



Natuurrapport - Toestand en trend van ecosystemen en ecosysteemdiensten in Vlaanderen
TECHNISCH RAPPORT



Hoofdstuk 8 Waardering

*Wouter Van Reeth, Lieven De Smet, Rolinde Demeyer,
Toon Spanhove, Peter Van Gossum*

Auteurs:

Wouter Van Reeth, Lieven De Smet, Rolinde Demeyer, Toon Spanhove, Peter Van Gossum
Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek

Het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek (INBO) is het Vlaams onderzoeks- en kenniscentrum voor natuur en het duurzame beheer en gebruik ervan. Het INBO verricht onderzoek en levert kennis aan al wie het beleid voorbereidt, uitvoert of erin geïnteresseerd is.

Vestiging:

INBO Brussel
Kliniekstraat 25, 1070 Brussel
www.inbo.be

e-mail:

wouter.vanreeth@inbo.be

Wijze van citeren:

Wouter Van Reeth, Lieven De Smet, Rolinde Demeyer, Toon Spanhove, Peter Van Gossum (2014). Hoofdstuk 8 - Waardering. (INBO.R.2014.6000179). In Stevens, M. et al. (eds.), Natuurrapport - Toestand en trend van ecosystemen en ecosysteemdiensten in Vlaanderen. Technisch rapport. Mededelingen van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, INBO.M.2014.1988582, Brussel

D/2014/3241/327

INBO.R.2014.6000179

ISSN: 1782-9054

Verantwoordelijke uitgever:

Jurgen Tack

Druk:

Managementondersteunende Diensten van de Vlaamse overheid

Foto cover:

De Duizendjarige Eik in Mellaar, Lummen.
J. Mentens/Vildaphoto.net

Hoofdstuk 8 – Waardering

Wouter Van Reeth, Lieven De Smet, Rolinde Demeyer, Toon Spanhove, Peter Van Gossum

Hoofdlijnen

- Waardering typeert of meet de **bijdrage van een object tot een bepaalde doelstelling** of set van doelstellingen. Het toepassen van waarderingsmethoden voor beleid vergt dan ook **transparantie** over de doelstellingen, de normen en de vooronderstellingen waarop die waarderingsmethoden zich baseren.
- **Waardering is onlosmakelijk verbonden met het maken van keuzen en met besluitvorming**, zowel individuele als collectieve. In die zin houdt een ecosysteemdienstengericht beleid ook steeds een waardering van ecosysteemdiensten in.
- Waarderingsmethoden zijn niet louter technische tools maar veeleer '**waardenvertolkende instituties**'. De methode bepaalt wiens waarden en wensen meetellen, en in welke mate die meetellen, in het waarderingsresultaat. De keuze van een waarderingsmethode, noch het resultaat van de waarderingsstudie, zijn ethisch of politiek neutraal.
- Economische waarderingsmethoden associëren ecosysteemdiensten met een **ruilwaarde** en streven naar maximale **welvaart op basis van opgetelde individuele voorkeuren**. Die ruilwaarde zegt weinig over soms unieke en onvervangbare socio-culturele of ecologische waarden die met ecosystemen en ecosysteemdiensten worden geassocieerd.
- Economische waarderingsmethoden kunnen maatschappelijk en voor het beleid relevante inzichten opleveren over een aantal **economische baten en kosten van veranderingen in ecosysteemdiensten** (de zgn. *marginale waarde*). Op die manier geven zij een beeld van de minimumwaarde die op economische gronden aan ecosystemen moet worden toegekend. Heel wat van die economische baten en kosten worden nu in markttransacties over het hoofd gezien.
- Economische waarderingsmethoden leveren weinig betrouwbare informatie op met betrekking tot de **totale waarde van ecosystemen**, tenzij dat die onschatbaar hoog is omdat zij het leven op aarde, de samenleving en de economie ondersteunen.
- Beslissingen, bijvoorbeeld landgebruikskeuzen, die enkel rekening houden met de waarde van vermarktbare producerende ecosysteemdiensten, leiden vaak niet tot een maatschappelijk of sociaal optimum. Het **internaliseren van de economische waarde van niet-vermarkte ecosysteemdiensten** in een besluitvormingsproces kan leiden tot andere landgebruikskeuzen, en tot een herstel of toename van het aanbod van ondersteunende, regulerende en culturele ecosysteemdiensten.
- Economische waardering vergt een betrouwbare raming van de betalingsbereidheid van individuen voor kleine veranderingen in ecosysteemdiensten. Dergelijke ramingen zijn slechts mogelijk wanneer de **kritieke drempelwaarden** ('safe minimum standard') van de onderliggende ecosystemen niet overschreden worden. Bij het overschrijden van die drempelwaarden hebben **kleine ecosysteemveranderingen** immers **grote, niet-lineaire en vaak onomkeerbare ecologische, maatschappelijke en economische gevolgen**.
- Voor ecosystemen en ecosysteemdiensten onder die kritieke drempelwaarden biedt kennis over **kosteneffectieve maatregelen** om het natuurlijk kapitaal en het ESD-aanbod tot boven dit kritiek minimum te herstellen, een stevigere basis voor besluitvorming dan informatie op basis van een monetaire kostenbatenanalyse.
- Een kritieke hoeveelheid natuurlijk kapitaal vormt een **noodzakelijke voorwaarde** voor het creëren en in stand houden van het technisch, financieel, menselijk en sociaal kapitaal waarmee we onze economische welvaart en ons individueel en maatschappelijk welzijn opbouwen.
- In Vlaanderen zijn bepaalde componenten van de voorraad natuurlijk kapitaal en de daaruit voortvloeiende ecosysteemdiensten onder een kritiek minimum gezakt. Vlaanderen compenseert het lokaal tekort aan natuurlijk kapitaal door de **import van ecosysteemdiensten uit buitenlands natuurlijk kapitaal**. Hiervoor worden natuurlijke ecosysteemdiensten in het buitenland omgevormd. Die internationale dimensie komt in waarderingsstudies voor het Vlaams milieu- en natuurbeleid relatief weinig aan bod.

- Economische waardering van ecosystemendiensten is nuttig met het oog op **bewustmaking en sensibilisatie** over hoe welzijn en welvaart afhankelijk zijn van robuuste en veerkrachtige ecosystemen en hun diensten. Dit **kan helpen om de waarde van ecosystemen en hun diensten sterker aan bod te laten komen bij besluitvorming**.
- Het economisch waarderen van ecosystemendiensten kan bijdragen tot een meer **rechtvaardige verdeling van natuurlijk kapitaal en ESD-capaciteit tussen de generaties** maar biedt daartoe binnen de huidige institutionele context geen garantie.
- Een te sterke focus op de economische ruilwaarde van ecosystemendiensten kan ook een discours en gedrag in de hand werken waarbij andere motivaties om ecosystemen te herstellen of in stand te houden, aan kracht verliezen. Dit kan wegen op de **effectiviteit van beleidsinstrumenten** die net van die andere motivaties gebruik maken.
- Waarderingsstudies ter ondersteuning van concrete evaluaties en scenario's met betrekking tot een ecosystemendienstengericht beleid dienen oog te hebben voor **meerdere waardendimensies** en dienen hiertoe een **diversiteit van methoden** toe te passen, die beantwoorden aan de veelheid aan doelstellingen die ten aanzien van ecosystemen worden gesteld.

Inhoudsopgave

| | |
|---|-----------|
| Hoofdpijnen | 4 |
| Inhoudsopgave | 6 |
| 8.1. Inleiding | 7 |
| 8.2. Waarden en waardering | 9 |
| 8.2.1. Subjectiviteit, waardering en reductionisme | 9 |
| 8.2.2. De co-evolutie van waarden, kennis, technologie, sociale organisatie en ecosystemen .. | 12 |
| 8.2.3. Waarden van ecosystemen en hun diensten..... | 16 |
| 8.2.4. Welk doel dienen waarderingmethoden? | 22 |
| 8.2.5. Besluit | 30 |
| 8.3. Sociale waardering | 30 |
| 8.3.1. Eenheden om sociale waarden en voorkeuren uit te drukken | 31 |
| 8.3.2. Methoden om de ruimtelijke dimensies te bepalen | 32 |
| 8.3.3. Niveaus van participatie | 32 |
| 8.3.4. Methoden en procedures om gegevens te verzamelen..... | 33 |
| 8.3.5. Voor- en nadelen van sociale waarderingmethoden | 34 |
| 8.3.6. Besluit | 34 |
| 8.4. Economische waardering | 35 |
| 8.4.1. Het begrip 'waarde' binnen de economische wetenschap | 35 |
| 8.4.2. Waarderingmethoden | 40 |
| 8.4.3. Totale en marginale waarden en kennisvereisten..... | 43 |
| 8.4.4. Economische waardering in tijden van afnemend natuurlijk kapitaal | 45 |
| 8.4.5. Leidt economische waardering van ecosysteemdiensten tot duurzaamheid? | 52 |
| 8.4.6. Economische waardering als basis voor keuzen en beleidsinterventies | 54 |
| 8.4.7. Besluit | 56 |
| 8.4.8. Economische waardering van veranderingen in landgebruik – een gevalstudie | 57 |
| Lectoren | 67 |
| Referenties | 68 |

8.1. Inleiding

Een leidmotief in het onderzoek naar ecosysteemdiensten en de rapportering hierover is het belang van ecosystemen en hun diensten voor mens en samenleving. Waarderen is in se niets anders dan het duiden en beoordelen van het belang of de waarde die we aan iets hechten. Waarderen is ook een activiteit die we ondernemen telkens wanneer we keuzen maken, hetzij als particulier, hetzij als gemeenschap. Wanneer we een woning zoeken, kunnen we kiezen uit vele alternatieven : kopen of huren; individuele of collectieve woonformule; in de stad of meer landelijk; in steen of in hout; enzovoort. Elk van die keuzen maken we op basis van een aantal criteria waarmee we een bepaald alternatief als meer of minder wenselijk of haalbaar beoordelen dan een ander. Voor de criteria waarover we zelf moeilijk een keuze kunnen maken, vertrouwen we dan wel op het oordeel van derden. De criteria die we bij die keuzen hanteren, weerspiegelen de doelstellingen die we nastreven. Die kunnen, om in hetzelfde voorbeeld te blijven, te maken hebben met of we ons ergens definitief willen settelen; met het budget dat we aan huisvesting kunnen spenderen (cf. kopen of huren; alleen of met meerderen); met de omgeving en het landschap waarin we willen wonen (cf. stedelijk of landelijk); of met onze doelstellingen en ideeën inzake gezelligheid, degelijkheid en duurzaamheid (cf. steen of hout). Ook bedrijven en overheden waarderen en maken keuzen in functie van criteria en doelstellingen, bijvoorbeeld wanneer ze een beslissing moeten nemen over een investeringsproject of over het inrichten van de beschikbare ruimte. In die zin wordt waardering door sommigen gedefinieerd als 'het bepalen van de mate waarin iets bijdraagt tot het bereiken van een doelstelling' (Costanza & Folke, 1997). Anderen stellen dat de manieren waarop we 'waarde' conceptualiseren, definiëren en toepassen veel diverser en veelzijdiger is dan dat (Tadaki & Sinner, 2014). Hoe dan ook, gezien de centrale positie van waarden en waardering ten aanzien van ecosysteemdiensten en het maken van keuzen (lees: besluitvorming) vormt waardering een belangrijke component van een ecosysteemassessment (zie Figuur 1).

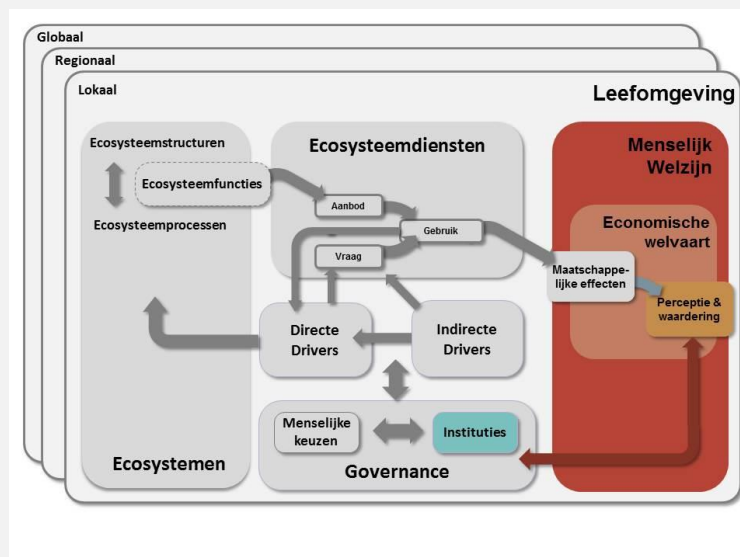
Ondanks het bestaan van een uitgebreide en interdisciplinaire literatuur wordt waardering van ecosysteemdiensten vaak nog sterk geassocieerd met het 'plakken van een prijs' op de goederen en diensten die de natuur levert (zie ook paragraaf 8.4.1, Kader 3). Vanuit die visie wordt waardering dan ook vaak argwanend bekeken, niet in het minst vanuit de natuurbehoudssector, als een eerste stap naar de vermarkting of uitverkoop van onze zeldzame natuur. Nochtans dekt 'waardering' potentieel een veel bredere lading dan enkel het berekenen van waarden in euro's. Daarom gaan we in paragraaf 8.2 'Waarden en waardering' dieper in op de filosofische basis van waardering, de uiteenlopende waarden die daarbij worden onderscheiden en hun ethische grondslagen. Vermits we waarden gebruiken en toepassen in het kader van zowel private als publieke besluitvorming, is het relevant om zich bewust te zijn van de ethisch-normatieve grondslag waarop we die beslissingen en beleidskeuzen baseren. Waarderingsmethoden, economische maar ook andere, hanteren immers bepaalde aannames, selecties en filters inzake het soort waarden dat relevant wordt geacht, inzake na te streven doelstellingen, inzake de vergelijkbaarheid en optelbaarheid van die waarden en hoe zij in een discours of debat moeten worden meegenomen. Paragraaf 8.3 'Sociale waardering' licht vervolgens een aantal methoden en procedures voor sociale waardering van ecosysteemdiensten toe en bespreekt kort de voor- en nadelen ervan.

In paragraaf 8.4 'Economische waardering' gaan we dieper in op het principe en de methoden van economische waardering van ecosysteemdiensten. Het waarderen van 'milieugoederen' en andere publieke goederen vormt sinds de jaren '60 van de vorige eeuw een onderzoeksthema binnen de economische wetenschappen (Willis *et al.*, 1999a; Willis *et al.*, 1999b). Toch is vooral sinds het Millennium Ecosystem Assessment (MA) (MA, 2005b; MA, 2005c) en de 'Stern review' over de economische weerslag van de klimaatverandering (Stern, 2007) het economisch waarderen van (veranderingen in) ecosysteemdiensten onder de aandacht van beleidsmakers gekomen. We passen een institutionele analyse toe op economische waardering (zie hoofdstuk 2, Kader 2 voor een definitie van 'instituten' en 'institutionalisering'). Daarbij gaat de aandacht naar vragen als : Wiens waarden komen aan bod, welke niet? Hoe worden keuzen met betrekking tot de toekomst in rekening gebracht? Wat zijn methodologische aandachtspunten bij het toepassen van economische

waardering? Is economische waardering in bepaalde omstandigheden meer of minder aangewezen als basis voor besluitvorming? Wat zijn de concrete ervaringen met het gebruik van economische waardering in besluitvorming? Deze paragraaf besluit met een gevalstudie die illustreert hoe economische waardering kan worden aangewend in het kader van een ecosysteemassessment op schaal Vlaanderen, meer bepaald ter ondersteuning van beleidsevaluatief en scenario-onderzoek (NARA-B en NARA-S).

De algemene onderzoeksvragen van NARA-T 2014 en de focus van hoofdstuk 8 :

1. Hoe beïnvloedt de mens ecosystemendiensten? (hoofdstuk 3)
2. Wat is de toestand en de trend van de ecosystemen en de biodiversiteit in Vlaanderen? (hoofdstuk 4)
3. Wat is de toestand en de trend van de ecosystemendiensten in Vlaanderen? (hoofdstuk 5)
4. Welke rol speelt biodiversiteit voor ecosystemendiensten en hoe beïnvloedt het gebruik van ecosystemendiensten de biodiversiteit? (hoofdstuk 6)
5. Hoe dragen ecosystemendiensten bij aan ons welzijn? (hoofdstuk 7)
- 6. Hoe kunnen we ecosystemendiensten waarderen? (hoofdstuk 8)**
 - i. Welke waarden kunnen we onderscheiden, op welke ethische grondslagen zijn die gebaseerd, welke doelstellingen hangen er mee samen en welke assumpties zitten vervat in waarderingsmethoden ? (paragraaf 2)**
 - ii. Welke methoden zijn beschikbaar voor sociale waardering van ecosystemendiensten, wat zijn de belangrijkste voor- en nadelen van die methoden ? (paragraaf 3)**
 - iii. Welke methoden zijn beschikbaar voor economische waardering van ecosystemendiensten? Binnen welke randvoorwaarden kan economische waardering zinvol worden toegepast? Draagt economische waardering bij tot duurzaamheid? (paragraaf 4)**
7. Hoe kunnen we ecosystemen en hun diensten multifunctioneel gebruiken? (hoofdstuk 9)
8. Wat zijn de kenmerken van een ESD-gericht beleid? (zie hoofdstuk 10)



Figuur 1. toont de focus van hoofdstuk 8 – Waardering binnen de ecosysteembenadering waarrond NARA-T 2014 is opgebouwd.

NARA-T beschouwt het expliciteren van het belang of de waarde van ecosystemen en ecosystemendiensten als een keuzeproces. Dat keuzeproces leidt tot andere resultaten in functie van wiens waarden in aanmerking worden genomen, welke tijdsvoorkeur men daarbij hanteert, hoe de informatie daarover wordt verzameld en in welke eenheden die waarden worden vertolkt.

Met elk van die keuzen hangen filters en selectiemechanismen samen die relevant zijn om de draagwijdte, het democratisch gehalte en de toepassingsmogelijkheden van de vastgestelde waarde te interpreteren. De mate waarin die keuzen aansluiten op de ethische overtuigingen, doelstellingen en informatienoden van de gebruiker van de informatie (bv. een overheidsdienst, investeerder of particulier) is dan ook geenszins een louter technische of methodologische aangelegenheid. Het is ook en vooral een ethische en politieke stellingname. NARA-T streeft er met dit waarderingshoofdstuk dan ook niet naar om 'de waarde' van de Vlaamse (of buitenlandse) ecosysteemdiensten definitief te omschrijven, berekenen of te karteren. Het rapport streeft er wel naar om te verduidelijken (1) dat aan ecosystemen en ecosysteemdiensten belangen en waarden verbonden zijn; (2) dat die vanuit verschillende kennisdomeinen en via diverse methoden kunnen getypeerd, gekwantificeerd en gevisualiseerd worden en (3) dat het ontwikkelen van kennis en inzichten omtrent die waarden een verschil kan maken voor de beslissingen die wij als overheid, private actor of samenleving maken ten aanzien van ecosystemen (zie ook hoofdstuk 2, Figuur 11).

8.2. Waarden en waardering

8.2.1. Subjectiviteit, waardering en reductionisme

8.2.1.1. Hoe objectief of subjectief is onze kennis?

In (natuur)wetenschappelijke kringen en in beleidsdomeinen die gebruik maken van natuurwetenschappelijke inzichten, wordt de objectiviteit van wetenschappelijke informatie vaak gehanteerd als graadmeter voor de degelijkheid, kwaliteit, betrouwbaarheid en bruikbaarheid ervan. Nochtans hanteren wetenschappelijke stromingen en disciplines uiteenlopende standpunten over de mate waarin wij de realiteit objectief kunnen waarnemen, en of die realiteit niet veeleer een constructie is op basis van onze waarnemingen zelf (Burrell & Morgan, 1979). Tabel 1 geeft twee extreme posities van objectieve en subjectieve wetenschapsopvattingen weer. In werkelijkheid worden vaak tussenposities ingenomen. De positie die wordt ingenomen bepaalt in welke mate men aanvaardt of er los van menselijke waardering 'objectieve' waarden bestaan, dan wel of waarden enkel en alleen door mensen kunnen worden toegekend. Hierover bestaat in de wetenschappelijke literatuur geen eensgezindheid (Jax *et al.*, 2013).

Dit hoofdstuk volgt een wetenschapsopvatting die dichter aanleunt bij de subjectivistische dan bij de objectivistische stroming. Dit houdt niet in dat de mogelijkheid, de relevantie of het nut van onderzoek naar causale relaties ('wetmatigheden'), het opzetten van experimenten en statistische analyses en andere componenten van meer objectivistische stromingen ontkend of overboord gegooid worden. Het impliceert wel dat natuurwetenschappelijke, economische en andere wetenschappelijke disciplines elk hun perspectief op de realiteit hanteren, aan die realiteit een bepaalde 'kleur' geven en er ook een bepaalde invloed op uitoefenen. Voor de koppeling van wetenschappelijk onderzoek met beleid en politieke besluitvorming is dit niet zonder belang. Het ordenen van observaties in categorieën en klassen en het benoemen van waarden en belangen bepaalt in welke termen kennis wordt verzameld, debatten worden gevoerd en beslissingen worden verantwoord. Het beïnvloedt welke onderzoeksmethoden worden gehanteerd, welke kennistypes, wetenschappelijke stromingen en belanghebbenden aan bod komen en welke niet. En het bepaalt mee op welke waarden we onze beslissingen baseren, en voor welke beleidsmaatregelen we opteren (Tadaki & Sinner, 2014). Die opvatting wordt verder verduidelijkt in de volgende paragrafen.

Tabel 1. Schema voor de analyse van wetenschapsopvattingen (Burrell & Morgan, 1979) en hun relevantie voor waardering (Tadaki & Sinner, 2014).

| | Subjectivistisch-constructivistische wetenschapsopvatting | ◀ ----- ▶ | Objectivistisch-realistische wetenschapsopvatting |
|---|---|-----------|---|
| Ontologie – wat is de essentie van de bestudeerde fenomenen? | Nominalisme – de wereld is opgebouwd uit namen, concepten en labels die de realiteit structuur geven | ◀ ----- ▶ | Realisme – de wereld is opgebouwd uit reële, feitelijke en tastbare structuren |
| Epistemologie – wat is de basis en de aard van onze kennis? | Anti-positivisme – individuele deelname is een voorwaarde om de wereld te begrijpen | ◀ ----- ▶ | Positivisme – wetten en achterliggende regels zijn een voorwaarde om de wereld te begrijpen |
| Menselijke natuur – hoe kan de relatie tussen mensen en hun omgeving worden opgevat? | Voluntarisme – menselijk gedrag vormt het resultaat van vrije wil en creëert de omgeving | ◀ ----- ▶ | Determinisme – mensen en hun acties worden gedetermineerd door de situatie of omgeving |
| Methodologie – op welke wijze kunnen wij de realiteit onderzoeken en er kennis over verwerven? | Ideografisch – leer door analyse van subjectieve verhalen door deel te nemen of deel uit te maken van een situatie | ◀ ----- ▶ | Nomothetisch – leer door het rigoureuus testen van hypothesen |
| Waarden – | ... worden geconstrueerd door mensen in groepsverband. Zij kunnen niet worden begrepen onafhankelijk van de geografische, culturele en institutionele context waarin zij tot stand komen. | | ... zijn universeel en hebben objectieve kenmerken. Zij kunnen worden ontdekt door observatie en modellering en kunnen worden geëxtrapoleerd naar andere situaties. |

Kader 1 - Waardering, een formele definitie

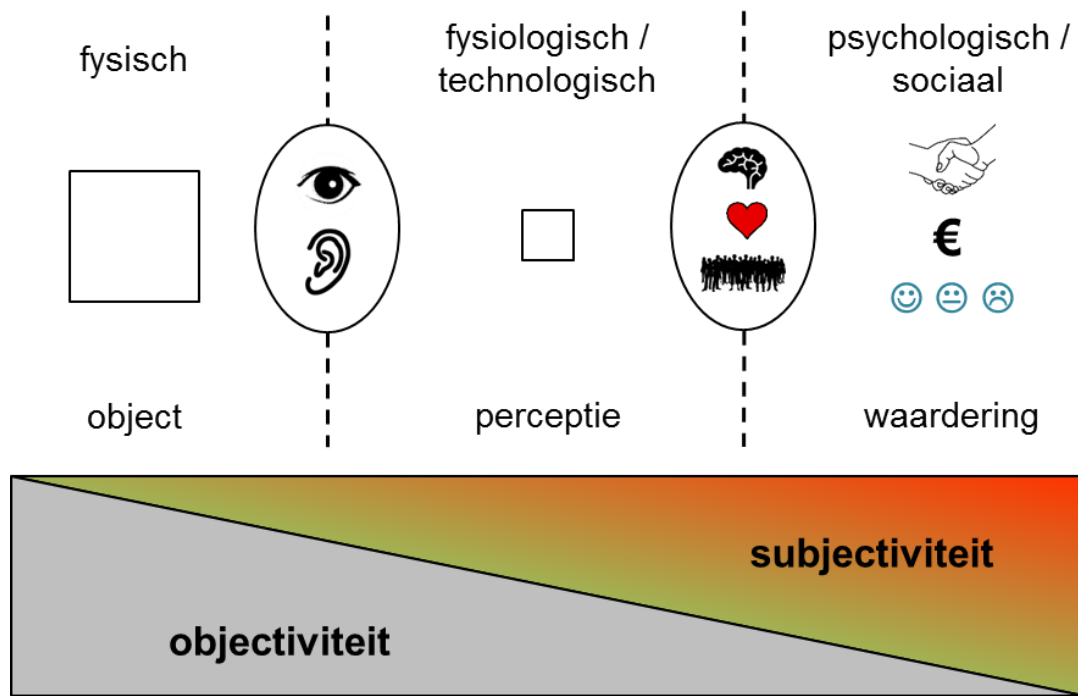
Waardering kan formeel omschreven worden als een proces van informatieverwerking waarbij elk kenmerk of attribuut van het te waarderen object wordt gewogen tegenover een norm of standaard en waarbij het resultaat in een bepaalde eenheid of categorie (waarde) wordt samengevat. Die waarde $[v]$ vormt dan het product van 2 vectoren (Vatn & Bromley, 1994). De eerste vector beschrijft de attributen $[a_1 \dots a_n]$ van het object die de waardeerder als relevant beschouwt. De tweede beschrijft de weging $[w_1 \dots w_n]$ van elk attribuut en weerspiegelt de preferenties van de waardeerder.

In de praktijk wordt dit proces vaak gehinderd door een reeks fundamentele en praktische problemen. Bij dit proces van informatieverwerking kan er namelijk een informatieverlies optreden omwille van drie redenen. Ten eerste kan informatie verloren gaan wegens cognitieve beperkingen, bv. onwetendheid omtrent de attributen die een object definiëren, moeilijkheden bij het observeren van die attributen of bij het bepalen van de weging van elk attribuut (=cognitief probleem). Ten tweede kan er informatieverlies optreden wanneer attributen van een object onvergelijkbaar zijn of moeilijk tot één dimensie te herleiden zijn (= incongruïteitsprobleem). Ten derde kan de weging of waarde van één attribuut afhangen van die van een ander attribuut, of van die van een ander te waarderen object (= compositieprobleem). Deze moeilijkheden doen zich bij uitstek voor in het geval van ecosysteemdiensten (Vatn & Bromley, 1994).

8.2.1.2. Perceptie- en waarderingsfilters

We kunnen ons voorstellen dat we analytisch een onderscheid kunnen maken tussen de objecten in de wereld rondom ons ('object'), onze waarneming daarvan ('perceptie') en de zingeving en appreciatie die we aan die waarneming toekennen ('waardering') (zie Figuur 2). Wat we van de wereld rondom ons kunnen waarnemen, wordt bepaald door een aantal **perceptiefilters**. Zo bepalen en beperken onze zintuigen (fysiologisch) in belangrijke mate de realiteit die we waarnemen en waarvan we ons bewust zijn. Vaak zetten we technische hulpmiddelen in om die waarneming te verscherpen, te controleren of bij te sturen. Hierdoor, en mede via de doorwerking ervan via onderwijs, is onze perceptie vaak ruimer dan wat we louter fysiologisch kunnen waarnemen. Zo twijfelt (haast) niemand er aan dat de aarde rond is, ook al kunnen we dit met eigen ogen niet rechtstreeks observeren. Naast zintuigen en technische hulpmiddelen bepaalt ook onze positie (zowel ruimtelijk als in de tijd) in die omgeving mee onze perceptie. De zingeving en de appreciatie, het belang of de waarde die we vervolgens aan die waarneming toekennen wordt gekleurd door **appreciatie- of waarderingsfilters**. Zij bepalen mee de inhoud en betekenis die we aan de waarneming toekennen : goed of slecht, goedkoop of duur, mooi of lelijk. Die waarderingsfilters zijn het resultaat van onze persoonlijke ontwikkeling (bv. persoonlijke smaken en voorkeuren, levensgeschiedenis) en de invloed van onze onmiddellijke omgeving daarop (bv. opvoeding, onderwijs, cultuur, religie, fysische omgeving, ...). Perceptie- en waarderingsfilters reduceren enerzijds de werkelijkheid en de complexiteit ervan. Ze vergroten bepaalde kenmerken of relaties uit of accentueren ze ten opzichte van andere. Een vogelliefhebber percipieert en waardeert tijdens een wandeling door het bos zijn omgeving wellicht anders dan de gemiddelde jogger die hetzelfde traject volgt. Daardoor focussen we ons slechts op bepaalde kenmerken of attributen van die realiteit en niet op 'alles'. Anderzijds werken die filters ook additief : we kennen als individu of groep bepaalde labels, betekenissen en een zeker belang toe aan objecten terwijl die door andere individuen of andere groepen heel anders kunnen benoemd en gewaardeerd worden. Wat voor de ene een grasland met botanische waarde heet, wordt door de ander als een veld vol onkruid gekwalificeerd. Op die manier subjectiveren wij de realiteit: de werkelijkheid krijgt kenmerken of attributen (bv. preferenties) van het waarnemende subject toebedeeld. Zo kunnen percepties van het landschap veeleer beschouwd worden als het product van persoonlijke smaak en kennis dan als de som van de biofysische kenmerken van de (natuurlijke) omgeving (Tadaki & Sinner, 2014). Of zoals een Engels spreekwoord luidt: "Beauty is in the eye of the beholder". Discussies over de objectiviteit van informatie gaan dan eigenlijk over de mate waarin die informatie de attributen van het waargenomen object ('de realiteit') weerspiegelt, en niet louter die van het waarnemende subject. Het objectiveren en toetsen van waarnemingen of kennis omvat dan het uitwisselen van informatie met andere waarnemers om na te gaan of de waarneming, zingeving en waardering is verlopen overeenkomstig de regels die binnen een groep (bv. wetenschappelijke discipline, lokale gemeenschap, religieuze strekking) zijn afgesproken. In die zin is ook 'objectieve' informatie nooit vrij van subjectiviteit en weerspiegelt onze kennis onze waarden en normen (Norgaard, 1992).

Perceptie en appreciatie (= waarneming, zingeving en waardering), hoewel analytisch gescheiden in Figuur 2, zijn in de praktijk innig met elkaar verweven. De geluidsoverlast (wat een negatieve appreciatie of waardering inhoudt) van het drukke verkeer op de R11 in Wilrijk bleek voor omwonenden als minder problematisch te worden ervaren nadat de aanplant van een bomenrij de weg aan het zicht had onttrokken. Nochtans bleek het geluidsreducerend effect van die aanplant, gemeten in decibel, verwaarloosbaar (Stragier, 2010). Perceptie beïnvloedt dus onze waardering. Anderzijds bepaalt onze (meer of minder uitgesproken) voorliefde voor natuur, of wat we weten over de geschiedenis van een bepaalde streek, ook mee wat we percipiëren wanneer we door een natuurlijk landschap, een stad of een landbouwgebied wandelen. Onze waarden en voorkeuren beïnvloeden ook onze perceptie. Inzicht in die perceptie- en waarderingsfilters en de relaties daartussen is van belang wanneer we uitspraken willen onderbouwen over 'het belang' of 'de waarde' van ecosystemen en ecosysteemdiensten. Zelfs in het begrip 'ecosysteemdienst' zit al een zekere filter 'voorgedefinieerd', met name de focus dat ecosystemen functionerende entiteiten zijn die voor de mens bruikbare diensten (kunnen) opleveren. Afhankelijk van bijvoorbeeld de geografische locatie of de culturele context kunnen ecosystemen voor (groepen van) mensen heel wat meer of heel wat anders betekenen (Jax *et al.*, 2013). Zo bleek het toepassen van een standaard methodologie in Nieuw-Zeeland voor het identificeren van de culturele waarde van zoetwaterecosystemen problematisch voor de lokale inheemse Maori-bevolking. Zij herkenden hun



Figuur 2. illustreert hoe onze appreciatie of waardering van de werkelijkheid wordt gereduceerd en gekleurd (gesubjectieerd) door een aantal perceptie- en waarderingsfilters. Ook wetenschappelijk aanvaarde waarderingsmethoden maken gebruik van dergelijke filters. (aangepast op basis van (Edwards-Jones et al., 2000)).

ervaring en kijk op de werkelijkheid niet in een (nochtans participatief) proces dat hen vroeg om riviersystemen en hun diensten te reduceren tot klassen die kunnen worden vergeleken of gerangschikt (Tadaki & Sinner, 2014). Het besef van het bestaan van die filters is dan ook van belang wanneer we gestandaardiseerde ESD-classificaties, -observaties en waarderingsmethoden en voorstellingswijzen (bv. indicatoren) inzetten om het maatschappelijk, economisch of ecologisch belang van ecosystemen te begrijpen of te onderbouwen (Schröter et al., 2014).

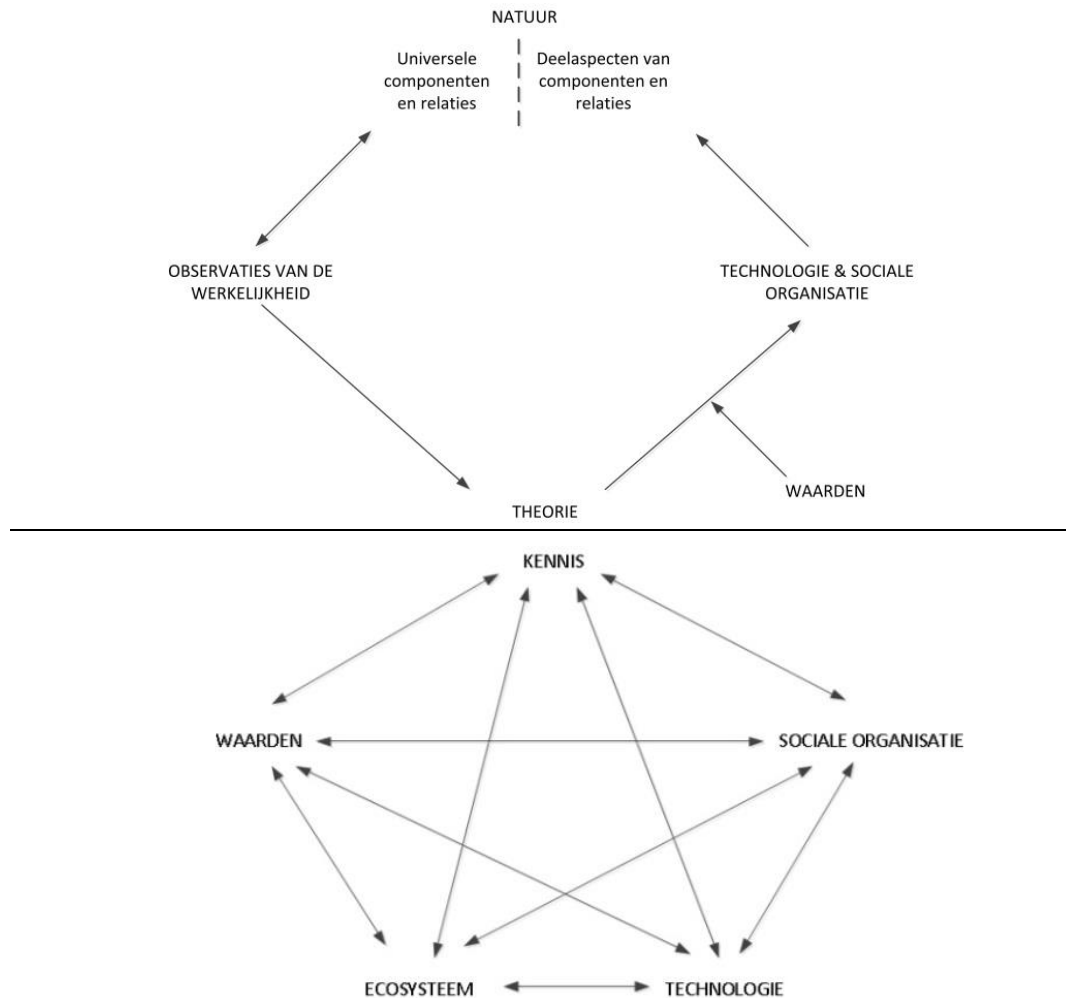
In deze paragraaf lag het accent op hoe waardering informatie over 'de realiteit' filtert (reduceert) en kleurt (subjectiveert). Minstens even belangrijk bij het interpreteren en gebruiken van waarderingskennis is het inzicht dat waardering zelf ook een actieve invloed uitoefent op die realiteit zelf. Dit komt in de volgende paragraaf aan bod.

8.2.2. De co-evolutie van waarden, kennis, technologie, sociale organisatie en ecosystemen

8.2.2.1. De newtoniaanse wortels van ons denken en onze economische instituties

Een essentieel kenmerk van meer objectivistische wetenschapsopvattingen is de voorstelling van kennisverwerving als een proces waarbij onderzoekers de natuur kunnen bestuderen en ontcijferen, zonder haar te beïnvloeden (Norgaard, 1992). De menselijke geest en de natuur zijn daarbij onafhankelijk van elkaar. De realiteit bestaat en mensen kunnen haar observeren en interpreteren. De natuur is daarbij opgebouwd uit een groot aantal kleinere componenten en deelcomponenten die we apart kunnen leren kennen (atomisme). Die componenten beïnvloeden elkaar, ook die relaties kunnen we bestuderen, begrijpen en modelleren. Daarmee kunnen we voorspellingen maken, die we vervolgens kunnen testen, verwerpen of aanvaarden en veralgemenen. Zo formuleren we conditionele of universele wetmatigheden en theorieën (mechanisme). Die theorieën over componenten en hun relaties kunnen we vervolgens aanwenden om in te grijpen in de realiteit. Zo kunnen we technologieën en sociale structuren ontwikkelen of aanpassen, rekening houdend met door ons gekozen waarden en normen (zie Figuur 3(boven)). Dit atomistisch-mechanistisch paradigma vormt de basis van het westers, newtoniaans wereldbeeld. Kenmerkend hierbij is de overtuiging dat ons handelen enkel een invloed heeft op de properties of

het belang van die componenten en de sterkte van hun onderlinge relaties. De essentie van die componenten en hun relaties zelf zou daarbij onveranderd blijven en kan gevat worden in universele wetmatigheden. De verticale lijn bovenaan in Figuur 3 (boven) symboliseert die denkbeeldige scheiding tussen die essentie van componenten en relaties, en de deelaspecten waarop wij een invloed kunnen uitoefenen.



Figuur 3. vergelijkt het (dominante ?) Newtoniaans wereldbeeld (boven) met een alternatieve visie die uitgaat van een co-evolutie van kennis, waarden, sociale organisatie, technologie en ecosystemen centraal stelt (onder) (Norgaard, 1992).

Uiteraard is de realiteit waarin we onze theorieën, technologieën en sociale structuren ontwikkelen niet door een lijn gescheiden van de realiteit waarin we die kennis, technologieën en sociale structuren toepassen. Het menselijk handelen, versterkt door de omvang van de menselijke bevolking, de impact van het technisch kapitaal en onze sociale structuren (bv. globalisering van productie- en consumptiestromen) heeft wel degelijk een fundamentele, en soms onomkeerbare, invloed op de componenten en hun relaties die we bestudeerden. De veronderstelling dat dit niet zo is, verklaart mee de 'onvoorziene' evoluties die we de voorbije eeuw waarnamen in een toenemend aantal natuurlijke en sociale systemen (bv. de vernietiging van landbouwsystemen of de economische en menselijke schade door verdwijnen van regulerende en ondersteunende ecosysteemdiensten).

Ook het gangbare, neoklassiek economisch denken is op een Newtoniaans wereldbeeld gebaseerd (Gowdy *et al.*, 2010a; Norgaard, 1992). In de neoklassieke economische modellen vormen land, arbeid en kapitaal aparte componenten (atomisme). Ze kunnen in variabele proporties worden gecombineerd waarbij hun relatieve waarden worden bepaald door marktprijzen. Die markt vormt een systeem dat 'van nature' naar een evenwichtstoestand evolueert (mechanisme). Indien meer

arbeid beschikbaar komt, daalt op de atomistische markt met perfecte concurrentie de prijs van de productiefactor arbeid. Er worden meer arbeidsintensieve goederen geproduceerd en die kunnen verkocht worden aan lagere prijzen dan de kapitaalintensieve producten. Het toegenomen arbeidsaanbod doet de vergoeding van de arbeid dalen en de markt bereikt een nieuw evenwicht. Indien het arbeidsaanbod afneemt tot het vroegere niveau, keert de economie terug naar de vroegere mix van arbeids- en kapitaalintensieve goederen met de bijhorende vergoedingen voor arbeid en kapitaal. Bevolkingsgroei en technologische evolutie kunnen de proporties van de componenten en hun relaties doen evolueren, maar veranderen niet het universele karakter ervan. De neoklassieke economie veronderstelt de mogelijkheid van een reeks markt-evenwichten en van omkeerbaarheid in de systeemveranderingen.

8.2.2.2. Co-evolutie

Vandaag de dag wordt algemeen aanvaard dat mensen en de menselijke beschaving integraal deel uitmaken van de biosfeer en dat zij doorheen hun meer dan 2 miljoen jaar durende evolutie (van het geslacht *Homo*) die biosfeer ook fundamenteel hebben beïnvloed. Zo oefenden jagers-verzamelaars bijvoorbeeld selectief druk uit op bepaalde diersoorten. Op het Noord-Amerikaanse continent leidde de immigratie van jagers-verzamelaars ongeveer 13.000 jaar geleden, binnen een periode van 2000 jaar tot het uitsterven van een aantal grote zoogdieren, waaronder wilde paarden (Sachs, 2008; Shepard, 2014). Op het Afrikaanse continent, waar de mens gedurende langere tijd co-evolueerde met andere grote zoogdieren, konden deze laatste zich tot recent veel beter handhaven. Anderzijds hadden de meer succesvolle jagers-verzamelaars een grotere kans op overleving en reproductie, waardoor de menselijke soort ook genetisch verder evolueerde.

De soort *Homo sapiens* leefde ongeveer 90.000 jaar als jager-verzamelaar. De landbouw is in die zin dus een relatief recent gegeven. De opkomst en verspreiding van de landbouw leidde de voorbije 10.000 jaar tot meer rechtstreekse veranderingen in landgebruik door de mens, onder meer via ontbossing, aanpassing van de hydrologie, cultivatie en verspreiding van soorten en veranderingen in de chemische samenstelling van bodem en water. Sommige soorten en ecologische processen ondervonden hiervan minder hinder dan andere en werden op deze manier bevoordeeld. Sommige ziekten en plagen (bv. malaria) ontstonden ook pas nadat jagers-verzamelaars aan landbouw gingen doen en meer sedentaire en grotere gemeenschappen gingen vormen (Sachs, 2008). Ook heel wat van de natuurwaarden die we thans via het biodiversiteitsbeleid in Vlaanderen en Europa trachten te beschermen of herstellen, zijn kenmerkend voor biotopen van extensieve landbouwsystemen (bv. soortenrijke graslanden, heide) die zich hier als systeem 'slechts' enkele millennia geleden onder menselijke invloed ontwikkelden.

De co-evolutie bleef niet enkel beperkt tot de interactie tussen de biologie van de menselijke soort en het ecosysteem. Ook de menselijke cultuur werd hierdoor beïnvloed. De waarden en overtuigingen, sociale structuren en samenlevingspatronen die het meest succesvol bleken voor overleving en reproductie en die het best pasten bij het mee veranderende ecosysteem, werden overgeleverd en stonden tot diepgewortelde overtuigingen, tradities en cultuurpatronen. Doordat de mens initieel slechts over relatief beperkte technische hulpbronnen beschikte (bv. voor voedsel- en energievoorziening en mobiliteit) bleef hij sterk afhankelijk van lokale ecosystemen en ecosystemendiensten voor basisbehoeften als voeding, huisvesting en ontspanning. Die lokale afhankelijkheid en de grote regionale diversiteit van ecosystemen vormde daarmee ook de basis voor een grote culturele diversiteit (bv. kleding, taal, religie, voedingsgewoonten, genderverhoudingen, ...). Tegelijkertijd zorgde die culturele diversiteit ook voor een meer gedifferentieerde invloed van de lokale gemeenschappen op de hen omringende ecosystemen (bv. diversiteit van gecultiveerde rassen, landbouwpraktijken en landschappen). Op die manier werd de diversiteit aan ecosystemen weerspiegeld in de lokale en regionale waarden en wereldbeelden, kennis, technieken, sociale structuren en technieken, en vice versa (zie 5 deelsystemen in Figuur 3 (onder)).

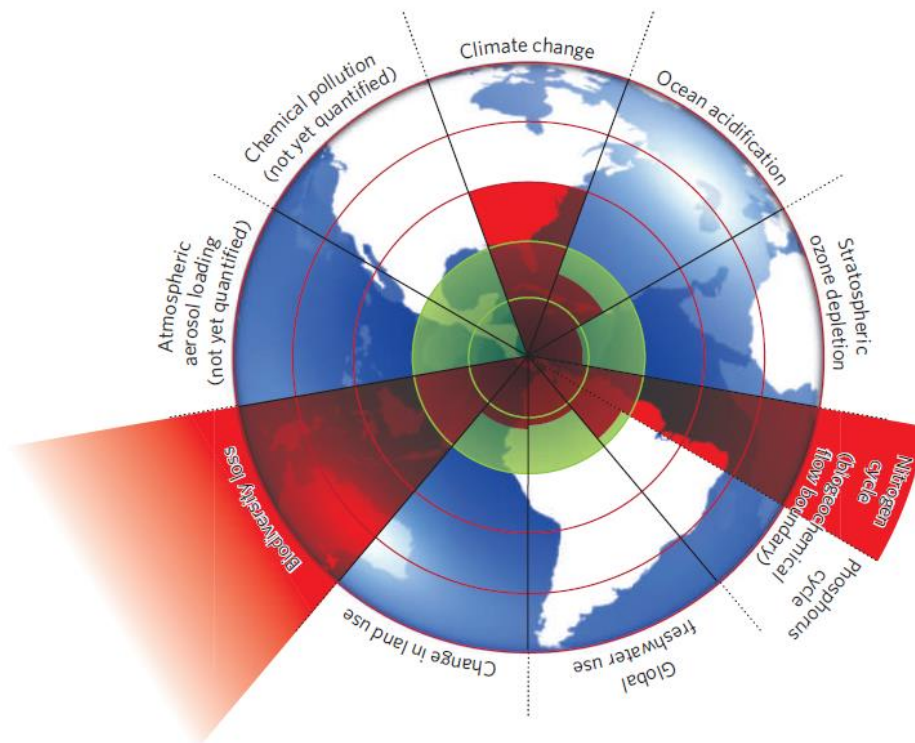
In dit proces van co-evolutie neemt geen enkele van de vijf deelsystemen een absoluut dominante positie in. Elk deelsysteem veronderstelt een interactie met de vier andere, en kan ook slechts begrepen worden in de context van de vier andere. Wegens hun geografische, culturele en sociale diversiteit zijn de kenmerken van deze geco-evolueerde systemen veeleer specifiek en gedifferentieerd, dan universeel of gestandaardiseerd. Kennis- en waarderingssystemen die deze systemen in gestandaardiseerde categorieën trachten te beschrijven, waarderen en vergelijken,

verliezen dan ook een belangrijk deel van die diversiteit, en van de voor een lokale gemeenschap belangrijke waarden. Het proces van co-evolutie maakt immers duidelijk dat waarden tot stand komen en betekenis krijgen binnen de context van sociale systemen, kennis, technologie en ecosystemen. Waarderingsmethoden die deze context niet of onvoldoende kunnen in rekening brengen, verliezen dan ook een 'waarde-vol' deel aan relevante informatie.

"The definition of "value" should become much more representative of the needs and unique sociocultural requirements of local people. Local managers are not always policy makers. Regional policy makers do not know local conditions." (Kathryn Papp, 2013)

"Valuation should represent all who have a legitimate stake in the resulting decision." (Chan, 2012)

De technologische innovaties van de voorbije eeuwen en met name het sterk toegenomen gebruik van koolwaterstoffen (fossiele brandstoffen) in zowat alle facetten van de moderne samenleving (bv. energie, materialen en voedselvoorziening, ...) heeft een wig gedreven tussen de co-evolutie van ecologische en sociale systemen (Norgaard, 1992). Ze bevrijdden de samenleving van een reeks beperkingen die ecosystemen lokaal en op korte termijn stellen, maar niet van de ultieme lange termijnbeperking, met name de draagkracht van het planetair ecosysteem (zie Figuur 4). Onze waardesystemen (bv. economische groei), sociale organisatie (bv. nadruk op markt met de overheid als sociaal vangnet), kennis en technologie zijn mee geëvolueerd om de mogelijkheden en winsten die de exploitatie van fossiele brandstoffen bood, maximaal te benutten. Onze waarden en socio-economische systemen reflecteren dan ook veeleer die opportuniteiten op korte en middellange termijn, dan de lange termijnopportuniteiten van een duurzaam samenleven, binnen de grenzen van het planetaire ecosysteem. Het verlies aan diversiteit beperkt zich dan ook niet enkel tot ecosystemen (bio-diversiteit). Parallel hiermee is een homogenisering zichtbaar op het vlak van waarden en kennissystemen (bv. groei-denken en wetenschapsbeoefening), technologie (bv. industriële landbouwproductie, multimedia, globale productie- en consumptiestromen) en sociale organisatie (bv. variaties op de Westerse gemengde tot vrije markteconomie). De uitdagingen inzake duurzame ontwikkeling beperken zich dan ook niet tot het terugdringen of oplossen van problemen van milieuvervuiling, rechtstreeks of onrechtstreeks veroorzaakt door het gebruik van koolwaterstoffen en andere grondstoffen. Ze hebben veeleer te maken met het vinden van een pad waarbij waarden, kennissystemen, technologie en sociale organisatie kunnen co-evolueren met ecosystemen en met respect voor hun draagkracht op lange termijn. Dit is dan ook de context waarbinnen dit hoofdstuk de waardering van ecosysteemdiensten kadert. Waarderingsmethoden en kennissystemen die de co-evolutie van deze vijf deelsystemen niet bevatten of expliciteren, gaan er nog van uit dat onze waarden, kennis en de daaruit voortvloeiende acties geen fundamentele invloed uitoefenen op de realiteit waarvan we zelf deel uitmaken. Zij veronderstellen dat we ons als samenleving kunnen isoleren van de ecologische impact die we op verafgelegen locaties of in een (meer of minder verre) toekomst veroorzaken. De steeds duidelijker zichtbare gevolgen van de klimaatverandering, het toenemend aantal internationale conflicten wegens grondstoffenschaarste en de daarmee verbonden eigendomsrechten, en de culturele implosie van waardesystemen, tonen dat die opvatting achterhaald is door de feiten. Hoe we de betekenis en de waarde van ecosystemen expliciteren en zichtbaar maken, heeft dan ook niet enkel gevolgen voor die ecosystemen maar ook voor onze sociale organisatie en instituties, onze technologie, onze kennis en onze waarden zelf. Sommige auteurs observeren een parallel tussen de sterke toename in het onderzoek naar de economische waarde van ecosystemen en de dominante politieke normen van deze tijd, die een grotere interesse in globale economische denkkaders illustreren en minder focussen op alternatieve waarderingkaders (zie paragrafen 8.2.3.2 en 8.2.4.2) (Chan *et al.*, 2012). Veeleer dan het uniformiseren en standaardiseren van waarden en waarderingsmethoden, is een differentiatie in functie van de lokale en regionale context van belang.



Figuur 4. De groene binnencirkel toont de grenzen van een 'veilige werkruimte' ('safe operating space') waarbinnen menselijke activiteiten de ecologische draagkracht van het planetair ecosysteem niet aantasten. Voor minstens drie ecosysteemvariabelen, met name biodiversiteitsverlies, klimaatverandering en de stikstofcyclus, zijn die grenzen al ruim overschreden (Rockström et al., 2009).

8.2.3. Waarden van ecosystemen en hun diensten

De keuzen die we maken met betrekking tot ecosystemendiensten, en bij uitbreiding met betrekking tot ecosystemen en onze leefomgeving, zijn fundamenteel ethisch van aard (Jax et al., 2013; Vatn, 2009). Onze voorkeuren, de waarden die we daarbij hanteren en de handelingen die daar uit voortvloeien, bepalen welke ecosystemendiensten en welke leefomgeving beschikbaar blijven voor anderen of voor de volgende generaties. Waarderingsmethoden zijn niet neutraal wat betreft de waardentypes die als maatstaf of criterium worden gebruikt. Sinds eind jaren '90 vindt in Vlaanderen in toenemende mate toegepast onderzoek plaats naar de economische waarde van ecosystemendiensten. Vaak zijn deze studies gekoppeld aan concrete beleidsprogramma's of investeringsprojecten van de Vlaamse overheid of andere openbare besturen, zoals het Sigmoplan (De Nocker et al., 2005), ecologisch bembbeheer (Bogaert et al., 2011), natuurvriendelijke oevers (Ruijgrok et al., 2011), Natura 2000 (Broekx et al., 2013), of diverse lokale projecten (Demeyer & Turkelboom, 2013; Liekens et al., 2009; Van Reeth & De Saeger, 2012). Deze milieueconomische studies hanteren meestal een vorm van kostenbatenanalyse waarbij alternatieve scenario's worden vergeleken of gerangschikt in functie van de waarde van veranderingen in ecosystemendiensten die met elk scenario samenhangen. De toegepaste methoden beschouwen meestal enkel de economische waarde, meer bepaald de ruilwaarde, van ecosystemendiensten. Niettemin worden deze selectieve waardeninterpretaties gebruikt voor het onderbouwen van conclusies over *sociale* baten of *maatschappelijk* optimale scenario's. De methodiek wordt ook meestal 'maatschappelijke' kostenbatenanalyse (MKBA) genoemd. Naast de economische ruilwaarde van ecosystemendiensten kunnen evenwel nog heel wat andere waardedimensies van toepassing zijn voor het beschrijven, verklaren of sturen van maatschappelijke keuzen. Die waarden hebben betrekking op de relaties tussen mensen maar ook op de relatie tussen mensen en de 'niet-menselijke' natuur (Jax et al., 2013). Bovendien bestaan er naast de markt, die bij kostenbatenanalyses wordt gesimuleerd, ook nog andere institutionele contexten (bv. familie, lokale gemeenschap, vereniging, overheid ...). Daarin spelen vaak andere waarden, andere keuzen en andere gedragingen mee dan deze die

vertolkt worden op basis van individuele preferenties in een (al dan niet gesimuleerde) marktomgeving (O'Neill & Spash, 2000; Vatn, 2005; Vatn, 2009). Indien maatschappelijke kostenbatenanalyses slechts een specifieke waardedimensie (i.c. de economische) binnen een specifieke institutionele context hanteren, is de kans reëel dat niet alle voor een beslissing relevante waarden, baten en kosten aan bod komen. Het toenemend gebruik van economische waarderingsmethoden voor het informeren van beleid en besluitvorming rechtvaardigt dan ook een grondige reflectie en een debat over welke waarden we willen hanteren als basis voor die besluitvorming, binnen welke institutionele contexten we die waarden moeten formuleren en in hoeverre de huidige waarderingsmethoden hier rekening mee houden. In deze paragraaf beschrijven we de waardedimensies die worden onderscheiden in de literatuur en een aantal ethische vragen die hun gebruik meebrengt. Een grondigere analyse van economische waarden en waarderingsmethoden komt aan bod in paragraaf 8.4.

8.2.3.1. Een gepolariseerd en soms misbegrepen waardendebat

Het MA (Millennium Ecosystem Assessment) benadrukt dat veranderingen in ecosysteemdiensten niet enkel gevolgen hebben voor mensen maar ook voor talloze andere soorten (p.27) (MA, 2005a). Beleids- en beheerdoelstellingen met betrekking tot ecosystemen dienen dan ook niet enkel te worden geformuleerd in functie van de gevolgen voor mensen, maar ook in functie van het belang dat mensen hechten aan de intrinsieke waarde van soorten en ecosystemen. De MA definieert intrinsieke waarde als "de waarde van iets in en voor zichzelf, los van het nut ervan voor iemand anders" (p.27). Op die manier geformuleerd, staat intrinsieke waarde diametraal tegenover economische waarde, die net wel vanuit een utilitaristisch, nutsmaximaliserend perspectief wordt gedefinieerd. Ook verderop in het MA wordt het waardendebat in grote mate tot de keuze tussen utilitaristische en niet-utilitaristische intrinsieke waarden herleid (p.34) (MA, 2005a). Heel wat economische waarderingsstudies en handleidingen passen overigens zelf ook deze waardendichotomie toe door expliciet te stellen dat de intrinsieke waarde van natuur buiten de scope van economische waarderingsmethoden valt (Bateman, 2009; Hutsebaut *et al.*, 2007; Liekens *et al.*, 2009; Ochelen & Putzeijs, 2007). Deze tweedeling in waardentypen leidt vaak tot een onnodige polarisering en een eenzijdig debat tussen de gebruikers van economische waarderingsmethoden en zij die de intrinsieke waarde van de natuur als criterium voor besluitvorming benadrukken. Het Biodiversiteitsverdrag hanteert in de preambule van de verdragstekst nochtans zelf een breder, multidimensionaal waardenpalet. Het verwijst naast de intrinsieke waarde ook naar 'de waarde van de biologische diversiteit en de bestanddelen daarvan in ecologisch, genetisch, sociaal, economisch, wetenschappelijk, educatief, cultureel, recreatief en esthetisch opzicht' en naar het belang ervan 'voor de evolutie en het behoud van de systemen die de biosfeer in stand houden' (Verenigde Naties, 1992).

Binnen de literatuur bestaat controverse over het precieze onderscheid tussen intrinsieke en instrumentele waarden (Jax *et al.*, 2013). O'Neill stelde vast dat de term intrinsieke waarde in debatten over milieu-ethiek in verschillende betekenissen wordt gebruikt, en dat de vermenging van die betekenissen de helderheid van het debat niet ten goede komt (O'Neill, 1993). Intrinsieke waarde krijgt in de literatuur ten minste de drie volgende betekenissen toegedicht:

1. **Intrinsieke waarde als niet-instrumentele waarde** : een object heeft een instrumentele waarde in zoverre het een middel vormt om een doel te bereiken; een object heeft een intrinsieke waarde als het een doel op zich is. Niet alles kan louter een instrumentele waarde hebben, uiteindelijk moet er wel iets zijn dat waarde op zich heeft, zonder dat het bijdraagt tot een bepaald achterliggend doel. De verdedigers van een milieu-ethiek argumenteren dat niet-menselijke levende wezens en systemen ook intrinsieke, niet-instrumentele waarden hebben. Zo gaat de Noorse filosoof Arne Naess, een van de grondleggers van de *deep ecology* stroming, uit van een gelijkheid tussen biologische levensvormen (biocentrisme). Daarbij kan de mens niet worden geïsoleerd van de rest van de biosfeer, vermits hij maar bestaat en kan overleven bij gratie daarvan (Edwards-Jones *et al.*, 2000). Naess vertolkt die opvatting als volgt : "The well-being of non-human life on Earth has value in itself. This value is independent of any instrumental usefulness for limited human purposes." (p. 9, citaat in (O'Neill, 1993)).
2. **Intrinsieke waarde van een object op basis van de intrinsieke kenmerken ervan** : met 'intrinsieke kenmerken' worden niet-relatieve eigenschappen bedoeld. Volgens deze

definitie hangt de intrinsieke waarde van niet-menselijke objecten dan samen met hun niet-relatieve eigenschappen. Dit zijn de kenmerken die kunnen beschreven worden zonder te verwijzen naar andere objecten. Volgens deze definitie is bijvoorbeeld de zeldzaamheid van een diersoort of een habitat (bv. de otter in Vlaanderen, of de oppervlakte blauwgrasland) geen kenmerk dat een intrinsieke waarde vertegenwoordigt. De zeldzaamheid van die otter wordt immers volledig bepaald door de mate van aanwezigheid van andere objecten (otters). Hetzelfde kan gezegd worden voor kenmerken als 'diversiteit' of 'het onverstoord zijn door mensen': deze attributen kunnen enkel beschreven worden door hun relatie met andere objecten. Biodiversiteit en biologische waarde (zie verder) lijken dan ook moeilijk te combineren met intrinsieke waarde, in de tweede betekenis die O'Neill er aan geeft.

3. **Intrinsieke waarde als synoniem voor 'objectieve waarde'** : dit is de waarde die een object bezit, onafhankelijk van waarderings die door waardeerders worden toegekend. Deze visie staat lijnrecht tegenover de subjectivistische opvatting (zie 0) die de bron van waarden volledig bij waardeerders legt, met name in de percepties, zingeving, labels en criteria die door mensen worden toegekend, binnen een institutionele context (bv. cultuur, markt, sociaal netwerk, rechtssysteem, ...) ¹.

Diverse wetenschappelijke disciplines hanteren definities en onderzoeksmethoden om de elementen van die intrinsieke waarde in de 3^{de} betekenis bloot te leggen en kenbaar te maken voor beleid en belanghebbenden². Een voorbeeld hiervan is de biologische waarderingskaart (BWK) van Vlaanderen. De biologische waarde van een perceel wordt bepaald in functie van de biologische kwaliteit van het gebied en de zeldzaamheid, kwetsbaarheid en vervangbaarheid van de aanwezige vegetatie (Vriens *et al.*, 2011). Diezelfde BWK wordt evenwel ook in een beleidscontext gebruikt (bv. het biodiversiteitsbeleid) ter ondersteuning van de doelstellingen ervan (bv. stopzetting van het verlies aan biodiversiteit). De biologische waarde mag dan wel 'objectief' zijn bepaald in functie van wetenschappelijke criteria ³, in die beleidscontext wordt die kennis instrumenteel gebruikt ter ondersteuning van het beleidsdoel 'het verlies aan biodiversiteit stoppen'. Overheden streven echter meerdere doelstellingen na, die soms met elkaar in conflict komen, zeker wat het gebruik van de schaarse ruimte in Vlaanderen betreft. Biologische waarde komt dan in competitie met andere doelstellingen en daarmee samenhangende instrumentele waarden, bijvoorbeeld de aanleg van bedrijventerreinen voor het creëren van tewerkstelling, het aanleggen van toeristische infrastructuur voor natuurbeleving, of het cultiveren van natuurlijke ecosystemen voor voedselvoorziening. Zo voedt het gebruik van wetenschappelijk onderbouwde kennis over intrinsieke waarden in een beleidscontext het debat over (de objectiviteit van) de intrinsieke waarde van de natuur en de vergelijkbaarheid ervan met andere waardendimensies.

¹ Het volledig consequent toepassen van een subjectivistische wetenschapsfilosofie maakt het bestaan van een 'intrinsieke waarde', in de derde betekenis van het woord, trouwens onmogelijk. Dit extreme subjectivisme stelt immers dat waarde slechts ontstaat als gevolg van menselijke waardering. Er bestaat volgens die opvatting dan ook geen 'objectieve' intrinsieke waarde die kan los staan van de waardering door mensen. Wij volgen dit extreem subjectivistische standpunt niet in dit rapport.

² Een traditionele ethiek die werkt met intrinsieke waarden als hierboven gespecificeerd, zal claimen dat een object bepaalde empirische eigenschappen heeft die bijdragen tot de waarde van de object. Zo draagt de zeldzaamheid van een soort in een bepaalde regio bij tot de biologische waarde van die soort. Of een object zeldzaam is of niet, kan de wetenschap inderdaad bepalen. Echter, het feit dat 'zeldzaamheid' een waarde vertegenwoordigt, is niet iets wat de wetenschap kan vaststellen: dat moet verder bepaald worden in een axiologie waarin beargumenteerd wordt wat van waarde is. Dat iets zeldzaam is, maakt het immers op zich nog niet waardevol: er zijn vele zeldzame dingen die helemaal niet gewaardeerd worden, niets aan het naakte feit dat iets zeldzaam is lijkt ons te dwingen om het ook te waarderen. De wetenschap legt wel de eigenschappen waarop de waarde van objecten steunt, bloot (althans volgens dit soort van ethische theorie), maar ze kan niet verklaren waarom net die eigenschappen de waarde van iets bepalen, net omdat daarvan geen empirisch bewijs te leveren is. Een wetenschapper kan dus determineren wat de begroeiing is van een plaats, hoe zeldzaam, vervangbaar, enz. die is, maar eens dat hij spreekt dat een dergelijke vegetatie van waarde is (biologisch of anders), doet hij een normatieve uitspraak die niet af te leiden valt uit de vastgestelde feiten. Dit onderscheid is belangrijk, omdat het terug te voeren is op het feit/waarde onderscheid, een van de fundamentele van de moderne ethiek. (toelichting verstrekt door Glenn Delière, Radboud Universiteit Nijmegen)

³ Voor een uitweiding over de 'disciplinaire bias' in de natuurwetenschappelijke methoden en achterliggende institutionele motieven, zie (Tadaki & Sinner, 2014).

In termen van de eerste betekenis van intrinsieke waarde, gaat het debat over de waardering van ecosysteemdiensten niet alleen over de vraag of we ecosystemen in termen van hun intrinsieke dan wel hun instrumentele (bv. economische) waarde moeten waarderen. Het debat gaat er dan vooral over hoe die intrinsieke waarde van ecosystemen moet worden afgewogen met andere waarden (bv. recht op goed onderwijs en daarvan afgeleid : investeren in onderwijsinfrastructuur; recht op goede verzorging en daarvan afgeleid : investeren in ouderenzorg). Deze debatten zijn in se veeleer ethische en politieke dan wetenschappelijke vraagstukken. In termen van de derde betekenis heeft het al dan niet aanvaarden van intrinsieke waarde vooral te maken met het hanteren van een meer objectivistische dan wel subjectivistische ethische epistemologie⁴. Zowel de neoklassieke economische wetenschap (zie paragraaf 8.4.1) als de natuurwetenschappen situeren zich aan de objectivistische zijde van het spectrum, waar meer ruimte is voor het erkennen van objectieve, intrinsieke waarden (in de derde betekenis). Naarmate een meer subjectivistische wetenschapsopvatting wordt gehanteerd, wordt waarde minder objectief-intrinsiek, en veeleer het resultaat van institutionele invloeden of persoonlijke interpretatie. In ieder geval impliceert de subjectivistische opvatting dat waarden worden geconstrueerd en toegekend door mensen, zeker niet dat waarden enkel of altijd een instrumenteel karakter zouden hebben (Jax *et al.*, 2013).

8.2.3.2. Voorstellen voor een bredere waardentypologie

Om recht te doen aan de complexiteit van de relatie tussen enerzijds de mens en de menselijke samenleving en anderzijds ecosystemen in al hun facetten, complexen en betekenissen, is binnen de interdisciplinaire economische literatuur gepleit voor een bredere categorisering van waarden met betrekking tot ecosystemen. Er bestaat voor zover wij weten geen alomvattende waardentheorie of classificaties waarin alle waardentypes worden geordend en die door alle disciplines en auteurs consequent wordt gehanteerd. Het is dan ook niet de ambitie van dit hoofdstuk om een definitieve waardentypologie neer te zetten. We lichten hier twee voorstellen toe die het debat van de voorbije 15 jaar overspannen, en sluiten ons aan bij het tweede en meest recente (Edwards-Jones *et al.*, 2000; Jax *et al.*, 2013).

Edwards-Jones, Davies & Hussain (p. 63) omschrijven 'waarde' als een kader waarbinnen we positieve of negatieve kenmerken van gebeurtenissen, objecten of situaties identificeren. Zij onderscheiden de volgende drie dimensies als basis voor het formuleren van waarden en waardeoordelen:

1. **Functionele of instrumentele waarden** treden op wanneer een object of een gebeurtenis bijdraagt tot een bepaalde bewuste of onbewuste doelstelling. Functionele waarden zijn dus relationeel : zij waarderen iets in relatie tot een doelstelling. Die definitie van instrumentele waarde sluit ook aan bij de eerste definitie van O'Neill (zie 8.2.3.1). Zowat alle ecosysteemdiensten kunnen bij deze groep worden ingedeeld. Natuurobjecten die niet met een bepaald doel kunnen worden verbonden komen in deze waardedimensie niet aan bod.
2. **Esthetische waarden** hebben betrekking op schoonheid en worden niet gewaardeerd als een middel ten opzichte van een doel (of instrumentele waarde) maar als een doel op zich. Esthetiek is dan ook een intrinsieke waarde : het ontleent zijn waarde niet aan de relatie tot iets anders, maar aan de eigenschappen van het object zelf. Deze definitie bevat vooral elementen van O'Neill's tweede betekenis van intrinsieke waarde, met name de nadruk op niet-relatieve aspecten. Toegepast op ecosystemen en ecosysteemdiensten omvatten ze vooral elementen met betrekking tot natuurbeleving en -besef, bijvoorbeeld bij een wandeling door een natuurlandschap, maar ook bij het observeren van, of werken in, een landbouwgebied.
3. **Morele waarden** hebben betrekking op goedheid. Zij hangen samen met oordelen inzake deugzaamheid en rechtvaardigheid. Net zoals de vorige groep worden ze niet beschouwd als instrumentele waarden maar als intrinsieke waarden, die een doel op zich vormen en

⁴ Een objectivistische of realistische ethische epistemologie of meta-ethiek gaat er van uit dat er objectieve waarden bestaan in de wereld, onafhankelijk van de waardeerders, die ontdekt kunnen worden. Een subjectivistische, constructivistische epistemologie gaat er van uit dat waarden louter constructies zijn, en dus niet onafhankelijk van de waardeerders bestaan. (op basis van toelichting door Stijn Neuteleers, KU Leuven, Centrum voor Economie en Ethiek)

geen verdere motivatie behoeven. In hoeverre natuur en ecosysteemdiensten op dit vlak 'waarde-vol' zijn, hangt dan ook vooral af van ons ethisch besef, en hoe dit in onze waarderingsmethoden doorwerkt.

Een interdisciplinair team van filosofen, ecologen, economen en sociale wetenschappers werkte de voorbije jaren een bredere waardentypologie uit, met aandacht voor waarden die het menselijk leven op een niet-consumptieve wijze verrijken en met aandacht voor de belangen van volgende generaties (Jax *et al.*, 2013). Van de vier volgende waardedimensies hebben er drie betrekking op de relatie tussen mensen en de niet-menselijke natuur. Deze typologie hanteren we ook in de rest van NARA.

1. **Intrinsieke morele waarden** omvatten de waarde van niet-menselijke levende wezens voor hun eigen belang, los van hun belang voor mensen. Deze waarde komt in hoge mate overeen met de niet-instrumentele, intrinsieke waarde (1^{ste} betekenis) zoals omschreven door O'Neill (zie paragraaf 8.2.3.1).
2. **Fundamentele waarden** vertegenwoordigen de basisvereiste voor het bestaan en het leven op aarde. Deze waarden wijzen op de fundamentele afhankelijkheid van mensen van de biosfeer. Zij verwijzen ook naar het idee van menselijke eindigheid dat in de meeste religieuze en spirituele overtuigingen vervat zit. Dit gaat dieper dan louter het aanbod van producerende en regulerende ecosysteemdiensten en omvat alle ecosysteemstructuren en processen die menselijke activiteiten überhaupt mogelijk maken. Dit omvat tevens alle ondersteunende ecosysteemdiensten, zoals fotosynthese, bodemvorming en nutriëntencyclering. Op lokale en regionale schaal zien we deze waarden soms, ten gevolge van menselijke activiteiten, afnemen of teloorgaan (bv. uitdroging waterrijke gebieden door irrigatie, verwoestijning van voormalige landbouwstreken ten gevolge van overexploitatie en erosie, verontreinigingspieken in grote urbane centra of ten gevolge van nucleaire fall-out).
3. **Eudaimonistische waarden** vertegenwoordigen de voorwaarden voor een goed en menswaardig leven⁵. Die waarden hebben vooral betrekking op een voldoende hoge levenskwaliteit (bovenop de voorwaarden voor *over*-leven onder punt 2), bijvoorbeeld op het vlak van natuurlijke ontspanningsmogelijkheden en het ervaren van esthetische natuurwaarden. Deze waarden beperken zich niet tot subjectieve, individuele preferenties maar hebben ook betrekking op de diepere zingeving en de sociale betekenis ervan, zowel voor de verschillende groepen in een samenleving als voor de band tussen verschillende generaties. Onze gedeelde socio-culturele waarden hebben dan ook betrekking op deze categorie. Zo konden de autochtone inwoners van Noord-Amerika vanaf de 16^{de} eeuw moeilijk begrijpen en aanvaarden hoe de Europese immigranten het land juridisch konden opsplitsen in aparte percelen waarop vervolgens mensen individuele eigendomsrechten konden laten gelden (Vatn & Bromley, 1994). Volgens de perceptie van de autochtone bevolking hoorden de mensen het land toe, en niet andersom. Het toepassen en institutionaliseren van waarderingsmethoden die dergelijke waarden niet erkennen, leidde tot het instorten van een volledige cultuur, waarvan de afstammelingen tot op heden de gevolgen dragen onder de vorm van een sterk gereduceerd welzijnsniveau. Gelijkaardige evoluties doen zich ook vandaag de dag, op een weliswaar kleinere schaal, nog steeds voor ten aanzien van inheemse volkeren in het Amazonewoud die voor hun culturele identiteit aangewezen zijn op een duurzaam samenleven met het ecosysteem.
4. **Instrumentele waarden** zijn waardevol als middel om een doel te bereiken. In principe zijn ze vervangbaar door alternatieve middelen. Hieronder vallen alle vervangbare of hernieuwbare elementen van ecosystemen en ecosysteemdiensten, bijvoorbeeld productiehout in een loofbos of de waterbergingscapaciteit van een natuurlijk meanderende rivier. Voor deze waarden zijn in toenemende mate biofysische en monetaire waarderingsmethoden beschikbaar (zie paragraaf 8.4.2).

⁵ 'Eudaimonia' (εὐδαιμονία) verwees volgens de Griekse filosofen (Plato, Aristoteles) naar 'het goede leven' – de volledige realisatie van de menselijke natuur Bouckaert L. (1987). Wijsgerige ethiek. Leuven: Acco..

Op basis van deze bredere waardentypologieën wordt geargumenteed dat instrumentele waarden, of zij nu in biofysische of monetaire eenheden worden uitgedrukt, slechts in beperkte mate de waarden die mensen toekennen aan natuur, capteren. Beleidsinstrumenten en maatregelen die zich focussen op het ruilen, vervangen of compenseren van afnemende natuurwaarden, beperken zich tot die meer functionele, instrumentele waarden en besteden minder aandacht aan andere waardedimensies (Jax *et al.*, 2013). Het negeren van die waarden in economische waarderingskaders houdt het gevaar in dat belangrijke ethische vraagstukken over het hoofd worden gezien. Ook ten aanzien van gestandaardiseerde biofysische waarderingskaders die worden gehanteerd in het kader van het natuurbehoud werd vastgesteld dat zij op een selectieve manier de waarden van ecosystemen in beeld brengen en niet steeds adequaat de lokale culturele en pluriforme waarden aan bod laten komen (Chan *et al.*, 2012; Martín-López *et al.*, 2014; Tadaki & Sinner, 2014). De uitdaging bij de waardering van ecosystemen en ecosysteemdiensten is dan niet enkel het adequaat capteren van ongelijksoortige, incongruente waardedimensies, maar ook en vooral het adequaat integreren ervan bij de keuzevraagstukken en besluitvormingsprocessen van openbare besturen en private actoren. Zolang besluitvormingsprocessen moeite hebben met het integreren van uiteenlopende waardenkaders, blijft de effectiviteit van de ecosysteemdienstenbenadering voor een duurzaam beleid beperkt (Chan *et al.*, 2012). Sommige milieueconomen antwoorden hierop dat intrinsieke waarden tot het domein van de filosofie behoren, niet kunnen worden gemeten en dus ook niet kunnen worden vergeleken met de economische waarde van milieugoederen (Bateman, 2009). Bateman verwoordt dit als volgt (p.531):

“To the author’s knowledge, there is no way in which intrinsic values can be catered for other than via a rights based approach. This emphasizes the rights of different species to exist. A problem with such approaches is that they ultimately stifle any move from the status quo, as such rights are inalienable and non-tradable. This is very clearly removed from anything resembling the real world situation facing the policy community where decisions have to be made. Such stances are therefore ultimately of little use in such context.”

Heeft het inderdaad ‘weinig nut’ om te proberen incongruente waardedimensies te vergelijken, enkel en alleen om dat dit methodologische problemen creëert voor de beoefenaars van een bepaalde wetenschappelijke discipline? Het gebruik van waarderingsmethoden voor het informeren en onderbouwen van besluitvorming, en a fortiori van overheidsbeleid, roept dan ook een aantal belangrijke ethische vragen op (Jax *et al.*, 2013), en vergt een aantal expliciete keuzen terzake:

1. Wie bepaalt hoe de ecosystemen worden getypeerd, welke ecosysteemdiensten worden geïdentificeerd en welke waarderingsmethoden worden toegepast ?
2. Welke betekenissen en waarden worden daarbij benadrukt en welke blijven buiten beeld ?
3. Aan welke doelstellingen draagt deze waardering bij ?
4. Wie ondergaat de gevolgen, positief of negatief, van die keuzen ?

In paragraaf 8.2.4 presenteren we een kader dat helpt bij het zoeken naar antwoorden op die vragen.

De selectiviteit van waarderingsmethoden is op zich onvermijdelijk. Elke epistemologie, wetenschappelijke discipline en methode heeft haar focus en haar ‘blinde vlek’. Ze hoeft ook niet noodzakelijk een probleem te vormen in zoverre die selectiviteit voldoende erkend wordt, en in zoverre er ook voldoende ruimte overblijft om andere perspectieven en waarden in het debat en de besluitvorming aan bod te laten komen (Daily, 1997). Sommigen waarschuwen er evenwel voor dat een al te sterke focus op slechts één (bv. instrumentele) waarde er toe kan leiden dat andere motivaties voor natuurbehoud aan kracht verliezen (Deliège & Neuteleers, 2011). Dit kan bijvoorbeeld leiden tot een aantasting (‘crowding out’) van het draagvlak voor natuurbehoud of tot attitude- en gedragsveranderingen bij doelgroepen (Neuteleers & Engelen, 2014; O’Neill & Spash, 2000; Vatn, 2005). Hier wordt dieper op ingegaan in paragraaf 8.4.6. Het eerder geschetste kader inzake de co-evolutie van waarden, kennis, ecosystemen en sociale organisatie (zie Figuur 3) illustreert hoe en waarom dergelijke complexe feedbackmechanismen optreden. De methoden en kennis waarmee we de wereld observeren, staan namelijk niet los van de wereld waarin we die methoden en kennis toepassen.

8.2.4. Welk doel dienen waarderingsmethoden?

8.2.4.1. Doelstellingen inzake het duurzaam gebruik en beheer van ecosystemen

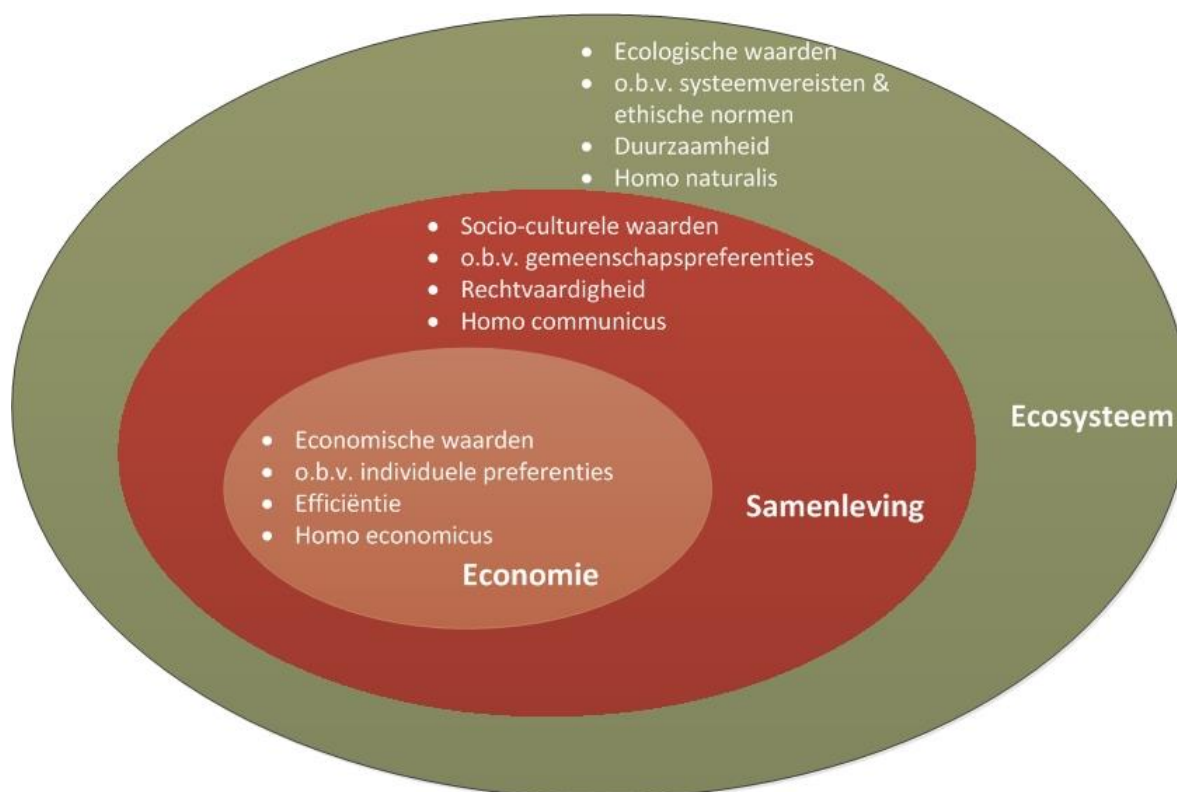
Costanza & Folke omschrijven 'waardering' als het bepalen van de bijdrage van een item aan het bereiken van een bepaalde doelstelling (Costanza & Folke, 1997). Die omschrijving is niet in tegenspraak met de formele definitie die bij de start van dit hoofdstuk werd gegeven (zie Kader 1). Ze beperkt zich ook niet tot de in paragraaf 8.2.3.2 vermelde groep van 'instrumentele waarden'. Ook eudiamonistische, fundamentele en intrinsieke waarden veronderstellen criteria, normen en doelstellingen waaraan de waarde van een item wordt getoetst. Dit heeft twee belangrijke consequenties. Een **eerste gevolg** is dat het onmogelijk is een waarde te formuleren of een waarderingsmethode toe te passen zonder meteen ook een achterliggend doel te kiezen. Waardenconflicten hebben dan ook te maken met conflicten of spanningen tussen de daaraan verbonden objectieven. Ten aanzien van het duurzaam⁶ gebruik en beheer van ecosystemen voor menselijke en maatschappelijke doeleinden werden de volgende drie doelstellingen geformuleerd (Costanza & Folke, 1997; Daly, 1992):

1. **Ecologische duurzaamheid** : er voor zorgen dat de schaal van de menselijke activiteit de biofysische grenzen van de draagkracht van het planetair ecosysteem niet overstijgt;
2. **Eerlijke verdeling** van hulpbronnen en productie, zowel binnen de huidige generatie, tussen de huidige en volgende generaties en tussen mensen en andere levende wezens;
3. **Efficiënte allocatie** van hulpbronnen binnen de grenzen van 1. en 2., zowel voor vermarkte als niet-vermarkte goederen

We volgen in NARA-T de stelling zoals geponeerd door (Daly, 1992), dat deze drie doelstellingen en de daarmee geassocieerde waarden, tenminste op planetaire schaal niet dezelfde prioriteit hebben (zie Kader 2). De sociale en economische objectieven van rechtvaardige verdeling en efficiëntie zijn slechts relevant in zoverre we de levensondersteunende ecosysteemstructuren en -processen die de biosfeer van de planeet vormen, intact houden (zie ook Figuur 4). Economische doelen inzake efficiëntie, behoeftenbevrediging en groei zijn bovendien ethisch slechts verdedigbaar binnen de grenzen die we formuleren inzake sociale gelijkheid en rechtvaardigheid. De drie doelstellingen en de ermee samenhangende waarden en systeemgrenzen worden voorgesteld in Figuur 5.

Op een lokaal en regionaal schaalniveau is weliswaar een andere volgorde van prioritering denkbaar, en krijgen economische en sociale doelen vaak voorrang op ecologische doelen. Wanneer we een huis bouwen, met de wagen rijden, een nieuwe tablet kopen weten we immers dat deze activiteiten en goederen ons welvaart en welzijn verschaffen ten koste van een beperkte voorraad natuurlijke hulpbronnen, die niet steeds hernieuwbaar is. Ook hier geldt uiteindelijk dat het creëren van sociale en economische systemen die natuurlijke hulpbronnen verbruiken, de ecologische draagkracht van de planeet aantast en dus elders, of in de toekomst, moet gecompenseerd worden. Zo werd Vlaanderen de voorbije millennia grotendeels ontbost ten voordele van voedselproductie en, meer recent, urbanisatie (huisvesting, tewerkstelling en mobiliteit). Dit leidde tot een sterke daling van het lokaal aanbod aan hout. Voor het gebruik van die ecosystemedienst werden we dus grotendeels afhankelijk van houtimport uit het buitenland (zie hoofdstuk 13. Houtproductie). Ons gebruik van buitenlands hout creëert weliswaar welvaart en tewerkstelling voor de buitenlandse houtindustrie, maar draagt ook bij aan de afname van ondersteunende, producerende, regulerende en culturele diensten van bosecosystemen voor buitenlandse gebruikers of voor toekomstige generaties (bv. materiaal en voedsel, regulatie van erosierisico en klimaatregulatie, lokale maatschappelijke en culturele waarden). Bovendien leidde de sterke afname van het bosareaal ook in Vlaanderen tot een afname van regulerende en culturele diensten (bv. beperkt aanbod van groene ruimte voor recreatie in en rond stedelijke kernen) (zie hoofdstuk 26. Ruimte voor buitenactiviteiten en (Dumortier *et al.*, 2009)).

⁶ Voor een definitie en korte bespreking van het begrip 'duurzaamheid', zie hoofdstuk 2, Kader 7.



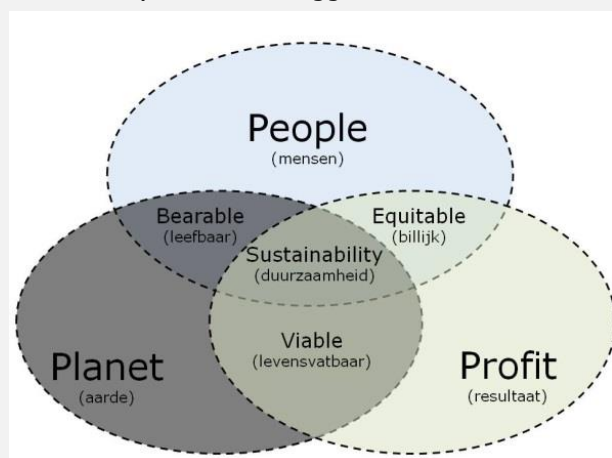
Figuur 5. toont drie doelstellingen (economische, sociale en ecologische) inzake het gebruik en beheer van ecosystemen en de daarmee samenhangende waardentypes, criteria voor waardering, mensbeelden en systeemgrenzen (Costanza & Folke, 1997). Wanneer we economische waarderingsmethoden gebruiken voor het onderbouwen van beleid, kiezen we (al dan niet bewust) meteen ook voor de waarden en doelstellingen die daar mee samenhangen, hanteren we een bepaald mensbeeld en erkennen we wel of niet dat de samenleving en het ecosysteem grenzen opleggen aan het economisch systeem, dat zonder die twee laatste niet kan bestaan. Ook wanneer we sociale waarderingsmethoden toepassen, hanteren we een bepaald mensbeeld en waarbij we al dan niet ecosystemegrenzen erkennen. De kleuren van de drie geneste systemen verwijzen naar de overeenstemmende blokken binnen de ecosysteemdienstencyclus (zie hoofdstuk 2).

Een **tweede gevolg** van Costanza & Folke's definitie van waardering is dat het waarderen van ecosysteemdiensten op basis van uitsluitend economische waarderingsmethoden zich beperkt tot de daaraan verbonden doelstelling en deze prioritair maakt ten opzichte van andere waarden en doelen die minder of niet door de gekozen waarderingsmethode worden vertolkt. Waarderingsmethoden zijn dan ook 'waardenvertolkende instituties' waarvan de regels, conventies en procedures betekenis geven, macht uitoefenen en legitimerend werken (Vatn, 2009). Ze bepalen dan ook mee hoe beleidskwesties worden gedefinieerd en afgebakend, in welke richtingen oplossingen worden gezocht en hoe die doorwerken op rechtstreeks of onrechtstreeks betrokken actoren. Op die wijze vertolken waarden en waarderingsmethoden niet enkel de realiteit, maar creëren en beïnvloeden ze haar ook (Norgaard, 1992). Waarderingsmethoden zijn in essentie dan ook politiek van aard (Costanza & Folke, 1997; Tadaki & Sinner, 2014). De vraag rijst dan hoe we bij de waardering van ecosysteemdiensten er voor kunnen zorgen dat alle relevante doelstellingen voldoende en met de juiste prioritering aan bod komen, en hoe de daarmee verbonden waarden op een integrale en holistische wijze toegang krijgen tot de besluitvorming. Om die problematiek helderder te stellen presenteren we in de volgende paragraaf een vergelijking van waarderingsmethoden en hun achterliggende doelstellingen en assumpties.

“In their efforts to include economics, ecologists adopted an essentially economic worldview. In so doing, they may have simultaneously closed the door to other social perspectives.” (Chan *et al.*, 2012)

Kader 2 - Planet, people, profit

De doelstellingen inzake duurzaamheid worden in de praktijk gemeenzaam samengevat als 'de 3 P's': people - planet - profit. Op basis daarvan wordt op bepaalde fora een duurzaamheidsraamwerk met deels overlappende cirkels (zie figuur hiernaast) gepresenteerd. Het 3 P's diagram wordt onder meer vanuit ondernemingen gebruikt als handvat voor Maatschappelijk Verantwoord Ondernemen (MVO of 'Corporate Governance'). Het achterliggende idee is dat winst niet het enige aandachtspunt van de economie mag zijn, maar dat ook mens en aarde belangrijk zijn. Maar deze voorstelling met cirkels die deels *niet* overlappen, suggereert tevens dat er aspecten van de samenleving (mensen) en economische activiteiten (profit) bestaan die ontsnappen aan de fysische beperkingen die het planetair ecosysteem oplegt. We analyseren die overtuiging aan de hand van een metafoer, ontleend aan (Daly, 1992).



Wanneer een containerschip wordt geladen is het economisch interessant om de containers zo efficiënt mogelijk te alloceren (toe te wijzen) binnen de beschikbare ruimte. Hierdoor kan het schip immers meer containers laden en transporteren per vaart en vergroot de winstmarge. Om het overladen (en vervolgens het zinken) van het schip te vermijden, bevatten schepen een 'Plimsoll-lijn'. Die geeft aan hoe diep het schip in het water mag liggen en stelt een absolute grens aan de schaal van de economische activiteit (het aantal containers). Het efficiënt ordenen van de geladen containers is dus slechts zinvol en relevant in zoverre de maximale omvang van de vracht, of de draagkracht van het schip, niet wordt overschreden. Gebeurt dit wel en zinkt het schip dan zal zelfs de meest efficiënte ordening van de containers het schip niet varende houden en gaat uiteindelijk de volledige economische activiteit verloren. Het respecteren van de draagkracht van het schip heeft prioriteit over het volladen en efficiënt alloceren van de containers.

Economische waarderingsmethoden die zich baseren op individuele preferenties van consumenten en economische efficiëntie nastreven, houden niet noodzakelijk rekening met de 'Plimsoll-lijn' van onze ecosystemen. Zolang consumenten bereid zijn om te betalen voor activiteiten die de ecologische draagkracht van ecosystemen reduceren, stelt monetaire waardering dat die activiteiten efficiënt zijn en de welvaart kunnen verhogen. Ook bij het macro-economisch beleid wordt er doorgaans van uitgegaan dat economische groei en efficiëntie een voldoende voorwaarde vormen om ook sociale en ecologische doelstellingen te realiseren. Dat net die groei zelf soms de oorzaak vormt van het niet-realiseren van sociale en ecologische doelstellingen, wordt door het efficiëntie criterium niet erkend.

Om die reden gaat NARA-T er van uit dat mens, economie en samenleving integraal deel uitmaken van ecosystemen (zie hoofdstuk 2). Om diezelfde reden stellen we de relatie tussen economie, samenleving en ecosystemen voor als elkaar omvattende ovalen (zie Figuur 5) waarbij de ecologische systeemgrenzen de schaalgrootte van de menselijke samenleving en de economie begrenzen. Toegepast op de waardering van ecosystemendiensten betekent dit concreet dat (de resultaten van) economische waarderingsmethoden moeten worden getoetst aan sociale en ecologische criteria en doelstellingen inzake duurzaamheid.

8.2.4.2. Assumpties en impliciete keuzen in waarderingsmethoden

Over de assumpties en keuzen die worden gehanteerd in economische kostenbatenanalyses en de alternatieven die daarvoor kunnen worden geformuleerd zijn vele honderden artikels, boeken en beleidsrapporten gepubliceerd. Een diepgaande analyse van de argumenten en tegenargumenten overstijgt de omvang van dit waarderingshoofdstuk. Tabel 2 vat de voornaamste assumpties en keuzen van de economische kostenbatenanalyses samen evenals de alternatieven die daarrond werden voorgesteld. Binnen de groep van economische kostenbatenanalyse kunnen meerdere aparte methoden worden onderscheiden. Hier wordt dieper op in gegaan in paragraaf 8.4.

Tabel 2. *Normatieve aannames en keuzen in economische kostenbatenanalyses en voorgestelde alternatieven (Costanza, 2000; Costanza & Folke, 1997; Daily et al., 2000; de Groot et al., 2010; Dendoncker et al., 2014; Farley, 2008; Goulder & Kennedy, 1997; Hein et al., 2006; Jax et al., 2013; O'Neill & Spash, 2000; Schröter et al., 2014; Tadaki & Sinner, 2014; Vatn, 2005; Vatn, 2009; Vatn & Bromley, 1994).*

| <i>Assumpties keuzen</i> | <i>en</i> | Economische kosten- batenanalyses | Alternatieve benaderingen |
|-------------------------------|-----------|--|--|
| 1. Over mensen | | 1.1 Mensen maken keuzen en uiten hun voorkeuren en behoeften op individuele basis, als consumenten op de markt. | 1.1 Mensen zijn niet louter consumenten maar ook en vooral burgers in een samenleving, en maken deel uit van maatschappelijke groepen. Hun behoeften, voorkeuren en keuzen komen mee tot stand via de kaders van zingeving, de normen en de machtsrelaties die bestaan binnen de institutionele contexten waar zij deel van uitmaken (bv. familie, religie, economische sector of lokale gemeenschap). Waarderingsmethoden moeten rekening houden met en aangepast zijn aan die institutionele context, en niet louter de apart geuite preferenties van individuen aggregeren. |
| | | 1.2 Menselijke voorkeuren richten zich op het (binnen materiële of cognitieve grenzen) maximaal bevredigen van individuele behoeften. Hun waarden zijn instrumenteel, teleologisch (doelgericht) en antropocentrisch (in functie van de mens bepaald). | 1.2 Menselijke voorkeuren kunnen evenzeer gemotiveerd zijn vanuit altruïsme en door een ecologische en sociale ethiek. De hiermee geassocieerde waarden zijn veeleer deontologisch of normgebaseerd en bio-centrisch (in functie van alle levende wezens en louter in functie van de mens). Die ethiek kan aanleiding zijn voor het formuleren van 'rechten' die, steeds of in bepaalde omstandigheden, prioriteit krijgen op particuliere belangen en zelfs op collectieve welvaartsmotieven. Het nastreven van die rechten, en de motivaties en beweegredenen daartoe, vallen niet te herleiden tot het maximaal bevredigen van individuele preferenties. Normgebaseerde waarden zijn vaak niet optelbaar of vergelijkbaar zonder debat (zie verder 2.2 en 6.2). |
| 2. Over voorkeuren van mensen | | 2.1 Voorkeuren zijn exogeen aan de beslissing en stabiel in de tijd | 2.1 Voorkeuren maken deel uit van een besluitvormingsproces en kunnen veranderen in de loop van dat besluitvormingsproces door interactie. Ze veranderen ook doorheen de tijd, bijvoorbeeld door nieuwe of unieke ervaringen. Bovendien kunnen toekomstige generaties niet verondersteld worden er dezelfde preferenties |

| | | |
|-------------------------------|---|---|
| | | op na te houden als de huidige. Door de veronderstelde stabiliteit van preferenties bij klassieke economische waarderingsmethoden, worden de voorkeuren van de toekomstige generatie grotendeels genegeerd. Dit wordt nog versterkt door het toepassen van positieve discontovoeten die aan kosten en baten voor de volgende generatie minder gewicht toekennen dan aan die voor de huidige generatie (zie paragraaf 8.4.5). |
| | 2.2 Alle voorkeuren zijn gelijkwaardig | 2.2 Individuele voorkeuren vormen waardeoordelen en moeten het voorwerp kunnen uitmaken van een debat, vooral wanneer ethische conflicten opduiken. Ethische normen kunnen er bovendien toe leiden dat in een gemeenschap niet alle voorkeuren als gelijkwaardig worden beschouwd en dus niet even zwaar horen door te wegen bij het voorbereiden van een beslissing. |
| 3. Over voorkeuren en waarden | <p>3.1 Individuele preferenties komen tot uiting via de ruilwaarde die op markt wordt gerealiseerd. Indien geen markt beschikbaar is (bv. natuurbeleving), vormt een verwante markt (bv. reisgedrag) of gesimuleerde markt (bv. enquête) een zinvol alternatief.</p> <p>3.2 Maatschappelijke kosten en baten kunnen worden bepaald op basis van instrumentele waarden, die helpen om een bepaald doel te realiseren (bv. individuele behoeftenbevrediging).</p> | <p>3.1 Individuen en groepen associëren met milieugoederen een veel breder palet aan waarden en normen dan louter hun ruilwaarde. Dit komt onder meer tot uiting in de zogenaamde 'asymmetrische' waardering van winst of verlies van milieugoederen. Respondenten in waarderingsstudies vertonen ten aanzien van een milieugoed doorgaans een lagere betalingsbereidheid om het te verwerven of behouden maar vragen een hogere compensatie om het verlies van dat goed te compenseren.</p> <p>3.2 Naast instrumentele waarden leven er in een gemeenschap nog andere waardentypes die evenzeer een maatschappelijke relevantie hebben. Sommige waarden zijn inherent of intrinsiek van aard, en vormen voor mensen of groepen een doel op zichzelf.</p> |
| 4. Over sociale keuzen | 4.1 Sociaal wenselijke keuzen kunnen worden achterhaald door het aggregeren van individueel geuite voorkeuren (= methodologisch individualisme) die zich manifesteren in marktgedrag of in simulaties daarvan (bv. betalingsbereidheid). | 4.1 Individuele voorkeuren kunnen slechts worden geaggregeerd via procedures waarin plaats is voor overleg en debat. Beslissingsregels over hoe incongruente of conflicterende waarden, normen en hun achterliggende doelstellingen kunnen worden geaggregeerd vormen een onderdeel van de waarderingsmethoden. Waardering is daardoor inherent politiek van aard. Waarderingsprocedures vereisen dan ook een mogelijkheid voor overleg en debat, waarbij individuele voorkeuren nog kunnen veranderen op basis van de aangehaalde argumenten. Bovendien worden individuele preferenties in de vorm van betalingsbereidheid beïnvloed door inkomensongelijkheid. Waardering op |

| | | |
|---|--|--|
| | | <p>basis van betalingsbereidheid volgen het principe van '1 stem per euro' in plaats van '1 stem per persoon'. Zonder correctie wegen de preferenties van respondenten met hogere inkomens dus sterker door dan die van respondenten met lagere inkomens. Een simpele aggregatie van betalingsbereidheden is ethisch en politiek dan ook niet neutraal, en dient niet noodzakelijk sociale doelstellingen inzake een rechtvaardige verdeling van de welvaart.</p> |
| | <p>4.2 De waarden kunnen worden achterhaald via een representatieve steekproef.</p> | <p>4.2 De waarderingsprocedure zou iedereen moeten vertegenwoordigen die een legitiem belang heeft in de te nemen beslissing, met inbegrip van hen die hun waarden niet kunnen uitdrukken (bv. sommige kansarme groepen, de toekomstige generatie en niet-menselijke levende wezens). Representativiteit moet niet enkel via statistische criteria maar ook op ethische gronden worden bepaald.</p> |
| <p>5. Over optimale sociale keuzen</p> | <p>5.1 De optimale sociale keuze is deze die de grootste totale behoeftenbevrediging en zo de grootste totale welvaart realiseert.</p> | <p>5.1 De optimale sociale keuze is deze die voor een rechtvaardige verdeling van een zo groot mogelijke welvaart zorgt, die een brede waaier van collectieve normen en waarden respecteert en geen levensbedreigende consequenties heeft door het niet respecteren van de ecologische draagkracht.</p> |
| <p>6. Over de gewaardeerde objecten</p> | <p>6.1 Goederen kunnen worden onderscheiden van hun omgeving. Daardoor kunnen er eigendomsrechten op gevestigd worden waardoor ze het voorwerp kunnen vormen van markttransacties.</p> | <p>6.1 Ecosysteemdiensten zijn via een complex web van functionele relaties met elkaar en met ecosystemen verweven. Dit maakt het moeilijk of vaak onmogelijk om ze als goederen ('commodities') af te bakenen in discrete eenheden waarvan marginale veranderingen kunnen worden onderzocht voor een economische waardering. Sommige ecosysteemcomponenten hebben ook een 'transformatieve' waarde omdat ze de manier waarop we denken, fundamenteel kunnen veranderen (zie Figuur 6). Dergelijke componenten kunnen niet op een uniforme wijze worden geïdentificeerd of afgebakend, maar kunnen bv. worden toegelicht via kwalitatief onderzoek. Het bestaan van transformatieve waarden wordt in economische methoden ook genegeerd omwille van de veronderstelde stabiliteit van voorkeuren (zie punt 2).</p> |
| | <p>6.2 De waarden van goederen zijn vergelijkbaar.</p> | <p>6.2 Met ecosysteemdiensten worden erg uiteenlopende en ongelijksoortige ('incongruente') waarden geassocieerd die onvergelijkbaar zijn.</p> |
| | <p>6.3 Te waarderen objecten en hun attributen worden vooral gedefinieerd door</p> | <p>6.3 Definities van te waarderen objecten en hun attributen en hun context evolueren tijdens de waarderingsprocedure op basis van overleg, debat of onderhandeling tussen</p> |

| | | |
|--|---|---|
| | onderzoekers en experts | stakeholders, experts en onderzoekers. |
| | 6.4 Vermits objecten worden gewaardeerd op basis van hun ruilwaarde, worden zij verondersteld als substitueerbaar of vervangbaar. | 6.4 Objecten kunnen omwille van hun intrinsieke, fundamentele en eudaimonistische waarden als onvervangbaar worden beschouwd. Het per se monetair willen waarderen in het kader van een waarderingstudie kan bij respondenten of belanghebbenden conflicteren met fundamentele ethische en culturele normen en overtuigingen. |
| | 6.5 Met elke ecosysteemdienst wordt doorgaans één baat en één type waarde geassocieerd. | 6.5 Met elke ecosysteemdienst kunnen doorgaans meerdere baten worden geassocieerd en elke baat, zelfs een materiële als voedsel, kan doorgaans met meerdere waardentypes worden verbonden. Een omvattende waardering van ecosysteemdiensten beperkt zich dan ook best niet tot het hanteren van één type methode die slechts één waardentype in beeld brengt, wil ze niet resulteren in een erg onvolledige basis voor besluitvorming. |
| 7. Over de waarde-eenheid | 7. De waarde van milieugoederen kan in monetaire eenheden worden uitgedrukt op basis van de (gecorrigeerde) marktprijzen van die goederen; van prijzen in verwante markten; van het gedrag van mensen; of van de geuite voorkeur van mensen in marktsimulerende oefeningen. | 7. Er is geen reden om te veronderstellen dat pluralistische en incongruente waarden adequaat kunnen worden gecapteerd in één enkele, één dimensionale waarde-eenheid, zij het monetair of niet-monetair. Het converteren van individuele preferenties naar monetaire ruilwaarden draagt bovendien de assumptie in zich dat de gewaardeerde items ruilbaar of vervangbaar zijn. Milieugoederen worden soms als uniek of onvervangbaar beschouwd, bv. wegens hun persoonlijke betekenis, wegens diepliggende culturele waarden of op basis van louter biofysische argumenten. Om die reden geven survey-gebaseerde waarderingstudies (zie paragraaf 8.4.2.3) soms aanleiding tot protestgedrag. Ook wanneer respondenten in waarderingstudies menen dat in een onderzocht beleidsvraagstuk hun rechten worden geschonden, kunnen zij vragen om hun betalingsbereidheid monetair uit te drukken, als onrechtvaardig beschouwen. Een monetaire waardering, of een executive summary van de resultaten ervan, mist in dat geval vaak essentiële elementen van het waardendebat. |
| 8. Over wenselijke beleidsinstrumenten | Instrumenten richten zich op de veronderstelde economische incentives (bv. individueel nut, nettobaten) om het gedrag van de individuele, nutsmaximaliserende producenten en consumenten te sturen. | Een te sterke focus op monetaire waardering en sturing met behulp van financiële prikkels kan alternatieve beweegredenen van actoren (bv. belang dat ze hechten aan sociale, culturele, democratische en intrinsieke waarden) ontmoedigen. Zo kunnen financiële beloningen of compensaties het paradoxale effect hebben dat ze het draagvlak voor beleidsmaatregelen en de effectiviteit ervan reduceren. |

Tabel 2 illustreert niet enkel de selectiviteit van economische waarderingsmethoden, maar ook het feit dat een bredere set van waarderingsmethoden beschikbaar is. Methoden op basis van een meer omvattende waardenbasis en meer interactieve en participatieve procedures, werden beschreven in praktijkgerichte handleidingen (bv. (Defra, 2007; Eftec, 2006)). Hierrond werd tot nu toe in Vlaanderen vrij weinig empirisch beleidsondersteunend onderzoek verricht (zie bv. (Ulenaers *et al.*, 2014; Van Uytvanck *et al.*, 2012)). Ook de niet-monetaire en participatieve waarderingsmethoden zijn niet vrij van kritiek, stellen methodologische uitdagingen en kunnen een partieel beeld opleveren van de relevante waarden. Hierop wordt dieper ingegaan in paragraaf 8.3. Zo zijn participatieve methoden eveneens gevoelig voor problemen inzake representativiteit van de deelnemende partijen en het capteren van aspecten en waarden die zich op meerdere schaalniveaus (ruimtelijk of in de tijd) situeren. Participatieve methoden zijn vaak beter geschikt om lokale aspecten en waarden van een keuzevraagstuk voor lokale besluitvorming in beeld te brengen, bijvoorbeeld de betekenis en het belang van groen voor omwonenden of streekbewoners. Lokale participatie garandeert bijvoorbeeld niet dat internationale en globale impacts adequaat worden meegenomen in het debat. Een belangrijk deel van de publieke en private besluitvorming met betrekking tot ecosysteemdiensten situeert zich evenwel op het niveau van gewestelijke, nationale, supranationale en internationale besluitvorming. Het vraagstuk welke waarderingsmethode het best de relevante waarden capteert kan dan ook niet los gezien worden van de vraag op welk institutioneel schaalniveau keuzen en afwegingen inzake ecosysteemdiensten het best worden gemaakt ((Hein *et al.*, 2006; Tadaki & Sinner, 2014), zie ook hoofdstukken 9 en 10).

"Because there are few cases in which a given service provides a single kind of benefit, of value for only one kind of reason, there are few contexts in which services can be valued comprehensively using just one method."

(Chan, 2012)



Figuur 6. *Met het beleven en ervaren van ecosystemen en landschappen hangen niet enkel recreatieve gebruikswaarden samen maar ook transformatieve waarden die de wijze waarop we opgroeien, naar onszelf, naar anderen en naar de wereld kijken fundamenteel kunnen beïnvloeden. Dergelijke waarden zijn moeilijk te vatten via de bestaande economische waarderingsmethoden.*

Nog zeldzamer dan het empirisch onderzoek op basis van niet-monetaire waarderingsmethoden zijn de empirische studies die de effecten van de waarderingsmethoden op de gepresenteerde waarden en trade-off's vergelijken. Martín-López *et al.* vergelijken de ESD-trends over een aantal decennia in de Doñana-regio in het Spaanse Andalusië aan de hand van biofysische, socio-culturele en monetaire waarde-indicatoren (Martín-López *et al.*, 2014). De resultaten illustreren hoe, al naargelang de gekozen waarderingsmethode en indicatoren, andere diensten als de meest waardevolle op het voorplan treden, en andere trade-off's tussen toegenomen en afgenomen diensten opduiken (Martín-López *et al.*, 2014). Waarderingsstudies ter ondersteuning van concrete beleidsevaluaties en scenario's met betrekking tot een ESD-gericht beleid (bv. NARA-B, 2016; NARA-S, 2018) dienen dan ook oog te hebben voor meerdere waardendimensies en dienen hiertoe een diversiteit van methoden toe te passen, die beantwoorden aan de veelheid aan doelstellingen die ten aanzien van ecosystemen werden gesteld.

"The definition of democracy as 'government by discussion' implies that individual values can and do change in the process of decision-making. Limiting our valuations and social decision making to the goals of economic efficiency based on fixed preferences prevents the needed democratic discussion of values and options and leaves us with only the illusion of choice." (Costanza & Folke, 1997)

8.2.5. Besluit

De waarde van ecosystemen en biodiversiteit kan vanuit diverse ethische grondslagen worden gedefinieerd. De verschillende waardentypes die daarbij worden onderscheiden, zoals intrinsieke, fundamentele, eudaimonistische en instrumentele waarden, zijn onderling vaak moeilijk of niet vergelijkbaar. Daardoor zijn deze waarden ook niet tot één eenheid te herleiden.

Verschuillende kennisdomeinen waaronder de natuur-, sociale en economische wetenschappen hanteren andere concepten en methoden om een aantal van die waarden te operationaliseren, zichtbaar en bespreekbaar te maken. Die concepten en methoden omvatten steeds bepaalde aannames inzake de ethische grondslag, de socio-culturele context, de doelstellingen en de criteria van waaruit wordt gewaardeerd. Ze bevatten ook vaak normatieve aannames en keuzes over hoe informatie over waarden moet worden verzameld. In een politiek of maatschappelijk debat is het wenselijk dat deze aannames helder worden geformuleerd en dat er ruimte blijft bestaan om uiteenlopende benaderingen en kennistypes op een evenwichtige wijze aan bod te laten komen.

8.3. Sociale waardering

Bij het waarderen van ecosysteemdiensten kunnen ecologische, sociale en economische voordelen van biodiversiteit en ecosysteemdiensten in rekening worden gebracht ⁷. Sociale waardering richt zich op het tweede. Sociale percepties en waarderingsen spelen een belangrijke rol in het bepalen van het belang van functies van (semi-)natuurlijke ecosystemen voor menselijk welzijn (De Groot *et al.*, 2002). De uitdaging bij de sociale waardering van ecosysteemdiensten situeert zich in het omgaan met een verscheidenheid aan belanghebbenden die verschillende visies, waarden en belangen kunnen hebben (Fontaine *et al.*, 2013).

Sociale waardering onderzoekt het belang (inclusief cognitieve, emotionele en ethische argumenten), de voorkeuren, noden en eisen die mensen uitdrukken ten aanzien van natuur (Chan *et al.*, 2012; de Groot *et al.*, 2010; Martínez *et al.*, 2013). Het gemeenschappelijke kenmerk van sociale waarderingsmethoden is dat ze de waarde van ecosysteemdiensten niet uitdrukken in geldstromen. In plaats daarvan wordt het belang uitgedrukt door relatieve rangschikkingen, scores, prioriteiten of opgegeven vrije tijd. Op deze manier wordt het perspectief van de belanghebbende uitgedrukt (Kelemen *et al.*, 2014).

⁷ Op de ecologische waarde van ecosystemen en biodiversiteit wordt dieper ingegaan in hoofdstukken 4 en 6.

De capaciteiten en de sociale context van gemeenschappen die betrokken zijn in het waarderingsproces, de noden van de besluitvormers en de mogelijke diepgang van de onderzoekers bepalen de keuze tussen verschillende sociale waarderingsmethoden. Een belangrijke stap voor de toepasbaarheid van sociale waarderingsmethoden van ecosysteemdiensten is het duidelijk maken welke methoden betrouwbaar kunnen gebruikt worden in welke waarderingscontext (Kelemen *et al.*, 2014).

8.3.1. Eenheden om sociale waarden en voorkeuren uit te drukken

8.3.1.1. Rangschikken en scores

Rangschikken en scores zijn directe en kwantitatieve methoden om voorkeuren en geassocieerde waarden van ESD-vraag en -gebruik te analyseren (of zelfs sociale motivaties voor het behoud ervan) (Martínez *et al.*, 2013).

- Bij rangschikken, kiezen respondenten gewoonlijk ecosysteemdiensten uit een lijst van bepaalde diensten in een gegeven ecosysteem en sorteren ze die relatief ten opzichte van elkaar, volgens hun eigen voorkeuren (Castro *et al.*, 2011).
- Bij scores, geven respondenten iedere ecosysteemdienst onafhankelijk punten (bv. (Martín-López *et al.*, 2012)). Als er geen schalen bestaan om voorkeuren te meten, kan een index (bv. van 0-5 of 0-10) gecreëerd worden, waarbij iedere score een verschillend niveau van voorkeur voorstelt (Chan *et al.*, 2012).
- Bij prioriteren, wordt aan respondenten gevraagd om ecosysteemdiensten te scoren in een vastgelegd aantal categorieën, bv. niet belangrijk, belangrijk, heel belangrijk (zie "Gelinden case" hieronder).
- Een vierde manier om voorkeuren uit te drukken is gebaseerd op paarsgewijze vergelijkingen (bv. (Chuenpagdee *et al.*, 2001; Chuenpagdee *et al.*, 2006; Hanley *et al.*, 1998; Naidoo & Adamowicz, 2005)). Vaak wordt er een visuele hulp of contextafhankelijk voorbeeld gebruikt.

Als deze methoden worden gebruikt om collectieve voorkeuren te bepalen, zal er deliberatie (overleg) nodig zijn om één overkoepelende score of rangschikking te bekomen. Dit wordt best gedaan in kleine groepjes die debatteren en samen een consensus bereiken voor de waarde van een ecosysteemdienst in een bepaalde regio (bv. (Palomo *et al.*, 2013)).

Het voordeel van deze methoden is dat ze toelaten om verschillende ecosysteemdiensten relatief ten opzichte van elkaar te onderzoeken, zonder dat ze in absolute termen gekwantificeerd moeten worden. Het gebruik van schalen vertaalt kwalitatieve informatie naar semi-kwantitatieve scores, maar zonder belangrijke informatie te verliezen. Zo kunnen bijvoorbeeld in een samenvattende score "2" narratieven (verhaallijnen), mondelinge getuigenissen en/of wetenschappelijke informatie vervat zitten (Chan *et al.*, 2012). Bovendien bieden deze technieken een kans om te bevragen waarom een ecosysteemdienst belangrijk is (of niet) voor een respondent. Door dit te doen, krijgen we inzichten in het mentale kader dat verschillende mensen toepassen bij het evalueren van ecosysteemdiensten (Fontaine *et al.*, 2013). Tot slot maakt de mogelijkheid tot het geven van negatieve scores of prioriteiten het mogelijk om ongewenste of conflicterende ecosysteemdiensten te identificeren.

Voorbeeld: Gelinden (Van Uytvanck *et al.*, 2012)

De methode van scores werd gebruikt voor de ontwikkeling van een landschapsvisie in Gelinden, een deelgemeente van Sint-Truiden. Via doelgerichte staalname werden 24 mensen geselecteerd voor een interview. In het eerste deel van het interview werden open vragen gesteld over de huidige visies op het landschap, de bezorgdheden en de betrokkenheid. In een tweede deel, werden kaartjes met foto's van 27 ecosysteemdiensten gebruikt. De geïnterviewde werd gevraagd om te vertellen of deze ecosysteemdienst gewenst is in het gebied, en of hij/zij deze waardeert als "zeer belangrijk", "belangrijk", "neutraal" of "ongewenst" in het gebied. Nadien werd de geïnterviewde gevraagd om drie ecosysteemdiensten te selecteren die het meest belangrijk zijn voor hem/haar. Het bepalen van de voorkeuren van de belanghebbenden

gaf waardevolle informatie over hoe het landschap gezien en gebruikt wordt vandaag, hoe ze betrokken zijn, en hoe ze de toekomst van het landschap zien. Deze informatie maakt het mogelijk om de voorgestelde landschapsvisie beter te stroomlijnen met de wensen van de belanghebbenden.

8.3.1.2. Tijdsgebruikstudies – opgegeven vrije tijd

Tijdsgebruikstudies zijn een innovatie van de conventionele techniek van uitgedrukte voorkeuren, in bijzonder de contingente waarderingsmethode (zie 8.4.2.3). In dit geval is het betalingsvehikel uitgedrukt in vrijwillige werkuren veeleer dan in geldwaarden (klassiek in de economische waardering op basis van betalingsbereidheid) (Kenter *et al.*, 2011). Bereidheid om tijd op te geven ("willingness to give up time", WTT) creëert een hypothetisch scenario waarin enquêtes worden gebruikt om de waarde van ecosystemen te berekenen, gerelateerd aan de gebruiks- en niet-gebruikswaarden van een ecosysteem. Hierbij brengt de methode voorkeuren aan de oppervlakte door direct aan mensen te vragen hoeveel tijd ze zouden willen investeren voor een verandering in de kwantiteit of kwaliteit van een gegeven ecosystemedienst of natuurbehoudsplan (Higuera *et al.*, 2013).

Deze aanpak kan bruikbaar zijn in armere gebieden aangezien tijd minder waarde-beladen is dan geld (van Helvoort-Postulart *et al.*, 2009). Anderzijds beweren sommige onderzoekers dat enkel intenties, idealen en hoogstens aangenomen gedrag in hypothetische omstandigheden kunnen worden uitgedrukt, omdat de bevroegden de stimulans missen om hun ware bereidheid om tijd op te geven, te tonen. Ze moeten immers de gevolgen van hun antwoorden in de enquête niet dragen (Higuera *et al.*, 2013).

8.3.2. Methoden om de ruimtelijke dimensies te bepalen

In een volgende stap, kunnen de toegelichte sociale waarden ook geografisch zichtbaar worden gemaakt. Ruimtelijke informatie over de waarden van ecosystemediensten kan interessant zijn voor het beheer van ecosystemediensten, of voor de ruimtelijke planning van behoud en beheer van de natuurlijke omgeving (Bryan *et al.*, 2010). Een karteeroefening geeft meer inzichten in de plaatsen waar de ecosystemediensten geleverd, gebruikt en/of geapprecieerd worden.

In de literatuur kan een diversiteit aan methoden worden gevonden om sociale waarden ruimtelijk expliciet te maken. Hier zullen we kort enkele voorbeelden beschrijven. De meest eenvoudige aanpak kan zijn om aan respondenten te vragen om op een kaart te tekenen terwijl ze de bronnen van verschillende ecosystemediensten uitleggen, waar de ecosystemedienst wordt gebruikt, enzovoort. Andere studies vragen de deelnemers om stickers te kleven op een kaart terwijl er een score-oefening wordt toegevoegd, bv. door verschillende groottes van stickers te gebruiken, of door toe te laten meerdere stickers op één plaats te plakken (Brown & Raymond, 2007; Bryan *et al.*, 2010).

Een meer ingewikkeld systeem wordt beschreven in (Bryan *et al.*, 2010). Belanghebbenden werden geïnterviewd en gevraagd om verschillende plaatsen met positieve en negatieve waarden aan te duiden op een kaart, door respectievelijk groene en rode stickers te gebruiken. Nadien werden de data geanalyseerd in GIS-lagen om prioritaire gebieden voor ESD-beheer te identificeren. In deze methode werden ruimtelijke indices voor overvloed, diversiteit, zeldzaamheid en risico van sociale waarden berekend aan de hand van een GIS-rasterdata laag (zie Bryan voor de volledige methode).

8.3.3. Niveaus van participatie

Afhankelijk van het doel van de studie, kan de betrokkenheid van de belanghebbenden variëren van zeer passief tot zeer actief.

- In passieve participatiemethoden worden respondenten bevroegd als een bron van informatie, bv. om van hen te leren, om inzichten te verwerven in de houding van mensen, hun waarden en gedrag en/of om te ontdekken hoe mensen over bepaalde zaken denken. Passieve participatiemethoden kunnen individuen betrekken door enquêtes of diepte-interviews, of kan groepen betrekken, bv. door focusgroepen (Blamey *et al.*, 2000). Enquêtes focussen op het verzamelen van kwantitatieve data, terwijl diepte-interviews

veeleer kwalitatieve data verzamelen. Het gebrek aan deliberatie wordt vaak gezien als een nadeel van meer passieve methoden aangezien de bevroagden vaak hun voorkeuren vormen op het moment dat ze bevroagd worden.

- Wanneer de betrokkenheid van de deelnemers in een proces noodzakelijk is (bv. om lokale kennis te mobiliseren of om publieke steun te ontwikkelen), zijn meer actieve participatieve methoden nodig. Deze technieken kunnen bruikbaar zijn wanneer de beslissingsmakers willen werken met belanghebbenden om een beleid of beheeractie samen op te bouwen of uit te voeren.
- Deliberatieve waardering is een heel actieve participatieve aanpak om ecosysteemdiensten te waarderen. Deze methode nodigt belanghebbenden uit om hun voorkeuren over ecosysteemdiensten samen te vormen op een transparante manier door een open discours (Kelemen *et al.*, 2013). De resultaten van het waarderingsproces zijn sociaal aanvaarde argumenten over ecosysteemdiensten en hun belang. Deliberatieve (en ook actieve participatieve) processen laten individuen toe om in groep hun weloverwogen en geïnformeerde beslissingen op te bouwen eerder dan bestaande, vooraf gedefinieerde voorkeuren uit te drukken (Hermans *et al.*, 2008). Deliberatieve methoden vereisen dat de deelnemers psychologisch bereid en in staat zijn om hun eigen meningen op te bouwen en openbaar uit te drukken en om de meningen van anderen te overwegen en uit te dagen (Bohman, 1997).

Voorbeeld: De Wijers: Deliberatieve aanpak via workshops (Ulenaers *et al.*, 2014)

De Wijers is een gebied van 20.000 ha en is verspreid over zeven gemeenten in Limburg. De belangrijkste landgebruiken zijn visvijvers, moerassen, bossen, heide, grasland, bewoning en industrie. De belangrijkste strategie om een breed gedragen visie te ontwikkelen bestond uit een reeks van interactieve workshops. In totaal namen 200 mensen hier aan deel (hoofdzakelijk projectpartners, overheidsdiensten en NGO). De workshops stimuleerden sociaal leren onder partners, vergrootten het begrip voor andere posities, lieten netwerking toe en droegen bij tot een groter vertrouwen tussen de belanghebbenden.

Scoren en prioriteren bleken eenvoudige maar nuttige methoden te zijn om deliberatie te stimuleren en de verschillende ideeën te structureren. Een andere krachtige methode was de vraag om potentiële win-win situaties te identificeren tussen gewenste ecosysteemdiensten. Dit liet toe om bruggen te bouwen tussen (meestal tegengestelde) sectoren.

8.3.4. Methoden en procedures om gegevens te verzamelen

Een verscheidenheid aan methoden en procedures kan gebruikt worden om de voorkeuren van belanghebbenden uit te drukken. Die procedures zijn niet specifiek ontworpen met het oog op sociale waardering maar worden algemeen gebruikt binnen de sociale wetenschappen. Een selectie van methoden en procedures om sociale waarden uit te drukken, wordt hieronder beschreven en is gebaseerd op (Defra, 2007).

Focusgroepen, diepte-groepen. Focusgroepen hebben als doel te ontdekken wat de verschillende posities zijn van deelnemers en/of om te verkennen hoe deelnemers interageren wanneer ze een op voorhand bepaald onderwerp bespreken. Diepte-groepen zijn op sommige vlakken vergelijkbaar, maar ze komen samen op meerdere gelegenheden, en zijn veel minder strak gefaciliteerd, met een grotere nadruk op hoe de groep een discours creëert over het onderwerp.

Kwalitatieve interviews. Deze methode is gebaseerd op een conversatie tussen de interviewer en de geïnterviewde waarbij de interviewer vooral vragen stelt en luistert naar de antwoorden van de geïnterviewde. Kwalitatieve interviews worden veeleer gebruikt om interpretaties te verzamelen, dan enkel feiten.

Burgerjury's. Burgerjury's zijn ontworpen om een zorgvuldig overwogen publieke opinie over een bepaald aspect of een set van sociale keuzes te verkrijgen. Een staal van burgers wordt de gelegenheid gegeven om bewijs van experts en andere belanghebbenden in overweging te nemen, waarna ze groepsdiscussies houden over het te bespreken onderwerp.

Q-methodologie. Deze methode heeft als doel de typische manieren te identificeren waarop mensen denken over een bepaald milieu- (of ander) aspect. Dit gebeurt door respondenten te

vragen om variabelen te rangschikken. Terwijl de Q-methodologie de mogelijkheid heeft om eender welke soort waarde te capteren, is het proces niet expliciet gefocust op het kwantificeren of destilleren van deze waarden. Het gaat er vooral om hoe individuen omgevingsproblemen en hun mogelijke oplossingen begrijpen en hoe ze daarover denken en voelen.

Delphi-enquêtes, systematische reviews. De intentie van Delphi-enquêtes en systematische reviews is om samenvattingen te produceren van expertmeningen of wetenschappelijke bewijzen omtrent bepaalde kwesties. Deze methoden gebruiken echter heel verschillende manieren om dit te bereiken. Delphi berust hoofdzakelijk op expertmeningen, terwijl een systematische review tracht om zo veel mogelijk te berusten op objectieve data. Delphi en systematische reviews zijn geen waarderingsmethoden, maar eerder een manier om kennis samen te vatten (wat een belangrijke stap kan zijn in het waarderingsproces).

8.3.5. Voor- en nadelen van sociale waarderingsmethoden

8.3.5.1. Voordelen

- De resultaten van oefeningen die rangschikken of scoren, zijn een gepaste springplank om geloofsovertuigingen, motivaties of socio-demografische factoren die keuzes en acties beïnvloeden, te ondervragen en om lokale kennis aan de oppervlakte te brengen.
- De methode kan helpen om een vollediger beeld te krijgen van verschillende dimensies van welzijn (inclusief bv. materiële, psychische, sociale en spirituele aspecten) die positief beïnvloed worden door de te waarderen ecosysteemdiensten.
- De methode kan helpen om de zichtbaarheid van ontastbare en onmeetbare bijdrages van de natuur aan de maatschappij te vergroten
- Het is mogelijk om sociale waarderingsmethoden te integreren in een groter participatief proces wat kan resulteren in
 - sociaal leren omdat alle belanghebbenden een beter begrip krijgen van hun eigen en andere argumenten en waarden;
 - meer vertrouwen en netwerking tussen wetenschappers en belanghebbenden en/of tussen belanghebbenden onderling.

8.3.5.2. Nadelen

- Onderzoekers (of andere uitvoerders) hebben bepaalde vaardigheden nodig om de methoden correct toe te passen. Een goed ontworpen waardering houdt onder meer transparantie in, maar ook een representatieve steekproef, gebalanceerde en niet-technische informatie, voldoende tijd om vragen te stellen en te delibereren, goede modereertechnieken, enzovoort.
- Sociale waarderingsmethoden vragen relatief veel tijd.
- Niet alle klassen van ecosysteemdiensten kunnen gepast gewaardeerd worden wanneer de voorkeuren van lokale belanghebbenden worden gebruikt (Agbenyega *et al.*, 2009; Carpenter *et al.*, 2006): Zo worden regulerende diensten of het gebruik van diensten in de toekomst vaak ondergewaardeerd. Lokale respondenten waarderen bijvoorbeeld koolstofopslag vaak lager, wat niet betekent niet dat dit niet belangrijk is voor de maatschappij als geheel. Dit kan opgevangen worden door de lokale voorkeuren aan te vullen met belanghebbenden die naar het groter plaatje kunnen kijken (bv. mensen met een politiek mandaat, experts,...).

8.3.6. Besluit

Sociale waardering van ecosysteemdiensten richt zich op de maatschappelijke effecten en de sociale voordelen die met veranderingen in ecosystemen en ecosysteemdiensten samenhangen. De waarden kunnen worden uitgedrukt in diverse eenheden en hoeven niet herleid te worden tot monetaire eenheden. Vaak wordt daarbij gebruik gemaakt van participatieve methoden waarbij waarden via onderling overleg worden bepaald of omschreven. De gehanteerde methoden laten in principe toe om een brede waaier aan perspectieven en belangen in beeld te brengen. De toepassing ervan is anderzijds ook tijdsintensief. Ook het integreren van meerdere schaalniveaus (in ruimte, tijd, institutioneel) in één participatief proces stelt grote uitdagingen.

8.4. Economische waardering

In de vorige paragraaf bleek hoe de keuze en toepassing van waarderingmethoden niet een louter technisch-methodologisch vraagstuk is, maar ook en vooral een ethisch en politiek vraagstuk. In deze paragraaf lichten we deze stelling meer concreet toe met betrekking tot economische waarderingmethoden. Omdat economische waarde doorgaans in monetaire eenheden wordt uitgedrukt, beschouwen we in dit hoofdstuk economische waardering en monetaire waardering als synoniem⁸. Paragraaf 8.4.1 bespreekt de evolutie van het begrip 'waarde' binnen de economische wetenschap, en hoe die heeft geleid tot de huidige milieueconomische benadering inzake waardering van ecosysteemdiensten. Paragraaf 8.4.2 licht de voornaamste methoden voor de economische waardering van ecosysteemdiensten toe. De volgende paragrafen gaan dieper in op enkele aspecten van economische waardering die van belang zijn voor de toepassing van economische waardering in een beleidscontext. Eerst wordt ingegaan op de economische waardering van marginale veranderingen (paragraaf 8.4.3) en wat dit kan betekenen voor het waarderen in een context van afnemend natuurlijk kapitaal (paragraaf 8.4.4). Paragraaf 8.4.5 bespreekt de assumpties van economische waardering met betrekking tot toekomstige gebeurtenissen en wat die betekenen voor de interpretatie van waarderingstudies. In paragraaf 8.4.6 wordt ten slotte stil gestaan bij de mogelijke gevolgen van een meer systematisch gebruik van economische waarderingstudies voor de evaluatie van het beleid en het ontwerpen van nieuwe beleidsinstrumenten.

8.4.1. Het begrip 'waarde' binnen de economische wetenschap

8.4.1.1. De ontwaarding van de natuur in de neoklassieke economische wetenschap

De economische wetenschap onderzoekt het maken van optimale keuzen tussen alternatieve toepassingen van schaarse middelen (Costanza & Folke, 1997). Zij baseert zich daarbij traditioneel op het utilitarisme en het methodologisch individualisme om te bepalen wat 'optimaal' is voor de samenleving, met name maximale behoeftenbevrediging voor het geheel van de leden van die samenleving. Het methodologisch individualisme houdt in dat de behoeften en de welvaart van de samenleving kunnen afgeleid worden van de som van de behoeften en de welvaart van apart denkende en handelende individuen. Het utilitarisme houdt in dat die individuen hun nut trachten te maximaliseren en hun welvaart zien toenemen naarmate zij meer van hun (in principe oneindige) behoeften kunnen bevredigen. Hoe meer een item bijdraagt tot het verhogen van de welvaart, hoe waardevoller het is in economische termen. Economische waardering van (veranderingen in) ecosysteemdiensten wordt dan ook wel omschreven als het bepalen van de bijdrage die ecosystemen leveren aan onze welvaart of als welvaartseffecten die voortvloeien uit (veranderingen in) ecosysteemdiensten (Broekx *et al.*, 2013; Hutsebaut *et al.*, 2007; Liekens *et al.*, 2009; Liekens *et al.*, 2013).

Tot halverwege de 18^{de} eeuw beschouwden economen land als de voornaamste bron van welvaart (Gómez-Baggethun *et al.*, 2010). Met de komst van de industriële revolutie ontstond de klassieke economische school (1776- 1870), officieel ingeluid door Adam Smith's 'Wealth of Nations' in 1776. Die legde de nadruk op arbeid als bron van welvaart. Natuur werd eveneens beschouwd als belangrijk voor onze welvaart maar vertegenwoordigde een *gebruikswaarde* (use value), geen *ruilwaarde* (exchange value). Gebruikswaarde ontstaat uit het daadwerkelijke gebruik van goederen, zij is concreet en hangt samen met de fysieke kenmerken van goederen (Daly & Farley, 2011; Edwards-Jones *et al.*, 2000). Ruilwaarde is abstract en heeft niet noodzakelijk een fysieke basis. Zij is ingebed in geld of een ander ruilmiddel. Klassieke economen als Karl Marx, Jean-Baptiste Say en David Ricardo beschouwden 'natural agents' als vrije giften die, doordat wij ze kunnen gebruiken, mee aan de basis liggen van onze welvaart maar die verder geen waarde opleveren die kan geruild worden (Gómez-Baggethun *et al.*, 2010).

⁸ Het socio-economisch belang of de socio-economische waarde van ecosysteemdiensten wordt soms ook ten dele uitgedrukt in niet-monetaire eenheden. Zo raamde een studie van de economische baten van het Nationaal Park Hoge Kempen dat het gebied 5100 arbeidsplaatsen genereert. (Bade T., van Erk A., Houben S., Smid G. (2011). Hoge Kempen, hoge baten. De baten van het Nationaal Park Hoge Kempen in kaart gebracht. Arnhem, Nederland: Triple E. 110 p.)

"The wind which turns our mills, and even the heat of the sun, work for us; but happily no one has yet been able to say, the wind and the sun are mine, and the service which they render must be paid for." (J.B. Say, 1829)

In de tweede helft van de 19^{de} eeuw vormden de verdere industriële groei en diverse technologische ontwikkelingen de context voor het ontstaan van de neoklassieke economische school die arbeid en kapitaal als de voornaamste productiefactoren ging beschouwen. Het geloof in technologische innovaties droeg er toe bij dat land en arbeid in toenemende mate werden beschouwd als substitueerbaar of vervangbaar door technisch kapitaal. Uit diezelfde periode dateert eveneens de verschuiving van fysische naar monetaire analyses en een toenemende focus

Kader 3 - Het verschil tussen 'waarde' en 'prijs'

Op 28 november 2011 verscheen in The Guardian een artikel '[Natural capital: pricing the priceless](#)'. Op 5 juni 2014 verscheen in de New York Times een artikel '[Putting a price tag on nature's defenses](#)'. De website van het [Departement Leefmilieu, Natuur en Energie](#) van de Vlaamse overheid stelt het als volgt: "Een prijs plakken op deze 'ecosysteemdiensten' was tot nu toe niet mogelijk in Vlaanderen. Voortaan kan dat wel dankzij de 'economische waarderingsstudie': een primeur." Economische waardering wordt in brede kringen niet zelden voorgesteld én begrepen als 'het plakken van een prijs' op ecosysteemdiensten en, bij uitbreiding, op ecosystemen of op natuur tout court. Economen benadrukken evenwel dat 'prijs' en 'waarde' een verschillende betekenis hebben (Bateman, 2009). Een prijs omvat meer bepaald dat deel van de achterliggende waarde dat betaald of ontvangen wordt bij een transactie op de markt (bv. verkoop, huur, ...). We illustreren dit aan de hand van een voorbeeld dat reeds in de 18^{de} eeuw aangehaald door Adam Smith als 'the water diamond paradox'. Blijkbaar gaat de begripsverwarring dus al vele generaties mee.

Smith stelde vast dat diamanten, die weinig praktisch nut hebben tenzij uiterlijk vertoon, toch aan veel hogere prijzen worden verkocht dan water, dat duidelijk oneindig waardevol is. Zonder water zou er immers geen leven mogelijk zijn op aarde. De verklaring van dit verschil tussen prijs en waarde ligt in het spel van vraag en aanbod op de markt. Hoewel onze vraag naar water hoog is, en belangrijk, is ook het aanbod ervan doorgaans erg hoog. Daardoor is het in grote hoeveelheden relatief goedkoop beschikbaar. Het aanbod van diamanten is daarentegen erg beperkt ten opzichte van de vraag ernaar, waardoor er erg hoge prijzen voor moeten betaald worden. In een context van extreme waterschaarste, bijvoorbeeld wanneer iemand verdwaalde in de woestijn, zou die er voor een glas water wellicht meer willen betalen dan voor een diamant.

De prijs die een consument daadwerkelijk voor een glas water (of een diamant) betaalt is in principe nooit hoger dan de waarde die hij er aan hecht, anders zou hij niet tot de aankoop overgaan. Die waarde komt neer op het bedrag dat hij, in theorie, maximaal zou bereid zijn om te betalen. Het is die waarde, de betalingsbereidheid, die economische waarderingsmethoden trachten te achterhalen. Het verschil tussen de reëel betaalde prijs van een goed en waarde van dat goed voor de consument (de betalingsbereidheid), wordt in de economische theorie het 'consumentensurplus' genoemd (Goulder & Kennedy, 1997; Proost & Rousseau, 2007). Het is het deel van de waarde dat de consument, bovenop de betaalde prijs, 'cadeau' krijgt.

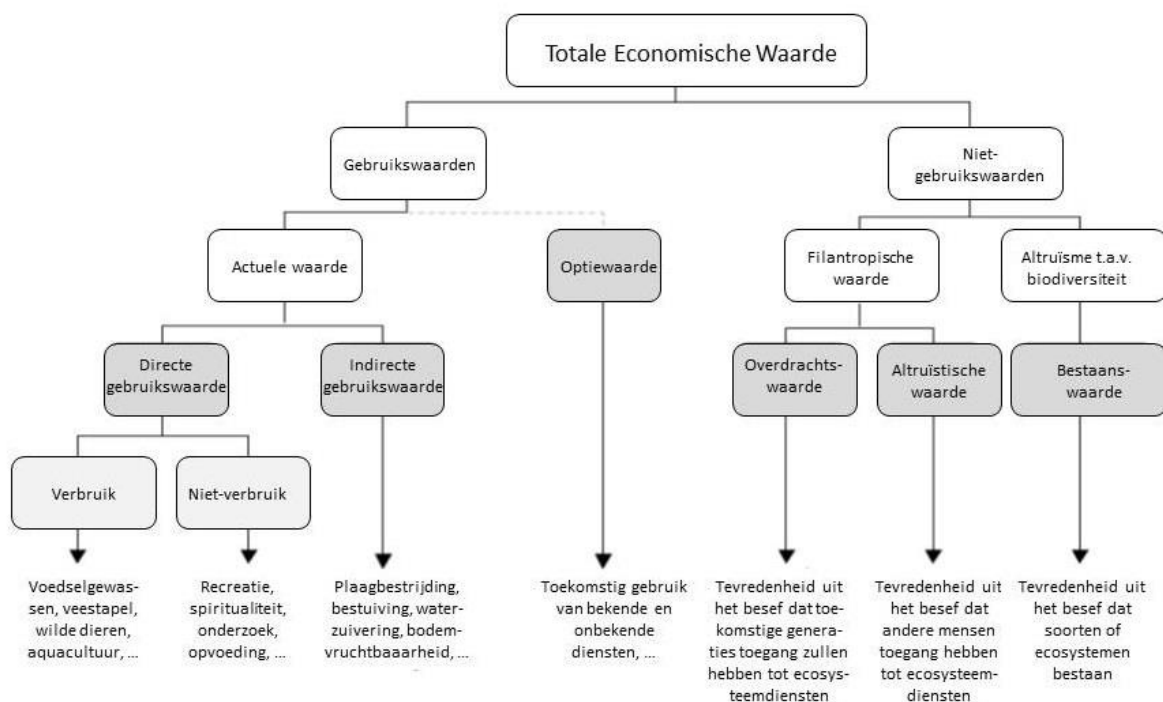
De economische methode om waarde als 'betalingsbereidheid' te operationaliseren draagt in zich evenwel een aantal veronderstellingen die niet zonder belang zijn voor het beleid. Ecosysteemdiensten waarden op basis van betalingsbereidheden creëert minstens de schijn dat die diensten kunnen en mogen verhandeld worden op de markt met het oog op het verhogen van de algemene welvaart. Dit suggereert ook dat ecosysteemdiensten ruilbaar en vervangbaar zijn door andere goederen waarvoor de markt equivalente betalingsbereidheden detecteert. Op de ideologische betekenis en mogelijke consequenties van die veronderstellingen wordt dieper ingegaan in paragraaf 8.4.6.

van de economische wetenschap op ruilwaarde in plaats van op gebruikswaarde (Edwards-Jones *et al.*, 2000). Zo verdween de gebruikswaarde van natuur geleidelijk van de economische radar. Door de assumpties van substitueerbaarheid en de focus op ruilwaarde zou de economische wetenschap zich gedurende bijna een eeuw emanciperen van de fysieke beperkingen van land en natuurlijke hulpbronnen. Het geloof in de zelfregulerende capaciteit van het marktmechanisme sterkte de overtuiging dat, indien natuurlijke hulpbronnen schaars werden, prijsstijgingen consumenten er zou toe aanzetten om over te schakelen op de consumptie van alternatieve, goedkopere goederen. Op die manier werden fysieke beperkingen geconverteerd in kapitaalbeperkingen, uitgedrukt in homogene monetaire eenheden (Gómez-Baggethun *et al.*, 2010).

8.4.1.2. De herwaardering van natuur in de milieueconomie

Het zou duren tot in de tweede helft van de 20^{ste} eeuw vooraleer de fysieke begrenzing van de economie terug een issue werd in economische en beleidskringen. Vanaf de jaren '60 ontwikkelde zich een milieueconomische school (Environmental and Resource Economics) met de bedoeling het neoklassiek economisch perspectief open te trekken door de milieu-impact van economisch gedrag te bestuderen. De milieueconomie stelde vast dat de neoklassieke economie vooral oog had voor die aspecten van milieu en ecosystemen die het voorwerp uitmaken van markttransacties en waarvoor een prijs kan worden bepaald (Gómez-Baggethun *et al.*, 2010). De waarde van niet-vermarkte ecosysteemdiensten speelt dan ook niet of onvoldoende mee in het prijsvormingsmechanisme, waardoor hun belang voor de economische welvaart grotendeels onderbelicht blijft voor consumenten en producenten. Het feit dat die waarde geen deel uitmaakt van de prijsvorming wordt in de economische wetenschap een 'externaliteit' genoemd, en is een voorbeeld van een 'marktfaling' (Proost & Rousseau, 2007). De markt 'faalt' door het niet in rekening brengen van een aantal voor de samenleving relevante kosten en baten. Voorbeelden van externe kosten ten gevolge van door de markt gecoördineerde activiteiten zijn de geluidsoverlast rondom luchthavens, de luchtverontreiniging door wegtransport of het hitte-eilandeffect in grote urbane gebieden. Voorbeelden van sociale baten zijn de luchtzuiverende functie van bossen of de verkeersluwte en panoramische vergezichten in uitgestrekte landbouwgebieden.

De oplossing voor dit probleem lag voor de milieueconomische school in het 'internaliseren' van de waarde van ecosystemen in economische besluitvorming. Dit kon door het verbreden van de scope van kostenbatenanalyses en het hanteren van een breder economisch waardenbegrip. Dit bredere kader werd bekend als het Totale Economische Waarde-raamwerk ('TEW') (zie Figuur 7). De TEW-benadering stelt dat niet slechts de vermarkte maar ook de niet vermarktbaar 'milieugoederen' of ecosysteemdiensten zoals zuivere lucht of een mooi landschap, nut en economische baten opleveren voor mensen. Op die manier werken ook die niet vermarkte ecosysteemdiensten welvaartsverhogend en dienen ze te worden meegerekend bij het ramen van een economische waarde. Door het volume van die milieugoederen te kwantificeren en vervolgens de economische waarde ervan te bepalen, kunnen de baten van ecosysteemdiensten ook explicieter worden meegenomen in economische en politieke besluitvorming. Deze logica lag onder meer aan de basis van recente internationale studieprojecten zoals het Stern-rapport over het economisch belang van de klimaatverandering en het TEEB-project over het economisch belang van ecosystemen en biodiversiteit (zie www.teebweb.org) (TEEB, 2008; TEEB, 2010). Over het daadwerkelijke gebruik van (de resultaten van) economische waarderingsstudies bij het vormen of bijsturen van beleidskeuzen is in de wetenschappelijke literatuur echter verrassend weinig terug te vinden (Laurans *et al.*, 2013). Dit hoeft geen indicatie te zijn dat economische waardering niet gebruikt wordt of niet zinvol zou zijn. Het geeft wel aan dat over de wijze waarop economische waardering het beleid precies ondersteunt, en over het feit of en hoe die kennis doorwerkt in de praktijk of op het terrein, nog veel onzekerheden bestaan.



Figuur 7. toont het TEW-raamwerk op basis waarvan economische methoden het welvaartseffect van veranderingen in ecosysteemdiensten ramen (Pascual et al., 2010).

Ook de Vlaamse overheid investeert al enkele jaren in milieueconomische waarderingsstudies die op deze leest zijn geschoeid, onder meer via de beslissingsondersteunende tool 'Natuurwaardeverkenner' (Liekens et al., 2009; Liekens et al., 2013), de studie naar de Baten van het Natura 2000-netwerk (Broekx et al., 2013) en maatschappelijke kosten-batenanalyses over ecologisch bierbeheer en natuurvriendelijke oevers (Bogaert et al., 2011; Ruijgrok et al., 2011). De meest volledige en actuele synthese van TEW-raamwerk werd enkele jaren geleden opgesteld in het kader van de voornoemde TEEB-studie (Pascual et al., 2010). De omschrijving in 0 is hier integraal uit overgenomen.

0 toont op welke van de 16 ecosysteemdiensten die in NARA-T 2014 aan bod komen, deze economische waarden kunnen worden toegepast. Of het correct is om bepaalde waardentypes tot bepaalde ecosysteemdiensten te beperken, is nog voorwerp van discussie in de wetenschappelijke literatuur. Zo beschouwen (Pascual et al., 2010) niet-gebruikswaarden als enkel toepasbaar voor culturele diensten. Chan et al. (2012) wijzen er op dat ook voor producerende diensten niet-gebruikswaarden kunnen worden gedefinieerd. Een individu kan het bijvoorbeeld waardevol vinden dat er een lokale voedselvoorziening blijft bestaan, voor anderen die daarvan gebruik willen maken (= altruïstische waarde) of voor de volgende generatie (= overdrachtswaarde) (zie Tabel 2, punt 6.5).

Tot slot vermelden we nog dat de betekenis van de term 'gebruikswaarde' in het TEW-raamwerk niet volledig samenvalt met de eerdere definitie in paragraaf 8.4.1.1 toen het onderscheid tussen gebruikswaarde en ruilwaarde werd toegelicht. Alle waarden in het TEW-raamwerk worden uitgedrukt in monetaire eenheden (= ruilmiddel) op basis van geobserveerde of verwachte markttransacties (zie beschrijving waarderingsmethoden in paragraaf 8.4.2) door individuen. De TEW-waardentypen vertegenwoordigen en veronderstellen dus wel degelijk ruilwaarden. Daardoor leggen ze de basis voor een discours dat de betrokken waarden en de achterliggende ecosysteemdiensten verhandelbaar en dus ook vervangbaar zijn. Het creëren van dergelijk discours is niet zonder gevolg voor de evaluatie en planning van een beleid. Hier wordt dieper op ingegaan in paragraaf 8.4.6.

Tabel 3. Economische waarden volgens het TEW-raamwerk (Pascual et al., 2010).

| Waardentype | Subtype | Betekenis |
|--|-------------------------------------|---|
| Gebruiks- waarden | Directe gebruikswaarde | Vloeit rechtstreeks voort uit het menselijk gebruik van een ecosysteemdienst. Dit gebruik kan een consumptief karakter hebben waarbij elementen uit het ecosysteem worden verwijderd (bv. voedsel of hout) of kan niet-consumptief zijn (bv. recreatie in een natuurlijk landschap). Directe gebruikswaarden zijn dus relevant voor producerende en culturele ecosysteemdiensten. |
| | Indirecte gebruikswaarde | Is afgeleid van de regulerende diensten die worden aangeboden door soorten of door ecosystemen, bv. regulatie globaal klimaat of natuurlijke bestuiving). Indirecte gebruikswaarden worden enkel geformuleerd met betrekking tot regulerende diensten. |
| | Optiewaarde | Is verbonden met het belang dat mensen hechten aan de toekomstige beschikbaarheid van ecosysteemdiensten omwille van de persoonlijke baten die er mee samenhangen, bv. de mogelijk geneeskundige eigenschappen van planten die nog niet ontdekt zijn. Naast producerende diensten worden ook voor regulerende en culturele ecosysteemdiensten optiewaarden geformuleerd. |
| Niet- gebruiks- waarden | Overdrachts- waarde | Is de waarde die individuen hechten aan het feit dat toekomstige generaties ook nog zullen kunnen genieten van de baten van soorten en ecosystemen (intergenerationele rechtvaardigheid). Deze waarde wordt enkel gedefinieerd voor culturele ecosysteemdiensten. |
| | Altruïstische waarde | Is de waarde die individuen hechten aan het feit dat andere mensen van de huidige generatie kunnen genieten van de baten van soorten en ecosystemen (intra-generationale rechtvaardigheid). Deze waarde wordt enkel gedefinieerd voor culturele ecosysteemdiensten. |
| | Bestaanswaarde | Is de waarde gerelateerd aan de voldoening die individuen ervaren vanuit het louter besef dat soorten en ecosystemen blijven voortbestaan. Deze waarde wordt enkel gedefinieerd voor culturele ecosysteemdiensten. |

Tabel 4. Economische waarden en de 16 ecosysteemdiensten in NARA-T (zie hoofdstukken 11 tot 26). 'X' betekent dat voor een bepaalde ecosysteemdienst een TEW-waardentype van toepassing is. '-' betekent dat voor die ecosysteemdienst dit waardentype niet van toepassing is (Pascual et al., 2010). **X** geeft de drie ecosysteemdiensten aan waarvoor de economische waarde wordt berekend in een gevalstudie (zie paragraaf 8.4.8).

| Ecosysteemdienst | Directe gebruiks- waarde | Indirecte gebruiks- waarde | Optie- waarde | Niet- gebruiks- waarde |
|---------------------------------------|--------------------------------|----------------------------------|------------------|------------------------------|
| Voedselproductie | X | - | X | - |
| Wildbraadproductie | X | - | X | - |
| Houtproductie | X | - | X | - |
| Productie van energiegewassen | X | - | X | - |
| Waterproductie | X | - | X | - |
| Bestuiving | - | X | X | - |
| Plaagbeheersing | - | X | X | - |
| Behoud van de bodemvruchtbaarheid | - | X | X | - |
| Regulatie van luchtkwaliteit | - | X | X | - |
| Regulatie van geluidsoverlast | - | X | X | - |
| Regulatie van erosierisico | - | X | X | - |
| Regulatie van overstromingsrisico | - | X | X | - |
| Kustbescherming | - | X | X | - |
| Regulatie van het globaal klimaat | - | X | X | - |
| Regulatie van waterkwaliteit | - | X | X | - |
| Groene ruimte voor buitenactiviteiten | X | - | X | X |

8.4.2. Waarderingsmethoden

Om de waardentypes van het TEW-raamwerk monetair te ramen werd sinds de jaren '60 een breed scala aan waarderingsmethoden ontwikkeld en verder verfijnd. De normatieve assumpties en keuzen inherent aan deze methoden werden toegelicht in Tabel 2. In deze paragraaf wordt een overzicht gegeven van de meest toegepaste methoden. Zij ramen de economische waarde van ecosysteemdiensten ofwel op basis van de prijzen in markten waarin die diensten worden verhandeld (paragraaf 8.4.2), op basis van het geobserveerd gedrag van individuen (paragraaf 8.4.2.2) of op basis van het verwacht gedrag van individuen (paragraaf 8.4.2.3) (Gómez-Baggethun et al., 2010; Pascual et al., 2010).

8.4.2.1. Waardering van vermarkte ecosysteemdiensten

Voor ecosysteemdiensten die via de markt worden verhandeld, bieden marktprijzen informatie over de individuele preferenties en betalingsbereidheden van hen die toegang hebben tot de markt. Die betalingsbereidheden worden wel beïnvloed door het beschikbare inkomen, en reflecteren dus ook inkomensongelijkheid. Voor waardering in keuzevraagstukken waar grote sociale ongelijkheden bij betrokken zijn, bv. in noord-zuid dossiers of in een buurt met problemen inzake kansarmoede, dient hier rekening mee te worden gehouden. Indien betrouwbare marktstatistieken (verkoop- en kostprijzen en volumes) worden bijgehouden is de dataverzameling voor marktgebaseerde methoden, in vergelijking met andere methoden, relatief eenvoudig. Indien de prijzen beïnvloed zijn door financiële beleidsinstrumenten (bv. heffingen of subsidies) wordt hiervoor gewoonlijk

gecorrigeerd, omdat die marktverstoringen werken en niet de preferenties van de individuele consument weerspiegelen.⁹

Marktprijsgebaseerde methoden worden vooral toegepast voor het waarderen van producerende diensten zoals landbouwproductie (bv. voedselgewassen, veevoer en energiegewassen) of houtproductie (bv. hout op stam). Deze methode werd gehanteerd voor twee van de drie ecosysteemdiensten in de gevalstudie die in paragraaf 8.4.8 wordt besproken.

Productiefunctiemethoden ramen de bijdrage van een ecosysteemdienst aan de levering van andere ecosysteemdiensten of aan producten die op de markt worden verhandeld. Meestal wordt hiervoor het fysieke effect van een verandering in de te waarderen dienst op de vermarkte dienst of het vermarkte product geraamd. Dit fysieke effect wordt dan gewaardeerd op basis van de marktprijzen van de verkochte ecosysteemdienst of het verkochte product. Deze methode vergt een goede kennis van de oorzaak-effectrelaties tussen de te waarderen dienst en de vermarkte diensten of producten. Gezien de complexiteit van ecosystemen waarin alles met alles samenhangt (bv. samenhang met andere ecosysteemdiensten), is het vaak niet evident om dergelijke productiefuncties goed af te bakken of om dubbeltellingen te vermijden. Deze methode wordt soms toegepast om de economische waarde van de ecosysteemdiensten 'bestuiving' of 'natuurlijke plaagbestrijding' te ramen.

Kostprijsgebaseerde methoden hanteren ramingen van de kosten die zouden ontstaan indien de ecosysteemdienst moest worden vervangen door een alternatief. De **vermeden kostenmethode** raamt de kosten die zouden ontstaan indien de ecosysteemdienst zou wegvallen. De **vervangingskostenmethode** raamt de kostprijs indien de ecosysteemdienst door een alternatieve, meestal technische oplossing zou moeten worden vervangen. De **mitigatiekostenmethode** baseert zich op de kosten nodig om de effecten van het (gedeeltelijk) wegvallen van een ecosysteemdienst te verzachten en de **herstelkostenmethode** raamt de kosten die nodig zijn om het aanbod van een ecosysteemdienst tot zijn oorspronkelijk niveau te herstellen. Kostprijsgebaseerde methoden worden doorgaans gebruikt voor het waarderen van regulerende ecosysteemdiensten. Zo werd in de Baten van Natura 2000-studie de mitigatiekostenmethode gebruikt voor het waarderen van koolstofopslag in de bodem en de biomassa (ecosysteemdienst 'regulatie van het globaal klimaat'). (Broekx *et al.*, 2013). Deze methode is eveneens toegepast voor de waardering van de globale klimaatregulatie in de gevalstudie in paragraaf 8.4.8. Voor het waarderen van denitrificatie (onderdeel van de ecosysteemdienst 'regulatie van waterkwaliteit') werd in de Baten van Natura 2000-studie de vervangingskostenmethode gehanteerd (nl. de kostprijs van de maatregelen die huishoudens, industrie en de landbouw anders zouden moeten nemen om de waterkwaliteitsdoelstellingen van de Europese Kaderrichtlijn Water te bereiken).

8.4.2.2. Waardering op basis van geobserveerd gedrag

Methoden die waarden ramen op basis van geobserveerd gedrag (*revealed preferences*) observeren individuele preferenties, gedragingen en keuzen in markten die verwant zijn aan de ecosysteemdiensten die men tracht te waarderen. Deze methoden worden ook wel 'gereveleerde voorkeursmethoden' genoemd omdat economische actoren hun voorkeuren onthullen of 'reveleren' via hun marktgedrag. Sommige studies en handleidingen delen de hierboven vermelde kostprijsgebaseerde methoden in bij de methoden op basis van geobserveerd gedrag (Hutsebaut *et al.*, 2007).

De **reiskostenmethode** raamt de kosten die individuen maken voor recreatie. Zowel de directe uitgaven als de opportunitetskost van de gebruikte tijd wordt daarbij meegerekend. Sommige onderzoekers bepalen een 'vraagfunctie' van bezoekersgedrag op basis waarvan veranderingen in de omvang of kenmerken van een gebied kunnen worden gewaardeerd (Bateman *et al.*, 2005; Broekx *et al.*, 2013).

De **hedonische prijsmethode** analyseert de waarde van milieuattributen in de vraag naar goederen of diensten waarvoor een markt bestaat. Zo wordt de waarde van huizen deels bepaald

⁹ Zie paragraaf 8.4.8.3 voor een alternatieve argumentatie. Subsidies kunnen tot op een zekere hoogte verondersteld worden door de samenleving gedeelde waarden en voorkeuren te weerspiegelen. In vele economische waarderingstudies wordt die redenering evenwel niet gevolgd.

door de kenmerken van en de toegang tot het landschap waarin het zich bevindt. Veranderingen in ecosystemen kunnen zo deels tot uiting komen in de prijzen van onroerend goed. Door een economische vraagfunctie voor die goederen te berekenen kan het relatieve belang of de waarde van veranderingen in milieu- en landschapskenmerken worden gewaardeerd.

Deze waarderingmethoden zijn meestal tijdsintensief, vereisen grote datasets en kwaliteitsvolle gegevens over de bestudeerde markttransacties en complexe statistische analyses. Ze zijn dan ook vaak relatief duur. Een ander nadeel is dat ze geen raming van niet-gebruikswaarden toelaten (Pascual *et al.*, 2010).

8.4.2.3. Waardering op basis van verwacht gedrag

De derde groep waarderingmethoden formuleert uitspraken over verwacht gedrag op basis van de voorkeuren die respondenten uitdrukken in een bevraging (bv. enquête of interview) (Gómez-Baggethun *et al.*, 2010). De bevraging omvat een 'spel' waarin een markt wordt gesimuleerd en waarbij de respondent wordt gevraagd welke keuzen hij zou maken in die denkbeeldige markt. Meestal heeft de bevraging betrekking op een of meer scenario's die een verandering in een landschap en de daarmee geassocieerde ecosysteemdiensten teweegbrengen. Deze methoden worden gebruikt voor het ramen van zowel gebruiks- als niet-gebruikswaarden van niet-vermarkte regulerende en culturele ecosysteemdiensten (bv. een verbetering van de waterkwaliteit of de aanleg of uitbreiding van groene ruimte voor buitenactiviteiten).

De **contingente waarderingmethode** gebruikt vragenlijsten waarin mensen worden gevraagd om in euro hun betalingsbereidheid (*willingness to pay*, WTP) te geven voor een toename in het aanbod van een ecosysteemdienst. Daarnaast kunnen zij ook bevraagd worden naar hun acceptatiebereidheid, in de vorm van een vergoeding (*willingness to accept*, WTA), voor een afname in het aanbod van een ecosysteemdienst. In empirisch onderzoek werd vastgesteld dat WTA-bedragen tot een factor 7 hoger kunnen liggen dan WTP-bedragen (Farley, 2008; O'Neill & Spash, 2000). Respondenten hebben het over het algemeen moeilijker met het opgeven van iets wat ze kennen, dan met het betalen voor iets wat ze nog niet kennen en associëren met het eerste dan ook een hogere monetaire waarde. Sommigen concluderen uit dit verschil dat met de gewaardeerde diensten een veel breder palet, vaak lokale waarden verbonden is dan doorgaans in WTP-studies wordt aangenomen (Chan *et al.*, 2012; Vatn & Bromley, 1994). Niettemin wordt veel vaker een WTP-bevraging dan een WTA-bevraging toegepast (Farley, 2008).

Keuzemodellering of **keuze-experimenten** modelleren het besluitvormingsproces van individuen. Individuen worden geconfronteerd met alternatieve keuzemogelijkheden waarin de onderzoeker meerdere kenmerken van een ecosysteem of een ecosysteemdienst laat variëren (bv. landschap, vegetatie, waterkwaliteit, recreatiemogelijkheden, prijs, ...). Uit de resultaten van de bevraging worden niet alleen betalings- of acceptatiebereidheden afgeleid, maar ook het belang van verschillende ecosysteem- en landschapskenmerken. Deze methode werd in Vlaanderen onder meer gebruikt voor het ramen van een waarderingfunctie voor belevings- en overdrachtswaarde die wordt toegepast in de Natuurwaardeverkenner (Liekens *et al.*, 2009; Liekens *et al.*, 2013) en bij een thesisstudie naar de waarde van recreatie in de Dijlvallei (Coucke, 2013).

Groepswaardering combineert één van de twee vorige methoden met een participatief proces op basis van methoden uit de politieke en sociale wetenschappen. Deze methoden worden meer en meer toegepast om gemeenschappelijke waarden te identificeren die niet of niet volledig gedetecteerd worden bij individuele bevragingen. Zij baseren zich ook op het uitgangspunt dat het formuleren van waarden in de realiteit meestal een sociaal gebeuren is dat tot stand komt in, en beïnvloed wordt door, interactie met anderen. De methoden laten het verkennen van een breder waardenpalet toe, inclusief het aandacht besteden aan aspecten van ethiek en rechtvaardigheid. Zij stellen evenwel ook uitdagingen inzake representativiteit.

Een belangrijke kritiek op methoden die zich baseren op uitgedrukte voorkeuren is het mogelijke verschil tussen de keuzen in een hypothetische, gesimuleerde markt en de keuzen die de respondenten in werkelijkheid zouden maken, als er echt moet betaald (of geïncasseerd) worden. Verder werd het fenomeen van de 'part whole bias' vastgesteld, waarbij respondenten dezelfde betalingsbereidheid aangeven voor veranderingen in een klein gebied als voor die in een groot gebied. Een derde fenomeen is het optreden van 'protest bids', waarbij respondenten weigeren aan het marktspel mee te doen. Dit kan bijvoorbeeld gemotiveerd zijn vanuit de overtuiging dat een

monetaire waarde onmogelijk als equivalent worden beschouwd voor de waarden die de respondent associeert met de te waarderen objecten (bv. dieper liggende culturele of religieuze waarden, persoonlijke geschiedenis en betekenis of intrinsieke waarde). Tenslotte kan ook het onbekend zijn met een gebied of met de te waarderen alternatieven de realiteitswaarde van de uitgedrukte voorkeuren beperken. Groepswaardering biedt de mogelijkheid om expertise aan de waarderingprocedure toe te voegen, maar dan kan zich het probleem van disciplinaire bias stellen (Tadaki & Sinner, 2014).

8.4.2.4. Benefit-transfers

Benefit-transfer is in se niet echt een waarderingmethode en beperkt zich eigenlijk tot het toepassen van resultaten van waarderingstudies in een andere context. Meestal worden kwantiteitsgegevens met betrekking tot een bepaald gebied (bv. bestaande oppervlakte bos, of een verandering daarvan, uitgedrukt in hectare) gecombineerd met monetaire kengetallen die uit andere studies of uit meta-analyses worden gehaald (bv. gezondheidsbaten in €/ha). Door (een verandering in) oppervlakte te vermenigvuldigen met baten per oppervlakte-eenheid wordt zo raming gemaakt van de baten of het welvaartseffect die (een verandering in) het gebied teweegbrengt.

Het praktische voordeel van benefit-transfer is dat het vaak snel en goedkoop toepasbaar is. In die zin worden de resulterende cijfers vaak gehanteerd als onderdeel van quick scans, om waarden van ecosysteemdiensten te illustreren, te concretiseren of beter bespreekbaar te maken. Deze waarderingpraktijk heeft ook een aantal nadelen. De gehanteerde kengetallen kunnen gebaseerd zijn op context die sterk verschilt van deze waarnaar worden getransfereerd. De manier van werken nodigt bovendien uit tot een snelle desktop oefening waarin weinig ruimte is voorzien voor het accuraat identificeren van de ecosysteemdiensten die er werkelijk toe doen. Beide nadelen kunnen er toe bijdragen dat de waarden die in quick scans worden voorgesteld nog weinig te maken hebben met de lokale realiteit. Voorstanders van benefit transfers werpen daarbij op dat, indien geen tijd, middelen of expertise voorhanden zijn voor een originele waarderingstudie, een ruwe quick scan op basis van een benefit transfer nog altijd informatiever is dan een wit blad, waarop aan ecosysteemdiensten de facto een nulwaarde wordt toebedeeld.

De voorbije jaren is wordt meer en meer getracht om de praktijk van benefit transfer te verfijnen via het opstellen van waarderingfuncties. Op basis van empirisch onderzoek (o.a. bevestigingen van respondenten naar betalingsbereidheid) en de statistische analyse van een groot aantal variabelen die bij de verzamelde waarderingdata een rol zouden kunnen spelen worden waarderingfuncties opgesteld. Zo werd door milieueconomen en ecologen in opdracht van het Departement Leefmilieu, Natuur en Energie een waarderingfunctie opgesteld op de belevings- en overdrachtswaarde van (veranderingen in) natuurlijke landschappen te waarderen. Het voordeel van dergelijke waarderingfuncties, ten opzichte van meer klassieke benefit transfers op basis van kengetallen, is dat met een groter aantal contextgevoelige variabelen rekening kan worden gehouden (bv. afstand van een gebied tot bevolkingscentra, kenmerken van het gebied zoals natuurstype, toegankelijkheid of soortenrijkdom en socio-economische kenmerken zoals inkomen, leeftijd en opleidingsniveau (Liekens *et al.*, 2009; Liekens *et al.*, 2013)).

8.4.3. Totale en marginale waarden en kennisvereisten

In tegenstelling tot wat het TEW-raamwerk lijkt te suggereren, laten economische waarderingmethoden niet toe om de *totale* waarde van ecosysteemdiensten te ramen, maar slechts de waarde van kleine toenames of afnames van ecosysteemdiensten (Bateman, 2009)¹⁰. Zo kan bijvoorbeeld de betalingsbereidheid voor de ecosysteemdienst 'waterproductie' worden geraamd. Het volledig verwijderen van alle water op aarde zou evenwel resulteren in een oneindig waardeverlies, omdat het verbonden is met het in stand houden van het leven op aarde. Er kan opgeworpen worden dat besluitvormers doorgaans ook niet geconfronteerd worden met vraagstukken van die grootteorde (Bateman, 2009; Goulder & Kennedy, 1997) hoewel andere onderzoekers beweren dat de draagkracht van het planetair ecosysteem wel degelijk onder druk staat, en op bepaalde punten reeds aangetast wordt (Barnosky *et al.*, 2012; Rockström *et al.*,

¹⁰ Dit wordt grafisch geïllustreerd in paragraaf 8.4.4.2, Figuur 10.

2009) (zie ook Figuur 4). NARA-T streeft er met dit assessment van de toestand van ecosystemen en hun diensten dan ook niet naar om de totale economische waarde van de ecosystemen in Vlaanderen in monetaire eenheden weer te geven.

De economische wetenschap richt zich dus wel op het waarderen van kleine of *marginale veranderingen* in aanbod van of vraag naar ecosysteemdiensten. Waarderingsmethoden ramen meer bepaald de marginale betalingsbereidheid, dit is de bereidheid om één bijkomende eenheid van een ecosysteemdienst te willen betalen. Die bereidheid weerspiegelt ook steeds een keuze of trade-off, waarbij iets van een ander goed (geld en/of een alternatieve consumptie) wordt opgegeven. Op die wijze kunnen kleine veranderingen ESD-aanbod en -vraag worden gewaardeerd. Conclusies bij waarderingsstudies in de zin van 'de economische waarde van gebied X of ecosysteem Y' vertonen dan ook een gebrek aan constructvaliditeit¹¹ (O'Sullivan & Rassel, 1999). Correceter zou zijn te spreken over de 'economische nettobaten van een bepaalde verandering in een ecosysteem'. Economische waardering leent zich dan ook beter tot het ramen van de economische waarde van (relatief) *bepaalde veranderingen* in het kader van beleidsscenario's dan voor het waarderen van een actuele toestand van grote gebieden.

In de veronderstelling dat alle relevante ecosysteemdiensten geïdentificeerd zijn, is voor het accuraat bepalen van dergelijke economische waarden kennis over de volgende elementen essentieel (Bateman, 2009):

1. kunnen bepalen welke ecosysteemdiensten relevant zijn ten aanzien van een bepaald keuzeprobleem;
2. kennis over de verandering in het aanbod van ecosysteemdiensten ten gevolge van veranderingen in een ecosysteem (bv. bij een keuze tussen alternatieve landgebruiken);
3. een raming van de marginale betalingsbereidheid per extra 'eenheid' van elke ecosysteemdienst;
4. kennis over hoe de veranderingen in het ecosysteemdienstaanbod (2) de marginale betalingsbereidheid (3) beïnvloeden.

Inzake de tweede kennisvereiste wordt reeds geruime tijd gepleit voor meer onderzoek naar 'ecologische productiefuncties' die aangeven hoe (veranderingen in) ecosystemen (veranderingen in) het aanbod van of de vraag naar ecosysteemdiensten beïnvloeden (Daily, 2000). In de meeste ESD-hoofdstukken van NARA-T wordt verwezen naar hoe indirecte en directe drivers en ook keuzen inzake het aanbod en het gebruik van bepaalde ecosysteemdiensten, gevolgen hebben voor andere ecosysteemdiensten op andere continenten. Zo hebben bijvoorbeeld voedselproductie en -consumptie in West-Europa een impact op het aanbod van producerende, regulerende en culturele diensten van boscystemen in Zuid-Amerika. Critici van mechanistisch-modelmatige methoden wijzen op de onvoorstelbare complexiteit en globale samenhang van socio-ecosystemen (SES) en op de illusie dat alle relevante relaties afdoende in oorzaakgevolgschema's kunnen worden gevat of alle relevante componenten van hun omgeving kunnen worden onderscheiden (Vatn, 2009; Vatn & Bromley, 1994) (zie ook Tabel 2, punt 6.1).

De vierde kennisvereiste heeft te maken met wat binnen de economische wetenschap de wet van het afnemend grensnut wordt genoemd. Naarmate we van een goed (bv. een glas water) meer eenheden verbruiken zal de economische waarde (betalingsbereidheid) van elk extra glas water afnemen (bv. omdat onze dorst is gelest). Naarmate de gewaardeerde verandering in ecosysteemdiensten groter is, is de kans dat de marginale betalingsbereidheid niet constant is, groter. Waarderingsmethoden die via een eenvoudige $p \cdot q$ -benadering grote volumes (bv. q = hectare bos) vermenigvuldigen met vaste waarderingskengetallen (bv. p = waarde in euro per hectare per jaar) houden vaak onvoldoende rekening met dit criterium en zijn dan ook minder betrouwbaar.

¹¹ Constructvaliditeit houdt in dat binnen een bepaalde communicatie een bepaald begrip steeds dezelfde betekenis behoudt en dat die betekenis duidelijk is voor alle deelnemers aan die communicatie. Dit validiteitscriterium is enorm belangrijk bij kwalitatief (d.w.z. niet-kwantitatief) onderzoek om dat gegevensverzameling en -analyse vooral op basis van taal & tekst gebeurt. Maar ook bij het vertalen van wetenschappelijke kennis naar het beleid is constructvaliditeit erg belangrijk, bijvoorbeeld om er voor te zorgen dat bepaalde conclusies niet verkeerd worden uitgelegd of geïnterpreteerd.

Op een analoge manier zal de marginale betalingsbereidheid voor een extra eenheid ecosysteemdienst (kennisvereiste 3) naar alle waarschijnlijkheid afhangen van het feit of voor die ecosysteemdienst reeds alternatieven of 'substituten' aanwezig zijn. In een stadsbuurt met weinig groene ruimte zal de betalingsbereidheid voor een nieuw park wellicht groter zijn dan in een buurt waar reeds meerdere stadsparken aanwezig zijn. Bovendien kan de betalingsbereidheid ook beïnvloed worden door verschillen in koopkracht of inkomensongelijkheid tussen buurten. Dit betekent dat het bij waarderingsstudies belangrijk is om rekening te houden met locatie en met de ruimtelijke heterogeniteit, zowel van de biofysische omgeving als van de socio-culturele en economische kenmerken ervan. Dit wordt geïllustreerd aan de hand van een ruimtelijk expliciete kostenbatenanalyse van landgebruiksveranderingen in paragraaf 8.4.8.

De marginale veranderingen in betalingsbereidheid die via economische waarderingsmethoden worden verzameld, vertolken de (geaggregeerde) individuele voorkeuren van de huidige generatie. Niet zelden hebben beslissingen die resulteren in veranderingen in ecosysteemdiensten effecten op middellange tot lange termijn. De welvaartseffecten voor de volgende generaties kunnen niet worden bepaald op basis van dataverzameling (bv. interviews of enquêtes) die enkel de marginale betalingsbereidheden van de huidige generatie kan meten. Het 'verbeterde kompas' dat economische waarderingsstudies beweren te kunnen aanbieden (TEEB, 2008) werkt minder nauwkeurig voor beslissingen die de volgende generaties raken. Het effect van discontovoeten, om baten die zich verder in de toekomst bevinden, minder zwaar te laten doorwegen, is gebaseerd op een utilitaristische overtuiging en gaat tegen ethische principes van intergenerationele rechtvaardigheid. Naast de ruimtelijke heterogeniteit van waarden en preferenties is ook de heterogeniteit van die preferenties doorheen de tijd een moeilijk oplosbaar probleem voor economische waarderingsmethoden, vermits die veronderstellen dat preferenties stabiel zijn in de tijd. Hier wordt dieper op ingegaan in paragraaf 8.4.5.

Maar misschien ligt de grootste uitdaging wel in het voldoen aan de eerste kennisvereiste, met name het bepalen welke ecosysteemdiensten er toe doen, en welke ecosysteemstructuren, -processen en -functies daarbij relevant zijn. We illustreren dit in Kader 4 met een verhaal over de trekduif, een Noord-Amerikaanse duivensoort waarvan het laatste exemplaar in het begin van de 20^{ste} eeuw stierf in gevangenschap.

8.4.4. Economische waardering in tijden van afnemend natuurlijk kapitaal

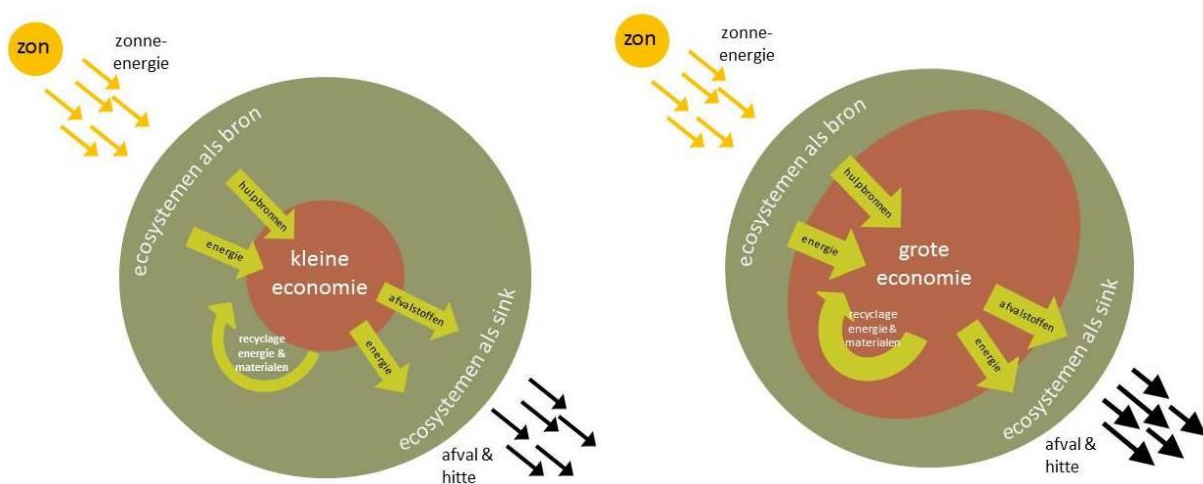
Uit de voorgaande paragrafen bleek hoe economische waardering zich focust op de kosten en baten van marginale veranderingen. Uit de water-diamantparadox bleek eveneens hoe een goed waardevoller wordt naarmate de beschikbare stock van dat goed schaarser wordt. Voor vermarkte goederen wordt die schaarste in het aanbod gecapteerd door het prijsmechanisme, die de ruilwaarde van die stock doet toenemen (bv. zoals bij water in de woestijn). In deze paragraaf gaan we na in hoeverre dit prijsmechanisme, of het nabootsen ervan via waarderingsstudies, ook werkt voor natuurlijk kapitaal en de er mee samenhangende ecosysteemdiensten.

8.4.4.1. De schaal van onze economie

Sinds de industriële revolutie, maar vooral sinds de 2^{de} helft van de twintigste eeuw is de globale schaal van de menselijke bevolking en haar activiteiten spectaculair toegenomen (MA, 2005b). In 2005 werd naar schatting ruim één vierde van de wereldwijde terrestrische oppervlakte gecultiveerd met het oog op producerende ecosysteemdiensten (vooral voedselproductie), of geïrbaniseerd voor bebouwing, economische en transportinfrastructuur. In een regio als Vlaanderen, Brussel inbegrepen, nemen urbane gebieden samen met professionele en hobbylandbouw meer dan 80 % van de beschikbare oppervlakte voor hun rekening (zie paragraaf 8.4.8.1). Ook in de meer natuurlijke landschappen is de invloed van de mens via actueel of historisch landgebruik groot. Intacte natuurgebieden waarin ecosysteemstructuren en -processen gevrijwaard bleven van menselijke invloed, komen in Vlaanderen en in het grootste deel van Europa niet langer voor. De verhouding tussen de resterende voorraad natuurlijk kapitaal (zie hoofdstuk 2, Kader 7) en de hoeveelheid technisch, financieel en menselijk kapitaal verschilt vandaag de dag dan ook sterk van de situatie halverwege de 18^{de} eeuw, toen de klassieke economen de theoretische fundamenten legden voor de economische wetenschap die vandaag de

dag de basis vormt voor ons economisch beleid. Het verschil tussen de situatie toen (eind van de 18^{de} eeuw) en nu (begin 20^{ste} eeuw) wordt geïllustreerd in Figuur 8.

Eind 18^{de} eeuw bedroeg de wereldbevolking minder dan 1 miljard, was ecologie als wetenschap nog niet ontwikkeld en waren grondstoffen en ecosysteemdiensten in overvloed beschikbaar, in vergelijking met de beschikbare hoeveelheid technisch en financieel kapitaal (Batker *et al.*, 2011). Een economie die focuste op het verbeteren van de levenskwaliteit en de welvaart door het converteren van de overvloed aan natuurlijk kapitaal in technisch, financieel en menselijk kapitaal, was toen een evidente, logische keuze. Macro-economische welvaartsindicatoren zoals bruto binnenlands product per capita vertolken nog steeds de focus op productie van technisch kapitaal als instrument van welvaartscreatie : een land is welvarender naarmate per hoofd van de bevolking meer technisch kapitaal wordt geproduceerd. Ook de nadruk op economische groei (van de kapitaalproductie) in beleidsprogramma's als voorwaarde voor jobs, koopkracht, keuzevrijheid en welvaart weerspiegelt nog steeds het denken uit een periode van overvloed aan natuurlijk kapitaal en schaarste aan technisch en financieel kapitaal. Dit beleid focust in Figuur 8 op de omvang van de bruine cirkel, veeleer dan op de begrenzing door de groene cirkel. De gevolgen hiervan worden vertolkt door indicatoren zoals de ecologische voetafdruk.



Figuur 8. toont de evolutie van een 'lege wereld' naar een 'volle wereld'. Enkel zonne-energie (en daarvan afgeleid energie uit wind en water) en geothermische energie worden beschouwd als onuitputtelijke voorraden natuurlijk kapitaal. De bruine binnencirkel symboliseert de schaal van de menselijke activiteit en van de economie binnen de fysieke grenzen van de planeet. Een toenemende schaal reduceert de capaciteit van de resterende en krimpende ecosystemen (hernieuwbaar natuurlijk kapitaal) om afvalstromen te absorberen en producerende, regulerende en culturele ecosysteemdiensten te genereren. Bovendien reduceert de toenemende economische schaal ook steeds sneller de beschikbare voorraden niet hernieuwbaar kapitaal zoals fossiele brandstoffen of zeldzame mineralen (Batker *et al.*, 2011; Daly & Farley, 2011) (zie ook Figuur 4).

Dat de schaarste aan natuurlijk kapitaal over het hoofd wordt gezien in de dominante indicatoren van welvaart en economische groei, heeft te maken met de veronderstelde vervangbaarheid of substitueerbaarheid van natuurlijk kapitaal door technisch kapitaal (Batker *et al.*, 2011). Die veronderstelling kreeg een theoretische grondslag in de economische wetenschap toen, bij de opkomst van de neoklassieke school, land en natuurlijk kapitaal als productiefactor verdwenen uit economische modellen, ten voordele van arbeid en technisch kapitaal (zie paragraaf 8.4.1.1). Hierdoor werd natuurlijk kapitaal niet beschouwd als essentieel voor de welvaartsproductie. Bovendien kon aan vele welvaartsondersteunende aspecten van ecosystemen (bv. ondersteunende en regulerende ecosysteemdiensten) geen ruilwaarde worden toegekend door een economische wetenschap die maatschappelijke keuzen interpreteerde en modelleerde als markttransacties (Gowdy *et al.*, 2010a). Naarmate natuurlijk kapitaal schaarser wordt, groeit het besef dat het voor de ondersteuning van welvaart en welzijn veeleer complementair is aan technisch, financieel, menselijk en kapitaal, dan dat het er door kan worden vervangen. Die complementariteit betekent

Kader 4 - De vlucht van de trekduif

Op 1 september 2014 was het precies honderd jaar geleden dat het laatste exemplaar van de trekduif of *passenger pigeon* (*Ectopistes migratorius*) stierf in de dierentuin van Cincinnati, Ohio. Bij de komst van de eerste West-Europese kolonisten was het de meest talrijke vogelsoort in Noord-Amerika met een populatie die wordt geraamd op 3 tot 5 miljard exemplaren (Blockstein, 2001). Observaties Begin 19^{de} eeuw liep de populatie nog in de honderden miljoenen, op minder dan een eeuw stortte ze volledig in elkaar.



De trekduif was gespecialiseerd in het foerageren op eikels, beukennoten en kastanjes die veelvuldig voorkwamen in de uitgestrekte wouden van Zuid-Canada en het oosten van de Verenigde Staten. Ze migreerden in functie van mastjaren¹² van deze bomen zodat het grote voedselaanbod grote kolonies kon voeden. Het samentroepen en reizen in een grote groep vormde een verdedigingsstrategie tegen predatoren. Hoe kon deze massaal aanwezige soort op één eeuw tijd volledig verdwijnen? Wellicht lag de oorzaak in een combinatie van natuurlijke factoren (bv. natuurlijke populatieschommelingen in functie van mastjaren) en antropogene invloeden (grootschalige ontbossing voor landbouw en steeds intensievere bejaging door een groeiende bevolking met betere wapens). Naast de intrinsieke en ecologische waarde van de soort, vielen daardoor ook het aanbod van een aantal waarden weg die kunnen geassocieerd worden met producerende ecosystemendiensten (voedzaam en gezond wild vlees, veren) en culturele diensten (jachtsport, esthetische, artistieke en belevingswaarde). Verder werd ook het wegvallen van een voor de mens belangrijke regulerende dienst, natuurlijke plaagbestrijding, als hypothese geopperd (Blockstein, 2001).



"I was perfectly amazed to behold the air filled and the sun obscured by millions of pigeons, not hovering about but darting onwards in a straight line with arrowy flight, in a vast mass a mile or more in breadth, and stretching before and behind as far as the eye could reach." (W. Ross King, 1866)

Onderzoek wees uit dat met een interval van ongeveer twee jaar, mastjaren leiden tot een lokale toename in het voorkomen van de ziekte van Lyme. Dit wordt als volgt verklaard. Mastjaren van eiken kunnen leiden tot een sterke toename door migratie van witstaartherten. Ook de populatie van witvoetmuizen die zich eveneens met eikels voeden, neemt toe. De toename van herten leidt tot een toename van teken en de daaropvolgende zomer van tekenlarven. Deze laatsten verspreiden zich verder via onder meer de witvoetmuizen die vaak drager zijn van de bacterie die de ziekte van Lyme veroorzaakt. Een jaar later zijn deze larven volgroeid, twee jaar na het mastjaar, en zorgt hun toegenomen aantal tot een groter aantal gevallen van de ziekte van Lyme bij mensen die bossen bezoeken.

De grote zwermen trekduiven reduceerde de pieken in het voedselaanbod voor soorten als witstaartherten en witvoetmuizen, en hadden zo de populatie van deze soorten mee onder controle kunnen houden. De kans bestaat dat het wegvallen van dit ecosysteemproces heeft bijgedragen tot het frequenter voorkomen van de ziekte van Lyme in Noord-Amerika, hoewel het moeilijk is dit nog met zekerheid te achterhalen. Het voorbeeld illustreert wel hoe zelfs het verdwijnen van één soort uit een ecosysteem gevolgen kan hebben voor ecosysteem, voor ecosystemendiensten én voor hun gebruikers, op manieren die we slechts in beperkte mate begrijpen.

¹² Een mastjaar is een jaar waarin planten veel meer vrucht dragen dan normaal. Bij beuken, eiken en kastanjes komt dit gemiddeld eens per negen jaar voor.

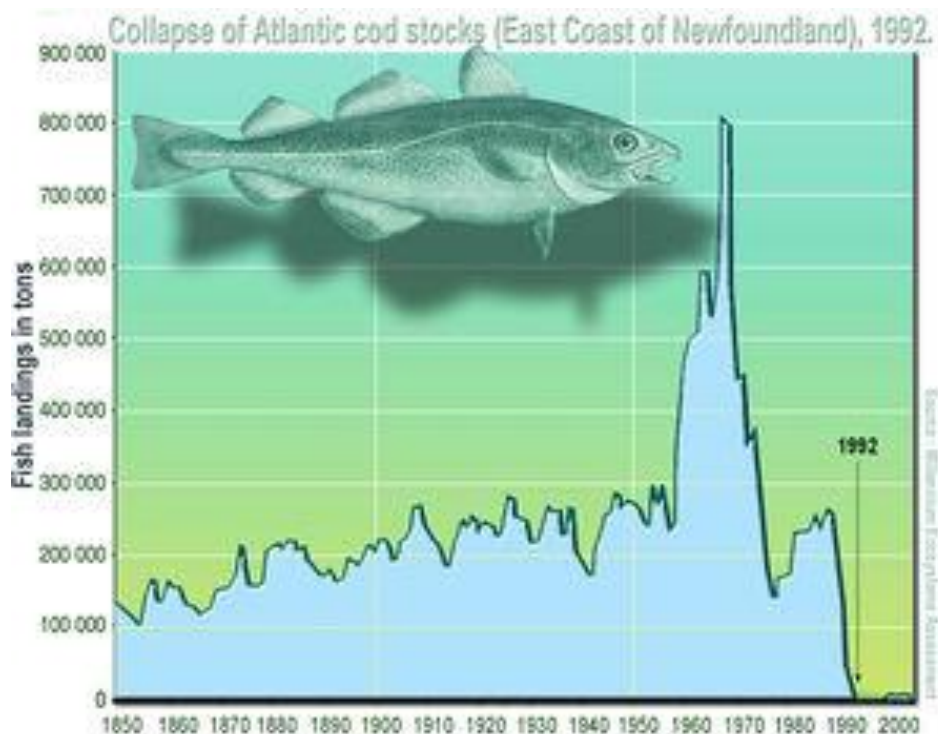
dat bij een voortschrijdende daling van de resterende voorraad natuurlijk kapitaal, die voorraad uiteindelijk de limiterende factor wordt voor het verhogen of in stand houden van ons technisch, financieel, menselijk en sociaal kapitaal, en de welvaart en het welzijn die daar mee samenhangen.

Een kernvraag voor de economie aan het begin van de 21^{ste} eeuw wordt dan : Hoeveel natuurlijk kapitaal mag geconverteerd worden voor de productie van technisch, financieel, menselijk en sociaal kapitaal, en welke kritieke hoeveelheid dient te worden bewaard of hersteld om levensnoodzakelijke en welvaartsondersteunende ecosysteemdiensten in stand te houden (Farley, 2008; Farley, 2012)? In de volgende paragraaf gaan we na of en in hoeverre economische waarderingsmethoden op basis van marginale betalingsbereidheden kunnen helpen bij het beantwoorden van die vraag.

"The economic challenge today is to decide how much ecosystem structure can be converted to economic production and how much must be conserved to provide essential ecosystem services." (Farley, 2008)

8.4.4.2. Marginale waardering bij niet-lineaire & onomkeerbare veranderingen

De ontwikkeling van de ecologische wetenschap heeft ons, samen met praktische ervaringen met het instorten van ecosystemen en populaties van diersoorten, sinds de 18de eeuw een en ander bijgebracht over niet-lineaire veranderingen in ecosystemen en populaties van soorten. Zo leidde overbevissing van de kabeljauw in de tweede helft van de 20^{ste} eeuw voor de oostkust van Newfoundland begin jaren '90 tot de ineenstorting van de kabeljauwpopulatie. Dit leidde tot een verlies van 40.000 jobs in Newfoundland en had grote gevolgen voor vele lokale kustgemeenschappen. Vijftien jaar na een totale stop van de kabeljauwvisserij had de populatie zich nog steeds niet hersteld (Gowdy *et al.*, 2010b).



Figuur 9. Na het instorten van de kabeljauwpopulatie in 1992 door overbevissing, herstelde de populatie zich nooit meer, ondanks een door de Canadese overheid ingesteld moratorium op de kabeljauwvangst. (Frank *et al.*, 2005).

Kader 5 - Economische groei, consumptie en het ecosysteem

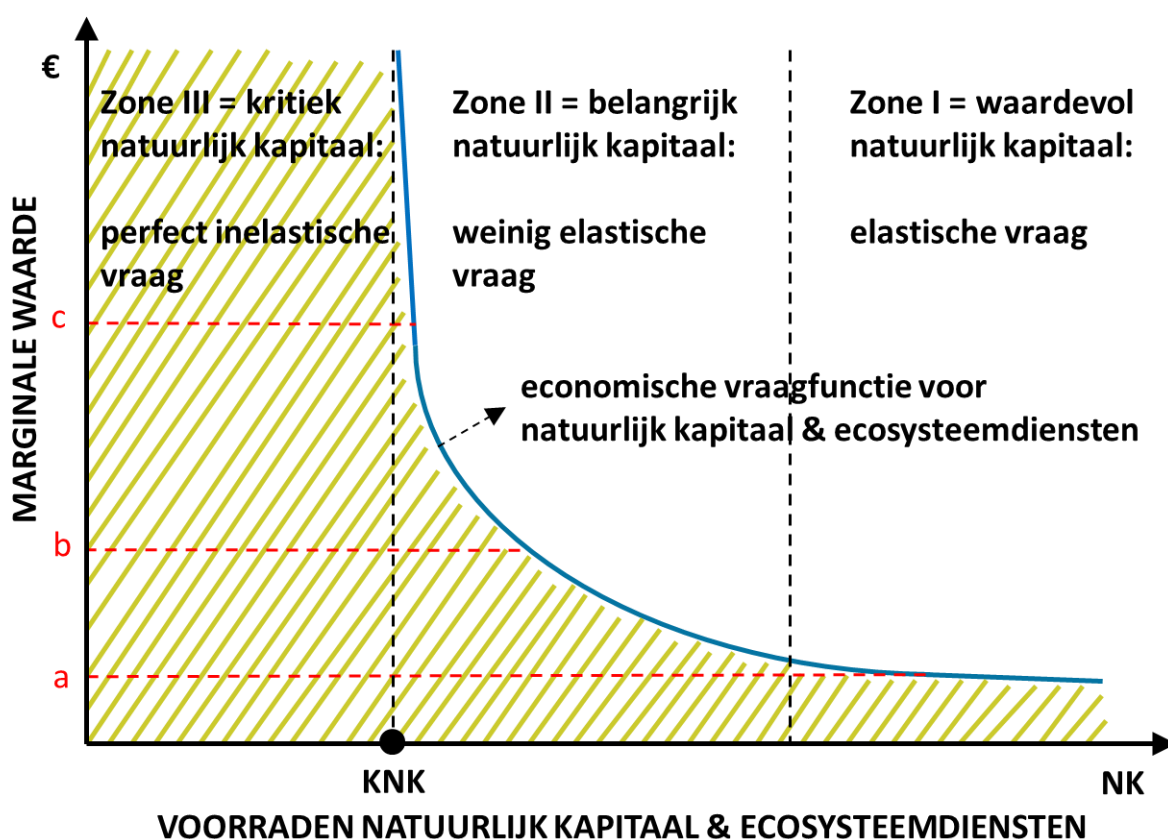
Het Aralmeer op de grens tussen Kazachstan en Oezbekistan was ooit het vierde grootste meer op aarde. Langs het zuiden wordt het gevoed door de Amu Darja, langs het noorden door de Syr Darya. Vanaf de jaren '50 begon de Sovjetunie het water van beide rivieren weg te leiden voor irrigatieprojecten ten voordele van de landbouw, vooral de katoenteelt, in Oezbekistan en Turkmenistan. Katoen vergt een warm en vochtig klimaat. De keuze voor grootschalige katoenproductie in die neerslag-arme regio vergt dan ook de aanvoer van grote hoeveelheden rivierwater over honderden kilometer afstand. De inefficiënte irrigatie leidt ertoe dat slechts 10% van het Aralwater daadwerkelijk de katoenvelden bereikt. Door de katoenindustrie is Turkmenistan momenteel het land met het hoogste waterverbruik per capita ter wereld. In Oezbekistan zorgt de katoenindustrie voor 60% van de export, stelt het 40% van de bevolking tewerk en omvat het 90% van het waterverbruik. De economische groei van de Centraal-Aziatische republieken werd gerealiseerd ten koste van het ecosysteem, de samenleving en de economie van het voormalige Aralmeer. Op vijf decennia kromp het meer tot 10 % van zijn oppervlakte. In augustus 2014 viel het oostelijke bekken voor de eerste maal in moderne tijden volledig droog, na een periode met weinig regenval en wegens het smelten van de gletsjers die de rivieren voeden. Kazachstan bouwde een dam om het noordelijk deel, dat deels nog gevoed wordt door de Syr Darja, te beschermen. Dit droeg bij tot de verdere uitdroging van het zuidelijk en oostelijk deel. De vernietiging van dit ecosysteem leidde tot het uitsterven van unieke planten- en diersoorten, waaronder 24 endemische vissoorten; tot de teloorgang van de visserij; en tot de verwoesting van de gemeenschappen die eeuwen rond het meer leefden en er van afhankelijk waren. De uitgedroogde bodem van het meer is verzilt en vervuild door pesticiden en polluenten, afkomstig van landbouw en industrie in het stroomgebied. De droge winden voeren het zout en het vervuilde stof mee en veroorzaken gezondheidsproblemen voor de overgebleven en verarmde bevolking tot tientallen kilometer in de omgeving. De problematiek van het Aralmeer en de katoenproductie is echter geen regionaal en zelfs geen Centraal-Aziatisch vraagstuk. De Centraal-Aziatische katoen wordt geëxporteerd als grondstof voor kleding en andere producten die wereldwijd worden verkocht. Door het kopen van producten op basis van 'dirty cotton' dragen consumenten in de EU-25 indirect, en meestal onbewust, bij aan 20% van de vernietiging van het Aralmeer en de van de samenleving en de economie die er mee verbonden waren. Ondanks pogingen van de lokale en de internationale gemeenschap werden nog geen institutionele mechanismen gevonden om dit proces te keren of om, waar dit nog mogelijk is, een nieuw en gezonder ecosysteem te creëren.



Bron: Luchtfoto's: NASA. Tekst: De Standaard, 1/10/2014; www.electrictreehouse.com; <http://www.endangeredspecieshandbook.org>; <http://www.waterfootprint.org>;

Bij niet-lineaire en onomkeerbare veranderingen kunnen zelfs kleine menselijke ingrepen in de natuur disproportionele effecten veroorzaken. Om die reden trachten ecologen ten aanzien van ecosystemen minimum drempelwaarden ('safe minimum standards') te formuleren inzake ecologische integriteit, en plafonds inzake duurzaam gebruik ('safe maximum use') (Schneiders *et al.*, 2012) (zie ook hoofdstuk 6). In een context van onzekerheid over de nabijheid van ecologische drempelwaarden en onomkeerbare veranderingen wordt marginale waardering op basis van veronderstelde constante voorkeuren zinloos. Indien kritieke ecologische drempelwaarden (dreigen te) worden overschreden verdient een beleid in functie van morele argumenten en op basis van ecologische draagkracht de voorkeur (Farley, 2008; Farley, 2012). De geraamde betalingsbereidheden vatten dan immers onvoldoende de dreigende schaarste van de achterliggende voorraad natuurlijk kapitaal en de daarmee samenhangende levensnoodzakelijke ecosysteemdiensten. We lichten dit toe aan de hand van Figuur 10.

"Reliance on individual preferences has serious pitfalls. Preferences depend on institutional context, for instance knowledge about the environment. The outcome of economic valuation is in this respect not more informed than the people whose values are being assessed." (Daily *et al.*, 2000)



Figuur 10. toont in welke omstandigheden monetaire waardering van kleine veranderingen in de hoeveelheid natuurlijk kapitaal en de daarmee verbonden ecosysteemdiensten, beleidsrelevante informatie kan opleveren (Farley, 2008; Farley, 2012).

- De blauwe lijn stelt de marginale waarde (€, Y-as) voor van opeenvolgende 'eenheden' natuurlijk kapitaal (NK, X-as) (bijvoorbeeld aantal hectare tropisch regenwoud). De curve stelt meteen ook de vraag naar natuurlijk kapitaal voor : de Y-as toont de waarde per toenemende kapitaalseenheid. Die marginale waarde daalt naarmate de hoeveelheid K

toeneemt en stijgt naarmate de hoeveelheid K afneemt. Wanneer bijvoorbeeld nabij een stad al een stadsbos van 10.000 ha aanwezig is, zal de waarde van één bijkomende hectare bos minder groot zijn dan wanneer er nog maar een stadsbos(je) van 5 ha aanwezig is. De grootte van de marginale waardeverandering bij veranderingen in de voorraad natuurlijk kapitaal K (= steilheid van de blauwe curve) hangt dus sterk af van de omvang van de bestaande voorraad natuurlijk kapitaal.

- Zone I in de grafiek is gekenmerkt door een grote voorraad natuurlijk kapitaal met gezonde en robuuste ecosystemen die een robuust en groot aanbod van ecosysteemdiensten kunnen genereren. Kleine veranderingen in de kapitaalvoorraad hebben weinig invloed op de marginale waarde (zie a). In deze zone is het in principe mogelijk om via waarderingsstudies de marginale betalingsbereidheid voor kleine veranderingen in ecosysteemdiensten te ramen, op voorwaarde dat aan de vier kennisvereisten, vermeld in paragraaf 8.4.3 is voldaan.
- In zone II varieert de marginale waarde sterk in functie van kleine variaties in de kapitaalhoeveelheid. Kleine variaties in natuurlijk kapitaal kunnen dus belangrijke maatschappelijke consequenties hebben. De vraag naar natuurlijk kapitaal is hier weinig elastisch, wat betekent dat ze relatief ongevoelig is voor prijsstijgingen. Zelfs voor grote prijsstijgingen (Y-as) zouden consumenten de beschikbare kapitaalvoorraad (X-as) niet willen opgeven omdat de daarmee verbonden ecosysteemdiensten levensnoodzakelijk zijn (punt b). Hierdoor wordt het lastig om stabiele en constante betalingsbereidheden te berekenen. Indien bijvoorbeeld de hoeveelheid K licht verandert in de loop van een waarderingsstudie kan de berekende betalingsbereidheid tegen het einde van de studie al totaal achterhaald zijn. In zone II is het dan niet aangewezen om keuzevraagstukken inzake omvorming of behoud van natuurlijke ecosystemen louter te baseren op monetaire kostenbatenanalyses. In eerste instantie zijn ecologische criteria vereist om te bepalen welke hoeveelheid natuurlijk kapitaal nodig is om essentiële ecosysteemdiensten in stand te houden. Wat 'essentieel' is hangt mee samen met de behoeften en rechten van toekomstige generaties, die noodzakelijk erkend worden in methoden die de individuele preferenties van de huidige generatie als ijkpunt hanteren. Naast ecologische criteria zijn dan ook morele argumenten van belang voor het onderbouwen van beleidsbeslissingen. Wanneer een kritieke hoeveelheid natuurlijk kapitaal is verzekerd, kunnen monetaire waarderingsstudies helpen om na te gaan welke financiële stimuli nodig zijn om ecosystemen in een betere toestand te brengen (bv. via heffingen of payments for ecosystem services).
- Het punt KNK (X-as) op de grens van zone II en zone III vertegenwoordigt de voorraad 'kritiek natuurlijk kapitaal' ('safe minimum standard'). Dit minimum wordt nodig geacht om het aanbod van de ecosysteemdiensten die de biosfeer en alle menselijke activiteiten in stand houden, mogelijk te maken. Zone III vormt dan ook een 'kritieke zone'. Voorbeelden van die diensten zijn een leefbaar klimaat, gezonde lucht en voldoende voedsel voor iedereen. De marginale waarde van elke kapitaalseenheid onder (of op de X-as links van) dit minimum is oneindig hoog (zie punt c). Monetaire waardering op basis van een bevraging naar betalingsbereidheden is zinloos en levert geen beleidsrelevante informatie, tenzij een 'onderschatting van de oneindigheid' (Bateman *et al.*, 2011; Toman, 1998). Wel beleidsrelevant in deze context is het om na te gaan wat de meest kosteneffectieve strategie is om de voorraad natuurlijk kapitaal en de capaciteit voor de levering van ecosysteemdiensten te herstellen tot boven het kritiek minimum. Dit veronderstelt geen kostenbatenanalyse maar een kosteneffectiviteitsanalyse.
- De totale waarde van de ecosystemen op aarde wordt voorgesteld door de groen gearceerde oppervlakte onder de blauwe vraagcurve. Die oppervlakte is oneindig en kan zoals reeds toegelicht in paragraaf 8.4.3, niet door economische waarderingsmethoden worden bepaald.

Uit het voorgaande blijkt dat een aantal fundamentele problemen inzake economische waardering van ecosysteemdiensten en natuurlijk kapitaal niet kunnen worden verholpen door het perfectioneren van de waarderingsmethoden zelf. In omstandigheden waar economische waardering niet zinvol is (III) of niet prioritair (II), dienen beleidsverantwoordelijkheden en

besluitvormers te (her)overwegen op welke basis (andere dan monetaire waardering), en via welke institutionele mechanismen (andere dan marktgeoriënteerde methoden en marktgebaseerde incentives) zij hun keuzen willen realiseren. Dit komt verder aan bod in paragraaf 8.4.6. Een vollediger overzicht van interventietypen ter beschikking van het beleid komt aan bod in hoofdstuk 10 (zie ook hoofdstuk 2, Figuur 11).

8.4.5. Leidt economische waardering van ecosysteemdiensten tot duurzaamheid?

In Tabel 2, punt 2.1 werd reeds de kritiek op economische waardering aangehaald dat betalingsbereidheden op basis van individuele preferenties van respondenten onvoldoende rekening houden met de rechten en voorkeuren van toekomstige generaties. Duurzaamheid werd in het Brundtlandrapport gedefinieerd als 'het tegemoetkomen aan de noden van de huidige generatie zonder de mogelijkheid van volgende generaties om in hun eigen noden te voorzien, in gevaar te brengen' (Brundtland, 1987) (zie hoofdstuk 2). De notie van een duurzame economie staat of valt dan ook met de wijze waarop welvaart en welzijn tussen de huidige en toekomstige generaties wordt verdeeld. Naarmate de voorraad natuurlijk kapitaal en het daarmee samenhangende aanbod aan ecosysteemdiensten daalt, vergroot het risico dat de resterende natuurlijke kapitaalvoorraad en het ecosysteemdienstenaanbod onvoldoende wordt om de welvaart van de volgende generaties te handhaven. Garandeert het monetair waarderen van ecosysteemdiensten en het internaliseren van die waarde in besluitvorming, een duurzame trade-off tussen de generaties?

Bij de monetaire waardering van kosten en baten over een lange periode is het gebruikelijk om een intrestvoet of discontovoet toe te passen. Die discontovoet is gebaseerd op de veronderstelling dat mensen liever vandaag over een kapitaal kunnen beschikken dan dat ze daarvoor moeten wachten tot in de toekomst (= tijdsvoorkeur). Bij economische kostenbatenanalyses voor het Vlaams milieu- en natuurbeleid wordt voor tijdsperiodes tot 30 jaar een discontovoet van 4% aanbevolen (Ochelen & Putzeijs, 2007) en ook toegepast (Broekx *et al.*, 2013; Liekens *et al.*, 2013). Dit betekent dat een economische baat, voor elk jaar dat hij later komt, door de huidige generatie als 4% minder waardevol wordt aanzien. De actuele waarde (AW) van een toekomstige baat wordt in een kostenbatenanalyse berekend op basis van de volgende vergelijking (Ochelen & Putzeijs, 2007):

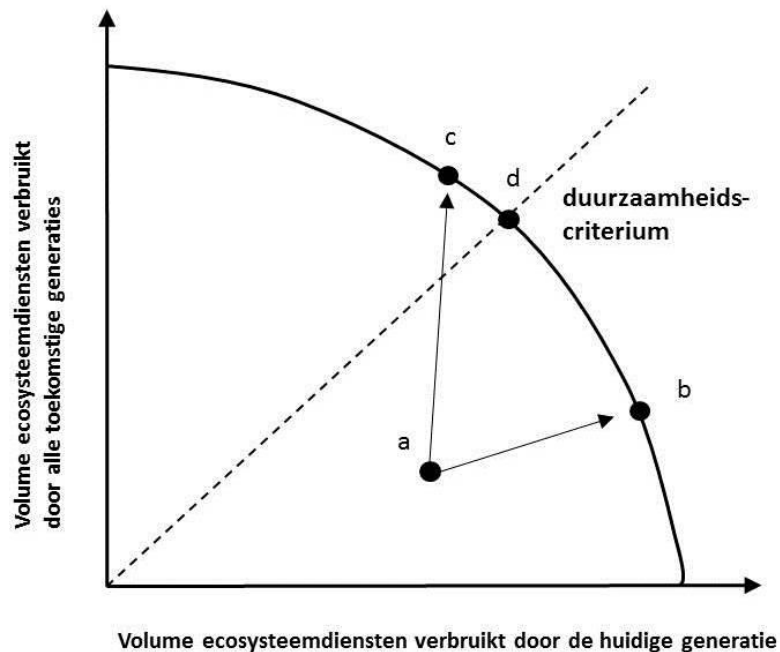
$$AW = \frac{B_n}{(1+r)^n} \text{ waarbij } B = \text{baat, } r = \text{discontovoet en } n = \text{aantal jaar in de toekomst}$$

Zo heeft een baat van 100 € die zich pas over 30 jaar voordoet, vandaag slechts een actuele waarde van 30,83 €¹³. Dat betekent dat we de langetermijngevolgen van onze keuzen voor de welvaart van onze kinderen (± 30 jaar) voor minder dan één derde laten meetellen ten opzichte van onze eigen onmiddellijke welvaart. Anders gezegd betekent dit dat de huidige generatie voor een welvaartseffect van 100 € voor de volgende generatie, vandaag maximaal 30,83 € wil investeren. Dergelijke verdiscontering van toekomstige financiële stromen weerspiegelt de logica van de financiële markt, die we bijvoorbeeld ook zelf hanteren indien we op zoek zijn naar een interessante spaarformule. Het principe van discontovoeten en actuele waarde krijgt evenwel een andere betekenis indien we, in plaats van enkel uit te gaan van de voorkeuren van de huidige generatie, ook de rechten en voorkeuren van de volgende generatie (die we via enquêtes naar betalingsbereidheid niet kunnen achterhalen) als uitgangspunt nemen. Dit tonen we aan de hand van Figuur 11.

De X-as geeft de hoeveelheid natuurlijk kapitaal en ecosysteemdiensten die gebruikt worden door de huidige generatie, de Y-as geeft de hoeveelheid die overblijft voor de volgende generatie. Hoe meer we vandaag verbruiken, des te minder blijft er over voor de volgende generaties. De kromme lijn geeft de efficiënte set van consumptie trade-off's tussen de generaties weer. Elk punt op die lijn (bv. punt b, c of d) is Pareto-efficiënt. Dit betekent dat in die punten noch de huidige, noch

¹³ De netto actuele waarde van € 100 over 30 jaar aan een discontovoet van 4 % wordt berekend als € 100/(1 + 0.04)³⁰ = € 30,83.

toekomstige generaties hun gebruik van ecosystemendiensten kunnen laten toenemen zonder de mogelijkheden van de andere generatie in te perken. Punt a is daarentegen niet efficiënt. Ten opzichte van dit punt zijn immers andere situaties mogelijk waarbij zowel de huidige als de toekomstige generatie meer ecosystemendiensten kunnen gebruiken, bijvoorbeeld door een transitie te maken naar punt b of naar punt c. Indien we veronderstellen dat de huidige samenleving zich op punt a bevindt, kan een beleid gericht op het internaliseren van kosten verbonden aan het verlies



Figuur 11. Economische waardering en trade-off's tussen generaties (Norgaard, 2010)

van ecosystemendiensten ons richting punt b doen evolueren. Dit verhoogt zowel de consumptiemogelijkheden van de huidige generatie als die van de volgende. Dit impliceert echter nog geen duurzame trade-off. Figuur 11 toont een duurzaamheids criterium (zie stippellijn en punt d) waarbij toekomstige generaties minstens over even veel natuurlijk kapitaal en ecosystemendiensten kunnen beschikken als de huidige. In punt b is de trade-off in het voordeel van de huidige generatie gemaakt. Er wordt meer natuurlijk kapitaal gealloceerd naar de huidige generatie waardoor er minder mogelijkheden overblijven voor de volgende. Voorbeelden hiervan zijn het opgebruiken van fossiele brandstoffen, de ontregeling van het klimaat, de uitputting van visgronden, de grootschalige ontbossing van oerwouden, het afsterven van koraalriffen, enzovoort. Boven het duurzaamheids criterium, bv. in punt c, wordt daarentegen geïnvesteerd in een toename van het natuurlijk kapitaal en de ESD-capaciteit daarvan. Dergelijke transitie vereisen evenwel maatschappelijke instituties die het belang van natuurlijk kapitaal en de baten van ecosystemendiensten voor de volgende generatie niet lager inschatten dan die voor de huidige generatie. Het eerder aangehaalde voorbeeld van de 4%-discontovoet voldoet niet aan dat criterium. Monetair waardering van ecosystemendiensten en het internaliseren van die waarden in besluitvorming, is dan ook geen voldoende oplossing voor een duurzame trade-off tussen de generaties.

Men kan zich bijvoorbeeld de vraag stellen op welke wetenschappelijke of ethische gronden de recreatieve waarde van een bezoek aan een bos voor een lid van de volgende generatie minder waarde zou hebben dan voor iemand anno 2015. Een discontovoet van 4% devalueert de waarde voor de volgende generatie met meer dan twee derde. Voor de tweede generatie (kleinkinderen over ± 60 jaar) zou die actuele waarde, aan een discontovoet van 4%, nog verder terugvallen tot 9,50 €, of minder dan één tiende van de waarde die die baat momenteel voor ons heeft. Voor waarderingstudies in het kader van het Vlaams milieu- en natuurbeleid werd door het Departement LNE voorgesteld om kosten en baten over tijdsperiodes langer dan 30 jaar te verdisconteren aan een in de tijd dalende discontovoet. Niet alleen kan op die manier meer rekening worden gehouden met de belangen van de volgende generaties, ook de onzekerheid van

economische groei op langere termijn rechtvaardigt dergelijke dalende discontovoet (Ochelen & Putzeijs, 2007). De formule voor de berekening van die dalende discontovoet wordt gegeven door de volgende vergelijking:

$$r_t = \sqrt[t]{1,04^{30} * 1,02^{t-30}} - 1 \text{ met } t \geq 30 \text{ (t=tijdshorizon)}$$

Voor een tijdshorizon van t=60 jaar bedraagt, op basis van de bovenstaande formule, de discontovoet r=3% in plaats van eerder gehanteerde 4%. Indien we diezelfde baat van 100 € over 60 jaar verdisconteren aan die dalende discontovoet bedraagt, de netto waarde 16,97 € in plaats van de eerder berekende 9,50 €. De waarde van een wandeling in het bos door onze kleinkinderen vertegenwoordigt dus één zesde (1/6) van de waarde die diezelfde wandeling voor ons vandaag oplevert. Wellicht is de beschikbare oppervlakte recreatief groen per inwoner over enkele decennia lager dan vandaag, vermits de bevolking in Vlaanderen relatief sneller groeit dan de bosbedekking (Dumortier *et al.*, 2009). Sommige auteurs pleiten in dit kader om niet enkel dalende discontovoeten te hanteren, maar voor sommige ecosysteemdiensten discontovoeten gelijk aan of zelfs kleiner dan nul te hanteren, bijvoorbeeld om voorraden natuurlijk kapitaal te herstellen tot boven de safe minimum standard (Gowdy *et al.*, 2010b). Dergelijke discontovoeten worden, op basis van ons literatuuronderzoek, momenteel nergens in Vlaanderen in waarderingsstudies toegepast. Het monetair waarderen van niet-vermarkte ecosysteemdiensten, volgens de methoden in de ons bekende Vlaamse waarderingsstudies, betekent in de context van Figuur 11 een verschuiving van punt A (een markt die slechts rekening houdt met vermarkte diensten) naar punt B (een beleid dat een aantal niet-vermarkte diensten waardeert, maar daarbij de huidige generatie sterk bevoordeelt).

Dit eenvoudige voorbeeld illustreert hoe het monetair waarderen van ecosysteemdiensten, binnen de huidige institutionele context, geen garantie biedt voor een rechtvaardige verdeling van natuurlijk kapitaal en ESD-capaciteit tussen de generaties. Dit betekent dat ook op langere termijn, wanneer meerdere opeenvolgende generaties diezelfde institutionele en waarderingskeuzen maken, het handhaven van de voorraad natuurlijk kapitaal boven een safe minimum standard, niet gegarandeerd is. Socio-ecologische indicatoren zoals de ecologische voetafdruk, illustreren dit (Bruers & Vandenbergh, 2014).

8.4.6. Economische waardering als basis voor keuzen en beleidsinterventies

Uit de analyses van de voorgaande paragrafen concluderen we dat economische waardering op een selectieve manier naar ecosysteemdiensten kijkt, dat sommige belanghebbenden bevoordeeld kunnen worden wegens de gehanteerde, al dan niet verborgen ethische standpunten, dat waardering in monetaire eenheden niet in alle omstandigheden zinvol of uitvoerbaar is, en dat het internaliseren van economische waarden in besluitvorming ook niet noodzakelijk tot duurzaamheid leidt. Wat betekent dit voor het hanteren van economische waarderingskennis in het beleid? Is economisch-monetaire waardering van ecosysteemdiensten verwerpelijk op ethische gronden? Is het te mijden omdat het dysfunctioneel is en perverse beleidseffecten teweegbrengt? Of is het toch wenselijk bij gebrek aan betere alternatieven? Een milieueconoom wierp tijdens een werkvergadering ooit op : "Misschien is monetaire waardering van biodiversiteit toch niet zo'n slecht idee. Het beleid is er de voorbije jaren, louter op basis van intrinsieke waarden, ook niet echt in geslaagd om de achteruitgang van de biodiversiteit te stoppen". Een ecooloog wierp als argument voor het monetariseren van natuurwaarden op : "Als iedereen rond de tafel [tijdens een begrotingsonderhandeling] praat over geld en jij bent de enige die het over plantjes en beestjes heeft, dan plaats je jezelf buiten het debat en beslissen anderen in jouw plaats."¹⁴ Het TEEB-project concludeerde dat zolang het winstgevend is om natuur om te vormen in iets anders, ten koste van de biodiversiteit, zo lang zal die biodiversiteit blijven achteruitgaan. Het internaliseren van de waarde van biodiversiteit in besluitvorming is dan ook nodig om dit proces om te buigen,

¹⁴ Beide uitspraken werden door de auteur genoteerd tijdens werkvergaderingen met collega's van de Vlaamse overheid, externe experts en belanghebbenden in de periode 2009 - 2011. De [toelichting] werd door de auteur toegevoegd ter verduidelijking van de context waarin de uitspraak werd gedaan.

aldus de TEEB-rapporten (TEEB, 2010). Zowel in de wetenschappelijke literatuur als in de praktijk worden argumenten pro en contra uitgewisseld, zoals al bleek uit de synthese in Tabel 2.

We vinden wel een vrij grote consensus over het feit dat monetaire waardering een zinvolle plaats heeft in beleidsondersteunend onderzoek als 'eye-opener'. Ze kan helpen om bij diverse maatschappelijke groepen en belanghebbenden, ook buiten de milieu- en natuursector, een grotere bewustwording te creëren rond de maatschappelijke relevantie van robuuste en veerkrachtige ecosystemen en onze afhankelijkheid daarvan. Op die manier kan monetaire waardering ook de waarde van ecosystemen en hun diensten meer bespreekbaar maken in bredere kringen en lijkt de kans kleiner dat die waarden bij besluitvormingsprocessen wordt genegeerd. Over het daadwerkelijk gebruik van waarderingskennis in besluitvorming blijft voorlopig evenwel vrij weinig empirisch onderzoek beschikbaar (Laurans *et al.*, 2013).

Buiten de eerder aangehaalde beperkingen inzake de praktische toepasbaarheid van economische waardering en kostenbatenanalyses (zie paragrafen 8.4.3 tot 8.4.5) merken sommige auteurs wel op dat het hanteren van economische waarden in het kader van keuzen en beleidsinterventies, fundamentele en verregaande veranderingen teweegbrengt in de wijze waarop wij als samenleving met natuur, elkaar en toekomstige generaties omgaan. Die analyse bouwt voort op het eerder aangehaalde raamwerk van co-evolutie tussen waarden, kennis, ecosystemen, technologie en sociale organisatie (zie Figuur 3 en paragraaf 8.2.2). Gómez-Baggethun *et al.* onderscheiden een viertal fasen via dewelke een ecosysteemdienstenbenadering een vermarkting¹⁵ van ecosystemen en biodiversiteit in de hand lijkt te werken (Gómez-Baggethun *et al.*, 2010).

1. Een eerste fase behelst het **creëren van een utilitaristisch kader** waarbij ecosysteemdiensten met ecosysteemdiensten worden gekoppeld. Dit gebeurde vooral in de jaren '70 en '80 van de vorige eeuw, om op een pragmatische manier een brug te creëren naar belanghebbenden en beleidsmakers buiten natuurbehoudskringen. Naast de ecosysteemdiensten die reeds langer op de markt werden verhandeld, worden nu ook regulerende en socioculturele functies afgebakend als immateriële goederen of diensten. De focus lag daarbij vooral op de gebruikswaarde ('use value') van de diensten.
2. De tweede fase omvat het **monetarisieren** van ecosysteemdiensten. Hoewel kostenbatenanalyses van milieugoederen al sinds jaren '60 werden toegepast, creëerde het onderzoek rond ecosysteemdiensten toch een hernieuwde interesse in de methoden. Daarbij kwam de focus op ruilwaarde ('exchange value') te liggen, wat assumpties van ruilbaarheid en compenseerbaarheid van ecosysteemdiensten introduceerde.
3. In een derde fase worden meer concreet **eigendomsrechten** verbonden met ecosysteemdiensten. Op die wijze wordt gezocht naar manieren om private landgebruikers, wier keuzen en beslissingen een impact hebben op ecosystemen en hun diensten, in het verhaal te betrekken. Dit creëert een kader waarin het mogelijk wordt geacht om eigenaars, leveranciers, gebruikers, begunstigen en andere rollen met ecosysteemdiensten te verbinden.
4. In een vierde fase wordt gefocust op **markten of marktsimulerende mechanismen** waarrond institutionele structuren worden opgezet om verkoop, ruil en compensatie van ecosysteemdiensten op basis van hun monetaire waarde (en de daarmee verbonden landgebruiken en ecosystemen) mogelijk te maken, bv. payments for ecosystem services (PES). Fasen drie en vier namen een hoge vlucht vanaf begin 21^{ste} eeuw, in de hand gewerkt door grootschalige studieprojecten als het MA en TEEB, die vooral naar bewustmaking en agendering van de ESD-benadering streefden.

Een groeiende groep auteurs doet opmerken hoe rond deze waarden en instituties zich een 'industrie van experts en professionals' heeft verzameld die, in een sfeer van objectiviteit en techniciteit, waarderingsformats en tools ontwikkelen die erg ideologisch gekleurd zijn en bepalen hoe we rechten over ecosystemen en biodiversiteit maatschappelijk verdelen (Chan *et al.*, 2012; Farley, 2008; Farley *et al.*, 2014; Gómez-Baggethun *et al.*, 2010; Neuteleers & Engelen, 2014;

¹⁵ In de Engelstalige literatuur en beleidsrapporten wordt de term 'commodification' gehanteerd: het interpreteren van ecosysteemkenmerken als materiële of immateriële goederen of diensten ('commodities') om er vervolgens verhandelbare eigendomsrechten en economische transacties aan te kunnen verbinden.

Norgaard, 2010; Tadaki & Sinner, 2014; Vatn, 2009). Het economisch discours kan op veel interesse rekenen in beleidskringen en bij actoren die grote economische belangen behartigen. Dezelfde auteurs waarschuwen dat het denken en communiceren over ecosystemen in economische en marktgerelateerde kaders ook de motivatie van waaruit we met ecosystemen omgaan, of waardoor we al dan niet aan beleid meewerken, veranderen. Indien doelgroepen als coproductanten van het beleid meewerken op basis van andere motieven dan louter utilitaristische, kan een te sterke focus op economische en monetaire waarden hun verwachtingspatroon, en de kans op een vrijwillige medewerking, reduceren. Rond de politieke economie, de sociale verdeling van en de toegang tot ecosysteemdiensten is nog maar weinig onderzoek verricht in Vlaanderen. Waar ecosysteemonderzoek de voorbije jaren een groeiende samenwerking zag tot stand komen tussen ecologen en milieueconomen, is de interdisciplinaire samenwerking met sociologen, politieke en beleidswetenschappers en juristen voornamelijk minder sterk of structureel uitgebouwd.

De 'ESD-cyclus' waarrond NARA-T is opgebouwd (zie hoofdstuk 2) en waarop NARA-B en NARA-S de volgende jaren voortbouwen, bevat zeker elementen die overlappen met de fasen die hierboven werden opgesomd. Maar hoewel de ESD-cyclus vanuit een antropocentrisch perspectief is opgesteld, beperkt de analyse in NARA-T zich geenszins tot een louter utilitaristische benadering (zie bv. paragraaf 8.2 en hoofdstukken 4 en 6). Wat betreft de waardering pleit NARA-T evenmin voor een louter economische benadering, maar voor een pluralistische en interdisciplinaire benadering waarin zowel ecologische, socio-culturele als economische waarden volgens een passende prioritering aan bod komen. Inzake governance en beleid trekt NARA-T evenmin louter de kaart van marktgebaseerde mechanismen en incentives. Waardering kan gekoppeld worden met 7 interventietypen (zie hoofdstuk 2, Figuur 11), waarvan er één betrekking heeft op markten en financiële incentives. Deze interventietypen komen uitgebreider aan bod in hoofdstuk 10.

8.4.7. Besluit

De betekenis en invulling van het begrip 'waarde' is doorheen de geschiedenis van de economische wetenschap geëvolueerd. In de huidige literatuur en onderzoekspraktijk vertegenwoordigt economische waarde vooral een ruilwaarde. Die waarde wordt bepaald op basis van individuele voorkeuren, afgeleid van gegevens over markttransacties, geobserveerd gedrag of verwachte voorkeuren. Het mensbeeld dat aan de basis ligt van economische waardering is dat van de individuele en vrije, nutsmaximaliserende actor. In recente economische waarderingsstudies wordt in toenemende mate gebruik gemaakt van participatieve methoden die ook bij sociale waardering worden gebruikt en waarin ook de socioculturele context waarbinnen mensen hun voorkeuren formuleren, diepgaander kan worden onderzocht.

Via economische waardering van ecosysteemdiensten wordt een breder scala aan waarden zichtbaar gemaakt dan diegene op basis waarvan markttransacties doorgaans tot stand komen. Het internaliseren van die 'niet vermarkte' waarden in besluitvormingsprocessen (m.a.w. er voor zorgen dat die waarden niet genegeerd worden bij politieke, investerings- of consumptiebeslissingen) vormt een belangrijke motivatie voor het economisch waarderen van ecosystemen en ecosysteemdiensten.

Economische waardering is betrouwbaarder naarmate zij betrekking heeft op kleinere veranderingen in ecosystemen of ecosysteemdiensten, voor welvaartseffecten die zich minder ver in de toekomst situeren en voor ecosystemen waarvoor geen kritieke drempelwaarden (safe minimum standards) zijn overschreden. In de buurt van dergelijke kritieke drempelwaarden kunnen kleine veranderingen immers grote, niet-lineaire en onomkeerbare ecologische en maatschappelijke gevolgen hebben die niet noodzakelijk worden onderkend bij de bevraging van economische actoren.

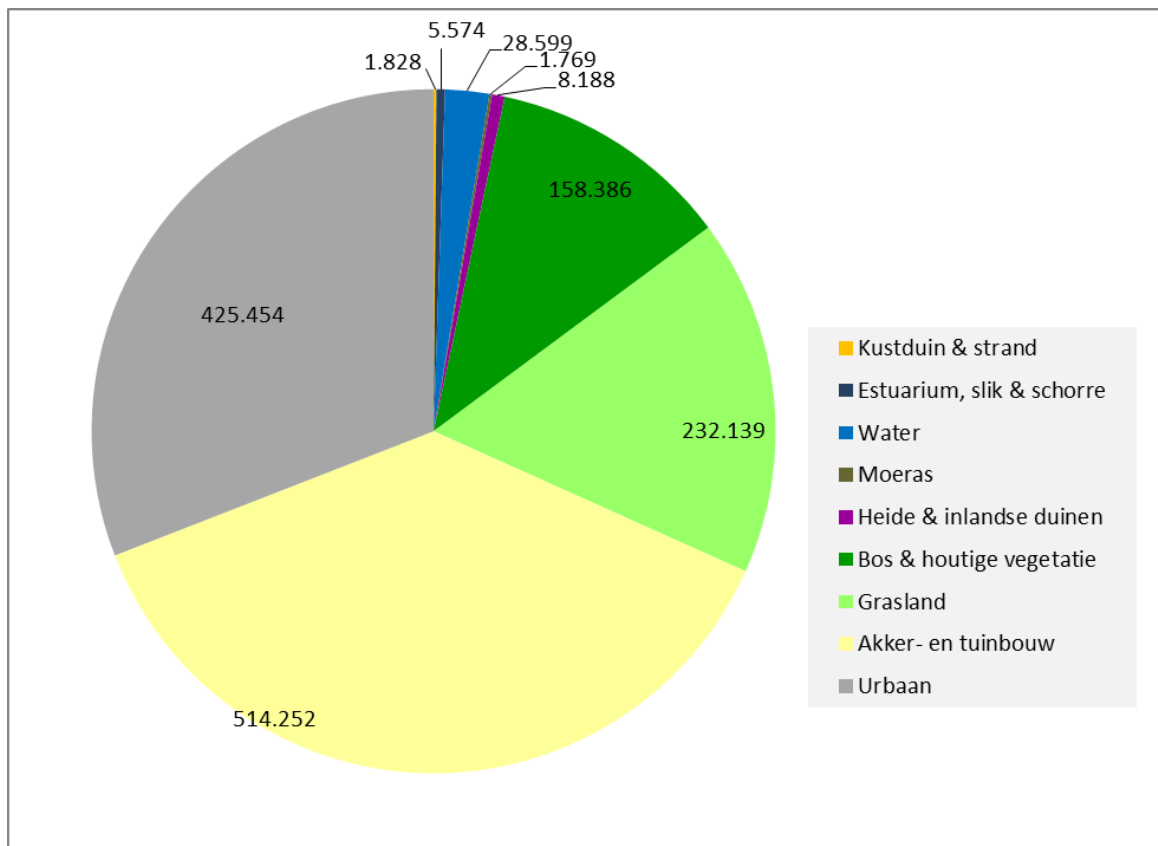
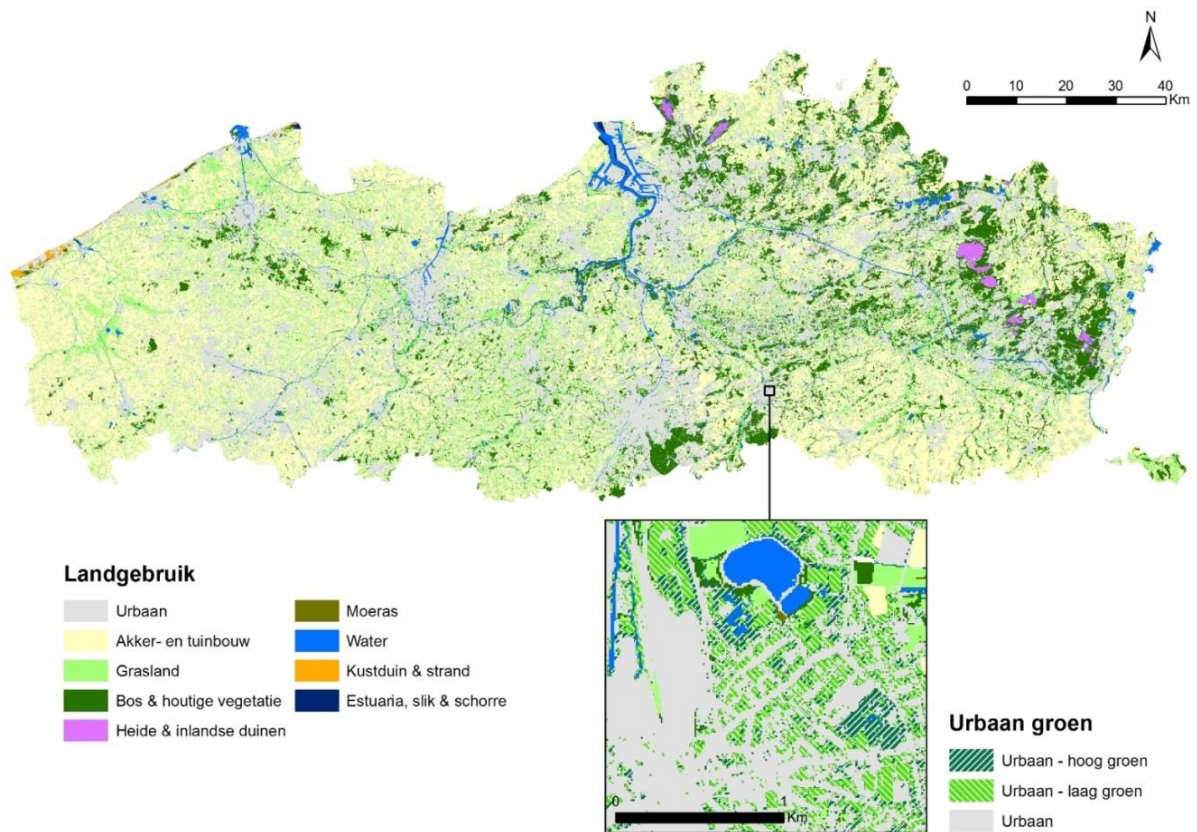
Over de mate waarin de economische waardering van ecosysteemdiensten ook kan bijdragen tot een duurzamer gebruik van ecosystemen bestaat onenigheid in de literatuur. Een belangrijk punt daarbij is de keuze en de waardering van ecosysteemdiensten voor de huidige en de volgende generatie. Naarmate de waarde van ecosysteemdiensten voor de volgende generaties minder zwaar doorweegt in de huidige besluitvorming, vergroot het risico dat die volgende generaties over minder ecosysteemdiensten zullen kunnen beschikken dan de huidige generatie.

8.4.8. Economische waardering van veranderingen in landgebruik – een gevalstudie

In de vorige paragrafen werd toegelicht hoe economische waarderingmethoden, door het onderzoeken van de totale economische waarde van ecosysteemdiensten, ingezet kunnen worden om het economisch en maatschappelijk belang van zowel vermarkte als niet vermarkte diensten zichtbaar te maken. In deze paragraaf illustreren we dit met een gevalstudie. Daarbij gaan we na welke beleidsrelevante inzichten dergelijke methode oplevert, welke moeilijkheden we ondervinden bij de toepassing ervan en welke beleidsrelevante aspecten buiten beeld blijven. De gevalstudie wordt uitgebreider besproken in een ondersteunend rapport (Van Reeth *et al.*, 2015). Het opzet van de studie is geïnspireerd op een reeks ruimtelijk expliciete kostenbatenanalyses die aan de basis lagen van het scenario-onderzoek in het UK National Ecosystem Assessment (Bateman, 2009; Bateman *et al.*, 2011; Bateman *et al.*, 2013; Bateman *et al.*, 2005; UK National Ecosystem Assessment, 2011). Voor de kwantificering en de waardering van de ecosysteemdiensten bouwt de gevalstudie onder meer voort op de resultaten van de NARA-T hoofdstukken 11. Voedselproductie en 12. Houtproductie en andere recente studies (Broekx *et al.*, 2013; De Nocker *et al.*, 2010; Meersmans *et al.*, 2008).

8.4.8.1. Landgebruik, landbouw en bos in Vlaanderen

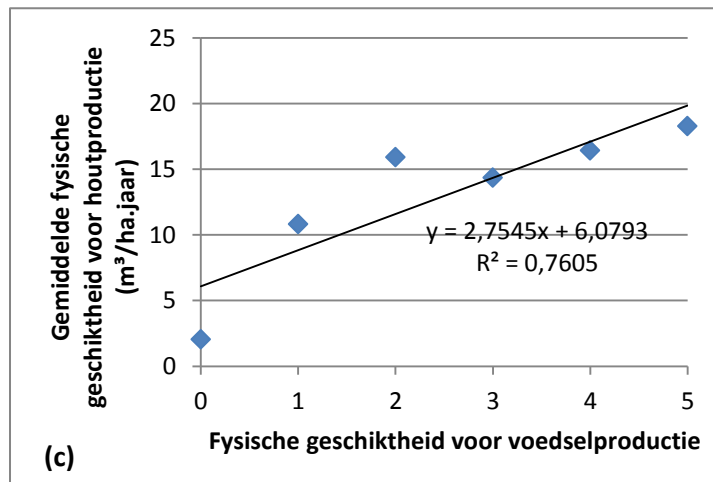
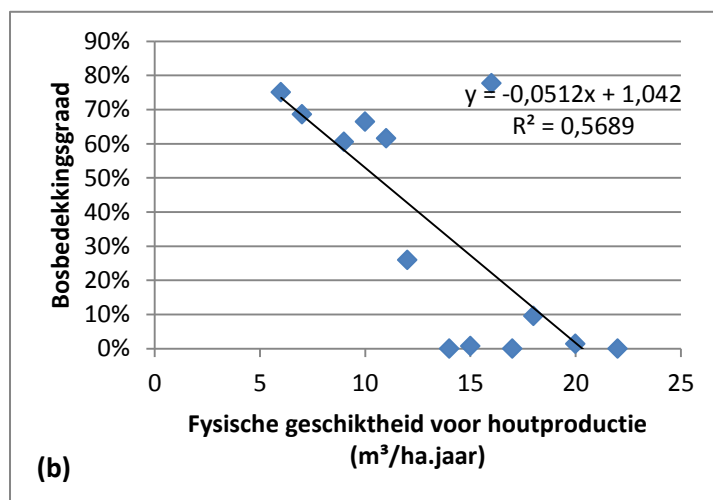
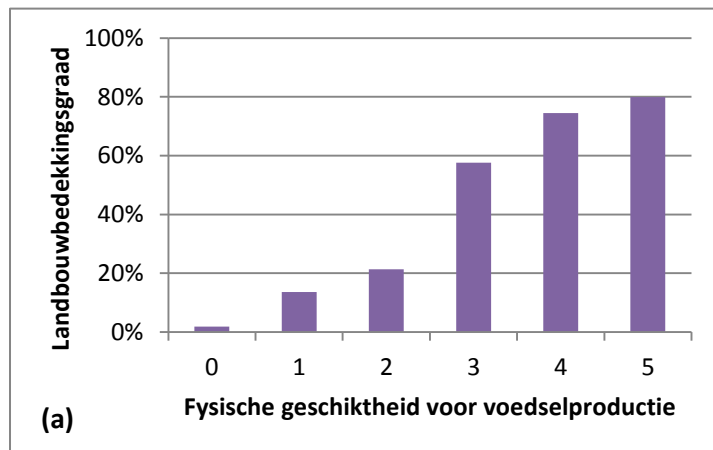
Met een bevolkingsdichtheid van 466 inwoners/km², een bruto binnenlands product per capita van 29.200 € en een bebouwingsgraad van 27 % gaat Vlaanderen naar Europese maatstaven door voor een dichtbevolkte, welvarende en geurbaniseerde regio (VRIND, 2012). Van de niet bebouwde ruimte (9.929 km² in 2011) wordt ruim 60 % gebruikt als cultuurgrond (akker- en tuinbouw of grasland) voor professionele landbouw. Daarmee is landbouw in absolute termen nog steeds de grootste en meest verspreide landgebruiksvorm in Vlaanderen. De oppervlakte in landbouwgebruik kent een dalende trend en nam tussen 2000 en 2011 af met 231 km². Inzake de bosbedekking van Vlaanderen circuleren diverse cijfers wegens het gebruik van uiteenlopende monitoringmethoden en alternatieve interpretaties vanaf wanneer precies een landbedekking met bomen en houtige vegetatie als 'bos' kan worden gekwalificeerd. Op basis van de landgebruiksk kaart gehanteerd voor NARA-T 2014 was Vlaanderen, Brussel inbegrepen, in 2010 bedekt met ongeveer 158.400 ha bos (zie Figuur 12). Daarnaast is er nog ongeveer 7.100 ha 'hoog groen'. Dit zijn groepen bomen, struiken of lijnvormige aanplanten met een vegetatiehoogte van meer dan 3 meter die deel uitmaken van het urbaan gebied. De uiteenlopende bosinterpretaties in acht genomen, lijkt de oppervlakte bos in Vlaanderen de voorbije decennia vrij constant te zijn gebleven. De gerealiseerde bosuitbreidingen, spontane verbossing en de ontbossingen heffen elkaar ongeveer op. Met een bebossingsgraad tussen de 11 en 12 % hoort Vlaanderen tot de meest bosarme regio's van Europa.



Figuur 12. Ecosysteemkaart van het Vlaams en het Brussels Hoofdstedelijk Gewest en oppervlakte van de ecosystemen (in hectare). De ecosystemen zijn gedefinieerd op basis van landbedekking en landgebruik overeenkomstig de MAES-classificatie (zie hoofdstuk 2).

We kunnen de ruimtelijke spreiding van landbouw en bos in Vlaanderen analyseren in functie van de geschiktheid van het biofysisch systeem (voornamelijk bodemkenmerken en hydrologie) voor de producerende ecosysteemdiensten 'voedselproductie' en 'houtproductie'. Die analyse toont dat de landbouwbedekkingsgraad hoger is op bodems met een hoge fysische geschiktheid voor voedselproductie dan op minder geschikte bodems (zie Figuur 13 (a)). Anderzijds blijkt de ruimtelijke correlatie tussen de bosbedekkingsgraad en de fysische geschiktheid van het ecosysteem voor houtproductie net omgekeerd. Op bodems met een hoge geschiktheid voor houtproductie is de bosbedekking lager dan op de minder geschikte bodems (zie Figuur 13 (b)). Een uitzondering vormt de geschiktheidsklasse waar onder meer het Zoniënwoud (fysische geschiktheid voor houtproductie van 17 m³ hout per hectare per jaar) deel van uitmaakt. Hier bleef wel een hoge bosbedekkingsgraad bewaard omdat dit uitgestrekte gebied gedurende eeuwen bleef toebehoren aan rijke adellijke families.

De oorzaak van die omgekeerde relatie tussen de feitelijke landbouw- en bosbedekkingsgraad en de fysische geschiktheden van het ecosysteem voor voedsel- en houtproductie ligt in het feit dat locaties die erg geschikt zijn voor voedselproductie in het algemeen ook een hoge geschiktheid hebben voor houtproductie (zie Figuur 13 (c)). Hierdoor kwam landgebruik en ecosysteembeheer gericht op voedselproductie in concurrentie met landgebruik en ecosysteembeheer gericht op houtproductie.



Figuur 13. (a) Landbouwbedekkingsgraad in functie van de fysische geschiktheid van het ecosysteem voor voedselproductie (5= hoogste geschiktheid); (b) bosbedekkingsgraad in functie van de fysische geschiktheid van het ecosysteem voor houtproductie; (c) ruimtelijke correlatie tussen de fysische geschiktheden voor voedselproductie en houtproductie.

8.4.8.2. Private baten en maatschappelijke effecten van landgebruikskeuzen

Voedsel- en houtproductie vormen ecosysteemdiensten die door een private landeigenaar (of landgebruiker) kunnen worden verkocht op de markt. Die markttransacties leveren de private landeigenaar, na aftrek van gemaakte kosten, private nettobaten op, bestaande uit een inkomen voor de familiale arbeid en een bepaalde winstmarge. Daarnaast kunnen landbouwgebieden en bossen nog heel wat andere producerende, regulerende, culturele en ondersteunende ecosysteemdiensten leveren (zie hoofdstukken 2, 11 en 13). De voordelen die de maatschappij ontvangt onder de vorm van die regulerende en culturele ecosysteemdiensten (bv. regulatie van luchtkwaliteit, infiltratie en zuivering van oppervlaktewater, preventie van erosierisico, klimaatregulatie en ruimte voor buitenactiviteiten) zijn sociale of maatschappelijke baten¹⁶. Die baten zijn evenwel vaak moeilijk privatiserbaar voor de landeigenaar die beheerder is van de ecosystemen die die baten genereren. De meeste regulerende en culturele ecosysteemdiensten hebben (geheel of gedeeltelijk) het karakter van publieke goederen. De economische theorie leert dat voor dergelijke goederen de markt geen efficiënt allocatiemechanisme is (zie paragraaf 8.4). Een private landgebruiker kan dergelijke ecosysteemdiensten niet verkopen op de markt, waardoor zij hem ook geen private baten opleveren.

De neoklassieke economische theorie veronderstelt dat een private landgebruiker de landgebruikskeuze zal maken die hem de hoogste private nettobaten oplevert. Indien een private landgebruiker in Vlaanderen de opbrengst per hectare van voedselproductie vergelijkt met die van houtproductie, levert die laatste hem doorgaans lagere nettobaten per hectare op. De private landgebruikers maakten in Vlaanderen dan ook de bedrijfseconomisch logische keuze om de meest productieve of geschikte gronden aan te wenden voor voedselproductie, en niet voor houtproductie. De baten die voortvloeien uit de andere, niet-vermarkte ecosysteemdiensten, vormen voor de private landgebruikskeuze 'externaliteiten'. De sociale of maatschappelijke baten die er mee samenhangen zijn doorgaans niet geïnternaliseerd in de marktwaarde van de verhandelde landbouw- of bosbouwproducten, noch in de prijs van de gronden. De private landgebruiker heeft dan ook geen economische incentive om met die maatschappelijke of sociale baten rekening te houden bij zijn landgebruikskeuzen. De landgebruiken en ecosystemen die de hoogste private baten opleveren, leveren echter niet noodzakelijk ook de hoogste sociale baten. Daardoor resulteren de landgebruikskeuzen die economisch optimaal zijn voor de private landgebruiker, niet noodzakelijk in een maatschappelijk of sociaal optimum voor de samenleving als geheel (zie paragraaf 8.4.1.2).

8.4.8.3. Private en sociale nettobaten van landbouw en duurzaam bosbeheer

In deze gevalstudie illustreren we een aantal private en sociale nettobaten van twee landgebruiken, met name landbouw en duurzaam bosbeheer, en dit voor twee vermarkte ecosysteemdiensten (voedselproductie en houtproductie) en een niet vermarkte dienst (regulatie van het globaal klimaat). We zetten hiertoe het volgende gedachtenexperiment op. We gaan voor de gronden in professioneel landbouwgebruik na waar er (op basis van de 3 voornoemde ecosysteemdiensten) positieve sociale nettobaten zouden optreden indien de private landgebruikers er in het verleden multifunctioneel beheerd bos zouden hebben gecreëerd in plaats van het huidige professioneel landbouwgebruik. We stellen de baten en kosten voor op kaarten in euro per hectare per jaar (€/ha.jr) om de ruimtelijke heterogeniteit van de kosten en baten te illustreren (zie Figuur 14). De witte zones op de kaarten zijn gebieden waar geen professionele landbouw aanwezig is, zoals steden en gebieden met uitgestrekte bossen of natuurreservaten. Ook het Brussels Hoofdstedelijk Gewest werd niet in de gevalstudie meegenomen.

De bedoeling van deze gevalstudie is niet om 'de' maatschappelijke waarde van landbouw- en bosesystemen monetair te bepalen of in de weegschaal te leggen. De bedoeling is wel om aan te tonen (1) dat het al dan niet meenemen van niet-vermarkte ecosysteemdiensten een verschil maakt en (2) dat het al dan niet meenemen van dit verschil in besluitvorming een invloed heeft op private landgebruikskeuzen en de inrichting van het landschap.

¹⁶ Naast voordelen of maatschappelijke baten kunnen ecosystemen ook nadelen, overlast of sociale kosten veroorzaken. Hier wordt uitvoeriger op ingegaan in het ondersteunend rapport Van Reeth W., De Smet L., Broekx S., Spanhove T., Van Gossom P., De Nocker L., Vandekerckhove K. (2015). Economische waardering van landgebruik: een gevalstudie (rapport in voorbereiding). Brussel: Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek..

Kaart 1 toont het nettobedrijfsinkomen van de landbouwer (= bruto-opbrengst – operationele & structurele kosten) voor ongeveer 248.000 ha akkerteelt (voornamelijk aardappelen, bieten en granen) in Vlaanderen. Uit de kaart blijkt dat de hoogste inkomens vooral worden gerealiseerd in de klei- en de leemstreek waar de gronden een hogere landbouwgeschiktheid hebben. In kaart 2 werden de subsidies die de landbouwer ontvangt, afgetrokken. Subsidies vormen immers geen economische baat van landbouwproductie, maar vertegenwoordigen een solidariteitsmechanisme waarbij de samenleving, via tussenkomst van de Vlaamse en Europese overheid, een deel van de beschikbare welvaart herverdeelt ten voordele van de landbouwsector¹⁷. Na aftrek van de subsidies blijken de private nettobaten duidelijk lager. Gelijkaardige kaarten werden opgesteld voor de groententeelt, fruitteelt, maïsteelt en voor graslanden.

Kaart 3 toont de economische waarde van de houtproductie, mocht op alle landbouwgronden een duurzaam multifunctioneel bosbeheer worden toegepast. Hiermee bedoelen we een houtoogst in overeenstemming met de Vlaamse criteria voor duurzaam bosbeheer zoals vastgelegd in de beheervisie van het Agentschap voor Natuur en Bos. De hoogste baten zouden gerealiseerd worden in de leemstreek (bv. Haspengouw en Vlaams-Brabant ten oosten en westen van Brussel) en de laagste in de zandstreek (bv. Kempen). Hoewel de jaarlijkse baten van de houtproductie overal positief zijn, is het zo dat deze baten, uitgedrukt in euro per hectare per jaar, duidelijk van een lagere grootte-orde zijn dan bijvoorbeeld de opbrengst van akkergewassen op diezelfde plaats. De markt creëert voor de landbouwer dus geen incentive om zijn landbouwactiviteit om te vormen naar een duurzaam multifunctioneel bosbeheer.

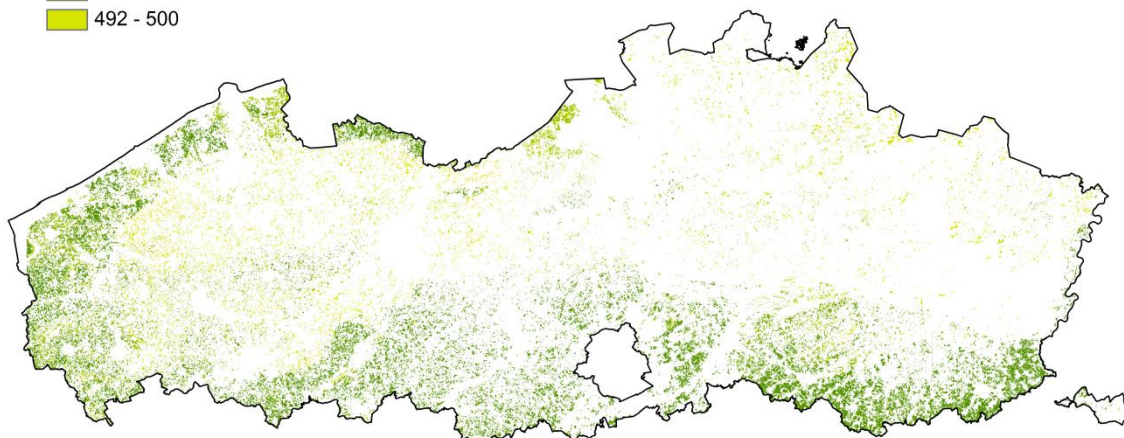
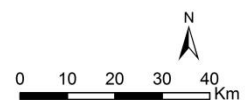
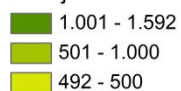
Kaart 4 toont de sociale baten ten gevolge van de (meestal) hogere koolstofopslag die bosesystemen bieden ten opzichte van landbouwecosystemen. De patronen op deze kaart worden grotendeels verklaard door het verschil in koolstofopslag in de bodem. Het aandeel van de koolstofopslag in de bovengrondse biomassa vertegenwoordigt hier slechts een kleine fractie van. Niet op alle plaatsen resulteert een landgebruiksverandering van landbouw naar multifunctioneel bosbeheer in een hogere koolstofopslag. Terwijl jaarlijks geploegde akkers eerder lage voorraden bodemkoolstof vastleggen, is de koolstofopslag in permanente graslanden op natte bodems, die soms te nat zijn voor akkerteelt, juist erg hoog. Ten opzichte van de akkers in de West-Vlaamse polders levert de bijkomende koolstofopslag van multifunctioneel beheerde bossen jaarlijkse sociale baten op van 150 tot 260 €/ha.jr. Ten opzichte van de permanente graslanden in de natste gebieden in de IJzervallei leiden multifunctioneel beheerde bossen net tot een daling van de koolstofvoorraad en creëren zij negatieve baten tot -140 €/ha.jr. Het nut van bebossing als mitigerende maatregel voor de klimaatverandering is dus niet overal even groot en hangt sterk af van de lokale ecosysteemkenmerken.

Kaart 5 toont de geaggregeerde nettobaten wanneer het verlies aan voedselproductie (5 landbouwteeltgroepen, exclusief landbouwsubsidies) wordt afgetrokken van de nettobaten van de toegenomen houtproductie en de gewijzigde koolstofopslag. Zelfs bij het waarderen van slechts één niet vermarkte ecosysteemdienst, blijken multifunctioneel beheerde bossen in bepaalde regio's, weliswaar bescheiden, sociale nettobaten op te leveren ten opzichte van het actuele landgebruik. Dit is onder meer het geval in de Vlaamse zandstreek (bv. delen van West- en Oost-Vlaanderen tussen Brugge en Gent), in de Antwerpse Kempen en in het noorden van Limburg. De verliezen, mocht landbouw worden omgezet naar bos in de meest winstgevende landbouwgebieden (bv. Haspengouw, leemstreek, West-Vlaamse polders) zijn daarbij wel van een andere grootte-orde (ongeveer factor 10). Kaart 5 suggereert evenwel dat voor de thans geldende oppervlakte doelstellingen inzake bosuitbreiding (10.000 ha volgens het Ruimtelijk Structuurplan Vlaanderen) er gebieden denkbaar zijn waar de omvorming van landbouwgrond naar multifunctioneel bos niet enkel om redenen van natuurbehoud, maar ook op basis van sociale baten kan worden verdedigd. In die gebieden zou het bijvoorbeeld nuttig zijn om na te gaan in hoeverre percelen waar bosuitbreiding een hoge ecologische waarde heeft, samenvallen met die waar positieve sociale nettobaten te realiseren zijn. Het marktmechanisme biedt private landeigenaars evenwel geen prikkels om tot een dergelijke landgebruiksverandering over te gaan. Voor de private landeigenaar brengt ze immers uitsluitend bedrijfseconomische verliezen mee.

¹⁷ Er kan geargumenteed worden dat de landbouwsubsidies minstens gedeeltelijk een baat vertegenwoordigen, bijvoorbeeld het belang of de waarde die de samenleving hecht aan het behoud van lokale voedselproductie in Vlaanderen.

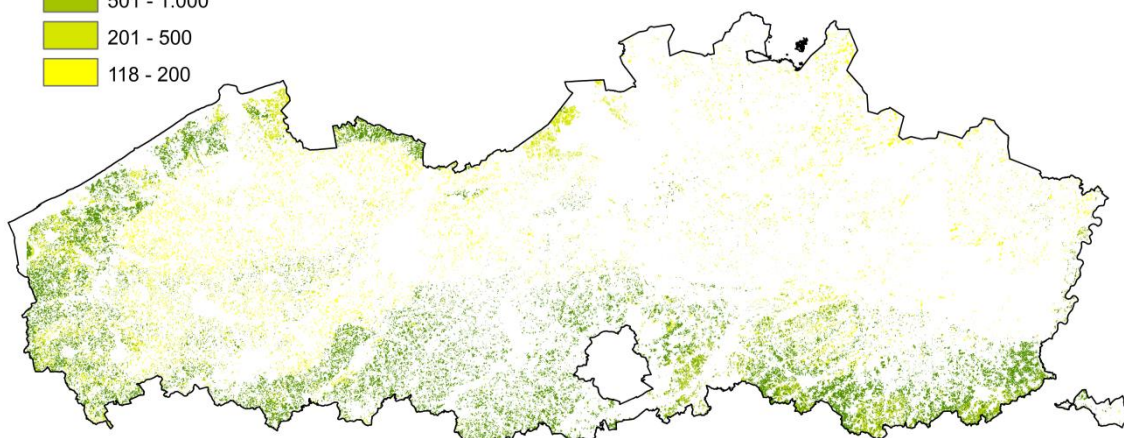
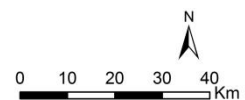
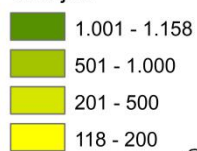
Kaart 1: Waarde voedselproductie akkergewassen met subsidies

€/ha.jaar



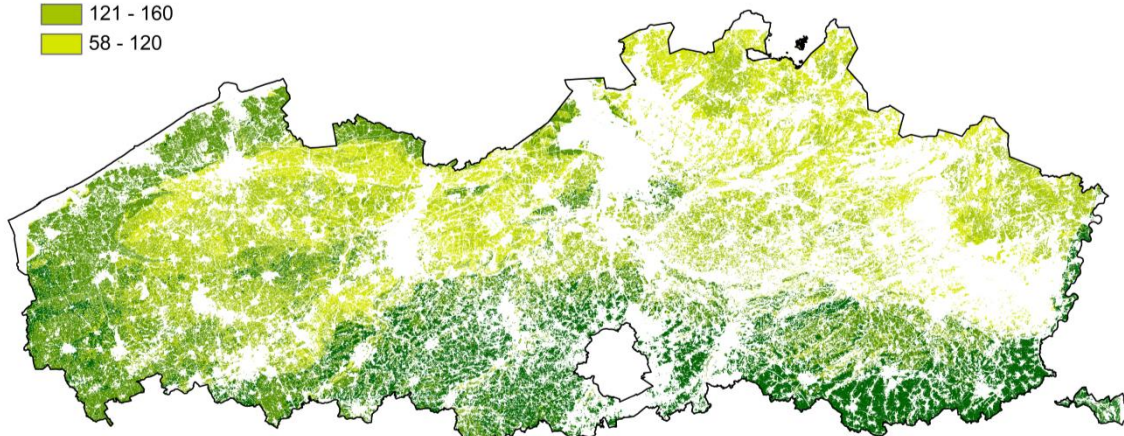
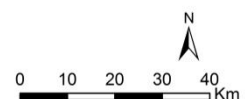
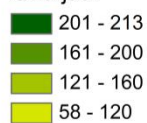
Kaart 2: Waarde voedselproductie akkergewassen zonder subsidies

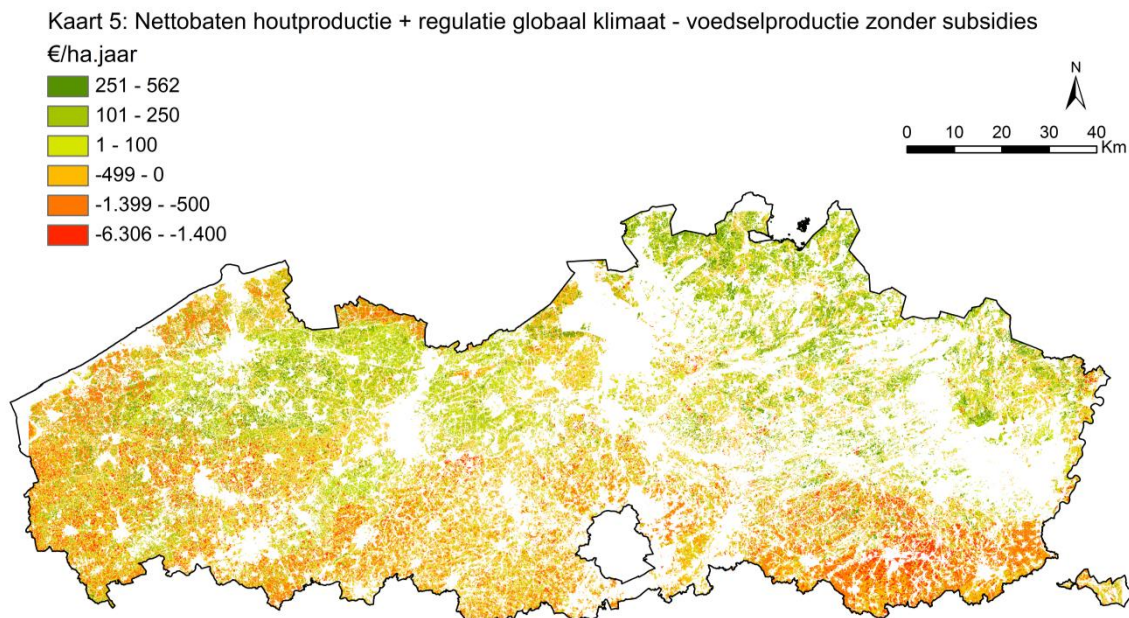
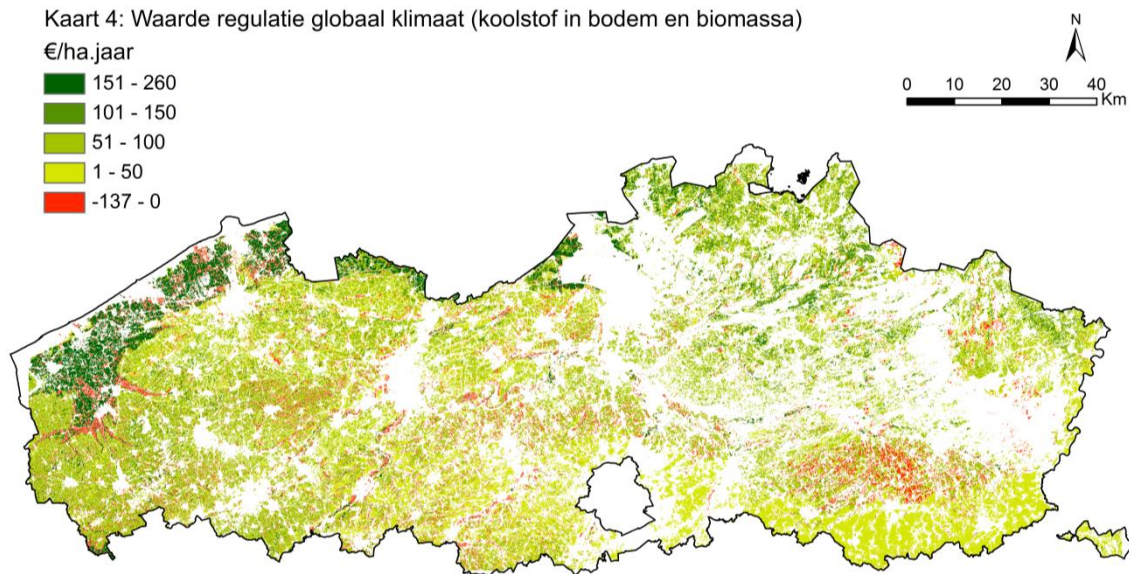
€/ha.jaar



Kaart 3: Waarde houtproductie

€/ha.jaar





Figuur 14. toont (1) de private nettobaten (in €/ha.jr) van de landbouwer voor akkerteelt, met inbegrip van de ontvangen landbouwsubsidies; (2) de private nettobaten (in €/ha.jr) van de landbouwer voor groententeelt, zonder rekening te houden met de ontvangen landbouwsubsidies; (3) de financiële baten van de toegenomen houtproductie (in €/ha.jr) indien op de percelen in professioneel landbouwgebruik multifunctioneel bosbeheer van toepassing zou zijn; (4) de economische baten van de veranderde koolstofopslag in bodem en biomassa (in €/ha.jr) indien op de percelen in professioneel landbouwgebruik multifunctioneel bosbeheer van toepassing zou zijn; en (5) de sociale nettobaten (houtproductiewaarde + klimaatregulatiewaarde – voedselproductiewaarde) (in €/ha.jr) indien op de percelen in professioneel landbouwgebruik multifunctioneel bosbeheer van toepassing zou zijn.

Hoewel de bovenstaande waarderingskaarten op het eerste gezicht minstens stof tot nadenken bieden voor het beleid is het gebruik ervan voor concrete beleids- en landgebruikskeuzen voorbarig. Dit komt in de eerste plaats door een aantal data- en kennisleemten waardoor er voorlopig nog een belangrijke foutenmarge zit op de waarderingskaarten. Daarnaast blijkt dat ook bij dergelijke waardenkarteringen op schaal Vlaanderen, belangrijke maatschappelijke en beleidsrelevante aspecten buiten beeld blijven. Dit wordt grondiger besproken in de twee volgende paragrafen. Niettemin blijft wel de stelling overeind die bij de aanvang werd geponeerd: indien de economische baten van niet-vermarkte ecosysteemdiensten in rekening zouden worden gebracht bij het maken van private landgebruikskeuzen, zouden die keuzen en de daaruit voortvloeiende landschappen in Vlaanderen er wellicht anders uitzien.

8.4.8.4. Kanttekeningen bij de gepresenteerde economische waarden

De waarderingskaarten in Figuur 14 worden 'gekleurd' door een aantal kennisleemten en door de onbeschikbaarheid van een aantal relevante gegevens. Daarvan lichten we er hier twee toe met betrekking tot de ecosysteemdienst voedselproductie. Een uitvoerigere opsomming van de kennisleemten en aannames is terug te vinden in (Van Reeth *et al.*, 2015). In de eerste plaats werden de bedrijfsinkomsten met betrekking tot de veeteelt beperkt tot de opbrengstgegevens met betrekking tot de teelt van voedergewassen (gras en maïs). Niet alleen blijft hierdoor een deel van de bedrijfskolom buiten beeld. Ook de uit het Landbouwmonitoringnetwerk beschikbare opbrengstdata voor deze twee voedergewassen, bevatten niet de volledige toegevoegde waarde die met deze teelten wordt gerealiseerd (Van Broekhoven *et al.*, 2010; Van Broekhoven *et al.*, 2011; Van Broekhoven *et al.*, 2012)¹⁸. Daardoor zijn, althans voor deze twee teeltgroepen, de private nettobaten voor de landbouwer onderschat en de sociale nettobaten bij de vergelijking tussen landbouw en multifunctioneel bosbeheer (zie kaart 5) overschat. Een tweede kennisleemte is dat we nog niet over gegevens beschikken om de teeltspecifieke opbrengstdata correct toe te wijzen aan de percelen waarop deze teelten worden verbouwd. Om die reden werd aangenomen dat de lagere opbrengstcijfers voor een teelt vooral worden gerealiseerd op bodems met lagere landbouwgeschiktheden (bv. op meer zandige bodems) en de hogere opbrengstcijfers betrekking hebben op gebieden met een hogere landbouwgeschiktheid (bv. leem- en kleigronden). Naast die landbouwgeschiktheden kunnen echter ook andere factoren hogere of lagere bedrijfsinkomsten verklaren, bijvoorbeeld de bedrijfsgrootte en -structuur, de kwaliteit van de bedrijfsvoering, de configuratie van de percelen, enzovoort. Een meer waarheidsgetrouwe koppeling van opbrengstgegevens aan bedrijfslocaties zou wellicht voor de ecosysteemdienst voedselproductie kunnen resulteren in waarderingskaarten waarin de invloed van de bodemgeschiktheid op de private nettobaten minder sterk doorweegt dan in de huidige. Beide voorbeelden illustreren het belang voor de economische waardering van ecosysteemdiensten van een goede samenwerking en data-uitwisseling over de grenzen van beleidsdomeinen en agentschappen heen. Wellicht kan de volgende jaren door sectoroverschrijdende samenwerking tussen de departementen en agentschappen die het beleid in de open ruimte vormgeven, de beschikbare kennis voor beleidsrapportering met betrekking tot natuur, leefmilieu, landbouw en ruimte worden verbeterd.

Naast de kennisleemten met betrekking tot de drie gewaardeerde en gekarteerde ecosysteemdiensten valt uiteraard ook het grote aantal nog niet gewaardeerde diensten op. Zo worden in deze gevalstudie slechts twee aspecten van het 'multifunctioneel bosbeheer' onderzocht, met name de houtproductie en de klimaatregulatie¹⁹. Hoogstwaarschijnlijk zou het toevoegen van andere regulerende en van culturele diensten, waaronder luchtzuivering en recreatie, en de gezondheidsbaten, de geaggregeerde batenkaart een ander uitzicht geven dan kaart 5. Het lijkt plausibel dat het toevoegen van de sociale baten van andere niet vermarkte diensten, de omvang

¹⁸ Mondelinge mededeling door medewerkers van het Departement Landbouw & Visserij, afdeling Monitoring & Studie tijdens een overleg op 11 september 2014.

¹⁹ Het Decreet van 9 mei 2014 (B.S. 7 juli 2014) tot wijziging van de regelgeving inzake natuur en bos onderscheidt voor zowel de terreinen die worden beheerd ten behoeve van natuurbehoud als voor de bossen een ecologisch/milieubeschermd, een economische en een sociale functie (art. 5, 7, 62, 64). De economische functie bestaat onder meer uit het optimaal benutten van ecosysteemdiensten, waaronder de duurzame productie van goederen of diensten die binnen dit terrein gerealiseerd kunnen worden (art. 10 en 56). Maar ook de sociale functie verwijst naar ecosysteemdiensten zoals natuurbeleving, natuureductie en recreatie (art.12 en 57).

en het voorkomen van de positieve sociale nettobaten nog zal doen toenemen. Zo valt in gelijkaardig onderzoek in Wales de omvang van de recreatiebaten van bosuitbreiding in of nabij gebieden met een hoge bevolkingsdichtheid op (Bateman, 2009). De eerste, tussentijdse resultaten van het onderzoek naar de recreatiebaten binnen deze gevalstudie worden beschreven in (Van Reeth *et al.*, 2015). Omwille van deze en andere data- en kennisleemten zijn de huidige kaarten voor het informeren van ruimtelijk specifieke beleidsprogramma's zoals bosuitbreiding, dan ook nog te beperkt.

8.4.8.5. Welke aspecten blijven buiten beeld?

Kenmerkend voor de meeste economische waarderingsstudies is dat meestal elke ecosysteemdienst met één baat en vervolgens met één waardedimensie wordt verbonden (bv. (Broekx *et al.*, 2013; Liekens *et al.*, 2013)). Ook in deze gevalstudie leveren de ecosysteemdiensten 'voedselproductie' en 'houtproductie' telkens één baat (respectievelijk 'hoeveelheid voedsel- of voedergewas' en 'hoeveelheid hout') waaraan één soort waarde (€/ha.jr) wordt gekoppeld. Een dergelijke aanpak is, al bij al, vrij ver verwijderd van de complexe manier waarop ecosystemen samenhangen met, en mee aan de basis liggen van, ons individueel en collectief welzijn en onze welvaart. In feite levert elke ecosysteemdienst meerdere baten op, waarmee uiteenlopende types waarden kunnen worden verbonden. Een producerende ecosysteemdienst als voedselproductie, en het verlies daarvan bij omvorming naar multifunctioneel bosbeheer, kan veel méér betekenen voor een landbouwer of een lokale gemeenschap dan enkel het aantal euro aan bedrijfsinkomsten dat die dienst oplevert. Chan *et al.* beschrijven hoe de commerciële visserij in Britisch Columbia, Canada, niet enkel geld opbrengt (Chan *et al.*, 2012). Naast de verkoop van een deel van de vangst levert de visserij ook voedsel voor eigen gebruik en familieleden op, wat essentieel is om te kunnen voorzien in de lokale basisbehoeften. Voorts hangt met de visserij als economische activiteit een volledige lokale cultuur en gemeenschap samen, creëert ze sociale cohesie en geeft ze een identiteit aan een streek en haar bewoners die van generatie op generatie wordt doorgegeven. Deze waaier aan baten blijft buiten beeld wanneer enkel op de omvang van de commerciële visvangst wordt gefocust. Ze laten zich ook niet volledig waarderen op basis van methoden die zich baseren op marktprijzen en betalingsbereidheid. Het veelal lokale karakter van dergelijke baten en waarden laat zich ook moeilijk vatten in gestandaardiseerde ESD-classificaties, batendefinities en monetaire kengetallen, die niet zelden zijn afgeleid op basis van benefit-transfers (zie paragraaf 8.4.2.4). Wellicht geldt die vaststelling ook voor de ecosysteemdiensten en belanghebbenden die werden geanalyseerd in deze gevalstudie. Het lokaal verlies aan landbouwactiviteit ten voordele van andere ecosystemen en landgebruiken, kan zowel voor een gezin als voor een lokale gemeenschap veel meer omvatten dan enkel het monetaire verlies aan landbouwincome op basis van de thans geldende marktprijzen en subsidies.

In de tweede plaats kunnen scenario's waarin een regio als Vlaanderen er voor kiest om bepaalde landgebruiken, en de bijhorende ecosysteemdiensten, in te ruilen voor andere, grote gevolgen hebben voor economische activiteiten en socio-ecologische systemen buiten Vlaanderen. Een waarderingsstudie die in Vlaanderen positieve sociale baten aantoonde voor natuurlijke landschappen, op basis van de waarde van de regulerende en culturele diensten die er door bevoordeeld worden, biedt nog geen antwoord op de vraag hoe de afname aan producerende diensten moet gecompenseerd worden. Zo ondersteunt de grote oppervlakte aan voedergewassen (bv. maïs is in Vlaanderen qua oppervlakte de belangrijkste landbouwteelt) het sterk op vlees gebaseerde dieet van de gemiddelde Vlaming. Een netto bosuitbreiding in Vlaanderen ten koste van dergelijke teelten zonder een overeenkomstige wijziging in onze voedselconsumptie, verhoogt de vraag naar en de import van veevoeder uit het buitenland. Dit kan leiden tot een voortschrijdende omvorming van natuurlijke ecosystemen in het buitenland, met ecologische en sociale gevolgen voor de lokale bevolking en bijkomende druk op het klimaat (bv. soja-import uit Brazilië, zie hoofdstuk 9, paragraaf 9.4). Een analyse met focus op schaal Vlaanderen leert ons nog niets over de globale netto sociale baten, en de verdeling van deze baten (en kosten), van een scenario dat in Vlaanderen ter studie op tafel ligt.

8.4.8.6. Conclusie

Een sterk punt van economische waarderingsstudies op basis van kostenbatenanalyses is dat zij kunnen helpen om de economische waarde van niet-vermarkte ecosysteemdiensten beter onder de aandacht te brengen. Deze gevalstudie had tot doel te illustreren dat het daarbij belangrijk is om de ruimtelijke heterogeniteit van de kosten- en batenverdeling te onderzoeken. Waarderingsstudies die deze ruimtelijke component onvoldoende erkennen, riskeren signalen te geven die weinig aangepast zijn aan de ruimtelijke context.

Vele waarderingsstudies presenteren in hun methodologische inleiding een schema over de totale economische waarde (TEW – zie Figuur 7 in paragraaf 8.4.1) van ecosystemen. Desondanks vullen veel studies dit toch nog vaak erg partieel in. Bovendien zijn er heel wat maatschappelijk relevante diensten, baten en waarden die zich aan het gezichtsveld van de economische waarderingsprocedures onttrekken. Ook de 'veel-op-veelrelaties' tussen ecosysteemdiensten, baten en waarden passen vaak niet in de vereenvoudigde productiefuncties die een een-op-eenrelatie veronderstellen tussen diensten, baten en waarden. Het communiceren van de onderzoeksresultaten als *maatschappelijke* kostenbatenanalyses (MKBA) lijkt dan op z'n minst als formulering een 'pars pro toto', die meer belooft of voorwendt dan ze kan waarmaken. De initiële en lovenswaardige bedoeling van het TEW-raamwerk was het opentrekken van het waardendiscours in de besluitvorming. Een zuiver economisch onderbouwde MKBA riskeert veeleer een scheeftrekking van dit discours, en een uitsluiting van maatschappelijk relevante waarden en belangen uit het beleidsdebat. We stellen dan ook voor om het predicaat 'maatschappelijk' in kostenbatenanalyses en andere technieken voor te behouden voor onderzoeksmethoden en -procedures die een meer holistische en meer interdisciplinaire benadering van beleidsvraagstukken toelaten. Het adequaat capteren van lokale, culturele en ethische waarden die buiten het neoklassiek milieueconomisch discours vallen, en deze toegang verlenen tot besluitvormingsprocessen, vormt daartoe een belangrijke maar moeilijke eerste stap (Chan *et al.*, 2012; Costanza & Folke, 1997; O'Neill & Spash, 2000; Tadaki & Sinner, 2014; Vatn, 2005; Vatn, 2009; Vatn & Bromley, 1994). Voor de Vlaamse overheid ligt hier een uitdaging om een grotere diversiteit aan methoden en disciplines aan te boren, via een voldoende brede en ge diversifieerde groep experts en kenniscentra.

Lectoren

Lode De Beck, INBO, dienst Rapportering en Advisering

Glenn Delière, Radboud Universiteit Nijmegen, Institute for Science, Innovation and Society

Joeri Deuninck, Departement Landbouw & Visserij, afdeling Monitoring & Studies

Hilde Heyrman, VLM, afdeling Projectrealisatie

Inge Liekens, VITO, Unit Ruimtelijke Milieuaspecten

Sébastien Lizin, Universiteit Hasselt, vakgroep Milieueconomie

Stijn Neuteleers, KU Leuven, Centrum voor Economie en Ethiek

Jeroen Panis, ANB, afdeling Beleid

Bavo Peeters, OVAM

Arjan Ruijs, Planbureau voor de Leefomgeving

Brecht Van de Voorde, Departement LNE, afdeling Milieu-, Natuur- en Energiebeleid

Elke Van den Broeke, Departement LNE, afdeling Milieu-, Natuur- en Energiebeleid

Saar Van Hauwermeiren, Departement LNE, afdeling Internationaal Beleid

Nele Witters, Universiteit Hasselt, vakgroep Milieueconomie

Referenties

- Agbenyega O., Burgess P.J., Cook M., Morris J. (2009). Application of an ecosystem function framework to perceptions of community woodlands. *Land use policy* 26(3):551-557.
- Bade T., van Erk A., Houben S., Smid G. (2011). Hoge Kempen, hoge baten. De baten van het Nationaal Park Hoge Kempen in kaart gebracht. Arnhem, Nederland: Triple E. 110 p.
- Barnosky A.D., Hadly E.A., Bascompte J., Berlow E.L., Brown J.H., Fortelius M., Getz W.M., Harte J., Hastings A., Marquet P.A. et al. (2012). Approaching a state shift in Earth's biosphere. *Nature* 486:52-58.
- Bateman I. (2009). Bringing the real world into economic analyses of land use value: Incorporating spatial complexity. *Land Use Policy* 26:30-42.
- Bateman I., Abson D., Beaumont N., Darnell A., Fezzi C., Hanley N., Kontoleon A., Maddison D., Morling P., Morris J. et al. (2011). Economic Values from Ecosystems. The UK National Ecosystem Assessment Technical Report. Cambridge: UK National Ecosystem Assessment, UNEP-WCMC. p 1067-1152.
- Bateman I.J., Harwood A.R., Mace G.M., Watson R.T., Abson D.J., Andrews B., Binner A., Crowe A., Day B.H., Dugdale S. et al. (2013). Bringing ecosystem services into economic decision-making: land use in the United Kingdom. *Science* 341:45-50.
- Bateman I.J., Lovett A.A., Brainard J.S. (2005). *Applied Environmental Economics. A GIS Approach to Cost-Benefit Analysis*. Cambridge: Cambridge University Press.
- Batker D., Schmidt R., Harrison-Cox J., Christin Z. (2011). The Puyallup River Watershed: An ecological economic characterization. *Earth Economics*,
- Blamey R.K., James R.F., Smith R., Niemeyer S.J. (2000). Citizens' juries and environmental value assessment. Canberra, Australian National University.
- Blockstein D.E. (2001). Passenger pigeons, Lyme disease, and us: The unintended consequences of the death of a species. *Birding* 2001(August):302-305.
- Bogaert S., Ruijgrok E., Abma R., Lambrechts J., Lambert S., De Meyer L. (2011). Uitvoeren van maatschappelijke kosten-batenanalyse voor ecologisch bermbeheer in Vlaanderen. Brussel: Departement Leefmilieu, Natuur en Energie, Afdeling Milieu-, Natuur- en Energiebeleid, Cel Milieueconomie.
- Bohman J. (1997). Deliberative Democracy and Effective Social Freedom: Capabilities, Resources, and Opportunities' In James Bohman and William Rehg.
- Bouckaert L. (1987). *Wijsgerige ethiek*. Leuven: Acco.
- Broekx S., De Nocker L., Liekens I., Poelmans L., Staes J., Van der Biest K., Meire P., Verheyen K. (2013). Raming van de baten geleverd door het Vlaamse Natura 2000-netwerk. Studie uitgevoerd in opdracht van het Agentschap voor Natuur en Bos (ANB/IHD/11/03) door VITO, Universiteit Antwerpen en Universiteit Gent. Brussel. 2013/RMA/R/87.
- Brown G., Raymond C. (2007). The relationship between place attachment and landscape values: Toward mapping place attachment. *Applied geography* 27(2):89-111.
- Bruers S., Vandenbergh K. (2014). Structurele verklaringen voor de hoge voetafdruk van België. Vergelijking van voetafdrukindicatoren voor België en buurlanden. Studie uitgevoerd in opdracht van de Vlaamse Milieumaatschappij, MIRA, MIRA/2014/02. Ecolife.
- Brundtland G.H. (1987). *Our Common Future*. Report of the World Commission on Environment and Development. United Nations. A/42/25.
- Bryan B.A., Raymond C.M., Crossman N.D., Macdonald D.H. (2010). Targeting the management of ecosystem services based on social values: Where, what, and how? *Landscape and Urban Planning* 97(2):111-122.

- Burrell W.G., Morgan G. (1979). *Sociological paradigms and organizational analysis*. London: Heinemann.
- Carpenter S.R., Bennett E.M., Peterson G.D. (2006). Scenarios for ecosystem services: an overview. *Ecology and Society* 11(1):29.
- Castro A., Martín-López B., García-Llorente M., Aguilera P., López E., Cabello J. (2011). Social preferences regarding the delivery of ecosystem services in a semiarid Mediterranean region. *Journal of Arid Environments* 75(11):1201-1208.
- Chan K.M.A., Satterfield T., Goldstein J. (2012). Rethinking ecosystem services to better address and navigate cultural values. *Ecological Economics* 74:8-18.
- Chuenpagdee R., Knetsch J.L., Brown T.C. (2001). Coastal management using public judgments, importance scales, and predetermined schedule. *Coastal Management* 29(4):253-270.
- Chuenpagdee R., Liguori L., Preikshot D., Pauly D. (2006). A public sentiment index for ecosystem management. *Ecosystems* 9(3):463-473.
- Costanza R. (2000). Social goals and the valuation of ecosystem services. *Ecosystems* 2000(3):4-10.
- Costanza R., Folke C. (1997). Valuing ecosystem services with efficiency, fairness, and sustainability as goals. In: Daily G.C. (editor). *Nature's services Societal dependence on natural ecosystems*. Washington D.C.: Island Press. p 49-68.
- Coucke L. (2013). *The value of recreation in the Dijle valley. A comparison of different water management scenarios*. Leuven: Catholic University of Leuven.
- Daily G.C. (1997). Introduction: What are ecosystem services? In: Daily G.C. (editor). *Nature's Services Societal dependence on natural ecosystems*. Washington D.C.: Island Press. p 1-10.
- Daily G.C. (2000). Management objectives for the protection of ecosystem services. *Environmental Science & Policy* 3(6):333-339.
- Daily G.C., Söderqvist T., Aniyar S., Arrow K.J., Dasgupta P., Ehrlich P.R., Folke C., Jansson A., Jansson B.-O., Kautsky N. et al. (2000). The value of nature and the nature of value. *Science* 289:395-396.
- Daly H.E. (1992). Allocation, distribution, and scale: towards an economics that is efficient, just, and sustainable. *Ecological Economics* 6(3):185-193.
- Daly H.E., Farley J. (2011). *Ecological economics. Principles and applications*. Washington D.C.: Island Press.
- de Groot R.S., Alkemade R., Braat L., Hein L., Willemsen L. (2010). Challenges in integrating the concept of ecosystem services and values in landscape planning, management and decision making. *Ecological Complexity* 7(3):260-272.
- De Groot R.S., Wilson M.A., Boumans R.M. (2002). A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. *Ecological economics* 41(3):393-408.
- De Nocker L., Liekens I., Broekx S. (2005). *Natte natuur in het Schelde-estuarium: Een verkenning van de kosten en baten*.
- De Nocker L., Michiels H., Deutsch F., Lefebvre W., Buekers J., Torfs R. (2010). *Actualisering van de externe milieuschadeprijzen (algemeen voor Vlaanderen) met betrekking tot luchtverontreiniging en klimaatverandering. Studie uitgevoerd in opdracht van MIRA, Milieurapport Vlaanderen*. Brussel. MIRA/2010/03. 122 p.
- Defra. (2007). *An introductory guide to valuing ecosystem services*. London: Department for Environment, Food and Rural Affairs. 65 p.
- Deliège G., Neuteleers S. (2011). Moet biodiversiteit nuttig zijn? *Ecosysteemdiensten vs. natuurervaring*. *Natuurfocus* 10(2):77-80.

- Demeyer R., Turkelboom F. (2013). Kosteneffectief werken met natuur: ecologische vs. technologische oplossingen. Verkennende case studie: Bescherming tegen overstromingen in de Dijlevallei. Brussel: Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek.
- Dendoncker N., Keune H., Jacobs S., Gómez-Baggethun E. (2014). Inclusive ecosystem services valuation. In: Jacobs S., Dendoncker N., Keune H. (editors). *Ecosystem services: Global issues, local practices*. Amsterdam: Elsevier. p 3-12.
- Dumortier M., De Bruyn L., Hens M., Peymen J., Schneiders A., Van Daele T., Van Reeth W. (2009). *Natuurrapport Vlaanderen. Natuurverkenning 2030*. Brussel. INBO.M.2009.7.
- Edwards-Jones G., Davies B., Hussain S. (2000). *Ecological economics. An introduction*. Oxford, UK: Blackwell.
- Eftec. (2006). *Valuing our natural environment*. London. NR0103.
- Farley J. (2008). The Role of Prices in Conserving Critical Natural Capital. *Conservation Biology* 22(6):1399-1408.
- Farley J. (2012). Ecosystem services : the economics debate. *Ecosystem Services* 1:40-49.
- Farley J., Schmitt Filho A., Burke M., Farr M. (2014). Extending market allocation to ecosystem services: Moral and practical implications on a full and unequal planet. *Ecological Economics* in press:9 pp.
- Fontaine C.M., De Vreese R., Jacquemin I., Marek A., Mortelmans D., Dendoncker N., Devillet G., François L., Van Herzele A. (2013). Valuation of Terrestrial Ecosystem Services in a Multifunctional Peri-Urban Space (The VOTES Project). Brussels. 95 p.
- Frank K.T., Petrie B., Choi J.S., Leggett W.C. (2005). Trophic cascades in a formerly cod-dominated ecosystem. *Science* 308(5728):1621-1623.
- Gómez-Baggethun E., de Groot R., Lomas P.L., Montes C. (2010). The history of ecosystem services in economic theory and practice: From early notions to markets and payment schemes. *Ecological Economics* 69:1209-12018.
- Goulder L.H., Kennedy D. (1997). Valuing ecosystem services: Philosophical bases and empirical methods. In: Daily G.C. (editor). *Nature's Services Societal dependence on natural ecosystems*. Washington D.C.: Island Press. p 23-47.
- Gowdy J., Hall C., Klitgaard K., Krall L. (2010a). What every conservation biologist should know about economic theory. *Conservation Biology* 24(6):1440-1447.
- Gowdy J., Howarth R.B., Tisdell C. (2010b). Discounting, ethics and options for maintaining biodiversity and ecosystem integrity. In: Kumar P. (editor). *The economics of ecosystems and biodiversity Ecological and economic foundations*. London: Earthscan. p 257-283.
- Hanley N., Wright R.E., Adamowicz V. (1998). Using choice experiments to value the environment. *Environmental and resource economics* 11(3-4):413-428.
- Hein L., van Koppen K., de Groot R.S., van Ierland E.C. (2006). Spatial scales, stakeholders and the valuation of ecosystem services. *Ecological Economics* 57:209-228.
- Hermans C., Howarth R.B., Noordewier T., Erickson J.D. (2008). Constructing preferences in structured group deliberative processes. *Deliberative Ecological Economics* Oxford University Press, Oxford, UK:51-79.
- Higuera D., Martín-López B., Sánchez-Jabba A. (2013). Social preferences towards ecosystem services provided by cloud forests in the neotropics: implications for conservation strategies. *Regional Environmental Change* 13(4):861-872.
- Hutsebaut E., Ochelen S., Cerulus T., Putzeijs B. (2007). *Milieubaten of Milieuschadeposten - waarderingsstudies in Vlaanderen*. Brussel.
- Jax K., Barton D.N., Chan K.M.A., de Groot R., Doyle U., Eser U., Görg C., Gómez-Baggethun E., Griewald Y., Haber W. et al. (2013). Ecosystem services and ethics. *Ecological Economics* 93(0):260-268.

- Kelemen E., García-Llorente M., Pataki G., Martín-Lopez B., Gómez-Baggethun E. (2014). Non-monetary valuation of ecosystem services.
- Kelemen E., Nguyen G., Gomiero T., Kovács E., Choisis J.-P., Choisis N., Paoletti M.G., Podmaniczky L., Ryschawy J., Sarthou J.-P. (2013). Farmers' perceptions of biodiversity: lessons from a discourse-based deliberative valuation study. *Land Use Policy* 35:318-328.
- Kenter J.O., Hyde T., Christie M., Fazey I. (2011). The importance of deliberation in valuing ecosystem services in developing countries—Evidence from the Solomon Islands. *Global Environmental Change* 21(2):505-521.
- Laurans Y., Rankovic A., Billé R., Pirard R., Mermet L. (2013). Use of ecosystem services economic valuation for decision making : questioning a literature blindspot. *Journal of Environmental Management* 119:208-219.
- Liekens I., Staes J., Schaafsma M., De Nocker L., Brouwer R., Meire P. (2009). Economische waarderingsstudie van ecosysteemdiensten voor MKBA. Studie uitgevoerd in opdracht van het departement LNE, afdeling Milieu-, Natuur- en Energiebeleid. 2009/RMA/R308.
- Liekens I., Van der Biest K., Staes J., De Nocker L., Aertsens J., Broekx S. (2013). Waardering van ecosysteemdiensten, een handleiding. Studie in opdracht van LNE, afdeling Milieu-, Natuur- en Energiebeleid. Brussel: Departement Leefmilieu, Natuur en Energie.
- MA. (2005a). Chapter 1: MA Conceptual Framework. In: Millennium Ecosystem Assessment (editor). *Ecosystems and human well-being Volume 1: Current state and trends*. Washington D.C.: Island Press. p 25-36.
- MA. (2005b). *Ecosystems and Human Well-being: Synthesis*. Washington D.C.
- MA. (2005c). *Living beyond our means. Natural assets and human well-being: Statement from the Board*. Washington D.C.
- Martín-López B., Gómez-Baggethun E., García-Llorente M., Montes C. (2014). Trade-offs across value-domains in ecosystem services assessment. *Ecological Indicators* 2014:220-228.
- Martín-López B., Iniesta-Arandia I., García-Llorente M., Palomo I., Casado-Arzuaga I., Amo D.G.D., Gómez-Baggethun E., Oteros-Rozas E., Palacios-Agundez I., Willaarts B. et al. (2012). Uncovering Ecosystem Service Bundles through Social Preferences. *PLoS ONE* 7(6):e38970.
- Martínez A.C., García-Llorente M., Martín-López B., Palomo I., Iniesta-Arandia I. (2013). Multidimensional Approaches in Ecosystem Services Assessment. *Earth Observation of Ecosystem Services*:441.
- Meersmans J., De Ridder F., Canters F., De Baets S., Van Molle M. (2008). A multiple regression approach to assess the spatial distribution of soil organic carbon (SOC) at the regional scale (Flanders, Belgium). *Geoderma* 143:1-13.
- Naidoo R., Adamowicz W.L. (2005). Biodiversity and nature-based tourism at forest reserves in Uganda. *Environment and Development Economics* 10(2):159-178.
- Neuteleers S., Engelen B. (2014). Talking money: How market-based valuation can undermine environmental protection. *Ecological Economics* in press:8 pp.
- Norgaard R.B. (1992). Coevolution of economy, society and environment. In: Ekins P., Max-Neef M. (editors). *Real-life Economics Understanding wealth creation*. London: Routledge. p 76-86.
- Norgaard R.B. (2010). Ecosystem services: From eye-opening metaphor to complexity blinder. *Ecological Economics* 69(6):1219-1227.
- O'Neill J. (1993). *Ecology, policy and politics. Human well-being and the natural world*. London: Routledge.
- O'Neill J., Spash C.L. (2000). Conceptions of value in environmental decision-making. In: Environment C.R.f.t., (editor). *Environmental Valuation in Europe - Policy Research Brief*. Cambridge, UK. p 20.

- O'Sullivan E., Rassel G.R. (1999). *Research methods for public administrators*. New York: Longman.
- Ochelen S., Putzeijs B. (2007). *Milieubeleidskosten. Begrippen en berekeningsmethoden*. Brussel.
- Palomo I., Martín-López B., Potschin M., Haines-Young R., Montes C. (2013). National Parks, buffer zones and surrounding lands: mapping ecosystem service flows. *Ecosystem Services* 4:104-116.
- Pascual U., Muradian R., Brander L., Gómez-Baggethun E., Martín-López B., Verma M., Armsworth P., Christie M., Cornelissen H., Eppink F. et al. (2010). The economics of valuing ecosystem services and biodiversity. In: Kumar P. (editor). *The economics of ecosystems and biodiversity Ecological and economic foundations*. London - Washington D.C.: Earthscan. p 183-256.
- Proost S., Rousseau S. (2007). *Inleiding tot de milieu-economie*. Leuven: ACCO.
- Rockström J., Steffen W., Noone K., Persson Å., Chaplin III F.S., Lambin E.F., Lenton T.M., Scheffer M., Foke C., Schellnhuber H.J. et al. (2009). A safe operating space for humanity. *Nature* 461:472-475.
- Ruijgrok E., Bogaert S., Lambert S., Abma R. (2011). *De kosten en baten van NTMB-oever langs bevaarbare waterlopen in Vlaanderen*. Brussel: Departement Leefmilieu, Natuur en Energie, Afdeling Natuur-, Milieu- en Energiebeleid, Cel Milieueconomie.
- Sachs J.D. (2008). *Common Wealth: Economics for a Crowded Planet*. New York: The Penguin Press.
- Schneiders A., Van Daele T., Van Landuyt W., Van Reeth W. (2012). Biodiversity and ecosystem services: Complementary approaches for ecosystem management? *Ecological Indicators* 21(0):123-133.
- Schröter M., van der Zanden E.H., van Oudenhoven A.P.E., Remme R.P., Serna-Chavez H.M., de Groot R.S., Opdam P. (2014). Ecosystem services as a contested concept: a synthesis of critique and counter-arguments. *Conservation Letters*:n/a-n/a.
- Shepard M. (2014). *Herstellende landbouw. Agro-ecologie voor boeren, burgers en buitenlui.*: Jan van Arkel.
- Stern N. (2007). *The economics of climate change: The Stern review*. Cambridge, UK: Cambridge University Press.
- Stragier F. (2010). Natuurlijke structuren als fysieke en psychologische geluidsbuﬀer. In: Jacobs S., Staes J., De Meulenaer B., Schneiders A., Vrebos D., Stragier F., Vandevenne F., Simoens I., Van Der Biest K., Lettens S. et al. (editors). *Ecosysteemdiensten in Vlaanderen: Een verkennende inventarisatie van ecosysteemdiensten en potentiële ecosysteemwinsten*. Antwerpen: Universiteit Antwerpen - Ecosystem Management Research Group ECOBE. p 205-220.
- Tadaki M., Sinner J. (2014). Measure, model, optimise: Understanding reductionist concepts of value in freshwater governance. *Geoforum* 51:140-151.
- TEEB. (2008). *The economics of ecosystems and biodiversity. An interim report*. Welzel+Hardt, Wesseling, Germany.
- TEEB. (2010). *The Economics of Ecosystems and Biodiversity: Mainstreaming the Economics of Nature: A synthesis of the approach, conclusions and recommendations of TEEB*. D5.
- Toman M. (1998). Why not calculate the value of the world's ecosystem services and natural capital. *Ecological Economics* 25:57-60.
- UK National Ecosystem Assessment. (2011). *The UK National Ecosystem Assessment: Synthesis of the Key Findings*. Cambridge: UNEP-WCMC.
- Ulenaers P., Turkelboom F., Simoens I., Keune H., Deneef H., Stevens K. (2014). *Participatieve gebiedsvisieontwikkeling voor De Wijers via het ecosysteemdienstenconcept. Procesarchitectuur en procesevaluatie*. Brussel. INBO.R.2014.2853501.

- Van Broekhoven E., Somers L., Tacquenier B. (2010). Overzicht van de boekhoudkundige resultaten van 767 land- en tuinbouwbedrijven - Boekjaar 2008. Landbouwmonitoringnetwerk. Brussel: Beleidsdomein Landbouw en Visserij, afdeling Monitoring en Studie.
- Van Broekhoven E., Somers L., Tacquenier B. (2011). Overzicht van de boekhoudkundige resultaten van 766 land- en tuinbouwbedrijven - Boekjaar 2009. Landbouwmonitoringnetwerk. Brussel: Beleidsdomein Landbouw en Visserij, afdeling Monitoring en Studies.
- Van Broekhoven E., Somers L., Tacquenier B. (2012). Overzicht van de boekhoudkundige resultaten van 749 land- en tuinbouwbedrijven - Boekjaar 2011. Landbouwmonitoringnetwerk. Brussel: Beleidsdomein Landbouw en Visserij, afdeling Monitoring en Studies.
- van Helvoort-Postulart D., Dirksen C.D., Kessels A.G., van Engelshoven J.M., Hunink M.M. (2009). A comparison between willingness to pay and willingness to give up time. *The European Journal of Health Economics* 10(1):81-91.
- Van Reeth W., De Saeger S. (2012). Advies betreffende de economische waarde van de groene infrastructuur langs de R11 in Wilrijk en Mortsel. Brussel. INBO.A.2012.6.
- Van Reeth W., De Smet L., Broekx S., Spanhove T., Van Gossum P., De Nocker L., Vandekerckhove K. (2015). Economische waardering van landgebruik: een gevalstudie (rapport in voorbereiding). Brussel: Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek.
- Van Uytvanck J., Simoens I., Van Gossum P. (2012). Optimalisatie van natuurbeleid in landbouwgebied : landschapsvisie Gelinden. Brussel.
- Vatn A. (2005). Rationality, institutions and economic policy. *Ecological Economics* 55:203-217.
- Vatn A. (2009). An institutional analysis of methods for environmental appraisal. *Ecological Economics* 68:2207-2215.
- Vatn A., Bromley D.W. (1994). Choices without prices without apologies. *Journal of Environmental Economics and Management* 26:129-148.
- Verenigde Naties. (1992). Verdrag inzake Biologische Diversiteit. In: Verenigde Naties, (editor). aangenomen op 5 juni 1992, in werking getreden op 29 december 1993. Rio de Janeiro: Verenigde Naties,.
- Vriens L., Bosch H., De Knijf G., De Saeger S., Guelinckx R., Oosterlynck P., Van Hove M., Paelinckx D. (2011). De Biologische Waarderingskaart. Biotopen en hun verspreiding in Vlaanderen en het Brussels Hoofdstedelijk Gewest. Brussel: INBO. INBO.M.2011.1. 413 p.
- Willis K.G., Button K., Nijkamp P. (1999a). *Environmental valuation*, Vol. I. Cheltenham, UK: Edward Elgar.
- Willis K.G., Button K., Nijkamp P. (1999b). *Environmental valuation*, Vol. II. Cheltenham, UK: Edward Elgar.