

Maatschappelijke waardering van ecosysteemdiensten; een handreiking voor publieke besluitvorming

Achtergronddocument bij Natuurverkenning 2011



Wot
Wettelijke Onderzoekstaken Natuur & Milieu **werkdocumenten**

C.M. van der Heide & F.J. Sijtsma

**Maatschappelijke waardering van ecosystemendiensten; een handreiking voor
publieke besluitvorming**

De reeks 'Werkdocumenten' bevat tussenresultaten van het onderzoek van de uitvoerende instellingen voor de unit Wettelijke Onderzoekstaken Natuur & Milieu (WOT Natuur & Milieu). De reeks is een intern communicatiemedium en wordt niet buiten de context van de WOT Natuur & Milieu verspreid. De inhoud van dit document is vooral bedoeld als referentiemateriaal voor collega-onderzoekers die onderzoek uitvoeren in opdracht van de WOT Natuur & Milieu. Zodra eindresultaten zijn bereikt, worden deze ook buiten deze reeks gepubliceerd.

Dit werkdocument is gemaakt conform het Kwaliteitshandboek van de WOT Natuur & Milieu.

WOT-werkdocument **273** is het resultaat van een onderzoeksopdracht van het Planbureau voor de Leefomgeving (PBL), gefinancierd door het Ministerie van Economische Zaken, Landbouw & Innovatie (EL&I). Dit onderzoeksrapport draagt bij aan de kennis die verwerkt wordt in meer beleidsgerichte publicaties zoals Balans van de Leefomgeving en Thematische Verkenningen.

Maatschappelijke waardering van ecosysteemdiensten; een handreiking voor publieke besluitvorming

Achtergronddocument bij
Natuurverkenning 2011

C.M. van der Heide

F.J. Sijtsma

Werkdocument 273

Wettelijke Onderzoekstaken Natuur & Milieu

Wageningen, december 2011

Referaat

Heide, C.M. van der & F.J. Sijtsma (2011). *Maatschappelijke waardering van ecosysteemdiensten; een handreiking voor publieke besluitvorming. Achtergronddocument bij Natuurverkenning 2011*. Wageningen, Wettelijke Onderzoekstaken Natuur & Milieu, WOt-werkdocument 273. 73 blz.; 12 fig.; 8 tab.; 90 ref.; 2 bijl.

Dit document gaat in op de methoden waarmee ecosysteemdiensten kunnen worden gewaardeerd alsmede de manier waarmee ze volwaardig in beleidsevaluaties kunnen worden meegenomen. In het bijzonder richt het document zich op de vraag hoe de maatschappelijke waarde van ecosysteemdiensten tot uitdrukking gebracht kan worden op een dusdanige wijze dat beleidsmakers en beleidsanalisten ermee uit de voeten kunnen. Het document, dat meer conceptueel dan empirisch van aard is, dient als theoretische basis voor de Natuurverkenning 2011, waarbinnen ecosysteemdiensten een belangrijk thema vormen. Naast een verhandeling over monetarisering van ecosysteemdiensten, wordt ingegaan op een geschikte evaluatiemethode (Maatschappelijke kosten-batenanalyse (MKBA), Multicriteria-analyse (MCA), of een gecombineerde multicriteria kosten-batenanalyse (MCKBA)) waarmee veranderingen in omvang en hoeveelheid ecosysteemdiensten geëvalueerd kunnen worden. De onderzoekers pleiten voor het gebruik van de MCKBA, een mengvorm van de MKBA en MCA, die de specifieke kracht van beide onderliggende evaluatie-instrumenten benut.

Trefwoorden: ecosysteemdiensten, evaluatie, monetarisering, kosten-batenanalyse, multicriteria-analyse, multicriteria kosten-batenanalyse, Natuurverkenning.

Auteurs:

C.M. van der Heide (LEI Wageningen UR)

F.J. Sijtsma (RU Groningen)

©2011 **LEI Wageningen UR**

Postbus 29703, 2502 LS Den Haag

Tel: (070) 335 83 30; fax: (070) 361 56 24; e-mail: informatie.lei@wur.nl

Rijksuniversiteit Groningen

Faculteit Ruimtelijke Wetenschappen

Landleven 1, 9747 AD Groningen

Tel: (050) 363 38 68; e-mail: f.j.sijtsma@rug.nl

De reeks WOt-werkdocumenten is een uitgave van de unit Wettelijke Onderzoekstaken Natuur & Milieu, onderdeel van Wageningen UR. Dit werkdocument is verkrijgbaar bij het secretariaat. **Het document is ook te downloaden via www.wotnatuurenmilieu.wur.nl.**

Wettelijke Onderzoekstaken Natuur & Milieu, Postbus 47, 6700 AA Wageningen

Tel: (0317) 48 54 71; Fax: (0317) 41 90 00; e-mail: info.wnm@wur.nl; Internet: www.wotnatuurenmilieu.wur.nl

Alle rechten voorbehouden. Niets uit deze uitgave mag worden vervoelvoudigd en/of openbaar gemaakt door middel van druk, fotokopie, microfilm of op welke andere wijze ook zonder voorafgaande schriftelijke toestemming van de uitgever. De uitgever aanvaardt geen aansprakelijkheid voor eventuele schade voortvloeiend uit het gebruik van de resultaten van dit onderzoek of de toepassing van de adviezen.

Woord vooraf

Dit onderzoek naar de maatschappelijke waardering van ecosystemendiensten is uitgevoerd in opdracht van het Planbureau voor de Leefomgeving (PBL) in het kader van de Natuurverkenning 2011. Het uitbrengen van een Natuurverkenning is een wettelijke taak, die onder verantwoordelijkheid valt van het PBL en waaraan Wageningen UR via de WOT Natuur en Milieu een belangrijke bijdrage levert. De Natuurverkenning heeft tot doel een aantal mogelijke toekomstrichtingen voor natuur en landschap op lange termijn te schetsen, waarbij ingespeeld wordt op ontwikkelingen die op de samenleving kunnen afkomen. Naast het schetsen van die mogelijke ontwikkelingen geeft de Natuurverkenning ook handelingsperspectieven voor het beleid op korte en middellange termijn.

Om verschillende redenen staat het huidige natuurbeleid onder druk. Een van die redenen is dat ondanks inspanningen de biodiversiteitsdoelen niet gehaald worden. Daarnaast stuit het beleid op weerstand in de uitvoering ervan en is het beleid mogelijk niet bestand tegen ontwikkelingen als klimaatverandering. Ook groeit de aandacht voor het duurzaam gebruik van natuurlijke hulpbronnen en staan de zogenaamde ecosystemendiensten in de beleidsdossiers. Vanuit de samenleving klinkt het geluid dat het natuurbeleid toe is aan een herijking. Natuurverkenning 2011 wil hierop inspelen en de maatschappelijke discussie rond het huidige natuurbeleid prikkelen en voeden.

De Millennium Ecosystem Assessment (MEA), een publicatie in opdracht van de Verenigde Naties, stelde in 2005 dat 60% van de ecosystemendiensten gedurende de laatste 50 jaar is gedegradeerd. De zoveelste *inconvenient truth* die aantoonde wat de gevolgen zijn van onze huidige leefstijl. Sinds de publicatie van de MEA heeft de maatschappelijke waardering van ecosystemendiensten – de baten die de natuur de mens levert – steeds meer aandacht gekregen, niet alleen vanuit de wetenschappelijke wereld, maar ook vanuit het beleid. Je bent dan ook geneigd te zeggen dat twee wetenschappers die besluiten een bijdrage te leveren aan de boeken- en rapportenberg over ecosystemendiensten op z'n minst aan zelfoverschatting lijden. Hoe groot is de kans dat je collega's en publiek met een nieuw feit, een nieuw gezichtspunt, laat staan een nieuwe visie kunt verrassen? We hebben ons door dit weinig verlokkelijke vooruitzicht niet laten weerhouden en hebben geprobeerd de huidige stand van zaken omtrent het belang van ecosystemendiensten in een toegankelijk geschreven Nederlandstalig document weer te geven. In het bijzonder hebben we ons gericht op de methoden waarmee ecosystemendiensten kunnen worden gewaardeerd alsmede de manier waarmee ze volwaardig in beleidsevaluaties kunnen worden opgenomen.

Ecosystemendiensten zijn onlosmakelijk met de mens verbonden. Het feit alleen al dat er een classificatiesysteem van ecosystemendiensten bestaat – productiediensten, regulerende diensten, culturele diensten, en ondersteunende diensten – weerspiegelt een menselijke ordening. Verder benadrukken ecosystemendiensten de utilitaire waarde van natuur; het nut van de mens staat voorop. De waardering van deze diensten en de evaluatie van beleid dat op de diensten betrekking heeft, vormt dan ook een logische schakel in de relatie tussen mens en ecosystemendienst.

Methoden van waarderen en evalueren van ecosystemendiensten zoals toegepast in de Natuurverkenning worden in dit document wetenschappelijk geborgd. Als zodanig vormt het document de methodiekbekrijving en –verantwoording van een deel van de Natuurverkenning.

Opdrachtgevers van dit onderzoek zijn Rijk van Oostenbrugge en Petra van Egmond (PBL). Op eerdere versies van het document is kritisch gereflecteerd door Floor Brouwer (LEI Wageningen UR), Arjan Ruijs en Petra van Egmond (PBL). Hun constructieve en inspirerende opmerkingen hebben we bijzonder gewaardeerd, waarvoor hartelijk dank.

Martijn van der Heide en Frans Sijtsma



Inhoud

Woord vooraf	5
Samenvatting	9
1 Inleiding	13
1.1 Aanleiding	13
1.2 Achtergrond van het onderzoek	14
1.3 Doel- en vraagstelling	14
1.4 Opbouw van het document	16
2 Wat zijn ecosysteemdiensten?	17
2.1 Drie definities van ecosysteemdiensten	17
2.2 Belangrijke aspecten van de definitie	18
2.2.1 Het begrip ecosysteem	18
2.2.2 Diensten, baten en functies	19
2.3 Relaties tussen categorieën ecosysteemdiensten	22
3 Belangrijke waarderingsissues rond ecosysteemdiensten	25
3.1 Monetair en maatschappelijk waarderen	25
3.1.1 De voors en tegens van monetair waarderen	25
3.1.2 Niet bij monetair waarderen alleen	26
3.2 Waardering van toevoerdiensten	31
3.2.1 Menselijke handelen als input voor toevoerdiensten	31
3.2.2 Drie waarderingsrelevante typen toevoerdiensten	32
3.2.3 Duurzaamheid en de kwaliteit van ecosystemen	33
3.2.4 Conclusies waardering toevoerdiensten	35
3.3 Waardering van regulerende diensten	35
3.3.1 Niet alle diensten voor een individu waarneembaar	36
3.3.2 Ecosystemen veroorzaken ook kosten	37
3.3.3 Conclusies waardering regulerende diensten	37
3.4 Waardering van culturele diensten	38
3.4.1 Waardering hoogste waarden: niet monetair en afhankelijk van lagere behoeften	38
3.4.2 Conclusies waardering culturele diensten	40
3.5 Waardering van ondersteunende diensten	41
4 Evaluatie-instrumenten	43
4.1 Inleiding	43
4.2 Maatschappelijke kosten-batenanalyse (MKBA)	43
4.3 Multicriteria-analyse (MCA)	46
4.4 Het combineren van MKBA en MCA	47
5 Toepassing evaluatie-instrumenten in twee case-studies	49
5.1 Inleiding	49
5.2 Cost of Policy Inaction (COPI)	50
5.2.1 Uitgangspunten	50
5.2.2 De kosten en baten van exoten	51

5.2.3	Monetaire niet-gebruikswaarden en hun interpretatie	52
5.2.4	De onzekere monetaire waardering van klimaateffecten	52
5.3	Millennium Ecosystem Assessment (MEA)	56
6	Synthese en conclusies: naar een combinatie van MKBA en MCA	59
	Literatuur	63
Bijlage 1	Ecosysteemdiensten volgens MEA	67
Bijlage 2	Ecosysteemwaardering à la Costanza <i>et al.</i> (1997)	69

Samenvatting

Ecosysteemdiensten als relatie tussen natuur en economie

Beleidsmakers staan telkens voor de uitdaging allerlei keuzes te maken ten aanzien van natuur, bijvoorbeeld over de omvang, kwaliteit en toegankelijkheid van een natuurgebied, of over het al dan niet opofferen van natuur, of over de specifieke invulling van het natuurbeleid. Economische analyse van natuur kan nuttig zijn om beleidsmakers te ondersteunen in hun keuzes. Dat vereist uiteraard dat het belang van natuur goed in kaart worden gebracht, hetgeen economen voor de uitdaging stelt om natuur en haar waarde te vertalen in termen waar politici beleid op kunnen baseren en belanghebbenden inzichten aan kunnen ontleen.

Om de relatie tussen natuur en economie in kaart te brengen en te leren begrijpen, is het begrip 'ecosysteemdiensten' gedefinieerd. Kortweg worden hiermee de (economische) baten bedoeld die mensen ontleen aan ecosystemen. Daarmee is het begrip een typisch 'hoerawoord': iedereen is vóór meer ecosysteemdiensten, iedereen vindt ze prachtig. Maar tegelijkertijd zijn ecosysteemdiensten het summum van vaagheid: de praktische vertaling ervan in het beleid kan alle kanten opgaan. In dit document gaan we dieper in op het begrip, leggen we de relatie tussen natuur en ecosysteemdiensten, en onderzoeken we de bruikbaarheid ervan voor besluitvorming in het Nederlandse overheidsbeleid. Hierbij buigen we ons in het bijzonder over de maatschappelijke waardering van ecosysteemdiensten en gaan we dieper in op het probleem van hoe precies ecosysteemdiensten in besluitvorming meegenomen kunnen worden.

Ecosysteemdiensten nader geduid

In de Millennium Ecosystem Assessment (2005) worden ecosysteemdiensten omschreven als de door de natuur aan de mens geleverde baten. Het begrip verwijst daarmee naar het functionele aspect van natuur dat vaak wordt geplaatst tegenover de benadering waarin de zogeheten intrinsieke waarde van de natuur – de waarde die natuur heeft los van haar financiële, instrumentele of gebruikswaarde voor de mens – voorop wordt gesteld. Zoals een fabricageproces leidt tot de eindproducten waar mensen behoefte aan hebben, zo kan natuur worden beschouwd als een samenspel van processen en componenten met als uiteindelijk resultaat de ecosysteemdiensten. Zo bezien kan natuur worden opgevat als een uitermate ingewikkelde fabriek, waar ecosysteemdiensten het eindproduct van zijn.

Naast de mens is ook het begrip biodiversiteit onlosmakelijk verbonden met ecosysteemdiensten. De vooronderstelling is namelijk dat biodiversiteit en ecosysteemdiensten positief aan elkaar zijn gerelateerd (hoe meer biodiversiteit hoe meer ecosysteemdiensten), maar de mate waarin dit feitelijk het geval is (én het wetenschappelijk aplomb van die vaststelling), is onderwerp van discussie. Want niet enkel het aantal soorten is van belang voor de levering van bepaalde diensten, maar ook de soortensamenstelling.

Doorgaans worden ecosysteemdiensten opgesplitst in productiediensten (zoals voedsel, brandstof, hout en zoet water), regulerende diensten (zoals klimaatregulatie, biologische plaagbestrijding en waterzuivering), culturele diensten (zoals esthetische en spirituele waarden, recreatie en onderwijs), en ondersteunende diensten (zoals primaire productie, bodemvorming en nutriëntenkringloop).

Ecosysteemdiensten: waarde voor de samenleving

De waarde die ecosysteemdiensten hebben voor de samenleving kan zeer verschillende vormen aannemen, bijvoorbeeld plaagbestrijding en bestuiving in de landbouw, watervasthoudend vermogen en een bijdrage aan de menselijke gezondheid. Dit zijn zeer ongelijksoortige baten, veelal gemeten en gewaardeerd in hun eigen dimensies. Er is steeds meer behoefte aan één allesomvattende

waardebepaling. Monetaire waardering (kortweg monetarisering) kan hierin een belangrijke rol spelen, en krijgt in wetenschap en beleid op dit moment steeds meer aandacht (zie bijvoorbeeld het TEEB-project, *The Economics of Ecosystems and Biodiversity*). Dit in de veronderstelling dat ecosysteemdiensten hiermee een stevige plaats in het beleid zullen krijgen. Monetariseren is aantrekkelijk omdat het eendimensionale afweging mogelijk maakt: alle kosten en baten kunnen in geldwaarde met elkaar worden vergeleken. Je kunt zaken naast elkaar zetten, optellen en aftrekken en vervolgens een 'nuchtere' balans opmaken. Maar er kleven ook risico's aan: veel ecosysteemdiensten lopen niet via de markt. Een kwantificering in geldtermen is daardoor veelal moeilijk, of arbitrair. Met name als het om ondersteunende (bijvoorbeeld nutriëntenkringloop, primaire productie) en regulerende (bijvoorbeeld klimaatregulatie, bodemretentie) diensten gaat. Maar ook sommige culturele diensten, waaronder educatie, inspiratie, spiritualiteit, zijn erg lastig in geld uit te drukken.

Monitariseren van ecosysteemdiensten

Ondanks de moeilijkheden die eraan kleven, zijn er verschillende methoden beschikbaar voor het monetariseren van ecosysteemdiensten. De vier voornaamste zijn: (i) marktprijzen; (ii) daadwerkelijk geopenbaarde voorkeuren (*revealed preferences*); (iii) gevraagde voorkeuren (*stated preferences*); en (iv) kostenbenadering (waaronder de vermeden kostenmethode, dat wil zeggen, de kosten die moeten worden gemaakt als negatieve milieu- of natuureffecten op een alternatieve (technologische) wijze zouden worden bestreden). Elke methode, hoe wetenschappelijk onderbouwd ook, heeft zijn voor- en nadelen. Welke methode het best toegepast kan worden, wordt mede bepaald door de aard van de te waarderen diensten. Productiediensten zijn relatief eenvoudig via marktprijzen te waarderen, terwijl de waarde van culturele diensten beter door de methode van gevraagde voorkeuren is te achterhalen. Verder is bij monetarisering en de keuze van de waarderingmethode, de context van belang. Welk doel wordt er met het in geld uitdrukken van ecosysteemdiensten nagestreefd? Is het louter om het economisch belang van ecosysteemdiensten te onderstrepen, of moet, op de komma nauwkeurig, de schade berekend worden die door een oliemaatschappij aan een ecosysteem is toegebracht?

Voor het bereiken van bepaalde doelstellingen is beleid nodig. Beleid vereist middelen en instrumenten, waarmee activiteiten kunnen worden ondernomen. Afwegingen tussen doelstellingen, middelen en instrumenten staan centraal binnen het beleid. Om de beleidsmaker te ondersteunen bij zijn afwegingen wordt vaak gebruik gemaakt van formele evaluatie-instrumenten. Bij evaluatie draait het om '*judging merit or worth*', oftewel: om het beoordelen van de merites of waarde van verschillende beleidsopties. Twee basistechnieken staan de beleidsmaker ter beschikking waarmee hij of zij zicht kan krijgen op de maatschappelijke impact van een beleidsoptie: (i) MKBA (maatschappelijke kosten-baten analyse) en (ii) MCA (multicriteria-analyse).

Maatschappelijke kosten-batenanalyse en Multicriteria-analyse

MKBA is een evaluatie-instrument waarbij een zoveel mogelijk in geld gekwantificeerd overzicht wordt gegeven van de voor- en nadelen van alternatieve beleidsmaatregelen ten opzichte van een referentiesituatie. Deze voor- en nadelen worden in de vorm van kosten- en batenposten, en in balansvorm, tegenover elkaar gezet. MCA onderscheidt zich van MKBA doordat niet alle effecten in geld worden uitgedrukt. In een MCA wordt een aantal beleidsmaatregelen beoordeeld aan de hand van scores op bepaalde effecten, ook wel criteria genoemd. Aan elk criterium wordt een gewicht toegekend (kan kwantitatief maar ook kwalitatief van aard zijn), dat het belang van het criterium voor de besluitvormer weergeeft.

Wanneer toegepast op twee case-studies waarin ecosysteemdiensten centraal staan (namelijk de Cost of Policy Inaction (COPI), zie Braat & Ten Brink, 2008; en de Millennium Ecosystem Assessment (MEA), 2005), blijken zowel MKBA als MCA verschillende haken en ogen te hebben. Zo vereist de MKBA dat alle ecosysteemdiensten gemonetariseerd worden, wat ondoenlijk blijkt te zijn, bijvoorbeeld vanwege fundamentele onzekerheden in koolstofvastlegging en andere klimaateffecten. En de MCA die in MEA is toegepast, heeft een zodanig uitgebreide lijst met ecosysteemdiensten die

als criteria worden aangemerkt en waartussen veel samenhang en correlatie is, dat het onmogelijk blijkt om iets over de afzonderlijke ecosysteemdiensten zelf te zeggen. Het uiteindelijke resultaat is een onheldere beoordeling.

Mengvorm van twee evaluatie-instrumenten

In plaats van te kiezen voor een MKBA of een MCA wordt in dit document gepleit voor het gebruik van een mengvorm van deze twee evaluatie-instrumenten. Het resultaat, de MCKBA, benut de specifieke kracht van beide onderliggende instrumenten. Dat wil zeggen, van de MKBA gebruikt ze de marktinformatie, het disconteren van effecten in de tijd en het helder denken over wiens welvaart nu eigenlijk telt in de evaluatie. Van de MCA gebruikt de gecombineerde methode het gemak om alle maatschappelijke effecten mee te nemen zonder al te veel beperkingen qua meetmethoden.

Om de verschillende kijkrichtingen te beoordelen, zal in de Natuurverkenning 2011 de gecombineerde MCKBA-methode worden toegepast. De effecten van ruimtelijk ingrijpende opties voor het natuurbeleid worden op die manier inzichtelijk gemaakt, zonder alle effecten geforceerd te moneteriseren en zonder te verdwalen in een brei aan criteria. De eerste resultaten staan in Sijtsma *et al.* (2011b) beschreven.

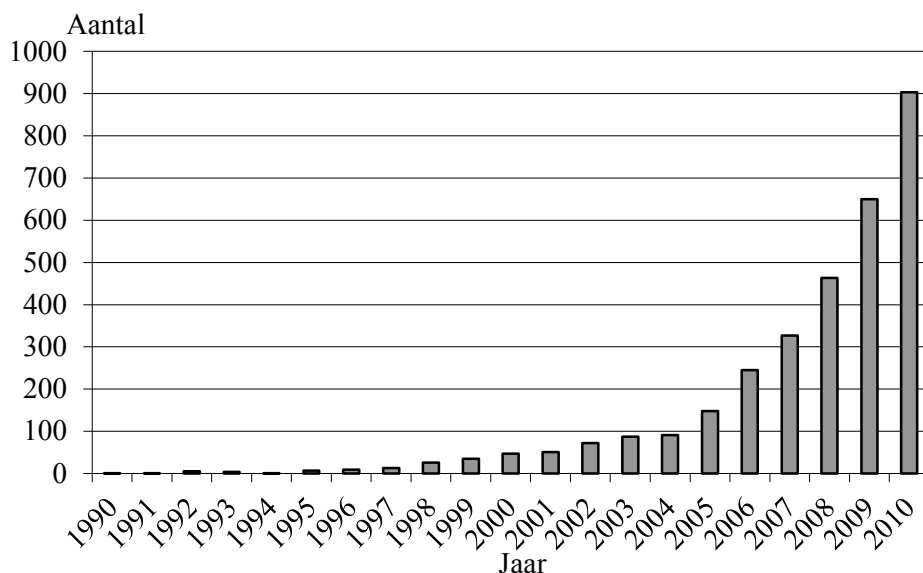
1 Inleiding

1.1 Aanleiding

Sinds de publicatie van de 'Millennium Ecosystem Assessment' (hierna aangeduid als MEA) in 2005 – een wereldwijd project dat als doel had in kaart te brengen welke baten de mondiale ecosystemen de mensheid leveren – heeft het gebruik van de term 'ecosysteemdiensten' een hoge vlucht genomen. Een zoekopdracht op de term *ecosystem services* in een wetenschappelijke database levert vóór 1980 geen enkele 'hit' op. Tussen 1980 en 2004 neemt het aantal hits gestaag toe: 2 hits tussen 1980 en 1990, 149 hits tussen 1991 en 2000, en 297 hits tussen 2001 en 2004. Maar vanaf 2005 stijgt het aantal publicaties over *ecosystem services* enorm. Tussen 2005 en vandaag de dag zijn er 1.200 wetenschappelijke publicaties verschenen waarin de term wordt genoemd (zie Figuur 1).¹ Overigens stellen Fisher *et al.* (2011) dat het leeuwendeel van deze studies ecologisch van aard is. De economische literatuur over ecosysteemdiensten haalt het vooralsnog bij lange na niet bij de economische literatuur die over klimaatverandering is verschenen.

Deze stijgende populariteit blijft niet beperkt tot de wetenschap; ook in het beleid keert de term vandaag de dag steeds vaker terug. Een goed voorbeeld hiervan is beleidsprogramma 'Biodiversiteit werkt: voor natuur, voor mensen, voor altijd' (LNV, 2008), waarin het vorige Kabinet aangaf wat tussen 2008 en 2012 de prioriteiten zijn om aantasting van biodiversiteit aan te pakken en het behoud ervan te bevorderen. Eén van deze prioriteiten is gericht op het verduurzamen van het gebruik van ecosysteemdiensten en het creëren van markten en betalingsmechanismen hiervoor.

In dit inleidende hoofdstuk beschrijven we wat het onderhavige document toevoegt aan de bestaande kennis over ecosysteemdiensten. We beginnen met de achtergrond (paragraaf 1.2) en doel- en vraagstelling van het onderzoek (paragraaf 1.3). Daarna wordt kort de opbouw van het document gepresenteerd (paragraaf 1.4).



Figuur 1. Aantal internationale publicaties over ecosysteemdiensten (zoekterm: *ecosystem services*)

¹ Gebaseerd op een zoekopdracht in Scopus, op de Engelstalige term '*ecosystem services*', 5 april 2011. Voor een vergelijkbare analyse, zie Fisher *et al.* (2009).

1.2 Achtergrond van het onderzoek

In een klein en dichtbevolkt land als Nederland staat natuur vrijwel continue onder druk, bijvoorbeeld door huizenbouw, aanleg van wegen en industrie. Toch vinden veel mensen natuur belangrijk, onder andere voor een fijne woon- en werkomgeving, om te sporten en te recreëren, en voor de rust (Maas, 2008). Bij veel Nederlanders leeft dan ook de wens om natuur in de buurt te hebben.

Het overheidsbeleid speelt een belangrijke rol om een zorgvuldige balans te vinden tussen de verschillende – ruimtelijk vaak strijdige – wensen en belangen. Beleidsmakers op verschillende beleidsterreinen zullen zich geconfronteerd zien met het nut en de noodzaak van natuur. Zo dient de beleidsmaker voor het natuurbeleid bijvoorbeeld inzicht te hebben in wat het aankopen, inrichten en beheren van natuur in verschillende vormen kost en welke baten dit oplevert, teneinde optimaal tegemoet te komen aan de wens van veel Nederlanders, en natuur te behouden en te ontwikkelen. En de beleidsmaker ruimtelijke ordening moet bij het ordenen van concurrerende grondgebruiksmogelijkheden zicht hebben op het belang van natuur en de rol die natuur vervult voor de samenleving. Dat wil zeggen: welke maatschappelijke betekenis heeft natuur nu en in de toekomst, en welke concurrerende mogelijkheden tasten welke natuurlijke functies aan?

De verschillende beleidsmakers staan telkens voor de uitdaging allerlei keuzes te maken ten aanzien van natuur, bijvoorbeeld over de omvang, kwaliteit en toegankelijkheid van een natuurgebied, maar ook over het al dan niet opofferen van natuur of over de specifieke invulling van het natuurbeleid. Al deze en andere keuzes worden voortdurend beïnvloed door (politieke of persoonlijke) macht en door sociale, economische, culturele, politieke, en wetenschappelijke motieven, doelen en ambities.

Economische analyse van natuur kan nuttig zijn om beleidsmakers te ondersteunen in de verschillende keuzes die ze moeten maken en bij het formuleren van natuur- en ruimtelijk orderingsbeleid. Dat vereist uiteraard dat het belang van natuur goed in kaart wordt gebracht, hetgeen economen voor de uitdaging stelt om natuur en haar waarde te vertalen in termen waar politici beleid op kunnen baseren en belanghebbenden inzichten aan kunnen ontleen (zie ook Van der Heide *et al.*, 2000).

Om de relatie tussen natuur en economie in kaart te brengen en te leren begrijpen, heeft het MEA het weinig fantasievolle begrip ‘ecosysteemdiensten’ gedefinieerd. Kortweg worden hiermee de (economische) baten bedoeld die mensen ontleen aan ecosystemen. In dit document gaan we dieper in op dit begrip, leggen we de relatie tussen natuur en ecosysteemdiensten, en onderzoeken we de bruikbaarheid ervan voor besluitvorming in het Nederlandse overheidsbeleid. Hierbij buigen we ons in het bijzonder over het probleem van hoe precies ecosysteemdiensten in besluitvorming meegenomen kunnen worden.

1.3 Doel- en vraagstelling

In dit document staat de maatschappelijke waardering van ecosysteemdiensten centraal.² Meer in het bijzonder: doel van het document is het beoordelen van het begrip ecosysteemdiensten op zijn economische merites, en na te gaan hoe deze merites beleidsmakers kunnen ondersteunen in de te maken keuzes ten aanzien van natuur. Hierbij wordt verondersteld dat beleidsmakers streven naar

² In Hoofdstuk 2 komt de bespreking van het begrip ‘ecosysteemdiensten’ ruimschoots ter sprake. Maar naast dit begrip verdient ook het begrip ‘maatschappelijke waarde’ een nadere uitleg. Evenals maatschappelijke welvaart (zie Stolwijk, 2010) is ook maatschappelijke waarde geen nauwkeurig gedefinieerd en afgebakend concept. Waarde is immers, per definitie, een subjectief concept. De behoeftes van individuen lopen nu eenmaal uiteen, ondanks de veelal grote overeenkomsten, en daarmee ook de waarde die ze hechten aan de goederen en diensten waarmee in hun behoeftes kan worden voorzien. Maatschappelijke waarde is evenwel meer dan de waarde die door (markt)prijzen wordt weerspiegeld, en betreft bijvoorbeeld ook de werkgelegenheid die verbonden is aan een ecosysteemdienst.

goed onderbouwde en transparante keuzes, waarbij doorgaans 'trade-offs' noodzakelijk zijn. Hiermee wordt bedoeld dat belangen, goederen of diensten tegen elkaar uitgeruild worden, waarbij de keuze voor het één ten koste gaat van het ander. Beleidsmakers, willen inzicht hebben in de totale maatschappelijke effecten en verdelingseffecten van deze 'trade-offs'. Wie draagt bijvoorbeeld de lasten en wie plukt de vruchten van een beleidskeuze? Die vraag is makkelijker gesteld dan beantwoord. Om de maatschappelijke effecten en de 'trade-offs' volledig te kunnen vergelijken, is inzicht in de maatschappelijke waarde van ecosysteemdiensten nodig. Er is, met andere woorden, een maat nodig die het mogelijk maakt om de veelheid aan preferenties en voorkeuren met elkaar te wegen én expliciet te maken.

Hoewel er talloze publicaties over ecosysteemdiensten zijn verschenen – we zouden dit rapport moeiteloos kunnen volmaken met honderden *faits divers* uit de wondere wereld van ecosysteemdiensten – is de discussie over de waardering ervan nog verre van uitgekristalliseerd. In dit document willen we deze discussie verder helpen door een antwoord te geven op de vraag hoe de maatschappelijke waarde van natuur tot uitdrukking gebracht kan worden op een dusdanige wijze dat beleidsmakers en beleidsanalisten er mee uit de voeten kunnen.³ Het document dient als theoretische basis voor de Natuurverkenning die in 2011 wordt uitgebracht en waarbinnen ecosysteemdiensten een belangrijk thema vormen.

De volgende vier onderzoeksvragen zijn leidend in de opzet en aanpak van dit onderzoek:

1. Wat is de definitie van ecosysteemdiensten, en welke ecosysteemdiensten zijn er te onderscheiden?
2. Wat zegt de literatuur over problemen en mogelijkheden van maatschappelijke waardering van ecosysteemdiensten? Anders gezegd: wat zijn belangrijke waarderingssissues rond ecosysteemdiensten? En wat is het precieze doel van maatschappelijke waardering binnen de context van beleidsondersteuning?
3. Welke evaluatiemethoden kunnen worden ingezet om veranderingen in omvang en hoeveelheid ecosysteemdiensten te analyseren, die het gevolg zijn van een bepaalde interventie of beleidskeuze?
4. Is het mogelijk om tot een geschikte evaluatiemethode te komen op basis waarvan binnen de Natuurverkenning 2011 veranderingen in omvang en hoeveelheid ecosysteemdiensten geëvalueerd kunnen worden?

Het document is bedoeld voor beleidsmakers en beleidsanalisten en dient als input voor de Natuurverkenning 2011, waarin het Planbureau voor de Leefomgeving vier zogeheten kijkrichtingen uitwerkt als mogelijkheden voor toekomstige natuur in Nederland. Ecosysteemdiensten nemen in deze kijkrichtingen, en dan met name in de kijkrichting 'functionele natuur' een belangrijke rol in. Het onderzoek dat zijn beslag heeft gekregen in dit document is uitgevoerd in opdracht van het PBL, en heeft voornamelijk plaatsgevonden in 2009 en 2010. Het document borgt de zoektocht naar geschikte manieren voor het waarderen en evalueren van ecosysteemdiensten, en levert bovendien bouwstenen aan voor vervolgonderzoek. Resultaten uit dit document zijn meegenomen in de gehanteerde methodiek van de Natuurverkenning 2011 (zie Sijtsma *et al.*, 2011b; Melman en Van der Heide, 2011). Verder is het document meer conceptueel dan empirisch van aard en beweegt zich wetenschappelijk gezien op het snijvlak van economie en ecologie, met daarbinnen een geïntegreerde aandacht voor het terrein van de beleidsevaluatie.

³ Voor een vergelijking met het buitenland, zie bijvoorbeeld de Special Section '*Ecosystem services: From theory to implementation*' in het wetenschappelijke tijdschrift *PNAS* (Daily & Matson, 2008), Liekens *et al.* (2010), en de *UK National Ecosystem Assessment* (Watson en Albon, 2010; Bateman *et al.*, 2011).

1.4 Opbouw van het document

De vier bovengenoemde onderzoeksvragen bepalen de structuur van dit document. Om te beginnen staat in Hoofdstuk 2 de eerste onderzoeksvraag centraal. Voor het beschrijven en definiëren van ecosysteemdiensten maken we vooral gebruik van bestaande inzichten en definities. De in dit hoofdstuk gepresenteerde aanpak sluit zoveel mogelijk aan bij de hedendaagse literatuur over ecosysteemdiensten.

De tweede onderzoeksvraag komt in Hoofdstuk 3 aan de orde. We zullen zien dat het waarderingsvraagstuk al sinds de jaren zeventig van de vorige eeuw tot verhitte discussies heeft geleid, en dat deze discussie voortduurt tot aan de dag van vandaag. Zo bestaat er in Nederland nog altijd veel weerstand tegen het in geld uitdrukken – ook wel ‘monetariseren’ genoemd – van natuur.⁴ Deze weerstand is vooral gebaseerd op vrij fundamentele en principiële bezwaren tegen het in ‘platte geldtermen’ beprijzen van ecosystemen en hun diensten, alhoewel benadrukt moet worden dat monetariseren lang niet altijd louter bedoeld is om een prijskaartje aan natuur te hangen. Hoofdstuk 3 gaat voor elke categorie van ecosysteemdiensten in op de waardering ervan, niet alleen monetair maar ook breder.

In Hoofdstuk 4 staat de derde onderzoeksvraag centraal. Hier gaan we dieper in op verschillende evaluatiemethoden, in het bijzonder de maatschappelijke kosten-baten analyse (MKBA) en multicriteria-analyse (MCA). De ene categorie ecosysteemdiensten is makkelijker in een MKBA – voor veel economen en beleidsmakers de meest populaire evaluatiemethode – onder te brengen dan de andere. In hoeverre is een MCA dan een geschikt alternatief? In dit hoofdstuk wordt verder nagegaan wat, voor het analyseren van ecosysteemdiensten, de toegevoegde waarde is van het combineren van MKBA en MCA.

Hoofdstuk 5 behandelt twee verschillende case-studies waarin effecten op ecosysteemdiensten geëvalueerd worden met achtereenvolgens een MKBA en een MCA.

Tot slot bevat Hoofdstuk 6 het raamwerk waarnaar de vierde onderzoeksvraag verwijst. In dit hoofdstuk komen de verschillende elementen uit de voorgaande hoofdstukken samen en worden ze toegepast op en geïllustreerd aan de hand van enkele case studies. Op deze manier krijgt de theoretische verhandeling een praktische vertaling en wordt tegelijkertijd een eerste inzicht verschaft in hoe ecosysteemdiensten en de waardering ervan concreet toegepast kunnen worden in de Natuurverkenning 2011.

⁴ Vandaag de dag is monetaire waardering van natuur in de Verenigde Staten gemeengoed. In verschillende delen van Europa wordt het vooralsnog minder vaak toegepast, voornamelijk als gevolg van het ontbreken van politieke wil en gebrek aan vertrouwen in waarderingsmethoden (zie Pearce, 1998 en Bräuer, 2003).

2 Wat zijn ecosysteemdiensten?

2.1 Drie definities van ecosysteemdiensten

Het gebruik van de term 'ecosysteemdiensten' is, zoals we in het inleidende hoofdstuk zagen, dankzij de publicatie van de MEA de laatste jaren enorm toegenomen. Toch werd de term ruim twintig jaar eerder al geïntroduceerd, door Ehrlich en Ehrlich (1981).⁵ Maar vanzelfsprekend is het met de term ecosysteemdiensten evenwel als met de zwaartekracht: die bestond ook ruimschoots voordat Isaac Newton de wet erop formuleerde. Vanaf de jaren negentig begon de term geleidelijk in zwang te raken, alhoewel de invullingen ervan varieerden. Volgens Fisher & Turner (2008) heeft met name het werk van Gretchen Daily (1997) een grote rol gespeeld bij het op de kaart zetten van de term.⁶

Vandaag de dag keren drie definities van ecosysteemdiensten geregeld terug. Naast de definitie van de MEA (2005) zijn dat de definities van Daily (1997) en die van Costanza *et al.* (1997). Ze omschrijven ecosysteemdiensten als:

- The benefits human populations derive, directly or indirectly, from ecosystem functions (Costanza *et al.*, 1997, p. 253).
- The conditions and processes through which natural ecosystems, and the species that make them up, sustain and fulfill human life. They maintain biodiversity and the production of ecosystem goods, such as seafood, forage, timber, biomass fuel, natural fiber, and many pharmaceuticals, industrial products, and their precursors (Daily, 1997, p. 3).
- The benefits people obtain from ecosystems (MEA, 2005, p. v).

De drie definities lopen naadloos in elkaar over of eigenlijk: dwars door elkaar heen. Daily beschouwt ecosysteemdiensten vooral als 'condities en processen', alsmede als 'life-support functions'. Bij Costanza *et al.* zijn ecosysteemdiensten de goederen en diensten die voortvloeien uit allerlei ecosysteemfuncties en die door de mensheid worden benut. En MEA stelt, evenals Costanza *et al.*, ecosysteemdiensten gelijk aan baten, waarbij ze niet nalaat geregeld te herhalen dat de mens voor zijn voortbestaan afhankelijk is van deze diensten.

Zheng *et al.* (2008) laten zien dat de definitie van ecosysteemdiensten zoals geformuleerd door Daily met name vanuit het oogpunt van de ecologische theorie veel gebruikt is. De definitie van MEA, en ook die van Costanza *et al.*, is daarentegen meer toegespitst op de sociale wetenschappen en heeft daarmee een antropocentrisch karakter. De laatste tijd staat deze mensgeoriënteerde aanpak van ecosysteemdiensten steeds meer centraal, onder andere in TEEB (o.a. Ten Brink, 2011).⁷ Een ander verschil tussen de drie studies is dat Daily expliciet onderscheid maakt tussen ecosysteemgoederen en -diensten, terwijl Costanza *et al.* en MEA dit onderscheid wel erkennen, alleen blijft deze erkenning vooral impliciet. Dat wil zeggen, Costanza *et al.* signaleren weliswaar een verschil tussen ecosysteemgoederen en -diensten maar scharen alles voor het gemak onder de term 'diensten'. Bij

⁵ Voor een historisch overzicht van het gebruik van de term ecosysteemdiensten in relatie met economische theorie, zie Gómez-Baggethun *et al.* (2010).

⁶ Opvallend is overigens dat menig bioloog in de jaren '90 de term 'life support functions' gebruikte voor datgene wat nu als ecosysteemdiensten wordt omschreven (zie onder anderen De Groot, 1992).

⁷ TEEB staat voor *The Economics of Ecosystems and Biodiversity* en is van origine een door de VN uitgebrachte internationale studie naar de kosten en baten van biodiversiteit (op initiatief van de Duitse bondskanselier Angela Merkel). Het streven van TEEB is om meer inzicht te krijgen in de mondiale opbrengst van biodiversiteit, de kosten van achteruitgang van ecosystemen en de kosten van bescherming van biodiversiteit. Daarnaast wordt in de verschillende deelrapporten een aantal concrete beleidsinstrumenten voorgesteld voor het behoud van biodiversiteit (zie www.teebweb.org, maar ook PBL, 2010).

MEA worden, zoals we hieronder zullen zien, de door Daily onderscheiden ecosysteemgoederen als een aparte categorie 'diensten' aangeduid.

De verschillende definities van ecosysteemdiensten leiden tot verschillende classificaties. Tegenwoordig lijkt vooral de classificatie van MEA veelvuldig toegepast te worden; deze komt inmiddels in talloze wetenschappelijke artikelen en beleidsdocumenten terug. De MEA-classificatie onderscheidt vier categorieën ecosysteemdiensten (voor een uitgebreidere opsomming van bijbehorende diensten, zie Bijlage 1):

1. Toevoerdiensten:

Voorbeelden: voedsel (waaronder zeevis), hout, riet, overige grond- en delfstoffen, zoetwater, genetische hulpbronnen, natuurlijke medicijnen en farmaceutische grondstoffen.

2. Regulerende diensten:

Voorbeelden: klimaat-, overstroming-, erosie, en ziekteregulatie, waterzuivering, zaadverspreiding, bestuiving, weerstand tegen exoten.

3. Culturele diensten:

Voorbeelden: esthetica, spiritualiteit en religie, educatie en kennis, recreatie.

4. Ondersteunende diensten:

Voorbeelden: nutriëntenkringloop, bodemformatie en -behoud, habitatvorming, primaire productie.

De eerste categorie van diensten – de toevoerdiensten – vormt een verzameling van wat Daily in 1997 ecosysteemgoederen had genoemd. Voorts is een opvallend gegeven in de opsomming van MEA, maar ook van andere gebruikte classificaties, dat het bij het benoemen van specifieke diensten altijd gaat om een lijstje met 'onder andere'. Uitputtende lijsten van ecosysteemdiensten blijken, met andere woorden, niet te geven. Dit gegeven versterkt de relevantie van de hier gevolgde, meer conceptuele, insteek ten aanzien van ecosysteemdiensten en hun waardering.

Hoewel er dus verschillende definities van ecosysteemdiensten bestaan, elk met hun eigen classificatie, nemen we voor onze context – het ondersteunen van de publieke besluitvorming – MEA als uitgangspunt: ze is omvattender en meer op maatschappelijke processen gericht dan andere definities en opsommingen van ecosysteemdiensten, en bovendien actueler en gangbaarder dan die van bijvoorbeeld Costanza *et al.*⁸

2.2 Belangrijke aspecten van de definitie

2.2.1 Het begrip ecosysteem

Nu we enigszins zicht hebben op de achtergrond en definitie van de term ecosysteemdienst, rijst de vraag wat een ecosysteem nu feitelijk is. Wallace (2007, p. 243) gebruikt hiervoor de definitie die Tirri *et al.* hebben geformuleerd en waarin een ecosysteem wordt omschreven als "*a functional entity or unit formed locally by all the organisms and their physical (abiotic) environment interacting with each other.*" Wallace wijst er terecht op dat deze definitie ervan uit gaat een ecosysteem naast natuurlijke elementen ook elementen omvat die door cultuur bepaald zijn, zoals gedomesticeerde dieren, gebouwen, wegen en de mensheid zelf. Vaak echter, en vooral in het alledaagse taalgebruik, wordt een ecosysteem enkel geassocieerd met de natuurlijke elementen ervan. Maar hoewel ecosysteemdiensten weliswaar een wezenlijk onderdeel uitmaken van de natuur, blijven ze niet

⁸ Sommige auteurs onderscheiden *landschapsdiensten* van *ecosysteemdiensten* (o.a. Termorshuizen en Opdam, 2009; Willemen, 2010). Termorshuizen en Opdam (2009) suggereren dat voor een interdisciplinair wetenschapsgebied als landschapsplanning het concept landschapsdiensten beter geschikt is dan het concept ecosysteemdiensten, omdat met name voor niet-ecologen de term 'landschap' meer aanspreekt dan de term 'ecosysteem'. Willemen (2010) gebruikt het concept landschapsdiensten om baten aan het ruimtelijk niveau van landschappen toe te kennen, wat op meerdere ecosystemen betrekking kan hebben. Voor het overige zijn deze diensten, aldus Willemen, identiek aan ecosysteemdiensten.

beperkt tot (puur) natuur alleen. Landbouwgrond, bijvoorbeeld, levert ook ecosysteemdiensten.⁹ We komen hier later op terug.

Sommige ecosystemen zijn grotendeels door mensenhanden tot stand gekomen, met als voornaamste doel de omvang van de geleverde ecosysteemdiensten te vergroten. Agro-ecosystemen of bosplantages zijn hier voorbeelden van. Dit zijn door menselijk ingrijpen gemanipuleerde ecosystemen, louter gericht op de productie van voedsel en hout. Maar ook dergelijke op productie gerichte ecosystemen, beïnvloed en beheerd door de mens, leveren naast deze specifieke diensten nog allerlei andere (meer indirecte) ecosysteemdiensten. Binnen bepaalde ecosystemen kunnen specifieke ecosysteemdiensten dus de overhand hebben, zoals voedselproductie in agro-ecosystemen, maar dit gaat vaak ten koste van andere diensten binnen het ecosysteem. Meer algemeen geformuleerd, binnen een ecosysteem is een uitruil (of concurrentie) mogelijk tussen de verschillende diensten. Op de relaties tussen de verschillende ecosysteemdiensten wordt hieronder dieper ingegaan.

2.2.2 Diensten, baten en functies

Boyd en Banzhaf (2005; 2006; 2007) stellen dat drie noodzakelijke voorwaarden een ecosysteemdienst definiëren, waarbij zij (2007, p. 619) ecosysteemdiensten omschrijven als *“components of nature, directly enjoyed, consumed, or used to yield human well-being”*:

- de dienst wordt geleverd door een ecosysteem;
- de dienst levert de mensheid baten, en vergroot daarmee het menselijk welzijn;
- de dienst is het ‘eindproduct’ dat als zodanig door mensen benut kan worden (voor het waarderen van ecosysteemdiensten is dit een belangrijk gegeven; we komen hieronder hierop terug);

Opvallend hierbij is dat de twee auteurs er nadrukkelijk op wijzen dat voor hen ecosysteemdiensten en baten niet hetzelfde zijn. Hiermee wijken ze dus duidelijk af van MEA waarin diensten en baten aan elkaar gelijk worden gesteld. Wat het gevolg is van dit verschil in zienswijze kan het beste worden geïllustreerd aan de hand van een voorbeeld. Recreatie wordt door Boyd en Banzhaf niet als ecosysteemdienst beschouwd, maar wél als baat waaraan het ecosysteem een belangrijke bijdrage levert. Recreatieve baten, aldus de twee auteurs, ontstaan door het gezamenlijke gebruik van ecosysteemdiensten, zoals bijvoorbeeld planten- en diersoorten, en ‘traditionele’ goederen en diensten, waaronder fietspaden, hengels of verrekijkers. In dit geval zijn de ecosysteemdiensten de ‘eindproducten’ van de natuur die door een consument direct gebruikt worden om recreatieve baten te produceren. Door ecosysteemdiensten gelijk te stellen aan baten, bestaat het gevaar dat door meer, of een beter, gebruik van ‘traditionele’ goederen en diensten de waarde van ecosysteemdiensten lijkt toe te nemen, terwijl dit in werkelijkheid niet zo hoeft te zijn. Opnieuw een voorbeeld ter illustratie. Hobbyvissers kunnen de baten die ze ontleen aan het vissen laten toenemen door betere en geavanceerdere hengels te gebruiken, waarmee ze meer of grotere vissen kunnen vangen. Maar deze toename in baten betekent niet automatisch dat ook de ecosysteemdienst (lees: de vispopulatie) in omvang is toegenomen. Daarom, zo schrijven Boyd en Banzhaf, is het goed om baten los te koppelen van de ecosysteemdienst.

Naast MEA, beschouwt ook Wallace (2007) ecosysteemdiensten en baten als wezenlijk identiek. Fisher & Turner (2008; zie ook Fisher *et al.*, 2009) daarentegen volgen de redenering van Boyd en Banzhaf, en benadrukken het onderscheid tussen diensten en baten. Bovendien gaan Fisher & Turner

⁹ Het is zinvol om hierbij onderscheid te maken tussen de diensten van agrarische ecosystemen en ‘groene diensten’. Agrarische ecosysteemdiensten zijn de baten die mensen ontleen aan agrarische ecosystemen. Hierbij kan bijvoorbeeld worden gedacht aan de genetische diversiteit in land- en tuinbouwgewassen, of de waterbergingsfunctie die landbouwgronden kunnen hebben. Groene diensten daarentegen hebben betrekking op ‘werkzaamheden’ die boeren (naast de gewone agrarische bedrijfsvoering) verrichten op het gebied van natuur, water, landschap en toegankelijkheid van het landelijk gebied. Groene diensten zijn dus een verzameling van activiteiten die bijdragen aan de levering van ecosysteemdiensten.

ervan uit dat ecosystemendiensten *niet* direct door de mens gebruikt hoeven te worden. Ze stellen dat zodra de welvaart wordt beïnvloed door ecologische processen of functies, er sprake is van ecosystemendiensten. Dit in tegenstelling tot Boyd en Banzhaf (maar ook Wallace) die van mening zijn dat louter en alleen het directe 'eindproduct' van natuur als ecosystemediensdienst gezien kan worden. Dus, terwijl Fisher & Turner bestuiving wel als ecosystemediensdienst zien, omdat bestuiving een ecologische functie is waarvan de mensheid indirect baat heeft (in de vorm van voedsel), geldt dit niet voor Boyd en Banzhaf en Wallace. Zij beschouwen niet de bestuiving zelf, maar de door bestuiving ontstane honing als ecosystemediensdienst. Deze honing classificeren Fisher & Turner op hun beurt weer als baat.

Kortom, er bestaan verschillende uiteenlopende meningen over wat nu wel en wat nu niet precies tot een ecosystemediensdienst behoort. Voor onderhavig onderzoek naar de maatschappelijke waardering van ecosystemendiensten is vooral het onderscheid tussen een ecosystemefunctie en een ecosystemediensdienst van belang. Een ecosystemefunctie beschrijft de biologische, chemische of fysieke interacties binnen een ecosysteem. Ecosystemendiensten zijn weliswaar afhankelijk van deze functies, maar toch betekenen deze twee begrippen niet hetzelfde. Het zijn namelijk de ecosystemendiensten, en dus niet de functies, die door mensen worden gewaardeerd. Hiermee volgen we de lijn van Boyd en Banzhaf, maar ook van de MEA. Een ecosystemefunctie als fotosynthese, bijvoorbeeld, wordt door mensen nooit als doel op zich gewaardeerd. Maar het is het uiteindelijke resultaat van fotosynthese (groen, voedsel) waar waarde aan wordt ontleend (zie ook Tekstbox 1).¹⁰

Tekstbox 1: Ecosystemen als het eindproduct van een natuurlijke fabriek

Natuur bestaat uit een wervelend samenspel van processen, functies en interacties. Oceanen beïnvloeden het klimaat, het klimaat beïnvloedt het plantenleven, het plantenleven beïnvloedt de dierlijke leefomgeving, enzovoorts. Deze aaneenschakeling van natuurlijke verschijnselen is essentieel voor leven op aarde en dus ook voor het menselijk welzijn. Juist daardoor zijn al deze verschijnselen ook bijzonder waardevol. Maar waardevol zijn, is niet hetzelfde als een ecosystemediensdienst zijn. Wellicht dat een metafoor dit kan illustreren (zie Boyd en Banzhaf, 2005).

Een econoom kan een klassieke fabriek zien als een serie inputs én een manier om deze inputs te combineren tot een eindproduct waar behoefte aan is. Hoe precies het eindproduct tot stand komt, is voor hem of haar van minder belang. Een ecosystemediensdienst kan ook als een eindproduct worden beschouwd, waar mensen al dan niet bewust behoefte aan hebben. En het is dit eindproduct dat voor veel mensen telt, en niet zo zeer de (eveneens zeer belangrijke) processen, functies en interacties waar ecosystemendiensten afhankelijk van zijn. Met andere woorden, net zoals het fabricageproces leidt tot de eindproducten waar mensen behoefte aan hebben, zo kan natuur worden beschouwd als een samenspel van processen en componenten met als uiteindelijk resultaat de ecosystemendiensten. Zo bezien kan natuur worden opgevat als een uitermate ingewikkelde fabriek, waar ecosystemendiensten het eindproduct van zijn.

Een dergelijke metafoor maakt meteen duidelijk wat de relatie is tussen ecosystemendiensten en biodiversiteit. Vaak worden deze twee begrippen door elkaar gehaald, terwijl er wel degelijk onderscheid tussen de twee is. Ecosystemendiensten zijn afhankelijk van de aanwezige biodiversiteit: zonder biodiversiteit geen ecosystemediensdienst. Maar hoeveel biodiversiteit (bijvoorbeeld gemeten in aantallen soorten) nu eigenlijk nodig is voor de levering van bepaalde diensten, is lang niet altijd even duidelijk: niet enkel het *aantal* soorten is van belang, maar ook de *soortensamenstelling*. Daarnaast zijn voor bepaalde ecosystemendiensten, zoals klimaatregulatie, enkel de (fysieke) eigenschappen van soorten, zoals vorm en omvang van het blad, belangrijk.

¹⁰ Maar dat neemt niet weg dat ecosystemefuncties wel degelijk een waarde kunnen hebben, net zoals afzonderlijke ecosystemestructuren en -componenten (Ansink *et al.*, (2008).

Tabel 1. Ecosysteemdiensten, -functies en baten volgens verschillende auteurs

Auteurs	Ecosysteem functies	Ecosysteemdiensten
MEA (2005)	Natuurlijke structuur of een natuurlijk proces dat beschreven en gemeten kan worden zonder een noodzakelijk link met de mens.	Baten die mensen ontlenen aan ecosystemen. Een dienst is het resultaat van ecosysteemfuncties en hebben altijd een relatie met menselijke baathebbers.
Wallace (2007)	Functies zijn gelijk aan processen en processen zijn complexe interacties (gebeurtenissen, reacties, ...) tussen biotische en abiotische elementen van ecosystemen die leiden tot een bepaald en welomlijnd resultaat.	De definitie van de MEA gaat ervan uit dat diensten verkregen kunnen worden uit zowel natuurlijke als culturele elementen van ecosystemen. Wallace wijst echter op het gebruik van een 'nauwere' definitie, namelijk diensten die enkel van natuurlijke elementen zijn afgeleid.
Boyd en Banzhaf (2005; 2006; 2007)	Functies zijn de biologische, chemische and fysieke interacties verbonden aan ecosystemen, en maken onderdeel uit van biologisch, hydrologisch en klimaatonderzoek, en andere natuurwetenschappelijk onderzoek.	Ecosysteemdiensten zijn afhankelijk van ecosysteemfuncties, en zijn de aspecten van een ecosysteem die door mensen worden gewaardeerd. Ze zijn de eindproducten van natuur en leveren menselijk welzijn op, maar zijn niet per se gelijk aan baten. Recreatie wordt vaak als ecosysteemdienst gezien, maar is eigenlijk een baat die het gevolg is van meerdere inputs, zoals natuur, kapitaal en arbeid. Boyd en Banzhaf beschouwen het ecologische deel van de input (het bos, de duinen) als ecosysteemdienst.
Fisher & Turner (2008), Fisher <i>et al.</i> (2009).	Ecosysteem functies maken onderdeel uit van de processen en de structuur van een ecosysteem, zonder dat ze een noodzakelijke link met de mensheid hebben. In een wereld zonder mensen zouden er geen ecosysteemdiensten zijn, maar wel ecosysteem functies.	Diensten zijn geen baten. Baten hebben expliciet en direct invloed op veranderingen in menselijke welvaart (meer voedsel, minder overstromingen), terwijl diensten niet rechtstreeks door mensen hoeven te worden benut. Als ecologische processen en functies een invloed hebben op de welvaart, dan zijn het ecosysteemdiensten. Bestuiving is dus een ecosysteemdienst, die bepaalde baten oplevert, namelijk voedsel. Wallace (2007) en Boyd en Banzhaf (2005; 2006; 2007) beschouwen het fruit dat het gevolg is van de bestuiving als ecosysteemdienst, en niet zo zeer de bestuiving zelf.
Onderhavige studie	Zoals bij de MEA (2005) en Fisher <i>et al.</i> (2009).	Zoals bij de MEA (zie bijvoorbeeld Figuur 2 in Melman <i>et al.</i> , 2010), maar wel gericht op specifieke eindproducten (zoals bij Boyd en Banzhaf (2005; 2006; 2007).

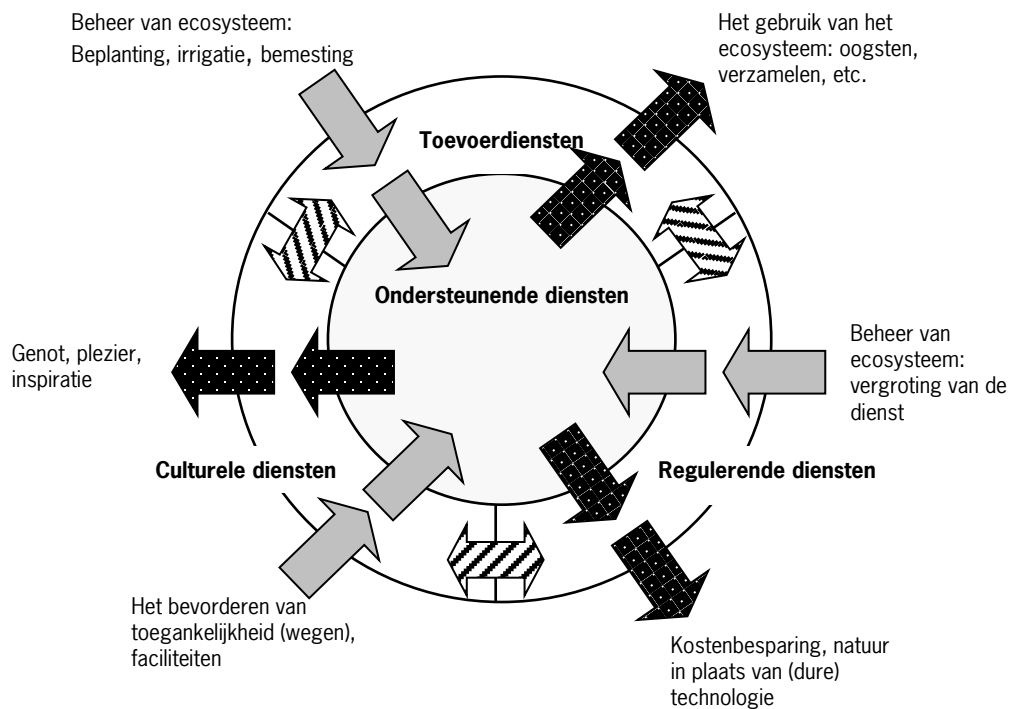
Ecosysteemdiensten beschouwen we dus als 'eindproducten' (zie ook Wainger *et al.*, 2010). Ecosysteemfuncties daarentegen zijn geen eindproducten, maar een 'intermediair' aspect van een ecosysteem. Vanwege dit intermediaire karakter bestempelen Fisher & Turner de door Boyd & Banzhaf geïdentificeerde ecosysteemfuncties als 'intermediaire' diensten. Met andere woorden, Fisher & Turner maken een onderscheid tussen 'intermediaire' diensten (zoals bestuiving, waterregulatie en bodemformatie) en finale diensten (zoals schoon water en storm-regulering) waaruit vervolgens baten ontstaan (zoals honing, drinkwater en bescherming van de leefomgeving).¹¹

¹¹ Een vergelijkbaar onderscheid tussen 'intermediaire' en 'finale' producten wordt door Boyd en Banzhaf (2007, p. 619) gemaakt: "*Many, if not most, components and functions of an ecosystem are intermediate products in that they are necessary to the production of services but are not services themselves.*" Zie verder ook Kroeger en Casey (2007) over dit onderwerp.

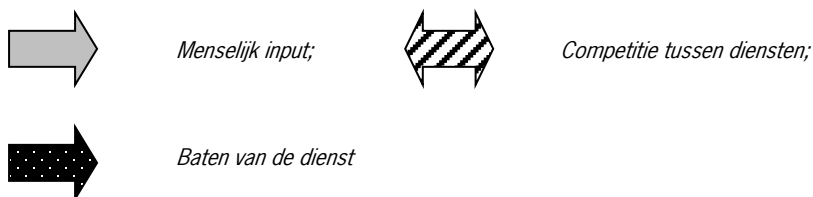
Hoe de verschillende auteurs aankijken tegen het onderscheid tussen diensten, baten en functies staat samengevat in Tabel 1.

2.3 Relaties tussen categorieën ecosysteemdiensten

Zoals eerder gesteld, zijn de verschillende ecosysteemdiensten met elkaar gerelateerd. Dit kan op verschillende manieren inzichtelijk worden gemaakt. Figuur 2 is gebaseerd op Braat en Ten Brink (2008) en laat zien hoe de ondersteunende diensten – die als een soort ecologische processen fungeren – feitelijk de andere drie categorieën van ecosysteemdiensten ‘stutten’ (ofwel ondersteunen).¹²



Uitleg pijlen:

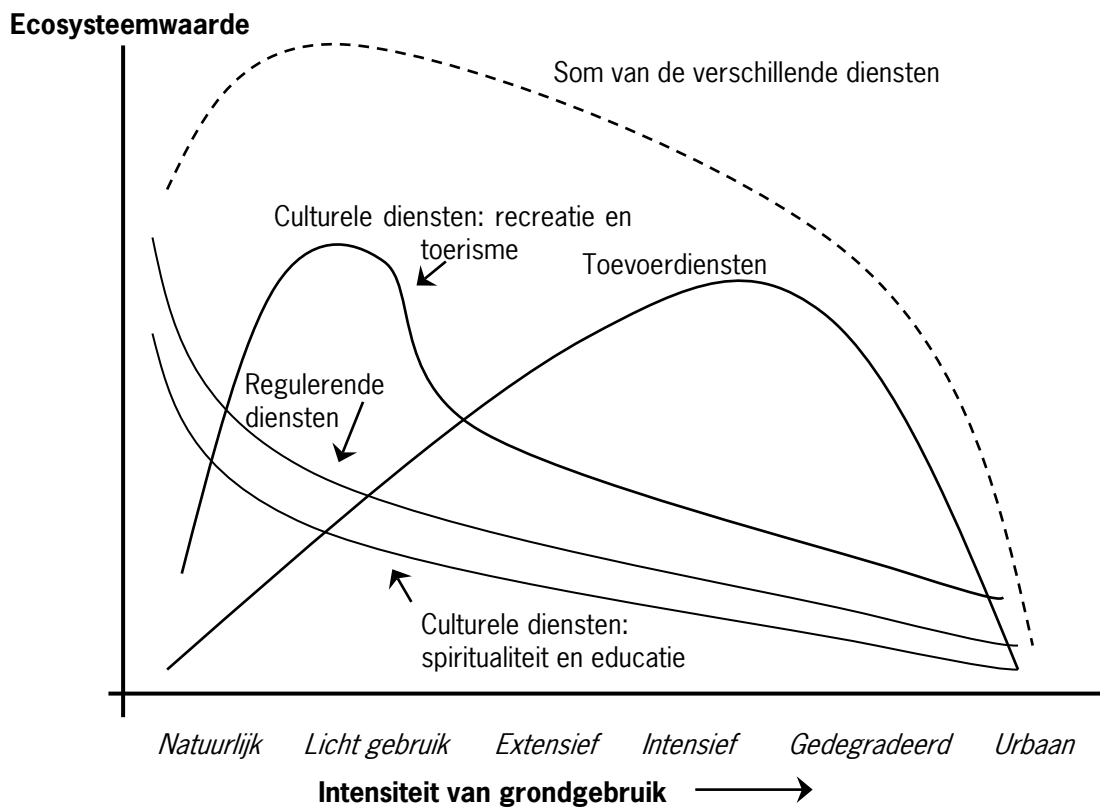


Figuur 2. De vier categorieën van ecosysteemdiensten. Bron: Braat en Ten Brink (2008, p. 91, Figure 5.3).

¹² Opvallend is overigens dat in het TEEB D0-rapport van De Groot *et al.* (2010) de ondersteunende diensten zijn vervangen door zogeheten habitatdiensten. De idee achter deze nieuwe categorie van diensten is dat ecosystemen zorg dragen voor het leefgebied van migrerende soorten, bijvoorbeeld in de vorm van kraamkamers. Anderzijds hebben habitatdiensten, aldus de auteurs van het rapport, betrekking op het behoud van genetische diversiteit.

In Tekstbox 1 zagen we al dat biodiversiteit bepalend is voor ecosysteemdiensten. De relatie tussen biodiversiteit en landgebruik aan de ene kant en de vier categorieën ecosysteemdiensten aan de andere kant, staat weergegeven in Figuur 3. Op basis van deze figuur – die is gebaseerd op conceptuele gegevens – is voorts af te lezen hoe er bij gewijzigd landgebruik een uitruil tussen verschillende diensten plaatsvindt. Zo zien we dat regulerende en enkele culturele diensten (namelijk, de cultureel-informatieve diensten, zoals spiritualiteit en religie, educatie en kennis) bij uitstek floreren wanneer natuur ‘puur’ en ‘wild’ is. Meer specifiek, de ‘ecosysteemwaarde’ van deze twee categorieën diensten is het hoogst wanneer er geen menselijke verstoring van ecosystemen plaatsvindt. Maar naarmate de menselijke invloed op het systeem groter wordt, en het landgebruik steeds meer een stedelijke karakter krijgt, neemt de ecosysteemwaarde van deze categorieën diensten af.

Daar staat tegenover dat toevoerdiensten en de cultureel-recreatieve diensten juist wél een bepaalde mate van menselijk handelen vereisen, willen ze tenminste de mensheid baten kunnen leveren. De waarde van toevoerdiensten is per definitie nul in een puur en onverstord ecosysteem. Om vruchten te kunnen plukken, grondstoffen te kunnen delven, grondwater te kunnen oppompen en bomen te kunnen kappen, is hoe dan ook een bepaalde mate van menselijke verstoring nodig. Hetzelfde geldt voor cultureel-recreatieve diensten: fietsen, wandelen en picknicken wordt pas mogelijk als hiervoor voorzieningen zijn getroffen.



Figuur 3. De relatie tussen biodiversiteit en landgebruik en verschillende categorieën ecosysteemdiensten – een fictief voorbeeld. Bron: Braat en Ten Brink (2008, p. 8, Figure 9).

3 Belangrijke waarderingsissues rond ecosysteemdiensten

Door de enorme complexiteit van ecosysteemdiensten is het toekennen van een waarde aan deze diensten niet eenvoudig. In dit hoofdstuk staan de onderwerpen 'waarde' en 'waardering' centraal. Omdat de term 'waardering' voor velerlei interpretaties vatbaar is, gaan we allereerst (paragraaf 3.1) in op het begrip zelf, waarbij we onderscheid maken tussen monetair waarderen en maatschappelijk waarderen. Ook staan we in deze inleidende paragraaf kort stil bij het hoe en waarom van waarderen. In de daaropvolgende vier paragrafen (3.2 tot en met 3.5) wordt voor elk van de vier categorieën van ecosysteemdiensten specifieke waarderingsvraagstukken besproken.

3.1 Monetair en maatschappelijk waarderen

3.1.1 De voors en tegens van monetair waarderen

In de afgelopen veertig jaar is een aanzienlijke hoeveelheid literatuur verschenen over het in monetaire termen waarderen van natuur (zie bijvoorbeeld Clawson en Knetsch, 1966; Garrod en Willis, 1999; Louviere *et al.*, 2000; Pearce, 2001a; Bräuer, 2003; Freeman, 2003; Liekens *et al.*, 2010). Niettemin is natuurwaardering nog steeds een controversieel onderwerp, vooral vanwege de combinatie van theoretische en empirische problemen (Diamond en Hausman, 1994; Stolwijk, 2004), de conceptuele valkuilen verbonden aan het begrip 'waarde' (Sagoff, 2008; 2011), en de mogelijke invloed die de uitkomsten van monetaire waardering kunnen hebben op de besluitvorming (Loomis *et al.*, 2000). Internationaal vermaarde biologen, zoals de eerder genoemde Ehrlich en Ehrlich (1992) stellen bijvoorbeeld onomwonden dat ecosystemen zo complex zijn, dat de mens daar nauwelijks een vinger achter kan krijgen, laat staan economisch kan waarderen. Zij worden in hun opvatting gesterkt door slecht of onvolledig uitgevoerde waarderingsstudies.

Nunes en Van den Bergh (2001) nuanceren dit beeld en beweren dat natuurwaardering wel degelijk zinvol kan zijn, maar wijzen er op dat de verschillende waarderingsmethoden niet universeel toepasbaar zijn op de verschillende niveaus van biologische diversiteit (genetische diversiteit, soortendiversiteit, ecosysteemdiversiteit en functionele diversiteit). Een vergelijkbare conclusie trekken Bulte en De Zeeuw (2002). Zij merken op dat er niet zoiets bestaat als dé waarde van natuur, milieu of bepaalde soorten. Indien beleidsmakers gebruik willen maken van waarderingsstudies, dan dienen deze studies, aldus Bulte en De Zeeuw, expliciete achtergrondinformatie te bevatten over de aard van bedreigingen waaraan het onderzoeksobject, zoals een diersoort of natuurterrein, is blootgesteld.

Als we ons specifiek richten op ecosysteemdiensten, dan geven Slootweg en Van Beukering in een recente studie (2008) een overzicht van tien uiteenlopende case studies waarin nadrukkelijk de waardering van deze diensten centraal staat. Deze studie hebben zij verricht op verzoek van de Commissie voor de milieueffectrapportage, waarbij de twee onderzoekers zich vooral hebben toegespitst op cases die invloed hebben gehad op de besluitvorming. Op basis van hun overzicht concluderen de auteurs dat monetair waarderen weliswaar methodologische problemen met zich mee brengt, maar dat deze de besluitvorming omtrent ecosysteemdiensten zeker niet hoeven te belemmeren. Verder geven ze een opsomming van redenen om ecosysteemdiensten monetair te waarderen (zie ook Pearce, 2001b; Turner *et al.*, 2003; Pagiola *et al.*, 2004; Pascual en Muradian, 2010):

- *Voorspraak*: monetaire waardering ter ondersteuning van het economisch belang van ecosysteemdiensten, vaak met als uiteindelijk doel 'duurzame ontwikkeling' te stimuleren.

- *Besluitvorming*: monetaire waardering ter ondersteuning van het beleid. Zo kan monetaire waardering nuttig zijn voor het alloceren van schaarse middelen over verschillende doelen. Bovendien kunnen de geldelijke bedragen als basis worden gebruikt voor zowel ex ante als ex post evaluaties van natuurbeleid, en kunnen ze als leidraad worden gebruikt voor een ex ante prioritering van opties binnen het natuurbeleid. Met euro's kan je zaken naast elkaar zetten, vergelijken, optellen en aftrekken en een 'nuchtere' balans opmaken.¹³
- *Schadeberekening*: monetaire waardering als hulpmiddel om de schade te berekenen die aan een ecosysteem is toegebracht, bijvoorbeeld door olierampen met tankers.
- *'Duurzame' financiering*: monetaire waardering ter bepaling van het meest wenselijke belastings- of heffingsniveau op het gebruik van de ecosysteemdienst. Belastingen of heffingen gaan, theoretisch gezien, het ongebreideld exploiteren van ecosystemen tegen, want hoe duurder het gebruik (ofwel, hoe hoger de belasting), hoe lager het daadwerkelijke gebruik. Bovendien leveren ze inkomsten op, waarmee het beheer, behoud en herstel van het ecosysteem gefinancierd kan worden.

Met deze verschillende motieven voor monetarisering in het achterhoofd, blijkt dat MEA zich vooral richt op besluitvormingsdoeleinden. In het deel dat als titel draagt *Ecosystems and Human Well-being: Current State and Trends, Volume 1* (2005, p. 34, Box 1.4) staat het als volgt geformuleerd:

"The MA uses valuation primarily . . . : as a tool that enhances the ability of decision-makers to evaluate trade-offs between alternative ecosystem management regimes and courses of social actions that alter the use of ecosystems and the multiple services they provide."

Natuurlijk zijn er ook argumenten tegen het monetariseren van ecosysteemdiensten. De meest gehoorde argumenten zijn:

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

3.1.2 Niet bij monetair waarderen alleen

Hierboven werd nadrukkelijk gesproken over monetaire waarde van ecosysteemdiensten, dat wil zeggen het in financiële termen waarderen van ecosysteemdiensten. Maar de waarde van ecosysteemdiensten kan op allerlei manieren worden geïnterpreteerd, afhankelijk van een aantal overwegingen: Een greep (zie Nunes en Van den Bergh, 2001):

- *Instrumentele versus intrinsieke waarde*: Monetair waarderen leidt tot instrumentele waarden: waarden die geen doel in zich zelf zijn, maar die louter als instrument worden gebruikt, voor bijvoorbeeld besluitvorming of schadeberekening. Een intrinsieke waarde daarentegen is waarde die zelfstandige betekenis heeft. Vanuit ecocentrisch gezichtspunt hebben ecosystemen een

¹³ Hiermee hangt samen dat monetaire waardering een manier is om weegfactoren duidelijk te krijgen die consumenten impliciet gebruiken om keuzes te maken en om preferenties te vormen rondom 'trade-offs (uitruil)'. Veelal zijn mensen zich niet expliciet bewust van hun preferenties voor natuur. Denken over de uitruilrelaties (bijvoorbeeld "wil ik het de bossen op de Veluwe opofferen voor een extra autosnelweg?") helpt mensen om deze preferenties duidelijk te krijgen. Zolang ze niet uitgekristalliseerd zijn, leidt monetaire waardering tot onzekere en instabiele resultaten.

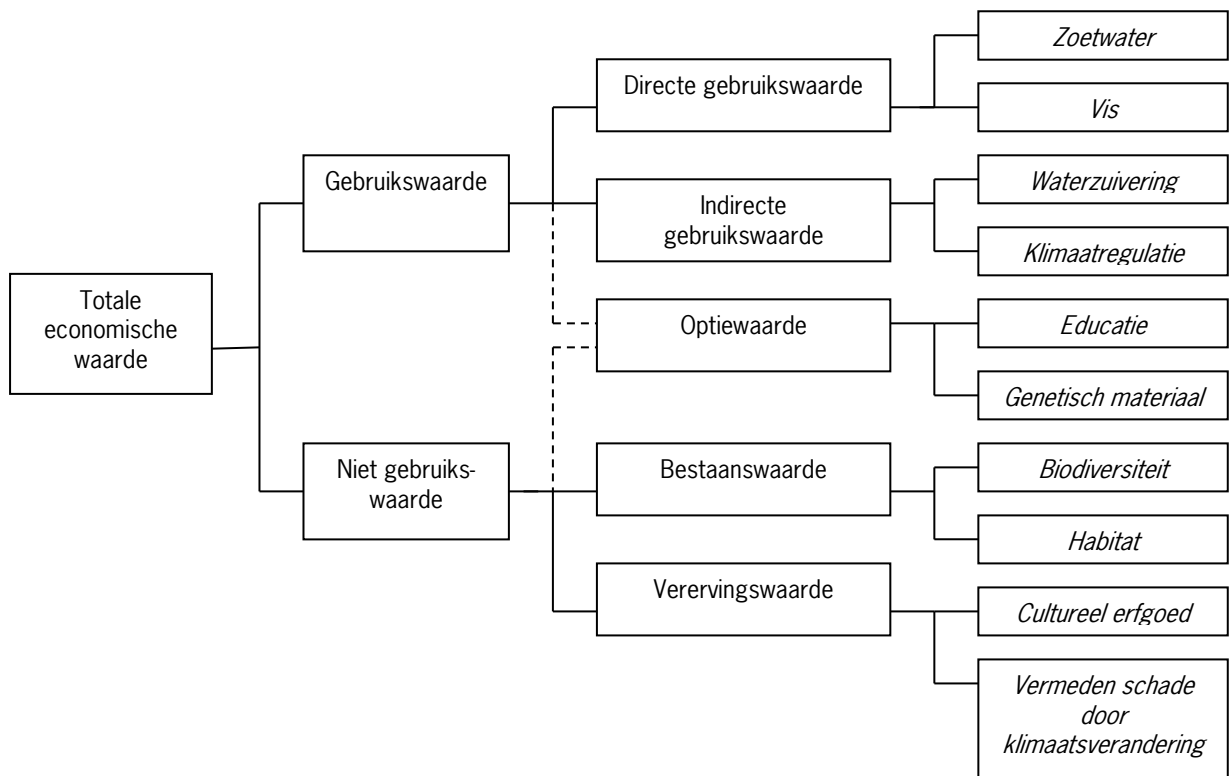
waarde in zichzelf. Deze intrinsieke waarde weerspiegelt het belang van het ecosysteem voor het behoud van soorten.

- *Monetaire versus ecologische indicatoren:* Monetair waarden leidt tot monetaire indicatoren, die als gemeenschappelijke noemer worden beschouwd waarmee het mogelijk wordt om, bijvoorbeeld, verschillende inrichtingsvarianten van de EHS met elkaar te vergelijken. Ecologische indicatoren daarentegen zijn niet-monetair van aard en omvatten graadmeters als soortenrijkdom. Hoewel monetaire indicatoren gebaseerd dienen te zijn op ecologische informatie, is hiermee niet gezegd dat monetaire en ecologische indicatoren altijd in dezelfde richting wijzen.
- *Directe versus indirecte waarden:* De directe waarde van ecosystemendiensten wordt vaak gekoppeld aan menselijk gebruik, in de vorm van productie en consumptie. De indirecte waarde hebben daarentegen vaak een wat vager karakter. Ze wordt veelal geassocieerd met een minimum niveau aan biodiversiteit (soms wordt in dit kader de term 'ecosysteem-infrastructuur' gebruikt) die noodzakelijk is voor de totstandkoming van ecosystemendiensten. Indirecte waarde hangt daarmee vooral samen met ondersteunende ecosystemendiensten. In de internationale literatuur zijn verschillende synoniemen voor indirecte waarde te vinden. De meest gebruikte zijn 'contributory value', 'primary value' en 'infrastructure value'. Indirecte waarden zijn lastig te bepalen en nog moeilijker te monetariseren. Vandaar dat wordt gesuggereerd dat monetaire waardering altijd leidt tot een onderschatting van ecosystemendiensten, simpelweg omdat we niet weten wat de indirecte waarde van ecosystemendiensten is.
- *Totale waarden versus waarden van verandering:* Met onverdroten ijver benadrukken economen keer op keer dat het bij monetair waarden dient te gaan om veranderingen in ecosystemendiensten en niet om de absolute omvang ervan. 'Verandering' is essentieel, aangezien de economische theorie van monetaire waardering is gebaseerd op inkomenscompensatie of –equivalentie van een specifieke verandering (bijvoorbeeld van de oppervlakte natuur) zodanig dat het individueel nut constant blijft. Het waarden van absolute niveaus van ecosystemendiensten is daarom onzinnig en leidt vooral tot commotie en discussie (zie Bijlage 2).
- *Lokaal versus mondiaal:* Bij monetair waarden is de ruimtelijke context erg belangrijk. Verlies aan ecosystemendiensten wordt vaak beschreven in een nationale of zelfs internationale context. Het verdwijnen van het tropisch regenwoud, en de gevolgen ervan voor de internationale gemeenschap, vormt hier een goed voorbeeld van. Veel waarderingsstudies zijn evenwel lokaal of regionaal van aard. Hoewel hier dus sprake lijkt te zijn van een 'mismatch' tussen problematiek en de economische analyse ervan, kan er tegelijkertijd op gewezen worden dat het verlies aan ecosystemendiensten op alle ruimtelijke schaalniveaus speelt, van lokaal tot wereldwijd.¹⁴
- *Holistisch versus reductionistisch:* Volgens de holistische benadering hebben ecosystemendiensten een abstracte betekenis, gekoppeld aan de integriteit, stabiliteit en veerkracht van complexe systemen. Hierdoor zijn ecosystemendiensten moeilijk te ontwarren, ontrafelen en te meten. Doordat er nog steeds onvoldoende kennis is over hoe ecosystemen nu eigenlijk functioneren, blijft de vertaling van ecologische informatie naar monetaire waarden een moeilijke en dikwijls frustrerende opgave. Het monetair waarden wordt daarom door talloze biologen omschreven als hopeloze exercitie, dat gedoemd is tot mislukken. Een reductionistische benadering daarentegen is gebaseerd op het idee dat de totale waarde van ecosystemendiensten in verschillende 'deelcategorieën' opgesplitst kan worden, wat het monetariseren van de diensten vergemakkelijkt. De gebruikswaarde en niet-gebruikswaarde zijn de twee belangrijkste deelcategorieën.

Kortom, het waarden van ecosystemendiensten kent talloze facetten die in ogenschouw genomen moeten worden. De specifieke invulling van deze facetten wordt vooral bepaald door het uiteindelijke doel van een bepaalde waarderingsvraag.

¹⁴ Vergelijkbaar hiermee zullen waarden ook in de tijd veranderen ('inter-temporele veranderingen'). Aan recreatie in het buitengebied, of aan CO₂ wordt nu veel meer waarde toegekend dan, zeg, 20 jaar geleden (zie Gaaff en Melman, 2011).

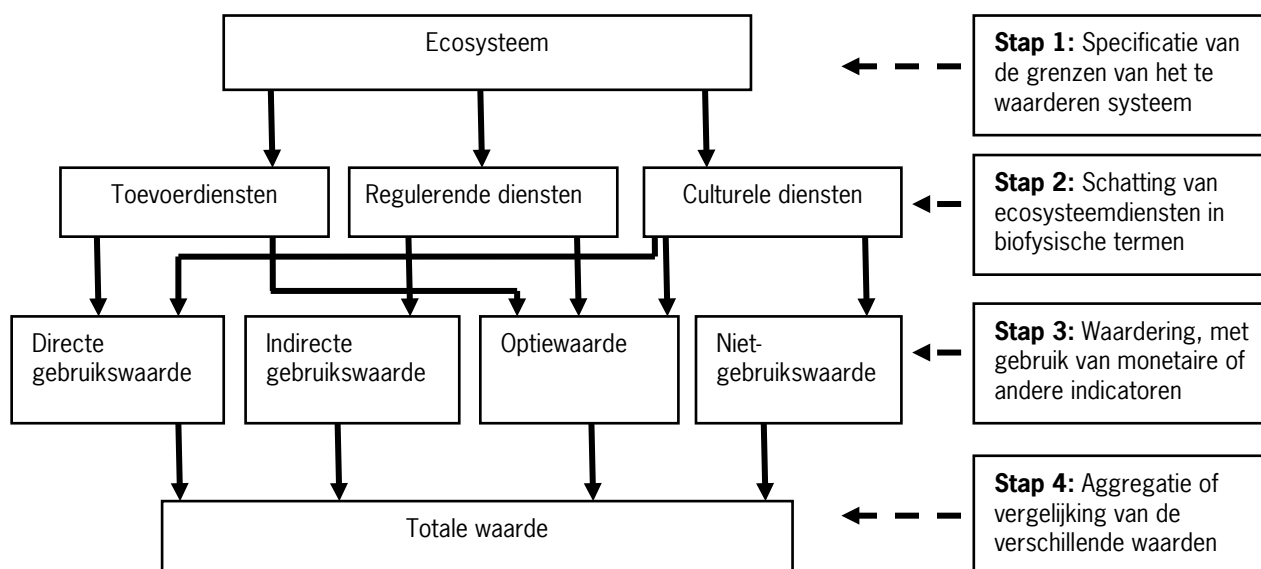
Een reductionistische benadering, waarin de verschillende waarden van ecosystemendiensten worden onderscheiden, biedt een interessant en transparant theoretisch raamwerk voor monetair waarderen. Daarmee wordt echter niet gezegd dat de uitvoering ervan – dat wil zeggen, het daadwerkelijk monetariseren en de uiteindelijke bedragen die aan de diensten gekoppeld worden – met grote zekerheid ter hand kan worden genomen. Bepaalde ecosystemendiensten, met name de ondersteunende en regulerende, zijn nu eenmaal lastig te monetariseren. Daar doet de reductionistische benadering niets aan af. Maar deze benadering geeft wél op een transparante manier weer waar (binnen de Natuurverkenning) de mogelijkheden, maar ook haken en ogen liggen van monetair waarderen. Figuur 4 geeft hiervan een illustratief voorbeeld.



Figuur 4. Een nadere categorisering van de totale waarde van ecosystemendiensten, met helemaal rechts (cursief weergegeven) een niet-uitputtende lijst van voorbeelden van verschillende diensten (zie bijvoorbeeld ook Ten Brink, (2011, Fig. 4.4) en Figueroa en Pasten (2010, Table 3) voor uitgebreidere versies van deze categorisering)

De in Figuur 4 weergegeven 'totale economische waarde' is gebaseerd op individuele preferenties en valt daarmee binnen het raamwerk van de economische nutstheorie. En hoewel op papier deze 'totale economische waarde' alle baten afdekt die de economie, mensen en maatschappij aan ecosystemen ontlene, valt het in de praktijk niet mee om al deze ecosystemendiensten daadwerkelijk in geldelijke termen uit te drukken. Al is het maar omdat niet alle ecosystemendiensten bekend of geïdentificeerd zijn. Ten Brink (2011, p. 141) schrijft daarom terecht dat *"the TEV [Total Economic Value, ofwel, totale economische waarde] should therefore be seen as a partial estimate of the total system value (TSV) that combines all benefits, whether monetized, quantified or simply understood qualitatively."* Hoe dat zou moeten plaatsvinden, staat schematisch samengevat in Figuur 5.

Door ecosystemendiensten te beschouwen als baten van natuur en daar vervolgens (monetaire) waarden aan te hangen, bestaat al gauw het beeld dat 'financiële baten' en 'waarden' synoniemen zijn. Op het eerste gezicht is dit logisch, want iets dat waardevol is, brengt vaak hoge geldelijke baten voort of iets wordt waardevol gevonden omdat mensen er veel baten aan ontlene. Maar voor ecosystemen hoeft dit niet altijd opgeld te doen.



Figuur 5. Waardering van ecosystemendiensten, waarbij stap 3 meer behelst dan louter monetarisering. Bron: Hein et al. (2006, p. 211, Figure 1).

Ecosystemen, of natuurgebieden, die een lage soortenrijkdom hebben (en daarmee een lage biodiversiteitswaarde) kunnen hoge financiële baten opbrengen, wanneer ze bijvoorbeeld worden geëxploiteerd met fietspaden, pannenkoekenhuisjes, ijscoberen en campings. Omgekeerd kan een natuurterrein met hoge biodiversiteitswaarde weinig geldelijke baten opleveren omdat het vanwege zijn kwetsbaarheid niet is opengesteld voor het publiek. Dit laatste betekent echter niet dat daarmee ook het totaal aan baten van het natuurterrein nauwelijks van belang is. De internationale gemeenschap is zeer gebaat bij het Amazonegebied, zelfs al is dit gebied ontoegankelijk of niet opgesteld voor toerisme. De baten worden dan echter niet ontleent aan de toevoerdiensten, maar aan de regulerende en ondersteunende diensten.

In dit document kijken we nadrukkelijk verder dan enkel monetair waarderen. In feite richten we ons op de maatschappelijke waardering van ecosystemendiensten, en dat kan zowel in kwalitatieve, kwantitatieve en monetaire termen. Ecosystemendiensten zijn weliswaar gekoppeld aan baten, maar dit hoeft niet per definitie te betekenen dat deze baten altijd in geld worden uitgedrukt. De baten hebben een bepaalde waarde voor de maatschappij, en deze waarde kan in geldelijk eenheden, maar ook in ecologische eenheden of sociale eenheden worden uitgedrukt. Zo kan bijvoorbeeld de maatschappelijke waarde van een ecosystemedienst worden vertaald naar het aantal huishoudens dat afhankelijk is van een dienst, de werkgelegenheid die verbonden is aan een dienst, of het aantal rode lijst soorten in een gebied. Kortom, de baten van een ecosysteem kunnen uiteenlopende maatschappelijke waarden creëren, en deze waarden zijn gelijk aan de bijdrage van ecosystemendiensten aan de maatschappelijke welvaart. Onder welvaart wordt zowel het materiële en immateriële nut voor de gehele maatschappij verstaan. Door te monetariseren kunnen de uiteenlopende waarden onder één noemer worden gebracht, hetgeen van belang kan zijn voor de besluitvorming rond allerlei ruimtelijke keuzes.

Overigens is het goed te benadrukken dat het 'prijskaartje' dat door monetarisering aan een ecosystemedienst kan worden opgehangen lang niet altijd hetzelfde is als de waarde die de dienst vertegenwoordigt (Sagoff, 2008). Adam Smith, die algemeen wordt gezien als de grondlegger van de economische wetenschap, wees er al op dat zoiets als water bijzonder waardevol, want van levensbelang is, terwijl het 'prijskaartje' dat aan water wordt gehangen doorgaans niet hoog is. Dit in

tegenstelling tot de hoge prijzen die voor diamanten worden neergeteld, terwijl de gebruikswaarde van een dergelijke edelsteen bijzonder laag is, en zeker niet te vergelijken is met die van water.¹⁵

De verklaring voor bovenstaande diamant-water paradox (Smith, 1776) wordt vandaag de dag verklaard aan de hand van de marginale waardetheorie. Water is in grote hoeveelheden beschikbaar, waardoor het nut van elke volgende slok water laag is. Met andere woorden, doordat er enorm veel water is, is het marginale nut van water laag. Vooral in ontwikkelde landen. Daarentegen is het totale aanbod diamanten laag, waardoor het nut van een extra diamant erg hoog is. Het gevolg is dat voor diamanten een hogere prijs wordt gevraagd dan voor water.

Aan het begin van de negentiende eeuw borduurde de Engelse graaf Lauderdale verder voort op de diamant-water paradox. Hij koppelde er de begrippen publieke welvaart (*public wealth*) en private rijkdom (*private riches*) aan. Het verschil tussen de twee termen is, aldus Lauderdale, dat private rijkdom is gebaseerd op een zekere mate van schaarste en publieke welvaart niet. En schaarste verschaft een goed 'ruilwaarde'. Publieke welvaart zoals door Lauderdale gedefinieerd, is daarentegen hoofdzakelijk gebaseerd op 'gebruikswaarde'. Dus, daar waar private rijkdom vooral samenhangt met de verkregen ruilwaarde van goederen, is voor publieke welvaart enkel de gebruikswaarde van belang. Dit onderscheid betekent dat private rijkdom kan toenemen terwijl tegelijkertijd de publieke welvaart daalt. De verklaring die Lauderdale voor deze paradox geeft is tamelijk simpel: goederen die voorheen een grote gebruikswaarde, maar niet of nauwelijks een ruilwaarde hadden, worden door overexploitatie schaars. Die schaarste verschaft ze een ruilwaarde, waarmee deze goederen niet meer gerekend kunnen worden tot de publieke welvaart maar tot private rijkdom. Daly (1998, p. 22) koppelt Lauderdale's paradox aan de hedendaagse situatie en schrijft:

"Although scarcity is a necessary condition for a thing to have exchange value, Lauderdale felt that 'the common sense of mankind would revolt at a proposal for augmenting wealth by creating a scarcity of any good generally useful and necessary to man'. (. . .) As the Garden of Eden gets crowded due to population growth and economic growth, previously free goods become scarce and get a price greater than zero. We therefore observe an increase in private riches and perversely celebrate, while not noticing the decline in public wealth. Lauderdale's paradox seems to be the price we pay for measuring wealth in terms of exchange value. In Lauderdale's 'empty world' of 1819 the paradox was just a vexing theoretical anomaly, but in our 'full world' [of today] it is a concrete and practical problem."

Lauderdale merkte destijds al op dat bij goederen waarvan de gebruikswaarde hoog is overexploitatie op de loer ligt. Tegenwoordig wordt in dit verband vaak de term 'publieke goederen' genoemd. Een puur (of zuiver) publiek goed heeft als kenmerken niet-exclusiviteit (het goed kan niet door iemand toegeëigend worden) en niet-rivaliteit (indien het goed beschikbaar is voor één consument dan kunnen andere consumenten er ook gebruik van maken zonder dat daar extra kosten tegenover staan). Een voorbeeld van een puur publiek goed is schone lucht. Veel natuurlijke goederen hebben niet een puur publiek goed karakter, maar zijn eerder aan te duiden als *common pool resources*. Dergelijke goederen verschillen van puur publieke goederen doordat er op zekere hoogte rivaliteit in de consumptie bestaat. Een vrij toegankelijk bos is een voorbeeld hiervan, aangezien het kappen van bomen door één consument betekent dat er minder bomen overblijven voor andere houtkappers. Omdat puur publieke goederen en *common pool resources* niet toegeëigend kunnen worden, ontstaat het gevaar van *free-riding* (profiteurs-gedrag). *Free-riders* of profiteurs zijn personen of bedrijven die wel de baten van een natuurlijk goed opstrijken, maar niet de kosten ervan willen dragen. Het gedrag van *free-riders* werkt overexploitatie van natuurlijke hulpbronnen in de hand. Een veelgehoorde oplossing om het probleem van *free-riding* tegen te gaan, is het toekennen van eigendomsrechten aan een natuurlijk goed – indien dit tenminste mogelijk is.

¹⁵ Door Adam Smith's diamant-water paradox te combineren met Oscar Wilde's uitspraak dat "*a cynic is a man who knows the price of everything but the value of nothing*" ontstaat al gauw het beeld dat economen als cynisch bestempeld kunnen worden.

3.2 Waardering van toevoerdiensten

3.2.1 Menselijke handelen als input voor toevoerdiensten

Strikt genomen zijn alle ecosystemen in Nederland in min of meerdere mate gecultiveerd en 'vermenselijkt'. Wil de ecosysteembenadering in de Nederlandse context bruikbaar zijn dan moeten dus ook diensten worden meegenomen die de meer agrarisch georiënteerde ecosystemen de mensheid leveren. Toch lijkt het duidelijk dat de diensten van bepaalde landbouwkundige systemen lastig zijn om in te passen binnen de ecosysteemdiensten-benadering: de intensieve veehouderij, kassenteelt en de legkippenhouderij, zijn – enigszins kort door de bocht geformuleerd – industriële processen geworden waar nauwelijks nog een natuurlijk element in te ontdekken valt (al maken bijvoorbeeld de opengrondstuintbouw en kassentuintbouw uiteraard wel gebruik van CO₂-kringlopen e.d.). Met het gevaar beschuldigd te worden van willekeur, kiezen we er hier voor om deze 'industriële' systemen voorlopig buiten beschouwing te laten. Ons argument hierbij is dat ze qua grondgebruik weinig weg hebben van een ecosysteem, terwijl juist ecosystemen in dit onderzoek centraal staan als leveranciers van diensten.

Welke systemen nog wél als ecosystemen worden beschouwd (en dus worden meegenomen in dit onderzoek) en welke niet, is daarmee echter nog steeds niet eenvoudig aan te geven. Dat wordt mede veroorzaakt door het feit dat menselijke input geregeld nodig blijkt om een ecosysteemdienst daadwerkelijk te realiseren. Wellicht dat een voorbeeld dit kan verduidelijken. Het produceren van voedsel is misschien wel één van de meest bekende en concrete ecosysteemdiensten. Wilde vruchten hoeven alleen maar geplukt te worden en kunnen daarmee heel goed als een dienst van het ecosysteem worden gezien. Maar hoe groot is nu de feitelijke bijdrage van het ecosysteem aan de voedselproductie in agro-ecosystemen? Het is weliswaar mogelijk een zekere gewasopbrengst te krijgen zonder dat er door de mens stikstof aan het systeem wordt toegevoegd, maar deze 'natuurlijke' opbrengst is doorgaans erg laag is of van korte duur. Zodra het noodzakelijk blijkt om, voor een langere periode, hogere opbrengsten te realiseren dan is een externe toevoer van stikstof onvermijdelijk (zie onder anderen Frink *et al.*, 1999). Kortom, de baten van ecosysteemdiensten kunnen zowel direct zijn, bijvoorbeeld in geval van het plukken van wilde bramen, als indirect, via een aanvullende menselijke handeling.

Als wij met dit voorbeeld in gedachten de toevoerdiensten (*provisioning services* in Bijlage 1) beschouwen, dan blijkt het al dan niet afhankelijk zijn van menselijke input een terugkerend thema binnen deze categorie van ecosysteemdiensten. Zo worden grondstoffen en delfstoffen weliswaar als ecosysteemdienst benoemd, maar ook voor deze diensten geldt dat ze maar zelden ecosysteemdiensten vormen zonder (forse) aanvullende menselijke handelingen. Men kan olie- en steenkoolvoorraden, gasbellen en goudaders beschouwen als een gift van de natuur¹⁶, maar dit laat onverlet dat het winnen ervan meestal forse menselijke inspanning vraagt in de vorm van miljoenen investeringen in boorplatformen, pijpleidingen, mijnschachten e.d., en mensen om het werk uit te voeren. Hout voor verwarming is al duizenden jaren bij de mensheid in gebruik, maar de ecosysteemdienst geleverd door olie- en gasvoorraden is pas ontstaan door de exploratie en

¹⁶ Niet iedereen rekent (diepe) delfstoffen tot ecosysteemdiensten, ook al zijn ze wel aantoonbaar afkomstig van ecosystemen. Men betreedt hier ook het terrein van zeer langetermijnprocessen, processen van miljoenen jaren. Zo zijn diepe gasvoorraden in Friesland ontstaan dankzij het feit dat Nederland ooit aan de evenaar lag en een tropisch klimaat had met o.a. koraalriffen (zie Kombrink, 2008). Een vergelijkbare discussie speelt met wind- en zonne-energie: zijn dit nu wel of geen ecosysteemdiensten? Wij laten ze hier buiten beschouwing vooral omdat wind- en zonne-energie niet geproduceerd worden door een bio-component van het ecosysteem, en volledig afhankelijk zijn van hoogwaardige technologie. Ofwel: zoals groentesoep niet zonder vermicelli kan, moet voor ons biodiversiteit een basisingrediënt zijn om een ecosysteemdienst te bepalen. Het buiten beschouwing laten van diensten geleverd door abiotische hulpbronnen gebeurt overigens vaker wanneer het over ecosysteemdiensten gaat, zie bijvoorbeeld De Groot *et al.* (2002).

winningstechniek en uiteraard de motoren en apparaten die gas en olie kunnen verbranden. Vóór de beschikbaarheid van die technologie zouden de voorraden olie en gas niet als ecosysteemdienst benoemd (kunnen) worden. We zien hier dus dat ecosysteemdiensten kunnen ontstaan door technologische ontwikkeling.

3.2.2 Drie waarderingsrelevante typen toevoerdiensten

Voor de maatschappelijk waardering van ecosysteemdiensten is de afhankelijkheid tussen technologie en diensten een belangrijk gegeven. Maar dit gegeven is vooralsnog erg abstract en theoretisch, en vereist praktische uitwerking. Om van 'abstract' naar 'concreet' te gaan, lijkt het nuttig een onderscheid te maken in twee hoofdcategorieën:

- **A:** een beperkt aantal toevoerdiensten die zonder noemenswaardige inspanning beschikbaar zijn en die geen bijzondere technologie vragen (bramen, appels). In navolging van Daly's terminologie, gebruiken we voor de groep van toevoerdiensten de term 'Hof van Eden'-achtige diensten. In de westerse samenleving, dus ook in Nederland, is het belang van deze toevoerdiensten over het algemeen niet zo heel groot.
- **B:** toevoerdiensten die aanvullende menselijke inspanning en benuttingstechnologie vragen (farmaceutische grondstoffen, teerzandolie). Als tegenhanger van de diensten onder 'A' zijn dit de meer 'industriële-samenlevings'-diensten.

Voor de gemiddelde Nederlander en mogelijk ook voor de nationale beleidsmaker kunnen de categorie A-diensten ver weg lijken. Maar voor verschillende inheemse volkeren, die bijvoorbeeld de gevolgen ondervinden van de Nederlandse behoefte aan hout of olie, zijn de 'Hof van Eden'-achtige diensten een belangrijke realiteit.¹⁷

Binnen de door ons onderscheiden categorie 'B' kunnen we met het oog op de maatschappelijke waardering twee groepen onderscheiden:

- **B1:** diensten die op dit moment worden benut en waarvoor dus de benuttingstechnologie voorhanden is
- **B2:** diensten die op dit moment nog niet worden benut, omdat de benuttingstechnologie nog ontwikkeld moet worden.

De categorieën 'A', 'B1' en 'B2' verschillen sterk in de mate waarin en de manier waarop ze kunnen worden gewaardeerd. Voor de categorie 'A' is in principe informatie beschikbaar. Deze betreft met name de hoeveelheid mensen die dergelijke diensten op dit moment benutten of zouden kunnen benutten. In het algemeen vallen categorie 'A'-diensten echter niet onder een systeem van marktgerelateerde waardering, omdat de gebruikers ervan de diensten niet via een markt verhandelen of afzetten, maar vooral zelf consumeren.

Ook binnen de categorie 'B1' is informatie beschikbaar over de maatschappelijke waardering van de diensten en de kosten van benutting, en veelal is er ook informatie over marktgerelateerde (dus monetaire) waarderingen. 'B2' is een volledig open categorie, met misschien een aantal voor de voorziene toekomst te benoemen elementen maar ook een grote groep waar op dit moment niks over valt te zeggen – simpelweg omdat we de kennis niet hebben of de technologie nog niet voorhanden is. De maatschappelijke en monetaire waarde van 'B2'-diensten kan achteraf groot

¹⁷ "Inheemse volken zijn de oorspronkelijke bewoners van een grondgebied, dat door anderen is ingenomen. Met zo'n 370 miljoen mensen behoren zij tot de meest gemarginaliseerde groepen ter wereld. Inheemse volken vertegenwoordigen een rijke variatie aan culturen. Door hun culturele en spirituele relatie met hun grondgebied en oriëntatie op de gemeenschap hebben ze in het algemeen een visie op het leven, waarin respect voor de natuur en voor elkaar centraal staat." (zie Nederlands Centrum voor Inheemse Volken (www.indigenouspeoples.nl)).

blijken; bijvoorbeeld als het gaat om nieuwe energiegrondstoffen of nieuwe medicijnen tegen kanker of aids. De lijst met door de natuur gegeven *oort* te benutten materialen uit de categorie 'B2' is eindeloos en hun 'waarde' – in theorie – daarom ook.

Vanuit praktisch en monetair oogpunt sluit de term optiewaarde nauw aan bij 'B2'-diensten (zie Figuur 4). Dit is de waarde die mensen hechten aan het open houden van de mogelijkheid van toekomstig gebruik van natuur (optiewaarde). Het is dus een soort van toekomstige gebruikswaarde. Maar meer nog dan met deze optiewaarde lijken de 'B2'-diensten geassocieerd te kunnen worden met 'quasi-optiewaarde'. Deze omvat de verwachte baten van toekomstige informatie die voortvloeit uit het behoud van ecosystemendiensten (of meer algemeen: uit het uitstellen van onomkeerbare besluiten).¹⁸ De informatie of technische kennis ontbreekt echter nog om met zekerheid te kunnen zeggen of in de toekomst daadwerkelijk gebruik kan worden gemaakt van de betreffende dienst.

Wanneer een specifiek materiaal eenmaal door mensen wordt benut, en er dus op de één of andere manier een maatschappelijke waarde aan wordt toegekend, dan betekent dit dat de dienst niet meer onder categorie 'B2' valt, maar is opgeschoven naar de categorie 'B1'. Immers, het nut van de oorspronkelijke 'B2'-dienst is – bijvoorbeeld door voortschrijdend inzicht – inmiddels bekend, en het daadwerkelijk benutten van de dienst impliceert dat er benuttingstechnologie voorhanden is. Er bestaat dus een vorm van interactie tussen 'B1'- en 'B2'-diensten. Door technologische ontwikkeling kunnen nieuwe elementen in 'B2' worden geïdentificeerd (bijv. uranium) die de maatschappelijke en monetaire waarde van elementen in 'B1' (bijv. hout of kolen) kunnen doen verminderen¹⁹.

Met het oog op maatschappelijke en monetaire waardering is dan ook van belang dat 'beschikbare technologie' niet alleen een fysiek technisch gegeven is, maar ook marktafhankelijk is. Hoge olieprijsen maken het interessant om naar alternatieve bronnen van oliewinning op zoek te gaan. Eén van die alternatieven is winning van olie uit teerzandgebieden, waarvoor de technologie (in principe) al wel beschikbaar was, maar waarvan toepassing aanvankelijk te duur bleek – totdat de olieprijsen tot ongekende hoogte stegen. De opsomming van ecosystemendiensten zijn daarom niet alleen een 'ecologisch gegeven', maar zijn mede afhankelijk van door markt en menselijke creativiteit gestuurde technologische mogelijkheden.

3.2.3 Duurzaamheid en de kwaliteit van ecosystemen

Hoewel een open deur, is het toch belangrijk vast te stellen dat het ene ecosysteem het andere niet is. Zo is een bloemrijk grasland totaal iets anders dan een intensief gebruikt agrarisch grasland, ook al kunnen beide bestempeld worden als graslandecosysteem. En in het wild groeiende hoogstam appelbomen verschillen zienderogen van laagstam fruitteelt die vooral gericht is op de productie van zoveel mogelijk appels. Kortom, de intensiteit van benutting van een ecosysteem kan erg variëren over een breed spectrum van mogelijkheden. Aan het ene uiterste van het spectrum vindt lage benutting plaats, via bijvoorbeeld de pluk van in het wild voorkomende bessen en appels, of via vormen van laag-intensieve landbouw. Aan de andere kant is er de (moderne) hoog-intensieve landbouw, met als eindpunt verstedelijking of industriële landbouw.

De intensiteit van benutten wordt al gauw gekoppeld aan het begrip 'duurzaamheid' (hoe dan ook gedefinieerd). Hoe lager de intensiteit van benutting, des te duurzamer het gebruik van een ecosystemedienst – althans, als je louter kijkt naar de ecologische invulling van het begrip.²⁰ Laag-intensieve landbouw wordt ecologisch duurzamer verondersteld dan hoog-intensieve landbouw (maar

¹⁸ Een voorbeeld van quasi-optiewaarde is de waarde van nieuwe kennis die wordt verworven door lopend onderzoek naar farmaceutische middelen ontwikkeld uit plantenmateriaal.

¹⁹ Of door technologische ontwikkeling kan een reeds alom beschikbaar element, waterstof, 'ontdekt' worden voor het leveren van een ecosystemedienst.

²⁰ Volledigheidshalve moet worden opgemerkt dat in de discussie over duurzaamheid het vaak gaat over het afwegingsproces over de drie assen: economie, ecologie en sociaal.

zegt daarmee nog niets over de economische en sociale aspecten van duurzaamheid). Voor andere ecosysteemdiensten speelt dit ook. Olievoorraden, visgronden en bossen kunnen worden geëxploiteerd in een tempo waarin ze ontstaan, of ze kunnen in rap tempo worden uitgeput.²¹ Straton (2006, p. 409) schrijft het volgende over de relatie tussen het gebruik van ecosystemen en duurzaamheid:

“The capacity of ecosystems to contribute to value lies within their components, connective structure and the functions they perform, so, the instrumental value goal must refer to the maintenance of the health and quality of these components and connections in a way that maximizes their functionality. This in turn will maximize their potential for contributing to economic value. The maintenance of ecological functionality within the context of economic and social wants and needs is essentially the concept of sustainable development. Thus, the complex systems approach to the value of ecological resources judges value in terms of how an object or process contributes to the maintenance of functionality, or, to sustainable outcomes. While the maximisation of individual utility is an important function for a sustainable social-ecological system to perform, it is not the only function, hence not the only goal against which things should be judged as having value. Rather than asking ‘what makes us happy?’ and making decisions based on theories of value that maximise the answer, the current approach suggests asking ‘how can we maintain the potential for happiness?’”

Interessant bij deze discussie over duurzaamheid is de relatie met schaarste – het formele studieobject van de economische wetenschap. Aan het begrip schaarste is in eerste instantie geen tijdsdimensie verbonden. Dus wanneer natuurlijke hulpbronnen binnen een kort tijdsbestek worden uitgeput, dan zullen de prijzen ervan een extreme daling te zien geven. In de traditionele economische opvatting duidt dit op een afname van schaarste. De negatieve gevolgen ervan voor het duurzaam gebruik van de hulpbronnen komen pas op langere termijn aan de orde (Heijman en Van der Heide, 2011).

De vraag is nu of voor het maatschappelijke en monetair waarderen van ecosysteemdiensten het al dan niet duurzaam kunnen voortbestaan van de betrokken ecosystemen impliciet of expliciet in ogenschouw genomen moet worden. Vaak wordt monetair waarderen als methode genoemd waarmee kan worden onderbouwd dat het zinvol en verstandig is om ecosysteemdiensten duurzaam te gebruiken (zie paragraaf 3.1). Met andere woorden, als de monetaire waarde van een dienst niet inzichtelijk gemaakt kan worden, dan wordt het heel lastig om een duurzaam gebruik ervan te rechtvaardigen. Daar staat echter tegenover dat beleidsbeslissingen die duurzaamheid proberen te optimaliseren hoe dan ook te maken hebben met afwegingen die omvangrijk en complex zijn. Met name externe effecten in de toekomst – zoals de verdroging van natuurgebieden door landbouwkundige ontwatering voor de melkveehouderij in de buurt van het natuurgebied – zijn met veel onzekerheid omgeven. Het vertalen van deze effecten in correcte huidige prijzen die consistent zijn met langetermijnduurzaamheid is gedoemd tot mislukken.

Veel beleidsbeslissingen (en beleidsvarianten) betreffen niet slechts een binaire keuze tussen ‘volledig’ duurzaam of helemaal niet duurzaam. Dat neemt evenwel niet weg dat beleidsbeslissingen doorgaans wél (indirecte) gevolgen hebben voor de duurzaamheid van verschillende ecosystemen. Het is vanuit een praktische, beslissingsondersteunende insteek dan ook niet zinvol aan te geven of

²¹ Bij het bepalen van het tempo van exploitatie wordt voor niet-vernieuwbare hulpbronnen, zoals een mijn of een olieveld, al gauw een link gelegd met de Hotelling-regel. Deze regel – die met enige aanpassing ook opgesteld kan worden voor vernieuwbare hulpbronnen, zoals een bos of een vispopulatie – stelt dat de exploitatie van een niet-vernieuwbare hulpbron efficiënt is als de groeivoet van de ‘rent’ (gedefinieerd als het verschil tussen prijs en marginale productiekosten) gelijk is aan de rentevoet. De ‘rent’ wordt hierbij gezien als de beloning voor de productiefactor natuur. Als aan de Hotelling-regel is voldaan, dan maximaliseert de eigenaar van de hulpbron zijn netto contante waarde. Echter, de Hotelling-regel garandeert dan wel een optimaal gebruik van de niet-vernieuwbare hulpbronnen in de tijd, maar niet een duurzame beschikbaarheid.

een beslissing een ‘volledig’ (of optimaal) duurzaam gebruik van een ecosysteemdienst tot gevolg heeft, of juist niet. Het ligt meer voor de hand gebruik te maken van een glijdende schaal ten aanzien van duurzaam gebruik van een ecosysteemdienst. We komen later in het document op dit punt terug.

3.2.4 Conclusies waardering toevoerdiensten

Conclusie 1: We onderscheiden drie typen toevoerdiensten

Toevoerdiensten hebben vrijwel allemaal een gebruikswaarde en voor veel van deze diensten, zoals landbouwproducten en delfstoffen, bestaat een markt. Monetair waarderen van deze diensten kan dus voor het overgrote deel op basis van marktprijzen – alhoewel Adam Smith’s diamant-water paradox laat zien dat de marktprijs lang niet altijd dé (allesomvattende) waarde van een ecosysteemdienst weerspiegelt.

Voor maatschappelijke waardering van toevoerdiensten maken we onderscheid tussen de volgende categorieën van diensten :

- **A:** een beperkt aantal toevoerdiensten die zonder noemenswaardige inspanning beschikbaar zijn en die geen bijzondere technologie vragen (bramen, appels). Deze groep duiden we hier aan met de term ‘Hof van Eden’-achtige diensten.
- **B:** toevoerdiensten die aanvullende menselijke inspanning en benuttingstechnologie vragen (farmaceutische grondstoffen, teerzandolie). Deze zogeheten ‘industriële-samenlevings’-diensten kunnen worden opgesplitst in:
 - **B1:** diensten die op dit moment worden benut en waarvoor dus de benuttingstechnologie voorhanden is;
 - **B2:** diensten die op dit moment nog niet worden benut, omdat de benuttingstechnologie nog ontwikkeld moet worden.

Conclusie 2: Toevoerdiensten ontstaan door technologie

Veel toevoerdiensten bestaan en ontstaan dankzij (forse) aanvullende menselijke handelingen (zie Figuur 3). Niet alleen ecosystemen, maar juist ook de markt en de door menselijke creativiteit gestuurde technologische ontwikkeling bepalen de toepassing van veel toevoerdiensten (zie ook Melman *et al.*, 2010, Figuur 2).

Conclusie 3: De relatie tussen monetaire en maatschappelijke waardering en duurzaamheid is complex

Bij toenemende schaarste van een toevoerdienst stijgt over het algemeen de marktprijs ervan. Maar zegt een stijgende marktprijs daarmee ook iets over het al dan niet duurzame gebruik van een dienst? Als ecosysteemdiensten geen waarden zouden kennen, zou duurzaam gebruik ervan nutteloos zijn. Monetair waardering is daarom een intermediaire stap tussen de beoordeling van ecosystemen en de besluitvorming omtrent deze systemen. Omgekeerd is het, onder andere door externe effecten, onmogelijk om correcte huidige prijzen te bepalen die consistent zijn met de waarde van een op lange termijn duurzaam gebruik van een toevoerdienst.

Met name voor maatschappelijke waardering, en in het bijzonder voor het doorberekenen van beleidsbeslissingen, is het van belang onderscheid te maken tussen ecosysteemdiensten die op een duurzame wijze worden benut en ecosysteemdiensten waarvan het gebruik niet, of minder, duurzaam is. Hierbij stellen wij een glijdende schaal van duurzaamheid voor, in plaats van een strikte dichotomie tussen wel of niet volledig duurzaam.

3.3 Waardering van regulerende diensten

Regulerende diensten hebben betrekking op zaken als klimaat-, overstroming-, erosie-, en ziekteregulatie, waterzuivering, zaadverspreiding, bestuiving en weerstand tegen exoten. Voor de

monetaire en maatschappelijke waardering van deze diensten zijn een aantal aspecten van belang, die hieronder worden toegelicht. Voor sommige van deze diensten, zoals bestuiving, komt de waarde impliciet tot uiting in de waarde van toevoerdiensten – op papier, althans. Ze zijn, om de vocabulaire van Fisher & Turner (2008) te gebruiken, ‘intermediaire diensten’.

3.3.1 Niet alle diensten voor een individu waarneembaar

Een belangrijk punt bij regulerende diensten is dat deze diensten niet alleen de door een individu daadwerkelijk waarneembare (of ontvangen) baten betreffen. Dat betekent dat voor de monetaire waardering van deze – niet direct waarneembare – diensten de standaard economische benadering van baten tekort schiet. Immers, deze waardering beperkt zich over het algemeen tot de baten die door individuen expliciet worden ervaren, en waar ze een – al dan niet hypothetische – prijs voor willen betalen. Van veel ecosysteemdiensten zijn de meeste mensen zich niet of nauwelijks bewust, terwijl ze toch baat hebben bij het bestaan van deze diensten. Een voorbeeld is de storm-regulerende functie van moerasland. De gemiddelde burger heeft nauwelijks notie van het bestaan van deze functie, en ook voor experts is (nog) lang niet volledig duidelijk hoe de complexe relatie tussen landschapspatronen, neerslagpatronen, moerasland en vloeddemping verloopt (Costanza, 2008). Desondanks wordt de storm-regulerende functie wél als ecosysteemdienst beschouwd.

Het feit dat de een deel van de ecosysteemdiensten niet of slecht waarneembaar is voor menig individu, betekent niet dat ze maatschappelijk waardeloos is. Het betekent ook niet dat deze diensten irrelevant zijn voor onze besluitvormingscontext. Voor veel diensten geldt immers: *‘You don’t miss your water till your well runs dry’*. Algemeen geformuleerd: menig regulerende dienst wordt pas door burgers (in tegenstelling tot experts) gewaardeerd als er iets hapert in de dienstverlening. Maatschappelijke waardering is dus nauw verbonden met een mogelijk verlies van of achteruitgang in een regulerende dienst. Een link met duurzaamheid is dan al snel gelegd. Een duurzaam ecologisch gebruik van een ecosysteem heeft immers als doel de levering van een dienst in de toekomst te garanderen – en daarmee te voorkomen dat deze levering stopt of in kwaliteit achteruit gaat.

Maar hoe kan worden ingezet op een duurzaam gebruik als veel mensen een regulerende dienst pas (h)erkennen als het te laat is; dat wil zeggen, als de dienst is opgehouden met reguleren? Bij veel regulerende diensten is er sprake van informatiegebrek. Dat een moerasland een storm-regulerende functie heeft, mag dan niet bij iedereen bekend zijn, maar ervaringen uit het verleden kunnen hierin verandering brengen. Sommige gebieden rondom het door de orkaan Katrina getroffen New Orleans bestonden uit moerasland, terwijl in andere delen het moerasland was drooggelegd. Op satellietbeelden van NASA, die na de verwoestende razernij van Katrina zijn genomen, is fraai te zien welke dramatische gevolgen deze drooglegging heeft gehad, en hoe de wel aanwezige moeraslanden als een spons hebben gewerkt. De verschillen in schade tussen gebieden met moerasland en gebieden zonder moerasland kunnen vervolgens in geld worden geschat. Oftewel, de monetaire waarde van de storm-regulerende functie is gelijk aan de vermeden schade bij orkanen en overstromingen.

Voor het bepalen van de monetaire waarde van andere regulerende diensten, zoals bijvoorbeeld bestuiving, zijn er alternatieve methoden in omloop. Als er, om wat voor reden dan ook, geen ‘natuurlijke’ bestuiving door bijen meer mogelijk is, dan zou bestuiving kunstmatig, dus met de hand of machinaal, moeten plaatsvinden. De kosten die daarmee gepaard gaan, kunnen worden bepaald. Maar zo lang de bijen hun werk doen, worden deze kosten uitgespaard. Kortom, de kosten van kunstmatige bestuiving gelden als monetaire indicatie voor de baten van natuurlijke bestuiving.

Om kort te gaan: er bestaan verscheidene manieren zijn om zicht te krijgen op de monetaire waarde van regulerende functies. Deze manieren staan in talloze nationale en internationale milieueconomische tekstboeken beschreven (o.a. Garrod en Willis, 1999; Van Kooten en Bulte, 2000; Hanley en Barbier, 2009). Ze hebben één ding gemeen, namelijk dat ze de kosten of schade van een

verandering in een ecosysteemdienst bepalen. In de Engelstalige literatuur worden deze methoden aangeduid als *non-demand curve* methoden (zie Turner *et al.*, 1994). Dat betekent dat de methoden *niet* gebaseerd zijn op het gebruik van een vraagcurve naar een ecosysteemdienst. In plaats daarvan worden de baten van natuurbescherming bepaald door deze gelijk te stellen aan de kosten die het verlies aan natuur met zich meebrengt.

Naast *non-demand curve* methoden bestaan – vanzelfsprekend – ook *demand curve* methoden. Dit zijn methoden die wél de waarde van een ecosysteemdienst bepalen via de vraagcurve. Bekende voorbeelden zijn de reiskostenmethode en *contingent valuation*. Deze methoden bepalen de bereidheid van mensen om te betalen voor een verandering in een ecosysteemdienst. In geval van regulerende diensten wordt het gebruik van deze ‘betalingsbereidheid-methoden’ echter belemmerd door het feit dat over het algemeen slechts enkelen op de hoogte zijn van (of geïnteresseerd zijn in) de risico’s of potentieel gunstige kenmerken van deze categorie diensten. Deze zogeheten *information failure* (TEEB, 2008) bemoeilijkt de inzet van de betalingsbereidheid-methoden.

Door nu duidelijk in kaart te brengen welke regulerende functies ecosystemen (kunnen) hebben, is het mogelijk om zorgvuldiger afwegingen en keuzes te maken ten aanzien van deze systemen. Met andere woorden, informatie (fysiek, monetair, of anderszins) over de storm-regulerende functie van moerasland leidt ongetwijfeld tot een andere (wellicht evenwichtiger) maatschappelijke waardering van moerassen dan wanneer deze informatie niet bekend is.

3.3.2 Ecosystemen veroorzaken ook kosten

Ecosystemen leveren diensten die we als baten benoemen, maar dat is slechts één kant van de medaille. Ecosystemen veroorzaken namelijk ook kosten (of negatieve baten). In het Engels worden dit de *disservices* genoemd, als tegenhanger van de *services* (zie Lyttimäki *et al.*, 2008). Moerasland heeft dan wel een storm-regulerende functie, maar kan ook een bron van allerlei ziektes zijn. Grote wateren leveren weliswaar allerlei baten, variërend van eetbare goederen, zoals vis, mosselen en zeegroentes, tot recreatieve baten, maar anderzijds betekent dat voor het oversteken van deze wateren vaak majeure investeringen noodzakelijk zijn, in de vorm van bruggen of tunnels.

De kosten die ecosystemen met zich meebrengen, worden geregeld – bewust of onbewust – veronachtzaamd. Of juist: de kosten die doorgaans wél worden meegenomen in berekeningen, zijn de kosten om een ecosysteem aan te kopen, in te richten en te beheren. De meer indirecte kosten daarentegen zijn vaak moeilijker in te schatten (of toe te rekenen aan een bepaald ecosysteem) en worden daardoor meer dan eens buiten beschouwing gelaten. Wanneer beleidsmakers keuzes maken omtrent natuur- en ruimtelijke ordeningsbeleid is het echter wel zaak om ook inzicht te hebben in deze, meer indirecte kosten.

3.3.3 Conclusies waardering regulerende diensten

Conclusie 4: Disfunctioneren en de daarmee gepaard gaande kosten bepalen de monetaire waardering van regulerende diensten

De betekenis van regulerende diensten wordt vaak pas manifest als er, al dan niet op termijn, een hapering komt in de levering van deze diensten. Monetair gezien kunnen deze diensten het best gewaardeerd worden door methoden die de kosten of schade van een verandering in een ecosysteemdienst bepalen.

Conclusie 5: Informatiegebrek staat centraal bij regulerende diensten

Bij veel regulerende diensten is sprake van informatiegebrek. Binnen de maatschappij zijn slechts enkelen op de hoogte van (of geïnteresseerd in) de risico’s of potentieel gunstige kenmerken van regulerende diensten. Dit bemoeilijkt maatschappelijke waarderingen die afhankelijk zijn van de oordelen en voorkeuren van vele burgers. Daarnaast bemoeilijkt het de toepassing van betalingsbereidheidmethoden.

3.4 Waardering van culturele diensten

Bij culturele diensten staan zaken als esthetica, spiritualiteit en religie, educatie en kennis, en recreatie centraal. De MEA (2005, p. 40) karakteriseert deze diensten als volgt:

“These are the nonmaterial benefits people obtain from ecosystems through spiritual enrichment, cognitive development, reflection, recreation, and aesthetic experiences . . .”

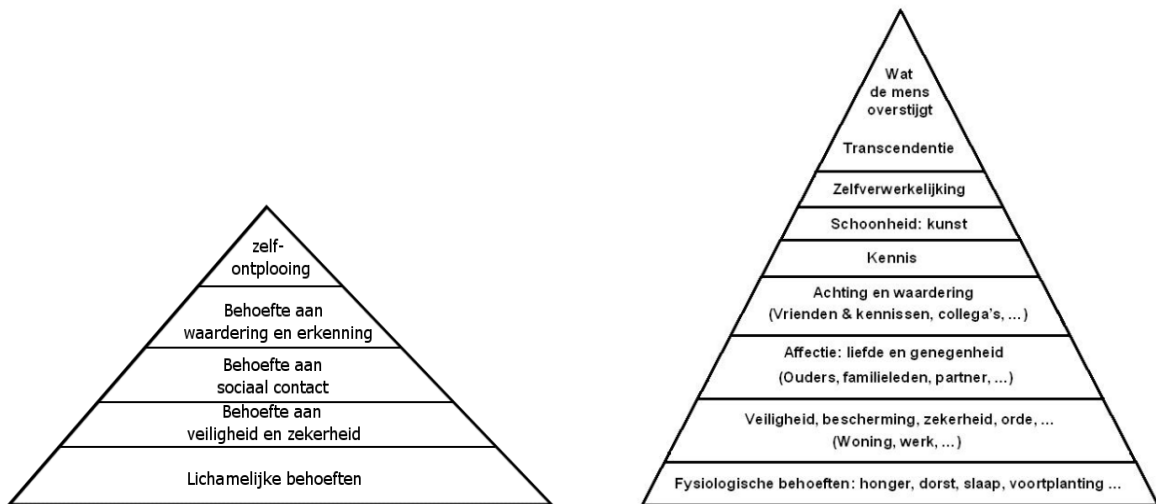
3.4.1 Waardering hoogste waarden: niet monetair en afhankelijk van lagere behoeften

Recreatieve waarden kunnen monetair worden geschat door de reiskostenmethode. Dit is een *demand curve* methode, gebaseerd op daadwerkelijk reisgedrag van individuen. Het idee van de methode is dat de recreatieve waarde van een natuurgebied gelijk is aan de tijd die een uitstapje naar een natuurgebied in beslag neemt en de kosten die ermee gepaard gaan. De werkelijk betaalde kosten worden dus als indicatie ('proxy') van de recreatieve baten genomen. De methode, die zich louter beperkt tot het bepalen van recreatieve waarden, wordt veelvuldig in de Verenigde Staten en het Verenigd Koninkrijk gebruikt. Niettemin kleven aan de methode verschillende bezwaren die uitvoerig in standaard tekstboeken opgesomd worden (Garrod en Willis, 1999; Ruijgrok *et al.*, 2004; Hanley en Barbier, 2009). Maar ook zonder de reis- en verblijfskosten ervan te berekenen, geven bezoekersaantallen een indicatie van de maatschappelijke waardering van een gebied. Een natuurgebied waar jaarlijks miljoenen mensen recreëren wordt vermoedelijk door de maatschappij hoger gewaardeerd dan een vergelijkbaar gebied met niet meer dan vijftigduizend recreanten per jaar.

Voor verschillende andere culturele diensten, zoals esthetica, spiritualiteit en religie, zijn de monetaire en maatschappelijke waarden veel lastiger te bepalen. Als niet-gebruikswaarde kunnen ze worden geschat door *stated preference* methoden, zoals *contingent valuation* en het keuze-experiment. De vraag is dan echter in hoeverre de door een individu weergegeven (maar hypothetische) betalingsbereidheid voor bijvoorbeeld het beschermen van een ecosysteem samenhangt met esthetische of religieuze overwegingen. Wellicht heeft iemand hele andere overwegingen wanneer hij of zij bereid blijkt veel te betalen voor het in stand houden van een bepaald ecosysteem. Door enquêtes en interviews met individuen is het mogelijk om de verschillende overwegingen die een betalingsbereidheid bepalen nader te specificeren, maar die kosten doorgaans veel tijd en geld.

Voor een meer theoretische verhandeling over culturele diensten en preferenties – in het bijzonder de context waarbinnen keuzes worden gemaakt – gebruiken we de hiërarchische piramide van Maslow. De Amerikaanse psycholoog Maslow stelde dat elk levend individu dezelfde behoeften nastreeft, maar dat daar prioriteiten in zitten. Wanneer een behoefte is bevredigd, ontstaat het verlangen naar 'meer' en wordt een hoger niveau van behoeften aangesproken (zie Figuur 6). Het is volgens Maslow niet mogelijk om bepaalde niveaus over te slaan.²²

²² Wellicht dat een voorbeeld dit kan verduidelijken. Wanneer iemand in een museum is, en op zoek is naar schoonheid en kunst, dan bevindt hij of zij zich tamelijk hoog in de piramide. Stelt dat deze persoon honger krijgt (een fysiologische en primaire behoefte), dan zal hij of zij proberen iets te eten alvorens weer verder naar schoonheid te zoeken. Na het eten keert de persoon terug naar het niveau van schoonheid en kunst, omdat aan alle tussenliggende niveaus nog steeds voldaan is. Krijgt hij of zij ondertussen echter het bericht dat zijn/haar huis is afgebrand, dan zal de persoon eerst naar die behoefte teruggaan om deze te bevredigen. Hij of zij doorloopt dus alle tussenliggende niveaus en slaat ze niet over.



Figuur 6. De behoeftepiramides van Maslow (Bron: Maslow, 1943)

In het linkerdeel van Figuur 6 staat de meest populaire en oorspronkelijke Maslow piramide. Rechts staat de meer verfijnde menselijke behoefte piramide: in deze piramide heeft Maslow nog enkele veranderingen aangebracht ten opzichte van zijn aanvankelijke (en meest bekende) hiërarchie. Dit is niet de plaats om te beslechten wat empirisch gezien de beste piramide is. Maar de rechter piramide is voor ons inzichtelijker omdat ze qua terminologie directer aansluit bij de terminologie van de ecosysteemdiensten: kennis, schoonheid, en 'wat de mens overstijgt' (religie en spiritualiteit).

Veel culturele ecosysteemdiensten behoren tot de hogere menselijke behoeften. Religie en spiritualiteit, genieten van schoonheid en kunst zijn voor velen de hoogst gewaardeerde behoeften van een mens. Ze bevinden zich als het ware in de penthouse van Maslow's piramide.

Figuroa en Pasten (2010) koppelen de verschillende niveaus van Maslow's piramide aan drie categorieën ecosysteemdiensten (toevoerdiensten, regulerende diensten en culturele diensten). De behoeften die Maslow onderscheidt, noemen zij 'determinanten van welvaart'. Het resultaat staat in Figuur 7.

Voor de maatschappelijke waardering van deze behoeften zijn een aantal zaken van belang:

- De hogere behoeften kunnen niet zonder de lagere: monetaire en maatschappelijke waardering kan deze dingen dus ook niet los van elkaar zien. Het waarderen van schoonheid kan niet onafhankelijk gebeuren van de waardering van de behoefte aan voedsel. Zoals Bertolt Brecht het in zijn 'Driestuiversopera' zei: "*Erst das Fressen, dann die Moral.*" Dat betekent dus dat het waarderen van natuurschoon contextafhankelijk is. In een situatie met hoge welvaart, met daarbij veronderstelde betalingsbereidheid, zal het belang van natuurschoon hoger aangeslagen worden dan in situaties met lagere welvaartsniveaus.
- Voedsel, huisvesting en werk zijn volgens deze piramide lagere (primaire) behoeften. Ze vormen de basis voor de hogere aspiraties van de mens. De erkenning dat een mens hogere aspiraties heeft en dat die meer op de voorgrond kunnen treden naarmate andere meer basale behoeften zijn bevredigd, is belangrijk voor maatschappelijke waardering met een langetermijnhorizon.
- Voor de 'hoogste orde behoeften' blijken markten maar zeer matig te werken als allocatiemechanisme. Monetaire waardering van deze hoogste behoeften is dus bijzonder lastig en weinig toegepast.

		CATEGORY OF ECOSYSTEM (GOODS AND) SERVICES		
		PROVISIONING (GOODS AND) SERVICES	CULTURAL SERVICES	REGULATING SERVICES
		Provision of water, foods, fibers, fuels, biochemic products and genetic resources	Cultural diversity, recreation, science and education	Climatic and hydrological regulation; water and air purification; biological, erosion and soil formation control; pollination; stress mitigation; nutrient regulation; waste treatment; refuge and habitat for species.
WELFARE DETERMINANTS	HEALTH	PROVISIONING (GOODS AND) SERVICES AFFECT HEALTH THROUGH THEIR INFLUENCE ON SANITARY CONDITIONS AND THE POSSIBILITY OF DEVELOPING NEW MEDICINES, IMPROVING NUTRITION, PROVIDING SHELTER AND REFUGE	AFFECT PHYSICAL AND EMOTIONAL CONDITIONS. INSPIRATION, AESTHETIC	CHANGES IN REGULATING SERVICES AFFECT ECOSYSTEM PRODUCTIVE CAPACITY TO PROVIDE QUALITY SERVICES AND INFLUENCE THE RELATIONSHIP BETWEEN CRUCIAL SERVICES TO MAINTAIN GOOD HEALTH SUCH AS DISEASE CONTROL, GOOD POLLINATION, AIR AND WATER OF GOOD QUALITY, AND FERTILE SOILS FOR AN ADEQUATE SOURCE OF NUTRIENTS.
	SOCIAL RELATIONS	CHANGES IN PROVISIONING (GOODS AND) SERVICES AFFECT SOCIAL RELATIONS AND GENERATE CONFLICTS (EXP.: OIL)	CHANGES IN CULTURAL SERVICES HAVE LARGE INFLUENCE IN CULTURES THAT HAVE A SPECIAL CONNECTION WITH THE ENVIRONMENT	CHANGES IN REGULATING SERVICES AFFECT SOCIAL RELATIONS AND GENERATE CONFLICTS (EXP.: CLIMATIC CHANGES, DISEASE CONTROL)
	SECURITY	CHANGES OR VARIANCE IN PROVISIONING SERVICES AFFECT SOCIETY'S SECURITY WITH RESPECT TO ITS MATERIAL POSSESSIONS	LOW INFLUENCE	CHANGES IN REGULATING SERVICES HAVE LARGE EFFECTS ON SECURITY SINCE ECOSYSTEMS PROVIDE MITIGATION FOR CATASTROPHES OF NATURAL AND HUMAN ORIGIN. MOREOVER, GOOD FUNCTIONING OF ECOSYSTEMS SECURES SERVICE PROVISION AND GENERATES SYNERGIES BETWEEN SYSTEM COMPONENTS
	GOOD PROVISION	CHANGES IN PROVISIONING (GOODS AND) SERVICES AFFECT MATERIAL WELLBEING	LOW INFLUENCE	AFFECT MATERIAL WELLBEING THROUGH THEIR INFLUENCES IN OTHER SERVICES, RELATIONSHIP BETWEEN SERVICES AND ECOSYSTEM PRODUCTIVE CAPACITY (EXP.: POLLINATION, SOIL FORMATION: MORE AND BETTER QUALITY HARVESTS)

Figuur 7. De koppeling tussen verschillende determinanten van welvaart (min of meer vergelijkbaar met Maslow's behoeftepiramide) en ecosysteemdiensten. Bron: Figueroa en Pasten (2010, p. 10, Table 2).

3.4.2 Conclusies waardering culturele diensten

Conclusie 6: De mens heeft hogere aspiraties die bij toenemende welvaart steeds belangrijker worden

De erkenning dat een mens hogere aspiraties heeft, en dat die meer op de voorgrond kunnen treden naarmate andere meer basale behoeften zijn bevredigd, is belangrijk voor maatschappelijke waardering met een langetermijnhorizon. Kortom, mensen met hoger welvaartsniveau stellen andere (doorgaans hogere) eisen aan milieu, natuur en landschap.

Conclusie 7: Markten functioneren niet of gebrekkig voor veel culturele diensten

Het realiseren van de optimale allocatie van veel culturele diensten werkt niet via markten. Toepassing van monetaire waarderingmethoden is voor esthetische, spirituele en religieuze diensten lastig en vindt weinig plaats. De recreatieve baten daarentegen lijken gemakkelijker te bepalen. Via de reiskostenmethode wordt dit ook geregeld gedaan, maar daarbij moet wel opgemerkt worden dat de hieruit voortvloeiende waardebeoordeling bovenal een ondergrens is in plaats van een exacte vaststelling. Dit komt omdat de reiskostenmethode alleen de gebruikswaarde bepaalt, en niet in staat is om de niet-gebruikswaarde vast te stellen.

3.5 Waardering van ondersteunende diensten

Ondersteunende diensten zijn lastig te kwantificeren én te moneteriseren. Het gaat hierbij om diensten als nutriëntenkringloop, bodemformatie en -behoud, habitatvorming, en primaire productie. Dit zijn diensten die de andere diensten ondersteunen. In het algemeen zijn het diensten, die slechts zeer indirect menselijk welbevinden beïnvloeden. Veelal betreft het ook zeer langetermijnprocessen. De MEA (2005, p. 40) schrijft:

“Supporting services are those that are necessary for the production of all other ecosystem services. They differ from provisioning, regulating, and cultural services in that their impacts on people are either indirect or occur over a very long time, whereas changes in the other categories have relatively direct and short-term impacts on people.”

Het langetermijnkarakter van ondersteunende diensten wordt nog duidelijker als het wordt afgezet tegen de tijdshorizon van een regulerende dienst, namelijk klimaatregulatie (MEA, 2003, pp. 59-60).

“[C]limate regulation is categorized as a regulating service since ecosystem changes can have an impact on local or global climate over time scales relevant to human decision-making (decades or centuries), whereas the production of oxygen gas (through photosynthesis) is categorized as a supporting service since any impacts on the concentration of oxygen in the atmosphere would only occur over an extremely long time.”

De categorie ondersteunend diensten is door de extreem lange tijdshorizon minder relevant voor onze context van beleidsondersteuning. Of beter geformuleerd: het *effect* van projecten en beleidsmaatregelen op deze categorie van diensten is vaak pas op (middel-)lange termijn zichtbaar. Daar komt bij dat de MEA benadrukt dat de classificatie van ecosysteemdiensten in vier categorieën niet altijd even hard is; er is discussie mogelijk over welke dienst men waar kan plaatsen. Zo is ook het onderscheid tussen ondersteunende en regulerende diensten soms vaag en vloeiend, waardoor er kans op overlap is. Mogelijke ‘double counting’ is een belangrijke reden geweest voor De Groot *et al.* (2010) om de categorie van ondersteunende diensten te vervangen door zogeheten habitatdiensten (zie ook paragraaf 2.3). Daarmee wordt overigens niet gesuggereerd dat ondersteunde diensten niet langer relevant zijn; de auteurs beschouwen ze veeleer als sub-set van ecologische processen dan als aparte ecosysteemdienst.

Conclusie 8: Ondersteunende diensten zijn als categorie niet van belang

De meeste ondersteunende diensten zijn vanwege de tijdshorizon (langer dan decennia of zelfs langer dan een eeuw) minder relevant voor onze context van beleidsondersteuning. Wanneer de categorie ondersteunende diensten voor besluitvorming relevant is, dan heeft de dienst eerder een regulerende functie dan een ondersteunende.

4 Evaluatie-instrumenten

4.1 Inleiding

Binnen de voor ons relevante beleidscontext staan maatschappelijke afwegingen ('trade-offs') centraal. Immers, wanneer beleidsmakers keuzes moeten maken, gaat het zelden om louter win-win situaties. Bij de keuzes economie versus ecologie, of milieu versus economie gaat het één vrijwel altijd (enigszins) ten koste van het ander, en draait veel om het vinden van goede compromissen.

Om de beleidsmaker te ondersteunen bij zijn keuzes wordt vaak gebruik gemaakt van formele evaluatie-instrumenten. Bij evaluatie draait het om '*judging merit or worth*', oftewel: om het beoordelen van de merites of waarde van verschillende beleidsalternatieven. Twee basistechnieken staan de beleidsmaker ter beschikking waarmee hij of zij zicht kan krijgen op de maatschappelijke impact van een beleidsalternatief: (i) MKBA (maatschappelijke kosten-baten analyse) en (ii) MCA (multicriteria-analyse). Deze twee technieken – hierna evaluatie-instrumenten genoemd – staan centraal in dit hoofdstuk. Naast een beschrijving van de MKBA in paragraaf 4.2 en van de MCA in paragraaf 4.3, wordt het hoofdstuk afgesloten met een paragraaf over het combineren van de twee evaluatie-instrumenten – iets wat in de praktijk steeds vaker voorkomt (4.4).²³

4.2 Maatschappelijke kosten-batenanalyse (MKBA)

De MKBA brengt de maatschappelijke kosten en baten in beeld van een bepaalde ingreep of beleidsalternatief. De kracht van de MKBA is voor een belangrijk deel gelegen in haar analytische strengheid: een duidelijke definitie van de impactpopulatie wiens welvaart meetelt – en door de ingreep beïnvloed wordt – en een serieuze specificatie van het nul-alternatief (het alternatief zonder beleid).²⁴ Een ander belangrijke kenmerkende eigenschap van de MKBA is de monetarisering van effecten en de daarmee verbonden verdiscontering van kosten en baten in de tijd. Met andere woorden, een MKBA is gebaseerd op het voor zover mogelijk onder één noemer (namelijk geld) brengen van alle kosten en baten.

De MKBA is nauw verbonden met het denken in de economische wetenschap. De welvaartseconomie levert de theoretische basis voor de MKBA. In essentie gaat het in de welvaartseconomische theorie om de allocatie van schaarse, alternatief aanwendbare goederen en diensten. Het begrip welvaart of nut is afkomstig uit de micro-economie en is datgene wat individuen ervaren bij het gebruik of de voortbrenging van goederen (tastbaar) en diensten (niet tastbaar). Welvaart kan dus zowel worden

²³ Een derde veel gebruikte evaluatietechniek, de kosteneffectiviteitsanalyse, laten we hier buiten beschouwing omdat er binnen de Natuurverkenning voor gekozen is om MKBA en MCA te combineren.

²⁴ De vraag die zich hierbij opdringt is wat precies onder welvaart moet worden verstaan. In sommige economische studies wordt het bruto binnenlands product (BBP) gebruikt om welvaart te preciseren. Maar is dat wel een goede maat voor de welvaart van een land? Van Damme *et al.* (2006, p. 162) menen van niet en laten op een geestige manier zien waarom ze die mening zijn toegedaan. "Vergelijk de hemel en de hel. In de hemel heerst geen schaarste en komt alles aangevlogen. Het BBP is er nul. In de hel moet gewerkt en gezweet worden en toch levert het weinig op. Schaarste heerst en de prijzen zijn er hoog. Het BBP per hoofd dus ook. Toch zijn de hemelbewoners welvarender." In een MKBA wordt welvaart geconcretiseerd door consumentensurplus (CS) en producentensurplus (PS). Van Damme *et al.* (2006, p. 163) schrijven daar het volgende over: "Onder bepaalde voorwaarden kan de welvaart immers geconcretiseerd worden met de som van CS en PS. Welvaart is vaak breder, maar niet altijd; CS en PS zijn echter concreet en dus veel beter te begrijpen en ze bieden een goede toegang tot het abstracte algemene welvaartsbegrip."

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

De basis voor de allocatie van schaarse goederen en diensten ligt in de keuzes die individuen maken over de aanwending van alternatief aanwendbaar middelen. De MKBA sluit hier naadloos op aan. De methode is namelijk primair gericht op een doelmatig gebruik van productiefactoren in een beleidsalternatief en bepaalt de bijdrage ervan aan het (nationale) welvaartsniveau.²⁵ Er is sprake van een positieve bijdrage aan het welvaartsniveau als het project resulteert in een toename van de totale welvaart, dus ongeacht de verdeling over personen of gebieden.

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

Kortom, een MKBA geeft besluitvormers inzicht in de sociaaleconomische (ook wel maatschappelijke) rentabiliteit van verschillende beleidsalternatieven. Op basis van deze rentabiliteit kunnen onderbouwde uitspraken worden gedaan over de rangschikking en het eventueel schrappen van beleidsalternatieven. Tevens kan een MKBA duidelijkheid verschaffen in de complexiteit van het beleidsprobleem, omdat MKBA uitgaat van het consistent theoretische raamwerk van de welvaartstheorie. Door de effecten van verschillende beleidsalternatieven te definiëren in eenduidige termen (namelijk euro's), wordt structuur gebracht in de complexe informatie van verschillende alternatieven. Hierbij is van belang te onderstrepen dat een MKBA evaluatie zich goed laat combineren met een zogeheten 'end-point benadering': een MKBA rekent alle kosten en baten van een beleidsalternatief toe naar effecten op de welvaart van burgers.

Als bij een beleidskeuze de effecten voor ecosysteemdiensten gemonetariseerd in beeld moeten worden gebracht, dan kunnen we onderscheid maken in twee typen effecten:

- Effecten waarvan het gebruikelijk is om ze monetair te waarderen; en
- Effecten waarvan het lastig of zelfs vrijwel onmogelijk is om ze monetair te waarderen²⁶

Tabel 2 geeft een overzicht van de mate waarin monetarisering van ecosysteemdiensten gebruikelijk en mogelijk is.

²⁵ Vanzelfsprekend kan het beleidsalternatief ook van invloed zijn op de bijdrage aan de welvaart van andere activiteiten. Deze bijdragen, ook wel doorwerkingen genoemd, worden opgenomen in de MKBA als ze aantoonbaar het gevolg zijn van het project of planalternatief en een meer dan marginale betekenis hebben.

²⁶ Voor effecten (lees: baten) die niet in termen van geld kunnen worden uitgedrukt, kan een nader onderscheid worden gemaakt tussen baten die zich wél in omvang of intensiteit laten schatten en baten waarvoor dit niet mogelijk is en die enkel kwalitatief kunnen worden aangeduid. Laatstgenoemde baten worden 'imponderabilia' genoemd (Ministerie van Financiën, 1992).

Tabel 2. Toepassing van monetaarisering voor de vier categorieën van ecosysteemdiensten

Categorie ecosysteemdiensten	Monetaire waardering gebruikelijk / mogelijk?
Toevoerdiensten	Type A: ongebruikelijk maar eventueel mogelijk via marktgerelateerde waardering. Type B1: gebruikelijk en mogelijk, o.a. via marktprijzen. Type B2: beperkt gebruikelijk en mogelijk, bijvoorbeeld via <i>contingent valuation</i> .
Regulerende diensten	Beperkt gebruikelijk en mogelijk. Sommige van deze diensten zijn 'intermediair' van aard en de prijs hiervan komt – op papier – impliciet tot uitdrukking in de waarde van toevoerdiensten.
Culturele diensten	Beperkt gebruikelijk en mogelijk, behalve bij delen van de recreatie (bijv. via reiskostenmethode) en als het gaat om esthetiek, (bijv. via <i>contingent valuation</i> en keuze-experimenten).
Ondersteunende diensten	Ongebruikelijk en onmogelijk, vanwege langetermijnprocessen.

Tabel 2 laat zien dat voor veel ecosysteemdiensten monetaarisering niet eenvoudig is. De minste problemen zijn te verwachten voor de categorie toevoerdiensten. Veel van deze diensten worden via de markt verhandeld. Door middel van vraag en aanbod komt er een prijs voor de desbetreffende dienst tot stand. Vele andere diensten zijn echter lastiger te monetaariseren, simpelweg omdat er, door het 'public good' karakter van de dienst, geen formele markt voor bestaat. Dit geldt uiteraard voor de ondersteunende diensten, maar ook voor vele regulerende diensten. Figuur 8 laat een vergelijkbare tabel zien, vanuit de internationale literatuur.

Ecosystem service	Amenability to economic valuation	Most appropriate method for valuation	Transferability across sites
Gas regulation	Medium	CV, AC, RC	High
Climate regulation	Low	CV	High
Disturbance regulation	High	AC	Medium
Biological regulation	Medium	AC, P	High
Water regulation	High	M, AC, RC, H, P, CV	Medium
Soil retention	Medium	AC, RC, H	Medium
Waste regulation	High	RC, AC, CV	Medium to high
Nutrient regulation	Medium	AC, CV	Medium
Water supply	High	AC, RC, M, TC	Medium
Food	High	M, P	High
Raw materials	High	M, P	High
Genetic resources	Low	M, AC	Low
Medicinal resources	High	AC, RC, P	High
Ornamental resources	High	AC, RC, H	Medium
Recreation	High	TC, CV, ranking	Low
Aesthetics	High	H, CV, TC, ranking	Low
Science and education	Low	Ranking	High
Spiritual and historic	Low	CV ranking	Low

AC, avoided cost; CV, contingent valuation; H, hedonic pricing; M, market pricing; P, production approach; RC, replacement cost; TC, travel cost.

Figuur 8. Verschillende ecosysteemdiensten en de mogelijkheid tot monetaire waardering.
Bron: Liu et al. (2010, p. 58, Table 1).

4.3 Multicriteria-analyse (MCA)

MCA onderscheidt zich van MKBA doordat niet alle effecten in geld worden uitgedrukt. In een MCA wordt een aantal beleidsopties beoordeeld aan de hand van scores op bepaalde effecten, ook wel criteria genoemd (zie bijvoorbeeld Janssen, 1991; Ministerie van Financiën, 1992; Janssen en Munda, 1999; en Rietveld, 2002). Deze criteria weerspiegelen over het algemeen de maatschappelijke zorgpunten of wensen, en kunnen gebaseerd zijn op economische kosten, kwaliteit van het landschap, behoud van natuur (weergegeven door middel van indicatorsoorten) en agrarische productie. Wel is van belang dat de verschillende criteria onderscheidend zijn. Aan elk criterium wordt een gewicht toegekend, dat het belang van het criterium voor de beslisser weergeeft. Deze gewichten kunnen, evenals de verschillende criteria, behalve kwantitatief ook kwalitatief van aard zijn.

De criteriastructuur moet aan verschillende eisen voldoen. Zo dienen criteria niet te overlappen. Men dient ook zo weinig mogelijk criteria te hebben, maar wel een set die waar mogelijk alle maatschappelijk relevante effecten in beeld brengt. De criteriastructuur dient ook een heldere causaliteit te hebben: wanneer twee criteria door een begrijpelijk causaal verband sterk correleren, dan kiest men in het algemeen, en via een beredeneerde keuze, voor één van de twee.

Een belangrijke tussenstap in de MCA is de zogenaamde impact matrix. Dit is een matrix waarin van alle verschillende alternatieven de fysieke scores op de criteria staan. De scores worden hier veelal uitgedrukt in natuurlijke eenheden: geluid in decibellen, kosten in euro's, werkgelegenheid en arbeidsplaatsen etc. Voor veel besluitvormingsprocessen is deze impactmatrix veel te groot en onoverzichtelijk. Ze moet daarom compact gemaakt worden of anderszins overzichtelijk. Dit is de aggregatiefase, waarover meer in Hoofdstuk 5. Voor dit aggregeren bestaan binnen de MCA verschillende technieken, die elk tot een andere MCA-methode leiden waarmee uiteindelijk het beste alternatief kan worden geselecteerd. Zo kan bijvoorbeeld van verschillende beleidsopties de 'mate van dominantie' worden bepaald aan de hand van het aantal criteria waarop het ene alternatief de andere overtreft.

De meest voorkomende techniek maakt gebruik van zogenaamde gewogen somming (voor een eenvoudig voorbeeld hiervan, zie Van der Heide *et al.*, 2006, p. 32). Andere technieken zijn de concordantie analyse en de regime methode. Omdat er door deze verschillende technieken meerdere MCA-methoden bestaan, wordt elke MCA tot op zekere hoogte beïnvloed door de vooronderstellingen die aan de gebruikte methode ten grondslag liggen. Bij een MCA is dus altijd sprake van enige subjectiviteit en dus van onzekerheid die nooit helemaal zal verdwijnen (Reinhard *et al.*, 2003). Ook de keuze van criteria, waaraan vervolgens weer gewichten worden gehangen, draagt bij aan deze onzekerheid. Als de verschillende keuzestappen in de MCA niet expliciet en gemotiveerd worden aangegeven, leidt de analyse tot schijnzekerheid. Kortom, subjectieve keuzegegevens moeten worden verantwoord.

Ook de MCA-benadering verhoudt zich in principe goed met een 'end-point benadering' van ecosystemendiensten. In de MCA-theorie is veel aandacht voor het belang van een criteriastructuur die dubbeltelling van criteria voorkomt. En tevens is er veel oog voor het daarmee verbonden probleem dat verschillende criteria niet direct causaal met elkaar verbonden dienen te zijn omdat anders alsnog – misschien ongemerkt – dubbeltelling plaatsvindt.

Voor een MCA is het dus niet nodig dat alle effecten in geld worden uitgedrukt. Maar wat betekent dit nu voor de ecosystemendiensten – in hoeverre is voor elk van de vier categorieën niet-monetaire waardering mogelijk? Het resultaat staat in Tabel 3.

Tabel 3. Toepassing van niet-monetaire waardering voor de vier categorieën van ecosysteemdiensten

Groep ecosysteemdiensten	Niet-monetaire waardering gebruikelijk / mogelijk?
Toevoerdiensten	Type A: gebruikelijk en mogelijk, bijvoorbeeld via het aantal mensen dat afhankelijk is van een bepaalde toevoerdienst. Type B1: ongebruikelijk maar mogelijk. Type B2: ongebruikelijk en lastig vanwege de onzekerheid over toekomstige ontwikkelingen.
Regulerende diensten	Gebruikelijk en mogelijk. Er is een veelheid aan fysieke kernindicatoren, alhoewel de specifieke link met ecosysteemdiensten nog in ontwikkeling is (PBL, 2010). Waardering is nauw verbonden met risicoanalyse.
Culturele diensten	Deels gebruikelijk en mogelijk. Recreatiegedrag kan in fysieke indicatoren (maar is monetair krachtiger), terwijl de waardering van kennis-, schoonheids-, religieuze en spirituele effecten nog grotendeels onontgonnen terrein is; fysiek-ruimtelijke indicatoren lijken mogelijkheden te geven.
Ondersteunende diensten	Beperkt gebruikelijk en mogelijk. Er is weliswaar een veelheid aan fysieke indicatoren, maar net als bij regulerende diensten is de link met ecosysteemdiensten nog lang niet altijd duidelijk. Bovendien: vanwege langetermijnprocessen weinig relevant voor menig beleidscontext.

Uit tabel 3 blijkt dat niet-monetaire waardering met name voor de regulerende en ondersteunende diensten mogelijke aanknopingspunten biedt. De waardering van toevoerdiensten en recreatieve diensten daarentegen blijkt moeilijk zonder de verfijnde monetaïsering die een MKBA karakteriseert. In een MCA-raamwerk is niet gegarandeerd dat die verfijning wordt toegepast. Daarnaast speelt ook voor de MCA dat niet op voorhand evident is hoe waardering van culturele diensten plaats moet vinden.

4.4 Het combineren van MKBA en MCA

De paragrafen 4.2 en 4.3 laten zien dat er de nodige verschillen bestaan tussen MKBA en MCA. Ook in de literatuur wordt het onderscheid tussen de twee evaluatie-instrumenten uitvoerig beschreven (o.a. Hanley, 1999; Janssen en Munda, 1999; Van der Heide *et al.*, 2006; Sijtsma *et al.*, 2011a). Ondanks (of juist dankzij) de behoorlijke verschillen tussen, wordt er tegenwoordig in de literatuur, maar ook in de beleidspraktijk, gezocht naar een combinatie van de twee evaluatie-instrumenten. Dat kan ook, want eigenlijk volgen MKBA en MCA dezelfde procedures, en verschillen ze pas in de laatste procedurele fase van elkaar. In MCA zijn weegfactoren redelijk subjectief, terwijl in MKBA de weegfactoren de ‘eenheidsprijzen’ zijn die maken dat alles in geld wordt uitgedrukt.

Als waardering van ecosysteemdiensten wordt gezien als methode om weegfactoren te bepalen en als wordt erkend dat niet voor alle diensten is voldaan aan de voorwaarden om op betrouwbare wijze te kunnen monetaïseren, dan blijken MKBA en MCA niet eens zo verschillend.²⁷ De MKBA is bijvoorbeeld een uitstekend startpunt voor de behandeling van effecten waar consumentenvoorkeuren een goed afwegingskader bieden. Vervolgens kan – bijvoorbeeld om verdelingsaspecten nadrukkelijk bij de evaluatie te betrekken – in een tweede stap een MCA gehanteerd worden, waarbij de MKBA-uitkomsten belangrijke inputs vormen (zie o.a. Rouwendal en Rietveld, 2000; Rietveld,

²⁷ Dank aan Arjan Ruijs (PBL) voor het leveren van dit inzicht.

2002; Slootweg en Van Beukering, 2008). Janssen en Padilla (1999) passen bijvoorbeeld een gecombineerde aanpak toe bij hun onderzoek naar de bescherming van mangrovebossen op de Filippijnen. Een vergelijkbare insteek is gekozen door Strijker *et al.* (2000) voor het evalueren van de Ecologische Hoofdstructuur: zij gebruiken de uitkomsten van een MKBA als input voor een MCA.

5 Toepassing evaluatie-instrumenten in twee case-studies

5.1 Inleiding

Bij evaluaties met MKBA of MCA kunnen doorgaans vier fasen worden onderscheiden:

1. Basisstructuur van de evaluatie specificeren;
2. Fysieke meting van de effecten van beleidsvarianten;
3. Aggregatie van de effecten uit fase 2 naar een compacte format;
4. Communicatie van de uitkomsten en beperkingen naar beleidsmakers en betrokkenen.

De eerste fase betreft met name de definiëring van het project (in het geval van de Natuurverkenning: beleidsvariant), het vaststellen van de populatie die erdoor beïnvloed wordt en het identificeren van effecten. In de tweede fase worden de fysieke effecten van een beleidsvariant op ecosysteemdiensten bepaald. Tot hoeveel areaalverandering – bijvoorbeeld in termen van aantal hectare natuurgebied – leidt een beleidsvariant? Of heeft de beleidsvariant verdroging of juist vernatting tot gevolg? Bij de voorbereiding van belangrijke ruimtelijke beslissingen (die mogelijk belangrijke nadelige gevolgen hebben voor het milieu) wordt het bepalen van deze, en andere fysieke effecten via een milieu effect rapportage (m.e.r.) gedaan. Fase 3 is de fase die gaat om de uiteindelijke oordeelsvorming; het is ook de fase die de beleidsmaker zicht moet geven op de ‘trade-offs’. De aggregatiefase blijkt echter in de praktijk de fase te zijn die zowel analytisch-conceptueel als empirisch op de meeste problemen stuit. Tot slot wordt in fase 4 het resultaat van de evaluatie teruggekoppeld naar beleidsmakers en betrokkenen. Belangrijk hierbij is dat de MKBA en MCA *beleidsondersteunende* instrumenten zijn. De daadwerkelijke beslissingen worden nog altijd door beleidsmakers, besluitvormers en politici genomen – en hoeven daarmee niet overeenkomstig te zijn met de uitkomsten van de evaluatie.

Voor het huidige onderzoek is vooral de derde fase van belang en in het navolgende richten we ons dan ook hoofdzakelijk op deze fase. Dit doen we via de analyse van twee case-studies waarin ecosysteemdiensten centraal staan. Beide studies gebruiken evaluatie-instrumenten waarmee de effecten van beleidsmaatregelen op deze diensten geanalyseerd worden. Deze twee studies zijn COPI (Braat en Ten Brink, 2008) en MEA (2005). De basis van de COPI-studie ligt in een MKBA-aanpak, terwijl de MEA-studie een eenvoudige MCA gebruikt. Beide studies hebben echter enige afstand tot concrete beleidskeuzes.²⁸

Het doel van het analyseren van de twee case-studies is beter zicht te krijgen op hun kenmerken, en daarmee op hun algemene bruikbaarheid in onze context: de afwegingen die beleidsmakers moeten maken wanneer ze geconfronteerd worden met projecten die een impact hebben op ecosysteemdiensten.

²⁸ In dit kader is het zinvol te wijzen op Slootweg en Van Beukering (2008) die een overzicht geven van tien uiteenlopende case studies waarin nadrukkelijk de waardering van ecosysteemdiensten centraal staat. De twee onderzoekers hebben zich vooral toegespitst op internationale cases die invloed hebben gehad op de besluitvorming. In hun analyse van praktische cases vinden we regelmatig mengvormen van MCA en MKBA. De afstand tot concrete beleidskeuzes is hier dus kleiner.

5.2 Cost of Policy Inaction (COPI)

5.2.1 Uitgangspunten

De COPI-studie (Braat en Ten Brink, 2008) is een goed voorbeeld van een volledig gemonetariseerde MKBA. Deze studie richtte zich op het in beeld brengen van de kosten van het *niet* tegengaan van het verlies aan biodiversiteit in 2010: *the Cost Of Policy Inaction*. Tabel 4 en Tabel 5 laten de eindresultaten van de aggregatiefase zien (fase 3, zie hierboven). Alle effecten van alle meegenomen ecosysteemdiensten zijn in geld uitgedrukt – alhoewel de auteurs geregeld euro's en dollars door elkaar heen halen.

Tabel 4. Eindresultaten van COPI: jaarlijks verlies in 2050; ofwel, de waarde van ecosysteemdiensten die de mens ten dienste zouden hebben gestaan als er sinds 2000 en 2010 géén biodiversiteit verloren zou zijn gegaan

Area	Value of ecosystem service losses – annual billion (10 ⁹) euro lost							
	Fuller estimation		Partial estimation		Fuller estimation		Partial estimation	
	Relative to 2000	Relative to 2010	Relative to 2000	Relative to 2010	Relative to 2000	Relative to 2010	Relative to 2000	Relative to 2010
	Billion euro	Billion euro	Billion euro	Billion euro	% GDP in 2050	% GDP in 2050	% GDP in 2050	% GDP in 2050
Natural areas	-15,568	-12,703	-2,119	-1,679	-7.96%	-6.50%	-1.08%	-0.86%
Bare natural	-10	-6	-2	-1	-0.01%	0.00%	0.00%	0.00%
Forest managed	1,852	1,691	258	213	0,95%	0,87%	0,13%	0,12%
Extensive agriculture	-1,109	-819	-206	-141	-0.57%	-0,42%	-0,11%	-0,08%
Intensive agriculture	1,303	736	307	143	0.67%	0.38%	0.16%	0.09%
Woody biofuels	381	348	55	50	0.19%	0.18%	0.03%	0.03%
Cultivated grazing	-786	-1,181	-184	-215	-0.40%	-0.60%	-0.09%	-0.13%
Artificial surfaces	0	0	0	0	0.00%	0.00%	0.00%	0.00%
World Total (land-based ecosystems*)	-13,938	-11,933	-1,891	-1,518	-7.1%	-6.1%	-1.0%	-0.8%

* (Excl. ice and hot desert)

Bron: Braat en Ten Brink (2008, p. 11, Table 2).

Tabel 4 laat zien dat de kosten van inactief beleid in 2050 (t.o.v. 2000) op jaarbasis 13.938 miljard euro bedragen. Met andere woorden, stel dat er sinds 2000 niets meer aan natuurbehoud is gedaan en dat dit ook in de toekomst niet meer gebeurt, dan kost dat de mensheid in 2050 jaarlijks bijna 14.000 miljard euro aan verloren ecosysteemdiensten. In economische termen zijn dit de 'opportunity costs'. Dat is, aldus de COPI-studie, 7,1% van het mondiale Bruto Binnenlands Product in 2050.

Tabel 4 en Tabel 5 laten zien dat het bedrag van 13.938 miljard euro een saldo is van verliezen én opbrengsten. Het verlies aan ecosysteemdiensten in natuurlijke gebieden (*natural areas*) is bijvoorbeeld 15.568 miljard euro, terwijl er in bosbouwgebieden (*forest managed*), de intensieve landbouw (*intensive agriculture*) en de biobrandstoffen (*woody biofuels*) juist een toename van diensten plaatsvindt (Tabel 5). Deze toename compenseert het verlies van diensten in natuurlijke gebieden enigszins.

Tabel 5. Eindresultaten van COPI: het totale jaarlijkse verlies aan waarde van verschillende ecosysteemdiensten in 2050 ten opzichte van 2000

2050 relative to 2000: Fuller estimation	Total	Food, fiber and fuel	Air quality maintenance	Soil quality maintenance	Climate regulation (i.e. carbon storage)	Water regulation & water purification and waste management	Cultural diversity, identity, heritage & recreation & ecotourism
World Total (land-based ecosystems*)	-13,938	192	-2,019	-1,856	-9,093	-782	-303
Natural areas	-15,568	-383	-2,025	-1,778	-10,274	-748	-291
Bare natural	-10	0	-1	-1	-6	0	-2
Forest managed	1,852	184	208	166	1,188	70	31
Extensive agriculture	-1,109	-256	-56	-50	-712	-23	-8
Intensive agriculture	1,303	746	38	41	448	21	6
Woody biofuels	381	29	33	30	270	15	2
Cultivated grazing	-786	-128	-217	-264	-6	-116	-41
Artificial surfaces	0	0	0	0	0	0	0

* (Excl. ice and hot desert)

Bron: Braat en Ten Brink (2008, p. 13, Table 3).

In Tabel 5 staat voor de verschillende categorieën van ecosysteemdiensten aangegeven wat de, in geld gemeten, gevolgen zijn van het ontbreken van natuurbeleid. Opnieuw valt de dominantie van de natuurlijke gebieden op, omdat voor alle categorieën van ecosysteemdiensten geldt dat het verlies in natuurlijke gebieden het hoogst is. Met andere woorden, het overgrote deel van het verlies van ecosysteemdiensten is het gevolg van het verdwijnen van natuurlijke gebieden. Als we naar de afzonderlijke categorieën van ecosysteemdiensten kijken, dan valt op dat het verdwijnen van de klimaatregulerende dienst (koolstofopslag) tot de grootste verliespost leidt (namelijk 9.093 miljard euro). Het verlies aan culturele diensten is daarbij vergeleken erg klein (303 miljard euro). Overigens gaat de klimaatregulerende dienst niet in elk gebied achteruit. Zo is de hierboven gesignaleerde toename van diensten in bosbouwgebieden vooral toe te schrijven aan klimaatregulatie. Ook in de intensieve landbouw en de biobrandstoffen neemt de klimaatregulerende dienst hoe dan ook toe.

Hierna bespreken we drie waarderingsaspecten (paragraaf 5.2.2 tot en met 5.2.4, waarbij de monetaire waardering van de klimaatbaten (paragraaf 5.2.4) vanwege hun opvallend forse omvang (ze bepalen voor circa 2/3 de uiteindelijke uitkomsten) de meeste aandacht krijgt.

5.2.2 De kosten en baten van exoten

Bij de bespreking in Hoofdstuk 3 hebben we een mogelijke evaluatieve onevenwichtigheid geconstateerd bij het waarden van ecosysteemdiensten: vaak worden alleen baten onderzocht, en worden de kosten van ecosysteemdiensten gemakshalve genegeerd. In de COPI-studie echter, zien we deze neiging spiegelkundig terug bij de bespreking van exoten, die louter als invasieve soorten worden beschouwd en enkel maar schade (dus kosten) toebrengen. Een deel van de invasieve soorten is evenwel expliciet geïntroduceerd voor menselijke voordeel (bijvoorbeeld een boomsoort of plaagbestrijdingssoort). De baten hiervan worden niet meegenomen; de kosten, zoals gezegd, wel.

5.2.3 Monetaire niet-gebruikswaarden en hun interpretatie

Bij het bepalen van de culturele diensten zijn in de COPI-studie ook de niet-gebruikswaarden meegenomen. De omvang hiervan blijkt niet omvangrijk. De cruciale vraag is dan uiteraard: zijn de bedragen zo laag omdat de niet-gebruikswaarde van weinig waarde zijn, of zijn ze zo laag omdat we er monetair weinig grip op kunnen krijgen? In het laatste geval zou de evaluatietechniek de uitkomsten kunnen domineren, hetgeen onwenselijk is. Uit de COPI-studie is het antwoord op deze vraag niet te herleiden.

De interpretatie van de omvang van niet-gebruikswaarden vormt sowieso een notoir lastig probleem. In een MKBA-setting worden ze al gauw en gemakkelijk vergeleken met gebruikswaarden, zoals in de COPI-studie het rendement op bosbouwactiviteiten. Hierbij wordt vergeten dat producten of diensten met een marktgerelateerde gebruikswaarde ook een niet-gebruikswaarde (kunnen) hebben; en dat deze aanzienlijk kunnen zijn. Zo hebben bosbouwactiviteiten weliswaar een marktprijs, bijvoorbeeld euro's per kuub hout, maar daarbovenop komen nog zaken als bestaanswaarde (de waarde die mensen hechten aan het bos, los van het eigenlijke gebruik ervan) en verervingswaarde (de waarde verbonden aan de verwachting dat het bos er nog zal zijn voor toekomstige generaties; zie Figuur 4 in Hoofdstuk 3). Pagiola *et al.* (2004) wijzen er op dat veel monetaire waarderingstudies weinig systematisch zijn opgezet, met onevenredig veel aandacht voor baten waarvoor de nodige data beschikbaar is (vaak gebruikswaarden) en veel minder aandacht voor baten die lastiger zijn te identificeren en kwantificeren (vaak niet-gebruikswaarden).

5.2.4 De onzekere monetaire waardering van klimaateffecten

Voor de monetaire waardering van klimaatverandering maakt het COPI-rapport gebruik van waarderingen voor de jaren 2007 en 2050. In Tabel 6 is sprake van lage schattingen en hoge schattingen voor de waardering. Dit kan men gemakkelijk interpreteren als een gangbare manier om met onzekerheid om te gaan. Maar in dit geval lijkt er meer aan de hand.

Tabel 6. Monetaire waarden voor koolstof-vastlegging, voor de jaren 2007 en 2050 (in euro per ton koolstof)

Kosten in euro's per ton koolstof			
<i>Marginal Damage Cost</i> benadering		<i>Marginal Abatement Cost</i> benadering	
2007: 6,43	2050: 23,11	2007: 15,8	2050: 179,6

Bron: Braat en Ten Brink (2008, Annex II, Table All.5).

De *Marginal Damage Cost* benadering gaat uit van de bijkomende kosten voor een extra eenheid schade toegebracht door, in dit geval, koolstof. Als een verbetering van de koolstof-vastlegging – bijvoorbeeld door extra bomen aan te planten – leidt tot minder schade aan mens, natuur of economie, dan wordt de waarde van deze schadevermindering gebruikt om koolstof-vastlegging te waarderen. De *Marginal Abatement Cost* benadering gaat uit van de kosten die gemaakt moeten worden om de negatieve effecten van koolstof tegen te gaan. Het zijn de kosten van maatregelen die nodig zijn om bepaalde milieudoelstellingen te halen. De kost van de laatste nog net noodzakelijk maatregel om een milieudoelstelling te halen, is gelijk aan de *marginale* reductiekost. “Deze marginale reductiekost weerspiegelt de kosten die de maatschappij er voor over heeft om het betreffende milieudoel te behalen en kan gebruikt worden als benadering voor de waarde van een ecosysteemdienst.” (Liekens *et al.*, 2010, p. 20).

De COPI-studie is weinig duidelijk over de grondslag voor de waardering van koolstof-vastlegging. Ze verwijst naar een speciale studie, de CASES-studie (*Cost Assessment of Sustainable Energy Systems*), gericht op de monetaire waardering van klimaatverandering en verricht in opdracht van de EU. Deze studie geeft een gedegen en genuanceerd beeld van de monetaire waardering en de beide benaderingen van monetaire waardering: via schadekosten (*damage costs*) of via bestrijdingskosten (*abatement costs*).²⁹

Monetaire waardering van klimaatseffecten via schadekosten blijkt, aldus de CASES-studie, uiterst lastig. Het vereist namelijk goede studies die informatie bevatten over de schade van koolstof aan mens, natuur of economie. De onzekerheid over de mogelijke schade en effecten is echter groot. Hierbij spelen in ieder geval drie tamelijk fundamentele aspecten:

- Verdiscontering van effecten in de tijd en de lange tijdshorizon.
- Weging van effecten tussen arme en rijke mensen en/of landen.
- Nadruk op mogelijke extremen – systeemveranderingen – of het werken met ‘gemiddelden’.

Vanwege de grote onzekerheid en de daarmee gepaard gaande discussies en sterk uiteenlopende schattingen van schadekosten ziet de CASES-studie meer heil in de *Marginal Abatement Cost* benadering.³⁰

“If marginal damage costs are unknown or surrounded by too much uncertainty, the next best policy would be a ‘cost-effective’ policy given some (politically) predefined long-term stabilization target. The policy problem can then be mathematically formulated as an optimal control problem, by which the shadow prices of emissions (the control variable) can be solved for some concentration or radiative forcing constraint (the state variable)...”

De CASES-studie heeft een meta-analyse verricht van vele modelschattingen (een lijst met meer dan 60 schattingen) die de *Marginal Abatement Cost* (MAC) bepalen, en komt op basis daarvan tot haar inschatting van deze bestrijdingskosten. Deze schatting vormt de bovenkant van de range in de COPI-studie. Echter, het gebruik van de bestrijdingskosten binnen COPI lijkt tamelijk paradoxaal: de kosten van beleidsinactiviteit (*inaction*) worden nu immers bepaald door de kosten bij – wereldwijd – uitgevoerd beleid. Dat is in de eerste plaats analytisch-conceptueel moeilijk te begrijpen. Bepaalt de studie nu de kosten van beleidsinactiviteit of de beleidsuitvoering gericht op een bepaald beleidsdoel?

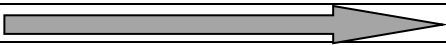
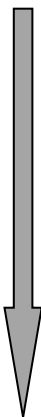
Daarnaast is er over de empirische kant van de MAC ook nog flinke onzekerheid, die niet tot uitdrukking lijkt te komen in het gebruik binnen COPI. Wat is bijvoorbeeld de alternatieve energietechnologie die men gaat c.q. kan benutten en wat zijn de kosten daarvan? Belangrijk is daarbij ook dat men voor het bepalen van de MAC een mate van bestrijding van broeikasgassen dient vast te stellen. Het verminderen van de uitstoot van deze gassen voorkomt vervolgens een bepaalde mate van schade of een risico daarop. De CASES-studie constateert echter dat er geen consensus bestaat over de specifieke milieudoelstellingen. Meer specifiek, de verschillende studies die de CASES-studie in haar meta-analyse betreft, hanteren uiteenlopende strenge of minder strenge klimaatdoelstellingen. Op basis van deze uiteenlopende klimaatdoelstelling worden in de CASES-studies marginale bestrijdingskosten geschat, in een ‘ideale’ wereldwijde beleidscontext.

²⁹ Hoewel Braat en Ten Brink (2008) veelvuldig gebruik maken van de CASES-studie, is het opvallend dat zij in hun verwijzing ernaar niet spreken over de *Marginal Abatement Costs*, maar over de *Marginal Avoidance Costs*. Dus niet bestrijdingskosten, maar vermeden kosten.

³⁰ Het grote nadeel echter van de *Marginal Abatement Cost* benadering is dat het verband met preferenties en bereidheid tot betalen van mensen minder direct is (zie Liekens *et al.*, 2010).

Al met al zijn de geschatte bedragen in de CASES-studie dus omgeven met de nodige vooronderstellingen die van invloed zijn op de uitkomst van de schattingen. Niet voor niets dus dat de COPI-studie een grote marge hanteert bij haar monetaire schatting van klimaateffecten. Het is weliswaar compacte informatie, maar in welke zin geeft het zicht op de kosten van verlies aan biodiversiteit? De getallen geven bij nadere beschouwing aanleiding tot conceptuele en empirische vragen. Kunnen deze getallen dan door beleidsmakers wel goed geïnterpreteerd worden? Of speelt hier de evaluatietechniek een te beperkende rol? Is, met andere woorden, het aanleveren van begrijpelijke informatie over de effecten van beleidsalternatieven afhankelijk van doorbraken in hoe 'zachte waarden', zoals natuur, landschap en ecosysteemdiensten, in kaart worden gebracht en worden gewaardeerd? De kern van die 'doorbraak' lijkt te zitten in het beter omgaan met een deels fundamentele onzekerheid. In een DEFRA-studie over de *Social Cost of Carbon* (2005) wordt de onzekerheid over klimaateffecten gekoppeld aan de onzekerheid in waardering. Dit is samengevat in een zogeheten risico-matrix (weergegeven in Tabel 7).

Tabel 7. Onzekerheid in monetair waarden en klimaatverandering

		Uncertainty in valuation 		
		Market	Non-market	(Socially Contingent)
Uncertainty in predicting climate change 	Protection (e.g. sea level rise)	Coastal protection, loss of dryland, energy (heating, cooling)	Heat stress, loss of wetland	Regional costs, investment
	Bounded risks (e.g. droughts, floods, storms)	Agriculture, water, variability (drought, flood storms)	Ecosystem change, biodiversity, loss of life, secondary social effects	Comparative advantage & market structures
	System change (e.g. major events)	Above, plus significant loss of land and resources, non-marginal effects	Higher order social effects, regional collapse, irreversible losses	Regional change

Bron: Watkiss (zonder jaar, zonder pagina-nummering).

Als monetair waarden moeilijk is omdat er fundamentele onzekerheden zijn, zou de evaluatietechniek dan niet meer aandacht moeten besteden aan deze onzekerheden? Ofwel: kan de techniek niet meer gericht zijn op het meten van de effecten op de variabelen die de onzekerheden bepalen? Kan ze niet meer gericht zijn op de omvang en *waarschijnlijkheid* van mogelijke effecten, in heldere begrijpelijke eenheden?

In Figuur 9 staan de vier fasen van de evaluatie, waarmee we paragraaf 5.1 aftrapte, in een schema samengevat. Na fase 1 – de effectenmatrix of impact matrix – komt logischerwijs de fysieke meting van de effecten van beleidsvarianten (fase 2). Vervolgens worden de effecten uit de tweede fase geaggregeerd (fase 3) om ze in fase 4 naar 'buiten toe' te communiceren. Wat er echter bij de COPI-studie gebeurt, is dat de fasen 2 tot en met 4 samengevoegd worden. Dat wil zeggen, richting beslissers worden de fasen 2 en 3 niet expliciet gemaakt, en bovendien wordt er in de vierde fase slechts weinig woorden vuil gemaakt aan de empirische en analytisch-conceptuele problemen. Zo beschouwd is het de vraag of de COPI-manier vanuit evaluatief oogpunt de beste manier is om op een compacte manier informatie over effecten van beleidsveranderingen naar beleidsmakers te communiceren.

Algemene evaluatiefasen voor maatschappelijke waardering (via MKBA)		COPI
<i>Beleidsverandering</i>		<i>Beleidsverandering</i>
Indicatoren	Aspecten indicatoren	Indicator
1↓		1↓
<i>Beleidsverandering ('kijkrichting') vertaald naar effecten op menselijk gedrag en ruimtegebruik</i>		
o.a. natuurlijk areaal omgezet in bosbouw	<ul style="list-style-type: none"> Fysieke effectindicatoren Consensus over wijze van meting en belang 	
2↓		
<i>Veranderingen vertaald naar gevolgen voor klimaatregulering via uitstoot CO₂-equivalenten</i>		
m.n. CO ₂ -equivalenten in de lucht	<ul style="list-style-type: none"> Sturende consensus indicator Omvang helder te duiden 	
3↓		2-4↓
<i>Verandering door CO₂-equivalenten vertaald naar mogelijke maatschappelijke waarderingseffecten van klimaatverandering</i>		
<ul style="list-style-type: none"> Omvang bevolking getroffen door overstroming Omvang landbouwteelten die gevoelig zijn voor droogte en stormen 	<ul style="list-style-type: none"> Onzekerheid in omvang schattingen Interpretatie indicatoren helder 	
4↓		
<i>Effecten klimaatverandering door CO₂-equivalenten vertaald naar economisch-monetair gewaardeerde effecten</i>		
Euro miljarden aan schade	<ul style="list-style-type: none"> Extra onzekerheid qua omvang door monetaisering (Tabel 6) Geen consensus over wijze van monetaiseren Interpretatie indicator onduidelijk 	Euro miljarden aan schade

Figuur 9. De vier fasen van evaluatie binnen een MKBA met toepassing op de COPI-studie (waarbij enkel naar klimaat effecten is gekeken)

Conclusie 9: Volledige monetaisering van alle ecosysteemdiensten is ondoenlijk

Volledige monetaisering van alle ecosysteemdiensten, zoals de COPI-studie beoogt, is ondoenlijk, omdat er verschillende diensten zijn die lastig of onmogelijk te monetaiseren zijn (zie Tabel 2). Monetaisering geeft verschillende, niet gemakkelijk te begrijpen empirische en conceptuele problemen. Zo is een lastig te begrijpen punt dat regulerende diensten idealiter een marginale monetaire waarde van nul hebben – ook al zijn ze essentieel voor de mens en functioneren ze onprobleematisch. Hoewel er in veel monetaiseringsstudies de nodige lippendienst wordt bewezen aan marginale waarden en marginale veranderingen, blijft vaak onduidelijk of de onderzoekers bij hun waardering daar ook echt van uit gaan. Temeer omdat marginale waarden betrekking hebben op kleine verandering in kwaliteit of kwantiteit van een ecosysteemdienst, en de waardering van dergelijk kleine veranderingen eenvoudiger is dan die van grote veranderingen. Maar er zijn verschillende waarderingstudies die tamelijk groots uitpakken en alle ecosysteemdiensten in een omvangrijk geografisch gebied proberen te monetaiseren (bijvoorbeeld Costanza *et al.*, 1997). Bovendien: veel monetaiseringsstudies gaan uit van een situatie waarin een ecosysteemdienst nog redelijk ruimschoots aanwezig is. Maar als we totaal geen drinkwater meer zouden hebben, dan zou het een buitengewoon kostbaar goed zijn (en gaat de eerdergenoemde Lauderdale's paradox niet langer op). In dat geval is ook de marginale prijs voor een extra eenheid water geen zinvol aanknopingspunt meer (Pagiola *et al.*, 2004; Brown *et al.*, 2007).

Een belangrijk communicatief doel van de monetarisering van effecten lijkt te zijn het overtuigen van (een aantal) mensen dat ecosystemen en ecosysteem diensten überhaupt waarde hebben. Het lijkt er daarbij meer te gaan om het feit dat er een groot bedrag staat dan welk bedrag het precies is. Dit maakt deze benadering minder geschikt voor het preciezer beoordelen van 'trade-offs'. Monetarisering zoals de COPI-studie voor ogen staat, maar ook TEEB, heeft alleen kans van slagen als per situatie en per geval bekeken wordt wat de dienst is en wie het wat oplevert.

Conclusie 10: Evaluatie kent verschillende informatieve fasen die inzichtelijk doorlopen dienen te worden

Een evaluatie door MKBA kent verschillende fasen die verschillen in de mate waarin er consensus is over hun manier van meten en de interpretatie mogelijkheden. Binnen een MKBA is de derde fase belangrijk, waarbij door middel van monetaire waardering de aggregatie van effecten (van bijvoorbeeld klimaatverandering) naar een compacte format (lees: euro's) plaatsvindt. Maar hoe belangrijk deze fase ook is, de exclusieve aandacht ervoor mag er niet toe leiden dat de overige fasen gemakshalve genegeerd worden.

5.3 Millennium Ecosystem Assessment (MEA)

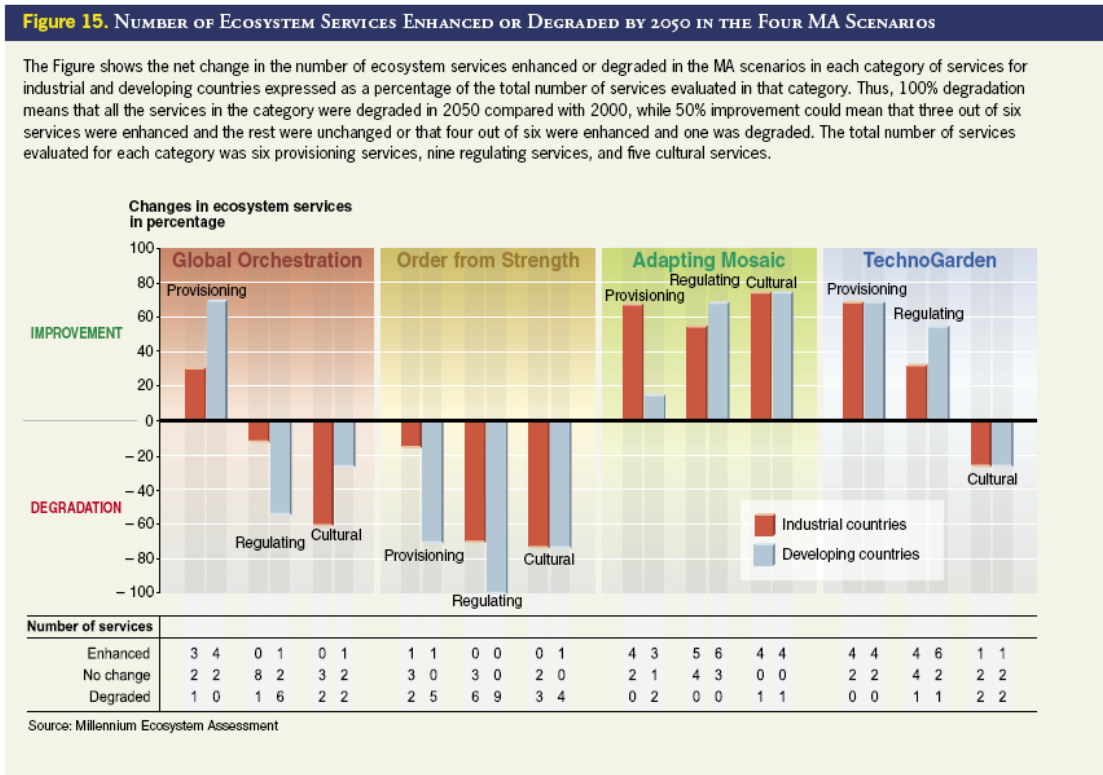
De tweede case-studie die we onderzoeken is de 'Millennium Ecosystem Assessment' (MEA, 2005). De MEA had verschillende doelen, waaronder het op de agenda zetten van de waardering van ecosysteemdiensten en het uitwerken van een conceptueel raamwerk. In de MEA-studie zelf is echter ook sprake van maatschappelijke waardering van verschillende beleidsopties. Hierbij heeft MEA gebruik gemaakt van vier verschillende scenario's, namelijk:

- *Global Orchestration*: een wereld waarbij de mensen op mondiaal niveau met elkaar verbonden zijn, met volop aandacht voor wereldhandel en economische liberalisatie. Hoge economische groei, en een 'reactieve aanpak' van problemen omtrent ecosystemen.
- *Order from Strength*: een gefragmenteerde en geregionaliseerde wereld, met volop aandacht voor veiligheid en bescherming. Verder: lage economische groei, weinig aandacht voor publieke goederen en een 'reactieve aanpak' van de problemen rond ecosystemen.
- *Adapting Mosaic*: een wereld waarin de nadruk ligt op regionale ecosystemen voor zowel politieke als economische activiteiten. Veel aandacht voor het versterken van lokale instituties, en strategieën voor lokaal beheer van ecosystemen zijn gemeengoed. Aanvankelijk lage economische groei, maar deze stijgt gestaag. En verder een 'pro-actieve benadering' richting het beheer van ecosystemen.
- *TechnoGarden*: een wereld waarin mensen op wereldschaal met elkaar verbonden zijn en waarbij volop vertrouwd wordt op milieubewuste technologie. Hiertoe wordt op een hoogwaardige manier gebruik gemaakt van ecosystemen, en om toekomstige problemen in dit gebruik te voorkomen, wordt het beheer van ecosystemen 'pro-actief' benaderd. Economische groei is relatief hoog en neemt verder toe.

Voor de beoordeling maakt de MEA gebruik van een eenvoudige MCA-techniek. De MEA analyseert het volgende aantal ecosysteemdiensten:

- zes toevoerdiensten, namelijk (i) voedsel, (ii) brandstof, (iii) genetische hulpbronnen, (iv) biochemische en farmaceutische ontdekkingen, (v) sierhulpbronnen (huiden, schelpen, bloemen, etc.), en (vi) zoet water;
- negen regulerende diensten, namelijk (i) regulatie van luchtkwaliteit, (ii) klimaatregulatie, (iii) waterregulatie, (iv) erosie bestrijding, (v) waterzuivering (vi), ziektebestrijding mens, (vii) plaagonderdrukking, (viii) bestuiving, en (ix) bescherming tegen storm; en
- vijf culturele diensten, namelijk (i) spirituele en religieuze waarden, (ii) esthetische waarden, (iii) recreatie en ecotoerisme, (iv) culturele verscheidenheid, en (v) kennis, diversiteit en herinnering.

Van deze verschillende diensten wordt nagegaan in hoeverre ze zich binnen de vier verschillende scenario's positief, negatief of neutraal zullen ontwikkelen, waarbij er steeds een onderscheid wordt gemaakt naar ontwikkelde landen (*industrial countries*) en ontwikkelingslanden (*developing countries*). Elk afzonderlijke ecosysteemdienst is derhalve een criterium binnen een MCA. Figuur 10 toont het resultaat van de scenariostudie.



Figuur 10. De veranderingen in verschillende ecosysteemdiensten onder vier verschillende scenario's volgens de MEA, voor zowel ontwikkelde landen als ontwikkelingslanden; de veranderingen zijn uitgedrukt als percentage van het totale aantal diensten dat in desbetreffende categorie ecosysteemdienst is geëvalueerd. Bron: MEA (2005, p. 80, Figure 5.3).

In Figuur 10 is er sprake van procentuele scores, die positief of negatief kunnen zijn. Hierbij is een eenvoudige aggregatieprocedure gevolgd: het aantal positief scorende criteria/diensten is gesaldeerd met het aantal negatief scorende criteria/diensten. De uitkomsten zijn niet verwonderlijk: daar waar gekozen wordt voor een 'reactieve aanpak' van het verlies aan (kwaliteit van) ecosystemen, gaan de ecosysteemdiensten het hardst achteruit. Een 'pro-actieve aanpak' daarentegen wordt 'beloond' met een verbetering van ecosysteemdiensten. Hoe eenvoudig wil je het hebben? Wat je als aanname in de scenario-studie stopt, krijg je bij de resultaten er ook weer uit.

In Figuur 11 wordt de MCA zoals uitgevoerd binnen de MEA vertaald naar de verschillende fasen van evaluatie.

In de MEA zijn de afzonderlijke fasen van de MCA moeilijk te achterhalen. Wat dat betreft rapporteert de MEA net zo kort en bondig als de hierboven besproken COPI-studie. Verder hanteert de MEA de verschillende ecosysteemdiensten als criteria. Dit betekent echter dat er (zeer veel) onderlinge relaties bestaan tussen de criteria; iets dat bij voorkeur voorkómen moet worden binnen een heldere MCA-structuur. Voorts moet in een MCA bij het geven van relatieve gewichten bekend zijn op hoeveel verandering de evaluatie betrekking heeft. Dus om hoeveel aantasting of verbetering van de verschillende ecosysteemdiensten gaat het nu eigenlijk? In plaats daarvan is in de MEA een

‘administratief’ gefundeerd gewicht gehanteerd. Het toekennen van gewichten is echter binnen een MCA alles beslissend voor de uitkomst. Zoals eerder opgemerkt, een serieuze bepaling van de gewichten zou vergelijkbare gewichten moeten geven als de monetaarisering van effecten.

Algemene evaluatiestappen voor maatschappelijke waardering (met MCA)		MEA
<i>Beleidsverandering</i>		<i>Beleidsverandering</i>
Indicatoren	Aspecten indicatoren	Indicator
1↓		1↓
<i>Beleidsverandering ('kijkrichting') vertaald naar effecten op menselijk gedrag en ruimtegebruik</i>		2-5↓
o.a. natuurlijk areaal omgezet in bosbouw	<ul style="list-style-type: none"> Fysieke effectindicatoren Consensus over wijze van meting en belang 	
2↓		
<i>Veranderingen vertaald naar gevolgen voor klimaatregulering via uitstoot CO₂-equivalenten</i>		
m.n. CO ₂ -equivalenten in de lucht	<ul style="list-style-type: none"> Sturende consensus indicator Omvang helder te duiden 	
3↓		
<i>Verandering door CO₂-equivalenten vertaald naar mogelijke maatschappelijke waarderingseffecten van klimaatverandering</i>		
<ul style="list-style-type: none"> Omvang bevolking getroffen door overstroming Omvang landbouwteelten die gevoelig zijn voor droogte en stormen 	<ul style="list-style-type: none"> Onzekerheid in omvang schattingen Interpretatie indicatoren helder 	
4↓		
<i>Effecten klimaatverandering door CO₂ uitstoot, en andere ecosysteemdiensten vertaald naar plussen en minnen (herschaling)</i>		
<ul style="list-style-type: none"> +: toename ecosysteemdienst 0: geen verandering -: afname ecosysteemdienst 	<ul style="list-style-type: none"> Eenvoudige meting Geen referentie meer qua omvang 	
5↓		
<i>Scores individuele ecosysteemdiensten opgeteld voor verschillende scenario's en typen landen (weging)</i>		
Saldo plussen en minnen (als percentage van het totale aantal diensten dat in desbetreffende categorie ecosysteemdienst is geëvalueerd)	<ul style="list-style-type: none"> Eenvoudige en arbitraire weging Zeer gevoelig voor definitie criteria en samenhang binnen criteria 	Saldo plussen en minnen (als percentage van het totale aantal diensten dat in desbetreffende categorie ecosysteemdienst is geëvalueerd)

Figuur 11. De vijf fasen van evaluatie binnen een MCA met toepassing op de MEA-studie

Conclusie 11: MCA-techniek leidt tot een lange lijst van criteria met onheldere schaling en weging, en daardoor een onheldere beoordeling

MCA's zijn er in vele soorten en maten. De ervaring met de MEA laat zien dat het gebruik van een MCA niet zaligmakend is. Een MCA loslaten op talloze ecosysteemdiensten leidt gemakkelijk tot het hanteren van een uitgebreide MCA-structuur: een lange lijst met criteria met allemaal een gering gewicht. De criteria zijn niet geordend naar een zogeheten 'end-point' waardoor er veel samenhang en correlatie is tussen de criteria. Dit is een veel voorkomende valkuil bij MCA's toegepast op planvorming en duurzaamheid (zie Sijsma *et al.*, 2011a).

6 Synthese en conclusies: naar een combinatie van MKBA en MCA

In dit werkdocument staat de maatschappelijke waardering van ecosysteemdiensten centraal. Ecosysteemdiensten zijn de baten die mensen ontleen aan ecosystemen. Vandaag de dag wordt het begrip vooral vanuit een antropocentrisch perspectief benaderd. Vanuit dit perspectief gezien bestaat er een grote neiging om het belang en de waarde van ecosysteemdiensten zoveel mogelijk in geld uit te drukken. Maar het feit dat ecosysteemdiensten een economische waarde voor de mens hebben, betekent niet dat de economische baten de enige focus van maatschappelijke waardering van ecosysteemdiensten zijn. Integendeel, natuur is om talloze redenen belangrijk voor het overleven van de mens en juist daardoor is het weinig realistisch om alle waarden van natuur in één enkele monetaire term (euro's) te persen. Daarom is het goed te erkennen dat ecosysteemdiensten niet enkel een economische waarde hebben, maar dat ze vaak meerdere waarden omvatten. Vanuit die constatering dient vervolgens de discussie te worden aangegaan over het beheer ervan (Liu *et al.*, 2010).

Dat betekent overigens niet dat monetaarisering van ecosysteemdiensten een heilloze weg is of verwaarloosd kan worden. Er zijn verschillende redenen om te monetaariseren, zoals (i) het onderstrepen van het economische belang van ecosysteemdiensten; (ii) het ondersteunen van het beleid (bijv. voor het alloceren van schaarse middelen over verschillende doelen) en het uitvoeren van ex post en ex ante evaluaties; (iii) het berekenen van de schade die wordt veroorzaakt door bijvoorbeeld een olieramp; of (iv) het bepalen van het meest wenselijke belasting- of heffingsniveau op het gebruik van ecosysteemdiensten.

Gezien bovenstaande overwegingen aangaande monetaarisering rijst al snel de vraag hoe er dient te worden omgegaan met ecosysteemdiensten in de besluitvorming. Maatschappelijke kosten-baten analyses (MKBA's) zijn gebaseerd op het in geld uitdrukken van effecten en dat kent dus de nodige beperkingen en moeilijkheden. Een alternatief zou daarom een multicriteria-analyse (MCA) zijn, waarbij beleidsalternatieven ('kijkrichtingen') worden beoordeeld aan de hand van scores op bepaalde effecten, ook wel criteria genoemd. Deze hoeven niet in geld te worden uitgedrukt. Nadeel van deze methode is echter dat er al gauw een veelheid aan criteria ontstaat, die elkaar overlappen en via ordinale scores (gemeten in vaak weinigzeggende 'plussen' en 'minnen') worden gepresenteerd.

In plaats van te kiezen voor een MKBA of een MCA pleiten wij voor het gebruik van een mengvorm van de twee evaluatie-instrumenten. Het resultaat is een gecombineerde multicriteria-kosten-batenanalyse (MCKBA, zie Sijtsma, 2006).³¹ Deze mengvorm maakt gebruik van marktinformatie en benut de kracht van het disconteren van effecten in de tijd en het helder denken over wiens welvaart telt in de evaluatie – typische MKBA-elementen. Maar tegelijkertijd benut ze vanuit een MCA het gemak om alle maatschappelijke effecten mee te nemen zonder al te veel beperkingen aan het gebruik van meetmethoden (Sijtsma *et al.*, 2011a). Zo beschouwd stelt de MCKBA ons in staat om te voldoen aan de oproep van MacKay (2008, p. 4): *"We need simple numbers, and we need the numbers to be comprehensible, comparable, and memorable."* In de Natuurverkenning 2011 zal dan ook gebruik worden gemaakt van deze gecombineerde techniek (zie voor de eerste resultaten, Sijtsma *et al.*, 2011b).

De MCKBA gaat ervan uit dat sommige ecosysteemdiensten beter passen in een 'MKBA-meetstijl' en andere meer in een 'MCA-meetstijl'. Tabel 8 geeft hiervan een globaal overzicht.

³¹ Zoals Slootweg en Van Beukering (2008) laten zien, kan een gecombineerde MCKBA tamelijk losjes 'ontstaan' in de praktijk.

Tabel 8. De evaluatie van ecosystemendiensten binnen een multicriteria-kosten-batenanalyse (MCKBA)

Groep ecosystemendiensten	Evaluatie via:	
	MKBA	MCA
• Toevoerdiensten	Type B1, en in mindere mate Type B2	Type A1 en Type B2
• Regulerende diensten	Sommige van deze diensten zijn 'intermediair' van aard en de waarde hiervan wordt via toevoerdiensten expliciet gemaakt	Gecombineerd met risico beoordeling, bijvoorbeeld gezondheidsrisico's
• Culturele diensten	Recreatie en marktgerelateerde ecosystemendiensten, maar ook esthetiek	Voor hogere behoeften, zoals inspiratie en spirituele en religieuze waarden
• Ondersteunende diensten		Gecombineerd met risico beoordeling

Binnen het theoretisch kader van de MCKBA zijn een drietal zaken cruciaal, namelijk:

1. evaluatie gericht op 'end-points';
2. consensus gebaseerd aggregeren; en
3. evalueren op meerdere ruimtelijke schaalniveaus.

Ad 1. Evaluatie gericht op 'end-points'

De evaluatie moet toewerken naar zogenaamde end-points teneinde dubbeltellingen in het maatschappelijk waarden te voorkomen. Omdat veel end-points gerelateerd zijn aan marktmechanismen kan een belangrijk deel van deze end-points worden gemeten in een MKBA-kader (zie Tabel 8). Naast deze monetaire end-points onderscheiden we drie end-points die niet gemakkelijk gemeten kunnen worden via een MKBA-stramien: gezondheidseffecten, biodiversiteitseffecten en geestelijke welbevinden.

Werken we dit alles uit in een evaluatiekader, dan is het resultaat zoals weergegeven in Figuur 12 op de volgende pagina.

Ad 2. Consensus gebaseerd aggregeren

'Consensus gebaseerd aggregeren' is een evaluatie-technische term die wil zeggen dat de evaluatie-informatie over de maatschappelijke effecten van de kijkrichtingen compact wordt samengevat in end-points, waarbij er brede consensus bestaat over het feit dat de manier van meten informatief en zinnig is. De consensus betreft dus niet de precieze uitkomst van de waardering zelf, maar heeft louter betrekking op het feit dat het effect van (enig) belang is om te meten en dat de manier van meten begrijpelijk/informatief is.

Bij de COPI-studie (Braat en Ten Brink, 2008) en MEA (2005) hebben we gezien dat in de aggregatiefase veel mis kan gaan: omvangrijke monetariseringsstudies onder het mom van marginale veranderingen, of oppervlakkige optelling van plussen en minnen. Consensus gebaseerd aggregeren kan deze valkuilen vermijden.

Algemene evaluatiestappen voor maatschappelijke waardering (met Mix MCA en MKBA)				MKBA-MCA mix	
<i>Beleidsverandering</i>				<i>Beleidsverandering</i>	
Indicatoren		Aspecten indicatoren		Indicator	
1↓				1↓	
<i>Beleidsverandering ('kijkrichting') vertaald naar effecten op menselijk gedrag en ruimtegebruik</i>					
o.a. natuurlijk areaal omgezet in bosbouw		<ul style="list-style-type: none"> Fysieke effectindicatoren Consensus over wijze van meting en belang 			
2↓				2-3↓	
<i>Veranderingen vertaald naar gevolgen voor ecosystemendiensten: zoals watervoorziening, kwaliteit weidegebieden, visstand</i>					
m.n. CO ₂ -equivalenten in de lucht		<ul style="list-style-type: none"> Sturende consensus indicator Omvang helder te duiden 			
3↓					
<i>Verandering ecosystemediens-indicatoren vertaald naar mogelijke maatschappelijke waarderingseffecten</i>					
o.a. omvang bevolking getroffen door water-tekorten	<ul style="list-style-type: none"> Onzeker qua omvang schattingen Interpretatie indicatoren helder 	o.a. netto economische baten voor gemiddelde boerderij in projectgebied	<ul style="list-style-type: none"> Onzeker qua omvang schattingen Interpretatie indicatoren helder 		
4↓				4↓	
<i>Aggregatie van indicatoren naar end-points</i>					
Impact ecologische kwaliteit	Impact gezondheid	Impact economische efficiency	Impact geestelijk welbevinden	Interpretatie combinatie MCA en MKBA uitkomsten	
Natuur-punten indicator	QALY	Saldo MKBA	Fysiek-ruimtelijke belevings-indicatoren		

Figuur 12. De vier fasen van evaluatie binnen een gecombineerde MCKBA-benadering

Ad 3. Evalueren op meerdere ruimtelijke schaalniveaus

Tenslotte is bij een goede integratie van MKBA en MCA evalueren op meerdere ruimtelijke schaalniveaus van belang. Beleidsmakers zijn veelal sterk verbonden met het bestuurlijke niveau waarop ze opereren en daarmee met de effecten die daarbinnen optreden. De effecten van verschillende kijkrichtingen gaan verder dan dit bestuurlijke niveau. Evaluatie-technisch zou men dan het beste kunnen evalueren op een ruimtelijk schaalniveau dat zowel het bestuurlijke niveau omvat als het 'hogere' niveau waarop de effecten van de kijkrichtingen betrekking hebben. Het gevaar is echter dat een provinciaal bestuurder een evaluatie op nationaal niveau irrelevant vindt, net als een nationale bestuurder dat zal vinden van een evaluatie die zich op Europees niveau beweegt.

De zuivere oplossing hiervoor is evalueren op meerdere schaalniveaus (bijv. provincie en NL; NL en EU). Het laagste ruimtelijk schaalniveau blijft zo dicht mogelijk bij het bestuurlijke niveau van denken en van de in de besluitvorming belangrijk geachte impactpopulatie. Het hogere ruimtelijke niveau heeft deze beperking niet: hier bepaalt het optreden van effecten (houtkap in Brazilië door Nederlands woningbeleid; sojateelt in Thailand voor Nederlandse varkenshouderijbeleid etc.) het schaalniveau. Dit schaalniveau kan regelmatig het mondiale schaalniveau zijn.

Het werken met meerdere ruimtelijke schaalniveaus maakt de 'trade-offs' voor de beleidsmaker inzichtelijk. Evalueren op meerdere schaalniveaus geeft kortom behoud van relevantie zonder dat er onvolledige informatie over effecten ontstaat.

Literatuur

- Ansink, E., L. Hein & K. Per Hasund. 2008. To value functions or services? An analysis of ecosystem valuation approaches. *Environmental Values*, 17, pp. 489-503.
- Bateman, I.J., G.M. Mace, C. Fezzi, G. Atkinson & K. Turner. 2011. Economic analysis for ecosystem service assessments. *Environmental and Resource Economics*, 48 (2), pp. 177-218.
- Boyd, J.W. & H.S. Banzhaf. 2005. Ecosystem services and government accountability: The need for a new way of judging nature's value. *Resources*, Summer 2005. Washington, D.C., Resources for the Future.
- Boyd, J. & S. Banzhaf. 2006. *What are Ecosystem Services? The Need for standardized environmental accounting Units*. Washington, D.C., Resources for the Future, Discussion Paper 06-02.
- Boyd, J. & S. Banzhaf. 2007. What are ecosystem services? The need for standardized environmental accounting units. *Ecological Economics*, 63 (2-3), pp. 616-626.
- Braat, L. & P. ten Brink (eds). 2008. *The Cost of Policy Inaction*. Wageningen en Brussel, Alterra en IEEP.
- Bräuer, I. 2003. Money as an indicator, to make use of economic evaluation for biodiversity conservation. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 98, pp. 483-491.
- Brink, P. ten (red.). 2011. *The Economics of Ecosystems and Biodiversity in National and International Policy Making*. London en Washington DC, Earthscan.
- Brown, T.C., J.C. Bergstrom & J.B. Loomis. 2007. Defining, valuing, and providing ecosystem goods and services. *Natural Resources Journal*, 47 (2), pp. 329-376.
- Bulte, E.H. & A.J. de Zeeuw. 2002. Hoeveel is de zeehond ons waard? *Economisch Statistische Berichten*, 87 (4377), pp. 712-715.
- Clawson, M. & J.L. Knetsch. 1966. *Economics of Outdoor Recreation*. Baltimore, Johns Hopkins University Press.
- Costanza, R. 2008. Ecosystem services: Multiple classification systems are needed. *Biological Conservation*, 141 (2), pp. 350-352.
- Costanza, R., R. d'Arge, R. de Groot, S. Farber, M. Grasso, B. Hannon, K. Limburg, S. Naeem, R.V. O'Neill, J. Paruelo, R.G. Raskin, P. Sutton & M. van den Belt. 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, 387, pp. 253-260.
- Daly, H.E. 1998. The return of Lauderdale's paradox. *Ecological Economics*, 25, pp. 21-23.
- Daily, G.C. (red.). 1997. *Nature's Services; Societal Dependence on Natural Ecosystems*. Washington D.C., Island Press.
- Daily, G.C. & P.A. Matson. 2008. Ecosystem services: From theory to implementation. *PNAS*, 105 (28), pp. 9455-9456.
- Damme, E. van, C. Teulings & J. Theeuwes. 2006. Zoals algemeen bekend... pp. 161-171. In: Koninklijke Vereniging voor de Staathuishoudkunde. *Jaarboek 2005/2006*. Den Haag, Sdu Uitgevers.
- DEFRA. 2005. *Social Cost of Carbon: A Closer Look at Uncertainty*. London.
- Diamond, P.A. & J.A. Hausman. 1994. Contingent valuation: is some number better than no number? *Journal of Economic Perspective*, vol. 8 (4), pp. 45-64.
- Ehrlich, P.R. & A.H. Ehrlich. 1981. *Extinction: The Causes and Consequences of the Disappearance of Species*. New York, Random House.
- Ehrlich, P.R. & A.H. Ehrlich. 1992. The value of biodiversity. *Ambio*, 21 (3), pp. 219-226.
- Figuroa, E. & R. Pasten C. 2010. *Total Economic Value Calculating Matrix (TEVCM) to value ecosystem services: A multidisciplinary step to promote conversation*. Mimeo.
- Fisher, B., S. Polasky & T. Sterner. 2011. Conservation and human welfare: Economic analysis of ecosystem services. *Environmental and Resource Economics*, 48 (2), pp. 151-159.
- Fisher, B. & R.K. Turner. 2008. Ecosystem services: Classifications for valuation. *Biological Conservation*, 141 (5), pp. 1167-1169.

- Fisher, B., R.K. Turner & P. Morling. 2009. Defining and classifying ecosystem services for decision making. *Ecological Economics*, 68 (3), pp. 643-653.
- Freeman III, A.M. 2003. *The Measurement of Environmental and Resource Values: Theory and Methods*. Second Edition. Washington DC, Resources for the Future.
- Frink, C.R., P.E. Waggoner & J.H. Ausubel. 1999. Nitrogen fertilizer; retrospect and prospect. *PNAS*, 96 (4), pp. 1175-1180.
- Gaaff, A. & Th.C.P. Melman. 2011. *EHS en Ecosysteemdiensten; Verkenning Onderzoeksvragen samenhangend met Kosten en Baten op lange Termijn*. Den Haag en Wageningen, LEI-WUR en Alterra-WUR, LEI rapport 2010-052, Alterra rapport 2092.
- Garrod G. & K.G. Willis. 1999. *Economic Valuation of the Environment; Methods and Case Studies*. Cheltenham, UK and Northampton, MA, USA, Edward Elgar.
- Gómez-Baggethun, E., R. de Groot, P.L. Lomas & C. Montes. 2010. The history of ecosystem services in economic theory and practice: From early notions to markets and payment schemes. *Ecological Economics*, 69 (6), pp. 1209-1218.
- Groot, R.S. de. 1992. *Functions of Nature; Evaluation of Nature in Environmental Planning, Management and Decision Making*. Groningen, Wolters-Noordhoff.
- Groot, R. de, B. Fisher & M. Christie. 2010. *The Economics of Ecosystems and Biodiversity: The Ecological and Economic Foundations (TEEB D0) – Chapter 1: Integrating the Ecological and Economic Dimensions in Biodiversity and Ecosystem Service Valuation*. Draft document.
- Groot, R.S. de, M.A. Wilson & R.M.J. Boumans. 2002. A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. *Ecological Economics*, 41 (3), pp. 393-408.
- Hanley, N. 1999. Cost-benefit analysis of environmental policy and management. pp. 824-836. In: J.C.J.M. van den Bergh (ed.). *Handbook of Environmental and Resource Economics*. Cheltenham, UK and Northampton, USA, Edward Elgar.
- Hanley, N. & E.B. Barbier. 2009. *Pricing Nature; Cost-Benefit Analysis and Environmental Policy*. Cheltenham, UK en Northampton, MA, USA, Edward Elgar.
- Hardin, G. 1968. The tragedy of the commons. *Science*, 162, pp. 1243-1248.
- Heide, C.M. van der, J.C.J.M. van den Bergh & E.C. van Ierland. 2000. De onschatbare waarde van biodiversiteit. *ESB*, 85 (4267), pp. 632-635.
- Heide, M. van der, E. Bos & J. Vreke. 2006. *Analyseren en Evalueren van Beleidsmaatregelen met een Effect op Natuur en Milieu*. WOT Natuur & Milieu, Wageningen: WOT studies nr. 3.
- Hein, L., K. van Koppen, R.S. de Groot & E.C. van Ierland. 2006. Spatial scales, stakeholders and the valuation of ecosystem services. *Ecological Economics*, 57 (2), pp. 209-228.
- Heijman, W.J.M. & C.M. van der Heide. 2011. Een historisch overzicht van natuur in economische context. *ESB*, 96 (4612s), pp. 4-10.
- Janssen, R. 1991. *Multiobjective Decision Support for Environmental Problems*. Amsterdam, Vrije Universiteit, Ph.D.-thesis.
- Janssen, R. & G. Munda. 1999. Multi-criteria methods for quantitative, qualitative and fuzzy evaluation problems. pp. 837-852. In: J.C.J.M. van den Bergh (ed.). *Handbook of Environmental and Resource Economics*. Cheltenham, UK and Northampton, USA, Edward Elgar.
- Janssen, R. & J.E. Padilla. 1999. Preservation or conservation? Valuation and Evaluation of a Mangrove Forest in the Philippines. *Environmental and Resource Economics*, 14, pp. 297-331.
- Kombrink, H. 2008. *The Carboniferous of the Netherlands and surrounding Areas; a basin Analysis*. Utrecht, Utrecht University, Ph.D.-thesis.
- Kooten, G.C. van & E.H. Bulte. 2000. *The Economics of Nature; Managing Biological Assets*. Oxford, Blackwell Publishers Ltd.
- Kroeger, T. & F. Casey. 2007. An assessment of market-based approaches to providing ecosystem services on agricultural lands. *Ecological Economics*, 64 (2), pp. 321-332.
- Liekens, I., M. Schaafsma, J. Staes, R. Brouwer, L. de Nocker & P. Meire. 2010. *Economische Waardering van Ecosysteemdiensten; Een Handleiding*. Studie in opdracht van LNE, Afdeling Milieu-, Natuur- en Energiebeleid.

- Liu, S., R. Costanza, S. Farber & A. Troy. 2010. Valuing ecosystem services; Theory, practice, and the need for a transdisciplinary synthesis. *Annals of the New York Academy of Sciences*, 1185 (1), pp. 54-78.
- LNV. 2008. *Biodiversiteit werkt: voor natuur, voor mensen, voor altijd. Beleidsprogramma Biodiversiteit 2008-2011*. Den Haag, Ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit.
- Loomis, J., P. Kent, L. Strange, K. Fausch & A. Covich. 2000. Measuring the total economic value of restoring ecosystem services in an impaired river basin: results from a contingent valuation survey. *Ecological Economics*, 33 (1), pp. 103-117.
- Louviere, J.J., D.A. Hensher & J.D. Swait. 2000. *Stated Choice Methods; Analysis and Applications*. Cambridge, University Press.
- Lyytimäki, J., Petersen, L. K., Normander, B. & Bezák, P. 2008. *Nature as a nuisance? Ecosystem services and disservices to urban lifestyle*. *Environmental Sciences*, 5 (3), pp. 161-172.
- Maas, J. 2008. *Vitamin G: Green environments – Healthy environments*. Utrecht, Nivel.
- MacKay, D.J.C. 2008. *Sustainable Energy – Without the Hot Air*. Cambridge, UIT Cambridge Ltd.
- Maslow, A.H. 1943. *A Theory of Human Motivation*. *Psychological Review*, 50 (4), pp. 370-396.
- MEA. 2003. *Ecosystems and Human Well-being; A Framework for Assessment*. Washington DC, Island Press.
- MEA. 2005. *Ecosystems and Human Well-being; Synthesis*. Washington DC, Island Press.
- Melman, Th.C.P. & C.M. van der Heide. 2011. *Ecosysteemdiensten in Nederland; Verkenning betekenis en perspectieven. Achtergrondrapport bij Natuurverkenning 2011*. Wageningen, Wettelijke Onderzoekstaken Natuur & Milieu, WOt-rapport 111.
- Melman, Th.C.P., C.M. van der Heide, L.C. Braat & H.A. Udo de Haes. 2010. Ecosysteemdiensten: nieuw anker voor omgevingsbeleid? *Landschap* 27, (4): 209-219.
- Ministerie van Financiën. 1992. *Evaluatiemethoden; Een Introductie*. Den Haag, Sdu Uitgeverij.
- Nunes, P.A.L.D. & J.C.J.M. van den Bergh. 2001. Economic valuation of biodiversity: sense or nonsense? *Ecological Economics*, 39 (2), pp. 203-222.
- Pagiola, S., K. von Ritter & J. Bishop. 2004. *Assessing the Economic Value of Ecosystem Conservation*. The World Bank in collaboration with The Nature Conservancy and IUCN – The World Conservation Union. The World Bank Environment Department, Environment Department Paper No. 101.
- Pascual, U. & R. Muradian. 2010. *The Economics of Valuing Ecosystem Services and Biodiversity*. Chapter 5 in *The Economics of Ecosystems and Biodiversity; The Ecological and Economic Foundations*.
- PBL. 2010. *De Betekenis van TEEB voor Nederland. Discussienotitie voor de Taskforce Biodiversiteit en Natuurlijke Hulpbronnen*. Den Haag en Bilthoven, Publicatienummer 500414005.
- Pearce, D. 1998. Auditing the earth; the value of the world's ecosystem services and natural capital. *Environment*, 40 (2), pp. 23-28.
- Pearce, D. 2001a. Valuing biological diversity: issues and overview. pp. 27-44. In: OECD. *Valuation of Biodiversity Benefits; Selected Studies*. Paris, OECD.
- Pearce, D. 2001b. Environmental appraisal and environment policy in the European Union. *Environmental and Resource Economics*, 11 (3-4), pp. 489-501.
- Reinhard, S.R., J. Vreke, A. Gaaff & M. Hoogstra. 2003. *Integrale afweging van ruimtegebruik: ontwikkeling van een instrumentarium voor het beoordelen van veranderingen in aanwending van ruimte*. Den Haag, LEI, rapport 4.03.03.
- Rietveld, P. 2002. Een afwegingskader voor beleid in verkeer en vervoer: kosten-batenanalyse en multicriteria-analyse. pp. 241-265. In: B. van Wee & M. Dijst (red.). *Verkeer en Vervoer in Hoofdlijnen*. Bussum, Uitgeverij Coutinho.
- Rouwendal, J & P. Rietveld. 2000. *Welvaartsaspecten bij de evaluatie van infrastructuurprojecten; Onderzoeksprogramma Economische Effecten Infrastructuur*. Den Haag, Ministerie van Verkeer en Waterstaat en Ministerie van Economische Zaken.

- Ruijgrok, E.C.M., R. Brouwer & H. Verbruggen. 2004. *Waardering van Natuur, Water en Bodem in Maatschappelijke Kosten-batenanalyses; Aanvulling op de Leidraad OEI*. Den Haag, Ministerie van Verkeer en Waterstaat.
- Sagoff, M. 2008. On the economic value of ecosystem services. *Environmental Values*, 17, pp. 239-257.
- Sagoff, M. 2011. The quantification and valuation of ecosystem services. *Ecological Economics*, 70 (3), pp. 497-502.
- Sijtsma, F.J. 2006. *Project Evaluation, Sustainability and Accountability. Combining Cost-Benefit Analysis (CBA) and Multi-Criteria Analysis (MCA)*. Groningen, Rijksuniversiteit, PhD.-thesis.
- Sijtsma, F.J., M. van der Heide & A. van Hinsberg. 2011a. Biodiversity and decision-support; Integrating CBA and MCA. pp. 197-218. In: A. Hull, E.R. Alexander, A. Khakee en J. Woltjer (eds). *Evaluation for Participation and Sustainability in Planning*. London and New York, Routledge.
- Sijtsma, F., A. van Hinsberg, W. van der Bilt, M. van der Heide, B. de Knegt & H. Leneman. 2011b. De effecten van keuzes in natuurbeleid. *ESB*, 96 (4612s), pp. 29-35.
- Slootweg, R. & P. van Beukering, 2008. *Valuation of Ecosystem Services and Strategic Environmental Assessment; Lessons from Influential Cases*. Utrecht, Netherlands Commission for Environmental Assessment.
- Smith, A. 1776. *An Inquiry into the Nature and Causes of the Wealth of Nations*. London, Methuen & Co., Ltd.
- Stolwijk, H. 2004. *Kunnen natuur- en landschapswaarden zinvol in euro's worden uitgedrukt?* Den Haag, Centraal Planbureau, 5/2004/04.
- Stolwijk, H.J.J. 2010. *Economische Beleidsevaluaties en Welvaart*. Den Haag, CPB-Memorandum nr. 245.
- Straton, A. 2006. A complex systems approach to the value of ecological resources. *Ecological Economics*, 56, pp. 402-411.
- Strijker, D., F.J. Sijtsma & D. Wiersma. 2000. Evaluation of nature conservation. *Environmental and Resource Economics*, 16 (4), pp. 363-378.
- TEEB. 2008. *The Economics of Ecosystems and Biodiversity – An Interim Report*. Cambridge, UK, Banson Production.
- Termorshuizen, J.W. & P. Opdam. 2009. Landscape services as a bridge between landscape ecology and sustainable development. *Landscape Ecology*, 24 (8), pp. 1037-1052.
- Turner, R.K., D. Pearce & I. Bateman. 1994. *Environmental Economics; An Elementary Introduction*. London, Harvester Wheatsheaf.
- Turner, R.K., J. Paavola, P. Cooper, S. Farber, V. Jessamy & S. Georgiou. 2003. Valuing nature: lessons learned and future research directions. *Ecological Economics*. 46 (3), pp. 493-510.
- Wainger, L.A., D.M. King, R.N. Mack, E.W. Price & T. Maslin. 2010. Can the concept of ecosystem services be practically applied to improve natural resource management decisions? *Ecological Economics*, 69 (5), pp. 978-987.
- Wallace, K.J. 2007. Classification of ecosystem services: Problems and solutions. *Biological Conservation*, 139 (3-4), pp. 235-246.
- Watkiss, P. Zonder jaar. *The Social Cost of Carbon*. Beschikbaar via Internet: <http://www.oecd.org/dataoecd/19/21/37321411.pdf>.
- Watson, R. & S. Albon. 2010. *UK National Ecosystem Assessment; Draft Synthesis of current Status and recent Trends*. Beschikbaar via Internet: <http://uknea.unep-wcmc.org/Resources/tabid/82/Default.aspx>.
- Willemen, L. 2010. *Mapping and Modelling Multifunctional Landscapes*. Wageningen, Wageningen University, PhD.-thesis.
- Zheng, W., H. Shi, S. Chen & M. Zhu. 2008. Benefit and cost analysis of mariculture based on ecosystem services. *Ecological Economics*, nog te verschijnen.

Bronnen op internet

www.teeb.org

www.indigenenouspeoples.nl

Bijlage 1 Ecosysteemdiensten volgens MEA

1 Provisioning services

Products obtained from ecosystems, including

- 1.1-food
- 1.2-fiber
- 1.3-fuel
- 1.4-genetic resources
- 1.5-biochemicals, natural medicines, and pharmaceuticals
- 1.6-ornamental resources
- 1.7-fresh water

2 Regulating services

Benefits obtained from the regulation of ecosystem processes, including

- 2.1-air quality regulation
- 2.2-climate regulation
- 2.3-water regulation
- 2.4-erosion regulation
- 2.5-water purification and waste treatment
- 2.6-disease regulation
- 2.7-pest regulation
- 2.8-pollination
- 2.9-natural hazard regulation

3 Cultural services

Non-material benefits people obtain through spiritual enrichment, including

- 3.1-cultural diversity
- 3.2-spiritual and religious values
- 3.3-knowledge systems
- 3.4-educational values
- 3.5-inspiration (such as advertising, national symbols)
- 3.6-aesthetic values (support for parks, scenic drives, selection of housing locations)
- 3.7-social relations (fishing societies differ from agricultural or nomadic societies)
- 3.8-sense of place
- 3.9-cultural heritage values
- 3.10-recreation and ecotourism

4 Supporting services

Necessary for the production of other services, including

- 4.1-soil formation
- 4.2-photosynthesis
- 4.3-nutrient cycling
- 4.4-water cycling

Bijlage 2 Ecosysteemwaardering à la Costanza *et al.* (1997)

In een veel bekritiseerd artikel hebben Costanza *et al.* (1997) een prijskaartje gehangen aan 17 verschillende ecosysteemdiensten (variërend van voedselproductie tot klimaat- en waterregulatie) die de wereld aan de mensheid levert. Vervolgens hebben ze de waarde van alle op aarde aanwezige ecosystemen berekend en deze waarde bedraagt, aldus de onderzoekers, gemiddeld 33 biljoen dollar (dat is 33 met twaalf nullen) per jaar. Ter illustratie: in 1997 was dit gelijk aan 1,8 keer het Bruto Nationaal Product van alle landen in de wereld.³²

Dit cijfer, zo suggereren Costanza *et al.*, is vooral nuttig voor het beoordelen van projecten, waarbij het verlies aan ecosysteemdiensten afgewogen dient te worden tegen de baten van een economisch ontwikkelingsproject. Hierbij wijzen ze op het gegeven dat veel ecosysteemdiensten niet in 'de markt' worden verhandeld, en daardoor in de besluitvorming vaak genegeerd of ondergewaardeerd worden. Dat wil zeggen, er bestaat een zogeheten 'asymmetrie in waardering': het economische speelveld is vaak vooringenomen tegen ecosysteemdiensten omdat, bij gebrek aan marktprijzen, hun bijdrage aan de economie niet tot uitdrukking komt in de keuzes die individuen of de maatschappij maken. Dit klassieke marktfalen leidt uiteindelijk tot inefficiënte (economische) besluitvorming. Het bedrag van 33 biljoen dollar wordt geacht daar verandering in te brengen.

Of dit ook daadwerkelijk het geval is, valt te betwijfelen. Het suggereert namelijk dat besluiten die gebaseerd zijn op monetaire waarden, beter geïnformeerde besluiten zijn dan besluiten waarbij geen gebruik is gemaakt van monetaire informatie. Als dit zo is, dan moet de monetaire informatie *alle* belangrijke waarden weerspiegelen van, in dit geval, ecosysteemdiensten. Maar neem nu het tropisch regenwoud van de Amazone. De regulerende en ondersteunende ecosysteemdiensten van dit gebied blijken van groot belang voor de gehele wereld. Dit regenwoud wordt niet voor niets 'de longen van de wereld' genoemd. In een perfecte wereld zou Brazilië, op basis van dit gegeven, redelijkerwijs veel geld van andere landen kunnen vragen ter compensatie van de gemiste inkomsten die het land naar verwachting zou hebben gehad als het de Amazone economisch had 'ontwikkeld'.

Helaas leven we niet in een perfecte wereld en bestaan er geen mechanismen waarmee Brazilië geld van andere landen kan vragen voor het behoud van de tropische ecosysteemdiensten. In tegenstelling tot lokale, regionale of nationale baten van economische ontwikkeling, worden de baten van (tropische) ecosystemen gekenmerkt door hun globale karakter. Sterker nog, de baten verbonden aan het behoud van het tropische regenwoud zullen op lokaal niveau veel kleiner zijn dan op nationaal of wereldniveau. De kosten van beschermen, daarentegen, rusten voornamelijk op de schouders van de lokale bevolking, omdat juist zij beperkt wordt in het gebruik van het regenwoud (Van der Heide *et al.*, 2000).

Dus, of het regenwoud nu € 100 miljoen of € 10 miljard waard is, voor een efficiënte besluitvorming omtrent de bescherming (of ontwikkeling) ervan is dit bedrag zeker niet het enige dat telt. Juist ook de scheve verdeling van kosten en baten van het behoud van de Amazone op lokaal, nationaal en wereldniveau is van belang, terwijl dit gegeven niet in de monetaire waardering van tropische ecosysteemdiensten tot uiting komt. Zo beschouwd is het voor Brazilië in de huidige situatie 'rationeel' om het regenwoud economisch te ontwikkelen, simpelweg omdat dit het land meer geld oplevert dan het behoud ervan.

Dit is een schoolvoorbeeld van wat Hardin (1968) ooit de *tragedy of the commons* noemde: gemeenschappelijke gronden worden door het individu misbruikt omdat de kosten van gebruik niet

³² Het BNP is de totale geldwaarde van alle goederen en diensten die in één jaar worden geproduceerd.

door hem (of haar) alleen gedragen worden, maar de opbrengsten wel voor hem (of haar) alleen zijn. In termen van het tropisch regenwoud betekent dit dat de kosten van economische ontwikkeling (dat wil zeggen, het verlies aan tropische ecosysteemdiensten) door de hele wereld gedragen worden, terwijl de opbrengsten van de ontwikkeling ten bate van het individu komen. Door het verschil tussen individuele kosten en de kosten voor de maatschappij als geheel vindt over-exploitatie van deze gronden plaats. Wanneer deze gronden niet gemeenschappelijk maar privébezit zouden zijn, dan komen de kosten van over-exploitatie voor rekening van de eigenaar. Dit zou voor hem (of haar) voldoende reden zijn om af te zien van excessief grondgebruik.

Het lijkt niet aannemelijk dat het prijskaartje die Costanza *et al.* hangen aan de mondiale natuur daadwerkelijk *alle* belangrijke en relevante waarden van ecosysteemdiensten weerspiegelen. Ecosystemen zitten ingewikkeld in elkaar, ze vormen een complex web van organismen die met elkaar en hun milieu een relatie hebben. Hoe ecosystemen precies functioneren, daar zijn ecologen nog altijd niet uit. Het kwantificeren van de verschillende diensten die deze systemen leveren is dan ook erg lastig, om van het in geld waarderen ervan maar te zwijgen.

Een ander opvallend element in de studie van Costanza *et al.* is dat de onderzoekers zich richten op het totaal aan ecosysteemdiensten, in plaats van op een verandering hierin. Althans, voor de verschillende ecosysteemdiensten gaan ze weliswaar uit van de marginale waarde per hectare, maar vervolgens vermenigvuldigen ze deze waarde met de bestaande, wereldwijde, hoeveelheid van de dienst. Of, zoals ze zelf schrijven (blz. 257, 258): "In this study we estimated the value per unit area of each ecosystem service for each ecosystem type. (...). We then multiplied the unit values times the surface area of each ecosystem to arrive at global levels."

Dus, om van micro-economisch niveau naar macro-economisch niveau te komen, gooien Costanza *et al.* het principe van marginale verandering over boord. Dit terwijl 'verandering' essentieel is. Immers, de economische theorie van monetaire waardering is gebaseerd op inkomenscompensatie of -equivalentie van een specifieke verandering (bijvoorbeeld van de oppervlakte natuur) zodanig dat het individueel nut constant blijft. De analyse van de onderzoekers is zelfs zo extreem (de beschouwde verandering impliceert namelijk het verlies van de gehele biosfeer) dat de mensheid niet zal overleven, laat staan in staat zal zijn nog iets te waarderen.

Verschenen documenten in de reeks Werkdocumenten van de Wettelijke Onderzoekstaken Natuur & Milieu vanaf 2009

Werkdocumenten zijn verkrijgbaar bij het secretariaat van Unit Wettelijke Onderzoekstaken Natuur & Milieu, te Wageningen.
T 0317 – 48 54 71; F 0317 – 41 90 00; E info.wnm@wur.nl
De werkdocumenten zijn ook te downloaden via de WOT-website www.wotnatuurenmilieu.wur.nl

2009

- 126** *Kamphorst, D.A.* Keuzes in het internationale biodiversiteitsbeleid; Verkenning van de beleidstheorie achter de internationale aspecten van het Beleidsprogramma Biodiversiteit (2008-2011)
- 127** *Dirkx, G.H.P. & F.J.P. van den Bosch.* Quick scan gebruik Catalogus groenblauwe diensten
- 128** *Loeb, R. & P.F.M. Verdonschot.* Complexiteit van nutriëntenlimitaties in oppervlaktewateren
- 129** *Kruit, J. & P.M. Veer.* Herfotografie van landschappen; Landschapsfoto's van de 'Collectie de Boer' als uitgangspunt voor het in beeld brengen van ontwikkelingen in het landschap in de periode 1976-2008
- 130** *Oenema, O., A. Smit & J.W.H. van der Kolk.* Indicatoren Landelijk Gebied; werkwijze en eerste resultaten
- 131** *Agricola, H.J.A.J. van Strien, J.A. Boone, M.A. Dolman, C.M. Goossen, S. de Vries, N.Y. van der Wulp, L.M.G. Groenemeijer, W.F. Lukey & R.J. van Til.* Achtergrond-document Nulmeting Effectindicatoren Monitor Agenda Vitaal Platteland
- 132** *Jaarrapportage 2008.* WOT-04-001 – Koepel
- 133** *Jaarrapportage 2008.* WOT-04-002 – Onderbouwend Onderzoek
- 134** *Jaarrapportage 2008.* WOT-04-003 – Advisering Natuur & Milieu
- 135** *Jaarrapportage 2008.* WOT-04-005 – M-APV
- 136** *Jaarrapportage 2008.* WOT-04-006 – Natuurplanbureaufunctie
- 137** *Jaarrapportage 2008.* WOT-04-007 – Milieuplanbureaufunctie
- 138** *Jong de, J.J., J. van Os & R.A. Smidt.* Inventarisatie en beheerskosten van landschapselementen
- 139** *Dirkx, G.H.P., R.W. Verburg & P. van der Wielen.* Tegenkrachten Natuur. Korte verkenning van de weerstand tegen aankopen van landbouwgrond voor natuur
- 140** *Annual reports for 2008; Programme WOT-04*
- 141** *Vullings, L.A.E., C. Blok, G. Vonk, M. van Heusden, A. Huisman, J.M. van Linge, S. Keijzer, J. Oldengarm & J.D. Bulens.* Omgaan met digitale nationale beleidskaarten
- 142** *Vreke, J.A.L. Gerritsen, R.P. Kranendonk, M. Pleijte, P.H. Kersten & F.J.P. van den Bosch.* Maatlat Government – Governance
- 143** *Gerritsen, A.L., R.P. Kranendonk, J. Vreke, F.J.P. van den Bosch & M. Pleijte.* Verdrogingsbestrijding in het tijdperk van het Investeringsbudget Landelijk Gebied. Een verslag van casuonderzoek in de provincies Drenthe, Noord-Brabant en Noord-Holland
- 144** *Luesink, H.H., P.W. Blokland, M.W. Hoogeveen & J.H. Wisman.* Ammoniakemissie uit de landbouw in 2006 en 2007
- 145** *Bakker de, H.C.M. & C.S.A. van Koppen.* Draagvlakonderzoek in de steigers. Een voorstudie naar indicatoren om maatschappelijk draagvlak voor natuur en landschap te meten
- 146** *Goossen, C.M.,* Monitoring recreatiegedrag van Nederlanders in landelijke gebieden. Jaar 2006/2007
- 147** *Hoefs, R.M.A., J. van Os & T.J.A. Gies.* Kavelruil en Landschap. Een korte verkenning naar ruimtelijke effecten van kavelruil
- 148** *Klok, T.L., R. Hille Ris Lambers, P. de Vries, J.E. Tamis & J.W.M. Wisman.* Quick scan model instruments for marine biodiversity policy
- 149** *Spruijt, J., P. Spoorenberg & R. Schreuder.* Milieueffectiviteit en kosten van maatregelen gewasbescherming
- 150** *Ehler, P.A.I. (rapporteur).* Advies Bemonstering bodem voor differentiatie van fosfaatgebruiksnormen
- 151** *Wulp van der, N.Y.* Storende elementen in het landschap: welke, waar en voor wie? Bijlage bij WOT-paper 1 – Krassen op het landschap
- 152** *Oltmer, K., K.H.M. van Bommel, J. Clement, J.J. de Jong, D.P. Rudrum & E.P.A.G. Schouwenberg.* Kosten voor habitattypen in Natura 2000-gebieden. Toepassing van de methode Kosteneffectiviteit natuurbeleid
- 153** *Adrichem van, M.H.C., F.G. Wortelboer & G.W.W. Wamelink (2010).* MOVE. Model for terrestrial Vegetation. Version 4.0
- 154** *Wamelink, G.W.W., R.M. Winkler & F.G. Wortelboer.* User documentation MOVE4 v 1.0
- 155** *Gies de, T.J.A., L.J.J. Jeurissen, I. Staritsky & A. Bleeker.* Leefomgevingsindicatoren Landelijk gebied. Inventarisatie naar stand van zaken over geurhinder, lichthinder en fijn stof
- 156** *Tamminga, S., A.W. Jongbloed, P. Bikker, L. Sebek, C. van Bruggen & O. Oenema.* Actualisatie excretiecijfers landbouwhuisdieren voor forfaits regeling Meststoffenwet
- 157** *Van der Salm, C., L. M. Boumans, G.B.M. Heuvelink & T.C. van Leeuwen.* Protocol voor validatie van het nutriëntenemissiemodel STONE op meetgegevens uit het Landelijk Meetnet effecten Mestbeleid
- 158** *Bouwma, I.M.* Quickscan Natura 2000 en Programma Beheer. Een vergelijking van Programma Beheer met de soorten en habitats van Natura 2000
- 159** *Gerritsen, A.L., D.A. Kamphorst, T.A. Selnes, M. van Veen, F.J.P. van den Bosch, L. van den Broek, M.E.A. Broekmeyer, J.L.M. Donders, R.J. Fontein, S. van Tol, G.W.W. Wamelink & P. van der Wielen.* Dilemma's en barrières in de praktijk van het natuur- en landschapsbeleid; Achtergronddocument bij Natuurbalans 2009
- 160** *Fontein R.J., T.A. de Boer, B. Breman, C.M. Goossen, R.J.H.G. Henkens, J. Luttkik & S. de Vries.* Relatie recreatie en natuur; Achtergronddocument bij Natuurbalans 2009
- 161** *Deneer, J.W. & R. Kruijine. (2010).* Atmosferische depositie van gewasbeschermingsmiddelen. Een verkenning van de literatuur verschenen na 2003
- 162** *Verburg, R.W., M.E. Sanders, G.H.P. Dirkx, B. de Knecht & J.W. Kuhlman.* Natuur, landschap en landelijk gebied. Achtergronddocument bij Natuurbalans 2009
- 163** *Doorn van, A.M. & M.P.C.P. Paulissen.* Natuurgericht milieubeleid voor Natura 2000-gebieden in Europees perspectief: een verkenning
- 164** *Smidt, R.A., J. van Os & I. Staritsky.* Samenstellen van landelijke kaarten met landschapselementen, grondeigendom en beheer. Technisch achtergronddocument bij de opgeleverde bestanden
- 165** *Pouwels, R., R.P.B. Foppen, M.F. Wallis de Vries, R. Jochem, M.J.S.M. Reijnen & A. van Kleunen.* Verkenning LARCH: omgaan met kwaliteit binnen ecologische netwerken
- 166** *Born van den, G.J., H.H. Luesink, H.A.C. Verkerk, H.J. Mulder, J.N. Bosma, M.J.C. de Bode & O. Oenema.* Protocol voor monitoring landelijke mestmarkt onder een stelsel van gebruiksnormen, versie 2009
- 167** *Dijk, T.A. van, J.J.M. Driessen, P.A.I. Ehler, P.H. Hotsma, M.H.M.M. Montforts, S.F. Plessius & O. Oenema.* Protocol beoordeling stoffen Meststoffenwet- Versie 2.1
- 168** *Smits, M.J., M.J. Bogaardt, D. Eaton, A. Karbauskas & P. Roza.* De vermaatschappelijking van het Gemeenschappelijk Landbouwbeleid. Een inventarisatie van visies in Brussel en diverse EU-lidstaten
- 169** *Vreke, J. & I.E. Salverda.* Kwaliteit leefomgeving en stedelijk groen
- 170** *Hengsdijk, H. & J.W.A. Langeveld.* Yield trends and yield gap analysis of major crops in the World
- 171** *Horst, M.M.S. ter & J.G. Groenwold.* Tool to determine the coefficient of variation of DegT50 values of plant protection products in water-sediment systems for different values of the sorption coefficient
- 172** *Boons-Prins, E., P. Leffelaar, L. Bouman & E. Stehfest (2010)* Grassland simulation with the LPJmL model
- 173** *Smit, A., O. Oenema & J.W.H. van der Kolk.* Indicatoren Kwaliteit Landelijk Gebied

2010

- 174** *Boer de, S., M.J. Bogaardt, P.H. Kersten, F.H. Kistenkas, M.G.G. Neven & M. van der Zouwen.* Zoektocht naar

- nationale beleidsruimte in de EU-richtlijnen voor het milieu- en natuurbeleid. Een vergelijking van de implementatie van de Vogel- en Habitatrichtlijn, de Kaderrichtlijn Water en de Nitraatrichtlijn in Nederland, Engeland en Noordrijn-Westfalen
- 175** *Jaarrapportage 2009*. WOT-04-001 – Koepel
- 176** *Jaarrapportage 2009*. WOT-04-002 – Onderbouwend Onderzoek
- 177** *Jaarrapportage 2009*. WOT-04-003 – Advisering Natuur & Milieu
- 178** *Jaarrapportage 2009*. WOT-04-005 – M-AVP
- 179** *Jaarrapportage 2009*. WOT-04-006 – Natuurplanbureau functie
- 180** *Jaarrapportage 2009*. WOT-04-007 – Milieuplanbureau functie
- 181** *Annual reports for 2009*; Programme WOT-04
- 182** *Oenema, O., P. Bikker, J. van Harn, E.A.A. Smolders, L.B. Sebek, M. van den Berg, E. Stehfest & H. Westhoek*. Quickscan opbrengsten en efficiëntie in de gangbare en biologische akkerbouw, melkveehouderij, varkenshouderij en pluimveehouderij. Deelstudie van project 'Duurzame Eiwitvoorziening'
- 183** *Smits, M.J.W., N.B.P. Polman & J. Westerink*. Uitbreidingsmogelijkheden voor groene en blauwe diensten in Nederland; Ervaringen uit het buitenland
- 184** *Dirkx, G.H.P. (red.)*. Quick responsefunctie 2009. Verslag van de werkzaamheden
- 185** *Kuhlman, J.W., J. Luijt, J. van Dijk, A.D. Schouten & M.J. Voskuilen*. Grondprijskaarten 1998-2008
- 186** *Slangen, L.H.G., R.A. Jongeneel, N.B.P. Polman, E. Lianouridis, H. Leneman & M.P.W. Sonneveld*. Rol en betekenis van commissies voor gebiedsgericht beleid
- 187** *Temme, A.J.A.M. & P.H. Verburg*. Modelling of intensive and extensive farming in CLUE
- 188** *Vreke, J.* Financieringsconstructies voor landschap
- 189** *Slangen, L.H.G.* Economische concepten voor beleidsanalyse van milieu, natuur en landschap
- 190** *Knotters, M., G.B.M. Heuvelink, T. Hoogland & D.J.J. Walvoort*. A disposition of interpolation techniques
- 191** *Hoogeveen, M.W., P.W. Blokland, H. van Kernebeek, H.H. Luensink & J.H. Wisman*. Ammoniakemissie uit de landbouw in 1990 en 2005-2008
- 192** *Beekman, V., A. Pronk & A. de Smet*. De consumptie van dierlijke producten. Ontwikkeling, determinanten, actoren en interventies.
- 193** *Polman, N.B.P., L.H.G. Slangen, A.T. de Blaeij, J. Vader & J. van Dijk*. Baten van de EHS; De locatie van recreatiebedrijven
- 194** *Veeneklaas, F.R. & J. Vader*. Demografie in de Natuurverkenning 2011; Bijlage bij WOT-paper 3
- 195** *Wascher, D.M., M. van Eupen, C.A. Mûcher & I.R. Geizendorffer*. Biodiversity of European Agricultural landscapes. Enhancing a High Nature Value Farmland Indicator
- 196** *Apeldoorn van, R.C., I.M. Bouwma, A.M. van Doorn, H.S.D. Naeff, R.M.A. Hoefs, B.S. Elbersen & B.J.R. van Rooij*. Natuurgebieden in Europa: bescherming en financiering
- 197** *Brus, D.J., R. Vasat, G. B. M. Heuvelink, M. Knotters, F. de Vries & D. J. J. Walvoort*. Towards a Soil Information System with quantified accuracy; A prototype for mapping continuous soil properties
- 198** *Groot, A.M.E. & A.L. Gerritsen, m.m.v. M.H. Borgstein, E.J. Bos & P. van der Wielen*. Verantwoording van de methodiek Achtergronddocument bij 'Kwalitatieve monitor Systeeminnovaties verduurzaming landbouw'
- 199** *Bos, E.J. & M.H. Borgstein*. Monitoring Gesloten voer-mest kringlopen. Achtergronddocument bij 'Kwalitatieve monitor Systeeminnovaties verduurzaming landbouw'
- 200** *Kennismarkt 27 april 2010*; Van onderbouwend onderzoek Wageningen UR naar producten Planbureau voor de Leefomgeving
- 201** *Wielen van der, P.* Monitoring Integrale duurzame stallen. Achtergronddocument bij 'Kwalitatieve monitor Systeeminnovaties verduurzaming landbouw'
- 202** *Groot, A.M.E. & A.L. Gerritsen*. Monitoring Functionele agrobiodiversiteit. Achtergrond-document bij 'Kwalitatieve monitor Systeeminnovaties verduurzaming landbouw'
- 203** *Jongeneel, R.A. & L. Ge*. Farmers' behavior and the provision of public goods: Towards an analytical framework
- 204** *Vries, S. de, M.H.G. Custers & J. Boers*. Storende elementen in beeld; de impact van menselijke artefacten op de landschapsbeleving nader onderzocht
- 205** *Vader, J. J.L.M. Donders & H.W.B. Bredenoord*. Zicht op natuur- en landschapsorganisaties; Achtergronddocument bij Natuurverkenning 2011
- 206** *Jongeneel, R.A., L.H.G. Slangen & N.B.P. Polman*. Groene en blauwe diensten; Een raamwerk voor de analyse van doelen, maatregelen en instrumenten
- 207** *Letourneau, A.P., P.H. Verburg & E. Stehfest*. Global change of land use systems; IMAGE: a new land allocation module
- 208** *Heer, M. de*. Het Park van de Toekomst. Achtergronddocument bij Natuurverkenning 2011
- 209** *Knotters, M., J. Lahr, A.M. van Oosten-Siedlecka & P.F.M. Verdonschot*. Aggregation of ecological indicators for mapping aquatic nature quality. Overview of existing methods and case studies
- 210** *Verdonschot, P.F.M. & A.M. van Oosten-Siedlecka*. Graadmeters Aquatische natuur. Analyse gegevenskwaliteit Limnodata
- 211** *Linderhof, V.G.M. & H. Leneman*. Quickscan kosteneffectiviteitsanalyse aquatische natuur
- 212** *Leneman, H., V.G.M. Linderhof & R. Michels*. Mogelijkheden voor het inbrengen van informatie uit de 'KRW database' in de 'KE database'
- 213** *Schrijver, R.A.M., A. Corporaal, W.A. Ozinga & D. Rudrum*. Kosteneffectieve natuur in landbouwgebieden; Methode om effecten van maatregelen voor de verhoging van biodiversiteit in landbouwgebieden te bepalen, een test in twee gebieden in Noordoost-Twente en West-Zeeuws-Vlaanderen
- 214** *Hoogland, T., R.H. Kemmers, D.G. Cirkel & J. Hunink*. Standplaatsfactoren afgeleid van hydrologische model uitkomsten; Methode-ontwikkeling en toetsing in het Drentse Aa-gebied
- 215** *Agricola, H.J., R.M.A. Hoefs, A.M. van Doorn, R.A. Smidt & J. van Os*. Landschappelijke effecten van ontwikkelingen in de landbouw
- 216** *Kramer, H., J. Oldengarm & L.F.S. Roupioz*. Nederland is groener dan kaarten laten zien; Mogelijkheden om 'groen' beter te inventariseren en monitoren met de automatische classificatie van digitale luchtfoto's
- 217** *Raffe, J.K. van, J.J. de Jong & G.W.W. Wamelink (2011)*. Scenario's voor de kosten van natuurbeheer en stikstofdepositie; Kostenmodule v 1.0 voor de Natuurplanner
- 218** *Hazeu, G.W., Kramer, H., J. Clement & W.P. Daamen (2011)*. Basiskaart Natuur 1990rev
- 219** *Boer, T.A. de*. Waardering en recreatief gebruik van Nationale Landschappen door haar bewoners
- 220** *Leneman, H., A.D. Schouten & R.W. Verburg*. Varianten van natuurbeleid: voorbereidende kostenberekeningen; Achtergronddocument bij Natuurverkenning 2011
- 221** *Knegt, B. de, J. Clement, P.W. Goedhart, H. Sierdsema, Chr. van Swaay & P. Wiersma*. Natuurkwaliteit van het agrarisch gebied
- 2011**
- 222** *Kamphorst, D.A. & M.M.P. van Oorschot*. Kansen en barrières voor verduurzaming van houtketens
- 223** *Salm, C. van der & O.F. Schoumans*. Langetermijneffecten van verminderde fosfaatgiften
- 224** *Bikker, P., M.M. van Krimpen & G.J. Remmelink*. Stikstofverteerbaarheid in voeders voor landbouwhuisdieren; Berekeningen voor de TAN-excretie
- 225** *M.E. Sanders & A.L. Gerritsen (red.)*. Het biodiversiteitsbeleid in Nederland werkt. Achtergronddocument bij Balans van de Leefomgeving 2010
- 226** *Bogaart, P.W., G.A.K. van Voorn & L.M.W. Akkermans*. Evenwichtsanalyse modelcomplexiteit; een verkennende studie
- 227** *Kleunen A. van, K. Koffijberg, P. de Boer, J. Nienhuis, C.J. Camphuysen, H. Schekkerman, K.H. Oosterbeek, M.L. de Jong, B. Ens & C.J. Smit (2010)*. Broedsucces van kustbroedvogels in de Waddenzee in 2007 en 2008
- 228** *Salm, C. van der, L.J.M. Boumans, D.J. Brus, B. Kempen & T.C. van Leeuwen*. Validatie van het nutriëntenemissiemodel STONE met meetgegevens uit het Landelijk Meetnet effecten Mestbeleid (LMM) en de Landelijke Steekproef Kaartenheden (LSK).
- 229** *Dijkema, K.S., W.E. van Duin, E.M. Dijkman, A. Nicolai, H. Jongerius, H. Keegstra, L. van Egmond, H.J. Venema & J.J. Jongsma*. Vijftig jaar monitoring en beheer van de Friese en Groninger kwelderwerken: 1960-2009

- 230** *Jaarrapportage 2010*. WOT-04-001 – Koepel
- 231** *Jaarrapportage 2010*. WOT-04-002 – Onderbouwend Onderzoek
- 232** *Jaarrapportage 2010*. WOT-04-003 – Advisering Natuur & Milieu
- 233** *Jaarrapportage 2010*. WOT-04-005 – M-APV
- 234** *Jaarrapportage 2010*. WOT-04-006 – Natuurplanbureaufunctie
- 235** *Jaarrapportage 2010*. WOT-04-007 – Milieuplanbureaufunctie
- 236** *Arnouts, R.C.M. & F.H. Kistenkas*. Nederland op slot door Natura 2000: de discussie ontrafeld; Bijlage bij WOT-paper 7 – De deur klemt
- 237** *Harms, B. & M.M.M. Overbeek*. Bedrijven aan de slag met natuur en landschap; relaties tussen bedrijven en natuurorganisaties. Achtergronddocument bij Natuurverkenning 2011
- 238** *Agricola, H.J. & L.A.E. Vullings*. De stand van het platteland 2010. Monitor Agenda Vitaal Platteland; Rapportage Midterm meting Effectindicatoren
- 239** *Klijn, J.A.* Wisselend getij. Omgang met en beleid voor natuur en landschap in verleden en heden; een essayistische beschouwing. Achtergronddocument bij Natuurverkenning 2011
- 240** *Corporaal, A., T. Denters, H.F. van Dobben, S.M. Hennekens, A. Klimkowska, W.A. Ozinga, J.H.J. Schaminée & R.A.M. Schrijver*. Stenoeciteit van de Nederlandse flora. Een nieuwe parameter op grond van ecologische amplitudo's van de Nederlandse plantensoorten en toepassingsmogelijkheden
- 241** *Wamelink, G.W.W., R. Jochem, J. van der Gref, C. Grashof-Bokdam, R.M.A. Wegman, G.J. Franke & A.H. Prins*. Het plantendispersiemodel DIMO. Ter verbetering van de modellering in de Natuurplanner (werktitel)
- 242** *Klimkowska, A., M.H.C. van Adrichem, J.A.M. Jansen & G.W.W. Wamelink*. Bruikbaarheid van WNK-monitoringgegevens voor EC-rapportage voor Natura 2000-gebieden. Eerste fase
- 243** *Goossen, C.M., R.J. Fontein, J.L.M. Donders & R.C.M. Arnouts*. Mass Movement naar recreatieve gebieden; Overzicht van methoden om bezoekersaantallen te meten
- 244** *Spruijt, J., P.M. Spoorenberg, J.A.J.M. Rovers, J.J. Slabbekoorn, S.A.M. de Kool, M.E.T. Vlaswinkel, B. Heijne, J.A. Hiemstra, F. Nouwens & B.J. van der Sluis*. Milieueffecten van maatregelen gewasbescherming
- 245** *Walker, A.N. & G.B. Woltjer*. Forestry in the Magnet model.
- 246** *Hoefnagel, E.W.J., F.C. Buisman, J.A.E. van Oostenbrugge & B.I. de Vos*. Een duurzame toekomst voor de Nederlandse visserij. Toekomstscenario's 2040
- 247** *Buurma, J.S. & S.R.M. Janssens*. Het koor van adviseurs verdient een dirigent. Over kennisverspreiding rond phytophthora in aardappelen
- 248** *Verburg, R.W., A.L. Gerritsen & W. Nieuwenhuizen*. Natuur meekoppelen in ruimtelijke ontwikkeling: een analyse van sturingsstrategieën voor de Natuurverkenning. Achtergronddocument bij Natuurverkenning 2011
- 249** *Kooten, T. van & C. Klok*. The Mackinson-Daskalov North Sea EcoSpace model as a simulation tool for spatial planning scenarios
- 250** *Bruggen van, C., C.M. Groenestein, B.J. de Haan, M.W. Hoogeveen, J.F.M. Huijsmans, S.M. van der Sluis & G.L. Velthof*. Ammoniakemissie uit dierlijke mest en kunstmest 1990-2008. Berekeningen met het Nationaal Emissiemodel voor Ammoniak (NEMA)
- 251** *Bruggen van, C., C.M. Groenestein, B.J. de Haan, M.W. Hoogeveen, J.F.M. Huijsmans, S.M. van der Sluis & G.L. Velthof*. Ammoniakemissie uit dierlijke mest en kunstmest in 2009. Berekeningen met het Nationaal Emissiemodel voor Ammoniak (NEMA)
- 252** *Randen van, Y., H.L.E. de Groot & L.A.E. Vullings*. Monitor Agenda Vitaal Platteland vastgelegd. Ontwerp en implementatie van een generieke beleidsmonitor
- 253** *Agricola, H.J., R. Reijnen, J.A. Boone, M.A. Dolman, C.M. Goossen, S. de Vries, J. Roos-Klein Lankhorst, L.M.G. Groenemeijer & S.L. Dejl*. Achtergronddocument Midterm meting Effectindicatoren Monitor Agenda Vitaal Platteland
- 254** *Buiteveld, J. S.J. Hiemstra & B. ten Brink*. Modelling global agrobiodiversity. A fuzzy cognitive mapping approach
- 255** *Hal van R., O.G. Bos & R.G. Jak*. Noordzee: systeemdynamiek, klimaatverandering, natuurtypen en benthos. Achtergronddocument bij Natuurverkenning 2011
- 256** *Teal, L.R.*. The North Sea fish community: past, present and future. Background document for the 2011 National Nature Outlook
- 257** *Leopold, M.F., R.S.A. van Bemmelen & S.C.V. Geelhoed*. Zeevogels op de Noordzee. Achtergronddocument bij Natuurverkenning 2011
- 258** *Geelhoed, S.C.V. & T. van Polanen Petel*. Zeezoogdieren op de Noordzee. Achtergronddocument bij Natuurverkenning 2011
- 259** *Kuijs, E.K.M. & J. Steenbergen*. Zoet-zoutovergangen in Nederland; stand van zaken en kansen voor de toekomst. Achtergronddocument bij Natuurverkenning 2011
- 260** *Baptist, M.J.* Zachte kustverdediging in Nederland; scenario's voor 2040. Achtergronddocument bij Natuurverkenning 2011
- 261** *Wiersinga, W.A., R. van Hal, R.G. Jak & F.J. Quirijns*. Duurzame kottervisserij op de Noordzee. Achtergronddocument bij Natuurverkenning 2011
- 262** *Wal J.T. van der & W.A. Wiersinga*. Ruimtegebruik op de Noordzee en de trends tot 2040. Achtergronddocument bij Natuurverkenning 2011
- 263** *Wiersinga, W.A. J.T. van der Wal, R.G. Jak & M.J. Baptist*. Vier kijkrichtingen voor de mariene natuur in 2040. Achtergronddocument bij Natuurverkenning 2011
- 264** *Bolman, B.C. & D.G. Goldsborough*. Marine Governance. Achtergronddocument bij Natuurverkenning 2011
- 265** *Bannink, A.* Methane emissions from enteric fermentation in dairy cows, 1990-2008; Background document on the calculation method and uncertainty analysis for the Dutch National Inventory Report on Greenhouse Gas Emissions
- 266** *Wyngaert, I.J.J. van den, P.J. Kuikman, J.P. Lesschen, C.C. Verwer & H.H.J. Vreuls*. LULUCF values under the Kyoto Protocol; Background document in preparation of the National Inventory Report 2011 (reporting year 2009)
- 267** *Helming, J.F.M. & I.J. Terluin*. Scenarios for a cap beyond 2013; implications for EU27 agriculture and the cap budget.
- 268** *Woltjer, G.B.* Meat consumption, production and land use. Model implementation and scenarios.
- 269** *Knegt, B. de, M. van Eupen, A. van Hinsberg, R. Pouwels, M.S.J.M. Reijnen, S. de Vries, W.G.M. van der Bilt & S. van Tol*. Ecologische en recreatieve beoordeling van toekomstscenario's van natuur op het land. Achtergronddocument bij Natuurverkenning 2011.
- 270** *Bos, J.F.F.P., M.J.W. Smits, R.A.M. Schrijver & R.W. van der Meer*. Gebiedsstudies naar effecten van vergroening van het Gemeenschappelijk Landbouwbeleid op bedrijfseconomie en inpassing van agrarisch natuurbeheer.
- 271** *Donders, J., J. Luttkik, M. Goossen, F. Veeneklaas, J. Vreke & T. Wejschede*. Waar gaat dat heen? Recreatiemotieven, landschapskwaliteit en de oudere wandelaar. Achtergronddocument bij Natuurverkenning 2011.
- 272** *Voorn, G.A.K van & D.J.J. Walvoort*. Evaluation of an evaluation list for model complexity.
- 273** *Heide, C.M. van der & F.J. Sijsma (2011)*. Maatschappelijke waardering van ecosysteemdiensten; een handreiking voor publieke besluitvorming. Achtergronddocument bij Natuurverkenning 2011