

3. Herstelmaatregelen

Jansen, A.J.M., J.H.J. Schaminée, R. Bobbink, N.A.C. Smits, J.J. Vogels & H. Weersink†

3.1 Inleiding

Dit hoofdstuk gaat in op herstelmaatregelen die de negatieve gevolgen van een te hoge of een verhoogde stikstofdepositie – al dan niet tijdelijk – kunnen bestrijden in afwachting van een verbeterde toestand van de stikstofdepositie. Zulke maatregelen richten zich op de samenstelling (soorten en gemeenschappen), successie en structuur van habitattypen, op het weer in een gunstige conditie brengen van de leefgebieden van habitatrictlijnsoorten en op het herstel van (verstoorde) relaties tussen soorten onderling en/of hun gemeenschappen (Harris & Van Diggelen 2006). Dat gebeurt via het nemen van maatregelen die gericht zijn op het herstellen van de voor planten, dieren en hun gemeenschappen noodzakelijke (abiotische) randvoorwaarden (Van Andel & Grootjans 2006; Wheeler 1995). Daarnaast is het van belang dat soorten deze herstelde standplaatsen ook weer kunnen bevolken. Daartoe dient allereerst zorgvuldig te worden omgegaan met de nog aanwezige restpopulaties en in de bodem aanwezige diasporen als bron voor rekolonisatie van herstelde terreindelen (Bekker et al. 1998; Bossuyt et al. 2003; Klooker et al. 1999; Odland & Del Moral 2002). Ten tweede dient gewerkt te worden aan het vergroten van de bereikbaarheid van de herstelde locaties voor planten en dieren (Del Moral et al. 1995; Ozinga 2008; Strykstra 2000; Whittaker et al. 1997). Zowel bij het herstel van de abiotische omstandigheden als bij de bereikbaarheid voor de soorten gaat het om het weer op gang brengen van de daartoe noodzakelijke processen, zowel op standpaats als op landschapsschaal (Galatowitsch & Van der Valk 1995; Mouissie 2004; Van Andel & Grootjans 2006; Van Wieren 2006; Wheeler 1995). Behoud en herstel richten zich in principe op de totale levensgemeenschap, waarbij de instandhoudingsdoelstellingen leidend zijn. Dat betekent dat de aard van de herstelmaatregelen en hun wijze van uitvoering dusdanig is dat alle groepen organismen profiteren of anders gezegd: wat voor de ene groep gunstig is (bijvoorbeeld vaatplanten), mag niet schadelijk zijn voor de andere (bijvoorbeeld insecten) (Verberk & Esselink 2003). De kennis omtrent herstelmaatregelen voor fauna is vaak nog ontoereikend en grotendeels anecdotisch (Van Turnhout et al. 2008). Het kan niet voldoende worden benadrukt dat het voorbereiden en uitvoeren van herstelmaatregelen gebiedsspecifiek zijn en altijd maatwerk vereisen (o.a. Schipper & Van Tooren 2007). Bij het uitvoeren van herstelmaatregelen wordt de aard en het effect van de maatregelen mede bepaald door de landschappelijke positie (zie Deel III).

Volledig herstel van een vroegere, gunstiger toestand kan worden nagestreefd, maar dat is lang niet altijd mogelijk vanwege onomkeerbare veranderingen in het systeem zelf of in zijn omgeving (Van Andel & Grootjans 2006; Wheeler 1995). Ook de duur van negatieve beïnvloeding is bepalend voor de mate van herstel (Grootjans et al. 2002a), alsmede de grootte van het te herstellen gebied en de ligging van het te herstellen gebied ten opzichte van nog beter ontwikkelde natuurgebieden (Grootjans et al. 2002b; Jansen 2000). Desondanks is het bereiken van een gedeeltelijk herstel van grote waarde onder meer omdat tal van bedreigde soorten zijn

teruggekeerd (Jansen 2000; Jansen et al. 2010) en – zij het soms op kleine schaal – natuurlijke structuren zijn hersteld. Zulke structuren zoals bulten en slenken in hoogvenen, open zandplekjes in de duinen of heide, zorgen weer voor fijnschalige patronen en daarmee voor een meer geschakeerde terreinheterogeniteit die belangrijk is voor de fauna (Verberk et al. 2009).

Het behoud van restpopulaties en in de bodem aanwezige zaadvoorraad vraagt om een zorgvuldige uitvoering van herstelmaatregelen. Restpopulaties van bedreigde soorten dienen voor uitvoering van de maatregelen nauwgezet in kaart te worden gebracht en gemarkeerd, opdat ze bij de herstelwerkzaamheden worden gespaard (Bobbink et al. 2013). Het omgaan met de in de bodem aanwezige zaadvoorraad is een delicate zaak (Bekker 2009). De zaadvoorraad van planten in de bodem kan bij (te diep) plaggen, baggeren (in vennen) of graven (ontgronden van voormalige landbouwgronden) onbewust worden afgevoerd en zou dan definitief verloren gaan. Om van deze zaadvoorraad optimaal gebruik te maken is het van belang tot op de juiste diepte te plaggen of te graven. Alleen dan wordt de zaadvoorraad aangeboord als bron voor nieuwe vestiging van – soms verdwenen – plantensoorten. Bij (te) ondiep plaggen bestaat het risico dat vooral de zaden van niet-gewenste soorten worden blootgelegd, namelijk de zaden van soorten die zich in de bovenste deel van het bodemprofiel bevinden en die een weerspiegeling zijn van de gedegradeerde vegetatie met soorten van vermeste en/of verzuurde omstandigheden (Klimkowska et al. 2009; Klimkowska et al. 2010). Vanzelfsprekend dienen de standplaatscondities op orde te zijn omdat de soort zich anders niet definitief kan vestigen. Verder dient de zaadvoorraad op een zodanig tijdstip te worden aangeboord dat kieming in het gunstige jaargetijde kan optreden (Fenner 1985). Bij ontwikkeling van nieuwe natuur op voormalige landbouwgronden is het daarom wenselijk de diepteligging en de samenstelling van de zaadvoorraad van te voren te kennen. Bij plaggen in bestaande natuurgebieden volstaat veelal het verwijderen van de organische toplaag (A-horizont) zodanig dat net niet alle organische stof wordt afgevoerd. In de praktijk komt het er op neer dat de kale grond een vlekkelig patroon laat zien, een afwisseling van minerale bodem en plekken van dunne laagjes, samengespoelde organische stof (Jansen & Schipper 1997). Dan blijven voldoende zaden uit de zaadvoorraad achter voor rekolonisatie. Om ongunstige kiemingsomstandigheden (droogte) te voorkomen kan het best worden geplagd of ontgrond in het najaar en de vroege winter (Jansen 2000). Uit de praktijk is gebleken dat het natuurherstel aanzienlijk succesvoller is wanneer ‘de nieuwe natuur’ grenst aan bestaande, nog soortenrijke natuurgebieden. Jansen (2000) liet dit bijvoorbeeld zien voor blauwgraslanden.

Ondanks herstel van de noodzakelijke standplaatscondities en het zorgvuldig uitvoeren van de maatregelen blijken lang niet alle soorten terug te keren. Veel soorten maken namelijk slechts een kortlevende zaadvoorraad die ten tijde van het herstel al lang verdwenen is (Strykstra & Bekker 1997). Bovendien zijn maar weinig soorten in staat zich over langere afstanden te verspreiden (Ozinga et al. 2005; Ozinga et al. 2007). Dit geldt juist voor veel van de sterk bedreigde soorten in ons land. Om de terugkeer van deze soorten – of om soorten die een wezenlijke bijdrage leveren aan het functioneren van het ecosysteem – te bevorderen, kan herintroductie worden overwogen. In het laatste geval gaat het bijvoorbeeld om bodemorganismen die noodzakelijk zijn om (spontane) vestiging van andere soorten mogelijk te maken (De Deyn et al. 2003; Kardol et al. 2009) of om bultvormende veenmossen als cruciale soorten voor hoogveenherstel (Schouwenaars et al. 2002).

Herintroductie dient te allen tijde goed te worden gemotiveerd. Zoals het begrip al aangeeft moet de soort(en) in kwestie in het verleden op de plek aanwezig zijn geweest. Een andere randvoorwaarde is dat herintroductie alleen zinvol is in situaties waarin de abiotische randvoorwaarden voor de te herintroduceren soorten zijn hersteld. Verder moet aannemelijk worden gemaakt dat de soort zich niet binnen een redelijke termijn vanuit de nabijheid of vanuit de zaadbank kan hervestigen. De beoogde soorten kunnen in het terrein zelf worden geherintroduceerd of vlak in de buurt daarvan. Daarbij dient men zorg te dragen voor toepassing van genetisch materiaal dat zoveel mogelijk overeenkomt met dat van de verdwenen populatie. Het is in Nederland gebruikelijk de IUCN-richtlijnen voor herintroductie van soorten te volgen (IUCN 1998). Afwezigheid van cruciale bodemorganismen speelt vooral op heringerichte, afgegraven landbouwgronden (De Deyn et al. 2003). De samenstelling van de micro-organismen in deze gronden wijkt sterk af van die van de te herstellen levensgemeenschappen. Het verspreiden van zoden en pluggen uit bestaande natuurgebieden lijkt de hervestiging daarvan te versnellen. Het onderzoek op dit vlak bevindt zich nog in een experimenteel stadium (De Deyn et al. 2003, 2004; Kardol et al. 2009; kennislacune).

Voor de herstelstrategieën in het kader van het Programma Aanpak Stikstof staan verschillende maatregelen op de schaal van de standplaats en op die van het landschap ter beschikking. Tabel 3.1 geeft een overzicht van de verschillende maatregelen, gekoppeld aan 60 stikstofgevoelige habitat(sub)typen en 14 stikstofgevoelige leefgebieden waar soorten van de Vogel- en Habitatrichtlijn voorkomen. De maatregelen zijn toegewezen aan drie categorieën (Bewezen, Vuistregel, Hypothese) en worden in dit hoofdstuk beschreven. Details zijn te vinden in de afzonderlijke herstelstrategieën.

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.

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.

Hypothese: door logisch nadenken is een maatregel geformuleerd die in de praktijk nog niet of nauwelijks is uitgeprobeerd, maar waarvan het toch heel nuttig zou zijn om hem te gaan uitproberen omdat hij heel effectief zou kunnen zijn onder de in de tekst gegeven voorwaarden (gebiedssituatie + manier van uitvoeren). 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.

In de praktijk bestaan er naast de erkende herstelmaatregelen ook onderzoeksmaatregelen; deze worden in dit rapport niet behandeld.

Onderzoeksmaatregel: een onderzoeksmaatregel is bedoeld om een kennislacune op te lossen, hetzij een kennislacune die in dit rapport wordt gesignaleerd, hetzij een kennislacune die vooralsnog alleen in een gebied wordt gesignaleerd. In de gebiedsanalyses die voor het (voormalige) PAS zijn gemaakt, zijn onderzoeksmaatregelen geformuleerd in de vorm van een zelfstandig project. Onderzoeksmaatregelen kunnen gebiedsspecifiek zijn of een gebiedsoverstijgend karakter hebben (en dus van belang zijn voor meerdere stikstofgevoelige Natura 2000-gebieden). Het gaat om maatregelen waarvan de werking en/of effectiviteit nog onvoldoende bekend is om te spreken van een hypothese, bijvoorbeeld omdat de processen nog onvoldoende goed worden begrepen. Onderzoeksmaatregelen kunnen alleen worden uitgevoerd naast erkende herstelmaatregelen, nooit in de plaats daarvan (met name omdat verslechtering moet worden voorkomen en maatregelen met onzekere uitkomst daarvoor alleen geschikt zijn als er geen betere alternatieven zijn). Voorts mag er geen reëel risico zijn op verslechtering door uitvoering van de maatregel; het is daarom beter om onderzoeksmaatregelen niet in beschermde habitats uit te voeren (tenzij er geen reëel risico is op verslechtering).

Tabel 3.1 De 60 stikstofgevoelige habitat(sub)typen, 14 leefgebieden en bijbehorende herstelmaatregelen. De maatregel (extra) opslag verwijderen is hier in een aparte kolom opgenomen, maar in de praktijk wordt deze maatregel aanvullend op andere maatregelen genomen en niet apart beschreven.

Paragraaf	3.2.4	3.2.5	3.2.6	3.2.7	3.2.8	3.2.9	3.2.10	3.2.11	3.2.12	3.2.13	3.2.13	3.2.14	3.2.1	3.2.15	3.2.2/3.3.1	3.3.2	3.2.3	3.3.3	3.3.4
Habitattype (HT-codering)	Plaggen	Ontgronden	Chopperen	Baggeren	(Extra) maaien	(Extra) begrazen	Branden	Strooiselverwijderen	Hakhoutbeheer en dunnen	Vrijzetten venoevers	(Extra) opslag verwijderen	Graven petgaten en herstellen legakkers	Toevoegen basische stoffen (bekalking)	Toevoegen basenleverende bodem mineralen (steenmeel)	Herstel waterhuishouding	Herstel wind/waterdynamiek	Ingrijpen soortensamenstelling boomlaag	Herstel connectiviteit	Herstel voedselketen
Zilte pionierbegroeiingen, zeekraal (H1310A)																BVH			
Zilte pionierbegroeiingen, zeevetmuur (H1310B)																BVH			
Slijkgrasvelden (H1320)																BVH			
Schorren en zilte graslanden, buitendijks (H1330A)	H					B										BVH			
Schorren en zilte graslanden, binnendijks (H1330B)	H					B									V				
Embryonale duinen (H2110)																B			
Witte duinen (H2120)																B			
Grijze duinen, kalkrijk (H2130A)	B		B		B	B	H				B					B			
Grijze duinen, kalkarm (H2130B)	B		B		B	B	H				B					B			
Grijze duinen, heischraal (H2130C)	B		B		B	B	H				B				B	B			
Duinheiden met kraaihei, vochtig (H2140A)	V	V	V		V	V					V				V				
Duinheiden met kraaihei, droog (H2140B)	V		V		V	V	H				V								
Duinheiden met struikhei (H2150)	BH	H?	B		H	BV	H				B								
Duindoornstruwelen (H2160)	V										B					B			
Kruipwilgstruwelen (H2170)	V					B					B				V	VH			

Paragraaf	3.2.4	3.2.5	3.2.6	3.2.7	3.2.8	3.2.9	3.2.10	3.2.11	3.2.12	3.2.13	3.2.13	3.2.14	3.2.1	3.2.15	3.2.2/3.3.1	3.2.2	3.2.3	3.3.3	3.3.4
Habitatype (HT-codering)	Plaggen	Ontgronden	Chopperen	Baggeren	(Extra) maaien	(Extra) begrazen	Branden	Strooiselverwijderen	Hakhoutbeheer en dunnen	Vrijzetten venoevers	(Extra) opslag verwijderen	Graven petgaten en herstellen legakkers	Toevoegen basische stoffen (bekalking)	Toevoegen basenleverende bodem mineralen (steenmeel)	Herstel waterhuishouding	Herstel wind/waterdynamiek	Ingrijpen soortensamenstelling boomlaag	Herstel connectiviteit	Herstel voedselketen
Duinbossen, droog (H2180A)						V					B*						BV		
Duinbossen, vochtig (H2180B)									V*						V		H		
Duinbossen, binnenduinrand (H2180C)									V*				B		V	H	H		
Vochtige duinvalleien, open water (H2190A)	V	B		V	V	V					H*				H	B/H	H*		
Vochtige duinvalleien, kalkrijk (H2190B)	B				B	B					H*				H	H	H*		
Vochtige duinvalleien, ontkalkt (H2190C)	B		V		B	B					H*				H	H	H*		
Stuifzandheiden met struikhei (H2310)	V				H	V	H				B								
Binnenlandse kraaiheibegroeiingen (H2320)	V				H	H	H				B								
Zandverstuivingen (H2330)	B		B*			V	H				B					B			
Zeer zwakgebufferde vennen (H3110)	B			B	B					B			B		B				
Zwakgebufferde vennen (H3130)	B			B	B					B			B		B*				
Kranswierwateren (H3140)				B											B				V*
Meren met krabbenscheer en fonteinkruiden (H3150)				B											B				V*
Zure vennen (H3160)	B			V	B					B			B		B*				
Vochtige heiden, hogere zandgronden (H4010A)	V	V	H		V	B	V				B		B	H	B				
Vochtige heiden, laagveengebied	H	H			HV						B				V				

Paragraaf	3.2.4	3.2.5	3.2.6	3.2.7	3.2.8	3.2.9	3.2.10	3.2.11	3.2.12	3.2.13	3.2.13	3.2.14	3.2.1	3.2.15	3.2.2/3.3.	3.2.2	3.2.3	3.3.3	3.3.4
Habitatype (HT-codering)	Plaggen	Ontgronden	Chopperen	Baggeren	(Extra) maaien	(Extra) begrazen	Branden	Strooiselverwijderen	Hakhoutbeheer en dunnen	Vrijzetten venoevers	(Extra) opslag verwijderen	Graven petgaten en herstellen legakkers	Toevoegen basische stoffen (bekalking)	Toevoegen basen-leverende bodem mineralen (steenmeel)	Herstel waterhuishouding	Herstel wind/waterdynamiek	Ingrijpen soortensamenstelling boomlaag	Herstel connectiviteit	Herstel voedselketen
(H4010B)																			
Droge heiden (H4030)	V	V	B		B	B	V	B*			B		V	H					
Jeneverbesstruwelen (H5130)						HV*		V	H**					H		H			H
Pionierbegroeiingen op rotsbodern (H6110)	H	H				BV					BH								
Stroomdalgraslanden (H6120)	H	H			V	V							H			VH			
Zinkweiden (H6130)	BH				H	H					H*				H**	H***			
Kalkgraslanden (H6210)	B	B			B	B					B								
Heischrale graslanden (H6230)	B	B?			H	H	H				B		B	H	B				
Blauwgraslanden (H6410)	H	B			V						B*		H		B	V?			
Ruigten en zomen, droge bosranden (H6430C)					V	V			V*							H			
Glanshaver- en vossenstaartheooilanden, glanshaver (H6510A)	H	H/V			B										H	H			
Glanshaver- en vossenstaartheooilanden, grote vossenstaart (H6510B)	H				V										V	V*			
Actieve hoogvenen, hoogveenlandschap (H7110A)											BV				BH				
Actieve hoogvenen, heideveentjes (H7110B)											BV				BHV				
Herstellende hoogvenen (H7120)	V				V	B	V				BV				BH				
Overgangs- en trilvenen, trilvenen (H7140A)	B/H				B						B	V			BH	H*			V**

Paragraaf	3.2.4	3.2.5	3.2.6	3.2.7	3.2.8	3.2.9	3.2.10	3.2.11	3.2.12	3.2.13	3.2.13	3.2.14	3.2.1	3.2.15	3.2.2/3.3.1	3.3.2	3.2.3	3.3.3	3.3.4
Habitatype (HT-codering)	Plaggen	Ontgronden	Chopperen	Baggeren	(Extra) maaien	(Extra) begrazen	Branden	Strooiselverwijderen	Hakhoutbeheer en dunnen	Vrijzetten venoevers	(Extra) opslag verwijderen	Graven petgaten en herstellen legakkers	Toevoegen basische stoffen (bekalking)	Toevoegen basen-leverende bodem mineralen (steenmeel)	Herstel waterhuishouding	Herstel wind/waterdynamiek	Ingrijpen soortensamenstelling boomlaag	Herstel connectiviteit	Herstel voedselketen
Overgangs- en trilvenen, veenmosrietlanden (H7140B)	V				BH						B	H			B*H	H***	H**		
Pioniervegetaties met snavelbiezen (H7150)	V	V				H					V		V		V				
Galigaanmoerassen (H7210)	H				VH		H								H				
Kalktufbronnen (H7220)															B?				
Kalkmoerassen (H7230)	H				H						H				B				
Veldbies-beukenbossen (H9110)																	BH		
Beuken-eikenbossen met hulst (H9120)						H								H			BH		
Eiken-haagbeukenbossen, hogere zandgronden(H9160A)									B*								B		
Eiken-haagbeukenbossen, heuvelland (H9160B)									VH*								B		
Oude eikenbossen (H9190)						B								H			B		
Hoogveenbossen (H91D0)									H*						H				
Vochtige alluviale bossen, essen-iepenbossen (H91E0B)								H	H						BV	V*	BV		
Vochtige alluviale bossen, beekbegeleidende bossen (H91E0C)								H	H						BV?	V*	BV		
Droge hardhoutooibossen (H91F0)									B							V	V		
Permanente bron & Langzaam stromende bovenloop (leefgebied 1)				H*											H				

Paragraaf	3.2.4	3.2.5	3.2.6	3.2.7	3.2.8	3.2.9	3.2.10	3.2.11	3.2.12	3.2.13	3.2.13	3.2.14	3.2.1	3.2.15	3.2.2/3.3.1	3.3.2	3.2.3	3.3.3	3.3.4
Habitatype (HT-codering)	Plaggen	Ontgronden	Chopperen	Baggeren	(Extra) maaien	(Extra) begrazen	Branden	Strooiselverwijderen	Hakhoutbeheer en dunnen	Vrijzetten venoevers	(Extra) opslag verwijderen	Graven petgaten en herstellen legakkers	Toevoegen basische stoffen (bekalking)	Toevoegen basenleverende bodem mineralen (steenmeel)	Herstel waterhuishouding	Herstel wind/waterdynamiek	Ingrijpen soortensamenstelling boomlaag	Herstel connectiviteit	Herstel voedselketen
Geïsoleerde meander en petgat (leefgebied 2)				H											H				H
Zwakgebufferde sloot (leefgebied 3)				H											H				
Zuur ven (leefgebied 4)										H					B				
Grote-zeggenmoeras (leefgebied 5)					H						H				H				
Dotterbloemgrasland van beekdalen (leefgebied 6)	H				H										H				
Dotterbloemgrasland van veen en klei (leefgebied 7)	H				H										H				
Nat, matig voedselrijk grasland (leefgebied 8)					H	H									H				
Droog struisgrasland (leefgebied 9)	H		H		H	H	H							H	H				
Kamgrasweide & Bloemrijk weidevogelgrasland van het zand- en veengebied (leefgebied 10)	H				H	H									H				
Kamgrasweide & Bloemrijk weidevogelgrasland van het rivieren- en zeeleigebied (leefgebied 11)	H				H	H									H				
Zoom, mantel en droog struweel van de duinen (leefgebied 12)					H	H					H				H	H			
Bos van arme zandgronden (leefgebied 13)	H					H		H	H					H			H		
Eiken- en beukenbos van lemige						H		H	H								H		

Habitatype (HT-codering)	Paragraaf
zandgronden (leefgebied 14)	
	3.2.4
	3.2.5
	3.2.6
	3.2.7
	3.2.8
	3.2.9
	3.2.10
	3.2.11
	3.2.12
	3.2.13
	3.2.13
	3.2.14
	3.2.1
	3.2.15
	3.2.2/3.3.1
	3.3.2
	3.2.3
	3.3.3
	3.3.4

	Zwart gemarkeerd: niet van toepassing
	Grijs gemarkeerd: maatregel/natuurtypecombinatie is niet onderzocht.
	Wit: = toepasbaar. De hoofdletter verwijst naar de status van de maatregel: B = bewezen; V = vuistregel en H = hypothese. Bij twijfels is er een ? opgenomen

Verduidelijking asterisken (*) in de tabel:

- *Zwakgebufferde vennen (H3130): *hier ook bedoeld als reductie van aantal zomerganzen, gericht op herstel waterkwaliteit*
- *Duinbossen, droog (H2180A): * hier bedoeld als naaldbomen en Amerikaanse vogelkers verwijderen*
- *Duinbossen, vochtig (H2180B): * hier bedoeld als periodiek lichten bos*
- *Duinbossen, binnenduinrand (H2180C): * hier bedoeld als dunnen*
- *Vochtige duinvalleien, open water (H2190A): * hier bedoeld als verwijderen bos of omvormen naaldbos in de omgeving om verdamping tegen te gaan en inzijging te vergroten*
- *Vochtige duinvalleien, kalkrijk (H2190B): * hier bedoeld als verwijderen bos of omvormen naaldbos in de omgeving om verdamping tegen te gaan en inzijging te vergroten*
- *Vochtige duinvalleien, ontkalkt (H2190C): * hier bedoeld als verwijderen bos of omvormen naaldbos in de omgeving om verdamping tegen te gaan en inzijging te vergroten*
- *Zandverstuivingen (H2330): * hier bedoeld als frezen/zeven*
- *Kranswierwateren (H3140): * actief biologisch beheer*
- *Meren met krabbenscheer en fonteinkruiden (H3150): * actief biologisch beheer*
- *Zure vennen (H3160): *hier ook bedoeld als reductie van aantal zomerganzen, gericht op herstel waterkwaliteit*
- *Droge heiden (H4030): *hier bedoeld als strooisel verwijderen na kappen naaldbos als uitbreidingsmaatregel*
- *Jeneverbesstruwelen (H5130): * hier bedoeld als openen vegetatie en onderwerken zaden totdat kieming plaatsvindt ** hier bedoeld als afzetten, dunning en afleggen*
- *Zinkweiden (H6130): * hier bedoeld als bos kappen langs Geul ** hier bedoeld als stoppen bemesting en bekalking in omgeving *** hier bedoeld als uitdiepen zijtak Geul*
- *Blauwgraslanden (H6410): * hier bedoeld als in de omgeving*
- *Ruigten en zomen, droge bosranden (H6430C): * hier bedoeld als uitkappen bomen en struiken*
- *Glanshaver- en vossenstaartheilanden, glanshaver (H6510A): * hier bedoeld als ontgronden*
- *Glanshaver- en vossenstaartheilanden, grote vossenstaart (H6510B): * hier bedoeld als periodiek opbrengen van bagger als equivalent van overstroming*
- *Overgangs- en trilvenen, trilvenen (H7140A): * hier bedoeld als dynamischer seizoensmatig peilbeheer*
- *Overgangs- en trilvenen, trilvenen (H7140A): ** hier bedoeld als actief biologisch beheer in de vorm van wegvangen uitheemse rivierkreeften*
- *Overgangs- en trilvenen, veenmosrietlanden (H7140B): * hier bedoeld als defosfateren inlaatwater, of baggeren van inpandig water, ** hier bedoeld als veenmos trekken, *** hier bedoeld als dynamischer seizoensmatig peilbeheer*
- *Eiken-haagbeukenbossen, hogere zandgronden (H9160A): * hier bedoeld als middenbosbeheer*
- *Eiken-haagbeukenbossen, heuvelland (H9160B) *hier wordt ook het omvormen van bos tot een diversere leeftijdsopbouw mee bedoeld*
- *Hoogveenbossen (H91D0): * hier bedoeld als dunnen*
- *Vochtige alluviale bossen, essen-iepenbossen (H91E0B): * hier bedoeld als inundaties*
- *Vochtige alluviale bossen, beekbegeleidende bossen (H91E0C): * hier bedoeld als inundaties*
- *Permanente bron & Langzaam stromende bovenloop (LG 01): * hier bedoeld als (extra) schonen*

3.2 Herstelmaatregelen op standplaatsschaal

Herstelmaatregelen op standplaatsschaal zijn in principe eenmalig of worden herhaald met lange tussenpozen. Ze zijn gericht op het terugbrengen van een gedegenereerde habitat in een vroegere, beter ontwikkelde toestand. Inherent aan hun schaal worden deze herstelmaatregelen genomen over een beperkte oppervlakte, die varieert van enkele vierkante meters tot enkele hectaren. Maatregelen op standplaatsschaal grijpen direct in op de zogenoemde conditionele en operationele factoren. Conditionele factoren hangen samen met de zuurgraad en de basentoestand (basenverzadiging, zuur neutraliserend vermogen) en andere factoren in de

bodem, zoals de redoxtoestand en zijn daarmee bepalend voor de operationele factoren (Van Wirdum 1979). De conditionele factoren reguleren dus de operationele, die samenhangen met de beschikbaarheid van voedingsstoffen voor de vegetatie.

Maatregelen om op standplaatsschaal verzuring te verminderen zijn of gericht op het verwijderen van verzuurde toplagen van bodems om aldus basenrijkere bodemlagen aan het oppervlak te brengen of op de toevoer van basische stoffen, via grondwater of via rechtstreekse toevoer van kalk- of basenrijke substraten, zoals kalk, steenmeel of leem. Om de vermestende effecten van stikstofdepositie te bestrijden dienen nutriënten te worden afgevoerd. Dat kan enerzijds door het afvoeren van biomassa en anderzijds door het afvoeren van met stikstof verrijkte grond.

Maatregelen op landschapsschaal worden vaak samen met maatregelen op het niveau van de standplaats getroffen. Zo wordt bijvoorbeeld het nemen van antiverdrogingsmaatregelen op zandgronden meestal gecombineerd met het plaggen van de verarmde vegetatie en de verzuurde en met nutriënten verrijkte toplaag van de bodem. In grondwateronafhankelijke systemen, daar waar inzijing van grondwater optreedt, kunnen maatregelen op standplaatsschaal louter en alleen al voldoende zijn om (tijdelijk) betere omstandigheden voor flora, vegetatie en fauna te realiseren. Soms zijn maatregelen op alleen standplaatsniveau echter onvoldoende. Zo kan door plaggen van de verzuurde en/of vermeste toplaag van een bodem weliswaar tijdelijk basenrijkere en voedselarmere bodemlagen worden bereikt, maar wanneer het grondwaterregime ongunstig is, zal al snel opnieuw verzuring en versnelde mineralisatie van organische stof optreden. Het herstel van de flora en vegetatie dat na plaggen is opgetreden is dan slechts tijdelijk: binnen enkele jaren gaan soorten van zuurdere en/of voedselrijkere omstandigheden weer de boventoon voeren ten koste van de kenmerkende soorten, die gebonden zijn aan meer gebufferde en voedselarmere condities (Jansen et al. 1996; Jansen et al. 2004).

Allereerst komen in deze paragraaf maatregelen aan bod die specifiek gericht zijn op het herstel van de basentoestand, gevolgd door maatregelen gericht op de afvoer van voedingsstoffen. Daarmee worden de gevolgen van een verzuurd en vermest verleden tenietgedaan. Ten slotte worden maatregelen besproken die ingrijpen op de successie door het creëren van pionieromstandigheden. Vanzelfsprekend is er een relatie tussen herstel op standplaats- en landschapsschaal. Voor hun effectiviteit is het wenselijk de locatiekeuze voor herstelmaatregelen op standplaatsschaal te baseren op het landschapsecologisch functioneren van een gebied (Bijlsma et al. 2014; Jansen et al. 2014; Siepel et al. 2017). In de onderstaande subparagrafen zullen daarvan verschillende voorbeelden worden gegeven. Maatregelen op standplaatsschaal of combinaties kunnen bijdragen aan herstel op landschapsschaal door ze ruimtelijk op elkaar af te stemmen. Verder wordt de effectiviteit van maatregelen op landschapsschaal vaak vergroot door ze te combineren met maatregelen op standplaatsschaal. Een voorbeeld is de combinatie van hydrologische herstelmaatregelen en plaggen (Jansen et al. 2010).

3.2.1 Maatregelen tegen verzuring door toevoegen van basische stoffen (bekalking)

Onder het toevoegen van basische stoffen (bekalking) wordt verstaan het toevoegen van carbonaten of van leem aan de bodem dan wel het aanvoeren van grond- of oppervlaktewater dat meer gebufferd is door bekalking. Doel van deze maatregel is het herstel van de buffercapaciteit

(zuurneutraliserend vermogen) en verhoging van de pH van de bodem en/of het grond- en oppervlaktewater. Het kan gaan om het toevoegen van basische stoffen om de verzuring van de bodem ter plekke te bestrijden, maar ook om het bestrijden van de verzuring van de bodem en het grond- en/of oppervlaktewater op enige afstand van de plaats waar de basische stoffen werden toegevoegd. Buffering van de pH van (zeer) zwak gebufferde wateren via de directe aanvoer van gebufferd én voedselarm grond- of oppervlaktewater, dus via het water, is een derde vorm van de toevoer van basische stoffen.

Het toevoegen van basische stoffen om de verzuring van de bodem ter plekke te bestrijden, voorkomt tevens het optreden van een ammoniumpiek na plaggen (Dorland et al. 2005). Deze ammoniumpiek is bijzonder schadelijk voor veel kenmerkende en bedreigde soorten van heiden (De Graaf et al. 1998; Van den Berg et al. 2005). Tevens wordt hiermee de bodem opnieuw in het zogenoemde calciumbuffertraject gebracht (zie 2.2.2). Wanneer de bodem verzuurd raakt en de pH daalt onder de circa 4,5, dan buffert calcium niet langer de pH, maar aluminium. Aluminium is toxisch voor bijvoorbeeld veel kenmerkende hogere planten van heischrale graslanden, maar ook voor Spaanse ruiter (*Cirsium dissectum*), een kenmerkende soort van het Blauwgrasland (De Graaf et al. 1998).

Bekalking van het inzigggebied kan worden toegepast wanneer het toevoegen van bufferstoffen gericht is op het bestrijden van de verzuring van de bodem en het grond- en/of oppervlaktewater op enige afstand van de bekalkte plek. Deze maatregel kan worden overwogen wanneer herstel van de buffering via grond- of oppervlaktewater door het nemen van antiverdrogingsmaatregelen niet meer mogelijk is omdat het grond- of oppervlaktewater verzuurd is. Door het oplossen van de toegevoegde basische stoffen via inziggend regenwater wordt het grondwater uiteindelijk basenrijker. Het basenrijkere grondwater stroomt van hoger naar lager gelegen delen in het landschap stroomt (vennen en andere laagten) om daar als (zeer) zwak gebufferd grondwater weer uit te treden en aldus de buffercapaciteit en de pH van de bodem en het oppervlaktewater te verhogen. Zo raakt het systeem beter bestand tegen de effecten van zure depositie. De maatregel wordt doorgaans uitgevoerd in combinatie met plaggen van het inzigggebied en/of het opschonen van de venbodem (Dorland et al. 2005; Van Duinen et al. 2009).

Bekalking van de bodem met gemalen kalk of een andere kalkhoudende stoffen, zoals dolokal, is in droge en vochtige inzigggebieden een manier om snel het bodemcomplex weer op te laden met de door zure depositie verdwenen basische ionen. Hetzelfde effect kan ook worden bereikt door te belemen. Wel moet de bekalking (of beleming) worden uitgevoerd na (ondiep) plaggen, aangezien anders het risico op verhoogde afbraak van organisch materiaal zeer groot is en er ernstige verzuuring kan optreden. Onderzoek (Dorland et al. 2005) heeft aangetoond dat na plaggen een eenmalige gift van kalk of dolokal (200–300 g/m²) de bodemcondities minimaal 10–15 jaar adequaat kan herstellen en houden. Het gaat dan om een verhoogde basenbezetting en pH en een verlaagde aluminiumconcentratie. Directe bekalking na plaggen voorkomt bovendien de ongewenste toename van ammonium (Kros et al. 2008). Bekalken na plaggen kan echter ook negatieve effecten op de fauna hebben. Zo raakte de reproductie van Veldkrekels (*Gryllus campestris*) sterk gereduceerd wanneer zij vegetatie van bekalkte droge heide als voedsel aangeboden kregen (Vogels et al. 2016a). Bovendien vertoonden zij een sterke mate van kannibalistisch gedrag. Verder bleken loopkevers in bekalkte proefvlakken sterk in dichtheid af te nemen (Vogels et al. 2017a). Dit is waarschijnlijk een gevolg van het te snel beschikbaar komen

van calcium zonder een gelijktijdige toename van andere elementen in de bodem. In de plant neemt door verdringingseffecten van calcium versus andere ionen de concentratie van calciumionen in de plant sterk toe, terwijl die van bijvoorbeeld mangaan evenredig afneemt. Dit leidt vervolgens via diezelfde verdringingseffecten tot micronutriëntgebreken bij herbivore diersoorten. Negatieve effecten van bekalking op fauna zijn eveneens gevonden in bekalkte proefvlakken in geplagde vochtige heide tijdens recent uitgevoerd steenmeelonderzoek, (Weijters et al. 2018).

Buffering van de pH van (zeer) zwak gebufferde wateren via de directe aanvoer van gebufferd én voedselarm grond- of oppervlaktewater is aan het eind van de vorige eeuw met succes toegepast als overlevingsmaatregel in enkele vennen met oorspronkelijk zeer zwak gebufferde omstandigheden (Bobbink et al. 2004). Nu de laatste jaren de neerslag minder zuur geworden, is deze vorm van buffering minder vaak nodig. In gebieden als de Bergvennen hoeft minder vaak grondwater te worden opgepompt om de pH van het systeem op een voldoende hoog niveau te houden (mond. meded. J.G.M. Roelofs).

3.2.2 Maatregelen tegen verzuring door herstel waterhuishouding

Het herstel van de waterhuishouding is niet alleen noodzakelijk voor herstel van het grondwaterregime (voldoende hoge grondwaterstanden gedurende het jaar). Het is eveneens van belang voor het verhogen van de pH en de basenverzadiging van verzuurde standplaatsen van basenminnende plantengemeenschappen/habitattypen en daarvoor kenmerkende soorten. Of voor dat doel kan worden volstaan met lokale antiverdrogingsmaatregelen of dat in een (veel) grotere omgeving zulke maatregelen moeten worden genomen, is afhankelijk van de aard van het grondwatersysteem dat de pH en basenverzadiging ter plaatse stuurt. Wanneer grote(re) grondwatersystemen sturend zijn, zijn maatregelen in een bredere omgeving nodig (Jansen et al. 2000; zie 3.3.1 onder Herstel waterhuishouding). Indien kleinere of zogenoemde lokale grondwatersystemen de pH en basenverzadiging (mede) bepalen, dan zijn maatregelen binnen en in de nabije omgeving van een natuurgebied meestal voldoende (Jansen et al. 2000; zie eveneens 3.3.1 onder Herstel waterhuishouding).

Het voorbereiden en nemen van lokale hydrologische herstelmaatregelen vragen niet alleen om vooronderzoek om te kijken of ze voldoende effectief zijn, maar ook om een zorgvuldige uitvoering. Het afdammen van sloten is in zand- en kleigebieden meestal niet toereikend. Afgedamde sloten blijven, net als afvoerlose rabatstelsels, draineren; sloten dienen geheel te worden gedempt. Het stuwen van sloten en andere watergangen vertraagt weliswaar de afvoer van water en kan daarom een wenselijke antiverdrogingsmaatregel zijn, maar het dempen van watergangen is over het algemeen effectiever. Om eutrofiëring tegen te gaan is het van belang eerst bagger, ander dood organisch materiaal en vegetatie uit de sloten te verwijderen en ze dan pas met schoon, bij voorkeur gebiedseigen substraat, op te vullen. Indien de sloten slecht doorlatende leem- of organische lagen doorsnijden, dan kan met klei of leem de slecht doorlatende laag worden hersteld. Het slechten van rabatstelsels geschiedt allereerst door de greppels te schonen en de wallen te plagen. Het resterende, minerale wallichaam wordt vervolgens in de naastgelegen greppel geschoven. Zo wordt niet alleen een antiverdrogingsmaatregel uitgevoerd, maar tegelijkertijd een laagte in zijn min of meer

oorspronkelijke vorm hersteld. Het uitvoeren van zulke antiverdrogingsmaatregelen is vaak het sluitstuk van een project met andere herstelmaatregelen, zoals boomopslag verwijderen en plaggen of afgraven. Het is zaak maatregelen waarbij met zwaar materieel wordt gewerkt uit te voeren voordat de vernatting is opgetreden, met andere woorden voordat de antiverdrogingsmaatregelen zijn uitgevoerd. Dit om diepe insporing en bodemverdichting te voorkomen.

In Deel II worden deze maatregelen over het algemeen globaal genoemd, terwijl in Deel III ook de nadere invulling van de specifieke hydrologische maatregelen wordt besproken.

3.2.3 Maatregelen tegen verzuring door ingrijpen in de soortensamenstelling van de boomlaag

Onder de maatregel wordt verstaan het kappen van groepen bomen in bosopstanden (structuurdunning) in combinatie met stimulering van natuurlijke verjonging en het planten van specifiek bosplantsoen van soorten die milde, dat wil zeggen basenrijkere en beter afbreekbaar, strooisel produceren waaronder lindes (*Tilia* species; [Hommel et al. 2007](#)). Met deze maatregelen wordt beoogd verdere verzuring tegen te gaan en de vertering van strooisel te verbeteren. Via dat laatste wordt de accumulatie van ruwe en zure humus op de bosbodem verhinderd. Niet alleen naaldbomen, maar ook loofbomen als eiken (*Quercus* species) en Beuk (*Fagus sylvatica*) produceren zuur strooisel dat moeilijk wordt afgebroken. Veel plantensoorten van zogenoemde oude bosbodems verdwijnen als gevolg van deze accumulatie ([Hommel & De Waal 2003](#)), maar hetzelfde geldt voor diverse gildes in de bodemfauna ([Kemmers et al. 2007](#)). Een ander effect van strooiselophoping is dat verdere verzuring optreedt van de bodem en van het grondwater ([Stuyfzand 1993](#)).

3.2.4 Het verwijderen van nutriënten door afgraven (ontgronden)

Afgraven of ontgronden is het verwijderen van een deel van de bodem en is meestal gericht op het realiseren van een nutriëntenbeschikbaarheid passend bij de nagestreefde vegetatie. Deze maatregel wordt toegepast op voormalige landbouwgronden en verschilt van plaggen, doordat vaak meer dan alleen de organische toplaag van de bodem wordt verwijderd. In de bodem van voormalige landbouwgronden bevinden zich niet alleen (zeer) veel nutriënten in de organische toplaag, maar vaak ook in de niet-organische laag daaronder. Voormalige landbouwgronden zijn vrijwel altijd sterk bemest geweest en in lage gebieden bovendien sterk ontwaterd. Vanwege deze bemesting zijn de nutriëntenconcentraties sterk verhoogd ([Gough & Marris 1990](#); [Pywell et al. 1994](#)). Ontwikkeling van soortenrijke natuur op voormalige landbouwgronden vraagt allereerst om een substantiële vermindering van de nutriëntenrijkdom ([Marris 1993](#)). Van oudsher werd verschralling van voormalige landbouwgronden nagestreefd door te hooien (maaien en afvoeren zonder bemesting) of via begrazing. Het duurt echter decennia voordat via deze vormen van verschrallingsbeheer de nutriëntenbeschikbaarheid voldoende laag is geworden ([Bakker 1989](#); [Marris et al. 1998](#)).

De stikstofbeschikbaarheid op minerale bodems op voormalige landbouwgronden neemt bovendien sterk af als gevolg van nitraatuitspoeling en denitrificatie ([Lamers et al. 2005](#)). Dat

geldt echter niet voor fosfaat. Dat wordt sterk gebonden aan ijzer en calcium in de bodem waardoor het wordt vastgelegd (Lamers et al. 2005). Wanneer antiverdrogingsmaatregelen worden genomen, neemt de fosfaatbeschikbaarheid voor de vegetatie verder toe, De bodem wordt dan meer anaeroob waardoor fosfaat dat vooral aan ijzer(hydr)oxiden is gebonden zal vrijkomen (Smolders et al. 2006ab). Onder zulke condities komt Pitrus (*Juncus effusus*) tot dominantie (Smolders et al. 2008).

Om sneller schralere omstandigheden te bereiken en om te voorkomen dat extra fosfaat vrijkomt bij vernatting is de laatste twee decennia het afgraven van de bovenste met fosfaat verzadigde bodemlaag in zwang gekomen. Met de verwijderde grond worden tevens de daarin aanwezige nutriënten afgevoerd, wat zorgt voor veel voedselarmere omstandigheden in de bodem die na afgraven aan maaiveld komt te liggen (Marrs 1993). Voordat wordt afgegraven is het belangrijk te bepalen tot hoe diep afgegraven moet worden om een voldoende fosfaatarme uitgangssituatie te creëren voor de gewenste vegetatie. Dit kan door op verschillende diepten de P-beschikbaarheid te meten. De concentratie Olsen-P is een maat voor het plantbeschikbaar fosfaat (Lamers et al. 2005). Deze blijkt in bodems van voormalige landbouwgronden in Nederland meestal te liggen tussen 30 en 160 mg fosfor per kg droge bodem, terwijl de streefwaarde voor oligo- tot mesotrofente plantengemeenschappen op slechts rond 8 mg fosfor per kg ligt.

Verhagen (2007) evalueerde een groot aantal natuurontwikkelingsprojecten op voormalige landbouwgronden in het noorden van Nederland. Na verwijdering van de gehele bouwvoor ontstaan goede condities voor herstel van laag productieve plantengemeenschappen. Bij minder diep afgraven is een intensief vervolgbeheer nodig om het effect van de dan vrijkomende voedingsstoffen tegen te gaan. De meeste soorten van voedselarme omstandigheden vestigden zich bij een totaal stikstof gehalte van minder 1 mg/l, minder dan 14 mg/100 gr total fosfaat en minder dan 4 mg 100 gr/l uitwisselbaar fosfaat. Verder bleek dat tien jaar na ontgronden nog steeds veel doelsoorten zich niet gevestigd te hebben: zaadverspreiding lijkt een sterk beperkende factor te zijn voor herstel van een goedontwikkelde vegetatie. De primaire successie op de kale, pas afgegraven bodems wordt sterk belemmerd wanneer in de nabijheid geen zaadbronnen aanwezig zijn. Later wordt de soortensamenstelling van de vegetatie ook bepaald door de abiotische condities. Voor loopkevers werden overeenkomstige resultaten gevonden: de kolonisatie van afgegraven voormalige landbouwgronden door grote, niet vliegende soorten is sterk afhankelijke van bronpopulaties in de directe omgeving.

Door het afgraven van voormalige landbouwgronden kan de beschikbaarheid van nutriënten snel kan worden verminderd. Desondanks zijn er naast de hoge kosten enkele aandachtspunten die voordat tot afgraven wordt overgegaan in beschouwing moeten worden genomen. Zo is afgraven niet altijd toegestaan vanwege archeologische waarden (Verdrag van Malta 1992), of niet wenselijk vanwege aardkundige of cultuurhistorische waarden. Bovendien kan door afgraven de schaarse zaadvoorraad van vele plantensoorten verloren gaan. Een risico is dat de voormalige landbouwgronden na afgraven zo diep komen te liggen dat ze het aangrenzende natuureservaat gaan draineren. Dat betekent dat de grondwaterstanden in het bestaande natuurgebied kunnen dalen of dat grondwater daar het maaiveld niet meer bereikt. In zulke gevallen moet afgraven – in ieder geval diep afgraven – worden ontraden.

Uitmijnen van de bodem kan in zulke gevallen een alternatief zijn. Uitmijnen is het selectief toedienen van voedingsstoffen, bijvoorbeeld stikstof en kalium, waardoor fosfaat versneld via planten en afmaaien kan worden onttrokken aan de bodem. Sival & Chardon (2004) lieten zien dat met uitmijnen en na het inzaaien van klavers tot 40 kg P per hectare per jaar kan worden afgevoerd. Op basis van de bodemvoorraad P (gemeten als oxalaatextraheerbaar P) en de dikte van de bemonsterde bodemlaag kan worden berekend hoe lang het duurt voordat de gewenste P-concentraties zijn bereikt d.w.z. waterextraheerbaar P (P_w), oxalaatextraheerbaar P (P_{ox}) en de (molaire) verhouding tussen P_{ox} en de omvang van het adsorptiecomplex voor P, gemeten als oxalaat extraheerbaar Fe en Al (Chardon 2008). Uitmijnen is vooral effectief op die plaatsen waar de beschikbare fosfaatgehalten niet te hoog zijn. Dan kan binnen enkele decennia de gewenste fosfaatbeschikbaarheid worden bereikt (Chardon 2008).

Verder zijn veel landbouwgronden in Nederland betrekkelijk laat ontgonnen en bij die ontginning geëgaliseerd, waarbij oorspronkelijke laagten zijn opgevuld met grond. Door de diepte van afgraven alleen te laten bepalen door nutriëntengehalten en niet door het oorspronkelijke reliëf, worden kansen gemist op herstel van gradiënten en van grondwatergevoede laagten (Jansen et al. 2004). Bovendien kunnen zulke laagten van groot belang zijn voor het herstel van oppervlakkige afvoer van water over maaiveld (Jansen 2000). Met het herstellen van een dergelijk reliëf en afvoer wordt stagnatie van regenwater op de verkeerde plekken in de gradiënt voorkomen. Bovendien kunnen aldus zaden en andere plantendelen worden verspreid (Cappers 1993).

Aggenbach et al. (2017 a,b) geven in hun handreiking degelijk onderbouwde en helder gestructureerde handvatten voor een stapsgewijze voorbereiding van de omvorming van landbouwgronden naar schrale natuur in een landschappelijke context. Het doorlopen van deze handreiking geeft aan welke maatregel op een bepaalde locatie het meest geschikt is om nutriënten te verwijderen. De eerste stap is een analyse op landschapsschaal via een landschapsecologische systeemanalyse (LESA) (Besselink et al. 2017; Van der Molen et al. 2010).

3.2.5 Het verwijderen van nutriënten door plaggen

Plaggen is het verwijderen van nutriënten en/of organische stof door het volledig verwijderen van de vegetatielaag en het geheel of gedeeltelijk verwijderen van het organische deel van het bodemprofiel. Het eerste doel is het afvoeren van de overmaat aan voedingsstoffen die zich in de loop der jaren als gevolg stikstofdepositie en/of verdroging in het systeem hebben opgehoopt in de vegetatie, het strooisel en de organische horizonten. Een tweede doel is het verwijderen van een eventueel verzuurde toplaag, waardoor weer een basenrijke(re) bodem aan de oppervlakte wordt gebracht. Dit laatste is het geval wanneer er een niet uitgelogde bodem onder de organische horizont aanwezig is (m.a.w. nagenoeg dagzomende C-horizont), of wanneer opnieuw (zwak) gebufferd grondwater het maaiveld kan bereiken. Een derde doel betreft het met een schone lei opnieuw laten beginnen van de vegetatiesuccessie en bodemontwikkeling, dus vanaf een kale bodem. Door middel van plaggen kan tegelijkertijd het microreliëf worden beïnvloed. Dit is vaak van groot belang om de variatie (gradiënten) in het systeem te behouden of te herstellen.

In verdroogde situaties d.w.z. bij laagste grondwaterstanden lager dan 80 cm – maaiveld is het eerst uitvoeren van hydrologische herstelmaatregelen cruciaal. Zonder hydrologisch herstel

hebben plagmaatregelen alleen een kortstondig effect; in eerste instantie weten pioniers te profiteren, maar binnen tien jaar overheerst opnieuw Pijpenstrootje en zijn de pionierbegroeiingen van Snavelbiezen weer verdwenen (Jansen 2000; Jansen et al. 2004). Door herstel van het hydrologisch functioneren wordt de toevoer van basische stoffen bewerkstelligd en wordt voorkomen dat het bufferend vermogen van de bodem op de plagplekken ontoereikend wordt voor behoud en herstel van de beoogde soorten en gemeenschappen. Uit de evaluatie van de regeling EGM komt deze combinatie van maatregelen als meest succesvol naar voren (Jansen et al. 2010). Alleen plaggen is te overwegen indien hydrologisch herstel (vooralsnog) niet mogelijk is, terwijl bepaalde soorten en gemeenschappen ter plaatse ernstig bedreigd worden. Wanneer de bodem in oorspronkelijk zwak gebufferde systemen ernstig verzuurd is ($\text{pH-KCl} \leq 4,2$), blijkt het binnen één jaar na plaggen bekalken van de plagplek – met 2000 kg kalk per hectare – een zinvolle, aanvullende maatregel om kieming en vestiging van planten vanuit de zaadvoorraad te bevorderen (Dorland et al. 2005; www.natuurkennis.nl). Voor fauna dient echter voorzichtig omgegaan worden met bekalking (zie 3.2.1). Terreindelen met restpopulaties van zeldzame planten en dieren mogen nooit geplagd worden om deze populaties te behouden. Bovendien kunnen deze bedreigde plant- en diersoorten vanuit die niet geplagde locaties de herstelde terreindelen opnieuw koloniseren. Hetzelfde geldt voor restpopulaties van plantensoorten met een kortlevende zaadvoorraad. Door kleinschalig te werken wordt voorkomen dat de volledige zaadvoorraad en populaties van kenmerkende diersoorten worden verwijderd. Tevens wordt op deze manier een zekere heterogeniteit bewerkstelligd, eveneens van belang voor het behoud en herstel van de fauna. Door in de nazomer te plaggen wordt voorkomen dat de kiemrust van zaden te vroeg wordt doorbroken, zodat de kiemplanten onvoldoende kunnen uitgroeien.

Ondanks de vele successen die met plaggen behaald zijn, in het bijzonder in het 'Natte zandlandschap' (o.a. Jansen et al. 2010), kent de maatregel een aantal risico's en beperkingen. In verdroogde en door verdroging (sterk) verzuurde vochtige heide (Jansen 2000; Vogels et al. 2011; Wallis de Vries et al. 2014) is plaggen vaak weinig succesvol. In deze omstandigheden keren vaak slechts enkele doelsoorten terug en blijft de vegetatie soortenarm. Hetzelfde geldt voor natte heiden waar de waterstanden van nature sterk schommelen, zoals heiden op heel ondiepe schijngrondwaterspiegelsystemen (Jansen et al. 2014; Smeenge & Jansen 2012). Vergrassing kan in zulke gevallen beter door extensieve begrazing worden teruggedrongen. Dit probleem speelt nog sterker in droge heide, die in Nederland naast stikstofophoping nagenoeg altijd ook te maken heeft met versterkte bodemverzuring (Vogels et al. 2016b). Op sterk verzuurde plekken bestaat een risico op vergiftiging door ophoping van ammonium, wat kan worden tegengegaan door direct na plaggen eenmalig te bekalken, hoewel dat voor diersoorten negatieve bijwerkingen kan hebben (zie 3.2.1). Plaggen zorgt in de vochtige en droge heide, waarvan de groei oorspronkelijk door stikstof is beperkt (N-limitatie) voor het verwijderen van een overmaat aan stikstof. Tegelijkertijd worden door plaggen ook de in organische stoflaag aanwezige voorraad van de andere wezenlijke nutriënten verwijderd. Het gevolg is dat de vegetatie niet alleen door stikstof, maar ook of zelfs volledig door andere nutriënten wordt beperkt. Het meest belangrijk is de forse toename van P-limitatie (Vogels et al. 2013, 2017b), die door bodemverzuring onder invloed van atmosferische depositie in veel Nederlandse heidegebieden al was versterkt. Daardoor zijn de meeste droge heiden tegenwoordig voor zowel stikstof als fosfaat gelimiteerd co-limitatie; Vogels et al. 2016a), of zelfs volledig door P gelimiteerd (Vogels et al. 2011). De versterkte P-limitatie leidt tot verhoogde N/P ratio's in de plant, wat weer zorgt voor een afname

van de voedselkwaliteit van de vegetatie voor de fauna (groei van fauna is dan P-gelimiteerd; [Vogels et al. 2017b](#)). Ook het uitblijven van de vestiging van veel karakteristieke plantensoorten van droge heide blijkt ten dele door P-limitatie veroorzaakt te worden ([Vogels et al. 2016a, 2016b](#)). Plaggen is alleen aan de orde bij niet- of slecht kwalificerende droge heiden.

Na plaggen moet worden gezorgd voor een adequaat vervolgbeheer. Vooral het massaal opslaan van struiken en bomen is een steeds weer optredend effect, dat vroegtijdig ingrijpen vereist. Extra maaien, periodiek verwijderen van opslag en zaailingen en/of begrazen zijn hiervoor de meest geëigende middelen.

3.2.6 Het verwijderen van nutriënten door chopperen

Chopperen is een vorm van verdiept maaien of van ondiep plaggen, afhankelijk van de diepte waarop de machine is afgesteld. Chopperen wordt doorgaans toegepast op plaatsen met een dunne strooisellaag of wanneer de vegetatie sterk verruigd en/of vervilt is. De uitvoering en risico's zijn vergelijkbaar met die van plaggen, maar hebben als voordeel dat een deel van de organische stof (hier de belangrijkste bron van nutriënten) gespaard wordt. Het risico op het verwijderen van zaadvoorraad is kleiner, zij het dat bij chopperen veel zaden van ongewenste soorten gespaard blijven die na uitvoering van deze maatregel weer snel voor problemen kunnen zorgen ([Verhagen 2007](#)). Vervolgbeheer is dan noodzakelijk. Net als bij plaggen leidt chopperen niet tot herstel van de natuurlijke bufferstatus van de bodem. In situaties waar versterkte bodemverzuring heeft opgetreden zijn daarnaast ook verzuringsbestrijdende maatregelen noodzakelijk voor succesvol herstel.

3.2.7 Het verwijderen van nutriënten door baggeren

Baggeren is het verwijderen van slib en ander niet in een bodemhorizont verankerd organisch materiaal uit permanente of tijdelijke wateren. Zo worden nutriënten, koolstof en zuren afgevoerd. Het is uitdrukkelijk niet de bedoeling om veen te verwijderen dat wil zeggen vaste, organische bodems die het resultaat zijn van een vaak eeuwenlange wordingsgeschiedenis. Deze veenpakketten vormen niet alleen een waardevol historisch archief, maar zijn tevens van belang als ankerpunt voor planten en daarmee de basis van het herstel van een goedontwikkelde levensgemeenschap. Het verwijderen van deze veenpakketten zorgt bovendien voor een grotere wegzijging van oppervlaktewater naar de ondergrond waardoor verdroging optreedt; in extreme gevallen kan zelfs langdurige of permanente droogval van hoogveenvennen of andere natte laagten optreden. Wanneer we hier spreken over de maatregel 'baggeren' dan heeft dat niet alleen betrekking op laagvenen, maar ook op venen in het zandlandschap.

In venen kan een sliblaag ontstaan zijn door verzuring en vermisting (www.natuurkennis.nl/hulpmiddelen/beheersleutels/vennensleutel). In het slib zijn veel voedingsstoffen opgeslagen en het consumeert veel zuurstof, wat veel soorten en planten in hun voorkomen belemmert. Het verwijderen van slib is zeer effectief, zeker in koolstofgelimiteerde zeer zwak gebufferde wateren, ook 25 jaar na verwijdering van het slib. Kenmerkende soorten zoals overkruid kom er nog steeds talrijk voor. De verwachting is dat het herstel nog decennia zal voortduren.

Het verwijderen van slib kan in natte toestand (baggeren) gebeuren of na leegpompen van het ven (www.natuurkennis.nl/hulpmiddelen/beheersleutels/vennensleutel). Onder droge omstandigheden heeft de voorkeur omdat er nauwkeuriger en efficiënter kan worden gewerkt én de blootgelegde zandbodem goed wordt doorlucht. Dat bevordert de kieming van waterplanten. De oeverzone valt van nature droog en hier kan opgehoopt organisch materiaal in het droge seizoen relatief eenvoudig worden verwijderd. Voor het sparen van restpopulaties van dieren en planten kan het nodig zijn om nat te baggeren of plaatselijk sliblagen te laten zitten. Behoud van voor fauna waardevolle vegetatiestructuren is eveneens van groot belang en het heeft voor de fauna de voorkeur het slib in twee fasen te verwijderen, temeer daar amfibieën en macrofauna verschillende eisen stellen aan het tijdstip van opschonen. Om te voorkomen dat slib uit het nog niet behandelde deel zich verspreidt over het al geschoonde deel kan het ven met een dam tijdelijk in tweeën worden gedeeld. Zo'n dam is noodzakelijk wanneer het slib sterk met fosfaat is verrijkt. De sliblaag van het nog niet geschoonde deel wordt verwijderd nadat het eerder behandelde deel zich heeft kunnen ontwikkelen. Oneffenheden in de onderwaterbodem zorgen voor veel verschillen in standplaatsomstandigheden en moeten daarom gehandhaafd blijven. De sliblaag kan een belangrijke brom van buffering zijn in zeer zachte of vrijwel zure wateren die vrijwel nooit droogvallen. Het is onwenselijk de sliblaag in deze wateren te verwijderen wanneer er planten of dieren voorkomen die afhankelijk zijn van een geringe buffering, tenzij voor een alternatieve bron van buffering kan worden gezorgd of oorspronkelijk kan worden hersteld. In zuren vennen is het verwijderen van een sliblaag alleen zinvol indien er zich veel fosfaat heeft opgehoopt door vermesting vanuit de omgeving.

In de praktijk wordt baggeren vaak uitgevoerd in combinatie met het plaggen van de (ven)oevers en in combinatie met het vrijstellen van de oevers van bos tot 30 meter uit de hoogwaterlijn. In de zogenoemde Vennensleutel (www.natuurkennis.nl/hulpmiddelen/beheersleutels/vennensleutel) wordt uitgebreid ingegaan op de keuze voor een juist maatregelenpakket voor hoogveenvennen en (zeer) zwak gebufferde wateren.

In voedselarme systemen zoals vennen, moet de bagger uit het terrein worden afgevoerd om vermesting te voorkomen. Minder eenduidig geldt dit voor laagveenwateren, waar de bagger in het verleden als waardevolle meststof werd toegepast op legakkers en andere vaste veenbodems (dit waren vaak de plekken waar de soortenrijke graslanden werden aangetroffen). Dit bevoordeelde de instandhouding van gevarieerde graslanden met aan de randen begeleidende ruigten. Onder de huidige omstandigheden moeten de voors en tegens goed tegen elkaar worden afgewogen. Hoewel de bagger bijdraagt aan het verhogen van de basenvoorziening (en daarmee de verzuring tegenwerkt), vormen de vaak extreem hoge fosfaatgehalten een belemmering voor zulk een toepassing. Het is maatwerk, waarbij per situatie bekeken moet worden of en in welke mate de bagger uit de plas moet worden verwijderd en kan worden opgebracht. De ijzer-fosfaat verhouding in het bodemvocht van veenplassen, bijvoorbeeld, is bepalend voor het feit of herstelmaatregelen in de vorm van baggeren zinvol zijn (Geurts 2010).

3.2.8 Het verwijderen van nutriënten door (extra) maaien en afvoeren (hooien)

Hieronder worden extra hooibeurten (het maaien en vervolgens afvoeren van bovengrondse delen van planten) verstaan, met daarin aanwezige nutriënten en organische stof. Door het afvoeren van biomassa wordt het herstel van vroegere soortenrijkdom bevorderd, niet alleen door het op termijn creëren van voedselarmere omstandigheden, maar ook door het korter en open maken van de vegetatie, waardoor minder concurrentiekrachtige soorten kunnen kiemen en uitgroeien. Dit is een reguliere beheermaatregel om hooilanden in stand te houden. Extra hooibeurten worden ingezet om via het maaisel in het systeem opgehoopte, overmatige stikstof af te voeren, net als op voormalige landbouwgronden, waar herstel van soortenrijke hooilanden wordt nagestreefd.

Daarnaast wordt door hooien verbossing tegengegaan, niet alleen in graslanden maar ook op plekken waar voorheen de organische stoflaag is verwijderd door te plaggen, te chopperen of af te graven. Op de aldus ontstane open plekken kiemen meestal massaal bomen en struiken. Door tijdig deze opslag via maaien tegen te gaan, kan worden voorkomen dat bomen en struiken zo groot worden dat ze alleen door het kostbare uittrekken en/of frezen verwijderd kunnen worden. Vooral onder vochtige omstandigheden groeien kiemplanten van bomen al binnen 2 – 3 groeiseizoenen uit tot struikjes. Daarom moet, ook al is de productie nog zeer laag, vaak al in het tweede groeiseizoen nadat de organische stoflaag is verwijderd worden begonnen met maaien en afvoeren. Het zijn met name berken, wilgen en elzen die zulke gronden snel koloniseren en ondergronds diepe en uitgebreide wortelstelsel vormen, waarin voedingsstoffen worden vastgelegd of in symbiose met wortelknolbacteriën (elzen) worden gevormd. Om de jonge bomen maximaal te treffen, moet vroeg in het seizoen (medio juni) worden gemaaid. Dit vroege hooien ondersteunt tevens de beoogde afvoer van voedingsstoffen die zich dan nog grotendeels in de bovengrondse plantendelen bevinden. Hoe later in het jaar wordt gemaaid, des te minder voedingsstoffen er worden afgevoerd; het hooien wordt dan steeds meer het afvoeren van koolstof. Bij het herstel van kalkgraslanden op voormalige landbouwgronden (Wylre-akkers) is jarenlang laat in het seizoen gehooid (na de bloei van de gentianen en bepaalde orchideeën), maar hierdoor was het verschrallingsbeheer minder effectief dan bedoeld (Schaminée & Hennekens 1985).

3.2.9 Het verwijderen van nutriënten door (extra) begrazen

Onder begrazing wordt verstaan de inzet van vee met als doel het terugdringen van de bedekking van hoogproductieve, concurrentiekrachtige plantensoorten ten gunste van laagproductieve, weinig concurrentiekrachtige soorten. Via begrazing worden voedingsstoffen afgevoerd, zij het in veel in geringere mate dan bij hooien (Bakker 1989; Van Uytvanck et al. 2008; Smits et al. 2007; Smits 2010). Begrazing zorgt vooral voor een herverdeling van nutriënten binnen een terrein en daarmee voor een meer gevarieerde vegetatiestructuur (Bokdam 2003; Van Uytvanck et al. 2008). Ook betreding en vertrapping, alsmede eet-, drink-, zoel-, schuil-, slaap- en rustplaatsen, latrines en andere uitingsvormen van diergedrag dragen bij aan die variatie (Kuiters 2002; Van Wieren et al. 1997). Begrazing is niet alleen een reguliere beheermaatregel voor graslanden, ze wordt ook veelvuldig ingezet om de negatieve effecten van stikstofdepositie op heiden en in duinen te bestrijden. Desondanks concluderen Van Uytvanck et al. (2008) dat een drastische

vermindering van de atmosferische stikstofdepositie nodig is om kwetsbare, nutriëntarme graslanden te behouden of te herstellen. Runderen zijn onder de huidige hoge atmosferische input evenmin in staat stikstof af te voeren uit bos of beboste weilanden (Van Uytvanck et al. 2008).

Er zijn verschillende vormen van begrazing (jaarrond-begrazing, seizoenbegrazing, kuddebegrazing, drukbegrazing). Het tijdstip van begrazen, de keuze van de grazers en de intensiteit van begrazing is afhankelijk van het systeem en de lokale omstandigheden, alsmede de doelen die worden nagestreefd. Zo kan begrazing als een permanente maatregel worden ingezet, maar ook als een tijdelijke om snel vergrassing en uitgebreide bos- en struweelvorming te bestrijden (Annema & Jansen 1998). Bij het maken van keuzen dient niet alleen naar de effecten op de vegetatie te worden gekeken, maar evenzeer naar die op de fauna (Wouters et al. 2009). In zwaar vergraste, maar niet verdroogde terreinen kan worden overwogen om eerst te branden alvorens het vee in te scharen (zie 3.2.10).

3.2.10 Het verwijderen van nutriënten door branden of combinatiebeheer met branden en begrazen

Periodiek branden is een traditionele beheermethode, die vroeger in het heidelandschap veel werd toegepast en plaatselijk ook in andere landschappen (duinen, Heuvelland). Dit werd gedaan om de vegetatie te verjongen en de opslag van struiken en bomen tegen te gaan (Mallik & Gimingham, 1985). Traditioneel werd het branden vooral 's winters uitgevoerd, waardoor de brand niet diep in de bodem kan doordringen. Uit bovengenoemde studie blijkt dat het effect van branden sterk afhangt van het type vegetatie, de intensiteit van de brand en de weersomstandigheden tijdens en na de brand. Het verlies aan stikstof in de humus en de vegetatie boven de grond kan aanzienlijk zijn, terwijl fosfor en veel kationen in de asdeeltjes achterblijven. Ook kan een tijdelijke verhoging van beschikbare kationen in de bovenste bodemlagen direct na brand optreden. Na een of twee seizoenen is dit effect doorgaans weer verdwenen. Branden als losstaande maatregel heeft naar verwachting nauwelijks effect op de totaal aanwezige nutriëntenvoorraad in de bodem (Bobbink et al. 2009; Niemeyer et al. 2005). Nadat was aangetoond dat voor de afvoer van nutriënten branden minder efficiënt is dan plaggen werd branden vrijwel niet meer toegepast. Tegenwoordig wordt het door beheerders weer in toenemende mate ingezet als maatregel, maar dan vaak als voorbereiding op drukbegrazing. Het verkort de periode waarmee drukbegrazing moet worden ingezet om grasdominantie te doorbreken. Het vee hoeft ook niet eerst de oude, vaak nutriëntarme vegetatie weg te vreten. Het kort in hoge mate beschikbaar komen van elementen uit as in combinatie met het open houden van de vegetatie in de eerste 2-3 jaren daarna heeft een stimulerend effect op de afbraak van strooisel en op de nitrificatie van ammonium. Door deze uitputting van anorganische stikstofbronnen én het continu afgrazen van het dominante gras neemt de competitiekracht van grassen af en van heidestruiken toe. Dit mechanisme ligt waarschijnlijk ten grondslag aan de waargenomen omslag van Pijpenstrootje- naar Struikheid dominantie, na 5-6 jaar begrazing. Pleksgewijs en cyclisch brandbeheer levert bovendien positieve effecten op voor behoud en versterking van diersoorten, met name voor soorten van heischrale graslanden en voor warmteminnende soorten die profiteren van de open, snel opwarmende bodems die door deze maatregelencombinatie worden gecreëerd (Haveman et al. 1999; Vogels et al. 2017c). Bij de

uitvoering dienen, net als bij andere maatregelen die sterk op de vegetatie ingrijpen (maaieren, chopperen, plaggen), gebiedsdelen met restpopulaties van zeldzame diersoorten die in de vegetatie overwinteren te worden ontzien. Bij een goed uitgevoerde beheerbrand in de winter (vorst in de bodem) zijn geen effecten op soorten die in de bodem overwinteren te verwachten, aangezien die nauwelijks door de brand wordt beïnvloed.

Brandbeheer dient enkel in de winter te worden uitgevoerd; liefst na een periode van enkele dagen droge vorst. Dan is de bovengrondse vegetatie droog genoeg om volledig te verbranden en lopen de temperaturen in de bodem niet te hoog op en waardoor het humusprofiel nagenoeg onaangetast achterblijft. Pas bij intensief branden wordt het diepere deel van de organische laag verwijderd waarbij tevens een effectieve verwijdering van voedingsstoffen wordt bewerkstelligd. Bij dergelijke intensieve branden sterft echter ook het wortelstelsel van de heidestruiken af en bestaat het risico op het kwijtraken van de zaadbank. In de praktijk treedt dit alleen op bij een ongecontroleerde en zeer hete (zomer)branden. Na brand in de winter zullen de planten zich opnieuw vanuit de zaadbank moeten vestigen en zal Struikhei weer uitlopen vanuit de knoppen.

3.2.11 Verwijderen van nutriënten door strooiselverwijdering

Veel bossen in ons land zijn gekenmerkt door de aanwezigheid van dikke strooiselpakketten. De strooiselophoging is voor een deel natuurlijk op zure standplaatsen met name bij soorten met langzaam afbreekbaar strooisel, maar treedt versterkt op als gevolg van verdroging, zwavel- en stikstofdepositie en een veranderd beheer (Van den Burg et al. 2015). Een denkbare maatregel zou zijn dit geaccumuleerde strooisel (met de daarin opgeslagen voedingsstoffen) te verwijderen. Met de uitvoering van deze maatregel bestaat evenwel vrijwel geen ervaring. Uit de schaarse studies blijkt dat weliswaar op de korte termijn soorten van vroege successiestadia enig profijt hebben, maar dat dit effect binnen maximaal vijf jaar al weer teniet is gedaan (De Vries et al. 1995; Bartelink et al. 2001). Het verwijderen van de strooisellaag brengt het risico met zich mee dat ook een belangrijk deel van de basenvoorraad wordt verwijderd. Er wordt dan met het strooisel wel stikstof afgevoerd, maar ook wordt de balans tussen stikstof en andere nutriënten en basen ongunstiger (Van den Burg et al. 2015). Het verwijderen van strooisel in bos (in combinatie met andere vormen van bodemherstel) is daarnaast erg moeilijk uitvoerbaar. Er is sprake van een **kennislacune**, zowel wat betreft de wijze van uitvoeren (bladblazers?) als de effectiviteit en mogelijke negatieve effecten van de mogelijke maatregel(en). Door slechts het losse strooisel (L- en een groot deel van de F-laag) te verwijderen en de stabiele humuslaag (H-laag) niet aan te tasten, kan in principe voorkomen worden dat de mineralisatie sterk wordt gestimuleerd, met een sterke toename van grassen en andere stikstofminnende soorten tot gevolg. Door de stabiele humuslaag intact te laten, kan worden voorkomen dat ook basen worden verwijderd, aangezien hiermee de gevoeligheid voor verzuring op de lange termijn zou toenemen. Eenmalige en kleinschalige strooiselverwijdering (L- en F-laag) kan nuttig zijn voor het creëren van nieuwe groeiplaatsen voor oud-bosplanten, die wortelen in de humuslaag.

Om te voorkomen dat er opnieuw strooiselophoping plaatsvindt, kan de maatregel worden uitgevoerd in combinatie met omvorming naar een gevarieerder bos, waarin ook boomsoorten met goed afbreekbaar “rijk” strooisel prominent aanwezig zijn (Hommel et al. 2007, zie ook 3.2.3

Ingrijpen in de soortensamenstelling van de boomlaag). Dit geldt echter niet voor het voedselarme habitatype Oude eikenbossen, waar een boomlaag van eiken en berken vereist is.

In van nature zure systemen zou strooiselverwijdering in combinatie met enige bekalking of introductie van schimmels kunnen worden uitgevoerd. Het doel van bekalken in deze systemen is slechts het terugbrengen van systemen die teveel zijn verzuurd, waardoor schimmels weer optimaal de stikstof kunnen immobiliseren door de gemineraliseerde stikstof op te nemen. Onder van nature basenrijkere omstandigheden zou in verzuurde situaties een eenmalige strooiselverwijdering in combinatie met bekalking de bodembacteriën en bodemmesofauna (nematoden, potwormen en regenwormen) kunnen stimuleren, die het overschot aan gemineraliseerde stikstof kunnen vastleggen (Kemmers 2011). Bekalken zonder strooiselverwijdering, heeft in relatief zure, voedselarme bossen geen positief effect (Olsthoorn et al. 2006).

3.2.12 Ingrijpen op de successie door hakhoutbeheer en dunnen

Hakken en dunnen zijn vormen van ingrijpen in de soortensamenstelling en de structuur van bossen, die in het (verre) verleden op grote schaal werden uitgevoerd als reguliere beheermaatregel. Door de komst van goedkope energie en import van hout hebben de Nederlandse bossen een functieverandering ondergaan, waarbij dit intensieve gebruik niet meer rendabel is. Het effect van dit intensieve beheer was dat met het hout nutriënten werden afgevoerd en op de bosbodem veel meer licht kon doordringen, wat tevens de afbraak van strooisel stimuleerde. Daarnaast vermindert de bladproductie in de jaren na de kap minder strooisel wordt geproduceerd. Van de schrale en lichte omstandigheden profiteerden veel, thans zeldzame plantensoorten.

Bij hakhoutbeheer in strikte zin wordt periodiek van alle bomen en struiken de bijgroei van takken gekapt tot op de stoof en wordt het gekapte hout verwijderd. Middenbosbeheer bestaat uit het eens in de zeven tot 20 jaar kappen en afvoeren van alleen de struik- en lagere boomlaag, waarbij de hogere boomlaag intact blijft. Bij dunnen wordt selectief gekapt om de dichtheid van bomen te verminderen, wat resulteert in een opener bosmilieu, waarbij meer licht op de bosbodem kan doordringen. Middenbosbeheer en dunning leidt tot een grotere ruwheid van de structuur, waardoor meer depositie wordt ingevangen en nitrofiële soorten ook meer kans krijgen om tot dominantie te komen.

Wanneer de extra stikstofinvang door middel van aanvullend beheer kan worden gecompenseerd (of de extra invang beperkt is), kan dunning of middenbosbeheer in het kader van de PAS toepasbaar zijn. Een van de grote vraagstukken (**kennislacune**) is hoe onder de huidige omstandigheden met dikke stikstofrijke stooiselpakketten de beoogde maatregelen zonder negatieve effecten gerealiseerd kunnen worden. Bij intreden van meer licht zal de mineralisatie van de stikstofrijke strooisellaag worden bevorderd met alle negatieve gevolgen van dien (woekering ongewenste bramen en grassen). Een tweede punt van aandacht (**kennislacune**) is de mogelijke uitputting van calcium en andere basische kationen op arme bodems, niet alleen bij het afvoeren van strooisel. Maar ook van hout (De Jong 2011).

3.2.13 Ingrijpen op de successie door het kappen van bomen en het vrijzetten van venoevers

Het kappen en vervolgens afvoeren van bomen (en bos) langs de oevers van vennen kent meerdere doelen. Allereerst wordt eutrofiëring van het venmilieu door inwaai en inval van blad, stuifmeel en strooisel beperkt. Verder komen de vennen open in het landschap te liggen, zodat de wind weer vat krijgt op het water. Daardoor wordt de organische stof die in het ven zelf wordt geproduceerd aan één venoever afgezet, terwijl op de andere, bovenwindse oever langdurig kale zandbodems in stand blijven. En juist daar kunnen de kenmerkende Oeverkruidbegroeiingen tot ontwikkeling komen en zich langdurig handhaven. Ten slotte wordt door het verwijderen van bos de verdamping verminderd, waardoor langduriger hogere waterpeilen blijven bestaan en de venoevers niet té lang droogvallen. De reductie van verdamping is het grootst bij opstanden van zogenoemd donker naaldhout (Fijnspar, Douglas; [Buishand & Velds 1980](#); [Schaminée & Jansen 1998](#)).

Het plaggen van venoevers moet achterwege worden gelaten wanneer zich dicht onder de oever een slecht doorlatende organische laag (gliede, waterhard, verkitte B-horizont) bevindt. Dit is vaak het geval bij zure vennen (H3160) en hoogveenvennen (H7110B). Zulke plekken zijn in het landschap vaak te herkennen aan de aanwezigheid van een gordel van horsten van Pijpenstrootje (*Molinia caerulea*). Op de oevers zelf kan na het kappen van bos worden geplagd om nieuwe standplaatsen te creëren voor een gevarieerde vegetatiegradiënt van heiden naar Oeverkruidgemeenschappen. Het is zaak tijdens het plaggen het oorspronkelijk reliëf in stand te houden. Wanneer vermessing van de venvegetatie heeft plaatsgevonden door de aanvoer van voedselrijk oppervlaktewater, dienen naast het opschonen van de bodem ook maatregelen te worden genomen om de instroom van dergelijk water te voorkomen, echter zodanig dat het ven niet hydrologisch geïsoleerd raakt.

Naast het verwijderen van bos op venoevers, zoals hierboven toegelicht, dient in andere open begroeiingen (hoogvenen en heiden) opslag van bomen en struiken als gevolg van verzuring, vermessing en/of verdroging binnen de perken te worden gehouden. Het verwijderen van (dichte) berkenopslag leidt in hoogvenen niet alleen tot verhoging van de zomergrondwaterstanden ([Limpens 2011](#)), het vermindert tevens de invang van stikstofdepositie en de toevoer – via bladval – van grote hoeveelheden fosfor (evenveel tot dubbel zo veel fosfor op het veenoppervlak terecht als via de neerslag; [Limpens 2009](#)). In hoogvenen kan het verwijderen van berken het beste gebeuren door het kappen van grote oppervlakten tegelijk (liefst op compartimentniveau) om de (her)groeisnelheid te beperken ([Limpens 2009](#)). Indien nog aanwezig, kan het verwijderen van berken het best worden gecombineerd met het dempen van greppels en sloten. De meest praktische methode is het afzagen van berken. Dat kan het best gebeuren door de stam op wat grotere hoogte door te zagen. Het afzagen ter hoogte van de stobbe lijkt de vorming van nieuwe spruiten te bevorderen. Het is bovendien beter de berken niet te dik te laten worden om het opnieuw uitlopen van de stobben tegen te gaan. Berken kunnen het best worden afgezaagd wanneer ze ongeveer 2 m hoog zijn en/of de stam een diameter heeft van 3 cm. Afhankelijk van de groeisnelheid van de bomen, betekent dit dat eens per 5–15 jaar gekapt dient te worden. Voor plekken met bultvormende veenmossoorten kan het best een keer per 5 jaar worden gekapt ([Limpens 2009](#)).

3.2.14 Ingrijpen op de successie door het graven van petgaten en het herstellen van legakkers

In het laagveenlandschap is in het verleden op grote schaal verveend, waarna uitgestrekte complexen van petgaten ontstonden die onder invloed van wind en golfslag plaatselijk zijn vergroot tot veenplassen. Tijdens de verlanding van de petgaten en plassen ontwikkelen zich gedurende de successie soortenrijke plantengemeenschappen, variërend van begroeiingen van Krabbenscheer (*Stratiotes aloides*) en andere waterplanten tot drijftillen, trilvenen, (veenmos)rietlanden, moerasheiden, rietruigten, natte graslanden, struwelen en broekbossen. Het verloop van de successie is mede afhankelijk van de ionenrijkdom van het water. In zoet water verloopt de successie anders dan in brak water. Lange tijd zijn geen nieuwe petgaten gegraven, terwijl in de nog overgebleven plassen de vegetatie van waterplanten en drijftillen ernstig verarmde onder invloed van de sterk verslechterde kwaliteit van het oppervlaktewater. Deze verslechtering was niet alleen het gevolg van een sterk verhoogd aanbod aan voedingsstoffen (zie herstel voedselweb), maar ook van de inlaat van water uit de grotere rivieren dat door vervuiling veel sulfaatrijker was geworden. Deze verhoogde sulfaatrijkdom zorgt – via een ingewikkelde keten van chemische reacties – voor de afbraak van veen en reductie van ijzerfosfaat, waarbij veel fosfaat vrijkomt. Deze vorm van vermesting staat bekend als interne eutrofiëring. Tegelijkertijd werden steeds grotere oppervlakten van het landschap niet meer gemaaid waardoor op grote schaal een verdere ontwikkeling tot broekbos optrad. Aldus trad een ware gedaanteverandering van en verstarring in het landschap op (Stortelder et al. 1998; Lamers et al. 1998b; Lamers et al. 2009).

De laatste twee decennia zijn nieuwe petgaten gegraven in een poging deze ontwikkeling te doorbreken. Daartoe zijn voormalige, dichtgegroeide petgaten uitgegraven om weer open water te krijgen voor (hernieuwde) veengroei. Andere ingrepen betroffen het verondiepen van nog bestaande, maar te diepe petgaten met weinig materiaal, om op die manier gunstige uitgangssituaties voor veengroei te creëren.

Doordat het hooilandbeheer van de legakkers (de niet verveende delen, waarop de opgebaggerde turf te drogen werd gelegd) op de meeste plaatsen was gestaakt, raakten ze begroeid met bomen (vooral elzen en wilgen). De veenafbraak als gevolg van interne eutrofiëring heeft geleid tot verzwakking van de oevers van de plassen, alsmede van de oevers van legakkers (Jansen et al. 2011). Bij stormen gebeurt het dat bomen omwaaien en hele stukken van de verzwakte oevers in hun val meesleuren. Het uiteindelijke resultaat van interne eutrofiëring en de degradatie van oevers en legakkers zijn – wederom – open veenplassen, nu met verweekte bodems, waar geen onderwaterbegroeiingen meer zijn en met onvoldoende beschutting voor het optreden van verlanding. Om opnieuw beschutte milieus te creëren die noodzakelijk zijn voor het op gang brengen van de verlandingsreeks van open laagveenwateren zijn plaatselijk maatregelen genomen om legakkers en hun oevers te herstellen dan wel te verstevigen (Jansen et al. 2011). Het betreft het kappen van bos en het weer in hooilandbeheer nemen van de resterende legakkers, het aanbrengen van vooroevers, het planten van jonge helofyten (Riet, Mattenbies, Kleine lisdodde) en het beschermen hiervan tegen ganzenvraat.

3.2.15 Maatregelen tegen verzuring door toevoegen van basenleverende bodemmineralen (steenmeel)

Achtergronden

Het toevoegen van basenleverende bodemmineralen in de vorm van steenmeel (silicaten) in de toplaag heeft als doel bodemverzuring tegen te gaan. Een tweede doel is het herstel van de beschikbaarheid van (sporen)elementen in de bodem. Het begrip mineralen wordt hier in geologische zin gebruikt: een chemische verbinding of een element dat als vaste stof in een kristalstructuur op aarde voorkomt en gevormd is door geologische processen (bijvoorbeeld: kaliveldspaat). Uitdrukkelijk wordt hier niet het in de biologie gangbaar geworden verzamelbegrip voor nutriënten in elementaire vorm bedoeld (bijvoorbeeld kalium).

Het toevoegen van basenleverende bodemmineralen in de vorm van steenmeel kan in vergelijking tot het toevoegen van basische stoffen (bekalken, zie 3.2.1) beschouwd worden als een maatregel die op een fundamenteeler niveau ingrijpt. Waar bekalken tot doel heeft om in korte tijd de verzuring van de bodem te herstellen – met kans op schokeffecten in het voedselweb – is het toevoegen van basenleverende bodemmineralen bedoeld om duurzaam herstel van het buffersysteem van de bodem te bewerkstelligen (Weijters et al. 2018, Van Diggelen et al. 2019). Als referentie geldt de periode voorafgaand aan de sterke verzuring gedurende de tweede helft van de 20^e eeuw. In tegenstelling tot bekalking is de oplossingsnelheid van bodemmineralen (veel) trager en bevat het verschillende soorten mineralen en bijgevolg verschillende soorten elementen (Bergsma et al. 2016). Hierdoor verloopt het proces van verhogen van de bezettingsgraad van het bodemuitwisselingscomplex met basische kationen ook trager en treedt een snelle pH toename of overmaat van calcium in bodem en planten niet op. Voorwaarde is wel dat het toegediende steenmeel geen hoge concentraties calciumcarbonaat (kalk) bevat (Weijters et al. 2018).

Nederlandse zandbodems bestaan voor een groot gedeelte uit korrels inert kwarts (SiO₂) en daarnaast uit verschillende mineralen, zoals kaliveldspaat, plagioklaas, muscoviet, biotiet etc. Nagenoeg alle nutriënten behalve stikstof en koolstof komen primair door verweringsprocessen van bodemmineralen vrij. Verwering van een mineraal is een onomkeerbaar proces, dat onder invloed van een reactie met zuur (H⁺) optreedt en leidt tot het vrijkomen van ionen (K⁺, Mg²⁺, Ca²⁺ etc.) en tot de vorming van een secundair mineraal (meestal een alumino-silicaat of kleimineraal (Bobbink et al. 2017).

Tabel 1. Minerale samenstelling (in %) van een drietal meest gebruikte steenmeelsoorten (silicaten) en ter vergelijking een carbonaat (Dolokal).

Mineraal	Biolit	Eifelgold	Soilfeed (Lurgi)	Dolokal
SiO ₂	52.5	42.5	47.0	2.6
Al ₂ O ₃	14.9	13.0	18.4	0.8
Fe ₂ O ₃	9.6	11.0	9.6	0.8
MgO	4.5	5.0	3.5	19.9
CaO	4.0	12.5	7.1	30.2
Na ₂ O	3.4	4.0	5.7	0.0
K ₂ O	2.0	3.9	5.2	0.0
P ₂ O ₅	0.8	0.6	0.2	0.1

Minerale verwerking neemt sterk (exponentieel) toe bij toenemende zuurgraad ofwel een hoger aanbod van H⁺-ionen (Blume et al. 2016; paragraaf 2.4.4.2). Voor Nederlandse zandbodems is aangetoond dat door de toegenomen zure depositie de snelheid van minerale verwerking is toegenomen (Mol et al. 2003, Bergsma et al. 2016). De toegenomen verwerking van bodemmineralen leidt tot een afname van de voorraad aan basen- en nutriënten leverend potentieel van Nederlandse pleistocene zandbodems of, anders gezegd, een sterke afname van basen en nutriënten die pas op de lange termijn vrijkomen uit bodemmineralen. Natuurlijk herstel van de bodembuffercapaciteit is daardoor vrijwel niet meer mogelijk zonder de bodem ingrijpend te verstoren.

De vanuit mineraalverwerking in oplossing gekomen basische kationen kunnen uitwisselen met aan het bodemadsorptiecomplex gebonden H⁺ ionen. Bij een lage basenverzadiging (veel gebonden H⁺) zal de pH van het bodemvocht dus niet direct sterk stijgen als er meer kationen door verwerking vrijkomen, waarbij uitwisseling met basen leidt tot het in oplossing gaan van protonen. Pas wanneer de basenverzadiging substantieel stijgt en de door uitwisseling vrijgekomen protonen ook kunnen worden geneutraliseerd door vastlegging van protonen in de vorm van secundaire silicaten, zal de pH van het bodemvocht ook stijgen (zie ook Deel II, paragraaf 2.3.2).

Onderzoek en eerste resultaten

In Nederland lopen verschillende experimenten waarbij bodemmineralen in de vorm van fijn gemalen silicaatmineralen (steenmeel) zijn toegevoegd aan zandbodems. Deze experimenten hebben voornamelijk een betrekkelijk korte looptijd van maximaal vijf jaar. Informatie over de effecten op langere termijn (enkele decennia) is nog niet beschikbaar (Van Diggelen et al. 2019).

De meest uitgebreide en langst lopende experimenten liggen in Vochtige en Droge heiden (H4010A, H4030) (Weijters et al. 2018, Lucassen et al. 2019). Er lopen thans ook onderzoeken naar de toepassingsmogelijkheden in Jeneverbesstruweel (H5130), Heischrale graslanden (H6230; Weijters et al. 2019), Stuifzandheiden met struikhei (H2310), Zandverstuivingen (H2330), Beuken-eikenbossen (H9120) en Oude eikenbossen (H9190) (De Vries et al. 2019).

Bij de lopende experimenten in zowel bossen, heischrale graslanden als heiden zijn doseringen van 10 tot 20 ton/ha opgebracht, waarbij tot nu toe geen of slechts een geringe verhoging van de pH optreedt, maar wel de basenverzadiging begint te stijgen (De Vries et al. 2017; Vogels et al. 2017; Weijters et al. 2018, 2019). Bij de dosering en keuze voor de bufferstof moet wel rekening worden gehouden met de grootte van het adsorptiecomplex. De toediening van steenmeel blijkt volgens deze (kortlopende) onderzoeken te leiden tot een significante stijging van de basenverzadiging van de bodem, een geleidelijke toename van voor planten beschikbare K, Ca en Mg en een geleidelijke verlaging van de N/P ratio's in de plant. Dat laatste draagt bij aan een betere voedselkwaliteit voor fauna (Vogels et al. 2017a).

Verheugend is dat bij de toediening van steenmeel in tegenstelling tot de toediening van Dolokal geen directe negatieve effecten op de fauna werden gevonden. In vochtige heide (een experiment op een locatie met een laag organisch stofgehalte en lage kationuitwisselingscapaciteit) werd bovendien een significante afname in de dichtheid van detritivore fauna gevonden bij dolokal additie en werd bij een P-leverend steenmeel een positief effect op de herbivore fauna gevonden (Weijters et al. 2018). Deze resultaten komen sterk overeen met eerdere resultaten uit experimenten met P-toediening en dolokal-additie (Vogels et al. 2016, 2017a; Siepel et al. 2018) en stemmen hoopvol voor de bruikbaarheid van steenmeel als herstelmaatregel.

Aandachtspunten bij toepassing

Ervaring met de toepasbaarheid, effectiviteit en mogelijke risico's van steenmeeltoediening is op dit moment nog te beperkt om over te gaan tot grootschalige toepassing (Van Diggelen et al. 2019). Risico's van ongewenste neveneffecten, vooral het potentieel bemestend effect van fosfaat- en kaliumhoudend steenmeel in met name droge en vochtige heiden en heischrale graslanden, en de randvoorwaarden van toepassing zijn nog onvoldoende bekend. Veel karakteristieke schraalgraslandsoorten zijn P- of K-gelimiteerd (Wassen et al. 2005; Ceulemans et al. 2011, 2013; Fujita et al. 2014). Opheffing van deze nutriëntlimitatie kan tot verlies aan karakteristieke soorten leiden (Olde Venterink et al. 2003, 2011; Ceulemans et al. 2011, 2013). Vooral soorten die voor hun nutriëntenopname afhankelijk zijn van arbusculaire mycorrhiza's zijn gevoelig voor een toename in P-beschikbaarheid (Ceulemans et al. 2011, 2019).

Aangezien de eerste ervaringen met steenmeeltoediening betrekking hebben op een beperkt aantal nog betrekkelijk kortlopende experimenten en de maatregel dus nog niet op praktijkschaal is toegepast, heeft deze voor de betreffende habitattypen vooralsnog de status van hypothese met de volgende instructies:

1. Voorafgaand aan de maatregel moet door bodemchemisch onderzoek aannemelijk worden gemaakt dat er sprake is van een ecologisch knelpunt, d.w.z. van een voor het betreffende habitatype aanzienlijk nutriëntentekort in de bovengrond ten opzichte van het moedermateriaal (geldt als referentie). Dit tekort kan zijn ontstaan door niet-natuurlijke verzuring/uitspoeling en/of historisch landgebruik (regelmatig plagen, hakhoutcultuur e.d.).
2. Vooronderzoek aan elementgehalten in planten moet duidelijkheid verschaffen over welk(e) element(en) beperkend aanwezig zijn (N, P of K; af te leiden uit de ratio's tussen deze elementen) en moeten richtinggevend zijn voor de keuze van het type steenmeel, zodanig dat het bestaande knelpunt tenminste wordt verkleind.

3. Verschillende typen steenmeel kennen grote verschillen in mineralogische samenstelling en korrelgrootte. De snelheid van verwerking neemt exponentieel toe bij een kleinere korrelgrootte, met andere woorden hoe fijner het steenmeel is, hoe sneller resultaten behaald kunnen worden. Bij de keuze voor het type steenmeel dient dit aspect dan ook te worden meegewogen in de keuze voor het toe te dienen product. De mineralogie van verschillende afzettingen in het Nederlands zandlandschap is globaal beschreven in [Weijters et al. \(2018\)](#). Naast kennis van de mineralogie is kennis over de beschikbaarheid van basische kationen en aluminium in de bodem nodig en daarmee het risico op verlies van kenmerkende soorten. Zo kan een keuze worden gemaakt tussen sneller werkende of minder snelwerkende steenmeelsoorten ([Weijters et al. 2017](#), [Vogels et al. 2016](#)). Een andere voorwaarde bij de keuze van het te gebruiken steenmeel is dat het geen hoge gehalten aan zware metalen mag bevatten ([Bergsma et al. 2016](#), [Weijters et al. 2019](#)).
4. In het geval karakteristieke zuurminnende cryptogamen terrestrisch voorkomen (bekervormige korstmossen, bladmossen, folieuze levermossen, veenmossen), waarvan bekend is of verwacht mag worden dat ze negatief reageren op directe bekalking ([L. Sparrius, mond. meded.](#)), moet worden afgezien van directe steenmeelgift. Dit kan gelden voor goed ontwikkelde vormen van H4010A, H4030 en H5130.
5. Voor het betreffende habitatype moet worden ingeschat of er een ongunstige verschuiving in soortensamenstelling kan optreden na steenmeelgift, zoals versnelde dominantie van pijpenstrootje of grijs kronkelsteeltje. Als deze situatie zich kan voordoen, moet worden afgezien van directe steenmeelgift.
6. Aandachtspunten 4 en 5 zijn niet (meer) aan de orde in degraderende en gedegradeerde situaties, d.w.z. waar gevoelige soorten al zijn verdwenen of al een ongunstige soortensamenstelling aanwezig is. Steenmeelgift kan hier worden toegepast in combinatie met andere maatregelen die ingrijpen op ongunstige dominantieverhoudingen.

3.3 Herstelmaatregelen op landschapsschaal

De processen die de omstandigheden op de standplaats sturen, kunnen spelen op de schaal van het landschap. De daarvoor benodigde maatregelen kunnen deels binnen natuurgebieden worden uitgevoerd, maar vaak zullen ook ingrepen daarbuiten nodig zijn. In welke mate en op welke afstand van het natuurgebied, is afhankelijk van de aard van het landschappelijke systeem. Zo wordt voor de waterhuishouding onderscheid gemaakt in lokale en grotere grondwatersystemen. Wanneer lokale grondwatersystemen de standplaatscondities bepalen, zijn antiverdrogingsmaatregelen in en nabij het natuurgebied meestal toereikend. De maatregelen op landschapsschaal moeten veelal worden gecombineerd met maatregelen op standplaatsschaal. Zo gaat op minerale bodems hydrologisch herstel op landschapsschaal vaak gepaard met het verwijderen van de door verdroging aangetaste bovenste bodemlaag door plaggen of afgraven op standplaatsschaal.

Het zijn vooral wind en water die in het Nederlandse landschap direct dan wel indirect de omstandigheden voor plant en dier bepalen. Deze factoren zorgen er tevens voor dat binnen de landschappen voldoende dynamiek optreedt, opdat de verschillende successiestadia – van pionier tot climax – naast elkaar kunnen voorkomen. Om te garanderen dat plant en dieren hun volledige levenscyclus kunnen voltooien, en daarmee blijvend kunnen voortbestaan, zullen de

natuurgebieden een voldoende omvang moeten hebben dan wel met elkaar verbonden zijn. Dit 'verbinden' betekent niet alleen ruimtelijk aaneenschakelen, maar ook het bevorderen van de werking van dispersievector via wind, water, dieren en de mens. In sommige gevallen is juist isolatie noodzakelijk om de verspreiding van concurrentiekrachtige soorten tegen te gaan. Het gaat dan niet alleen om invasieve exoten, maar bijvoorbeeld ook om het behoud van populaties van diersoorten die van oudsher moeilijk bereikbare locaties bevolken. Een bekend voorbeeld is de Noordse woelmuis (*Microtus oeconomus ssp. arenicola*) die gevoelig is voor concurrentie met andere woelmuissoorten zoals Veldmuis (*Microtus arvalis*) en Aardmuis (*Microtus agrestis*). Bij overlappende arealen verdringt de Veldmuis de Noordse woelmuis uit de graslanden en de Aardmuis de Noordse woelmuis uit relatief drogere ruigten en wat hoger gelegen rietlanden. De soort weet zich alleen te handhaven in refugia en in enkele geïsoleerde gebieden waar geen concurrenten voorkomen (Janssen & Schaminée 2008). Eveneens op de schaal van het landschap spelen de interacties tussen planten en dieren via het voedselweb. Door verzuring, vermesting, verdroging en versnippering zijn in veel gevallen schakels in de ketens in het voedselweb weggevallen, waardoor het systeem uit balans is geraakt en zelfs na herstel van de abiotische omstandigheden niet vanzelf terugkeert in zijn oorspronkelijke toestand. Om dat te bereiken is actief ingrijpen in voedselketens noodzakelijk, het zogenoemde actief biologisch beheer (o.a. Lamers 2006). Met zulke maatregelen bestaat nog maar weinig ervaring (zie 3.3.4).

3.3.1 Maatregelen gericht op herstel van de waterhuishouding

Door herstel van de waterhuishouding kunnen de negatieve effecten van verdroging worden tegengaan. Het gaat daarbij niet alleen om het verhogen van de grondwaterstanden, maar evenzeer om herstel van grondwaterstromen (kwel of voorkomen van overmatige wegzijging om verlies van basen in de wortelzone tegen te gaan). Daarmee worden ook de indirecte effecten van verdroging bestreden, namelijk verzuring als gevolg van vergrote invloed van regenwater en vermesting ten gevolge van verhoogde mineralisatie.

Herstel van de waterhuishouding behelst een heel palet van mogelijke maatregelen. Via een hydro-ecologische systeemanalyse (vooronderzoek) dient te worden bepaald welke (combinatie van) maatregelen noodzakelijk zijn. Op regionaal niveau gaat het bijvoorbeeld om het sluiten of verminderen van grondwateronttrekkingen ten behoeve van de drink- of industriewatervoorziening, het verondiepen van diepe hoofdwaterlopen zoals beken en kanalen, en het omzetten van sterk verdampende (donkere naald)bossen in open begroeiingen. Deze maatregelen zorgen enerzijds voor aanvulling van de grondwatervoorraad (sponswerking), anderzijds voor een toename van de stijghoogte van het diepere grondwater en daarmee tevens van de gemiddelde laagste grondwaterstand (GLG). Extensivering van het landgebruik in het inzigtgebied is gewenst wanneer door toestroming van met meststoffen en/of sulfaat verrijkt grondwater vermesting optreedt in het natuurgebied. In hoogvenen kunnen door een hoge stikstofdepositie berken tot een ongewenste dominantie komen. In vergelijking tot veen zonder berken, neemt de verdamping toe bij berkenopslag (Limpens 2009, 2011). Het verwijderen van berk in actieve hoogvenen leidt tot positieve effecten op de waterbalans (Limpens 2011). Deze effecten werken meestal door in het grondwaterregime m.a.w. het minder diep wegzakken van de waterstand in de zomer. Alleen in open water of op plekken met grote zijdelingse toestroming van water zal het effect op de waterbalans niet zichtbaar zijn in het grondwaterregime. Op lokaal

niveau, veelal binnen de natuurgebieden, valt te denken aan het dempen van sloten en greppels, het beduikeren van watergangen met een doorvoerfunctie, het verwijderen van rabatten en het dichtens of verwijderen van buisdrains. Ook het verwijderen van bos en struweel en eventueel van dammen die de natuurlijke afvoer van water over maaiveld belemmeren, kunnen positief uitwerken op het functioneren van lokale grondwatersystemen (Jansen et al. 1996).

Via deze maatregelen treden langduriger hoge grondwaterstanden op en stijgt de hoogste grondwaterstand (GHG). Maatregelen die gericht waren op het vasthouden van water, maar uiteindelijk hebben geleid tot verzuring, kunnen ongedaan gemaakt worden, bij voorkeur in combinatie met maatregelen die de toevoer van basenrijk(er) grondwater naar maaiveld herstellen. Daarbij kan gedacht worden aan het slechten van dammen. Met het begreppelen van verzuurde terreinen met als doel de afvoer van stagnant regenwater dient zeer terughoudend te worden omgegaan (Van der Hoek 2005; Jansen et al. 2007). Bovenal dienen maatregelen te worden genomen die de toevoer van basen via het grondwater bevorderen. Het begreppelen van laagten die van nature geen of slechts een geringe oppervlakkige afvoer kennen, werkt averechts (Jansen et al. 2001). Anders ligt het voor kraggen in laagvenen die al lange tijd afhankelijk zijn van de toevoer van schoon, basenrijk oppervlaktewater (Van Wirdum 1990). Het graven en onderhouden van greppels om het doordringen van basenrijk oppervlaktewater dat van elders is aangevoerd, onder en in kraggen te bevorderen, is een maatregel die succesvol kan zijn, indien de wegzijging naar de ondergrond niet te sterk is (Beltman et al. 2001). Exacte getallen zijn daarvoor niet te geven, maar bij een wegzijging van meer dan 1 mm/dag lijkt deze maatregel nog slechts beperkt succesvol; dat wil zeggen dat soorten van basenrijkere omstandigheden zich alleen weten te handhaven in de randen van sloten en greppels in de nabijheid van het inlaatpunt van het aangevoerde oppervlaktewater (Barendregt et al. 2004). Alleen langs de oevers van de greppels vestigen zich dan nog wat soorten van meer gebufferde omstandigheden (Beltman & Barendregt 2007). Bekalking van het inzigtgebied van lokale grondwatersystemen is een nuttige herstelmaatregel indien de waterhuishouding is hersteld, maar de bodem tot op grotere diepte is verzuurd. Voordat tot deze maatregel wordt overgegaan, is vooronderzoek noodzakelijk naar de mate van verzuring. Uit bekalkingsexperimenten in de Vechtplassen is gebleken dat alleen onder matig verzuurde omstandigheden herstel optreedt. Onder sterk verzuurde omstandigheden treedt nauwelijks herstel op, terwijl onder licht verzuurde omstandigheden juist verstoring plaatsvindt (Barendregt et al. 2004).

Onderdeel van hydrologisch herstel kunnen ook maatregelen zijn gericht op behoud en herstel van limitatie door fosfaat (zoals in H3140 en H3150). Deze maatregelen zijn erop gericht om de fosfaatconcentraties in het oppervlaktewater laag te houden. Hierdoor kan de limitatie door fosfaat gemakkelijker worden bereikt, treedt minder ophoping van fosfaat op in de bodem en leiden verhoogde nitraatconcentraties minder snel tot problemen. Het op orde krijgen van de fosfaatstatus is afhankelijk van zowel de concentratie in het oppervlaktewater als het opgehoopte fosfaat in sediment- en sliedlagen. De positieve gevolgen van het herstel van de waterhuishouding op de limitatie van fosfaat kunnen worden gefrustreerd door een sterke toename van het aantal broedende of overzomerende ganzen, bijvoorbeeld in vennen. Hoe deze aantallen kunnen worden beperkt zonder te jagen is een **kennislacune**.

In Deel II worden bovengenoemde maatregelen over het algemeen globaal genoemd, terwijl in Deel III ook de nadere invulling van de specifieke hydrologische maatregelen wordt besproken.

3.3.2 Maatregelen gericht op herstel wind- en waterdynamiek

Wind- en waterdynamiek zijn op landschapsschaal de belangrijkste processen die verstarring en veroudering tegengaan doordat ze er voor zorgen dat via erosie en sedimentatie telkens weer pionieromstandigheden worden gecreëerd. Deze processen zijn zowel in 'natte' als 'droge' landschappen van betekenis, zoals langs de kust, langs de rivieren en in Pleistocene zandgebieden en beekdalen.

Stikstofdepositie werkt verstarring en veroudering in de hand, niet alleen door het verhoogde aanbod aan voedingsstoffen en daarmee gepaard gaande accumulatie van biomassa en humus, maar ook door versnelde uitloging van basen in de toplaag van de bodem. Wind en water gaan op twee manieren deze effecten tegen: enerzijds door mechanische werking waardoor verse minerale substraten aan het maaiveld komen, anderzijds door toevoer van bufferstoffen (basen) via water en aanvoer van vers substraat (zand, leem of klei).

Maatregelen gericht op het herstellen van wind- en waterdynamiek zijn de laatste twee decennia vooral beproefd in de kustduinen, de binnenlandse zandverstuivingen en langs de grote rivieren (in het kader van 'Plan Ooievaar' en 'Ruimte voor de Rivier'). Langs de grote rivieren zijn door het verwijderen van zomerkaden, oeverbeschermingen (steenstorten) en van kribben, maar ook door het aanleggen van meestromende nevengeulen, erosie- en sedimentatieprocessen weer geactiveerd. Zo zijn door erosie weer nieuwe steilranden ontstaan en worden plaatselijk weer dunne zand- en sliblaagjes afgezet. Op sommige plaatsen zijn zelfs dikkere zandpakketten afgezet, die gingen verstuiven. Zo ontstonden nieuwe rivierduinen. Desondanks is de schaal waarop deze landschapsvormende processen kan plaatsvinden beperkt vanwege de bedijkingen van de Nederlandse rivieren voor de veiligheid, de belangen van de scheepvaart en de noodzaak van het snel afvoeren van hoogwaters. Andere geomorfologische processen in en langs rivieren, zoals de vorming van kronkelwaarden, het ontstaan van eilanden in de rivierloop, meandering en stroomrugvorming, kunnen vanwege deze belangen niet meer plaatsvinden.

Hoewel de stuifzanden bij lange na niet meer zo groot zullen worden als in de eerste helft van de 19^e eeuw, zijn sinds 1990 verschillende vrijwel geheel tot rust gekomen stuifzanden gereactiveerd. Hoewel ogenschijnlijk eenvoudig – kap het bos, verwijder strooisel- en humuslagen en laat de wind zijn werk doen – blijkt dat in de praktijk toch ingewikkelder te zijn. Zo is de bovenwindse aanwezigheid van verstufbare bodems een randvoorwaarde. Het weer op gang komen van winderosie is verder afhankelijk van de kracht van de wind en de verstufbaarheid van het zand. De windsterkte neemt toe naarmate de strijklengte groter is. De strijklengte wordt in hoge mate bepaald door openheid van het terrein. Vooral aan de zuidwestzijde – vanuit de overheersende windrichting – dient de wind daarom vrij spel te krijgen. De verstufbaarheid van het zand wordt sterk verminderd door bodemvocht, humus en de aanwezigheid van klei, leem, stenen en wortels in de bodem. Een goed begrip van de vroegere landvormen in nu vastgelegde stuifzandgebieden is eveneens een voorwaarde voor succesvol stuifzandherstel (Hermý et al. 1989). Via een vooronderzoek waarin deze aspecten in beeld worden gebracht, wordt vastgesteld welke terreindelen in aanmerking komen voor weer op gang brengen van verstuiving. Het verwijderen van de vegetatie en de organische bovenlaag moet tot

een zodanige diepte gebeuren dat wortels van vergrassers niet opnieuw kunnen uitlopen. Het verwijderen van bos en bosopslag is vaak onderdeel van de maatregel, niet alleen op de te herstellen stuifzandvlakte maar ook in de omgeving om voldoende strijklengte voor de wind te realiseren, om voldoende verstufbaar zand aan het oppervlak te brengen en om invang van stikstofdepositie te verminderen. Het afgraven van de bodem op de hoogste delen van op het zuiden geëxponeerde hellingen blijkt watererosie te bevorderen en daarmee het blootleggen van verstufbaar zand in de hand te werken, waardoor nieuwe stuifkuilen ontstaan. Wanneer de bodem verstoord is als gevolg van vroegere menselijke activiteiten zoals kleinschalige akkerbouw, is de laag met organisch materiaal vaak veel dikker. Dan is het nodig deze dikkere laag te verwijderen om verstufing of duurzame regeneratie van een vegetatie van voedselarme omstandigheden te bewerkstelligen. Wat geldt voor de binnenlandse zandverstuivingen, geldt in wezen ook voor de kustduinen.

3.3.3 Maatregelen gericht op herstel connectiviteit

Het Nederlandse landschap heeft de afgelopen eeuw ingrijpende veranderingen ondergaan waardoor planten en dieren veel minder in staat zijn om zich in hun habitats te handhaven dan wel om nieuwe, geschikte terreinen te bevolken. Zoals aangegeven zijn daarbij verschillende zaken van belang. Allereerst zijn veel van de resterende natuurgebieden te klein. Dit vergroot de kans op het lokaal uitsterven van populaties van plant- en diersoorten. Om dat tegen te gaan is het vergroten van natuurgebieden noodzakelijk. In grotere gebieden, zeker wanneer ze gekenmerkt zijn door heterogene structuren, bestaan meer uitwijkmogelijkheden bij het optreden van ongunstige situaties en is de kans op het getroffen worden door ongunstige gebeurtenissen kleiner. Een tweede factor van betekenis is de gebrekkige samenhang van de resterende natuurgebieden. Soorten kunnen zich daardoor niet meer of veel moeilijker verspreiden naar verder gelegen leefgebieden. Om deze twee redenen (vergroten omvang en herstel van verbondenheid) is in 1990 in het Natuurbeleidsplan (Ministerie van LNV 1990) de Ecologische Hoofdstructuur ontworpen, bestaande uit kerngebieden, natuurontwikkelingsgebieden en verbindingszones (die later ten dele zijn opgewaardeerd tot Robuuste Verbindingszones). Een derde oorzaak is dat veel verspreidingsmechanismen minder werkzaam zijn dan vroeger. In het verleden vond op lokale en regionale schaal veel meer uitwisseling plaats van zaden en andere diasporen via water (denk aan overstroming en bevoeiing), wind (open landschappen) en mens (gescheperde kuddes, transport van mest en hooi). Hetzelfde geldt voor veel kleine diersoorten. Tot op heden is in het natuurbeleid meer ingezet op het aanleggen van verbindingen om versnippering op te heffen, minder op het herstel van deze zogenoemde dispersievectoren (Ozinga 2008).

Ten slotte is de terreinheterogeniteit vaak afgenomen dat wil zeggen de samenhang tussen de verschillende habitats binnen en tussen gebieden. Onder invloed van verdroging, verzuring en vermessing, maar ook door steeds verdere verbossing, nam de oppervlakte met fijne mozaïeken af ten koste van grofkorrelige patronen. Veel soorten hebben voor het kunnen volbrengen van de verschillende fasen uit hun levenscyclus (bijvoorbeeld ei-larve-pop-imago) en voor het kunnen uitoefenen van verschillende behoeften (rusten, voedselzoeken, paren, broeden) verschillende onderdelen van het landschap nodig. Het verdwijnen van de fijnschalige afwisseling van (vegetatie)structuren (micro- en mesoschaal) en leefgebieden (meso- en macroschaal) heeft

geleid tot het lokaal uitsterven van soorten en tot versnippering van populaties van soorten. Binnen natuurgebieden en in de zones die natuurgebieden verbinden is het daarom noodzakelijk inrichtings- en beheermaatregelen te nemen die de terreinheterogeniteit bevorderen om aldus de kwaliteit van de verbindingen te vergroten. In dat opzicht is het herstellen dan wel creëren van gradiënten wenselijk, niet alleen omdat ze door veel diersoorten worden bewoond, maar ook omdat nogal wat plantensoorten in reactie op temporele variaties in standplaatscondities er op en neer kunnen pendelen.

3.3.4 Maatregelen gericht op herstel voedselketen

Zoals hiervoor al is aangegeven zijn door verzuring, vermesting, verdroging en versnippering vaak schakels in de ketens in het voedselweb weggevallen. Het systeem is daardoor uit balans geraakt, en zelfs na herstel van de abiotische omstandigheden keert het niet vanzelf terug in zijn oorspronkelijke toestand. Het herstellen van de vaak complexe voedselketens in aangetaste landschappen is dan ook een van de moeilijkste opgaven waarvoor het natuurherstel zich geplaatst ziet. Voor een aanzienlijk deel ontbreekt het nog aan kennis, zeker waar het plant-dierinteracties betreft. En hetzelfde geldt ook voor de beschikbaarheid van mineralen in ecosystemen en de balans daarvan in het dieet van dieren.

Tot nu toe is nog maar weinig ervaring opgedaan met het actief ingrijpen in voedselketens (actief biologisch beheer). De meest aansprekende voorbeelden hebben betrekking op het herstel van het voedselweb in plassen en meren (Lamers 2006; Jaarsma et al. 2008; Jansen et al. 2011). Door vroegere eutrofiëring met fosfaat zijn veel wateren troebel geworden. Hoewel op tal van plaatsen de fosfaatlast aanzienlijk is teruggebracht, trad toch geen herstel op van de vroegere helderheid van het water. Ze bleven troebel. Dit bleek toe te schrijven aan het opwoelen van de bodem door witvis, met name brasem en plaatselijk ook zonnebaars en karper, en de afwezigheid van algenetend zoöplankton. Met het ingrijpen in de voedselketen – het wegvangen van de witvissen – moeten wateren weer helder worden opdat er weer ondergedoken waterplanten in kunnen gaan groeien. Deze waterplanten vormen schuilplaatsen voor algenetend zoöplankton en witvisetende roofvissen, vooral de snoek. Door de complexiteit van de voedselketen die door actief biologisch beheer wordt gemanipuleerd is de kans op langdurig herstel gering (Gulati & Van Donk 2002). Aanvullende maatregelen zoals baggeren en het bedwingen van de nalevering van voedingstoffen uit de bodem (interne eutrofiëring) verhogen de kans op succes (Gulati et al. 2008).

3.4 Conclusies

De afgelopen twintig jaar zijn via de regeling Effect Gerichte Maatregelen (EGM) op grote schaal veel van de hierboven beschreven maatregelen uitgevoerd. Veel plantensoorten van de Rode Lijst (ruim 30 %) hebben hier in hoge mate van geprofiteerd (Jansen et al. 2010). De fauna heeft voornamelijk in mindere mate van deze maatregelen weten te profiteren. Het zijn vooral de vaatplanten van natte heiden, vennen, duinvalleien en natte schraallanden die grote vooruitgang hebben geboekt. Voor andere ecosystemen, waaronder droge heiden, heischrale graslanden en laagvenen, zijn de resultaten door tal van oorzaken (veel) minder positief (Jansen et al. 2011).

De uitdaging voor toekomstig herstelbeheer ligt in het ontwikkelen van succesvolle maatregelen voor de ecosystemen die tot op heden nog niet geprofiteerd hebben van alle inspanningen. Verder is het zaak de met herstelbeheer bereikte positieve resultaten veilig te stellen en te versterken door enerzijds verdere terugdringing van milieuverontreiniging, waaronder stikstofdepositie, en verdroging, en anderzijds door consequent en fijnchalig terreinbeheer. Om de erfenis van opgehoopte stikstof (en andere nutriënten) en zuren ongedaan te maken, is het noodzakelijk om ook bij verdere terugdringing van stikstofdepositie en verdroging effectgerichte maatregelen te blijven uitvoeren. Het is voornamelijk vaak niet duidelijk hoe vaak specifieke herstelmaatregelen herhaald moeten en kunnen worden. Maatregelen zoals bekalking van het inrijgebied kunnen een langdurig, positief effect te hebben (Dorland et al. 2005). Ook in vennen blijkt op de langere termijn een duurzaam herstel op te treden, mede onder invloed van de gedaalde atmosferische zwavel- en stikstofdepositie (Brouwer et al. 2009a, 2009b). In hun evaluatie van de regeling EGM concluderen Jansen et al. (2010) dat effectgerichte maatregelen ook op langere termijn effectief zijn. Dit wordt afgeleid uit het grotere aantal Rode-Lijstsoorten dat heeft geprofiteerd van de effectgerichte maatregelen in vergelijking met de Rode Lijst met Groene Stip uit 2000 (Bekker & Lammerts 2000). Verder bleek het overgrote deel van de soorten die toen een Groene Stip kreeg, deze te hebben behouden. Uit de totale lijst van soorten met een Groene Stip is verder af te leiden dat niet alleen pioniers en andere Rode-lijstsoorten van jonge successiestadia een Groene Stip hebben gekregen, maar eveneens veel Rode-lijstsoorten van oudere successiestadia. Van sommige andere herstelmaatregelen, zoals het baggeren en het graven van petgaten, zal de effectiviteit waarschijnlijk pas over enkele decennia duidelijk worden. Onderzoek en ervaringen uit de praktijk zullen moeten uitwijzen wat de veerkracht van de verschillende ecosystemen is.

De ontwikkeling van effectgerichte en herstelmaatregelen vraagt om veel kennis en ervaring in een intensieve samenwerking van onderzoekers en terreinbeheerders. Dat is de les die uit de succesvolle regeling EGM kan worden getrokken. De ontwikkeling van kennis voor herstelstrategieën is thans onder de hoede van het Boschap georganiseerd binnen het netwerk van Ontwikkeling en Beheer Natuurkwaliteit (O+BN). Spil in dit netwerk zijn de zogenoemde deskundigenteams. In gezamenlijkheid doorgronden onderzoekers en beheerders via laboratorium- en/of veldonderzoek voor veel situaties de sturende factoren en processen rond verzuring, vermesting en verdroging. Op grond van de uitkomsten van dat onderzoek zijn en worden effectgerichte en herstelmaatregelen ontwikkeld en met succes in de praktijk uitgevoerd (Jansen et al. 2010).

In eerste instantie richtten de deskundigenteams zich op het herstel van vegetatie en flora door het onderzoeken van de standplaatsomstandigheden van specifieke ecosystemen zoals vennen, natte schrale graslanden, trilvenen, heischrale graslanden, droge duingraslanden en hoogvenen. Gaandeweg vonden twee cruciale ontwikkelingen plaats. Ten eerste kwam er steeds meer aandacht voor de fauna en de eisen die ze stelt aan haar leefgebied. Door aanpassing van de schaal en de wijze van uitvoering van de maatregelen gingen dieren vaker profiteren van herstelmaatregelen. Ten tweede veranderde de benaderingswijze van de schaal van ecosystemen (standplaatschaal) naar die van het landschap. In 2005 werden de deskundigenteams dan ook ingedeeld naar landschapstypen. Daarmee kreeg het onderzoek naar herstelmaatregelen op landschapsschaal een solide basis.

Maar ook de voorbereiding en de uitvoering van de nieuwe, vaak complexe maatregelen vereist veel kennis. Voor zulke complexe maatregelen heeft de terreinbeheerder specifieke voorkennis nodig van het betreffende natuurgebied. Daarom werden in het kader van de regeling Effectgerichte Maatregelen (EGM) zogenoemde vooronderzoeken uitgevoerd. In opdracht van terreinbeheerders werden hydro-ecologische analyses uitgevoerd of werden de kansen verkend voor herstel van verstuing in de duinen of in dichtgegroeide binnenlandse stuifzanden. Het uitvoeren van zo veel maatregelen vraagt uiteraard ook om de documentatie en evaluatie van de resultaten (monitoring). Dit gebeurde via de zogenoemde beleidsmonitoring waarvoor de terreinbeheerders maximaal vijf procent van hun EGM-budget gebruikten. De uitkomsten werden gerapporteerd aan het Ministerie waarmee inzicht ontstond in de effectiviteit van de regeling EGM. De gegevens illustreerden bovendien welke soorten en systemen met welke maatregelen al dan niet effectief worden ondersteund (Jansen et al. 2010). De resultaten van de beleidsmonitoring brachten tevens kennislacunes in beeld die door de deskundigenteams tot kennisvragen werden uitgewerkt. Daarmee versterkte de beleidsmonitoring de verwevenheid tussen beleid, uitvoering en onderzoek.

Samen met de Adviescommissie Kennis vormen de deskundigenteams de kennispoot binnen het O+BN netwerk. Deze commissie van beleidsmakers, beheerders en onderzoekers adviseert het Ministerie van Economische Zaken, Landbouw en Innovatie over de wenselijkheid en kwaliteit van onderzoek en de praktische inzetbaarheid van maatregelen, waarbij de beleidsmatige context is verschoven van effectgericht beleid naar vraagstukken rond de inrichting van de Ecologische Hoofdstructuur, het soortenbeleid, Natura 2000 en het Programma Aanpak Stikstof (PAS). Het inzetten van de inhoudelijke en organisatorische kennis en ervaring in de cyclus van beleid, onderzoek, uitvoering en monitoring die is opgedaan binnen EGM zal beslist bijdragen aan het voortvarend en met succes aanpakken van deze vraagstukken.

3.5 Literatuur

- Annema, M. & A.J.M. Jansen 1998. Het herstel van het vroongrondengebied Midden- en Oostduinen op Goeree. *Stratiotes* 17: 20-60.
- Bakker, J.P. 1989. Nature management by grazing and cutting. PhD thesis University of Groningen. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.

- Barendregt, A. B. Beltman, E. Schouwenberg & G. van Wirdum 2004. Effectgerichte maatregelen tegen verdroging, verzuring en stikstofdepositie op trilvenen (Noord-Holland, Utrecht en Noordwest-Overijssel). Expertisecentrum LNV, Ede.
- Bartelink, H.H., H.F. van Dobben, J.M. Klap & Th.W. Kuyper 2001. Maatregelen om effecten van eutrofiering en verzuring in bossen met bijzondere natuurwaarden tegen te gaan: synthese. OBN rapport 13. Expertisecentrum LNV, Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij, Ede.
- Bekker, R.M. & E.J. Lammerts 2000. Naar een Rode Lijst met Groene Stip voor hogere planten in Nederland; eindrapport 1e en 2e fase. Dienst Landelijk Gebied/IKC Natuurbeheer, Ede.
- Bekker, R.M. 2009. 20 jaar ontgronden voor natuur op zandgronden. *De Levende Natuur* 110: 9–15.
- Bekker, R.M., J.H.J. Schaminée, J.P. Bakker & K. Thompson 1998. Seed bank characteristics of Dutch plant communities. *Acta Botanica Neerlandica* 47: 15–26.
- Beltman, B., T. van den Broek, A. Barendregt, M.C. Bootsma & A.P. Grootjans 2001. Rehabilitation of acidified and eutrophied fens in The Netherlands: Effects of hydrologic manipulation and liming. *Ecological Engineering* 17: 21–31.
- Beltman, B.G.H.J. & A. Barendregt 2007. Herstelmaatregelen in verzuurde schraallanden in laag-Nederland. *De Levende Natuur* 108: 87–92.
- Bergsma, H., J.J. Vogels, M. Weijters, R. Bobbink, A.J.M. Jansen & L. Krul 2016. Tandrot in de bodem – hoeveel biodiversiteit kan de huidige minerale bodem nog ondersteunen? *Bodem* 1:27–29.
- Besselink, D., D. Logemann, H. van der Werfhorst, A.J.M. Jansen & B. Reeze 2017. Handboek ecohydrologische systeemanalyse beekdallandschappen. Feuilleton Beekherstel. STOWA 2017–5, Stowa, Amersfoort.
- Bijlsma, R.J., J. Sevink & R.W. de Waal 2014. Droog zandlandschap. In: Jansen, A.J.M., H. van Dobben, J. Bouwman, M. Nijssen & D. Bal, 2014. Deel III Landschapsecologische inbedding van de herstelstrategieën. http://pas.natura2000.nl/pages/herstelstrategieen-deel_iii.aspx
- Blume, H. P., G. W. Brümmer, H. Fleige, R. Horn, E. Kandeler, I. Kögel-Knabner, R. Kretschmar, K. Stahr & B. M. Wilke 2016. *Scheffer/Schachtschabel Soil Science*. 1st editie. Springer-Verlag, Berlin Heidelberg.
- Bobbink, R., E. Brouwer, J. ten Hoopen & E. Dorland 2004. Herstelbeheer in het heidelandschap: effectiviteit, knelpunten en duurzaamheid. In: G.J. van Duinen, R. Bobbink, Ch. van Dam, H. Esselink, R. Hendriks, M. Klein, A. Kooijman, J. Roelofs & H. Siebel (red.). *Duurzaam natuurherstel voor behoud van biodiversiteit; 15 jaar herstelmaatregelen in het kader van het Overlevingsplan Bos en Natuur*. Rapport Expertisecentrum LNV nr. 2004/305, Ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit, Ede, pag. 33–70.
- Bobbink, R., M. Weijters, M. Nijssen, J. Vogels, R. Haveman & L. Kuiters 2009. Branden als EGM maatregel. Rapport DK nr. 2009/dk117-O.
- Bobbink, R., L. van den Berg, H. Tomassen & M. Weijters 2013. Effecten van stikstofdepositie: is herstelbeheer zinvol? *De Levende Natuur* 114: 138–142.
- Bobbink, R., H. Bergsma, J. den Ouden & M. Weijters 2017. Na het zuur geen zoet? Bodemverzuring in droog zandlandschap een blijvend probleem. *Landschap* 34 (2): 61–69.

- Bobbink, R., H. Siepel, J. Vogels & M. Weijters 2019. Herstel van Oude eikenbossen: kennishiaten, onderzoek en verkenning van maatregelen. Rapport B-Ware Research Centre. Rapportnummer: RP-18.082.19.25. Nijmegen. 56 p.
- Bokdam, J. 2003. Nature conservation and grazing management: free ranging-cattle as a driving force for cyclic vegetation succession. PhD thesis Wageningen University.
- Bossuyt, B., O. Honnay & M. Hermy 2003. An island biogeographical view of the successional pathway in wet dune slacks. *Journal of Vegetation Science* 14: 781–788.
- Brouwer, E., G.H.P. Arts, H. van Dam & H. van Kleef 2009a. Duurzaamheid venherstel: evaluatie van herstelmaatregelen in vennen. Rapport Directie Kennis-LNV, Ede.
- Brouwer, E., H. van Kleef, H. van Dam, J. Loermans, G.H.P. Arts, & J.D.M Belgers 2009b. Effectiviteit van herstelbeheer in vennen en duinplassen op de middellange termijn. Directie Kennis en Innovatie, Ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit, Ede.
- Buishand, T.A. & C.A. Velds 1980. Klimaat van Nederland 1: Neerslag en verdamping. Koninklijk Nederlands Meteorologisch Instituut, De Bilt, pp. 66–67.
- Cappers, R.T.J. 1993. Seed dispersal by water: a contribution to the interpretation of seed assemblages. *Vegetation history and Archaeobotany* 2: 173–186.
- Ceulemans, T, R Merckx, M Hens, O Honnay 2011. A trait-based analysis of the role of phosphorus vs. nitrogen enrichment in plant species loss across North-west European grasslands. *Journal of Applied Ecology* 48: 1155–1163.
- Ceulemans, T, R Merckx, M Hens, O Honnay 2013. Plant species loss from European semi-natural grasslands following nutrient enrichment—is it nitrogen or is it phosphorus? *Global Ecology and Biogeography* 22: 73–82.
- Ceulemans, T., C.J. Stevens, L. Duchateau, H. Jacquemyn, D.J.G. Gowing, R. Merckx, H. Wallace, N. van Rooijen, T. Goethem, R. Bobbink, E. Dorland, C. Gaudnik, D. Alard, E. Corket, S. Muller, N.B. Dise, C. Dupré, M. Diekmann & O. Honnay 2014. Soil phosphorus constrains biodiversity across European grasslands. *Global Change Biology* 20: 3814–3822.
- Ceulemans, T., M. van Geel, H. Jacquemyn, M. Boeraeve, J. Plue, L. Saar, G. Peeters, K. van Acker, S. Grauwels, B. Lievens & O. Honnay 2019. Arbuscular mycorrhizal fungi in European grasslands under nutrient pollution. *Global Ecology and Biogeography* 28: 1796–1805.
- Chardon, W.J. 2008. Uitmijnen of afgraven van voormalige landbouwgronden ten behoeve van natuurontwikkeling. Een studie in het kader van 'Bodemdiensten'. Rapport 1683. Alterra, Wageningen.
- De Deyn G.B., C.E. Raaijmakers & W.H. van der Putten 2004. Bodemfauna bevordert herstel van soortenrijke graslanden. *De Levende Natuur* 105: 10–12.
- De Deyn, G.B., C.E. Raaijmakers, H.R. Zoomer, M.P. Berg, P.C. de Ruiter, H.A. Verhoef, T.M. Bezemer & E.H. van der Putten 2003. Soil invertebrate fauna enhances grassland succession and diversity. *Nature* 422: 711–713.
- De Graaf, M.C.C., R. Bobbink, J.G.M. Roelofs & P.J.M. Verbeek 1998. Differential effects of ammonium and nitrate on three heathland species. *Plant Ecology* 135: 185–196.
- De Jong, J.J. 2011. Effecten van oogst van takhout op de voedingstoestand en bijgroei van bos. Alterra-rapport 2202, Wageningen.

- De Vries, B.W.L., E. Jansen, H.F. van Dobben, Th.W. Kuyper 1995. Partial restoration of fungal and plant species diversity by removal of litter and humus layers in stands of Scots pine in The Netherlands. *Biodiversity and Conservation* 4: 156–164.
- De Vries, W., M. Weijters, A. de Jong, R. de Waal, P. Bolhuis, J. Bloem, A. van den Burg, G.-J. van Duinen & R. Bobbink. 2017. Herstel loofbossen op droge zandgronden. Doorgaande verzuring van op droge zandgronden onder loofbossen en herstel mogelijkheden door steenmeeltoediening. Wageningen Environmental Research, Wageningen, Mei 2017.
- De Vries, W., M.J. Weijters, J.J. de Jong, S.P.J. van Delft, J. Bloem, A. van den Burg, G.A. van Duinen, E. Verbaarschot & R. Bobbink. 2019. Verzuring van loofbossen op droge zandgronden en herstel mogelijkheden door steenmeeltoediening. Rapport OBN–229–DZ. Vereniging van Bos- en Natuureigenaren (VBNE, Driebergen).
- Del Moral, R., J.H. Titus, & A.M. Cook 1995. Early primary succession on Mount St. Helens, Washington, USA. *Journal of Vegetation Science* 6: 107–120.
- Dorland, E. R. Bobbink & E. Brouwer 2005. Herstelbeheer in de heide: een overzicht van maatregelen in het kader van OBN. *De Levende Natuur* 106: 204–208.
- Exley, C. & J. Derek Birchall 1992. The cellular toxicity of aluminium. *Journal of Theoretical Biology* 159:83–98.
- Fenner, M. 1985. Seed ecology. Chapman and Hall, London/New York.
- Fujita, Y., H. Olde Venterink, P.M. van Bodegom, J.C. Douma, G.W. Heil, N. Hölzel, E. Jabłońska, W. Kotowski, T. Okruszko, P. Pawlikowski, P.C. de Ruiter & M.J. Wassen 2014. Low investment in sexual reproduction threatens plants adapted to phosphorus limitation. *Nature* 505: 82–86.
- Galatowitsch, S.M. & A.G. van der Valk 1995. Natural revegetation during restoration of wetlands in the Southern Prairie Pothole Region of North America. In: Wheeler, B.D., S.C. Shaw, W.J. Foyt & R.A. Robertson (eds.), *Restoration of temperate wetlands*, pp. 129–142. Wiley and Sons, Chichester.
- Geurts, J.J.M. 2010. Restoration of fens and peat lakes: a biogeochemical approach. PhD thesis, Radboud University Nijmegen.
- Gough, M.W. & R.H. Marrs 1990. A comparison of soil fertility between semi-natural and agricultural plant communities: implications for the creation of species-rich grassland on abandoned agricultural land. *Biological Conservation* 51: 83–96.
- Grootjans, A.P., J.P. Bakker, A.J.M. Jansen & R.H. Kemmers 2002a. Restoration of brook valley meadows in the Netherlands. *Hydrobiologia* 478: 149–170.
- Grootjans, A.P., L. Geelen, A.J.M. Jansen & E.J. Lammerts 2002b. Restoration of coastal dune slacks in the Netherlands. *Hydrobiologia* 478: 181–203.
- Gulati, R.D. & E. van Donk 2002. Lakes in the Netherlands, their origin, eutrophication and restoration: state of the art review. *Hydrobiologia* 478: 73–106.
- Gulati, R.D., L.M.D. Pires & E. van Donk 2008. Lake restoration studies: failures, bottlenecks and prospects of new ecotechnological measures. *Limnologica* 38: 233–247.
- Harris, J.A. & R. van Diggelen 2006. Ecological restoration as a project for global society. In: J. van Andel & J. Aronson *Restoration ecology: the new frontier*, pp. 3–15. Blackwell Publishing, Oxford.
- Haveman, R., W. van Dijk & P.A.M. van Winden 1999. Heischrale graslanden op het infanterieschietkamp Harskamp – branden als natuurbeheersmaatregel. *Stratiotes* 18: 3–9.

- Hermy, M., G. de Blust & M. Sloodmaekers 1989. Natuurbeheer. Davidsfonds, Leuven.
- Hommel, P.W.F.M. & R.W. de Waal 2003. Boomsoort bepaalt bostype op verzuringsgevoelige bodem. *Stratiotes* 26: 3–19.
- Hommel, P.W.F.M., R.W. de Waal, B. Muys, J. den Ouden & Th. Spek 2007. Terug naar het lindewoud – strooiselkwaliteit als basis voor ecologisch bosbeheer. KNNV Uitgeverij, Zeist.
- IUCN 1998. Internationale richtlijnen voor herintroducties. Gland, Zwitserland.
www.iucnsscrg.org/images/English.pdf.
- Jaarsma, N., M. Klinge & L. Lamers 2008. Van helder naar troebel en weer terug. Utrecht: STOWA.
- Jansen, A.J.M. 2000. Hydrology and restoration of wet heathland and fen meadow communities. Thesis, Rijksuniversiteit Groningen.
- Jansen, A.J.M., C.J.S. Aggenbach, A.T.W. Eysink & D. van der Hoek 2007. Herstel van natte schraallanden op minerale gronden. *De Levende Natuur* 108: 96–102.
- Jansen, A.J.M. & J.G.M. Roelofs 1996. Restoration of *Cirsio-Molinietum* wet meadows by sod cutting. *Ecological Engineering* 7: 279–298.
- Jansen, A.J.M. & P.C. Schipper 1997. Tips voor herstel van natte schraallanden. *De Levende Natuur* 98: 304–309.
- Jansen, A.J.M., J. Bouwman, C. Rövekamp & J. Sevink 2014. Visie van Het Nationale Park De Hoge Veluwe op natte natuur, van visie naar planvorming en uitvoering. *De Levende Natuur* (115) 6: 253–257.
- Jansen, A.J.M., Eysink, A.Th.W. & C. Maas 2001. Hydrological processes in a *Cirsio-Molinietum* fen meadow: implications for restoration. *Ecological Engineering* 17: 3–20.
- Jansen, A.J.M., G. ter Heerdt & G. Koopmans 2011. Laagveen: Terra Nova, levend water in Loenderveen. In: M.I. Kamphuis, A.J.M. Jansen & J. Bouwman; *Werken aan natuur, 20 jaar effectgerichte maatregelen*, p. 115–128. KNNV Uitgeverij/Unie van Bosgroepen, Driebergen/Ede.
- Jansen, A.J.M., Grootjans, A.P. & M.H. Jalink 2000. Hydrology of Dutch *Cirsio-Molinietum* meadows: prospects for restoration. *Applied Vegetation Science* 3: 51–64.
- Jansen, A.J.M., L.F.M. Fresco, A.P. Grootjans & M.H. Jalink 2004. Effects of restoration measures on plant communities of wet heathland ecosystems. *Applied Vegetation Science* 7: 243–252.
- Jansen, A.J.M., M.C.C. de Graaf & J.G.M. Roelofs 1996. The restoration of species-rich heathland communities in The Netherlands. *Vegetatio* 126: 73–88.
- Jansen, A.J.M., R.M. Bekker, R. Bobbink, J.H. Bouwman, R. Loeb, H. van Dobben, G.A. van Duinen & M.F. Wallis de Vries 2010. De effectiviteit van de regeling Effectgerichte Maatregelen (EGM) voor Rode-Lijstsoorten. De Tweede Rode Lijst met Groene Stip voor vaatplanten en enkele diergroepen in Nederland. Rapport Unie van Bosgroepen, Directie Kennis en Innovatie Ministerie Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit. 222 p.
- Jansen, A.J.M., H. van Dobben, J. Bouwman, M. Nijssen & D. Bal 2014. Deel III Landschapsecologische inbedding van de herstelstrategieën.
http://pas.natura2000.nl/pages/herstelstrategieen-deel_iii.aspx
- Janssen, J.A.M. & J.H.J. Schaminée (red.) 2008. Europese natuur in Nederland: soorten van de Habitatrichtlijn. Tweede herziene en uitgebreide druk. KNNV Uitgeverij, Zeist.
- Kardol, P., A. van der Wal, T.M. Bezemer, W. de Boer & W.H. van der Putten 2009. Ontgronden en bodembeestjes: geen gelukkige combinatie. *De Levende Natuur* 110: 57–61.

- Kemmers, R.H. 2011. Effecten van verzuring op bodemleven en stikstofstromen in bossen. Alterra rapport 2204. Alterra, Wageningen UR, 42p.
- Kemmers, R.H., H. van Dobben, W. Wamelink & A.J.M. Jansen 2007. Effecten van het generieke milieubeleid op het terugdringen van de verzuring en het herstel van natuurwaarden in multifunctionele bossen op arme zandgronden. Alterra-rapport 1521, Alterra, Wageningen.
- Klimkowska, A., R. van Diggelen, A.P. Grootjans & W. Kotowski 2010. Prospects for fen meadow restoration on severely degraded fens. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 12: 245–255.
- Klimkowska, A., R. van Diggelen, S. den Held, R. Brienen, S. Verbeek & K. Vegelin 2009. Seed production in fens and fen meadows along a disturbance gradient. *Applied Vegetation Science* 12: 304–315.
- Klooker, J., R. van Diggelen & J.P. Bakker 1999. Natuurontwikkeling op minerale gronden. Ontgronden nieuwe kansen voor bedreigde plantensoorten. Rapport Rijks Universiteit Groningen (met Engelse samenvatting).
- Kros, J., B.J. de Haan, R. Bobbink, J.A. van Jaarsveld, J.G.M. Roelofs & W.de Vries 2008. Effecten van ammoniak op de Nederlandse natuur. Wageningen, Alterra-rapport 1698, 132 p.
- Kuiters, A.T. 2002. Hoofed animals in nature areas: theory and practice versus research. *Vakblad Natuurbeheer* 41: 21–23.
- Lamers, L. (ed.) 2006. Onderzoek ten behoeve van het herstel en beheer van Nederlandse laagveenwateren. Eindrapportage 2003–2006. Directie Kennis, Ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit; DK nr. 2006/057-O.
- Lamers, L.P.M., E.C.H.E.T. Lucassen, A.J.P. Smolders & J.G.M. Roelofs 2005. Fosfaat als adder onder het gras bij “nieuwe natuur”. *H2O* 17: 28–30.
- Lamers, L.P.M., H.B.M. Tomassen & J.G.M. Roelofs 1998b. Sulfate-induced eutrophication and phytotoxicity in freshwater wetlands. *Environmental Science Technology* 32:199–205.
- Lamers, L.P.M., W.C.E.P. Verberk, J. Schouwenars, M. Klinge, W.J. Rip, J.T.A. Verhoeven & G. Kooijman 2009. Laagveenherstel: soorten turven of het landschap boetseren? *De Levende Natuur* 110: 153–157.
- Limpens, J. 2009. De rol van de berk bij herstel en beheer van hoogveen. Gecombineerde resultaten van ‘Vervolg OBN Hoogveenonderzoek’ & ‘Effecten van berkenopslag en dichtheid op hoogveenvegetaties behorende tot het natte zandlandschap’. Rapport DK nr. 2009/dk119-O, Ministerie van LNV, Ede.
- Limpens, J. 2011. Onderzoek ten behoeve van herstel en beheer van Nederlandse hoogvenen. Concept eindrapportage OBN Hoogveenonderzoek 2009–2010; –Verlenging onderzoek naar effecten van berkenopslag en dichtheid op hoogveenvegetaties behorende tot het natte zandlandschap–. Rapport Wageningen Universiteit in opdracht van het ministerie van LNV.
- Lucassen, E., M. van Roosmalen & J. Roelofs 2019. Heideherstel met vulkamin. Een beter alternatief voor dolocal? *Landschap* 36 (1).
- Mallik, A. U. & C. H. Gimingham 1985. Ecological effects of heather burning: II. Effects on seed germination and vegetative regeneration. *Journal of Ecology* 73:633–644.
- Marrs, R.H. 1993. Soil fertility and nature conservation in Europe: Theoretical considerations and practical management solutions. *Advances in Ecological research* 24: 241–300.

- Marrs, R.H., C.S.R. Snow, K.M. Owen & C.E. Evans 1998. Heathland and acid grassland creation on arable soil at Minsmere: identification of potential problems and a test of cropping to impoverish soils. *Biological Conservation* 85: 69–82.
- Ministerie van Landbouw, Natuurbehoud en Visserij 1990. Natuurbeleidsplan. Regeringsbeslissing. Tweede Kamer, vergaderjaar 1989–1990, 21149, nrs 2–3.
- Mol, G., Vriend, S.P., van Gaans, P.F.M. 2003. Feldspar weathering as the key to understanding soil acidification monitoring data; a study of acid sandy soils in the Netherlands. *Chemical Ecology* 202, 417–441.
- Mouissie, A.M. 2004. Seed dispersal by large herbivores. PhD thesis University of Groningen.
- Niemeyer, T., M. Niemeyer, A. Mohamed, S. Fottner & W. Härdtle 2005. Impact of prescribed burning on the nutrient balance of heathlands with particular reference to nitrogen and phosphorus. *Applied Vegetation Science* 8:183–192.
- Odland, A. & R. del Moral 2002. Thirteen years of wetland succession following a permanent drawdown, Myrkdalen, Norway. *Plant Ecology* 162: 185–198.
- Olde Venterink, H., M.J. Wassen, A.W.M. Verkroost & P.C. de Ruiter 2003. Species richness–productivity patterns differ between N, P and K limited wetlands. *Ecology* 84: 2191–2199.
- Olde Venterink, H. 2011. Does phosphorus limitation promote species–rich plant communities? *Plant and Soil* 345: 1–9.
- Olsthoorn, A.F.M., C.A. van den Berg & J.J. de Gruijter 2006. Evaluatie van bemesting en bekalking in bossen en de ontwikkeling in onbehandelde bossen; Alterra rapport 1337, 39 pp.
- Ozinga, W.A., J.H.J. Schaminée, J.H.J., R.M. Bekker, S. Bonn, P. Potschloed, O. Tackenberg, J.P. Bakker & J.M. van Groenendael 2005. Predictability of plant species composition from environmental conditions is constrained by dispersal limitation. *Oikos* 108: 555–561.
- Ozinga, W.A. 2008. Dispersal strategies of plants in Dutch landscapes. PhD Thesis, Radboud University Nijmegen.
- Ozinga, W.A., S.M. Hennekens, J.H.J. Schaminée, N.A.C. Smits, R.M. Bekker, C. Römermann, L. Klimeš, J.P. Bakker & J.M. van Groenendael 2007. Local aboveground persistence of vascular plants: life–history trade–offs and environmental constraints. *Journal of Vegetation Science* 18: 489–497.
- Pywell, R.F., N.R. Webb & P.D. Putwain 1994. Soil fertility and its implications for the restoration of heathland on farmland in southern Britain. *Biological Conservation* 70: 168–181.
- Rout, G., S. Samantaray & P. Das 2001. Aluminium toxicity in plants: a review. *Agronomie* 21:3–21.
- Schaminée, J.H.J. & A.J.M. Jansen (red.) 1998. Wegen naar natuurdoeltypen. Ontwikkelingsreeksen en hun indicatoren ten behoeve van herstelbeheer en natuurontwikkeling (sporen A en B). Rapport 26, IKC–Natuurbeheer, Wageningen, 320 pp.
- Schaminée, J.H.J. & S.M. Hennekens 1985. Bodem en vegetatie van de Wylré–akkers (Zuid–Limburg): van bouwland naar krijthellinggrasland. *De Levende Natuur* 86: 53–60.
- Schipper, P. & B. van Tooren 2007. Restauratie van schraallanden is maatwerk. *De Levende Natuur* 108: 135–139.
- Schouwenaars J.M., H. Esselink, L.P.M. Lamers & P.C. van der Molen 2002. Ontwikkelingen en herstel van hoogveensystemen: bestaande kennis en benodigd onderzoek. Rapport

- EC-LNV nr. 2002/084 O, Expertisecentrum LNV, Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij, Ede.
- Siepel, H., A. Cliquet, L.C. Vreugdenhil & R.J. Bijlsma 2017. Wat kunnen we doen, wat moeten we laten? Herstel van het droog zandlandschap. *Landschap* 2017: 87–93.
- Siepel, H., J. Vogels, R. Bobbink, R.-J. Bijlsma, E. Jongejans, R. de Waal & M. Weijters 2018. Continuous and cumulative acidification and N deposition induce P limitation of the micro-arthropod soil fauna of mineral-poor dry heathlands. *Soil Biology and Biochemistry* 119:128–134.
- Sival, F.P. & W.J. Chardon 2004. Natuurontwikkeling op fosfaatverzadigde gronden: fosfaatonttrekking door een gewas. Rapport 1090. Alterra, Wageningen.
- Smeenge H & A.J.M Jansen 2012. Gorsse Heide, verkocht wegens vrede. *De Levende Natuur*, 113 (2): 49–55.
- Smits, N.A.C. 2010. Restoration of nutrient-poor grasslands in Southern Limburg: vegetation development and the role of soil processes. Proefschrift Rijksuniversiteit Utrecht, 148 pp.
- Smits, N.A.C., R. Bobbink, J.H. Willems & J.H.J. Schaminée 2007. Evaluatie van een kwart eeuw schapenbegrazing op de Bemelerberg. *Natuurhistorisch Maandblad* 96: 114–121.
- Smolders, A.J.P., E.C.H.E.T. Lucassen, M. van der Aalst, L.P.M. Lamers & J.G.M. Roelofs 2008. Decreasing the abundance of *Juncus effusus* on former agricultural lands with noncalcareous sandy soils: possible effects of liming and soil removal. *Restoration Ecology* 16: 240–248.
- Smolders, A.J.P., M. Moonen, E.C.H.E.T. Lucassen, L.P.M. Lamers & J.G.M. Roelofs 2006b. Changes in pore water chemistry of desiccating freshwater sediments with different sulphur contents. *Geoderma* 132: 372–383.
- Smolders, A.J.P., L.P.M. Lamers, E.C.H.E.T. Lucassen & J.G.M. Roelofs 2006a. Internal eutrophication: how it works and what to do about it – a review. *Chemistry & Ecology* 22: 93–111.
- Smolders, F., J. Roelofs & E. Lucassen 2011. Goede grond voor natuur. Abiotische bodemcondities sturen vegetatieontwikkeling in natuurgebieden. *Bodem* 2011(2): 11–13.
- Stortelder, A.H.F., P.W.F.M. Hommel, R.W. de Waal, K.W. van Dort, J.G. Vrieling & R.J.A.M. Wolf 1998. Broekbossen. Bosesystemen van Nederland deel 1. KNNV, Utrecht.
- Strykstra, R.J. 2000. Reintroduction of plant species: shifting setting. PhD Thesis University of Groningen.
- Strykstra, R.J. & R.M. Bekker 1997. De beschikbaarheid van zaden, een probleem met een staartje. *De Levende Natuur* 98: 90–96.
- Stuyfzand, P.J., 1993. Hydrochemistry and hydrology of the coastal dune area of the Western Netherlands. Thesis. Vrije Universiteit, Amsterdam.
- Van Andel, J. & A.P. Grootjans 2006. Concepts in restoration ecology. In: J. van Andel & J. Aronson (eds.), *Restoration Ecology; the new frontier*, pp. 16–28. Blackwell Publishing, Melbourne/Oxford/Victoria.
- Van den Berg, L.J.L., Dorland, E., Vergeer, P., Hart, M.A.C., Bobbink, R. & Roelofs, J.G.M. 2005. Decline of acid-sensitive plant species in heathland can be attributed to ammonium toxicity in combination with low pH. *New Phytologist* 166: 551–564.
- Van den Burg, A., R.J. Bijlsma en R. Bobbink 2015. Arme bossen verdienen beter. OBN Deskundigenteam Droog zandlandschap. KNNV Publishing Zeist.

- Van der Berg, A., R. Haveman & M. Hornman 2000. De Kleine wrattenbijter *Gampsocleis glabra* herontdekt in Nederland (Orthoptera: Tettigoniidae). Nederlandse Faunistische Mededelingen II: 1–12.
- Van der Hoek, D. 2005. The effectiveness of restoration measures in species-rich fen meadows. PhD Thesis, Wageningen University.
- Van der Molen, P., G.J. Baaijens, A.P. Grootjans, A.J.M. Jansen, J. van Beek, D. Bal & H. Beijer 2010. Landschapsecologische analyse LESA. Dienst Landelijk Gebied, Utrecht.
- Van Diggelen, R., H. Bergsma, R.J. Bijlsma, R. Bobbink, A. van den Burg, J. Sevink, H.N. Siebel, H. Siepel, J. Vogels, W. de Vries & Maaike Weijters 2019. Steenmeel en natuurherstel: een gelukkige relatie of een risicovolle combinatie? Vakblad Natuur Bos Landschap 155: 20–23.
- Van Duinen, G.J., E. Brouwer, A.J.M. Jansen, J.G.M. Roelofs & M.G.C. Schouten 2009. Van hoogveen- en venherstel naar herstel van een 'compleet' nat zandlandschap. De Levende Natuur 110: 118–123.
- Van Turnhout, C., E. Brouwer, M. Nijssen, S. Stuijzand, J. Vogels, H. Siepel & H. Esselink 2008. Herstelmaatregelen in heideterreinen; invloed op de fauna. Samenvatting OBN onderzoek en richtlijnen met betrekking tot de fauna. Rapport DK nr. 2008/042-O, Directie Kennis Ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit, Ede.
- Van Uytvanck J., T. Milotic & M. Hoffmann 2008. Effecten van extensieve begrazing op spontane verbossingsprocessen – middellange en lange termijneffecten. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2008 (INBO.R.2008.53). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.
- Van Wieren, S.E. 2006. Populations: re-introductions. In: J. van Andel & J. Aronson (eds.), Restoration Ecology; the new frontier, pp. 82–92. Blackwell Publishing, Melbourne/Oxford/Victoria.
- Van Wieren, S.E., G.W.T.A. Groot Bruinderink, I.T.M. Jorritsma & A.T. Kuiters 1997. Hoefdieren in het boslandschap. Backhuys, Leiden.
- Van Wirdum, G. 1979. Ecoterminologie en grondwaterregime. W.L.O.-mededelingen 6: 19–24.
- Van Wirdum, G. 1990. Vegetation and hydrology of floating rich-fens. Thesis Universiteit van Amsterdam.
- Verberk, W.C.E.P. & H. Esselink 2003. Faunaherstel vereist de integratie van landschapsecologie en dierecologie. Landschap 20: 3–7.
- Verberk, W.C.E.P., A.P. Grootjans & A.J.M. Jansen 2009. Natuurherstel: van standplaats naar landschap. De Levende Natuur 110: 105–110.
- Verhagen, H.M.C. 2007. Changing Land Use Restoration perspectives of low production communities on agricultural fields after top soil removal. PhD Thesis, University of Groningen.
- Vogels, J.J., A. van den Burg, E. Remke & H. Siepel 2011. Effectgerichte maatregelen voor het herstel en beheer van faunagemeenschappen van heideterreinen. Evaluatie en ontwerp van bestaande en nieuwe herstelmaatregelen (2006–2010) Directie Kennis en Innovatie, Ministerie van Economische Zaken, Landbouw en Innovatie, Den Haag. Rapport nr. 2011/OBN152-DZ.
- Vogels, J. J., N. R. Webb & H. Siepel 2013. Economy and ecology of heathlands. Hoofdstuk 14. Impact of changed plant stoichiometric quality on heathland fauna composition. In

- W.H. Diemont, W.J.M. Heijman, H. H. Siepel, and N. R. Webb, editors. KNNV publishing. Zeist.
- Vogels, J.J., R. Bobbink, E. Verbaarschot, M. Weijters & H. Siepel 2016a. Fosfaattoevoeging Heide – OBN-onderzoeksproject OBN 2012–31–DZ.
- Vogels, J.J., R. Bobbink, M. Weijters & H. Bergsma 2016b. Het droge heidelandschap in de 21e eeuw: aandacht voor mineralogie en historisch landgebruik. *De Levende Natuur* 117: 245–250.
- Vogels, J.J., R. J. Bijlsma, R. Bobbink & E. Verbaarschot 2017a. Monitoring OBN onderzoek “fosfaattoevoeging heide”. VBNE, Driebergen, 31 p.
- Vogels, J.J., W. C.E.P. Verberk, L.P.M. Lamers & H. Siepel 2017b. Can changes in soil biochemistry and plant stoichiometry explain loss of animal diversity of heathlands? *Biological Conservation* 212, Part B: 432–447.
- Vogels, J. J., R. Loeb, E. Brouwer, R. Felix & M. Scherpenisse 2017c. Optimaliseren van herstelmaatregelen voor habitattypen van droge heide – De stikstofverwijderingspotentie van de gecombineerde maatregel branden en drukkbeграzen. Stichting Bargerveen, Nijmegen, 81 pag.
- Vogels, J., M. Weijters, H. Bergsma, R. Bobbink, H. Siepel, J. Smits & L. Krul 2018. Van bodemherstel naar herstel van fauna in een verzuurd heidelandschap. *De Levende Natuur* 119:200–204.
- Wassen, M.J., H. Olde Venterink, E.D. Lapshina & F. Tanneberger 2005. Endangered species persist under phosphorus limitation. *Nature* 437: 547–550.
- Wheeler, B.D. 1995. Introduction: restoration and wetlands. In: Wheeler, B.D., S.C. Shaw, W.J. Foyt & R.A. Robertson (eds.), *Restoration of temperate wetlands*, pp. 1–18. Wiley and Sons, Chichester.
- Wallis de Vries, M. F., R. Bobbink, E. Brouwer, K. Huskens, E. Verbaarschot, R. Versluijs & J.J. Vogels 2014. Drukkbeграzing en chopperen als alternatieven voor plaggen van natte heide – Effecten op korte termijn en evaluatie van praktijkervaringen. Rapport OBN191–NZ, Ministerie van Economische Zaken, Den Haag, 178 p.
- Weijters, M., R. Bobbink, E. Bohnen–Verbaarschot, B. Van de Riet, J. Vogels, H. Bergsma & H. Siepel 2018. Herstel van heide door middel van slow release mineralengift. Resultaten van 3 jaar steenmeelonderzoek. OBN222–DZ. VBNE, Driebergen, 216 p.
- Weijters, M., R. Bobbink, F. van der Zee, H. Bergsma, & E. Verbaarschot. 2019. Herstel van heischraal grasland: een praktijkproef met steenmeeltoepassing in Noord–Brabant. Eindrapportage . Rapportnr. RP–16.066.19.12 Onderzoekcentrum B–WARE, Nijmegen.
- Whittaker, R.J., S.H. Jones, & T. Partomihardjo 1997. The rebuilding of an isolated rain forest assemblage: how disharmonic is the flora of Krakatau? *Biodiversity Conservation* 6: 1671–1696.
- Wouters, B., M. Nijssen, J. Vogels & R. Verdonschot 2009. Eindrapport Voorbereidingsplan Kustduinen. Rapport Stichting Bargerveen, Nijmegen.
- www.natuurkennis.nl. Website Ontwikkeling + Beheer Natuurkwaliteit.