

# De waarde van natuur

## Zeldzaamheid en de botanische waardering van gebieden

Jan-Philip Witte

**Geformaliseerde waardering van soorten, vegetatietypen of ecosysteemtypen, gebeurt meestal op basis van het criterium zeldzaamheid. Besproken wordt hoe zeldzaamheid kan worden gemeten en hoe zulke metingen kunnen worden omgezet in waarderingscijfers. Bij de waardering van concrete gebieden spelen ook andere criteria een rol, zoals diversiteit en grootte. Verschillende waarderingsmethoden worden met elkaar vergeleken met behulp van het florabestand FLORBASE. Gebiedswaardering op basis van vegetatietypen of ecosysteemtypen geeft volgens deskundigen betere resultaten dan waardering op basis van afzonderlijke soorten.**

In het beleidsondersteunend onderzoek wordt al jaren gezocht naar een maat voor de waarde van natuur. In het eerste deel van dit artikel wordt aannemelijk gemaakt dat bij de waardering van soorten, vegetatietypen, of ecosysteemtypen, het criterium zeldzaamheid van doorslaggevend belang is. Besproken wordt hoe, en hoe nauwkeurig, zeldzaamheid gemeten kan worden. Tenslotte wordt een formule gepresenteerd voor de kwantitatieve waardering van (syn)taxonomische eenheden op basis van zeldzaamheid.

Bij de waardering van concrete gebieden zijn meer factoren dan alleen zeldzaamheid van belang, bijvoorbeeld diversiteit en grootte. In het tweede deel van dit ar-

tikel worden verschillende waarderingsmethoden met elkaar vergeleken. De vergelijking wordt uitgevoerd met behulp van het nationale florabestand FLORBASE-1 (Van der Meijden *et al.*, 1996). Dit bestand bevat per kilometerhok de vondstgegevens uit de periode 1975-1990 van alle vaatplanten van de wilde flora. Het artikel spitst zich toe op vaatplanten, maar veel van wat te berde wordt gebracht is ook van toepassing op andere taxonomische groepen, zoals vogels en dagvlinders.

### De waarde van zeldzaamheid

Iedereen die wel eens mee is geweest met een veldexcursie van biologen weet hoe natuur in het algemeen wordt gewaardeerd: op basis van zeldzaamheid. Regelmatig kun je dan mensen op hun knieën zien duiken, op zoek naar een zeldzaam plantje. Botanici gebruiken zelfs de slogan "wat zeldzaam is moet zeldzaam blijven". Als excuus wanneer ze een zeldzaam plantje uit de grond trekken. Er verdwijnt wel een exemplaar, maar de waarde van de overgebleven exemplaren stijgt en daardoor verandert er niets aan de totale waarde die de *soort* vertegenwoordigt.

In 1859 werd de Brede waterpest (*Elodea canadensis*) in Nederland ontdekt. Deze neofyt breidde zich snel over alle wateren

zeldzaamheid  
natuurwaardering  
FLORBASE

Ir. J.P.M. Witte werkt op de vakgroep Waterhuishouding aan de Landbouwniversiteit van Wageningen.





**Figuur 1 •**  
Een hooilandvegetatie op een natte en matig voedselrijke bodem (ecotooptype K27), met Dotterbloem (*Caltha palustris*) en Pinksterbloem (*Cardamine pratensis*) in bloei. Beide soorten zijn volgens de UFK-schaal zeer algemeen: respectievelijk UFK8 en UFK9. Dit hooiland bevat geen doelsoorten.

**Figure 1 •**  
A meadow on a wet- and moderately nutrient rich soil (ecotystem type K27) with *Caltha palustris* and *Cardamine pratensis* in full bloom. Both species are very common according to their UFK's: respectively UFK 8 and UFK 9.

uit, het werd een pest die volgens natuurbeschermers moest worden bestreden. In 1941 werd de Smalle waterpest (*E. nuttallii*) in ons land gesignaleerd, en inmiddels is deze soort weer ongewenst. Zijn voorganger, de Brede waterpest, is inmiddels vrij zeldzaam geworden. En daarmee een gewaardeerde gast! Zo blijkt hoe in korte tijd de waardering voor een soort geheel kan omslaan: vroeger algemeen, dus waardeloos, thans zeldzaam, dus waardevol.

Zeldzaamheid is dus een belangrijk criterium waarmee wij gewoon zijn soorten te waarderen. Hetzelfde geldt voor de waardering van vegetatietypen of ecosysteemtypen. Blauwgraslanden, hoogvenen en natte-duinvalleien worden gewaardeerd, omdat ze als type zeldzaam zijn (en daarmee ook zeldzame soorten bevatten).

Omdat zeldzaamheid zo belangrijk wordt gevonden krijgt dit criterium in natuurwaarderingmethoden een groot gewicht. De rode lijsten van plantesoorten die zijn opgesteld voor Nederland (Weeda *et al.*, 1990), Europa (IUCN, 1983), België (Lalwraée & Delvosalle, 1969), Groot-Brittannië (Perring & Farrell, 1983) en voor

Duitsland (Korneck & Sukopp, 1988) zijn bijvoorbeeld gebaseerd op zeldzaamheid. De doelsoorten uit het 'Handboek Natuurdoeltypen' (Bal *et al.*, 1995) zijn er ook op gebaseerd, evenals de vele kwantitatieve procedures waarmee natuurwaarderingcijfers worden verkregen (o.a. Buys, 1995; Clausman *et al.*, 1984; Dony & Denholm, 1985; Fahner & Wiertz, 1987; Gremmen, 1986; Gremmen *et al.*, 1990; Jonker & Witjes, 1994; Sijtsma & Strijker, 1995; Stevers *et al.*, 1984; Wheeler, 1988; Witte & Van der Meijden, 1992). In enkele van de hier gerefereerde methoden is ook een negatieve trend in de waardering betrokken, dat wil zeggen de mate waarin een soort in zijn voorkomen is achteruitgegaan danwel dreigt achteruit te gaan. Trend is op te vatten als een speciaal geval van zeldzaamheid, een soort dreigt nog zeldzamer te worden dan hij nu al is. Ik laat dit criterium voorlopig buiten beschouwing, maar kom er in de discussie op terug.

Waarom zijn zeldzame soorten en ecosystemen in onze ogen nu zo waardevol? Een veel genoemd motief, is dat wij ons verantwoordelijk voelen voor de natuur. Met



UFK	aantal uurhokken	gemiddeld aantal G	gemiddelde dichtheid D (st. afwijking)	natuurwaarde W		
				1:32	1:160	WAFLO
1	1 - 3	2	1,2 (0,4)	32	160	710
2	4 - 10	6	1,4 (0,5)	32	160	237
3	11 - 29	18	1,8 (1,2)	16	68	79
4	30 - 79	48	2,1 (1,3)	8,6	33	30
5	80 - 189	121	2,4 (1,1)	4,8	17	12
6	90 - 410	279	3,6 (1,8)	2,8	7,7	5,1
7	411 - 710	540	5,5 (2,2)	1,8	3,9	2,6
8	711 - 1210	927	8,9 (3,0)	1,3	2,0	1,5
9	1211 - 1677	1423	17,4 (4,3)	1,0	1,0	1,0

• Tabel 1

Uurhokfrequentieclassen en de daaraan ontleende natuurwaarden voor plantesoorten. Het gemiddeld aantal uurhokken per UFK (G) is volgens Van der Maarel (1971); de gemiddelde dichtheid aan kilometerhokken binnen een uurhok (D) is afgeleid uit FLORBASE-1. Met formule (4) zijn waarden berekend op zowel een 1:32 schaal ( $A=G$ ,  $A_{\min}=6$ ,  $A_{\max}=1034$ ) als op een 1:160 schaal ( $A=GD$ ,  $A_{\min}=6 \times 1,4$ ,  $A_{\max}=1423 \times 17,4$ ). Ter vergelijking zijn ook de waarden uit het WAFLO-model opgenomen (Reijnen *et al.*, 1981).

• Table 1

Frequency classes for flora records based on the 5x5 km Dutch national grid, and the conservation values calculated from these classes. Mean number of grid cells G according to Van der Maarel (1971); the mean density D of 1x1 km cells within a 5x5 km cell is deduced from FLORBASE. With equation (4) conservation values are calculated on a 1:32 scale ( $A=G$ ,  $A_{\min}=6 \times 1,4$ ,  $A_{\max}=1423 \times 17,4$ ) as well as a 1:160 scale ( $A=GD$ ,  $A_{\min}=6 \times 1,4$ ,  $A_{\max}=1423 \times 17,4$ ). For comparison the values of the WAFLO model are also given (Reijnen *et al.*, 1981).

de algehele achteruitgang van het milieu verdienen zeldzame soorten en ecosystemen onze speciale aandacht, omdat deze als eerste van het toneel dreigen te verdwijnen en daarmee zou de biodiversiteit afnemen. Een ander motief is dat zeldzame soorten ecologisch interessant zijn, bijvoorbeeld omdat de zeldzaamheid voortkomt uit zeer specifieke milieu-eisen of uit een bijzondere voortplantingsstrategie (Rabinowitz, 1981). Het meest platvloerse motief tenslotte, is dat wij verzamelaars zijn van zeldzaamheden. Diamanten, kaviaar, postzegels, orchideeën, als het maar zeldzaam is.

#### Het meten van zeldzaamheid

Waar beleidsmakers in de praktijk behoefte aan hebben, zijn gegevens over de zeldzaamheid in gebieden ter grootte van minimaal een provincie. Het bepalen van de mate waarin een soort voorkomt in zulke grote gebieden, vereist enorme inventarisatie-inspanningen. Om deze reden kan zeldzaamheid niet bijzonder nauwkeurig worden vastgesteld. Meestal gebruikt men een raster waarin per rastercel de presentie van soorten is aangegeven. De eerste die zo de zeldzaamheid van plantesoorten in Nederland bepaalde was Van der Maarel (1971). Hij turfde voor iedere soort in hoeveel cellen van 5x4,17 km (uurhokken) deze was aangetroffen gedurende de inventarisatieperiode 1902-1950. Op grond van de gevonden presentie-aantallen deelde hij soorten vervolgens in op een negendelige schaal

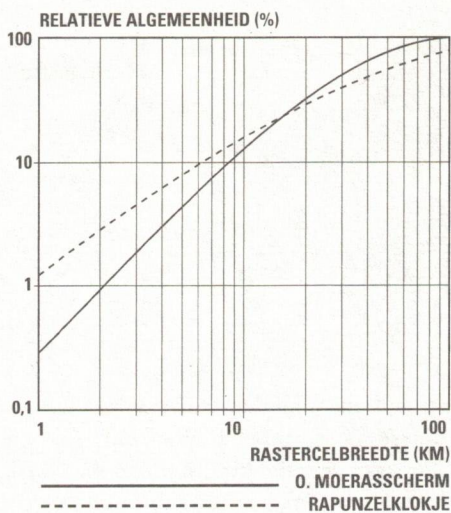
bij een zogenaamde UurhokFrequentie-Klasse (UFK; tabel 1). Een uurhok - na 1950 met een afmeting van 5x5 km - lijkt vrij groot, maar in vergelijking tot het buitenland is dit beslist niet het geval: in Duitsland bijvoorbeeld, meten de cellen van het nationale raster 11x11 km. Zoals vermeld hebben we tegenwoordig voor Nederland zelfs gegevens per kilometerhok (FLORBASE), maar hieraan zijn nog geen zeldzaamheidsgedaten voor soorten ontleend. Over de internationale zeldzaamheid van plantesoorten bestaat alleen globale informatie (o.a. Schamineé *et al.*, 1992).

Een met een raster vastgestelde zeldzaamheid is niet de werkelijke zeldzaamheid. Op rasterkaarten lijkt een soort algemener dan hij in werkelijkheid is. Zoals de vierde kolom van tabel 1 laat zien, geldt dat vooral voor de zeldzame soorten. In deze kolom is weergegeven in hoeveel van de 25 kilometerhokken soorten met een bepaalde UFK, gemiddeld binnen een uurhok voorkomen. Een UFK1-soort bedekt binnen het uurhok waarin hij is aangetroffen gemiddeld 1,2 kilometerhok; een UFK9-soort daarentegen, heeft binnen het betreffende uurhok gemiddeld een dichtheid D van 17,4 kilometerhok. Een soort met een lage UFK is dus niet alleen op uurhokniveau zeldzaam in Nederland, binnen de uurhokken waar hij wordt aangetroffen is hij ook nog eens relatief zeldzaam.

Voor veel toepassingen is het niet bezwaarlijk dat soorten algemener lijken



**Figuur 2 •**  
 Relatieve algemeenheid in relatie tot rastercelgrootte (vierkante cellen). Hoe groter de cel, des te algemener een soort lijkt. Soorten met een diffuus verspreidingspatroon (Ondergedoken moerasscherm) worden bij grote cellen algemener ingeschat dan soorten waarvan het verspreidingspatroon geclusterd is (Rapunzelklokje). Gebaseerd op FLORBASE-1.



**Figure 2 •**  
 Relative commonness as a function of grid size (square cells). The bigger the grid cell, the more common a species seems to be. For large cells, species with a diffuse distribution pattern (*Apium inundatum*, solid line) seem more common than species with a clustered distribution pattern (*Campanula rapunculus*, dotted line). Calculated from FLORBASE-1.

dan ze zijn, zolang de zeldzaamheidsvolgorde van de soorten maar juist wordt vastgesteld. Figuur 2 laat echter zien dat ook deze volgorde door de grootte van de cellen kan worden beïnvloed. In de figuur is voor twee UFK5-soorten (volgens Van der Meijden *et al.*, 1991), de 'relatieve algemeenheid' in Nederland weergegeven bij verschillende celbreedtes (vierkante cellen). Met 'relatieve algemeenheid' wordt het percentage cellen bedoeld waarmee de betreffende soort Nederland bedekt. Tot een celbreedte van 12 km is Ondergedoken moerasscherm (*Apium inundatum*) de zeldzaamste soort, maar bij grotere cellen is Rapunzelklokje (*Campanula rapunculus*) het zeldzaamst. Deze wisseling in volgorde heeft te maken met het verschil in verspreidingspatroon: Ondergedoken moerasscherm komt diffuus verspreid over heel Nederland voor, Rapunzelklokje kent een geclusterd verspreidingspatroon (geconcentreerd langs de Maas in Limburg).

Men zou het misschien wenselijk vinden de werkelijke zeldzaamheid van soorten of ecosystemen te kennen, maar is dat wel mogelijk? Voor het meten van werkelijke zeldzaamheid moet namelijk eerst een aantal fundamentele problemen worden opgelost. Hoe moeten bijvoorbeeld aantallen individuen worden geteld bij

tapijtvormende soorten of bij soorten die zich via kruipende wortelstokken en dergelijke verbreiden? Wat moeten we doen met kiemplanten en met de talloze individuen die zich in de bodem schuil houden (als zaad)? En als we rekening willen houden met de bedekking van soorten, wanneer in het groeiseizoen bepalen we die bedekking dan? Veel vormen van zeldzaamheid zijn verbonden met een bepaalde groeiwijze (Barkman, 1968; Rabinowitz, 1981), hoe gaan we daar mee om? Er zijn bijvoorbeeld zeldzame soorten die lokaal kolonievormend voorkomen, in grote aantallen, terwijl andere soorten juist solitair groeien. Beschouw nu eens twee soorten met eenzelfde UFK, een iele soort die kolonies vormt (Bruine snavelbies; *Rhynchospora fusca*) en een forse solitaire soort (Grote engelwortel; *Angelica archangelica*). Is de kolonievormer zeldzamer omdat zijn gemeenschappelijke bedekking in Nederland kleiner is, of is hij juist algemener omdat zijn totaal aantal exemplaren groter is? Tenslotte is er nog het probleem van zeldzaamheid in de tijd (Barkman, 1968): soorten kunnen bijvoorbeeld meestal zeldzaam zijn, maar soms algemeen (Moerasandijvie, *Senecio congestus*).

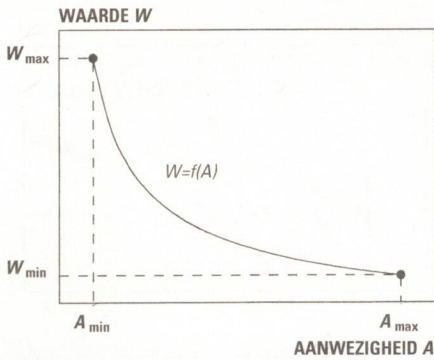
Voor deze en talloze andere problemen zijn geen fundamentele- en tevens praktische oplossingen mogelijk. Werkelijke zeldzaamheid laat zich niet kennen. Hooguit kunnen afspraken worden gemaakt om de problemen op een technische manier 'op te lossen'. Het moge duidelijk zijn dat zeldzaamheid alleen met een beperkte nauwkeurigheid kan worden vastgesteld.

#### Waardering op basis van zeldzaamheid

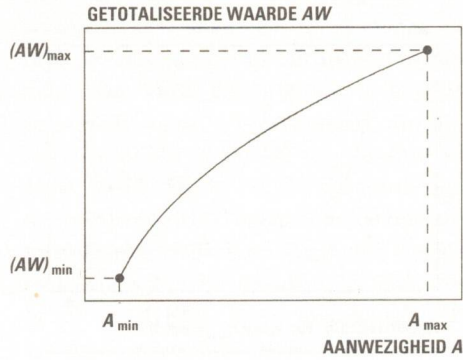
Voor rekendoeleinden kan het nodig zijn zeldzaamheidsmetingen om te zetten in waarderingscijfers op een cardinale schaal, zodat die cijfers gebruikt mogen worden in berekeningen (bijvoorbeeld met voorspellingsmodellen). We gaan nu in op de vraag met wat voor wiskundige formule dit het best kan gebeuren.



**A HOE ZELDZAMER, HOE WAARDEVOLLER**



**B HOE MEER, HOE BETER**



• **Figuur 3**

Uitgangspunt bij de waardering van soorten (en syntaxonomische eenheden): (a) hoe algemener een soort, des te lager zijn waarde; (b) hoe algemener een soort, des te hoger zijn getotaliseerde waarde.

• **Figure 3**

Underlying assumptions used for the conservation valuation of species (and syntaxonomic units): (a) the more common a species is, the lower its value will be; (b) the more common a species is, the higher its total value will be.

Voor de algemeenheid waarmee een (syn)taxonomische eenheid in een gebied (bijvoorbeeld Nederland) voorkomt gebruik ik het symbool *A*, en voor de natuurwaarde van die eenheid het symbool *W*. Algemeenheid *A* kan op verschillende manieren worden uitgedrukt, bijvoorbeeld als aantal uurhokken of als aantal hectaren in Nederland.

In alle bekende kwantitatieve waardeeringsprocedures wordt gebruik gemaakt van het volgende uitgangspunt:

**Hoe zeldzamer, hoe waardevoller (1)**

Dit uitgangspunt is grafisch weergegeven in figuur 3a. De meest zeldzame soort (het meest zeldzame type) ( $A=A_{\min}$ ) heeft de hoogste waarde ( $W=W_{\max}$ ), de meest algemene ( $A=A_{\max}$ ) de laagste ( $W=W_{\min}$ ). Uitgangspunt 1 is te vergelijken met de economische wet van de prijselasticiteit van het aanbod, welke inhoudt dat de prijs van een produkt toeneemt naarmate dat produkt schaarser wordt. Het is een algemeen uitgangspunt waarop natuurlijk uitzonderingen bestaan en waaraan enkele voorwaarden voor het gebruik kunnen worden verbonden. Een voorwaarde is bijvoorbeeld dat soorten geen grote hinder mogen veroorzaken: een zeldzame vlinder is leuk voor de mensen, een zeldzame lintworm niet. Een andere voorwaarde is dat het uitgangspunt alleen betrekking heeft op wilde soorten. Een aan-

geplante soort in een heemtuin heeft geen natuurwaarde, een zeldzame onkruidsoort in een graanakker (Groot spiegelklokje (*Legousia speculum-veneris*) wel. Tenslotte geldt als voorwaarde dat het uitgangspunt opgaat voor soorten van hetzelfde *taxonomische niveau*. Hiermee bedoel ik dat vogels onderling kunnen worden gewaardeerd, of vlinders of hogere planten. Het heeft echter geen zin om het Pantoffeldiertje te vergelijken met de Lepelaar, omdat eencellige dieren in onze waardering van een andere orde zijn dan vogels. Evenzo kunnen alleen syntaxonomische typen van eenzelfde niveau worden vergeleken, bijvoorbeeld associaties of verbonden.

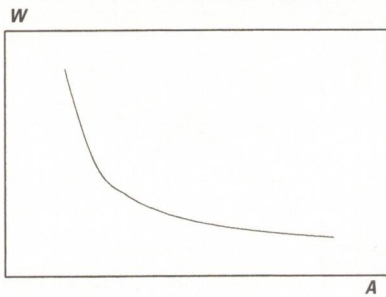
Wat is nu de meest wenselijke vorm voor de functie  $W=f(A)$ ? De linkerhelft van figuur 3 geeft enkele mogelijkheden. In figuur 3a is *W* omgekeerd evenredig met *A*: als de ene soort twee keer zo zeldzaam is als de andere, dan is zijn waarde twee keer zo groot. Deze methode wordt in veel waardeeringsprocedures gebruikt, onder meer in het ecohydrologische voorspellingsmodel WAFLO (Reijnen *et al.*, 1981; Gremmen *et al.*, 1990). Een logaritmisch verband is opgenomen in figuur 3b. De vaak bij natuurwaardering gebruikte *UFK's* der plantesoorten (bijvoorbeeld Gremmen, 1986) berusten op een (semi-) logaritmische schaal. Een lineair verband (figuur 3c) is, voor zover bekend, in nog geen enkele procedure toegepast.



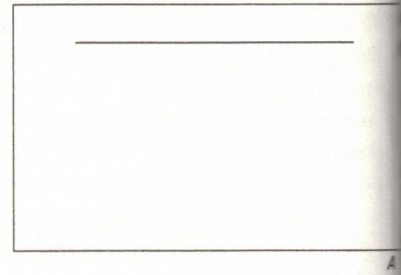
**Figuur 4 •**  
Verband tussen  
algemeenheid  $A$  en  
natuurwaarde  $W$  (links),  
respectievelijk  
getotaliseerde  
natuurwaarde  $AW$  (rechts),  
volgens verschillende  
waarderingmethoden.

**Figure 4 •**  
Relation between  
commonness  $A$  and  
conservation value  $W$  (left),  
and total value  $AW$  (right),  
according to several  
valuation methods.

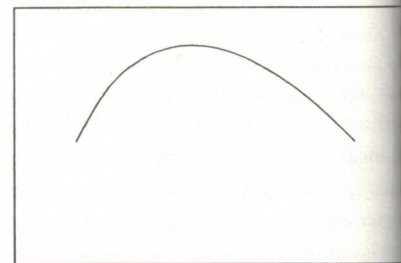
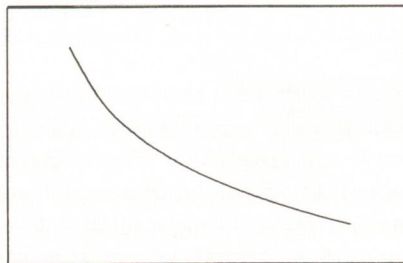
**OMGEKEERD EVENREDIG:  $W = a_1 A^{-1}$**



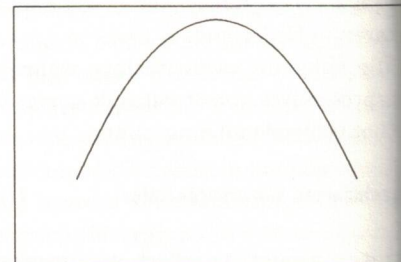
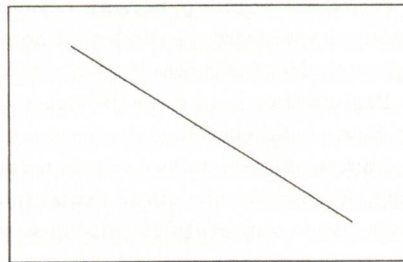
$AW$



**LOGARITMISCH:  $W = a_1 \log(A_{\max}) / \log(A)$**



**LINEAIR:  $W = a_1 A + a_2$**



De vorm van de functie kan worden vastgelegd met het volgende uitgangspunt:

**Hoe meer, hoe beter**

(2)

Hiermee wordt bedoeld dat we het positief moeten beoordelen wanneer een soort zich uitbreidt. Het natuurbeleid is er immers op gericht zo veel mogelijk natuur te 'produceren'. Een maat voor de totale hoeveelheid natuurwaarde van een soort is het produkt van algemeenheid  $A$  en natuurwaarde  $W$ , dus de getotaliseerde waarde  $AW$ . Om aan het tweede uitgangspunt te voldoen moet de functie  $W$  zo worden gekozen dat  $AW$  toeneemt met  $A$  (figuur 2b). In de rechterhelft van fi-

guur 3 is voor verschillende methoden tegen  $AW$  uitgezet. De WAFLO-methode (figuur 3a) levert een horizontale lijn op, wat voor maatregelen het beleid oplevert. Hoe meer maatregelen het beleid oplevert, hoe meer natuurwaarde krijgt Nederland er niet bij (voorheen komt een soort op die 30 punten waard is - in 48 uurhokken voor, na uitvoering van het beleid komt hij in 120 hokken voor, maar z'n waarde is wel gedaald tot 12 en de totale waarde die de soort vertegenwoordigt blijft dus  $48 \times 30 = 120 \times 12 = 1440$ ). Figuren 3b en 3c zijn merkwaardig: boven een bepaalde waarde van  $A$  geldt dat hoe beter het natuurbeleid, des te minder natuurwaarde we krijgen. We zouden dus soms moeten bestrijden om de getotaliseerde



de waarde van die soorten te laten stijgen. Een formule die aan beide uitgangspunten voldoet is (naar Witte & Van der Meijden, 1992):

$$W = W_{\min} \left( \frac{A_{\max}}{A} \right)^c \quad (3)$$

$$\text{met: } c = \log \left( \frac{W_{\max}}{W_{\min}} \right) \left[ \log \left( \frac{A_{\max}}{A_{\min}} \right) \right]^{-1}$$

$$\text{voorwaarde: } \frac{A_{\min}}{A_{\max}} < \frac{W_{\min}}{W_{\max}} < 1$$

Deze formule kunnen we verbijzonderen door aan  $A_{\max}$  de waarde  $W_{\min}=1$  te verbinden, het begin van de natuurwaardeschaal. De lengte van de schaal  $W_{\max}$  kan vervolgens gebaseerd worden op Helliwell (1973), die stelt dat de getotaliseerde waarde zal halveren wanneer een soort met 85% achteruit gaat. Om aan deze stelling te voldoen is voor formule (3) een exponent  $c$  nodig van 0,64. Hiermee gaat (3) over in:

$$W = \left( \frac{A_{\max}}{A} \right)^{0.64} \quad (4)$$

#### Waardering van soorten

In tabel 1 zijn per *UFK* met (4) berekende natuurwaarden voor plantesoorten gegeven. Als algemeenheid  $A$  is het gemiddelde aantal uurhokken  $G$  per *UFK* genomen. Voor  $A_{\max}$  is de waarde 1423 gebruikt, het gemiddelde dat hoort bij *UFK9*. Bij *UFK1* kan een minimale algemeenheid van 2 worden afgelezen, maar deze waarde is niet gebruikt in de berekening omdat de *UFK* waarbij zeer zeldzame soorten worden ingedeeld sterk afhangt van de inventarisatie-inspanningen die men heeft gepleegd. Bovendien zit er in het vestigen en verdwijnen van soorten een zekere dynamiek en toeval, en kunnen uiterst zeldzame soorten curiositeiten zijn (die volgens Helliwell (1973) niet zo hoog gewaardeerd zouden moeten worden). Om hiermee rekening te houden is voor  $A_{\min}$  de waarde 6 aangehouden. De maximale natuurwaarde komt hiermee op  $W_{\max}=W(6)=32$ .

Een 1:32 schaal lijkt voor ons gevoel mischien te kort, maar dat komt omdat we niet gewend zijn om in uurhokken te oordelen. Dat wordt duidelijk als we de getotaliseerde waarde beschouwen, die bijvoorbeeld 413 is bij *UFK4* (48x8,6) en 1205 bij *UFK8* (927x1,3). De totale bijdrage van een *UFK4*-soort aan de natuurwaarde van Nederland stijgt dus slechts met een factor 2,9 wanneer hij zich uitbreidt tot *UFK8*. Voor ons gevoel mischien te weinig, maar voor een grotere toename zouden we een nog kortere natuurwaardeschaal moeten nemen! Volgens de voorwaarde bij (3) moet de waardeschaal in ieder geval korter zijn dan  $A_{\min}: A_{\max}=1:236$ , dus korter dan de verhouding die in de inventarisatiegegevens zelf besloten ligt.

Bovenstaande beschouwing gaat uit van het uurhok als eenheid van toepassing. In de praktijk wil men vaak kleinere eenheden waarden, bijvoorbeeld vegetatie-opnamen of kilometerhokken. In dat geval is de 1:32 schaal natuurlijk te kort: deze leidt dan tot een overwaardering van de algemene soorten. De schaal met algemeenheidswaarden moet voor dat soort toepassingen worden uitgerekt. Dat kan gebeuren door de waarden te vermenigvuldigen met de in het veld waargenomen gemiddelde dichtheid van de soort (zie bijv. Clausman & Van Wijngaarden, 1984). Gegevens over de gemiddelde dichtheid van soorten in Nederland zijn niet voorhanden. Voor natuurwaardering met FLORBASE kunnen we echter op een simpele maar wat grove manier gebruik maken van de *UFK*-cijfers, namelijk door het gemiddeld aantal uurhokken per *UFK* ( $G$ ) te vermenigvuldigen het gemiddelde aantal kilometerhokken per uurhok ( $D$ ). We krijgen dan een schatting van het totaal aantal kilometerhokken dat een bepaalde *UFK*-soort in Nederland beslaat. Een *UFK1*-soort komt aldus gemiddeld in  $2 \times 1,2 = 2,4$  kilometerhok voor, en een *UFK9*-soort in  $1423 \times 17,4 = 25.000$  kilometerhok. Natuurwaarden die op



Tabel 2 •

Uit de ecotoopkaartjes berekende algemeenheidswaarden ( $A = \sum V$ ) en de daarvan met formule (4) afgeleide natuurwaarden ( $W$ ). De met een sterretje gemarkeerde ecotooptypen hebben een 20% hogere natuurwaarde gekregen omdat ze rijk zijn aan internationaal zeldzame soorten.

Tabel 2 •

Commonness values  $A$  calculated from the ecosystem maps of Witte & Van der Meijden (1995) and the conservation values calculated from these values with equation (4). The conservation values of the asterisked ecosystem types have been raised by 20% because they contain many internationally rare species.

Code	Ecotooptype	$\Sigma V$	$W$
K21	pioniervegetaties en graslanden op natte, voedselarme, zure bodems*	620	3,5
K22	pioniervegetaties en graslanden op natte, voedselarme, zwak zure bodems*	440	4,4
K23	pioniervegetaties en graslanden op natte, voedselarme, basische bodems*	150	8,7
K27	pioniervegetaties, graslanden en ruigten op natte, matig voedselrijke bodem	1330	1,8
K28	pioniervegetaties, graslanden en ruigten op natte, zeer voedselrijke bodems	3130	1,0
K41	pioniervegetaties en graslanden op vochtige, voedselarme, zure bodems*	740	3,1
K42	pioniervegetaties en graslanden op vochtige, voedselarme, zwak zure bodems	400	3,9
K43	pioniervegetaties en graslanden op vochtige, voedselarme, basische bodems	200	6,1
K46	pioniervegetaties, graslanden en ruigten op vochtige, matig voedselrijke, basische bodems	420	3,8
K61	pioniervegetaties en graslanden op droge, voedselarme, zure bodems	660	2,8
K62	pioniervegetaties en graslanden op droge, voedselarme, zwak zure bodems	1130	2,0
K63	pioniervegetaties en graslanden op droge, voedselarme, basische bodems	270	4,9
H22	bossen en struwelen op natte, voedselarme, zwak zure bodems*	160	8,2
H27	bossen en struwelen op natte, matig voedselrijke bodems	1150	2,0
H28	bossen en struwelen op natte, zeer voedselrijke bodems	820	2,4
H42	bossen en struwelen op vochtige, voedselarme, zwak zure bodems	520	3,3
H43	bossen en struwelen op vochtige, voedselarme, basische bodems	100	9,5
H47	bossen en struwelen op vochtige, matig voedselrijke bodems	760	2,6
H62	bossen en struwelen op droge, voedselarme, zwak zure bodems	720	2,7
H63	bossen en struwelen op droge, voedselarme, basische bodems	300	4,7
A12	verlandings- en zoetwatervegetaties van voedselarme, zwak zure en basische wateren	110	10,5
A17	verlandings- en zoetwatervegetaties van matig voedselrijke wateren	1020	2,1
A18	verlandings- en zoetwatervegetaties van zeer voedselrijke wateren	3350	1,0
bK20	pioniervegetaties, graslanden en ruigten op natte, brakke bodems	430	3,7
bK40	pioniervegetaties, graslanden en ruigten op vochtige, brakke bodems	390	3,9
bK60	pioniervegetaties op droge, brakke bodems	160	6,9
ba10	verlandings- en watervegetaties van brakke wateren	270	5,0
zK20	pioniervegetaties, graslanden en ruigten op natte, zoute bodems*	470	4,2

deze algemeenheidsmaat en formule (4) zijn gebaseerd, zijn ook opgenomen in tabel 1. Toevallig lijken de natuurwaarden nu veel op de eveneens in tabel 1 opgenomen WAFLO-waarden (die in de praktijk voor vegetatie-opnamen zijn gebruikt).

#### Waardering van ecosysteemtypen

In veel waarderingsmethoden wordt de waarde van een ruimtelijke eenheid - bijvoorbeeld een vegetatie-opname of een kilometerhok - berekend door de waarden van de voorkomende soorten te sommeren. De score die dan ontstaat geeft zowel uitdrukking aan de soortenrijkdom als aan de natuurwaarden van de soorten. Een bezwaar tegen dit soort methoden is echter dat soortenarme begroeiingen die in goed ontwikkelde vorm aanzienlijke botanische waarden kunnen bevatten (hoogvenen, zoute kustvegetaties, stuifzanden, heiden), een te lage beoordeling krijgen. Een ander bezwaar is dat alle soorten in positieve zin bijdragen aan de totale waarde, dus ook soorten van verstoringen (voorbeeld: een heideveld krijgt een hogere waardering wanneer het een

met onkruiden begroeide afvalhoop bevat). Mede wegens deze bezwaren maakten Witte & Van der Meijden (1995) met FLORBASE nationale verspreidingskaarten van de botanische kwaliteit (volledigheid) van verschillende ecosysteemtypen, i.c. de ecotooptypen uit het Leidse ecotopensysteem (figuur 1 in Runhaar *et al.*, dit nummer). In hun methode zijn soorten eerst van een of meer ecotoopindicatiewaarden voorzien. Wanneer van alle soorten in een kilometerhok die behoren tot een bepaald ecotooptype de indicatiewaarden worden opgeteld, dan ontstaat een score die een maat is voor de aanwezigheid en botanische kwaliteit van dat ecotooptype. Deze scores zijn met behulp van drempelwaarden in vier volledigheidsklassen verdeeld. De laagste drempelwaarde ( $DW_1$ ) bepaalt of een ecotooptype met enige botanische kwaliteit voorkomt in een kilometerhok, of dat er alleen sprake is van 'ruis'. Scores boven de hoogste drempelwaarde ( $DW_3$ ) krijgen het predikaat 'zeer goed'. De tweede drempelwaarde ( $DW_2$ ), die precies halverwege  $DW_1$  en  $DW_3$  ligt, deelt scores in bij de



klassen 'matig' en 'goed'. Essentieel in de methode is dat de drempelwaarden per ecotooptype zijn vastgesteld en dat de aangegeven volledigheid dus een relatieve kwaliteitsaanduiding is. Bij van nature soortenarme ecotooptypen liggen de drempelwaarden lager dan bij soortenrijke typen.

Voor rekendoeleinden kan de volledigheid worden uitgedrukt in een fractie  $V$  die varieert van 0 (voor 'ruis') tot 1 (voor 'zeer goed'). Sommatie van  $V$  over alle kilome-

1994; Runhaar & Groen, 1993). We zullen nu onderzoeken hoe waarnemingen in FLORBASE kunnen worden gebruikt voor de botanische waardering van hele kilometerhokken. Dat doen we door een 8-tal methoden met elkaar te vergelijken. De vergelijking wordt toegespitst op de provincie Utrecht omdat deze provincie vrij goed is geïnventariseerd. Van iedere methode is een kaart gemaakt met de botanische waarden in vier klassen: 'zeer laag', 'laag', 'hoog' en 'zeer hoog' (figuur

	1	2	3	4	5	6	7	8
1	1,00	0,98	0,92	0,90	0,48	0,69	0,68	0,59
2	0,98	1,00	0,98	0,97	0,55	0,70	0,71	0,62
3	0,92	0,98	1,00	0,99	0,60	0,69	0,72	0,63
4	0,90	0,97	0,99	1,00	0,58	0,67	0,70	0,61
5	0,48	0,55	0,60	0,58	1,00	0,37	0,51	0,46
6	0,69	0,70	0,69	0,67	0,37	1,00	0,95	0,90
7	0,68	0,71	0,72	0,70	0,51	0,95	1,00	0,93
8	0,59	0,62	0,63	0,61	0,46	0,90	0,93	1,00

terhokken geeft een maat  $A$  voor de totale aanwezigheid van het betreffende ecotooptype in Nederland (tabel 2). In deze maat is dus ook de kwaliteit van de ecotooptypen betrokken: hoe meer goed ontwikkelde hokken van een bepaald type voorkomen, des te algemener dat type is. Uit de algemeenheidswaarden zijn met waarderingsformule (4) natuurwaarden berekend (tabel 2). Enkele waarden zijn iets verhoogd omdat ze rijk zijn aan soorten met een hoge internationale zeldzaamheid volgens Schaminée *et al.* (1992). Zie Witte & Van der Meijden (1992) voor meer informatie over de berekeningsmethode.

#### Botanische waardering van kilometerhokken

Voor het provinciale of nationale natuurbeleid is men in veel gevallen aangewezene op FLORBASE, met waarnemingen per kilometerhok. FLORBASE wordt bijvoorbeeld gebruikt in de nationale modellen MOVE (Latour *et al.*, 1993) en DEMNAT (Witte *et al.*, 1993), maar ook in provinciale en zelfs regionale waarderingsmethoden (bijvoorbeeld Jonkers & Witjes,

5). De klassegrenzen zijn zodanig gekozen dat de verdeling van het aantal hokken over de klassen bij iedere methode zoveel mogelijk dezelfde is. Ook zijn rangcorrelaties tussen de methoden berekend (tabel 3).

De eerste 5 methoden zijn gebaseerd op soortenrijkdom en aan soorten ontleende natuurwaarden, de laatste 3 op de ecotoopkaarten van Witte & Van der Meijden (1995). Deze ecotoopkaarten kunnen op zeer veel verschillende manieren worden gecombineerd tot een natuurwaardenkaartje. Variaties zijn bijvoorbeeld mogelijk in de lengte van de natuurwaardeschaal en in de mate waarin het resultaat wordt bepaald door de diversiteit aan ecotooptypen binnen een kilometerhok. Van de 20 varianten die zijn onderzocht bespreek ik er hier dus maar drie.

#### 1) Aantal soorten

Volgens de meeste waarderingsmethoden is diversiteit een belangrijk criterium om gebieden te waarderen (Margules & Usher, 1981). De meest simpele maat voor diversiteit is soortenrijkdom. Figuur 5a

#### • Tabel 3

Rangcorrelaties tussen verschillende natuurwaarderingsmethoden, gebaseerd op gegevens uit FLORBASE-1 van de provincie Utrecht. Methoden (zie ook tekst): (1) aantal soorten; (2) som natuurwaarden soorten 1:32; (3) som natuurwaarden soorten 1:160; (4) WAFLO; (5) aantal doelsoorten; (6) som volledigheid ecotooptypen; (7) som natuurwaarden ecotooptypen; (8) DEMNAT-2.0. Hoog gecorreleerde methoden zijn met een stippellijn omkaderd.

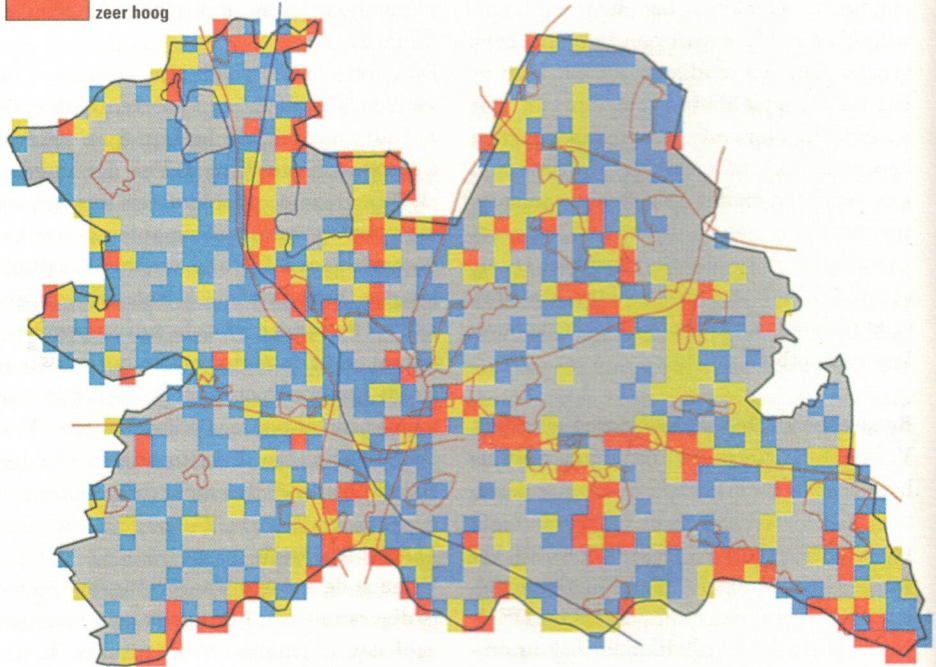
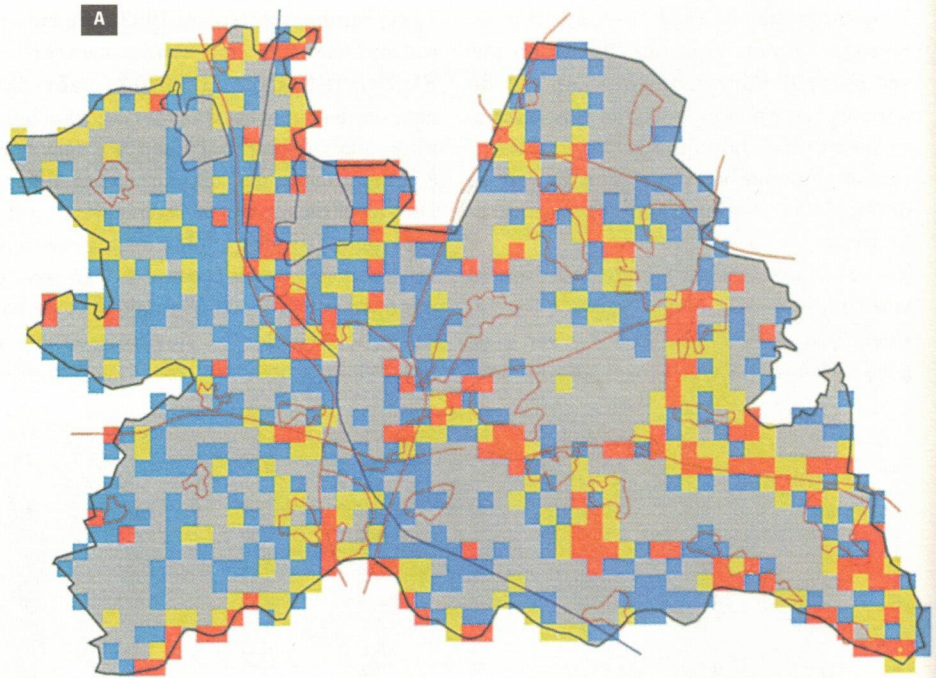
#### • Tabel 3

Rank-correlation coefficients between conservation valuation methods, based on FLORBASE-1 data from the province of Utrecht. Methods: (1) species richness; (2) sum of species conservation values on a 1:32 scale; (3) ditto, on a 1:160 scale; (4) ditto, on the WAFLO scale; (5) number of target species according to Bal *et al.* (1995); (6) sum of ecosystem completeness (Witte & Van der Meijden, 1992); (7) sum of ecosystem conservation values; (8) DEMNAT-2.0 (Witte *et al.*, 1993). Highly correlated methods are enclosed by a dotted line.



**Figuur 5 •**  
 Botanische natuurwaarden  
 in de provincie Utrecht,  
 volgens verschillende  
 methoden bepaald: (a)  
 aantal soorten (methode 1);  
 (b) WAFLO (4); (c) aantal  
 doelsoorten (5); (d) som  
 natuurwaarden  
 ecotooptypen (7).  
 Ter oriëntatie zijn in  
 donkerrood steden, grotere  
 dorpen en snelwegen  
 indicatief weergegeven, en  
 in donkerblauw de  
 Loosdrechtse plassen, de  
 Vinkeveense plassen en  
 het Amsterdam-Rijnkanaal.

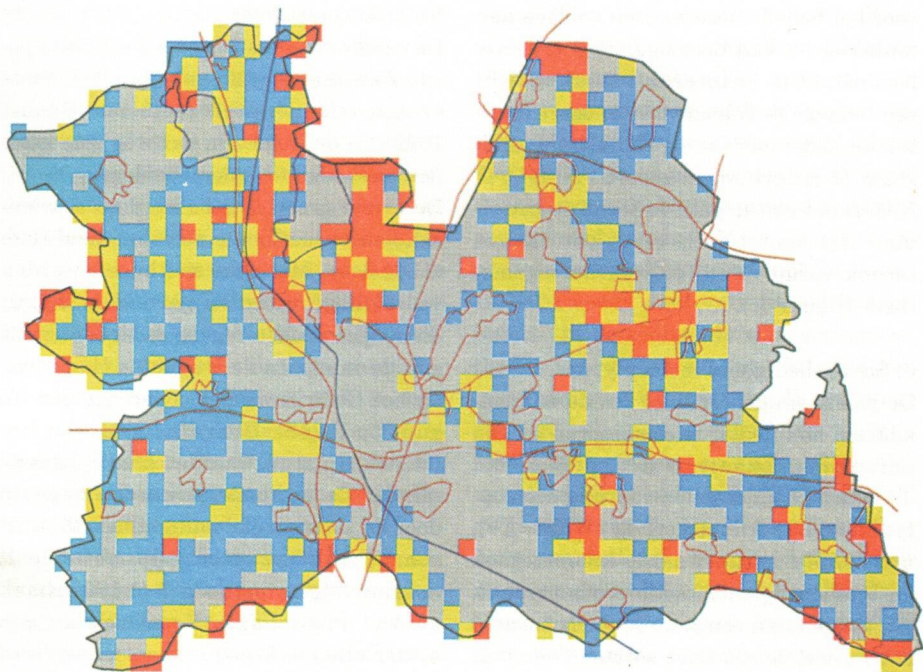
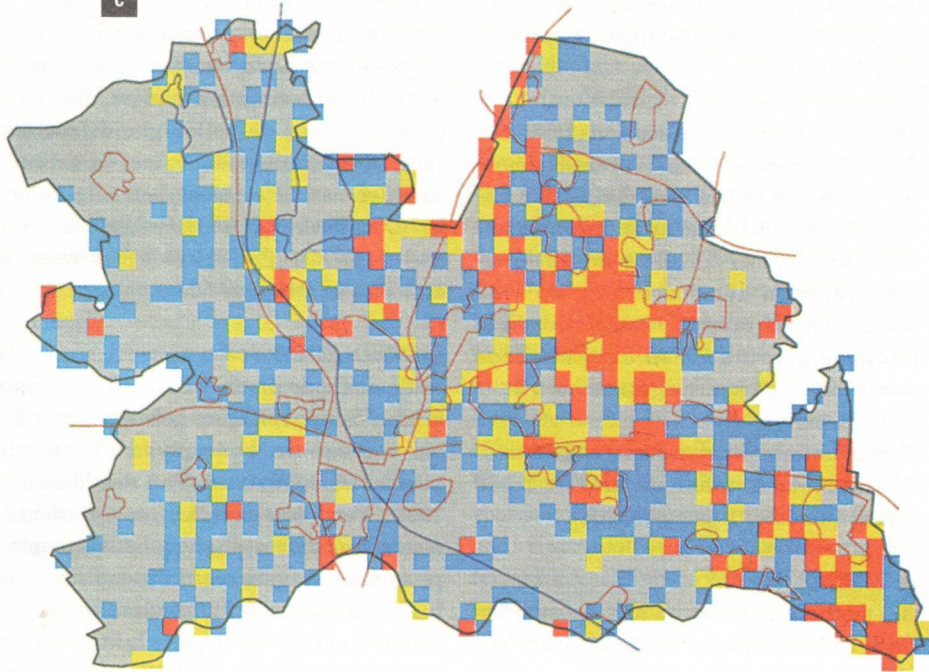
**Figure 5 •**  
 Botanic values in the  
 province of Utrecht,  
 according to several  
 methods: (a) species  
 richness (method 1); (b)  
 WAFLO (4); (c) number of  
 target species (5); (d) sum  
 of ecosystem conservation  
 values (7).  
 (Grey = very low,  
 blue = low, yellow = high,  
 red = very high.)



**B**



C



D



geeft het op het aantal soorten per kilometerhok gebaseerde natuurwaardekaartje.

#### 2) Som natuurwaarden soorten (1:32)

Sommige soorten zouden zwaarder moeten meetellen in een waardering dan andere, bijvoorbeeld omdat ze in nationaal opzicht zeldzamer zijn. De som van de natuurwaarden der soorten op de 1:32 schaal volgens tabel 1, is voor de tweede methode gebruikt. Van deze methode wordt hier geen kaartje gepresenteerd.

#### 3) Som natuurwaarden soorten (1:160)

Als methode 2, maar nu met de 1:160 schaal van tabel 1 (geen kaartje).

#### 4) WAFLO

Als methode 2, maar nu met de waarden uit het WAFLO-model (tabel 1) (figuur 5b).

#### 5) Aantal doelsoorten

Het 'Handboek natuurdoeltypen' (Bal *et al.*, 1995) bevat een lijst met doelsoorten voor het beleid. Deze soorten voldoen aan tenminste 2 van de volgende 3 criteria: Nederland is in internationaal opzicht een belangrijk gebied voor de soort (i-criterium); de soort is in Nederland zeldzaam (z-criterium); de soort vertoont in Nederland een negatieve trend (t-criterium). Het aantal doelsoorten per kilometerhok vormt de vijfde waarderingmethode (figuur 5c).

#### 6) Som volledigheid ecotootypen

De meest simpele manier om de ecotoopkaarten met elkaar te combineren tot één natuurwaardekaart, is het optellen van de volledighedsfracties van alle ecotootypen in een kilometerhok ( $WKM = \sum V_i$ , met  $WKM$  = natuurwaarde kilometerhok en  $V_i$  = volledighedsfractie ecotootype  $i$ ). We krijgen dan een waarde die gebaseerd is op zowel de relatieve soortendiversiteit per ecotootype, als de diversiteit aan ecotootypen in een kilometerhok (geen kaartje).

#### 7) Som natuurwaarden ecotootypen

Net als bij soorten, kunnen sommige ecotootypen zwaarder worden meegewogen in een waardering dan andere. Dat kan gebeuren door de volledighedsfracties eerst te vermenigvuldigen met de natuurwaarden van de ecotootypen volgens tabel 2, en het resultaat vervolgens te sommeren ( $WKM = \sum V_i W_i$ , met  $W_i$  = waarde ecotootype  $i$ ) (figuur 5d).

#### 8) DEMNAT-2.0

In de methode die in DEMNAT-2.0 is gebruikt, is ook rekening gehouden met de omvang van het ecotootype binnen een kilometerhok (Witte & Van der Meijden, 1992). Per kilometerhok is een gewichtsfactor voor de omvang van het ecotootype berekend, gebaseerd op een met behulp van de 1:50.000-bodemkaart geschatte potentiële oppervlakte van de standplaats ( $WKM = \sum O_i V_i W_i$ , met  $O_i$  = gewichtsfactor voor de omvang van ecotootype  $i$ ) (geen kaartje).

#### Bespreking resultaten

De rangcorrelaties in tabel 3 zijn alle positief en zeer significant ( $p < 0,001$ ; toets op Spearman-rangcorrelaties; Sachs, 1982). In de tabel zijn ruwweg drie groepen methoden te onderscheiden.

De eerste groep is gebaseerd op soortenrijkdom en nationale zeldzaamheid (methode 1-4). Met deze methoden worden vooral hoge waarden gevonden in gradiëntrijke en heterogene gebieden, zoals aan de rand van de Utrechtse Heuvelrug en het Gooi, en in het rivierengebied (figuur 5a en 5b). Uiteraard geldt dat hoe langer de natuurwaardeschaal is, des te minder de uitkomsten worden bepaald door de soortenrijkdom: methode 2 (1:32-schaal) lijkt het meest op methode 1, daarna volgen methode 3 (1:160-schaal) en 4 (1:710-schaal). De methoden zijn echter alle sterk met elkaar gecorreleerd en hieruit kan worden geconcludeerd dat het resultaat vrij ongevoelig is voor de lengte van de natuurwaardeschaal en



vooral wordt bepaald door de soortenrijkdom van de kilometerhokken. Het meewegen van de natuurwaarden der soorten voegt dus relatief weinig toe aan het resultaat.

De tweede 'groep' bevat alleen methode 5, met het aantal doelsoorten per hok als waarderingsmaat. Vooral de Utrechtse Heuvelrug zelf scoort nu goed (figuur 5c). De correlaties met alle andere methoden zijn laag.

De derde groep is gebaseerd op syntaxonomische eenheden, de ecotootypen van Witte & Van der Meijden (methode 6-8). Gebieden met hoge natuurwaarden liggen vooral in de veengebieden (o.a. Noorderpark), maar ook de Vecht en het westelijke deel langs de Rijn komen goed uit de verf (figuur 5d). De drie methoden zijn sterk met elkaar gecorreleerd.

### Discussie

In dit artikel ben ik bewust niet ingegaan op de doelstellingen van het natuurbeleid, maar heb ik alleen de criteria beschouwd die kunnen worden gebruikt om de waarde van natuur kwantitatief vast te stellen. In het eerste deel heb ik betoogd dat zeldzaamheid het belangrijkste criterium is bij de waardering van soorten of van syntaxonomische eenheden. Dat geldt min of meer onafhankelijk van de beleidsdoelstellingen. Zo is voor de bedenkers van het plan Ooievaar (De Bruijn *et al.*, 1987) natuurlijkheid het hoogste doel. Als men echter kijkt naar wat men zo waardeert aan die natuurlijke natuur, dan zijn het vooral de zeldzame soorten, zoals de Besanjelier en de Zwarte populier, en de Zwarte ooievaar, die zo zeldzaam is dat hij niet eens voorkomt in Nederland.

Een van de redenen om zeldzame soorten te waarderen is dat ze (potentieel) bedreigd zijn. Om dezelfde reden zouden soorten met een negatieve trend extra moeten worden gewaardeerd. Dit zou bijvoorbeeld kunnen gebeuren door op basis van een waargenomen trend eerst een

voor de toekomst verwachte zeldzaamheid te berekenen (vergelijk Gremmen, 1986), en deze vervolgens te onderwerpen aan formule (3). Er is echter een belangrijk argument om 'trend' buiten een kwantitatieve waardering te laten: voor het vaststellen van trend ontbreken nauwkeurige gegevens. Vaak wordt gebruik gemaakt van *UFK*-cijfers voor verschillende perioden, bijvoorbeeld voor 1940 en 1990 (uit Van der Meijden *et al.*, 1991). Deze cijfers zijn echter door deskundigen vastgesteld, mede op basis van florabestanden die aantoonbaar behept zijn met inventarisatie-effecten (Witte & Van der Meijden, 1995). Zeer bruikbaar voor het opsporen van grote veranderingen, maar niet voor het nauwkeurig cijfermatig vaststellen van een trend. Bovendien kan een achteruitgang van één *UFK* samenhangen met een kleine verandering van het areaal van een soort, waardoor deze net over een klassegrens heen getrokken wordt naar een lagere *UFK*. Ook is een tijdsperiode van 50 jaar eigenlijk te lang om uitspraken te doen over een actuele tendens. Zeer zeldzame soorten kunnen bovendien een negatieve trend vertonen omdat de bronnen van immigratie en rekolonisatie geheel of gedeeltelijk zijn opgedroogd. In dat geval zijn zeldzaamheid en trend aan elkaar gecorreleerd en wordt in de waarderingsprocedure eenzelfde factor dubbel geteld. In het tweede deel van dit artikel gebruikte ik verschillende waarderingsmethoden voor het maken van kaarten met de botanische waarde van de provincie Utrecht. Sommige methoden blijken slecht met elkaar gecorreleerd te zijn; met de ene methode worden bijvoorbeeld de randen van de Utrechtse Heuvelrug hoog gewaardeerd, terwijl bij de andere methode de nadruk ligt op de Utrechtse Heuvelrug zelf, of op de laagveengebieden. Een aantal deskundigen op botanisch gebied (drs. C.L.G. Groen en drs. E. Weeda van de stichting FLORON, dr. R. van der Meijden van het Rijksherbarium,



dr. J. Schaminée en dr. G. van Wirdum van het IBN-DLO) heb ik gevraagd een oordeel te vellen: "welke kaart komt het meest overeen met uw eigen oordeel en welke het minst; kunt u misschien een rangorde in de kaarten aanbrenge(n)?" De deskundigen werden afzonderlijk geraadpleegd en de kaarten werden 'blind' voorgelegd.

Alle deskundigen wezen de op de doelsoorten gebaseerde kaart (figuur 5c, methode 5) als slechtste aan. Dit resultaat is vermoedelijk een onbedoeld gevolg van de procedure waarmee de doelsoorten zijn afgeleid. Zo krijgen in die procedure alle soorten die tussen 1940 en 1990 met slechts één *UFK* zijn achteruitgegaan al het predicaat 't-soort', en is de selectie van i-soorten zodanig (Van Beers, 1993) dat soorten als Zomereik (*Quercus robur*) en Kamgras (*Cynosurus cristatus*) - die internationaal beslist niet zeldzaam zijn - al tot die categorie worden gerekend terwijl internationaal zeldzaamheden als de Grote en Kleine biesvaren (*Isoetes lacustris* en *I. echinospera*), buiten de i-categorie vallen.

De op de ecotootypen gebaseerde natuurwaardekaartjes (methode 6-8) werden als beste beoordeeld, waarbij vier van de vijf deskundigen hun voorkeur uitspraken voor methode 7. Eén deskundige merkte evenwel op dat ook in deze methode 7 enkele waardevolle gebieden onvoldoende uit de verf komen. Waarschijnlijk is dit vooral toe te schrijven aan onvolledige gegevens in FLORBASE.

In methode 7 zijn bijna alle criteria verwerkt die volgens Margules & Usher (1981) in natuurwaarderingsstudies gangbaar zijn en die tevens enigszins betrouwbaar kunnen worden vastgesteld: diversiteit, zeldzaamheid, natuurlijkheid, en grootte. *Diversiteit* is zowel aanwezig in de vorm van de relatieve soortenrijkdom per ecotootype (volledigheid) als de diversiteit aan ecotootypen binnen een kilometerhok. *Zeldzaamheid* is verdisconteerd in de vorm van een op zeldzaam-

heid gebaseerde waarde per ecotootype. *Natuurlijkheid* is volgens Margules & Usher moeilijker vast te stellen; waarschijnlijk het best nog aan de hand van het aandeel inheemse wilde plantesoorten. *Natuurlijkheid* is in methode 7 betrokken door alleen met de gegevens van wilde planten te rekenen. Tevens door enkele ecotootypen van vochtige/droge en tevens (zeer)voedselrijke standplaatsen buiten beschouwing te laten (droge standplaatsen zijn van nature meestal voedselarm; de betreffende verspreidingskaarten laten vooral de invloed van vermetting zien). Het criterium *grootte* tenslotte, is niet in methode 7 verwerkt. Dat is niet zo heel bezwaarlijk omdat met inventarisatie-eenheden van een vaste omvang is gerekend (1 km<sup>2</sup>). Dony & Denholm (1985) geven een methode om inventarisatie-eenheden met elkaar te vergelijken die verschillen in grootte.

Methode 7 werd dus als beste beoordeeld, maar deze methode kent ook twee bezwaren. Het eerste is dat syntaxonomische eenheden altijd een enigszins kunstmatig karakter hebben; soorten zijn tenminste duidelijk onderscheidbare objecten. Een tweede bezwaar zou kunnen zijn dat de drempelwaarden voor de ecotoopkaartjes zijn gebaseerd op deskundigenoordeel. Uit de externe deskundigenraadpleging blijkt echter dat deze twee bewaren niet opwegen tegen de genoemde voordelen van het werken met syntaxonomische eenheden: waardevolle soortenarme vegetaties worden als zodanig herkend en niet alle soorten dragen in positieve zin bij aan de natuurwaarde. Over het tweede bezwaar moet nog worden opgemerkt dat het deskundigenoordeel zeer systematisch is geweest en met een geformaliseerde methode goed kan worden nagebootst (Witte & Van der Meijden, 1992). Op dit moment onderzoek ik hoe enkele deskundigen drempelwaarden voor plantensociologische eenheden vaststellen. De resultaten van dit onderzoek zijn gebaseerd op gegevens per kilometerhok,



maar zijn ze ook relevant voor meer gedetailleerde schaalniveaus? Deze vraag is voor de methoden 1-7 onderzocht aan de hand van een bestand met 1695 vegetatie-opnamen uit Drenthe; 1600 opnamen van de provincie (Smittenberg, 1978) en 95 uit het project Plantengemeenschappen (Schaminée *et al.*, 1995). Dit bestand is bijeengebracht voor de ontwikkeling van een voorspellingsmodel (GREINS) voor het Drentse Aa-gebied (Prins, 1995). Omdat de drempelwaarden bij de ecotoopkaartjes zijn vastgesteld voor kilometerhokken - en niet voor vegetatie-opnamen - werd de eerste drempelwaarde voor dit onderzoekje verlaagd tot  $0,1DW_1$  en de derde tot  $0,9DW_3$ . De rangcorrelatiematrix die hierna uit het opnamebestand werd berekend, blijkt in grote lijnen overeen te komen met de hier gepresenteerde tabel 3. Met andere woorden: ook op opnameniveau zijn het methode 1-4 die veel op elkaar lijken, en methode 6 en 7; methode 5 lijkt weer op geen van de andere methoden. In het onderzoekje werd ook een negende methode betrokken, die door Hertog & Rijken (1992) speciaal voor vegetatie-opnamen is ontwikkeld (zie ook Heijmans, 1996). Volgens Hertog & Rijken levert hun methode resultaten op die in het algemeen acceptabel zijn voor een deskundige. In deze methode wordt de waarde van een opname bepaald door (1) de natuurwaarde van de soorten (gebaseerd op nationale en internationale zeldzaamheid, tendens, kwetsbaarheid, indigeniteit, kenmerkendheid), (2) de bedekking van de soorten, en (3) de diversiteit aan soorten, waarbij net als in methode 6-8 rekening wordt gehouden met het feit dat bepaalde vegetatietypen van nature soortenarmer zijn dan andere. Van alle methoden bleek methode 7 de hoogste correlatie te hebben met methode 9 ( $r=0,81$ ), ondanks het feit dat voor methode 7 een natuurwaardeschaal werd gebruikt (tabel 2) die eigenlijk te kort is voor vegetatie-opnamen, en ondanks dat de drempelwaarden voor alle ecotooty-

pen simpelweg met eenzelfde factor waren verlaagd. De op soorten gebaseerde methoden 1-5 correleerden alle veel minder met methode 9; zo was de rangcorrelatie met de WAFLO-methode (4) slechts 0,44.

Het lijkt er dus op dat ook op opnameniveau een benadering waarin rekening wordt gehouden met de relatieve soortenrijkdom van het ecosysteemtype of vegetatietype, de meest bevredigende resultaten oplevert. Althans voor deskundigen. Maar het blijft natuurlijk een kwestie van smaak: het staat iedereen vrij de plantengroei op de Utrechtse Heuvelrug hoger te waarderen dan die van de laagveenmoerassen in het Noorderpark.

### Summary

The value of nature, J.P.M. Witte, Landschap 13(2)

**It is argued that the conservation value of species and syntaxonomic units is especially related to the criterion 'rarity'. Rarity can be established more accurately than many other criteria, such as 'natural' and 'endangered'. However, its measurement and its interpretation are not without problems. The usual method is to use a grid to count the presence of species in a certain area, for instance the Netherlands. The article shows that the size of the grid influences the outcomes of such countings; even the ranking of species may change with the grid size. An equation is presented for the conservation value of species and syntaxonomic units as a function of commonness (the inverse of rarity).**

**Eight methods for the botanic valuation of areas are compared applying FLORBASE. This national database contains data on the presence of indigenous plant species in the Netherlands per square km. Methods based on species richness and species conservation values give botanic valuation maps that experts find unsatisfactory. The most favoured method is based on (1) the completeness (relative species richness) of ecosystem types, (2) the diversity of ecosystem types, and (3) the conservation value of ecosystem types.**



- Bal, D., H.M. Beije, Y.R. Hoogeveen, S.R.J. Jansen & P.J. van der Reest, 1995.** Handboek natuurdoeltypen in Nederland. Rapport IKC-Natuurbeheer nr. 11. Wageningen.
- Barkman, J.J., 1968.** Beschouwingen over het begrip zeldzaamheid bij planten. *Gorteria* 4: 79-86.
- Beers, P.W.M. van, 1993.** De betekenis van floradoelparameters voor de Ecologische Hoofdstructuur in Nederland. Werkdocument IKC-NBLF nr. 37; stageverslag Katholieke Universiteit Nijmegen. Wageningen/Nijmegen.
- Buys, J.C., 1995.** Naar een natuurmeetlat voor landbouwbedrijven. Centrum voor Landbouw en Milieu. Utrecht.
- Clausman P.H.M.A. & W. van Wijngaarden, 1984.** Verspreiding en ecologie van wilde planten in Zuid-Holland; 1a waarderingsparameters. Rapport Provinciale Planologische Dienst Zuid-Holland.
- De Bruin, D., D. Hamhuis, L. van Nieuwenhuizen, W. Overmars, D. Sijmons & F. Vera, 1987.** Ooievaar, de toekomst van het rivierengebied. Stichting Gelderse Milieufederatie. Arnhem.
- Dony, J.G. & I. Denholm, 1985.** Some quantitative methods of assessing the conservation value of ecologically similar sites. *J. Appl. Ecol.* 22: 229-238.
- Fahner, F. & J. Wiertz, 1987.** Handleiding bij het WAFLO-model. RIN-rapport 87/15. Leersum.
- Gremmen, N.J.M., 1986.** Het verband tussen standplaatsindicatie en natuurbehoudsindicatie van vaatplanten. SWNBL-rapport 1d. Utrecht.
- Gremmen, N.J.M., M.J.S.M. Reijnen, J. Wiertz & G. van Wirdum, 1990.** A model to predict and assess the effects of groundwater withdrawal on the vegetation in the Pleistocene areas of The Netherlands. *J. Environm. Management* 31: 143-155.
- Helliwell, D.R., 1973.** Priorities and values in nature conservation. *J. Environm. Management* 1: 85-127.
- Heijmans, M.M.P.D., 1996.** GREINS-floristische natuurwaardering, gerelateerd aan vegetatiestructuur en fysio-tooptypen. Rapport IBN-DLO. Wageningen.
- Hertog, A.J. & M. Rijken, 1992.** Geautomatiseerde bepaling van natuurbehoudswaarde in vegetatie-opnamen. Interne notitie Provincie Gelderland, Dienst Ruimten Wonen en Groen. Arnhem.
- IUCN, 1983.** List of rare, threatenend and endemic plants in Europe (1982 edition). Council of Europe, European Committee for the conservation of nature and natural resources 27. Straatsburg.
- Jonker, A.J.P. & Th. G. J. Witjes, 1994.** Ecologische beoordelingsmethodiek. *H<sub>2</sub>O* 26: 762-766.
- Korneck, D. & H. Sukopp, 1988.** Rote Liste der in der Bundesrepublik Deutschland ausgestorbenen, verschollenen und gefährdeten Farb- und Blütenpflanzen und ihre Auswertung den Arten- und Biotopschutz. Bundesforschungsanstalt für Naturschutz und Landschaftsökologie. Schriftenreihe für Vegetationskunde, Heft 19: 1-210.
- Laualrée, A. & L. Delvosalle, 1969.** Ptérodophytes et Spermatophytes rares, disparus ou menacés de disparition en Belgique. Serv. Réserves Naturelles dominales et de la Conservation de la Natura, Traveaux 4: 23-86.
- Maarel, E. van der, 1971.** Florastatistieken als bijdrage tot de evaluatie van natuurgebieden. *Gorteria* 5: 176-188.
- Margules, C. & M.B. Usher, 1981.** Criteria used in assessing wildlife conservation potential: a review. *Biological Conservation* 21: 239-245.
- Meijden, R. van der, L. van Duuren, E.J. Weeda & C.L. Plate, 1991.** Standaardlijst van de Nederlandse flora 1990. *Gorteria* 17: 75-127.
- Meijden, R. van der, C.L.G. Groen, J.J. Vermeulen, T. Peterbroers, M. van 't Zelfde & J.P.M. Witte, 1996.** Eindrapport FLORBASE-1. Leiden.
- Perring, F.H. & L. Farrell, 1983.** *British Red Data Books: 1 Vascular plants.* 2nd ed. Roy. Soc. Nat. Cons.
- Prins, A.H., 1995.** Geïntegreerd Ruimtelijk Evaluatie-Instrumentarium voor Natuurontwikkelings scenario's (GREINS). Vegetatiemodule: GREINS-VEGO. NBP-rapport 6. DLO-IBN. Wageningen.
- Rabinowitz, D., 1981.** Seven forms of rarity. In: *The Biological Aspects of Rare Plant Conservation: 205-217.* John Wiley & Sons Ltd.
- Reijnen, M.J.S.M., A. Vreugdenhil & H.M. Beije, 1981.** Vegetatie en grondwaterwinning ten zuiden van Breda. RIN-rapport 81/34. Leersum.
- Runhaar, J. & C.L.G. Groen, 1993.** Kwetsbaarheidskaarten Zuid-Holland: voorstudie natuur. CML-report 95. Leiden.
- Sachs, L., 1982.** *Applied Statistics - A Handbook of Techniques.* Springer-Verlag New York Heidelberg Berlin.
- Schaminée, J.H.J., L. van Duuren & A.J. de Bakker, 1992.** Europese en mondiale verspreiding van Nederlandse vaatplanten. *Gorteria* 18: 57-96.
- Schaminée, J.H.J., A.H.F. Stortelder & V. Westhoff, 1995.** De vegetatie van Nederland; Deel 1; Inleiding tot de plantensociologie - grondslagen, methoden en toepassingen. OPULUS PRESS. Uppsala/Leiden.
- Sijtsma, F.J. & D. Strijker, 1995.** Effectanalyse ecologische hoofdstructuur; Deel II - natuurwaarde. REG-publikatie 9. Universiteitsdrukkerij RuG. Groningen.
- Smittenberg, J.C., 1978.** Milieukartering Drenthe 1974-1978. Rapport Provinciale Planologische Dienst Drenthe. Assen.
- Stevens, R.A.M., J. Runhaar, K.J. Canters & H.A. Udo de Haes, 1984.** Beleidsanalyse kustverdediging TEXEL. De Effecten van Kustverdedigingsalternatieven op het Natuurlijk Milieu. CML-rapport. Leiden.



**Weeda, E.J., R. van der Meijden & P.A. Bakker, 1990.** FLORON-rode lijst 1990 - Rode lijst van de in Nederland verdwenen en bedreigde planten (Pteridophyta en Spermatophyta) over de periode 1.1.1980-1.1.1990. *Gorteria* 16: 2-26.

**Wheeler, B.D., 1988.** Species richness, species rarity and conservation evaluation of rich-fenn vegetation in lowland England and Wales. *J. of Applied Ecology* 25: 331-353.

**Witte, J.P.M., C.L.G. Groen, R. van der Meijden & J.G. Nienhuis, 1993.** DEMNAT: a national model for the effects of water management on the vegetation. In: J.C. Hooghart & C.W.S. Posthumus, CHO-TNO Proc. and Inf. no. 47: 31-51. The Hague.

**Witte, J.P.M. & R. van der Meijden, 1992.** Verspreiding en natuurwaarden van ecotoopgroepen in Nederland. Rapport RIVM/RIZA no. 6. Bilthoven.

**Witte, J.P.M. & R. van der Meijden, 1995.** Verspreidingskaarten van de botanische kwaliteit in Nederland uit FLORBASE. *Gorteria* 21(1/2): 3-59.