



Vlaanderen
is wetenschap

Monitoring van ecologische processen in Vlaanderen

Een verkenning

Sam Provoost, Jan Van Uytvanck, Kris Vandekerkhove en Geert De Blust

INSTITUUT
NATUUR- EN BOSONDERZOEK

Auteurs:

Sam Provoost, Jan Van Uytvanck, Kris Vandekerkhove en Geert De Blust
Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek

Het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek (INBO) is het Vlaams onderzoeks- en kenniscentrum voor natuur en het duurzame beheer en gebruik ervan. Het INBO verricht onderzoek en levert kennis aan al wie het beleid voorbereidt, uitvoert of erin geïnteresseerd is.

Vestiging:

INBO Brussel
Kliniekstraat 25 - 1070 Brussel
www.inbo.be

e-mail:

sam.provoost@inbo.be

Wijze van citeren:

Provoost S, Van Uytvanck J, Vandekerkhove K en De Blust G (2016). Monitoring van ecologische processen in Vlaanderen. een verkenning. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2017 (3).
Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.

D/2017/3241/003

doi.org/10.21436/inbor.12531430

Rapportnr : Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2017 (3)

ISSN: 1782-9054

Verantwoordelijke uitgever:

Maurice Hoffmann

Druk:

Managementondersteunende Diensten van de Vlaamse overheid

Foto cover:

Sam Provoost



Monitoring van ecologische processen in Vlaanderen

Een verkenning

Sam Provoost, Jan Van Uytvanck, Kris Vandekerkhove en Geert De Blust

Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2017 (3)

D/2017/3241/003

doi.org/10.21436/inbor.12531430

Samenvatting

Een efficiënt en effectief beheer van onze natuur- en bosgebieden vergt een goede opvolging en evaluatie. De bestaande of in opmaak zijnde meetnetten voor beheermonitoring en voor opvolging van het Europese natuurbeleid beleid focussen vooral op patronen, namelijk habitats en soorten. In aanvulling hierop werkt het INBO, in opdracht van het Agentschap voor Natuur en Bos, een meetnet uit dat moet toelaten om onze kennis over procesgestuurde natuur te vergroten. Hiermee wil het agentschap het beheer optimaliseren van grotere natuurgebieden waarin ecologische processen een centrale rol spelen.

Dit verkennende rapport brengt de diversiteit aan ecologische processen in Vlaanderen beknopt in kaart. Daarvoor wordt eerst de relatie tussen ecologische processen en biodiversiteit theoretisch verkend. We definiëren drie fundamentele landschapstypes naargelang de mate waarin zij 'top down' door externe stress en storing, dan wel 'bottom up' door interne processen worden bepaald: dynamische, gestresseerde en ongedwongen landschappen.

Vervolgens maken we een overzicht van de sturende processen in onze natuurgebieden. Een selectie van de meest relevante processen en daaraan verbonden habitatcondities leidt ons tot een aantal vanuit biodiversiteitsoogpunt prioritaire landschapstypen en procesgroepen: 1) intertidale slikken en schorren, 2) kustduinen en strand, 3) landduinen, 4) riviersystemen, 5) begraasde wastinelandschappen, 6) ecosysteemingenieurs, 7) migratie en dispersie en 9) onbeheerde bossen. Hieruit zullen in volgende fase modelgebieden worden geselecteerd waarin gestandaardiseerde dataverzameling wordt opgezet.

Abstract

An efficient and effective management of Flemish nature reserves and forests requires adequate monitoring and evaluation. The existing monitoring network for European conservation policy and the methodology being elaborated for management evaluation primarily focus on patterns: habitats and species. Complementary, INBO elaborates a monitoring network which should increase our knowledge on process-driven nature. This work is commissioned by the Agency for Nature and Forest and aims at optimizing the management of relatively large areas in which ecological processes play an important role.

In this preliminary report, the diversity of ecological processes in Flanders is mapped. First, we theoretically explore the relationship between ecological processes and biodiversity. We define three basic landscape types depending on the degree of top-down regulation by external stress and disturbance or bottom up organisation of the ecosystem by internal processes: dynamic, stressed and unconstrained landscapes.

Furthermore, a summary is given of the processes which are significant for ecosystem dynamics. A selection of the most relevant processes and associated habitat conditions leads us to a number of priority landscape types and process groups: 1) intertidal salt marshes, 2) coastal dunes and beaches, 3) inland dunes, 4) river systems, 5) grazed, structurally heterogeneous landscapes, 6) ecosystem engineers, 7) migration and dispersal and 9) unmanaged forests. In a next phase, study areas will be selected in which standardized data collection will be set up.

Inhoudstafel

Samenvatting	4
Abstract	5
1. Inleiding	7
2. Landschapsecologische situering	9
2.1. Perceptie en waardering van natuur	9
2.2. Procesbeheer	9
2.3. Fundamentele ecosysteemmechanismen	10
2.4. Ruimtelijke vertaling	10
2.5. Ontwikkeling van levensgemeenschappen in tijd en ruimte	12
3. Overzicht van ecosysteemprocessen	14
3.1. Indeling	14
3.2. Getijden en zeestromingen	14
3.3. Macroklimaat	16
3.4. Geomorfodynamiek	16
3.4.1. Mariene geomorfodynamiek	16
3.4.2. Eolische dynamiek	18
3.4.3. Rivierdynamiek	20
3.4.4. Overige geomorfologische processen	21
3.5. Hydrodynamiek	21
3.5.1. Oppervlaktewater	21
3.5.2. Grondwater	21
3.6. Bodemprocessen	22
3.7. Vuur	23
3.8. Biotische processen	24
3.8.1. Ecologische netwerken	24
3.8.2. Successie	25
3.8.3. Ecosysteemingenieurs	25
3.8.4. Effecten van mobiele organismen	26
3.8.5. Verbreiding van diasporen	26
3.8.6. Genetische processen	27
3.8.7. Begrazing	27
3.9. Natuurtechnisch beheer	28
4. Selectie van processen en landschapstypen	30
4.1. Keuze van onderzoeksmethode	30
4.2. Intertidale slikken en schorren	31
4.3. Kustduinen en strand	31
4.4. Landduinen	32
4.5. Riviersystemen	33
4.6. Begraasde wastinelandschappen	33
4.7. Ecosysteemingenieurs	33
4.8. Migratie en dispersie	33
4.9. Onbeheerde bossen	34
5. Verdere aanbevelingen	36
5.1. Processen in beheer en beleid	36
5.2. Procesdiversiteit ruimtelijk vertaald	36
5.3. Landschapsecologische kennisopbouw	36
Referenties	38

1. Inleiding

Een efficiënt en effectief beheer van onze natuur- en bosgebieden vormt één van de hoekstenen van het natuurbehoud en natuurbeleid in Vlaanderen. Om tot een optimaal beheer te komen is een goede opvolging en evaluatie van het gevoerde beheer noodzakelijk, via een doordachte set van meetnetten en indicatoren. Daarenboven kunnen performante meetnetten ook de mogelijkheid bieden om achterliggende processen en het functioneren van ecosystemen beter te doorgronden (niet alleen het 'wat' maar ook het 'waarom') en op die manier leiden tot een efficiënter beheer.

In het verleden werden reeds verschillende meetnetten opgezet en geconcipieerd, die telkens voor specifieke aspecten van het natuur- en bosbeleid in Vlaanderen de nodige basiskennis moet aanleveren. Voorbeelden zijn de bosinventaris, het bosvitaliteitsmeetnet, de boswijzer, het meetnet onbeheerde bossen, de ABV en BBV broedvogelmonitoring en wintervogeltellingen.

In het kader van het ANB-INBO project 'Monitoring Natura 2000 en beheer' worden meetnetten ontwikkeld die aan de informatiebehoeften moeten beantwoorden voor vier essentiële onderdelen van het natuurbeleid:

1. Natura 2000 soortenmonitoring (Adriaens et al. 2011)
2. Natura 2000 habitatmonitoring (Westra et al. 2011)
3. Beheerevaluatie in ANB terreinen (Van Calster et al. 2011)
4. Meetnetten Natuurlijk Milieu die zich toeleggen op de abiotische milieufactoren.

De natura 2000 meetnetten zijn in eerste instantie ontworpen om te rapporteren aan Europa over de staat van instandhouding van de Natura 2000 habitattypes en soorten in Vlaanderen, binnen en buiten SBZ. Daarmee wordt nagegaan of de gestelde instandhoudingsdoelstellingen (G-IHD en S-IHD) worden gehaald. Daarnaast dienen zij voor de opvolging van voor het Vlaams beleid belangrijke soorten en vegetatietypes die niet opgenomen zijn in habitat- of vogelrichtlijn. Deze monitoring is ontworpen om uitspraken te kunnen doen op Vlaams niveau.

De beheermonitoring daarentegen, wordt voorzien op het niveau van de individuele beheerplannen voor de door ANB beheerde natuur- en bosdomeinen. In de vraaganalyse, overeenkomstig Fase I van de leidraad voor meetnetontwerp (Wouters et al. 2008), staat de beheerder centraal. De belangrijkste vragen omvatten enerzijds aspecten van het dagelijks beheer (zijn de maatregelen uitgevoerd en is de kwaliteit ervan goed?) en peilen anderzijds naar de mate waarin de beheerdoelen uit het beheerplan worden gehaald (met een tussentijdse en eindevaluatie). De ontwikkelde methoden zijn voldoende generiek om op verschillende beheerde gebieden toepasbaar te zijn. De beheerdoelen in kwestie omvatten niet louter natuurdoeltypes, maar alle concrete doelen die een multifunctioneel beheerplan kunnen bevatten. Ze kunnen bijvoorbeeld ook instandhouding van kritische soorten omvatten of een streefdoel qua bezoekersaantallen of bezoekerstevredenheid.

Het is opvallend dat de huidige monitoringprogramma's in sterke mate steunen op een patroonbeheer dat uitgaat van ruimtelijk min of meer duidelijk vegetatiekundig af te bakenen natuurdoeltypes en hieraan gekoppelde multisoortenlijsten (Van Uytvanck & De Becker 2004; Maes & Van Dijck 2004). De meetnetten abiotiek vormen een belangrijke aanvulling op de biotisch gerichte monitoring maar gaan in essentie ook uit van een patroonbenadering. Dit was evenzeer het geval in de studies van De Meulenaere et al. (2002) en De Cock et al. (2008) rond beheermonitoring. Ook de methodiek voor de bepaling van de lokale staat van instandhouding (T'Jollyn et al. 2009) en de monitoring uitgewerkt door Natuurpunt is sterk gericht op de beoordeling van patronen en veel minder op processen.

Procesgestuurde natuurstreefbeelden vereisen een specifieke monitoringaanpak die duidelijk verschilt van deze bij patroonbeheer. Bij een procesgericht beheer zijn die ruimtelijk af te bakenen, min of meer vegetatiekundig homogene eenheden namelijk niet steeds aanwezig. Een voorbeeld hiervan zijn de wastinelandschappen ontstaan door extensieve begrazing, gekenmerkt door een in ruimte en tijd variërende mozaïek van verschillende vegetatietypen. Processen geven vaak aanleiding tot milieugradiënten in het landschap waardoor geleidelijke

overgangen ontstaan tussen habitattypen. In dergelijke situaties is een patroongerichte monitoringaanpak ontoereikend. Dit is een belangrijk knelpunt dat bij de vraaganalyse rond de beheermonitoring naar boven kwam.

Binnen het agentschap voor Natuur en Bos wordt het belang van natuurlijke processen voor de instandhouding van natuurwaarden duidelijk erkend en wordt er in toenemende mate op ingezet. Dat geldt in het bijzonder voor de grotere natuurgebieden, waar abiotische natuurlijke processen weer mogelijkheden krijgen om op te treden, al dan niet gestuurd via extensieve begrazing, en in de 'integrale bosreservaten', waar bewust voor spontane bosontwikkeling wordt gekozen. Binnen de nieuwe Vlaamse natuurwetgeving zijn deze procesgestuurde natuurstreefbeelden expliciet opgenomen als 'onbeheerde climaxvegetaties' of 'mozaïeken door extensieve begrazing'.

Voor de monitoring van het natuurstreefbeeld 'onbeheerde climaxvegetaties' werd ruim 15 jaar geleden al een operationeel programma uitgewerkt, namelijk de bosreservatenmonitoring (Vandekerckhove et al. 2003; De Keersmaecker et al. 2005). Daarbij worden de processen onder de loep genomen die zich voordoen in grotendeels autonoom functionerende bossen, de meest algemene climaxvegetatie in Vlaanderen. Voor de procesgestuurde natuurstreefbeelden in halfopen en open landschapstypen werd dit nog niet uitgewerkt, wat een belangrijk hiaat vormt in het netwerk van Vlaamse meetnetten. Deze vaststelling vormt dan ook de concrete aanleiding voor deze onderzoeksopdracht.

Scope van dit rapport:

Doelstelling van de opdracht vanuit ANB is om een voorstel van meetnet uit te werken dat moet toelaten om onze kennis over in belangrijke mate procesgestuurde natuur te vergroten, en op die manier ook het beheer van dergelijke gebieden te optimaliseren. Complementair aan en naar analogie met het onderzoek van onbeheerde autonome processen in de bosreservaten, wenst het ANB dat hiervoor een beargumenteerde selectie van gebieden gebeurt en dat een methode en strategie voor opvolging wordt voorgesteld. Daarbij ligt de nadruk vooral op grote, door ANB beheerde gebieden.

De oorspronkelijke titel van de enveloppe-opdracht luidt 'lange-termijn monitoring van de processen in kerngebieden die representatief zijn voor onbeheerde climaxvegetaties of door begrazing gestuurde mozaïeklandschappen'. In dit verkennende rapport willen we echter breder gaan en het hele gamma van de procesdiversiteit in kaart brengen. Daarvoor gaan we eerst de relatie tussen ecologische processen en biodiversiteit theoretisch verkennen. Vervolgens maken we een overzicht van de sturende processen in onze natuurgebieden. Een selectie van de meest relevante processen en daaraan verbonden habitatcondities leidt ons tot een aantal prioritaire landschapstypen. Hieruit zullen in volgende fase modelgebieden worden geselecteerd waarin gestandaardiseerde dataverzameling wordt opgezet. Hierbij wordt de complementariteit met de bestaande monitoring in het oog gehouden.

2. Landschapsecologische situering

2.1. Perceptie en waardering van natuur

Onze perceptie en waardering van natuur gebeurt vooral aan de hand van patronen. Binnen het landschap kunnen die patronen zich op uiteenlopende schaal manifesteren, namelijk op het niveau van soorten, ecotopen, landschapselementen of ecosystemen. Ook het natuurbeleid is sterk gericht op dergelijke tastbare landschapscomponenten. De Europese vogel- en habitatrichtlijnen, die soorten en habitattypes centraal stellen als te beschermen eenheden, zijn hier sprekende voorbeelden van. De sterke focus op patronen binnen de Habitatrichtlijn hangt nauw samen met de fytosociologische basis voor de afbakening van habitattypes (Evans 2010). Processen komen in het beleid minder aan bod, hoewel het Vlaams decreet natuurbehoud er expliciet naar verwijst in de definitie van natuur: "... de levende organismen, hun habitats, de ecosystemen waarvan zij deel uitmaken en de daarmee verbonden uit zichzelf functionerende ecologische processen...". De belangrijkste reden voor deze discrepantie is ongetwijfeld de hogere tastbaarheid van patronen, in het bijzonder soorten. Als resultaat van miljoenen jaren evolutie vormen zij de kern van de ethische argumentatie voor natuurbehoud. Processen zijn minder tastbaar en hebben vaak geen inherente dimensie waardoor we ze moeilijker in onze 'natuurboekhouding' kunnen vastleggen (Grimm 1995).

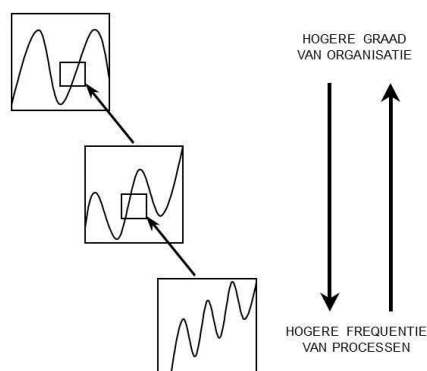
De holistische benadering binnen de landschapsecologie benadrukt het gegeven dat processen en patronen 2 gezichten zijn van eenzelfde systeem (Naveh & Lieberman 1990). Beide gezichten krijgen echter geen evenwaardige behandeling. Verschillende auteurs waarschuwen voor een eenzijdige patroonbenadering in het natuurbehoud en stellen dat een bescherming van patronen op lange termijn niet effectief is als de ondersteunende processen niet meer werkzaam zijn (Ricklefs et al. 1984; Bennett et al. 2009; Moritz 2002; Smith et al. 1993). Ook de recente aandacht voor 'rewilding' van de natuur past in dit kader (Merckx 2016). Aandacht voor processen vormt vooreerst een volwaardige erkenning van ecosystemen, gekenmerkt door complexe interacties tussen verschillende componenten. Een procesbenadering biedt verder een antwoord op het dynamisch karakter van ecosystemen in ruimte en tijd. Deze veranderingen doen zich voor op korte tot middellange en dus voor het beheer relevante termijn, maar ook op een evolutionaire tijdschaal (Cowling & Pressey 2001). Processen vormen namelijk een selectiedruk waaraan soorten zich voortdurend aanpassen. Den Boer (1981) stelt meer specifiek dat heterogeniteit en veranderlijkheid niet enkel fundamentele kenmerken zijn van het natuurlijk milieu maar van het leven op zich. De enorme genetische en fenotypische variatie in natuurlijke populaties is hiervan deels een reflectie en vormt een essentieel element in het overleven van die populaties. De auteur draagt hiermee een belangrijke argumentatie aan voor de waarde van procesdiversiteit binnen natuurbehoud.

2.2. Procesbeheer

Parallel met de perceptie, wordt ook in het beheer van natuur een onderscheid gemaakt tussen patroon- en procesbeheer (Van Uytvanck & De Becker 2004). Het onderscheid tussen beide beheervormen hangt veelal samen met de schaal. Patroonbeheer slaat op maatregelen die zich richten op een bepaald deelgebied, een perceel of beheereenheid, terwijl procesbeheer doorgaans maatregelen omvat die een impact hebben op het hele landschap of grote delen ervan. Dit laatste beheertype vormt het onderwerp van dit rapport. Maar zoals wel vaker in de ecologie, is het onderscheid tussen beide concepten in de praktijk niet altijd even scherp. Begrazing vormt hiervan een goede illustratie. Dit beheer kan in intensieve vorm worden toegepast op relatief kleine en homogene percelen en is in dat geval evenals bijvoorbeeld maaien als beheerstrategie sterk patroongericht. Bij meer extensieve begrazing op grotere schaal zullen dieetvoorkeur en sociaal gedrag van de grazers leiden tot een sterkere heterogeniteit in het landschap en spreken we eerder over een procesbenadering. Tot slot kunnen we beheervormen ook nog indelen in functie van de frequentie waarmee zij worden uitgevoerd (Van Calster et al. 2011). Sommige maatregelen worden slechts éénmalig genomen of over een beperkte tijd in functie van omvorming en initiële ontwikkeling. In dit rapport concentreren we ons op maatregelen en processen die op langere termijn werken of werkzaam zijn.

2.3. Fundamentele ecosysteemmechanismen

Voor we een overzicht geven van de processen in onze natuurgebieden, gaan we op zoek naar een kader om de betekenis van processen binnen ecosystemen te schetsen. Hiervoor vertrekken we van eigenschappen van complexe systemen in het algemeen (Naveh & Lieberman 1990). Een fundamentele eigenschap van ecosystemen is de hiërarchische structuur, een centraal element in systeemtheorie en geïntroduceerd in de ecologie door Eglar (1942). Binnen complexe netwerken van onderling gerelateerde elementen worden inherente organisatieniveaus onderscheiden op basis van verschillen in temporele en ruimtelijke schaal waarop processen zich afspelen. Elk systeem dat we beschouwen heeft een tragere interne dynamiek dan de samenstellende componenten of deelsystemen. Het integreert zowel de producten als de snelheid van de deelactiviteiten en tilt zichzelf daarmee op een hoger hiërarchisch niveau, zoals schematisch weergegeven in figuur 1. De fotosynthese in bladeren bijvoorbeeld reageert op veranderingen in lichtsterkte en fluctueert daardoor binnen een tijdspanne van enkele seconden of minuten. De productie van polysacchariden en de groei van de plant vormen een integratie van deze fotosyntheseprocessen en kennen een veel trager fluctuatietraject, in de grootte-orde van respectievelijk uren en dagen. Een ecosysteem bestaat uit een groot aantal onderling gekoppelde hiërarchische deelsystemen (O'Neill et al. 1986).



Figuur 1. Hiërarchisch systeemconcept naar O'Neill et al. (1986).

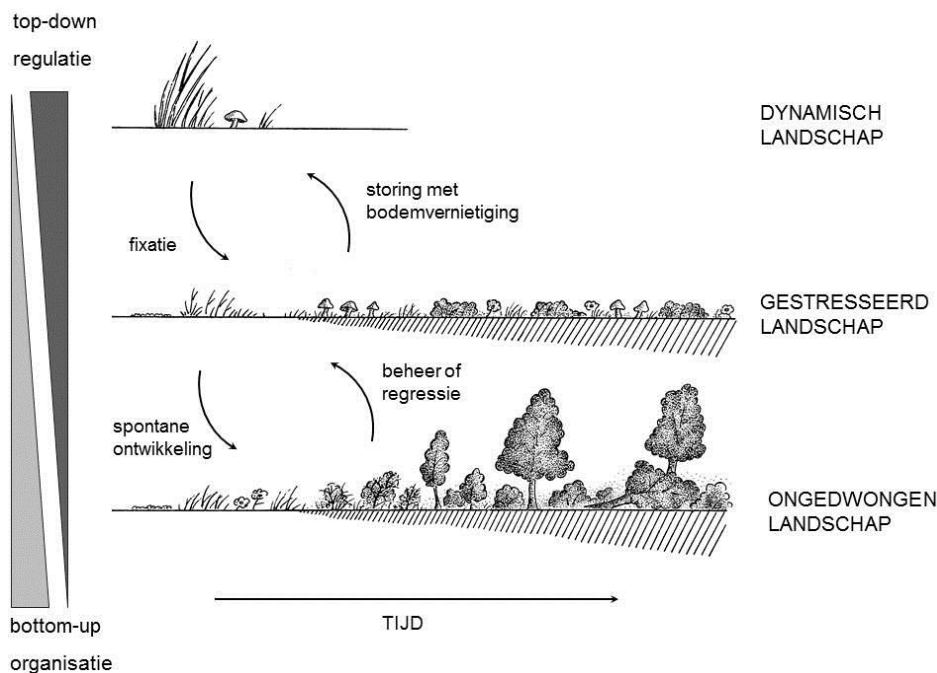
De regulatie van complexe systemen worden gekenmerkt door twee fundamentele mechanismen. Een eerste is de 'top down regulatie', waarbij de dynamiek van een deelsysteem wordt bepaald vanuit een hoger hiërarchisch niveau. In bovenstaand voorbeeld wordt het fotosyntheseproces top down gereguleerd door de intensiteit van het zonlicht. Het top down mechanisme gedraagt zich doorgaans als een causale lineaire relatie; 'als de zon schijnt dan is er fotosynthese'. O'Neill et al. (1986) benadrukken het belang van een tweede mechanisme, de 'bottom-up organisatie', als wezenskenmerk van levende systemen. In ons voorbeeld vormen suikerproductie en plantengroei de bottom up georganiseerde processen. Bottom up organisatie moeten we zien binnen de complexe, vaak niet-lineaire relatiestructuren van zelforganiserende (eco)systemen. Vaak spelen cyclische relaties hierin een essentiële rol, zoals bijvoorbeeld de Krebs cyclus maar ook nutriëntencycli, predator prooi-relaties, ...

2.4. Ruimtelijke vertaling

De uitdaging in dit rapport zit vooral in de ruimtelijke vertaling van dit abstracte schema naar concrete landschappen. Bij deze vertaalslag is het schaalaspect cruciaal. Binnen het natuurbehoud speelt het niveau van ecotopen een centrale rol. Het is de schaal van onze directe perceptie van natuur en ook beheermaatregelen zoals maaien, plagen of begrazing grijpen doorgaans in op dit niveau. Een ecotoop vertegenwoordigt een relatief homogene ruimtelijke eenheid, gekenmerkt door een karakteristiek milieu en type levensgemeenschap. Ook het vegetatietype is dus min of meer karakteristiek. In de praktijk worden de terrestrische ecotopen in onze regio daarom vooral getypeerd op basis van de vegetatie (cfr. BWK, EU-habitattypes, ...).

Door de focus op vegetatie zijn de terrestrische ecotooptypologieën die in het natuurbeleid worden gebruikt sterk geënt op fytosociologische eenheden. Die gaan op hun beurt hoofdzakelijk uit van een verticale of topologische benadering van het landschap waarbij een bepaald vegetatietype kan gekoppeld worden aan een reeks milieukenmerken binnen een gegeven ruimtelijke eenheid (de standplaats). Bodemkenmerken, grondwaterregime en beheervorm (partoonbeheer) vormen daarbij de belangrijkste sturende factoren. Bij dergelijke benadering blijven chorologische relaties in het landschap onderbelicht. Hiermee bedoelen we de horizontale relaties tussen ecotopen of landschapseenheden (Schroevens 1982) zoals grondwaterstromingen of de dispersie van organismen of diasporen. In dit rapport proberen we dit evenwicht te herstellen en een zo volledig mogelijk beeld te geven van alle relevante ecosysteemprocessen.

De keuze voor het ecotoopniveau betekent in ieder geval dat de regulatie van de vegetatiedynamiek een heel belangrijke rol speelt in de ecosysteemprocessen die we beschouwen. Plantengroei en de ontwikkeling van mutualistische relaties vormen een substantieel deel van de bottom up organisatie van het systeem. Deze ontwikkeling kan op verschillende manieren top down gereguleerd worden. Grime (1979) beschouwt in dit verband enerzijds factoren die de groei van planten beperken (aangeduid als stress) en anderzijds factoren die de standplaats van planten vernietigen (disturbance of storing). Storingfactoren zijn bijvoorbeeld verstuing of sterke betreding; stresssituaties kunnen onder meer veroorzaakt worden door maaibeheer, droogte, begrazing, anaërobie of bodemcompactatie. De mate waarin bottom up organisatie en top down regulatie bepalend zijn voor de (vegetatie)dynamiek vormt een fundamentele basis voor de indeling in ecotoop- of landschapstypen en geeft bovendien een houvast om de relatie tussen processen en patronen te exploreren. Figuur 2 geeft een beeld hoe die typen er in het droge duinlandschap uitzien.



Figuur 2. Essentiële landschapstypen met als voorbeeld de droge duinen (Provoost 2004).

Dynamische landschapstypen worden hoofdzakelijk top down gereguleerd door storing zoals erosie en sedimentatie, verstuing of rivierdynamiek. Het zijn processen die zich op een hoger hiërarchisch niveau afspelen waardoor we ze op ecotoopniveau als externe factoren kunnen beschouwen. Chorologische relaties zijn hier dus van groot belang. Door de constante storing vertoont de vegetatie in dynamische landschappen weinig ontwikkeling in de tijd, de successie wordt namelijk steeds teruggezet.

In het **gestresseerd landschap** blijft de bodem min of meer intact maar wordt de vegetatieontwikkeling in sterke mate bepaald door droogte, vraat, overstroming of andere interne of externe stressfactoren. We spreken van plagioclimaxvegetaties waarin doorgaans een mix van chorologische en topologische processen de ontwikkeling bepalen.

Binnen het **ongedwongen landschap** kan de bottom up organisatie zich volop manifesteren binnen de gegeven klimatologische, bodemkundige en hydrologische context. Hier ontwikkelen zich climaxvegetaties in de enge betekenis. Stressfactoren zijn hier van ondergeschikt belang en spruiten vaak voort uit de vegetatieontwikkeling zelf, bijvoorbeeld door beschaduwing. De landschapsecologische relaties zijn in hoofdzaak topologisch.

De scheiding tussen gestresseerd en ongedwongen landschap valt niet scherp te trekken. Stressfactoren zoals bijvoorbeeld waterverzadiging van de bodem kunnen namelijk gradueel verlopende waarden aannemen. Veelal vormt het beheer ook een belangrijke stressfactor en zijn overgangen tussen beide landschapstypen dus gerelateerd aan intensiteit van het gevoerde beheer. De overgang naar dynamische landschappen vergt een meer fundamentele wijziging van de sturende processen. In de duinen bijvoorbeeld is een grondige bodemvernietiging (of afgraving) noodzakelijk vooraleer duinen weer gaan stuiven (figuur 2).

2.5. Ontwikkeling van levensgemeenschappen in tijd en ruimte

Finaal willen we het belang van processen schetsen voor de opbouw van levensgemeenschappen in een ruimer kader. Daarbij spelen vier types processen een rol: selectie, dispersie, drift en speciatie. Binnen ecosystemen wordt de structuur van de levensgemeenschappen bepaald door een selectieproces waarbij zowel de heersende milieu-omstandigheden (abiotische filter) als de interacties tussen soorten (biotische filter) een rol spelen. Deze processen vormen de essentie van dit rapport. De filtering of selectie kan maar optreden indien de soorten het landschap in kwestie kunnen bereiken. Dispersie vormt bijgevolg een elementair proces voor het structureren van levensgemeenschappen. deze factor speelt zich af op diverse schaalniveaus. Het ontstaan van de huidige levensgemeenschappen in ons land moeten we globaal zien in de context van de postglaciale klimaatveranderingen. De gestage opwarming tijdens het Holoceen maakte het voor organismen mogelijk zich noordwaarts uit te breiden vanuit de refugia in zuidelijk Europa en de soortenpool geleidelijk aan te vullen. In beperkte mate wordt deze pool ook bevolkt door ijstijdrelicten die in het huidige landschap specifieke milieus innemen. Een goed voorbeeld hiervan is duindoorn, een soort die zeer algemeen was in de kalkrijke pioniermilieus van het vroege Holoceen maar bij ons nu tot de kustduinen is beperkt (Bartish et al. 2006).

De migratie van organismen en daarmee samenhangende dispersiefilter is niet enkel een biogeografisch gegeven uit een ver verleden maar speelt tot op heden een belangrijke rol in de ontwikkeling van lokale en regionale levensgemeenschappen. Ook de mens drukt in toenemende mate een stempel op dit proces. Eeuwenlang landbouwgebruik heeft ontstaan gegeven aan levensgemeenschappen waarvan de soorten gerekruteerd werden uit de lokale soortenpool maar ook al dan niet gewild van elders werden aangevoerd (Brunsveld & Corporaal 2008). In een aantal gevallen vormt de menselijke interferentie in de natuur sedert het laat-glaciaal een kunstmatige voortzetting van de natuurlijke processen uit de ijstijden die door klimaatverandering zijn stilgevallen zijn. Met betrekking tot begrazing is de rol van de mens zeer ambigu. Enerzijds verdwenen tal van grote herbivoren niet alleen door klimaatverandering, maar ook door uitroeiing door de mens. Anderzijds werden deze wilde herbivoren geleidelijk aan vervangen door gedomesticeerde herbivoren, die op zijn minst gedeeltelijk de aan wilde dieren gerelateerde natuurlijke processen verderzetten (Bunzel-Drüke et al. 2002). Hierdoor zijn soorten van open landschappen wellicht nog in onze streken aanwezig die al zouden verdwenen zijn in een door bossen gedomineerde omgeving. Relatief recent vormt de menselijk beïnvloede klimaatverandering ook een belangrijke stimulans voor de uitbreiding van zuidelijke soorten. Landgebruik heeft daarenboven een belangrijke impact op de connectiviteit in het landschap wat de migratie van organismen in sterke mate beïnvloedt.

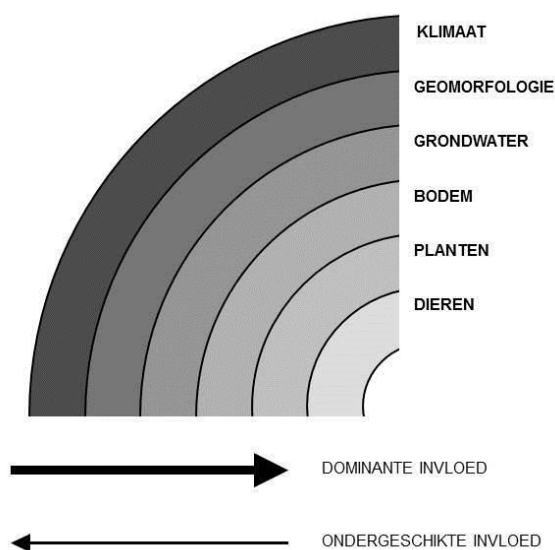
Populatiegenetische studies tonen verder aan dat drift een belangrijk sturend proces is voor patronen van genetische diversiteit. Drift omhelst een toevallige (statistische) verandering in allelfrequenties en treedt vooral op in kleine populaties (Honnay & Jacquemyn 2010). Anders dan bij selectie speelt drift dus vooral een rol bij 'neutrale' allelen. Onderscheid tussen beide mechanismen is in concrete terreinstudies echter moeilijk vast te stellen omdat het niet evident is om alle betrokken milieu-variabelen in rekening te brengen.

De samenstelling van de levensgemeenschappen is dus het resultaat van de hier aangehaalde selectieprocessen. Op termijn kunnen deze processen aanleiding geven tot vorming van nieuwe soorten (speciatie) maar deze processen vallen dus buiten het bestek van deze opdracht.

3. Overzicht van ecosysteemprocessen

3.1. Indeling

De indeling van de processen is gebaseerd op het rangordemodel geïntroduceerd door van der Maarel & Dauvellier (1979). Dit rangschikt de processen volgens hun dominantie in de regulatie van het landschap (figuur 3). In overeenstemming met de hiërarchie in het systeem, spelen de meer dominante processen zich globaal af op grotere schaal in tijd en ruimte. Reële ecosystemen zitten uiteraard veel complexer in elkaar. Het gaat hier enkel om een manier van indelen en het overzicht bewaren.



Figuur 3. Rangordemodel van het landschap naar van der Maarel & Dauvellier (1979).

3.2. Getijden en zeestromingen

Beschrijving

De getijdenwerking is voor kustecosystemen een belangrijk sturend proces. Getijden worden veroorzaakt door fenomenen die de schaal van de aarde overstijgen, namelijk de aantrekkingskracht van zon en maan. De positie van deze hemellichamen ten opzichte van de aarde bepaalt de mate waarin de watermassa's in zeeën en oceanen worden aangetrokken. Dit resulteert in een bijzonder complex periodiek patroon met als belangrijkste componenten een dubbeldagse cyclus van eb en vloed en een maandelijkse cyclus van spring- en doottij. Springtij doet zich voor wanneer zon en maan zich aan dezelfde zijde van de aarde bevinden en hun aantrekkingskracht elkaar versterkt. Dood tij treedt op als de aarde zich tussen zon en maan bevindt en hun aantrekkingskracht elkaar tegenwerkt. Daar bovenop voltrekken zich nog verschillende cycli veroorzaakt door onder meer de declinatie en variatie van de hemellichamen. Zij hebben een beperkte invloed op de tij-amplitudes en zijn dus ecologisch weinig relevant.

De tij-amplitude is plaatsafhankelijk en neemt aan onze kust af in noordoostelijke richting. De tijgegevens voor Oostende leren ons dat de amplitude varieert tussen gemiddeld 2,8m tijdens doottij en 4,8m tijdens springtij en een globaal gemiddelde heeft van 4,2m. Bij stormvloed kan het tijverschil verder oplopen. De dagelijkse getijden liggen aan de oorsprong van de belangrijkste stromingen in onze kustwateren en zijn hiermee sterk bepalend voor het sedimenttransport (De Moor 2006; zie geomorfodynamiek).

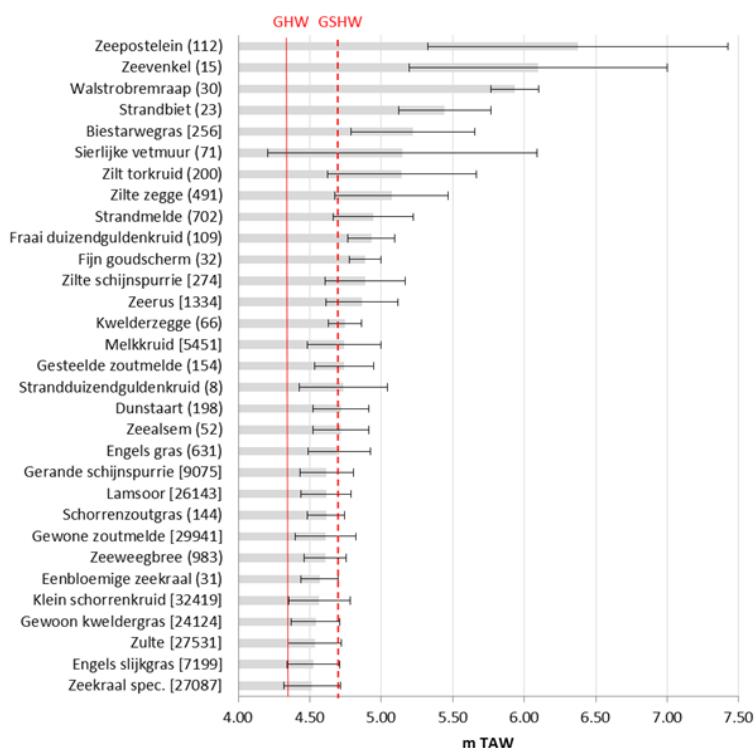
Ook in het Schelde-estuarium vormen de getijden een ecologisch sterk bepalende milieuvariabele. De voortzetting van de getijdengolf uit de Noordzee wordt hier beïnvloed door

shoaling, reflectie en bodemwrijving, wat resulteert in een sterk variabel getijdenpatroon tussen Vlissingen en Gent (de Kramer 2002).

Ecologische relevantie

Getijden bepalen in eerste instantie de periodieke overstroming van intertidale gebieden. In Vlaanderen zijn dit de stranden, slikken en schorren langs de kust (habitattypes 1140; 1310, 1320, 1330) en de Zeeschelde. Slechts een zeer beperkt aantal plantensoorten is aangepast aan de dagelijkse cycli van eb en vloed. Slikken worden dan ook vooral bewoond door benthische invertebratengemeenschappen. In de hogergelegen intertidale zones die nog slechts bij springtij overstromen, treffen we een rijkere plantengroei aan. De soorten die hier voorkomen vertonen een duidelijke gradiënt in functie van hoogteligging en daarmee samenhangende overstromingsduur (figuur 4). In het Schelde-estuarium resulteren de getijden, bovenop de saliniteitsgradiënt, in een heel bijzondere sequentie van ecotooptypen. Vooral het zoetwatergetijdengebied is een heel bijzonder en in Europa zeldzaam landschapstype (Meire et al. 1995).

Verder laat de impact van getijden zich vooral voelen via stromingen en bijhorend sedimenttransport (zie mariene geomorfodynamiek).



Figuur 4. Zonatie van plantensoorten in de slikken en schorren van het Zwin. Tussen haakjes het aantal waarnemingen waarop de hoogtegegevens betrekking hebben (Cosyns et al. 2015). G(S)HW staat voor Gemiddeld (Spring) Hoog Water.

Knelpunten

De getijden zijn afhankelijk van processen waar de mens (nog?) geen vat op heeft. Wel worden de effecten van de getijden op waterstanden en stromingen in min of meerdere mate door de mens beïnvloed. In volle zee zijn die effecten gering maar in de vaargeulen en ingedijkte delen van kust en Schelde is de invloed substantieel. De oppervlakte van de actueel nog aan de getijdeninvloed onderhevige gebieden bedraagt na de indijking van de kustvlakte nog slechts een fractie van wat het ooit is geweest.

3.3. Macroklimaat

Beschrijving

Met 'het klimaat' wordt meestal het macroklimaat bedoeld; het gemiddelde weer over een relatief groot gebied gedurende verschillende decennia. België kent een gematigd zeeklimaat met relatief milde winters én zomers en neerslag gedurende het hele jaar. De zachte winters houden verband met de warme Golfstroom in de nabijgelegen Atlantische Oceaan, die ervoor zorgt dat het Noordzeewater 's winters niet veel kouder wordt dan 5 °C. De thermische inertie van datzelfde zeewater heeft een afkoelend effect in de zomer (Alexandre et al. 1992). Dit klimaatbufferend effect neemt af met toenemende afstand tot de zee. De toenemende continentaliteit van west naar oost vormt daarmee de belangrijkste klimaatgradiënt in Vlaanderen.

Het weer staat gedurende grote delen van het jaar onder invloed van een hogedrukgebied boven de Azoren een lagedrukgebied nabij IJsland. Hierdoor ontstaat een (zuid)westelijke luchtstroming die verantwoordelijk is voor een relatief zachte temperatuur en die gepaard gaat met neerslag. Relatief kleine veranderingen in de luchtdrukverdeling kunnen resulteren in de toevoer van andere luchtsoorten, zoals koude polaire lucht of droge warmere zuidelijke lucht. Hierdoor wordt de variabiliteit in het weer bepaald.

Ecologische relevantie

Het klimaat is sterk bepalend voor de potentiële ontwikkeling van levensgemeenschappen. Enerzijds vertoont elke soort een bepaalde tolerantie voor de verschillende meteorologische variabelen. Boven- en ondergrenzen vormen de zogenaamde 'klimaatenvolpe' van een soort (Clarke et al. 2001). Anderzijds heeft het klimaat een fundamentele impact op het merendeel van de processen die we hier verder behandelen. We komen er verder in dit rapport dan ook geregeld nog op terug. Niet enkel de gemiddelden maar zeker ook de meteorologische extremen zijn ecologisch van groot belang. Zo kunnen bijvoorbeeld windworp en overstromingen bij uitzonderlijke stormen een belangrijke impact hebben op de structuur van het landschap.

Knelpunten

De voorbije decennia is steeds duidelijker geworden dat klimaatpatronen wereldwijd veranderen onder invloed van de stijgende concentraties aan CO₂ en andere broeikasgassen. De meest duidelijke component van klimaatverandering is de stijging van de temperatuur. Ondertussen is het in België 2,3 °C warmer dan in de pre-industriële periode. Ook op kortere termijn is deze trend duidelijk. Zo vielen bijvoorbeeld de 16 warmste jaren sedert de meteorologische waarnemingen na 1989 (Coninx et al. 2012). Verder blijkt uit analyse van neerslaggegevens dat er afgelopen decennia meer intense regens vielen, vooral in de winter (Ntegeka & Willems 2008). Voor de zomers daarentegen wordt net een verlaging van de neerslag verwacht met een hoger aantal hittedagen.

De veranderingen in het klimaat zullen zich via verschillende procesketens doorvertalen naar het functioneren van soorten en ecosystemen. De stijging van de temperatuur heeft rechtstreekse gevolgen voor de overlevingskansen van zuidelijke soorten waardoor de samenstelling van levensgemeenschappen zal wijzigen. Ook het verderzetten van de neerslagtrend zal, vooral via de hydrologie, belangrijke gevolgen hebben voor onze ecosystemen. Specifiek voor het kustgebied vormt de met de klimaatverandering verbonden zeespiegelstijging een grote uitdaging. Voor een meer volledig overzicht van te verwachten effecten van klimaatverandering op bos en natuur in Vlaanderen verwijzen we naar Van der Aa et al. (2015).

3.4. Geomorfodynamiek

3.4.1. Mariene geomorfodynamiek

Beschrijving

De kustmorfodynamiek voltrekt zich in een aaneengesloten sedimentair systeem dat zich uitstrekt van de vooroever tot in de voorste duinen. Bij uitbreiding kan ook het Schelde estuarium tot dit systeem gerekend worden, zij het met een totaal eigen dynamiek. De

beschikbaarheid van losse sedimenten vormt de basis van dit systeem. In de litorale zone spelen golven een belangrijke rol in het losmaken van sediment maar het is vooral de stroming die het sedimenttransport veroorzaakt. Erosie en sedimentatie worden beïnvloed door sterkte en richting van deze krachten maar ook van de morfologie van de zee- of rivierbodem spelen hierbij een rol (Fettweis & Van den Eynde 2003).

In de duinen stuurt het samenspel van wind en vegetatie de morfodynamiek. Het strand vormt een scharnier waar mariene en eolische sedimentdynamiek naadloos in elkaar overgaan. Strand en duinen met zandige sedimenten zijn kenmerkend voor geëxposeerde kuststroken, onderhevig aan sterke golfslag. Op beschutte plaatsen aan onze kust zoals in het Zwin, de IJzermonding en de Baai van Heist of in het Schelde-estuarium kunnen ook fijnkorrelige sedimenten bezinken en ontwikkelen zich slikken en schorren. In de intertidale delen van deze gebieden kunnen zich gespecialiseerde planten vestigen die op hun beurt de sedimentatie stimuleren. Hierdoor krijgt de sedimentdynamiek ook een biotische component.

De belangrijkste stromingen aan onze kust worden bepaald door de getijden. Doordat het getij zich als een golf verplaatst ontstaan er tijstromen. Zij zijn verantwoordelijk voor sedimenttransport van en naar maar ook langsheen de kust. De belangrijkste componenten van de tijdstroming zijn een noordoostelijk gerichte vloedstroom en een ebstroom in zuidwestelijke richting. Door de asymmetrie van de getijdenbeweging is er een residueel langstransport (parallel met de kust) in noordoostelijke richting (De Moor 2006). Dit verklaart de sterke zandaanwas aan de westelijke zijde van strandhoofden en strekdammen aan onze kust. Ook de sedimentdynamiek in de estuaria van IJzer en Schelde en in het Zwin wordt sterk beïnvloed door de asymmetrische tijcurve. Doordat bij vloed hogere stroomsnelheden optreden dan bij eb wordt meer sediment binnengebracht dan er weer buiten komt. Dit fenomeen wordt aangeduid met de term 'tidal pumping' en is bijvoorbeeld van belang bij het dichtslibben van getijdengeulen zoals in het Zwin.

Ecologische relevantie

Verschillende ecotootypen worden sterk beïnvloed door de mariene sedimentdynamiek. We beperken ons hier tot de intertidale gebieden omdat permanent door zeewater overstroomde gebieden met nagenoeg volledig buiten het Vlaams grondgebied gelegen zijn. Een belangrijke uitzondering zijn de estuaria (EU habitatype 1130), die een combinatie van de hier aangehaalde ecotootypen omvatten.

Het nat strand wordt gerekend tot het habitatype 1140, de 'bij eb droogvallende slikwadden en zandplaten'. De levensgemeenschappen bestaan vooral uit bentische organismen en zijn rechtstreeks onderhevig aan de dynamische krachten van golven en zeestromingen. Door de combinatie met periodieke inundatie wordt het strand bevolkt door heel specifieke soorten (Speybroeck et al. 2008). Het nat strand vormt ook een belangrijk fourageergebied voor kustvogels.

Het hoogstrand vormt wellicht het meest onherbergzame deel van de kust. De laagste delen liggen bij springtij in de branding en het hoogste deel is kurkdroog, zilt en onderhevig aan een felle zeewind. De levensgemeenschappen die het prille begin vormen van de begroeiing, ontwikkelen zich in vloedmerken van aangespoeld organisch materiaal. De strandvlo *Talitrus saltator* speelt een belangrijke rol bij de fragmentatie van aangespoelde (bruin)wieren maar het zijn vooral vliegen die voor de verdere afbraak zorgen. Zij vormen de meest abundante en ecologisch belangrijkste invertebratengroep van het hoogstrand (Grootaert & Pollet 2004). De ontbonden en overstoven vloedmerken bieden een geschikt kiembed voor eenjarige plantensoorten als zeeraket en stekend loogkruid. Kenmerkend voor deze planten is hun tolerantie voor zout en de drijfkracht van hun zaden, een belangrijke voorwaarde voor verbreiding via de zee (thalassochorie). Het ontbindend organisch materiaal in het vloedmerk levert de nodige voedingsstoffen voor de ontwikkeling van de planten. Dit is belangrijk gezien de stikstofbehoefte van het fysiologisch mechanisme dat de zouttolerantie verzekert (Lee & Ignaciuk 1985). Planten vestigen zich in het vloedmerk ter hoogte van stabiele of sedimentaire kuststroken; bij kusterosie worden de vloedmerken doorgaans weer weggeslagen vooraleer kieming kan plaatsvinden.

Ook bij een globaal evenwichtige sedimentbalans vertonen stranden van nature fasen van zandaanwas en erosie. Deze fasen voltrekken zich over perioden van enkele decennia en doen zich voor als grote in oostelijke richting migrerende zandgolven (De Moor 1991). Dit betekent

dat de kustlijn onder natuurlijke omstandigheden een ruimtelijke zonering vertoont van erosie en aanwas en bijgevolg ook van vegetatie op het hoogstrand. Strandzones zonder erosie zijn ook van belang voor de kenmerkende broedvogels zoals strandplevier en dwergstern. Net zoals bij veel strandgebonden arthropoden wordt de aanwezigheid van deze soorten bepaald door de voedselbeschikbaarheid geassocieerd met de zee.

Ondanks het ecologisch belang maakt het droog strand geen deel uit van een habitatype uit bijlage 1 van de habitatrichtlijn. Plantengroei is er erg schaars en efemeer waardoor er weinig houvast is om het type te definiëren op vegetatiekundige basis. Dit illustreert het sterk patroongericht karakter van deze richtlijn. Binnen het functioneren van zandige systemen zoals aan onze kust vormt het droog strand immers een onmisbare functionele schakel.

Ook de laagste delen van de slikken maken deel uit van habitatype 1140 'bij eb droogvallende slikwadden en zandplaten'. De dynamiek wordt er bepaald door de vaak sterke sedimentatie- en erosieprocessen in combinatie met periodieke overstroming. De rijke benthosgemeenschappen vormen een belangrijke voedselbron voor verschillende kustvogels. Op de hogere delen van de slikke kan een aantal plantensoorten zich vestigen zoals Engels slijkgras, klein schorrenkruid, gewoon kweldergras, zulte en zeekraal soorten (figuur 4). Deze zones rekenen we tot de habitatype 1310; eenjarige pioniervegetates van slik- en zandgebieden. Vegetaties gedomineerd door slijkgras vormen een afzonderlijk type (1320). De vestiging van planten draagt bij tot de verdere sedimentatie waardoor zich geleidelijk aan een stabiel en hoger gelegen gebied ontwikkelt. De zones die nog slechts bij springtij onder water komen rekenen we tot de schorren (habitatype 1330).

Verschiede habitatypes en een reeks kenmerkende soorten zijn met andere woorden exclusief aan de mariene dynamiek gebonden. Hieronder vinden we in Vlaanderen ongeveer 30 soorten planten.

Knelpunten

Zoals hoger aangehaald zijn de intertidale gebieden in Vlaanderen grotendeels ingepolderd. Enkel het strand is nog grotendeels aanwezig maar ook worden de natuurlijke processen sterk door de mens beïnvloed. Door de structurele erosie van onze kustlijn is het noodzakelijk om de sedimentvoorraad aan te vullen via strand- of vooroeversuppletie. Dit heeft belangrijke gevolgen voor de aanwezige benthische en andere daarmee samenhangende gemeenschappen (Speybroeck et al. 2006). Ook rustverstoring en overbetreding door intensief recreatief gebruik van de stranden heeft nefaste gevolgen voor fauna en flora. Zo zijn strandplevier en dwergstern al verschillende decennia als broedvogel van onze stranden verdwenen (De Putter & Orbie 1990). Overbetreding van het vloedmerk verhindert dan weer embryonale duinvorming met verregaande gevolgen voor de het ecosysteem en de ecosysteemdienst kustveiligheid (Provoost et al. 2014).

De intertidale gebieden aan de kust met slibrijke sedimenten zijn actueel beperkt tot kleine restanten in de IJzermonding, de Baai van Heist en het Zwin. In totaal betreft het een oppervlakte van ongeveer 170 ha. Deze oppervlakte is te klein om het volledige spectrum van processen en milieugradiënten te kunnen omvatten. Zo is de brakke component in het systeem bijvoorbeeld zo goed als afwezig.

3.4.2. Eolische dynamiek

Beschrijving

Eolische dynamiek is sterk bepalend geweest voor de vorming van het grootste deel van het Vlaamse landschap tijdens of kort na de ijstijden. Eolische zandafzettingen zijn te vinden in het noorden van Vlaanderen, lössafzettingen in het glooiende tot heuvelachtige zuidelijk deel (Borremans 2015). In principe kunnen verstuiwingen optreden in allerhande losse substraten als de klimatologische omstandigheden daarvoor geschikt zijn. Meer bepaald droogte is een belangrijke vereiste voor verstuiwingsdynamiek (Lancaster & Helm 2000). Onder de huidige klimatologische omstandigheden in onze regio gaan fijnkorrelige sedimenten (löss) snel coaguleren en begroeid raken. Enkel zand blijft droog genoeg om verstuiwing potentieel mogelijk te maken. Maar ook zandige afzettingen raken in ons klimaat begroeid, tenzij er een voortdurende vorm van storing is die dit verhindert.

Van nature komt dergelijke storing enkel nog voor aan de kust. Door de dynamiek van de branding kunnen planten zich op het strand niet vestigen waardoor er zand ter beschikking is

voor verstuiwing. Het verstuiwingsproces is sterk verweven met de vegetatieontwikkeling zodat we hier in feite kunnen spreken over biogeomorfologische processen (Naylor 2005). Bij eolische zandaanvoer vormen de efemere vloedmerkvegetaties op het strand een aanknopingspunt voor de vorming van embryonale duintjes. Al bij een geringe zandophoping kan de zouttolerante duinpionier biestarwegras er zich vestigen. Dit gras is in staat om met het accumulerende zand mee te groeien en werkt zo actief mee aan het duinvormingsproces. Bij verdere zandophoping verdwijnt het zilte karakter van het duintje en komt de vegetatie onder invloed van zoet bodemwater. In dit vochtige milieu komt helm relatief gemakkelijk tot kieming. Deze concurrentiekrachtige soort neemt van dan af de rol van zandbinder en duinvormer over. Hierdoor kunnen zich uiteindelijk hoge helmduinen ontwikkelen. Door de voortdurende dynamiek van golven en wind vormen helmduinen het eindstadium van de vegetatieontwikkeling in de zeereep.

Zandverstuiwingen in meer landinwaarts gelegen kustduinen kunnen op verschillende wijzen ontstaan. Onder natuurlijke omstandigheden is er wellicht steeds een verband met verstuiwingen in de zeereep. Bij grote toevoer van sediment (kustaanwas) kan de opvangcapaciteit van de helmduinen overschreden worden en stuift zand verder landinwaarts. Omgekeerd kan ook kusterosie leiden tot zandverstuiwing landinwaarts vanuit erosiekliffen of een gekerfde zeereep (Hesp 2002). Ook klimatologische factoren zijn hierbij van belang. Zo lijken de historische duinvormingsfasen in Denemarken duidelijk gerelateerd aan perioden van grotere stormactiviteit (Clemmensen et al. 2009). In tegenstelling tot de zeereep is de dynamiek hier doorgaans tijdelijk en treedt vroeg of laat fixatie op die het begin van de successie inluidt. Ook de vestiging van helm verloopt er anders. Kieming is er in het droge duinzand amper mogelijk. Dit gebeurt enkel bij extreme regen of op plaatsen die door het grondwater worden beïnvloed.

Zandverstuiwing treedt ook op in de binnenlandse Pleistocene zandgebieden. Deze binnenlandse stuifduinen zijn niet natuurlijk van oorsprong maar danken hun ontwikkeling aan historische ontbossing en overexploitatie van heide (Riksen et al. 2006).

Ecologische relevantie

Stuivende helmduinen vormen een extreem milieu waar enkel sterk gespecialiseerde organismen kunnen overleven. De voortdurende zandverstuiwing verhindert bodemvorming en maakt het voor planten zeer moeilijk om zicht te vestigen. Helm, duinzwenkgras (*Festuca juncifolia*) en zandzegge kunnen het zand binden met hun lange en snel groeiende wortelstokken en bepalen de vegetatiestructuur. Bij fixatie van het zand kunnen zich geleidelijk aan ook andere soorten vestigen zoals blauwe zeedistel of zeewinde. Zij hebben vaak een stevig wortelstelsel waarmee ze vaste voet aan de grond blijven houden en het vaak diep zittende bodem- of grondwater kunnen bereiken.

In het minerale zand is het bodemleven beperkt. Hiervan profiteren een aantal concurrentiegevoelige paddenstoelensoorten die we enkel aantreffen in helmduinen aan de kust zoals duinfranjehoed, zandtulpje en de zeer zeldzame helmharpoeenzwam (Ozinga et al. 2013). De zeereep is rijk aan kustspecifieke soorten omwille van de dynamiek, het zachte en vochtige microklimaat en de zilte invloed via salt spray. Verschillende diersoorten zijn ook nauw gebonden aan de typische vegetatiestructuur met helmpollen en open zand. Er zijn opvallend veel Atlantisch-Mediterrane soorten te vinden zoals zeewolfsmelk, zeevenkel, zandslak of slanke duinhoren. Exclusief aan de zeereep gebonden zijn onder meer de bolronde helmkever (*Aegialia arenaria*), de loopkever *Philorhizus (Dromius) notatus* en de spin *Baryphyma maritimum* (helmgrasputkopje), een soort heeft een beperkt West-Europees areaal.

Zandverstuiwingen in meer landinwaarts gelegen kustduinen of in Pleistocene zandgebieden missen de typische kustsoorten maar blijven heel bijzondere biotooptypen. Voor de ontwikkeling van levensgemeenschappen spelen de schaal van de verstuiwing en de kalkrijkdom van het substraat een belangrijke rol. In grootschalige stuifplekken kunnen zich weinig soorten vestigen maar die dynamiek is van belang voor landschapsvormende processen zoals de ontwikkeling van nieuwe duinvalleien. In de kustduinen schroeft grootschalige verstuiwing niet alleen de successie terug maar brengt het ook een integrale verjonging van het landschap met zich mee doordat kalkrijk mineraal zand aan de oppervlakte komt (De Raeve 1991). In binnenlandse actieve stuifduinen gebeurt een sortering van materiaal waarbij lokale concentratie optreedt van de lemige, beter gebufferde fractie.

De grootste soortenrijkdom wordt aangetroffen bij meer kleinschalige verstuing, gekenmerkt door een mozaïek van en onbegroeide bodem, open en gesloten vegetatie. De aanwezigheid van kale bodem is vooral van belang bij de thermoregulatie van organismen. Kale bodem warmt overdag sterker op en koelt 's nachts sterker af dan begroeide plekken. Typisch psammofiele soorten zijn hieraan aangepast. In het algemeen spelen snel opwarmende open plekken een rol bij de ontwikkeling van veel insecten terwijl ruigere plekken schuilmogelijkheden bieden aan de imago's. De kleinschalige vegetatiemozaïeken van halfgefixeerde stuifzanden zijn daarom bijzonder rijk aan insecten, wat ten goede komt aan veeleisende insecteneters zoals tapuit of grauwe klauwier. De achteruitgang van beide soorten als broedvogel in de duinen lijkt in ieder geval gerelateerd aan het verlaagde aanbod van grotere prooidieren. Vooral tijdens de laatste fase van het grootbrengen van jongen is de behoefte aan grote, eiwitrijke insecten bijzonder groot (Van Oosten et al. 2008).

Knelpunten

De mens speelt sedert de middeleeuwen een belangrijke en vaak zelfs doorslaggevende rol in de verstuingdynamiek. Dit kan in twee richtingen werken. Christensen & Johnsen (2001) bijvoorbeeld documenteren in detail het intensieve landgebruik op het Deense eiland Anholt dat ertoe heeft geleid dat het landschap op enkele eeuwen tijd van een bos in een woestijn met zandverstuivingen veranderde. Omgekeerd hebben inspanningen voor duinstabilisatie in hetzelfde Denemarken een belangrijke rol gespeeld in het einde van de grote verstuingen (Clemmensen & Murray 2006). In ieder geval is duidelijk dat menselijke activiteiten actueel een cruciale rol spelen in de verstuingdynamiek (Provoost et al. 2011).

De voorbije decennia wordt een afname van de verstuingdynamiek vastgesteld in kustduinen over geheel Noordwest-Europa door een samenspel van zowel natuurlijke en antropogene factoren (Arens et al. 2013; Pye et al. 2014). Ook klimaatverandering, meer bepaald hogere neerslag en temperatuur dragen bij tot de stabilisatie van duinen.

De verstuingen in de Pleistocene dekzandgebieden zijn nog gevoeliger voor fixatie dan de kustduinen door de geringere windsnelheid en sterke bebossing van het landschap. Daarenboven zijn de effecten van stikstofdepositie hier beduidend groter, enerzijds door de hogere depositiewaarden maar anderzijds ook door de ontkalking van het zand.

3.4.3. Rivierdynamiek

Beschrijving

De dynamiek van riviersystemen wordt vooral bepaald door door seizoenale fluctuaties in afvoerdebiet met piekdebieten in winter en voorjaar en lage (na)zomerwaterstanden. Erosie en sedimentatie zijn afhankelijk van de stroomsnelheid en het substraattype: hoe hoger de snelheid, hoe grofkorreliger het sediment dat kan worden verplaatst. Dicht tegen de rivieroever heersen vaak hoogdynamische omstandigheden en kan enkel grofkorrelig materiaal worden afgezet. Zo ontstaan zandige oeverwallen.

Ecologische relevantie

Rivierdynamiek resulteert in de vorming van een verscheidenheid aan milieutypes in de valleien. Dit staat enerzijds garant staat voor een grote diversiteit aan levensgemeenschappen maar anderzijds vooral ook voor de continue vorming van pioniermilieus die de eigenheid van het riviersysteem mee bepalen. Zo vormen de grindbanken en -oevers van de Grensmaas een milieu met extreme levensomstandigheden waar een aantal sterk gespecialiseerde soorten voorkomen. Loopkevers zijn hierbij goed vertegenwoordigd. Uit inventarisaties van de grindbanken blijken 16 van de 86 aangetroffen soorten opgenomen op de Vlaamse Rode lijst. Hieronder bevinden zich hele specifieke soorten zoals *Thalassophilus longicornis*, *Bembidion decorum*, *B. testaceum* en *B. atrocoeruleum* (Van Looy et al. 2004). In valleien van grote rivieren vormen ook oeverwallen ecologisch een bijzonder milieu door het droge, zandige en in oorsprong kalkrijke substraat. Het zijn groeiplaatsen voor stroomdalgraslanden met kenmerkende plantensoorten als zacht vetkruid, echte kruisdistel en veldsalie. Ook bij kleinere waterlopen zorgt dynamiek voor milieuvariatie die de soortendiversiteit ten goede komt.

Knelpunten

De rivierdynamiek is in het dicht bebouwde west-Europa sterk afgenomen door bedijking. In Vlaanderen vormt het ongestuwde traject van de Grensmaas tussen Borghaven en Aldeneik het

enige voorbeeld van een regengevoede middenlooprivier met ondiepe grindbaken (Van Looy & De Blust 1995).

3.4.4. Overige geomorfologische processen

Overige geomorfologische processen zoals grondverschuiving, neerslagerosie en afspoeling spelen in Vlaanderen doorgaans slechts heel lokaal en rol. In stuifduinen is er sterk samenspel tussen eolische dynamiek en neerslagerosie. Vooral in de binnenlandse zandverstuivingen heeft dit laatste proces een relatief belangrijk aandeel in de verplaatsing van sediment. De betekenis voor fauna en flora is vermoedelijk sterk analoog met die van de eolische dynamiek.

3.5. Hydrodynamiek

3.5.1. Oppervlaktewater

Beschrijving

Het oppervlaktewater beïnvloedt terrestrische ecotopen vooral via overstromingen. In Vlaanderen liggen grote van nature overstroomde gebieden enerzijds in riviervalleien met een brede alluviale vlakte en anderzijds in de laaggelegen polders. De polders kennen actueel een volledig kunstmatige hydrologie en laten we hier verder buiten beschouwing.

In riviervalleien worden overstromingen bepaald door een combinatie van geomorfologie en waterdynamiek. Overstromingen treden op in perioden van grote watertoevoer via rivieren, doorgaans bij hevige neerslag in perioden met lage evapotranspiratie.

Ecologische relevantie

Inundatie is heel ingrijpend voor terrestrische ecotopen. Waterverzadiging beperkt de zuurstoftoevoer in de bodem, wat een belangrijke impact heeft op het leven en de chemische processen in de bodem. Onder anaerobe omstandigheden produceren microbiële metabolismen restproducten die voor veel planten toxisch zijn zoals sulfiden of oplosbaar mangaan en ijzer. Kenmerkende soorten van overstromingsmilieus vertonen dan ook anatomische of fysiologische aanpassingen aan deze omstandigheden (Blom 1999). In de ondergrondse delen van moerasplanten bevindt zich bijvoorbeeld een speciaal weefseltype (aerenchym) dat de zuurstoftoevoer garandeert.

Via de waterlopen worden ook sediment, mineralen en nutriënten aangevoerd, waardoor overstroming door rivierwater ecologisch sterk verschilt van inundatie met grond- of neerslagwater. Kenmerkende vegetatietypen voor overstroomde gebieden zijn onder meer zachtoobossen en bepaalde typen glanshavergraslanden met het in Vlaanderen bedreigde weidekerveltorkruid.

Knelpunten

In Vlaanderen wordt de waterhuishouding in de meeste waterlopen sterk door de mens beïnvloed. Veel gebieden worden door bedijking van overstromingen gevrijwaard en kunnen door bebouwing of andere infrastructuur ook niet meer aan de rivier worden teruggegeven. Daarenboven laat de waterkwaliteit vaak nog te wensen over waardoor overstroming van min of meer voedselarme systemen niet wenselijk is.

3.5.2. Grondwater

Beschrijving

De grondwaterhuishouding wordt gestuurd door een complex van factoren die zich op uiteenlopende schaalniveaus manifesteren. Meteorologische factoren spelen een belangrijke rol, zowel bij aanvoer van water via neerslag als bij afvoer uit het systeem via evapotranspiratie. De geologische opbouw en het reliëf zijn sterk bepalend voor zowel grondwaterstromingen als -kwaliteit. De geomorfologie van het landschap bepaalt het fundamenteel onderscheid tussen infiltratiegebieden, waar het neerslagwater percoleert in de bodem en kwelgebieden, waar het via opwaartse grondwaterstroming aan de oppervlakte komt. In gebieden met een uitgesproken reliëf zoals bijvoorbeeld in de Vlaamse Ardennen kan de interactie tussen geologie

en grondwaterhuishouding leiden tot een grote verscheidenheid aan milieutypes binnen geringe afstanden. Het voorkomen van specifieke bronniveaus vormt daarvan een goede illustratie. Stromend grondwater neemt gedurende de passage door de ondergrond mineralen op uit de gesteenten zoals carbonaat of ijzer. Opkwellend grondwater heeft dan ook een andere samenstelling dan het infiltrerend regenwater is doorgaans veel sterker gebufferd. In kustgebieden kan de grondwaterkwaliteit ook mee bepaald worden door zilte invloeden vanuit zee of vanuit fossiele zoutwaterlagen in de polder.

Ecologische relevantie

Het grondwaterregime is een sterk bepalende factor voor de vegetatieontwikkeling. Hoeveelheid bodemvocht en de chemische samenstelling ervan hebben een directe invloed op de plantengroei (zie ook overstromingen) en beïnvloeden indirect de meeste bodemprocessen. Bij de indeling in vegetatietypen komt grondwaterregime steeds als een van de belangrijkste differentiërende factoren naar voor. Vooral situaties met permanent hoge grondwaterstanden in combinatie met een goede waterkwaliteit zijn in Vlaanderen schaars en staan garant voor bijzondere natuurwaarden. Kwelgebieden hebben daarin een belangrijk aandeel.

Knelpunten

De ondiepe grondwaterhuishouding wordt sterk beïnvloed door drainage ten behoeve van de landbouw en waterwinning. Door de sterk toegenomen verharde oppervlakte is de percolatie van regenwater verminderd waardoor het grondwater minder wordt aangevuld. Ook de kwaliteit van het grondwater wordt beïnvloed door infiltratie van nutriënten en andere vervuilende stoffen vanuit landbouw, huishoudens (riolering) en industrie. De impact op de hydrologie is heel plaatsspecifiek en doorvertaling naar ecologische effecten vergt gedetailleerde modellering, wat in de praktijk niet altijd haalbaar is.

3.6. Bodemprocessen

Beschrijving

In de bodem voltrekt zich een hele reeks fysische en biochemische processen waarin ook de biotische component een belangrijke rol speelt. Planten zijn een leverancier van organisch materiaal of treden op als regulator van microklimaat en nutriëntencycli. Bodem en vegetatie zijn dus via verschillende terugkoppelingsmechanismen nauw met elkaar verbonden (Paul 2014). Ook de (bodem)fauna speelt een cruciale rol in de bodemprocessen via afbraak van organisch materiaal of bioturbatie.

Een essentieel bodemproces is de accumulatie en omzetting of mineralisatie van organisch materiaal, voornamelijk afkomstig van afgestorven plantendelen. De afbraak van organisch materiaal is sterk afhankelijk van bodemvochtigheid en pH met in beide gevallen een optimumverloop (Kooijman et al. 1998). In extreem natte omstandigheden is afbraak beperkt door anoxische omstandigheden en kan sterke accumulatie optreden (veenvorming).

Ook in zeer droge bodems gebeurt de afbraak traag maar hier is ook de productie zeer gering zodat toch weinig organisch materiaal accumuleert. Een doorgaande humusontwikkeling in droge zandgronden betekent een sterke wijziging van de milieuomstandigheden. De compacte humuslaag buffert de bodem tegen droogte en biedt een uitstekend kiembed aan diverse plantensoorten. In ontcalcite zandbodems biedt een humeuze bodem op lange termijn voordelen om stabiele, soortenrijke heide te ontwikkelen. Grassoorten zoals pijpenstrootje vinden een plaats in deze oude heide zonder te gaan domineren. Daarnaast kunnen ook vochtminnende soorten zoals veenbies en kussentjesmos er zich vestigen (Bijlsma et al. 2009).

Humus en andere stoffen bodembestanddelen zoals kalk, zouten of metaalionen zijn onderhevig aan uitloging door het insijpelend neerslagwater. Dit proces verloopt het snelst in de sterk waterdoorlatende zandbodems. Uitloging van kalk veroorzaakt bodemverzuring en betekent een drastische wijziging van het verloop van chemische processen (Rozema et al. 1985). Door uitloging van humus en metalen (ijzer en aluminium) in zandige gronden ontwikkelen zich podzol bodems. Daarbij accumuleren de uitgespoelde stoffen in dieper gelegen lagen. Dit kan leiden tot de vorming van moeilijk doorlatende horizonten met schijngrondwaterspiegels (hangvennen).

De waterhuishouding van de bodem is gerelateerd aan textuur, grondwater en vegetatie en heeft een grote impact op het verloop van de bodemprocessen. In de wateronverzadigde zone wordt de vochtigheid sterk beïnvloed door de capillariteit, die verband houdt met korrelgrootte. Een grofkorrelig substraat zoals zand houdt het water slecht vast door de geringe capillaire werking en kan dus sterk uitdrogen. Een bijkomende factor die vochthuishouding voor planten bepaalt is de hydrofobie van bepaalde bodem, onder meer veroorzaakt door hyfen, humuszuren en strooisel (Doerr et al. 2000).

Voor plantengroei is tot slot ook de nutriëntendynamiek van cruciaal belang. Stikstof, fosfor en kalium zijn de drie belangrijkste voedingsstoffen voor planten. In natuurlijke systemen komt stikstof vooral in de bodem terecht door biologische fixatie van atmosferisch stikstofgas. Organische stikstof wordt gemineraliseerd tot ammonium, nitriet en verder tot nitraat. Ammonium en nitraat zijn vormen van stikstof die door organismen kunnen opgenomen worden. Na afsterven van deze organismen komt de organische stikstof weer in de cyclus terecht. Nitraat is sterk oplosbaar en daardoor een mobiele stikstofcomponent die door uitspoeling uit het systeem kan verdwijnen. Ook via denitrificatie tot stikstofgas verdwijnt nitraatstikstof uit de bodem.

De fosforvoorraad in de bodem is van nature afkomstig uit het fosfaathoudende gesteenten. Het fosfaat vormt sterke en onoplosbare verbindingen met verschillende bodemcomponenten zoals carbonaat, ijzer en organisch materiaal waardoor fosfor in de bodem veel minder mobiel is dan stikstof.

Ecologische relevantie

Door accumulatie en uitspoeling van stoffen evolueren bodems geleidelijk in de tijd. Verschillende bodemkenmerken vormen daarmee een belangrijke weerspiegeling van de factor tijd binnen een habitat. Bij het inschatten van herstelkansen na biotoopvernietiging dient daarom steeds naar de bodem te worden gekeken. Ook de zaadvoorraad in de bodem vormt een belangrijk element in die herstell potenties.

Bodemfactoren bepalen samen met grondwater in essentie de standplaatskarakteristieken van terrestrische planten en fungi. Het zijn bij uitstek topologische milieufactoren waarmee de verspreiding van plantensoorten en vegetatietypen voor een substantieel deel kan worden verklaard.

Knelpunten

Gebieden met een ongestoorde bodemontwikkeling zijn schaars in Vlaanderen. In grote delen van het grondgebied werden bodems recent of historisch beïnvloed door landbouw urbanisatie of andere activiteiten. De globale impact hiervan op de biodiversiteit is echter niet goed gekend. Wel is voor specifieke processen zoals bijvoorbeeld veenvorming bekend dat geschikte omstandigheden actueel zeer beperkt zijn. Dit heeft vooral met verstoring van de waterhuishouding te maken.

Een van de meest substantiële knelpunt voor de biodiversiteit in Vlaanderen is de eutrofiëring van bodems. Vooral stikstofverbindingen en fosfaat door bemesting zijn hiervoor verantwoordelijk maar ook de stikstofdepositie uit de lucht speelt een belangrijke rol. Die stikstof is ook deels afkomstig van de landbouw maar ook verbranding van fossiele brandstoffen ten behoeve van verkeer, huishoudens en industrie dragen hiertoe bij.

Verder is de kennis over bodemherstel bij ingrijpende herstelmaatregelen zoals afplaggen of vergraven veelal beperkt. Bovendien hebben bodemorganismen (incl. bacteriën) vaak een lage mobiliteit wat herstel bemoeilijkt.

3.7. Vuur

Beschrijving

In vergelijking met andere delen van de wereld lijkt vuur als ecologische factor in Noordwest-Europa van weinig betekenis. Dit heeft echter veel te maken met de bedreiging van (bos)branden voor de mens in het algemeen en voor houtproductie in het bijzonder. Ondanks de grote inspanning voor brandpreventie, brandden in Duitsland, Polen, Nederland en België de voorbije 50 jaar toch enkele duizenden tot zelfs tienduizenden ha bos af per jaar. Van alle

bostypes in Noordwest-Europa lopen dennenbossen (bestanden met grove den) het hoogste risico om vuur te vatten. Dit heeft te maken met de relatief lage ontstekings temperatuur, de vegetatiestructuur, met vaak een dichte grasmattenstrooisellaag van brandbare naalden en de hoge energie-inhoud van de houtige delen van het bos (Hille 2006). Dennen vertonen dan ook evolutionaire aanpassingen aan brand zoals de dikke schors en de 'serotineuze' kegels die de zaden lang vasthouden (Fernandes & Rigolot 2007).

Dergelijke bossen worden in onze regio vooral op droge zandgronden gevonden. Ook de heide die zich op dergelijke bodems ontwikkelt is gevoelig voor brand door de grazige vegetatie van pijpenstrootje en de sterke accumulatie van organisch materiaal in de bodem (De Blust 2004). De kans op ontbranding en de effecten van brand hangen nauw samen met enerzijds meteorologische factoren (droogte) en anderzijds de vegetatieontwikkeling en daarmee samenhangende opbouw van brandbare stoffen in vegetatie en strooisel (Johnson 1992).

Ecologische relevantie

Brand vormt een van de meest drastische vormen van storing die van nature in grote delen van onze regio kon plaatsvinden en is uiteraard zeer sterk bepalend voor de vegetatieontwikkeling. Via brand kan de vegetatiesuccessie op grote schaal worden teruggeschroefd en 'verdwijnen' koolstof en nutriënten (vooral stikstof) uit het systeem. Hierdoor ontstaan pioniersituaties waarin zich heel karakteristieke levensgemeenschappen kunnen ontwikkelen. Actueel hebben dergelijke milieus stevast te danken aan menselijk handelen, al dan niet bewust in functie van natuurontwikkeling.

De pioniersituaties na brand vertonen ook een aantal heel specifieke eigenschappen. Zo werd aangetoond dat het houtskool dat na de brand achterlijft een neutraliserend effect heeft op kiemingsinhiberende fytotoxines (Zackrisson et al. 1996).

Knelpunten

Het toelaten van brand als ecologisch proces vergt in onze dichtbebouwde omgeving vanuit veiligheidsoogpunt heel wat randvoorwaarden. Daarenboven impliceert het ook een tabula rasa van de bestaande natuurwaarden, wat in onze natuurarme regio zelden wenselijk is.

3.8. Biotische processen

3.8.1. Ecologische netwerken

Beschrijving en ecologische relevantie

Heel globaal gesteld is biodiversiteit georganiseerd in ecologische netwerken van interagerende soorten. Ecologische netwerken vormen een wezenskenmerk van ecosystemen. Zij vormen de drijvende kracht achter de bottom up organisatie van ecosystemen zoals geschetst in 2.3.

Er bestaan verschillende types van interacties. Mutualistische interacties leveren een voordeel voor beide soorten zoals bij bestuiving, zoöchore zaaddispersie of symbiose. Prooi-predator of gastheer-parasietrelaties daarentegen zijn voorbeelden van antagonistische relaties. Trofische netwerken vormen een belangrijke motor voor kringlopen van stoffen en energie in ecosystemen. Ze zijn opgebouwd uit verschillende functionele groepen: namelijk primaire producenten, herbivoren, predatoren en afbrekers. Soorten die zeer talrijk zijn of met aanzienlijke afmetingen hebben een belangrijke impact op die ecosysteemkringlopen (Hagen et al. 2012).

Het volledige soortenspectrum van een gebied is afhankelijk van het functioneren van het systeem of met andere woorden van de functionele diversiteit. Zoals hoger aangehaald is het een andere manier van kijken naar hetzelfde systeem.

Knelpunten

Het bekijken van functionele diversiteit confronteert ons met de ruimtebehoeften van ecosystemen. Volledige systemen die het volledig spectrum aan functionele groepen omvatten, hebben doorgaans een zeer grote ruimtebehoefte voor grote diersoorten met een belangrijke impact op het systeem. Het betreft zowel herbivoren zoals edelhert of wisent, roofdieren zoals wolf of lynx als alleseters zoals everzwijn. Door de versnippering van de natuur in Noordwest-Europa en a fortiori in Vlaanderen staan dergelijke soorten en de ermee samenhangende ecologische processen onder sterke druk.

3.8.2. Successie

Beschrijving en ecologische relevantie

Natuurlijke successie is de graduele verandering ecosystemen door geleidelijke vervanging van de ene levensgemeenschappen door een andere. Het weerspiegelt het gevolg van de hierboven beschreven netwerken van interacties bij ontwikkeling doorheen de tijd maar los van de seizoenale fluctuaties. We spreken van autogene successie als de milieuomstandigheden hierbij grotendeels stabiel blijven. Het eindresultaat is in onze regio op de meeste plaatsen een bepaald type loofbos dat we aanduiden met de term climaxgemeenschap (Begon et al. 2006). Het concept climax is een vereenvoudigde voorstelling van de werkelijkheid. Levensgemeenschappen zijn voortdurend in verandering onder invloed van interne en externe processen. Bossen kunnen zich ontwikkelen binnen het 'ongedwongen landschap' maar ook hier blijft het ecosysteem aan een, hoofdzakelijk interne, dynamiek onderhevig. Die kan zelfs fasen van regressie inhouden onder invloed van bijvoorbeeld grootschalige impact van insecten of pathogene schimmels.

In gestresseerde landschappen wordt de ontwikkeling naar bos tegengegaan door verschillende processen die de vegetatiestructuur beïnvloeden zoals begrazing, droogte, overstroming of brand. Hierbij ontwikkelt zich een zogenaamde plagioclimaxvegetatie. Het natuurbeheer vormt actueel de belangrijkste factor die dergelijke plagioclimaxsituaties in stand houdt.

Factoren die ruimtelijke heterogeniteit vertonen zoals begrazing, induceren ook een ruimtelijke variabiliteit in de vegetatieontwikkeling. Daarbij kan zich in het landschap een patroon ontwikkelen waarbij verschillende successiestadia naast elkaar optreden. De geleidelijke verandering van dit patroon in ruimte en tijd waarbij de verschillende stadia behouden blijven maar eventueel in onderlinge verhouding wijzigen kennen we als het shifting mosaics concept (zie bijvoorbeeld Olff et al. 1999).

In dynamische landschappen wordt de bodemstructuur vernietigd door processen als watererosie of verstuiwing. Hierbij wordt de successie telkens teruggezet. We onderscheiden verder nog allogene successie als de veranderingen in de levensgemeenschappen worden bepaald door veranderingen in externe geofysische omstandigheden zoals bijvoorbeeld geleidelijke opslibbing van de bodem. Doorgaans spelen daarbij ook autogene processen zoals we bijvoorbeeld zien bij schorrenontwikkeling. In de praktijk zijn allogene en autogene successie dus vaak moeilijk uit elkaar te houden (Begon et al. 2006).

Knelpunten

Ook bij successie vormt ruimtebehoefte in Vlaanderen een fundamenteel knelpunt. Dit heeft te maken met de hierboven aangehaalde volledigheid van ecosysteemcomponenten en grote ruimtebehoefte van bijvoorbeeld grote herbivoren of top-predatoren. Ook shifting mosaics landschappen hebben een grote ruimtebehoefte.

Verder heeft de sterke antropogenisatie van het landschap in Vlaanderen een sterke impact op de vegetatiesuccessie. Veel soorten, waaronder ook sleutelsoorten in de successie, zijn uit de gedegradeerde natuurgebieden verdwenen of kunnen zich in het versnipperde landschap niet goed meer verplaatsen. Aan de andere kant is er onder meer vanuit tuinen en door het sterk toegenomen goederentransport een groot aanbod aan niet streekeigen soorten dat ook de natuurgebieden bereikt. Zeker de invasieve exoten kunnen daarbij voor een totale scheefftrekking van de successie veroorzaken.

3.8.3. Ecosysteemingenieurs

Beschrijving en ecologische relevantie

Soorten die door hun specifieke gedrag biotopen creëren of modifieren noemen we 'ecosysteemingenieurs'. Het zijn niet enkel grote zoogdieren zoals bever, everzwijn of konijn maar ook soorten die in grote aantallen voorkomen, kunnen een belangrijke impact hebben op systemen. Cyanobacteriën en algen bijvoorbeeld, spelen een belangrijke rol in de eerste successiestadia in duinen (Schulz et al. 2016) of veenmossen dragen bij tot veenvorming. We kunnen twee types van ecosysteemingenieurs onderscheiden. Allogene soorten modifieren op mechanische wijze biotische of abiotische componenten van het milieu terwijl autogene soorten op zichzelf een habitat vormen voor andere soorten. Bomen vormen een goed voorbeeld van dit laatste type (Jones et al. 1994). Bomen vormen vaak de belangrijkste ecosystem engineers,

omdat zij de abiotische factoren zoals bodemontwikkeling, lichtregime of zuurgraad in sterke mate gaan bepalen (zie bijvoorbeeld Thomaes 2014). Min of meer grootschalige modificatie van het milieu door allogene ecosysteemingenieurs gebeurt op uiteenlopende wijze, door graven en wroeten (everzwijn en konijn), grazen, beïnvloeding van bodemprocessen (veenvorming), invloed op geomorfologie (duinvormers zoals helm of biestarwegras), ... Op kleine schaal zijn de activiteiten van ecosysteemingenieurs meer regel dan uitzondering. We denken bijvoorbeeld aan het belang van spechtenholen of molshopen voor andere organismen. Ecosysteemingenieurs kunnen door hun impact op het milieu in belangrijke mate bijdragen tot de successie.

Knelpunten

Een belangrijk knelpunt bij ecosysteemingenieurs heeft zoals hierboven aangehaald te maken met ruimtebehoefte van grotere organismen. Veel systemen zien er vandaag anders uit dan ze er van nature zouden uitzien door het ontbreken van soorten met een belangrijke impact op dat systeem. Het ontbreken van grote grazers komt verder aan bod maar ook de aanwezigheid van bever of everzwijn in een gebied heeft een belangrijke invloed op andere organismen. Verder kan ook het probleem van invasieve exoten vaak herleid worden tot een 'ingenieursprobleem' omdat zij een belangrijke modificerende rol gaan opnemen in het systeem. De impact van grote watervogels op waterlopen of van grijs kronkelsteeltje in vegetaties op schrale zure zandgronden vormen hiervan treffende voorbeelden.

3.8.4. Effecten van mobiele organismen

Beschrijving en ecologische relevantie

Mobiele organismen spelen een belangrijke rol in het transport van nutriënten en energie in ecosystemen. Mobiliteit kan te maken hebben met uiteenlopende aspecten van gedrag of fenologie van soorten. Trekgedrag bijvoorbeeld heeft vooral te maken met seizoenale voedselbeschikbaarheid maar ook met andere factoren die het voortplantingssucces beïnvloeden zoals competitie en predatie. Analoge triggers spelen een rol bij meer lokale mobiliteit. Ook pollinatie door insecten bijvoorbeeld wordt gedreven vanuit voedselbehoeften.

Knelpunten

Een voor de hand liggend probleem voor veel mobiele organismen is de versnippering van natuurgebieden waardoor de connectiviteit tussen delen van de habitat of van een metapopulatie verloren gaat. Het behoud van mobiele organismen waarvan de habitat verschillende ruimtelijk gescheiden delen omvat, vergt aandacht voor al die deelgebieden

3.8.5. Verbreiding van diasporen

Beschrijving en ecologische relevantie

Verbreiding van planten of fungi omvat het verplaatsen van zaden, vruchten, pollen, sporen of andere plantendelen dat leidt tot vestiging van planten op een zekere afstand van de 'moederplant'. Dit is niet noodzakelijk een biotisch proces maar wordt (potentieel) beïnvloed door uiteenlopende biotische en fysische elementen zoals wind of stromend water in zee of in rivieren. Biotisch worden diasporen vooral door herbivoren verbreid, zowel in- als uitwendig (zie begrazing). Mieren hebben een speciale relatie met een aantal plantensoorten waarvan de zaden of vruchten een zogenaamd mierenbroodje of elaiosoom bevatten. Dit is een oliehoudend aanhangsel dat gesmaakt wordt door mieren. In Nederland zijn ca. 30 soorten nagenoeg volledig op verbreiding door mieren aangewezen (Boer 2010).

Knelpunten

Knelpunten in verband met verbreiding van diasporen zijn gerelateerd aan die bij mobiele organismen. Ook hier verlaagt de connectiviteit door versnippering van het landschap. Daarbij kunnen andere factoren een rol spelen dan bij mobiliteit van dieren. Zo is bijvoorbeeld de overstromingsdynamiek van waterlopen een belangrijke rol bij de verbreiding van moerasplanten.

Het belang van de aanvoer van diasporen bij herstel of ontwikkeling van habitats is sterk afhankelijk van het type. Bij sommige typen zoals bijvoorbeeld zure graslanden, droge heide of

bepaalde watervegetaties hebben veel kenmerkende soorten een langlevende zaadvoorraad. Bij andere, zoals kalkrijke duingraslanden of struwelen is dit niet het geval. Een recent overzicht van de herstelkansen na verstoring van diverse habitattypes wordt gegeven door Van Uytvanck et al. (2015).

3.8.6. Genetische processen

Beschrijving en ecologische relevantie

Ook op genetisch niveau spelen zich processen af die van belang zijn in de context van natuurbehoud. Genetische diversiteit is van belang voor het aanpassingsvermogen van populaties in een veranderende omgeving. Kleine populaties zijn vatbaar voor genetische verarming door genetische drift en inteelt (Honnay & Jacquemyn 2010). Het behoud van lokale populaties vergt dus een voldoende grote oppervlakte aan habitat met een voldoende hoge kwaliteit.

Knelpunten

Net zoals bij migratie en verbreiding van soorten vormt de fragmentatie van natuurgebieden en populaties ook bij genetische erosie een belangrijk knelpunt.

3.8.7. Begrazing

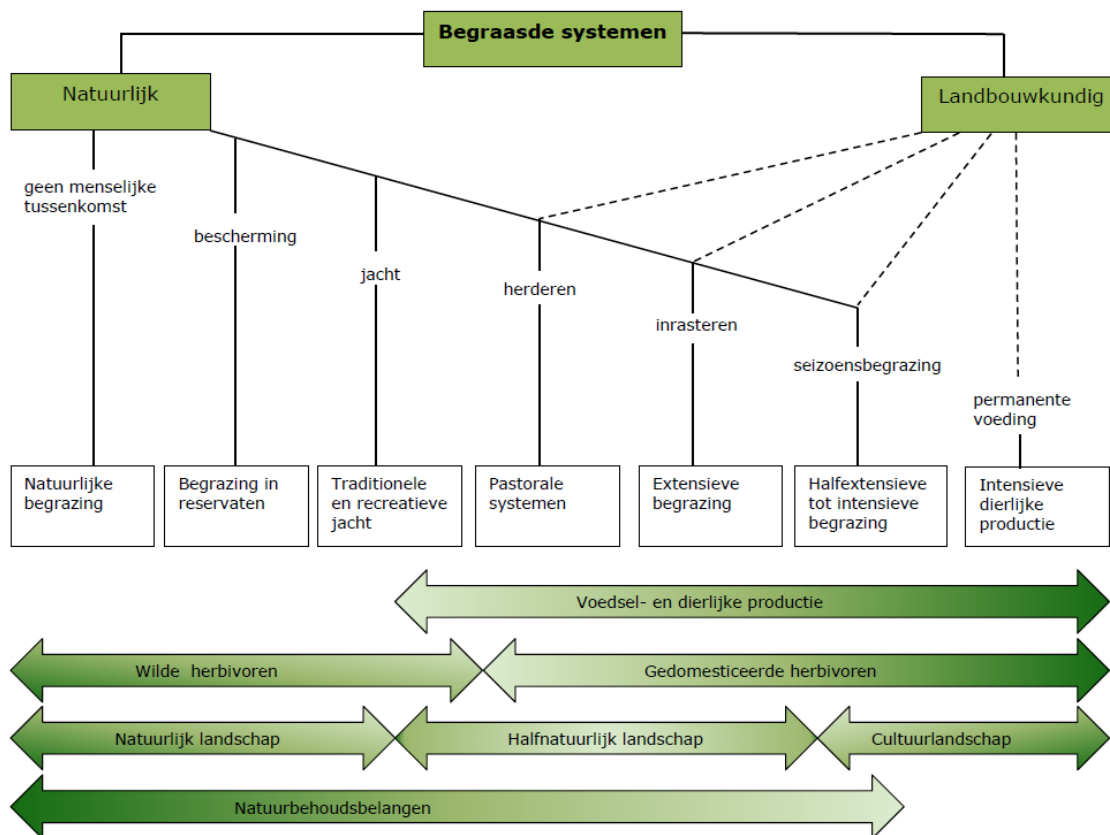
Beschrijving (naar Cosyns & Hoffmann 2004)

Begrazing vormt een van de belangrijkste vormen van procesbeheer die in onze natuurgebieden wordt toegepast. Daarom behandelen we begrazing hier eerder als beheervorm dan als natuurlijk proces, hoewel begrazing door grote herbivoren uiteraard ook hieronder moet gecatalogeerd worden.

Figuur 5 geeft weer op welke niveau's begrazing werkzaam is in een gradiënt van natuurlijk naar cultuurlijk, welke vormen begrazing kan aannemen en welke beheer- of natuurbelangen daarbij betrokken zijn in relatie tot andere maatschappelijke belangen. De impact van begrazing op het landschap is moeilijk te voorspellen omwille van de verscheidenheid aan factoren, de complexe interacties met het ecosysteem en de grote mate van stochasticiteit in het gedrag van de grazers. Begrazing is in essentie de consumptie van plantenweefsel en heeft dus een directe invloed op de structuur van de vegetatie. Deze invloed is sterk heterogeen door de dieetvoorkeur van de grazers enerzijds en de tolerantie voor begrazing van de verschillende plantensoorten anderzijds. De mate van verandering in de vegetatiestructuur is afhankelijk van de graasdruk en de biomassa-productie. Meteorologische omstandigheden zijn sterk bepalend voor dit laatste. Variatie in weersomstandigheden zorgen dus voor een sterk wisselend effect van begrazing, zelfs bij constante graasdruk.

Door verschillen in tolerantie voor vraat worden bepaalde soorten bevoordeeld, andere benadeeld. Veel overblijvende grassen bijvoorbeeld hebben overlevingsknoppen dicht tegen het bodemoppervlak en zijn daardoor goed aangepast aan begrazing. Daarbij gaat de groeivorm van de meeste soorten wel veranderen en wordt het vormen van kruipers of uitlopers vaak gestimuleerd. Daarenboven zorgen het lager en open maken van de vegetatie, mest en opentrappen van de bodem voor wijzigingen in de groeiomstandigheden met bijvoorbeeld meer licht en andere kiemingsmogelijkheden. Het samenspel van al deze elementen zorgt voor een geleidelijke verschuiving in zowel structuur als soortensamenstelling van de vegetatie. Dit heeft op zich weer een impact op het graasgedrag. Grazers en vegetatie staan dus via terugkoppelingsmechanismen met elkaar in relatie.

Op grotere schaal wordt het gedrag van de grazers bepaald door de structuur van het landschap maar ook door sociale interacties. Bij paarden bijvoorbeeld vormen dominante hengsten met de merries een haremgroep terwijl jongere hengsten aparte vrijgezellengroepjes vormen. Hierdoor wordt het terreingebruik en het daarmee samenhangend graaspatroon sterk beïnvloed. Ook op landschapsniveau zorgt gedifferentieerd graas- en defaecatiegedrag in relocatie van nutriënten (Van Uytvanck et al. 2010) en transport van diasporen via epi- of endozoöchorie (Couvreur & Cosyns 2004).



Figuur 5: Relatie tussen begraasde systemen en landgebruiksvormen. Bij intensiever landgebruik worden wilde herbivoren vervangen door gedomesticeerde en nemen de natuurbehoudsbelangen af het gebruik. Natuurbehoud is echter niet beperkt tot de natuurlijke systemen (naar Wallis de Vries 1998).

Ecologische relevantie

Begrazing vormt in toenemende mate een beheerinstrument voor het in stand houden of ontwikkelen van diverse lage, kruidachtige vegetaties die vaak hoog staan aangeschreven vanuit natuurbehoud. Ten opzichte van maaien is het in grote of moeilijk toegankelijke terreinen een meer kostenefficiënte beheervorm maar er zijn ook specifieke verdiensten van begrazing vanuit biodiversiteits oogpunt. Vooreerst ontwikkelt zich onder matige begrazingsdruk een structuurrijke vegetatie die garant staat voor een grote diversiteit aan habitattypen voor een breed spectrum aan soorten.

De aanwezigheid van mest vormt een specifiek element bij begrazing en is van belang voor coprofiele organismen zoals mestkevers en bepaalde fungi (Walley 2004).

3.9. Natuurtechnisch beheer

Onder natuurtechnisch beheer verstaan we het doelbewust ingrijpen in de natuur aan de hand van een hele reeks maatregelen zoals maaien, kappen, plaggen, het stuw van waterlopen, ... Het zijn kunstmatige ingrepen die dus niet passen in het overzicht van de natuurlijke processen. De motivatie voor het uitvoeren van dergelijke maatregelen ligt echter deels in het ontbreken van een meer natuurlijke regulatie van het ecosysteem. Natuurontwikkeling of -beheer komt er in veel gevallen op neer om de successie op een kunstmatige manier terug te schreeuwen waar dit onder natuurlijke omstandigheden zou gebeuren door bijvoorbeeld windval in bossen, brand, overstromingen of begrazing door wilde grote herbivoren (Piersma & Olff 2010; Weeda et al. 2006). Op die manier krijgen soorten van pioniermilieus of

plagioclimaxvegetaties kansen om zich te vestigen. In welke mate dergelijke milieus en bijhorende soorten ook daadwerkelijk in een natuurlijk functionerend systeem zouden voorkomen is bron van een levendige discussie die buiten de opzet van dit rapport valt. Hoe dan ook worden de meeste open landschappen in de praktijk van het natuurbehoud in Vlaanderen minstens deels door een of andere vorm van natuurtechnisch beheer of door begrazing open gehouden. Bij het opvolgen van grotere landschapseenheden zullen we hier dan ook steeds mee moeten houden.

4. Selectie van processen en landschapstypen

4.1. Keuze van onderzoeksmethode

De uiteindelijke doelstelling van deze opdracht is het uitwerken van concrete monitoring in een selectie van gebieden. Een vraag daarbij is of het systeem moet gezien worden op projectniveau dan wel op programmaniveau.

De beheermonitoring zoals uitgewerkt door Van Calster et al. (2011) concentreert zich op het projectniveau. De gestandaardiseerde aanpak zou weliswaar moeten toelaten om door aggregatie van de ingezamelde gegevens de succesgraad van beheerde percelen van een bepaald natuurstype na te gaan over de gebieden heen maar dit is niet de hoofddoelstelling. Twee vragen die zich situeren op programmaniveau zijn hier dus niet aan de orde: 1) draagt het gevoerde beheer in de Vlaamse Natuurreservaten bij tot het behoud of herstel van biodiversiteit en 2) wat is de efficiëntie van het gevoerde beheer in functie van de gestelde natuurstreefbeelden op Vlaams niveau. Dit was wel het geval in eerdere voorstellen voor beheermonitoring van De Meulenaere et al. (2002) en De Cock et al. (2008) die vermoedelijk vooral hierdoor zijn vastgelopen.

Als finaliteit voor de procesmonitoring staat voorop dat in de referentiegebieden kennis gegenereerd wordt waarmee het ANB het beheer van haar gebieden kan optimaliseren. Het is dus de bedoeling om generieke kennis op te bouwen rond de geselecteerde processen, wat dus eerder aansluit bij het 'programmaniveau' van bijvoorbeeld de Natura 2000 monitoring. Dit neemt niet weg dat de ontwikkelde technieken of delen daarvan niet bruikbaar zouden zijn voor beheerevaluatie op gebieds- of projectniveau.

Gezien de diversiteit aan types processen, de knelpunten voor natuurbehoud die ermee verbonden zijn en het verschil in geografisch bereik, moeten we de wijze van opvolging voor ieder proces afzonderlijk bekijken (tabel 1). Daarbij gebruiken we verschillende criteria om tot een selectie van processen en daarmee samenhangende landschapstypen te komen.

Zoals in de inleiding geschetst, gaan we op zoek naar ecosysteemttypen waarvoor de bestaande monitoringsystemen niet toereikend zijn om ze goed op te volgen. In eerste instantie betreft het landschappen waarin de verdeling van de ecotooptypen grote veranderlijkheid vertoont in tijd en ruimte. Dit is het geval bij de meeste dynamische en bepaalde gestresseerde landschappen. Chorologische processen spelen daarbij een belangrijke rol. Landschappen die vooral door topologische processen worden gereguleerd kunnen goed worden opgevolgd door de methodes ontwikkeld voor de monitoring van het Natura 2000 beleid of het beheer. Onderzoek naar processen verbonden aan bodem, hydrologie en natuurtechnisch beheer sluiten daarom het best aan bij het in ontwikkeling zijnde meetnet abiotiek.

Bij een aantal dynamische landschapstypen is een duidelijke link met een beperkt geografisch gebied, namelijk de kust, de Schelde en de Grensmaas. Het zijn gebieden met een heel eigen karakter en specifieke levensgemeenschappen die een gebiedsdekkend monitoringprogramma verdienen. Enkel in het geval van de Schelde is zo'n systeem reeds volledig operationeel. Aan de kust en Grensmaas zijn voorstellen uitgewerkt (respectievelijk Provoost 2014 en Van Looy & De Blust 1999) maar die zijn niet of slechts ten dele operationeel.

In de andere gevallen kunnen de processen of ecosystemen op verschillende plaatsen in Vlaanderen gevonden worden en is een selectie van gebieden noodzakelijk. We maken hier een selectie van processen die we via lange termijn monitoring willen opvolgen. Kennisopbouw rond de overige processen zien we eerder via gericht onderzoek met resultaten op korte tot middellange termijn. Dit neemt uiteraard niet weg dat er rond de in tabel 1 geselecteerde processen geen gericht onderzoek meer nodig of wenselijk is. De overzichtstabel heeft enkel als doel die processen te selecteren die voor lange termijn monitoring in aanmerking komen. Hieronder worden de processen en bijbehorende gebieden kort toegelicht.

	Prioritair	Topologisch	Chorologisch	Gebiedsdekkend	Selectie gebieden	Meetnet abiotiek	Gericht onderzoek
Getijden en zeestromingen			x				
Macroklimaat	x		x				x
Mariene geomorfodynamiek	x		x	x			
Eolische dynamiek	x		x	x			
Rivierdynamiek	x		x	(x)	x		
Oppervlaktewater		x	x		x	(x)	
Grondwater		x	x			x	x
Bodem		x				x	x
Vuur		x	x				(x)
Ecologische netwerken		x	x		x		
Ecosysteemingenieurs		x	x		x		
Verbreiding van diasporen			x				x
Genetische processen							x
Begrazing	x		x		x		

Tabel 1. Overzicht van de processen en keuze voor monitoringmethode. De lange termijn procesmonitoring is weergegeven in grijze balkjes. Verdere toelichting zie tekst.

4.2. Intertidale slikken en schorren

Intertidale slikken en schorren zijn landschappen met hoge en heel specifieke natuurwaarden. Vooral de laagst gelegen, niet tot schaarsbegroeide slikken zijn zeer dynamisch. De hogere delen die enkel nog met springtij overstroomd zijn meer stabiel en laten een rijkere vegetatieontwikkeling toe. De levensgemeenschappen van slikken en schorren laten zich echter niet in deze tweedeling vatten maar moeten gezien worden binnen een complex van milieugradiënten. Hoogteligging en daarmee samenhangende overstromingsfrequentie vormen daarbij de belangrijkste variabele maar ook sedimenttype en saliniteit zijn differentiërende factoren.

Gezien de beperkte oppervlakte aan intertidale habitattypes in Vlaanderen en de uitzonderlijke en specifieke natuurwaarden die eraan verbonden zijn, is het wenselijk om alle intertidale gebieden ecologisch op te volgen. Voor de Schelde gebeurt die opvolging in het kader van het MONEOS programma, dat een geïntegreerde monitoring omvat van het estuariene systeem van de Schelde (Meire & Mares 2008). Ook voor de slikken en schorren aan de kust, meer bepaald in de IJzermonding, de Baai van Heist en het Zwin is het wenselijk een soortgelijk systeem op poten te zetten (Provoost 2014). Momenteel is een ecosysteemvisie voor de kust in opmaak in het kader van het project 'Vlaamse Baaien' waarin ook voorstellen voor een monitoringprogramma worden uitgewerkt, analoog met MONEOS. Dit is momenteel het meest aangewezen kader voor de verdere uitwerking van een monitoringsysteem gezien ook de kustverdediging bij dit project betrokken is.

4.3. Kustduinen en strand

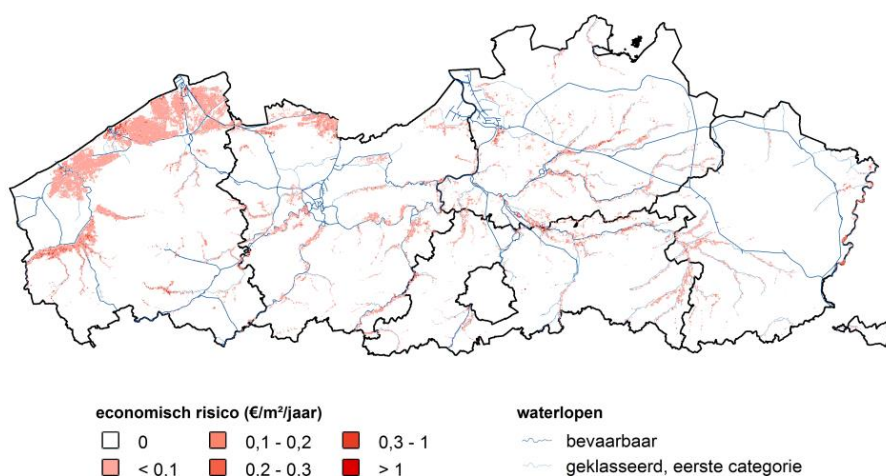
Het kustgebied omvat een hele reeks processen en landschapstypen gaande van dynamisch, over gestresseerd tot ongedwongen. Het strand en de voorste duinengordel of zeereep vormen het meest specifieke deel van het gebied. Hier zijn zowel mariene als eolische geomorfodynamiek werkzaam, evenals stressfactoren zoals zout en een droog, grofzandig substraat. Meer landinwaarts vormen zandverstuivingen en schrale pioniervegetaties van zowel duinruggen als natte duinvalleien de meest kustspecifieke biotooptypen.

Het is wenselijk om in overleg met de belangrijkste duinbeheerders een integraal monitoringsysteem voor de kustduinen uit te werken. Er werden reeds behoorlijke

inspanningen geleverd om de toestand van het kustecosysteem op te volgen. Het agentschap voor Maritieme Dienstverlening en Kust (MDK) laat al sedert 1984 karteringen van vegetatie en topografie van de kustduinen uitvoeren en in opdracht van het ANB loopt het project 'Permanente Inventarisatie van de Natuurreservaten aan de Kust' (Provoost et al. 2010; 2015) en het vervolgproject Beheerevaluatie Kust'. Er is echter geen programma waarbinnen de verschillende initiatieven op elkaar zijn afgestemd en dat inzameling van gegevens op langere termijn garandeert (Provoost 2014).

4.4. Landduinen

Habitattypes gebonden aan schrale zandgronden van landduinen zijn ook in de binnenlandse Pleistocene dekzandgebieden te vinden. Ook hier is een gerichte opvolging van de dynamiek wenselijk. Er worden nu grote inspanningen gedaan om het pionierhabitat van deze landduinen te behouden en in oppervlakte te doen toenemen. Enerzijds gebeurt dit door er ruimte voor te voorzien: op jong, profielloos stuifduin worden bos en door grassen gedomineerde vegetaties verwijderd. Anderzijds wordt er ingezet op het activeren van de windwerking door grote corridors vrij te maken van opgaande begroeiingen en door aan de kant van de dominante wind open zand te creëren dat kan verstuiven. De duur dat nieuw habitat schaars begroeid blijft en de omstandigheden waaronder dit gebeurt, evenals de effectiviteit van de 'windcorridors' zijn grotendeels onbekend en moeten opgevolgd worden. Opwaaien van sediment op de ene plek, transport en sedimentatie op een andere, zijn de dynamische processen die beoogd worden. De afstand waarover dit gebeurt, de mate van duinopbouw en duinverplaatsing, de mate waarin verschillende textuurfracties uitgesorteerd worden en invloed die dat kan hebben op de fysisch-chemische kenmerken van de standplaats, de snelheid waarmee stuifzanden gefixeerd worden door algen, korstmossen, mossen en vaatplanten, en de verandering in structuur en samenstelling van de ecotopen en vegetaties die daarmee samengaan, maken onderdeel uit van de monitoring. De eolische dynamiek met vorming van stuifzand en lage (tijdelijke) duintjes kan beïnvloed worden door neerslagerosie. Algemene vervlakking van het (prille) duinreliëf is het resultaat; het gemiddeld vochtgehalte neemt toe, verstuiving vermindert en zandfixatie versnelt. Met een integraal monitoringsysteem kunnen deze dynamische processen en hun invloed op levensgemeenschappen en specifieke soorten opgevolgd worden. Geschikte terreinen waar dit kan gebeuren zijn de grote landduin- en heidegebieden in de Kempen waar recent inrichtings- en herstelprojecten zijn uitgevoerd (bv. Kalmthoutse Heide met LIFE-project HELA; militaire domeinen met LIFE-project DANAH).



Figuur 6. Risico op economische schade bij overstroming (VMM, afdeling Operationeel Waterbeheer).

4.5. Riviersystemen

Onder de riviersystemen vallen zowel de dynamiek van geomorfologie, oppervlakte- en grondwater. Deze componenten zijn in deze systemen sterk met elkaar verweven. In ons dicht bevolkte Vlaanderen, gekenmerkt door een sterk verspreide bebouwing, is overstromingsdynamiek een maatschappelijk bijzonder relevante proces (figuur 6). Opvolging vanuit ecologisch oogpunt zal dan ook in nauwe samenwerking met rivierbeheerders moeten gebeuren.

Als riviersysteem is vooral de Grensmaas heel bijzonder. Het is aangewezen om in samenspraak met de rivierbeheerder middelen vrij te maken voor de monitoring van dit gebied gebruik makend van de concepten die hiervoor reeds werd uitgewerkt (Van Looy & De Blust 1999).

4.6. Begraasde wastinelandschappen

De ontwikkeling van mozaïeklandschappen onder extensieve begrazing vormt de aanleiding en de kern van deze opdracht. Begrazing in het kader van natuurbeheer wordt toegepast over een grote oppervlakte van de natuurgebieden in Vlaanderen: in 2009 werd de oppervlakte geschat op 7300 ha in ongeveer 300 gebieden. In 90 gebieden, met een gezamenlijke oppervlakte van ± 3500 ha, werd gebruik gemaakt van extensieve begrazing, met binnen één relatief groot raster "vrij rondlopende" grazers (Van Uytvanck 2009). Begrazing vormt dus kwantitatief een van de belangrijkste sturende processen binnen het natuurbeheer in Vlaanderen. Dit brengt met zich mee dat de begraasde gebieden een grote variatie vertonen in bodemtype, hydrologie, landschapsconfiguratie en begrazingsdichtheid. Opbouw van generieke kennis die bruikbaar is voor alle ecosysteemtipes in Vlaanderen is daarom geen evidente opgave. Een selectie van bepaalde type-landschappen dringt zich op.

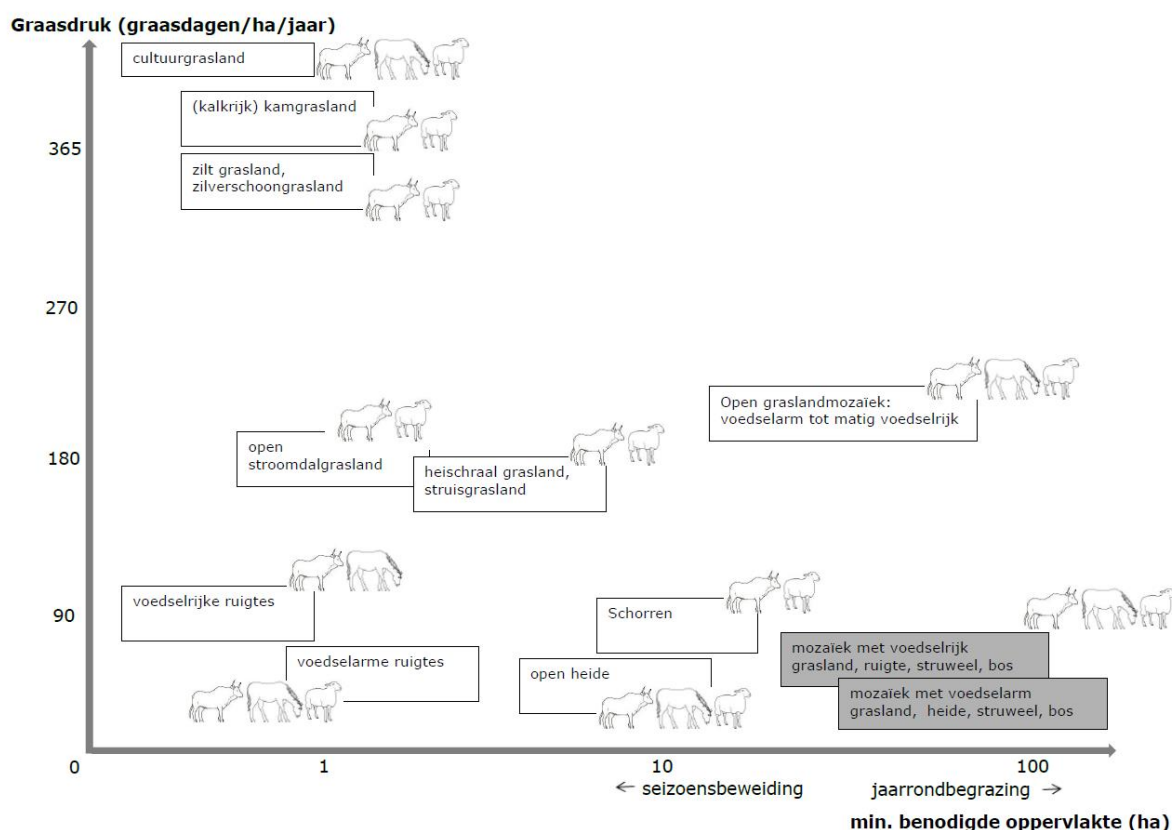
Het is zinvol om in de veelheid van begraasde gebieden, landschappen en types de plaats van "wastinegebieden" te duiden. Het ontstaan van degelijke landschappen vereist een zekere oppervlakte en mate van extensivering (ongeveer gelijk aan de graasdruk), met als resultaat dat steeds een deel (schuivend in ruimte en tijd) van de jaarlijkse productie *niet* wordt opgegeten. Om dit doel te halen zijn voldoende grote gebieden nodig. In figuur 7 wordt aangegeven hoe wastine- of begraasde mozaïeken zich verhouden tot andere begraasde natuurgebieden. De mozaïeken bevinden zich rechts in figuur 7, d.w.z. in terreinen met een minimale oppervlakte van 20-50 ha. Voor mozaïeken met ook struiken en bomen is een lage graasdruk nodig (< 90 graasdagen per ha per jaar).

4.7. Ecosysteemingenieurs

Grote gebieden kunnen zich onder meer onderscheiden door de (potentiële) aanwezigheid van een reeks grote soorten met een belangrijke impact op de landschapsontwikkeling. We denken onder meer aan everzwijn, bever en edelhert. Het is van belang niet enkel hun populatieontwikkeling op te volgen maar ook hun gebruik van en impact op ecosystemen.

4.8. Migratie en dispersie

De mogelijkheden voor migratie van organismen en dispersie van diasporen worden bepaald door de connectiviteit van afzonderlijke natuureenheden zoals habitatvlekken of natuurgebieden. Gericht onderzoek moet generieke inzichten geven in de mechanismen die hierbij werkzaam zijn, bijvoorbeeld voor representatieve type-soorten of voor specifieke doelsoorten. De aanwijzingen die hieruit voortvloeien kunnen dan toegepast worden op de specifieke ruimtelijke situatie die voor ieder gebied anders is.



Figuur 7: Richting gevende graasdrukken en diersoorten die bij voorkeur kunnen gebruikt worden bij instandhoudingsbeheer van verschillende doeltypes. De graasdruk is uitgedrukt in aantal graasdagen/ha/jaar. 1 graasdag = aanwezigheid van 1 volwassen paard of rund = aanwezigheid van 6 volwassen schapen gedurende 1 dag. Voor de types met grijze achtergrond (structuurrijke mozaïeken) geldt dat het aantal graasdagen verdeeld is over het hele jaar; voor de witte types is het aantal verdeeld over het zomerhalfjaar. De graasdrukken zijn vooral weergegeven om de verschillen ten opzichte van elkaar grafisch voor te stellen en kunnen/mogen variëren in functie van de doelstellingen en de ontwikkelingen op het terrein (naar Van Uytvanck et al. in druk).

4.9. Onbeheerde bossen

Zonder menselijke interventie evolueert de vegetatie in onze streken op de meeste plaatsen tot bos. Dit is de climaxvegetatie die zich in het 'ongedwongen landschap' kan ontwikkelen. De bottom up organisatie kan zich hier volop manifesteren binnen de grenzen die vooral door bodemtextuur en hydrologie worden opgelegd. Processen die hier spelen zijn vaak kringlopen (van energie, water, nutriënten, fenologie, ...) en dynamische evenwichten in het spel van biotische interacties en natuurlijke successie en rijping.

Tegelijk kunnen ook (al dan niet tijdelijke) unidirectionele processen optreden. Ook de successie van vaak voorheen beheerde bossen naar een meer natuurlijke bos verloopt in zekere mate unidirectioneel (successie soortensamenstelling, opbouw levende en dode biomassa,...). De spontane vegetatieontwikkeling verloopt zonder directe menselijke ingrepen, al is de invloed van de mens wel degelijk aanwezig via actieve of niet-actieve regeling van de wildstand, nutriënteninput, klimaatwijziging, wijziging of vermindering van de lokale soortenpool (bvb door fragmentering of vroeger beheer). De studie van deze spontane vegetatiedynamiek, de processen en invloeden die daar al dan niet op inwerken en de resulterende biologische en functionele diversiteit van onze bossen vormt het onderwerp van het onderzoeksprogramma onbeheerde bossen (ook wel 'de bosreservatenmonitoring' genoemd).

Methodiek en meetstrategie voor dit onderzoeksprogramma werden reeds ruim 15 jaar geleden vastgelegd en in een operationeel programma uitgewerkt. (Vandekerckhove et al. 2003; De Keersmaecker et al. 2005). Deze methodiek en meetstrategie voldoen aan de internationale standaarden die werden vastgelegd in het kader van de COST-actie E4: Strict Forest Reserves Research Network for Europe (Parvianen et al. 2000). Daarin wordt vooropgesteld dat in deze reservaten minstens elke 10 jaar dendrometrische en vegetatiekundige metingen dienen te worden uitgevoerd in permanente proefvlakken, onder de vorm van kernvlaktes en/of steekproefcirkels. Ook het minimum aan metingen en de meetstandaarden die daarbij moeten worden gehanteerd zijn bepaald. De proefopzet die in Vlaanderen wordt gehanteerd is bovendien compatibel met de metingen die in het kader van de Vlaamse Bosinventarisatie worden uitgevoerd. Hierdoor zijn de eigen metingen bruikbaar in het kader van internationale vergelijkingen en data-compilaties in onbeheerde bossen, maar ook voor vergelijkingen van beheerde vs. onbeheerde bossen.

Deze (arbeidsintensieve) meetmethodiek wordt momenteel toegepast in een twaalfstal reservaten; de lange termijn meetstrategie voorziet om deze meetmethodiek in toe te passen 15-20 reservaten die representatief zijn voor de belangrijkste bostypes in Vlaanderen, voldoende groot zijn en waar non-interventie ook in de toekomst gegarandeerd blijft. Aanvullend bij deze metingen wordt getracht om zoveel mogelijk ecologisch relevante onderzoeks- en meetprogramma's aan dit reservatenmeetnet te koppelen zoals grondwatermetingen, depositiemetingen, en gestandaardiseerde inventarisaties van uiteenlopende soortengroepen. Einddoel is om via interpretatie van deze gegevens en de onderlinge relaties tussen metingen een beter inzicht te verwerven in het functioneren van deze ecosystemen, als belangrijke referentiekennis voor beheer en beleid rond bossen.

Aangezien doelstellingen, methodiek en meetstrategie voor dit belangrijke onderdeel van de 'procesmonitoring' reeds vroeger werd uitgewerkt, wordt dit in deze studie niet verder behandeld. Wel is het de bedoeling om, waar raakvlakken mogelijk zijn, de methodieken voor onbeheerde bossen en begraasde mozaieklandschappen zo goed mogelijk op mekaar af te stemmen, zodat beide complementair zijn en ook hier vergelijkingen kunnen worden gemaakt.

5. Verdere aanbevelingen

5.1. Processen in beheer en beleid

Behoud, herstel en ontwikkeling van biodiversiteit vergen aandacht voor zowel ecologische processen als patronen. De opdeling tussen patronen en processen is het resultaat van een andere perceptie van hetzelfde systeem en een evenwicht tussen beide aspecten in natuurbeleid en -beheer is aangewezen. Momenteel is de aanpak sterk patroongericht en wij menen dat met name de uitvoering van het Europese natuurbeleid meer aandacht voor processen verdient. Dit houdt concreet in dat er naast de doelstellingen en evaluatiecriteria voor specifieke soorten en habitats ook instrumenten moeten ontwikkeld worden voor processen. Voorbeelden zijn het belang van sedimentdynamiek in kust- of riviersystemen, de mogelijkheden voor dispersie van organismen tussen habitatvlekken of de evaluatie van landschappen met een sterk in tijd en ruimte veranderende habitatconfiguratie.

Net zoals voor soorten en habitattypes gebeurt, kunnen processen ook opgelijst, geïnventariseerd en gewaardeerd worden. Finaal zou dit zelfs kunnen leiden tot een soort Rode Lijst van de ecologische processen in Vlaanderen.

5.2. Procesdiversiteit ruimtelijk vertaald

Het behoud van de kenmerkende procesdiversiteit vergt een aantal natuurgebieden waarin de processen zich kunnen afspelen. In het dichtbevolkte Vlaanderen staan vooral de sterk ruimtebehoevende processen onder druk. Het is daarom aangewezen om een specifiek beleid te voeren gericht op de grotere gebieden. Daarbij moet een selectie gemaakt worden van representatieve gebieden waarin de kenmerkende natuurlijke processen van de regio zoveel mogelijk ruimte krijgen. Het beheer van deze gebieden moet hier dan waar haalbaar aan worden aangepast. Typische gebieden zullen in Vlaanderen enkele honderden tot duizenden ha groot zijn. Het vertegenwoordigen van de volledige diversiteit zal een weloverwogen spreiding over de ecoregio's vergen.

5.3. Landschapsecologische kennisopbouw

Gedegen kennis over systemen en processen is een basisvoorwaarde om er in beleid en beheer daadwerkelijk ook rekening mee te kunnen houden. We pleiten daarom voor een centrale en systematische kennisopbouw rond ecologische systemen in Vlaanderen waaruit kan geput worden bij de opmaak van gebiedsvisies, beheerplannen of managementplannen in het kader van het Europees natuurbeleid. Verschillende overheidsorganisaties, onderzoeksinstituten, ngo's en privébedrijven kunnen hier enerzijds gebruik van maken en anderzijds een waardevolle bijdrage toe leveren. De toepassing beperkt zich niet tot natuurbehoud. Dezelfde gegevens zijn eveneens relevant voor bijvoorbeeld land- en waterbeheer of kustveiligheid. Actueel is de kennis echter sterk versnipperd en gebeurt er zeer veel overlappend werk. De informatie is ook niet altijd goed ontsloten. Klimaatgegevens van het KMI bijvoorbeeld zijn niet vrij te gebruiken door andere openbare instellingen. De organisatie van een goede samenwerking tussen een breed spectrum aan instellingen dringt zich hier dus op. De geïntegreerde monitoring van de Schelde (MONEOS) vormt hiervan een goed praktijkvoorbeeld.

Een mogelijke inspiratiebron voor de opbouw van zo'n kennissysteem zijn de landschapsecologische gebiedsbeschrijvingen (LESA) die in Nederland in het kader van het PAS beleid werden ontwikkeld (Van der Molen et al. 2010). Gezien de continue kennisopbouw is een webgebaseerde applicatie aangewezen zodat die voortdurend kan worden aangevuld. Daarin kan een hiërarchisch kennissysteem worden uitgewerkt waarin de verschillende landschapscomponenten (geologie, hydrologie, bodem, historisch landgebruik, vegetatie, ...) met bijhorende processen én patronen op verschillende schaalniveaus worden beschreven. Typische schalen zijn NW Europa, Vlaanderen met de aangrenzende gebieden, de ecoregio's en ecodistricten (Klijn 1997). Via een gekoppeld geo-portaal kan ook het beschikbaar kaartmateriaal hierin opgenomen worden. De webomgeving laat toe links te leggen tussen verschillende ruimtelijke schaalniveaus of tussen verschillende componenten. In tegenstelling

tot, of beter als aanvulling bij Ecopedia is het wenselijk om de teksten wetenschappelijk goed te onderbouwen via uitgebreide referentielijsten. Ook de actuele wetenschappelijke discussiepunten moeten transparant worden weergegeven door de verschillende visies en argumenten te belichten.

Referenties

- Adriaens D., Westra T., Onkelinx T., Louette G., Bauwens D., Waterinckx M. & Quataert P. 2011. Monitoring Natura 2000-soorten, Fase I: prioritering van de informatiebehoefte. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2011.27, Brussel, 136 p.
- Alexandre J., Erpicum M. & Vernemmen C. 1992. Het klimaat. In: Denis J. (Ed.) Geografie van België. Gemeentekrediet, Brussel: 87-127.
- Arens S.M., Slings Q.L., Geelen L.H.W.T. & van der Hagen H.G.J.M. 2013. Restoration of dune mobility in the Netherlands. In: Martinez L.M., Gallegos-Fernández J.B. & Hesp P.A. (Eds). Restoration of coastal dunes. Springer Series on Environmental Management. Springer, Berlin: 107-124.
- Balmford A., MACE G.M. & GINSBERG J.R. 1998. The challenges to conservation in a changing world: Putting processes on the map. In: Mace G.M., Balmford A. & Ginsberg J.R. Conservation in a changing world, Cambridge University Press, Cambridge: 1-28.
- Bartish I.V., Kadereit J.W. & Comes H.P. 2006. Late Quaternary history of *Hippophae rhamnoides* L. (Elaeagnaceae) inferred from chalcone synthase intron (Chsi) sequences and chloroplast DNA variation. *Molecular Ecology* 15(13): 4065-4083.
- Begon M., Townsend C.R. & Harper J.L. 2006. Ecology: from individuals to ecosystems. 4th ed. Blackwell, Oxford, 759 p.
- Benett A.F., Haslem A., Cheal D.C., Clarke M.F., Jones R.N., Koehn J.D., Lake P.S., Lumsden L.F., Lunt I.D., Mackey B.G., Mac Nally R., Menkhorst P.W., New T.R., Newell G.R., O'Hara T., Quinn G.P., Radford J.Q., Robinson D., Watson J.E.M & Yen A.L. 2009. Ecological processes: a key element in strategies for nature conservation. *Ecological Management & Restoration* 10 (3): 192-199.
- Bijlsma R.J., de Waal R.W. en Verkaik E. 2009. Natuurkwaliteit dankzij extensief beheer. Nieuwe mogelijkheden voor beheer gericht op een veerkrachtig bos- en heidelandschap. Alterra-rapport 1902, 111 p.
- Blom C.W.P.M. 1999. Adaptations to Flooding Stress: From Plant Community to Molecule. *Plant Biology* 1(3): 261-273.
- Boer P. 2010. Mieren van de Benelux. Stichting Jeugdbondsuitgeverij, 's Gravenland, 183 p.
- Borremans M. 2015. Cenozoicum: het quartair. In: Borremans M. (ed.) Geologie van Vlaanderen. Academia Press, Gent: 188-258.
- Brunsveld M. & Corporaal A. 2008. Halfnatuurlijke graslanden: herkomst van de plantensoorten, ontstaan en ontwikkeling. In: Schaminée J. & Weeda E. (eds.) Grenzen in beweging. KNNV uitgeverij, Zeist: 113-130.
- Bunzel-Drüke M., Drüke J. & Vierhaus H., 2002. Quaternary Park: large herbivores and the natural landscape before the last ice age. *Vakblad Natuurbeheer* 41 - Special issue "Grazing and grazing animals": 10-12.
- Christensen S. & Johnsen I. 2001. The lichen-rich coastal heath vegetation on the isle of Anholt, Denmark—description, history and development. *Journal of Coastal Conservation* 7: 1-12.
- Clark J.S., Carpenter S.R., Barber M., Collins S., Dobson A., Foley J.A., Lodge D.M., Pascual M., Pielke R., Pizer W., Pringle C., Reid W.V., Rose K.A., Sala O., Schlesinger W.H., Wall D.H. & Wear D. 2001. Ecological forecasts: an emerging imperative. *Science* 293 (5530): 657-660.
- Clemmensen L.B. & Murray A. 2006. The termination of the last major phase of aeolian sand movement, coastal dunefields, Denmark. *Earth Surface Processes and Landforms* 31: 795-808.
- Clemmensen L.B., Murray A., Heinemeier J. & de Jong R. 2009. The evolution of Holocene coastal dunefields, Jutland, Denmark: a record of climate change over the past 5000 years. *Geomorphology* 105 (3): 303-313.
- Coninx I., Bomans K., Dugernier M., Goosen H., Maas G. & Vervaet C. 2012. Klimaatbestendig Vlaanderen. Alterra, Wageningen, 142 p.

Cosyns E., Jacobs I., Jacobs M., Lambrechts J., Provoost S., Van Braeckel A., Van Colen C., Verbelen D. & Zwaenepoel A. 2015. Monitoring van het natuurherstel in het Zwin 2011 - 2015. Eindrapport. WVI, INBO, Natuurpunt en Universiteit Gent, 267 p. + bijl.

Cosyns E. & Hoffmann M. 2004. Extensieve begrazing: mogelijkheden en beperkingen. In: Hermý M., De Blust G. & Sloommaekers M. (eds.), Natuurbeheer. Davidsfonds, Leuven: 363-405.

Couvreur M. & Cosyns E. 2004. Grote grazers als verbreiders van plantenzaden. In: Hermý M., De Blust G. & Sloommaekers M. (eds.), Natuurbeheer. Davidsfonds, Leuven: 367-369.

Cowling R.M. & Pressey R.L. 2001. Rapid plant diversification: Planning for an evolutionary future. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA* 98: 5452-5457.

De Blust G. 2004. Heide en heidebeheer. In: Hermý M., De Blust G. & Sloommaekers M. (eds.), Natuurbeheer. Davidsfonds, Leuven: 221-263.

De Cock R., Hoffmann M., Maes D. & De Blust G. 2008. Begeleiding en opvolging van de beheermonitoring van de Vlaamse Natuurreservaten. Vademecum deel I & II: Concept beheermonitoring & Methodiek met technische bijlagen en multisoortenlijsten. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.

De Keersmaeker L., Van de Kerckhove P., Baeté H., Walley R., Christiaens B., Esprit M. & Vandekerckhove K. 2005. Monitoringprogramma integrale bosreservaten: inhoudelijk programma en basishandleiding. Rapport IBW Bb R 2005.003.

De Kramer J. 2002. Waterbeweging in de Westerschelde: een literatuurstudie. ICG-Rapport 2(6). Inter-universitair Centrum voor Geo-ecologisch Onderzoek (ICG), Amsterdam, 69 p.

De Putter G. & Orbie G. 1990. Het voorkomen van de Dwergstern *Sterna albifrons* als broedvogel aan de Vlaamse kust. *Mergus* 4(1) : 14-22.

De Raeve F. 1991. Natuurontwikkelingsplan voor de Belgische kust: een overzicht van een aantal ecologische basisdeterminanten en hun potenties voor natuurontwikkeling in de duinen en aangrenzende gebieden langs de Belgische kust. Universiteit Gent, i.o.v. het Instituut voor Natuurbehoud, 170 p.

Demeulenaere E., Schollen K., Vandomme V., T'Jollyn F., Hendrickx F., Maelfait J.-P. & Hoffmann M. 2002. Een hiërarchisch monitoringssysteem voor beheersequivalentie van natuurreservaten in Vlaanderen. Instituut voor Natuurbehoud, Brussel.

De Moor G. 2006. Het Vlaamse strand, geomorfologie en dynamiek. VLIZ, Oostende, 155p.

Doerr S.H., Shakesby R.A. & Walsh R.P.D. 2000. Soil water repellency: its causes, characteristics and hydro-geomorphological significance. *Earth-Science Reviews* 51 (1-4): 33-65.

Egler F.E. 1942. Vegetation as an object of study. *Philosophy of Science* 9 (3):245-260.

Evans D. 2010. Interpreting the habitats of Annex I: past, present and future. *Acta Botanica Gallica* 157(4): 677-686.

Fernandes P.M. & Rigolot E. 2007. The fire ecology and management of maritime pine (*Pinus pinaster* Ait.). *Forest Ecology and Management* 241: 1-13.

Fettweis M. & Van den Eynde D. 2003. The mud deposits and the high turbidity in the Belgian-Dutch coastal zone, Southern Bight of the North Sea. *Cont. Shelf Res.* 23(7): 669-691.

Grimm N.B. 1995. Why link species and ecosystems? A perspective from ecosystem ecology. In: Jones C.G. & Lawton J.H. (eds.). *Linking species & ecosystems*. Chapman & Hall, New York: 5-15.

Grootaert P. & Pollet M. 2004. Vliegen als onontbeerlijke elementen in de ecologie van strand en duinen. In: Provoost S. & Bonte D. (eds). *Levende duinen: een overzicht van de biodiversiteit aan de Vlaamse kust*. Mededelingen van het Instituut voor Natuurbehoud 22: 208-219.

Hagen M., Kissling W.D., Rasmussen C. et al. 2012. Biodiversity, species interactions and ecological networks in a fragmented world. *Advances in Ecological Research* 46: 89-210.

Hesp P.A. 2002. Foredunes and blowouts: initiation, geomorphology and dynamics. *Geomorphology* 48: 245–268.

Honnay O. & Jacquemyn H. 2010. Hoe groot is groot genoeg? De minimale omvang van een levensvatbare populatie vanuit populatiegenetisch perspectief. *Natuur.focus* 9(3): 117-123.

Johnson E.A. 1992. *Fire and Vegetation Dynamics. Studies from the North American Boreal Forest*. Cambridge University Press, Cambridge, 129 p.

Jones C.G., Lawton J.H. & Shachak M. 1994. Organisms as ecosystem engineers. *Oikos* 69: 373-386.

Klijn 1997. A hierarchical approach to ecosystems and its implications for ecological land classification, with examples of ecoregions, ecodistricts and ecoseries of the Netherlands. Thesis Leiden University. Parsen & Looijen, Wageningen, 186 p.

Kooijman A.M., Dopheide J.C.R., Sevink J., Takken I. & Verstraten J.M. 1998. Nutrient limitations and their implications on the effects of atmospheric deposition in coastal dunes; lime-poor and lime-rich sites in the Netherlands. *Journal of Ecology* 86: 511-526.

Lancaster N. & Helm P. 2000. A test of a climatic index of dune mobility using measurements from the southwestern United States. *Earth Surface Processes and Landforms* 25 (2): 197–207.

Lee J.A. & Ignaciuk R. 1985. The physiological ecology of strandline plants. *Plant Ecology* 62(1-3): 15-19.

Maes D. & Van Dyck H. 2004. Pleidooi voor een multisoortenaanpak in het Vlaamse natuurbehoud: de natte heide als test-case. In Hermy M., De Blust G. & Sootmaekers M.(eds), *Natuurbeheer, Davidsfonds, Leuven*: 258-260.

Meire P. & Maris T. 2008. MONEOS. Geïntegreerde monitoring van het Scheldeestuarium. Rapport ECOBE 08-R-113. Universiteit Antwerpen, 173 p.

Meire P., Ysebaert T.J., Hoffmann M., Van den Balck E., Devos K., Samanya R., Deregge N., Van Waeyenberge J., Anselin A., Rossaert G. & Kuijken E. 1995. Ecologisch onderzoek in de Zeeschelde door het Instituut voor Natuurbehoud: onderbouwing van natuurherstel en natuurontwikkeling. *Biologisch Jaarboek Dodonaea* 62: 27-47.

Merckx T. 2016. Rewilding: een verrijking voor het Vlaamse natuurbehoud. *Natuur.Focus* 15: 28-33.

Moritz G. 2002. Strategies to Protect Biological Diversity and the Evolutionary Processes That Sustain It. *Systematic Biology* 51(2): 238–254.

Naveh Z. & Lieberman A.S. 1990, *Landscape Ecology - Theory and Application*. Springer, New York, 356p.

Naylor, L.A. 2005. The contribution of biogeomorphology to the emerging field of geobiology. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, and Palaeoecology* 219(1-2):35-51

Ntegeka V. & Willems P. 2008. Climate change impact on hydrological extremes along rivers and urban drainage systems. III. Statistical analysis of historical rainfall, ETo and river flow series trends and cycles. KUL en KMI, Leuven, 37 p.

Olf H., Vera F.W.M., Bokdam J., Bakker E.S., Gleichman J.M., De Maeyer K., Smit R & Aerts R. 1999. Shifting Mosaics in Grazed Woodlands Driven by the Alternation of Plant Facilitation and Competition. *Plant Biology* 1(2): 127-137.

O'Neill R.V., DeAngelis, D.L., Waide J.B. & Allen T.F.H. 1986. A hierarchical concept of ecosystems. *Monographs in population biology* 23. Princeton university press, Princeton, 253 p.

Ozinga W.A., Arnolds E., Keizer P.J. & Kuyper T.W. 2013. Paddenstoelen in het natuurbeheer. OBN Preadvies paddenstoelen. Deel 2: mycoflora per natuurtipe. Bosschap, Driebergen, 377 p.

Parvianen J., Kassioumis K., Bücking W., Hochbichler E., Päivinen R. & Little, D. 2000. COST action E4: Forest Reserves Research Network. Missions, Goals, Linkages, Recommendations and Partners. Final Report. Joensuu, 28 p.

Paul E.A. (ed). 2014. *Soil Microbiology, Ecology and Biochemistry*. Academic Press, New York, 598 p.

Piersma T. & Olff H. 2010. Platform: de Nederlandse biodiversiteit is met verder polderen niet te herstellen. *De Levende Natuur* 6: 238-242.

Provoost S. 2004. het kustecosysteem. In: Provoost S. & Bonte D. (Ed.). *Levende duinen: een overzicht van de biodiversiteit aan de Vlaamse kust*. Mededelingen van het Instituut voor Natuurbehoud 22: 10-45.

Provoost S. 2014. Ecologische basismonitoring van het kustecosysteem. *Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2014 (2025629)*, Brussel, 40 p.

Provoost S., Dan S. & Jacobs S. 2014. Hoofdstuk 23 – Ecosysteemdienst kustbescherming (INBO.R.2014.1988082). In: Stevens M. et al. (eds.). *Natuurrapport - Toestand en trend van ecosystemen en ecosysteemdiensten in Vlaanderen*. Technisch rapport. Mededelingen van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2014. 1988582, Brussel, 34 p.

Provoost S., Van Gompel W., Feys S., Vercruysse W., Packet J., Van Lierop F., Adams Y. & Denys L. 2010. Permanente Inventarisatie van de Natuurreservaten aan de Kust, eindrapport periode 2007-2010. *Rapport Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2010.19*, Brussel, 169 p.

Provoost S., Van Gompel W., Vercruysse E., Packet J. & Denys L. 2015. Permanente Inventarisatie van de Natuurreservaten aan de Kust, PINK II. Eindrapport periode 2012-2014. *Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2015 (8890955)*, Brussel, 176 p.

Pye K., Blott S.J. & Howe M.A. 2014. Coastal dune stabilization in Wales and requirements for rejuvenation. *Journal of Coastal Conservation* 18: 27-54.

Ricklefs R.E., Naveh Z. & Turner R.E. 1984. Conservation of ecological processes. *Environmentalist Volume 4, Issue 8 Supplement*: 6-16.

Riksen M.J.P.M., Ketner-Oostra R., Van Turnhout C., Nijssen M., Goossens D., Jungerius P.D. & Spaan W., 2006. Will we lose the last active inland drift sands of western Europe? The origin and development of the inland drift-sand ecotype in The Netherlands. *Landscape Ecology* 21: 431-447.

Rozema J., Laan P., Broekman R., Ernst W.H.O. & Appelo C.A.J. 1985. On the lime transition and decalcification in the coastal dunes of the province of North Holland and the island of Schiermonnikoog. *Acta Botanica Neerlandica* 34(4): 393-411.

Schroever P.J. (red.) 1982. *Landschapstaal, een stelsel van basisbegrippen voor de landschapsecologie*. Pudoc, Wageningen, 109p.

Schulz K., Mikhailyuk T., Dreßler M., Leinweber P. & Karsten U. 2016. Biological soil crusts from coastal dunes at the Baltic Sea: cyanobacterial and algal biodiversity and related soil properties. *Microbial Ecology* 71(1): 178-93.

Smith T.B., Bruford M.W., & Wayne R.K. 1993. The preservation of process: the missing element of conservation programs. *Biodiversity Letters* 1:164-167.

Speybroeck J., Bonte D., Courtens W., Gheskiere T., Grootaert P., Maelfait J.-P., Mathys M., Provoost S., Sabbe K., Stienen E.W.M., Van Lancker V., Vincx M. & Degraer S. 2006. Beach nourishment: an ecologically sound coastal defence alternative? A review. *Aquatic Conservation* 16 (4): 419-435.

Speybroeck J., Bonte D., Courtens W., Gheskiere T., Grootaert P., Maelfait J.-P., Provoost S., Sabbe K., Stienen E., Van Lancker V.R.M., Van Landuyt W., Vincx M. & Degraer S. 2008. The Belgian sandy beach ecosystem: a review. *Mar. Ecol. (Berl.)* 29(Suppl. 1): 171-185.

Thomaes A. 2014. Tree species effects on herb layer development in postagricultural forests. *Doctoraatsthesis Universiteit Gent*, 158 p.

T'jollyn F., Bosch H., Demolder H., De Saeger S., Leyssen A., Thomaes A., Wouters J., Paelinckx D. & Hoffmann M. 2009. Criteria voor de beoordeling van de lokale staat van instandhouding van de NATURA 2000-habitattypen, versie 2.0. *Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2009.46*, Brussel, 326 p.

Van Calster H., Van Uytvanck J., Waterinckx M. & Quataert P. 2011. Monitoring natuurbeheer en kostenaspecten van beheer en beheermonitoring, Fase I: prioritering van de informatiebehoefte. *Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2011 (25)*, Brussel, 67 p.

- Vandekerckhove K., De Keersmaeker L. & Baeté H. 2003. Methodology for Intensive monitoring of forest dynamics in strict forest reserves in Flanders (northern Belgium). *Scripta Botanica Belgica* 24: 93-103.
- Van der Aa B., Vriens L., Van Kerckvoorde A., De Becker P., Roskams P., De Bruyn L., Denys L., Mergeay J., Raman M., Van den Bergh E., Wouters J. & Hoffmann M. 2015. Effecten van klimaatverandering op natuur en bos. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 9952476. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel, 286 p.
- Van der Maarel E. & Dauvellier P.L. 1978. Naar een globaal ecologisch model voor de ruimtelijke ontwikkeling van Nederland. Staatsuitgeverij, 's Gravenhage.
- Van der Molen P.C., Baaijens G.J., Grootjans A. & Jansen A. 2010. LESA: landschapsecologische systeemanalyse. 21 p.
- Van Looy K. & De Blust G. 1995. De Maas natuurlijk? Aanzet tot een grootschalig natuurontwikkelingsproject in de Grensmaasvallei. Wetenschappelijke Mededelingen van het Instituut voor Natuurbehoud 195 (2), Brussel, 123 p.
- Van Looy K. & De Blust G. 1999. Integraal monitoringmeetnet Grensmaas: aanzet tot geïntegreerde monitoring vanuit bestaande meetnetten. Rapport Instituut voor Natuurbehoud, IN 99.7, Brussel, 27 p.
- Van Looy K., Vanacker S., Jochems H., Lommelen E. & De Blust G. 2004. Loopkevers langs de Maas. Instituut voor Natuurbehoud, Brussel, 42 p.
- Van Oosten H., van Turnhout C., Beusink P., Majoor F., Hendriks K., Geertsma M., van den Burg A. & Esselink H. 2008. Broed- en voedsel生态学 van Tapuit: Opstap naar herstel van de faunadiversiteit in de Nederlandse kustduinen. Stichting Bargerveen, Nijmegen, 34p.
- Van Uytvanck J. & De Becker P. 2004. Beheerplanning- en evaluatie, een onmisbaar instrument. In: Hermy M., De Blust G. & Sloodmaekers M. (eds.), Natuurbeheer. Davidsfonds, Leuven: 407-433.
- Van Uytvanck J. 2009. The role of large herbivores in woodland regeneration patterns, mechanisms and processes. Doctoraten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2009 (INBO.T.2009.3). Instituut voor Natuur en Bosonderzoek, Brussel.
- Van Uytvanck J., Milotic T. & Hoffmann M. 2010. Nitrogen depletion and redistribution by free-ranging cattle in the restoration process of mosaic landscapes: the role of foraging strategy and habitat proportion. *Restoration Ecology* 18: 205-216.
- Van Uytvanck J., Van der Aa B., De Blust G., Provoost S., Decler K., Lommelen E., Vercruysse W., De Keersmaeker L. & Thomaes A. 2015. Herstelbaarheid van Europese Habitattypes na tijdelijk Ruimtebeslag. Studie in het kader van de praktische wegwijzers voor de passende beoordeling. Ontwerpversie maart 2015. INBO.R.2015.6976214, Instituut voor Natuur en Bosonderzoek, Brussel, 132 p.
- Walley R. 2004. De comeback van mestzwammen. In: Hermy M., De Blust G. & Sloodmaekers M. (eds.), Natuurbeheer. Davidsfonds, Leuven: 377-378.
- Weeda E.J., Ozinga W.A. & Jagers op Akkerhuis G.A.J.M. 2006. Diversiteit hoog houden; bouwstenen voor een geïntegreerd natuurbeheer. Alterra rapport 1418, Wageningen, 246 p.
- Westra T., Vanden Borre J., Paelinckx D., Wouters J., Louette G., Onkelinx T., Waterinckx M. & Quataert P. 2011. Monitoring Natura 2000 habitats, Fase I: prioritering van de informatiebehoefte. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2011.26, Brussel, 95 p.
- Wouters J., Onkelinx T., Bauwens D. & Quataert P. 2008. Ontwerp en evaluatie van meetnetten voor het milieu- en natuurbeleid. Leidraad voor de meetnetontwerper. Vlaamse Overheid, Departement Leefmilieu, Natuur en Energie, Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel, 120 p.
- Zackrisson O., Nilsson M.C. & Wardle D.A. 1996. Key ecological function of charcoal from wildfire in the Boreal forest. *Oikos* 11: 10-19.