

November 2001

Verandering van natuurwaarden door grondwaterwinning

Verdroging binnen LCA

November 2001
BTO 2001.184(s)

Verandering van natuurwaarden door grondwaterwinning

Verdroging binnen LCA

© 2001 Kiwa N.V.
Alle rechten voorbehouden.
Niets uit deze uitgave mag
worden vervoelvoudigd,
opgeslagen in een
geautomatiseerd
gegevensbestand, of
openbaar gemaakt, in enige
vorm of op enige wijze,
hetzij elektronisch,
mechanisch, door
fotokopieën, opnamen, of
enig andere manier, zonder
voorafgaande schriftelijke
toestemming van de
uitgever.

Opdrachtgever

Delft Cluster

Projectnummer

30.4696.018

ISBN

Kiwa N.V.

Water Research
Groningenhaven 7
Postbus 1072
3430 BB Nieuwegein

Telefoon 030 60 69 511

Fax 030 60 61 165

Internet www.kiwa.nl

Colofon

Titel

Verandering van natuurwaarden door
grondwaterwinning

Projectnummer

30.4696.018

Projectmanager

Arthur Meuleman

Kwaliteitsborger

Martin de Haan

Auteur

Jan-Philip Witte

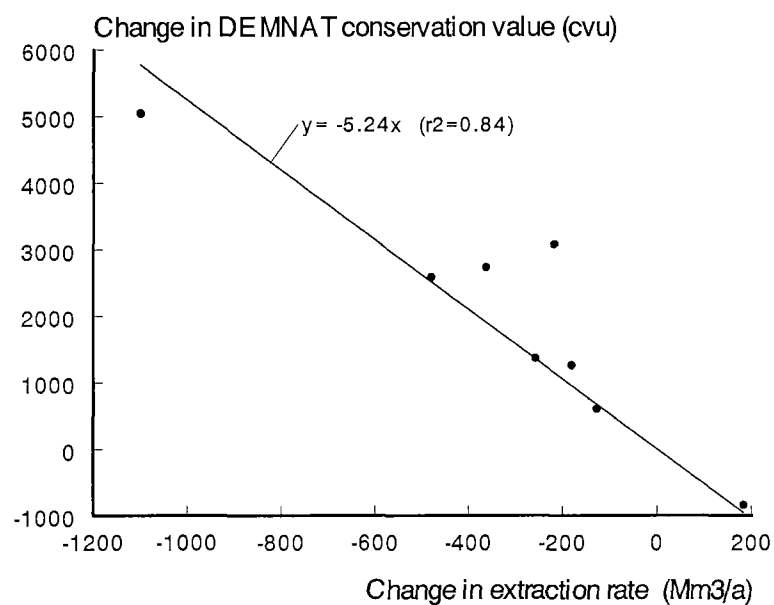
Inhoud

1	Inleiding	1
2	Berekening natuurwaarden	3
2.1	Inleiding	3
2.2	Methode DEMNAT	3
2.3	Berekening natuurwaarden met soorten	6
3	Relatie natuurwaarden DEMNAT — soorten	9
3.1	Methode	9
3.2	Resultaten	10
4	Nabewerkingsprogramma DEMNAT	13
4.1	Berekening natuurwaardenveranderingen	13
4.2	Invoer en uitvoer van het programma	14
5	Extrapolatie naar het buitenland	17
5.1	Inleiding	17
5.2	Extrapolatie indices voor natuurwaarden	17
5.3	Extrapolatie ecologische effecten grondwaterwinning	18
6	Discussie	25
6.1	Relaties natuurwaarden DEMNAT — soorten	25
6.2	Nabewerkingsprogramma	26
6.3	Extrapolatie	26
	Literatuur	29
I	Bijlage: Symbolenlijst	i
II	Bijlage: Natuurwaarderingmethoden	ii
III	Bijlage: Voorbeelden stuurbestand en uitvoer nabewerkingsprogramma	ix
IV	Bijlage: Relatie score – gridgrootte	xii

1 Inleiding

De productie en distributie van goederen gaat in het algemeen gepaard met een zekere aanslag op het milieu. Bij de productie worden grondstoffen en energie gebruikt en kunnen schadelijke stoffen in het milieu terecht komen. Bovendien wordt bij het productieproces ruimte in beslag genomen, bijvoorbeeld door een fabriek en de benodigde infrastructuur. Om het milieu een volwaardige plaats te geven in het beleid vindt de overheid het van belang dat niet alleen financiële kosten en baten van producten bekend zijn, maar ook de effecten van de productie op het milieu. Een methode om die effecten in beeld te brengen is de zogenaamde Life Cycle Analysis, afgekort LCA.

Binnen Thema 4 van het Delft Cluster wordt onderzocht of het mogelijk is het milieuprobleem 'verdroging' in te brengen in een LCA (Lindeijer, 2000). Men wil antwoord kunnen geven op de vraag wat het aan natuur heeft 'gekost' om een kubieke meter leidingwater te produceren. In verband hiermee is door het onderzoeksinstituut RIZA aan de hand van bestaande modeluitkomsten onderzocht wat de relatie is tussen een verandering in de hoeveelheid onttrokken grondwater en de daarmee corresponderende verandering in natuurwaarden (Van Ek, 2001). Het resultaat van deze analyse is weergegeven in Figuur 1.



Figuur 1: Relatie tussen verandering in de hoeveelheid onttrokken grondwater en de daarmee corresponderende verandering in de natuurwaarde van Nederland volgens DEMNAT-2.1 (gewijzigd naar figuur 2 uit Van Ek, 2001). N.B: het relatief hoog liggende punt (-219, 3081) betreft —i.t.t. de overige punten— alleen ondiepe freatische winningen.

De natuurwaarden in Figuur 1 zijn berekend met het model DEMNAT (Van Ek et al., 2000; Witte, 1998). DEMNAT is het enige landsdekkende model waarmee effecten van grondwaterwinning op de natuur kunnen worden geanalyseerd, dus lag het voor de hand dit model te gebruiken voor de LCA-studie.

Het in Figuur 1 getoonde lineaire verband luidt:

$$dW_{NL} = -5.24dQ \quad (r^2 = 0.84, n = 8) \quad [1]$$

W_{NL} = natuurwaarde Nederland (in conservation value units: cvu)
 Q = onttrokken hoeveelheid grondwater ($10^6 \text{ m}^3/\text{jr}$)

De natuurwaarde van DEMNAT is gebaseerd op de waarden van een aantal ecosysteemttypen, de 'bouwstenen' van DEMNAT. In veel waarderingsstudies worden natuurwaarden echter berekend aan de hand van de waarden van soorten. Daarom is door Delft Cluster aan Kiwa gevraagd methoden te ontwikkelen waarmee DEMNAT-uitkomsten kunnen worden vertaald naar andere, op soorten gebaseerde natuurwaardenparameters. Specifiek is aan Kiwa het volgende gevraagd:

1. Onderzoek wat de relatie is tussen de totale natuurwaardenverandering in heel Nederland volgens DEMNAT en volgens op soorten gebaseerde methoden;
2. Ontwikkel een nabewerkingsprogramma voor DEMNAT, waarmee resultaten per km-hok zichtbaar worden voor verschillende aan soorten gerelateerde waarderingsparameters;
3. Schets de mogelijkheden om de resultaten en methoden die nodig zijn voor het berekenen van de ecologische gevolgen van grondwaterwinning, te 'vertalen' naar het buitenland.

Met het onderhavige rapport worden bovenstaande vragen beantwoord. In hoofdstuk 2 worden eerst enkele natuurwaardingsmethoden besproken: die van DEMNAT, alsmede enkele op soorten gebaseerde methoden. Deze uitleg is nodig om de volgende hoofdstukken te kunnen begrijpen. In hoofdstuk 3 komt de relatie voor heel Nederland tussen ecosysteemnatuurwaarde (volgens de DEMNAT-methode) en 'soortnatuurwaarde' aan de orde (vraag 1). Vervolgens wordt in hoofdstuk 4 het nabewerkingsprogramma (vraag 2) behandeld. Mogelijkheden voor extrapolatie naar het buitenland (vraag 3) worden geschetst in hoofdstuk 5. De notitie besluit met een discussiehoofdstuk (6) waarin de mogelijkheden en beperkingen van de methoden en resultaten worden besproken.

Een symbolenlijst voor dit rapport wordt gegeven in Bijlage I.

2 Berekening natuurwaarden

2.1 Inleiding

Voor de berekening van natuurwaarden wordt in deze studie gebruik gemaakt van het florabestand FLORBASE-2F. Dit bestand bevat gegevens over de verspreiding in Nederland van alle in het wild voorkomende vaatplanten. Het voorkomen van soorten is opgeslagen in kilometerhokken, rastercellen van 1×1 km. Alle waarnemingen (van provincies, stichting FLORON, natuurbeherende organisaties, florawerkgroepen en particulieren) uit de periode 1975-2000 zijn in het bestand opgenomen. Het bestand bevat echter geen informatie over het aantal waarnemingen of de bedekking van een soort in een km-hok; alleen het al of niet aanwezig zijn in de inventarisatieperiode is bekend.

In dit hoofdstuk worden twee methoden besproken om natuurwaarden te berekenen: één gebaseerd op ecosystemen (methode DEMNAT), en één gebaseerd op het voorkomen van individuele soorten.

Het valt buiten het kader van deze studie om uitgebreid in te gaan op verschillende ontwikkelde of nog in ontwikkeling zijnde waarderingsmethoden. Voor een kritische bespreking van verschillende methoden wordt verwezen naar Bijlage II.

2.2 Methode DEMNAT

Ten behoeve van DEMNAT is een methode ontwikkeld waarmee km-hokken worden gewaardeerd aan de hand van de criteria 'relatieve soortenrijkdom van ecosysteemtypen', 'diversiteit aan ecosysteemtypen', 'nationale zeldzaamheid', 'internationale zeldzaamheid' en (impliciet) 'natuurlijkheid' (Witte, 1996, 1998).

Het ecohydrologische model DEMNAT berekent de effecten op ecosystemen van veranderingen in de waterhuishouding van Nederland. Als geografische invoer dienen onder meer landsdekkende kaarten met de relatieve soortenrijkdom (volledigheid) van ecosystemen. De ecosysteemtypen zijn gebaseerd op het Leidse ecotopensysteem (Runhaar et al., 1987; Stevers et al., 1987). De eerste twee kolommen van Tabel 1 geven een beschrijving van alle 28 ecosysteemtypen waarvan verspreidingskaarten zijn gemaakt. De 18 gemarkeerde typen dienen als invoer voor DEMNAT, omdat alleen deze kunnen worden beïnvloed door waterhuishoudkundige ingrepen. In deze paragraaf wordt beschreven hoe de ecosysteemkaarten zijn gemaakt (Witte, 1998; Witte & Van der Meijden, 1995, 2000).

Tabel 1: Beschrijving van de ecosysteemttypen waarvan verspreidingskaarten zijn gemaakt op basis van FLORBASE. De met een asterisk gemarkeerde ecosysteemttypen worden in DEMNAT gebruikt. Potentiële natuurwaarden W_{pot} van ecosysteemttypen zijn in de laatste kolom vermeld (gebaseerd op FLORBASE-2F).

Code	Omschrijving	W_{pot}
A12*	Verlandings- en zoetwatervegetaties van voedselarme, zwak zure wateren	8.90
A17*	Verlandings- en zoetwatervegetaties van matig voedselrijke wateren	2.25
A18*	Verlandings- en zoetwatervegetaties van zeer voedselrijke wateren	1.03
K21*	Pioniervegetaties en graslanden op natte, voedselarme, zure bodems	3.90
K22*	Pioniervegetaties en graslanden op natte, voedselarme, zwak zure bodems	4.04
K23*	Pioniervegetaties en graslanden op natte, voedselarme, basische bodems	7.37
K27*	Pioniervegetaties, graslanden en ruigten op natte, matig voedselrijke bodem	1.70
K28*	Pioniervegetaties, graslanden en ruigten op natte, zeer voedselrijke bodems	1.00
K41*	Pioniervegetaties en graslanden op vochtige, voedselarme, zure bodems	3.51
K42*	Pioniervegetaties en graslanden op vochtige, voedselarme, zwak zure bodems	3.17
K43	Pioniervegetaties en graslanden op vochtige, voedselarme, basische bodems	5.82
K46	Pioniervegetaties en graslanden op vochtige, matig voedselrijke, kalkrijke bodems	3.15
K61	Pioniervegetaties en graslanden op droge, voedselarme, zure bodems	2.77
K62	Pioniervegetaties en graslanden op droge, voedselarme, zwak zure bodems	1.75
K63	Pioniervegetaties en graslanden op droge, voedselarme, basische bodems	4.83
H22*	Bossen en struwelen op natte, voedselarme, zwak zure bodems	7.29
H27*	Bossen en struwelen op natte, matig voedselrijke bodems	1.74
H28*	Bossen en struwelen op natte, zeer voedselrijke bodems	1.96
H42*	Bossen en struwelen op vochtige, voedselarme, zwak zure bodems	2.89
H43	Bossen en struwelen op vochtige, voedselarme, basische bodems	10.12
H47*	Bossen en struwelen op vochtige, matig voedselrijke bodems	2.17
H62	Bossen en struwelen op droge, voedselarme, zwak zure bodems	2.22
H63	Bossen en struwelen op droge, voedselarme, basische bodems	4.56
bA10*	Verlandings- en watervegetaties in brak water	4.48
bK20*	Pioniervegetaties, graslanden en ruigten op natte, brakke bodems	3.49
bK40*	Pioniervegetaties, graslanden en ruigten op vochtige, brakke bodems	3.60
bK60	Pioniervegetaties op droge, brakke (en stuivende) bodems	5.71
zK20	Pioniervegetaties, graslanden en ruigten op natte, zoute bodems	3.65

Indicatiewaarden

Allereerst zijn wilde vaatplanten aan de ecosysteemtypen toegekend met behulp van een indicatiewaarde w , die kan variëren van 0 (soort is niet indicatief voor het betreffende ecosysteemtype) tot 1 (soort is zeer indicatief). Zie als voorbeeld Tabel 2. Voor de vervaardiging van de kaarten zijn alleen zeer indicatieve soorten gebruikt, dat wil zeggen soorten met $w \geq \frac{1}{3}$.

Tabel 2. Indicatiewaarden w van ecosysteemtype K21

Soort	w	Soort	w	Soort	w
Andromeda polifolia	1	Eriophorum vaginatum	1	Rhynchospora alba	1
Carex curta	$\frac{1}{2}$	Gentiana pneumonanthe	$\frac{1}{2}$	Rhynchospora fusca	1
Drosera intermedia	1	Lycopodiella inundata	1	Trichophorum cespitos.	$\frac{1}{2}$
Drosera rotundifolia	$\frac{2}{3}$	Nartheccium ossifragum	1	Vaccinium uliginosum	1
Erica scoparia	1	Oxycoccus macrocarpos	$\frac{1}{2}$	Wahlenbergia hederac.	1
Erica tetralix	$\frac{1}{2}$	Oxycoccus palustris	1		
Eriophorum angust.	$\frac{1}{3}$	Polygala serpyllifolia	$\frac{1}{2}$		

Relatieve soortenrijkdom (volledigheid)

Daarna is aan de hand van de soortenlijst in FLORBASE voor ieder ecosysteemtype de indicatiescore bepaald, zijnde de som van alle aan dat type gerelateerde indicatiewaarden in een km-hok:

$$S_e = \sum_{s=1,ns} w_{e,s} \quad \text{voor alle } w_{e,s} \geq \frac{1}{3} \quad [2]$$

S	=	indicatiescore
s	=	index soort
ns	=	aantal soorten
w	=	indicatiewaarde
e	=	index ecosysteemtype

Het resultaat, de indicatiescore S , geeft informatie over de aanwezigheid en de relatieve soortenrijkdom van een ecosysteemtype in een km-hok. Omdat ieder ecosysteemtype gekenmerkt wordt door een ander aantal indicatorsoorten en door een verschillend spectrum aan indicatiewaarden, zijn indicatiescores van verschillende ecosysteemtypen niet direct onderling vergelijkbaar. Daarom zijn de scores via een drietal drempelwaarden, die afhangen van het ecosysteemtype, omgezet in vier klassen die de relatieve soortenrijkdom, ofwel volledigheid, weerspiegelen. Op ecosysteemkaarten zijn deze volledigheidsklassen ('afwezig', 'laag', 'hoog', 'zeer hoog') weergegeven (Witte, 1998; Witte & Van der Meijden, 1995, 2000). Voor rekendoeleinden wordt de scores omgezet in een volledigheidsgetal tussen 0 en 1. Deze wordt berekend aan de hand van de eerste en derde drempelwaarde:

$$V_e = \begin{cases} 0 & \text{als } S_e < D_{1e} \\ \frac{S_e - D_{1e}}{D_{3e} - D_{1e}} & \text{als } D_{1e} \leq S_e \leq D_{3e} \\ 1 & \text{als } S_e > D_{3e} \end{cases} \quad [3]$$

V = volledigheid
 D_1 = eerste drempelwaarde
 D_3 = derde drempelwaarde

(De tweede drempelwaarde heeft dus alleen presentatietechnische betekenis: hij dient ter onderscheiding van de volledigheidsklassen 'laag' and 'hoog' op de ecosysteemkaarten).

Natuurwaarden

Op basis van de criteria 'nationale zeldzaamheid' en 'internationale zeldzaamheid' is voor ieder ecosysteemtype een potentiële natuurwaarde W_{pot} berekend. Dit is de waarde die wordt bereikt wanneer het type relatief zeer soortenrijk is ($V_e=1$). Voor de toekenning van potentiële natuurwaarden is gebruik gemaakt van een speciaal ontwikkelde waarderingsformule, waarmee waarden worden uitgedrukt op een kardinale schaal. Dit wil zeggen op een schaal waarop niet alleen de volgorde van belang is, maar waarop rekenkundige bewerkingen kunnen worden toegepast: 2 punten op de schaal betekent, niet alleen 'meer waard dan 1 punt', maar ook werkelijk 'twee keer zo veel waard als 1 punt'. De laatste kolom van Tabel 1 geeft de potentiële natuurwaarden.

De actuele natuurwaarde in een km-hok wordt berekend als:

$$W_{km} = \sum_{e=1,ne} W_{pote} V_e \quad [4]$$

W_{km} = ecosysteemnatuurwaarde km-hok
 ne = aantal ecosysteemtypen (28)
 W_{pot} = potentiële natuurwaarde ecosysteemtype

Wanneer alleen de 18 kwetsbare ecosysteemtypen worden opgeteld, wordt de door waterhuishoudkundige ingrepen beïnvloedbare natuurwaarde verkregen, W_{km}^* . Sommatie van de waarden van alle km-hokken in een gebied resulteert in de totale natuurwaarde van dat gebied, zoals in W_{NL} voor heel Nederland.

Voor uitgebreide informatie over de hier beknopt behandelde methode zij hier verwezen naar: Witte (1996), Witte & Klijn (1997) en Witte (1998).

2.3 Berekening natuurwaarden met soorten

De waarde van een gebied, zoals een km-hok, kan men ook berekenen uit de natuurwaarden van de in dat gebied voorkomende soorten. De meest gangbare werkwijze is het simpel optellen van de waarden der soorten:

$$N_{km} = \sum_{s=1,ns} N_s$$

[5]

N_{km} = op soorten gebaseerde natuurwaarde km-hok
 N = natuurwaarde soort

Deze werkwijze is ook gebruikt in het ontwikkelde nabewerkingsprogramma (Hoofdstuk 4). Voor het vaststellen van de natuurwaarden der soorten kan men verschillende methoden gebruiken. Het nabewerkingsprogramma is zo opgezet dat iedere methode kan worden toegepast, zonder dat het programma zelf hoeft te worden aangepast. De tot nu toe geïmplementeerde methoden kennen aan een soort slechts de waarde 0 of 1 toe, maar in principe kunnen ook andere waarden worden ingevoerd. Methoden die in deze studie zijn ingevoerd zijn:

- i. soortenrijkdom: $N_s=1$ voor iedere soort s ;
- ii. aantal Rode-lijstsoorten: $N_s=1$ voor de rode-lijstsoorten volgens Van der Meijden et al. (2000), $N_s=0$ voor alle overige soorten;
- iii. aantal doelsoorten van het ministerie van LNV (Bal et al., 1995);
- iv. aantal soorten die waarschijnlijk beschermd zullen worden in de nieuwe Flora- en Faunawet;
- v. aantal soorten volgens uit Conventie van Bern van de Raad van Europa;
- vi. aantal beschermde soorten volgens de habitatrictlijn;
- vii. aantal zeldzame soorten (soorten met $UFK_{90}<6$ volgens Van der Meijden et al., 1991).

3 Relatie natuurwaarden DEMNAT — soorten

3.1 Methode

Om de relatie tussen DEMNAT-uitkomsten en andere waarderingsparameters te onderzoeken, zijn natuurwaarden per km-hok volgens DEMNAT grafisch uitgezet tegen andere, op soorten gebaseerde natuurwaarden per km-hok. Dit klinkt eenvoudiger dan het lijkt want:

1. DEMNAT berekent alleen effecten op ecosystemen die beïnvloed kunnen worden door veranderingen in het waterbeheer (gemarkeerde 'kwetsbare' ecosystemen in Tabel 1). Droge en zoute milieus zijn daar dus van uitgesloten.
2. Soorten kunnen bij verschillende ecosysteemttypen zijn ingedeeld, bijvoorbeeld zowel natte, vochtige als droge.
3. Nederland is niet overal evengoed geïnventariseerd. Om hier voor te corrigeren bij het maken van de ecosysteemkaarten, is FLORBASE via hiaatopvulling aangevuld met soorten (Witte, 1998). Het is bij de ontwikkeling en toetsing van de hiaatopvulmethode uitdrukkelijk alleen de bedoeling geweest betere ecosysteemkaarten te maken.

Met deze problemen is als volgt omgegaan:

1. Alleen soorten zijn in beschouwing genomen die geheel of gedeeltelijk zijn ingedeeld bij een of meerdere van de 18 DEMNAT-ecosysteemttypen, ook als de indicatiewaarde w van een soort voor een ecosysteemtype kleiner dan eenderde is.
2. Wanneer een soort bijvoorbeeld bij ecosysteemtype K47 is ingedeeld (vochtige, matig voedselrijke graslanden en ruigten) en daarnaast nog bij vier andere typen die niet deel uitmaken van de 18 DEMNAT-typen, dan telt die soort voor slechts 20% mee. De bijdrage B van DEMNAT-ecosysteemtype e^* in de natuurwaarde van het km-hok N_{km} is derhalve:

$$B_{e^*} = \sum_{s=1,ns} w_{e^*,s} N_s \quad [6]$$

En de 'kwetsbare' soortsnatuurwaarde van het km-hok wordt dan:

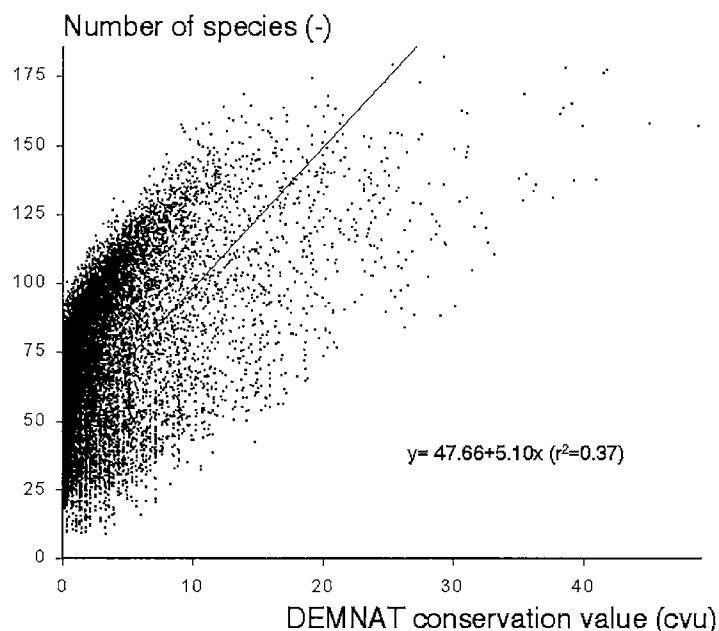
$$N_{km}^* = \sum_{e^*=1,ne^*} B_{e^*} \quad [7]$$

3. Gerekend is met het hiaatopgevulde FLORBASE-2F.

Per km-hok en per waarderingsmethode is dus een 'score' N_{km}^* berekend op basis van 'kwetsbare' soorten. Zo'n score kan bijvoorbeeld bestaan uit 4.23 kwetsbare rode-lijstsoorten.

3.2 Resultaten

De resultaten van de berekeningen per km-hok zijn eerst opgenomen in een aan de opdrachtgever overgedragen spreadsheet, bestaande uit bijna 30 000 rijen (de km-hokken) en 9 kolommen (de DEMNAT-natuurwaarde plus de 8 soortsnatuurwaarden). Aan de hand van dit bestand zijn correlatieberekeningen uitgevoerd. Ter illustratie toont Figuur 2 het verband tussen DEMNAT-natuurwaarde en het 'aantal' kwetsbare soorten per km-hok (in het vervolg worden scores ook wel aangeduid als 'aantallen'; een score voor de rode-lijstsoorten van 4.23 vertegenwoordigt immers het aantal van ruim 4 rode-lijstsoorten).



Figuur 2: relatie tussen 'kwetsbare' ecosysteemnatuurwaarde en aantal kwetsbare soorten. Ieder punt vertegenwoordigt één km-hok.

Eerst is onderzocht hoe sterk de verschillende methoden *qua rangorde* met elkaar overeenkomen, door een kruistabel aan te maken met de Spearman rangcorrelatiecoëfficiënten r_s (gecorrigeerd voor 'ties'). Het resultaat is weergegeven in Tabel 3. Vervolgens is voor iedere methode onderzocht met wat voor soort functie de relatie tussen de DEMNAT-natuurwaarde en de soortsnatuurwaarde het best kan worden beschreven: een lineaire functie ($N_{km}^* = a_0 + a_1 W_{km}^*$), een logaritmische ($N_{km}^* = a_0 + a_1 \ln(W_{km}^* + 1)$) of een machtsfunctie ($N_{km}^* = a_0 (W_{km}^*)^{a_1}$). Van alle soortsmethoden voldeed een lineaire functie het beste (r^2 het grootst), op methode i (soortenrijkdom) na, waar een logaritmische functie de beste fit gaf ($r^2 = 0.52$; $a_0 = 40$, $a_1 = 26.9$). De lineaire verbanden tussen de DEMNAT-natuurwaarde en de soortsnatuurwaarde zijn voor alle methoden samengevat in Tabel 4. Alleen deze lineaire verbanden zijn bruikbaar voor het berekenen van betrekkingen tussen verandering in onttrokken hoeveelheid grondwater dQ en verandering in soortsnatuurwaarden in Nederland dN_{NL} . Daartoe wordt de

rechterterm van vergelijking [1] vermenigvuldigd met de in de in Tabel 4 opgegeven hellingshoek a_1 . De verandering in bijvoorbeeld het aantal kwetsbare rode-lijstsoorten (methode ii) wordt dus berekend als:

$$dN_{NL} = -5.24 \times 0.69 dQ = -3.62 dQ.$$

Tabel 3: Rangcorrelatiecoëfficiënten r_s voor paren van methoden waarmee 'kwetsbare' natuurwaarden zijn bepaald. Beschrijving methoden: §2.2 en §2.3.

	Demnat	i	ii	iii	iv	v	vi	vii
Demnat	1.00	0.72	0.61	0.65	0.64	0.15	0.23	0.61
i		1.00	0.54	0.57	0.67	0.12	0.22	0.48
ii			1.00	0.97	0.50	0.24	0.21	0.58
iii				1.00	0.52	0.24	0.22	0.61
iv					1.00	0.11	0.24	0.42
v						1.00	0.38	0.26
vi							1.00	0.28
vii								1.00

Tabel 4: Lineaire verband ($N_{km}^* = a_0 + a_1 W_{km}^*$) tussen kwetsbare ecosysteemwaarde W_{km}^* en het 'aantal' waardevolle en kwetsbare soorten N_{km}^* volgens een zevental methoden. Beschrijving methoden: §2.2 en §2.3.

Methode	a_0	a_1	r^2
i	47.66	5.10	0.37
ii	0.52	0.69	0.66
iii	0.62	0.76	0.70
iv	0.54	0.24	0.47
v	0.002	0.018	0.11
vi	0.030	0.026	0.11
vii	0.35	0.46	0.59

4 Nabewerkingsprogramma DEMNAT

4.1 Berekening natuurwaardenveranderingen

DEMNET berekent per km-hok en voor ieder ecosysteemtype e de verandering in volledigheid dV_e door ingrepen in de waterhuishouding. Vermenigvuldiging met de potentiële natuurwaarden en sommatie levert de natuurwaardenverandering in het km-hok¹:

$$dW_{km} = \sum_{e=1,ne} W_{pote} dV_e \quad [8]$$

De berekening van de verandering in de op soorten gebaseerde waarderingsparameter is een stuk ingewikkelder. Om technische redenen is het niet mogelijk om, zonder een zeer grondige herziening van de modelopzet, DEMNET zodanig aan te passen dat dit model uitkomsten voor soorten berekent. Daarom worden in het nabewerkingsprogramma de DEMNET-uitkomsten voor ecosystemen 'vertaald' naar uitkomsten voor soorten. Daarbij wordt onderscheid gemaakt tussen verlies ($dV < 0$) en herstel ($dV > 0$) van natuurwaarden.

In §2.3 is uitgelegd hoe de soortsnatuurwaarde van een km-hok wordt berekend (vergelijking [5]) en in §3.1 wat de bijdrage B van een ecosysteemtype daaraan is (vergelijking [6]). Bij een afname van de volledigheid wordt de verandering in deze bijdrage simpel berekend als:

$$dB_e = B_e \frac{dV_e}{V_e} \quad \text{als } dV_e \leq 0 \quad [9]$$

Bij herstel moet rekening worden gehouden met de maximale waarde die B kan aannemen. Dit maximum hangt uiteraard samen met de theoretische soortensamenstelling van het ecosysteemtype, maar in de praktijk worden alle soorten die 'op papier' bij een type zijn ingedeeld zelden allemaal tegelijk in een km-hok aangetroffen. Het werkelijke maximum kan worden afgeleid uit FLORBASE. Dit maximum zou kunnen worden gebruikt als bovengrens tot waar een ecosysteemtype kan herstellen. Omdat het werkelijke maximum veel afhangt van het toeval, wordt daarom in het nabewerkingsprogramma gerekend met een iets lagere maximumbijdrage, namelijk die B die in 0.1% (of een ander, door de gebruiker zelf in te stellen, percentage) van de km-hokken wordt overschreden. Het verschil tussen deze B_{max} en de in een km-hok aangetroffen B geeft de herstelpotentie in dat hok aan. Vermenigvuldiging met de volledigheidsverandering dV levert vervolgens de verandering in de soortsnatuurwaarde van het ecosysteemtype:

$$dB_e = \max(0, (B_{max_e} - B_e)) dV_e \quad \text{als } dV_e > 0 \quad [10]$$

¹ $dV_e \neq 0$ alleen dan als $e = e^*$ zodat het superscript * onvermeld kan blijven

Sommatie van de resultaten uit [9] en [10] voor alle ecosysteemtypen, tenslotte, levert de verandering in de soortsnatuurwaarde van het km-hok:

$$dN_{km} = \sum_{e=1,ne} dB_e \quad [11]$$

4.2 Invoer en uitvoer van het programma

Alle bestanden van het nabewerkingsprogramma zijn in ASCII. Voorbeelden van invoer en uitvoer zijn opgenomen in Bijlage III. In deze paragraaf wordt met behulp van cijfers tussen accoladen verwezen naar bepaalde regels in Bijlage III.

De invoer van het nabewerkingsprogramma wordt geregeld via een stuurbestand {1}, waarin zowel de invoerbestanden staan vermeld (zoals FLORBASE) als de namen van de uitvoerbestanden, en waarin enkele parameters worden opgevraagd. Alle overige invoerbestanden zijn, indien dit niet op bezwaren stuit bij de bronhouder, opvraagbaar.

In een zogenaamd 'logboek' bestand worden gegevens over het scenario weggeschreven, alsmede samenvattende resultaten. Dit bestand begint met een opsomming van allerlei invoergegevens, zoals die in het stuurbestand staan vermeld. Daarna volgen drie tabellen met de maximale aandelen in de soortsnatuurwaarde per ecosysteemtype (§3.1): de eerste tabel {2a} geeft het theoretische maximum, dat ontstaat door sommatie van alle weegwaarden van soorten die 'op papier' aan het ecosysteemtype zijn toebedeeld; de tweede tabel {2b} het maximum dat in enig km-hok in FLORBASE wordt gerealiseerd; de derde tabel {2c} het maximum dat in een klein percentage van de km-hokken wordt overschreden, B_{max} .

Nadat het totaal aantal geanalyseerde km-hokken is vermeld {3} volgt een kruistabel met Spearman rangcorrelaties. Deze tabel {4} is ongelijk aan Tabel 3, want die was gebaseerd op een weging van soorten die beïnvloed kunnen worden door het waterbeheer ($w > 0$ voor tenminste een van de 18 DEMNAT-ecosysteemtypen). De tabel in het uitvoerbestand is gebaseerd op *alle* soorten, dus ook de 'niet kwetsbare' droge. De DEMNAT-methode ('0' in de tabel), heeft echter weer alleen betrekking op de 18 kwetsbare ecosysteemtypen. Het was om technische redenen vrij lastig de tabel op alle systemen te baseren.

Een overzicht van de resultaten van de op soorten gebaseerde methoden volgt daarna {5}. Per methode zijn vermeld: totale waarde heel Nederland (inclusief 'onkwetsbare' soorten); verandering in dit aantal t.g.v. het scenario; verandering uitgedrukt als percentiel van de totale waarde. Vervolgens twee tabellen met DEMNAT-uitkomsten per ecosysteemtype: de eerste tabel {6a} gebaseerd op volledigheden, de tweede {6b} op natuurwaarden. De laatste rij van deze tabellen ('Tot28') bevat de gegevens van alle 28 ecosysteemtypen.

Het logboekbestand besluit met een tabel {7} voor iedere soortsmethode, waaruit kan worden afgelezen wat de bijdrage van ieder ecosysteemtype is geweest in het resultaat.

Uitvoer per km-hok wordt weggeschreven naar twee bestanden: een bestand met natuurwaarden en een bestand met veranderingen in natuurwaarden.

Per record is in het natuurwaardebestand weggeschreven {8}: x- en y-coördinaat van het zuidwestelijke hoekpunt van het km-hok (in km), *kwestbare* ecosysteemwaarde W_{km}^* , *totale* soortsnatuurwaarde N_{km} volgens methode i, volgens methode ii, etc. Het bestand met veranderingen is hetzelfde opgebouwd. Beide bestanden kunnen worden gebruikt voor het maken van landelijke kaartjes en voor nadere analyses.

5 Extrapolatie naar het buitenland

5.1 Inleiding

Ten tijde van deze studie is de LCA-verdroging nog volop in ontwikkeling. Daarom is het moeilijk om nauwkeurig de mogelijkheden aan te geven waarmee resultaten en methoden geëxtrapoleerd kunnen worden naar het buitenland. Dit hoofdstuk heeft derhalve een speculatief en verkennend karakter. In §5.2 wordt beschreven hoe natuurwaarden die voor Nederland zijn vastgesteld, kunnen worden 'vertaald' naar het buitenland. In §5.3 wordt kort stilgestaan bij de vraag hoe de effectvoorspelling met DEMNAT kan worden geëxtrapoleerd naar het buitenland.

5.2 Extrapolatie indices voor natuurwaarden

De waarde van een rastercel kan worden vastgesteld aan de hand van de soortenrijkdom, het aantal rode-lijstsoorten, het aantal doelsoorten, etc. Eventueel kan iedere soort nog een gewicht krijgen, naar gelang zijn betekenis voor het natuurbehoud. Met behulp van klassengrenzen (drempelwaarden) kan iedere cel vervolgens van een kwalitatieve aanduiding worden voorzien (bijvoorbeeld: waarde 'zeer laag' t/m 'zeer hoog'). Het moge duidelijk zijn dat die klassengrenzen afhangen van de grootte van de gebruikte rastercel. Naarmate de cellen groter zijn, liggen de klassengrenzen hoger. Omdat de frequentieverdeling van de aantallen per rastercel minder scheef wordt, komen de klassengrenzen bij een lagere resolutie echter ook dichter bij elkaar te liggen.

Hoe kunnen we nu aantallen of klassengrenzen die betrekking hebben op een Nederlandse rastercel van 1 km² grenzen worden vertaald naar waarden voor ruimtelijke eenheden die in het buitenland gebruikelijk zijn? Of andersom: hoe vertalen we buitenlandse waarden naar Nederlandse?

In het kader van deze studie is een artikel geschreven (Witte & Torfs, i.p.) waarin onderzocht is wat de relatie is tussen de zeldzaamheid van een soort en de resolutie van het inventarisatieraster. Dikwijls wordt aangenomen dat de relatie tussen het aantal door een soort 'bezette' rasterhokken en de grootte van die hokken, kan worden beschreven met een enkele machtsfunctie. Soorten gedragen zich dan 'mono-fractaal'. In het artikel wordt echter aangetoond dat deze aanname onjuist is en kan leiden tot aanzienlijke en systematische fouten bij de voorspelling van het aantal bezette hokken in een raster met een andere resolutie. Het artikel presenteert een methode waarmee betere voorspellingen kunnen worden gedaan, zonder systematische fouten. Voor iedere soort kan berekend worden hoeveel zeldzamer hij wordt of in hoeveel hokken hij voor gaat komen wanneer het raster wordt verkleind of vergroot. De methode kan bijvoorbeeld leiden tot de voorspelling dat een soort die in FLORBASE 200 km-hokken bezet, naar verwachting in 500 hokken van 0.25 km² voorkomt. Voor iedere soort kan zo een waarneming in een hok worden vermenigvuldigd met een bepaalde factor (in dit voorbeeld van $500/200 = 2.5$) om het aantal bezette kleinere hokken te berekenen.

Sommatie van de voorspellingen voor een hok van alle soorten resulteert vervolgens in de verwachte soortenrijkdom (of een andere van soorten afgeleide waarderingsindex) in het fijnere raster (bijvoorbeeld: 100 soorten in 1 km-hok is gelijk aan 75 soorten in 4 hokken van 0.25 km² binnen dat km-hok).

In het artikel wordt voorts een methode gepresenteerd om te corrigeren voor hokken die gedeeltelijk in zee of in het buitenland liggen. Vooral voor zeldzame soorten die aan de rijksgrens liggen (in Nederland vooral in de duinen), maakt deze correctie veel uit.

De in het artikel gepresenteerde methoden zijn uitgevoerd op Nederlandse bestand FLORBASE. De methoden zijn echter ook toepasbaar op buitenlandse florabestanden.

Hierboven is beschreven hoe waarderingsindices kunnen worden neergeschaald door eerst soorten neer te schalen. Het voordeel van deze aanpak is dat vervolgens met de geschaalde gegevens voor soorten, allerlei waarderingsindices kunnen worden berekend (aantal rode-lijstsoorten, aantal doelsoorten, etc.). Het is echter ook mogelijk om eerst per hok een waarderingsindex te berekenen, en vervolgens de relatie tussen deze index en de resolutie van het inventarisatieraster te onderzoeken.

Veel studies zijn in de loop der jaren verricht naar de relatie tussen de index 'soortenrijkdom' en oppervlakte. Die relatie wordt doorgaans beschreven met een machtsfunctie:

$$ns = ns_1 A^b \quad [12]$$

ns	=	aantal soorten (-)
A	=	inventarisatieoppervlakte [L ²]
ns_1	=	aantal soorten op eenheidsoppervlakte (-)
b	=	exponent (-)

In Bijlage II.4 wordt deze functie kritisch besproken. Deze functie gaat weer uit van mono-fractaal gedrag, dit keer niet van soorten, maar van een van verschillende soorten afgeleide score. In eerdere publicaties (Witte, 1998; Witte et al., 2000) is betoogd en aangetoond dat de relatie tussen score en rastercelgrootte niet met een enkele machtsfunctie beschreven kan worden. Bijlage IV biedt een alternatieve methode.

5.3 Extrapolatie ecologische effecten grondwaterwinning

De methoden en resultaten van deze studie wil Delft Cluster kunnen extrapoleren naar het buitenland. De voorwaarden waaraan een extrapolatiemethode moet voldoen zijn echter niet omschreven. We kunnen natuurlijk stellen dat ieder land maar een nationaal hydrologische model moet bouwen, en een ecohydrologisch model zoals DEMNAT. Dit lijkt echter niet realistisch: het kleine welvarende Nederland is waarschijnlijk het enige land in de wereld dat een nationaal hydrologisch model heeft en met een nationaal ecohydrologisch model is het zeker uniek.

Om het onderzoek in te perken gaan we er in deze paragraaf van uit dat Delft Cluster streeft naar een extrapolatiemethode die in betrekkelijk korte tijd en met relatief weinig middelen kan worden uitgevoerd. Voorts dat de methode betekenisvolle resultaten moet kunnen produceren voor gebieden ter grootte van tenminste een provincie ($\gg 1000 \text{ km}^2$), en dat de methode gestandaardiseerd in alle landen toepasbaar moet kunnen zijn.

Bij de bepaling van de ecologische effecten van grondwaterwinning onderscheiden we drie stappen:

- berekening hydrologische effecten
- berekening ecologische effecten
- beoordeling ecologische effecten

Hydrologische effecten

Methode A: netjes

Winning van grondwater resulteert in een verlaging van de grondwaterspiegel, in een verandering van het ruimtelijke patroon van kwel en wegzijging, en in de hoeveelheid oppervlaktewater die moet worden aangevoerd om sloten op peil te houden. Deze effecten kunnen zich op vele kilometers van de winplaats manifesteren.

Wij beperken ons hier tot het ecologisch belangrijkste effect: de verlaging van de grondwaterspiegel. Op een gegeven locatie is de daling van de grondwaterspiegel door grondwaterwinning:

- omgekeerd evenredig met de afstand tot de winning;
- evenredig met de grootte van de winning;
- afhankelijk van het doorlaatvermogen T (uk: *transmissivity*) van watervoerende pakketten (uk: *aquifers*);
- afhankelijk van de hydraulische weerstand c (uk: *hydraulic resistance*) van slecht doorlatende lagen (uk: *aquitards*).

Met behulp van een meerlagenvariant van de formule van De Glee (1930) kan met deze gegevens (afstand, winingshoeveelheid, T , c)—die in de meeste landen goed bekend zijn— op iedere afstand tot een winning de daling van de grondwaterspiegel worden berekend². Deze formule is bijvoorbeeld toegepast door Vogelaar et al. (1989) om, voor een groot aantal natuurgebieden in Nederland, het aandeel van de grondwaterwinningen in de sinds 1950 opgetreden grondwaterstands daling te berekenen. Dat aandeel bleek overigens in de meeste gevallen bijzonder klein te zijn (<10%), hoewel

² De zaak is iets gecompliceerder doordat voor de berekening van de freatische daling verschillende typen weerstanden moeten worden afgeleid: een voedingsweerstand, een drainageweerstand en een verticale weerstand van het topsysteem. Dit is echter wel te doen aan de hand van bestaande kaartgegevens; aanwijzingen zijn te vinden in Maas (i.p.).

lokaal natuurlijk natuurgebieden voorkomen die dicht bij een winning liggen en daar ernstige schade van ondervinden. De meerlagenvariant van De Glee is tegenwoordig met het wiskundige computerpakket MATLAB zeer eenvoudig te programmeren (Maas & Olsthoorn, 1997). Gebruik makend van het in de hydrologie bekende superpositiebeginsel kunnen de effecten van verschillende winningen op een locatie worden gecombineerd.

Vooraf doordat in de formule van De Glee geen rekening kan worden gehouden met de ruimtelijke variatie in geohydrologische eigenschappen, zijn de uitkomsten minder betrouwbaar dan die van een numeriek geohydrologisch model. Vergelijking van de resultaten met de uitkomsten van het landelijke hydrologische model NAGROM, dat gebruikt is om invoer voor DEMNAT te genereren, is daarom zinvol.

Methode B: Quick and dirty

Een grove maar —afhankelijk van het aggregatieniveau— mogelijk onverantwoorde methode is een gemiddelde daling van het beschouwde gebied (land, provincie) te berekenen en dit gemiddelde vervolgens te gebruiken voor de ecologische effectvoorspelling.

Ten gevolge van het neerslagoverschot en de weerstand die de ondergrond biedt tegen stroming van water, staat de grondwaterspiegel tussen twee ontwateringsmiddelen gemiddeld hoger dan het oppervlaktewaterpeil in die ontwateringsmiddelen. Die gemiddelde hoogte van de grondwaterspiegel ten opzichte van oppervlaktewaterpeil is gelijk aan het product van:

- de grondwateraanvulling; meestal gelijk aan het neerslagoverschot (in Nederland ongeveer 300 mm/jr);
- een weerstand die het freatische grondwater ondervindt om naar de ontwateringsmiddelen te stromen. Een grove vuistregel om deze zogenaamde 'drainageweerstand' te schatten is dat deze weerstand, uitgedrukt in dag, gelijk is aan de slootafstand in meter (Maas, 1997).

Verdwijnt een gedeelte van de grondwateraanvulling naar de diepere ondergrond om uiteindelijk in een winningsfilter te verdwijnen, dan daalt de grondwaterstand ten opzichte van oppervlaktewaterpeil evenredig aan dit gedeelte.

Rekenvoorbeeld:

In Nederland wordt per jaar gemiddeld ongeveer 1 miljard kubieke meter grondwater gewonnen. Verdeeld over Neerlands vastelandoppervlakte van 35 000 km² is dit een waterschijfje van 29 mm, ofwel ca. 10% van het neerslagoverschot. Gesteld dat de slootafstand in Nederland gemiddeld 200 m bedraagt —en dus de drainageweerstand 200 d— is de grondwaterspiegel in de percelen gemiddeld $200 \times 0.3 / 365 = 0.17$ m boven slootpeil, althans, wanneer er geen grondwaterwinning zou zijn. Door grondwaterwinning is de gemiddelde stand ongeveer 10% gedaald (1.7 cm).

Ecologische effecten

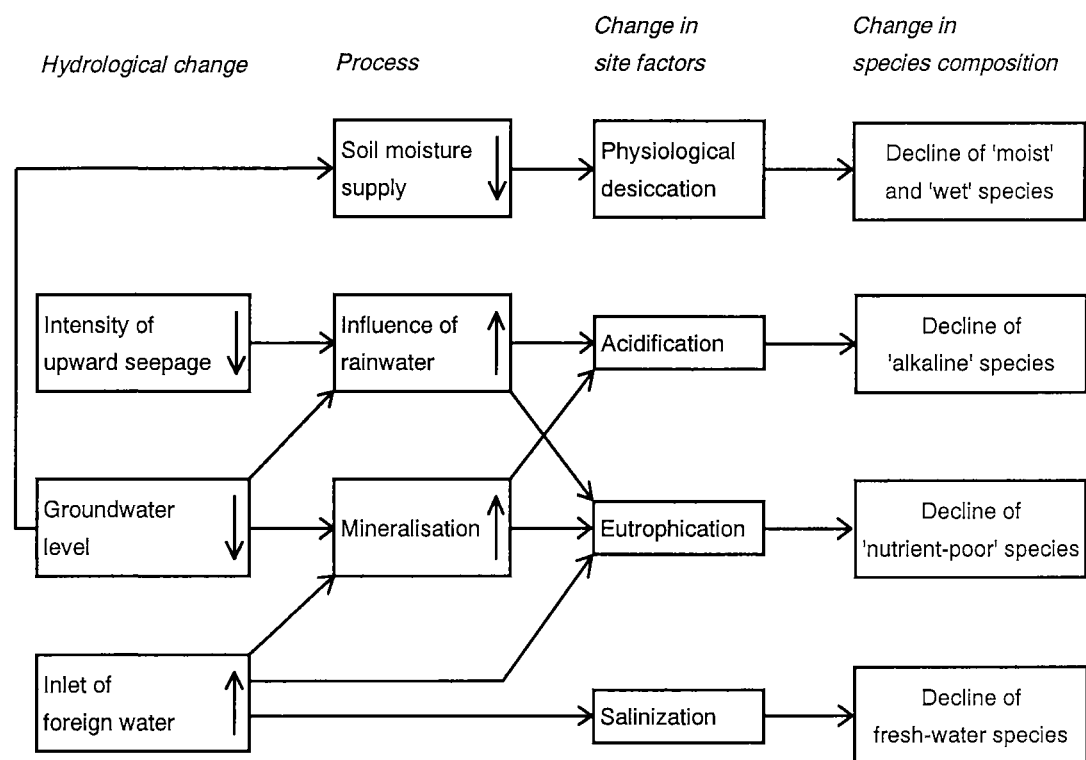
Bij de berekening van ecologische effecten kunnen allereerst alle gebieden worden uitgesloten waar de grondwaterspiegel ten opzichte van maaiveld zo laag staat, dat de capillaire nalevering verwaarloosbaar is. De vegetatie staat in dergelijke gevallen buiten de invloedssfeer van het grondwater en kan dus ook niet door grondwaterwinning worden beïnvloed. In Nederland zijn dit alle bodems met grondwatertrap VII, en wellicht ook VI. Bodems, waar de hoogste grondwaterstand nog altijd dieper is dan 120 cm –m.v. Aangenomen wordt dat in het buitenland gebieden met diepe grondwaterstanden ten opzichte van het maaiveld bekend zijn, dan wel makkelijk zijn af te leiden uit bestaande geografische informatie (bijvoorbeeld: alle gebieden zonder zichtbare afwatering hebben een diepe grondwaterstand).

Voorts kunnen gebieden van een nadere analyse worden uitgesloten wanneer er geen natuur van betekenis aanwezig is, zoals hoogproductieve landbouwgebieden en urbane gebieden. Voor Nederland kan de analyse mogelijk beperkt worden tot gebieden met een (neven)functie natuur. Gegevens over het grondgebruik in Nederland zijn af te leiden van het LGN-bestand (Landelijk Grondgebruik Nederland). Verwacht wordt dat dergelijke bestanden in het buitenland vaak ontbreken of dat er vaak problemen op zullen treden bij de interpretatie van legenda-eenheden. Een agrarisch beheerd grasland in het Oosten van Polen, bijvoorbeeld, bevat doorgaans naar Nederlandse maatstaven veel soorten, waaronder ook zeldzame en bedreigde. Voor de internationale vergelijkbaarheid is het dus nodig dat gebieden waar ecologische effecten zijn te verwachten, op een zelfde, gestandaardiseerde, manier worden geselecteerd. Het gebruik van remote-sensingbeelden lijkt hiervoor de aangewezen weg.

Tenslotte kunnen alle gebieden buiten beschouwing worden gelaten die te ver van de winning liggen om enige daling van betekenis te verwachten. Als vuistregel kan men hiervoor de afstand van drie keer de zogenaamde 'spreidingslengte' nemen ($\lambda = \sqrt{Tc}$). Vogelaar et al. (1989) gingen in hun studie echter uit van een invloedsafstand van 10 km, ongeacht de spreidingslengte.

In de nu nog overgebleven gebieden kunnen ecologische effecten van grondwaterwinning worden verwacht. Die effecten hangen zowel samen met de aard van de bodem als met de aanwezige vegetatie. In eerste instantie beperken we ons tot effecten in de bodem en gaan we er vanuit dat die effecten in de geselecteerde min of meer waardevolle gebieden ook tot veranderingen in de samenstelling van het vegetatiedek zullen leiden.

Daling van de grondwaterspiegel leidt tot verschillende processen in de bodem: er komt minder water beschikbaar voor de plant, de zuurstofvoorziening in het wortelmilieu neemt toe, de mineralisatie van organisch materiaal kan sneller verlopen en tenslotte kan de invloed van regenwater in het wortelmilieu toenemen ten koste van de invloed van kwelwater. In Figuur 3 zijn deze effecten samengevat. De 'fysiologische verdroging', vermesting en verzuring van de bodem die optreden na grondwaterstands daling leiden tot het verdwijnen van soorten van respectievelijk natte, voedselarme en zwak-zure/basische milieus.



Figuur 3: Main negative effects of a groundwater fall on important operational factors of wet and moist sites (Witte et al., i.p.). Direction of change indicated by arrows: ↑ increase, ↓ decrease. Explanation: A falling groundwater level may lead to shortages in the water supply to the vegetation and, as a result, to a physiological desiccation of the vegetation: species that are adapted to wet and moist environments will disappear. A groundwater fall may also cause increased aeration which, in turn, promotes mineralisation and, consequently, eutrophication. Hence, species characteristic for nutrient-poor sites will disappear. When organic matter is mineralised, protons are released and acidification of the soil takes place, causing species of neutral and alkaline sites to vanish. The availability of phosphorus is largely regulated by adsorption on calciumhydroxydes (at $pH > 6.5$) and ironhydroxydes ($pH < 6.5$). In this adsorbed form it is not available for plants. Hence, an influx of calcium or iron-rich water by upward seepage may lead to the development of mesotrophic and oligotrophic sites. Moreover, calcium and bicarbonate in upward seepage water form an important buffer against acidification by percolating rainwater. Hence, when the root zone is originally influenced by lithotrophic upward seepage, a decreasing groundwater level may enhance both eutrophication and acidification. Of course, both effects may also take place when the intensity of upward seepage diminishes. The inlet of foreign surface water may lead to eutrophication, especially of aquatic ecosystems, since this water --in many cases from the rivers Rhine and Meus-- is often rich in phosphorus and nitrogen. Even when nutrient concentrations are low, system-alien water may stimulate mineralization, leading to 'internal eutrophication'. An explanation for this phenomenon is that the inlet-water often has a higher alkalinity than the original water. Moreover the high sulfate concentrations may contribute to internal eutrophication, since sulfur is capable of forming a complex with iron, leaving less iron for the fixation of phosphorus. Finally, a higher salinity of the inlet-water will have marked effects on the vegetation: fresh water species will disappear.

Deze drie effecten tezamen staan in Nederland bekend onder de term 'verdroging'. Vooral het 'vermestingseffect' heeft grote gevolgen voor de soortensamenstelling: laagproductieve soorten worden weggeconcentreerd door snelle groeiers, als Brandnetel, Braam en diverse grassoorten. Verdroging in strikte zin —te weinig water om potentieel te kunnen verdampen— is van ondergeschikte betekenis in de teloorgang van natte en vochtige natuurgebieden.

De in Figuur 3 geschetste processen hangen sterk af van het bodemtype. Zo zijn in het algemeen de vermestingseffecten vooral sterk in bodems die rijk zijn in organische materiaal, terwijl in bodems met grof zand en grind het verdrogingseffect *s.l.* sterk is. De effecten van grondwaterstands daling op vermesting, verzuring en verdroging *s.l.* zijn voor alle Nederlandse bodemtypen bepaald ten behoeve van het model DEMNAT (Van der Linden et al., 1992; Runhaar et al., 1996; Runhaar et al., 1997). Deze gegevens zouden kunnen worden vertaald naar typen uit een op te zetten internationale bodemtypologie, met een beperkt aantal eenheden en geschikt voor ecologische doeleinden.

De effecten van de hiervoor beschreven bodemprocessen op de vegetatie zijn in DEMNAT beschreven in termen van de relatieve soortenrijkdom (volledigheid) van ecosysteemtypen. Aannemende dat soorten in het buitenland niet anders reageren op deze bodemprocessen, kunnen deze effecten worden veralgemeniseerd naar effecten per bodemtype uit de hiervoor genoemde op te zetten bodemtypologie (voorbeeld: "daling van de zuurgraad met 1 pH-eenheid leidt op bodemtype x tot $y\%$ afname in het aantal basische soorten en $z\%$ toename van het aantal zure soorten").

Een grovere benadering is de deelprocessen over te slaan en direct gebruik te maken van de relaties tussen grondwaterstand en volledigheid, zoals die voor verschillende combinaties van ecologische bodemeenheid en ecosysteemtype zijn beschreven in de vorm van DEMNAT's dosis-effectfuncties. In het algemeen hebben de dosis-effectfuncties een exponentieel uitputtingsverloop met de grondwaterstand in het voorjaar (GVG in cm beneden maaiveld):

$$V = \exp(-\alpha \times GVG) \quad [13]$$

Qua gevoeligheid voor grondwaterstanddaling zijn ze dus eenvoudig te typeren met één enkele parameter: α . Voor een LCA-studie beschrijft deze parameter de functies afdoende en hij kan gebruikt worden om de ecologische effecten te berekenen van de in de vorige stap berekende grondwaterstanddaling.

Beoordeling effecten

Over dit onderwerp valt nog weinig te zeggen aangezien nog niet bekend is welke waarderingsindex gebruikt gaat worden. Toch kunnen alvast enkele overwegingen worden meegeven.

Veranderingen in de belangrijke standplaatsfactoren vochttoestand, voedselrijkdom en zuurgraad leiden tot veranderingen in de soortensamenstelling van de vegetatie. Indicatieve soorten voor een bepaalde vochttoestand, voedselrijkdom en zuurgraad zullen verdwijnen om plaats te

maken voor andere. Dit komt tot uitdrukking in de relatieve soortenrijkdom, de volledigheid, van ecosystemen. Vooral soorten met heel specifieke milieueisen zijn gevoelig voor veranderingen en zullen dus als eerste verdwijnen. Meestal zijn deze zeldzaam of bedreigd, zoals soorten van de rode lijst.

De veranderingen leiden in zeer soortenrijke ecosystemen doorgaans tot een afname in de soortenrijkdom. In zeer soortenarme ecosystemen echter, zoals hoogvenen en heiden, kan een daling van de grondwaterstand voor een toename van de soortenrijkdom leiden. Het verdwijnen van enkele zeer kwetsbare soorten wordt dan qua soortenaantal meer dan overtroffen door het verschijnen van snelle groeiers, zoals diverse grassoorten. De verandering in soortenrijkdom is in dergelijke systemen dus beslist een zeer slechte maat voor de 'schade' die wordt aangericht aan de natuur.

Samenvatting

Samengevat wordt hier de volgende werkwijze voorgesteld

- beperk de hydrologische gevolgen van grondwaterwinning tot de parameter 'grondwaterstands daling';
- bereken de grondwaterstands daling met de meerlagenvariant van de formule van De Glee (of, indien dit na onderzoek verantwoord blijkt te zijn, met een nog simpelere benadering);
- stel een internationaal toepasbare bodemtypologie op, waarnaar buitenlandse bodemeenheden kunnen worden geconverteerd;
- bepaal aan de hand dosis-effectfuncties in DEMNAT per bodemtype de effecten van grondwaterstands daling op de standplaatsfactoren vochttoestand, voedselrijkdom en zuurgraad (of, eenvoudiger, op de volledigheid);
- bepaal aan de hand van de dosis-effectfuncties in DEMNAT, de soortensamenstelling van ecosysteemtypen, en de natuurwaarden van de soorten of ecosysteemtypen, wat de relatie is tussen veranderingen in standplaatsfactoren en veranderingen in natuurwaarde.

6 Discussie

6.1 Relaties natuurwaarden DEMNAT — soorten

Hoewel de in Tabel 4 getoonde verbanden alle zeer significant zijn (Sachs, 1982, p. 401) (dat krijg je al gauw met zulke hoge aantallen), zijn ze zwak. Gezien de zwakte van de correlaties wordt clustering van uitkomsten per km-hok naar grotere ruimtelijke eenheden, zoals provincies, aanbevolen. Zeer laag zijn de correlaties bij methoden iv, v en vi, waar hele lage scores worden bereikt (bij v en vi komt de score nooit boven de 2 uit; bij iv nooit boven de 9). Deze methoden zouden buiten beschouwing moeten worden gelaten.

De overeenkomst tussen verschillende waarderingsmethoden wordt weergegeven in Tabel 3 met de rangcorrelaties. Hoewel zeer slecht onderzochte km-hokken³ voor de berekening van deze tabel zijn uitgesloten, zullen de gepresenteerde correlaties zijn beïnvloed door inventarisatieeffecten. Enerzijds zullen km-hokken die slecht zijn onderzocht altijd een lage natuurwaarde 'scoren', terwijl de kans op een hoge natuurwaarde toeneemt naarmate het km-hok beter is geïnventariseerd. Door dit artefact worden te hoge correlaties berekend. Anderzijds kunnen correlaties te laag uitvallen doordat in werkelijkheid bestaande verbanden door de gebrekkige inventarisaties worden gemaskeerd.

Om het inventarisatieeffect te elimineren heeft Witte (1996, 1998) alleen correlatieberekeningen uitgevoerd op de zeer goed geïnventariseerde provincie Utrecht. Voordeel van deze selectie is bovendien dat de verschillen tussen de methoden worden geprononceerd, doordat de in iedere methode hoog scorende duinstreek buiten deze provincie valt. Een goede vergelijking met de Utrecht-studie is niet mogelijk, vooral doordat in die studie alle 28 ecosysteemtypen waren betrokken, terwijl Tabel 3 alleen betrekking heeft op de 18 kwetsbare. Het resultaat van de Utrecht-studie is dat op de zeldzaamheid van soorten gebaseerde methoden onderling en met soortenrijkdom goed correleren. De verklaring is dat als je veel soorten in een km-hok aantreft, de kans groot is dat je ook veel zeldzame soorten zult vinden.

De vraag welke waarderingsmethode nu moet worden geprefereerd, kan niet met een wetenschappelijke analyse worden beslist. In de Utrecht-studie echter, werden van alle onderzochte methoden kaarten gemaakt, die 'blind' werden voorgelegd aan deskundigen op botanisch gebied. Zij prefereerden allen de DEMNAT-methode; de doelsoorten methode werd als slechtste beoordeeld (Witte 1996; Witte 1998). Later is ook aangetoond dat de DEMNAT-methode goed overeenkomt met de doelstellingen van het milieubeleid om 'verdroging', 'vermesting' en 'verzuring' te bestrijden (Witte en Klijn, 1997).

³ Minder dan 50 'geselecteerde' soorten na hiaatopvulling (Witte, 1998).

6.2 Nabewerkingsprogramma

De berekening van de effecten van grondwaterwinning op soortsnatuurwaarden verloopt door DEMNAT-resultaten te analyseren met het nabewerkingsprogramma. Deze aanpak heeft een aantal nadelen:

- Altijd zal het programma DEMNAT door de resultaten heen blijven schemeren. Waar DEMNAT geen resultaten berekent, worden door het nabewerkingsprogramma ook geen resultaten berekend.
- DEMNAT berekent effecten voor ecosystemen. Aangenomen wordt dat een ecosysteemtype pas dan in een km-hok aanwezig is, wanneer genoeg indicatieve soorten aanwezig zijn (zodat $S > D_1$). Dit betekent dat voor alle hokken waar onvoldoende indicatieve soorten zijn, geen resultaten kunnen worden berekend, ook al dragen die soorten bij aan de soortsnatuurwaarde. Het gevolg is dat de effecten op de soortsnatuurwaarde worden onderschat.
- Bij de 'vertaling' van DEMNAT-effecten naar 'soortseffecten' is gebaseerd op de door de winning teweeggebrachte veranderingen in volledigheid. Het is echter een enigszins arbitraire zaak hoe die vertaling het beste kan plaats vinden. De achteruitgang is nu evenredig verondersteld met de relatieve verandering in volledigheid (vergelijking [9]), omdat op deze manier de effecten tenminste niet worden onderschat. Bij vooruitgang is deze methode niet mogelijk omdat bij een uitgangsvolledigheid van 0 dan oneindig grote effecten kunnen worden berekend. Daarom is de vooruitgang evenredig verondersteld aan de absolute volledighedsverandering en geschaald naar de potentiële vooruitgang (vergelijking [10]).

Een aanpak waarbij DEMNAT zodanig wordt aangepast dat dit model met soorten rekent is natuurlijk te prefereren, maar dit was binnen het project niet te realiseren.

6.3 Extrapolatie

De in Hoofdstuk 5 beschreven extrapolatiemogelijkheden hebben een erg speculatief karakter. Het zal nog heel wat onderzoek vergen voordat een goed verantwoorde methode is ontwikkeld. De methode om natuurindices naar verschillende gridcelgroottes (§5.2) te vertalen is nog het verst ontwikkeld, en kan al in de praktijk worden toegepast.

Met de gedetailleerde gegevens en modellen van Nederland hebben we een uitgelezen mogelijkheid verschillende benaderingen met elkaar te vergelijken. Maakt het voor de vergelijking van gebieden ter grootte van een provincie bijvoorbeeld uit of je gebruik maakt van een gedetailleerd grondwatermodel, een eenvoudige benadering via de formule van De Glee, of een nog simpeler methode met vuistregels (§6.3). Wat is de invloed van de rastercelgrootte van het florabestand op de rangorde van de uitkomsten? Hoe grof mag en hoe fijn moet een ecologische bodemclassificatie zijn voor verantwoorde uitspraken? Hoe belangrijk en noodzakelijk dit soort onderzoek ook is, beseft moet worden dat de hier voorgestelde extrapolatiemethode voor ecologische effecten (§5.3) voor een belangrijk deel stoelt op de Nederlandse situatie.

Alleen de invloed op de vegetatie is in beschouwing genomen. Het droogvallen van beken en meren ten gevolge van grondwaterwinning (een groot probleem in bijvoorbeeld Engeland) is buiten beschouwing gelaten.

Literatuur

- Adriani, M.J. & E. van der Maarel, 1968. Voorne in de branding: een beschouwing over de natuurwetenschappelijke betekenis van het kustgebied van Voorne in verband met mogelijke werken in dit gebied. Stichting Wetenschappelijk Duinonderzoek, Oostvoorne.
- 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.
- 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.
- De Glee, G.J., 1930. Over grondwaterstromingen bij wateronttrekking door middel van putten. Proefschrift, Delft.
- Dony, J.G. & I. Denholm, 1985. Some quantitative methods of assessing the conservation value of ecologically similar sites. *J. Appl. Ecol.* 22: 229-238.
- 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.
- Hertog, A.J. & M. Rijken, 1992. Geautomatiseerde bepaling van natuurbehoudswaarde in vegetatie-opnamen. Interne notitie Provincie Gelderland, Dienst Ruimte, Wonen en Groen. Arnhem.
- Köllner, T., 2000. Species-pool effect potentials (SPEP) as a yardstick to evaluate land-use impacts on biodiversity, *Journal of Cleaner Production* 8: 293-311.
- Lindeijer, E.W., 2000. Delft Cluster Thema 4 (Stedelijke infrastructuur), basisproject 4 (ecologische stedelijke infrastructuur), deelproject 04.04.05 (Landgebruikseffecten in milieubeoordelingen). Projectplan. TNO Industrie, Delft.
- Maas, C., 1997. Hatsi-kD, Vuistregel 16a. *Stromingen* (3)1: 58.
- Maas, C. & T. Olsthoorn, 1997. Snelle oudjes gaan MATLAB. *Stromingen* 3(4): 21-42.
- Maas, C., in press. Resistance against flow in the Dutch Profile. Bijdrage in boek ter gelegenheid van het afscheid van prof. A. Verruijt.
- Margules, C. & M.B. Usher, 1981. Criteria used in assessing wildlife conservation potential: a review. *Biological Conservation* 21: 239-245.
- Mennema, J., A.J. Quené-Boterenbrood & C.L. Plate, 1980. Atlas van de Nederlandse flora, Deel 1: zeer zeldzame en uitgestorven soorten. Kosmos, Amsterdam.

- Mennema, J., A.J. Quené-Boterenbrood & C.L. Plate, 1985. Atlas van de Nederlandse flora, Deel 2: zeldzame en vrij zeldzame planten. Bohn, Scheltema & Holkema, Utrecht.
- Runhaar, J., J. P. M. Witte & M. van der Linden, 1996. Waterbeheer en natuur. Effectvoorspelling met het landelijke model DEMNAT. *Landschap* 13(2): 65-77.
- Runhaar, J., R. van Ek, H. B. Bos & M. van 't Zelfde, 1997. Dosis-effectmodule DEMNAT versie 2.1. RIZA, Lelystad.
- Sachs, L., 1982. *Applies Statistics*. Springer, New-York.
- Schaminée, J.H.J., L. van Duuren & A.J. de Bakker, 1992. Europese en mondiale verspreiding van Nederlandse vaatplanten. *Gorteria* 18: 57-96.
- Van der Linden, M.G.A.M., J. Runhaar & M. van 't Zelfde, 1992. Effecten van ingrepen in de waterhuishouding op vegetaties van natte en vochtige standplaatsen. RIVM/RIZA, Bilthoven/Lelystad.
- Van der Maarel, E., 1971. Florastatistieken als bijdrage tot de evaluatie van natuurgebieden. *Gorteria* 5: 176-188.
- Van der Meijden, R., L. van Duuren, E.J. Weeda & C.L. Plate, 1991. Standaardlijst van de Nederlandse flora 1990. *Gorteria* 17: 75-127.
- Van der Meijden, R., C.L. Plate & E.J. Weeda, 1989. Atlas van de Nederlandse flora, Deel 3: Minder zeldzame en algemene soorten. Rijksherbarium, Leiden.
- Van Ek, R., 2001. Berekeningen met DEMNAT-2.1 t.b.v. "Verdrog Rizing in L.C.A.". Interne notitie. RIZA, Lelystad.
- Van Ek, R., J.P.M. Witte, J. Runhaar & F. Klijn, 2000. Ecological effects of water management in the Netherlands: the model DEMNAT. *Ecological Engineering* 16: 127-141.
- Vogelaar, A.J., E.E. Heijdelberg, J.A. Meyer & C. Maas, 1989. *Verdroging en grondwaterwinning*. Kiwa, Nieuwegein.
- Witte, J.P.M., 1996. De waarde van natuur; zeldzaamheid en de botanische waardering van gebieden. *Landschap* 13(2): 79-95.
- Witte, J.P.M., 1998. *National Water Management and the Value of Nature*. Proefschrift LUW, Wageningen.
- Witte, J.P.M. & F. Klijn, 1997. Waardering van standplaatstypen. Vuistregels voor een beoordeling van potentiële botanische natuurwaarden. *Landschap* 14(2): 105-109.
- Witte, J.P.M. & J.P.P.T. Torfs, i.p. Scale dependency and fractal dimension of rarity. Submitted to *Ecogeography*.
- Witte J.P.M., R. van Ek & R. van der Meijden, 2000. Verspreidingskaarten van ecotoopgroepen uit het FLORIVON-bestand. RIZA rapport 2000.004, Lelystad.

I Bijlage: Symbolenlijst

a	=	abundantie soort (-)
A	=	inventarisatieoppervlakte [L^2]
b	=	exponent (fractale dimensie) (-)
c	=	hydraulische weerstand [T]
B	=	'bijdrage' ecosysteemtype aan de op soorten gebaseerde natuurwaarde van een km-hok (-)
D_1	=	eerste drempelwaarde (-)
D_3	=	derde drempelwaarde (-)
e	=	index ecosysteemtype (-)
e^*	=	index kwetsbaar (DEMNAT) ecosysteemtype (-)
GVG	=	gemiddelde voorjaarsgrondwaterstand (cm – m.v.)
ne	=	aantal ecosysteemtypen (-)
ne^*	=	aantal kwetsbare (DEMNAT) ecosysteemtypen (-)
ns	=	aantal soorten(-)
N	=	natuurwaarde soort (-)
N^{Gld}	=	natuurwaarde soort volgens methode Gelderland (-)
N^{waflo}	=	natuurwaarde soort volgens WAFLO (-)
N_{km}	=	op soorten gebaseerde natuurwaarde km-hok (-)
N_{km}^*	=	op soorten gebaseerde kwetsbare natuurwaarde km-hok (-)
Q	=	onttrokken hoeveelheid grondwater ($10^6 \text{ m}^3/\text{jr}$)
r	=	correlatiecoëfficiënt
r_s	=	Spearman rangcorrelatiecoëfficiënt, gecorrigeerd voor 'ties'
s	=	index soort (-)
S	=	indicatiescore (-)
T	=	doorlaatvermogen [L^2/T]
V	=	volledigheid ecosysteemtype (-)
w	=	indicatiewaarde soort voor ecosysteemtype (-)
W_{NL}	=	ecosysteemnatuurwaarde Nederland (in conservation value units: cvu)
W_{km}	=	ecosysteemnatuurwaarde km-hok (cvu)
W_{km}^*	=	kwetsbare ecosysteemnatuurwaarde km-hok (cvu)
W_{pot}	=	potentiële natuurwaarde ecosysteemtype (cvu)
W_{veg}	=	waarde vegetatie-opname (-)
α	=	coëfficiënt in $V = \exp(-\alpha \times GVG)$ (-)
λ	=	spreidingslengte [L]

II Bijlage: Natuurwaarderingmethoden

II.1 Inleiding

Bij het kwantificeren van de waarde van de natuur kunnen verscheidene criteria worden gebruikt. Volgens Margules & Usher (1981) —die 9 waarderingstudies onderzochten— zijn, in volgorde, de 5 meest gebruikte criteria: 'diversiteit', 'zeldzaamheid', 'natuurlijkheid', 'oppervlakte' en 'mate van bedreiging' ('bedreigdheid'). In sommige studies worden nog andere criteria genoemd, zoals 'kwetsbaarheid', 'vervangbaarheid' en 'uniciteit'.

Het is van belang om duidelijk onderscheid te maken tussen de waardering van *concrete gebieden* (in grootte variërend van een vegetatie-opname tot vele km²) en de waardering van *classificatie-eenheden*, zoals soorten, vegetatietypen en ecosysteemttypen. Voor beide zijn andere waarderingcriteria van toepassing. In §II.3 en II.4 worden deze criteria besproken.

Deze bijlage beperkt zich tot *botanische natuurwaardering*, omdat botanische waarden het meest direct en ernstigst door de winning van grondwater worden aangetast en omdat deze parameter ten opzichte van andere parameters het makkelijkst kan worden vastgesteld. Verder worden alleen methoden onderzocht die de *actuele waarde* van een gebied berekenen en worden potentiële-waarderingmethoden (zoals van het Natuur Technisch Model bijvoorbeeld) buiten beschouwing gelaten.

II.2 Problemen bij natuurwaardering

1. Het heeft geen zin om de natuurwaardering te baseren op zeer veel criteria. Voor de meeste criteria zijn geen harde gegevens beschikbaar zodat een nauwkeurigheid wordt gesuggereerd die niet waar kan worden gemaakt. Bovendien kunnen criteria onderling afhankelijk zijn, zodat het gebruik van veel criteria tot dubbeltellingen leidt. Zo mag men verwachten dat 'zeldzaamheid' in enige mate gecorreleerd is met 'bedreigdheid', en 'diversiteit' met 'oppervlakte'. Zover bekend is er nog nooit een serieuze poging ondernomen om de onderlinge correlatie van de verschillende criteria te onderzoeken.
2. Vegetaties waarderen op basis van alleen de soortensamenstelling leidt er toe dat het criterium soortendiversiteit in zeer sterke mate de waarde van de vegetatie gaat bepalen. Dit resulteert in een onderschatting van vegetaties die van nature soortenarm zijn (hoogvenen, natte heiden, brakke en zoute moerassen), terwijl van nature soortenrijke vegetaties te hoog scoren. Ook wordt in een waardering op basis van alleen soorten een heide met brandnetels hoger gewaardeerd dan een heide zonder brandnetels (immers, een brandnetel vertegenwoordigt een aan het terrein toegevoegde waarde). Tenslotte moet beseft worden dat er een zekere correlatie is tussen soortenrijkdom en het aantal waardevolle soorten, zodat een waardering op basis van de som der 'soortswaarden' leidt tot dubbeltelling.

3. Bij de waardering van vegetatieopnamen kunnen de waarden van de soorten rechtstreeks worden gewogen met hun bedekking, zodat de soortenrijkdom wordt onderdrukt. Er is echter nog nimmer een gedegen wetenschappelijk onderzoek gepubliceerd over de manier waarop de bedekking moet worden gewogen. Bovendien mag worden betwijfeld of zo'n weging wel wenselijk is. Het feit dat er een populatie van een soort aanwezig is, is misschien wel voldoende reden om die soort volledig mee te wegen, ongeacht of het om 1 of 1000 exemplaren gaat.
4. Door van de relatieve soortenrijkdom van vegetaties of ecosystemen uit te gaan is het onder 2 en 3 geschetste diversiteitsprobleem op te lossen. Deze methode heeft echter ook zijn nadeel: soorten zijn duidelijk onderscheidbare eenheden (afgezien van taxonomische- en determinatieproblemen), terwijl vegetaties met een zekere mate van willekeur door de mens worden onderscheiden.
5. De natuurwaardeschaal van soorten wordt vaak van vrij grove gegevens afgeleid, zoals van uurhokken. Daardoor is zo'n schaal relatief kort. Bij het toepassen van een korte waarderingsschaal op zeer gedetailleerde gegevens (bijvoorbeeld vegetatieopnamen) wegen algemene soorten te zwaar mee in het resultaat, en zeldzame te weinig. De lengte van de waarderingsschaal zou moeten aansluiten op het gebied waarop hij wordt toegepast. Wiskundig zuiver gezien kan een natuurwaardeschaal alleen worden toegepast op een resolutie die overeenkomt met de resolutie van de gegevens waarvan de schaal is afgeleid.

II.3 Waardering van classificatie-eenheden

Natuurlijkheid

Natuurlijkheid kan zowel betrekking hebben op concrete gebieden als op classificatie-eenheden. Volgens Margules & Usher (1981) is dit criterium nauwelijks hard vast te stellen. Ervaring wijst uit dat het in de praktijk nauwelijks een rol speelt in de waardering van gebieden, ondanks alle aandacht die dit criterium de laatste tijd heeft gekregen.

Vera en geestverwanten (De Bruin et al., 1987) verwijzen bijvoorbeeld graag naar natuurlijke processen in de uiterwaarden: erosie en sedimentatie. Om die processen hun gang te laten gaan worden zomerdijken doorgestoken in vervuilde en gestuwde panden van de Rijn, en worden met bulldozers 'nevengoulen' gegraven op plaatsen waar vroeger nooit een nevengeul heeft gestroomd. Nee, echt natuurlijk is pas bodemvorming onder een beukenbos, waardoor er totaal geen ondergroei meer mogelijk is. Vera c.s. schetsen echter een toekomstbeeld met veel soorten en vooral veel zeldzame soorten (Besanjerier, Zwarte ooievaar, Zwarte populier). Natuurlijkheid is bij hen een middel en geen doel.

Waar het bij natuurlijkheid vooral om gaat is dat soorten zich spontaan hebben gevestigd. Of dat op een dijkhelling is of op een ongestoorde haarpodzol maakt voor onze waardering niet zoveel uit.

Nationale zeldzaamheid

De criteria 'zeldzaamheid' en 'bedreigdheid' worden alleen toegepast op classificatie-eenheden. Vooral zeldzaamheid is relatief makkelijk te kwantificeren.

Het Rijksherbarium te Leiden bezit gegevens over de verspreiding van 'wilde' vaatplanten in Nederland in 2 inventarisatieperioden (1902-1950 en 1950-1980). Deze gegevens, opgeslagen in een raster met cellen die *uurhokken* of *atlasblokken* worden genoemd, zijn gepubliceerd in de driedelige Atlas van de Nederlandse Flora (Mennema et al., 1980; Mennema et al., 1985; Van der Meijden et al., 1989). In de eerste inventarisatieperiode meten de uurhokken 4.16x5 km, in de tweede periode 5x5 km. Op basis van de uurhokgegevens introduceerde Van der Maarel (1971) een maat voor het landelijke voorkomen van plantensoorten, de zogenaamde *uurhokfrequentieklasse (UFK)*, zie de eerste 2 kolommen van Tabel i. De UFK is gebaseerd op het aantal uurhokken waarin de soort is aangetroffen, *dan wel volgens deskundigenoordeel* is aan te treffen. De schaal van de UFK's loopt van 0 (uitgestorven) tot 9 (zeer algemeen).

Tabel i: Uurhokfrequentieklassen en de daaraan ontleende natuurwaarden voor plantensoorten. Het gemiddeld aantal uurhokken per UFK (derde kolom) is volgens Van der Maarel (1971). Met de formule van Witte (1996, 1998) zijn waarden berekend op een kardinale 1:160-schaal. Tevens zijn de waarden uit het WAFLO-model opgenomen.

UFK	aantal uurhokken	gemiddeld	Natuurwaarde	
			1:160	WAFLO
1	1 - 3	2	160	710
2	4 - 10	6	160	237
3	11 - 29	18	68	79
4	30 - 79	48	33	30
5	80 - 189	121	17	12
6	190 - 410	279	7.7	5.1
7	411 - 710	540	3.9	2.6
8	711 - 1210	927	2.0	1.5
9	1211 - 1677	1423	1.0	1.0

Zowel de methode van Gremmen als van WAFLO resulteert in waarden op een ordinale schaal. Met zo'n schaal kun je soorten onderling vergelijken (welke is het meest waardevol), maar strikt genomen mag je er niet mee rekenen. Witte (1996, 1998) introduceerde een formule waarmee soorten op een kardinale schaal kunnen worden gewaardeerd. Met deze formule berekende hij per UFK een natuurwaarde (één na laatste kolom Tabel 1).

Sinds enige jaren beschikt Nederland ook over betrekkelijk *recente* (1975-heden) verspreidingsgegevens van plantensoorten per rastercel van 1x1 km.

Uit deze gegevens, opgeslagen in FLORBASE, zijn nog geen zeldzaamheidsgetallen voor soorten berekend. Wel zijn van FLORBASE verspreidingskaarten van ecosysteemtypen afgeleid (Witte, 1998). Ieder ecosysteemtype is vervolgens met de formule van Witte van een natuurwaardecijfer voorzien (Tabel i).

Waarschijnlijk zijn uurhokken en daarvan afgeleide *UFK*'s eigenlijk te grof voor natuurwaarderingstoepassingen. Analyses op basis van FLORBASE laten zien dat de volgorde in de zeldzaamheid van soorten op km-hokniveau sterk verschilt van de aan uurhokgegevens ontleende zeldzaamheidsvolgorde (Witte & Torfs, i.p.). De resolutie van het inventarisatieraster zou moeten aansluiten bij de populatiegrootte van planten. Misschien is het kilometerhok daarvoor geschikt. Het is in ieder geval beter dan het uurhok, en km-hokgegevens lijken een goed beeld te geven van de zeldzaamheid zoals die door ervaren floristen wordt ervaren.

Internationale zeldzaamheid

De recentste en gedetailleerdste gegevens over de internationale zeldzaamheid van Nederlandse plantensoorten werd in 1992 door Schaminée et al. gepubliceerd in *Gorteria*. Per soort is de mate van voorkomen in 6 floradistricten indicatief aangegeven (op een 5-delige Braun-Blanquet-achtige schaal). Gezien de grofheid van deze gegevens en de correlatie tussen nationale en internationale zeldzaamheid, verdient het aanbeveling aan deze gegevens minder gewicht toe te kennen. In Tabel 1 is de waarde van enkele ecosysteemtypen slechts met 20% verhoogd wegens de rijkdom aan internationaal zeldzame soorten.

Bedreigdheid

Bedreigdheid van soorten wordt doorgaans afgeleid uit een waargenomen trend. 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 inventarisatieeffecten. 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 die net over een klassengrens 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 een waarderingprocedure een zelfde factor dubbel geteld.

II.4 Waardering van gebieden

Soortenrijkdom in relatie tot oppervlakte

De criteria 'diversiteit' en 'oppervlakte' hebben alleen betrekking op de waardering van concrete gebieden. Een eenvoudige en nauwkeurig vast te stellen maat voor diversiteit is soortenrijkdom ns . De oppervlakte van een gebied A is natuurlijk ook makkelijk vast te stellen. A en ns kunnen niet los van elkaar worden gezien: hoe groter A , des te groter ns . Gebieden van verschillende omvang kunnen met elkaar worden vergeleken door in een grafiek ns tegen A uit te zetten, en de punten te vergelijken met een gemiddelde of een aan de literatuur ontleende kromme. Adriani & Van der Maarel (1968) vergeleken bijvoorbeeld verschillende gebieden met de standaardkromme $ns = ns_1 A^{0.27}$. Uit hun gegevens blijkt dat Voorne's kustgebied meer dan 4 keer zoveel soorten bevat als bij de oppervlakte van dit gebied 'standaard' is. Waardevolle gebieden als de Dollard en de Veluwezoom scoren echter beneden de standaard. Soortenrijkdom alleen zegt dus onvoldoende, ook niet in relatie tot de oppervlakte. In een concrete waardering van gebieden dient ook de waarde van de voorkomende soorten of ecosysteemtypen te worden betrokken.

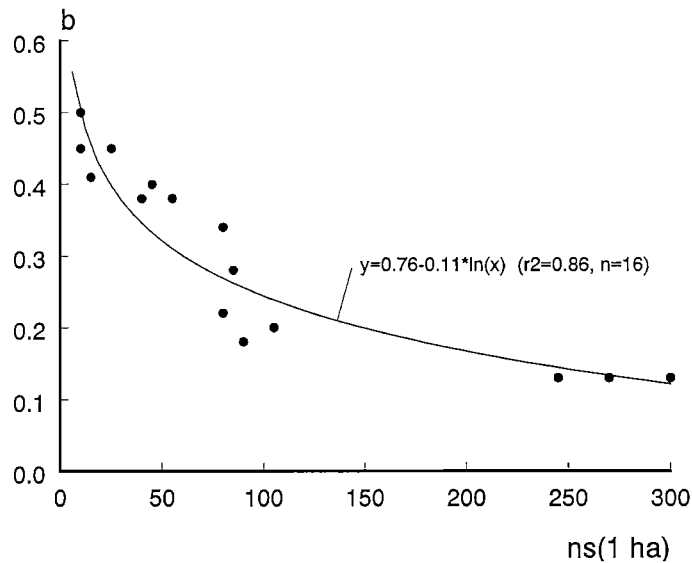
Een vergelijkbare aanpak als die van Adriani & Van der Maarel is gevolgd door Dony & Denholm (1985) en door Köllner (2000).

Behalve dat deze methode onvoldoende zegt over de waarde van gebieden, zijn er nog meer kritiekpunten. Het eerste is dat de exponent b niet onafhankelijk is van A : naarmate de oppervlakte toeneemt lijken soorten meer geclusterd in hun verspreidingspatroon, zodat b toeneemt. Behoorlijk grote fouten kunnen worden gemaakt wanneer geen rekening wordt gehouden met dit niet-monofractale gedrag van soorten (Witte en Torfs, i.p.).

Op de tweede plaats kan getwijfeld worden aan de bruikbaarheid van algemene betrekkingen tussen oppervlakte en soortenrijkdom. Wanneer we bijvoorbeeld met de huidige stand van kennis Adriani & Van der Maarel's relatie tussen oppervlakte en soortenrijkdom beschouwen, zien we dat de door hen afgeleide standaardkromme voor heel Nederland op verkeerde aannamen is gebaseerd. Zo gingen zij voor Nederland uit van 75 soorten per km², 170 soorten per 20 km², 500 per 1000 km² en 1357 soorten voor heel Nederland (ca. 40 000 km²), wat bij elkaar toevallig precies een exponent oplevert van de volgens hen "theoretische waarde" van $b=0.27$. Tegenwoordig weten we dat het gemiddelde aantal soorten op één km² eerder in de buurt van 180 soorten per km² ligt, wat met 1357 soorten in heel Nederland resulteert in $b=0.19$.

Ook in de studie van Köllner komen we gegevens tegen die doen twijfelen aan de bruikbaarheid van algemeen toepasbare betrekkingen. De aanname van dit soort betrekkingen is dat ze zijn afgeleid van als homogeen te beschouwen ruimtelijke eenheden. "Hoe verandert de soortenrijkdom wanneer ik de oppervlakte van mijn homogene eenheid verander?" is de vraag die je met zulke betrekkingen kunt oplossen. Köllner leidde waarden voor ns_1 en b af voor verschillende typen ruimtelijke eenheden. Deze twee parameters blijken echter sterk met elkaar te zijn gecorreleerd: soortenrijke

systemen (hoge ns_1) hebben een lage exponent b , soortenarme een hoge (Figuur i). Dit is verklaarbaar: de kans op nieuwe soorten is kleiner als je een zeer soortenrijk gebied (bijvoorbeeld blauwgrasland) uitbreidt dan als je een zeer soortenarm gebied (akker) uitbreidt. De kans is namelijk groot dat de omgeving van het zeer soortenrijke gebied een relatief lage soortendichtheid heeft, en van het soortenarme gebied een relatief hoge soortendichtheid. Verklaarbaar, maar niet goed, want het wijst er op dat de betrekkingen zijn afgeleid van niet-homogene gebieden; de dichtheid aan soorten dient in de gebieden waarvan men de betrekkingen afleidt overal hetzelfde te zijn.



Figuur i: Relatie tussen aantal soorten in eenheidsopperlakte $ns_{1\text{ ha}}$ en exponent b uit vergelijking [12], afgeleid van gegevens van Köllner (2000).

WAFLO-methode

Voor de waardering van 'gebieden' ter grootte van een *vegetatieopname* zijn verschillende methoden in omloop. Een zeer eenvoudige methode is die van het ecohydrologische model WAFLO:

$$W_{\text{veg}} = \sum_{s=1,ns} N_s^{\text{waflo}} \quad [i]$$

W_{veg} = waarde vegetatieopname

N^{waflo} = natuurwaarde soort volgens WAFLO

Ofwel: de waarde van een vegetatie-opname (W_{veg}) is gelijk aan de som van de waarden van de in die opname voorkomende soorten (N^{waflo} volgens Tabel i). Nadeel: zie 'Problemen bij natuurwaardering', punt 2 en 5. De methode geeft geen bevredigende resultaten.

Methode Gelderland

Over de waardering van *opnamen* is waarschijnlijk voor het eerst goed nagedacht door Clausman en Van Wijngaarden (1984). Hun methode is sterk aangepast voor Gelderland door Hertog & Rijken (1992). Deze 'methode Gelderland' geeft —naar eigen zeggen— resultaten die voor deskundigen acceptabel zijn. Hij is onlangs gebruikt in de modellen GREINS en NTM van Alterra. De berekening gaat als volgt:

$$W_{\text{veg}} = \frac{\log(20)}{\log(\max(5, ns))} \sum_{s=1,ns} \left(\frac{7 + a_s}{8} \right) N_s^{\text{Gld}} \quad [\text{ii}]$$

a = abundantie soort in opname (schaal 1-9)

N^{Gld} = natuurwaarde soort volgens methode Gelderland

De term vòòr het sommatieteken dient ter correctie van de soortenrijkdom (zie §II.2, 'Problemen bij natuurwaardering', punt 2). In de praktijk varieert de soortenrijkdom van een opname tussen enkele en ca. 50 soorten zodat de correctie neerkomt op een factor van 0.77 tot 1.86. De term tussen grote haken dient ter correctie van de abundantie a van de soorten in de opname (zie §II.2, punt 3). Die abundantie wordt door Gelderland uitgedrukt op een 9-delige schaal, zodat de correctie neerkomt op een factor 1 tot 2.

De waarde van de soorten N^{Gld} is eenmalig afgeleid aan de hand van zes criteria: (1) nationale zeldzaamheid, (2) internationale zeldzaamheid, (3) bedreigdheid (tendens); (4) kwetsbaarheid in Gelderland, (5) indigeniteit, (6) type vegetatie waarvoor de soort kenmerkend is. Criteria 1 en 3 zijn ontleend aan uurhokgegevens, 2 aan de publicatie van Schaminée et al. (1992), 4 is gebaseerd op deskundigenoordeel, en 5 op de Europese Rode lijst en gegevens over verwilderde en ingeburgerde sierplanten en cultuurplanten. De laatste factor (6) corrigeert voor de bedreigdheid van de milieutypen waarin de soort voorkomt.

De waarde van een opname loopt in de methode uiteen van 0 tot 840.

Zoals gezegd produceert de methode volgens de auteurs bevredigende resultaten. Aardig is dat gecorrigeerd wordt voor bedekking en soortenrijkdom. Er zijn echter ook kanttekeningen te plaatsen: (1) alle soorten tellen nog steeds in positieve zin mee, dus ook 'systeemvreemde' soorten; (2) doordat zoveel criteria worden gebruikt, komen er ongetwijfeld vele dubbeltellingen in de methode voor; (3) de hoogte van de vele gewichtsfactoren is zeer aanvechtbaar; (4) de achterliggende gegevens zijn vaak zeer grof (uurhokcijfers bijvoorbeeld) of gebaseerd op deskundigenoordeel. Voor een wijder gebruik dan Gelderland is het ook bezwaarlijk dat er over deze methode niet meer is gepubliceerd dan een interne notitie van 7 bladzijden, en dat de methode is toegesneden op Gelderland.

DEM NAT

Zie §2.2.

III Bijlage: Voorbeelden stuurbestand en uitvoer nabewerkingsprogramma

In deze bijlage worden enkele voorbeelden van een stuurbestand van het nabewerkingsprogramma gegeven, alsmede delen van de uitvoerbestanden. De bestanden worden besproken in §4.2, waarbij verwezen wordt naar de in de rechtermarge van deze bijlage tussen accolades vermelde nummers.

Voorbeeld stuurbestand

```
Stuurbestand voor het berekenen verschillende
biodiversiteitsmaten uit DEMNAT-uitkomsten met DEMDIV

Jan-Philip M. Witte, Juli 2001
=====
(A60)
V 1) Uitvoer logboekbestand
A: D:\GEO\FB2F\DEMDIV\DEMDIV.DI5
V 2) Invoerbestand waarderingsparameters
A: D:\GEO\FB2F\DEMDIV\DIVSPE.PRN
V 3) Aantal waarderingsparameters
A: 7
V 4) Invoerbestand indeling in ecologische groepen
A: D:\INDIC\BOTBAS\BBR93.ASC
V 5) Invoerbestand met DEMNAT-volgorde ecotoopgroepen
A: D:\GEO\FB2F\DEMDIV\ECOCODE.DAT
V 6) Invoerbestand met potentiële natuurwaarden ecotoopgroepen
A: D:\DEMNAT21\INPUT\POTNAT.F2F
V 7) Invoer volledigheden voor ingreep
A: D:\DEMNAT21\INPUT\NLFLORA.F2F
V 8) Invoer volledighedsverandering
A: D:\DEMNAT21\OUTPUT\MR\DVMERDI5.021
V 9) Invoer volledighedsommen 28 groepen
A: D:\GEO\FB2F\V\SV.130
V 10) Invoerbestand FLORBASE
A: D:\GEO\FB2F\FB2F.130
V: 11) Overschrijdingspercentage maximumscore
A: 0.1
V 12) Uitvoer natuurwaarden voor ingreep
A: D:\GEO\FB2F\DEMDIV\NWSPE.DI5
V 13) Uitvoer verandering natuurwaarden
A: D:\GEO\FB2F\DEMDIV\DNWSPE.DI5
V: 14) Auteur & Instituut
A: J.P.M. Witte, LUW
```

Voorbeeld uitvoer logboekbestand

```
Logboek DEMDIV
-----
Invoer waarderingsparameters:          D:\GEO\FB2F\DEMDIV\DIVSPE.PRN      {1}
Aantal waarderingsparameters:          7
Indeling in ecologische groepen:        D:\INDIC\BOTBAS\BBR93.ASC
DEMNAT-volgorde ecotoopgroepen:        D:\GEO\FB2F\DEMDIV\ECOCODE.DAT
Invoer natuurwaarden ecotoopgroepen:    D:\DEMNAT21\INPUT\POTNAT.f2f
Invoer volledigheden voor ingreep:       D:\DEMNAT21\INPUT\NLFLORA.f2f
Invoer volledigheid na ingreep:          D:\DEMNAT21\OUTPUT\mr\dvmerdi5.021
Invoer volledighdsommen 28 groepen:     D:\GEO\FB2F\V\SV.130
Invoer FLORBASE:                        D:\GEO\FB2F\FB2F.130
Overschrijdingspercentage maximumscore: 0.10000
Uitvoer natuurwaarde voor ingreep:       D:\GEO\FB2F\DEMDIV\NWSPE.DI5
  Let op: 1e kolom is waarde van 18 (!) groepen
        rest is soortswaarden van alle systemen!
Uitvoer verandering natuurwaarden:       D:\GEO\FB2F\DEMDIV\DNWSPE.DI5
Auteur J.P.M. Witte, LUW
Datum 9-10-2001
```

Maximaal theoretische score per methode									{2a}
	1	2	3	4	5	6	7		
A12	19.70	15.50	16.00	0.50	0.00	0.00	9.50		

A17	49.31	12.50	13.50	1.00	1.00	1.00	7.25
A18	34.45	2.50	2.50	0.50	0.00	0.00	2.00
bA10	9.31	2.50	3.50	0.00	0.00	0.00	1.50
K21	18.73	13.17	13.17	3.48	0.00	1.00	6.25
K22	49.82	34.42	35.42	4.65	2.00	1.50	31.67
K23	18.93	11.25	12.75	4.73	1.00	0.50	11.33
K27	76.21	24.17	25.17	6.03	0.00	0.00	18.25
K28	57.24	5.50	6.50	0.50	0.00	0.00	9.75
bK20	20.80	6.92	7.92	0.00	0.00	0.00	6.83
bK40	29.95	13.58	15.92	0.00	0.00	0.00	14.67
K41	8.38	4.75	4.75	0.75	0.00	0.50	1.25
K42	27.06	19.75	19.75	1.92	0.00	1.00	10.42
H22	13.12	3.50	4.50	0.70	0.00	0.00	5.00
H27	23.48	3.00	3.50	0.20	0.00	0.00	4.25
H28	12.53	0.50	1.00	1.00	0.00	0.00	1.00
H42	45.94	12.92	15.92	0.50	0.00	0.00	19.17
H47	72.63	6.08	6.58	4.08	0.00	1.00	12.17

Maximaal gerealiseerde score per methode (2b)

	1	2	3	4	5	6	7
A12	11.67	9.00	9.50	0.50	0.00	0.00	6.50
A17	29.14	8.00	8.00	1.00	1.00	1.00	3.75
A18	22.64	1.00	1.00	0.50	0.00	0.00	1.50
bA10	4.81	0.50	1.50	0.00	0.00	0.00	1.00
K21	13.58	10.67	10.67	3.48	0.00	1.00	6.25
K22	21.04	12.17	12.17	2.98	1.50	1.00	10.83
K23	14.80	9.08	10.58	3.67	1.00	0.50	10.00
K27	39.23	6.00	7.00	2.50	0.00	0.00	4.00
K28	32.85	2.00	2.00	0.00	0.00	0.00	4.00
bK20	14.07	4.58	5.58	0.00	0.00	0.00	6.17
bK40	15.61	3.75	4.58	0.00	0.00	0.00	7.00
K41	7.35	3.75	3.75	0.75	0.00	0.50	1.25
K42	12.44	7.67	7.67	1.58	0.00	1.00	4.08
H22	5.37	2.50	3.50	0.70	0.00	0.00	3.50
H27	14.13	1.50	1.50	0.20	0.00	0.00	1.50
H28	6.62	0.00	0.50	0.50	0.00	0.00	1.00
H42	19.96	3.92	6.92	0.50	0.00	0.00	7.17
H47	23.88	1.75	2.25	3.25	0.00	1.00	6.50

X%-score per methode (2c)

	1	2	3	4	5	6	7
A12	6.00	3.50	4.00	0.50	0.00	0.00	2.50
A17	26.39	6.00	6.00	1.00	1.00	1.00	2.50
A18	21.14	1.00	1.00	0.50	0.00	0.00	1.00
bA10	3.81	0.00	1.00	0.00	0.00	0.00	0.50
K21	11.41	8.92	8.92	3.42	0.00	1.00	4.25
K22	15.22	6.58	6.67	2.25	1.00	0.50	5.75
K23	8.32	4.25	5.58	2.50	1.00	0.50	5.67
K27	32.70	3.50	4.50	1.83	0.00	0.00	3.00
K28	29.26	1.00	1.00	0.00	0.00	0.00	3.50
bK20	10.99	3.00	3.58	0.00	0.00	0.00	4.33
bK40	12.44	2.50	3.08	0.00	0.00	0.00	3.83
K41	6.15	3.00	3.00	0.75	0.00	0.00	0.75
K42	9.94	5.42	5.42	1.25	0.00	1.00	2.58
H22	3.98	1.00	1.50	0.70	0.00	0.00	2.00
H27	12.62	0.50	0.50	0.20	0.00	0.00	1.00
H28	5.37	0.00	0.50	0.50	0.00	0.00	0.50
H42	15.02	1.83	3.50	0.50	0.00	0.00	4.83
H47	20.30	1.00	1.50	2.00	0.00	1.00	3.83

Aantal geselecteerde km-hokken: 29383 (3)

Rancorrelaties met (rb) en zonder (lo) ties (R) (4)

	0	1	2	3	4	5	6	7
0	1.000	0.598	0.563	0.579	0.579	0.153	0.231	0.495
1	0.613	1.000	0.578	0.603	0.561	0.123	0.239	0.570
2	0.585	0.583	1.000	0.977	0.552	0.214	0.232	0.620
3	0.599	0.606	0.978	1.000	0.559	0.219	0.237	0.660
4	0.609	0.575	0.572	0.577	1.000	0.118	0.270	0.445
5	0.538	0.492	0.531	0.529	0.523	1.000	0.371	0.218
6	0.535	0.504	0.512	0.511	0.548	0.901	1.000	0.261
7	0.529	0.583	0.636	0.673	0.480	0.548	0.540	1.000

RESULTATEN DEMNAT (5)

Methode	Voor	Vershil	(%)
1	4260316	4527	1
2	100867	1208	12
3	115244	1353	12
4	43837	473	11

5	953	44	46
6	2376	100	42
7	80076	1138	14

DEMNET-METHODE, Volledigheidssommen				{6a}
Eco	Voor	Vershil	(%)	
A12	188	2	9	
A17	1254	0	0	
A18	4034	0	0	
bA10	399	0	0	
K21	695	55	79	
K22	661	37	56	
K23	265	7	28	
K27	1929	56	29	
K28	4408	30	7	
bK20	635	13	20	
bK40	606	0	0	
K41	784	15	20	
K42	708	14	19	
H22	273	30	112	
H27	1906	71	37	
H28	1615	29	18	
H42	858	24	28	
H47	1339	12	9	
Tot.	22556	394	17	
Tot28	32279	394	12	

DEMNET-METHODE, natuurwaardesommen				{6b}
Eco	Voor	Vershil	(%)	
A12	2009	18	9	
A17	2884	0	0	
A18	4034	0	0	
bA10	1796	0	0	
K21	3265	258	79	
K22	3171	177	56	
K23	2329	65	28	
K27	3280	95	29	
K28	4408	30	7	
bK20	2224	44	20	
bK40	2182	1	0	
K41	3294	64	20	
K42	2265	44	19	
H22	2378	265	112	
H27	3240	120	37	
H28	3230	58	18	
H42	2487	69	28	
H47	2945	26	9	
Tot.	51421	1334	26	
Tot28	76401	1334	17	

UITSPLITSING METHODEN NAAR ECOTOOPGROEPEN {7}

Methode	1		
A12	10674	8	1
A17	164483	0	0
A18	199960	0	0
bA10	15504	0	0
K21	21162	559	26
K22	49326	471	10
K23	14673	59	4
K27	315283	1252	4
K28	307145	535	2
bK20	50544	123	2
bK40	114668	2	0
K41	21453	79	4
K42	43591	98	2
H22	16646	103	6
H27	96890	698	7
H28	52092	110	2
H42	48728	265	5
H47	120200	164	1
Tot.	1663021	4527	3

Methode	2		
A12	3448	5	1
A17	10401	0	0
etcetra.			

Voorbeeld uitvoer per km-hok

225 618	7.10	103.00	3.00	8.00	0.00	0.00	0.00	15.00	{8}
226 618	10.62	129.00	6.00	14.00	0.00	1.00	0.00	22.00	
etcetera									

IV Bijlage: Relatie score – gridgrootte

De volgende tekst is nagenoeg ongewijzigd overgenomen uit Witte et al. (2000). De in deze tekst genoemde 'score' is de indicatiescore, zoals besproken in §2.2. De in deze bijlage weergegeven methode kan echter evengoed worden toegepast op een ander type score, zoals het aantal rode-lijstsoorten.

“De invloed van de gridcelgrootte op de score is onderzocht aan de hand van gegevens uit het hiaatopgevulde FLORBASE-2c. Voor alle kilometerhokken is onderzocht hoe de indicatiewaardescore toeneemt wanneer naburige kilometerhokken worden toegevoegd (Witte, 1998). Daartoe zijn de rekenschema's van Figuur ii aangehouden, te beginnen met schema A.

A	B	C	D																																				
<table border="1" style="border-collapse: collapse; width: 60px; height: 60px; text-align: center;"> <tr><td>4</td><td>2</td><td>9</td></tr> <tr><td>3</td><td style="background-color: #cccccc;">1</td><td>7</td></tr> <tr><td>6</td><td>5</td><td>8</td></tr> </table>	4	2	9	3	1	7	6	5	8	<table border="1" style="border-collapse: collapse; width: 60px; height: 60px; text-align: center;"> <tr><td>9</td><td>7</td><td>8</td></tr> <tr><td>2</td><td style="background-color: #cccccc;">1</td><td>5</td></tr> <tr><td>4</td><td>3</td><td>6</td></tr> </table>	9	7	8	2	1	5	4	3	6	<table border="1" style="border-collapse: collapse; width: 60px; height: 60px; text-align: center;"> <tr><td>8</td><td>5</td><td>6</td></tr> <tr><td>7</td><td style="background-color: #cccccc;">1</td><td>3</td></tr> <tr><td>9</td><td>2</td><td>4</td></tr> </table>	8	5	6	7	1	3	9	2	4	<table border="1" style="border-collapse: collapse; width: 60px; height: 60px; text-align: center;"> <tr><td>6</td><td>3</td><td>4</td></tr> <tr><td>5</td><td style="background-color: #cccccc;">1</td><td>2</td></tr> <tr><td>8</td><td>7</td><td>9</td></tr> </table>	6	3	4	5	1	2	8	7	9
4	2	9																																					
3	1	7																																					
6	5	8																																					
9	7	8																																					
2	1	5																																					
4	3	6																																					
8	5	6																																					
7	1	3																																					
9	2	4																																					
6	3	4																																					
5	1	2																																					
8	7	9																																					

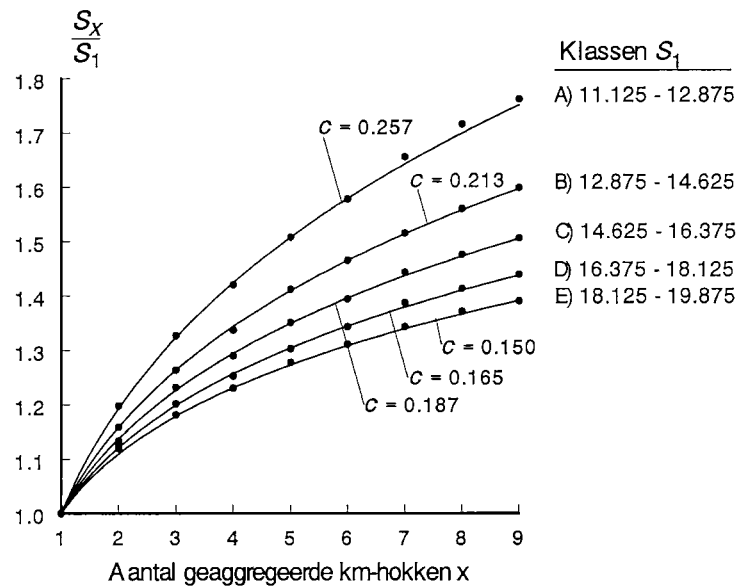
Figuur ii: Schema's voor de berekening van de relatie tussen gridcelgrootte en score.

Eerst wordt de *uitgangsscore* S_1 in het centrumhok 1 bepaald (gearceerd); daarna de score wanneer hok 2 aan het centrumhok wordt toegevoegd (S_2), enzovoorts, totdat alle 9 hokken zijn samengevoegd. De volgende drie kilometerhokken worden op een zelfde wijze bewerkt, maar nu met respectievelijk de schema's B, C en D. Daarna wordt weer teruggesprongen naar schema A. De analyse is uitgevoerd met afwisselende rekenschema's, om te voorkomen dat kunstmatige resultaten worden verkregen bij ecosysteemtypen met een lijnvormig verspreidingspatroon (bijvoorbeeld K63 in de duinen en K46 langs de rivieren). Uit de gegevens van alle kilometerhokken worden tenslotte gemiddelde scores berekend voor alle 9 combinaties van samengevoegde hokken. Figuur iii toont het berekende resultaat voor ecosysteemtype K27. Door de punten zijn via lineaire regressie exponentiële functies getrokken die door het punt (1,1) gaan:

$$\frac{\widehat{S}_x}{S_1} = x^c \quad \text{[iii]}$$

S_x	=	indicatiewaardescore in x km-hokken
S_1	=	indicatiewaardescore in 1 km-hok
x	=	aantal geaggregeerde km-hokken
c	=	exponent

Waarden voor exponent c staan in Figuur iii bij de krommen vermeld. De krommen kunnen worden gebruikt om drempelwaarden voor kwartierhokken ($x=1.30$) te berekenen, namelijk door de oorspronkelijke waarden te vermenigvuldigen met 1.30^c . Zo valt de eerste drempelwaarde van K27 (12.0) binnen klasse A ($c=0.257$), en dus dient die waarde te worden vermenigvuldigd met $1.30^{0.257}=1.07$ (het resultaat is een drempelwaarde van 12.8).



Figuur iii: Scoretoename van ecosysteemtype K27 als functie van het aantal samengevoegde kilometerhokken. Onderscheid is gemaakt naar de uitgangsscore in het centrumhok. De krommen zijn van de vorm $y = x^c$.

Er is echter een elegantere interpolatietechniek mogelijk, die bovendien als voordeel heeft dat ze resulteert in een algemeen toepasbare vergelijking voor de relatie tussen score en gridcelgrootte. We zullen deze techniek weer illustreren aan de hand van ecosysteemtype K27.

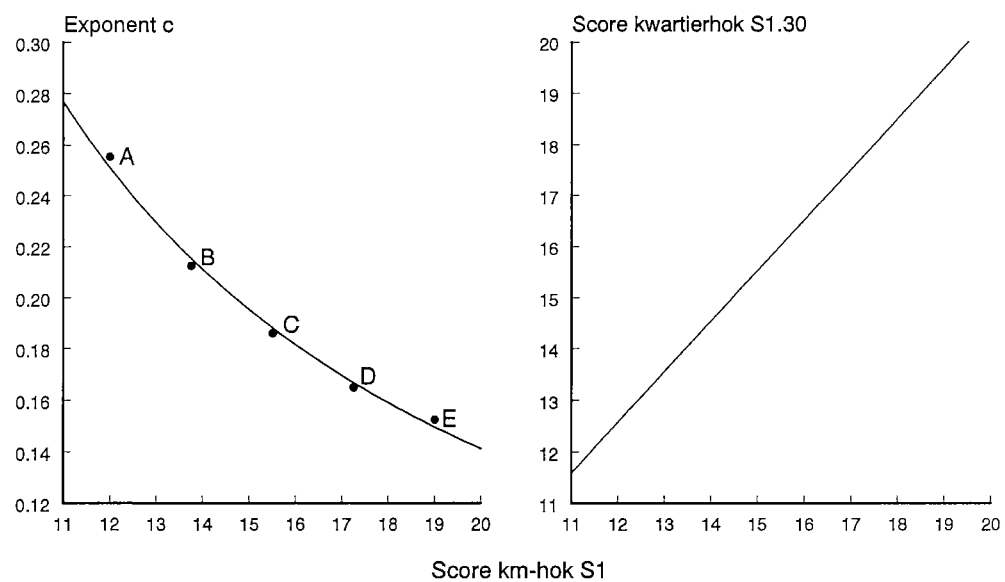
Voor K27 zijn de exponenten in Figuur iv, linker grafiek, uitgezet tegen de gemiddelden van de scoreklassen. Door de punten is via lineaire regressie de volgende exponentiële functie getrokken:

$$\hat{c} = aS_1^b \quad [iv]$$

Waar a en b parameters te fitten parameters zijn.

Substitutie van [iv] in [iii] geeft een uitdrukking voor de scoretoename als functie van het aantal samengevoegde hokken en de uitgangsscore:

$$\hat{S}_x = S_1 x^{aS_1^b} \quad [v]$$



Figuur iv: Exponent c uit vergelijking [iii] (linker grafiek) en de verwachte score van K27 per kwartierhok (rechter grafiek), beide als functie van de score per kilometerhok.

Met vergelijking [v] en de per ecosysteemtype proefondervindelijk vastgestelde waarden voor a en b is het nu mogelijk voor de scores van ieder ecosysteemtype de relatie tussen kilometerscore en de score van x hokken te berekenen. In Figuur iv, rechter grafiek, is dit gedaan voor K27 met $x=1.30$, zodat de relatie tussen kilometerhokscore en kwartierhokscore wordt weergegeven. Vergelijking [v] blijkt in een praktisch rechte lijn te resulteren.