

Herstelstrategie H2330: Zandverstuivingen

Smits, N.A.C., A. Aptroot, M. Nijssen, M.J.P.M. Riksen, L.B. Sparrius & H.F. van Dobben

Leeswijzer

Dit document start met de kenschets uit het profieldocument (paragraaf 1) en geeft daarna een overzicht van de ecologische randvoorwaarden van het habitatype (paragraaf 2). Vervolgens wordt ingegaan op de effecten van atmosferische stikstofdepositie op het habitatype (paragraaf 3) en op andere processen die de kwaliteit beïnvloeden (paragraaf 4). Vervolgens komen in paragraaf 5 en 6 maatregelen aan bod om de achteruitgang te stoppen, dan wel de kwaliteit te verbeteren. Deze maatregelen dienen in aanvulling op het reguliere beheer (paragraaf 2) te worden uitgevoerd. In paragraaf 7 worden maatregelen voor uitbreiding besproken en in paragraaf 8 komt de effectiviteit en duurzaamheid van de maatregelen aan bod. In paragraaf 9 worden de maatregelen in een overzichtstabel samengevat en het document wordt afgesloten met literatuurreferenties in paragraaf 10.

1. Kenschets

De tekst in onderstaand kader betreft de kenschets van het profielendocument van het habitatype.

Het habitatype betreft pionierbegroeiingen in afwisseling met onbegroeid zand op droge, zeer voedselarme zandgrond in binnenlandse stuifzandgebieden. Het habitatype kan op kleine schaal voorkomen in heidelandschappen, maar ook zo grootschalig zijn ontwikkeld dat van een zandverstuivingslandschap sprake is. In het eerste geval komt het meestal voor op plekken die zijn omgeven door het habitatype Stuifzandheiden met struikhei (H2310)¹. Zonder periodiek actief herstel van de pionieromstandigheden zullen deze kleine plekken dichtgroeien.

In het tweede geval gaat het om een afwisseling van veelal geheel of gedeeltelijk begroeide duinen, waar vegetatie het zand invangt en vasthoudt, en vlakke, onbegroeide of spaarzaam begroeide laagten waar het zand wegstuift. Van een uitgestoven laagte spreekt men als verdere uitstuiving niet mogelijk is omdat de verstuiving tot op het natte zand is gekomen (tot aan het grondwater) of een niet verstuifbare grindlaag of (kei)leemlaag bereikt heeft. In tot het grondwater uitgestoven laagten kunnen zich lokaal ook vochtige pioniervegetaties ontwikkelen die een waardevolle bijdrage leveren aan de diversiteit in het gebied. Bij verdere uitstuiving en/of bij grondwaterstandstijging kunnen zich hier ook vennen ontwikkelen.

De vastlegging van het zand vindt gedurende de vegetatiesuccessie plaats door respectievelijk Buntgras en algen, mossen, korstmossen en ten slotte grassen (die met name op de overgang naar omringende heiden en bossen domineren).

Duurzame instandhouding van het habitatype kan vooral plaatsvinden in grootschalige gebieden waar de wind vrij spel heeft en een voortdurend wisselend mozaïek van successiestadia kan voortbestaan. Naast winderosie kan watererosie op deels begroeide hellingen een grote invloed hebben op zowel bodem- als vegetatieontwikkeling en voor steilwandjes zorgen.

¹ Pionierplekken binnen H2310 (of andere habitatypen van het heidelandschap) kunnen pas tot H2330 gerekend als ze minimaal 1 are groot zijn.

Het stuifzandmilieu is extreem arm aan soorten vaatplanten, maar vooral rijk aan korstmossen. Er zijn maar weinig vaatplanten die de extreme droogte en de afwisseling tussen de soms hoge dagtemperaturen en lage nachttemperaturen kunnen overleven. Ook de fauna is soortenarm, maar omvat wel enkele soorten die juist aan deze extreme omstandigheden zijn aangepast. Indien het habitatype op landschapsschaal voorkomt, bij voorkeur in aansluiting op habitatypen van het heidelandschap, kan het beduidend soortenrijker worden dan wanneer het op kleine plekjes voorkomt.

Stuifzanden komen in de FGR Hogere Zandgronden voor, met name op de jonge dekzanden, maar ook op een aantal plaatsen op oude rivierduinen die weer opnieuw in verstuiwing zijn geraakt.

In de Zandverstuivingen komen vijf soorten voor van de Vogelrichtlijn waarvoor de stikstofgevoeligheid van het type een probleem kan vormen voor de kwaliteit van het leefgebied. Daarnaast zijn er nog een aantal typische soorten, waarvoor in dit habitatype mogelijke problemen als gevolg van stikstofdepositie worden verwacht. De specifieke effecten voor fauna worden beschreven in Deel I (paragraaf 2.4). Afhankelijk van het belang en de functie van dit habitatype voor de soorten, kunnen ook andere habitats noodzakelijke onderdelen van het leefgebied vormen. Voor een volledig overzicht van de deelhabitats, zie bijlage 1 en 2 van Deel II.

Soortgroep	VHR-soort	belang en functie	N-gevoeligheid van leefgebied	Effecten van stikstofdepositie
Vogels	Boomleeuwerik	Groot: voortplantings- en foerageergebied	Ja	Koeler en vochtiger microklimaat (1) + afname prooibeschikbaarheid (6)
Vogels	Draaihals	Klein: voortplantings- en foerageergebied	Ja	Afname prooibeschikbaarheid (6)
Vogels	Duinpieper	Groot: voortplantings- en foerageergebied	Ja	Koeler en vochtiger microklimaat (1) + afname prooibeschikbaarheid (6)
Vogels	Nachtzwaluw	Groot: voortplantings- en foerageergebied	Ja	Afname prooibeschikbaarheid (6)
Vogels	Tapuit	Groot: voortplantings- en foerageergebied	Ja	Afname prooibeschikbaarheid (6)

Soortgroep	typische soort	belang en functie	N-gevoeligheid van leefgebied	Effecten van stikstofdepositie
Dagvlinders	Kleine heivlinder	Groot: voortplantings- en foerageergebied	ja	Afname kwaliteit voedselplanten (4)
Dagvlinders	Heivlinder	Groot: voortplantings- en foerageergebied	ja	Afname kwaliteit voedselplanten (4)
Vogels	Boomleeuwerik	Groot: voortplantings- en foerageergebied	ja	Afname prooibeschikbaarheid (6)
Vogels	Duinpieper	Groot: voortplantings- en foerageergebied	ja	Afname prooibeschikbaarheid (6)

Voor een goed begrip van de onderstaande paragrafen, is het essentieel om uit te gaan van de definitie van het habitatype en zijn kwaliteitseisen (abiotische randvoorwaarden, samenstellende vegetatietypen, typische soorten en overige kenmerken van goede structuur en functie). Zie daarvoor het profielendocument (http://www.synbiosys.alterra.nl/natura2000/documenten/profielen/habitatypen/profiel_habitat_type_2330.pdf).

2. Ecologische randvoorwaarden

Voor de bepaling van de ecologische randvoorwaarden is uitgegaan van 7 (sub) associaties conform Schaminée et al. (1996). Zeer kenmerkend zijn beide subassociaties van de Associatie van Buntgras en Heidespurrie (14Aa01AB), terwijl de derivaatgemeenschap van Trekrus en Noors mos (14DG2) als iets minder kenmerkend wordt gezien. De Rompgemeenschap van Vroege haver (14RG2), beide subassociaties van de Associatie van Schapegras en Tijn (14BB01AB) en de Vogelpootjes-associatie worden als minst kenmerkend van deze groep gezien (Runhaar et al. 2009)

2.1 Zuurgraad

De optimale zuurgraad omvat een traject van 4–5 (pH-H₂O); waarbij een zuurgraad van 5.5 en lager het aanvullend bereik vormt. Binnen het optimale traject is er nog wel verschil tussen de samenstellende vegetatietypen; 14Aa01 vormt precies de uiteindelijke bereik, terwijl 14Ba01 en 14Bb01 een iets hoger pH bereik kennen (Runhaar et al. 2009).

2.2 Voedselrijkdom

Als kernbereik geldt een voedselrijkdom van zeer voedselarm, waarbij matig voedselarm en licht voedselrijk als aanvullend bereik gelden (Runhaar et al. 2009).

2.3 Vochttoestand

Droog is het kernbereik, waarbij zeer vochtig, vochtig en matig droog als aanvullend bereik gelden. Voor verstuing zelf geldt dat droge omstandigheden noodzakelijk zijn, maar vochtige plekken die ontstaan door uitstuing tot aan het grondwater kunnen een waardevolle aanvulling betekenen (Runhaar et al. 2009).

2.4 Landschapsecologische processen

Het ontstaan van het stuifzandlandschap in ons land is niet natuurlijk. Het is ontstaan in een heide op droge zandgronden, waar zich open plekken met kaal zand vormden als gevolg van kaalkap, heide-exploitatie, branden en verstoring door de mens. Als de wind dan grip krijgt op het kale zand is de zandverstuiving geboren en kan ze zich gaan uitbreiden. Droog zand dat niet of nauwelijks is begroeid kan gemakkelijk verwaaien. De uitbreiding en de vorming van zandverstuivingen is grotendeels een natuurlijk proces. Op sommige locaties, zoals aan de rand van de stuwwallen van de Veluwe, zijn grote 'cellen' van zandverstuivingen waarschijnlijk zonder veel menselijke beïnvloeding gevormd. Een aanwijzing daarvoor is het voorkomen van gelijkvormige landschappelijke structuren in verschillende grote zandverstuivingen. In de grote zandverstuivingen zoals die van de centrale Veluwe overheersen onder gunstige condities zelfstandige processen die enkele decennia het bestaan van stuifzanden garanderen. Onder de huidige klimatologische condities in combinatie met hoge stikstofdepositie is menselijk ingrijpen momenteel echter noodzakelijk om deze stuifzandlandschappen te behouden. Kleine stuifzanden handhaven zich alleen bij continu verstoren door de mens. (Riksen et al. 2006; Jungerius & Riksen 2010; Koster 2010).

Onder zandverstuivingen wordt niet alleen kaal stuivend zand verstaan, maar ook zanden die dichtgroeien met – achtereenvolgend – algen, mossen, korstmossen en grassen. De zandige, open tot tamelijk grasrijke plekken op de overgang van zandverstuivingen en bossen horen bij

het natuurtype zandverstuiving. Wanneer de verstoring door verstuing of menselijke activiteiten zo laag is dat vegetatie zich kan vestigen begint de eerste fase van de natuurlijke opeenvolging van begroeiingen van zandverstuivingen (= successie). In deze eerste fase overheersen buntgras en algen (diverse soorten, waaronder blauwwieren). De vastlegging door buntgras en algen betekent dat de winderosie-activiteit verder afneemt waardoor Ruig haarmos zich vestigt en in enkele jaren de gehele bodem kan bedekken. Wanneer er vervolgens geen of nauwelijks verstoring meer is verschijnen de korstmossen. Uiteindelijk ontwikkelen zich droge graslanden of er ontstaan begroeiingen die gedomineerd worden door bladmossen. Deze fase kan opgevolgd worden door een heidefase of gaat door bosopslag van naaldhout over in een Korstmos-Dennenbos (41Aa2) of heel soms, een Gaffeltandmos-Jeneverbesstruweel (41Aa1) of Berken-Eikenbos (42Aa1). Deze bossen op voormalige stuifzanden kunnen rijk zijn aan paddenstoelen (Termorshuizen & Veerkamp 2010).

Zie ook de informatie uit de landschapsdoorsneden (Deel III).

2.5 Regulier beheer

Het zandverstuivingslandschap is een open landschap waarin opslag van bomen regelmatig moet worden bestreden. In de boomspiegel van zeer jonge Grove dennen hoopt zich al veel naaldenstrooisel op waardoor de kwaliteit van de pioniervegetatie, waarin strooisel gewoonlijk afwezig is, afneemt. In terreindelen waar stuivend zand behouden moet worden, zijn maatregelen nodig om de vastgelegde delen te openen, bijvoorbeeld als Buntgras zich in grote aantallen op de zandvlakten heeft gevestigd. Wat betreft recreatie en militair gebruik, wordt zonering in plaats en tijd door veel beheerders ingezet als beheermaatregelen om teveel verstoring tegen te gaan (Siepel et al. 2010).

In terreinen waar geen mogelijkheden zijn voor een grote zandverstuiving, kan gefaseerd in tijd en ruimte kleinschalig geplagd worden zodat kleine plekje kaal zand gemaakt worden. Het is niet erg dat zo'n plek snel weer dichtgroeit. Met deze maatregel zijn soorten gebaat die aan de allereerste successiestadia gebonden zijn, zoals Stuifzandkorrelloof en Zandoorworm.

Betreding en ander vormen van verstoring kunnen op korte termijn zeer schadelijk zijn voor de langzaam groeiende pioniervegetaties met mossen en korstmossen. Door teveel verstoring wordt voorkomen dat algen en pionier korstmossen (door middel van een "biological soil crust") het eerste stadium van vastlegging opstarten (Belnap & Lange 2001). In sterk verstoorte gebieden zie je vaak een scherpe grens tussen verouderde stuifzandvegetatie en kaal zand, de tussenliggende successiestadia zijn in deze situatie vrijwel afwezig. Verstoring door recreatie vormt ook een bedreiging voor de typische vogelsoorten (Bijlsma 2006). Op iets langere termijn is enige vorm van fysieke verstoring echter onontbeerlijk om verstuing op gang te houden of te brengen. Zonder dat ontwikkelt zich al snel een organische toplaag en treedt een ontwikkeling op richting vliegdennenbos. Ontoereikend regulier beheer wordt niet apart onder paragraaf 5 of 6 behandeld.

3. Effecten van stikstofdepositie

De kritische depositiewaarde voor zandverstuivingen is vastgesteld op 714 mol/ha/jaar (10 kg N ha/jaar; Van Dobben et al. 2012). Dit getal is gebaseerd op de modeluitkomst en passend binnen de empirische deelrange van 8-11 kg N/ha/jr (gezien de lage basenbeschikbaarheid) binnen de range van 700-1400 mol/ha/jaar (=10-20 kg ha/ha/jaar) voor 'inland dune pionier grasslands'

en 'inland dune siliceous grasslands' die in de meest recente publicatie (Bobbink & Hettelingh 2011) verlaagd is naar 8–15 kg/ha/jaar. Deze range wordt gekwalificeerd als expert oordeel ('expert judgement') en is tot stand gekomen door expert judgement vanuit duingraslanden (coastal grey dune grasslands), die wat betreft soortensamenstelling en ecologisch functioneren een sterke gelijkenis vertonen met zandverstuivingen (inland dune pioneer and siliceous grasslands) en waarvoor de empirische kritische depositiewaarde is betiteld als redelijk betrouwbaar (quite reliable; Bobbink et al. 2003).

Hoge stikstofdeposities leiden tot versnelde successie (Riksen et al. 2006) en hebben een nadelige invloed op korstmossen die karakteristiek zijn voor zandverstuivingen. Hun plaats wordt dan voor een deel verdrongen door robuustere soorten. Ook het aantal korstmossen is kleiner bij hoge N-depositie. Korstmosrijke vegetaties met 10–20 soorten komen vrijwel uitsluitend voor in gebieden met lagere N-deposities (Nijssen et al. 2011). Stikstofdepositie heeft een positieve invloed op de ontwikkeling van Grijs kronkelsteeltje (Sparrius & Kooijman 2010). Deze mossoort is pas sinds 1961 in ons land. Er is een duidelijk verband tussen het dominante optreden van deze invasieve exoot en verhoogde stikstofdepositie. Grijs kronkelsteeltje kan daardoor gemakkelijk andere soorten mossen en korstmossen verdringen op korte termijn. Hoe de soort zich lange termijn ontwikkelt, is echter onbekend. De dichte tapijten van de soort blijken na verloop van tijd gemakkelijk te verbrokkelen, maar het is niet duidelijk hoe de verdere successie verloopt (Nijssen et al. 2011).

3.1 Verzuring

Stuifzand is inert en heeft dus een lage zuur neutraliserende capaciteit. De baseverzadiging is dus primair afhankelijk van atmosferische depositie (Sevink & De Waal 2010). Hoge depositie in stuifzanden leidt tot snelle verzuring. Bij pH 4 is verdere verzuring gebufferd door aluminium en eventueel ijzer.

Daarnaast werd een geringe maar significante bodemverzuring gemeten die gepaard ging met een hogere Al:Ca-ratio in de latere successiestadia. Bij hoge depositie nam de pH van de bodem gedurende de successie sterker af, en de Al:Ca ratio sterker toe dan in gebieden met relatief lage depositie. Het is niet ondenkbaar dat dit in stuifzanden heeft geleid tot de afname van soorten als Zandblauwtje en Dwergviltkruid, als gevolg van Al-toxiciteit (Nijssen et al. 2011). Het is zeer goed mogelijk dat in het verleden de buffercapaciteit van stuifzanden iets hoger was dan nu, aangezien in groeiende stuifzanden instuiving plaats vond met vers geërodeerd dekzand. Dit fenomeen vindt nauwelijks nog plaats.

3.2 Vermesting

Zandverstuivingen zijn afhankelijk van zeer voedselarme situaties. Matig voedselarme situaties zijn plaatselijk of tijdelijk toegestaan maar leiden niet tot een duurzaam behoud van goede kwaliteit.

Uit recent onderzoek (Nijssen et al. 2011; Sparrius 2011; Sparrius & Kooijman 2010; Riksen et al. 2006) blijkt dat stikstofdepositie (in de gradient binnen Nederland) de volgende effecten op de vegetatie heeft: 1) versnelde successie doordat de vegetatie stikstof-gelimiteerd is en stikstofdepositie de beschikbaarheid van stikstof vergroot. 2) beperkte vergrassing omdat snel P en K-limitatie wordt bereikt, behalve op de rijkere rivierduingronden 3) afname van de korstmossenbedekking 4) afname van het de soortendiversiteit, vooral van korstmossen en heischrale soorten, deels veroorzaakt door een sterke toename van Grijs kronkelsteeltje waardoor ook 5) de hoeveelheid kale grond afneemt, 6) toename van de algengroei en opslag van vliegdennen in alle successiestadia, en daarmee indirect ook de windwerking in actieve zandverstuivingen 7) sterke verandering van de N:P ratio's in bodemorganismen en de vegetatie

8) bodemverzuring, een verhoging van de Al:Ca ratio, uitspoeling van basische kationen en een toename van de ammonium:nitraat ratio.

3.3 Toxiciteit

Naast het verhogen van de stikstofbeschikbaarheid, kan hoge ammoniumdepositie leiden tot ammoniumtoxiciteit (Gordon et al. 2001; Soudzilocskaia et al. 2005; Hasse & Daniels 2006), wat de groei van korstmossen kan belemmeren. Het kan daarnaast ook leiden tot het uitspoelen van basische kationen, lagere pH en aluminiumtoxiciteit (Zvereva et al. 2007).

3.4 Fauna

Voor het leefgebied van VHR en/of typische diersoorten geldt dat de effecten van stikstofdepositie via de volgende factoren doorwerken: koeler en vochtiger microklimaat, afname kwaliteit voedselplanten en afname prooibeschikbaarheid. Een uitsplitsing van deze factoren naar de onderscheiden soorten is terug te vinden in de kenschets en een beschrijving van de specifieke factoren is terug te vinden in paragraaf 2.4 van Deel I.

4. Andere omstandigheden die de effecten van stikstofdepositie beïnvloeden

Met zandverstuivingen in ons land gaat het niet bijster goed: kaal stuivend zand is in de periode 1950–2006 met 50% afgenomen en de biodiversiteit is verminderd (Nijssen et al. 2011). Dat ligt niet alleen aan de hoge stikstofdepositie, maar de volgende factoren hebben daaraan ook bijgedragen:

4.1 Bebossing van stuifzanden

Aan het begin van de 20^e eeuw zijn veel zandverstuivingen vastgelegd door grootschalige bebossingen, gevolgd door spontane bosopslag in aangrenzende gebieden. Ook nu nog worden stuifzanden kleiner door de opslag van grove den. De meeste stuifzanden zijn nu te klein voor voldoende windwerking. De windsnelheid wordt geremd in een zone tot ongeveer 20 keer de hoogte van het aangeplante of opgeslagen bos. Aangezien de meeste bomen (zogenaamde vliegdennen) ca. 12–15 meter hoog zijn, betekent dit dat een stuifzand al gauw enkele honderden meters lang moet zijn en enkele hectaren groot, wil er van enige verstuiving sprake kunnen zijn. Dat is in veel stuifzanden niet meer het geval (Nijssen et al. 2011).

Ook de grotere stuifzanden zijn negatief beïnvloed. De wind heeft hier nog ruimte om voldoende snelheid te bereiken die nodig is voor het verstuiven, maar in veel gevallen bedekken bossen aan de ZW zijde het brongebied van de verstuiving. Goed ontwikkelde zandverstuivingen zijn opgebouwd uit langgerekte, ZW–NO gerichte cellen, met aan de ZW kant een erosiezone van kopjesduinen waar het zand vandaan komt, een uitstuivingsvlakte in het centrale deel, al dan niet met overblijfselen als forten en plateauduinen, en een stationaire zone van kam- en paraboolduinen aan de NO–zijde waar het zand uiteindelijk wordt neergelegd (Nijssen et al. 2011). Bebossing van grote delen van de oorspronkelijke stuifzandgebieden is de belangrijkste reden dat verstuiving geen landschapsvormend proces meer is en alleen lokaal optreedt met een beperkte invloed op de directe omgeving.

Spontane bosopslag van Grove den in stuifzanden heeft een negatief effect op de windwerking en draagt bij aan een gunstig kiemklimaat voor nieuwe Grove dennen (Nijssen et al. 2011).

4.2 Grijs kronkelsteeltje als invasieve soort

De toename van het stikstofgehalte via atmosferische depositie wordt gezien als een van de belangrijke redenen voor de recente uitbreiding van het uitheemse mos Grijs Kronkelsteeltje (*Campylopus introflexus*) op arme, zure gronden, met name op plekken met een stikstofdepositie boven de 30 kg/ha/jr of een jaargemiddelde ammoniakconcentratie vanaf 7 µg/m³ en op kaal zand dat rijk is aan organische stof (Sparrius & Kooijman 2010). Dit mos kan op zulke gronden binnen een paar jaar een dikke mat vormen, waarschijnlijk doordat stikstofrijk regenwater wordt ingevangen. De onderste lagen van de mosmat sterven af en vormen een dikke organische laag. De soortenrijkdom van de korstmossenvegetaties wordt hierdoor negatief beïnvloed, met name van de voor stuifzanden kenmerkende kleinere soorten, zoals bekertjes (*Cladonia cervicornis s.l.*, *C. borealis* en *C. monomorpha*) en Hamerblaadje (*Cladonia strepsilis*).

Karakteristieke diersoorten van heide en stuifzand zijn hier zeldzaam, want de meeste waard- en voedselplanten ontbreken. Plekken die gedomineerd worden door Grijs kronkelsteeltje zijn bovendien ongeschikt voor veel dieren die hun nesten in de bodem graven, zoals veel bijen- en wespensoorten doen. De ongeschiktheid heeft enerzijds te maken met de fysieke weerstand van het mospakket en anderzijds met het koele en vochtige microklimaat dat onder de mosmat heerst. Voor veel diersoorten is een dergelijk microklimaat ongunstig (Nijssen et al. 2011). Boven op de matten van Grijs kronkelsteeltje zijn relatief veel nachtactieve soorten loopkevers en spinnen aangetroffen: meer dan in de open begroeiingen van Buntgras. Sprinkhanen bleken vrijwel afwezig op die mosmatten. In de dikke organische laag kunnen hoge dichtheden voorkomen van insectenlarven die leven van dood plantaardig materiaal zoals larven van mosmuggen en langpootmuggen, maar soms ook van karakteristieke soortgroepen als sneeuwspringers en pilkevers. Al met al is met de toename van Grijs kronkelsteeltje naast een verarming ook een verschuiving opgetreden in het voedselweb: van dagactieve en bovengrondse faunasoorten naar grotendeels nachtactieve en ondergrondse faunasoorten (Nijssen et al. 2011). Deze verandering kan een afname in beschikbare prooien betekenen voor vogels als Tapuit (*Oenanthe oenanthe*) en Duinpieper (*Anthus campestris*) die op het oog jagen (Riksen et al. 2006). Voor niet karakteristieke diersoorten zoals Zwarte kraai (*Corvus corone*), Ekster (*Pica pica*), Fazant (*Phasianus colchicus*) en ook Wild zwijn (*Sus scrofa*) zijn de mosmatten aantrekkelijk: deze dieren breken de matten open op zoek naar eerdergenoemde larven.

5. Maatregelen tegen de effecten van stikstofdepositie

In kleine terreinen of oude terreinen die al langere tijd niet meer stuiven, is herstel en het op gang houden van het verstuivingsproces niet goed mogelijk. Hier kan wel met kleinschalige maatregelen als frezen, zeven en plaggen de variatie aan begroeiingsstadia op de locatie nog lange tijd worden behouden. Door vooraf belangrijke plant- en diersoorten en paddenstoelen te inventariseren, kunnen de populaties worden ontzien bij het uitvoeren van maatregelen. Goed is om ook plekken uit te kiezen waar de successie ongestoord mag plaatsvinden, bijvoorbeeld waar op termijn de ontwikkeling van korstmosrijke vegetaties wordt verwacht. Wanneer na verloop van tijd sterke vergrassing optreedt, zal opnieuw kleinschalig herstelbeheer toegepast moeten worden.

5.1 Plaggen

Plaggen kan gebruikt worden als maatregel in gebieden waar grote of kleine kale zandplekken dreigen te verdwijnen, of om nieuwe stuifzanden te creëren na boskap. Vanaf het stadium dat de vegetatie meer dan 30% van de bodem bedekt (het stadium dat Ruig haarmos zich begint te

vestigen) is plaggen tot op het blonde zand de enige optie om de vegetatie terug te zetten. Andere maatregelen, zoals frezen en zeven leiden meestal niet tot het gewenste effect, omdat er teveel organische stof in de bodem overblijft. De maatregel is dan niet duurzaam en soorten van de eerste pionierstadia, zoals Stuiwzandkorrelloof, komen niet terug en de voedselkwaliteit van Buntgras voor fauna is mogelijk niet optimaal. Ook leidt ondiep plaggen, frezen of zeven vaak tot (tijdelijke) dominantie van Grijs kronkelsteeltje (Siepel et al. 2010; Sparrius 2011).

Om in sterk vergraste of met Grijs kronkelsteeltje vermoste stuiwzandvegetaties in uitgestoven laagten weer vroege successiestadia met een hogere biodiversiteit terug te krijgen, heeft kleinschalig plaggen de voorkeur. Dit is de enige manier om korstmossen uit zandige pionierstadia zoals stuiwzandkorrelloof terug te krijgen. Bij dit kleinschalige patroonbeheer worden de karakteristieke faunasoorten nauwelijks bedreigd en blijven op korte afstand voorkomen (Ketner-Oostra et al. 2008).

5.2 Zeven, frezen, eggen

In de eerste successiestadia waarbij er nog geen sprake is van bodemvorming volstaat het frezen of zeven van het zand. Dit kan bijvoorbeeld gebeuren door met enige regelmaat af en toe delen van pioniervegetaties te verstoren door het plantaardige materiaal uit het zand te zeven met een stuiwzandreiniger. Een stuiwzandreiniger (zeef) kan alleen op min of meer vlakke terreinen worden gebruikt. Een goed en goedkoper alternatief is door de plekken te frezen, waarbij de messen van een landbouwfrees met zeer hoge snelheid door de bovengrond (5 cm diep) gaan. Om te voorkomen dat populaties van dieren die gebonden zijn aan pioniersituaties uit het gebied verdwijnen, is het belangrijk nooit alle pioniervegetaties in een keer tegelijk te bewerken (Riksen & Goossens 2005) (zie ook paragraaf 6.1).

5.3 Opslag verwijderen

Opslag van bomen speelt vrijwel alleen in gebied waar Grove den aanwezig is. Opslag wordt gestimuleerd door stikstofdepositie, aangezien er op stabiele standplaatsen met wat meer nutriënten en organisch stof een grotere overleving van kiemplanten optreedt. In gebieden met een hoge stikstofdepositie zullen dus vaker jonge bomen uit het terrein moeten worden verwijderd, evenals uitgestoven laagten en plekken waar vroeger zand over een oude bodem is gestoven. Het verwijderen van boomopslag is belangrijk om de wind vrij spel te geven, maar ook om het microklimaat te verbeteren. Dit is met name belangrijk in open gebieden en aan de rand van zandverstuivingen. Een stuiwzand omgeven door heide is duurzamer in stand te houden en is meestal rijker in karakteristieke biodiversiteit en heeft dus de voorkeur boven stuiwzand omgeven door bos.

Door middel van verwijdering van opslag kan ook het bestaande reliëf in een terrein verloren gaan. In sommige gebieden worden forten opgeruimd ten behoeve van grootschalige verstuivingen, in sommige gebieden juist gekoesterd als refugia voor specifieke soorten van overgangszones of om waardevolle bomen of boomgroepen te sparen.

5.4 Begrazing

Begrazing heeft vrijwel geen invloed op de geomorfologische dynamiek van een stuiwzand, tenzij er frequent met een grote gescheperde kudde voor vertrapping wordt gezorgd (vergelijk oude schapendriften). Begrazing kan zelfs leiden tot vermesting van de open delen en daardoor tot een vermindering van dynamiek. In veel stuiwzanden is sprake van begrazing. In kleine zandverstuivingen vindt vaak begrazing plaats met schapen, extensief jaarrond of tijdelijk met gescheperde kudde. In gebieden met een grote wildpopulatie, zoals op de Veluwe, wordt deze functie door reeën en edelherten overgenomen. Ook kunnen schapen, moeflons en wild bijdragen

aan de verspreiding van korstmossen binnen een terrein (Sparrius 2011). Uit onderzoek op het Drouwenerzand blijkt dat zeer extensieve schapenbegrazing op de lange termijn (ruim 25 jaar) effectief is tegen een toename van bos en heide (Van der Bilt & Nijland 1993).

5.5 Verbeteren windwerking door het kappen bos

Wanneer een stuifzandgebied binnen de zone ligt van 20x de hoogte van bos, kan de windwerking worden verbeterd door de bosrand terug te zetten in zuidwestelijke, en eventueel ook in oostelijke richting, gericht op de hoofdwindrichting. Kap van bomen kan het beste vergezeld gaan van het verwijderen van de boomstronken en plaggen, om nieuwe successie op kaal zand mogelijk te maken. Wanneer nestgelegenheid of habitat voor dood hout bewonende korstmossen en insecten wordt nagestreefd, dan kan om de stobben geplagd worden of kan 15 jaar worden gewacht met het plaggen, totdat de boomstronken zijn verteerd. In alle gevallen is het belangrijk om takhout en stronken af te voeren. Van een klein deel van het takhout kan plaatselijk in de bosrand een hoop worden gemaakt, als schuilplaats voor Zandhagedis en Levendbarende hagedis (Siepel et al. 2010).

5.6 Branden

Ketner-Oostra (2002) concludeert dat brand geen effectieve maatregel is om Grijs kronkelsteeltje terug te dringen wanneer sprake is van een hoge stikstofdepositie. Alleen op stuifhellingen die oost- of zuid-geëxponeerd zijn kan de diversiteit aan korstmossen door branden worden bevorderd. Op andere plekken zal Grijs kronkelsteeltje zeer waarschijnlijk snel terugkeren. Branden is hier als hypothetische maatregel opgenomen, omdat recent onderzoek heeft uitgewezen dat deze maatregel wellicht ook voordelen zou kunnen bieden (Bobbink et al. 2009).

6. Maatregelen gericht op functioneel herstel

Een goed ontwikkelde zandverstuiving vertoont alle stadia van de opeenvolging in begroeiingen van open, verstuivend zand tot gestabiliseerde grazige vegetaties. Deze variatie is essentieel voor het behoud van de karakteristieke flora en fauna. De oppervlaktes en verhoudingen van de verschillende vegetaties verschillen sterk per locatie en zijn afhankelijk van de grootte, de omgeving en de geschiedenis van de betreffende zandverstuiving. De benodigde maatregelen om te komen tot deze variatie worden lokaal bepaald (Riksen et al. 2008). Bij ingrepen moeten oude plekken (die zijn het soortenrijkst) en plekken met zeldzaamste rode-lijst soorten ontzien worden, zodat de soorten vanuit deze bronpopulaties weer kunnen koloniseren (Bijlsma et al. 2009). Het is een hypothese dat herstel van verstuiving met veel overgangssituaties tussen stabiel en dynamisch de prooibeschikbaarheid vergroot voor de Duinpieper.

6.1 Verstuiving op gang houden

In de eerste successiestadia waarbij er nog geen sprake is van bodemvorming volstaat het uitzeven of frezen van het zand. Dit kan bijvoorbeeld gebeuren door met enige regelmaat af en toe delen van pioniervegetaties te verstoren door het plantaardige materiaal uit het zand te zeven met een stuifzandreiniger. Een stuifzandreiniger kan alleen op min of meer vlakke terreinen worden gebruikt. Een goed alternatief is door de plekken te frezen, waarbij de messen van een lanbouwfrees met zeer hoge snelheid door de bovengrond (5 cm diep) gaan. Om te voorkomen dat populaties van dieren die gebonden zijn aan pioniersituaties uit het gebied verdwijnen, is het belangrijk nooit alle pioniervegetaties in een keer tegelijk te bewerken (Riksen & Goossens 2005).

Om verstuiving op gang te kunnen houden moet er zowel voldoende onbelemmerde windwerking in het gebied zijn als een voorraad verstuifbaar zand. Hoewel het fijne zand al bij windkracht 4 in beweging komt, wordt het meeste zand verplaatst tijdens de paar stormen met gemiddelde windsnelheden van meer dan 8 meter per seconde; dat is windkracht 5 en harder (Riksen & Goossens 2007). Door de bebossing is de gemiddelde windsnelheid sterk afgenomen. Daarnaast zijn grote delen van het stuifzand in de directe luwte van de bosrand komen te liggen waardoor de verstuivingsactiviteit grotendeels is verdwenen. De windwerking kan verbeterd worden door bossen te kappen die de windwerking vanuit de hoofdwindrichting, dus de uitstuiving, belemmeren. In Nederland overheerst meestal een uit het zuidwesten komende wind. Toch heeft ook noordoostenwind een grote invloed op zandverstuivingen (Riksen & Goossens 2007), omdat die wind een deel van het zand het gebied weer in laat stuiven en zo de voorraad aan los zand op peil houdt. Ook aan de noordoost kant van het terrein kan boskap daarom nuttig zijn. Goed is om hierbij rekening te houden met voor paddenstoelen en vaak ook korstmossen, bladmossen en fauna belangrijke bosjes of boomgroepjes (Nijssen et al. 2011). Bij het verwijderen van bomen moet in elk geval geen dunning plaatsvinden: een halfopen bos of boomgroep remt de wind veel sterker af dan een gesloten bos, waardoor de maatregel een averechts effect kan hebben. Daarnaast moet binnen de zandverstuiving een ruime hoeveelheid verstuifbaar zand aanwezig zijn. De wind moet voldoende zand kunnen opnemen om een positief effect op de omliggende pioniervegetatie te kunnen uitoefenen. Al bij een bodembedekking van 5% neemt de verstuiving af, doordat de wind aan het bodemoppervlak sterk wordt afgeremd. Bij een bodembedekking van 30% is de wind nauwelijks meer in staat zand te verplaatsen. Zand beschikbaar maken voor het verstuivingsproces is betrekkelijk eenvoudig: je hoeft alleen de vegetatie weg te halen. In de eerste successiestadia waarbij er nog geen sprake is van bodemvorming volstaat frezen of zeven. Vanaf het stadium dat Ruig haarmos haar intrede doet is plaggen de enige optie (Tabel 1).

7. Maatregelen voor uitbreiding

Zie paragraaf 5+6: identieke maatregelen.

8. Effectiviteit en duurzaamheid

Hoewel de biodiversiteit relatief laag is in binnenlandse zandverstuivingen, zijn de daar voorkomende soorten karakteristiek voor en gebonden aan dit biotoop. Het is goed mogelijk om duurzaam stuivend zand te herstellen, maar het is nog onbekend hoe je kunt komen tot herstel van de totale kwaliteit. Grootschalige bebossing (gevolgd door spontane uitbreiding) in de eerste helft van de 20^e eeuw heeft het oppervlak zandverstuivingen in Nederland sterk af doen nemen. Zonder ingrijpen zal er over 50 jaar geen zandverstuiving meer aanwezig zijn in ons land. Aan de andere kant is herstelbeheer in het verleden soms te rigoureuus uitgevoerd, waardoor locaties met Rode Lijst-korstmossen zijn afgeplagd en daardoor soms lokaal zijn verdwenen (Sparrius et al. 2009). Het herstelbeheer in de periode 2000–2006 was voldoende om het verlies aan stuivend zand op te vangen. Dat betekent dat het huidige herstelbeheer voortgezet moet worden, waarbij circa 42 ha stuifzand per jaar wordt hersteld door boskap en plaggen (Sparrius et al. 2011).

Tabel 1 (= Tabel 8.1 uit *Nijssen et al. 2011*) Beheer gericht op het in stand houden of verbeteren van stuifzandgebieden met habitat type H2330 (stuifzand): Open grasland met *Corynephorus*- en *Agrostis*-soorten op landduinen. Overzicht van maatregelen voor onderhoud- en herstelbeheer. De peilen geven het doel(successiestadium) van de maatregel aan.

Maatregelen, gericht op instandhouding (onderhoud of regulier beheer)	Successie	Maatregelen gericht op terugzetten (herstelbeheer)
<ul style="list-style-type: none"> - opslag van bomen in directe omgeving verwijderen om optimale windwerking te garanderen - zeven of frezen wanneer de bedekking met buntgras en/of algenmat meer dan 10% bedraagt 	Kaal zand	
	Buntgras/algen	<ul style="list-style-type: none"> - zeven of frezen is afdoende zolang er geen Ruig haarmos aanwezig is en het org. Stofgehalte van de bovengrond lager is dan 0,4 %. In alle andere gevallen plaggen tot op schone zand
	Haarmos matten	<ul style="list-style-type: none"> - plaggen tot op schone zand
<ul style="list-style-type: none"> - opslag bomen verwijderen 	Kleine korstmosvegetaties	
	Grijs kronkelsteeltje	<ul style="list-style-type: none"> - plaggen tot op schone zand
<ul style="list-style-type: none"> - opslag bomen verwijderen 	Rendier mos vegetatie	
<ul style="list-style-type: none"> - opslag bomen verwijderen - extensief begrazen 	Stuifzand heide	<ul style="list-style-type: none"> - plaggen tot op schone zand
<ul style="list-style-type: none"> - dunnen 	Stuifzand bos	<ul style="list-style-type: none"> - bomen kappen en plaggen tot op schone zand of AB horizont

Er moet hierbij aandacht worden gegeven aan cultuur en geologische waarden om zandverstuivingslandschap te behouden. Voor behoud van reliëf – en daarmee vaak ook ecologisch relevante terreinheterogeniteit – is het belangrijk om de duintoppen niet af te plaggen, aangezien de duinen dan volledig verstuiven en het gehele terrein afvlakt. Met name in een geïsoleerd gebied is verplaatsing van het reliëf niet meer mogelijk, waardoor verstuiving over het algemeen van tijdelijke aard is en kan leiden tot egalisering van het reliëf (*Nijssen et al. 2011*).

Als het voortbestaan van specifieke locaties met het voorkomen van de zeldzame typische (zogenaamde “urgente”) soorten IJslands mos (*Cetraria islandica*), Wollig korrelloof (*Stereocaulon saxatile*), Kleine heivlinder (*Hipparchia statilinus*), Duinpieper (*Anthus campestris*) in hun voortbestaan bedreigd worden, kan het noodzakelijk zijn om aanvullend op de hierboven genoemde maatregelen specifieke maatregelen te treffen (*Klimkowska et al. 2011*).

9. Overzichtstabel

Deze overzichtstabel is bedoeld als ondersteuning bij de te nemen maatregelen (paragraaf 5, 6 en 7) en dient slechts samen met de tekst te worden toegepast.

Maatregel	type	doel	potentiële effectiviteit	randvoorwaarden / succesfactoren	vooronderzoek	herhaalbaarheid	responstijd	mate van bewijs
Plaggen	H/U	Terugzetten successie	Groot	> 30% bedekking vegetatie; niet integraal maar gefaseerd in tijd en ruimte	Op standplaats	Beperkte duur	Direct	B
Zeven, frezen, eggen	H/U	Terugzetten successie	Klein	< 30% bedekking vegetatie	Op standplaats	Beperkte duur	direct	B
Opslag verwijderen	H/U	Meer windwerking, beter microklimaat	Groot	niet integraal maar gefaseerd in tijd en ruimte	Op standplaats	Zo lang als nodig	Direct	B
Begrazing*	H/U	Vertragen successie	Klein/Matig	Niet te veel verstoring; werkt niet voor herstel dynamiek	Op standplaats	Beperkte duur	Even geduld	V
Kappen bos	H/U	Meer windwerking	Groot		Niet noodzakelijk	Zo lang als nodig	Direct	B
Branden	H/U	Terugdringen Grijs kronkelsteeltje	Matig/afwezig	Helling O of Z geexponeerd	Op standplaats	?	Direct	H
Verstuiving op gang houden	H/U	Verstuiving	Groot	Mits spreiding in ruimte mogelijk	Niet noodzakelijk	Beperkte duur	Direct	B

* Kan belangrijk zijn om de vegetatie in de omliggende heide gebieden laag en het landschap open te houden voor stuifzanden zelf is er geen of weinig effect te verwachten eerder negatief door verrijking en vertrapping.

Verklaring kolommen:

Maatregel: soort maatregel, corresponderend met informatie uit paragraaf 5, 6 en 7

Type: H = herstelmaatregel, U = uitbreidingsmaatregel

Doel: beoogde effect van de maatregel (ten behoeve van behoud, herstel en/of uitbreiding)

Potentiële effectiviteit: klein/matig/groot. Effectiviteit van de maatregel (als regime) ten opzichte van andere maatregelen en gerelateerd aan het beoogde effect

Randvoorwaarden / succesfactoren: de belangrijkste randvoorwaarden en succesfactoren van de maatregel

Vooronderzoek: niet noodzakelijk, op standplaats (in het HT zelf of in de directe omgeving), LESA (LandschapsEcologische SysteemAnalyse: Van der Molen 2010).

Herhaalbaarheid: eenmalig (kan maar eenmalig worden uitgevoerd, bijv. dempen sloten); beperkte duur (bij intensivering gaan nadelen opwegen tegen voordelen) of zo lang als nodig (geen negatieve trade-off tussen intensiteit en effectiviteit. Kun je altijd mee doorgaan, geen negatieve gevolgen).

Responstijd: dit betreft het effect van de maatregel (regime): Direct (< 1 jr); Even geduld (1 tot 5 jr); Vertraagd (5 tot 10 jr); Lang (meer dan 10 jr).

Mate van bewijs:

B – Bewezen: de maatregel heeft onder de in de tekst gegeven voorwaarden (gebiedssituatie + manier van uitvoeren) met zekerheid het in de tekst beschreven positieve effect als hij in de praktijk wordt uitgevoerd. In de regel zal dat onderbouwd moeten zijn met (OBN-)literatuur, maar het kan eventueel ook met (nog niet eerder gepubliceerde) goed gedocumenteerde waarnemingen en o.a. OBN handleidingen.

V – Vuistregel: de maatregel kan onder de in de tekst gegeven voorwaarden (gebiedssituatie + manier van uitvoeren) in veel gevallen het in de tekst beschreven positieve effect hebben als hij in de praktijk wordt uitgevoerd, maar dat is niet zeker. Redenen voor de onzekerheid kunnen zijn dat uit monitoring is gebleken dat er ook (onverklaarde) mislukkingen zijn of dat de voorwaarden voor succesvol herstel nog niet goed bekend zijn.

H – Hypothese: door logisch nadenken is een maatregel geformuleerd die in de praktijk nog niet of nauwelijks is uitgetoetst, maar die in theorie effectief zou kunnen zijn. De aanleiding van de hypothese kan gelegen zijn in analogieën (de maatregel is een vuistregel of bewezen maatregel in een sterk verwant habitatype) of in processen waarvan we denken dat we ze goed begrijpen, maar die echter nog niet op praktijkschaal zijn getoetst.

10. Literatuur

- Belnap, J. & O.L. Lange (eds.) 2001. Biological soil crusts: structure, function and management. Ecological studies 150. Berlin, Springer-Verlag, 503 pp. ISBN 3-540-43757-6.
- Bijlsma, R.G. 2006. Effecten van menselijke verstoring op grondbroedende vogels van Planken Wambuis. *De Levende Natuur* 107: 191-198.
- Bijlsma, R.J., A. Aptroot, K.W. van Dort, R. Haveman, C.M. Herk, A.M. Kooijman, L.B. Sparrius & E.J. Weeda 2009. Preadvies mossen en korstmossen. Ede : Directie Kennis, Ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit, 2009. Rapport DK nr. 2009/dk104-O.
- Bobbink, R., M. Ashmore, S. Braun, W. Fluckiger, I.J.J. van den Wyngaert 2003. Empirical nitrogen critical loads for natural and semi-natural ecosystems: 2002 update. In: B. Achermann & R. Bobbink (eds.) Empirical critical loads for nitrogen. Environmental Documentation No. 164 Air, pp. 43-170. Swiss Agency for Environment, Forest and Landscape SAEFL, Berne.
- Bobbink, R., M. Weijters, M. Nijssen, J. Vogels, R. Haveman & L. Kuiters 2009. Branden als EGM maatregel. Rapport DK nr. 2009/dk117-O. Directie Kennis, Ede.
- Bobbink, R. & J.P. Hettelingh (eds) 2011. Review and revision of empirical critical loads and dose-response relationships. Proceedings of an expert workshop, Noordwijkerhout, 23-25 June 2010. RIVM rapport 680359002, 244p.
- Gordon, C., J.M. Wynn & S.J. Woodin 2001. Impacts of increased nitrogen supply on high Arctic heath: the importance of bryophytes and phosphorus availability. *New Phytologist* 149: 461-471.
- Hasse, T. & F.J.A. Daniels 2006. Species responses to experimentally induced habitat changes in a *Corynephorus* grassland. *Journal of Vegetation Science* 17: 135-146.
- Jungerius, P.D. & M.J.P.M. Riksen 2010. Contribution of laser altimetry images to the geomorphology of the Late Holocene inland drift sands of the European Sand Belt. *Baltica* 23: 59-70.
- Ketner-Oostra, R. 2002. Branden als beheermaatregel voor vermoste stuifzandvegetaties? *Levende Natuur* 103: 37-42.
- Ketner-Oostra, R. G. Sanders & L.B. Sparrius 2008. Stuifzand zeven op het Deelensche Zand. *Vakblad Natuur, Bos en Landschap*, november 2008: 2-5.
- Klimkowska, A., H. Keizer-Vlek, M. Wallis de Vries, R-J. Bijlsma, A. Schotman, H. van Dobben 2011, in prep. Urgente maatregelen tot behoud van bedreigde typische soorten en vegetatietypen van de Habitatrichtlijn. *Alterra rapport*, 299 p.
- Koster, E.A. 2010. Origin and development of Late Holocene drift sands: geomorphology and sediment attributes. In: Fanta, J. & Siebel, H. (eds) *Inland drift sand landscapes*, pp. 25-48. KNNV Publishing, Zeist.
- Nijssen, M., M.J.P.M. Riksen, L.B. Sparrius, R-J. Bijlsma, A.B. van den Burg, H.F. van Dobben, P. Jungerius, R. Ketner-Oostra, A. Kooijman, L. Kuiters, C. van Swaay, C. van Turnhout & R. de Waal 2011. Onderzoek naar effectgerichte maatregelen voor het herstel en beheer van stuifzanden. *OBN rapport*. Ministerie van Economische Zaken, Landbouw en Innovatie.
- Riksen, M.J.P.M. & D. Goossens 2005. Tilling techniques to reactivate aeolian erosion on inland drift-sand. *Soil and Tillage Research* 83: 218-236.
- Riksen, M.J.P.M. & D. Goossens 2007. The role of wind and splash erosion in inland drift-sand areas in the Netherlands. *Geomorphology* 88: 179-192.
- Riksen, M.J.P.M., R. Ketner-Oostra, C. van Turnhout, M. Nijssen, D. Goossens, P.H. Jungerius & W. Spaan 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.

- Riksen, M.J.P.M., Spaan, W., Stroosnijder, L. 2008. How to use wind erosion to restore and maintain the inland drift-sand ecotype in the Netherlands? *Journal for Nature Conservation* 16: 26–43.
- Runhaar, H., M.H. Jalink, H. Hunneman, J.P.M. Witte & S.M. Hennekens 2009. Ecologische vereisten habitattypen. KWR 09–018, 45 pp.
- Schaminée, J.H.J., A.H.F. Stortelder & E.J. Weeda 1996. De Vegetatie van Nederland deel 3. Graslanden, zomen en droge heiden. Opulus press, Uppsala/Leiden.
- Sevink, J. & R.W. de Waal 2010. Soil and humus development in drift sands. In: Fanta & Siepel (eds) 2010. Inland drift sand landscapes. KNNV-publishing Zeist, NL, pp. 107–138
- Siepel, H., M. Riksen, M. Nijssen, L.B. Sparrius, J. Fanta 2010. Drift sand landscape development, protection and management. In: Fanta & Siepel (eds) 2010. Inland drift sand landscapes. KNNV-publishing Zeist, NL, pp. 335–352.
- Soudzilocskaia, N.A., V.G. Onipchenko, J.H.C. Cornelissen & R. Aerts 2005. Biomass production, N:P rati and nutrient limitation in a Caucasian alpine tundra plant community. *Journal of Vegetation Science* 16: 399–406.
- Sparrius, L.B, A. Aptroot, C.M. van Herk & L. van Duuren 2009. Landelijk Meetnet Korstmossen: inhoudelijke rapportage 2008. Trendberekeningen 1999–2008. BLWG-rapport 9.
- Sparrius, L.B. & A.M. Kooijman, 2010. Invasiveness of *Campylopus introflexus* in drift sands depends on nitrogen deposition and soil organic matter. *Applied Vegetation Science* 14: 221–229.
- Sparrius, L.B. 2011. Inland dunes in The Netherlands: soil, vegetation, nitrogen deposition and invasive species. Ph.D. thesis, University of Amsterdam, Amsterdam.
- Sparrius, L.B., A.M. Kooijman, M.P.J.M. Riksen & J. Sevink 2011, in prep. Vegetation succession in eight inland dunes in relation to recreation, geomorphology and nitrogen deposition. *Applied Vegetation Science*.
- Termorshuizen, A.J. & M.T. Veerkamp 2010. Mycoflora in spontaneous stands of Scots pine (*Pinus sylvestris*) in drift sands. In: Fanta, J. & H. Siepel. Inland drift sand landscapes. KNNV Uitgeverij, Zeist.
- Van der Bilt, E.W.G. & G. Nijland 1993. Tien jaar extensieve begrazing met heideschapen in het Drouwenezand. *De Levende Natuur* 94: 164–169.
- Van Dobben, H.F., R. Bobbink, A. van Hinsberg & D. Bal 2012. Overzicht van kritische depositiewaarden voor stikstof, toegepast op habitattypen en leefgebieden van Natura 2000. Alterra-rapport, Wageningen.
- Zvereva, E.L., E. Toivonen & M.V. Kozlov 2007. Changes in species richness of vascular plants under the impact of air pollution: a global perspective. *Global Ecology and Biogeography* 17: 305–319.

