

32(446)(503)2^e ed.

**BIBLIOTHEEK
STARINGGEBOUW**

Naar een ecologische landschapsindex

**Een verkenning naar de methode om variatie en kenmerkendheid van
landschappen te bepalen**

W.L.C. Salden



Rapport 503

Onderzoekreeks Nota Landschap nr. 7

+ 5 hcd.

DLO-Staring Centrum, Wageningen, 1997

12/04/2017

08 JULI 1997

REFERAAT

W.L.C. Salden, 1997 *Naar een ecologische landschapsindex; een verkenning naar de methode om variatie en kenmerkendheid van landschappen te bepalen*. Wageningen, DLO-Staring Centrum. Rapport 503/Onderzoekreeks Nota Landschap nr. 7. 78 blz.; 16 fig.; 4 tab.; 30 ref.; 11 aanh.

Er is gezocht naar meetbare graadmeters om het landschapsbeleid te evalueren. Uiteindelijk zijn wiskundige en statistische indexmethoden gebruikt en ontwikkeld voor twee kwaliteitscriteria voor de ecologische kwaliteit van landschappen (ecosecties): variatie en kenmerkendheid. Hiermee is een deel van de ecosecties van Nederland geïndexeerd. De resultaten tonen weinig verschillen tussen de ecosecties, wat voornamelijk komt door de geringe ecologische resolutie van de beschikbare gegevens. In de discussie is aandacht besteed aan de beleidsrelevantie, meetbaarheid, stuurbaarheid, herhaalbaarheid en aansprekendheid van resultaten en methode voor het landschapsbeleid.

Trefwoorden: ecologie, landschapsbeleid

ISSN 0927-4499

©1997 DLO-Staring Centrum, Instituut voor Onderzoek van het Landelijk Gebied (SC-DLO)
Postbus 125, 6700 AC Wageningen.
Tel.: (0317) 474200; fax: (0317) 424812; e-mail: postkamer@sc.dlo.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 DLO-Staring Centrum.

DLO-Staring Centrum aanvaardt geen aansprakelijkheid voor eventuele schade voortvloeiend uit het gebruik van de resultaten van dit onderzoek of de toepassing van de adviezen.

*'God save us, now they're murdering
another winding road,
and another lovely countryside
will take another load
of pantehnicon and car and motorbike.
They're busy making bigger roads,
and better roads and more,
so that people can discover
even faster than before
that everything is everywhere alike.*

uit: 'Grooks' van de Deense dichter Piet Hein

Inhoud

| | blz. |
|---|------|
| Woord vooraf | 9 |
| Samenvatting | 11 |
| 1 Inleiding | 13 |
| 1.1 Beleidskader | 13 |
| 1.2 Doel van het onderzoek | 14 |
| 1.3 Bestaande meetnetten met verwante graadmeters | 14 |
| 1.4 Het landschapsecologische begrippenkader | 15 |
| 1.4.1 Het begrip landschap | 15 |
| 1.4.2 Relatie tussen natuurfuncties en de criteria kenmerkendheid en variatie | 16 |
| 1.5 Ecologische indexering van landschappen | 17 |
| 1.5.1 Kort overzicht reeds bestaande studies | 18 |
| 1.5.2 De graadmeter 'variatie' | 18 |
| 1.5.3 De graadmeter 'kenmerkendheid' | 20 |
| 1.6 Inperking van de studie | 21 |
| 2 De ecologische landschapsindex: dataset en methode | 23 |
| 2.1 De dataset: het LKN-bestand | 23 |
| 2.1.1 Het LANDSCHAP-bestand: hierarchie in landschappen | 23 |
| 2.1.2 Het IPI-ECO-bestand: de ecotooptypen | 25 |
| 2.2 Methode index 'variatie' | 27 |
| 2.2.1 Aantal verschillende ecotooptypen (ecotooptypenrijkdom) | 28 |
| 2.2.2 De gelijkmatigheid in de verdeling ('evenness') | 28 |
| 2.3 Methode index 'kenmerkendheid' | 30 |
| 3 Resultaten voor het proefbestand | 33 |
| 3.1 Variatie | 33 |
| 3.1.1 Aantal verschillende ecotooptypen (ecotooptypenrijkdom) | 33 |
| 3.1.2 De gelijkmatigheid van de verdeling ('evenness') | 34 |
| 3.2 Kenmerkendheid | 35 |
| 4 Discussie, conclusies en aanbevelingen | 37 |
| 4.1 Discussie | 37 |
| 4.1.1 Beleidsrelevantie | 37 |
| 4.1.2 Meetbaarheid | 38 |
| 4.1.3 Stuurbaarheid | 40 |
| 4.1.4 Herhaalbaarheid | 40 |
| 4.1.5 Aansprekendheid | 40 |
| 4.2 Conclusies | 41 |
| 4.3 Aanbevelingen | 42 |
| Literatuur | 43 |

Aanhangsels

| | |
|--|----|
| A Bestaande indexeringen op landschapsecologisch gebied | 49 |
| B Lijst van aantal deelgebieden per ecosectie | 57 |
| C Selectie deelgebieden | 59 |
| D Deelgebieden binnen ecosecties | 61 |
| E Ecotypen van ecosecties uit het proefgebied | 65 |
| F Deelgebieden van de ecosectie 'Beekdallandschap' uit het ecodistrict 'Drents Keileemplateau' | 67 |
| G Indexwaarden voor de aspecten van variatie en kenmerkendheid voor deelgebieden van de ecosectie 'Beekdallandschap' uit het ecodistrict 'Drents Keileemplateau' | 69 |
| H Indexwaarden voor de aspecten van variatie en kenmerkendheid voor de ecosecties uit het proefgebied | 71 |
| J Indexwaarden voor 'Overall'-kenmerkendheid voor de ecosecties uit het proefgebied | 73 |
| K Interne spreiding van ecosecties in het proefgebied | 75 |
| L Relatieve afstanden van ecosecties tot anderen uit het proefgebied | 77 |

Woord vooraf

In de maanden februari-augustus 1996 is onderzoek uitgevoerd naar de mogelijkheden voor de ontwikkeling van een ecologische landschapsindex gebruik makend van de Landschapsecologische Kartering van Nederland, LKN (Bolsius et.al., 1994) De ontwikkeling van deze ecologische landschapsindex vormt een onderdeel van de onderzoeksactiviteiten in het kader van het Meetnet Landschap. Het onderzoek is uitgevoerd in opdracht van het IKC-Natuurbeheer.

Het onderzoek is begeleid door drs. W.B. Harms (SC-DLO) en ir. J. Vissers (IKC-n), later opgevolgd door ir. L. van den Aarsen (IKC-n). Een speciaal woord van dank richt zich tot drs. F. Klijn van het Centrum voor Milieukunde te Leiden (CML) voor zijn kritische noot ten aanzien van de methodische aspecten binnen het onderzoek, dr. J. Klijn voor zijn redactionele hulp en drs. J. Oude Voshaar en dr. C. ter Braak van DLO-Groep Landbouwwiskunde (GLW-DLO) voor hun bijdragen aan de statische methodieken van dit onderzoek. Ten slotte nog een woord van dank aan ir. O. Roosenschoon en ing. P. Verweij van de afdeling Landschapsecologie van SC-DLO voor hun ondersteuning op het gebied van de software en 'last but not least' uiteraard 'roommate' ir. P. Kuivenhoven voor zijn aanvankelijke taak als medeonderzoeker en zijn uiteindelijke taak als praatpaal en vraagbaak.

Samenvatting

Om een effectief landschapsbeleid te kunnen voeren dienen beleidsdoelen vertaald te worden in meetbare parameters: graadmeters. In deze studie is onderzocht hoe twee ecologische graadmeters op landschapsschaal operationeel gemaakt zouden kunnen worden: variatie en kenmerkendheid. Variatie valt hierbij uiteen in twee aspecten: het aantal verschillende ecotooptypen in een landschap (de ecotooptypenrijkdom) en de gelijkmatigheid in de verdeling van deze verschillende ecotooptypen in een landschap (de 'evenness'). Kenmerkendheid is opgevat als de mate waarin een landschap in frequentieverdeling van ecotooptypen afwijkt van het meest verwante landschap.

Als eenheid van landschap is de ecosectie-indeling uit het LKN-bestand LANDSCHAP gehanteerd, terwijl voor de inventarisatie van ecotooptypen de grove IPI's uit het LKN-bestand IPI-ECO gebruikt zijn. Op basis van een kleine literatuurstudie zijn wiskundige en statistische indexmethoden gehanteerd en ontwikkeld als meetbare graadmeters. Vervolgens zijn voor een deel van de ecosecties van Nederland deze indices berekend: het proefbestand.

Zowel de resultaten uit de indexberekening voor de aspecten van variatie als de resultaten van de kenmerkendheidsindexering laten relatief weinig differentiatie zien tussen de geïndexeerde ecosecties. De verschillen in ecotooptypenrijkdom zijn marginaal, de gelijkmatigheid in de verdeling van de verschillende ecotooptypen duidt in het algemeen op grootschaligheid van het landgebruik en wat kenmerkendheid betreft is de mate van verwantschap tussen de ecosecties op basis van frequentieverdeling van ecotooptypen vaak erg groot, wat zou kunnen duiden op een sterke nivellering tussen de verschillende ecosecties.

De resultaten en de indexmethoden zijn ten slotte besproken aan de hand van criteria als beleidsrelevantie, meetbaarheid, stuurbaarheid, herhaalbaarheid en aansprekendheid. Hieruit volgde een uitgebreide discussie, waaruit een overkoepelende conclusie getrokken zou kunnen worden: de gehanteerde indexmethoden lijken bruikbaar als graadmeters voor het landschapsbeleid. De basisgegevens waarop de indexmethodes gebaseerd zijn, bleken echter onder de maat. Met name de ecologische resolutie van het gebruikte ecotopenbestand schiet tekort. De conclusies moeten dan ook met enige voorzichtigheid beoordeeld worden. Meer ecologische resolutie in een 'up-to-date' ecotooptypenbestand met meer detail in vegetatief opzicht zou tot duidelijkere resultaten hebben geleid.

Het verdient daarmee aanbeveling om eerst te zorgen voor een dergelijk bestand en daarna een herhaling van de exercitie uit te voeren op basis van de indexmethoden uit dit onderzoek. Daarnaast dienen de ecologische doelstellingen van het landschapsbeleid nader uitgewerkt te worden ten behoeve van een beleidsevaluatie.

1 Inleiding

In dit hoofdstuk zal het verband tussen het landschapsbeleid en de doelstelling van dit onderzoek gelegd worden. Verder worden de kernbegrippen van het onderzoek toegelicht en het onderwerp nader afgebakend.

1.1 Beleidskader

In het natuur- en landschapsbeleid bestaat in toenemende mate behoefte aan controleerbaarheid van beleid: voldoen de resultaten aan de verwachtingen? Om de doelmatigheid van beleid te kunnen bepalen (ex post evaluatie) dienen beleidsdoelen te worden vertaald in meetbare parameters: graadmeters (in de wetenschappelijke literatuur wordt veelal het begrip index hiervoor gehanteerd). Daarnaast dienen omwille van de vergelijkbaarheid ook de veronderstelde effecten van het voorgenomen beleid (ex ante evaluatie) in deze graadmeters te worden uitgedrukt.

Het Natuurbeleidsplan

Voor het beleid ten aanzien van natuur en landschap zijn in het Natuurbeleidsplan (Min. LNV, 1990) kwaliteitsdoelen geformuleerd. 'Duurzame instandhouding, herstel en ontwikkeling van natuurlijke en landschappelijke waarden' vormen het hoofddoel. Onder natuurlijke en landschappelijke waarden worden in deze nota verstaan:

- ecologische waarden,
- aardkundige waarden,
- cultuurhistorische waarden,
- belevingswaarden.

Men onderscheidt daarbij een aantal kwaliteitscriteria. Voor de ecologische waarden zijn dit:

- verscheidenheid,
- natuurlijkheid,
- kenmerkendheid.

Deze criteria zijn later uitgewerkt in graadmeters op het niveau van doelsoorten (Bal et al., 1995). Graadmeters op het landschapsniveau zijn echter niet onderscheiden, hoewel het NBP deze niveaus wel belangrijk acht.

De Nota Landschap

In de later verschenen Nota Landschap uit 1992 (Min. LNV, 1992) wordt het landschapsbeleid geformuleerd als 'behoud, het herstel en de ontwikkeling van een kwalitatief hoogwaardig landschap', dat wil zeggen een landschap waar **identiteit** en **duurzaamheid** centraal staan. Landschappelijke kwaliteit wordt binnen deze nota gerelateerd aan drie kwaliteitsaspecten (de '3 E's'):

- ecologische kwaliteit,
- esthetische kwaliteit,
- economisch-functionele kwaliteit.

Evenals in het Natuurbeleidsplan worden de kwaliteitsaspecten verder opgesplitst in kwaliteitscriteria. Voor ecologische kwaliteit zijn dit:

- variatie,
- samenhang,
- milieukwaliteit.

Voor het landschapbeleid zijn deze aspecten echter nog minder ver uitgewerkt in graadmeters dan voor het natuurbeleid.

Uit het bovenstaande kan worden geconcludeerd dat een graadmeter gemist wordt, c.q. nog ontwikkeld dient te worden, zowel voor het natuurbeleid op landschapsniveau alsook voor het ecologische aspect van het landschapsbeleid. Bij een consistent beleid zullen beide beleidsterreinen evenwel in hoge mate verwant moeten zijn aan elkaar.

1.2 Doel van het onderzoek

Op grond van het gestelde in de voorgaande paragraaf kan het doel van het onderzoek als volgt worden geformuleerd:

Het ontwikkelen van een ecologische graadmeter (= index) op landschapsniveau als graadmeter voor:

- het ecologische aspect van het landschapsbeleid,
- het landschappelijke aggregatieniveau van het natuurbeleid.

1.3 Bestaande meetnetten met verwante graadmeters

Voor het toetsen van het voorgenomen beleid aan de resultaten en voor het signaleren van onbedoelde ontwikkelingen is het nodig op hoofdlijnen inzicht te hebben in de 'toestand van het landschap' en de veranderingen daarin. Dit vraagt om een meetinstrument. Twee meetnetten kunnen worden genoemd, die voor het onderwerp van deze studie van belang zijn, namelijk het Netwerk Ecologische Monitoring (NEM) en het Meetnet Landschap. Daarnaast is in ontwikkeling het meetnet Groene Ruimte, dat zich o.a. tot doel stelt om de twee genoemde meetnetten te integreren/aggregeren en andere zaken toe te voegen.

In het Netwerk Ecologische Monitoring, dat voor een belangrijk deel bedoeld is om bestaande ecologische monitoringsprojecten op elkaar af te stemmen, worden acht meetdoelen onderscheiden, die betrekking hebben om drie aggregatieniveaus: de soort/populatie, het ecosysteem en het landschap (Bisseling et al., 1995).

Het ontwerp van het Meetnet Landschap onderscheidt negen meetdoelen, die tezamen een indruk moeten gaan geven van de toestand van het Nederlandse landschap (Dijkstra & De Roos-Klein Lankhorst, 1995). Eén van deze meetdoelen moet inzicht gaan geven in de af- of toename van de ecologische kwaliteit in het kader van het landschapsbeleid. Het meetdoel is als volgt geformuleerd: 'Het signaleren van de veranderingen in kenmerkende landschapsecologische patronen'.

In beide meetnetten is derhalve sprake van het signaleren van veranderingen in landschapsecologische patronen. In het Meetnet Landschap wordt hieraan bovendien het kwaliteitscriterium 'kenmerkend' toegevoegd. Het ontwikkelen van een ecologische landschapsindex past dus bij beide meetdoelen.

1.4 Het landschapsecologische begrippenkader

Alvorens het begrip 'ecologische landschapsindex' nader te definiëren als graadmeter voor beide meetdoelen, is het van belang stil te staan bij de betekenis van een dergelijke graadmeter voor het beleid. Met andere woorden: Wat wil men met een ecologisch beleid op landschapsniveau en wat is de ecologische betekenis van begrippen als 'variatie', 'samenhang' en 'kenmerkendheid'? Dit vraagt allereerst om een korte beschouwing over de ecologische betekenis van het begrip landschap.

1.4.1 Het begrip landschap

Vanuit de ecologische invalshoek kan het landschap worden gezien als een open systeem aan het aardoppervlak, gevormd door alle daar spelende processen inclusief de fysische en de biologische processen en de processen in de noösfeer (Zonneveld, 1990). De volgende processen spelen:

- abiotische processen (geologische, geomorfologische, hydrologische en bodemkundige processen);
- biotische processen (o.a. successie, begrazing, populatiedynamiek en dispersie);
- antropogene processen (ruimtegebruik, beheer, milieu-emissie).

De invloed van deze processen blijft soms beperkt tot eenzelfde ruimtelijke eenheid met min of meer homogene abiotische omstandigheden (ecotoop). We spreken dan van invloed via de topologische of verticale ecosysteembetrekkingen. Processen met een ruimtelijk karakter (bv. grondwaterstroming, dispersie) kunnen echter ook invloed uitoefenen op andere ecotopen (chorologische of horizontale ecosysteembetrekkingen). Door deze processen ontstaat een bepaald patroon van ecotopen. Landschap kan dus worden opgevat als de ruimtelijke weergave van een samenhangend stelsel van topologische en chorologische ecosysteembetrekkingen: een patroon van ecotopen.

Nu zijn op verschillende hierarchische niveaus en schalen geografische eenheden ('landschappen') te onderscheiden, die onderling verschillen in op dat niveau relevante processen en relaties. Wanneer in het beleid gesproken wordt van land-

schappen, dan wordt vaak bedoeld op deze onderling verschillende, geografische eenheden op een bepaald niveau (o.a. Klijn, 1995). In beleidsmatig opzicht kan daarom beter een andere definitie van landschap worden gebruikt, namelijk: landschap als karakteristieke rangschikking of ordening van ecosystemen (c.q. ecotopen) (vgl. Harms et al., 1981; Vos & Stortelder, 1992). De vraag die dan beantwoord moet worden is: Wat is nu de ecologische betekenis van de verschillen in patroon van ecotopen, dat we een landschap noemen, voor het natuur- en landschapsbeleid?

1.4.2 Relatie tussen natuurfuncties en de criteria kenmerkendheid en variatie

In het Globaal Ecologisch Model (Van der Maarel & Dauvellier, 1978) worden verschillende functies genoemd die de natuur vervult voor mens en maatschappij. Deze functies zijn samengebracht tot vier hoofdgroepen:

- productiefuncties, de natuur levert producten die voor de mens van nut zijn;
- draagfuncties, de natuur levert het 'substraat' voor verschillende gebruiksfuncties;
- informatiefuncties, de natuur als bron van informatie;
- regulatiefuncties, het regelmechanisme van de natuur.

Door Van der Maarel & Dauvellier worden de informatie- en regulatiefuncties als ecologische functies betiteld: hoe meer 'natuur' hoe beter deze functies worden vervuld.

De betekenis van een karakteristieke ordening kan op de eerste plaats gelegen zijn in de wijze waarop de landschapsvormende processen van abiotische en antropogene aard in het landschapspatroon 'afleesbaar' zijn. Het betreft hier een aspect van de **informatiefunctie**. De beleidsmatige betekenis ervan is gelegen in het feit dat een aantal processen, met name van antropogene aard (rationele landbouwontwikkeling, urbanisatie e.d.), een sterk nivellerend effect (afname van informatiewaarde) hebben op het landschap, terwijl andere processen, met name van abiotische aard maar ook antropogene, een differentierende werking (toename aan informatiewaarde) op het landschap hebben.

Zo kon in het begin van deze eeuw sprake zijn van een karakteristieke ordening, omdat menig grondgebruik sterk aan fysische beperkingen was gebonden en abiotische verschillen zich dus direct weerspiegelden in het landschappelijk patroon. In sommige gevallen kon een antropogeen proces, bijvoorbeeld het oude potstalsysteem van de pleistocene zandgronden, hieraan nog differentiatie toevoegen. Het huidige landschapsbeleid heeft de opgave om waar mogelijk planmatig het karakteristieke verband tussen abiotische potentie, beplanting en ruimtegebruik te herstellen of opnieuw vorm te geven. Een ecologische index is zo een hulpmiddel voor de beantwoording van de vraag: In welke mate is er (nog of wederom) sprake van een karakteristiek verband tussen het huidige ecotopenpatroon en het onderliggende abiotische patroon? Er dient dus een index te worden ontwikkeld, welke een graadmeter inhoudt voor de ecologische karakteristiek of kenmerkendheid van landschappen zoals hierboven is vermeld.

Een tweede betekenis voor het natuur- en landschapsbeleid, die aan verschil in patroon van ecotopen kan worden toegekend, hangt eveneens samen met de **informatiefunctie** en heeft betrekking op het begrip variatie. Een variatie in ecotooptypen, verschillen binnen een landschap, biedt gunstige condities voor een hoge biodiversiteit. Deze variatie aan ecotooptypen kan ontstaan als resultaat van natuurlijke processen, waarin externe storing en ecosysteemontwikkeling in balans zijn en leiden tot een kleinschalig mozaïek aan levensgemeenschappen. Bij afwezigheid van natuurlijke exogene invloeden kan de externe storing echter ook worden geïnduceerd door antropogene invloed op kleine schaal (bv. kleinschalige ontgronding, ontvening). In beide gevallen kan de variatie aan ecotooptypen een indicatie zijn voor het optreden van soortenrijke situaties. Niet alleen planten- en diersoorten reageren echter op een rijk landschapspatroon, ook in recreatief opzicht hebben deze landschappen een hoge informatiewaarde. Er dient dus een index te worden ontwikkeld, welke ook een graadmeter inhoudt voor de ecosysteemvariatie van landschappen.

Een derde betekenis, die kan worden gehecht aan een karakteristieke ordening van ecotopen, hangt samen met de **regulatiefunctie**. Het betreft de rol die een ordening van ecosystemen kan spelen bij de handhaving van het samenhangende stelsel aan ecosysteembetrekkingen. Naar mate een bepaald landschap meer betrekkingen onderhoudt met omringende landschappen, zowel van abiotische, biotische als antropogene aard, is zijn betekenis (in negatieve of positieve zin) groter voor de handhaving van deze omringende landschappen (Vos et al., 1982). Een landschap, dat bijvoorbeeld is gelegen op de hogere zandgronden kan door een karakteristieke ordening aan ecosystemen een positieve invloed uitoefenen op een lager gelegen landschap door inzijging van schoon water en een grondwaterstroom naar een verder weg gelegen kwelgebied. Tevens kan hetzelfde landschap bosgebieden bevatten die het rustgebied vormen van vogelsoorten die elders fourageren. De index zou ook in deze zin een graadmeter dienen in te houden voor de relationele betekenis van landschappen. In deze studie is de ontwikkeling van een dergelijke 'relatie'-graadmeter om praktische redenen niet verder uitgewerkt en is ervoor gekozen om alleen de informatiefunctie van het landschap uit te werken, en wel in de indices **variatie** en **kenmerkendheid**.

1.5 Ecologische indexering van landschappen

In deze paragraaf zal een kort overzicht gegeven worden van literatuur betreffende reeds bestaande studies met betrekking tot de ecologische graadmeters variatie en kenmerkendheid. Tevens zullen in deze paragraaf beide graadmeters nader gedefinieerd worden.

1.5.1 Kort overzicht reeds bestaande studies

Het trachten te komen tot een ecologische index op landschapsniveau is geenszins een nieuwe onderzoeksactiviteit. In de Nederlandse literatuur alsook op internationaal gebied zijn verschillende studies bekend. In het verleden zijn bovendien vele waarderingscriteria ontwikkeld en gebruikt die eveneens gerekend kunnen worden tot ecologische landschapsindices (bv.. Burggraaff et al., 1979).

Een van de bekendste indices met betrekking tot **variatie** is ongetwijfeld de Shannon-Weaver-index (Shannon & Weaver, 1962). Deze variatiemaat is in vele studies in vele variaties toegepast. Een andere veel gebruikte index op landschapsniveau is de bèta- of ecosysteemdiversiteitsindex van Whittaker (Whittaker, 1975). Verder worden in de literatuur genoemd de Contagion-index, een maat voor 'geclusterd voorkomen' (O'Neill et al., 1988) en een groep van indices die vorm en omtrek betrekken bij de variatieberekening: de Shape-indices (o.a. Iverson, 1988; Forman & Godron, 1986, O'Neill et al., 1988 en voor toepassing ervan op Nederland: Hulshoff, 1995). Een belangrijk aspect bij het meten van variatie is de 'eveness-index', de mate van gelijke verdeling van de verschillende typen (bv. plantensoorten), waaruit de variatie is opgebouwd (o.a. Pielou, 1966; Klijn, 1982).

Op het gebied van **kenmerkendheid** is de literatuur veel minder uitgebreid. Ik noem slechts enkele Nederlandse studies, te weten de 'Mutual Information Value' van Kwakernaak (1982) en Vos & Stortelder (1992) en de C-waardenberekening van Farjon et al. (1983) op basis van frequentieverdeling van ecotooptypen over verschillende landschapstypen, in die studie ecochoren genoemd.

In aanhangsel A wordt meer in detail ingegaan op de verschillende formules die voor deze graadmeters zijn ontwikkeld. Verder wordt hierin ook een korte beschouwing gewijd aan de voor- en nadelen, die bij gebruik van deze indices voor het doel van deze studie gebonden zijn.

1.5.2 De graadmeter 'variatie'

Onder de index 'variatie' wordt meestal verstaan: de graadmeter die het aantal verschillende ecotooptypen binnen een landschap (ecosectie of deelgebied van een ecosectie) aangeeft. Op basis van de literatuur blijken echter verschillende aspecten te worden onderscheiden:

- het aantal verschillende ecotooptypen in een landschap (= ecotooptypenrijkdom),
- de mate waarin de verschillende ecotooptypen gelijk verdeeld zijn in het landschap (= 'evenness'),
- het ruimtelijke patroon van ecotopen in een landschap.

Het aantal verschillende ecotooptypen (de ecotooptypenrijkdom)

Het aantal verschillende ecotooptypen volgt uit de frequentieverdeling van ecotooptypen in het landschap. Onder frequentieverdeling van ecotooptypen wordt

verstaan: het voorkomen (in percentages) van verschillende ecotooptypen binnen landschappen.

De gelijkmatigheid in de frequentieverdeling (de 'evenness')

Een landschap met een bepaald aantal aanwezige ecotooptypen kan nog steeds een ongelijkmatig verdeeld beeld opleveren door het voorkomen van één dominant ecotooptype t.o.v. de rest, terwijl een ander landschap met een gelijk aantal co-dominante ecotooptypen een gelijkmatig verdeeld beeld oplevert (fig. 1). Deze mate van gelijke verdeling wordt 'evenness' genoemd. De 'evenness' van het landschap geeft ook een zekere indicatie voor de schaligheid van het landschap. Een landschap dat gedomineerd wordt door één enkel ecotooptype zal in alle gevallen ook een grootschalig landschap zijn. Het omgekeerde is echter niet altijd het geval: bij co-dominanties is het ruimtelijke patroon doorslaggevend. De relatie van dit aspect van variatie met ecologische kwaliteit zit in het feit dat grootschalige landschappen een lage soortenrijkdom bevatten in vergelijking tot kleinschalige landschappen.

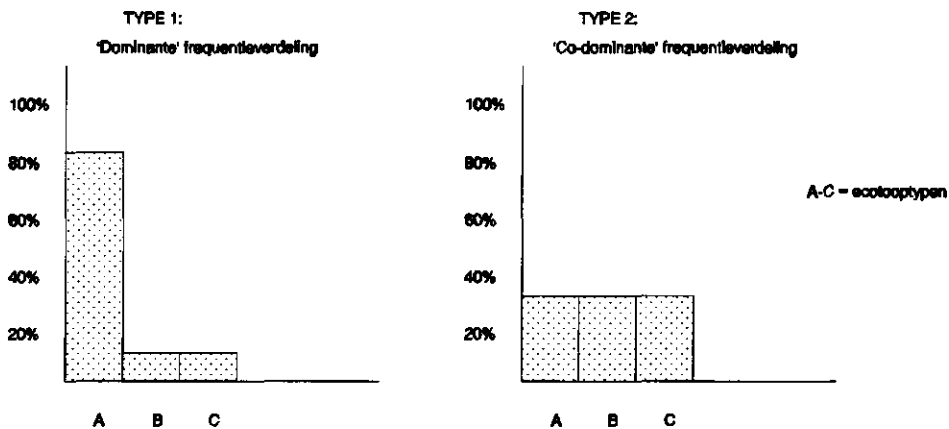


Fig. 1 Voorbeelden van 2 mogelijke frequentieverdelingen (van ecotooptypen A, B en C) binnen landschappen

Het ruimtelijke patroon van de verdeling

Onder ruimtelijke patroon wordt verstaan: de ordening die de ecotopen vertonen in de ruimte. Deze opvatting van ruimtelijk patroon kan als volgt voorgesteld worden: een landschap bevat twee typen ecotopen: A en B. De ruimtelijke verdeling van de kilometerhokken binnen een landschap is aaneengesloten wanneer de ecotopen van het type A en die van het type B beide geografisch aaneengesloten liggen, en versnipperd wanneer ecotopen van het type A en B afwisselend in het landschap voorkomen: het 'schaakbordpatroon' (fig. 2).

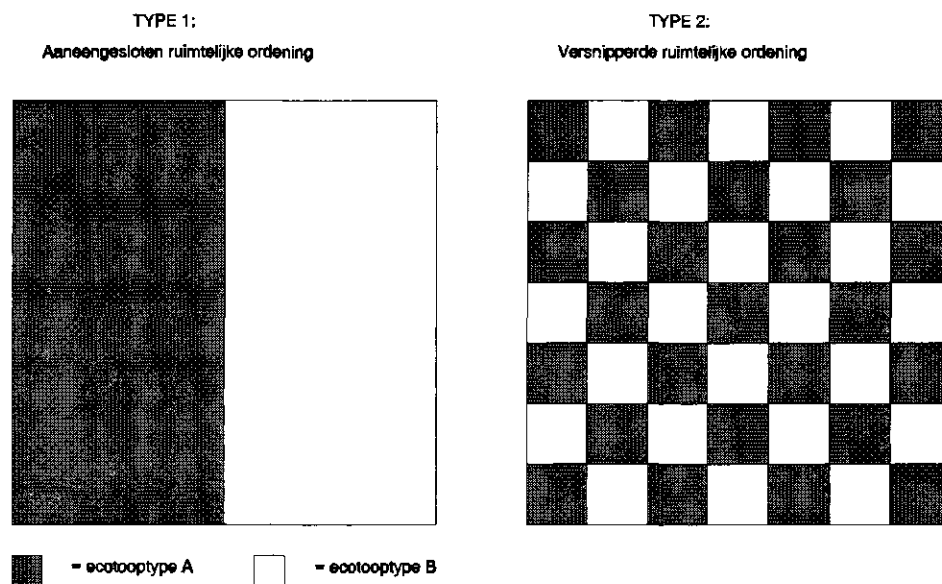


Fig. 2 Voorbeelden van ruimtelijk patroon van ecotopen van verschillende typen binnen landschappen

1.5.3 De graadmeter 'kenmerkendheid'

Onder de index 'kenmerkendheid' wordt verstaan de mate van expressie van de fysiografie van het landschap in het patroon van ecotopen. Vaak wordt hierbij gerefereerd aan het landschap van de vorige eeuw. Als gevolg van fysische beperkingen in ruimtegebruik vormde het landschap, opgevat als karakteristieke ordening van ecotopen van verschillende typen, in die tijd een 'kenmerkende' expressie van de fysiografie. Door technologische ontwikkelingen met name in de landbouw (schaalvergroting, ruilverkaveling, intensivering etc.) is het landschap ingrijpend veranderd met als gevolg het verlies van de kenmerkende expressie. Kenmerkendheid zou een maat kunnen inhouden voor dit verlies, nl. het verschil tussen de expressie van vroeger en de expressie van nu.

Hieraan kleven echter een aantal bezwaren. De landschapsecologische kennis van de situatie in de vorige eeuw is veel minder goed bekend als de situatie van nu, hetgeen een vergelijking bemoeilijkt. Bovendien hoeft de situatie van de vorige eeuw niet maatgevend te zijn. Men kan ook aan andere expressies denken dan die welke door fysieke beperkingen worden bepaald. Een expressie van de fysiografie in het patroon van ecotopen kan ook bewerkstelligd worden door een bewust landschapsbeleid, bijvoorbeeld bij de aanleg van nieuwe wegbeplanting, erfbeplanting of bestemming van nieuwe vormen van grondgebruik. Voor de ontwikkeling van een ecologische index voor kenmerkendheid is dan ook gezocht naar een descriptieve statistische maatstaf:

de afwijking van een landschap ten opzichte van het landschap dat de meeste overeenkomst/verwantschap vertoont in de frequentieverdeling van ecotootypen,

Dit geeft een indicatie hoe **uniek** een frequentieverdeling van ecotootypen van een landschap minstens is vergeleken met die van andere landschappen.

Deze beschrijvende maatstaf voor verwantschap tussen landschappen levert bij voldoende gegevens weliswaar in de tijd ook een beeld op over nivellering van het Nederlandse landschap, maar zonder waardeoordeel gerelateerd aan een genormeerde situatie. Een nieuwe samenhang tussen het gegeven abiotisch patroon van een landschapstype en de frequentieverdeling van ecotootypen ervan kan immers, evenals in de vorige eeuw, een afwijking inhouden ten opzichte van de frequentieverdelingen van andere landschappen. Hierdoor kan de kenmerkendheid van het Nederlandse landschap ook vergroot worden zonder een kopie te zijn van het landschap van de vorige eeuw¹.

1.6 Inperking van de studie

Om de ontwikkelde methode voor ecologische indexering van variatie en kenmerkendheid te beproeven op concrete gegevens met betrekking tot landschappen is gezocht naar een adequate dataset. Gekozen is voor het LKN-bestand (Bolsius et al., 1994). Dit bestand bevat allerlei landschapsecologische informatie op basis van een gridgrootte van 1 km², met procentuele verdeling binnen het gridcel. Het LKN-bestand bevat landsdekkende deelbestanden ten aanzien van abiotische gegevens (bodem, geomorfologie, grondwater) en ten aanzien van het van deze bestanden afgeleide bestand LANDSCHAP. Ook voor het bepalen van de ecotopensamenstelling van landschappen is gekozen voor LKN, het zg. IPI-ECO-bestand. Van dit bestand is echter alleen het zg. 'grove-IPI-bestand' landsdekkend. Het 'grove IPI-bestand' is afgeleid van de topografische kaart. Dit houdt in dat de berekening van variatie en kenmerkendheid noodgedwongen gebaseerd is op een bestand met een voor dit doel erg grove resolutie. Helaas is er echter op dit moment nog geen beter bestand voor handen. Op deze beperking van de studie zal in de discussie nog worden teruggekomen.

Uit tijdsoverweging is besloten het derde aspect van variatie, het ruimtelijke patroon op het niveau van landschappen, in dit onderzoek niet aan bod te laten komen. Het ontwikkelen en toepassen van deze deelmethode voor het bepalen van variatie bleek te tijdrovend te zijn om in de gestelde tijd te kunnen doorvoeren. Dit houdt in dat

¹) In de discussie over de keuze van deze statistische benadering is het bezwaar geopperd dat hierdoor ook een ongewenste samenhang kenmerkend zou zijn. Als theoretisch voorbeeld wordt de asfaltering van de Veluwe genoemd: hierdoor zou de Veluwe gaan afwijken van andere landschappen en dus een hoge kenmerkendheid gaan vertonen. Dit zet de zaak echter op zijn kop. Het aanbrengen van samenhang gaat uit van een logische 'fit' tussen de verschillende 'E's' van het landschapsbeleid. Een gewenste samenhang betekent dus ook een economisch/functionele binding met hetzelfde landschap. In het theoretisch voorbeeld van het selectief inzetten van asfalt om hierdoor de kenmerkendheid van een landschapstype te vergroten wordt een functionele drijfveer hiervoor juist gemist.

met betrekking tot variatie slechts de aspecten aantal verschillende ecotootypen en 'evenness' van de frequentieverdeling van ecotootypen geïndexeerd zijn. In tabel 1 staat een samenvatting van de gemaakte keuzes in de werkwijze van indexering.

Tabel 1 Samenvatting van de keuzes in de werkwijze van indexering

| Beleidsnota | Ecologische criteria | Keuze | Uitwerking indices |
|--------------------|-----------------------------|----------------|---------------------------|
| Natuurbeleidsplan | Verscheidenheid | Variatie | Ecotopenrijkdom |
| | Kenmerkendheid | | 'Evenness' |
| | Natuurlijkheid | | (ruimtelijk patroon) |
| Nota Landschap | Variatie | Kenmerkendheid | Descriptief/statistisch |
| | Samenhang | | (normatief/historisch) |
| | Milieukwaliteit | | |

2 De ecologische landschapsindex: dataset en methode

In dit hoofdstuk zal worden ingegaan op de gebruikte dataset en de methoden die gebruikt zijn bij het berekenen van de ecologische landschapsindex voor variatie en kenmerkendheid.

2.1 De dataset: het LKN-bestand

Zoals in het vorige hoofdstuk reeds is vermeld, is voor de toepassing van de methode van indexering gebruik gemaakt van het LKN-bestand (Bolsius et al., 1994). Twee bestanden zijn gebruikt:

- het bestand LANDSCHAP (De Waal, 1995) en
- het bestand IPI-ECO (Van der Linden et al., 1994).

Op beide bestanden en het gebruik ervan in het kader van dit onderzoek zal kort worden ingegaan.

2.1.1 Het LANDSCHAP-bestand: hiërarchie in landschappen

In het LKN-bestand is een landschapstypologie opgenomen die gebaseerd is op abiotische patronen (geomorfologische, bodemkundige en hydrologische), het LANDSCHAP-bestand. Dit bestand kent een hiërarchische opbouw (De Waal, 1995). In deze landschapsindeling worden landschappen onderscheiden op verschillende schaalniveaus op basis van abiotische factoren.

Op het hoogste schaalniveau voor Nederland zijn ecoregio's onderscheiden, voornamelijk op basis van geologische verschillen (bv. Holoceen, Pleistoceen). Op het tweede niveau zijn ecodistricten gedefinieerd, met name op grond van geomorfologische en dominante bodemkundige verschillen (bv. rivierengebied, laagveengebied). Het derde niveau, de ecosecties, toont verschillende landschappen op basis van meer gedetailleerde geomorfologische en bodemkundige informatie (bv. uiterwaarden, komgronden en oeverwallen).

De typen die op de verschillende niveaus onderscheiden worden, bestaan uit verzamelingen van kilometerhokken met vergelijkbare abiotische patronen. De criteria voor deze patronen hangen af van het niveau waarop gekeken wordt. De niveaus, die in dit bestand onderscheiden worden, zijn te zien in figuur 3. In dit onderzoek wordt uitgegaan van de ecosecties als laagste niveau van landschappen.

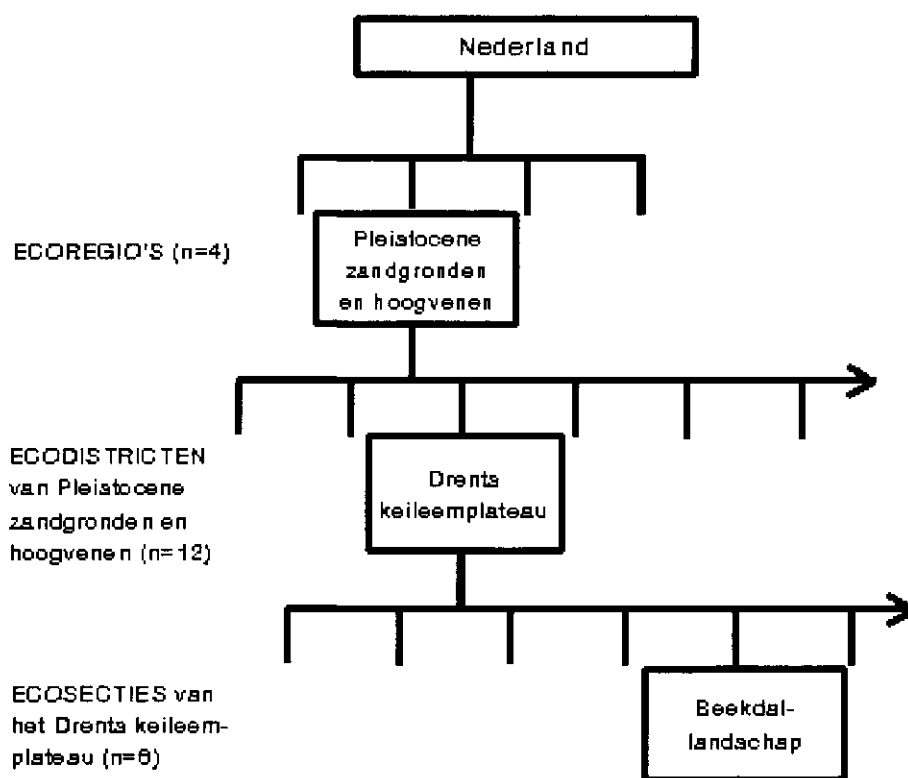


Fig. 3 Schematische weergave van de 3 indelingsniveaus van de tabel 'LANDSCHAP' uit het LKN-bestand (uit De Waal, 1995)

De te ontwikkelen indices met betrekking tot variatie en kenmerkendheid worden geïllustreerd aan de hand van een deel van het LANDSCHAP-bestand: het proefbestand. Hiervoor is besloten om het aantal rekenkundige bewerkingen te beperken. De keuze van het proefbestand is echter wel representatief voor de verscheidenheid van landschappen in Nederland, waardoor toch een juist beeld kan ontstaan van de variatie en kenmerkendheid. Een lijst van de ecoregio's, ecodistricten en ecosecties van het proefbestand staat vermeld in tabel 2.

Behalve de ecosecties als landschapstypen zijn ook de individuele vertegenwoordigers van deze landschapstypen onderscheiden: de zg. deelgebieden. Onder deelgebieden wordt verstaan: geografisch gescheiden ruimtelijke eenheden van een ecosectie. Vaak zijn dit ruimtelijk duidelijk onderscheidbare eenheden, zoals de verschillende uiterwaarden. Soms zijn echter arbitraire grenzen getrokken om tot in grootte vergelijkbare deelgebieden te komen. Andere voorbeelden van deelgebieden van een ecosectie zijn het gebied van de Drentsche Aa of De Reest uit de ecosectie 'Beekdal-landschap' van het 'Drents Keileemplateau'. Het onderscheiden van deelgebieden maakt het mogelijk om de mate van variatie ook op een lager (aanvullend) ruimtelijk niveau te bepalen. Daarnaast is de mate van kenmerkendheid van ecosecties

afhankelijk van de spreiding in de deelgebieden binnen een ecosectie (voor meer uitleg paragraaf 2.3). De mate van kenmerkendheid bepalen van deelgebieden zelf is niet mogelijk. Voor een lijst van het aantal geselecteerde deelgebieden per ecosectie wordt verwezen naar aanhangsel B. Voor technische aspecten betreffende de selectie van deelgebieden wordt verwezen naar aanhangsel C.

Tabel 2 Lijst van ecosecties behorend tot het proefbestand

| Ecoregio | Ecodistrict | Ecosectie | | |
|--------------------------------|-----------------------------|----------------------------------|------------------|----------------------|
| Pleistocene regio | Stuwwallencomplex | Dekzandlandschap | | |
| | | Hoge Stuwwallen | | |
| | | Lage Stuwwallen | | |
| | | Landduinlandschap | | |
| | | Smeltwaterwaaierlandschap | | |
| | | Sneeuwsmeltwaterlandschap | | |
| | Drents Keileemplateau | Landduinlandschap | | |
| | | Grondmorenedallandschap | | |
| | | Grondmorenelandschap met dekzand | | |
| | | Grondmorenelandschap | | |
| | | Venig Overgangslandschap | | |
| | | Beekdallandschap | | |
| | | Holocene regio | Rivierendistrict | Komlandschap |
| | | | | Oeverwallenlandschap |
| Pleistoceen Overgangslandschap | | | | |
| Rivierdallandschap | | | | |
| Terrasvlaktelandschap | | | | |
| Uiterwaardenlandschap | | | | |
| Droogmakerijen | Droogmakerijen (brak water) | | | |
| | Droogmakerijen (zoet water) | | | |

2.1.2 Het IPI-ECO-bestand: de ecotootypen

Het bestand

Het IPI-ECO-bestand van LKN is opgebouwd uit de provinciale vegetatiegegevens en inventarisatie van landschapselementen, afgeleid van de Topografische Kaarten 1: 25 000 (Van der Linden et al., 1994). De provincies hebben vegetatiegegevens verzameld per zg. IPI (Interprovinciale Inventarisatie-eenheid). IPI-gegevens geven informatie over de aard van de landschapselementen, maar niet over de oppervlakte

en de lengte. Daarom dienden de provinciale gegevens gekoppeld te worden aan de landschapselementen van de Topografische Kaart. Hiertoe is per kilometercel geschat welke oppervlakte en lengte de landschapselementen innemen. Vanaf de topografische kaart zijn 22 typen landschapselementen onderscheiden, die aangeduid worden met 'grove IPI's'. De door de provincies onderscheiden IPI's vormen in vele gevallen een verfijning van deze hoofdingeling. De vegetatiegegevens vertonen echter grote verschillen per provincie: in sommige provincies ontbreekt een inventarisatie of is deze niet systematisch en/of gebiedsdekkend uitgevoerd. Ook is de fijne-IPI-indeling niet voor alle provincies gelijk. Het IPI-ECO-bestand bevat dan ook slechts van vijf provincies volledige informatie; van drie provincies zijn in het geheel geen vegetatie-inventarisaties opgenomen, terwijl de overige vier provincies onvolledige zijn geïnventariseerd. Alleen de 'grove IPI's' zijn systematisch voor alle provincies geschat van de Topografische Kaart.

Daar voor het representatieve proefbestand alleen onvolledig geïnventariseerde provinciale gegevens voorhanden waren is voor het bepalen ecologische indices besloten alleen gebruik te maken van de 'grove IPI's'. Voor de berekening van de ecotoopinformatie van de kilometercellen van de deelgebieden, de basisbewerking voor de verschillende indices, is dan ook alleen deze topografische indeling gebruikt. De landschapsecologische betekenis van deze classificatie is als gevolg van de grofheid van deze indeling daardoor gering, hetgeen uiteraard zijn doorwerking heeft in de op basis van de ecotoopgegevens berekende indices. Op deze beperking van de studie wordt in de discussie nader ingegaan.

De basisbewerking: frequentieverdelingen van ecotooptypen

De indices voor variatie en kenmerkendheid worden beide ontleend aan de frequentieverdeling van ecotooptypen van landschappen. Daarom is het noodzakelijk voor dit onderzoek om allereerst frequentieverdelingen van ecotooptypen voor deelgebieden binnen ecosecties op te stellen, aangezien dit het laagste ruimtelijke niveau is waarop de indices betrokken kunnen worden. Voor hogere niveaus (bv. ecosecties) kunnen gegevens worden geaggregeerd. Hiervoor diende per ecosectie van alle daartoe behorende kilometerhokken een inventarisatie op ecotooptypen plaats te vinden. Alvorens deze inventarisatie plaatsvond is het 'grove-IPI'-bestand van LKN aangepast en enigszins gewijzigd, omdat niet alle klassen voor deze studie relevant werden geacht. De lijst van de geïnventariseerde ecotooptypen is opgenomen in tabel 3.

Tabel 3 Lijst van geïnventariseerde ecotootypen (plus grove ipi's waaruit ze gegenereerd zijn)

| Ecotootype | Evt. samengevoegd uit grove IPI's |
|----------------------------|---|
| Naaldbos | |
| Loofbos | |
| Heide en hoogveen | |
| Duin en kaal zand | |
| Drasgebied | |
| Ven en veenput | |
| Houtwal | |
| Oppervlaktewater | (Oevers van) Open water |
| Grasland | |
| Akker | |
| Boomgaard, -kwekerij, enz. | |
| Lijnvormige water | (Oevers van) Lijnvormig water en Greppels |
| Stedelijk groen | |
| Infrastructuur (bebouwing) | |
| Dijk en kade | |
| Wegennet | Spoorwegen en Wegen |

Ecotootypen als Infrastructuur en Wegennet zijn meegenomen, omdat deze ook geacht worden een bepaalde mate van ecologische waarde (bv. soorten-rijkdom) te representeren. Dit zeker gezien het feit dat er zelfs speciale aandacht aan geschonken wordt in de zin van stadsecologie en wegbermbeheer.

Per ecosectie zijn de bijbehorende kilometerhokken geïnventariseerd op frequentieverdeling van ecotootypen. Hieruit zijn frequentieverdelingen van ecotootypen berekend voor de deelgebieden binnen de ecosecties van het proefbestand.

Voor de datamatrix met frequentieverdelingen van ecotootypen van de deelgebieden binnen de ecosecties wordt verwezen naar aanhangsel D.

2.2 Methode index 'variatie'

Zoals reeds is vermeld wordt slechts aandacht besteed aan de volgende aspecten van variatie:

- het aantal verschillende ecotootypen in een landschap;
- de mate waarin ecotootypen gelijk verdeeld zijn in het landschap ('evenness').

Beide aspecten van variatie (aantal en 'evenness') worden apart berekend zowel voor de ecosecties als voor de deelgebieden per ecosectie.

2.2.1 Aantal verschillende ecotootypen (ecotootypenrijkdom)

Voor de berekening van het aantal verschillende ecotootypen van deelgebieden is als volgt gewerkt: er is gescoord op het aantal verschillende ecotootypen in de frequentieverdelingen van de deelgebieden van de ecosecties. Hiervoor is gekozen (en niet voor het absolute aantal ecotootypen in de deelgebieden), omdat dit niet aan oppervlakte gerelateerd is. Bij het absolute aantal ecotootypen hebben grote deelgebieden meer kans op veel verschillende ecotootypen, dan kleine gebieden. Voor de ecosecties is vervolgens uit de aantallen ecotootypen per deelgebied het gemiddelde voor elke ecosectie berekend. De variatie in aantal ecotootypen kan een waarde opleveren tussen 0-16.

2.2.2 De gelijkmatigheid in de verdeling ('evenness')

De 'Evenness'-index is een maat voor gelijkmatigheid van de verdeling van het aantal ecotootypen per deelgebied of per ecosectie. Het principe van de 'evenness'-index komt neer op het volgende: een frequentieverdeling van ecotootypen uit een landschap wordt gesorteerd in aflopende volgorde: het ecotootype met de grootste frequentie eerst en het ecotootype met de kleinste het laatst. Vervolgens worden de punten uit deze gesorteerde frequentieverdeling in een grafiek (bv. staafdiagram) uitgezet (in deze gesorteerde frequentieverdeling doet het er niet meer toe welke ecotootypen er voorkomen). Door de staven kan een lijn getrokken worden die de hellingshoek geeft van de frequentieverdeling (fig. 4). Hoe kleiner de hellingshoek, des te gelijkmatiger de verdeling van het aantal verschillende ecotootypen in het landschap.

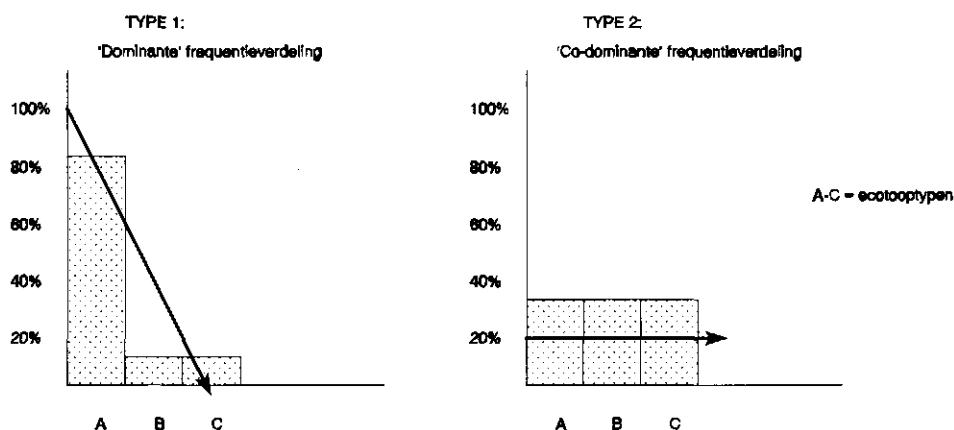


Fig. 4 Hellingshoek in een 'dominante' c.q. 'on-'even' verdeelde en een 'co-dominante' c.q. 'even' verdeelde frequentieverdeling

Het aantal ecotooptypen uit de frequentieverdeling waarover de benodigde hellingshoek berekend moet worden, is afhankelijk van de dataset. Klijn (1992) geeft een aantal mogelijkheden van berekening met betrekking tot dit aantal typen. Vertaald naar dit onderzoek komt dit op het volgende neer:

- Hellingshoek over het eerste en het tweede ecotooptype uit de gesorteerde frequentieverdeling. Deze mogelijkheid kan gebruikt worden bij frequentieverdelingen die na sorteren naar frequenties in aflopende volgorde een verloop vertonen waarbij er één ecotooptype dominant is ten opzichte van de overige ecotooptypen.
- Hellingshoek over het eerste en het laatste ecotooptype uit de gesorteerde frequentieverdeling. Deze mogelijkheid kan gebruikt worden bij frequentieverdelingen die na sorteren naar frequenties in aflopende volgorde een lineair verloop vertonen.
- Hellingshoek over het eerste en het middelste ecotooptype uit de gesorteerde frequentieverdeling. Deze mogelijkheid kan gebruikt worden bij frequentieverdelingen die na sorteren naar frequenties in aflopende volgorde een 1/exponentieel verloop vertonen waarbij lange horizontale 'staarten' optreden. Dit houdt in dat het merendeel van de ecotooptypen uit de frequentieverdeling zeer lage frequenties hebben.

De dataset uit dit onderzoek levert echter frequentieverdelingen van ecotopen van verschillende aard op voor de ecosecties en de bijbehorende deelgebieden. Dit houdt in dat de drie hierboven beschreven typen van verloop voorkomen in de verdelingen. Gevolg hiervan was, dat er niet voor één van de beschreven mogelijkheden voor het berekenen van de benodigde hellingshoek gekozen kon worden. Er is uiteindelijk gekozen om de hellingshoek te berekenen over het eerste en het vierde ecotooptype uit de gesorteerde frequentieverdeling. De motivatie hierachter is, dat voor alle frequentieverdelingen uit de dataset het volgende gold:

- Het vierde ecotooptype bevindt zich niet in de lange horizontale staarten (het vijfde ecotooptype soms wel), waardoor er nog geen afvlakking van de hellingshoek ontstaat. Afvlakking van de hellingshoek zou een opwaardering van de 'evenness' betekenen.
- De frequenties van de eerste vier ecotopen uit de frequentieverdeling opgeteld leveren minstens 80% van het totaaloppervlak van een deelgebied of ecosectie, waardoor de 'evenness'-berekening over het eerste en het vierde ecotoop voor minstens 80-85% het beeld van de frequentieverdeling van de ecotopen verklaart.
- De hellingshoek over het eerste en het vierde ecotoop lag in de meeste gevallen in nagenoeg dezelfde lijn als de hellingshoek over het eerste en het vijfde ecotoop.
- Het vierde ecotoop fungeerde in de meeste frequentieverdelingen ook als het middelste ecotoop.

Deze keuze leverde de volgende formule op voor de berekening van de 'evenness':

$$E(1-4) = 1 / \exp((1/3) * \log(i_1/i_4))$$

waarbij:

$E(1-4)$ = 'evenness' over de ecotooptypen 1 tot 4

i_1/i_4 = quotiënt van frequentie van ecotooptype 1 en frequentie van ecotooptype 4

De berekening kan een waarde tussen 0,5 en 1 opleveren. Lage waarden duiden op lage 'evenness', wat wil zeggen dat één ecotooptype het landschap domineert.

Op deze wijze is voor deelgebieden de 'evenness' berekend. Voor de ecosecties is vervolgens uit de 'evenness'-waarden per deelgebied het gemiddelde voor elke ecosectie berekend.

2.3 Methode index 'kenmerkendheid'

In dit onderzoek wordt van de volgende omschrijving van kenmerkendheid uitgegaan: De mate waarin een landschap in frequentieverdeling van ecotooptypen afwijkt van het meest verwante landschap.

Dit kan men naar verschillende schaalniveaus onderscheiden:

- In welke mate wijkt ecosectie x af van de meest verwante ecosectie?
- In welke mate wijkt ecosectie x af van de meest verwante ecosecties uit andere ecodistricten?
- In welke mate wijkt ecosectie x af van de meest verwante ecosecties uit andere ecoregio's?

De reden om kenmerkendheid te bepalen voor verschillende niveaus is gelegen in het feit, dat in de hiërarchie van de landschapsindeling (ecoregio, ecodistrict en ecosectie) op ieder niveau andere abiotische factoren gelden (paragraaf 2.1.1). Zo worden de verschillen tussen de ecoregio's (het hoogste niveau) voornamelijk bepaald door geologische en geomorfologische factoren, de ecodistricten door geomorfologische en bodemkundige factoren en de ecosecties door gedetailleerde bodemkundige en grondwaterfactoren. Wanneer nu kenmerkendheid van ecosecties achtereenvolgens op ecoregio-, ecodistrict- en ecosectieniveau berekend wordt, dan krijgt men resp. de kenmerkendheid van ecosecties op basis van frequentieverdeling van ecotooptypen veroorzaakt door grote, minder grote en kleine abiotische verschillen. Op basis hiervan mag men veronderstellen dat een gelijkenis tussen ecosecties behorende tot hetzelfde ecodistrict eerder zal optreden dan een gelijkenis tussen ecosecties die ieder tot een ander ecodistrict behoren. Omgekeerd mag men verwachten dat een ecosectie eerder afwijkt van een andere ecosectie behorend tot een andere ecoregio, c.q. ecodistrict, dan van een ecosectie die tot hetzelfde ecodistrict behoort. Immers, er is meer inspanning nodig om het geologische verschil tussen ecoregio's te nivelleren dan het verschil in grondwaterstand tussen sommige ecosecties van eenzelfde ecodistrict. De kenmerkendheid van ecosecties, bepaald op verschillende niveaus, geeft dan ook een beeld tot op welk niveau nivellering in ecosecties is opgetreden.

Om de afwijking tussen ecosecties te kunnen berekenen moet eerst een rekenkundige afstandsmaat gedefinieerd worden: de euclidische afstand (Jongman et al., 1987). Deze afstand tussen twee ecosecties wordt als volgt gedefinieerd:

Als men de oppervlaktepercentages van de 16 ecotooptypen in een deelgebied als coördinaten in een 16-dimensionale ruimte opvat, dan is een deelgebied voor te stellen

als een punt in de 16-dimensionale ruimte. De afwijking tussen twee deelgebieden is dan gedefinieerd als de euclidische afstand tussen de twee bijbehorende punten in de 16-dimensionale ruimte.

Voorbeeld:

Als de oppervlaktepercentages voor naaldbos, loofbos, etc. (tabel 3) van ecosectie A gelijk zijn aan

(30, 0, 10, 20, 15,)

en de oppervlaktepercentages van ecosectie B gelijk zijn aan

(10, 25, 10, 15, 15,)

dan is afstand tussen de ecosecties A en B gelijk aan:

$$\sqrt{(30-10)^2+(0-25)^2+(10-10)^2+(20-15)^2+(15-15)^2+\dots}$$

Dit komt erop neer, dat per ecotooptype wordt gekeken naar de verschillen in oppervlaktepercentages tussen twee ecosecties. Deze verschillen worden na kwadratering opgeteld. Hoe meer verschillen er optreden tussen twee ecosecties en hoe groter deze zijn, des te groter de euclidische afstand. (Ecotooptypen die in beide ecosecties niet of in gelijke mate voorkomen dragen niet bij aan de afstand!!).

Omdat punt- en lijnvormige elementen (vennen, sloten, wegen, dijken en houtwallen) een zeer geringe oppervlakte bezitten en derhalve in de analyse te weinig gewicht zouden krijgen, zijn hiervan de percentages met een factor 5 verhoogd, voordat de afstanden (afwijkingen) werden berekend.

Om de vraag verder te beantwoorden is berekend hoeveel elke ecosectie afwijkt van elke andere ecosectie op basis van gemiddelde frequentieverdeling van ecotooptypen (aanhangel E). De kenmerkendheid van ecosectie x wordt enerzijds bepaald door de kleinste, euclidische afstand tussen ecosectie x en de overige ecosecties (= de afstand tot de ecosectie, die er het meest op lijkt). Anderzijds moet deze afstand worden afgewogen tegen de spreiding van de deelgebieden binnen ecosectie x . Immers, als deze spreiding groot is dan zijn er meerdere frequentieverdelingen van ecotooptypen mogelijk in deze ecosectie en niet één! De kenmerkendheid ervan werd dan geacht lager te zijn, aangezien er binnen de ecosectie dan geen unieke frequentieverdeling van ecotooptypen optreedt. In figuur 5 is één en ander schematische weergegeven.

We hanteren daarom de volgende formule voor berekening van de kenmerkendheidsindex:

$$K(x) = \lambda_{\min}(x) / S(x)$$

waarbij:

$K(x)$ = kenmerkendheidsindex van ecosectie x

$\lambda_{\min}(x)$ = kleinste afwijking tussen ecosectie x en een andere ecosectie

$S(x)$ = spreiding van de deelgebieden binnen ecosectie x

Waarden voor K geven de kenmerkendheid van ecosectie x op basis van de gemiddelde frequentieverdeling van ecotootypen op het abiotische abstractie-niveau van de ecosecties. Dit houdt in: mate van afwijking van ecosectie x van welke ecosectie uit Nederland dan ook, veroorzaakt door abiotische verschillen, die onderscheidend zijn bij de ecosectie-indeling (vraag 2a).

Op andere abstractieniveaus (vraag 2b en 2c) kan de formule voor de kenmerkendheid K zodanig aangepast worden, dat in λ_{\min} de kleinste afwijking wordt genomen tot de ecosecties die niet in hetzelfde ecodistrict (resp. ecoregio) liggen als ecosectie x .

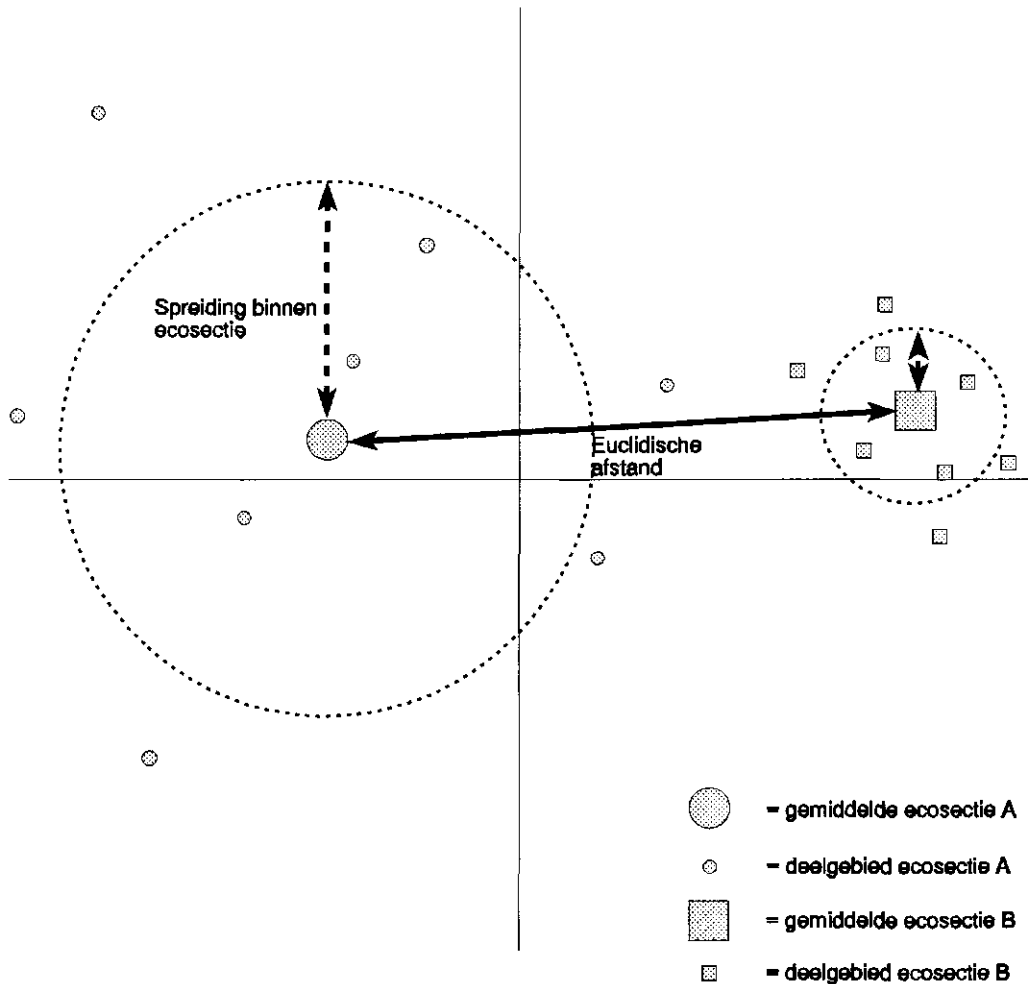


Fig. 5 Schematische weergave van de begrippen euclidische afstand tussen ecosecties en spreiding binnen ecosecties

3 Resultaten voor het proefbestand

In dit hoofdstuk zullen de resultaten van de toepassing van de ontwikkelde indices voor het proefbestand besproken worden. De resultaten zijn in tabellen (aanhangel G tot en met K) en op kaarten weergegeven. Op het niveau van de deelgebieden is gekozen voor één voorbeeld: de deelgebieden van de ecosectie 'Beekdallandschap' uit het ecodistrict 'Drents Keileemplateau'. Een lijst van deze deelgebieden is terug te vinden in aanhangsel F. De geografische ligging van deze deelgebieden is afgebeeld in figuur 6. Op het niveau van de ecosecties zijn kaarten vervaardigd voor het gehele proefbestand.

3.1 Variatie

Zoals in het vorige hoofdstuk reeds is uiteengezet wordt de ecologische landschaps-index 'variatie' met twee criteria weergegeven: het aantal verschillende ecotootypen in de frequentieverdeling van ecotootypen en de gelijkmatigheid van de frequentieverdeling: de 'eveness'. De resultaten voor beide criteria zullen worden behandeld.

3.1.1 Aantal verschillende ecotootypen (ecotootypenrijkdom)

De deelgebieden van de ecosectie 'Beekdallandschap'

De resultaten van de score van de aantallen verschillende ecotootypen in de frequentieverdelingen van de deelgebieden zijn verwerkt in aanhangsel G (kolom 2) en figuur 7. Binnen de ecosectie 'Beekdallandschap' uit het ecodistrict 'Drents Keileemplateau' vertonen de deelgebieden weinig verschil in dit aantal. Het aantal ecotootypen in de frequentieverdelingen van de deelgebieden varieert tussen 6 en 11.

De beekdallandschappen 'Drostendiep' en 'Sleenerstroom' (resp. deelgebied 4 en 5) blijken de laagste variatie in aantal verschillende typen ecotopen te bezitten.

De ecosecties van het gehele proefbestand

De resultaten van de berekening van het gemiddeld aantal ecotootypen van de ecosecties zijn verwerkt in aanhangsel H (kolom 2) en figuur 8. Hieruit is af te leiden, dat het gemiddeld aantal ecotootypen in de ecosecties varieert tussen 7 en 10.

De ecosecties geven in het algemeen, wat gemiddeld aantal ecotootypen betreft, eveneens weinig verschil. Er zijn geen uitgesproken monotope ecosecties, maar ook geen met een maximaal aantal ecotootypen (= 16).

De ecosecties van het Drents Keileemplateau zijn overwegend iets rijker aan ecotootypen dan die van de overige ecodistricten, terwijl de ecosecties uit de ecodistricten 'Stuwvallendistrict' en 'Droogmakerijen' in het algemeen het laagste

aantal verschillende ecotootypen binnen het proefbestand hebben en daarmee de laagste variatie in de zin van aantal verschillende ecotootypen.

Dit weinig geprofileerde beeld is voor een belangrijk deel te wijten aan het algemeen voorkomen van een relatief groot aantal antropogene ecotootypen als Bebouwing en Wegen, terwijl aan de andere kant de gebondenheid aan specifieke abiotische omstandigheden de situatie uitsluit dat alle 16 ecotootypen in een ecosectie voorkomen. (Zo zal in ecosecties behorend tot de Holocene regio het ecotootype zand(verstuiving) nooit voorkomen.)

3.1.2 De gelijkmatigheid van de verdeling ('evenness')

De deelgebieden van de ecosectie 'Beekdallandschap'

De resultaten van de berekening van de 'evenness' van de frequentie-verdelingen van ecotootypen zijn voor de deelgebieden van de ecosectie 'Drents Keileemplateau' verwerkt in aanhangsel G (kolom 3) en figuur 9. De 'evenness' in de deelgebieden varieert tussen 0,58 en 0,68.

Het deelgebied 'Drentse Aa-gebied' uit de ecosectie 'Beekdallandschap' heeft de meest 'even' verdeelde frequentieverdeling van ecotootypen binnen deze ecosectie (hoogste 'evenness'-getal). Dit duidt op meer co-dominante landgebruiksvormen dan in de overige beekdalen. De deelgebieden 'Boksloot, Westerstream en Aalderstream', 'Boventsjonger en Grootdiep' en 'Ruimsloot en Wittediep' hebben een relatief lage 'evenness'-score. Dit zou duiden op een monotoon, grootschalig landgebruik.

De ecosecties van het gehele proefbestand

De resultaten van de berekening van de gemiddelde 'evenness' van de frequentieverdelingen van ecotootypen van de ecosecties zijn verwerkt in aanhangsel H (kolom 3) en figuur 10. De gemiddelde 'evenness' in de ecosecties varieert tussen 0,63 en 0,82.

De ecosecties laten een 'evenness' zien die in het algemeen onder de middenwaarde (= 0,75) ligt. Dit duidt op een grootschalig landgebruik met één ecotootype dominerend in de frequentieverdeling. Deze grootschaligheid in landgebruik is ook duidelijke waarneembaar in de lage scores in 'evenness' van de ecosecties uit het ecodistrict 'Droogmakerijen'. Het omgekeerde beeld van meer co-dominant landgebruik doet zich voor bij de ecosectie 'Rivierdallandschap', terwijl ook de ecosecties van het Stuwwalddistrict een relatief hoge 'evenness' laten zien, met uitzondering van de ecosectie 'Hoge stuwwal' (dominantie naaldbos).

De resultaten van de 'evenness'-scores geven een redelijk beeld van de grootschaligheid in landgebruik gegeven de beperkingen van de gebruikte dataset. Hoewel omgekeerd de kleinschaligheid niet direct mag worden afgelezen uit de hoge 'evenness'-scores, omdat hierbij immers ook het ruimtelijke patroon een rol speelt (paragraaf 1.5.2), zullen in de praktijk meerdere co-dominante ecotootypen wel vaak

een kleinschalig-landschap tot gevolg hebben. Met deze kanttekening levert de 'eveness'-index een indicatie voor de schaligheid van het landschap.

3.2 Kenmerkendheid

De resultaten voor dit criterium zullen slechts voor het niveau van de ecosecties worden behandeld.

De ecosecties van het gehele proefbestand

De berekening van resp. de spreiding binnen de ecosecties en de relatieve afstanden van ecosecties ten opzichte van de andere staan vermeld in resp. Aanhangsel J en K. De resultaten van de berekening van de ecosecties op verschillende abstractie-niveaus zijn verwerkt in aanhangsel H (kolom 4: ecosectie-niveau, 5: ecodistrict-niveau en 6: ecoregio-niveau) en figuur 11, 12 en 13. Hieruit is af te leiden, dat de kenmerkendheid van de ecosecties op ecosectie-niveau varieert tussen 0,37 en 1,83, op ecodistrict-niveau tussen 0,37 en 2,34 en op ecoregio-niveau op 0,38 en 2,76. Per ecosectie zijn de kenmerkendheidswaarden voor de verschillende abstractieniveaus ook opgeteld om een soort 'overall'-oordeel te geven over de kenmerkendheid. De resultaten hiervan zijn verwerkt in aanhangsel I en figuur 14. De 'overall'-kenmerkendheid van de ecosecties varieert tussen 1,14 en 6,51.

In het algemeen hebben alle ecosecties op de ecosectie 'Uiterwaardenlandschap' na een lage kenmerkendheid op de abstractieniveaus van de ecosecties en de ecodistricten. Dit duidt op een grote gelijkenis (en dus op nivellering) van al deze landschappen op deze abstractieniveaus, uitgezonderd de Uiterwaarden.

De ecosecties met een agrarisch landgebruiksregime hebben binnen het proefbestand een lage kenmerkendheid op alle abstractieniveaus (lage 'overall-kenmerkendheid'). Een verklaring hiervoor is, dat de expressie van de ecotootypen akkerbouw en grasland zelfs niet meer tussen gebieden met grote abiotische verschillen (abstractie-niveau van ecoregio's) verschilt. Dit duidt op sterke nivellering van agrarische landschappen binnen het proefbestand.

De ecosecties van het Pleistoceen binnen het proefbestand waar landbouw geen hoofdfunctie heeft (namelijk Hoge en Lage Stuwwal, Landduinlandschap (zowel uit 'Stuwvallendistrict' als uit 'Drents Keileemplateau'), Sneeuwsmeltwaterlandschap en Smeltwaterwaaierlandschap in mindere mate) hebben op ecosectie- en ecodistrict-niveau een lage en op ecoregio-niveau een hoge kenmerkendheid. Op ecoregio-niveau kan hieraan de volgende uitspraak gekoppeld worden: Het feit, dat deze landschappen niet sterk onderhevig geweest zijn aan ontginningen ten behoeve van de landbouw, leidt tot een kenmerkende frequentieverdeling van ecotootypen in deze landschappen ten opzichte van landschappen uit het Holoceen. Van sterke nivellering (tot op ecoregio-niveau) is geen sprake. Of daarnaast wel sprake is van nivellering op ecosectie- en ecodistrict-niveau is maar de vraag. Het voorkomen van met name de ecotootypen naaldbos en heide is minder gebonden aan kleine verschillen in

bodemtype, grondwatertrap en geomorfologie (relevant op ecosectie- en ecodistrict-niveau), dan wel aan de grote verschillen hierin (relevant op ecoregio-niveau). Binnen de dataset zijn geen ecotootypen aanwezig die zouden kunnen duiden op de kleinere verschillen. Het kan daarmee wel het geval zijn geweest dat deze landschappen in een referentiesituatie (bv. landschap vorige eeuw) ook een lage kenmerkendheid op ecosectie- en ecodistrict-niveau hadden.

De ecosectie 'Uiterwaardenlandschap' heeft binnen het proefbestand op alle abiotische abstractieniveaus een hoge kenmerkendheid, wat leidt tot een hoge 'overall-kenmerkendheid'. Dit wordt verklaart door het feit dat de combinatie van de ecotopen grasland en oppervlaktewater (in dit geval rivier) uniek is binnen het proefbestand.

4 Discussie, conclusies en aanbevelingen

In dit hoofdstuk zal de keuze voor de gebruikte methoden van ecologische indexering van landschappen aan de hand van enkele criteria worden geëvalueerd. Daarna worden hieruit enkele conclusies getrokken en worden aanbevelingen gedaan voor verder onderzoek.

4.1 Discussie

Bij het gebruik van ecologische indices als graadmeters voor het natuur- en landschapsbeleid zijn met name de volgende criteria van belang (vgl. Udo de Haes et al., 1990):

- beleidsrelevantie,
- meetbaarheid,
- stuurbaarheid,
- herhaalbaarheid,
- aansprekendheid.

4.1.1 Beleidsrelevantie

Bij het ontwikkelen van een ecologische landschapsindex doet zich op de eerste plaats de vraag voor hoe om te gaan met het begrip 'ecologische kwaliteit': Moet een index ook een graadmeter zijn voor kwaliteit? Kwaliteit en waarde zijn doelstelling-afhankelijke begrippen en liggen daardoor eerder in het normatieve domein van beleid en/of politiek dan van de wetenschap.

Een ecologisch doel wordt geformuleerd als 'de maximaal aanvaardbare afstand tot de referentie' (Ten Brink, 1988). Wat aanvaardbaar is wordt door het beleid bepaald. De referentie is het 'ijkpunt' waartegen de ecologische toestand van het landschap kan worden afgemeten. Wat als referentie wordt beschouwd is cruciaal bij het bepalen van de ecologische doelen. Van belang hierbij is de constatering dat er niet één referentie is, maar een keuze gemaakt kan worden uit verschillende referentiebeelden. De heersende opvattingen over natuur en landschap spelen bij deze keuze een belangrijke rol. Een andere opvatting kan betekenen een andere referentie en dus andere ecologische doelen. Daarmee samenhangend worden ook andere waarden toegekend aan natuur en landschap.

De ecologie als wetenschap kan ons niet vertellen wat ecologische kwaliteit inhoudt; wel hoe een gestelde kwaliteit het best kan worden gemeten. Een graadmeter dient op de eerste plaats op feiten te berusten, die vervolgens in het licht van een beleidsdoelstelling kunnen worden geïnterpreteerd en gewaardeerd. Het onderscheid tussen feit en waarde is in werkelijkheid echter niet altijd even scherp: iedere

typologie of classificatie dient een bepaald doel, waarbij normatieve aspecten betrokken kunnen zijn.

Dit alles vraagt van de onderzoeker terughoudendheid in het ontwikkelen van sterk normatieve criteria. Op grond hiervan is gekozen voor voornamelijk beschrijvende, statistische indices die pas betekenis krijgen als hieraan een doelstelling verbonden wordt. Zo krijgt de graadmeter 'variatie' alleen waarde als de criteria 'aantal' en 'evenness' verbonden worden met de doelstelling 'biodiversiteit' van het natuurbeleid of met recreatieve waarden van het landschap. Ook de graadmeter 'kenmerkendheid' ontleent zijn betekenis aan de waarde die men toekent aan een 'leesbaar' landschap, en aan een landschapsbeleid dat nivellering van landschappen wil voorkomen.

In al deze gevallen gaat het om de duurzame vervulling van de informatiefunctie van het landschap (par. 1.4.2). De graadmeters zijn daarbij niet meer dan meetlatten, die pas betekenis krijgen als vanuit het beleid een norm gesteld wordt als streef- of referentiewaarde. Een probleem blijft dat 'ecologische kwaliteit' door het natuurbeleid en het landschapsbeleid anders wordt ingevuld (par. 1.1). Bij de keuze van de graadmeters is hiermee rekening gehouden. Zo zal 'variatie' van grotere betekenis zijn voor het natuurbeleid op landschapsniveau en zal 'kenmerkendheid' beter aansluiten bij het belang dat het landschapsbeleid hecht aan de ecologische expressie in de zin van samenhang tussen abiotische factoren en het ecotopenpatroon van het landschap.

4.1.2 Meetbaarheid

De meetbaarheid van een graadmeter heeft betrekking op:

- de beschikbaarheid van de benodigde kennis en gegevens;
- de detecteerbaarheid, dat wil zeggen de snelheid en het gemak waarmee de graadmeters te bepalen zijn;
- de mogelijkheid tot kwantificering.

Wat de beschikbaarheid van de benodigde kennis en gegevens betreft, kan worden gesteld dat voor het ontwikkelen van de landschapindex ruimtelijke gegevensbestanden nodig zijn die betrokken kunnen worden op een landschapsindeling. Het LKN-bestand bevat weliswaar de benodigde gegevens en de gevraagde landschapsindeling, maar is voor wat betreft het biotische aandeel (de IPI-ecotopen) verre van landsdekkend. Alleen topografische informatie, de zg. 'grove IPI's, zijn voldoende landsdekkend aanwezig. De ecologische resolutie van deze informatie is echter beperkt, d.w.z. veel ecologisch relevante onderscheidingen (bv. extensief/intensief, nat/droog grasland) komen hierin niet voor. Dit heeft tot gevolg gehad dat de resultaten een veel geringer contrast tussen de landschappen laat zien dan redelijkerwijs mag worden verondersteld. Een bestand met een grotere ecologische resolutie had vermoedelijk grotere verschillen tussen landschappen in 'variatie' (ecotopenrijkdom en evenness) en in 'kenmerkendheid' opgeleverd.

Behoeftte is aan een begroeiingskaart of vegetatiekaart, die deze resolutie wel heeft. De vraag is hierbij welke mate van resolutie, c.q. detaillering, voor een landschapsindex voldoende is. De ontwikkelingen van databestanden in het kader van het Netwerk Ecologische Monitoring (NEM) en het Natuurplan-bureau (m.n. de in voorbereiding zijnde Basiskaart Natuur) zijn echter hoopvol.

Geen tijd kon meer worden besteed om de resultaten aan een gevoeligheidstest te onderwerpen. Interessant zou zijn geweest om, althans voor een deel van het proefgebied, andere LKN-data te gebruiken of data die vervaardigd werden in het kader van Natuurverkenning 97. Een vergelijking van resultaten zou een indicatie hebben kunnen geven over de gewenste ruimtelijke resolutie van data.

Hoewel resultaten met een betere dataset vooralsnog ontbreken kan men wel de conclusie trekken dat het bestand LANDSCHAP van LKN goed voldoet om als basis te dienen voor indexering van landschappen. De hiërarchische opbouw van het bestand maakt het bovendien mogelijk om een index als 'kenmerkendheid' voor verschillende niveaus uit te rekenen, waardoor een beeld kan ontstaan tot op welk schaalniveau vervlakking van het Nederlandse landschap is opgetreden.

Met betrekking tot de snelheid en het gemak van het meten (detecteerbaarheid) zijn er weinig problemen gerezen gedurende de studie: de indices zijn ontwikkeld met behulp van statistische methoden en kunnen zonder meer worden toegepast op andere datasets. Alleen het onderscheiden van ecosecties en deelgebieden hierbinnen als geografische eenheden van landschappen is een tijdrovende en bewerkelijke stap in het geheel. Keuzes moeten veelal handmatig worden doorgevoerd. Dit is echter éénmalig. Een weloverwogen keuze, welke ook beleidsmatig van betekenis is, is echter wel van belang.

De mogelijkheid van kwantificering voor de index 'variatie' was bij het begin van de studie reeds snel duidelijk. Anders was dit voor de index 'kenmerkendheid'. Verschillende mogelijkheden werden beproefd alvorens te besluiten tot de invulling van het begrip kenmerkendheid als statistische 'afwijking van een landschapstype ten opzichte van het meest gelijkende landschapstype'. Het begrip 'kenmerkend' is door deze definitie synoniem geworden aan het begrip 'uniek'.

Om praktische redenen zijn andere mogelijke landschapsindices, zoals genoemd in de inleiding, niet verder gekwantificeerd. De tijd ontbrak om indices uit te werken voor het ruimtelijk patroon van 'variatie' en voor het bepalen van het netwerk aan ruimtelijke relaties dat een landschap onderhoudt of zou kunnen onderhouden met andere landschappen (par. 1.4.2). Ook het begrip 'natuurlijkheid' verdient in dit kader nader te worden uitgewerkt. Een kwantitatieve maat voor natuurlijkheid op basis van bijvoorbeeld landschapspatroonanalyse dient te worden ontwikkeld, waarbij kan worden aangesloten bij de 'fractal' benadering (vgl. Van Zoest, 1994). Een kwantitatieve maat voor natuurlijkheid van landschapspatronen zou een aanvulling kunnen zijn op de soortgerichte graadmeters van het natuurbeleid.

4.1.3 Stuurbaarheid

In hoofdstuk 1, de inleiding, is gesteld dat graadmeters dienen om de doelmatigheid van uitgevoerd beleid (ex post evaluatie) te bepalen alsook prognoses van voorgenomen beleid uit te kunnen voeren (ex ante evaluatie). Dit houdt in dat de graadmeter de mogelijkheid moet bieden het effect van een beleidsmaatregel te meten. Immers, als de graadmeter ongevoelig zou zijn voor een beleidsmaatregel is het zinloos hiervoor doelen te stellen. Kennis over het verband tussen maatregel en graadmeter is daarvoor nodig. Op het aggregatieniveau van het landschap gaat het daarbij voornamelijk om maatregelen in het kader van het ruimtelijke ordeningsbeleid (Vinex) en Groene Ruimte beleid (SGR, NBP, Nota Landschap etc.). Daarnaast heeft een graadmeter ook een signaalfunctie ten aanzien van onbedoelde ontwikkelingen.

De resultaten van deze studie geven nog een onvoldoende beeld over de stuurbaarheid voor het beleid op basis van de indices 'variatie' (ecotopenrijkdom en evenness) en kenmerkendheid. Dit heeft te maken met het feit dat in deze studie geen ex ante of ex post evaluatie is uitgevoerd, waardoor het effect van maatregelen in het kader van bovengenoemd beleid niet kan worden vastgesteld. Herhaling van de werkwijze, met een verbeterd data-bestand (par. 4.1.2.) voor een ander tijdstip kan hiervoor uitkomst bieden.

4.1.4 Herhaalbaarheid

Indien de index tevens van betekenis moet zijn voor ex post evaluatie, zal ook sprake moeten zijn van vergelijkbare data in tijdreeksen. Historische landschapsgegevens anders dan de topografische kaarten ontbreken echter nagenoeg. Voor herhaling van de indexering in de toekomst stelt dit eisen aan een ecologisch meetnet met voldoende ecologische resolutie op landschapsniveau.

4.1.5 Aansprekendheid

Ecologische graadmeters worden vaak gerelateerd aan de zg. finale respons, bijvoorbeeld diersoorten die aan het eind van de voedselketen staan. Deze soorten fungeren dan als gidssoort voor 'kwaliteit', zoals de zalm voor de Rijn en de zeehond voor de Waddenzee. Het gaat daarbij niet zelden eerder om het maatschappelijk draagvlak dan om de feitelijke ecologische indicatiewaarde. Ook op het aggregatieniveau van het landschap is deze aansprekendheid van de indices van betekenis. In dit opzicht is van belang of de indices een bredere indicatie geven dan strikt alleen voor het doel waarvoor ze ontwikkeld zijn. Voor de ontwikkelde indices 'variatie' en 'kenmerkendheid' geldt dan dat ze zeer waarschijnlijk ook een betekenis hebben voor andere aspecten van het natuur- en landschapsbeleid, zoals de recreatieve aantrekkelijkheid. Nader onderzoek naar de relatie tussen ecologische betekenis en recreatieve betekenis zou dit moeten uitwijzen.

4.2 Conclusies

Naar aanleiding van de resultaten van de studie en de hierbovengevoerde discussie worden de volgende conclusies getrokken:

- De gebruikte index-methoden lijken geschikt als graadmeters voor het beleid ten aanzien van natuur- en landschap. De graadmeter 'variatie' leent zich het best voor het natuurbeleid op landschapsniveau, terwijl 'kenmerkendheid' een ecologische landschapsindex voor het landschapsbeleid zou kunnen inhouden. Verder lijken deze index-methoden geschikt om in een monitoringsprogramma (bijvoorbeeld Meetnet Landschap) in te voeren, mits de data in de vorm van tijdreeksgegevens voor handen zijn.
- De ecotoopinformatie van het LKN-bestand is door zijn onvolledigheid of door zijn grove resolutie ongeschikt voor het indexeren op nationaal niveau. Het gebruikte 'grove-IPI-bestand is niet onderscheidend genoeg om met de gebruikte indices de gestelde beleidsdoelen op het gebied van natuur- en landschap te kunnen meten. Meer ecologische detaillering van ecotopen is daarvoor gewenst. Er zijn echter nieuwe nationale karteringen in ontwikkeling (NEM, basiskaart natuur, begroeiingstypenkaart NVK97), die in de nabije toekomst uitkomst kunnen bieden.
- Het LKN-landschapsbestand voldeed voor dit doel echter wel goed: de hiërarchische opbouw in ecosecties, ecodistricten en ecoregio's maakte het mogelijk om 'kenmerkendheid' op de verschillende abstractieniveaus te bepalen. De indeling in deelgebieden blijft echter een bewerkelijke handmatige activiteit.

De bevindingen uit de discussie kunnen nog eens kernachtig worden samengevat in een schema (tabel 4).

Tabel 4 Overzicht van criteria ter beoordeling van ecologische landschapsindices

| Criteria: | 'Variatie' | 'Kenmerkendheid' | Opmerkingen |
|---------------------|------------|------------------|--|
| 1 Beleidsrelevantie | ± | ± | beleidsrelevantie blijkt pas echt bij herhaling met betere dataset |
| 2 Meetbaarheid: | | | |
| - databestand LKN | | | dataset met grotere |
| * IPI-ECO | -- | -- | ecologische resolutie is |
| * LANDSCHAP | + | ++ | gewenst |
| - detecteerbaar | + | + | |
| - kwantificeerbaar | + | + | aanvulling met andere indices |
| 3 Stuurbaarheid | ? | ? | stuurbaarheid blijkt pas uit tijdreeks-gegevens |
| 4 Herhaalbaarheid | - | - | tijdreeksgegevens met voldoende resolutie ontbreken |
| 5 Aansprekendheid | + | + | indices hebben mogelijk ook recreatieve betekenis |

4.3 Aanbevelingen

Gelet op de beperkingen van deze studie worden de volgende aanbevelingen gedaan voor toekomstig onderzoek:

- Het verdient op de eerste plaats aanbeveling om de methode te herhalen met een databestand, dat een grotere ecologische resolutie heeft. Bij aanvang van de studie was een dergelijk bestand nog niet voor handen. Nu is het wel mogelijk een landsdekkend bestand van te gebruiken dat aan deze eisen voldoet, namelijk de begroeiingstypenkaart die in het kader van de Natuurverkenning 97 is ontwikkeld. Op basis van de resultaten van dit vervolgonderzoek is de betekenis van de indices voor het beleid (relevantie en stuurbaarheid) pas goed te beoordelen.
- Op conceptueel niveau verdient het aanbeveling om de ecologische doelstellingen van het natuur- en landschapsbeleid aan een nader onderzoek te onderwerpen. Niet alleen dient duidelijk te worden welke verschillen in beleidsopvatting er eventueel zouden zijn tussen het natuurbeleid en het landschapsbeleid, maar vooral ook moet de ecologische betekenis op landschapsniveau worden verduidelijkt: Welke doelen zou de overheid kunnen nastreven in ecologisch opzicht op het aggregatieniveau van het landschap?
- Indien voor het natuurbeleid 'variatie' op landschapsniveau van betekenis wordt geacht als indicatie voor biodiversiteit, dan zal deze relatie expliciet nader onderzocht moeten worden.
- Voor het betrekken van het ruimtelijk patroon van landschappen bij het bepalen van 'variatie' dient meer gebruik te worden gemaakt van geostatistiek.
- Het verdient aanbeveling om in aansluiting op Vos et al. (1982) een methode uit te werken om systematisch het ruimtelijk relatienetwerk van landschappen in kaart te brengen. Deze 'relatie'-index zou een indicatie kunnen inhouden voor de 'horizontale' ecologische samenhang tussen landschappen.
- Een nadere studie is gewenst naar de toepassing van landschapsecologische patroonanalyse ter bepaling van de 'fractaliteit' van het landschap. Deze fractaliteit wordt in verschillende Amerikaanse studies in verband gebracht met de mate van natuurlijkheid van het landschap (zie voor een overzicht Van Zoest, 1994). Een kwantitatieve maat voor natuurlijkheid van landschapspatronen zou een aanvulling kunnen zijn op de soortgerichte graadmeters van het natuurbeleid.

Literatuur

- Bal, D., H.M. Beye, Y.R. Hoogeveen, S.R.J. Jansen & P.J. van der Reest, 1995. *Handboek natuurdoeltypen in Nederland*. IKC-natuurbeheer, Wageningen.
- Barends, S., J. Renes, T. Stol, J.C. van Triest, R.J. de Vries & F.J. van Woudenberg, 1993. *Het Nederlandse landschap; een historisch geografische benadering*. Utrecht, Uitgeverij Matrijs.
- Bisseling, C., Y. Hoogeveen, J. Latour & A. van Strien, 1995. *Netwerk Ecologische Monitoring*. Wageningen, IKC-Natuurbeheer en Leiden, CBS & RIVM, projectplan 10 juli 1995.
- Bolsius, E.C.A., J.H.M. Eulderink, C.L.G. Groen, W.B. Harms, A.K. Bregt, M. van der Linden, B.J. Looise, G.J. Maas, E.P. Querner, e.a., 1994. *Een digitaal bestand voor de landschapsecologie van Nederland: Eindrapport van het LKN-project*. Rijksplanologische Dienst, Den Haag. LKN-rapport 4.
- Brink, B.J.E. ten, 1988. *Hoe het natuurbeleid te vertalen in watersysteemdoelstellingen*. Den Haag, RWS-DWG, Notitie Gww-88.192.
- Burggraaff, M., L. van Deijl, G. Laeijendecker, H.A. Meester-Broertjes & A.H.P. Stumpel, 1979. *Milieukartering; methoden, toepassing en perspectief*. Wageningen, PUDOC.
- Dijkstra, H. & J. Roos-Klein Lankhorst, 1995. *Haalbaarheidsstudie Meetnet Landschap*. Wageningen, DLO-Staring Centrum en IKC-Natuurbeheer, Onderzoekreeks Nota Landschap nr. 4. SC-DLO, Rapport 390.
- Farjon, H., W.B. Harms & I.L. Loopstra, 1983. *Gevolgen van ruilverkaveling voor het landschap; landschapsecologische gevolgen van ruilverkaveling in de Achterhoek*. Wageningen, Rijksinstituut voor onderzoek in de bos- en landschapsbouw 'De Dorschkamp', Rapport 332.
- Forman, R.T.T. & M. Godron, 1986. *Landscape ecology*. New York, John Wiley & Sons.
- Harms, W.B., J.P. Knaapen & J. Roos-Klein lankhorst, 1991. *Natuurontwikkeling in de centrale open ruimte*. Wageningen, DLO-Staring Centrum, Rapport 138.
- Harms, W.B., I.L. Loopstra & W.Vos (m.m.v. R. van Otterloo), 1981. *Elektriciteitswerken in het landschap. Een landschapsecologische benadering*. Wageningen, Rijksinsintituut voor onderzoek in de Bos- en Landschapsbouw 'De Dorschkamp', Rapport 224.

- Hulshoff, R.M., 1995. Landscape indices describing a Dutch landscape. *Landscape Ecology* 2: 101-111.
- Iverson, L.R., 1988. Land-use changes in Illinois, USA: The influence of landscape attributes on current and historic land use. *Landscape Ecology* 2: 45-61.
- Jongman, R.H.G., C.J.F. ter Braak & O.F.R. van Tongeren, 1987. *Data analysis in community and landscape ecology*. Wageningen, PUDOC.
- Klijn, F., 1982. *Some aspects of diversity in northern Swedish coniferous forests*. Thesis, Växibiologiska Institutionu Uppsala Universitet.
- Klijn, J.A., 1995. *Hiërarchical concepts in landscape ecology and its underlying disciplines*. Wageningen, DLO-Staring Centrum, Report 100.
- Kwakernaak, C., 1982. *Landscape ecology of a prealpine area; a contribution to the development of a unifying concept in landscape ecology, based on investigations in the La Berra-Schwarzsee area (Fribourg, Switserland)*. Proefschrift. Amsterdam, Universiteit van Amsterdam, Faculteit der Wiskunde en Natuurwetenschappen.
- Linden, M.G.A.M. van der, C.L.G. Groen & M. van 't Zelfde, 1994. *Vegetatie en landschapselementen; toelichting bij de databestanden IPI-ECO en EKG van het LKN-project*. Leiden, Rijksuniversiteit Leiden, LKN-rapport 10 & CML-rapport 108.
- Maarel, E. van der & P.L. Dauvellier, 1978. *Naar een globaal ecologisch model voor de ruimtelijke ontwikkeling van Nederland*. Den Haag, Ministerie van LNV.
- Ministerie van LNV, 1990. *Natuurbeleidsplan*. Den Haag.
- Ministerie van LNV, 1992. *Nota landschap*. Den Haag.
- O'Neill, R.V., J.R. Krummel, R.H. Gardner, G. Sugihara, B. Jackson, D.L. DeAngelis, B.T. Milne, M.G. Turner, B. Zygmunt, S.W. Christensen, V.H. Dale & R.L. Graham, 1988. Indices of landscape pattern. *Landscape Ecology* 3: 153-162.
- Pielou, E.C., 1966. The measurement of diversity in different types of biological collections. *Journal of Theoretical Biology* 13: 131-144.
- Sterling, B., 1991. *LKN programmatuur NEDMAP 1.6; gebruikershandleiding*. Wageningen, DLO-Staring Centrum, Interne Mededeling 173.
- Udo de Haes, H.A., E. van der Voet, M.I. Nip, F. Klijn, C.L.G. Groen & J. Latour, 1990. *De opzet van ecologische normstelling voor terrestrische gebieden*. In: A.A.A. van der Schraaf et al. (red.), *Strategieën voor ecologische normstelling; het spel en de knikers*. Den Haag, SDU uitgeverij.

Vos, W., W.B. Harms & A.H.F. Stortelder, 1982. *Vooronderzoek naar landschaps-ecologische relaties tussen ecosystemen*. Wageningen, Rijksinstituut voor onderzoek in de Bos- en Landschapsbouw 'De Dorschkamp', Rapport 246.

Vos, W. & A. Stortelder, 1992. *Vanishing Tuscan landscapes; landscape ecology of a Submediterranean-Montane area*. Wageningen, PUDOC.

Waal, R.W. de, 1995. *Landschapsecologische kartering van Nederland; landschap*. Toelichting bij het bestand LANDSCHAP van het LKN-project. LKN-rapport 7. Wageningen, DLO-Staring Centrum, Rapport 337.

Whittaker, R.H., 1975. *Communities and ecosystems*. New York, Macmillan.

Zoest, J.G.A. van, 1994. *Landschapskwaliteit*. Uitwerking van de kwaliteitscriteria in de Nota Landschap. Onderzoekreeks Nota Landschap nr. 1. Wageningen, DLO-Staring Centrum, Rapport 349.

Zoest, J.G.A. van, 1994. *Landschappen in landschappen. Of: is kunstmatige natuurlijkheid mogelijk?* Harlingen, Vereniging tot behoud van de Waddenzee.

Zonneveld, I.S., 1990. *Scope and concepts of landscape ecology as an emerging science*. In: I.S. Zonneveld en R.T.T. Forman (eds.), *Changing landscapes; an ecological perspective*. New York, Springer.

Aanhangsels

| | | |
|---|--|----|
| A | Bestaande indexeringen op landschapsecologisch gebied | 49 |
| B | Lijst van aantal deelgebieden per ecosectie | 57 |
| C | Selectie deelgebieden | 59 |
| D | Deelgebieden binnen ecosecties | 61 |
| E | Ecotypen van ecosecties uit het proefgebied | 65 |
| F | Deelgebieden van de ecosectie 'Beekdallandschap' uit het ecodistrict 'Drents Keileemplateau' | 67 |
| G | Indexwaarden voor de aspecten van variatie en kenmerkendheid voor deelgebieden van de ecosectie 'Beekdallandschap' uit het ecodistrict 'Drents Keileemplateau' | 69 |
| H | Indexwaarden voor de aspecten van variatie en kenmerkendheid voor de ecosecties uit het proefgebied | 71 |
| J | Indexwaarden voor 'Overall'-kenmerkendheid voor de ecosecties uit het proefgebied | 73 |
| K | Interne spreiding van ecosecties in het proefgebied | 75 |
| L | Relatieve afstanden van ecosecties tot anderen uit het proefgebied | 77 |

Aanhangsel A Bestaande indexeringen op landschapsecologisch gebied

Er zijn reeds verschillende onderzoeken gedaan om aspecten of elementen uit de landschapecologie te indexeren. In dit aanhangsel zullen aan de hand van een beperkte literatuurstudie enkele van deze indices nader besproken worden, die te maken hebben met het indexeren van gebieden aan de hand van kwantitatieve gegevens (oppervlakte of aantallen) van landschapsecologische componenten. De aard is inventariserend. Dit houdt in, dat er een chronologisch overzicht gegeven zal worden van bestaande indices. Deze hoeven niet direct van nut te zijn voor dit onderzoek. Verder zal in een aparte paragraaf besproken worden welke betekenis de diverse indices voor dit onderzoek hebben.

A.1 Indices

A.1.1 Variatie-indices

Diversiteits-index (Shannon & Weaver, 1962)

De diversiteitsindex (H) geeft middels één getal de diversiteit van een verzameling individuen (bv. planten of dieren), gerelateerd aan aantal verschillende soorten en aantal individuen van elke soort. De formule waarmee deze diversiteit berekend wordt is:

$$H = - \sum P_x * \log(P_x)$$

waarbij:

H = Shannon-index

P_x = fractie van soort x (= aantal individuen soort x /totaal aantal individuen)

Hoge waarden voor H geven een hoge diversiteit aan verschillende soorten in combinatie met een hoge mate van gelijkheid in aantal individuen van iedere soort in de totale verzameling individuen aan.

Enkele toepassingen van deze index zijn:

— *Dominance-index (D)* (O'Neill et al., 1988):

Deze index geeft de mate aan waarin één of meerdere ecotootypen in een gebied domineren. De formule waarmee deze waarden berekend worden, is gebaseerd op de index van Shannon & Weaver en ziet er als volgt uit:

$$D = \ln(n) + \sum P_x * \ln(P_x)$$

waarbij:

n = het aantal ecotootypen in een legenda

P_x = fractie van ecotootype x (opp. ecotootype x /opp. gebied)

De waarde (D) geeft de afwijking aan van een bepaald maximum ($\ln(n)$), dat optreedt wanneer alle ecotooptypen uit een legenda in gelijke oppervlakten aanwezig zijn in een landschap. Hoge waarden voor D geven dominantie aan van één ecotooptype over de overigen in een gebied, terwijl lage waarden voor D duiden op aanwezigheid van meerdere ecotooptypen in min of meer gelijke oppervlaktes in het gebied.

- *Diversiteits-index (H) 'Natuurontwikkeling in de centrale open ruimte'* (Harms, et al., 1991):

Deze index geeft middels één getal de diversiteit in aantal verschillende vegetatietypen in een gebied, gerelateerd aan aantal verschillende vegetatietypen en oppervlakte van elk vegetatietype in het betreffende gebied aan. De formule waarmee deze diversiteit berekend wordt, is de index van Shannon & Weaver en ziet er als volgt uit:

$$H = - \sum P_x * \log(P_x)$$

waarbij:

H = Shannon-index

P_x = fractie vegetatietype x (opp. vegetatietype x /opp. gebied)

Hoge waarden voor H geven een hoge diversiteit aan aantal verschillende vegetatietypen in combinatie met een hoge mate van gelijke oppervlakten van de vegetatietypen in een gebied aan.

Basis-index gebiedsevaluaties Globaal Ecologisch Model (Van der Maarel & Duvallier, 1978)

Met behulp van deze basisindex wordt in evaluatiestudies vanuit diverse themavelden een integrale waarde berekend voor gebieden, op basis van oppervlakten aan landschapsecologische componenten (bv. ecotopen, vegetatietypen, enz.). De formule waarmee deze waarde berekend wordt ziet er als volgt uit:

$$W_i = \exp(1/m * \log(x))$$

waarbij:

$$x = (\sum P_i * W_i^m / \sum P_i)$$

waarbij:

W_i = de integrale waarde

W_i = fractie component i uit een reeks van n componenten

P_i = weegwaarde, die per component kan worden gevarieerd, afhankelijk van het themaveld van waaruit de integrale waarde wordt opgesteld (bv. vanuit ecologie krijgen natuurlijke en half-natuurlijke ecotooptypen een hogere weegwaarde dan agrarische ecotooptypen, welke op hun beurt een hogere weegwaarde krijgen dan ecotooptypen met betrekking tot infrastructuur (bv. bebouwing of wegennet)

m = een variabele gewichtsfactor van $1 \rightarrow \infty$; deze kan subjectief ingevuld worden. Bij gewichtsfactor 1 spelen alle componenten een even belangrijke rol bij de bepaling van de integrale waarde (W_i), terwijl bij gewichtsfactor ∞ de integrale waarde slechts bepaald wordt door de component met de grootste oppervlakte.

De betekenis van hoge waarden voor W_i hangt af van het thema waarop de weegwaarde gebaseerd is. Wanneer dit thema bijvoorbeeld soorten diversiteit is, dan houden hoge waarden voor W_i in dat het gebied waarover deze waarde berekend is een groot oppervlak aan ecotooptypen met een hoge soorten diversiteit bevat.

Contagion-index (O'Neill et al., 1988)

De Contagion-index (D_2) geeft de mate aan waarin ecotooptypen geclusterd zijn in de zin van 'samen voorkomen' in een gebied. De formule waarmee de waarden uit deze index berekend worden, ziet er als volgt uit:

$$D_2 = 2n \ln(n) + \sum \sum P_{xy} * \ln(P_{xy})$$

n = het aantal ecotooptypen in een legenda

P_{xy} = de kans dat een oppervlakte-eenheid van ecotooptype x naast een eenheid van ecotooptype y in een landschap wordt gevonden

$2n * \ln(n)$ geeft het maximum waarbij de kans dat een bepaald ecotooptype naast een andere ecotooptype gevonden wordt in een landschap, voor alle ecotooptypen gelijk is. Hoge waarde voor (D_2) geven aan dat het landschap heterogeen en kleinschalig is en andersom.

Shape-indices (uit Hulshoff, 1995)

Deze groep van indices berekent de ruimtelijke verdeling van ecotopen binnen landschappen, gebaseerd op het aantal en de vorm van oppervlakte-eenheden van de verschillende ecotopen in het betreffende landschap. Basis hierbij is de **area-to-perimeter**-ratio van deze oppervlakte-eenheden. Er zijn in de loop der jaren een aantal van deze indices opgesteld (o.a. Forman & Godron, 1986; O'Neill et al., 1988; Iverson, 1988). Met behulp van de bijbehorende formules (deze zullen niet nader besproken worden) kunnen aspecten berekend worden als:

- gemiddelde omtrek/inhoud-ratio van oppervlakte-eenheden (al dan niet van één ecotoop) in een landschap,
- gemiddelde afwijking van oppervlakte-eenheden (al dan niet van één ecotoop) in een landschap van een isodiametrische vorm (vierkant of cirkel).

In het eerste geval kan aan de hand van de berekende getallen een uitspraak gedaan worden over complexiteit van landschappen in aantal en vorm van oppervlakte-eenheden (betreffende één ecotoop of gecombineerd). Dit kan een indicatie geven van de mate waarin een landschap kleinschalig is.

In het tweede geval kan aan de hand van de berekende getallen tevens een uitspraak gedaan worden in hoeverre de oppervlakte-eenheden geschikt zijn voor het herbergen

van populaties (in een cirkel of vierkant zijn deze optimaal vanwege de minste beïnvloeding vanuit de periferie).

'Evenness'-index (algemene evaluatie: Klijn, 1992)

De 'Evenness'-index (E) geeft de mate aan waarin plantensoorten uit een vegetatiesamenstelling van een ecosysteem in gelijke fracties voorkomen ('even' verdeeld zijn). Deze mate is niet direct afhankelijk van het aantal plantensoorten in de samenstelling. Dit houdt in dat een vegetatiesamenstelling van 2 plantensoorten met een gelijke fractie dezelfde waarde krijgt voor E als een vegetatiesamenstelling van 3 plantensoorten met een gelijke fractie. De formule waarmee de waarden uit deze index berekend worden, ziet er als volgt uit:

$$E(1-x) = 1 / \exp((1/x-1) \cdot \log(i_1/i_x))$$

waarbij:

$E(1-x)$ = 'evenness' over plantensoorten 1 tot x (x afhankelijk van dataset)

i_1/i_x = quotiënt van fractie plantensoort 1 en fractie plantensoort x

Een voorwaarde voor de berekening van deze waarde is, dat de vegetatiesamenstelling geordend is in de richting aflopende fracties voor de verschillende ecotopen. Dat wil zeggen: plantensoort 1 is de soort met de hoogste fractie. Hoge waarden voor E geven, dat een vegetatiesamenstelling in een ecosysteem 'even' verdeeld is, wat duidt op co-dominatie van plantensoorten in de vegetatiesamenstelling.

A.1.2 Indices m.b.t. kenmerkendheid

Mutual information value (Im) (Kwakernaak, 1982 en Stortelder & Vos, 1992)

Via een formule, welke vanwege de complexiteit ervan niet nader besproken zal worden, kan de Mutual Information Value (Im) berekend worden van afzonderlijke landschapsecologische componenten (bv. ecotooptypen) in relatie tot een bepaalde variabele (bv. landschapstype, beheersvorm, aspect van abiotiek). Met betrekking tot landschapstypen geven deze waarden een indicatie over de hoeveelheid informatie die een bepaald ecotooptype geeft over een bepaald landschap. Ecotooptypen met een hoge informatiewaarde zijn dan het meest informatief voor het landschap. Met andere woorden, wordt een ecotooptype met een hoge informatiewaarde in relatie tot landschap x in een willekeurige frequentieverdeling van ecotooptypen gevonden, dan kan met zekerheid gezegd worden dat men zich in landschap x bevindt.

C-waarden (Farjon, 1983)

Het berekenen van C -waarden voor frequentieverdelingen van ecotooptypen is eigenlijk geen index op basis van één formule, maar een methode. Globaal werkte deze als volgt: Uit (in dit geval) twee gebieden uit de Achterhoek zijn verschillende ecochoren (= deelgebieden met homogene abiotische omstandigheden) geïventariseerd op frequentieverdeling van ecotooptypen. Dit is voor twee tijdstippen gedaan.

Vervolgens zijn deze frequentieverdelingen geclusterd in een ordinatieprogramma. Het hieruit resulterende ordinatieplaatje liet zien in hoeverre frequentieverdelingen uit de verschillende deelgebieden geclusterd werden. Sterk geclusterd betekende in de praktijk dat ze op elkaar leken. Het plaatje gaf echter slechts visueel de verschillen weer. Via een berekening is vervolgens bepaald of de frequentieverdelingen van ecotooptypen uit de verschillende ecochoren van één gebied significant van elkaar afweken. De uitkomst van de berekening is de *C*-waarde (>2 = significante afwijking). Dit is voor beide gebieden in de Achterhoek voor twee tijdstippen gedaan (voor en na ruilverkaveling), zodat zowel een vergelijking tussen gebieden als een vergelijking in de tijd mogelijk was. Uit de vergelijking in de tijd bleek dat in beide gebieden de verschillen in frequentieverdelingen van ecotooptypen van de verschillende ecochoren kleiner geworden waren. Dit betekende, dat de ruilverkaveling nivellerend gewerkt had op de ruimtelijke geleding van ecotopen in en tussen de verschillende ecochoren.

A.2 Nut van diverse indices voor dit onderzoek

A.2.1 Variatie-indices

Shannon & Weaver en indices hierop gebaseerd

De toepassing van de Shannon & Weaver-index door Harms et al. (1981) geeft een maat voor de diversiteit in een gebied, gerelateerd aan aantal verschillende vegetatietypen en oppervlakte van elk vegetatietype in het betreffende gebied aan. In principe is dit een maat waarnaar gezocht wordt in dit onderzoek, wanneer vegetatietypen vertaald wordt in ecotooptypen en gebieden in ecosecties. Dit zou betekenen dat deze index gebruikt zou kunnen worden. Er zit echter een nadeel vast aan deze index. De berekende waarde (*H*) in deze formule is afhankelijk van beide aspecten van variatie:

- het aantal verschillende ecotooptypen,
- de fracties (opp. ecotooptype/ opp. gebied) van de ecotooptypen.

Beide aspecten zijn niet afzonderlijk uit de formule af te leiden. Voor de praktijk betekent dit, dat uit een waarde niet af te lezen is of een landschap bestaat uit weinig ecotooptypen met een gelijke verdeling of uit veel ecotooptypen met een minder gelijke verdeling. Dit geldt uiteraard voor alle indices die op de Shannon & Weaver-index gebaseerd zijn. Voor dit onderzoek wordt echter wenselijk geacht dat beide aspecten van variatie afzonderlijk te bepalen zijn. Dit maakt het dat deze groep van indices niet gebruikt zal worden in dit onderzoek.

Basis-index gebiedsevaluaties Globaal Ecologisch Model

Deze index behoeft een weegwaarde welke bepaalt wordt door het themaveld van waaruit het gebied geïndexeerd dient te worden. Deze weegwaarde zou vanuit het thema 'kenmerkendheid' met betrekking tot ecologie ingevuld kunnen worden. Dit zou deze index een normatieve kenmerkendheidsindex maken. In paragraaf 1.5 is echter vermeld, dat hieraan geen aandacht geschonken zal worden.

Contagion-index

Deze index beslaat het terrein van de ruimtelijke verdeling en heeft daarmee, zoals in paragraaf 1.5 vermeld, geen betrekking op de aspecten van variatie die in dit onderzoek aan bod komen. De methode daarnaast is zeer complex en de benodigde gegevens (waarschijnlijkheidskansen voor voorkomen van landgebruiksvormen naast elkaar in de diverse landschappen) zou een aanvullende, tijdrovende inspanning vergen. Tevens zijn hiervoor polygoonbestanden van ecotopen nodig.

Shape-indices

Deze indices grijpen aan op nog meer gedetailleerde aspecten van landschapspatronen aan dan frequentieverdeling van ecotooptypen: vormen van oppervlakte-eenheden. Dit niveau van landschapspatronen is, zoals in paragraaf 1.5 is vermeld, in dit onderzoek niet aan de orde. Verder is er nog een praktisch probleem aan deze wijze van indexeren verbonden: Voor een dergelijke indexering zijn gegevens betreffende oppervlakte en omtrek van percelen nodig. Deze informatie is niet af te leiden uit het gehanteerde basisbestand voor frequentieverdelingen van ecotooptypen: LKN:PIECO: grove IPI's.

'Evenness'-index

Wanneer plantensoorten vertaald worden naar ecotooptypen en ecosystemen naar landschappen lijkt deze index uitstekend geschikt als index voor de mate waarin ecotooptypen gelijk verdeeld zijn in een landschap, te bepalen, aangezien het een maat is die niet direct gerelateerd is aan het aantal verschillende ecotooptypen in een landschap maar puur de mate van verdeling van ecotooptypen omvat. Zoals echter reeds gesteld in het bovenstaand is ecotooptype x afhankelijk van de dataset. Hier is in hoofdstuk 3 verder op in gegaan bij de toepassing van deze index in dit onderzoek.

A.2.2 Indices m.b.t. kenmerkendheids

Mutual Information Value

Met de berekening van de informatie-waarde kan bepaald worden, welke ecotooptypen het meest 'trouw' zijn aan een bepaald landschap en daarmee kenmerkend zijn voor dit landschap in een bepaalde situatie. Dit houdt in, dat op basis van deze methode slechts uitspraken gedaan kunnen worden over **de mate van kenmerkendheid van ecotooptypen** in relatie tot landschappen: De identiteit van het meest kenmerkende ecotooptype kan voor elk landschap bepaald worden. In dit onderzoek wordt echter nagestreeft om uitspraken te doen over **de mate van kenmerkendheid van landschappen** op basis van ecotooptypen: Hoe kenmerkend is een landschap op basis van de frequentieverdeling van ecotooptypen. Deze index zal daarom in dit onderzoek niet gebruikt worden.

C-waarden

De *C*-waarde-methode weerspiegelt min of meer de basisgedachte achter de definitie van kenmerkendheid (beschrijvend) uit dit onderzoek. Deze definitie beschrijft kenmerkendheid namelijk als de mate waarin een landschap (vergelijkbaar met een ecochoor) een kenmerkende frequentieverdeling van ecotootypen heeft t.o.v. een ander landschap. Via een vergelijkbare methode zou dus bepaald kunnen worden of de frequentieverdeling van ecotootypen uit een landschap significant afwijkt van de frequentieverdelingen uit alle andere landschappen. Significant afwijkend zou dan betekenen: kenmerkend in de zin van nergens anders voorkomend. Deze methode kan dus gebruikt worden, mits er enige aanpassingen naar de specifieke situatie van dit onderzoek gemaakt worden. Hier is in hoofdstuk 3 verder op in gegaan.

Aanhangsel B Lijst van aantal deelgebieden per ecosectie

| <u>Ecosectie</u> | <u>Aantal deelgebieden</u> |
|----------------------------------|----------------------------|
| Hoge Stuwwallen | 9 |
| Lage Stuwwallen | 9 |
| Landduinlandschap (Stuw.) | 7 |
| Smeltwaterwaaierlandschap | 6 |
| Sneeuwsmeltwaterlandschap | 4 |
| Dekzandlandschap | 10 |
| Landduinlandschap (Drent.) | 6 |
| Grondmorenedallandschap | 5 |
| Grondmorenelandschap met dekzand | 18 |
| Grondmorenelandschap | 12 |
| Venig overgangslandschap | 8 |
| Beekdallandschap | 17 |
| Komlandschap | 10 |
| Oeverwallenlandschap | 9 |
| Pleistoceen overgangslandschap | 5 |
| Rivierdallandschap | 4 |
| Terrasvlaktelandschap | 5 |
| Uiterwaardenlandschap | 10 |
| Droogmakerij (brak water) | 8 |
| Droogmakerij (zoet water) | 5 |

Aanhangsel C Selectie deelgebieden

De selectie van deelgebieden per ecosectie is volgens het volgende criterium gegaan: Een deelgebied is een verzameling kilometerhokken die een aaneengesloten geheel vormen. Kilometerhokken zijn aaneengesloten wanneer minstens 1 van de 4 hoekpunten van de hokken elkaar raken (fig. C1).

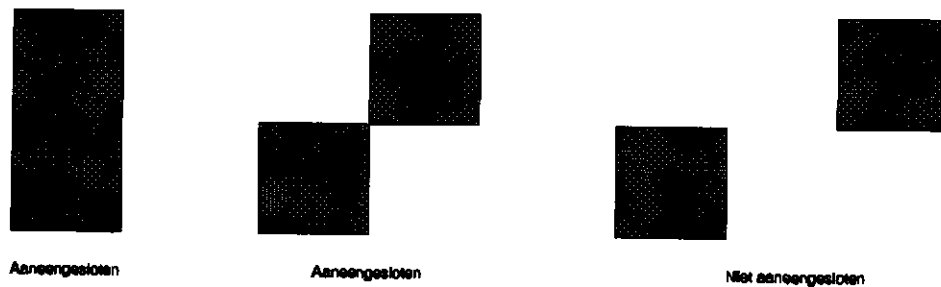


Fig. C1 Schetsmatige weergave van het kilometerhok-criterium 'aaneengesloten'

Verder is besloten, dat de verzameling kilometerhokken minimaal 10 vertegenwoordigers groot moest zijn om als deelgebied beschouwd te kunnen worden. Was dit niet het geval, dan gold het volgende criterium: Ligt tussen de betreffende verzameling kilometerhokken uit een ecosectie en een naburige verzameling uit dezelfde ecosectie, geografisch gezien, minder dan 5 kilometerhokken, dan wordt de verzameling toegewezen aan dichtsbijzijnde deelgebied. Was de tussenruimte 5 kilometerhokken of meer, dan werd de verzameling alsnog beschouwd als een zelfstandig deelgebied (fig. C2)

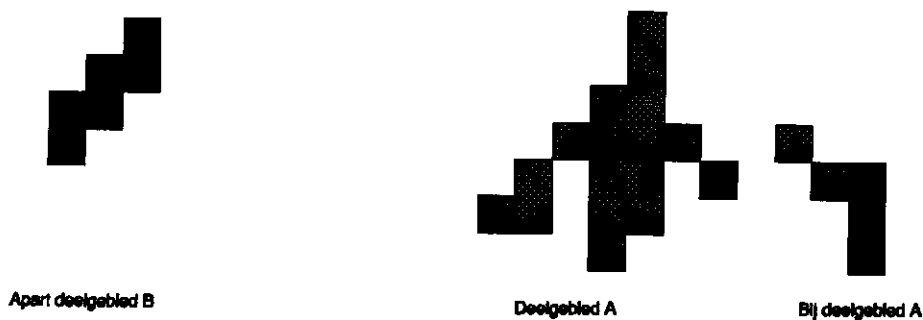


Fig. C2 Schetsmatig voorbeeld van de indeling van een groep kilometerhokken, behorend tot één ecosectie, in verschillende deelgebieden

Bij een aantal ecosecties is echter een uitzondering op dit criterium gemaakt bij de selectie van deelgebieden. Was namelijk het geldende criterium gevolgd, dan waren er binnen deze ecosecties slechts één of twee zeer grote deelgebieden ontstaan, aangezien elk kilometerhok uit deze ecosecties aansloot op een ander kilometerhok. Dit betrof de volgende ecosecties:

- ‘Grondmorenelandschap’ uit het ecodistrict ‘Drents Keileemplateau’
- ‘Uiterwaardenlandschap’ uit het ecodistrict ‘Rivierenlandschap’
- ‘Oeverwallenlandschap’ uit het ecodistrict ‘Rivierenlandschap’
- ‘Komlandschap’ uit het ecodistrict ‘Rivierenlandschap’

Bij de eerste van deze vier ecosecties zijn de deelgebieden zo samengesteld, dat de Drentse Beekdalen globaal de scheidslijn vormden tussen de deelgebieden. Bij de genoemde ecosecties uit het Rivierendistrict is een andere selectieprocedure gevolgd. Deze ging als volgt: De grote rivieren zijn in Nederland in te delen in ‘bovenstrooms’ en ‘benedenstrooms’. Dit houdt voor de IJssel resp. het zuidelijke en het noordelijke deel in. Voor de overige grote rivieren houdt dit resp. het oostelijke en het westelijke deel in. De deelgebieden zijn voor de ecosecties zo samengesteld dat ze ofwel ‘bovenstrooms’ ofwel ‘benedenstrooms’ liggen. Verder hebben bij de selectie van deelgebieden uit het ‘Oeverwallenlandschap’ en het ‘Komlandschap’ de rivieren zelf nog als extra scheidslijn gefungeerd.

Het praktische verhaal achter de gehele selectie is vrij simpel. LKN bevat digitale kaarten met per ecodistrict alle kilometerhokken hieruit. Deze hokken hebben allen een waarde. Deze waarde geeft aan tot welke ecosectie het kilometerhok behoort. Via een aantal handelingen (Sterling, 1991) zijn kilometerhokken, die tot één ecosectie behoren, geselecteerd en opgeslagen in een nieuwe kaart. Vervolgens is aan die kilometerhokken die volgens de criteria samen een deelgebied vormden binnen de ecosectie, weer een aparte waarde gegeven. Dit resulteerde per ecosectie in een kaart met hierin alle kilometerhokken van die ecosectie met een waarde, die aangaf tot welk deelgebied ze behoorden.

Aanhangsel D Deelgebieden binnen ecosecties

Datamatrix met frequentieverdelingen van ecotootypen van de deelgebieden binnen ecosecties na inventarisatie en verwerking. De waarden zijn percentages ecotootypen binnen deelgebieden bepaald uit de waarden van de bijbehorende kilometerhokken.

| | naal | loof | heid | duin | dras | ven | hout | opwa | gras | akke | boom | lijn | sted | bouw | dijk | weg |
|------|------|------|------|------|------|-----|------|------|------|------|------|------|------|------|------|-----|
| de1 | 10 | 8 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 5 | 39 | 3 | 0 | 1 | 1 | 32 | 0 | 1 |
| de2 | 17 | 6 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 49 | 3 | 1 | 1 | 2 | 18 | 0 | 1 |
| de3 | 50 | 13 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 15 | 5 | 0 | 0 | 0 | 12 | 0 | 1 |
| de4 | 46 | 2 | 3 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 23 | 8 | 0 | 0 | 0 | 14 | 0 | 1 |
| de5 | 3 | 3 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 57 | 12 | 0 | 0 | 4 | 19 | 0 | 1 |
| de6 | 11 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 25 | 18 | 1 | 0 | 9 | 31 | 0 | 1 |
| de7 | 30 | 21 | 40 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 | 5 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 |
| de8 | 23 | 8 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 44 | 7 | 1 | 0 | 5 | 9 | 0 | 1 |
| de9 | 3 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 79 | 3 | 0 | 2 | 1 | 12 | 0 | 1 |
| de10 | 24 | 5 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 39 | 6 | 0 | 0 | 3 | 19 | 0 | 1 |
| du1 | 42 | 22 | 5 | 1 | 0 | 2 | 0 | 1 | 8 | 2 | 0 | 0 | 1 | 16 | 0 | 1 |
| du2 | 47 | 9 | 4 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 8 | 3 | 0 | 0 | 0 | 25 | 0 | 1 |
| du3 | 70 | 1 | 8 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 1 | 0 | 0 | 1 | 13 | 0 | 1 |
| du4 | 68 | 8 | 15 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 2 | 4 | 0 | 0 |
| du5 | 67 | 6 | 9 | 4 | 0 | 0 | 0 | 0 | 3 | 2 | 0 | 0 | 2 | 5 | 0 | 0 |
| du6 | 29 | 12 | 6 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 33 | 2 | 0 | 0 | 2 | 11 | 0 | 1 |
| du7 | 57 | 7 | 24 | 4 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 2 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 |
| hs1 | 62 | 4 | 2 | 3 | 0 | 0 | 0 | 1 | 5 | 4 | 0 | 0 | 0 | 13 | 0 | 1 |
| hs2 | 73 | 6 | 14 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 |
| hs3 | 86 | 5 | 4 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 2 | 1 | 0 | 0 |
| hs4 | 47 | 8 | 11 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 5 | 12 | 1 | 0 | 5 | 9 | 0 | 1 |
| hs5 | 57 | 20 | 3 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 6 | 4 | 0 | 0 | 2 | 4 | 0 | 0 |
| hs6 | 36 | 20 | 7 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 8 | 5 | 0 | 0 | 8 | 14 | 0 | 1 |
| hs7 | 47 | 6 | 39 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 3 | 5 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 |
| hs8 | 34 | 15 | 39 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 3 | 6 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 |
| hs9 | 67 | 22 | 8 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 |
| ls1 | 34 | 23 | 12 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 4 | 4 | 0 | 0 | 1 | 20 | 0 | 1 |
| ls2 | 37 | 8 | 4 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 7 | 3 | 0 | 0 | 13 | 26 | 0 | 1 |
| ls3 | 25 | 6 | 61 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 5 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| ls4 | 34 | 12 | 20 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 5 | 5 | 0 | 0 | 5 | 18 | 0 | 1 |
| ls5 | 64 | 12 | 5 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 4 | 3 | 0 | 0 | 3 | 6 | 0 | 0 |
| ls6 | 65 | 12 | 13 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 5 | 2 | 0 | 0 | 2 | 1 | 0 | 1 |
| ls7 | 66 | 8 | 12 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 4 | 2 | 0 | 0 | 2 | 4 | 0 | 1 |
| ls8 | 65 | 4 | 29 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 |
| ls9 | 56 | 5 | 33 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 2 | 2 | 0 | 0 |
| sm1 | 20 | 20 | 20 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 10 | 1 | 2 | 0 | 1 | 24 | 0 | 1 |
| sm2 | 41 | 8 | 3 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 6 | 0 | 0 | 0 | 1 | 28 | 0 | 1 |
| sm3 | 19 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 4 | 22 | 35 | 0 | 0 | 0 | 15 | 0 | 1 |
| sm4 | 36 | 30 | 21 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 |
| sm5 | 26 | 5 | 61 | 3 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 3 | 0 | 0 |
| sm6 | 35 | 13 | 13 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 10 | 16 | 0 | 0 | 3 | 8 | 0 | 1 |
| sn1 | 49 | 10 | 3 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 6 | 4 | 1 | 0 | 9 | 16 | 0 | 0 |
| sn2 | 60 | 4 | 19 | 3 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 2 | 9 | 0 | 1 |
| sn3 | 45 | 6 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 18 | 4 | 0 | 0 | 5 | 14 | 0 | 1 |
| sn4 | 25 | 10 | 27 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 24 | 5 | 0 | 0 | 0 | 5 | 0 | 1 |
| dn1 | 28 | 13 | 20 | 10 | 1 | 0 | 0 | 0 | 18 | 7 | 0 | 0 | 1 | 2 | 0 | 1 |
| d2 | 35 | 5 | 6 | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 | 32 | 12 | 0 | 0 | 1 | 5 | 0 | 1 |
| d3 | 61 | 4 | 10 | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 | 13 | 7 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 |
| d4 | 70 | 1 | 10 | 2 | 0 | 1 | 0 | 0 | 9 | 3 | 0 | 0 | 3 | 1 | 0 | 0 |
| d5 | 48 | 5 | 11 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 3 | 29 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 |
| d6 | 44 | 10 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 12 | 25 | 0 | 0 | 1 | 3 | 0 | 1 |
| ga1 | 1 | 6 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 79 | 9 | 0 | 1 | 1 | 2 | 0 | 1 |
| ga2 | 5 | 6 | 2 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 48 | 33 | 0 | 0 | 2 | 6 | 0 | 1 |
| ga3 | 1 | 3 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 29 | 58 | 0 | 0 | 1 | 4 | 0 | 1 |
| ga4 | 3 | 2 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 23 | 59 | 0 | 0 | 2 | 7 | 0 | 1 |
| ga5 | 7 | 3 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 46 | 40 | 0 | 0 | 1 | 3 | 0 | 1 |
| ge1 | 5 | 5 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 80 | 4 | 0 | 0 | 0 | 3 | 0 | 1 |
| ge2 | 38 | 4 | 6 | 0 | 0 | 1 | 1 | 1 | 34 | 10 | 0 | 0 | 1 | 6 | 0 | 1 |
| ge3 | 25 | 4 | 3 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 48 | 8 | 0 | 0 | 1 | 7 | 0 | 1 |
| ge4 | 7 | 4 | 8 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 59 | 12 | 0 | 0 | 2 | 6 | 0 | 1 |
| ge5 | 7 | 16 | 2 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 43 | 15 | 1 | 0 | 1 | 9 | 0 | 1 |
| ge6 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 68 | 21 | 0 | 1 | 1 | 9 | 0 | 1 |
| ge7 | 2 | 3 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 38 | 42 | 0 | 0 | 2 | 9 | 0 | 1 |
| ge8 | 10 | 4 | 3 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 20 | 53 | 0 | 0 | 2 | 8 | 0 | 1 |
| ge9 | 6 | 3 | 18 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 27 | 40 | 0 | 0 | 2 | 2 | 0 | 1 |
| ge10 | 24 | 6 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 8 | 55 | 0 | 0 | 0 | 5 | 0 | 1 |
| ge11 | 59 | 3 | 6 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 12 | 16 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 |
| ge12 | 16 | 6 | 4 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 33 | 30 | 0 | 0 | 2 | 7 | 0 | 1 |
| ge13 | 18 | 5 | 17 | 0 | 0 | 1 | 0 | 5 | 11 | 38 | 0 | 0 | 1 | 3 | 0 | 1 |
| ge14 | 2 | 9 | 37 | 1 | 0 | 1 | 0 | 2 | 24 | 14 | 0 | 0 | 1 | 5 | 0 | 1 |
| ge15 | 2 | 3 | 1 | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 | 44 | 9 | 0 | 0 | 20 | 20 | 0 | 1 |
| ge16 | 13 | 5 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 40 | 24 | 0 | 0 | 3 | 9 | 0 | 1 |
| ge17 | 8 | 5 | 6 | 0 | 1 | 1 | 1 | 2 | 53 | 16 | 0 | 0 | 2 | 3 | 0 | 1 |
| ge18 | 5 | 4 | 7 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 35 | 37 | 0 | 0 | 2 | 8 | 0 | 1 |
| gm1 | 0 | 4 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 1 | 78 | 2 | 0 | 1 | 2 | 13 | 0 | 1 |
| gm2 | 3 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 77 | 5 | 0 | 1 | 2 | 9 | 0 | 1 |
| gm3 | 5 | 4 | 2 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 75 | 5 | 0 | 1 | 1 | 6 | 0 | 1 |
| gm4 | 7 | 3 | 3 | 0 | 0 | 1 | 1 | 1 | 54 | 25 | 0 | 0 | 2 | 4 | 0 | 1 |

| | | | | | | | | | | | | | | | | |
|------|----|----|----|---|----|---|---|----|----|----|----|---|----|----|----|---|
| gm5 | 2 | 4 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 77 | 4 | 0 | 1 | 2 | 10 | 0 | 1 |
| gm6 | 9 | 5 | 2 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 61 | 13 | 0 | 0 | 2 | 7 | 0 | 1 |
| gm7 | 4 | 7 | 6 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 56 | 13 | 1 | 0 | 2 | 10 | 0 | 1 |
| gm8 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 44 | 37 | 1 | 0 | 1 | 13 | 0 | 1 |
| gm9 | 5 | 2 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 4 | 83 | 0 | 0 | 0 | 4 | 0 | 1 |
| gm10 | 19 | 5 | 6 | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 | 31 | 33 | 0 | 0 | 1 | 3 | 0 | 1 |
| gm11 | 11 | 3 | 7 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 45 | 26 | 0 | 0 | 1 | 5 | 0 | 1 |
| gm12 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 3 | 3 | 79 | 3 | 0 | 0 | 2 | 3 | 10 | 0 |
| vo1 | 0 | 2 | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 | 5 | 85 | 1 | 0 | 0 | 3 | 2 | 5 | 0 |
| vo2 | 0 | 1 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 98 | 1 | 0 | 3 | 3 | 4 | 0 | 1 |
| vo3 | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 | 0 | 2 | 3 | 85 | 0 | 0 | 3 | 2 | 6 | 0 | 1 |
| vo4 | 1 | 3 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 89 | 3 | 0 | 2 | 1 | 3 | 0 | 1 |
| vo5 | 0 | 3 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 2 | 78 | 1 | 0 | 3 | 3 | 11 | 0 | 1 |
| vo6 | 0 | 4 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 99 | 2 | 0 | 3 | 0 | 2 | 0 | 1 |
| vo7 | 12 | 3 | 40 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 30 | 10 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 1 |
| vo8 | 0 | 1 | 0 | 0 | 5 | 0 | 1 | 23 | 63 | 0 | 0 | 2 | 3 | 6 | 0 | 0 |
| b1 | 1 | 2 | 0 | 0 | 3 | 0 | 1 | 1 | 80 | 6 | 0 | 1 | 1 | 6 | 0 | 1 |
| b2 | 2 | 3 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 69 | 15 | 0 | 1 | 1 | 4 | 0 | 1 |
| b3 | 3 | 2 | 11 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 74 | 4 | 0 | 1 | 1 | 5 | 0 | 1 |
| b4 | 1 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 60 | 32 | 0 | 0 | 0 | 4 | 0 | 1 |
| b5 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 52 | 41 | 0 | 1 | 0 | 2 | 0 | 1 |
| b6 | 0 | 3 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 65 | 30 | 0 | 0 | 1 | 2 | 0 | 1 |
| b7 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 41 | 55 | 0 | 2 | 0 | 3 | 0 | 1 |
| b8 | 1 | 3 | 2 | 0 | 1 | 0 | 1 | 0 | 78 | 9 | 0 | 1 | 1 | 4 | 0 | 1 |
| b9 | 2 | 4 | 1 | 0 | 2 | 0 | 0 | 2 | 83 | 4 | 0 | 1 | 1 | 3 | 0 | 1 |
| b10 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 95 | 8 | 0 | 1 | 1 | 2 | 0 | 1 |
| b11 | 13 | 4 | 5 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 70 | 1 | 0 | 1 | 3 | 1 | 0 | 1 |
| b12 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 3 | 88 | 3 | 0 | 1 | 0 | 4 | 0 | 1 |
| b13 | 6 | 4 | 1 | 1 | 0 | 0 | 1 | 0 | 71 | 10 | 0 | 1 | 1 | 3 | 0 | 1 |
| b14 | 0 | 3 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 79 | 12 | 0 | 1 | 1 | 4 | 0 | 1 |
| b15 | 0 | 3 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 79 | 9 | 0 | 1 | 1 | 2 | 0 | 1 |
| b16 | 4 | 5 | 3 | 0 | 1 | 0 | 1 | 1 | 60 | 19 | 0 | 0 | 0 | 3 | 0 | 1 |
| b17 | 1 | 3 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 76 | 12 | 0 | 1 | 1 | 3 | 0 | 1 |
| k1 | 0 | 2 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 3 | 78 | 4 | 1 | 2 | 2 | 8 | 0 | 1 |
| k2 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 69 | 13 | 1 | 0 | 2 | 8 | 0 | 1 |
| k3 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 63 | 12 | 8 | 2 | 2 | 10 | 0 | 1 |
| k4 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 78 | 14 | 0 | 2 | 1 | 4 | 0 | 1 |
| k5 | 0 | 5 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 71 | 7 | 4 | 2 | 2 | 7 | 0 | 1 |
| k6 | 0 | 6 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 6 | 65 | 10 | 0 | 1 | 2 | 10 | 0 | 1 |
| k7 | 0 | 3 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 2 | 73 | 9 | 3 | 2 | 1 | 8 | 0 | 1 |
| k8 | 0 | 3 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 63 | 25 | 2 | 2 | 1 | 5 | 0 | 1 |
| k9 | 0 | 6 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 3 | 73 | 4 | 6 | 3 | 1 | 8 | 0 | 1 |
| k10 | 0 | 3 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 4 | 79 | 1 | 0 | 3 | 0 | 12 | 0 | 1 |
| o1 | 0 | 4 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 4 | 67 | 4 | 0 | 2 | 0 | 18 | 0 | 1 |
| o2 | 0 | 3 | 0 | 0 | 3 | 0 | 0 | 4 | 42 | 24 | 3 | 0 | 0 | 13 | 0 | 1 |
| o3 | 1 | 2 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 5 | 64 | 14 | 0 | 0 | 2 | 9 | 0 | 1 |
| o4 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 4 | 67 | 14 | 2 | 1 | 2 | 9 | 0 | 1 |
| o5 | 0 | 4 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 5 | 42 | 20 | 7 | 1 | 2 | 17 | 0 | 1 |
| o6 | 0 | 3 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 4 | 40 | 14 | 15 | 1 | 2 | 21 | 0 | 1 |
| o7 | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 6 | 54 | 16 | 6 | 1 | 2 | 14 | 0 | 1 |
| o8 | 0 | 2 | 0 | 3 | 0 | 0 | 0 | 3 | 44 | 37 | 2 | 2 | 2 | 11 | 0 | 1 |
| o9 | 0 | 3 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 3 | 49 | 11 | 16 | 2 | 1 | 16 | 0 | 1 |
| po1 | 0 | 5 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 5 | 67 | 10 | 0 | 1 | 2 | 11 | 0 | 1 |
| po2 | 1 | 4 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 3 | 73 | 14 | 1 | 1 | 0 | 5 | 0 | 1 |
| po3 | 7 | 7 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 58 | 20 | 0 | 0 | 0 | 6 | 0 | 1 |
| po4 | 0 | 11 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 2 | 55 | 3 | 0 | 2 | 1 | 22 | 0 | 2 |
| po5 | 1 | 18 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 71 | 3 | 0 | 2 | 0 | 4 | 0 | 1 |
| ri1 | 1 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 12 | 57 | 15 | 1 | 0 | 2 | 8 | 0 | 1 |
| ri2 | 0 | 6 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 8 | 32 | 21 | 3 | 0 | 4 | 12 | 0 | 1 |
| ri3 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 10 | 17 | 12 | 8 | 0 | 10 | 29 | 0 | 0 |
| ri4 | 1 | 4 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 29 | 32 | 15 | 2 | 0 | 3 | 9 | 1 | 1 |
| t1 | 3 | 5 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 48 | 7 | 1 | 1 | 4 | 23 | 0 | 1 |
| t2 | 0 | 2 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 12 | 25 | 44 | 3 | 0 | 1 | 10 | 0 | 1 |
| t3 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 6 | 44 | 35 | 1 | 0 | 1 | 8 | 0 | 1 |
| t4 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 69 | 18 | 0 | 0 | 3 | 8 | 0 | 1 |
| t5 | 2 | 4 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 58 | 21 | 1 | 0 | 1 | 9 | 0 | 1 |
| u1 | 0 | 2 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 16 | 64 | 4 | 1 | 1 | 2 | 6 | 1 | 1 |
| u2 | 0 | 3 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 14 | 65 | 6 | 0 | 0 | 2 | 7 | 1 | 0 |
| u3 | 0 | 2 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 27 | 50 | 5 | 1 | 0 | 0 | 10 | 1 | 1 |
| u4 | 2 | 2 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 23 | 53 | 2 | 3 | 1 | 3 | 11 | 1 | 1 |
| u5 | 0 | 2 | 0 | 1 | 3 | 0 | 0 | 24 | 53 | 3 | 5 | 1 | 2 | 8 | 1 | 1 |
| u6 | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 20 | 50 | 13 | 3 | 0 | 2 | 10 | 1 | 1 |
| u7 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 24 | 58 | 8 | 1 | 0 | 1 | 8 | 1 | 1 |
| u8 | 0 | 2 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 22 | 44 | 13 | 2 | 1 | 2 | 16 | 1 | 1 |
| u9 | 0 | 5 | 0 | 0 | 3 | 0 | 0 | 35 | 38 | 5 | 3 | 1 | 0 | 10 | 1 | 1 |
| u10 | 0 | 3 | 0 | 0 | 3 | 0 | 0 | 31 | 44 | 3 | 3 | 0 | 1 | 12 | 1 | 1 |
| db1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 3 | 58 | 31 | 0 | 3 | 0 | 6 | 0 | 1 |
| db2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 68 | 18 | 2 | 2 | 0 | 12 | 0 | 1 |
| db3 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 3 | 81 | 0 | 0 | 3 | 0 | 13 | 1 | 1 |
| db4 | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 | 73 | 4 | 0 | 3 | 0 | 16 | 1 | 1 |
| db5 | 0 | 2 | 0 | 0 | 15 | 0 | 0 | 4 | 67 | 0 | 0 | 5 | 1 | 6 | 1 | 1 |
| db6 | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 2 | 77 | 2 | 0 | 4 | 0 | 16 | 0 | 1 |
| db7 | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 3 | 66 | 19 | 0 | 4 | 0 | 11 | 0 | 1 |
| db8 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 3 | 41 | 28 | 1 | 2 | 1 | 23 | 0 | 1 |
| dz1 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 3 | 0 | 93 | 0 | 0 | 3 | 0 | 13 | 0 | 1 |
| dz2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 | 42 | 27 | 0 | 2 | 0 | 29 | 0 | 0 |
| dz3 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 12 | 19 | 36 | 1 | 2 | 6 | 20 | 1 | 1 |
| gz4 | 0 | 6 | 0 | 0 | 12 | 0 | 0 | 11 | 65 | 1 | 0 | 5 | 0 | 6 | 0 | 1 |
| dz5 | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 3 | 21 | 47 | 0 | 2 | 1 | 24 | 0 | 1 |

Coderingen van de deelgebieden van de ecosecties:

- de = Dekzandlandschap
- du = Landduinlandschap uit ecodistrict 'Stuwwalcomplex'
- hs = Hoge stuwwal
- ls = Lage stuwwal
- sm = Smeltwaterwaaierlandschap
- sn = Sneeuwsmeltwaterlandschap
- d = Landduinlandschap uit ecodistrict 'Drents Keileemplateau'
- ga = Grondmorenedallandschap
- ge = Grondmorenelandschap met dekzand
- gm = Grondmorenelandschap
- vo = Venig overgangslandschap
- b = Beekdallandschap uit het ecodistrict 'Drents Keileemplateau'
- k = Komlandschap
- o = Oeverwallenlandschap
- po = Pleistoceen overgangslandschap
- ri = Rivierdallandschap
- t = Terrasvlaktelandschap
- u = Uiterwaardenlandschap
- db = Droogmakerij (brak)
- dz = Droogmakerij (zoet)

Aanhangsel E Ecotypen van ecosecties uit het proefgebied

Datamatrix van de gemiddelde frequentieverdelingen van ecotootypen van ecosecties uit het proefgebied. De waarden zijn percentages ecotootypen binnen ecosecties bepaald uit de waarden van de bijbehorende deelgebieden.

| | naal | loof | heid | zand | dras | ven | hout | opwa | gras | akke | boom | lijn | sted | infr | dijk | weg |
|-----------------|------|------|------|------|------|-----|------|------|------|------|------|------|------|------|------|-----|
| Dekzandland. | 22 | 7 | 5 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 37 | 7 | 0 | 0 | 3 | 17 | 0 | 1 |
| Landduin (St.) | 54 | 9 | 10 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 8 | 2 | 0 | 0 | 1 | 11 | 0 | 1 |
| Hoge stuwwal | 57 | 12 | 14 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 4 | 4 | 0 | 0 | 2 | 5 | 0 | 0 |
| Lage stuwwal | 50 | 10 | 21 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 4 | 3 | 0 | 0 | 3 | 9 | 0 | 1 |
| Smeltwater. | 30 | 13 | 20 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 8 | 9 | 0 | 0 | 1 | 13 | 0 | 1 |
| Sneeuwsmelt. | 45 | 8 | 13 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 12 | 3 | 0 | 0 | 4 | 11 | 0 | 1 |
| Landduin (Dr.) | 48 | 6 | 10 | 2 | 0 | 1 | 0 | 1 | 15 | 14 | 0 | 0 | 1 | 2 | 0 | 1 |
| Grondmor.dal. | 3 | 4 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 45 | 40 | 0 | 0 | 1 | 4 | 0 | 1 |
| Grondmor.dek. | 14 | 5 | 7 | 0 | 0 | 1 | 1 | 1 | 38 | 25 | 0 | 0 | 2 | 7 | 0 | 1 |
| Grondmor. | 5 | 4 | 2 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 57 | 21 | 0 | 1 | 2 | 8 | 0 | 1 |
| Venig over. | 2 | 2 | 5 | 0 | 1 | 0 | 1 | 5 | 76 | 2 | 0 | 2 | 2 | 5 | 0 | 1 |
| Beekdalland. | 2 | 3 | 2 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 71 | 16 | 0 | 1 | 1 | 3 | 0 | 1 |
| Komlandschap | 0 | 3 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 3 | 71 | 10 | 3 | 2 | 1 | 8 | 0 | 1 |
| Oeverwalland. | 0 | 3 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 4 | 52 | 17 | 6 | 1 | 2 | 14 | 0 | 1 |
| Pleis. over. | 2 | 9 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 65 | 10 | 0 | 1 | 1 | 10 | 0 | 1 |
| Rivierdal. | 1 | 3 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 15 | 35 | 16 | 4 | 0 | 5 | 15 | 1 | 1 |
| Terrasvlakte. | 1 | 3 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 4 | 49 | 25 | 1 | 0 | 2 | 12 | 0 | 1 |
| Uiterwaarden. | 0 | 2 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 24 | 52 | 6 | 2 | 1 | 2 | 10 | 1 | 1 |
| Droogmaker. (b) | 0 | 1 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 2 | 66 | 13 | 0 | 3 | 0 | 13 | 0 | 1 |
| Droogmaker. (z) | 0 | 2 | 0 | 0 | 3 | 0 | 1 | 5 | 46 | 22 | 0 | 3 | 1 | 18 | 0 | 1 |

**Aanhangsel F Deelgebieden van de ecosectie 'Beekdallandschap'
uit het ecodistrict 'Drents Keileemplateau'**

| | |
|------------|---|
| Beekdal 1 | De Reest |
| Beekdal 2 | Oude Diep |
| Beekdal 3 | Ruiner Aa |
| Beekdal 4 | Drostendiep en Loodiep |
| Beekdal 5 | Sleenerstroom |
| Beekdal 6 | Boksloot, Westerstroom en Aalderstroom |
| Beekdal 7 | Rondom Westendorp |
| Beekdal 8 | o.a. Wapserveensche Aa en Vledder Aa |
| Beekdal 9 | Tsjonger en Linde |
| Beekdal 10 | Boventsjonger en Grootdiep |
| Beekdal 11 | Koningsdiep |
| Beekdal 12 | Dwarsdiep |
| Beekdal 13 | Groote Diep, Oostvoortsche Diep en Peizerdiep |
| Beekdal 14 | o.a. Eelderdiep, Eekhoornsche loop, Oosterloop |
| Beekdal 15 | Ruimsloot en Wittediep |
| Beekdal 16 | Drentsche Aa gebied |
| Beekdal 17 | o.a. Dwingelerstroom, Lheebroekerstroom en Beilerstroom |

Aanhangsel G Indexwaarden voor de aspecten van variatie en kenmerkendheid voor deelgebieden van de ecosectie 'Beekdal-landschap' uit het ecodistrict 'Drents Keileemplateau'

| Deelgebied | Aantal ecotopen | 'Evenness' |
|-------------------|------------------------|-------------------|
| Beekdal 1 | 11 | 0,62 |
| Beekdal 2 | 11 | 0,64 |
| Beekdal 3 | 11 | 0,66 |
| Beekdal 4 | 7 | 0,61 |
| Beekdal 5 | 6 | 0,62 |
| Beekdal 6 | 8 | 0,60 |
| Beekdal 7 | 8 | 0,62 |
| Beekdal 8 | 11 | 0,62 |
| Beekdal 9 | 11 | 0,62 |
| Beekdal 10 | 8 | 0,58 |
| Beekdal 11 | 10 | 0,66 |
| Beekdal 12 | 8 | 0,61 |
| Beekdal 13 | 11 | 0,66 |
| Beekdal 14 | 10 | 0,62 |
| Beekdal 15 | 10 | 0,59 |
| Beekdal 16 | 10 | 0,68 |
| Beekdal 17 | 11 | 0,63 |

Aanhangsel H Indexwaarden voor de aspecten van variatie en kenmerkendheid voor de ecosecties uit het proefgebied

| Ecosectie | Aantal | 'Evenness' | K(sec) | K(dis) | K(reg) |
|----------------------------------|---------------|-------------------|---------------|---------------|---------------|
| Stuwwaldistrict | | | | | |
| Hoge stuwwal | 7 | 0,68 | 0,38 | 0,76 | 2,76 |
| Lage stuwwal | 8 | 0,72 | 0,39 | 0,76 | 2,37 |
| Landduinlandschap | 8 | 0,72 | 0,41 | 0,75 | 2,74 |
| Sneeuwsmeltwaterlandschap | 8 | 0,77 | 0,49 | 0,66 | 2,37 |
| Smeltwaterwaaierlandschap | 8 | 0,80 | 0,58 | 0,78 | 1,44 |
| Dekzandlandschap | 9 | 0,76 | 0,67 | 0,67 | 0,85 |
| Drents Keileemplateau | | | | | |
| Beekdallandschap | 10 | 0,63 | 0,53 | 0,53 | 0,53 |
| Grondmorenelandschap | 10 | 0,68 | 0,38 | 0,38 | 0,38 |
| Grondmorenelandschap met dekzand | 10 | 0,75 | 0,62 | 0,62 | 0,62 |
| Grondmorenedallandschap | 9 | 0,66 | 0,59 | 0,59 | 0,59 |
| Landduinlandschap | 9 | 0,76 | 0,65 | 0,65 | 2,39 |
| Venig overgangslandschap | 9 | 0,65 | 0,43 | 0,43 | 0,43 |
| Rivierendistrict | | | | | |
| Uiterwaardenlandschap | 10 | 0,73 | 1,83 | 2,34 | 2,34 |
| Komlandschap | 9 | 0,65 | 0,92 | 0,98 | 0,98 |
| Oeverwallenlandschap | 9 | 0,73 | 0,65 | 0,80 | 0,80 |
| Rivierdallandschap | 9 | 0,82 | 0,90 | 0,98 | 1,07 |
| Terrasvlaktelandschap | 9 | 0,72 | 0,47 | 0,55 | 0,55 |
| Pleistoceen overgangslandschap | 8 | 0,68 | 0,64 | 0,82 | 0,82 |
| Droogmakerijen | | | | | |
| Droogmakerij (brak water) | 8 | 0,64 | 0,54 | 0,54 | 0,85 |
| Droogmakerij (zoet water) | 8 | 0,70 | 0,37 | 0,37 | 0,55 |

Aanhangsel J Indexwaarden voor 'Overall'-kenmerkendheid voor de ecosecties uit het proefgebied

| Ecosectie | 'Overall' kenmerkendheid |
|----------------------------------|---------------------------------|
| Stuwwaldistrict | |
| Hoge stuwwal | 3,90 |
| Lage stuwwal | 3,52 |
| Landduinlandschap | 3,90 |
| Sneeuwsmeltwaterlandschap | 3,52 |
| Smeltwaterwaaierlandschap | 2,80 |
| Dekzandlandschap | 2,19 |
| | |
| Drents Keileemplateau | |
| Beekdallandschap | 1,59 |
| Grondmorenelandschap | 1,14 |
| Grondmorenelandschap met dekzand | 1,86 |
| Grondmorenedallandschap | 1,77 |
| Landduinlandschap | 3,69 |
| Venig overgangslandschap | 1,29 |
| | |
| Rivierendistrict | |
| Uiterwaardenlandschap | 6,51 |
| Komlandschap | 2,88 |
| Oeverwallenlandschap | 2,25 |
| Rivierdallandschap | 2,90 |
| Terrasvlaktelandschap | 1,57 |
| Pleistoceen overgangslandschap | 2,28 |
| | |
| Droogmakerijen | |
| Droogmakerij (brak water) | 1,93 |
| Droogmakerij (zoet water) | 1,29 |

Aanhangsel K Interne spreiding van ecosecties in het proefgebied

| Ecosectie | Spreiding |
|---|------------------|
| Beekdallandschap | 20.375 |
| Landduinlandschap 'Drents Keileemplateau' | 23.398 |
| Droogmakerij (brak) | 20.349 |
| Dekzandlandschap | 33.212 |
| Landduinlandschap 'Stuwwalcomplex' | 23.601 |
| Droogmakerij (zoet) | 38.337 |
| Grondmoredallandschap | 30.478 |
| Grondmorenelandschap met dekzand | 31.771 |
| Grondmorenelandschap | 34.004 |
| Hoge stuwwal | 25.161 |
| Komlandschap | 11.058 |
| Lage stuwwal | 27.644 |
| Oeverwallenlandschap | 17.041 |
| Pleistoceen overganglandschap | 15.770 |
| Rivierdallandschap | 22.966 |
| Smeltwaterwaaierlandschap | 33.084 |
| Sneeuwsmeltwaterlandschap | 23.225 |
| Terrasvlaktelandschap | 23.675 |
| Uiterwaardenlandschap | 12.463 |
| Venig overganglandschap | 27.708 |

Aanhangsel L Relatieve afstanden van ecosecties tot anderen uit het proefgebied

| sectie | b | d | db | de | du | dz | ga | ge | gm | hs | k |
|--------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|
| sectie | | | | | | | | | | | |
| b | 0,00 | 3,62 | 0,85 | 2,11 | 4,14 | 1,58 | 1,75 | 1,84 | 0,81 | 4,38 | 0,53 |
| d | 3,15 | 0,00 | 3,17 | 1,65 | 0,76 | 2,69 | 2,59 | 1,84 | 2,62 | 0,81 | 3,24 |
| db | 0,85 | 3,64 | 0,00 | 2,00 | 4,09 | 1,17 | 1,93 | 1,93 | 1,05 | 4,36 | 0,54 |
| de | 1,30 | 1,16 | 1,23 | 0,00 | 1,35 | 0,96 | 1,23 | 0,67 | 0,93 | 1,54 | 1,29 |
| du | 3,57 | 0,75 | 3,53 | 1,90 | 0,00 | 3,07 | 3,16 | 2,36 | 3,07 | 0,41 | 3,61 |
| dz | 0,84 | 1,64 | 0,62 | 0,83 | 1,89 | 0,00 | 0,70 | 0,68 | 0,55 | 2,03 | 0,80 |
| ga | 1,17 | 1,99 | 1,29 | 1,34 | 2,45 | 0,88 | 0,00 | 0,69 | 0,75 | 2,55 | 1,35 |
| ge | 1,18 | 1,35 | 1,24 | 0,70 | 1,75 | 0,82 | 0,66 | 0,00 | 0,69 | 1,87 | 1,30 |
| gm | 0,49 | 1,80 | 0,63 | 0,91 | 2,13 | 0,61 | 0,68 | 0,65 | 0,00 | 2,27 | 0,62 |
| hs | 3,54 | 0,76 | 3,53 | 2,03 | 0,38 | 3,09 | 3,09 | 2,36 | 3,07 | 0,00 | 3,60 |
| k | 0,98 | 6,86 | 0,99 | 3,86 | 7,70 | 2,78 | 3,73 | 3,73 | 1,92 | 8,18 | 0,00 |
| ls | 3,13 | 0,76 | 3,10 | 1,72 | 0,48 | 2,68 | 2,73 | 2,04 | 2,69 | 0,39 | 3,17 |
| o | 1,37 | 3,73 | 1,15 | 1,76 | 4,29 | 0,82 | 1,60 | 1,49 | 0,80 | 4,61 | 1,29 |
| po | 0,82 | 4,43 | 0,91 | 2,27 | 4,99 | 1,70 | 2,34 | 2,21 | 1,02 | 5,33 | 0,64 |
| ri | 1,81 | 2,44 | 1,68 | 1,23 | 2,82 | 0,98 | 1,40 | 1,07 | 1,26 | 3,03 | 1,79 |
| sm | 2,20 | 0,78 | 2,15 | 1,03 | 0,84 | 1,72 | 1,79 | 1,23 | 1,79 | 0,90 | 2,23 |
| sn | 3,25 | 0,66 | 3,20 | 1,53 | 0,49 | 2,72 | 2,83 | 1,99 | 2,73 | 0,72 | 3,29 |
| t | 1,12 | 2,57 | 1,13 | 1,32 | 3,05 | 0,67 | 0,75 | 0,84 | 0,55 | 3,25 | 1,21 |
| u | 2,65 | 5,36 | 2,43 | 2,92 | 6,01 | 2,35 | 3,40 | 2,96 | 2,34 | 6,42 | 2,41 |
| vo | 0,62 | 2,85 | 0,66 | 1,70 | 3,16 | 1,40 | 1,81 | 1,73 | 1,06 | 3,34 | 0,43 |

| sectie | ls | o | po | ri | sm | sn | t | u | vo |
|--------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|
| sectie | | | | | | | | | |
| b | 4,25 | 1,15 | 0,63 | 2,04 | 3,58 | 3,71 | 1,30 | 1,62 | 0,85 |
| d | 0,90 | 2,71 | 2,98 | 2,39 | 1,10 | 0,65 | 2,60 | 2,86 | 3,38 |
| db | 4,20 | 0,96 | 0,71 | 1,90 | 3,50 | 3,65 | 1,31 | 1,49 | 0,90 |
| de | 1,43 | 0,90 | 1,08 | 0,85 | 1,03 | 1,07 | 0,94 | 1,10 | 1,42 |
| du | 0,56 | 3,10 | 3,34 | 2,74 | 1,18 | 0,48 | 3,06 | 3,17 | 3,71 |
| dz | 1,93 | 0,37 | 0,70 | 0,59 | 1,48 | 1,65 | 0,41 | 0,76 | 1,01 |
| ga | 2,47 | 0,90 | 1,21 | 1,06 | 1,94 | 2,16 | 0,59 | 1,39 | 1,65 |
| ge | 1,77 | 0,80 | 1,10 | 0,77 | 1,28 | 1,46 | 0,62 | 1,16 | 1,50 |
| gm | 2,19 | 0,40 | 0,47 | 0,85 | 1,74 | 1,86 | 0,38 | 0,86 | 0,86 |
| hs | 0,43 | 3,12 | 3,34 | 2,76 | 1,18 | 0,66 | 3,06 | 3,18 | 3,68 |
| k | 7,92 | 1,99 | 0,92 | 3,71 | 6,66 | 6,90 | 2,59 | 2,72 | 1,08 |
| ls | 0,00 | 2,71 | 2,93 | 2,37 | 0,80 | 0,48 | 2,66 | 2,77 | 3,24 |
| o | 4,39 | 0,00 | 1,04 | 1,28 | 3,43 | 3,74 | 0,65 | 1,39 | 1,83 |
| po | 5,14 | 1,12 | 0,00 | 2,24 | 4,21 | 4,43 | 1,51 | 1,72 | 1,14 |
| ri | 2,85 | 0,95 | 1,54 | 0,00 | 2,08 | 2,40 | 0,90 | 0,99 | 2,08 |
| sm | 0,67 | 1,77 | 2,01 | 1,44 | 0,00 | 0,58 | 1,72 | 1,87 | 2,33 |
| sn | 0,58 | 2,74 | 3,01 | 2,37 | 0,82 | 0,00 | 2,70 | 2,84 | 3,39 |
| t | 3,11 | 0,47 | 1,00 | 0,88 | 2,40 | 2,65 | 0,00 | 1,17 | 1,61 |
| u | 6,14 | 1,90 | 2,18 | 1,83 | 4,96 | 5,30 | 2,22 | 0,00 | 2,68 |
| vo | 3,23 | 1,13 | 0,65 | 1,73 | 2,78 | 2,85 | 1,37 | 1,21 | 0,00 |

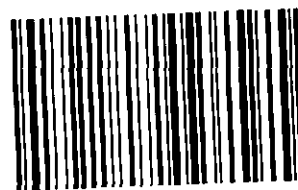
Coderingen van de ecosecties

| | | |
|----|---|---|
| de | = | Dekzandlandschap |
| du | = | Landduinlandschap uit het ecodistrict 'Stuwwalcomplex' |
| hs | = | Hoge stuwwal |
| ls | = | Lage stuwwal |
| sm | = | Smeltwaterwaaierslandschap |
| sn | = | Sneeuwsmeltwaterlandschap |
| d | = | Landduinlandschap uit het ecodistrict 'Drents Keileemplateau' |
| ga | = | Grondmoredallandschap |
| ge | = | Grondmorenelandschap met dekzand |
| gm | = | Grondmorenelandschap |
| vo | = | Venig overganglandschap |
| b | = | Beekdallandschap |
| k | = | Komlandschap |
| o | = | Oeverwallenlandschap |
| po | = | Pleistoceen overganglandschap |
| ri | = | Rivierdallandschap |
| t | = | Terrasvlaktelandschap |
| u | = | Uiterwaardenlandschap |
| db | = | Droogmakerij (brak) |
| dz | = | Droogmakerij (zoet) |

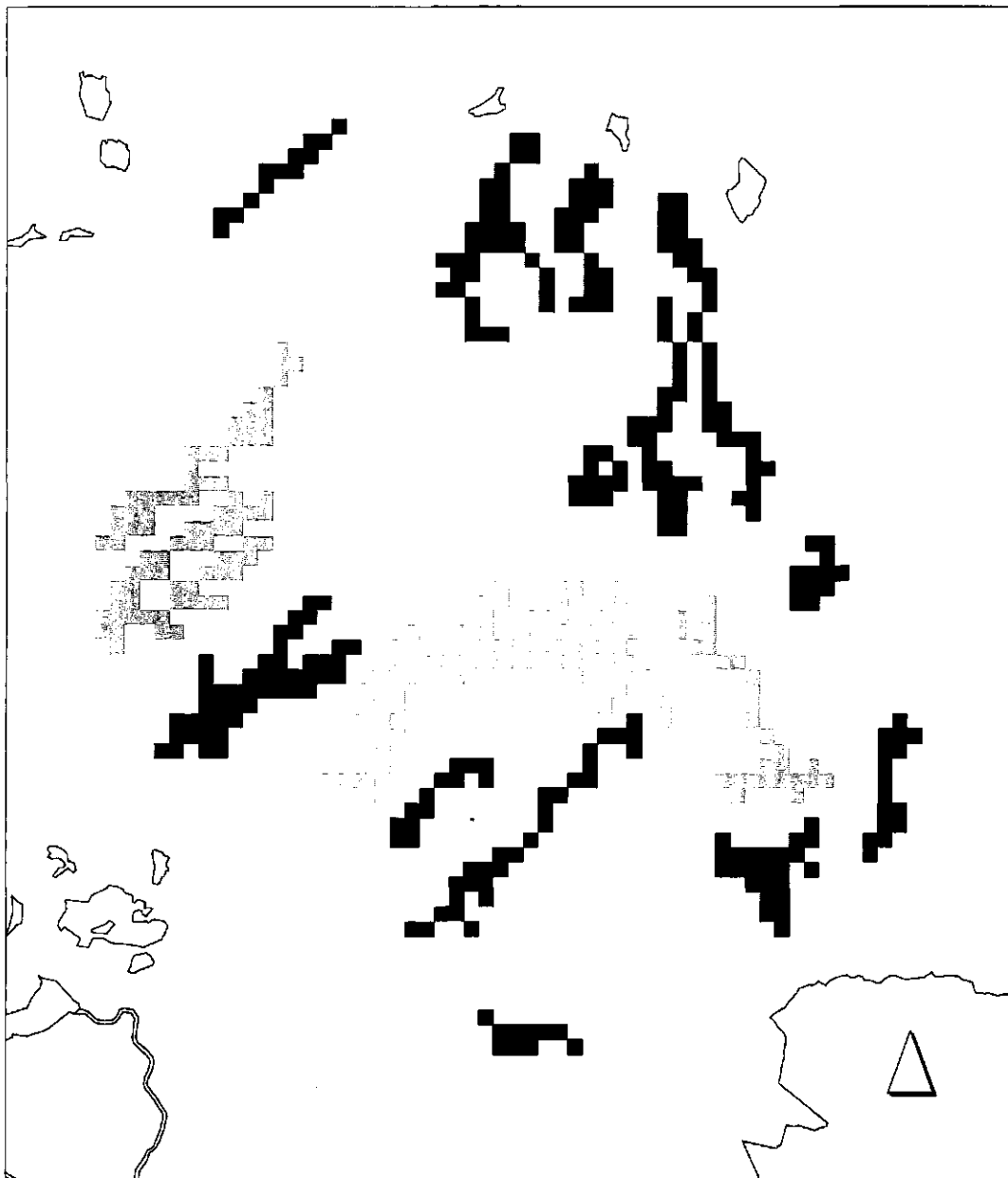



















WAGENINGEN UR
For quality of life

Wageningen UR library
P.O.Box 9100
6700 HA Wageningen
the Netherlands
www.library.wur.nl



10000910194533



-  De Fleest
-  Oude Diep
-  Ruiner Aa
-  Dorstendiep en Loodiep
-  Sleenerstroom
-  Boksloot
-  rondom Westendorp
-  o.a. Wapserveensche Aa en Viedder Aa
-  Tsjonger en Linde
-  Boventsjonger en Grootdiep
-  Koningsdiep
-  Dwarsdiep
-  Groote Diep, Oostvoortsche Diep en Peizerdiep
-  o.a. Eelderdiep, Eekhoornsche loop, Oosterloop
-  Ruimsloot en Wittediep
-  Drentsche Aa-gebied
-  o.a. Dwingelastroom, Lheebroekerstroom en Beilerstroom

* zie voor benaming beekdalen Aanhangsel 6

Fig. 6 Geografische ligging van de deelgebieden van de ecosectie 'Beekdallandschap' uit het ecodistrict 'Drents Keileemplateau'

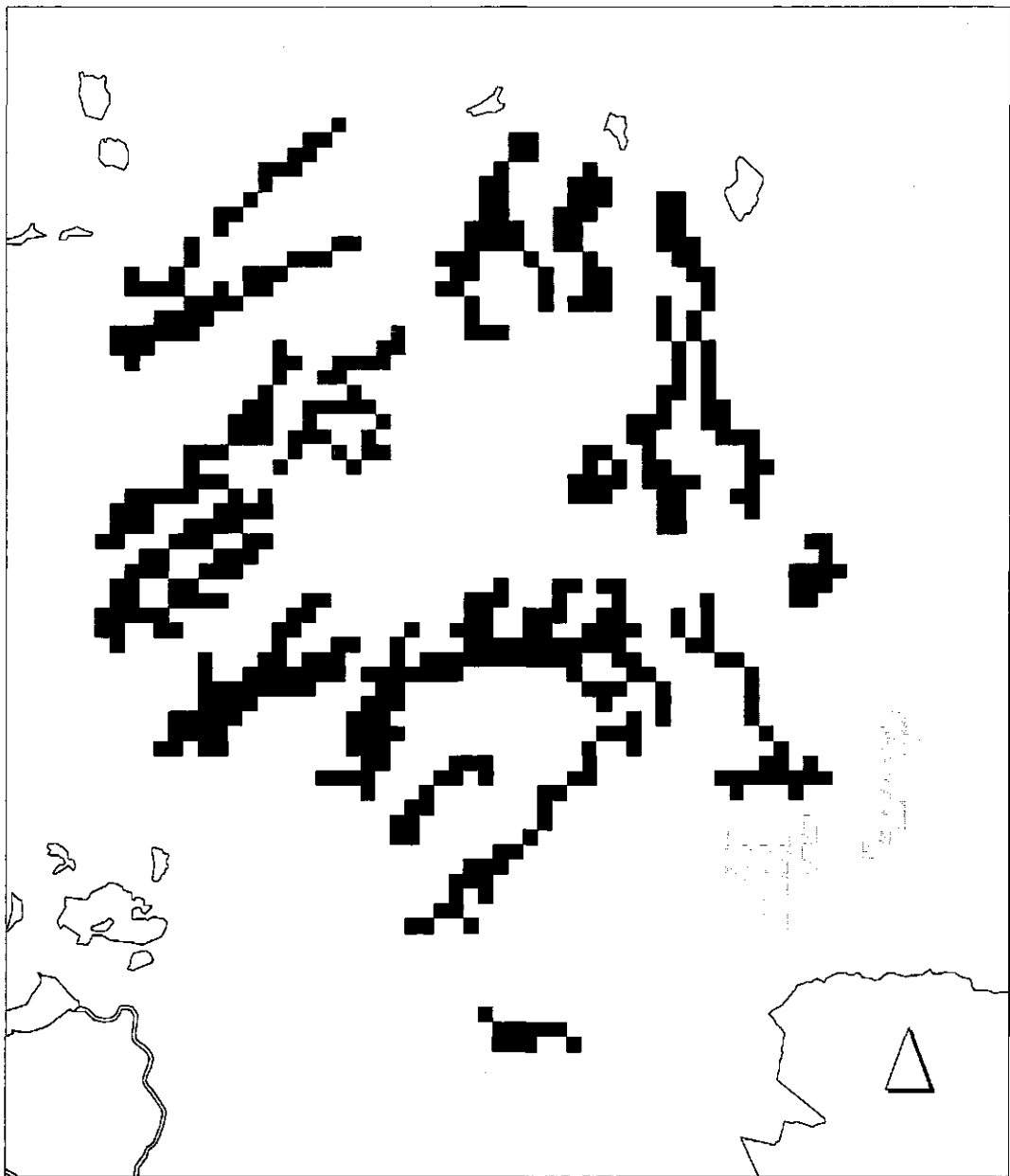
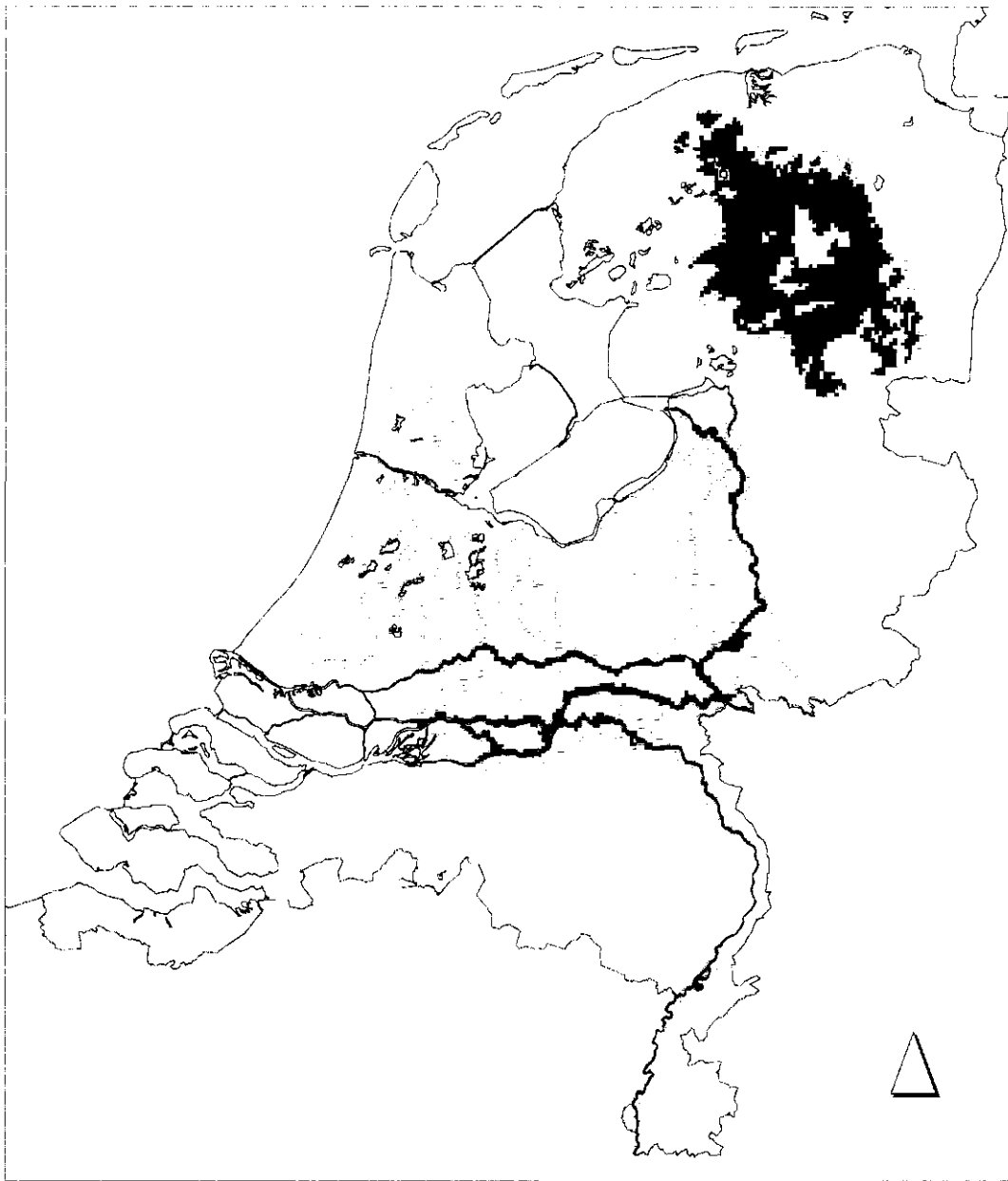
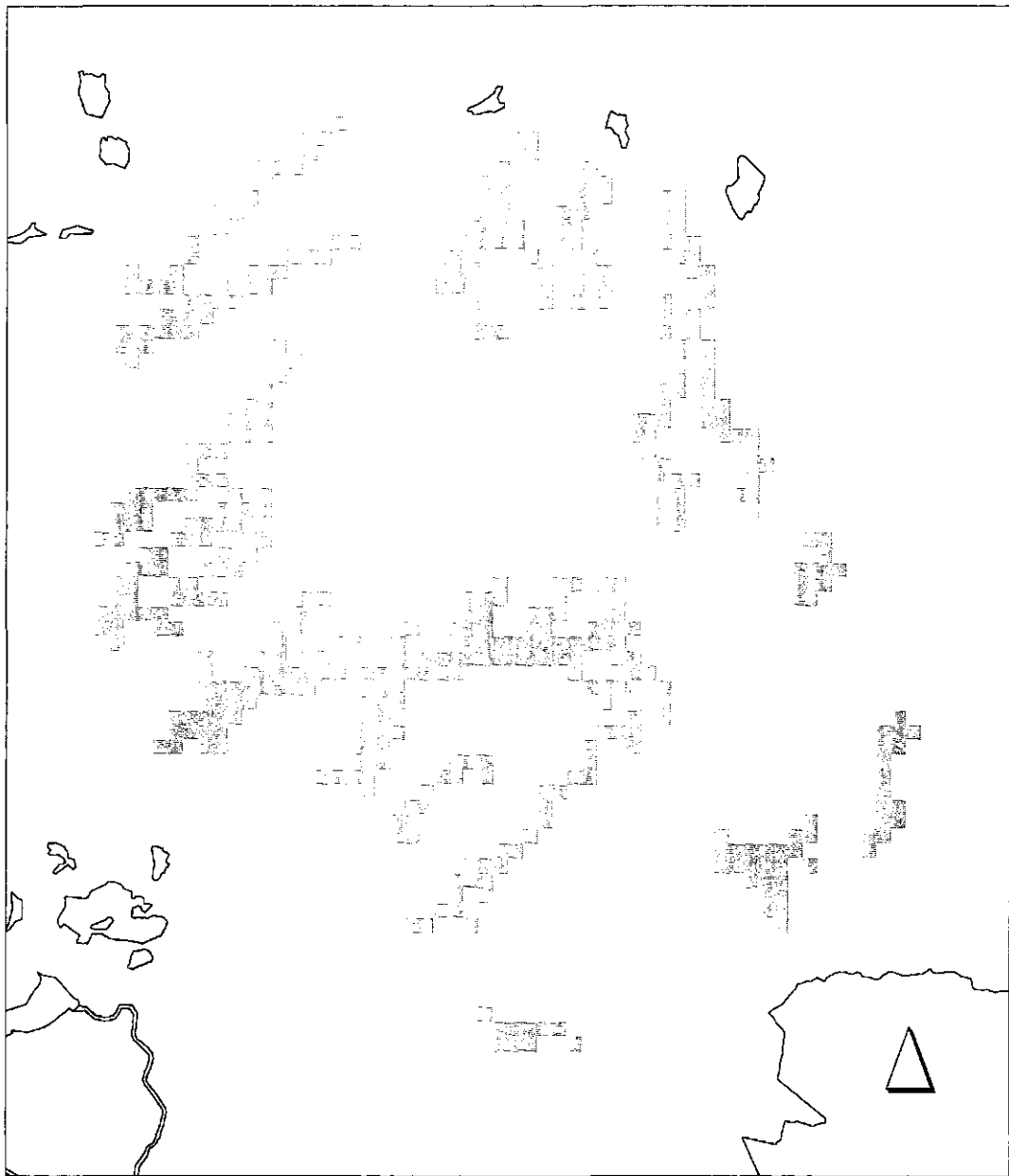


Fig. 7 Aantal verschillende ecotooptypen in de deelgebieden van de ecosectie 'Beekdallandschap' uit het ecodistrict 'Drents Keilemplateau'



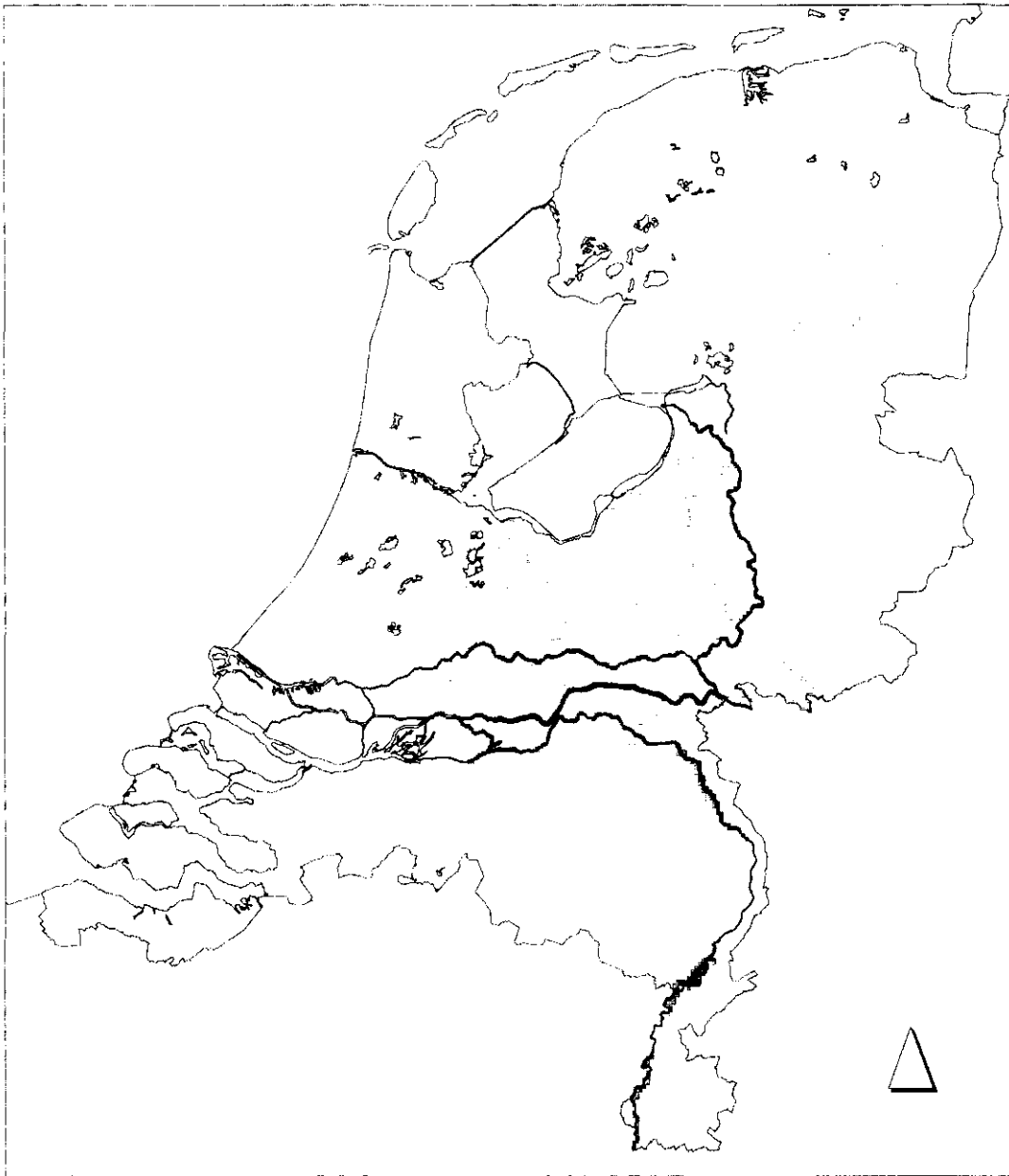
- buiten proefbestand
- aantal verschillende ecotooptypen 6-7
- aantal verschillende ecotooptypen 8-9
- aantal verschillende ecotooptypen 10-11

Fig. 8 Gemiddeld aantal verschillende ecotooptypen in de ecosecties uit het proefbestand



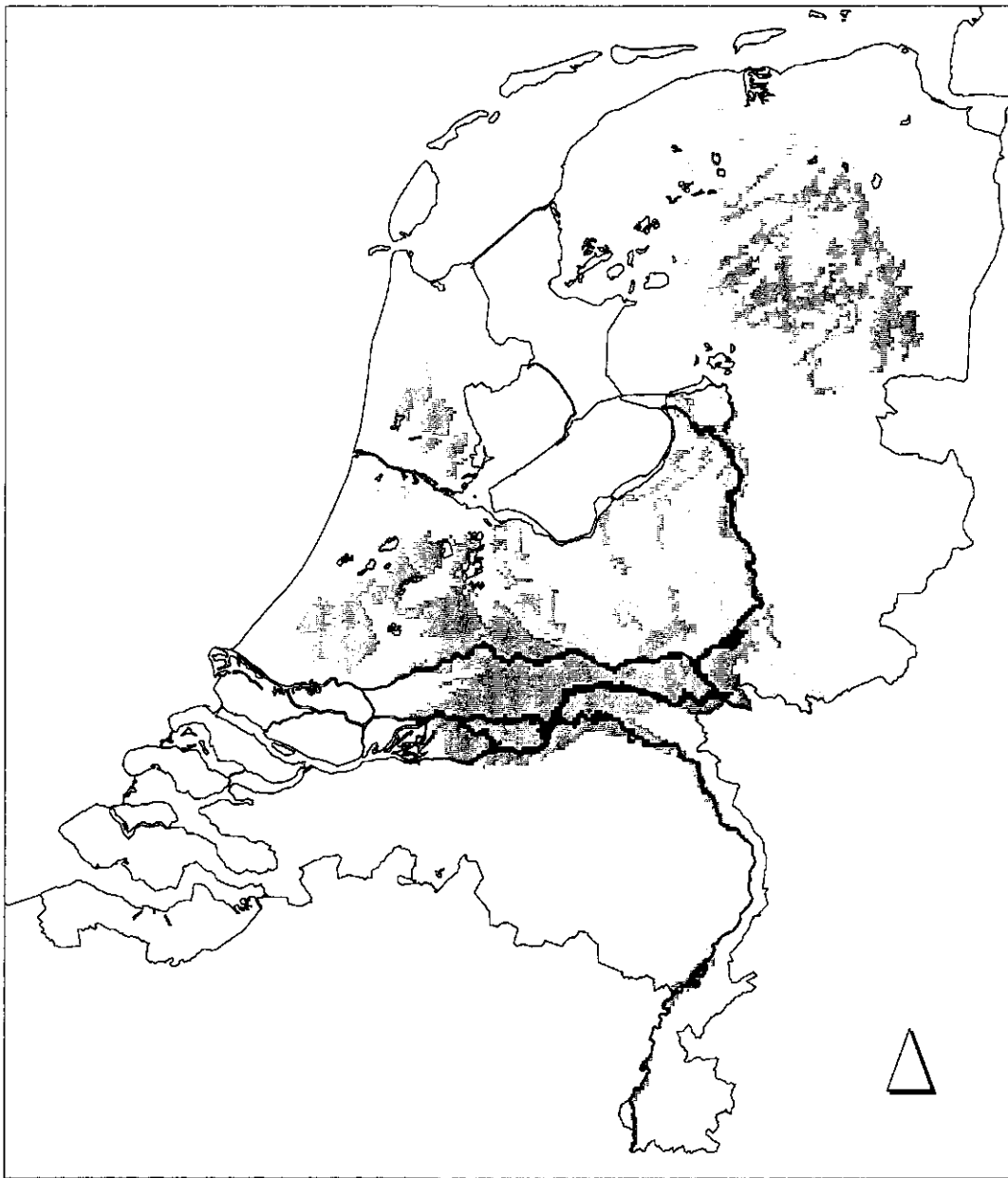
-  buiten proefbestand
-  zeer lage evenness
-  lage evenness
-  redelijke evenness
-  hoge evenness
-  zeer hoge evenness

Fig. 9 'Evenness' van de frequentieverdeling van ecotooptypen in de deelgebieden van de ecosectie 'Beekdallandschap' uit het ecodistrict 'Drents Keileemplateau'



- | buiten proefbestand
- zeer lage evenness
- lage evenness
- redelijke evenness
- ▨ hoge evenness
- zeer hoge evenness

Fig. 10 Gemiddelde 'evenness' van de frequentieverdeling van ecotootypen in de ecosecties uit het proefbestand



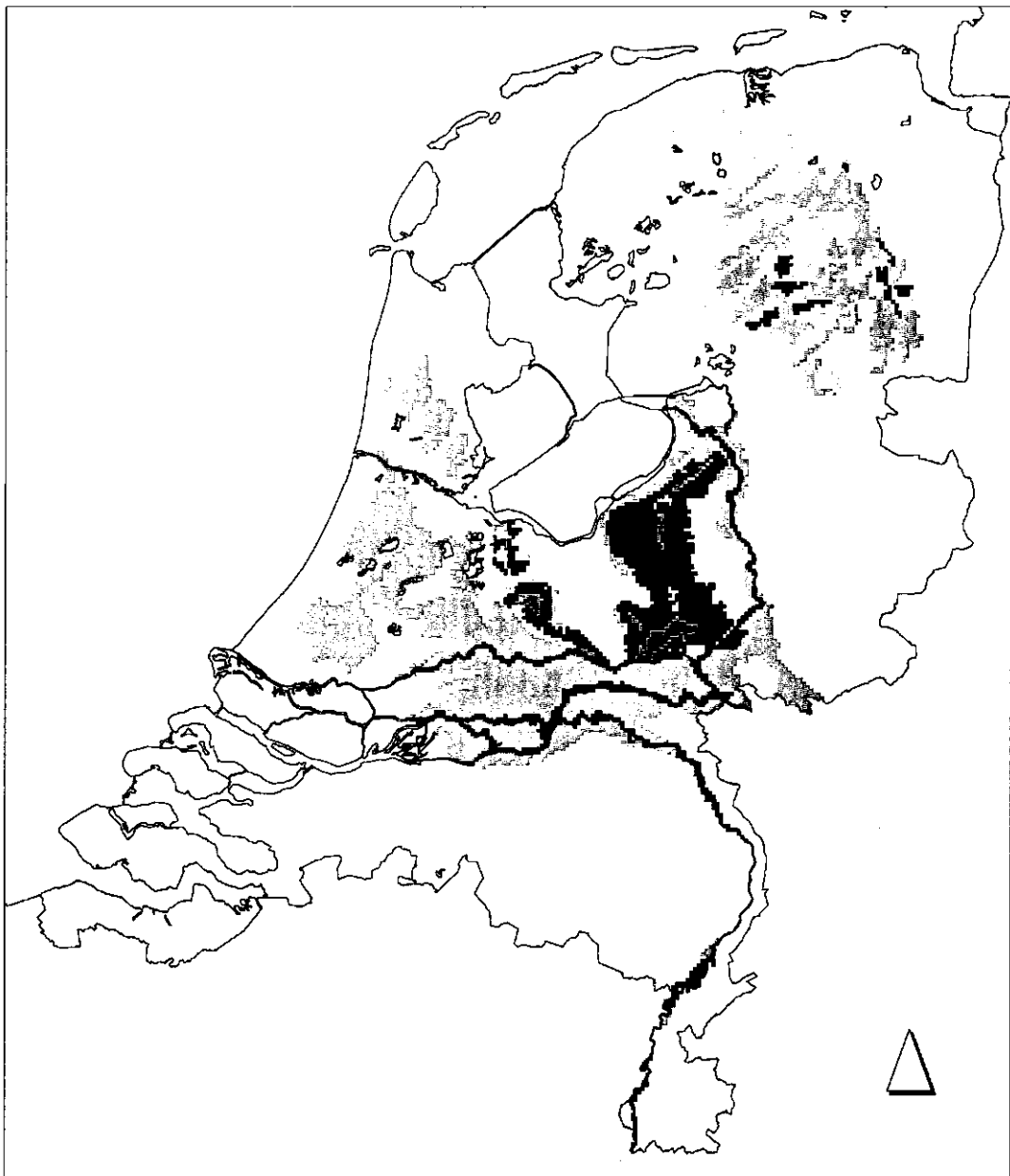
-  buiten proefbestand
-  zeer lage kenmerkbaarheid
-  lage kenmerkbaarheid
-  matige kenmerkbaarheid
-  redelijke kenmerkbaarheid
-  hoge kenmerkbaarheid
-  zeer hoge kenmerkbaarheid

Fig. 11 Kenmerkbaarheid op ecosectie-niveau van de ecosecties uit het proefbestand



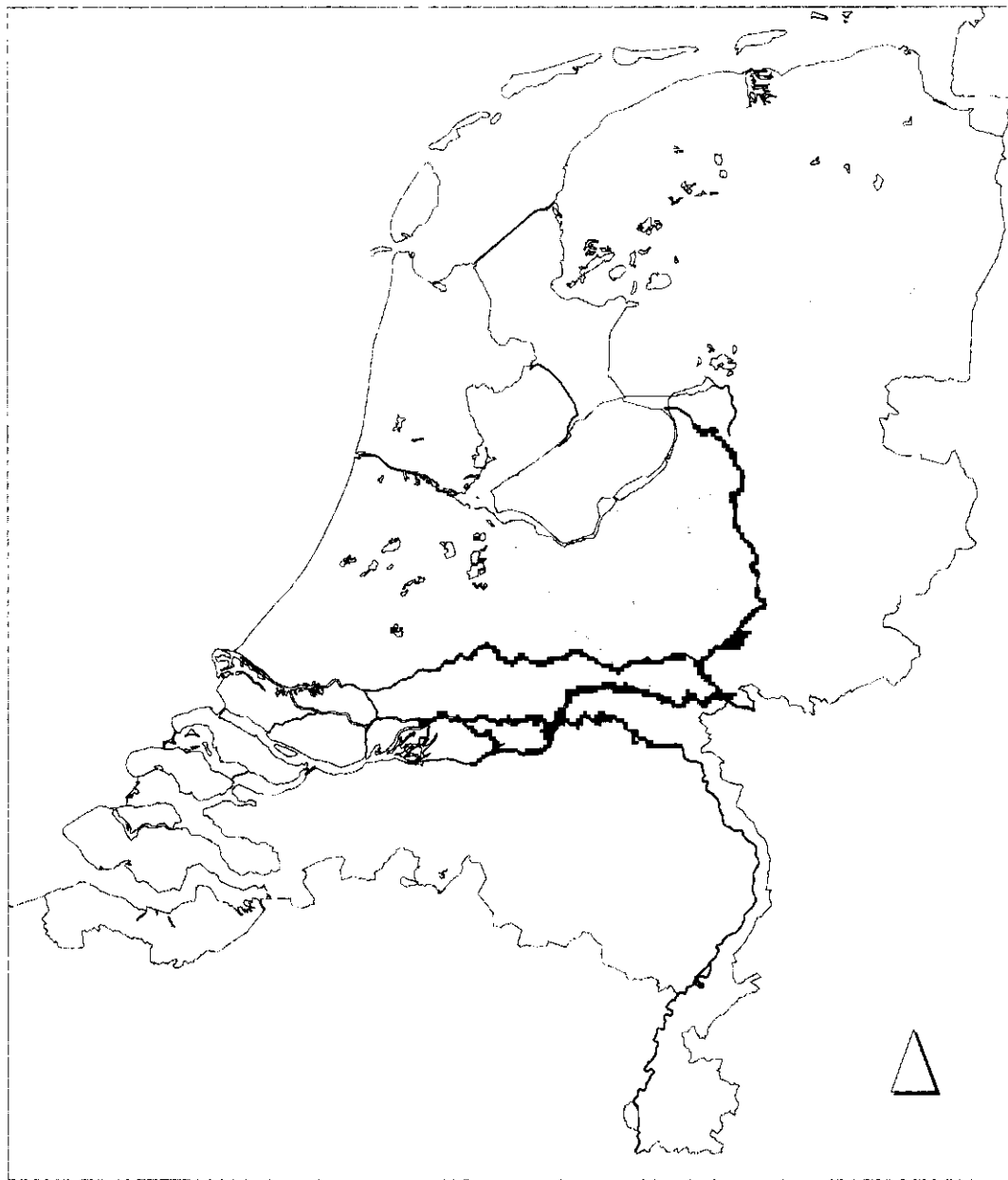
- buiten proefbestand
- zeer lage kenmerkbaarheid
- lage kenmerkbaarheid
- matige kenmerkbaarheid
- redelijke kenmerkbaarheid
- hoge kenmerkbaarheid
- zeer hoge kenmerkbaarheid

Fig. 12 Kenmerkbaarheid op ecodistrict-niveau van de ecosecties uit het proefbestand



- buiten proefbestand
- zeer lage kenmerkbaarheid
- lage kenmerkbaarheid
- matige kenmerkbaarheid
- redelijke kenmerkbaarheid
- hoge kenmerkbaarheid
- zeer hoge kenmerkbaarheid

Fig. 13 Kenmerkbaarheid op ecoregio-niveau van de ecosecties uit het proefbestand



- buiten proefbestand
- zeer lage kenmerkbaarheid
- lage kenmerkbaarheid
- matige kenmerkbaarheid
- redelijke kenmerkbaarheid
- hoge kenmerkbaarheid
- zeer hoge kenmerkbaarheid

Fig. 14 'Overall'-kenmerkbaarheid van de ecosecties uit het proefbestand