

Abiotische kansrijkdom voor natuurdoeltypen



## **Abiotische kansrijkdom voor natuurdoeltypen**

**De haalbaarheid van natuurdoelen in het stroomgebied van de Beerze en de Reusel**

**M.J. Metzger**

**Alterra-rapport 042**

**Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte, Wageningen, 2000**

## REFERAAT

Metzger, M.J., 2000. *Abiotische kansrijkdom voor natuurdoeltypen; de haalbaarheid van natuurdoelen in het stroomgebied van de Beerze en de Reusel*. Wageningen, Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte. Alterra-rapport 042. 120 blz. 42 fig.; 16 tab.; 64 ref.

Vanuit abiotische kenmerken is voor natuurdoeltypen op regionale schaal gekeken naar potenties. De kwaliteit van de voorspelling, de relatie tussen abiotisch kansrijk en biotisch waardevol en de ligging van de kansrijke gebieden binnen de EHS zijn onderzocht. Voor de bepaling van de kansrijkdom zijn vanuit bodem-, grondwater- en kweleigenschappen conditionele standplaatsen bepaald. Hieruit zijn operationele standplaatsen voorspeld. Gebruik van drie grondwaterscenario's (1900 - 1970 - 2000) levert inzicht in de gevolgen van verdroging en potenties bij vernatting. De voorspellingen zijn aan de hand van vegetatie- en soortgegevens gecontroleerd. Op eenvoudige wijze wordt inzicht gekregen. Kwaliteit en beschikbaarheid van geo-data vormt een beperking.

Trefwoorden: bodem, ecohydrologie, geografische informatiesysteem, natuurontwikkeling, potenties, verdroging

ISSN 1566-7197

Dit rapport kunt u bestellen door NLG 60,80 over te maken op banknummer 36 70 54 612 ten name van Alterra, Wageningen, onder vermelding van Alterra-rapport 042. Dit bedrag is inclusief BTW en verzendkosten.

© 2000 Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte,  
Postbus 47, NL-6700 AA Wageningen.  
Tel.: (0317) 474700; fax: (0317) 419000; e-mail: postkamer@alterra.wag-ur.nl

Niets uit deze uitgave mag worden verveelvoudigd en/of openbaar gemaakt door middel van druk, fotokopie, microfilm of op welke andere wijze ook zonder voorafgaande schriftelijke toestemming van Alterra.

Alterra aanvaardt geen aansprakelijkheid voor eventuele schade voortvloeiend uit het gebruik van de resultaten van dit onderzoek of de toepassing van de adviezen.

Alterra is de fusie tussen het Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek (IBN) en het Staring Centrum, Instituut voor Onderzoek van het Landelijk Gebied (SC). De fusie is ingegaan op 1 januari 2000.

## Inhoud

Woord vooraf	7
Summary	9
1 Inleiding	13
2 Gebiedsomschrijving	17
3 Het mentale model; de vakinhoudelijke achtergrond	21
3.1 Een ecosysteemvisie op beken en beekdalen	21
3.2 Ecosysteem classificatie, een hiërarchisch systeem	24
4 Het onderzoek; de conceptuele en logische uitwerking in vier blokken	33
4.1 Inleiding	33
4.2 Het opstellen van ecotoop-frequentieverdelingen en kansrijk- domkaarten	34
4.2.1 Het conceptuele gegevensmodel	34
4.2.2 Het logische gegevensmodel	38
4.2.3 Resultaten	43
4.2.4 Discussie	53
4.3 Controle van de voorspelde ecotopen	55
4.3.1 Het conceptuele gegevensmodel	55
4.3.2 Het logische gegevensmodel	57
4.3.3 Resultaten	58
4.3.4 Discussie	60
4.4 Controle van kansrijkdomkaarten	63
4.4.1 Het conceptuele gegevensmodel voor controle d.m.v. vegetatietypen	64
4.4.2 Het logische gegevensmodel voor controle d.m.v. vegetatietypen	65
4.4.3 Resultaten voor controle d.m.v. vegetatietypen	66
4.4.4 Het conceptuele gegevensmodel voor controle d.m.v. kensoorten	68
4.4.5 Het logische gegevensmodel voor controle d.m.v. ken- soorten	70
4.4.6 Resultaten voor controle d.m.v. kensoorten	72
4.4.7 Discussie	74
4.5 Bescherming van zeldzame en kansrijke locaties	76
4.5.1 Het conceptuele gegevensmodel	78
4.5.2 Het logische gegevensmodel	80
4.5.3 Resultaten	80
4.5.4 Discussie	82

5 Eindconclusies en aanbevelingen	85
Literatuur	87
Verklarende woordenlijst	93
<b><i>Aanhangsels</i></b>	
A Kansrijkdomkaarten voor natuurdoeltypen	97
B Toelichting bij de gebruikte bestanden	107
C Samenvatting van de studie naar de Gewenste Grondwaterstand Noord-Brabant	119

## Woord vooraf

Dit rapport is het resultaat van een gecombineerd afstudeeronderzoek voor mijn studie biologie vanuit de leerstoelgroep *Terrestrische Oecologie en Natuurbeheer* en het *Centre for Geo-Information* van Wageningen Universiteit. In januari 1999 is het onderzoek gestart aan het *Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek* (IBN-DLO). Een jaar later is het onderzoek afgesloten aan Alterra. Het onderzoek is in dit jaar vanuit Alterra begeleid door Diana Prins. Vanuit de leerstoelgroep TON ben ik begeleid door Dick van der Hoek. Joep Crompvoets verzorgde de begeleiding vanuit het CGI. Als scriptie is dit rapport verschenen onder nummer 2000-04NB bij de leerstoelgroep TON en onder nummer GIRS-2000-0011 bij het CGI.

Inspiratie voor het opzetten van dit onderzoek ontstond na het lezen van Klijn's proefschrift *A hierarchical approach to ecosystems and its implications for ecological classification* (1997). Enthousiaste bijval en interesse vanuit veel verschillende kanten hebben me gedurende het hele onderzoek gesteund. Hiervoor mijn dank.

Dit onderzoek was mogelijk doordat meerdere personen mij gebruik hebben laten maken van hun datasets en programmatuur. Bijna altijd kon ik op zeer korte termijn over de benodigde gegevens beschikken. Hiervoor wil ik iedereen hartelijk danken.

Remco van Ek van het RIZA heeft de datasets die gebruikt zijn bij de, in opdracht van Provincie Noord-Brabant verrichte, studie naar de Gewenste Grondwaterstand (Van Ek et al., 1997) beschikbaar gesteld. Zonder deze mooie dataset was het onderzoek in huidige vorm niet mogelijk geweest. Maarten van 't Zelfde van *het Centrum voor Milieukunde* in Leiden heeft de programma's ECOTYP en OPPTOP21 toegestuurd en via e-mail de nodige advies gegeven bij het gebruik. Frank van der Bolt van Alterra heeft de nieuwste resultaten van het grondwatermodel SIMGRO beschikbaar gesteld waardoor ook voor de huidige grondwater situatie een uitspraak gedaan kon worden. Van *Stichtingfloron* is een deel van het FLORBASE bestand gebruikt. Stephan Hennekens heeft geholpen met de vegetatiegegevens uit de database van Alterra.

Het was inspirerend om een jaar mee te kunnen draaien in het basisteam Biodiversiteit en Milieu. Ik ben Diana dankbaar voor haar grote betrokkenheid en interesse. Met plezier denk ik terug aan de lezingen waar ze mij naar toenam, de excursie in België en de goede gesprekken.

Marc Metzger





## Summary

In this study, *Abiotic likelihood for nature target types: the feasibility of nature targets in the catchment area of the Beerze and the Reusel*, a simple model has been used to evaluate to what extent the study area is abiotically suitable for the Dutch nature target types on the regional scale. The study was done as a university research project supported by the department of Terrestrial Ecology and Nature Conservation and by the Centre of Geo-Information of the Wageningen University. Principle support was given by Diana Prins of Alterra, Green World Research, the institute where the research took place.

In 1984 the Dutch environmental policy moved towards an ecosystem approach. The emphasis shifted from individual conservation areas to a national ecological network consisting of main areas, new nature development areas, and corridors. Connecting and enlarging natural areas would reduce fragmentation and border effects. To plan, evaluate and maintain the different parts of the national ecological network, a set of nature target types was developed. A nature target type is defined as an attainable combination of abiotic (i.e. groundwater, soil etc. ) and biotic (i.e. flora and fauna) elements within a certain spatial scale.

Stream valleys are valuable systems within the national ecological network. They can connect different natural areas nicely and can show great ecological diversity. Unfortunately from an ecological point of view, all stream valleys in the Netherlands are unfortunately largely degraded. The original diversity in processes and patterns caused by the streams has almost completely disappeared due to human influences (i.e. water management, agriculture). Nature development, the process through which cultivated areas are reconverted into natural areas, seems like a valuable instrument to include stream valleys in the ecological network. This study focuses on the possibilities for nature development in the entire catchment area of the Beerze and Reusel streams (560 square kilometres) in the Dutch province of Noord-Brabant (see also figure 2.1). This is not a realistic scenario, but it does give insights into the political choices.

The main objective of this study is to evaluate the regional implementation of predicting the abiotic likelihood for nature target types based on Klijn's ecoseries. Other objectives to evaluate the current protection of rare environments and areas with high abiotic potential. Lastly, the use of groundwater data from three different periods provides interesting insights in the desiccation (in Dutch 'verdroging') within the study area. During the last fifty years the hydrological situation has altered drastically due to agricultural irrigation and drainage and due to the pumping up of drinkingwater. Obviously, this has had great effect on the suitability of the area for the different nature target types.

Ecosystems can be understood at different spatial scales. Within these different scales, different factors cause distinctions between ecosystems. On a global scale,

climate and geology are the distinguishing factors. On a local scale these factors will be vegetation and fauna. For this study Klijn's hierarchical ecosystem classification (1997) has been used which distinguishes different hierarchical ecosystem levels and their main components. If these relationships are well enough understood, predictions about a hierarchically lower level can be made due to the numerous relationships between the components.

On the regional level of this study (mapping scale approximately 1: 50.000), information concerning operational site factors, i.e. the environmental components that directly influence the possibilities for plant growth (moisture, nutrients etc), is not available. These factors can change rapidly and are difficult to measure. Information about conditional site factors, on the other hand, is available for the whole study area. Factors that are conditional for the operational site include: groundwater level and different soil characteristics such as texture, organic matter content, salinity etc.

In Klijn's ecosystem classification, combinations of conditional site factors are aggregated into ecoseries, and operational site factors are aggregated into ecotopes. The relationship between ecoseries and the ecotopes has been extensively studied. For each ecoserie, a frequency distribution has been drawn up for the ecotopes that occur within that ecoserie. In this way, polygons of ecoseries were distinguished for the entire study area. For these polygons, the percentages that each ecotope could potentially occupy is known.

From the definition of the nature target types, it is not surprising that ecotopes can be converted to target types. For each target type, the ecotopes that comprise it are known. Per target type, the potential ecotope frequencies were aggregated to form the final map of abiotic likelihood. In fact, the abiotic likelihood for a nature target type is the sum of the area percentages of the relevant ecotopes within an ecoserie unit. The abiotic likelihood for nature targets was determined using groundwater data from three different periods: before desiccation (GGS-scenario; before 1950), early desiccation (bodemkaart-scenario; 1967-1984) and the present situation (SIMGRO-scenario). Figures 4.15, 4.16, and A1-A7 show the abiotic likelihood maps.

The ecotope frequencies and the likelihood maps were evaluated as best as possible. Eight hundred and twenty six vegetation relevés were used to check the ecotope-frequencies. When tested, the difference between a uniform distribution of the relevés and a preference for the areas where the ecotopes were predicted were not significant. When tested the likelihood maps with defined vegetation types and with diagnostic species from the FLORBASE database were also not significant.

There is enough reason to believe that both the vegetation relevés and the FLORBASE data is not suitable for testing the predictions. The vegetation relevés show poor geometric and thematic spread and are geometrically too accurate for the ecoseries polygons. The FLORBASE data is too coarse (kilometre grid cells) and is incomplete. Further more, both the vegetation relevés and the species data are difficult to match to one of the groundwater scenarios since it is difficult to estimate when the vegetation will be in equilibrium with the groundwater situation.

Unfortunately no better data sources are available to test ecological predictions at regional scale.

The results do, however, give a clear impression of the suitability of the study area for the different nature target types. The easy implementation of the data makes it quite suitable for a quick (and inexpensive) survey. One must bear in mind, that this is a study on an ecologically coarse scale (mapping scale 1: 50.000). More detailed studies are certainly required to make accurate, site specific predictions (using mapping scale 1:10.000, or less).

The current protection of rare environments and of areas with high abiotic potential was evaluated by comparing both the area of the ecotopes (environment) and the abiotic likelihood for the target types of the entire study area with the currently protected areas in the national ecological network. The common environments in the study area make up a smaller percentage of the area in the protected areas. Unfortunately, the really rare, wet, environments do not have a greater coverage in the protected areas. If the current plans, to raise the groundwater level to the level before desiccation, were to be implemented for the study area, the wet environment would show a better representation in the protected areas.



# 1 Inleiding

Beken stromen (Tolkamp, 1980). Deze eigenschap vormt de kern van een grote verscheidenheid van processen en patronen in het beekdallandschap. Van bron tot monding in een rivier verandert de aard van hydrologische processen als overstroming, erosie en sedimentatie. Ook de daarmee ten dele samenhangende samenstelling van de bodem, de hoeveelheid getransporteerd water en daarmee de afmeting van de beek en het dal met de daarin voorkomende levensgemeenschappen veranderen (Van der Hoek, 1993). De ecologische variatie in een beekdal is dus groot door het stromende karakter van de beek.

Allerlei menselijke aanpassingen aan en in de buurt van beken hebben echter tot gevolg gehad dat veel beken niet meer stromen of een gedeelte van het jaar stagneren of droogvallen (Van der Hoek, 1993). Karakteristieke flora en fauna van beekdallandschappen komen hierdoor in Nederland steeds minder voor (Van der Hoek, 1993).

In *Het Natuurbeleidsplan* (Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij, 1989) wordt aangegeven dat beekdallandschappen van grote waarde worden geacht. Veel beekdallandschappen zijn in *Het Natuurbeleidsplan* dan ook opgenomen in de Ecologische Hoofdstructuur (EHS), een samenhangend netwerk van in (inter)nationaal opzicht belangrijke, duurzaam te behouden ecosystemen. Een aantal beekdalen zijn aangegeven als potentiële verbindingzones. Naast behoud van bestaande natuurgebieden is natuurontwikkeling een van de instrumenten van *Het Natuurbeleidsplan*.

Juist voor beekdallandschappen is natuurontwikkeling een belangrijk instrument aangezien hier een groot deel van de beoogde natuur verdwenen is. Ten behoeve van natuurontwikkeling is een stelstel van natuurdoeltypen ontwikkeld. Een natuurdoeltype wordt gedefinieerd als een nastreefbare combinatie van abiotische en biotische kenmerken op een bepaalde ruimtelijke schaal (Bal et al., 1995). De natuurdoeltypen zijn bedoeld als hulpmiddel voor het natuurbeleid; ze vormen een 'gereedschapskist' voor planvorming, het beheer en de evaluatie van de EHS (Bal et al., 1995).

Belangrijk bij het bepalen van de te realiseren natuurdoeltypen en het evalueren van dergelijke plannen is de haalbaarheid van de verschillende natuurdoeltypen op de gewenste locaties. Natuur is de resultante van abiotische en biogeografische factoren (Bal et al., 1995) alsmede menselijke (politieke) invloeden. Geschiktheid van een gebied voor een bepaald type natuur kan dan ook vanuit drie verschillende richtingen onderzocht worden: vanuit de biotiek, de abiotiek en de politiek. Tabel 1.1 op de volgende pagina geeft, zonder volledig te zijn, biotische en abiotische en politieke factoren die bepalend zijn voor de resulterende natuur. Van wetenschappelijk belang zijn met name de eerste twee richtingen.

Tabel 1.1. Voorbeelden van biotische, abiotische en politieke factoren die bepalen wat voor soort natuur voorkomt op een bepaalde locatie.

<b>biotisch</b>	<b>abiotisch</b>	<b>politiek</b>
soortensamenstelling	bodemeigenschappen	beheer
dispersie mogelijkheden	grondwaterregime	verstoring
fourage mogelijkheden	kwel	
concurrentie	vervuiling	

Op nationale schaal is voor onder andere DEMNAT (Witte et al., 1994), *De Natuurbalans* (RIVM, 1998) en *Het Handboek voor Natuurdoeltypen* (Bal et al., 1995; Farjon et al., 1994) vanuit de abiotiek gekeken naar mogelijkheden voor natuurdoeltypen. Hoewel waardevol bij het bepalen van landelijk beleid zijn deze studies, gezien de kleine schaal, van weinig waarde voor de implementatie van het beleid op regionale schaal. Op lokale schaal, voor concrete natuurgebieden, zijn veel studies verricht die zowel vanuit de abiotiek als vanuit de biotiek kijken naar de mogelijkheden voor natuur. Studies naar mogelijkheden voor natuurontwikkeling zijn echter beperkt.

Op regionale schaal, daar waar gezocht wordt naar concrete mogelijkheden in een groot gebied (duizenden hectaren), is het onderzoek tot nu toe grotendeels geconcentreerd op faunistisch metapopulatie-onderzoek. Hierbij wordt gekeken naar de levensvatbaarheid van populaties van diverse diersoorten. Aan abiotisch onderzoek naar mogelijkheden voor natuur is op regionale schaal weinig aandacht besteed. En juist deze inzichten in de abiotische potenties voor natuur op regionale schaal, zijn van groot belang om het huidige natuurbeleid te laten slagen.

De Drentse Aa vormde een proefgebied voor verdiepend onderzoek naar de mogelijkheden van natuurontwikkeling in beekdalen waarbij gekeken is vanuit de abiotiek. Door het Instituut voor bos- en natuuronderzoek en het Staringcentrum (thans gefuseerd tot Alterra) werd van 1993 tot 1997 aan de hand van modellen en standplaatsinformatie het Geïntegreerd Ruimtelijk Evaluatie Instrumentarium voor Natuurontwikkelings-Scenario's (GREINS) ontwikkeld. De modellen en bijbehorende geografische informatiesystemen vormen de bouwstenen van een datamodel waarmee natuurontwikkelings-scenario's kunnen worden gegenereerd en geëvalueerd (Kemmers, 1997). Het GREINS-project is opgevolgd door GREINS2. Het studiegebied van GREINS2 vormt het beekdal van de Beerze en de Reusel. Het beekdal van deze Noord-Brabantse beken is één van de binnen de EHS vallende beekdalen.

In dit onderzoek wordt net als in het GREINS2 project vanuit de abiotische invalshoek gekeken naar de mogelijkheden voor natuur. De opzet van dit onderzoek wijkt echter sterk af van het zeer complexe GREINS. Er wordt geprobeerd om via een eenvoudig methode, die ontwikkeld is voor het landelijke model DEMNAT, inzicht te krijgen in de mogelijkheden voor de door het beleid voorgeschreven natuurdoeltypen. Een dergelijk inzicht geeft de (politieke) keus naar de gewenste natuurdoeltypen een basis. Voor het onderzoek wordt bestaande ecologische data in een geografisch informatie systeem verwerkt. Gezien de eenvoud en grote

inzichtelijkheid van de methode zou deze, in tegenstelling tot GREINS, ook eenvoudig voor andere gebieden gebruikt kunnen worden.

### **Doelstellingen**

Hoofddoelstelling van dit onderzoek is

*het beoordelen van de regionale implementatie van de methode van abiotische kansrijkdombepaling van natuurdoeltypen via Klijn's Ecoseries d.m.v. een geografisch informatiesysteem en aanbevelingen geven voor verbetering van deze methode.*

Nevendoelstellingen zijn

*het vergelijken van drie grondwater-scenario's die de verdroging van de afgelopen eeuw in beeld brengen en van de gevolgen van deze verdroging op de natuurdoeltypen om zo zowel inzicht te krijgen in de gevolgen van de opgetreden verdroging als in de effecten die vernatting heeft op de abiotische kansrijkdom.*

En

*het evalueren van de huidige bescherming van zeldzame en kansrijke locaties in het studiegebied.*

### **Leeswijzer**

Na een korte omschrijving van het studiegebied (hoofdstuk 2) wordt allereerst de wetenschappelijke achtergrond voor het onderzoek samengevat (hoofdstuk 3). Binnen het ontwerpproces van geografische informatiesystemen wordt deze vakinhoudelijke visie ook wel het mentale gegevensmodelleringsproces genoemd. Na deze achtergrond wordt in hoofdstuk 4 het werkelijke onderzoek beschreven. Hierbij wordt het onderzoek in vier blokken gesplitst. Om het overzicht niet te verliezen is aan het begin van het hoofdstuk een flowchart ingevoegd dat het hele onderzoek beschrijft. Per blok wordt achtereenvolgens het conceptuele en logische gegevensmodel, de resultaten en de discussie beschreven. De eindconclusies en aanbevelingen staan in hoofdstuk 5.

In dit verslag staat veel ecologische en GIS vaktaal. In de verklarende woordenlijst (hoofdstuk 7) staan de belangrijkste vaktermen voor het begrijpen van dit onderzoek toegelicht. Tevens staan hierin de gehanteerde afkortingen uitgeschreven.





## 2 Gebiedsomschrijving

De Beerze en Reusel zijn twee van zuid naar noord stromende laaglandbeken. Het 560 vierkante kilometer grote studiegebied omvat het gehele stroomgebied van deze twee beken. Het studiegebied loopt globaal van de dorpen Reusel, Bladel en Hapert in het zuiden naar Oisterwijk en Boxtel in het noorden. Het studiegebied staat weergegeven in figuur 2.1.

### **Geologie**

Het huidige landschap is in het Weichselien gevormd door smeltwaterafzettingen, eolisch aangevoerd leem (löss) en dekzand. Het dekzand bepaalt de geomorfologie van het landschap. Deze afzettingen horen tot de Nuenen Groep. In het Holoceen is het landschap geologisch gezien niet sterk veranderd. In de beekdalen is beekleem afgezet en is plaatselijk veen ontstaan (Formatie van Griendtsveen). In depressies op hogere gronden ontstond hoogveen (Formatie van Griendtsveen). In de Middeleeuwen ontstonden door toedoen van de mens op de hogere zandgronden stuifzanden (Formatie van Kootwijk).

De Beerze en de Reusel ontspringen in het Kempens Hoog Plateau en stromen na het passeren van de breuk van Vessum door de Centrale Slenk. Bij het passeren van de breuk buigen de beken ligt af. De bovenlopen van de beken hebben door een vrij groot verhang duidelijke dalen ingesneden in het dekzand. De bovenlopen eindigen bij de Midden Brabantse Dekzandrug. Deze dekzandrug loopt de van westzuidwest naar oostnoordoost over Westelbeers en de Oirschotseheide richting Son. De rug is mogelijk ontstaan uit door de beken meegevoerd zand dat ten noorden van de rug werd afgezet en door zandstormen in het Laat-Glaciaal is opgewaaid uit de beddingen en afgezet als dekzandrug. In de benedenloop, achter de dekzandrug, werd veel materiaal afgezet. Hierdoor zijn de dalen opgevuld en veranderde de beken makkelijk van bedding. De dalen van de benedenloop zijn dus jonger dan de 'conservatieve' bovenloop.

Bron: Bisschops, J.H., J.P. Broertjes & W. Dobma, 1985. Toelichting bij Geologische kart 51W. Rijks Geologische Dienst, Haarlem.

### **Landschappelijke ontwikkeling**

De hydrologische gesteldheid heeft grote invloed gehad op de ontwikkeling van het landschap. Vanaf het Neolithicum vestigen bewoners zich op plaatsen met relatief droge gronden, geschikt voor bouwland, met in de nabijheid vochtige weidegronden en hooiland. Vanaf de tiende eeuw wordt gebruik gemaakt van de potstal-bemestingsmethode. Door mest uit de potstallen op de bouwlanden te brengen zijn enkeerdgronden met een humushoudende bovengrond ontstaan. De mest was afkomstig van schapen die op, door ontbossing ontstane, heidevelden graasden.

Door verdere ontbossing en het steken van pluggen ontstonden stuifzanden.

Ontbossing leidde tot een snellere afwatering naar de beken, waarbij meer dan voorheen zand meegevoerd werd. De beken verzandden, scheepvaart werd onmogelijk en Middelbeers en Oosterbeers werden bedreigd bij hoge waterstanden. Om overtollig water af te voeren en het bergend vermogen te vergroten zijn de beken genormaliseerd. Dit wil zeggen dat de beken verbreed, uitgediept en rechtgetrokken werden. Van natuurlijke stromende beken is al lange tijd geen sprake meer.

Vanaf het eind van de negentiende eeuw is, als gevolg van de uitvinding van kunstmest, het landschap sterk veranderd door ontginningen van heidevelden. Tevens werden de stuifzanden bebost. Door ontginningen, schaalvergroting en ruilverkavelingen is het traditionele kleinschalige landschap sinds de tweede wereldoorlog onder grote druk komen te staan. De mogelijkheden voor natuur zijn steeds beperkter geworden.

Bron:

Bisschops, J.H., J.P. Broertjes & W. Dobma, 1985. Toelichting bij Geologische kaart 51W. Rijks Geologische Dienst, Haarlem.

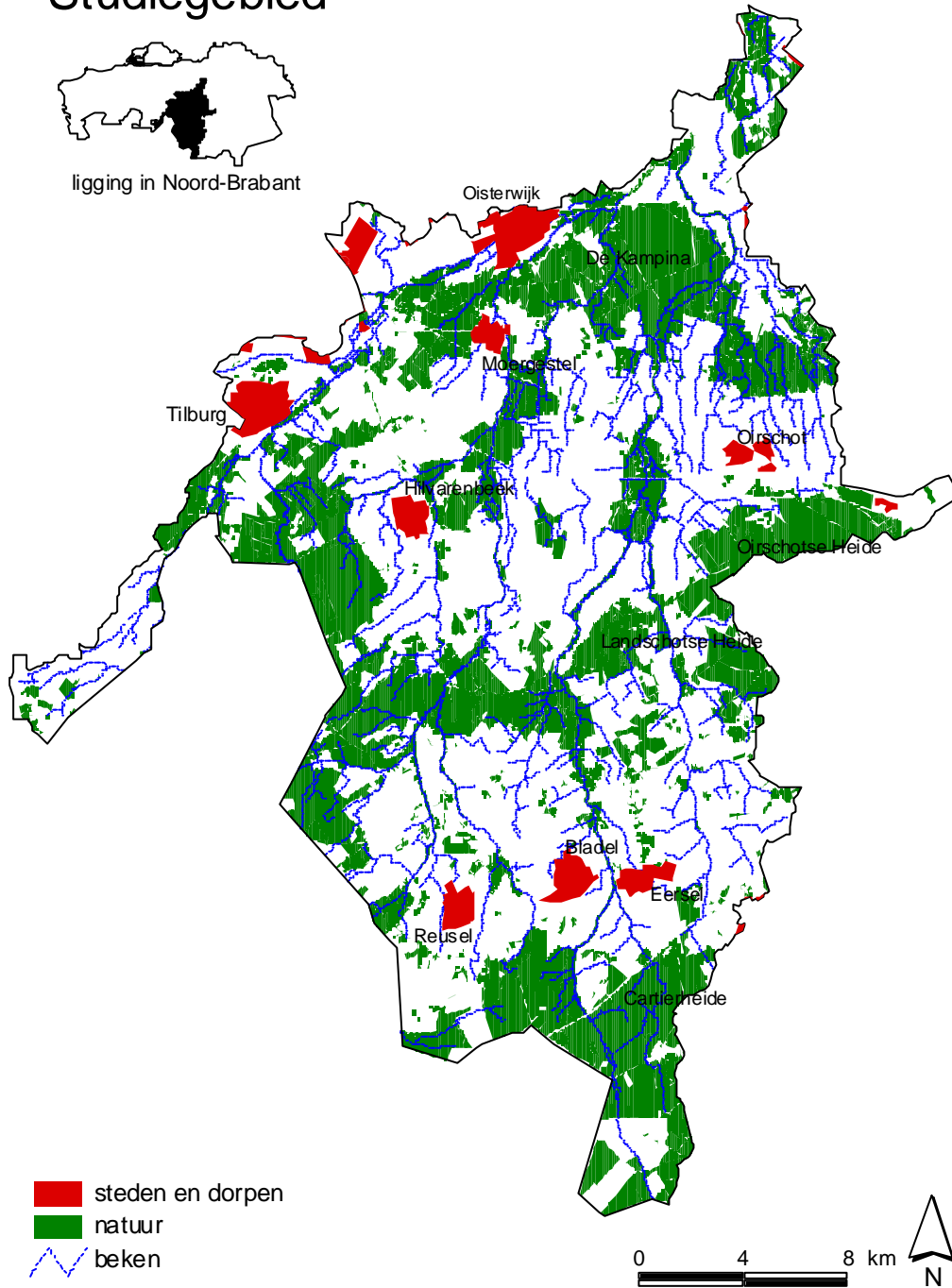
Bolt, F.J.E. van der, P.E.V. van Walsum & P. Groenendijk, 1996. Nutriënten en oppervlaktewater in de stroomgebieden van de Beerze, de Reusel en de Rosep; simulatie van de regionale hydrologie. Wageningen, DLO-Staring Centrum. Rapport 306.1

### ***Natuur***

Ondanks de grote druk die op de natuur uitgeoefend wordt bevat het studiegebied veel waardevolle en diverse natuur. De natuurdoeltypen van de hogere zandgronden komen alle, meer of minder volledig, voor in het gebied. Binnen het studiegebied komen een aantal zeer waardevolle natuurgebieden voor, waaronder de Kampina, Oisterwijkse vennen, de Smalbroeken, de Landschotse heide en de Cartier heide. Van deze natuurgebieden staat een uitgebreide omschrijving in de studie naar de Gewenste Grondwatersituatie Noord-Brabant (Van Ek et al., 1997).

Ook de politiek heeft de waarde van het gebied gerealiseerd. Het beekdal van de Beerze en de Reusel is een van de door het Rijk aangewezen strategische groenprojecten. Dit zijn projecten die in volgens het Rijk van strategisch belang zijn voor het slagen van het natuurbeleid in het landelijke gebied. Voor het studiegebied zou 2500 ha nieuwe ruimte voor natuur moeten komen. Deze oppervlakte moet aan de landbouw worden onttrokken (Ministerie van LNV, 1996).

# Studiegebied



Figuur 2.1 Kaart van het studiegebied.



### **3 Het mentale model; de vakinhoudelijke achtergrond**

#### **3.1 Een ecosysteemvisie op beken en beekdalen**

Het stroomgebied is de ruimtelijke eenheid waaruit een beek (of rivier) zijn water ontvangt. Neerslagwater, oppervlakkig afstromend water en grondwater wordt via de beek afgevoerd. Het beekdal bestaat uit de beek zelf, de beekdalbodem en de beekdalhellingen. Het beekdal en het stroomgebied hoeven dus niet samen te vallen; ook van buiten het beekdal kan de beek beïnvloed worden.

De beekdalbodem is het gebied dat periodiek door de beek overstroomd wordt en waar deze (in zijn natuurlijke hoedanigheid) zijn loop heeft of heeft gehad. In de beekdalbodem vindt erosie en sedimentatie plaats. De bodemvochtcondities worden door de beek bepaald. Door de vaak natte condities treedt veenvorming op. Kenmerken van een natuurlijke beekdalbodem zijn: microreliëf bestaande uit oeverwallen, kommen en afgesnoerde meanders; bodems met klei- leem- en veenlagen en gleyverschijnselen; het voorkomen van sterk wisselende grondwaterstanden, kwel en inundaties. Deze abiotische kenmerken zorgen voor veel verschillende standplaatsen en dus zeer diverse levensgemeenschappen. Door eeuwenlang cultuurgebruik (bodembewerking en egalisatie), winning van zand, klei, veen en grondwater en door ingrepen in de waterhuishouding, zijn veel van de genoemde kenmerken, en daarmee de diverse natuur, verdwenen.

Bron: Higler, L.W.G., H.M. Beije, W. van der Hoek, 1995. Stromen in het landschap; ecosysteemvisie beken en beekdalen. IBN-DLO, Wageningen.

#### ***Systeembenadering***

Zoals reeds vermeld, wordt een beek beïnvloed door zijn hele stroomgebied. Als gevolg van het neerslagoverschot ontstaan vanuit de hogere inzijgingsgebieden kwelstromen naar de beekdalen. De beek beïnvloedt op zijn beurt de beekdalbodem die de condities schept voor de aldaar voorkomende natuur. De planten en dieren in beken en beekdalen zijn responsvariabelen van het systeem, dat door abiotische factoren beschreven wordt. Diepe lithocliene kwelstromen zijn van grote betekenis voor de beekdalflora (Grootjans 1985; Van der Hoek & Higler 1993). Het door de beek gevormde microreliëf van kommen en stroomruggen, en het voorkomen van klei- en veenlagen maakt de lokale hydrologie complex en divers van aard (Engelen et al., 1989). Op schijngrondwaterspiegels op ondoorlatende lagen kunnen vennen en hoogveenontwikkeling voorkomen. Natuurbeheer en natuurontwikkeling in een beekdal hebben dan ook alleen zin als het hele stroomgebied van de beek als systeem beschouwd wordt.

De verschillende abiotische factoren werken volgens een schaalgebonden hiërarchie. Deze is door onder andere Everts & De Vries (1991) onderzocht voor de vegetatie van de beekdalbodem en door Higler (1981) voor de beekfauna. De vegetatie van de beekdalbodem wordt gestuurd door bodemsamenstelling, geohydrologie,

overstromingsfrequentie, zuurgraad, macro-ionen en nutriëntenhuishouding. Nuttige neerslag, hydrologie en geomorfologie zijn hierbij de hogere parameters, waarbij de hydrologische processen als belangrijkste sleutelprocessen kunnen worden beschouwd (Londo, 1997).

Bron: Higler, L.W.G., H.M. Beije, W. van der Hoek, 1995. Stromen in het landschap; ecosysteemvisie beken en beekdalen. IBN-DLO, Wageningen.

### **Natuurdoeltypen**

In het kader van *Het Natuurbeleidsplan* (Ministerie van LNV, 1989) en de realisatie van de Ecologische Hoofdstructuur is voor de Fysisch Geografische Regio's in Nederland een aantal natuurdoeltypen opgesteld.

Natuurdoeltypen zijn nastreefbare combinaties van abiotische en biotische kenmerken op een bepaalde ruimtelijke schaal die bedoeld zijn als hulpmiddel voor het natuurbeleid (Bal et al., 1995).

Natuurdoeltypen zijn onderverdeeld in vier hoofdgroepen, waarbij de natuurlijkheid en de schaal van de eenheden afneemt en de menselijke invloed toeneemt:

- hoofdgroep 1: nagenoeg-natuurlijke eenheden
- hoofdgroep 2: begeleid-natuurlijke eenheden
- hoofdgroep 3: half-natuurlijke eenheden
- hoofdgroep 4: multifunctionele eenheden

De termen 'natuurlijk' en 'half-natuurlijk' worden in *Het Handboek natuurdoeltypen in Nederland* anders gebruikt dan gebruikelijk is in het kader van het natuurbeheer, waar met deze termen de mate van menselijke beïnvloeding wordt aangegeven. In *Het Handboek natuurdoeltypen in Nederland* worden de termen 'natuurlijk' en 'half-natuurlijk' gekoppeld aan de schaal waarop de natuur zich ontwikkelt (Londo, 1997). In dit onderzoek zal vastgehouden worden aan de oorspronkelijke, schaal onafhankelijke, betekenis, behalve daar waar specifiek over de hoofdgroepen of de doeltypen wordt gesproken.

Hoofdgroep 1 en hoofdgroep 2 bevatten beide natuurdoeltypen op landschapsschaal. Verschil tussen deze hoofdgroepen is de mate van menselijke beïnvloeding. Bij hoofdgroep 1, de nagenoeg-natuurlijke eenheden, vindt een ongestoord verloop van de natuurlijke processen plaats. Intern beheer vindt niet plaats. De eenheden zullen (tien)duizenden hectaren groot zijn (Schaminée et al., 1998b). Dergelijk grote en ongestoorde gebieden zijn in het stroomgebied van de Beerze en de Reusel niet aanwezig. Het is ook niet denkbaar dat deze de kans zullen krijgen zich te ontwikkelen. Hoofdgroep 1 zal dan ook bij dit onderzoek buiten beschouwing worden gelaten.

Ook bij hoofdgroep 2, de begeleid-natuurlijke eenheden, ligt de nadruk op een ongestoord verloop van natuurlijke processen, maar manipulatie van op landschapniveau spelende processen wordt toegelaten. Dit kan zowel abiotische manipulatie (bijvoorbeeld aanpassen van de hydrologie) als biotische manipulatie

(bijvoorbeeld begrazing) zijn. De eenheden zijn honderden tot duizenden hectaren groot (Schaminée et al., 1998b). Vijfhonderd hectare wordt als minimum gezien (Bal et al., 1995). Het beheer van de bossen en vennen van de Kampina en de Oisterwijkse vennen, van de Neterselse en Mispelindse Heide, en van de Landschotse Heide wordt omgezet in begeleid-natuurlijk beheer (Staatsbosbeheer, 1993; Dienst Landelijkgebied, 1998).

In hoofdgroep 3, de half-natuurlijke eenheden, worden door actief beheer specifieke successiestadia bevorderd (Schaminée et al., 1998b) of zelfs gefixeerd (Londo, 1997). Het kan hier gaan om zowel natuurlijke successiestadia, zoals natuurbos en hoogveen die als fragmenten van nagenoeg- of begeleid natuurlijke eenheden gezien kunnen worden, als om werkelijk half-natuurlijke eenheden zoals cultuurbos en vochtig schraalgrasland (Londo, 1997).

Hoofdgroep 4, de multifunctionele eenheden, bevat gebieden die naast natuurfunctie ook nog een andere functie hebben. Het kan dan zowel gaan om zeer kleine natuurlijke eenheden binnen een agrarisch gebied of om grote oppervlakten productiebos.

Per Fysisch Geografisch Regio zijn verschillende sets natuurdoeltypen met doelsoorten ontwikkeld. Voor het onderzoeksgebied zijn de natuurdoeltypen van de FGR Hogere zandgronden (Hz) van toepassing. Hieronder staan in tabel 3.1 de natuurdoeltypen van hoofdgroep 3 vermeld.

Tabel 3.1. Overzicht van de voor deze studie relevante natuurdoeltypen.

<b>Natuurdoeltype</b>	
<i>Ecotopen van hoofdgroep 3</i>	
Laaglandbeek	Hz 3.1
Zoetwatergemeenschap	Hz 3.2
Rietlandruigte	Hz 3.3
Ven	Hz 3.4
Droog grasland	Hz 3.5
Bloemrijkgrasland	Hz 3.6
Vochtig schraalgrasland	Hz 3.7
Open zand	Hz 3.8
Droge heide	Hz 3.9
Vochtige heide en levend hoogveen	Hz 3.10
Struweel, mantel- en zoombegroeiing	Hz 3.11
Hakhout	Hz 3.12
Bosgemeenschap van armzand	Hz 3.13
Bosgemeenschap van leemgrond	Hz 3.14
Bosgemeenschap van bron en beek	Hz 3.15
Bosgemeenschappen van hoogveen	Hz 3.16
Middenbos	Hz 3.17
Boombos	Hz 3.18
Parkstinzebos	Hz 3.19

In vochtige delen van beekdalen kan laagveenvorming voorkomen. Enkele natuurdoeltypen die omschreven worden onder het FGR Laagveen kunnen dan ook in beekdalen voorkomen. In de studie naar de Gewenste Grondwatersituatie Noord-

Brabant (Van Ek et al., 1998), zie aanhangsel C, wordt dan ook rekeninggehouden met een vijftal natuurdoeltypen uit het laagveengebied (zie onderstaande tabel).

Voor het studiegebied is een laagveen-doeltype van hoofdgroep 2 qua oppervlakte niet realistisch. De laagveen-doeltypen van hoofdgroep 3 komen redelijk overeen met doeltypen van de Hoge zandgronden: de doelsoortenlijsten voor hogere planten zijn nagenoeg gelijk en de in *Wegen naar natuurdoeltypen* (Schaminée, 1998b) geijkte vegetatietypen (Schaminée et al., 1998b) komen overeen. In dit onderzoek worden dan ook alleen naar doeltypen van de Hogere zandgronden gekeken.

Er is echter een aanpassing. In *Wegen naar natuurdoeltypen* (Schaminée, 1998b) wordt Hz 3.7, Vochtig schraalgrasland, gedefinieerd als blauwgrasland. In *Het Handboek natuurdoeltypen in Nederland* (Bal et al., 1995) valt ook het dotter-bloemhooiland onder dit doeltype. Aangezien het dotterbloemhooiland een belangrijk natuurdoel is binnen beekdalen wordt in dit onderzoek het dotterbloemhooiland, zoals in *Wegen naar natuurdoeltypen* (Schaminée, 1998b) beschreven bij Lv 3.4, Nat schraalgrasland, gezien als onderdeel van Hz 3.7.

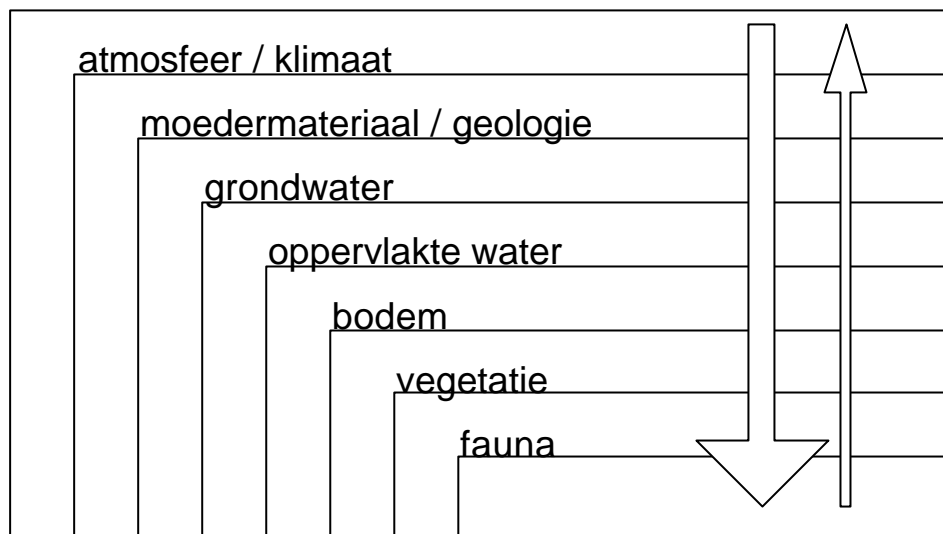
Tabel 3.2. Laagveen doeltypen gebruikt in de studie naar de Gewenste Grondwatersituatie Noord-Brabant (Van Ek et al., 1998) en overlappende doeltypen van de Hogere zandgronden.

Lv doeltypen	Overlappende Hz doeltypen		
<b>Landschappen van hoofdgroep 2</b>			
Laagveenmoeras	Lv 2.3	n.v.t.	
<b>Ecotopen van hoofdgroep 3</b>			
Nat schraalgrasland	Lv 3.4	Vochtig schraalgrasland	Hz 3.7
Bloemrijk grasland	Lv 3.5	Bloemrijkgrasland	Hz 3.6
Bossen van voedselrijk veen	Lv 3.9	Bosgemeenschap van bron en beek	Hz 3.15
Bossen van voedselarm veen	Lv 3.10	Bosgemeenschap van hoogveen	Hz 3.16

### 3.2 Ecosysteem classificatie, een hiërarchisch systeem

Bij de toelichting op de systeembenadering van het stroomgebied van een beek is vermeld dat de verschillende abiotische factoren werken volgens een schaalgebonden hiërarchie: hiërarchisch hogere, kleinschaligere factoren zijn voorwaardenscheppend voor hiërarchisch lagere factoren. Van der Maarel (1976) en Van der Maarel & Dauvellier (1978) baseerde een eenvoudig ecosysteemmodel op de relaties tussen verschillende werkingssferen (i.e. atmosfeer, hydrosfeer, lithosfeer, biosfeer). Uit dit model volgt eenvoudig een thematisch hiërarchisch model dat bestaat uit alle ecologische relevante componenten, los van temporele of ruimtelijke schaal (Bakker et al., 1981; Piket et al., 1987). Onderstaand figuur van Klijn (1997) geeft dit conceptuele model weer.





Figuur 3.1 Conceptueel hiërarchisch model van een ecosysteem. De pijlen geven de hiërarchie van relatieve afhankelijkheid weer. (Uit Klijn, 1997, naar Van de Maarel & Dauvelier, 1978; Bakker et al., 1981; Picket et al., 1987).

De hiërarchische relaties tussen de componenten in de figuur zijn veelvuldig: hiërarchieën in volume, tijd van evolutie en verandering, richting van massa en energie fluxen en ruimtelijke schaal (Klijn, 1997). Bovenal maakt het model duidelijk dat lagere componenten relatief afhankelijker zijn van hogere componenten, in de figuur aangegeven met de dikke neerwaarts gerichte pijl.

Op basis van ongelijkheid in wederzijdse beïnvloeding worden door Londo in Natuurontwikkeling (1997) landschapscomponenten hiërarchisch geordend in een rangordemodell. Ook Everts & De Vries (1991) en Olf (1992) hebben dergelijke modellen gebruikt.

In 1984 deed een ecosysteem benadering haar intrede in het Nederlands milieubeleid (Ministerie van VROM, 1984). Er ontstond als gevolg hiervan behoefte voor een ecosysteemclassificatie. Binnen een ecosysteemclassificatie worden verschillende relevante disciplines geïntegreerd. Het vormt zo een praktisch gereedschap binnen geografische analyses ten behoeve van milieu- en natuurbeleid en -beheer op verschillende schaalniveaus. Hoofdzakelijk als gevolg van conceptuele problemen en communicatiestoornissen is echter geen alomvattende ecosysteembenadering gevonden.

Klijn (1994, 1997) gebruikt de hiërarchische samenhang tussen onderlinge afhankelijkheid van de ecosysteemcomponenten en ruimtelijke schaal om tot een hiërarchische ecosysteem classificatie te komen.

### **Hiërarchie en classificatie**

Twee gebruikelijke vormen van hiërarchieën zijn thematische klassenhiërarchieën en aggregatiehiërarchieën (Hendriks & Ottens, 1997). Zonneveld (1994) spreekt van resp. agglomeratiehiërarchieën en ruimtelijke hiërarchieën. Deze twee vormen van

hiërarchieën sluiten aan bij twee hoofdlijnen in ecologische classificaties: resp. classificatie door agglomeratie en classificatie door subdivisie.

De Nederlandse bodemclassificatie (Steur et al., 1987) en de vegetatie syntaxonomie (Schaminée et al., 1995) zijn voorbeelden van klassenhiërarchieën. De kleinste ruimtelijke terreineenheid wordt als een homogeen object beschouwd. Vervolgens worden deze eenheden volledig exclusief geclusterd. Dit wil zeggen dat de objecten tot precies één klasse behoren. De klassen van een hoger hiërarchische niveau zijn opgebouwd uit exclusieve clusters van lagere hiërarchische klassen. Dit is de meest abstracte vorm van classificatie. Een nadeel kan zijn dat klassenhiërarchieën schaalafhankelijk zijn. Zo kan in een homogene vegetatie een associatie, de kleinste onderscheiden syntaxonomische eenheid, zeer grote oppervlakken in beslag nemen, maar bij veel gradiënten kunnen op een klein oppervlak veel verschillende associaties naast elkaar voorkomen.

De Nederlandse geomorfologische classificatie (Ten Cate & Maarleveld, 1977) is (grotendeels) een voorbeeld van een aggregatiehiërarchie. Classificatie vindt plaats door subdivisie van reliëf en terreinvormen in een aantal aggregatietypen die onderscheiden worden op basis van constructieregels. Een verzameling aggregaattypen hoeft niet exclusief of compleet te zijn. Een object kan tot meerdere aggregaten behoren. Aggregatiehiërarchieën hebben vaak een chorologisch karakter en kunnen op basis van de gewenste schaal opgesteld worden. Hiermee wordt bedoeld dat de constructieregels zo opgesteld kunnen worden dat, op een gewenste schaal, de horizontale patronen in het veld de vormen van de eenheden bepalen.

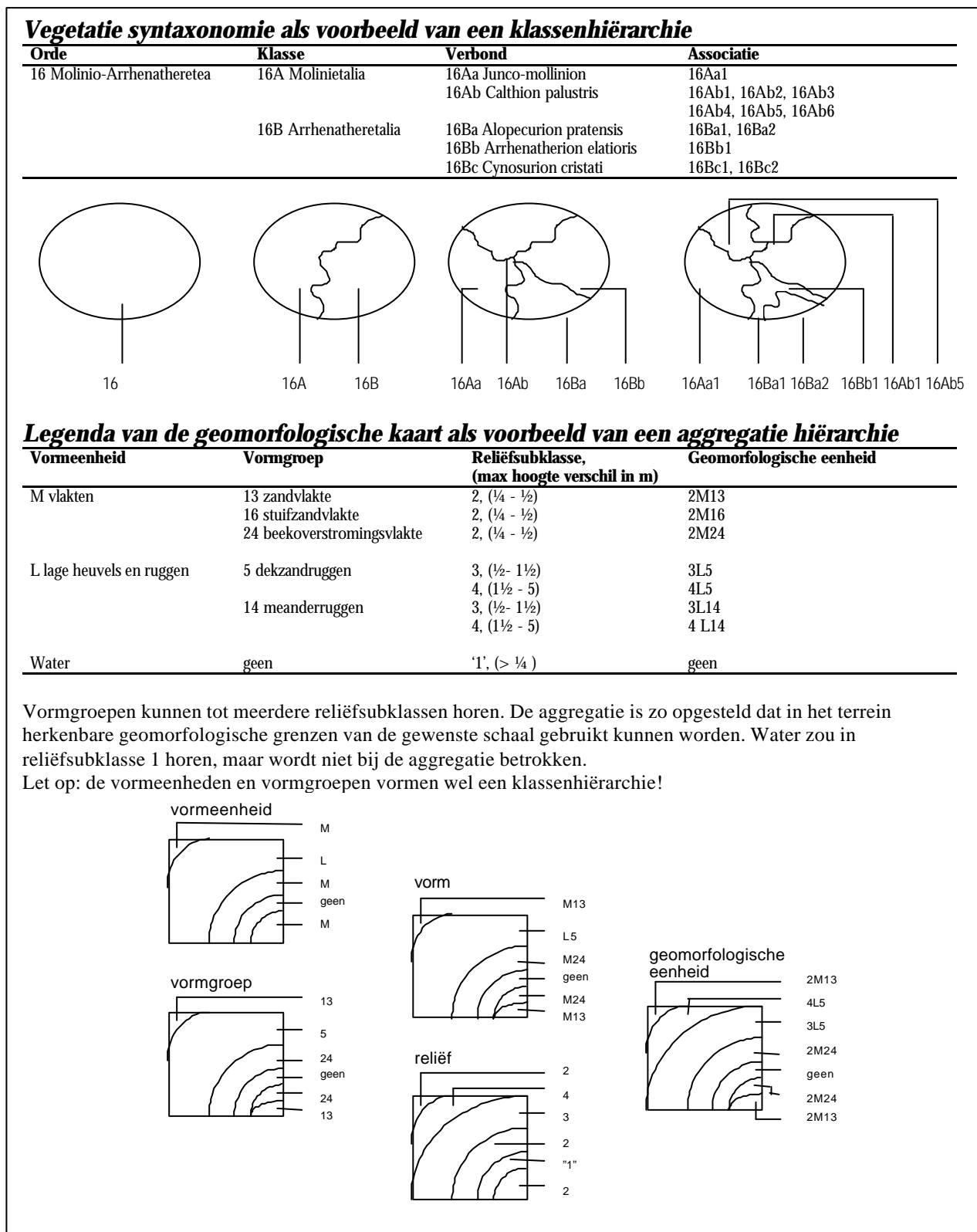
Vaak worden de twee vormen van hiërarchieën door elkaar gebruikt. Dit is het geval bij Klijn's ecosysteemclassificatie, en in feite ook bij de Nederlandse geomorfologische classificatie.

In het schema op de volgende pagina zijn de eigenschappen van twee typen hiërarchieën samengevat.

Tabel 3.3. Overzicht van de eigenschappen van de klassenhiërarchie en de aggregatiehiërarchie.

Hendrik & Otten (1997)	<b>Klassenhiërarchie</b>	<b>Aggregatiehiërarchie</b>
Zonneveld (1994)	Agglomeratie hiërarchie	Ruimtelijke hiërarchie
Eigenschappen van classificatiesysteem	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Exclusief en compleet</li> <li>• Elementaire objecten in klassen</li> <li>• Van hoog naar laag hiërarchische niveau toenemende complexiteit</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• NIET persé exclusief en compleet</li> <li>• Samenhangende objecten volgens regels</li> <li>• Van laag naar hoog hiërarchisch niveau toenemende complexiteit</li> </ul>
Clustering tussen hiërarchische niveaus	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Exclusief</li> <li>• " is een " relatie</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• NIET persé exclusief</li> <li>• " deel van " relatie</li> </ul>
Nadeel voor geometrische hiërarchieën	• Schaalafhankelijk	---
Voordeel bij geometrische hiërarchieën	---	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Mogelijkheid voor schaalafhankelijkheid</li> <li>• Mogelijkheid tot werken met bestaande grenzen</li> </ul>
Voorbeelden	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Nederlandse bodemclassificatie</li> <li>• Vegetatie syntaxonomie</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Nederlandse Geomorfologische kaart</li> </ul>

Hieronder staan de Vegetatie syntaxonomie (Schaminée et al., 1995) en de legenda van de geomorfologische kaart (Ten Cate & Maarleveld, 1977) uitgewerkt als voorbeelden van resp. de klassenhierarchie en de aggregatiehierarchie.



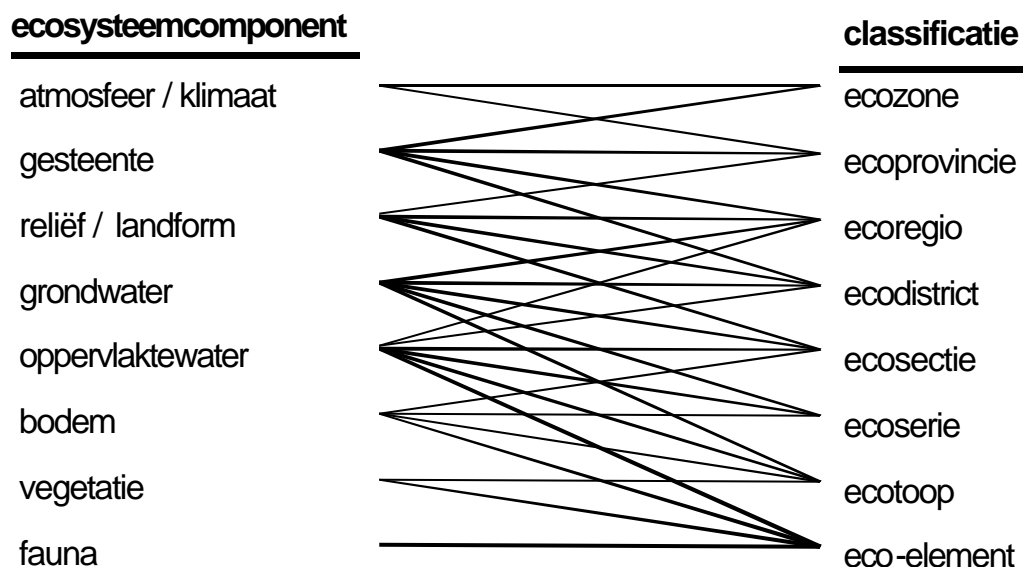
Figuur 3.2 Een uitgewerkt voorbeeld van een klassenhierarchie en een aggregatiehierarchie.

### **Klijn's hiërarchische ecosysteemclassificatie**

Klijn (1997) gaat bij zijn hiërarchische ecosysteemclassificatie uit van de hiërarchische samenhang tussen onderlinge afhankelijkheid van de ecosysteemcomponenten en ruimtelijke schaal om tot een hiërarchische ecosysteemclassificatie te komen. Het duidelijke voordeel van de koppeling tussen schaal en classificatie is de aansluiting bij de verschillende beleidsniveaus. Zijn classificatie is dan ook opgesteld om hulpmiddelen te bieden voor geografische analyses en milieubeleid op verschillende schalen.

	INDICATIEF SCHAALBEREIK			KLEINSTE KAARTEENHEID		
ECOZONE	1:	>	50.000.000	>	62.500	Km <sup>2</sup>
ECOPROVINCIE	1:	10.000.000 -	50.000.000	2.500 -	62.500	Km <sup>2</sup>
ECOREGIO	1:	2.000.000 -	10.000.000	100 -	2.500	Km <sup>2</sup>
ECODISTRICT	1:	500.000 -	2.000.000	625 -	10.000	ha
ECOSECTIE	1:	100.000 -	500.000	25 -	625	ha
ECOSERIE	1:	25.000 -	100.000	1,5 -	25	ha
ECOTOOP	1:	5.000 -	25.000	0,25 -	1,5	ha
ECO-ELEMENT	1:	<	5.000	<	0,25	ha

*Figuur 3.3 Indicatie van de schaalgebondenheid van de ecosysteemcomponenten.*



*Figuur 3.4 Overzicht van Klijn's nomenclatuur en de verschillende hiërarchische ecosysteem componenten die van invloed zijn op de verschillende classificaties, naar Klijn (1997).*

De schaalgebondenheid en de uitermate complexe aard van ecosystemen sluiten gebruik van een klassenhiërarchie uit.

In feite bestaat Klijn's hiërarchische benadering van ecosystemen uit een aggregatie van de diverse niveaus. De niveaus zijn op hun beurt een aggregatie van de voor het niveau relevante ecosysteemeigenschappen. Er zou dus wellicht beter gesproken kunnen worden van een ecosysteem aggregatie. De term classificatie wordt echter vaak ruim gehanteerd. In dit onderzoek zal in relatie tot ecoseries en ecotopen de

term classificatie gebruikt worden om verwarring met overige literatuur te voorkomen. In feite wordt echter aggregatie bedoeld.

### **Ecoseries en ecotopen**

Dit onderzoek is gericht op een regionale voorspelling van mogelijkheden voor natuur. Er zal gebruik worden gemaakt van Klijn's classificatieniveaus ecoserie en ecotoop. De overige classificatieniveaus zullen dan ook verder buiten beschouwing gelaten worden.

Ecoseries en ecotopen beschrijven respectievelijk de conditionele en de operationele standplaatsen en dus de mogelijkheden voor natuur. Een ecoserie wordt gedefinieerd als: een ruimtelijke eenheid die homogeen is ten aanzien van de belangrijkste conditionele abiotische standplaatsfactoren die voor plantengroei van belang zijn en/of die gevolgen van milieuvervuiling beheersen. Een ecotoop wordt gedefinieerd als: een ruimtelijke eenheid die homogeen is ten aanzien van de belangrijkste operationele standplaatsfactoren die voor plantengroei van belang zijn, vegetatiestructuur en successiestadium.

De ecotoop-classificatie is opgesteld door Stevers et al. (1987) en is gebaseerd op een selectie van de belangrijkste operationele standplaatsfactoren (zie ook Groen et al., 1993; Runhaar & Udo de Haes, 1994). Deze zijn saliniteit, vochthuishouding, nutriëntenbeschikbaarheid en pH (abiotisch) en vegetatie structuurklasse (biotisch). Per ecotooptype zijn indicatieve ecologische soortengroepen opgesteld.

Niet alle combinaties van factoren zijn ecologisch relevant. In voedselrijke milieus is de invloed van de zuurgraad minder uitgesproken dan in voedselarme milieus. Om deze reden wordt zuurgraad in de rijke milieus bij de classificatie buiten beschouwing gelaten (Runhaar & Udo de Haes, 1994). Ook zijn er combinaties die in Nederland niet voorkomen en dus buiten beschouwing worden gelaten. In het totaal worden ongeveer 100 ecologisch relevante combinaties onderscheiden (Runhaar & Udo de Haes, 1994). Onderstaand schema geeft de onderscheiden ecotooptypen weer. In feite is dit een aggregatie schema.

		zoet			brak			zout
		voedselarm		matig	zeer	voedsel-	matig	zeer
				voedselrijk	voedselrijk	arm	voedselrijk	voedselrijk
		zuur	zwak zuur	basisch				
water	V11	V12		V17	V18			
	W11	W12	W13	W17	W18			zW10
nat	P21	P22	P23	P27	P28	bP23	bP27	bP28
	G21	G22	G23	G27	G28	bG23	bG27	bG28
	R21	R22	R23	R27	R28		bR27	bR28
	S21	S22	S23	S27	S28			
vochtig	B21	B22		B27	B28			
	P41	P42	P43	P47	P48	bP43	bP47	bP48
	G41	G42	G43	G47	G48	bG43	bG47	bG48
	R41	R42	R43	R47	R48	bR43	bR47	bR48
droog	S41	S42	S43	S47	S48			
	B41	B42	B43	B47	B48			
	P61	P62	P63	P67	P68			
	G61	G62	G63	G67	G68			
	R61	R62	R63	R67	R68			
	S61	S62	S63	S67	S68			

*Figuur 3.5. Standplaatsdiagram met aanduiding van ecotooptypen per standplaats. Naar Groen et al., 1993. De hoofdletters staan voor de vegetatiestructuur-classes: P = pioniervegetatie, G = grasland, R = ruigte, S = struweel, B = bos. De kleine letters geven de saliniteit aan: b = brak, z = zout.*

Het clusteren van ecotooptypen waarvan slechts de vegetatiestructuur verschilt, maar de abiotische factoren gelijk zijn levert onderstaand abiotisch standplaatsdiagram. Saliniteit is hierbij buiten beschouwing gelaten aangezien deze factor binnen het studiegebied niet van toepassing is.

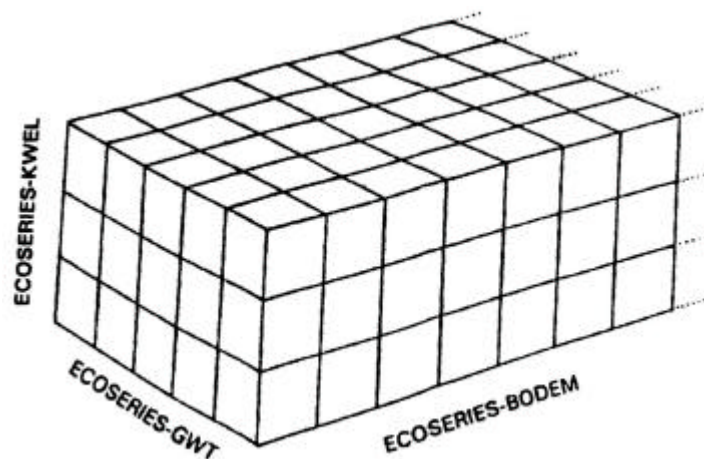
Voedselarm Zuur Water	Voedselarm Zwak zuur Water	Voedselarm Basisch Water	Matig voedselrijk Water	Zeer voedselrijk Water
Voedselarm Zuur Nat	Voedselarm Zwak zuur Nat	Voedselarm Basisch Nat	Matig voedselrijk Nat	Zeer voedselrijk Nat
Voedselarm Zuur Vochtig	Voedselarm Zwak zuur Vochtig	Voedselarm Basisch Vochtig	Matig voedselrijk Vochtig	Zeer voedselrijk Vochtig
Voedselarm Zuur Droog	Voedselarm Zwak zuur Droog	Voedselarm Basisch Droog	Matig voedselrijk Droog	Zeer voedselrijk Droog

*Figuur 3.6 Abiotisch standplaatstypen, zoals onderscheiden bij de ecotoopclassificatie, samengesteld door aggregatie van ecotooptypen naar gelijke abiotische indelingskenmerken. Naar Klijn et al. 1992.*

Informatie aangaande de operationele classificatiefactoren zijn niet algemeen beschikbaar, kunnen snel veranderen en de invloeden van milieuvervuiling, die voor een groot deel beïnvloed wordt door conditionele factoren, kunnen er niet uit begrepen worden. De hiërarchisch hogere, op conditionele factoren gebaseerde, ecoserie-classificatie biedt uitkomst.

Door experts werden zeven meest causale, onafhankelijke en voorhanden zijnde conditionele factoren in systeemrelaties gekozen, mede gebaseerd op literatuuronderzoek (e.g. Scheffer & Schachtschabel, 1976; De Bakker & Locher, 1990). Tevens werd gekeken welke factoren verschillende vormen van milieuvervuiling het sterkst beïnvloeden. Uiteindelijk zijn gekozen: moedermateriaal, profieldifferentiatie, organische stof gehalte, calciumcarbonaat gehalte, verrijking met ijzerionen, grondwaterstand, zout gehalte / kation samenstelling van kwel. Deze factoren kunnen, met uitzondering van het later aan de classificatie toegevoegde kwel, uit de (digitale) 1:50.000 bodemkaart afgeleid kunnen worden.

Iedere factor is onderverdeeld in een beperkt aantal klassen. Een aggregatie van de verschillende klassen levert het uiteindelijke ecoserie-type. Omdat kwel niet direct uit de bodemkaart af te leiden is en omdat de GWT-informatie van de bodemkaart achterhaald is, zijn de factoren in drie groepen gedeeld: ECOSERIES\_BODEM, ECOSERIES\_GWT en ECOSERIES\_KWEL. Een ecoserie is dan dus een aggregatie van deze drie groepen. In versie 2.1 ontstaat zo voor heel Nederland een classificatie van 432 eenheden (Klijn et al., 1997).



Figuur 3.7 Ecoseries als resultante van een aggregatie van drie gegeneraliseerde databestanden betreffende relevante bodemkenmerken (ECOSERIES-BODEM), grondwaterstandsverloop (ECOSERIES-GWT) en kwelkwaliteit (ECOSERIES-KWEL). Overgenomen uit Ecoseries 2.0, Klijn et al. (1992).

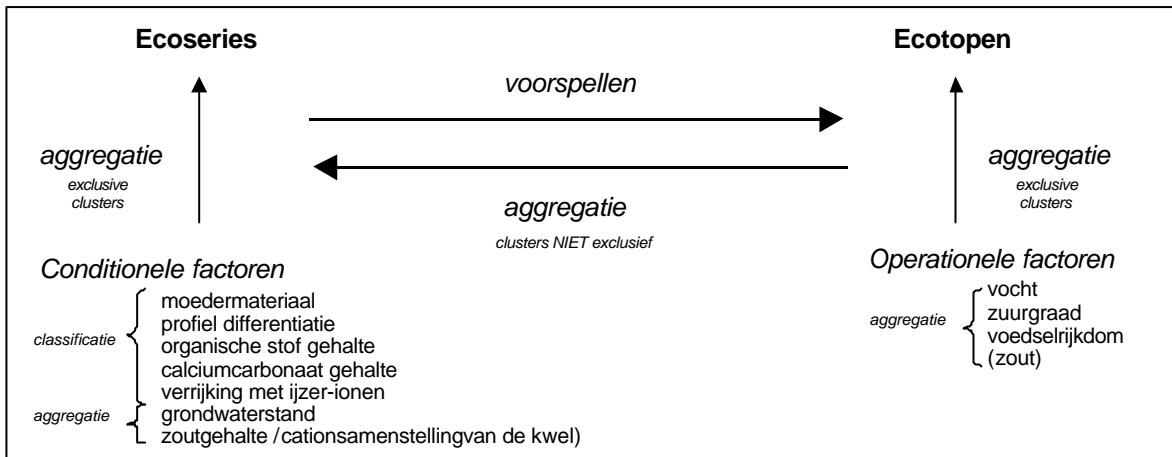
### **Voorspellen**

Ecoseries zouden volgens de theorie ecotopen moeten kunnen voorspellen, net als ecotopen soorten kunnen voorspellen. Hiertoe is door vijf experts (Klijn et al., 1992 ; bijgewerkt in Klijn et al., 1997) voor ieder ecoserie-type een frequentieverdeling gegeven voor de ecotooptypen die binnen die ecoserie voor kunnen komen. Deze frequentieverdeling is opgesteld volgens het abiotische standplaatsdiagram van de ecotopen-typologie.

De ecotoop-frequentieverdeling kan gezien worden als potentiële natuur: kansen dat bepaalde combinaties van operationele standplaatsfactoren in een bepaalde ecoserie voorkomen. Deze combinaties van operationele standplaatsfactoren geven geen informatie over het successiestadium of de vegetatiestructuur; de keuze voor vegetatiebeheer wordt open gelaten.

Deze aanpak wijkt af van de traditionele voorspelling van potentiële vegetatie aangezien (a) verandering van vegetatiestructuur en -samenstelling binnen een karteereenheid wordt erkend, (b) interne heterogeniteit van karteereenheden wordt erkend door het toedelen van een frequentieverdeling, (c) er een loskoppeling van het te voeren beheer is.

Toetsen van de voorspelmogelijkheden via standplaatsdiagrammen op schaal van kilometerhokken waren redelijk positief (Klijn, 1997). De standplaatsdiagrammen zijn sinds de eerste versie twee maal herzien. Door gebruik kunnen ze het best getest worden.



Figuur 3.8 Schematische samenvatting van de hiërarchie en classificatie van het ecotoop en ecoserie niveau uit Klijn's hiërarchische ecosysteemclassificatie.

Klijn gebruikt voornamelijk de 1:50.000 digitale bodemkaart als informatiebron voor ecoserie classificatie. Het grote voordeel hiervan is dat deze informatie landelijk digitaal beschikbaar is.

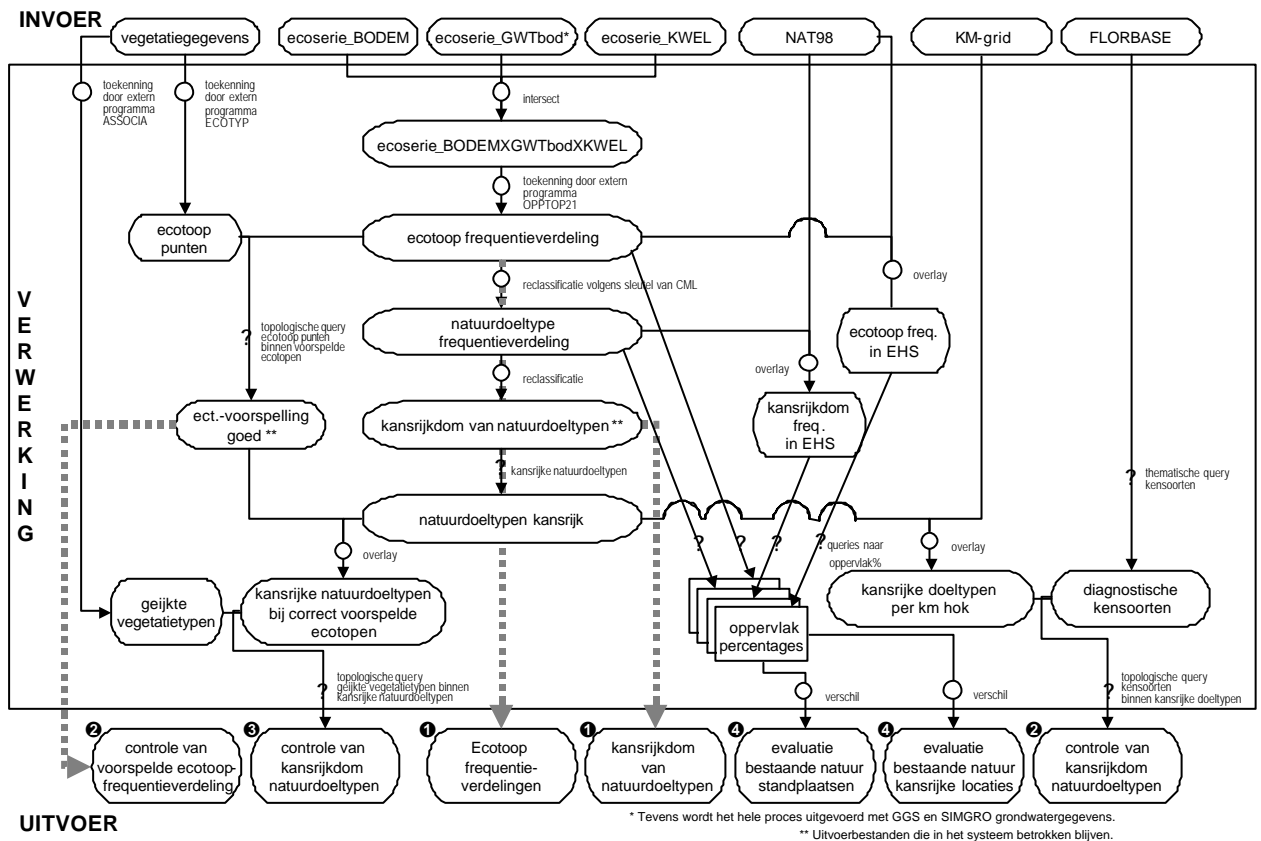
Nadelen zijn echter dat met name de grondwatergegevens verouderd zijn en dat het bestand uitgaat van ongestoorde, onvervuilde condities (Klijn, 1997). Verder is de geometrische nauwkeurigheid van de 1:50.000 bodemkaart, die voor agrarische doeleinden gemaakt is, voor regionale en zeker voor lokale natuur waarschijnlijk niet nauwkeurig genoeg. Ten eerste omdat waardevolle natuur vaak op kleinere oppervlakken voorkomt dan op de door de bodemkaart te onderscheiden vlakken. Ten tweede omdat juist in natuurgebieden de bodemkartering het minst nauwkeurig uitgevoerd is, het geen het eerste punt nog eens versterkt.



## 4 Het onderzoek; de conceptuele en logische uitwerking in vier blokken

### 4.1 Inleiding

In het vorige hoofdstuk is aan de hand van het mentale model de achtergrond van dit onderzoek toegelicht. In dit hoofdstuk wordt het eigenlijke onderzoek beschreven. Het volledige onderzoek, zoals het schematisch is uitgewerkt in onderstaande flowchart, is hiertoe in vier elkaar logisch opvolgende blokken verdeeld. Ieder blok vormt een apart deel van het onderzoek. Allereerst worden ecotoop-frequentieverdelingen en kansrijkdomkaarten opgesteld. In onderstaande flowchart staan deze resultaten aangegeven bij de uitvoer gemarkeerd met ❶. Deze flowchart is tevens bij de aanhangsels opgenomen als uitklapvel. Hier staat tevens de legenda van de flowchart. De kwaliteit van de resultaten wordt beoordeeld (❷ en ❸). Tot slot wordt aan de hand van de ecotoop-frequentieverdelingen en de kansrijkdomkaarten de ligging van bestaande natuurgebieden in het studiegebied geëvalueerd (❹).



Figuur 4.1 Flowchart van het volledige onderzoek.

De vier blokken worden steeds op dezelfde wijze gepresenteerd. Allereerst wordt het conceptuele gegevensmodel, de methode, aan de hand van een flowchart toegelicht. Vervolgens wordt de verwerking van de data aan de hand van het logische gegevensmodel behandeld. In het logische gegevensmodel worden ook de gebruikte datasets kort besproken. Hierop volgen de resultaten en een discussie van deze resultaten.

### **Datasets en gebruikte programma's**

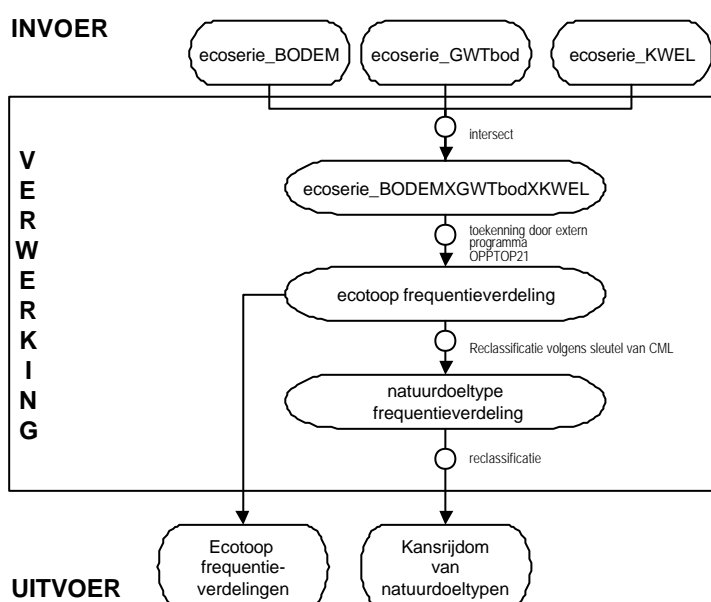
In dit onderzoek wordt gebruik gemaakt van verschillende datasets en programma's afkomstig van verschillende bronhouders. Binnen de logische gegevensmodellen in dit hoofdstuk worden de data, om de leesbaarheid te bevorderen, slechts kort toegelicht. De waarde van onderzoek staat of valt echter bij de kwaliteit van de gebruikte data. Kennis van de data-eigenschappen (metadata) is van fundamenteel belang. Om die reden is in aanhangsel B een zo volledig mogelijk overzicht gegeven van de eigenschappen van gebruikte datasets. Van de gebruikte programma's staan literatuurverwijzingen gegeven.

## **4.2 Het opstellen van ecotoop-frequentieverdelingen en kansrijkdomkaarten**

### **4.2.1 Het conceptuele gegevensmodel**

#### **Flowchart**

Onderstaande flowchart geeft het proces van de totstandkoming van de ecotoop-frequentieverdelingen en de kansrijkdomkaarten voor natuurdoeltypen schematisch weer.



*Figuur 4.2 Flowchart voor het opstellen van de kansrijkdomkaarten. Het hele proces wordt uitgevoerd voor grondwatergegevens van de GGS, de bodemkaart en SIMGRO grondwatergegevens.*

### ***Ecoserie – Ecotoop - Natuurdoeltype***

Het opstellen van de kansrijkdomkaart bestaat uit een serie vertaalslagen waarmee bodemeigenschappen (abiotisch) omgezet worden in een kans voor natuurdoeltypen (biotisch). Voordat verder ingegaan wordt op de vertaalslagen worden hieronder de definities van de ruimtelijke eenheden die vertaald worden nogmaals op een rij gezet.

#### ***Ecoserie***

Een ruimtelijke eenheid die homogeen is ten aanzien van de belangrijkste conditionele abiotische standplaatsfactoren die voor plantengroei van belang zijn en/of die gevolgen van milieuvervuiling beheersen (Klijn, 1997).

#### ***Ecotoop***

Een ruimtelijke eenheid die homogeen is ten aanzien van de belangrijkste operationele standplaatsfactoren die voor plantengroei van belang zijn, vegetatiestructuur en successiestadium (Klijn, 1997).

#### ***Natuurdoeltype***

Nastreefbare combinaties van abiotische en biotische kenmerken op een bepaalde ruimtelijke schaal die bedoeld zijn als hulpmiddel voor het natuurbeleid (Bal et al., 1995).

Ecoseries kunnen ecotopen voorspellen (zie ook paragraaf 3.2). Via standplaatsdiagrammen wordt per een ecoserietype een frequentieverdeling van ecotooptypen gegeven. Het programma OPPTOP21 (Klijn et al., 1997) zorgt voor een geautomatiseerde toekenning van ecotoop-frequentieverdelingen aan ecoseries.

Volgens de definitie van ecotopen en van natuurdoeltypen is het niet verbazingwekkend dat er een mogelijkheid is voor een vertaalslag tussen ecotooptypen en natuurdoeltypen op een bepaalde ruimtelijke schaal. Ecotooptypen komen wat schaal betreft overeen met de halfnatuurlijke natuurdoeltypen van hoofdgroep 3 (Runhaar & Van 't Zelfde, 1996). Voor de vertaling van ecotoop naar de natuurdoeltypen van hoofdgroep 3 is door het Centrum voor Milieukunde in Leiden vertaaltabel gemaakt (Runhaar & Van 't Zelfde, 1996). Voor dit onderzoek relevante informatie staat in tabel 4.2.

Hoofdgroep 2 bevat natuurdoeltypen op landschapsschaal. Deze doeltypen zijn dus opgebouwd uit meerdere natuurlijke ecotopen. De doeltypen van hoofdgroep 2 kunnen gezien worden als een aggregaat van meerdere natuurlijke doeltypen uit hoofdgroep 3. In tabel 4.1 staat deze aggregatiehiërarchie schematisch weergegeven. De kansrijkdom voor natuurdoeltypen uit deze hoofdgroep is dus in principe gelijk aan de kansrijkdom voor de natuurlijke doeltypen uit hoofdgroep 3, mits het gebied groter dan 500 hectare is. Hoewel kansrijkdomkaarten voor deze doeltypen dus uit een clustering van de kansrijkdom van de natuurlijke doeltypen uit hoofdgroep 3 opgesteld zouden kunnen worden is dit door tijdsdruk uiteindelijk achterwege gelaten.

Hoofdgroep 4 bevat eenheden die naast natuur een andere functie hebben. Het voorkomen van deze gebieden is afhankelijk van niet-natuurlijke functies. Het is dus niet zinnig de kansrijkdom voor deze doeltypen via de abiotiek te voorspellen. In de praktijk bestaan de doeltypen uit hoofdgroep 4 uit multifunctioneel (productie) bos en uit extensief beheerd agrarische akkers en graslanden. Hoofdgroep 4 wordt bij dit onderzoek verder buiten beschouwing gelaten.

Hoofdgroep 1, de nagenoeg-natuurlijke eenheden, omvatten grote en ongestoorde gebieden die in het stroomgebied van de Beerze en de Reusel niet aanwezig zijn. Het is ook niet denkbaar dat deze de kans zullen krijgen zich te ontwikkelen. Ook hoofdgroep 1 wordt bij dit onderzoek buiten beschouwing worden gelaten.

Tabel 4.1. Met X zijn de natuurlijke doeltypen uit hoofdgroep 3 aangegeven die binnen natuurdoeltypen van hoofdgroep 2 voorkomen volgens Het Handboek Natuurdoeltypen in Nederland (Bal et al., 1995). Hz 2.1: boslandschap op arme en lemige zandgronden ; Hz 2.2: zandverstuivingslandschap ; Hz 2.3: boslandschap van bron en beek.

<b>Natuurlijke doeltypen van hoofdgroep 3</b>		<b>Hz 2.1</b>	<b>Hz 2.2</b>	<b>Hz 2.3</b>
Hz 3.2	Zoetwatergemeenschap	Weinig		X
Hz 3.3	Rietlandruigte	Weinig		X
Hz 3.4	Ven	X		X
Hz 3.5	Droog grasland	X	X	
Hz 3.6	Bloemrijk grasland	X		X
Hz 3.7	Vochtig schraalgrasland			X
Hz 3.8	Open zand	X	X	
Hz 3.9	Droge heide	X	Weinig	
Hz 3.10	Vochtige heide en levend hoogveen	X		
Hz 3.11	Struweel, mantel- en zoombegroeiing	X		X
Hz 3.13	Bosgemeenschap van armzand	X		
Hz 3.14	Bosgemeenschap van leemgrond	X		
Hz 3.15	Bosgemeenschap van bron en beek			X
Hz 3.16	Bosgemeenschappen van hoogveen	X		

Tabel 4.2 geeft de relatie tussen natuurdoeltypen en ecotooptypen weer voor de doeltypen van de Hogere zandgronden. Opvallend is dat géén van de doeltypen een basisch ecotooptype (X#3) bevat. Verder maakt deze tabel de invloed van beheer binnen de typen bossen duidelijk. Wat abiotiek betreft zijn er slechts een paar typen te onderscheiden.

Tabel 4.2. Voor dit onderzoek relevante natuurdoeltypen met corresponderende ecotootypen Runhaar & Van 't Zelfde (1996). Tussen haakjes (...) vermelde ecotootypen komen incidenteel of op kleine schaal voor binnen het natuurdoeltype. Deze zijn voor dit onderzoek buiten beschouwing gelaten.

<b>Natuurlijke doeltypen van hoofdgroep 3</b>		<b>Corresponderende ecotootypen</b>
Hz 3.2	Zoetwatergemeenschap	X17, X18, (X27), (X28)
Hz 3.3	Rietlandruigte	X17, X18, X27, X28
Hz 3.4	Ven	X12, X22, (X21), (X22)
Hz 3.5	Droog grasland	X62, X67, (X42)
Hz 3.6	Bloemrijkgrasland	X47
Hz 3.7	Vochtig schraalgrasland	X22, X27, X42, (X22)
Hz 3.8	Open zand	X61, X62
Hz 3.9	Droge heide	X42, X61, (X62)
Hz 3.10	Vochtige heide en levend hoogveen	X11, X21, X41, (X22)
Hz 3.11	Struweel, mantel- en zoombegroeiing	X21, X22, X27, X47, X48, X61, X62, (X42)
Hz 3.12	Hakhout	X41, X42, X47, X61, X62
Hz 3.13	Bosgemeenschap van armzand	X61, X41
Hz 3.14	Bosgemeenschap van leemgrond	X42, X47, X62, (X61)
Hz 3.15	Bosgemeenschap van bron en beek	X22, X27, X47, (X42)
Hz 3.16	Bosgemeenschappen van hoogveen	X21, X22, X27
Hz 3.17	Middenbos	X42, X47
Hz 3.18	Boombos	X41, X42, X61, X62
Hz 3.19	Park-stinzenbos	X42, X47, X62, (X61)

### ***Hydrologie, inzichten in het effect van verdroging***

Binnen beekdalen speelt de hydrologie een sleutelrol (o.a. Grootjans, 1985; Van der Hoek & Higler, 1993; Engelen et al., 1989). Maar juist de grondwaterinformatie is op de bodemkaart verouderd als gevolg van menselijk ingrijpen (Finke et al., 1998). Landbouw en drinkwaterwinning hebben grote veranderingen in de grondwaterstand veroorzaakt. Voor een deel van het gebied, kaartblad 56 Oost / 57 West stammen de grondwatergegevens uit 1967. Finke et al. (1998) geven dan ook aan dat hier actualisatie hoge prioriteit heeft. Overige kaartbladen van het studiegebied, 50 Oost en 51 West, zijn jonger (1984) en zijn niet opgenomen in de studie van Finke et al. Ook hier zal echter verdroging opgetreden zijn.

Vanwege de verouderde informatie op de bodemkaart is gekozen de ecoseriebepaling niet alleen met grondwatergegevens van de bodemkaart door te rekenen maar ook te kijken of andere bronnen met grondwaterinformatie voorhanden zijn.

In 1996 is door het Staring Centrum een simulatie van de hydrologie in het gebied gemaakt met het model SIMGRO (Van der Bolt et al., 1996). SIMGRO is een regionaal model dat de waterstroming in de onverzadigde zone, het grondwater en het oppervlaktewatersysteem integraal beschrijft. In 1999 is dit model ten behoeve van onder andere GREINS2 verfijnd en neergeschaald tot een resolutie van 25 x 25 meter (Van der Bolt et al., in prep.). De resultaten van SIMGRO beschrijven de huidige hydrologische omstandigheden.

Verder is onlangs een studie verricht naar de gewenste grondwaterstand voor de sector natuur in het studiegebied (Van Ek et al., 1998). In dit onderzoek is voor het hele studiegebied de referentie-grondwaterstand bepaald. Dit is de natuurlijke grondwaterstand zoals die in de onverstoorde situatie in het gebied voorkwam.

Gebruik van historische grondwaterstanden leidt tot een verrassend inzicht in potenties voor natuur (Runhaar et al., 1998). Voor de GGS-studie is dit echter alleen bekeken voor bestaande natuurgebieden en EHS. Voor vergelijking is enkel gebruik gemaakt van de verouderde grondwatertrappen van de bodemkaart. Aan de hand van resultaten buiten de natuurgebieden kan gekeken worden of de EHS kansrijke gebieden buitensluit.

Uiteindelijk zal de kansrijkdom dus gebiedsdekkend voor drie verschillende sets grondwatergegevens berekend worden:

- voor de historische grondwaterstand uit de GGS-studie (situatie vóór 1950)
- voor de verouderde grondwater informatie van de bodemkaart (situatie 1967-1984)
- voor de SIMGRO berekende huidige grondwaterstand (situatie 1999)

In feite ontstaat zo een eenvoudige tijdserie waarin de effecten van verdroging van de laatste eeuw op het behoud van, en het ontwikkelen van natuurdoeltypen duidelijk gemaakt worden. Omgekeerd geeft de tijdserie ook inzicht in de verandering van de abiotische kansrijkdom bij vernatting. Hierbij moet wel rekening gehouden worden met de irreversibiliteit van processen als mineralisatie en inklinking.

## **4.2.2 Het logische gegevensmodel**

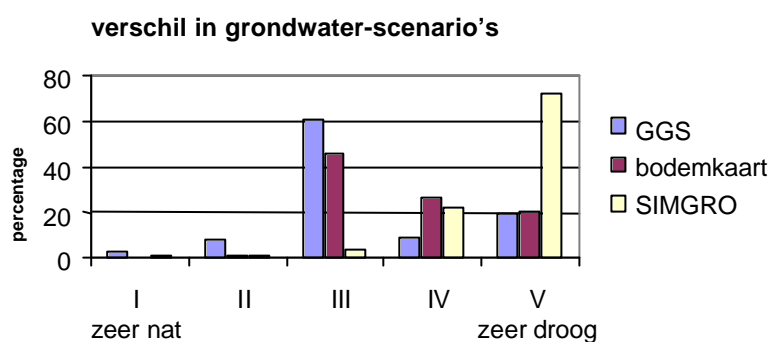
### ***Invoer***

Voor de studie Gewenste Grondwaterstand Noord-Brabant (Van Ek et al., 1998), die in opdracht van Provincie Noord-Brabant uitgevoerd is, zijn voor het studiegebied ecoseries bepaald. Voor dit onderzoek zijn de daar gebruikte gegevens door RIZA beschikbaar gesteld. De gegevens zijn als Arc/Info (Environmental Systems Research Inc, Redlands, USA) coverages (polygonen) ontvangen. De gegevens zijn verder verwerkt in ArcView 3.1 (ESRI, Redlands, USA). Voorbewerking van de gegevens bestond uit het verwijderen van enkele voor dit onderzoek irrelevante attributen. Ook is een kilometerraster, dat in de Arc/Info cover opgenomen was en de ecoseries in kleinere polygonen deelde, met de dissolve functie verwijderd. De data zijn in drie aparte bestanden opgeslagen als ECOSERIE\_BODEM, ECOSERIE\_KWEL en ECOSERIE\_GWTBODEM. Deze bestanden staan in figuur 4.4 en 4.5 afgebeeld. Uitgebreide toelichting bij de datasets staat in aanhangsel B.

Grondwaterdata van de bodemkaart vormde een onderdeel van het ecoserie-bestand van de GGS-studie. De grondwaterdata van SIMGRO en van de GGS waren beschikbaar als Arc/Info rasterbestanden (met resp. 25x25m en 100x100m resolutie) van de gemiddelde laagste grondwaterstand (GLG) en de gemiddelde hoogste grondwaterstand (GHG). Uit deze bestanden werden de ecoserie\_GWT klassen bepaald. Voor dit onderzoek moesten deze rasterbestanden omgezet worden naar polygonen. Dit is gebeurd na enkele filter bewerkingen. Het zo gevormde ECOSERIE\_GWTSIMGRO staat in figuur 4.5 afgebeeld.

In de GGS-bestanden zitten cellen zonder data. Dit zijn cellen waar onvoldoende hoogtepunten aanwezig zijn om de grondwaterstanden betrouwbaar te kunnen bepalen. Aan deze cellen is via interpolatie een waarde toegekend. Hiertoe werden de rastercellen eerst omgezet naar een puntbestand. Van deze puntbestanden zijn via inverse distance weighted interpolation (IDW) gebiedsdekkende GLG- en GHG-rasterbestanden gemaakt. Uit deze bestanden is het ECOSERIE\_GWTGGS polygoonbestand afgeleid. Dit bestand staat afgebeeld in figuur 4.5. Uitgebreidere uitleg staat in aanhangsel B.

Onderstaande grafiek maakt de verschuivingen in de grondwaterklassen tussen de verschillende grondwaterbestanden duidelijk. De grondwaterklassen van de ecoseries zijn gelijk aan de grondwaterklassen van de Landschapsecologische Kartering van Nederland (De Waal, 1992). De indeling staat in aanhangsel B beschreven.



*Figuur 4.3 Oppervlaktepercentages die de grondwaterklassen bij de verschillende scenario's innemen.*

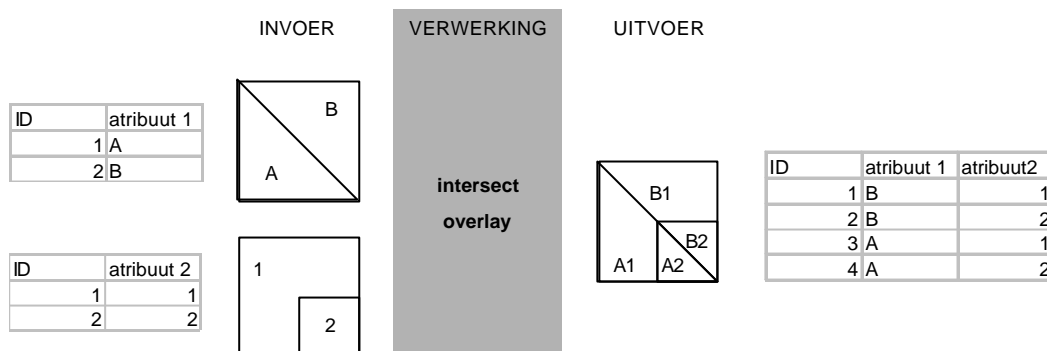
Fig. 4.4 en 4.5 (kleur kopiëren)



Fig. 4.6 (kleur kopiëren)

## Verwerking

Van de ECOSERIE\_BODEM, ECOSERIE\_GWT en ECOSERIE\_KWEL bestanden is een intersect overlay gemaakt. Het resulterende bestand bevat nieuwe polygoon met verschillende combinaties aan bodem-, grondwater- en kwel-eigenschappen als attributen: de volledige ecoserie-typering is nu per polygoon bekend.



Figuur 4.7 De werking van een intersect overlay. De uitvoer polygoon krijgen de attribuutwaarden van beide invoerbestanden.

Aan dit nieuwe ECOSERIE\_BODEMXGWTXKWEL bestand zijn nieuwe ID-nummers toegekend en het oppervlak van de polygoon is berekend. Vervolgens is de attribuuttabel uit ArcView geëxporteerd en ingevoerd in het programma OPPTOP21 (Klijn et al., 1997). OPPTOP21 kent aan iedere polygoon een ecotoop-frequentieverdeling toe. Per ecotooptype wordt een kolom aangemaakt met daarin het percentage van dat polygoon dat in beslag wordt genomen door het betreffende ecotooptype.

De door OPPTOP21 gecreëerde tabel is in ArcView via een join aan de attribuuttabel geplakt. Hierdoor is in het ArcView bestand nu per polygoon de ecotoop-frequentieverdeling bekend. Per ecotooptype zijn de percentages in vier klassen gedeeld. Hiervoor is dezelfde klassenindeling gekozen als bij de GGS-studie: 0-5%, 5-15%, 15-35% en 35-100%. Aangezien binnen één ecoserie-polygoon vaak veel ecotopen met ieder kleine fracties voorkomen, geeft deze min of meer exponentiële indeling een inzichtelijker beeld dan een indeling in klassen van gelijke grootte.

Aan de hand van deze attribuuttabel zijn vervolgens kaarten gemaakt. Ook zijn er grafieken gemaakt van de relatieve oppervlakken die de verschillende ecotooptypen innemen en van de verdeling van die oppervlakken over de verschillende klassen.

Met behulp van de ecotoop-frequentieverdelingen is in de attribuuttabellen de frequentieverdeling voor natuurdoeltypen berekend. Dit is gedaan door per doeltype in een nieuw toegevoegde kolom de ecotoop-frequenties die bij het betreffende doeltype horen op te tellen (zie tabel 4.2 in de vorige paragraaf). De ecotooptypen waarvan is aangegeven dat ze slechts incidenteel of op kleine schaal voorkomen

binnen een natuurdoeltype zijn niet meegenomen in de sommatie van de oppervlakken.

Per polygoon is nu het maximale oppervlakpercentage dat een bepaald natuurdoeltype in kan nemen bekend. Hoe hoger dit percentage, hoe groter de kansrijkdom van het natuurdoeltype. Net als de ecotoop-frequentieverdeling is de natuurdoeltype-frequentieverdeling in een aantal klassen verdeeld. Omdat de percentages hier veel hoger liggen en evenwichtiger verdeeld zijn is hier wel een klassen indeling in vier gelijke klassen gemaakt. Vervolgens zijn de kansrijkdomkaarten en enkele tabellen vervaardigd.

### 4.2.3 Resultaten

#### ***Ecotoop-frequentieverdelingen***

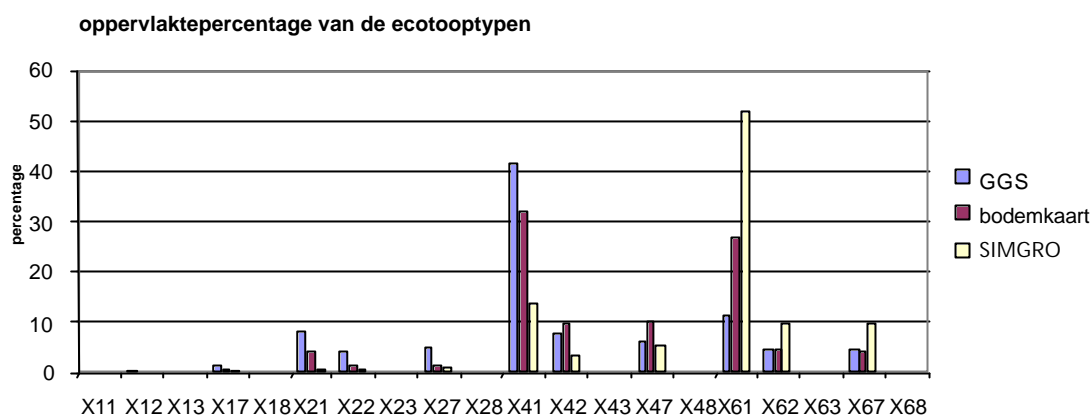
In het onderzoeksgebied is gekeken naar het potentieel voorkomen van twintig verschillende ecotooptypen. Dit zijn alle gedefinieerde ecotooptypen met uitzondering van de brakke en de zoute typen. Deze onderzochte ecotooptypen staan in onderstaande matrix.

*Tabel 4.3. Matrix met ecotooptypen waarvoor de ecotoop-frequentieverdeling is bepaald.*

X11 Voedselarm Zuur Water	X12 Voedselarm Zwak zuur Water	X13 Voedselarm Basisch Water	X17 Matig voedselrijk  Water	X18 Zeer voedselrijk  Water
X21 Voedselarm Zuur Nat	X22 Voedselarm Zwak zuur Nat	X23 Voedselarm Basisch Nat	X27 Matig voedselrijk  Nat	X28 Zeer voedselrijk  Nat
X41 Voedselarm Zuur Vochtig	X42 Voedselarm Zwak zuur Vochtig	X43 Voedselarm Basisch Vochtig	X47 Matig voedselrijk  Vochtig	X48 Zeer voedselrijk  Vochtig
X61 Voedselarm Zuur Droog	X62 Voedselarm Zwak zuur Droog	X63 Voedselarm Basisch Droog	X67 Matig voedselrijk  Droog	X68 Zeer voedselrijk  Droog

Nadat de ecotoop-frequentieverdelingen zijn opgesteld is gekeken hoeveel oppervlak de verschillende ecotooptypen, bij de verschillende grondwater-scenario's, innemen. Figuur 4.8 op de volgende pagina geeft dit weer.

Het blijkt dat de basische ecotooptypen (X#3) en de zeer voedselrijke ecotooptypen (X#8) amper in het studiegebied voorkomen. Deze typen nemen ieder, bij alle scenario's, minder dan 0.15 % van het oppervlak in beslag. Hoewel dit niet zegt dat deze ecotooptypen onbelangrijk zijn in het studiegebied, blijkt hieruit wel dat ze dusdanig beperkt voorkomen dat een meer gedetailleerde benadering nodig is voor deze typen. Om deze reden worden de verdere resultaten voor deze ecotooptypen niet opgenomen in dit rapport. Voor het bepalen van de doeltypen zijn ze wel gebruikt.



*Figuur 4.8 Oppervlaktepercentages die de ecotooptypen bij de verschillende scenario's innemen.*

Op de volgende pagina's staan de ecotoop-frequentieverdeling in kaart weergegeven. De kaarten hebben dezelfde ordening als de matrix op de vorige pagina. De X#3 en X#8 ecotooptypen zijn weggelaten. De X1# ecotooptypen van vochtklasse water staan apart gegroepeerd in figuur 4.13

Fig. 4.9 (kleur kopiëren)

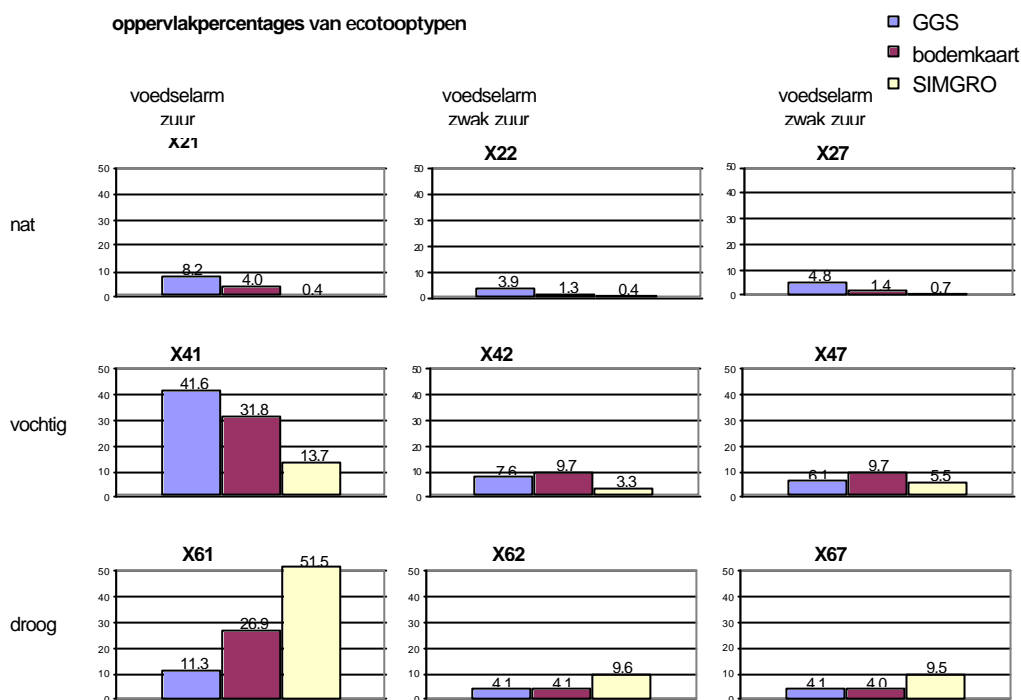
Fig. 4.10 (kleur kopiëren)

Fig. 4.11 (kleur kopiëren)

Fig. 4.12 (kleur kopiëren)



Om een beter inzicht te krijgen in de frequentieverdelingen van de ecotooptypen is per ecotooptype gekeken naar de relatieve oppervlakte verdeling over de kansrijkdomklassen. Voor water is dit achterwege gelaten.



Figuur 4.13 Per ecotooptype is voor de drie grondwater scenario's weergegeven welk percentage van het totale oppervlak van het studiegebied door het betreffende ecotooptype ingenomen wordt.

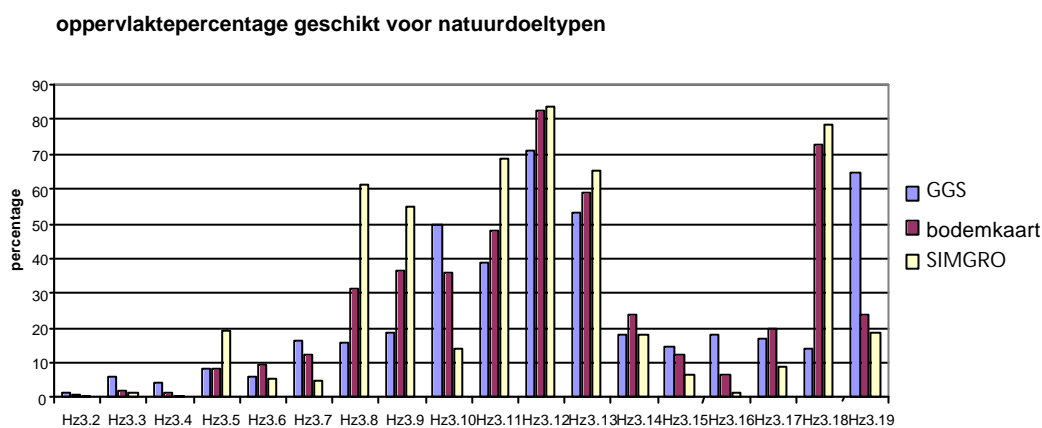
### ***De abiotische kansrijkdomkaarten voor natuurdoeltypen***

Er zijn kansrijkdomkaarten opgesteld voor alle natuurdoeltypen uit onderstaande tabel. De kansrijkdomkaarten voor Hz 3.9, Droge Heide, en Hz 3.10, Vochtige heide en levend hoogveen, staan op de volgende pagina's afgebeeld. Een grotere selectie is opgenomen in aanhangsel A. De selectie is zo gemaakt dat de kaarten illustratief zijn bij de inzichten die uit dit onderzoek naar voren komen.

Tabel 4.4. Natuurdoeltypen waarvoor de abiotische kansrijkdom is bepaald en waarvan de kaarten in dit rapport opgenomen zijn.

Natuurlijke doeltypen van <i>hoofdgroep 3</i>		Kansrijkdomkaarten opgenomen
Hz 3.2	Zoetwatergemeenschap	
Hz 3.3	Rietlandruigte	
Hz 3.4	Ven	X
Hz 3.5	Droog grasland	X
Hz 3.6	Bloemrijk grasland	X
Hz 3.7	Vochtig schraalgrasland	X
Hz 3.8	Open zand	X
Hz 3.9	Droge heide	X
Hz 3.10	Vochtige heide en levend hoogveen	X
Hz 3.11	Struweel, mantel- en zoombegroeiing	
Hz 3.12	Hakhout	
Hz 3.13	Bosgemeenschap van armzand	
Hz 3.14	Bosgemeenschap van leemgrond	X
Hz 3.15	Bosgemeenschap van bron en beek	
Hz 3.16	Bosgemeenschappen van hoogveen	
Hz 3.17	Middenbos	
Hz 3.18	Boombos	X
Hz 3.19	Park-stinzebos	

Onderstaande figuur geeft het maximale potentiële oppervlak aan dat de verschillende doeltypen in het studiegebied in kunnen nemen.



Figuur 4.14 Oppervlakpercentages die de natuurdoeltypen bij de verschillende scenario's maximaal in zouden kunnen nemen.

Fig. 4.15 (kleur kopiëren)

Fig. 4.16 (kleur kopiëren)

## 4.2.4 Discussie

### ***Ecotoop-frequentieverdelingen***

De voorspellingen voor de ecotooptypen van vochtklasse 'water' zijn slecht. Onder 'water' vallen standplaatsen die permanent onder water staan. Vennen worden echter niet voorspeld. Enkel voor vochtige beekbegeleidende gronden wordt een uitspraak gedaan.

Factoren die voor permanente natte situaties zoals vennen, beken en afgesneden meanders zorgen, liggen dan ook niet zozeer opgesloten binnen de eigenschappen die in de ecoseries zitten. Ze zijn eerder het gevolg van zeer locale invloeden van eigenschappen die volgens de hiërarchische ecosysteemclassificatie (Klijn, 1997) hoger liggen: geomorfologie en moedermateriaal. Er zijn dus twee problemen: de natte ecotopen bevinden zich op een gedetailleerder schaalniveau én de hiërarchische benadering gaat niet op.

De aanwezigheid van mogelijkheden voor permanent natte locaties is waarschijnlijk beter op een andere manier te aan te geven. Er zou bijvoorbeeld gebruikgemaakt kunnen worden van historisch kaartmateriaal.

De natte standplaatsen worden voor de rest van het onderzoek buiten beschouwing gelaten.

De effecten die verdroging heeft op de standplaatsen zijn zeer duidelijk. Voor alle natte standplaatsen neemt het totaal oppervlak en het aandeel van het oppervlak in de klassen af naar mate het grondwater-scenario recenter is. Het areaal aan natte ecotopen wordt minder en de ecotopen worden kleiner. Voor de droge standplaatsen geldt het omgekeerde.

Binnen het gehanteerde model wordt geen rekening gehouden met eutrofiëring en bemesting. Zeer voedselrijke standplaatsen zijn dan ook zeldzaam. Dit is weinig realistisch als je bedenkt dat in het studiegebied intensieve veehouderij de voornaamste landbouwsector is.

In grote natuurgebieden zullen de effecten van externe verrijking door buffering relatief beperkt zijn. In kleine natuurgebieden, waar het randeffect groot is, en in agrarisch gebied zouden antropogene invloeden op de voedselrijkdom in de abiotische kansrijkdom betrokken moeten worden om deze realistisch te laten zijn. Dit zou bijvoorbeeld kunnen gebeuren door voor deze gebieden de voedselrijkdomklassen één klasse hoger te maken. In de ecotoop-typologie (Groen et al., 1993) zijn de voedselrijkdomklassen aangegeven in ton droge stof per hectare.

### ***De abiotische kansrijkdomkaarten voor natuurdoeltypen***

Door de slechte voorspelling van ecotooptypen 'water' is ook de voorspelling van de kansrijkdom van natuurdoeltypen die van deze natte ecotooptypen afhankelijk zijn, slecht. Dit is onder andere te zien op de kansrijkdomkaarten bij het doeltype Hz 3.4, Ven (aanhangel A, figuur A1). Langs de beken worden de meest kansrijke gebieden voorspeld.

De resultaten voor de natuurdoeltypen Hz 3.2, Zoetwatergemeenschap, Hz 3.3, Rietlandruigte, en Hz 3.4, Ven worden dan ook verder buiten dit onderzoek gelaten.

De kansrijkdomkaarten geven een duidelijk beeld van de locaties die voor natuurdoeltypen geschikt zijn. Opvallend is dat sommige doeltypen redelijk indifferent zijn terwijl andere zeer duidelijk voorkeuren hebben. Bij het opzetten en beoordelen van streefbeeld en dergelijke kaarten erg waardevol zijn.

Sommige doeltypen zijn bijna nergens kansrijk. De kansrijkdom niet boven klasse 1 (0-25 procent van het oppervlak geschikt voor het doeltype). Dit hoeft niet per sé te betekenen dat de kans het doeltype in het studiegebied te vinden klein is. Het zou ook kunnen duiden op een te grove schaal van het gebruikte model voor het betreffende doeltype.

De effecten van verschillende grondwater-scenario's op de doeltypen wordt door de kansrijkdomkaarten erg duidelijk gemaakt. De doeltypen zijn in te delen in drie globale groepen die in tabel 4.5 op de volgende bladzijde zijn weergegeven. De relativiteit van verdroging is dus erg duidelijk. Voor sommige doeltypen is verdroging negatief, voor andere positief. Aangezien in het natuurbeleid natte natuurdoeltypen een hoge waardering hebben, en het (potentiële) oppervlak van deze typen klein is, wordt verdroging in het algemeen als negatief gewaardeerd (e.g. Paarlberg et al., 1999).

Tevens geven de verschillende grondwater-scenario's een duidelijk beeld van de effecten die herstelmaatregel 'vernatting' zou kunnen hebben op de abiotische potenties. Hierbij moet wel goed gekeken worden in hoeverre de negatieve effecten van verdroging reversibel zijn (o.a. Van der Hoek & Kemmers, 1998 ; Schouwenberg et al., 1991). Mineralisatie en inklinking van de bodem kunnen de standplaatsen irreversibel veranderen. Door de inzichten die de kansrijkdomkaarten geven kunnen beleidskeuzes over streefbeeld en dergelijke kaarten beter gemaakt worden.

Opvallend zijn de grote verschillen tussen het grondwater-scenario van de bodemkaart en van SIMGRO. De berekeningen van SIMGRO geven aan dat het gebied in de laatste decennia sterk is verdroogd. Dit komt overeen met waarnemingen in het veld (e.g. Van Ek et al., 1997; Westhoff et al., 1973). De gevolgen van deze verdroging op de standplaatsen en dus de kansrijkdom zijn groot. Ecologische studies die gebruik maken van de grondwaterstanden van de bodemkaart kunnen aanzienlijk verkeerde resultaten leveren. In het geval van de zeldzame natte natuur zullen grove overschattingen gemaakt worden.

De resultaten van het model SIMGRO zijn naar mening van enkelen te droog (verb. com. D. Prins met R. van Ek en F. Witte). De resultaten zijn echter consistent met de geactualiseerde bodemkaart voor het Brabantse proefgebied Mark en Weerrijs waar ook in de beekdalen voornamelijk grondwatertrappen VI en VII worden aangetroffen. Verder is gebleken dat in de Hilver, een deelgebied van het Beerze Reusel studiegebied, zeer lokale, sterk afwijkende hydrologische situaties als het Helsbroek wel degelijk goed worden gesimuleerd (Van der Bolt & Runhaar, 1999).

Tabel 4.5. Gevoeligheid van de doeltypen voor verdroging. (+), positief gevoelig; (-), negatief gevoelig; (0), indifferent.

Natuurlijke doeltypen van <i>hoofdgroep 3</i>		Gevoeligheid voor verdroging
Hz 3.5	Droog grasland	+
Hz 3.6	Bloemrijkgrasland	0
Hz 3.7	Vochtig schraalgrasland	-
Hz 3.8	Open zand	+
Hz 3.9	Droge heide	+
Hz 3.10	Vochtige heide en levend hoogveen	-
Hz 3.11	Struweel, mantel- en zoombegroeiing	+
Hz 3.12	Hakhout	0
Hz 3.13	Bosgemeenschap van armzand	0
Hz 3.14	Bosgemeenschap van leemgrond	0
Hz 3.15	Bosgemeenschap van bron en beek	-
Hz 3.16	Bosgemeenschappen van hoogveen	-
Hz 3.17	Middenbos	-
Hz 3.18	Boombos	0
Hz 3.19	Park-stinzebos	0

### **Conclusies**

De kansrijkdomkaarten geven een inzichtelijk beeld van de geschikte locaties voor natuurdoeltypen. Het gebruik van de verschillende grondwater-scenario's maakt de relativiteit van verdroging duidelijk. Ook geeft het duidelijk inzicht in de te verwachten effecten van vernatting. De kaarten lijken dus een fraai middel om eenvoudig inzicht te krijgen in de potenties van een groot gebied.

## **4.3 Controle van de voorspelde ecotopen**

### **4.3.1 Het conceptuele gegevensmodel**

#### **Flowchart**

Het maken van de kansrijkdomkaarten bestaat uit twee stappen: vertalen van ecoseries naar ecotoop-frequentieverdelingen en het vertalen van de ecotoop-frequentieverdelingen naar natuurdoeltypen. De ecotoop-frequentieverdelingen worden in deze paragraaf op hun kwaliteit getoetst. Onderstaande flowchart geeft schematisch weer hoe dit gedaan is.

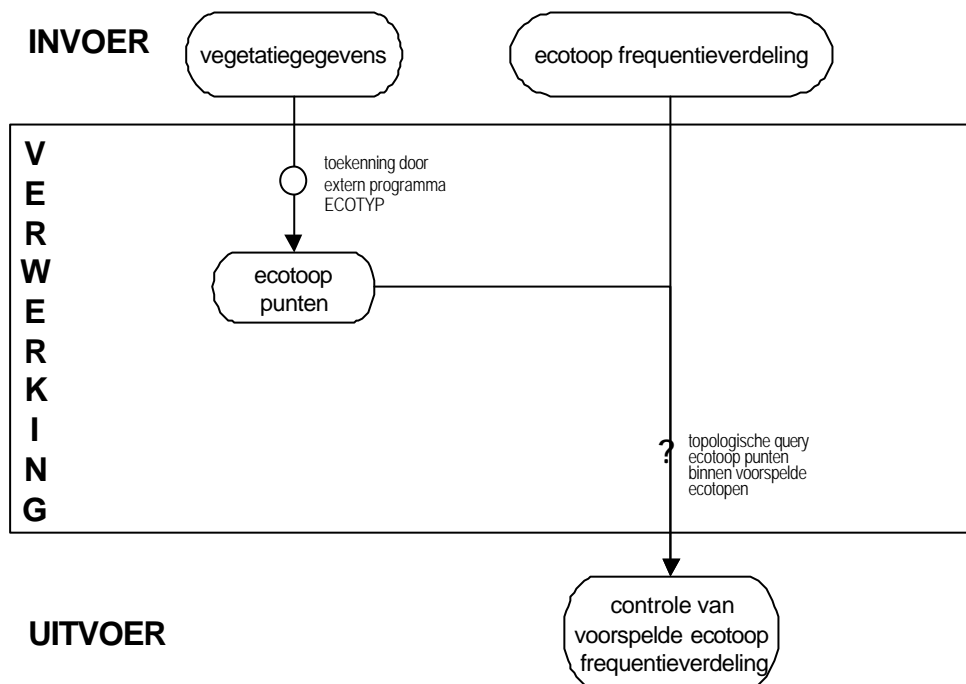
#### **Ecotooppunten**

Om de ecotoop-voorspellingen te kunnen controleren zijn veldgegevens nodig over standplaatsfactoren. Directe bepaling van de standplaatsfactoren is vaak moeilijk, en is meestal pas mogelijk na langjarige metingen (Runhaar et al., in prep.). Binnen dit onderzoek was dit dan ook niet haalbaar. Door de hechte relatie tussen de voor de ecotoop-indeling gebruikte standplaatsfactoren en de soortensamenstelling van de vegetatie, is het mogelijk om indirect een uitspraak te doen over het ecotooptype op basis van vegetatiegegevens.

Het door Centrum voor Milieukunde Leiden (CML) ontwikkelde computerprogramma ECOTYP (Runhaar et al., in prep.; Groen et al., 1993) werkt volgens deze benadering. Plantensociologische vegetatiegegevens worden omgezet naar

ecotooptypen. Per kenmerk wordt bepaald voor welke kenmerkklassie de meeste soorten indicierend zijn. Presentie dan wel bedekking van soorten wordt als weegwaarde gebruikt.

Vegetatieopnamen uit de database van Plantengemeenschappen van Nederland, die beheerd wordt door Alterra kunnen voor het gebied geselecteerd worden. Deze kunnen vervolgens met behulp van ECOTYP omgezet worden naar ecotooppunten. Er wordt verwacht dat de ecotooppunten binnen polygonen liggen die een grote kans hebben het betreffende ecotooptype te bevatten.



Figuur 4.17. Flowchart voor de controle van de voorspelde ecotopen.

### Nadelen

Het op deze wijze gebruiken van vegetatieopnamen heeft nadelen. Ten eerste worden vegetatieopnamen op selectieve wijze gemaakt. De vegetatieopnamen zijn niet willekeurig genomen, maar meestal juist op de floristisch meest bijzondere plekken. Dit zullen vaak ook de meer bijzondere abiotische gebieden zijn. De kans is hierdoor groter dat uitzonderingen gevonden worden. Verder is de ruimtelijke spreiding beperkt. Vaak worden in een aantrekkelijk gebied veel opnamen gemaakt, terwijl andere gebieden worden gemedan. Zie als voorbeeld figuur 4.18.

Een ander belangrijk probleem vormt de factor tijd. Opnamen zijn door vele personen over een lange periode (1970-1998) genomen. Daarnaast geldt dat vegetaties een zeker na-ijlings effect kunnen vertonen. Hiermee wordt de tijd bedoeld die een vegetatie nodig heeft om zich aan te passen aan nieuwe milieumstandigheden. Uit een ecotooppunt valt dus moeilijk af te leiden voor welk moment het de abiotische standplaatsen indiceert. Vooral omdat de standplaatsfactor



vocht binnen dit onderzoek door de tijd sterk varieert, zal dit een probleem opleveren; als gevolg van verdroging indiceert een vegetatieopnamen mogelijk een vochtiger situatie dan in werkelijkheid het geval is.

Er is gekozen om bij de vergelijking van de ecotoop-voorspelling met de ecotooppunten gebruik te maken van het scenario met de grondwaterdata van de bodemkaart. In feite worden dus de standplaatsen van enige decennia geleden gecontroleerd. Op deze wijze wordt rekening gehouden met na-ijlingseffecten van de vegetatie en met oudere opnamen.

### **4.3.2 Het logische gegevensmodel**

#### ***Invoer***

Voor het studiegebied zijn 826 vegetatieopnamen geselecteerd uit de database van plantengemeenschappen van Nederland. Dit waren alle puntopnamen. Voor 569 was een 10-cijferig coördinaat (nauwkeurigheid +/- 10 meter) opgegeven, voor 257 opnamen een 8-cijferig coördinaat (nauwkeurigheid +/- 100 meter). Het waren allemaal opnamen van na 1970. 68% van de punten zijn na 1990 opgenomen.

*Figuur 4.18. Deze figuur toont de spreiding van de vegetatieopnamen in het studiegebied. De opnamen zijn voornamelijk gemaakt in de natuurgebieden. In enkele gebieden zoals de Kampina, de Mispelindse heide en de Cartier Heide zijn zeer veel opnamen genomen, in andere gebieden geen.*

### **Verwerking**

De opnamen zijn ingevoerd in het programma ECOTYP. Het programma is gedraaid met de default instellingen. ECOTYP produceert een bestand met de coördinaten, opnamenummers en de berekende ecotooptypen. De ecotooptypen worden gegeven inclusief een vegetatiestructuur aanduiding. De ecotooppunten zijn per ecotooptype geselecteerd en geëxporteerd naar ArcView. Alleen de ecotooppunten van relevante ecotooptypen zijn geselecteerd. De ecotooppunten voor water (X1#) zijn niet meegenomen. Ook de ecotooppunten voor de subklassen van “vochtig” die door ECOTYP onderscheiden worden zijn niet meegenomen. Dit was een fout die achteraf wegens tijdgebrek niet verbeterd kon worden. Er bleven zo 387 ecotooppunten over. Aantallen per ecotooptype staan in tabel 4.6 vermeld.

De bestanden met de ecotooppunten zijn als event theme geïmporteerd in ArcView en vervolgens opgeslagen als shapefile.

Door middel van een topologische bevraging is gekeken hoeveel ecotooppunten binnen een polygoon liggen waarvoor ook het betreffende ecotoop voorspeld was. Vervolgens is gekeken in hoeverre het waargenomen aantal opnamen binnen de ecotoop-polygoon groter is dan het verwachte aantal als de ecotooppunten volgens een uniforme verdeling over het studiegebied verspreid zouden zijn. Dit is gedaan volgens de onderstaande formule:

$$\text{Verwacht} = \text{aantal ecotooppunten Xab} / \text{oppervlak fractie van Xab}$$

Tenslotte is met een twee-steekproeven toets van Wilcoxon (Wilcoxon, 1945) gekeken of de waargenomen waarden significant hoger zijn dan de verwachte waarden. Deze toets toetst verdelingsvrij of twee onafhankelijke steekproeven afkomstig zijn uit eenzelfde kansverdeling. De nulhypothese wordt verworpen wanneer de twee steekproeven uit een andere kansverdeling afkomstig zijn. Hier wordt dus getoetst of de waargenomen waarden niet uit de uniform kansverdeling komen. Er is getoetst bij een onbetrouwbaarheid van 10%.

### **4.3.3 Resultaten**

Onderstaande tabel geeft het aantal verwachte en waargenomen ecotooppunten weer voor de onderzochte ecotooptypen. De oppervlakfractie van de ecotooptypen is de fractie van het hele studiegebied dat de polygoon waarin het ecotooptype kan voorkomen inneemt.

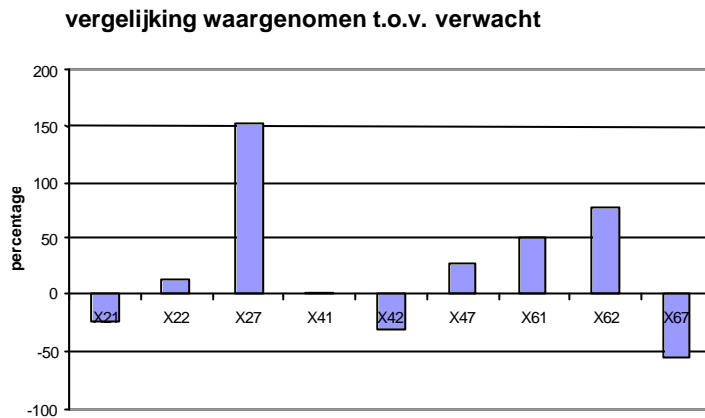
Tabel 4.6. Verwachte en waargenomen ecotooppunten in voorspelde polygonen.

	Aantal Ectoopunten	Oppervlak-fractie van ecotooptype	Verwacht # ecotooppunten	Waargenomen # ecotooppunten	Wilcoxon rangnr 'verwacht'	Wilcoxon rangnr 'waargenomen'
X21	109	0.44	48	38	16	15
X22	49	0.46	23	26	11	12
X27	60	0.24	14	36	9	14
X41	55	0.91	50	51	17	18
X42	21	0.48	10	7	8	5
X47	13	0.42	5	7	4	6
X61	49	0.45	22	33	10	13
X62	19	0.24	4	8	3	7
X67	12	0.19	2	1	2	1

X22, de voedselarme, zwakzure, natte standplaatsen neemt volgens de voorspelling met de grondwatertrappen van de bodemkaart 46% van het totale oppervlak van het studiegebied in beslag. Voor standplaatstype X22 zijn 49 vegetatieopnamen indicierend. Als deze opnamen géén voorkeur voor een bepaalde locatie zouden hebben en dus uniform over het gebied verspreid zouden liggen wordt verwacht dat 23 van deze opnamen (46%) binnen een voorspeld polygoon liggen. Er zijn 26 ecotooppunten binnen de voorspelde polygonen aangetroffen.

Met behulp van een twee-steekproeven toets van Wilcoxon (Wilcoxon, 1945) is bij een betrouwbaarheid van 90% getoetst of de waargenomen waarden significant verschoven zijn ten opzichte van de verwachte waarden. Er is dus getoetst of significant meer ecotooppunten binnen een voorspeld gebied liggen als erbuiten. Hiertoe zijn de verwachte en waargenomen waarden gerangnummerd. De nulhypothese wordt verworpen wanneer de som van de rangnummers van de waargenomen waarden hoger is dan 101. De som van de rangnummers van de waargenomen waarden is echter 91. De nulhypothese kan niet verworpen worden. De waargenomen waarden liggen niet significant hoger dan de verwachte waarden.

Door het relatieve verschil te berekenen tussen het aantal waargenomen en het aantal verwachte ecotooppunten wordt de kwaliteit van de voorspelling van de verschillende ecotooptypen onderling vergeleken. Wanneer het aantal waargenomen ecotooppunten in kansrijke polygonen gelijk is aan het aantal verwachte ecotooppunten is de uitkomst nul. Als het relatieve verschil groter is, en de ecotoopvoorspelling dus beter, is de uitkomst positief. De voorspelling van X27, de matig voedselrijke natte standplaatsen, lijkt erg goed voorspeld te worden. Dit wordt bij de discussie toegelicht.



*Figuur 4.19 Relatieve verschil tussen het waargenomen aantal ecotooppunten en het aantal ecotooppunten dat verwacht zou worden als de ecotooppunten volgens een uniforme verdeling over het gebied verspreid zouden zijn.*

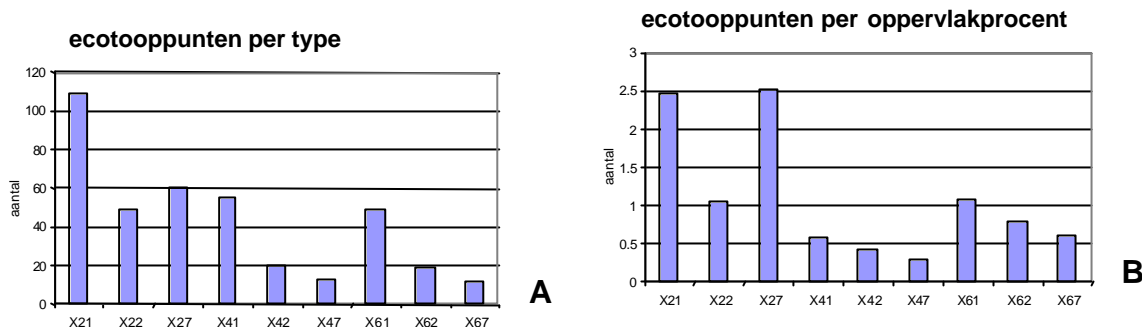
### 4.3.4 Discussie

De ecotooppunten blijken niet significant vaker in een voorspeld polygoon te zitten dan er buiten. Een kritische houding ten opzichte van de ecotoop-frequentieverdelingen lijkt dan ook op zijn plaats.

Een even kritische houding moet ingenomen worden tegenover de wijze van toetsing. De toetsing zou het beste zijn wanneer in alle ecotooptypen een voldoende groot aantal, betrouwbare vegetatieopnamen zouden zijn die over het studiegebied een goede verspreiding tonen.

#### ***Aantal***

Hoewel er met een groot aantal opnamen gewerkt wordt verschilt het aantal per ecotooptype sterk, niet alleen wat aantal betreft, maar ook als rekening gehouden wordt met het oppervlak dat de ecotopen innemen (volgens de voorspelling). Met name van de natte ecotooptypen zijn veel ecotooppunten. Van de droge ecotopen zijn er juist weinig. Dit is een direct gevolg interesse van vegetatiekundigen voor de diversiteit en zeldzaamheid van de natte vegetaties. Veel opnamen kunnen helpen bij een betere controle van de voorspelling. Dit is bijvoorbeeld de reden van het goede resultaat van X27, de matige voedselrijke natte standplaatsen. X21, de voedselarme zure natte standplaatsen, wordt echter zeer slecht voorspeld volgens figuur 4.19. Reden hiervoor zal zijn dat de deze standplaatsen zeer kleine oppervlakken innemen (zie ook figuur 4.8).



Figuur 4.20 Het aantal ecotooppunten per ecotooptype (A) en het aantal ecotooppunten per oppervlak-procent die de ecotooptypen innemen (B).

### **Betrouwbaarheid**

De kwaliteit van de vegetatieopnamen is niet te controleren. De opnamen zijn door vele personen gedurende een periode van 29 jaar gemaakt (57% sinds 1990). Fouten zullen zeker gemaakt zijn. Fouten in volledigheid of schatting zullen een klein effect hebben aangezien de opnamen in ECOTYP in principe gegeneraliseerd worden.

Geometrische precisie speelt wel een belangrijke rol. Dit wordt hier onder verder toegelicht onder 'Een (geometrisch) schaalprobleem'.

### **Spreiding**

De spreiding van de vegetatieopnamen is slecht (figuur 4.18). De opnamen zijn beperkt tot natuurgebieden. In enkele gebieden zoals de Kampina, de Mispelindse heide en de Cartier Heide zijn zeer veel opnamen genomen, in andere gebieden geen. Gegeven dit feit lijkt de spreiding van ecotooppunten mee te vallen. Per ecotooptype is de spreiding van de ecotooppunten, ondanks de slechte spreiding van de vegetatieopnamen, redelijk.

### **Een (geometrische) schaalprobleem**

De ecotooppunten hebben een geometrische precisie van +/- 100 meter voor de punten waarvan een 8-cijferig coördinaat opgegeven is en van +/- 10 meter waar een 10-cijferig coördinaat is gegeven. In de geometrische bevraging zijn de ecotooppunten als exact beschouwd: er is geen rekening gehouden met deze onnauwkeurigheden.

Ook de ecoserie polygonen hebben een geometrische onbetrouwbaarheid. Deze is het gevolg van onbetrouwbaarheden in de bodemkaart, in de grondwater- en in de kweldata. De onbetrouwbaarheid van deze bestanden is niet bekend.

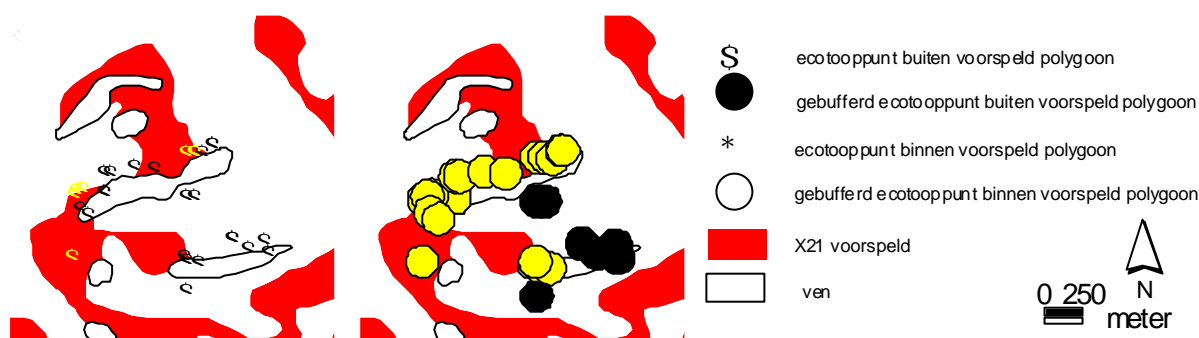
Bij het opstellen van de bodemkaart is getracht minimaal 70% van de oppervlak van ieder polygoon uit de beschreven kaarteenheden te laten bestaan. De bodemkaart is echter in eerste instantie opgesteld vanuit agrarisch oogpunt. De betrouwbaarheid in natuurgebied is vaak lager. De onzuiverheden kunnen onder andere ontstaan door grootschalige heterogeniteit aan bodemtypen of door het aanbrengen van grenzen tussen bodemeenheden die in elkaar overlopen. Grootschalige heterogeniteit komen

we onder andere tegen bij de vennen op de dekzandruggen. Graduele overgangen zijn er onder andere in de door de beken afgezette kleilagen.

Geometrische onnauwkeurigheid van de vegetatieopnamen en de ecoseries is niet meegenomen bij de controle. Ecotooppunten net buiten een polygoon worden afgekeurd en net binnen een polygoon goedgekeurd, terwijl beide binnen de onnauwkeurigheid van de data vallen (zie figuur 4.21). Er zijn in feite twee problemen: de ecoseries worden op een te groot schaalniveau gecontroleerd en de harde karteergrenzen erkennen geen heterogeniteit (fuzziness) in de grenzen.

### Oplossingen

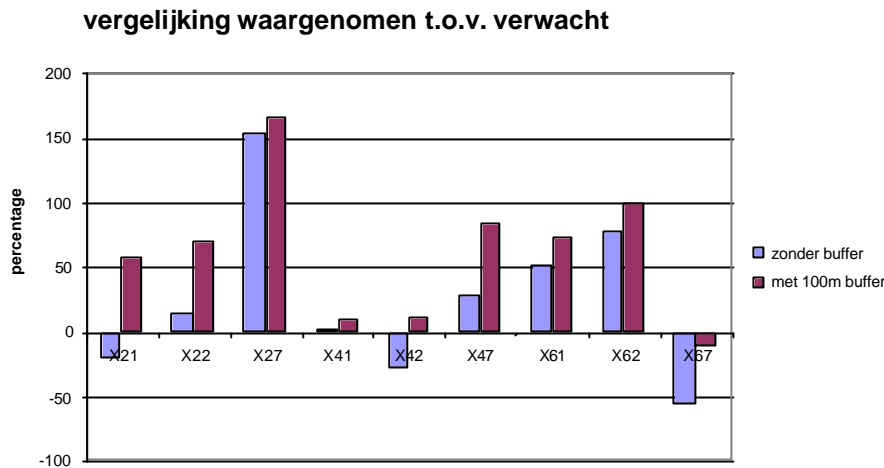
Met de geometrische onnauwkeurigheid van de vegetatieopnamen is eenvoudig rekening te houden door een buffer rond ecotooppunten te creëren ter grote van de onnauwkeurigheiden. Dit is alsnog gedaan. Met name voor de natte standplaatsen (X2#) zijn de verschillen groot. De natte standplaatsen zijn de meest grootschalige standplaatsen die veel ruimtelijke heterogeniteit vertonen. Onderstaande figuur illustreert de verbetering bij de natte standplaatsen.



Figuur 4.21 Een deel van de Kampina, bij de Huisvennen, waar ecotooppunten van X21 waarschijnlijk binnen de onnauwkeurigheid van de data de ecotoop-voorspelling goed- of afkeurt. Het RD-coördinaat van het ecotooppunt linksonder is (146.100-398.310).

Ondanks een sterke verbetering, weergegeven in onderstaande grafiek, liggen de ecotooppunten ook nu niet significant vaker in een voorspeld polygoon dan er buiten.

Een mogelijkheid om rekening te houden met de geometrische onnauwkeurigheid van de ecoseries zou kunnen zijn door gebruik te maken van fuzzy logic. Dit is een binnen de bodemkunde veel gebruikte methode om dit laatste probleem op te lossen (zie onder andere Kraak & Ormeling (1996)).



*Figuur 4.22 Relatieve verschil tussen het waargenomen aantal ecotooppunten en het aantal ecotooppunten dat verwacht zou worden als de ecotooppunten volgens een uniforme verdeling over het gebied verspreid zouden zijn. Er is een duidelijke verbetering te zien wanneer de geometrische onnauwkeurigheid van de vegetatieopnamen d.m.v. een buffer meegenomen wordt in de controle.*

### **Conclusies**

Door de complexe aard van het toetsingsprobleem van de ecotoop-frequentieverdelingen is het niet verbazingwekkend dat er geen significante relatie gevonden is tussen de ecotooppunten en de voorspelde polygoenen. Met de voor handen zijnde ecologische gegevens is toetsing van de ecotoop-frequentieverdelingen niet mogelijk.

Het feit dat voor alle ecotooptypen, behalve X67, toch meer tot aanzienlijk meer ecotooppunten in de voorspelde polygoenen voorkomen dan verwacht, bevestigt de ecologische grondslag van de ecotoop-frequentieverdelingen.

## **4.4 Controle van kansrijkdomkaarten**

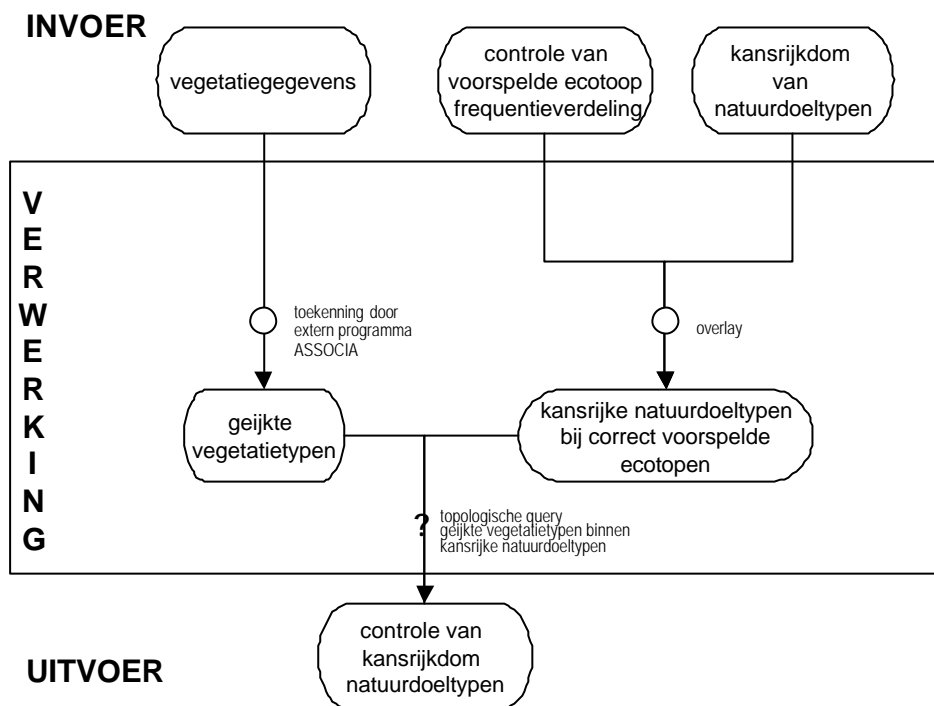
De kansrijkdomkaarten worden op twee manieren beoordeeld: aan de hand van geijkte vegetatietypen en aan de hand van voorkomende diagnostische soorten. Als eerste wordt de controle aan de hand van de geijkte vegetatietypen toegelicht. Vanaf paragraaf 4.4.4 wordt de controle aan de hand van de diagnostische soorten uitgewerkt. De discussie van beide methoden van controle vindt plaats in paragraaf 4.4.7.

Net als de controle van de ecotoop-frequentieverdelingen worden ook de kansrijkdomkaarten gecontroleerd voor het scenario met de grondwaterdata van de bodemkaart. Door gebruik te maken van de kansrijkdomvoorspelling aan de hand van standplaatsen van enige decennia geleden wordt rekening gehouden met na-ijlings effecten van de vegetatie (zie ook pagina 56).

#### 4.41 Het conceptuele gegevensmodel voor controle d.m.v. vegetatietypen

##### Flowchart

Onderstaande flowchart geeft weer hoe de kansrijkdomkaarten gecontroleerd zijn aan de hand van vegetatieopnamen.



Figuur 4.23 Flowchart voor de controle van de kansrijkdomkaarten aan de hand van geijkte vegetatietypen.

In *Het Handboek Natuurdoeltypen in Nederland* (Bal et al., 1995) wordt voor elk doeltype de vegetatietypen en ecologische soortengroepen (Loopsta & Van der Maarel, 1984) als referentie gegeven. Door een uitspraak te doen over kansrijkdom voor natuurdoeltypen wordt in principe dus ook een uitspraak gedaan over de kansrijkdom van kensoorten van vegetatietypen en de soorten van de ecologische soortengroepen.

Deze relatie blijkt niet erg sterk te zijn (Runhaar & Van 't Zelfde, 1996). Doordat in *Het Handboek* de referentie aan vegetatietypen bedoeld is om de variatie binnen het doeltype weer te geven en niet om de typen te definiëren overlappen verwante doeltypen elkaar vaak. Verder is het aantal kensoorten volgens Westhoff & Den Held (1975) vaak beperkt (Runhaar & Van 't Zelfde, 1996). De ecologische soortengroepen van Loopstra & Van der Maarel gebruiken vaak een ruimere begrenzing dan de natuurdoeltypen. Hierdoor vallen niet alle soorten uit de groepen waaraan gerefereerd wordt in *Het Handboek Natuurdoeltypen in Nederland* (Bal et al., 1995) ook binnen het natuurdoeltype (Runhaar & Van 't Zelfde, 1996).



In *Wegen naar Natuurdoeltypen* (Schaminée et al., 1998b) heeft voor twaalf relevante natuurdoeltypen van hoofdgroep 3 een nadere precisering van de natuurdoeltypen plaatsgevonden op basis van de plantengemeenschappen volgens *De Vegetatie van Nederland* (Schaminée et al., 1995a, 1995b, 1996, 1998a). Door de ijking kan gebruikgemaakt worden van de floristische kennis over de vegetatietypen.

Tabel 4.7. Ijking van vegetatietypen aan de relevante natuurdoeltypen voor deze studie (Schaminée et al., 1998b).  
\* Het Ranunculo-Senecionetum is door Schaminée geijkt voor Dotterbloemhooiland onder Lv 3.4, maar voor deze studie onder Hz 3.7 gevoegd.

<b>Natuurdoeltype</b>		<b>Plantengemeenschap</b>
Vochtig schraalgrasland	Hz 3.7	<i>Cirsio-Molinietum, Campylio-Caricetum, Ranunculo-Senecionetum</i>
Open zand	Hz 3.8	<i>Spergulo-Corynephorum</i>
Droge heide	Hz 3.9	<i>Genisto-Callunetum</i>
Vochtige heide en levend hoogveen	Hz 3.10	<i>Oxycocco-Ericion, Ericetum tetralicis</i>
Bosgemeenschap van armzand	Hz 3.13	<i>Quercion</i>
Bosgemeenschap van leemgrond	Hz 3.14	<i>Fago-Quercetum</i>
Bosgemeenschap van bron en beek	Hz 3.15	<i>Alnion, Alno-Padion</i>
Bosgemeenschappen van hoogveen	Hz 3.16	<i>Betulion</i>

Aan hand van deze ijking kunnen dus vegetatieopnamen vergeleken worden met de kansrijkdomkaarten. De verwachting is dat de plantengemeenschappen uit de bovenstaande tabel vooral daar voor zullen komen waar de kansrijkdom van de bijbehorende natuurdoeltypen groot is.

De vegetatieopnamen worden ook gebruikt om de ecotoop-frequentieverdeling te toetsen. Daar waar de uit de ecoseries voorspelde ecotoop-frequentieverdeling niet overeenkomt met de door de vegetatie geïndiceerde ecotoop kan niet verwacht worden dat de kansrijkdom correct is. Zoals in de flowchart te zien is worden deze polygonen dan ook weggelaten in de toetsing. Slechts de opnamen waarvan de omzetting naar ecotoop overeenkomen met voorspelde ecotoop-frequentieverdeling worden gebruikt om de kansrijkdomkaarten te toetsen.

#### **4.4.2 Het logische gegevensmodel voor controle d.m.v. vegetatietypen**

##### ***Invoer***

Voor dit onderdeel van het onderzoek wordt net als bij de controle van de ecotoopfrequentie-verdelingen gebruik gemaakt van de vegetatieopnamen die uit de database van plantengemeenschappen van Nederland zijn geselecteerd. De nadelen van het gebruik van vegetatieopnamen, zoals besproken op pagina's 55 en 59 t/m 61 zijn ook nu van toepassing.

Verder wordt voor dit deel van het onderzoek gebruik gemaakt van de opgestelde kansrijkdomkaarten en de ecotooppunten die overeenkwamen met de ecotoop-frequentieverdelingen.

## Verwerking

Uit de bestanden van de kansrijkdomkaarten is per natuurdoeltype een selectie gemaakt van de gebieden die kansrijk zijn. Hiertoe zijn de polygonen geselecteerd die voor meer dan 50% van het oppervlak geschikt zijn voor het desbetreffende natuurdoeltype. Uit deze kansrijke polygonen zijn de polygonen geselecteerd waarvoor de ecotoop-voorspelling in overeenstemming was met de ecotooppunten (paragraaf 4.3). Uiteindelijk zijn dus de kansrijke polygonen, waarvan de ecotoopvoorspelling klopt, geselecteerd.

Uit de vegetatieopnamen die voor het gebied geselecteerd zijn, zijn die opnamen geselecteerd die toegekend zijn aan de geijkte syntaxa. Een deel van de opnamen waren reeds geïnclassificeerd. Waar dit niet het geval was is gebruikgemaakt van de toekenning die door het door Alterra ontwikkelde programma ASSOCIA is gegeven. Onderstaande tabel geeft de aantallen van de verschillende opnamen weer.

Tabel 4.8. Aantal puntopnamen van de geijkte syntaxa in het gehele gebied en het aantal in de polygonen waar de ecotoopvoorspelling goed was.

Natuurdoeltypen (Bal, 1995)		Geijkte vegetatie (Schaminée, 1998)	# puntopnamen in hele gebied		# puntopnamen bij voorspelde ecotoop
Hz 3.7	Vochtig schraalgrasland	<i>Cirsio-Molinietum</i> <i>Campylio-Caricetum</i> <i>Ranunculo-Senecionetum</i>	16Aa1 9Ba2 16Ab4	6 0 11	17 7
Hz 3.8	Open zand	<i>Spergulo-Corynephorretum</i>	14Aa1	5	5
Hz 3.9	Droge heide	<i>Genisto-Callunetum</i>	20Aa1	15	15
Hz 3.10	Vochtige heide en levend hoogveen	<i>Oxyocco-Ericion</i> <i>Ericetum tetralicis</i>	11Ba 11Aa2	5 58	63 62
Hz 3.13	Bosgemeenschap van armzand	<i>Quercion</i>	42Aa	68	68
Hz 3.14	Bosgemeenschap van leemgrond	<i>Fago-Quercetum</i>	42Aa2	25	25
Hz 3.15	Bosgemeenschap van bron en beek	<i>Alnion</i> <i>Alno-Padion</i>	39Aa 43Aa	26 25	51 15
Hz 3.16	Bosgemeenschappen van hoogveen	<i>Betulion</i>	40Aa	29	29

Per natuurdoeltype is tot slot door middel van een ruimtelijke bevraging gekeken hoeveel van de geijkte vegetatieopnamen binnen een kansrijkgebied liggen. Analoog aan de methode beschreven op pagina 57 zijn vervolgens de waargenomen en verwachte waarden met elkaar vergeleken en is de twee-steekproef toets van Wilcoxon toegepast.

### 4.4.3 Resultaten voor controle d.m.v. vegetatietypen

Onderstaande tabel geeft het aantal verwachte en waargenomen vegetatieopnamen weer voor de onderzochte natuurdoeltypen. Met verwacht wordt bedoeld: het aantal opnamen dat in de voor het natuurdoeltype kansrijke gebied zouden zitten als de betreffende vegetatietypen, en dus de vegetatieopnamen, uniform verdeeld zouden zijn over het studiegebied.

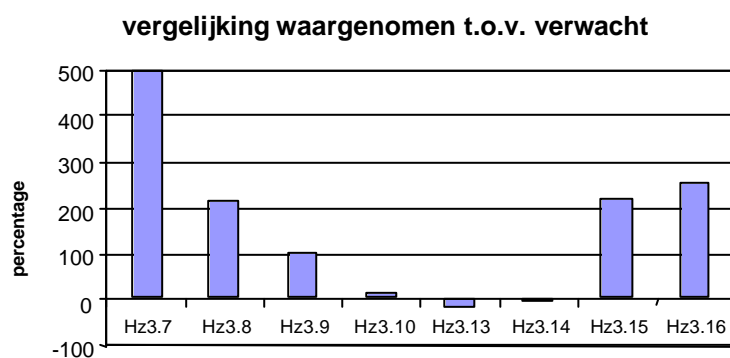
Tabel 4.9. Verwachte en waargenomen vegetatieopnamen in voorspelde polygonen.

	<b>Aantal Vegetatie-opn.</b>	<b>Oppervlak fractie van totaal gebied</b>	<b>Verwacht # vegetatieopn.</b>	<b>Waargenomen # vegetatie-opn.</b>	<b>Wilcoxon rangnr 'verwacht'</b>	<b>Wilcoxon rangnr 'waargenomen'</b>
<b>Hz 3.7</b>	7	0.01	0	3	1,5	7,5
<b>Hz 3.8</b>	5	0.31	2	5	5,5	10
<b>Hz 3.9</b>	12	0.25	3	6	7,5	12
<b>Hz 3.10</b>	62	0.28	17	20	13	14
<b>Hz 3.13</b>	68	0.52	36	28	16	15
<b>Hz 3.14</b>	16	0.33	5	5	10	10
<b>Hz 3.15</b>	15	0.41	1	2	3,5	5,5
<b>Hz 3.16</b>	21	0.01	0	1	1,5	3,5

Met behulp van een twee-steekproeven toets van Wilcoxon (Wilcoxon, 1945) is bij een betrouwbaarheid van 90% getoetst of de waargenomen waarden significant verschoven zijn ten opzichte van de verwachte waarden. Hiertoe zijn de verwachte en waargenomen waarden gerangnummerd. De nulhypothese wordt verworpen wanneer de som van de rangnummers van de waargenomen waarden hoger dan 81 is. De som van de rangnummers van de waargenomen waarden is echter 77.5. De nulhypothese kan niet worden verworpen. De waargenomen waarden liggen niet significant hoger dan de verwachte waarden.

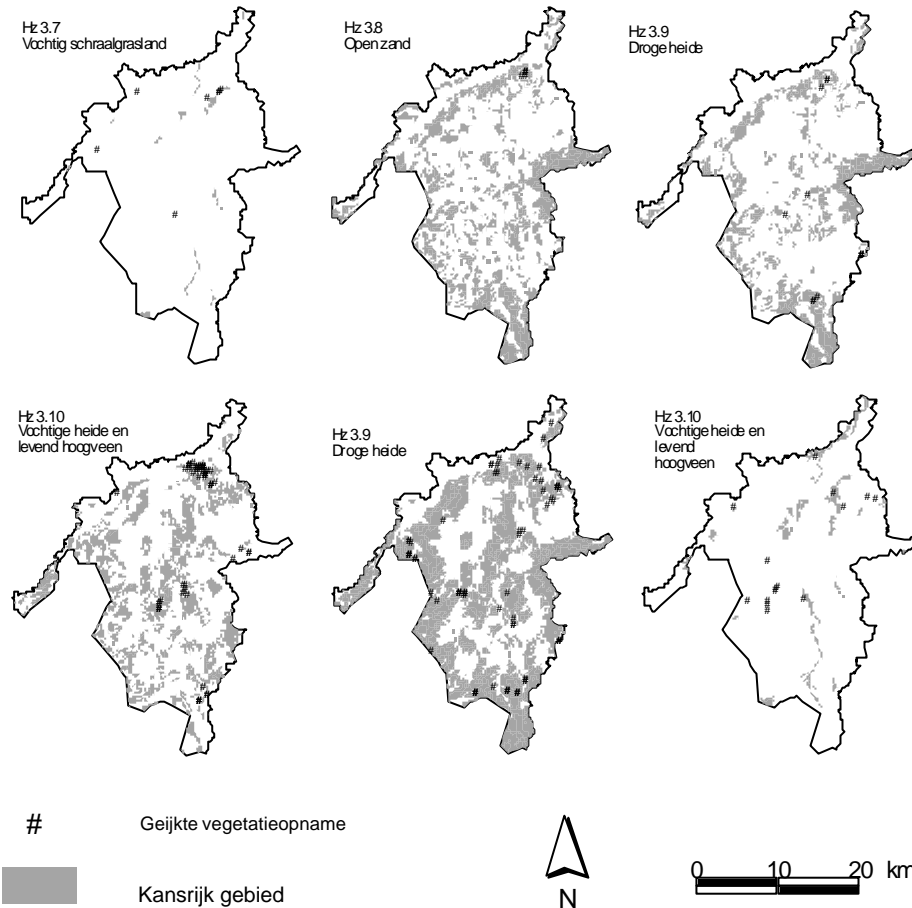
Door het relatieve verschil te berekenen tussen het aantal waargenomen en het aantal verwachte vegetatieopnamen wordt de kwaliteit van de voorspelling van de verschillende natuurdoeltypen onderling vergeleken. Onderstaande grafiek geeft dit weer. Wanneer het aantal waargenomen ecotooppunten in kansrijke polygonen gelijk is aan het aantal verwachte ecotooppunten is de uitkomst nul. Als het relatieve verschil groter is, en de ecotoopvoorspelling dus beter, is de uitkomst positief.

Hz 3.7 lijkt uit onderstaande grafiek zeer goed voorspeld te worden. Wanneer gekeken wordt naar het aantal opnamen dat beschikbaar is (7) kan getwijfeld worden over de waarde van dit resultaat.



Figuur 4.24 Relatieve verschil tussen het waargenomen aantal vegetatieopnamen en het aantal vegetatieopnamen dat verwacht zou worden als de vegetatietypen (en opnamen) volgens een uniforme verdeling over het gebied verspreid zouden zijn.

## Geijkte vegetatieopnamen en kansrijke gebieden voor een aantal natuurdoeltypen



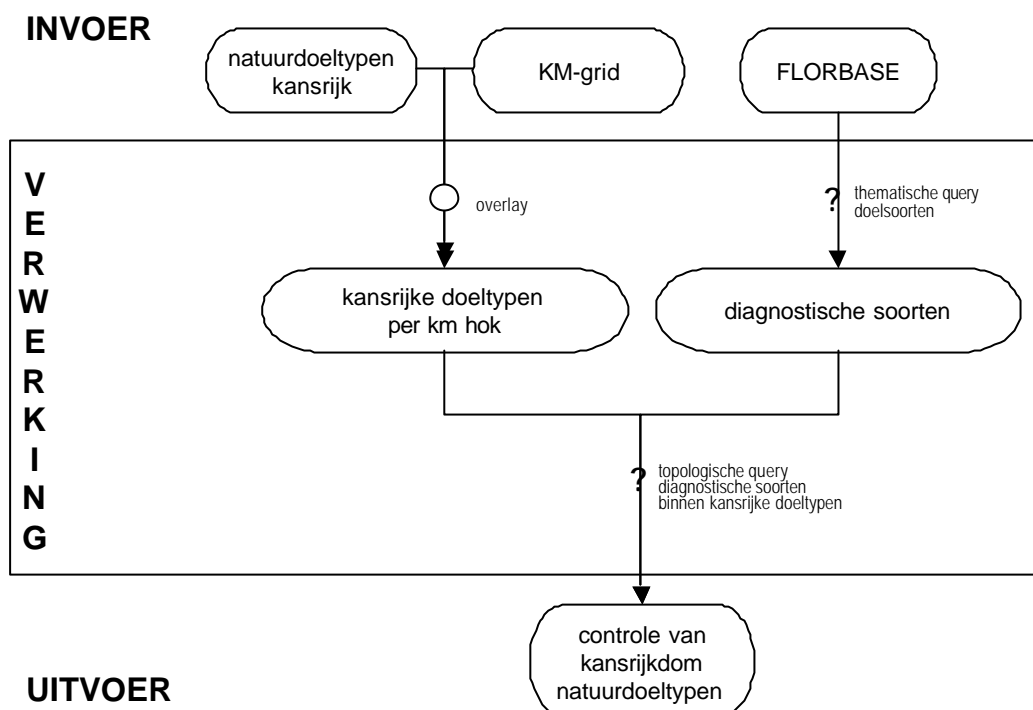
*Figuur 4.25 Voor een aantal natuurdoeltypen staan in bovenstaande kaarten de kansrijke gebieden en de geijkte vegetatieopnamen weergegeven. De verwachting is dat de geijkte vegetatieopnamen voornamelijk binnen de kansrijke gebieden zouden moeten liggen.*

### 4.4.4 Het conceptuele gegevensmodel voor controle d.m.v. kensoorten

Behalve het ijken van plantengemeenschappen aan natuurdoeltypen worden in *Wegen naar natuurdoeltypen* (Schaminée et al., 1998b) voor vier relevante doeltypen diagnostische soorten onderscheiden.

### Flowchart

Onderstaande flowchart geeft weer hoe de kansrijkdomkaarten gecontroleerd zijn aan de hand van kensoorten.



Figuur 4.26 Flowchart voor de controle van de kansrijkdomkaarten aan de hand van diagnostische kensoorten.

Diagnostische soorten zijn indicatorsoorten voor het betreffende natuurdoeltype. Ze zijn analoog aan indicatorsoorten in de vegetatiesyntaxonomie onderverdeeld in kensoorten en constante soorten. Constante soorten zijn soorten die in meerdere doeltypen voor kunnen komen maar in sommige doeltypen veelvuldig voorkomen. Kensoorten zijn soorten die in één doeltype meer of vaker voorkomt dan in andere doeltypen (naar Schaminée et al., 1995b; Schaminée et al., 1998b).

De doeltypen waarvoor diagnostische soorten bepaald zijn staan vermeld in onderstaande tabel.

Tabel 4.10. Natuurdoeltypen waarvoor diagnostische soorten bepaald zijn.

Natuurdoeltype	
Ven	Hz 3.4
Vochtig schraalgrasland	Hz 3.7
Open zand	Hz 3.8
Droge heide	Hz 3.9
Vochtige heide en levend hoogveen	Hz 3.10

Door de aanwezigheid van diagnostische soorten van een doeltype te vergelijken met de voorspelde kansrijkdom kan een uitspraak worden over de correctheid van de kansrijkdomkaart. Er is gekozen enkel gebruik te maken van de kensoorten, aangezien deze de grootste diagnostische waarde hebben.

Diagnostische kensoorten worden met name op kansrijke plekken verwacht. Veelvuldig voorkomen van diagnostische soorten buiten kansrijke gebieden duidt op een onnauwkeurige kansrijkdomkaart.

Uiteraard kan aan het ontbreken van diagnostische soorten geen conclusie verbonden worden: kansrijke gebieden hoeven geen natuur te zijn!

De database FLORBASE (Groen et al., 1992) geeft per kilometerhok aan welke soorten geïnventariseerd zijn.

#### **4.4.5 Het logische gegevensmodel voor controle d.m.v. kensoorten**

##### ***Invoer***

Soortgegevens worden verkregen uit het database FLORBASE (Groen et al., 1992). Dit bestand wordt door Stichtingfloron beheerd en omvat voor heel Nederland, per kilometerhok, de plantensoorten die geïnventariseerd zijn. Voor dit onderzoek zijn gegevens gekregen voor het grootste deel van het studiegebied. Wegens een verandering in de begrenzing waren uiteindelijk niet voor het hele gebied FLORBASE-gegevens beschikbaar.

De waarnemingen in FLORBASE zijn afkomstig uit professionele inventarisaties (2,3 miljoen voor heel Nederland in 1990) en van vrijwilligers (1 miljoen in 1990). De waarnemingen zijn niet gelijk verdeeld. De grens van een inventarisatie studie in Noord-Brabant is duidelijk te zien in onderstaande kaart. Behalve de ongelijke verdeling van de waarnemingen is het belangrijkste nadeel van het FLORBASE-bestand het afwezig zijn van informatie over de abundantie van de soort binnen het kilometerhok.

Voor de controle van de kansrijkdomkaarten met de gekijkte vegetatietypen zijn uit de kansrijkdomkaarten selecties gemaakt van de kansrijke gebieden. Dit zijn de polygonen waarvan meer dan 50 procent van het oppervlak geschikt is voor een bepaald doeltype. Deze selectie, die ook bij de controle van de kansrijkdom met vegetatietypen is gebruikt, wordt bij deze stap opnieuw gebruikt.

Om de kansrijkdomkaarten om te zetten naar kilometerhokken wordt gebruikgemaakt van een kilometerhok-bestand. Dit is een eenvoudig polygoon-bestand met een georeferentie.

*Figuur 4.27. De ongelijke verdeling van de waarnemingen door de grenzen van inventarisaties wordt hier duidelijk gemaakt aan de hand van het aantal doelsoorten van Hz 3.8, Open zand, dat per kilometerhok voorkomt. De betreffende doelsoorten zijn Buntgras (*Corynephorus canescens*), Dwergviltkruid (*Filago minima*), Klein tasjeskruid (*Teesdalia nudicaulis*), Muizeoor (*Hieracium pilosella*) en Wilde tijm (*Thymus serpyllum*). In geen kilometerhok zijn meer dan vier doelsoorten geïnventariseerd.*

### **Verwerking**

Met behulp van het commando `intersect` is een overlay gemaakt van de bestanden met de kansrijke gebieden en het kilometerhok bestand. Zo ontstaat per gecontroleerd doeltype een bestand met kansrijke kilometerhokken.

Uit het door Stichtingfloron aangeleverde FLORBASE-bestand zijn per natuurdoeltype de diagnostische kensoorten geselecteerd. De FLORBASE-bestanden zijn in ArcView geladen en omgezet naar shapefiles. Per kilometerhok vormt iedere aanwezige soort een item. Via het `summarize` commando is voor alle kilometerhokken bepaald hoeveel kensoorten aanwezig waren. Via een `join` zijn deze waarden aan de attribuuttabellen van de shapefiles toegevoegd.

Per natuurdoeltype is tot slot doormiddel van een ruimtelijke (topologische) bevraging gekeken hoeveel van de kilometerhokken met kensoorten tevens kansrijke kilometerhokken zijn. Hierbij is per doeltype gekeken naar het 75-percentiel van het aantal kensoorten dat voor dat doeltype maximaal voorkwam. De invloed van kilometerhokken met weinig kensoorten wordt zo beperkt.

Analoog aan de methode beschreven op pagina 57 zijn vervolgens de waargenomen en verwachte waarden met elkaar vergeleken en is de twee-steekproef toets van Wilcoxon toegepast.

#### 4.4.6 Resultaten voor controle d.m.v. kensoorten

Onderstaande tabel geeft het aantal verwachte en waargenomen kilometerhokken met diagnostische kensoorten weer voor de onderzochte natuurdoeltypen. Met verwacht wordt bedoeld: het aantal kilometerhokken met diagnostische kensoorten die in de voor het natuurdoeltype kansrijke gebied zouden zitten als de kilometerhokken, en dus de diagnostische soorten, uniform verdeeld zouden zijn over het studiegebied.

Tabel 4.11. Verwachte en waargenomen kilometerhokken met kensoorten.

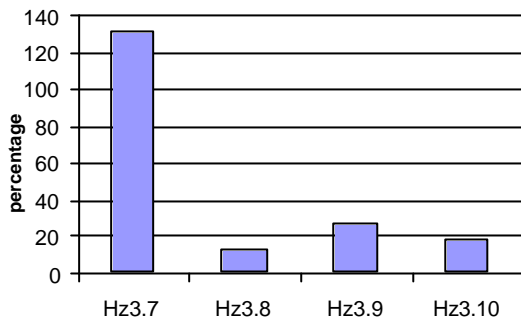
	<b>Aantal Kensoorten Km-hokken</b>	<b>Oppervlak fractie van totaal gebied</b>	<b>Verwacht # Kensoorten Km-hokken</b>	<b>Waarge-nomen # Kensoorten Km-hokken</b>	<b>Wilcoxon rangnr's 'verwacht'</b>	<b>Wilcoxon rangnr's 'waarge-nomen'</b>
<b>Hz 3.7</b>	47	0.11	5	12	1	2
<b>Hz 3.8</b>	482	0.23	112	127	7	8
<b>Hz 3.9</b>	382	0.18	67	86	4	6
<b>Hz 3.10</b>	445	0.13	59	70	3	5

Met behulp van een twee-steekproeven toets van Wilcoxon (Wilcoxon, 1945) is bij een betrouwbaarheid van 90% getoetst of de waargenomen waarden significant verschoven zijn ten opzichte van de verwachte waarden. Hiertoe zijn de verwachte en waargenomen waarden gerangnummerd. De nulhypothese wordt verworpen wanneer de som van de rangnummers van de waargenomen waarden hoger dan 23 is. De som van de rangnummers van de waargenomen waarden is echter 21. De nulhypothese kan niet worden verworpen, de waargenomen waarden liggen niet significant hoger dan de verwachte waarden.

Door het relatieve verschil te berekenen tussen het aantal waargenomen en het aantal verwachte kilometerhokken wordt de kwaliteit van de voorspelling van de verschillende natuurdoeltypen onderling vergeleken. Wanneer het aantal waargenomen vegetatieopnamen in kansrijke polygonen gelijk is aan het aantal verwachte vegetatieopnamen is de uitkomst nul. Als het relatieve verschil groter is, en de ecotoopvoorspelling dus beter, is de uitkomst positief. Onderstaande grafiek geeft dit weer. Het blijkt dat voor alle getoetste natuurdoeltypen het aantal waargenomen kansrijke kensoort kilometerhokken groter is dan het verwachte aantal. Het verschil is echter niet groot genoeg om statistisch significant te zijn.

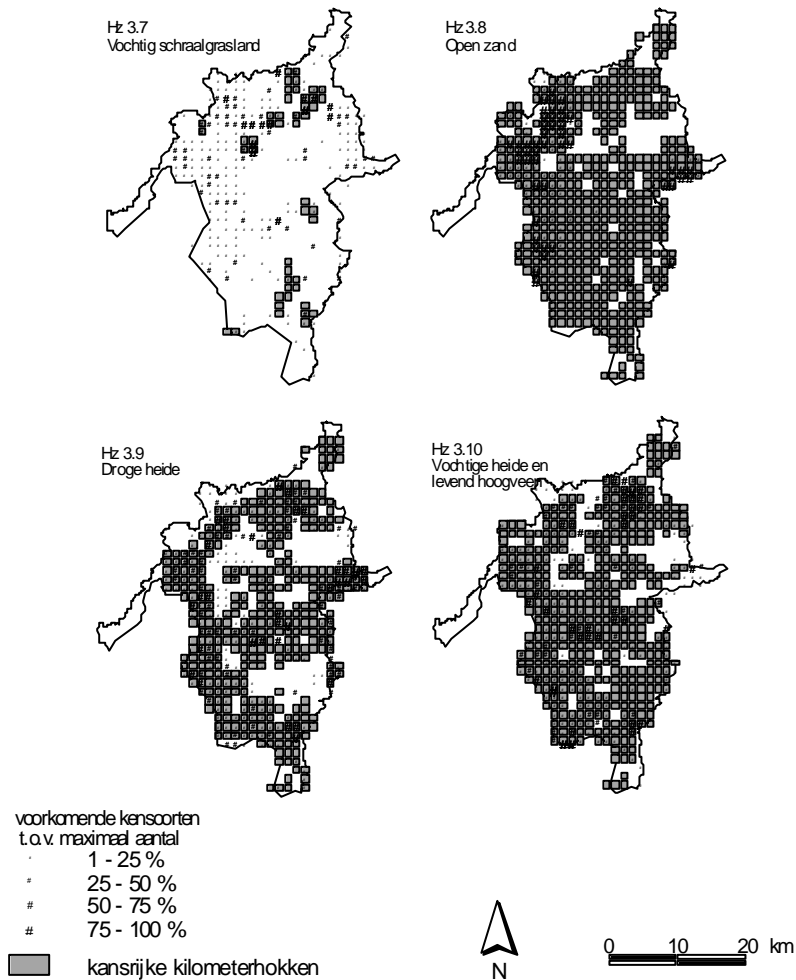


### vergelijking waargenomen t.o.v. verwacht



Figuur 4.28 Relatieve verschil tussen het waargenomen aantal kilometerhokken met diagnostische kensoorten en het aantal kilometerhokken dat verwacht zou worden als de vegetatietypen (en opnamen) volgens een uniforme verdeling over het gebied verspreid zouden zijn.

### Diagnostische kensoorten en kansrijke gebieden voor een aantal natuurdoeltypen



Figuur 4.29 Voor de onderzochte natuurdoeltypen staan in bovenstaande kaarten de kansrijke kilometerhokken en de diagnostische kensoorten weergegeven. De verwachting is dat de diagnostische kensoorten voornamelijk binnen de kansrijke gebieden (meer dan 50% van het oppervlak geschikt voor het doeltype) zouden moeten liggen.

#### 4.4.7 Discussie

Niet voor alle natuurdoeltypen zijn de kansrijkdomkaarten getoetst. Voor toetsing moet de relatie tussen huidige soorten of planten gemeenschappen en het doeltypen bekend zijn. Voor de algemenere doeltypen Hz 3.5 en Hz 3.6 zijn deze relaties niet diepgaand onderzocht. Voor de bossen zijn deze relaties alleen onderzocht voor de natuurlijke doeltypen. Doeltypen die gebaseerd zijn op een type beheer of op een successie stadium zijn niet bestudeerd. Gezien de abiotische invalshoek van dit onderzoek is deze beperking niet nadelig. Onderstaande tabel geeft de natuurdoeltypen weer waarvoor de kansrijkdomkaarten gecontroleerd zijn. Uiteraard zijn de 'natte' doeltypen waarvoor geen kansrijkdomkaarten zijn opgesteld ook niet getoetst.

Tabel 4.12. Overzicht van de natuurdoeltypen waarvoor de kansrijkdomkaarten gecontroleerd zal worden.

Natuurdoeltype		vegetatie	soorten
Droog grasland	Hz 3.5		
Bloemrijkgrasland	Hz 3.6		
Vochtig schraalgrasland	Hz 3.7	X	X
Open zand	Hz 3.8	X	X
Droge heide	Hz 3.9	X	X
Vochtige heide en levend hoogveen	Hz 3.10	X	X
Struweel, mantel- en zoombegroeiing	Hz 3.11		
Hakhout	Hz 3.12		
Bosgemeenschap van armzand	Hz 3.13	X	
Bosgemeenschap van leemgrond	Hz 3.14	X	
Bosgemeenschap van bron en beek	Hz 3.15	X	
Bosgemeenschappen van hoogveen	Hz 3.16	X	
Middenbos	Hz 3.17		
Boombos	Hz 3.18		
Parkstinzebos	Hz 3.19		

Het toetsen van de kansrijkdom is complex. Er wordt een uitspraak gedaan over potenties voor natuur, door de verschillende grondwater scenario's zelfs over veranderende potenties. Of deze potenties benut kunnen worden door de natuur is voor veel locaties de vraag. Toch is de enige mogelijke manier van toetsing het bekijken in hoeverre de potenties benut zijn. En wel benut op de meest kansrijke manier.

De resultaten van beide gebruikte manieren van toetsing tonen geen significant verschil tussen de verwachte en waargenomen vegetatietypen dan wel kansrijke kilometerhokken binnen de kansrijke polygonen. Twijfel over de kwaliteit van de kaarten lijkt dan ook op zijn plaats. Een kritische kijk op de wijze van toetsing levert echter ook enkele verklaringen.

Voor zowel de toetsing met vegetatieopnamen als de toetsing met kensoorten geldt dat de polygonen waarvoor meer dan 50% van het oppervlak geschikt zou zijn voor het doeltype als kansrijk aangemerkt is. Dit percentage is redelijk willekeurig gekozen. Het kiezen van een lager percentage zal meer correct voorspelde polygonen leveren. Het totale oppervlak wordt echter ook groter waardoor de voorspellende kracht afneemt.

Zoals vermeld aan het begin van dit hoofdstuk is gebruik gemaakt van het scenario met bodemkaart grondwaterdata. Dit is gedaan omdat het scenario met de grondwaterdata van SIMGRO, de huidige standplaatsen voorspelt. De vegetatie is mogelijk nog niet in evenwicht met deze zeer verdroogde standplaatsen. Het zou echter kunnen dat de vegetatie wel een drogere situatie indiceert dan de standplaatsen die met de bodemkaart grondwaterdata worden voorspeld.

Overige opmerkingen gelden per toetsingswijze en staan hieronder vermeld.

### **Controle met geijkte vegetatieopnamen**

Alle nadelen van het gebruik van vegetatieopnamen om de voorspellingen te toetsen zoals beschreven op pagina's 55 en 59 t/m 61 zijn ook nu van toepassing. Onderstaande tabel geeft een samenvatting in kernwoorden.

*Tabel 4.13. Nadelen van het gebruik van vegetatieopnamen bij het controleren van voorspellingen.*

---

Naijling vegetatie
Spreiding opname data
Spreiding locaties beperkt, voorkeur bepaalde gebieden
Geometrische schaal sluit niet aan
Aantal opnamen per doeltype verschilt sterk

---

De relatief goede resultaten voor Hz 3.7, Vochtig schraalgrasland, zijn een direct gevolg van het beperkte aantal opnamen: 7 stuks.

Bij de controle van de ecotoop-frequentieverdelingen (paragraaf 4.3.4) is het schaalprobleem bij het gebruik van vegetatieopnamen opgevangen door rond de opnamen een buffer ter grootte van de onnauwkeurigheid van de opnamen aan te leggen. Bij de controle van de kansrijkdomkaarten is dit niet gebeurd. Met name voor Hz 3.10, Natte heide en levend hoogveen, is dit een belangrijke reden waarom de resultaten tegenvallen. De opnamen van geijkte vegetatietypen voor dit doeltype liggen veelal rond vennen. De heterogeniteit in standplaatsen is hier groot en de nauwkeurigheid van de ecoserie-bestanden beperkt (zie paragraaf 4.4.3). Buffering van de vegetatieopnamen zorgde rond de vennen bij de controle van de ecotoop-frequentieverdelingen voor een sterke verbetering.

De relatief slechte resultaten voor Hz 3.13 en Hz 3.14 (resp. Bosgemeenschappen van arm zand en Bosgemeenschappen van leemgrond) zijn waarschijnlijk te wijten aan een te breed ecologisch amplitudo van de geijkte vegetatietypen (resp. het Quericion en het Fago-Querecetum). De vegetatietypen dus kunnen op meer standplaatsen voorkomen dan de standplaatsen waarvoor de natuurdoeltypen geijkt zijn.

### **Controle met diagnostische soorten**

De nadelen van het FLORBASE-bestand zijn besproken op pagina 69. Onvolledigheid heeft bij het gebruik van een beperkt aantal diagnostische soorten een grote invloed. Zo zijn bij Hz 3.8, Open zand, slechts twee diagnostische soorten aanwezig. Het verschil tussen 1 of 2 soorten is bepalend of het kilometerhok gebruikt wordt om mee te toetsen (2 is het 75-percentiel van 1 en 2).

Verder is de geometrische schaal in kilometerhokken te grof. Binnen een kilometerhok kunnen uiteenlopende standplaatsen voorkomen. Het toetsen van één van deze standplaatsen binnen het kilometerhok wordt dan onmogelijk.

Ondanks het feit dat de diagnostische soorten zeer indicierend zijn voor hun bijbehorende natuurdoeltypen is het de vraag of natuurdoeltypen getoetst kunnen worden aan de hand van soorten. De factoren die het voorkomen van individuele soorten bepalen zijn complexer en van een hiërarchisch lager niveau dan de factoren die de natuurdoeltypen bepalen.

### ***Conclusies***

Het feit dat voor de meeste natuurdoeltypen de resultaten van de toetsing, hoewel niet significant, wel positief zijn, doet vermoeden dat de kansrijkdomkaarten wel degelijk zeer bruikbaar zijn. Locale gebiedsgerichte toetsing is echter nodig wanneer gedetailleerde plannen ontwikkeld worden.

Voor het toetsen van ecologische voorspellingen op regionale schaal zijn zowel vegetatieopnamen als het FLORBASE bestand niet geschikt. Van FLORBASE zijn zowel wat betreft volledigheid als wat betreft de geometrische precisie te onnauwkeurig. Bij de vegetatieopnamen is de evenwichtige spreiding het grootste probleem.

Gezien het belang van deze regionale studies voor het slagen van het Nederlandse natuurbeleid is de mogelijkheid van toetsing van de voorspellingen wel van groot belang. Dit lijkt met voorhanden zijnde data echter niet mogelijk.

Veldwerk zou dan ook centraal moeten staan bij regionale ecologische voorspellingen. Hierbij moeten per doeltype voldoende vegetatieopnamen met een onderling goede spreiding gemaakt worden. Op de opnamen punten zouden tevens bodemprofielen bekeken moeten worden zodat de bodemkaart getoetst kan worden. Ook dient gekeken te worden of de grondwatertrap afgeleid kan worden.

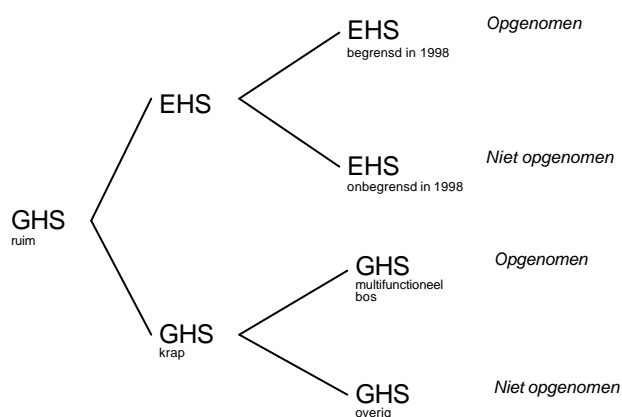
## **4.5 Bescherming van zeldzame en kansrijke locaties**

Voor het hele studiegebied zijn standplaatsen en kansrijkdomkaarten opgesteld waardoor gekeken kan worden waar verschillende natuurdoeltypen voor zouden kunnen komen. Het is nu interessant om te kijken in hoeverre de in het studiegebied zeldzame standplaatsen en kansrijke locaties momenteel ook beschermd worden als natuurgebied.

Gebieden met als hoofdfunctie natuur vormen tezamen de Ecologische Hoofdstructuur, een samenhangend netwerk van in (inter)nationaal opzicht belangrijke, duurzaam te behouden ecosystemen (Bal et al., 1995). De EHS bestaat uit kerngebieden, natuurontwikkelingsgebieden en verbindingszones. Verbinden van natuurgebieden moet de negatieve effecten van versnippering tegen gaan. Grotere gebieden moeten negatieve randeffecten verkleinen.

In 2018 moet de EHS voltooid zijn, hetgeen betekent dat de grenzen vastgesteld moeten zijn en voor de hele EHS doelstellingen, in de vorm van natuurdoeltypen, moeten zijn geformuleerd, en voor zo ver mogelijk gerealiseerd. In 1998 was in Noord-Brabant slechts 65% van de EHS begrensd (RIVM, 1998). Het formuleren van doelstelling loopt verder achter.

Provincie Noord-Brabant heeft de EHS ondergebracht in een ruimere Groene Hoofdstructuur. Hierin zitten naast gebieden met hoofdfunctie natuur ook gebieden waar natuur een nevenfunctie heeft. Hierbij valt te denken aan waardevolle slootvegetaties binnen landbouwgebieden en habitat voor groot wild in multifunctionele bossen. Voor landbouw hanteert de Provincie in de GHS, buiten de EHS, een stand-still principe, waarbij landbouw mag voortbestaan binnen randvoorwaarden voor natuur en milieu. De GHS is voor heel Noord-Brabant vastgelegd en is 130.000 ha groot. Hiervan beslaat 70.000 ha bestaand bos- en natuurgebied en 60.000 ha landbouwgrond (Provincie Noord-Brabant, 1992). De precieze begrenzing van de EHS binnen de GHS was in januari 1999 nog niet afgerond.



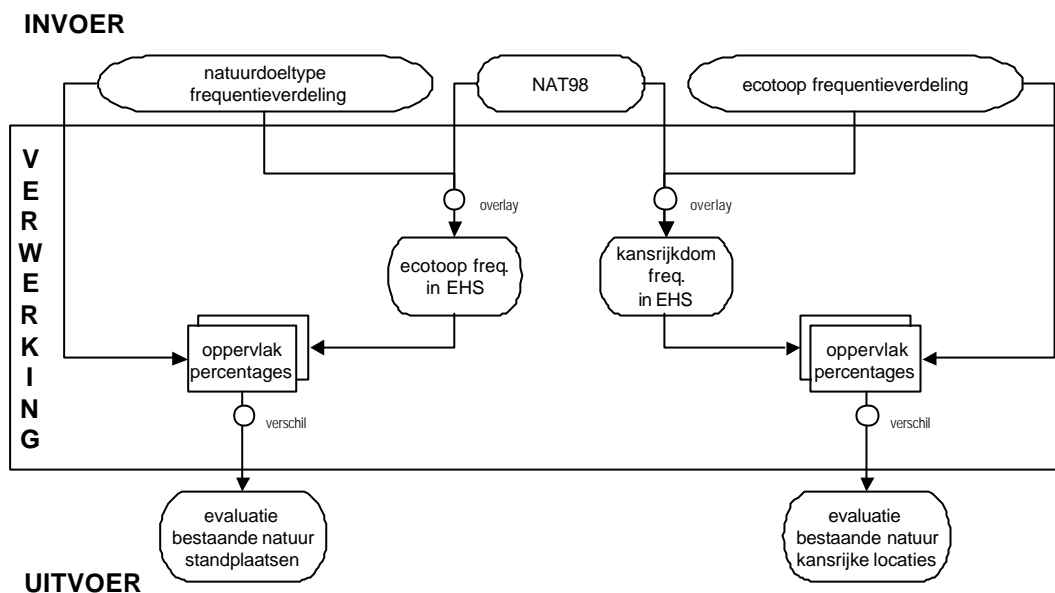
*Figuur 4.30 Opbouw van de Groene Hoofdstructuur van Noord-Brabant. De delen van de GHS die in dit onderzoek gebruikt zijn om de bestaande natuur te evalueren.*

Ondanks het feit dat de precieze begrenzing van de EHS tijdens het uitvoeren van het onderzoek niet beschikbaar was, was er de wens de bestaande natuur te evalueren op standplaatsdiversiteit en abiotische potenties. Hiervoor is gebruik gemaakt van het door het Staring Centrum ontwikkelde bestand NAT98 (1998) dat bestaande natuur en de begrensde EHS weergeeft op een schaal van 1:25.000. Onderstaand figuur geeft weer welke delen van de GHS en de EHS wel en niet in dit bestand opgenomen zijn. In de kaart bij de gebiedsomschrijving, figuur 2.1, is de natuur omschreven met het NAT98-bestand.

## 4.5.1 Het conceptuele gegevensmodel

### Flowchart

Onderstaande flowchart geeft weer hoe de bescherming van de zeldzame standplaatsen en de abiotische kansrijke locaties in het studiegebied geëvalueerd worden.



Figuur 4.31 Flowchart voor de evaluatie van de (zeldzame) standplaatsen en de kansrijke locaties in de bestaande natuurgebieden vergeleken met het hele studiegebied.

### Zeldzame standplaatsen

Eerder is opgemerkt dat de grote abiotische heterogeniteit in beekdallandschappen oorzaak is van de diversiteit aan levensgemeenschappen (biotopen) in beekdallandschappen (zie paragraaf 3.1). Deze abiotische heterogeniteit komt in dit onderzoek tot uitdrukking in diversiteit in de voorspelde ecotooptypen. Hoe groter de standplaatsdiversiteit, des te groter de diversiteit is ecosystemen. Aangezien diversiteit in ecosystemen gewenst is, mag gehoopt worden dat de zeldzamere standplaatsen relatief meer voorkomen in natuurgebieden dan hierbuiten.

Standplaatsdiversiteit wordt voor dit onderzoek gezien als de verdeling van de percentages van het totale oppervlak van de voorkomende ecotooptypen. De gedachte hierachter is dat een gebied met een uniforme verdeling van de oppervlakpercentages van de voorkomende ecotooptypen, een gebied is met een grote diversiteit aan standplaatsen. Nadeel van deze benadering is dat geen informatie wordt gegeven over de configuratie van de standplaatsen. De gebieden rond de beken en de vennen zullen zeer heterogeen zijn. In grote gebieden in de beekdalen en op de denkazdruggen zal de heterogeniteit van de standplaatsen echter kleiner zijn. Het voorkomen van de zeer heterogene gebieden zou vergeten kunnen worden wanneer de zeldzamere standplaatsen lage oppervlakpercentages innemen.

### ***Kansrijke locaties***

Voor het hele gebied zijn kansrijkdomkaarten gemaakt voor natuurdoeltypen. Sommige natuurdoeltypen zijn in grote delen van het studiegebied kansrijk. Andere natuurdoeltypen stellen specifiekere eisen aan de abiotiek of horen bij standplaatsen die weinig voorkomen. De hoop is dat de gebieden die nu natuur zijn ook gebieden zijn die het meest geschikt zijn voor natuur. Hierbij wordt gehoopt dat geschikte gebieden voor alle verschillende natuurdoeltypen in voldoende mate beschermd worden, waarbij de standplaatsen van zeldzamere doeltypen extra beschermd zouden moeten zijn.

In dit onderzoek wordt per doeltype gekeken naar het oppervlaktepercentage van het hele studiegebied en van de huidige natuur geschikt is voor dat doeltype. De hoop is dat de zeldzame doeltypen relatief een groter oppervlak innemen binnen de gebieden die natuur zijn.

### ***'Huidige natuur'...***

Zoals reeds vermeld wordt voor dit onderzoek gebruik gemaakt van het bestand NAT98. Dit omvat als 'huidige natuur' de EHS zoals in 1998 omgrensd en de multifunctionele bossen. Idealiter zou de hele Ecologische Groenstructuur, eventueel met onderscheid van de complete EHS bekeken moeten worden. Hiervoor waren de gegevens niet beschikbaar.

De doelstelling van de Werkgroep Ecologische hoofdstructuur Begrenzing, Beerze Reusel (1996) bij het opstellen van de begrenzing van de EHS in het studiegebied, was herstel van het beekdalecosysteem en hierdoor het vormen van grote natuurgebieden. Delen van de EHS die dus niet meegenomen zijn in dit onderzoek zijn waarschijnlijk de gebieden zeldzamere beekbegeleidende standplaatsen. Deze worden nu dus wellicht iets ondergewaardeerd.

Van de GHS zijn alleen de multifunctionele bossen meegenomen. Dit is in zoverre terecht, dat voor de bossen de andere functies recreatie en bosbouw zijn. Rekeninghoudend met deze functies zijn er nog goede mogelijkheden voor grote oppervlakken natuur. Bij de overige delen van de GHS gaat het om agrarische gebieden. Het werkelijke oppervlak van de natuurwaarden zal hier beperkt zijn. Er kunnen wel grote natuurwaarden voorkomen. Denk aan slootkant vegetaties in kwelgebieden.

### ***Grondwater-scenario's***

De zeldzame standplaatsen en kansrijke locaties van de huidige natuur wordt voor de drie grondwater-scenario's bepaald. Veranderingen die veroorzaakt kunnen worden door vernatting van de natuurgebieden worden zo duidelijk. Hierbij moet wel aan mogelijke irreversibiliteit gedacht worden (zie pagina 51).

## 4.5.2 Het logische gegevensmodel

### ***Invoer***

Het NAT98 bestand is besproken in de voorgaande paragrafen. Verder is gebruik gemaakt van de voor dit onderzoek opgestelde ecotoop-frequentieverdelingen en de natuurdoeltype-frequentieverdelingen.

### ***Verwerking***

Het NAT98 bestand is als ArcInfo exportfile geïmporteerd in ArcView. Vervolgens is het bestand dat 28868 polygonen omvatte bewerkt met het dissolve commando, dat grenzen tussen polygonen met dezelfde attribuutwaarden samenvoegt. Met dit bestand is een overlay gemaakt met de bestanden met de ecotoop-frequentieverdelingen en de natuurdoeltype-frequentieverdelingen. Dit is gedaan voor de drie grondwater-scenario's.

Voor zowel het hele studiegebied als voor de gemaakte overlay van de natuurgebieden is van de ecotoop-frequentieverdelingen en van de natuurdoeltype-frequentieverdelingen de oppervlakpercentages bepaald die de verschillende ecotooptypen resp. natuurdoeltypen innemen. Vervolgens is het verschil bepaald tussen het hele gebied en de beschermde natuur in het gebied.

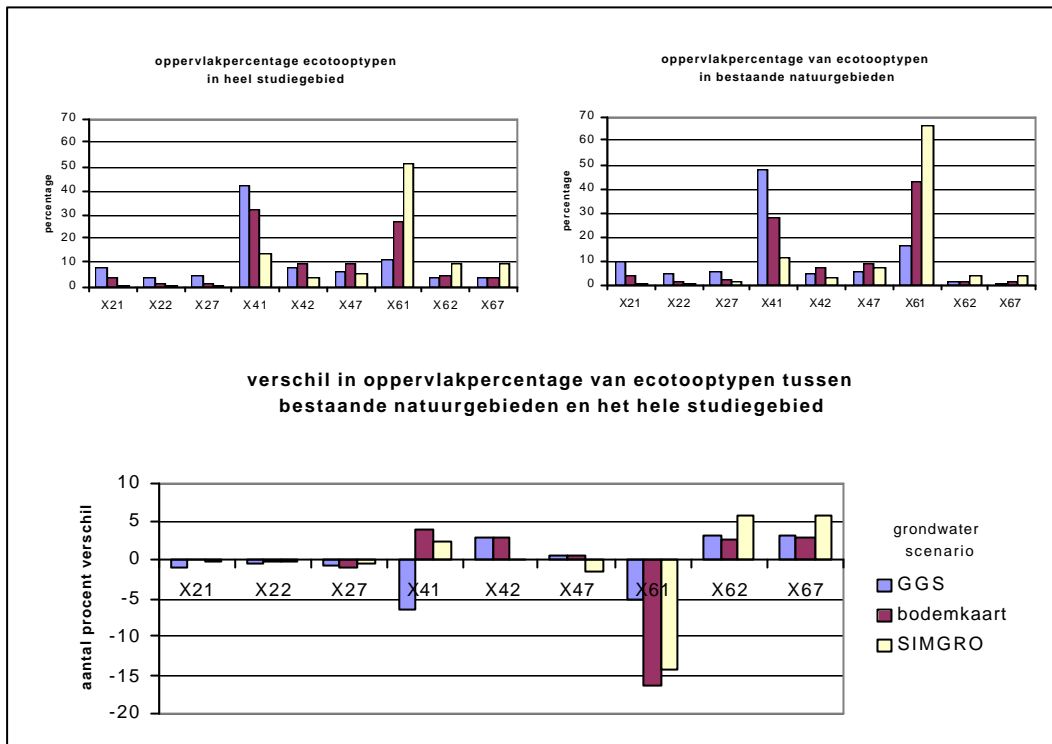
## 4.5.3 Resultaten

### ***Zeldzame standplaatsen***

Onderstaande figuren geven weer hoe de oppervlakpercentages van de ecotooptypen verdeeld zijn over het hele studiegebied en over de bestaande natuurgebieden. De onderste grafiek geeft het verschil in oppervlakpercentage weer tussen de bestaande natuurgebieden en het hele studiegebied. Negatieve waarden in deze grafiek geven aan dat het betreffende ecotooptype, bijvoorbeeld X61, in de bestaande natuurgebieden relatief minder voorkomt dan in het hele studiegebied. Positieve waarden geven aan dat een doeltype in de bestaande natuurgebieden relatief meer voorkomt.

Standplaatsdiversiteit werd gedefinieerd als de verdeling van de percentages van het totale oppervlak van de voorkomende ecotooptypen. In de bestaande natuurgebieden komen de zeer algemene standplaats X61 minder voor dan in het hele studiegebied. X62 en X67 komen meer voor. Wat deze droge standplaatsen betreft is de standplaatsdiversiteit dus toegenomen. Voor de natte (X2#) en vochtige (X4#) standplaatsen zijn geen grote verschillen in standplaatsdiversiteit te zien.

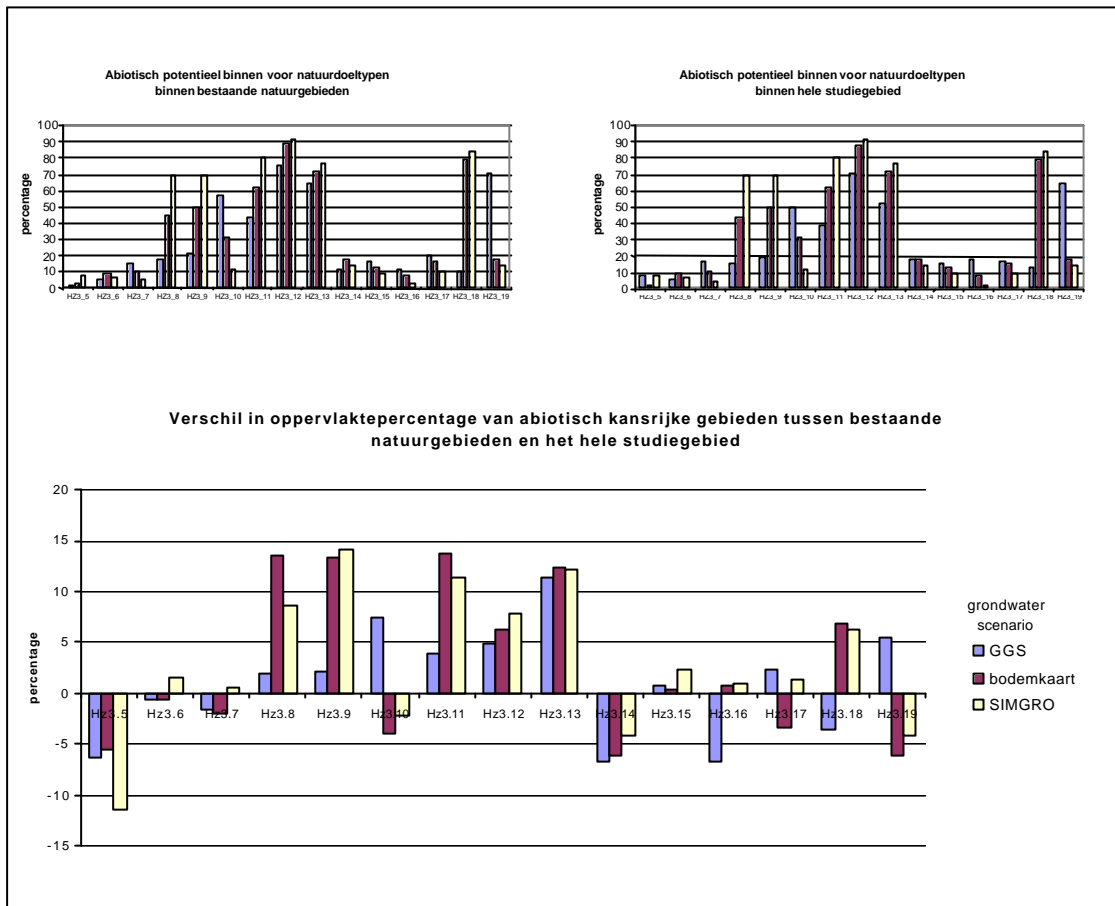




Figuur 4.32 Grafieken die de zeldzame standplaatsen in het hele studiegebied en in de bestaande natuurgebieden omschrijven en vergelijken.

### Kansrijke locaties

Onderstaande figuren geven weer hoe de oppervlakpercentages van de kansrijke polygonen voor de verschillende natuurdoeltypen verdeeld zijn over het hele studiegebied en over de bestaande natuurgebieden. De onderste grafiek geeft het verschil in oppervlakpercentage weer tussen de bestaande natuurgebieden en het hele studiegebied. Negatieve waarden in deze grafiek geven aan dat het betreffende natuurdoeltype, bijvoorbeeld Hz 3.5, droog grasland, in de bestaande natuurgebieden relatief minder voorkomt dan in het hele studiegebied. In dit geval niet vreemd want dit agrarische natuurdoeltype zal kansrijk zijn op locaties die ook redelijk geschikt zijn voor landbouw. Positieve waarden geven aan dat een doeltype in de bestaande natuurgebieden relatief meer voorkomt.



*Figuur 4.33 Grafieken die de kansrijke locaties in het hele studiegebied en in de bestaande natuurgebieden omschrijven en vergelijken.*

In de vergelijkende grafiek is duidelijk te zien dat de kansrijke gebieden een aantal doeltypen (Hz 3.8, Open zand; Hz 3.9, Droge heide; Hz 3.11, Struweel, mantel- en zoombegroeiing; Hz 3.13, Hakhout; Hz 3.13, Bosgemeenschap van zandgrond) aanzienlijk groter deel van de bestaande natuurgebieden innemen. Dit zijn de doeltypen met droge of indifferente standplaatsen. De standplaatsen van deze typen worden dus goed beschermd. Voor andere natuurdoeltypen worden de standplaatsen echter minder goed beschermd.

#### 4.5.4 Discussie

De hoop is een uniformere verdeling van de oppervlakken van de standplaatsen te vinden binnen de bestaande natuur dan in het hele studiegebied. De uniformere verdeling duidt immers op een grotere diversiteit aan standplaatsen. Deze standplaatsdiversiteit zal zich laten vertalen in een diversiteit aan kansrijke locaties voor de verschillende doeltypen.

Het blijkt dat met name de droge standplaatsen binnen de natuurgebieden een uniformere verdeling vertonen dan er buiten. De zeer algemene zure voedselarme standplaatsen (X61) nemen sterk af en de andere droge standplaatsen (X62 en X67) nemen een beetje toe. De vochtige zwak zure voedselarme standplaatsen (X42) komen iets meer voor in de natuurgebieden. De zeldzame en ecologisch interessante natte standplaatsen nemen echter geen groter oppervlak in beslag in de bestaande natuurgebieden.

Doorvertaald naar de abiotische potenties voor natuurdoeltypen blijkt dan ook dat de natuurdoeltypen met droge of indifferente standplaatsen (zie ook tabel 4.5, pagina 53) relatief grotere oppervlakken in kunnen nemen binnen de bestaande natuur dan er buiten. Uitzondering is Hz 3.6, Droog grasland, dat standplaats-voorkeuren deelt met agrarisch grasland. De natte standplaatsen nemen geen groter oppervlak in binnen de natuurgebieden.

Vanuit de abiotiek gekeken worden de zeldzame gebieden binnen de bestaande natuurgebieden dus niet extra beschermd. Met name voor de natte standplaatsen is dit erg jammer.

### ***Vernatting***

De vergelijking tussen bestaande natuur en het hele studiegebied is verricht voor de drie grondwater-scenario's. Het scenario binnen en buiten de bestaande gebieden zijn echter gelijk gehouden. Wanneer de bestaande natuurgebieden vernat zouden worden tot de Gewenste (onverdroogde) Grondwaterstand maar de gebieden buiten de natuurgebieden de huidige verdroogde grondwaterstanden houden zullen de verschillen in de verdeling van de oppervlakken van de standplaatsen uitgesprokener zijn. Het vernatten van de natuurgebieden tot de grondwaterstanden van het GGS-scenario is binnen het huidige beleid een op termijn een reële mogelijkheid.

### ***Conclusies***

De gehanteerde methode geeft duidelijk inzicht in de relatieve verschillen in de standplaatsdiversiteit en in het abiotisch potentieel tussen het hele studiegebied en de bestaande natuurgebieden. Het blijkt dat de natte standplaatsen in de bestaande natuur relatief geen groter oppervlak innemen in de natuurgebieden dan in het hele studiegebied. Binnen de drogere standplaatsen is de diversiteit in de natuurgebieden wel groter.

Bij gelijke grondwater-scenario's zijn de verschillen binnen de scenario's klein. Wanneer echter voor de natuurgebieden de grondwaterstanden van het GGS-scenario hersteld worden zal de standplaatsdiversiteit en de abiotische potenties van de natuurgebieden ten opzichte van het hele studiegebied sterk toenemen.



## 5 Eindconclusies en aanbevelingen

Dit onderzoek had drie doelstellingen. De eindconclusies en aanbevelingen worden per doelstelling besproken.

De hoofddoelstelling:

*het beoordelen van de regionale implementatie van de methode van abiotische kansrijkdom-bepaling van natuurdoeltypen via Klijn's Ecoseries en aanbevelingen geven voor verbetering van deze methode.*

Voor het studiegebied waren alle gegevens beschikbaar om de abiotische kansrijkdom te bepalen. Bijzonder hierbij is dat er de beschikking was over een kwelbestand en een actueel (gemodelleerd) grondwaterbestand. Deze bestanden zijn voor de meeste gebieden niet beschikbaar.

De doorberekening naar de abiotische kansrijkdom is helder en eenvoudig te implementeren.

De resultaten geven een inzichtelijk beeld in de potenties van het gebied, met uitzondering van de 'water'-standplaatstypen en de 'water'-natuurdoeltypen. Voor deze typen zijn de gegevens niet nauwkeurig genoeg en gaat de hiërarchische benadering niet op.

Toetsing van de overige, niet 'water'-standplaatsen en -doeltypen met diagnostische vegetatie- en soortgegevens, viel echter tegen. Geen van de drie gehanteerde toetsingsmethoden gaf een significant resultaat. Dit is te verklaren door de complexe aard van het toetsingsprobleem en een gebrek aan geschikte data voor toetsing. Zowel vegetatieopnamen als FLORBASE gegevens zijn niet geschikt voor toetsing van ecologische voorspellingen op regionale schaal.

De resultaten waren niet overtuigend genoeg om de significant te zijn voor de gebruikte toetsen. De resultaten zijn echter wel in lijn van de verwachting. De kaarten lijken dus bruikbaar. Zeker als eerste verkenning voor regionale inrichting vormt de gehanteerde methode van kansrijkdom bepaling een eenvoudig en goedkoop instrument. Een kritische houding tegenover kwaliteit van de gebruikte data, de thematische en geometrische schaal van de methode en tegenover de niet geïncorporeerde factoren is echter van groot belang.

Aanbevelingen ter verbetering van de gebruikte methode:

- Voor 'water' kunnen standplaatsen en abiotische potenties wellicht wel redelijk voorspeld worden door gebruik te maken van historisch kaartmateriaal in combinatie met de topografische kaart 1:10.000.
- Invloeden van voedselrijkdom in het agrarische gebied zouden eenvoudig opgenomen kunnen worden door voor deze gebieden de voedselrijkdom-klasse van de standplaatsen (ecotooptypen) te verhogen.

- Geometrische onnauwkeurigheid in de polygonen van de ecoseries zou verminderd kunnen worden door de grenzen tussen de polygonen niet absoluut te beschouwen maar 'fuzzy'.
- Inwinnen van betere ecologische data voor toetsing van regionale voorspellingen door gericht veldwerk.

Eerste nevendoelstelling:

*het vergelijken van drie grondwater-scenario's die de verdroging van de afgelopen eeuw in beeld brengen en van de gevolgen van deze verdroging op de natuurdoeltypen om zo zowel inzicht te krijgen in de gevolgen van de opgetreden verdroging als in de effecten die vernatting heeft op de abiotische kansrijkdom .*

De drie gebruikte grondwater scenario's geven een fraai inzicht in de effecten die de verdroging van de laatste eeuw heeft op de abiotische potenties voor natuur. De voormalige algemene natte standplaatsen zijn zeldzaam geworden en de voorheen zeldzamere droge standplaatsen zijn algemeen geworden. De relativiteit van verdroging wordt zo dus ook erg duidelijk.

De visualisatie van de effecten van verdroging geven echter ook duidelijke inzichten in de effecten die vernatting van de huidige standplaatsen kan hebben op de potenties voor natuur. Het wordt duidelijk waar door vernatting de grootste winst te behalen valt. Irreversibiliteit kan de werkelijk effecten echter sterk beperken.

Zeer duidelijk is het verschil tussen het grondwater-scenario van de bodemkaart (jaren zeventig) en van het grondwater-scenario van SIMGRO (heden). De huidige situatie blijkt aanzienlijk droger. De relevantie van de verschillen wordt direct duidelijk uit de kansrijkdomkaarten.

Omdat de grondwaterstanden van de bodemkaart landsdekkend beschikbaar zijn worden deze nog vaak gebruikt in ecologische studies. De overdreven optimistische resultaten die dit kan leveren zijn in dit onderzoek duidelijk gemaakt.

Tweede nevendoelstelling:

*het evalueren van de huidige bescherming van zeldzame en kansrijke locaties in het studiegebied*

In de bestaande natuur nemen de meest algemene standplaatsen een wat kleiner oppervlak in beslag dan in het hele studiegebied. Het zijn echter niet de zeldzame en zeer waardevolle natte standplaatsen die hierdoor een groter oppervlak in kunnen nemen, maar de overige, algemenere en drogere standplaatsen.

Dit lijkt erg jammer. Wanneer echter bepaalde delen van de natuurgebieden vernat worden tot de onverdroogde grondwater situatie, wat ook in de planning ligt, zullen de verhoudingen een stuk gunstiger liggen.

## Literatuur

Bakker, H. de & W.P. Locher, 1992. Bodemkunde van Nederland. 3e editie. Malmberg, Den Bosch.

Bakker, T.W.M., J.A. Klijn & F.J. van Zadelhoff, 1981. Nederlandse kustduinen. Landschapsecologie. Pudoc, Wageningen.

Bal, D., H.M. Beije, Y.R. Hoogeveen, S.R.J. Jansen & P.J. van der Reest, 1995. Handboek Natuurdoeltypen in Nederland. IKC Natuurbeheer, Wageningen.

Bisschops, J.H., J.P. Broertjes & W. Dobma, 1985. Toelichting bij Geologische kaart 51W. Rijks Geologische Dienst, Haarlem.

Bolt, F.J.E. van der, P.E.V. van Walsum & P. Groenendijk, 1996. Nutriënten en oppervlaktewater in de stroomgebieden van de Beerze, de Reusel en de Rosep; simulatie van de regionale hydrologie. SC-DLO rapport 306.1. SC-DLO, Wageningen.

Bolt, F.J.E. van der, A.A. Veldhuizen & P.E.V. van Walsum, 1999. Simulatie van de regionale waterhuishouding in de stroomgebieden van de Beerze, de Reusel en de Rosep. Rapport in prep. SC-DLO, Wageningen.

Bolt, F.J.E. van der & J. Runhaar, 1999. Ecologische effectvoorspelling met NATLES; hydrologische systeemanalyse "De Hilver". SC-DLO rapport 683.6. SC-DLO, Wageningen.

Cate, J.A.M. ten & G.C. Maarleveld, 1977. Geomorfologische kaart van Nederland schaal 1:50.000 : toelichting op de legenda. Stiboka, Wageningen.

Dienst landelijk Gebied, 1998. Voorontwerp begrenzingsplan Beerze-reusel. Gedeputeerde Staten van Noord-Brabant.

Ek, R. van, F. Klijn, H. Runhaar, R. Stuurman, W. Tamis & J. Reckman, 1997. Gewenste Grondwaterstand Noord-Brabant. Deelrapport 1, Methode-ontwikkeling voor het bepalen van de optimale grondwatersituatie voor de sector natuur. RIZA rapport nr. 98.027. RIZA, Lelystad.

Engelen, G.B., J.M.J. Giesk & S.D. Los, 1989. Moderne natuurbescherming in oude cultuurlandschappen. In: Neut, H. van der et al. Nieuwe Strategieën voor Natuurbescherming. Stichting Meander, Utrecht.

ESRI, 1998. ArcView GIS version 3.1. Environmental Systems Research Incorporated. Redlands California.

ESRI, 1998. ArcInfo GIS version 7.2. Environmental Systems Research Incorporated. Redlands California.

Everts, F.H. & N.P.J. de Vries, 1991. De vegetatieontwikkeling van beekdalsystemen. Een landschapsecologische studie van enkele Drentse beekdalen. Historische uitgeverij, Groningen.

Farjon, J.H.J., A.H. Prins & J.D. Bulens, 1994. Abiotische kansrijkdom natuurontwikkeling van grote begeleid-natuurlijke eenheden in Nederland. Een landelijke verkenning. SC-DLO-rapport 313/IBN-rapport 060. SC-DLO/IBN-DLO, Wageningen.

Finke, P.A., D.J.J. Walvoort & F. de Vries, 1998. Prioriteiten voor actualisatie van grondwatertrappenbestanden 1: 50.000 in een deel van Pleistoceen-Nederland. SC-DLO rapport 631. SC-DLO, Wageningen.

Groen, C.L.G., M. Goree, R. van der Meijden, R. Huele & M. van 't Zelfde, 1992. FLORBASE; een bestand van de Nederlands flora, periode 1975-1990. CML-rapport nr. 91. CML, Leiden.

Groen, K, R. Stevers, C. van Gool & M. Broekmeyer, 1993. Uitwerking ecotopensysteem fase III. Herziene landelijke typologie en vertaalsleutels voor Overijssel, Gelderland, Noord-Brabant en Limburg. CML mededeling 49. CML, Leiden.

Grootjans, A.P., 1985. Changes in groundwater regime in wet meadows. Proefschrift Rijksuniversiteit Groningen. Groningen.

Hendriks, P. & H. Ottens, 1997. Geografische Informatie Systemen in ruimtelijk onderzoek. Van Gorcum, Assen.

Higler, L.W.G., 1981. Beken in Nederland. *Natuur en Milieu* 11/12: 4-8

Higler, L.W.G., H.M. Beije & W. van der Hoek, 1995. Stromen in het landschap; ecosysteemvisie beken en beekdalen. IBN rapport 153. IBN-DLO, Wageningen.

Hoek, D. van der & R. H. Kemmers, 1998. Effectiviteit van vernatting; invloed van 10 jaar vernatting op de regeneratieprocessen in de bodem van de Veenkampen. *Landschap* nr. 4 1998.

Hoek, W. van der & B. Higler, 1993. Natuurontwikkeling in beken en beekdalen: verkennende studie naar de mogelijkheden van natuurontwikkeling in beek- en beekdalsystemen. NBP-onderzoeksrapport 3. IBN-DLO, Wageningen

Kemmers, R.H., J. Roos, J. Kros & F.J.E. van der Bolt, 1997. Structuur, methodiek en datamodel van het Geïntegreerd Ruimtelijk Evaluatie-Instrumentarium voor



Natuurontwikkelings-Scenario's (GREINS). SC-DLO rapport 476. SC-DLO, Wageningen.

Klijn, F., A. ten Harmsel & C.L.G. Groen, 1992. Ecoseries 2.0. Naar een ecoserieclassificatie, t.b.v. het ecohydrologisch voorspellingsmodel DEMNAT-2. CML rapport 85. CML, Leiden.

Klijn, F., 1994. Spatially nested ecosystems, guidelines for classification from a hierarchical perspective. In F. Klijn (ed.), 1994. Ecosystem classification for environmental management. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.

Klijn, F., J. Runhaar, M. van 't Zelfde, 1997. Ecoseries-2.1: verbetering en operationalisatie van een classificatie van ecoseries voor DEMNAT-2.1. CML rapport 121. RIZA rapport 96.060. CML, Leiden.

Klijn, F., 1997. A hierarchical approach to ecosystems and its implication for ecological land classification, proefschrift Rijksuniversiteit Leiden, Leiden.

Klijn, F., J. Runhaar & M. van 't Zelfde, 1997. Ecoseries-2.1, Verbetering en operationalisering van een classificatie van ecoseries voor DEMNAT -2.1. CML rapport 121. CML, Leiden.

Kraak, M.J. & F. Ormeling, 1996. Cartography: visualization of spatial data. Longman, Harlow.

Londo, G., 1997. Bos- en Natuurbeheer in Nederland 6, Natuurontwikkeling. Backhuys Publishers, Leiden.

Loopstra, I.L. & E. van der Maarel, 1984. Toetsing van ecologische soortengroepen in de Nederlandse flora aan het systeem van indicatiewaarden volgens Ellenberg. De Dorschkamp, Wageningen, rapport nr. 381.

Maarel, E. van der, 1976. On the establishment of plant community boundaries. Ber. Deutsch. Bot. Ges. 89 (1976): 415-443

Maarel, E van der & P.L. Dauvellier, 1978. Naar een Globaal Ecologisch Model voor de ruimtelijke ontwikkeling van Nederland. Deel 1 en 2. Studierapporten Rijks Planologische Dienst nr.9. Ministerie van VROM, Den Haag.

Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij, 1989. Natuurbeleidsplan. Regeringsbeslissing. Den Haag.

Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij, 1996. Structuurschema Groene Ruimte, deel 4, het landelijk gebied de moeite waard. Den Haag.

Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer, 1984. Meer dan de som der delen. Den Haag.

- Oloff, H., 1992. Deelprogramma Natuurontwikkeling:- een verkenning van modellen. NBP-onderzoeksrapport 1. IBN-DLO, Wageningen.
- Paarlberg, A., Eijnsink, R. & Vermulst, H., 1999. De toekomst van de natte natuur in Nederland: eindrapport nationaal onderzoek verdroging. Den Haag.
- Provincie Noord-Brabant, 1992. Streekplan Noord-Brabant.
- Piket, J.J.C., J.T.R. Kalkhoven, A.A. de Veer & W. Vos, 1987. Atlas van Nederland, deel 16: Landschap. Staatsuigeverij, Den Haag.
- RIVM, 1998. Natuurbalans 1998. RIVM, Bilthoven.
- Runhaar, J. & H.A. Udo de Haes, 1994. The use of site factors as ecosystem classification characteristics. In Klijn, F. (ed.), 1994. Ecosystem classification for environmental management. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.
- Runhaar, J., R. van Ek, F. Klijn, R. Ruijtenberg, & R. Stuurman, 1998. Gewenste Grondwatersituatie Natuur, bepaling van de optimale grondwatersituatie op provinciale schaal. Landschap 1998 nr 4.
- Runhaar, J. & M. van 't Zelfde, 1996. Vergelijking ecotooptypen - natuudoeltypen. CML rapport 128. CML, Leiden.
- Runhaar, J. & M. van 't Zelfde, 1999. VEGTOOL\_ALG versie 1.1. Handleiding voor het bepalen van het ecotooptype (ECOTYP) en van het aandeel van de ecologische soortengroepen in een opname (SGPRI). CML, Leiden. In prep.
- Schaminée, J.H.J., A.H.F. Stortelder & V. Westhoff, 1995a. De Vegetatie van Nederland 1. Inleiding en tot de plantensociologie: grondslagen, methoden en toepassingen. Opulus, Uppsala/Leiden.
- Schaminée, J.H.J., E.J. Weeda & V. Westhoff, 1995b. De Vegetatie van Nederland 2. Plantengemeenschappen van wateren, moerassen en natte heiden. Opulus, Uppsala/Leiden.
- Schaminée, J.H.J., E.J. Weeda & V. Westhoff, 1996. De Vegetatie van Nederland 3. Plantengemeenschappen van graslanden, zomen en droge heiden. Opulus, Uppsala/Leiden.
- Schaminée, J.H.J., E.J. Weeda & V. Westhoff, 1998a. De Vegetatie van Nederland 4. Plantengemeenschappen van de kust en van binnenlandse pioniermilieus. Opulus, Uppsala/Leiden.
- Schaminée, J.H.J., A. Jansen & F. Bink, 1998b. Wegen naar Natuurdoeltypen. Ontwikkelingsreeksen en hun indicatoren voor herstelbeheer en natuurontwikkeling (sporen A en B). Rapport IKC Natuurbeheer. IKC, Wageningen.

Scheffer, F. & P. Schachtschabel, 1976. Lehrbuch de Bodenkunde. 9. Auflage, neubearbeitet von Schachtsschabel et al.. Ferdinand Enke Verlag, Stuttgart.

Schouwenberg, E.P.A.G., J.E.M. van Mierlo & D. van der Hoek, 1991. Is vernatting een effectieve maatregel voor het herstel van natte, schrale graslanden? De Levende Natuur 91(4)

Staatsbosbeheer, 1993. Beheersplan voor de periode 1994-2004. De Geelders.

Steur, G.G.L., F. de Vries & C. van Wallenburg, 1987. Bodemkaart van Nederland, schaal 1:50.000: Algemene begrippen en indelingen. 3e editie. Stiboka, Wageningen.

Stevens, R.A.M., J. Runhaar & C.L.G. Groen, 1987. Het CML-ecotopensysteem, een landelijke ecosysteemtypologie toegespitst op de vegetatie. Landschap 4/2: 135-150.

Veldhuizen, A.A., A. Poelman, L.C.P.M. Stuyt en E.P. Querner, 1998. Software Documentation for SIMGRO V3.0. Regional water management Simulator. Technical Document 50. SC-DLO, Wageningen.

Tolkamp, H.H., 1980. Organism-substrate relationships in lowland streams. Proefschrift Vakgroep Natuurbeheer, LH Wageningen. Pudoc, Wageningen.

Waal, R.W. de, 1992. Landschapecologische kartering van Nederland: Bodem en grondwatertrappen. LKN rapport 2 / SC-DLO rapport 132. SC-DLO, Wageningen.

Westhoff, V., P.A. Bakker & G. G. van Leeuwen, 1973. Wilde planten : flora en vegetatie in onze natuurgebieden. Deel 3. Vereniging tot Behoud van Natuurmonumenten in Nederland, Den Haag.

Westhoff, V. & A.J. Den Held, 1975. Plantengemeenschappen in Nederland. 2<sup>e</sup> editie. Thieme & Cie, Zutphen.

Witte, J.P.M., C.L.G. Groen & J.G. Nienhuis, 1994. Het ecohydrologisch voorspellingsmodel DEMNAT-2: conceptuele modelbeschrijving. RIVM, Bilthoven.

Zonneveld, I.S., 1994. Basic principles of classification. In Klijn, F. (ed.), 1994. Ecosystem classification for environmental management. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.



## **Verklarende woordenlijst**

### **Attribuut**

Thematische eigenschap van een (geometrisch) object.

### **Biodiversiteit**

Rijkdom aan soorten.

### **Doelsoort**

Soort waarvoor aandacht vanuit het natuurbeleid nodig is vanwege het huidige (inter)nationale voorkomen en die tevens dient als toetssteen voor de realisatie van de ecologische hoofdstructuur.

### **Diagnostische soort**

Indicator soorten voor natuurdoeltypen, onderverdeeld in constante soorten die in meerdere doeltypen voor kunnen komen en kensoorten die in een doeltype meer of vaker voorkomt dan in andere doeltypen.

### **CML**

Centrum voor Milieukunde Leiden

### **Conditionele standplaatsfactoren**

Standplaatsfactoren die de planten indirect beïnvloeden. Conditionele standplaatsfactoren beïnvloeden direct de operationele standplaatsen.

### **Coverage**

Bestandtype in ArcInfo

### **Ecologische hoofdstructuur (EHS)**

Het samenhangend netwerk van in (inter)nationaal opzicht belangrijke, duurzaam te behouden ecosystemen, zoals opgenomen in Het Natuurbeleidsplan en het Structuurschema Groene Ruimte (Ministerie van LNV, 1990 en 1993).

### **Event theme**

Manner om in ArcView tabellen met coördinaten als punten in ArcView te laden.

### **Dissolve**

Commando in ArcView en ArcInfo waarbij elkaar grenzende polygonen met de zelfde attributen samengevoegd worden tot een polygoon.

**EHS**, zie ecologische hoofdstructuur

### **Ecoserie**

Een ruimtelijke eenheid die homogeen is ten aanzien van de belangrijkste conditionele standplaatsfactoren die voor plantengroei van belang zijn.

**Ecotoop**

Standplaats. Ruimtelijke eenheid die homogeen ten aanzien van de belangrijkste operationele standplaatsfactoren die voor plantengroei van belang zijn. Hier wordt meestal het ecotoop-type volgens de ecotoop-classificatie van het CML (Groen et al., 1993) mee bedoeld.

**Ecotoop-frequentieverdeling**

Verdeling van oppervlakpercentages binnen een ecoserie-polygoon die de verschillende ecotoop-typen innemen.

**Gewenste grondwatersituatie (GGS)**

Een waterhuiskundige situatie die afgestemd is op de eisen van het overheersende landgebruik en in de praktijk realiseerbaar is. In dit onderzoek wordt de GGS voor natuur bedoeld.

**Geometrie**

Kenmerken die betrekking hebben op ruimtelijke vorm en locatie

**GGS**

Zie gewenste grondwater situatie

**Grondwatertrap (GT / GWT)**

Classificatie van hoogste en laagste grondwaterstanden, gebruikt bij o.a. de bodemkaart en de Landschapsecologische Kartering van Nederland.

**GWT / GT**, zie grondwatertrap

**Join**

Relatie tussen twee attributen in verschillende bestanden.

**Kansrijkdom**

Algemeen: de perspectieven voor realisatie van een bepaald natuurdoeltype op een bepaalde plaats. In dit onderzoek: het oppervlak percentage van een ecoserie-polygoon dat geschikt is voor een natuurdoeltype.

**Kensoort**, zie diagnostische soort

**Kilometerhok**

Oppervlak van een vierkante kilometer, begrensd door coördinaatlijnen van het RD-coördinaatsysteem

**Kwel**

Grondwater met een opwaartse stromingscomponent waardoor het water direct of via capillaire opstijging het wortelmilieu beïnvloed.

**Natuurdoeltype**

Nastreefbare combinaties van abiotische en biotische kenmerken op een bepaalde ruimtelijke schaal die bedoeld zijn als hulpmiddel voor het natuurbeleid.

**Operationele standplaatsfactoren**

Standplaatsfactoren die de planten direct beïnvloeden.

**Overlay**

GIS-operatie waarbij nagegaan wordt welke objecten en eigenschappen op dezelfde locatie tegelijk voorkomen.

**Percentiel**

Een waarde gekoppeld aan een bepaald percentage van een set waarnemingen. Met de 75-percentiel wordt de waarde weergegeven waar beneden zich 75% van het totaal aan waarnemingen bevindt.

**Query**

Bevraging van een bestand.

**RIZA**

Rijksinstituut voor Integraal Zoetwaterbeheer en Afvalwaterbehandeling

**Shapefile**

Bestand-type in ArcView.

**SIMGRO**

Regionaal model dat de waterstroming in de onverzadigde zone, het grondwater en het oppervlaktewatersysteem integraal beschrijft (Veldhuizen et al., 1998). De resultaten van SIMGRO zijn gebruikt als scenario van de huidige grondwaterstand.

**Stroomgebied**

De ruimtelijke eenheid waaruit de beek (of rivier) zijn water ontvangt.

**Topologie**

Onderlinge ruimtelijke relaties tussen geometrische objecten.





## Aanhangsel A kansrijkdomkaarten voor natuurdoeltypen

Op de volgende pagina's staat een selectie uit de gemaakte kansrijkdomkaarten. . De selectie is zo gemaakt dat de kaarten illustratief zijn bij de inzichten die uit dit onderzoek naar voren komen.

*Tabel A1 Natuurdoeltypen waarvoor de abiotische kansrijkdom is bepaald en waarvan de kaarten in dit rapport opgenomen zijn.*

<b>Natuurlijke doeltypen van hoofdgroep 3</b>	<b>Kansrijkdomkaarten opgenomen</b>
Hz 3.2 Zoetwatergemeenschap	
Hz 3.3 Rietlandruigte	
Hz 3.4 Ven	X, slechte voorspelling
Hz 3.5 Droog grasland	X, positief gevoelig
Hz 3.6 Bloemrijk grasland	X, onverschillig
Hz 3.7 Vochtig schraalgrasland	X, negatief gevoelig
Hz 3.8 Open zand	X, positief gevoelig
Hz 3.9 Droge heide	X, positief gevoelig
Hz 3.10 Vochtige heide en levend hoogveen	X, negatief gevoelig
Hz 3.11 Struweel, mantel- en zoombegroeiing	
Hz 3.12 Hakhout	
Hz 3.13 Bosgemeenschap van armzand	
Hz 3.14 Bosgemeenschap van leemgrond	X, negatief gevoelig
Hz 3.15 Bosgemeenschap van bron en beek	
Hz 3.16 Bosgemeenschappen van hoogveen	
Hz 3.17 Middenbos	
Hz 3.18 Boombos	X, onverschillig
Hz 3.19 Park-stinzebos	

De kansrijkdomkaarten voor Hz 3.9, Droge heide, en Hz 3.10, Vochtige heide en levende hoogveen, staan afgebeeld op pagina's 49 en 50.



Fig. A1 (zwart/wit kopiëren)

Fig. A2 (zwart/wit kopiëren)

Fig. A3 (zwart/wit kopiëren)

Fig. A4 (zwart/wit kopiëren)

Fig. A5 (zwart/wit kopiëren)

Fig.A6 (zwart/wit kopiëren)



Fig. A7 (zwart/wit kopiëren)



## Aanhangsel B: Toelichting bij de gebruikte bestanden

### ***Bestanden gebruikt bij het opstellen van de ecotoop-frequentieverdelingen en de kansrijkdomkaarten***

---

<b>Ecsbod.e00 / Ecsbod.shp</b>	<b>Het ecoserie_bodem bestand</b>
<b>Korte beschrijving</b>	Ecoserie_bodem bestand voor het studiegebied. Sommige polygonen bestaan uit twee ecoserie-eenheden. Er is dan een verdeling in twee fracties.
<b>Bestandsgrootte</b>	1.349 kb
<b>Soort gegevens</b>	Polygonen (362)
<b>Ruimtelijk eenheid</b>	Meters
<b>Opgeslagen als</b>	Info export / ArcView shapefile
<b>Invoer nauwkeurigheid</b>	Nauwkeurigheid van digitale bodemkaart
<b>Afgeleid van</b>	Standpl.e00
<b>Geografische begrenzing</b>	Studiegebied
<b>Projectie</b>	RD
<b>Bronhouder</b>	RIZA
<b>Contactpersoon</b>	R. van Ek
<b>Opname periode</b>	-
<b>Actualisatie</b>	Niet
<b>Documentatie</b>	Geen
<b>Titel rapport</b>	Ecoseries: Klijn, F., et al., 1997. Ecoseries-2.1, Verbetering en operationalisering van een classificatie van ecoseries voor DEMNAT -2.1. CML rapport 121. CML, Leiden. Huidig bestand: Ek, R. van, et al., 1997. Gewenste Grondwaterstand Noord-Brabant. Deelrapport 1, Methode-ontwikkeling voor het bepalen van de optimale grondwatersituatie voor de sector natuur. RIZA rapport nr. 98.027. RIZA, Lelystad.
<b>Overige opmerkingen</b>	Dit bestand is afgeleid uit het standpl.e00 uit de studie naar de GGS (Van Ek, 1999). Alle attributen behalve voor ecoserie_bodem relevante items zijn in Arc/Info verwijderd met het ArcTables commando <i>purge</i> . Vervolgens zijn de polygonen van aangrenzende, overeenkomstige ecoseries gefuseerd met het Arc commando <i>dissolve</i> . Het Arc/Info bestand is in ArcView geïmporteerd als shapefile.

---

<b>Ecsgwbod.e00 / ecsgtb.shp</b>	<b>Het ecoserieGTbodemkaart bestand</b>
<b>Datum</b>	26 mei 1999
<b>Korte beschrijving</b>	Ecoserie_gwt bestand voor het studiegebied, gebaseerd op de grondwatertrappen van de bodemkaart. Sommige polygonen bestaan uit twee ecoserie-eenheden. Er is dan een verdeling in twee fracties.
<b>Bestandgrootte</b>	1.810 kb
<b>Soort gegevens</b>	Polygonen (576)
<b>Ruimtelijk eenheid</b>	meters
<b>Opgeslagen als</b>	Info export /ArcView shape
<b>Invoer nauwkeurigheid</b>	Nauwkeurigheid van digitale bodemkaart
<b>Afgeleid van</b>	Standple00
<b>Geografische begrenzing</b>	Studiegebied
<b>Projectie</b>	RD
<b>Bronhouder</b>	Altterra
<b>Contactpersoon</b>	M. Metzger, D. Prins
<b>Opname periode</b>	-
<b>Actualisatie</b>	Niet
<b>Documentatie</b>	Geen
<b>Titel rapport</b>	Ecoseries: Klijn, F., et al., 1997. Ecoseries-2.1, Verbetering en operationalisering van een classificatie van ecoseries voor DEMNAT -2.1. CML rapport 121. CML, Leiden. Huidig bestand: Ek, R. van, et al., 1997. Gewenste Grondwaterstand Noord-Brabant. Deelrapport 1, Methode-ontwikkeling voor het bepalen van de optimale grondwatersituatie voor de sector natuur. RIZA rapport nr. 98.027. RIZA, Lelystad.
<b>Overige opmerkingen</b>	Dit bestand is afgeleid uit het standple00 uit de studie naar de GGS (Van Ek, 1999). Alle attributen behalve de voor ecoserie_gw relevante items verwijderd met het ArcTables commando <i>purge</i> . Vervolgens zijn de polygonen van aangrenzende, overeenkomstige ecoseries gefuseerd met het Arc commando <i>dissolve</i> . Het Arc/ Info bestand is in ArcView geïmporteerd als shapefile.

<b>ecsgts.shp</b>	<b>Het ecoserieGTsimgro bestand</b>
<b>Korte beschrijving</b>	Ecoserie_gwt bestand voor het studiegebied, gebaseerd op de GHG en GLG uitkomsten van het hydrologische model SIMGRO.
<b>Bestandgrootte</b>	336 kb
<b>Soort gegevens</b>	Polygonen (661)
<b>Ruimtelijk eenheid</b>	meters
<b>Opgeslagen als</b>	Info export /ArcView shape
<b>Invoer nauwkeurigheid</b>	?
<b>Afgeleid van</b>	ghg+.e00 en glg+.e00
<b>Geografische begrenzing</b>	Deelgebied van het studiegebied volgens de omgrenzing van het model SIMGRO
<b>Projectie</b>	RD
<b>Bronhouder</b>	Altterra
<b>Contactpersoon</b>	F. van der Bolt
<b>Opname periode</b>	-
<b>Actualisatie</b>	Niet
<b>Documentatie</b>	Geen
<b>Titel rapport</b>	Ecoseries: Klijn, F., et al., 1997. Ecoseries-2.1, Verbetering en operationalisering van een classificatie van ecoseries voor DEMNAT -2.1. CML rapport 121. CML, Leiden. SIMGRO: Veldhuizen, A.A., et al., 1998. Software Documentation for SIMGRO V3.0. Regional water management Simulator. Technical Document 50. SAC-DLO Wageningen.
<b>Overige opmerkingen</b>	Zie "opmerkingen bij EcoseriesGTsimgro en Ecoseries GTggs"

<b>ecsgtggs.shp</b>	<b>Het ecoserieGTggs bestand</b>
<b>Korte beschrijving</b>	Ecoserie_gwt bestand voor het studiegebied, gebaseerd op de GHG en GLG uitkomsten van het GGS.
<b>Bestandgrootte</b>	149 kb
<b>Soort gegevens</b>	Polygonen (452)
<b>Ruimtelijk eenheid</b>	meters
<b>Opgeslagen als</b>	ArcView shape
<b>Invoer nauwkeurigheid</b>	?
<b>Afgeleid van</b>	ghg+.e00 en glg+.e00
<b>Geografische begrenzing</b>	Deelgebied van het studiegebied volgens de omgrenzing van het model SIMGRO
<b>Projectie</b>	RD
<b>Bronhouder</b>	RIZA
<b>Contactpersoon</b>	R. van Ek
<b>Opname periode</b>	
<b>Actualisatie</b>	Niet
<b>Documentatie</b>	Geen
<b>Titel rapport</b>	Ecoseries: Klijn, F., et al., 1997. Ecoseries-2.1, Verbetering en operationalisering van een classificatie van ecoseries voor DEMNAT -2.1. CML rapport 121. CML, Leiden. GGS: Ek, R. van, et al., 1997. Gewenste Grondwaterstand Noord-Brabant. Deelrapport 1, Methode-ontwikkeling voor het bepalen van de optimale grondwatersituatie voor de sector natuur. RIZA rapport nr. 98.027. RIZA, Lelystad.
<b>Overige opmerkingen</b>	Zie "opmerkingen bij EcoseriesGTsimgro en Ecoseries GTggs" op pagina 89.

<b>Ecskwel.e00/ Ecskwel.shp</b>	<b>Het ecoserie_kwel bestand</b>
<b>Korte beschrijving</b>	Ecoserie_kwel bestand voor het studiegebied.
<b>Bestandgrootte</b>	1.125 kb
<b>Soort gegevens</b>	Polygonen
<b>Ruimtelijk eenheid</b>	Polygonen
<b>Opgeslagen als</b>	Info export
<b>Invoer nauwkeurigheid</b>	Nauwkeurigheid van digitale bodemkaart
<b>Afgeleid van</b>	Kwelkansbr.e00 en refgws_br.e00
<b>Geografische begrenzing</b>	Studiegebied
<b>Projectie</b>	RD
<b>Bronhouder</b>	RIZA
<b>Contactpersoon</b>	R. van Ek
<b>Opname periode</b>	-
<b>Actualisatie</b>	Niet
<b>Documentatie</b>	Geen
<b>Titel rapport</b>	Ecoseries: Klijn, F., et al., 1997. Ecoseries-2.1, Verbetering en operationalisering van een classificatie van ecoseries voor DEMNAT -2.1. CML rapport 121. CML, Leiden. Huidig bestand: Ek, R. van, et al., 1997. Gewenste Grondwaterstand Noord-Brabant. Deelrapport 1, Methode-ontwikkeling voor het bepalen van de optimale grondwatersituatie voor de sector natuur. RIZA rapport nr. 98.027. RIZA, Lelystad.
<b>Overige opmerkingen</b>	Dit bestand is afgeleid uit de refgws.e00 en kwelkansbr.e00 bestanden uit de studie naar de GGS (Van Ek, 1999). Uit die bestanden zijn alle items behalve de kwelkans verwijderd. In kwelkans.e00 is de juiste ecoseries-kwelkans code toegekend. Vervolgens is een <i>union</i> overlay gemaakt van de twee bestanden. Tot slot zijn elkaar grenzende polygonen met de dezelfde kwelkans met het Arc-commando <i>dissolve</i> gefuseerd.

<b>bxkxgs.shp / bxkxgb.shp / bxkxgg.shp</b>		<b>De volledige ecoserie bestanden</b>
<b>Korte beschrijving</b>	Bestanden waarvan per polygoon de ecoserie_bodem, -kwel en -gwt klassen bekend zijn.	
<b>Bestandgrootte</b>	1.452 kb (bodem) 1.296 kb (SIMGRO) 1.239 kb (GGS)	
<b>Soort gegevens</b>	Polygoon (bodem: 1269) (SIMGRO: 2545) (GGS: 2511)	
<b>Ruimtelijk eenheid</b>	meters	
<b>Opgeslagen als</b>	Shape file	
<b>Invoer nauwkeurigheid</b>	Nauwkeurigheid van digitale bodemkaart	
<b>Afgeleid van</b>	Ecsbod.shp ; eckswel.shp ; ecsqts.shp ; ecsqtb.shp ; ecsqts.shp	
<b>Geografische begrenzing</b>	Studiegebied	
<b>Projectie</b>	RD	
<b>Bronhouder</b>	Alterra	
<b>Contactpersoon</b>	M. Metzger, D. Prins	
<b>Opname periode</b>	-	
<b>Actualisatie</b>	Niet	
<b>Documentatie</b>	Geen	
<b>Titel rapport</b>	-	
<b>Overige opmerkingen</b>	Deze bestanden zijn gevormd door in ArcView eerst een intersect overlay te maken van ecsbod.shp en eckswel.shp (kxb.shp) en van dit bestand vervolgens een intersect overlay te maken met de drie ecsq#s.shp bestanden. Ieder polygoon in de nieuwe bestanden heeft een ID gekregen.	
<b>Ectfreqs.shp / Ectfreqb.shp / Ectfreqg.shp</b>		<b>De bestanden met de ecotoop-frequentieverdelingen en de kansrijkdom voor de natuurdoeltypen.</b>
<b>Datum</b>	oktober 1999	
<b>Korte beschrijving</b>	Bestanden waarvan per polygoon per ecotooptype aangegeven wordt welke fractie van het polygoon ingenomen wordt door het betreffende ecotooptype en per natuurdoeltype wordt aangegeven welk fractie ingenomen wordt door het betreffende natuurdoeltype.	
<b>Bestandgrootte</b>	1.405 kb (bodem) 1.296 kb (SIMGRO) 1.239 kb (GGS)	
<b>Soort gegevens</b>	Polygoon (bodem: 1269) (SIMGRO: 2545) (GGS: 2511)	
<b>Ruimtelijk eenheid</b>	meters	
<b>Opgeslagen als</b>	Shape file	
<b>Invoer nauwkeurigheid</b>	Nauwkeurigheid van digitale bodemkaart	
<b>Afgeleid van</b>	bxkxgs.shp ; bxkxgb.shp ; bxkxgg.shp	
<b>Geografische begrenzing</b>	Studiegebied	
<b>Projectie</b>	RD	
<b>Bronhouder</b>	Alterra	
<b>Contactpersoon</b>	M. Metzger, D. Prins	
<b>Opname periode</b>	-	
<b>Actualisatie</b>	Niet	
<b>Documentatie</b>	Geen	
<b>Titel rapport</b>	OPPTOP21: Klijn, F., et al., 1997. Ecoseries-2.1, Verbetering en operationalisering van een classificatie van ecoseries voor DEMNAT -2.1. CML rapport 121. CML, Leiden. Ecotooptypen: Groen, K, et al., 1993. Uitwerking ecotopensysteem fase III. Herziene landelijke typologie en vertaalsleutels voor Overijssel, Gelderland, Noord-Brabant en Limburg. CML mededeling 49. CML, Leiden. Ecotooptypen – natuurdoeltypen: Runhaar, J. et al., 1996. Vergelijking ecotooptypen - natuudoeltypen. CML rapport 128. CML, Leiden.	
<b>Overige opmerkingen</b>	De attribuuttabel van de ecoserie bestanden (bxkxg#) zijn ingevoerd in het programma OPPTOPT21. Door dit programma zijn aan de tabel kolommen met toegevoeds met per ecotooptype aangegeven wordt welke fractie van het polygoon ingenomen wordt door het betreffende ecotooptype. Door de fractie van de ecotopen die bij een bepaald natuurdoeltype horen op te tellen zijn per natuurdoeltype de fractie gekregen die de natuurdoeltypen in kunnen de polygoon.	

---

**kansrs.shp / kansrb.shp / kansrg.shp**      **De bestanden met de kansrijkdom voor natuurdoeltypen**

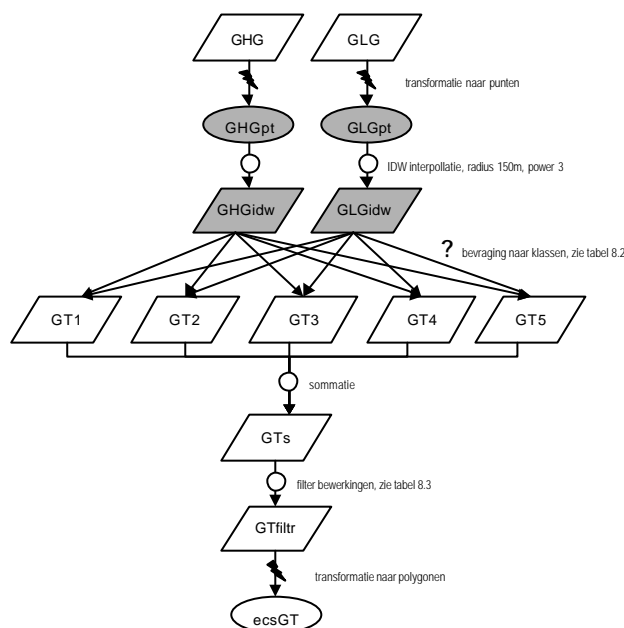
---

<b>Korte beschrijving</b>	Bestanden waarvan per polygoon per natuurdoeltype aangegeven wordt welke fractie van het polygoon ingenomen wordt door het betreffende natuurdoeltype. Per polygoon is zo de kansrijkdom voor de diverse natuurdoeltypen bekend.
<b>Bestandsgrootte</b>	1.405 kb (bodem) 1.296 kb (SIMGRO) 1.239 kb (GGS)
<b>Soort gegevens</b>	Polygonen (bodem: 1269 ) (SIMGRO: 2545) (GGS: 2511 )
<b>Ruimtelijk eenheid</b>	meters
<b>Opgeslagen als</b>	Shape file
<b>Invoer nauwkeurigheid</b>	Nauwkeurigheid van digitale bodemkaart
<b>Afgeleid van</b>	bxxkxgs.shp ; bxxkxgb.shp : bxxkxgg.shp
<b>Geografische begrenzing</b>	Studiegebied
<b>Projectie</b>	RD
<b>Bronhouder</b>	Alterra
<b>Contactpersoon</b>	M. Metzger, D. Prins
<b>Opname periode</b>	-
<b>Actualisatie</b>	Niet
<b>Documentatie</b>	Geen
<b>Titel rapport</b>	OPPTOP21: Klijn, F., et al., 1997. Ecoseries-2.1, Verbetering en operationalisering van een classificatie van ecoseries voor DEMNAT -2.1. CML rapport 121. CML, Leiden. Ecotooptypen: Groen, K, et al., 1993. Uitwerking ecotopensysteem fase III. Herzien landelijke typologie en vertaalsleutels voor Overijssel, Gelderland, Noord-Brabant en Limburg. CML mededeling 49. CML, Leiden.
<b>Overige opmerkingen</b>	De attribuuttabel van de ecoserie bestanden (bxxkxg#) zijn ingevoerd in het programma OPPTOPT21. Door dit programma zijn aan de tabel kolommen met toegevoeds met per ecotooptype aangegeven wordt welke fractie van het polygoon ingenomen wordt door het betreffende ecotooptype.

---

### Opmerkingen bij EcoseriesGTsimgro en EcoseriesGTggs

De grondwaterdata van zowel de GGS als SIMGRO zijn aangeleverd als rasterbestanden (resolutie resp. 100x110m en 245x25 meter) van de gemiddelde hoogste en gemiddelde laagste grondwaterstanden. Voor de ecoseries moest de grondwaterdata in polygonen beschikbaar zijn, volgens de grondwaterklassen van de Landschapsecologische Kartering van Nederland (De Waal, 1992). Onderstaande flowcharts geven weer hoe dit gedaan is. In de data van de GGS studie zaten cellen zonderdata. Dit zijn cellen waar onvoldoende hoogtepunten voor beschikbaar waren. Om hier toch een waarde te krijgen is hier geïnterpoleerd met een IDW (inversed distance weighted interpolation). De rasterbestanden van de grondwaterklassen zijn door middel van enkele filterbewerkingen gegeneraliseerd, zodat het aantal polygonen beperkt bleef.



Figuur B1. Flowchart bij de omzetting van grondwaterdata van de GGS en SIMGRO van rasterbestanden van de Gemiddelde Laagste Grondwaterstand en de Gemiddelde Hoogste Grondwaterstand naar grondwatertrap polygonen volgens de classificatie van de Landschapsecologische Kartering van Nederland. De IDW-interpolatie is alleen bij de GGS-studie toegepast (zie tekst).

Tabel B1. De Gtclassen volgens de Landschapsecologische Kartering van Nederland.

GT1	$([GLG] \leq 50)$
GT2	$([GLG] > 50) \text{ AND } ([GLG] < 80) \text{ AND } ([GHG] \leq 25)$
GT3	$( ([GHG] > 25) \text{ AND } ([GLG] > 50) \text{ AND } ([GLG] < 80) ) \text{ OR } ([GHG] < 40) \text{ AND } ([GLG] > 80)$
GT4	$( ([GHG] > 40) \text{ AND } ([GLG] > 80) \text{ AND } ([GLG] < 120) ) \text{ OR } ( ([GHG] \geq 40) \text{ AND } ([GHG] < 80) \text{ AND } ([GLG] > 120) )$
GT5	$([GHG] > 80) \text{ AND } ([GLG] \geq 120)$

Tabel B2. De filters die gebruikt zijn om het aantal ecoserieGT-polygonen te beperken.

Gebuurte filters in ArcView SIMGRO	GGS
Majority filter, radius 150m	Majority filter, radius 300m Majority filter 3x3, t, t
Boundry clean, t	Boundry clean, t



## ***Bestanden gebruikt bij de controle van de ecotoop-frequentieverdelingen***

---

<b>Vegpunt.shp</b>	<b>De vegetatiegegevens</b>
<b>Korte beschrijving</b>	Shape file met alle vegetatie <i>punt</i> opnamen van het studiegebied zoals uitgezocht door Ed Hazebroek uit de database van vegetatieopnamen. Vegetatieopnamen zijn voorzien van x en y coördinaten, geclassificeerde syntaxomcode (volgens Schaminée et. al) en toegekende syntaxoncodes volgens het toekenningsprogramma ASSOCIA en een nummering volgens het de database. Het bestand bestaat uit 826 opnamen.
<b>Bestandsgrootte</b>	15 kb
<b>Soort gegevens</b>	Punten (826)
<b>Ruimtelijk eenheid</b>	Punten
<b>Opgeslagen als</b>	Shape file
<b>Invoer nauwkeurigheid</b>	Wisselend, 8- en 10-cijferige coördinaten
<b>Afgeleid van</b>	Database van vegetatieopnamen van Alterra
<b>Geografische begrenzing</b>	Studiegebied
<b>Projectie</b>	RD
<b>Bronhouder</b>	Alterra
<b>Contactpersoon</b>	M. Metzger, D. Prins
<b>Opname periode</b>	1970 - 1998
<b>Actualisatie</b>	Niet
<b>Documentatie</b>	Geen
<b>Titel rapport</b>	-
<b>Overige opmerkingen</b>	De shape file is gevormd door een dBase file als <i>event theme</i> in ArcView te importeren en op te slaan als shape file.

---

---

<b>Ect.shp</b>	<b>De ecotooppunten</b>
<b>Korte beschrijving</b>	Voor ieder vegetatieopname uit vegpunt.shp zijn de erbij horende ecotooptypen met het programma ECOTYP bepaald.
<b>Bestandsgrootte</b>	15 kb
<b>Soort gegevens</b>	Punten (826)
<b>Ruimtelijk eenheid</b>	Punten
<b>Opgeslagen als</b>	Shape file
<b>Invoer nauwkeurigheid</b>	Wisselend, 8- of 10-cijferige coördinaten
<b>Afgeleid van</b>	Vegpunt.shp
<b>Geografische begrenzing</b>	Studiegebied
<b>Projectie</b>	RD coördinaten
<b>Bronhouder</b>	Alterra
<b>Contactpersoon</b>	M. Metzger, D. Prins
<b>Opname periode</b>	1970 - 1998
<b>Actualisatie</b>	Niet
<b>Documentatie</b>	ECOTYP: Runhaar, J. et al., 1999. VEGTOOL_ALG versie 1.1. Handleiding voor het bepalen van het ecotooptype (ECOTYP) en van het aandeel van de ecologische soortengroepen in een opname (SGPRI). CML, Leiden. In prep.
<b>Titel rapport</b>	?
<b>Overige opmerkingen</b>	De dBase tabel behorende bij vegpunt.shp is ingevoerd in het programma ECOTYP. Dit programma berekent op basis van de diagnostische waarde van de soorten in de vegetatieopnamen, en hun abundantie, het ecotooptype van de standplaats van de vegetatieopname. Het uitvoerbestand van ECOTYP is via een join aan de punten van het vegpuntbestand geplakt. Het bestand is uiteindelijk gesplitst in aparte bestanden per ecotooptype, i.e. X11pt.shp; X12pt.shp etc.

---

<b>Xabevok#.shp</b>	<b>De correct voorspelde ecotooppunten per grondwater-scenario (20 X 3 bestanden)</b>
<b>Korte beschrijving</b>	De ecotooppunten die binnen polygonen liggen waarvoor het betreffende type ook voorspeld is.
<b>Bestandgrootte</b>	15 kb
<b>Soort gegevens</b>	Punten (aantal wisselt per ecotooptype en per grondwater-scenario)
<b>Ruimtelijk eenheid</b>	Punten
<b>Opgeslagen als</b>	Shape file
<b>Invoer nauwkeurigheid</b>	Wisselend, 8- of 10-cijferige coördinaten
<b>Afgeleid van</b>	Xabpt.shp en ectfreq#.shp
<b>Geografische begrenzing</b>	Studiegebied
<b>Projectie</b>	RD coördinaten
<b>Bronhouder</b>	Alterra
<b>Contactpersoon</b>	M. Metzger, D. Prins
<b>Opname periode</b>	1970 - 1998
<b>Actualisatie</b>	Niet
<b>Documentatie</b>	-
<b>Titel rapport</b>	-
<b>Overige opmerkingen</b>	Per ecotooptype is gekeken welke ecotooppunten binnen een polygoon ligt waar dat ecotooptype voorspeld is. Dit is gedaan aan de hand van een ruimtelijk bevraging (spatial join). De resultaten van deze bevraging is opgeslagen.

## **Bestanden gebruikt bij de controle van de kansrijkdomkaarten**

---

<b>Veg3ab.shp</b>	<b>Geijkte vegetatietypen per doeltype</b>
<b>Korte beschrijving</b>	Per natuurdoeltype zijn de opnamen van de geijkte vegetatie opgenomen.
<b>Bestandsgrootte</b>	2 tot 6 kb
<b>Soort gegevens</b>	Punten
<b>Ruimtelijk eenheid</b>	Punten (aantal wisselt)
<b>Opgeslagen als</b>	Shape file
<b>Invoer nauwkeurigheid</b>	Wisselend, 8- of 10-cijferige coördinaten
<b>Afgeleid van</b>	Database van vegetatieopnamen
<b>Geografische begrenzing</b>	Studiegebied GREINS2, enkele opnamen buiten studiegebied voor dit onderzoek.
<b>Projectie</b>	RD coördinaten
<b>Bronhouder</b>	Alterra
<b>Contactpersoon</b>	M. Metzger, D. Prins
<b>Opname periode</b>	1970 -1998
<b>Actualisatie</b>	Niet
<b>Documentatie</b>	Geijkte typen: Schaminée, J.H.J., A. Jansen et al. 1998b. Wegen maar Natuurdoeltypen. Ontwikkelingsreeksen en hun indicatoren voor herstelbeheer en natuurontwikkeling (sporen A en B). Rapport IKC Natuurbeheer, Wageningen.
<b>Titel rapport</b>	-
<b>Overige opmerkingen</b>	Voor ieder geijkte vegetatie (Schaminée et al, 1998) is een dBase file aangemaakt gemaakt met de vegetatieopnamen van de geijkte vegetaties. Deze zijn omgezet naar shape files.

---

---

<b>Krk3ab#.shp</b>	<b>Bestanden van kansrijke gebieden per natuurdoeltype per grondwater scenario (17 x 3 bestanden)</b>
<b>Korte beschrijving</b>	Per natuurdoeltype en grondwater-scenario's zijn de polygonen waarvan meer dan 50% voor het oppervlak door het betreffende doeltype geschikt.
<b>Bestandsgrootte</b>	60 tot 1.309 kb
<b>Soort gegevens</b>	Polygonen (aantal wisselt)
<b>Ruimtelijk eenheid</b>	meters
<b>Opgeslagen als</b>	Shape file
<b>Invoer nauwkeurigheid</b>	Nauwkeurigheid van de digitale bodemkaart
<b>Afgeleid van</b>	Ectfreq#.shp
<b>Geografische begrenzing</b>	Studiegebied
<b>Projectie</b>	RD coördinaten
<b>Bronhouder</b>	Alterra
<b>Contactpersoon</b>	M. Metzger, D. Prins
<b>Opname periode</b>	-
<b>Actualisatie</b>	Niet
<b>Documentatie</b>	-
<b>Titel rapport</b>	-
<b>Overige opmerkingen</b>	Per natuurdoeltype en grondwater-scenario's zijn de polygonen waarvan meer dan 50% voor het oppervlak door het betreffende doeltype geschikt geselecteerd in ectfreq#.shp en opgeslagen als shape file.

---

---

**Krk3ab#km.shp**      **Bestanden van kansrijke gebieden per natuurdoeltype per grondwater scenario (17 x 3 bestanden) per kilometerhok**

---

<b>Korte beschrijving</b>	Per natuurdoeltype en grondwater-scenario's de kilometerhokken waarin polygonen voorkomen waarvan meer dan 50% voor het oppervlak door het betreffende doeltype geschikt.
<b>Bestandgrootte</b>	wisselt
<b>Soort gegevens</b>	Polygonen (aantal wisselt)
<b>Ruimtelijk eenheid</b>	meters
<b>Opgeslagen als</b>	Shape file
<b>Invoer nauwkeurigheid</b>	Nauwkeurigheid van de digitale bodemkaart
<b>Afgeleid van</b>	Krk3ab#.shp
<b>Geografische begrenzing</b>	Studiegebied
<b>Projectie</b>	RD coördinaten
<b>Bronhouder</b>	Alterra
<b>Contactpersoon</b>	M. Metzger, D. Prins
<b>Opname periode</b>	-
<b>Actualisatie</b>	Niet
<b>Documentatie</b>	-
<b>Titel rapport</b>	-
<b>Overige opmerkingen</b>	Er is een overlay gemaakt van een eenvoudig km-rasterbestand en de krk3ab# shape files.

---

---

**Florbase.dbf**      **FLORBASE bestand voor studiegebied**

---

<b>Korte beschrijving</b>	dBase bestand met voorkomende plantensoorten en coördinaten van kilometerhokken.
<b>Bestandgrootte</b>	wisselt
<b>Soort gegevens</b>	Coördinaten
<b>Ruimtelijk eenheid</b>	Meters
<b>Opgeslagen als</b>	dBase file
<b>Invoer nauwkeurigheid</b>	Onvolledig, wisselend (zie Groen et al., 1992)
<b>Afgeleid van</b>	-
<b>Geografische begrenzing</b>	Deel van studiegebied (oude begrenzing)
<b>Projectie</b>	RD coördinaten
<b>Bronhouder</b>	Stichting Floron
<b>Contactpersoon</b>	W. van der Slikke
<b>Opname periode</b>	1970 - 1998
<b>Actualisatie</b>	ja
<b>Documentatie</b>	-
<b>Titel rapport</b>	FLORBASE: Groen, C.L.G., et al. 1992. FLORBASE; een bestand van de Nederlands flora, periode 1975-1990. CML-rapport nr. 91. CML, Leiden.
<b>Overige opmerkingen</b>	-

---

<b>Fbken3ab.dbf</b>	<b>Diagnostische kensoorten in kilometerhokken per natuurdoeltype</b>
<b>Korte beschrijving</b>	Per natuurdoeltype de diagnostische kensoorten (Schaminée, 1998) per kilometerhok.
<b>Bestandgrootte</b>	wisselt
<b>Soort gegevens</b>	polygonen
<b>Ruimtelijk eenheid</b>	Meters
<b>Opgeslagen als</b>	Shape file
<b>Invoer nauwkeurigheid</b>	Onvolledig, wisselend (zie Groen et al., 1992)
<b>Afgeleid van</b>	Florbase.dbf
<b>Geografische begrenzing</b>	Deel van studiegebied (oude begrenzing)
<b>Projectie</b>	RD coördinaten
<b>Bronhouder</b>	Stichting Floron
<b>Contactpersoon</b>	W. van der Slikke
<b>Opname periode</b>	1970 - 1998
<b>Actualisatie</b>	ja
<b>Documentatie</b>	-
<b>Titel rapport</b>	FLORBASE: Groen, C.L.G., et al., 1992. FLORBASE; een bestand van de Nederlands flora, periode 1975-1990. CML-rapport nr. 91. CML, Leiden.
<b>Overige opmerkingen</b>	Uit het florbase.dbf bestand zijn per natuurdoeltype de kensoorten geselecteerd en geïmporteerd in ArcView. Hier zijn ze als shape file opgeslagen.

<b>Kkrvega#.shp</b>	<b>De correct voorspelde geijkte vegetatiepunten per grondwater-scenario (8 X 3 bestanden)</b>
<b>Korte beschrijving</b>	De vegetatiepunten die binnen polygonen liggen waarvoor het geijkte natuurdoeltype kansrijk is.
<b>Bestandgrootte</b>	10 – 78 kb
<b>Soort gegevens</b>	Punten (aantal wisselt per natuurdoeltype en per grondwater-scenario)
<b>Ruimtelijk eenheid</b>	Punten
<b>Opgeslagen als</b>	Shape file
<b>Invoer nauwkeurigheid</b>	Wisselend, 8- of 10-cijferige coördinaten
<b>Afgeleid van</b>	Veg3ab.shp en krk3ab#.shp
<b>Geografische begrenzing</b>	Studiegebied
<b>Projectie</b>	RD coördinaten
<b>Bronhouder</b>	Alterra
<b>Contactpersoon</b>	M. Metzger, D. Prins
<b>Opname periode</b>	1970 - 1998
<b>Actualisatie</b>	Niet
<b>Documentatie</b>	-
<b>Titel rapport</b>	-
<b>Overige opmerkingen</b>	Per natuurdoeltype is gekeken welke geijkte vegetatiepunten binnen een polygoon ligt waar dat natuurdoeltype voorspeld is. Dit is gedaan aan de hand van een ruimtelijk bevraging (spatial join). De resultaten van deze bevraging is opgeslagen.

**Bestanden gebruikt bij de evaluatie van de huidige bescherming van zeldzame en kansrijke locaties**

<b>EHSdis.hp</b>	<b>Bestaande en begrensde EHS in studiegebied</b>
<b>Korte beschrijving</b>	-
<b>Bestandgrootte</b>	728 kb
<b>Soort gegevens</b>	Polygonen (2)
<b>Ruimtelijk eenheid</b>	meters
<b>Opgeslagen als</b>	Shape file
<b>Invoer nauwkeurigheid</b>	W
<b>Afgeleid van</b>	NAT98.shp
<b>Geografische begrenzing</b>	Studiegebied
<b>Projectie</b>	RD coördinaten
<b>Bronhouder</b>	Alterra
<b>Contactpersoon</b>	H. van Houweling, A. Griffioen
<b>Opname periode</b>	1998
<b>Actualisatie</b>	?
<b>Documentatie</b>	-
<b>Titel rapport</b>	-
<b>Overige opmerkingen</b>	Het bestand is uit het NAT98.shp bestand van heel Nederland geselecteerd d.m.v. clip. Met dissolve zijn polygonen met gelijke attributen samengevoegd.

<b>Ehsectfreq#.shp</b>	<b>Ecotoop-frequentieverdeling en kansrijkdom voor natuurdoeltypen binnen bestaande natuurgebieden per grondwater-scenario</b>
<b>Korte beschrijving</b>	-
<b>Bestandgrootte</b>	1.431 tot 2.363 kb
<b>Soort gegevens</b>	polygonen
<b>Ruimtelijk eenheid</b>	meters
<b>Opgeslagen als</b>	Shape file
<b>Invoer nauwkeurigheid</b>	
<b>Afgeleid van</b>	Ectfreq#.shp en ehdis.shp
<b>Geografische begrenzing</b>	Studiegebied
<b>Projectie</b>	RD coördinaten
<b>Bronhouder</b>	Alterra
<b>Contactpersoon</b>	M. Metzger, D. Prins
<b>Opname periode</b>	1999
<b>Actualisatie</b>	-
<b>Documentatie</b>	-
<b>Titel rapport</b>	-
<b>Overige opmerkingen</b>	De bestanden zijn uit de ectfreq# bestanden geselecteerd d.m.v. clip met ehdis.shp.

## **Aanhangsel C: Samenvatting van de studie naar de Gewenste Grondwaterstand Noord-Brabant**

In opdracht van Provincie Noord-Brabant heeft het RIZA in samenwerking met NITG-TNO, CML en IKC-Natuur onderzoek uitgevoerd naar methodeontwikkeling voor het bepalen van de gewenste grondwater situatie (GGS) voor natuur. Kennis over de GGS voor natuur is van belang in het kader van het Waterhuishoudingsplan (1991) van de Provincie Noord-Brabant. Als proefgebieden zijn het stroomgebied van de Beerze en de Reusel en het gebied Zundert-Zevenbergen gekozen.

Bij de gewenste grondwaterstand voor natuur wordt gestreefd naar een situatie waarbij bodem, hydrologie en vegetatie met elkaar in evenwicht verkeren. Als referentie is daarbij uitgegaan van de situatie zoals die de eerste helft van deze eeuw nog aanwezig was.

Er wordt van uitgegaan dat uit bodemprofielkenmerken kan worden afgelezen welke hydrologische condities heersten tijdens de bodemvorming. Per bodemtype wordt een 'natuurlijke' grondwaterstand bepaald. Door het combineren met de hoogtekartaart wordt de optimale grondwaterstand voor natuur bepaald: de referentie-grondwaterstand.

Voor het bepalen van de referentie kwelkaart is gebruik gemaakt van de bodemkaart, de Militaire Topografische kaart 1850, de hoogtepuntenkaart (1:10.000) en de stijghoogtekartaart voor het ondiep watervoerend pakket. Uiteindelijk wordt de kwelkans in de vijf LKN-klassen gegeven voor het hele studiegebied.

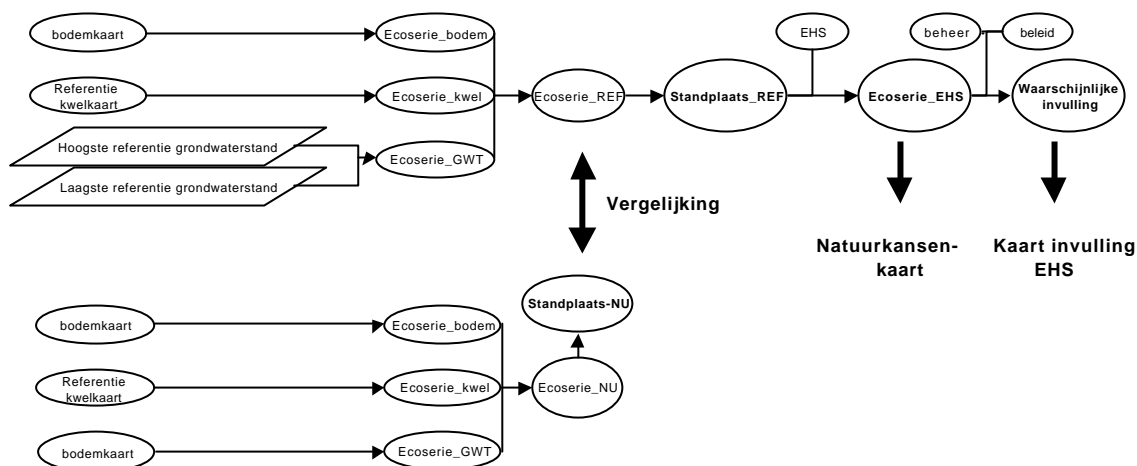
Uit de referentie-grondwaterstand, de referentie kwelkaarten en de bodemkaart zijn voor de studiegebieden ecoseriekaarten gemaakt. Deze zijn vervolgens omgezet naar standplaatsvoorspellingen. De aldus verkregen referentie-standplaatsvoorspellingen worden vervolgens vergeleken met huidige standplaatsvoorspellingen. Deze zijn bepaald aan de hand van de huidige bodemkaart GWT-informatie in plaats van de referentie-grondwaterstanden.

Het verschil in standplaats voorspellingen komt overeen met de verwachting: de referentie grondwatersituatie geeft waardevolle standplaatsen een hogere kans.

Vervolgens wordt binnen de EHS een natuurkansenkaart gemaakt. In feite is dit een ecoseriekaart voor de EHS. Hierna wordt, met uitzondering van het multifunctioneel bos, een invulling gegeven van ecologische streefbeelden voor het gebied. Hierbij wordt rekening gehouden met het feit dat beheer niet drastisch zal veranderen en dat bestaande natuurwaarden geoptimaliseerd zullen worden. Bij deze kaart wordt ook rekening gehouden met het huidige landgebruik.

In de onderstaande flowchart staat gevolgde methode van de studie zeer schematisch weergegeven.

Schema van gevolgde methode bij GGS-studie



Figuur C1. Schematische samenvatting van de GGS-studie.

**Bron:**

Ek, R. van, F. Klijn, H. Runhaar, R. Stuurman, W. Tamis & J. Reckman, 1997. Gewenste Grondwaterstand Noord-Brabant. Deelrapport 1, Methode-ontwikkeling voor het bepalen van de optimale grondwatersituatie voor de sector natuur. RIZA rapport nr. 98.027. RIZA, Lelystad.