

KWR 06.036

April 2006

PROBE

Versie 1: effecten van grondwaterbeheer,
atmosferische depositie, maaien en
plaggen



$$V = \frac{\sigma_v^2}{\sigma_a^2 + \sigma_v^2} V_a + \frac{\sigma_a^2}{\sigma_a^2 + \sigma_v^2} V_v$$

KWR 06.036

April 2006

PROBE

Versie 1: effecten van grondwaterbeheer,
atmosferische depositie, maaien en plaggen

© 2006 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.

Opdrachtgevers

Duinwaterbedrijf Zuid-Holland, PWN Waterleidingbedrijf
Noord-Holland en Waternet

College van opdrachtgevers van Kiwa
Delft Cluster

Projectnummers

11.1503.300

30.5953.300

30.6260.050

30.6688.050

30.6761.010

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

PROBE

Versie 1: effecten van grondwaterbeheer, atmosferische depositie, maaien en plaggen

Projectnummers

11.1503.300

30.5953.300

30.6260.050

30.6688.050

30.6761.010

Rapportnummer

KWR 06.036

Projectmanager

P. Hesen

Kwaliteitsborgers

A.F.M. Meuleman & J. Runhaar

Auteurs

J.P.M. Witte, M.W.A. de Haan, B. Raterman & C.J.S. Aggenbach

Inhoud

Samenvatting

1	Inleiding	9
1.1	Aanleiding van deze studie	9
1.2	Proefgebied	10
1.3	Waaraan PROBE moest voldoen	11
1.4	Definities ecologische termen	12
1.5	Indicatiewaarden als pseudo-standplaatsvariabelen	12
1.6	Modelstructuur en opzet verslag	13
2	De vegetatiemodule	15
2.1	Theorie	15
2.2	Selectie van vegetatietypen voor het modelgebied	17
2.3	Selectie van indicatiewaarden	19
2.4	Berekening indicatiewaarden vegetatieopnamen	21
2.5	Toepassing	23
3	IJking van indicatiewaarden	25
3.1	Inleiding	25
3.2	IJking indicatiewaarde voor Vochttoestand	25
3.3	IJking indicatiewaarde voor Voedselrijkdom	26
3.4	IJking indicatiewaarde voor Zuurgraad	29
3.5	Verbeteringen	30
4	Vaststelling uitgangssituatie	31
4.1	Variantie gewogen standplaatsvariabelen	31
4.2	Gemiddelde voorjaarsgrondwaterstand	32
4.3	Bodem-pH	34
4.4	Beschikbaarheid N en P	34
4.5	Organische stof en kalk	40
5	Berekening effecten van ingrepen	45
5.1	Inleiding	45
5.2	Effecten van grondwaterstand op Vochttoestand	45

5.3	Effecten van de grondwaterstand op de Zuurgraad	47
5.4	Effecten van grondwaterstand en atmosferische depositie op Voedselrijkdom	54
5.5	Effecten van vegetatiestructuur	57
5.6	Effecten van maaien	57
5.7	Effecten van plaggen	58
5.8	Rekenvolgorde	61
5.9	Voorbeeld toepassing PROBE	62
6	Toetsing	71
6.1	Inleiding	71
6.2	Toetsing aan vegetatiekaart 1997, situatie voor vernatting	72
6.3	Toetsing aan vernattingsmaatregelen	73
6.4	Discussie	75
7	Discussie	83
7.1	Inleiding	83
7.2	Mogelijkheden om het model te verbeteren	83
7.3	Slot	85
	Literatuur	73
I	Symbolenlijst	91
II	Namen plantengemeenschappen	93
III	Samenstelling bestand vegetatieopnamen	95
IV	Gemiddelde indicatiewaarden vegetatiekaart	97
V	Kalkgehalten afgeleid uit Doing (1988)	99
VI	Instelling parameters versie 1	101
VII	Stroomschema berekening ecologische effecten	103
VIII	Resultaten toetsing	105

Samenvatting

Drie bedrijven die water winnen in de Nederlandse duinen hebben Kiwa Water Research opdracht gegeven een ecologisch model te ontwikkelen waarmee snel en integraal effecten op de natuur kunnen worden berekend van verscheidene beheers- en inrichtingsmaatregelen.

Op grond van de resultaten kan relatief eenvoudig worden gekozen voor de meest kostenefficiënte, de meest ambitieuze of de meest kansrijke wijze van inrichting en beheer. Gesimuleerde gevolgen van veelbelovende maatregelen kunnen worden gebruikt om een pakket maatregelen op te stellen waarmee gestelde doelen het best kunnen worden bereikt.

Het model heeft de naam PROBE gekregen, van *Probability Based Ecological target model*. Deze naam drukt uit dat het model rekening houdt met onzekerheid (in invoer- en uitvoergegevens) en voorspellingen doet om de haalbaarheid van ecologische doelen te bepalen.

De ontwikkeling van PROBE gebeurt gefaseerd. Dit rapport beschrijft fase 1 van de ontwikkeling. In deze fase is vooral gewerkt aan een goede modelstructuur en aan het op handzame wijze modelleren van de effecten op de vegetatie van:

- veranderingen in de grondwaterstand,
- veranderingen in de atmosferische depositie van stikstof en fosfor,
- veranderingen in de vegetatiestructuur,
- maaien,
- plaggen.

Als proefgebied is het zuidelijk deel van de Amsterdamse waterleidingduinen (AWD) genomen, dat gemodelleerd is in PROBE met rastercellen van 10×10 m.

De relatie tussen standplaatsfactoren (zoals de grondwaterstand en de bodem-pH) en vegetatietypen wordt in PROBE gelegd via indicatiewaarden van plantensoorten voor standplaatsfactoren. De reden hiervoor is dat er onvoldoende betrouwbare meetgegevens (zoals van de bodem-pH) bestaan om alle vegetatietypen rechtstreeks aan te kunnen ijken. Voor fase 1 is gebruik gemaakt van de indicatiewaarden volgens het ecotopensysteem (Runhaar *et al.*, 1987). Het model is echter zo opgezet dat makkelijk kan worden overgestapt op een ander indicatiewaardesysteem (bijvoorbeeld van Ellenberg, 1992) en dat ook meerdere systemen door elkaar kunnen worden gebruikt (bijvoorbeeld de zuurgraad volgens Ellenberg en de voedselrijkdom en vochttoestand volgens het ecotopensysteem).

De voorspelling door PROBE bestaat uit drie stappen waarin achtereenvolgens worden vastgesteld: (1) de uitgangssituatie voor ingreep, (2) de effecten van ingrepen op de standplaatsfactoren 'vochttoestand', 'voedselrijkdom', 'zuurgraad' en 'vegetatiestructuur', (3) de effecten op de vegetatie.

Ad 1. Bepaling uitgangssituatie

Voor de vaststelling van de uitgangssituatie kan PROBE gebruik maken van zowel abiotische informatie van de bodemkaart en een grondwatermodel, als van de indicatieve informatie die de vegetatiekaart verschaft over het uitgangsmilieu. Beide bronnen (abiotische en vegetatie) kunnen zowel apart als door elkaar worden gebruikt, naar gelang de aanwezigheid en betrouwbaarheid van de gegevens. Met een grondwatermodel wordt bijvoorbeeld de grondwaterstand berekend, met een bepaalde onzekerheidsmarge. De grondwaterstand kan echter ook, met een andere onzekerheid, worden bepaald aan de hand van de vochtindicatie van de vegetatie. De grondwaterstand waar het model nu verder meerekent, is het naar onzekerheid gewogen gemiddelde van beide schattingen. Ontbreekt de vegetatiekaart of indiceert de vegetatie zeer droge omstandigheden (onzekerheid over diepte grondwaterstand oneindig groot), dan wordt de grondwaterstand in de uitgangssituatie volledig gebaseerd op het grondwatermodel. Is, daarentegen, op een bepaalde locatie de grondwaterstand niet gemodelleerd, dan kan PROBE deze geheel baseren op de vegetatiekaart.

Ad 2. Effecten op standplaatsfactoren

Met continue (glijdende) functies wordt in de tweede stap berekend hoe ingrepen in het gebied indicatiewaarden voor vochttoestand, voedselrijkdom en zuurgraad beïnvloeden. Deze functies zijn gebaseerd op proceskennis, ontleend aan de literatuur en het model NICHE-duinen.

Ad 3. Effecten op de vegetatie

De effecten op de vegetatie worden tenslotte op probabilistische wijze bepaald. Via een statistische methode (Bayesiaanse classificatie met Gaussian Mixture Density fitting) zijn functies berekend die de kans op voorkomen van vegetatietypen beschrijven in afhankelijkheid van indicatiewaarden. De functies zijn geijkt aan een bestand met bijna veertigduizend tot associaties geclassificeerde vegetatieopnamen (associaties volgens De Vegetatie van Nederland; Schaminée *et al.*, 1995-1999). PROBE is echter niet gebonden aan het associatieniveau: het is betrekkelijk eenvoudig om kansfuncties af te leiden voor verbonden, plantengemeenschappen volgens de typologie van Staatsbosbeheer, natuurdoeltypen, ecologische groepen, enzovoorts. Al deze vegetatie-indelingen kunnen worden gebruikt zonder dat de structuur van het model verandert. Met PROBE kan dus flexibel worden ingespeeld op de behoefte van de gebruiker, en op nieuwe inzichten (bijvoorbeeld een gewijzigde indeling in natuurdoeltypen van de rijksoverheid of de provincie).

De uitkomsten van PROBE zijn getoetst aan vegetatiegegevens uit de AWD, voor en na vernattingsmaatregelen. Geconcludeerd kan worden dat het model, ondanks de relatief eenvoudige rekenregels, goed presteert: niet alleen worden vegetatiepatronen voor ingreep goed voorspeld, ook geeft het model een betrouwbaar beeld van de vegetatiepatronen die ontstaan na het uitvoeren van vernattingsmaatregelen.

Met deze studie is grote vooruitgang geboekt op het gebied van het modelleren van biodiversiteit. PROBE heeft een generieke en flexibele modelopzet gekregen, waardoor het makkelijk kan worden toegesneden op een bepaald natuurgebied en nieuwe kennis relatief eenvoudig kan worden doorgevoerd. Het model is niet gebonden aan een bepaalde vegetatietypologie. Sterk punt is voorts dat PROBE bijzonder snel en integraal de effecten van verschillende maatregelen tegelijk kan doorrekenen. Door deze eigenschap is PROBE een interactief model: de gebruiker kan in korte tijd (afhankelijk van het aantal door te rekenen aantal vegetatietypen 5 minuten tot maximaal 30 minuten) het effect van een maatregel uitrekenen, op grond van het resultaat een nieuwe berekening starten, enzovoorts, tot al doende een gewenst pakket aan maatregelen is gevonden. Tenslotte heeft PROBE als gunstige eigenschappen dat het rekening houdt met onzekerheid in de invoergegevens en het uitkomsten berekent in termen van kansen: het model berekent de kans op voorkomen van vegetatietypen. Hiermee sluit het aan op de eis van Europese regelgeving (Habitatrichtlijn en Kaderrichtlijn Water) om aan te geven hoe significant ecologische effecten zijn.

Voorgesteld wordt de huidige modelversie geschikt te maken voor andere gebieden dan de AWD. Inhoudelijk kan het model worden uitgebreid met modules voor de aanvoer van oppervlaktewater en voor de successie van bodem en vegetatie. Onderzocht wordt nog hoe het model gefaseerd is uit te breiden met een module voor begrazing.

1 Inleiding

1.1 Aanleiding van deze studie

Beheerders van beschermde natuurgebieden hebben de wettelijke plicht aanwezige natuurwaarden in stand te houden. Het ministerie van LNV is momenteel bezig met het opstellen van de zogenaamde instandhoudingdoelstellingen, die vooral geënt zullen zijn op de door Europese systematiek van habitattypen. Naast de instandhouding kunnen beheerders ook de ontwikkeling van hoogwaardiger natuurdoelen in hun terreinen nastreven. Daarover worden afspraken gemaakt tussen enerzijds Rijk en Provincie en anderzijds de terreinbeheerders, zoals de waterbedrijven.

Om te komen tot realistische natuurdoelen en het juiste beheer, is veel expertise nodig over hydrologie, bodemkunde, vegetatie, fauna, recreatie, inrichting, beheer, planning en financiering. Tot dusver wordt het beheer vooral uitgevoerd op basis van verdeelde expertise, dat wil zeggen al dan niet geformaliseerde kennis van, veelal, monodisciplinaire deskundigen. Het gebruik van computermodellen wordt daarbij steeds meer gemeengoed.

Bestaande computermodellen vragen vaak een grote expertise van de gebruiker, zijn door hun vergaande detaillering dikwijls traag in gebruik en bestrijken elk slechts een gedeelte van de te modelleren werkelijkheid. Zo bestaan er modellen voor de stroming van water in de verzadigde zone, voor de waterbeweging in de onverzadigde zone, voor bodemchemische processen, voor begrazing en voor de vegetatie. Deze modellen worden, meestal door verschillende deskundigen, in serie gedraaid. Wegens de lange computertijden, maar vooral door de gebrekkige 'koppeling op afstand' tussen de modellen, worden in de praktijk meestal maar een beperkt aantal maatregelen met een dergelijke modellentrein doorgerekend.

Het is al met al zinvol een snel werkend model te ontwikkelen, waarin verschillende processen zijn geïntegreerd. Met een dergelijk systeem moet het mogelijk zijn in korte tijd verschillende maatregelen door te rekenen. Op basis van de resultaten kan dan een pakket maatregelen voor het herstel en de ontwikkeling van natuur worden vastgesteld, waarbij men kan kiezen voor bijvoorbeeld de meest kostenefficiënte, de meest ambitieuze of meest kansrijke wijze van beheer en inrichting.

Drie bedrijven die water winnen in de Nederlandse duinen hebben Kiwa Water Research de opdracht gegeven een dergelijk model te ontwikkelen. Deze bedrijven zijn het Duinwaterbedrijf Zuid-Holland (DZH), PWN Waterleidingbedrijf Noord-Holland (PWN) en Waterleidingbedrijf Amsterdam (WLB, thans Waternet).

De ontwikkeling gebeurt gefaseerd. Of de ontwikkeling een vervolgfase krijgt, hangt mede af van de mate waarin het is gelukt een bruikbaar model te bouwen. Op voorhand kan niet worden gezegd in hoeverre processen in de natuur zodanig zijn te versimpelen dat ze met voldoende mate van nauwkeurigheid gesimuleerd kunnen worden.

Dit rapport beschrijft de eerste versie van het model, dat de naam PROBE heeft gekregen, van *Probability Based Ecological target model*. Deze naam drukt uit dat het model rekening houdt met onzekerheid (in invoer- en uitvoergegevens) en voorspellingen doet om de haalbaarheid van ecologische doelen te bepalen. We komen daar later op terug.

Een stuurgroep begeleidde het onderzoek. Deze was als volgt samengesteld:

Michiel Hootsmans (voorzitter; Waternet)
Hubert Kivit (PWN)
Rienk Slings (PWN)
Leo van Breukelen (Waternet)
Harrie van der Hagen (DZH)

Bovendien leverde Mark van Til (Waternet) een bijdrage aan het onderzoek door het verstrekken van gegevens en het becommentariëren van enkele conceptteksten.

Het onderzoek werd uitgevoerd in samenhang met het BTO-project Draagkracht Waterwinning.

1.2 Proefgebied

Als proefgebied voor PROBE is het zuidelijk deel van de Amsterdamse waterleidingduinen (AWD) genomen (Figuur 1-1). Redenen voor deze keuze zijn dat dit gebied: (1) zeer goed is onderzocht waardoor er veel gegevens van bestaan (2) niet wordt beïnvloed door de aanvoer van oppervlaktewater, zodat deze maatregel voorlopig buiten beschouwing kan worden gelaten, (3) kort geleden onderworpen is geweest aan maatregelen die de waterhuishouding beïnvloeden, waarvan de met het model voorspelde effecten kunnen worden getoetst.



Figuur 1-1. Luchtfoto van het modelgebied, het zuidelijk deel van de AWD.

1.3 Waaraan PROBE moest voldoen

Aan PROBE zijn van te voren de volgende eisen gesteld:

- Gebaseerd op bestaande gegevens en kennis, dus geen extra veldwerk, noch analyses en experimenten in laboratorium of kas.
- In staat de effecten op de vegetatie te voorspellen van:
 - o veranderingen in de grondwaterstand,
 - o veranderingen in de atmosferische depositie van stikstof en fosfor,
 - o veranderingen in de vegetatiestructuur,
 - o maaien,
 - o plaggen.
- Snel in gebruik: maatregelen in het modelgebied moeten binnen een half uur op een gewone PC kunnen worden doorgerekend.
- Mede door de snelheid moet PROBE interactief kunnen worden gebruikt: voor het proefgebied moet de gebruiker in staat zijn in korte tijd het effect van een maatregel uit te rekenen, op grond van het resultaat een nieuwe berekening te starten, enzovoorts, tot zo al doende een gewenst pakket aan maatregelen is gevonden.
- Uitvoer in ieder geval op het niveau van vegetatietypen, en niet persé op soortsniveau. Om op soortsniveau betrouwbare uitspraken te doen is te veel proceskennis en gedetailleerdere invoer nodig. Berekenende relaties tussen het voorkomen van soorten en milieufactoren zijn bovendien gevoeliger voor de selectieve wijze waarop die milieugegevens doorgaans worden verzameld (Witte & Runhaar, 2000; Witte et al., 2004). Andere voordelen van het gebruik van vegetatietypen zijn dat deze vlakdekkend kunnen worden weergegeven en dat voorspelde vegetatietypen kunnen worden vergeleken met de typen op een vegetatiekaart. Van veel natuurgebieden bestaat een vegetatiekaart; de verspreiding van plantensoorten, daarentegen, is slechts in enkele natuurgebieden gekarteerd, en dan alleen nog voor een beperkt aantal soorten.
- Ruimtelijke schaal moet betekenisvol zijn voor de terreinbeheerder. Daarom is voor de eerste versie van PROBE al vrij snel gekozen vrij kleine rastercellen van 10×10 m en een uitvoer op het niveau van associaties volgens De Vegetatie van Nederland (zie Hoofdstuk 2).
- Gebruik maken van simpele rekenregels, zonder dat de betrouwbaarheid in het geding komt. Deze eis vloeit voort uit het nastreven van een snel model, maar ook dwingt het de modelbouwers tot het boven water krijgen van de meest relevante ecologische processen.
- Generieke en flexibele modelopzet, zodat ook andere duingebieden dan de AWD snel kunnen worden gemodelleerd (en uitbreiding buiten de duinen ook tot de mogelijkheden behoort).

1.4 Definities ecologische termen

Om het model goed te kunnen uitleggen, willen we eerst een aantal termen definiëren. Onder Standplaats verstaan wij de abiotische groeiplaatsomstandigheden waarbij een vegetatietype zich thuis voelt. Voorbeeld: de standplaats van de Knopbies-associatie is een nat, voedselarm en kalkrijk of basenrijk substraat.

Standplaatsfactoren zijn de belangrijkste factoren die de soortensamenstelling van de vegetatie verklaren, en waarmee een standplaats dus kan worden gekarakteriseerd. Belangrijkste standplaatsfactoren in Nederland zijn Saliniteit, Vochttoestand, Voedselrijkdom en Zuurgraad. Vaak is het oorzakelijk verband tussen standplaatsfactor en vegetatie niet volledig bekend en worden in één standplaatsfactor meerdere ecologische processen geïntegreerd. Zo duidt de standplaatsfactor Vochttoestand in aquatische milieus op de permanente aanwezigheid van oppervlaktewater, in langdurig onder water staande terrestrische systemen op inundatiestress, in natte milieus op een gebrek aan zuurstof en een lage redoxpotentiaal, en in droge milieus op een gebrek aan vocht.

Wij introduceren hier de term Standplaatsvariabele voor een kwantitatieve grootheid die een goede maat is voor de Standplaatsfactor. Een voorbeeld van een standplaatsvariabele is de gemiddelde voorjaarsgrondwaterstand, de GVG, die in natte milieus een goede maat is voor de Vochttoestand. In droge milieus is de GVG een onbruikbare standplaatsvariabele; beter kan men dan het potentiële vochttekort van de bodem als variabele gebruiken (Runhaar *et al.*, 1997; Witte & Runhaar, 2000).

De begrippen Standplaats, Standplaatsfactor en Standplaatsvariabele duiden aldus op een toenemende mate van begripsafbakening. Vergelijk dit met het begrip Klimaat, dat gekarakteriseerd wordt door onder meer de factor Vochtigheid, waarvan de variabele Neerslagoverschot een kwantitatieve maat is.

Indicatiewaarden zijn getallen op een ordinale schaal die indicatieve informatie verschaffen over de standplaatsfactoren waarbij soorten of vegetatietypen zich thuis voelen. Voor soorten zijn verschillende lijsten met indicatiewaarden beschikbaar, zoals die van Ellenberg (1992), Aggenbach *et al.* (2002b), en die van Runhaar *et al.* (1987). Middeling van de indicatiewaarden der soorten in een vegetatieopname resulteert in de indicatiewaarden voor die opname. Ook vegetatietypen zijn te karakteriseren met behulp van indicatiewaarden, bijvoorbeeld door de indicatiewaarden van de voor een type kenmerkende soorten of kenmerkende opnamen te middelen.

1.5 Indicatiewaarden als pseudo-standplaatsvariabelen

Bestaande modellen die de vegetatie voorspellen kunnen in twee categorieën worden verdeeld, naar gelang de wijze waarop de relatie tussen de vegetatie en standplaatsvariabelen binnen die modellen wordt beschreven. In de eerste categorie worden vegetatietypen of plantensoorten rechtstreeks gecorreleerd aan in het veld gemeten standplaatsvariabelen, zoals de bodem-pH. Voorbeelden zijn ICHORS (Barendregt, 1993), ITORS (Ertsen, 1998) en HYVEG (Noest, 1991). De relatie tussen plantensoorten en een groot aantal gemeten variabelen wordt in deze

modellen beschreven met via logistische regressie verkregen statistische functies. Aan het rechtsreeks correleren van plantensoorten aan gemeten standplaatsvariabelen kleven diverse theoretische en praktische bezwaren, waar wij hier niet op in zullen gaan (zie Runhaar, 1999; Witte & Runhaar 2000; Witte *et al.*, 2004). Een praktisch bezwaar willen we echter wel noemen, namelijk dat voor een dergelijke aanpak zeer veel systematisch verzamelde meetgegevens in de nabijheid van vegetatieopnamen moeten zijn verzameld. Zulke meetgegevens bestaan er voor het duingebied in onvoldoende mate.

In de tweede categorie modellen wordt de relatie tussen vegetatie en standplaats gelegd via indicatiewaarden: het voorkomen van vegetatietypen of soorten wordt beschreven als functie van aan standplaatsvariabelen gekoppelde indicatiewaarden. Voorwaarde om deze methode te kunnen toepassen in een model is dat de indicatiewaarden zijn gekoppeld tegen in het veld gemeten standplaatsvariabelen (bijvoorbeeld de indicatiewaarde voor zuurgraad tegen de gemeten bodem-pH). Is deze ijkingsmethode geslaagd dan kunnen vervolgens, via de indicatiewaarden, voor alle plantensoorten en vegetatietypen, dus ook die waarvoor geen ijkingsmethode is uitgevoerd, uitspraken worden gedaan. Modellen die in de tweede categorie thuis horen, zijn MOVE (Latour *et al.*, 1993), DEMNAT (Witte, 1998) en NATLES (Runhaar *et al.*, 2003): alle drie modellen die, door de generalisatie via indicatiewaarden, nationaal kunnen worden toegepast.

Wegens enkele modelvereisten (§1.3: generieke en flexibele opzet, gebaseerd op bestaande gegevens) is al in een vroeg stadium besloten PROBE te baseren op indicatiewaarden.

1.6 Modelstructuur en opzet verslag

De berekening van de vegetatie gebeurt grofweg in drie stappen (Figuur 1-2): (1) eerst wordt de uitgangstoestand van het gebied vastgesteld, (2) daarna worden de effecten van ingrepen berekend, (3) en tenslotte worden de effecten op de vegetatie vastgesteld.

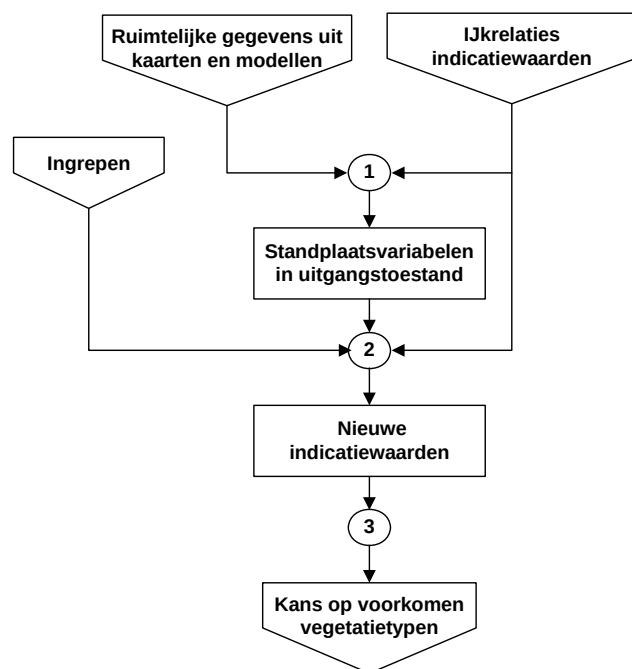
In de laatste stap wordt de vegetatie voorspeld als functie van indicatiewaarden voor de standplaatsfactoren Vochttoestand, Voedselrijkdom en Zuurgraad (Saliniteit speelt in het modelgebied een ondergeschikte rol maar kan in een later stadium worden ingebouwd). Uit een grote hoeveelheid onderzoek (voor een overzicht: Van Wirdum & Van Dam, 1984; Runhaar, 1989) blijkt dat deze factoren voldoende zijn om de variatie in de soortensamenstelling van de vegetatie van Nederland grotendeels te verklaren.

Voor de laatste stap is, in samenwerking met de Sectie Waterhuishouding van WUR, door Kiwa een krachtige Vegetatiemodule ontwikkeld die zeer geschikt is voor de vaststelling van de kansrijkdom van vegetatietypen. Bij de bouw van deze module zijn verschillende indicatiewaardesystemen geanalyseerd, waarna een keuze is gemaakt voor de indicatiewaarden uit het ecotopensysteem (Runhaar *et al.*, 1987). Omdat deze keuze en het gebruik van indicatiewaarden in PROBE voor een deel bepaalt hoe andere modelonderdelen zijn gemaakt, beginnen we in het volgende hoofdstuk (2) met onderdeel 3 van het model, de Vegetatiemodule.

De Vegetatiemodule wordt, zoals vermeld, gevoed met indicatiewaarden voor standplaatsfactoren. In Hoofdstuk 3 worden ijkrelaties beschreven waarmee indicatiewaarden kunnen worden afgeleid van standplaatsvariabelen. Die standplaatsvariabelen hangen af van zowel de uitgangssituatie van het modelgebied, als van de ingrepen die met PROBE worden berekend. De vaststelling van de uitgangssituatie (stap 1) wordt in Hoofdstuk 4 uitgelegd; de berekening van de effecten van ingrepen gebeurt met dosiseffectrelaties (stap 2) die in Hoofdstuk 5 worden besproken. De toetsing van het model komt aan de orde in Hoofdstuk 6. We besluiten met een discussiehoofdstuk (7) waarin we het model beoordelen en aanbevelingen doen voor de verdere ontwikkeling.

PROBE is geprogrammeerd in de ModelBuilder van ArcGIS, met rastercellen van 10×10 m. Het valt buiten het bestek van deze studie verslag te doen van deze innovatieve programmeertechniek, maar het is de bedoeling te zijner tijd een handleiding voor PROBE te maken waarin hierover inzicht wordt verschaft.

Symbolen worden bij hun introductie in dit rapport uitgelegd; bovendien worden ze verklaard in een symbolenlijst die als Bijlage I aan dit rapport is toegevoegd. Codes van plantengemeenschappen volgens de Vegetatie van Nederland (Schaminée *et al.*, 1995; Schaminée *et al.*, 1996; Schaminée *et al.*, 1998; Stortelder *et al.*, 1999) worden in Bijlage II verklaard met hun Nederlandse namen.



Figuur 1-2. Voorspelling van de vegetatie in drie stappen: (1) bepaling uitgangssituatie, (2) bepaling effect op de standplaats, (3) bepaling vegetatie-effecten.

2 De vegetatiemodule

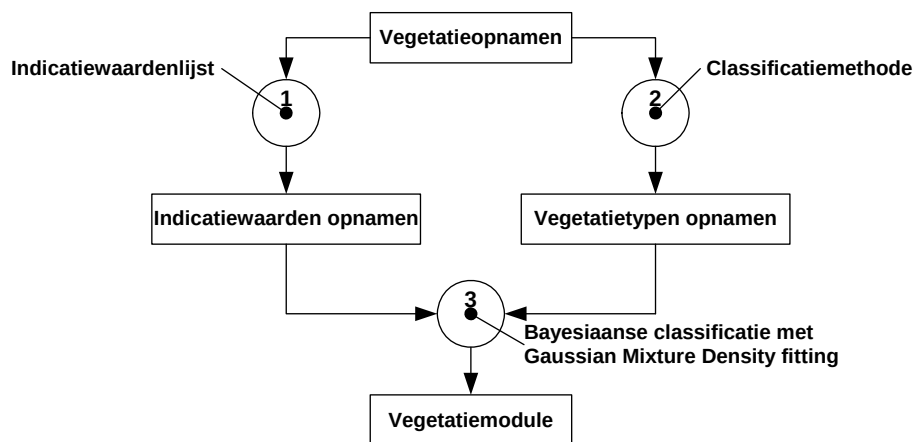
2.1 Theorie

In opdracht van het BTO heeft Kiwa, in samenwerking met de Sectie Waterhuishouding van de WUR, in 2003 en 2004 gewerkt aan de ontwikkeling van een flexibele en robuuste methode voor de bouw van een module waarmee de kans op voorkomen van vegetatietypen kan worden bepaald (Witte *et al.*, 2004). De methode is niet gebonden aan een vegetatietypologie. Associaties, verbonden, natuurdoeltypen en ecologische groepen: al deze indelingen kan het systeem verwerken zonder dat de structuur van de module verandert. Met de methode kan dus flexibel worden ingespeeld op de behoefte van de gebruiker en op nieuwe inzichten (bijvoorbeeld een gewijzigde indeling in natuurdoeltypen van de rijksoverheid of de provincie). Ook is het gemakkelijk om het type uitvoer af te stemmen op de specifieke deskundigheid van de gebruikers.

Nadat in de ecologische voorspelling indicatiewaarden voor standplaatsfactoren zijn bepaald (stap 2 in Figuur 1-2), worden met de module kansfuncties voor vegetatietypen vastgesteld (stap 3). Voor ieder gebied en iedere vegetatietypologie kunnen met behulp van een opnamebestand aparte vegetatiemodulen worden aangemaakt.

De procedure voor het afleiden van de vegetatiemodule is weergegeven in Figuur 2-1. We illustreren deze aan de hand van een beperkt aantal vegetatietypen en indicatiewaarden voor slechts 3 standplaatsfactoren (Vochttoestand, Voedselrijkdom en Zuurgraad). De procedure kan echter worden uitgebreid naar vele honderden typen en meer verklarende variabelen.

Een bestand met vegetatieopnamen vormt de kalibratieset van de module. Iedere opname wordt geclassificeerd naar een vegetatietype, bijvoorbeeld naar typen uit Vegetatie van Nederland (onderdeel 2 in Figuur 2-1).

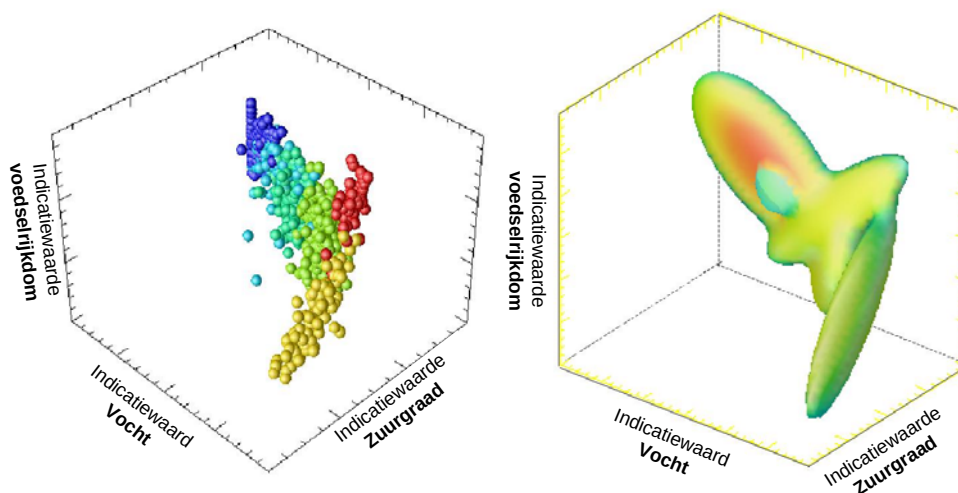


Figuur 2-1. Procedure voor het afleiden van een Vegetatiemodule die de kans op voorkomen van vegetatietypen berekent op basis van indicatiewaarden.

Van iedere opname worden ook, op basis van de soortensamenstelling, de indicatiewaarden berekend (onderdeel 1). In een 'ecogram' worden vervolgens de geclassificeerde opnamen uitgezet tegen de indicatiewaarden. Ter illustratie toont Figuur 2-2a een driedimensionaal ecogram van 7 vegetatietypen. De assen zijn de rekenkundig gemiddelde indicatiewaarden volgens het ecotopensysteem (Runhaar *et al.*, 1987) voor Vochttoestand, Voedselrijkdom en Zuurgraad. De positie van ieder opname is in de figuur weergegeven als een bolletje; opnamen van een zelfde vegetatietype hebben dezelfde kleur gekregen. Ondanks dat de vegetatietypen ecologisch dicht bij elkaar liggen en een zeer gedetailleerd hiërarchisch niveau hebben (associaties en subassociaties), zijn in het diagram duidelijke, met het vegetatietype samenhangende clusters van punten te onderscheiden.

Door de puntenwolk van ieder vegetatietype wordt tenslotte een dichtheidsfunctie gefit (onderdeel 3). Dat gebeurt met een computerprogramma (Wójcik & Torfs, 2003) dat dichtheden fit op waarnemingspunten via een stapeling van verschillende Gaus-krommen (Mixture Gaussian Density fitting, zie ook Figueiredo & Jain, 2002 en Wand & Jones, 1995). Figuur 2-2b toont het 90%-dichtheidsvlak van een dergelijke functie, alleen nu een door alle 7 typen tegelijk.

Met behulp van deze dichtheidsfuncties worden vervolgens de kansen op het voorkomen van vegetatietypen voorspeld op basis van indicatiewaarden. Die berekening is gebaseerd op Bayesiaanse statistiek: de dichtheidsfuncties worden daarbij zodanig geschaald dat hun som in ieder bereik op 100% uitkomt en deze geschaalde functies geven de kans op voorkomen weer. De Bayesiaanse statistiek doet dus een uitspraak over de voorwaardelijke kans op voorkomen: de kans, gegeven van te voren aan het modelgebied opgelegde vegetatietypen.



Figuur 2-2. (A) Ecogram van opnamen uit 7 vegetatietypen. De assen zijn gemiddelde indicatiewaarden volgens het ecotopensysteem. Bolletjes representeren vegetatieopnamen; vegetatietypen zijn van elkaar te onderscheiden door verschillende kleuren. (B) Dichtheidsfunctie door 7 vegetatietypen tegelijk, gebaseerd op het in A getoonde ecogram. Te zien is het 90%-oppervlak, dat is het gefitte oppervlak waarbinnen 90% van de waarnemingen valt. De dichtheid aan waarnemingspunten is met een kleur geïndiceerd. In de praktijk moet per vegetatietype een dichtheidsfunctie worden gefit.

Voordelen van deze methode (Bayesiaanse classificatie van vegetatietypen met Gaussian Mixture Density fitting) boven de door veel modellen gebruikte logistische regressie op soorten zijn:

- De methode is tamelijk ongevoelig voor de aselechte wijze waarop de vegetatie is bemonsterd met opnamen (Witte *et al.*, 2004).
- Uitkomsten zijn geldig voor vegetatietypen, die in kaartvlakken kunnen worden weergegeven (en getoetst aan een vegetatiekaart)
- De som van de kansen van alle vegetatietypen bedraagt altijd 100% (terwijl bij logistische regressie op soorten de som op 0% kan uitkomen, of ver boven de 100%, en hoe moeten dergelijke uitkomsten worden geïnterpreteerd?).

Een goede selectie van alle relevante vegetatietypen die in het gebied kunnen voorkomen, ook na het nemen van beheersmaatregelen, is echter van groot belang. Anders zouden typen voorspeld kunnen worden op locaties waar ze niet thuis horen, maar waarvoor het model geen geschikte alternatieve vegetatietypen heeft. Onzinnige uitkomsten kunnen echter ook worden afgevangen door indicatiewaarden die te ver buiten de calibratieset liggen, standaard een 'dummy' waarde te geven (bijvoorbeeld '999')¹.

De Vegetatiemodule is niet rechtstreeks aan PROBE gekoppeld, maar is gebruikt voor het afleiden van een tabel waarin voor iedere combinatie van indicatiewaarden de kans op voorkomen van vegetatietypen staat. Niet alleen is met zo'n tabel de koppeling aan ArcGIS eenvoudiger te realiseren, ook zorgt een tabellarische aanpak voor winst in de snelheid waarmee PROBE rekent.

Voor de vegetatiemodule kunnen we beschikken over een bestand met bijna 40.000 vegetatieopnamen. In Bijlage III staat beschreven hoe we dit bestand hebben samengesteld uit opnamen die voor de Vegetatie van Nederland zijn gebruikt, opnamen uit de AWD en uit de duinen van PWN.

2.2 Selectie van vegetatietypen voor het modelgebied

De classificatie van de Vegetatie van Nederland (Schaminée *et al.*, 1995; Schaminée *et al.*, 1996; Schaminée *et al.*, 1998; Stortelder *et al.*, 1999) is gebruikt om vegetatietypen voor het modelgebied te selecteren. Deze typologie heeft als voordeel dat ze binnen Nederland breed is geaccepteerd. Een nadeel is dat de classificatie maar een beperkte set plantensociologisch 'onverzadigde' gemeenschappen beschrijft, dat wil zeggen soortenarme gemeenschappen die niet op het niveau van associaties zijn te karakteriseren (romp- en derivaat gemeenschappen). Zulke gemeenschappen kunnen in een natuurgebied een groot oppervlak beslaan (denk bijvoorbeeld aan *Duinriet-ruigten*) en inzicht in de kans daarop is van groot belang voor een beheerder. Ook kunnen in een gebied lokale vegetatietypen voorkomen die niet zijn beschreven in de Vegetatie van Nederland.

¹ Te ver buiten de calibratieset: als de som van de dichtheidfuncties van alle typen een bepaalde drempelwaarde onderschrijdt, bijvoorbeeld een drempel van 0.01.

De volgende criteria zijn gebruikt voor de selectie:

- De selectie dient de vegetatiekundige variatie van het Hollandse vastelandsduingebied te vertegenwoordigen. Dit zijn in ieder geval plantengemeenschappen die een aanzienlijk areaal bestrijken in het modelgebied, en plantengemeenschappen die duinspecifieke natuurdoelen en habitattypen van de Habitatrictlijn karakteriseren.
- Aquatische en semi-terrestrische plantengemeenschappen van infiltratiekanalen en plassen worden vooralsnog uitgesloten, omdat deze versie van PROBE geen effecten van gebiedsvreemd water kan berekenen;
- Bovendien vallen plantengemeenschappen af die in de duinen zeldzaam en tevens atypisch zijn. Dit zijn bijvoorbeeld eutrafente plantengemeenschappen die in Nederland algemeen zijn maar die in de duinen alleen zeer plaatselijk voorkomen als gevolg van sterke menselijke beïnvloeding.

Deze procedure heeft geleid tot de in Tabel 2-1 gegeven lijst van 46 voor het modelgebied geselecteerde vegetatietypen (zie Bijlage II voor de Nederlandse namen). Voor het betrouwbaar afleiden van statistische verbanden tussen indicatiewaarden en vegetatietypen zijn voldoende opnamen per type nodig. Wij hebben dit aantal gesteld op 25. Door deze eis blijken wegens gebrek aan vegetatieopnamen 3 typen af te moeten vallen (09BA03, *Associatie van Duinrus en Parnassia*; 09RG01 *Rompgemeenschap van Duinriet en Addertong*; 33DG02, *Derivaatgemeenschap van Canadapopulier*). Deze typen zijn in Tabel 2-1 met een sterretje gemarkeerd. Om deze gemeenschappen toch in de analyse te betrekken zouden er eerst meer vegetatieopnamen verzameld moeten worden. Ook kan worden overwogen plantengemeenschappen samen te voegen tot grovere eenheden, met per definitie meer opnamen.

Tabel 2-1. Voor het modelgebied geselecteerde vegetatietypen. De gemarkeerde typen vallen af wegens gebrek aan vegetatieopnamen (minder dan 25). Zie Bijlage II voor de Nederlandse namen. 00R500 is een lokale gemeenschap die op advies van Van Til bij uitzondering aan PROBE is toegevoegd omdat dit type belangrijk is in de AWD maar niet goed door de Vegetatie van Nederland wordt beschreven.

Pionier	Kort			Struweel		Bos
14CA01	00R500	09BA03*	14DG01	17AA02	37RG03	33DG02*
14CA02	06AB01	09BA04	14RG03	31AB03	37RG04	40AA02
23AB01	06AC04	09RG01*	14RG09	33AA01		41DG03
23RG01	08BB04	09RG02	14RG10	36AA02		42AA02
27AA02	08RG03	14AA02	14RG11	37AC01		43AA01
	08RG07	14BB02	18RG01	37AC02		43AA02
	09AA01	14CB01	19AA03	37AC03		43AA03
	09AA02	14CB02	20AA01	37RG02		

Ieder vegetatietype wordt in het model bepaald aan de hand van indicatiewaarden voor Vochttoestand, Voedselrijkdom en Zuurgraad. Vegetatiestructuur is de weerspiegeling van het beheer en het successiestadium waarin de vegetatie zich bevindt. Omdat deze factoren ook belangrijk zijn voor de soortensamenstelling van de vegetatie, is een onderscheid gemaakt naar vier klassen van vegetatiestructuur: Pionier, Kort, Struweel en Bos (Tabel 2-1). Voor ieder van de vier structuurklassen zijn aparte vegetatietabellen berekend, waarin de kans op voorkomen van vegetatietypen kan worden afgelezen als functie van indicatiewaarden.

Overwogen is nog het structuurtype Kort te splitsen in twee typen: Grasland en Ruigte. Dit is echter nagelaten omdat het aantal plantengemeenschappen dat als Ruigte kan worden beschouwd, te beperkt is. De meeste van de ruigtegemeenschappen komen bovendien in een fijn mozaïek samen met struwelen voor en zijn om die reden aan het structuurtype Struweel toebedeeld. Begroeiingen met Kruipwilg zijn toebedeeld aan het structuurtype Kort omdat deze begroeiingen vaak syntaxonomisch als grasland worden getypeerd. Pionierbegroeiingen zijn beperkt tot vegetaties die onder sterke verstuiwing staan en de *Associatie van Strandduizendguldenkruid en Krielparnassia* (27AA02). Natte duinvalleibegroeiingen die als pioniervegetatie optreden maar vaak langdurig aanwezig zijn, zijn toebedeeld aan het structuurtype Kort.

In het in Bijlage III beschreven bestand komen 8759 opnamen voor die zijn geïnclassificeerd tot een van de 43 associaties voor het model (1426 Pionier, 5258 Kort, 1096 Struweel en 996 Bos).

2.3 Selectie van indicatiewaarden

De Vegetatiemodule van PROBE kan in principe met verschillende indicatiewaardelijsten rekenen, en deze ook door elkaar heen gebruiken. Lijsten die we in beschouwing hebben genomen zijn:

- Indicatiewaarden volgens Clausman *et al.* (1987). Voordeel: voor het model NICHE-Duinen (Koerselman *et al.*, 1999) is er een goede relatie tussen deze indicatiewaarden en gemeten biomassa-productie beschikbaar. Nadeel: de lijst dekt niet alle soorten en is toegespitst op meer voedselrijke systemen.
- Indicatiewaarden volgens het ecotopensysteem (Runhaar *et al.*, 1987). Voordeel: waarden zijn beschikbaar voor nagenoeg alle vaatplanten, mossen en korstmossen. Nadeel: het systeem maakt geen onderscheid in zuurindicatie bij matig voedselrijke en zeer voedselrijke systemen.
- Indicatiewaarden volgens Ellenberg (1992). Voordeel ten opzichte van het ecotopensysteem is dat de zuurgraad apart wordt onderscheiden. Nadeel: voor Nederland niet zo betrouwbaar als het ecotopensysteem.
- Indicatorenreeks van Kiwa en SBB (Aggenbach & Jalink, 1999; Aggenbach & Jalink, 2000; Aggenbach *et al.*, 2002a; Aggenbach *et al.*, 2002b). Voordeel: er is een lijst met indicatoren die toegespitst is op de duinen. Nadeel: dekt lang niet alle soorten (alleen opvallende indicatorsoorten die snel reageren op milieuveranderingen) en een procedure voor de berekening van gemiddelde indicatiewaarden moet nog worden ontwikkeld en getest.

Om een gefundeerde keuze te kunnen maken hebben we getoetst hoe goed, bij verschillende indicatiesystemen, vegetatietypen met de vegetatiemodule worden geclassificeerd.

Het opnamebestand (Bijlage III) wordt bij de toetsing in tweeën gesplitst. De eerste helft van het bestand wordt gebruikt voor het afleiden van de vegetatiemodule, de tweede helft voor de toetsing van de vegetatiemodule. Bij de toetsing wordt de vegetatiemodule gevoed met de indicatiewaarden uit de tweede helft van het bestand. Dit resulteert per opname voor alle vegetatietypen in een kans op voorkomen. Iedere opname wordt tenslotte geclassificeerd tot het type met de hoogste kans op voorkomen. Voor iedere opname is ook de originele classificatie bekend, dat wil zeggen het type waartoe de opname behoort volgens De Vegetatie van Nederland. In een kruistabel worden tenslotte van alle opnamen de originele classificatie (rijen) en de door de vegetatiemodule bepaalde classificatie (kolommen) geturfd. Deze toetsing werd uitgevoerd op Korte vegetaties en vegetatietypen waarvan voor de calibratie tenminste 25 vegetatieopnamen bestaan. Om gebruik te kunnen maken van de Kiwa/SBB-indicatorenreeks werd een aparte procedure ontwikkeld voor het afleiden van gemiddelde indicatiewaarden per vegetatieopname. Ook werden voor dit systeem de optimale waarden per opname bepaald.

Uit ons beperkte onderzoek blijkt vooralsnog dat met het ecotopensysteem vegetatietypen het beste worden onderscheiden: gemiddeld wordt 76% van de opnamen goed geclassificeerd (Tabel 2-2). Bij de beoordeling van dit percentage moet worden bedacht dat een classificatie op basis van de soortensamenstelling (uit de Vegetatie van Nederland) vaak niet tot een eenduidig resultaat leidt. Een vegetatieopname bevat immers vaak kenmerken van meerdere vegetatietypen. Met een automatische classificatieprocedure als ASSOCIA (Van Tongeren, 2000) leidt dit meerdere typen die aan een opname worden toebedeeld. De natuur is een continuüm en iedere classificatie doet daar geweld aan.

Ter vergelijking enkele cijfers van andere kruisvalidaties:

- Vochttoestand en Voedelijkdom volgens het ecotopensysteem gecombineerd met Zuurgraad volgens Ellenberg resulteert in 66% goed geclassificeerd.
- Vochttoestand, Voedselrijkdom, Zuurgraad en Verstuiving volgens de Indicatorenreeks: 66%.
- Als vorige, maar optimale waarden in plaats van gemiddelden: 35%.

In totaal hebben we 7 van dit soort toetsen uitgevoerd. De lijst van Clausman *et al.* (1987) is daarbij buiten beschouwing gelaten, zowel uit tijdgebrek als omdat we denken dat deze lijst onvoldoende is toegesneden op de duinen. Het is echter zeker de moeite waard na te gaan of de berekening van gemiddelde indicatiewaarden volgens het ecotopensysteem, de indicatorenreeks of een ander systeem verbeterd kan worden, maar zulk detailonderzoek valt buiten het bestek van dit rapport.

Op basis van onze toetsen baseren we PROBE voorlopig op het ecotopensysteem; mocht later blijken dat een ander systeem voor een van de standplaatsfactoren beter is, dan passen we PROBE daarop aan. Voor de afleiding van de Vegetatiemodulen zijn uiteraard alle beschikbare vegetatieopnamen gebruikt (en

niet slechts de helft van de opnamen, zoals voor de toetsing). Tot subassociaties geclassificeerde opnamen zijn daarbij behandeld alsof het de in hiërarchie hoger gelegen associaties betrof.

De toetsing van PROBE zelf komt aan de orde in Hoofdstuk 6.

Tabel 2-2. Kruistabel voor Korte vegetaties met het aantal opnamen dat is toegekend aan een vegetatietype op basis van de soortensamenstelling (rijen) tegen de vegetatietypen geassocieerd met de vegetatiemodule op basis van indicatiewaarden voor Vochttoestand, Voedselrijkdom en Zuurgraad volgens Runhaar et al. (1987) (kolommen). Zie Bijlage II voor de Nederlandse namen van de vegetatietypen. NB: in een later stadium van het onderzoek is een iets andere selectie van vegetatietypen gemaakt dan voor deze toetsing (zie Tabel 2-1).

	N	% goed	06AC04	08BB04	09AA01	09AA02	09BA04	09RG02	14AA02	14BB02	14CA03	14CB01	14CB02	18RG01	19AA03	20AA01
06AC04	49	78	38	1	8	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
08BB04	122	91	7	111	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0
09AA01	25	40	11	0	10	1	1	1	0	0	0	0	0	0	1	0
09AA02	99	85	0	1	0	84	0	14	0	0	0	0	0	0	0	0
09BA04	82	73	4	0	12	0	60	1	0	0	0	0	0	0	5	0
09RG02	29	66	0	0	2	7	1	19	0	0	0	0	0	0	0	0
14AA02	208	86	0	0	0	0	0	0	178	21	0	7	0	0	0	2
14BB02	123	74	0	0	0	0	0	0	19	91	0	7	2	1	1	2
14CA03	73	67	0	0	0	0	0	0	0	0	49	8	15	0	1	0
14CB01	262	41	0	0	0	0	0	0	7	33	38	108	62	0	14	0
14CB02	63	68	0	0	0	0	0	0	0	4	5	10	43	0	1	0
18RG01	32	88	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	28	1	2
19AA03	28	75	0	0	0	0	2	1	0	0	0	2	0	2	21	0
20AA01	336	96	0	0	2	0	0	0	1	0	0	0	0	10	1	322

2.4 Berekening indicatiewaarden vegetatieopnamen

Omdat we, zoals gezegd, uitgaan van het ecotopensysteem, is een korte toelichting op de wijze waarop wij indicatiewaarden hebben berekend hier op zijn plaats.

Binnen het ecotopensysteem worden standplaatstypen onderscheiden. Zoals Tabel 2-3 laat zien worden deze typen geassocieerd op basis van de standplaatsfactoren Vochttoestand, Voedselrijkdom en Zuurgraad. Binnen iedere factor is een aantal klassen onderscheiden en de combinatie van die klassen resulteert in standplaatstypen. Ieder standplaatstype wordt aangeduid met een code die de klassen weergeeft; standplaatstype 42 bijvoorbeeld, betreft een vochtige (4), voedselarme en zwakzure (2) bodem.

Voor PROBE willen wij niet met klassen werken, maar kunnen beschikken over gemiddelde indicatiewaarden. Na het proberen van een aantal methoden hebben wij dit uiteindelijk gedaan door aan de klassen uit het ecotopensysteem indicatiewaarden toe te kennen volgens de in Tabel 2-4 gegeven vertaaltabel. Voor de standplaatsfactor Zuurgraad krijgen soorten van matig voedselrijke en zeer voedselrijke systemen respectievelijk de indicatiewaarden 2.5 en 3. De toekenning van deze waarden is gebaseerd op een vergelijking tussen de voedselrijkdomindicatie en de zuurindicatie volgens Ellenberg (1992) van plantensoorten.

Tabel 2-3. Classificatie van standplaatstypen volgens het ecotopensysteem. Standplaatstypen (met cursieve code aangegeven) zijn gedefinieerd door combinaties van kenmerkklassen (vette code). Voorbeeld: b40 is een brakke, vochtige standplaats.

		Zoet			brak		zilt
		voedselarm			matig rijk		zeer rijk
		zuur	zwak zuur	basisch			
		1	2	3	7	8	b z
Water	1	11	12	13	17	18	b10
Nat	2	21	22	23	27	28	b20 z20
Vochtig	4	41	42	43	47	48	b40
Droog	6	61	62	63	67	68	b60

Binnen het ecotopensysteem kan een plantensoort aan meerdere standplaatstypen zijn toebedeeld, waardoor rekening wordt gehouden met de ecologische amplitudo der soorten. Via weegwaarden is hiermee rekening gehouden; zie Witte (1998) voor de gebruikte procedure. Indifferenten soorten zijn buiten beschouwing gelaten. Bij de berekening van gemiddelde indicatiewaarden per opname is niet gewogen naar de bedekking van de soorten binnen de opname, omdat dit niet tot betere resultaten leidt (Käfer & Witte, 2004). Voor de liefhebbers illustreert onderstaand tekstkader hoe indicatiewaarden voor soorten zijn vastgesteld.

Tabel 2-4. Vertaling van de indicatieklassen uit het ecotopensysteem (vet gedrukt, zie Tabel 2-3 voor een verklaring) naar indicatiewaarden (iw).

Saliniteit	iw	Vochttoestand	iw	Voedselrijkdom	iw	Zuurgraad	iw
-	1	1	1	1, 2, 3	1	1	1
b	2	2	2	7	2	2	2
z	3	4	3	0, 8	3	7	2.5
		6	4			0, 3, 8	3

Tekstkader: Voorbeeldberekening indicatiewaarden plantensoort

Gewoon Reukgras is door Runhaar *et al.* (1987) ingedeeld bij de ecotootypen G22, G27, G42, G47, G62 en G67. Hieruit volgen de volgende weegwaarden:

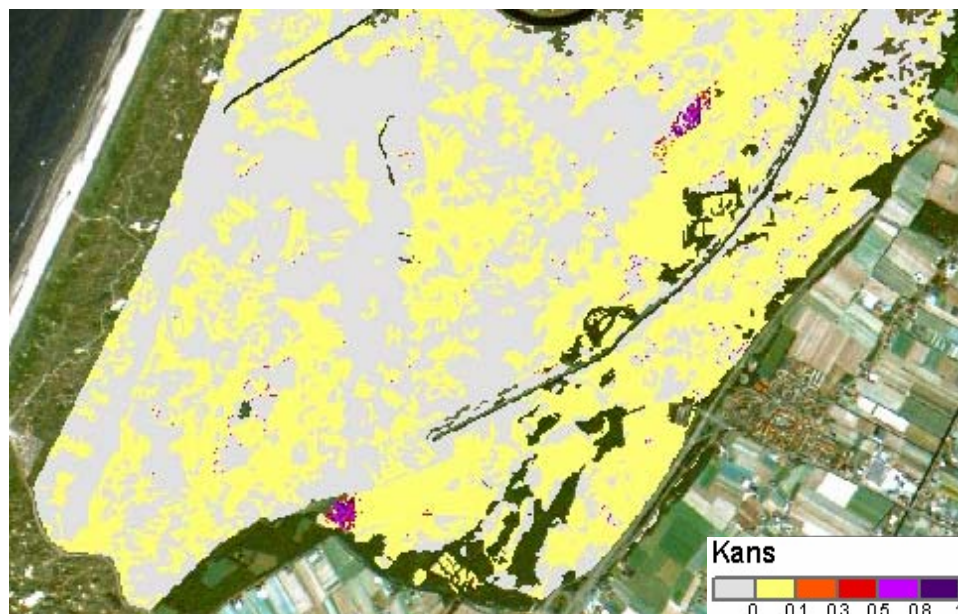
	Saliniteit	Vochttoestand	Voedselrijkdom	Zuurgraad
-	1	1	0	1, 2, 3
b	0	2	1/3	7
z	0	4	1/3	0, 8
		6	1/3	0, 3, 8

Combinatie van weegwaarden met Tabel 2-4 geeft de volgende indicatiewaarden:

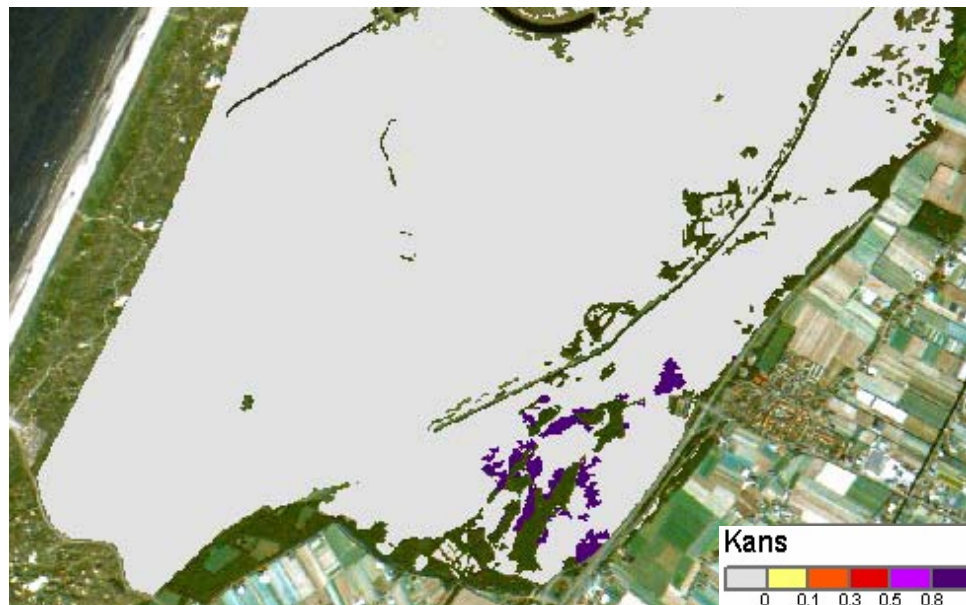
iw-Saliniteit	= 1.00 (1×1)
iw-Vochttoestand	= 3.00 (soort is indifferent, valt af)
iw-Voedselrijkdom	= 1.50 ($\frac{1}{2} \times 1 + \frac{1}{2} \times 2$)
iw-Zuurgraad	= 2.25 ($\frac{1}{2} \times 2 + \frac{1}{2} \times 2.5$)

2.5 Toepassing

In Hoofdstuk 4 wordt uitgelegd hoe indicatiewaarden per rastercel van 10×10 m voor de huidige situatie in het modelgebied kunnen worden vastgesteld. Deze indicatiewaarden zijn ingevoerd in de Vegetatiemodule om de kans op het voorkomen van vegetatietypen te voorspellen. Figuur 2-3 en Figuur 2-4 tonen twee voorbeelden. Uitvoer is ook mogelijk in de vorm van een tabel met berekende oppervlakten van de vegetatietypen. Meer voorbeelden worden gegeven in Hoofdstuk 6.



Figuur 2-3. Kans op voorkomen van vegetatietype 19AA03: Associatie van Maanvaren en Vleugeltjesbloem (resolutie 10×10 m, situatie 1995).



Figuur 2-4. Kans op voorkomen van vegetatietype 18RG01: Rompgemeenschap van Adelaarsvaren (resolutie 10×10 m, situatie 1995).



Figuur 2-5. Soorten met vier uiteenlopende indicatiewaarden voor Vochttoestand, v.l.n.r.: Teer vederkruid (iw = 1), Kleine lisdodde (iw = 2), Zwaluwwtong (iw = 2.6) en Muurpeper (iw = 4).

3 IJking van indicatiewaarden

3.1 Inleiding

De vegetatiemodule moet, zoals gezegd, worden gevoed met indicatiewaarden voor standplaatsfactoren, waarbij voorlopig is gekozen voor die van het ecotopensysteem (Runhaar *et al.*, 1987). De indicatiewaarden worden met behulp van ijkrelaties afgeleid van standplaatsvariabelen. Deze ijkrelaties beschrijven het verband tussen indicatiewaarde (zoals die voor Vochttoestand) en standplaatsvariabele (zoals de GVG). In het ideale geval zijn ze gebaseerd op vegetatieopnamen in het modelgebied en veldmetingen aan standplaatsvariabelen in de nabijheid van die opnamen. Binnen het project was echter geen ruimte om speciaal voor het modelgebied, de AWD, ijkrelaties af te leiden.

3.2 IJking indicatiewaarde voor Vochttoestand

Met behulp van gegevens van Runhaar (1989) is voor PROBE Figuur 3-1 afgeleid, die de ijkrelatie geeft voor de vochtindicatie. Deze relatie is ontleend aan 140 verspreid over Nederland gelegen vegetatieopnamen, in de nabijheid waarvan acht jaar lang (1980-1987) om de twee weken de grondwaterstand werd gemeten. Uit deze grondwaterstandsmetingen berekende Runhaar (1989) een betrouwbare gemiddelde voorjaarsgrondwaterstand GVG (fout < 10 cm). De indicatiewaarde voor ieder van de 140 opnamen hebben wij op dezelfde manier berekend als voor de Vegetatiemodule (§2.4).

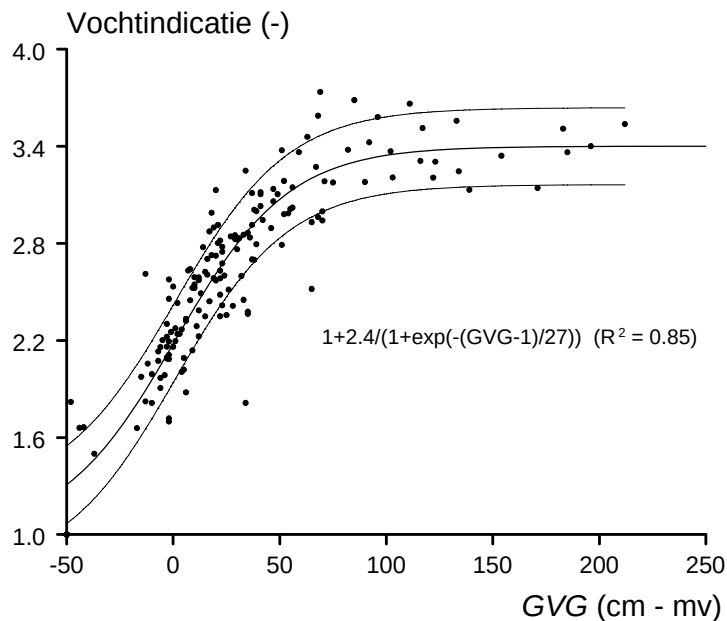
Door de punten is een sigmoïde functie gefit met als opgelegde horizontale asymptoten de waarden 1.0 en 3.4. Dit zijn respectievelijk de theoretisch minimale indicatiewaarde en de gemiddelde indicatiewaarde van vegetatieopnamen die buiten de invloed van het grondwater staan, dat wil zeggen opnamen met een GVG dieper dan ca. 80 cm – mv (dit is vergelijkbaar met de grenswaarde van 90 cm die Louman (1989; *fide* Kuipers, 1994) voor de vochtklasse ‘droog’ in de duinen aanhoudt). De functie luidt:

$$iw = 1 + \frac{2.4}{1 + \exp\left(-\frac{(GVG - 1)}{27}\right)} \quad [3.1]$$

Waarin de GVG wordt uitgedrukt in cm beneden maaiveld.

Deze relatie is alleen bruikbaar voor natte en vochtige milieus, waarin de grondwaterstand direct invloed heeft op de zuurstofvoorziening en de redoxpotentiaal in het wortelmilieu. Naarmate de grondwaterstand dieper ligt verklaart hij minder de vochtindicatie van de vegetatie (in Figuur 3-1 uit zich dit een nagenoeg horizontaal verloop van de waarnemingen vanaf ca. 80 cm –mv). Zulke verschillen hangen sterk samen met de hoeveelheid bodemvocht die beschikbaar is voor de verdamping van de vegetatie. Deze hoeveelheid is op zijn beurt afhankelijk van de bodemtextuur en de hoeveelheid organische stof in de wortelzone. Tijdens de successie neemt de hoeveelheid organische stof toe, en daarmee het vochttekort af. Daarom zal, wanneer PROBE geschikt wordt gemaakt

voor de berekening van successie, de vochtindicatie van de vegetatie tevens geijkt moeten worden tegen de standplaatsvariabele vochttkort. Enkele verkennende studies zijn hier al voor uitgevoerd (Jansen & Runhaar 2005; Runhaar *et al.*, 1987; Witte & Runhaar, 2000); meer onderzoek zal worden verricht door een onlangs bij de VU (Systeemecologie) en Kiwa aangetrokken PhD-student.



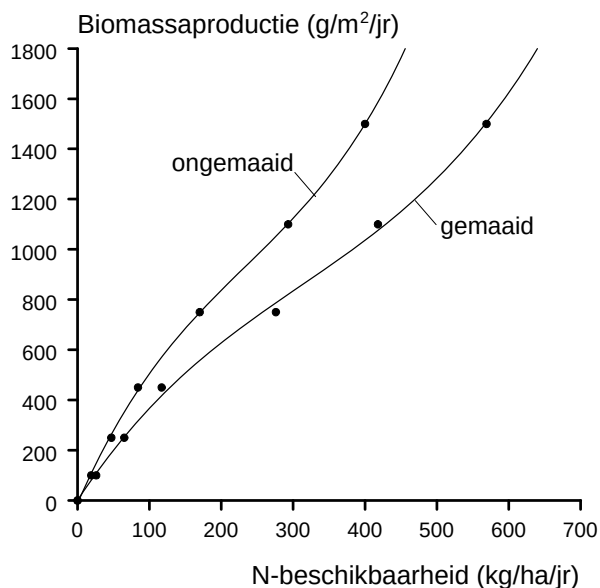
Figuur 3-1. Relatie tussen de gemiddelde voorjaarsgrondwaterstand GVG en de vochtindicatie volgens het ecotopensysteem. Ieder punt correspondeert met een vegetatieopname. Van de sigmoïde die door de punten is gefit, is met dünnere lijnen de standaardafwijking van de voorspelling weergegeven.

3.3 IJking indicatiewaarde voor Voedselrijkdom

In het ecotopensysteem is de voedselrijkdom een maat voor de beschikbaarheid aan voedingsstoffen van het substraat, en niet van de productiviteit van de vegetatie. De voedselrijkdom wordt in veel gevallen bepaald door de beschikbaarheid van de nutriënten N, P en K, maar ook door de verhouding tussen de concentraties van deze nutriënten en de hoeveelheid beschikbaar bodemvocht.

Voor deze versie van PROBE zijn we er vanuit gegaan dat de standplaatsfactor Voedselrijkdom afdoende kan worden gekarakteriseerd aan de hand van de standplaatsvariabelen N-beschikbaarheid en P-beschikbaarheid, respectievelijk aangeduid met *N* en *P* (beide in kg N/ha/jr). Door de aanvoer via salt-spray treedt in duinecosystemen geen K-beperking op. Er waren onvoldoende meetgegevens beschikbaar om de relatie tussen voedselrijkdom, *N* en *P* rechtstreeks te ontleenen aan veldgegevens. In plaats daarvan hebben wij aan de literatuur ontleende relaties tussen (1) N-beschikbaarheid *N* en biomassaproductie voor N-gelimiteerde ecosystemen en (2) tussen biomassaproductie en voedselrijkdomindicatie, gecombineerd tot (3) een relatie tussen indicatiewaarde en *N*. Deze relatie is daarna uitgebreid voor P-beschikbaarheid, *P*. Dit is als volgt gedaan.

Door Koerselman *et al.* (1999) is de in Figuur 3-2 gegeven relatie afgeleid tussen N van de bodem en de bovengrondse biomassa die jaarlijks door de vegetatie wordt geproduceerd. Het betreft N-gelimiteerde systemen. Aan deze relatie ligt een theoretische benadering ten grondslag, die is gebaseerd op een berekening van de nutriëntenbehoefte van de vegetatie om een bepaalde hoeveelheid biomassa in stand te kunnen houden (Koerselman & Meuleman, 1995). Dit houdt in dat in een evenwichtssituatie waarbij de biomassaproductie constant blijft, alle verliezen van stikstof (via strooiselproductie, afvoer van hooi, waterbewegingen en via denitrificatie), gecompenseerd worden door aanvoer van N naar de standplaats. Onderscheid is gemaakt tussen gemaaide en niet-gemaaide terreinen. In tegenstelling tot ongemaaide terreinen verdwijnt een gedeelte van de hoeveelheid stikstof uit een gemaaid terrein, namelijk met de afvoer van het maaisel. Deze hoeveelheid kan dus niet meer ten goede komen aan de biomassaproductie.



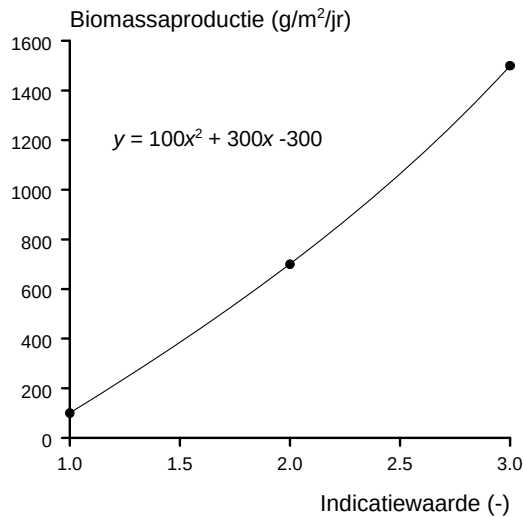
Figuur 3-2. Relatie tussen N-beschikbaarheid en biomassaproductie in gemaaide en ongemaaide graslanden. Naar Koerselman *et al.* (1999, Figuur 10 en Tabel 1).

De voedselrijkdomindicatie van de vegetatie relateren Runhaar *et al.* (2003) aan indicatieve cijfers voor de biomassaproductie. Op basis van een door Koerselman *et al.* (1999) verrichte literatuurstudie lijken deze cijfers echter veel te laag. Bijlage I in Koerselman *et al.* (1999) bevat de resultaten van 63 veldmetingen aan biomassaproductie van korte vegetaties, met per meting een typering van de vegetatie. Op basis van deze typering valt de indicatiewaarde van de vegetatie in te schatten, zodat indicatiewaarden aan biomassacijfers kunnen worden gekoppeld. Wij hebben dit provisorisch gedaan en komen voorlopig tot de volgende conclusies voor ongemaaide systemen:

- voedselarme vegetaties (indicatiewaarde *iw* = 1) hebben een gemiddelde drogestofproductie van 100 g/m²/jr;

- matig voedselrijke vegetaties ($iw = 2$) hebben een drogestofproductie van 700 g/m²/jr;
- zeer voedselrijke vegetaties ($iw = 3$) een drogestofproductie van 1500 g/m²/jr.

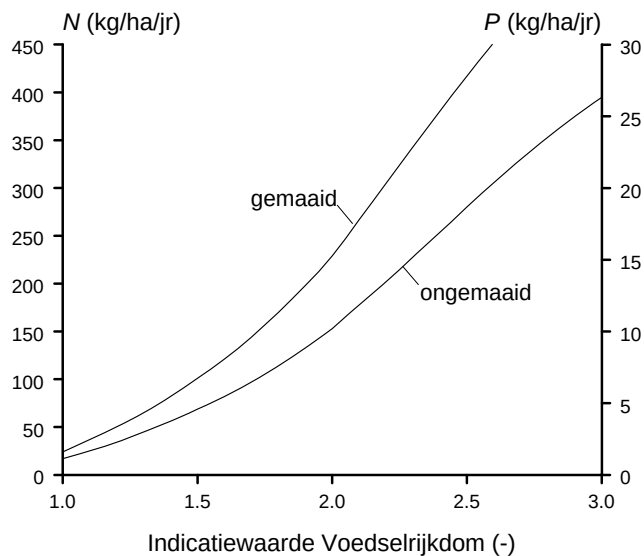
Deze drie knikpunten zijn gebruikt voor het afleiden van de in Figuur 3-3 gegeven relatie voor ongemaaide vegetaties.



Figuur 3-3. Relatie tussen indicatiewaarde voedselrijkdom (ecotopensysteem) en biomassaproductie in ongemaaide vegetaties.

Voorbeelden van plantengemeenschappen bij indicatiewaarden 1 en 2 zijn respectievelijk: 20AA01A (associatie van Struikhei en Stekelbrem, subassociatie met korstmossen) en 27AA02 (associatie van Strandduizendguldenkruid en Krielparnassia). Gemeenschappen met indicatiewaarde 3 komen niet in onze selectie voor het modelgebied voor. De associatie van Ballotte en andere Netels (31AB03) is, met een indicatiewaarde van 2.8, het meest voedselminnend.

Uit N-beschikbaarheid N volgt via Figuur 3-2 de biomassaproductie, en die is op zijn beurt via Figuur 3-3 gerelateerd aan de voedselrijkdomindicatie. Op basis van beide figuren is dus de relatie tussen indicatiewaarde en N vastgesteld; zie Figuur 3-4. Op grond van Koerselman & Meuleman (1995) blijkt dat de verhouding tussen N en P bepaalt welke voedingstof limiterend is voor de plantengroei (vooropgesteld dat niet een ander nutriënt limiterend is). De verhouding zegt niets over de voedselrijkdom in absolute zin. Volgens Koerselman & Meuleman (1996) is bij een $N:P$ -ratio > 15 fosfor limiterend voor plantengroei, bij lagere waarden is N -limiterend. Op grond hiervan veronderstellen we colimitatie bij $N:P = 15$, en voegen we aan Figuur 3-4 een y -as toe voor P . De vaststelling van het limiterende nutriënt, N of P , komt aan de orde in §4.4.

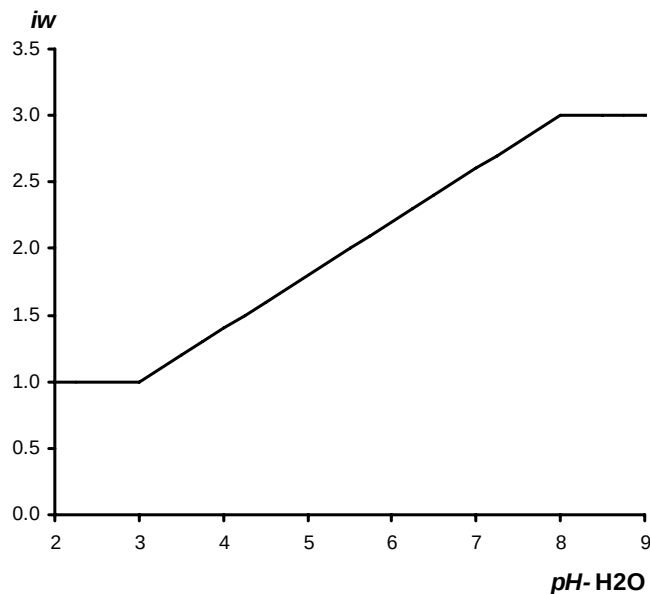


Figuur 3-4. Relatie tussen indicatiewaarde voor voedselrijkdom (ecotopendry) en N- en P-beschikbaarheid voor cogelimited systemen.

3.4 IJking indicatiewaarde voor Zuurgraad

Binnen dit project is het ook voor de factor Zuurgraad niet gelukt een aan veldgegevens ontleende ijkrelatie af te leiden. In plaats daarvan gebruiken wij voorlopig de volgende relatie (Figuur 3-5):

$$iw = \max\left(1, \min\left(3, 0.4 pH_{H_2O} - 0.2\right)\right) \quad [3.2]$$



Figuur 3-5. Relatie tussen pH_{H_2O} en indicatiewaarde voor zuurgraad (ecotopendry).

Deze relatie hebben wij ontleend aan de indicatieve pH-waarden die Runhaar *et al.* (2003) via hun Tabel 2.2 gegeven bij verschillende indicatiewaarden.

3.5 Verbeteringen

Het is onbevredigend dat wij alleen voor de factor Vochttoestand een ijkrelatie hebben kunnen afleiden die direct is gebaseerd op veldmetingen. Voor de factor Vochttoestand hadden wij de beschikking over een bestand met vegetatieopnamen in de nabijheid waarvan de GVG nauwkeurig is gemeten. Er bestaan echter ook bestanden met opnamen waarbij de pH en standplaatsvariabelen voor de voedselrijkdom zijn gemeten (o.a. Alkemade *et al.*, 1996; Ertsen, 1998; Noest, 1991; Schaffers & Sýkora, 2000, Wamelink *et al.*, 2005). Deze bestanden, maar vooral ook meetgegevens uit de duinen zelf, zouden in een vervolgonderzoek aangewend moeten worden om statistisch goed onderbouwde ijkrelaties af te leiden voor de standplaatsfactoren Voedselrijkdom en Zuurgraad.



Figuur 3-6. Karakteristieke plantensoorten van duinvalleien. Van linksboven, met de klok mee: Strandduizendguldenkruid en Krielparnassia, Parnassia, Herfstbitterling, Slanke gentiaan. Bron: Synbiosys.

4 Vaststelling uitgangssituatie

4.1 Variantie gewogen standplaatsvariabelen

In stap 1 van de voorspelling (Figuur 1-2) worden de standplaatsvariabelen (in de huidige versie: GVG, N-mineralisatie en bodem-pH) in de uitgangssituatie zo goed mogelijk vastgesteld. Deze standplaatsvariabelen worden in ecohydrologische modellen doorgaans ontleend aan grondwatermodellen, bodemchemische modellen en tabellen waarin voor ieder bodemtype kan worden opgezocht wat, bij een bepaalde grondwaterstand en kwelsituatie, bijvoorbeeld de bodem-pH is en de N-mineralisatie. Voorbeelden van zulke bodemgerelateerde tabellen zijn te vinden in de modellen NICHE (Meuleman *et al.*, 1996), NATLES (Runhaar *et al.*, 2003) en DEMNAT (Witte, 1998).

Van natuurgebieden bestaan dikwijls vegetatiekaarten. Aangezien de vegetatie een uitdrukking is van ter plaatse heersende standplaatsomstandigheden, kan aan een vegetatiekaart ook informatie worden ontleend over standplaatsvariabelen. Niet zelden komt het in projecten voor dat een goede vegetatie-ecoloog de uitkomsten van een grondwatermodel verwerpt, omdat hij immers 'weet' dat op een bepaalde plek de grondwaterstand ondieper moet liggen, omdat daar een veenmosrijke dopheidevegetatie staat, en elders weer lager, omdat de vegetatie daar gedomineerd wordt door Muizenootje en Muurpeper. Het zou zonde zijn geen gebruik te maken van de informatie die de vegetatie verschaft over de uitgangssituatie². Bovendien is voor het modelgebied de vegetatiekaart een onmisbare informatiebron, omdat aan de bodemkaart in de duinen heel weinig informatie valt te ontleen: de meeste bodems vallen onder de eenheid 'Duinvaaggrond'.

PROBE is zo opgezet dat beide bronnen van informatie ('abiotische bron' en vegetatiekaart) worden gewogen om tot een zo betrouwbaar mogelijke schatting van de uitgangssituatie te komen. De weging gebeurt daarbij naar onzekerheid: is bijvoorbeeld de GVG op een bepaalde locatie zeer betrouwbaar met een grondwatermodel vastgesteld, terwijl de vegetatie daar weinig informatie over de GVG verschaft (het is een vegetatie bestaande uit mesofyten en xerofyten), dan wordt de uiteindelijke GVG vooral gebaseerd op het grondwatermodel.

Stel dat we voor een bepaalde modelplot twee schattingen van een standplaatsvariable V hebben, een gebaseerd op een abiotische bron, V_a , en een gebaseerd op een gebaseerd op de vegetatiekaart, V_v . Neem voorts aan dat we van beide bronnen de variantie kennen, respectievelijk σ_a^2 en σ_v^2 . De uitgangswaarde voor PROBE wordt dan uiteindelijk:

² Het gebruik van de vegetatiekaart bij het afleiden van standplaatscondities stelt wel hogere eisen aan de modeltoetsing, maar onverantwoord is het niet. Net zoals hydrologen grondwaterstandsmetingen gebruiken voor de ijking van een grondwatermodel, waarmee ze daarna grondwaterstanden voorspellen, zo gebruiken wij de vegetatiekaart voor het ijken van PROBE, waarmee we vervolgens de vegetatie voorspellen.

$$V = \frac{\sigma_v^2}{\sigma_a^2 + \sigma_v^2} V_a + \frac{\sigma_a^2}{\sigma_a^2 + \sigma_v^2} V_v \quad [4.1]$$

In de volgende paragraaf zal deze methode worden toegepast voor de GVG.

Op de vegetatiekaart van de AWD uit 1996 (Van Til & Mourik, 1999) worden binnen een kaartvlak vaak meerdere lokale typen aangegeven. Voor PROBE is ieder kaartvlak echter aan het eerste lokale type toebedeeld. Vervolgens is ieder kaartvlak op basis van het eerste lokale type toegekend aan een plantengemeenschap volgens De Vegetatie van Nederland (DVN); andere mogelijke vegetatietypen zijn genegeerd.

De naar DVN-typen vertaalde vegetatiekaart wordt gebruikt om standplaatsvariabelen in de uitgangssituatie in het modelgebied vast te stellen. Daartoe wordt gebruik gemaakt van relaties tussen indicatiewaarden en standplaatsvariabelen; in feite worden de in Hoofdstuk 3 behandelde ijkrelaties invers toegepast.

Voor de vertaling van de vegetatiekaart naar standplaatsvariabelen is het nodig dat indicatiewaarden worden toegekend aan de vegetatietypen van die kaart. Wij hebben hiervoor, enigszins arbitrair, de gemiddelden genomen. Van ieder type zijn de gemiddelde indicatiewaarden voor Vochttoestand, Voedselrijkdom en Zuurgraad berekend uit alle tot dat type geclassificeerde vegetatieopnamen. Het resultaat is opgenomen in Bijlage IV.

De hier beschreven bewerkingen van de lokale vegetatiekaart kunnen de modelbetrouwbaarheid negatief beïnvloeden; in Hoofdstuk 6 en 7 zal hierop worden ingegaan.

4.2 Gemiddelde voorjaarsgrondwaterstand

Van het modelgebied bestaat een zeer gedetailleerd grondwatermodel, dat de grondwaterstand ten opzichte van NAP berekent met een standaardafwijking van 15 cm (Kamps & Olsthoorn, 2001). Volgens opgave van WLB (mond. med. Van Til, 2005) is de standaardafwijking van het digitale hoogtebestand eveneens 15 cm. De standaardafwijking van de van beide bronnen afgeleide GVG – die wordt uitgedrukt in centimeter ten opzichte van maaiveld – is derhalve

$$\sigma_a = \sqrt{15^2 + 15^2} \approx 21 \text{ cm.}$$

Voor de afleiding van de GVG uit de vegetatie worden de gegevens van de ijkrelatie GVG-vochtindicatie gebruikt (Figuur 3-1). In Figuur 4-1 zijn deze gegevens opgenomen, alleen met nu de indicatiewaarde op de x-as en de GVG op de y-as. Kijken we alleen naar de meetgegevens, dan valt op dat de GVG geen verband meer vertoont met de indicatiewaarde vanaf een indicatiewaarde van ongeveer 3; op het oog vragen de meetwaarden om een verticale asymptoot bij hoge indicatiewaarden. Gangbare statistische pakketten kunnen echter niet met verticale asymptoten omgaan: de functies die men met zulke pakketten fit liggen altijd veel te vlak. Daarom is besloten de GVG niet te fitten op indicatiewaarden, maar de in Figuur 3-1 getoonde curve, inclusief de standaardafwijking van de

voorspelling, om te draaien. Statistisch is dit niet netjes, maar het resultaat is op het oog redelijk bevredigend (Figuur 3-1). Uit vergelijking [3.1] volgt³:

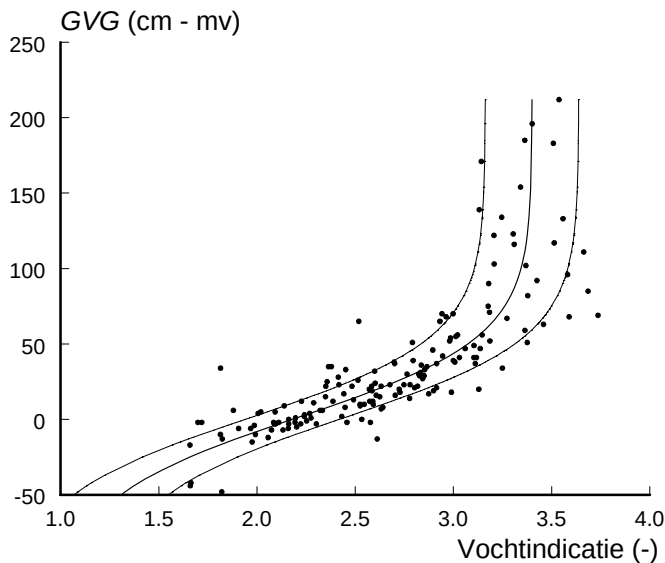
$$GVG_v = 1 + 27 \ln \frac{iw - 1}{3.4 - iw} \quad \{1.1 \leq iw \leq 3.3\} \quad [4.2]$$

We hebben nu alle informatie die nodig is om de GVG naar variantie gewogen vast te stellen. Dit kan het beste aan de hand van een voorbeeld worden uitgelegd.

Stel dat de vegetatiekaart op een locatie het type 27AA02A aangeeft (Associatie van Strandduizendguldenkruid en Krielparnassia, subassociatie met Aardbeiklaver), en het grondwatermodel daar heeft berekend dat $GVG_a = 60$ cm - mv (met $\sigma_a = 21$ cm). Volgens Bijlage IV heeft vegetatietype 27AA02C een vochtindicatie van 2.9, wat ingevuld in vergelijking [4.2] resulteert in $GVG_v = 37$ cm. De standaardafwijking van deze schatting bedraagt volgens Figuur 3-1 gemiddeld $\sigma_v = 17$ cm. De uitgangswaarde van de GVG wordt nu volgens

$$\text{vergelijking [4.1]: } GVG = \frac{17^2}{21^2 + 17^2} 60 + \frac{21^2}{21^2 + 17^2} 37 = 46 \text{ cm -mv.}$$

Merk op dat naarmate de vegetatie drogere omstandigheden indiceert, σ_v toeneemt (tot oneindig) en de GVG dus steeds meer bepaald wordt door het grondwatermodel.



Figuur 4-1. Voorlopige relatie tussen vochtindicatie (ecotopensysteem) en de gemiddelde voorjaarsgrondwaterstand GVG, plus standaardafwijking van de voorspelling. Deze figuur is de inverse van Figuur 3-1.

³ Buiten het in [4.2] aangegeven bereik van iw worden dummy-waarden aangehouden met een zeer grote variantie, zodat de GVG met [4.1] geheel wordt bepaald door het grondwatermodel.

4.3 Bodem-pH

Zoals vermeld in Hoofdstuk 3 hebben we geen gebruik kunnen maken van goede veldgegevens om een ijkrelatie voor Zuurgraad af te leiden. Dit betekent dat we voor het vaststellen van de bodem-pH, de ijkrelatie uit Hoofdstuk 3 (vergelijking [3.2]) invers zullen gebruiken om, zonder weging naar variantie, de uitgangstoestand te bepalen. PROBE is echter zo opgezet dat weging naar variantie in principe mogelijk is, net zoals dat nu wèl gebeurt voor de GVG.

4.4 Beschikbaarheid N en P

Ook voor de beschikbaarheid van de plant voor N en P gebruiken we voorlopig de ijkrelatie uit Hoofdstuk 3 (Figuur 3-4) invers. Deze ijkrelatie bepaalt de beschikbaarheid van N en P bij colimitatie. In de meeste gevallen is echter N of P limiterend voor de plantengroei. Gezien de wezenlijke verschillen in bronnen en in gedrag van N en P in het milieu, is het voor effectvoorspellingen noodzakelijk vast te stellen welk nutriënt limiterend is, N of P, en tevens de grootte van de mineralisatieposten van beide nutriënten te kennen.

In het modelgebied zijn mineralisatie en atmosferische depositie de enige bronnen voor N. Bronnen voor P zijn mineralisatie, atmosferische depositie en verwerking van anorganische bodemcomponenten. Een gedeelte van de hoeveelheid vrijgemaakt P wordt weer vastgelegd (geprecipiteerd).

De procedure voor het vaststellen van N en P verloopt als volgt:

1. Veronderstel eerst dat N limiterend is; N volgt dan uit de vegetatie via Figuur 3-4.
2. Uit N berekenen we de hoeveelheid gemineraliseerd N om N te verklaren, $N_{\min}$. Uit een vaste verhouding tussen N-mineralisatie en P-mineralisatie ($P_{\min}$) volgt vervolgens $P_{\min}$.
3. Van $P_{\min}$ en de hoeveelheid P uit de atmosfeer, P_{atm} , wordt een bepaalde fractie F_p vastgelegd aan bodemcomponenten, zodat een hoeveelheid P over blijft voor de vegetatie. We kunnen nu de N:P-ratio berekenen. Is deze kleiner dan 15, dan klopt de aanname dat het systeem N-gelimiteerd is. Is deze groter dan 15, dan gaan we naar de volgende stap⁴.
4. Als uit stap 3 blijkt dat het systeem P-gelimiteerd is, is een onderschatting gemaakt van de N-beschikbaarheid en moeten we terugrekenen wat de daadwerkelijke N-beschikbaarheid is: leid P af uit de vegetatie (Figuur 3-4), bepaal via F_p de hoeveelheid gemineraliseerd P en vervolgens respectievelijk $N_{\min}$ en N .

We zullen deze procedure stap voor stap doornemen.

Ad 1. Bepaling N

N volgt uit Figuur 3-4.

⁴De N:P-ratio is nadrukkelijk *niet* een maat voor de voedselrijkdom van het systeem; hij verschaft alleen inzicht in het nutriënt dat beperkend is voor de biomassagroei.

Ad 2. Vaststelling $N_{\min}$ en $P_{\min}$

De hoeveelheid N komt tot stand door mineralisatie van organische stof en door atmosferische depositie:

$$N = N_{\min} + N_{\text{atm}} \quad [4.3]$$

met:

N = N-beschikbaarheid (kg/ha/jr)

$N_{\min}$ = N-mineralisatie (kg/ha/jr)

N_{atm} = N-depositie (kg/ha/jr)

Voor een ander modelgebied kunnen hieraan nog aanvoertermen worden toegevoegd.

In de duinen bedraagt de natte depositie van stikstof (via de neerslag) ongeveer 800 mol/ha/jaar. De droge depositie, d.w.z. de depositie van gassen en de interceptie van aerosolen door de vegetatie, bedraagt eveneens circa 800 mol/ha/jaar (Ten Harkel, 1998). De totale stikstofdepositie is derhalve ongeveer 1600 mol/ha/jr, wat overeenkomt met 22.4 kg N/ha/jr (de achtergrondswaarde bedraagt volgens het RIVM 5-9 kg N/ha/jr).

We kennen nu dus zowel N als N_{atm} in de uitgangssituatie, zodat via [4.3] ook $N_{\min}$ in de uitgangssituatie kan worden berekend. Volgens Koerselman et al (1999) bedraagt de fosformineralisatie een bepaalde fractie van de stikstofmineralisatie:

$$P_{\min} = f_{\min}^P N_{\min} \quad [4.4]$$

met:

$P_{\min}$ = P-mineralisatie (kg/ha/jr)

$f_{\min}^P$ = fractie $P_{\min}$ ten opzichte van $N_{\min}$ (-)

Op grond van twee verschillende benaderingen kan volgens Koerselman *et al.* (1999) voor $f_{\min}^P$ de waarde 0.15 worden aangehouden.

Ad 3. Bepaling P

De hoeveelheid beschikbaar fosfor in de bodem, P , is veelal laag door interacties van fosfaat met diverse bodemcomponenten. Adsorptie wordt als het belangrijkste proces beschouwd dat de beschikbaarheid van P in bodems controleert. De dominante reacties zijn die met Fe- en Al-(hydr)oxiden en met Ca-carbonaten. Aangezien de adsorptie in principe omkeerbaar is, blijft geabsorbeerd P een potentiële bron van plantbeschikbaar fosfor. Door de interacties is slechts een deel F^P van de gemineraliseerde en atmosferische hoeveelheid fosfor beschikbaar voor plantengroei. Houden we ook nog rekening met de hoeveelheid P die netto via verwerking van anorganische bodemverbindingen vrijkomt (P_{ver}), dan krijgen we:

$$P = F^P (P_{\min} + P_{\text{atm}}) + P_{\text{ver}} \quad [4.5]$$

Voor de atmosferische term P_{atm} nemen we voor het modelgebied de waarde aan uit Stuyfzand (1999) van 0.26 kg P/ha/jr. De verwerkingsterm P_{ver} laten we voorlopig buiten beschouwing; we komen hier aan het eind van deze paragraaf op

terug. We dienen nu nog precipitatiefactor F^P te kennen om [4.5] te kunnen oplossen.

In zure bodems is de adsorptie van fosfaat aan Fe- en Al-(hydr)oxiden groot. Dat geldt ook voor makkelijk afbreekbaar organisch P in zure bodems. In zwak zure tot basische bodems zijn de mechanismen van adsorptie van P en de sterkte en de omkeerbaarheid van de P-bindingen wezenlijk anders. De adsorptie van P aan kalk en de precipitatie van Ca-P-mineralen worden beschouwd als de dominante processen voor vastlegging van P in zowel alkalische aquatische systemen als in terrestrische systemen waar carbonaten aanwezig zijn. Niettemin kan ook in dergelijke systemen een significante hoeveelheid P gebonden zijn aan Fe- en Al-(hydr)oxiden. In bodems met grof schelpmateriaal, neemt door verwerking de totale hoeveelheid kalk af, maar neemt het specifieke oppervlak van de kleinere kalkdeeltjes toe. Hierdoor kan P sterker worden vastgelegd. De relatie tussen het kalkgehalte en de vastlegging van P is derhalve niet eenduidig.

In het algemeen komen in zwak zure tot neutrale bodems hogere P-concentraties in het bodemvocht voor dan in zure en kalkrijke bodems. De hogere P-concentraties kunnen worden verklaard door de oplosbaarheid van de meest relevante fosfaatverbindingen, zie Figuur 4-2. De hoge oplosbaarheid van calcium- en ijzer/ aluminium -fosfaat verbindingen bij een pH tussen 5 en 6 valt in het Renodunaal district (de duinen ten zuiden van Bergen, gevormd door sedimenten van de Rijn) samen met een biomassapijk (Kooijman, 2001). Uitgaande van een hoge pH van 7, met sterke P-fixatie door calcium, leidt lichte verzuring derhalve tot een toename van de P-beschikbaarheid. Bij een lage pH van 4, met sterke P-fixatie door ijzer- en aluminium-(hydr)oxiden, is de redox-potentiaal relevant voor de beschikbaarheid van P. In anaërobe, reducerende milieus treedt vastlegging door ijzer niet op. Vernatting onder zwak zure tot zure omstandigheden kan derhalve leiden tot een toename van P. Indien door vernatting aanvoer van basenrijk water plaatsvindt, kan het vrijkomende P echter (op termijn) weer vastgelegd worden door calcium.

In het Waddendistrict (benoorden Bergen) komen ijzer- en aluminium-(hydr)oxiden nauwelijks voor, waardoor er een geringe P-fixatie in zure bodems optreedt. Dit verklaart volgens Kooijman (2001) de, in vergelijking met het Renodunaal district, hogere biomassaproductie in zure bodems van droge duinen in het Waddendistrict.

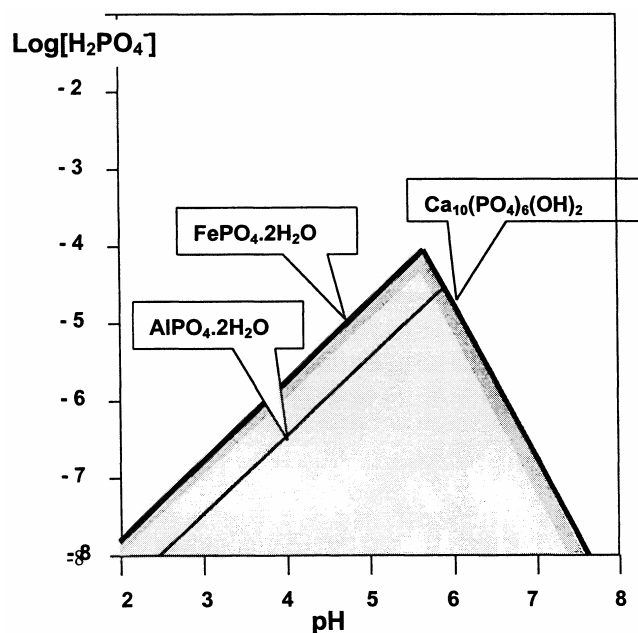
Op grond van voorgaande beschouwing (o.a. Figuur 4-2) en mineralisatieonderzoek van Kooijman & Besse (2002), is het volgende verband tussen de zuurgraad en de mate van vastlegging van P verondersteld (Figuur 4-3):

$$F^P = 1 - R = 1 - \left[R_{\max} - (R_{\max} - R_{\min}) \exp \left(b_0 \left(\max(pH, b_1) - pH_{\text{mid}} \right)^2 \right) \right] \quad [4.6]$$

Waarin:

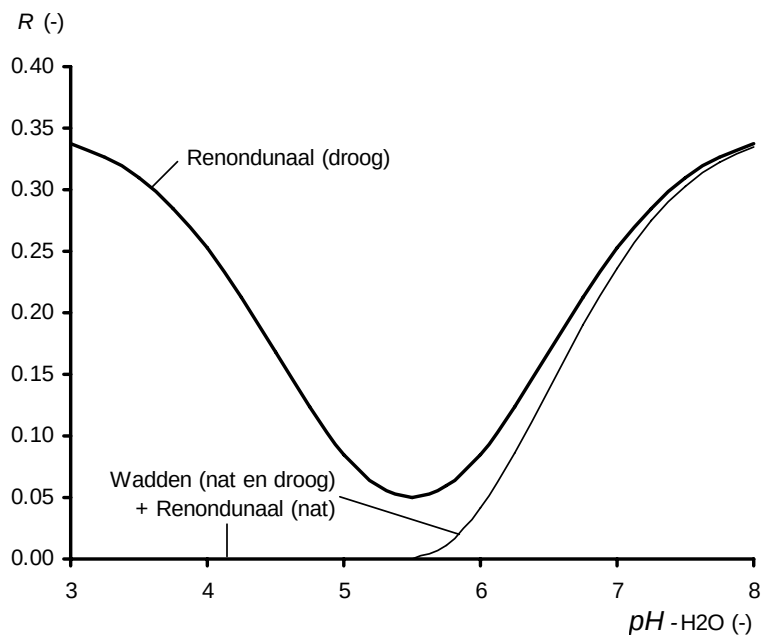
- F^P = reductiefactor voor precipitatie (-)
- R = precipitatie, als fractie van P (-)
- $R_{\max}$ = maximale precipitatie (-)
- $R_{\min}$ = minimale precipitatie (-)

- b_0 = parameter die de kromming van de functie bepaalt (-)
 b_1 = parameter, een soort schakelaar, die R op nul kan zetten bij $pH < b_1$ (-)
 pH_{mid} = pH waarbij de precipitatie minimaal is (-)



Figuur 4-2. Oplosbaarheid van fosfaat, uitgedrukt als $\log[H_2PO_4^-]$ ($\log[\text{mol concentratie}]$), als functie van de pH , in evenwicht met Al-fosfaat plus Al-hydroxide, Fe-fosfaat plus ferrihydriet, of apatiet plus opgelost Ca^{2+} bij 10-2.5 mol/l. Het ion $H_2PO_4^-$ is de dominante vorm van opgelost anorganisch P tussen pH 2.1 en 7.2. Fosfaatmineralen zullen oplossen in het driehoekige gebied tussen pH 2 en pH 7.5 en neerslaan in het witte gebied daarboven (Braakhekke et al., 2003, gewijzigd naar Bolt & Bruggenwert, 1976).

Koerselman et al. (1999) en Kooijman (2001) vermelden respectievelijk een factor 25% en 40% voor de maximale vastlegging van beschikbaar P in duinbodems. Op grond hiervan stellen we limietwaarde R_{max} voorlopig in op 0.40. Parameterwaarden b_0 stellen we in op -0.5 omdat bij deze waarde de sterke verandering in P-vastlegging tussen pH 4 en 5 en tussen pH 6 en 7 goed wordt nagebootst. Bij de instelling van b_0 is bovendien gekeken naar vegetatietypen en daarbij behorende informatie over pH , N en het groeilimiterende nutriënt. Parameter pH_{mid} krijgt de waarde 5.5 omdat bij deze waarde de combinatie van Fe/Al- en Ca-vastlegging minimaal is (Figuur 4-2 en Kooijman, 2001). Voor de droge bodems (voor het model gesteld op een GVG dieper dan 50 cm -mv) in het Renondunaal district zijn de parameterwaarden b_1 en R_{min} ingesteld op respectievelijk 0 en 0.05; voor het Waddendistrict en natte bodems in het Renondunaal district zijn de parameterwaarden $b_1 = pH_{mid} = 5.5$ en $R_{min} = 0$. Het verschil in het Renodunaal district voor droge en natte bodems heeft te maken met de reversibele binding van fosfaat aan ijzer-(hydr)oxiden onder invloed van de redox-potentiaal. Het resultaat van hier genoemde parameterwaarden is te zien in Figuur 4-3.



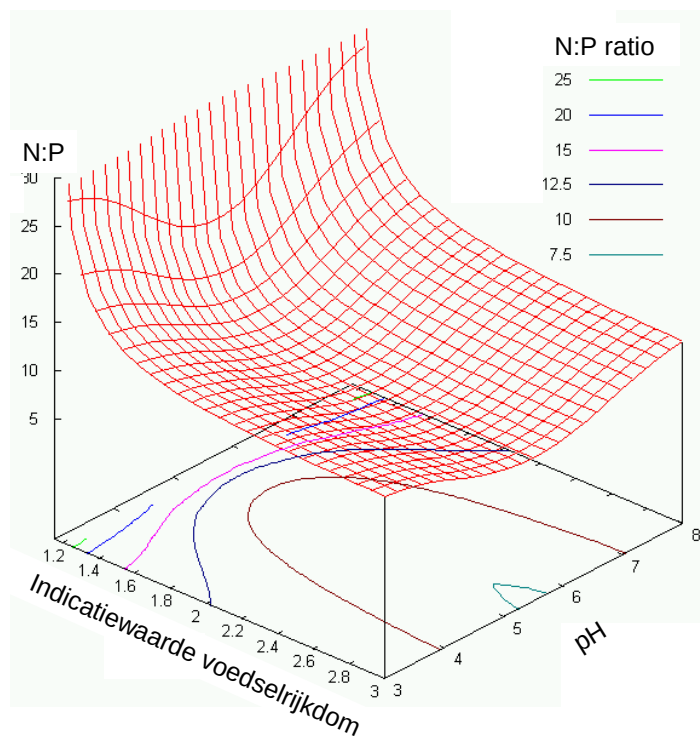
Figuur 4-3. Veronderstelde precipitatie van gemineraliseerd en verweerd P in duinbodems als functie van de bodem-pH. De dikke lijn is representatief voor de P-vastlegging in droge duinbodems van het Renodunaal district; de dunne voor de P-reductie in natte duinbodems van het Renodunaal-district en in natte en droge duinbodems in het Wadden-district.

We kennen nu F_p en dus ook, via [4.5], P zodat de $N:P$ ratio kan worden berekend (Figuur 4-4). Is deze kleiner dan 15, dan was de aanname dat het systeem N-gelimiteerd was juist. In het andere geval moet de volgende procedure worden gevolgd.

Ad. 4. Ga uit van P-limitatie

De procedure is vergelijkbaar als beschreven voor N:

- Lees uit Figuur 3-4 de P-beschikbaarheid af, P
- Bereken $P_{\min}$ uit respectievelijk [4.6] en [4.5]
- Bereken $N_{\min}$ uit [4.4]
- Bereken N uit [4.3]



Figuur 4-4. N:P-ratio als functie van voedselrijkdomindicatie en pH, onder de aanname dat er geen P vrij komt uit anorganische bodemcomponenten en N limiterend is. Geldig voor droge bodems in het Renodunaal district.

Discussie

Bij de hier gegeven parameterinstellingen wordt voor voedselarme systemen, met een N-beschikbaarheid van $N = 50 \text{ kg N/ha/jr}$, de overgang van N- naar P-limitatie gesimuleerd bij pH-waarden van ca. 4 en 7. Verhoging van N leidt tot een verbreding van de pH-range waarbinnen N-limitatie optreedt, tot dat vanaf ca. 80 kg N/ha/jr volgens de module P-limitatie niet meer kan voorkomen. Verlaging van N , daarentegen, zorgt er voor dat bedoelde pH-range versmalt, tot dat beneden een niveau van ca. 40 kg N/ha/jr alleen nog maar P-limitatie kan voorkomen. Dit lijkt een logisch resultaat omdat in zulke extreem arme situaties de atmosferische depositie relatief een zeer grote N-bron is, waartegen de hoeveelheid P die vrijkomt uit mineralisatie wegvalt. Een voorbeeld van een vegetatietype dat bij de huidige N-depositie, volgens onze werkwijze, ongeacht de zuurgraad P-gelimiteerd is, is 20AA01 (associatie van Struikhei en Stekelbrem), terwijl bijvoorbeeld 09AA01 (associatie van Drienervige en Zwarte zegge) altijd N-gelimiteerd is en het limiterende nutriënt bij bijvoorbeeld 14CA01 (Duinsterretjes associatie) afhankelijk is van de bodem-pH.

Het is bekend dat P uit verwerking vrij kan komen. Volgens De Vries *et al.* (1993) is in jonge kalkhoudende duinbodems meestal voldoende P aanwezig voor plantengroei, en is daar N groeibepkend. Voor jonge kalkhoudende duinbodems

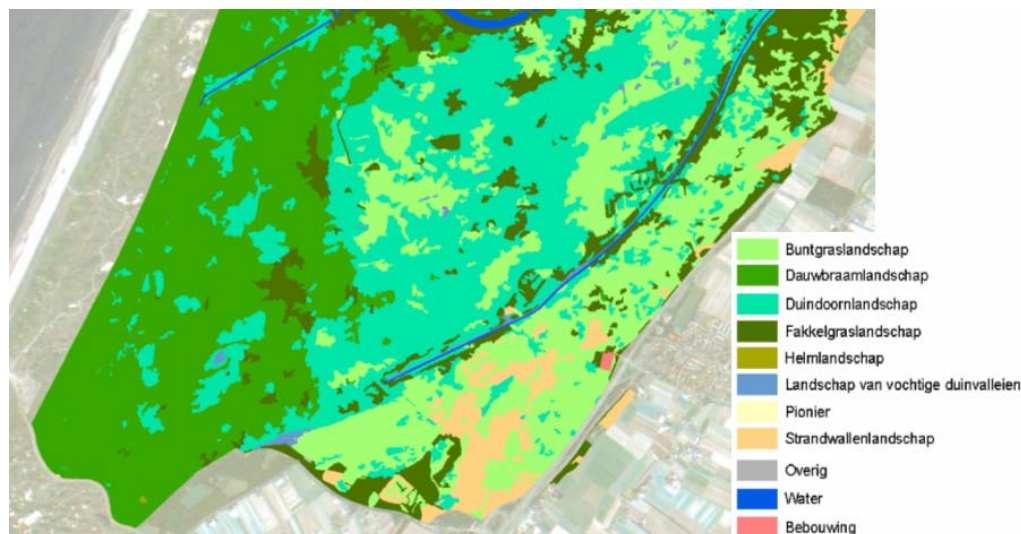
stellen we de verwerkingsterm op $P_{\text{ver}} = 2 \text{ kg P/ha/jr}$, voor alle overige bodems wordt de term op nul gesteld (in een vervolgonderzoek kan geprobeerd worden de verwerkingsterm te modelleren). Deze waarde moet worden gezien als een rekenkundige oplossing om voor dergelijke bodems altijd N-limitatie te berekenen. Jonge duinbodems worden hier gedefinieerd als bodems van het Helmlandschap.

Voor de precipitatie van P in het Renodunaal district is een harde grens tussen droge en natte bodems getrokken bij een GVG van 50 cm -mv. Voor droge bodems dient de bovenste curve van Figuur 4-3 te worden gebruikt, voor natte bodems is de onderste curve van toepassing. Vooral bij een lage zuurgraad ($pH < 5$) maakt het veel uit welke van de twee curven wordt genomen. In een vervolgfase zou de harde overgang van natte naar droge bodems moeten worden vervangen door een glijdende overgang. Dat kan eenvoudig door aan de hand van de GVG te interpoleren tussen beide curven.

4.5 Organische stof en kalk

In de voorgaande paragrafen zijn grootheden besproken die de soortensamenstelling van de vegetatie verklaren, standplaatsvariabelen dus. Er zijn echter ook grootheden die we in de uitgangssituatie goed moeten kennen om (Hoofdstuk 5) effecten van ingrepen te kunnen bepalen. In het modelgebied zijn dit het organische-stofgehalte OS en het kalkgehalte K.

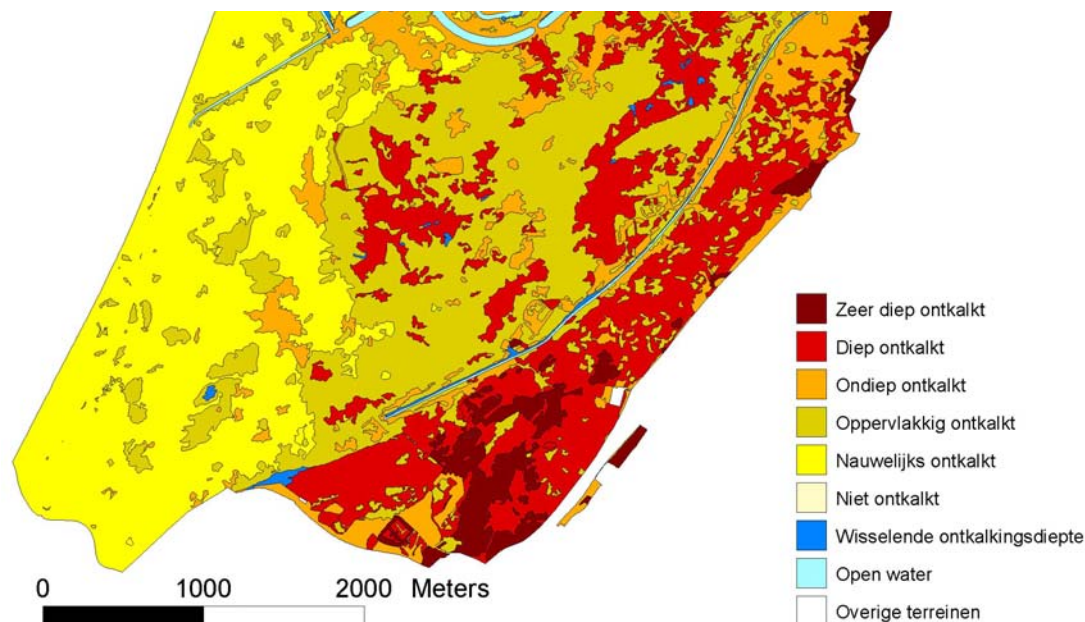
Voor een inschatting van het organische-stofgehalte OS van de bodem is voorlopig uitgegaan van de indeling in duinlandschapstypen volgens Doing (1988), zie Figuur 4-5. De bodem in het Strandwallenlandschap en het Buntgraslandschap is over het algemeen humusrijk, met $OS > 3\%$. In de overige duinlandschappen is door goede mineralisatieomstandigheden het organische-stofgehalte veelal lager; deze wordt geschat op $OS = 2\%$.



Figuur 4-5. Indeling door Van Til & Mourik (1999) in duinlandschappen volgens Doing (1988).

Wat we ook nog nodig hebben is informatie over de ruimtelijke verdeling van het kalkgehalte K in het modelgebied. Wegens het ontbreken van voldoende meetgegevens, is gebruik gemaakt van de ontkalkingskaart die voor de AWD beschikbaar is (Van Til *et al.*, 2003), zie Figuur 4-6. Voor verschillende landschapstypen geven Van Til *et al.* (2003) de in Tabel 4-1 vermelde ontkalkingsdiepten. Deze diepten zijn gebaseerd op meetgegevens bij vegetatieopnamen over de ontkalking van de bodem.

Voor het landschapstype 'Vochtige-valleienlandschap' is door Van Til *et al.* (2003) geen ontkalkingsdiepte vastgesteld, onder meer vanwege een grote ruimtelijke variatie in ontkalkingsdiepte binnen dit landschapstype. Aangezien juist in dit landschapstype reeds bij kleine veranderingen in de waterhuishouding effecten op de zuurgraad kunnen optreden, is informatie over het kalkgehalte echter van groot belang. De vochtige valleien liggen niet gegroepeerd, maar verspreid over het gebied in verschillende andere landschapstypen. Het kalkgehalte van deze vochtige valleien zal bij hun ontstaan zijn overeengekomen met het kalkgehalte van het omliggende landschap. De ontkalkingsnelheid is in natte bodems echter lager dan in droge bodems. Tevens kan in valleien secundaire kalkafzetting plaatsvinden. Gezien de historie van het gebied, waarbij de huidige locaties van vochtige valleien niet representatief zijn voor de oorspronkelijke natte locaties, is voor PROBE echter aangenomen dat het kalkgehalte in de vochtige valleien overeenkomt met dat van het omliggende landschap.



Figuur 4-6. Ontkalkingskaart van het zuidelijk deel der AWD. Bron: Van Til *et al.* (2003).

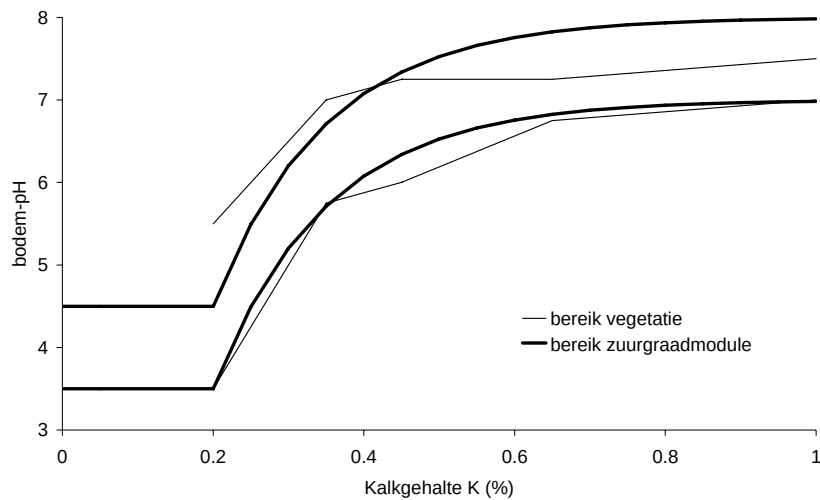
Tabel 4-1. Ontkalkingsdiepte van landschapstypen in de Amsterdamse Waterleidingduinen (Van Til et al., 2003), aangevuld met een schatting van het kalkgehalte in de wortelzone. De ligging van het landschapstype kan impliciet worden afgeleid uit deze tabel in combinatie met Figuur 4-6.

Landschapstype	Ontkalking	Ontkalkingsdiepte (cm -mv)	Kalkgehalte K (%)
Strandwallenlandschap	zeer diep	> 40	<0.20 ⁵
Buntgraslandschap	diep	15–40	0.35
Fakkelgraslandschap	ondiep	5–15	0.45
Duindoornlandschap	oppervlakkig	1–5	0.45
Dauwbraamlandschap	nauwelijks	0–1	0.65
Helmlandschap	niet ontkalkt	<1	>1.0
Vochtige valleienlandschap	wisselend	n.v.t.	K van omgeving

Om de gegevens over de ruimtelijke verdeling van ontkalkingsdiepten te kunnen vertalen naar het kalkgehalte in de wortelzone, is met behulp van de zuurgraadindicatie van de vegetatie voor elk landschapstype eerst de gemiddelde bodemzuurgraad vastgesteld. Vervolgens is aan de hand van een in §5.3 beschreven relatie tussen zuurgraad en kalkgehalte (vergelijking [5.3]) een schatting van het kalkgehalte in de wortelzone gemaakt (Figuur 4-7). De aanname die hierbij wordt gemaakt, is dat de zuurgraad alleen wordt beïnvloed door bodemontwikkeling en niet door aanvoer van zuurbufferende stoffen met het grondwater. Met uitzondering van het Vochtige valleienlandschap, is de grondwaterstand in het modelgebied zo laag, dat deze aanname gerechtvaardigd is. Het resultaat is opgenomen in de laatste kolom van Tabel 4-1.

PROBE dient een generieke opzet te krijgen, niet alleen toepasbaar voor het huidige modelgebied, maar ook voor andere duingebieden. Daarom is ook een kalkgehaltekaart afgeleid van de 'Landschapskaart op vegetatiekundige grondslag', schaal 1:50.000, die Doing (1988) voor nagenoeg de hele Nederlandse kust heeft gemaakt. Zie Bijlage V.

⁵ Voor PROBE wordt een waarde van 0.05% aangehouden.



Figuur 4-7. Bereik zuurgraad zoals afgeleid van de vegetatie (dunne lijnen) en zoals berekend op grond van het kalkgehalte, afgeleid uit de AWD-ontkalkingskaart (Figuur 4-6). De dikke lijnen geven de relatie tussen het kalkgehalte en de zuurgraad weer, zoals berekend volgens vergelijking [5.3]. Verschillen in organische stof in de bodem bepalen de variatie in de zuurgraad; de bovenste dikke lijn is representatief voor bodems met weinig organische stof ($pH_{max} = 8$) en de onderste dikke lijn geldt voor bodems met veel organische stof ($pH_{max} = 7$). De dunne lijnen geven de relatie tussen het kalkgehalte afgeleid uit de ontkalkingskaart en de zuurgraadindicatie van de vegetatie weer. Het kalkgehalte betreft een gemiddelde waarde per landschapseenheid (Tabel 4-1); de zuurgraadindicatie is berekend uit de vegetatietypen binnen een landschapseenheid.

5 Berekening effecten van ingrepen

5.1 Inleiding

Effecten van ingrepen op de standplaats (stap 2 in Figuur 1-2) baseren we op literatuurgegevens. Het verbeteren van relaties aan de hand van veldgegevens, experimenteel onderzoek en modelexercities kan gebeuren in de vorm van onderzoek op de universiteiten. Zo zijn bij VU en Kiwa drie aio's aangetrokken die zich speciaal met ecosysteemmodellering bezig houden.

Modelrelaties in PROBE zijn zo veel mogelijk beschreven in de vorm van continue, glijdende functies. Hiermee worden natuurlijke processen veel beter beschreven dan met 'if-then-else' regels en beslistabellen, zoals in sommige ecosysteemmodellen gebeurt. De natuur is niet hoekig. De vorm van de functies wordt vastgelegd met behulp van parameterwaarden. Deze parameterwaarden worden in een apart bestand opgegeven, zodat de modelgebruiker niet diep in de modelcode hoeft te duiken om veranderingen in het modelgedrag aan te brengen. De parameterwaarden van de in dit rapport beschreven versie van PROBE zijn opgenomen in Bijlage VI.

Achtereenvolgens behandelen we in dit hoofdstuk: §5.2 Effecten van grondwaterstand op Vochttoestand, §5.3 Effecten van de grondwaterstand op de Zuurgraad, §5.4 Effecten van grondwaterstand en atmosferische depositie op Voedselrijkdom, §5.5 Effecten van vegetatiestructuur, §5.6 Effecten van maaien, en §5.7 Effecten van plaggen. In al deze paragrafen worden de effecten uiteindelijk alleen in *indicatiewaarden* uitgedrukt. Wanneer de voorspelde indicatiewaarden worden ingevoerd in de Vegetatiemodule (Hoofdstuk 2), volgen daaruit de gevolgen voor de vegetatie. In het volgende hoofdstuk (6) zullen we hier enkele voorbeelden van geven.

5.2 Effecten van grondwaterstand op Vochttoestand

Het gevolg van een grondwaterstandverandering ΔGVG wordt gebaseerd op de in Figuur 3-1 en vergelijking [3.1] weergegeven empirische relatie tussen GVG en vochtindicatie. Deze figuur laat mooi zien dat de vegetatie alleen gevoelig is voor veranderingen in de grondwaterstand, wanneer de GVG niet dieper is dan circa 1 meter beneden maaiveld.

In eerste instantie hebben we gemeend de nieuwe indicatiewaarde te kunnen berekenen door de grondwaterstand in nieuwe situatie ($GVG_{na} = GVG + \Delta GVG$) in te vullen in vergelijking [3.1]. Deze werkwijze levert echter onbevredigende resultaten op; vooral de vegetatietypen van droge omstandigheden worden dan slecht voorspeld. Achteraf bezien is dit logisch: door vergelijking [3.1] zo te gebruiken wordt iedere variatie in indicatiewaarde bij een GVG lager dan 1 m -mv geëlimineerd tot de asymptotische waarde van $i_w = 3.4$.

De variatie in indicatiewaarde wordt ook bepaald door de standplaatsvariabele vochtttekort, welke bij lage grondwaterstanden vooral afhangt van de

bodemtextuur en het humusgehalte. Vochttekort is echter (nog) geen verklarende standplaatsvariabele in ons model. Daar komt bij dat de variatie in indicatiewaarden bij lage grondwaterstanden in werkelijkheid groter is dan Figuur 3-1 laat zien. Zo ontbreken in deze figuur, die vooral ontleend is aan natte en vochtige natuurgebieden (Runhaar, 1989), opnamen met een gemiddelde indicatiewaarde van nabij 4. Zulke extreem droge vegetaties komen in de duinen echter veel voor (bijvoorbeeld, zie Bijlage IV de Duin-Buntgras-associatie, 14AA02). Ook ontbreken opnamen met een 'vochtige' indicatie bij een zeer diepe GVG, hoewel zulke opnamen in Zuid-Limburg gemaakt kunnen worden (boven op een heuvel met een lössbodem; een bodemtype waarin geen vochttekorten optreden en die dus zeer geliefd is bij agrariërs: goed ontwaterd en toch nooit verdroogd).

Om rekening te houden met verschillen in vochtleverend vermogen stellen we Figuur 3-1 bij aan de hand van de vochtindicatie van de vegetatie en de GVG in de uitgangssituatie. Figuur 5-1 toont het resultaat voor een locatie waar de GVG 125 cm -mv bedraagt en de vegetatie een indicatiewaarde van 3.75 heeft: de oorspronkelijke curve is een eindje opgetild zodat hij door dit waarnemingspunt gaat. In formulevorm betekent dit dat de rechterterm van vergelijking [3.1] met een factor m wordt vermenigvuldigd. Deze factor berekenen we als:

$$m = \max \left(a_0, \min \left(a_1, \frac{iw_v - 1}{iw_{GVG} - 1} \right) \right) \quad [5.1]$$

met:

- iw_v = indicatiewaarde, afgeleid uit de vegetatiekaart
- iw_{GVG} = indicatiewaarde, afgeleid uit de GVG in de uitgangssituatie (§4.2)
- a_0, a_1 = parameters ter voorkoming van uitschieters

Voor de huidige modelversie worden parameters a_0 en a_1 ingesteld op respectievelijk 0.83 en 1.17. Het laatste getal voorkomt dat de curve boven de maximaal mogelijke waarde van 4 uitkomt; het eerste getal is arbitrair gekozen en voorkomt dat de curve erg wordt afgevlakt.

De vergelijking voor de indicatiewaarde na ingreep wordt nu (zie tekstkader voor een rekenvoorbeeld):

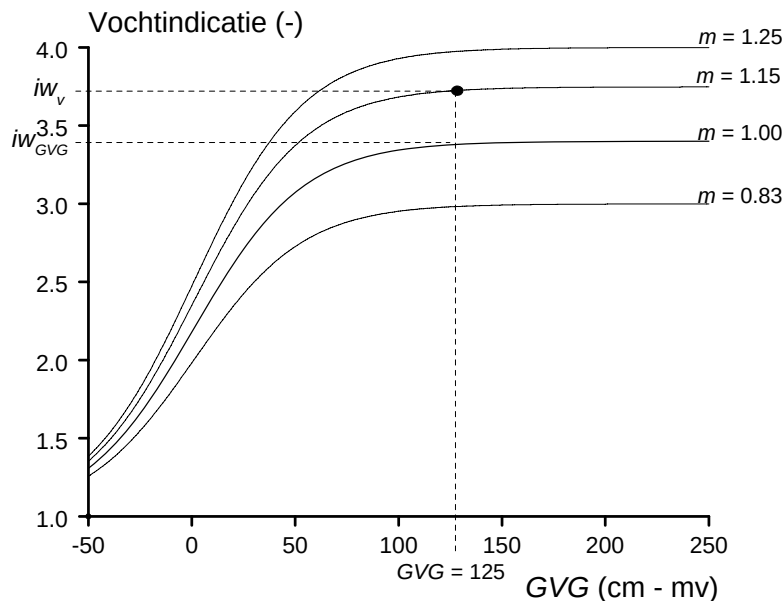
$$iw_{na} = 1 + \frac{2.4m}{1 + \exp(-(GVG_{na} - 1)/27)} \quad [5.2]$$

Tekstkader: rekenvoorbeeld (Figuur 5-1)

Stel $iw_v = 3.75$, $GVG = 125$ cm -mv en $\Delta GVG = -50$ cm (dit is een stijging!), zodat $GVG_{na} = 75$ cm -mv.

Uit de GVG volgt via [3.1] dat $iw_{GVG} = 3.38$, zodat (vergelijking [5.1]) $m = 1.15$

Uit [5.2] volgt: $iw_{na} = 1 + \frac{2.4 \times 1.15}{1 + \exp(-(75 - 1)/27)} = 3.59$



Figuur 5-1. Aan de hand van de GVG en de vegetatie bijgestelde relatie tussen GVG en vochtindicatie. Voorbeeld: $GVG = 125 \text{ cm-mv}$ ingevuld in [3.1] geeft een indicatiewaarde van $iw_{GVG} = 3.4$. Wanneer de vegetatie indiceert $iw_v = 3.75$, dan wordt de standaardrelatie [3.1] zodanig 'opgetild' dat hij door het punt $(125, 3.75)$ gaat.

5.3 Effecten van de grondwaterstand op de Zuurgraad

Inleiding

Veranderingen in de grondwaterstand kunnen de zuurgraad van de bodem beïnvloeden. De bodemzuurgraad is op zijn beurt van invloed op de mineralisatie van organische stof en dus de voedselrijkdom van de bodem (§5.4).

In welke mate de bodem-pH reageert op de grondwaterstand is afhankelijk van het zuurbufferend vermogen van de bodem. Om deze afhankelijkheid te kunnen beschrijven onderzoeken we eerst het zuurbufferend vermogen van bodems die buiten de invloed van het grondwater staan, vervolgens hoe kalkrijk grondwater de zuurgraad van basenarme bodems beïnvloedt, en tenslotte wat het gecombineerde effect op de bodem-pH is van grondwaterstand en bufferend vermogen van de bodem.

Bufferend vermogen van grondwateronafhankelijke bodems

Zuren worden voornamelijk geneutraliseerd door reactie met het aanwezige kalk (CaCO_3) in de toplaag van de duinbodem. Hierdoor treedt bij hoge kalkgehalten na grondwaterstandsval geen verzuring op. Boerboom (1963) en Grootjans *et al.* (1995) vermelden een kalkgehalte van respectievelijk 0.30 en 0.20% CaCO_3 waarboven buffering door kalk domineert. Rozema *et al.* (1985) beschrijven een traject waarin de buffering langzaam afneemt. Volgens hen bedraagt de bodem-pH 7.8-8.5 bij meer dan 1% CaCO_3 en beneden 0.01% CaCO_3 kan deze dalen tot 3.5-4.0.

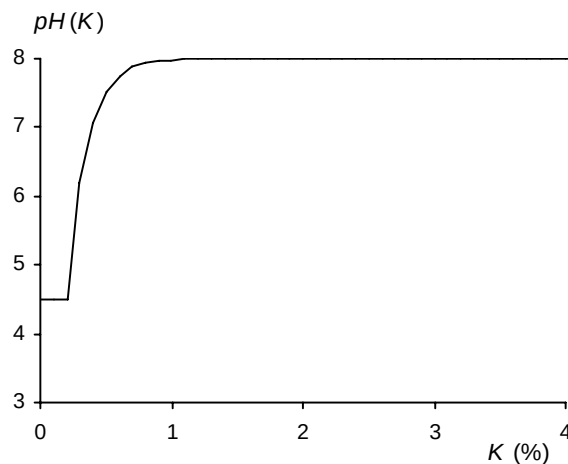
Tussen 0.1% en 0.5% CaCO₃ treedt de grootste pH-verandering op, aldus Rozema *et al.* (1985).

Op basis van Grootjans *et al.* (1995) en Koerselman *et al.* (1999) hebben wij voor bodems die buiten de invloed van het grondwater staan, de volgende relatie tussen het kalkgehalte en de bodemzuurgraad vastgesteld (Figuur 5-2):

$$pH_K = pH_{\max} - (pH_{\max} - pH_{\min}) \min \left(1, \exp \left(\frac{K_{\min} - K}{c_0} \right) \right) \quad [5.3]$$

Waarin:

- pH_K = zuurgraad van de bodem (pH_{H_2O}) als functie van het kalkgehalte (-)
- $pH_{\max}$ = maximale zuurgraad van de bodem t.g.v. zuurbuffering door kalk (-)
- $pH_{\min}$ = minimale zuurgraad van de bodem in geval van het ontbreken van zuurbufferende stoffen (-)
- K = kalkgehalte wortelzone (-)
- $K_{\min}$ = minimum kalkgehalte, waar beneden kalk geen bijdrage levert aan de zuurbuffering van de bodem (-)
- c_0 = parameter die de steilte van de curve bepaalt (-)



Figuur 5-2. Grafische weergave voor grondwateronafhankelijke duinbodems van vergelijking [5.3], met $pH_{\max} = 8.0$; $pH_{\min} = 4.5$; $K_{\min} = 0.002$; $c_0 = 0.0015$.

De ruimtelijke verdeling van K in het modelgebied is besproken in §4.5.

Voor PROBE zijn de volgende minimale en maximale pH-waarden verondersteld: $pH_{\min} = 3.5 - 4.5$ en $pH_{\max} = 7 - 8$. Wat de precieze waarden van deze grenzen zijn hangt af van het organische-stofgehalte. Grootjans *et al.* (1995) en Koerselman *et al.* (1999) constateerden dat in kalkrijke milieus in humeuze gronden (organische-stofgehalte $OS > 2.5\%$) de pH op een lager niveau gebufferd wordt dan in humusarme gronden ($OS < 2.5\%$). In het model is het verband tussen zuurgraad en OS voorsalsnog eenvoudig beschreven met een lineair verband, waarbij de zuurgraadparameters $pH_{\min}$ en $pH_{\max}$ maximaal één pH-eenheid dalen (van resp.

4.5 naar 3.5 en 8 naar 7) wanneer het organische-stofgehalte toeneemt van 1% tot 3% ($OS_{\min} = 0.01$ en $OS_{\max} = 0.03$):

$$pH_{\min} = 4.5 - \frac{\max(OS_{\min}, \min(OS_{\max}, OS)) - OS_{\min}}{OS_{\max} - OS_{\min}} \quad [5.4]$$

$$pH_{\max} = 8.5 - \frac{\max(OS_{\min}, \min(OS_{\max}, OS)) - OS_{\min}}{OS_{\max} - OS_{\min}} \quad [5.5]$$

Deze daling van één pH-eenheid komt overeen met metingen van Grootjans *et al.* (1995) en Koerselman *et al.* (1999) in minerale bodems en bodems die rijk zijn aan organische stof. De ruimtelijke verdeling van OS in het modelgebied is besproken in §4.5. De overige parameterwaarden voor PROBE zijn voorlopig ingesteld op: $K_{\min} = 0.002$; $c_0 = 0.0015$.

Invloed van grondwater op de bodemzuurgraad in kalkloze bodems

Bij lage kalkgehalten is de zuurbuffering door kalk minder sterk. Dan is een tweede buffermechanisme van belang, dat wordt gevormd door opgeloste stoffen die worden aangevoerd met grondwater.

In infiltratiegebieden verzuren bodems door zowel wortelademhaling als door afbraak van organische stof. Regenwater is basenarm en daardoor niet in staat dit verzuringsproces tegen te houden. Bovendien is de neerslag door luchtverontreiniging verrijkt met zwavel- en stikstofverbindingen, die juist tot verzuring leiden. Daarentegen bevatten zeewater en grondwater zuurbufferende stoffen. In grondwater gevoede systemen spelen hierbij vooral calcium en bicarbonaat een belangrijke rol (Sival, 1997). Bicarbonaat is een direct werkzame bufferstof die in contact met zuren direct wordt omgezet in koolzuurgas en water, waarbij protonen worden geconsumeerd. De buffering van opgeloste basen, zoals calcium en magnesium, verloopt via het bodemadsorptiecomplex. Basen die zijn geadsorbeerd aan het adsorptiecomplex kunnen tegen protonen worden uitgewisseld.

Bij voldoende aanvoer van basenrijk water worden verzurende processen in ontkalkte bodems volledig gecompenseerd. Neemt de aanvoer af, dan kunnen de geadsorbeerde basen worden 'weggeconcurrereerd' door in de bodem geproduceerde protonen, waarna de pH van de bodem daalt. In welke mate dit optreedt, is van verschillende factoren afhankelijk, zoals de adsorptiecapaciteit van de bodem, de grondwaterstand en de mate van capillaire nalevering.

Door Kemmers (1990) is de relatie tussen grondwaterstand en zuurbuffering beschreven, waarbij hij uitgaat van de calciumverzadiging als maat voor het zuurbufferend vermogen van de bodem. Er blijkt een duidelijk verband te bestaan tussen de calciumverzadiging en de gemiddeld laagste grondwaterstand (GLG ; in cm -mv). Een hoge GLG duidt in gebieden zonder aanvoer van oppervlaktewater meestal op aanvoer van grondwater, waarmee het bodemadsorptiecomplex van calcium wordt voorzien. Is de aanvoer van grondwater gering, dan zakt in droge perioden de grondwaterstand verder weg. Door de overheersende invloed van regenwater, is de calciumverzadiging in dergelijke milieus laag.

Koerselman *et al.* (1999) vonden een vergelijkbare relatie voor duingronden, waarbij bij een ondiepe zomergrondwaterstand ($GLG < 65$ cm -mv) de bezetting van basen aan het adsorptiecomplex vrijwel volledig is, bij diepere waterstanden de basenverzadiging afneemt, tot bij een GLG dieper dan 105 cm beneden maaiveld de bufferende invloed van basenrijk water verwaarloosbaar is.

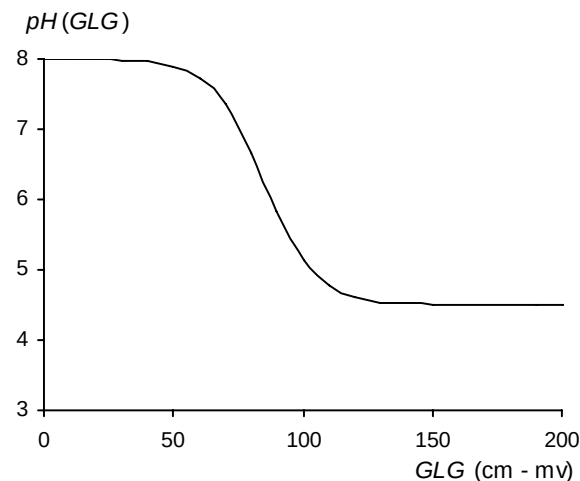
Bij afwezigheid van zuurbufferende mechanismen daalt de bodem-pH van duinzand in de loop van de successie onder natuurlijke omstandigheden tot 3.5-4.5 (Rozema *et al.*, 1985; De Vries *et al.*, 1994). Ten gevolge van de atmosferische depositie kunnen aluminiumhydroxides oplossen, waardoor de pH verder kan dalen, tot 3.0-3.5 (De Vries *et al.*, 1994). Dit geldt in droge duinen. Volgens Stuyfzand (1993) vindt uitloging van kalk voornamelijk plaats in de onverzadigde zone. In bodems met ondiepe waterstanden wordt derhalve een minder sterke pH-daling verwacht.

Uit Koerselman *et al.* (1999) is een relatie voor een 'standaard' kalkarme duinvallei afgeleid, die genoemde processen van pH-buffering goed beschrijft. Voor PROBE hebben we die gebruikt om de volgende relatie op te stellen (Figuur 5-3):

$$pH_{GLG} = pH_{\max} - \frac{pH_{\max} - pH_{\min}}{1 + \exp((c_1 - GLG)/c_2)} \quad [5.6]$$

Waarin:

- pH_{GLG} = zuurgraad van de bodem (pH_{H_2O}) als functie van de GLG (-)
- $pH_{\max}$ = maximale zuurgraad van de bodem (pH_{H_2O}) t.g.v. zuurbuffering door basenrijk grondwater (-)
- $pH_{\min}$ = minimale zuurgraad van de bodem (pH_{H_2O}) in geval van het ontbreken van zuurbufferende stoffen (-)
- GLG = gemiddeld laagste grondwaterstand (cm -mv)
- c_1 = knikpunt curve (cm)
- c_2 = parameter voor de steilte van de curve (cm)



Figuur 5-3. Grafische weergave van vergelijking [5.6] voor een ontkalkte duinbodem, met $pH_{\max} = 8.0$; $pH_{\min} = 4.5$; $c_1 = 85$ cm; $c_2 = 10$ cm.

Gecombineerde invloed van kalkgehalte en grondwater op de bodemzuurgraad

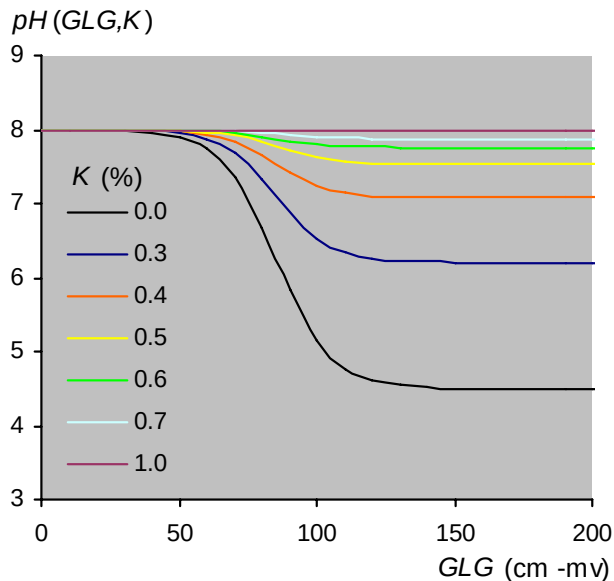
We hebben nu twee relaties, een tussen kalkgehalte en zuurgraad voor een grondwateronafhankelijke duinbodem ([5.3], Figuur 5-2), en een tussen grondwaterstand en zuurgraad voor een volledig ontkalkte duinbodem ([5.6], Figuur 5-3). Vergelijking [5.3] gaan we nu aanpassen aan het kalkgehalte van het substraat door hem met vergelijking [5.6] te combineren. Daartoe schalen we [5.3] zodanig, dat de onderste horizontale asymptoot met de waarde $pH_{\min}$ wordt opgetild tot het niveau pH_K :

$$pH_{GLG,K} = pH_{\max} - \frac{pH_{\max} - pH_K}{pH_{\max} - pH_{\min}} (pH_{\max} - pH_{GLG}) \quad [5.7]$$

Invullen van [5.3] en [5.6] in [5.7] geeft (Figuur 5-4):

$$pH_{GLG,K} = pH_{\max} - (pH_{\max} - pH_{\min}) \left(\frac{\min \left(1, \exp \frac{(K_{\min} - K)}{c_0} \right)}{1 + \exp((c_1 - GLG)/c_2)} \right) \quad [5.8]$$

Deze relatie laat zien dat bij een toename van het kalkgehalte de invloed van het grondwater op de zuurgraad afneemt; kalk is derhalve de dominerende factor. Bij ondiepe waterstanden is de aanvoer van zuurbufferende stoffen dusdanig gegarandeerd, dat de variatie in de zuurgraad ten gevolge van verschillen in kalkrijkdom wegvalt.



Figuur 5-4. Relatie tussen de GLG, kalkgehalte K en de pH van duinbodems.

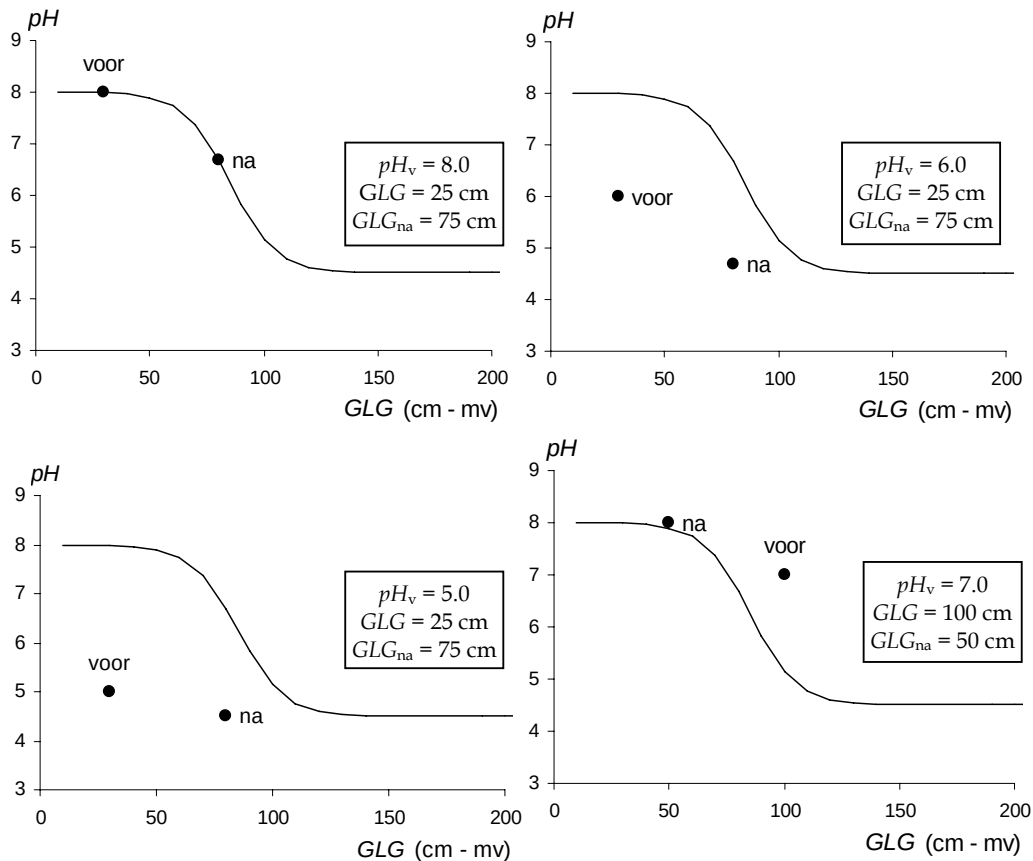
Toepassing: effecten van hydrologische veranderingen op de zuurgraadindicatie

Voor de vaststelling van de effecten van hydrologische veranderingen op de zuurgraad wordt uitgegaan van de zuurgraadindicatie van de vegetatie.

Vervolgens kan aan de hand van vergelijking [5.8] de verandering van de zuurgraad door de grondwaterstand worden bepaald. Door niet de absolute grondwaterstand, maar de verandering van de grondwaterstand als maat te nemen voor veranderingen in de zuurgraad, worden mogelijke effecten van ruimtelijke variatie in aanvoer van basen via het grondwater en in kalkgehalten, verdisconteerd (Figuur 5-5):

$$pH_{na} = \min \left\{ \begin{array}{l} \max[pH_v, pH_{max}], \\ \max[pH_v + pH_{GLG_{na}K} - pH_{GLG,K}, \min(pH_v, pH_K)] \end{array} \right\} \quad [5.9]$$

Via ijkrelatie [3.2] wordt vervolgens de indicatiewaarde voor Zuurgraad na grondwaterstandsverandering vastgesteld.



Figuur 5-5. Illustratie werking vergelijking [5.9], met $K = 0.002$, $pH_{min} = 4.5$, $pH_{max} = 8.0$ en pH_v , GLG en ΔGLG variërend per grafiek. De pH-verandering wordt via de curve (vergelijking [5.8]) uitgerekend en deze wordt bij de pH voor ingreep opgeteld; uitkomsten beneden pH_{min} en boven pH_{max} worden tot deze extreme waarden afgekapt. N.B.: extreme situaties als geschetst rechtsboven en linksonder, zullen zich in de praktijk nauwelijks voordoen.

Discussie

Met de zuurgraadmodule kunnen veranderingen in grondwaterstand worden vertaald naar de bodem-pH, dit in afhankelijkheid van de bodemontwikkeling (humus- en kalkgehalte) en de oorspronkelijke waterhuishouding. De huidige GLG is in het overgrote deel van het modelgebied te laag voor een bufferende invloed van het grondwater, waardoor de module hier niet goed kan worden getoetst.

De ruimtelijke verdeling van de factoren kalkgehalte en organische-stofgehalte, die de zuurgraad direct beïnvloeden, is vooralsnog vastgesteld aan de hand van de indeling van duinlandschapstypen. Door ruimtelijke variaties van deze factoren kan de berekende zuurgraad plaatselijk afwijken van de daadwerkelijke zuurgraad van de bodem. Gebruik van aanvullende meetgegevens zal naar verwachting tot een verbetering van de modeluitvoer leiden.

Een belangrijk proces in de verzuring is het vrijkomen van protonen tijdens microbiële afbraak van organische stof, wat bij afwezigheid van zuurbufferende stoffen leidt tot verzuring. De aanvoer van zuren wordt versterkt door

atmosferische depositie van stikstof- en zwavelverbindingen. Zeker wanneer successie in PROBE wordt ingebouwd, zal de invloed van veranderingen in het organische-stofgehalte en de atmosferische depositie op de zuurgraad uitgebreider dienen te worden gemodelleerd. In dat geval zal uiteraard ook rekening moeten worden gehouden met het ontkalkingsproces. We denken daarbij gebruik te kunnen maken van de ontkalkingsgrafieken die Stuyfzand (1993) hiervoor heeft opgesteld.

Tot besluit een opmerking over de indicatiewaarden die we voor PROBE hebben gebruikt. In §2.3 is gemotiveerd waarom wij voorlopig hebben gekozen voor de indicatiewaarden volgens het ecotopensysteem: op grond van deze indicatiewaarden kunnen vegetatietypen statistisch het beste van elkaar worden onderscheiden. Voor wat betreft de zuurgraad heeft het ecotopensysteem echter een nadeel: binnen de matig voedselrijke en zeer voedselrijke systemen wordt geen onderscheid meer gemaakt naar zuurindicatie. Provisorisch hebben wij nu deze systemen van zuurgraadindicaties voorzien, zie Tabel 2-4. Dit kan er toe leiden dat van vegetatieopnamen met een groot aandeel voedselminnende soorten, de zuurindicatie minder goed wordt vastgesteld.

5.4 Effecten van grondwaterstand en atmosferische depositie op Voedselrijkdom

Inleiding

In §4.3 is aan de orde geweest hoe uit de vegetatie de beschikbaarheid van N en P kan worden afgeleid, *N* en *P*. Verandering van de grondwaterstand leidt via een verandering van de bodem-*pH* tot een andere precipitatie van fosfor, en dus tot een nieuwe P-beschikbaarheid. De berekening van de zuurgraad in afhankelijkheid van de grondwaterstand is behandeld in de vorige paragraaf (§5.3), terwijl de precipitatiefactor F^P aan de orde is geweest in §4.4 (vergelijking [4.6]). Verandering van de grondwaterstand en de zuurgraad leiden echter ook tot een andere mineralisatie van organische stof en beïnvloedt aldus de beschikbaarheid van N en P. Dit mineralisatie-effect wordt in deze paragraaf behandeld, tezamen met de invloed van atmosferische depositie op *N* en *P*.

Mineralisatie als functie van grondwaterstand en zuurgraad

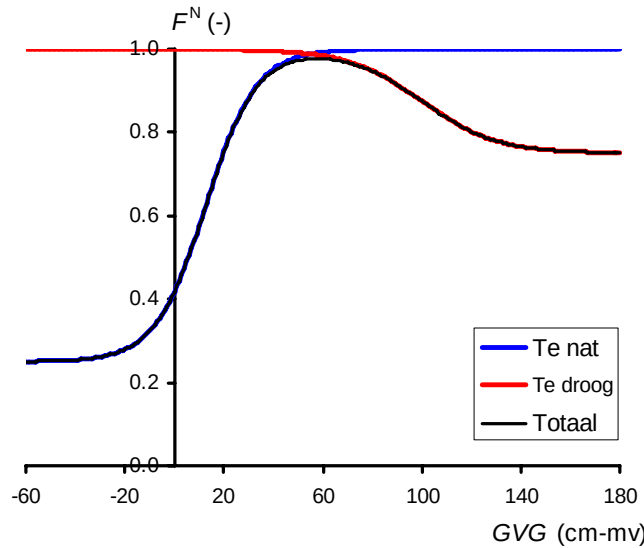
Koerselman *et al.* (1999) geven een geknikte functie voor de relatie tussen de reductie van de N-mineralisatie en de GVG. Deze functie heeft alleen betrekking op een reductie door te natte omstandigheden. Voor PROBE is de functie glad gestreken en uitgebreid naar het droge bereik. Figuur 5-6 geeft het resultaat: de reductie van de N-mineralisatie ten gevolge van diepe en ondiepe grondwaterstanden.

De totale reductie wordt beschreven met (b_2 t/m b_7 zijn vormparameters):

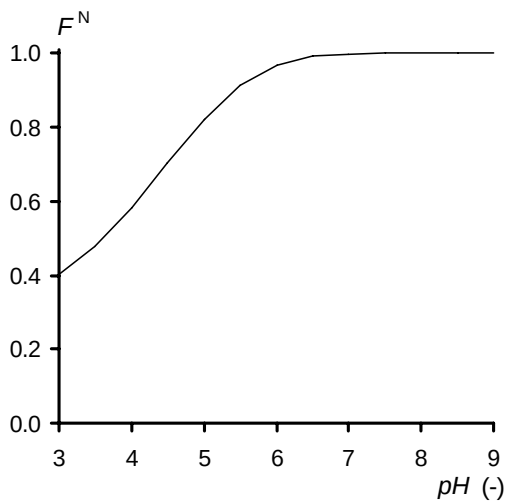
$$F_{GVG}^N = b_2 + \frac{1-b_2}{1 + \exp\left(-\frac{GVG+b_3}{b_4}\right)} \left(1 - \frac{b_5}{1 + \exp\left(-\frac{GVG+b_6}{b_7}\right)} \right) \quad [5.10]$$

De mineralisatie wordt ook beïnvloed door de zuurgraad van de bodem: bij een lage pH wordt de mineralisatie gereduceerd. De pH wordt op zijn beurt gestuurd door de invloed van (basenrijk) grondwater (§5.3). Koerselman *et al.* (1999) geven een geknikte relatie tussen mineralisatiereductie en pH. Deze vervangen wij door (Figuur 5-7):

$$F_{pH}^N = 1 - b_8 \exp(-b_9 pH^{b_{10}}) \quad [5.11]$$



Figuur 5-6. Relatie tussen GVG en reductiefactor voor mineralisatie in de duinen. Natte bereik gebaseerd op Koerselman *et al.* (1999, Figuur 5). De maximale reductie is op 75% gesteld zodat in zure omstandigheden de totale reductie (door lage pH én door ondiepe GVG) 90% bedraagt, conform Figuur 5 in Koerselman *et al.* (1999). Het droge bereik is geschat met behulp van de bewering van Koerselman *et al.* (1999, p. 16) dat droogtereductie pas begint beneden een GVG van 80 cm -mv, en de aanname dat de reductie hooguit 25% bedraagt.

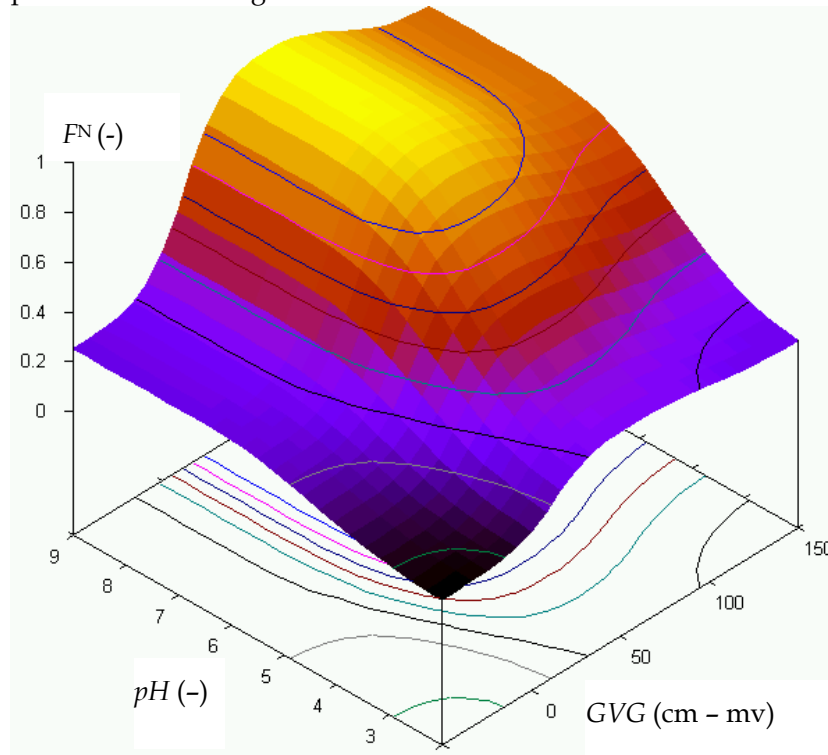


Figuur 5-7. Relatie tussen pH en reductiefactor F^N (naar Koerselman *et al.* (1999, Figuur 4).

De totale reductiefactor voor de N-mineralisatie is het product van [5.10] en [5.11]:

$$F^N = \left(b_2 + \frac{1-b_2}{1 + \exp\left(-\frac{GVG+b_3}{b_4}\right)} \left(1 - \frac{b_5}{1 + \exp\left(-\frac{GVG+b_6}{b_7}\right)} \right) \right) \times \left(1 - b_8 \exp\left(-b_9 pH^{b_{10}}\right) \right) \quad [5.12]$$

Voorlopig worden voor het model de onder Figuur 5-8 vermelde parameterwaarden gehanteerd.



Figuur 5-8. Vergelijking [5.12] gevisualiseerd, met de parameterwaarden: $b_2 = 0.25$, $b_3 = -12.7$, $b_4 = 10.2$, $b_5 = 0.25$, $b_6 = -100$, $b_7 = 15$, $b_8 = 0.68$, $b_9 = 0.00091$ en $b_{10} = 4.53$.

Werkwijze berekening in PROBE

De volgende stappen beschrijven hoe de Voedselrijkdom na ingreep wordt berekend in afhankelijkheid van veranderingen in GVG, GLG, pH en atmosferische depositie van N en P.

1. De mineralisatie in de uitgangssituatie – $N_{\min}$ – is bekend (§4.4), evenals de zuurgraad voor ingreep, pH (§4.3).
2. GVG en pH voor ingreep ingevuld in formule [5.12] leiden tot een mineralisatierefactiefactor voor ingreep, F^N . Evenzo leiden GVG_{na} en pH_{na} (§5.3, vergelijking [5.9]) tot een mineralisatierefactiefactor na ingreep, F^N_{na} .

De nieuwe N-mineralisatie wordt nu berekend als (δ is een zeer klein getal dat dient ter voorkoming van numerieke problemen):

$$N_{\min,na} = \frac{F_{na}^N + \delta}{F^N + \delta} N_{\min} \quad [5.13]$$

Zodat de N-beschikbaarheid na ingreep volgt uit [4.3]:

$$N_{na} = N_{\min,na} + N_{atm,na} \quad [5.14]$$

Merk op dat nu ook het effect van een nieuwe atmosferische depositie N_{atm} in de berekening is opgenomen.

3. Invullen van $N_{\min,na}$ uit stap 2 in [4.4] geeft de nieuwe P-mineralisatie:
 $P_{\min,na} = f_{\min}^P N_{\min,na}$.

4. Met behulp van [4.6] kan de P-precipitatiefactor na ingreep worden berekend, F_{na}^P . Invullen in [4.5], samen met de nieuwe atmosferische depositie en een nieuwe verwerkingsterm, geeft de P-beschikbaarheid na ingreep:

$$P_{na} = F_{na}^P (P_{\min,na} + P_{atm,na}) + P_{ver,na}$$

De verwerkingsterm hebben we in deze studie niet kunnen modelleren zodat we voorlopig uitgaan van $P_{ver,na} = P_{ver}$. De verwerkingsterm staat, zie §4.4, voor jonge duinbodems ingesteld op $P_{ver} = 2$ kg P/ha/jr terwijl hij voor alle overige bodems op nul is gesteld.

5. Het minimum van N_{na} en $15P_{na}$ is maatgevend voor de voedselrijkdom. Via Figuur 3-4 kan worden bepaald welke nieuwe indicatiewaarde voor voedselrijkdom bij dit minimum hoort.

5.5 Effecten van vegetatiestructuur

Via beheers- en inrichtingsmaatregelen – zoals maaien, begrazen en kappen – kan direct invloed worden uitgeoefend op de structuur van de vegetatie. Deze maatregelen kunnen nu nog niet met PROBE worden gesimuleerd, maar wel is het mogelijk de effecten op een impliciete wijze met het model te onderzoeken, namelijk door een vegetatiestructuur aan het modelgebied op te leggen.

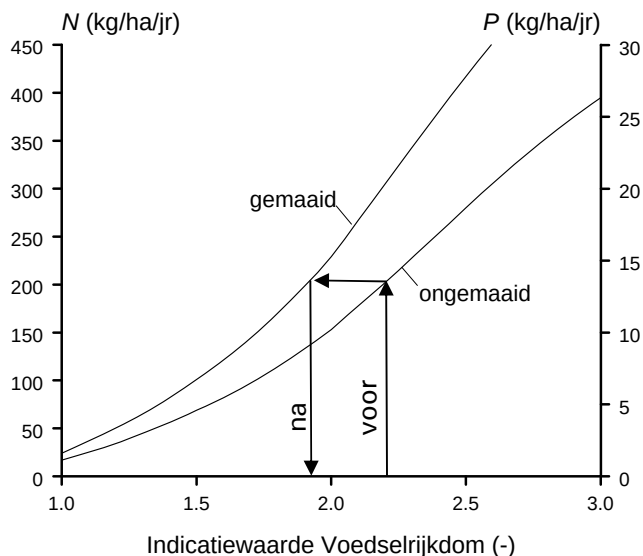
Met de huidige modelversie kan worden voorspeld welke vegetatietypen in het gebied voorkomen wanneer overal Pioniervegetaties voorkomen, Korte vegetaties, Struweelvegetaties of overal Bosvegetaties. Tevens is het mogelijk de bestaande vegetatiestructuur op te leggen, zodat bijvoorbeeld alleen bosvegetaties worden berekend, daar waar in de huidige situatie al bos staat.

5.6 Effecten van maaien

Met het maaien van de vegetatie wordt de vegetatie niet alleen kort gehouden (d.w.z. geen struweel- en bosvorming), maar wordt ook een gedeelte van de nutriënten aan het systeem onttrokken.

Voor het berekenen van effecten dient een maaikaart beschikbaar te zijn, met informatie over de gemaaide locaties. Alle gemaaide locaties krijgen in het model automatisch een Korte vegetatiestructuur toegewezen. Op locaties waar het maaien

jaarlijks gebeurt wordt een gedeelte van hoeveelheid beschikbare nutriënten afgevoerd, wat leidt tot een lagere indicatiewaarde voor Voedselrijkdom. Deze wordt met behulp van Figuur 3-4 berekend: zie Figuur 5-9.



Figuur 5-9. Voorbeeld toepassing van Figuur 3-4 voor de maatregel 'jaarlijks maaien'. In de ongemaaide situatie bedraagt de indicatiewaarde van de vegetatie 2.2, met maaieregime wordt deze 1.9.

5.7 Effecten van plaggen

Inleiding

Door middel van plaggen wordt plantenmateriaal en de bovenste bodemlaag verwijderd. De vegetatiestructuur na plaggen betreft een pioniersituatie; afhankelijk van de successiesnelheid (gestuurd door zowel abiotische als biotische processen) zal dit stadium enkele jaren tot zelfs decennia in stand kunnen blijven. Met plaggen wordt echter niet alleen de vegetatiestructuur beïnvloed, maar ook de standplaatsfactoren Vochttoestand, Voedselrijkdom en Zuurgraad. De hoeveelheid bodemmateriaal die met plaggen wordt verwijderd is variabel, en deze wordt mede bepaald op basis van de dikte van de humeuze toplaag en de mogelijkheden voor herstel vanuit de zaadbank.

Door plaggen wordt organische stof afgevoerd, waardoor de nutriëntenbeschikbaarheid (Voedselrijkdom) sterk afneemt. Tevens zal de ontkalkingsdiepte afnemen, waardoor vooral in ondiep ontkalkte bodems kalkhoudend materiaal aan de oppervlakte zal komen. De Zuurgraad zal daardoor hoger worden. Tenslotte zal plaggen leiden tot een andere Vochttoestand, omdat de afstand tussen maaiveld en grondwaterstand kleiner wordt, maar ook doordat bodemfysische eigenschappen van de bodem veranderen. Dit heeft invloed heeft

op de capillaire nalevering en de hoeveelheid beschikbaar bodemvocht tussen veldcapaciteit en verwelkingspunt.

Aan de hand van metingen van het bodemprofiel, gegevens over (historisch) landgebruik en veldkennis kan bepaald worden wat de gewenste plagdikte z_p is voor het realiseren van minerale bodems. Deze plagdikte wordt niet afgeleid uit huidige modelgegevens en is derhalve een aanvullende invoerkaart.

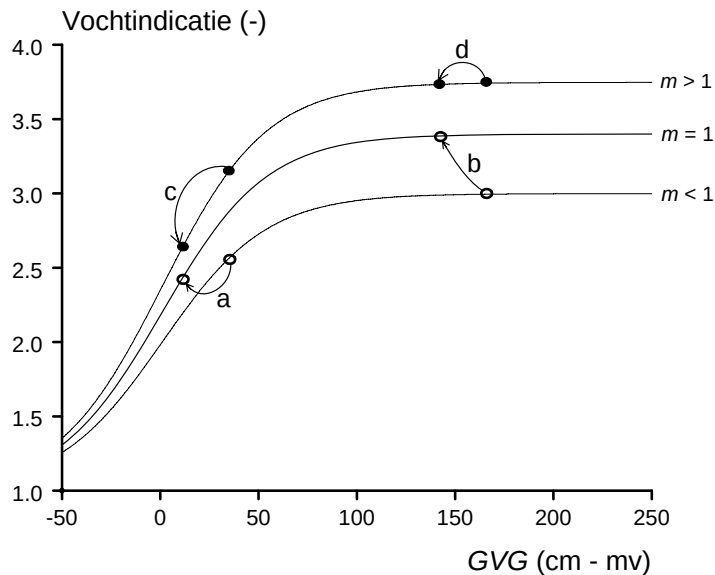
Effecten op Vegetatiestructuur

Alhoewel na plaggen in eerste instantie een pioniervegetatie zal ontstaan, wordt in PROBE in geval van plaggen alleen het structuurtype Kort (korte, kruidachtige vegetatie) in beschouwing genomen. Hier zijn twee redenen voor: (1) voor de beoordeling van deze maatregel vooraf zal de beheerder meestal informatie wensen over de mogelijke ontwikkeling van kruidachtige vegetaties, en (2) momenteel is het aantal pioniervegetaties dat is opgenomen in het model nog dusdanig klein (Tabel 2-1), dat een voorspelling van pioniervegetaties geen goed beeld geeft van de vegetatiekundige potenties na plaggen. De voorspellingen van andere structuurtypen (Pionier, Bos, Struweel) blijven dus buiten beschouwing. In de toekomst, wanneer bodem- en vegetatiekundige processen tijdsafhankelijk zijn gemaakt, kan de successie naar andere vegetatiestructuren worden berekend.

Effecten op Vochttoestand

We nemen aan dat een bepaalde dikte z_p aan bodemmateriaal wordt geplagd, zodat de GVG ook met deze dikte dichter bij maaiveld komt te liggen. Plaggen beïnvloedt ook de vochttoestand via het humusgehalte. Zoals uitgelegd in §5.2, is de relatie tussen GVG en vochtindicatie afhankelijk van dit humusgehalte. Op basis hiervan werd in §5.2 bij het bepalen van de effecten van grondwaterstandsverandering de gemiddelde relatie tussen GVG en vochtindicatie ($m = 1$ in Figuur 5-1) voor iedere locatie aangepast. We nemen nu aan dat plaggen op relatief natte locaties ($m < 1$) zal leiden tot een terugkeer naar de gemiddelde relatie ($m = 1$) tussen GVG en vochtindicatie (Figuur 5-10, punten a en b). Bij relatief droge vegetaties ($m > 1$, punten c en d in Figuur 5-10) veronderstellen we dat er weinig humus aanwezig was (anders zou de vochtindicatie van de vegetatie wel hoger zijn geweest) en handhaven we de aan de vegetatie bijgestelde relatie tussen GVG en vochtindicatie ($m > 1$)⁶. Wiskundig komt deze werkwijze hierop neer dat we voor vergelijking [5.1] de waarde $a_0 = 1$ hanteren en voor vergelijking [5.2] invullen $GVG_{na} = GVG - z_p$.

⁶ N.B.: op relatief droge en humusarme locaties zal in de praktijk zelden worden geplagd.



Figuur 5-10. Voorbeeld van effecten van plaggen op de vochtindicatie van de vegetatie met een plagdikte van $z_p = 20$ cm. Toelichting: zie tekst.

Effecten op Zuurgraad

Zoals uitgelegd in §5.3, is de relatie tussen enerzijds zuurgraad van de bodem en anderzijds GLG en kalkgehalte K , ook nog afhankelijk van het organisch-stofgehalte OS (vergelijking [5.8]). Plaggen leidt tot afvoer van relatief zuur organisch materiaal, waarmee OS daalt, K stijgt en GLG ondieper wordt:

- Daling OS
Verondersteld wordt dat het organisch stofgehalte na plaggen lager is dan 1%. Bij dit gehalte horen volgens vergelijking [5.4] en [5.5] uiterste waarden: $pH_{\min} = 4.5$ en $pH_{\max} = 8$.

- Stijging K
Behalve de afvoer van organische stof, zal door plaggen in ondiep ontkalkte bodems het kalkgehalte K in het minerale deel van de toplaag toenemen. Aangenomen wordt dat de toename van het kalkgehalte 0.05% bedraagt:

$$K_{na} = K + 0.0005 \quad [5.15]$$

- Daling GLG
Tenslotte verandert de GLG door maaiveld daling. Hiervoor wordt de plagdikte van de GLG afgetrokken:

$$GLG_{na} = GLG - z_p \quad [5.16]$$

Deze veranderingen doorgevoerd in [5.8] leiden tot de pH na plaggen. Via ijkrelatie [3.2] wordt vervolgens de indicatiewaarde voor Zuurgraad na plaggen vastgesteld.

Effecten op Voedselrijkdom

In de huidige PROBE wordt voor de vaststelling van de Voedselrijkdom uitgegaan van de vegetatie. Het model berekent, zie §4.4, de hoeveelheid gemineraliseerd stikstof en fosfor – $N_{\min}$ en $P_{\min}$ – maar doet geen uitspraak over de aanwezige voorraad nutriënten in de bodem. Voor het bepalen van de effecten van plaggen is informatie over de nutriëntenvoorraad echter noodzakelijk. In natuurlijke duinvalleien is door Koerselman *et al.* (1999) en De Haan *et al.* (2000) $N_{\min}$ na plaggen geschat op grond van stapeling van organische stof, ouderdom van de geplagde bodem, mineralisatiesnelheden en atmosferische depositie. In Tabel 5-1 is het resultaat voor drie tijdstippen weergegeven. Via [4.4] is hier een schatting voor $P_{\min}$ aan toegevoegd. Vooral nog wordt in het model uitgegaan van mineralisatiewaarden uit Tabel 5-1, 10 jaar na plaggen.

De N-beschikbaarheid N wordt verkregen door bij $N_{\min}$ de atmosferische depositie N_{atm} op te tellen ([4.3]). De P-beschikbaarheid P wordt via [4.5] berekend uit $P_{\min}$ (Tabel 5-1), de precipitatiefactor F^p , de atmosferische depositie P_{atm} en de verwerkingsterm P_{ver} . F^p wordt berekend uit de pH en het kalkgehalte na plaggen volgens [4.6]. P_{atm} en P_{ver} worden verondersteld niet door het plaggen te veranderen.

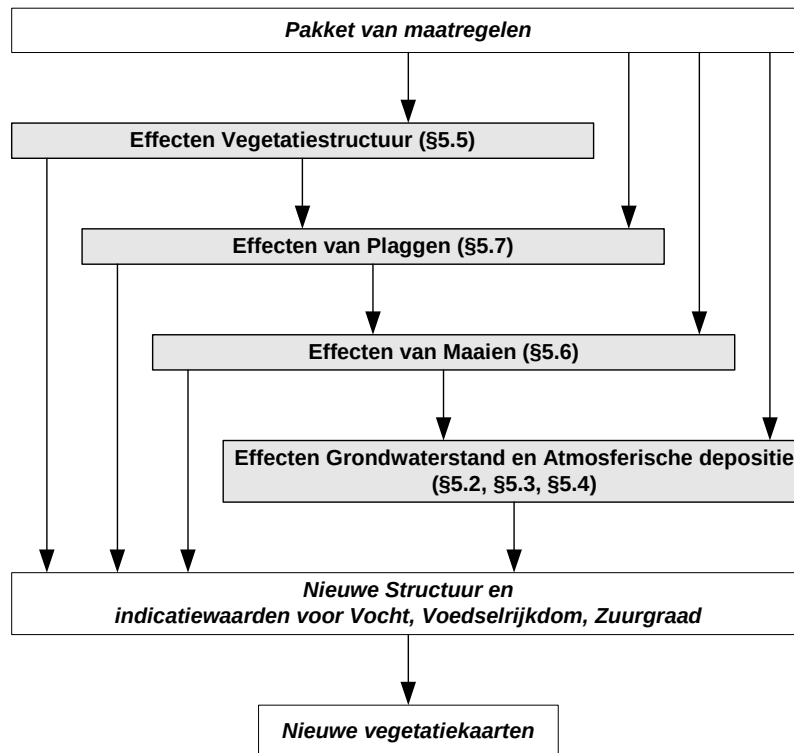
Het minimum van N_{na} en $15P_{\text{na}}$ is maatgevend voor de voedselrijkdom. Via Figuur 3-4 kan worden bepaald welke nieuwe indicatiewaarde voor voedselrijkdom bij dit minimum hoort.

Tabel 5-1. Berekende mineralisatie van N en P in natuurlijke duinvalleien voor drie tijdstippen na plaggen (Koerselman *et al.*, 1999; De Haan *et al.*, 2000).

Tijd na plaggen (jr)	$N_{\min}$ (kg/ha/jr)	$P_{\min}$ (kg/ha/jr)
5	15	2.3
10	30	4.5
20	50	7.5

5.8 Rekenvolgorde

Omdat de vegetatiekaart gebruikt is bij het afleiden van standplaatscondities in de uitgangsituatie, dient men een bepaalde rekenvolgorde aan te houden wanneer meerdere maatregelen tegelijk worden doorgerekend. Wanneer men bijvoorbeeld vernatting combineert met plaggen, is het niet logisch eerst de vegetatie te voorspellen die zal ontstaan door vernatting, en die nieuwe vegetatie vervolgens te gebruiken bij het afleiden van de standplaatscondities in de uitgangsituatie voor plaggen. Figuur 5-11 toont het schema van de volgorde waarin een pakket van maatregelen doorlopen dient te worden. Een pakket kan ook uit slechts één maatregel bestaan, zoals Plaggen, waarna nieuwe indicatiewaarden worden berekend en nieuwe vegetatiekaarten. Men kan plaggen echter combineren met een maairegiem en met een vernattingsmaatregel, wat betekent dat na het bepalen van de plageffecten, achtereenvolgens de effecten van Maaien en van 'Grondwaterstand en Atmosferische depositie' dienen te worden berekend.



Figuur 5-11. Volgordeschema waarin een pakket van meerdere maatregelen met PROBE doorlopen dient te worden.

Een volledig uitgewerkt stroomschema voor versie 1 van PROBE is opgenomen in Bijlage VII, terwijl Bijlage VI een overzicht biedt van alle parameterwaarden.

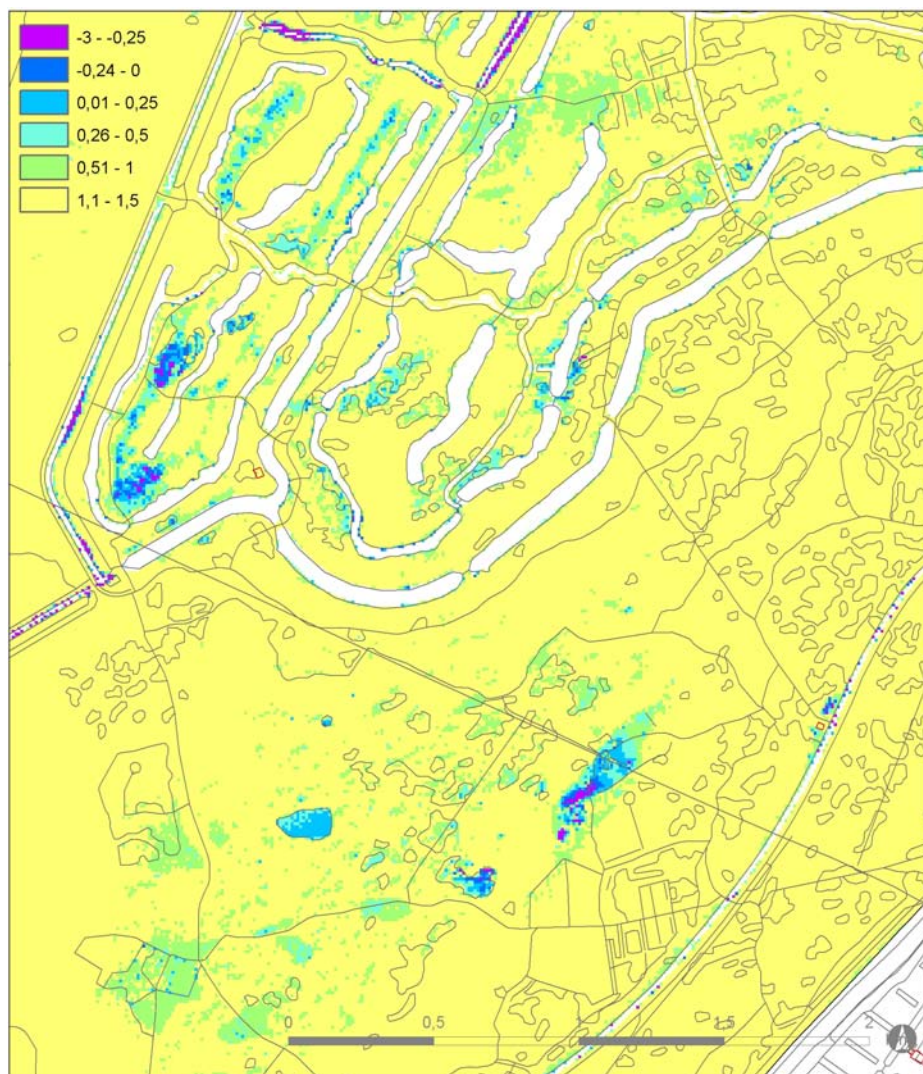
5.9 Voorbeeld toepassing PROBE

Om de werking van de dosiseffectrelaties in PROBE te illustreren tonen we, tenslotte, hier enkele vegetatiekaarten voor en na het doorvoeren van maatregelen. Deze kaarten zijn gemaakt in het kader van een milieueffectrapportage voor de optimalisering van natuur en waterwinning in de Amsterdamse Waterleidingduinen (De Haan *et al.*, 2006). Het gebied dat hierbij gemodelleerd werd is groter dan het tot nu toe getoonde studiegebied waarvoor PROBE ontwikkeld is. Een van de scenario's die werd onderzocht is het zogenaamde voorkeursscenario VKS. In dit scenario worden verschillende maatregelen genomen om de grondwaterstand in het gebied te verhogen, zoals het verhogen van peilen in enkele kanaalpanden (van Kromme Schusterkanaal en Nieuwkanaal). Figuur 5-12 toont de GVG in de referentiesituatie, dat is de situatie zonder ingrepen (meteorologische jaren 1994-2004). Figuur 5-13 geeft de berekende GVG in de VKS.

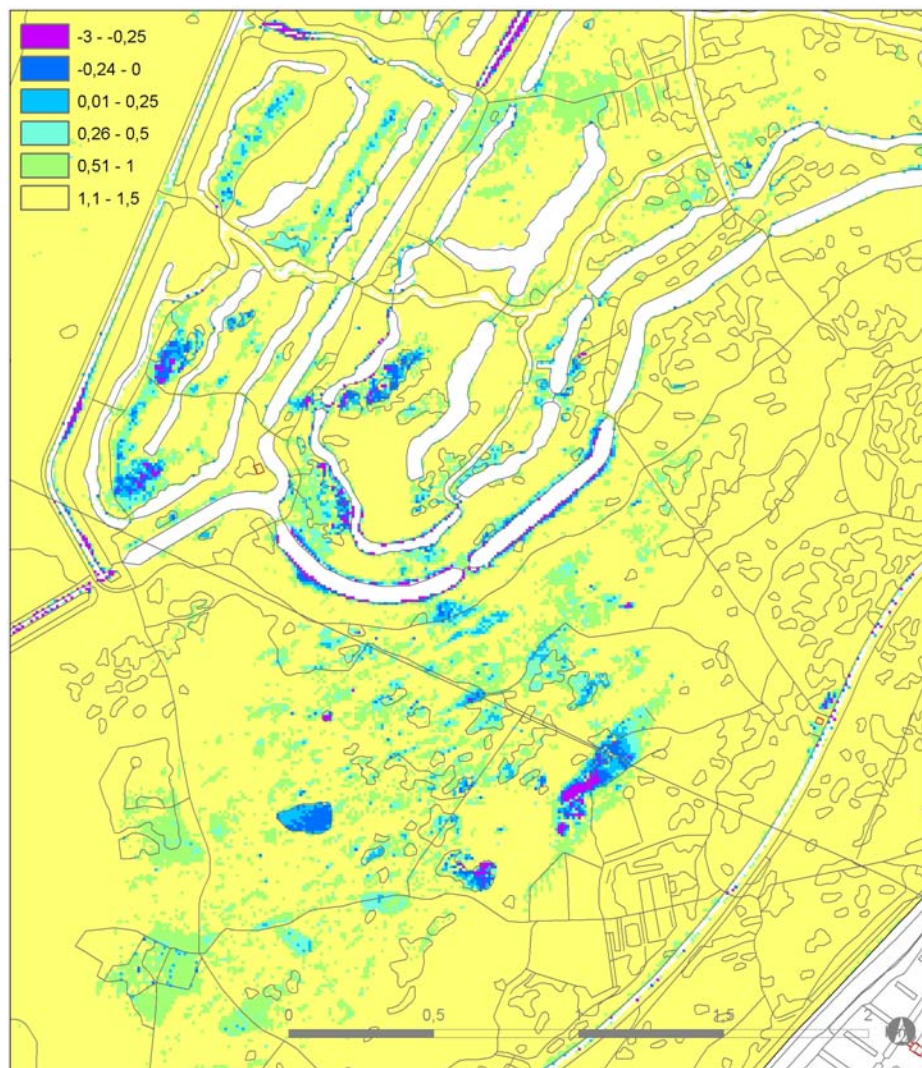
Met PROBE is voor vijf vegetatietypen die kenmerkend zijn voor natte duinvalleien, het verspreidingspatroon berekend. In Figuur 5-14 zijn deze vijf typen samengevat in één kaart voor de referentiesituatie; per gridcel is telkens één type ingekleurd. Figuur 5-15 geeft de samengestelde vegetatiekaart na uitvoering van de

VKS. Volgens de berekeningen van het VKS neemt door de vernatting de voor basenrijke duinvalleien kenmerkende *Knopbies-associatie* beperkt toe in het duingebied. Dit geldt in mindere mate ook voor de *Associatie van Drienervige en Zwarte zegge*. In de nabijheid van de kanalen, waar de vernatting het grootst is, worden geen van de genoemde vegetatietypen voorspeld ten gevolge van een sterke stijging van de voedselrijkdom. In het infiltratiegebied treedt daarentegen een afname van het areaal van deze plantengemeenschappen op. Dit hangt in de zone die sterk vernat samen met een sterke stijging van de voedselrijkdom, waardoor in plaats van voedselarme duinvalleivegetaties Riet- en ruigtevegetaties zullen ontstaan. Buiten deze zone met een sterke stijging van de grondwaterstand, wordt in het infiltratiegebied door de vernatting de grondwaterstand plaatselijk te hoog voor de Knopbies-associatie, en wordt deze vegetatie vervangen door plantengemeenschappen van permanente kwelvalleien (*Associatie van Waterpunge en Oeverkruid* en *Associatie van Ongelijkbladig fonteinkruid*). De *Associatie van Maanvaren en Vleugeltjesbloem* neemt op veel plaatsen toe. Dit vegetatietype, dat kenmerkend is voor matig vochtige duinvalleien en randen van nat-vochtige duinvalleien, profiteert van de vernatting zolang de voedselrijkdom niet te sterk toeneemt.

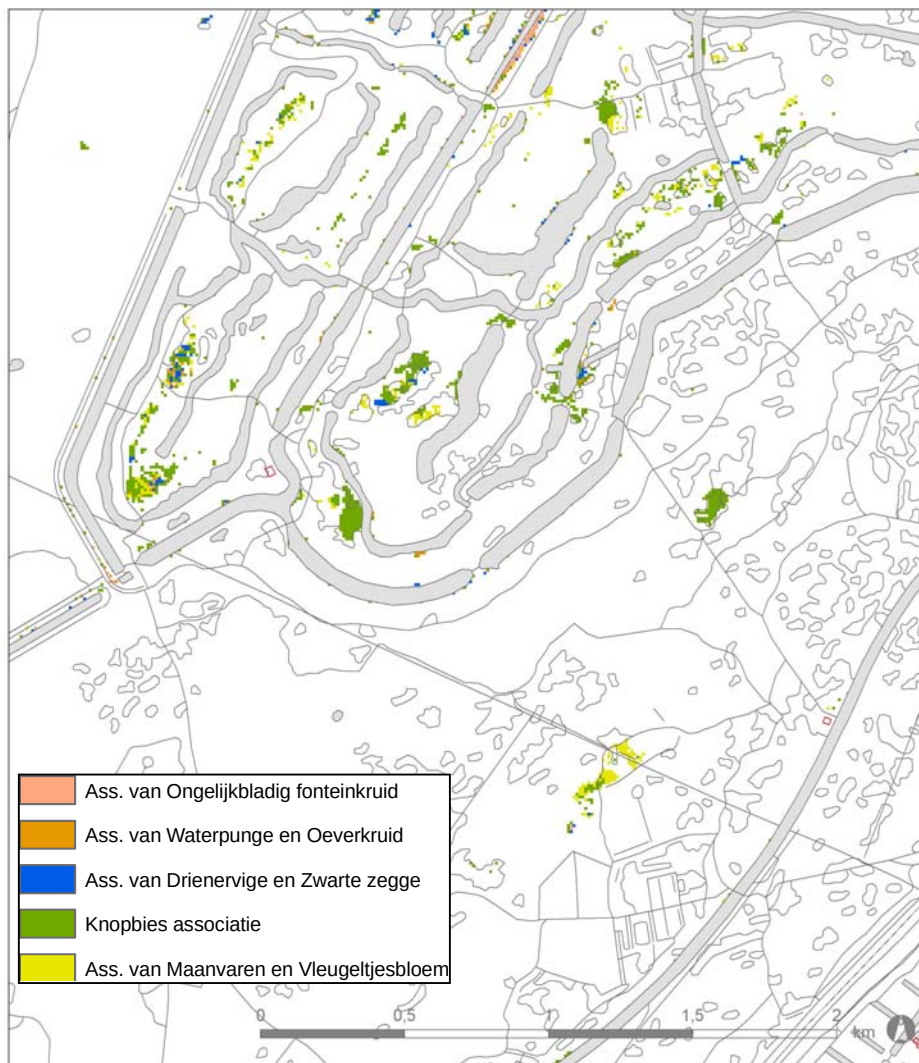
In de studie van De Haan *et al.* (2006) is ook onderzocht of met maaien en plaggen op voedselrijke locaties, de kenmerkende vegetatietypen van natte duinvalleien verder kunnen worden hersteld. Figuur 5-16 toont de locaties waar deze maatregelen zijn gepland, Figuur 5-17 de voorspelde vegetatietypen. Maaien en plaggen in aanvulling op het VKS blijken effectieve maatregelen om plantengemeenschappen van natte duinvalleien te herstellen.



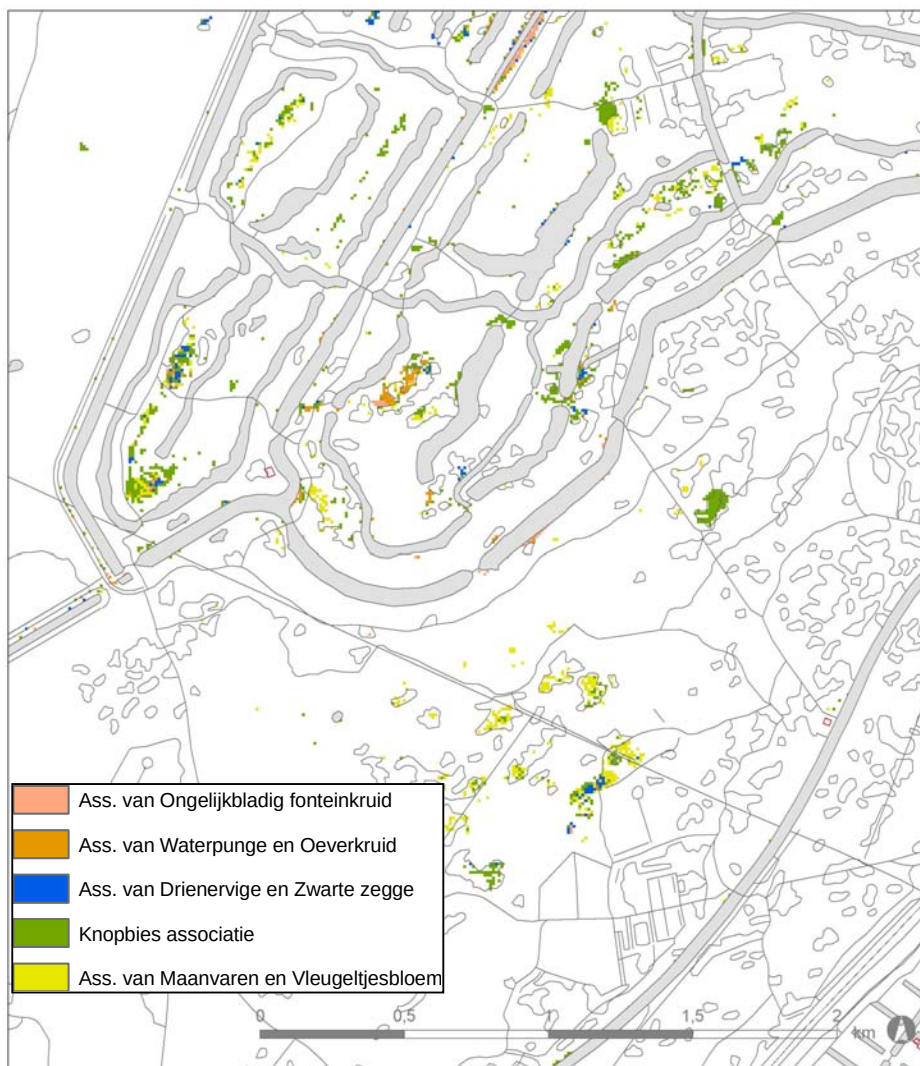
Figuur 5-12. Berekende GVG (m- mv) in de referentiesituatie (meteorologische jaren 1994-2004).



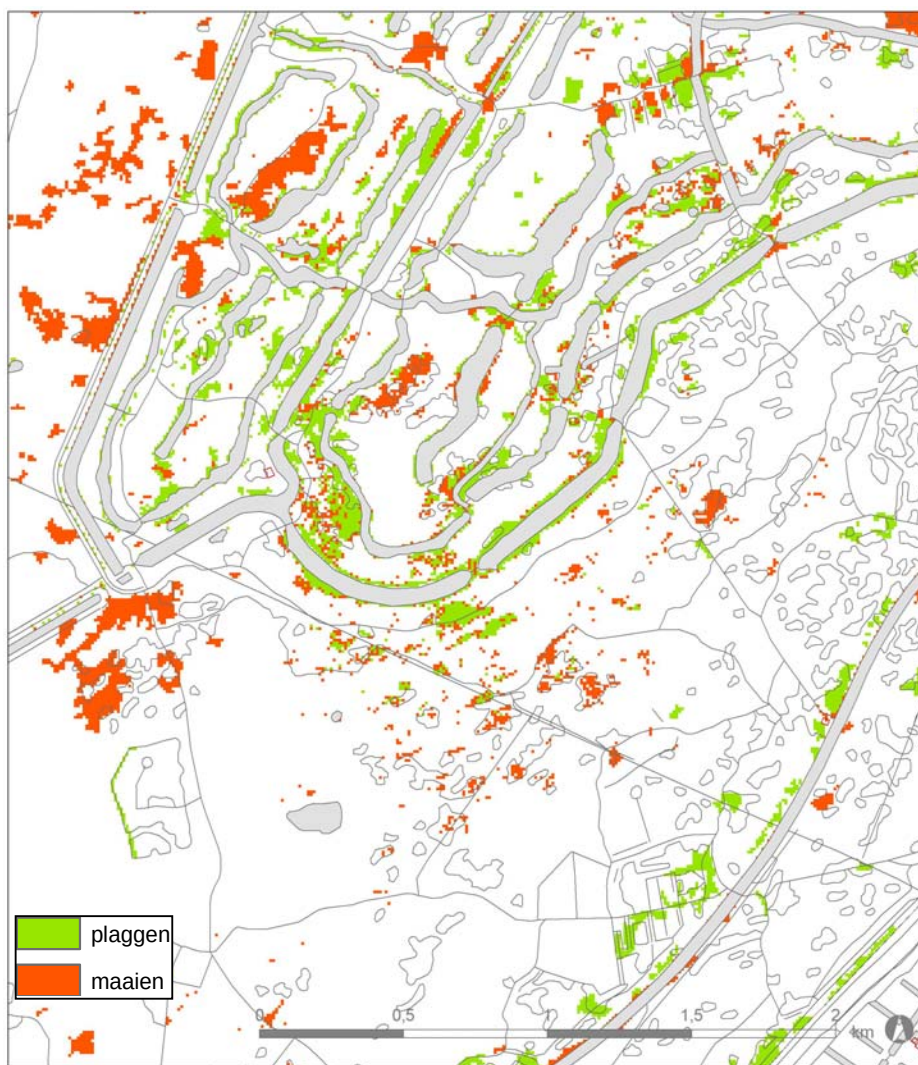
Figuur 5-13. Berekende GVG (m- mv) in het voorkeursalternatief (meteorologische jaren 1994-2004).



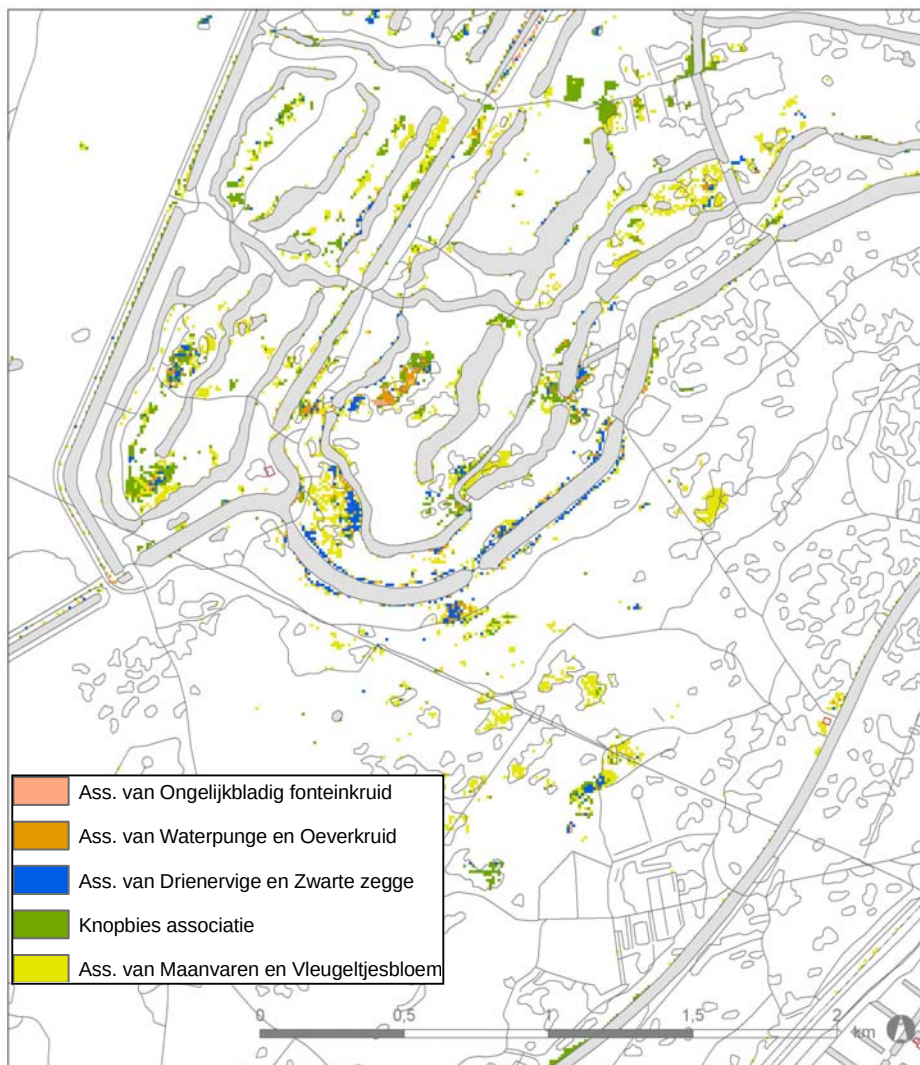
Figuur 5-14. Berekende verspreiding van plantengemeenschappen van duinvalleien in de referentiesituatie en met het huidige maaibeheer (De Haan et al., 2006).



Figuur 5-15. Berekende verspreiding van plantengemeenschappen van duinvalleien in het VKS, zonder aanvullend beheer (De Haan et al., 2006).



Figuur 5-16. Locaties met aanvullend beheer (maaieren/plaggen) ten behoeve van reductie voedselrijkdom na vernatting conform VKS (De Haan et al., 2006).



Figuur 5-17. Berekende verspreiding van plantengemeenschappen van duinvalleien in het VKS, met aanvullend beheer (maaien en plaggen) op voedselrijke locaties (De Haan et al., 2006).



Figuur 5-18. Groenknolorchis, een kenmerkende soort van vochtige, kalkrijke duinvalleien (foto DZH).



Figuur 5-19. Plantengroei in een geplagde duinvallei.

6 Toetsing

6.1 Inleiding

De betrouwbaarheid van PROBE is op twee manieren onderzocht:

- Allereerst is onderzocht in welke mate de berekende vegetatie in de situatie voor vernatting, overeenkomt met de vegetatie volgens de vegetatiekaart van 1997 (Van Til & Mourik, 1999).
- Daarnaast is onderzocht of het model de effecten goed voorspeld, van vernatting door twee in 1995 uitgevoerde maatregelen: het dempen van het Van Limburg Stirum Kanaal én het opzetten van het peil van het Oosterkanaal met 50 cm.

De vegetatiekaart van 1997 is voornamelijk gemaakt in de periode 1990-1995, waarna later enige wijzigingen zijn aangebracht (mondelinge mededeling Van Til, 2005). De belangrijkste wijziging is het aanbrengen van een kaartvlak 'kale grond' ter hoogte van het in 1995 gedempte Van Limburg Stirum Kanaal. De kaart geeft al met al de vegetatie vòòr vernatting weer, met alleen een ter plaatse van het kanaal een vegetatiestructuur die samenhangt met de vernattingsmaatregel.

Het duurt enige jaren voordat een nieuw dynamisch evenwicht is bereikt wanneer men ingrijpt in een hydrologisch systeem. Van Til (mondelinge mededeling, 2005) stelt dat een dergelijk evenwicht in hydrologisch opzicht circa vijf jaar na het dempen van het kanaal werd bereikt, dus in het jaar 2000. Het is bekend dat plantensoorten naijlen op veranderingen in hun milieu, waarbij eenjarigen sneller reageren dan meerjarigen, geofyten en houtige gewassen. Verwacht mag worden dat ten tijde van dit onderzoek (2005) de vegetatie op de meeste plaatsen nog niet in evenwicht verkeert met de nieuwe situatie. Een recente vegetatiekaart van het modelgebied ontbreekt.

Al met al kunnen we de volgende kanttekening plaatsen bij de toetsing:

- *Toetsing aan vegetatiekaart 1997*
Dit laat vooral zien of het model goed is afgeregeld, maar is geen toetsing in de strengste zin des woords (te weten: een vergelijking van de situatie voor en na ingreep). Door de aanwezigheid van een vegetatiekaart kan de toetsing worden gekwantificeerd.
- *Toetsing aan vernattingsmaatregel*
Dit zou een echte toetsing kunnen zijn, ware het niet dat de vegetatie nog geen evenwicht heeft bereikt met de nieuwe hydrologische situatie. Bovendien ontbreekt een recente vegetatiekaart zodat de resultaten alleen door kenners van het terrein visueel en kwalitatief kunnen worden beoordeeld.

6.2 Toetsing aan vegetatiekaart 1997, situatie voor vernatting

Zoals beschreven in Hoofdstuk 2 bestaan er voor PROBE statistische modellen van 43 vegetatietypen. Voor 21 typen kon een toetsing worden uitgevoerd omdat hun aanwezigheid bekend is op de Vegetatiekaart uit 1997.

Het toetsen aan de vegetatiekaart kan op verschillende manieren gebeuren en daarbij heeft de onderzoeker in ruime mate de mogelijkheid het resultaat bij te sturen. Het mooiste resultaat kan worden behaald door PROBE alleen te voeden met statistische modellen van 21 vegetatietypen die op de vegetatiekaart van 1997 voorkomen. Wij hebben er echter voor gekozen alle 43 statistische modellen te gebruiken, dus ook die van vegetatietypen die potentieel in het modelgebied kunnen voorkomen, maar die ontbreken op de vegetatiekaart. Op voorhand kan al worden gezegd dat deze keuze leidt tot minder goede resultaten omdat vegetatietypen elkaar deels kunnen overlappen qua gemodelleerde standplaatsfactoren. Maar er zijn meer vrijheden bij de toetsing.

Toetsing aan oppervlakten

Met PROBE is per gridcel (van 10×10 m) voor ieder vegetatietype een kans berekend. Vermenigvuldiging van die kans met 100 m² geeft de voorspelde oppervlakte van het vegetatietype voor die gridcel. Bij de vegetatiekaart is iedere gridcel eenduidig aan slechts één vegetatietype toegekend. We hebben voor de vergelijking dus per gridcel het ‘waargenomen’ vegetatietype, altijd in een oppervlakte van 100 m², en de voorspelde oppervlakten van alle vegetatietypen (oppervlakte tussen 0 en 100 m², som van alle typen altijd 100 m²). In een kruistabel zijn nu alle combinaties van ‘waargenomen’ en berekende oppervlakten bijgehouden; het resultaat is opgenomen in Tabel VIII-1 van Bijlage VIII. Met een code is in deze tabel het vegetatiestructuurtype aangegeven (B = bos, K = kort, P = pioniervegetatie, S = struweel). Vet gemarkeerde cijfers betreffen combinaties van waargenomen en voorspeld die op associatieniveau overeenkomen. Gemiddeld wordt volgens Tabel VIII-1 28% van de totale oppervlakte van de vegetatiekaart goed voorspeld. Kijken we alleen naar de associaties die (na interpretatie, zie §6.4) op de vegetatiekaart voorkomen (eerste tabelgedeelte op blz. 106: 08RG03 t/m 43AA03), dan bedraagt dit percentage 45%.

Toetsing na classificatie

Een andere toetsingsmethode is ook geprobeerd, waarbij iedere gridcel eerst werd geclassificeerd tot een vegetatietype op grond van de hoogste kans op voorkomen. Vervolgens konden in een kruistabel combinaties van aantal waargenomen en voorspelde vegetatietypen worden bijgehouden. Het resultaat is te zien in Tabel VIII-2. Gemiddeld wordt volgens deze tabel 35% van het totale aantal gridcellen goed voorspeld. Beschouwen wij alleen de associaties die op de vegetatiekaart voorkomen, dan bedraagt dit percentage 48%.

Schalen van toetsing

Beide methoden hebben als nadeel dat het resultaat van een classificatie (de vegetatiekaart) wordt vergeleken met het resultaat van een kansberekening. Hoewel de natuur vele geleidelijke overgangen kent wordt bij een

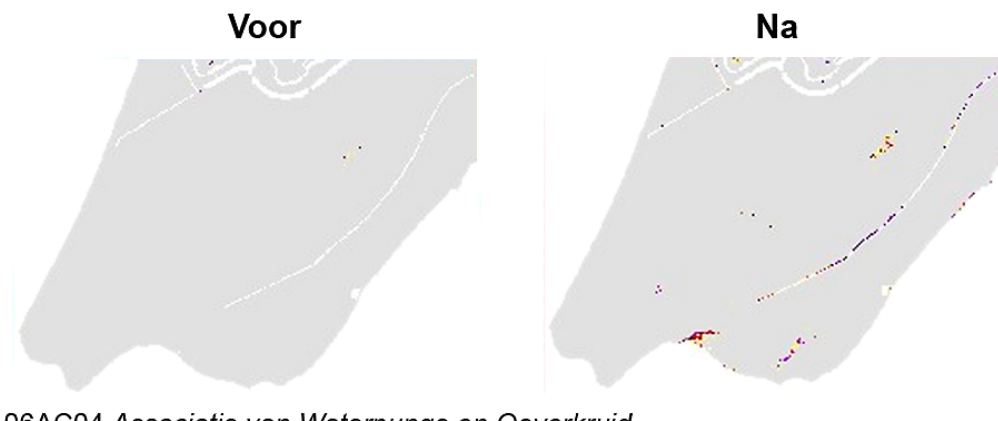
vegetatiekartering de vegetatie slechts tot één type geclassificeerd. Dat bijt met een kansberekening, die combinaties van verschillende typen op een locatie toelaat. Daarom valt er wel wat voor te zeggen iets coulanter te zijn, namelijk door voor ieder vegetatietype dat in het gebied voorkomt, de voorspelde oppervlakte te schalen naar de totale voorspelde oppervlakte van alle typen op de vegetatiekaart. Van de in het gebied voorkomende typen wordt iedere oppervlakte in de tabel dus gedeeld door de som van de oppervlakten uit dezelfde rij. De procentuele cijfers die deze exercitie opleveren geven vooral antwoord op de vraag in hoeverre het model de goede locaties voorspelt, en in mindere mate of de hoogte van de kansen wel klopt (die hoogte wordt onderdrukt door typen met een overlappende ecologische standplaats, die niet op de vegetatiekaart voorkomen maar wel in de schematisering zitten). Het resultaat van deze exercitie staat in Tabel VIII-3 (gebaseerd op voorspelde oppervlakten volgens Tabel VIII-1) en VIII-4 (gebaseerd op voorspelde typen volgens Tabel VIII-2). Gemiddeld wordt nu respectievelijk 57 en 59% goed voorspeld. Er bestaan echter beduidende verschillen tussen de structuurtypen, zoals Tabel 6-1 laat zien.

Tabel 6-1. Percentage op associatieniveau goed voorspelde oppervlakten en goed geclassificeerde gridcellen, onderscheiden naar structuurtype. Afgeleid van Tabel VIII-3 en Tabel VIII-4.

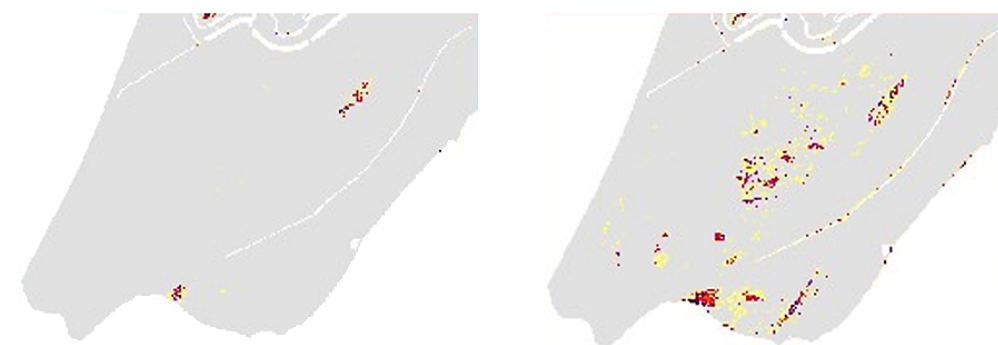
Structuurtype	Methode	
	Oppervlakte	Classificatie
Bos	75	76
Kort	58	56
Pionier	91	85
Struweel	33	44

6.3 Toetsing aan vernattingsmaatregelen

PROBE is gevoed met de door het hydrologische model (Kamps & Olsthoorn, 2001) berekende grondwaterstanden na twee in 1995 uitgevoerde vernattingsmaatregelen: het dempen van het Van Limburg Stirum Kanaal én het opzetten van het peil van het Oosterkanaal met 50 cm. Voor vijf plantengemeenschappen van natte duinvalleien zijn twee verspreidingskaarten gemaakt (Figuur 6-1): (1) de berekende verspreiding vòòr vernatting, (2) de berekende verspreiding na vernatting. 'Na vernatting' (ad 2) heeft betrekking op een situatie waarin de waterhuishouding weer in evenwicht verkeert en plantensoorten de tijd hebben gehad om te verdwijnen en verschijnen. Zeg: situatie 2020. De kaarten zijn voorgelegd aan drie ecologen met een gedegen kennis van het modelgebied (Mark van Til, Leo van Breukelen en Luc Geelen, allen van Waternet).



06AC04 *Associatie van Waterpunge en Oeverkruid*



09BA04 *Knopbies-associatie*

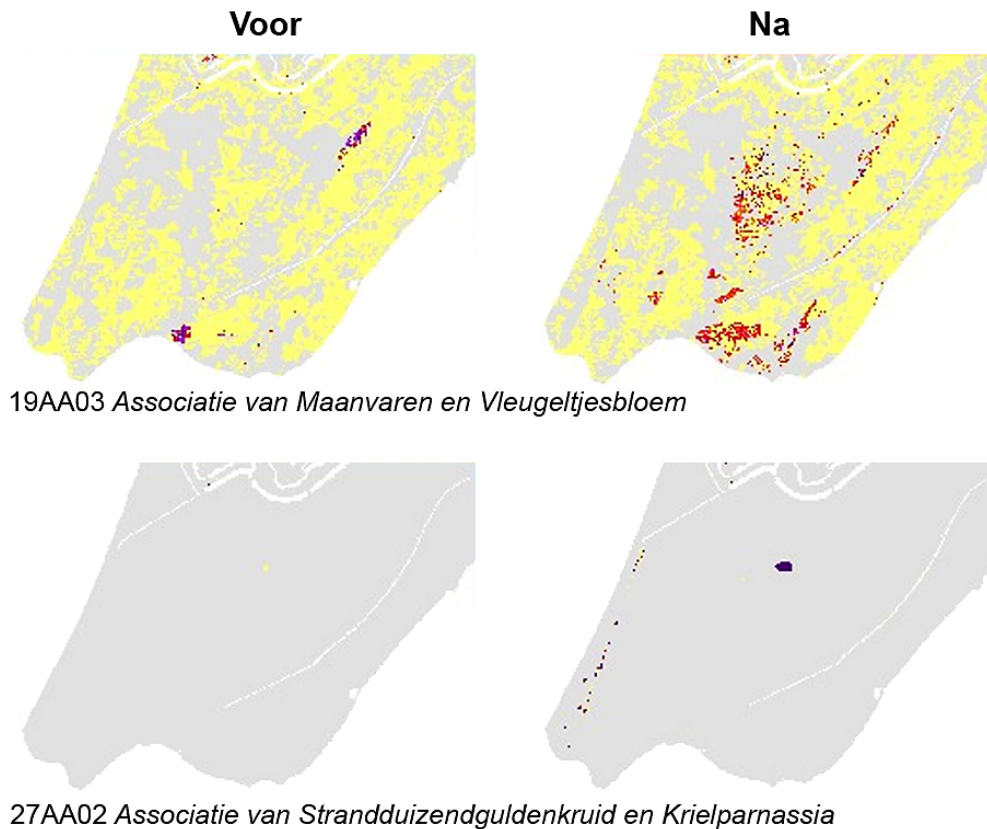


09RG02 *Rompgemeenschap van Zwarte zegge en Moerasstruisgras*

Figuur 6-1. Voorspelde verspreidingspatronen van plantengemeenschappen, kenmerkend voor natte duinvalleien, voor (links) en na (rechts) het uitvoeren van vernattingsmaatregelen. Zie volgende pagina voor het vervolg van deze figuur.

Kans op voorkomen:





Figuur 6-1 (vervolg).

De conclusie van deze drie ecologen is dat de verspreiding van de Associatie van Waterpunge en Oeverkruid (06AC04), de Knopbies-associatie (09BA04), maar ook de Associatie van Maanvaren en Vleugeltjesbloem (19AA03), te ruim wordt voorspeld, maar dat de voorspelling van de Rompgemeenschap van Zwarte zegge en Moerasstruisgras (09RG02) en de Associatie van Strandduizendguldenkruid en Krielparnassia (27AA02) wel goed is. In het algemeen wordt het herstel van plantengemeenschappen van natte duinvalleien dus te positief geschat door PROBE.

Nader onderzoek wees echter uit dat voor de voorspelling is uitgegaan van meteorologische gegevens uit de periode 1998-2004, waar een aantal zeer natte jaren tussen zitten (gemiddelde jaarneerslag te De Bilt van 879 mm, tegenover een langjarig gemiddelde van 792 mm). Het is achteraf daarom niet verwonderlijk dat PROBE een te positief effect heeft berekend: het model toont het resultaat van zowel vernattingsmaatregelen als een structurele vernatting van het weer. Er was binnen het project geen ruimte deze vergissing te herstellen.

6.4 Discussie

De kernvraag is natuurlijk hoe goed het model presteert. Is bijvoorbeeld 50% goed voorspelde oppervlakte goed of slecht; wanneer mogen we tevreden zijn? Om deze

vraag genuanceerd te kunnen beantwoorden is het nodig eerst stil te staan bij de bewerkingen die nodig zijn geweest om het model te bouwen en te toetsen:

1. Vegetatietypen zijn gebaseerd op synoptische tabellen waarin grenzen zijn getrokken om vegetatietypen te kunnen definiëren.
2. Bij vegetatiekartering worden harde grenzen getrokken om kaartvlakken af te scheiden, maar in werkelijkheid kent de natuur geleidelijke overgangen tussen vegetatietypen.
3. De vegetatiekaart heeft een precisie van 500 m² waarbij een type minimal 33% moest bedekken om te worden benoemd. Door op een nauwkeuriger schaal (rastercellen van 100 m²) te gaan toetsen, zijn afwijkingen vrijwel onvermijdelijk.
4. Op de AWD-kaart worden binnen een kaartvlak vaak meerdere lokale typen aangegeven. Voor de toetsing is ieder kaartvlak echter aan het eerste lokale type toebedeeld (Tabel 6-2).
5. Vervolgens is ieder kaartvlak op basis van het eerste lokale type toebedeeld aan een associatie volgens De Vegetatie van Nederland (DVN) (Tabel 6-2); andere mogelijke associaties zijn genegeerd.
6. De vegetatiemodule is gebaseerd op vegetatieopnamen die geacht worden ideale representanten van vegetatietypen te zijn: zij zijn de referentiepunten in de driedimensionale ruimte van indicatiewaarden, waar de statistische modellen op zijn gebaseerd. De beantwoording van de vraag wanneer een opname representatief is voor een vegetatietype, is echter enigszins arbitrair (Tabel 6-3, Bijlage III).

Tabel 6-2. Voorbeeld van aan kaartvlakken toebedeelde AWD-vegetatietypen en hun vertaling naar de DVN-typen. Voor de toetsing van PROBE is alleen het eerste DVN-type gebruikt, afgerond tot associatieniveau.

AWD-typen			DVN-typen		
1	2	3	1	2	3
G8			14CB01B		
G9	M2	M3	14CB01A	14CA01B	14CA01B
G9	G10		14CB01A	14CB01C	
G9	G11		14CB01A	14AA02B	
G9	G13		14CB01A	14BB02A	
G9	M3		14CB01A	14CA01B	
G9			14CB01A		
H1	D3		37AC01	37AC02A	

Tabel 6-3. Enkele opnamen uit het bestand van PWN, en de met ASSOCIA (Van Tongeren, 2000) berekende toekenning aan plantengemeenschappen volgens De Vegetatie van Nederland. De met een sterretje gemarkeerde opnamen zijn geselecteerd voor PROBE, waarbij de opname is toebedeeld aan de eerste uitkomst van ASSOCIA (kolom 1), afgerond tot associatieniveau.

Opname	Uitkomsten ASSOCIA				
	1	2	3	4	5
762*	14DG01	14CB01A	14AA02B	37RG02	
763*	14CB01A	14CB01B	37RG02		
764	14CA03	14CB01A	14CA03A		
765*	14CA01	14CA01B	14CB01A		
766*	14RG09	14CB01B	37AC02		
770	14CB01B	14RG10			
773*	14CB01B				
774*	14RG09	14CB01B	14RG10	37AC02	14BB02

Al deze ruis producerende bewerkingen overziende komen wij tot het persoonlijke oordeel dat meer dan 50% goed voorspeld in Tabel VIII-3 en Tabel VIII-4 als zeer goed moet worden beoordeeld. Dit betekent dat het model in de meeste gevallen goed presteert. Natuurlijk zijn er ook associaties waarvoor het model het minder goed doet; in het bijzonder de associaties van het structuurtype 'struweel' kunnen moeilijk uit elkaar worden gehouden (Tabel 6-1). Betere toetsresultaten kunnen worden behaald door:

- Alleen te toetsen aan eenduidig geclassificeerde kaartvlakken. De ruis uit bewerkingsstap 4 op pagina 76 wordt daarmee onderdrukt.
- Statistische modellen te bouwen van vegetatietypen die op de vegetatiekaart staan (dus alle opnamen classificeren tot AWD-typen en dan toetsen aan de AWD-kaart). Bewerkingstap 5 komt daarmee te vervallen.
- Strenger te selecteren op representatieve opnamen voor de statistische vegetatiemodellen (onderdrukking ruis uit stap 6).
- De kansen van het model zodanig te schalen dat de berekende oppervlakten zo goed mogelijk overeenkomen met waargenomen oppervlakten (een dergelijke calibratie is al eens voor een ander model uitgevoerd).

Tot nu toe is de toetsing vooral een rekenkundige exercitie geweest, toegelicht met tekst waaruit blijkt dat het model het 'goed doet'. Dat is nogal theoretisch en vast niet voor iedereen overtuigend. Daarom willen we ook enkele concrete voorbeelden geven van de prestatie van het model. Met nadruk wijzen wij er op dat die voorbeelden moeilijk te voorspellen kaartvlakken betreffen, omdat we daar vooral van kunnen leren. We zullen zien dat het model het zelfs goed kan doen wanneer er volgens de kruistabellen van Bijlage VIII 'fout' wordt voorspeld.

Voorbeeld 1: Klazeweitje

Een voorbeeld van een situatie, waarbij genuanceerd naar de uitvoer van PROBE gekeken dient te worden, is de duinvlakte van het Klazeweitje. In deze voormalige natte duinvallei heeft in het verleden via kwelwater secundaire kalkafzetting plaatsgevonden. Van Til & Mourik (1999) beschrijven het gebied als uitzonderlijk, omdat de bodem ondanks langdurige beweiding en ontwatering nog steeds kalkrijk is. De hydrologische omstandigheden zijn momenteel echter vochtig tot (matig) droog. Planten van kalkrijke duinvalleien, zoals Knopbies, Geelhartje en Bevertjes hebben zich niettemin in delen van het gebied kunnen handhaven (Van Til & Mourik, 1999).

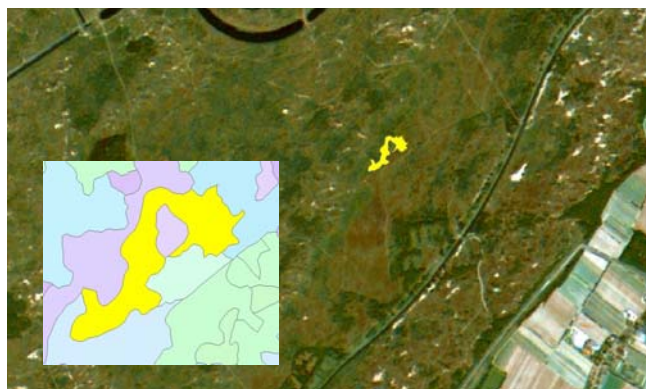
In Figuur 6-2 is de ligging van het meest zuidelijke deel van het Klazeweitje in de AWD geel gemerkt. Deze locatie betreft één eenheid van de vegetatiekaart, met als plantensociologische typering Vochtige graslanden in een mix van de lokale typen V1 (*Struisgrasvegetatie met Gewoon biggenkruid en Schapezuring*), V2 (*Grazige vegetatie met Ruig viooltje en Zeegroene zegge*) en V3 (*Grazige vegetatie met Gestreepte witbol en Veldbeemdgras*) (Van Til & Mourik, 1999). Dit kaartvlak kan vertaald worden naar typen volgens De Vegetatie van Nederland, namelijk:

1. 14BB02A (*Duin-Struisgras-associatie, typische subassociatie*),
2. 14CB01B (*Duin-Paardebloem-associatie, typische subassociatie*),
3. en 16 (*Klasse der matig voedselrijke graslanden*).

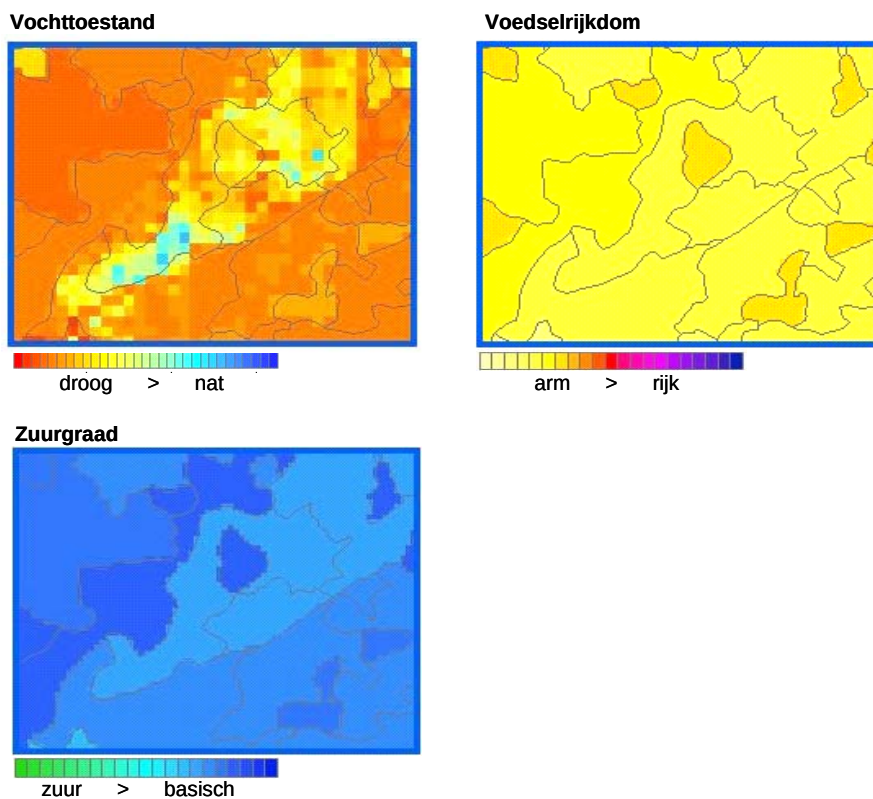
Het type V1 bevat volgens Van Til & Mourik (1999) ook aspecten van 19AA03 (*associatie van Maanvaren en Vleugeltjesbloem*), maar dit aspect komt niet tot uiting in de vertaling naar 14BB02A. Vooral het tweede type 14CB01B beschrijft de kenmerkende soortencombinatie die duidt op een vochtiger verleden van de duinvallei. Het voorkomen van verschillende vegetatietypen in de kaarteenheden kan mede worden verklaard door variaties in de vochtuishouding, zie Figuur 6-3.

De toetsing van PROBE is voor dit kaartvlak alleen gedaan aan het eerste vegetatietype volgens classificatie van De Vegetatie van Nederland: 14BB02A, kenmerkend voor voormalige landbouwgebieden die schraal en diep ontkalkt zijn. Dit vegetatietype beschrijft echter slechts een beperkt deel van de aanwezige variatie in de plantengroei, en is niet representatief voor de vochtafhankelijke, kalkminnende plantensoorten. Op grond hiervan kan op voorhand al worden verwacht dat PROBE niet het 'juiste' vegetatietype zal voorspellen.

Een tweede kanttekening betreft de voorspelling van plantengemeenschappen op het niveau van associaties. Indien binnen een associatie een subassociatie voorkomt met een standplaats die afwijkt van de algemene abiotische omstandigheden binnen de associatie, zal het model niet in alle situaties een goede voorspelling genereren. Deze situatie is aan de orde bij het Klazeweitje: 14BB02A is, zie de indicatiewaarden in Bijlage IV, iets droger, voedselarmer en zuurder dan 14BB02B (*subassociatie met klavertjes*), de andere subassociatie van 14BB02 (*Duin-Struisgras-associatie*). De vegetatieopnamen die zijn gebruikt voor het statistische model van 14BB02 omvatten echter ook (en misschien wel vooral) opnamen van subassociatie 14BB02B. Het is derhalve op voorhand niet te verwachten dat juist 14BB02, het type waarop wordt getoetst, met een hoge kans zal worden voorspeld.

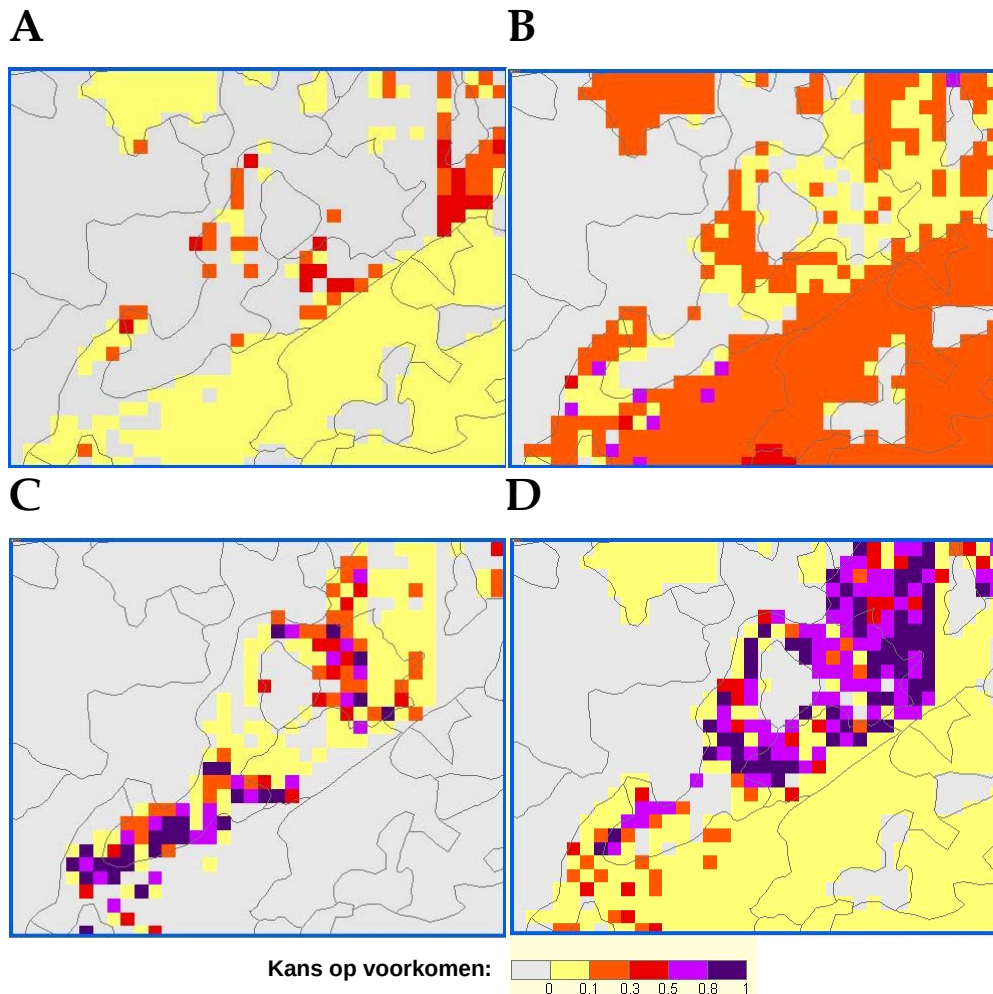


Figuur 6-2. Locatie van het meest zuidelijke deel van het Klazewijtje (geel) in de AWD.



Figuur 6-3. Berekende abiotische omstandigheden horend bij het zuidelijk deel van het Klazewijtje.

Nu de resultaten van PROBE. Vegetatietype 14BB02 (Duin-Struisgras-associatie) wordt zeer beperkt voorspeld, zie Figuur 6-4A. De voorspelling komt dus inderdaad niet overeen met het eerste type volgens de vegetatiekaart (er is volgens de kruistabellen sprake van een 'foute' voorspelling).



Figuur 6-4. Voorspelling van vier belangrijkste vegetatietypen in het Klazewietje:

A: 14BB02 (*Festuco-Galietum*, Duin-Struisgras-associatie)

B: 14CB01 (*Taraxaco-Galietum*, Duin-Paardebloem-associatie)

C: 09BA04 (*Junco-Schoenetum*, Knopbies-associatie)

D: 19AA03 (*Botrichio-Polygaletum*, associatie van Maanvaren en Vleugeltjesbloem).

Figuur 6-4B geeft de berekende verspreiding van 14CB01 (*Duin-Paardebloem-associatie*). Dit vegetatietype wordt wel duidelijk in een deel van het gebied voorspeld, maar de kans is beperkt tot maximaal 30%. Twee vegetatietypen die hoog scoren, met name op de plaatsen waar 14CB01 niet of met een lage kans wordt voorspeld, zijn 09BA04 (*Knopbies-associatie*) en 19AA03 (*associatie van Maanvaren en Vleugeltjesbloem*), zie Figuur 6-4C en Figuur 6-4D. Dit is een opvallend resultaat. Namelijk in de typische subassociatie van de *Duin-Paardebloem-associatie* komen juist soorten voor, die ook kenmerkend zijn voor de *Knopbies-associatie*. Het model heeft dus een vegetatietype voorspeld dat qua soorten een duidelijke overlap heeft met de daadwerkelijk aanwezige vegetatie. Dit geldt eveneens voor de *associatie van Maanvaren en Vleugeltjesbloem* (19AA03). Zoals

hierboven reeds vermeld, kan een deel van de vegetatie ook beschouwd worden als een fragmentaire variant van 19AA03. Deze plantengemeenschap is kenmerkend voor een gradiënt die in de duinen aan de droge kant wordt begrensd door duingraslanden en aan de natte kant door onder meer de *Knopbies-associatie*. Een hoge score voor dit type komt derhalve heel goed overeen met de aanwezige vegetatiegradiënt.

Al met al heeft PROBE een zeer goede voorspelling van de werkelijke situatie gegenereerd. Het aspectbepalende deel van de vegetatie (*Duin-Paardebloem-associatie*, typische subassociatie, plus elementen van de *associatie van Maanvaren en Vleugeltjesbloem* binnen de *Duin-Struisgras-associatie*) was niet in het model aanwezig, maar werd toch beschreven middels een combinatie van verwante plantengemeenschappen van drogere en nattere standplaatsen.

Voorbeeld 2: Duingraslanden

Een tweede voorbeeld betreft het onderscheid in de meest voorkomende droge duingraslanden en hier aan gerelateerde rompgemeenschappen. Droge duingraslanden die op de vegetatiekaart een groot oppervlak beslaan, zijn 14AA02 (*Duin-Buntgras-associatie*), 14BB02 (*Duin-Struisgras-associatie*), 14CB01 (*Duin-Paardebloem-associatie*), 14RG09 (*Rompgemeenschap van Duinriet*) en 14RG10 (*Rompgemeenschap van Kruipwilg*).

Modelresultaten laten zien dat de associaties 14AA02 en 14BB02 met de hoogste kans worden voorspeld op plaatsen waar ze volgens de vegetatiekaart ook voorkomen. Daarnaast worden op deze plaatsen verschillende rompgemeenschappen voorspeld, maar met een lagere kans dan de juiste associaties. Daarnaast is de kans op een onjuiste voorspelling van de associaties 14AA02 en 14BB02 klein, met andere woorden: de associaties worden slechts met zeer lage kansen voorspeld op plaatsen waar deze volgens de vegetatiekaart niet voorkomen. Het model voldoet dus goed.

De associatie 14CB01 wordt wel voorspeld op plaatsen waar deze volgens de vegetatiekaart voorkomt, maar met een kleinere kans dan 14RG11 (*Rompgemeenschap van Duinroosje*). Rompgemeenschap 14RG09 (*RG Duinriet*) wordt in een zeer groot gebied voorspeld. Op plaatsen waar deze rompgemeenschap volgens de vegetatiekaart voorkomt, is de berekende kans van 14RG10 (*RG Kruipwilg*) echter groter. Rompgemeenschappen blijken dus abiotisch niet altijd goed begrensd te kunnen worden.

De voorspelling van de rompgemeenschap 14RG10 laat nog een ander interessant resultaat zien. Deze rompgemeenschap wordt goed voorspeld op plaatsen waar deze volgens de vegetatiekaart voorkomt. De kans is hier echter kleiner dan die van 14 CB02 (*associatie van Wondklaver en Nachtsilene*). Dit is een plantengemeenschap van het Zeedorpenlandschap, die qua standplaats iets voedselrijker is dan het *Taraxaco-Galietum*. Het is dan ook niet zo vreemd dat deze associatie wordt voorspeld op plaatsen waar de aan de *Duin-Paardebloem-associatie* verwante *Rompgemeenschap van Kruipwilg* wordt voorspeld.

Conclusie

PROBE is over het algemeen zeer goed in staat de verspreiding van verschillende associaties te voorspellen.

Kanttekeningen:

- Het toevoegen van rompgemeenschappen aan het model leidt weliswaar beduidend minder snel tot het voorspellen van goed ontwikkelde associaties op plaatsen waar ze nu niet voorkomen (op zich positief), maar deze rompgemeenschappen beïnvloeden ook de voorspelling op plaatsen waar nu wel goed ontwikkelde associaties voorkomen. Rompgemeenschappen veroorzaken dus een ongewenste ruis, die de voorspelling van goed ontwikkelde plantengemeenschappen kan overschaduwen.
- Rompgemeenschappen zouden beter van associaties onderscheiden kunnen worden wanneer rekening wordt gehouden met andere standplaatsfactoren. Vooral begrazing lijkt voor het onderscheid een cruciale factor te zijn (Kooijman, 2000). Ook het karakteriseren van eenheden op de vegetatiekaart aan de hand gemiddelde indicatiewaarden is voor verbetering vatbaar (zie Hoofdstuk 7 voor een alternatieve benadering).
- Voor bepaalde plantengemeenschappen (van het Zeedorpenlandschap) kan een geografische begrenzing worden gehanteerd, om ze niet te verwarren met de overige duinvegetaties.

7 Discussie

7.1 Inleiding

Bij modelleren is het de kunst het optimum te vinden tussen 'zo complex als noodzakelijk' en 'zo vereenvoudigd als verantwoord'. Er bestaat geen objectief criterium waarmee kan worden vastgesteld wanneer dat optimum is bereikt, maar wij menen dat we met de huidige modelversie al een aardig eind in de buurt komen. PROBE is daarmee geen verkennend instrument geworden, zoals oorspronkelijk beoogd, maar een model dat waarschijnlijk al betrouwbaar genoeg is voor de berekening van ecologische effecten in tal van studies, zoals in het kader van beheersplannen en milieueffectrapportages (PROBE is hier daadwerkelijk al voor toegepast, zie De Haan *et al.*, 2006).

Met deze studie hebben we grote vooruitgang geboekt op het gebied van het modelleren van biodiversiteit. Vooral de generieke en flexibele modelopzet, en het rekening houden met onzekerheid zijn sterke punten van PROBE. Voor zover we kunnen nagaan bestaat er geen enkel ecohydrologisch model dat beide eigenschappen bevat. Onzekerheid wordt allereerst meegenomen bij de bepaling van de uitgangssituatie, waar de GVG wordt berekend als een naar variantie gewogen gemiddelde van een aan de vegetatie ontleende GVG en een door een grondwatermodel berekende GVG. Daarnaast wordt onzekerheid in de voorspelling tot uitdrukking gebracht door uitkomsten te geven in termen van kansen, te weten: de kansen op het voorkomen van vegetatietypen.

Het gebruik van ModelBuilder in ArcGIS, de aparte invoerbestanden voor kanstabellen uit de Vegetatiemodule en het gebruik van parameterwaarden voor dosiseffectfuncties, zorgen ervoor dat PROBE betrekkelijk eenvoudig kan worden toegesneden op een ander modelgebied, met andere vegetatietypen en andere modelrelaties. De modelstructuur draagt er ook toe bij dat PROBE kan worden gebruikt als een raamwerk voor onderzoek, bijvoorbeeld onderzoek door de drie door VU en Kiwa aangetrokken PhD-studenten.

7.2 Mogelijkheden om het model te verbeteren

Aan de huidige modelversie valt van alles te verbeteren (zonder de complexiteit wezenlijk te verhogen). Verschillende zaken zijn in dit rapport al genoemd:

1. Het verbeteren van de Vegetatiemodule door vegetatieopnamen toe te voegen, opnamen strenger te selecteren op hun representativiteit voor een vegetatietype, sommige vegetatietypen die qua standplaats niet homogeen zijn op te splitsen (associaties in subassociaties) of juist ecologisch verwante vegetatietypen te aggregeren (§2.2.)
2. Het uitgebreider onderzoeken van (combinaties van) andere indicatiewaardesystemen en van een andere manier om gemiddelde indicatiewaarden te berekenen, met als uiteindelijke doel de Vegetatiemodule te verbeteren (§2.3).

3. Het gebruik van Vochttekort als extra standplaatsvariabele voor Vochttoestand (§2.4). Ook zou onderzocht kunnen worden of een extra standplaatsfactor Saliniteit de voorspelling ten goede komt (§1.6).
4. Het van veldgegevens (liefst uit de duinen zelf) afleiden van ijkrelaties, vooral voor Voedselrijkdom en Zuurgraad (§3.5).
5. Het modelleren van het vrijkomen van fosfor uit anorganische bodemcomponenten (verweringsterm P_{ver}) (§4.4).
6. Het modelleren van een glijdende overgang van droog naar nat van fosforprecipitatie in het Renondunaal district (§4.4).
7. Het zodanig afleiden van indicatiewaarden uit de vegetatiekaart van de AWD, dat beter rekening wordt gehouden met complexen van vegetatietypen binnen één kaartvlak (§6.4).

Sommige van deze verbeteringen zijn betrekkelijk eenvoudig door te voeren (1, 6, 7), voor andere (2, 3, 4, 5) is uitgebreider onderzoek nodig en dat zou via universitair onderzoek kunnen gebeuren.

Er zijn echter ook twee voor de hand liggende verbeteringen mogelijk die nog niet aan de orde zijn geweest: het invoeren van een indicatiewaarde voor vegetatiestructuur en successiestadium en het nog beter rekening houden met onzekerheid.

Indicatiewaarde voor Successie

De vegetatie wordt in de huidige PROBE berekend als functie van de 3 standplaatsfactoren Vochttoestand, Voedselrijkdom en Zuurgraad, waarbij aparte statistische modellen worden gebruikt voor de successieklassen (tevens structuurklassen) Pionier, Kort, Struweel en Bos. Ons voorstel is van die structuurklassen af te stappen en ze te vervangen door een door een vierde verklarende as voor vegetatiestructuur en successie (afgekort: Successie). We krijgen dan de kans op voorkomen van de continue variabelen Vochttoestand, Voedselrijkdom, Zuurgraad en Successie. Successiegetallen zouden bijvoorbeeld kunnen worden afgeleid uit indicatiewaarden voor beschaduwing volgens Ellenberg (1992), uit gegevens over de maximale lengte van soorten (uit BioBase), of door de structuurklassen van het ecotopensysteem te vervangen door getallen (bijvoorbeeld: 1 = pionier, 2 = grasland, 3 = ruigte, 4 = struweel, 5 = bos) .

Het verlaten van de drie structuurklassen zou er toe kunnen leiden dat vegetatietypen statistisch beter van elkaar worden onderscheiden. Een zeker zo belangrijk voordeel is dat met de invoering van deze vierde continue as, het eenvoudiger wordt het model later uit te breiden met een module voor vegetatiesuccessie.

Onzekerheid

Uit de toetsing (Hoofdstuk 6) is gebleken dat associaties en rompgemeenschappen vaak niet goed uit elkaar gehouden kunnen worden. Geopperd is dat begrazing het verschil tussen beide typen plantengemeenschappen zou kunnen verklaren.

Een andere verklaring heeft te maken met zowel de beschrijving van de abiotische invoer (de standplaats), als de manier waarop de statistische modellen worden berekend.

Onzekerheid standplaats. In PROBE worden standplaatsvariabelen in de uitgangssituatie berekend uit zowel de vegetatie als uit abiotische bronnen. Voor ieder vegetatietype berekenen we simpelweg de gemiddelde indicatiewaarden over alle opnamen, en die gemiddelden achten we dan de uitgangssituatie voor ieder kaartvlak. Het is echter beter om niet het gemiddelde te nemen voor een kaartvlak, maar de hele verdeling van indicatiewaarden binnen het vegetatietype. Als we dit doen krijgen we als uitkomst niet alleen de kans op een vegetatietype, maar ook de bandbreedte rond die kans (bijvoorbeeld: gemiddelde = 0.80, minimum = 0.50, maximum = 0.88). Deze vernieuwing heeft als nadeel dat het model een stuk trager wordt. Dit kunnen we opvangen door een optie aan het model toe te voegen voor een eenvoudige berekening (huidige versie), dan wel gecompliceerde berekening (met onzekerheid). Met de eenvoudige berekening kunnen snel scenario's worden doorgerekend, de gecompliceerde is dan voor het uiteindelijke resultaat.

Statistische modellen. De huidige statistische modellen zijn gebaseerd van vegetatieopnamen afgeleide vegetatietypen en indicatiewaarden. Die indicatiewaarden zijn gemiddelde waarden van alle soorten in de opname. Een nadeel van het berekenen van deze gemiddelden is dat informatie over de heterogeniteit in indicatiewaarden binnen een opname verloren gaat. Ook tellen alle soorten even zwaar mee, ongeacht of ze nu zeer indicatief zijn (ingedeeld bij slechts één ecotooptype) of minder indicatief (ingedeeld bij meerdere ecotooptypen). Om de oorspronkelijke informatie die in de soorten besloten liggen te behouden, zouden we statistische modellen van vegetatietypen moeten maken op basis van de soorten zelf (en niet een afgeleid gemiddelde), waarbij we indicatieve soorten zwaarder laten meetellen dan minder indicatieve.

We verwachten dat met het modelleren van onzekerheid associaties en rompgemeenschappen beter uit elkaar gehouden kunnen worden, maar zeker is dit geenszins. In ieder geval wordt de uitvoer van het model, met een bandbreedte rond de kansen, er uitgebreider en genuanceerder door.

7.3 Slot

PROBE is een innovatief instrument op het gebied van ruimtelijke ecosysteemmodellering ten behoeve van beleid en beheer. Het model zou uitstekend kunnen worden ingezet voor de Habitatrichtlijn, die immers voorschrijft effecten van voorgenomen maatregelen te onderzoeken op significante gevolgen voor de natuur. Door het model via artikelen en presentaties onder de aandacht te brengen van een breed publiek kan draagvlak worden gecreëerd en kunnen misschien externe fondsen worden verworven voor verdere ontwikkeling.

Het toepassingsbereik van het model kan op twee manieren worden uitgebreid: door het geschikter te maken voor andere gebieden dan het zuidelijk deel van de AWD, en door meer processen in te bouwen.

De eerste manier is het eenvoudigst. Voor toepassing in andere duingebieden dan het huidige modelgebied is het vooral nodig dat de invloed van oppervlaktewater wordt gemodelleerd. Oppervlaktewater van IJsselmeer en Rijn wordt immers naar veel duingebieden aangevoerd voor de winning, na infiltratie in de bodem, van leidingwater. Uitbreiding van het model naar de rest van Nederland vereist dat standplaatscondities voor verschillende bodemtypen goed worden voorspeld. We kunnen hierbij betrekkelijk eenvoudig aansluiten op het werk dat al gedaan is voor de modellen NICHE (Meuleman et al., 2005) en NATLES (Runhaar et al., 2003). Een landelijke PROBE zou een waardevol beleidsondersteunend model zijn voor het opstellen van gebiedsvisies, provinciale omgevingsplannen, waterbeheersingsplannen, structuurplannen, bestemmingsplannen, GGOR's en peilbesluiten. Op deze wijze kan beter worden voldaan aan de Kaderrichtlijn Water, de Habitatrichtlijn en de instandhoudingsdoelstellingen van natuurterreinen.

De tweede uitbreiding, meer processen inbouwen, is moeilijker. Zeker in een dynamisch ecosysteem als de duinen is het wenselijk dat ook rekening wordt gehouden met successie van bodem en vegetatie. Bovendien is begrazing een belangrijk proces dat ruimtelijke verschillen in de vegetatie verklaart. Bij de begeleidingsgroep van PROBE hebben we enkele voorstellen ingebracht om deze processen op eenvoudige wijze in te bouwen. Fundamenteel onderzoek naar successie, ook onder invloed van klimaatsverandering, vindt reeds plaats in de vorm het eerder genoemde PhD-onderzoek. Bij uitbreiding van PROBE met meer processen, zeker met dynamische processen zoals successie, bestaat echter het gevaar dat we hierin te ver gaan: dat het optimum tussen 'zo complex als noodzakelijk' en 'zo vereenvoudigd als verantwoord' verloren raakt. Het is voor onderzoekers een uitdaging dit optimum te blijven nastreven.



Figuur 7-1. Begrazing heeft effecten op de structuur en soortensamenstelling van de vegetatie.

Literatuur

- Aggenbach, C.J.S. & M.H. Jalink, 1999. *Serie Indicatoren: 8 Droge duinen, Indicatorsoorten voor verdroging, verzuring en eutrofiëring van plantengemeenschappen in droge duinen*. VEWIN/ IKC Natuurbeheer/ Kiwa N.V./Staatsbosbeheer, Driebergen.
- Aggenbach, C.J.S. & M.H. Jalink, 2000. *Serie Indicatoren: 6 Duinvalleien (kalkarme duinen), Indicatorsoorten voor verdroging, verzuring en eutrofiëring van plantengemeenschappen in duinvalleien in het Waddendistrict*. VEWIN/ IKC Natuurbeheer/ Kiwa N.V./Staatsbosbeheer, Driebergen.
- Aggenbach, C.J.S., E. Doomerik, J. Grijpstra & M.H. Jalink, 2002. INDICA: een instrument voor analyse milieu met indicatorsoorten. *H₂O*, 35(13): 46-47.
- Aggenbach, C.J.S., J. Grijpstra & M.H. Jalink, 2002. *Serie Indicatoren: Duinvalleien (kalkrijke duinen) Basisrapport, Indicatorsoorten voor verdroging, verzuring en eutrofiëring van plantengemeenschappen in duinvalleien van het Renodunaaldistrict*. KOA 02.024 Kiwa N.V. Onderzoek en Advies, Nieuwegein.
- Alkemade, J. R. M., J. Wiertz & J. B. Latour, 1996. *Kalibratie van Ellenbergs milieu-indicatiegetallen aan werkelijk gemeten bodemfactoren*. RIVM-rapport, Bilthoven.
- Barendregt, A., 1993. *Hydro-ecology of the Dutch polder landscape*. PhD-thesis, Rijksuniversiteit Utrecht.
- Boerboom, J.H.A., 1963. Het verband tussen bodem en vegetatie in de Wassenaarse duinen. *Boor en Spade* 18: 120-155.
- Bolt, G.H. & M.G.M. Bruggenwert (1976). *Soil Chemistry A. Basic Elements*. Elsevier Scientific Publishing Co.
- Braakhekke, W.G., N. van Breemen, M.R. Hoosbeek & J.Ph.M. Witte (2003). *Soil, Water, Vegetation. Course book*. Wageningen University, Wageningen.
- Clausman, P.H.M.A., A.J. Den Held, L. Jalink & J. Runhaar, 1987. *Milieu-indicaties van vegetaties. Het vegetatieonderzoek van de Provincie Zuid-Holland. Deelrapport II*. Provincie Zuid-Holland, Den-Haag.
- De Haan, M., A. Doomen, C. Schellingen & M. Stark, 2006. *Optimalisatie natuur en waterwinning in de Amsterdamse Waterleidingduinen. Milieueffectrapport 'Korte termijn'*. Deelrapport 'Natuur en Landschap'. Rapport Kiwa Water Research & Ingenieursbureau Oranjewoud.
- De Haan, M.W.A., C.M.L. Mesters & C.M. van Hemel, 2000. *Hydro-ecologische effectvoorspelling met NICHE in de Helmduinen*. Rapport Kiwa Water Research, Nieuwegein.
- De Vries, W., J.A. Klijn & J. Kros, 1994. Simulation of the long-term impact of atmospheric deposition on dune ecosystems in the Netherlands. *Journal of Applied Ecology* 31: 59-73.

- Doing, H., 1988. *Landschapsoecologie van de Nederlandse kust – Een landschapskartering op vegetatiekundige grondslag*. Stichting Duinbehoud & Stichting Publicatiefonds Duinen, Leiden.
- Ellenberg, H., 1992. *Zeigerwerte der Gefäßpflanzen (ohne Rubus)*. In: *Scripta Geobotanica*, jrg 18, pag 9-166, Göttingen.
- Ertsen, A. C. D., 1998. *Ecohydrological response modelling*. Predicting plant species response to changes in site conditions. PhD thesis University of Utrecht.
- Figueiredo, M.A.T. & A.J.K. Jain, 2002. Unsupervised learning of finite mixture models. *IEEE Transactions on pattern analysis and machine intelligence* 24: 381-396.
- 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. *Journal of environmental management*, 31: 143-55.
- Grootjans, A.P., E.J. Lammerts & F. van Beusekom, 1995. *Kalkrijke duinvalleien op de Waddeneilanden; ecologie en regeneratiemogelijkheden*. Stichting Uitgeverij KNNV, Utrecht.
- Jansen, P.C. & J. Runhaar, 2005. *Toetsing van het verband tussen het aandeel xerofyten en de droogtestress onder verschillende omstandigheden*. Alterra-rapport 1045, Wageningen.
- Käfer, J. & J.P.M. Witte, 2004. Cover weighted averaging of indicator values in vegetation analysis. *Journal of Vegetation Science*, 15: 647-652.
- Kamps, P.T.W.J. & T.N. Olsthoorn, 2001. Verdroging en vernatting van de AWD. *Landschap* 18: 147-160.
- Kemmers, R.H., 1990. *Effecten van waterbeheer op standplaatsfactoren van korte vegetaties*. SC-DLO rapport 64.1, Wageningen.
- Koerselman, W., M.W.A. de Haan & A.F.M. Meuleman, 1999. *Ecohydrologische Effectvoorspelling Duinen; Standplaatsmodellering in NICHE® duinen*. Kiwa rapport SWE98.010, Nieuwegein.
- Koerselman, W. & A.F.M. Meuleman, 1995. *Ecohydrologische Effectvoorspelling Duinen*. Werkdocument 'Trofie'. Kiwa N.V., Nieuwegein.
- Koerselman, W. & A.F.M. Meuleman, 1996. The vegetation N:P ratio: a new tool to detect the nature of nutrient limitation. *Journal of Applied Ecology* 33: 1441-1450.
- Kooijman, A.M., 2001. Sleutelrol voor N of P? Consequenties van nutriëntbeschikbaarheid voor regeneratieperspectieven van duinvalleien. *Landschap* 3: 199-210.
- Kooijman, A.M. & M. Besse, 2002. The higher availability of N and P in lime-poor than in lime-rich coastal dunes in the Netherlands. *Journal of Ecology* 90: 394-403.
- Kooijman, A.M., J.C.R. Dopheide, J. Sevink, I. Takken & J.M. Verstraten, 1998. Nutrient limitations and their implications on the effects of atmospheric deposition in coastal dunes; lime-poor and lime-rich sites in the Netherlands. *Journal of Ecology* 86: 511-526.

- Kuipers, M., 1994. *Effectvoorspelling van vernatting van vegetaties en hun standplaatsen in het Noordhollands Duinreservaat*. Rapport 94/013551 NV PWN, Bloemendaal.
- Latour, J.B., T. Reiling & J. Wiertz, 1993. MOVE: a multiple stress model for vegetation. In: Hooghart, J.C. & C.W.S. Postumus: *The Use of Hydro-Ecological Models in the Netherlands*. CHO-TNO Proceedings and Information no. 47. Den-Haag.
- Louman, E.G.M., 1989. *Effecten van vernatting op de vegetatie in het duingebied van Zuid-Kennemerland; een explorerend onderzoek gericht op het aangeven van natuurbeheersmaatregelen bij reductie van de grondwaterwinning*. Kiwa-rapport SWE 88.005, Nieuwegein.
- Meuleman, A.F.M., M.W.A. de Haan, A.J.M. Jansen, J. Grijpstra, J. & C.J.S. Aggenbach, 2005. *NIC HE: modelling ecological impact of changes in groundwater withdrawal in river forelands*. Proceedings NOFDP workshop on hydro-ecological modelling of riverine organisms and habitats, ecological processes and functions, Den Bosch June 2005, p: 26-29.
- Noest, V., 1991. *HYVEG, een interaktiemodel hydrologie-vegetatie voor jonge vochtige duinvalleien*. Rapport, Den-Haag.
- Rozema, J., P. Laan, R. Broekman, W.H.O. Ernst & C.A.J. Appelo, 1985. On the lime transition and decalcification in the coastal dunes of the province of North Holland and the island of Schiermonnikoog. *Acta Bot. Neerl.* 34: 393-411.
- Runhaar, J., 1989. *Toetsing van het ecotopensysteem*. Rapport CML, Leiden.
- Runhaar, J., 1999. *Impact of hydrological changes on nature conservation areas in the Netherlands*. Leiden: PhD-thesis Leiden University.
- Runhaar, J., C.L.G. Groen, R. van der Meijden & R.A.M. Stevers, 1987. Een nieuwe indeling in ecologische groepen binnen de Nederlandse flora. *Gorteria* 13: 276-359.
- Runhaar, J., H. Kuijpers, H.L. Boogaard, E.P.A.G. Schouwenberg & P.C. Jansen, 2003. *Natuurgericht landevaluatiesysteem (NATLES) versie 2*. Alterra-rapport 550. Alterra, Wageningen.
- Runhaar, J., J.P.M. Witte & P.H. Verburg 1997. Ground-water level, moisture supply, and vegetation in The Netherlands. *Wetlands* 17: 528-538.
- Schaffers, A.P. & K.V. Šýkora, 2000. Reliability of Ellenberg indicator values for moisture, nitrogen and soil reaction: a comparison with field measurements. *Journal of Vegetation Science* 11: 225-244.
- Schaminée, J.H.J., A.H.F. Stortelder & V. Westhoff 1995. *De vegetatie van Nederland. Deel 2*. Opulus press, Upsala.
- Schaminée, J.H.J., A.H.F. Stortelder & E.J. Weeda 1996. *De vegetatie van Nederland. Deel 3*. Opulus press, Upsala.
- Schaminée, J.H.J., E.J. Weeda & V. Westhoff 1998. *De vegetatie van Nederland. Deel 4*. Opulus press, Upsala.

- Sival, F.P., 1997. *Dune soil acidification threatening rare plant species*. Proefschrift, Rijksuniversiteit Groningen.
- Stortelder, A.H.F., J.H.J. Schaminée & P.W.F.M. Hommel 1999. *De vegetatie van Nederland. Deel 5*. Opulus press, Upsala.
- Stuyfzand, P.J., 1991. *De samenstelling van regenwater langs Hollands kust*. Kiwa-rapport SWE 91.010, Nieuwegein.
- Stuyfzand, P.J., 1993. *Hydrochemistry and hydrology of the coastal dune area of the Western Netherlands*. PhD-thesis Vrije Universiteit, Amsterdam.
- Ten Harkel, M.J., 1998. *Nutrient pools and fluxes in dry coastal dune grasslands*. Proefschrift, UvA, Amsterdam.
- Van Til, M., R. de Lange & A.M. Bijlmer, 2003. *Hyperspectrale beeldverwerking voor de kartering van duinvegetatie*. Gemeentewaterleidingen, Amsterdam & Rijkswaterstaat Meetkundige Dienst, Delft.
- Van Til, M. & J. Mourik, 1999. *Hieroglyfen van het zand: vegetatie en landschap van de Amsterdamse waterleidingduinen*. Gemeentewaterleidingen Amsterdam, Amsterdam.
- Van Tongeren, O., 2000. *Programma ASSOCIA gebruikershandleiding en voorwaarden*. Data-analyse Ecologie, Wageningen.
- Van Wirdum, G. & D. van Dam, 1984. *Bepaling belangrijkste standplaatsfactoren*. SWNBL rapport 1, Utrecht.
- Wamelink, G.W. W., P.W. Goedhart, H. van Dobben & F. Berendse, 2005. Plant species as predictors of soil pH: replacing expert judgement with meaPROBEments. *Journal of Vegetation Science* 16: 461-470.
- Wand, M.P. and M.C. Jones, 1995. *Kernel Smoothing, Monographs on Statistics and Applied Probability* 60. Chapman & Hall, London.
- Witte, J.P.M., 1998. *National Water Management and the Value of Nature*. PhD-thesis, Wageningen University, Wageningen.
- Witte, J.P.M., J.A.M. Meuleman & B. Raterman, 2004. *Eco-hydrology and Bio-diversity*. In: Feddes, R.A., J. van Dam & G. de Rooij (eds), *Unsaturated Zone Modelling: Progress, Challenges and Applications*. Kluwer, Dordrecht.
- Witte, J.P.M. & J. Runhaar, 2000. Planten als indicatoren voor water. *Stromingen* 6(1): 5-21.
- Wójcik, R. & P.J.J.F. Torfs, 2003. *PARDENS - an experimental program for Parzen density fitting*. Rapport 116, Sectie Waterhuishouding WUR, Wageningen.

I Symbolenlijst

$a_0 \dots a_2$	=	parameters voor functies Vochttoestand
$b_0 \dots b_2$	=	parameters voor functies Voedselrijkdom
$c_0 \dots c_{10}$	=	parameters voor functies Zuurgraad
F^N	=	reductiefactor voor mineralisatie (-)
F^P	=	reductiefactor voor P-precipitatie (-)
GLG	=	gemiddeld laagste grondwaterstand (cm -mv)
GVG	=	gemiddelde voorjaarsgrondwaterstand (cm - mv)
GVG_v	=	GVG geschat uit de vegetatie (cm - mv)
GVG_a	=	GVG berekend met een grondwatermodel (cm - mv)
iw	=	indicatiewaarde (-)
K	=	kalkgehalte wortelzone (-)
K_{min}	=	minimum kalkgehalte, waar beneden kalk geen bijdrage levert aan de zuurbuffering van de bodem (-)
N	=	N-beschikbaarheid (kg/ha/jr)
N_{atm}	=	Atmosferische N-depositie (kg/ha/jr)
N_{min}	=	N-mineralisatie (kg/ha/jr)
OS	=	organische-stofgehalte (-)
P_{atm}	=	atmosferische P-depositie (kg/ha/jr)
$pH_{GLG,K}$	=	pH_{H_2O} als functie van GLG en K (-)
pH_{GLG}	=	zuurgraad van de bodem (pH_{H_2O}) als functie van de GLG (-)
pH_K	=	pH_{H_2O} van de bodem als functie van het kalkgehalte (-)
pH_{max}	=	maximale pH_{H_2O} van de bodem t.g.v. zuurbuffering door kalk of grondwater (-)
pH_{mid}	=	pH_{H_2O} waarbij de P-precipitatie minimaal is (-)
pH_{min}	=	minimale pH_{H_2O} van de bodem in geval van het ontbreken van zuurbufferende stoffen (-)
pH_v	=	pH_{H_2O} geschat uit de vegetatie (-)
P_{min}	=	P-mineralisatie (kg/ha/jr)
R	=	P-precipitatie, als fractie van P (-)
R_{max}	=	maximale P-precipitatie (-)
R_{min}	=	minimale P-precipitatie (-)
V	=	standplaatsvariabele
V_a	=	V afgeleid van een abiotische bron
V_v	=	V afgeleid van een vegetatiekaart
z_p	=	plagdikte (m)
σ_a^2	=	variantie van V_a
σ_v^2	=	variantie van V_v

II Namen plantengemeenschappen

Code	Nederlandse naam
06AB01	Associatie van Ongelijkbladig fonteinkruid
06AC04	Associatie van Waterpunge en Oeverkruid
08BB04	Riet-associatie
08BB04A	Riet-ass.; subass. met Kleine lisdodde
08BB04C	Riet-ass.; typische subass.
08RG03	Rompgemeenschap van Grote lisdodde
08RG07	Rompgemeenschap van Padderus
09AA01	Associatie van Drienervige en Zwarte zegge
09AA02	Veenmosrietland
09AA02A	Veenmosrietland; typische subass.
09AA02B	Veenmosrietland; subass. met Pijpestrootje
09BA03	Associatie van Duinrus en Parnassia
09BA04	Knobbies-associatie
09BA04A	Knobbies-ass.; typische subass.
09BA04B	Knobbies-ass.; Knobbies-arme subass.
09RG01	Rompgemeenschap van Duinriet en Addertong
09RG02	Rompgemeenschap van Zwarte zegge en Moerasstruisgras
14AA02	Duin-Buntgras-associatie
14AA02A	Duin-Buntgras-ass.; typische subass.
14AA02B	Duin-Buntgras-ass.; subass. met Fakkelgras
14BB02	Duin-Struisgras-associatie
14BB02A	Duin-Struisgras-ass.; typische subass.
14BB02B	Duin-Struisgras-ass.; subass. met Klavertjes
14CA01	Duinsterretjes-associatie
14CA01A	Duinsterretjes-ass.; typische subass.
14CA01B	Duinsterretjes-ass.; subass. met korstmossen
14CA01C	Duinsterretjes-ass.; subass. met Bleek dikkopmos
14CA02	Kegelsilene-associatie
14CA02A	Kegelsilene-ass.; subass. met Buntgras
14CA02B	Kegelsilene-ass.; subass. met Echt bitterkruid
14CA02C	Kegelsilene-ass.; arme subass.
14CA03	Associatie van Oranjesteeltje en Langkapselsterretje
14CA03A	Ass. van Oranjesteeltje en Langkapselsterretje; typische subass.
14CA03B	Ass. van Oranjesteeltje en Langkapselsterretje; subass. met Groot klokhoedje
14CB01	Duin-Paardebloem-associatie
14CB01A	Duin-Paardebloem-ass.; subass. met kortsmossen
14CB01B	Duin-Paardebloem-ass.; typische subass.
14CB01C	Duin-Paardebloem-ass.; subass. met Bosaardbei
14CB01D	Duin-Paardebloem-ass.; subass. met Smalle weegbree
14CB02	Associatie van Wondklaver en Nachtsilene
14CB02A	Ass. van Wondklaver en Nachtsilene; subass. met Muurpeper
14CB02B	Ass. van Wondklaver en Nachtsilene; subass. met Pluimstaartmos
14DG01	Derivaatgemeenschap van Grijs kronkelsteeltje
14RG03	Rompgemeenschap van Gewoon gaffeltandmos
14RG09	Rompgemeenschap van Duinriet
14RG10	Rompgemeenschap van Kruiwilg

14RG11	Rompgemeenschap van Duinroosje
17AA02	Associatie van Parelzaad en Salomonszegel
18RG01	Rompgemeenschap van Adelaarsvaren
19AA03	Associatie van Maanvaren en Vleugeltjesbloem
20AA01	Associatie van Struikhei en Stekelbrem
20AA01A	Ass. van Struikhei en Stekelbrem; subass. met korstmossen
20AA01B	Ass. van Struikhei en Stekelbrem; typische subass.
20AA01C	Ass. van Struikhei en Stekelbrem; Mosrijke subass.
20AA01D	Ass. van Struikhei en Stekelbrem; subass. met Tandjesgras
23AB01	Associatie van Zandhaver en Helm
23AB01A	Ass. van Zandhaver en Helm; typische subass.
23AB01B	Ass. van Zandhaver en Helm; subass. met Duinzwenkgras
23RG01	Rompgemeenschap van Helm en Zandzegge
27AA02	Associatie van Strandduizendguldenkruid en Krielparnassia
27AA02A	Ass. van Strandduizendguldenkruid en Krielparnassia; subass. met Aardbeiklaver
27AA02B	Ass. van Strandduizendguldenkruid en Krielparnassia; subass. met Waterpunge
27AA02C	Ass. van Strandduizendguldenkruid en Krielparnassia; subass. met Viltige bastardwederik
31AB03	Associatie van Ballote en andere Netels
31AB03A	Ass. van Ballote en andere Netels; typische subass.
31AB03B	Ass. van Ballote en andere Netels; subass. met Grote zandkool
31AB03C	Ass. van Ballote en andere Netels; subass. met Kaarsen
33AA01	Associatie van Fijne kervel en Winterpostelein
33DG02	Derivaatgemeenschap van Canadapopulier
36AA02	Associatie van Grauwe wilg
36AA02C	Ass. van Grauwe wilg; subass. met Kruipwilg
37AC01	Associatie van Duindoorn en Vlier
37AC02	Associatie van Duindoorn en Liguster
37AC02A	Ass. van Duindoorn en Liguster; typische subass.
37AC02B	Ass. van Duindoorn en Liguster; subass. met Koninginnekruid
37AC03	Associatie van Wegedoorn en Eenstijlige meidoorn
37RG02	Rompgemeenschap van Duindoorn en Cladonia
37RG03	Rompgemeenschap van Duindoorn en Hennegrass
37RG04	Rompgemeenschap van Liguster
40AA02	Zompzegge-Berkenbroek
40AA02A	Zompzegge-Berkenbroek; subass. met Melkeppe
40AA02B	Zompzegge-Berkenbroek; typische subass.
41DG03	Derivaatgemeenschap van Zandzegge
42AA02	Beuken-Zomereikenbos
42AA02B	Beuken-Zomereikenbos; subass. met Adelaarsvaren
43AA01	Abelen-lepenbos
43AA01A	Abelen-lepenbos; subass. met Slangelook
43AA01B	Abelen-lepenbos; Soortenarme subass.
43AA01C	Abelen-lepenbos; subass. met Wilde hyacint
43AA02	Essen- lepenbos
43AA02A	Essen- lepenbos; typische subass.
43AA02B	Essen- lepenbos; subass. met Gewoon sneeuwkllokje
43AA03	Meidoorn-Berkenbos
43AA03A	Meidoorn-Berkenbos; typische subass.
43AA03B	Meidoorn-Berkenbos; subass. met Watermunt
R5	Type AWD

III Samenstelling bestand vegetatieopnamen

Voor de vegetatiemodule statistische model zijn goed geclassificeerde opnamen geselecteerd uit vier deelbestanden:

- Bestand De Vegetatie van Nederland. Deze opnamen zijn ten behoeve van DVN eenduidig geclassificeerd tot plantengemeenschappen. Wij hebben niet kunnen achterhalen op welke wijze dat is gebeurd. Totaal: 34475 opnamen.
- Bestand Amsterdamse Waterleidingduinen, bevat 1183 opnamen. Omdat niet duidelijk was of er opnamen bij zitten die ook al in het DVN-bestand zitten, zijn met TURBOVEG opnamen uit dit bestand geselecteerd die voldoen aan de zoektermen 'Amsterdamse' en 'waterleiding'. Dat leidde tot 167 opnamen. Visuele inspectie van deze opnamen trof telkens de naam Eddy Weeda als onderzoeker aan, die niet betrokken is geweest bij de totstandkoming van het AWD-bestand. Omdat bovendien een deel van de AWD-opnamen na de totstandkoming van DVN zijn gemaakt, hebben we kunnen concluderen dat er nauwelijks of geen overlap is tussen de bestanden. Alle 1183 opnamen uit het AWD-bestand zijn daarom overgenomen. Deze opnamen zijn met het programma ASSOCIA geclassificeerd tot plantengemeenschappen van DVN. Vervolgens werden alle opnamen geselecteerd waarvan:
 - o ASSOCIA slechts één plantengemeenschap berekent, of
 - o de eerste uitkomst van ASSOCIA een rompgemeenschap betreft, of
 - o de eerste twee uitkomsten van ASSOCIA tot dezelfde associatie behoren.Deze procedure leidde tot een selectie van 428 opnamen.
- Extra bestand van de AWD met van te voren door Mark Van Til (AWD) geclassificeerde opnamen. Het gaat om opnamen van de rompgemeenschappen 14RG09, 14RG11 en 00R500. Laatstgenoemd gemeenschap betreft het AWD-type R5 dat op advies van Van Til bij uitzondering aan PROBE is toegevoegd omdat dit type belangrijk is in de AWD maar niet goed door DVN wordt beschreven. Totaal: 44 opnamen.
- Bestand met meer dan 10.000 opnamen uit het Noord-Hollands Duinreservaat van PWN. Volgens Hubert Kivit (PWN) is er geen overlap met DVN. Door Kivit werden eerst alle opnamen met minder dan 5 soorten geselecteerd. Vervolgens werd dezelfde selectieprocedure toegepast als voor het AWD-bestand. Dit leidde tot een selectie van 2999 opnamen.

Totaal hebben we zo een geaggregeerd bestand met 38946 opnamen gegenereerd. Om dubbele opnamenummers te vermijden zijn hiervoor alle opnamen vernummerd. In het bestand komen 8759 opnamen voor die zijn geclassificeerd tot een van de 43 associaties voor het modelgebied van PROBE (1426 Pionier, 5258 Kort, 1096 Struweel en 996 Bos).

IV Gemiddelde indicatiewaarden vegetatiekaart

Gemiddelde indicatiewaarden per plantengemeenschap op de vegetatiekaart van de AWD (Van Til & Mourik, 1999). Indicatiewaarden volgens het ecotopensysteem en berekend uit geclassificeerde vegetatieopnamen (methode: zie §2.4) van een ca. 40.000 opnamen tellend bestand (Bijlage III).

	Vochttoestand	Voedselrijkdom	Zuurgraad		Vochttoestand	Voedselrijkdom	Zuurgraad		Vochttoestand	Voedselrijkdom	Zuurgraad
06AB01	1.3	1.6	2.3	14CA02B	3.8	1.4	2.8	27AA02B	2.8	2.3	2.8
06AC04	1.8	1.7	2.5	14CA02C	3.9	1.4	2.8	27AA02C	2.9	2.6	2.9
08BB04	1.7	2.3	2.6	14CA03A	3.7	1.2	2.7	31AB03	3.2	2.8	2.9
08BB04A	1.4	2.5	2.8	14CA03B	3.6	1.2	2.7	31AB03A	3.3	2.6	2.8
08BB04C	1.8	2.4	2.7	14CB01	3.6	1.4	2.5	31AB03B	3.4	2.3	2.8
08RG03	1.7	2.5	2.8	14CB01A	3.7	1.3	2.5	31AB03C	3.3	2.3	2.8
08RG07	1.7	2.1	2.6	14CB01B	3.6	1.3	2.5	33AA01	3.6	1.8	2.8
09AA01	2.0	1.5	2.4	14CB01C	3.6	1.3	2.6	33DG02	3.0	2.4	2.7
09AA02	2.1	1.4	1.9	14CB01D	3.6	1.4	2.5	36AA02C	2.6	1.8	2.6
09AA02A	2.1	1.5	2.0	14CB02A	3.7	1.4	2.6	37AC01	3.5	1.9	2.8
09AA02B	2.1	1.3	1.8	14CB02B	3.6	1.4	2.6	37AC02A	3.6	1.5	2.7
09BA03	2.4	1.8	2.7	14DG01	3.9	1.1	1.9	37AC02B	3.3	1.6	2.7
09BA04	2.7	1.7	2.6	14RG03	3.9	1.2	1.9	37AC03	3.4	1.6	2.7
09BA04A	2.4	1.6	2.5	14RG09	3.6	1.4	2.5	37RG02	3.7	1.5	2.6
09BA04B	2.5	1.6	2.6	14RG10	3.6	1.5	2.6	37RG03	3.6	1.6	2.7
09RG01	2.8	1.5	2.5	14RG11	3.7	1.3	2.5	37RG04	3.6	1.7	2.7
09RG02	2.1	1.5	2.1	17AA02	3.5	1.5	2.7	40AA02A	2.5	1.6	2.1
14AA02	3.9	1.2	2.1	18RG01	3.3	1.5	2.0	40AA02B	2.4	1.4	1.9
14AA02A	3.9	1.2	2.1	19AA03	3.3	1.4	2.3	41DG03	3.6	1.4	2.2
14AA02B	3.9	1.2	2.3	20AA01	3.5	1.1	1.4	42AA02B	3.4	1.3	1.7
14BB02	3.6	1.6	2.6	20AA01A	3.7	1.0	1.2	43AA01A	3.1	2.1	2.7
14BB02A	3.7	1.4	2.4	20AA01B	3.6	1.0	1.3	43AA01B	3.2	2.0	2.6
14BB02B	3.6	1.7	2.6	20AA01C	3.6	1.1	1.3	43AA01C	3.2	2.0	2.6
14CA01	3.8	1.4	2.6	20AA01D	3.5	1.1	1.4	43AA02	3.2	1.7	2.5
14CA01A	3.9	1.3	2.7	23AB01A	3.8	2.6	2.9	43AA02A	3.1	2.0	2.6
14CA01B	3.9	1.2	2.7	23AB01B	3.8	2.2	2.8	43AA02B	3.1	2.0	2.6
14CA01C	3.9	1.4	2.7	23RG01	3.8	1.7	2.7	43AA03A	3.3	1.6	2.6
14CA02	3.8	1.7	2.8	27AA02	3.0	2.0	2.7	43AA03B	3.1	1.7	2.6
14CA02A	3.9	1.3	2.7	27AA02A	2.6	2.0	2.7	R8	3.6	1.5	2.6

V Kalkgehalten afgeleid uit Doing (1988)

Kalkgehalten voor het modelgebied zijn afgeleid uit de landschapstypenkaart van Doing (1988). Daartoe is eerst een 'overlay' gemaakt van de ontkalkingskaart van Van Til *et al.* (2003) en de 'Doing-kaart'. Hieruit werd onderstaande kruistabel samengesteld, waarin voor iedere combinatie van legenda-eenheden de oppervlakte (in ha) kan worden afgelezen.

		Buntgraslandschap		Buntgraslandschap/Strandwallenlandschap		Dauwbraamlandschap		Duindoornlandschap		Duindoornlandschap/Landschap van vochtige duinvalleien		Duindoornlandschap/Strandwallenlandschap		Fakkelgraslandschap		Fakkelgraslandschap/Dauwbraamlandschap		Helmlandschap/Dauwbraamlandschap		Landschap van vochtige duinvalleien/Duindoornlandschap		Landschap van vochtige duinvalleien		duinvalleien/Landschap van natte duin		Overig		Strandwallenlandschap		Water	
Cbh	25	0	0	7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0
Cd	28	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	16	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2
Cdg	21	0	0	31	0	0	0	0	0	0	0	14	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Cwb	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0
Hbc	6	0	0	16	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Hc	19	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
Hhb	45	1	34	184	1	0	0	0	0	0	0	19	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	1	0	0	0
Hk	7	0	0	7	0	0	0	0	0	0	0	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Hkc	22	0	16	34	0	0	0	0	0	0	0	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Hkg	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	38	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Hw	5	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Hz	8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Kbcw	17	0	0	21	0	0	0	0	0	0	0	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Kc	2	0	8	0	0	0	0	0	0	0	0	93	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Kd	19	0	0	9	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Kz	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Rh	0	0	316	37	0	0	0	0	0	0	0	13	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
Rk	0	0	84	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Rkc	0	0	46	7	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Wcdl	17	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	7	0	0	0	0
Wez	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Whk	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
Wwc	26	0	0	1	0	1	1	1	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	28	0	0	0	0
Wwe	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	0	0	0	0
Wwz	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Met behulp van deze kruistabel en de kalkgehalten in Tabel 4-1 is vervolgens het naar oppervlakte gewogen gemiddelde kalkgehalte van de eenheden op de Doingkaart berekend. Het resultaat is hieronder weergegeven. De gebruiker van PROBE kan nu desgewenst de van Doing (1988) afgeleide kalkgehaltekaart gebruiken, in plaats van de van Figuur 4-6 afgeleide kalkgehaltekaart (Tabel 4-1).

Berekende kalkgehalten K in het wortelprofiel van de landschapseenheden in de AWD volgens Doing (1988).

Eenheid	K (%)	Eenheid	K (%)	Eenheid	K (%)	Eenheid	K (%)	Eenheid	K (%)
Cbh	0.38	Hc	0.37	Hw	0.39	Kz	0.39	Wez	0.36
Cd	0.36	Hhb	0.46	Hz	0.35	Rh	0.67	Whk	0.15
Cdg	0.42	Hk	0.42	Kbcw	0.41	Rk	0.69	Wwc	0.25
Cwb	0.32	Hkc	0.47	Kc	0.47	Rkc	0.66	Wwe	0.08
Hbc	0.43	Hkg	0.47	Kd	0.39	Wcdl	0.27	Wwz	0.05

VI Instelling parameters versie 1

Vochttoestand

a_0	=	1	<i>bij plaggen</i>
a_0	=	0.83	<i>bij niet plaggen</i>
a_1	=	1.17	

Voedselrijkdom

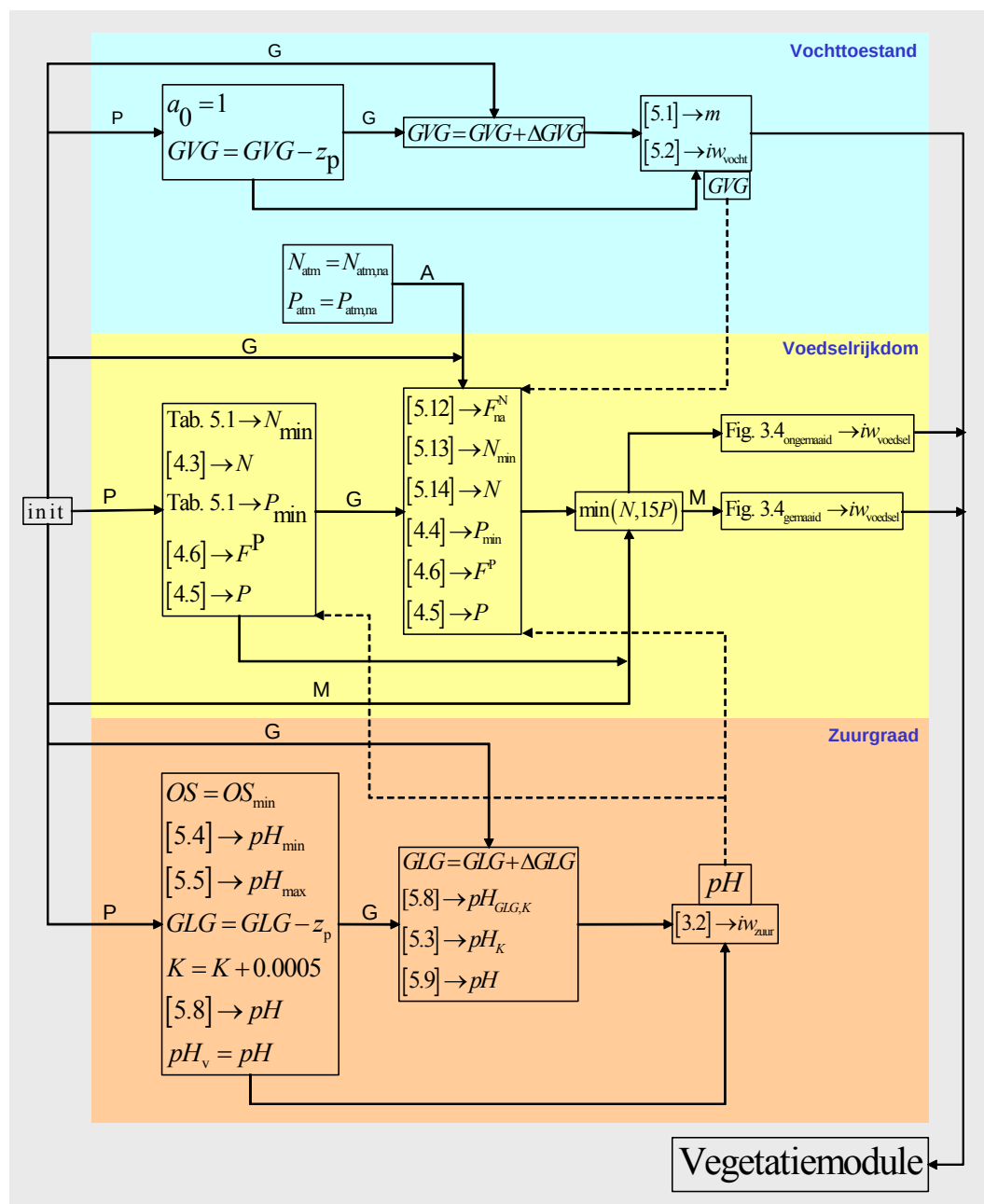
b_0	=	-0.5	
b_1	=	0	<i>bij GVG > 50 cm -mv in Renondunaal district</i>
		pH_{mid}	<i>in overige situaties</i>
b_2	=	0.25	
b_3	=	-12.7 cm	
b_4	=	10.2 cm	
b_5	=	0.25	
b_6	=	-100 cm	
b_7	=	15 cm	
b_8	=	0.68	
b_9	=	0.00091	
b_{10}	=	4.53	
$f_{\text{min}}^{\text{P}}$	=	0.15	
N_{atm}	=	22.4 kg N/ha/jr	
N_{min}	=	30 kg/ha/jr	<i>bij plaggen (anders uit vergelijking [4.3] of [4.4])</i>
P_{atm}	=	0.26 kg P/ha/jr	
pH_{mid}	=	5.5	
P_{min}	=	4.5 kg/ha/jr	<i>bij plaggen (anders uit vergelijking [4.4] of [4.5])</i>
P_{ver}	=	2 kg P/ha/jr	<i>in het Helmlandschap</i>
		0 kg/ha/jr	<i>in overige duindistricten</i>
R_{max}	=	0.40	
R_{min}	=	0.05	<i>bij GVG > 50 cm -mv in Renondunaal district</i>
		0	<i>in overige situatie</i>

Zuurgraad

c_0	=	0.0015	
c_1	=	85 cm	
c_2	=	10 cm	
K	=	Tabel 4-1	<i>in AWD-modelgebied</i>
		Bijlage V	<i>in overige gebieden</i>
K_{min}	=	0.002	
OS	=	OS_{min}	<i>bij plaggen</i>
		OS_{max}	<i>bij niet plaggen in Strandwallen- en Buntgraslandschap</i>
		0.02	<i>bij niet plaggen in overige duindistricten</i>
OS_{max}	=	0.03	
OS_{min}	=	0.01	

VII Stroomschema berekening ecologische effecten

Toelichting: **init** = initialisatie van parameters (Bijlage VI en Hoofdstuk 4, optie 'niet plaggen'); **A** = verandering atmosferische depositie, **G** = grondwaterstandsverandering, **M** = maaien, **P** = plaggen; [5.1] = vergelijking 5.1; **Tab.** = Tabel; **Fig.** = Figuur.



VIII Resultaten toetsing

Tabel VIII-1. Kruistabel met oppervlakten (ha) van de vegetatiekaart 1997 (rijen) tegen met PROBE berekende oppervlakten (kolommen). Dit deel bevat alleen typen die ook op de vegetatiekaart voorkomen. B = Bos, K = kort, P = pionier, S = Struweel.

	08rg03	09ba04	14aa02	14bb02	14ca01	14cb01	14rg09	14rg10	18rg01	20aa01	23rg01	36aa02	37ac01	37ac02	37ac03	37rg02	37rg03	37rg04	41dg03	42aa02	43aa03
K 08rg03	17	0	0	0	0	1	1	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
K 09ba04	0	121	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
K 14aa02a	0	6	2684	203	0	31	56	77	10	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
K 14aa02b	0	6	1811	293	0	44	69	36	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
K 14bb02a	0	88	665	6018	0	820	2994	630	39	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
K 14bb02b	0	6	0	39	0	5	19	13	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
P 14ca01a	0	0	0	0	4443	0	0	0	0	0	422	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
P 14ca01b	0	0	0	0	1786	0	0	0	0	0	170	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
K 14cb01	0	0	0	4	0	19	20	88	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
K 14cb01a	0	12	52	716	0	3749	2682	1434	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
K 14cb01b	0	4	8	27	0	614	272	911	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
K 14cb01c	0	0	6	7	0	276	122	405	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
K 14ra09	0	61	92	445	0	2494	2852	12856	64	7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
K 14ra10	0	25	9	34	0	82	187	244	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
K 18ra01	0	0	3	16	0	7	13	27	1464	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
K 20aa01a	0	0	0	5	0	1	3	3	0	284	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
P 23ra01	0	0	0	0	31	0	0	0	0	0	310	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
S 36aa02	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0
S 37ac01	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	29	2	1	2	5	4	0	0	0
S 37ac02a	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	40	42	2325	2739	408	2283	3894	0	0	0
S 37ac02b	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	26	3	176	125	5	8	1	0	0	0
S 37ac03	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6	1	631	1421	80	213	69	0	0	0
S 37ra02	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	3	3070	529	4851	2631	299	0	0	0
S 37ra03	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	18	1050	347	2132	1468	2881	0	0	0
S 37ra04	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	65	445	339	1002	1998	446	0	0	0
B 41da03	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2620	36	40
B 42aa02	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	151	27	8
B 43aa03a	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	567	1	7410
B 43aa03b	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	11	0	251

Tabel VIII-1 (Vervolg). Dit deel bevat alleen de voorspelde typen die niet op de vegetatiekaart voorkomen.

		K 00r500	K 06ab01	K 06ac04	K 08bb04	K 08rg07	K 09aa01	K 09aa02	K 09rg02	P 14ca02	K 14cb02	K 14dg01	K 14rg03	K 14rg11	S 17aa02	K 19aa03	P 23ab01	P 27aa02	S 31ab03	S 33aa01	B 40aa02	B 43aa01	B 43aa02
K	08rg03	2	0	0	9	1	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
K	09ba04	0	0	0	0	3	0	0	0	0	1	0	0	1	0	3	0	0	0	0	0	0	0
K	14aa02a	37	0	0	0	0	0	0	0	0	23	903	1068	38	0	25	0	0	0	0	0	0	0
K	14aa02b	29	0	0	0	0	0	0	0	0	94	298	721	63	0	10	0	0	0	0	0	0	0
K	14bb02a	287	0	1	0	0	14	0	0	0	87	29	63	1743	0	351	0	0	0	0	0	0	0
K	14bb02b	27	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	2	0	0	0	0	0	0	0
P	14ca01a	0	0	0	0	0	0	0	0	977	0	0	0	0	0	0	165	17	0	0	0	0	0
P	14ca01b	0	0	0	0	0	0	0	0	1436	0	0	0	0	0	0	66	39	0	0	0	0	0
K	14cb01	11	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	10	0	1	0	0	0	0	0	0	0
K	14cb01a	980	1	1	0	0	0	0	0	0	2511	19	78	6550	0	48	0	0	0	0	0	0	0
K	14cb01b	50	0	0	0	0	0	0	0	0	145	1	2	209	0	10	0	0	0	0	0	0	0
K	14cb01c	27	0	0	0	0	0	0	0	0	76	0	2	111	0	2	0	0	0	0	0	0	0
K	14ra09	1743	0	2	3	0	2	0	0	0	651	23	38	1326	0	250	0	0	0	0	0	0	0
K	14ra10	88	0	4	0	0	1	0	0	0	662	2	4	75	0	22	0	0	0	0	0	0	0
K	18ra01	4	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	7	0	1	0	0	0	0	0	0	0
K	20aa01a	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0
P	23ra01	0	0	0	0	0	0	0	0	547	0	0	0	0	0	0	98	7	0	0	0	0	0
S	36aa02	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
S	37ac01	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	11	0	0	0
S	37ac02a	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3904	0	0	0	64	1048	0	0	0
S	37ac02b	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	18	0	0	0	0	0	0	0	0
S	37ac03	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	50	0	0	0	19	6	0	0	0
S	37ra02	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	192	0	0	0	23	192	0	0	0
S	37ra03	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	453	0	0	0	33	247	0	0	0
S	37ra04	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	84	0	0	0	18	336	0	0	0
B	41da03	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	1	10
B	42aa02	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	2	10
B	43aa03a	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	8	17	17
B	43aa03b	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	1	3

Tabel VIII-2. Kruistabel met aantal geclassificeerde pixels (van 10×10 m) volgens de vegetatiekaart 1997 (rijen) tegen de classificatie volgens PROBE. B = Bos, K = kort, P = pionier, S = Struweel.

	08rg03	09ba04	14aa02	14bb02	14ca01	14cb01	14rg09	14rg10	18rg01	20aa01	23rg01	36aa02	37ac01	37ac02	37ac03	37rg02	37rg03	37rg04	41dg03	42aa02	43aa03
K 08rg03	25	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
K 09ba04	0	124	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
K 14aa02a	0	0	4772	154	0	0	1	99	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
K 14aa02b	0	5	3247	39	0	5	18	37	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
K 14bb02a	0	52	159	11949	0	3	636	305	39	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
K 14bb02b	0	7	0	54	0	0	13	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
P 14ca01a	0	0	0	0	5652	0	0	0	0	0	244	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
P 14ca01b	0	0	0	0	3182	0	0	0	0	0	145	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
K 14cb01	0	0	0	4	0	0	0	149	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
K 14cb01a	0	1	16	201	0	0	5	304	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
K 14cb01b	0	3	4	44	0	58	4	2014	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
K 14cb01c	0	0	3	9	0	0	0	913	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
K 14ra09	0	21	134	312	0	15	56	21443	64	7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
K 14ra10	0	20	12	28	0	0	4	82	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
K 18ra01	0	0	3	31	0	0	1	44	1464	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
K 20aa01a	0	0	0	9	0	0	0	5	0	284	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
P 23ra01	0	0	0	0	18	0	0	0	0	0	36	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
S 36aa02	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0
S 37ac01	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	48	0	0	2	7	1	0	0	0
S 37ac02a	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	39	4	148	134	216	629	15285	0	0	0
S 37ac02b	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	9	1	314	24	6	6	1	0	0	0
S 37ac03	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6	0	146	2185	48	52	50	0	0	0
S 37ra02	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	128	142	11029	186	236	0	0	0
S 37ra03	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	2	293	70	109	73	7994	0	0	0
S 37ra04	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	49	51	36	4454	80	0	0	0
B 41dg03	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2679	1	28
B 42aa02	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	157	38	5
B 43aa03a	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	601	1	7384
B 43aa03b	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	13	0	251

Tabel VIII-2 (Vervolg). Dit deel bevat alleen de voorspelde typen die niet op de vegetatiekaart voorkomen.

		K00r500	K06ab01	K06ac04	K08bb04	K08rg07	K09aa01	K09aa02	K09rg02	K14ca02	L14cb02	K14dg01	K14rg03	K14rg11	K17aa02	S19aa03	K23ab01	L27aa02	L31ab03	S33aa01	S40aa02	m43aa01	m43aa02
K	08rg03	2	0	0	1	0	0	0	0	0	3	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
K	09ba04	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	1	0	4	0	0	0	0	0	0	0
K	14aa02a	39	0	0	0	0	0	0	0	0	31	14	0	14	0	31	0	0	0	0	0	0	0
K	14aa02b	32	0	0	0	0	0	0	0	0	38	0	0	46	0	7	0	0	0	0	0	0	0
K	14bb02a	88	0	0	0	0	13	0	0	0	110	1	0	20	0	442	0	0	0	0	0	0	0
K	14bb02b	39	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
P	14ca01a	0	0	0	0	0	0	0	0	41	0	0	0	0	0	0	67	19	0	0	0	0	0
P	14ca01b	0	0	0	0	0	0	0	0	73	0	0	0	0	0	0	49	50	0	0	0	0	0
K	14cb01	1	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
K	14cb01a	150	1	1	0	0	0	0	0	0	487	0	0	17619	0	47	0	0	0	0	0	0	0
K	14cb01b	13	0	0	0	0	0	0	0	0	55	0	0	45	0	11	0	0	0	0	0	0	0
K	14cb01c	15	0	0	0	0	0	0	0	0	33	0	0	60	0	1	0	0	0	0	0	0	0
K	14ra09	162	0	3	3	0	1	0	0	0	435	2	0	59	0	214	0	0	0	0	0	0	0
K	14ra10	3	0	6	0	0	0	0	0	0	1240	0	0	15	0	28	0	0	0	0	0	0	0
K	18ra01	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
K	20aa01a	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
P	23ra01	0	0	0	0	0	0	0	0	898	0	0	0	0	0	0	32	9	0	0	0	0	0
S	36aa02	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
S	37ac01	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
S	37ac02a	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	267	0	0	0	2	53	0	0	0
S	37ac02b	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0
S	37ac03	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6	0	0	0	2	2	0	0	0
S	37ra02	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	14	0	0	0	0	56	0	0	0
S	37ra03	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	68	0	0	0	0	11	0	0	0
S	37ra04	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	28	0	0	0	0	33	0	0	0
B	41da03	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0
B	42aa02	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
B	43aa03a	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	8	26	0
B	43aa03b	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	2

Tabel VIII-3. Als Tabel VIII-1, eerste gedeelte, maar nu met oppervlakte als percentage van de totale voorspelde oppervlakten.

		08rg03	09ba04	14aa02	14bb02	14ca01	14cb01	14rg09	14rg10	18rg01	20aa01	23rg01	36aa02	37ac01	37ac02	37ac03	37rg02	37rg03	37rg04	41dg03	42aa02	43aa03
K	08ra03	80	0	0	0	0	3	5	9	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
K	09ba04	0	97	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
K	14aa02a	0	0	87	6	0	1	1	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
K	14aa02b	0	0	80	12	0	1	3	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
K	14bb02a	0	0	5	53	0	7	26	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
K	14bb02b	0	7	0	48	0	5	23	15	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
P	14ca01a	0	0	0	0	91	0	0	0	0	0	8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
P	14ca01b	0	0	0	0	91	0	0	0	0	0	8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
K	14cb01	0	0	0	2	0	14	15	67	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
K	14cb01a	0	0	0	8	0	43	31	16	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
K	14cb01b	0	0	0	1	0	33	14	49	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
K	14cb01c	0	0	0	0	0	33	14	49	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
K	14ra09	0	0	0	2	0	13	15	68	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
K	14ra10	0	4	1	5	0	14	32	41	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
K	18ra01	0	0	0	1	0	0	0	1	95	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
K	20aa01a	0	0	0	1	0	0	0	1	0	96	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
P	23ra01	0	0	0	0	9	0	0	0	0	0	90	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
S	36aa02	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10	90	0	0	0	0	0	0
S	37ac01	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	69	4	2	4	11	8	0	0	0
S	37ac02a	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	19	23	3	19	33	0	0	0
S	37ac02b	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	7	0	51	36	1	2	0	0	0	0
S	37ac03	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	26	58	3	8	2	0	0	0
S	37ra02	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	26	4	42	23	2	0	0	0
S	37ra03	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	13	4	26	18	36	0	0	0
S	37ra04	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	10	7	23	46	10	0	0	0
B	41da03	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	97	1	1
B	42aa02	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	81	14	4
B	43aa03a	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	7	0	92
B	43aa03b	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	95

Tabel VIII-4. Als Tabel VIII-2, eerste gedeelte, maar nu met aantal cellen als percentage het totale aantal voorspelde cellen.

	08rg03	09ba04	14aa02	14bb02	14ca01	14cb01	14rg09	14rg10	18rg01	20aa01	23rg01	36aa02	37ac01	37ac02	37ac03	37rg02	37rg03	37rg04	41dg03	42aa02	43aa03
K 08rg03	92	0	0	0	0	0	0	7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
K 09ba04	0	98	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
K 14aa02a	0	0	94	3	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
K 14aa02b	0	0	96	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
K 14bb02a	0	0	1	90	0	0	4	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
K 14bb02b	0	9	0	72	0	0	17	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
P 14ca01a	0	0	0	0	95	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
P 14ca01b	0	0	0	0	95	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
K 14cb01	0	0	0	2	0	0	0	97	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
K 14cb01a	0	0	3	38	0	0	0	57	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
K 14cb01b	0	0	0	2	0	2	0	94	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
K 14cb01c	0	0	0	0	0	0	0	98	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
K 14ra09	0	0	0	1	0	0	0	97	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
K 14ra10	0	13	8	19	0	0	2	56	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
K 18ra01	0	0	0	2	0	0	0	2	94	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
K 20aa01a	0	0	0	3	0	0	0	1	0	95	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
P 23ra01	0	0	0	0	33	0	0	0	0	0	66	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
S 36aa02	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	100	0	0	0	0	0	0
S 37ac01	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	82	0	0	3	12	1	0	0	0
S 37ac02a	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	3	92	0	0	0
S 37ac02b	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	86	6	1	1	0	0	0	0
S 37ac03	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	87	1	2	2	0	0	0
S 37ra02	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	94	1	2	0	0	0
S 37ra03	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	1	0	93	0	0	0
S 37ra04	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	95	1	0	0	0
B 41da03	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	98	0	1
B 42aa02	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	78	19	2
B 43aa03a	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	7	0	92
B 43aa03b	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	95