

Herstelstrategie H91E0C: Vochtige alluviale bossen (beekbegeleidende bossen)

Beije, H.M., P.W.F.M. Hommel, R.W. de Waal & 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 hele habitatype. Weggelaten zijn alinea's die specifiek over andere subtypen gaan dan het subtype van deze herstelstrategie.

Dit habitatype omvat bossen die groeien op beek- of rivierafzettingen (van het zogenoemde alluvium of alluviaal) en die direct of indirect onder invloed staan van beek- of rivierwater. De verschijningsvorm loopt sterk uiteen. Ze kunnen zeer soortenrijk zijn en zeldzame typische soorten bevatten. De grote variatie aan bostypen wordt binnen het habitatype verdeeld over drie subtypen, twee subtypen voor het rivierengebied en één voor de beken en kleine riviertjes van de hogere zandgronden en het heuvelland.

H91E0_C Vochtige alluviale bossen (beekbegeleidende bossen)

De beekbegeleidende essenbossen in beekdalen en langs kleinere rivieren van de hogere zandgronden en het heuvelland vertonen veel overeenkomst met het vochtige hardhoutoibos. Ze bezitten echter een typische ondergroei met een bijzonder uitbundig voorjaarsaspect. In het rivierengebied komt dit subtype (ondanks wat de verkorte naam kan suggereren) soms ook voor, in de vorm van Vogelkers-Essenbos. In brongebieden van beekdalen wisselen deze bossen af met natte bossen waarin zwarte els op de voorgrond treedt. Ook deze zogenoemde elzenbroekbossen worden tot dit habitatype H91E0 gerekend.

In de Vochtige alluviale bossen (beekbegeleidend) komt een soort voor van de Vogel- en Habitatrichtlijn waarvoor de stikstofgevoeligheid van het type een probleem kan vormen voor de kwaliteit van het leefgebied. Daarnaast zijn er geen typische soorten, waarvoor in dit habitatype mogelijke problemen als gevolg van stikstofdepositie worden verwacht. De specifieke effecten voor fauna worden beschreven in Deel I (paragraaf 2.4). Afhankelijk van het belang en de functie van dit habitatype 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
Weekdieren	Zeggenkorfslak	Groot: foerageer-voortplantingsgebied en winterrustgebied	Mogelijk	Afname kwantiteit voedselplanten (3)

Voor een goed begrip van de onderstaande paragrafen, is het essentieel om uit te gaan van de definitie van het habitatype en zijn kwaliteitseisen (abiotische randvoorwaarden, samenstellende vegetatietypen, typische soorten en overige kenmerken van goede structuur en functie). Zie daarvoor het profielendocument (http://www.synbiosys.alterra.nl/natura2000/documenten/profielen/habitattypen/profiel_habitatype_91E0.pdf).

Om inzicht te krijgen in de knelpunten en kansen in specifieke gevallen is bijna altijd een systeemanalyse noodzakelijk. In de literatuur wordt onderscheid gemaakt tussen diverse systeemtypen, die zeer behulpzaam kunnen zijn om gebieden te analyseren. Het Preadvies Beekdallandschappen bijvoorbeeld geeft een overzicht van beekdaltypen en veel informatie over de werkzame processen (Aggenbach et al. 2009). De beekdalsysteemtypen in Drenthe worden diepgaand beschreven in Everts & De Vries (1991) inclusief een determinatiesleutel hoe de verschillende typen kunnen worden onderscheiden op grond van plantensoorten. Daarnaast wordt de kansrijkdom voor natuurherstel beschreven. Jansen (2000) maakt onderscheid tussen 6 landschapsecologische systeemtypen voor blauwgraslanden die voor een groot deel ook toepasbaar zijn voor beekbegeleidende bossen. De volgende 3 hoofdtypen worden daarbij onderscheiden:

- locale grondwatersystemen
- grote (regionale) systemen met invloed van zowel grond- als oppervlaktewater
- locale systemen met oppervlaktewater.

De schematisch beschreven systeemtypen zijn bedoeld als hulpmiddel die als inspiratiebron voor specifieke situaties gebruikt kunnen worden, maar die altijd verbeterd en aangevuld moeten met de eigen kenmerken van lokale situaties. Concrete herstelmaatregelen voor een gebied vereisen dan ook veel lokale informatie van dat specifieke gebied. De maatregelen kunnen zich uitstrekken van lokale tot regionale schaal, hetgeen de uitvoerbaarheid ervan moeilijk kan maken (Grootjans et al. 2007).

2. Ecologische randvoorwaarden

Voor de ecologische randvoorwaarden van dit habitatype wordt uitgegaan van de omstandigheden van het Goudveil-Essenbos (43Aa04), aangevuld met het Vogelkers-Essenbos (43Aa05) en alle vijf subassociaties van het Elzenzegge-Elzenbroek (39Aa02ABCDE: Stortelder et al. 1999). Dit laatste betekent dat de definitie van het habitatype Beekbegeleidende bossen is verruimd ten

opzichte van de KNNV-uitgave over habitattypen in Janssen & Schaminée (2003), waarin nog slechts één subassociatie van het Elzenzegge-Elzenbroek is toegerekend aan het habitatype.

2.1 Zuurgraad

Voor Beekbegeleidende bossen gelden optimale pH-H₂O waarden tussen 4,5 en 7,5, terwijl de ondergrond waarden mag hebben tussen 4,0 en 4,5 alsook waarden boven 7,5. Er zijn geen suboptimale pH-waarden geformuleerd (Runhaar et al. 2009). De optimale pH waarden voor de afzonderlijke vegetatietypen verschillen aanzienlijk. Hiervoor wordt verwezen naar de genoemde referentie.

2.2 Voedselrijkdom

De Beekbegeleidende bossen hebben een optimaal traject van optimale voedselrijkdom die varieert van licht tot matig voedselrijk. Zeer voedselrijke bodems zijn suboptimaal (Runhaar et al. 2009).

2.3 Vochttoestand

Beekbegeleidende bossen hebben een tamelijk ruimere marge wat betreft hun vochteisen. Optimaal zijn de vochtclassen vochtig, zeer vochtig, nat, zeer nat en 's winters inunderend, waarbij de gemiddelde voorjaarsgrondwaterstand kan variëren van 20 cm boven maaiveld tot >40 cm beneden maaiveld bij een droogtestress van < 14 dagen. Matig droge bodems (GVG > 40 cm -mv; droogtestress 14-32 dagen) zijn suboptimaal (Runhaar et al. 2009).

2.4 Landschapsecologische processen

Het habitatype komt vooral voor in beekdalen en laag gelegen delen van de hogere zandgronden, op plekken die onder invloed staan van overstromend beekwater en/of gevoed worden door grondwater dat afkomstig is van aangrenzende hoger gelegen gebieden. Door voeding met oppervlaktewater en grondwater zijn de standplaatsen relatief rijk aan basen en nutriënten. Op de natste plaatsen is sprake van het bostype Elzenzegge-elzenbroek. Hoewel het type niet strikt gebonden is aan kwel, komen goed ontwikkelde vormen ervan vooral voor op plekken die gevoed worden door grondwater. Het komt voor op relatief voedselrijke standplaatsen in de benedenlopen van beken, met name op de overgang naar het laagveengebied, maar ook in de midden- en bovenloop van beken op overgangen naar hoogveenbossen en naar bronnetjesbossen behorend tot het Goudveil-essenbos.

Het laatste bostype komt vooral voor aan de voet van hellingen op plekken waar permanent grondwater uittreedt. In het heuvelland kan het – dankzij de complexe geologische opbouw – ook hoger op de helling voorkomen, soms zelfs op verschillende boven elkaar gelegen niveaus. Een nadere beschrijving van de ecologie van de verschillende vegetatietypen wordt gegeven door Stortelder et al. (1999).

Op de wat minder natte standplaatsen die regelmatig tot incidenteel overstromen met beekwater komt het Vogelkers-essenbos voor. Op een aantal plekken komt dit bostype voor op rabatten, die zijn aangelegd om de voorheen nattere standplaats met Elzenbroekbos te kunnen ontwateren voor de teelt van hakhout met overstaanders (bron: profieldocument).

Kwel en/of inundaties met beekwater spelen in alle bostypen een grote rol bij het op peil houden van de buffercapaciteit. Met name in licht verdroogde situaties is ook de kwaliteit van het

bladstrooisel daarvoor van belang. Dit betekent dat de samenstelling van de boomlaag daar in belangrijke mate de zuurgraad van (het bovenste deel van) de bodem bepaalt.

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

2.5 Regulier beheer

De meeste Beekbegeleidende bossen werden (vroeger regelmatig gekapt in cycli van 10–20 jaar voormalig hakhout). Vanaf de jaren zestig werd steeds meer hakhout aan zijn lot overgelaten, zodat op de huidige percelen met Beekbegeleidend bos overwegend doorgeschoten hakhout staat. Het regulier beheer bestaat tegenwoordig meestal uit nietsdoen, ofschoon het voor de biodiversiteit gunstig zou zijn om op plaatsen waar vroeger gekapt werd het kapregime weer ter hand te nemen, bijvoorbeeld aan bosranden en in delen waar de beekdynamiek is verminderd. Behalve voor de fauna is het periodiek ‘oplichten’ ook voor veel broekbosplanten gunstig (Stortelder et al. 1999). Beperkte exploitatie in de vorm van oogst van individuele, volwassen bomen is eventueel mogelijk, maar leidt in de natste bostypen (Essenbronbos en Elzenbroek) al gauw tot schade aan vegetatie en bodem. Bovendien zijn in deze typen geen belangrijke natuurwaarden bekend die pleiten voor de instandhouding of het weer invoeren van het vroegere hakhoutbeheer (Londo 1991). In het Vogelkers–essenbos is houtproductie als nevenfunctie beter mogelijk, mits daarbij met licht materieel en voorzichtigheid wordt geopereerd.

Er zijn geen bronnen die duidelijke voordelen beschrijven van begrazing. Extensieve begrazing door wilde herbivoren zoals ree is uiteraard geen probleem. In de natste bostypen (bronbos) is begrazing door gedomesticeerde grazers ongewenst, gelet op de gevoeligheid van de vegetatie voor betreding (Stortelder et al. 1999, Van der Werf 1991).

3. Effecten van stikstofdepositie

De kritische depositiewaarde (KDW) van vochtige alluviale bossen is berekend op 1857 mol N/ha/jaar (26 kg N/ha/jr; Van Dobben et al. 2012). De genoemde KDW is gebaseerd op de gemiddelde uitkomst van een rekenmodel. De uitkomst kan niet worden vergeleken met de Europees vastgestelde empirische ranges voor (z.g. EUNIS–) vegetatietypen (Bobbink & Hettelingh 2011), aangezien het habitatype geen overeenkomstig EUNIS–type heeft. Dit betekent ook dat weinig specifieke kennis beschikbaar is over de invloed van stikstofdepositie op beekbegeleidende bossen.

3.1 Verzuring

Het habitatype telt drie vegetatietypen die kenmerkend zijn voor een goede kwaliteit. In alle drie gevallen wordt de basenvoorziening aangestuurd door hoge grondwaterstanden in de winter, basenrijke kwel en eventueel (maar niet bij het Goudveil–essenbos) door aanvoer van basenrijk beekwater via inundaties. De natste bostypen met de meeste buffering zijn het Goudveil–essenbos en het Elzenzegge–elzenbroek en lopen hoogstwaarschijnlijk dus de minste kans op verzuring door depositie. Het meest gevoelig voor verzuring is het wat drogere en minder gebufferde, maar van nature zeer soortenrijke Vogelkers–essenbos, voor dit bostype betekent verzuring een geleidelijke verandering naar de arme bossen van het Zomereik–verbond.

3.2 Vermesting

Beekbegeleidende bossen hebben vaak elzen in de boomlaag, die ervoor zorgen dat symbiotische, stikstofproducerende schimmels in de bodem aanwezig zijn. Hoewel daardoor van nature een wat hoger stikstofgehalte in de bodem aanwezig is, wordt de optimale voedselrijkdom van de bodem door Runhaar et al. (2009) aangeduid met de klassen licht tot matig voedselrijk. Zeer voedselrijke bodems zijn suboptimaal. Dit zou kunnen betekenen dat bij hoge depositieniveaus beekbegeleidende bossen gevoelig zijn voor stikstof. De literatuur levert hiervoor enige indirecte aanwijzingen, doordat gewezen wordt op de vrij drastische, vermistende gevolgen die verdroging kan hebben. Daarbij wordt een link gelegd met het vrijkomen (door mineralisatie van organische stof) van grote hoeveelheden stikstof en fosfor, wat o.a. leidt tot sterke toename van brandnetels. Uit onderzoek van Pigott (1971) is gebleken dat sterke toename van Grote brandnetel alleen optreedt als zowel stikstof als fosfaat toenemen. Volgens De Keersmaecker et al. (2004) heeft de soort een hoge stikstofbehoefte maar is fosfaat meestal limiterend. Dit betekent dat stikstofdepositie een toename van brandnetel kan bewerkstelligen vooral in situaties waarin ook het fosfaataanbod is verhoogd.

3.3 Fauna

Voor het leefgebied van VHR en/of typische diersoorten geldt dat de effecten van stikstofdepositie via de volgende factor doorwerkt: afname kwantiteit voedselplanten. 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.

4. Andere omstandigheden die de effecten van stikstofdepositie beïnvloeden

4.1 Verdroging

In vrijwel alle Beekbegeleidende bossen is sprake van verdroging onder invloed van ontwatering, waterwinning en verlaging van beek- en rivierpeilen. Lameire et al. (2000) toonden aan dat vochtminnende soorten zoals Kruipeend zenegroen, Speenkruid en Echte valeriana daardoor afnemen en dat stikstofminnende soorten zoals Grote brandnetel, Hennepnetel en Vogelmuur tegelijkertijd toenemen. Een verzurende invloed werd in de alluviale gebieden niet vastgesteld, hetgeen zou kunnen samenhangen met de vorming van pyriet, dat in veel kwelmilieus wordt aangetroffen en dat o.a. afkomstig kan zijn van voormalige zwaveldepositie (med. Kemmers Alterra, zie ook volgende paragraaf). De vorming van pyriet is een zuurconsumerend proces dat bijdraagt aan het handhaven van hogere pH-waarden in de bodem.

Toch wordt verondersteld wordt dat in andere situaties ook verzuring kan optreden, als de aanvoer van basen via grond- en overstromingswater stagneert. De kans op verzuring is het grootst als de wortelzone buiten de invloedssfeer van het grondwater komt te liggen en bovendien geleidelijke uitspoeling van basen kan gaan optreden. In een later stadium gedurende de overgang naar een droger bostype kan dan ook ophoping van strooisel gaan plaatsvinden. In plaats van een ecosysteem met vrij snelle omzetting en doormenging van organische stof ontstaat dan een systeem met strooiselaccumulatie. Bij strooiselaccumulatie treedt door dominantie van schimmels in plaats van bacteriën een verdere verzuring op (Kemmers 2011). Dit brengt een

zichzelf verstekend proces van verzuring op gang, waarbij het habitatype geleidelijk verandert naar de arme bossen van het Zomereik-verbond (Stortelder et al. 1999 p. 206).

Verzuring kan ook worden veroorzaakt door verdroging van pyriethoudende bodems, omdat dit een zuurgenererend proces is. Dergelijke verzuring treedt alleen op in zwakgebufferde bodems of op plaatsen met weinig ijzer in de bodem.

In bossen die enigszins geëutrofiëerd zijn door beekwater of door depositie zorgt verdroging aanvankelijk voor een sterkere mineralisatie van organische stof, waardoor grote hoeveelheden nutriënten vrijkomen. In de begroeiing gaan daardoor soorten domineren die indicatief zijn voor stikstof- en/of fosfaatrijke bodems, zoals Grote brandnetel en braam en die een matige kwaliteit van het habitatype indiceren. De verruiging waarvan hier sprake is, treedt vooral op lichtere plaatsen in het bos op, maar de kenmerkende soorten kunnen zich meestal nog wel handhaven, zij het met een geringere bedekking (Lameire et al. 2000). Het bloemrijk voorjaarsaspect (= een 'overig kenmerk van goed structuur en functie') loopt alleen gevaar om te verdwijnen als veel licht op de bodem toetreedt. Op plekken met relatief veel schaduw blijven de vermestende effecten op de vegetatie vaak gemaskeerd omdat het voorlopig te donker is voor brandnetels e.d. Bij verdere verdroging ontstaan rompgemeenschappen van de klasse van Eiken- en beukenbossen op voedselarme grond en verdwijnt dus het habitatype. Gedetailleerde informatie over de effecten van verdroging in beekbegeleidende bossen is te vinden in Stortelder et al. (1998).

4.2 Voormalige zwaveldepositie en andere sulfaatbelasting

De effecten van voormalige zwaveldepositie en andere sulfaatbelasting in dit habitatype worden verder toegelicht in Intermezzo II van Deel I.

4.3 Ontoereikend beheer

De samenstelling en structuur van de boomlaag kunnen beperkend zijn voor de habitatkwaliteit. Op plaatsen waar vroeger veel eik is aangeplant in Alluviale bossen, heeft dat – met name in (licht) verdroogde situaties – een verzurende invloed gehad op de toplaag van de bodem. Basenminnende plantensoorten zijn daardoor vaak achteruitgegaan (Hommel & De Waal 2004, Hommel et al. 2007).

Op andere plaatsen kunnen populieren zijn aangeplant. Het effect dat deze soort heeft op de standplaats, is enigszins omstreden. Vaak wordt verondersteld dat populieren meer vocht aan de bodem onttrekken dan andere soorten waardoor ze zouden bijdragen aan verdroging. Daarnaast zouden populieren via hun bladstrooisel meer stikstof en fosfor op de bosbodem brengen en hierdoor Grote brandnetel bevorderen. Dit wordt echter tegengesproken door o.a. Verstraeten et al. (2003), die geen causale relatie konden ontdekken tussen de dominantie van brandnetel en de boomsoort populier. Overeenstemming bestaat wel over het feit dat het beheer van een bos met populier vaak bodemverstoringen, ontwatering en lichtrijke situaties (door de ruime plantafstanden en korte omlooptijden) in het verleden met zich hebben meegebracht, en die de huidige dominantie van brandnetel kunnen verklaren. Het risico op verruiging is sterk afhankelijk van de hoeveelheid licht die op de bosbodem kan doordringen, alsmede van eventuele exploitatieschade en drainage. Dit betekent dat de soortensamenstelling van de kruidlaag in belangrijke mate bepaald wordt door het beheer van het bos en van de standplaats. In een structuurrijk bos met een goed ontwikkelde tweede boomlaag en/of struiklaag is de kans op verruiging beperkt. Dit geldt zeker voor bossen met populier en waarschijnlijk ook voor andere bossen. Een gunstige eigenschap van populierenblad is zelfs dat het basengehalte hoog is,

waardoor populier het gevaar van verzuring verkleint. Ontoereikend regulier beheer wordt niet apart onder paragraaf 5 of 6 behandeld.

4.4 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 (De Schrijver et al. 2007a).

Belangrijk hierbij is dat er een opmerkelijk verschil in bosrandeffecten gevonden wordt tussen loof- en naaldbossen. De hogere N-depositie in naaldbossen dan in naburige loofbossen (De Schrijver et al. 2007b) is nog sterker uitgesproken 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

5.1 Hakhoutbeheer

In Beekbegeleidende bossen zijn in beperkte mate effectgerichte maatregelen denkbaar die de gevolgen van stikstofdepositie direct bestrijden. Het oogsten van hout is de enige maatregel waardoor gedeponeerde stikstof uit het systeem actief wordt afgevoerd. De afvoer van stikstof via houtoogst ligt in de orde van ongeveer 6 –14 kg N/ha/jaar, afhankelijk van de afvoer van stamhout resp. stamhout+takhout+bladeren of naalden, waarbij grote verschillen tussen situaties (boomsoort, bodem) bestaan (De Jong 2011). Het is dus evident dat via hakhoutbeheer, met een regelmatige cyclus van 10–20 jaar zoals die vroeger gebruikelijk was, substantiële hoeveelheden stikstof worden afgevoerd. Tegelijkertijd moet worden gezegd dat het onbekend is in hoeverre dit beheer effectief is om de eventuele effecten van stikstofdepositie te voorkomen.

Volgens Stortelder et al. (1999; p.206 en 318) is het voor de biodiversiteit gunstig om tenminste op een deel van de plaatsen waar vroeger werd gekapt het kapregime weer ter hand te nemen, bijvoorbeeld aan bosranden. Vooral kleinschalig (dus niet vlaktegwijs) kapbeheer wordt aanbevolen, waarbij de genoemde auteurs spreken over periodiek ‘oplichten’ van opgaande bossen. Zowel de fauna als veel broekbosplanten (en de bijbehorende entomofauna) profiteren hiervan.

Volgens Hermy et al. (1999) en De Keersmaker et al. (2011) geldt dit echter voornamelijk voor de Vogelkers-essenbossen en niet voor de Elzenbroekbossen. Deze laatste zijn van nature lichtrijk en schaduwtolerante bosplanten zijn vrijwel afwezig. Bij Vogelkers-essenbossen ligt dit anders. Periodieke verhoging van de lichtinval is in dit bostype gunstig voor de vestiging van bosplanten, op voorwaarde dat de vrijstelling van korte duur is.

Alle genoemde auteurs wijzen erop dat de wijze waarop het kapbeheer wordt uitgevoerd, van grote invloed is op de effecten. Het is belangrijk dat het kapbeheer zorgvuldig gebeurt, zonder

dat hakhoutstoven en de bodem worden beschadigd. Richtlijnen daarvoor worden o.a. gegeven door [Geerdes et al. 2001](#), [Greven 2007](#), [Jansen & Winterink 2009](#).

Een neveneffect van hakhoutbeheer is, dat de depositie vooral gedurende de eerste jaren na de kap lager wordt, omdat lage bomen minder stikstof invangen dan hoge bomen. Hier staat tegenover dat op plaatsen waar hakhoutbeheer leidt tot het ontstaan van bosranden, meer stikstofdepositie wordt ingevangen. Dit kan enigszins worden voorkomen door te streven naar bosranden met een geleidelijke overgang van lage struiken naar hogere bomen. Het kappen of uitdunnen kan gedurende enkele jaren wel leiden tot een verhoogde N-beschikbaarheid vanwege mineralisatie van organische stof, maar dit effect is in Beekbegeleidende bossen aanzienlijk minder dan in armere bostypen. Op plaatsen waar stikstof- of fosfaatminnende soorten om enige reden toch toenemen, zou men deze soorten waarschijnlijk via maaibeheer kunnen terugdringen. Deze techniek sluit aan bij het intensieve beheer dat vroeger gebruikelijk was in hakhoutculturen (Bal et al. 2001).

Door andere maatregelen kunnen processen in gang worden gezet zoals denitrificatie die eveneens stikstof doen verdwijnen, of processen die tegenwicht bieden tegen de verzurende effecten van depositie. Deze maatregelen behelzen in feite het functioneel herstel van het habitatype en wordt besproken in de navolgende paragraaf.

6. Maatregelen gericht op functioneel herstel

In de vele situaties dat Beekbegeleidende bossen zijn aangetast door verdroging en/of vermessing, kan het functioneren van deze bossen als bossysteem worden hersteld via het herstel van de volgende processen:

- toestroom van voldoende, basenhoudend water om de zuurinvloed van stikstofdepositie te neutraliseren;
- toestroom van schoon grondwater zonder sulfaatbelasting, om de vermestende invloed van stikstofdepositie te neutraliseren;
- betere vertering van bladstrooisel, waardoor ook een betere basenverzadiging in de bodem ontstaat en bovendien meer stikstof wordt vastgelegd in stabiele humus.

6.1 Maatregelen voor herstel van het grondwatersysteem

Met herstel van de hydrologie in Beekbegeleidende bossen wordt beoogd de basenvoorziening in de wortelzone te verbeteren door aanvoer van meer basenrijk grondwater en het bevorderen van zuurconsumerende reductieprocessen. Soms wordt een deel van de basentoevoer ook beïnvloed door de aanwezigheid van kalkrijke bodemlagen in de ondergrond of is de bodem zelf basenrijk door aanwezigheid van kalk. Kwel is dan nodig om de basen te transporteren naar de wortelzone. Met het herstel van de hydrologie wordt tegenwicht geboden aan de verzurende invloed van stikstofdepositie. Indien door toegenomen kwelinvloed natte omstandigheden worden hersteld, wordt daarmee ook vermessing door mineralisatie van organische stof tegengegaan. De kwaliteit van de subtypen gaat daardoor allicht vooruit, zeker als deze vernatting gepaard gaat met een betere basenverzadiging.

In het algemeen is een landschapsecologische analyse nodig om de oorzaken van verdroging en bijbehorende herstelmaatregelen te identificeren. Soms kan bijvoorbeeld het opzetten van het waterpeil in of in de directe omgeving van het bos noodzakelijk zijn om ervoor te zorgen dat het basenrijke grondwater weer in de wortelzone van het habitatype komt en niet in de omringende landbouwsloten. Het gaat dan om locaties waar de grondwaterdruk in de ondergrond nog hoog is, maar niet voldoende om basenrijk grondwater in de wortelzone te krijgen. In andere gevallen kan het noodzakelijk zijn om ook maatregelen te nemen in verderaf gelegen gebieden.

Aanwezigheid van diepe greppels kan een oorzaak zijn van verzuring. In de praktijk zijn veel alluviale bossen in het verleden voorzien van rabatten. Indien deze teveel kwelwater afvangen, zouden ze in dat geval gedicht moeten worden, waarbij de strooisellaag op de wallen en in de greppels eerst wordt verwijderd waarna de wallen worden teruggeschoven in de greppels. Dit is een zeer ingrijpende maatregel waarmee nog geen ervaring bestaat in dit habitatype. Er zijn zeker risico's aan verbonden zoals een tijdelijk verhoogde beschikbaarheid van stikstof als gevolg van de onvermijdelijke roering van de grond. Bovendien vinden diverse kenmerkende soorten vaak een refugium op de taluds van de greppels. Het opvullen van de greppels kan daarmee leiden tot het verdwijnen van deze soorten tenzij de maatregel gefaseerd wordt uitgevoerd zodat migratie van soorten naar nieuwe, hoger gelegen groeiplaatsen mogelijk is.

Bij hydrologisch herstel moet worden gewaakt voor te sterke lokale vernatting. Ondiepe greppels dichtgooien in een verdroogd kwelafhankelijk gebied leidt weliswaar tot vernatting, maar ook tot het wegdrukken van de gewenste basenrijke kwelstroom naar de wortelzone. Belangrijker is daarom dat het peil van het regionale grondwatersysteem in de winter voldoende hoog is. Indien extreme vernatting ertoe leidt dat de grondwaterstand in de zomer weinig wisselt, en er opstuwung van voedselrijk water plaatsvindt, kan interne eutrofiëring met fosfaat en ammonium optreden, alsook sulfidevergiftiging. Ook dit moet worden voorkómen. De mate waarin de grondwaterstand moet kunnen dalen in de zomer is afhankelijk van het type systeem (Jansen 2000, Smolders et al. 2003, Lucassen & Roelofs 2005).

6.2 Bevloeiing met oppervlaktewater

Voor het herstel van verdroogde en verzuurde Beekbegeleidende bossen kan ook bevloeiing met basenrijk oppervlaktewater een bijdrage leveren (Aggenbach 2011). Belangrijk daarbij is o.a. dat het bevoeiingswater zo weinig mogelijk fosfaat, stikstof en sulfaat bevat, dat het water kan infiltreren en na de bevloeiing snel verdwijnt en dat de bevloeiing het liefst plaatsvindt in de winter of vroege voorjaar. Meer details zijn te vinden in de genoemde bron. Een nadeel van bevloeiing is desondanks dat de kans op eutrofiëring groot is. Met bevloeiing zijn dus alleen eutrafente vormen van het habitatype te herstellen. Waar herstel van kwel met basenrijk grondwater mogelijk is, is dat te verkiezen boven herstel met behulp van bevloeiing. Bevloeiing is alleen een optie als dit kortstondig en incidenteel plaatsvindt.

6.3 Terugdringen van sulfaat

Aanwezigheid van sulfaat in het grond- (en eventueel oppervlakte)water geeft in principe kans op eutrofiëring via een verhoogd aanbod van zowel stikstof als fosfaat. De sulfaatbelasting van het grondwater komt voort uit voormalige zwaveldepositie, maar heeft ook te maken met de uitspoeling van grote hoeveelheden nitraat uit landbouwgronden (par. 4.2). Waarschijnlijk is het grondwater van Beekbegeleidende bossen in veel N2000 gebieden verontreinigd met sulfaat

omdat veel inzigggebieden van beekdalen enkele decennia zwaar zijn bemest en voor een groot deel nog steeds worden bemest. Dit betekent dat de uitspoeling die daarvan het gevolg is, zou moeten worden teruggedrongen indien men de eutrofiërende invloed van stikstof op Beekbegeleidende bossen wil verkleinen anders dan door vermindering van de atmosferische depositie. Hiervoor kunnen ingrijpende maatregelen nodig zijn in de sfeer van drastische verlaging van bemestingsniveaus in gebieden die vaak alleen via een landschapsecologische gebiedsanalyse geïdentificeerd kunnen worden. De maatregelen hebben bijna altijd pas op langere termijn effect.

Ook door het verleggen van naaldbossen en de omvorming van naaldbossen naar loofbossen (die minder stikstof invangen) kan de uitspoeling van nitraat naar het grondwater worden verminderd. Dergelijke maatregelen kunnen nodig zijn om Beekbegeleidende bossen en andere habitattypen van beekdalen in de toekomst te (blijven) voorzien van voldoende, schoon kwelwater (Aggenbach et al. 2009).

Naast de invloed die sulfaat kan hebben op de beschikbare hoeveelheden stikstof en fosfaat in de bodem, zorgen de bijbehorende processen voor hogere pH-waarden in de bodem. Sulfaat heeft dus als gunstig neveneffect dat het verzuring tegengaat. Dit zou aanleiding kunnen zijn om de bovengenoemde sulfaatbeperkende maatregelen vooral te treffen in situaties die geëutrofiëerd zijn en tegelijk minder gevoelig zijn voor verzuring.

Via aanpassingen in het beheer bestaan vaak diverse mogelijkheden om de kwaliteit van het habitatype te verbeteren. Hierna worden maatregelen genoemd die achtereenvolgens inspelen op de soortensamenstelling, structuur en successiestadium van het bos.

6.4 Ingrijpen in de soortensamenstelling

Waar eiken aanwezig zijn in Beekbegeleidende bossen, heeft het blad een sterk verzurende invloed op de bodem. Hetzelfde geldt in nog sterkere mate voor beuk en naaldhout, maar deze zijn op niet volledig verdroogde standplaatsen weinig algemeen. Door deze producenten van slecht afbreekbaar strooisel geleidelijk te vervangen door soorten zoals es, hazelaar, esdoorn en els wordt verzuring tegengegaan.

6.5 Strooisel verwijderen

Vermoed kan worden – op grond van ervaringen op drogere standplaatsen – dat ook het eenmalig verwijderen van eikenbladstrooisel een gunstige uitwerking heeft. Het verwijderen van strooisel is in dit tamelijk voedselrijke habitatype met vrij geringe strooiselvorming echter alleen een aanvullende maatregel die effectief zou kunnen zijn in de meest zure, verdroogde en minst kleirijke overgangen naar arme habitattypen. De boomsoortenkeuze is een veel belangrijker middel dan strooiselverwijdering. Het verwijderen van strooisel valt vooral te overwegen indien men op grotere schaal eiken verwijdert, waardoor het bosklimaat verandert en een verhoogde mineralisatie verwacht kan worden. Overigens is het niet nodig om de laatste eik te verwijderen uit alluviale bossen. De meeste alluviale bossen zijn gebaat bij een grote soortendiversiteit in de boom- en struiklaag, waarbij – mits niet in hoge dichtheden – ook gebruik kan worden gemaakt van soorten met een mindere strooiselkwaliteit.

6.5 Stimuleren struiklaag of tweede boomlaag

Met beheermaatregelen die meer schaduw op de bosbodem brengen, kan men ruigtesoorten onderdrukken ten gunste van echte bosplanten (o.a. De Keersmaeker et al. 2011). De hoeveelheid

licht die de bosbodem bereikt, is in opgaande bossen te sturen door omvorming van de boomlaag en vooral door het stimuleren van een struiklaag of een tweede boomlaag (Siebel 1998; Bijlsma 2004). Er zijn aanwijzingen dat men met schaduwbevorderende maatregelen ook een teveel aan voedingsstoffen kan beïnvloeden (Bijlsma et al. 2009). Verondersteld wordt dat een schaduwrijke bosstructuur gunstig is voor een rijke bodemfauna, die een overmaat van voedingsstoffen geleidelijk vastlegt in stabiele humus. Het devies is daarom: voorkom een uniform lichtrijk bosklimaat (met >5–10% licht op de bosbodem). Lokale, lichtrijke plekken blijven wel belangrijk o.a. voor de Kleine ijsvogelvlinder. Vooral in de H-horizont van de strooisellaag kunnen weliswaar grote nutriëntenconcentraties worden opgeslagen, maar deze komen waarschijnlijk slechts beperkt gedoseerd beschikbaar voor de planten. De bodemfauna die nutriënten vastlegt wordt niet alleen bevorderd door schaduw, maar ook door boomsoorten met strooisel met een goede kwaliteit dat gemakkelijk afbreekt (o.a. es, esdoorn, linde, hazelaar) en die hierboven ook reeds werden genoemd in de strijd tegen verzuring.

Er zijn geen harde aanwijzingen dat het blad van populier nadelige kwaliteiten heeft, zodat actieve verwijdering van deze soort niet is aan te raden. Oude, rijk gestructureerde populierenbossen kunnen zelfs een soortenrijke, waardevolle ondergroei hebben (Verstraeten et al. 2003).

7. Maatregelen voor uitbreiding

De beste perspectieven voor ontwikkeling van nieuwe Beekbegeleidende bossen zijn gelegen in bestaande, gedegradeerde bossen die de minimumkwaliteit voor het habitatype nu nog ontberen, vooral populierenbossen. Met populieren ingeplante bossen kunnen worden omgevormd door spontane successie waarbij de populieren na verloop van tijd vanzelf afsterven. Actieve omvorming is ook mogelijk maar bij de exploitatie van de populieren doet men vaak meer schade dan voordeel en dit is eigenlijk alleen wenselijk indien men wil inzetten op hakhout- of middenbos. De schade kan worden vermeden door de bomen te laten liggen of eruit te halen met een kabellift of lier. Structuurrijke Beekbegeleidende bossen kunnen reeds na enkele decennia ontstaan door spontane successie in tegenstelling tot de meeste andere bostypen (Verheyen & Hermy 2001, De Keersmaecker et al. 2004, 2011). Om ook de oudbosplanten zich te laten vestigen in het Vogelkers-essenbos, is bij gunstige ligging (nabij bestaande locaties) 100–150 jaar nodig.

8. Effectiviteit en duurzaamheid

Eerder is al gezegd dat het slecht bekend is of en hoe Beekbegeleidende bossen hinder ondervinden van stikstofdepositie. Indien er aanwijzingen zijn dat het habitatype in een concreet terrein wordt aangetast door depositie, dan kunnen meerdere maatregelen waarschijnlijk helpen om daar wat aan te doen. Met deze maatregelen zijn echter weinig ervaringen. Om eventuele verzurende effecten van stikstof tegen te gaan, zijn maatregelen die de toevoer van baserijk grondwater herstellen, waarschijnlijk reeds op betrekkelijk korte termijn heel effectief. Op lange termijn biedt herstel van de hydrologie natuurlijk geen compensatie voor overschrijding

van de kritische depositiewaarde, omdat kritische depositiewaarden zijn bepaald voor situaties waarin alle randvoorwaarden voldoende zijn behalve het stikstofaanbod.

In zijn algemeenheid kan worden gezegd dat boslocaties die worden gevoed door oppervlaktewater moeilijk zijn te beschermen, o.a. vanwege de meestal slechte oppervlaktewaterkwaliteit en de beperkte mogelijkheden om die binnen afzienbare tijd te verbeteren. Hetzelfde geldt voor situaties waar het grondwater is belast met meststoffen (vooral nitraat). Herstelmaatregelen vergen in zulke gevallen meestal een lange adem. De waterkwaliteit van lokale grondwatersystemen is vaker aangetast dan die van regionale systemen. Hier staat tegenover dat lokale grondwatersystemen in het algemeen makkelijker te herstellen zijn en dus ook de Beekbegeleidende bossen die daarvan afhankelijk zijn. Locaties die afhankelijk zijn van lokale en regionale grondwatersystemen hebben vaak minder goede perspectieven. Regionale systemen zijn vanwege hun omvang vaak moeilijk te herstellen. Locale maatregelen zoals het dempen van dichtbij gelegen sloten kunnen slechts in geringe mate de aantasting van het regionale systeem compenseren. In gebieden waar grootschalige maatregelen wel mogelijk zijn, dragen zij belangrijk bij aan het robuuster maken van natuurgebieden en kunnen Beekbegeleidende bossen dus beter worden beschermd door een 'schone' omgeving. De effectiviteit en duurzaamheid van dergelijke maatregelen zijn dan relatief groot, al zijn de positieve effecten pas op langere termijn te verwachten. Stroomgebieden met een groot aandeel natuur bieden in het algemeen meer mogelijkheden voor hydrologisch herstel dan gebieden die overwegend in agrarisch gebruik zijn.

Maatregelen zoals het verwijderen van eikenbladstrooisel zijn effectiever naarmate daarnaast ook hydrologische herstelmaatregelen worden ingezet en/of een houtopstand wordt gerealiseerd met boomsoorten die gemakkelijker verteerbaar, basenrijk strooisel geven. Omgekeerd zullen de laatstgenoemde maatregelen het 'fossiele' pakket eikenstrooisel ook langs natuurlijke weg doen verdwijnen. Zeker wanneer in de ondergroei nog relicten van de gewenste ondergroei aanwezig zijn, is grootschalig strooisel verwijderen niet aan te bevelen. Een -nog niet uitgetest - alternatief is verspreid door het bos pleksgewijs strooisel te verwijderen om zo stepping stones voor doelsoorten te creëren (Hommel et al. 2007).

Het succes van de beschreven maatregelen hangt uiteraard ook af van de mate waarin de beoogde soorten de herstellocatie kunnen koloniseren. Het merendeel van de typische soorten heeft een lage kolonisationsnelheid (Stortelder et al. 1999). Herstellocaties die grenzen aan bestaande goed ontwikkelde alluviale bossen scoren waarschijnlijk beter omdat transport van organismen kan plaatsvinden via wind en water. In bestaande locaties van het habitattypen kan introductie van bosplantsoorten worden overwogen.

Als het voortbestaan van specifieke locaties met het voorkomen van de zeldzame typische (zogenaamde "urgente") soort Knikkend nagelkruid (*Geum rivale*) in het voortbestaan bedreigd wordt, kan het noodzakelijk zijn om aanvullend op de hierboven genoemde maatregelen specifieke maatregelen te treffen (Klimkowska et al. 2011).

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	Type	Doel	Potentiële effectiviteit	Randvoorwaarden / succesfactoren	Vooronderzoek	Herhaalbaarheid	Responstijd	Mate van bewijs
Hakhoutbeheer	H/U	Afvoer nutriënten, 'oplichten'	?	Kleinschalig, zorgvuldig; cyclus ca. 10 jr	Niet noodzakelijk	Beperkte duur	Even geduld	H
Herstel grondwater regime	H/U	Basenverzadiging, denitrificatie	Goed	Maatregelen afh. Van LESA	LESA	Eenmalig	Kort	B
Inundaties	H/U	basenverzadiging	Matig?	Maatregelen afh. van vooronderzoek	Op standplaats	Eenmalig	Kort	V
Herstel grondwater kwaliteit	H/U	Vermesting tegengaan	Goed?	Maatregelen afh. van LESA	LESA	Eenmalig	Lang	V?
Strooisel verwijderen	H/U	Verzuring tegengaan	Matig	In combinatie met omvorming boomlaag en evt. hydrol. herstel; relicten sparen	Op standplaats	Beperkte duur	Kort	H
Ingrijpen in soortensamenstelling boomlaag	H/U	Verzuring tegengaan	Goed?	Zo nodig ook hydrol. herstel; kleinschalig uitvoeren	Niet noodzakelijk	Eenmalig	Kort	B?
Ingrijpen in soortensamenstelling struik- en 2 ^e boomlaag	H/U	Verruiging tegengaan	Goed	Schaal en maatregelen afh. van vooronderzoek	Op standplaats	Beperkte duur	Kort	B
Niets doen	U	Nieuwvorming habitatype door omvorming van	Goed	Geschikte abiotiek	Op standplaats	nvt	Lang	B

Maatregel	Type	Doel	Potentiële effectiviteit	Randvoorwaarden / succesfactoren	Vooronderzoek	Herhaalbaarheid	Responstijd	Mate van bewijs
		andere bossen						

Verklaring kolommen:

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

Type: H = herstelmaatregel, U = uitbreidingsmaatregel

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

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

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

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

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

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

Mate van bewijs:

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

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

H – Hypothese: door logisch nadenken is een maatregel geformuleerd die in de praktijk nog niet of nauwelijks is uitgetoetst, maar die in theorie effectief zou kunnen zijn. De aanleiding van de hypothese kan gelegen zijn in analogieën (de maatregel is een vuistregel of bewezen maatregel in een sterk verwant habitatype) of in processen waarvan we denken dat we ze goed begrijpen, maar die echter nog niet op praktijkschaal zijn getoetst.

10. Literatuur

- Aggenbach, C.J.S., D. Groenendijk, R.H. Kemmers, H.H. van Kleef, A.J.P. Smolders, W.C.E.P. Verberk & P.F.M. Verdonschot 2009. Preadvies beekdallandschappen; Knelpunten, kennislacunes en kennisvragen voor natuurherstel in beekdalen. Ministerie van LNV, directie IFZ/Bedrijfsuitgeverij.
- Aggenbach, C.J.S. 2011. Herstelexperiment voor elzenbroek door bevoeiing met oppervlaktewater in 't Lankheet. Bosschap, rapport 2011/OBN148-BE.
- Bal, D., H.M. Beije, M.Fellinger, R. Haveman, A.J.F.M. van Opstal & F.J. van Zadelhoff 2001. Handboek natuurdoeltypen. Rapport Expertisecentrum LNV nr 2001/020.
- Bijlsma, R.J. 2004. Verbraming: oorzaken en ecologische plaats. *De Levende Natuur* 105: 138-144.
- Bijlsma, R., R.W. de Waal & E. Verkaik 2009. Natuurkwaliteit dankzij extensief beheer. Wageningen, Alterra, Alterra-rapport 1902.
- Bobbink, R., M. Ashmore, S. Braun, W. Fluckiger, I.J.J. van den Wyngaert 2003. Empirical nitrogen critical loads for natural and semi-natural ecosystems: 2002 update. In: B. Achermann & R. Bobbink (eds.) Empirical critical loads for nitrogen. Environmental Documentation No. 164 Air, pp. 43-170. Swiss Agency for Environment, Forest and Landscape SAEFL, Berne.
- 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.
- De Jong, J.J. 2011. Effecten van oogst van takhout op de voedingstoestand en bijgroei van bos. Wageningen, Alterra, Alterra-rapport 2202.
- De Keersmaecker, L., L. Martens, K. Verheyen, M. Hermy, A. de Schrijver, N. Lust, N. 2004. Impact of soil fertility and insolation on diversity of herbaceous woodland species colonizing afforestations in muizen forest (belgium) *Forest Ecol. Manag.* 188(1-3): 291-304.
- 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., 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.
- Decler, K. (red.) 2007. Europees beschermde natuur in Vlaanderen en het Belgisch deel van de Noordzee. Habitattypen/Dier- en plantensoorten. Mededelingen van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek.
- De Keersmaecker, L., K. VandeKerkhove, A. Verstraeten, L. Baeten, P. Verschelde, A. Thomaes, M. Hermy & K. Verheyen 2011. Clear-felling effects on colonization rates of shade-tolerant forest herbs into a post-agricultural forest adjacent to ancient forest. *Applied Vegetation Science* 14(1): 75-83.
- Everts, F.H. & N.P.J. de Vries 1991. De vegetatieontwikkeling van beekdalsystemen. Een landschapsecologische studie van enkele Drentse beekdalen. Dissertatie Rijksuniversiteit Groningen.
- Geerdes, A., H.J.V. van den Bijtel & Th.H. de Jong 2001. Essenhakhout in het Kromme Rijngebied. Actieplan voor behoud van een uniek bostype. Stuurgroep Kromme Rijnlandschap, Bunnik.

- Greven, H.C. 2007. Ontwikkeling van de bryoflora in het essenhakhout van het Kromme Rijngebied over de jaren 1974, 1988, 2003 en 2007. Provincie Utrecht, Afdeling Groen. 23 p.
- Grootjans, A.P., R.H. Kemmers, F.H. Everts & E.B. Adema 2007. Restauratie van schraallanden op veengronden door afgraven en vernatten. *De Levende Natuur* 108: 108–113.
- Hermly, M. & K. Vandekerckhove 2004. Bosgebieden, in Hermly et al. (2004) *Natuurbeheer*. pp.307–359.
- Hommel, P.W.F.M. & R.W. de Waal 2004. Bodem, humus en vegetatie onder verschillende loofboomsoorten op de stuwwal bij Doorwerth. Wageningen, Alterra, Alterra-rapport 920.
- 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. 72 p.
- Jansen, A.J.M. 2000. Hydrology and restoration of wet heathland and fen meadow communities. Dissertatie, Rijksuniversiteit Groningen, 185 p.
- Jansen, P. & A. Winterink 2009. Innovatief beheer van essenhakhout. Natura 2000 gebied Kolland & Overlangbroek. Probos, Wageningen.
- Kemmers, R.H. 2011. Effecten van verzuring op bodemleven en stikstofstromen; een verkenning van mogelijkheden voor herstelmaatregelen. Wageningen, Alterra, Alterra-rapport 2204.
- Klimkowska, A., H. Keizer-Vlek, M. Wallis de Vries, R.J. Bijlsma, A. Schotman, H. van Dobben 2011, in prep. Urgente maatregelen tot behoud van bedreigde typische soorten en vegetatietypen van de Habitatrichtlijn. Alterra rapport, 299 p.
- Lameire, S., M. Hermly & O. Honnay 2000. Two decades of change in the ground vegetation of a mixed deciduous forest in an agricultural landscape. *Journal of Vegetation Science* 11: 695–704.
- Londo, G., 1991. *Natuurbeheer in Nederland, deel 4: Natuurtechnisch bosbeheer*. Pudoc, Wageningen. 190 p.
- Lucassen C.H.E.T. & J.G.M. Roelofs 2005. Vernatten met beleid: lessen uit het recente verleden. *Natuurhistorisch Maandblad* 94: 211–215.
- Pigott, C.D., 1971. Analysis of the response of *Urtica dioica* to phosphate. *New Phytol.* 70: 953–966
- Runhaar, H., M.H. Jalink, H. Hunneman, J.P.M. Witte & S.M. Hennekens 2009. Ecologische vereisten habitattypen. KWR 09–018, 45 pp.
- Siebel, H.N. 1998. Floodplain forest restoration. Tree seedling establishment and tall herb interference in relation to flooding and shading. *IBN Scientific Contributions* 9, Wageningen.
- Smolders, A.J.P., E.C.H.E.T. Lucassen & J.G.M. Roelofs 2003. Waterpeilregulatie in broekbossen: bron van aanhoudende zorg. *H2O* 36: 17–19.
- 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.
- Stortelder, A.H.F., P.W.F.M. Hommel & R.W. de Waal 1998. Broekbossen. KNNV Uitgeverij, Utrecht.
- 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.
- Verheyen, K. & M. Hermly 2001. The relative importance of dispersal limitation of vascular plants in secondary forest succession in Muizen Forest, Belgium. *Journal of Ecology* 89: 829–840.
- Verstraete, A., L. de Keersmaeker & K. vandeKerkhove 2003. Populieren, brandnetels en natuurbehoud: omstreden positie van cultuurpopulieren onder de loep. *Natuur.focus* 2(1): 37–41

- 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.

