KATHOLIEKE UNIVERSITEIT
LEUVEN

Metaforum visietekst 2

Biodiversiteit: basisproduct of luxegoed?

Visietekst werkgroep Metaforum Leuven, voorgesteld op het symposium van 4 november 2010

Samenstelling werkgroep:

Coördinator: prof. dr. ir. Olivier Honnay, plantensystematiek en -ecologie

Prof. dr. ir. Nadine Buys, gentechnologie
Prof. dr. Kurt Deketelaere, milieu- en energierecht
Prof. dr. Luc De Meester, aquatische ecologie en evolutiebiologie
Prof. dr. ir. Maurice De Proft, plantenbiotechniek
Prof. dr. Johan De Tavernier, theologische ethiek
Prof. dr. Gerard Govers, geografie
Prof. dr. Martin Hermy, bos, natuur en landschap
Prof. dr. ir. Wannes Keulemans, plantenbiotechniek
Prof. dr. ir. Bart Muys, bos, natuur en landschap
Prof. dr. ir. Rony Swennen, plantenbiotechniek
Prof. dr. Sandra Rousseau, energie, transport en milieu
Mevr. Ines Van den houwe, plantenbiotechniek
Prof. dr. Filip Volckaert, dierenecologie en -systematiek
Prof. dr. ir. Liesbet Vranken, landbouw- en voedseleconomie
Dr. ir. Jeroen Gillabel, onderzoekscentrum duurzame aarde

Metaforum Leuven
www.kuleuven.be/metaforum



INHOUDSOPGAVE

1. Inleiding: Biodiversiteit in cijfers 3
   A. Definitie en ontstaan van biodiversiteit 3
   B. Biodiversiteit in cijfers 5
2. Biodiversiteit en ecosysteemdiensten 6
   A. Functies van biodiversiteit: theorie 6
      I. Ecosysteemdiensten 6
      II Biodiversiteit en ecosysteemdiensten 7
      III Het complementariteit- en selectie-effect 8
      IV Patronen van verlies van ecosysteemfuncties bij biodiversiteitsverlies 8
   B. Voorbeelden van de relatie tussen biodiversiteit en ecosysteemdiensten 9
      I Het ondersteunend aspect van (agro-)ecosysteemdiensten 9
      II Het regulerend aspect van ecosysteemdiensten 10
      III Het producerend aspect van ecosysteemdiensten 12
      IV Socio-culturele ecosysteemdiensten 14
3. De economische waardering van biodiversiteit 15
   A. Wat is economische waardering? 15
   B. Waarderingsmethoden 16
   C. Waarom is economische waardering van biodiversiteit nuttig? 17
4. Bedreigingen van biodiversiteit 18
   A. Bedreigde biodiversiteit in cijfers 18
      I Globaal 18
      II Vlaanderen 19
   B. Bedreigingsprocessen van biodiversiteit 20
      I Landgebruikswijzigingen en habitatfragmentatie 20
      II Invasieve soorten 21
      III Vervuiling 21
      IV Overexploitatie 22
      V Klimaatsverandering 23
5. Een ethische dimensie 23
6. Het juridisch kader inzake biodiversiteit 25
   A. Internationaal 25
   B. België 27
   C. Evaluatie 27
7. Conclusies en aanbevelingen 28
8. Referenties 30

1. INLEIDING: BIODIVERSITEIT IN CIJFERS

De huidige biodiversiteit op aarde is het resultaat van meer dan drie miljard jaar evolutie. De alsmaar toenemende impact van menselijke activiteiten heeft echter geleid tot een nooit geziene afname van de diversiteit aan genen, soorten en ecosystemen. Soorten verdwijnen vandaag meer dan duizend keer sneller dan de afgelopen miljoenen jaren. De oorzaken zijn habitatverlies en -fragmentatie, vervuiling, de invasie van exotische soorten, overbejaging en -bevissing, en, eerder recent, klimaatsverandering. De dramatische afname van biodiversiteit uit zich rechtstreeks in de mate waarin biodiversiteit haar rol als leverancier van ecosysteemdiensten en als regulator van ecosysteemprocessen kan vervullen. Het jaar 2010 werd door de Verenigde Naties uitgeroepen tot het internationale jaar van de biodiversiteit. Dit is een belangrijk signaal dat het uitzonderlijke belang van biodiversiteit internationaal wordt erkend en het was de aanleiding voor het opstarten van een werkgroep rond biodiversiteit aan de K.U.Leuven. Die multidisciplinaire werkgroep werd opgericht in het kader van Metaforum Leuven en had als voornaamste doel de belangrijkste kennis rond biodiversiteit samen te brengen en een reeks aanbevelingen te formuleren rond behoud van biodiversiteit. Omwille van de breedte van het onderwerp zijn deze aanbevelingen relatief algemeen. Verdere uitdieping van meer specifieke topics rond bijvoorbeeld de relatie tussen landbouw, voedselvoorziening en biodiversiteit blijven noodzakelijk.

A. DEFINITIE EN ONTSTAAN VAN BIODIVERSITEIT

Hoe kan biodiversiteit worden gedefinieerd? Een algemeen aanvaarde definitie van biodiversiteit wordt gebruikt sinds de eerste VN Biodiversiteitsconventie (Rio De Janeiro, 1992): 'Biologische diversiteit (kort: biodiversiteit) is het begrip dat gegeven wordt aan de diversiteit van leven op Aarde en de natuurlijke patronen die het vormt. (…) Biodiversiteit omvat ook genetische verschillen tussen elke soort. (…) En nog een ander aspect van biodiversiteit is de diversiteit van ecosystemen' (CBD, 1992). Aldus wordt er een continuïteit aanvaard in de biologische diversiteit van gen, over soort tot ecosysteem. Politiek en maatschappelijk krijgt de soortendiversiteit de grootste aandacht.

Genetische diversiteit heeft betrekking op de rijkdom aan genen, d.w.z. de specifieke combinatie van basenparen op het DNA die coderen voor bepaalde eigenschappen. Genetische diversiteit is belangrijk omdat ze de motor (functionele eenheid) is van biodiversiteit; zonder genen geen organismen en zonder genetische variatie geen evolutie. Het aantal genen per organisme varieert van een tiental in een virus (9 genen in HIV) tot 25.500 genen in het modelplantje *Arabidopsis thaliana* (zandraket) en 23.000 genen in een zoogdier. Recent is de studie van genetische variatie van natuurlijke populaties in een stroomversnelling geraakt door technologische ontwikkelingen inzake het snel kwantificeren van de diversiteit aan basenparen op het DNA. Zo wordt systematisch de genetische diversiteit tussen alle organismen geïnventariseerd (*Tree of Life*)[1], evenals de diversiteit binnen soorten (*Barcoding of Life*)[2].

Biodiversiteit van soorten omvat de verscheidenheid aan levensvormen op een niveau dat als de eenheid van evolutie wordt beschouwd. De definitie van een soort is grotendeels pragmatisch omdat een sluitende afspraak moeilijk te maken is. Historisch heeft de soortcomponent van biodiversiteit veruit de meeste aandacht gekregen, wellicht door de relatief vlotte toegankelijkheid.

[1] www.tobweb.org
[2] www.ibol.org

Ten slotte is er de *diversiteit aan ecosystemen*, d.w.z. de organismen samen en in directe relatie tot de omgeving, en dus in het gezelschap van de niet-levende onderdelen (zoals bodem, geologische ondergrond, gassen, water en zonnewarmte). Ecosystemen functioneren enkel bij de gratie van hun onderdelen. De Vlaamse ecosystemen, van de strandzone en duinrand over heide tot loof- en naaldbossen, zijn zonder uitzondering beïnvloed door de mens; ze zijn tot op zekere hoogte gemanipuleerd door menselijke activiteiten. Bepaalde onderdelen (bv. toppredatoren) ontbreken, maar ze bevatten anderzijds nog duizenden soorten die zich ondanks die invloed spontaan hebben gehandhaafd. Dergelijke systemen worden als halfnatuurlijke systemen aangeduid. Daarnaast zijn er de artificiële ecosystemen waar de plaats van organismen essentieel door de mens bepaald werd: akkers en weiden, productiebossen, infrastructuur, industriegronden, tuinen en steden. Maar zelfs binnen deze door de mens gedomineerde ecosystemen vestigen en handhaven bepaalde organismen zich spontaan. Het zijn veelal ook de plaatsen waar de mens bewust en onbewust soorten heeft binnengebracht. Een deel daarvan zijn ondertussen ingeburgerd, andere blijven er alleen maar zolang de mens ze helpt. Sommige soorten die van nature hier thuishoren, hebben zich vrij goed aangepast aan de mens en komen nu ook tot in de urbane gebieden voor (bv. vossen). Door hun algemeen voorkomen in een sterk verstedelijkt Vlaanderen verdienen de kunstmatige ecosystemen aandacht, hoewel ze nooit de diversiteit en complexiteit van interacties zullen bereiken die natuurlijke ecosystemen zo sterk kenmerken.

Waar ligt de oorsprong van het leven en van biodiversiteit? Om het huidige belang van biodiversiteit in te schatten is het goed om na te gaan waar de oorsprong ligt van deze diversiteit. Belangrijke ijkpunten in het ontstaan en evolueren van biodiversiteit zijn:

- 3,4 miljard jaar geleden: het eerste leven is er onder de vorm van bacteriën. De zeer belangrijke stap waarbij de overgang gebeurt van organische macromoleculen (wellicht RNA) naar een onafhankelijk levende en zich voortplantende zeer eenvoudige cel met een ‘geheugen’ (wellicht eerst onder de vorm van RNA, dan pas DNA), is een feit.
- 2,4 miljard jaar geleden: de overgang naar een zuurstofarme omgeving tijdens de Grote Oxidatie Gebeurtenis, en later naar een zuurstofrijkere omgeving, heeft het mogelijk gemaakt dat biologische processen veel sneller verlopen. Het ontstaan van fotosynthese speelt daarbij een belangrijke rol en is een belangrijke stimulus gebleken tot het uitbouwen van leven.
- 2,1 miljard jaar geleden: de overgang van een eencellige (microbiële) wereld naar een meercellige wereld gebeurt voor de eerste keer. Meercelligheid ontwikkelt zich uiteindelijk in vijf van de acht grote eukaryote groepen in parallel.
- 1,7 miljard jaar geleden: de overgang van een kernloze bacteriële cel (prokaryoot) naar een complexe gekernde cel (eukaryoot) door de systematische insluiting van andere bacteriën. Eukaryoten beschikken over een meer complex genoom met mitochondria (die instaan voor het energiemetabolisme) en bladgroen (dat instaat voor het omzetten van CO_2 in macromoleculen met de hulp van zonlicht).
- 1,3 miljard jaar geleden: de eerste eenvoudige meercellige eukaryote organismen (o.a. sponsen en kwallen) ontstaan.
- 500 miljoen jaar geleden: de eerste gewervelden (vissen) verschijnen in zee.
- 475 miljoen jaar geleden: de levensomstandigheden aan land verbeteren en de eerste landplanten verschijnen. Dit opent mogelijkheden voor ongewervelde landdieren en zoetwatervissen.
- 200 miljoen jaar geleden: de eerste zoogdieren verschijnen.
- 200.000 jaar geleden: de mens *Homo sapiens* verschijnt voor het eerst in oostelijk Afrika.

Soorten worden op basis van hun evolutionaire oorsprong geordend in een levensboom, die bestaat uit acht grote eenheden, waarvan de dieren en schimmels een enkele groep uitmaken (*Opisthokonta*), en vaatplanten, groen- en roodwieren een andere groep (*Plantae*). Opvallend is de algemene grote diversiteit aan eencellige en parasitaire organismen, en hun ondervertegenwoordiging in veel biodiversiteitsonderzoek. Biodiversiteit is dus niet alleen een zaak van vlot waarneembare organismen. Belangrijke processen die leiden tot soortvorming (speciatie) zijn het vermeerderen van het aantal chromosomen (polyploïdisatie), het versmelten van de genomen van verschillende organismen (hybridisatie), de niet-geslachtelijke overdracht van genetisch materiaal tussen soorten (horizontale gentransfer van virussen en plasmiden) en mutatie.

Zoals nieuwe soorten ontstaan, zo verdwijnen ze ook. Vandaag is de soortenrijkdom niet de som van alle soorten die in het verleden voorkwamen (denk aan de uitgestorven dinosauriërs), maar ze is wel een afspiegeling van wat er gebeurde (vogels stammen af van de *Theropoda*-dinosauriërs). In de paleontologie zijn een vijftal massa-extincties bekend waarvan de uitstervende dinosauriërs op de grens van Krijt en Tertiair (65 miljoen jaar geleden) het meest tot de verbeelding spreken. Op dit ogenblik zou wel eens de zesde massa-extinctie kunnen bezig zijn: soorten verdwijnen veel sneller dan er bijkomen door speciatie, voor het overgrote deel door het toedoen van de mens (zie deel 4).

B. BIODIVERSITEIT IN CIJFERS

Hoe groot is de biodiversiteit? Schattingen van de soortspecifieke biodiversiteit lopen sterk uiteen. Gelukkig is er behoorlijk wat vooruitgang gemaakt de voorbije decennia door het gebruik van modellen, experimenten en intensief veld- en laboratoriumonderzoek. En toch blijven de huidige cijfers schattingen, omdat de diversiteit aan soorten en ecosystemen zo groot is en het aantal experts zo klein. De kleine afmeting, speciale levenswijze en zeldzaamheid van vele soorten maakt het de mens moeilijk om de inventaris te vervolledigen. Voorbeelden zoals de diepzee en de poolstreken zijn voor de hand liggend, maar ook de bodemorganismen en de micro-organismen die in symbiose leven met de mens zijn slecht gekend. Schattingen hangen trouwens af van het soortbegrip, anders gezegd: wat is een soort? Zelfs specialisten twijfelen tussen een enge (de hond is een soort) of een brede soortdefinitie (de hond is een ondersoort van de wolf).

De schatting van organismen op aarde beloopt 11 miljoen soorten, waarvan er slechts 2 miljoen werden beschreven (Chapman, 2009). Er werden tot dusver 230.000 mariene organismen beschreven (Census of Marine Life, 2010)[3]. Dit laatste cijfer is wellicht een grove onderschatting, omdat de zee zo'n 70% van de wereldbol beslaat en er dagelijks 4 tot 5 nieuwe soorten worden gevonden. Jaarlijks worden er globaal ca. 18.000 nieuwe soorten beschreven. De inventaris per groep wisselt van behoorlijk goed bekend (zoogdieren ca. 5.500; vogels ca. 10.000; vissen ca. 30.000; bloemplanten ca. 310.000), tot slechts een ruwe schatting (bv. voor insecten varieert de schatting in de tropen alleen al van 2 tot 7 miljoen (Hamilton et al., 2010), platwormparasieten tussen 75.000 en 300.000, en bacteriën van de diepzee zijn 100 x talrijker dan oorspronkelijk gedacht). Samengevat, de mens slaagt er maar moeizaam in een overzicht te krijgen van de diversiteit op wereldschaal.

Hoeveel soorten zijn er in België? In België dateert de laatste schatting van de biodiversiteit van 2002, toen 36.300 soorten werden geteld (Peeters et al., 2006). Ongeveer tweederde van de soorten zijn dieren, waarbij de insecten zoals verwacht het meest algemeen zijn: 4.500 keversoorten, 4.500 vliegen en muggen, 2.400 vlinders en motten. Er zijn 73 zoogdieren en 150 vissen. De meest recente inventaris van vogels vermeldt 436 soorten. Er zijn ongeveer 13.000 soorten planten en schimmels, waaronder 1.400 vaatplanten, 560 mossen, 980 korstmossen en 60 varens.

[3] http://www.coml.org/

Men schat dat er ongeveer 18.000 soorten meer aanwezig zijn dan reeds geïnventariseerd. België wordt niet beschouwd als een zeer soortenrijk gebied, omdat de invloed van de IJstijden te groot is geweest. Tot zo'n 10.000 jaar geleden heerste een veel kouder klimaat met toendra-achtige vegetaties. Veel van de huidige soorten zijn goede indicatoren van het Atlantisch klimaat (bv. wilde hyacint en beekforel), andere weerspiegelen meer de delicate gemeenschappen en habitats waarin ze leven (bv. korhoen en gentiaanblauwtje als indicatorsoorten van goed ontwikkelde en grote heidesystemen, en de rivierdonderpad als indicator van zuivere beekjes).

Kan de mens biodiversiteit creëren? De mens zelf is heel actief bezig met 'soorten'vorming door het veredelen van gewassen en huisdieren en de kweek van cultuurvariëteiten. Voeding is altijd een grote drijfveer geweest, maar ook esthetiek, gezelschap, bewaking en kleding zijn belangrijke redenen om te fokken en veredelen. Het varken bijvoorbeeld heeft een lange weg afgelegd sinds 15.000 jaar geleden het everzwijn werd ingeschakeld in de landbouw. Nu komt een brede waaier aan landrassen voor van Zuidoost-Azië tot West-Europa en werden nog recenter hoogrendabele fokrassen ontwikkeld. Landrassen zijn lokale rassen die door aanpassing aan het lokale milieu (grotendeels zonder actieve veredeling) tot stand zijn gekomen, en die nog een grote genetische variatie bevatten. Broodtarwe kent zijn oorsprong in één koren, zo'n 9.000 jaar geleden voorkomend in de Fertiele Sikkel (Noord-Irak en Oost-Turkije). Wereldwijde schattingen lopen op tot 7.600 landbouwrassen voor 18 verschillende zoogdiersoorten en 16 vogelsoorten (Groeneveld et al., 2010). In de tuinbouw zijn duizenden cultuurvariëteiten ontwikkeld. De domesticatie van de roos is begonnen rond 1200 en men bekwam toen de eerste 5 groepen gedomesticeerde rozen. Binnen het genus Rosa zijn vandaag zo'n 140 soorten beschreven en vertrekkende hiervan heeft men enkele tienduizenden variëteiten ontwikkeld (Mattock, 1998).

2. BIODIVERSITEIT EN ECOSYSTEEMDIENSTEN

A. FUNCTIES VAN BIODIVERSITEIT: THEORIE

I. ECOSYSTEEMDIENSTEN

Wat zijn ecosysteemdiensten? Ecosysteemdiensten worden gedefinieerd als 'alle goederen en diensten die ecosystemen aan de maatschappij leveren'. Ecosysteemdiensten vormen een relatief recent concept (Ehrlich & Ehrlich, 1981) dat vooral met de VN *Millenium Ecosystem Assessment* (MEA, 2003; 2005)[4] een brede weerklank heeft gekregen. De term ecosysteemdiensten verwijst naar de multifunctionele waarde van ecosystemen en het socio-economische belang van vitale, duurzaam beheerde, goed functionerende ecosystemen. Verschillende indelingen van ecosysteemdiensten zijn mogelijk. De meest gebruikte is deze uit de MEA (MEA, 2005), waar vier soorten ecosysteemdiensten worden onderscheiden:

- *Ondersteunende ecosysteemdiensten*, of alle processen die het functioneren van ecosysteemdiensten onderhouden, zoals primaire productie, nutriëntencyclus, zuurstofproductie, bodemvorming, en voedsel- en waterkringloop.
- *Regulerende ecosysteemdiensten*, of de voordelen die we verkrijgen uit de regulatie van ecosysteemprocessen, zoals klimaatregulatie, waterzuivering, bestuiving, erosiebestrijding en plaagbestrijding.

[4] http://www.millenniumassessment.org/en/

- *Producerende ecosysteemdiensten*: deze omvatten de producten die verkregen worden van de ecosystemen, zoals voedsel, voeder, brandstof, vezels, hout, zoetwater, genetisch materiaal en medicijnen.
- *Culturele ecosysteemdiensten*: hieronder verstaan we alle niet-materiële voordelen die mensen ontvangen van ecosystemen, zoals esthetische en spirituele waarden, ecotoerisme, onderwijs en religie.

Er kan enkel sprake zijn van een ecosysteemdienst indien er baten voor de mens bij betrokken zijn. Die baten zijn zeer divers: veiligheid, beschikbaarheid van bronnen zoals voedsel en water, beschikbaarheid van basismateriaal voor een menswaardig bestaan, gezondheid en goede sociale relaties. Ecosystemen leveren bijvoorbeeld constructiehout en proteïnen, ze ondersteunen de productie in landbouw via bodemvorming en het aanvullen van de grondwatertafel, ze bieden bescherming tegen overstromingen, dragen bij tot klimaatregulatie en bieden ook ruimte voor ontspanning en het opdoen van inspiratie. Waar aan landbouw gedaan wordt, werden de natuurlijke ecosystemen grondig veranderd. We spreken dan van agro-ecosystemen. Agro-ecosystemen hebben de producerende ecosysteemdiensten als hoofddoel, maar zijn daarbij onlosmakelijk verbonden met de ondersteunende en regulerende diensten die geleverd worden door de natuurlijke ecosystemen. Denk bijvoorbeeld aan bestuiving van landbouwgewassen door insecten of aan het inkruisen van wilde genen in cultuurgewassen (zie deel 2B).

In 1997 heeft een groep van 13 onderzoekers getracht een waarde te plakken op de hele waaier aan ecosysteemdiensten geleverd door de aarde (Costanza et al., 1997). De onderzoekers, waaronder economen, ecologen en geografen, identificeerden 17 verschillende categorieën van ecosysteemdiensten, waaronder de productie van voedsel, vezels en zoet water, recreatie, waterwaterzuivering, erosiebestrijding en klimaatregulatie. Zij berekenden de waarde voor elk van deze producten en diensten op basis van reeds gepubliceerde data voor een aantal terrestrische en mariene milieus. De totale waarde van ecosysteemdiensten werd geschat op tussen 16 en 54 triljoen US dollars per jaar. Om dit in perspectief de plaatsen, vergeleken de onderzoekers dit bedrag met de totale waarde van 'het mondiaal Bruto Nationaal Product', dat ongeveer 18 triljoen US dollar bedroeg. Dit BNP meet de waarde van markttransacties, terwijl het merendeel van de ecosysteemdiensten verkregen wordt buiten de markt om (zie deel 3).

II BIODIVERSITEIT EN ECOSYSTEEMDIENSTEN

Wat is de rol van biodiversiteit bij het leveren van diensten door ecosystemen? Zoals verderop geïllustreerd (deel 2B), zijn ecosysteemdiensten uitermate belangrijk voor het welzijn van de mens. De cruciale vraag is in welke mate biodiversiteit daarin belangrijk is. De regulerende rol van bijvoorbeeld bossen en moerassen met betrekking tot de kwantiteit en de kwaliteit van zoetwatervoorraden is bekend, maar vereist die ook dat die bossen en moerassen rijk zijn aan soorten? Biodiversiteit vervult geen expliciete rol in het concept van ecosysteemdiensten, maar is duidelijk verbonden met elk van de vier types ecosysteemdiensten. Er zijn vandaag voldoende theoretische en empirische argumenten om aan te nemen dat soortenrijke ecosystemen ook stabieler zijn, en wellicht ook meer en een groter gamma aan ecosysteemdiensten kunnen leveren. Het blootleggen van de relatie tussen biodiversiteit en het functioneren van ecosystemen en ecosysteemdiensten is een zeer actief onderzoeksterrein.

Onderzoek van een aantal modelecosystemen waarin de plantsoortensamenstelling werd gemanipuleerd, heeft aangetoond dat biodiversiteit inderdaad een sleutelfactor kan zijn voor het functioneren van ecosystemen (Naeem et al., 2009). Een ecosysteemfunctie wordt dus mee bepaald door de diversiteit van soorten, de genetische diversiteit binnen de soorten en door de variatie in functionele kenmerken van de soorten (*traits*). Die functionele kenmerken van soorten omvatten zowel morfologische als fysiologische verschillen die tot een verschillend

functioneren aanleiding geven. Dit kan zich manifesteren via twee verschillende mechanismen: via deterministische processen (het *complementariteiteffect*) en via toevalsprocessen (het *selectie-effect*) (Naeem et al., 2009). Vooraleer hierop in te gaan, is het belangrijk in te zien dat goed functionerende ecosystemen ook een belangrijke voorwaarde zijn voor het behoud van biodiversiteit. Aangezien het functioneren van deze ecosystemen en het aanleveren van ecosysteemdiensten ook nog afhangt van biodiversiteit, resulteert dit in een positieve terugkoppeling. Verlies aan biodiversiteit tast het goed functioneren van ecosystemen aan, waarbij het verlies van ecosysteemkwaliteit resulteert in een verder verlies van biodiversiteit. Een dergelijk terugkoppelingsmechanisme is een bekend recept voor een plotse en onomkeerbare omslag van een ecosysteem (Scheffer, 2009). Daarbij slaat een goed functionerend systeem plots om naar een gedegradeerd systeem waarvan de ecosysteemdiensten verwaarloosbaar zijn. Denk hier bijvoorbeeld aan het proces van verwoestijning. Wanneer de vegetatiebedekking van de bodem onder een bepaalde grenswaarde gaat, treedt verwoestijning razendsnel op en is het herstel van het originele ecosysteem uitermate moeilijk.

III HET COMPLEMENTARITEIT- EN SELECTIE-EFFECT

Complementariteit is de term die vooral wordt gebruikt om nichedifferentiatie tussen soorten aan te duiden. Men spreekt van nichedifferentiatie wanneer er sprake is van verdeling en meer efficiënt gebruik van de hulpbronnen tussen soorten. Elke soort specialiseert zich in een bepaalde bron. Daardoor treedt er minder competitie tussen de soorten op en worden alle bronnen aangeboord en efficiënt geëxploiteerd. Dit leidt tot een hogere en stabielere biomassaproductie dan wanneer er één soort zou aanwezig zijn in het systeem. Daar waar, omwille van de (vaak subtiele) verschillen in niche tussen soorten, veel ruimte is voor complementariteit, geldt dat zeker niet voor alle processen of soortencombinaties. Zo is de snelheid van bladstrooiselafbraak in een terrestrisch ecosysteem niet meteen gerelateerd aan het aantal voorkomende plantsoorten, maar veeleer aan de al of niet aanwezigheid van cruciale soorten die gemakkelijk afbreekbaar strooisel produceren. Dit wijst erop dat in een aantal gevallen de functionele kenmerken van specifieke soorten een belangrijke rol spelen. Dit leidt tot het concept van het selectie-effect. Meer dan complementariteit is het *selectie-effect* een aanvaard principe van hoe biodiversiteit inwerkt op het functioneren van ecosystemen. Als er meer soorten zijn, is de kans namelijk groter dat er een succesvolle soort (in termen van bijvoorbeeld groeisnelheid, ziekteresistentie en aanpassingsvermogen) tussen zit. Het basisidee is hier dat de functionele karakteristieken van soorten belangrijker zijn dan het aantal soorten op zich.

Naast het complementariteit- en het selectie-effect is er ook het zogenaamde ‘verzekeringseffect’ (Naeem et al., 2009). Het verzekeringseffect verwijst naar het belang van biodiversiteit als buffer tegen systeemfalen in geval van ernstige verstoring of stress. Het principe is dat gemeenschappen een zekere redundantie kunnen vertonen, waarbij een aantal soorten aanwezig zijn die ecologisch zeer gelijkend zijn en schijnbaar niets extra bijdragen tot de efficiëntie van de exploitatie van de bronnen in het systeem. Net die redundantie vormt echter een buffer bij sterke verstoring, omdat de functies van soorten die het slecht doen dan worden overgenomen door soorten die minder te lijden hebben onder de verstoring. Nader bekeken gaat het dan ook niet altijd om strikte redundantie maar eerder om partiële redundantie: deze soorten hebben weliswaar op het eerste gezicht zeer gelijkende functies, maar verschillen vaak in omgevingscondities waarbij ze optimaal gedijen. Ze zijn misschien wel redundant in de functie die ze vervullen, maar niet in de omgevingscondities waarbij ze die functie optimaal kunnen vervullen.

IV PATRONEN VAN VERLIES VAN ECOSYSTEEMFUNCTIES BIJ BIODIVERSITEITSVERLIES

Hoe wordt de relatie tussen ecosysteemfunctie en biodiversiteit onderzocht? Al in 1828 stelde von Cotta dat gemengde bossen beter groeien en beter bestand zijn tegen plagen en stormen, en enkele Duitse beschrijvende studies uit de negentiende en vroege twintigste eeuw leken dat te bevestigen. Een wetenschappelijk raamwerk

voor de studie naar de functies van biodiversiteit ontwikkelde zich pas in de jaren negentig van de vorige eeuw als een synthese van gemeenschapsecologie (focus op soortensamenstelling) en systeemecologie (focus op ecosysteemfuncties). Daarbij werd getest of biodiversiteit een lineair of asymptotisch verband liet zien met ecosysteemfuncties zoals het vasthouden van bodemnutriënten, de productie van biomassa of de stabiliteit van die productie. Hierbij werden gemeenschappen met verschillende plantsoortenrijkdom samengesteld door loting uit een vaste soorten*pool*. Dergelijke experimenten kenden de voorbije decennia een hoge vlucht (Naeem et al., 2009). Eén van de eenvoudigste en strengste tests is de zogenaamde *transgressive overyielding*, waarbij een echt biodiversiteiteffect ten gevolge van complementariteit slechts aanvaard wordt indien de meer soortenrijke systemen een betere prestatie leveren (bijvoorbeeld inzake biomassaproductie) dan de best presterende monocultuur. Uit de verschillende experimenten kunnen we leren dat er significante effecten zijn van biodiversiteit op de efficiëntie van het gebruik van voedselbronnen, de weerstand ten opzichte van omgevingsveranderingen en de weerstand tegen invasieve soorten. Daar waar de invloed van biodiversiteit voor een aantal van deze functies eerder bescheiden is, is een opvallende waarneming dat het belang van biodiversiteit sterk toeneemt naarmate meerdere functies worden bekeken: het is vooral wanneer een diverse set aan functies in dezelfde systemen worden opgevolgd dat het positieve effect van een hogere biodiversiteit zeer sterk wordt.

Hoe verloopt de relatie tussen biodiversiteit en ecosysteemfunctie exact? Als biodiversiteit een positief effect heeft op ecosysteemfuncties, dan zullen de diensten die ecosystemen leveren aan de mens afnemen met de afname van de biodiversiteit. Er worden drie patronen onderscheiden. Indien alle soorten evenveel bijdragen tot het functioneren van het ecosysteem, verwachten we een graduele, lineaire afname. In vele gevallen kan echter een abrupte daling van het functioneren van het ecosysteem worden verwacht, wanneer teveel soorten uit het systeem verdwijnen. Meer bepaald verwachten we dit patroon wanneer er een zekere graad van functionele redundantie is. Wanneer er zeer veel soorten zijn, dan zal een afname van de biodiversiteit in eerste instantie weinig effect hebben omdat de ecosysteemfuncties en -diensten worden overgenomen door andere soorten. Naarmate het aantal soorten afneemt, wordt de kans echter groter dat essentiële functies worden aangetast, en zullen de effecten van voortschrijdend biodiversiteitsverlies groter worden. Dit is een belangrijk gegeven, omdat het eerst lijkt alsof biodiversiteit weinig bijdraagt tot functies, maar er vervolgens een fase komt waarbij biodiversiteit een sterke invloed heeft. Een derde patroon is een variant van het tweede, maar met een bruuske omslag in het functioneren van het ecosysteem. Na een fase waarin het verlies van biodiversiteit schijnbaar geen effect heeft omwille van een buffering door het verzekeringseffect, blijkt het functioneren van het systeem catastrofaal te reageren op het verwijderen van één specifieke soort die cruciaal was voor het in stand houden van het systeem. Deze catastrofale systeemverschuivingen zijn zeer verontrustend, omdat het moeilijk is ze vooraf te detecteren (Scheffer, 2009).

B. VOORBEELDEN VAN DE RELATIE TUSSEN BIODIVERSITEIT EN ECOSYSTEEMDIENSTEN

I HET ONDERSTEUNEND ASPECT VAN (AGRO-)ECOSYSTEEMDIENSTEN

BODEMVRUCHTBAARHEID

De bodem is een dynamisch onderdeel van het ecosysteem. Een bodem bestaat in essentie uit organische stof, bodemdeeltjes, mineralen, water en bodemfauna en -flora. Elke bodem heeft een typisch bodemleven dat belangrijk is voor de vertering van organisch materiaal, omzettingen van anorganische en organische moleculen en fixatie van stikstof. Vele bodemorganismen, zoals stikstoffixerende bacteriën en *mycorrhizae*, leven in symbiose met plantenwortels en zijn belangrijk voor plantengroei. De bodem is dus een complexe component van het ecosysteem, die in interactie met de omgeving een delicaat evenwicht vormt. Verstoring van de bodem,

bijvoorbeeld door ploegen, verstoort dit precaire evenwicht. Door ploegen wordt de bacteriële vertering van organisch materiaal gestimuleerd, met een verhoogde CO_2-uitstoot tot gevolg. Hoewel de landbouw het natuurlijke systeem verstoort, kan landbouw met respect voor de evenwichten in de ecosystemen vele honderden of zelfs duizenden jaren doorgaan. Door seizoenrotatie van teelten worden de negatieve aspecten van monoculturen deels opgevangen. De aanhoudende groei van de wereldbevolking en de steeds hogere eisen die de mens stelt aan zijn voedsel hebben de landbouw ertoe gebracht om van extensieve en milieuvriendelijke werkwijzen over te gaan naar intensieve teelten met meer druk op de ecosystemen. Door intensieve teelt van monoculturen met een eentonige bemesting en de keuze van specifieke hybriden wordt het bodemleven minder divers (Stoate et al. 2009). De verdienste van de biolandbouw is het respect voor een evenwichtige bodem op de voorgrond te zetten, met als keerzijde te moeten inboeten op productiviteit. Het deels vervangen van anorganische meststoffen door groenbemesters en organische bemesting is nu ook aan de orde bij de 'klassieke' landbouw. De mineralisering van deze organische componenten in de bodem draagt bij tot meer diversiteit in de bodem. Deze verrijking blijkt meer en meer de productiviteit en ziektedruk in de positieve zin te beïnvloeden. Bij het optimaliseringwerk van teelten en teelttechnieken is respect voor en inschakelen van biodiversiteit in een optimale combinatie met productiviteit een topprioriteit.

BIODIVERSITEIT EN (STABILITEIT VAN) PRIMAIRE PRODUCTIE

Zoals in het kader van de theoretische beschouwingen rond biodiversiteit en ecosysteemfuncties (Deel 2A) reeds werd aangehaald, is er experimenteel bewijs dat meer diverse plantengemeenschappen niet alleen meer biomassa produceren, maar dat ze ook stabielere producenten van biomassa zijn. Dat wil zeggen dat ze beter bestand zijn tegen externe verstoringen zoals droogte. De vraag is of deze bevindingen ook op grotere schaal en voor andere trofische niveaus (insecten, gewervelden, micro-organismen) gelden. Dit is momenteel één van de belangrijke wetenschappelijke vraagstellingen in de ecologie.

II HET REGULEREND ASPECT VAN ECOSYSTEEMDIENSTEN

BESTUIVING VAN WILDE PLANTEN EN LANDBOUWGEWASSEN

Bestuiving heeft betrekking op overdracht van stuifmeel van meeldraden naar stamper en kan gebeuren via water, dieren (meestal insecten) en wind. De meeste (80%) van de 310.000 plantsoorten zijn aangewezen op bestuiving door dieren. Bestuiving is enerzijds essentieel voor het behoud van genetische en soortendiversiteit van wilde planten. Daardoor zal bestuiving ook op een onrechtstreekse manier het leveren van ecosysteemdiensten mogelijk maken. Daarnaast kan een natuurlijk ecosysteem door het herbergen van populaties van bestuivende insecten bijdragen tot land- en tuinbouwproductie. Minstens 60 insectensoorten, waarvan de honingbij veruit de belangrijkste is, zijn essentieel voor bestuiving van landbouwgewassen. De inheemse Amerikaanse wilde bijen zouden jaarlijks een bijdrage leveren aan de landbouwproductie van ca. 3 miljard dollar. De geïntroduceerde Europese honingbij draagt aan de Amerikaanse landbouw jaarlijks tussen de 12 en 16 miljard dollar bij (Losey & Vaughan, 2006). Wereldwijd zijn 87 van de 124 belangrijkste landbouwteelten (35% van het productievolume in de landbouw) afhankelijk van bestuiving door insecten (Klein et al., 2006). In Costa Rica is de bestuiving van de koffieplant afhankelijk van tien inheemse bijensoorten afkomstig uit het tropische regenwoud. Zowel in Costa Rica als in Indonesië bleek het behoud van de natuurlijke bosvegetatie van groot belang voor de diversiteit aan bestuivers en voor de opbrengst van koffieplantages. Die natuurlijke vegetatie biedt immers nestgelegenheid voor insectenbestuivers.

PLAAGBESTRIJDING IN DE LANDBOUW

In de intensieve landbouw wordt de plaagbestrijding steeds problematischer. Dit komt enerzijds door de resistentieontwikkeling van de plaagorganismen en anderzijds door de maatschappelijke bezorgdheid over mogelijke toxische effecten van gewasbeschermingsmiddelen. De biodiversiteit aanwezig in natuurlijke ecosystemen kan bij plaagbeheersing een regulerende rol spelen. Over de relatie tussen (agro)biodiversiteit en plaagbestrijding bestaan goede overzichten, maar de kennis is relatief fragmentarisch (Bianchi et al., 2006). Zo zijn hagen rond laagstamboomgaarden zeer belangrijk voor het op peil houden van roofwantsenpopulaties die ingezet worden bij de bestrijding van perenbladvlo. Teeltmaatregelen die de aanwezigheid van predatorinsecten (bv. oorwormen) stimuleren (door het zorgen voor schuilplaatsen en overwinteringsmogelijkheden) kunnen de plaagdruk in de landbouw aanzienlijk reduceren. Daarnaast herbergen niet-beteelde perceelsranden vaak nuttige insecten die helpen bij de bestrijding van diverse plagen. Deze perceelsranden kunnen van nature aanwezig zijn, maar ook de randen van productiepercelen die hiervoor bewust vrijgemaakt worden, zijn nuttig. Dikwijls worden de perceelsranden ingezaaid met speciale zaadmengsels om een zo groot mogelijke insectendiversiteit te realiseren. Perceelsranden vragen dan ook een specifiek beheer. Dergelijke productiesystemen zijn niet altijd bedrijfszeker en gericht onderzoek zou de toepassingsmogelijkheden sterk kunnen uitbreiden. Perceelsranden zijn anderzijds soms ook een oorzaak van secundaire problemen in de landbouw. Bijkomende onkruiden op de akker en de aanwezigheid van waardplanten voor andere plaaginsecten zijn immers mogelijk.

RESISTENTIE TEGEN INVASIE VAN EXOTEN

De uitbreiding van invasieve soorten is een belangrijke bekommernis voor het behoud van natuurlijke en halfnatuurlijke ecosystemen (deel 4B). De invasiegevoeligheid hangt af van het klimaat van een regio, de milieukenmerken en de interactie tussen de invasieve soort en de ontvangende levensgemeenschap. Algemeen wordt verondersteld dat een hogere rijkdom aan soorten en aan functionele rijkdom de weerstand van een ecosysteem tegen invasieve soorten kan verhogen (Naeem et al., 2000). Veel studies hebben anderzijds aangetoond dat er een positieve correlatie bestaat tussen de rijkdom aan inheemse en uitheemse soorten (bv. Essl & Dirnböck, 2008). Deze studies suggereren dat de factoren die een hoge diversiteit aan inheemse soorten promoten, zoals een ‘vriendelijk’ klimaat, intermediaire niveaus van verstoring en habitatheterogeniteit, ook belangrijk zijn voor de rijkdom aan uitheemse soorten. Dat houdt in dat *hot spots* voor biodiversiteit grote risico’s lopen ten aanzien van invasieve soorten. Het verlies aan inheemse soorten vergemakkelijkt de vestiging en uitbreiding van uitheemse soorten. Verschillende mechanismen kunnen verklaren waarom hoge soortenrijkdom de invasiegevoeligheid reduceert. Eén ervan is de ‘niche hypothese’, die aangeeft dat levensgemeenschappen die verarmd zijn aan soorten geen biologische weerstand kunnen bieden aan exotische soorten omdat er vacante niches in de levensgemeenschap aanwezig zijn. Soortenrijke gemeenschappen bieden dan weerstand tegen invasieve soorten omdat ze geen lege niches hebben, de aanwezige soortenrijkdom reduceert immers de beschikbaarheid aan bronnen en verhoogt de onderlinge competitie zodat indringen door exotische soorten bijna onmogelijk wordt. Onder deze hypothese resulteert het verlies aan soorten in ongebruikte bronnen en hiervan profiteren exotische soorten. Een andere belangrijke hypothese, de zogenaamde *natural enemy* hypothese, stelt dat invasieve soorten in de ingevoerde regio ontsnappen aan hun natuurlijke vijanden die ze in hun oorsprongsgebied wel moeten weerstaan.

ZIEKTEREGULERING BIJ DE MENS

Biodiversiteit kan de prevalentie van infectieziekten verminderen (LoGludice et al. , 2003). De ziekte van Lyme is één van de belangrijkste bacteriële infecties die van dier op mens worden doorgegeven door teken. In de VS kon

worden aangetoond dat er een omgekeerd verband bestaat tussen de diversiteit aan kleine zoogdieren en de prevalentie van Lyme bij de mens. Zo was het risico op besmetting veel groter in landschappen met kleine bosfragmenten met een verarmde zoogdierenfauna dan in landschapen met grote boscomplexen. De oorzaak van dit fenomeen is nog niet geheel duidelijk. De voornaamste drager van de ziekte in de VS lijkt de witpootmuis te zijn. Ofwel reduceren veel andere soorten zoogdieren door competitie of predatie de talrijkheid van de witpootmuis, ofwel treedt een verdunningseffect op in aanwezigheid van veel andere zoogdieren. De bacterie wordt daarbij verspreid over meerdere individuen van meerdere soorten.

REGULERING VAN HET KLIMAAT

Biodiversiteit kan een directe invloed hebben op het klimaat via een reeks biofysische terugkoppelingen (Chapin et al., 2002). Zo zullen bepaalde plantenkenmerken en de structurele complexiteit van het kronendak zowel de uitwisseling van energie als die van water tussen atmosfeer en bodem beïnvloeden. Het albedo, het weerkaatsingsvermogen van straling, neemt af van een graslandvegetatie over loofboom- naar naaldboomvegetatie. De verbossing van de Arctische toendra door opwarming van de aarde leidt aldus tot nog meer regionale opwarming. Bossen verdampen ook meer water dan graslanden. De precieze hoeveelheid water die verdampt zal bovendien beïnvloed worden door de boomsoortensamenstelling. Het omzetten van bos in grasland of het reduceren van de boomsoortenrijkdom kan tot lokale neerslagtekorten leiden. Daarnaast heeft biodiversiteit ook een effect op het vastleggen van koolstof in biomassa en aldus op de concentratie CO_2 in de atmosfeer en het broeikaseffect. Hoe diverser de soortensamenstelling, hoe groter de kans dat soorten aanwezig zijn die erg efficiënt zijn in het aanmaken van biomassa en dus in het onttrekken van CO_2 uit de atmosfeer. Bovendien is de biomassaproductie in soortenrijke systemen wellicht constanter (zie hoger).

III HET PRODUCEREND ASPECT VAN ECOSYSTEEMDIENSTEN

MULTIFUNCTIONELE LANDBOUW EN AGROBIODIVERSITEIT

Landbouw omvat vandaag meer dan de productie van voedsel voor mens (*Food*) en dier (*Feed*). Landbouw staat in voor producten die verwerkt worden (*Fiber*; bijvoorbeeld vlas), voor de productie van energiegewassen (*Fuel*), voor siergewassen (*Flower*) en draagt bij tot ontspanning op het platteland (*Fun*; bijvoorbeeld hoevetoerisme). Deze 6 functies van de landbouw (de 6F's) zijn maar mogelijk dankzij agrobiodiversiteit. Elk geteeld landbouwgewas heeft vaak meerdere functies. Granen worden vandaag ook gevaloriseerd als energieleverancier. Door de omvang van deze teelten bepalen zij in sterke mate het landschap, met een wisselend uitzicht in functie van de seizoenen. Raapzaad is een gewas dat als biobrandstofleverancier belangrijk is. Daarnaast kan het als groenbemester ingezet worden en zal het daardoor ook een bescherming bieden tegen bodemerosie. De bloemen zijn bovendien een bron van nectar voor honingproductie. Een grote diversiteit aan landbouwgewassen is levensnoodzakelijk. Voor het inzetten van deze diverse teelten in diverse klimaatzones moet er voldoende agrobiodiversiteit aangesproken worden. Het in stand houden van eenzelfde teelt op verschillende bodemtypes onder verschillende klimaten levert een bijdrage tot het bewaren van de agrobiodiversiteit. Zonder te beschikken over deze biodiversiteit kunnen we geen optimaal gebruik maken van bodem en klimaat in een ecologisch steeds wijzigende omgeving. De soms relatief nieuwe functies van de landbouw worden ook vanuit het Europese landbouwbeleid gestimuleerd. Zo verschuift in het gemeenschappelijk landbouwbeleid de steun voor productie naar de niet-productieaspecten van landbouw, waaronder behoud en herstel van biodiversiteit.

LANDBOUWPRODUCTIESYSTEMEN EN AGROBIODIVERSITEIT

Landbouwproductiesystemen kunnen ingedeeld worden in intensieve systemen met veel (externe) input van energie en hulpmiddelen en extensieve systemen met weinig input. Een langdurig proces van domesticatie en ontwikkeling resulteerde in duizenden variëteiten van landbouwhuisdieren die vandaag bijdragen aan de landbouw- en voedselproductie (bv. melk, vlees, eieren). Hiervan wordt het overgrote aandeel geleverd door '*the big five*': runderen, schapen, varkens, kippen en geiten. Bij gewassen is de diversiteit aan variëteiten nog honderd keer groter. Zowel bij dieren als bij planten is de genetische diversiteit meestal afgenomen en zijn vele lokale rassen en kwekersrassen verdwenen of met uitsterven bedreigd. Deze verenging van de diversiteit heeft een duidelijke economisch reden: monocultuur en intensieve landbouw geeft hogere opbrengsten met minder kosten en werkt per oppervlakte-eenheid meestal ook energie-efficiënter. Een dergelijke intensieve teeltwijze is echter niet in alle omstandigheden toepasbaar, bijvoorbeeld omwille van een gebrek aan meststoffen, gewasbeschermingsmiddelen of geschikte bodems. In de veeteelt zijn de beschikbaarheid van voedergewassen en aanwezigheid van lokale ziekten dikwijls belangrijk om met lokale rassen te werken. Een voorbeeld hiervan is de *West African Shorthorn* die trypanosoma-tolerant is. Onder zulke specifieke lokale omstandigheden moet men agro-ecosystemen uitbouwen die minder externe input vragen en dikwijls impliceert dit dat er veel biodiversiteit moet aanwezig zijn om een zo stabiel mogelijk systeem te creëren om bijvoorbeeld ziekten en plagen onder controle te houden. In dergelijke extensievere systemen gebruikt men veelal landrassen, die een grotere genetische diversiteit hebben dan de hoogproductieve veredelde rassen en hybriden die men in de intensieve landbouw gebruikt. Men zou kunnen stellen dat landrassen aangepast zijn aan teeltsystemen die gebaseerd zijn op de specifieke lokale teeltomstandigheden, terwijl in de intensieve landbouw het teeltsysteem aangepast wordt aan de hoogproductieve veredelde rassen. Vele van deze 'moderne' rassen zouden helemaal geen kans maken in productiesystemen met lage input omdat ze niet aangepast zijn aan de lokale omstandigheden.

Anderzijds wordt in een landbouwsysteem met een hoge input en gebruik van monoculturen een hoog economisch rendement behaald en zijn deze systemen vanuit energiestandpunt dikwijls efficiënter. Wanneer energie efficiënter wordt benut, is er ook minder verbruik van fossiele en natuurlijke hulpbronnen, wat onrechtstreeks positief kan zijn voor biodiversiteit. Duurzaamheidscomponenten lopen dus niet altijd in dezelfde richting en een duurzaamheidsanalyse is bijgevolg een afweging die van situatie tot situatie verschillend kan zijn en die ook niet constant is in de tijd. Voor de Vlaamse landbouw, met zijn sterk intensief karakter, is het wel een uitdaging om de mogelijkheden van natuurlijke processen (bv. natuurlijke plantresistentie en stikstoffixatie door vlinderbloemigen) en natuurlijke interacties en systemen (bv. perceelsranden en interne kringlopen) te optimaliseren en te integreren in het productieproces.

VEREDELING EN GENEESMIDDELEN

Veredeling heeft een zeer substantiële bijdrage geleverd tot productiviteitstijging in de landbouw. Zo werden de afgelopen 20 jaar genen uit 60 verschillende wilde plantsoorten gebruikt om 13 belangrijke cultuurgewassen zoals tarwe en aardappel verder te veredelen. De landbouwgewassen werden zo bijvoorbeeld droogteresistenter gemaakt of resistenter tegen plagen (Hajjar & Hodgkin, 2007). Niet minder dan 100 verschillende kenmerken werden door de mens ingekruist. Veredeling zal in de toekomst nog belangrijker worden, niet alleen omdat er tegen 2050 70% meer voedsel moet worden geproduceerd, maar ook omdat veranderde omstandigheden de mens dwingen beter aangepaste landbouwgewassen en -huisdieren te ontwikkelen. Klimaatsveranderingen zullen nieuwe eisen stellen aan gewassen en huisdieren. Bovendien laten nieuwe biotechnologische technieken toe om ook genen in te brengen van plantsoorten die slechts zijdelings verwant zijn met de te veredelen cultuurgewassen. Veredeling steunt op genetische diversiteit en biodiversiteit: we willen immers nieuwe genen inbrengen in

bestaande cultuurgewassen. We gebruiken vandaag maar een zeer beperkt gedeelte van de genetische diversiteit die binnen een soort aanwezig is en daarom is het zeer belangrijk dat genetische diversiteit wereldwijd zo goed mogelijk geïnventariseerd en bewaard wordt. Ook lokale variëteiten van dieren en planten kunnen belangrijke genen bevatten die bij moderne cultuursoorten kunnen ingekruist worden.

Farmaceutisch onderzoek baseert zich vaak op plantaardig genetisch materiaal om geneesmiddelen te ontwikkelen. In hogere-inkomenslanden zijn ongeveer 25% van alle geneesmiddelen van planten afgeleid, terwijl dit oploopt tot 75% in midden- en lagere-inkomenslanden. Een belangrijk aspect van de waarde van genetisch materiaal heeft dus te maken met potentiële gezondheidsvoordelen. Principe (1991) stelde een lijst op van 40 plantsoorten die veel worden gebruikt voor de productie van medicijnen. De marktwaarde van de handel in deze 40 medische planten werd geschat op 5,7 miljard US dollar voor de VS en 15,4 miljard US dollar voor de OESO-landen. De waarde van de verkochte medicijnen die afgeleid waren van die 40 plantsoorten bedroeg 15,5 miljard US dollar in de VS en 59,4 miljard US dollar in de OESO-landen. Ook al zijn dit reeds aanzienlijke bedragen, toch weerspiegelen ze slechts de ondergrens van de echte waarde, aangezien alleen de marktwaarde in rekening werd gebracht. Bepaalde plantsoorten hebben misschien momenteel ongekende eigenschappen en deze methode houdt geen rekening met de waarde van het verlies van nog onbekend genetisch materiaal dat de basis kan vormen voor potentieel waardevolle medicijnen.

GROENVOORZIENING

De sector van de groenvoorziening staat of valt met de wilde biodiversiteit en de verdere veredeling en selectie van wilde soorten. Zo is de recente *boom* in zogenaamde prairietuinen sterk afhankelijk van plantsoorten die origineel voorkomen in de Noord-Amerikaanse prairies. In de plantenvinder van 2010-2011 van de *Royal Horticultural Society* – de bron om de beschikbaarheid van planten voor tuinen en parken op te sporen – staan meer dan 70.000 taxa. In een recente studie in Vlaanderen kwam naar voor dat de grootste 6 kwekerijen 4888 variëteiten aanbieden verdeeld over 621 genera en 1368 soorten. De originele wilde soorten worden gebruikt voor de ontwikkeling van nieuwe cultivars. Elk jaar verschijnen tientallen nieuwe variëteiten op de markt. In tuinen worden zowel inheemse (ca. 30%) als uitheemse (ca. 70%) soorten gebruikt (Loram et al., 2008). Maar de introductie van uitheemse soorten via de tuinbouwsector is ook een belangrijke bron van nieuwe invasieve plantsoorten. Lambdon et al. (2008) schatten dat de tuinbouw- en sierteeltsectoren verantwoordelijk zijn voor 52% van het totale aantal ingeburgerde uitheemse soorten (3749 soorten) in Europa.

IV SOCIO-CULTURELE ECOSYSTEEMDIENSTEN

BIODIVERSITEIT EN LANDSCHAPSPERCEPTIE

‘Landschap’ kan in deze context best dubbel begrepen worden: als ruimtelijke organisatie of structuur van land en landgebruik, en als medium waarin zowel de wetenschappelijke als maatschappelijke percepties over het leefmilieu kunnen gedeeld worden. Biodiversiteit draagt bij tot de vorming van het landschap en wordt er omgekeerd voor een belangrijk deel door gedragen (bv. randstructuren in een agrarisch milieu). Met toenemend draagvlak voor en kennis van biodiversiteit gaat de maatschappij zoeken naar de herkenningspunten ervan in het landschap. Dit spoort goed samen met de algemeen erkende theorie dat de appreciatie van landschap afhangt van de mate waarin hierin ondermeer ‘leesbaarheid’ en diversiteit wordt waargenomen. Biodiversiteit speelt derhalve een meervoudige rol in de perceptie van het landschap. Hiermee kan rekening gehouden worden bij het gestalte geven aan ondermeer innoverende landbouwsystemen en verduurzaamde woon- en werkomgevingen.

BIODIVERSITEIT EN CULTUREEL ERFGOED

Natuurbehoudsprogramma's beginnen traditioneel met een focus op soorten om uiteindelijk ook het ecosysteemniveau te behandelen waarin de participatie van de lokale bevolking betrokken is. Antropologen hebben het toenemende belang van die participatie beschreven voor zowel het behoud van soorten als voor de lokale gemeenschappen die er deels van afhangen, en dit vooral in ontwikkelingslanden. Veel van die ecosystemen kennen een traditie in gebruik door de lokale bevolking. Ook in Europa worden natuurlijke ecosystemen sinds lang gebruikt ten behoeve van bijvoorbeeld de landbouw. Dit resulteerde in halfnatuurlijke ecosystemen die thans de hoeksteen vormen van het biodiversiteitsbehoud. Deze halfnatuurlijke ecosystemen herbergen niet alleen een grote diversiteit aan soorten, maar zijn ook een levende getuigenis van de menselijke activiteiten die er werden en worden toegepast. Vooral in bossen is dit nog steeds goed merkbaar en het heeft er geresulteerd in traditionele vormen van bedrijfsvoering zoals hakhout- en middelhoutbeheer. Doorheen de eeuwen heeft de biodiversiteit zich aangepast aan deze terugkerende beheersactiviteiten, waarbij telkens korte lichtfasen optreden. Samen met de bebossingsduur leverde het bossen op met zeer oude en monumentale hakhoutstoven waaraan andere zeldzame soorten gebonden zijn. Ca. 30% van de huidige bosflora is gebonden aan dergelijke oude bossen. Monumentale bomen, meestal aanwezig buiten het eigenlijke bosareaal, slepen in hun groeipatronen een spiegel mee (*ecological memory*) van de afgelopen honderden jaren en kunnen ondermeer gebruikt worden in dateringen en koppeling met de leefmilieuomstandigheden. Biodiversiteit zoals die gebonden aan oude, halfnatuurlijke habitats, is niet alleen essentieel voor het behoud van de soorten zelf, maar tevens als hoeksteen van ons cultureel erfgoed. Beide samen bepalen sterk de recreatieve waarde.

3. DE ECONOMISCHE WAARDERING VAN BIODIVERSITEIT

A. WAT IS ECONOMISCHE WAARDERING?

Kunnen ecosysteemdiensten economisch worden geanalyseerd? Biodiversiteit en ecosysteemdiensten zijn beschreven als schaarse en bovendien ook nuttige zaken en zijn om die reden geschikt om geanalyseerd te worden in een economisch kader. Biodiversiteit is immers een bron van waarde in de maatschappij en daarnaast hebben individuele keuzes en menselijk gedrag een onmiskenbare impact op biodiversiteit. Veel ecosysteemdiensten hebben geen marktprijs en worden niet op markten verhandeld maar dragen niettemin bij tot de maatschappelijke welvaart. Om de ecosysteemdiensten vergelijkbaar te maken met marktgerelateerde goederen en diensten, proberen economen de impact van een verbetering of achteruitgang van de milieukwaliteit te waarderen aan de hand van variaties in het nut van individuen, uitgedrukt in monetaire eenheden. De economische notie van waarde omvat dan niet alleen het meer of minder noodzakelijk of wenselijk karakter van goederen of diensten, maar reflecteert ook de kost of de moeite van het verwerven van deze goederen of diensten.

Al wordt het concept van economische waardering regelmatig in vraag gesteld, toch is het een manier om tot een consistente en vergelijkbare evaluatie van maatschappelijke problemen en projecten te komen. Het is een antropocentrische benadering en de werkwijze is gebaseerd op voorkeuren van individuen. Er wordt verondersteld dat deze voorkeuren de keuze van agenten leiden in de zoektocht naar het grootste welzijn of de grootst mogelijke welvaart. In het geval van biodiversiteit en ecosysteemdiensten zien we echter dat de meeste agenten onvoldoende informatie en/of onvoldoende inzicht in de consequenties van die informatie hebben om die keuzes te kunnen maken die hun welzijn maximaliseren. De resultaten van het gebruik van deze individuele voorkeuren als beslissings- en evaluatiekader worden dus minder betrouwbaar naarmate individuen minder zicht hebben op hun

eigen voorkeuren. Een andere beperking van economische waardering is het marginaal karakter van de schatting. Gebaseerd op werkelijk gedrag wordt immers getracht om het volledige keuzespectrum van individuen te benaderen. Beperkte – marginale – afwijkingen van het werkelijk geobserveerd gedrag kunnen dus met vrij grote waarschijnlijkheid geschat worden, terwijl de impact van structurele veranderingen aanzienlijke problemen met zich kan meebrengen. Ook de keuze om de economische waarde van biodiversiteit en ecosysteemdiensten in monetaire termen uit te drukken wordt in vraag gesteld. Het uitgangspunt dat milieueconomen hierbij gebruiken is dat de mens waardeert. Het keuzegedrag van mensen reveleert de impliciete waardering van de mogelijke opties. Door een boottocht op de rivier te gaan maken, tonen recreanten bijvoorbeeld hun voorkeur voor riviertochten, aangezien ze bereid zijn om er tijd, geld en moeite in te steken. De keuzes die we in ons dagelijks leven maken, laten dus iets zien over de waarde die we aan bepaalde goederen of activiteiten toekennen. Deze waardering gebeurt echter grotendeels onbewust en impliciet. Het is daarom beter om met expliciete waardeoordelen te werken en geld als waardemeter te gebruiken. Geld is een voor de hand liggende, maar zeker geen perfecte, keuze omdat we allemaal gewoon zijn om de waarde van allerlei goederen in geld uit te drukken en omdat geld als indicator rekening houdt met het nut en de relatieve schaarste van goederen en diensten.

Ondanks deze beperkingen kan economische waardering nog steeds een referentiekader bieden dat kan worden gebruikt om de vele verschillende aspecten van de waarde van ecosystemen en biodiversiteit te integreren. Wanneer we spreken over de 'waarde van biodiversiteit', dan spreken we in essentie over het meten van de impact van een verandering in de biodiversiteit in een ecosysteem op de maatschappelijke waarde van de daaraan verbonden ecosysteemdiensten. Dit waardeconcept gaat dus verder dan het zuivere nut verkregen uit het directe gebruik van ecosystemen, zoals drinkwatervoorziening, brandstoffen, voeding of recreatie, en omvat een ruimere waardering die rekening houdt met indirecte gebruikswaarden, zoals waterzuivering, tegengaan van bodemerosie of CO_2-captatie, met optie- en quasi-optiewaarden, waardoor het mogelijk toekomstig gebruik van het ecosysteem wordt meegenomen, en met niet-gebruikswaarden, waardoor de waarde die mensen hechten aan een ecosysteem louter omdat het bestaat en de ethische en altruïstische waarde ervan worden meegenomen. De economische waardering van biodiversiteit en ecosysteemdiensten gaat dus verder dan een puur utilitair waardeconcept.

B. WAARDERINGSMETHODEN

Hoe kan waardering van biodiversiteit concreet gebeuren? Om de totale economische waarde van biodiversiteit te berekenen, zal één enkele waarderingsmethode niet volstaan. De verschillende waarde-elementen moeten via een waaier aan methoden zo goed mogelijk benaderd worden om samen tot een inschatting van het totale plaatje te komen. Afhankelijk van de doelgroep en het type project, kan de economische waardering van biodiversiteit gebaseerd zijn op geobserveerd gedrag op markten van bepaalde (milieu)goederen of op individuele voorkeuren die werden meegedeeld in enquêtes en gebaseerd zijn op hypothetische scenario's. De economische waarderingsmethoden proberen de variaties in maatschappelijk surplus verbonden aan verandering in biodiversiteit en ecosysteemdiensten zo nauwkeurig en betrouwbaar mogelijk te schatten. In de praktijk zien we echter dat de nauwkeurigheid van deze schattingen niet erg groot is en dat afwijkingen van plus of min 20% tussen twee berekeningen van eenzelfde variatie aanvaardbaar kunnen zijn.

De aanpak van deze economische waardering kan op twee fundamenteel verschillende manieren gebeuren. De eerste benadering is gebaseerd op gereveleerde voorkeuren ('*revealed preference methods*') en houdt een analyse van het gedrag van individuen in en onderzoekt wat dat gedrag onthult over de waarde die aan bepaalde milieugoederen wordt toegekend. Onder deze benadering valt de 'reiskostenmethode', gebaseerd op een analyse van de reizen en uitstapjes die individuen maken. Aan de hand van de reiskosten van de bosbezoekers werden bijvoorbeeld de jaarlijkse recreatiebaten van Meerdaalwoud-Heverleebos door Moons et al. (2000) gewaardeerd

op tussen 13 en 18,6 miljoen euro. Verder omvat de gereveleerde voorkeurenmethode ook de 'hedonische prijzenmethode', gebaseerd op een analyse van de kenmerken en prijzen van woningen, en verder nog verschillende methodes die gebaseerd zijn op uitgaven om de effecten van milieuschade te voorkomen of te beperken (preventiekostenmethode) of herstellen (substititutiekostenmethode). De 'substitutiekostenmethode' werd bijvoorbeeld toegepast door Folke (1991) om de waarde van een Zweeds moerasland te bepalen aan de hand van de kosten om via *human-made* technologieën een aantal levensondersteunende functies voor de omliggende levensgemeenschappen zoals irrigatie van landbouwgronden, waterzuivering, transport van afvalwater en visproductie over te nemen. De jaarlijkse monetaire kost van het verlies van moeraslandfuncties zou dan gelegen zijn tussen 0,4 miljoen en 1,2 miljoen US-dollar. Het belangrijkste voordeel van de gereveleerde voorkeurenbenadering is dat ze in principe objectief is en een duidelijke welvaartstheoretische onderbouwing heeft en dat de resultaten daardoor minder ter discussie staan. In het nadeel van deze benadering valt op te merken dat slechts een deel van de totale waarde – namelijk de directe gebruikswaarde – kan geschat worden en daardoor slechts de ondergrens van de werkelijke waarde van het goed of de dienst bepaald wordt.

De tweede benadering – de 'uitgedrukte voorkeurbenadering' (*stated preference methods*) – gaat uit van de waardering die individuen aan milieugoederen geven wanneer er hen naar gevraagd wordt aan de hand van hypothetische scenario's. De waarderingstechniek die binnen deze benadering het meest wordt gebruikt, is de 'contingente waarderingsmethode' (CVM), die aan de hand van enquêtes de totale verandering in een bepaald milieugoed probeert te waarderen, en keuze-experimenten die, opnieuw aan de hand van enquêtes, de waarde van individuele karakteristieken van milieugoederen of milieubeleid proberen af te leiden. Zo vonden Moons et al. (2000) op basis van een CVM-studie dat alle Vlaamse gezinnen in totaal tussen de 137 en 225 miljoen euro wilden betalen voor het behoud van het dierenbestand in Meerdaalwoud-Heverleebos. Het belangrijkste voordeel van deze benadering is dat in principe de totale economische waarde van milieugoederen, inclusief de niet-gebruikswaarde, kan benaderd worden. Een punt van kritiek bij deze benadering is echter het feit dat de waardering niet afhangt van echt geobserveerde keuzes maar zich baseert op meegedeelde, hypothetische keuzes.

C. WAAROM IS ECONOMISCHE WAARDERING VAN BIODIVERSITEIT NUTTIG?

Gevolgen voor biodiversiteit worden vaak onvoldoende in rekening gebracht wanneer individuen, bedrijven of landbouwers beslissingen over landgebruik nemen, omdat het voor de betrokken partijen om externe effecten gaat. Externe effecten hebben geen directe invloed op de winst of het welzijn van de betrokken partij maar hebben wel invloed op het welzijn van derden. Wanneer een individu of bedrijfsleider een beslissing neemt, zal hij geen rekening houden met de externe effecten van zijn gedrag. Om ervoor te zorgen dat deze externe effecten toch worden meegenomen bij private beslissingen (dus het internaliseren van externe effecten), zal er overheidsoptreden nodig zijn. De overheid kan immers via haar beleid (bv. het heffen van taksen, opleggen van boetes voor schade) het gedrag van individuen en bedrijven trachten te sturen. Eerst en vooral is het echter noodzakelijk om de waarde van deze gevolgen voor de biodiversiteit te bepalen, om ze op een correcte manier in private beslissingen te laten meetellen. Het waarderen van de veranderingen in biodiversiteit laat de overheid dan toe om bijvoorbeeld een gepaste belastingsvoet te bepalen of het juiste schadebedrag te bepalen wanneer partijen aansprakelijk worden gehouden voor schade aan een bepaalde habitat.

Economische waardering is echter niet alleen nodig voor het uitbouwen van een beleid gericht op het internaliseren van alle nadelige gevolgen van private beslissingen, maar ook voor het evalueren van projecten en beleidsmaatregelen. Het evalueren van de impact van een bepaald project of een bepaalde maatregel met gevolgen voor biodiversiteit kan immers het beste gebeuren aan de hand van kosten-batenanalyses. Wanneer men bijvoorbeeld een industrie- of havengebied wil uitbreiden ten koste van natuurgebied, zal dit gevolgen hebben voor

het milieu (verlies aan biodiversiteit, meer CO_2-emissies tengevolge van toenemend transport, etc.). Maar hoe kunnen deze milieugevolgen worden afgewogen tegenover de voordelen van extra tewerkstelling of van algemene economische ontwikkeling van de regio? Om de kosten en baten met elkaar te vergelijken moeten ze zoveel mogelijk in dezelfde eenheden worden uitgedrukt. Geld is hier dan de evidente keuze en daarom bijzonder nuttig om biodiversiteit economisch te waarderen. Het is echter bijna onmogelijk om biodiversiteit volledig en correct te waarderen. Een haalbare – maar nog steeds uitdagende – aanpak om dit waarderingsprobleem op te lossen is te vinden in het bepalen van referentiewaarden of minimumwaarden voor specifieke aspecten van biodiversiteit of voor bepaalde veranderingen in habitats (bv. Chevassus-au-Louis et al., 2009). Ook de '*The Economics of Ecosystems and Biodiversity*' of TEEB-rapporten[5] zijn daartoe een belangrijk mijlpaal. Binnen dit internationaal initiatief wordt expliciet aandacht geschonken aan globale economische voordelen verbonden aan biodiversiteit en aan de groeiende kosten van biodiversiteitsverlies en ecosysteemverlies. Een belangrijk doel van de studie is het uitwerken van de conceptuele basis om economie en ecologie te linken en om de relatie tussen biodiversiteit en ecosysteemdiensten te expliciteren. Terwijl het natuurlijk beter is om ecosysteemverlies te vermijden, suggereren schattingen uit TEEB-studies bijvoorbeeld dat investeringen in het herstel van natuurlijk kapitaal erg hoge rendementen kunnen leveren: het potentieel maatschappelijk rendement kan oplopen tot 45% voor mangrovebossen en beboste gronden, 50% voor tropische bossen en 79% voor grasland, wanneer de diversiteit aan ecosysteemdiensten mee in rekening wordt gebracht.

4. BEDREIGINGEN VAN BIODIVERSITEIT

A. BEDREIGDE BIODIVERSITEIT IN CIJFERS

I GLOBAAL

Sterven soorten nu sneller uit dan vroeger? Na de vijf massa-extincties op aarde (ca. 65, 205, 250, 375 en 440 miljoen jaar geleden) die werden veroorzaakt door meteorietinslagen, vulkanisme en grootschalige klimaatsveranderingen, ligt de mens aan de basis van wat men als de zesde massa-extinctie is gaan omschrijven. De afgelopen eeuw lag de snelheid waarmee soorten uitsterven ongeveer 500 keer hoger dan de 'normale' extinctiesnelheid zoals die kan worden afgeleid op basis van de datering van fossielen. Die normale extinctiesnelheid bedraagt gemiddeld minder dan één soort op duizend soorten per millennium (MEA, 2005). De in de nabije toekomst te verwachten extinctiesnelheid bij een ongewijzigde antropogene impact ligt nog eens tien keer hoger.

Hoeveel soorten zijn er bedreigd? De *International Union for Conservation of Nature* (IUCN), een organisatie die meer dan 1000 regeringen en ngo's vertegenwoordigt, evalueert op een wetenschappelijke manier de bedreigingsstatus van planten- en diersoorten wereldwijd en publiceert de resultaten in de zogenaamde IUCN Rode Lijst voor Bedreigde Soorten[6]. De meest recente versie van deze lijst (2009) geeft aan dat globaal ca. 17.000 van de 48.000 reeds geëvalueerde planten- en diersoorten bedreigd zijn. Van de best gekende groep, de zoogdieren, zijn er van de 5490 beschreven soorten 79 (1,4%) uitgestorven, 637 (12%) bedreigd en 505 (9%) kwetsbaar. In Indonesië (183 bedreigde soorten), Mexico (100), India (96) en Brazilië (82) zijn het grootste aantal zoogdieren met uitsterven bedreigd. De meest bedreigde soortengroep is die van de amfibieën. Van de 6285 beschreven soorten

[5] http://www.teebweb.org
[6] http://www.iucnredlist.org/

zijn er 1895 (30%) bedreigd met uitsterven. Colombia (214 bedreigde soorten), Mexico (211), Ecuador (171) en Brazilië (116) tellen het grootste aantal bedreigde soorten.

Om het opvolgen van de ontwikkeling van de biodiversiteit gemakkelijker en beter interpreteerbaar te maken wordt vaak beroep gedaan op synthese-indicatoren die een temporele evolutie weergeven. De meest gebruikte index, de *Living Planet Index* (LPI), is een maat voor de grootte (het aantal individuen) van meer dan 7200 populaties van 2300 soorten zoogdieren, vogels, reptielen, amfibieën en vissen. De globale LPI nam af met 30% sinds 1970 (CBD, 2010)[7]. Dit wil zeggen dat het aantal individuen in een populatie van een bepaalde soort gemiddeld met een derde afnam. De LPI voor de tropische gebieden nam gedurende dezelfde periode zelfs af met 70%. Omdat kleine populaties veel gevoeliger zijn voor uitsterven dan grote populaties, bevestigt de dalende LPI dat de snelheid van soortenextinctie in de toekomst nog zal toenemen. De *Wild Bird Index* (WBI) geeft de gemiddelde trends in populatiegrootte weer voor vogels in Europa en Noord-Amerika. De WBI nam sinds 1987 af met 2,6%. Voor vogels van terrestrische habitats ging het zelfs om een reductie met 16%. Een recente analyse van de evolutie van 10 gelijkaardige globale biodiversiteitsindicatoren, inclusief de LPI en de WBI, leert dat voor geen enkele indicator nog maar een reductie in de snelheid waarmee de indicator afneemt, kan worden vastgesteld (Butchart et al. 2010). Dit wil zeggen dat er ondanks de beleidsmaatregelen die worden genomen, geen enkele trendbreuk in de gestage afname van de biodiversiteit kan worden genoteerd. Het huidige beleid faalt dus in het vrijwaren van biodiversiteit (Rands et al., 2010). Nochtans zijn er ook enkele signalen dat doortastende maatregelen de afname van de biodiversiteit een halt kunnen toeroepen. Zo werd door het nemen van specifieke maatregelen in de periode 1994-2004 het uitsterven van 16 vogelsoorten voorkomen. Bovendien namen, door de bescherming en het adequaat beheer van waterrijke gebieden, sinds 1980 de populatiegroottes van watervogels in Europa en Noord Amerika gemiddeld met 44% toe (Butchart et al., 2010).

Gaat ook de agrobiodiversiteit achteruit? Ook de (genetische) diversiteit van landbouwhuisdieren en -gewassen wordt bedreigd door het marginaliseren van de traditionele productiesystemen en de hiermee geassocieerde lokale rassen. Zo is in Frankrijk bijna de helft van de lokale schapenrassen bedreigd in zijn voortbestaan (EEA, 2010). In China liep het aantal lokale rijstvariëteiten terug van 46.000 in de jaren 1950 tot minder dan 1000 in 2006 (MEA, 2010). De moderne veeteelt en gewasproductie steunen immers op een beperkt aantal soorten en variëteiten binnen de soort. Een groot aantal van de industriële veerassen kampt momenteel met een lage genetische variatie. Conserveringsprogramma's voor lokale rassen garanderen niet enkel een behoud van noodzakelijke diversiteit maar kunnen eveneens inspelen op nichemarkten. Een mooi voorbeeld hiervan is het ibericovarken voor productie van gedroogde ham met zeer hoge sensorische kwaliteit.

II VLAANDEREN

Hoeveel soorten zijn er in Vlaanderen bedreigd? In Vlaanderen wordt de evolutie van de biodiversiteit opgevolgd door het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek dat zijn bevindingen publiceert in tweejaarlijkse natuurrapporten (NARA, bv. Dumortier et al., 2008). Van de 3479 in Vlaanderen voorkomende plant- en diersoorten waarvoor voldoende telgegevens beschikbaar zijn, zijn er in de loop van de voorbije eeuw 228 uit Vlaanderen verdwenen, terwijl 981 soorten (28%) in hun voortbestaan bedreigd zijn of dat op korte termijn kunnen worden. Van de 1104 in Vlaanderen beschreven plantsoorten zijn er 44 (4%) uitgestorven na 1972, terwijl 237 plantsoorten (23%) in hun voortbestaan bedreigd zijn. Van de 19 in Vlaanderen voorkomende reptielen en -amfibieënsoorten zijn er 8 bedreigd.

[7] http://www.cbd.int/

Welke soorten zijn vooral bedreigd? De meeste bedreigde soorten zijn die uit voedselarme milieus en van landbouwgebieden. Zo liep de talrijkheid van broedvogels typisch voor landbouwgebieden (bv. de geelgors en veldleeuwerik) tussen 1990 en 2002 met bijna 30% terug. Voor vogels van bosgebieden, zoals de Boomklever, was er gedurende dezelfde periode een licht herstel (+7%). Voor plantsoorten typisch voor voedselarme milieus zien we de voorbije 50 jaar een afname van de talrijkheid met gemiddeld 30% voor terrestrische soorten, en met bijna 70% voor aquatische soorten. Tegelijkertijd werden reeds algemene plantsoorten van voedselrijke terrestrische milieus nog algemener (+50%). Globaal kan er in Vlaanderen een afname en homogenisering van de biodiversiteit worden vastgesteld. Hoewel de oppervlakte van Vlaanderen die als natuurgebied beheerd wordt steeg van 10.000 ha in 1996 tot bijna 40.000 ha in 2007, werd de afname van de biodiversiteit niet gestopt. In de natuurreservaten doet de biodiversiteit het relatief goed, maar de beschermde oppervlakte blijkt onvoldoende. Buiten de reservaten gaat het nog steeds bergaf met de biodiversiteit. De belangrijkste oorzaken zijn de toenemende urbanisatie, de verdere intensivering van de landbouw en het beperkte succes van natuurbehoudsmaatregelen in het landbouwgebied zelf (bv. het afsluiten van beheersovereenkomsten, extensief akkerrandbeheer en het aanplanten van hagen en heggen). In 2007 bedroeg de oppervlakte landbouwgebied waar specifieke maatregelen werden genomen voor het behoud van plantsoorten slechts 2000 ha. De oppervlakte landbouwgrond met een biologische bedrijfsvoering stagneert in Vlaanderen en bedraagt vandaag minder dan 1% (3800 ha) van het totale landbouwareaal. Het Europese gemiddelde bedraagt net geen 6% (EEA, 2009).

Ten slotte kunnen we als oorzaak voor de achteruitgang van biodiversiteit vaststellen dat er een kloof gaapt tussen het wetenschappelijk onderzoek rond biodiversiteit enerzijds en het natuurbeleid en natuurbeheer anderzijds (Van Dyck 2004). Zo ontbreekt het in Vlaanderen nog steeds aan een wetenschappelijk gefundeerd beleid rond het behoud van individuele bedreigde soorten. Nochtans zijn die soorten bekend. Voor het verzamelen van de noodzakelijke populatiebiologische en populatiegenetische gegevens zijn nauwelijks fondsen voorhanden. De wetenschappelijke kennis die wel beschikbaar is, stroomt dan weer onvoldoende door naar beleidsmakers en natuurbeheerders. Dit leidt vaak tot een *ad hoc* beleid en beheer, en zelfs tot beleidsmaatregelen die nauwelijks effectief te noemen zijn. Omgekeerd hebben beleidsmakers en natuurbeheerders vaak het gevoel dat lopend biodiversiteitsonderzoek te fundamenteel van aard is en daarom voor hen weinig praktisch bruikbare resultaten oplevert.

B. BEDREIGINGSPROCESSEN VAN BIODIVERSITEIT

I LANDGEBRUIKSWIJZIGINGEN EN HABITATFRAGMENTATIE

De belangrijkste oorzaak voor het uitsterven van een soort is het verdwijnen van haar leefgebied of habitat. Wereldwijd verdwenen 70% van alle mediterrane bosgebieden, 75% van het gematigde loofwoud en bijna 60% van de tropische loofbossen (MEA, 2005), meestal ten voordele van landbouwgebied. Zo blijft van het Amazonewoud nog slechts 17% van het oorspronkelijke areaal over. De snelheid waarmee deze regio wordt ontbost is evenwel afgenomen, van gemiddeld c. 15.000 km² per jaar in de jaren 1990, tot ca. 10.000 km² in 2010. Toendra's en boreale bossen bleven het meest intact en slechts enkele procenten van hun oppervlakte ging verloren. In Vlaanderen rest er vandaag nog ca. 148.000 ha bos (11% van de oppervlakte). Het overgrote deel van dit bos werd evenwel relatief recent aangeplant en heeft vaak een geringe ecologische waarde. Slechts 15% van het huidige bosareaal is altijd al bos geweest en wordt daarom gekenmerkt door een specifieke en waardevolle fauna en flora.

Wat zijn de gevolgen van verdwijnend habitat voor de biodiversiteit? Het overblijvend habitat geraakt gefragmenteerd: het valt uiteen in kleine stukken die ruimtelijk van elkaar geïsoleerd zijn. Zo bestaat het bosareaal in Vlaanderen uit duizenden bosfragmenten van diverse afmetingen in een landschapsmatrix van intensief gebruikt

cultuurland. Hoewel de kwaliteit van een dergelijk habitatfragment voldoende kan zijn, zullen soorten toch verdwijnen, omwille van diverse redenen die allemaal gerelateerd zijn aan de te geringe grootte van de populaties in de kleine habitatfragmenten. Kleine populaties zijn gevoeliger voor uitsterven dan grote populaties. Eén van de oorzaken hiervan is genetische erosie door inteelt (voortplanting tussen genetisch nauw verwante individuen) en door het verloren gaan van bepaalde varianten van genen. Genetische erosie ondermijnt de leefbaarheid van een individu en tast de mogelijkheid van een populatie aan om zich aan te passen aan veranderende omstandigheden. Kenmerkend is dat het potentieel tot aanpassing intact blijft bij hoge genetische diversiteit. Het verdwijnen van het korhoen op de heide is in belangrijke mate toe te schrijven aan genetische verzwakking (lage overlevingskansen door gevoeligheid voor ziekte en lage fertiliteit). Een ander probleem is dat in kleine habitatfragmenten vaak te weinig insectpollinatoren aanwezig zijn. Dit heeft een onmiddellijk negatief effect op de reproductie en soortenrijkdom van plantsoorten. Aangezien de gemiddelde oppervlakte van een erkend natuurreservaat in Vlaanderen in 2007 nauwelijks 40 ha bedroeg, kan de vraag gesteld worden of de soorten die exclusief aan deze gebieden verbonden zijn, op een duurzame manier kunnen worden behouden. De afgelopen eeuwen zijn gekenmerkt door een verderschrijdende versnippering van halfnatuurlijke gebieden. Gegeven de langlevendheid van veel soorten, is het waarschijnlijk dat de huidige biodiversiteit in die fragmenten nog niet in evenwicht is met de huidige oppervlakte en bijbehorende omstandigheden. Men zegt dat er nog een extinctieschuld moet afbetaald (Vellend et al., 2006).

II INVASIEVE SOORTEN

De introductie van niet-inheemse soorten (exoten) wordt, na habitatvernietiging en -fragmentatie, gezien als de belangrijkste oorzaak van het uitsterven van soorten. Dit kan op het eerste gezicht verrassend lijken, omdat de introductie van een nieuwe soort in principe de biodiversiteit verhoogt. Sommige exoten zijn evenwel zo succesvol dat ze door competitie inheemse soorten in hun voortbestaan bedreigen. Bovendien leidt de introductie van soorten tot een zekere homogenisering van de soortenverspreiding op aarde, omdat de karakteristieke verschillen in soortensamenstelling tussen de diverse regio's op aarde worden weggewerkt. De reden waarom sommige exotische soorten zo succesvol zijn, is slechts in beperkte mate begrepen. Vermoedelijk is er een belangrijke rol weggelegd voor het wegvallen van zogenaamde co-evolutionaire netwerken. Soorten ontwikkelen zich in co-evolutionaire wapenwedlopen met andere soorten in hun omgeving, wat leidt tot specialisatie. Wanneer deze gespecialiseerde predatoren en parasieten wegvallen, kan de soort haar energie op een andere manier besteden en bijvoorbeeld meer nakomelingen produceren dan de inheemse soorten, die wel nog in het keurslijf zitten dat bepaald wordt door hun gespecialiseerde vijanden (De Meester et al., 2009).

Waarom neemt de impact van invasieve soorten toe? De globalisering is de belangrijkste oorzaak voor de toename van het aantal invasieve soorten. Gemiddeld zijn er in elk land 50 niet-inheemse soorten met een significant negatief effect op de oorspronkelijke biodiversiteit. Alleen al in Europa zijn er 11.000 niet-inheemse soorten, waarvan ongeveer 10% een negatief effect heeft op de biodiversiteit. In Vlaanderen nam het aantal niet inheemse plant- en diersoorten toe van respectievelijk 259 en 25 in 1950, tot 389 en 75 in 2006. Bekende exoten in Vlaanderen zijn de Japanse duizendknoop, reuzenbereklauw, Amerikaanse vogelkers, muskusrat en stierkikker.

III VERVUILING

Een van de meest voor de hand liggende redenen waarom een soort verdwijnt, is dat de kwaliteit van haar habitat door milieuverontreiniging onvoldoende is. Het arsenaal milieuvreemde stoffen dat door de mens in het milieu wordt geloosd, is erg groot. Vaak zijn de responsen complex. Een aantal milieuvreemde stoffen interfereren met biologische informatiedragende stoffen, en aldus met de hormonale huishouding van organismen (bv.

vervrouwelijking van vissen door oestrogenen). Het overvloedig gebruik van het insecticide DDT resulteerde in de jaren 1950 en 1960 in het nagenoeg volledig uitsterven van de roofvogelfauna van West-Europa. DDT is vetoplosbaar en accumuleerde in hoge concentraties in het vetweefsel van soorten die zich bovenaan de voedselpiramide bevonden. Bij vogels interfereert DDT ondermeer negatief met het afzetten van kalk in de eierschaal, waardoor de dikte van de schaal dramatisch afnam en de reproductie nagenoeg volledig stilviel. Het was pas na het verbod op het gebruik van DDT in de jaren 1970 dat de roofvogelfauna zich langzaam kon herstellen. Daar waar de acuut toxische effecten van een groot aantal van deze stoffen op een reeks modelorganismen zijn gekend, is er veelal weinig kennis over de langetermijneffecten van lage dosissen. Er is nog veel minder geweten over de impact van combinaties van stoffen.

De gevolgen van milieuverontreiniging kunnen ook indirect zijn. Door het industrieel fixeren van atmosferische stikstof in kunstmest (via het Haber-Bosch procédé) is de mens verantwoordelijk voor de nutriëntenaanrijking (eutrofiëring) van het terrestrische en aquatische ecosysteem. Op een gelijkaardige manier werd fosfaat, een andere belangrijke plantenvoedingsstof, op grote schaal door de mens uit fosfaatgesteente vrijgezet in het ecosysteem. De toename van fosfaat en nitraat in de bodem door overmatige bemesting leidt evenwel slechts uitzonderlijk tot concentraties die rechtstreeks toxisch zijn voor de aanwezige plantsoorten. Nochtans is eutrofiëring van het ecosysteem veruit de belangrijkste oorzaak voor de achteruitgang en het uitsterven van plantsoorten in Vlaanderen. De reden is dat een heel beperkt aantal plantsoorten er beter in slaagt de verhoogde beschikbaarheid van nutriënten te benutten dan anderen. Deze soorten produceren snel een grote hoeveelheid biomassa en concurreren de andere plantsoorten weg.

IV OVEREXPLOITATIE

Het gebruik en misbruik van natuurlijke hulpbronnen is een vierde belangrijke antropogene oorzaak van soortenextinctie. Fossielen tonen aan dat de komst van de mens steeds tot massale extinctie heeft geleid in Australië (30.000-50.000 jaar geleden), Noord- en Zuid-Amerika (11.000-12.000 jaar geleden), Madagaskar (1400 jaar geleden) en Nieuw-Zeeland (1000 jaar geleden). De belangrijkste slachtoffers waren steeds de zoogdieren en de loopvogels. In Noord-Amerika verdwenen 11.000 jaar geleden, over een tijdspanne van 1000 tot 2000 jaar, niet minder dan 335 zoogdiersoorten, gaande van kleine insectivoren tot olifanten. Deze extinctiepiek valt samen met de migratie van de mens over de landbrug die het huidige Alaska verbindt met het meest oostelijke deel van Rusland, en met de daaropvolgende noord-zuidmigratie doorheen het Amerikaanse continent.

Een schrijnend voorbeeld van hoe de exploitatie van een natuurlijke hulpbron de verkeerde kant uitgaat, is de zeevisserij. Talrijke visstocks zijn overbevist en dreigen in te storten (Worm et al., 2006). Maar vis is juist een belangrijke bron van eiwitten, mineralen, essentiële vetzuren en micronutriënten en vormt dan ook een vast onderdeel van de menselijke voeding. De stijgende vraag naar voedsel zal het belang van vis nog vergroten. De commerciële Noordzeestocks worden beheerd door de EU onder een strikt quota- en toegangsregime, waarbij met wisselend succes naar herstel wordt gestreefd. Dit beleid weerspiegelt zich in een systematische afname van de Belgische vissersvloot (op dit ogenblik 98 schepen), een stabiele capaciteit en een dalende aanvoer. Van de belangrijke vissoorten bevindt zich enkel het bestand van schelvis binnen veilige referentiewaarden. De bedreigingen voor de visopbrengst en bij uitbreiding het ecosysteem zijn meervoudig: het historisch wegvissen van grote predatoren (zoals blauwvintonijn, bruinvis, dolfijn, kabeljauw en zeehond) leidde tot een verkorting van het voedselweb; het beschadigen van de structuur van de zeebodem met zwaar vistuig leidde tot de verdwijning van oesterbanken en wormriffen. Intussen is het ecosysteem dermate gewijzigd (ondermeer ook nog door vervuiling en door invasieve soorten als Japans bessenwier, de Japanse oester en de Chinese wolhandkrab) dat het beleid noodzakelijkerwijs gericht is op de controle van toevoer, het afbakenen van de ruimte en het ondersteunen van de

natuurwaarden. Bovendien is de visserij in de Noordzee zo intens dat door het wegvangen van de grote vissen op de voedselgronden en de grote paairijpe vissen op de paaigronden het genetisch potentieel beschadigd is. Zo paait kabeljauw nu op een vroegere leeftijd bij een kleinere grootte. Het gebrek aan bescherming van het marien milieu is een wereldwijd probleem. Waar 12% van het landoppervlak op aarde enige vorm van bescherming geniet, is dit slechts het geval voor 0,5% van de oceanen en 6% van de kustwateren.

V KLIMAATSVERANDERING

De concentratie aan CO_2 en andere broeikasgassen in de atmosfeer stijgt permanent sinds de jaren 1950. CO_2 is een broeikasgas en is één van de motoren van de recente klimaatsopwarming. Nu reeds heeft deze klimaatsopwarming ecologische gevolgen. Vele bloemenplanten in Europa bloeien één tot twee weken vroeger dan drie decennia geleden en kikkers en salamanders verlaten hun winterverblijfplaats eveneens één of enkele weken vroeger (Menzel et al., 2006). Vogels keren vroeger terug uit hun overwinteringsgebieden. Problemen kunnen optreden wanneer bijvoorbeeld een predator vroeger uit zijn overwinteringsgebied terugkeert terwijl zijn prooi nog in winterrust verkeert of wanneer bloemen openen in afwezigheid van bestuivers. Dergelijke conflicten kunnen optreden als de ene soort reageert op temperatuur en de andere op fotoperiode voor het bepalen van de start van het groeiseizoen.

5. EEN ETHISCHE DIMENSIE

De motivatie tot inzet voor biodiversiteitsbehoud wordt gevoed door twee vormen van waardering van biodiversiteit: hetzij intrinsieke waardering van biologische diversiteit (hoe meer diversiteit, hoe waardevoller), hetzij instrumentele waardering omwille van het nut voor mensen (zie deel 2 en 3). Voor Heyd geldt dat intrinsieke waarde verbonden is met waardering van 'autonomie': '*when we do hold something as valuable for itself, and consequently as a candidate for moral consideration, we are doing it, among other things, in virtue of our recognition of its autonomy, the self-realization, of natural nonhuman entities*' (Heyd, 2007). De afwezigheid van enige menselijke interventie – ongerepte natuur en bijhorende soortenrijkdom - heeft dus op zichzelf waarde. Auteurs als Hargrove en Elliot stellen dat mensen de plicht hebben om een soort van *hands-off policy* te voeren ten aanzien van wilde natuur omwille van haar esthetische waarde, die bijvoorbeeld kan verbonden worden met zeldzaamheid: '(...) *natural aesthetic value is a basis for intrinsic moral value.*'(Hargrove, 1994; Elliot, 1997). Wilde natuur kan zelfs symbolische waarde krijgen. Zo stelt Norton dat '*other species, which struggle to survive in living, unmanaged ecosystems, are our most powerful symbols of human freedom*' (Norton, 2003). De belangrijkste Amerikaanse culturele waarde wordt bijvoorbeeld geëvoceerd door de adelaar. Wie biodiversiteit vooral verbindt met ongerepte natuur zal zich storen aan de nog steeds verdergaande ontbossing van tropische regenwouden of de vernieling van koraalriffen. Men benadrukt dat het intact laten van dergelijke ecosystemen en hun grootschalige processen van zuurstofproductie, klimaatregeling en waterzuivering noodzakelijk is voor het functioneren van de aarde als ecosysteem (cf. ondersteunende ecosysteemdiensten). Dit pleidooi wordt versterkt door zoöcentrische tendensen die misschien niet rechtstreeks pleiten voor behoud van biodiversiteit, maar indirect hetzelfde doel beogen door respect te vragen voor de habitats van wilde dieren en insecten. Een intrinsieke waardering van biodiversiteit, die esthetische argumenten verbindt met ondersteunende ecosysteemdiensten, leidt tot een positie die opteert voor zoveel mogelijk behoud van biologische diversiteit (in de veronderstelling dat soortenrijke ecosystemen bijdragen tot meer stabiliteit). In deze visie is een louter instrumentele waardering die bijvoorbeeld focust op regulerende of producerende ecosysteemdiensten, simpelweg té mensgericht/antropocentrisch omdat het té zeer biodiversiteitsbehoud bekijkt vanuit het nut voor mensen.

Zij die biodiversiteit instrumenteel waarderen, menen dat de esthetische waardering ervan op zichzelf niet waardevol is. Meer diversiteit leidt niet noodzakelijk tot een betere wereld om in te leven en bovendien lijkt het bewaren van alle diversiteit niet enkel onmogelijk maar ook niet wenselijk (‘*Arguments for preserving whatever is natural, assume implausibly that whatever is natural is desirable*’). Zij waarderen biodiversiteit vooral vanuit menselijk nut (klimaatregulering, bestuiving, erosie- en plaagbestrijding, bodemvruchtbaarheid, voedselproductie, genetisch materiaal, zoetwater, etc.). Het kan ook gaan om toekomstig nut. Attfield verwijst bijvoorbeeld naar de potentiële waarde (ook wel ‘optiewaarde’ genoemd) van bedreigde soorten (Attfield, 1999). Omdat we nu nog niet weten welke species in de toekomst relevant zijn en welke niet, doen sommigen beroep op het voorzorgsprincipe om habitats te beschermen in functie van de biologische diversiteit die er aanwezig is. Deze politiek van *biodiversity conservation* – bescherming van diversiteit omwille van (potentieel toekomstig) nut – ligt trouwens in lijn met talrijke internationale verklaringen, onder meer het Verdrag van Rio (1992), waarin gepleit wordt voor ‘*conservation and sustainable use of biodiversity*’ (deel VI).

In de ethiek wordt het belang van biodiversiteit ook gelinkt aan opvattingen die we over de natuur en ‘natuurlijkheid’ hebben. Waarom is ‘natuurlijkheid’ een significante kwaliteit geworden, terwijl het dat vroeger niet was? Natuurlijkheid is dus een historisch bepaald concept dat op twee verschillende manieren kan gedefinieerd worden. Beide spelen een onderscheiden rol in de bepaling van het belang van biodiversiteit. Natuurlijkheid kan verbonden worden met het bestaan van ecosystemen en species op zich, maar kan ook bepaald worden als een proceskwaliteit. *Conservation biology* verbindt de ‘natuurlijkheid’ van soorten en ecosystemen aan historische mijlpalen (zogenaamde *benchmark dates*). Het gaat om data – voor sommigen arbitrair, voor anderen niet – waarbij men de biologische diversiteit in een bepaalde regio van voor die datum typeert als ‘natuurlijk’ (*native, indigenous*). Dat unieke moment is – zeker in Vlaanderen – moeilijk te bepalen, omdat de impact van mensen op de natuur er altijd is geweest en er dus moeilijk sprake kan zijn van een vroeger stadium van ongerepte of wilde natuur. Soorten en ecosystemen die het resultaat zijn van recentere menselijke interventies – een vorm van beheer bijvoorbeeld –, worden dan gemakkelijk omschreven als ‘onnatuurlijk’ (*exotic, introduced*). Het verschil in visie heeft te maken met de appreciatie van menselijke interventies en is dus enigszins subjectief te noemen. Anderzijds hunkeren we naar een soort van objectieve standaard die het mogelijk zou maken om ecosysteemwisselingen en de geschiktheid van inspanningen op het vlak van natuurbehoud rationeler in te schatten. Bij de discussie over biodiversiteitsdoelstellingen en prioriteiten speelt deze verwarring ons vaak parten.

Naast natuurlijkheid in relatie tot historische biodiversiteit kan ‘natuurlijkheid’ ook beschreven worden als een proceskwaliteit. We spreken over ‘natuurlijke voeding’, een ‘natuurlijke geboorte’ of over de normale fysische capaciteit die mensen van ‘nature’ hebben. ‘Natuurlijk’ wordt hier gebruikt voor zaken die min of meer in harmonie zijn met de natuur of een normale gang van zaken betreffen. De presumptie is dat ‘natuurlijk’ minder schade oplevert voor de natuur en bijdraagt tot biodiversiteit. Men verwijst dan naar het autonoom functioneren van ecosystemen, minder invasief optreden, een lagere interventietussenkomst en minder beheer; we handelen ‘tegennatuurlijk’ als we het functioneren van planten of dieren en hun specifieke eigenschappen beknotten of veranderen of gebruik maken van teveel inputs (cf. debat biolandbouw, conventionele en GGO-landbouw).

Bij wijze van illustratie kunnen we verwijzen naar zij die menen dat de meest geschikte strategie om de oorspronkelijke biodiversiteit te managen de promotie van natuurlijke processen impliceert. Zo beschrijft William Jordan, een verdediger van menselijke interventie in natuurlijke processen met het oog op het herstel van historisch gegroeide ecosystemen, het doel van restauratie als ‘*to do what has to be done to ensure the survival and well-being of the system, while at the same time not controlling it, not violating its autonomy, but rather turning it back into itself, into its ‘original’ freedom and wildness*’ (Jordan, 2003). Sommigen zijn het daarmee niet eens en zien zelfs een plaats weggelegd voor de inzet van ‘onnatuurlijke’ middelen, bijvoorbeeld biotechnologie, bij de realisatie van natuurbehouds- en milieudoelstellingen. De directeur van het Yellowstone Center for Resources

zei in 2001 te geloven dat '*in the next ten to twenty years we will have genetically modified organisms that we can use as tools against non-native species*' (Kerasote, 2001). Voor beide opties geldt dat ecologische restauratie niet zozeer het herstel is van verloren gegane diversiteit, maar eerder toestaan dat een natuurlijk proces opnieuw zijn gang gaat of kan herstarten. Dit veronderstelt een zekere vorm van interventie, die acceptabel kan genoemd worden voor zover deze op termijn bijdraagt tot meer biodiversiteit, ecologische gezondheid en milieuduurzaamheid. In procesmatige benaderingen van natuurlijkheid kunnen menselijke interventies die compatibel zijn met deze doelstellingen ook natuurlijk genoemd worden. In die zin is de impliciete associatie tussen 'natuurlijkheid' en afwezigheid van menselijke interventie niet enkel onjuist, maar vergeet men al te vaak dat menselijke interactie (land- of tuinbouw bijvoorbeeld) ook kan bijdragen tot méér biodiversiteit, mits voldoende creativiteit aan de dag gelegd wordt.

Ten slotte nog een ethische bedenking over de verantwoordelijkheid voor biodiversiteitsbehoud. In sectoren met een hoge recreatiewaarde krijgen natuurdoelstellingen gemakkelijk voorrang op productiedoelstellingen, maar in productiesectoren (akkerbouw, veeteelt, visteelt) wordt de soortenrijkdom nog steeds verder ingeperkt omwille van de keuze voor hoogproductieve veredelde rassen en hybriden. Typisch Belgische kippenrassen als Brakel, Ardens bolstaarthoen, Izegemse of Mechelse koekoek en Aarschots hoen worden allang niet meer in de commerciële leghennenhouderij gebruikt en zijn hobbydieren geworden. Biodiversiteit als 'publiek goed' is dus het slachtoffer van een klassiek dilemma uit de speltheorie, namelijk de '*tragedy of the commons'*, wat verklaart waarom er sprake is van een zekere deresponsabilisering ten aanzien van biodiversiteitsbehoud (Rands et al., 2010). Boeren beseffen wel dat agrobiodiversiteit in landbouwproductiesystemen zeer belangrijk is, maar om competitieve redenen voelt niemand zich persoonlijk geroepen om de diversiteit zelf vorm te geven door bijvoorbeeld in plaats van veredelde rassen opnieuw landrassen te gebruiken. Wie dient er zorg te dragen voor het behoud van (agro)biodiversiteit?

6. HET JURIDISCH KADER INZAKE BIODIVERSITEIT

Het behoud van biodiversiteit is reeds decennia het voorwerp van reglementering, en dit op verschillende beleidsniveaus.

A. INTERNATIONAAL

Op globaal niveau is ongetwijfeld het 'Verdrag inzake biologische diversiteit' (hierna: Verdrag) van 1992 het belangrijkste juridische kader. Het Verdrag definieert 'biologische diversiteit' als '*de variabiliteit onder levende organismen van allerlei herkomst, met inbegrip van, onder andere, terrestrische, mariene en andere aquatische ecosystemen en de ecologische complexen waarvan zij deel uitmaken; dit omvat mede de diversiteit binnen soorten, tussen soorten en van ecosystemen*'. De doelstellingen van dit Verdrag zijn '*het behoud van de biologische diversiteit, het duurzame gebruik van bestanddelen daarvan en de eerlijke en billijke verdeling van de voordelen voortvloeiende uit het gebruik van genetische rijkdommen* (…)'. Als belangrijkste onderwerpen die door het Verdrag geregeld worden, kunnen vermeld worden: algemene maatregelen tot behoud en duurzaam gebruik; inventarisatie en toezicht; behoud *in situ* en *ex situ*; duurzaam gebruik van bestanddelen van de biologische diversiteit; effectrapportage en beperking van de nadelige gevolgen; toegang tot genetische rijkdommen en overdracht van technologie; beheer van de biotechnologie en de verdeling van de voordelen ervan.

In uitvoering van het Verdrag werd in 2000 het 'Protocol van Cartagena over bioveiligheid' (hierna: Protocol) aangenomen. Dit Protocol heeft als doel 'bij te dragen tot een afdoend beschermingsniveau op het gebied van de veilige overdracht, de veilige behandeling en het veilige gebruik van veranderde levende organismen, voortgekomen uit de moderne biotechnologie, die nadelige gevolgen kunnen hebben voor het behoud en het duurzame gebruik van de biologische diversiteit, waarbij ook rekening wordt gehouden met de risico's voor de gezondheid van de mens en specifiek de nadruk ligt op grensoverschrijdende verplaatsingen'. In 2002 beslisten de partijen bij het Verdrag om het verlies aan biodiversiteit tegen 2010 aanzienlijk te beperken. De EU stelde dit doel nog scherper door te pleiten voor een stop aan biodiversiteitsverlies tegen 2010.

Het spreekt voor zich dat er naast het Verdrag en het Protocol nog tal van andere internationale verdragsteksten zijn die in meerdere of mindere mate bijdragen tot het behoud van de biodiversiteit. 'Cites' kan hier als eerste vermeld worden: deze 'Conventie over de internationale handel in bedreigde soorten' regelt de handel in bedreigde dieren en planten. Het doel is voorkomen dat bedreigde dieren en planten uitsterven. Meer dan 800 wilde dier- en plantsoorten mogen wereldwijd niet meer gekocht worden. Voor ongeveer 25.000 soorten zijn speciale vergunningen nodig. Ook de meeste afgeleide producten van deze planten of dieren (bv. ivoor, kaviaar, hout, zaden, enz.) worden door deze conventie beschermd en kunnen dus niet zomaar verkocht worden.

Verder kan nog gewezen worden op:

- de Overeenkomst inzake watergebieden die van internationale betekenis zijn, in het bijzonder als woongebied voor watervogels, de zogenaamde Ramsar-Conventie van 1979;
- het Verdrag inzake het behoud van wilde dieren en planten en hun natuurlijk milieu in Europa, de zogenaamde Bern-Conventie van 1979; deze conventie legt de nadruk op de bescherming van de leefmilieus van een aantal bedreigde wilde dier- en plantsoorten;
- het Verdrag inzake de bescherming van trekkende wilde diersoorten, de zogenaamde Bonn-Conventie van 1979.

De Europese Unie, zelf ook partij bij het Verdrag en het Protocol, heeft in het kader van het Europees milieubeleid en -recht natuurlijk ook al geruime tijd aandacht besteed aan biodiversiteit. Zo schetsen de Mededeling (2006) en het EU-Actieplan inzake biodiversiteit hoe het Verdrag en het Protocol binnen de EU worden geïmplementeerd, alsook hoe voormelde doelstelling tegen 2010 moet worden gerealiseerd. Tevens speelt de EU een belangrijke rol inzake de toepassing van Cites binnen en over de Europese grenzen.

Cruciaal voor de realisatie van het Europese biodiversiteitsbeleid is de toepassing en de handhaving van de zogenaamde Habitatrichtlijn (1992/43/EEG) en Vogelrichtlijn (2009/147/EG). De Habitatrichtlijn heeft tot doel bij te dragen tot het waarborgen van de biologische diversiteit in de lidstaten, meer bepaald door een gemeenschappelijk kader te scheppen voor de instandhouding van de habitats, planten en dieren die van communautair belang zijn. De Habitatrichtlijn strekt tot instelling van het 'Natura 2000'-netwerk, het grootste ecologische netwerk ter wereld. Het bestaat uit speciale beschermingszones die krachtens de Habitatrichtlijn door de lidstaten worden aangewezen. Het omvat tevens de speciale beschermingszones die krachtens de Vogelrichtlijn zijn ingesteld. In bijlage I en bijlage II van de Habitatrichtlijn wordt aangegeven voor welke types natuurlijke habitats en welke soorten er met het oog op hun instandhouding speciale beschermingszones moeten worden aangewezen. Bepaalde daarvan zijn gedefinieerd als types habitats of soorten die 'prioritair' zijn (die het gevaar lopen te verdwijnen). In bijlage IV worden de dier- en plantsoorten genoemd die een bijzonder strikte bescherming behoeven. In de speciale beschermingszones nemen de lidstaten alle nodige maatregelen om de instandhouding

van de habitats te waarborgen en om hun achteruitgang en een aanzienlijke verstoring van de soorten te voorkomen. Het Natura 2000-netwerk beslaat thans ongeveer 18% van het grondgebied van de EU.

B. BELGIË

In het kader van de in België tot stand gebrachte bevoegdheidsverdeling inzake leefmilieu, zijn de meeste aspecten van het biodiversiteitsbeleid een gewestelijke aangelegenheid. Enkel de handel in bedreigde soorten, sommige aspecten van de vogelbescherming en de bescherming van het mariene milieu zijn nog een federale bevoegdheid. Krachtens het Natuurdecreet van 21 oktober 1997 is het natuurbeleid in het Vlaamse Gewest gericht op de bescherming, de ontwikkeling, het beheer en het herstel van de natuur en het natuurlijk milieu, op de handhaving of het herstel van de daartoe vereiste milieukwaliteit en op het scheppen van een zo breed mogelijk maatschappelijk draagvlak, waarbij educatie en voorlichting van de bevolking inzake natuurbehoud worden gestimuleerd. Het decreet vormt tevens de basis voor de implementatie van de hiervoor vermelde internationale en Europese verplichtingen betreffende het natuurbehoud en het natuurlijk milieu. Andere aspecten van het biodiversiteitsbeleid worden in het Vlaamse Gewest gerealiseerd via het Bosdecreet van 1990 en het Jachtdecreet van 1991. Het Brussels Hoofdstedelijk Gewest en het Waalse Gewest hebben hun eigen wetgevend kader uitgewerkt dat tevens de basis moet bieden voor de uitvoering van de supranationale verplichtingen in deze gewesten.

C. EVALUATIE

Niettegenstaande de veelheid aan regelgeving stellen we vast dat de doelstellingen inzake biodiversiteit niet gehaald worden, integendeel. De regelgeving faalt dus. Gelet op de zwakke formulering, afdwingbaarheid en handhaving van de internationale en Europese regelgeving hoeft dat op zich ook niet te verwonderen. Het gevolg hiervan was dat er voor de partijen bij het Verdrag en lidstaten van de EU weinig externe prikkels waren om de genomen engagementen te honoreren. Binnen de EU is hierin pas een kentering gekomen toen de Europese Commissie en het Hof van Justitie zeer actief en nauwgezet gingen toezien op de naleving van, in het bijzonder, de Habitat- en Vogelrichtlijn. Tal van arresten van het Hof hebben de contouren van en de verplichtingen in deze richtlijnen voor de lidstaten gespecifieerd en duidelijk afdwingbaar gemaakt. De internationale, Europese en nationale beleidsmakers en regelgevers zijn er zich van bewust dat een verstrenging van het beleid en de regelgeving noodzakelijk is om een halt toe te roepen aan het biodiversiteitsverlies. Een nieuw beleid, en dus nieuwe regelgeving, staat momenteel in de steigers: in oktober 2010 kwamen de partijen bij het Verdrag en het Protocol samen in Japan om een nieuw biodiversiteitsbeleid voor de komende jaren te formuleren. De EU droeg hier concreet en actief aan bij en formuleerde reeds concrete beleidsvoorstellen voor 2020 en 2050.

7. CONCLUSIES EN AANBEVELINGEN

In wat voorafgaat, werden de bouwstenen aangereikt voor een reeks aanbevelingen. Het spreekt voor zich dat in deze aanbevelingen duidelijke overeenkomsten zijn terug te vinden met aanbevelingen die elders, eveneens in het kader van het Internationale Jaar van de Biodiversiteit, werden geformuleerd, ondermeer door wetenschappers van de League of European Research Universities (LERU Biodiversity Working Group 2010)[8], de EU ('Cibeles priorities', 2010)[9], Vlaamse beleidsmakers[10] en wetenschappers in vakbladen (Sutherland et al. 2009; Rands et al. 2010). Voor een lijst met 18 gedetailleerde onderzoeksuitdagingen rond biodiversiteit willen we trouwens verwijzen naar het document van de LERU werkgroep[8].

1. Er is wetenschappelijk bewijs dat er een positief en oorzakelijk verband bestaat tussen biodiversiteit enerzijds en het functioneren van ecosystemen en het leveren van diensten van ecosystemen anderzijds. **Verder onderzoek naar de precieze rol van biodiversiteit is evenwel noodzakelijk**. Daarbij dient de aandacht ook te gaan naar de **rol van minder charismatische soorten**, zoals ongewervelden en (bodem)micro-organismen. Eerder dan een focus op de rol van taxonomische diversiteit lijkt een **focus op functionele diversiteit** (dus gebaseerd op *eigenschappen* van de soorten) belangrijk.

2. Het precieze verloop van de relatie tussen biodiversiteit en het functioneren van ecosystemen bepaalt of er **kritische grenswaarden** zijn waaronder het verdere verlies van soorten zal leiden tot een abrupte daling ('*catastrophic shift*') in het functioneren van ecosystemen en hun capaciteit voor het leveren van diensten. **Onderzoek naar het bestaan en het kwantificeren van deze grenswaarden** is prioritair.

3. Het **beperken van het beschermen van biodiversiteit tot reservaten** die slechts een klein deel van de oppervlakte bedekken is duidelijk **niet effectief genoeg** om het verlies aan biodiversiteit te stoppen. De inspanningen dienen zich ook te richten op het **(semi)urbane gebied, de productiebossen** en het **landbouwgebied**.

4. De impact van intensief beheerde agro-ecosystemen op de biodiversiteit is immens. Omgekeerd werden deze **agro-ecosystemen** grotendeels **losgekoppeld van de regulerende en ondersteunende rol die de biodiversiteit –** aanwezig in het agro-ecosysteem zelf en in het omliggende landschap – kan leveren. **Deze relatie herstellen is een grote uitdaging** en kan tot een *win-win* situatie leiden voor landbouw en biodiversiteit.

5. Niet alleen de 'wilde' biodiversiteit maar ook de **agrobiodiversiteit** staat onder zware druk. Specifieke aandacht voor het **bewaren van de diversiteit aan rassen en variëteiten** omwille van productie- en socio-economische redenen is noodzakelijk.

6. De exploitatie van de mariene omgeving en mariene biodiversiteit gebeurt niet duurzaam. Daarenboven is, in vergelijking met het terrestrische milieu, slechts een zeer klein percentage van de zee- en kustwateren beschermd. **Extra inspanningen voor het behoud van mariene diversiteit zijn noodzakelijk** en de afbakening van mariene reservaten is een prioriteit.

[8] http://www.leru.org/index.php/public/publications/
[9] http://www.countdown2010.net/2010/wp-content/uploads/Prioridades_Cibeles_eng.pdf
[10] http://www.jokeschauvliege.be/pers/persberichten/message_from_ghent_for_biodiversity_post_2010/

7. De diensten die geleverd worden door biodiversiteit en ecosystemen zijn meestal gratis of worden economisch ondergewaardeerd. Daardoor worden die diensten vaak niet duurzaam gebruikt. De kosten die gepaard gaan met verlies aan biodiversiteit worden afgewenteld op de maatschappij. Mechanismen voor de **internalisering van deze kosten** zijn noodzakelijk. **Biodiversiteit dient gewaardeerd te worden als een publiek goed.** Samenwerking tussen economen, ecologen en beleidsmakers voor het opzetten en afdwingen van mechanismen voor economische waardering is daarbij essentieel. De TEEB rapporten[11] zijn daartoe een belangrijke mijlpaal.

8. Het huidige arsenaal aan **beleidsmaatregelen** volstaat niet om het behoud van biodiversiteit te verzekeren. In dit kader kunnen vier aanbevelingen worden gedaan:

    i. De huidige regelgeving inzake bescherming van biodiversiteit voldoet slechts ten dele. Bovendien wordt de regelgeving vaak onvoldoende afgedwongen. Een **verstrenging van regelgeving en handhaving** inzake biodiversiteitsbehoud op internationaal, Europees en Vlaams niveau is noodzakelijk;

    ii. De concrete maatregelen die overheden nemen zijn niet steeds effectief. **Betere wederzijdse communicatie tussen wetenschap en beleid** is noodzakelijk om de voorziene middelen optimaal te kunnen besteden aan **effectieve** beleids- en beheersmaatregelen;

    iii. De financiële middelen die voorbehouden zijn voor het behoud en herstel van biodiversiteit dienen te worden verhoogd;

    iv. De impact van beleidsbeslissingen in sectoren als transport, visserij, landbouw en energievoorziening kunnen verstrekkende gevolgen hebben voor biodiversiteit. Daarom is een **biodiversiteitstoets van beslissingen genomen in andere beleidsdomeinen noodzakelijk**. Het is bijvoorbeeld niet zinvol overheidsmiddelen voor behoud van biodiversiteit uit te trekken wanneer in andere sectoren overheidssubsidies worden uitgekeerd die onrechtstreeks tot vernietiging van biodiversiteit leiden.

[11] http://www.teebweb.org

8. REFERENTIES

- Attfield, R. (1999) *The Ethics of The Global Environment*. Edinburgh University Press, Edinburgh, UK.
- Bianchi, F.J.J.A. et al. (2006) Sustainable pest regulation in agricultural landscape: a review on landscape composition, biodiversity and natural pest control. *Proceedings of the Royal Society B*. 273: 1715-1727.
- Butchart, S.H.M. et al. (2010) Global Biodiversity: Indicators of recent declines. *Science* 328: 1164-1168.
- Chapin, F.S. III et al. (2002) *Principles of Terrestrial Ecosystem Ecology*. Springer-Verlag, New York, US.
- Chapman, A.D. (2009) *Numbers of Living Species in Australia and the World*. Australian Biodiversity Information Services, Toowoomba, Australia.
- Chevassus-au-Louis, B. et al. (2009) *An economic approach to biodiversity and ecosystems services. Contribution to public decision making*. Centre d'analyse stratégique, Paris, France.
- Convention on Biological Diversity (CBD) Secretariat (2010) *Global Biodiversity Outlook*. Montreal, Canada.
- Costanza, R., R. d'Arge, R. de Groot, S. Farber, M. Grasso, B. Hannon, K. Limburg, S. Naeem, R.V. O'Neill, J. Paruelo, R.G. Raskin, P. Sutton & M. van den Belt. (1997) The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 387: 253-260.
- De Meester, L. et al. (2009) Mens en Milieu. In: De Groef B. & Roels P. (eds.), *De Wetenschap van het Leven - Over Eenheid in Biologische Diversiteit*. Acco, Leuven, België, pp. 215-232.
- Dumortier, M. et al. (2008) *Natuurindicatoren 2008. Toestand van de natuur in Vlaanderen: cijfers voor het beleid*. Mededeling van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel, België.
- Ehrlich, P. & Ehrlich, A. (1981) *Extinction: The Causes and Consequences of the Disappearance of Species*. NY, Random House, USA.
- Elliot, R. (1997) *Faking Nature. The Ethics of Environmental Restoration*. Routledge, Lonon, UK.
- European Environment Agency (EEA) (2009) *Progress towards the European 2010 biodiversity target*. EEA report No 4/2009, Copenhagen, Denmark.
- Essl, F. & Dirnböck, T. (2008) Diversity of native and alien vascular plant species of dry grasslands in central Europe. *Applied Vegetation Science* 11: 441-450.
- Folke, C. (1991) The Societal Value of Wetland Life-Support, C. Folke and T. Kaberger, eds., Dordrecht: Kluwer Academic Publishers. In: *Linking the Natural Environment and the Economy: Essays from the Eco-Eco Group*.
- Groeneveld, L.F. et al. (2010) Genetic diversity in farm animals – a review. *Animal genetics* 41: 6-31.
- Hajjar, R. and Hodgkin, T. (2007) The use of wild relatives in crop improvement: A survey of developments over the last 20 years. *Euphytica* 156: 1-13.
- Hamilton, A.J. et al. (2010) Quantifying Uncertainty in Estimation of Tropical Arthropod Species Richness. *The American Naturalist* 176: 90-95.
- Hargrove, E. (1994) The Paradox of Humanity. Two views of biodiversity and landscapes. In: K.E. Kim & R.D. Weaver (eds.) *Biodiversity and Landscapes*. A Paradox of Humanity. Cambridge: Cambridge University Press, pp. 173-186.
- Heyd, T. (2007) *Encountering Nature. Toward an Environmental Culture*. Ashgate, Aldershot, UK.
- Jordan, W. (2003) *The Sunflower Forest. Ecological Restoration and the New Communion with Nature*. University of California Press, Berkeley, USA.
- Kerasote, T. (ed.) (2001) *Return of the Wild. The Future of Our Natural Lands*. Island Press, Washington, USA.
- Klein, A.M. et al. (2006) Importance of pollinators in changing landscapes for world crops. *Proceedings of the Royal Society B* 274: 303-313.

- LoGludice, K. et al. (2003) The ecology of infectious disease: effects of host diversity and community composition on Lyme disease risk. *PNAS* 100: 567-571.
- Lambdon, C. et al. (2008) Alien flora of Europe: species diversity, temporal trends, geographical patterns and research needs. *Preslia* 80: 101–149.
- Loram, A. et al (2008) Urban domestic gardens (XII): the richness and composition of the flora in five UK cities. *Journal of Vegetation Science* 19: 321-330.
- Losey, J.H. & Vaughan, M. (2006) The economic value of ecological services provided by insects. *BioScience* 56: 311-323.
- Mattock J. (1998) De roos en zijn erfgoed. In: Beales P. et al. (eds.), *Rozen encyclopedie*, pp. 24-31, Uitg. Könemann, Keulen, Duitsland.
- Menzel, A. et al. (2006) European phenological response to climate change matches the warming pattern. *Global Change Biology* 12: 1969–1976.
- Millennium Ecosystem Assessment (2005) *Ecosystems and Human Well-being: Synthesis*. Island Press, Washington D.C., USA.
- Moons, E. et al. (2000) *Economische waardering van bossen: Een case-study van Heverleebos-Meerdaalwoud*. Garant, Leuven, België.
- Naeem, S. et al. (2000) Plant diversity increases resistance to invasion in the absence of covarying extrinsic factors. *Oikos* 91: 97-108.
- Naeem, S. et al. (2009) *Biodiversity, Ecosystem Functioning, and Human Wellbeing. An Ecological and Economic Perspective.* Oxford University Press, Oxford, UK.
- Norton, B.G. (2003) *Searching for Sustainability: Interdisciplinary Essays in the Philosophy of Conservation Biolo*gy. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Peeters, M. et al. (2006) *Biodiversiteit in België: een overzicht*. Koninklijk Belgisch Instituut voor Natuurwetenschappen, Brussel, België.
- Principe, P. (1991) *Monetizing the Pharmacological Benefits of Plants*. US Environmental Protection Agency, Washington DC, USA.
- Rands, M.R.W. et al. (2010) Biodiversity conservation: Challenges beyond 2010. *Science* 329: 1298-1303.
- Scheffer, M. (2009) *Critical Transitions in Nature and Society*. Princeton University Press, New Jersey, USA.
- Stoate, C. et al. (2009) Ecological impacts of early 21st century agricultural change in Europe - A review. *Journal of Environmental Management* 91: 22-46.
- Sutherland, W.J. et al. (2009). An assessment of the 100 questions of greatest importance to the conservation of global biological diversity. *Conservation Biology* 23: 557–567.
- Van Dyck, H. (2004) Zonder soortenkennis, geen efficiënt natuurbeleid. *Natuur.focus* 3: 59-61.
- Vellend, M. et al. (2006) Extinction debt of forest plants persists for more than a century following habitat fragmentation. *Ecology* 87: 542-548.
- Worm, B. et al. (2006) Impacts of Biodiversity Loss on Ocean Ecosystem Services. *Science* 314: 787-790.