

# Herstelstrategie Bos van arme zandgronden (leefgebied 13)

Nijssen, M.E., H.M. Beije, J.H. Bouwman, D. Groenendijk & 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 habitatype 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 habitatypen. Het tweede subtype komt deels overeen met habitatype 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 Sporkenhout en Wilde lijsterbes of – vooral bij verstoring van de bodem – 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 bladmossen. 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. 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	Zwarte specht	Groot: voortplantings- en foerageergebied	1071	Ja (afname bosmieren a.g.v. vergrassing)	Afname prooibeschikbaarheid (6)
Vogels	Draaihals	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). Zwarte specht en Draaihals foerageren op mieren op de bosbodem en daarnaast de Zwarte specht op insecten in staand en liggend dood hout. 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 Korhoend van nature (ook vroeger in Nederland) broedt in overgangen van bos naar heide- en hoogveengebieden. Het Korhoen ondervindt momenteel in Nederland 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, vermessing 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

Het bereik van de zuurgraad is zuur (Bal et al. 2001).

### 2.2 Vochttoestand

Het bereik van de vochttoestand is droog tot matig 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

Het kernbereik van de voedselrijkdom is oligotroof tot mesotroof (Bal et al. 2001).

## 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 (half-open) 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 nachtvlinders 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, maar het leefgebied kan ook worden beheerd middels hakhoutbeheer. Bij hakhout wordt (na een eerste rotatie van 6 tot 7 jaar) gemiddeld eens per 10 tot 12 jaar gekapt en afgevoerd. In opgaand bos vindt ook regelmatig houtoogst plaats. Mits niet grootschalig toegepast en met een ruime omlooptijd, kan houtoogst waarschijnlijk zelfs gunstig uitpakken voor de genoemde VR-soorten (**kennislacune**). Zo is in Schotland het sluiten van de kroonlaag en het (hierdoor) verminderen van dwergstruiken en kruiden in de ondergroei als gevolg van het ouder worden van bossen sterk gecorreleerd aan de achteruitgang van het Korhoen (**Pearce-Higgins et al. 2007**). In Nederland wordt het Korhoen voornamelijk waargenomen op kapvlaktes met een hoge bedekking van bosbessen (**Niewold et al. 2005**). Hoewel voor het broeden oude bossen met oude, grote bomen worden gebruikt, vertoont de Zwarte specht bij het foerageren zowel in Noorwegen als in de Alpen voorkeur voor relatief jonge bossen (15–30 jaar, zowel aangeplant als na spontane vestiging als foerageerhabitat), vooral waar op kapvlaktes oude boomstobben zijn blijven staan. 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 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 & Vandekerkhove (2001)** concluderen dat er geen eenduidig zicht is op de algemene werking en effecten van begrazing ten aanzien van flora, fauna, 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. Ook voor de genoemde VR-soorten zijn effecten van bosbegrazing onbekend. Ontoereikend regulier beheer wordt niet apart onder paragraaf 4, 5 of 6 behandeld.

### 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 – in ieder geval voor naaldbomen en Beuk ([Falkengren–Grerup & Eriksson 1990](#)) – en voor de ondergroei een hogere en homogener vegetatiestructuur en een afname van kruiden en lage grassen ([Ohlson et al. 1995](#), [Magill et al. 1997](#)). Daarnaast stelt [Gilliam \(2006\)](#) vast dat een overschot aan stikstof als gevolg van verhoogde depositie via verschillende processen (competitie tussen plantensoorten, herbivorie, aantasting van mycorrhiza, ziekten en verhoogde kans op dominantie door exoten) leidt tot grote verschuivingen en een drastische vermindering van plantendiversiteit in de ondergroei van bossen. Daarnaast 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](#)) en een verschuiving in de verhoudingen van vrije aminozuren in de naalden van Grove den bij depositiewaarden van 20 tot 30 kg/ha/jr ([Edfast et al. 1990](#)). In hoeverre de verstoorde nutriëntenbalans in planten leidt tot een afname van de voedselkwaliteit voor herbivore diersoorten is nog niet goed onderzocht. Een studie aan de voedselketen eik–wintervlinder–koolmees–sperwer in voedselarmere en iets rijkere bossen toont echter aan dat verzuring en vermisting in bossen van arme zandgrond kunnen leiden tot gebrek aan specifieke aminozuren en vitamine B2 tot bovenin de voedselketen ([Van den Burg 2000](#)). De effecten van stikstofdepositie op de diergemeenschappen van Bossen op arme zandgronden zijn nog onderbelicht, maar duidelijk is dat hoge stikstofdepositie de voedselkwaliteit van bladeren van Zomereik beïnvloed. Stikstofdepositie draagt bij aan het optreden van rupsenplagen in Zomereiken op droge zandgronden, doordat het eikenblad stikstofrijker wordt. Op van nature zeer mineralenarme bodems of bodems die onder invloed van verzuring door zwavel- en stikstofverbindingen mineraal armer zijn geworden, leidt hoge stikstofdepositie tot de ophoping van Non-Protein Nitrogen (NPN); stikstof dat niet in eiwitten wordt ingebouwd. Rupsen kunnen niet van het hogere stikstofaanbod gebruik maken, als de bomen door minerale nutriëntengebreken (zoals mangaan) stikstof niet tot aminozuren en eiwitten kunnen verwerken. De problemen in de stikstofassimilatie bij (eiken)bomen, die ontstaan door stikstofdepositie en verzuring, zetten zich door in eiwit-afhankelijke processen bij insecten, zangvogels en roofvogels, waardoor de biodiversiteit van de bossen is gedaald. Een belangrijke **kennislacune** behelst de precieze karakterisering van het NPN en het mechanisme via welke het

NPN leidt tot problemen hogerop in de voedselketen. Een andere **kennislacune** of deze mineralenlimitatie en de gevolgen daarvan voor de voedselketen opgeheven kan worden door extra aanrijking van de bodem met mineralen (Van den Burg et al. 2014).

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 gemiddelde dichtheid van het bos, maakt het aannemelijk dat verruiging van de ondergroei en het hoger en een versnelde groei 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 preferereert, 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 half-open 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

De effecten van langdurige sterke verzuring (mede als gevolg van zwaveldepositie in het verleden) heeft echter ook een sterke invloed op de minerale bodemsamenstelling, waarbij een aantal essentiële voedingsstoffen versneld zijn uitgespoeld. Dit proces is ook middels experimenten aangetoond (Bergkvist 1986). Waarschijnlijk interfereert dit probleem met de effecten van verhoogde stikstofdepositie en leiden ze samen tot een verstoorde balans in nutriënten. Deze verstoring wordt als mogelijke reden gezien voor een verlaging van de voedselkwaliteit voor herbivore dieren (zoals rupsen van nachtvlinders) en hun predatoren (zoals bosvogels) (Van den Burg 2000). Momenteel vindt onderzoek plaats naar de mechanismen van een veranderende nutriëntenbalans en het is niet duidelijk of ook de genoemde VR-soorten hiervan hinder ondervinden.

## 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 vast dat dit effect in de afgelopen decennia groter is geweest dan het effect van stikstofdepositie in Europese bossen. Het is bijna niet mogelijk om de effecten van stikstofdepositie te scheiden van de effecten van successie en er bestaat een kans dat de grootste effecten van stikstofdepositie pas gaan optreden wanneer er in de toekomst weer gaten vallen in de kroonlaag ([Verheyen et al. 2012](#)). 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 bodembegroeiing 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  $\pm 30$  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, nachtvlinders, mieren). Amerikaanse vogelkers beïnvloedt door het strooisel (blauwzuurhoudend) ook de bodem in negatieve zin: minder schimmels en minder bodemfauna gerelateerd aan schimmels, terwijl larven van kevers en vliegen numeriek talrijker worden ([Eijsackers 1978](#)).

## 4.3 Randeffecten

Er is een duidelijk verschil tussen de depositie op de bosrand ten opzichte van de kern van het 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 de 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.

### 5.1 Begrazing

De effecten van begrazing op de biodiversiteit van (ondergroei in) deze arme bossen zijn nog onduidelijk. [Baeté & Vandekerkhove \(2001\)](#) concluderen dat er geen eenduidig zicht is op de algemene werking en effecten van begrazing ten aanzien van flora, fauna, 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. Wel is duidelijk dat begrazing in met Bochtige smele vergraste naaldbossen tot een vermindering van de onder- en bovengrondse grasbiomassa leidt en tot een verminderde stikstof aanvoer ([Smit & Kooijman 2001](#)). Daarnaast stimuleert begrazing het volgend 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](#)).

### 5.2 Strooiselverwijdering en plaggen

Plaggen ofwel het verwijderen van strooisel in de L-, F- en H-horizont van bosbodems tot op de minerale bodem zorgt voor een zeer efficiënte afvoer van stikstof en op korte termijn (5 jaar) een meer open en soortenrijkere ondergroei ([Kemmers et al. 2011](#)). Dit is gunstig voor de onderhavige VR-soorten, onder andere in relatie tot de bereikbaarheid van voedsel. Voor de Nachtzwaluw zijn open plekken noodzakelijk als nestplaats. Het is echter onduidelijk welk effect plaggen heeft op de mierenfauna in bossen en hoe de ontwikkeling van de bodem en vegetatie op langere termijn zal plaatsvinden en daarmee hoe duurzaam de effecten zijn voor de genoemde VR-soorten. Bij strooiselverwijdering is in het algemeen van belang dat alleen het losse strooisel (L-laag) wordt verwijderd en niet de stabiele humuslaag (H- en F-laag). Op deze manier wordt de stikstofvoorraad verlaagd, maar wordt voorkomen dat teveel basen worden verwijderd, waardoor de kans op verzuring afneemt. Mogelijk zijn deze aspecten ook van belang voor de VR-soorten. Wanneer de H- en F-laag wel worden verwijderd (plaggen) luidt de conclusie dat dit vooralsnog geen effectieve maatregel is bij een hoge stikstofbelasting. Zelfs bij een lage stikstofbelasting is plaggen een – matig– effectieve beheersmaatregel. Weliswaar zijn in gebieden met een hoge stikstofbelasting positieve effecten op de abiotiek waargenomen maar die vertalen zich niet in een positief effect op de vegetatie, onder andere door de trage kolonisatie van veel bosplanten

(Baeten et al. 2010). Herstel van de vegetatie door plaggen treedt alleen (tijdelijk) op in gebieden met een lage stikstofbelasting, hoewel de abiotische effecten van plaggen daar minder sterk zijn (Boxman & Roelofs 2006, Kemmers et al. 2011).

### 5.3 (Her)invoer hakhout- of middenbosbeheer

Mogelijke positieve effecten van het herinvoeren van hakhoutbeheer zijn: afvoer van nutriënten, het verbeteren van het lichtklimaat en het verhogen van de dynamiek. De maatregel lijkt vooral relevant voor het Korhoen en de Nachtzwaluw; hakhoutbeheer leidt immers tot afname van broedgelegenheid voor Draaihals en Zwarte specht, tenzij juist de geschikte broedbomen worden gespaard en er dus van een middenbosbeheer sprake is.

Bij het opnieuw in beheer nemen van verwaarloosd eikenhakhout worden de stammen tot op de oude stobbe afgezet. Dit gebeurt veelal handmatig. Bij het omvormen van een spaartelgenbos naar (eiken)hakhout is het vaker mogelijk om een lichte oogstmachine te gebruiken en kan desgewenst ook een hogere stobbe worden gecreëerd. In alle gevallen zullen ongewenste zaailingen uit het hakhoutperceel worden verwijderd of in de kapcyclus opgenomen. Doorgeplante bomen, tenslotte, worden verwijderd of sterk gedund. Voor meer details zie Jansen & Kuiper (2001). Hakhoutbeheer en -herstel betekenen hoe dan ook periodieke lichtstelling, afvoer van nutriënten, mineralisatie van strooisel bij plotselinge lichtstelling en meer dynamiek in de bovengrond (bodemroering). Al deze factoren zijn positief. Ze zullen echter niet automatisch en zeker niet op korte termijn leiden tot herstel van de vroeger aanwezige waarden. Problemen die bij het opnieuw instellen van een hakhoutbeheer kunnen optreden zijn bijvoorbeeld verminderde vitaliteit van de stoven (mede als gevolg van meeldauw), het risico van verstikking van de jonge uitlopers door bramen en schade door vraat (Hommel & Den Ouden 2010). Recent afgezette hakhoutstoven met jonge, sappige twijgen zijn namelijk bijzonder gevoelig voor vraat. Hakhoutbeheer en bosbegrazing gaan vooral in de eerste jaren na de kap, dan ook moeilijk samen. Bosbegrazing door runderen en paarden laat zich echter gemakkelijker sturen dan de invloed van wilde herbivoren (Kirby 2001). Dit probleem is in veel boscomplexen tegenwoordig waarschijnlijk groter dan vroeger. De beste oplossing lijkt dan ook om recent afgezet hakhout uit te rasteren. Helaas brengt dit weer andere problemen met zich mee. De plotselinge lichtstelling kan een explosie van bramen tot gevolg hebben, die bij gebrek aan grote herbivoren in extreme gevallen het uitlopen van de stoven ernstig kan verstoren en zelfs sterfte van de jonge uitlopers kan veroorzaken. Hakhoutbeheer vraagt dus om intensieve nazorg in de jaren volgend op de kap. Traditioneel gebeurde dit door het ompspitten van de bosbodem en het rooien of maaien van de bramenopslag (Boer 1857). Nu wordt een paar jaar lang gemaaid om de bramen rond de stoven laag te houden tot de eikenscheuten hoog genoeg zijn doorgesloegen om niet meer door bramen bedreigd te worden. Overigens wordt in bosgebieden met veel bramen traditioneel wel gewerkt met relatief hoge stoven ("hoogstamhakhout") om het risico van overwoekering te verkleinen (Jansen & Kuiper 2001). Bij herstel van spaartelgenbos kan om deze reden ook gekozen worden voor het ontwikkelen van hogere stoven dan oorspronkelijk aanwezig waren.

### 5.4 Bestrijden invasieve soorten

Wanneer invasieve soorten (Amerikaanse vogelkers) door dominantie de kwaliteit aantasten, kan het bestrijden ervan noodzakelijk worden.

## 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 begroeiingstypen voorkomen zoals heide (H2310, H4030) en stuifzand (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, 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).

## 7. Maatregelen voor uitbreiding

Het leefgebied Bos van arme zandgronden kan men laten ontstaan via spontane successie op stuifzandbodems; gezien de zeldzaamheid van het habitatype Zandverstuivingen (H2330) ligt het echter 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. Het is realistischer om het leefgebied te laten ontstaan via omvorming van bestaand bos op arme bodems dat (nog) niet kwalificeert als leefgebied voor de genoemde vogelsoorten of door aanplant van bomen in zwaar

vergraste heidegebieden die niet meer kwalificeren voor heide-habitattypen. Met deze maatregelen voor uitbreiding is echter nog geen ervaring en bovendien impliceert dit een lastige beheerskeuze. Een mogelijke optie die op kleine schaal wordt toegepast op de Strabrechtse Heide is het beheren van 'wandelende 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 nooit 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.

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

## 8. Effectiviteit en duurzaamheid

Zoals in paragraaf 1 is beschreven, zijn bossen van arme zandgronden van belang voor Korhoen, Zwarte specht, Draaihals en Nachtzwaluw vanwege hun functie als voortplantings- en foerageergebied. Daarvoor is nodig dat ze een tamelijk open karakter hebben (laag stamtaal, 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 is niet echt aangetoond, maar is wel aannemelijk (zie paragraaf 3). Of daadwerkelijk effecten optreden (en dus 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 bosecosystemen die onvermijdelijk ook van nature zullen veranderen door bodemvorming. De mogelijkheden van de beheerder om dit te voorkomen zijn beperkt.

## 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	Type	Doel	Potentiële effectiviteit	Randvoorwaarden / succesfactoren	Vooronderzoek	Herhaalbaarheid	Responstijd	Mate van bewijs
Begrazen	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
Strooisel verwijdering/ plaggen	H/U	Afvoeren nutriënten	Klein	Geen natuurlijke bodemontwikkeling; Geen oud-bossoorten	Op standplaats	Beperkte duur	Direct	H
Hakhout- of middenbos-beheer	H/U	Afvoer nutriënten, verbeteren lichtklimaat en verhogen dynamiek	Matig	Moeilijk te combineren met begrazing	Op standplaats	Zo lang als nodig	Even geduld	H
Bestrijden invasieve soorten	H/U	Behoud lichtklimaat	Groot	Indien kwaliteit habitatype wordt aangetast. Regelmatige opvolging nodig	Op standplaats	Zo lang als nodig	Direct	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

**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**

- 1) 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?
- 2) Kan begrazing de negatieve effecten van stikstofdepositie in arme bossen mitigeren en zo ja, welk type begrazing is optimaal?
- 3) Via welk mechanisme wordt NPN opgehoopt en hoe leidt dit tot problemen hogerop in de voedselketen?
- 4) 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 en F.J. van Zadelhoff 2001. Handboek natuurdoeltypen. Rapport Expertisecentrum LNV 2001/020, Wageningen.
- Baeté, H. & K. Vandekerkhove 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.
- Bergkvist, B. 1986. Leaching of metals from a spruce forest soil as influenced by experimental acidification. *Water, Air, & Soil Pollution* 31: 901–916.
- 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 and 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.
- 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; 52 p.
- Falkengren-Grerup & 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; 56 p.
- 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.
- 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.
- 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.
- 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 and 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 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.
- 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., 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.
- 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.
- Wuyts K. 2009. Patterns of throughfall deposition, nitrate seepage, and soil acidification in contrasting forest edges. Ph.D. thesis, Ghent University, Belgium, 202p. ISBN-number: 978-90-5989-283-5.
- 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.
- Van Dobben, H.F., R. Bobbink, A. van Hinsberg & D. Bal 2012. Overzicht van kritische depositiewaarden voor stikstof, toegepast op habitattypen en leefgebieden van Natura 2000. Alterra-rapport, Wageningen.