

Ecologische Landschapsindex (ELI)

**Een nadere uitwerking van de:
Graadmeter Ruimtelijke Samenhang &
Graadmeter Hydrologische Relaties**

**M. van Eupen
J.W.J. van der Gaast
J.P. Knaapen**

Alterra-rapport 432, 2001

Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte, Wageningen, 2001

REFERAAT

M. van Eupen, J.W.J. van der Gaast & J.P. Knaapen, 2001. *Ecologische Landschapsindex; Een nadere uitwerking van de: Graadmeter Ruimtelijke Samenhang & Graadmeter Hydrologische Relaties*. Wageningen, Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte / Expertisecentrum LNV. 87 p.

Het Meetnet Landschap beoogt een systematische monitoring van de effecten van veranderingen in het landschap op de identiteit en de duurzaamheid in het licht van het streven naar het behoud van landschappelijke kwaliteit. In totaal zijn een negental meetdoelen omschreven. Het meetdoel 6 betreft de landschapsecologische kwaliteit van het landschap. Ter operationalisatie van dit meetdoel is in opdracht van het Expertisecentrum LNV het project Ecologische LandschapsIndex (ELI) gestart. Het project wordt uitgevoerd door het Alterra-DLO centrum en Bureau Vista. Als eerste resultaat heeft het project een theoretische verkenning van aspecten van landschappelijke kwaliteit opgeleverd. In deze verkenning worden vier mogelijke graadmeters voor landschapsecologische kwaliteit onderscheiden, op het gebied van ruimtelijke samenhang, hydrologische relaties, stofstromen en landschappelijke heterogeniteit.

Dit rapport is een nadere uitwerking van de graadmeters: "Ruimtelijke Samenhang" en "Hydrologische Relaties"

Trefwoorden: Landschap, ecologie, ecotopen, landschapsmaten, ruimtelijke samenhang, Nota Landschap, hydrologie, grondwater, oppervlaktewater, waterbeschikbaarheid., ruimtelijke waterrelaties.

© 2001 Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte, Expertisecentrum LNV

Alterra:
Postbus 47, NL-6700 AA Wageningen.
Tel.: (0317) 474700; fax: (0317) 419000;
e-mail: postkamer@alterra.wag-ur.nl

EC-LNV:
Marijkeweg 24, NL-6709 PG Wageningen

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

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

Inhoud

Inhoud	3
Algemene Inleiding	5
➤Achtergrond Studie	5
➤Achtergrond Deel1: graadmeter Ruimtelijke samenhang	5
➤Achtergrond Deel2: graadmeter Hydrologische relaties	5
Deel 1. Nadere uitwerking: Graadmeter Ruimtelijke Samenhang	7
1 Inleiding	7
1.1 Probleemstelling	7
1.2 Werkwijze	7
1.3 Afbakening	7
2 Functionele aspecten van ruimtelijke samenhang	9
2.1 Ecologische kwaliteit van landschappen	9
2.2 Processen en systeemeigenschappen	9
3 Invulling van de ruimtelijke samenhang als graadmeter	11
3.1 Oplossingsrichtingen voor het ontwikkelen van de graadmeter	11
3.1.1 Deel-aspecten van de graadmeter	11
3.1.2 Aantonen van verschillen en veranderingen in de beleidscategorieën	11
3.2 Andere toepassingsmogelijkheden van de graadmeter	12
4 Landschapsmaten voor ruimtelijke samenhang	13
4.1 Landschapsmaten in de literatuur	13
4.1.1 Theorieën	13
4.1.2 Gemiddelde ecotoop compactheid	14
4.1.3 Landschapstextuur; De aggregatie van ecotopen	15
4.1.4 Overige maten en hun bruikbaarheid	15
4.2 Het gebruik van landschapsmaten in de praktijk	16
4.3 Conclusies	17
4.4 Praktische uitwerking	17
4.4.1 Keuze landschapsmaten	17
4.4.2 GIS-aspecten	17
4.4.3 Berekening landschapsmaten	18
5 Analyse van methodisch-technische aspecten	19
5.1 Tentatief onderzoek naar de schaaffecten	19
5.2 Variatie gridgrootte	20
5.3 Variatie zoekstraal nabijheid	23
6 Ruimtelijke Samenhang in de Nota Landschap	27
6.1 Berekeningen voor het Specifieke Landschapsbeleid	27
6.1.1 Inleiding Specifieke Landschapsbeleid	27
6.1.2 Beschrijving Beleidscategorieën	27
6.2 Beleidscategorieën en hun doorwerking in de graadmeter	28
6.2.1 Doorwerking van veranderingen in de tijd	28
6.2.2 Patroonkenmerken per ecotooptype	28
6.3 Resultaten	28
6.3.1 Berekeningen categorieën van de Nota Landschap	28
6.3.2 Ruimtelijke samenhang in verschillende landschapstypen	30
6.4 Interpretatie van de resultaten	33
6.4.1 Interpretatie van de resultaten beleidscategorieën Nota Landschap	33
6.4.2 Interpretatie van de resultaten van verschillende landschapstypen	34

7	De graadmeter als monitoring-instrument	37
7.1	Verkenning van datagebruik voor monitoringdoeleinden	37
7.2	Monitoring van veranderend ruimtegebruik in Nederland	39
8	Conclusies en aanbevelingen	41
	Literatuur	43
	Deel 2. Nadere uitwerking: Graadmeter Hydrologische Relaties	45
1	Inleiding	45
1.1	Achtergrond	45
1.2	Probleemstelling	45
1.3	Werkwijze	45
1.4	Afbakening	46
2	Hydrologische relaties	47
2.1	Uitgangspunten	47
2.2	Relatie grondwater-oppervlaktewater	48
2.2.1	Effecten op de piekafvoer	49
2.2.2	Effecten op de grondwateraanvulling en kwel	49
3	Grondwater	51
3.1	De schematisatie	51
3.1.1	Hydrotypen	51
3.1.2	Landschapregio's	51
3.2	Berekeningsprincipe	53
3.2.1	Drainageweerstand	53
3.2.2	Verticale weerstand	54
3.2.3	Horizontale weerstand	54
3.2.4	Radiale weerstand	54
3.2.5	Intreeweerstand	55
3.2.6	Spreidingslengte	55
3.2.7	Voedingsweerstand	56
3.3	Ruimtelijke beïnvloeding	58
3.4	Type grondwater-berekeningen voor de ELI	60
3.4.1	Overzicht van bestaande ruimtelijke relaties via grondwater in Nederland	60
3.4.2	Voorbeeld van een scenario: evaluatie van natuurgebieden in Nederland	62
4	Oppervlaktewater	65
4.1	Digitaal terrein model	65
4.1.1	DTM op basis van maaiveldhoogtegegevens	65
4.1.2	Toepassing van een DTM in Nederland	66
4.1.3	Genereren fictief DTM op basis van waterlopen	67
4.1.4	Gebruik van waterscheidingen in bepaling fictief DTM	69
4.2	Neerslag-afvoer modellering: implementatie van het tijdsaspect	69
4.3	Type oppervlaktewater-berekeningen voor de ELI	71
4.3.1	Berekening cumulatieve beschikbaarheid van oppervlaktewater Nederland	71
5	Conclusies	73
	Literatuur	75
	BIJLAGE A. Resultaten Beleidscategorieën Nota Landschap	77
	BIJLAGE B. Ruimtelijke Samenhang in verschillende landschapstypen.	79
	BIJLAGE C. Kaartenoverzicht	83

Algemene Inleiding

➤ **Achtergrond Studie**

Het Meetnet Landschap beoogt een systematische monitoring van de effecten van veranderingen in het landschap op de identiteit en de duurzaamheid in het licht van het streven naar het behoud van landschappelijke kwaliteit (Nota Landschap, LNV, 1992). Een Meetnet Landschap levert de mogelijkheid tot het vroegtijdig en betrouwbaar signaleren van belangrijke ontwikkelingen in het landschap, zodat beoordeeld kan worden in hoeverre de door het beleid gestelde doelen zijn gerealiseerd. Tevens kan het landschapsbeleid hiermee worden verbeterd (Dijkstra en Roos-Klein Lankhorst, 1995). In totaal zijn een negental meetdoelen omschreven. Het meetdoel 6 betreft de landschapsecologische kwaliteit van het landschap. Ter operationalisatie van dit meetdoel is in opdracht van het Expertisecentrum LNV het project Ecologische Landschaps Index (ELI) gestart. Het project wordt uitgevoerd door het Alterra-DLO centrum en Bureau Vista. Als eerste resultaat heeft het project een theoretische verkenning van aspecten van landschappelijke kwaliteit opgeleverd, het zgn. "Conceptueel Raamwerk voor een Landschapsecologische Index" (Jansen, 1998). In deze verkenning worden vier mogelijke graadmeters voor landschapsecologische kwaliteit onderscheiden, op het gebied van ruimtelijke samenhang, hydrologische relaties, stofstromen en landschappelijke heterogeniteit.

➤ **Achtergrond Deel1: graadmeter Ruimtelijke samenhang**

Deel 1 van dit rapport omvat de inhoudelijke en praktische uitwerking van de graadmeter ruimtelijke samenhang.

Als eerste uitwerking van de graadmeter Ruimtelijke Samenhang is een rapport verschenen (Knaapen & Van Eupen, 1999). Dat rapport omvat de inhoudelijke en praktische uitwerking van de graadmeter ruimtelijke samenhang. Het onderliggende rapport is een aanvulling op de eerste uitwerking uit 1999. In het vervolg van de studie zijn voor heel Nederland en een aantal gebiedsindelingen berekeningen uitgevoerd. Naast een overzicht van de inhoudelijke uitwerking, vergelijkbaar met de rapportage in 1999, worden in dit rapport de resultaten van berekening voor de graadmeter gepresenteerd.

Binnen het project ELI-1 is beperkt plaats geweest voor het onderzoeken van de effecten van een aantal methodisch-technische aspecten. Dit betreft het schaalniveau, de resolutie en detaillering van ruimtelijke data, maar ook de parameter-instellingen van de graadmeters, zoals de grootte van de zoekstraal bij de "mean proximity index". Analyses van de genoemde aspecten zijn in ELI-1 tentatief uitgevoerd. Hierbij is gebleken dat er effecten waarneembaar zijn op de index en dat het dus van belang is om de grootte hiervan nader te bepalen. De resultaten van deze bepaling zijn in dit rapport vastgelegd.

Een aantal algemene aspecten zijn herhaald uit de eerste rapportage (Knaapen & Van Eupen, 1999), zodat ook dit rapport als een zelfstandig leesbaar product is.

➤ **Achtergrond Deel2: graadmeter Hydrologische relaties**

Deel 2 van dit rapport omvat de inhoudelijke en praktische uitwerking van de graadmeter "hydrologische relaties". Het doel van de graadmeter "hydrologische relaties" is het aangeven en samenvatten van de hydrologische samenhang op landschapsniveau, voor zover deze bijdraagt aan landschapsecologische kwaliteiten.

Als eerste uitwerking van de graadmeter Hydrologische Relaties is een rapport verschenen (Knaapen et al., 1999). Dat rapport omvat de inhoudelijke en praktische uitwerking van de graadmeter hydrologische relaties. De graadmeter is om bovenstaande redenen opgesplitst in een onderdeel (ondiep) grondwater en een onderdeel oppervlaktewater. Bij het onderdeel grondwater ligt het accent op de condities waaronder water kan worden vastgehouden ten behoeve van natte natuur. Bij het onderdeel oppervlaktewater wordt bepaald in welke mate van wateraanvoer van plaats tot plaats optreedt.

Het onderliggende rapport kan worden gezien als een vervanging van de eerste uitwerking uit 1999. Het betreft een verbeterde theoretische onderbouwing van zowel hde grond- als de oppervlaktewater aspecten van de graadmeter.

Deel 1. Nadere uitwerking: Graadmeter Ruimtelijke Samenhang

M. van Eupen
J. P. Knaapen

1 Inleiding

1.1 Probleemstelling

Bij de graadmeter “ruimtelijke samenhang” is de mate van samenhang van de bovengrondse structuur (de vegetatie) aan de orde. Variatie en milieukwaliteit komen aan bod bij de ELI-graadmeters over heterogeniteit, water- en stofstromen.

De doelstellingen met betrekking tot de ruimtelijke samenhang in het landschap worden in andere kaders veelal gespecificeerd door middel van soorten. Aan de hand van de soort- en populatie-eisen kunnen zodoende eisen aan de landschappelijke samenhang gesteld. Zo kunnen eisen worden gesteld aan breedte van bosstroken, grootte van moerassen, hoogte van faunatunnels, etc. Gezien de hoofddoelstellingen in het natuurbeleid (biodiversiteit en natuurlijkheid) is dit logisch en goed werkbaar.

Bij operationalisatie van het landschapsbeleidsdoel “samenhang” is deze soorteninvalshoek niet zo logisch. De landschappelijke “samenhang” wordt in de Nota Landschap als een kwaliteitsparameter op zichzelf gezien. De graadmeter “ruimtelijke samenhang” is bedoeld om dit doel kwantificeerbaar te maken. Daarom wordt in deze notitie op zoek gegaan naar samenhang in patronen met de ecotoop als bouwsteen.

1.2 Werkwijze

In het navolgende willen we allereerst de reikwijdte van deze studie kort aangeven en het begrip landschapsecologische kwaliteit voor het doel van deze studie definiëren. Vervolgens gaan we in hoofdstuk 2 ook in op de verschillende aspecten van ruimtelijke samenhang en de relatie tussen de patroonaspecten en de processen. In hoofdstuk 3 worden vervolgens een drietal patroonaspecten van ruimtelijke samenhang als invulling voor de graadmeter onderscheiden. Deze aspecten zijn op te vatten indicatoren voor het optreden van processen die afhankelijk zijn van de mate van ruimtelijke samenhang. Vervolgens is een literatuurstudie verricht naar landschapsmaten die bruikbaar zijn voor het berekenen van ruimtelijke samenhang op basis van GIS-informatie (hoofdstuk 4). Daarbij is gelet op de vraag of de maten te relateren zijn aan de onderscheiden drie aspecten. Er zijn een drietal maten geselecteerd. Hoofdstuk 5 is een analyse van de methodisch technische aspecten, zoals schaalafhankelijkheid van de landschapsmaten. In hoofdstuk 6 worden de maten berekend voor heel Nederland in verschillende ruimtelijke indelingen en voor de gebiedscategorieën die worden onderscheiden in de Nota Landschap. Hoofdstuk 7 bespreekt de bruikbaarheid van de graadmeter als monitoringinstrument.

1.3 Afbakening

Uitgangspunt van de studie is het vinden en operationaliseren van landschapsecologische parameters die een indicatie geven van het landschapsecologische functioneren van het landschap. Het betreft dus het aggregatieniveau van het landschap en we houden ons daarom niet bezig met onderzoek aan soorten, bijvoorbeeld met betrekking tot habitatgeschiktheid, dispersie en metapopulaties. Bovendien gaat het over het aspect landschapsecologie, waarbij een belangrijk uitgangspunt is dat landschapsecologische relaties centraal staan, m.a.w. datgene waardoor delen van landschappen met elkaar in contact staan. Dit betreft zowel de abiotische als de biotische relaties.

Tot slot worden aan de te kiezen parameters eisen gesteld die samenhangen met het doel om een index te ontwikkelen voor monitoring-doeleinden. Dit betekent onder andere dat de parameters te operationaliseren moeten zijn met behulp van ruimtelijke data, dat deze data ook in de toekomst actualiseerbaar blijven en dat de graadmeters interpreteerbaar en reproduceerbaar zijn.

2 Functionele aspecten van ruimtelijke samenhang

2.1 Ecologische kwaliteit van landschappen

Er zijn een groot aantal aspecten aan te wijzen die samenhangen met landschappelijke kwaliteit. Om deze enigszins in te kaderen, willen we eerst enkele uitgangspunten definiëren.

Kwaliteit kan de betekenis hebben van “hoedanigheid” of “eigenschap”, maar ook van “deugdelijkheid” of “gewaardeerde eigenschap” (Van Dale, 1992). Het eerste is objectief te bepalen, het tweede hangt af van het doel of de opvattingen van de beschouwer. Zo is het ook met landschapsecologische kwaliteit: je hebt kwaliteit die je kunt meten en kwaliteit waarover je van mening kunt verschillen. Wij willen ons hier beperken tot de eerste vorm, dat wil zeggen: tot de meet- of kwantificeerbare landschapsecologische parameters van het landschap. De vraag hoe de waarden die deze parameters kunnen aannemen gewaardeerd moeten worden, wordt niet gerekend tot de taak van het onderzoek, maar van het beleid.

We willen uitspraken doen over het functioneren van landschappen, op het niveau van het landschap. Dat zijn twee eisen die gevolgen hebben voor de methode. Het eerstvolgende lagere aggregatieniveau onder dat van het landschap is dat van het ecosysteem. Ecosystemen zijn dus te beschouwen als de bouwstenen van landschappen. We stellen daarom voor, als uitgangspunt voor het bepalen van graadmeters voor de landschapsecologische kwaliteit het functioneren van ecosystemen te nemen.

Het ecologisch functioneren van landschappen kan voor een groot deel beschreven worden aan de hand van het functioneren van ecosystemen. Het voorkomen van veel soorten planten en dieren wordt immers grotendeels bepaald door condities die op ecosysteemniveau bepaald worden. Denk aan plantensoorten die bepaalde abiotische standplaatscondities vereisen of vlinders die afhankelijk zijn van het voorkomen van waard- en voedselplanten. Echter, het functioneren van landschappen is geenszins een eenvoudige optelsom van het interne functioneren van de afzonderlijke ecosystemen. Immers, er zijn patronen en processen die alleen optreden dankzij een bepaalde ruimtelijke rangschikking van ecosystemen. Wat de patronen betreft, spreekt dit voor zich. Bij de processen valt vooral te denken aan vormen van dispersie, hydrologische stroming en transport van stoffen. Voor zover de patronen en processen een voorwaarde zijn voor het voortbestaan van ecosystemen en de biotische en abiotische onderdelen ervan, willen we ze opvatten als de landschapsecologische kwaliteit van landschappen. Voor de goede orde: we hebben het hier alleen over de patronen en processen die voortkomen uit of mogelijk zijn dankzij de specifieke ruimtelijke rangschikking van ecosystemen.

De begrenzing van ecosystemen is niet altijd eenvoudig. Hij hangt af van het waarnemingsniveau (“schaalniveau”) en van de patronen en processen die men als kenmerkend beschouwt. Er valt ook veel te zeggen voor een open opvatting van ecosystemen, en het idee dat ecosysteemttypen feitelijk niet bestaan omdat de natuur een continuüm vormt. Hier willen we ecosystemen om praktische redenen opvatten als ruimtelijk herkenbare en op grond van abiotiek en vegetatie begrensbare eenheden. We hebben het dan eigenlijk over *ecotopen*. Aan de hand van de oppervlakte en onderlinge ligging van ecotopen kan het landschap beschreven worden in termen van: oppervlakten, afstanden, grenzen en configuraties; wat de belangrijkste bouwstenen van de te ontwikkelen graadmeters zullen zijn.

2.2 Processen en systeemeigenschappen

We zullen hier kort ingaan op de ecologische processen en systeemeigenschappen die samenhangen met ruimtelijke samenhang

Deze kunnen globaal in drie groepen worden ingedeeld:

- Oppervlaktespecten;
- Uitwisselingsmogelijkheden (van planten en dieren);
- Randeffecten.

Per groep zullen we kort aangeven wat de processen zijn, hoe ze samenhangen met ruimtelijke samenhang.

De eenvoudigste en tevens sterkste mate van ruimtelijke samenhang treedt op indien de deelsystemen ruimtelijk op elkaar aansluiten, zodat ze één geheel vormen. De uitwisseling van biota en stoffen is dan optimaal en de afstanden waarover dit kan plaatsvinden wordt dan vooral bepaald door de *oppervlakte* van het systeem. Sommige soorten stellen dusdanige eisen aan de oppervlakte van hun territorium of home range, dat zij op veel plekken waar in kwalitatief opzicht aan alle habitateisen is voldaan toch ontbreken. Voor dergelijke soorten is de oppervlakte van het systeem dus beperkend. De soortenrijkdom van het systeem hangt daardoor mede van de oppervlakte af. Op het niveau van de populatie bepaalt de oppervlakte, ook voor soorten met een kleinere individuele oppervlaktebehoefte, de maximale grootte van de populatie die geherbergd kan worden. Natuurlijke populaties vertonen toevallige aantalfuctuaties die maken dat een kleinere populatie een grotere kans heeft om lokaal uit te sterven. Als gevolg hiervan zullen grotere systemen een hogere gemiddelde presentie van de meeste soorten vertonen, en daardoor gemiddeld een groter aantal soorten.

Een grotere oppervlakte betekent daarnaast in het algemeen ook een grotere variatie aan abiotische omstandigheden en daarmee een groter aantal potentiële planten- en diersoorten. Dit zijn in het kort de belangrijkste verklaringen voor het feit dat er in de meeste gevallen een positief verband is tussen enerzijds de grootte van een systeem en anderzijds de presentie van kenmerkende soorten en het soorten aantal. De genoemde processen spelen op het niveau van een enkel ecotoop of gebied, maar ook op dat van stelsels van onderling gescheiden maar niet geïsoleerde gebieden. Wij zullen ons hier op het eerste niveau concentreren.

Op het niveau van de stelsels van ecotopen of gebieden, zal het functioneren ervan mede afhangen van de uitwisselingsmogelijkheden door het andersoortige tussenliggende gebied. De uitwisseling van biota tussen systemen is wellicht de meest voor de hand liggende proces dat samenhangt met ruimtelijke samenhang. Immers, door migratie tussen onderling gescheiden gebieden brengen planten en dieren een functionele verbinding tot stand tussen deze gebieden. Hierdoor maken zij het mogelijk dat populaties kunnen bestaan die in geen van de afzonderlijke gebieden voldoende oppervlakte zouden vinden (o.a. Verboom 1987). Over dit aspect is erg veel gepubliceerd en het krijgt ook veel aandacht van beleidsmatige kant. Toch blijkt het één van de moeilijkst te kwantificeren processen te zijn. Dit hangt onder andere samen met het feit dat het volgen van dieren en diasporen van planten een lastige en arbeidsintensieve aangelegenheid is. Bovendien verschilt het proces en de relevante factoren van soort tot soort. Wij zullen hier niet proberen uitwisselingsmogelijkheden op soortniveau te bepalen of te simuleren maar zoeken naar landschappelijke maten die op systeemniveau indicatief zijn voor deze processen. De uitwisselingsmogelijkheden tussen systemen (of ecotopen van gelijke aard hangen af van de onderlinge afstand en de aard van het tussenliggend gebied (Knaapen et al., 1992). Omdat het laatste sterk verschilt van soort tot soort, concentreren wij ons hier op het eerste, de afstand ofwel de *onderlinge nabijheid*.

De laatste groep van processen en systeemeigenschappen die met ruimtelijke samenhang samenhangt, is aan te duiden als randeffecten. Deze zijn te omschrijven als al die effecten op ecosysteem die afhangen van de rand-oppervlakte-verhouding van het ecosysteem. Op landschapsniveau kunnen deze zowel een positieve als een negatieve invloed op de soortdiversiteit hebben, voor de systeemeigenschappen zijn ze meestal ongunstig. Bij een grote rand-oppervlakte-verhouding in een landschap kan sprake zijn van veel overgangsmilieus (ecoclines), hetgeen voor bepaalde soorten gunstig kan zijn en de diversiteit op landschapsniveau kan verhogen. Een bekend voorbeeld is de toename aan soortdiversiteit die gepaard kan gaan met begrazing van voorheen gesloten of juist open landschappen. Halfopen landschappen kennen in de meeste gevallen een hoge soortdiversiteit. Hierop wordt ingegaan bij de graadmeter "Landschappelijke Heterogeniteit". Echter voor de soorten die gebonden zijn aan de binnenste delen van het systeem, kan een grote rand/ oppervlakteverhouding juist erg ongunstig zijn. Denk aan bosplanten die een bosklimaat prefereren of aan bosdieren die open gebied mijden. Ook hydrologische randinvloeden kunnen optreden, bijvoorbeeld waar bos (met een relatief hoge verdamping) grenst aan natte systemen. In het algemeen kan gesteld worden dat het optreden van ongunstige invloeden van buitenaf een grotere kans maakt bij een grote rand/ oppervlakteverhouding. Dit geldt bijvoorbeeld voor het inwaaien van meststoffen, verstoring door recreatie of ander ruimtegebruik, en het binnendringen van ziekten en plagen. Aangenomen mag worden dat dergelijke negatieve effecten minder optreden naarmate gelijksoortige systemen (ecotopen) meer aaneengesloten liggen. Dit komt overeen met een zo hoog mogelijke *aggregatie*.

3 Invulling van de ruimtelijke samenhang als graadmeter

3.1 Oplossingsrichtingen voor het ontwikkelen van de graadmeter

3.1.1 Deel-aspecten van de graadmeter

Het doel van dit rapport is het ontwikkelen van een graadmeter voor ruimtelijke samenhang.

Dat houdt in dat ruimtelijke samenhang moet worden beschreven en meetbaar gemaakt. Allereerst willen we ruimtelijke samenhang definiëren voor het doel van deze studie:

Onder ruimtelijke samenhang wordt verstaan de mate waarin de onderdelen van een landschap die overeenkomen in aard en functioneren met elkaar in verband staan.

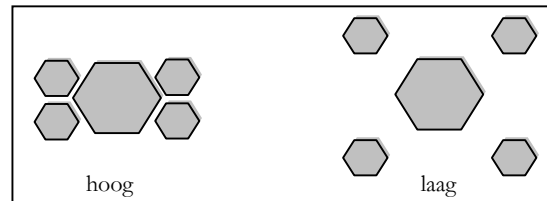
Zoals in hoofdstuk 2 is gesteld, worden de onderdelen van het landschap in deze studie bestudeerd op het schaalniveau van het landschap. De ecotopen worden als de bouwstenen van het landschap beschouwd en tevens als de onderdelen aan de hand waarvan het landschap ruimtelijk beschreven en onderzocht kan worden.

Er zijn meerdere aspecten aan ruimtelijke samenhang te onderscheiden. “In verbinding staan” kan op verschillende wijzen het geval zijn. Er kan sprake zijn van aaneensluiting of van (grote) nabijheid. In het laatste geval zijn gradaties van nabijheid te onderscheiden. Aaneensluiting of nabijheid zijn relatief eenvoudig te beschrijven voor zover het een ecotooptype betreft. Maar landschappen hebben meestal een heterogene samenstelling en ook in die gevallen zou een maat voor de ruimtelijke samenhang van het gehele landschap gewenst zijn. Voor de beschrijving van de graadmeter ruimtelijke samenhang onderscheiden we daarom de volgende drie aspecten (zie ook hoofdstuk 2):

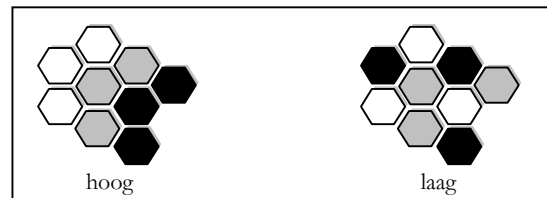
- De **gemiddelde grootte** van het ecotoop:



- De mate van onderlinge **nabijheid**:



- De mate van **aggregatie** binnen het landschap:



Figuur 1 Drie aspecten van ruimtelijk Samenhang

Vooralsnog onderscheiden we deze drie aspecten omdat daarmee de relatie met de processen beter zichtbaar gemaakt kan worden. Voor het doel van dit rapport, het ontwikkelen van een graadmeter voor ruimtelijke samenhang, zou het natuurlijk het mooiste zijn als de drie maten teruggebracht kunnen worden tot één ruimtelijke-samenhang-index. Hier wordt in een later stadium op ingegaan. In hoofdstuk 4 wordt ingegaan op de relatie van deze patroonaspecten met het ecologisch functioneren van landschappen.

3.1.2 Aantonen van verschillen en veranderingen in de beleidscategorieën

De graadmeter voor ruimtelijke samenhang kan per gebied een indruk geven van de voor- of achteruitgang in landschappelijke samenhang als kwaliteitsmaat op zich. Deze maat kan dan als tegenhanger dienen van ecologische maten, die te toetsen zijn aan het gebruik door soorten.

De in hoofdstuk twee beschreven aspecten “arealgrootte”, “nabijheid” en “aggregatie” worden hier gezamenlijk opgevat als een maat voor de landschappelijke samenhang. Beleidsuitspraken kunnen er aan worden getoetst. Zo worden in de Nota Landschap de kaartcategorieën “Nationaal Landschapspatroon”, “Behoud openheid” en “Behoud en herstel van landschapswaarden” onderscheiden.

Van deze drie categorieën kan worden nagegaan:

- Of er op dit moment per kaartcategorie al verschil is in landschappelijke “samenhang”;
- Of de verschillen in de samenhang per kaartcategorie in de komende decennia toe- of afnemen.

Dit betekent dat relatief snel van kaartbeelden (met verschillende tijdsopnamen) kan worden afgelezen in hoeverre het landschap ruimtelijke samenhang vertoont, in welke mate deze ruimtelijke samenhang veranderd is en hoe dat zich verhoudt tot de beleidsdoelen. Hiertoe moet uiteraard eerst worden vastgesteld wat de beleidsdoelen precies over ruimtelijke samenhang zeggen.

3.2 Andere toepassingsmogelijkheden van de graadmeter

In hoofdstuk 7 wordt ruimtelijke samenhang bepaald voor delen van Nederland en voor de beleidscategorieën van de Nota Landschap.

Het meest duidelijke ligt het doel van ruimtelijke samenhang echter besloten in de Ecologische hoofdstructuur (EHS), “het samenhangende netwerk van natuurgebieden”. Aangezien er voorlopig in het meetnet natuur niet een dergelijke maat is opgenomen en de EHS ook een landschappelijke benadering heeft is het zeer de moeite waard de EHS te blijven volgen aan de hand van de hier ontwikkelde maten. Het kan een snelle toets zijn op de mate waarin de EHS aan ruimtelijke samenhang wint of verliest: een veel minder complexe toets dan het nagaan in hoeverre bijvoorbeeld de zeshonderd doelsoorten gebruik maken van de EHS en hoe dit gebruik verandert in de tijd.

Andere toepassingen van de hier ontwikkelde methode hebben te maken met het toetsen en evalueren van de vele ruimtelijke samenhangdoelen die op provinciaal, regionaal of gemeentelijk niveau worden opgesteld en naast een biogeografische vaak een duidelijke landschappelijke bedoeling hebben. Het eenvoudig doorrekenen van scenario's of planalternatieven zou de plannenmaker een snel inzicht kunnen geven in hoeverre zijn doelen bereikt worden. Iets wat met een soortenbenadering bijna ondoenlijk is.

Daarnaast kan de veronderstelde graadmeter gebruikt worden voor een snelle evaluatie van alternatieven in scenariostudies.

4 Landschapsmaten voor ruimtelijke samenhang

In de wetenschappelijke literatuur is het nodige gepubliceerd over de theoretische aspecten van ruimtelijke samenhang of connectiviteit en over de ruimtelijke maten waarmee dit berekend kan worden. We hebben een literatuurstudie uitgevoerd en daarbij vooral gezocht naar benaderingen op systeem- en landschapniveau, waarbij gewerkt wordt met generaliseerbare (“kaartbrede”) maten voor ruimtelijke samenhang.

4.1 Landschapsmaten in de literatuur

In deze paragraaf zal een aantal in de literatuur naar voren komende maten worden besproken die van belang lijken voor het aspect ruimtelijke samenhang.

4.1.1 Theorieën

De percolatietheorie (Stauffer en Aharony 1985, Keitt et al. 1997; Green 1994) is de studie waarbij gekeken wordt naar ruimtelijke samenhang die aanwezig is in stochastisch gegenereerde structuren. De percolatietheorie gaat uit van ruimtelijke samenhang in zijn simpelste voor; namelijk aaneengeslotenheid. De in de percolatietheorie opgedane ervaringen kunnen echter een goed beeld geven van de ruimtelijke samenhang van landschapspatronen -processen en systeemeigenschappen (Keitt et al., 1997; Green, 1994). De meeste toepassingen van de percolatietheorie in de ecologie zijn gebaseerd op een raster/grid-omgeving waarbij cellen in een grid “actief” (geschikt habitat of behorende tot het bestudeerde ecosysteemtype) zijn met een kans p en “inactief” (ongeschikt, tussenliggend gebied) met een kans $1-p$. Een belangrijke toepassingsmogelijkheid van percolatietheorie bij het bepalen van de ruimtelijke samenhang van landschappen is de verdeling van de ruimtelijke samenhang van actieve cellen (b.v. ecotopen in een landschap) in een drietal fasen: verbonden, kritisch en versnipperd. Als de dichtheid van de actieve cellen in een raster beneden de kritische waarde is (versnipperd) dan is het landschap verdeeld in een groot aantal geïsoleerd gelegen kleine celclusters. In de kritische fase (P_{crit}) is het mogelijk dat er één enkele grote cluster ontstaat, maar het merendeel van de cellen blijft geïsoleerd als in de versnipperde fase. In de verbonden fase is bijna het hele landschap verbonden, waarbij er een paar geïsoleerde cellen over blijven. De overgang van de kritische naar verbonden fase is een scherpe overgang (Keitt et al. 1997; Green, 1994). Een kleine verandering in het aantal actieve cellen in een landschap heeft dus een faseverandering van het systeem tot gevolg. De bepaling van de ruimtelijke samenhang kan geschieden door het kijken naar de directe aaneensluiting van cellen (in een grid in bijvoorbeeld 4 of 8 richtingen), hetgeen een wel erg strenge eis aan ruimtelijke samenhang stelt. Realistischer is het om te werken met clusters van cellen met afstanden ertussen die wel of niet overbrugbaar zijn, bijvoorbeeld de verdeling van ecotopenclusters met behulp van de Graph-theorie (Harary, 1969) gebaseerd op maximale dispersieafstanden. Ook in het laatste geval vindt er een faseverschuiving plaats bij een bepaalde kritische afstand of bij een bepaalde dispersiecoëfficiënt (Keitt et al. 1997).

Bepaalde plekken (ecotopen) blijken een grote rol te spelen in totale connectiviteit. Het is daarom belangrijk om een maat te hebben die rekening houdt met lokale ruimtelijke samenhang.

Zowel Keitt et al. (1997) als het aan de percolatietheorie gerelateerde onderzoek van Green (1994) leverde bij een willekeurige verdeling van de verstoring en toepassing op twee klassen een theoretisch kritische ruimtelijke samenhang op bij $p = 0.6$. Dit houdt in dat 60% van de cellen actief is; met andere woorden een landschap bestaat voor 60% uit het betreffende ecotoop. Wanneer dit teruggekoppeld wordt naar de Nederlandse situatie (Landelijk schaalniveau) dan is de verwachting dat voor alle te onderscheiden ecotopen geldt dat deze zich beneden deze waarde bevinden en dus in meer of mindere mate versnipperd zijn. Op lokaal schaalniveau zijn waarschijnlijk wel situaties te vinden met hogere dichtheden van een zelfde ecotooptype, zodat daar ook bij de eis van directe aaneensluiting sprake is van ruimtelijke samenhang.

Het is belangrijk om te beseffen, aldus Keitt et al., dat landschapsprocessen in de kritische fase erg onvoorspelbaar kunnen zijn. Doordat de grootte en de schakering van de van de celclusters sterk variëren binnen een kleine verandering van p is de exacte verandering van bijvoorbeeld de patronen in het landschap moeilijk te voorspellen. Deze onvoorspelbaarheid duidt erop dat ook bij het gebruik van ogenschijnlijk eenvoudige modellen in simpele situaties (landschappen) er al een grote complexiteit kan ontstaan, hetgeen het interpreteren van de uitkomsten bemoeilijkt.

Om patronen van landschappen beter te kunnen interpreteren kunnen bepaalde (standaard) meetkundige patroonkarakteristieken worden afgeleid (Eng.: landscape metrics; Ned.: landschapsmaten). Het analyseren van deze landschapsmaten en het vervolgens (ecologisch) interpreteren en waarderen van de uitkomsten kan inzicht geven in het ruimtelijke -samenhangvraagstuk. De vraag is echter of er landschapsmaten bestaan die voor dit doel geschikt zijn.

In het algemeen zijn er een beperkt aantal landschapsmaten die denkende vanuit oppervlakteaspecten, uitwisseling van biota en randeffecten gebruikt kunnen worden voor het bepalen van aspecten van ruimtelijke samenhang.

Daarnaast kunnen een aantal criteria opgesteld worden waaraan landschapsmaten moeten voldoen willen zij goed functioneren (Riitters et al., 1995; Hargis et al., 1997):

1. Er moet een relatie zijn tussen de landschapsmaat en het achterliggende proces, zodat de maat een indicator is voor de processen in het landschap. Landschapsmaten met een directe link naar de ecologische (basis) processen verdienen de voorkeur. Deze zijn namelijk i.h.a. eenvoudig uit te leggen en te begrijpen.
2. Bij gebruik van meerdere landschapsmaten moeten deze niet te sterk gecorreleerd zijn met elkaar.
3. Landschapsmaten zouden onderscheid moeten kunnen maken tussen verschillende landschappen.
4. Vanuit een praktisch oogpunt moeten ze ook eenvoudig uit te rekenen zijn (qua vereiste data, berekeningsmethode en interpretatie van de uitkomsten).

Riitters et al. (1995) onderzochten 55 landschapsmaten en geven aan dat deze door de onderlinge correlatie en het functionele toepassingsgebied teruggebracht kunnen worden tot een zestal algemene kenmerkende groepen van landschapspatronen: *“average ecotoop compaction, image texture, average ecotoop shape, ecotoop perimeter-area scaling, number of attribute classes en large- ecotoop density-area scaling.”* Bij elk van deze karakteristieke groepen behoren een aantal landschapsmaten, die dus onderling tamelijk uitwisselbaar zijn.

Uitgaande de zes karakteristieke groepen die Riitters et al. (1995) bepaald hebben is voor E.L.I verder nagegaan wat het karakter en de operationele bruikbaarheid is voor het aspect *ruimtelijke samenhang* en of er daarnaast nog andere maten naar voren komen die niet door Riitters et al (1995) besproken zijn, maar die een meerwaarde voor ruimtelijke samenhang kunnen hebben.

Van de karakteristieke groepen lijken er een tweetal bruikbaar voor de bepaling van (aspecten van) ruimtelijke samenhang. De overige zeggen meer over landschapsheterogeniteit, -diversiteit of zijn moeilijk te vatten in te operationaliseren landschapsmaten. Bruikbaar lijken:

1. *compactheid van het ecotoop (“Gemiddelde ecotoop compactheid”)*: De meest representatieve maat hiervoor volgens Riitters et al. (1995): P/A-ratio (gemiddelde omtrek/oppervlakte-verhouding). Een vergelijkbare (en sterk gecorreleerde) maat met een andere dimensie (m) is bijvoorbeeld ook de *radius of gyration* (zie hieronder).
2. *landschapstextuur (“image texture”)*: De meest representatieve maat hiervoor volgens Riitters et al. (1995) is: *“contagion”* (aggregatie / geaggregeerdheid van het landschap).

Deze twee groepen en ertoe behorende belangrijkste maten, alsmede hun relatie met ruimtelijke samenhang zullen hieronder kort besproken worden.

4.1.2 Gemiddelde ecotoop compactheid

De P/A-ratio (gemiddelde omtrek/oppervlakte-verhouding) bepaalt de verhouding tussen de randlengte van alle cellen in een ecotoop gedeeld door het aantal cellen per ecotoop gesommeerd over alle ecotopen in een landschap. Dit is een eenvoudige maat die vooral informatie geeft over oppervlakteaspecten, en in mindere mate ook over de randeffecten. Deze maat zegt iets over de compactheid van ecotopen. maar (Niet te verwarren met P/A fractale dimensie die ook tot de zes door Riitters et al. (1995) geselecteerde landschapsmaten behoort zegt wat over lokale onregelmatigheid (rafeligheid), maar niets over ruimtelijke samenhang)

Een aan P/A-ratio sterk verwante maat die vanuit het oogpunt van ruimtelijke samenhang zeer interessant is, is de *“radius of gyration”*. Bij deze afstandsmaat wordt de gesommeerde standaarddeviatie van de afstand vanuit het centrum van de ecotoop tot alle cellen in de ecotoop bepaald. De radius of gyration is in de landschapsecologie bruikbaar als een maat voor bepaling van de verhouding tussen omtrek en oppervlakte van een gebied, rekening houdend met de vorm van een gebied. Deze maat zegt iets over de compactheid van ecotopen en is wellicht de beste indicator van effectieve oppervlakte op ecotoopniveau. Hij kan uitgelegd worden als de afstand die een organisme in een gemiddeld ecotoop van het betreffende type kan afleggen, voordat het de rand bereikt. Door Keitt et al. (1997) wordt dit als volgt uitgelegd (zie tekstblok). De bruikbaarheid van deze afstandmaat is gelegen in de mogelijkheid deze afstandmaat te vertalen naar een maat voor ruimtelijke samenhang in het landschap, bijvoorbeeld door de radius of gyration van alle ecotopen gewogen naar oppervlakte te sommeren (Keitt et al., 1997).

“In percolation theory, connectivity is associated with the average size of connected clusters. A natural measure of the size of a circular cluster is its radius. However, in general, clusters are not round; they can be irregular, sinuous structures. Therefore, a measure of cluster size must control for irregular shapes. A measure of cluster size is the “radius of gyration,”

$$R = \frac{1}{n} \times \sum_{j=1}^n \sqrt{(x_i - \langle x \rangle)^2 + y_i - \langle y \rangle)^2}$$

defined as:

where $\langle x \rangle$ and $\langle y \rangle$ are the mean x and y coordinates of lattice cells in the cluster, x_i and y_i are the coordinates of the i -th grid cell in the cluster, and n is the total number of cells in the cluster.

Unlike unitless indices of landscape connectivity, the cluster radius has units of distance and a direct physical interpretation.

Imagine a randomly moving particle placed randomly on a habitat cluster. The radius of gyration is the average distance

that the particle will move before encountering the cluster edge. Similarly, if a dispersing animal is restricted to moving on a particular habitat cluster (i.e., it has a low probability of traversing any gap separating it from another cluster), its average dispersal range will correspond to the radius of the cluster.

$$C = \frac{\sum_{s=1}^m (n_s R_s)}{\sum_{s=1}^m n_s}$$

The size-weighted average connectivity of a set of clusters defines the correlation length of a landscape. The correlation length of a set of clusters is given by:

where m is the number of clusters and n_s is the number of grid cells in cluster s (Creswick et al. 1992). We used the correlation length as an overall measure of habitat connectivity in a landscape. As with the radius of gyration, correlation length has units of distance: it is the average distance an individual is capable of dispersing before reaching a barrier, if placed randomly on the landscape. Thus, as the correlation length increases, landscape connectivity increases." (Keitt et al., 1997).

4.1.3 Landschapstextuur; De aggregatie van ecotopen

De contagion index zoals beschreven door Li and Reynolds (1993) is gebaseerd op het over alle klassen gesommeerde product van twee waarschijnlijkheden: de kans dat een willekeurig gekozen plek in een landschap behoort tot een bepaald ecotoop type (a), en: de daarvan afhankelijke kans dat gegeven een plek van het type a dat een van zijn aangrenzende plekken (op cel- of ecotoopniveau) behoort tot ecotooptype b . Het product van deze twee kansen geeft de kans dat 2 willekeurig aan elkaar grenzende plekken behoren tot type a en b . Dit kan met betrekking tot twee (ecotoop)typen maar ook voor alle ecotooptypen in een landschap berekend worden. Contagion kan dus gezien worden als een maat voor ruimtelijke samenhang doordat landschappen met een klein aantal verbonden ecotopen een hogere contagion hebben dan landschappen met een veel kleine en versnipperde ecotopen. Indien de contagion op celniveau (in een rasterkaart) uitgerekend wordt hebben landschappen die bestaan uit grote aaneengesloten gebieden een grote hoeveelheid interne cellen met aangrenzend cellen van hetzelfde type. In dit geval is de contagion hoog omdat de verhouding van het totale aantal type aangrenzende cellen ten opzichte van identieke type aangrenzende cellen erg groot is en de verspreiding van de verschillende combinaties tussen type grenzen over het landschap erg scheef verdeeld is. Contagion kan vertaald worden als "geaggregeerdheid van (de ecotopen in) het landschap" en is daarmee omgekeerd evenredig aan de ruimtelijke diversiteit. Alledrie de onderscheiden aspecten van ruimtelijke samenhang een correlatie met contagion hebben, vooral de oppervlakte van afzonderlijke ecotopen en de randeffecten.

4.1.4 Overige maten en hun bruikbaarheid

Hargis et al. (1998) onderzochten de bruikbaarheid van landschapsmaten die gebuikt worden bij habitatfragmentatie. Hiertoe ontwikkelden zij kunstmatige landschappen waarin fragmentatieprocessen nagebootst werden. Bekeken werden de volgende landschapsmaten: randdichtheid, contagion, gemiddelde dichtstbijzijnde patch afstand, gemiddelde nabijheid index, perimeter-area fractal dimension en mass fractal dimension (Hargis et al., 1998). Zij vonden evenals Riitters et al (1995) dat veel van deze maten sterk gecorreleerd zijn. Met name contagion en randdichtheid waren tot een versnipperingniveau van 0.4 (40% andere dan habitat-cellen) zeer sterk (negatief) aan elkaar verwant waren. De oorzaak hiervan is dat beide gebaseerd zijn op de aanwezigheid van randen in een landschap. Omdat contagion-indices ontwikkeld zijn om de mate van aggregatie van identieke type cellente bepalen zegt deze maat volgen de auteurs meer over de oppervlakte rand verhouding dan ruimtelijke verdeling van ecotopen in een landschap.

Voor de Gemiddelde dichtstbijzijnde patch geldt dat als de versnippering van een landschap boven een waarde van 0.2 uitkomt het is moeilijk om onderscheid te maken tussen landschappen met verschillend versnipperingniveau. Onder deze waarde echter is deze landschapsmaat mogelijk bruikbaar voor het onderscheiden landschappen met verschillende inter-ecotoop-afstanden. De Gemiddelde dichtstbijzijnde patch afstand (MNN) en de gemiddelde-nabijheid-index (MPI) hebben relatief weinig correlatie met de andere landschapsmaten, m.a.w. zij leveren aanvullende informatie. Zij zouden naar menig van de auteurs toegevoegd moeten worden aan de minimale sub-set van landschapsmaten zoals weergegeven door Riitters et al. (1995).

Vooral de MPI (nabijheid)-index lijkt goed bruikbaar voor onderscheid in verschillende ruimtelijke samenhang. Deze landschapsmaat meet de isolatie van een ecotoop binnen een complex aan ecotopen, gegeven een bepaalde zoekstraal. Dit wordt berekend als verhouding tussen *ecotoopgrootte* en de *rand-naar-rand-afstand naar de naastgelegen ecotoop*; gesommeerd voor alle ecotopen binnen de zoekstraal:

$$MPI = \frac{\sum_{j=1}^n \sum_{s=1}^n \frac{oppervlakte_{ijs}}{afstand^2_{ijs}}}{n_i}$$

De MPI-gemiddelde-nabijheid-index lijkt een effectieve maat te zijn voor ecotoop-isolatie en daarmee een maat voor ruimtelijke samenhang. De waarde van de nabijheid index wordt gelijk aan nul wanneer een ecotoop binnen de opgegeven zoekstraal geen identieke ecotopen heeft. De index neemt sterk toe indien er in de zoekstraal ecotopen van hetzelfde type aanwezig zijn en wanneer deze ecotopen meer aangrenzend en minder gefragmenteerd verdeeld zijn. Deze maat lijkt het meest indicatief voor het aspect uitwisseling.

Bovendien vonden Hargis et al dat bij toepassing van deze maat op verschillende gradaties van versnippering een duidelijke overeenkomst met de bevindingen in de percolatietheorie, onder andere een fase-overgang met een drempelwaarde bij ca 0.6.

Verboom (1997) onderscheidt een bereikbaarheidscoëfficiënt per ecotoop die qua opzet overeenkomt met de nabijheid index, maar een betere weging naar afstand kent. Deze maat wordt wel aangeduid als de "*Hanski-maat*". De bereikbaarheidsindex (B), berekent de mate van isolatie van een plek op basis van de afstand tot en oppervlakte van (alle) andere plekken van hetzelfde type. Het afstandseffect is volgens een negatieve exponentiële verdeling. Tevens wordt rekening gehouden met de bezetheid van de omgevende plekken (p) en kan de betekenis van ver weg gelegen eenheden (α) ingesteld worden (Verboom, 1997):

$$B_i = \sum Oppervlakte_j \times e^{(-\alpha \times afstand_{ij})} \times p_j$$

Het voordeel van deze maat is dat er een subtielere weging per afstand wordt berekend en dat de bezetheid van een plek wordt uitgerekend. (indien $p = 1$ geen weging naar bezetheid alles bezet). Dit laatste is met name voor een soortgerichte benadering interessant. De berekening vindt niet plaats binnen een bepaalde zoekstraal, zoals bij de MPI (nabijheid)-index, maar door het variëren van de betekenis van ver weg gelegen ecotopen kan naast de negatief exponentiële verhouding met de afstand een soortgerichte invulling worden gegeven. De berekening is door het grote aantal mee te nemen ecotopen per landschap (in principe allemaal) en de bepaling van α en p , complexer dan de MPI (nabijheid)-index.

Voor veel landschapsecologische processen op nationaal niveau lijkt het veelal minder van belang te kijken naar de bereikbaarheid van ecotopen buiten een bepaalde zoekstraal. Dat neemt niet weg dat zowel de definiëring van de α en p bij de bereikbaarheidsindex als de grootte van de zoekstraal bij de MPI nabijheid-index ecologisch onderbouwd zullen moeten worden.

4.2 Het gebruik van landschapsmaten in de praktijk

In een onderzoek van Miller et al. (1997) werden vergelijkenderwijs een aantal karakteristieke elementen van landschappen geëvalueerd met behulp van landschapsmaten. Gekeken is naar de bruikbaarheid van landschapsmaten om verschillen in het voorkomen van biotische (m.n. vogel-) gemeenschappen tussen landschappen te verklaren. Op deze wijze moesten kwantitatieve links gelegd worden tussen de geobserveerde patronen en de ecologische staat van het landschap.

Miller et al. geven aan dat zij drie indices vonden die een goede algemene beschrijving geven van landschapspatronen:

- *diversiteit van landgebruiktypen (het aantal legenda-eenheden);*
- *dominantie van landgebruiktypen;*
- *aggregatie van landgebruiktypen.*

Deze indices geven alleen informatie op het niveau van het landschap; dat wil zeggen de ruimtelijke verdeling van alle klassen. Over de afzonderlijke klassen (ecotooptypen) geven ze echter geen extra informatie, terwijl deze juist relevant is voor de biotische gemeenschappen. Een *cluster/intersection-index* geeft deze informatie wel weer. Deze index geeft de mate van clustering van ecotopen van hetzelfde type aan en levert informatie op die vergelijkbaar is met de *contagion-index*, maar dan op het niveau van de onderscheiden klassen (en niet zozeer tussen klassen).

Als resultaat kwam naar voren dat van de algemene landschapsmaten de: *diversiteit*, *contagion* en *gemiddelde ecotoopgrootte* het beste bruikbaar waren om de veranderingen in landgebruik en de biotische gevolgen weer te geven. Op het niveau van de afzonderlijke klassen waren dit: *aandeel bezette ecotopen van een klasse*, *clustering* en *totale randlengte*.

Miller et al. geven bovendien aan dat het relateren van landschapspatronen aan de biota in een landschap het beste mogelijk is in landschappen met contrasterende patronen. Met name de cluster/intersection-index en de reeds eerder besproken contagion-index geven hierbij het meeste inzicht.

Ook in Nederland worden landschapsmaten toegepast die mogelijk bruikbaar zijn voor E.L.I.. De Ecologische Kapitaal Index (Discussienota '98) wordt gebaseerd op de oppervlakte en de kwaliteit van natuurgebieden (op basis van een aantal graadmeters; waarvan de mate van versnippering er één is). Bij die versnippering wordt voor de ruimtelijke verdeling van het ecologisch kapitaal in Nederland een tweetal landschapsmaten gebruikt:

1. de mate waarin natuurgebieden (100 ha) omgeven zijn door andere gebieden (natuurinbedding). In geval van grids van 100 ha levert een dergelijke berekening per gridcel 8 mogelijke waarden op.
2. de mate waarin natuurgebieden met elkaar verbonden zijn (natuurruimtelijke samenhang). De berekening hiervan wordt (nog) niet nader uitgewerkt.

Beide zijn patroonmatige analyses van gelijksoortige eenheden. Onduidelijk is in hoeverre er bij de ruimtelijke samenhang rekening wordt gehouden met een bepaalde (maximum) bereikbaarheidsafstand waarbij eenheden 'verbonden' blijven. Het aspect nabijheid lijkt niet vertegenwoordigd te zijn evenmin als het aggregatieaspect

4.3 Conclusies

Op basis van het voorgaande lijken een aantal maten bruikbaar te zijn (zie onderstaande tabel). Zij kunnen worden onderverdeeld naar de mate waarin zij wat zeggen over de in hoofdstuk 4 besproken effecten: oppervlakteaspecten, nabijheid (uitwisseling), en aggregatie (randeffecten).

Tabel 1 Potentiële bruikbaarheid van Landschapsmaten voor de deelaspecten van Ruimtelijke Samenhang

LANDSCHAPSMATEN	Oppervlakte	Nabijheid (uitwisseling)	Aggregatie (randeffecten)
1. Per systeemklasse			
– gem. plek-grootte + sdv.	x		
– ecotoop-grootte-verdeling	x		
– nabijheids-index (MPI)	(x)	x	
– gem. dichtstbijzijnde patch		(x)	
– cluster/interspersie-index		x	(x)
– Hanski-maat		x	
– gem. randlengte/opp.	x		x
– radius of gyration	x		x
2. Per landschap			
– aggregatie-index (contagion)	x	x	x

4.4 Praktische uitwerking

4.4.1 Keuze landschapsmaten

Als uitgangspunt voor de keuze zijn de in Tabel 1 (§4.3) genoemde maten genomen. Er is geprobeerd drie maten te selecteren die representatief zijn voor elk van de deelaspecten van ruimtelijke samenhang. De aspecten oppervlakte en nabijheid dienen in elk geval per ecotooptype bepaald te kunnen worden. Het aspect aggregatie voegt op het niveau van de afzonderlijke ecotopen weinig toe. Een hoge mate van aggregatie gaat in principe gepaard met een groot oppervlakte. Op het niveau van het landschap als geheel -alle ecotooptypen tezamen- geeft dit aspect een goed idee van de totale ruimtelijke samenhang.

Er is geprobeerd landschapsmaten te vinden op het niveau van de afzonderlijke ecotooptypen voor de oppervlakte en nabijheid, en op het niveau van het landschap voor de aggregatie. Deze zijn gevonden in de landschapsmaten: gemiddelde grootte, Mean Proximity Index (MPI, verder aangeduid als *nabijheid-index*¹) en Contagion (verder aangeduid met *aggregatie-index*).

4.4.2 GIS-aspecten

Het meest gebruikelijke gereedschap voor het kwantificeren van habitatfragmentatie en landschapspatronen is een GIS. Wij hebben als basis voor het uitvoeren van de berekeningen de Landelijke Grondgebruikskartering Nederland

¹ Voor een betere interpretatie van de waarden van de nabijheid-index is voor de berekeningen van de Nota Landschap (Hoofdstuk 8) zowel de absolute waarde van de nabijheid-index (MPI) uitgerekend als het logaritme van deze waarde. Deze waarde is opgenomen daar de verdeling van alle nabijheid-waarden op logaritmische schaal een vrijwel rechte lijn volgen (Hoofdstuk 7). Interpretatie van de log-nabijheid kan eenvoudiger zijn dan van de nabijheid, door het aanwezige lineaire verband.

(LGN3+) genomen. Het oorspronkelijke aantal legende-eenheden van 28 is teruggebracht tot 10 ecotooptypen. Vervolgens zijn de oorspronkelijke pixels van 25×25 m geaggregeerd tot eenheden van 250×250m of 50×50m. De in Van Eupen en Knaapen (1999) gepresenteerde resultaten van de Graadmeter Ruimtelijke Samenhang zijn hoofdzakelijk gebaseerd op een GIS-rasterkaart met eenheden van 250×250m. Hiermee werd een mate van detail bereikt die toen nog juist berekenbaar was voor zowel ARC/INFO-bewerkingen als voor de berekening van de landschapsmaten. De recente resultaten in dit rapport zijn berekend op basis van met eenheden van 50×50m. Dit was mogelijk door verbetering van de GIS-technieken. De berekeningen zijn uitgevoerd voor heel Nederland en voor de gebiedscategorieën die worden onderscheiden in de Nota Landschap: het *Nationaal LandschapsPatroon, Behoud Karakteristieke Openheid en Herstel van Bestaande Landschapskwaliteit*. Zie ook §6.2.

4.4.3 Berekening landschapsmaten

Voor de berekening van landschapsmaten is gespecialiseerd software aanwezig, maar in het algemeen hebben deze een GIS-omgeving nodig om de habitatkaarten te maken. De meeste GIS-pakketten kunnen worden gebruikt om een aantal basismaten te berekenen. Deze zijn over het algemeen al zeer bruikbaar. Maten als P/A-ratio en randlengte / oppervlakteverhoudingen kunnen eenvoudig met een GIS worden berekend. GIS zoals ARC/INFO, ArcView, en IDRISI kunnen eenvoudig overzichten genereren van aanwezige klassen, aantal klassen, gemiddelde ecotoopgrootte, en gemiddelde omtrek/oppervlakteverhouding (P/A-ratio). Meer complexe berekeningen, zoals de gemiddelde afstand tot habitat in een gebied kan worden geprogrammeerd door middel van gebruik van macro languages aanwezig in een GIS (bijvoorbeeld AML).

Gespecialiseerde Software pakketten, zoals FRAGSTATS (McGarigal and Marks, 1995), FRAGSTATS*ARC (Berry, et al. 1997; Innovative GIS, 1998) en R.LE (Baker & Cai, 1992; Baker 1997), zijn een middel voor het berekenen van een groot aantal landschapsmaten. FRAGSTATS is een publiekdomein software pakket dat landschapsmaten berekend met gebruik van input vanuit Arc/Info. Het berekend area, ecotoop, edge, shape, core-area, dichtstbijzijnde patch, diversity en aggregatie maten voor ecotoop-, class-, and landschapniveau. De meeste maten kunnen worden berekend met vector of raster data. De output van een run is in de vorm van een lang tekstdocument.

FRAGSTATS*ARC bouwt verder op FRAGSTATS en is meer geïntegreerd met ARC/INFO. Het bevat de meeste landschapsmaten uit FRAGSTATS, maar ook een paar nieuwe. Het nadeel op dit moment voor berekeningen voor E.L.I. is dat de huidige versie van FRAGSTATS*ARC (1.3) de aggregatie- en nabijheid-index niet ondersteunt, terwijl uit analyse van de maten blijkt dat juist deze indices bruikbaar lijken te zijn.

R.LE is ook een publiekdomein software pakket dat ook een veelomvattende set landschapsmaten berekend. Het is geïntegreerd met de (tegenwoordig vervallen) GRASS GIS, en met GRASSLAND (LAS, Inc. 1997), een privaatsysteem versie van GRASS. R.LE berekend landschapsmaten alleen op basis van raster data, en het heeft een complex maar flexibel systeem dat bruikbaar is voor datainvoer vanuit ongelmatig gevormde landschappen.

Om redenen van beschikbaarheid, compleetheid en compatibiliteit met ARC/INFO hebben wij gekozen voor de pakketten FRAGSTATS en FRAGSTATS*ARC.

5 Analyse van methodisch-technische aspecten

Binnen het onderzoek is beperkt plaats geweest voor het onderzoeken van de effecten van een aantal methodisch-technische aspecten. Dit betreft het schaalniveau, de resolutie en detaillering van ruimtelijke data, maar ook de parameter-instellingen van de graadmeters, zoals de grootte van de zoekstraal bij de MPI-nabijheidindex. Analyses van de genoemde aspecten zijn in eerste instantie tentatief uitgevoerd (§5.1). Hierbij is gebleken dat er effecten waarneembaar zijn op de index en dat het dus van belang is om de grootte hiervan nader te bepalen (§5.2 en 5.3). De te berekenen landschapsmaten uit Hoofdstuk 6 zijn uiteraard afhankelijk van het schaalniveau waarop het landschap wordt weergegeven. De in Nederland voorkomende ecotopen - gebaseerd op LGN3 - hebben een gemiddelde grootte die varieert van 3 ha voor loofbos tot 30 ha voor grasland. Aangezien de landschapsmaten bepaald worden op basis van de oppervlakte en onderlinge situering van de ecotopen is het verstandig uit te gaan van een gemiddelde celgrootte die maximaal 1 hectare bedraagt. De pixelgrootte van het LGN3-bestand is 25×25 meter. Het gebruik van dit bestand bij deze resolutie lijkt voor het doel van deze studie enigszins riskant, gezien de kans op verkeerd geclassificeerde pixels. Indien uitgegaan wordt van een gridcelgrootte van 2×2 pixels, is deze kans zeer gering. Dit is gebeurd, waarbij de dominante waarde is toegekend. Het aldus opgebouwde GIS-bestand met gridcellen van 50×50 m is als basis gebruikt voor berekeningen in dit hoofdstuk.

5.1 Tentatief onderzoek naar de schaafeffecten

Onderzocht is wat het effect is van het opknippen van de (GIS)kaart van Nederland in kleinere blokken. De gewenste resolutie van 50×50m van de landschapsmaten voor heel Nederland vergt zeer veel computergeheugen. Daarom is het belangrijk om na te gaan of dit wel kan op basis van kleinere blokken, waarvan de waarden vervolgens samengenomen kunnen worden. Hiertoe zijn berekeningen op basis van 10×10km blokken vergeleken met berekeningen op basis van 30×30km blokken. In deze vergelijking zijn de schaafeffecten van de Nabijheid-index en Aggregatie-index vergeleken door beide landschapsmaten te berekenen voor gebieden van 30×30 km en voor de negen daarbinnen gelegen gebieden van 10×10 km. Hiervoor zijn de volgende instellingen gebruikt:

- Zoekstraal voor de Nabijheid Index: 1000 m
- Resolutie gridcellen van 50×50 m

In Tabel 2 en 3 zijn voor een aantal gebieden in Zuid-Nederland de resultaten weergegeven. De volgende aspecten vallen hierbij op:

- De verandering van het aantal ecotopen (n_1 t/m n_8 , tabel 2), als gevolg van het doormidden delen van een ecotoop (dubbelstelling), blijft ondanks de negendeling van de oppervlakte beperkt tot enkele procenten. Het naar het aantal ecotopen gewogen gemiddelde bedraagt circa 3-5% van het totale aantal ecotopen.
- De verandering van de aggregatie blijft beperkt tot enkele procenten. Daar de aggregatie wordt bepaald op celbasis zijn de effecten tussen de negen deelgebieden onderling wel verschillend, maar geaggregeerd (gewogen naar oppervlakte) vrijwel identiek aan de 30×30 km waarden.
- De verandering van de nabijheid-index door de negendeling is in het algemeen beperkt, maar kan in een aantal gevallen sterk variëren. Een aantal voorbeelden en verklaringen:
- De nabijheid-index wordt per ecotoop bepaald en niet zoals bij de aggregatie per cel. Een ecotoop aan de rand kan door de opdeling worden doorsneden, maar ook de relaties met de omliggende ecotopen binnen de zoekstraal worden doorbroken, waardoor de nabijheid-index daalt.
- De nabijheid-index van de klasse die in een 30 km vak de onderliggende landschapsmatrix vormt (in de meeste gevallen klasse 1 (grasland) of 2 (akkerbouw)) zijn het sterkst aan verandering onderhevig. De effecten bij de gehanteerde methode zijn het grootst voor de klasse die het vaakst aan de randen te vinden is (de landschapsmatrix heeft hiervoor logischerwijs de grootste kans). Deze klassen zullen dus het grootste effect van opdeling kennen.
- De verwachting is dat de schaafeffecten tussen 10×10 en 30×30 km groter zijn dan tussen bijvoorbeeld 30×30 en 90×90 km. Als reden hiervoor kan gegeven worden dat opdeeleffecten per ecotoop sterk afnemen en daarmee de onderlinge relatie tussen de ecotopen beter behouden blijft. Daarnaast is de verhouding tussen het celniveau (50×50 m) en het berekende blok bij 90:30 km kleiner dan bij 30:10 km. Hierdoor blijven de vormen en relaties binnen een blok beter behouden.
- Gebieden die bestaan uit uniforme aaneengesloten klassen van hetzelfde type ondervinden meer effect van opdeling dan meer heterogene kleinschalige landschappen. Zeeland (blok nr. 20, figuur 1) kent bijvoorbeeld voor de klassen 1 en 2 een relatief grote daling van de nabijheid-index bij schaalverkleining, groter dan bijvoorbeeld Zuidoost Brabant (blok nr 24 figuur 1).

Naast deze bewerking zijn voor Zuid-Nederland als totaal, op basis van zowel een 30×30 km grid als een 10×10 km grid, de nabijheid-index en aggregatie-waarden uitgerekend. Hierbij zijn de waarden van de afzonderlijke cellen in hun geheel als een gemiddelde naar ecotoopgrootte berekend (Dus niet eerst een aggregatie naar 30×30 km blokken en vervolgens vergelijking deze blokken met de werkelijke 30×30 km blokken). De eindresultaten zijn te vinden in . Hierbij vallen een aantal zaken op:

- Er zijn relatief even grote of zelfs grotere verschillen in vergelijking met de negendeling per 30×30 km blok.
- Vooral nabijheid kan veel verschillen, de aggregatie is vrijwel identiek.
- Op landschapsniveau neigt de nabijheid-index op basis van 10×10 km ca. 60% van de nabijheid-index op basis van 30×30 km te zijn. Of dit voor heel Nederland geldt onbekend, daar slechts het zuiden verwerkt is.

Tabel 2 effecten van opdeling van gebieden voor de nabijheid-waarde en aggregatie (Deel A en Deel B zijn 1/8 deel van Nederland, A-1, A-2 etc. zijn daarvan evenredige delen)

Deel A	grasland (n = aantal patches)		bouwland (MPI = nabijheid-index)		loofbos		naaldbos		heide		overige nat.		kaal nat.geb.		zoet water		zout water		landschap		aggregatie	
	n1	MPI	n2	MPI	n3	MPI	n4	MPI	n5	MPI	n6	MPI	n7	MPI	n8	MPI	n9	MPI	n	MPI	n	MPI
A-1	1754	316.94	735	658.60	676	4.45	185	24.77	24	1.88	499	5.62	154	2.68	375	330.48	42	2518.29	4444	288.15	46.03	
A-2	737	3555.73	1329	105.74	887	5.53	390	24.22	30	3.02	331	2.69	78	1.04	390	5.59	0		4172	666.04	40.56	
A gem. 1,2	2491	1275.18	2064	302.62	1563	5.06	575	24.40	54	2.51	830	4.45	232	2.13	765	164.85	42	2518.29	8616	471.13	43.97	
A werkelijk	2474	2174.03	2056	304.11	1560	5.13	568	25.91	52	2.80	827	4.56	230	4.56	762	165.68	42	2518.29	8571	730.78	42.18	
A-gem / A-werkelijk	1.01	0.59	1.00	1.00	1.00	0.99	1.01	0.94	1.04	0.90	1.00	0.98	1.01	0.47	1.00	0.99	1.00	1.00	1.01	0.64	1.04	
Deel B																						
B-1	724	4311.68	568	106.98	434	4.26	27	0.08	0		149	11.04	55	3.28	552	38.26	3	1576.00	2512	1278.64	54.56	
B-2	438	6407.29	1376	10.74	939	7.73	215	933.44	79	21.17	361	14.80	82	4.40	382	42.88	0		3872	788.45	41.28	
B-3	113	10457.63	1094	19.88	612	4.28	238	11.43	1	0.00	83	1.56	17	0.01	163	1.19	0		2321	502.95	51.07	
B gem. 1,2,3	1275	5576.28	3038	32.02	1985	5.90	480	423.78	80	20.90	593	12.00	154	3.51	1097	34.36	3	1576.00	8705	858.58	48.40	
B werkelijk	1255	16618.13	3023	32.27	1981	5.93	480	423.78	80	20.90	589	12.20	154	3.51	1091	36.70	3	1576.00	8656	2451.78	48.19	
B-gem / B-werkelijk	1.02	0.34	1.00	0.99	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.01	0.98	1.00	1.00	1.01	0.94	1.00	1.00	1.01	0.35	1.00	

5.2 Variatie gridgrootte

In Tabel 4 zijn de resultaten gepresenteerd van de berekeningen van het effect van de variatie van de gridgrootte ("grofheid" van het grid). Hiervoor is gebruik gemaakt van een zestal proefgebieden van 40×40 km. Voor deze proefgebieden is de gridgrootte in een vijftal stappen gevarieerd van 50×50 tot 1000×1000 meter. De zoekstraal van de nabijheid (MPI) is op 100 km gezet, zodat bij elke gridgrootte alle ecotopen binnen een proefgebied zijn meegenomen.

In Tabel 4 is duidelijk te zien dat er grote verschillen ontstaan in de berekende waarden voor de graadmeter bij variatie van de gridgrootte. Wanneer we loofbos als voorbeeld nemen dan valt op dat bij een gridgrootte van 100 meter het aantal ecotopen nog maar 59% van het aantal bij een gridgrootte van 50 meter bedraagt. Bij 250 meter is dit nog maar 20 %. Voor de nabijheid is een vergelijkbaar effect te zien. Ondanks dat de gemiddelde ecotoopgrootte verdubbeld van 50 naar 100 meter neemt de waarde van de MPI-nabijheid tussen ecotopen af tot 38 %. Een groot aantal kleine ecotopen (met een hoge nabijheidswaarde) leveren duidelijk een belangrijke bijdrage aan de gemiddelde waarde voor de nabijheid. Deze ecotopen verdwijnen bij het toenemen van de gridgrootte, waardoor de index lager wordt. Daar de gemiddelde oppervlakte is toegenomen, moet de afstand tussen de ecotopen sterk zijn toegenomen. Een indicatie hiervoor is de gemiddelde afstand tot het dichtstbij gelegen identieke ecotoop (gem. dichtstb. ecotoop). Deze neemt met meer dan 100 meter² toe.

Bij de aggregatie tussen ecotopen op het niveau van het landschap is een vergelijkbaar beeld te zien. Het relatieve aantal aaneengesloten gridcellen met een identiek ecotooptype neemt bij het groter worden van de gridgrootte af. In het algemeen kan gesteld worden dat hoe kleiner de gridgrootte is, des te betrouwbaarder de resultaten zullen zijn. In feite zeggen waarden berekend voor een gridgrootte van 250 m nog maar weinig over de Ruimtelijke Samenhang van het landschap uitgaande van basisgegevens³ met een gridgrootte van 50 m. De gridgrootte van het bronbestand (IGN3) 25×25m bedraagt. Men zou kunnen overwegen om de sub-graadmeters voor RS te bepalen op basis van deze hoogste resolutie. Hierbij speelt echter het probleem van de reken capaciteit en het risico van misclassificatie van pixels. Door één aggregatieniveau hoger te nemen, worden deze problemen opgelost. De gekozen gridgrootte van 50×50 m lijkt dus een optimaal compromis tussen resolutie en nauwkeurigheid enerzijds en foutreductie en berekenbaarheid anderzijds.

² Bij deze berekening en bij de bepaling voor de nabijheid wordt de afstand tot een ecotoop berekend van rand tot rand.

Tabel 3 effecten van opdeling door vergelijking van gebieden van 30x30 km, opgebouwd uit 9 deelgrids of één grid.

	grasland		bouwland		loofbos		naaldbos		heide		overige natuur		kaal natuurgeb.		zoet water		landschap			
	nabijheid n (MPI)		nabijheid n (MPI)		nabijheid n (MPI)		nabijheid n (MPI)		nabijheid n (MPI)		nabijheid n (MPI)		nabijheid n (MPI)		nabijheid n (MPI)		nabijheid n (MPI)		aggre-gatie (%)	tot. opp. (ha)
Proefblok1																				
10 km geaggreg.	1424	98	226	2436	173	9	21	2			187	110	172	35	234	255	2437	319	66	18859
30 km	1398	168	158	9249	153	9	14	2			151	108	114	5	271	16	2259	761	71	51716
index	102	58	143	26	113	98	150	81			124	102	151	639	86	1545	108	42	92	36
Proefblok2																				
10 km geaggreg.	1279	1367	1456	305	1242	20	477	134	62	10	837	5	41	0	235	3	5629	406	55	33683
30 km	1204	2900	1389	334	1228	21	458	260	60	12	832	5	41	0	231	3	5443	754	53	41430
index	106	47	105	91	101	97	104	51	103	86	101	98	100	100	102	96	103	54	103	81
Proefblok3																				
10 km geaggreg.	2258	1296	2007	169	2220	30	1128	192	216	66	1548	17	259	14	420	13	10392	346	48	41578
30 km	2136	2661	1896	226	2198	32	1088	231	215	66	1534	201	258	577	398	451	9723	729	46	66597
index	106	49	106	75	101	96	104	83	100	99	101	9	100	2	106	3	107	48	104	62
Proefblok4																				
10 km geaggreg.	2332	932	2192	193	1935	16	834	388	101	238	1369	44	99	2	441	14	9303	327	49	59963
30 km	2200	1308	2077	227	1900	17	805	548	84	698	1344	52	98	2	431	17	8939	443	48	74889
index	106	71	106	85	102	94	104	71	120	34	102	84	101	99	102	85	104	74	101	80
Proefblok5																				
10 km geaggreg.	1788	291	1112	721	1434	20	788	207			985	12	230	2	246	22	6583	233	47	25018
30 km	1683	372	1026	1413	1406	22	756	221			977	17	225	3	235	55	6308	365	47	55674
index	106	78	108	51	102	90	104	94			101	72	102	76	105	41	104	64	99	45
Totaal Zuid Nederland																				
10 km	17456	653	10383	616	11507	22	4883	239	506	87	7359	21	1572	14	2998	56	57000	344	54	300120
grootte p		96		96		95		86		27		92		89		92		96		50
stdevpop		1241		3725		24		260		110		60		19		229		375		3041
gemiddelde (95%) + / -		619		1711		19		152		67		19		6		49		323		6002
		248		745		5		55		42		12		4		47		75		843
30 km	16523	1102	9670	1052	11294	23	4723	303	481	164	7276	62	1545	109	2901	159	54413	574	54	534125
grootte p		15		15		15		15		15		15		15		15		15		15
stdevpop		1003		5259		9		185		248		54		146		195		322		21118
gemiddelde (95%) + / -		872		3684		21		195		146		34		51		134		570		35608
		508		2661		5		94		125		27		74		98		163		10687
index	1.06	0.59	1.07	0.59	1.02	0.93	1.03	0.79	1.05	0.53	1.01	0.34	1.02	0.13	1.03	0.35	1.05	0.60	1.00	0.56

n = aantal ecotopen

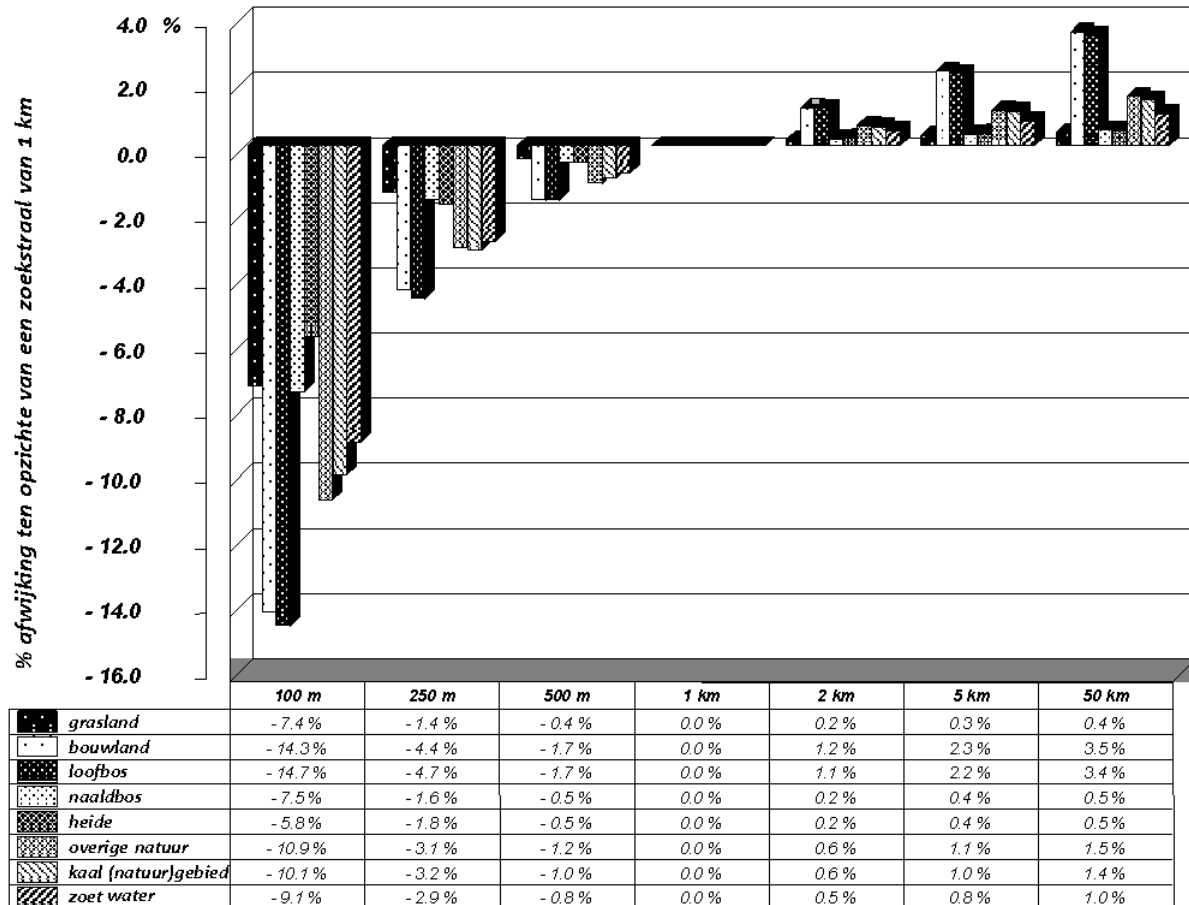
Tabel 4 Effect van variatie van de gridgrootte op de deelgraadmeters voor Ruimtelijke Samenhang.

gridgrootte per ecotooptype	GEMIDDELDE WAARDE ZES 40 KM2 PROEFGEBIEDEN					IN PERCENTAGES				
	oppervlak per ecotooptype (ha)	aantal ecotopen	gemiddeld dichtstbijzijnde ecotoop (m)	gemiddelde ecotoop-grootte (ha)	nabijheid (MPI)	oppervlak per ecotooptype (ha)	aantal ecotopen	gemiddeld dichtstbijzijnde ecotoop (m)	gemiddelde ecotoop-grootte (ha)	nabijheid (MPI)
grasland										
50 m	68060	2539	84	29	30777	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %
100 m	68071	1244	143	61	12926	100 %	49 %	170 %	210 %	42 %
250 m	68083	342	316	256	3215	100 %	13 %	378 %	879 %	10 %
500 m	68054	106	600	875	939	100 %	4 %	717 %	3001 %	3 %
1000 m	67367	33	1278	2876	250	99 %	1 %	1527 %	9860 %	1 %
bouwland										
50 m	35011	2014	126	22	988	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %
100 m	35023	1548	164	29	534	100 %	77 %	130 %	128 %	54 %
250 m	35048	614	336	73	217	100 %	30 %	266 %	327 %	22 %
500 m	34863	203	658	215	99	100 %	10 %	521 %	966 %	10 %
1000 m	36000	61	1301	697	36	103 %	3 %	1029 %	3126 %	4 %
loofbos										
50 m	6786	2286	150	3	44	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %
100 m	6804	1353	254	6	17	100 %	59 %	169 %	128 %	38 %
250 m	6877	429	552	17	6	101 %	19 %	367 %	327 %	14 %
500 m	6958	150	1113	48	3	103 %	7 %	740 %	966 %	6 %
1000 m	6500	46	2163	140	1	96 %	2 %	1438 %	3126 %	2 %
naaldbos										
50 m	9237	1017	313	7	879	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %
100 m	9222	528	538	15	566	100 %	52 %	172 %	194 %	64 %
250 m	9116	160	1362	52	108	99 %	16 %	435 %	690 %	12 %
500 m	11185	74	1064	178	40	121 %	7 %	340 %	2386 %	5 %
1000 m	11180	28	1745	395	8	121 %	3 %	557 %	5292 %	1 %
heide										
50 m	1519	223	325	7	244	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %
100 m	1524	100	232	14	48	100 %	45 %	71 %	210 %	20 %
250 m	1540	32	1060	39	17	101 %	14 %	326 %	587 %	7 %
500 m	1508	16	1902	83	4	99 %	7 %	585 %	1232 %	2 %
1000 m	1950	8	2094	242	2	128 %	3 %	644 %	3603 %	1 %
overige natuur										
50 m	4941	1333	200	6	230	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %
100 m	4945	621	345	12	90	100 %	47 %	173 %	196 %	39 %
250 m	4918	175	776	34	17	100 %	13 %	388 %	579 %	7 %
500 m	4888	64	1447	88	7	99 %	5 %	724 %	1492 %	3 %
1000 m	5150	23	2922	235	1	104 %	2 %	1463 %	3990 %	1 %
kaal natuurgebied										
50 m	414	232	1171	2	11	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %
100 m	412	117	1292	3	4	99 %	50 %	110 %	148 %	41 %
250 m	425	38	3424	10	1	103 %	16 %	292 %	455 %	10 %
500 m	429	12	8062	33	0	104 %	5 %	689 %	1448 %	4 %
1000 m	433	4	6757	110	0	105 %	2 %	577 %	4803 %	1 %
zoet water										
50 m	7464	990	205	7	897	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %
100 m	7476	697	320	10	252	100 %	70 %	156 %	141 %	28 %
250 m	7504	219	774	31	42	101 %	22 %	378 %	450 %	5 %
500 m	7575	78	1434	89	7	101 %	8 %	700 %	1311 %	1 %
1000 m	7217	27	3178	246	1	97 %	3 %	1551 %	3635 %	0 %
Landschap	totaal oppervlak (ha)	aantal ecotopen		gem. ecotoop-grootte	aggregatie, contagion %	totaal oppervlak (ha)	aantal ecotopen		gem. ecotoop-grootte	aggregatie, contagion %
50 m	132672	10524		14	56 %	100 %	100 %		100 %	100 %
100 m	132688	6170		21	51 %	100 %	59 %		167 %	91 %
250 m	132741	1994		71	46 %	100 %	19 %		515 %	81 %
500 m	132842	681		211	42 %	100 %	6 %		1521 %	75 %
1000 m	132633	219		630	40 %	100 %	2 %		4610 %	72 %

5.3 Variatie zoekstraal nabijheid

In Tabel 5 zijn de resultaten gepresenteerd van de berekeningen van het effect van de variatie van de zoekstraal bij berekeningen van de nabijheid (MPI). Hiervoor is gebruik gemaakt van twee voorbeeldgebieden van 40×40 km: de peel en de Gelderse Vallei. Voor deze proefgebieden is de zoekstraal in een zevental stappen gevarieerd van 100 meter tot 50 kilometer. De gridgrootte is bij alle berekeningen constant op 50 meter gehouden.

In Figuur 2 is de afwijking van alle waarden van Tabel 5 t.o.v. de waarden bij een zoekstraal van één kilometer uitgezet.



Figuur 2

Afwijking van de Nabijheid-index bij variatie van de zoekstraal, op basis van twee proefgebieden.

Tabel 5 Afwijking van de Nabijheid-index bij variatie van de zoekstraal; twee voorbeeldgebieden

Ecotooptype	Zoekstraal	GELDERSE VALEI			PEEL		
		nabijheid (MPI)	nabijheid-index (MPI) t.o.v. zoekstraal = 1 km		nabijheid (MPI)	nabijheid-index (MPI) t.o.v. zoekstraal = 1 km	
grasland	100 m	15855.9	93.5 =	-6.5 %	1513.3	91.8 =	-8.2 %
	250 m	16755.9	98.8 =	-1.2 %	1620.8	98.3 =	-1.7 %
	500 m	16897.0	99.7 =	-0.3 %	1641.1	99.5 =	-0.5 %
	1 km	16953.8	100.0 =	0.0 %	1649.2	100.0 =	0.0 %
	2 km	16977.4	100.1 =	0.1 %	1653.3	100.2 =	0.2 %
	5 km	16985.9	100.2 =	0.2 %	1656.2	100.4 =	0.4 %
	50 km	16989.1	100.2 =	0.2 %	1659.0	100.6 =	0.6 %
bouwland	100 m	34.5	81.5 =	-18.5 %	533.1	89.9 =	-10.1 %
	250 m	39.6	93.4 =	-6.6 %	579.2	97.7 =	-2.3 %
	500 m	41.3	97.4 =	-2.6 %	588.5	99.3 =	-0.7 %
	1 km	42.4	100.0 =	0.0 %	592.8	100.0 =	0.0 %
	2 km	43.2	101.9 =	1.9 %	595.3	100.4 =	0.4 %
	5 km	44.0	103.8 =	3.8 %	597.6	100.8 =	0.8 %
	50 km	44.8	105.8 =	5.8 %	600.0	101.2 =	1.2 %
loofbos	100 m	49.7	85.0 =	-15.0 %	19.9	85.5 =	-14.5 %
	250 m	55.7	95.3 =	-4.7 %	22.2	95.3 =	-4.7 %
	500 m	57.4	98.3 =	-1.7 %	22.9	98.3 =	-1.7 %
	1 km	58.4	100.0 =	0.0 %	23.3	100.0 =	0.0 %
	2 km	59.1	101.1 =	1.1 %	23.5	101.2 =	1.2 %
	5 km	59.6	102.1 =	2.1 %	23.8	102.3 =	2.3 %
	50 km	60.1	102.9 =	2.9 %	24.2	103.8 =	3.8 %
naaldbos	100 m	4264.2	93.0 =	-7.0 %	339.6	91.9 =	-8.1 %
	250 m	4520.2	98.5 =	-1.5 %	362.6	98.2 =	-1.8 %
	500 m	4569.1	99.6 =	-0.4 %	367.0	99.3 =	-0.7 %
	1 km	4586.8	100.0 =	0.0 %	369.4	100.0 =	0.0 %
	2 km	4591.9	100.1 =	0.1 %	370.6	100.3 =	0.3 %
	5 km	4594.1	100.2 =	0.2 %	371.5	100.6 =	0.6 %
	50 km	4595.1	100.2 =	0.2 %	372.3	100.8 =	0.8 %
heide	100 m	221.6	92.0 =	-8.0 %	458.7	96.3 =	-3.7 %
	250 m	234.7	97.5 =	-2.5 %	471.6	99.0 =	-1.0 %
	500 m	238.6	99.1 =	-0.9 %	475.9	99.9 =	-0.1 %
	1 km	240.8	100.0 =	0.0 %	476.5	100.0 =	0.0 %
	2 km	241.8	100.4 =	0.4 %	476.8	100.1 =	0.1 %
	5 km	242.5	100.7 =	0.7 %	476.9	100.1 =	0.1 %
	50 km	242.8	100.8 =	0.8 %	476.9	100.1 =	0.1 %
overige natuur	100 m	115.3	88.2 =	-11.8 %	42.2	90.0 =	-10.0 %
	250 m	126.1	96.5 =	-3.5 %	45.6	97.2 =	-2.8 %
	500 m	129.1	98.8 =	-1.2 %	46.4	98.9 =	-1.1 %
	1 km	130.7	100.0 =	0.0 %	46.9	100.0 =	0.0 %
	2 km	131.6	100.7 =	0.7 %	47.2	100.5 =	0.5 %
	5 km	132.3	101.2 =	1.2 %	47.4	101.0 =	1.0 %
	50 km	132.7	101.5 =	1.5 %	47.6	101.5 =	1.5 %
kaal natuurgebied	100 m	29.1	87.8 =	-12.2 %	1.7	92.0 =	-8.0 %
	250 m	32.0	96.8 =	-3.2 %	1.8	96.8 =	-3.2 %
	500 m	32.8	99.1 =	-0.9 %	1.9	98.9 =	-1.1 %
	1 km	33.1	100.0 =	0.0 %	1.9	100.0 =	0.0 %
	2 km	33.3	100.6 =	0.6 %	1.9	100.5 =	0.5 %
	5 km	33.4	101.0 =	1.0 %	1.9	101.1 =	1.1 %
	50 km	33.5	101.2 =	1.2 %	1.9	101.6 =	1.6 %
zoet water	100 m	566.2	90.7 =	-9.3 %	20.3	91.1 =	-8.9 %
	250 m	611.2	97.9 =	-2.1 %	21.4	96.2 =	-3.8 %
	500 m	620.9	99.5 =	-0.5 %	22.0	98.8 =	-1.2 %
	1 km	624.0	100.0 =	0.0 %	22.3	100.0 =	0.0 %
	2 km	625.7	100.3 =	0.3 %	22.4	100.6 =	0.6 %
	5 km	626.6	100.4 =	0.4 %	22.5	101.1 =	1.1 %
	50 km	626.9	100.5 =	0.5 %	22.6	101.5 =	1.5 %

Uit Figuur 2 en Tabel 5 valt af te leiden dat de verschillen tussen de uitkomsten van de nabijheid bij variatie van de zoekstraal niet erg verschillen. In berekeningen voor de Ruimtelijke Samenhang in Hoofdstuk 6 is gebruik gemaakt van een zoekstraal van 1 km. Een grote zoekstraal bijvoorbeeld 50 km levert ten opzichte van een zoekstraal van 1 km slechts een 1 a 2 % hogere waarden op. Alleen de klassen bouwland en loofbos zijn circa 3 procent groter dan bij 1 km. Bij een kleinere zoekstraal gelden tot op zekere hoogte dezelfde conclusies. Bij een zoekstraal van 250 meter is er gemiddeld over alle ecotooptypen nog maar een daling van de nabijheid (MPI) van 2.9 % te zien. Pas bij een zoekstraal van 100 m. daalt de index relatief sterk. Reden hiervoor is het feit dat de verhouding tussen de zoekstraal en de gridgrootte te sterk stijgt. De zoekstraal (100 m.) wordt vrijwel even groot als de gridgrootte (50 m). Om een dergelijk schaalprobleem te voorkomen is het dus gewenst een zoekstraal te hanteren die duidelijk groter is dan de gridgrootte. Een zoekstraal van 1 km is 20× de gridgrootte en lijkt goed bruikbaar te zijn. Een veel grotere zoekstraal zorgt voor een forse toename in de rekentijd en lijkt gezien de uitkomsten niet echt nodig te zijn. Bovendien lijkt het gebruik van een kleinere gridgrootte veel meer invloed te hebben op de nabijheid dan een andere zoekstraal. Voor veel isolatiegevoelige soorten is een zoekstraal van 1 km bovendien een relevante afstand. Dat wil zeggen: het is een afstand waarbij isolatie-effecten kunnen optreden, zonder dat er sprake is van in het geheel niet overbrugbare afstanden. Dit geldt voor veel kleine zoogdieren, een dagvlinders en ook een aantal vogelsoorten⁴. De zoekstraal van één kilometer is om bovenstaande redenen gehandhaafd. Deze is dan ook gebruikt bij de berekeningen in Hoofdstuk 6.

⁴ Natuurlijk geldt dat voor individuele diersoorten zeer specifieke dispersie afstanden en eigenschappen een doorslaggevende factor kunnen zijn in het al dan niet verbonden zijn van plekken. ELI doet echter uitspraken op ecotoopniveau en kijkt hooguit voor een inschaling van de landschapsmaten naar het soortniveau (bijv. zoekstraal MPI). Voor uitspraken op het soortniveau verwezen naar het NEM en in het bijzonder het LARCH instrumentarium Pouwels (2000).

6 Ruimtelijke Samenhang in de Nota Landschap

In dit hoofdstuk worden de landschapsmaten bepaald voor heel Nederland, alsmede de beleidscategorieën van de Nota Landschap. De resultaten zijn alleen vergelijkbaar met andere resultaten die op een identieke gridcelgrootte gebaseerd zijn (zie hoofdstuk 5)

6.1 Berekeningen voor het Specifieke Landschapsbeleid

6.1.1 Inleiding Specifieke Landschapsbeleid

Het specifieke Landschapsbeleid uit de Nota Landschap (Min. LNV, 1992) bestaat in aanvulling op het generieke landschapsbeleid uit extra invullingen die de Rijksoverheid wil leveren om de kwaliteit van het Nederlandse Landschap op duurzame wijze in stand te houden.

Hiertoe worden een drietal beleidscategorieën onderscheiden die ieder een specifiek doel dienen om dit te verwezenlijken:

1. Het Nationaal Landschapspatroon (NLP)
2. Behoud en herstel van bestaande landschappelijke landschapskwaliteit (BEH+HERST)
3. Behoud van karakteristieke openheid (OPENHEID)

Als vervolg op de eerste berekeningen voor de graadmeter Ruimtelijke Samenhang (Knaapen & Van Eupen, 1999) zijn de beleidscategorieën van de Nota Landschap doorgerekend op hun Ruimtelijke Samenhang. Daarnaast is als referentie ook doorgerekend:

4. Heel Nederland
5. De begrenzing van de Ecologische Hoofstructuur 1998
6. “Het Witte Gebied”, alle gebieden die buiten de EHS liggen.

6.1.2 Beschrijving Beleidscategorieën

Nationaal Landschapspatroon

Het NLP is er op gericht patronen en elementen aan te wijzen die van nationale betekenis zijn, of zullen worden, voor de *identiteit* van het landschap en die doorgaans een *zekere omvang* hebben. Het betreft in het algemeen *stabiele en ruimtelijk manifesterende* gebruiksvormen. Het NLP is gebaseerd op:

- De ondergrond: *patronen* die samenhangen met water en reliëf (beekdalen, hellingen e.d.).
- Belangrijke natuurgebieden en boscomplexen (“groene bovenlaag”).
- Bovenlaag van *cultuurhistorische patronen en elementen*.
- *Kleinschalige gebieden*.
- Belangrijke nieuwe ontwikkelingen: *natuurontwikkeling, bosaanleg*.

Behoud en herstel van bestaande landschappelijke landschapskwaliteit

De beleidscategorie “Behoud en herstel van bestaande landschappelijke landschapskwaliteit” (BEH+HERST) is gebaseerd op:

- Bijzondere *landschappelijke overgangen*. Hieronder vallen ook gebieden met een *kenmerkende* afwisseling van bos, natuurgebieden e.d. enerzijds, en landbouwgebieden anderzijds.
- Bijzondere *cultuurhistorische waarden*: verkavelingspatronen, patronen van wegen en waterlopen nederzettingenpatronen.
- Bijzondere *aardkundige* waarden: reliëf, bodemstructuur en aardkundige processen.
(Zie ook Structuur Schema Groene Ruimte)

Behoud van karakteristieke openheid

De beleidscategorie “Behoud van karakteristieke openheid” (BEH+HERST) is gebaseerd op:

- Het beschermen van gebieden met de voor de ruimtelijke identiteit bepalende schaalkenmerken: Voor de zeer kleinschalige gebieden gebeurt dit in het NLP. De zeer open gebieden hebben een eigen beleidscategorie (OPENHEID).

Van de drie categorieën suggereert het nationaal landschapspatroon (NLP) de hoogste affiniteit met het begrip “ruimtelijke samenhang”. Hoewel het nergens in de Nota Landschap is verwoord, wordt aangenomen dat het beleid

in het NLP een verhoging van ruimtelijke samenhang nastreeft. Het gebruik van de term “Nationaal Landschapspatroon” en het kaartbeeld waar gestreefd is naar zoveel mogelijk aaneensluiting rechtvaardigt deze aanname. Voor de twee andere categorieën is dat minder duidelijk. Op zich hoeft “Behoud openheid” en “Behoud en herstel van landschapswaarden” niet te betekenen dat een hogere mate van ruimtelijke samenhang wordt nagestreefd. Het wordt in de Nota nergens gesteld.

6.2 Beleidscategorieën en hun doorwerking in de graadmeter

De verwachting is dat de doorwerking van de drie beleidscategorieën in de graadmeter ruimtelijke samenhang zou moeten kunnen worden afgeleid uit de wijze waarop gebieden voor een beleidscategorie zijn geselecteerd.

6.2.1 Doorwerking van veranderingen in de tijd

Doelstelling is om gebruiksvormen met een hoge ruimtelijke stabiliteit op te nemen in het NLP en te scheiden van minder stabiele gebruiksvormen. Dit houdt in dat ruimtelijke ontwikkelingen in het NLP in de tijd gering zouden moeten zijn. Bovendien staat het NLP voor enerzijds ruimtelijk manifesterende gebruiksvormen en anderzijds voor bijvoorbeeld kleinschaligheid.

6.2.2 Patroonkenmerken per ecotooptype

De verwachting is dat de ruimtelijke samenhang van de in het NLP aan te treffen gebruiksvormen relatief t.o.v. Nederland hoog zal zijn, daar de er in opgenomen gebieden zich kenmerken door ruimtelijke stabiliteit en de selectie uit overeenkomsten in ruimtelijke structuren zoals water en reliëf.

“Behoud en herstel van bestaande landschappelijke landschapskwaliteit” heeft betrekking op overgangen in het landschap. Voor zover deze overgangen in het landschap betrekking hebben op de gebruiksfuncties in het landschap zal er sprake zijn van een grotere mate van afwisseling in het landschap tussen cultuur- en natuurgebieden dan in het NLP. Deze afwisseling in ruimtegebruiksfuncties kan leiden tot zowel een hogere als een lagere ruimtelijke samenhang van de gebruiksfuncties zoals berekend in binnen ELI . Het afwisselend van elkaar voorkomen van veel verspreid liggende ecotopen, kan leiden tot een lagere Nabijheid (MPI). Daar er echter ook gebieden met kenmerkende verkavelingspatronen en wegenpatronen geselecteerd zijn worden in deze categorie nadrukkelijk veel aaneengesloten *culturele gebieden* geselecteerd waardoor de ruimtelijke samenhang van deze categorieën juist hoog zou kunnen zijn (grote aaneengesloten identieke typen leiden in ieder geval tot een hoge Aggregatie-waarde en MPS). Afhankelijk van het natuurlijk karakter zal er per ecotooptype verschillen t.o.v. het NLP te vinden zijn.

De beleidscategorie “Behoud van karakteristieke openheid” selecteert vrijwel alleen cultuurgebieden, waardoor er een hoge ruimtelijke samenhang voor deze typen zal gelden. Met name de opgaande structuren zoals loof- en naaldbos zullen in deze categorie zeer lage ruimtelijke samenhang vertonen.

6.3 Resultaten

6.3.1 Berekeningen categorieën van de Nota Landschap

6.3.1.1 Een eerste verkenning met 250 m grids

De doorgerekende kaart is een vereenvoudigde weergave van het oorspronkelijke LGN3-bestand, dat een rasterbestand is met cellen van 25x25 m. Het LGN-bestand is geresampled naar cellen van 250x250m. Dit was in eerste instantie noodzakelijk om een hanteerbaar bestand te verkrijgen (wat het aantal ecotopen betreft) voor het uitvoeren van de berekening van de landschapsmaten.

De drie landschapkenmerken voor ruimtelijke samenhang zijn bepaald voor geheel Nederland. Daarnaast zijn de categorieën uit de Nota Landschap doorgerekend. In onderstaande tabel worden de resultaten samengevat.

Tabel 6 Enkele landschapsmaten, berekend op basis van LGN3 met een vereenvoudigde legenda. Bebouwing en infrastructuur is niet meegerekend.

Landschaps-categorieën	Ecotootypen									Gehele landschap
	grasland	akker/ tuinbouw	loofbos	naaldbos	heide	overige natuur	kaal	zout water	zout water	
Gem. grootte (ha)										
Nederland	69	43	13	38	26	23	17	50	4035	49
NLP	46	22	14	48	27	25	16	28	38	30
"Behoud Openheid"	168	89	15	8	-	10	9	34	-	93
"Behoud en Herstel"	94	20	12	45	27	17	10	17	9	36
Nabijheid (MPI)										
Nederland	3031	289	6	162	14	12	3	153	3558	
NLP	129	15	7	261	16	14	11	23	13	
"Behoud Openheid"	79	160	2	0		1	0	12		
"Behoud en Herstel"	918	26	6	335	15	9	2	6	1	
Aggregatie (%)										
Nederland										46
NLP										34
"Behoud Openheid"										62
"Behoud en Herstel"										45

Enkele conclusies:

- zout water bestaat uit enkele zeer grote polygonen die een hoge nabijheid index hebben en de aggregatie voor Nederland erg optrekken; dit ecotoop kan beter worden weggelaten;
- niet alle klassen (ecotootypen) zijn wellicht even relevant voor het Meetnet Landschap: men zou bijvoorbeeld kunnen overwegen om akker/tuinbouw buiten beschouwing te laten;
- de gemiddelde grootte van de ecotopen is in het NLP en in "Behoud en Herstel" vergelijkbaar of kleiner dan in Nederland als geheel, binnen "Behoud Openheid" – volgens verwachting – aanmerkelijk groter (om dit goed te beoordelen zou zout water weggelaten moeten worden)
- het NLP en "Behoud en Herstel" lijken qua ecotoop-grootte representatief te zijn voor het landelijk gebied in Nederland, met uitzondering van de graslanden (kleiner, resp. groter dan in geheel Nederland) en zoet open water (in beide gevallen kleiner);
- "Behoud Openheid" dankt zijn huidige relatieve openheid vooral aan grotere graslandcomplexen en akker/tuinbouw-gebieden.
- op landelijke schaal bevestigen de resultaten van de nabijheid-index de hoge mate van geclusterd zijn van graslandgebieden en in iets mindere mate van akker/tuinbouw-gebieden en zoete open wateren; loofbos, heide, "overige natuur" en kale grond liggen veel meer verspreid;
- de drie categorieën van de Nota Landschap kennen blijkbaar een meer verspreide ligging van de graslandgebieden en akker/tuinbouw-gebieden dan het geval is binnen Nederland als geheel; dit geldt dus ook voor "Behoud Openheid"; naaldbos is minder verspreid gelegen binnen het NLP en "Behoud en Herstel", zoet open water juist meer;

de aggregatie-index suggereert dat NLP en "Behoud en Herstel" geen duidelijk lagere geaggregeerdheid vertonen dan het landelijk gebied in Nederland als geheel; dit was wel verwacht; de resultaten kunnen echter anders uitvallen indien "zout water" wordt weggelaten.

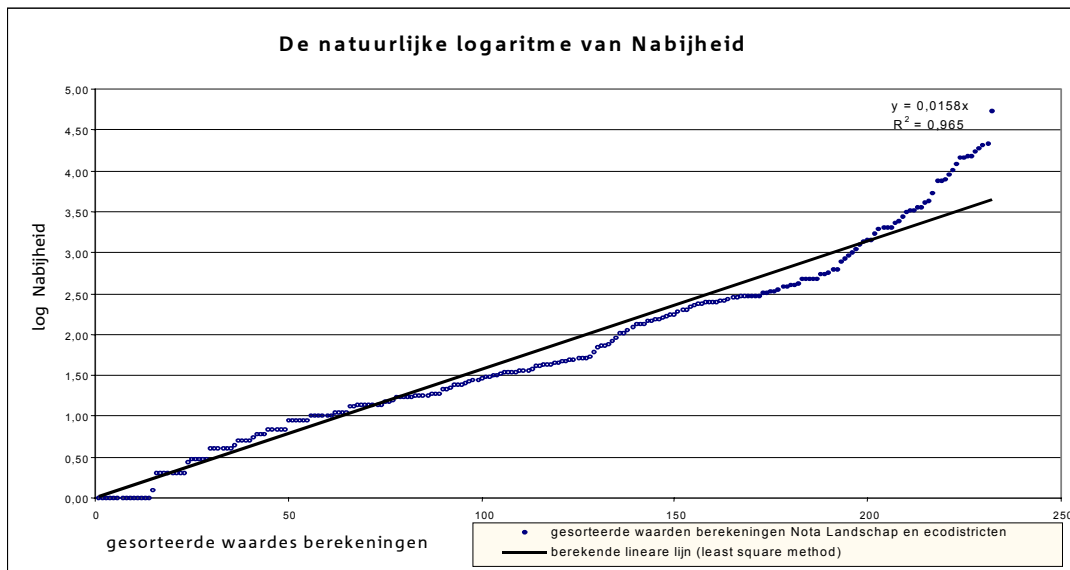
6.3.1.2 Berekeningen van de categorieën van de Nota Landschap 50×50 m

In de tabellen in Bijlage A staan de resultaten van de berekeningen van de categorieën van de Nota Landschap, de EHS, het Witte Gebied en Nederland-totaal.

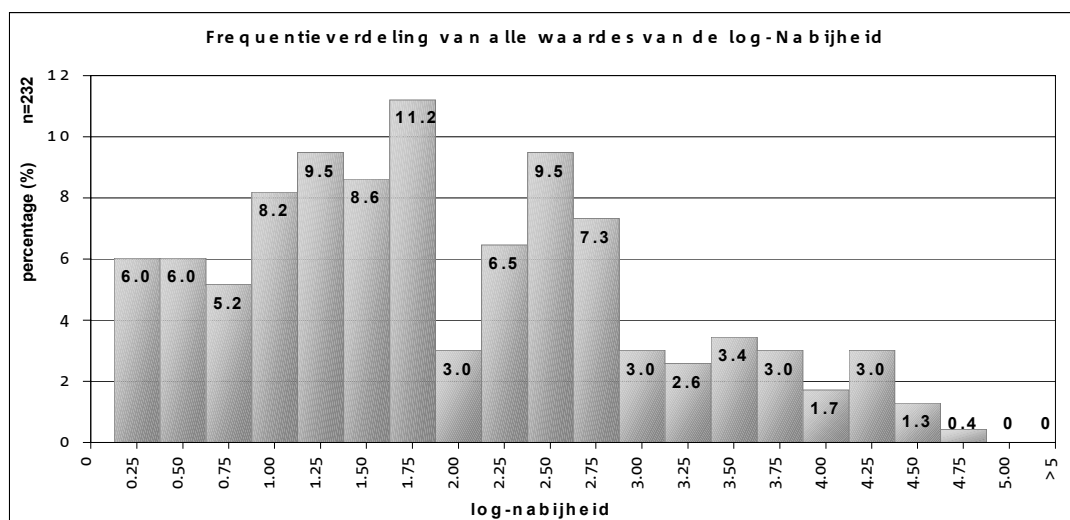
Ten opzichte van ELI1 (Knaapen & Van Eupen, 1999) zijn er een aantal zaken veranderd:

- Voor alle de berekeningen is uitgegaan van een gridgrootte van 50×50 m. Alle resultaten zijn gebaseerd op een berekening waarbij Nederland wordt opgedeeld in 6 stukken: Noordwest, Noordoost, Middenwest, Middenoost, Zuidwest en Zuidoost (LGN3, 50×50 m, 8 ecotootypen). De tabellen in Bijlage A geven de resultaten voor deze 6 delen opgeteld weer (en daar waar nodig (gewogen) gemiddeld).
- Voor een betere interpretatie van de waarden van de nabijheid is zowel de absolute waarde van de nabijheid uitgerekend als het natuurlijke logaritme van deze waarde. De log van de nabijheid (log-nabijheid) is in beide tabellen opgenomen daar de verdeling van alle nabijheid-waarden op logaritmische schaal een vrijwel rechte lijn volgen (zie figuur 3 en 4). Interpretatie van de log-nabijheid kan eenvoudiger zijn dan van de nabijheid, door het aanwezige lineaire verband.
- In de tabellen (zie Bijlage A) zijn ook een aantal andere waarden aangegeven (de oppervlakte per ecotootype, het aantal ecotopen per ecotootype en de afstand naar het gemiddeld dichtstbij gelegen ecotoop). Deze drie waarden zijn geen nieuwe sub-graadmeters, maar geven inzicht in het functioneren van de drie sub-graadmeters:

gemiddeld oppervlak, nabijheid en aggregatie. De extra informatie is verhelderend bij het interpreteren van verschillen tussen de in §6.1.2 beschreven beleidscategorieën.



Figuur 3 Alle waarden van nabijheid uit Bijlage A (op grootte gesorteerd), uitgezet op een logaritmische as.



Figuur 4 Frequentieverdeling van alle berekende waarden van de nabijheid (alle waarden uit Figuur 3).

6.3.2 Ruimtelijke samenhang in verschillende landschapstypen

6.3.2.1 Ruimtelijke samenhang per ecodistrict

Naast de berekeningen voor de beleidscategorieën van de Nota Landschap is de ruimtelijke variatie van de Graadmeter Ruimtelijke Samenhang over heel Nederland berekend. Als onderliggende ruimtelijke eenheden is gebruik gemaakt van ecodistricten. Laatstgenoemde zijn een indeling van Nederland op basis van landschapsvormende processen, met name geomorfologische en geologische processen (De Waal, 1985). Deze indeling wordt beschouwd als een ecologisch relevante indeling, die zich goed leent als “onderlegger” voor het bepalen van ruimtelijke landschapsecologische variabelen.

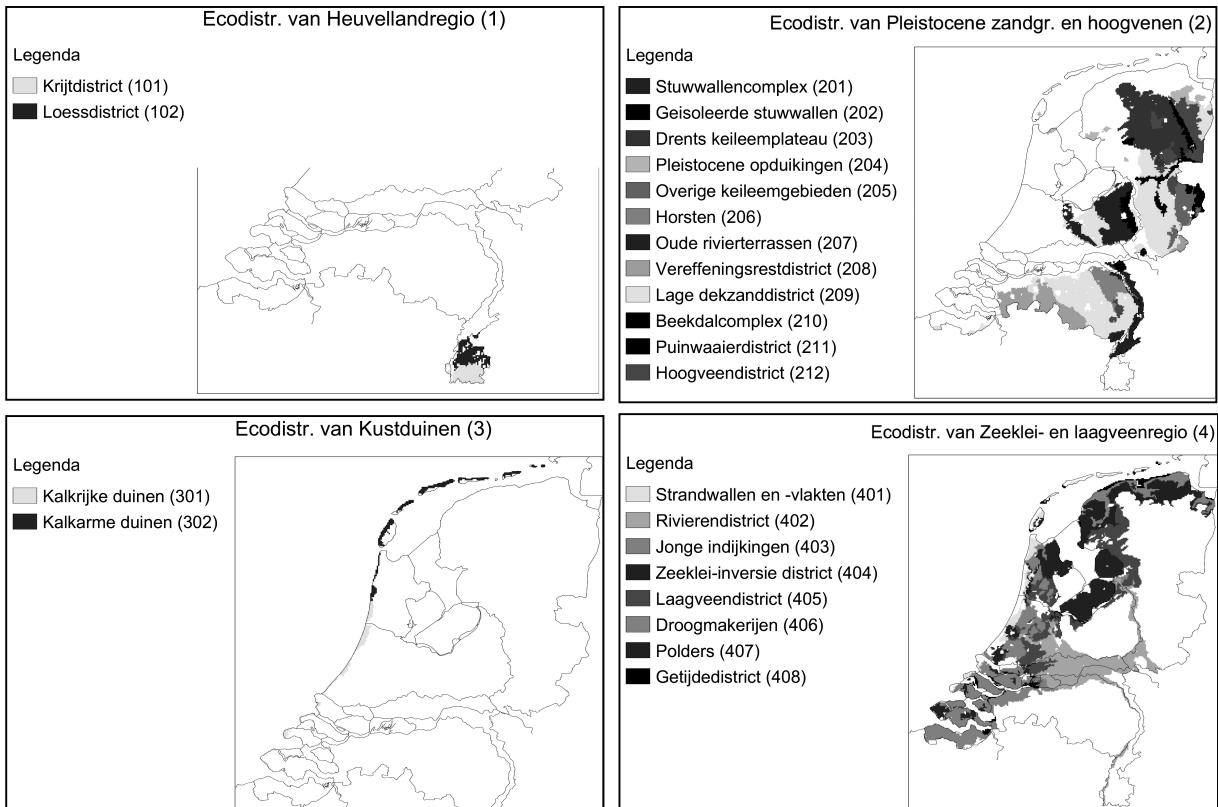
Tabel 6 laat de waarden voor de graadmeter Ruimtelijke Samenhang zien, per ecodistrict, per ecotooptype. De resultaten zijn berekend voor een gridgrootte van 50×50 m. In Figuur 6 is een voorbeeld weergegeven van de regionale verschillen die ontstaan voor de Nabijheidsindex voor Naaldbos. In Figuur 6 zijn de ecodistricten ruimtelijk weergegeven.

Tabel 6 Weergave van de graadmeter Ruimtelijke Samenhang voor de verschillende ecodistricten in Nederland

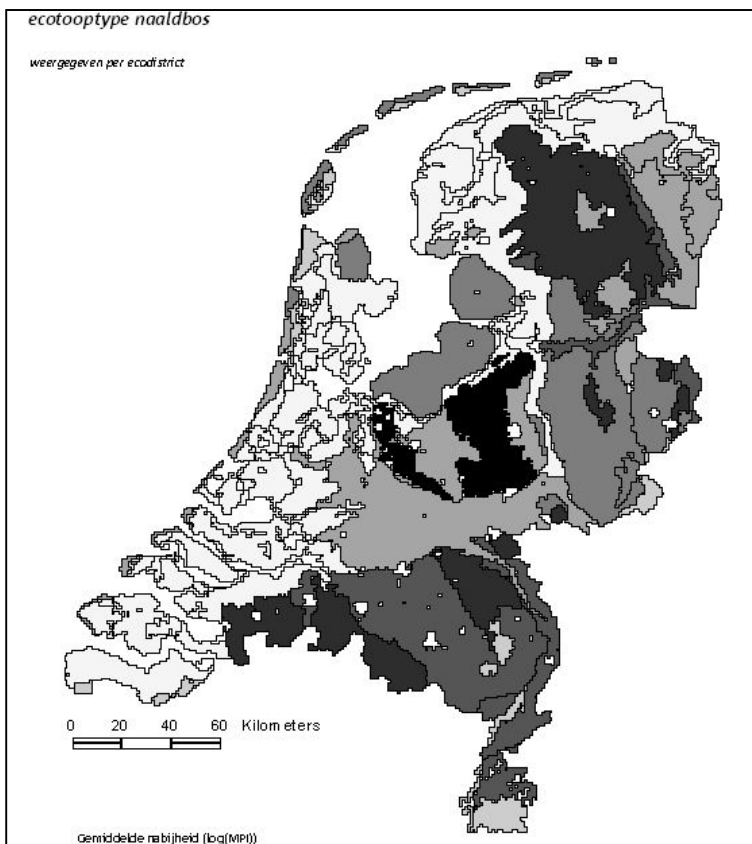
ECODISTRICT	Gemiddelde ecotoopgrootte (ha)									Nabijheid (log-MPI)								Aggregatie (%)
	gras	bouwland	loofbos	naaldbos	heide	kaal natuurgebied	overig natuur	zoet water	Landschap Totaal	gras	bouwland	loofbos	naaldbos	heide	kaal natuurgebied	overig natuur	zoet water	
101	37	17	10	1	0	3	1	3	19	4,2	2,4	1,6	0,6	---	-0,1	0,6	0,7	62,8
102	9	27	4	5	0	3	1	2	9	2,7	2,6	1,5	2,1	---	0,9	1,0	0,3	55,4
201	7	8	4	24	7	2	3	2	7	2,4	1,5	2,0	4,0	2,5	2,1	1,2	0,4	46,3
202	15	14	3	10	14	1	2	2	8	2,7	2,2	1,6	2,5	2,7	1,2	0,2	0,4	48,5
203	57	15	2	6	14	1	3	2	12	4,3	2,3	1,4	2,6	2,3	1,7	0,8	1,2	59,8
204	20	33	6	2	0	1	5	5	16	2,8	3,2	1,6	1,0	---	1,2	0,6	1,2	58,3
205	46	7	2	4	0	2	1	1	9	4,3	1,6	1,2	1,7	0,0	1,0	0,7	0,6	60,1
206	13	19	2	14	4	1	1	3	9	3,4	2,6	1,2	2,5	1,1	0,7	0,4	0,3	54,1
207	10	18	3	10	0	1	1	5	8	2,5	2,7	1,3	2,5	---	1,0	0,4	1,3	45,9
208	14	10	2	10	3	1	1	2	7	3,1	2,6	1,3	2,5	1,6	1,0	0,2	0,6	51,4
209	49	21	5	11	7	2	2	5	10	3,9	2,5	1,6	2,4	2,1	1,1	1,1	1,3	58,2
210	44	8	2	6	3	1	1	2	9	3,7	1,7	1,3	2,5	0,5	1,0	-0,3	1,2	56,5
211	55	5	3	4	1	1	1	1	11	4,2	1,3	1,4	1,4	0,0	-0,3	0,2	0,7	67,4
212	12	66	4	2	5	1	7	2	14	2,7	3,6	1,6	1,2	0,9	2,5	0,6	1,2	61,9
301	4	9	5	4	0	6	17	5	7	1,4	1,3	2,2	1,3	---	3,1	1,5	1,7	43,5
302	7	16	2	10	0	26	53	3	16	1,9	2,0	1,0	1,9	---	3,4	2,4	1,0	55,5
401	11	30	6	1	0	2	8	2	15	2,5	2,8	1,5	0,5	---	1,5	0,2	0,9	63,0
402	36	9	3	1	0	2	4	7	15	3,6	1,9	1,2	1,0	0,0	1,1	0,6	2,4	65,3
403	8	14	3	0	0	2	6	4	20	2,5	3,9	1,0	-0,3	---	1,5	0,8	1,5	69,7
404	39	23	3	1	0	2	5	3	20	4,0	2,7	0,9	0,0	---	1,1	0,1	1,3	70,4
405	83	4	3	0	0	1	11	7	21	4,2	1,4	1,6	0,0	---	2,4	0,4	2,2	70,7
406	20	29	2	0	0	4	8	5	16	3,3	3,0	1,0	0,0	---	1,2	1,2	1,4	65,8
407	9	19	17	5	7	12	1	0	24	2,4	4,1	2,6	1,7	2,2	0,7	1,9	---	62,4
408	10	15	8	0	0	16	28	29	18	1,5	1,2	2,0	0,0	---	2,7	2,3	2,9	52,7

Tabel 6a. Naamgeving van ecodistricten in Tabel 6 en de regio waartoe zij behoren.

ECODISTRICT (nummer en naam)	ECOREGIO (naam)	
101	Krijtdistrict	Heuvellandregio
102	Lössdistrict	Heuvellandregio
201	Stuwwallencomplex	Pleistocene zandgronden en hoogveen
202	Geïsoleerde stuwwallen	Pleistocene zandgronden en hoogveen
203	Drents keilemplateau	Pleistocene zandgronden en hoogveen
204	Pleistocene opduikingen	Pleistocene zandgronden en hoogveen
205	Overige keilemgebieden	Pleistocene zandgronden en hoogveen
206	Horsten	Pleistocene zandgronden en hoogveen
207	Oude rivierterrassen	Pleistocene zandgronden en hoogveen
208	Vereffeningsdistrict	Pleistocene zandgronden en hoogveen
209	Lage dekzanddistrict	Pleistocene zandgronden en hoogveen
210	Beekdalcomplex	Pleistocene zandgronden en hoogveen
211	Puinwaaierdistrict	Pleistocene zandgronden en hoogveen
212	Hoogveendistrict	Pleistocene zandgronden en hoogveen
301	Kalkrijke duinen	Kustduinen
302	Kalkarme duinen	Kustduinen
401	Strandwallen en -vlakten	Holocene regio
402	Rivierendistrict	Holocene regio
403	Jonge indijkingen	Holocene regio
404	Zeeklei-inversie district	Holocene regio
405	Laagveen district	Holocene regio
406	Droogmakerijen	Holocene regio
407	Polders	Holocene regio
408	Getijdendistrict	Holocene regio



Figuur 5 Verdeling van de Ecodistricten over Nederland (LKN)



Figuur 6 Regionale differentiatie van de graadmeter Ruimtelijk Samenhang: Nabijheid voor naaldbos per ecodistrict (legenda: van licht → donker = grotere waarde nabijheid (log-MPI, lineaire schaal, 5 klassen)).

6.3.2.2 De ruimtelijke samenhang van Landschapstypen uit de Nota Landschap

Naast ecodistricten is voor de vergelijking van de variatie van de ruimtelijke samenhang tussen verschillende landschapstypen ook gebruik gemaakt van 30x30 km blokken (50x50m resolutie) die over Nederland heen gelegd zijn. Hierbinnen is gezocht naar de blokken die kenmerkend zijn voor een landschapstype zoals gedefinieerd in de Nota Landschap (pag. 18; Min. LNV, 1992). De volgende negen typen blokken zijn onderzocht:

1. Heuvelland, lössontginningen. Blok: 7 (zie kaart, Knaapen & Van Eupen, 1999)
2. Zandgebied, heideontginningen en bossen. Blok: 51.
3. Zandgebied, heideontginningen, kampongginningen. Blok: 44, 54.
4. Hoogveenontginningsgebied, veenkoloniën Blok: 81.
5. Rivierengebied, stroomrug en komontginningen (mengvorm: zandgebied, heideontginningen en bossen). Blok: 41, 42, 33.
6. Zeekleigebied, jonge zeekleipolders. Blok: 20, 89.
7. Laagveengebied, (mengvorm zand-/ rivierkleigebied) blok: 40, 70.
8. Droogmakerijen. Blok: 60, 69.
9. Zeer gemengde klasse: zand veen, kamp- en heideontginningen, laagveen en veenkoloniën. Blok: 80.

Wat kan er worden gezegd over de nabijheid en de aggregatie als gevolg van veranderingen in functiegebruik en oppervlakte per klasse in de geselecteerde blokken?

De drie landschapsmaten zijn berekend voor deze gebieden en daarnaast voor de gemiddelde samenstelling van heel Nederland op basis van een landsdekkend raster van 30x30 km blokken. De bovenbeschreven blokken komen globaal overeen met de fysisch-geografische regio's zoals beschreven in het Natuurbeleidsplan (Ministerie LNV, 1990). De kaart in Knaapen en Van Eupen (1999) laat zien hoe het raster over Nederland ligt en welke blokken apart zijn berekend. Voor de resultaten wordt verwezen naar de tabellen in Bijlage B.

In Bijlage B voor de geselecteerde blokken het aantal ecotopen, de gemiddelde ecotoopgrootte in ha (uit deze combinatie volgt ook het totale oppervlak per klasse) en de nabijheid-index (MPI) per klasse weergegeven. Daarnaast is voor het landschap als totaal binnen het blok de aggregatie-index berekend. Deze waarden kunnen vergeleken worden tussen de kenmerkende blokken onderling en alle bekende nabijheid en aggregatiewaarden voor de 30x30 km blokken. Ook zijn zij methodisch vergelijkbaar met de overige resultaten in hoofdstuk 6.

6.4 Interpretatie van de resultaten

6.4.1 Interpretatie van de resultaten beleidscategorieën Nota Landschap

In de resultaten zoals gepresenteerd in §6.2 en 6.3.2 komen een aantal opvallende verschillen en overeenkomsten tussen de beleidscategorieën van de Nota Landschap, heel Nederland en de EHS / Witte gebied naar voren. Puntsgewijs zullen ze in deze paragraaf worden behandeld.

Nederland bestaat volgens Tabel 6 op basis van LGN voor 46 % uit grasland met een gemiddeld oppervlakte van 30 ha. De EHS heeft weliswaar nog een oppervlakte dat voor 26% uit grasland bestaat, maar het gemiddelde oppervlakte van deze graslanden is maar 6 ha. Een identiek beeld is aanwezig bij het ecotooptype bouwland. Het is duidelijk dat in de EHS de grootschalige landbouwgebieden niet meegenomen zijn. Daar de ecotooptypen bouwland en grasland bij de overige categorieën een grote gemiddelde ecotoopgrootte hebben, werkt dit ook sterk door in het totale gemiddelde oppervlakte van alle ecotopen. Deze is voor de EHS duidelijk veel lager dan voor de andere categorieën (5 ha. t.o.v. 10-30 ha.) (Tabel A1, Bijlage A). Een mogelijke oorzaak hiervan is dat de in dit onderzoek gebruikte EHS begrensd is op perceelsniveau, terwijl de overige categorieën op een veel hoger schaalniveau ontworpen zijn.

Voor Bouwland geldt dat met name de nabijheidwaarden van het Witte Gebied en Openheid zowel werkelijk (Tabel A1, Bijlage A) als relatief (Tabel A2, Bijlage A) erg hoog zijn. Dit is opvallend daar de gemiddelde afstand dichtstbijzijnde ecotoop (MNN) voor Openheid erg groot is (232 m., bijna net zo ver als bij de EHS). Het verschil in de uitkomsten van de nabijheid komt echter doordat het gemiddelde oppervlak bij Openheid zeer groot is; zeker wanneer dit vergeleken wordt met de EHS (42 ha t.o.v. 6 ha.)

Wanneer naar het ecotooptype loofbos gekeken wordt vallen een drietal zaken op:

Alle landschapsmaten zijn aan de lage kant. Zowel het gemiddelde oppervlakte, de (log) nabijheid en de gemiddelde afstand tot het dichtstbijzijnde ecotoop zijn laag.

De waarden voor het gemiddelde oppervlakte zijn het laagste van alle ecotooptypen Dit geldt voor alle zes onderscheiden beleidscategorieën. Het Witte Gebied kent geen loofbos van enige omvang. Het gemiddelde oppervlakte is 1 ha. Zelfs in Openheid is het gemiddelde oppervlakte groter.

Met uitzondering van het Witte Gebied liggen de waarden voor de nabijheid niet ver uiteen. Opvallend is dat de categorie Openheid ondanks een relatief grote afstand naar de gemiddeld dichtstbijzijnde ecotoop (2,5 x zo groot als de overige categorieën) een nabijheidwaarde heeft die vergelijkbaar is. Wanneer het relatief t.o.v. de andere

ecotootypen bekeken wordt is het duidelijk dat de EHS nadrukkelijk bosgebieden heeft geselecteerd, daar dit ecotootype zeer sterk in de EHS-landschapsmaten doorwerkt (relatief op korte afstand gelegen dichtstbijzijnde ecotoop en een hoge relatieve nabijheid en gemiddelde ecotoop-grootte).

Duidelijk is dat in Openheid en het Witte Gebied geen naaldbos voorkomt. Het totale oppervlakte is beperkt tot 66 ha. In Openheid heeft naaldbos ten opzichte van de andere ecotootypen een aanwezigheid van 0 %, hetzelfde geldt ook voor het Witte Gebied. Conclusie is dat in de EHS vrijwel alle bosgebieden in Nederland (zowel loof- als naaldbos) van enige betekenis zijn opgenomen. Opvallend is dan echter wel dat de nabijheid-waarden van het NLP en Behoud en Herstel hoger liggen dan van de EHS, ondanks de kleine verschillen in oppervlakte per ecotootype en gemiddelde ecotoopgrootte. Een oorzaak kan de ruimere begrenzing van de categorieën uit de Nota Landschap zijn. De bijdrage van kleine ecotopen die net buiten de EHS liggen aan de nabijheid lijkt hiermee dus wederom aangetoond.

Ook is het zo dat de nabijheid-waarden voor naaldbos relatief hoog zijn (m.u.v. de waarden voor Openheid en Witte gebied). De log-nabijheid van naaldbos is bij de categorieën ca. 2,5 keer zo hoog als bij loofbos. Naaldbossen zijn dus beter aaneengesloten en kennen een grotere ruimtelijke samenhang.

Voor het ecotootype heide geldt dat (vrijwel) alle heidegebieden zijn opgenomen in de EHS, het NLP en in Behoud en Herstel. Het gemiddelde oppervlakte is gemiddeld groot: 7 tot 8 ha., de log-nabijheid ook gemiddeld met een waarde van 2,4. In het Witte Gebied is de afstand tot de dichtstbijzijnde ecotoop van de resterende heide terreintjes (gemiddelde ecotoop-grootte 1 ha) maar liefst 1281 m. Tussen deze heide bestaat dan ook vrijwel geen ruimtelijke samenhang (de log-nabijheid is nul).

Ook het ecotootype “overige natuurgebied” is voor een groot deel opgenomen in de EHS. De afstand tot de dichtstbijzijnde ecotoop is aan de hoge kant (heel Nederland 185 m., EHS zelfs 196). Dit geeft aan dat de kans groot is dat er grote afstanden bestaan tussen gebieden in dit ecotootype. De hoge afstand tot de dichtstbijzijnde ecotoop werkt echter niet sterk door in de nabijheid. De oorzaak hiervan lijkt te liggen in een grote gemiddelde ecotoop-grootte. Deze is voor heel Nederland dan ook redelijk groot 7-8 ha. Voor de beleidscategorieën van de Nota Landschap geldt dat het gemiddelde oppervlakte kleiner is, maar de afstand tot de dichtstbijzijnde ecotoop ook, waardoor de nabijheid ongeveer gelijk is aan die van Nederland en de EHS.

De verwachting was dat de ruimtelijke samenhang van de in het NLP aan te treffen gebruiksvormen relatief t.o.v. Nederland hoog zal zijn. Uit Tabel A1 (Bijlage A) blijkt echter dat dit alleen geldt voor een aantal natuur-ecotootypen: loof- en naaldbos. Voor gras- en bouwland geldt dat de ruimtelijke samenhang duidelijk minder groot is in het NLP. De mate van aggregatie is vergeleken met Nederland duidelijk kleiner. Dit duidt op kleinere ecotopen, hetgeen ook duidelijk te zien is aan de gemiddelde ecotoopgrootte. Het NLP lijkt qua karakter veel meer op de EHS. Het NLP wordt wel gezien als “de EHS voor het landschap”. De beleidscategorie blijkt met oppervlakte van 11 miljoen hectare een groot deel van Nederland te beslaan. Vrijwel alle natuur is er in opgenomen, met een identieke Ruimtelijke Samenhang als in heel Nederland. De cultureel-rijke gebieden zijn duidelijk kleinschaliger en minder aaneengesloten dan in de rest van Nederland.

De categorie “Behoud en herstel van bestaande landschappelijke landschapskwaliteit” is onder andere geselecteerd op het afwisselend van elkaar voorkomen van veel verspreid liggende ecotopen. De verwachting was dat dit kan leiden tot een lagere nabijheid. Alleen op landschapniveau en voor het ecotootype bouwland is de nabijheidswaarde echter duidelijk lager. Afhankelijk van het natuurlijk karakter is er per ecotootype verschil t.o.v. het NLP te vinden. Ook komt niet duidelijk naar voren dat er aaneengesloten cultureel-rijke gebieden in zijn opgenomen. De gemiddelde ecotoopgrootte van de cultureel-rijke ecotootypen is een stuk kleiner dan van totaal Nederland. Wel is het zo dat over alle ecotootypen bekeken het aggregatieniveau van de ecotopen hoog is (een identieke Aggregatie-waarde (55%) in vergelijking met heel Nederland, ondanks een kleinere gemiddelde ecotoopgrootte)

In §6.1.2 werd gesteld dat de beleidscategorie “Behoud van karakteristieke openheid” vrijwel alleen cultuurgebieden selecteert, waardoor er een hoge ruimtelijke samenhang voor deze typen zou gelden. Met name de opgaande structuren zoals loof- en naaldbos zouden in deze categorie een zeer lage ruimtelijke samenhang vertonen. Uit de resultaten blijkt dat beide beweringen als juist verondersteld mogen worden. Behalve dat de nabijheidswaarde van grasland in deze categorie wat lager ligt dan in heel Nederland. De gemiddelde ecotoopgrootte op landschapniveau en de aggregatie van ecotopen is echter wel zeer groot.

6.4.2 Interpretatie van de resultaten van verschillende landschapstypen

De verschillende ecodistricten laten per ecotootype een duidelijke differentiatie zien van de graadmeter Ruimtelijke Samenhang. Aan de hand van Tabel 6 (§6.3.2.1) komen de volgende overeenkomsten en verschillen tussen ecotootypen en ecodistricten naar voren:

Voor hier onderscheiden ecotootypen in Nederland vallen de volgende zaken op. De beide sub-graadmeters voor Ruimtelijke Samenhang voor grasland zijn gemiddeld genomen voor heel Nederland zeer hoog. De productiegraslanden in Nederland zijn zeer aaneengesloten. Het natuurlijk logaritme van de nabijheid van grasland (log-nabijheid) is drie keer zo groot als die van de natuurlijke ecotootypen (met uitzondering van naaldbos) (zie Tabel A1, Bijlage A). Wanneer echter naar de ecodistricten wordt gekeken dan blijkt dat er over heel Nederland

redelijk grote verschillen te ontdekken zijn. in Tabel 6 valt te zien dat de gemiddelde ecotoopgrootte varieert van 4 tot 83 ha.

In Tabel B1 (Bijlage B) is te zien dat de gekozen landschapsmaten voor de verschillende landschapstypen een duidelijk verschil te zien geven. Het gemiddelde van de aggregatie-waarden voor Nederland (zie Tabel B2: Nederland totaal 30×30 km) over de blokken van 30×30 km bedraagt 56%. De aggregatie-waarden van de hierboven beschreven landschapstypen variëren van 44% bij de zandgronden (blok 51) tot 71% bij jonge zeekleipolders (blok 71). Het is duidelijk dat in een kleinschaliger landschap de kans op geclusterd voorkomen van gelijksoortige klassen minder groot is dan in grootschalige landschappen. Ditzelfde is zichtbaar in de nabijheid-index (lager in kleinschalige landschappen) en de gemiddelde oppervlakte per klasse (lager in kleinschalige landschappen). Daarnaast lijken de gemiddelde oppervlakte en de nabijheid-index soms ook gecorreleerd te zijn. Dit is echter alleen het geval als de aantal ecotopen per blok ongeveer hetzelfde is. Als we naar alle klassen kijken dan valt op dat bij een aantal blokken ondanks een klein aantal ecotopen en een klein gemiddeld oppervlakte toch een redelijk hoge nabijheid-index wordt bereikt; in een dergelijk geval is de ruimtelijke configuratie van de ecotopen in het gebied dus zodanig dat veel ecotopen van eenzelfde type binnen elkaars zoekstraal liggen. Het tegengestelde kan echter ook. Zo is de nabijheid-index van de klasse akkerbouw in blok 44 slechts 80 (gemiddelde Nederland 30×30 km = 1024), ondanks dat de ecotopen een groot deel van het oppervlakte van het betreffende blok beslaan. In het algemeen is het echter zo dat bij een stijging van de gemiddelde oppervlakte (bijvoorbeeld: blok 81, klasse akkerbouw) en het aantal ecotopen (bijvoorbeeld: blok 51, klasse naaldbos) ook de nabijheid waarde omhoog gaat. De mate waarin is echter duidelijk afhankelijk van de ruimtelijke configuratie van de paches.

7 De graadmeter als monitoring-instrument

Met behulp van de graadmeter RS kunnen ruimtelijke eenheden en beleidscategorieën geïdentificeerd en gekarakteriseerd worden met betrekking tot hun ruimtelijke samenhang. Daarnaast – en wellicht vooral – is de graadmeter zeer geschikt om veranderingen in de tijd te evalueren, als gevolg van veranderend ruimtegebruik. Hiervoor is het noodzakelijk dat er data beschikbaar zijn van verschillende tijdstippen. Indien beleidscategorieën een in de tijd veranderende begrenzing hebben, kan ook hiervan het effect (al dan niet gecombineerd met het veranderde ruimtegebruik) bepaald worden.

Voor het gebruik van de landschapsecologische index voor monitoringdoeleinden is het van belang dat de graadmeters, waarop de index is gebaseerd, voldoende gevoelig zijn om verschillen in de tijd te registreren. Daarom is er verkenning van de methode voor vier landschappen een vergelijking gemaakt tussen drie tijdstippen §7.1. In §7.2 worden de resultaten hieruit gebruikt voor de berekening van de veranderingen in de ruimtelijke samenhang voor heel Nederland.

7.1 Verkenning van datagebruik voor monitoringdoeleinden

Bij deze verkenning van de tijdseffecten is gebruik gemaakt van een drietal bestanden waarvan een gridbestand met een resolutie van 50×50 meter is gemaakt:

- LGN1: 1988
- LGN2: 1993
- LGN3: 1998

Voor een viertal regionale gebieden van 20×20 km zijn de landschapsmaten doorgerekend. De gebieden zijn op basis van een visuele vergelijking tussen LGN1 en 3 geselecteerd op veranderingen in landgebruik voor de geselecteerde legenda-eenheden. Achtereenvolgens zijn dit de gebieden in:

- **Oost Groningen**
Dit gebied is geselecteerd omdat in het kader van de ontwikkeling van de EHS een aantal nieuwe bosgebieden zijn gerealiseerd tussen 1988 en 1988. Daarnaast is hier de oppervlakte aan overige natuur sterk toegenomen. Nagegaan is of dergelijke landschapsveranderingen gevolgen hebben voor de nabijheid en aggregatie van deze klassen.
- **Kop van Noord-Holland**
Dit gebied is geselecteerd, omdat het tussen LGN1 en LGN3 een groot verschil laat zien in het aantal ecotopen en de verdeling van de klassen grasland en akkerbouw. Het effect van de afname van deze twee effecten gezamenlijk op de landschapsmaten wordt onderzocht.
- **Zuid-Flevoland West**
In het westelijk deel van Zuid-Flevoland zijn een groot aantal functieverandering te zien geweest in de afgelopen jaren (1988-1993-1998). Zo is er sprake van woningbouw op kale grond, uitbreiding van het areaal loofbos verandering van functietoekenning rond de Oostvaardersplassen en oppervlaktevergroting in de landbouw.
- **De Peel**
In dit gebied zijn op veel kleinere schaal veranderingen in het kaartbeeld te zien. Het gebied lijkt veel minder dynamisch dan de voorgaande drie met betrekking tot het grondgebruik. Hier zijn niet zozeer grote aan oppervlakte gekoppelde veranderingen te zien, maar wel zijn hier op kleine schaal verschuivingen in de locaties van de verschillende functies zichtbaar.

LGN1 wijkt van LGN2 en LGN3 af in de wijze waarop de classificatie heeft plaatsgevonden. Dit is goed zichtbaar in de resultaten. de classificatie heeft alleen op pixelniveau plaatsgevonden en is niet gekoppeld aan een topografische overlay of een perceelspolygoon. Bij LGN2 en LGN3 is dit wel gedaan, waardoor er een eenvormiger landschap ontstaat op perceelsniveau. Dit heeft veel invloed op het aantal ecotopen, dat in LGN1 vele malen groter is dan bij de beide andere kaartbeelden. Om deze reden zullen bij de resultaten alleen LGN2 en LGN3 goed vergeleken kunnen worden, hetgeen helaas slechts een tijdpad van 5 jaar weergeeft.

De resultaten zijn weergegeven in Tabel 7. Hierover kan het volgende worden opgemerkt:

In Groningen is de aanplant van nieuwe bosgebieden zichtbaar in de gemiddelde oppervlakte per ecotoop en de nabijheid-waarde (zeker vergeleken met LGN1). Opvallend is dat er een verschuiving zichtbaar is in het areaal grasland. De overige natuur (o.a. beheersgebieden?) is na 1988 sterk in oppervlakte uitgebreid en ook hun onderlinge ruimtelijke samenhang is vergroot.

Zowel voor de kop van Noord-Holland als voor de Peel geldt dat er tussen LGN2 en LGN3 betrekkelijk weinig veranderingen te zien zijn in de nabijheid en aggregatie. Dit met uitzondering voor akkerland in de Peel waarvan de nabijheid sterk afgenomen is als gevolg van een areaaltoename en oppervlaktevergroting per ecotoop van met name grasland.

In Flevoland komt de uitbreiding van het areaal loofbos tot uiting in een iets hogere nabijheid-waarde. Opvallend is hier ook de afname van het areaal kale grond tussen 1993 en 1995 en de daaraan gekoppelde sterke daling van de nabijheid-waarde. Deze afname is het gevolg van bebouwing van kale stuken grond.

Duidelijk wordt dat, mits de data op een vergelijkbare wijze geïnterpreteerd zijn, vergelijking van landschappelijke ruimtelijke samenhang van ecotopen in het landschap mogelijk is. De hier beschreven tijdsspanne van slechts 5 jaar tussen LGN2 en LGN3 laat alleen meetbare verschillen zien bij grote landschappelijke veranderingen zoals bijvoorbeeld het gebied rond Almere in Zuid-Flevoland. Subtielere veranderingen in het landschap hebben klaarblijkelijk op deze schaal weinig invloed op de parameters.

Tabel 7 Vergelijking van de ruimtelijke samenhang van een aantal landschappen in de tijd. Toelichting in de tekst.

ECOTOOPTYPE		Oost Groningen			Kop van Noord-Holland			Zuid-Flevoland West			Peel		
		LGN1	LGN2	LGN3	LGN1	LGN2	LGN3	LGN1	LGN2	LGN3	LGN1	LGN2	LGN3
gras	aantal ecotopen	3351	1290	847	2009	768	661	1473	716	483	1624	1544	897
	gem. grootte		8,9	10,8		20,7	25,7		8,1	10,7		8,2	15,5
	nabijheid (MPI)	694	3474	515	10550	3241	3723	198	236	236	3783	649	928
akker	aantal ecotopen	927	326	187	2222	703	465	609	105	75	2018	973	763
	gem. grootte		64,9	112,2		27,6	36,9		119,2	158,6		16,4	18,4
	nabijheid (MPI)	18487	7387	5734	1433	3174	1139	10976	5367	2209	105	3068	631
loofbos	aantal ecotopen	1785	673	737	731	53	64	119	307	294	3271	967	737
	gem. grootte		2,2	3,2		1,1	1,7		9,7	13,4		2,6	3,1
	nabijheid (MPI)	7	24	30	3	1	3	428	129	180	70	41	41
naaldbos	aantal ecotopen	592	275	272	67	30	28	43	35	32	518	511	413
	gem. grootte		7,9	8,9		0,4	0,3		0,6	0,6		5,4	6,4
	nabijheid (MPI)	342	751	754	1		0	3	1	1	44	64	70
heide	aantal ecotopen												
	gem. grootte												
	nabijheid (MPI)												
overige natuur	aantal ecotopen	188	395	386	12	9	13	117	139	219	639	519	477
	gem. grootte		1,4	3,6		15,6	12,9		25,6	19,6		4,8	5,1
	nabijheid (MPI)	23	9	50	11	50	36	4083	632	704	113	150	155
kaal	aantal ecotopen		122	122					54	59		60	51
	gem. grootte		0,6	0,7		5,0			18,2	1,8		0,7	0,7
	nabijheid (MPI)		6	2		2			521	10			1
zoet water	aantal ecotopen	679	240	269	1268	227	207	390	144	200	85	104	161
	gem. grootte		1,9	1,9		3,3	3,8		80,0	58,1		4,8	2,9
	nabijheid (MPI)	2	6	8	24	34	40	1012	3248	2401	8	22	17
landschap	aantal ecotopen	7522	3321	2820	6309	1795	1438	2751	1500	1362	8155	4678	3499
	gem. grootte		11,3	13,0		20,2	24,5		24,9	27,2		7,9	10,2
	nabijheid (MPI)	2617	2143	623	3870	2635	2086	2871	904	711	819	885	414
	Aggregatie (contagion %)	49	58	56	59	70	67	47	51	52	41	48	49
	tot opp.	37254	37415	36601	35980	36204	35202	39264	37355	37058	35028	37008	35742

opp. in ha, aggregatie in %

7.2 Monitoring van veranderend ruimtegebruik in Nederland

In Tabel 8 wordt analoog aan §7.1 voor heel Nederland het verschil in de landschapsmaten weergegeven ten gevolge van veranderend ruimtegebruik over een periode van ca. 5 jaar (LGN2 ca. 1990-1993; LGN3 ca. 1995-1998). Er is geen gebruik meer gemaakt van LGN1.

Tabel 9 geeft de veranderingen in de ruimtelijke samenhang weer van berekeningen op de EHS. Deze berekeningen zijn gedaan met zowel een wisselend ruimtegebruik (LGN2 → LGN3), als met de veranderde begrenzing van de EHS (EHS-begrenzing 1990 → 1998).

Uit beide tabellen wordt duidelijk dat er vrij grote verschillen bestaan tussen 1990 en 1998. De vraag is echter of deze verschillen wel allemaal veroorzaakt worden door werkelijke veranderingen in het grondgebruik, of dat de kwaliteit van de gebruikte bestanden sterk verschilt. Zo neemt het totale oppervlak in de EHS tussen 1990 en 1998 toe met + 33 % terwijl het aantal ecotopen slechts met + 3 % stijgt (Tabel 9). Een dergelijk verschil is niet erg waarschijnlijk. Wanneer in detail naar de verschillen tussen LGN2 en LGN3 wordt gekeken dan valt op dat LGN3 veel meer gekoppeld is aan de onderliggende topografie, terwijl LGN2 een veel verspreider beeld van de ecotooptypen weergeeft. Duidelijk is echter wel dat de Graadmeter goed kan functioneren als monitoringinstrument. Bij veranderingen in de data van het grondgebruik (los van de vraag of deze juist zijn) wordt een duidelijk andere waarde voor de graadmeter berekend.

Tabel 8 Resultaten berekeningen Nederland LGN 3 en LGN 2

Ecotooptype	LGN 3 (1995/1998)			Graadmeter Ruimtelijke Samenhang			LGN 2 (1990/1993)			Graadmeter Ruimtelijke Samenhang		
	opp. per ecotooptype (ha)	aantal	gemiddeld dichtstbijzijnde ecotoop (m)	gem. ecotoop-	nabijheid – (MPI)	log-nabijheid	opp. per ecotoop-type (ha)	aantal	gemiddeld dichtstbijzijnde ecotoop (m)	gemiddelde ecotoop-groote (ha)	nabijheid (MPI)	log-nabijheid
Grasland	1480073	60749	85	30	55146	4.7	1567129	78631	81	27	64780	4.8
Bouwland	923206	40422	118	27	2021	3.3	938851	77803	105	15	3040	3.5
Loofbos	158726	48570	136	3	48	1.7	157765	51638	134	3	46	1.7
Naaldbos	175831	19905	205	10	1728	3.2	178971	21992	204	9	1535	3.2
Heide	13408	1964	132	8	252	2.4	13317	2098	132	7	211	2.3
Overige natuur	122849	27996	188	7	145	2.2	108180	28562	183	6	130	2.1
Kaal natuurgebied	23440	6617	489	7	33	1.5	26382	8490	449	5	33	1.5
Zoet water	342915	24837	166	28	4017	3.6	350788	16365	222	39	5453	3.7
	totaal opp.				aggregatie (contagion %)		totaal opp.				aggregatie (contagion %)	
landschap	3240448	231060		14		56 %	3341382	285579		12		56 %

Tabel 8a Resultaten berekeningen Nederland LGN 3 ten opzichte van LGN 2

Ecotooptype	LGN 3 t.o.v. LGN 2 (waarden)			Graadmeter Ruimtelijke Samenhang			LGN 3 t.o.v. LGN 2 (percentages)			Graadmeter Ruimtelijke Samenhang		
	opp. per ecotooptype (ha)	aantal ecotopen	gemiddeld dichtstbijzijnde ecotoop (m)	gem. ecotoop-groote (ha)	nabijheid – (MPI)	log-nabijheid	opp. per ecotoop-type (ha)	aantal ecotopen	gemiddeld dichtstbijzijnde ecotoop (m)	gemiddelde ecotoop-groote (ha)	nabijheid (MPI)	log-nabijheid
Grasland	-87056	-17882	4	3	-9634	-0.1	-6 %	-23 %	5 %	11 %	-15 %	-1 %
Bouwland	-15645	-37381	14	12	-1019	-0.2	-2 %	-48 %	13 %	83 %	-34 %	-5 %
Loofbos	961	-3068	2	0	2	0.0	1 %	-6 %	1 %	6 %	4 %	1 %
Naaldbos	-3139	-2087	0	1	193	0.1	-2 %	-9 %	0 %	7 %	13 %	2 %
Heide	91	-134	-1	1	41	0.1	1 %	-6 %	0 %	8 %	19 %	3 %
Overige natuur	14669	-566	4	1	15	0.0	14 %	-2 %	2 %	20 %	11 %	2 %
Kaal natuurgebied	-2942	-1873	40	2	1	0.0	-11 %	-22 %	9 %	37 %	2 %	1 %
Zoet water	-7873	8472	-56	-12	-1436	-0.1	-2 %	52 %	-25 %	-30 %	-26 %	-4 %
	totaal opp.				aggregatie (contagion %)		totaal opp.				aggregatie (contagion %)	
landschap	100935	-54519		2		0 %	-3 %	-19 %		+20 %		0 %

Tabel 9 Resultaten berekeningen EHS 1990 vergeleken met 1998 (EHS berekend door opdeling Nederland in 6 delen (NO, NW, MO, MW, ZO, ZW))

Ecotootype	Gebied	oppervlak per ecotootype (ha)	aantal ecotopen	gemiddeld dichtstbijzijnde ecotoop (m)	Graadmeter Ruimtelijke Samenhang		
					gemiddelde ecotoop-grootte (ha)	nabijheid (MPI)	log-nabijheid
<i>Grasland</i>	<i>EHS 1998</i>	173931	35301	162,3	5,7	51.0	1.7
<i>Bouwland</i>		46891	19358	243,9	2,5	10.9	1.0
<i>Loofbos</i>		119570	37332	144,8	3,5	41.6	1.6
<i>Naaldbos</i>		164404	15550	188,6	11,3	996.1	3.0
<i>Heide</i>		13321	1967	109,5	7,6	251.2	2.4
<i>Overige natuur</i>		106154	22895	195,6	6,7	149.0	2.2
<i>Kaal (nat.)gebied</i>		13449	3572	649,1	8,9	36.3	1.6
<i>Zoetwater</i>		27371	11664	274,3	2,5	29.8	1.5
<i>Grasland</i>	<i>EHS 1990</i>	57107	35887	182,0	1,8	9.8	1.0
<i>Bouwland</i>		13945	15737	306,2	0,9	3.7	0.6
<i>Loofbos</i>		120319	37410	138,3	3,5	41.4	1.6
<i>Naaldbos</i>		165132	16085	187,4	11,1	1155.5	3.1
<i>Heide</i>		13109	1967	114,7	7,5	221.8	2.3
<i>Overige natuur</i>		95008	23014	197,4	6,0	139.2	2.1
<i>Kaal (nat.)gebied</i>		13544	3549	632,1	10,0	37.5	1.6
<i>Zoetwater</i>		23061	9518	303,0	2,6	36.0	1.6
<i>Grasland</i>	<i>EHS 1998 – 1990</i>	116824	- 586	- 19,7	4,0	41.2	0.7
<i>Bouwland</i>		32946	3621	- 62,3	1,6	7.2	0.5
<i>Loofbos</i>		- 749	- 78	6,6	0,0	0.2	0.0
<i>Naaldbos</i>		- 728	- 535	1,2	0,3	- 159.4	- 0.1
<i>Heide</i>		213	0	- 5,3	0,1	29.3	0.1
<i>Overige natuur</i>		11146	- 119	- 1,8	0,7	9.8	0.0
<i>Kaal (nat.)gebied</i>		- 95	23	17,0	- 1,1	- 1.2	- 0.0
<i>Zoetwater</i>		4310	2146	- 28,8	- 0,1	- 6.3	- 0.1
<i>Grasland</i>	<i>EHS 1998 tov 1990 (%)</i>	205 %	- 2 %	- 11 %	227 %	422 %	73 %
<i>Bouwland</i>		236 %	23 %	- 20 %	176 %	197 %	84 %
<i>Loofbos</i>		- 1 %	0 %	5 %	0 %	0 %	0 %
<i>Naaldbos</i>		0 %	- 3 %	1 %	2 %	- 14 %	- 2 %
<i>Heide</i>		2 %	0 %	- 5 %	1 %	13 %	2 %
<i>Overige natuur</i>		12 %	- 1 %	- 1 %	12 %	7 %	1 %
<i>Kaal (nat.)gebied</i>		- 1 %	1 %	3 %	- 11 %	- 3 %	- 1 %
<i>Zoetwater</i>		19 %	23 %	- 9 %	- 5 %	- 17 %	- 5 %
		totaal opp. (ha)	aantal ecotopen	gem. dichtstb ecotoop (m)	gem. ecotoop-grootte (ha)	aggregatie-niveau (contagion %)	
LANDSCHAP	<i>EHS 1998</i>	665090	147639	178,8	4.5	43 %	
LANDSCHAP	<i>EHS 1990</i>	501224	143167	206,4	3.5	44 %	
LANDSCHAP	<i>EHS 1998 – 1990</i>	163866	4472	-27,6	1.0	- 1 %	
LANDSCHAP	<i>EHS 1998 tov 1990</i>	+ 33 %	+ 3 %	- 13 %	+ 29 %	- 1 %	

8 Conclusies en aanbevelingen

De in Knaapen & Van Eupen (1999) gepresenteerde resultaten van de Graadmeter Ruimtelijke Samenhang zijn hoofdzakelijk gebaseerd op een GIS-rasterkaart met eenheden van 250x250m. Uit de vergelijking met de in hoofdstuk 8 gepresenteerde resultaten, die gebaseerd zijn op een raster van 50x50m, is gebleken dat bij een lagere resolutie vooral bij de ecotooptypen loofbos en heide, de kleinste ecotopen wegvallen. Ook komt het vrij vaak voor dat losse ecotopen van hetzelfde type aaneengroeien. Dit heeft consequenties voor alledrie de maten voor ruimtelijke samenhang. Vooral voor de grootte en onderlinge nabijheid van ecotopen is het van belang dat het gebruikte GIS de werkelijke grootte en ligging van de ecotopen zo goed mogelijk weergeeft. Om deze reden lijkt het van groot belang te zoeken naar een mogelijkheid om te werken met een rasterkaart van 50x50 m, zodanig dat de programmatuur de drie maten kan berekenen voor heel Nederland. Uit de resultaten van Hoofdstuk 8 valt op te maken dat het goed mogelijk is om voor de verschillende beleidscategorieën van de Nota Landschap karakteristieke waarden voor de ruimtelijke samenhang van het landschap te genereren. Bovendien is het mogelijk om een ruimtelijk differentiërend beeld van de ruimtelijke samenhang van Nederland uit te rekenen (op basis van ecodistricten, landschapstypen of bestuursmatige begrenzingen). Dit laatste principe is o.a. verder uitgewerkt in het kader van de ontwikkeling van een Meetnet Kwaliteit Groene Ruimte (Hoogeveen et al., 2000) waar de ruimtelijke samenhang per gemeentes uitgewerkt is.

Het verdient aanbeveling na te gaan of het aantal te onderscheiden ecotooptypen uitgebreid zou kunnen worden (identiek aan LGN3+/LGN4). Hiermee zou een inhoudelijke verbetering van de ELI-graadmeter Ruimtelijke Samenhang kan worden verkregen. Daarbij moet echter in het oog gehouden worden dat meer typen tot meer uitkomsten leiden en daarmee tot geringere overzichtelijkheid van de resultaten. Bovendien zal men zich moeten afvragen in welke mate het ecologische verschil tussen de typen ecologisch relevant is en of al deze verschillen even zwaar gewogen moeten worden. Dit speelt vooral bij de aggregatie-index. Deze zal ook lagere waarden genereren naarmate het aantal typen hoger is. Dat is op zich geen probleem, als men er vanuit kan gaan dat LGN3+/4 ook in de toekomst als basis kan en zal dienen voor de bepaling van de Ecologische Landschaps-Index. Als het laatste niet het geval is, zijn bepalingen van de ruimtelijke samenhang op verschillende tijdstippen immers niet mogelijk..

Voor de berekende maten geldt dat zij schaalafhankelijk zijn. Dit dient altijd in aanmerking genomen te worden, indien gebieden onderling of in de tijd vergeleken worden. Voor alledrie de maten geldt echter dat zij niet of nauwelijks meer schaalafhankelijk zijn indien de grootte van de rastercellen (aanmerkelijk) onder dat van het gemiddelde ecotoop ligt. Dit is het geval bij een celgrootte van 50x50 m. Ook om deze reden verdient het dus aanbeveling op dit schaal-/resolutieniveau te werken. De onderlinge nabijheid is daarnaast afhankelijk van de zoekstraal. Uit de gevoeligheidsanalyse van het variëren van de zoekstraal (Hoofdstuk 7) blijkt dat het gewenst lijkt zoekstraal te hanteren die duidelijk groter is dan de gridgrootte. Een zoekstraal van 1 km is 20x de gridgrootte (50x50 m) en lijkt goed bruikbaar te zijn. Een veel grotere zoekstraal zorgt voor een forse toename in de rekentijd en lijkt gezien het geringe verschil in uitkomsten niet echt nodig te zijn. Bovendien lijkt het gebruik van een kleinere gridgrootte veel meer invloed te hebben op de nabijheid dan een andere zoekstraal.

Er worden in dit rapport drie maten berekend als onderdeel van de graadmeter Ruimtelijke Samenhang. Deze maten worden vooralsnog niet samengevoegd. Het verdient aanbeveling om, in overleg met de toekomstige gebruikers, na te gaan of het zinvol is tot één geaggregeerde waarde te komen. Daarbij moet de vraag aan de orde komen of de maten alledrie even belangrijk gevonden worden en zo nee, welke onderlinge weging moet plaatsvinden. In deze studie is ruimtelijke samenhang gekoppeld aan de bovengrondse structuur van het landschap: de vegetatie. Hydrologische samenhang wordt apart verkend in de betreffende graadmeter. Er valt wat voor te zeggen om ook de ruimtelijke samenhang van geomorfologische en bodemkenmerken als een te waarderen landschapskenmerk te beschouwen. Dit aspect zou in samenspraak met de ontwikkelaars van meetdoel 4 van het Meetnet Landschap (Aardkundige waarden) verkend kunnen worden.

Tot slot moet opgemerkt worden dat de ontwikkelde methode weliswaar bedoeld is als monitoring-instrument voor een meetnet, maar dat verscheidenen andere toepassingen mogelijk zijn. Hierbij valt in de eerste plaats te denken aan de evaluatie van alternatieve scenario's voor ruimtegebruik en natuurontwikkeling. Maar het zou ook verder ontwikkeld kunnen worden als instrument voor de bepaling van de *biotische* kanrijkdom van gebieden.

Literatuur

- Gardner, R. H., O'Neill, R. V., Turner, M. G., and Dale, V. H. (1989) Quantifying scale-dependent effects of animal movement with simple percolation models. *Landscape Ecology* 3:217-227.
- Green, D.G. (1994). Connectivity and complexity in ecological systems. *Pacific Conservation Biology* 1(3), 194-200.
- Green, D.G., 1993. Emergent behaviour in biological systems. Pp. 25-36 in *Complex Systems – From Biology to Computation*. ed by D. G. Green and T. J. Bossomaier. IOS Press: Amsterdam.
- Gustafson, E. J., and G. R. Parker. 1994. Using an index of habitat ecotop proximity for landscape design. *Landscape and Urban Planning*, accepted
- Hansson, L. (1991) Dispersal and connectivity in metapopulations. *Biological Journal of the Linnean Society* 42:89-103.
- Hess, G.R. & J.M. Bay, 1997. Generating confidence intervals for composition-based landscape indexes. *Landscape Ecology* 12:309-320.
- Hoogeveen Y., H. van der Beek, A. van den Berg, M. van Eupen, H. Farjon, M. Goossen, F. Langers, J. van Os, J. Steenvoorden & J. Vreke, 2000. Proef op de zon; Indicatoren voor de kwaliteit van de groene ruimte. Alterra Wageningen-UR, rapport 059. Wageningen, 73 p.
- Jochem, R., B. Koolstra & P. Chardon. in press. LARCH: an ecological application of GIS in river studies. In: Leuven, R.S.E.W., I. Poudevigne & C. Westwood (eds.). *Application of Geographic Information Systems and Remote Sensing in river studies*. in press Technical report. Wageningen.
- Joseph K. Berry, David J. Buckley, and Kevin McGarigal. 1998. Integrating Landscape Structure Programs with ARC/INFO. GIS-98 – Resource Technology Conference 1998 Toronto, Canada.
- Knaapen, J.P. & M. vanEupen, 1999. Ecologische Landschaps Index, Graadmeter Ruimtelijke Samenhang. Onderzoeksreeks Nota Landschap nr. 15. SC-Rapport 687. Alterra Wageningen.
- Krummel, J. R., R. H. Gardner, G. Sugihara, R. V. O'Neill, and P. R. Coleman. 1987. Landscape patterns in a disturbed environment. *Oikos* 48:321-324.
- Li, H. & Reynolds, J.F. 1993. A new contagion index to quantify spatial patterns of landscapes. *Landscape Ecology* 8: 155-162
- McGarigal. K. 1995. FRAGSTATS: Spatial Pattern Analysis Program for Quantifying Landscape Structure An Updated Version of the USDA Forest Service – General Technical Report PNW-GTR-351 (August 1995).
- Miller, J.N., R.P. Brooks, M.J. Croonquist. 1997. Effect of Landscape patterns on biotic communities. *Landscape Ecology* 12: 137-153
- 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, and R. L. Graham. 1988. Indices of landscape pattern. *Landscape Ecology* 1:153-162.
- Pouwels, R. 2000. LARCH: een toolbox voor ruimtelijke analyses van een landschap. Wageningen. Alterra Rapport 043. Technical report. Wageningen, 47 p
- Riitters K.H., O'Neill, R. V., Huntsaker, C.T. Wickham, J.D. Yankee, D.H. Timmins, S.P., Jones, K.B. & Jackson, B.L., 1995. A factor analysis of landscape pattern and structure metrics. *Landscape Ecology* 10(1): 23-39
- Stauffer, D., 1979. Percolation. *Physics Reports* 54: 1-74.
- Turner, M. G. 1990a. Spatial and temporal analysis of landscape patterns. *Landscape Ecology* 4:21-30.
- Turner, M. G., R. V. O'Neill, R. H. Gardner, and B. T. Milne. 1989. Effects of changing spatial scale on the analysis of landscape pattern. *Landscape Ecology* 3:153-162.
- Turner, M.G. & Gardner, R.H. (ed.), 1991. *Quantitative methods in Landscape Ecology*, Springer Verlag, New York.
- Verboom, J., 1997. Haalbaarheidsstudie voor de monitoring van effecten van ontsnipperingsmaatregelen. Conceptrapport, IBN afdeling landschapsecologie, Wageningen. 35 p.
- William L. Baker The r.le Programs A set of GRASS programs for the quantitative analysis of landscape structure Version 2.2. Department of Geography and Recreation University of Wyoming Laramie, Wyoming. http://dola.snu.ac.kr/grass/gdp/terrain/r_le_22.html

Deel 2. Nadere uitwerking: Graadmeter Hydrologische Relaties

J.W.J. van der Gaast
M. van Eupen

1 Inleiding

1.1 Achtergrond

Als eerste uitwerking van de graadmeter Hydrologische Relaties is een rapport verschenen (Knaapen et al., 1999). Dat rapport omvat de inhoudelijke en praktische uitwerking van de graadmeter hydrologische relaties. Het onderliggende rapport is een vervanging van de eerste uitwerking uit 1999. Het betreft een verbeterde theoretische onderbouwing van de graadmeter hydrologische relaties.

1.2 Probleemstelling

Water is één van de belangrijkste dragers van ecologische kwaliteit in het Nederlandse landschap en tevens de belangrijkste medium voor uitwisseling van stoffen. Bovendien zijn waterrelaties de meest aanwijsbare vormen van abiotische invloeden op afstand op de vegetatie. De ruimtelijke relaties die tussen delen van het landschap bestaan via water zijn dan ook legio. Hydrologische relaties zijn op landschapsschaal redelijk goed onderzocht en bekend. Een generieke graadmeter voor de landschapsecologische kwaliteit van de bestaande waterrelaties is tot op heden echter nog niet ontwikkeld.

Het doel van de graadmeter "hydrologische relaties" is het aangeven en samenvatten van de hydrologische samenhang op landschapniveau, voor zover deze bijdraagt aan landschapsecologische kwaliteiten.

1.3 Werkwijze

Het belang van water voor terrestrische ecosystemen ligt op de eerste plaats in de waterbehoefte van planten voor de fotosynthese en van dieren voor hun metabolisme. Veel ingewikkeldere onderlinge afhankelijkheden zijn in feite een afgeleide van deze behoefte of zijn daarop gesuperponeerd (bijvoorbeeld concurrentieverhoudingen die bepaald worden door vochtbeschikbaarheid). Om aan deze behoefte te voldoen, dient water beschikbaar te zijn aan of dicht onder het oppervlak.

De beschikbaarheid van water wordt bepaald door de aanvoer ervan en de mate – in ruimte en tijd – waarin het kan worden vastgehouden. De aanvoer wordt vooral bepaald door de neerslag – een van plaats tot plaats weinig variërende en nauwelijks beïnvloedbare factor – en het patroon van oppervlakkige aanvoer van elders. De mate waarin water kan worden vastgehouden wordt bepaald door bodemeigenschappen (o.a. bergend vermogen), de vegetatie (verdamping) en de ontwateringstructuur (bepaalt de afvoercapaciteit). Het laatstgenoemde hangt sterk samen met het ruimtegebruik.

Water kan zich verplaatsen via oppervlakkige afstroming en als grondwater. Het diepe grondwater kenmerkt zich door transport over lange afstanden, lange verblijftijden en een trage reactie op veranderingen aan het oppervlak (in inziging, verdamping of ontwatering). Het leent zich daarom niet als basis voor ELI, aangezien dit monitoringinstrument bedoeld is om locale en regionale veranderingen binnen een tijdsperiode van enkele jaren te signaleren. Het ondiepe grondwater daarentegen sluit qua ruimtelijke en temporele dynamiek veel beter aan bij de monitoringdoelstelling van ELI. Het wordt bovendien beïnvloed door het ruimtegebruik hetgeen een ruimtelijke factor is die zich goed laat vervolgen in de tijd.

De graadmeter is om bovenstaande redenen opgesplitst in een onderdeel (ondiep) grondwater en een onderdeel oppervlaktewater. Bij het onderdeel grondwater ligt het accent op de condities waaronder water kan worden vastgehouden ten behoeve van natte natuur. Bij het onderdeel oppervlaktewater wordt bepaald in welke mate van wateraanvoer van plaats tot plaats optreedt.

1.4 Afbakening

Uitgangspunt van de studie is het vinden en operationaliseren van landschapsecologische parameters die een indicatie geven van het landschapsecologische functioneren van het landschap. Het betreft dus het aggregatieniveau van het landschap en we houden ons daarom niet bezig met onderzoek op standplaatsniveau. Bovendien gaat het over het aspect landschapsecologie, waarbij een belangrijk uitgangspunt is dat landschapsecologische relaties centraal staan, m.a.w. datgene waardoor delen van landschappen met elkaar in contact staan. Dit betreft zowel de abiotische als de biotische relaties.

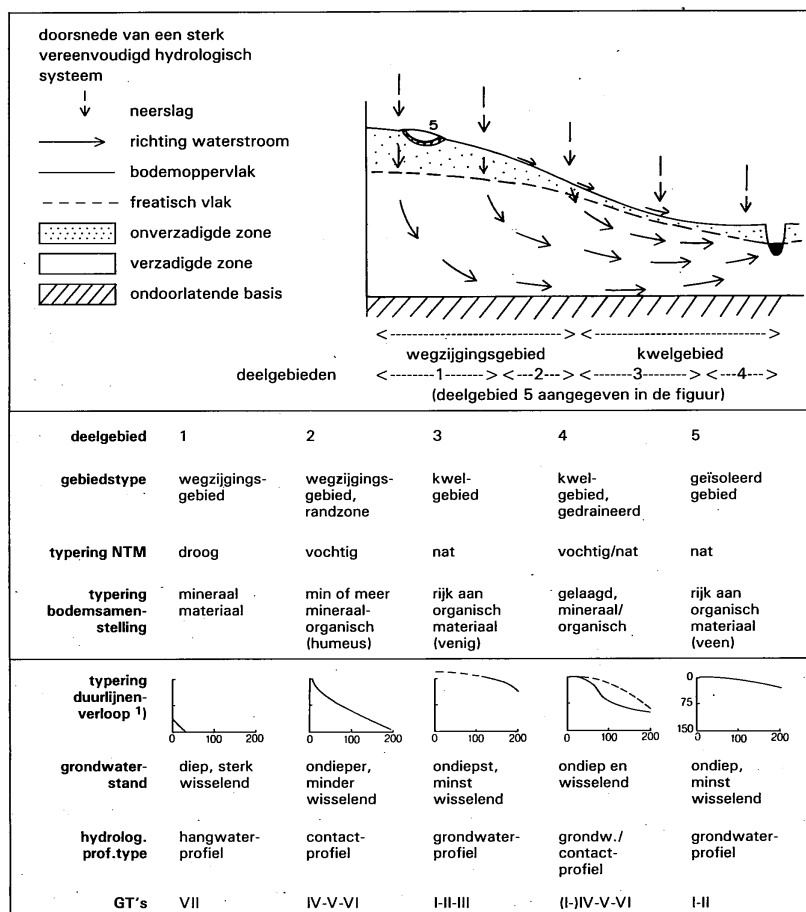
Het belang van water voor ecosystemen en de relaties daartussen heeft een kwantitatief en een kwalitatief aspect. Hoewel deze niet geheel te scheiden zijn, wordt door de graadmeter “hydrologische relaties” vooral het kwantitatieve aspect gedekt, terwijl het kwalitatieve aspect (de opgeloste stoffen) aan de orde komt bij de graadmeter stofstromen.

Tot slot worden aan de te kiezen parameters eisen gesteld die samenhangen met het doel om een index te ontwikkelen voor monitoringdoeleinden. Dit betekent onder andere dat de parameters te operationaliseren moeten zijn met behulp van ruimtelijke data, dat deze data ook in de toekomst actualiseerbaar blijven en dat de graadmeters interpreteerbaar en reproduceerbaar zijn.

2 Hydrologische relaties

2.1 Uitgangspunten

Het uitgangspunt voor de bepaling van de graadmeter is de beschikbaarheid van water op standplaatsniveau. De beschikbaarheid van water op standplaatsniveau is in hoge mate afhankelijk van de ligging in het landschap. In de onderstaande figuur is een schematische doorsnede van een beekdal weergegeven (Figuur 7).



Figuur 7 Doorsnede door een beekdal (naar: SWNBL, 1990)

De af- en ontwatering vindt plaats door middel van meervoudige drainagesystemen. Deze drainagesystemen zijn opgebouwd uit verschillende typen ontwateringsmiddelen (Figuur 8) zoals bijv. greppels, buisdrainage, kavelsslotten, beken en rivieren, elk drainagesysteem heeft een eigen ontwateringbasis en dichtheid. Om de interactie tussen het grondwater en het oppervlaktewater in het drainagesysteem te karakteriseren wordt gebruikt gemaakt van de drainageweerstand.

De grondwatersituatie is afhankelijk van de landschappelijke ligging en wordt beïnvloed door de volgende hydrologische factoren:

1. De mate van kwel/wegzijing;
2. De hoeveelheid grondwateraanvulling;
3. Bergingsmogelijkheden in de bodem.

Voor een monitoringinstrument is inzicht in de effecten van hydrologische ingrepen van belang. Als gevolg van hydrologische ingrepen kunnen de bovengenoemde hydrologische factoren op de volgende manier veranderen:

Ad 1) Kwel/wegzijgingsveranderingen kunnen veroorzaakt worden door onttrekkingen en veranderingen in de waterhuishoudkundige inrichting (drainage, peilveranderingen) ter plaatse of in de nabije omgeving.

- Ad 2) Veranderingen in de grondwateraanvulling worden veroorzaakt door veranderingen in het grondgebruik en waterhuishoudkundige ingrepen. Beide veranderingen hebben tot gevolg dat de verdamping en de bergingcoëfficiënt veranderd.
- Ad 3) Onttrekkingen en waterhuishoudkundige ingrepen zoals peilveranderingen en inrichtingsveranderingen kunnen de grondwaterstand en zodoende ook de beschikbare berging beïnvloeden.

Resumerend kan gesteld worden dat volgende ingrepen effect hebben op de genoemde hydrologische factoren:
Waterhuishoudkundige inrichting in een gebied;

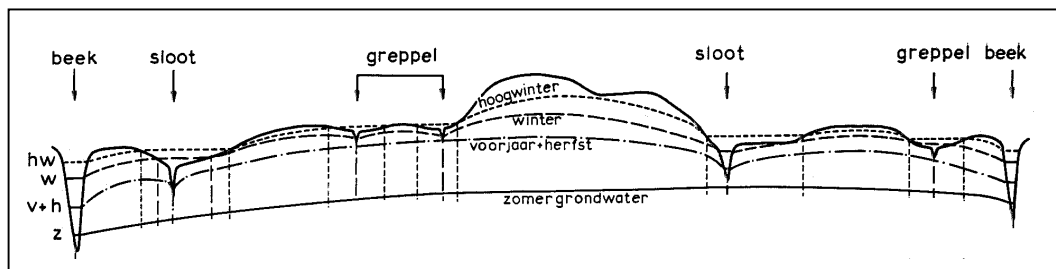
- Veranderingen in het peilbeheer;
- Verandering van het grondgebruik;
- Grondwateronttrekkingen.

Binnen ELI zullen veranderingen in de grondwateronttrekkingen niet meegenomen worden in het monitoringsysteem.

2.2 Relatie grondwater-oppervlaktewater

Een waterlopenstelsel fungeert als middel om bepaalde doelstellingen met betrekking tot het bodemgebruik te realiseren. In perioden met een neerslagoverschot moet het stelsel de overtollige hoeveelheid water afvoeren en in perioden met een verdampingsoverschot moet, indien mogelijk, wateraanvoer plaatsvinden. Het waterlopenstelsel dient dus om de aan- en afvoer van water zodanig te reguleren, dat er een op het bodemgebruik afgestemde optimale grondwatersituatie ontstaat.

Van ontwatering is sprake, indien overtollig water aan de grond wordt onttrokken. De ontwateringsmiddelen die hiertoe, al dan niet in combinatie, kunnen worden toegepast zijn greppels, buisdrainages, perceel- en kavelsloten. Onder natte omstandigheden zijn alle ontwateringsmiddelen watervoerend. De ontwateringafstand en de drainageweerstand is hierdoor relatief gering. In drogere omstandigheden kan het detailontwateringstelsel droogvallen, waardoor de ontwateringafstand en de drainageweerstand toenemen. In onderstaande figuur is voor een hellend gebied, het effect van de grondwaterstand op de ontwateringafstand schematisch weergegeven (Figuur 8).



Figuur 8 Verkleining van de ontwateringafstand bij stijgend grondwaterpeil (naar Bon, 1968)

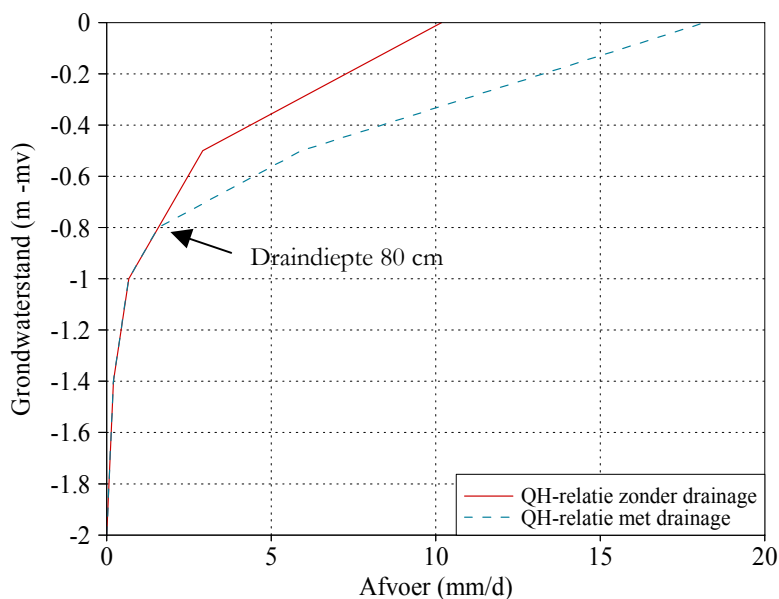
Door waterhuishoudkundige ingrepen wordt de freatische grondwaterstand in het gebied van de ingreep beïnvloed. De mate waarin dit gebeurt kan met behulp van drainageformules berekend worden, mits de (geo)hydrologische situatie vóór en na de ingreep bekend is. Hierbij moet gedacht worden aan een verandering van:

- de drainagebasis;
- de drainageweerstand;
- de kwel/wegzijing;
- de nuttige neerslag.

De laatste twee effecten zijn in dit project van secundair belang geacht en worden buiten beschouwing gelaten.

De landschappelijke ligging van een gebied is bepalend voor de Gt. De Gt is een afgeleide van een bepaalde waterhuishoudkundige inrichting, in combinatie met topografie, bodem, kwel, de lokale geohydrologie en de aanwezige drainagemiddelen. Deze factoren bepalen de ontwateringkarakteristiek van een gebied (Figuur 9). Als gevolg van waterhuishoudkundige ingrepen verandert de ontwateringkarakteristiek van het desbetreffende gebied (Figuur 9). De verandering van de ontwateringkarakteristiek is afhankelijk van de volgende twee factoren:

- 1 Ontwateringdiepte;
- 2 Ontwateringafstand.



Figuur 9 Ontwateringskarakteristiek van een hellend gebied

Een waterhuishoudkundige ingreep in de vorm van de aanleg van drainage heeft tot gevolg dat de drainageweerstand bij een grondwaterstand boven drain-niveau verlaagd wordt. De mate van beïnvloeding als gevolg van de aanleg van drainage is afhankelijk van drainageweerstand van de drains, welke beïnvloed worden door de afstand van de drains. Het grondwaterstandtraject waarbinnen beïnvloeding plaats kan vinden is afhankelijk van de draindiepte. Voor de te kiezen draindieptes en drain-afstanden zijn verschillende varianten mogelijk. Deze zijn gekoppeld aan het bodemtype en het gebruiksdoel van de grond. Intensivering van de drainage heeft tot gevolg dat de drainageweerstand boven drainniveau afneemt. Dit heeft tot gevolg dat afvoeren bij hogere grondwaterstanden toenemen (Figuur 9).

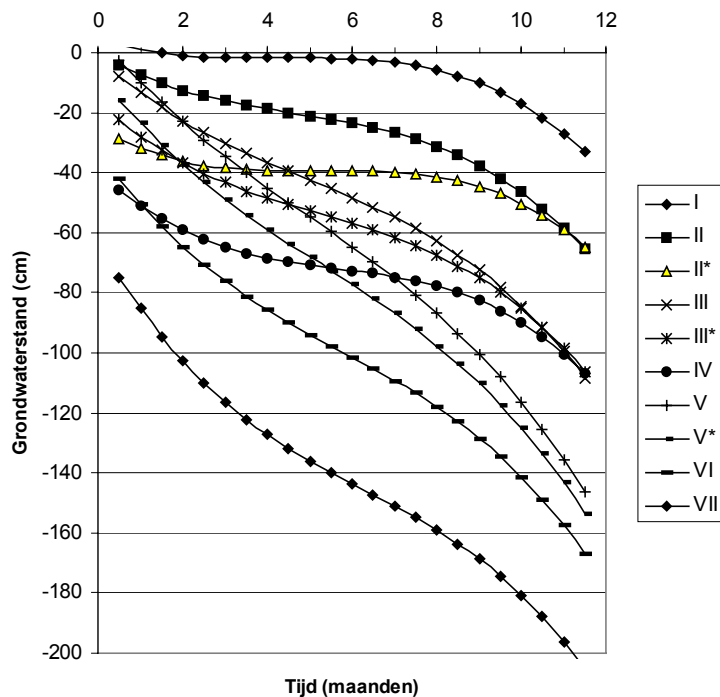
Bij een ondiepe drainage zal de drainageweerstand pas afnemen bij een hoger grondwaterstandniveau. Het effect van een ondiepe drainage zal dus alleen in korte perioden met hoge grondwaterstanden de grondwaterstand verlagen en de afvoer verhogen in vergelijking met de situatie zonder drainage.

2.2.1 Effecten op de piekafvoer

De verlaging van de drainageweerstand veroorzaakt een vergemakkelijking van de afvoer, waardoor de afvoer bij een grondwaterstand tussen maaiveld en drainniveau toeneemt t.o.v. de oude situatie (figuur). In gebieden waar inundatie en oppervlakkige afvoer relatief frequent optreden zal de aanleg van drainage de inundatiefrequentie doen afnemen. Indien in de oude situatie zonder drainage, oppervlakkige afvoer in een gebied plaatsvond tijdens een periode met hoge neerslag, zal als gevolg van de aanleg van drainage de berging toenemen. De piekafvoer kan in deze situatie daardoor afnemen. Gedurende perioden met inundatie en oppervlakkige afvoer wordt de drainageweerstand immers gereduceerd tot bijna 0. Dit heeft een zeer snelle afvoer tot gevolg. Indien door de aanleg van drainage geen inundatie meer optreedt tijdens perioden met een hoge neerslagintensiteit, zal de piekafvoer van het desbetreffende perceel lager zijn indien het perceel gedraineerd is. In de meeste gevallen zal de aanleg van drainage echter verhoging van de piekafvoer tot gevolg hebben.

2.2.2 Effecten op de grondwateraanvulling en kwel

De distributie van het neerslagoverschot (in feite: de grondwatervoeding) over verscheidene klassen van ontwateringsmiddelen is tot op zekere hoogte afhankelijk van de Gt en de ontwateringdiepte. Zo wordt er bij een Gt VI, in een niet-gedraineerde situatie, maar een heel klein deel van de grondwateraanvulling via het tertiaire systeem afgevoerd. Van der Sluijs (1982) heeft per grondwatertrap gemiddelde duurlijnen opgesteld (Figuur 10).



Figuur 10 Overschrijdingsduur van de grondwaterstand per grondwatertrap (naar Van der Sluijs, 1982)

Indien de Gt en de ontwateringsbasis voor de verschillende ontwateringsmiddelen bekend is kan aan de hand van deze figuur een inschatting gemaakt worden, in welke mate de ontwateringsmiddelen deelnemen aan het afvoerproces. In wegzijgingsgebieden zal de wegzijging als gevolg van drainage afnemen, door een afname in de opbolling tussen de ontwateringsmiddelen. In kwelgebieden zal de kwel als gevolg van de aanleg van drainage, met de daarmee samenhangende grondwaterstanddaling, toenemen. Ten opzichte van de omgeving heeft een perceel met drainage een geringe stijghoogte, waardoor de kwel toeneemt. De kwel wordt echter wel afgevangen door de intensievere drainage en kan als gevolg hiervan minder hoog in het bodemprofiel terechtkomen.

Uit de voorgaande beschouwing kan geconcludeerd worden dat bij de effectvoorspelling van ingrepen in de waterhuishouding de volgende aspecten van belang zijn:

Grondwater:

- Effecten op de grondwaterstand;
 - Effecten op de kwel/wegzijging.
- Oppervlaktewater:
- Effecten op de afvoer.

Bij de bovengenoemde hydrologische effecten dient men rekening te houden met differentiatie van de effecten in ruimte en tijd.

3 Grondwater

De beïnvloeding van ingrepen op de grondwaterstand in de omgeving wordt bepaald met behulp van analytische oplossingen die zijn ontleend aan Mazure (1936). Bij het gebruik van de analytische oplossingen wordt uitgegaan van berekeningen volgens het principe van superpositie van effecten, en wordt alleen voor de stationaire stromingssituatie gerekend. Voor berekening van de verandering van de grondwaterstroming in de omgeving van het ingreepgebied moeten de volgende gegevens bekend zijn om de drainageweerstand vast te kunnen stellen:

- perceelsgrenzen;
- ontwaterings situatie;
- waterlopen (ligging, klasse);
- ontwateringbasis;
- ligging van de bestaande drainage;
- geohydrologie (c-waarden, kD-waarden en dikten);

3.1 De schematisatie

Om de interactie tussen grond- en oppervlaktewater te karakteriseren is een indeling van Nederland wenselijk in een beperkt aantal combinaties met betrekking tot de eerder genoemde factoren. Hiervoor wordt Nederland eerst opgedeeld in hydrotypen, landschapsregio's en grondwatertrappen.

3.1.1 Hydrotypen

De geohydrologische eigenschappen van de ondiepe ondergrond (topstelsel) zijn vooral bepalend voor de drainageweerstand (Massop e.a., 1997). Bij het samenstellen van een afgeleide kaart met een geohydrologische indeling (voor de eigenschappen van het topstelsel), is ernaar gestreefd om zoveel mogelijk de Geologische Overzichtskaart van Nederland (schaal 1:600 000) (Zagwijn e.a., 1975) als uitgangspunt te nemen. Deze kaart geeft een goede afspiegeling van de ondiepe ondergrond, het topstelsel, met o.a. de samenstelling van de Holocene deklaag en het ondiep voorkomen van keileem. Daarnaast is vooral voor het Pleistocene gebied gebruik gemaakt van aanvullende informatie uit de studie "Kwetsbaarheid van het grondwater" (Boumans e.a., 1987). In deze studie van Boumans e.a. is de ondergrond geschematiseerd in een aantal profieltypen op basis van de opbouw van de deklaag en eventuele weerstandbiedende lagen in de ondergrond, zoals keileem (Drenthe), Eemklei (Gelderse Vallei) of Brabantleem (Centrale Slenk). In Figuur 11 is verspreiding van de hydrotypen weergegeven.

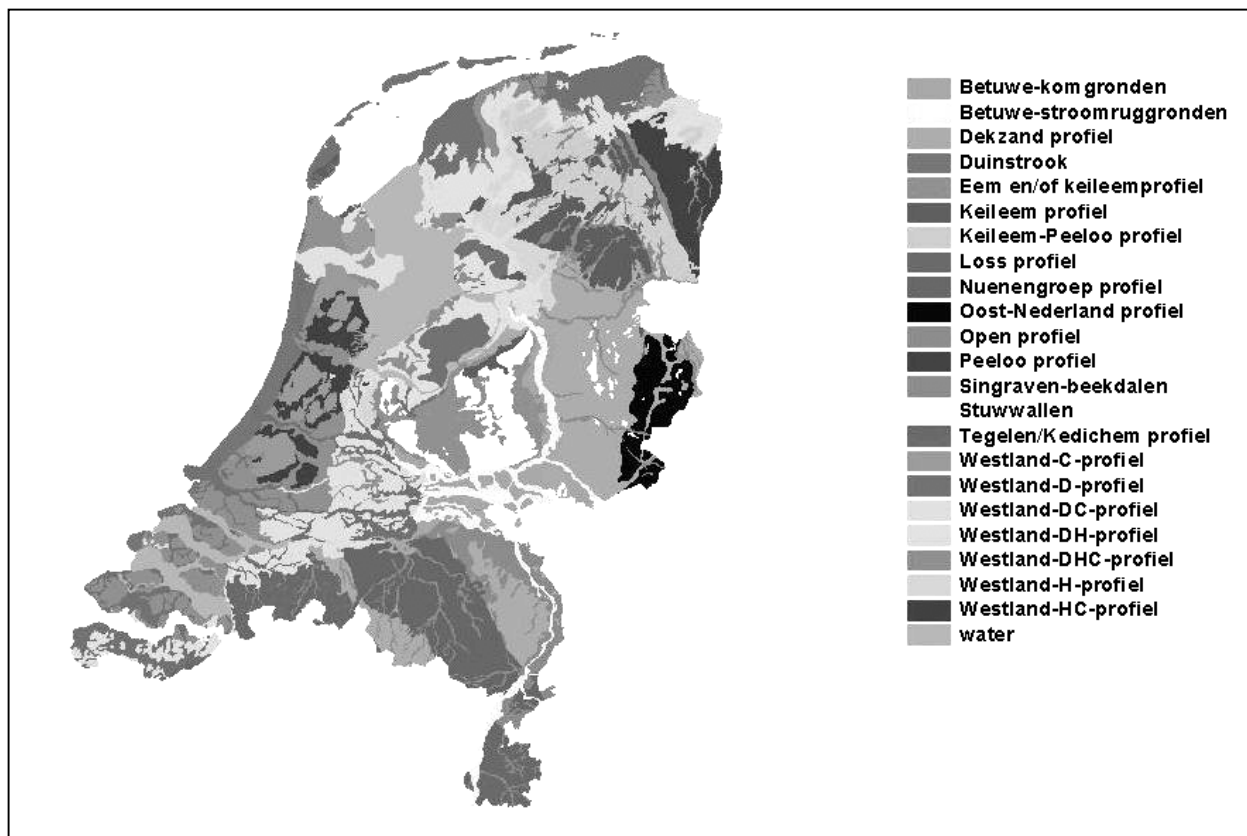
3.1.2 Landschapsregio's

Om verschillen in eigenschappen van de ontwateringsmiddelen te onderscheiden is gebruik gemaakt van het onderzoek van Van der Gaast en Van Bakel (1997). Zij onderscheiden in hun studie 12 landschapsregio's. Voor deze studie zijn de landschapsregio's Duinen en Strandwallen samengenomen. Daarnaast is het stedelijk gebied toegekend aan de landschapsregio waarbinnen dit gebied valt. Dit is gedaan omdat het areaal stedelijk gebied nauwkeuriger is weergegeven op de Gt-kaart dan op deze kaart. Hierdoor resteren 10 landschapsregio's. In Figuur 12 is de verspreiding van de landschapsregio's weergegeven.

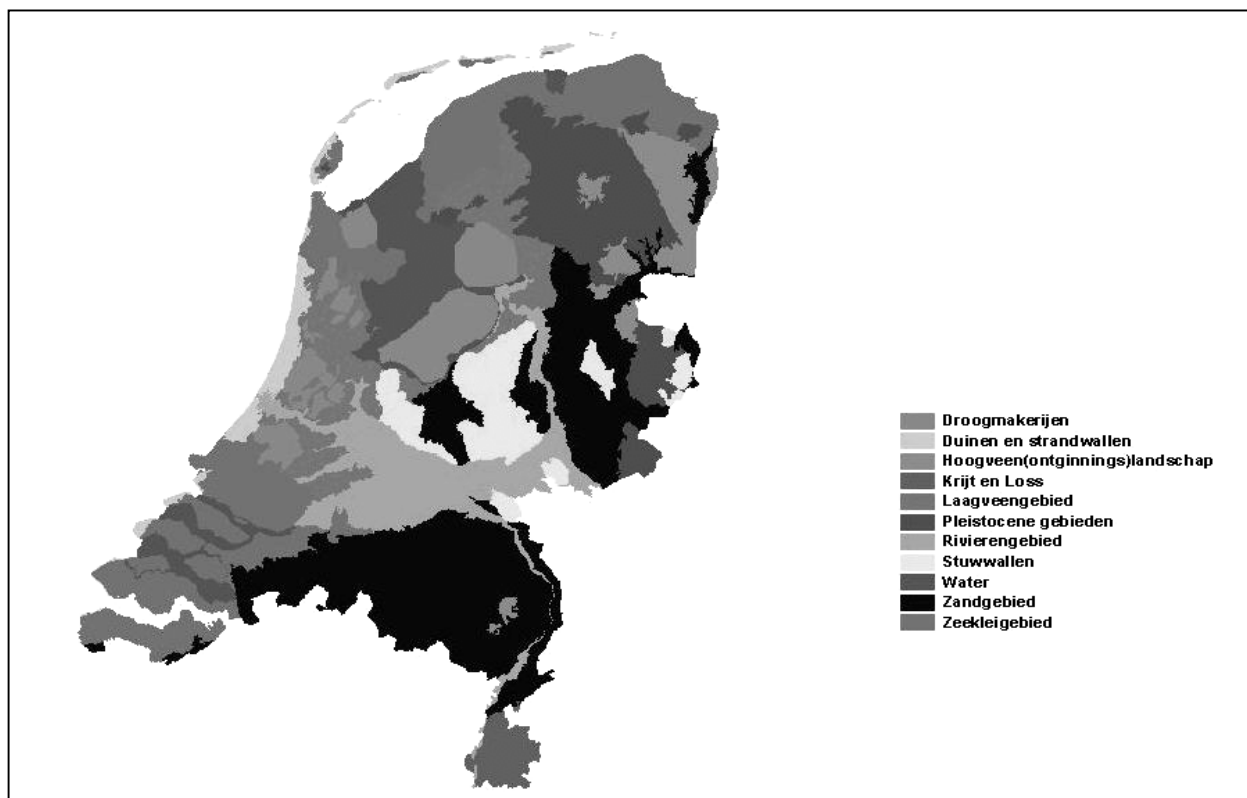
Afhankelijk van de grondwaterstand zullen verschillende ontwateringsmiddelen deelnemen aan het drainageproces (zie ook Figuur 8). De gegevens omtrent slootafstanden zijn ontleend aan het TOP10-Vectorbestand. In het TOP10-Vectorbestand worden de volgende klassen van waterlopen onderscheiden (van der Gaast en van Bakel, 1997):

- Greppel/droge sloot;
- Sloten < 3 meter;
- Waterlopen 3 – 6 meter;
- Waterlopen > 6 meter.

Voor de intreeweerstand is een waarde van 1,0 dagen aangehouden (Massop en Jousma, 1996).



Figuur 11 Hydrotypen-indeling Nederland



Figuur 12 Landschapsregio-indeling, ontleend aan Van der Gaast en Van Bakel (1997)

3.2 Berekeningsprincipe

3.2.1 Drainageweerstand

De drainageweerstand is gedefinieerd als de weerstand tegen de grondwaterstroming naar open of gesloten leidingen, te berekenen als de quotiënt van de opbolling en de specifieke grondwaterafvoer bij stationaire stroming (Commissie voor Hydrologisch Onderzoek, 1986). Hierbij wordt uitgegaan van de maximale opbolling midden tussen de sloten en een grondwaterafvoer per eenheid van oppervlakte van het stroomgebied:

$$c_d = \frac{m}{q} \quad (1)$$

Waarin:

c_d	: drainageweerstand	(d)
m	: opbolling	(m)
q	: specifieke afvoer	(m/d)

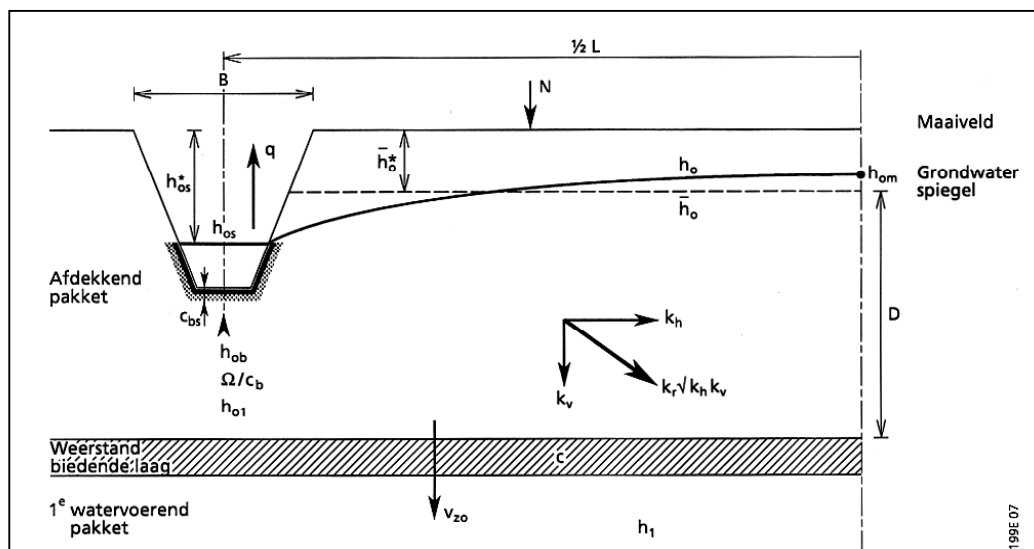
Bij de berekening van de grootte van de drainageweerstand kan uitgegaan worden van de formules van Ernst (Ernst, 1962; 1983; Wit et al., 1991; Drecht, 1997). In de drainageformule van Ernst is een verticale, een horizontale en een radiale component te onderscheiden. Aan deze stromingscomponenten wordt een intreeweerstand toegevoegd.

In Figuur 13 zijn de hydrologische grootheden weergegeven waaruit de drainageweerstand berekend kan worden. De totale drainageweerstand (c_d) is dus samengesteld uit maximaal vier weerstandscomponenten:

$$c_d = c_v + c_h + c_r + c_i \quad (2)$$

waarin:

c_d	: drainageweerstand	(d)
c_v	: verticale weerstand	(d)
c_h	: horizontale weerstand	(d)
c_r	: radiale weerstand	(d)
c_i	: intreeweerstand	(d)



Figuur 13 Hydrologische grootheden voor de berekening van de drainageweerstand (naar Wit et al., 1991; Massop en de Wit, 1994)

3.2.2 Verticale weerstand

De weerstand tegen verticale verzadigde grondwaterstroming in de toplaag boven de ontwateringsbasis is gedefinieerd als:

$$c_v = \frac{D_1^*}{k_{1v}} \quad (3)$$

waarin:

c_v : verticale weerstand (d)
 D_1^* : laagdikte boven drainniveau (m) k_{1v} : verticale doorlaatfactor van de laag boven drainniveau (m/d)

3.2.3 Horizontale weerstand

De weerstand tegen horizontale stroming in de bodem wordt bepaald door het doorlaatvermogen van de ondergrond en de afstand tussen de ontwateringsmiddelen. Deze weerstand is voor een situatie met één watervoerend pakket als volgt gedefinieerd:

$$c_h = \frac{L^2}{8 \sum k_h D} \quad (4)$$

waarin:

c_h : horizontale weerstand (d)
 L : afstand tussen de ontwateringsmiddelen (m)
 k_b : horizontale doorlaatfactor (m/d)
 D : laagdikte (m)

Voor een situatie met twee watervoerende pakketten gescheiden door een slecht-doorlatende laag is de bepaling van de horizontale weerstand veel complexer, waardoor voor ELI lastig bruikbaar.

3.2.4 Radiale weerstand

In de nabijheid van ontwateringsmiddelen is de grondwaterstroming radiaal. Het convergeren van de stroomlijnen heeft een extra weerstand tot gevolg. Ernst geeft voor de radiale weerstand de volgende formule:

$$c_r = L \Omega = L \left(\frac{1}{\pi k_r} \ln \frac{f D_r}{B} \right) \quad (5)$$

met:

$$k_r = \sqrt{k_h k_v} \quad (6)$$

waarin:

c_r : radiale weerstand (d)
 L : afstand tussen de ontwateringsmiddelen (m)
 Ω : radiale weerstandscomponent (d/m)
 k_r : radiale doorlaatfactor (m/d)
 k_b : horizontale doorlaatfactor (m/d)
 k_v : verticale doorlaatfactor (m/d)
 D_r : laagdikte waarover radiale stroming plaats vindt (m)
 f : geometriefactor (-)
 B : natte omtrek van drain of sloot (m)

De waarde van de geometriefactor (coëfficiënt f) hangt af van de vorm van de waterloop. Bij brede ondiepe leidingen is de f -waarde 1. Indien de vorm van de natte omtrek van de waterloop een cirkelvorm benadert, dan geldt voor de f -waarde $f = 4/\pi$.

3.2.5 Intreeweerstand

De intreeweerstand tegen stroming door de slootbodem van de sloot, als gevolg van een sliblaag, wordt gedefinieerd als:

$$c_i = L \frac{c_{bs}}{B} \quad (7)$$

waarin:

c_i	: intreeweerstand (d)	
L	: afstand tussen de ontwateringsmiddelen (m)	
c_{bs}	: intreeweerstand (d)	
B	: natte omtrek van drain of sloot (m)	

De vier componenten tezamen vormen de drainageweerstand (formule 2). De op deze wijze bepaalde drainageweerstand is de weerstand die geldt voor de maximale opbolling. Om rekening te kunnen houden met eventuele kwel/wegzijging is niet de maximale maar de gemiddelde opbolling van belang. De verhouding tussen de maximale opbolling en de gemiddelde opbolling is de vormfactor (Ernst, 1983). Indien uitgegaan wordt van de gemiddelde opbolling geldt de volgende formule:

$$c_d^* = \alpha c_d \quad (8)$$

waarin:

c_d^*	: vlakgemiddelde drainageweerstand (d)	
α	: vormfactor (-)	
c_d	: drainageweerstand (d)	

De vraag is echter over welke diepte de grondwaterstroming naar de ontwateringsmiddelen plaatsvindt. Volgens Hooghoudt (De Vries, 1974) is de maximale diepte tot waar een homogene en isotrope aquifer bijdraagt aan de afvoer:

$$D = \frac{1}{4} L \quad (9)$$

waarin:

D	: laagdikte (m)	
L	: afstand tussen de ontwateringsmiddelen (m)	

Ook Ernst (1956) geeft een vereenvoudiging van de drainageformule voor zeer dikke watervoerende pakketten. Voor pakketten die dikker zijn dan $\frac{1}{4} L$ geldt de volgende formule, welke identiek is met de formule voor de radiale weerstand:

$$c_d = L \Omega = L \left(\frac{1}{\pi k_r} \ln \frac{f D_r}{B} \right) \quad (10)$$

Voor zeer dunne watervoerende pakketten direct op de hydrologische basis geldt de aanname (van Dupoit-Forchheimer (Ritzema, 1994)) dat de laagdikte (D), waarin de stroming plaatsvindt, bij benadering constant is niet meer. In dit geval moet men rekening houden met een variabele laagdikte (Rothe, 1924).

Echter, in de meeste gevallen is de bodem niet homogeen tot een diepte D boven de hydrologische basis. In deze gevallen kan gebruik gemaakt worden van de formules van Ernst, waarbij de ondergrens bepaald wordt door een ondoorlatende of slecht doorlatende laag met een verbreiding in de orde van L .

3.2.6 Spreidingslengte

Mazure (1936) vond in het onderzoek in de Wieringermeer dat er een reductie van de kwel optreedt bij toename van de afstand tot de toenmalige Zuiderzeedijk. "Er bleek een reductiefactor op te treden, welke een functie was van de verhouding van den straal R van den dijk en een lengte λ , welke wordt bepaald door de eigenschappen van den ondergrond en de bovenlaag en gelijk is aan \sqrt{kDc} ." De spreidingslengte (λ) is dus een maat voor de invloedsafstand van peilverschillen en kan gebruikt worden om de invloed van peilveranderingen op de grondwaterstroming te bepalen. De spreidingslengte kan ook gebruikt worden als maat voor de herkomst van onttrokken of aangevoerd water (Mazure, 1936; Kruseman en De

Ridder, 1970; TNO, 1964). De spreidingslengte (λ) is gedefinieerd als de wortel uit het quotiënt van het doorlaatvermogen van een watervoerende laag en de som van de lekvermogens⁵ van begrenzend slecht doorlatende lagen (Commissie voor Hydrologisch Onderzoek, 1986):

$$\lambda = \sqrt{kD c} \quad (12)$$

waarin:

λ	: spreidingslengte (m)		
k	: doorlaatfactor (m/d)		
D	: laagdikte (m)	c	: weerstand van het afdekkende pakket (d)

Bij veel hydrologische vraagstukken is men echter naast kwelveranderingen ook geïnteresseerd in veranderingen in de freatische grondwaterstand als gevolg van hydrologische ingrepen. Voor de bepaling van de invloed van peilveranderingen, als gevolg van hydrologische ingrepen is het niet voldoende om alleen gebruik te maken van de spreidingslengte, maar moet men ook rekening houden met de drainageweerstand. De effecten van hydrologische ingrepen op de freatische grondwaterstand kunnen alleen bepaald worden, indien naast de kD - en c -waarden ook de drainageweerstand wordt meegenomen in de vorm van een vervangende c -waarde.

3.2.7 Voedingsweerstand

Door grondwataanvulling stijgt de grondwaterstand. Indien de grondwaterstand stijgt tot boven de ontwateringsbasis wordt een grondwaterstroming opgewekt naar de ontwateringsmiddelen (sloten/buisdrainage). Een deel van de grondwataanvulling kan als wegzijging het gebied verlaten, of er kan kwelwater worden aangevoerd. Verschillen in oppervlaktewaterpeilen kunnen eveneens een grondwaterstroming opwekken. Bij de berekening van effecten van ingrepen in het hydrologisch systeem is de weerstand van het systeem van belang. In de praktijk worden de begrippen drainageweerstand en voedingsweerstand gebruikt. Beide weerstanden verschillen van elkaar indien er sprake is van een weerstandbiedende laag in de ondergrond. De voedingsweerstand heeft betrekking op de totale weerstand tussen de waterlopen en het watervoerend pakket en is met name gedefinieerd om grondwaterstandverlagingen te berekenen bij een onttrekking aan het watervoerend pakket (Technische werkgroep grondwaterplan, 1985). De drainageweerstand omvat de totale weerstand die de afvoer van het neerslagoverschot ondervindt vanaf het freatisch vlak naar de waterlopen. De voedingsweerstand is dus gelijk aan (Wit et al., 1991; Drecht, 1997) :

$$c_v = c_d^* + c \quad (11)$$

waarin:

c_v	: voedingsweerstand (d)
c_d^*	: vlakgemiddelde drainageweerstand (d)
c	: weerstand van het afdekkende pakket (d)

Ook Ernst (1983) geeft aan dat de drainageweerstand in vereenvoudigde vorm meegenomen kan worden in analytische berekeningen indien een afzonderlijke beschouwing van elk ontwateringsmiddel achterwege blijft. Voor grotere deelgebieden, die intern als homogeen worden aangenomen, kan de drainageweerstand als fictieve c -waarde (c^*), in de vorm van een diffuse bron, aan de bovenzijde van het geologische profiel meegenomen worden (Ernst, 1983; van der Schaaf, 1995). In gevallen dat de bovenlaag in werkelijkheid goed doorlatend is (Figuur 14 A) kan voor de vervangende c -waarde (c^*) de volgende formule gebruikt worden:

$$c^* = \alpha c_d \quad (13)$$

waarin:

c^*	: vervangende c -waarde (d)
α	: vormfactor (-)
c_d	: drainageweerstand (d)

Indien de goed doorlatende bovenlaag een relatief laag doorlaatvermogen (kD -waarde) heeft (bijvoorbeeld door een kleine laagdikte (

Figuur 14 B)) zal geen belangrijk horizontaal transport over wat grotere afstand door deze laag plaatsvinden. De vervangende c -waarde (c^*) van de bovenlaag kan in dit geval uitgedrukt worden in de volgende formule:

⁵ Het lekvermogen is een maat voor het vermogen van een slecht doorlatende laag om water door te laten. Het lekvermogen is gelijk aan de reciproke van de verticale weerstand (c).

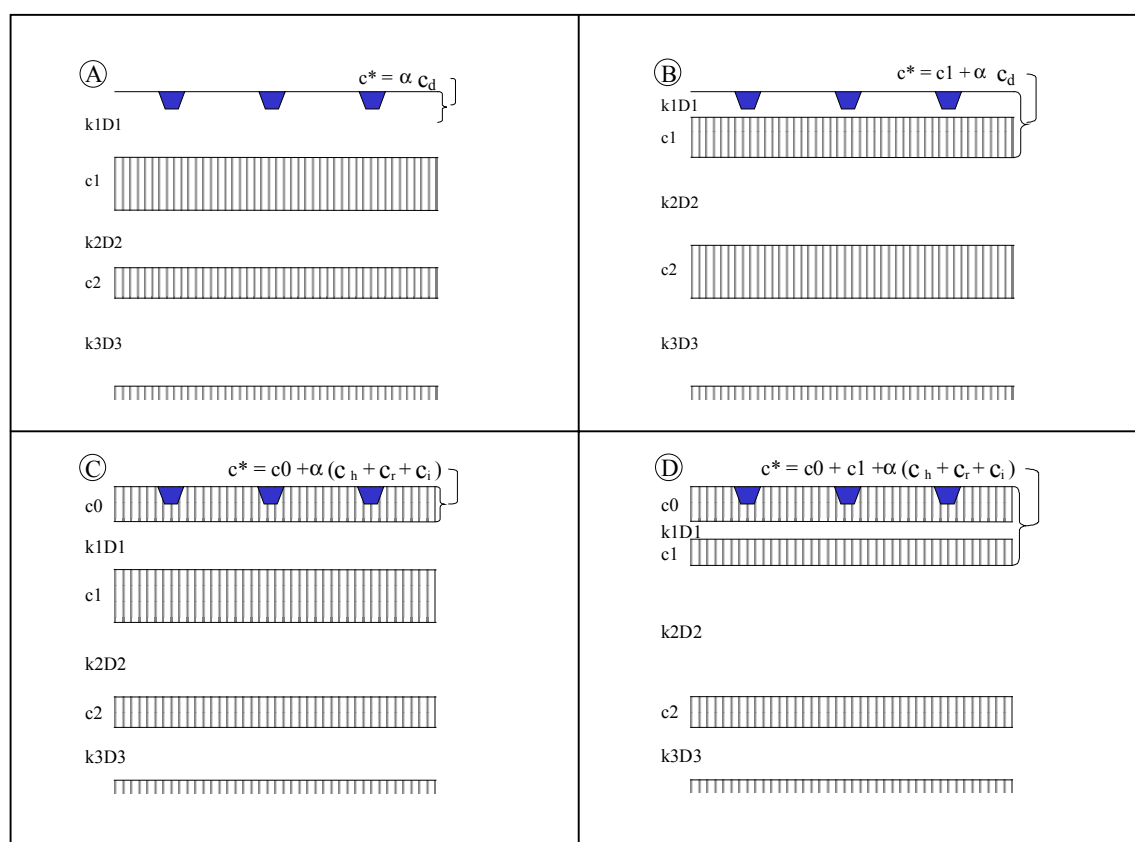
$$c^* = c_1 + \alpha c_d \quad (14)$$

In die gevallen dat de bovenlaag slecht doorlatend is met daaronder een watervoerend pakket met een hoog doorlaatvermogen, wordt voor de bepaling van de vervangende c -waarde de weerstand van het afdekkende pakket enigszins verhoogd aan de hand van de volgende formule (Figuur 14 C):

$$c^* = c_0 + \alpha (c_h + c_r + c_i) \quad (15)$$

Indien de doorlatendheid van het eerste watervoerende pakket gering is kan deze laag, evenals bij situatie B in figuur 3, weggelaten worden (Figuur 14 D). Voor de bepaling van de vervangende c -waarde kan dan gebruik gemaakt worden van de volgende formule:

$$c^* = c_0 + c_1 + \alpha (c_h + c_r + c_i) \quad (16)$$



Figuur 14 Vervanging van de open waterlopen met radiale stroming (discrete invoer) door een fictieve slecht doorlatende bovenlaag met verticale weerstand c^ (diffuse invoer) (Naar Ernst, 1983). A. Een goed doorlatende bovenlaag met relatief hoge kD -waarde. B. Een goed doorlatende bovenlaag met relatief lage kD -waarde. C. Een slecht doorlatende bovenlaag met relatief hoge kD -waarde in het eronder gelegen eerste watervoerende pakket. D. Een slecht doorlatende bovenlaag met relatief lage kD -waarde in het eronder gelegen eerste watervoerende pakket.*

3.3 Ruimtelijke beïnvloeding

Bij de bepaling van de grondwaterstandverandering spelen de spreidingslengte en de drainageweerstand een cruciale rol. In de formule voor de spreidingslengte (paragraaf 2.1.3) kan de c -waarde vervangen worden door de c^* -waarde (paragraaf 2.1.4):

$$\lambda^* = \sqrt{kDc^*} \quad (21)$$

waarin:

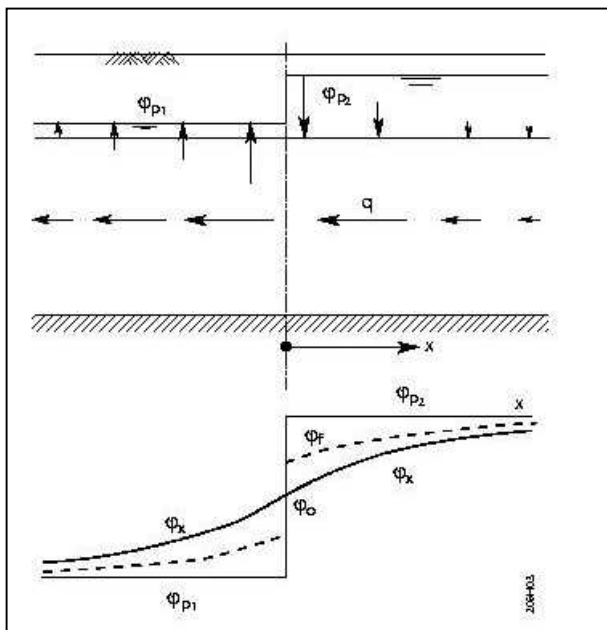
λ^*	: spreidingslengte (m)		
k	: doorlaatfactor (m/d)		
D	: laagdikte (m)	c^*	: vervangende c-waarde (d)

De vervangende waarde voor de spreidingslengte kan vervolgens gebruikt worden in de formule van Mazure (1936) voor de bepaling van effecten van twee gebieden met een verschillend peil en een rechte grens (Figuur 15) (Edelman, 1972; TNO, 1964; Verruijt, 1974):

$$\frac{Q_x}{Q_0} = \frac{(\varphi_p - \varphi_x)}{(\varphi_p - \varphi_0)} = e^{-x/\lambda^*} \quad (22)$$

waarin:

Q_x	: debiet in het eerste watervoerend pakket op een afstand x (m ³ /dag)
Q_0	: debiet in het eerste watervoerend pakket op een afstand 0 (m ³ /dag)
φ_x	: stijghoogte in het eerste watervoerend pakket op een afstand x (m)
φ_p	: polderpeil (m)
φ_0	: stijghoogte in het eerste watervoerend pakket op de grens tussen de twee gebieden (m)
λ^*	: spreidingslengte ($\sqrt{kDc^*}$) (m)
x	: afstand (m)



Figuur 15 Overzicht van de effecten van 2 gebieden met een verschillend polderpeil (Edelman, 1972; TNO, 1964; Verruijt, 1974)

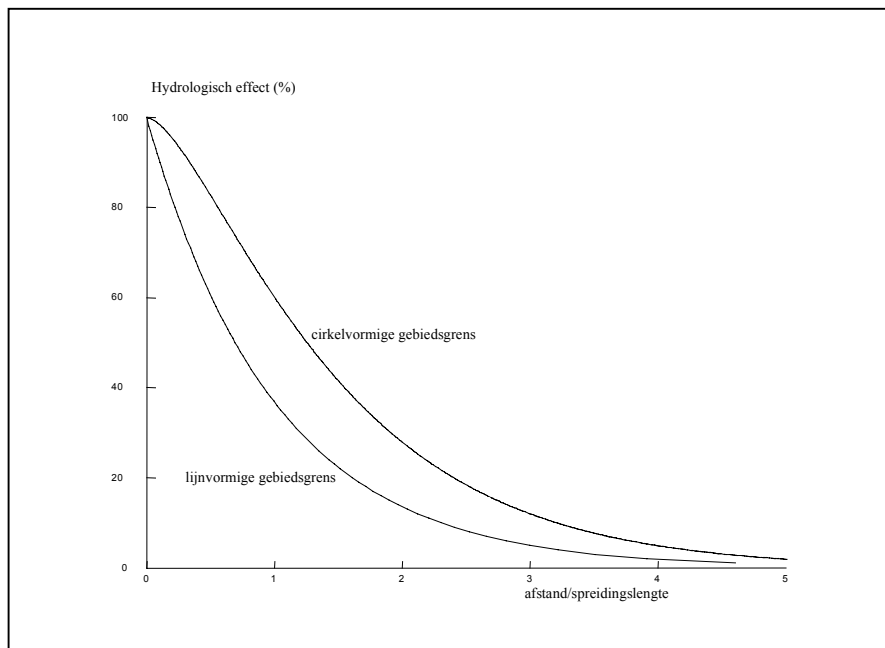
De afname van zowel het debiet als het stijghoogteverschil is logaritmisch met de afstand tot de gebiedsgrens volgens $e^{-x/\lambda}$. In Figuur 16 is deze afname van het debiet bij toename van de afstand (x) weergegeven. Aan de hand van Figuur 16 kan geconcludeerd worden dat het effect van peilverschillen in theorie oneindig ver door gaat. Praktisch gezien blijkt echter dat op een afstand groter dan driemaal de spreidingslengte (3λ) nog maar een beperkte beïnvloeding van 5% plaatsvindt.

Bij gebieden die min of meer cirkelvormig zijn, speelt radiale stroming een belangrijke rol. Voor de verhouding tussen het debiet in het eerste watervoerend pakket op een afstand r vanaf een gebied met een afwijkend peil ten opzichte van de omgeving, geldt de volgende formule (Figuur 17) (TNO, 1964):

$$\frac{Q_r}{Q_R} = \frac{\frac{r}{\lambda^*} K_1\left(\frac{r}{\lambda^*}\right)}{\frac{R}{\lambda^*} K_1\left(\frac{R}{\lambda^*}\right)} \quad (23)$$

waarin:

- Q_r : debiet in het eerste watervoerend pakket op een afstand r (m³/dag)
 Q_R : debiet in het eerste watervoerend pakket op een afstand R (m³/dag)
 r : afstand (m)
 R : straal van het gebied (m)
 λ^* : spreidingslengte ($\sqrt{kDc^*}$) (m)
 K_1 : Besselfunctie van de tweede soort en van de orde 1



Figuur 16 Grondwaterstandsverlaging in de omgeving; het uitstralingseffect; grafische weergave van formule 22 en 24.

Indien de straal (R) van het cirkelvormig gebied klein is ten opzichte van de spreidingslengte, kan bovenstaande formule vereenvoudigd worden. Voor de verhouding tussen het debiet in het eerste watervoerend pakket op een afstand r vanaf een onttrekking en het debiet op een afstand r geldt dan volgende formule (TNO, 1964):

$$\frac{Q_r}{Q_R} = \frac{r}{\lambda^*} K_1\left(\frac{r}{\lambda^*}\right) \quad (24)$$

In Figuur 16 is het verloop van formule 24 weergegeven. Uit deze figuur kan geconcludeerd worden dat de invloed van peilverschillen snel afneemt bij toename van de afstand. Op een afstand van viermaal de spreidingslengte (4λ) de beïnvloeding is nog maar 5%.

Voor bij benadering cirkelvormige gebieden met peilverschillen is het hydrologische effect afhankelijk van de straal van het gebied waarin een afwijkend peil gehandhaafd wordt. Het hydrologische effect neemt met de volgende constante toe bij toename van de straal van het gebied:

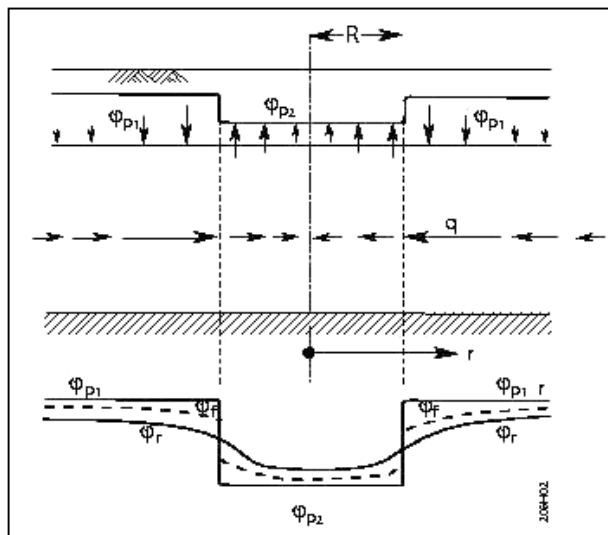
$$\text{constante} = \frac{1}{\frac{R}{\lambda^*} K_1\left(\frac{R}{\lambda^*}\right)} \quad (25)$$

Aanleg van drainage leidt mogelijk tot schade als zich binnen de invloedsafstand van de drainage natuurwaarden bevinden die gevoelig zijn voor verandering in grondwaterstand en/of kwelintensiteit. Voor effectberekeningen van ingrepen in de freatische grondwaterstand in open profielen geldt de volgende vergelijking:

$$\frac{\varphi_r - \varphi_0}{\varphi_R - \varphi_0} = \frac{K_0\left(\frac{r}{\lambda^*}\right)}{K_0\left(\frac{R}{\lambda^*}\right)} \quad (26)$$

waarin:

- φ_r : stijghoogte in het eerste watervoerend pakket op een afstand r (m)
- φ_R : stijghoogte in het eerste watervoerend pakket op de rand van een cirkelvormig gebied (m)
- φ_0 : stijghoogte in het eerste watervoerend pakket in de uitgangssituatie (m)
- r : afstand (m)
- R : straal van het gebied (m)
- λ^* : spreidingslengte ($\sqrt{kDc^*}$) (m)
- K_0 : Besselfunctie van de tweede soort en van de orde 0



Figuur 17 Situatieschets voor een cirkelvormig gebied

Op een afstand van vier maal de spreidingslengte (λ) is de invloed van de drainage tot minder dan 5% van de in het gedraineerde gebied zelf optredende verandering gereduceerd. De verlaging van de grondwaterstand rond een nieuwe drainage hangt af van de grondwaterstandverlaging Δb die door de nieuwe drainage wordt veroorzaakt. Indien een nu bekende Gt (bijvoorbeeld GtIII) wordt gedraineerd om de voor het grondgebruik specifieke ontwateringeisen te bereiken, kan de verlaging op het perceel (Δb) bepaald worden aan de hand van de beschreven drainageformules. Met dit gegeven kan het uitstralingseffect van de nieuwe drainage op de omgeving worden vastgesteld. Bij de methode (in zijn huidige vorm) wordt bij de berekening van de spreidingslengte geen rekening gehouden met de 'anisotropie' of heterogeniteit van de factoren die de spreidingslengte bepalen.

De drainageweerstand (c_d) is onder natte omstandigheden kleiner dan onder droge (Figuur 14), en daarmee neemt de spreidingslengte onder natte omstandigheden af. De spreidingslengte, en daarmee ook van de mate van grondwaterstandverlaging (beïnvloeding) door de geplande drainage zijn dus seizoensafhankelijk (zomer/winter).

3.4 Type grondwater-berekeningen voor de ELI

3.4.1 Overzicht van bestaande ruimtelijke relaties via grondwater in Nederland

Voor de lokale ruimtelijke beïnvloeding via grondwater kan voor de ELI een kaart gemaakt worden met daarin een classificatie van de ruimtelijke interactie via grondwater op lokale schaal. In deze kaart komt bijvoorbeeld naar voren komen dat in West-Nederland de ruimtelijke effecten via grondwater op het freatische grondwatervlak gering zijn. Door de geringe interactie is het ook mogelijk dat hoog gelegen boezems naast laag gelegen polders voorkomen. In

het zandgebied is de interactie via het grondwater veel groter, doordat een afdekkend pakket vaak ontbreekt en de doorlatendheid van het zand relatief groot is. Deze informatie biedt de mogelijkheid om uitspraken te doen over de kansen en geschiktheid voor natte natuur. Ruimtelijke effectberekeningen als gevolg van veranderingen in de grond- en oppervlakte-waterstand geven inzicht in de uitstralingseffecten. De berekeningen geven ook informatie in hoeverre het mogelijk is om natte natuur vlak naast drogere landbouw te leggen.

Voor de bepaling van ruimtelijke relaties via grondwater moet (zoals in §3.2 is uiteengezet) worden bekeken in hoeverre er een interactie bestaat tussen natuur en andere vormen van landgebruik. Voor de confrontatie tussen de werkelijke grootte van natuurgebieden en de interactie met de omgeving moet binnen ELI rekening worden gehouden met de oppervlakten van natuurgebieden en het grondgebruik in de omgeving.

1. Hydrologische oppervlakte van natuurgebieden: hydroland-gebruiktypen

Voor de te hanteren afstand tot natuurgebieden waarbinnen het grondgebruik de grootste effecten op de natuurgebieden kan 250 meter worden aangehouden. Binnen deze afstand kan vervolgens de ratio van de verschillende landgebruikvormen bepaald worden met inachtneming van de vertaling van LGN3-typen naar de drie soorten van grondgebruik binnen de ontwateringsscenario's (hierna: hydro-landgebruiktypen):

Nu al natte natuur, met de volgende (LGN-)klassen: kwelders, hoogveen, bos in hoogveengebied, overige moerasvegetatie, rietvegetatie, bos in moerasgebied en veenweidegebied.

Mogelijke natte natuur of te vernatten ($Gt < VII$): overig open begroeid natuurgebied, loofbos, gras

Droge natuur: overige klassen uit VIJNO99, zonder water.+ LGN-typen uit klasse 2 waarbij geldt dat $Gt \geq VII$

Het resultaat is een kaart met per gridcel van 50 m2 een toedeling aan een van de drie hydrolandgebruiktypen (HLT). Van eenheden/patches van deze HLT's kan de oppervlakte bepaald worden.

2. Bepaling van de interactie tussen natuur en andere vormen van landgebruik.

Bij de berekeningen wordt voor heel Nederland per kilometerhok bepaald wat de minimale straal van een natuurgebied zou moeten zijn temidden van één van de andere landgebruikvormen. Bij deze straal wordt het gewenste oppervlaktewaterpeil en de gewenste GVG op tenminste 1 ha in (het centrale deel van) het natuurgebied gerealiseerd (zie figuur 10). Hierbij wordt gebruik gemaakt van de in §3.1-3.3 beschreven methodes en de bij natte/vochtige natuurgebieden behorende ontwateringwensen.

Uitgangssituatie voor de verdere berekening van het minimale oppervlak van een nat natuurgebied zijn de aldus berekende "stralenkaarten". Deze geven per gridcel van één vierkante kilometer aan welke straal vereist is om (natte) natuur te realiseren (berekeningsprincipe zie §3.3). Deze straal (r) wordt vervolgens omgezet naar een oppervlakte-eis-kaart d.m.v. $\pi \times r^2$. Bij deze berekening wordt het gewenste oppervlaktewaterpeil en de gewenste GVG op tenminste 1 ha in het natuurgebied gerealiseerd⁶.

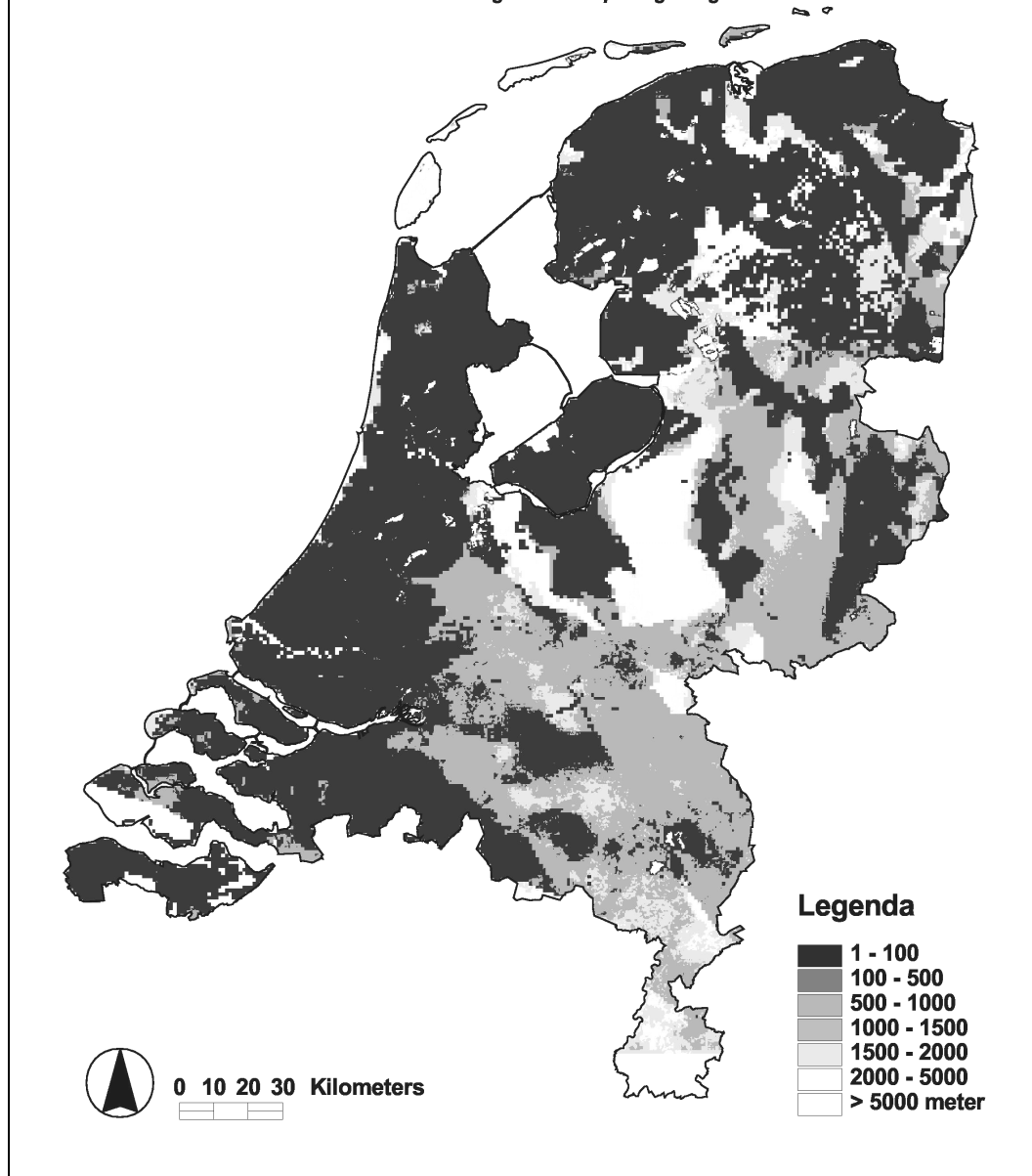
De aldus ontstane kaart kan gesplitst worden in drie binaire kaarten waarop per punt het gemiddelde oppervlakte van een HLT wordt berekend. Het resultaat zijn drie kaarten met per gridcel van 50×50 m, de oppervlaktefractie van het betreffende HLT in een straal van 250 meter.

Deze drie HLT-fractiekaarten kunnen nu worden vermenigvuldigd met de scenario-straalkaarten uit §1.2 en vervolgens opgeteld tot één resulterende stralenkaart. Deze kaart (figuur 9) is dus het resultaat van het gewogen gemiddelde per hydro-landgebruiktype in de omgeving.

⁶ Andere mogelijkheden zijn dat bijvoorbeeld minimaal 80 of 90% van het oppervlakte in de omgeving eveneens moet voldoen aan de ontwateringnorm).

Ruimtelijke interactie via grondwater: "Stralenkaart" natte natuur

minimale straal voor natte natuur in Nederland gebaseerd op het grondgebruik



Figuur 9 "Stralenkaart voor natte natuur in Nederland". Ruimtelijke interactie via grondwater, de minimale straal van natte natuur berekend afhankelijk van het grondgebruik.

3.4.2 Voorbeeld van een scenario: evaluatie van natuurgebieden in Nederland

Een voorbeeld van een uitwerking voor de ELI is een scenario waarbij natte en vochtige natuur in Nederland wordt geëvalueerd op basis van de in §3.1-3.3 beschreven grondwaterrelaties.

Op basis van het LGN3+-bestand kunnen natuurgebieden worden geselecteerd op de wijze van de VIJNO basiskaart natuur 1999 (Farjon, schr. med.). Dit gebeurt door het selecteren van alle natuurklassen uit de LGN3+-legenda aangevuld met de begrenzing van de EHS-1990 (minus water)⁷.

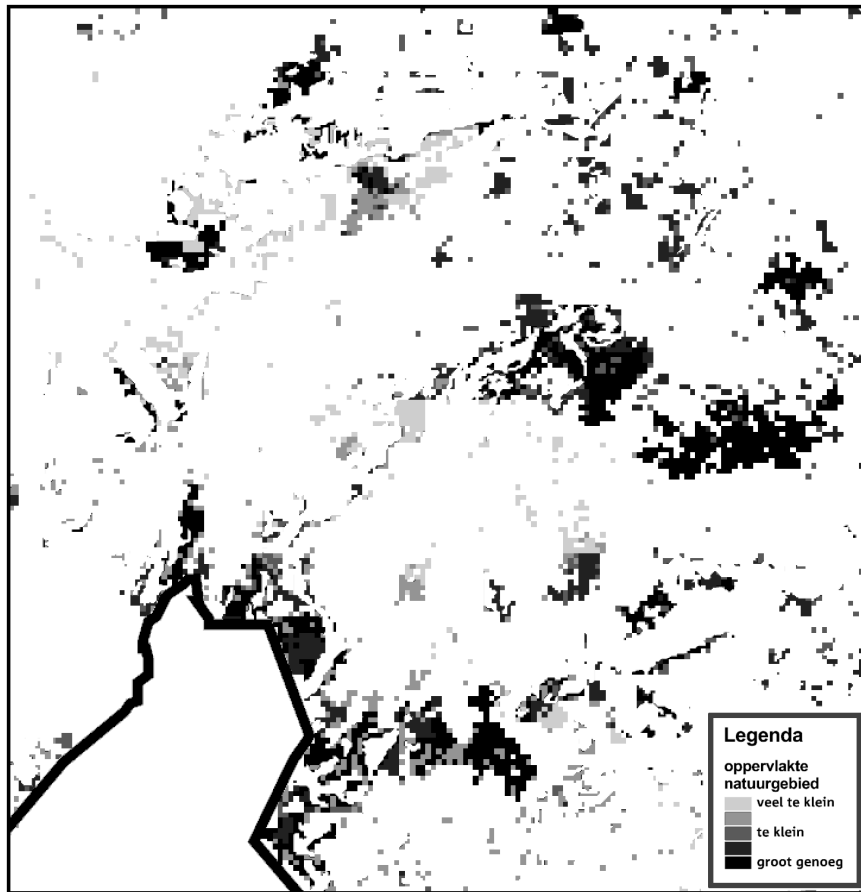
Van deze kaart (natuurgebieden 1999) kunnen vervolgens eenheden worden gemaakt (vgl. patches ELI-Ruimtelijke Samenhang) met de 3 -deling in hydro-landgebruikstypen (HLT).

Van alle patches in deze kaarten kan de oppervlakte in hectare berekend worden, zodat dus bekend is:

⁷ De begrenzing EHS 1990 voegt dus niet-natuurklassen uit LGN3+ toe aan de natuurgebiedenkaart 1999 (bouwland uit LGN3+ binnen de EHS wordt "natuurakker", grasland wordt "natuurgrasland" enz.)

de oppervlakte per hydro-landgebruiktype voor natuurgebieden 1999
de oppervlakte per LGN3+ type voor natuurgebieden 1999
de oppervlakte per LGN3+ type voor heel Nederland

Deze oppervlaktes per hydro-landgebruiktype kunnen worden geconfronteerd met de oppervlakte-eis-kaart Het resultaat is een kaart met per 50x50 m cel het totale overschot of tekort aan oppervlakte om natte natuur te realiseren (gebaseerd op 1x1 km-stralenkaart; zie figuur 9). Figuur 10 geeft een voorbeeld van de berekening van het scenario weer.



Figuur 10 Uitsnede van de berekening van een scenario: Tekort en overschot aan grondwater in natuurgebieden 1999, per HLT, per 50m gridcel.

De resultaten voor de berekening met de scenario-(stralen)kaarten voor natte natuur kunnen ook in tabelvorm worden weergegeven als de oppervlakte huidige natte natuur verdeeld naar de mate van het voldoen aan de oppervlakte-eis voor "natte natuur". Een identieke bewerking kan worden gedaan met andere scenario-(stralen)kaarten voor "vochtige natuur".

4 Oppervlaktewater

Voor een indeling van Nederland in stroomgebieden ten behoeve van relaties via het oppervlaktewater is het van belang onderscheid te maken in laag- en hoog-Nederland. Het verschil tussen laag- en hoog-Nederland berust overigens niet alleen op de hoogteligging en het al of niet vlak zijn (Van der Gaast en van Bakel, 1997). In grote lijnen kan worden gesteld dat laag-Nederland het deel van Nederland is waar het oppervlak uit grotendeels mariene afzettingen en laagveen bestaat van holocene ouderdom. Hoog-Nederland wordt vooral gekenmerkt door pleistocene zand- en grindafzettingen met lokaal wat hoogveen. Vooral de dekzanden uit de laat-glaciale periode van de ijstijd nemen een belangrijk deel van het oppervlak van hoog-Nederland in. Naast de verschillen in geologie kan gesteld worden dat in laag-Nederland de hoogteligging van de grondwaterspiegel vrijwel overal geheel door menselijk ingrijpen wordt bepaald en dat er van een natuurlijke afwatering vrijwel nergens (meer) sprake is. In hoog-Nederland vindt de afwatering duidelijk op een meer natuurlijke wijze plaats, al is daar de menselijke invloed zeer zeker niet afwezig.

In de hellende gebieden van hoog Nederland vindt een vrije afwatering plaats, die van oorsprong door middel van beken en riviertjes plaatsvond. De afwatering is altijd in één richting en kan sterk in de tijd verschillen. Ook kunnen in deze gebieden waterlopen droogvallen, doordat wateraanvoer niet altijd mogelijk is. In laag Nederland wordt het water in het algemeen door

middel van gemalen geloosd op een boezem. Plaatselijk kan in een polder onderbemaling plaatsvinden. De stromingsrichting in grote gedeelten van laag Nederland is niet altijd eenduidig en wordt in het algemeen bepaald door de ligging van gemalen en inlaatpunten. In het droge seizoen kan altijd wateraanvoer plaatsvinden waardoor in sommige gevallen de stroomrichting in de waterlopen kan omdraaien. Het waterpeil kan geregeld worden en in het algemeen wordt een verschillend peil gehanteerd in de zomer- en de winterperiode. De afwateringsstructuur is in het algemeen rechthoekig.

Tabel 1 Kenmerken van de afwateringsstelsels (naar: Querner en Looise, 1997)

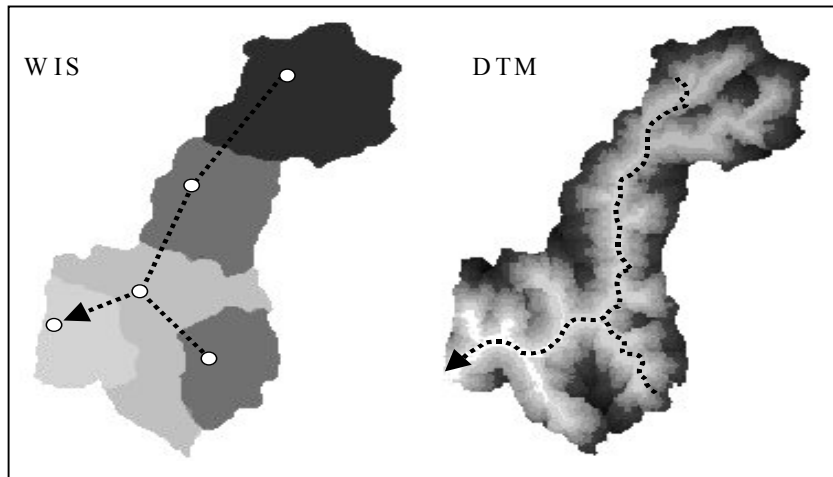
Waterlopenstelsel	Hellende gebieden		Vlakke gebieden	
	<i>watertype</i>	<i>kenmerk</i>	<i>watertype</i>	<i>kenmerk</i>
<i>tertiair</i>	– greppels – sloten	geen aanvoer, droogvallend	– greppels – sloten	wateraanvoer
<i>secundair</i>	– beken	vrije afwatering, ged. aanvoer	– tochten	wateraanvoer, winter- en zomerpeil
<i>primair</i>	– rivier – kanaal		– boezem – rivier	

4.1 Digitaal terrein model

4.1.1 DTM op basis van maaiveldhoogtegegevens

Voor het in kaart brengen van het oppervlaktewaterstelsel kan een Digitaal Terrein Model (DTM) worden gebruikt. Een Digitaal Terrein Model is een digitale weergave van het maaiveld, welke zodanig is aangepast dat berekeningen van het watersysteem mogelijk zijn. Om een Digitaal Terrein Model op te zetten wordt gebruik gemaakt van maaiveldhoogtegegevens. De stroomrichting van het water wordt afgeleid uit het maaiveldverloop. Deze methode is alleen bruikbaar indien de maaiveldhoogteverschillen niet te gering zijn.

De Digitale Terrein Modellering wordt in het buitenland veelvuldig toegepast bij de schematisering van het oppervlaktewater. Met standaard GIS-technieken zijn voor hellende gebieden talloze toepassingsmogelijkheden beschikbaar. Onder Nederlandse omstandigheden geeft het gebruik van de maaiveldhoogten bij de bepaling van de stroomrichting van het water alleen in de hellende zandgebieden redelijk goede resultaten. Toch wordt er in Nederland nog maar weinig gebruik gemaakt van deze DTM-technieken. Door Heuven en van Bakel (1995) zijn een aantal toepassingen voor het Nederlandse waterbeheer geschetst. In het bovenstaande onderzoek wordt naast de toepassingsmogelijkheden ook het probleem van vlak Nederland aangestipt.



Figuur 18 Voorbeeld van het verschil in afstromingseenheden tussen het WIS en een DTM. Bij een DTM is het in principe mogelijk om binnen een eenheid vanuit elk punt te bepalen hoe een druppel water afstroomt. Binnen het WIS is dit slechts mogelijk tussen afstromingseenheden als geheel.

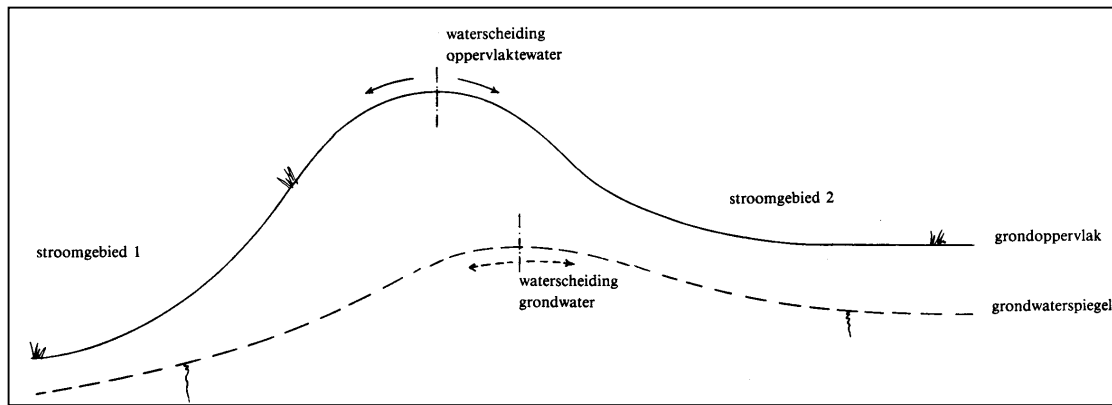
Over het algemeen zijn de maaiveldhoogteverschillen in Nederland gering en het oppervlaktewatersysteem is veelal niet meer natuurlijk, maar is sterk antropogeen beïnvloed. Dit geeft problemen bij het genereren van een DTM. Deze problemen zijn te ondervangen indien naast het gebruik van maaiveldhoogte ook gebruik gemaakt wordt van de ligging van de waterlopen. Door Heuven en van Bakel (1995) zijn de waterlopen in beheer van de waterschappen meegenomen bij het genereren van het DTM.

4.1.2 Toepassing van een DTM in Nederland

In Nederland zijn in de loop der tijden veelvuldig aanpassingen in het waterhuishoudkundige systeem doorgevoerd. Indien een dergelijke aanpassing in het systeem niet volgens het natuurlijke verloop van de maaiveldhoogte is aangelegd kan de stroomrichting van het water met de traditionele methode van digitale terrein modellering, waarbij alleen gebruik gemaakt wordt van hoogtegegevens, niet correct in beeld gebracht worden. Voor toepassing van een DTM in Nederland is het derhalve noodzakelijk om naast maaiveldhoogtegegevens ook gebruik te maken van de ligging van waterlopen. Alleen door combinatie van deze gegevens kan rekening gehouden worden met afwijkende situaties zoals bijvoorbeeld een waterloop die een hogere zandrug doorsnijdt.

Het beschikbaar komen van basisgegevens met een hoog detailniveau maakt het mogelijk om Digitale Terrein Modellen op te zetten voor verschillende schaalniveaus. Het AHN-bestand heeft voor een dergelijke toepassing een zeer hoog detailniveau. Bij de bepaling van een DTM, waarin de stroomrichting van het water wordt vastgelegd, zijn maaiveldverschillen de drijvende kracht. Bij het gebruik van maaiveldhoogtegegevens met een hoog detailniveau kunnen bijvoorbeeld binnen percelen lokale laagten (sinks) voorkomen. Bij de opzet van het DTM worden het hoogtebestand zodanig aangepast dat deze laagten worden opgevuld totdat de laagte kan afwateren op een waterloop. Dit heeft tot gevolg dat de waterscheiding van het oppervlaktewater op lokale schaal een grillig verloop kan vertonen. Het is afhankelijk van de verdere toepassing van het DTM of men inderdaad geïnteresseerd is in de op deze manier gegenereerde waterscheiding van het oppervlaktewater. De informatie over lokale laagten is echter wel bruikbaar voor de bepaling van maaiveldberging.

In sterk hellende gebieden worden de waterscheidingen van het oppervlaktewater op regionale schaal voornamelijk door het maaiveld bepaald (Figuur 19).



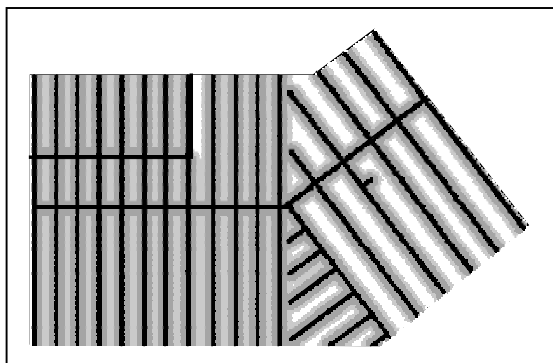
Figuur 19 Waterscheiding op regionaal niveau in een hellend gebied

De waterscheiding van het grondwater hoeft echter niet overeen te komen met de waterscheiding van het oppervlaktewater. De waterscheiding van het grondwater wordt in dit soort gebieden (gebieden zonder zichtbare afvoer) voornamelijk bepaald door het peilverschil tussen de waterlopen en de drainageweerstand (van der Gaast, 2001). Bij het bepalen van afwateringseenheden is het van belang om op voorhand rekening te houden met de toepassing. Afwateringseenheden worden veelal gebruikt voor het bepalen van de af te voeren hoeveelheid water. Indien uitgegaan wordt van de waterscheiding van het oppervlaktewater zal het neerslagoverschot in het gebied tussen de waterscheiding van het oppervlaktewater en de waterscheiding van het grondwater toegekend worden aan de afwateringseenheid die het water niet daadwerkelijk afvoert. De ligging van waterscheiding en het afwaterend oppervlak kan zelfs per situatie verschillen. In droge perioden is de waterscheiding van het freatisch vlak bepalend voor de waterscheiding, terwijl tijdens piekafvoeren de waterscheiding op basis van het maaiveld veelal bepalend is.

4.1.3 Genereren fictief DTM op basis van waterlopen

De bovenstaande beschouwing heeft er toe geleid dat er een methodiek is ontwikkeld voor het genereren van een fictief DTM (van der Gaast, 2000). Het fictieve DTM wordt opgezet op basis van de kortste afstand tot een waterloop gecombineerd met bestaande kennis over de grotere afwateringseenheden. Hierbij wordt uitgegaan van de hypothese dat de waterscheiding tussen twee waterlopen precies in het midden tussen de waterlopen ligt. Deze aanname voldoet echter niet altijd. In sterk hellende gebieden worden de waterscheidingen van het oppervlaktewater op regionale schaal voornamelijk door het maaiveld bepaald (Figuur 19).

Bij het genereren van het fictieve Digitaal Terrein Model wordt een bestand gegenereerd met fictieve hoogteinformatie. Het fictieve DTM wordt gegenereerd op basis van de gemakkelijkste en kortste afstand tot het uitstroompunt. Het bestand wordt zodanig opgezet dat een punt dat ver van het uitstroompunt verwijderd is een hoge getalswaarde heeft, en een punt in een waterloop nabij het uitstroompunt een lage getalswaarde. Op deze manier kan een bestand gegenereerd worden waarin de afwateringsstructuur is vastgelegd. Er bestaat echter geen enkele relatie meer met de maaiveldhoogtegegevens. Het genereren van een kunstmatig gegenereerd DTM zonder het gebruik van maaiveldhoogtegegevens maakt de methode ook geschikt voor vlakke gebieden. Poldergrenzen en dijken kunnen in de procedure meegenomen worden in de vorm van barrières.



Figuur 20 Fictief-DTM voor een poldergebied.

Ook in vlakke gebieden hoeft de aanname dat de waterscheiding precies tussen twee waterlopen ligt niet altijd op te gaan. De waterscheiding kan in dit soort gebieden bijvoorbeeld bepaald worden door relatief hoog gelegen wegen. Om deze problemen te ondervangen is de GIS-Tool zodanig opgezet dat bekende waterscheidingen kunnen worden

meegenomen. Indien de waterscheidingen op regionale schaal niet bekend zijn kunnen deze voor hellende gebieden bepaald worden aan de hand van de maaiveldshoogtegegevens. Op deze schaal kan het gebruik van een DTM op basis van de maaiveldhoogte en de ligging en stroomrichting van de A-watergangen goede resultaten geven (Querner et al., 1998). Om het aantal lokale laagten te beperken kan het AHN opgeschaald worden door gebruik te maken van het gemiddelde maaiveld voor grids van bijvoorbeeld 100 meter.

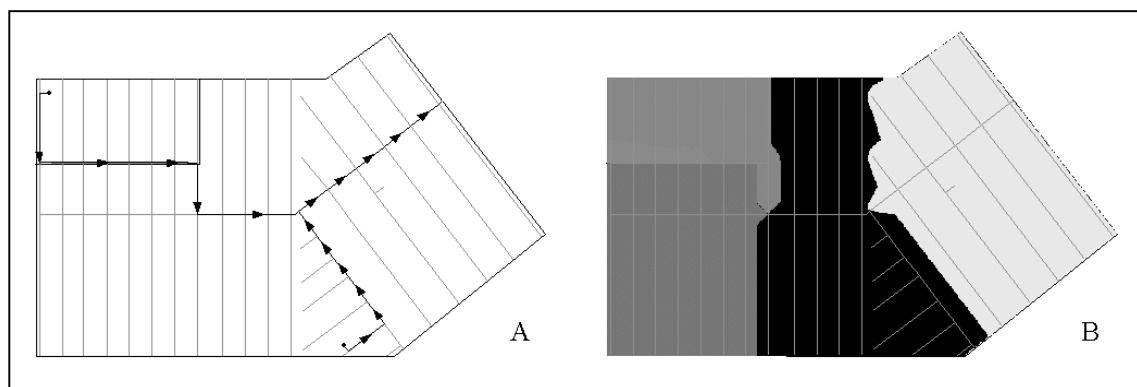
Voor het genereren van een fictief DTM zijn de volgende gegevens noodzakelijk:

Ligging van de waterlopen;

Uitstroompunten uit het gebied;

Ligging van bestaande afwateringseenheden of barrières / Bekende waterscheidingen (WIS-Afwateringseenheden) (optioneel).

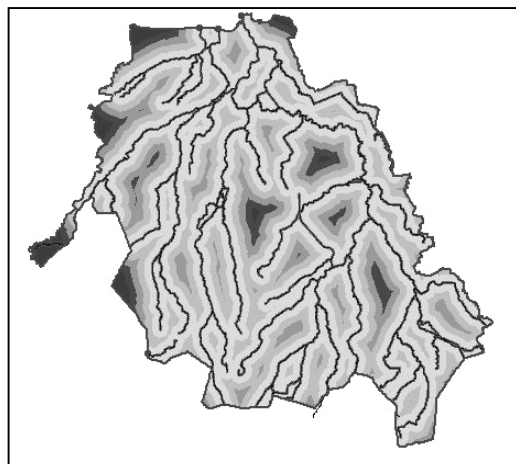
In een DTM is de afwateringsstructuur van een gebied in digitale vorm vastgelegd. Hiermee ligt zowel de herkomst als de afwateringsrichting van het water in een gebied vast. Aan de hand van nabewerkingen kan de afwateringssituatie voor ieder willekeurig punt in een gebied bepaald worden. Deze eigenschap maakt een DTM geschikt voor de bepaling van de beschikbaarheid van oppervlaktewater.



Figuur 21 Afwateringsstructuur voor een poldergebied; A stromingsrichting; B afwateringseenheden

Bij het genereren van het kunstmatige Digitaal Terrein Model (Artificial DTM) wordt een bestand gegenereerd met fictieve hoogteinformatie. Het kunstmatige DTM wordt gegenereerd op basis van de gemakkelijkste en kortste afstand tot het uitstroompunt. Het bestand wordt zodanig opgezet dat een punt dat ver van het uitstroompunt verwijderd is een hoge getalswaarde heeft, en een punt in een waterloop nabij het uitstroompunt een lage getalswaarde. Op deze manier kan een bestand gegenereerd worden waarin de afwateringsstructuur is vastgelegd. Er bestaat echter geen enkele relatie meer met de maaiveldhoogtegegevens. Het genereren van een kunstmatig DTM zonder het gebruik van maaiveldhoogtegegevens maakt de methode ook geschikt voor vlakke gebieden. Poldergrenzen en dijken kunnen in de procedure meegenomen worden in de vorm van barrières.

Bij het genereren van het kunstmatige DTM is in eerste instantie gebruik gemaakt van de ligging van de waterlopen en de uitstroompunten aan de rand van het gebied (Figuur 22).



Figuur 22 Digitaal terrein model op basis van waterlopen

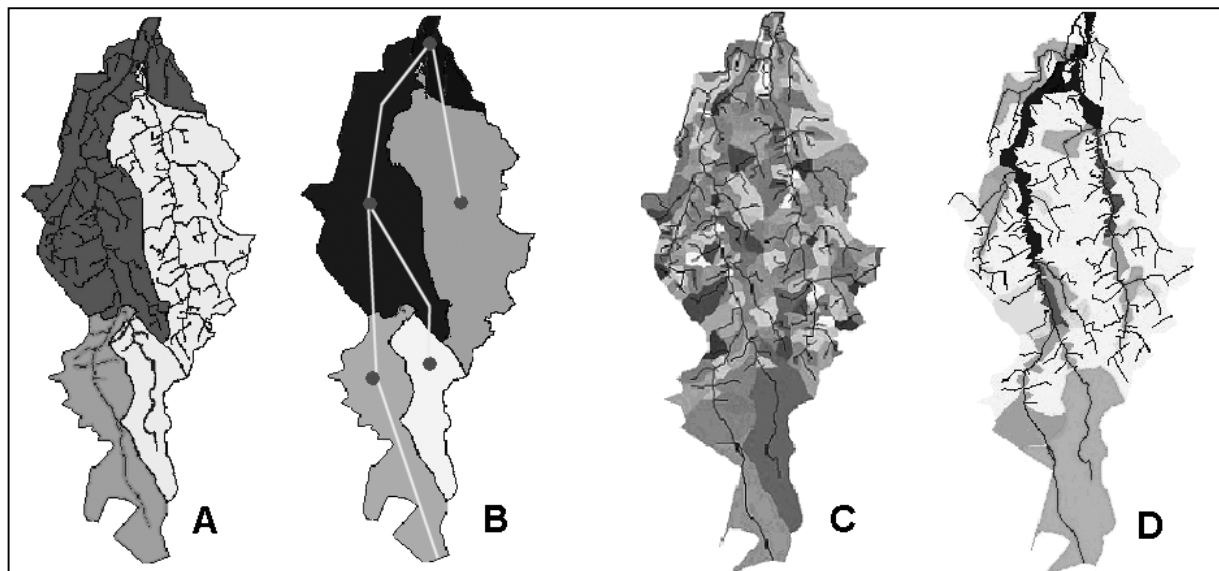
4.1.4 Gebruik van waterscheidingen in bepaling fictief DTM

Om de werkelijke afwateringsstructuur beter te kunnen beschrijven is de procedure voor de opzet van het kunstmatige DTM in de tweede fase van het project uitgebreid. Door aanpassing van de procedure kunnen de ligging van bestaande en bekende grenzen van afwateringseenheden (waterscheidingen) en barrières in de bepaling van het kunstmatige DTM meegenomen worden. In de onderstaande kaart zijn een aantal afwateringseenheden uit het Waterstaatkundig Informatie Systeem (WIS) weergegevens (Figuur 23 A).

Door gebruik te maken van het kunstmatige DTM kunnen op eenvoudige wijze afwateringseenheden gegenereerd worden. De bepaling van de afwateringseenheden kan voor ieder gewenst punt op een waterloop plaatsvinden. In de onderstaande kaart is voor iedere waterloop de bijbehorende afwateringseenheid weergegeven (Figuur 23 C). Bij ieder samenstroompunt van twee waterlopen zijn de afzonderlijke afwateringseenheden bepaald.

Het genereren van een kunstmatig DTM is een manier om de afwateringsstructuur van een gebied in digitale vorm vast te leggen. Hiermee ligt zowel de herkomst als de afwateringsrichting van een gebied vast. Aan de hand van nabewerkingen kan de afwateringssituatie voor ieder willekeurig punt in een gebied bepaald worden (Figuur 23 D). Deze bepaling is ruimtelijk duidelijk explicieter en nauwkeuriger dan de berekening van de aanwezige cumulatieve afvoer per WIS-eenheid (Figuur 23 B)

De nauwkeurigheid van het aldus gevormde kunstmatige DTM is voornamelijk afhankelijk van het aantal waterlopen en waterscheidingen die meegenomen worden in de procedure. De procedure kan wellicht ook gebruikt worden in combinatie met het TOP10-Vector bestand. De enorme hoeveelheid aan waterlopen in dit bestand zou de nauwkeurigheid van de gegenereerde afwateringsstructuur sterk verhogen.

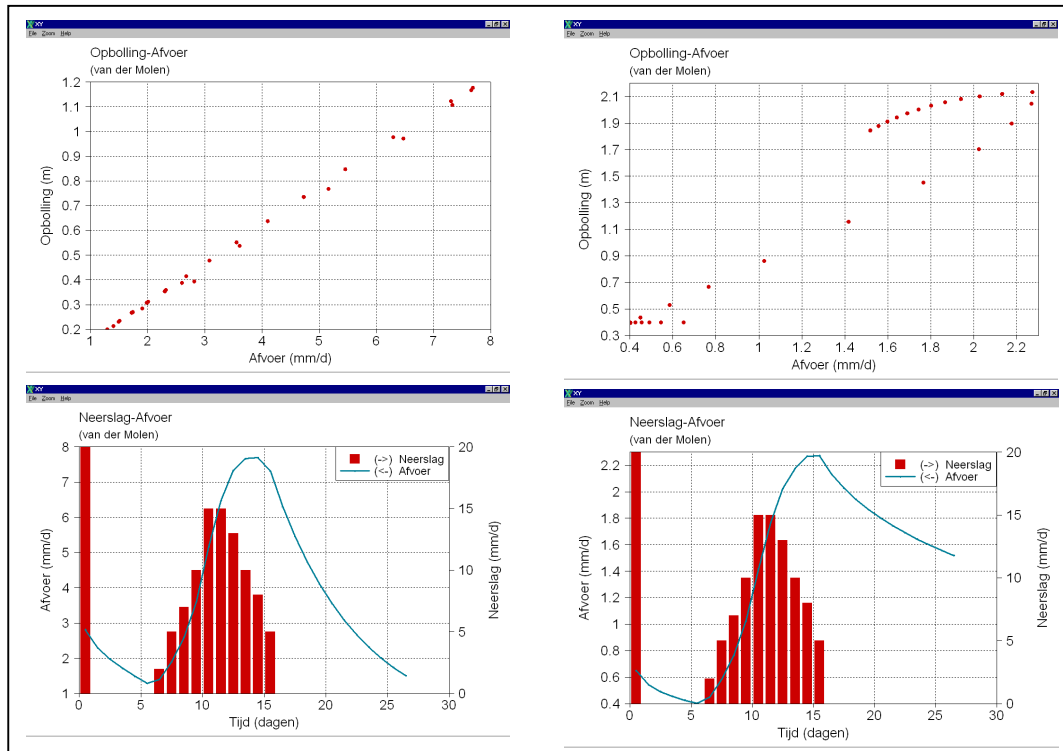


Figuur 23 A: Afwateringseenheden uit het Waterstaatkundig Informatie Systeem (WIS);
B: Cumulatieve afvoer per WIS-afwateringseenheid;
C: Gegeneerde afwateringseenheden voor iedere afzonderlijke waterloop;
D: Cumulatieve afvoer per afwateringseenheid van C.

4.2 Neerslag-afvoer modellering: implementatie van het tijdsaspect

Voor het bepalen van de hoeveelheid beschikbaar oppervlaktewater / afvoer op een bepaald punt op een bepaalde tijd als resultante van de hoeveelheid neerslag, worden veelal een drietal modellen gebruikt, al dan niet in combinatie: Het neerslag-afvoer model van vd Molen beschrijft zowel het model van De Zeeuw-Hellinga als Kraaijenhoff van de Leur. Bij het neerslag-afvoer-model van De Zeeuw-Hellinga wordt er van uitgegaan dat de horizontale weerstand verwaarloosbaar is. Deze aanname gaat op voor zandgebieden met een hoge kD-waarde. Bij het model van Kraaijenhoff van de Leur wordt de radiale en intree weerstand verwaarloosbaar verondersteld. Van der Molen heeft een formule opgesteld voor gevallen waarbij zowel de horizontale- als de radiale- en intree weerstand van betekenis zijn.

In figuur 24 is de reactie van de afvoer te zien op een neerslagreeks voor twee voorbeeldgebieden berekend met de formule zoals opgesteld door van der Molen. In de eerste berekening speelt de horizontale weerstand bijna geen rol. Hierdoor bestaat er een bij benadering lineair verband tussen de opbolling en de afvoer. In het tweede voorbeeld is de horizontale weerstand wel van belang. De afname van de afvoer verloopt veel trager door een najlgingseffect. In een dergelijk geval bestaat er ook geen eenduidige relatie meer tussen de afvoer en de opbolling.



Figuur 24 Neerslag-afvoer reeksen voor twee voorbeeld gebieden.

Bij het gebruik van een neerslag-afvoer-model zijn de volgende variabelen noodzakelijk:

Karteerbare kenmerken:

- Kenmerken en dichtheid van waterlopen
- Geohydrologie (doorlaatvermogen)
- Bodemtype

Afgeleide gegevens:

- Bergingscoëfficiënt (constante)
- Drainageweerstand (opgesplitst in horizontale- en radiale- en intreeweerstand)
- Kwel/wegzijging

Voor de bepaling van de bergingscoëfficiënt kan gebruik gemaakt worden van het model CAPSEV. Bij de modelberekeningen zal uitgegaan worden van de volgende uitgangspunten:

- Initiële grondwaterstand op GHG-niveau
- Bodemschematisatie in 21 PAWN-eenheden
- Neerwaartse flux van 2 mm/d

De drainageweerstand wordt bepaald met behulp van de formule van Ernst of Bruggeman. De meest bepalende parameter voor de drainageweerstand is de afstand tussen de ontwateringsmiddelen. Voor de waterlopen zal voor deze parameter gebruik gemaakt worden van het TOP-10 bestand. Voor gegevens over drainage zal aangesloten worden bij het STONE onderzoek. Indien voor het projectgebied betere gegevens over de ligging van drainage op korte termijn beschikbaar komen kunnen deze gegevens binnen dit onderzoek meegenomen worden.

Nadat de karteerbare kenmerken en de afgeleide gegevens bekend zijn kan de maatgevende afvoer berekend worden met het neerslag-afvoermodel (vdMolen) op basis van een maatgevende neerslagreeks. De berekende bergingscoëfficiënt is bepalend voor de uitgangssituatie voor de berekening van de maatgevende afvoer. Bij de bepaling van de maatgevende afvoer is het van belang de goede combinatie te kiezen tussen de uitgangssituatie (bergingscoëfficiënt) en de door te rekenen neerslagreeks (bui). Hiervoor zijn meerdere oplossingen mogelijk. Naderhand wordt de maatgevende afvoer bepaald door naast de impuls-respons berekening ook de kwel/wegzijging in rekening te brengen.

4.3 Type oppervlaktewater-berekeningen voor de ELI

4.3.1 Berekening cumulatieve beschikbaarheid van oppervlaktewater Nederland

Voor de lokale ruimtelijke beïnvloeding via oppervlaktewater kan voor de ELI een kaart gemaakt worden met daarin een classificatie van de ruimtelijke interactie van de hoeveelheid oppervlaktewater (op een bepaald tijdstip) en de aanwezige oppervlaktewater-behoefte natuur.

Voor de berekening van de cumulatieve beschikbaarheid aan oppervlaktewater zijn de volgende vier stappen nodig:

1. Bepaling afwateringseenheden en afwateringsstructuur met behulp van het WIS en een fictief DTM zoals beschreven in hoofdstuk 4.
2. Bepalen afstroming afhankelijk van grondgebruik per fictieve DTM-afstromingseenheid.
Om de afwatering per afwateringseenheid te bepalen zal eerst de LGN3+-legenda (25×25 m) moeten worden omgezet naar de maatgevende afvoer per gridcel (afgeleid van Gt en bodemgebruik). Per afwateringseenheid kan vervolgens bepaald wat de gemiddelde afstroming per gridcel is. Vermenigvuldigd met het oppervlakte levert dit de totale afvoer per afwateringseenheid op (l/sec/ha)
3. Bepalen van de tijdsafhankelijke afstroming per afstromingseenheid m.b.v. kenmerken en dichtheid van waterlopen, geohydrologie (doorlaatvermogen) en bodemtype (volgens par. 4.2).
4. Bepalen cumulatieve afstroming in hoeveelheid en tijd, afhankelijk van 2 en 3.

Aan de hand van de enkelvoudige relaties die bij 3 gecreëerd zijn kan de cumulatieve afstroming bepaald worden door itererend alle afstromende hoeveelheden bij elkaar op te tellen, zodat elk element al het water ontvangt dat "bovenstrooms" wordt afgevoerd.

Confrontatie van natte natuurgebieden met de hoeveelheid afstromend oppervlaktewater

5 Conclusies

De beschreven methode voor het bepalen van oppervlakterelaties via grondwater kan op deze wijze ingezet worden als graadmeter, afgezien van een aantal keuzeaspecten als zoekstraal en oppervlaktenormen (mogelijk af te leiden uit proefschrift over het voorspellen van “hydrologische isolatie” o.b.v. remote sensing. (Sanders, 1999)).

Het deel oppervlaktewater is in zoverre niet geheel af dat hierbij een expliciete waarderingsgrondslag ontbreekt. Er kan berekend worden wat er aan water beschikbaar is op diverse plaatsen in Nederland (per afwateringseenheid/tijd). Voor een ecologische waardering zou bij voorkeur aanvullende informatie beschikbaar moeten zijn over:

- De kwaliteit van het water; dit heeft sterke relaties met de graadmeter stofstromen en kan daarbinnen worden uitgewerkt.
- hydro- en morfodynamiek van beken en rivieren

Duidelijke verbeteringen in de methode tot nu toe is de bepaling van de temporele beschikbaarheid in de tijd. Dit vraagt om een andere (analytische) berekening van de afvoer, hetgeen wel veel (reken)tijd kost.

Concluderend kan worden gesteld dat als waarderingsgrondslag voor ELI voorlopig wordt volstaan met de positionering van natuur die om oppervlaktewater vraagt t.o.v. de waterlopen die het water aanvoeren. Confrontatie van aanwezigheid van oppervlaktewater-afhankelijke natuur en de hoeveelheid afstromend oppervlaktewater op een bepaald tijdstip/-periode. De temporele spreiding over het jaar kan op de manier zoals is beschreven in par. 4.2 worden meegenomen.

Bovenstaande vereist inzicht in de waterbehoefte van de (oppervlakte)waterafhankelijke natuur. Dit kan bijvoorbeeld bekende informatie zijn over vegetatieontwikkelingen en overstromingsduur (bijv. Buit et al 1998).

Daarnaast zijn er binnen het oppervlaktewater-verhaal een aantal vragen blijven bestaan:

- Hoe zit het met verdamping als factor? Voor een deel is dit opgenomen als onderdeel in de ecotooptype-afhankelijke afvoer, zoals bepaald voor de Hydro-landtypen.
- Wat is de relatie tussen het oppervlakte- en grondwater in de uiteindelijk graadmeters?

Literatuur

- Boumans, L., A. Breeuwsma, W. van Duyvenbooden, D.J. Groot Obbink, S. Jelgersma, H. van Straten en J.H.M. Wösten, 1987. Kwetsbaarheid van grondwater. Kartering van de Nederlandse bodem in relatie tot de kwetsbaarheid van grondwater voor verontreiniging. Rapport 840387003, RIVM. Bilthoven.
- Cultuurtechnische Vereniging, 1988. Cultuurtechnisch vademecum. Cultuurtechnische Vereniging, Werkgroep Herziening Cultuurtechnisch Vademecum. Utrecht: - 1085 p. + 1 krt..
- Drecht, G. van, 1997. Modellen voor diffuse ontwatering in de toplaag. In: Stromingen, jaargang 3, nr 2, pag 5-16.
- Edelman, H.J., 1972. Groundwater hydraulics of extensive aquifers. International institute for land reclamation and improvement, ILRI, bulletin 13, Wageningen.
- Ernst, L.F., 1956. Calculation of the steady flow of groundwater in vertical cross sections. Neth. J. Agr. Sci. 4: 126-131.
- Ernst, L.F., 1962. Grondwaterstroming in de verzadigde zone en hun berekening bij aanwezigheid van horizontale evenwijdige open leidingen. Proefschrift, Wageningen
- Ernst, L.F., 1983. Wegzijing en kwel; de grondwaterstroming van hogere naar lagere gebieden. ICW, rapport 7, Wageningen.
- Gaast, J.W.J. van der en L.C.P.M. Stuyt, 2000. Drainagevergunningen; Methodiek voor de beoordeling van aanvragen voor de aanleg van buisdrainage. . Alterra-rapport 012. ALTERRA, Research Instituut voor de Groene Ruimte, Wageningen.
- Gaast, J.W.J. van der en P.J.T. van Bakel, 1997. Differentiatie van waterlopen ten behoeve van het bestrijdingsmiddelenbeleid in Nederland. Rapport 526, DLO Staring Centrum, Wageningen.
- Gaast, J.W.J. van der en P.J.T. van Bakel, 1997. Verdroging door droge en natte rijksinfrastructuur in Overijssel en Gelderland; een verkennende studie. Rapport 500, DLO Staring Centrum, Wageningen
- Gaast, J.W.J. van der, in prep. Handleiding Water Management Tools. Effectberekeningen van drainage. Interne mededeling 572, SC-DLO. Wageningen. In. prep.
- Kruseman, G.P. en N.A. de Ridder, 1970. Analysis and evaluation of pumping test data. International Institute for Land Reclamation and Improvement, Wageningen.
- Massop, H. Th. L. en P.A.J.W. de Wit , 1994. Hydrologisch onderzoek naar drainageweerstand van het tertiair ontwateringsstelsel in Oost-Gelderland.
- Massop, H.Th.L., L.C.P.M. Stuyt, P.J.T, van Bakel, J.M.M. Bouwmans en H.Prak, 1997. Invloed van de oppervlaktewaterstand op de grondwaterstand. Leidraad voor de kwantificering van de effecten van veranderingen in de oppervlaktewaterstand op de grondwaterstand. Rapport 527.1, DLO Staring Centrum. Wageningen.
- Mazure, J.P., 1936. Geohydrologische gesteldheid van de Wieringermeer. Algemene landsdrukkerij, pp 67-131, 's-Gravenhage.
- Meinardi, C.R.,1994. Groundwater recharge and travel times in the sandy regions of the Netherlands. Ontwikkelingsteam NAGROM-MOZART-DEMNAT-AGRICOM, 1997. Water onder land tussen regen en plant. Landelijke modellen voor verdrogingsbestrijding. RIZA rapport 97.062, Lelystad.
- Pastoor M.J.H., 1992. Landelijk Grondwater Model. Conceptuele modelbeschrijving 10. RIVM, Bilthoven.
- Rapport 373, DLO Staring Centrum, Wageningen.
- Rapport 373, SC-DLO. Wageningen.
- Rapport 483.1, SC-DLO. Wageningen.
- Rapport 483.4, SC-DLO. Wageningen.
- RIZA, 1996. Modelbeschrijvingen MOZART. RIZA, Lelystad.
- Rothe, J., 1924. Die Strangentfernung bei Dränungen. Landw. Jb. 59, pag. 453-490.
- Schaaf, S. van der, 1995. Snelle oudjes: Toepassing van Mazure's oplossingen voor eerste effectschattingen van waterhuishoudkundige veranderingen. In: H2O, nr. 25, 750-753.
- Sluijs, P. van der, 1982. De grondwatertrap als karakteristiek van het grondwaterstandsverloop. In: H2O(15) nr 3.

- Studiecommissie Waterbeheer Natuur, Bos en Landschap, 1990. Handboek 'Grondwaterbeheer voor Natuur, Bos en Landschap.'
- Stuurman, R.J, J.L. van der Meij & G.B. waterhuishouding Engelen, 1990. De hydrologische systeemanalyse van westelijk Noord-Brabant en omgeving : eindrapport : een integraal onderzoek naar de structuur en dynamiek van watersystemen en de processen die deze bedreigen. Delft : Dienst Grondwaterverkenning TNO. - 185 p. + 1 krt. : [nl]. (Rapport / Dienst Grondwaterverkenning TNO ; nr. OS 90-25-A).
- Technische werkgroep grondwaterplan, 1985. Rapport van de technische werkgroep grondwaterplan; deel1, 2 en 3. Provinciaal bestuur van Drenthe, Assen
- TNO, 1964. Steady flow of ground water towards wells. TNO, The Hague.
- Verruijt, A., Theory of groundwater flow. Macmillan and Co LTD, London.
- Visschers, R., 1997. Steekproef voor de bodemeigenschappen en grondwatertrappen van de Bodemkaart van Nederland schaal 1 : 50 000. Kaarteenheden met Gt III.
- Visschers, R., 1998. Steekproef voor de bodemeigenschappen en grondwatertrappen van de Bodemkaart van Nederland schaal 1 : 50 000. Kaarteenheden met Gt VI.
- Vries, J.J. de, 1974. Groundwater flow systems and stream nets in The Netherlands. Proefschrift, Amsterdam.
- Wesseling, J.G., G.W. Bloemen, W.A.J.M. Kroonen, 1984. Computer program CAPSEV" to calculate: I. soil hydraulic conductivity from grain size distribution. II. steady state water flow in layered soil profiles. Wageningen : I.C.W (Nota / Instituut voor Cultuurtechniek en Waterhuishouding; no. 1500) ., 46 p.
- Wesseling, J.G., 1991. CAPSEV : steady state moisture flow theory : program description, user manual. Staring Centrum (Rapport / Winand Staring Centre, ISSN 0924-3062 ; 37) Wageningen, 51 p.
- Wesseling, J.G., 1998. Eindrapportage project "Reparatie Stone". SC-DLO. Wageningen.
- Wit, K.E, H.Th.L.Massop en J.G. te Beest, 1991. Relatie tussen oppervlaktewater en grondwater in de provincie Drenthe. Rapport 134, DLO Staring Centrum. Wageningen.
- Wösten, J.H.M., F. de Vries, J. Denneboom en A.F. van Holst, 1988. Generalisatie en bodemfysische vertaling van de bodemkaart van Nederland, 1: 250 000, ten behoeve van de PAWN-studie. Rapport 2055, Stiboka. Wageningen.
- Wösten, J.H.M., G.J. Veerman en J. Stolte, 1994. Waterretentie- en doorlatendheidskarakteristieken van boven- en ondergronden in Nederland: de Staringreeks. Vernieuwde uitgave 1994. Technisch document 18, SC-DLO, Wageningen.
- Zagwijn, W.H. en C.J. van Staaldunin, 1975. Toelichting bij de geologische overzichtskaart van Nederland. RGD, Haarlem.

BIJLAGE A. Resultaten Beleidscategorieën Nota Landschap

Tabel A1 Resultaten berekeningen graadmeter Ruimtelijke Samenhang, op basis 50×50 m grids
(Per beleidscategorie, per ecotooptype)

Categorie	Ecotoop-type	opp. per ecotoop-type (ha)	aantal ecotopen	gemiddeld dichtstbijzinde ecotoop (m)	Graadmeter Ruimtelijke Samenhang			
					gemiddelde ecotoop-grootte (ha)	nabijheid (MPI)	log nabijheid	aggregatie (contagion %)
NL	Grasland	1480073	60749	85	24	55146	4.7	
WIT		1306142	68090	84	19	21282	4.3	
NLP		453562	22672	91	20	14686	4.2	
BEH+HERST		461954	12328	86	37	2074	3.3	
OPENHEID		82583	1513	97	55	3301	3.5	
EHS		173931	35301	162	5	51	1.7	
NL	Bouwland	923206	40422	118	23	2021	3.3	
WIT		876316	40710	120	22	2010	3.3	
NLP		192348	16771	149	11	171	2.2	
BEH+HERST		146041	13431	131	11	111	2.0	
OPENHEID		37625	903	232	42	1081	3.0	
EHS		46891	19358	244	2	11	1.0	
NL	Loofbos	158726	48570	136	3	48	1.7	
WIT		39156	41793	167	1	5	0.7	
NLP		100160	28163	124	4	47	1.7	
BEH+HERST		58316	18405	124	3	62	1.8	
OPENHEID		1913	429	354	4	45	1.6	
EHS		119570	37332	145	3	42	1.6	
NL	Naaldbos	175831	19905	205	9	1728	3.2	
WIT		11428	17532	266	1	3	0.4	
NLP		143708	11929	186	12	3554	3.6	
BEH+HERST		94921	8473	167	11	2775	3.4	
OPENHEID		66	114	956	1	1	0.1	
EHS		164404	15550	189	11	996	3.0	
NL	Heide	13408	1964	132	7	252	2.4	
WIT		87	180	1281	0	1	0.0	
NLP		12733	1764	147	7	251	2.4	
BEH+HERST		10281	1573	105	7	278	2.4	
EHS		13321	1967	109	7	251	2.4	
NL	Overige nat.	122849	27996	188	4	145	2.2	
WIT		16695	14023	314	1	5	0.7	
NLP		97304	18859	168	5	74	1.9	
BEH+HERST		33821	11120	188	3	189	2.3	
OPENHEID		922	259	332	4	9	0.9	
EHS		106154	22895	196	5	149	2.2	
NL	Kaal (nat.)geb.	23440	6617	489	4	33	1.5	
WIT		9991	4505	578	3	10	1.0	
NLP		14936	4280	457	3	11	1.0	
BEH+HERST		3358	2158	527	2	34	1.5	
OPENHEID		118	57	905	2	6	0.7	
EHS		13449	3572	649	4	36	1.6	
NL	Zoetwater	342915	24837	166	14	4017	3.6	
WIT		315545	21539	163	15	3143	3.5	
NLP		100768	10408	197	10	125	2.1	
BEH+HERST		29822	6709	193	4	625	2.8	
OPENHEID		9420	1105	118	9	276	2.4	
EHS		27371	11664	274	2	30	1.5	
NL	LANDSCHAP	3240448	231060	145	14	15464	3.2	56
WIT		2575358	208372	158	11	7674	2.7	52
NLP		1115518	114846	154	10	3332	2.5	46
BEH+HERST		838514	74197	151	11	789	2.4	55
OPENHEID		132646	4380	202	30	1438	2.7	70
EHS		665090	147639	196	5	159	1.8	43

Tabel A2 Resultaten berekeningen graadmeter Ruimtelijke Samenhang, op basis 50×50 m grids
(per ecotooptype als index t.o.v. de "LANDSCHAP"-waarden van die categorie (het totale landschap))

Categorie	Ecotoop- type	opp. per ecotooptype	aantal ecotopen	gemiddeld dichtstbijzijn de ecotoop	Graadmeter Ruimtelijke Samenhang			
					gemiddelde ecotoop- grootte	nabijheid (MPI)	log nabijheid	aggregatie (contagion (%))
NL	Grasland	46	26	59	174	357	150	
WIT		51	33	53	172	277	163	
NLP		55	17	57	332	263	135	
BEH+HERST		41	20	59	206	441	167	
OPENHEID		62	35	48	180	230	131	
EHS		26	24	83	109	32	95	
NL	Bouwland	28	17	82	163	13	104	
WIT		34	20	76	193	26	124	
NLP		17	15	97	118	5	89	
BEH+HERST		17	18	86	96	14	83	
OPENHEID		28	21	115	138	75	113	
EHS		7	13	124	54	7	58	
NL	Loofbos	5	21	94	23	0	53	
WIT		2	20	106	8	0	25	
NLP		9	25	81	37	1	67	
BEH+HERST		7	25	82	28	8	73	
OPENHEID		1	10	175	15	3	61	
EHS		18	25	74	71	26	90	
NL	Naaldbos	5	9	141	63	11	102	
WIT		0	8	168	6	0	16	
NLP		13	10	121	124	107	142	
BEH+HERST		11	11	110	99	352	141	
OPENHEID		0	5	473	2	0	4	
EHS		25	11	96	235	628	167	
NL	Heide	0	1	91	49	2	76	
WIT		0	0	809	4	0	<<	
NLP		1	2	95	74	8	96	
BEH+HERST		1	2	70	58	35	100	
OPENHEID		2	1	56	150	158	134	
EHS								
NL	Overige nat.	4	12	129	31	1	68	
WIT		1	7	198	11	0	26	
NLP		9	16	109	53	2	75	
BEH+HERST		4	15	124	27	24	93	
OPENHEID		1	6	164	12	1	35	
EHS		16	16	100	103	94	121	
NL	Kaal (nat.)geb.	1	3	337	25	0	48	
WIT		0	2	365	20	0	38	
NLP		1	4	296	36	0	42	
BEH+HERST		0	3	349	14	4	63	
OPENHEID		0	1	448	7	0	28	
EHS		2	2	330	84	23	87	
NL	Zoetwater	11	11	114	98	26	114	
WIT		12	10	103	131	41	132	
NLP		9	9	128	100	4	84	
BEH+HERST		4	9	128	39	79	114	
OPENHEID		7	25	59	28	19	91	
EHS		4	8	140	52	19	82	
NL	LANDSCHAP	100	100	100	100	100	100	56
WIT		100	100	100	100	100	100	52
NLP		100	100	100	100	100	100	46
BEH+HERST		100	100	100	100	100	100	55
OPENHEID		100	100	100	100	100	100	70
EHS		100	100	100	100	100	100	43

BIJLAGE B. Ruimtelijke Samenhang in verschillende landschapstypen.

Tabel B1 Ruimtelijke Samenhang in 9 verschillende landschapstypen. Toelichting in de tekst. gridgrootte 50×50 m.

1. Heuvelland, lössontginningen. Blok: 7				
ecotooptype	Aantal ecotopen	Gem. opp. (ha)	Nabijheid (MPI)	Aggregatie (%)
grasland	827	9,9	721	
akkerbouw	223	29,7	373	
loofbos	386	4,6	37	
naaldbos	123	4,6	116	
beide				
overig natuur	106	1,5	9	
kaal	88	3,0	11	
zoet water	58	2,0	1	
totale landschap	1811	9,8	392	55

2. Zandgebied, heideontginningen en bossen. Blok: 51				
ecotooptype	Aantal ecotopen	Gem. opp. (ha)	Nabijheid (MPI)	Aggregatie (%)
grasland	1012	23,8	6262	
akkerbouw	720	10,1	69	
loofbos	1862	6,0	200	
naaldbos	961	23,9	6415	
beide	548	6,3	177	
overig natuur	2034	2,9	99	
kaal	422	2,5	27	
zoet water	83	55,5	1357	
totale landschap	7642	10,6	1746	44

3. Zandgebied, heideontginningen, kampongginningen. Blok: 44, 54				
ecotooptype	Aantal ecotopen	Gem. opp. (ha)	Nabijheid (MPI)	Aggregatie (%)
grasland	590	76,9	98066	
akkerbouw	1498	10,9	80	
loofbos	1521	2,7	24	
naaldbos	711	3,1	47	
beide	2	0,6	0	
overig natuur	400	1,1	4	
kaal	98	0,5	0	
zoet water	633	0,9	3	
totale landschap	5453	12,7	10646	64

ecotooptype	Aantal ecotopen	Gem. opp. (ha)	Nabijheid (MPI)	Aggregatie (%)
grasland	682	32,6	32372	
akkerbouw	916	7,3	47	
loofbos	1464	2,4	22	
naaldbos	806	3,5	41	
beide	11	0,5	1	
overig natuur	497	1,5	11	
kaal	126	1,4	4	
zoet water	188	2,3	4	
totale landschap	4690	7,8	4732	55

4. Hoogveenontginningsgebied, veenkoloniën. Blok: 81				
ecotooptype	Aantal ecotopen	Gem. opp. (ha)	Nabijheid (MPI)	Aggregatie (%)
grasland	1880	7,4	105	
akkerbouw	215	240,5	42438	
loofbos	705	4,4	16	
naaldbos	235	1,6	8	
beide	5	0,9	1	
overig natuur	343	3,4	20	
kaal	117	1,1	3	
zoet water	744	1,9	12	
totale landschap	4244	16,9	2203	69

5. Rivierengebied, stroomrug en komontginningen (mengvorm, zandgebied heideontginningen en bossen). Blok: 41, 42, 33				
ecotooptype	Aantal ecotopen	Gem. opp. (ha)	Nabijheid (MPI)	Aggregatie (%)
grasland	1462	33.6	15047	
akkerbouw	986	6.3	22	
loofbos	1476	3.7	48	
naaldbos	424	12.6	1501	
beide				
overig natuur	738	2.4	86	
kaal	56	4.9	35	
zoet water	676	5.1	431	
totale landschap	5818	12.3	3968	59

ecotooptype	Aantal ecotopen	Gem. opp. (ha)	Nabijheid (MPI)	Aggregatie (%)
grasland	1174	33.1	11940	
akkerbouw	1209	9.3	48	
loofbos	1269	4.3	60	
naaldbos	607	18.1	4611	
beide	352	6.3	298	
overig natuur	997	3.4	132	
kaal	179	1.5	3	
zoet water	418	8.1	530	
totale landschap	6205	12.2	2806	51

ecotooptype	Aantal ecotopen	Gem. opp. (ha)	Nabijheid (MPI)	Aggregatie (%)
grasland	2178	17.2	2934	
akkerbouw	2061	11.9	541	
loofbos	1593	2.0	14	
naaldbos	538	9.3	152	
beide	31	4.1	16	
overig natuur	659	1.1	5	
kaal	133	1.3	2	
zoet water	516	4.5	44	
totale landschap	7709	9.5	991	56

6. Zeekleigebied, jonge zeekleipolders. Blok: 20, 89				
ecotooptype	Aantal ecotopen	Gem. opp. (ha)	Nabijheid (MPI)	Aggregatie (%)
grasland	1398	8.5	168	
akkerbouw	158	233.9	9249	
loofbos	153	2.6	9	
naaldbos	14	0.7	2	
beide				
overig natuur	151	9.7	108	
kaal	114	1.3	5	
zoet water	271	2.9	16	
totale landschap	2259	22.9	761	71

ecotooptype	Aantal ecotopen	Gem. opp. (ha)	Nabijheid (MPI)	Aggregatie (%)
grasland	1034	37.1	17024	
akkerbouw	344	91.9	9207	
loofbos	214	4.5	8	
naaldbos	56	0.5	1	
beide				
overig natuur	101	9.4	42	
kaal	28	1.8	2	
zoet water	885	1.8	30	
totale landschap	2662	27.6	7815	68

7. Laagveengebied, (mengvorm zand-/ rivierkleigebied) blok: 40, 70				
ecotooptype	Aantal ecotopen	Gem. opp. (ha)	Nabijheid (MPI)	Aggregatie (%)
grasland	505	103.1	104982	
akkerbouw	1260	8.5	53	
loofbos	1717	3.1	44	
naaldbos	636	6.6	464	
beide				
overig natuur	1031	6.1	185	
kaal	153	1.8	28.4	
zoet water	943	4.7	229	
totale landschap	6245	13.5	8625	54

8. Droogmakerijen. Blok: 60, 69				
ecotootype	Aantal ecotopen	Gem. opp. (ha)	Nabijheid (MPI)	Aggregatie (%)
grasland	1620	12.1	625	
akkerbouw	389	98.9	7170	
loofbos	471	10.9	175	
naaldbos	243	4.9	85	
beide	2	1.0	2	
overig natuur	287	3.5	14	
kaal	92	1.9	4	
zoet water	212	86.5	3387	
totale landschap	3316	25.3	1395	60

ecotootype	Aantal ecotopen	Gem. opp. (ha)	Nabijheid (MPI)	Aggregatie (%)
grasland	838	35.3	3458	
akkerbouw	462	53.7	3456	
loofbos	320	7.3	91	
naaldbos	188	4.4	33	
beide				
overig natuur	344	4.3	46	
kaal	16	1.1	0	
zoet water	353	75.5	4742	
totale landschap	2521	34.0	2467	59

9. Zeer gemengde ecotootype: zand, veen, kamp- en heide- en laagveenontginningen en veenkoloniën. Blok: 80				
ecotootype	Aantal ecotopen	Gem. opp. (ha)	Nabijheid (MPI)	Aggregatie (%)
grasland	1591	24.2	8321	
akkerbouw	753	32.1	830	
loofbos	1953	2.5	29	
naaldbos	987	4.2	216	
beide				
overig natuur	970	6.1	216	
kaal	327	0.7	2	
zoet water	551	4.2	32	
totale landschap	7132	11.2	2014	51

10. Nederland totaal 30x30 km gemiddeld over 85 % van de 30x30 km blokken over Nederland					
ecotootype	Aantal ecotopen	Nabijheid (MPI)	sd Nabijheid	Aggregatie (%)	sd Aggregatie (%)
grasland	1198	9793	1634		
akkerbouw	875	1024	5151		
loofbos	1061	42	28		
naaldbos	445	968	167		
beide	50	254	212		
overig natuur	636	72	89		
kaal	133	42	121		
zoet water	387	828	1534		
totale landschap	4785	2819	487	56	11

BIJLAGE C. Kaartenoverzicht