

Graadmeters de maat genomen

Ten Brink *et al.* presenteerden in Landschap (2001) vier, deels nieuwe graadmeters om de intrinsieke waarde van de natuur, door hen de 'natuurbehoudswaarde' genoemd, te meten. In dit artikel laten wij ons licht schijnen over deze graadmeters. We gaan te werk als Ten Brink *et al.*: eerst schetsen we een algemeen kader met vier basiscriteria. Daaruit leiden we de overige criteria ter beoordeling van graadmeters af. Vervolgens bespreken we de graadmeters van Ten Brink *et al.* afzonderlijk en in hun onderlinge samenhang.

Graadmeters moeten tegen redelijke kosten deugdelijke informatie leveren over relevante natuurwaarden. Bovendien moet die informatie richting kunnen geven aan het overheidsbeleid, inclusief het natuurbeleid. Graadmeters moeten derhalve:

- *relevant* zijn, ofwel informatie leveren over natuurwaarden die in het geding zijn of kunnen komen,
- *bruikbaar* zijn, dus informatie leveren waar de overheid iets mee kan,
- *betrouwbaar* en *nauwkeurig* zijn, derhalve informatie leveren die wetenschappelijk verantwoord is,
- *meetbaar* zijn, dat wil zeggen dat de kosten van het ontwikkelen en toepassen van de graadmeters samen ongeveer bekend moeten zijn en passen binnen de beschikbare budgetten.

Hieronder zullen we de eerste drie basiscriteria verder uitwerken tot een aantal criteria waaraan graadmeters ons inziens moeten voldoen. Het basiscriterium van de meetbaarheid is, zoals hierboven geformuleerd, duidelijk genoeg. De criteria waarop we uitkomen zullen we vergelijken met de criteria van Ten Brink *et al.* (2001) (tabel 1) en met die voorgesteld door de Subsidiary Body on Scientific, Technical and Technological Advice van de Convention on Biological Diversity, het door de UNEP ingestelde orgaan dat nationale overheden adviseert over het meten van veranderingen in de natuur (UNEP, 1999) (tabel 2). We zullen ons daarbij niet alleen baseren op Ten Brink *et al.* (2001), maar ook op het rapport dat aan hun artikel ten grondslag ligt (Ten Brink *et al.*, 2000).

Relevantie

De graadmeters moeten de relevante ontwikkelingen in de Nederlandse natuur beschrijven. Ten Brink *et al.* beperken zich bij de constructie van graadmeters tot graadmeters van de 'behoudswaarde' van de natuur. Behoudswaarde krijgt de natuur vanwege zijn 'intrinsieke waarde', is de redenering. Behoudswaarde wordt tegenover de belevings- en gebruikswaarde van de natuur gezet (Ten Brink *et al.*, 2000). De 'intrinsieke waarde' is dus volgens Ten Brink *et al.* een sleutelbegrip bij de operationalisatie van wat als 'relevante' ontwikkelingen in de natuur moeten worden beschouwd.

Intrinsieke waarde

Het in natuurbeschermingskringen veel gebruikte begrip 'intrinsieke waarde' duidt strikt genomen op een waarde op zich, los van enig nut voor de mens. Elk dier, plant, soort of ecosysteem heeft bestaansrecht om zichzelf wille. Dit kan in het natuurbeleid praktisch worden uitgewerkt tot het uitgangspunt dat elk onderdeel van de natuur in principe even veel waarde heeft. Maar natuurbeleid moet uiteraard keuzen maken en zich richten op die soorten of systemen waarvoor beleid het hardst nodig is. Dat is een kwestie van het effectief inzetten van beperkte middelen, niet van een hogere waardering voor bepaalde soorten of systemen. Het uitgangspunt is rationeel en lijkt gemakkelijk objectief te maken door te meten hoe de stand van soorten en systemen verandert en vervolgens middelen in te zetten voor soorten en systemen die het meest bedreigd worden. De politieke discussie concen-

KEES MUSTERS, JOS
DEKKER & WIM TER
KEURS

Dr. C.J.M. Musters en
Drs. W.J. ter Keurs, Milieu-
biologie, EEW, Universiteit
Leiden, Postbus 9516,
2300 RA Leiden.
Dr. J.N.M. Dekker, sectie
Natuurwetenschap en
Samenleving, Universiteit
Utrecht, Padualaan 14,
3584 CH Utrecht.

Foto's bij dit artikel: **Wieger
Wamelink.**



Tabel 1 Criteria van Ten Brink *et al.* (2001).

Table 1 Criteria of Ten Brink *et al.* (2001).

- 1 De graadmeters dienen landelijke en regionale informatie te geven over de natuurtoestand op het niveau van *soorten* en *ecosystemen*
 - 2 Voorts moeten ze informatie geven over de *natuurlijkheid* en *diversiteit* van natuurlijke gebieden¹ en de *kenmerkendheid* en *diversiteit* van cultuurgebieden. Dat houdt onder meer in dat een graadmeter niet positief mag uitslaan bij de toename van exoten of van soorten in een natuurlijk gebied die daar niet van nature thuishoren (verruiging van de duinen)
 - 3 Ze moeten geschikt zijn voor beleidsevaluatie zoals de beoogde kwaliteit van de EHS en Europese Habitat- en Vogelrichtlijngebieden, het behoud van de biodiversiteit volgens het Biodiversiteitsverdrag, soortbeschermingsplannen en beleid inzake de Rode Lijsten
 - 4 De graadmeters zijn onder meer bedoeld voor opname in de jaarlijkse Natuurbalans en vierjaarlijkse Natuurverkenning; dat wil zeggen dat ze bedoeld zijn voor een continue probleemsignalering, beleidsevaluatie en verkenning in de vorm van *trends*
 - 5 Vanzelfsprekend moeten de natuurgraadmeters *gevoelig* genoeg zijn om optredende biodiversiteitsverliezen en -winsten op landelijke en regionale schaal goed te kunnen weergeven. Dit biodiversiteitsverlies zien wij als een mondiaal proces waarin vele soorten in aantallen afnemen en enkele soorten in aantallen toenemen. Dit vervakkingsproces werd in de Toestand van de Natuur 2 kernachtig weergegeven met 'het zeldzame wordt zeldzamer en het gewone gewoner'
 - 6 Ze dienen eenduidig en betaalbaar *meetbaar* te zijn
 - 7 Ze dienen *modellerbaar* te zijn, dat wil zeggen te koppelen aan milieu- en beheersfactoren, zodat scenariostudies mogelijk zijn voor het milieu-, natuur-, water- en ruimtebeleid
 - 8 Eveneens cruciaal: ze moeten *eenvoudig te begrijpen* zijn
 - 9 Voor de communicatie met politiek en samenleving is het nodig het aantal graadmeters beperkt te houden. *Aggregatie* van gegevens naar landelijk niveau is daarbij noodzakelijk
- ¹ Hieronder worden zelf-regulerende ecosystemen verstaan, ongeacht hun

Tabel 2 Criteria van UNEP (1999).

Table 2 Criteria of UNEP (1999).

- A Quantify information so that its significance is apparent
- B Be user-driven (to help summarize information of interest to the intended audience)
- C Be scientifically credible
- D Be responsive to changes in time and/or space
- E Be simple and easily understood by the target audience
- F Be based on information that can be collected within realistic capacity and time limits
- G Be linkable to socio-economic developments and indicators of sustainable use and response

treert zich in dat geval op de vraag welke mate van verandering ongewenst is - en daarom gericht beleid van de overheid vereist - en hoeveel middelen men daarvoor bereid is in te zetten.

Deze benadering veroorzaakt echter problemen. Het eerste is dat het op dit moment onmogelijk is de verandering in de stand van *alle* soorten te meten. Traditioneel staan vooral de hogere planten en gewervelde dieren in de belangstelling van het natuuronderzoek en -beleid in Nederland. Hoewel daar recent een aantal insectengroepen, korstmossen en paddestoelen is bijgekomen (Bisseling *et al.*, 1999), is de lijst van soorten waaraan gemeten wordt nog lang niet volledig. Dit is meer dan een praktisch probleem, omdat de lijst van gemeten soorten niet willekeurig is, maar een weerspiegeling van de soorten waaraan veel mensen de grootste waarde hechten. Graadmeters gebaseerd op de soorten die nu geteld worden staan dan ook haaks op het idee van 'intrinsieke waarde'. Het aantal soorten en soortengroepen zou daarom steeds verder uitgebreid moeten worden.

Een tweede, veel fundamenteeler probleem is dat het hierboven beschreven idee van 'intrinsieke waarde' wel redelijk goed is uit te werken voor soorten, maar veel moeilijker voor andere organisatieniveaus. Zo is 'intrinsieke waarde' voor veel mensen juist gekoppeld aan het individuele organisme, met name het dier, en niet aan de soort. De 'soort' is immers een veel abstracter begrip dan het 'individu' en het is de vraag of aan een soort, de hele verzameling individuen, wel bestaansrecht kan worden toegekend. Elk individueel organisme heeft dat wel en moet gerespecteerd en beschermd worden. De dierenbescherming is op dit idee gebaseerd. Een uitwerking van 'intrinsieke waarde' in deze richting komt niet in Ten Brink *et al.* voor. Niet verwonderlijk overigens, omdat dit ook in het nationale natuurbeleid geen rol van betekenis speelt. Toch zijn er wel degelijk graadmeters te bedenken die als

een uitwerking van de intrinsieke waarde van het individuele dier zouden kunnen worden beschouwd, bijvoorbeeld het aantal verkeersslachtoffers per jaar, het aantal dode en verwonde dieren in de hengelsport, de jacht en de stroperij of de omvang van de bijvangst in de visserij en muskusrattenbestrijding.

Een organisatieniveau dat wel uitgebreid door Ten Brink *et al.* wordt behandeld is dat van het ecosysteem. Om de 'intrinsieke waarde van ecosystemen' te operationaliseren tot graadmeters kan men, als voor soorten, stellen dat elk ecosysteem evenveel waarde heeft en dat de beperkte middelen dus moeten worden ingezet voor bedreigde ecosystemen. De mate van verandering van ecosystemen is echter veel moeilijker vast te stellen dan die van soorten. De oorzaak hiervan is dat ecosystemen geen nauw omschreven definities kennen waardoor ze zich moeilijk nauwkeurig in ruimte en tijd laten begrenzen. Het is bijvoorbeeld onmogelijk nauwkeurig aan te geven waar bos overgaat in een park, of bij de verdwijning of verschijning van welke soort het ene type heide overgaat in het andere. Was dit wel mogelijk, dan zou men zich kunnen beperken tot het meten van veranderingen in de oppervlakte van ecosystemen om de mate van bedreiging vast te kunnen stellen. De oplossing voor dit probleem wordt door Ten Brink *et al.* gezocht in graadmeters die niet alleen verandering in oppervlakte meten, maar ook verandering in de 'kwaliteit' van de ecosystemen. Dit kan alleen als men vooraf de vereiste kwaliteit, d.w.z. de norm waaraan een ecosysteem moet voldoen, per ecosysteem heeft gedefinieerd. Maar hoe is die te bepalen? Bij het beantwoorden van die vraag worden vaak begrippen als 'integriteit', 'gezondheid' en 'kenmerkendheid' gebruikt. Die suggereren dat ecosystemen in een duidelijk herkenbare, min of meer stabiele toestand verkeren als ze niet of weinig door mensen worden verstoord. Natuurlijke ecosystemen zijn echter zelden stabiel (de Wadden). De wel min of meer stabiele systemen

moeten door menselijk ingrijpen in die toestand worden gehouden (heide). Bij de definitie van de vereiste kwaliteit van een ecosysteem speelt de opvatting over de meest waardevolle toestand daarvan dan ook een doorslaggevende rol. Ook graadmeters voor ecosystemen kunnen hierdoor niet voldoen aan het idee van 'intrinsieke waarde', maar zijn in wezen gebaseerd op opvattingen over wat waardevol is in de natuur en wat niet.

Op tenminste drie keuzemomenten stuiten we dus op het cruciale belang van opvattingen over de natuur: de keuze om 'intrinsieke waarde' op soorten en ecosystemen toe te passen en niet op individuen, de keuze van de soortengroepen die in meetprogramma's worden opgenomen en de keuze van de vereiste kwaliteit van ecosystemen. We kunnen bij het beoordelen en ontwerpen van graadmeters dus niet om opvattingen over natuur heen. Die blijken echter niet voor iedereen hetzelfde te zijn en in de loop van de tijd te veranderen (zie o.a. Van der Windt, 1995; Buijs & Volker, 1997; Van der Berg, 1999; Keulartz *et al.*, 2000; Van den Born *et al.*, 2001; Dekker, 2002).

Opvattingen en graadmeters

We gaan ervan uit dat het onmogelijk is graadmeters te hanteren voor elk onderdeel van de natuur dat door een of ander deel van de bevolking als behoudenswaardig wordt beschouwd. Dat zou in strijd zijn met de behoefte aan een beperkte set graadmeters die de grote hoeveelheid informatie overzichtelijk samenvat. Er blijven ons inziens twee mogelijke oplossingen over:

- een beperkt set graadmeters die aansluit op een beperkt aantal *dominante opvattingen* of
- een beperkte set die de *hoofdaspecten* probeert weer te geven waaruit opvattingen zijn opgebouwd.

De eerste oplossing kiest een of meer actuele dominante opvattingen om de graadmeters op te baseren. Dominante opvattingen kunnen zijn: de visie van de rijksoverheid



of de visie(s) die overheersen bij het grote publiek. De nadelen van deze benadering zijn dat (1) de overheid zelf niet één opvatting over de te behouden natuur uitdraagt, (2) opvattingen die niet dominant zijn niet serieus genomen lijken te worden, hetgeen het draagvlak voor het beleid kan aantasten, (3) dominante opvattingen kunnen veranderen, hetgeen zou leiden tot steeds veranderende graadmeters en (4) de discussie over natuurbehoud door gebrek aan informatie vanuit andere visies verstart.

De tweede oplossing lijkt ons daarom een betere. Deze is gebaseerd op het idee dat in de opvattingen over de natuur een beperkt aantal constante (hoofd)aspecten zijn te onderscheiden. Opvattingen verschillen door verschillen in het belang dat aan die aspecten wordt gehecht en veranderen door veranderingen in het gewicht dat daaraan wordt gegeven. Die aspecten zijn als de dimensies van een ruimte te beschouwen waarin elke opvatting een plaats heeft. Door de hoofdaspecten als basis voor graadmeters te nemen zullen de graadmeters niet zozeer verschillende opvattingen weergeven, als wel de informatie leveren die een zinvol debat over natuurbeleid mogelijk maakt en waaraan mensen met verschillende opvattingen kunnen deelnemen. Deze oplossing sluit aan bij de huidige praktijk van formulering van beleid - namelijk gebaseerd op een debat - en neemt de opvattingen van mensen serieus zonder te vervallen in een gemakzuchtige 'opiniepeilingpolitiek' (Keulartz et al., 2000). Voor deze oplossing is het echter wel nodig vast te stellen of er een beperkt aantal hoofdaspecten voorkomt in de opvattingen over de natuur. Dat lijkt het geval te zijn (Keulartz et al., 2000; Van den Born et al., 2001; Van Koppen, 2002; Dekker, 2002). Vervolgens moeten dan per hoofdaspect graadmeters worden geconstrueerd. Dit is niet de plaats om dit verder uit te werken, maar het lijkt ons in principe mogelijk en de moeite van het onderzoeken waard. Een verwante benadering werd toegepast door Van der Meij et al. (1995) bij

hun beschrijving van de ontwikkelingen in de natuur op wereldniveau.

Het gebruik van een beperkt aantal vaste graadmeters die worden geacht het hele spectrum van natuuropvattingen te dekken kan het debat over natuurbehoud echter nog steeds verstarren en het ontstaan van nieuwe inzichten en opvattingen door de ontdekking van nieuwe aspecten frustreren. Om dat te voorkomen kan de mogelijkheid opgehouden worden om naar aanleiding van specifieke onderwerpen in het debat over natuurbehoud nieuwe graadmeters te maken. Die kunnen dan 'met terugwerkende kracht' de veranderingen in de natuur vanuit het gezichtspunt van dit onderwerp weergeven. Voorwaarde is dat we gegevens over de natuur op zo'n manier verzamelen en opslaan dat daaruit later nieuwe graadmeters zijn samen te stellen. Bijvoorbeeld door van zoveel mogelijk soorten en systemen de gegevens zo onbewerkt mogelijk op te slaan.

Criteria

Onze beschouwing over de relevantie van graadmeters leidt tot de volgende 7 criteria:

- A. de graadmeters moeten samen in staat zijn een beeld te geven van de toestand van de natuur in Nederland en van de veranderingen daarin,
- B. de graadmeters moeten samen in staat zijn informatie te geven over natuurwaarden genoemd in internationale verdragen en richtlijnen,
- C. voor elk hoofdaspect van bestaande opvattingen over behoudenswaardige natuur moet ten minste één duidelijk herkenbare graadmeter van soorten beschikbaar zijn en één van ecosystemen,
- D. de veranderingen in alle soorten en alle ecosystemen die horen bij een graadmeter moeten worden gemeten; er mogen dus vooraf geen soorten en ecosystemen worden uitgesloten of zwaarder worden gewogen,

E. veranderingen in soorten moeten worden gemeten in veranderingen in de stand, dat wil zeggen in veranderingen in de omvang van de populaties; de veranderingen in ecosystemen moeten worden weergegeven in veranderingen in hun oppervlakte en kwaliteit,

F. veranderingen in de stand van soorten en ecosystemen moeten zodanig in een bestand worden opgeslagen dat nieuwe indelingen en kwaliteitsbepalingen zijn te maken en met terugwerkende kracht als graadmeter zijn weer te geven.

Bruikbaarheid

Om bruikbaar te zijn moeten graadmeters informatie leveren waar de overheid wat mee kan.

De relatie tussen informatie en beleid kan in een eenvoudig regelschema worden weergegeven (figuur 1). Dit schema geeft aan dat informatie alleen bruikbaar is als die kan leiden tot inzet van beleidsinstrumenten en het bepalen van de effectiviteit daarvan. De vraag is dan: welke (potentiële) beleidsinstrumenten heeft de overheid tot haar beschikking voor natuurbehoud en welke informatie is daarvoor nodig? En welke eisen aan de graadmeters kunnen we daaruit afleiden?

Beleidsinstrumenten

Natuurbeleid speelt zich af op verschillende schaalniveaus: van internationaal tot lokaal. In Nederland wordt het natuurbeleid vooral door regionale overheden geoperationaliseerd en door particuliere organisaties uitgevoerd.

De rol van de rijksoverheid daarbij is de toekenning van geld in de rijksbegroting aan het natuurbeleid en de verdeling van dit geld over de provincies en de gebiedsbeheerders en natuurbeschermende organisaties. Daarnaast is de rijksoverheid ook taakstellend en normerend, zoals bij de bepaling van de oppervlakte en kwaliteit van elk na-

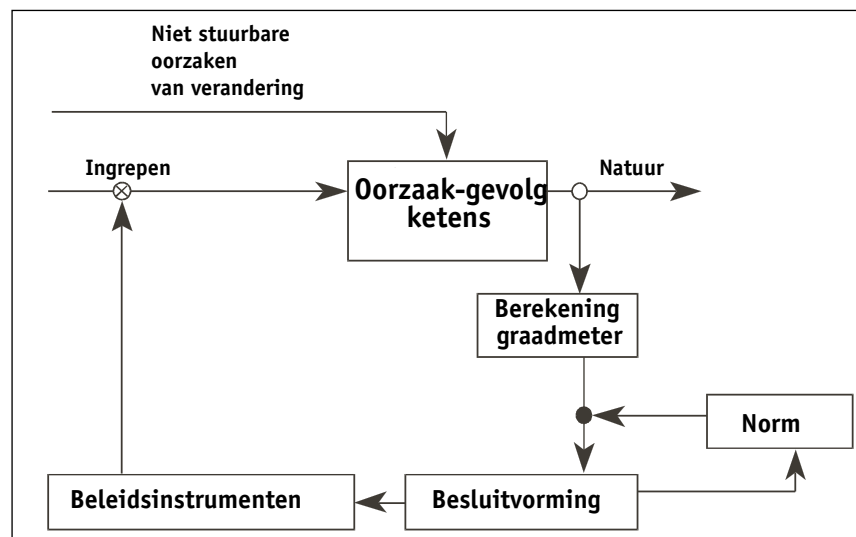
tuurdoeltype dat gerealiseerd moet worden. Verder heeft het rijk een controlerende en handhavende taak. Ook daarmee kan ze richting geven aan wat andere actoren doen.

Om deze taken verantwoord te kunnen uitvoeren is informatie nodig op het schaalniveau waarop de uitvoerende organisaties werken. Men moet kunnen beoordelen of de provincies en de terreinbeheerders hun werk in de afzonderlijke gebieden goed doen. Graadmeters voor de rijksoverheid moeten dus, naast informatie op het landelijke schaalniveau, ook informatie op het provinciale en lokale schaalniveau leveren.

Het natuurbeleid van LNV is niet het enige beleid waarmee de rijksoverheid invloed op de natuur kan uitoefenen. De rijksoverheid is ook verantwoordelijk voor tal van andere beleidsterreinen die gevolgen voor de natuur hebben, zoals het milieubeleid en het visserijbeleid, de aanleg van grootschalige infrastructuur en het verschaffen van vergunningen voor grote ingrepen. Graadmeters zouden informatie moeten kunnen leveren over waar en hoe dit

Figuur 1 Eenvoudig conceptueel 'thermostaat'-model voor sturing van beleid aan de hand van metingen aan de natuur.

Figure 1 Simple conceptual model of policy steering based on measuring



beleid het best kan worden uitgevoerd en over de feitelijke gevolgen ervan voor natuur. Maar ook dit vereist vrijwel altijd regionale of lokale informatie.

Criteria

Uit het bovenstaande kunnen de volgende criteria voor graadmeters worden gedestilleerd:

- G. voor sturing is het nodig dat er graadmeters beschikbaar zijn die per beheersgebied en per provincie/gemeente informatie leveren over de toestand van de natuur in relatie tot de beschikbare instrumenten,
- H. de verwachte en feitelijke effecten van voorgenomen beleid moeten in deze graadmeters zijn uit te drukken.

Betrouwbaarheid en nauwkeurigheid

Onder *betrouwbaarheid* verstaan we de eis dat de informatie die graadmeters verschaffen juist is. Bovendien is ook de *nauwkeurigheid* van de informatie van belang. De uitspraak dat er in Nederland 0 tot 150.000 grutto's voorkomen is erg betrouwbaar, maar niet nauwkeurig, terwijl de uitspraak dat er 65.500 grutto's voorkomen nauwkeurig is, maar niet erg betrouwbaar.

Een eerste bron van onbetrouwbaarheid is de representativiteit van de geïnventariseerde objecten. In veel gevallen worden soorten geïnventariseerd als basis voor de graadmeter. Dat kunnen om praktische redenen nooit alle soorten zijn die in een gebied voorkomen. Altijd vindt er enige selectie plaats. Meestal worden tellingen beperkt tot de grote, 'zichtbare' planten en dieren. Insecten en andere cryptobiota komen er slecht vanaf. Voor graadmeters van veranderingen in de stand van soorten betekent dit dat het zeer de vraag is of een dergelijke selectie nog de juiste maat oplevert voor veranderingen van andere soorten. Graadmeters voor de kwaliteit van ecosystemen worden vaak gebaseerd op 'indicatoren'. De selectie daarvan is echter een zeer problematische aangelegenheid, o.a. om-

dat er nog weinig kennis beschikbaar is over de relatie tussen het voorkomen van bepaalde soorten en de kwaliteit van ecosystemen (Williams & Gaston, 1994; Vos et al., 2000; Hilty & Merenlender, 2000). In geval van gebruik van indicatoren is er dus op zijn minst gericht onderzoek nodig naar de mate waarin de indicatoren werkelijk een eenduidig beeld geven van de kwaliteit die in het geding is. Een tweede bron van onbetrouwbaarheid en onnauwkeurigheid is de inventarisatie (Rich, 1998; Oosterveld & Guldemond, 1999). De graadmeters zouden met behulp van gevoeligheidsanalyses getoetst moeten worden voor onbetrouwbaarheid en onnauwkeurigheden in de ingevoerde gegevens.

Een derde bron van problemen is de constructie van de graadmeters zelf, zoals de gekozen referentie en de aggregatiemethoden. Historische referenties zijn vaak reconstructies waarvan de betrouwbaarheid en nauwkeurigheid op zijn minst ter discussie staan. De aggregatiemethode is meer dan alleen maar een kwantitatieve 'optelling', ze geeft een nieuwe, abstractere kwaliteit aan een graadmeter. Een groot aantal aggregatie-stappen kan leiden tot accumulatie van onbetrouwbaarheid en onnauwkeurigheid. Ook hier zijn gevoeligheidsanalyses onmisbaar.

Als de graadmeters in staat zijn een betrouwbaar beeld van de toestand van de natuur te geven, dan zullen zij bij verandering van die toestand uiteraard ook die verandering weergeven. Doordat graadmeters echter gebaseerd zijn op data die random fluctuaties vertonen (bijvoorbeeld de populatieomvang van soorten), zullen ook de graadmeters random fluctuaties vertonen. Een bron van onnauwkeurigheid is dus dat een verandering in een graadmeter de weergave kan zijn van een echte, lange-termijnverandering, maar ook toeval kan zijn. Statistische toetsen maken het mogelijk met grote waarschijnlijkheid onderscheid te maken tussen lange termijn veranderingen en random fluctuaties. Graadmeters moeten daarom zo



geconstrueerd zijn dat veranderingen erin statistisch zijn te toetsen.

Criteria

Uit het voorgaande kunnen de volgende criteria worden afgeleid:

- I. graadmeters moeten meten wat ze pretenderen te meten. Het moet duidelijk zijn in hoeverre een selectie van soorten representatief is voor andere soorten en in geval van indicatoren moet bekend zijn wat hun relatie met de te meten natuurkwaliteit is,
- J. graadmeters moeten worden getoetst op hun gevoeligheid voor onbetrouwbaarheid en onnauwkeurigheid in de invoergegevens,
- K. graadmeters moeten worden getoetst op de onbetrouwbaarheid en onnauwkeurigheid voortkomend uit de constructie van de graadmeters,
- L. voor elke graadmeter moeten statistische toetsen beschikbaar zijn die de significantie van een verandering kunnen aangeven.

Vergelijking van de criteria

Tabel 3 geeft de overeenkomsten en verschillen tussen onze set criteria en die van Ten Brink *et al.* en de UNEP (1999). Opvallend is dat zes van onze criteria bij Ten Brink *et al.* ontbreken. Daarvan zijn er drie die wel door de UNEP worden geëist.

We zullen in het navolgende de door Ten Brink *et al.* voorgestelde graadmeters bespreken. Daarbij zullen we eerst de afzonderlijke graadmeters behandelen aan de hand van onze criteria voor iedere graadmeter afzonderlijk. Deze criteria beslaan relevantie D, E en F en betrouwbaarheid en nauwkeurigheid (tabel 3). Daarna zullen we de graadmeters als set bespreken en leggen tegen onze criteria voor een set van graadmeters, dus relevantie A, B en C, bruikbaarheid en meetbaarheid.

De vier graadmeters afzonderlijk

Natuurwaarde (NW)

De Natuurwaarde (NW) is een graadmeter die bedoeld is om de toestand van de Nederlandse ecosystemen in twee getallen te vangen: de natuurlijke kwaliteit van het natuurgebied en die van het cultuurgebied. Elk getal is het product van de kwantiteit (oppervlakte als percentage van een referentiewaarde) met de kwaliteit (voorkomen van een selecte groep planten en dieren als percentages van referentiewaarden per soort).

Relevantie (D-F): Er worden voor de NW geen ecosystemen bij voorbaat uitgesloten en er vindt vooraf geen weging van ecosystemen plaats. Er wordt rekening gehouden met veranderingen in de oppervlakte en de kwaliteit van de ecosystemen. Aan onze criteria D en E lijkt de NW dus te voldoen. De feitelijke uitwerking van deze criteria in de NW levert wat ons betreft echter wel een aantal problemen op.

Zo worden veranderingen in de oppervlakte en veranderingen in de kwaliteit met elkaar verrekend tot één eindwaarde. Of oppervlakte dan wel kwaliteit voor het beleid de belangrijkste issue is hangt echter o.a. sterk af van het reeds beschikbare areaal van een ecosysteem. Veranderingen in oppervlakte en kwaliteit hoeven dus niet gelijkwaardig te zijn en voor een goed debat over natuurbeleid zou over beide typen veranderingen informatie beschikbaar moeten zijn. Overigens is het goed denkbaar dat in de presentatie van de NW de beide typen verandering zichtbaar blijven.

Veel problematischer is de manier waarop Ten Brink *et al.* 'kwaliteit' operationaliseren. Dat gebeurt aan de hand van referenties. Impliciet wordt door de voorgestelde referenties (veelal de situatie van 1950) één dominante natuuropvatting in de NW geoperationaliseerd, en wel een



Tabel 3 Vergelijking van onze criteria met die van Ten Brink et al. en UNEP (1999). Criteria met een * gelden voor sets van graadmeters, de overigen voor elke graadmeter afzonderlijk.

Table 3 Comparison of our criteria with Ten Brink et al. and UNEP (1999). Criteria indicated with a * are for sets of indicators, all other are for each separate indicator.

		Ten Brink et al., 2001 UNEP, 1999	
Relevantie			
A*	De graadmeters samen moeten in staat zijn een beeld te geven van de toestand van de natuur in Nederland en de veranderingen daarin	4	D
B*	Graadmeters moeten samen in staat zijn informatie te geven over natuurwaarden die genoemd worden in internationale verdragen en richtlijnen	3	
C*	Voor elk <i>hoofdaspect</i> van bestaande opvattingen over behoudenswaardige natuur moet ten minste één duidelijk herkenbare graadmeter van soorten beschikbaar zijn en één van ecosystemen	1,2,8	A,B,E
D	De verandering in <i>alle</i> soorten en <i>alle</i> ecosystemen die horen bij het hoofdaspect moet worden gemeten en er mogen dus vooraf geen soorten of ecosystemen worden uitgesloten of zwaarder worden gewogen		
E	Veranderingen in soorten moeten worden gemeten in veranderingen in de <i>stand</i> , dat wil zeggen in veranderingen in de omvang van de populaties; de veranderingen in ecosystemen moeten worden weergegeven in veranderingen in de oppervlakte en veranderingen in de kwaliteit van de ecosystemen		B
F	Verandering in de stand van de soorten en in de omvang en kwaliteit van ecosystemen moet zodanig in een bestand worden opgeslagen dat <i>nieuwe indelingen en kwaliteitsbepalingen</i> zijn te maken en met terugwerkende kracht als graadmeter weer te geven		
Bruikbaarheid		1	B
G*	Voor sturing is het nodig dat er ook graadmeters beschikbaar zijn die per beheersgebied en per provincie/gemeente informatie over de toestand van de natuur leveren in relatie tot de beschikbare instrumenten	7	
H*	De verwachte en feitelijke effecten van voorgenomen beleid moeten in deze graadmeters zijn uit te drukken		
Betrouwbaarheid & nauwkeurigheid		5	A
I	Graadmeters moeten meten wat ze pretenderen te meten. Het moet duidelijk zijn in hoeverre een selectie van soorten representatief is voor andere soorten en in geval van indicatoren moet bekend zijn wat hun relatie met de te meten natuurkwaliteit is		C
J	Graadmeters moeten worden getoetst op hun gevoeligheid voor onbetrouwbaarheid en onnauwkeurigheid in de invoergegevens		C
K	Graadmeters moeten worden getoetst op de onbetrouwbaarheid en onnauwkeurigheid voortkomend uit de constructie van de graadmeters		C
L	Voor elke graadmeter moeten statistische toetsen beschikbaar zijn die de significantie van een verandering kunnen aangeven		
Meetbaarheid		6	F
M*	De kosten van het ontwikkelen en toepassen de graadmeters moeten ongeveer bekend zijn en		

die thuis lijkt te horen in het 'arcadisch arrangement' van Keulartz et al. (2000). Tegen het hanteren van 1950 als referentie voor landbouwgebieden heeft Buys (1995a) essentiële bezwaren aangevoerd. Deze kwaliteit is niet alleen onherstelbaar, maar het is zelfs de vraag of dat in de

opvatting van veel mensen wel gewenst is. Zo'n referentie werkt vooral ontmoedigend en vervreemdend. Weliswaar hoeft volgens de NW-methode 100 % niet het doel te zijn, maar deze historische referentie drukt wel consequent een negatief stempel op de kwaliteit van het gebied.



Buys heeft voorgesteld om de huidige situatie als referentie te nemen, een variant op een mogelijkheid die de auteurs zelf noemen: de datum van het Biodiversiteitsverdrag. Zo'n referentie zou dan veel meer als arbitrair ijkpunt functioneren. Maar ook kwaliteitsbepalingen zonder vaste referentie zijn denkbaar. En voor gebieden met een sterke natuurlijke dynamiek, zoals de Waddenzee, is het hanteren van een referentie in feite in strijd met dat wat nu juist zo kenmerkend is aan het gebied: de veranderlijkheid.

Het is de bedoeling dat de kwaliteit van ecosystemen bepaald gaat worden aan de hand van een selectie van soorten. Deze soorten moeten dus indicatoren zijn van de kwaliteit van gebieden. We hebben al besproken dat het kiezen van indicatoren voor natuurkwaliteit erg moeilijk is door gebrek aan kennis. Het is in dit verband opmerkelijk dat in de selectie van soorten voor de NW doelsoorten nog zo'n grote plaats innemen. Doelsoorten komen immers voort uit het soortenbeleid, soorten die vanwege hun internationale betekenis, hun trend, of hun zeldzaamheid een plaats hebben gekregen in het Nederlandse natuurbeleid. Maar dit hoeven natuurlijk niet de soorten te zijn die indicatief zijn voor de kwaliteit van de ecosystemen. Juister zou zijn geweest eerst te bepalen wat de gewenste kwaliteit van ecosystemen is en vervolgens de vraag te stellen welke soorten deze kwaliteit het best indiceren. Alleen al door hun zeldzaamheid zouden doelsoorten wel eens slechte indicatoren kunnen zijn. Dat de bruikbaarheid van doelsoorten voor evaluatie zeer problematisch is wordt overigens door Ten Brink et al. (2000: 50-51) erkend. Eveneens opmerkelijk is dat de selectie van soorten voor landbouwgebieden aanzienlijk afwijkt van de selectie die het Centrum voor Landbouw en Milieu samen met boeren gemaakt heeft voor de natuurmeetlat van landbouwbedrijven (Buys, 1995b).

Bij de berekening van de NW wordt al in de eerste stap de

abundantie van de soorten als percentage van de referentietoestand, die als impliciete norm fungeert, genomen. De gehanteerde norm zit daardoor zo diep in de berekende NW verborgen dat het voor de gebruikers van de NW niet meer mogelijk is het feitelijk voorkomen van de soorten te vergelijken met de gehanteerde norm. De NW wordt daarmee uiterst ondoorzichtig en laat geen discussie achteraf over de gehanteerde norm meer toe.

Doordat de NW geacht wordt gebaseerd te zijn op het Netwerk Ecologische Monitoring (NEM; Bisseling et al., 1999) kan de kwaliteitsbepaling achteraf op het voorkomen van andere soorten worden gebaseerd, zolang die soorten deel uitmaken van het NEM. Ook kunnen nieuwe referenties worden gekozen. Dat maakt de NW in principe met terugwerkende kracht aanpasbaar aan veranderende inzichten of nieuwe opvattingen.

Betrouwbaarheid en nauwkeurigheid: Ten Brink et al. geven geen indruk van de betrouwbaarheid en nauwkeurigheid van de NW. Toch is er alle reden daaraan te twijfelen. Alle vier hiervoor genoemde bronnen van onbetrouwbaarheid en onnauwkeurigheid gelden ook voor de NW: (1) voor de NW is vooralsnog slechts ca. 3% van alle in Nederland voorkomende soorten geselecteerd, (2) de NW is gebaseerd op inventarisaties waarvan de betrouwbaarheid en nauwkeurigheid onzeker is, (3) de NW is gebaseerd op een ingewikkelde aggregatie en de vergelijking met een geschatte referentie, (4) de berekening van de NW maakt het ondoorzichtig hoe de grootte zich statistisch zal gaan gedragen en hoe veranderingen erin te toetsen zijn.

EHS-doelrealisatiegraadmeter (EDG)

Van de vier voorgestelde graadmeters is de EHS-doelrealisatiegraadmeter (EDG) het minst uitgewerkt en daardoor ook het slechtst te beoordelen. De EDG moet per natuur(doel)type aangeven of het gewenste areaal is bereikt



in een voldoende kwaliteit, in de zin dat 25-50% van de doelsoorten aanwezig is.

Relevantie (D-F): De kwaliteitdoelstelling van de ecosystemen wordt vastgelegd door eisen te stellen aan het voorkomen van een selectie van doelsoorten. De nadelen van het hanteren van doelsoorten als indicatoren voor kwaliteit zijn hiervoor bij de NW al aan de orde geweest. Overigens bevat het 'Handboek Natuurdoeltypen' veel niet op soorten gebaseerde kwaliteitskenmerken van ecosystemen. Ook deze hadden gebruikt kunnen worden.

Per geselecteerde doelsoort wordt als referentie aangegeven wat de minimale abundantie is in het 'gave', uitontwikkelde natuurtype (Ten Brink *et al.*, 2000: 51). Deze minimale abundanties fungeren als norm vooraf en ook de EDG verbergt dus normen in zich. De bezwaren hiertegen zijn al aan de orde geweest bij de NW.

De EDG zal moeilijk voor andere opvattingen over natuur te berekenen zijn, want gebaseerd op vaststaande natuurdoeltypen, doelsoorten en streefwaarden per doelsoort.

Betrouwbaarheid en nauwkeurigheid: Aan de betrouwbaarheid en nauwkeurigheid van de EDG wordt weinig aan-

dacht besteed door Ten Brink *et al.* De eerste drie bronnen van onbetrouwbaarheid en onnauwkeurigheid, genoemd bij de NW, gelden ook voor de EDG. De betrouwbaarheid en nauwkeurigheid kan daardoor gering zijn. Het aantal aggregatie-stappen nodig voor de EDG is duidelijk kleiner dan dat voor de NW. De betrouwbaarheid en nauwkeurigheid kan daardoor wat groter zijn. Over de mogelijkheid trends in de EDG statistisch te toetsen wordt niets vermeld.

Soortgroep Trend Index (STI)

De Soortgroep Trend Index (STI) is een graadmeter die de gemiddelde trend in de abundanties van een soortengroep, zoals bijvoorbeeld vogels, weergeeft. Die trend is op te vatten als de trend in het voorkomen van een 'gemiddelde' soort uit de groep. Voor de berekening wordt een ijkpunt gekozen op welk moment de abundantie van alle soorten op 100% wordt gesteld.

Relevantie (D-F): Omdat vooraf geen keuze gemaakt wordt betreffende de soortgroepen en per soortengroep alle soorten worden meegenomen, worden geen soorten bij voorbaat uitgesloten. Nog lang niet alle soortengroepen worden echter momenteel geteld.

De STI bevat geen norm, wel een ijkpunt. De STI kan waarden krijgen die boven dit ijkpunt uitkomen. Wel is het voorstel van Ten Brink *et al.* om als ijkpunt 1950 te kiezen ongelukkig, omdat daarvan de suggestie kan uitgaan dat het ijkpunt ook informatie geeft over de 'gewenste' abundantie van de soorten. Het is ook om andere redenen ongelukkig om 1950 te kiezen: elk jaar voldoet, dus een jaar waarover veel meer informatie beschikbaar is, zoals 1984 voor de broedvogels (begin Broedvogel-Monitoring-Project), is veel praktischer.

Als de berekening van de STI gebaseerd wordt op een dataset die de abundanties per soort per meetpunt per jaar



bevat, dan is de graadmeter zeer gemakkelijk te veranderen, in de zin dat gemakkelijk een ander jaar als ijkpunt gekozen kan worden, dat de soortgroepen flexibel zijn samen te stellen (landvertebraten, vogels, roofvogels) en dat gemakkelijk verschillende gebiedsindelingen gekozen kunnen worden (Nederland, Zuid-Holland, duinen). Hierdoor is het mogelijk STI's te maken vanuit verschillende opvattingen over natuur, en dus ook vanuit nieuwe opvattingen.

Betrouwbaarheid en nauwkeurigheid: De betrouwbaarheid en nauwkeurigheid van de STI hangt af van de betrouwbaarheid en nauwkeurigheid van abundantie-schattingen per soort binnen de soortengroep. De berekening van de STI omvat slechts één aggregatie-stap: van soort naar soortengroep. De betrouwbaarheid en nauwkeurigheid zullen daardoor nauwelijks worden beïnvloed. Voor de toets van de significantie van een trend, of een verandering daarin, per soort zijn statistische testen beschikbaar (bijv. Fewster et al., 2000). Deze zijn waarschijnlijk ook toepasbaar op de soortengroep als geheel.

Rode Lijst Indicator (RLI)

De Rode Lijst Indicator (RLI) is een graadmeter die de verandering in het aantal soorten van een soortengroep op de 'rode lijst' aangeeft, gewogen naar de ernst van bedreiging. Een stijging betekent dat meer soorten binnen de soortengroep ernstiger bedreigd worden in hun voortbestaan in Nederland.

Relevantie (D-F): De RLI sluit geen soorten bij voorbaat uit, maar kan uiteraard alleen berekend worden voor die soortengroepen waarvan minstens twee rode lijsten beschikbaar zijn (twee lijsten zijn nodig omdat de RLI de veranderingen van de lijsten als basis gebruikt). De graadmeter kan slechts om de ca. tien jaar worden berekend. De keu-

ze van de grenzen tussen de categorieën van de mate van bedreiging zoals aangegeven in rode lijsten is uiteraard normatief. Soorten die niet bedreigd zijn en nieuwkomers worden niet in de RLI meegenomen en dus impliciet als voor het natuurbeleid irrelevant beschouwd. Bij beslissingen over de soortengroepen waarvan rode lijsten gemaakt worden zullen opvattingen over de waarde van de soorten impliciet een rol kunnen spelen.

De RLI is voor de indeling van soorten in bedreigingscategorieën volledig afhankelijk van bestaande rode lijsten en als zodanig niet aan te passen aan verschillende opvattingen over natuur. De indeling van soorten in bedreigingscategorieën is in de loop der tijd veranderd (Mace, 1995). Inmiddels heeft een internationale standaardisering plaatsgevonden waaraan ook de Nederlandse rode lijsten zich zullen gaan houden. De RLI kan niet met terugwerkende kracht aan nieuwe opvattingen worden aangepast. Wel kan de weging van de categorieën gemakkelijk veranderd worden en kunnen ook de niet-bedreigde soorten en nieuwkomers worden opgenomen (zie bijv. Van Strien et al., 1997).

Betrouwbaarheid en nauwkeurigheid: De betrouwbaarheid en nauwkeurigheid van de maat hangt volledig af van de kwaliteit van de rode lijsten. Daarop is wel het een en ander af te dingen (Heijerman & Turin, 1999). De aggregatie lijkt slechts één stap te omvatten (van soorten per categorie naar gewogen totaal). Maar bij de totstandkoming van de categorieën zijn natuurlijk ook een aantal aggregatiestappen betrokken (bijvoorbeeld: van abundantie naar voorkomen in uurhokken naar zeldzaamheidsklassen; van trend in voorkomen in uurhokken naar trendklassen) die bovendien niet altijd op dezelfde manier plaatsvinden. Rode lijsten worden bovendien samengesteld op grond van beschikbare waarnemingen van soorten, veelal door vrijwilligers gedaan. In de loop der jaren kan het aantal



van die waarnemingen sterk veranderen en daarvoor zijn correcties nodig. De betrouwbaarheid is door de toegepaste procedure voor toerekening aan categorieën van bedreiging en door de toegepaste correcties voor verschillen in aantallen waarnemingen gering. Succesvol beleid gericht op zeldzame en bedreigde soorten hoeft zich niet te uiten in afname van het aantal soorten op de rode lijsten (Heijerman & Turin, 1999). Verbetering van de betrouwbaarheid van de rode lijsten is evenwel mogelijk (Van Strien, 2000). Maar de betrouwbaarheid van de huidige rode lijsten en daarmee van de huidige RLI zou wel eens vrij gering kunnen zijn. Hoe significant de verandering van de verdeling van soorten over de bedreigingscategorieën is, kan in principe eenvoudig met Chi-kwadraat toetsen worden nagegaan, maar deze worden momenteel niet toegepast (Heijerman & Turin, 1999; Van Strien, 2000).

De vier graadmeters samen

De vier natuurgraadmeters moeten volgens Ten Brink *et al.* samen een plaats krijgen in de jaarlijks Natuurbalans en in de vierjaarlijkse Natuurverkenningen. Het is dus zinnig ze als een samenhangende verzameling graadmeters te beschouwen en te vergelijken met onze criteria voor een set van graadmeters (tabel 3).

Relevantie (A-C)

De vier graadmeters geven ieder een ander aspect van de toestand van de natuur in Nederland weer. De Natuurwaarde (NW) tracht de toestand van de natuur in heel Nederland aan de hand van de omvang en kwaliteit van ecosystemen weer te geven. De EHS-doelrealisatiegraadmeter (EDG) geeft een overall beeld van de toestand van de ecosystemen binnen de EHS. Deze graadmeter is dus rechtstreeks gekoppeld aan het nationale natuurbeleid. De Soortgroep Trend Index (STI) meet de veranderingen in de stand van soorten in Nederland. Daarmee geeft de

index informatie over de noodzaak voor of het succes van de bescherming van soorten, en dus over natuurwaarden geformuleerd door de nationale overheid (LNV, 2000: 11). De Rode Lijst Indicator (RLI) weerspiegelt de verandering in de mate van bedreiging van soorten in Nederland als geheel. Ook de mate van bedreiging van soorten is van direct belang voor het nationale natuurbeleid (LNV, 2000: 11).

Of de NW beschouwd kan worden als zinvol in internationaal verband hangt ervan af of ook andere landen deze graadmeter gaan hanteren. Hoewel de Subsidiary Body on Scientific, Technical and Technological Advice van de Convention on Biological Diversity dit in 1997 heeft aanbevolen (UNEP, 1997), lijkt ditzelfde orgaan in 1999 een andere weg gekozen te hebben: in het overzicht van graadmeters die worden voorgesteld komt een NW-achtige maat niet langer voor (UNEP, 1999). De bruikbaarheid van de EDG in internationaal verband lijkt ons gering, maar kan toenemen: voor zover ons bekend bestaat er buiten Nederland nog geen systeem vergelijkbaar met de Nederlandse natuurdoeltypen, hoewel er wel wordt gestreefd naar een Europese EHS (Natura 2000). Volgens Ten Brink *et al.* wordt de STI ook buiten Nederland (met name in Engeland) toegepast. De maat komt echter niet voor in de door de UNEP voorgestelde set indicatoren voor biodiversiteit (UNEP, 1999). De RLI komt wel voor op de lijst van voorgestelde graadmeters voor de nationale monitoring van biodiversiteit van de UNEP (1999).

De NW en de EDG meten veranderingen in de omvang en kwaliteit van ecosystemen en de STI en RLI veranderingen in de stand van soorten. Ten Brink *et al.* stellen dat de door hen voorgestelde graadmeters redelijk rekening houden met de verschillende opvattingen over de behoudswaarde van de natuur in natuur- en cultuurgebieden. De verscheidenheid en dynamiek aan opvattingen binnen de maatschappij als geheel wordt echter nergens beschreven of

geproblematiseerd en er wordt geen poging gedaan de verscheidenheid in verband te brengen met het uitgangspunt van de intrinsieke waarde. De graadmeters zijn niet geconstrueerd vanuit het idee dat ze informatie moeten leveren die een debat vanuit verschillende en veranderende opvattingen over natuurbehoud mogelijk maakt. Door te werken met een historische referentie is de NW feitelijk gebaseerd op een enkele, impliciet gebleven opvatting over natuurbehoud en de EDG weerspiegelt de opvattingen over natuurbehoud van de overheid. De kans bestaat bovendien dat de NW van niet-gedomesticeerde systemen in de praktijk een grote overlap gaat vertonen met de EDG, gezien het feit dat beide graadmeters veelal met doelsoorten werken, dezelfde indeling in ecosystemen hanteren en dezelfde soort berekening toepassen. Dit zal o.a. afhangen van de mate van overeenkomst tussen de historische referenties van de NW en de kwaliteitsdoelstelling van de EDG.

De graadmeters voor soorten, de STI en RLI, meten slechts een beperkt deel van alle soorten. Veel lagere dierenplantgroepen kunnen nog niet in de graadmeters worden opgenomen. Tot slot moet herhaald worden dat de NW, EGD en de RLI normen in zich bergen, die daarmee buiten de latere politieke besluitvorming komen te staan.

Bruikbaarheid

De NW lijkt uitsluitend ontwikkeld te zijn voor het schaalniveau van de nationale overheid. De informatie in de EDG is beschikbaar op het niveau van natuurdoeltypen binnen fysisch-geografische regio's. De STI kan over heel Nederland, maar ook per provincie, regio of locatie worden berekend. De RLI geeft geen informatie over de bedreiging van soorten op een ander schaalniveau dan het nationale. Nergens worden door Ten Brink *et al.* de beleidsinstrumenten van de rijksoverheid besproken en hoe de door hen voorgestelde graadmeters de informatie kun-



nen leveren voor het inzetten van die instrumenten (figuur 1). Evenmin gaan Ten Brink *et al.* in op de vraag aan welke informatie de uitvoerders van natuurbeleid, zoals de provincies en gemeenten, maar ook private partijen (zoals terreinbeheerders) behoefte zouden kunnen hebben. Sterker nog: Ten Brink *et al.* stellen dat de graadmeters niet bedoeld zijn om lokale gebieden mee te beschrijven, of afwegingen te maken voor de lokatiekeuze voor grote projecten, of te gebruiken voor beheersdoeleinden. Verder stellen ze dat de graadmeters voor het provinciaal bestuur beperkte waarde hebben omdat de natuurtypen, zoals bossen op de hogere zandgronden, provinciale grenzen overschrijden en in 6 provincies voorkomen. Hier lijken de auteurs uit het oog te verliezen waarvoor nu eigenlijk gemeten wordt. Want noch de rijksoverheid noch de provinciale overheid noch de terreinbeheerders hebben veel aan de informatie dat het met 'de' bossen op 'de' hogere zandgronden in ons land minder goed gaat. Men wil uiteraard weten hoe het met bepaalde, specifieke bossen gaat. Ten Brink *et al.* geven aan dat in de toekomst mogelijk wel informatie per provincie kan worden gegeven. Alleen de STI lijkt voorlopig de informatie te kunnen leveren die voor aansturing van het beleid kan worden gebruikt. In hoeverre nieuw beleid te beoordelen valt op grond van

geschatte effecten op de NW, EGD of RLI is ons nog onduidelijk. In ieder geval zullen dat geen effecten op het provinciale, regionale of lokale niveau zijn. Veranderingen in abundanties per soort als gevolg van veranderende milieumomstandigheden zullen in veel gevallen moeilijk te voorspellen zijn. Uitzondering vormen wellicht de hogere planten. Daardoor zal ook de STI lang niet altijd gebruik kunnen worden om voorgenomen beleid te beoordelen.

Meetbaarheid

Over de kosten van het meten van de NW wordt ons niets bekend uit Ten Brink *et al.*, maar ze lijken ervan uit te gaan

dat de NW met het huidige NEM te meten is. Dit zou betekenen dat extra kosten alleen gaan zitten in het reconstrueren van de referentie-toestand. De kosten van de EDG worden niet vermeld. Wel wordt aangegeven dat het NEM niet is afgestemd op de EDG. Daarbij komt het al eerder aangehaalde probleem dat doelsoorten vaak zeldzaam zijn en dus veel inspanning vergen om te inventariseren. De kosten zullen dus waarschijnlijk hoog zijn. De bruikbaarheid van de STI hangt af van de dichtheid van meetpunten waar elk jaar de abundantie van alle soorten van een soortengroep worden gemeten. In het huidige NEM is het aantal meetpunten voor sommige groepen nog klein (amfibieën) of zelfs afwezig (vissen, veel everte-





braten, micro-organismen) en van een aantal groepen worden niet alle soorten meegenomen (bijvoorbeeld bij de zoogdieren) (Bisseling *et al.*, 1999). Wil de STI toegepast gaan worden op een groot aantal soortengroepen, dat zal er dus aanzienlijk meer geïnventariseerd moeten gaan worden, hetgeen hoge kosten met zich meebrengt. Aangezien de rode lijsten worden samengesteld op grond van waarnemingen van vrijwilligers, komen de kosten alleen voort uit het samenstellen van de lijsten. Die zijn dan ook relatief gering.

De RLI is dus goedkoop. De NW is, gebaseerd op het NEM, relatief goedkoop. De EDG een stuk duurder. Het verzamelen van een dataset voor de STI gebaseerd op het NEM is ook relatief goedkoop, maar met een groter oplossend vermogen in ruimte en tijd voor een groter aantal soortgroepen wordt de STI duur. Daar staat tegenover dat ook vele andere graadmeters op grond van een dergelijke dataset beter zijn te berekenen, waaronder NW, EDG en RLI, maar ook de door Ten Brink *et al.* afgewezen, heldere graadmeters als de soortenrijkdom en het aantal soorten dat toe- dan wel afneemt.

De vier graadmeters samengevat

De NW lijkt vooral ontworpen voor de nationale politiek. Wat de maat precies uitdrukt zal velen niet erg duidelijk zijn. De bruikbaarheid ervan voor het aansturen van overheidsbeleid is gering, de onzekerheden over de betrouwbaarheid en nauwkeurigheid zijn groot en de keuze voor een referentie als norm laat weinig ruimte voor een toekomstig debat over de te behouden natuurwaarden vanuit verschillende opvattingen. De maat komt op den duur wellicht wel beschikbaar voor lagere schaalniveaus en is mogelijk aan te passen aan nieuwe opvattingen.

De EDG laat zich kenschetsen als de maat die het nationale natuurbeleid betreffende de EHS moet evalueren. De maat is als zodanig goed herkenbaar. Verder is er nog veel

onduidelijk over de maat, behalve dat de bruikbaarheid voor aansturing van het beleid gering is en de betrouwbaarheid en nauwkeurigheid vermoedelijk ook. De kosten ervan zouden wel eens relatief hoog kunnen zijn.

De STI meet de gemiddelde trend binnen een soortengroep. Het kan een herkenbare, flexibele en bruikbare graadmeter worden als van zoveel mogelijk soortengroepen op een dicht net van meetpunten elk jaar de abundantie van alle soorten wordt gemeten. De kosten hiervan zullen evenwel hoog zijn.

De RLI geeft met grote tussenpozen op nationale schaal waarschijnlijk weinig betrouwbare informatie over de veranderingen in bedreiging per soortengroep. De maat geeft verder weinig beleidsrelevante informatie. Daar staat tegenover dat de kosten gering zijn.

Conclusies

Het zal duidelijk zijn dat van de vier graadmeters alleen de STI relatief goed beantwoordt aan onze criteria. Het is een flexibele, informatieve maat die slechts in geringe mate last heeft van vooringenomenheid. Tegen de NW en de EDG zijn vele bezwaren in te brengen. De RLI is vrijwel onbruikbaar en weinig betrouwbaar.

We pleiten er hier dan ook voor om op dit moment nog niet al te veel energie en middelen te steken in graadmeters als de NW en de EDG, maar de inspanningen voorlopig te concentreren op de opzet en uitbouw van een goed meetnet met veel meetpunten in ruimte en tijd, waarin van zoveel mogelijk soortengroepen de abundanties van de soorten worden gemeten. Dat meetnet moet de basisgegevens leveren voor STI-achtige graadmeters, maar kan ook voor andere doeleinden worden gebruikt, waaronder de kwaliteitsmeting van ecosystemen. Daarvoor is echter wel een grondige kennis nodig over de relatie tussen de kwaliteit van ecosystemen en het voorkomen van soorten. Daarbij moet rekening gehouden worden met het feit dat



kwaliteit zich niet onafhankelijk van opvattingen over de te behouden natuur laat definiëren. Daarnaast kan gericht, kleinschalig onderzoek antwoord geven op de vraag in hoeverre soortengroepen die nu nog gemist worden verder informatie kunnen geven over de veranderende natuurkwaliteit en in hoeverre het nodig en mogelijk is deze soortengroepen in een meetnet op te nemen.

Ten Brink *et al.* eindigen hun artikel terecht met de opmerking dat het ontwerpen van graadmeters een moeizame operatie is en dat er, ook internationaal, nog weinig schot in zit. Het is gemakkelijk bezwaren te vinden tegen welke graadmeter dan ook. Dat geldt ook voor de graadmeter waar onze voorkeur naar uitgaat: de STI. Deze levert uiteraard geen maat voor alle mogelijke behoudenswaardige aspecten van de natuur, hij zegt niets over intrinsieke waarde op het niveau van het individu, hij zegt weinig over ecosystemen of over genetische diversiteit, en voor de interpretatie ervan is kennis nodig over de ecologische eigenschappen van de soorten. We zijn er dus nog lang niet.

Overigens moeten we niet vergeten dat graadmeters geen noodzakelijke voorwaarde voor rijksbeleid zijn. Dat blijkt

al uit het miljard dat nu jaarlijks besteed wordt aan natuurbeleid zonder dat daar kennelijk de door Ten Brink *et al.* bedoelde graadmeters aan te pas zijn gekomen. Ook is het onwaarschijnlijk dat graadmeters het natuurbeleid weerbaarder zullen maken tegenover hard, concurrerend beleid, zoals het economische. Zoals vaker naar voren gebracht, zal het natuurbeleid niet sterker worden door de verharding en verzakelijking van de waarden waarop het zich richt (Ter Keurs & Meelis, 1977). Het natuurbeleid moet vooral sterker zien te worden door de waarden breed gedragen te krijgen (RLG, 2001) en door te komen met maatregelen die effectief en uitvoerbaar zijn in de huidige maatschappelijke werkelijkheid (Ter Keurs, 1995).

Dankwoord

Dit artikel is mede mogelijk gemaakt door en geïnspireerd op discussies die we gevoerd hebben met Ben ten Brink, Inge Broekema, Femke Jansma, Bas van Leeuwen, Marc Londo, Tom van der Meij, Bryan Norton, Paul Quataert, Arco van Strien en Paul Vos. We willen hen hiervoor hartelijk danken.

Summary

The evaluation of indices

Kees Musters, Jos Dekker & Wim ter Keurs.

Landschap 19 (2002)

Indicators, assessment, nature policy, evaluation

In Landschap (2001) Ten Brink *et al.* proposed four indices for the assessment of state and trends in Dutch ecosystems to support the national government: National Capital Index, Target Achievement Indicator, Species Group Trend Index and Red List Indicator. In this article

we develop 13 criteria to evaluate these type of indices from four basic criteria: relevance, usefulness, credibility and feasibility. Subsequently, the four indices of Ten Brink *et al.* are discussed. We conclude that the Species Group Trend Index fits our criteria relatively well, because it is relevant, flexible, relatively credible and not severely biased by views of nature or build-in standards. However, for becoming really useful, species monitoring should be increased, resulting in high costs. The other three indices are rejected in their present form. We plea for concentrating investments on the implementation of an adequate monitoring system.

Literatuur

Berg, A.E. van der, 1999. Individual differences in the aesthetic evaluation of natural landscapes. Thesis, Rijksuniversiteit Groningen.

Bisseling, C.M., A.J. van Strien & M. de Heer, 1999. Weten wat er leeft. De ontwikkeling van een Netwerk Ecologische Monitoring (NEM). Rapport IKC Natuurbeheer nr. 35, Wageningen.

Born, R.J.G. van den, R.H.J. Lenders, W.T. de Groot & E. Huijsman, 2001. The new biophilia: an exploration of visions of nature in Western countries. *Environmental Conservation* 28 (1): 65-75.

Brink, B.J.E. ten, A.J. van Strien, A. van Hinsberg, M.J.S.M. Reijnen, J. Wiertz, J.R.M. Alkemade, H.F. van Dobben, L.W.G. Higler, B.J.H. Koolstra, W. Ligtoet, M. van der Peijl & S. Semmekrot, 2000. Natuurgraadmeters voor de behoudoptiek. RIVM, Bilthoven.

Brink, B.J.E. ten, A.J. van Strien & M.J.S.M. Reijnen, 2001. De natuur de maat genomen in vier graadmeters. *Landschap* 18(1): 5-20.

Buijs, A.E. & C.M. Volker, 1997. Publiek draagvlak voor natuur en natuurbeleid. SC-DLO, Wageningen.

Buys, J., 1995a. Algemene natuur, een realistische referentie. *Landschap* 12,2: 51-54.

Buys, J., 1995b. Naar een natuurmeetlat voor landbouwbedrijven. CLM, Utrecht.

Dekker, J.N.M., 2002. Dynamiek in de Nederlandse natuurbescherming. Proefschrift, Universiteit Utrecht.

Fewster, R.M., S.T. Buckland, G.M. Siriwardena, S.R. Baillie & J.D. Wilson, 2000. Analysis of Population trends for farmland birds using generalized additive models. *Ecology* 81(7): 1970-1984.

Heijerman, Th. & H. Turin, 1999. Rode Lijsten en evaluatie van het Nederlandse natuurbeleid ofwel: kunnen Rode Lijsten korter? *De Levende Natuur* 100: 286-291.

Hilty, J. & A. Merenlender, 2000. Faunal indicator taxa selection for monitoring ecosystem health. *Biological Conservation* 92: 185-197.

Keulartz, J., S. Swart & H. van der Windt, 2000. Natuurbeelden en natuurbeleid. NWO, Den Haag.

Keurs, W.J. ter, 1995. Natuurstrategieën in de maatschappelijke werkelijkheid. *Natuurontwikkelingen* 1 (3): 23-26.

Keurs, W.J. ter & E. Meelis, 1977. Globaal Ecologisch Model (GEM): woorden en schema's in de strijd tegen de achteruitgang van het natuurlijke milieu. *Natuur + Milieu* 77/5: 8-17.

Koppen, C.S.A. van, 2002. Echte natuur; een sociaal theoretisch onderzoek naar de natuurwaardering en natuurbescherming in de moderne samenleving. Proefschrift. Wageningse Universiteit.

LNV, 2000. Natuur voor mensen, mensen voor natuur. Nota natuur bos en landschap in de 21ste eeuw. Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij, Den Haag.

Mace, G.M., 1995. Classification of threatened species and its role in conservation planning. In: J.H. Lawton & R.M. May, 1995. *Extinction Rates*. Oxford University Press, Oxford.

Meij, T. van der, J.H.W. Hendriks, C.J.M. Musters & H.J. de Graaf m.m.v. M.A.W. Noordervliet, 1995. Ontwikkelingen in de natuur. Visies op de levende natuur en scenario's voor het behoud daarvan. Rapport V87, Wetenschappelijke Raad voor het Regeringsbeleid, Sdu Uitgeverij, Den Haag.

Rich, T.C.G., 1998. Het maken van gestandaardiseerde waarnemingen voor botanische verspreidingskaarten. *Gorteria* 25,5: 110-120.

Strien, A.J. van, 2000. Rode Lijsten zijn zinvol. *De Levende Natuur* 101: 94-95.

Strien, A.J. van, P. Hilgen, J. Thissen & R. Meijer, 1997. Wordt Nederland soortenarmer? Een graadmeter voor de verandering in de soortenrijkdom in Nederland. *Kwartier Milieu (CBS)* 97/3: 27-32

UNEP, 1997. Recommendations for a core set of indicators of biological diversity. Subsidiary body on scientific, technical and technological advice, third meeting, Montreal, Canada.

UNEP, 1999. Development of indicators of biological diversity. Subsidiary body on scientific, technical and technological advice, fifth meeting, Montreal, Canada.

Vos, P. E. Meelis & W.J. ter Keurs, 2000. A framework for the design of ecological monitoring programs as a tool for environmental and nature management. *Environmental Monitoring and Assessment* 61: 317-344.

Williams, P.H. & K.J. Gaston, 1994. Measuring more of biodiversity: can higher-taxon richness predict wholesale species richness? *Biological Conservation* 67: 211-217.

Windt, H.J. van der, 1995. En dan: wat is natuur nog in dit land? Boom, Amsterdam.