

Herstelstrategie H9120: Beuken–eikenbossen met hulst

Hommel, P.W.F.M., J. den Ouden, H.P.J. Huiskes, W.A. Ozinga, G.A. van Duinen, M. Weijters, R. Bobbink & N.A.C. Smits

Leeswijzer

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

1. Kenschets

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

Het habitatype betreft bossen met meestal Beuk in de boomlaag en Hulst en/of Taxus in de struiklaag, voorkomend op zeer voedselarme tot licht voedselrijke zand- en leemgronden. Het habitatype komt voor op de hogere zandgronden en in het heuvelland. Het type neemt een tussenpositie in tussen enerzijds de Oude eikenbossen (H9190) en anderzijds de Eiken–Haagbeukenbossen (H9160). Ten opzichte van de ‘Oude eikenbossen’ komen de ‘Beuken–eikenbossen met hulst’ voor op plekken met een moder- in plaats van een humuspodzolbodem of een leemhoudende in plaats van een leemarme bodem. Op deze gronden is de Beuk concurrentiekrachtig en zal in de loop van de successie gaan domineren ten koste van de Zomereik. Ten opzichte van de ‘Eiken–haagbeukenbossen’ komen de ‘Beuken–Eikenbossen met hulst’ voor op plekken zonder grondwaterinvloed. Tot het habitatype worden alleen gerekend: bossen op bosgroeiplaatsen van vóór 1850 en bosopstanden van minstens 100 jaar oud die daaraan grenzen¹. Een belangrijk deel van de biodiversiteit van dit habitatype komt voor in de zomen en mantels van het bos zelf. Daarom zijn deze (gewenste) mozaïekvegetaties opgenomen in de definitie. Hoewel Beuk en Hulst in de Europese definitie een duidelijke rol spelen, wordt daarin ook melding gemaakt van de invloed van bosbeheer op het voorkomen van deze naamgevende soorten. In de Nederlandse situatie zijn door intensief bosbeheer Beuk, Hulst en Taxus uit veel

¹ De beperking tot oude bosgroeiplaatsen is gebaseerd op de in de Europese handleiding genoemde plantensoorten: deze komen vooral voor in oude bossen. Uitbreiding van het habitatype kan plaatsvinden vanuit de oude bosgroeiplaatsen in aangrenzende bossen die inmiddels honderd jaar oud zijn geworden: op deze plekken kunnen de ‘oud-bos–planten’ zich het beste uitbreiden vanuit de oude bosgroeiplaatsen.

bossen op de genoemde bodems verdwenen, maar ze komen ook weer vanzelf terug bij extensivering van het beheer. Het actuele voorkomen van Beuk, Taxus of Hulst is dus geen goed onderscheidingscriterium.

In de Beuken–eikenbossen met hulst komen drie soorten voor van de Vogelrichtlijn waarvoor de stikstofgevoeligheid van het type een probleem kan vormen voor de kwaliteit van het leefgebied². Van deze drie soorten is de Zwarte specht tevens een typische soort. Er is onduidelijkheid over de effecten van stikstof op het leefgebied van de Wespendif (Sierdsema et al. 2008). Vooralsnog is deze soort niet meegenomen in deze herstelstrategie. 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.

Soortgroep	VHR-soort	Belang en functie	N-gevoeligheid van leefgebied	Effecten van stikstofdepositie
Vogels	Draaihals	Groot; voortplantings- en foerageergebied	Mogelijk	Koeler en vochtiger microklimaat (1) + afname beschikbaarheid prooidieren (6)
Vogels	Korhoen	Klein: foerageergebied	Ja	Afname kwantiteit en chemische kwaliteit voedselplanten (3) + afname prooibeschikbaarheid (6)
Vogels	Zwarte specht	Groot: voortplantings- en foerageergebied	Ja	Afname beschikbaarheid mieren en andere prooidieren (6)

Voor een goed begrip van de onderstaande paragrafen, is het essentieel om uit te gaan van de definitie van het habitattypen en zijn kwaliteitseisen (abiotische randvoorwaarden, samenstellende vegetatietypen, typische soorten en overige kenmerken van goede structuur en functie). Zie daarvoor het profielendocument <https://www.natura2000.nl/profielen/h9120-beuken-eikenbossen-met-hulst>

2. Ecologische randvoorwaarden

Voor de abiotische randvoorwaarden (conform Runhaar et al. 2009) wordt uitgegaan van de omstandigheden van drie associaties, te weten Beuken–Eikenbos (vijf subassociaties: 42Aa02ABCDE), Bochtige smele–Beukenbos (drie subassociaties: 42Aa03ABC) en Eiken–Haagbeukenbos, subassociatie met Witte klaverzuring (43Ab01F; Stortelder et al. 1999).

2.1 Zuurgraad

De optimale zuurgraad van de bodem omvat een pH lager of gelijk aan 5 (pH–H₂O); waarbij een relatief hoge pH van 4,5 en hoger enkel geldt voor twee subassociaties van het Beuken–Eikenbos (de subassociatie met Pijpenstrootje en de subassociatie met Lelietje–van–dalen). Ook de zuurste

² Er is onduidelijkheid over de effecten van stikstof op het leefgebied van de Wespendif (H. Sierdsema, J. van Diermen, B. Aarts, L. van den Bremer en A. van Kleunen 2008. Factsheets van broedvogels in de Natura 2000-gebieden van Gelderland. SOVON onderzoeksrapport 2008/14. SOVON, Beek–Ubbergen.). Vooralsnog is deze soort niet meegenomen in deze herstelstrategie.

variant van het Eiken–Haagbeukenbos (subassociatie met Witte klaverzuring; conform [Stortelder et al. 1999](#)) kwalificeert als H9120. Dit bostype heeft een minder zure ondergrond, met pH-waarden oplopend tot 6,5 ([Runhaar et al. 2009](#)).

2.2 Voedselrijkdom

De optimale voedselrijkdom omvat de klassen zeer voedselarm en matig voedselarm; waarbij matig voedselarm beperkt is tot het Beuken–Eikenbos. Als de voedselrijkdom boven de klasse licht voedselrijk uitkomt kan het type niet meer in goed ontwikkelde vorm voorkomen. In de KWR-database wordt uitgegaan van een brede definitie van het habitatype, inclusief de zuurste variant van het Eiken–Haagbeukenbos (subassociatie met Witte klaverzuring). Dit bostype verschilt wezenlijk van de andere bostypen binnen dit habitatype door optimaal te groeien op licht voedselrijke gronden ([Runhaar et al. 2009](#)). Het kan hierbij zowel gaan om gronden die van nature een iets hogere trofiegraad hebben als om plekken die door een boomsoort met goed afbreekbaar bladstrooisel zijn verrijkt ([Hommel et al. 2007](#)). De vorming van ectorganische humusprofielen met dikke, schoensmeerachtige H-lagen is een nog zeldzaam maar belangrijk kenmerk van ouder wordende Beuken–Eikenbossen dat als ‘ecologisch geheugen’ van het systeem gaat fungeren ([Bijlsma et al. 2009](#)).

2.3 Vochttoestand

De kenmerkende range voor bodemvocht loopt van vochtig tot droog. Dit vertaalt zich in een GVG van 40 cm beneden maaiveld tot meer dan 32 dagen droogte stress ([Runhaar et al. 2009](#)).

2.4 Landschapsecologische processen

In het heuvelland is dit habitatype ruimtelijk nauw gerelateerd aan Eiken–Haagbeukenbossen (H9160). Het voorkomen van beide typen is hier vooral geologisch bepaald. Eiken–Haagbeukenbossen komen vooral voor op diepe lössleembodems en op kalkbodems met een dun lössdek. Het Beuken–Eikenbos met hulst groeit hier vooral hoger op de helling, op terrasmateriaal met een dun lössdek. De exacte grens tussen beide bostypen wordt daarbij bepaald door de boomsoortsamenstelling en het bosbeheer. Op de hogere zandgronden grenst het Beuken–eikenbos met hulst vaak aan Oude eikenbossen (H9190), waarbij het laatste type beperkt is tot de leemarme bodems en/of een bodem met humuspodzolbodem.

Binnen dit habitatype getuigen bossen met grote floristische diversiteit van een grote historische continuïteit ([Bijlsma et al. 2010](#)). De variatie in floristische samenstelling van het bostype wordt bepaald door specifieke bodemomstandigheden.

Toenemende dominantie van Beuk is op de standplaats van H9120 het gevolg van een afnemende beheerintensiteit (het verlaten van hakhoutbeheer). Volgens de huidige inzichten is deze Beukdominantie een eindstadium. Klimaatverandering en daarmee gepaard gaande verandering in weerpatronen (met name de verdeling van de neerslag over het jaar) kunnen wellicht de dominantie van Beuk gaan doorbreken, met name op stagnerende bodems zoals keileem ([Nabuurs & Hommel 2007](#)). In principe geldt dit ook voor de Veldbies–Beukenbossen op de sterk stagnerende vuursteeneluviumbodems in het zuidoosten van Limburg (H9110), maar daar is in de actuele situatie nauwelijks sprake van dominantie van Beuk. Hoe boomsoorten op de verschillende groeiplaatsen zullen gaan reageren op de komende veranderingen is nog onderwerp van onderzoek ([Kramer et al. 2010](#)). Hierbij is vooral ook de rol van de Gewone esdoorn als relatieve nieuwkomer in het Nederlandse bos interessant. Verder is het zeer goed

mogelijk dat er hierbij regionale (op Europese schaal) verschillen gaan optreden (Lindner et al. 1997; Matyas et al. 2009).

Hulst werd in verschillende boswachterijen tot in de jaren '50 van de vorige eeuw gezien als plaagsoort en bestreden. Meer recent zien wij een sterke spontane toename van deze soort. Het gaat hierbij ten dele om verwildering vanuit tuinen en parken (Berger & Walther 2003; Walther et al. 2005).

In het geval van beukendominantie treedt verjonging op in stormgaten, waarna in afwezigheid van grote herbivoren snel de dominantie van Beuk wordt hersteld. De in het profiel omgeschreven soortenrijke zomen en randen worden in hun voorkomen beperkt door de beschikbaarheid van licht en de accumulatie van strooisel. Stormgaten zijn niet geschikt om het permanente halfschaduwmilieu in stand te houden voor deze zomen. Er zal actief moeten worden beheerd om deze zomen te creëren of in stand te houden. De randen met gladde witbol en braam indiceren een verrijking met voedingsstoffen (Stortelder et al. 1999; Hommel & Den Ouden 2010).

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

2.5 Regulier beheer

Actief beheer is met name van belang voor het in stand houden van de mantel- en zoomvegetatie met de bijbehorende karakteristieke soorten, maar deze kwalificeren alleen in mozaïek voor dit habitatype. Duurzame houtoogst in Beuken-eikenbossen is goed mogelijk en levert tijdelijke open ruimtes en een heterogene structuur. Er moet echter aandacht zijn voor de effecten op de balansen van stikstof, calcium, kalium en magnesium (De Keersmaecker et al. 2017). In een onderzocht Beuken-eikenbos bevatte de bovengrondse biomassa weinig stikstof maar veel kalium, calcium en magnesium in vergelijking met de hoeveelheid in strooisellaag en minerale bodem (Verstraeten et al. 2012). Hoe kleiner deze verhouding (nutriëntenvoorraad in bovengrondse versus die in strooisel en minerale bodem), hoe duurzamer de houtoogst (Englisch & Reiter 2009). Intensieve, volledige oogst van bomen kan tot uitputting van de mineralenvoorraad en verhoogde gevoeligheid voor verzuring leiden (De Keersmaecker et al. 2017; Vangansbeke et al. 2015). Door actief beheer van de omgeving kan de vestiging van invasieve soorten als Amerikaanse vogelkers worden voorkomen. Ontoereikend regulier beheer wordt niet apart onder paragraaf 5 of 6 behandeld.

3. Effecten van stikstofdepositie

De kritische depositiewaarde is vastgesteld op 1429 mol N/ha/jr (20 kg N/ha/jr). Dit getal is de bovenkant van de empirische range gelet op de gemiddelde modeluitkomst (Van Dobben et al. 2012). De empirische kritische depositiewaarde is gesteld op 10–20 kg N/ha/jr (Eunis type G1.6: *Fagus woodlands*) en wordt gezien als een expert oordeel (Bobbink & Hettelingh 2011).

3.1 Verzuring

In dit systeem treedt van nature uitspoeling van basische kationen en stapeling van strooisel op. Verzuring als gevolg van atmosferische N-depositie en –in het verleden– S-depositie³ leidt echter tot versnelde uitspoeling van basen, lage pH en hoge concentraties van vrij Al^{3+} en 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. 2019). Recente studies geven een duidelijke aanwijzing dat bodemverzuring ook in loofbossen met Beuk versneld wordt door N-depositie. Onderzoek gedurende al bijna 30 jaar in een N-gradiënt en N-additie-experimenten in Zwitserse beukenbossen op droge bodem toont aan dat hogere N-depositie leidt tot significante verlaging van uitwisselbare kationen in de bodem en een toename van beschikbaar aluminium (Braun & Flückiger 2012, 2013). Zeer recent is de relatie tussen bodem-pH en N-depositie uitgezocht in verschillende bostypen in een N-gradiënt van minder dan 5 kg N/ha/jaar tot bijna 25 kg N/ha/jaar. Het betrof bossen in Noord-Frankrijk, Vlaanderen, Duitsland, Zuid-Zweden en Estland, waarbij zowel oude als recente bossen in het onderzoek zijn betrokken. Voor loofbossen op oligotrofe bodems werd een significante negatieve correlatie gevonden tussen N-depositie en bodem-pH: bij een N-depositie onder de 12,5 kg N/ha/jaar was de pH altijd 4,4–5,3, terwijl deze waarde bij N-deposities boven de 20 kg N/ha/jaar duidelijk lager was dan pH 4,0 (Bobbink et al. 2017 met gegevens verzameld door Haben Blondeel, Kris Verheyen et al. in het kader van het ERC Consolidator- Project 'PASTFORWARD' dat uitgevoerd wordt op het Labo Bos & Natuur van de Universiteit Gent). In eerder onderzoek in Zuid-Zweedse loofbossen met Zomereik en vaak ook Beuk is ook gevonden dat relatief hoge N-depositie (15–20 kg N/ha/jaar) correleert met meer bodemverzuring (lagere pH) en uitspoeling van basische kationen (Ca, K en Mg) (o.a. Falkengren-Grerup 1995). Uit bodemchemisch onderzoek in loofbossen op de hoge zandgronden in Nederland, met bijna altijd zomereikdominantie, blijkt dat de basenverzadiging in de periode 1990 tot 2016 significant gedaald is: op alle locaties van deze eikenbossen is de basenverzadiging minder dan 20% en ligt 90% van de waarnemingen nu tussen de 8–15 % basenverzadiging (Bobbink et al. 2017; De Vries et al. 2017, 2019).

De dominante boomsoorten, in dit geval Beuk en Zomereik, hebben van nature een 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 organisch materiaal er wordt geaccumuleerd in het ectorganische humusprofiel en des te meer uitloging van de minerale bovengrond optreedt. Er is sprake van slechte strooiselkwaliteit als deze er meer dan vier jaar over doet om te verteren en een goede kwaliteit strooisel als deze verteert binnen twee jaar (Den Ouden et al. 2010). Verzuring en versterkte strooiselophoping hebben 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; Van der Linde et al. 2018). De verwachte negatieve gevolgen van N-depositie op de ectomycorrhiza bezetting van loofboomwortels zijn echter nog lang niet voldoende in de praktijk gekwantificeerd (Van der Linde et al. 2018, De Vries et al. 2019; kennislacune). De veranderingen in het bodemleven door

³ 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 nu 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, 2019).

verzuring en slechtere afbreekbaarheid van het strooisel omvatten ook een afname van regenwormen en een toename van schimmels en mijten. In het bodemvoedselweb wordt stikstof vastgelegd (geïmmobiliseerd) in biomassa. De stikstofimmobilisatie kan door de veranderingen in de samenstelling van het bodemleven afnemen, waardoor de beschikbaarheid van stikstof toeneemt (Kemmers 2011). De mate waarin de mineralisatie van organische stof en ook de nitrificatie bij sterke verzuring afnemen verschilt tussen bodemtypen. Het netto resultaat van de processen van mineralisatie en immobilisatie in verschillende bodems is niet goed bekend (kennislacune).

Door de bodemverzuring kan de zuurgraad sterk dalen, spoelen basische kationen versneld uit en komen vooral Al^{3+} , maar ook andere toxische metalen vrij. De mate waarin dit gebeurt hangt mede af van hoe leemhoudend de bodem is. Verder wordt door verzuring de nitrificatie geremd, waardoor NH_4^+ de dominante vorm van stikstof in de bodem wordt (Lucassen et al. 2014b, Bobbink et al. 2017). Veel planten- en diersoorten verdragen de lage pH en hoge concentraties van vrij Al^{3+} en NH_4^+ niet. Verzuring van het wortelmilieu en afname van de basenbeschikbaarheid heeft nadelige gevolgen voor de vitaliteit van bomen (Bobbink & Hettelingh 2011, Lucassen et al. 2014a, 2014b, Oosterbaan et al. 2014, Bobbink et al. 2017, De Vries et al. 2019). Voor zowel Beuk, als Zomereik wijst het beschikbare onderzoek erop dat deze boomsoorten een minder diepgaand wortelstelsel hebben bij verhoogde N-depositie en de daarbij optredende bodemverzuring. Het is aannemelijk dat de opnamecapaciteit voor nutriënten kleiner is bij verlaagde vitaliteit (of bij hoge N-depositie) en dat de kans op droogtestress door de geringere worteldiepte in aangetaste situaties verhoogd zal zijn (Oosterbaan et al. 2014, De Vries et al. 2019). Vergelijkend onderzoek naar de bodemchemie en chemische samenstelling van blad en hout tussen vitale, minder vitale en dode Zomereiken op zure bodems in Nederland en Noorwegen liet in niet vitale bomen inderdaad lagere concentraties Ca, Mg, K en P zien dan in vitale bomen, veelal op of onder vastgestelde deficiëntiewaarden voor Zomereik (Lucassen et al. 2014a en b). Terwijl de beschikbaarheid van verschillende basen (plantenvoedingsstoffen) door verzuring lager wordt, wordt die van stikstofverbindingen juist hoger door atmosferische depositie. Er zijn sterke aanwijzingen dat deze nutriëntenonbalans leidt tot verschuivingen in onder andere de gehalten van aminozuren in planten, toename van vrije aminozuren (arginine) en wegwerking van stikstof in andere verbindingen dan eiwitten (*non-protein nitrogen*). Dit maakt bomen vatbaarder voor infecties en insectenplagen (Lucassen et al. 2014b, Wang et al. 2013), maar kan ook nadelige gevolgen hebben voor de herbivoren en de dieren van hogere trofische niveaus, zoals insectivore zangvogels en roofvogels (Van den Burg et al. 2014; Van den Burg & Vogels 2017; Nijssen et al. 2017). Verder is bekend dat de sterke verzuring van de bossen door depositie van vooral zwavelverbindingen in de tweede helft van de vorige eeuw leidde tot een afname van de beschikbaarheid van calcium, met als gevolg het verdwijnen van huisjesslakken en problemen met eieren en botontwikkeling bij zangvogels (Graveland & Gijzen 1994; Graveland et al. 1994). Door het terugdringen van de verzurende zwaveldepositie gedurende de jaren 1980 kwam weer meer calcium in omloop in de bossen en leek dit probleem te zijn opgelost. Recent zijn in bossen op zure zandgrond echter wel weer problemen met eieren en botten bij zangvogels geconstateerd (Van den Burg 2017). Welke oorzaak-gevolgrelaties in de problematiek van basenbeschikbaarheid en voedselkwaliteit voor de verschillende trofische niveaus in het bosecosysteem van belang zijn, is grotendeels een kennislacune.

3.2 Vermesting

Het verhoogde aanbod aan stikstof komt aanvankelijk tot uitdrukking in een versnelde groei, tot een depositieniveau van 15 kg N/ha/jaar. Dit werd voor Beuk, de belangrijkste boomsoort van dit habitatype, aangetoond door [Braun et al. \(1999\)](#). Uiteindelijk zal bij langdurige en hoge N-depositie (boven de 20–30 kg N/ha/jaar) echter het effect van verzuring dominant worden over dat van vermisting en loopt de groeisnelheid weer terug. Afname in groei bij hogere N-depositie wordt waarschijnlijk veroorzaakt door verzuring en daaraan gerelateerde veranderingen in de bodemchemie (tekorten aan basen, daling pH, hoge concentratie NH_4^+ en Al^{3+} ; zie 3.1), maar beperking door P kan ook een rol spelen ([Braun & Flückiger 2013](#); [Jonard et al. 2015](#)). Beuk en Zomereik hebben een relatief hoge zuurtolerantie ([De Schrijver et al. 2010](#)). Groeiremming door verzuring zal daarom vooral optreden op de minst gebufferde (in de praktijk: minst lemige) standplaatsen van het habitatype. Toename van de groei van een schaduwboomsoort als Beuk leidt tot vermindering van de lichtinval op de bosbodem; ook blijft er minder ruimte over voor open plekken en randen.

Veel kenmerkende mycorrhizapaddenstoelen zijn zeer gevoelig voor vermisting. Bij een verhoogde beschikbaarheid van stikstof in de bodem nemen mycorrhizapaddenstoelen daardoor sterk in aandeel af en veel kenmerkende soorten verdwijnen ([Ozinga & Arnolds 2003](#)). Het gaat hierbij onder andere om soortgroepen als stekelzwammen en gordijnzwammen ([Arnolds & Veerkamp 2008](#)). In vergelijking met Oude eikenbossen (H9190) is het effect van vermisting op de soortensamenstelling minder goed onderzocht. De verschuiving in diversiteit en soortensamenstelling van mycorrhizapaddenstoelen heeft waarschijnlijk indirect ook effect op hogere planten. Op droge, voedselarme bodems spelen mycorrhizapaddenstoelen voor bomen een sleutelrol bij de opname van nutriënten en de bescherming tegen diverse vormen van stress zoals droogte, zware metalen en diverse ziekteverwekkers. Er zijn grote verschillen tussen de soorten mycorrhizapaddenstoelen in de mate waarin ze de verschillende functies vervullen ([Ozinga et al. 1997](#)), zodat een soortenrijke paddenstoelenflora bijdraagt aan de veerkracht van bosesystemen. De mate waarin verschillende functies onder druk komen te staan bij vermisting is echter nog onvoldoende bekend (**kennislacune**).

Kenmerkende epifytische korstmossen (o.a. de typische soort *Lecanactis abietina*) en mossen kunnen door vermisting verdwijnen, deels door toxiciteit en deels door concurrentie met stikstofminnende bladmosse (*Hypnum* spp.). In tegenstelling tot epifytische korstmossen van laanbomen, lijken de soorten van oude beukenbossen zich nog niet goed te herstellen na de afname van zure regen begin jaren '90 (**mond. meded. L. Sparrius**). Het is niet duidelijk of dit komt doordat Beuk anders dan veel laanbomen als Es, Linde, Populier en Iep een zure schors heeft (**kennislacune**).

Vermisting leidt eveneens tot een toename van grassen, maar ook van bramen op plaatsen waar voldoende licht tot op de bodem doordringt. De dominantie van grassen is een voorbijgaande fase, gerelateerd aan de opbouw van een dikke F-laag, dat wil zeggen van halfverteerd strooisel. Wanneer dit materiaal verder afgebroken wordt tot schoensmeerachtig, volledig verteerde humus (H-laag) nemen de vestigingskansen van Blauwe bosbes maar ook van de Beuk toe. De hegemonie van de grassen wordt dan doorbroken.

Zoals in 3.1 is aangegeven, leidt de toename van de beschikbaarheid van stikstof, in combinatie met de door uitspoeling (versneld door verzuring) afgenomen beschikbaarheid van basen tot

problemen in de vitaliteit en bladkwaliteit van bomen en werkt dit door in de verschillende trofische niveaus in het boscysteem (Van den Burg et al. 2014; Van den Burg & Vogels 2017). Immobilisatie van stikstof kan optreden na verhoging van de basenverzadiging in combinatie met de aanwezigheid van bodemfauna (met name regenwormen) en goed afbreekbaar strooisel (Kemmers 2011). Om tot effectieve maatregelen te komen, is meer inzicht nodig in de processen die hierbij een rol spelen en zijn experimenten nodig met het verhogen van de basenbeschikbaarheid in bossen (toedienen van steenmeel; kennislacunes).

3.3 Fauna

Voor het leefgebied van VHR- en/of typische diersoorten geldt dat de effecten van stikstofdepositie via de volgende factoren doorwerken: veranderingen in de strooisel-, kruid- en struiklagen en daardoor een koeler en vochtiger microklimaat, afname van kwaliteit en kwantiteit van voedselplanten en afname van prooibeschikbaarheid en -kwaliteit. Een uitsplitsing van deze factoren naar de onderscheiden soorten is terug te vinden in de kenschets en een beschrijving van de specifieke factoren is terug te vinden in paragraaf 2.4 van Deel I. Voor de Beuken-eikenbossen op de minst leemhoudende (en dus meest verzuringsgevoelige) bodems zijn wellicht de recent in bossen met Zomereik op arme zandgronden gesignaleerde problemen relevant. In dit onderzoek is naar voren gekomen dat een hoge stikstofbeschikbaarheid in combinatie met een laag aanbod aan kationen (o.a. Ca, Mg, K en Mn) kan leiden tot een toename van vrije aminozuren en andere stikstofhoudende verbindingen in het blad van zowel bomen, dwergstruiken als grassen. Dit heeft belangrijke gevolgen voor onder meer herbivore insectensoorten die bladmateriaal als hoofdvoedsel hebben, zoals rupsen. Op eikenbomen die moeite hebben met de eiwitproductie (zie ook 3.1) zijn heel lage aantallen rupsen gevonden in vergelijking met bomen die wel een goede eiwitsynthese lieten zien. Hoewel de oorzaak-gevolgrelaties grotendeels nog een kennislacune zijn, is wel duidelijk dat deze effecten vervolgens doorwerken in de rest van de voedselketen. Zangvogels, vleermuizen en uiteindelijk ook toppredatoren zoals roofvogels hebben te maken met een afname van de beschikbare prooibiomassa en een veranderde balans in vrije aminozuren en stapeling van stikstofhoudende verbindingen die niet voor de eiwitsynthese kunnen worden gebruikt. Vogels leggen eieren waarin de embryo's doodgaan en dieren worden ziek. Zo zijn sperwers sterk in aantal achteruitgegaan in bossen op de arme zandgronden (Van den Burg et al. 2014; Van den Burg & Vogels 2017; Nijssen et al. 2017).

4. Andere omstandigheden die de effecten van stikstofdepositie beïnvloeden

4.1 Successie

Successie in dit bostype leidt onder de huidige omstandigheden tot een dominantie van Beuk. De Beuk is in de concurrentie om licht krachtiger dan andere soorten, zoals de eik, en belemmert door een dik strooiselpakket en ondiepe doorworteling de vestiging van veel soorten. Het donker worden van dit bostype door de dominantie van Beuk is ongunstig voor soorten van mantels en zomen (Weeda et al. 2005). Deze door Beuk gedomineerde bossen vormen echter ook belangrijk nieuw leefgebied voor holenbroeders, boomarter, soorten van dood hout e.d. (Moraal et al. 2007; Bijlsma et al. 2008).

4.2 Dood hout

Bij de afbraak van dood hout komt weliswaar stikstof beschikbaar, maar veel minder dan de bosvegetatie nodig heeft (Hart 1999). Veel belangrijker is de toename aan calcium, magnesium en fosfor (Kuehne et al. 2008; Johnson et al. 2014; Shortle & Smith 2015). Vlak naast liggende dode stammen is de bodem daardoor aanzienlijk minder zuur en arm dan meters verder (De Keersmaecker et al. 2017; Dhiedt et al. 2019) wat gunstig kan zijn voor de verjonging (Vodde et al. 2011). Bij toename van het aandeel liggend dood hout kan de afname van de buffercapaciteit en nutriënten in de bosbodem worden hersteld. Tegelijkertijd wordt de structuurrijkdom van het systeem vergroot en neemt het aandeel microhabitat verterend dood hout, waarvan een heel groot deel van de biodiversiteit van bos afhankelijk is, toe.

4.2 Dominantie exoten

Binnen de jongere successiestadia van dit bostype kan Amerikaanse vogelkers gaan woekeren, wat zal leiden tot een vermindering van habitatkwaliteit door de ontwikkeling van een dichte struiklaag. Recent lijkt ook de Gewone esdoorn op bescheiden schaal op te rukken. In de literatuur bestaat geen eenduidigheid over de vraag of deze soort in bepaalde delen van het land wel of niet als exoot moet worden beschouwd. Vestiging van Gewone esdoorn, een langlevende, in grote delen van Europa inheemse soort met goed afbreekbaar strooisel, kan in dit type een interessante kans op doorbreking van de beukendominantie opleveren. Ook Amerikaanse vogelkers kan door de goede afbreekbaarheid van het strooisel een rol spelen in deze omvorming (Nyssen et al. 2013). Hoe dit precies werkt en in hoeverre daarmee de strooiselafbraak, de nutriëntenkringloop en –al dan niet in combinatie met het toedienen van basenleverende bodemmineralen (steenmeel)– de beschikbaarheid van basische kationen verbeterd kunnen worden, is momenteel nog een **kennislaccune**.

4.3 Directe bemesting

Wanneer Beuken–eikenbossen grenzen aan landbouwgebied vindt er veelal inwaai van meststoffen/ vermestende stoffen plaats. Deze zorgen in de van nature vrij voedselarme situatie voor een versnelde successie richting de climaxfase met dominantie van Beuk. Veelal beperkt dit vermestende effect zich tot de rand van een bosperceel/bosje.

Daarnaast is er in het kader van EGM onderzoek gedaan naar de effecten van bosbemesting en bekalking als remedie tegen de verregaande verzuring in (multifunctionele) bossen in Nederland. De uitkomsten hiervan waren over het geheel genomen vrij negatief. Vooral de verzuuring van de bos(bodem)vegetatie is een zeer negatief punt. Het uitvoeren van bemesting en bekalking wordt dan ook ten eerste afgeraden voor bossen met een hoofdfunctie natuur (Olsthoorn et al. 2006).

4.4 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 (De Schrijver et al. 2007a). Belangrijk is ook dat er een opmerkelijk verschil in bosrandeffecten gevonden wordt tussen loof- en naaldbossen. De hogere stikstofdepositie in naaldbossen in vergelijking tot naburige loofbossen (De Schrijver et al. 2007b) is nog sterker in de bosrand dan in de boskern (o.a. Wuyts 2009). Door Wuyts is ook onderzoek gedaan naar de vormgeving van de bos rand in relatie tot invang van stikstof. Hierbij werd aangetoond dat een geleidelijk opgaande bosrand leidt 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).

5. Maatregelen tegen de effecten van stikstofdepositie

Vermesting versnelt de bodemvorming waarbij het bostype zich door strooiselaccumulatie uiteindelijk ontwikkelt richting dominantie van Beuk in de boskern. De hieronder benoemde beheerstrategieën beschrijven ingrepen op de schaal van een bos. Dit omvat veelal meer bostypen dan enkel het habitatype Beuken–eikenbossen met Hulst.

5.1 (Extra) begrazen

Begrazing is vaak gunstig vanwege het openhouden van open ruimtes, instandhouden 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 vermisting en vertrapping een serieuze bedreiging vormen voor (relict)populaties van bosplanten. Dit geldt met name voor populaties van oud–bosindicatoren die gekenmerkt worden door een gering dispersievermogen. Een bijkomend effect van bosbegrazing is dat in het algemeen de verjonging van de loofbomen en –struiken wordt onderdrukt ten gunste van naaldbomen, en dat binnen de groep van loofbomen soorten met goed afbreekbaar strooisel worden onderdrukt ten gunste van soorten met slecht afbreekbaar strooisel (Kuiters et al. 2000; zie ook Van Uytvanck 2011).

Daarbij is het in dit type bossen van belang om de begrazing door wild niet te veronachtzamen. En ook het woelen door wilde zwijnen heeft een grote invloed op de vegetatie. 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 (overall) gewenst. Zwijnen kunnen 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; Groot Bruinderink et al. 2009). Zwijnen kunnen daarmee een positieve invloed op het boscysteem hebben, vergelijkbaar met windworp en een gevarieerde boomsoortsamenstelling (zie § 6.2).

5.2 Toevoegen basenleverende bodemmineralen (steenmeel)

Van nature komen Beuken–eikenbossen voor op mineralogisch rijkere bodems dan Oude eikenbossen (H9190). In tegenstelling tot dit laatste habitatype, heeft er geen experimenteel onderzoek plaatsgevonden in Beuken–eikenbossen naar het toevoegen van basenleverende bodemmineralen (steenmeel). Vanwege de hogere eisen aan bodemvruchtbaarheid wordt verwacht dat deze maatregel ook hier effectief zou kunnen zijn om de basenverzadiging te verhogen en de uitputting van basische kationen leverende mineralen te verminderen. Zie [Deel 1, Hoofdstuk 3, paragraaf 3.2.15](#) en de herstelstrategie Oude eikenbossen (H9190). De effecten van

steenmeel op ectomycorrhiza-bezetting van boomwortels is nog grotendeels een **kennislacune** (zie ook [De Vries et al. 2019](#)).

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](#)).

Ervaring met de toepasbaarheid, effectiviteit en mogelijke risico's van steenmeeltoediening in Beuken-eikenbossen 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 goede 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. Voor andere voorwaarden van toepassing wordt verwezen naar [paragraaf 3.2.15 in Deel 1](#).

Steenmeelgift in Beuken-eikenbossen geldt als hypothetische maatregel onder de In Deel 1, Hoofdstuk 3, paragraaf 3.2.15 genoemde voorwaarden.

6. Maatregelen gericht op functioneel herstel

De spontane ontwikkeling leidt in dit habitatype tot (verdere) dominantie van Beuk. Voor de boscomponent van het habitatype betekent dit achteruitgang of zelfs verlies van karakteristieke (oud)bossoorten. Voor het habitatype als geheel betekent het op korte en middellange termijn vermindering van de lichtbeschikbaarheid en daarmee achteruitgang van de waardevolle mantel- en zoomvegetaties ([Koop 1981](#); [Jahn 1984](#); [Van der Werf 1991](#)). Veranderingen in de ondergroei van oude loofbossen als gevolg van veranderingen in boomsoortsamenstelling en lichtklimaat kunnen zich binnen enkele decennia voltrekken ([Verheyen et al. 2011](#)).

6.1 Ingrijpen soortensamenstelling boomlaag

Amerikaanse eik is met name op de voor H9120 karakteristieke groeiplaatsen op zwaklemige tot lemige, droge zandgronden een invasieve boomsoort met hoge uitbreidingscapaciteit en een sterk negatieve invloed op vestiging en overleving van inheemse boom-, struik- en kruidsoorten ([Major et al. 2013](#); [Nehring et al. 2013](#); [Woziwoda et al. 2014](#)). Naast uitbreidingscapaciteit geven een groot bladoppervlak en een efficiënte fotosynthese Amerikaanse eik een relatief voordeel ten opzichte van Zomereik, Haagbeuk en zelfs Gewone esdoorn ([Kuehne et al. 2013](#)). Amerikaanse eik is zeer droogtetolerant en zal, in tegenstelling tot Beuk, naar verwachting in onze klimaatzone profiteren van klimaatopwarming ([Vor et al. 2015](#)). De soort is opgenomen in het 'Advies bestrijding invasieve exotische planten, struiken en bomen' vanwege het dominant worden en het daarmee samenhangende verlies aan biodiversiteit bij niet ingrijpen in veel bossen ([Siebel & Reichgelt 2013](#)).

Bladstrooisel van Amerikaanse eik op een groeiplaats van Zomer- en Wintereik verandert de dynamiek van organische stof, verlaagt de beschikbaarheid van P en kationen (met name Ca)

(Bonifacio et al. 2015). Op sterk uitgeloopte bodems kunnen de veranderingen van Amerikaanse eik via het bladstrooisel nog verder verslechteren. Woziwoda et al. (2014) vonden dat de voor H9120 karakteristieke soorten Blauwe bosbes, Struikhei, Adelaarsvaren, Hengel, Pilzegge en Reukgras zeer gevoelig zijn voor introductie van Amerikaanse eik.

Amerikaanse eik wordt tenminste sterk teruggezet en gecontroleerd door begrazing door herten (Dreßel & Jäger 2002; Long et al. 2012), op de Veluwe door het edelhert. Onder welke omstandigheden herten succesvolle vestiging en uitbreiding op langere termijn kunnen voorkomen of stoppen is een **kennislacune** (zie ook Dreßel & Jäger 2002). Het wild zwijn speelt door intensieve vraat van eikels een rol bij het verminderen van verjonging, maar is in veel gebieden niet aanwezig. In hoeverre Amerikaanse eik zich onder Nederlandse condities succesvol kan vestigen en uitbreiden in een bosmozaïek van door Beuk gedomineerd bos is een **kennislacune**.

Vanwege de grote uitbreidingscapaciteit en massale verjonging van Amerikaanse eik, ook onder een min of meer gesloten kronendak, vereist bestrijding een langjarige, planmatige aanpak op landschapsschaal. Bomen kunnen worden geveld of geringd (Oosterbaan et al. 2003). Ook stobbenvrezers en oprooien kan hieraan bijdragen, maar is erg kostbaar. Het inplanten van schaduwtolerante(re) soorten, met name Beuk kan helpen eventuele verjonging van Amerikaanse eik te onderdrukken, maar is geen optie op grootschalig toe te passen als tegelijkertijd meer lichtminnende soorten moeten profiteren van de maatregel.

6.2 Herstel van leefgebied lichtminnende soorten

Lichtminnende soorten van standplaatsen van Beuken–eikenbossen staan sterk onder druk, met name vaatplanten zoals Hengel, Echte guldenroede, havikskruiden en hertshooisoorten. Deze soorten kwamen vroeger veelvuldig voor in open hakhoutbossen, maar zijn momenteel alleen nog langs paden en lanen door en langs oude bosgroeiplaatsen te vinden en gaan ook daar sterk achteruit (Bijlsma et al. 2001). Dit geldt evenzeer voor diverse ecto–mycorrhizavormende paddenstoelen (Ozinga et al. 2013). Naast het ouder en dichter worden van bossen en de voortgeschreden bodemverzuring is de groep van karakteristieke vaatplanten ook verdwenen door intensivering van landgebruik, met name door vermesting en de vorming van scherpe bosranden. Ook de kleine fauna van bosranden en open ruimtes in bossen is sterk afgenomen (Veling et al. 2004).

Deze soorten vereisen niet zozeer tijdelijke open plekken als gevolg van ingrepen of natuurlijke dynamiek ('gaps') maar een mate van permanente openheid van het bos zelf, van open ruimtes, bermen van paden en lanen of van bosranden. Het belang van dergelijke openheid in bossen is samengevat door Sparks et al. (1996); Ferris & Carter (2000); Anderson (2003) en Smith et al. (2007), met aanbevelingen voor het beheer. In plaats van in oude bossen structuurmaatregelen door te voeren, kan oude infrastructuur worden ontsloten en onderhouden: bermen kunnen worden verbreed tot grazige stroken (dreven, traas) en kleine open ruimtes met zoom- en mantelvegetaties waarvan de al aanwezige oudbossoorten sterk zullen profiteren (Buckley et al. 2007) en er meer bloem- en waardplanten komen voor entomofauna (Warren & Fuller 1993; Veling et al. 2004). De grazige bermen kunnen jaarlijks worden gemaaid en de aangrenzende mantels periodiek teruggezet (Van den Bos 2004) en periodiek met trekkende schaapskudden worden begrast. De bermen dienen als uitvalsbasis voor hervestiging van soorten in het bos

zodra zich daar gunstige condities voordoen. Het netwerk van deze bermen en open ruimtes kan tegelijkertijd functioneren als corridor met leefgebied voor kleine fauna van het droge bos- en heidelandschap, zoals reptielen (Van Rijsewijk & Van der Heijden 2015).

Voor het herstel en het beheer van open ruimtes in bossen, met name door het aankoppelen van oude infrastructuur, zijn Warren & Fuller (1993) en Ferris & Carter (2000) goede referenties van waaruit suggesties ook zijn overgenomen door Veling et al. (2004).

6.3 Nietsdoen

Door in te zetten op langdurig spontane ontwikkeling ontstaan nieuwe kwaliteiten door aftakeling en bosdynamiek, kolonisatie door (nieuwe) soorten, nieuwe groeivormen, humusaccumulatie (boven- en ondergronds), en een verdere ongestoorde ontwikkeling van het ectorganisch humusprofiel. Dit laatste proces zal leiden tot verdere ontwikkeling van de H-horizont en daarmee uiteindelijk tot een toename van stagnatie van regenwater aan maaiveld. Voor boreale bossen, waar het proces van strooiselaccumulatie over veel langere perioden ongestoord heeft kunnen verlopen, is aangetoond dat veranderingen in het humusprofiel en toenemende stagnatie van regenwater leiden tot ingrijpende veranderingen van de groeiplaats, bosstructuur en boomgroei (Simard et al. 2007). Voorbeelden van dit proces in onze - (relatief) jonge en sterk door de mens beïnvloede - bossen zijn echter nog niet bekend.

Wanneer gekozen wordt voor een nietsdoen beheer in dit bostype, verdient het de voorkeur om dit te doen in terreingedeelten die al langere tijd niet meer beheerd zijn, waar een volledige dominantie van Beuk is ontstaan en waar veel van de oorspronkelijke waarden reeds verdwenen zijn. Verdere achteruitgang is hier niet te verwachten terwijl juist de absolute dominantie van Beuk kansen biedt voor nieuwe ontwikkelingen. Beuk is als oppervlakkige wortelaar (Köstler et al. 1968) gevoelig voor windworp en binnen de door windworp ontstane open plekken kan, mede door de gevoeligheid van de bast voor "zonnebrand" bij plotselinge lichtstelling, een domino-effect optreden: meer sterfte op stam en grotere open plekken. De belangrijkste gevolgen hiervan zijn een vergroting van variatie in bosstructuur en milieuvariatie aan maaiveld, en een sterke toename van de hoeveelheid dood hout. Het eerste effect kan leiden tot (gedeeltelijk) herstel van verdwenen waarden (licht-minnende soorten); het tweede tot vestiging van (nieuwe) dood-houtsoorten. Ruim een derde van alle biodiversiteit en de helft van de totale bosfauna is afhankelijk van dood hout (Jansen & Van Benthem 2008). Het gaat daarbij onder andere om holenbewoners als boommarters, vleermuizen en in holen broedende vogels, om paddenstoelen en andere schimmels en een reusachtige variatie aan geleedpotigen waaronder mijten, springstaarten, pissebedden, boktorren, kniptorren, bladsprietkevers, houtwespen, mieren en vlinders (zie ook Wijdeven et al. 2010).

7. Maatregelen voor uitbreiding

Uitbreiding van kwalificerend bos verloopt spontaan, vooral door uitbreiding van Beuk. Specifieke ingrepen anders dan het opruimen van exoten binnen en vooral buiten oude bosgroeiplaatsen 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). Voor het ontstaan van een goed ontwikkeld habitatype met

bijbehorende (oud-)bossoorten en met inbegrip van lichtbehoevende mantel- en zoomvegetaties is het uiteindelijk wel van belang volledige dominantie van Beuk tegen te gaan.

Voor dit habitatype kwalificeren alleen bossen die ouder zijn dan 1850 of bosopstanden van minstens 100 jaar oud die daaraan grenzen. Buiten oude bosgroeiplaatsen zullen dus geleidelijk meer mogelijkheden voor de ontwikkeling van het habitatype ontstaan ([mond. meded. Bijlsma, Alterra](#)).

Het inplanten van autochtone boom- en struiksoorten is slechts wenselijk bij wijze van herstel of versterking van leefgebied en alleen als condities voor spontane verjonging ongeschikt zijn.

8. Effectiviteit en duurzaamheid

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 steenmeel en/of inbrengen van rijk-strooiselsoorten in zure bossen nog in onderzoek is, kunnen momenteel geen gefundeerde uitspraken worden gedaan over de duurzaamheid van maatregelen voor dit habitatype (SBV). 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 eerste resultaten van het toedienen van steenmeel in bossen en heidegebieden geven aan dat positieve effecten op de basenbezetting en bladkwaliteit op gaan treden binnen enkele jaren ([De Vries et al. 2019](#); [Vogels et al. 2017](#); [Weijters et al. 2018, 2019](#)). 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 rijk-strooiselsoorten, 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.

Maatregel	Code	Type	Doel	Potentiële effectiviteit	Randvoorwaarden / succesfactoren	Vooronderzoek	Herhaalbaarheid	Responstijd	Mate van bewijs
(Extra) begrazen	3.2.9	H/U	Variatie structuur, afvoer nutriënten, open bodem	Matig	Op maat	Op standplaats	Beperkte duur	Even geduld	H
Ingrijpen in de soorten-samenstelling	3.2.3	H/U	Bestrijding Amerikaanse eik	Groot	Vraat, vestiging Beuk	Op standplaats	Zo lang als nodig	Lang	B
Ingrijpen in de soorten-samenstelling door inbrengen rijkstrooisel-soorten	3.2.3	H/U	Basenverzadiging verhogen, voorkomen opbouw strooiselpakket	Groot	Vestiging rijkstrooiselsoorten. Naar verwachting alleen effectief en duurzaam in combinatie met toedienen van basenleverende stoffen (steenmeel)	Op standplaats	Eenmalig of geleidelijk uitvoeren	Vertraagd	H
Toevoegen basenleverende bodemmineralen	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	Even geduld/ vertraagd	H
Herstel leefgebied lichtminnende		H/U	Verbeteren milieu voor karakteristieke	Groot	Op maat	Op standplaats	Zo lang als nodig	Even geduld	B

soorten			bosplantensoorten						
Nietsdoen		U	Vergroten variatie	Groot	Behoud HT	Op standplaats	nvt	Lang	V

Verklaring kolommen:

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

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.

10. Literatuur

- Anderson, R. 2003. Open ground in upland forests: a review of its potential as wildlife habitat and appropriate management methods. <http://www.forestry.gov.uk/fr/openhabitats>
- Arnolds, E. & M.T. Veerkamp, 2008 Basisrapport Rode Lijst Paddenstoelen. Nederlandse Mycologische Vereniging, Utrecht.
- Baeten, L., B. Bauwens, A. De Schrijver, L. De Keersmaecker, H. Van Calster, K. Vandekerckhove, B. Roelandt, H. Beeckman & K. Verheyen 2009. Herb layer changes (1954–2000) related to the conversion of coppice-with-standards forest and soil acidification. *Applied Vegetation Science* 12: 187–197.
- Berger, S. & G.-R. Walther 2003. *Ilex aquifolium* – a Bioindicator for Climate Change? *Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie* 33: 127.
- 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.
- Bijlsma, R.J., H. van Blitterswijk, A.P.P.M. Clerckx, J.J. de Jong, M.N. van Wijk & L.J. van Os 2001. Bospaden voor bosplanten. Bospaden en –wegen als transportroute, vestigingsmilieu, refugium en uitvalsbasis voor bosplanten. *Alterra-rapport 193*, Wageningen.
- Bijlsma, R.J., V. Kint, J. den Ouden, L. Baeten & K. Verheyen 2010. Successie en bosdynamiek. In: J. den Ouden, B. Muys, F. Mohren & K. Verheyen (red.). *Bosecologie en Bosbeheer*, p. 195–217. Acco, Leuven.
- Bijlsma, R.J. 2004. Verbraming: oorzaken en ecologische plaats. *DLN* 105 (4): 138–144.
- Bijlsma, R.J. G.J. van Dorland, D. Bal & J.A.M. Janssen 2010. Oude bossen en bosgroeiplaatsen. Een referentiebestand voor het karteren van de habitattypen Beuken–eikenbossen met hulst en Oude eikenbossen. *Alterra rapport 1967*, Wageningen. 43p.
- Bijlsma, R.J., J.A.M. Janssen, R. Haveman, R.W. de Waal & E.J. Weeda 2008. *Natura 2000 habitattypen in Gelderland*. *Alterra-rapport 1769*, Wageningen.
- Bijlsma, R.J., R.W. de Waal & E. Verkaik 2009. *Natuurkwaliteit dankzij extensief beheer. Nieuwe mogelijkheden voor beheer gericht op een veerkrachtig bos- en heideland*. *Alterra-rapport 1902*, Wageningen.
- 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.
- Bobbink, R., H.L.T. Bergsma, J. den Ouden & M.J. Weijters 2017. Na het zuur geen zoet? Bodemverzuring in droog zandlandschap blijvend probleem. *Landschap* 34 (2): 61–69.
- Boer, R.W. 1857. *Bijdragen tot de kennis der houtteelt*. Tjeenk Willink, Zwolle. 600p.
- Bonifacio, E. M. Petrillo, F. Petrella, F. Tambone & L. Celi 2015. Alien red oak affects soil organic matter cycling and nutrient availability in low-fertility well-developed soils. *Plant Soil* 395: 215–229.
- Braun, S., B. Rihm, Ch. Schindler & W. Flückiger 1999. Growth of Mature Beech in Relation to Ozone and Nitrogen Deposition: an Epidemiological Approach. *Water, Air and Soil pollution* 116: 357–364.
- Braun, S. & W. Flückiger 2012. Soil acidification in permanent observation plots. *Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen* 163 (9): 374–382.

- Braun, S. & W. Flückiger 2013. Wie geht es unserem Wald? 29 Jahre Walddauerbeobachtung. Interkantonaal Walddauerbeobachtungsprogramm der Kantone AG, BE, BL, BS, FR, SO, TG, ZG, ZH und des BAFU. Ergebnisse von 1984 bis 2012, Bericht 4.
- Buckley, G.P., R. Howell, T.A. Watt, R. Ferris–Kaan & M.A. Anderson 1997. Vegetation succession following ride edge management in lowland plantations and woods. 1. The influence of site factors and management practices. *Biological Conservation* 82: 289–304; 2. The seed bank resource. *Biological Conservation* 82: 305–316.
- De Keersmaecker, L., H. Cosyns, A. Thomaes & K. Vandekerckhove. 2017. Kan houtoogst stikstofdepositie mitigeren? *Landschap* 34: 5–13.
- 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 Schrijver, A., K. Wuyts, L. van Nevel & F. Mohren 2010. Nutriëntenbeheer. In: Den Ouden et al. (red.), *Bosecologie en Bosbeheer*. Acco Leuven / Den Haag, p. 403–415. Den Ouden, J., B. Muys, F. Mohren & K. Verheyen 2010. *Bosecologie en bosbeheer*. Acco Leuven België.
- 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 Vries, W., P. Bolhuis, A. van den Burg & R. Bobbink 2017. Doorgaande verzuring van bosbodems. Oorzaken en gevolgen voor het boscysteem. *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.
- Dhiedt, E., L. De Keersmaecker, K. Vandekerckhove & K. Verheyen 2019. Effects of decomposing beech (*Fagus sylvatica*) logs on the chemistry of acidified sand and loam soils in two forest reserves in Flanders (northern Belgium). *Forest Ecology and Management* 445: 70–81.
- Dreßel, R. & E.J. Jäger 2002. Beiträge zur Biologie der Gefäßpflanzen des herzynischen Raumes. 5. *Quercus rubra* L. (Roteiche) : Lebensgeschichte und agriophytische Ausbreitung im Nationalpark Sächsische Schweiz. *Hercynia N. F.* 35: 37–64.
- Englisch, M. & R. Reiter 2009. Standörtliche Nährstoff-Nachhaltigkeit bei der Nutzung von Wald-Biomasse. *BFW-Praxisinformation* 18: 13–15.
- Falkengren-Grerup, U. 1986. Soil acidification and vegetation changes in deciduous forest in southern Sweden. *Oecologia* 70: 339–347.
- Falkengren-Grerup, U. 1995. Long-term changes in flora and vegetation in deciduous forests of southern Sweden. *Ecological Bulletins* 44: 215–226.
- Ferris, R. & C. Carter 2000. Managing rides, roadsides and edge habitats in lowland forests. *Forestry Commission Bulletin* 123, Edinburgh.
- Graveland, J. & T. van Gijzen 1994. Arthropods and seeds are not sufficient as calcium resources for shell formation and skeletal growth in passerines. *Ardea* 82: 299–314.
- Graveland, J. R. van der Wal, J.H. van Balen, A.J. van Noordwijk 1994. Poor reproduction in forest passerines from decline of snail abundance on acidified soils. *Nature* 368: 446–448.
- 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, 106 p.

- Hart, S.C. 1999. Nitrogen transformations in fallen tree boles and mineral soil of an old-growth forest. *Ecology* 80: 1385–1395.
- 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., 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.
- 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.
- Jahn, G. 1984. Eichenmischwälder in Nordwestdeutschland – naturnah oder anthropogenen? *Phytocoenologia* 12: 363–372.
- Jansen, P. & L. Kuiper 2001. Hakhout. Suggesties voor het beheer. Stichting Bos en Hout, Wageningen. 56p.
- Jansen, P. & M. van Benthem 2008. Bosbeheer en biodiversiteit. Matrijs, Utrecht. 215 pp.
- Janssen, C.R. 1960. On the Lateglacial and Postglacial vegetation of South Limburg (Netherlands). *Wentia* 4: 1–112.
- Johnson, C.E., T.G. Siccama, E.G. Denny, M.M. Koppers & D.J. Vogt 2014. In situ decomposition of northern hardwood tree boles: decay rates and nutrient dynamics in wood and bark. *Canadian Journal of Forest Research* 44: 1515–1524.
- 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. 2011. Effecten van verzuring op bodemleven en stikstofstromen in bossen. Alterra-rapport 2204. Alterra, Wageningen UR. 42p.
- Koop, H. 1981. Vegetatiestructuur van twee natuurlijke bossen: het Neuenburger en Hasbrucher Urwald. Verslagen van landbouwkundige onderzoeken, no. 904. Pudoc, Wageningen. 112p.
- Köstler, J.N., E. Brückner & H. Bibelriether 1968. Die Wurzeln der Waldbäume. Paul Parey, Hamburg. 284 pp.
- Kramer, K., B. Degen, J. Buschbom, T. Hickler, W. Thuiller, M.T. Sykes & W. de Winter 2010. Modelling exploration of the future of European beech (*Fagus sylvatica* L.) under climate change Range, abundance, genetic diversity and adaptive response. *Forest Ecology and Management* 259: 2213–2222.
- Kuehne, C., C. Donath, S.I. Müller-Using & N. Bartsch 2008. Nutrient fluxes via leaching from coarse woody debris in a *Fagus sylvatica* forest in the Solling Mountains, Germany *Canadian Journal of Forest Research*, Vol. 38: 2405–2413.
- Kuehne, Ch., P. Nosko, T. Horwath & J. Bauhus 2013. A comparative study of physiological and morphological seedling traits associated with shade tolerance in introduced red oak (*Quercus rubra*) and native hardwood tree species in southwestern Germany. *Tree Physiology* 34: 184–193.

- 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 1986. Changes in soil properties of forest rooted by wild boar. *Proc. Ann. Conf. Southeast. Ass. Fish and Wildlife Agencies* 37: 228–236.
- Lindner, M., H. Bugmann, P. Lasch, M. Flechsig & W. Cramer 1997. Regional impacts of climatic change on forests in the state of Brandenburg, Germany. *Agricultural and Forest Meteorology* 84: 123–135.
- Long, R.P., P.H. Brose & S.B. Horsley 2012. Responses of northern red oak seedlings to lime and deer enclosure fencing in Pennsylvania. *Can.J.For.Res.* 42: 698–709.
- Lucassen, E., R. Aben, A. Smolders, R. Bobbink, J. van Diggelen, M. van Roosmalen, D. Boxman, L. van den Berg & J. Roelofs 2014a. Bodemverzuring als aanjager van eikensterfte: gevolgen voor herstelmaatregelen. *Vakblad Bos, Natuur en Landschap* 11 (103): 23–27.
- Lucassen, E.C.H.E.T., L.J.L. van den Berg, A.J.P. Smolders, R.C.H. Aben, J.G.M. Roelofs & R. Bobbink 2014. Bodemverzuring en achteruitgang zomereik. *Landschap* 2014/4: 185–193.
- Major, K.C., P. Nosko, Ch. Kuehne, D. Campbell & J. Bauhus 2013. Regeneration dynamics of non-native northern red oak (*Quercus rubra* L.) populations as influenced by environmental factors: A case study in managed hardwood forests of southwestern Germany. *Forest Ecology and Management* 291: 144–153.
- Mátyás, C., G. Bozic, D. Gömöry, M. Ivankovic & E. Rasztovits 2009. Juvenile growth response of European beech (*Fagus sylvatica* L.) to sudden change of climatic environment in SE European trials. *Journal of Biogeosciences and Forestry* 2: 213–220.
- Moraal, L., M. Veerkamp, G. Jagers op Akkerhuis, J. Cuppen & Th. Heijerman 2007. Echte tonderzwam geeft bijzondere kever volop kansen. Dood houtbeleid stimuleert 'dubbelafhankelijke soorten'. *Vakblad Bos Natuur Landschap* 2007: 20–21.
- Munaut, A.V. 1967. Recherches paleo-écologiques en Basse et Moyenne Belgique. *Acta Geographica Lovaniensia* 6: 1–191.
- Nabuurs, G.J. & P. Hommel 2007. Klimaatsverandering en het Nederlandse bos: geen doemscenario's graag. *Vakblad Natuur Bos Landschap* 4: 8–12.
- Nehring, S., I. Kowarik, W. Rabitsch & F. Essl (Hrsg.) 2013. Naturschutzfachliche Invasivitätsbewertungen für in Deutschland wild lebende gebietsfremde Gefäßpflanzen. BfN-Skripten 352, Bundesamt für Naturschutz, Bonn.
- Nijssen, M.E., M.F. WallisDeVries & H. Siepel 2017. Pathways for the effects of increased nitrogen deposition on fauna. *Biological Conservation* 212: 423–431.
- Olsthoorn, A.F.M., C.A. van den Berg & J.J. de Gruijter 2006. Evaluatie van bemesting en bekalking in bossen en de ontwikkeling in onbehandelde bossen. Wageningen, Alterra. Alterra-rapport 1337.
- Oosterbaan, A., A.F.M. Olsthoorn & C.A. van den Berg 2003. Beheersingsstrategieën voor Amerikaanse vogelkers, Amerikaanse eik en Gewone esdoorn. Alterra-rapport 843, Wageningen.
- 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. 355–368.
- Oosterbaan, A., R. Bobbink en M. Decuyper 2014. Resultaten van een onderzoek naar de relatie van eikensterfte met droogte en bodemchemie. Rapport 2575, Alterra Wageningen UR.
- Ozinga, W.A. & E. Arnolds 2003. Mycorrhizapaddestoelen als leidraad voor beheeradviezen voor bossen op voedselarme zandgrond. *De Levende Natuur* 104: 177–183.

- Ozinga, W.A., J. van Andel & M.P. McDonnell–Alexander 1997. Nutritional soil heterogeneity and mycorrhizas as determinants of plant species diversity. *Acta Botanica Neerlandica* 46: 237–254.
- Ozinga, W.A., E. Arnolds, P.–J. Keizer & Th.W. Kuyper 2013. Paddenstoelen in het natuurbeheer. Rapport nr. 2013/OBN181–DZ. Ministerie van EZ, Den Haag.
- Pabian, S.E., S.M. Rummel, W.E. Sharpe & M.C. Brittingham 2012. Terrestrial liming as a restoration technique for acidified forest ecosystems. *International Journal of Forestry Research*, Volume 2012, Article ID 976809.
- Runhaar, H., M.H. Jalink, H. Hunneman, J.P.M. Witte & S.M. Hennekens 2009. Ecologische vereisten habitattypen. KWR 09–018. 45p.
- Shortle, W.C. & K.T. Smith 2015. Wood decay fungi restore essential calcium to acidic soils in northern New England. *Forests* 6: 2571–2587.
- Siebel, H. & A. Reichgelt 2013. Advies bestrijding invasieve exotische planten, struiken en bomen. www.vbne.nl/product/praktijkadvies–bestrijding–invasieve–exotische–planten.
- Simard, M., N. Lecomte, Y. Bergeron, P. Y. Bernier & D. Paré 2007. Forest productivity decline caused by successional paludification of boreal soils. *Ecological Applications* 17: 1619–1637.
- Singer, F.J., W.T. Swank, E.E.C. Clebsch 1984. Effects of wild pig rooting in a deciduous forest. *J. Wildlife Management* 48: 464–473.
- Smith, G.F., S. Iremonger, D.L. Kelly, S. O’Donoghue & F.J.G. Mitchell 2007. Enhancing vegetation diversity in glades, rides and roads in plantation forests. *Biological Conservation* 136: 283–294.
- Sparks, T.H., J.N. Greatorex–Davies, J.O. Mountford, M.L. Hall & R.H. Marrs 1996. The effects of shade on the plant communities of rides in plantation woodland and implications for butterfly conservation. *Forest Ecology and Management* 80: 197–207.
- Stortelder, A.H.F., J.H.J. Schaminée & P.W.F.M. Hommel 1999. De vegetatie van Nederland. Deel 5. Plantengemeenschappen van ruigten, struwelen en bossen. Opulus press, Uppsala/Leiden.
- Tack, G., P. Van den & M. Hermy 1993. Bossen van Vlaanderen: een historische ecologie. Davidsfonds, Leuven. 320 pp.
- Van den Burg, A., A. Dees, T. Huigens, R.J. Bijlsma & R. de Waal 2014. Voedselkwaliteit en biodiversiteit in bossen van de hogere zandgronden. Directie AgroKennis, Ministerie van EZ. Rapport 2014/OBN186–DZ, Den Haag.
- Van den Burg, A. 2017. Rammelende eieren en brekebenen bij de koolmees: verzuring terug bij af? *Vakblad Natuur Bos Landschap* (juni 2017): 3–7.
- Van den Burg, A. & J. Vogels 2017. Zuur voor de fauna. Soorten bos en hei missen essentiële voedingsstoffen. *Landschap* 34 (2): 71–79.
- Van der Linde, S., L.M. Suz, C.D.L. Orme et al. 2018. Environment and host as large–scale controls of ectomycorrhizal fungi. *Nature* 558: 243–248.
- Van der Werf, S. 1991. Bosgemeenschappen. *Natuurbeheer in Nederland* 5. Pudoc, Wageningen. 375p.
- Van den Bos, H. 2004. Naar het bos van morgen. Beheer van multifunctioneel bos. Staatsbosbeheer, Driebergen.
- 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, M. 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.
- Vangansbeke, P., A. De Schrijver, P. De Frenne, A. Verstraeten, L. Gorissen & K. Verheyen 2015. Strong negative impacts of whole tree harvesting in pine stands on poor, sandy soils: a long-term nutrient budget modelling approach. *Forest Ecology and Management* 356: 101–111.
- Van Rijsewijk, A. & K. van der Heijden 2015. Een beter leefgebied voor reptielen in het Bergherbos. *Vakblad Natuur Bos Landschap* (september 2015): 10–15.
- Van Uytvanck, J. 2011. Grote grazers sturen de ontwikkeling van nieuwe boslandschappen op voormalige landbouwgronden. *De Levende Natuur* 112: 132–137.
- Veling, K., J. Smit & V. Siebering 2004. Bosrandbeheer voor vlinders en andere gewervelden. KNNV Uitgeverij, Utrecht.
- Verbruggen, C. 1984. Aspects des compositions et changements caractéristique de l'évolution botanique holocene en Flandre. *Revue de Paléobiologie, Volume Special* 1984: 231–234.
- Verheyen, K., L. Baeten, P. De Frenne, M. Bernhardt-Römermann, J. Brunet, J. Cornelis, G. Decocq, H. Dierschke, O. Eriksson, R. Hédli, T. Heinken, M. Hermy, P. Hommel, K. Kirby, T. Naaf, G. Peterken, P. Petřík, J. Pfadenhauer, H. Van Calster, G.-R. Walther, M. Wulf & G. Verstraeten 2011. Driving factors behind the eutrophication signal in understorey plant communities of deciduous temperate forests. *Journal of Ecology*. doi: 10.1111/j.1365-2745.2011.01928.x.
- Verstraeten, A., G. Sioen, J. Neiryck & M. Hens 2012. Bosgezondheid in Vlaanderen. Bosvitaliteitsinventaris, meetnet Intensieve Monitoring Bosccosystemen en meetstation luchtverontreiniging. Resultaten 2010–2011. Brussel. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek.
- Vodde, F., K. Jögiste, Y. Kubota, T. Kuuluvainen, K. Köster, A. Lukjanova, M. Metslaid, T. Yoshida 2011. The influence of storm-induced microsites to tree regeneration patterns in boreal and hemiboreal forest. *Journal of Forest Research* 16: 155–167.
- 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., E. Verbaarschot, R. Bobbink, V. de Jong & M. Scherpenisse 2017. Monitoring steenmeeltoepassing ten behoeve van herstel biodiversiteit –Voortgangsrapportage. Stichting Bargerveen – iov Stichting Het Nationale Park de Hoge Veluwe. 37 p.
- Vor, T., H. Spellmann, A. Bolte & Ch. Ammer (Hrsg.) 2015. Potenziale und Risiken eingeführter Baumarten. Baumartenportraits mit naturschutzfachlicher Bewertung. *Göttinger Forstwissenschaften* 7.
- Walther, G.R., S. Berger & M.T. Sykes 2005. An ecological 'footprint' of climate change. *Proc. Royal Society Biological Sciences* 272: 1427–1432.
- Wang, M., Q. Zheng, Q. Shen & S. Guo 2013. The critical role of potassium in plant stress response. *International Journal of Molecular Sciences* 14: 7370–7390.
- Warren, M. S. & R.J. Fuller 1993. Woodland rides and glades: their management for wildlife. Nature Conservancy Council, Peterborough. 2nd.ed.
- Weeda, E.J., J.H.J. Schaminée & L. van Duuren 2005. Atlas van de Plantengemeenschappen in Nederland deel 4: Bossen, struwelen en ruigten. KNNV-uitgeverij, Utrecht. 282p.
- 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.

- Weijters, M., R. Bobbink, F. van der Zee, H. Bergsma, & E. Verbaarschot. 2019. Herstel van heischraal grasland: een praktijkproef met steenmeeltoepassing in Noord-Brabant. Eindrapportage . Rapportnr. RP-16.066.19.12 Onderzoekcentrum B-WARE, Nijmegen.
- Wijdeven, S., L. Moraal & M. Veerkamp 2010. Dood hout. In: J. den Ouden, B. Muys, F. Mohren & K. Verheyen (red.). Boscologie en Bosbeheer, p. 425-435. Acco, Leuven.
- Woziwoda, B., D. Kopeć & J. Witkowski 2014. The negative impact of intentionally introduced *Quercus rubra* L. on a forest community. *Acta Soc Bot Pol* 83(1): 39-49.
- 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.
- Zagwijn, W.H. 1986. Nederland in het Holoceen. *Geologie in Nederland, deel 1*. Uitgave Rijks Geologische Dienst. Haarlem.