

## Deel III. Landschapsecologische inbedding van de herstelstrategieën



# Leeswijzer Deel III

Jansen, A.J.M., H.F. van Dobben, J.H. Bouwman & M.E. Nijssen

## 1 Inleiding

In dit deel worden de herstelstrategieën voor kenmerkende opeenvolgingen van habitattypen en/of leefgebieden langs veel voorkomende gradiënten, zogenoemde gradiënttypen, beschreven voor alle Nederlandse landschappen. Voor een uitgebreide toelichting op het begrip “gradiënttype” wordt verwezen naar §3.4.

De herstelstrategieën voor gradiënttypen zijn een aanvulling op die van Deel II, waar de herstelstrategieën voor de afzonderlijke stikstofgevoelige habitattypen en leefgebieden worden beschreven. De herstelstrategieën voor de afzonderlijke habitattypen en leefgebieden gaan in op maatregelen die overwegend op het ruimtelijke schaalniveau van de standplaats – dit is de plaats met specifieke levensomstandigheden voor een plantensoort of vegetatietype (<http://www.nev.nl/thijssse/woordenlijst.html>) – worden genomen. De maatregelen die hier worden besproken hebben betrekking op een hoger ruimtelijk schaalniveau, dat meestal wordt aangeduid met “landschapsschaal”. Voor herstel dienen maatregelen op landschapsschaal te meestal te worden aangevuld c.q. gecombineerd met die op standplaatsschaal (Grootjans et al. 2002a,b). Hier, in Deel III worden mogelijke combinaties van maatregelen op beide schaalniveaus besproken. De habitattypen en de leefgebieden zijn altijd onderdeel van het landschap en de processen op landschapsschaal zijn richtinggevend voor de condities die heersen op een standplaats. Het zou daarom voor de hand liggen de landschappen – en de wijze waarop ze via maatregelen hersteld kunnen worden – als eerste te beschrijven en dan pas de habitattypen en de leefgebieden. Het tegenovergestelde is echter gebeurd omdat het beleid en de daar aan gekoppelde doelstellingen zijn gebaseerd op arealen en kwaliteiten van afzonderlijke habitattypen en leefgebieden en niet op herstel van gradiënten met mozaïeken van habitattypen over een bepaald areaal en van een bepaalde kwaliteit. Door in Deel III uitdrukkelijk aandacht te besteden aan herstelstrategieën op landschapsschaal kan in de uitwerking van de Programmatische Aanpak Stikstof een onsamenhangende benadering via afzonderlijke habitattypen, leefgebieden en soorten worden voorkomen. In Deel III wordt herstel op landschapsschaal en op de standplaats en leefgebieden van de afzonderlijke typen en soorten geïntegreerd, wat samenhang brengt en beter aansluit bij de ruimtelijke planning. De indeling waarbinnen de onderscheiden gradiënttypen worden behandeld is gebaseerd op de fysisch-geografische kaart van Nederland en het programma Ontwikkeling en Beheer Natuurkwaliteit (OBN) (Figuur 1). De duinen, de hogere zandgronden en het Zuid-Limburgse heuvelland bezitten uitgesproken droge en natte onderdelen. Hoewel er belangrijke relaties bestaan tussen deze onderdelen o.a. via grondwaterstroming, is er voor gekozen deze onderdelen als afzonderlijke landschappen te behandelen omdat de condities en processen binnen de droge en natte delen sterk afwijkend zijn en daarom om andere herstelmaatregelen vragen. In Deel III komen het droog en nat zandlandschap en het droog en nat duinlandschap als aparte hoofdstukken aan de orde. Het droge deel van het Zuid-Limburgse heuvelland wordt besproken in het hoofdstuk Heuvelland, terwijl de natte delen opgenomen zijn als een gradiënttype binnen het beekdallandschap. De relaties via water of wind tussen het droge en natte deel van deze landschappen komen in (een van) beide onderdelen aan de orde, evenals de

gevolgen daarvan voor het functioneren van dat deel van het landschap en de eventueel noodzakelijke maatregelen.



*Figuur 1: Fysisch-geografische regio's. Naar Bal et al. (2001).*

## 2 Waarom herstelstrategieën voor gradiënten?

Door ingrepen in de omgeving van een standplaats (bijvoorbeeld ontwatering, vastleggen van stuifzanden, ontginning) kunnen de omstandigheden die heersen op een standplaats (de zogenoemde standplaatscondities) of in een leefgebied veranderen: er treedt verdroging, verzuring, vermessing en/of versnippering op. Hierdoor veranderen de kwaliteit en/of oppervlakte van een habitattype of leefgebied in negatieve zin. Om deze bedreigingen te pareren zijn in zo'n situatie maatregelen op standplaatsniveau (plaggen, maaien, bekalken, het dempen van een enkele sloot) meestal onvoldoende (zie bijvoorbeeld [Grootjans et al. 2002a,b](#), [Grootjans et al. 2006](#), [Jansen et al. 2004](#)). Dat komt doordat de standplaatscondities in belangrijke mate worden bepaald door de omgeving (het landschap) van die standplaats, zowel de nabije omgeving (lokaal) en vaak ook die op grotere afstand (regionaal of bovenlokaal). De ligging (positie) van een standplaats ten opzichte van zijn omgeving (in het landschap) bepaalt welke abiotische processen (richting van waterstroming, zandtransport, oplossen van mineralen) optreden. Deze bepalen samen met de eigenschappen van de standplaats (substraat, beheer geschiedenis) uiteindelijk de condities die op de betreffende standplaats heersen ([Van Wirdum 1979](#)).

Om de processen die de kwaliteit van de standplaats – en daarmee die van het habitattype of het leefgebied – bepalen weer op gang te krijgen of om hun functioneren te verbeteren zijn maatregelen op landschapsschaal – veelal buiten de natuurgebieden – noodzakelijk ([Grootjans & Van Diggelen 1995, 2009](#), [Grootjans et al. 2006, 2013](#); [Jansen et al. 2000, 2001](#), [Joosten 1995](#), [Schouwenaars 1995](#), [Spijksma et al. 1995](#), [Van Diggelen et al. 1994](#), [Van Loon 2010](#), [Vegter 1999](#)). Dat betekent dat niet kan worden volstaan met een beschrijving van maatregelen op standplaatsniveau en daarmee voor herstelstrategieën voor de afzonderlijke habitattypen en leefgebieden. Bovendien komen de habitattypen en de leefgebieden vaak voor in ruimtelijk samenhangende, kenmerkende combinaties en opeenvolging langs gradiënten van hoog naar laag, van zoet naar zout, van basenarm naar baserijk en van voedselarm naar voedselrijk. Ook dat wordt in belangrijke mate bepaald door processen op landschapsschaal (zogenoemde positionele factoren, zie onder).

De maatregelen op landschapsschaal moeten meestal worden gecombineerd met maatregelen op de standplaats omdat tijdens de periode van verstoorde condities de standplaats en zijn vegetatie van karakter zijn veranderd (accumulatie van ruwe humus, dominantie van hoog opschietende grassen). Bovendien kan een maatregel in één habitattype ook invloed hebben op aangrenzende habitattypen, en meestal zijn meerdere habitattypen aangetast. Dan moeten de verschillende maatregelen op standplaatsniveau op elkaar worden afgestemd. Immers, wat goed is voor één habitattype hoeft niet goed te zijn voor een ander, terwijl de invloed van veel maatregelen niet ophoudt bij de grens tussen habitattypen. De maatregelen op standplaatsniveau moeten worden gebaseerd op die op landschapsschaal: het effect van maatregelen op landschapsschaal is bepalend voor de te nemen maatregelen op het niveau van de standplaats. De maatvoering van de maatregelen op standplaatsniveau dient te worden afgestemd op de (te verwachten) effecten van diegene die op landschapsschaal zijn of worden genomen. Ter illustratie: wanneer wordt besloten een deel van de gradiënt te ontgronden om een overmaat aan fosfaat af te voeren dan dient allereerst te worden nagegaan of dit niet leidt tot onomkeerbare hydrologische veranderingen. Leidt het afgraven met bepaalde diepte om de ontwikkeling van een schrale vegetatie mogelijk te maken niet tot een lagere maaiveldligging ten opzichte van het aangrenzende, niet-vermeste en goed ontwikkelde deel van de gradiënt? Indien dat het geval is, dan zal dat leiden tot drainage – en daarmee verdroging – van het goed ontwikkelde deel, en dat is ongewenst. Er zijn dan twee alternatieven: zodanig ontgronden dat geen drainage optreedt of

kiezen voor een andere, meer geleidelijke maatregel om fosfaatarmere omstandigheden te bereiken zoals uitmijnen. En het vraagstuk – en daarmee de keuze en de maatvoering van maatregelen op standplaatsniveau – wordt alleen maar complexer indien door antiverdrogingsmaatregelen fosfaatrijke gronden zo sterk wordt vernat dat fosfaat mobiel wordt. De herstelstrategieën voor gradiënten zijn bedoeld om beleidsmakers, adviseurs en terreinbeheerders te ondersteunen bij de keuze van onderling, ook in maatvoering, goed afgestemde maatregelen op landschaps- (als basis) en op standplaats-schaal. De doelstellingen van het betreffende Natura 2000-gebied én de toestand (mate van aantasting) van gradiënt en van de samenstellende habitattypen en leefgebieden bepaalt of maatregelen noodzakelijk zijn. Is de toestand van een of meerdere habitattypen wat betreft kwaliteit of oppervlakte niet in overeenstemming met de doelstellingen, dan is er sprake van een of meerdere knelpunten en zijn maatregelen noodzakelijk. De keuze van (de combinatie van) de maatregelen is afhankelijk van de situatie ter plaatse van een specifiek Natura 2000-gebied. De vaststelling van die situatie vraagt allereerst om een landschapsecologische systeemanalyse (LESA) (Grootjans & Van Diggelen 2009, Kalkhoven 1999, Van der Molen et al. 2010, 2011). Op grond van deze analyse – die voor grond- en oppervlaktewaterafhankelijke gebieden meestal hydro-ecologische systeemanalyse wordt genoemd – kan worden vastgesteld welk(e) gradiënttype(n) in een gebied voorkomen, hoe deze functioneren in verleden en heden en wat de actuele kwaliteit ervan is. Uit dat functioneren in verleden en heden kunnen de oorzaken van de gesignaleerde knelpunten worden vastgesteld. Het gradiënttype, het precieze functioneren daarvan in het betreffende Natura 2000-gebied en de oorzaken van de geconstateerde knelpunten bepalen welke maatregel(en) (en met welke maatvoering) genomen dienen te worden om de doelstellingen te realiseren. De beschrijving van de gradiënttypen in dit deel van de Herstelstrategieën is een handreiking bij deze gebiedsgebonden zoektocht.

### 3 Landschapsecologie – De benaderingswijze

#### 3.1 Landschapsecologie en hydro-ecologie

De analyse van de beïnvloeding van natuurgebieden met hun habitats en leefgebieden door hun omgeving en de mogelijkheden om de negatieve gevolgen van deze beïnvloeding te mitigeren of te compenseren, vraagt om een benadering die de grenzen van de afzonderlijke habitats, leefgebieden en natuurgebieden overschrijdt. De landschapsecologie als benadering biedt deze mogelijkheid (Grootjans & Van Diggelen 2009; Schroevers 1982; Van Dorp et al. 1999). De landschapsecologie richt zich op de bestudering van de samenhang tussen enerzijds de abiotische en biotische processen, en anderzijds het menselijk handelen op de schaal van het landschap (Kalkhoven 1999). Schroevers (1982) formuleert het als volgt: “landschapsecologie is de wetenschap die op geïntegreerde wijze studie maakt van het landschap als complex ecosysteem”, waarbij hij “ecosysteem” definieert als: “functioneel relatiestelsel binnen een bepaalde tijdsruimte dat bestaat uit zowel levende al niet-levende subsystemen”. Het mogelijk duidelijk zijn dat studie van de samenhang tussen levende en niet-levende natuur in het landschap, in ruimte en tijd de kern van de landschapsecologie vormt. Het landschap wordt als een systeem beschouwd van (abiotische en biotische) componenten (onderdelen) die, door onderlinge relaties met elkaar, eenheden vormen met bepaalde kenmerken en eigenschappen (Visser 1999). Schroevers (1982) definieert “landschap” dan ook als volgt: een complex van relatiestelsels (systemen), tezamen een herkenbaar deel van het terrestrisch aardoppervlak vormend, dat gemaakt is en in stand gehouden wordt door de wisselwerkingen (relaties) van levende en niet-levende natuur. De samenhang tussen deze componenten leidt tot het

onderscheiden op landschapsschaal van homogene (ecotopen) en heterogene (ecochoeren) eenheden (zie §3.4).

In veel, zo niet de meeste Nederlandse landschappen is de waterhuishouding sturend in het voorkomen van plantengemeenschappen, habitattypen en de leefgebieden van planten- en diersoorten. In Deel III van de herstelstrategieën is gekozen voor een hydro-ecologische benadering van deze landschappen. De hydro-ecologie (of ecohydrologie) is een toepassingsgerichte deelwetenschap van de landschapsecologie die de mogelijkheid biedt een beter begrip te krijgen van de hydrologische factoren die de natuurlijke ontwikkeling van natte ecosystemen bepalen, in het bijzonder met betrekking tot hun functionele waarde voor natuurbehoud en natuurherstel (Wassen & Grootjans 1996). In de hydro-ecologie worden natte ecosystemen of natuurgebieden bestudeerd vanuit een landschapsecologische context met een focus op (1) ruimtelijke relaties via grond- en oppervlaktewaterstroming en (2) het conditionerende (sturende) effect van waterstroming en waterkwaliteit op standplaatscondities (zie §3.3 en §3.4) en daarmee op de vegetatie (Wassen & Grootjans 1996).

### *3.2 Ruimtelijke relaties*

De stroming van grondwater is het resultaat van verschillen in grondwaterstanden en in verzadigde watervoerende pakketten van verschillen in stijghoogten van het grondwater. Deze verschillen worden op hun beurt bepaald door verschillen in geologie – in het bijzonder de dikte en de doorlatendheid van de watervoerende pakketten en de daartussen gelegen slecht doorlatende lagen – en hoogte. De hoogteligging en de waterstroming bepalen op hun beurt het grondwaterregime op een standplaats d.w.z. het verloop van de grondwaterstand gedurende de loop van het jaar. De grondwaterstroming kan worden gerelateerd aan hydrologische systemen die op verschillende schaalniveaus werkzaam zijn: lokale, subregionale en regionale (Toth 1963). Lokale grondwatersystemen zijn genest in subregionale, die op hun beurt weer zijn genest in regionale. De verblijftijd van water in lokale systemen is gewoonlijk kort (dagen tot enkele decennia), hun inzigt- en kwelgebieden liggen dicht bij elkaar. In regionale grondwatersystemen zijn de verblijftijden van het grondwater lang tot zeer lang (meerdere decennia tot eeuwen), waarbij inzigt- en kwelgebieden ver van elkaar zijn gelegen.

Grondwater verandert van chemische samenstelling tijdens zijn verblijf in de (ondiepe) ondergrond. Het kan worden verrijkt met bijvoorbeeld ijzer, calcium en bicarbonaat en de samenstelling kan snel of geleidelijk veranderen van basenarm naar basenrijk, afhankelijk van de chemische samenstelling van de doorstroomde afzettingen in de (ondiepe) ondergrond en de verblijftijd. Veel hydro-ecologische studies onderzoeken wat de herkomst is van het uitredende grondwater in een natuurgebied om zo de het type hydrologisch systeem te kunnen benoemen waarvan het gebied onderdeel van uitmaakt. Dit gebeurt om de oorzaken van ecologische schade op te kunnen sporen en vervolgens effectieve maatregelen te kunnen voorstellen om die te herstellen.

Uit voorgaande blijkt dat de processen binnen een landschap worden gedreven door factoren die elkaar beïnvloeden volgens een bepaalde hiërarchie of rangorde. Deze hiërarchie is samengevat in het zogenoemde rangordemodel (Bakker et al. 1981; Figuur 2). Deze beïnvloeding is wederzijds, maar in de regel van ongelijk belang: een factor van een hogere orde heeft meer invloed op een van lagere orde dan andersom. Daardoor kunnen de componenten hiërarchisch worden gerangschikt naar belangrijkheid, waarbij de factor van een hogere orde domineert over een van een lagere orde. Zo zullen de geologische gelaagdheid en het reliëf van een gebied de grondwaterstroming en -standen direct beïnvloeden (zie boven); de eroderende werking van stromend water zal echter geen of pas over een veel langere termijn invloed hebben op die geologische gelaagdheid. De geologische gelaagdheid is op haar beurt weer veroorzaakt door

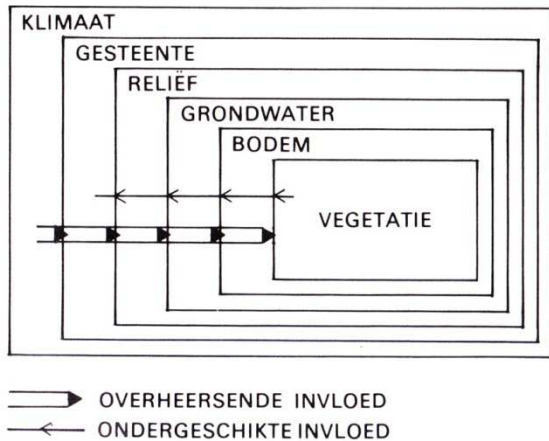
klimatologische omstandigheden in het verleden. Hoogteligging en grondwaterstanden bepalen vervolgens weer de bodemopbouw; in hoge, droge gebieden zullen podsolen en in lage natte gebieden zullen veen- en moerige gronden ontstaan. Deze totale variatie in milieuomstandigheden komt tot uiting in de vegetatie. de ruimtelijke rangschikking van de plantengemeenschappen met bijbehorende structuur bepaalt weer het voorkomen van diersoorten.

### *3.3 Waterstroming en standplaatscondities*

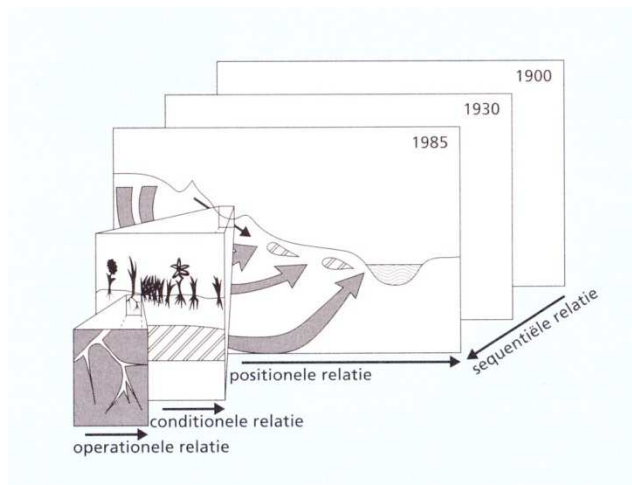
Op de standplaats heersen factoren of -condities die op de plantengroei direct werkzaam zijn, de zogenoemde "operationele" factoren (Figuur 3; Van Wirdum 1979), zoals nutriënten- en vochtbeschikbaarheid. Deze operationele factoren worden gestuurd door zogenoemde "conditionele" factoren (Van Wirdum 1979) zoals de zuurgraad in de wortelzone, het zuurstofgehalte van de bodem en het bodemtype, die op hun beurt weer in belangrijke mate worden bepaald door de waterstand en de chemische samenstelling van het grondwater. Deze conditionele factoren worden op hun beurt bepaald door de positie die ze innemen in het landschap, de zogenoemde "positionele factoren" (Van Wirdum 1979). Deze positie bepaalt welke processen in lucht en water sturend zijn bij de totstandkoming van de conditionele factoren. Ten slotte onderscheidde Van Wirdum (1979) factoren die in het verleden zijn opgetreden maar ook nu nog van invloed zijn op de standplaats, de zogenoemde 'sequentiële factoren". Zo kunnen vroegere bemesting, voormalige overstromingen en kwel van grondwater of vroeger beheer nog decennia of meer doorwerken in de nutriëntentoestand en het zuurbufferend vermogen van de bodem. De onderscheiden factoren werken op een verschillende schaal: de operationele op de kleinste schaal, namelijk die van de wortels van de planten; de conditionele op eens schaal van enkele tot tientallen vierkante meters en de positionele over nog grotere oppervlakten en afstanden.

In de hydro-ecologie is de stroming van grond- en oppervlaktewater de belangrijkste positionele factor. Grond- en oppervlaktewaterstroming en de chemische watersamenstelling hebben immers een conditionerende werking op de standplaats en daarmee de verspreiding (het patroon) van de - meestal laagproductieve - vegetatie (zie o.a. Boeye & Verheyen 1994, Everts & De Vries 1991, Grootjans et al. 1988, Jansen et al. 2001, 2008a,b, Shaw & Wheeler 1990, Succow & Joosten 2001).





Figuur 2: Het rangordemodel volgens Bakker et al. (1981).



Figuur 3: Relaties op verschillende schaalniveaus naar Van Wirdum (1979). Overgenomen uit Jalink & Jansen (1995).

Grondwaterstroming (positionele factor) bepaalt in combinatie met de fysische eigenschappen van de bodem (conditionele factor) het grondwaterregime (conditionele factor) op een standplaats, dat op zijn beurt weer de redoxtoestand (conditionele factor; De Mars 1996), de basentoestand en de pH (conditionele factor; Kemmers 1986) en de nutriëntenbeschikbaarheid (operationele factor; Koerselman 1989) bepaalt. Onder natte, zuurstofarme of -loze omstandigheden (conditionele factor) is de afbraak van organisch materiaal geremd, waardoor de beschikbaarheid van stikstof (operationele factor) voor de vegetatie laag is. De chemische samenstelling van het grondwater (positionele factor) in de wortelzone van de vegetatie bepaalt in combinatie met fysische bodemeigenschappen (conditionele factor) de basentoestand van de bodem (conditionele factor). Basenrijk grondwater, dat een voor hoge basenverzadiging (conditionele factor) zorgt, kan de wortelzone bereiken via kwel (opwaartse waterbeweging; positionele factor; Kemmers 1986). Bij een hoge basenverzadiging kan de pH van het bodemvocht (conditionele factor) op een hoog niveau worden gebufferd, waardoor verzuring wordt voorkomen. Verder reguleren het grondwaterregime via de redoxtoestand (een

conditionele factor) en de chemische samenstelling van het grondwater (vooral het ijzer – en calciumgehalte) de beschikbaarheid van fosfaat (operationele factor; Boeye & Verheyen 1994, Boyer & Wheeler 1989, De Mars et al. 1996, Patrick & Khalid 1974, Smolders et al. 2006). Op deze wijze reguleren grondwaterstroming en de chemische samenstelling ervan uiteindelijk de nutriëntenbeschikbaarheid van de vegetatie in een landschap en zijn trofiegradiënten ontstaan.

### *3.4 Gradiënten, topen en choren*

In dit deel wordt gesproken over gradiënttypen, een begrip dat enige toelichting nodig heeft. In de literatuur wordt als het over gradiënten gaat gesproken over *limes divergens* of *ecoclinae* voor geleidelijke overgangen in standplaatscondities en van *limes convergens* of *ecotones* in geval van abrupte overgangen in standplaatscondities (Kalkhoven 1999). Zulke gradiënten bezitten een kenmerkende combinatie en ruimtelijke opeenvolging van plantengemeenschappen, habitattypen en/of leefgebieden en zijn dus heterogeen en geen homogene ruimtelijke eenheden. De kleinste ruimtelijke, homogene eenheid is de ecotoop: een ruimtelijk begrensde eenheid met een karakteristieke homogeniteit in vegetatie en abiotische eigenschappen die direct en indirect (operationeel en conditioneel) werkzaam zijn (Schroevens 1982, Succow & Joosten 2001). “Topos” staat voor “plaats” en het begrip “ecotoop” duidt dus ruimtelijke eenheden aan die bestaan uit in relatie tot elkaar staande biotische en abiotische componenten (Schroevens 1982). De in Deel III beschreven gradiënttypen worden gevormd door een ruimtelijke combinatie en opeenvolging van plantengemeenschappen, habitattypen en/of leefgebieden. Ze zijn kortom heterogeen. Dat zijn ze ook in hun abiotische eigenschappen (standplaatscondities) die langs de gradiënt (geleidelijk of plotseling) veranderen (zie bijvoorbeeld Jansen 2000, Succow & Joosten 2001, Van der Maarel 1976, Van Leeuwen 1965). Vanwege hun begrensde kenmerkende interne ruimtelijke heterogeniteit in gemeenschappen (habitattypen, leefgebieden, plantengemeenschappen) en abiotische eigenschappen kunnen de gradiënttypen als ecochoren worden beschouwd. Ecochoren bestaan dus uit meerdere ecotopen die ruimtelijk met elkaar in verbinding staan (Schroevens 1982). Ze weerspiegelen de eigenschappen die de vegetatie sturen, nu niet meer zoals bij de ecotoop op standplaatsniveau, maar op het landschapsniveau (Succow & Joosten 2001). In deze chorologische benadering gaat het erom functionele landschapsruimten te onderscheiden en de daartussen bestaande ecologische betrekkingen te beschrijven (Schroevens 1982). Daarbij worden basiseenheden (bijvoorbeeld ecotopen) tot grotere landschapsruimten of –eenheden samengevoegd. Dat is in deze studie gebeurd bij het onderscheiden (zie hoofdstuk 6) en beschrijven van de gradiënttypen per landschap, waarbij onder het kopje “Sturende processen” de ecologische betrekkingen zijn beschreven. Er is hier voor de term “gradiënttype” in plaats van “ecochoor” gekozen omdat de verschillende in ons land in werkelijkheid bestaande hoogtegradiënten met hun kenmerkende opeenvolging van standplaatscondities, plantengemeenschappen, habitattypen en leefgebieden uitgangspunt zijn geweest (en dus niet het conceptuele begrip “gradiënt”). Door toevoeging van het achtervoegsel “type” wordt duidelijk gemaakt dat ze specifieke kenmerken hebben. De term “gradiënt” als opeenvolging van plantengemeenschappen of habitattypen sluit ook beter aan bij de benadering en de taal van de uitvoerende terreinbeheerders.

### *Schaalniveaus*

De functionele landschapsruimten kunnen op verschillende schaalniveaus worden onderscheiden. In deze studie zijn het micro- en mesoniveau van belang. Binnen microchoren, waartoe de gradiënttypen kunnen worden gerekend, spelen de ecologische criteria als energiehuishouding en stoftransport een rol. Bij mesochoren, waartoe de onderscheiden landschappen kunnen

worden gerekend, gaat het vooral om landschapsgenetische kenmerken, zoals grondsoort en vochthuishouding (Schroevers 1982).

Voor het benoemen van de ordegrootte van een schaalniveau bestaan geen eenduidige afspraken; ze worden in hoge mate bepaald door het object van onderzoek. Zo spreken Joosten & Clark (2002) voor hoogvenen over topen op minimaal 6 niveaus (Tabel 1) om processen en patronen adequaat te kunnen bestuderen en beschrijven. Het voorbeeld maakt duidelijk dat het functioneren van processen en het vormen van patronen sterk schaalafhankelijk is; dat geldt evenzeer voor het nemen van herstelmaatregelen die gericht zijn op het opnieuw (ongestoord) laten functioneren van processen en de daaruit door zelfregulatie voortvloeiende structuren en patronen.

Tabel 1: Veen biodiversiteit op verschillende ruimtelijke en organisatieschalen (Bron: Joosten & Clark 2002). \* = voorgesteld op IMCG Workshop on Global Mire Classification, Greifswald, maart 1998.

Organisatieschaal van het veen	Naam van die schaal*	Synoniemen voor dat schaalniveau gebruikt in verschillende literatuurreferenties	Indicatie van de grootte (m <sup>2</sup> )	Voorbeeld
0 level	–	–	10 <sup>-8</sup>	Plantenweefsel
1st level	–	Elementary particle, Nanoform	10 <sup>-2</sup>	Individuele plant, mos, kloon, open water
2nd level	Nanotoop	Mire-microform, feature, element	10 <sup>-1</sup> – 10 <sup>1</sup>	Bult, slenk, meerstal
3rd level	Microtoop	Mire-site, facies, element, segment, mikrolandšaft	10 <sup>4</sup> – 10 <sup>6</sup>	Bult-slenkcomplex, meerstal
4th level	Mesotoop	Mire-system, massif, synsite, unit, mesolandšaft	10 <sup>5</sup> – 10 <sup>7</sup>	Hoogveen (als geheel)
5th level	Macrotoop	Mire-system, complex, coalescence, makrolandšaft	10 <sup>7</sup> – 10 <sup>9</sup>	veencomplexen als Stormosse (Sjörs 1948)
> 5th level	Supertoop	Mire-region, zone, district,	> 10 <sup>9</sup>	Regionale zone-ring van venen (Gams & Ruoff 1929)

## 4 Fauna in gradiënttypen

### 4.1 Inleiding

Veel diersoorten zijn niet gebonden aan één habitat of leefgebied (hierna samengevat als 'habitats'), maar zijn afhankelijk van een mozaïek van meerdere habitats in een ruimtelijke opeenvolging. De mate van landschappelijke variatie en de vorm waarin deze variatie aanwezig is, bepaalt voor een groot deel welke diersoorten voor kunnen komen en daarmee de potentiële biodiversiteit van een gebied.

Voor een beheerder is deze 'landschappelijke variatie', die vaak optreedt langs (hoogte)gradiënten, dan ook een belangrijk gegeven, zeker omdat beheer- en inrichtingsmaatregelen deze variatie beïnvloeden. Tegelijkertijd gaat er een zo grote complexiteit achter het begrip variatie – of 'heterogeniteit' – schuil, dat veel beheerders in de praktijk moeite hebben om hiermee rekening te houden bij het plannen en uitvoeren van maatregelen.

In deze paragraaf wordt 'landschappelijke variatie' ontleed in verschillende onderdelen die worden toegelicht en vertaald naar de beheerpraktijk. De variatie wordt vanuit drie verschillende invalshoeken benaderd: vanuit het landschap zelf (vorm), vanuit de diersoorten die het landschap gebruiken (functie) en vanuit de beheerder (doel). In de tekst van de gradiënttypen zal telkens worden terugverwezen naar deze paragraaf om het doel van de beheerder (als bijdrage aan de instandhoudingsdoelstellingen) te vertalen naar de vorm en functie van het landschap. In tabel 2 is een overzicht opgenomen van de termen die gebruikt worden bij de beschrijving van herstelstrategieën in relatie tot de fauna.

Variatie in een landschap is op veel manieren beschreven, zowel gezien vanuit het landschap zelf als vanuit de functionaliteit van deze variatie voor planten- en diersoorten (o.a. [Van Leeuwen 1965](#), [Londo 1997](#), [Bink et al. 1998](#), [Verberk 2008](#), [Bink 2010](#), [Bijlsma et al. 2010](#)). In dit document wordt niet getracht om hier een nieuwe beschrijving aan toe te voegen, maar zijn deze publicaties gebruikt (en waar nodig gecombineerd) voor het formuleren en het onderbouwen van de herstelstrategieën.

#### *4.2 Landschappelijke variatie – vorm*

De vorm van het landschap kan worden beschreven in drie onderdelen:

- De ligging van onderdelen (habitats en landschapselementen) waaruit het landschap is opgebouwd (positionele factoren);
- Aard van de overgangen tussen deze habitats (ecoclines en ecotones);
- De grootte (van de mozaïeken) van habitats en hun overgangen (schaal).

Hieronder worden de verschillende onderdelen en begrippen verder uitgewerkt. Belangrijke termen waarnaar wordt verwezen in de teksten van de gradiënttypen zijn onderstreept en genummerd (zie ook tabel 2).

##### *Habitats en landschapselementen*

De term habitat wordt hier gebruikt voor een wat betreft abiotische omstandigheden en vegetatiestructuur min of meer homogeen onderdeel van een landschap dat in Deel II is opgenomen als Natura 2000-habitattype of als (overig) leefgebied voor Natura 2000-soorten. Het is een synoniem voor het begrip ecotoop zoals door landschapsecologen wordt gebruikt (zie §3.4).

De Natura 2000-gebieden bestaan altijd uit meerdere habitats. Sommige habitats zijn lijnvormig, zoals sloten en beken. De ruimtelijke rangschikking van habitats noemen we mozaïek (V1). Naast habitats kunnen er ook landschapselementen (V2) voorkomen in een landschap die een functie hebben voor planten- en diersoorten, zoals staand of liggend dood hout en steilranden.

Landschapselementen zijn een onderdeel van habitats.

Sommige habitats ontstaan in een landschap op overgangen tussen twee andere habitats (bijvoorbeeld grasland en bos) en zijn zodanig homogeen is en hebben een dusdanige omvang dat de overgang (mantels en zomen) zelf als een apart habitat is beschreven (V3). Als één van de aangrenzende habitats ontbreekt of verdwijnt, kan de overgangshabitat blijven bestaan, maar is de functie voor diersoorten niet altijd meer dezelfde als wanneer de beide habitats aanwezig zijn (zie 4.3) die bepalend zijn voor het ontstaan van het overgangshabitat.

### *Scherpe en geleidelijke overgangen*

Een mozaïek van habitats (binnen een landschap of een combinatie van landschappen) bevat uiteraard ook overgangen tussen habitats. Waar de overgang tussen habitats duidelijk aan te geven is, wordt gesproken van een scherpe overgang (V4). Wanneer de precieze plek van de overgang niet duidelijk kan worden aangewezen, wordt gesproken van een geleidelijke overgang (V5). Een geleidelijke overgang kan beperkt van omvang zijn (kort en steil) en lijkt dan sterk op een scherpe overgang.

Een landschap waarin natuurlijke processen dominant zijn, kent meestal weinig scherpe overgangen. Menselijke invloeden leiden vaak tot een toename van scherpe overgangen, zoals bij stabilisering van het waterpeil, vlaksgewijze boskap en parcelering van het landschap. Uiteraard kan in het natuurbeheer wel degelijk worden gekozen voor het bevorderen van geleidelijke overgangen. Hierbij moet worden opgemerkt dat een geleidelijke overgang niet per definitie beter of soortenrijker is dan een scherpe overgang. Wel functioneren ze anders (zie bij Functie) en faciliteren daardoor (deels) andere soorten.

### *Schaal*

De landschappelijke variatie wordt mede bepaald door de ruimtelijke schaal waarin de verschillende habitats en overgangen voorkomen. Sterk vereenvoudigd kan een landschap een fijnkorrelig mozaïekstructuur hebben (V1a) of een grofkorrelige mozaïekstructuur (V1b). Schaal en ruimtegebruik zijn voor veel (met name ongewervelde) diersoorten anders dan voor plantengemeenschappen en habitats. Voor kleine, niet-vliegende insecten valt het gehele leefgebied vaak al binnen het microschaalniveau. De voor zo'n diersoort relevante variatie op nano- en microschaal bevindt zich dan dus binnen één habitat. Voorbeelden zijn de afwisseling tussen onbegroeide bodem, korstmosbegroeiingen en verspreide pollen buntgras in een zandverstuiving of de afwisseling van bulten en slenken in een actief hoogveen. In zo'n geval wordt gesproken over interne heterogeniteit (V6) van een habitat.

Om deze verschillen in ruimtegebruik van dieren hanteerbaar te maken worden hier verschillende schaalniveaus onderscheiden, die terugkeren onder het kopje "Fauna" in de afzonderlijke gradiënttypen. De eerder genoemde landschapselementen komen voor op nano- en microschaal (oppervlakte < 1 are). Habitats komen in fijnkorrelige landschapsmozaïeken voor op mesoschaal (oppervlakte 1 are – 1 hectare) en in grofkorrelige landschapsmozaïeken op macroschaal (oppervlakte 1 ha – 1 km<sup>2</sup>) of zelfs op megaschaal (oppervlakte > 1 km<sup>2</sup>).

### *4.3 Landschappelijke variatie vanuit de fauna – functie*

Vrijwel alle diersoorten maken gebruik van variatie in een landschap. Allereerst omdat dieren in verschillende fasen van hun leven (ei – juveniel – pop – adult) en in de opeenvolgende perioden van het jaar verschillende eisen stellen aan hun omgeving. Deze eisen verschillen tussen diersoorten en hangen samen met hun levensstrategie: hoe lang duren de verschillende levensstadia, hoe mobiel is de soort tijdens deze stadia, welke voedselbronnen gebruikt de soort in deze fase, etc.? Levensstrategieën zijn meestal complex en worden grotendeels bepaald door de fysieke en fysiologische grenzen van een soort. Een eenvoudige manier om grip te krijgen op deze levensstrategieën is antwoord te zoeken op de vragen 'wat heeft een soort nodig?' en 'waar kan een soort tegen?' (Bink 2010). Een landschap is potentieel geschikt als leefgebied voor een soort, wanneer in elke periode van het jaar condities voorkomen die de soort op dat moment nodig heeft (voedsel, bescherming, warmte, etc.) en condities waar de soort niet tegen kan,

ontbreken of ontweken kunnen worden. Wanneer echter de samenstelling van het landschap (beschikbare habitats en landschapselementen) vertaald wordt naar geschiktheid voor fauna (functioneert het landschap voor een soort?) komt de configuratie van habitats en overgangen tussen habitats om de hoek kijken. De ecologische functie van mozaïeken en overgangen voor diersoorten is onder te verdelen in vijf categorieën (naar [Bijlsma et al. 2010](#)).

- Noodzakelijke combinaties (F1): Habitats kunnen een verschillende functie hebben voor diersoorten, zoals voortplanting, voedselvoorziening en overwintering. Wanneer één habitat (of meerdere habitats) met een eigen functie ontbreekt of wanneer de kwaliteit ervan onvoldoende is om de functie te vervullen, kan de betreffende diersoort zich niet handhaven. Hierbij is het van belang dat de mozaïekstructuur van de habitats zodanig is dat de betreffende diersoort ook alle benodigde habitats kan bereiken. In veel gevallen is het noodzakelijk dat verschillende habitats aan elkaar grenzen of slechts gescheiden worden door een eenvoudig te passeren andere habitat. Een fijnkorrelige mozaïekstructuur (V1a) of een grote interne heterogeniteit binnen een habitat (V6) is vooral van belang voor diersoorten die (een deel van hun leven) weinig mobiel zijn, maar wel een grote variatie in hun leefomgeving nodig hebben. Voor soorten met een hoge mobiliteit mag de mozaïekstructuur van het landschap grofkorrelig zijn (V1b). In sommige gevallen is dit zelfs noodzakelijk, wanneer er van een habitat (of meerdere habitats) grote oppervlaktes aanwezig moeten zijn om een voldoende grote populatie van een soort te herbergen.
- Unieke condities (F2): sommige soorten zijn afhankelijk van intermediaire abiotische en/of biotische condities (zie V3); deze 'gradiëntsoorten' komen alleen met duurzame populaties voor op overgangen, zoals lagg-zones tussen een hoogveenkern en het omliggende landschap of een specifiek deel van een zwakgebufferd ven waar zuur regenwater en aangevoerd gebufferd water mengen. Deze afhankelijkheid is overigens niet altijd absoluut: bij gebrek aan natuurlijke interne heterogeniteit van habitats (bijvoorbeeld gesloten bos en eenvormige droge heide) vormt een geleidelijke overgang tussen twee habitats een belangrijke aanvulling op de landschappelijke variatie. In het geval van bossen kunnen dat mantels en zomen, 'boomheide' of zeer open bos zijn. Hoewel soorten die in deze overgangen leven in strikte zin geen 'gradiëntsoorten' zijn, zijn ze momenteel vaak wel van zulke overgangen afhankelijk en zal het beheer er dus rekening mee moeten houden.
- Hoge soortdiversiteit (F3): zowel scherpe als geleidelijke overgangen tussen habitats kennen vaak een hoge soortenrijkdom omdat er soorten uit de aangrenzende habitats bij elkaar komen, eventueel nog aangevuld met 'gradiëntsoorten' (zie F2). De hoge soortenrijkdom en in sommige gevallen ook hoge dichtheden van soorten (zie bij randeffecten) op overgangen zorgen vaak voor een groot en divers voedselaanbod voor insectivoren en andere predatoren.
- Risicospreiding en veerkracht van gebied (F4): ook als diersoorten niet strikt gebonden zijn aan een combinatie van verschillende habitats of aan een overgang, kunnen soorten wel in verschillende onderdelen van het landschap voorkomen. Wanneer er een (tijdelijke) verandering optreedt in het gebied – zoals droogte of inundatie – is de kans klein dat alle onderdelen ongeschikt raken voor een soort. Verspreid voorkomen in het landschap, in verschillende habitats, verkleint daarmee het risico dat een soort verdwijnt. Wanneer soorten voorkomen op geleidelijke overgangen tussen habitats, kunnen deze soorten zich bij (geleidelijke) veranderingen in een gebied over de gradiënt verplaatsen (verschuiven). De veerkracht van een gebied voor het behouden van populaties wordt dus vergroot wanneer populaties van soorten verspreid in een landschap voorkomen (risicospreiding) en/of door bij veranderingen (tijdelijk) te verschuiven naar een andere positie in het landschap of op de gradiënt (meebewegen). Deze veerkracht van een landschap voor een populatie is dus deels

gebaseerd op het continu aanwezig zijn van optimale condities voor een soort (wat heeft de soort nodig?) en deels op de mogelijkheid te ontsnappen aan ongunstige omstandigheden (waar kan een soort tegen?).

- Randeffecten vegetatiestructuur (F5): zowel scherpe als geleidelijke overgangen in de vegetatiestructuur kunnen belangrijk zijn voor diersoorten. Veel soorten (o.a. dagvlinders, vleermuizen, marterachtigen) gebruiken deze structuurovergangen ter oriëntatie om zich te verplaatsen tussen ruimtelijk gescheiden habitats. Op deze structuurovergangen heerst vaak een ander microklimaat, door de aanwezigheid van luwte in combinatie met zoninstraling of juist schaduw (conform F2: unieke condities). Door de aantrekkingskracht van dit soort overgangen op dieren – voor thermoregulatie, schuilmogelijkheden en oriëntatie – zijn dichtheden van dieren hier vaak hoger dan in de omliggende (homogene) habitats (zie ook F3).

#### *4.4 Landschappelijke variatie vanuit beheeroogpunt – doel*

Landschappelijke variatie wordt in grote mate gestuurd door het geheel of gedeeltelijk verwijderen van biomassa of organische bodemprofielen met daarin aanwezige mineralen en nutriënten. Dit kan een natuurlijke verstoring zijn, zoals overstroming, water- en winderosie of brand, maar ook een menselijke. Verstoring is vaak een noodzakelijke voorwaarde voor het ontstaan van variatie op een hoger ruimtelijk schaalniveau. Of en in welke mate een beheerder er voor zal kiezen in te grijpen (te verstoren) in een gebied, hangt af van de Ausgangssituatie én van de beheerdoelen die worden nagestreefd. De gewenste verandering onder invloed van beheer- en/of inrichtingsmaatregelen kan worden onderverdeeld in vijf categorieën, met daarbij behorende randvoorwaarden en risico's voor de fauna. Deze randvoorwaarden (wat heeft een soort nodig?) en risico's (waar kan een soort tegen?) hangen sterk samen met de levensstrategieën van de te beschermen planten- en diersoorten (zie §3). Waar **Londo (1997)** en **Bal et al. (2001)** hun indeling baseren op het te behalen einddoel, is de onderstaande indeling gebaseerd op de veranderingen die het terrein ondergaat na uitvoering van een (combinatie van) maatregel(en). Voor de aanwezige planten- en diersoorten moet met deze veranderingen rekening worden gehouden bij het opstellen van een herstelstrategie.

D1) Behouden: Doel is behoud van het half-natuurlijk landschap waarin de milieucondities niet zijn aangetast en de natuurwaarden niet zijn verminderd. De beheerder is tevreden met de huidige landschappelijke variatie en wil deze behouden. Aangezien het landschap van nature door successie in meer of mindere mate zal veranderen, moet er blijvend worden ingegrepen. Bij gelijk blijvende omgevingscondities zal dit ingrijpen telkens op dezelfde wijze moeten plaatsvinden en zullen er geen risico's zijn voor de aanwezige soorten. Wanneer de omgevingscondities veranderen zal ook het type, de frequentie of de intensiteit van de ingreep moeten veranderen. In dat geval moet goed worden gekeken in hoeverre deze verandering van beheer gevolgen voor de aanwezige soorten heeft.

D2) Versterken: Het betreft kleinschalig herstelbeheer in een half-natuurlijk of begeleid natuurlijk landschap met matig aangetaste milieucondities en/of niet sterk verminderde natuurwaarden. De beheerder is tevreden over de basisvariatie in het terrein, maar wil een of meer habitats versterken. In de meeste gevallen veranderen de ingrepen niets aan de ligging van de verschillende habitats; alleen de kwaliteit verandert en daarmee de functie voor de fauna die ervan gebruik kan maken. Indien het habitat dat wordt versterkt onderdeel uitmaakt van een



gradiënt in vocht (bijvoorbeeld duinvalleien) of winddynamiek (bijvoorbeeld witte duinen) dan kan deze gradiënt steiler of vlakker worden en kunnen structuurovergangen of habitats binnen deze gradiënt verschuiven. Voor soorten kan dit betekenen dat het landschap anders gaat functioneren. Dan is het zaak dat de populaties van soorten die behouden moeten blijven de snelheid van de verschuivingen in het landschap bij kunnen houden (zie ook D3).

D3) Herstellen: Hier gaat het om herstelbeheer van een begeleid-natuurlijk of half-natuurlijk landschap met sterk aangetaste milieucondities en/of sterk verminderde natuurwaarden. De beheerder wil de landschappelijke variatie terugbrengen in een vroegere vorm. Hiervoor moeten één of meer habitats worden veranderd en zal vaak ook de ligging van habitats ten opzichte van elkaar veranderen. Deze verandering van de landschappelijke variatie kan ertoe leiden dat het gebied voor sommige soorten (tijdelijk) niet meer functioneert. Indien het doel is specifieke soorten in een gebied te behouden, dan moet de verandering op een locatie met een zodanige snelheid plaatsvinden dat de populaties van deze soorten de verschuivingen in het landschap bij kunnen houden. Wanneer andere delen van het landschap als refugium kunnen functioneren – wat eerst dient te worden onderzocht – dan kan met minder terughoudendheid worden ingegrepen. Vanuit deze refugia kan de kolonisatie plaatsvinden van de plekken waar maatregelen zijn genomen of er door beïnvloed zijn.

D4) Creëren of ontwikkelen: Hier is sprake van milieubouw, waarbij een milieu ontstaat dat vroeger ter plaatse niet aanwezig was. De beheerder wil een (deel van een) gebied waarin geen (gewenste) natuurwaarden aanwezig zijn, omvormen tot een landschap met een geheel nieuwe landschappelijke variatie. Uiteraard moeten de omgevingscondities (bijv. grondwaterpeil, bodemtype) passen bij de gewenste variatie (of passend gemaakt worden), maar aangezien er geen soorten aanwezig zijn die behouden hoeven te blijven, kunnen de ingrepen indien gewenst grootschalig en intensief worden uitgevoerd

D5) Toestaan De beheerder heeft als doel dat in (een deel van) een gebied de natuurlijke processen de landschappelijke variatie sturen. Indien nodig worden initiële ingrepen uitgevoerd om barrières op te ruimen die de natuurlijke processen belemmeren. In deze inrichtings- of omvormingsfase kan een gebied voor sommige soorten (tijdelijk) niet meer functioneren. Indien het doel is specifieke soorten in dat gebied te behouden dan geldt, net als onder D3, dat de verandering op een locatie met een zodanige snelheid moet plaatsvinden dat de populaties van deze soorten de verschuivingen in het landschap bij kunnen houden, of dat andere delen van het landschap als refugium kunnen functioneren.

## 5 Natuurherstel

Herstel van habitattypen in hun ruimtelijke context staat centraal in dit deel van de Herstelstrategieën. Volgens [Wheeler \(1995\)](#) impliceert het woord “herstel” het pogen een object terug te brengen in een toestand die lijkt op een vroegere, minder aangetaste toestand. In deze studie heeft die toestand betrekking op de toestand van de habitattypen zoals die is beschreven in de profieldocumenten. Toegepast in de Nederlandse Natura 2000-gebieden gaat het om de minder aangetaste toestand zoals die in de eerste helft van de twintigste eeuw bestond. Het is niet mogelijk een gebied of een deel daarvan precies in zijn vroegere toestand “terug te restaureren”, al was het alleen maar omdat het omringende landschap ingrijpend is gewijzigd ([Wheeler 1995](#)). Bij geslaagd herstel zal het desondanks toch sterk moeten lijken op die



vroegere, minder aangetaste toestand. Bij herstel van ecosystemen naar een vroegere toestand ter bevordering van de ecologische kwaliteiten in een natuurgebied wordt getracht sommige kenmerken van natuurlijke ecosystemen terug te brengen: soortensamenstelling, structuur (de verticale ordening van de vegetatie- en bodemhorizonten, de gelaagdheid in watertypen), patronen (de horizontale ordening van systeemonderdelen zoals vegetatie- en bodemeenheden en watertypen), ruimtelijke heterogeniteit (fijnkorreligheid, als resultante van de vorige kenmerken), het natuurlijker functioneren van basale ecologische processen en dynamiek) en veerkracht (successie, herstel na verstoring) (Hobbs & Norton 1996). In de praktijk van het natuurbeheer is het herstelbeheer primair gericht op het opnieuw verkrijgen van de vroegere, kenmerkende ruimtelijke diversiteit in soorten en gemeenschappen (het zogenoemde patroonbeheer; Wheeler 1995). In aangetaste hoog-dynamische landschappen zoals in het rivierengebied en langs de kust, waar door de mens de vroegere dynamiek in hoge mate is getemd, en in grote aaneengesloten natuurgebieden is het herstelbeheer sinds het eind van de vorige eeuw meer dan voorheen gericht op het weer op gang brengen van abiotische en biotische (processen (het zogenoemde procesbeheer). Bij het op gang brengen van abiotische processen gaat het om landschapsvormende processen zoals erosie en sedimentatie via water en wind. Het op gang brengen van biotische processen is gericht op duurzaam herstel van voedselketens en de wijze waarop dat kan worden bereikt, ook op de hogere trofische niveaus. Onderdeel van het procesbeheer zijn grote herbivoren en hun predatoren die bijna altijd zijn verdwenen. Dat gebeurt niet alleen om nu ontbrekende biodiversiteit en delen van voedselketens te completeren, maar ook om voedselketens weer met elkaar te verbinden tot voedselwebben (Bunzel-Drüke et al. 1999, Emmett Duffy 2003).

In Nederland werden de eerste natuurherstelmaatregelen genomen in de jaren zestig van de vorige eeuw vooral om verdroging en vermesting tegen te gaan (Westhoff et al. 1970). Deze maatregelen werden binnen de natuureservaten genomen. Ook werden de natuureservaten uitgebreid door aankoop van aangrenzende gronden om zo de negatieve effecten op de biodiversiteit te bestrijden van ontwatering en intensieve bemesting in de omgeving. Deze maatregelen waren gericht op het nat te houden van de natuurgebieden door gebiedseigen water, hoofdzakelijk regenwater en lokaal grondwater, vast te houden of door oppervlaktewater van elders aan te voeren, dat vaak verontreinigd en vermist was. Het gevolg was dat natuurgebieden veranderden van kwel- of hydrologisch neutrale gebieden in inzigggebieden. De invloed van regenwater werd groter en de reservaten verzuurden (Bakker et al. 1987, Beltman & Rouwenhorst, 1991, Grootjans et al. 1988, Hofstede et al. 1991). Deze maatregelen zorgden ook voor de vermesting van de reservaten, vanwege het binnendringen van eutroof (Koerselman & Verhoeven 1995) of sulfaatrijk oppervlaktewater, leidend tot interne eutrofiëring (Smolders et al. 2010). Met deze benadering die gericht was op één component van het ecosystem – een zo hoog mogelijke waterstand – werden al met al weinig successen geboekt in het herstel van natte ecosystemen (Galatowitsch & Van der Valk 1995, Grootjans & Van Diggelen 1995; Koerselman & Verhoeven 1995).

Het hydro-ecologisch onderzoek liet zien dat het behoud en het herstel van natte natuurgebieden zich vooral moet richten op (1) op alle standplaatscondities (in hun onderlinge samenhang) en (2) op de relatie van het reservaat met zijn omgeving via het grond- en oppervlaktewatersysteem (Wheeler 1995, Wassen & Grootjans 1996). Vanuit deze benaderingswijze moet ecologisch herstel zich als eerste richten op het herstel van bij het desbetreffende ecosysteem behorende standplaatscondities en de daarvoor sturende processen op landschaps- en standplaatsschaal (Grootjans & Van Diggelen 1995, Wheeler 1995). Herstel

kan worden bereikt met een combinatie van maatregelen (herstelstrategie) binnen en buiten het natuurgebied (Wheeler 1995). Binnen de natuurgebieden zijn maatregelen noodzakelijk die zich richten op het opruimen of repareren van de erfenis uit de periode van verstoring, zoals een verzuurde en/of een vermeste organische toplaag van de bodem, waarvan de structuur en kwaliteit sterk – en soms irreversibel – zijn veranderd. Buiten de natuurgebieden zijn maatregelen noodzakelijk die zorgen voor het herstel van die processen op landschapsschaal die zorgen voor de totstandkoming van de noodzakelijke standplaatscondities zoals het dempen, verondiepen, verduikeren of omleiden van sloten en andere watergangen en/of het sluiten van grondwateronttrekkingen. Zulke ingrijpende maatregelen vragen om een stevige onderbouwing, in casu om een de landschapsecologische systeemanalyse.

Aangezien de hier beschreven herstelstrategieën zijn bedoeld ter ondersteuning van de keuze van de juiste combinatie van herstelmaatregelen om de toestand van aangetaste Natura 2000-gebieden te verbeteren, ondanks de voortdurende te hoge stikstofbelasting, moeten vragen als onderstaande worden beantwoord (zie bijvoorbeeld Verberk et al. 2009):

- Welke plantengemeenschappen, habitattypen, leefgebieden en planten- en diersoorten komen thans voor en welke waren aanwezig voordat de achteruitgang inzette of delen van het gebied waren ontgonnen en van welke (standplaats)condities zijn ze afhankelijk?
- In welke richting en in welke mate zijn de (standplaats)condities (grondwaterregime, pH/basenversadiging en nutriëntenbeschikbaarheid) veranderd en voor de fauna de heterogeniteit op verschillende schaalniveaus?
- Door welke processen op landschapsschaal worden deze standplaatscondities en heterogeniteit bepaald en welke waren dat in de minder of niet-aangetaste toestand?
- Welke maatregelen zijn noodzakelijk om passende standplaatscondities en/of heterogeniteit te herstellen?
- Kunnen deze maatregelen binnen het natuurgebied worden uitgevoerd of zijn ook maatregelen daarbuiten noodzakelijk?
- Wat is het effect van deze maatregelen op de functies buiten het natuurgebied en zijn die maatschappelijk acceptabel?
- Komen de doelsoorten nog steeds voor binnen het reservaat of in de nabije omgeving daarvan? En wanneer plantensoorten daar zijn verdwenen, zijn ze dan nog steeds aanwezig in de zaadvoorraad in de bodem?
- Hoe kunnen eventuele risico's op het vernietigen van populaties bij het nemen van maatregelen worden vermeden of gepareerd ofte wel hoe moeten (in ruimte en tijd) herstelmaatregelen worden uitgevoerd om te voorkomen dat nog resterende populaties van soorten of bodemlagen met hun zaadvoorraad verdwijnen? Het gaat daarbij onder andere om dosering, frequentie en fasering in ruimte en/of tijd van de maatregelen.
- Welke soorten hebben zich gevestigd en welke plantengemeenschappen, habitattypen en leefgebieden hebben zich ontwikkeld na uitvoering van de herstelmaatregelen?
- Welke abiotische condities en heterogeniteit zijn ontstaan na uitvoering van de herstelmaatregelen en over welke oppervlakte?
- Kan niet-geslaagd herstel worden verklaard door het niet opnieuw creëren van de noodzakelijke standplaatscondities en heterogeniteit, of zijn andere factoren verantwoordelijk zoals de afwezigheid van kiemkrachtige zaden, het beperkte verspreidingsvermogen van soorten of de geringe grootte en veerkracht van nog resterende populaties?

## 6 Landschappen en onderscheiden gradiënttypen

Per landschap zijn 3–6 'gradiënttypen' onderscheiden die verschillen in achterliggende grootschalige abiotische condities. Tabel 3 geeft een opsomming van deze gradiënttypen, gevolgd door een sleutel waarmee bepaald kan worden tot welk gradiënttype een (deel van een) Natura 2000-gebied behoort. Van elk gradiënttype is een schematische doorsnede gemaakt, waarin de werking van de sturende processen wordt weergegeven. Bovendien is in elke doorsnede globaal de positie van de verschillende habitattypen en leefgebieden aangegeven, en indien relevant ook van vegetatietypen die niet in de EU-habitatsystematiek zijn opgenomen. De legenda van de doorsneden is per landschap identiek. Per gradiënttype wordt de herstelstrategie beschreven aan de hand van de volgende paragrafen:

*Tabel 3: De onderscheiden landschappen en gradiënttypen.*

<b>LANDSCHAPPEN en GRADIËNTTYPEN</b>
<b>Heuvelandschap</b>
1. Hellingen met dagzomend kalkgesteente
2. Hellingen zonder dagzomend kalkgesteente
<b>Droog zandlandschap</b>
1. Stuifzandlandschap
2. Grondmorene- en terrassenlandschap
3. Stuwwallandschap
4. Dekzandlandschap
<b>Nat zandlandschap</b>
1. Actief hoogveen
2. Schijnspiegellaagten
3. Zure laagten zonder schijnspiegel
4. Zeer zwak en zwak gebufferde laagten
5. Basenrijke afvoerloze laagten
<b>Beekdallandschap</b>
1. Beekdalen met lokale kwel in de bovenloop
2. Beekdalen met regionale kwel in de middenloop
3. Overstroomde beekdalen van de benedenloop
4. Reliëfrijke beekdalen van de Hogere zandgronden met basenarm hellingveen
5. Reliëfrijke beekdalen van de Hogere zandgronden (stuwwallen, terras- en dalranden)
6. Reliëfrijke beekdalen van het Heuvelland
<b>Rivierenlandschap</b>
1. Kleine zandrivieren
2. Uiterwaarden in de transportzone van grote rivieren (terrassenrivier Maas)
3. Uiterwaarden in de depositiezone van grote rivieren (Boven-Rijn/IJssel/Neder-Rijn en Bedijkte Maas)
4. Kommen (grote rivieren binnendijs)
5. Benedenlopen rivieren met zwak getij
6. Benedenlopen rivieren met sterk getij (zoetwatergetijdengebieden)
<b>Laagveenlandschap</b>
1. Laagveenlandschap met aanvoer van gebufferd water uit de Hogere zandgronden
2. Laagveenlandschap grenzend aan het Rivieren- en Zeekleilandschap
3. Brak laagveenlandschap
<b>Droog duinlandschap</b>

1. Aangroeiende, kalkrijke duinen
2. Aangroeiende, kalkarme duinen
3. Afslaande, kalkrijke duinen
4. Afslaande, kalkarme duinen
5. Afslaande, kalkrijke duinen: zeedorpenlandschap
<b>Nat duin- en kustlandschap</b>
1. Kalkrijke duinvalleien met zoet-zout gradiënt (Groen Strand)
2. Kalkrijke duinvalleien in kalkrijke duinen
3. Kalkrijke duinvalleien in kalkarme duinen
4. Ontkalkte binnenduinrand met kalkrijk grondwater
5. Kalkrijke platen in Afgesloten zeearmen
6. Schorren en binnendijkse zilte graslanden

### 6.1. Sleutel voor het bepalen van het gradiënttype

De eerste ingang zijn de fysisch-geografische regio('s) waarbinnen het Natura 2000-gebied ligt; deze worden weergegeven in figuur 1. Binnen elke regio kan met onderstaande sleutel bepaald worden welke landschappen, en daarbinnen: welke gradiënttypen, van Deel III van de Herstelstrategieën relevant zijn voor een Natura 2000-gebied. Meestal zullen meerdere gradiënttypen en soms zelfs meerdere landschappen in een gebied van toepassing zijn!

#### Heuvelland

- 1a beekwater en/of (kwel van) grondwater spelen een belangrijke rol: Beekdallandschap, gradiënttype 6 (Reliëfrijke beekdalen van het Heuvelland)
- 1b beekwater en/of (kwel van)grondwater spelen geen belangrijke rol: Heuvellandschap
- IIa kalksteen komt aan de oppervlakte: gradiënttype 1 (Hellingen met dagzomend kalkgesteente)
- IIb kalksteen komt niet aan de oppervlakte: gradiënttype 2 (Hellingen zonder dagzomend kalkgesteente)

#### Hogere zandgronden

- 1a water speelt een belangrijke rol op landschapsniveau
- IIa het landschap ligt langs een beek of riviertje
  - IIIa het landschap ligt langs een riviertje<sup>1</sup> en stroomdalgrasland is aanwezig: Rivierenlandschap, gradiënttype 1 (Kleine zandrivieren)
  - IIIb in het landschap is geen stroomdalgrasland aanwezig: Beekdallandschap
- IVa het beekdal is niet reliëfrijk
  - Va het landschap ligt bij de bovenloop van de beek: gradiënttype 1 (Beekdalen met lokale kwel in de bovenloop)
  - Vb het landschap ligt bij de middenloop van de beek: gradiënttype 2 (Beekdalen met regionale kwel in de middenloop)
  - Vc het landschap ligt bij de benedenloop van de beek: gradiënttype 3 (Overstroomde beekdalen van de benedenloop)
- IVb het beekdal is reliëfrijk

<sup>1</sup> Een riviertje vormt de verbinding tussen de benedenloop van een beek enerzijds en een grote rivier anderzijds; de breedte is 10 tot 30 meter. Het betreft met name Roer, Niers, Dinkel en Overijsselse Vecht.

- Vd er is een hellingveen gevormd onder invloed van basenarm grondwater: gradiënttype 4 (Reliëfrijke beekdalen van de Hogere zandgronden met basenarm hellingveen)
- Ve er is geen (of alleen baserijk) hellingveen gevormd: gradiënttype 5 (Reliëfrijke beekdalen van de Hogere zandgronden (stuwwallen, terras- en dalranden))
- IIb het landschap ligt niet langs een beek of riviertje<sup>2</sup>: Nat zandlandschap
- IIIc op landschapsschaal heeft veenvorming plaatsgevonden
- IVc de omgeving van het hoogveen wordt niet door baserijk grondwater gevoed: gradiënttype 1 (Actief hoogveen – variant in basenarme omgeving)
- IVd de omgeving van het hoogveen wordt door baserijk grondwater gevoed: gradiënttype 1 (Actief Hoogveen – variant in baserijke omgeving)
- IIId op landschapsschaal heeft geen veenvorming plaatsgevonden
- IVe er is een schijngrondwaterspiegel aanwezig: gradiënttype 2 (Schijnspiegellaagten)
- IVf er is geen schijngrondwaterspiegel aanwezig
- Vf de laagte is zuur: gradiënttype 3 (Zure laagten zonder schijnspiegel)
- Vg de laagte is zeer zwak tot zwak gebufferd: gradiënttype 4 (Zeer zwak en zwak gebufferde laagten)
- Vh de laagte is gebufferd: gradiënttype 5 (Baserijke afvoerloze laagten)
- Ib water speelt geen rol op landschapniveau: Droog zandlandschap
- IIc verstuing speelt een hoofdrol in het landschap: gradiënttype 1 (Stuifzandlandschap)
- IIId verstuing speelt geen hoofdrol in het landschap
- IIIe het landschap is relatief vlak en bedekt met dekzand, zonder ondiepe oudere afzettingen: gradiënttype 4 (Dekzandlandschap)
- IIIf het landschap is matig reliëfrijk en bestaat uit een keileemplateau, terrasvlakke of –plateau, of uit oude rivierduinen, waarbij bodems met ondiepe leem of klei domineren: gradiënttype 2 (Grondmorene- en terrassenlandschap)
- IIIg het landschap bestaat uit stuwwallen, stuwwalplateaus en –glooiingen, droge dalen en/of daluitspoelingswaaiers: gradiënttype 3 (Stuwwallandschap)

**Rivierengebied: Rivierenlandschap**

- Ia het landschap ligt langs een riviertje<sup>3</sup>:
  - IIa kievitsbloemgraslanden zijn afwezig: gradiënttype 1 (Kleine zandrivieren)
  - IIb kievitsbloemgraslanden zijn aanwezig: gradiënttype 5 (Benedenlopen rivieren met zwak getij)
- Ib het landschap ligt langs een rivier of binnendijks
  - IIc het gebied staat niet onder invloed van getij
    - IIIa het gebied bestaat uit weerden / uiterwaarden of ligt langs rivierstrangen
    - IVa het landschap ligt op het laagterras van de Maas: gradiënttype 2 (Uiterwaarden in de transportzone van grote rivieren (terrassenrivier Maas))

<sup>2</sup> Zie ook de nadere toelichting op het onderscheid tussen Beekdallandschap en Nat zandlandschap in de inleidingen van die hoofdstukken.

<sup>3</sup> Een riviertje vormt de verbinding tussen de benedenloop van een beek enerzijds en een grote rivier anderzijds; de breedte is 10 tot 30 meter. Het betreft met name Roer, Niers, Dinkel en Overijsselse Vecht.

- IVb het landschap ligt elders: gradiënttype 3 (Uiterwaarden in de depositiezone van grote rivieren (Boven-Rijn/IJssel/Neder-Rijn en Bedijkte Maas))<sup>4</sup>
- IIIb het gebied ligt binnendijks (en niet langs rivierstrangen): gradiënttype 4 (Kommen (grote rivieren binnendijks))
- IIId het gebied staat onder invloed van getij: gradiënttype 6 (Benedenlopen rivieren met sterk getij (zoetwatergetijdengebieden))

#### **Laagveengebied: Laagveenlandschap**

- la het landschap wordt (mede) gevoed door kwel van grondwater uit naastgelegen Hogere zandgronden (of die kwelstroom kan weer hersteld worden): gradiënttype 1 (Laagveenlandschap met aanvoer van gebufferd water uit de Hogere zandgronden)
- lb het landschap wordt niet gevoed door kwel van grondwater uit Hogere zandgronden
  - IIa het landschap wordt gevoed door brak oppervlaktewater of kwel van brak grondwater (of die voeding kan weer hersteld worden): gradiënttype 3 (Brak laagveenlandschap)
  - IIb het landschap wordt niet gevoed door brak oppervlaktewater of kwel van brak grondwater: gradiënttype 2 (Laagveenlandschap grenzend aan het Rivieren- en Zeekleilandschap)

#### **Zeekleigebied**

- lb zilte graslanden zijn aanwezig: Nat duin- en kustlandschap, gradiënttype 6 (Schorren en binnendijkse zilte graslanden)
- la zilte graslanden zijn afwezig: Rivierenlandschap
  - IIa kievitsbloemgraslanden zijn aanwezig: gradiënttype 5 (Benedenlopen rivieren met zwak getij)
  - IIb kievitsbloemgraslanden zijn afwezig: gradiënttype 6 (Benedenlopen rivieren met sterk getij (zoetwatergetijdengebieden))

#### **Duinen**

- la water speelt geen rol op landschapsniveau: Droog duinlandschap
  - IIa zeewaarts vindt kustaangroei plaats
    - IIIa het landschap ligt ten zuiden van Bergen en is daarom (overwegend) kalkrijk: gradiënttype 1 (Aangroeiende, kalkrijke duinen)
    - IIIb het landschap ligt ten noorden van Bergen en is daarom kalkarm: gradiënttype 2 (Aangroeiende, kalkarme duinen)
  - IIb zeewaarts vindt kustafslag plaats
    - IIIc het landschap is niet sterk beïnvloed door historisch gebruik vanuit zeedorpen
      - IVa het landschap ligt ten zuiden van Bergen en is daarom (overwegend) kalkrijk: gradiënttype 3 (Afslaande, kalkrijke duinen)
      - IVb het landschap ligt ten noorden van Bergen en is daarom kalkarm: gradiënttype 4 (Afslaande, kalkarme duinen)
    - IIId het landschap is sterk beïnvloed door historisch gebruik vanuit zeedorpen: gradiënttype 5 (Afslaande, kalkrijke droge duinen: zeedorpenlandschap)
- lb water speelt een belangrijke rol op landschapsniveau: Nat duin- en kustlandschap
  - IIc als gevolg van een actuele of recente getij-invloed zijn zoutminnende planten vegetatievormend aanwezig

---

<sup>4</sup> Voor de enige locatie langs de IJssel met kievitsbloemgraslanden: zie gradiënttype 5.

- IIIe de bodem bestaat in de bovenste laag overwegend uit zand: gradiënttype 1 (Kalkrijke duinvalleien met zoet-zout gradiënt (Groen Strand))
- III f de bodem bestaat in de bovenste laag overwegend uit klei: gradiënttype 6 (Schorren en binnendijkse zilte graslanden)
- II d zoutminnende planten zijn niet vegetatievormend aanwezig
- III g het landschap grenst aan de Noordzeekust en stond tot 100 jaar geleden onder invloed van stuivend zand uit de zeereep: gradiënttypen kalkrijke duinvalleien 2 en 3.
- IV c de bodem is ondiep ontkalkt (< 50 cm): gradiënttype 2
- IV d de bodem is in infiltratiegebieden diep ontkalkt (> 2m): gradiënttype 3
- III h het landschap grenst aan de polders of kwelders en staat al meer dan 100 jaar niet meer onder invloed van stuivend zand: gradiënttype 4 (Ontkalkte binnenduintrand)

### **Afgesloten zeearmen**

- I a zilte graslanden zijn aanwezig: Nat duin- en kustlandschap, gradiënttype 6 (Schorren en binnendijkse zilte graslanden)
- I b zilte graslanden zijn afwezig
- II a het landschap ligt langs de (voormalige) benedenrivieren: Rivierenlandschap
- III a kievitsbloemgraslanden zijn aanwezig: gradiënttype 5 (Benedenlopen rivieren met zwak getij)
- III a kievitsbloemgraslanden zijn afwezig: gradiënttype 6 (Benedenlopen rivieren met sterk getij (zoetwatergetijdengebieden))
- II b het landschap ligt elders: Nat duin- en kustlandschap, gradiënttype 5 (Kalkrijke platen in Afgesloten zeearmen)

### **Getijdengebied**

- Nat duin- en kustlandschap, gradiënttype 6 (Schorren en binnendijkse zilte graslanden)

### **Noordzee**

- Nat duin- en kustlandschap, gradiënttype 1 (Kalkrijke duinvalleien met zoet-zout gradiënt (Groen Strand))

## 7 Opbouw beschrijving van de gradiënttypen

### **Paragraaf 1. Beknopte beschrijving**

Hierin wordt een beschrijving van de gradiënt gegeven, met de belangrijkste processen die een rol spelen en de drijvende krachten achter deze processen. Ook wordt de wijze waarop deze gradiënt is ontstaan en in de loop van de tijd door de mens beïnvloed is, beschreven.

### **Paragraaf 2. Vegetatiegradiënt**

Hierin worden de in de gradiënt aanwezige habitattypen en leefgebieden, en – voor zo ver relevant – de niet in de habitatsystematiek opgenomen vegetatietypen genoemd, met hun plaats in de gradiënt. Deze plaats is ook schematisch weergegeven in de figuur.

### **Paragraaf 3. Fauna**

Hier worden in de gradiënt aanwezige diersoorten genoemd voor zo ver deze gevoelig zijn voor stikstofdepositie en een rol spelen in Natura 2000 (dus soorten van de VHR die opgesomd worden in Bijlagen 1 en 2 van Deel II, en de typische soorten van de in Bijlage 1 van Deel I genoemde habitattypen). Getracht wordt aan te geven hoe de verschillende delen van de gradiënt een rol spelen in de levenscyclus van deze soorten, en ook of andere gradiënten voor deze soorten van belang zijn. Aangezien de fauna op een andere wijze van het landschap gebruik maakt dan de flora, is hierover een aparte toelichting opgenomen, waarnaar bij de knelpunten en de herstelmaatregelen verwezen kan worden.

### **Paragraaf 4. Sturende processen**

Hier worden de sturende processen, die in paragraaf 1 genoemd zijn, nader toegelicht.

### **Paragraaf 5. Standplaatscondities**

Hier worden de standplaatscondities voor elk habitatype binnen de gradiënt nader toegelicht. Voor een gedetailleerde beschrijving van de standplaatscondities per habitatype met concrete abiotische grenswaarden, wordt echter verwezen naar Deel II.

### **Paragraaf 6. Knelpunten**

Hier wordt een opsomming gegeven van de knelpunten, die samenhangen met stikstofdepositie maar ook met andere antropogene en niet-antropogene factoren.

### **Paragraaf 7. Herstelmaatregelen gradiënt**

Hier worden de herstelmaatregelen gegeven voor zo ver die betrekking hebben op het niveau van de gradiënt (landschapsschaal), dus de afzonderlijke standplaatsen overstijgend. De herstelmaatregelen die slechts werken op het niveau van het habitatype (de standplaats) worden behandeld bij de afzonderlijke habitattypen.

### **Paragraaf 8. Voorbeelden**

Hier worden enkele representatieve voorbeelden van concrete gebieden en landschappen in Nederland gegeven, zonder uitputtend te willen zijn.

### **Paragraaf 9. Referenties**

Gerefereerde literatuur wordt weergegeven aan het einde van de paragraaf.



## 8. Literatuur

- Bakker, J.P., C. Brouwer, L. van den Hof & A.J.M. Jansen 1987. Vegetational succession, management and hydrology in a brookland (The Netherlands). *Acta Botanica Neerlandica* 36: 39–58.
- Bakker, T.W.M., J. Kleijn & E. van Zadelhoff 1981. *Duinen en Duinvalleien*. TNO, Delft.
- Bal, D., H.M. Beijer, M. Fellingner, R. Haveman, A.J.F.M. van Opstal & F.J. van Zadelhoff 2001. Handboek Natuurdoeltypen. Tweede, geheel herziene versie. Rapport Expertisecentrum LNV 2001/020 Expertisecentrum LNV, Wageningen.
- Beltman, B. & G. Rouwenhorst 1991. Ecohydrology and fen plant distribution in the Vechtplassen area, the Netherlands. In: Nachtnebel, H.P. & K. Kovar (eds.), *Hydrological Basis of Ecologically Sound Management of Soil and Groundwater*, pp. 199–214. IAHS publication 202.
- Bink, F.A., A.J. Beintema, H.Esselink, J.Graveland, H.Siepel & A.H.P. Stumpel, 1998. Fauna-aspecten van effectgerichte maatregelen. Preadvies Fauna. IBN rapport 431, IBN-DLO, Wageningen.
- Bink, F.A., 2010. Ruimte voor insecten. Een nieuwe visie op insectenbescherming. KNNV uitgeverij, Zeist.
- Bijlsma, R.J., R. Huiskes, R.H. Kemmers, W.A. Ozinga en W.C.E.P. Verberk 2010. Complexe leefgebieden. Het belang van gradiëntecosystemen en combinaties van ecosystemen voor het behoud van biodiversiteit. Alterra rapport 1965, Alterra, Wageningen.
- Boeye, D. & R.F. Verheyen 1994. The relation between vegetation and soil chemistry gradients in a ground water discharge fen. *Journal of Vegetation Science* 5: 553–560.
- Boyer, M.L.H. & B.D. Wheeler 1989. Vegetation patterns in spring fed calcareous fens: calcite precipitation and constraints on fertility. *Journal of Ecology* 77: 597–609.
- Bunzel-Drüke, M., J. Drüke, L.Hauswirth & H. Vierhaus 1999. Großtiere und Landschaft – von der Praxis zur Theorie. *Natur- und Kulturlandschaft* 1999 (3): 210–229.
- De Mars, H., M.J. Wassen & W.H.M. Peeters, 1996. The effect of drainage and management on peat chemistry and nutrient deficiency in the former Jegrzenia floodplain (N.E. Poland). *Vegetatio*: 126: 59–72.
- Emmett Duffy, J. 2003. Biodiversity loss, trophic skew and ecosystem functioning. *Ecology Letters* 2003 (6): 680–687.
- Everts, F.H. & N.P.J. de Vries 1991. De vegetatieontwikkeling van beekdalsystemen. Een landschapsecologische analyse van enkele Drentse beekdalen. Proefschrift R.U. Groningen, Historische Uitgeverij Groningen.
- Galatowitsch, S.M. & A.G. van der Valk 1995. Natural revegetation during restoration of wetlands in the southern prairie pothole region of North America. In: Wheeler, B.D., Shaw, S.C., Fojt, W.J. & Robertson, R.A. (eds.), *Restoration of Temperate Wetlands*, pp. 129–142. Wiley & Sons, Chichester.
- Gams, H. & S. Ruoff 1929. Geschichte, Aufbau und Pflanzendecke des Zehlaubruches, *Schriften der physikalisch-ökonomischen Gesellschaft in Königsberg* 66 (1): 1–192.
- Grootjans, A.P., R. van Diggelen, M.J. Wassen, & W.A. Wiersinga 1988. Dynamics in trophic gradients along small rivers in relation to distribution of plant species. *Vegetatio* 75: 37–48.
- Grootjans, A.P. & R. van Diggelen 1995. Assessing the restoration prospects of degraded fens. In: B.D. Wheeler, S.C. Shaw, W.J. Fojt & R.A. Robertson (eds.) *Restoration of temperate wetlands*, pp. 73–90. J. Wiley & Sons, Chichester.

- Grootjans, A.P., J.P. Bakker, A.J.M. Jansen & R.H. Kemmers, 2002a. Restoration of brook valley meadows in the Netherlands. *Hydrobiologia* 478: 149–170.
- Grootjans, A.P., L. Geelen, A.J.M. Jansen & E.J. Lammerts, 2002b. Restoration of coastal dune slacks in the Netherlands. *Hydrobiologia* 478: 181–203.
- Grootjans, A.P., R. van Diggelen & J.P. Bakker 2006. 9 Restoration of mires and wet grasslands. In: J. van Andel & J. Aranson *Restoration ecology*, pp. 111–123. Blackwell Publishing, Malden/Oxford/Carlton.
- Grootjans, A.P. & R. van Diggelen 2009. Hydrological dynamics III: hydro–ecology. In: E. Maltby & T. Barker (eds.) *The wetlands handbook*. Blackwell Publishing, Malden/Oxford/Carlton.
- Grootjans, A.P., V. Sefferová–Stanová & A.J.M. Jansen (eds.) 2013. *Calcareous mires of Slovakia*. KNNV Publishing, Zeist.
- Hofstede, R., J.P. Bakker & R. van Diggelen 1991. Het Friesche Veen: mogelijkheden voor vegetatie–ontwikkeling. *De Levende Natuur* 92: 94–100.
- Hobbs, R.J. & D.A. Norton 1996. Toward a conceptual framework for restoration ecology. *Restoration Ecology* 4: 93–110.
- Jalink, M.H. & A.J.M. Jansen 1996. *Indicatorsoorten voor verdroging, verzuring en eutrofiëring van grondwaterafhankelijke beekdalgemeenschappen*. Deel 2 uit de serie 'Indicatorsoorten'. Staatsbosbeheer, Driebergen.
- Jansen, A.J.M., 2000. *Hydrology and restoration of wet heathland and fen meadow communities*. Thesis, Rijksuniversiteit Groningen.
- Jansen, A.J.M., Eysink, A.Th.W. & C. Maas 2001. Hydrological processes in a *Cirsio–Molinietum* fen meadow: implications for restoration. *Ecological Engineering* 17: 3–20.
- Jansen, A.J.M., L.F.M. Fresco, A.P. Grootjans & M.H. Jalink 2004. Effects of restoration measures on plant communities of wet heathland ecosystems. *Applied Vegetation Science* 7: 243–252.
- Jansen, A.J.M., Grootjans, A.P. & M.H. Jalink 2000. Hydrology of Dutch *Cirsio–Molinietum* meadows: prospects for restoration. *Applied Vegetation Science* 3: 51–64.
- Jansen, A.J.M., Schaminée, J.H.J. & A.H.F. Stortelder 2008a. Koolmansdijk, parel in de Achterhoek door succesvol natuurherstel. *De Levende Natuur* 109 (6): 228–233.
- Jansen, A.J.M., Sloot, A.M.J., S. Soede & M. van der Ham 2008b. Herstel van blauwgraslanden op de Empese en Tondense Heide? *De Levende Natuur* 109(5): 197–204.
- Joosten, J.H.J. 1995. Time to regenerate: long–term perspectives of raised bogs regeneration with special emphasis on paleoecological studies. In: B.D. Wheeler, S.C. Shaw, W.J. Fojt & R.A. Robertson (eds.) *Restoration of temperate wetlands*, pp. 379–404. J. Wiley & Sons, Chichester.
- Joosten, H. & D. Clarke 2002. *Wise use of mires and peatlands – Background and principles including a framework for decision–making*. International Mire Conservation Group and International Peat Society.
- Kalkhoven, J.T.R. 1999. Landschapsecologie als zelfstandig vakgebied. In: D. van Dorp, K.J. Canters, J.T.R. Kalkhoven & P. Laan (red.). *Landschapsecologie; natuur en landschap in een veranderende samenleving*, pp.15–46. Boom, Amsterdam.
- Kemmers, R.H. & P.C. Jansen 1988. Hydrochemistry of rich fen and water management. *Agricultural Water Management* 14: 399–412.
- Koerselman, W., 1989. *Hydrology and nutrient budgets of fens in an agricultural landscape*. Proefschrift, Universiteit Utrecht, Utrecht.
- Koerselman, W. & J.T.A. Verhoeven 1995. Eutrophication of fen ecosystems: external and internal nutrient sources and restoration strategies. In: B.D. Wheeler, Shaw, S.C., Fojt, W.J. &

- Robertson, R.A. (eds.), *Restoration of Temperate Wetlands*, pp. 91–112. Wiley & Sons, Chichester.
- Londo, G. 1997. Natuurontwikkeling. Bos- en Natuurbeheer in Nederland – deel 6. Backhuus Publishers, Leiden; 658 p.
- Ministerie van LNV 1990. Natuurbeleidsplan: regeringsbeslissing. SDU Uitgeverij, Den Haag.
- Patrick, W.H.Jr. & R.A. Khalid 1974. Phosphate release and sorption by soils and sediments: effect of aerobic and anaerobic conditions. *Science* 186:53–55.
- Schroever, P.J. (red.). Landschapstaal: een stelsel van basisbegrippen voor de landschapsecologie. Reeks Landschapsstudies. Pudoc, Wageningen.
- Schouwenaars, J.M. 1995. The selection of internal and external watermanagement options for bog restoration. In: B.D. Wheeler, S.C. Shaw, W.J. Fojt & R.A. Robertson (eds.) *Restoration of temperate wetlands*, pp. 331–346. J. Wiley & Sons, Chichester.
- Schouwenaars, J.M., H. Esselink, L.P.M. Lamers & P.C. van der Molen 2002. Ontwikkelingen en herstel van hoogveensystemen. Rapport EC-LNV 2002/084. Expertisecentrum LNV, Ede.
- Shaw, S.C. & B.D. Wheeler 1990. *Comparative survey of habitat conditions and management characteristics of herbaceous poor-fen vegetation types*. Survey Report 129, Nature Conservancy Council, Peterborough.
- Sjörs, H. 1948. Mire vegetation in Bergslagen, Zweden. *Acta Phytogeographica Suecica* 21: 1–299.
- Smolders, A.J.P., L.P.M. Lamers, E.C.H.E.T. Lucassen, G. van der Velde & J.G.M. Roelofs 2006. Internal eutrophication: 'How it works and what to do about it', a review. *Chemistry and Ecology* 22: 93–111.
- Smolders, A.J.P., E.C.H.E.T. Lucassen, R. Bobbink, J.G.M. Roelofs & L.P.M. Lamers 2010. How nitrate leaching from agricultural lands provokes phosphate eutrophication in groundwater fed wetlands: the sulphur bridge. *Biogeochemistry* DOI 10.1007/s10533-009-9387-8.
- Spieksma, J.F.M., J.M. Schouwenaars & R. van Diggelen 1995. Assessing the impact of water management options upon vegetation development in drained lake side wetlands. *Wetlands Ecology and Management* 3: 249–262.
- Succow, M. & H. Joosten 2001. *Landschaftsökologische Moorkunde*. E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung (Nägele und Obermiller), Stuttgart.
- Toth, J. 1963. A theoretical analysis of ground water flow in small drainage basins. *Journal of Geophysical Research* 68: 1171–1177.
- Van der Maarel, E. 1976. On the establishment of plant community boundaries. *Bericht der Deutscher Botanischer Gesellschaft* 89: 415–443.
- Van der Molen, P.C., G.J. Baaijens, A.P. Grootjans & A.J.M. Jansen 2010. *LESA – Landschapsecologische systeemanalyse*. Dienst Landelijk Gebied, Utrecht.
- Van der Molen, P.C., G.J. Baaijens, A.P. Grootjans & A.J.M. Jansen 2011. *LESA, Landscape Ecological System Analysis*. DLG/Boschap, Utrecht/Driebergen.
- Van Diggelen, R. A.P. Grootjans & R. Burkunk 1994. Assessing restoration perspectives of disturbed brook valleys: the Gorecht area. *Restoration Ecology* 2: 87–96.
- Van Dorp, D., K.J. Canters, J.T.R. Kalkhoven & P. Laan (red.) 1999. *Landschapsecologie; natuur en landschap in een veranderende samenleving*. Boom, Amsterdam.
- Van Leeuwen, C.G. 1965. Het verband tussen natuurlijke en anthropogene landschapsvormen, bezien vanuit de betrekkingen in grensmilieus. *Gorteria* 2:93–105.
- Van Loon, A. H. 2010. Unravelling hydrological mechanisms behind fen deterioration in order to design restoration strategies. Proefschrift R.U. Utrecht, Utrecht.
- Van Wirdum, G. 1979. Trophiegradiënten in een kraggenlandschap. *H<sub>2</sub>O* 12(3): 46–57.

- Vegter, U. 1999. Toegepast systeemonderzoek voor natuurherstel in het Reestdal. In: D. van Dorp, K.J. Canters, J.T.R. Kalkhoven & P. Laan (red.) *Landschapsecologie; natuur en landschap in een veranderende samenleving*, pp.311–331. Boom, Amsterdam.
- Verberk, W.C.E.P., 2008. Matching species to a changing landscape. Aquatic macroinvertebrates in a heterogeneous landscape. Proefschrift, Radboud Universiteit Nijmegen.
- Verberk, W.C.E.P., A.P. Grootjans & A.J.M. Jansen 2009. Natuurherstel: van standplaats naar landschap. *De Levende Natuur* 110: 105–110.
- Visser, H. 1999. Abiotische factoren: eigenschappen en processen. In: D. van Dorp, K.J. Canters, J.T.R. Kalkhoven & P. Laan (red.) *Landschapsecologie; natuur en landschap in een veranderende samenleving*, pp.47–86. Boom, Amsterdam.
- Wassen, M.J. & A.P. Grootjans 1996. Ecohydrology: an interdisciplinary approach for wetland management and restoration. *Vegetatio* 126:1–4.
- Westhoff, V., P.A. Baker, C.G. van Leeuwen & E.E. van der Voo 1970. *Wilde Planten: flora en vegetatie in onze natuurgebieden. Deel 1*. Vereniging tot behoud van Natuurmonumenten in Nederland, Amsterdam.
- Wheeler, B.D. 1995. Introduction: restoration and wetlands. In: B.D. Wheeler, S.C. Shaw, W.J. Fojt & R.A. Robertson (eds.) *Restoration of temperate wetlands*, pp.1–18. J. Wiley & Sons, Chichester.

*Tabel 2: Overzicht van termen die gebruikt worden bij de beschrijving van herstelstrategieën in relatie tot de fauna.*

### **Vorm van het landschap**

- V1 Mozaïek
  - V1a Fijnkorrelig mozaïek*
  - V1b Grofkorrelig mozaïek*
- V2 Landschapselementen (dood hout, steilranden, etc.)
- V3 Habitat met intermediaire vegetatiestructuur dan wel abiotische omstandigheden
- V4 Scherpe overgang
- V5 Geleidelijke overgang
- V6 Interne heterogeniteit

### **Schaalniveaus binnen het landschap**

- Nanoschaal: <1 m<sup>2</sup>
- Microschaal: 1 m<sup>2</sup> - 1 are
- Mesoschaal: 1 are - 1 hectare
- Macroschaal: 1 hectare - 1 km<sup>2</sup>
- Megaschaal: > 1 km<sup>2</sup>

### **Functie van het landschap**

- F1 Noodzakelijke combinaties
- F2 Unieke condities en compensatie voor interne homogeniteit
- F3 Hoge soortdiversiteit
- F4 Risicospreiding en veerkracht
- F5 Randeffecten

### **Doel van de beheerder**

- D1 Behouden
- D2 Versterken
- D3 Herstellen
- D4 Creëren
- D5 Toestaan

