

Waardering van ecosysteemdiensten en biodiversiteit

Wereldwijd is er veel aandacht voor economische waardering van ecosysteemdiensten en biodiversiteit. In Nederland blijven ervaringen beperkt en expertcentra van verschillende ministeries sceptisch. Toch is in Europees verband afgesproken om deze ecosysteemdiensten te gaan waarderen. Een nieuwe aanpak, gebaseerd op internationale ervaringen om geschatte waarden economisch beter te verantwoorden en te relateren aan fysieke veranderingen in het milieu, is wenselijk.

ROY BROUWER
Hoogleraar aan de
Vrije Universiteit
Amsterdam

Beleidsmakers ontbreekt het vaak aan informatie die hen in staat stelt om de economische waarde van natuur en milieu gelijkwaardig mee te wegen in hun besluitvorming en om te komen tot optimale allocatie van schaarse middelen in hun streven naar meer welvaart en duurzame ontwikkeling. Hiervoor is het essentieel dat de relatie tussen enerzijds natuur en milieu en anderzijds de welvaart die zij genereren bekend is. Het concept van ecosysteemdiensten staat centraal in de gedachte dat natuur en milieu fysieke goederen en diensten leveren waaraan de maatschappij collectief en individuen privaat nut en baten ontleent. In veel gevallen wordt niet betaald voor deze dienstverlening, maar hebben deze goederen en diensten vanwege het feit dat ze schaars zijn economische waarde, die meegenomen zou moeten worden in beleidsafwegingen en besluitvorming. Als gevolg hiervan zijn de afgelopen jaren wereldwijd initiatieven ontwikkeld om baathebbers te laten betalen voor deze ecosysteemdiensten (kader 1).

Het ontbreekt echter – zeker ook in Nederland – aan een

duidelijk gestructureerde aanpak voor het combineren van bestaande biofysische kennis en informatie over ecosysteemdiensten en de daarbij horende economische waarden. Er bestaan grote verschillen van inzicht over de wijze waarop ecosysteemdiensten het beste kunnen worden gewaardeerd. Een belangrijke vraag is hoe hun economische waarden kunnen worden gekwantificeerd en meegewogen in beleidsanalyses op basis van economische kosten-batenanalyse (KBA). In Nederland is ter ondersteuning van beleid en besluitvorming jaren geleden het gebruik van zogenaamde economische kentallen geïntroduceerd als aanvulling op bestaande richtlijnen voor KBA van grootschalige infrastructuurprojecten (de leidraad Overzicht Effecten Infrastructuur; OEI), om rekening te houden met milieuverliezen (Witteveen+Bos, 2011). Omdat deze kentallen niet altijd beschikbaar zijn (of niet geschikt of onbetrouwbaar), pleit het PBL bijvoorbeeld voor toepassing van alternatieve, niet-monetaire ecologische waarderingsmethoden, zoals de natuurpuntenbenadering die door het PBL zelf is ontwikkeld (Sijtsma *et al.*, 2009) om inzicht te krijgen in de uitruil tussen economische effecten (kosten) en ecologische effecten (baten). Hiermee blijft echter de vraag onbeantwoord hoe efficiënt vanuit economische optiek milieubeleid is.

DEFINITIE EN CLASSIFICATIE

In de eerste plaats dient duidelijk te zijn wat precies onder 'ecosysteemdiensten' wordt verstaan. Verschillende auteurs hebben getracht dit begrip zo scherp mogelijk te definiëren. Zij zijn het in het algemeen met elkaar eens dat het gaat om de bijdrage die natuur en milieu leveren aan de menselijke welvaart (Fisher *et al.*, 2009). De MEA heeft het expliciet over de baten die mensen ontleent aan ecosystemen. In alle internationaal gehanteerde classificaties wordt uitgegaan van de MEA-indeling in voorzienende, regulerende en culturele diensten. Om dubbeltellingen te voorkomen in het waarderen van ecosysteemdiensten is in TEEB expliciet een onderscheid gemaakt tussen intermediaire en finale ecosysteemdiensten. Intermediaire ecosysteemdiensten zijn de ondersteunende

diensten uit de MEA, die een bijdrage leveren aan finale ecosysteemdiensten. Een voorbeeld van een intermediaire dienst is de bestuiving van landbouwgewassen door bijen voor de productie van voedsel.

Het Europees Milieuagentschap (EEA) heeft een soortgelijke indeling van ecosysteemdiensten bedacht om in Europa te komen tot een 'Common International Classification of Ecosystem Services' (CICES), en om intermediaire en finale ecosysteemdiensten ook consistent te kunnen opnemen in de Nationale Rekeningen (NR). Op globaal niveau wordt in een soortgelijk initiatief – Wealth Accounting and the Valuation of Ecosystem Services (WAVES) – de NR van landen aangepast door de economische waarde van natuurlijke hulpbronnen en ecosysteemdiensten mee te nemen. De Europese Commissie omarmt dit idee in haar *Beyond GDP*-initiatief, waarin wordt beoogd vooruitgang te meten in 'echte' welvaart en welzijn via een uitgebreid bruto nationaal product (bnp). De vraag is of dit haalbaar is. Wordt gekeken naar de huidige definitie en indeling van de zogenaamde milieudienstverlening in nationale en Europese milieustatistieken, dan valt op dat deze zich beperken tot financiële uitgaven die betrekking hebben op milieubescherming (afvalwaterbehandeling of bescherming van landschap en biodiversiteit) of het beheer van natuurlijke hulpbronnen (bos- of waterbeheer). Gezamenlijk is de toegevoegde waarde van deze milieudienstverlening in het bnp in Nederland net twee procent (Van Rossum, 2012). De economische waarde van de meeste regulerende ecosysteemdiensten (bijvoorbeeld toegevoegde waarde van natuurlijk gezuiverd grondwater) en culturele ecosysteemdiensten (bijvoorbeeld toegevoegde waarde van recreatie) blijft onzichtbaar in bestaande NR-stelsels, omdat deze niet als zodanig in de nationale rekeningen zijn opgenomen. Daarnaast is een

deel van de economische gebruikswaarde van voorzienende ecosysteemdiensten, zoals voedsel en hout, verdisconteerd in bestaande marktprijzen in de NR. Deze waarden worden echter niet als zodanig herkend en zitten gedeeltelijk verstopt in andere economische activiteiten en sectoren; ook bestaat er veel onduidelijkheid en onzekerheid over de waarde die deze ecosysteemdiensten toevoegen aan de economische output en welvaart in een land of regio. Vaak kan deze toegevoegde

Duidelijke richtlijnen voor het waarderen van de baten van biodiversiteit bestaan niet

waarde alleen via bio-economische productiefuncties worden bepaald. Dergelijke productiefuncties worden niet op een systematische manier op basis van bestaande gegevens geschat, zodat deze toegevoegde waarde van ecosysteemdiensten evenmin consistent kan worden opgenomen in de NR of KBA's. Hierbij dient bovendien rekening gehouden te worden met het feit dat ecosysteemdiensten vaak in combinatie met arbeid en kapitaal een bijdrage leveren aan economische productie. In de praktijk wordt voor het gemak nog steeds vaak de volledige marktwaarde van de geleverde output aan een ecosysteemdienst toegerekend.

ROL VAN BIODIVERSITEIT

Ecosysteemdiensten en biodiversiteit worden vaak in één adem genoemd in TEEB en de Europese Biodiversiteitsstrategie. De specifieke rol en waarde van biodiversiteit is echter niet duidelijk. In de afgelopen jaren zijn vele pogingen gewaagd om biodiversiteit te waarderen met behulp van economische waarderingsmethoden op basis van het concept totale economische waarde. Duidelijke richtlijnen voor het waarderen van de baten van biodiversiteit bestaan niet, op een aantal pogingen na (OESO, 2002). Er bestaat veel kritiek op de diversiteit van definities en methoden (Nunes en Van den Bergh, 2001). Een belangrijk struikelblok blijft het meten van de zogenaamde bestaanswaarden van biodiversiteit met behulp van niet-marktwaarderingsmethoden zoals 'aangegeven voorkeuren' in publieke surveys met slecht geïnformeerde respondenten. Respondenten in deze surveys wordt via 'marktsimulatie' gevraagd naar hun voorkeuren voor veranderingen in natuur en milieu en bijbehorende betalingsbereidheid.

Om tegemoet te komen aan de complexiteit van directe economische waardering van biodiversiteit is voorgesteld om deze waarde af te leiden van de bijdrage die biodiversiteit levert aan het ondersteunen van belangrijke ecosysteemprocessen en de levering van finale ecosysteemdiensten. De relatie tussen ecosysteemdiensten en biodiversiteit is echter, op enkele uitzonderingen na (Reiss *et al.*, 2009; Isbell *et al.*, 2011), nog vrijwel niet systematisch onderzocht. De complexiteit van economische waardering van biodiversiteit kan worden omzeild door biodiversiteit niet te zien als zogenaamd kritiek natuurlijk kapitaal. Biodiversiteit verdwijnt in zo'n hoog

Initiatieven

KADER 1

Het economisch waarderen van ecosysteemdiensten heeft pas sinds de publicatie van Costanza *et al.* (1997) en na het Millennium Ecosystem Assessment (MEA) wereldwijd aandacht gekregen in milieubeleid. Europese lidstaten hebben zich middels de Europese Biodiversiteitsstrategie uit 2011 gecommitteerd aan het in kaart brengen van ecosystemen en hun diensten, om deze diensten economisch te waarderen en deze waarden tegen het jaar 2020 te integreren in nationale en Europese rapportages. Het globale netwerk rondom The Economics of Ecosystems and Biodiversity (TEEB) heeft in deze vernieuwde aandacht voor economische waardering van natuur en milieu een belangrijke rol gespeeld. TEEB is als internationale studie ontstaan om na te gaan wat de economische baten van biodiversiteit zijn en de kosten van verlies daarvan. TEEB maakt duidelijk dat de economische onzichtbaarheid van de diensten die de natuur bijdraagt aan de economie een belangrijke oorzaak is van de achteruitgang van ecosystemen en het verlies aan biodiversiteit (TEEB, 2010). Ook in Nederland wordt het gedachtegoed uit dit netwerk omarmd en verder uitgewerkt, onder andere in 'TEEB voor Nederland', dat wordt gecoördineerd door het Planbureau voor de Leefomgeving (PBL).

De auteur heeft verklaard dit artikel alleen te publiceren in ESB en niet elders te publiceren in wat voor medium dan ook. Het is wel toegestaan om het artikel voor eigen gebruik en voor publicatie op een intranet van de werkgever van de auteur aan te wenden.

tempo dat de natuurlijke grenzen van uitsterven van planten- en diersoorten op aarde lijken te zijn overschreden (Rocks-tröm *et al.*, 2009). Kritiek natuurlijk kapitaal geeft aan dat er grenzen bestaan aan de substitutiemogelijkheden tussen natuurlijk en door mensen gemaakt kapitaal, in dit geval de functie van biodiversiteit in het leveren van ecosysteemdiensten, die bijdragen aan welvaart en welzijn. Kritiek natuurlijk kapitaal wordt ook wel *life-support function* genoemd. Schone lucht en schoon water zijn voorbeelden van dergelijke functies. Biodiversiteit kan daar ook onder worden geschaard, gezien het verwachte belang ervan voor het algemeen functioneren van ecosystemen. Door biodiversiteit als kritiek natuurlijk kapitaal te bestempelen is er geen uitruil mogelijk, en dus is economische waardering niet relevant. In economische termen is de nutscurve voor het specifieke omslagpunt waarop geen uitruil meer mogelijk is of wordt toegestaan (*safe minimum standard* of andere drempelwaarde op basis van het voorzichtigheidsprincipe, gezien de grote onzekerheden) verticaal, en dus de waarde oneindig. Het enige dat qua economische afweging nog relevant is, is te bepalen hoe tegen de laagst mogelijke kosten de meeste biodiversiteit kan worden behouden zonder dat biodiversiteit hiervoor zelf expliciet hoeft te worden gewaardeerd in geld.

VAN KENTALLEN NAAR WAARDEFUNCTIES

Belangrijke criteria voor de keuze van een geschikte methode om ecosysteemdiensten te waarderen is dat de methode in staat is om enerzijds rekening te houden met relevante fysieke ruimtelijke en temporele kenmerken van vraag en aanbod van deze diensten (en variatie hierin) en anderzijds gevoe-

lig genoeg is om economische wetmatigheden op te pikken, zoals afnemend marginaal nut en substitutie-effecten, zodat waarden ook economisch verantwoord kunnen worden. Het veelvuldig gebruik van de kentallenmethode in Nederlandse beleidsanalyses is daarom niet ideaal. Hoewel het gebruik van financiële kentallen per fysieke eenheid, zoals een hectare land of een kilogram van een specifieke stof, de vergelijkbaarheid met andere kentallen uit bijvoorbeeld de milieueffectrapportage (MER) vergemakkelijkt, variëren de waarden van veel ecosysteemdiensten afhankelijk van waar ze worden aangeboden en gevraagd. Meta-analyses van economische waarderingsstudies, zowel op basis van marktprijswaardering als niet-marktwaardering (Brander *et al.*, 2013), tonen aan dat relatieve schaarste van een ecosysteem van significante invloed is op de waarde van de diensten die dat ecosysteem levert. Als we gebruikmaken van deze relaties, vastgelegd in economische-waardefuncties, kunnen economische waarden op een verantwoorde manier worden getransfereerd en geaggregeerd, rekening houdend met verschillen in biofysieke condities en omstandigheden tussen locaties waar ecosysteemdiensten worden aangeboden en gevraagd met behulp van Geografische Informatiesystemen (GIS). In Engeland en België zijn de afgelopen jaren al belangrijke stappen gezet met de ontwikkeling van dergelijke ruimtelijk expliciete ecosysteem-waarderingsfuncties.

In deze trend past het toenemend gebruik van random utility models op basis van de multi-attribute nutstheorie van Lancaster voor economische waardering van natuur en milieu. Multi-attribute nutstheorie is gebaseerd op het idee dat goederen en diensten verschillende karakteristieken bezitten die mensen in meer of mindere mate waarderen. Hetzelfde geldt voor beleidsalternatieven, ook deze kunnen worden beschreven en gewaardeerd aan de hand van hun kenmerken. Voorkeuren voor verschillende ecosysteemdiensten of beleidsalternatieven worden verklaard aan de hand van hun kenmerken in geschatte *random utility*-modellen. Deze modellen worden geschat op basis van aangegeven voorkeuren in surveys, ook wel keuze-experimenten genoemd, of voorkeuren afgeleid uit waargenomen gedrag op parallelle markten, zoals bijvoorbeeld de huizenmarkt. Deze waarderingsmodellen hebben als belangrijk voordeel dat tijdens de ontwikkeling van een waarderingsstudie al rekening kan worden gehouden met relevante omgevingskenmerken die van invloed zijn op de omvang van de economische waarde van een ecosysteemdienst. Basale economische wetmatigheden zoals afnemend marginaal nut worden meestal impliciet getest in keuze-experimenten, die tegenwoordig de contingente waarderingsmethode vrijwel geheel hebben vervangen om de moeilijker meetbare niet-gebruikswaarden van ecosysteemdiensten te kwantificeren. Een voorbeeld hiervan is de economische waardefunctie die het Departement Leefmilieu, Natuur en Energie (LNE) van de Vlaamse overheid hanteert ter ondersteuning van ruimtelijke planning van herstel en creatie van natuurlijke gebieden. De geschatte waardefunctie is omgewerkt in een online beslissingsondersteunend instrument (www.rma.vito.be/natuurwaardeverkenner), dat kan worden gebruikt voor het kwantificeren en waarderen van ecosysteemdiensten in een maatschappelijke KBA (kader 2).

Naast het rekening houden met verschillen in ruimtelijke kenmerken en kenmerken van de populatie van baathebbers is

Keuze-experiment Vlaanderen

KADER 2

De waardefunctie is gebaseerd op een online keuze-experiment waarin drieduizend representatieve huishoudens in Vlaanderen is gevraagd naar hun voorkeuren voor verschillende natuur- en landschapstypen. Verschillende natuurtypen werden gepresenteerd als mogelijke beleidsalternatieven waartussen gekozen kon worden. Deze natuurtypen zijn gebaseerd op de Biologische Waarderingskaart voor Vlaanderen, en omvat onder andere bos, water, moeras en heide. Ruimtelijke kenmerken waarmee rekening wordt gehouden in de waardefunctie zijn de omvang van het natuurgebied, de afstand van het natuurgebied tot woongebied, het landgebruik rondom het natuurgebied, de toegankelijkheid van het natuurgebied (met of zonder recreatiefaciliteiten), en de soortenrijkdom in het natuurgebied. Naast kenmerken van de culturele ecosysteemdiensten en de locatie waar deze worden aangeboden bevat de waardefunctie ook relevante sociaal-demografische kenmerken van de populatie van baathebbers, waarvoor secundaire GIS-data beschikbaar zijn, zoals verschillen in inkomensniveaus. Op basis van enkele voorbeelden laten Liekens *et al.* (2013) zien dat de gemiddelde waarde per hectare natuurgebied niet lineair oploopt met de omvang van een gebied. Het gebruik van een constante waarde per hectare in plaats van de geschatte waardefunctie zou de economische waarde in deze specifieke studie overschatten met een factor twee, onder andere omdat er geen rekening wordt gehouden met afnemende meeropbrengsten. Van een soortgelijke orde van grootte zijn de schattingsfouten in Bateman *et al.* (2006) voor de waardering van waterkwaliteitsverbeteringen in het Verenigd Koninkrijk, als met een gemiddelde constante waarde en administratieve grenzen (gemeente, provincie, land) wordt gewerkt om de vraag naar een ecosysteemdienst af te bakenen in plaats van een ruimtelijk expliciete waarderingsfunctie.

het ook belangrijk om te testen of de waardefunctie stabiel is door de tijd. In KBA's worden vaak economische waarden uit het verleden gebruikt voor ecosysteemdiensten. In sommige gevallen zijn deze waarden afkomstig van studies die vele jaren eerder zijn uitgevoerd. De geschatte parameters van de waardefunctie in Vlaanderen zijn daarom ook getest op hun temporele stabiliteit door dezelfde huishoudens precies een jaar later nogmaals te vragen naar hun voorkeuren voor verschillende natuur- en landschapstypen (Schaafsma *et al.*, 2012). De geschatte waardefunctie is enigszins anders, maar de geschatte economische waarden verschillen statistisch gezien niet van elkaar, wat erop wijst dat de functie robuust is over een periode van een jaar. Studies uit Engeland laten zien dat waardefuncties en waarden significant van elkaar kunnen verschillen als er een periode van meer dan vijf jaar tussen de meetmomenten zit, wat niet ongevoelbaar is in het gebruik van de resultaten van economische waarderingsstudies uit het verleden in KBA's.

CONCLUSIES

Er bestaat nieuw momentum voor het economisch waarderen van natuur en milieu, onder de vlag van ecosysteemdiensten. In Nederland wordt nog steeds kritisch aangekeken tegen economische waardering van natuur en milieu in maatschappelijke kosten-batenanalyse ter ondersteuning van beleid en besluitvorming, vooral van ecosysteemdiensten die niet direct in economische markten worden verhandeld. Het gebruik van waardefuncties op basis van bio-economische modellen of keuze-experimenten in praktische beleidsanalyses is in Nederland nog steeds zeer beperkt. Hierin wordt niet strategisch geïnvesteerd zoals bijvoorbeeld in het Verenigd Koninkrijk met de National Ecosystem Assessment, die daar de afgelopen jaren is uitgevoerd en onlangs is afgerond.

Belangrijke vragen op de onderzoeksagenda zijn: Ten eerste, welke natuurlijke hulpbronnen en ecosysteemdiensten kunnen op een economisch valide en betrouwbare manier worden gewaardeerd en welke niet? Ten tweede, welk bestaand instrumentarium van waarderingsmethoden kan worden toegepast en in hoeverre vervangt dat het huidige gebruik van kentallen? Ten derde, hoe kunnen deze waarden (fysiek of monetair) explicieter dan tot nu toe gebeurt worden opgenomen het stelsel van NR ter ondersteuning van afwegingen in het streven naar duurzame ontwikkeling? Hoog op de onderzoeksagenda zou ook de rol van biodiversiteit moeten staan bij het leveren van ecosysteemdiensten, en het kwantificeren van de toegevoegde waarde van biodiversiteit in bio-economische productiefuncties. Gezien de complexiteit en moeilijkheden in bestaande studies waarin de bestaanswaarde van biodiversiteit wordt gemeten met behulp van aangegeven voorkeuren, lijken de grenzen van deze methode hiervoor wel zo ongeveer te zijn bereikt, hoewel ook hier de mogelijke rol van keuze-experimenten nog onvoldoende is onderzocht. Bovendien betekent het niet waarderen van de cruciale rol die biodiversiteit speelt als *life-support function* niet dat er niet betaald kan en zou moeten worden voor het behoud van biodiversiteit. Biodiversiteit kan meeliften met de vele initiatieven die zijn ontwikkeld op het gebied van betalingen voor ecosysteemdiensten. Hier is alleen enige voorzichtigheid geboden vanwege het feit dat er ook afwegingen bestaan tussen behoud van biodiversiteit en ecosysteemdiensten, met name

als het voorzienende ecosysteemdiensten betreft, zoals bosbeheer voor houtproductie of landgebruik voor voedselproductie. Een relevante vraag blijft waar het beste, dat wil zeggen tegen de laagst mogelijke kosten, kan worden geïnvesteerd in biodiversiteit.

LITERATUUR

- Bateman, I.J., B.H. Day, S. Georgiou en I.R. Lake (2006). The aggregation of environmental benefit values: Welfare measures, distance decay and total WTP. *Ecological Economics*, 60(2), 450–460.
- Brander, L.M., R. Brouwer en A.J. Wagtenonk (2013) Economic valuation of regulating services provided by wetlands in agricultural landscapes: a meta-analysis. *Ecological Engineering*. nog te verschijnen.
- Costanza, R., R. d'Arge, R. de Groot *et al.* (1997) The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, 387(6630), 253–260.
- Fisher, B., R. Turner en P. Morling (2009) Defining and classifying ecosystem services for decision making. *Ecological Economics*, 68(3), 643–653.
- Isbell, F., V. Calcagno, A. Hector *et al.* (2011) High plant diversity is needed to maintain ecosystem services. *Nature*, 477(7363), 199–202.
- Liekens, I., M. Schaafsma, L. De Nocker *et al.* (2013) Developing a value function for nature development and land use policy in Flanders. *Land Use Policy*, 30(1), 549–559.
- Nunes, P.A.L.D. en J.C.J.M. van den Bergh (2001) Economic valuation of biodiversity: sense or nonsense? *Ecological Economics*, 39(3), 203–222.
- OECD (2002) *Handbook of biodiversity valuation. A guide for policymakers*. Parijs: OECD.
- Reiss, J., J.R. Bridle, J.M. Montoya en G. Woodward (2009) Emerging horizons in biodiversity and ecosystem functioning research. *Trends in Ecology & Evolution*, 24(9), 505–514.
- Rockström, J., W. Steffen, K. Noone *et al.* (2009) A safe operating space for humanity. *Nature*, 461(7263), 472–475.
- Schaafsma, M., R. Brouwer, I. Liekens en L. De Nocker (2012) *Temporal stability of preferences and willingness to pay for natural areas in choice experiments: A test-retest*. Intern werkdokument bij VU-IVM. Amsterdam: Vrije Universiteit Amsterdam.
- Sijtsma, F.J., A. van Hinsberg, S. Kruitwagen en F.J. Dietz (2009) Natuureffecten in de MKBA's van projecten voor integrale gebiedsontwikkeling. *PBL Beleidsstudies*, 500141004.
- Rossum, M. van (2012) *Economic indicators for the Dutch environmental goods and services sector. Time series data for 1995–2009*. Den Haag: CBS.
- TEEB (2010) *The economics of ecosystems and biodiversity: mainstreaming the economics of nature: a synthesis of the approach, conclusions and recommendations of TEEB*. Malta: Progress Press.
- Witteveen+Bos (2011) *MKBA-kengetallen voor omgevingskwaliteiten: aanvulling en actualisering*. Rotterdam: Witteveen+Bos.