

# Herstelstrategie Bos van arme zandgronden (leefgebied 13)

Nijssen, M.E., H.M. Beije, R. Bobbink, J.H. Bouwman, G.A. van Duinen, D. Groenendijk, M.J. Weijters & N.A.C. Smits

Het leefgebied is afgeleid van de subtypen a en b van het natuurdoeltype 3.64 (Bos van arme zandgronden; Bal et al. 2001). Dit leefgebied betreft bos van arme zandgronden voor zover die bossen niet overlappen met het sterk verwante habitattype Oude eikenbossen (H9190). Deze herstelstrategie gaat over het stikstofgevoelige leefgebied van meerdere soorten. Om voor de afzonderlijke soorten het volledige leefgebied in beeld te brengen, staat in Bijlage 1 en 2 van Deel II een compleet overzicht van de leefgebieden van de genoemde soorten.

## Leeswijzer

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

## 1. Kenschets

Deze herstelstrategie omvat het Bos van arme zandgronden als leefgebied voor Korhoen, Nachtzwaluw, Draaihals en Zwarte specht, zoals dat is beschreven als subtype a en subtype b van het natuurdoeltype Bos van arme zandgronden (3.64). Het gaat hierbij om Naaldbos van arme zandgronden (subtype a), en Loofbos van arme zandgronden, dat wordt gedomineerd door loofbomen, vooral Zomereik en Ruwe berk (subtype b). Het eerste subtype heeft geen overlap met habitattypen. Het tweede subtype komt deels overeen met habitattype Oude eikenbossen (H9190), namelijk voor zover het loofbos van arme zandgronden bestaat uit een tenminste honderdjarige bosopstand en/of voor zover het voorkomt op een oude bosgroeiplaats (1850 of ouder). Omdat voor H9190 een aparte herstelstrategie is opgesteld, beperkt deze herstelstrategie zich – naast Naaldbos van arme zandgronden – tot de jongere loofbossen van arme zandgronden.

Het leefgebied bestaat uit **vrij laag tot matig hoog opgaand bos met een vrij open structuur**, voorkomend op leemarme, oligo- tot mesotrofe, meestal (matig) droge, zure zandgrond. De boomlaag bestaat uit Grove den (subtype a) en/of hoofdzakelijk uit Zomereiken en berken (subtype b). De struiklaag is weinig tot niet ontwikkeld, met eventueel Sporehout en Wilde lijsterbes of Amerikaanse vogelkers. **Dit bos is kenmerkend voor het stuifzandlandschap en de leemarme delen van het dekzandlandschap op de Hogere zandgronden**. Het door Grove den gedomineerde bos komt van nature alleen voor als pionierbos op stuifzand; de ondergroei bestaat uit korstmossen en wolfsklauwen en later uit bladmosse. Na maximaal vijftig jaar gaat zich humus ontwikkelen in de bodem en ontstaan fasen met schrale grassen, gevolgd door bosbessen, Struikhei of Kraaihei. Het door Zomereik en Ruwe berk gedomineerde bos ontstaat uit naaldbos (als gevolg van successie) of ontwikkelt zich rechtstreeks vanuit bosopslag op bijvoorbeeld heidevelden. De ondergroei is vergelijkbaar met die van het dennenbos. **Uiteraard kan zowel naaldbos als loofbos van arme zandgronden ook ontstaan door aanplant van de genoemde boomsoorten op de betreffende gronden**.

In het leefgebied Bos van arme zandgronden komen vier soorten voor van de Vogelrichtlijn waarvoor de **stikstofgevoeligheid van het type een probleem kan vormen voor de kwaliteit van het leefgebied**. De specifieke effecten voor fauna worden beschreven in Deel I (paragraaf 2.4). Afhankelijk van het belang en de functie van dit habitattypen voor de soorten, kunnen ook andere habitats noodzakelijke onderdelen van het leefgebied vormen. Voor een volledig overzicht van de deelhabitats, zie bijlage 1 en 2 van Deel II. **Er is onduidelijkheid over de effecten van stikstof op het leefgebied van de Wespindief (Sierdsema et al. 2008)**. Vooralsnog is deze soort niet meegenomen in deze herstelstrategie. De nummers in de kolom 'Effecten van stikstofdepositie' verwijzen naar de betreffende factoren zoals deze zijn beschreven in Deel I.2 (figuur 2.17).

Soortgroep	VR-soort	Belang en functie	KDW	N-gevoeligheid van leefgebied*	Effecten van stikstofdepositie
Vogels	Korhoen	Klein: foerageergebied	1071	Mogelijk	Afname kwantiteit voedselplanten (3) + afname prooibeschikbaarheid (6)
Vogels	Nachtzwaluw	Groot: voortplantings- en foerageergebied	1071	Mogelijk	Afname nestgelegenheid (2) + Afname prooibeschikbaarheid (6)
Vogels	<b>Zwarte specht</b>	Groot: voortplantings- en foerageergebied	1071	Ja (afname bosmieren en andere prooidieren)	Afname prooibeschikbaarheid (6)
Vogels	Draaihal	Groot; voortplantings- en foerageergebied	1071	Mogelijk	Koeler en vochtiger microklimaat (1) + afname prooibeschikbaarheid (6)

\* Een verandering van het leefgebied onder invloed van N-depositie is vaak voor slechts een deel van de soorten die van het leefgebied gebruik maakt negatief, terwijl dat voor andere soorten niet het geval is. Daarom kunnen er in de kolom 'N-gevoeligheid van leefgebied' meerdere kwalificaties staan, afhankelijk van de soort die het betreft.

**Afbakening voor Vogelrichtlijnsoorten:** De VR-soorten die voorkomen in het leefgebied Bos van arme zandgronden gebruiken dit om te foerageren en te broeden. Het Korhoen foerageert als

adult voornamelijk op **bosbessen en op knoppen en bladeren van kruiden en dwergstruiken**. De jonge kuikens zijn afhankelijk van ongewervelden als voedsel (Wegge & Kastdalen 2008; Vogels 2013). **Zwarte specht en Draaihals foerageren op mieren op de bosbodem en daarnaast de Zwarte specht op insecten in staand en liggend dood hout, met name keverlarven vooral van in hout levende boktorren** (Verstrael et al. 2018). Naaldbomen met een losse bast fungeren voor Zwarte specht als foerageerlocatie in de winter (Pearce-Higgins et al. 2007). De Nachtzwaluw foerageert op vliegende nachtactieve insecten op (half)open plekken, zoals bos met een open structuur, kapvlaktes en bosranden (Van Kleunen et al. 2007; Verstraeten et al. 2011). **Korhoen, Draaihals en Nachtzwaluw foerageren ook vaak in open gebieden buiten bossen (m.n. heide en agrarisch gebied) en zijn in veel mindere mate voor hun voedsel gebonden aan dit leefgebied dan Zwarte specht**. Zwarte specht broedt in zelfgemaakte holtes in dikke bomen in oudere bossen, met name oude loofbomen en (minder preferent) Grove dennen. Draaihals broedt in bestaande holtes, vaak in oude berken. De Nachtzwaluw broedt op de grond, maar vrijwel nooit wanneer de boomlaag en/of de ondergroei gesloten zijn. **Het Korhoen broedt in Nederland niet in bossen, maar op aangrenzende open heidevelden**. Hierbij moet gerealiseerd worden dat het Korhoen van nature (ook vroeger in Nederland) broedt in overgangen van bos naar heide- en hoogveengebieden. **Het Korhoen ondervindt momenteel in bossen en langs bosranden echter een hoge predatiedruk van Havik** (Jansman et al. 2014), dat broeden en foerageren vrijwel beperkt is tot open heidevelden die een veel nutriënten- en mineralenarmer karakter hebben. Overigens is de voedselsituatie voor de kuikens – wat als een van de meest kritieke punten wordt beschouwd voor deze soort – zowel in bosranden als in open heideterreinen ronduit slecht, **waarschijnlijk gestuurd door een matige voedselkwaliteit van de heidevegetatie voor insecten als gevolg van verzuring, vermesting en veranderd beheer** (Vogels 2013).

Voor Korhoen, Draaihals en Nachtzwaluw zijn geen gebieden in kustduinen aangewezen en dus betreft deze beschrijving alleen de bossen op de hogere zandgronden.

## 2. Ecologische randvoorwaarden

### 2.1 Zuurgraad

De optimale zuurgraad voor dit type leefgebied omvat een pH van 4,5 en lager (pH-H<sub>2</sub>O). Als de pH stijgt boven de 4,5 kan het niet meer in goed ontwikkelde vorm voorkomen (Runhaar et al. 2009).

### 2.2 Vochttoestand

Het bereik van de vochttoestand is matig droog tot droog, met vochtig en matig nat als aanvullend bereik (Bal et al. 2001). Gemiddeld laagste grondwaterstand: zeer diep.

#### 2.2.1 Waterherkomst

Regenwater, lokaal ook stagnerend grondwater (vochtige varianten).

## 2.3 Voedselrijkdom

De optimale range voor voedselrijkdom van dit type leefgebied is zeer voedselarm, met matig voedselarm als aanvullend bereik (Runhaar et al. 2009).

## 2.4 Landschapsecologische processen

Van de genoemde VR-soorten is alleen de Zwarte specht gebonden aan bos van arme zandgronden (maar meer nog aan de iets rijkere bostypen op zandgronden), de andere soorten leven allemaal op de grens van (halfopen) bos en droge tot vochtige heideterreinen (H2310, H4010A, H4030). Hoewel vroeger de open bodem van (halfopen) bossen veelvuldig werd gebruikt door de VR-soorten, lijkt de kwaliteit van de aangrenzende heideterreinen momenteel in de meeste gevallen van groter belang dan de kwaliteit van het bos voor een duurzaam voortbestaan van deze soorten. Dit geldt met name voor het Korhoen, waarbij voldoende voedsel in lage vegetatie voor de kuikenoverleving in de eerste weken van cruciaal belang is. De Nachtzwaluw kan sterk profiteren van een hoog voedselaanbod (met name nachtvinders en kevers die leven van dood hout en mest) op de overgang van bos naar heide, maar is door zijn grote foerageergebied hier niet geheel van afhankelijk.

Zie de informatie uit de landschapsdoorsneden (Deel III).

## 2.5 Regulier beheer

Loofbossen van arme zandgronden (subtype b) hoeven niet beheerd te worden. In opgaand bos vindt wel vaak regelmatig houtoogst plaats. Voor de instandhouding, inclusief lichtminnende mantel- en zoomgemeenschappen, is wel ruimtelijke variatie in lichtaanbod (langs pad- en bosranden en open plekken) vereist.

Hoewel voor het broeden oude bossen met oude, grote bomen worden gebruikt, vertoont de Zwarte specht bij het foerageren voorkeur voor relatief jonge bossen van 15–30 jaar oud, zowel aangeplant als na spontane vestiging als foerageerhabitat, vooral waar op kapvlaktes oude boomstobben zijn blijven staan (onderzoek in Noorwegen en de Alpen). De naastgelegen oude bossen worden als broedgebied gebruikt (Rolstad et al. 1998; Bocca et al. 2007).

De Nachtzwaluw is in Noordwest-Europa voor een belangrijk deel gebonden aan kapvlaktes en in Engeland wordt handhaving van bosbeheer waarin nieuwe kapvlaktes ontstaan als belangrijk beschermingsinstrument gezien voor de soort (Conway et al. 2007).

Aangezien naaldbossen van Grove den (subtype a) door natuurlijke successie op de lange termijn overgaan in loofbossen kan gebruik worden gemaakt van begrazing door wilde grazers en/of gedomesticeerde runderen die de verjonging met loofbomen tegenhouden, in het geval successie ongewenst zou zijn. De effecten van begrazing op de biodiversiteit van (ondergroei in) bossen zijn echter onduidelijk. Baeté & Vandekerckhove (2001) concluderen dat er geen eenduidig zicht is op de algemene werking en effecten van begrazing ten aanzien van flora, fauna en fungi van bossen. Van Uytvanck et al. (2008) vonden in wat voedselrijkere bossen met een soortenrijke ondergroei echter grote effecten van jaarrondbegrazing, zowel op de ondergroei als op de vestiging en overleving van bomen. Ook voor de genoemde VR-soorten zijn effecten van bosbegrazing onbekend.

### 3. Effecten van stikstofdepositie

De kritische depositiewaarde voor het leefgebied Bos van arme zandgronden is afgeleid van de subtypen a en b van het natuurdoeltype 3.64 (Bos van arme zandgronden; Bal et al. 2001). De kritische depositiewaarde voor dit leefgebied is door Van Dobben et al. (2012) vastgesteld op 15 kg N/ha/jaar (1071 mol N/ha/jaar) en is gebaseerd op de bovenkant van de empirische range, gelet op modeluitkomst (EUNIS G1.8: Acidophilous Quercus-dominated woodland en G3.4: Pinus sylvestris woodland south of the taiga, Bobbink & Hettelingh 2011).

De beeldbepalende vegetatietypen waarop de berekening van de KDW is gebaseerd, zijn:

41Aa3	Kussentjesmos-Dennenbos
42Aa1	Berken-Eikenbos

Bewezen effecten van stikstofdepositie op de vegetatie van bossen die door kunnen spelen op de fauna (conform paragraaf 2.4 van Deel I) zijn een verhoogde productie van biomassa in de ondergroei en in de boomlaag (Falkengren-Grerup & Eriksson 1990) en voor de ondergroei een hogere en homogenere vegetatiestructuur en een afname van kruiden en lage grassen (Ohlson et al. 1995; Magill et al. 1997).

#### 3.1. Verzuring

Boomgroei wordt vrijwel altijd gestimuleerd door een verhoging van de N-depositie tot een niveau van 15 kg N/ha/jaar, maar bij langdurige en hoge N-depositie (boven de 20–30 kg N/ha/jaar) neemt de groei veelal weer af en kan dan lager zijn dan in gebieden met een lage N-depositie (Bobbink & Hettelingh 2011; De Vries et al. 2014). Een afname in de groei bij hogere N-depositie wordt waarschijnlijk veroorzaakt door verzuring en daaraan gerelateerde veranderingen in de bodemchemie (tekorten aan basen, daling pH, hoge concentratie  $\text{NH}_4^+$  en  $\text{Al}^{3+}$ ), maar beperking door P kan ook een rol spelen (Braun & Flückiger 2013). Het overschot aan stikstof als gevolg van verhoogde depositie leidt via verschillende processen (zoals verzuring, competitie tussen plantensoorten, herbivorie, aantasting van mycorrhiza, ziekten, stapeling van strooisel en verhoogde kans op dominantie door exoten) tot grote verschuivingen en een drastische vermindering van plantendiversiteit in de ondergroei van bossen (Gilliam 2006; Bobbink & Hettelingh 2011; De Vries et al. 2017). Verder zijn er ook bewijzen voor een verstoorde nutriëntenbalans in planten, zoals een toename van de hoeveelheid N in bladeren en naalden (Magill et al. 1997), een verschuiving in de verhoudingen van vrije aminozuren en een significante afname van P in de naalden van Grove den (Edfast et al. 1990; Jonard et al. 2015) en afname van elementen als Ca, Mg en K in blad en hout van Zomereik (Lucassen et al. 2014; Bobbink et al. 2017) bij depositiewaarden van 20 tot 30 kg/ha/jr. In hoeverre deze verstoorde nutriëntenbalans in planten leidt tot een afname van de voedselkwaliteit voor herbivore diersoorten en hoe dit doorwerkt in de hogere trofische niveaus is nog grotendeels een kennislacune.

In bossystemen op arme zandgronden met dominantie van Grove Den, Zomereik of Beuk treedt ook van nature uitspoeling van basische kationen en stapeling van strooisel op. **Verzuring als gevolg van atmosferische N-depositie en –in het verleden– S-depositie<sup>1</sup> leidt echter tot versnelde uitspoeling van basen, lage pH en hoge concentraties van vrij  $\text{Al}^{3+}$  en  $\text{NH}_4^+$  en daardoor tot vermindering van de vitaliteit van de bomen en afname van planten- en diersoorten (Bobbink & Hettelingh 2011; De Vries et al. 2017).** De dominante boomsoorten, in dit geval Zomereik en Grove den, hebben een relatief slecht verteerbaar strooisel als gevolg van een hoge C/N verhouding, een laag Ca-gehalte en een hoog gehalte aan stoffen die de afbraak van strooisel afremmen (o.a. polyfenolen). **En hoe armer en zuurder de bodem is, des te trager de afbraak van strooisel verloopt, des te meer strooisel er geaccumuleerd wordt en des te meer uitloging van de minerale bovengrond optreedt. De verzuring is daarmee een zelf versterkend proces (Bobbink et al. 2017).** Er is sprake van slecht afbreekbaar strooisel als deze er meer dan vier jaar over doet om te verteren en van goed afbreekbaar strooisel als deze verteert binnen twee jaar (Den Ouden et al. 2010). Typische bosplanten verdwijnen door verstikking door stapeling van slecht afbreekbaar strooisel (Bobbink et al. 2017). Verzuring en versterkte strooiselophoping hebben ook tot gevolg dat de mycorrhiza-vormende paddenstoelen in aandeel teruglopen en dat de soortensamenstelling van de mycoflora verandert (Weeda et al. 2005; Arnolds & Veerkamp 2008). **De verwachte negatieve gevolgen van N-depositie op de ectomycorrhiza-bezetting van boomwortels zijn echter, met uitzondering van Grove den, nog lang niet altijd voldoende in de praktijk gekwantificeerd (De Vries et al. 2017; kennislacune).** De verzuring en slechtere afbreekbaarheid van het strooisel leidt verder tot een verandering in de bodemfauna.

De effecten van langdurige en versnelde verzuring heeft ook een sterke invloed op de minerale bodemsamenstelling, waarbij een aantal essentiële voedingsstoffen versneld zijn uitgespoeld. Dit proces is ook middels experimenten aangetoond. Vergelijkend onderzoek naar de chemie van bodem, blad en spinthout van vitale en minder vitale of dode eiken toonde aan dat de basenverzadiging van de bodem rondom minder vitale zomereiken aanzienlijk is afgenomen tot circa 30%. **Door verzuring spoelen Ca, Mg en K versneld uit naar diepere bodemlagen.** De beschikbaarheid van deze mineralen in de wortelzone is zo sterk afgenomen dat in bladeren en spinthout een gebrek optreedt. Daarnaast treedt in eiken op uitgeloopte bodems P gebrek op, waarschijnlijk ten gevolge van het vrijkomen van aluminium ( $\text{Al}^{3+}$ ) en wellicht ook het afsterven van ectomycorrhiza. Waarschijnlijk veroorzaken deze tekorten mede de afname van de vitaliteit van eiken en eikensterfte (Lucassen et al. 2014; Bobbink et al. 2017). Zeer onlangs zijn metingen uitgevoerd, die laten zien dat niet alleen de basenverzadiging van droge zandbodems verminderd is, maar ook de onderliggende voorraad verweerbare mineralen met basische kationen significant is aangetast (Bergsma et al. 2016, 2018). **Dit betekent dat de bodem zich bij gelijkblijvende zuurlast niet kan herstellen, maar juist achteruit blijft gaan.**

**Waarschijnlijk interfereren de verzuring van de bodem, versnelde uitspoeling van voedingsstoffen en het in oplossing gaan van aluminium met de effecten van verhoogde stikstofdepositie en**

---

<sup>1</sup> In de jaren negentig van de vorige eeuw was de bijdrage van S-verbindingen bij bodemverzuring nog aanzienlijk hoger, maar door de zeer sterke reductie van de emissies van S wordt het verzurend effect van atmosferische depositie in West-Europa vrijwel alleen bepaald (> 90%) door N-verbindingen. Gereduceerd N is overigens al decennia lang de hoofdcomponent (> 75%) van de N-depositie in Nederland (De Vries et al. 2017).

leiden ze samen tot een verstoorde nutriëntenbalans in planten en dieren. Deze verstoring wordt als mogelijke oorzaak gezien voor een verlaging van de voedselkwaliteit voor herbivore dieren en hun predatoren. Een studie aan de voedselketen eik-wintervlinder-koolmees-sperwer in voedselarme en iets rijkere bossen toont echter aan dat verzuring en vermessing in bossen van arme zandgrond kunnen leiden tot gebrek aan specifieke aminozuren en vitamine B2 tot bovenin de voedselketen (Van den Burg 2000). Recent wordt onderzoek uitgevoerd naar de mechanismen van een veranderende nutriëntenbalans. Het is niet vastgesteld of ook de genoemde VR-soorten hinder ondervinden van veranderingen in de voedselkwaliteit van planten, maar op basis van onderzoek in onder andere de heide (Vogels et al. 2011, 2017) is de verwachting dat deze veranderingen een oorzaak zijn voor afname van de aantallen (grote) insecten in zure bossen en daarmee het prooi-aanbod is afgenomen (kennislacune).

### 3.2 Vermesting

De toename van N als gevolg van atmosferische depositie zorgt voor een verschuiving van de verhouding tussen N en P in de vegetatie (o.a. Bobbink & Hettelingh 2011; Jonard et al. 2015). De effecten van een hogere N/P ratio zijn terug te vinden in de abundantie en reproductie bij zowel herbivoren, detritivoren als predatoren. Bij veldkrekels bijvoorbeeld bleken de groei en reproductie beter bij een hogere P beschikbaarheid in het voedsel (Vogels et al. 2013b). Bij nachtpauwogen was de ontwikkelingsduur korter en de overleving beter op heideplanten met lagere N/P verhouding. Beide soorten zijn geen typische soorten zijn van bossen, maar er wordt vermoed dat P-gebrek voor veel meer diersoorten een probleem vormt (Nijssen et al. 2017, Vogels et al. 2011, 2017) en daarmee, samen met verminderde beschikbaarheid van basische kationen en hogere (toxische) concentraties van Al- en N-verbindingen, de opbouw van faunagemeenschappen en van voedselweb relaties in arme bossen op voormalige stuifzanden en droge heiden verstoort. Vogels et al. (2011) stellen dat het optreden van P-limitatie in een van oudsher N-gelimiteerd (of N/P co-gelimiteerd) systeem een sterke factor van aantasting kan zijn voor veel karakteristieke faunasoorten. Deze soorten zullen hun voedselinname afmeten aan het limiterende element (in de oorspronkelijke situatie de hoeveelheid opgenomen N), waardoor ze in bossen op N-verzadigde bodems minder biomassa eten en daardoor veel lagere hoeveelheden P opnemen. Daarnaast zijn er volgens deze auteurs aanwijzingen voor een verlaagde inname van eiwitten, ondanks het verhoogde totaal N-gehalte in heideplanten. Gebleken is dat een groot deel van de N die door de bomen en heideplanten wordt opgenomen niet wordt omgezet in eiwitten, maar in niet verteerbare structuren, wellicht in celwanden. Vermoed wordt dat de fauna geen onderscheid kan maken tussen totaal N en verteerbaar N, als gevolg waarvan minder eiwit wordt opgenomen dan gewenst zou zijn voor het metabolisme van het individu (Van den Burg et al. 2014; Vogels et al. 2016, 2017) (kennislacune).

### 3.3 Fauna

Naar de effecten van stikstofdepositie op de genoemde VR-soorten is geen onderzoek uitgevoerd. Het feit dat de aanwezigheid van de Nachtzwaluw positief is gecorreleerd met open zandige plekken en open plekken met strooisel en negatief is gecorreleerd met de dichtheid van bos, maakt het aannemelijk dat verruiging van de ondergroei en het hoger en versneld groeien van bomen heeft geleid tot een afname van nestgelegenheid (effect 2) voor de Nachtzwaluw (Verstraeten et al. 2011).



Daarnaast is het aannemelijk dat verruiging met grassen en struweel tot een afname in beschikbaarheid van dierlijk en plantaardig voedsel heeft geleid voor zowel Korhoen, Draaihals als Zwarte specht (effect 3 en 6). In agrarisch gebied is aangetoond dat Draaihals in het broedseizoen vegetaties met meer dan 50% open bodem sterk prefereert, terwijl de hoogte van de vegetatie verder niet van invloed is (Weisshaupt et al. 2011). Het is aannemelijk (maar niet bewezen door middel van onderzoek of monitoring) dat de dichtheid van de mierenfauna in halfopen bossen van arme zandgronden de laatste decennia door vergrassing achteruit is gegaan (Peeters et al. 2004). Daarnaast zijn mieren als gevolg van verruiging minder goed bereikbaar geworden voor gespecialiseerde insectivoren als Draaihals (Bijlsma 2002) en in mindere mate de meer op houtmieren foeragerende Zwarte specht (Van Maanen 2002). Het Korhoen foerageert als adult voornamelijk op bosbessen en knoppen en bladeren van kruiden en dwergstruiken, waarbij de dieetkeuze verandert gedurende het seizoen (Starling-Westerberg 2001). Jonge kuikens (tot 14 à 15 dagen) zijn voor een snelle eerste groeifase afhankelijk van dierlijk voedsel, vooral (larven van) insecten en schakelen daarna over op vruchten en kruiden (Wegge & Kastdalen 2008). Zowel de beschikbaarheid van insecten, als van (variatie in) kruiden en dwergstruiken op de bosbodem neemt waarschijnlijk af bij verruiging. Korhoen, Draaihals en Nachtzwaluw foerageren ook vaak in open gebieden buiten Bossen van arme zandgronden (m.n. heide en agrarisch gebied) en zijn in mindere mate voor hun voedsel gebonden aan dit leefgebied dan Zwarte specht.

## 4. Andere omstandigheden die de effecten van stikstofdepositie beïnvloeden

### 4.1 Successie

Het verouderen van bossen en daarmee het sluiten van de kroonlaag heeft grote gevolgen op de samenstelling van de ondergroei. Verheyen et al. (2012) stelden in een grootschalige studie zelfs dat dit effect in de afgelopen decennia in Europese bossen groter is geweest dan het effect van verhoogde stikstofdepositie. Mogelijk treden grotere veranderingen in de ondergroei die door verhoogde N-depositie worden veroorzaakt pas op wanneer in de toekomst weer gaten vallen in de kroonlaag (Verheyen et al. 2012). Bossuccessie zou volgens modelstudies worden versneld door hoge N-depositie.

Het verouderen van bossen heeft deels tegengestelde effecten op de genoemde VR-soorten. De Zwarte specht heeft zich de afgelopen decennia in Nederland sterk kunnen uitbreiden als gevolg van het verouderen van bossen, waarbij bomen dikker worden en geschikt raken als broedlocatie (Van Maanen 2002). De meer gesloten kroonlaag en de verandering in ondergroei die met de veroudering gepaard gaat, heeft waarschijnlijk een negatief effect op de voedselvoorziening van Korhoen en Zwarte specht en op de broedgelegenheid voor de Nachtzwaluw. Dit wordt onderbouwd door studies die aangeven dat met name jonge bossen (tot ± 30 jaar oud) door deze soorten worden gebruikt (o.a. Rolstad et al. 1998; Bocca et al. 2007; Pearce-Higgins et al. 2007). Door natuurlijke successie veranderen naaldbossen met Grove den geleidelijk in loofbossen. Afgezien dat hierdoor waarschijnlijk effecten op de VR-soorten optreden via verandering in de ondergroei (zie hierboven) is dit nadelig voor de Zwarte specht, die voor zijn voedselvoorziening



in de winter grotendeels afhankelijk is van insecten in naaldhout, aangezien hiervan de bast eenvoudig is los te maken.

#### 4.2 Dominantie van Amerikaanse vogelkers

De samenstelling van boomsoorten kan ook sterk veranderen, door massale uitbreiding van de **niet inheemse en invasieve Amerikaanse vogelkers** (*Prunus serotina*). Voedselrijkdom van de bodem (onder andere door **verhoogde stikstofdepositie**) speelt een kleine rol in de vestiging en uitbreiding van de soort, maar het ontstaan van open plekken met geschikte lichtcondities in de kroonlaag en ondergroei is veel belangrijker (Codefroid et al. 2005; Vanhellemont 2009). Massale vestiging en uitbreiding van deze soort leidt tot een sterke vermindering van de kwaliteit van het leefgebied voor de VR-soorten, omdat het open karakter en daarmee de toegankelijkheid van het bos afneemt en eventueel ook de beschikbaarheid en bereikbaarheid van voedsel (bosbessen, nachtvinders, mieren). Amerikaanse vogelkers beïnvloedt door het strooisel de bodem. Enerzijds kan het blauwzuur in het strooisel zorgen voor minder schimmels en minder bodemfauna gerelateerd aan schimmels, terwijl larven van kevers en vliegen numeriek talrijker worden (Eijsackers 1978). Anderzijds zorgt het relatief zeer goed afbreekbare strooisel van Amerikaanse vogelkers voor een betere strooiselomzetting in zure bossen (Nyssen et al. 2013). Ook blijkt in Nederland de vraat aan het blad in de afgelopen eeuw te zijn toegenomen. De soortenrijkdom van herbivoren en de vraat zijn momenteel vergelijkbaar met die van de inheemse Gewone vogelkers (*Prunus padus*) (Schilthuizen et al. 2016).

#### 4.3 Randeffecten

Er is een duidelijk verschil tussen de depositie op de bosrand ten opzichte van de kern van een **bosperceel**. Algemeen wordt het verloop van dit effect beschreven met een **exponentieel afnemende curve richting boskern** (De Schrijver et al. 2007a). Belangrijk is ook dat er een verschil in bosrandeffecten gevonden wordt tussen loof- en naaldbossen, met een hogere stikstofdepositie in (de rand van) naaldbossen dan in (de rand van) naburige loofbossen (De Schrijver et al. 2007b; Wuyts 2009). **Een geleidelijk opgaande bosrand leidt daarnaast tot een significante verlaging van de depositie in de kern in vergelijking met een bosrand met een abrupte overgang in vegetatiehoogte** (Wuyts et al. 2009). Voor de genoemde VR-soorten betekent dit dat Korhoen, Draaihals en Nachtzwaluw waarschijnlijk meer effecten van stikstofdepositie ondervinden dan de Zwarte specht, aangezien zij veel meer gebruik maken van bosranden en juist niet in gesloten bossen voorkomen.

## 5. Maatregelen tegen de effecten van stikstofdepositie

In dit leefgebied zijn in principe enkele maatregelen tegen de effecten van stikstofdepositie denkbaar die in **het verlengde liggen van reguliere beheermaatregelen binnen het bostype**. De maatregelen zijn gericht op het tegengaan van vergrassing en verstruweling van de bodemvegetatie als gevolg van stikstofdepositie. **Daarnaast zijn er maatregelen die de basenverzadiging verhogen, in de vorm van het toedienen van basenleverende stoffen zoals bodemmineralen** (steenmeel). In paragraaf 6 worden maatregelen benoemd die bijdragen aan het op een hoger peil houden van de basenverzadiging (inbrengen rijk-strooiselsoorten).

## 5.1 Begrazing

De effecten van begrazing op de biodiversiteit van (ondergroei in) deze arme bossen zijn nog onduidelijk. Baeté & Vandekerckhove (2001) concluderen dat er geen eenduidig zicht is op de algemene werking en effecten van begrazing ten aanzien van flora, fauna en fungi van bossen en dat de vraag wat begrazing oplevert voor de natuurwaarden, niet te beantwoorden is. Van Uytvanck et al. (2008) vonden in wat voedselrijkere bossen met een soortenrijke ondergroei echter grote effecten van jaarrondbegrazing, zowel op de ondergroei als op de vestiging en overleving van bomen. Voor de genoemde VR-soorten zijn effecten van bosbegrazing onbekend (kennislacune). Wel is duidelijk dat begrazing in met Bochtige smeke vergraste naaldbossen tot een vermindering van de onder- en bovengrondse grasbiomassa (Smit & Kooijman 2001). Daarnaast stimuleert begrazing het volgende successiestadium met o.a. bosbessen (Goudzwaard et al. 2001), die een belangrijke voedselbron zijn voor het Korhoen. Permanente begrazing met een te hoge veebezetting (hoger dan 1 grootvee-eenheid per 12 ha) kan echter leiden tot het verdwijnen van nestgelegenheid van de Nachtzwaluw (Indeherberg et al. 2002), maar nader onderzoek hierna is wenselijk (van Kleunen et al. 2005). Daarnaast leidt begrazing in arme bossen al snel tot het onderdrukken van de spontane verjonging van loofboomsoorten, ten gunste van naaldboomsoorten (Kuiters et al. 1997).

## 5.2 Toevoegen basenleverende bodemmineralen (steenmeel)

Toediening van mineralen in de vorm van fijn gemalen silicaatmineralen (steenmeel) is in bossen van arme zandgronden zou een effectieve maatregel kunnen zijn om de basenverzadiging te verhogen en de uitputting van basische kationen leverende mineralen te verminderen (De Vries et al. 2019). Deze bossen omvatten de groeiplaatsen van de habitattypen Beuken-eikenbossen (H9120) en Oude eikenbossen (H9190) waarvoor steenmeelgift eveneens als hypothetische herstelmaatregel geldt (zie aldaar). Zie ook Deel 1, Hoofdstuk 3, paragraaf 3.2.15.

Verder onderzoek en monitoring van recent uitgevoerde experimentele behandelingen in verzuurde bossen is nodig om de vraag te beantwoorden of deze maatregel op langere termijn effectief is in het duurzaam verbeteren van de buffercapaciteit van de bodem en het opheffen van de verminderde voedselkwaliteit voor de fauna als gevolg van verzuring (De Vries et al. 2019). De effecten van steenmeel op ectomycorrhiza-bezetting van boomwortels is nog grotendeels een kennislacune.

Ervaring met de toepasbaarheid, effectiviteit en mogelijke risico's van steenmeeltoediening in Bos van arme zandgronden is op dit moment nog te beperkt om over te gaan tot grootschalige toepassing. Deze maatregel kan wel op experimentele basis worden toegepast begeleid door monitoring. Daarbij is het van belang dat eerst ter plekke bodemchemisch en plantchemisch vooronderzoek wordt uitgevoerd om inzicht te krijgen in de mate van verzadiging van het bodemadsorptiecomplex en mogelijke nutriëntdeficiënties in de vegetatie.

Steenmeelgift in Bos van arme zandgronden geldt als hypothetische maatregel onder de In Deel 1, Hoofdstuk 3, paragraaf 3.2.15 genoemde voorwaarden.

## 6. Maatregelen gericht op functioneel herstel

Bij functioneel herstel van dit leefgebied kan gedacht worden aan:

- a. Periodiek herstel van (pionier)situaties die leiden tot het (tijdelijk) ontstaan van naaldbossen van Grove den.
- b. Optimalisering van de ruimtelijke relaties die het leefgebied heeft met de omgeving. Hierna zal hier kort op worden ingegaan met betrekking tot de vier relevante VR-soorten. In de gradiëntteksten van Deel III komen deze overgangen ruimer aan bod. De tekst is voor een belangrijk deel afgeleid van de herstelstrategie voor het habitatype **H9190** Oude eikenbossen.

### 6.1 Begrazing op landschapsschaal

Voor de onderhavige VR-soorten, met name Korhoen, Draaihals en Nachtzwaluw en in mindere mate Zwarte specht **is het gewenst dat het leefgebied Bos van arme zandgronden onderdeel is van een landschap waarin op korte afstand ook andere begroeiïngstypen voorkomen zoals heiden (H2310, H4030) en Zandverstuivingen (H2330) en waarbij vooral sprake is van geleidelijke overgangen.** Voor de VR-soorten is het daarbij van direct belang dat deze geleidelijke overgangen een open structuur hebben – rafelige bosrand – van bomen, struiken en bodembedekkers. Een bijkomend voordeel van geleidelijke landschapsovergangen is dat de stikstofdepositie in de bosranden veel geringer is dan in het geval van scherpe overgangen. **Om de juiste gradiënten te creëren en/of verder te ontwikkelen kan de inzet van ‘grote grazers’ (rund, paard, schaap) zinvol zijn.** Naast het gebruik van gedomesticeerde dieren (rund, schaap, paard) is het zinvol om rekening te houden met de rol die konijnen en hoefdieren (ree, edelhert, damhert) kunnen spelen in het openhouden van de vegetatie. De effecten van deze maatregel op de genoemde VR-soorten, zowel in het algemeen als vanuit het oogpunt van mitigerende maatregel tegen de effecten van verhoogde stikstofdepositie, **zijn echter niet onderzocht** en moeten hier dus als hypothetisch worden aangeduid. **Baeté & Vandekerkhove (2001)** concluderen op basis van literatuuronderzoek en interviews **dat er geen eenduidig zicht is op de algemene werking en effecten van begrazing ten aanzien van flora, fauna en fungi van bossen en dat de vraag wat begrazing oplevert voor de natuurwaarden nog niet te beantwoorden is.**

Zie ook de herstelstrategie van het habitatype **Oude eikenbossen (H9190).**

### 6.2 Bestrijden invasieve soorten

Wanneer invasieve soorten (Amerikaanse vogelkers en Amerikaans krentenboompje) door dominantie de kwaliteit van het leefgebied aantasten, door het ontwikkelen van een dichte struiklaag, kan het bestrijden ervan worden overwogen. Vanwege hun invasieve karakter is kostentechnisch de beste optie om dit preventief te doen bij nog lage aantallen vestiging. Daarbij is een goed overwogen en uitgevoerde aanpak –ook op langere termijn– noodzakelijk om effectief te zijn. Anderzijds zorgt het relatief zeer goed afbreekbare strooisel van een soort als Amerikaanse vogelkers voor een betere strooiselomzetting in zure bossen en kan de soort mogelijk een positief effect hebben op de beschikbaarheid van kationen en de samenstelling van de (bodem)fauna (**Nyssen et al. 2013**).

### 6.3 Ingrijpen in de boomsoortsamenstelling

Spontane ontwikkeling van de bossen van dit habitatype zal onder de huidige omstandigheden op de meeste groeiplaatsen leiden tot dominantie van Beuk. Dit betekent dat problemen die samenhangen met strooiselaccumulatie en bodemverzuring worden verstrekt. Door in te grijpen in de boomsoortsamenstelling kan deze tendens naar verwachting tenminste ten dele worden omgebogen. Op één en dezelfde groeiplaats bedraagt het verschil in zuurgraad van de bovengrond tussen opstanden van eik of Beuk enerzijds, en opstanden van soorten met goed afbreekbaar “rijk” bladstrooisel anderzijds ongeveer een half pH-punt. De humusvorm verandert daarbij van mor-moder naar mull-moder, een humusvorm met snellere strooiselafbraak, meer doormenging van organische stof met de minerale bodem en minder strooiselophoping (Hommel & De Waal 2004).

Kansrijke boomsoorten met goed afbreekbaar strooisel zijn op alle groeiplaatsen van dit type leefgebied Winterlinde en Gewone esdoorn. Eerstgenoemde soort was in onze bossen in het Midden- en Laat-Atlanticum (6000–3500 v. Chr. ) een van de meest algemene boomsoorten en plaatselijk zelfs de dominante boomsoort (Jansen 1960; Havinga 1962; Munaut 1967; Verbruggen 1984; Zagwijn 1986). Thans is zij dermate zeldzaam geworden dat herintroductie en bescherming tegen vraat van jonge aanplant noodzakelijk zijn (Hommel et al. 2002). In het geval van de esdoorns kan gebruik worden gemaakt van spontane verjonging. Geschikte soorten voor de relatief (leem)rijke flank van de betreffende groeiplaatsen zijn o.a. ook Es, Iep en Hazelaar. Voor meer informatie, zie Hommel et al. (2007).

Het is de vraag of op arme zandgrond die in de bovenste 2–3 m vrijwel geen kationen leverende mineralen meer bevat de concentratie van basische kationen verhoogd kan worden door alleen het ingrijpen in de boomsoortsamenstelling. Mogelijk sorteert de maatregel wel het gewenste effect op de zuurgraad, de beschikbaarheid van basische kationen en de nutriëntenhuishouding, wanneer deze wordt gecombineerd met het toedienen van basenleverende stoffen (steenmeel; kennislacune).

## 7. Maatregelen voor uitbreiding

Het meest realistisch om het leefgebied Bos van arme zandgronden te laten ontstaan is via omvorming van bestaand bos op arme bodems dat (nog) niet kwalificeert als leefgebied voor de genoemde VR-soorten, waarbij de maatregelen gericht zijn op verbetering van de kwaliteit, met name ten aanzien van voedselaanbod en -kwaliteit. Het leefgebied kan men ook laten ontstaan via spontane successie op stuifzandbodems, maar gezien de zeldzaamheid van het habitatype Zandverstuivingen (H2330) ligt het voor de hand dat deze successie in principe niet wordt bevorderd in bestaande stuifzandgebieden. Hetzelfde geldt voor heidegebieden (H2310 en H4030) waar men via opslag van dennen en berken gemakkelijk bos zou kunnen laten ontstaan. Een alternatieve ontwikkeling kan zijn door aanplant van bomen in zwaar vergraste heidegebieden die niet meer kwalificeren voor heide-habitattypen en heideherstel geen doel is. Met deze maatregelen voor uitbreiding is echter nog geen ervaring en bovendien impliceert dit een lastige beheerkeuze. Een mogelijke optie die op kleine schaal wordt toegepast op de Strabrechtse Heide is het beheren van ‘wandele bossen’. Hierbij mag een bos in één richting

verjongen en uitbreiden, terwijl aan een andere zijde bos wordt gekapt voor heideontwikkeling. Op deze manier 'loopt' een zich verjongend bos zeer langzaam door het landschap, met behoud van alle successiestadia. Effecten van dit beheer op de genoemde VR-soorten zijn nog niet onderzocht, maar het spreekt voor zich dat het met name voor Zwarte specht om grotere oppervlaktes moet gaan, terwijl voor Korhoen, Draaihals en Nachtzwaluw ook kleinere oppervlaktes al kunnen voldoen, mits ook de interne kwaliteit (voedselaanbod) aan de eisen voldoet.

De ontwikkelingsduur van het leefgebied is naar schatting 30-100 jaar.

## 8. Effectiviteit en duurzaamheid

Zoals in paragraaf 1 is beschreven, is Bos van arme zandgronden van belang voor Korhoen, Zwarte specht, Draaihals en Nachtzwaluw vanwege haar functie als voortplantings- en foerageergebied. Daarvoor is nodig dat dergelijke bossen een tamelijk open karakter hebben (laag stamtal, weinig struiken), met bosbessen in de ondergroei, evenals veel plekken met een open en grazige bodem. Deze omstandigheden lijken gemakkelijk bevorderd te kunnen worden door de maatregelen die hiervoor zijn beschreven, al zijn er weinig ervaringen die dit daadwerkelijk documenteren met betrekking tot de genoemde VR-soorten. Op het gebied van geleidelijke overgangen zijn in de meeste natuurgebieden in Nederland nog veel verbeteringen mogelijk (zie Deel III).

In hoeverre de opgenomen maatregelen echt noodzakelijk zijn voor de VR-soorten van Bos van arme zandgronden is onduidelijk. De stikstofgevoeligheid van deze VR-soorten is niet echt aangetoond, maar is wel aannemelijk (zie paragraaf 3). Welke N-effecten daadwerkelijk optreden en welke andere oorzaken een rol spelen (en dus welke maatregelen noodzakelijk zijn) zal vaak van de lokale omstandigheden afhankelijk zijn.

Op lange termijn is het nog onduidelijk hoe duurzaam grove dennenbossen (subtype a) in stand gehouden kunnen worden. Dit houdt slechts ten dele verband met de invloed van stikstofdepositie. Het leefgebied als geheel betreft relatief jonge bosesystemen die onvermijdelijk ook van nature zullen veranderen door bodemvorming. De mogelijkheden van de beheerder om dit te voorkomen zijn beperkt.

Aangezien er geen duidelijkheid bestaat over de hoeveelheid stikstof die uit het systeem verwijderd of geïmmobiliseerd kan worden en de effectiviteit van het toedienen van basenleverende stoffen (steenmeel) en/of inbrengen van rijk-strooiselsoorten in zure bossen nog in onderzoek is, kunnen momenteel geen gefundeerde uitspraken worden gedaan over de effectiviteit en duurzaamheid van maatregelen voor dit type leefgebied. Ervaringen na aanplant van enkele lindeopstanden in een voormalig eikenhakhoutbos bij Doorwerth geven wel aan dat positieve effecten van een gunstiger strooiselkwaliteit al binnen enkele decennia kunnen worden waargenomen (Hommel et al. 2002). De resultaten van het toedienen van steenmeel in bossen en heidegebieden geven aan dat de eerste beoogde effecten op de basenbezetting en bladkwaliteit optreden binnen enkele jaren (De Vries et al. 2017; Vogels et al. 2016, 2017; Weijters et al.

2018). Hoe snel de verwachte positieve doorwerking van steenmeel op de fauna optreedt, hoe lang de positieve effecten aanhouden en of aanvullende maatregelen, zoals inbrengen van rijkstrooiselsoorten, de effectiviteit en duurzaamheid vergroten, zal uit vervolgonderzoek moeten blijken (**kennislacune**).

## 9. Overzichtstabel

Deze overzichtstabel is bedoeld als ondersteuning bij de te nemen maatregelen uit paragraaf 5 en 6 en dient slechts samen met de tekst te worden toegepast. Zie ook het sterk verwante habitatype Oude eikenbossen (H9190).

Maatregel	Code	Type	Doel	Potentiële effectiviteit	Randvoorwaarden / succesfactoren	Vooronderzoek	Herhaalbaarheid	Responstijd	Mate van bewijs
Begrazen	3.2.9	H/U	Variatie structuur, afvoer nutriënten, open bodem	Matig	Hakhout evt. tijdelijk uitrasteren; bevordert vestiging Beuk en Groveden	Op standplaats	Beperkte duur	Even geduld	H
Toevoegen basenleverende bodemmineralen (steenmeel)	3.2.15	H	Herstel bufferingscapaciteit bodem	Groot	Zie Deel I, Hoofdstuk 3, paragraaf 3.2.15: Aandachtspunten bij toepassing.	Op standplaats	Beperkte duur of eenmalig	Vertraagd/lang	H
Bestrijden invasieve soorten	3.2.3	H/U	Behoud lichtklimaat	Groot	Indien kwaliteit habitatype wordt aangetast. Regelmatige opvolging nodig	Op standplaats	Zo lang als nodig	Direct	H
Ingrijpen in de soorten-samenstelling door inbrengen rijk-strooiselsoorten	3.2.3	H/U	Basenverzadiging verhogen, voorkomen opbouw strooispakket	Groot	Vestiging rijk-strooiselsoorten. Naar verwachting alleen effectief en duurzaam indien uitgevoerd in combinatie met toedienen van basenleverende stoffen (steenmeel)	Op standplaats	Eenmalig of geleidelijk uitvoeren	Vertraagd	H

N.B.: Status is overall H in afwachting van nadere onderbouwing



**Verklaring kolommen:**

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

**Code:** code van de herstelmaatregel, corresponderend met tabel 3.1 uit Deel I hoofdstuk 3

**Type:** H = herstelmaatregel, U = uitbreidingsmaatregel

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

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

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

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

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

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

**Mate van bewijs:**

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

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

H – Hypothese: door logisch nadenken is een maatregel geformuleerd die in de praktijk nog niet of nauwelijks is uitgetoetst, maar die in theorie effectief zou kunnen zijn. De aanleiding van de hypothese kan gelegen zijn in analogieën (de maatregel is een vuistregel of bewezen maatregel in een sterk verwant habitatype) of in processen waarvan we denken dat we ze goed begrijpen, maar die echter nog niet op praktijkschaal zijn getoetst. . Op basis van ervaringen bij de habitatypen wordt een gunstig effect verwacht voor de geselecteerde diersoorten, maar dit is nog niet getoetst in het veld. Wanneer deze toetsing wel heeft plaatsgevonden, heeft een maatregel de status 'bewezen'.

**Kennislacunes**

- Kan houtoogst en nieuwe aanplant in bossen effecten van N-depositie mitigeren door de voedselbeschikbaarheid van soorten van de vogelrichtlijn te vergroten en zo ja welke schaal en omloopsnelheid zijn hiervoor optimaal?
- Kan begrazing de negatieve effecten van stikstofdepositie in arme bossen mitigeren en zo ja, welk type begrazing is optimaal?

- Via welk mechanisme wordt NPN opgehoopt en hoe leidt dit tot problemen hogerop in de voedselketen?
- Kan de mineralenlimitatie en de gevolgen daarvan (via NPN) voor de voedselketen opgeheven worden door extra aanrijking van de bodem met mineralen?

## 10. Literatuur

- Bal, D., H.M. Beije, M. Felliger, R. Haveman, A.J.F.M. van Opstal & F.J. van Zadelhoff 2001. Handboek natuurdoeltypen. Rapport Expertisecentrum LNV 2001/020, Wageningen.
- Baeté, H. & K. Vandekerckhove 2001. Wenselijkheid van begrazing door hoefdieren in de bossfeer; criteria bij de beoordeling van begrazingsaanvragen. Instituut voor Bosbouw en Wildbeheer, mededeling 2001/1.
- Baeten, L. M. Hermy, Van Daele, S. & K. Verheyen 2010. Unexpected understory community development after 30 years in ancient and post-agricultural forests. *Journal of Ecology* 98: 1447–1453.
- 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.
- Bergsma, H., J.J. Vogels, A. van den Burg & R. Bobbink 2018. Is de bodemverzuring in Nederland onomkeerbaar? *Vakblad Natuur Bos Landschap* 144: 4–7.
- Bobbink, R. & J.P. Hettelingh (eds) 2011. Review and revision of empirical critical loads and dose-response relationships. Proceedings of an expert workshop, Noordwijkerhout, 23–25 June 2010. RIVM rapport 680359002. 244p.
- Bocca, M., Carisio L. & A. Rolando 2007. Habitat use, home ranges and census techniques in the Black Woodpecker *Dryocopus martius* in the Alps. *Ardea* 95: 17–29.
- Boer, R.W. 1857. Bijdragen tot de kennis der houtteelt. Uitgeverij Tjeenk Willink, Zwolle; 600 p.
- Boxman, A.W. & J.G.M. Roelofs 2006. Effects of liming, sod-cutting and fertilization at ambient and decreased nitrogen deposition on the soil solution chemistry in a Scots pine forest in the Netherlands. *Forest Ecology & Management* 237: 237–245.
- Bijlsma, R. 2002. Draaihals. In: SOVON Vogelonderzoek Nederland. Atlas van de Nederlandse broedvogels 1998–2000 (Nederlandse Fauna 5). Nationaal Natuurhistorisch Museum Leiden, KNNV Uitgeverij & European Invertebrate Survey–Nederland, Leiden.
- Conway, G., S. Wotton, I. Henderson, R. Langston, A. Drewitt & F. Currie 2007. Status and distribution of European Nightjars *Caprimulgus europaeus* in the UK in 2004. *Bird Study* 54: 98–111.
- De Schrijver, A., R. Devlaeminck, J. Mertens, K. Wuyts, M. Hermy & K. Verheyen 2007a. On the importance of incorporating forest edge deposition for evaluating exceedance of critical pollutant loads. *Applied Vegetation Science* 10: 293–298.
- De Schrijver, A., G. Geudens, L. Augusto, J. Staelens, J. Mertens, K. Wuyts, L. Gielis & K. Verheyen 2007b. The effect of forest type on throughfall deposition and seepage flux: a review. *Oecologia* 153: 663–674.
- De Vries, W., P. Bolhuis, A. van den Burg & R. Bobbink 2017. Doorgaande verzuring van bosbodems. Oorzaken en gevolgen voor het boscossysteem. *Vakblad Natuur Bos Landschap* september 2017: 32–35.
- 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.

- Edfast, A.B., T. Näsholm & A. Ericsson 1990. Free amino acid concentrations in needles of Norway spruce and Scots pine trees on different sites in areas with two levels of nitrogen deposition. *Canadian Journal of Forest Research* 20: 1132–1136.
- Eijsackers, H.J.P. 1978. Mogelijke nadelige invloeden van het onkruidbestrijdingsmiddel 2,4,5-T op de bodemfauna. Proefschrift Rijksuniversiteit Leiden. 52p.
- Falkengren-Grerup, U. & H. Eriksson 1990. Changes in soil, vegetation and forest yield between 1947 and 1988 in beech and oak sites of southern Sweden. *Forest Ecology and Management* 38: 37–53.
- Gilliam, F.S. 2006. Response of the herbaceous layer of forest ecosystems to excess nitrogen deposition. *Journal of Ecology* 94: 1176–1191.
- Godefroid, S., S.S. Phartyal, G. le Weyembergh & N. Koedam 2005. Ecological factors controlling the abundance of non-native invasive black cherry (*Prunus serotina*) in deciduous forest understory in Belgium. *Forest Ecology and Management* 210: 91–105.
- Goudzwaard, L., H.H. Bartelink, H.G.J.M. Koop 2001. Effecten van dunning en vraat op spontane verjonging in eiken-dennenbossen. Alterra rapport 269, Wageningen.
- Hommel, P.W.F.M. & J. den Ouden 2010. Droge hakhoutbossen, website OB&N [www.natuurkwaliteit.nl](http://www.natuurkwaliteit.nl).
- Indeherberg, M., J. Gabriëls & G. van Genachte 2002. Onderzoek naar de opbouw van een duurzame populatie Nachtzwaluw (*Caprimulgus europaeus*) in de provincie Limburg. AEOLUS, Gent.
- Jansen, P. & L. Kuiper 2001. Hakhout; suggesties voor het beheer. Stichting Bos en Hout, Wageningen. 56p.
- Jansman, H.A.H., R. Buij, G.A. de Groot & M. Hammers 2014. Doorstart van het Nederlands Korhoen? Oorzaken van achteruitgang en mogelijkheden voor behoud. Wageningen, Alterra Wageningen UR, Alterra-rapport 2498.
- Jonard, M., A. Fürst, A. Verstraeten, A. Thimonier, V. Timmermann, N. Potočić, P. Waldner, S. Benham, K. Hansen, P. Merilä, Q. Ponette, A.C. de la Cruz, P. Roskams, M. Nicolas, L. Croisé, M. Ingerslev, G. Matteucci, B. Decinti, M. Bascietto & P. Rautio 2015. Tree mineral nutrition is deteriorating in Europe. *Global Change Biology* 21: 418–430.
- Kemmers, R.H., S.P.J. van Delft, A.W. Boxman & M.T. Veerkamp 2011. Monitoring proefprojecten plaggen in naaldbos van de arme zandgronden – Eindrapportage 2011. Rapport 2011 – OBN153–DZ. Directie Kennis en Innovatie, Ministerie van Economische Zaken, Landbouw en Innovatie.
- Kirby, K. 2001. The impact of deer on the ground flora of British broadleaved woodland. *Forestry* 74: 219–229.
- Kuiters, A.T., P.A. Slim, P.A. & A.F.M. van Hees 1997. Spontane bosverjonging en hoefdieren. In: S.E. van Wieren, G.W.T.A. Groot Bruinderink, I.T.M. Jorritsma & A.T. Kuiters (red.), *Hoefdieren in het boslandschap*. Backhuys Publishers, Leiden. 99–129.
- Magill, A.H., J.D. Aber, J. Hendricks, R.D. Bowden, J.M. Melillo & P.A. Steudler 1997. Biogeochemical response of forest ecosystems to simulated chronic nitrogen deposition. *Ecological Applications* 7: 402–415.
- Ohlson, M., A. Nordin & T. Nasholm 1995. Accumulation of amino acids in forest plants in relation to ecological amplitude and nitrogen supply. *Functional Ecology* 9: 596–605.
- Pearce-Higgins, J.W., M.C. Grant, M.C. Robinson & S.L. Haysom 2007. The role of forest maturation in causing the decline of Black Grouse *Tetrao tetrix*. *Ibis* 149: 143–155.

- Peeters, T.M.J., C. van Achterberg, W.R.B. Heitmans, W.F. Klein, V. Lefeber, A.J. van Loon, A.A. Mabelis, H. Nieuwenhuijsen, M. Reemer, J. de Rond, J. Smit & H.H.W. Velthuis 2004. De wespen en mieren van Nederland. Nederlandse Fauna deel 6. Naturalis, Leiden. KNNV, Zeist en EIS-Nederland, Leiden. 496p.
- Rolstad, J., Majewski, P. & E. Rùlstad 1998. Black woodpecker use of habitats and feeding substrates in a managed Scandinavian forest. *Journal of Wildlife Management* 62: 11–23.
- Runhaar, H., M.H. Jalink, H. Hunneman, J.P.M. Witte & S.M. Hennekens 2009. Ecologische vereisten habitattypen. KWR09–018. 45p.
- Smit, A. & A.M. Kooijman 2001. Impact of grazing on the input of organic matter and nutrients to the soil in a grass-encroached Scots pine forest. *Forest Ecology & Management* 142: 99–107.
- Starling-Westerberg, A. 2001. The habitat use and diet of Black Grouse *Tetrao tetrix* in the Pennine hills of northern England, *Bird Study* 48: 76–89.
- Van den Burg, A.B. 2000. The Causes of Egg Hatching Failures in Wild Birds, Studied in the Barn Owl *Tyto alba* and the Sparrowhawk *Accipiter nisus*. PhD thesis. Nottingham: University of Nottingham.
- Van den Burg, A., A. Dees, T. Huigens, R.J. Bijlsma & R. de Waal 2014. Voedselkwaliteit en biodiversiteit in bossen van de hoge zandgronden. Rapport OBN 2013 Directie Kennis en Innovatie, Ministerie van Economische Zaken, Landbouw en Innovatie.
- 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 & Maaïke Weijters 2019. Steenmeel en natuurherstel: een gelukkige relatie of een risicovolle combinatie? *Vakblad Natuur Bos Landschap* 155: 20–23.
- Van Dobben, H.F., R. Bobbink, D. Bal & A. van Hinsberg 2012. Overzicht van kritische depositiewaarden voor stikstof, toegepast op habitattypen en leefgebieden van Natura 2000. Alterra-rapport 2397, Wageningen.
- Van Kleunen, A., H. Sierdsema, M. van der Weide, C. van Turnhout & R. Vogel 2005. Soortbeschermingsplan Nachtzwaluw Noord-Brabant. SOVON-onderzoeksrapport 2005/9. SOVON Vogelonderzoek Nederland, Beek-Ubbergen.
- Van Kleunen A., H. Sierdsema, M. Nijssen, V. Lipman & D. Groenendijk 2007. Het Jaar van de Nachtzwaluw 2007. SOVON-onderzoeksrapport 2007/10. SOVON Vogelonderzoek Nederland, Beek-Ubbergen.
- Van Maanen, W. 2002. Zwarte Specht. In: SOVON Vogelonderzoek Nederland. Atlas van de Nederlandse broedvogels 1998–2000 (Nederlandse Fauna 5). Nationaal Natuurhistorisch Museum Leiden, KNNV Uitgeverij & European Invertebrate Survey-Nederland, Leiden.
- Van Uytvanck J, Milotic T, Hoffmann M. 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.
- Vanhellemont, M. 2009. Present and future population dynamics of *Prunus serotina* in forests in its introduced range. PhD thesis, Ghent University, Ghent, Belgium.
- Verheyen, K., Baeten L., De Frenne P., Verstraeten G. et al. (2012). It's not only nitrogen deposition: driving factors behind the eutrophication signal in temperate forest understory communities. *Journal of Ecology* 100: 352–365.
- Verstrael, T., A. van den Burg, M. Nijssen & W. Teunissen 2018. De zwarte specht; helpen zonder spijt te krijgen. *Vakblad Natuur Bos Landschap*. oktober 2018: 4–7.

- Verstraeten, G., L. Baeten & K. Verheyen 2011. Habitat preferences of European Nightjars *Caprimulgus europaeus* in forests on sandy soils. *Bird Study* 58: 120–129.
- Vogels, J.J., Van den Burg, A. Remke, E. & 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. 2013. Voedsel van korhoenkuikens onder het vergrootglas. De relatie tussen plantkwaliteit en dichtheid van ongewervelde fauna op de Sallandse Heuvelrug. Eindrapportage Stichting Bargerveen, september 2013.
- Vogels, J.J., R. Bobbink, M. Weijters & H. Bergsma 2016. Het droge heidelandschap in de 21e eeuw: aandacht voor mineralogie en historisch landgebruik. *De Levende Natuur* 117: 245–250.
- Vogels, J.J., W.C.E.P. Verberk, L.P.M. Lamers & H. Siepel 2017. Can changes in soil biochemistry and plant stoichiometry explain loss of animal diversity of heathlands? *Biological Conservation* 212, Part B: 432–447.
- Wegge, P. & L. Kastdalen 2008. Habitat and diet of young grouse broods: resource partitioning between Capercaillie (*Tetrao urogallus*) and Black Grouse (*Tetrao tetrix*) in boreal forests. *Journal of Ornithology* 149: 237–244.
- Weisshaupt, N, R. Arlettaz, T.S. Reichlin, A. Tagmann-Ioset & M. Schaub 2011 Habitat selection by foraging Wrynecks *Jynx torquilla* during the breeding season: identifying the optimal habitat profile. *Bird Study* 58: 111–119.
- Weijters, M., R. Bobbink, E. 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.
- Wuyts, K. 2009. Patterns of throughfall deposition, nitrate seepage, and soil acidification in contrasting forest edges. Ph.D. thesis, Ghent University, Belgium ISBN-number: 978-90-5989-283-5; 202p.
- Wuyts, K., A. de Schrijver, F. Vermeiren & K. Verheyen 2009. Gradual forest edges can mitigate edge effects on throughfall deposition if their size and shape are well considered. *Forest Ecology and Management* 257: 679–687.