

# Ecologische graadmeters: bruikbaarheid in context

Dit artikel analyseert het gebruik van ecologische graadmeters in het beleid voor de Waddenzee en de Veluwe. Ik zal beargumenteren dat een eenduidig stappenplan voor het ontwerp van bruikbare ecologische graadmeters niet bestaat. Wel zijn bepaalde criteria voor deze graadmeters te onderscheiden zoals wetenschappelijkheid, flexibiliteit en ambiguïteit. Maar dergelijke criteria zullen in de praktijk worden ingevuld en toegepast en krijgen daarmee verschillende betekenissen in verschillende contexten. Dit betekent dat de bruikbaarheid van ecologische graadmeters alleen in hun context kan worden begrepen en beoordeeld.

Sinds 2001 vindt er in het tijdschrift *Landschap* een discussie plaats rond het thema ecologische graadmeters (o.a. Ten Brink et al., 2001; Wamelink, 2002; Musters et al., 2002; Vermaat et al., 2003). Deze discussie kent, zij het onder andere namen, een lange voorgeschiedenis. In de jaren zeventig werd in het tijdschrift *Natuur en Landschap* gediscussieerd over milieukartering en –waardering (o.a. Dekker, 1976; Meelis & Ter Keurs, 1976). In de tweede helft van de jaren tachtig kwam een debat op gang over ecologische normstelling in het waterbeheer (*Landschap*, 1987) en een aantal jaren daarna over het thema ‘algemene natuurkwaliteit’ (o.a. Udo de Haes et al., 1993; Dekker & Van Oostrum, 1994).

De hierboven aangehaalde publicaties en de discussies die erin te lezen zijn (in het vervolg aangeduid als graadmeterdiscussies) dienen als startpunt voor dit artikel. Door deze publicaties naast elkaar te zetten wordt de volgende algemene problematiek duidelijk:

1. er is kennelijk behoefte aan instrumenten of methoden waarmee op een gestandaardiseerde manier uitspraken kunnen worden gedaan over de natuur- of milieukwaliteit in een bepaald gebied, en;
2. er ontstaat steeds discussie over de wetenschappelijkheid van de producten.

In dit artikel wil ik allereerst de graadmeterdiscussies verder uiteen rafelen en de vraag stellen wat er nu zo controverseel wordt gevonden aan ecologische graadmeters. Vervolgens schets ik een theoretisch perspectief waarmee zowel de behoefte aan, als de discussies over ecologische

graadmeters kunnen worden begrepen. Ik beschrijf twee gevalstudies over het gebruik van ecologische graadmeters in het Nederlandse natuurbeleid voor de Waddenzee en de Veluwe. Tot slot presenteer ik conclusies over de relatie tussen wetenschap en beleid en over graadmeterontwikkeling en –gebruik.

## Ecologische graadmeters

Ik hanteer een brede beschrijvende definitie van een ecologische graadmeter: een raamwerk van parameters dat de huidige en/of de gewenste ecologische kwaliteit van een gebied indiceert. Dit raamwerk kan kwalitatief of kwantitatief zijn, geaggregeerd of niet geaggregeerd. De geselecteerde parameters zijn eigenschappen van het ecosysteem zelf waarvan wordt aangenomen dat ze representatief zijn voor dat gebied en iets zeggen over de ecologische kwaliteit ervan. Deze parameters zijn, in ieder geval voor een deel, biotisch (soorten, populaties, diversiteit).

Graadmeters maken soms expliciet gebruik van een ecologische referentie, bijvoorbeeld om een ‘distance to target benadering’ mogelijk te maken. In andere gevallen blijft een referentie impliciet. Tot slot ligt aan veel graadmeters een bepaalde classificatie van natuur in verschillende soorten of typen (categorieën) ten grondslag. Deze verschillende categorieën worden gedefinieerd door de geselecteerde parameters. Verschillende natuurgebieden kunnen door middel van de parameters worden vergeleken met en getoetst aan de categorieën en hierdoor wordt een beoordeling en onderlinge vergelijking mogelijk. Een

ESTHER TURNHOUT

Dr. E. Turnhout LSG Bos- en natuurbeleid, Wageningen UR, Postbus 342, 6700 AH Wageningen  
esther.turnhout@wur.nl

Foto: Barend Hazeleger

ecologische graadmeter is daarmee een instrument waarmee uitspraken kunnen worden gedaan over de kwaliteit van gebieden.

### **Wetenschappelijkheid bekritiseerd**

De ontwikkeling van ecologische graadmeters, milieu-kaarten, ecologische normen of algemene natuurkwaliteiten (in het vervolg aangeduid met ecologische graadmeters) is controversieel gebleken. De volgende aspecten komen in de graadmeterdiscussies steeds opnieuw terug:

1. de wetenschappelijke basis van ecologische graadmeters in het licht van de complexiteit van ecosystemen en gaten in de ecologische kennis (Smaal, 1987; Eijssackers, 1990; Kroes, 1990). Ecologische graadmeters maken gebruik van ‘oorzaak - gevolg relaties’ in ecosystemen. Sommigen zijn van mening dat er onvoldoende kennis is over deze relaties.
2. de normatieve en subjectieve elementen die een rol spelen bij ontwikkeling en gebruik van ecologische graadmeters en daaraan gerelateerd de taakverdeling tussen wetenschap en beleid daarbij (Dekker & Nieuwdrorp, 1990; Van de Klundert, 1990). Ecologische graadmeters bevatten subjectieve elementen, bijvoorbeeld in de keuze van de referentie en de parameters en waar het gaat om de afstand tussen de huidige situatie en een bepaald doel. Velen zijn van mening dat de wetenschap zich wel met graadmeterontwikkeling bezig kan houden maar dat het beleid de subjectieve elementen voor zijn rekening moet nemen. De vraag is vervolgens waar het objectieve deel ophoudt en het subjectieve deel begint.

De wetenschappelijkheid van ecologische graadmeters wordt dus bekritiseerd, enerzijds door te wijzen op de grote onzekerheden en de complexiteit van ecosystemen, anderzijds door te argumenteren dat graadmeters subjectief en waardegeladen zijn en dus niet zuiver wetenschappelijk. De volgende paragraaf plaatst de graadme-

terdiscussies in een theoretisch perspectief dat ingaat op de relatie tussen wetenschap en beleid.

### **Theoretisch perspectief**

Ecologische graadmeters zijn voor een belangrijk deel gebaseerd op wetenschappelijke kennis en gegevens. Ook is een blijvende input van experts en expertise nodig voor de invulling, uitwerking en interpretatie van ecologische graadmeters. Het zijn daarmee instrumenten met een wetenschappelijk karakter. Aan de andere kant zijn ecologische graadmeters gericht op ondersteuning van beleids- en besluitvormingsprocessen. Daarmee zijn het beleidsinstrumenten. Een dergelijke ‘dubbelrol’ is allesbehalve uniek voor ecologische graadmeters en tref je aan bij allerlei vormen van expertise en advisering gericht op de wetenschappelijke onderbouwing van beleid. De diverse kennisinstituten en planbureaus en allerlei verschillende instrumenten als modellen en andere zogenaamde ‘decision support systemen’ kennen zo’n ‘dubbelrol’.

De analyse dat er sprake is van een ‘dubbelrol’ veronderstelt dat wetenschap en beleid twee verschillende domeinen zijn. Dat is ook de manier waarop veel beleidswetenschappers de relatie tussen wetenschap en beleid conceptualiseren: als twee aparte gebieden gescheiden door verschillen in cultuur, jargon, criteria, doelen, rationaliteiten en verantwoordelijkheden (Caplan, 1979; Rich, 1991). Wetenschap is objectief en waardevrij; beleid, aan de andere kant, draait juist om subjectieve waarden. Om toch het gebruik van kennis in beleid mogelijk te maken en vraag en aanbod van kennis op elkaar af te stemmen, benadrukken veel auteurs het belang van intermediaire personen, instituten, instrumenten en kennis. Wetenschappers met beleidskennis of beleidsmakers met een wetenschappelijke achtergrond, planbureaus of kennisinstituten, graadmeters en modellen en kennis die zowel beleidsrelevant als wetenschappelijk verantwoord is, worden in staat ge-



Foto Mark Zekhuis,  
Saxifraga

acht om de verschillen te overbruggen.

Voor intermediaire vormen van kennisproductie zijn door verschillende auteurs speciale concepten geïntroduceerd: *transscience* (Weinberg, 1972), *serviceable truth* (Jasanoff, 1990) *post-normal science* (Funtowicz & Ravetz, 1993) en *mode 2 science* (Gibbons et al., 1994). Ze kunnen worden gezien als pogingen om aan te geven wat voor soort kennis bruikbaar is en aan welke criteria deze moet voldoen. Deze vormen van kennisproductie worden buiten het wetenschappelijke domein zelf geplaatst en hierdoor kunnen beleid en wetenschap worden verbonden terwijl tegelijkertijd de wetenschap zuiver blijft.

Het gegeven dat ecologische graadmeters wetenschappelijk worden bekritiseerd maakt duidelijk dat wetenschappelijke criteria, zoals objectiviteit of validiteit, van toepassing worden geacht op graadmeters. Tegelijkertijd wordt erkend dat behalve wetenschap, waarden onmisbare ingrediënten zijn van ecologische graadmeters. Graadmeters zijn dus intermediaire instrumenten. Toch is daarmee het probleem niet uit de wereld. Intermediaire instrumenten moeten immers wel wetenschappelijk verantwoord zijn. En hoe kun je op een wetenschappelijk verantwoorde manier om gaan met waarden en subjectieve keuzes? Verschillende strategieën zijn denkbaar. Waarden en keuzes kunnen transparant gemaakt worden, aan de beleidsmakers worden overgelaten of onderwerp zijn van interactieve of participatieve procedures. Hoewel niet wordt bestreden dat deze strategieën kunnen helpen,

blijft een probleem bestaan. Ze veronderstellen namelijk dat de grens tussen feiten en waarden, tussen de objectieve en subjectieve onderdelen van graadmeterontwikkeling eenduidig getrokken kan worden. Het steeds terugkeren van dit thema in de graadmeterdiscussies maakt echter duidelijk dat het aanbrengen van een dergelijke scheidslijn allesbehalve eenvoudig is.

De gepresenteerde redenering die wetenschap en beleid tot verschillende domeinen rekent, verklaart niet waarom het onderscheiden van objectieve en subjectieve onderdelen van ecologische graadmeters zo problematisch is. Inzichten uit de Wetenschap- en Techniekstudies (WTS) kunnen dat wel. Hoewel WTS zich richt op wetenschap en techniek, kunnen WTS-inzichten ook worden toegepast op de graadmeterdiscussies. Ze problematiseren immers het onderscheid tussen feiten en waarden en daarmee ook het onderscheid tussen wetenschap en ecologische graadmeters. WTS-wetenschappers doen dit door met behulp van gedetailleerde gevalstudies aandacht te vestigen op de subjectiviteit en waardegeladenheid van wetenschappelijke praktijken en wetenschappelijke kennis (o.a. Collins & Pinch, 1982; Shapin, 1982; Knorr-Cetina, 1995). Als wetenschap waardegeladen is kan het onderscheid tussen wetenschap en ecologische graadmeters niet gebaseerd zijn op de afwezigheid dan wel aanwezigheid van waarden en subjectieve keuzes. Hoe wordt de grens tussen wetenschap en niet-wetenschap dan wel getrokken? Volgens Gieryn (1983; 1995) is dat een sociale en contextgebonden



activiteit. Er is dus niet één universele grens tussen wetenschap en niet-wetenschap. Verschillende betrokkenen trekken de grens in verschillende contexten op verschillende ‘plaatsen’ en gebruiken daarvoor verschillende criteria. Soms wordt een beroep gedaan op de waarheid, soms op wetenschappelijke instellingen en een derde keer op wetenschappelijke methoden. Met dit inzicht kunnen discussies over waar wetenschap ophoudt en beleid begint bij ecologische graadmeters beter worden begrepen. Blijkbaar lopen er verschillende grenzen door elkaar heen. WTS-inzichten maken bovendien duidelijk dat grensconflicten alleen kunnen worden geanalyseerd en begrepen door rekening te houden met de verschillende actoren en hun belangen en met de context waarin de verschillende grenzen worden getrokken. Studies over interacties tussen wetenschap en beleid met betrekking tot de Waddenzee maken duidelijk dat wat in het ene geval nog als wetenschappelijk wordt gezien in het andere geval aanleiding geeft tot het bekritisieren van wetenschappelijkheid (Turnhout, 2003).

Binnen WTS wordt eveneens aandacht besteed aan de rol die wetenschappelijke kennis speelt in beleids- en besluitvorming. Collingridge & Reeve (1986) laten zien dat kennis altijd strategisch en op basis van belangen wordt gebruikt of niet gebruikt. Als kennis welkom is, dat wil zeggen gebruikt kan worden ter ondersteuning van een bepaald standpunt, zal ze kritiekloos worden geaccepteerd. Als kennis daarentegen onwelkom is en dus niet past bij het standpunt zal ze worden verworpen. De wetenschappelijkheid van onwelkome kennis kan op verschillende manieren ter discussie worden gesteld. Soms wordt gewezen op wetenschappelijke onzekerheden of onvolkomenheden in de gevolgde methoden. Een andere strategie brengt de kennisproducent actief in diskrediet, bijvoorbeeld door te claimen dat deze niet objectief is, bepaalde belangen vertegenwoordigt of een eigen politieke agenda

heeft. Volgens WTS-inzichten zijn wetenschap en wetenschappelijke kennis altijd onzeker en waardegeladen. Als er belangen op het spel staan is het dan ook altijd mogelijk om wetenschappelijke kennis onschadelijk te maken en wetenschappers in diskrediet te brengen.

Toepassing van WTS-inzichten maakt duidelijk dat het bekritisieren van de wetenschappelijke kwaliteit van ecologische graadmeters kan worden begrepen als een strategische, contextgebonden activiteit. Analyses over ecologische graadmeters moeten dus rekening houden met de context waarbinnen ontwikkeling en gebruik daarvan plaatsvinden. In de volgende paragrafen worden twee van zulke analyses gepresenteerd. Het zijn korte weergaven van gevalsstudies die in Turnhout (2003) uitgebreid beschreven zijn. Voor dit artikel zijn ze toegespitst op het gebruik van de ecologische graadmeters. Op welke manier zijn ze wel gebruikt en op welke niet en wat waren de argumenten ter legitimatie?

### **Amoebe-benadering in waddenbeleid**

De Amoebe, ‘algemene methode voor oecosysteem beschrijving en beoordeling’ (Ten Brink & Hosper, 1989), is waarschijnlijk één van de bekendste voorbeelden van een graadmeter in Nederland. Deze benadering wordt behandeld in leerboeken (o.a. Van Straalen, 1993) en is onderwerp geweest van een aantal studies met een sociaal wetenschappelijke invalshoek (o.a. De Bruin *et al.*, 1992; Van der Windt, 1995). De Amoebe bestaat uit een selectie van parameters die representatief geacht wordt voor de kwaliteit van een ecosysteem. Parameters kunnen soorten zijn maar ook habitatooppervlaktes en concentratieniveaus zijn gebruikt in de Amoebe-benadering. Van de gekozen parameters worden zowel de referentie- als de actuele toestand bepaald. Door de referentiewaarden (100%) en de actuele toestanden (als percentage van de referentie) samen in een radarplot weer te geven kan in één oogopslag



de kwaliteit van het ecosysteem worden overzien. Het ministerie van Verkeer en Waterstaat was enthousiast over deze benadering en in de derde nota waterhuishouding werd de 'zee amoebe' gepubliceerd (VenW, 1990).

De Amoebe, speciaal ontwikkeld voor grote watersystemen, zou potentieel een rol kunnen spelen in het trilaterale (Denemarken, Duitsland en Nederland) waddenbeleid. Echter, toen in 1991 een expertgroep opdracht kreeg om ecologische doelen te ontwikkelen, werd de Amoebe-benadering al vrij snel opzij geschoven. De leden van de expertgroep hadden daarvoor twee soorten argumenten. Van wetenschappelijke aard waren de bezwaren tegen onder andere de gedefinieerde referentietoestand en de kwantificering van de parameters die niet verantwoord zou zijn. Bovendien vonden ze de Amoebe als geheel te rigide en niet goed passen bij het dynamische karakter van de Waddenzee. Ten tweede waren er bezwaren van politieke aard. De experts wisten dat al te concrete ecologische doelen politiek niet haalbaar zouden zijn. Dus zowel politieke als wetenschappelijke argumenten speelden een rol bij de verwerping van de Amoebe-benadering.

In 1994 werd een set van vage, kwalitatieve en open waddendoelen trilateraal vastgesteld (CWSS, 1994). Een concreet te evalueren gewenste eindtoestand was niet gedefinieerd. Enkele voorbeelden van de gebruikte formuleringen: 'een verbeterde natuurlijke vegetatiestructuur...', 'een levensvatbare stand en een natuurlijke reproductiecapaciteit...', 'voldoende grote ongestoorde...' en 'gunstige omstandigheden voor...'.

## Natuurdoeltypen op de Veluwe

Het systeem van natuurdoeltypen is in 1995 ontwikkeld bij het toenmalige Informatie- en Kenniscentrum Natuurbeheer, tegenwoordig het Expertise Centrum LNV (Bal et al., 1995). Honderd tweëndertig natuurdoeltypen zijn onderscheiden en gekarakteriseerd aan de hand van 'doelsoor-

ten', soorten die in dat specifieke type natuur voor zouden moeten komen. Het voorkomen van doelsoorten bepaalt de mate waarin een natuurdoeltype is gerealiseerd. Deze systematiek biedt de mogelijkheid om aan te geven op welke plek wat voor soort natuur nagestreefd wordt en maakt een kwaliteitsoordeel over die natuur mogelijk. De 132 natuurdoeltypen bestrijken een breed scala aan soorten natuur, van wildernis tot weide. Op basis van beheerintensiteit worden vier hoofdgroepen onderscheiden. De groepen 'nagenoeg natuurlijk' en 'begeleid natuurlijk' (in het vervolg noem ik deze de wildernistypen) hebben maar weinig beheer nodig en kunnen worden gerealiseerd op grotere oppervlakten. 'Halfnatuurlijk' heeft intensief beheer nodig en kan op kleinere schaal worden gerealiseerd. De vierde categorie, 'multifunctionele eenheden', speelt in dit verhaal geen rol.

De wens tot meer eenheid in beheer op de Veluwe, leidde in 1994 tot het plan om een ecologische verkenning te ontwikkelen (LB&P, 1997). Deze verkenning moest aangeven wat de potentie van de Veluwe voor verschillende soorten natuur is. De natuurdoeltypensystematiek kon hiervoor gebruikt worden. Gedurende het ontwikkelingsproces bleken verschillende landeigenaren en beheerders kritiek te hebben op het gebruik van sommige natuurdoeltypen, met name de wildernistypen. Deze hebben een grote oppervlakte nodig en zijn daarmee potentieel bedreigend voor bestaande eigendomsgrenzen en beheerpraktijken. Gelet op het doel: meer eenheid op de Veluwe, lag het echter juist wel voor de hand om dit soort grootschalige natuur in de verkenning op te nemen.

De oplossing voor dit dilemma werd gevonden in een (informele) aanpassing aanpassing en betekenisverandering van de natuurdoeltypensystematiek. De initiatiefnemers van de ecologische verkenning benadrukten dat de natuurdoeltypen niet als doel moeten worden gezien maar als communicatiemiddel, een 'taal' waarmee je over verschillende soorten natuur kunt praten. Hiermee werd het

‘doe-element’ van de systematiek - kwaliteitsbeoordeling op basis van het voorkomen van doelsoorten - informeel verwijderd. Deze betekenisverandering zorgde ervoor dat de wildernistypen niet langer bedreigend waren. Kwaliteitsbeoordeling was niet langer aan de orde en hoe ‘wild’ de gerealiseerde natuur zou moeten zijn werd in het midden gelaten.

### **Bruikbaarheid ecologische graadmeters**

Bij beide bovenbeschreven gevalsstudies bleek de gebruikte graadmeter controversieel te zijn. De Amoebe-benadering met zijn gekwantificeerde parameters en referentie werd als wetenschappelijk niet valide en politiek niet haalbaar beschouwd. Bij het gebruik en het bekritisieren van de graadmeters liepen, zoals kon worden verwacht op basis van WTS-inzichten, politieke en wetenschappelijke argumenten door elkaar heen. Er is ook een belangrijk verschil. De Amoebe werd verworpen terwijl de natuurdoeltypensystematiek kon worden aangepast.

Hoe kan dit verschil worden begrepen? De analyses van Star & Griesemer (1989) over grensobjecten en van Bowker & Star (2000) over classificatiesystemen zijn in dit verband relevant. Bowker & Star (2000) geven aan dat het voor classificatiesystemen van belang is dat ze een zekere mate van ambiguïteit vertonen en aangepast kunnen worden. Te rigide classificatiesystemen lopen in hun ogen het risico om verworpen te worden. Bruikbare classificatiesystemen zijn grensobjecten die dermate ambiguïteit zijn dat ze verschillende betekenissen hebben in verschillende domeinen en tegelijkertijd robuust genoeg zijn om tussen die verschillende domeinen heen en weer te reizen (Star & Griesemer, 1989). Hieruit volgt dat kennelijk de Amoebe-benadering te rigide was terwijl de natuurdoeltypensystematiek wel een rol als grensobject kon vervullen.

De conclusie lijkt eenvoudig: ambiguïteit is een belangrijke succesfactor en rigiditeit een belangrijke faalfactor

voor ecologische graadmeters. Echter, een dergelijke conclusie gaat voorbij aan de rol van de context. Volgens WTS-inzichten kan het gebruik van ecologische graadmeters alleen in zijn context worden begrepen. Het gaat hierbij om de context waarin kwalificaties als rigide en ambiguïteit aan ecologische graadmeters worden toegekend. Net als eerder is beargumenteerd voor wetenschap en voor de grens tussen wetenschap en beleid, moeten ook de concepten rigiditeit en ambiguïteit en de grens tussen die twee worden gezien als sociale constructies. In dit verband gaat het om het verschil in context tussen ontwikkeling en gebruik.

De Amoebe-benadering is ontwikkeld binnen het ministerie van Verkeer en Waterstaat en werd vervolgens (niet) gebruikt bij het trilaterale waddenbeleid waarin het ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij en vertegenwoordigers van Duitsland en Denemarken een belangrijke rol speelden. De natuurdoeltypensystematiek is ontwikkeld binnen het ministerie van LNV en vervolgens gebruikt voor het Veluwebeleid waarin de provincie Gelderland en de regionale directie van LNV een belangrijke rol speelden. Zonder diep in te gaan op de specifieke eigenschappen van deze verschillende contexten kan worden gesteld dat de Amoebe-benadering een ‘langere reis’ heeft gemaakt dan de natuurdoeltypensystematiek. De Amoebe-benadering is van een nationale naar een internationale context getransporteerd. De natuurdoeltypensystematiek is grotendeels binnen een LNV-context gebleven. Het was voor de waddenexpertgroep relatief makkelijk en onproblematisch om de kwalificatie ‘rigide’ aan de Amoebe-benadering toe te kennen en hem opzij te schuiven. Deze benadering kwam immers van elders. De initiatiefnemers voor de ecologische verkenning van de Veluwe hebben de ‘eigen’ natuurdoeltypensystematiek niet verworpen. Ze hebben hem wel informeel aangepast en waren kennelijk van mening dat de natuurdoeltypen-



systematiek ambigue genoeg is om een dergelijke aanpassing toe te laten.

Door aandacht te besteden aan context wordt duidelijk, dat 'het dus niet aan de graadmeter ligt'. Wat betekent dat voor de ontwikkeling van bruikbare ecologische graadmeters? Graadmeters moeten wetenschappelijk verantwoord zijn. Maar voor wetenschappelijkheid gelden binnen verschillende contexten verschillende criteria. Graadmeters moeten bruikbaar zijn, niet te rigide en een zekere mate van ambiguïteit en flexibiliteit bezitten. Maar ook hier geldt dat verschillende contexten verschillend omgaan met het toekennen van deze kwalificaties. Eigenschappen die goede graadmeters zouden moeten bezitten laten zich dus niet vertalen in een recept voor de ontwikkeling ervan. Criteria als wetenschappelijk, bruikbaar, ambigue en flexibel krijgen immers in verschillende contexten een verschillende betekenis. Dit betekent echter

niet dat ze betekenisloos zijn. Ze kunnen dienen als uitgangspunten voor een graadmeterontwikkeling die probeert rekening te houden met, en te anticiperen op mogelijke contexten van gebruik. De kanttekening dat dit uiteraard nooit volledig mogelijk zal zijn omdat de contexten van gebruik niet van te voren kunnen worden voorspeld en ook tijdens gebruiksprocessen kunnen veranderen, doet hier wat mij betreft geen afbreuk aan.

## Dank

Dit artikel is gebaseerd op onderzoek dat ik dankzij financiële steun van het RIVM uit heb kunnen voeren bij de vakgroep Dieroecologie van de Vrije Universiteit Amsterdam. Het resulteerde in 2003 in mijn proefschrift (Turnhout, 2003). Naast de betrokkenen van de Vrije Universiteit en het RIVM wil ik graag de redactie van *Landschap* bedanken voor hun grondige en behulpzame commentaar.

## Summary

### Ecological indicators: usability in context

Esther Turnhout

Ecological indicator, usability, nature conservation policy, science and technology studies, knowledge utilization

This paper analyses the use of ecological indicators in policy processes for the Wadden Sea and the Veluwe. In

this article, I will show that a directly applicable blueprint for development of usable ecological indicators does not exist. Some criteria and rules of the game for these indicators, such as scientific validation, flexibility and ambiguity, can be distinguished. But these criteria will be applied and interpreted in different practices and will therefore have different meanings in different contexts. This means that the usability of ecological indicators can only be evaluated in context.

## Literatuur

Bal, D., Y.R. Hoogeveen, S.R.I. Jansen & P.J. Van der Reest, 1995. Handboek natuurdoeltypen in Nederland. Informatie- en Kennis Centrum Natuurbeheer, IKC rapport nr. 11. ministerie LNV.

Bowker, G.C. & S.L. Star, 2000. Sorting things out, classification and its consequences. Cambridge MA, London UK. MIT Press.

Brink, B. ten, A. van Strien & R. Reijnen, 2001. De natuur de maat genomen in vier graadmeters. *Landschap* 18/1: 5-20.

Brink, B.J.E. ten & S.H. Hosper, 1989. Naar toetsbare ecologische doelstellingen voor het waterbeheer: de AMOEBE-benadering. *H2O* 22: 612-617.

Bruin, J. de, B.W.M. van Hees, P.J.A. Praat, J.A.A. Swart, H.J. van der Windt & H.B. Winter, 1992. De Amoebe en onzekerheden, omgaan met onzekerheid geïllustreerd aan de hand van het visserijbeleid voor het Waddengebied. Rijks Universiteit Groningen. Serie uitgaven van de vakgroep Bestuursrecht en Bestuurskunde nr. 1.



- Caplan, N., 1979.** The two communities theory and knowledge use. *American Behavioral Scientist* 22: 459-470.
- Collingridge, D. & C. Reeve, 1986.** Science speaks to power, the role of experts in policy making. London. Frances Pinter Publishers.
- Collins, H. & T. Pinch, 1982.** The construction of the paranormal: nothing unscientific is happening. In: H. Collins, (ed.). *Sociology of scientific knowledge, a source book*. Bath. Bath University Press.
- CWSS, 1994.** Seventh trilateral governmental Wadden Sea conference, 1994, Ministerial declaration, memorandum of intent, assessment report. Common Wadden Sea Secretariat.
- Dekker, J. & G. Nieuworp, 1990.** Ervaringen met ecologische normen. In: E. Brouwer, J.N.M. Dekker, G.H.E. Nieuworp & A.A.A. van der Schraaf (red.). *Strategieën voor ecologische normstelling waterbeheer, de knikkers en het spel.* 's Gravenhage. SDU Uitgeverij.
- Dekker, J. & J. van Oostrum, 1994.** Algemene natuur, strategieën voor normstelling. *Landschap* 11/2: 49-54.
- Dekker, J.N.M., 1976.** Milieukartering: een geschikte strategie voor milieubehoud? *Natuur en Landschap: water, bodem, lucht.* Tijdschrift voor natuurbehoud en milieubeheer 30: 99-106.
- Eijsackers, H.J.P., 1990.** Bodemecosysteem-parameters. In: A.J. Murk, A.A.A. van der Schraaf, R. Cuperus & H.A.M. De Kruif (red.). *Strategieën voor ecologische normstelling waterbeheer, het spel en de knikkers.* 's Gravenhage. SDU Uitgeverij.
- Funtowicz, S. O. & J. R. Ravetz, 1993.** Science for the post normal age. *Futures* september: 739-755.
- Gibbons, M., C. Limoges, H. Nowotny, S. Schwartzman, P. Scott & M. Trow, 1994.** The new production of knowledge: the dynamics of science and research in contemporary societies. London, Thousand Oaks, New Delhi. Sage Publications.
- Gieryn, T.F., 1983.** Boundary work and the demarcation of science from non-science, strains and interests in professional interests of scientists. *American Sociological Review* 48: 781-795.
- Gieryn, T.F., 1995.** Boundaries of science. In: S. Jasanoff, G.E. Markle, J.C. Petersen & T. Pinch (eds.). *Handbook of science and technology studies*. Thousand Oaks, London, New Delhi. Sage publications.
- Jasanoff, S., 1990.** The fifth branch, science advisers as policymakers. Boston. Harvard university press.
- Klundert, A.F. van de, 1990.** Gebiedsgerichte integratie van ruimtelijk- en milieubeleid, ecologische normstelling voor gebieden. In: A.J. Murk, A.A.A. van der Schraaf, R. Cuperus & H.A.M. De Kruif (red.). *Strategieën voor ecologische normstelling waterbeheer, het spel en de knikkers.* 's Gravenhage. SDU Uitgeverij.
- Knorr-Cetina, K., 1995.** Laboratory studies, the cultural approach to the study of science. In: S. Jasanoff, G.E. Markle, J.C. Petersen & T. Pinch (eds.). *Handbook of science and technology studies*. Thousand Oaks, London, New Delhi. Sage publications.
- Kroes, H.W., 1990.** Ecosystemen in theorie en praktijk. In: A.J. Murk, A.A.A. van der Schraaf, R. Cuperus & H.A.M. De Kruif (red.). *Strategieën voor ecologische normstelling waterbeheer, het spel en de knikkers.* 's Gravenhage. SDU Uitgeverij.
- Landschap, 1987.** Themanummer ecologische normstelling. *Landschap* 4/4.
- LB&P & IBN, 1997.** Ecologische verkenning Veluwe. Langbroek, Borstboom & Partners Ecologisch Advies, Instituut voor Bos- en natuuronderzoek. rapport nummer 50242.
- Meelis, E. & W.J. ter Keurs, 1976.** Milieukarteren: een wetenschappelijke activiteit? *Natuur en Landschap: water, bodem, lucht.* Tijdschrift voor natuurbehoud en milieubeheer 30: 85-98.
- Musters, K., J. Dekker & W. ter Keurs, 2002.** Graadmeters de maat genomen. *Landschap* 19/3: 135-151.
- Rich, R.F., 1991.** Knowledge creation, diffusion and utilization, perspectives of the founding editor of *Knowledge*. *Knowledge creation, diffusion and utilization* 12: 319-337.
- Shapin, S., 1982.** The politics of observation: cerebral anatomy and social interests in the Edingburgh phrenology disputes. In: H. Collins (ed.). *Sociology of scientific knowledge, a source book*. Bath. Bath University Press.
- Smaal, A.C., 1987.** Ecologische normstelling voor getijdewateren. *Landschap* 4/1: 41-46.
- Star, L.S. & J.R. Griesemer, 1989.** Institutional ecology, 'translations' and boundary objects: amateurs and professionals in Berkeley's museum of Vertebrate Zoology, 1907-39. *Social Studies of Science* 19: 387-420.
- Straalen, N.M. van, 1993.** Leerboek oecotoxicologie. Amsterdam. VU uitgeverij.
- Turnhout, E., 2003.** Ecological indicators in Dutch nature conservation: science and policy intertwined in the classification and evaluation of nature. Amsterdam. Aksant.
- Udo de Haes, H.A., W.L.M. Tamis, G.R. de Snoo & K.J. Canters, 1993.** Algemene natuurkwaliteit. Een prima idee, maar het moet eenvoudig blijven. *Landschap* 10/2: 53-60.
- VenW, 1990.** Water voor nu en later, derde nota waterhuishouding, regeringsbeslissing. Ministerie van Verkeer en Waterstaat. Tweede Kamer, 1989/1990, 21 250, nrs. 1, 2 en 3. Den Haag
- Vermaat, J., H. Goosen & A. Gilbert, 2003.** Behoeft versus verplichting, graadmeters voor de toestand van de natuur in Nederland. *Landschap* 20/1: 39-41
- Windt, H.J. van der, 1995.** En dan, wat is natuur nog in dit land? *Natuurbescherming in Nederland 1880-1990*. Amsterdam. Boom.
- Wamelink, W., 2002.** Wordt de natuur wel de goede maat genomen? *Landschap* 19/3: 113-118.
- Weinberg, A. M., 1972.** Science and trans-science. *Minerva* 10: 209-222.