

Herstelstrategie Eiken- en beukenbos van lemige zandgronden (leefgebied 14)

Nijssen, M.E., H.M. Beije, J.H. Bouwman, D. Groenendijk & N.A.C. Smits

Het leefgebied is afgeleid van het natuurdoeltype 3.65 (Eiken- en beukenbos van lemige zandgronden; Bal et al. 2001). De beschrijving van dit leefgebied richt zich op bossen van het bovengenoemde type voor zover die niet overlappen met het sterk verwante habitatype Beuken-eikenbossen met hulst (H9120). Voor dit habitatype is een aparte herstelstrategie opgesteld. 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 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 Eiken- en beukenbos van lemige zandgronden als leefgebied voor Korhoen, Draaihals en Zwarte specht, zoals dat is beschreven als natuurdoeltype (3.65 en een deel van de als middenbos beheerde vorm 3.56; Bal et al. 2001), voor zover het gaat om Beuken-Eikenbos en Bochtige smele-Beukenbos, met bijbehorende bosrandvegetaties, dat niet groeit op bosgroeiplaatsen van vóór 1850 en het geen bosopstanden betreft van minimaal honderd jaar die daar aan grenzen (want die vallen onder Beuken-Eikenbossen met hulst (H9120), waarvoor een aparte herstelstrategie is opgesteld). Het leefgebied wordt gekenmerkt door vrij hoog tot hoog opgaand of als hakhout- of middenbos beheerd bos op oligo- tot mesotrofe, meestal (matig) droge, zure, lemige zandgronden en leemgronden. De boomlaag bestaat uit vooral Beuk en in wisselende mate Wintereik en Zomereik, daarnaast (onder vochtige omstandigheden) eventueel ook Ruwe berk en Zachte berk en Zwarte els. De struiklaag is weinig ontwikkeld en bestaat vooral uit Wilde lijsterbes, soms ook uit Hulst, Framboos en braam. In het

eindstadium van de successie in bossen met een min of meer gelijkjarige boomlaag is de Beuk de enige boomsoort en door de sterke beschaduwing en oppervlakkige wortellaag is de struiklaag dan afwezig ('hallenbos'). Als leefgebied voor de hierna genoemde VR-soorten zijn deze bossen beperkt tot de Hogere zandgronden (op de stuwwallen en de drogere delen van het dekzandlandschap).

Het bostype ontwikkelt zich op vele plaatsen uit voormalige productiebossen maar van een optimaal beheer is meestal nog geen sprake. Verbinden van oude boskernen en een (door omvorming begeleide) ontwikkeling van jong naar oud bos zal naar verwachting tot uitbreiding van het areaal leiden. De algemene betekenis van dit bos is vooral groot wanneer het bos oud en uitgestrekt is. Alleen dan kan een rijke bosstructuur ontstaan met jonge tot zeer oude bomen, met zowel staand als liggend dood hout en met een afwisseling tussen open plekken (waarin een warm, droog microklimaat heerst) en sterk beschaduwde plekken (waarin een koel, vochtig microklimaat heerst).

In Eiken- en beukenbos van lemige zandgronden komen drie 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	VHR-soort	Belang en functie	KDW	N-gevoeligheid van leefgebied*	Effecten van stikstofdepositie
Vogels	Draaihals	Groot: voortplantings- en foerageergebied	1429	Mogelijk	Koeler en vochtiger microklimaat (1) + afname prooibeschikbaarheid (6)
Vogels	Korhoen	Klein: foerageergebied	1429	Mogelijk	Afname kwantiteit voedselplanten (3) + afname prooibeschikbaarheid (6)
Vogels	Zwarte specht	Groot: voortplantings- en foerageergebied	1429	Ja (afname bosmieren door vergrassing)	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 VR-soorten: Voor alle drie de vogelsoorten van de Vogelrichtlijn heeft dit leefgebied een functie als foerageergebied en voor de Draaihals en Zwarte specht ook als voortplantingsgebied. Voor dit leefgebied zijn geen gebieden buiten de hogere zandgronden aangewezen. Het Korhoen foerageert als adult voornamelijk op bosbessen en 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 de Zwarte specht daarnaast op insecten in staand en liggend dood hout. Voor de winter moet Zwarte specht waarschijnlijk uitwijken naar andere bostypen, aangezien naaldbomen met een losse bast fungeren als foerageerlocatie in de winter (Pearce-Higgins et al. 2007). Korhoen en Draaihals 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 loofbossen, Draaihals broedt in bestaande holtes, vaak in oude berken. Het Korhoen broedt in Nederland niet in bossen, maar op aangrenzende open heidevelden. Hierbij moet worden gerealiseerd dat het Korhoen 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). Overigens is de voedselsituatie voor de kuikens – wat als een van de meest kritieke punten wordt beschouwd voor deze soort 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).

2. Ecologische randvoorwaarden

2.1 Zuurgraad

Het bereik van de zuurgraad is zuur, met matig zuur als aanvullend bereik (Bal et al. 2001).

2.2 Vochttoestand

Het bereik van de vochttoestand is droog tot matig droog, met vochtig tot matig nat als aanvullend bereik (Bal et al. 2001).

2.3.1 Waterherkomst

Regenwater, eventueel ook grondwater.

2.3 Voedselrijkdom

Het kernbereik van de voedselrijkdom is oligotroof tot mesotroof met zwak eutroof als aanvullend bereik (Bal et al. 2001).

2.4 Landschapsecologische processen

Van de genoemde VR-soorten is alleen de Zwarte specht vrij sterk gebonden aan Eiken- en beukenbos van lemige zandgronden, de andere soorten leven 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 om te foerageren, 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.

Zie de informatie uit de landschapsdoorsneden (Deel III).

2.5 Regulier beheer

Nietsdoen is voor opgaand bos in principe voldoende, maar het leefgebied kan ook worden beheerd middels hakhout- of middenbosbeheer. Bij hakhout wordt (na een eerste rotatie van 6 tot 7 jaar) eens per 10 tot 12 jaar gekapt en afgevoerd. Bij het middenbos is de hakcyclus gemiddeld 10 tot 20 jaar, waarbij de bovenstaanders – naarmate de bomen ouder worden – in aantal worden teruggebracht van circa 80 per hectare tot 1 á 2 per hectare in een periode van 100 jaar. Tenslotte worden ook de resterende bomen gekapt, waarna zich een nieuwe laag van opgaande bomen kan ontwikkelen uit de struiklaag. Aanvullend is extensieve begrazing (zowel door wilde grazers als door gedomesticeerde grazers) mogelijk, met name om lichtminnende plantensoorten betere kansen te bieden. 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. [Uytvanck et al. \(2008\)](#) vonden echter in wat voedselrijkere bossen met een soortenrijke ondergroei echter grote effecten van jaarrond begrazing, zowel op de ondergroei als op de vestiging en overleving van bomen. Ook voor de genoemde VR-soorten zijn effecten van bosbegrazing onbekend. Om te voorkomen dat er in gelijkjarige opstanden geen bosverjonging plaatsvindt, is een begeleidend omvormingsbeheer aan te bevelen dat moet leiden tot een gevarieerdere bosstructuur. Selectieve kap is alleen nodig wanneer dominantie van Beuk niet gewenst wordt, maar waarschijnlijk is dit alleen als omvormingsmaatregel noodzakelijk. Ontoereikend regulier beheer wordt niet apart onder paragraaf 4, 5 of 6 behandeld.

3. Effecten van stikstofdepositie

De kritische depositiewaarde voor het leefgebied is afgeleid van het gelijknamige natuurdoeltype 3.65 (Eiken- en beukenbos van lemige zandgronden; [Bal et al. 2001](#)). De kritische depositiewaarde voor dit leefgebied is door [Van Dobben et al. \(2012\)](#) vastgesteld op 20 kg N/ha/jaar (1429 mol N/ha/jaar) en is gebaseerd op de bovenkant van de empirische range, gelet op gemiddelde modeluitkomst (EUNIS G1.6: *Fagus woodlands*, [Bobbink & Hettelingh 2011](#)).

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

42Aa2	Beuken-Eikenbos
42Aa3	Bochtige smele-Beukenbos

Bewezen effecten van stikstofdepositie op de vegetatie van bossen die door kunnen spelen op de fauna 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. Vergrassing en het versneld dichtgroeien met struweel- en boomopslag

speelt in dit van nature vrij gesloten bostype waarschijnlijk echter een veel minder grote rol dan in de armere, halfopen bossen op arme zandgronden (H9190 en Lg13: Bos van arme zandgronden). Alhoewel de effecten op bossen van leemrijke bodems waarschijnlijk kleiner zijn dan die op arme zandbodems, speelt er waarschijnlijk ook hier een achteruitgang van voedselkwaliteit van planten voor herbivoren met effecten die doorspelen in het gehele ecosysteem. Een deel van deze problemen is waarschijnlijk veroorzaakt door de lange geschiedenis van verzuring (mede door zwaveldepositie) die hiermee niet los te zien is van de effecten van de (huidige) stikstofdepositie. 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). Op dit moment zijn effecten van stikstofdepositie op de diergemeenschappen van Bossen op arme en lemige zandgronden nog onderbelicht, maar duidelijk is dat hoge stikstofdepositie de voedselkwaliteit van bladeren van Zomereik beïnvloed. Stikstofdepositie draagt in leemrijkere bossen bij aan het optreden van rupsenplagen in Zomereiken, doordat het eikenblad stikstofrijker wordt. Op van nature mineralenarme bodems of bodems die onder invloed van verzuring door zwavel- en stikstofverbindingen mineraalarm zijn geworden, leidt hoge stikstofdepositie tot de ophoping van Non-Protein Nitrogen (NPN): stikstof dat niet in eiwitten wordt ingebouwd. Rupsen kunnen geen gebruik maken van het hogere stikstofaanbod wanneer de bomen door minerale nutriëntengebreken (zoals mangaan) stikstof niet tot aminozuren en eiwitten kunnen verwerken (Van den Burg et al. 2014).

Naar de effecten van stikstofdepositie op de genoemde VR-soorten is geen onderzoek uitgevoerd. Het is aannemelijk dat verrijking met grassen en struweel tot een afname in beschikbaarheid van dierlijk en plantaardig voedsel heeft geleid voor Draaihals, Korhoen en 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 dichtheid van de mierenfauna in halfopen bossen van zandgronden de laatste decennia door vergrassing achteruit is gegaan (Peeters et al. 2004). Daarnaast zijn mieren als gevolg van verrijking 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). Voor 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 a 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 & Kastedalen 2008). Zowel de beschikbaarheid van insecten als van (variatie in) kruiden en dwergstruiken op de bosbodem neemt waarschijnlijk af bij verrijking. Korhoen en Draaihals foerageren ook vaak in open gebieden (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 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, Zwarte specht en Draaihals. Dit wordt onderbouwd door studies die aangeven dat met name jonge bossen (tot ± 30 jaar oud) door deze soorten worden gebruikt voor het foerageren (o.a. Rolstad et al. 1998, Bocca et al. 2007, Pearce-Higgins et al. 2007).

4.2 Dominantie exoten

Binnen dit bostype kan gemakkelijk Amerikaanse vogelkers gaan woekeren. Dit is deels afhankelijk van de toevallige aanwezigheid van zaadbronnen in de omgeving. 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 (Godefroid et al. 2005, Vanhellemont 2009). De aanwezigheid van een dichte en hoge struiklaag leidt tot een vermindering van de kwaliteit als leefgebied voor Korhoen, Draaihals en Zwarte specht, doordat het bostype minder toegankelijk wordt voor deze soorten. 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).

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). Bovendien wordt in (de rand van) loofbossen een lagere stikstofdepositie gemeten dan in (de rand van) naburige naaldbossen (De Schrijver et al. 2007b, Wuyts 2009) en is de toegankelijkheid van de kernen – en daarmee mogelijke verstoring – lager dan aan de rand. 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 en Draaihals 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

Maatregelen specifiek gericht op het tegengaan van vergrassing en verstruweling van de bodemvegetatie en de gevolgen daarvan op diersoorten – zoals prooi-soorten voor Zwarte specht – zijn onvoldoende onderzocht (**kennislacune**).

5.1 (Her)invoer hakhout- of middenbosbeheer

Mogelijke positieve effecten van het herinvoeren van hakhoutbeheer zijn: afvoer van nutriënten, het verbeteren (verhogen diversiteit) van het lichtklimaat en het verhogen van de dynamiek. De maatregel lijkt vooral relevant voor het Korhoen; hakhoutbeheer leidt immers tot afname van broedgelegenheid voor Draaihals en Zwarte specht, tenzij juist de geschikte broedbomen worden gespaard en er dus van een middenbos- of hooghoutbeheer sprake is. Problemen die bij het opnieuw instellen van een hakhoutbeheer kunnen optreden, zijn o.a. de verminderde vitaliteit van oude stoven (mede t.g.v. 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 (zie paragraaf 5.2) gaan – vooral in de eerste jaren na de kap – dan ook moeilijk samen, een wetmatigheid waar onze voorouders zich terdege van bewust waren (**Boer 1857, Tack et al. 1993, Jansen & Kuiper 2001**). Bosbegrazing door runderen en paarden laat zich echter gemakkelijker sturen dan de invloed van wilde herbivoren, een probleem dat in veel boscomplexen tegenwoordig waarschijnlijk groter is dan vroeger (**Kirby 2001**), met name bij kleinschalig hakhoutbeheer. 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 relatief grote kapoppervlakten (minimaal 0,25 tot 1 ha) en om regelmatige nazorg in de jaren volgend op de kap. Traditioneel gebeurde dit door het omspitten van de bosbodem en het rooien of maaien van de bramenopslag (**Boer 1857, Tack et al. 1993**). Nu wordt een paar jaar lang gemaaid om de bramen laag te houden. Dit wordt volgehouden tot de eikenscheuten hoog genoeg zijn doorgegroeid om niet meer door bramen bedreigd te worden. Voor een overzicht van mogelijke beschermingsmaatregelen, zie **Jansen en Kuiper (2001)**. Overigens is het probleem van verruiging en wildschade bepaald niet uniek voor hakhoutssystemen. Zij kunnen bij elke vorm van bosverjonging optreden (**Oosterbaan et al. 2010, Baeten et al. 2012**).

5.2 Begrazen

Begrazing is vaak gunstig vanwege het openhouden van open ruimtes, instandhouden en ontwikkelen van gradiënten, vertragen van successie onder invloed van stikstofdepositie en verspreiding van zaden en vruchten. Het effect is afhankelijk van de graasdruk, en deze is afhankelijk van de grootte van de begrazingseenheid en het type begrazing. Hierbij moet worden aangetekend dat begrazing minder geschikt is voor kleinere bosgebieden met een homogeen gesloten kronendak. De positieve invloed op de bosstructuur zal hier relatief gering zijn, terwijl vermessing en vertrapping een serieuze bedreiging vormen voor (relict)populaties van bosplanten, zoals beschreven voor Bosanemoon door **Van Uytvanck et al. (2008)**. Dit geldt met name voor

populaties van oud-bosindicatoren die gekenmerkt worden door een gering verspreidingsvermogen (Bijlsma et al. 2001).

Het is in dit type bossen van belang om de begrazing door wild niet te onderschatten en ook het woelen door wilde zwijnen kan een grote invloed op de vegetatie hebben. Deze dieren kunnen de successie pleksgewijs van gesloten struweel en kruidige vegetatie terugzetten naar open grond. In bossen hebben zwijnen – uiteraard – grote invloed op het bodemprofiel waarbij de geleidelijke tendens van bovengrondse strooiselaccumulatie en vorming van een specifieke gelaagdheid wordt doorbroken. Ziet men een ongestoord humusprofiel als een ecologisch geheugen of als een aardkundige waarde, dan zijn wilde zwijnen uiteraard niet (overal) gewenst. Zwijnen kunnen door omwoelen van de bodem echter op lange termijn ook een positieve invloed hebben op de ondergroei, aangezien zij de trend van toenemende strooiselaccumulatie, verzuring en verarming kunnen doorbreken, terwijl tegelijk relatief basenrijk materiaal uit de ondergrond aan de oppervlakte komt te liggen (Lacki & Lancia 1983, Singer et al. 1984, Falinski 1986, Groot Bruinderink et al. 2009). Zwijnen kunnen daarmee een positieve invloed op het bosesysteem hebben, vergelijkbaar met windworp en een gevarieerde boomsoortensamenstelling (zie paragraaf 6.2).

5.3 Strooiselverwijdering

Het verwijderen van strooisel om nutriënten af te voeren, zou wellicht door middel van bladblazers kunnen worden uitgevoerd. Zowel de methode als de effecten van deze maatregel zijn echter tot op heden niet experimenteel onderzocht (**kennislacune**). Door slechts het losse strooisel (L-laag) te verwijderen en de stabiele humuslaag (H- en F-laag) niet aan te tasten, kan voorkomen worden dat de mineralisatie sterk wordt gestimuleerd, met een sterke toename van grassen en andere stikstofminnende soorten tot gevolg. Door de stabiele humuslaag intact te laten, kan ook worden voorkomen dat ook basen worden verwijderd, aangezien hiermee de gevoeligheid voor verzuring op de lange termijn zou toenemen.

Om te voorkomen dat er opnieuw strooiselophoping plaatsvindt, kan de maatregel worden uitgevoerd in combinatie met omvorming naar een gevarieerder bos, waarin ook boomsoorten met goed afbreekbaar “rijk” strooisel prominent aanwezig zijn (Hommel et al. 2007). Zie de maatregel Ingrijpen in de soortensamenstelling van de boomlaag (paragraaf 6.1).

Het verwijderen van strooisel (in combinatie met andere vormen van bodemherstel) is erg moeilijk uitvoerbaar. De effectiviteit en methode is een **kennislacune**, waarvoor een O&BN-project van start is gegaan.

6. Maatregelen gericht op functioneel herstel

6.1 Ingrijpen in de boomsoortensamenstelling

Spontane ontwikkeling van de bossen van dit habitatype zal onder de huidige omstandigheden op de meeste groeiplaatsen leiden tot dominantie van Beuk, zolang het kronendak gesloten blijft.

Pas wanneer door ouderdom gaten in het kronendak gaan ontstaan, mag een meer gevarieerde ontwikkeling worden verwacht, maar dit is doorgaans een kwestie van de (heel) lange termijn. De dominantie van Beuk betekent dat problemen die samenhangen met strooiselaccumulatie en bodemverzuring worden gemaximaliseerd. Door in te grijpen in de boomsoortsamenstelling kan deze tendens 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 mormoder naar mullmoder, een humusvorm met snellere strooiselafbraak, meer doormenging van organische stof en minder accumulatie (Hommel & De Waal 2004).

Kansrijke boomsoorten met goed afbreekbaar strooisel zijn op alle groeiplaatsen van dit habitatype 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 (Janssen 1960, Havinga 1962, Munaut 1967, Verbruggen 1984, Zagwijn 1986). Thans is zij dermate zeldzaam geworden dat herintroductie en bescherming tegen vraat van de jonge aanplant noodzakelijk zijn (Hommel et al. 2002). In welke mate de aanplant van Winterlinde een succesvolle maatregel kan zijn om problemen samenhangend met strooiseaccumulatie en bodemverzuring op te lossen is nog een **kennislacune**. In het geval van Gewone esdoorn kan waarschijnlijk gebruik worden gemaakt van spontane verjonging, maar ook dit betreft een **kennislacune**. 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). Aanplant van deze soorten verdient ook meer onderzoek vooraleer te worden toegepast als herstel- of omvormingsmaatregel (**kennislacune**).

Zie ook habitatype Beuken-eikenbossen met hulst (H9120).

7. Maatregelen voor uitbreiding

Uitbreiding verloopt spontaan, vooral door uitbreiding van Beuk. Specifieke ingrepen anders dan het opruimen van exoten zijn veelal niet op korte termijn nodig: de open ruimtes kunnen ook vanzelf dichtgroeien of blijven deels open, in beide gevallen met een verhoogde natuurkwaliteit (mond. meded. Bijlsma, Den Ouden et al. 2010).

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

8. Effectiviteit en duurzaamheid

In hoeverre de opgenomen maatregelen echt noodzakelijk zijn voor de VR-soorten van Eiken- en beukenbos van lemige 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.

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 Beuken-eikenbossen met hulst (H9120).

Maatregel	Type	Doel	Potentiële effectiviteit	Randvoorwaarden / succesfactoren	Vooronderzoek	Herhaalbaarheid	Responstijd	Mate van bewijs
Begrazen	H/U	Variatie structuur, afvoer nutriënten, open bodem	Matig	Op maat	Op standplaats	Beperkte duur	Even geduld	H
Strooisel verwijdering	H/U	Afvoer nutriënten	Matig	Op maat	Op standplaats	Beperkte duur	Even geduld	H
Hakhout- en middenbos-beheer	H/U	Afvoer nutriënten, verbeteren lichtklimaat en verhogen dynamiek	Groot	Meeldauw, vraat, overwoekering door bramen; vooral relevant voor Korhoen (afname broedgelegenheid Draaihals en Zwarte specht)	Op standplaats	Beperkte duur	Even geduld tot lang	H
Ingrijpen in de soorten-samenstelling	H/U	Verhogen pH, gunstiger milieu voor bosplanten	Groot	Vraat, vestiging Beuk (vooral bij geringe oppervlakten)	Op standplaats	Beperkte duur	Lang	H

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

Verklaring kolommen:

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

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. Wat zijn effecten van stikstofdepositie op de faunagemeenschappen van Bossen op arme en lemige zandgronden?
2. Wat zijn de effecten van het verwijderen van strooisel om nutriënten af te voeren op de geselecteerde VR-soorten en zou dit door middel van bladblazers kunnen worden uitgevoerd?
3. Kan gebruik worden gemaakt van spontane verjonging van Esdoorn voor het verbeteren van de strooiselkwaliteit van bosbodems?

4. Is de aanplant van Winterlinde (of Es, Iep, Hazelaar) effectief als maatregel voor het verbeteren van de strooiselkwaliteit en het tegengaan van bodemverzuring?

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. 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. P. Vangansbeke, M. Hermy, G. Peterken, K. Vanhuysse & K. Verheyen 2012. Distinguishing between turnover and nestedness in the quantification of biotic homogenization. *Biodiversity and Conservation* 21: 1399–1409.
- 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.
- Bijlsma, R.J., H. van Blitterswijk, A.P.P.M. Clercx, J.J., de Jong, J.J., M.N. van Wijk, L.J. van Os, van 2001. Bospaden voor bosplanten; bospaden en –wegen als transportroute, vestigingsmilieu, refugium en uitvalsbasis voor bosplanten. Alterra–rapport 193, Wageningen; 99p.
- 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., L. Carisio & 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.
- 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.
- Den Ouden, J., B. Muys, F. Mohren & K. Verheyen 2010. Bosecologie en bosbeheer. Acco Leuven/Den Haag; 674p.
- 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.
- Falinski, 1986. Vegetation dynamics in temperate lowland primeval forests. Junk, Den Hague
- 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.
- Groot Bruinderink, G.W.T.A., D.R. Lammertsma, G.A.J.M. Jagers op Akkerhuis, W. Ozinga, A.H.P. Stumpel, J. Baveco & R.W. de Waal 2009. Ex ante evaluatie van maatwerk beheer van wilde zwijnen. Alterra, Wageningen. Rapport 1944; 106p.

- Havinga, A.J. 1962. Een palynologisch onderzoek van in dekzand ontwikkelde bodemprofielen. Dissertatie Landbouw Hogeschool. Wageningen.
- Hommel, P.W.F.M. & J. den Ouden 2010. Droge hakhoutbossen, website OB&N www.natuurkwaliteit.nl.
- Hommel, P.W.F.M. & R.W. de Waal 2004. Bodem, humus en vegetatie onder verschillende loofboomsoorten op de stuwwal bij Doorwerth. Rapport 920. Alterra, Wageningen; 66p.
- Hommel, P.W.F.M., Th. Spek & R.W. de Waal 2002. Boomsoort, strooiselkwaliteit en ondergroei op verzuringsgevoelige bodem; een verkennend literatuur- en veldonderzoek. Rapport 509. Alterra, Wageningen; 112p.
- Hommel, P.W.F.M., R.W. de Waal, B. Muys, J. den Ouden & T. Spek 2007. Terug naar het lindewoud. Strooiselkwaliteit als basis voor ecologisch bosbeheer. KNNV Uitgeverij, Zeist; 72p.
- 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.
- Jansen, P. & L. Kuiper 2001. Hakhout; suggesties voor het beheer. Stichting Bos en Hout, Wageningen; 56p.
- Janssen, C.R. 1960. On the Lateglacial and Postglacial vegetation of South Limburg (Netherlands). *Wentia* 4: 1–112.
- Kirby, K. 2001. The impact of deer on the ground flora of British broadleaved woodland. *Forestry* 74: 219–229.
- Kuiters, A.T., J.A. Koppe & P.A. Slim 2000. Begrazing in bosreservaten door (wilde) hoefdieren: een onderbelicht aspect? *Nederlands Bosbouw tijdschrift* 72: 108–112.
- Lacki, M.J. & R.A. Lancia 1983. Changes in soil properties of forest rooted by wild boar. *Proc. Ann. Conf. Southeast. Ass. Fish and Wildlife Agencies* 37: 228–236.
- 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.
- Munaut, A.V. 1967. Recherches paleo-ecologiques en Basse et Moyenne Belgique. *Acta Geographica Lovaniensia* 6: 1–191.
- Ohlsen, 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.
- Oosterbaan, A., B. Muys, A. Olsthoorn, R. Gorris & P. Balleux 2010. Verjongingstechniek en plantbescherming. In: J. den Ouden et al. (red.). *Bosecologie en Bosbeheer*. Acco, Leuven; Den Haag: pp. 355–368.
- 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., P. Majewski & E. Rùlstad 1998. Black woodpecker use of habitats and feeding substrates in a managed Scandinavian forest. *Journal of Wildlife Management* 62: 11–23.
- Sierdsema, H., J. van Diermen, B. Aarts, L. van den Bremer & A. van Kleunen 2008. Factsheets van broedvogels in de Natura 2000-gebieden van Gelderland. SOVON onderzoeksrapport 2008/14. SOVON, Beek-Ubbergen.

- Singer, F.J., W.T. Swank, E.E.C. Clebsch 1984. Effects of wild pig rooting in a deciduous forest. *Journal of Wildlife Management* 48: 464–473.
- 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.
- Tack, G., P. Van den & M. Hermy 1993. *Bossen van Vlaanderen: een historische ecologie*. Davidsfonds, Leuven; 320p.
- 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.
- Vanhellemont, M. 2009. Present and future population dynamics of *Prunus serotina* in forests in its introduced range. PhD thesis, Ghent University, Ghent, Belgium.
- 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 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.
- 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. 2011. Grote grazers sturen de ontwikkeling van nieuwe boslandschappen op voormalige landbouwgronden. *De Levende Natuur* 112: 132–137.
- 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.
- Verbruggen, C. 1984. Aspects des compositions et changements caractéristique de l'évolution botanique holocene en Flandre. *Revue de Paléobiologie*, Volume Special 1984: 231–234.
- 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.
- Zagwijn, W.H. 1986. Nederland in het Holoceen. *Geologie in Nederland*, deel 1. Uitgave Rijks Geologische Dienst. Haarlem.

