Ecologie in Boomgericht Bosbeheer

eco2eco

Pascal Sauren, Wim Buysse, Sander Wijdeven, Jan Seynaeve,
Martin Winnock, Lotte van Nevel, Bart Nyssen

Ecologie in Boomgericht Bosbeheer

eco2eco

Pascal Sauren, Wim Buysse, Sander Wijdeven, Jan Seynaeve,
Martin Winnock, Lotte van Nevel, Bart Nyssen

Colofon

Eco2eco is gefinancierd binnen het Interreg V programma Vlaanderen-Nederland, het grensoverschrijdend samenwerkingsprogramma met financiële steun van het Europees Fonds voor Regionale Ontwikkeling. Meer informatie is te vinden op *www.grensregio.eu*

Foto's
Boomkroon voorzijde: Martijn Griek; Witte klaverzuring: Jaap Bouwman;
Zwarte specht: Jankees Schwiebbe, *www.birdphoto.nl*;
Bosbeeld achterzijde: Pascal Sauren; Vliegend hert: Pieter Cox.
Overige foto's: Pascal Sauren, tenzij anders vermeld.

Opmaak en figuren
Mariëtte Boomgaard, Ocelot Ontwerp, tenzij anders vermeld.

Voorwoord

In 2016 startten acht Vlaamse en Nederlandse partners samen het project eco2eco. Een innovatief project dat een hogere economische en ecologische waarde wil realiseren in de bossen in de grensregio Vlaanderen-Nederland. De partners willen zo aantonen dat economie en ecologie in het bosbeheer hand in hand kunnen gaan; dat in duurzaam bosbeheer de oogst van economisch interessant kwaliteitshout perfect kan samengaan met de realisatie van natuurdoelen. En dat is interessant voor zowel flora en fauna áls de eigenaar van het bos.

In dit boekje 'Ecologie in Boomgericht Bosbeheer' hebben de eco2eco projectpartners uitgewerkt voor welke uitdagingen bosbeheerders in de Vlaams-Nederlandse grensregio staan en hoe deze tot stand gekomen zijn. Zij geven een inhoudelijke en gedetailleerde uitleg over de sleutelprocessen en laten zien waarop bosbeheerders kunnen ingrijpen om de natuurwaarde van hun bossen te versterken. Het boomgericht bosbeheerconcept blijkt de voorwaarden te scheppen voor zowel het versterken van natuurdoelen als voor het nemen van bosbeheermaatregelen die de natuurwaarde verder optimaliseren. Hiermee geeft eco2eco een alternatief, naast bestaande beheersystemen, voor beheerders die verschillende doelen in hun bos optimaal willen combineren op plekken waar dat wenselijk is.

De Nederlandse en Vlaamse partners realiseren in het kader van eco2eco ook de Handleiding 'Boomgericht Bosbeheer in de praktijk'. Hierin gaan ze in meer detail in op de te nemen bosbeheermaatregelen. De boekjes, 'Ecologie in Boomgericht Bosbeheer' en 'Boomgericht Bosbeheer in de praktijk', zijn los van elkaar te gebruiken. Voor een optimaal begrip kunt u ze uiteraard het beste in samenhang lezen.

Het boek 'Ecologie in Boomgericht Bosbeheer' is het resultaat van vele inhoudelijke afwegingen en discussies tussen de projectpartners. De verschillende partnerorganisaties werken in uiteenlopende contexten en in uiteenlopende bosgebieden met verschillende uitgangssituaties. Hierin krijgt de boomgerichte bosbeheerbenadering verschillende accenten en invullingen. Dat maakt deze ecologische handleiding 'Ecologie in Boomgericht Bosbeheer' een gemeenschappelijk product dat op onderdelen niet noodzakelijk de mening van de individuele auteurs weergeeft, of die van de organisaties die zij vertegenwoordigen. Met 'Ecologie in Boomgericht Bosbeheer' beogen de eco2eco-partners een flinke bijdrage te leveren aan de ontwikkeling van duurzaam, veerkrachtig bosbeheer en aan het begrip en vakmanschap dat hiervoor nodig is.

Inhoudsopgave

Voorwoord 3

Inhoudsopgave 5

Inleiding 6

1 Historie van de bossen in de grensregio 8

1.1 Historische referentie 8
1.2 Geschiedenis van degradatie 9
1.3 Herbebossing 10

2 Huidige situatie en problemen 14

2.1 Actuele toestand van het bos 14
2.2 Verzuring 23
2.3 Vermesting 27
2.4 Verdroging 28
2.5 Klimaatverandering 29
2.6 Exoten 31
2.7 Bodemverdichting 35

3 Uitdagingen 37

3.1 Bodemherstel 39
3.2 Structuurherstel 44
3.3 Herstel diversiteit 47
3.4 Veerkracht tegen klimaatverandering 49
3.5 Veerkracht tegen exoten 51
3.6 Herstel waterhuishouding 51

4 Draagkracht en veerkracht als sleutelconcepten in een toekomstgerichte beheerstrategie 52

4.1 De invloed van bosbeheer op draag- en veerkracht 52
4.2 Van traditioneel naar adaptief beheer 54
4.3 Gevolgen voor biodiversiteit 56
4.4 Voorwaarden beheerstrategie 56

5 Boomgericht bosbeheer binnen eco2eco 58

5.1 De QD-methode 58
5.2 Doorontwikkeling van de beheermethode 60
5.3 Impact op de uitdagingen 61
5.4 Optimalisatie boomgericht bosbeheer 68

6 Enkele conclusies 78

Literatuur 82

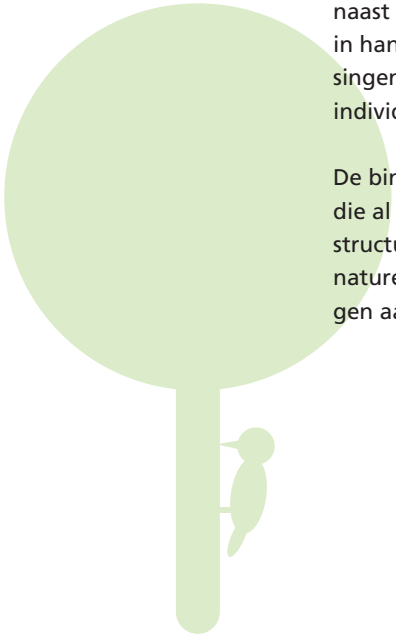
Inleiding

In de Nederlandse en Vlaamse bossen in de grensstreek heeft lange tijd, tot ongeveer in de jaren 1960-1970, de focus gelegen op het halen van een hoge productie tegen een lage investering. Dit heeft op vele plekken geleid tot veelal eenvormige bossen, in zowel soortensamenstelling als structuur. Sinds de jaren '70 van de vorige eeuw komen natuurvolgende beheersystemen in zwang en worden, naast houtproductie, meerdere functies aan het bos toegeschreven zoals natuur en recreatie. Multifunctioneel bosbeheer combineert deze verschillende functies binnen het bos. Deze ontwikkeling heeft al geleid tot een betere menging en structuur en een langzaam, maar geleidelijk bodemherstel.

De laatste jaren blijkt dat onder andere verzuring en vermesting, klimaatverandering en exoten een steeds groter effect hebben op het welzijn en functioneren van bossen. De manier om met de huidige uitdagingen en versnellende veranderingen die hier uit voortkomen om te gaan, is het verder ontwikkelen van het boomgerichte bosbeheer. De belangrijkste bosfuncties tot nu toe – recreatie, natuur en houtproductie – worden hierbij uitgebreid met klimaatmitigatie en klimaatadaptatie.

In het project eco2eco werken Vlaamse en Nederlandse partners aan het verhogen van zowel de economische als ecologische waarde van de bossen in het Vlaams-Nederlandse grensgebied. Concreet focust het zich op de ontwikkeling van een duurzame en boomgerichte bosbeheermethode, waarbij men kwalitatief hoogstaand hout kan oogsten naast het realiseren van natuurdoelen. Economie en ecologie gaan dan dus samen hand in hand. Boomgericht bosbeheer is een vorm van natuurgericht bosbeheer waarin beslissingen over beheeringrepen pleksgewijs gebeuren en de kwaliteit en vitaliteit van de individuele boom centraal staat.

De binnen eco2eco ontwikkelde beheermethode helpt om de positieve ontwikkelingen die al zijn ingezet verder te brengen. Denk hierbij aan een nog meer gevarieerdere bosstructuur en menging met soorten die nu nog ontbreken in het bos, maar er wel van nature thuis horen. Bovendien helpt de beheermethode actuele en toekomstige uitdagingen aan te pakken of beter te ondervangen.



Deze handleiding laat zien hoe een boomgerichte beheermethode, zoals die binnen eco2eco is toegepast, kan bijdragen aan het verhogen van de ecologische waarde van de bossen. Veel van de behandelde maatregelen zijn gericht op het verhogen van de veerkracht van de bossen. Dit maakt bossen robuuster tegen klimaatverandering en atmosferische depositie, en geeft tevens een impuls aan de bosgebonden biodiversiteit. Boomgericht bosbeheer kijkt ook naar het zo efficiënt mogelijk economisch inzetten van middelen om een zo groot mogelijke economische en ecologische output te krijgen. Om een goede continuïteit te bewerkstelligen inzake bosbeheer is dit een belangrijke succesfactor.

Het eerste hoofdstuk gaat kort in op de geschiedenis van de bossen in de Nederlands-Vlaamse grensregio, zodat een beeld kan worden gevormd hoe de huidige situatie tot stand is gekomen. Hoofdstuk 2 beschrijft de huidige situatie en problematieken. De beheeruitdagingen die hieruit voortkomen, zijn beschreven in hoofdstuk 3. Hoofdstuk 4 behandelt kort aan welke voorwaarden een beheermethode moet voldoen om de uitdagingen aan te pakken. Hoofdstuk 5 behandelt vervolgens de binnen eco2eco toegepaste boomgerichte beheermethode. Hier wordt ook verder ingegaan op hoe deze beheermethode een bijdrage levert aan het aanpakken van de eerder omschreven uitdagingen. Tot slot blikken de partners in hoofdstuk 6 nog kort terug met enkele conclusies.

1 Historie van de bossen in de grensregio

1.1 Historische referentie

De bossen op de Vlaamse en Nederlandse zandgronden waren vroeger aannemelijk rijker aan boomsoorten en structuur dan nu het geval is. Pollenonderzoek van goed bewaarde bodems onder grafheuvels en veenlagen in pingoruïnes, laten zien dat er vroeger een verscheidenheid aan boomsoorten in deze streek voorkwamen (Bakels, 1975; Doorenbosch, 2013). De eerste bossen na de laatste ijstijd bestonden voornamelijk uit vrij open berken- en dennenbossen, waarin ook wilgen en ratelpopulieren een plek hadden. Door de tijd heen zijn de bossen geleidelijk aan steeds rijker geworden aan soorten. Hazelaar was de eerste soort die terugkwam uit zijn ijstijd-refugium (Zagwijn, 1994). Later volgen ook linden, iepen, gewone es en esdoorn. Als laatste doet rond 6000 v.Chr. de eik zijn intrede.

In de periode van 6000 t/m 3500 v.Chr. waren grote delen van Nederland en Vlaanderen bedekt met het Atlantisch lindenwoud, dat rijk was aan verschillende soorten (zie Figuur 1-1) (Hommel *et al.*, 2007). Pollenonderzoek laat zien dat dit bos bestond uit een bont mozaïek waarin plaatselijk verschillende boomsoorten domineerden, afhankelijk van voedselrijkdom, leemgehalte van de bodem en vochtvoorziening. Eik was dominant op de armere zandgronden, gevolgd door de linde. Daarnaast kwamen berken, iepen en gewone es voor, met plaatselijk ook hulst, taxus en grove den. De struiklaag bestond voornamelijk uit hazelaar, maar bevatte ook wegedoorn, vuilboom, gewone vogelkers en lijsterbes. Op de rijkere lössgronden en leemhoudende zandgronden domineerde linde over eik en de andere soorten. Tevens had iep een groot aandeel, net als gewone es, hulst, esdoorn, taxus en walnoot (Casparie & Groenman-van Waateringe, 1980). De kruidlaag in het Atlantisch lindenwoud bestond waarschijnlijk uit typische bosplanten zoals bosanemoon, dalkruid en gewone salomonszegel (Nyssen *et al.*, 2016).

Eenmaal gevestigd, was het gemengde eiken-lindenbos in staat haar eigen groeiplaats in stand te houden, waardoor ook op armere plekken een relatief rijk bosecosysteem kon voort bestaan, waar lindes een belangrijk onderdeel van uitmaakten. Nutriënten werden in kringlopen van het ecosysteem vastgehouden, waardoor er geen merkbare verliezen door uitspoeling optraden (Spek, 2004). Als gevolg hiervan ontwikkelde zich een mineraalrijke bruine bosbodem. Deze diep ontwikkelde bruine verweringsbodem had een goed functionerend mechanisme om nutriënten in de bovenste laag van de bodem vast te houden. Dit zorgde ervoor dat de bodem goed bestand was tegen verzuring, en maakte een rijk bodemleven mogelijk.

FIGUUR 1-1 *Lindenbos op zandgrond in Bialowieza Nationaal Park in Polen. Het centrale deel van het bos wordt beschouwd als het meest natuurlijke en oorspronkelijke laaglandbos van Europa. Foto: Bart Nyssen*

1.2 Geschiedenis van degradatie

In het Neolithicum begint, door toedoen van de mens, de teruggang van dit prehistorische lindenwoud. Als eerste werd loof van de bomen geoogst als voer voor het vee. In een later stadium werden delen van het bos plat gebrand voor de aanleg van akker- en weidegrond en deed bosbeweiding zijn intrede. De ecologisch rijke lindenbossen degradeerden naar eik-gedomineerde, soortenarmere bossen. Vanaf zijn intrede in deze streken rond 1500 v.Chr., heeft beuk zich succesvol kunnen vestigen in deze lichte, open bossen. Het daarop volgende agrarische gebruik, met houtoogst, overbeweiding, en het verwijderen van strooisel en plaggen, zorgden voor een verdere degradatie van bijna alle bossen naar heide (zie Figuur 1-2). In de gespaarde bossen werd eik sterk bevoordeeld, voornamelijk in hakhoutsystemen. Hakhout leverde producten als brandhout, houtskool en eikenschors voor de leerlooierij, en was makkelijk met de hand te bewerken. Bos met opgaande bomen was een zeldzaamheid.

Op de armere zandgronden, die worden gekenmerkt door een geringe buffercapaciteit, leidde deze ontwikkelingen tot verarming en verzuring van de bovengronden. De oorspronkelijk bruine bosbodems degradeerden tot podzolgronden. Basische kationen spoelden uit door de verzurende invloed van eik en heide en werden afgevoerd door strooiselroof en plaggen. Dit leidde tot een daling van de bodem-pH en een toename van het aluminiumgehalte tot toxische waarden. Bodemfauna, verantwoordelijk voor de bodemvermenging, verdween hierdoor. Dat resulteerde in het stilvallen van de verticale nutriëntencycli in de bodem.

FIGUUR 1-2 *De verheiding van het landschap: Door intensief gebruik, degradeerden veel bossen naar heide. Foto: Pieter Cox*

1.3 Herbebossing

Vanaf het eind van de 19e eeuw raakte door de opkomst van kunstmest het potstalsysteem in onbruik. Het oude landbouwsysteem werd door de opkomst van kunstmest en ruilverkavelingen vervangen door de grootschalige moderne landbouw. Tegelijkertijd werden grote delen van de onrendabele heide weer productief gemaakt door ze te bebossen. De nadruk lag op het maximaliseren van productie, wat leidde tot de aanleg van gelijkjarige, homogene dennenplantages. Zij moesten voorzien in stuthout voor de mijnindustrie (zie Figuur 1-3). Deze bosbouw voor mijnhout was een intensief vlaksgewijs korte-omloop systeem, waar veel arbeid voor nodig was. Veel van deze bossen zijn aangelegd tijdens de crisisjaren tussen de wereldoorlogen, in werkverschaffingsprojecten die geacht werden werklozen een nuttige tijdsbesteding te geven. Arbeid was goedkoop, en bovendien hadden alle eind- en tussenproducten een afzetmarkt, zodat het geheel rendabel was. Volgens de maatschappij had het bosbeheer op de zandgronden een positieve impact, omdat ze de economische en industriële ontwikkeling van het land of de regio ondersteunden. Door het wegvallen van de markt voor de producten uit hakhoutbossen, werden ook deze omgevormd naar opgaand bos waarbij productie het hoofddoel vormde.

Toen na de Tweede Wereldoorlog de mijnen begonnen te sluiten, viel de afzetmarkt voor stuthout weg. Bosbeheerders schakelden om naar productie van zaaghout, door de bomen

FIGUUR 1-3 *Mijnhout als eindproduct van bosbeheer (bron: Bundesarchiv, B 145 Bild-F009353-0002 / Steiner, Egon / CC-BY-SA 3.0[1])*

ouder te laten worden en het aandeel sneller groeiende naaldhoutsoorten als Corsicaanse den, douglas en fijnspar te verhogen.

Ondertussen begonnen maatschappelijke veranderingen te versnellen. Vrije tijd werd door de stijgende welvaart steeds meer gemeengoed, waardoor bossen een plek werden voor ontspanning en natuurbeleving. Ongeveer 20 jaar na WOII, met onder andere de publicatie van Rachel Carson's 'Silent Spring', begon ook duidelijk te worden dat de veranderende landbouw, industrialisering en versnippering van de open ruimte tot milieuproblemen leidt. Vanuit de maatschappij komt er daarom steeds meer aandacht voor de rol van het bos bij de bescherming van biodiversiteit en (half)natuurlijke ecosystemen.

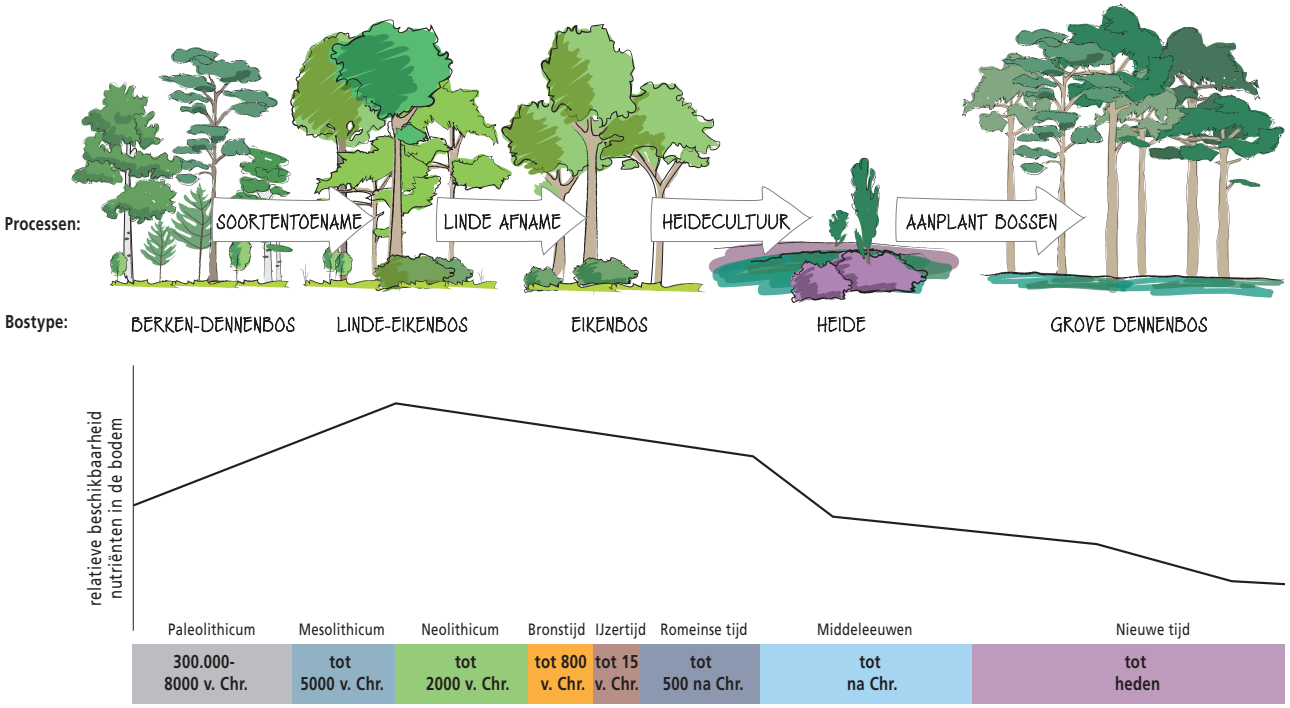
Als reactie hierop ontwikkelde zich in de tweede helft van de 20e eeuw het multifunctionele bosbeheer. Er kwam meer ruimte voor natuurbescherming, maar de productiefunctie bleef in eerste instantie leidend. Ook de recreatieve functie kreeg naast deze twee functies aandacht. Later kwamen deze drie functies, onder andere in het principe van geïnte-

1 https://upload.wikimedia.org/wikipedia/commons/a/a6/Bundesarchiv_B_145_Bild-F009353-0002%2C_Essen%2C_Zeche_S%C3%A4l*zer-Amalie%2C_Lagerplatz_f%C3%BCr_Grubenholz.jpg*

FIGUUR 1-4 *Een typisch beeld van een naaldhoutmonocultuur op voormalige heide en stuifzandgronden. Hun aandeel is verminderd, maar ze komen nog voor.*

greerd bosbeheer, op gelijke hoogte te staan. De verschillende doelstellingen van de functies worden met elkaar verzoend. Zo komt het creëren van meer structuur en dood hout niet alleen de natuurwaarde ten goede, maar bevordert het ook de belevingswaarde. In Vlaanderen is de multifunctionaliteit van bossen met het 'Bosdecreet' uit 1990 zelfs wettelijk verankerd. De theorie van bosfunctionalisering (Van Miegroet, 1982), die eigenlijk een verfijning is van het duurzaamheidsprincipe (von Carlowitz, 1713), is vandaag de dag verbreed tot het principe van ecosysteemdiensten (de Groot, 1987, Costanza *et al*., 1997). Sinds de eeuwwisseling wordt steeds meer onderkend dat bossen, naast de productie-, natuur- en recreatiefunctie, een veel breder palet aan ecosysteemdiensten verschaffen, zoals het vasthouden van water, vastleggen van CO_2 en het tegengaan van erosie.

Gaandeweg groeide het besef bij bosbeheerders dat de vlaksgewijze beheersystemen leidden tot bossen met simpele structuur en soortensamenstelling, een beperkte ecologische waarde en een economische waarde die slechts op de afzet van één of een paar sortimenten steunde. Deze ontwikkelingen zorgden ervoor dat natuurgerichte bosbouw steeds meer in zwang raakte. De oprichting van de Pro Silva beweging in 1989, een organisatie die natuurvolgend bosbeheer promoot, is hier een goed voorbeeld van. Vanuit dit gedachtegoed werden kleinschaligere bosbouwsystemen ontwikkeld, waarbij niet alleen



FIGUUR 1-5 *Door voortgaande degradatie vanaf het Neolithicum tot de het eind van de 19e eeuw, neemt de nutriëntenbeschikbaarheid in de bodem af. Het langzame bodemherstel na herbossing met bijhorende verhoogde nutriëntenbeschikbaarheid, wordt teniet gedaan door de toegenomen antropogene depositie.*

aandacht is voor de groei en vitaliteit van bomen in een opstand, maar ook voor de overige componenten van het bosecosysteem. Beheermaatregelen worden beschouwd als ingrepen in het gehele bosecosysteem. Natuurlijke processen krijgen meer de vrije hand om een natuurlijker bos te creëren. Een deel van de bossen is geheel uit productie genomen, of er vinden geen of nog amper beheermaatregelen plaats.

Ondanks het feit dat natuurlijke processen een steeds belangrijkere rol zijn gaan spelen, domineren op de zandgronden nog altijd (restanten van) de monoculturen van naaldbomen (zie Figuur 1-4). Het bodemherstel in deze nieuwe bossen, als dat er al is, verloopt zeer langzaam, doordat soorten met verzurend strooisel de overhand hebben. De opkomst van industrie, intensieve veehouderij en verkeer vanaf de Tweede Wereldoorlog, zorgden voor een sterke toename van ammoniak en stikstofoxiden in de atmosfeer. De atmosferische depositie van SO_2 en NO_x versterkt het verzurende effect van het moeilijk afbreekbare strooisel van deze bossen, met als gevolg dat de nog aanwezige basische kationen nog steeds uitspoelen en het gebrek aan evenwicht in de nutriëntenbalans in de bodem blijft toenemen (zie Figuur 1-5) (Bobbink *et al*., 2012). In veel bodems wordt verzuring gebufferd door carbonaten, uitwisselbare kationen en verwering van silicaten (Ulrich and Sumner, 2012). Deze buffercapaciteit is echter zeer beperkt in de gedegradeerde zandbodems en raakt snel uitgeput door de grote input van zuren (Nyssen *et al*., 2016).

2 Huidige situatie en problemen

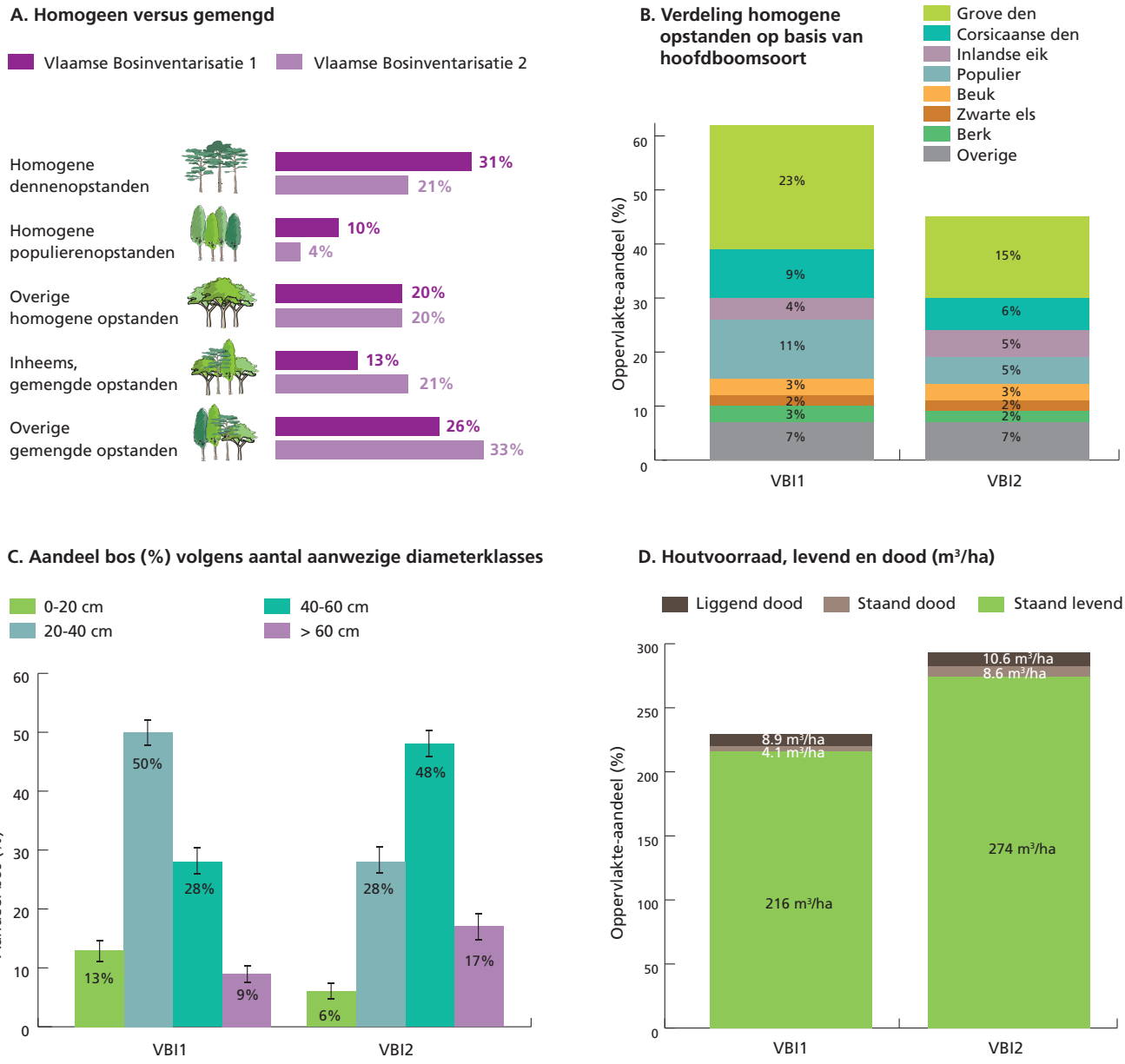
In dit hoofdstuk bekijken we het effect van 30 jaar natuurgericht bosbeheer op de grove dennenbossen, die een langzame verandering laten zien. Vervolgens bespreken we de problemen die er nog spelen; we gaan achtereenvolgens in op de werking en de gevolgen van verzuring, vermesting en verdroging. Ook behandelen we klimaatverandering, exotische boomsoorten en bodemverdichting.

2.1 Actuele toestand van het bos

De meeste bosopstanden zijn ooit als gelijkjarige monoculturen aangelegd, waardoor één soort de opstand vaak domineert. Met het sluiten van de mijnen, het dalen van de houtprijs – die vooral werd bepaald door de afzet van mijnstuthout – en snel stijgende loonkosten voor bosarbeid, nam de urgentie tot verjonging van deze opstanden af. Kaalkap en herplant bleven achterwege. Veel van de opstanden groeiden door tot in de boomfase, waarbij beheermaatregelen om de vitaliteit en productie te bevorderen, amper werden genomen. Dit zijn de opstanden die op veel plekken in het huidige bos te vinden zijn. De bosontwikkeling van deze bossen kende een moeilijke start. Ze zijn immers aangeplant op gedegradeerde bodems met boomsoorten waarvan het nutriëntenarm bladstrooisel bijdraagt aan verzuring. Ondanks dit heeft de omslag in bosbeheer, die de afgelopen 30 jaar op gang is gekomen, voor positieve ontwikkelingen gezorgd. Zoals zal blijken in deze paragraaf zijn de mogelijkheden binnen het huidige beheer echter beperkt, waardoor de bosontwikkeling blijft steken aan het eind van de pioniersfase.

2.1.1 Van rationeel productiebos naar natuurgericht bos

Zoals in paragraaf 1.3 al werd beschreven, kwam vanaf de jaren ’90 de omslag in het bosbeheer naar meer natuurgerichte systemen rijkelijk op gang. De effecten hiervan zijn al te merken (zie ook Figuur 2-1). Het aandeel homogene opstanden neemt af en het aandeel gemengde opstanden neemt juist toe. Ook is er een stijging te zien in de hoeveelheid dood hout die in het bos te vinden is. In zowel geheel Vlaanderen als in Brabant blijft grove den echter de meest voorkomende boomsoort (zie ook Tabel 2-1). Dit betekent dat er nog wel degelijk (restanten van) monoculturen van naaldhout te vinden zijn. Vergeleken met gemengde (loof)opstanden zijn de overblijfselen van dennenplantages over het



FIGUUR 2-1 *Enkele figuren gebaseerd op twee opeenvolgende Vlaamse bosinventarisaties. De Vlaamse bosinventaris 1 is uitgevoerd in de periode 1997-1999. De 2e inventarisatie is in maart 2019 afgerond. De cijfers laten zien dat de bossen over de afgelopen 20 jaar gemiddeld ouder en meer gemengd zijn geworden. Cijfers hier zijn gemiddelden over alle proefvlakken heen, dus ook alle bostypes, maar dennenbossen op zandbodems vormen hierin het grootste aandeel. De algemene gemiddelden zijn dus ook een goede indicatie voor de naaldbossen.*
A) Het aandeel gemengde opstanden is toegenomen. Het totale aandeel homogene opstanden neemt af van ruim 60 % tot 45 %.
B) De verdeling op boomsoort binnen homogene opstanden laat zien dat het percentage grove den weliswaar afneemt, maar nog steeds het grootste aandeel vormt.
C) Het aandeel van de dikste twee diameterklassen neemt toe, wat indiceert dat de bossen ouder zijn geworden.
D) Ook de houtvoorraad is toegenomen, waarbij het aandeel staand dood hout zelfs verdubbeld.

FIGUUR 2-2 *Doorgedunde grove dennenopstand uit 1930 in de Groote Heide nabij Heeze. Doordat de opstand relatief ijl is en de kronen van de dennen klein zijn (zie foto rechts), is de lichtbeschikbaarheid in de opstand hoog. Onder de grove dennen ontwikkelt zich een onderlaag met grove den, berk, Amerikaanse en inlandse eik, sporkehout en Amerikaanse vogelkers.*

algemeen vrij monotoon, soorten- en structuurarm en gekenmerkt door een lage productie en relatief lage ecologische waarde.

Het merendeel van deze dennenbossen is ondertussen geëvolueerd. De laatste 30 jaar is het beheer gericht op een omvorming van deze voormalige plantagebossen naar meer natuurlijke bossen. Door structuurverbetering, het verhogen van het aandeel loofsoorten (voornamelijk eik) en het terugbrengen van het aandeel exoten, streeft men ernaar om actief in te spelen op de spontane bosontwikkeling en het bos meer divers te maken. Een ingreep die men vaak inzet is het doordunnen van opstanden: steeds opnieuw worden bomen uit het kronendak verwijderd bij nieuwe dunningsrondes. Het bos krijgt hierdoor een meer open karakter.

Het resultaat zijn overwegend ijle dennenopstanden met in de bovenetage vooral dennen met een kleine kroon, een erfenis van het mijnhoutsysteem waar de dennetjes heel dicht op elkaar groeiden. Ze hebben een lage staande houtvoorraad en een lage primaire productie. Deze *"holle dennenbossen"* worden langzaam ouder en er zijn nu processen van spontane bosontwikkeling te zien. Onder en naast de dennen ontwikkelt zich een struiklaag en een tweede boomlaag met soorten als lijsterbes, ruwe berk, zomereik, sporkehout, Amerikaanse vogelkers en Amerikaanse eik (zie Figuur 2-2). In veel bossen werd deze ontwikkeling gedomineerd door Amerikaanse vogelkers en Amerikaanse eik. Exotenbestrijdingsmaatregelen uit het verleden hebben gezorgd voor een evenwichtigere samenstelling, maar het duurt lang vooraleer een bestrijding als volledig geslaagd kan worden beschouwd. Hierdoor zijn er ook heel wat mislukkingen te vinden, die de dominantie van Amerikaanse vogelkers en Amerikaanse eik juist versterkt hebben. De kruidlaag is soortenarm en wordt gedomineerd door gewone braam, blauwe bosbes, en diverse soorten mossen en grassen, zoals bochtige smele.

TABEL 2-1 *Oppervlakteverdeling Brabants bos naar hoofdboomsoort in hectares in 2013. Bron: 6e Nederlandse Bosinventarisatie (Schelhaas et al., 2014).*

Naaldboomsoorten	Hectare	Loofboomsoorten	Hectare
Grove den	29600	Inlandse eik	8900
Corsicaanse den	5600	Berk	5500
Lariks	2800	Populier/wilg	2500
Douglas	2900	Amerikaanse eik	2600
Fijnspar	1400	Beuk	2000
Overig	5700	Overig	6200
Totaal	48000	Totaal	27700

2.1.2 Langzame bosontwikkeling en jonge leeftijd

Ondanks dat de mate van bosomvorming hoog ligt, duurt het lang voordat het volle effect van de maatregelen zichtbaar is. Bosontwikkeling gaat nu eenmaal traag, zoals de uitdrukking *"boompje groot, plantertje dood"* op ludieke wijze illustreert. Natuurlijk grasland kan bij uitgekiend beheer in een periode van 10 jaar van een soortenarme naar een soortenrijke toestand geraken. Bij bosbeheer duurt dit minstens een factor 10 langer. Om bosomvorming goed van de grond te krijgen is het noodzakelijk om structureel in te blijven grijpen. Het is daarom een proces van de lange adem. Het sterk doordunnen en de snelheid van bosomvorming leidde bijvoorbeeld wel al tot verjonging van loofhout onder scherm van de dennen. Maar die verjonging kwam meestal tijdens korte periodes opzetten. Hierdoor is een bos ontstaan met nog steeds een relatief eenvoudige verticale structuur, het zogenaamde "tweevoudig hooghout:" onder een bovenscherm van grove den bevindt zich een tweede etage met bomen van de nieuwe generatie.

In een natuurlijk volwassen bos komen de bosontwikkelingsfasen kleinschalig, in mozaiekvorm naast elkaar voor: open fase, jonge fase, dichte fase, boomfase en de vervalfase. De huidige bossen op de zandgronden missen vaak een deel van die structuur. De open fase is toegenomen door het omzetten van bos in open ruimte, zoals heide. De jonge fase is op veel plekken gelijk gebleven en de dichte- en stakenfase blijven achter, onder andere omdat in het beheer vaak naar 'blijven doordunnen' is overgestapt en in het verleden weinig aan verjongingskap is gedaan. In de talrijke kleine versnipperde privé-bossen in Vlaanderen werden dankzij de Bosgroepen heel wat verwaarloosde dennenbossen terug in beheer genomen. Dit leidde meestal tot doordunnen, daar omvormingskappen voor vele boseigenaars als te drastisch werden aanzien. Onder de hoofdetage van den ontwikkelde zich spontaan pleksgewijze loofhout. De jongere opstanden, ongeacht de boomsoort, die vlaksgewijs zijn herbebost, gaan door een donkere, homogene ontwikkelingsfase (zie Figuur 2-3). Het is pas op het einde van de boomfase dat de bosstructuur opnieuw begint open te vallen.

FIGUUR 2-3 *In de meeste grove dennenopstanden in de stakenfase of aan het begin van de boomfase, overheerst een monotone structuur en samenstelling. Rechts: In ouder wordende opstanden ontwikkelt zich een tweede boomlaag.*

Veel van de beschreven holle dennenbossen zijn nu een kleine 70 jaar oud. Een grove den kan 200 - 300 jaar oud worden (Schütt and Stimm, 2014), bij uitzondering zelfs meer dan 600 jaar. De vervalfase ontbreekt omdat de bossen nog relatief jong zijn en veel bomen voor de houtproductie uit het bos worden gehaald voordat ze de kans krijgen om natuurlijk af te takelen. Doordat bossen de afgelopen tijd al meer de kans kregen om tot oudere leeftijden door te groeien, is het aandeel levende dikke bomen en staand dood hout de laatste 20 jaar wel toegenomen (zie Figuur 2-1). Dit laatste komt echter voornamelijk voor rekening van dun dood hout. Een vervalfase met de daarbij horende dikke (dode) bomen, boomholten en dood hout van grote afmetingen ontbreekt. Een groot aantal schimmel-, insecten- en mossoorten is direct afhankelijk van de aanwezigheid van dood hout met grote afmetingen als voedselbron of groeiplaats.

Vanwege de voorgeschiedenis (zie paragraaf 1.3) hebben we in onze regio maar weinig ervaring met oude dennenbossen. In de staatsbossen van Beieren zijn op zand en

lemig zand opstanden van 180 jaar oud te vinden die nog steeds vitaal groeien. We gaan er daarom vanuit dat vitale toekomstbomen van grove den op de zandbodems in de Vlaams-Nederlandse grensregio nog eens minstens 70 jaar vitaal kunnen doorgroeien en daarna nog vele decennia langzaam levend zullen aftakelen.

2.1.3 Stokkende bossuccessie, licht en bosklimaat

Het hiervoor beschreven beheerregime en de bijhorende bosontwikkeling legt sterk de focus op (boom)soorten die bij een bepaald bossuccessiestadium horen, als die successie zich ongestoord volgens de klassieke vegetatiekunde zou ontwikkelen. Voor de bos-habitats op arme zandgronden geldt dat wordt toegewerkt naar oude zuurminnende eiken-berkenbossen. Deze zijn het resultaat van de successie van droge heide. Uiteindelijk kunnen deze bossen nog evolueren naar eiken-beukenbossen.

Successie van open terrein naar bos verloopt echter niet zo rechtlijnig. Bossuccessie hangt af van aanwezige boomsoortencombinaties en de mate waarin verstoring optreedt. Die verstoring kunnen kleine gaten in het kronendak zijn, veroorzaakt door het afsterven van individuele bomen. In extreme gevallen kunnen dit soms ook grote openingen zijn, bijvoorbeeld als gevolg van windval door zware storm. Beheeringrepen kunnen deze verstoringen nabootsen. Er wordt dan nog geen rekening gehouden met de aanwezigheid van andere soorten. Denk bijvoorbeeld aan gewone esdoorn die zich aan het uitbreiden is, of exoten als Amerikaanse vogelkers en Amerikaanse eik. Soorten die hier van nature thuishoren, maar door de historische grootschalige ontbossing (zie hoofdstuk 1) bijna volledig zijn verdwenen, ontbreken juist.

Tot nu toe is bij de omvorming van dennenopstanden naar gemengde bossen met veel inheems loofhout gestreefd naar het inbrengen van lichtboomsoorten. Omvormingsmaatregelen zijn daarom ook altijd gericht geweest op het verhogen van de lichtbeschikbaarheid in opstanden, bijvoorbeeld door te dunnen. Daarnaast wordt voor het verbeteren van de ecologische waarde vooral de nadruk gelegd op overgangssituaties: kaalslagen en grote groepenkappen toepassen om open plekken te creëren, harde overgangen tussen bos en open gebied omvormen naar bosranden met mantel en zoomvegetaties en open natuur verbinden door het aanleggen van brede corridors door dennenbossen. Ook in dennenopstanden waar geen extra maatregelen zijn genomen zorgde het beheer voor extra licht in het bos. De overgang van het kaalslagsysteem verliep via kleinere kaalslagen en grote groepenkappen naar groepenkappen met overstaanders en vervolgens naar blijven doordunnen en uitkapsystemen.

Grove den en berk zijn zeker echte lichtboomsoorten, maar inlandse eiken zijn tijdens hun eerste levensjaren eigenlijk pure schaduwboomsoorten. Meer nog, eiken die onder scherm verjongen groeien beter en ontwikkelen zich vaker tot vitale, kwalitatieve bomen. Pas na een kleine 15 jaar begint de lichtbehoefte toe te nemen (zie tabel 2-2). Dan pas moet er wat sterker gedund worden om de eikjes extra licht te geven. De huidige beheerpraktijk is vaak het omgekeerde: eerst sterk dunnen om zo meer licht in te brengen en er dan van uitgaan dat er veel natuurlijke verjonging van o.a. eik zal komen. Bijkomend effect hiervan is dat ongewenste pionierssoorten, zoals Amerikaanse eik en Amerikaanse

TABEL 2-2 *Stijgende lichtbehoefte van inlandse eiken bij toenemende leeftijd. Gebaseerd op Weinreich, 2000; Ligot et al., 2013)*

Leeftijd (jaar)	Minimaal % vol daglicht voor maximale groei
0 - 5	10
7 - 13	20
14 - 15	30
15 +	35

vogelkers, die net wat concurrentiekrachtiger zijn dan inheemse lichtboomsoorten, op deze manier vaak de kans krijgen om zich (massaal) te verjongen.

De maatregelen gericht op het inbrengen van licht zorgen daarnaast voor het verstoren of zelfs (deels) tenietdoen van het bosklimaat. Recent onderzoek benadrukt juist het belang van bosklimaat en getemperd licht voor bosgebonden soorten in de kruidlaag en voor verjonging van bomen in het algemeen (zie o.a. Zellweger *et al*., 2019; Blondeel *et al*., 2019). Behoud van deze omstandigheden beperken in het bijzonder de impact van klimaatverandering op bossoorten (Zellweger *et al*., 2020; Lembrechts & Nijs, 2020).

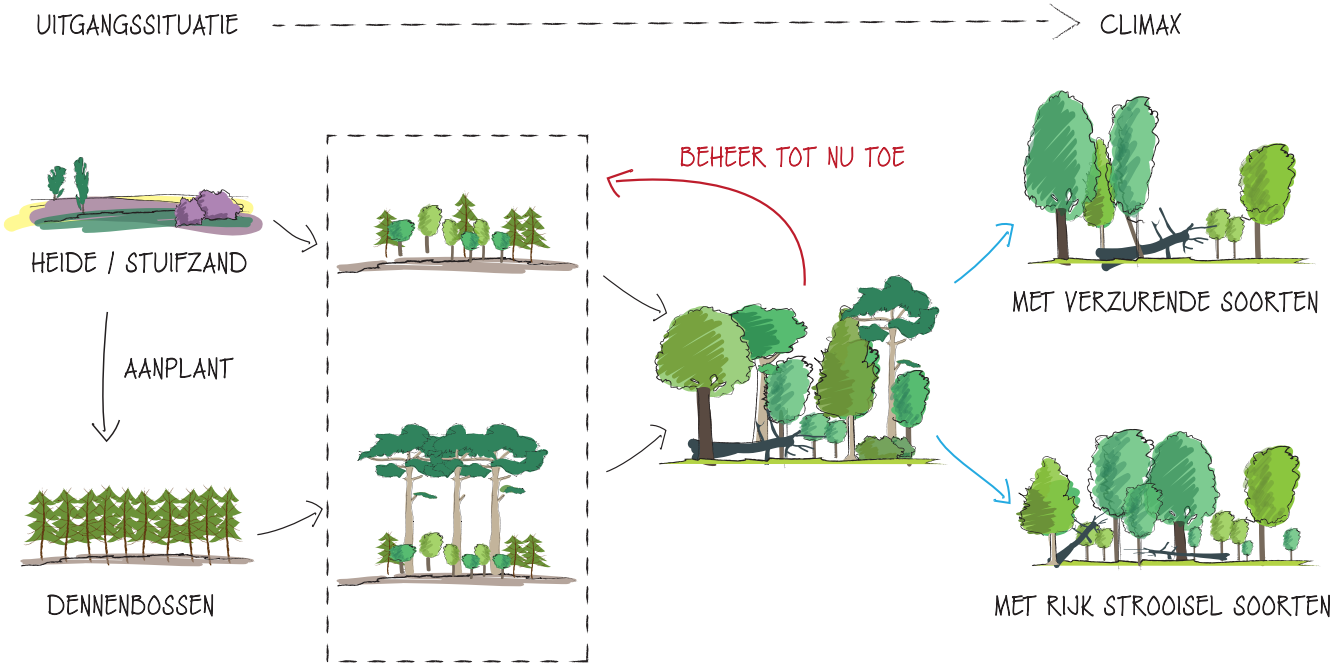
Het instand houden van het bosklimaat vraagt om het omdraaien van de gangbare logica bij de huidige beheerpraktijk. In plaats van te focussen op de gewenste boomsoortensamenstelling – waarbij ongewenste soorten worden weggekapt en er vanuit wordt gegaan dat de bosontwikkeling dan vanzelf in de juiste richting verder loopt – moet de focus juist liggen op een aangepast bosklimaat voordat de soortensamenstelling wordt gewijzigd.

De mogelijkheden met de beschreven maatregelen zijn echter beperkt, doordat natuurlijke opvolgsoorten ontbreken in het bos. Met opvolgsoorten worden boomsoorten bedoeld die van nature in bos thuis horen en passen bij latere bossuccessiestadia. Door het beperkt assortiment aanwezige boomsoorten blijft de bosontwikkeling uiteindelijk steken aan het eind van de pioniersfase. Dit beperkte soortenassortiment in combinatie met een ijle bosstructuur, bodemverzuring en een versnellende klimaatverandering begint zelfs de bosinstandhouding te bedreigen. Inheemse hoofdboomsoorten, zoals zomereik, beuk en grove den, krijgen het steeds moeilijker, zoals in het vervolg van dit hoofdstuk zal blijken.

Het soortenassortiment kan worden uitgebreid door het introduceren van de ontbrekende opvolgsoorten die van nature in het bos thuishoren. Deze hebben een hogere schaduwtolerantie dan de lichtboomsoorten waar het bos nu grotendeels uit bestaat (zie tabel 2-3). Ze kunnen daarom makkelijk onder scherm van lichtboomsoorten worden geplant, waarbij nog 20% tot 30% van de lichthoeveelheid de onderetage bereikt (Jansen *et al*., 2018). Dit heeft als voordeel dat het al heersende bosklimaat behouden kan blijven. Er hoeft immers niet ingegrepen te worden om extra licht te creëren.

TABEL 2-3 *Schaduwtolerantiescore van de juvenielen van meest voorkomende boomsoorten (Niinements & Valladares, 2006)*

Soort	Schaduw-tolerantiescore
Hebben 50% tot 25% van volle daglicht nodig	
Japanse lariks	1,38
Grove den	1,67
Hebben 25 tot 10% van volle daglicht nodig	
Ruwe berk	2,03
Zwarte den	2,10
Boswilg	2,16
Zomereik	2,45
Amerikaanse vogelkers	2,46
Gewone es	2,66
Lijsterbes	2,73
Wintereik	2,73
Amerikaanse eik	2,75
Douglas	2,78
Hebben 10 tot 5% van volle daglicht nodig	
Tamme kastanje	3,15
Veldesdoorn	3,18
Gewone vogelkers	3,26
Zoete kers	3,33
Hazelaar	3,53
Steeliep	3,67
Gewone esdoorn	3,73
Hulst	3,86
Haagbeuk	3,97
Hebben 5 tot 2% van volle daglicht nodig	
Zomerlinde	4,00
Winterlinde	4,18
Noorse esdoorn	4,20
Beuk	4,56



FIGUUR 2-4 *Schematisch overzicht ontwikkeling dennenbossen op zand en keuzes in beheer. Dennenbossen anno nu (kader) zijn meestal ontstaan vanuit aanplant en vallen door huidig beheer terug in successie (rode pijl). Veerkrachtig beheer volgt successie (blauwe pijlen), ofwel met aanwezige, veelal verzurende soorten, ofwel met, aan te planten, rijk strooiselsoorten.*

2.1.4 Keuzemogelijkheden in beheer

Samenvattend kan gesteld worden dat er in de beheerkeuzes voor dennenbossen verschillende wegen te bewandelen zijn (zie Figuur 2-4). De eerste optie is om het omvormingsbeheer dat tot nu toe is toegepast vast te houden. Dit komt er op neer dat door meer licht in de dennenopstanden te brengen, de successie wordt teruggezet en er wordt vertrouwd op een ontwikkeling naar bos met lichtboomsoorten. De tweede optie is om de successie te laten doorlopen naar eiken-beukenbossen, waarin verzurende soorten nog steeds de overhand hebben. Maar zoals beschreven, bevinden deze opties zich uiteindelijk op een doodlopend spoor.

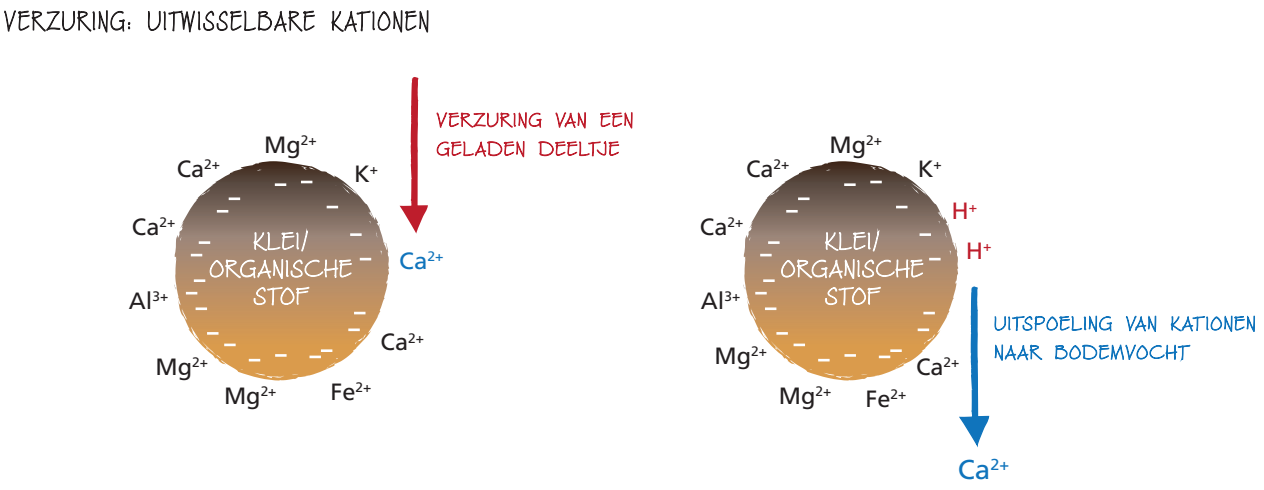
In eco2eco is vooral gewerkt met een nieuwe optie; namelijk de focus van bosomvorming verschuiven naar het uitbreiden van het boomsoortenassortiment, maar vooral ook naar behoud van het bosklimaat en diversifiëring van de bosstructuur. Dit zal helpen om de geschetste problemen en uitdagingen in het vervolg van dit hoofdstuk en het volgende hoofdstuk te ondervangen. Deze processen zullen eerst worden beschreven waarna een meer gedetailleerde beschrijving van deze beheeroptie volgt.

2.2 Verzuring

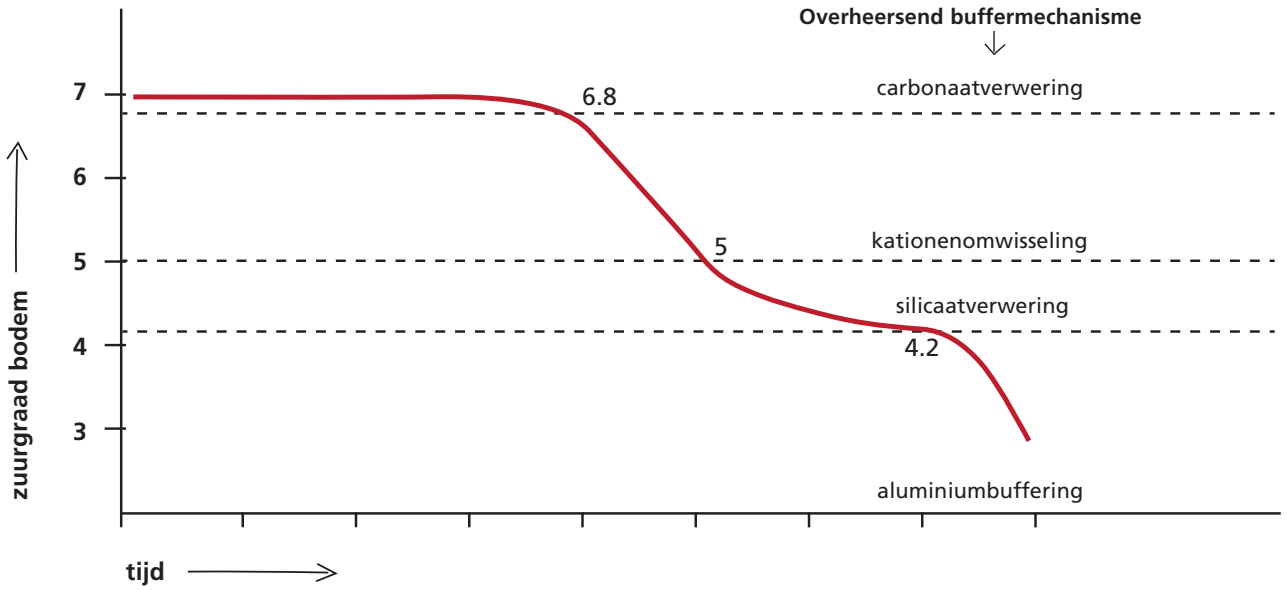
2.2.1 Werking

Bodemverzuring is de toename van concentratie aan waterstofionen (H^+), waardoor de pH van de bodem daalt. Aangezien er bufferreacties in de bodem optreden en het zuur geneutraliseerd wordt, leidt de aanvoer van H^+-ionen niet meteen tot een afname van de zuurgraad. Tijdens dit proces neemt de buffercapaciteit van de bodem af, doordat de bodem een pH-bufferende stof kwijtraakt. Is de bodem door een voorraad pH-bufferende stof heen, dan zal de zuurgraad van de bodem effectief dalen.

Er treden verschillende buffermechanismen in werking naarmate de pH van de bodem daalt (zie Figuur 2-6). In kalkrijke gronden met een pH boven de 6,5 worden verzurende stoffen voornamelijk gebufferd door het oplossen van calciumcarbonaat. Onder een pH van 6,5 vindt verwering van silicaatmineralen plaats en treedt uitwisseling op van basische kationen met het bodemuitwisselingscomplex (Figuur 2-5). Kationen (calcium (Ca^{2+}), magnesium (Mg^{2+}), kalium (K^+), natrium (Na^+)) die aan negatief geladen kleimineralen en organische stof zijn geadsorbeerd, worden dan verdrongen door H^+-ionen. Het uitwisselingscomplex wordt dan ook bepaald door de hoeveelheid organische stof en het klei- en leemgehalte in de bodem. Hoe hoger het kleigehalte, hoe hoger de kationenuitwisselingscapaciteit. Zandbodems zijn dus gekenmerkt door een lage kationenuitwisselingscapaciteit, ook wel buffercapaciteit genoemd. De uitwisseling van H^+-ionen tegen kationen



FIGUUR 2-5 *Buffering van zuren via het bodemuitwisselingscomplex. Rode pijl: verdringing van een basisch kation (hier Ca^{2+}) door waterstofionen (H^+) afkomstig van bijvoorbeeld zure depositie. De buffercapaciteit van de bodem neemt af, en door de stijging aan waterstofionen daalt uiteindelijk de pH. Blauwe pijl: door uitspoeling is het kation niet meer beschikbaar voor plantengroei.*

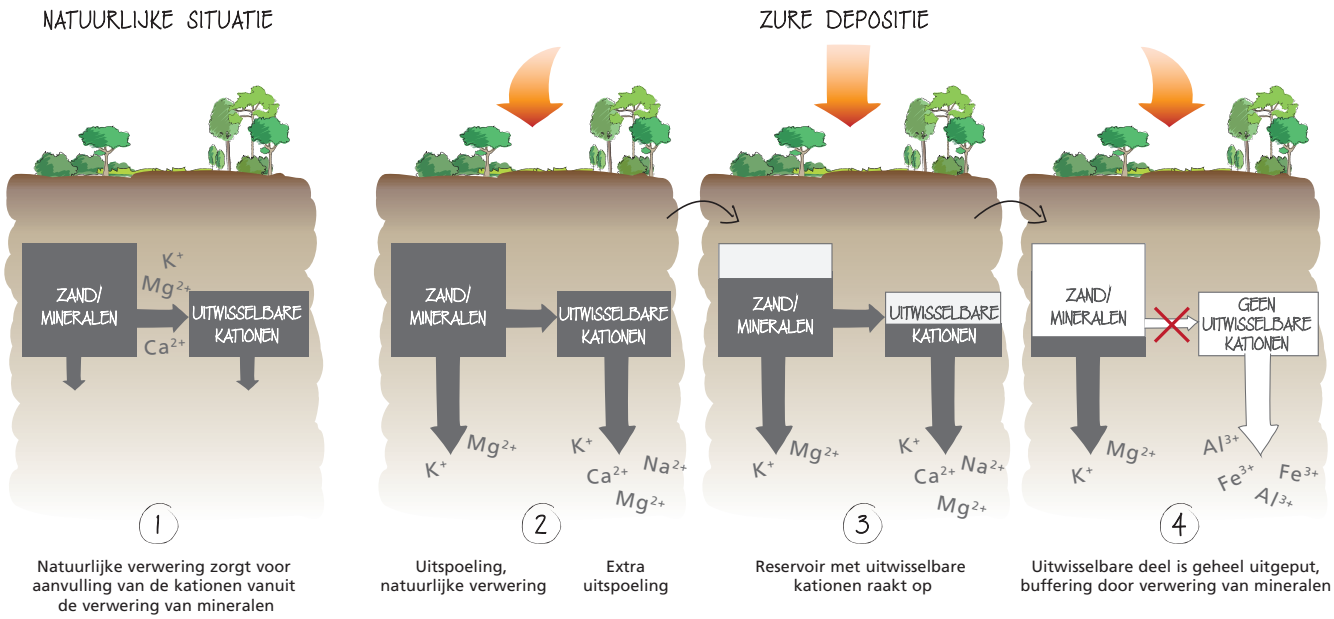


FIGUUR 2-6 *Schematisch verloop van de zuurgraad in een goed gedraineerde kalkrijke bodem bij voortdurende toevoeging van een sterk zuur. Rechts staat aangegeven welk mechanisme bij een bepaalde pH waarde de zuurbuffering overheerst. Figuur uit Bobbink et al. (2012).*

zorgt voor een verminderde beschikbaarheid van de basische kationen, die voor plantengroei essentieel zijn. Onder een pH van 4,5 vindt buffering plaats doordat H^+-ionen reageren met aluminium- en ijzerhydroxiden. Het voor planten toxische Al^{3+} komt hierbij vrij (Bobbink *et al*., 2012, De Schrijver *et al*., 2010).

Verzuring treedt enerzijds op natuurlijke wijze op doordat plantenwortels bij nutriëntenopname en ademhaling zuren uitstoten (zie Figuur 2-7). Ook schimmelgedomineerde afbraakprocessen in de bodem en de licht zure samenstelling van regenwater dragen bij aan natuurlijke verzuring (De Schrijver *et al*., 2010). Anderzijds hebben de agrarische activiteiten vanaf het Neolithicum (zie paragraaf 1.2) tot een sterkere verzuring en degradatie van bossen op de dekzanden in Vlaanderen en Nederland geleid.

Maar het is vooral de atmosferische depositie van ammonium en stikstofoxiden die het proces de laatste decennia nog verder versnelde (zie Figuur 2-7). De gemiddelde jaarlijkse stikstofdeposities evolueerden in Midden-Europa van 6 tot 8 kg/ha/jr bij de aanvang van de industriële revolutie over 11 kg/ha/jr in 1880 tot 8 a 20 kg/ha/jr in 1970 (De Keersmaeker *et al*., 1998). Het laatste decennium schommelen de waarden in Vlaanderen en Zuid-Nederland rond 25 kg/ha/jr (TNO, 2019; Vlaamse Milieumaatschappij, 2017). In natuurgebieden dichtbij stikstofbronnen zijn de overschrijdingen van de kritische depositie, waarboven het risico bestaat dat de natuur significant wordt aangetast, in het algemeen het hoogst (TNO, 2019). Rond de jaren '90 zijn er bijvoorbeeld perioden geweest dat emissiewaarden van meer dan 100 kg/ha/jr werden vastgesteld in bossen nabij industriële veehouderijen in het noorden van de provincie Antwerpen (De Keersmaeker *et al*., 1998).



FIGUUR 2-7 *Proces van verzuring. (1): In een natuurlijke situatie zijn uitwisselbare kationen beschikbaar voor plantengroei en is er aanvulling van kationen uit natuurlijke verwering. (2): Door zure depositie verloopt verwering sneller en neemt de uitspoeling van kationen toe. (3): De hoeveelheid uitwisselbare kationen neemt af en door extra uitspoeling loopt verwering te langzaam om de voorraad op peil te houden. (4): Alle uitwisselbare kationen zijn uitgespoeld, buffering vindt plaats door verwering van aanwezige mineralen.*

2.2.2 Gevolgen

De antropogene verzuring heeft er toe geleid dat de oorspronkelijke rijke bruine bosbodems podzoliseerden. Basische kationen, die essentieel zijn voor plantengroei, spoelen hierbij uit naar diepere bodemlagen. Bomen met een beperkte worteldiepte zijn niet in staat om de kationen op te nemen uit de diepere bodemlagen en deze vast te houden in de nutriëntenkringloop (Bagherzadeh *et al*., 2008). Bij verdere verzuring nemen Al^{3+}-concentraties toxische waarden aan, waardoor flora en fauna worden beperkt. Zo wordt de wortelgroei verstoord en neemt de invloed van bodemfauna af. Bodemfauna zoals regenwormen, spelen een belangrijke rol in de bodemvermenging. Het verdwijnen van bodemfauna zorgt voor het stilvallen van de verticale nutriëntencycli in de bodem.

Recent onderzoek toont bijvoorbeeld aan dat de huidige, geleidelijke afnemende vitaliteit van zomereik (chronic oak disease) gelieerd is aan bodemverzuring en de daarmee samenhangende uitspoeling van basische kationen. Het mineralengebrek kan een verdere verklaring zijn voor de verhoogde gevoeligheid voor secundaire stressfactoren zoals insectenplagen, ziektes en droogte (Lucassen *et al*., 2014)

De daling in pH leidt tot een verandering in de manier waarop organisch materiaal wordt afgebroken. De snelle strooiselomzetting door regenwormen, mesofauna, bacteriën en schimmels verschuift naar een langzame omzetting, waarin vrijwel alleen schimmels het organisch materiaal afbreken (Rousk *et al*., 2009). Afbraak van organisch materiaal ver-

FIGUUR 2-8 *Gepodzoliseerde bodem gelegen in een grove dennenbos nabij Uden. Van boven naar beneden zijn duidelijk herkenbaar: een dikke laag opgehoopt strooisel, uitspoelingshorizont (grijs), inspoelingshorizont met verkitte laag organische stof (zwart), overgang van inspoelingshorizont naar moedermateriaal (bruin naar geel).*

loopt dan zeer traag, waardoor strooisel ophoopt bovenop de minerale bodem en er een morhumusprofiel ontstaat (zie ook paragraaf 3.1.2: *Herstel nutriëntenpomp*). De nutriënten in het strooiselpakket zijn slechts in beperkte mate beschikbaar voor opname en de vorming van sterke humuszuren zorgt voor een verdere verzuring en uitspoeling van nutriënten en humus (podzolisering) (zie Figuur 2-8) (den Ouden *et al*., 2010).

Schimmels lijden ook onder verzuring. Vrijwel alle soorten ectomycorrhiza zijn gevoelig voor verzurende en vermestende omstandigheden. In bossen die lijden onder hoge stikstofbelasting of verzuring neem het percentage gemycorrizheerde worteltopjes af (Cudlín *et al*., 2007). De aan bodemverzuring gerelateerde afname van de beschikbaarheid van basische kationen en een toename van giftige stoffen als aluminium en zware metalen, verstoort daarnaast de wortelgroei. Daar waar de afbraak vrijwel alleen door schimmels gebeurt, nemen ook deze wegens verzuring in aantal af (Kuyper *et al*., 2010). De afname van schimmels en het verdwijnen van bepaalde bodemfauna werkt door in het gehele (bodem)voedselweb en draagt bij aan de afname van toppredatoren zoals muizen en mollen (Kuyper *et al*., 2010).

Een goed voorbeeld hoe verzuring doorwerkt hogerop in de voedselketen is een recent onderzoek over koolmezen in verzuurde bossen op de Veluwe. Dit onderzoek laat zien dat koolmezen lijden onder kalkgebrek, waardoor ze eieren leggen met een te dunne schaal en er veel spontane botbreuken voorkomen bij hun jongen (Van den Burg, 2017). Huisjesslakken vormen een belangrijke bron van kalk voor veel vogels in de eilegperiode en spelen daarom een belangrijke rol in het ecosysteem (Pabian *et al*., 2012, Van den Burg, 2017). Huisjesslakken komen op dit moment echter niet meer voor in verzuurde bossen (Pabian *et al*., 2012). Naast de problemen bij koolmezen zijn er tal van vogelsoorten die sterk afnemen of verdwijnen in de droge bossen op de zandgronden, zoals de draaihals, groene specht, sperwer, havik, gekraagde roodstaart, wielewaal, zanglijster, zomertortel, zwarte kraai, gaai en diverse soorten vinken. Niet alle soorten zullen last hebben van kalkgebrek, maar het ligt voor de hand dat kalkgebrek en/of een verandering in voedselaanbod door verzurende effecten problemen geeft voor allerlei vogelsoorten (Van den Burg, 2017).

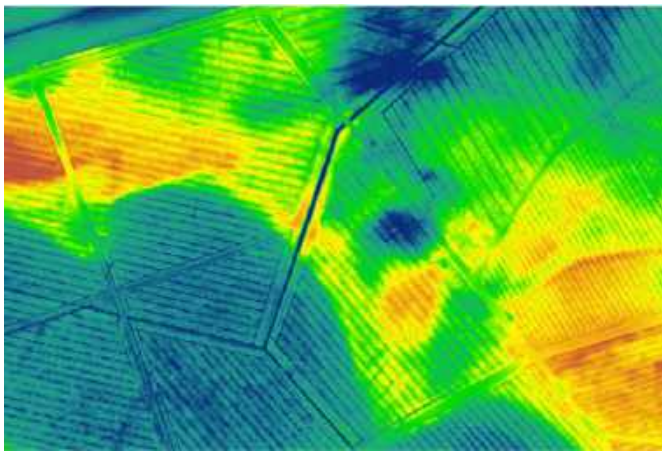
2.3 Vermesting

2.3.1 Werking

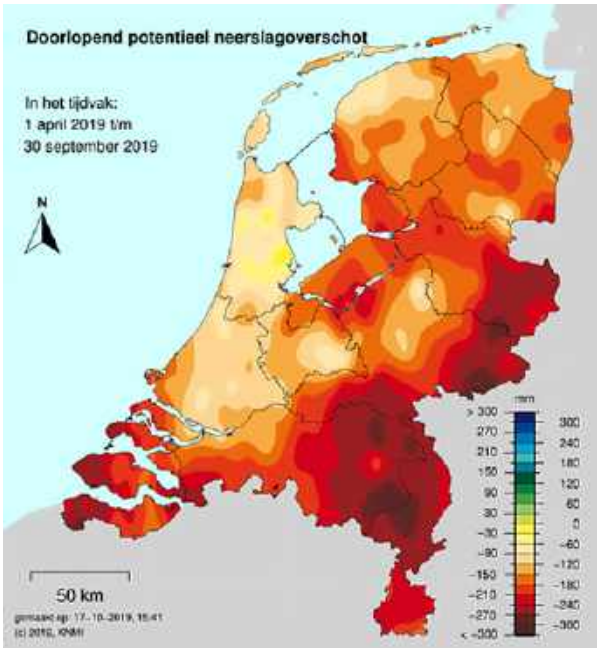
De aanvoer van stikstof (N) via atmosferische depositie zorgt naast verzuring ook voor vermesting, waardoor de N-limitatie in veel bossen is opgeheven. Aan het begin van de 20e eeuw was de groei van bossen gelimiteerd door de nog lage beschikbaarheid van N. De N-cyclus in veel bosecosystemen was nog gesloten. Beschikbare N die via strooiselafbraak en atmosferische depositie vrijkwam, werd bijna volledig opgenomen door vegetatie en vastgelegd in de humuslaag van de bodem. De overmatige aanvoer van N via atmosferische depositie door de industrialisatie en intensivering van de landbouw zorgt voor een versnelde biochemische circulatie van N: planten nemen meer en sneller N op en strooisel wordt sneller afgebroken. Door de overmaat van N kunnen andere essentiële nutriënten of water op lange termijn limiterend zijn voor boomgroei. Verder kan het bosecosysteem het stadium van N-verzadiging bereiken. De capaciteit van planten en bodem om N te accumuleren wordt dan overschreden, waardoor de overmaat uitspoelt naar het grondwater in de vorm van nitraat of emitteert in gasvorm (De Schrijver *et al*., 2010).

2.3.2 Gevolgen

In bossen waar N veelal een limiterende factor is voor plantengroei, leidt de toegenomen beschikbaarheid van N in eerste instantie tot een toename van draagkracht. Bij verdere toename ontstaat een verstoorde verhouding van N ten opzichte van andere nutriënten. Dit heeft een negatieve invloed op de vitaliteit van bomen en andere organismen. De verhoogde N-gehaltes in naalden en bladeren leiden bijvoorbeeld tot een verhoogde aantasting door insecten, schimmels, bacteriën en/of virussen en een verhoogde stressgevoeligheid voor vorst. Toename van bladgroei ten opzichte van wortelgroei geeft een vergrote kans op droogteschade. Een groot deel van de soorten in half-natuurlijke en natuurlijke ecosystemen is aangepast aan een lage N-beschikbaarheid in de bodem. De verhoogde toevoer van N leidt daarom tot verdringing van karakteristieke soorten door stikstofminnende soorten (de Vries, 2008).



FIGUUR 2-9 *In bossen die zijn aangelegd op voormalige natte gronden is vaak nog een heel systeem van rabatten en sloten te vinden, zoals goed te zien in het Actueel Hoogtebestand Nederland (AHN). Deze zorgen ervoor dat basenrijk grondwater de hoge delen niet kan bereiken en de bovengrond verzuurt. Het oorspronkelijke reliëf met geleidelijke milieugradiënten is vervangen door uniform droge en omgewerkte bodems. Bron: www.ahn.nl*



FIGUUR 2-10 *Overzicht van het doorlopend potentieel neerslagoverschot (= hoeveelheid gevallen neerslag – berekende referentiegewasverdamping) in het groeiseizoen 2019 in Nederland. Op de hogere zandgronden in het zuidoosten en oosten van het land is aan het eind van het groeiseizoen het tekort opgelopen tot boven de 300 mm. Bron: KNMI*

2.4 Verdroging

In de nattere gedeelten van de zandgronden, in bijvoorbeeld laagtes of op slecht-doorlatende overstoven leemgronden, draagt ook verdroging van vochtige bossen bij aan de biodiversiteitsafname. Vochtige bossen staan gedurende een deel van het jaar onder invloed van grondwater, oppervlaktewater of een combinatie van beide (Jansen & De Becker, 2010). Zij zijn meestal niet langdurig nat, maar drogen in de zomer zelden sterk uit. In dit bijzondere habitat, dat zich tussen nat en droog bevindt, is vaak een bijzondere flora en fauna aanwezig. Veel vochtige bossen op de pleistocene zandgronden zijn aangeplant op voormalige heide of zandverstuivingen, met bodems die zowel verzuurd en basenarm, als sterk droogtegevoelig zijn geworden (Van der Burg *et al*., 2016). Ingrepen in de waterhuishouding, zoals het onttrekken van grondwater voor landbouw, drinkwater en industrie, als ook het verdiepen en de kanalisatie van beken, de ontginning en ontwatering van natte gronden (zie Figuur 2-9), hebben grote consequenties gehad. Levensgemeenschappen afhankelijk van vocht verdroogden (Jansen & De Becker, 2010). Door het verdwijnen van gradiënten tussen nat en droog zijn veel karakteristieke soorten verdwenen (Van der Burg *et al*., 2016).

Daarnaast draagt verdroging vaak bij tot verzuring en vermesting. Verzuring wordt op twee manieren versterkt door verdroging: namelijk door een grotere invloed van regenwater en door een sterkere mineralisatie van organische stof. Door daling van de grondwaterstanden reikt grondwater niet meer tot in de wortelzone en wordt de invloed van regenwater groter. Grondwater is vaak minder zuur dan regenwater, aangezien via het grondwater opgeloste basische kationen en bicarbonaat aangevoerd worden. Wanneer het grondwater niet meer of slechts een korte periode tot in de wortelzone stijgt, wordt de bodem onvoldoende opgeladen met basen en gaat verzuren. Een ander effect van lagere grondwaterstanden is dat hierdoor de bodemlagen dieper en langer in contact komen met zuurstof, waardoor het in de bodem aanwezige organisch materiaal afbreekt. Bij deze afbraak komen zowel protonen (verzuring) als stikstof en fosfaat (vermesting) vrij (De Schrijver *et al*., 2018).

2.5 Klimaatverandering

Voor Nederland en Vlaanderen wordt er vanuit gegaan dat de huidige opwarming zal doorzetten. De voorspelling is dat de gemiddelde temperatuur 2 tot 4 graden zal stijgen tot het jaar 2100. Zachte winters en warme zomers zullen vaker voorkomen, waarbij extremen in weersomstandigheden toenemen. De kans op zeer hevige regen- en hagelbuien in de zomer en extreme neerslaghoeveelheden in de winter wordt ook groter. Daarnaast zullen zware stormen en lange droogteperiodes of hittegolven zich vaker voordoen. De winters worden gemiddeld natter. Of de zomers natter of droger worden, is nog onzeker, maar men verwacht dat het aantal zomerse regendagen zal dalen. (Nabuurs & Hommel, 2007; Geertsema *et al*., 2011).

Men beschouwt droogtestress als grootste risico voor bossen op zandbodems. In Vlaanderen en Zuid-Nederland valt jaarlijks gemiddeld ongeveer 800 mm neerslag. Ongeveer 70 % daarvan verdampt, ongeveer 5 % vloeit oppervlakkig af en de resterende 25 % infiltreert en vult het freatische (ondiepe) grondwater traag aan. De gemiddelde aanvulling op niveau Vlaanderen is ongeveer 222 mm per jaar, maar er zijn grote ruimtelijke verschillen (Vlaamse Milieumaatschappij, 2019a). De gemiddelde neerslag neemt toe, onder andere omdat het aantal dagen met extreme neerslag toeneemt (Vlaamse Milieumaatschappij, 2019b). Maar door de toename van droogteperiodes en de grotere verharde oppervlakte is er meer verdamping en afvloei, waardoor de aanvulling van het grondwater afneemt en het neerslagtekort toeneemt. Dit wordt extra versterkt door extreme hitte, dat leidt tot meer verdamping. Zowel in 2018 als 2019 bedroeg het neerslagtekort iets meer dan 300 mm (zie Figuur 2-10). Naar verwachting neemt dat tekort tegen het eind van eeuw toe tot 485 mm. De frequentie van het voorkomen van een extreem neerslagtekort neemt toe met een factor 10 tot gemiddeld eens om de 2 jaar. Het aaneensluitend aantal dagen met een extreem neerslagtekort zal toenemen met een factor 4.

FIGUUR 2-11 *Afstervende grove dennen in Someren na de hevige hagelstorm in juni 2016. De foto's zijn enkele weken na de storm genomen. Foto's: Bert Tindemans*

Effecten van droogtestress op bosbomen zijn een vermindering van de vitaliteit, bladverkleuring en voortijdige bladval. De voorspelde toename van neerslag tijdens de winter zal leiden tot meer frequente en langdurige periodes van waterverzadiging in de bodem. Dit resulteert in een verminderde stabiliteit en maakt bomen gevoeliger voor windworp. Vooral naaldhoutopstanden met douglas en fijnspar zijn windgevoelig, net als homogene beuken-, populieren- en berkenopstanden. Het toegenomen risico op stormschade en bosbranden verhoogt het aanbod van biotopen voor schadelijke bastkevers. Ook andere plaaginsecten en ziektes zullen profiteren van de voorspelde klimaatwijziging. En bomen onder stress – bijvoorbeeld door droogte – zijn gevoeliger voor aantastingen en ziekten.

Daarnaast kunnen extreme weeromstandigheden zorgen voor directe schade aan bomen. Een voorbeeld hiervan is het afsterven van een groot aantal grove dennen in Someren en Bergeijk na een hevige hagelstorm in juni 2016. Direct na de hagelstorm lag het bos bezaaid met veel bladeren en naalden en leek het bos er relatief goed vanaf te zijn gekomen. Echter na circa een maand begonnen bruine delen in de kronen van de dennen te ontstaan (zie Figuur 2-11). De hagelstenen waren dusdanig hard op de schors ingeslagen dat de interne sapstroom beschadigd was geraakt. Het resultaat van de beschadiging is dat de kronen hun benodigde voedingsstoffen niet meer kregen en dus afstierven. In januari 2017 zijn de zwaar beschadigde bomen geoogst.

De groei van bomen kan door stijgende temperaturen en de oplopende CO_2-concentratie toenemen, tenzij andere standplaatsfactoren limiterend zijn. Zomerdroogte zal echter een negatief effect hebben op de boomgroei (Van der Aa *et al*., 2015).

De voorspelde klimaatverandering zal ook invloed hebben op de boomsoortensamenstelling in onze bossen. Boomsoorten reageren namelijk verschillend op de voorspelde veranderingen in temperatuur en bodemvochtgehalte, wat de concurrentieverhoudingen in gemengde bossen beïnvloedt. De rol van beuk als climaxsoort zal sterk afnemen. Dit begint nu al duidelijk te worden, op veel plaatsen op droge zandbodems zijn na de droge zomers van 2018 en 2019 al de nodige oude beuken met dorre kroontoppen te zien. Zomereik zou hier terrein kunnen winnen, mits verjonging mogelijk is. Deze wordt nu bemoeilijkt door wildvraat. Maar ook deze soort kan last krijgen van droogtestress. Op veel plaatsen waar zich veranderingen in de grondwaterspiegel hebben voorgedaan, zijn kwijnende zomereiken te zien. Van wintereik daarentegen is de verwachting dat hij iets beter tegen droogte bestand zal zijn.

De opmars van gewone esdoorn zal zich verder ontwikkelen, maar de vraag is hoe goed hij extreme zomers op zandgronden aankan. De Noorse esdoorn lijkt hier beter tegen opgewassen, door zijn grotere droogteresistentie. Ook winterlinde zal kunnen profiteren en waarschijnlijk zijn aandeel in het bos vergroten, op voorwaarde dat deze soort geherintroduceerd wordt (Van der Aa *et al*., 2015, Nabuurs & Hommel, 2007).

Ondanks de onzekerheden die verbonden zijn aan de klimaatverandering, verwacht men dat de gevolgen zich in deze regio in de nabije toekomst sterker zullen manifesteren dan elders. Problemen met verzuring, vermesting, verdroging en andere vormen van milieudruk zullen onder invloed van hogere temperaturen en veranderende neerslagpatronen mogelijk versterkt worden. De toename van stressfactoren zorgt ervoor dat de draagkracht van een ecosysteem omlaag gaat, waardoor extremen in het weer ook minder goed op te vangen zijn. Dat vraagt grote maatschappelijk inspanningen om het verlies aan natuurwaarden en ecosysteemdiensten te beperken (Van der Aa *et al*., 2015; Geertsema *et al*., 2011).

2.6 Exoten

Exoten zijn soorten die zich door toedoen van de mens hebben gevestigd buiten hun oorspronkelijke verspreidingsgebied (Vanhellemont *et al*., 2010). Ze worden invasieve exoten genoemd als zij onevenredig talrijk worden en zich met grote kracht kunnen uitbreiden en verspreiden. Zij kunnen schadelijk zijn voor andere soorten en ecosystemen doordat zij inheemse soorten plaatselijk gedeeltelijk of geheel kunnen verdringen en de verhoudingen tussen inheemse soorten verstoren. Niet alle exoten zijn invasief: slechts één op de honderd tot duizend introducties leidt tot een plaag. Invasieve exoten produceren veel zaden, hebben een efficiënte verspreidingsstrategie en komen meestal in de pioniersstadia van een ecosysteem voor. Exoten gedragen zich voornamelijk invasief in verstoorde of aangetaste habitats, of ecosystemen waarin het aantal of dichtheid van inheemse soorten gering is (Van Kleef *et al*., 2016). In de bossen op de zandgronden worden vooral de Amerikaanse vogelkers (*Prunus serotina*) en de Amerikaanse eik (*Quercus rubra*) als invasief gezien.

FIGUUR 2-12 *Uitgedunde Corsicaanse dennenopstand met opkomende struik- en 2e boomlaag. Amerikaanse vogelkers heeft een prominente rol veroverd in deze laag, tussen sporkehout, lijsterbes en verjonging van ruwe berk, zomereik en Amerikaanse eik.*

2.6.1 Amerikaanse vogelkers

De Amerikaanse vogelkers werd in de 17e eeuw geïntroduceerd in Europa als sierplant. Vanaf het eind van de 19e eeuw is de soort voor het eerst aangeplant in bossen. Men richtte zich hier in eerste instantie op de productie van kwaliteitshout, maar later werd hij aangeplant als begeleidende boomsoort in de zojuist aangelegde dennenbossen op heide en stuifzand. Amerikaanse vogelkers moest hier met zijn bodem- en strooisel-verbeterende kwaliteiten bijdragen aan een productievere groei van de hoofdboomsoort. Aanplant van Amerikaanse vogelkers bij bosaanleg was daarom vanaf 1920 algemeen gebruik.

Vanaf de jaren '60 kwam de Amerikaanse vogelkers te boek te staan als 'bospest'. Het werd duidelijk dat zijn aanwezigheid de verjonging van gewenste soorten, vooral de grove den, bemoeilijkte. Later werd er ook vanuit gegaan dat Amerikaanse vogelkers een negatieve invloed heeft op de biodiversiteit. Ondanks talloze bestrijdingsprogramma's die vanaf die tijd werden ondernomen, heeft de Amerikaanse vogelkers zich verder verspreid en is hij volledig ingeburgerd in de Noordwest-Europese flora (zie Figuur 2-12).

Amerikaanse vogelkers stelt vrij lage eisen aan zijn standplaats en komt vooral voor op zandige bodems. Zaad, dat de boom al op jonge leeftijd produceert, wordt door vogels en zoogdieren verspreid. Hierdoor kan de soort zich snel en gemakkelijk verspreiden. Zaailingen en jonge exemplaren kunnen onder een licht kronendak van bijvoorbeeld grove den of zomereik jaren overleven. Afgezaagde bomen lopen sterk uit, met scheuten die sneller groeien en bloeien op jongere leeftijd dan boompjes die ontstaan uit zaad. Dit maakt bestrijding aanzienlijk moelijker (Nyssen *et al*., 2013; Starfinger *et al*., 2003). De les uit de gebieden waar Amerikaanse vogelkers wel succesvol werd bestreden, is dat bestrijding enkel zinvol is als dit planmatig wordt aangepakt, in aaneengesloten blokken van minstens ongeveer 500 ha en voldoende mensen en middelen beschikbaar om de bestrijding 20 - 30 jaar vol te houden (Buysse, 2012).

De Amerikaanse vogelkers heeft echter niet alleen negatieve effecten. Zijn relatief goed afbrekende strooisel zorgt voor bodemverbetering (Desie *et al*., submitted) en onder de juiste omstandigheden kan kwaliteitshout geproduceerd worden. Recent onderzoek laat zien dat Amerikaanse vogelkers wel degelijk een bijdrage levert aan de biodiversiteit. Schilthuizen *et al.* (2016) vonden een minder dichtbevolkte, maar meer diverse herbivore insectengemeenschap op Amerikaanse vogelkers dan op zijn Europese evenknie – de Europese vogelkers (*Prunus padus*). Zij concluderen dat evolutionaire processen een gespecialiseerde herbivorengemeenschap kunnen genereren op een invasieve soort, wat kan bijdragen aan het terugdringen van de invasiviteit van deze soort.

Langzaam groeit ook het besef dat het uitroeien van de Amerikaanse vogelkers onmogelijk is en wordt ervoor gepleit om de Amerikaanse vogelkers te integreren in het beheer in plaats van hem te bestrijden (Nyssen *et al*., 2013). Belangrijk hierbij is om schaduwrijke situaties te creëren, waardoor deze soort zich niet te agressief zal kunnen gaan gedragen.

2.6.2 Amerikaanse eik

Ook de Amerikaanse eik is in de 17e eeuw naar Europa gebracht als sierboom en is veel aangeplant in tuinen en als laanboom. Gezien zijn snelle groei, grote ecologische amplitude en goede houtkwaliteit, werd de soort vanaf het einde van de 18e eeuw ook door de bosbouw als interessant ervaren. Sinds circa 1800 is Amerikaanse eik in Nederland en Vlaanderen aanwezig en de soort is op grote schaal aangeplant. Vooral op de arme, zure zandgronden bood de soort een economisch interessant alternatief voor inheemse soorten. Het is echter vooral op deze groeiplaatsen dat Amerikaanse eik als probleemsoort ervaren wordt.

Eenmaal gevestigd, verjongt Amerikaanse eik zich gemakkelijk en massaal in gemengde bossen (zie Figuur 2-13). En door zijn snelle jeugdgroei concurreert hij inheemse loofsoorten gemakkelijk weg. Net als Amerikaanse vogelkers vormt de Amerikaanse eik gemakkelijk uitlopers als de boom wordt afgezaagd (Oosterbaan *et al*., 2003; Woziwoda *et al*., 2014; Vansteenkiste *et al*., 2005).

FIGUUR 2-13 *Massale verjonging van Amerikaanse eik langs een bospad in De Groote Heide te Heeze.*

In vergelijking met inlandse eik herbergt de Amerikaanse eik een laag aantal geassocieerde soorten (Dekeukeleire *et al*., 2015; Nagel, 2015). Het verzurende strooisel draagt bij tot verdere verzuring van de bosbodem. Daarnaast heeft het verzurende strooisel in combinatie met het hoge aantal zaailingen een sterk negatief effect op de plantendiversiteit (Chmura, 2013).

Maar ook Amerikaanse eik kan een positieve bijdrage leveren. De soort levert kwalitatief goed hout. Dit behaalt niet dezelfde uitstekende kwaliteit als inlandse eik, maar de hogere aanwas en een veel kortere productietijd compenseren dat ruimschoots. Verwacht wordt dat, door zijn brede ecologische amplitude, de soort een goede resistentie zal hebben tegen klimaatverandering en dat hij daarom zal kunnen bijdragen aan het goed blijven functioneren van het bosecosysteem onder veranderende omstandigheden.

Ondanks het feit dat er op Amerikaanse eik minder insecten voorkomen dan op inlandse eik, laten diverse Duitse studies zien dat de soort een habitat vormt voor verschillende bedreigde en beschermde insecten- en schimmelsoorten (Nagel, 2015). Verder is Amerikaanse eik waardevol voor holenbroeders en boombewonende vleermuizen. De soort heeft in vergelijking tot inheemse soorten zachter hout waarin sneller holtes ontstaan die geschikt kunnen zijn voor vleermuizen (Dekeukeleire *et al*., 2015). Voor de zwarte specht is de Amerikaanse eik in Nederland de belangrijkste broedboom (Jansen *et al*., 2012).

FIGUUR 2-14 *Links een dennenopstand met diepe insporingen en schade aan de stamvoet bij heel wat dennen. Hier werd rododendron uitgetrokken met een tractor van bijna 10 ton. Rechts een open stuk met wat schriele zomereikjes en heel veel pitrus, een indicatorsoort voor bodemcompactie, in oude rijsporen. Dit is een heraanplanting met zomereik na kaalslag van Amerikaanse eik. Er werd bijna overal doorheen het bestand gereden, de bodem is bijna overal zwaar gecompacteerd en de overlevende eikjes kunnen dus nauwelijks groeien. Hoewel in beide gevallen het doel was om de natuurwaarde van de bossen te verhogen door het aandeel exoten te verminderen is het resultaat een gedegradeerd restje bos waar de bodem zodanig gecompacteerd is dat de verdere ontwikkeling naar een gemengd inheems bos ernstig gehinderd wordt. Foto's Wim Buysse, Erik Van Boghout*

2.7 Bodemverdichting

Vanaf de eeuwwisseling is het steeds gangbaarder om bosexploitatie met zware machines uit te voeren. Aan het eind van de jaren '90 gebeurde in Vlaanderen nog 80 - 90 % van het vellen, onttakken en inkorten motormanueel (Bruynseels *et al*., 1997). Tegenwoordig is het gebruikelijk om harvesters in te zetten, waarvan het gewicht gemiddeld rond de 15 ton ligt. Ook voor andere beheermaatregelen, zoals exotenbestrijding en het klepelen van opslag, maakt men vaak gebruik van zware machines, waarbij vaak door de gehele opstand wordt gereden (zie Figuur 2-14). Zeker onder natte omstandigheden is na het berijden met machines insporing in de bodem soms duidelijk zichtbaar. Insporing is een combinatie van zowel het verplaatsen en opstuwen van bodemdeeltjes als het samendrukken daarvan.

Bodemverdichting is, net als verzuring, een vorm van bodemdegradatie. Als zware machines over kwetsbare bodems rijden, wordt de bodem samengedrukt en gaat de bodemstructuur verloren. Hierdoor kan regenwater minder goed infiltreren en verloopt de uitwisseling van gassen zoals CO_2 en zuurstof veel trager. In verdichte bodems is het voor wortels moeilijker om te groeien, waardoor de groei en vitaliteit van volwassen bomen kan afnemen. Belangrijke bodemprocessen, zoals strooiselafbraak, en de samenstelling van de bodemfauna worden negatief beïnvloed. Maar een negatief effect is vooral te

FIGUUR 2-15 *Natuurlijke verjonging van berk van een kleine 5 jaar oud in een dennenopstand op een droge zandbodem. De berkjes op de oude ruimingspiste zijn in de hete droge zomer van 2018 afgestorven, dieper in de opstand, vanaf ongeveer een meter naast de oude piste, bleven alle berkjes wel leven. De bodemverdichting zorgde hier voor net dat beetje extra stress waardoor bomen die al door de droogte onder extreme stress stonden afstierven. Foto: Wim Buysse*

zien bij de overlevingskans en groei van zaailingen. De effecten zijn soortafhankelijk, en dit beïnvloedt de soortensamenstelling van spontane bosverjonging. Dit effect is ook te verwachten op de kruid- en struiklaag (Ampoorter 2011; Potvliet & Delforterie, 2016).

De mate waarin bodemverdichting optreedt is moeilijk te voorspellen, omdat deze van vele factoren afhankelijk is. Niet alleen bodemtype en vochttoestand spelen een rol, maar ook de aanwezigheid van bodemfauna, het aantal keren dat er gereden wordt en het type werk dat wordt uitgevoerd. Bodemverdichting gebeurt ondergronds en tekenen hiervan zijn niet altijd bovengronds zichtbaar. Het kan daarom een tijd duren voordat de impact op het bosecosysteem zichtbaar is. Zandbodems lijken daarom misschien minder gevoelig voor bodemverdichting, maar ook bij deze bodems zijn de gevolgen van verdichting vaak pas later te zien (zie Figuur 2-15).

Bodemverdichting gaat snel: 60% van de potentiële bodemverdichting vindt plaats als één keer met een machine het bos wordt ingegaan. Na verloop van tijd kan bij opeenvolgende exploitaties tot 70% van de bodem bereden zijn. Het natuurlijk herstel van verdichte bodems gaat echter zeer langzaam en neemt minimaal enkele decennia in beslag (zie ook paragraaf 3.1.3). De bodem heeft dus geen gelegenheid zich te herstellen tussen twee dunningen. De effecten van het gebruik van zware machines op de bodems accumuleren, waardoor bodemverdichting een steeds groter probleem wordt (Ampoorter, 2011; Delforterie, 2017).

3 Uitdagingen

In dit hoofdstuk is beschreven welke uitdagingen moeten worden aangepakt om een hogere draag- en veerkracht te bereiken. Voorafgaand daaraan worden deze twee begrippen, draagkracht en veerkracht, uitgelegd. Paragraaf 3.1 behandelt de rol van de bodem, en het effect van de aanwezige boomsoorten hierop. Vervolgens focussen we op hoe een meer natuurlijker bosstructuur te bereiken (Structuurherstel 3.2) en het belang van herstel van diversiteit (3.3). Daarna passeren veerkracht tegen klimaatverandering (3.4), veerkracht tegen exoten (3.5) en herstel van de waterhuishouding kort de revue. Hoofdstuk 4 zet uiteen waar de beheerstrategie die binnen eco2eco is toegepast aan moet voldoen om dit voor elkaar te krijgen en in hoofdstuk 5 beschrijven we hoe het boomgerichte beheersysteem en aanvullende maatregelen hier een bijdrage aan leveren.

De in het voorgaande hoofdstuk geschetste problematieken, zorgen ervoor dat de draagkracht (*zie kader*) en veerkracht (*zie kader volgende pagina*) van onze bossen beperkt is. Bossen zijn daardoor minder weerbaar tegen veranderingen en hun vitaliteit is laag. Het is dan ook de verwachting dat het vermogen van (bos)ecosystemen om diensten te leveren aan de maatschappij onder druk komt te staan (Van der Aa *et al*., 2015). Extreme omstandigheden, zoals storm en droogte, kunnen bosecosystemen beschadigen of verzwakken. Door de hogere verwachte frequentie van extreme weergebeurtenissen heeft het bos minder tijd om te herstellen. In combinatie met een verlaagde draag- en veerkracht kan dit funest zijn.

DRAAGKRACHT

Met *draagkracht* wordt bedoeld het vermogen van het systeem om op lange termijn te kunnen voldoen aan de behoeftes van de soorten die leven in, of gebruik maken van het systeem. Hoe hoger de draagkracht, hoe meer soorten het systeem kan bevatten of ondersteunen. De omstandigheden waaronder een ecosysteem dit doet, veranderen voortdurend. Niet alleen de omgevingsfactoren, zoals het klimaat, veranderen, maar ook de (menselijke) behoeften aan diensten uit het ecosysteem en het ecosysteem zelf wijzigen continu.

BOX 3.2 VEERKRACHT

Klassiek wordt veerkracht gezien als het vermogen van een ecosysteem om na een verstoring terug te keren naar dezelfde uitgangssituatie. Door de veranderende omstandigheden waarin een ecosysteem functioneert, is het echter beter om dit breder te zien. Wij volgen hierin de definitie die binnen het "Resilience thinking" wordt gehanteerd (zie Walker & Salt, 2006). Uitgaande van het idee dat alles voortdurend in verandering is, hangt de veerkracht samen met de draagkracht. De *veerkracht* van het systeem kan dan worden gezien als de mate waarin het systeem in staat is verstoringen te absorberen en zichzelf aan te passen in een veranderende omgeving zodat haar karakteristieke eigenschappen en functionaliteiten niet verloren gaan (Walker et al., 2004).

Binnen het Resilience thinking, wordt het *aanpassingsvermogen* gezien als een onderdeel van veerkracht. Het is de capaciteit om reacties van het systeem aan te passen aan veranderende externe krachten en interne processen en hierdoor het vermogen te hebben binnen de huidige staat zich verder te ontwikkelen (Folke et al., 2010).

Een verlaagde draag- en veerkracht betekent ook dat ecosystemen gevoeliger zullen zijn voor ziektes of insectenvraat. Recent onderzoek toont bijvoorbeeld aan dat de huidige, geleidelijke afnemende vitaliteit van zomereik (chronic oak disease) gelieerd is aan bodemverzuring en de daarmee samenhangende uitspoeling van basische kationen. Het mineralengebrek kan een verdere verklaring zijn voor de verhoogde gevoeligheid voor secundaire stressfactoren, zoals insectenplagen, ziektes en droogte (Lucassen *et al*., 2014). De onverwachte uitval van een bepaalde soort kan problematisch zijn in ongemengde bossen en opstanden. Een recent voorbeeld hiervan is de essentaksterfte. Deze schimmelinfectie heeft zich snel verspreid op gewone es (*Fraxinus exelsior*), en heeft meer dan 90% van het essenbestand binnen Europa aangetast (Beck *et al*., 2016). Zieke bomen zullen vrijwel zeker sterven, waardoor hele opstanden van es verdwijnen. Ook van soorten waar altijd vanuit werd gegaan dat zij goed met extremere omstandigheden kunnen omgaan, laten tekenen van verminderde vitaliteit zien. Recent begint letterzetter van fijnspar op grove den over te stappen en schimmelaantastingen, zoals van Sphaeropsis, op deze soort nemen toe. In Beieren begint de sponszwam, normaal gezien een secundaire zwakteparasiet, op gezonde grove dennen over te stappen.

De verlaagde draag- en veerkracht werken door in een verminderde biodiversiteit. Nutrienten- en vochtgebrek zorgen voor soortenarmoede en leiden tot een smallere basis van de voedselpiramide in het ecosysteem. Hierdoor kunnen ook minder soorten hogerop in de keten ondersteund worden. De historie van de bossen in de grensstreek (zie hoofdstuk 1) leidde ertoe dat alle bossen op zand nu nog steeds relatief homogeen en even arm aan soorten zijn. De potentie die deze bossen in zich hebben, komt hierdoor niet tot uiting.

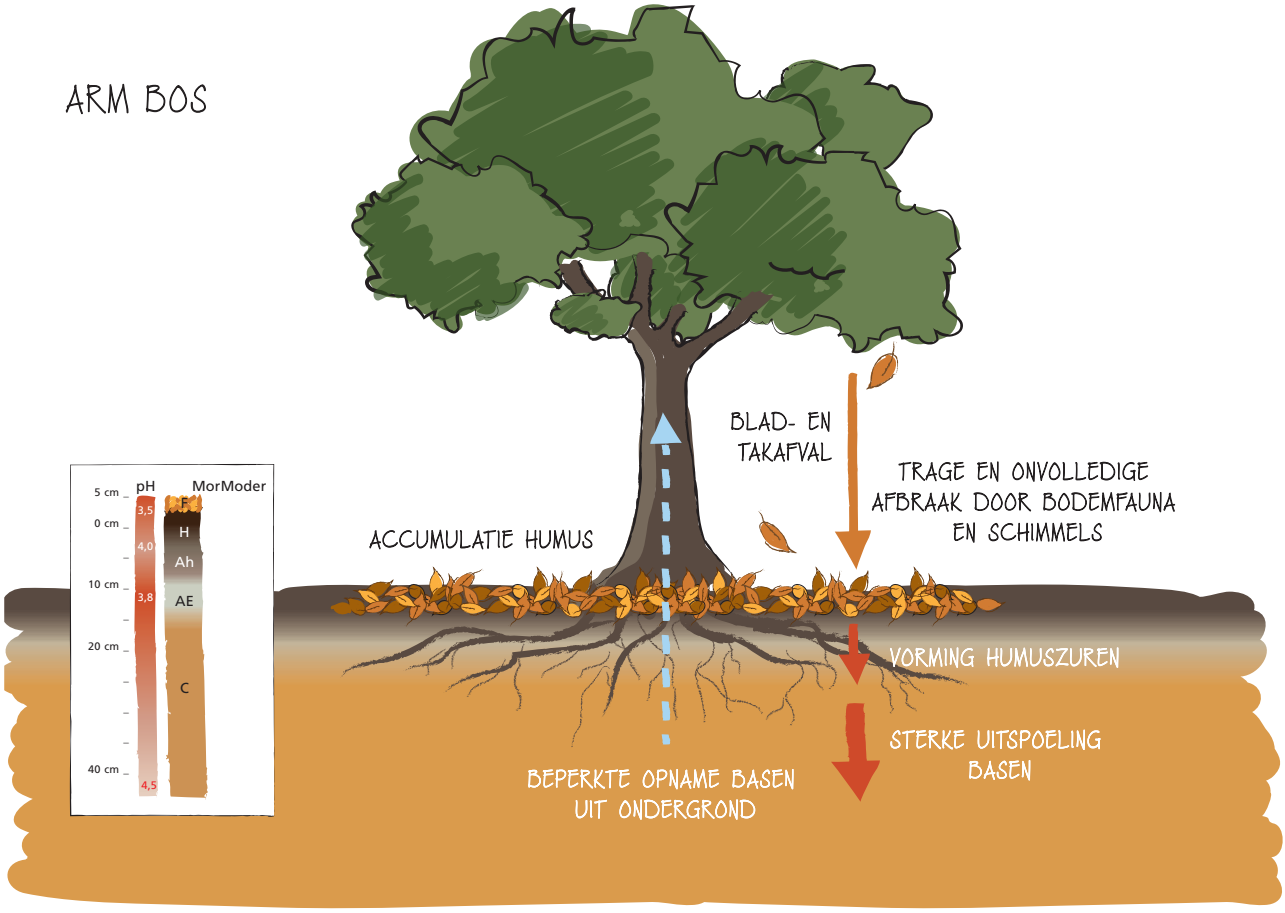
3.1 Bodemherstel

Een gezonde, goed functionerende bodem staat aan de basis van alles wat we binnen eco2eco nastreven. Processen in de bodem spelen een cruciale rol in het goed functioneren van een bosecosysteem. Zij vormen daarom de sleutel tot het verhogen van de veerkracht en het herstel van biodiversiteit, maar dragen ook bij aan een goede productie.

3.1.1 Herstel nutriëntenvoorraad

De nutriënten die planten gebruiken voor hun groei komen vrij bij verwering van gesteenten in de bodem. Fysieke en biologische processen breken en verkleinen gesteenten tot zand en silt. Vervolgens komen door anorganische en organische chemische afbraak nutriënten vrij uit dit zand en silt. Zuren afkomstig van neerslag, plantenwortels, schimmels en bacteriën worden hierbij geneutraliseerd en nutriënten en basische kationen komen in oplossing. Dit proces is eenmalig en onomkeerbaar. Normaal gesproken verloopt dit proces in gebieden met een gematigd klimaat langzaam (Weijters *et al*., 2016).

Door de geleidelijke bodemdegradatie over de eeuwen heen (zie paragraaf 1.2 *Geschiedenis van degradatie*), zijn veel nutriënten uit het systeem afgevoerd. Echter, de antropogene verzurende depositie van de afgelopen decennia heeft de bodemverwerende processen in Nederland en Vlaanderen versneld, met een significante afname van het zuur-neutraliserend en nutriënten-leverend vermogen van de bodem tot gevolg. Recent onderzoek laat zien dat verwering veroorzaakt door antropogene verzurende depositie in de afgelopen 74 jaar overeenkomt met circa 8.500 jaar natuurlijke verwering (Bergsma *et al*., 2016). Als gevolg hiervan is ongeveer 20 tot 50 % van het totale mineralenaanbod door menselijk toedoen uit de bodem verdwenen (Mol *et al*., 2003). Niet alleen de voorraad van bufferende mineralen in de bodem is afgenomen, maar ook de levering van nutriënten uit deze bodemineralen is significant achteruit gegaan (Michalopoulos & Liodakis, 2012). Deze effecten zijn het grootst op zandige bodems met een arme mineralogie en lage buffercapaciteit (zie paragraaf 2.2.1). Het grootste gedeelte van de Vlaamse en Nederlandse bossen op zandbodems bevindt zich hierop. Zonder aanvullende maatregelen zal de natuurlijke nutriëntenlevering vanuit de bodem nooit meer het niveau van voor de Tweede Wereldoorlog halen (Weijters *et al*., 2016). Verder zorgt de aanhoudende stikstofdepositie ervoor dat kationen versneld blijven uitspoelen. Het zal eeuwen duren om de verloren gegane mineralen weer aangevuld te krijgen vanuit de verwering van het moedermateriaal. Deze uitgespoelde en afgevoerde mineralenvoorraad dient daarom weer aangevuld te worden. Dit kan door middel van een nutriëntengift (zie 5.4.3).



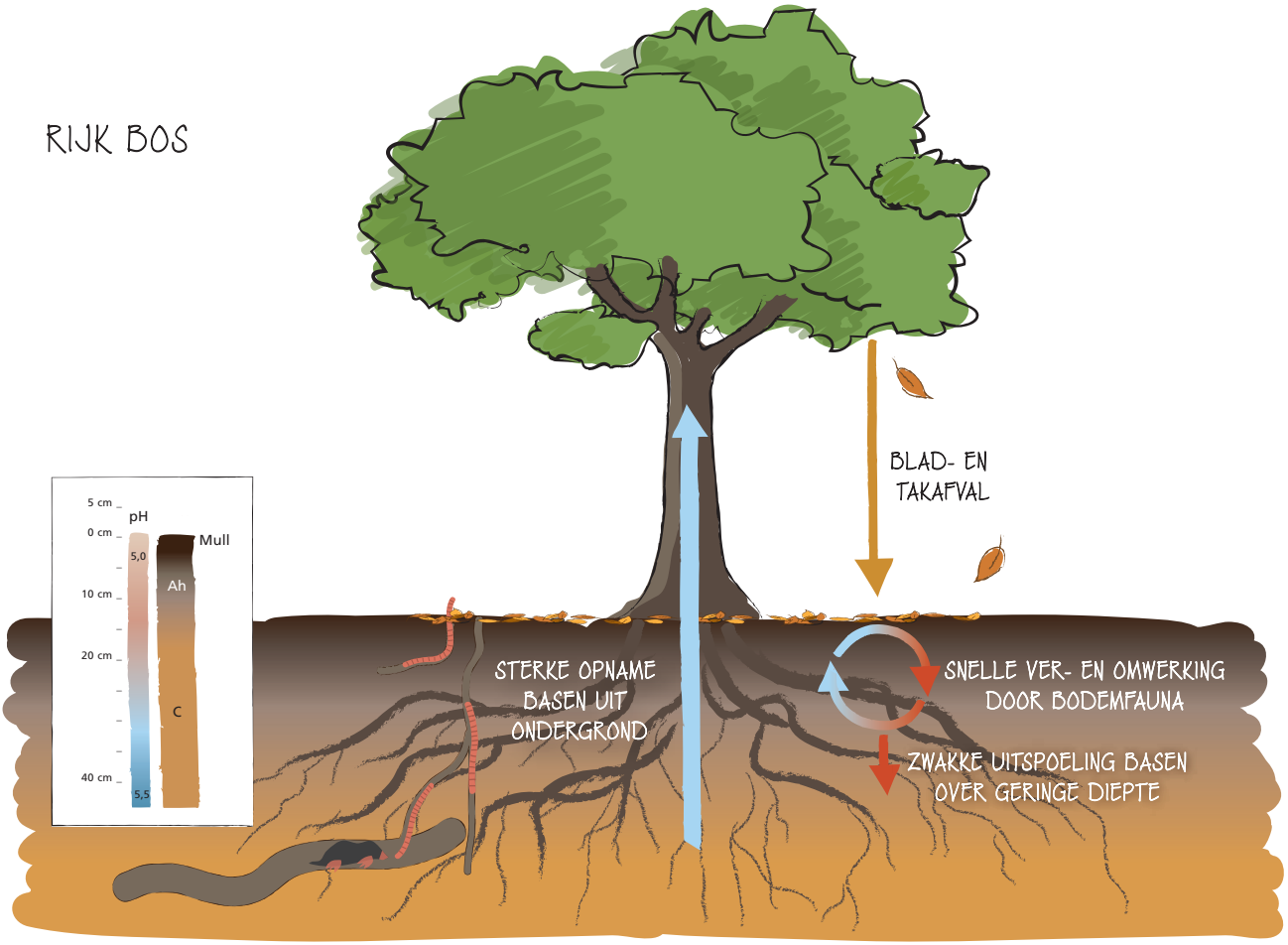
FIGUUR 3-1 *Biogeochemische cyclus in een arm bossysteem (uit Hommel et al., 2007). Door een beperkte samenstelling van het bodemleven verteert blad langzaam. Strooisel hoopt zich op en er vindt podzolisatie van de bodem plaats. Basische kationen spoelen uit de bovengrond en zijn nog maar beperkt beschikbaar voor opname.*

3.1.2 Herstel nutriëntenpomp

De eeuwenlange degradatie van bos naar heide (zie paragraaf 1.2 *Geschiedenis van degradatie*) en de bevoordeling van soorten met verzurend strooisel heeft, naast het uitspoelen van nutriënten, ook gezorgd voor een daling van de bodem-pH en het vrijkomen van toxische aluminiumionen. Grotere bodemfauna, zoals regenwormen, die verantwoordelijk zijn voor bodemvermenging, verdwenen hierdoor. Dit leidde tot het stilvallen van verticale nutriëntencycli in de bodem.

Arm versus rijk

In dit arme systeem zorgt de trage afbraak door schimmels en kleine bodemdiertjes (voornamelijk springstaarten en mijten) ervoor dat strooisel zich bovengronds opstapelt. Hierbij komen humuszuren vrij die zorgen voor de uitspoeling van de basische kationen uit de bovengrond. Dat leidt tot de vorming van een podzolbodem (zie Figuur 3-1). Op deze arme en verzuurde bodems gedijen slechts enkele soorten waardoor de bossen meestal zeer soortenarm zijn (Hommel *et al.*, 2007).



FIGUUR 3-2 *Biogeochemische cyclus in een rijk, goed gebufferd systeem (uit Hommel et al., 2007). Het rijke bodemleven zorgt voor snelle afbraak van vallend blad. Er is weinig uitspoeling van de aanwezige basische kationen, deze worden vastgelegd in humus en blijven beschikbaar voor de opname door planten.*

De trage afbraak en de opeenhoping van strooisel boven op de minerale bosbodem, resulteert in een humusvorm die *mor* of *moder* wordt genoemd. De recycling van nutriënten verloopt hierin traag en uitspoeling van nutriënten en basen is groot.

In rijke, goed gebufferde bossen daarentegen, nemen de bomen basische kationen op uit diepere bodemlagen die via strooiselafbraak weer beschikbaar komen in de bovengrond. De door bacteriën gedomineerde strooiselafbraak verloopt snel. Humus wordt doorgemengd door grotere bodemdieren als regenwormen en nutriënten en basische kationen worden vastgelegd in stabiele humus (zie Figuur 3-2). Dit leidt tot een humusvorm die *mull* wordt genoemd. De recycling van nutriënten en basen verloopt hier zeer snel. Dit alles zorgt ervoor dat de bodem goed gebufferd is tegen verzuring, de mineralenbeschikbaarheid neemt toe en de pH van de bodem zal stijgen. Bossen op deze bodems kennen een veel rijkere kruidvegetatie, inclusief typische voorjaarsflora zoals bosanemoon, en hebben bodems met een actief bodemleven (Hommel *et al*., 2007). Deze buffering van de huidige zure bosbodems is essentieel voor een verhoogde draag- en veerkracht van het bosecosysteem en een verhoging van de biodiversiteit.

TABEL 3-1 *Verschillen in bladstrooiselkwaliteit op basis van afbraaksnelheid, ontwikkeling humusvorm en bijdrage aan basenvoorziening op zandgrond. (Bron: Desie 2020; De Schrijver et al., 2010; naar Kapfenbauer & Gasch, 1989)*

Soort	heel goed	goed	matig	slecht
Iep	■			
Es	■			
Linde	■			
Europese vogelkers	■			
Amerikaanse vogelkers	■			
Zoete kers	■			
Els	■			
Lijsterbes		■		
Hazelaar		■		
Esdoorn		■		
Wilg		■		
Populier		■		
Haagbeuk		■		
Berk			■	
Zilverspar			■	
Douglasspar			■	
Eik				■
Beuk				■
Den				■
Fijspar				■
Lariks				■

De invloed van boomsoorten op rijk of arm

Voor de ontwikkeling van een ecosysteem in de richting van een rijk of arm systeem, blijken boomsoorten bepalend te zijn (Hommel *et al*., 2002). Zij oefenen namelijk een beduidende invloed uit op het biogeochemisch circuleren van nutriënten in het boseco-systeem via de kwaliteit en kwantiteit van het strooisel. Boomsoorten hebben hiermee een belangrijke uitwerking op de soortenrijkdom en het aanwezig zijn van bodemorganismen. De Ca-concentratie in het strooisel is hierbij een belangrijke factor (Reich *et al*., 2005). Boomsoorten met een hogere Ca-concentratie in het strooisel, zoals winterlinde of esdoorn, dragen bij aan een hoger aandeel van plantopneembare basische kationen in de humuslaag en minerale bodem, een hogere bodem-pH, een hogere diversiteit in regenwormen en een snellere strooiselafbraak (Desie *et al*., 2020; Desie *et al*., accepted).

Soorten als eik, beuk en veel naaldboomsoorten produceren nutriëntenarm, zuur en moeilijk afbreekbaar strooisel (zie tabel 3-1). Bij de langzame afbraak komen humuszuren vrij die bijdragen aan de verdere verzuring en uitspoeling van voedingsstoffen (zie 2.2.1).

Rijk-strooiselsoorten met goed afbreekbaar strooisel, zoals winterlinde en esdoorn, hebben een aantoonbaar positief effect op de buffering van de bodem. Ze verrijken de bodem met kationen die via de afbraak van hun strooisel weer in de bodem terecht komen (Hobbie *et al*., 2006). Van linde is bekend dat deze Ca in de bladeren accumuleert, dat vervolgens met de bladval in de strooisellaag terecht komt, waarmee de buffercapaciteit van de bodem verbetert (Kuiters, 1987). Daarnaast beschikken linde en esdoorn over een diep reikend wortelstelsel, waarmee zij nutriënten kunnen opnemen uit diepere bodemlagen die minder of niet zijn aangetast door verzuring en uitspoeling (Kuiters, 1987; Baeté, 2005). In Noord-Amerika staat de esdoorn daarom ook wel bekend als de *calcium recycling tree*: onderzoek heeft daar uitgewezen dat een relatief kleine calciumopname in diepere bodemhorizonten leidt tot een relatief hoge concentratie aan beschikbaar calcium in de toplaag (Baeté, 2005; Dijkstra & Smits, 2002).

De rijk-strooiselsoorten vormen hiermee de basis van de nutriëntenpomp in een rijk bossysteem. Andere soorten die naast linde en esdoorn een verrijkend effect hebben zijn bijvoorbeeld zoete kers, haagbeuk, gewone es, iep, wilg, lijsterbes, hazelaar en populier. Soms zijn enkele soorten al (op kleine schaal) in het huidige bos te vinden, maar hun aandeel is vaak te gering om de nutriëntenpomp op gang te brengen. Missende soorten kunnen door aanplant worden teruggebracht. In paragraaf 5.3.1. staat dit beschreven.

3.1.3 Beperken van bodemverdichting

Zoals in paragraaf 2.7 uitgelegd, heeft bodemverdichting die ontstaat door exploitatiemachines grote invloed op het bosecosysteem en vitaliteit van het bos. De natuurlijke herstelmogelijkheden zijn afhankelijk van de diepte van de opgetreden bodemverdichting, klimaatomstandigheden en de aanwezigheid van bodemfauna. Gravende bodemfauna, zoals regenwormen en mollen, werken door het maken van gangenstelsels de bodem weer los. De toestand van de zandgronden in het Vlaams-Nederlandse grensgebied is echter op dit moment te voedselarm en te zuur, waardoor deze bodemfauna niet of nauwelijks voorkomt. Ook strenge vorst kan de bodemverdichting doorbreken, doordat het bodemvocht als gevolg van de vorst uitzet. Het zal echter enkele weken tot maanden aaneengesloten stevig moeten vriezen om ook diepere bodemlagen te bevriezen. Dit is een scenario dat met het huidige en voorspelde klimaat niet meer te verwachten is.

Het natuurlijk herstel van verdichte bodems is echter een langzaam proces en neemt minimaal enkele decennia in beslag (Mitchell *et al*., 1982; Greacen & Sands, 1980; Ampoorter, 2011). Uit verschillende onderzoeken blijkt dan ook dat een volledig herstel na verdichting niet mogelijk is, omdat de herstelperiode veel groter is dan het interval tussen twee dunningen; normaal gesproken 5 tot 10 jaar (Froehlich *et al*., 1985; Ampoorter *et al*., 2010). Het Agentschap van Natuur en Bos (2014) stelt dat in sommige gevallen bodemverdichting zelfs onomkeerbaar is. Enige reële oplossing is dus bodemverdichting proberen te voorkomen. Het is daarom van belang om hier binnen de beheermethode rekening te houden en bodemschade zo veel mogelijk te minimaliseren. Paragraaf 5.4.4 behandelt maatregelen die hier een bijdrage aan leveren.

3.2 Structuurherstel

3.2.1 Belang van horizontale structuur

In de bosontwikkeling zijn verschillende ontwikkelingsfasen aan te wijzen: de open fase, jonge fase, dichte fase, stakenfase, boomfase en de aftakelingsfase. In een natuurlijk volwassen bos komen deze bosontwikkelingsfasen kleinschalig in mozaïekvorm naast elkaar voor. De horizontale structuur verwijst naar het aanwezig zijn van deze verschillende fasen naast elkaar in het bos. Openingen in het bos vormen een belangrijk aspect van de horizontale structuur. Deze ontstaan op kleinschalige wijze door het afsterven van oude bomen of windworp. Zelden ontstaan er grote verjongingsoppervlakten door bijvoorbeeld storm, insectenplagen of brand.

De soortenrijkdom van een bos is afhankelijk van de diversiteit in verschillende fasen: iedere fase moet in voldoende mate aanwezig zijn. Elke fase heeft zijn eigen specifieke flora en fauna. Zo zijn de boomleeuwerik en de nachtzwaluw afhankelijk van open plekken in het bos, maar heeft de sperwer een voorkeur voor dicht, jong bos. Daarnaast hebben dieren bovendien verschillende fasen nodig voor een deel van hun activiteiten. Zwarte spechten hakken hun nestholte voornamelijk in oude dikke beuken, maar ze foerageren graag in jong naaldhout op mieren. Voldoende openingen van verschillende grootte en aard, dragen daarom bij aan een hoge biodiversiteit.

In de huidige bossen is de diversiteit in horizontale structuur laag, doordat de dichte en boomfase domineren in grootschalige structuren (zie paragraaf 2.1.2). De jonge- en stakenfase blijven achter. Dat komt doordat natuurlijke processen die structuurvorming op gang brengen, zoals afsterven van oude bomen en windworp, nauwelijks voorkomen en de laatste decennia minder verjongingskap plaatsvindt.

3.2.2 Belang van verticale structuur

De verticale structuur van bossen is te omschrijven als de gelaagdheid van het bos. Een bos bestaat meestal uit meerdere lagen. Van boven naar beneden zijn de boomlaag (vaak verder onder te verdelen in de boven- en de onderetage), struiklaag, kruidlaag en de moslaag te onderscheiden. Een gelaagd bos biedt verschillende ecologische niches en herbergt een grotere biodiversiteit. Vooral de onderetage van de boomlaag en de struiklaag spelen hierin een belangrijke rol. Ze versterken het bosklimaat, verhogen de soortenrijkdom, beschermen de bodem en bepalen de mate van lichtinval op de bodem, die in sterke mate weer de samenstelling van de kruid- en moslaag bepaalt. Een gevarieerde structuur met verschillende lagen is bijvoorbeeld belangrijk voor veel vogelsoorten.

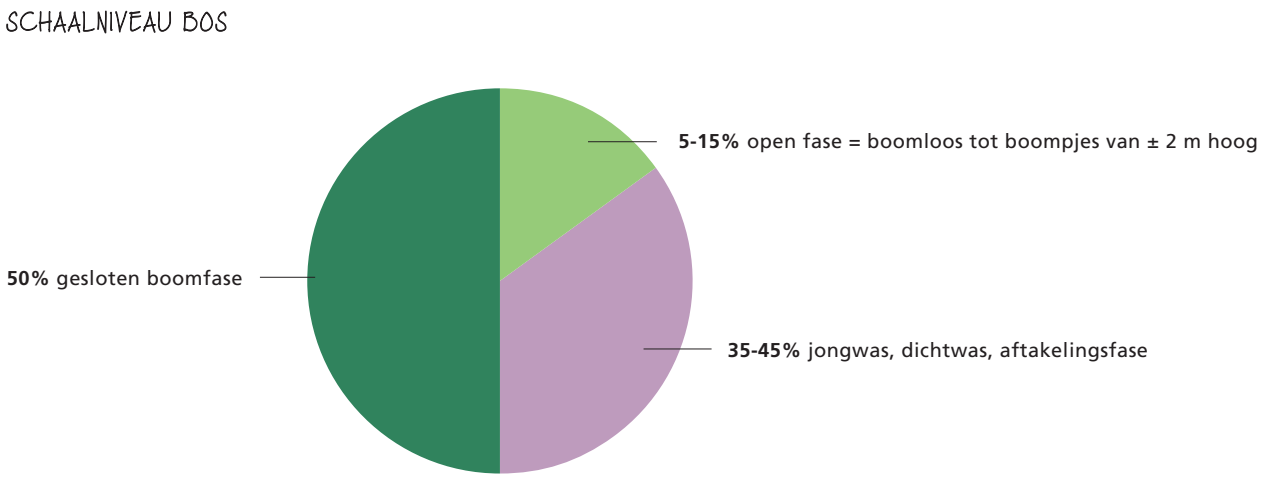
De gelaagdheid is sterk afhankelijk van de voedselrijkdom van de bodem. De rijke bossen hebben een complexe gelaagdheid met meerdere boom- en struiklagen en een kruid- en een moslaag. In de armste bossen is er vaak niet meer dan een ijle boomlaag met een

kruid- of moslaag te onderscheiden. Als er al een struiklaag aanwezig is, dan is deze ook vaak ijl en soortenarm, waarvan een groot gedeelte bestaat uit verjonging van bomen. Hierdoor zijn er weinig besdragende planten en struiken, nectarplanten en schuilmogelijkheden aanwezig. Bij verjongingskappen vormen de randen van verjongingsgaten nu een harde grens. Als er een goed ontwikkelde struiklaag zou zijn, zouden er geleidelijke overgangen ontstaan met een mantelvegetatie.

3.2.3 Naar een meer natuurlijke bosstructuur

Diversiteit in horizontale en verticale structuur is niet alleen nodig op opstandniveau, maar ook op het schaalniveau van een bos. Restanten van bossen die zich gedurende een lange tijd spontaan hebben kunnen ontwikkelen, kunnen als inspiratiebron dienen (zie Figuur 3-3). Zoals gezegd komen de verschillende ontwikkelingsfasen en lagen in natuurlijke bossen naast en door elkaar voor. In enkele Europese bosreservaten is het aandeel van de oppervlakte dat zich in de gesloten boomfase bevindt ongeveer 50 %. Van de oppervlakte bevindt zich 35 % in de jonge en dichte fase of in de aftakelingsfase.

Het aandeel 'open fase' op bosniveau in Europese natuurbossen blijkt gemiddeld 15 % te zijn (Hekhuis *et al*., 1994; Koop & van der Werf, 1995; Londo, 1991). Vanuit de bosecologie wordt de open fase in natuurbossen gedefinieerd als alles tussen een boomvrije open plek tot jonge boompjes tot 2 meter hoog. Het aandeel varieert ook sterk naargelang het bostype en de rijkdom van de standplaats. Onderzoek in Fontainebleau (Koop, 1989; Koop, 1986; Pontailler *et al*., 1997) toont aan dat het aandeel open plekken rond de 5 % ligt als dit vooral bepaald wordt door het afsterven van individuele bomen. Schoksgewijze dynamische processen, zoals storm, doen dit aandeel oplopen tot gemiddeld 15 %.



FIGUUR 3-3 *Referentiebeeld van de verschillende bosontwikkelingsfasen in Europese bossen.*
Bron: (Koop & van der Werf, 1995; Hekhuis et al., 1994; Londo, 1991; Koop, 1986; Koop, 1989; Pontailler et al., 1997; Zukrigl, 1990)

De grootte van de gaten in het kronendak volgt hierbij een lognormale verdeling: er zijn veel kleine gaten en enkele grote. Er komen in West-Europa vooral gaten voor met een diameter kleiner dan 35 meter (1 tot 1,5 maal de boomhoogte naargelang het een rijke of arme standplaats is), en wat minder gaten met een diameter van 35 tot 60 meter (1,5 bij een rijke standplaats tot 3 maal de boomhoogte bij een arme standplaats) (Hekhuis *et al*., 1994; Scherzinger, 1999; Runkle, 1981; Runkle, 1982). Gaten met een doorsnede van meer dan 60 meter diameter komen in het natuurlijke bos met een zeer lage frequentie voor. In grote gaten valt het bosklimaat weg en beginnen negatieve ecologische effecten op te treden van een kaalslag. Dit gebeurt bovengronds vanaf een gat in de kroonlaag van gemiddeld ongeveer iets meer dan ongeveer 2 keer de boomhoogte, ondergronds vanaf een gat van gemiddeld ongeveer minder dan 1 keer de boomhoogte. Negatieve ecologische effecten zijn volop aanwezig vanaf een kaalslagoppervlakte ergens tussen 0,25 en 1,5 hectare. Die ecologische effecten blijven ongeveer 45 jaar merkbaar (Schmidt *et al*., 2017).

De oppervlakte van het bos speelt een rol om tot een meer natuurlijke verdeling van de verschillende fasen te komen. Uit het mozaïekcyclus-concept volgt dat het minimum-structuurareaal van een bos (de oppervlakte die minimaal nodig is zodat alle fasen in de bosontwikkeling aanwezig kunnen zijn), hoger is dan de vroegere berekeningen, waar uitgegaan werd van een stabiel climaxgezelschap (Scherzinger, 1999). Een bos waarin alle fasen minimaal tot ontwikkeling kunnen komen omvat minstens 50 à 100 hectare (Zukrigl, 1990). Als men daarbij ook rekening houdt met de (voornamelijk grote) fauna dan moet op landschapsniveau gedacht worden.

Het is bij het blessen nodig om meer aandacht te besteden aan de ontwikkeling van zowel horizontale als verticale structuur, om zo de structuur van onze beheerde bossen in de richting van een meer natuurlijk structuur te sturen. Om dit te bereiken, is het nodig om:

- tot een kleiner aandeel open plekken te komen. In beheerde bossen vind je niet enkel de open plekken die zijn ontstaan door het kappen van bomen, de aanleg van bosranden en het creëren van open plekken voor bijzondere kruidvegetatie; maar ook wegen, parkeerplaatsen, corridors, ligweides, hondenloopzones, enzovoort;
- vooral te streven naar kleine open plekken met zo min mogelijk kaalslagen en grote groepenkappen. Verjonging en omvorming worden voornamelijk gestart van onder scherm van het bestaande kronendak of in kleine gaten in het kronendak als dit nodig is;
- tot een hoger aandeel oude boomfase en aftakelingsfase te komen.

3.3 Herstel diversiteit

3.3.1 Boomsoorten

Bomen zijn als hoeksteensoorten van direct belang voor de biodiversiteit (Hermy & Bijlsma, 2010). Ze vervullen een belangrijke rol in de levenscyclus van talrijke geassocieerde soorten. Zo dienen bladeren, bloemen, vruchten, wortels en hout als voedselbron, zijn ze substraat of bieden ze een nestplaats. Daarnaast dienen zij als symbiosepartner, voornamelijk voor schimmels.

De diversiteit in het bos is afhankelijk van hoeveel en welke boomsoorten er voorkomen. Dit komt doordat naast generalistische soorten, die niet afhankelijk zijn van een bepaalde soort, er veel soorten bestaan die hun hele levenscyclus of een bepaald gedeelte daarvan, afhankelijk zijn van één specifieke soort of geslacht van soorten. Door het aantal boomsoorten in het bos zo groot mogelijk te maken, is het aanbod voor deze specialistische soorten zo optimaal mogelijk (zie tabel 3-2). Dat maakt de potentiële biodiversiteit veel groter. Voorbeelden van deze soortgebonden soorten zijn veel houtafbrekende en parasitaire schimmels. De parasitaire beukenweerschijnzwam is bijvoorbeeld alleen te vinden op

TABEL 3-2 *Aantal herbivore insecten- en mijtensoorten op boomsoorten in Duitsland (Brändel & Brandle, 2001) en mycorrhizapaddestoelen op boomsoorten in Nederland (Weeda et al., 2006).*

	Aantal herbivore insecten- en mijtensoorten op boomsoorten in Duitsland	Aantal herbivore insecten- en mijtensoorten specialisten op boomsoorten in Duitsland	Aantal soorten specialisten mycorrizhapaddenstoelen op boomsoorten in Nederland	Rode Lijst soorten
Eik	699	252	176	127
Berk	499	133	60	37
Vogelkers	436	94		
Den	335	157	81	69
Spar	279	75	12	11
Beuk	275	44	100	85
Hazelaar	259	33		
Iep	237	61		
Esdoorn	210	77		
Linde	207	28		
Haagbeuk	158	13		
Lijsterbes	157	31		
Lariks	104	27	7	7
Jeneverbes	68	45		
Hulst	12	3		
Taxus	9	4		

beuken. Binnen diverse insectengroepen, zoals vlinders, mijten en kevers, zijn veel soorten te vinden die specifiek gebonden zijn aan een bepaalde soort of genus.

Ook voor generalistische soorten biedt het uitbreiden van soorten voordelen, want het voedselaanbod van deze soorten neemt toe. Niet elke boomsoort heeft elk jaar een mastjaar, waardoor het risico op jaren met een schaars voedselaanbod afneemt als er meer soorten aanwezig zijn. Door het grotere voedselaanbod kunnen meer populaties van generalistische soorten naast elkaar bestaan, wat de biodiversiteit eveneens vergroot.

3.3.2 Soortenpool

In onze bossen zijn op dit moment vooral licht- en warmteminnende soorten te vinden, die passen bij het pionierskarakter van het bos. Zij kunnen zich snel verplaatsen of lang in de schaduw overleven totdat de groeiplaats weer lichter wordt. Soorten die gebonden zijn aan oud en donker bos ontbreken grotendeels. Het betreft hier vaak kruidachtige soorten die kenmerkend zijn voor oud bos (zie Figuur 3-4). Deze oudbossoorten zijn belangrijk voor de biodiversiteit en vaak indicatief voor de toestand van de bodem. Aanwezigheid duidt op een rijke bodem met hoge basenverzadiging. Daarnaast zijn veel van deze oudbossoorten rijk bloeiend in het voorjaar, waardoor ze van wezenlijk belang zijn als nectarplant voor insecten.

Als de bosbodem weer functioneert, inclusief de aanwezigheid van rijk-strooiselsoorten, ontstaan er mogelijkheden voor vestiging van oudbossoorten. Echter, veel oudbossoorten vormen een (zeer) kortlevende zaadbank waardoor vestiging vanuit de zaadbank vaak niet mogelijk is. Ook kan het zijn dat de soorten er nooit gestaan hebben, maar dat het gebied nu – al dan niet door herstelmaatregelen of gericht bosbeheer – wel geschikt kan zijn. Vanwege de hoge mate van versnippering en het beperkte verspreidingsvermogen van veel oudbossoorten zullen deze soorten de gebieden niet op eigen kracht kunnen bereiken. Herintroductie (of introductie) van deze bossoorten is dan noodzakelijk.

3.3.3 Menging

Oorspronkelijk zijn de bossen op voormalige heide en stuifzand aangelegd als monoculturen van naaldhoutsoorten als grove den. Het beheer was in eerste instantie gericht op het behalen van een zo hoog mogelijke productie. Vanaf de tweede helft van de vorige eeuw werden bossen steeds meer als ecosystemen gezien, die naast hout meer maatschappelijke diensten (natuur, recreatie) kunnen leveren, mits ze duurzaam beheerd worden.

Sindsdien streven bosbeheerders naar meer soorten, met name loofhout, in het bos. De huidige bossen zijn al gemengder dan voorheen. Dit is voornamelijk bereikt door bij dunningen het aanwezige loofhout in naaldhoutopstanden te bevoordelen. Toch blijven de naaldhoutsoorten vaak de dominante soort in deze opstanden op zandgronden. Daarnaast blijft het aantal soorten dat in menging komt veelal beperkt tot pionierssoorten als berk en eik.

FIGUUR 3-4 *Bosanemoon is - net als dalkruid, Salomonszegel en klaverzuring - een soort die gebonden is aan bosgroeiplaatsen met een goed ontwikkelde bodem. In het Colbitzer Lindenwald (Duitsland) is deze soort massaal te vinden onder linde en haagbeuk op arme zandgrond.*

3.4 Veerkracht tegen klimaatverandering

De precieze gevolgen van klimaatverandering zijn moeilijk te voorspellen. Dat er dingen sneller gaan veranderen dan we vanuit het verleden gewend zijn, is zeker (zie ook paragraaf 2.5 *Klimaatverandering*). De eerste gevolgen van klimaatverandering beginnen zich steeds zichtbaarder te manifesteren. Een goed voorbeeld is de uitval van fijnspar in de zomer van 2018 en het daaropvolgende jaar (zie Figuur 3-5). Hierdoor neemt ook het besef bij bosbeheerders toe dat het belangrijk is om in te zetten op weerbare, klimaatrobuuste, gevarieerde bossen. Bossen die tegen (snelle) veranderingen en calamiteiten kunnen.

Investeren in maatregelen die de veerkracht en de vitaliteit van bossen verhogen zijn daarom van belang. Gezien de onzekere toekomstige omstandigheden is het nodig om te streven naar bossen met een groot aanpassingsvermogen, en niet naar bossen die aangepast zijn aan een verondersteld scenario.

FIGUUR 3-5 *Afstervende fijnsparren in het voorjaar van 2019. Tijdens de droge zomer van 2018 zijn veel fijnsparren afgestorven of verzwakt. Deze bomen zijn vervolgens aangetast door de letterzetter (Ips typographus).*

FIGUUR 3-6 *In bossen zijn op veel plaatsen oude greppels en sloten te vinden.*

Soortenrijke en gemengde bossen met een goede bodem- en structuurontwikkeling vormen hiervoor de basis. Dit sluit aan bij de eerder genoemde uitdagingen in dit hoofdstuk. Daarnaast is het belangrijk om de genetische variatie op een hoog peil te brengen. Als vervolg hierop moet er voor worden gezorgd dat er een veelheid van verjongingsmomenten en –omstandigheden aanwezig is.

3.5 Veerkracht tegen exoten

Exoten gedragen zich invasief als ze meer concurrerend zijn dan inheemse soorten. Vaak speelt de concurrentie om licht hierbij een rol. Het merendeel van de huidige boomsoorten in de bossen op zandgronden heeft veel licht nodig; zij hebben een uitgesproken pionierkarakter. Amerikaanse vogelkers en Amerikaanse eik zijn meer schaduwtolerant dan bijvoorbeeld inlandse eik en grove den. Zij verjongen echter massaal en groeien snel als er veel licht aanwezig is en zullen dus in een bosecosysteem met veel licht op de bodem (blijven) verjongen ten koste van inlandse eik en grove den. Zij gedragen zich als een 'pseudoclimaxsoort'. Het behouden van een bosklimaat en het vervolgens inbrengen van soorten die meer schaduw kunnen verdragen, en dus concurrentiekrachtiger zijn dan Amerikaanse eik en vogelkers, kan helpen om het aandeel van deze soorten terug te dringen en zo beheersbaar te houden.

3.6 Herstel waterhuishouding

In veel bossen zijn nog greppels en rabatsystemen te vinden die bij de ontginning van de gronden zijn aangelegd om het waterpeil te verlagen en te reguleren (zie Figuur 3-6). Deze ingrepen uit het verleden zorgen nu voor veel negatieve effecten. Soorten afhankelijk van vochtige omstandigheden zijn verdwenen. Daarnaast draagt verdroging vaak bij aan verzuring en vermesting (Van der Burg *et al*., 2016) (zie paragraaf 2.4 *Verdroging*).

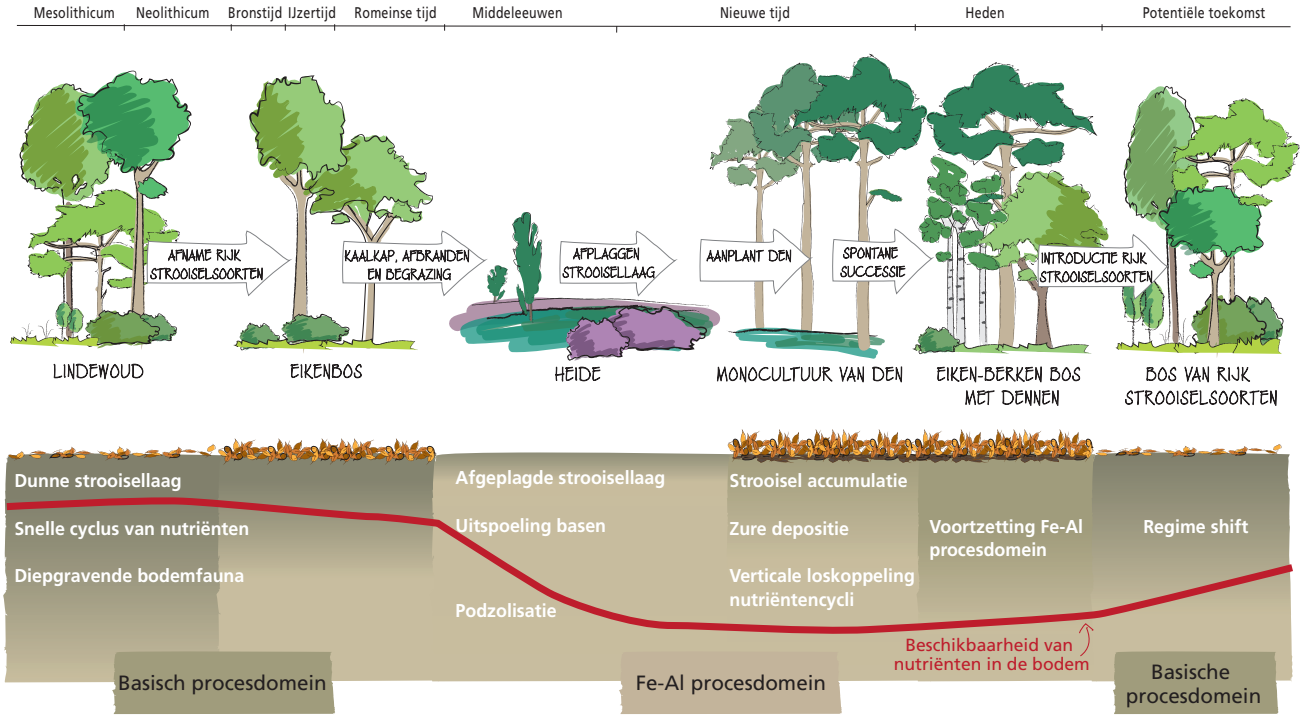
Hydrologische maatregelen gericht op het vasthouden van water kunnen helpen om verdwenen gradiënten tussen nat en droog weer te herstellen. Bij het geleidelijk herstellen van de hydrologische situatie krijgen levensgemeenschappen die goed gedijen in vochtige situaties weer de kans om zich te ontwikkelen. Daarnaast is het van belang om het watervasthoudend vermogen van de bodem te verhogen, ook op plaatsen waar hydrologische maatregelen niet mogelijk zijn. Dat maakt bossen weerbaarder tegen droogte.

4 Draagkracht en veerkracht als sleutelconcepten in een toekomstgerichte beheerstrategie

In dit hoofdstuk bekijken we hoe een duurzame bosbeheermethode dient te worden ingericht om de uitdagingen aan te pakken die in het vorige hoofdstuk zijn beschreven. De kern ligt hierbij in het verhogen van de draagkracht en veerkracht van het gehele bosecosysteem. Hoe bosbeheer van invloed is op draag- en veerkracht, valt te lezen in paragraaf 4.1. De theorie achter de overgang van een traditionele beheerstrategie naar een beheer dat zich richt op een veerkrachtig systeem met een groot aanpassingsvermogen, komt ter sprake in paragraaf 4.2. Paragraaf 4.3 bekijkt welke gevolgen dit heeft voor de bosgebonden biodiversiteit. In paragraaf 4.4 wordt ten slotte behandeld aan welke voorwaarden de binnen eco2eco beoogde beheerstrategie moet voldoen.

4.1 De invloed van bosbeheer op draag- en veerkracht

De mens beïnvloedt van lokale tot op wereldwijde schaal klimatologische, biochemische, hydrologische en ecologische processen. En deze invloed zal onvermijdelijk toenemen. Het is nog maar de vraag hoe ecosystemen hierop zullen reageren, aangezien de capaciteit (van ecosystemen) om binnen een gewenste staat om te gaan met verstoringen sterk afneemt. Door menselijk toedoen is de veerkracht van ecosystemen geërodeerd en kan niet zomaar worden aangenomen dat een systeem in staat is zichzelf te repareren na een verstoring, of diensten kan blijven leveren in een veranderende omgeving (Folke *et al*., 2004). Dit kan uiteindelijk leiden tot een 'regime shift', waarbij het ecosysteem overgaat van een gewenste staat, waarbij het leveren van diensten mogelijk is, naar een maatschappelijk minder gewenste staat. De waarschijnlijkheid dat een systeem blijft functioneren in de gewenste staat, is afhankelijk van langzaam veranderende variabelen. Deze bepalen de grenzen van de mogelijkheid dat verstoringen het systeem in een andere staat duwen. Inspanningen om te zorgen dat een systeem in de gewenste staat blijft, moeten



FIGUUR 4-1 *Veranderend landgebruik op de zandgronden zorgde sinds het neolithicum voor veranderingen in bodemprocessen en nutriëntenbeschikbaarheid (rode lijn). De uitputting van de buffercapaciteit door de verzuring heeft een regime shift tot gevolg van de basenbuffering naar een buffering door aluminium- en ijzerhydroxiden. De introductie van rijk-strooiselsoorten kan er voor zorgen dat nutriëntenbeschikbaarheid weer toeneemt. Bron: Nyssen et al., 2016*

daarom niet gericht zijn op het controleren of tegengaan van verstoringen, maar op de geleidelijke veranderingen die de veerkracht beïnvloeden (Folke *et al*., 2004).

In feite heeft een dergelijke regime shift zich al voor gedaan in de bossen op de zandgronden in Vlaams-Nederlandse grensgebied. De oorspronkelijke gebufferde bodem, in stand gehouden door de nutriëntenpomp, kan in de huidige dennen- en eikenbossen op zandgronden niet herstellen zonder een drastische verschuiving in boomsoortensamenstelling. Door de toenemende verzuring heeft de uitputting van de buffercapaciteit ervoor gezorgd dat de basenbuffering opgeschoven is naar een buffering door aluminium- en ijzercomplexen (zie Figuur 4-1) (Nyssen *et al*., 2016). De buffering door aluminium- en ijzercomplexen versterkt de verzuring nog meer (De Schrijver *et al*., 2010), waardoor de al verzwakte veerkracht nog verder afneemt.

Er kan op verschillende manieren worden gekeken naar de veerkracht van een systeem. Vaak wordt veerkracht toegepast op problemen die betrekking hebben op bepaalde aspecten van het systeem. Dit wordt door Folke *et al.* (2010) *specifieke veerkracht* genoemd. In andere gevallen wordt geprobeerd de veerkracht tegen allerlei shocks (inclusief nieuwe) te verhogen. Folke *et al.* (2010) noemt dit *algemene veerkracht*.

Het gevaar bij specifieke veerkracht is dat er teveel wordt gefocust op het aanpakken van één probleem en daarbij de veerkracht tegen andere problemen juist vermindert. Bij algemene veerkracht ligt het accent juist op het omgaan met onzekerheid in alle opzichten.

In de Nederlandse en Vlaamse bossen is tot nu vooral gewerkt aan specifieke veerkracht: we zien een probleem, bijvoorbeeld insectenvraat, een invasieve boomsoort of ziekte, en proberen dit aan te pakken. Dit kan worden gezien als een vorm van symptoombestrijding, het onderliggende probleem wordt niet aangepakt.

Zoals in de inleiding is aangegeven, is binnen het project eco2eco gefocust op de ontwikkeling van een duurzame bosbeheermethode. Het doel is om het oogsten van kwalitatief hoogstaand hout hand in hand te laten gaan met het realiseren van natuurdoelen. Hierbij is afgestapt van traditionele, vlaktegewijze beheerstrategieën en is gekozen voor een boomgerichte strategie. Het verhogen van de veerkracht van bossen is het belangrijkste doel op het gebied van natuur. In het begin van hoofdstuk 3 is al genoemd dat processen in de bodem hierbij een belangrijke rol spelen. Door de buffercapaciteit aan te pakken en de nutriëntenvoorraad in de bodem weer op te peil te brengen (zie Figuur 4-1), verhoogt de veerkracht en kan zo mogelijk een omgekeerde regimeshift plaatsvinden (zie Nyssen *et al*., 2016). Daarnaast wordt gestreefd naar een bos met een groot aanpassingsvermogen.

4.2 Van traditioneel naar adaptief beheer

Traditionele beheersystemen focusten zich op het nastreven van één doel. En dat was voornamelijk houtproductie. Deze manier van beheren neemt onzekerheden weg en verhoogt de productie, maar ondertussen tast het de veerkracht van het bos aan (Puettmann *et al*., 2009; Messier *et al*., 2015). De laatste decennia zijn beheermethoden opgekomen die de nadruk leggen op de groei van individuele bomen en boomgroepen, in plaats van hele opstanden, en de continuering van bosbedekking en ecosysteemprocessen. Voorbeelden van deze systemen zijn het geïntegreerd bosbeheer dat in Nederland veel wordt toegepast en natuurvolgende systemen zoals het Plenterwald. Volgens Messier *et al.* (2015) zijn deze systemen al een stap in de goede richting. Zij erkennen namelijk het belang van biodiversiteit en de interacties op het niveau van individu, opstand en landschap. Daarnaast ligt de focus op meerdere beleidsdoelen in plaats van één. Deze nieuwe beheermethoden zijn echter niet gericht op de groeiende uitdagingen die voortkomen uit de toenemende onzekerheid en het snelle tempo van veranderingen van bijvoorbeeld klimaat, milieu en de samenleving in het algemeen. Ze zijn voornamelijk ontstaan als een reactie op lokale problemen en vormen daarom op deze manier een "opgelapte" versie van de meer traditionelere beheermethoden. Zij erkennende toekomstige onzekerheden nog steeds niet (Messier *et al*., 2015).

In plaats van de veranderende omstandigheden achteraf te erkennen, moet hierop worden geanticipeerd. Als het gaat om langlevende organismen zoals bomen kan de reactieve benadering die tot nu toe werd toegepast ineffectief zijn of zelfs nadelige gevolgen hebben. Dit is waarschijnlijk de grootste uitdaging voor bosbeheerders en beleidsmakers

vandaag de dag. In sommige gevallen zullen bewuste ingrepen nodig zijn om een toekomstige bosstructuur en bossamenstelling te creëren, die de veerkracht en het aanpassingsvermogen verhogen en het systeem klaarmaken voor nieuwe condities zoals het veranderende klimaat (Levin, 2003; Hobbs *et al*., 2006). Beheersystemen moeten er meer op gericht zijn om niet de voorspelbaarheid, maar juist het aanpassingsvermogen van een systeem te bevorderen, waarbij wordt erkend dat onzekerheid meer de regel is dan uitzondering. Een manier om dit te doen is door bossen te beheren als een 'Complex Adaptive System' (Messier *et al*., 2015).

Een 'Complex Adaptive System' (CAS) is gedefinieerd als een complex systeem waarin de individuele componenten continu reageren op elkaar. Zo wordt het systeem constant aangepast waardoor het de mogelijkheid heeft om zich steeds aan te passen aan veranderende omstandigheden (Levin, 1998). Een CAS heeft de volgende eigenschappen:

1. Het bestaat uit vele verschillende onderdelen (bomen, bodem, insecten, enzovoort) en processen (nutriëntenkringlopen, strooiselafbraak, zaadverspreiding, aftakeling, enzovoort);
2. Deze onderdelen en processen werken op elkaar en op de externe omgeving in op vele verschillende manieren en op verschillende schaalgroottes;
3. Deze interacties zorgen voor heterogene structuren en non-lineaire relaties;
4. Deze structuren en relaties zijn noch compleet willekeurig, noch totaal deterministisch, maar zijn een combinatie van beide;
5. Ze bevatten zowel positieve als negatieve feedback mechanismen, die afhankelijk van de omstandigheden het systeem stabiliseren of juist destabiliseren;
6. Het systeem is open naar de buitenwereld, waardoor energie, materialen en/of informatie worden uitgewisseld;
7. Het is gevoelig voor de initiële staat na een grote verstoring en de daaropvolgende verstoringen;
8. Het bevat vele componenten en subsystemen genesteld in elkaar die zich kunnen aanpassen en leiden tot nieuwe eigenschappen van het systeem (Puettmann *et al*., 2009).

Zoals de naam doet vermoeden, speelt het aanpassingsvermogen een belangrijke rol binnen een CAS. Binnen de "*complexity science*", waar het principe van CAS zijn oorsprong vindt, ziet men veerkracht en aanpassingsvermogen meer los van elkaar. Het aanpassingsvermogen wordt binnen complexity science gezien als een belangrijk kenmerk van ecosystemen. Men definieert het als het proces van een ecosysteem dat zijn structuur, compositie, interacties of feedbacks aanpast als een reactie op externe factoren (Messier, *et al*., 2013). Er zijn daarbij geen grenzen opgesteld waarbinnen het systeem moet blijven om bepaalde diensten te blijven leveren. Als binnen het bosbeheer de nadruk ligt op aanpassingsvermogen, dan komt het er meestal op neer dat men maatregelen implementeert die een ecosysteem verzekeren dat het goederen en ecosysteemdiensten blijft leveren. Ook als het ecosysteem verandert onder de invloed van externe factoren (Messier, *et al*., 2013). In een beheercontext waar het nodig is om grenzen te stellen om aan te geven welke toepassingen of ingrepen acceptabel zijn, is aanpassingsvermogen daarom wel gelinkt aan veerkracht.

Ecosystemen zullen zich altijd aanpassen, maar dit betekent niet dat alle aanpassingen sociaal acceptabel of wenselijk zullen zijn. Volgens Messier *et al.* (2013) kan goed bosbe-

heer gebaseerd op beginselen van complexity science – waarbij het bos wordt gezien als een Complex Adaptive System – verzekeren dat bosecosystemen alle elementen bezitten om zich te kunnen aanpassen en dat ondertussen belangrijke ecosysteemdiensten behouden blijven.

4.3 Gevolgen voor biodiversiteit

Bossen vormen door hun geringe beheerintensiteit een refugium voor wilde planten en dieren. Een groot gedeelte van de Nederlandse en Vlaamse soortenrijkdom is bovendien verbonden aan bomen in een bosmilieu. Monoculturen, verzuring en vermesting, en het donkerder worden van het bos (veranderend beheer) hebben geleid tot het verlies van kwetsbare soorten (Muys *et al*., 2010). Via de natuurfunctie die aan het bos wordt toegekend, is behoud en ontwikkeling van biodiversiteit daarom de laatste decennia een belangrijke doelstelling binnen het bosbeheer geworden. Dit richt zich voornamelijk op de ontwikkeling van de diversiteit van soorten, maar ook op variatie in verschillende bosgemeenschappen, hun successiestadia en de genetische diversiteit.

Behoud van biodiversiteit had tot nu toe voornamelijk ethische beweegredenen. Wetenschappelijk onderzoek laat echter zien dat biodiversiteit een sleutelrol speelt in het functioneren van ecosystemen (Loreau & Hector, 2001; Hooper *et al*., 2005; Scherer-Lorenzen *et al*., 2007). Het is daarom ook van essentieel belang voor de productiefunctie en overige ecosysteemdiensten van het bos.

Doordat bos onder invloed van interne en externe factoren continu in ontwikkeling is, kan behoud van biodiversiteit niet als iets statisch gezien worden. Veel van de externe factoren, zoals klimaatverandering, atmosferische depositie en aangrenzend landgebruik, vallen buiten de invloedssfeer van het beheer en de inrichting. Beheer en beleid zullen dus niet alleen keuzes moeten maken bij het behoud van biodiversiteit, maar ook moeten anticiperen op nieuwe ontwikkelingen (Hermy & Bijlsma, 2010). Ingrepen die de draag- en veerkracht verhogen zijn hierbij van essentieel belang. Zij helpen om de biodiversiteit op peil te houden, of zelfs te verhogen.

4.4 Voorwaarden beheerstrategie

Niet alle vormen van houtproductie zijn in staat om een hoge economische opbrengst te realiseren en tegelijkertijd de bosontwikkeling ten goede te komen. De ‘klassieke’ vlaktegewijze productiemethodes resulteren in gelijkvormige en homogene opstanden. In principe wordt elke boom die er goed uitziet, lichtjes bevoordeeld. Minder goede exemplaren en concurrenten worden hiervoor weggehaald. Alle bomen in de opstand bevinden zich dan doorgaans in dezelfde ontwikkelingsfase en hebben een middelmatige houtkwaliteit.

Bij boomgerichte methodes oogst men per saldo minder biomassa. Hierdoor blijft er meer biomassa achter in het bos, dat bijvoorbeeld te gebruiken is voor de ontwikkeling van dood hout. Daarnaast vertonen bossen die op deze manier beheerd worden meer structuurvariatie, doordat bomen van verschillende leeftijdsklassen naast elkaar voorkomen in dezelfde opstand. Echter, de houtopbrengst zal minder zijn dan bij een vlaktegewijze methode, als men dezelfde mate van houtkwaliteit nastreeft.

Het verhogen van de veerkracht moet helpen om de Vlaamse en Nederlandse bossen weerbaar te maken tegen klimaatverandering en verzuring. Een verhoogde veerkracht helpt om (extreme) veranderingen zoals storm, droogte en plagen beter op te vangen terwijl het bosecosysteem blijft functioneren en de gewenste diensten kan leveren. Brang *et al.* (2014) en Spathelf *et al.* (2015) hebben onderzocht welke maatregelen nodig zijn om veerkrachtigere bossen te krijgen en welke beheerbenaderingen hierbij passen (zie ook tabel 4-1). De belangrijkste maatregelen voor veerkrachtige bossen zijn:

- **Vergroten van soortenrijkdom.** Een grotere boomsoortenrijkdom verzekert een betere weerbaarheid tegen diverse calamiteiten en vergroot het aantal niches voor bosgebonden biodiversiteit.
- **Vergroten van structuurvariatie.** Een grotere structuurvariatie vangt stormen beter op en vergemakkelijkt het herstel na een calamiteit. Bovendien komt het de natuurwaarde en het ecologisch functioneren ten goede.
- **Vergroten van genetische variatie.** Een bredere genetische variatie vergroot de kans dat er individuen aanwezig zijn die beter om kunnen gaan met (onverwachte) veranderende omstandigheden. Dit zorgt voor een flexibeler bos.
- **Vergroten van weerstand tegen biotische en abiotische stressfactoren.** Processen in de bodem spelen hierbij een sleutelrol.

TABEL 4-1 *De belangrijkste factoren van veerkrachtige bossen en hoe dit past binnen verschillende beheerbenaderingen (naar Brang et al., 2014; Spathelf et al., 2015)*

		Veerkrachtige bossen				
		Soorten-rijkdom	**Gevarieerde structuur**	**Genetische variatie**	**Stabiliteit**	**Vasthouden van nutriënten**
	Niets doen beheer'	+-	+-	-	+-	+-[3]
eco2eco[1]	Boomgewijze uitkap	+[2]	++	+	++	++
eco2eco[1]	Groepsgewijze uitkap	++[2,4]	+	++	+	+-
	Vlaktegewijze uitkap	+-	-	-	-	--

1. De eco2eco benadering combineert het pleksgewijs herkennen en versterken van natuurkwaliteiten (oud bos kernen, veteraanbomen, open terreindelen) met een boomgerichte behandeling en aanplant van aanvullende soorten.
2. Mits aanvullende soorten worden aangeplant.
3. Minder uitspoeling door kleinschalige verjongingsplekken, maar tenderend naar hoger aandeel verzurende soorten.
4. Er is een grote variatie in verjongingsomstandigheden bij groepenkap dan bij boomsgewijze uitkap en dus voor een breder palet aan soorten. Beheervormen vullen elkaar aan.

5 Boomgericht bosbeheer binnen eco2eco

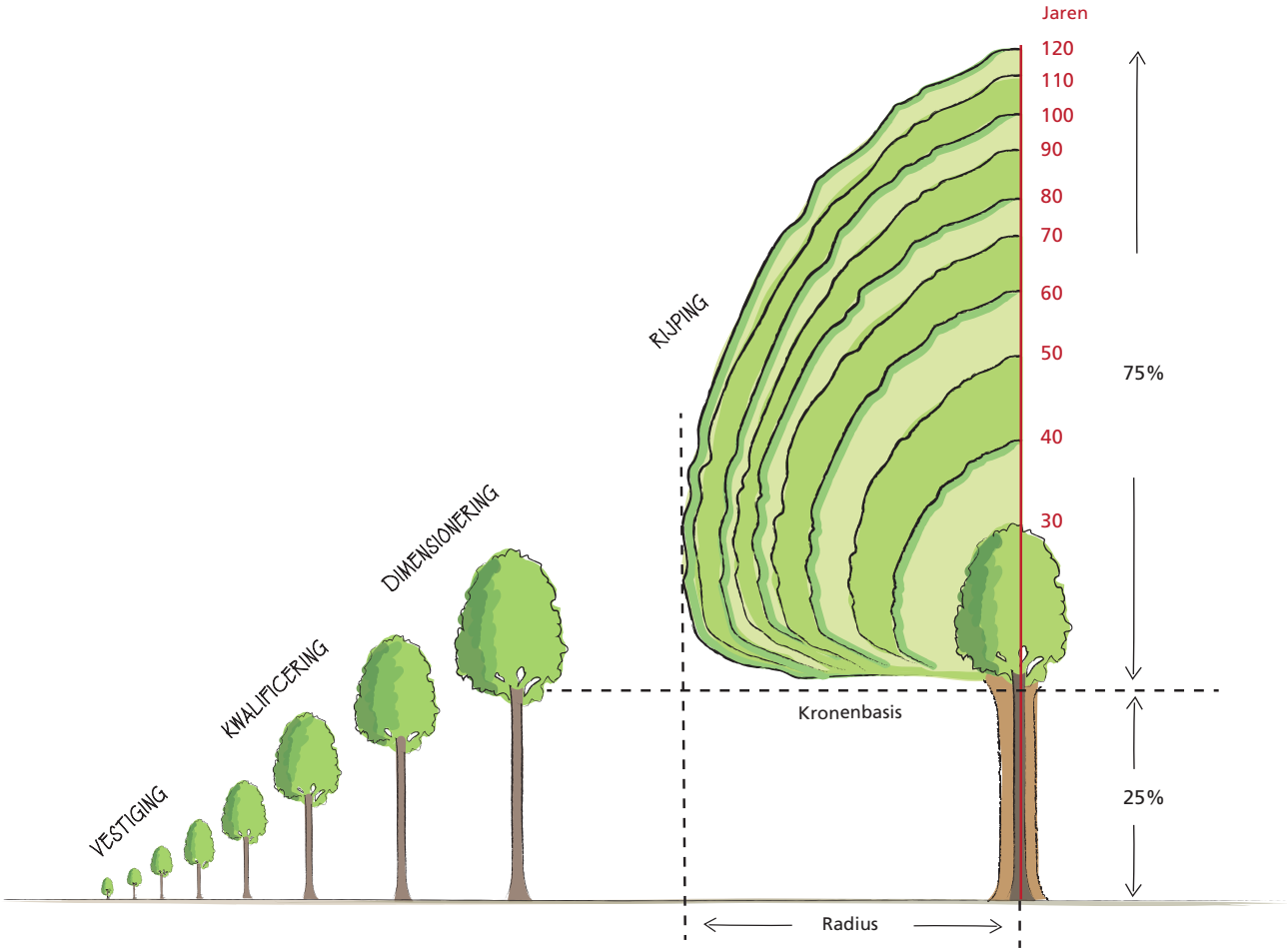
Met een boomgerichte beheermethode is het makkelijker om tegenmoet te komen aan de in paragraaf 4.4 genoemde voorwaarden die leiden tot een veerkrachtiger bos. Het biedt meer flexibiliteit dan vlaktegewijze klassieke beheerbenaderingen. Daarnaast is het makkelijker om het aan te passen aan lokale omstandigheden en te anticiperen op veranderende omstandigheden. Een van deze boomgerichte benaderingen is de QD-methode. De QD-methode werd binnen eco2eco verder ontwikkeld en aangepast aan de regionale omstandigheden, maar ook verder uitgebreid tot 'boomgericht bosbeheer', waarbij pleksgewijs de focus kan liggen op kwaliteitshout of biodiversiteit. In paragraaf 5.1 komt de essentie van de QD-methode aan bod. Paragraaf 5.2 bekijkt hoe deze methode verder is aangepast aan de Vlaams-Nederlandse situatie. In paragraaf 5.3 is beschreven hoe deze beheermethode bijdraagt aan de aanpak van de in hoofdstuk 3 beschreven uitdagingen. Naast de reguliere ingrepen waar de beheermethode uit bestaat, is de beheermethode verder geoptimaliseerd om extra impuls aan biodiversiteit en veerkracht te geven. De maatregelen die hiervoor worden genomen, zijn terug te vinden in paragraaf 5.4.

5.1 De QD-methode

Binnen de in Duitsland ontwikkelde 'Kwalificeren en Dimensioneren' (QD) methode (Wilhelm & Rieger, 2013), krijgen bomen met veel economische en ecologische potentie alle ruimte om zich te ontwikkelen tot dikke bomen met een grote kroon. De aandacht richt zich op een beperkt aantal bomen, maximaal 40 tot 60 per hectare, afhankelijk van de soort. Zij worden regelmatig en vrij fors vrijgesteld.

De QD-methode kent 4 verschillende fases (zie Figuur 5-1):

- **Vestiging**: Omvat de tijd van kieming tot het achterlaten van concurrentie met andere vegetatie. Het doel is om aan het eind van de vestigingsfase voldoende potentieel aanwezig te hebben om een nieuwe generatie kwaliteitshout te telen. De aandacht wordt hierbij geconcentreerd op mini-verjongingsgroepen: de kloempen. Deze kunnen zowel uit natuurlijke verjonging als uit aanplant bestaan.



FIGUUR 5-1 *Ontwikkeling van een QD-toekomstboom door de verschillende fases heen (uit Wilhelm & Rieger, 2013).*

- **Kwalificering**: Als het bos in sluiting komt, zullen supervitale en goed gevormde bomen zich kwalificeren tot potentiële toekomstbomen. Deze worden ook wel 'opties' genoemd. De bomen moeten voldoende dicht op elkaar staan om natuurlijke differentiatie en takafstoting te bevorderen.
- **Dimensionering**: Start wanneer van de stam de onderste 25% van de verwachte eindhoogte vrij is van levende takken. Dode zijtakken worden verwijderd en eventueel worden de bomen opgesnoeid. De kronen van toekomstbomen krijgen consequent de ruimte, waardoor brede, diepe kronen ontstaan. Dit maximaliseert de aanwas van noestvrij kwaliteitshout aan de stam. Bovendien is de boom minder kwetsbaar voor hevige weersomstandigheden, omdat ook zijn wortelstelsel de kans krijgt zich optimaal te ontwikkelen.
- **Rijping**: begint wanneer de boom 75-80% van de potentiële eindhoogte bereikt heeft. Hoogtegroei en kroonuitbreiding nemen nu sterk af. In deze fase komt het erop aan de waardegroei in de stam op peil te houden tot het moment dat het zinvol is om te oogsten. Tijdens deze fase kan ook al worden gewerkt aan de overgang naar de vestigingsfase.

5.2 Doorontwikkeling van de beheermethode

Bij de doorontwikkeling werden bij het blessen niet alleen vragen gesteld die puur gericht zijn op het verkrijgen van kwaliteitshout. Denk aan vragen als: "Staat op deze plek een boom die de potentie heeft om uit te groeien tot een boom met kwaliteitshout?" "Hoe help ik die boom verder met zo min mogelijk inspanning?" Aanvullend vroegen we ons af: "Zijn op dezelfde plek bijkomende ingrepen nodig om tot een meer veerkrachtige opstand te komen?" Hierbij werden zaken in overweging genomen als: inschatten of natuurlijk verjonging die zich begint te vestigen meer licht nodig heeft, het zichtbaar aanduiden van habitatelementen, rekening houden met de afstand tot vaste ruimingpistes, inschatten of het nodig is om kloempen in te planten, et cetera. Dit alles is erop gericht om naast het produceren van kwaliteitshout, het proces van bosontwikkeling, dat leidt tot een weerbaarder bos, in gang te zetten en de kans op schade bij volgende exploitaties minimaal te houden.

De QD-methode werkt alleen met een boomsgewijze uitkap. Dit zal vooral de schaduwtolerantere soorten bevorderen. In de huidige holle dennenbossen kunnen niettemin ook lichtboomsoorten als eik onder scherm geplant worden, wanneer men bij de daaropvolgende dunningen zorgt dat deze aanplant meer licht krijgt. Wanner het bos echter te donker is voor verjonging van lichtboomsoorten, worden kleinere en soms wat grotere groepen gekapt, al dan niet met overstaanders ten behoeve van hun verjonging. Deze hebben een diameter van een- tot tweemaal de boomhoogte. Naast verjongingsmogelijkheden voor lichtboomsoorten, draagt de kleinschalige groepenkap ook bij aan structuurherstel en -variatie (zie paragraaf 5.3.2 *Structuurherstel*).

Het grote voordeel van de boomgerichte beheerbenadering die binnen eco2eco is doorontwikkeld, is dat het een hoge mate van flexibiliteit kent. Bij de verschillende ingrepen kan in hoge mate worden gevarieerd in tijd, ruimte en sterkte van ingrijpen. Dit geeft de mogelijkheid om verschillende accenten te leggen. Maar ook om een invulling aan het beheer te geven die past bij én binnen de verschillende contexten en uitgangsituaties in het veld, waarmee beheerders te maken hebben. Basis hierbij is dat als startpunt wordt gewerkt met de al aanwezige kwaliteiten en kansen in het bos.

De effecten die basisbeheermaatregelen hebben op de ontwikkeling van een veerkrachtig en biodivers bos, worden voornamelijk besproken in paragraaf 5.3. Om een extra impuls aan veerkracht en biodiversiteit te geven, kunnen daarnaast voor, tijdens en naast de reguliere ingrepen extra/aanvullende maatregelen getroffen worden. Deze maatregelen en hun effect op de ecologie, komen aan bod in paragraaf 5.4. De praktische uitvoering van de maatregelen en hoe ze binnen de beheermethode van eco2eco zijn toegepast om tot waardevol kwaliteitshout te komen, is te lezen in de handleiding 'Boomgericht bosbeheer in de praktijk' van eco2eco.

5.3 Impact op de uitdagingen

5.3.1 Bodemherstel

Processen in de bodem spelen een cruciale rol in het goed functioneren van een bosecosysteem. Een gezonde, goed functionerende bodem staat aan de basis van alles wat eco2eco nastreeft. De bodem vormt de sleutel tot herstel van biodiversiteit en de veerkracht van het ecosysteem, maar draagt ook bij aan een goede productie.

Zoals in paragraaf 3.1.2 *Herstel nutriëntenpomp* is uitgelegd, spelen rijk-strooiselsoorten een essentiële rol in de ontwikkeling van goed gebufferde bodems met een gezond bodemleven. Daarom is binnen eco2eco gekozen om een groot gedeelte van de aanplant te laten bestaan uit soorten met rijk-strooisel. Inbrengen van deze soorten gebeurt standaard door ze aan te planten in kloempen (afgeleid van het Duitse 'Klump'). Dit zijn verjongingsgroepjes bestaande uit 25 tot 50 stuks plantsoen, met een individuele plantafstand van tussen de 1 en 1,5 meter. Het idee is dat uit elke kloemp later één toekomstboom groeit die hout van hoge kwaliteit zal leveren, maar die ook bijdraagt aan de systeemomslag.

In opstanden waar de nadruk ligt op bodemherstel, worden veel kloempen aangeplant (circa 20 per hectare) met uitsluitend boomsoorten met rijk strooisel. De groepsgewijze aanplant vereenvoudigt de opvolging en verzorging van deze boomgroepen en bespaart kosten ten opzichte van een vlaktegewijze aanplantstrategie. Daarnaast levert de aanplant van kloempen een hogere zekerheid van slagen, omdat binnen een kloemp een deel van de aanplant kan uitvallen zonder dat de kloemp verloren gaat. Meer informatie over kloempen en het aanplanten ervan is te vinden in de handleiding Boomgericht Bosbeheer in de praktijk.

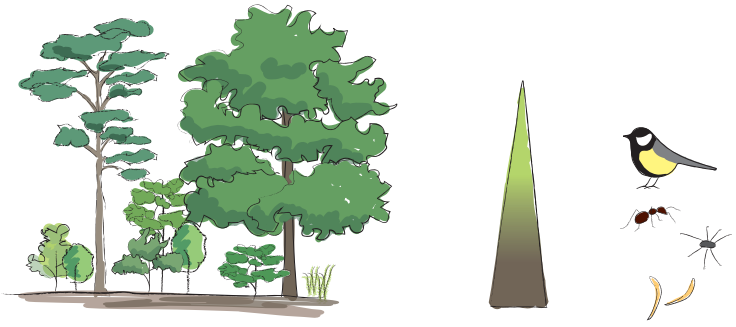
Boomsoorten met rijk strooisel die op grote schaal zijn aangeplant binnen eco2eco zijn winterlinde (*Tilia cordata*), gewone esdoorn (*Acer pseudoplatanus*), zoete kers (*Prunus avium*) en haagbeuk (*Carpinus betulus*). Daarnaast is, afhankelijk van de groeiplaatscondities, op kleinere schaal zomerlinde (*Tilia platyphyllos*), Noorse esdoorn (*Acer platanoïdes*), hazelaar (*Corylus avellana*), ratelpopulier (*Populus tremula*), grauwe els (*Alnus incana*), fladderiep (*Ulmus laevis*), en zachte berk (*Betulus pubescens*) bijgeplant.

Doel van de aanplant in kloempen is een geleidelijke verandering van de boomsoortensamenstelling die een omslag naar een veerkrachtig en robuust systeem in gang zet. Daarbij kan op middellange termijn de huidige bossamenstelling grotendeels vervangen worden door de ingebrachte boomsoorten. Naar verwachting kunnen de ingebrachte soorten in 40 tot 70 jaar het bosecosysteem doen omslaan naar een bos met duurzaam verbeterde bodem- en humusvorming. Hierbij wordt van een mor of modersyteem, naar een mullsysteem gegaan (zie ook paragraaf 3.1.2 *Herstel nutriëntenpomp*).

GROVE DENNENBOS

EIKEN- BERKENBOS MET KWIJNENDE EIKEN

Huidige situatie in Noord-Brabant. Beide bostypen zijn zuur met een lage biodiversiteit.
Een smalle voedselpiramide met voornamelijk schimmels en nematoden in de bodem.

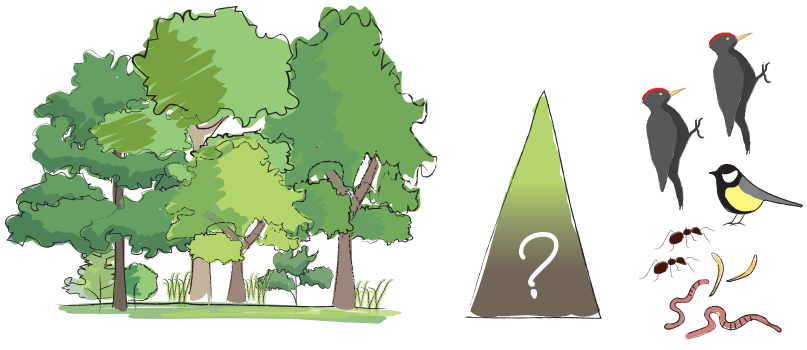


FASE 1

Aanplant rijk-strooiselsoorten onder scherm:
Bodemverzuring is een halt toegeroepen.
Lage biodiversiteit.
Smalle voedselpiramide, schimmels en nematoden in de bodem.

FASE 2

Jong structuurrijk rijk-strooiselbos:
Bodembuffering. Is herstellende.
Biodiversiteit is afhankelijk van herstel voedselpiramide en bodemprocessen.



FASE 3

Volwassen structuurrijk rijk-strooiselbos:
Goede bodembuffering.
Hoge biodiversiteit.
Brede voedselpiramide, met grote hoeveelheid wormen, schimmels en nematoden in de bodem.

FIGUUR 5-2 *Huidig bosbeeld van de bossen op zandgronden en de transitie daarvan naar rijk-strooisel producerende, diverse loofbossen.*

Het gecombineerde effect van een hogere pH en hogere mineralenbeschikbaarheid draagt niet alleen bij aan een veerkrachtiger bos, maar geeft ook een impuls aan de bosgebonden biodiversiteit. Dit komt voor een belangrijk deel doordat de bodembiota, die aan de basis staan van de voedselpiramide, de kans krijgen zich te ontwikkelen (zie Figuur 5-2). Door de afname van het gehalte aan vrij aluminium kunnen bijvoorbeeld mycorrhizaschimmels zich herstellen (Van den Burg *et al*., 2014). Zij vormen een belangrijke voedselbron voor kleinere bodemdieren. De paddenstoelen die mycorrhizaschimmels produceren worden gegeten door een verscheidenheid aan bovengrondse dieren, zoals slakken, paddenstoelkevers, larven van paddenstoelmugjes, knaagdieren en herten (Kuyper *et al*., 2010). Het aantal en de diversiteit van regenwormen neemt toe als de invloed van rijk-strooiselsoorten groter wordt (Reich *et al*., 2005). Regenwormen staan aan de basis van vele voedselketens en vormen voedsel voor diverse vogels en zoogdieren, zoals ook insecten en naaktslakken. Daarnaast zijn regenwormen een belangrijke natuurlijke bodemverbeteraar: ze vermengen minerale en organische bodemlagen en versnellen de decompositie van dood organisch materiaal (Van den Burg *et al*., 2014)

Het herstel van de nutriëntenbeschikbaarheid en een hogere pH zorgen er ook voor dat meer kruidachtigen zich kunnen vestigen in de ondergroei van het bos (Wolf *et al*., 2006). Dit heeft weer een positieve invloed op de insectendiversiteit (Van den Burg *et al*., 2014). Insectivoren, zoals de gewone baardvleermuis en de franjestaart, en insectenetende vogels als de boomleeuwerik en de bonte vliegenvanger, kunnen hiervan profiteren.

De historische degradatie van de bodem (zie paragraaf 1.2 *Geschiedenis van degradatie*) en aanhoudende atmosferische depositie, hebben er echter voor gezorgd dat veel waardevolle nutriënten uit het bosecosysteem zijn verdwenen (zie paragraaf 5.4.3 *Nutriëntengift*), of nog steeds uitspoelen. Om een succesvolle omslag naar een rijk(er) systeem te bewerkstelligen, zal het daarom nodig zijn om op sommige plekken de nutriëntenvoorraad aan te vullen. Maatregelen die hier een bijdrage aan leveren, worden nader besproken in paragraaf 5.4.3 *Nutriëntengift*.

5.3.2 Structuurherstel

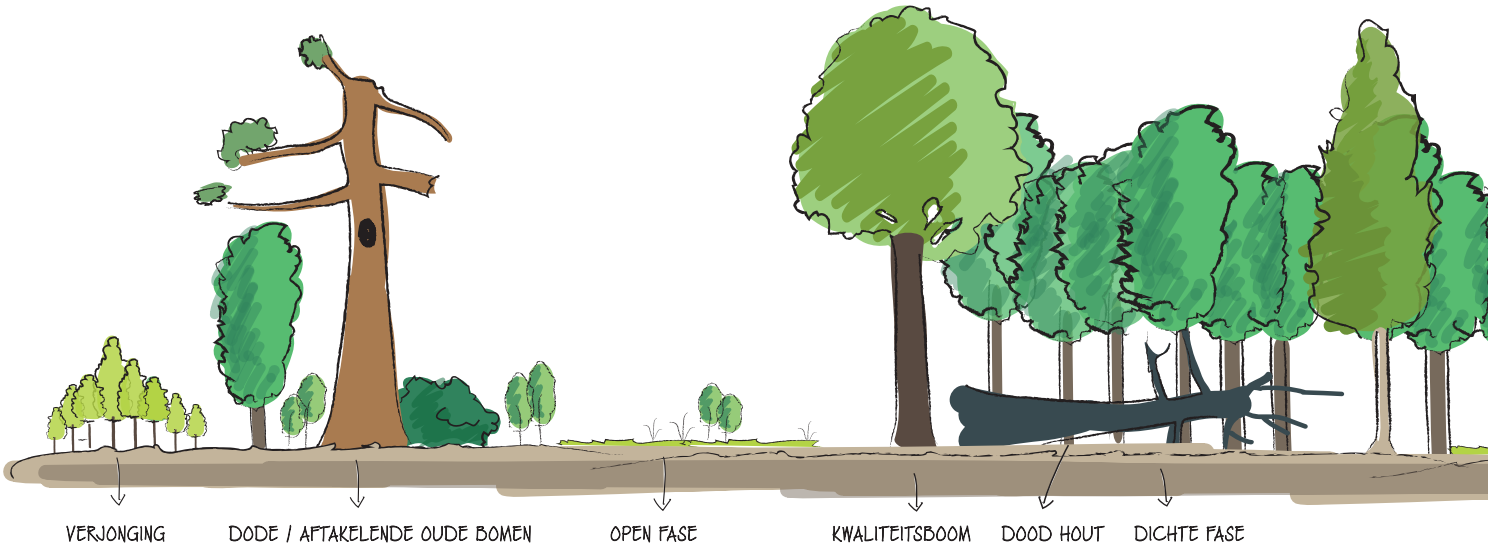
In de gebruikte beheerbenadering binnen eco2eco, wordt er gewerkt op kleine schaal, van individuele bomen, tot kleine verjongingsgroepen. De verschillende fases komen daarom dicht naast elkaar voor in het bos, waardoor er sprake is van een kleinschalige mozaïekstructuur (zie figuur 5-3).

De kleinschalige ingrepen zorgen, naast een afwisseling in structuur, ook voor variatie in lichtbeschikbaarheid. Het oogsten van individuele bomen als zij de doeldiameter hebben bereikt, brengt licht in het bos (25-75% van het daglicht), net als het vrijstellen van kwaliteitsbomen (10-25% van het daglicht). Rond deze bomen kan de zon de bosbodem bereiken. In de stukken waar zich geen toekomstbomen bevinden, wordt niet ingegrepen en blijf het bos dichter en dus donker (2-10% van het daglicht). Bosverjonging vindt plaats in de halfschaduw onder scherm (5-25% van het daglicht). Daarentegen krijgen lichtboomsoorten de mogelijkheid tot verjonging op plaatsen waar kleine groepen zijn gekapt of

waar in het verleden het ‘holle dennenbos’ al te sterk werd uitgedund (50-100% van het daglicht).

Door bij het bepalen en uitzetten van de ingrepen te variëren, is het mogelijk om een nog hogere diversiteit te bereiken. Denk hierbij aan het aanwijzen van meer of juist minder toekomstbomen binnen een bepaalde oppervlakte, of het sterker of zwakker dunnen rond toekomstbomen en het meer of minder kloempen aanplanten per hectare. Dit kan aansluiten op de in het bos al aanwezige kwaliteiten. Bostracken kan hierbij een waardevolle methode zijn. Dit is een manier van blessen waarbij men de opstand als geheel behandelt en niet slechts de dominante boomlaag. Ook kansen die zich voordoen in de tweede boomlaag, de struik- en kruidlaag en in bestaande natuurlijke verjonging worden in kaart gebracht en aangegrepen om ze te benutten om doelen dichterbij te brengen. Zo krijgt omvorming van gelijkjarig bos naar structuurrijk en gemengd bos op een praktische manier handen en voeten. Het principe van bostracken wordt uitgebreid besproken in de handleiding Boomgericht Bosbeheer in de praktijk.

Het tijdsaspect waarin ingrepen worden uitgevoerd, speelt ook een belangrijke rol in het verkrijgen van een meer diverse structuur. Alle ingrepen in 1 één keer uitgevoeren, zal uiteindelijk weer leiden tot een min of meer eenvormige bosstructuur, zoals het tweevoudig hooghout (zie paragraaf 2.1.2). Door ingrepen over een langere periode te spreiden – het liefst een hele boscyclus – ontstaat een meer divers bos. Die tijdsvariatie is ook toepasbaar bij het aanplanten van kloempen. In stukken bos waar een snelle omslag naar een bos met rijk strooiselsoorten minder van belang is, kan men beginnen met minder dan 20 kloempen per hectare aan te planten. Bijvoorbeeld door te beginnen met maar 5 kloempen per hectare en deze om de 10 jaar aan te vullen met steeds enkele nieuwe kloempen.



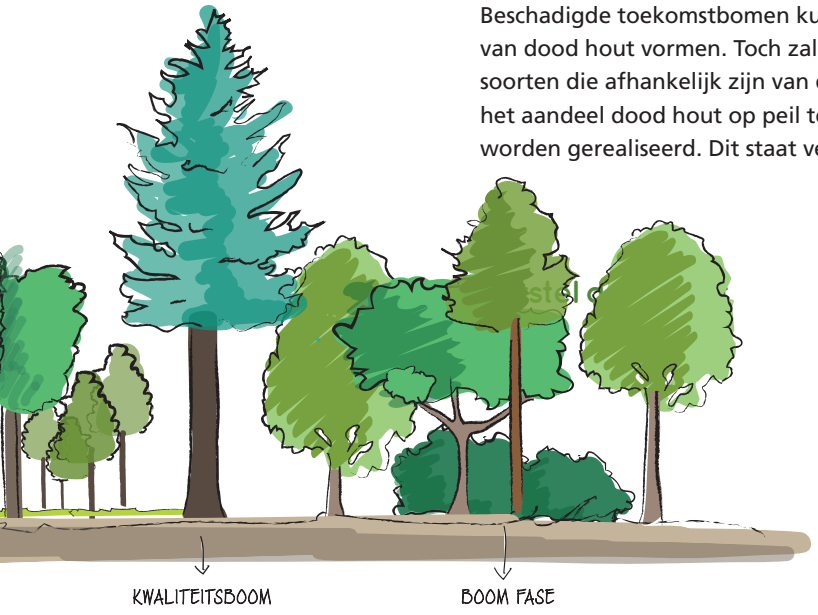
FIGUUR 5-3 *De binnen eco2eco ontwikkelde boomgerichte beheermethode zorgt voor een structuurrijk bos met een hoge biodiversiteit, waarin ruimte is om kwalitatief hoogstaand hout te oogsten. De kleinschalige ingrepen zorgen ervoor dat de verschillende bosfases dicht naast elkaar in mozaïekvorm voorkomen. Met het aanleggen van het OAD-netwerk is er ruimte voor dood hout en oude, aftakelende en dode bomen.*

Op deze manier verkrijg je ook verticale structuurdiversiteit in de nieuwe generatie. Bijkomend voordeel is dat de soortenkeuze dan aan te passen is aan de inzichten die er dan zullen zijn als gevolg van de voortschrijdende klimaatverandering en nieuwe inzichten.

Boomgericht bosbeheer met veel verschillende boomsoorten zorgt daarnaast voor een sterke variatie in leeftijd. Door verschillen in groeisnelheden, zullen niet alle aanwezige boomsoorten uiteindelijk tegelijk kaprijp zijn. De berk kan na een jaar of 60 zijn doeldiameter al bereiken, terwijl de eik misschien wel 2 eeuwen vooruit kan.

De sterke variatie in leeftijd, licht en donker, grootte van de openingen in het kronendak en daarmee ook in warmte en vochtigheid, zorgen ervoor dat het merendeel van de bosgebonden soorten een plek kan vinden in een boomgericht beheerd bos. Lichtbehoevende soorten migreren tussen de opeenvolgende lichte plekken of zijn in staat een donkere periode te overleven totdat een beheeringreep voor meer licht zorgt. De aan schaduw en koelte gebonden soorten kunnen terecht in het bos tussen de toekomstbomen waar geen ingrepen plaatsvinden. Soorten afhankelijk van grotere open vlaktes kunnen hun plek vinden daar waar men groepen kapt ten behoeve van de verjonging van lichtboomsoorten.

Een groot deel van de bosgebonden soorten, is in een of meerdere levensfases afhankelijk van de aanwezigheid van dood hout. Door de geringe leeftijd van de huidige bossen is de vervalfase, met de daarbij horende dikke (dode) bomen en dood hout van grote afmetingen, nagenoeg nergens te vinden. Aangezien in de bossen geoogst zal blijven worden, worden juist de dikke, grote bomen, die zowel economisch als ecologisch het meest waardevol zijn, weggehaald. Natuurlijke verstoringen als storm, bliksem of ziekte zorgen ervoor dat een deel van de toekomstbomen het productiedoel uiteindelijk niet kan bereiken. Beschadigde toekomstbomen kunnen in het bos blijven, natuurlijk aftakelen en een bron van dood hout vormen. Toch zal dit niet genoeg dood hout opleveren om populaties van soorten die afhankelijk zijn van dood hout te ondersteunen. Om dit te ondervangen en het aandeel dood hout op peil te brengen en te houden, zal daarom een OAD-netwerk worden gerealiseerd. Dit staat verder besproken in 5.4.2 *OAD-netwerk*.



De beheerbenadering binnen eco2eco maakt het mogelijk om tot vrijwel elke soortencombinatie te komen, doordat inplanten en opvolging pleksgewijs gebeurt. Dat geldt voor licht- en schaduwboomsoorten. Hierbij kan men zowel bij boomsgewijs uitkapbeheer als bij groepsgewijs beheer pleksgewijs aanvullende soorten aanplanten die het ecologisch functioneren versterken, bijvoorbeeld soorten met rijk-strooisel.

Naast boomsoorten, ontbreken ook nog andere groepen in het bosecosysteem. Denk hierbij aan struiken, bosflora, bodemfauna en mycorrhiza. Voor het verder verhogen van de veerkracht is het belangrijk ook deze soorten terug te brengen in het systeem. Dit wordt nader besproken in 5.4.2 *Herintroductie naast rijk-strooisel*.

5.3.4 Veerkracht tegen klimaatverandering

De grotere boomsoortenrijkdom die eco2eco nastreeft, biedt een goede verzekering tegen diverse calamiteiten. Denk hierbij aan meer extreme weeromstandigheden zoals droogte en stormen, en vervolgens uitbreken van ziektes en plagen. Ziektes zullen minder grootschalig om zich heen grijpen en droogte is beter op te vangen. Een recente studie laat bijvoorbeeld zien dat beuk bij droogte beter groeit in een menging met esdoorn en eik.

Meer soorten betekent ook dat er aan risicospreiding wordt gedaan. Mocht een soort onverhoopt uitvallen, dan kan men nog steeds terugvallen op de andere soorten die in het bosbestand staan.

Het vergroten van de genetische variatie binnen soorten zorgt ervoor dat de kans groter is dat er individuen aanwezig zijn die om kunnen gaan met de veranderde omstandigheden of die beter bestand zijn tegen calamiteiten. Het vergroten van de genetische variatie is te bereiken door bij de aanplant plantsoen te gebruiken van verschillende herkomsten. Hiervoor kunnen de volgende vuistregels worden gehanteerd:

- Per kloemp 1 herkomst van 1 soort;
- 1 op de 5 kloempen is van een meer zuidelijke of continentale herkomst;
- Probeer voor de overige kloempen verschillende herkomsten te gebruiken, inclusief autochtone, maar niet uitsluitend autochtoon materiaal.

De aanplant van kloempen is verder behandeld in de handleiding Boomgericht Bosbeheer in de praktijk. Meer achtergrondinformatie over het gebruik van verschillende herkomsten wordt gegeven door Vander Mijnsbrugge *et al.* (2017).

Een volgende stap is zorgen voor een veelheid aan verjongingsmomenten en -omstandigheden. Dit biedt immers zoveel mogelijk individuen de kans om bij te dragen aan een volgende generatie. De afwisseling tussen groepenkap en boomsgewijze uitkap draagt er aan bij om dit te maximaliseren. Groepenkap biedt een breed palet aan soorten die groepsgewijs voorkomen en daardoor makkelijker genen kunnen uitwisselen. Boomsgewijze uitkap daarentegen, ondersteunt een kleiner spectrum aan soorten, maar biedt iets meer verjongingsmomenten.

5.3.5 Veerkracht tegen exoten

Door voldoende inheemse soorten te introduceren die schaduwtoleranter zijn dan de exoten, kan ervoor gezorgd worden dat exoten niet gaan woekeren. Gezien zij doorgaans minder licht nodig hebben, kan licht voorzichtig gedoseerd worden enkel waar dit nodig is. Zo krijgen exoten niet de kans om zich massaal te verjongen. Deze schaduwtolerante soorten worden ook wel opvolgsoorten genoemd, omdat zij verder in de natuurlijke successie staan. Doordat zij meer schaduw kunnen verdragen, zullen zij uiteindelijk de strijd om het licht winnen. De populatie van invasieve exoten wordt zo in de verjonging ingeperkt. Exoten zullen dan niet meer overheersen, maar een rol in de marge hebben. Bestrijding is dan niet meer nodig.

Het inbrengen van inheemse opvolgsoorten maakt het bosecosysteem volledig. Het verkleint de kans dat een exoot dan in een open niche springt en zo de krans krijgt om te gaan woekeren. Veel van de rijk-strooiselsoorten, zoals linde, esdoorn, haagbeuk en hazelaar, zijn schaduwtoleranter dan de Amerikaanse vogelkers en Amerikaanse eik. Naast hun bijdrage aan de bodemontwikkeling, helpen zij dus ook om exoten beheersbaar te houden.

5.3.6 Herstel waterhuishouding

Het verhogen van het aandeel rijk-strooiselsoorten beoogt de omslag naar een rijker systeem, waar stabiele mull humus wordt gevormd (zie ook paragraaf 3.1.2 *Herstel nutrientenpomp*). Omdat het gehalte organische stof in de bodem hierdoor zal stijgen, neemt het vasthoudend vermogen van de bodem toe. Een toename in organische stof gehalte van 1% staat namelijk gelijk aan vochtvasthoudend vermogen van 170m3 /ha.

De waterhuishouding is verder te verbeteren door het waterafvoerend vermogen van oude greppel- en rabatsystemen in de bossen te verminderen. Paragraaf 5.4.5 *Hydrologische herstelmaatregelen* gaat hier verder op in.

5.4 Optimalisatie boomgericht bosbeheer

5.4.1 OAD-netwerk

Het belang van oude aftakelende bomen en dood hout

Oude bomen bieden met hun specifieke structuren zoals holtes belangrijke habitats voor diverse soorten. De boommarter (*Martes martes*) is gebonden aan oude bomen die rijk zijn aan holen en dikke takken en een ruwe schors hebben (Gautschi, 1983). Voor veel vogels, zoals de zwarte specht (*Dryocopus martius*), bonte spechten (*Dendrocopus*), draaihals (*Jynx torquilla*), holenduif (*Columba oenas*), grauwe vliegenvanger (*Muscicapa striata*), boomkruiper (*Certhia familiaris*), boomklever (*Sitta Europea*) en bosuil (*Strix Aluco*), fungeren holtes in bomen als broed-, schuil- en slaapplaats (Sauberer *et al*., 2007). Vleermuizen gebruiken de holtes in bomen als verblijfplaats en kraamkamer (Meschede & Heller, 2002). Vleermuizen gebruiken overigens niet alleen de holtes, zij kunnen ook verblijven in boomspleten of achter de loshangende schors van aftakelende en kwijnende bomen (Helmer, 1983). Boomholtes in dikke levende bomen vormen verder een speciaal habitat voor zeldzame insectensoorten (op Akkerhuis *et al*., 2005). Zo heeft de in Nederland uitgestorven juchtleerkever (*Osmoderma eremita*) een voorkeur voor houtmolm in holen van dikke levende loofbomen (Huijbregts, 2003).

Als bomen beginnen af te takelen, neemt het vermogen om zich actief te verweren tegen schadelijke organismen af. Zij vormen daarom een habitat voor parasitaire schimmels, die de mogelijkheid hebben om levende gastheren binnen te dringen, maar niet het vermogen hebben om dode bomen te koloniseren (Wijdeven *et al*., 2010). Tonderzwammen zijn het bekendste voorbeeld, maar ook bijzondere en vaak zeldzame soorten als de pruikzwam (*Hericium erinaceus*) en de eikenweerschijnzwam (*Inonotus dryadeus*) leven parasitair op bomen. Ook de larven van sommige insecten, zoals diverse bastkevers, schijnkevers en boktorren leven in het hout van aftakelende, nog levende bomen (zie Figuur 5-4). Als aftakelende bomen sterven vormen zij de bron van dik staand en liggend dood hout.

Een groot aantal schimmel-, insecten-, en mossoorten is direct afhankelijk van de aanwezigheid van dood hout met grote afmetingen als voedselbron of groeiplaats. In het afbraakproces van dood hout vervullen schimmels de belangrijkste rol, doordat zij het vermogen hebben om lignine of cellulose af te breken (Kuyper *et al*., 2010). Van de ongeveer 3500 soorten paddenstoelen die in Nederland bekend zijn, is ruim een kwart gebonden aan dood hout (op Akkerhuis *et al*., 2005). Dood hout is ook een voedselbron voor een groot aantal soorten houtverterende en schimmel-etende geleedpotigen en hun predatoren (Wijdeven et al, 2011). Naar schatting is ongeveer een kwart tot de helft van de circa 2500 soorten van geleedpotigen die in de bossen van Nederland voorkomen afhankelijk van dood hout tijdens een of meer levensstadia (op Akkerhuis *et al*., 2005).

FIGUUR 5-4 *Een aftakelende boom in het Colbitzer Lindenwald (D), waar de top is uitgebroken. In dit bos bieden de circa 400 jaar oude aftakelende eiken een habitat aan bijzondere keversoorten als het vliegend hert (Lucanus cervus), de Juchtleerkever (Osmoderma eremita) en heldenbok (Cerambyx cerdo). Het vliegend hert is Nederland uiterst zeldzaam. Doordat dode en aftakelende bomen in het verleden werden opgeruimd, zijn de andere twee soorten in Nederland uitgestorven bij gebrek aan geschikte habitats (Huijbregts, 2003).*

Daarnaast zijn er insecten, zoals loopkevers, bijen en wespen, die dood hout gebruiken voor beschutting of overwintering. Voor mossen is dood hout een belangrijke vestigingsplek, omdat het een groot vocht leverend vermogen heeft. Bovendien steekt het boven de strooisellaag op bodem uit, waardoor het mos niet verstikt (Akkerhuis *et al*., 2005).

Naast insecten hebben ook andere dieren belang bij de aanwezigheid van dood hout. Liggend dood hout zorgt voor dekking en voedsel voor kleine dieren als de hazelworm (*Anguis fragilis*) en de rosse woelmuis (*Chlethrionomys glareolus*) (Creemers, 2009; Sauberer *et al*., 2007), en biedt goede leefomstandigheden voor slakken (Sauberer *et al*., 2007). De insecten die in dood hout leven, vormen een belangrijke voedselbron voor vele vogels en andere dieren. Spechten en andere holenbroeders maken ook gebruik van holen die zich in dood staand hout hebben gevormd.

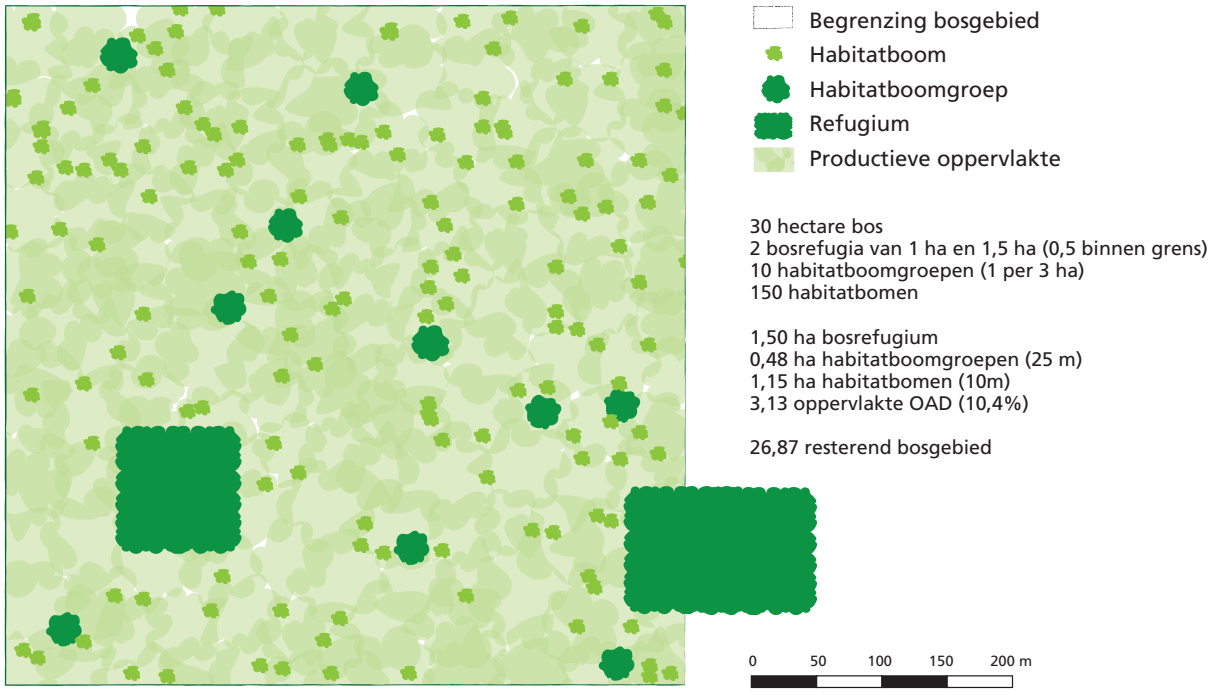
Een permanente beschikbaarheid in tijd en ruimte van zowel staand als liggend dood hout, in verschillende verteringstadia en van verschillende diktes, is van belang voor het optimaal functioneren van het bosecosysteem. Dit biedt een grote variatie van gradiënten in vocht en temperatuur, waarmee een hoge soortenrijkdom wordt bereikt. Het aanleggen van een OAD-netwerk draagt hier aan bij en zorgt ervoor dat er voldoende dood hout aanwezig is.

Hoe ziet het OAD-netwerk eruit?

Om de ontwikkeling van de vervalfase te stimuleren, wordt een permanent netwerk van Oude, Aftakelende en Dode bomen (OAD) aangelegd. Dit OAD-netwerk heeft als doel de diversiteit aan soorten die gebonden zijn aan oude, aftakelende en dode bomen te optimaliseren. Binnen het netwerk krijgt een deel van het bosbestand de kans om oud te worden en in de toekomst spontaan af te takelen. Daartoe worden die delen van het bos geselecteerd die nu hoge natuurwaarden hebben gerelateerd aan de aftakelingsfase, of waar dat in de toekomst verwacht wordt. Daarnaast dient de voorraad dood hout op peil gebracht te zijn en te blijven.

Het OAD netwerk bestaat uit bosrefugia, habitatboomgroepen, habitatbomen en liggende en staande dode bomen in alle stadia van vertering. De bosrefugia vormen de basis van het OAD-netwerk en zullen als een netwerk over de bossen worden aangewezen (zie Figuur 5-4) en niet meer beheerd worden. De habitatboomgroepen en habitatbomen worden buiten de bosrefugia aangewezen en dienen als 'stepping stones' tussen de refugia. Door deze elementen verspreid aan te wijzen over de gehele bosoppervlakte ontstaat een groter biodiversiteitseffect dan bij het realiseren van eenzelfde geconcentreerde oppervlakte aan habitatstructuren (Bütler & Schlaepfer, 2004).

Het aanleggen van een OAD-netwerk staat nader beschreven in de handleiding Boomgericht Bosbeheer in de praktijk.



FIGUUR 5-4 *Voorbeeld van een OAD-netwerk dat 10,4% van het bosoppervlak inneemt.*

5.4.2 Herintroductie naast rijk-strooisel

Aanplant bomen en struiken

Om het soortenpalet compleet te maken, is het een bewuste keuze om op enkele plekken naast rijk strooiselsoorten ook soorten aan te planten die ontbreken of weinig vertegenwoordigd zijn, ondanks hun verzurende strooisel. Denk hierbij aan soorten als wintereik (*Quercus petraea*) en beuk (*Fagus sylvatica*). Deze vormen een habitat voor veel (specialistische) soorten (zie tabel 3-2). Daarnaast biedt, zeker eik, de mogelijkheid om kwaliteitshout te oogsten. Als een voldoende aandeel loofhout of rijk-strooiselsoorten is gewaarborgd, kunnen ook naaldhoutsoorten die geen uitgesproken basenrijk strooisel hebben, een optie zijn. Zo zijn soorten als douglas (*Pseudotsuga menziesii*) en Japanse larix (*Larix kaempferi*) in staat een waardevolle bijdrage te leveren aan het produceren van kwaliteitshout en bieden ze tegelijk weer andere habitats.

Op dit moment is de diversiteit in de struiklaag van de bossen op zandgronden relatief laag. Vaak wordt deze gedomineerd door enkele soorten, zoals sporkehout, Amerikaanse vogelkers, lijsterbes en verjonging van (Amerikaanse) eik en berk. Het uitbreiden van de diversiteit in deze vegetatielaag biedt veel potentieel om de biodiversiteit verder te vergroten. Aangezien zij bijvoorbeeld een bron van nectar en bessen zijn, vormen ze in verschillende tijden van het jaar een belangrijke voedselbron voor veel soorten. Boswilg bloeit bijvoorbeeld veel vroeger dan andere boomsoorten, waardoor insecten afhankelijk van nectar al veel vroeger in het seizoen voedselaanbod hebben. Daarnaast is boswilg een waardplant voor de grote weerschijnvlinder en vele andere vlindersoorten. Boswilg komt nu op veel plaatsen spontaan voor, maar krijgt bij het blessen vaak de aanduiding "te verwijderen", omdat hij nogal veel plaats inneemt. Door deze bijvoorbeeld als habitatboom aan te wijzen, blijft hij behouden. Zo kan de boswilg een bijdrage leveren aan het vergroten van biodiversiteit en in een later stadium een bron van dood hout zijn.

Om de soortenrijkdom van de struiklaag te vergroten, kunnen verschillende soorten middels aanplant worden ingebracht. Denk hierbij aan soorten als hazelaar (*Corylus avellana*), hondsroos (*Rosa canina*), wilde appel (*Malus sylvestris*), eenstijlige meidoorn (*Crataegus monogyna*), sleedoorn (*Prunus spinosa*), Europese vogelkers (*Prunus padus*) en de al genoemde boswilg (*Salix caprea*).

Herintroductie bosplanten

Als de bosbodem na het doorvoeren van herstelmaatregelen weer functioneert, ontstaan er mogelijkheden voor vestiging van oudbossoorten. Deze oudbossoorten zijn belangrijk voor de biodiversiteit en vaak indicatief voor de toestand van de bodem. Zoals uitgelegd in paragraaf 3.2.2, hebben deze soorten een beperkt verspreidingsvermogen, waardoor veel van deze soorten geschikte groeiplaatsen niet op eigen kracht kunnen bereiken. Herintroductie (of introductie) van deze bossoorten is dan noodzakelijk.

Het idee is dat door een eenmalige herintroductie van kwalitatief goed, genetisch divers, materiaal een zichzelf in stand houdende populatie ontstaat. Van hieruit kunnen de soor-

ten zich over het bos verspreiden. Er lopen momenteel verschillende onderzoeken die als doel hebben het introductiesucces te optimaliseren. Dat biedt op korte termijn handvatten voor een succesvolle herintroductie waarmee men verdwenen oudbossoorten terug brengt in een bos, in gezonde, zichzelf in stand houdende populaties. De onderzoeken geven inzicht in standplaatsfactoren en oorzaken van achteruitgang. Daarnaast wordt vastgesteld waarom soorten niet aanwezig zijn op ogenschijnlijk geschikte locaties en zullen herintroductie-experimenten plaatsvinden. De eerste resultaten laten zien dat de overleving van lelietje-van-dalen en gewone salomonszegel onder rijk-strooiselsoorten als hazelaar en Amerikaanse vogelkers hoger is dan onder eik (Beuckens, 2017).

Herstel functionele biodiversiteit

Verschillende functionele groepen die een bijdrage leveren aan het rondpompen van nutriënten in het systeem, zijn door degradatie en verzuring afgenomen of geheel verdwenen. Herintroductie van soorten binnen deze functionele groepen kan helpen de omslag van een arm naar een rijk systeem te versnellen.

Herintroductie mycorrhiza

Mycorrhizaschimmels zijn van cruciaal belang voor het functioneren van bomen, omdat ze een belangrijke rol spelen in de nutriëntenvoorziening en de waterbalans (Baar & Ozinga 2007). Zij voorzien bomen en planten van nutriënten uit de bodem en helpen mee in de afbraak van dood organisch materiaal. Verschillende boomsoorten maken gebruik van verschillende mycorrhiza's. Vooral de ectomycorrhizaschimmels spelen een belangrijke rol bij de groei van bomen. Vanuit de bodem groeien de schimmeldraden van deze schimmels zowel rondom als binnenin de worteltopjes van boomwortels.

In bossen die lijden onder hoge stikstofbelasting of verzuring neem het percentage gemycorrizheerde worteltopjes af (Cudlín *et al.* 2007). Aangezien boomsoorten worden aangeplant op zure, arme bodems waarop deze schimmelsoorten vaak al lange tijd (>100 jaar) niet meer voorkomen, is het de vraag of de benodigde mycorrhiza's er überhaupt nog zijn. Het is aangetoond dat ectomycorrhizaschimmels de groei van jongen bomen bevorderen (Baar & Ozinga 2007). Het toevoegen van mycorrhiza die passen bij de boomsoort, kan het succes van de aanplant vergroten.

Afgelopen jaren zijn binnen eco2eco verkennende experimenten uitgevoerd waarbij mycorrhiza's zijn toegevoegd aan de wortels bij aanplant. Hierbij werden de wortels van de bomen voor het planten 'gesopt' in water met sporen van mycorrhiza's. Eerste resultaten lieten zien dat het aandeel gemycorrizheerde worteltopjes laag is, zowel bij behandeld als onbehandeld plantsoen. De omstandigheden voor een succesvolle werking van de toegevoegde mycorrhiza zijn om dit moment helaas nog te zuur. De toevoeging van mycorrhiza heeft waarschijnlijk meer kans van slagen als de eerste effecten van aanplant van rijk-strooiselsoorten en een eventuele nutriëntengift een feit zijn.

Herintroductie bodemfauna

De bodemfauna is een van de drijvende krachten achter nutriëntenkringlopen (Kemmers, 2012). Actieve bodemfauna bevordert de afbraak van strooisel door het te begraven en te vermengen met de bodem. Hierdoor komt het in voor afbraak gunstigere omstandigheden terecht en wordt het in contact gebracht met afbrekende micro-organismen en bodemdeeltjes. Daarnaast fragmenteert bodemfauna het strooisel, waardoor het contactoppervlakte vergroot (De Schrijver *et al*., 2010).

Vooral regenwormen spelen hierbij een belangrijke rol. Hun bodemwoelende activiteit zorgt voor een intense vermenging van organisch materiaal en de minerale bodem. Ze vormen macroaggregaten en macroporiën die van wezenlijk belang zijn voor de instandhouding van rijkere humusprofielen (Kuyper *et al*., 2010). Vooral de bodemwoelende soorten zijn gevoelig voor verzuring en zijn veelal geheel verdwenen uit bossen, waardoor nutriëntencycli stil zijn komen te liggen. Eerste onderzoeken laten zien dat het mogelijk is om bodemwoelende soorten te herintroduceren. Daarnaast zijn er lichte indicaties dat de introductie van regenwormen het effect van een mineralengift van aangeplante bomen verlengt en verbetert. Meer experimenten zijn echter nodig om tot praktische richtlijnen te komen die leiden tot succesvolle introductie (Muys *et al*., 2003).

5.4.3 Nutriëntengift

Nutriënten komen op natuurlijke wijze vrij bij verwering van de bodem. Zoals in 3.1.1 beschreven, heeft antropogene verzurende depositie dit proces de afgelopen decennia versneld. Een groot deel van het totale mineralenaanbod is hierdoor verdwenen. Het gevolg is een significante afname van het zuur-neutraliserend en nutriënten-leverend vermogen van de bodem. Via natuurlijke processen zal het eeuwen duren om de verloren mineralen aan te vullen. Het toedienen van een nutriëntengift helpt om de mineralenvoorraad weer versneld op peil te brengen.

Maatregelen in het verleden

Tot nu bestreed men de gevolgen van verzuring binnen het bosbeheer met bekalking. Uitgangspunt was daarbij dat toediening van kalk bodemverzuring tegengaat en voor een structurele verbetering van de nutriëntenvoorziening zorgt. In de jaren ’90 en 2000 zijn in het kader van het Nederlandse overheidsprogramma Effectgerichte maatregelen tegen verzuring, verdroging en vermesting (EGM) diverse bosbekalkingen uitgevoerd.

Evaluaties van deze maatregelen lieten zien dat zij weinig positieve effecten hebben op de boomgroei en zelfs negatieve effecten op het gehele ecosysteem, zoals een sterke verruiging van de vegetatie (Olsthoorn *et al*., 2006; Wolf *et al*., 2006). Daarnaast wordt getwijfeld aan de langetermijneffecten van bekalking op het bosecosysteem. Bekalking kan leiden tot een ongewenst snelle afbraak van de humuslaag. De overmaat aan nitraat die hierbij vrijkomt, spoelt uit en neemt op zijn weg basische kationen mee. De bedoelde nutriëntengift resulteert daarmee juist in verarming en verzuring van de toplaag (Kreutzer, 1995).

FIGUUR 5-5 *Verspreiding van steenmeel met behulp van een helikopter boven het bosgebied van de Lieropsche Heide. Foto: P. van Schalen*

Steenmeel

Een alternatief voor bekalking kan de toediening van steenmeel van silicaatmineralen zijn. Steenmeel wordt gezien als een "slow-release" nutriëntengift, omdat het minder snel reageert dan kalk. Het risico op negatieve effecten als verruiging en ongewenst snelle strooiselafbraak is hierdoor kleiner en het levert een breder scala van nutriënten aan planten (Bergsma *et al*., 2016). Binnen de bosbouw zijn al enkele experimenten uitgevoerd met minerale bodemverbetering door de toediening van steenmeel (zie voor een overzicht Weijters *et al*., 2016). Proeven laten zien dat, in vergelijking met kalk, steenmeel leidt tot lagere of vrijwel geen mineralisatie en vrijwel geen verhoogde uitspoeling van stikstof. Daarnaast werkt steenmeel langduriger dan kunstmest en zorgt het voor een gematigdere pH-stijging. Bij het gebruik van steenmeel komen de mineralen dus langzaam vrij. Dit zorgt ervoor dat het proces geleidelijker verloopt, dat de effecten langzaam zichtbaar worden (Moilanen *et al*., 2005), maar dat deze ook langer aanhouden (Aarnio *et al*., 2003).

Steenmeel voor gebruik binnen natuurbeheer moet aan andere eisen voldoen dan steenmeel dat in de landbouw wordt toegepast. Voor het beoogde systeemherstel is het van belang dat het steenmeel een uitwerking heeft over langere termijn en geen heftige responsen veroorzaakt. Verder dient het steenmeel de nutriëntenbalans zo breed mogelijk te herstellen en mag het geen nieuwe onbalans veroorzaken. Goede toedieningsmogelijkheden zijn ook van belang. Het in de landbouw toegepaste steenmeel is zeer fijn (<65µm) en stuifgevoelig en wordt gewoonlijk opgebracht met een kalkstrooier met zijflappen (Weijters *et al*., 2016). Binnen bossen is het onmogelijk om op deze manier te werken. Voor een goede toepassing binnen bossen moeten de gebruikte steenmeelsoorten grofkorreliger zijn, wat een langzamere werking teweegbrengt en het risico op verstuiving minimaliseert.

In november 2018 heeft Bosgroep Zuid Nederland als proef steenmeel verspreid met behulp van een helikopter (zie Figuur 5-5). In totaal is een hoeveelheid van 250 ton verspreid over 23 hectare bos en 2 hectare heide. De eerste resultaten en berekeningen

laten zien dat deze manier van verspreiding veel voordelen kent. De helikopter biedt een snelle, maar ook precieze manier van werken, en een gelijkmatige verspreiding van het steenmeel. Daarnaast is de milieubelasting veel minder: doordat de helikopter veel sneller het gebied kan bestrooien dan een tractor, is per saldo de CO_2-uitstoot veel lager. Verder vindt er geen bodemverdichting plaats, omdat niet over de kwetsbare bosbodem hoeft te worden gereden. De eerste monitoringsresultaten laten een voorzichtig herstel zien en ook dat de toevoeging van steenmeel geen nadelige gevolgen heeft op het bodemleven.

ANB volgde een andere experimentele opzet en heeft in de plantgaten van ongeveer 16.000 boompjes (650 kloempen) 1 kg steenmeel toegevoegd met korrelgrootte 0 – 3 mm, redelijk grofkorrelig dus, aangevuld met een standaard startbemesting zoals voorgeschreven in het boek "Terug naar het Lindenwoud" (Hommel *et al*., 2007). Tegelijk werden referentieplots zonder toevoeging van steenmeel noch startbemesting aangeplant. Op deze manier kunnen de jonge boompjes onmiddellijk van de extra nutriënten uit de startbemesting gebruik maken en kunnen ze vele jaren later de essentiële mineralen uit het verwerende steenmeel blijven opnemen. Hier wordt dus de omgekeerde weg gevolgd als in het helikopterexperiment: de kationen worden namelijk eerst door de bomen opgenomen en komen dan later via het bladstrooisel in het bosecosysteem terecht. Vanaf binnen circa 5 jaar zullen effecten op bodem en bladstrooisel worden gemeten en geanalyseerd.

5.4.4 Minimaliseren negatieve impact beheeringrepen

Aanleggen van ruimingspistes

Natuurlijk herstel van bodemverdichting is in veel gevallen niet te verwachten, zoals in paragraaf 3.1.3 is uitgelegd. Het is daarom belangrijk om bodemverdichting zoveel mogelijk te voorkomen. Zowel bij de exploitatie als bij overige werkzaamheden in het bos. Het minimaliseren van rijbewegingen door een opstand is een goede manier om dit te bewerkstelligen. Het aanleggen van ruimingspistes of dunningspaden helpt daarbij (zie Figuur 5-6). Dit zijn vast aangewezen stroken van 3 à 4 meter breed. Tijdens ingrepen mogen machines uitsluitend op deze pistes rijden. Bodemverdichting beperkt zich dan tot deze stroken. Om nieuwe bodemverdichting zoveel mogelijk te voorkomen, dient men waar mogelijk gebruik te maken van (een deel van) de oude rijsporen, mochten deze aanwezig zijn.

Tot nu toe is het gangbaar om ruimingspistes op een afstand van 20 meter aan te leggen. Hierbij wordt bodemverdichting beperkt tot 20% tot 25% van de oppervlakte. Deze afstand is aangepast op de reikwijdte van de houtoogstmachines, die tot op een afstand van circa 10 meter van de piste alle bomen kunnen vellen. Door pistes verder van elkaar af te leggen, wordt het percentage waar bodemverdichting optreedt verder omlaag gebracht. Er ontstaat bovendien een grotere zone waar kwaliteitsbomen kunnen worden aangewezen. Hier staat tegenover dat de exploitatiekosten hoger zijn en er meer deskundigheid nodig is van de aannemer. In de zone waar de houtoogstmachine niet bij kan, zal het vellen van bomen met de motorzaag moeten plaats vinden. Door de bomen naar de ruimingspistes toe te vellen, kan de houtoogsmachine deze vervolgens naar de piste toetrekken en op het gewenste sortiment verzagen. Ook het inzetten van een lier om de

FIGUUR 5-6 *Een ruimingspiste in het bos bij Houthalen (België). De piste wordt aangegeven door een markering van twee blauwe strepen aan weerzijden van de piste. (Foto: Martijn Griek).*

gevelde bomen naar de piste toe te trekken, behoort tot de mogelijkheden.
Meer informatie over de aanleg van ruimingspistes is te vinden in de handleiding Boomgericht Bosbeheer in de praktijk.

Vastleggen van elementen in GIS

Toekomstbomen, kloempen, ruimingspistes en elementen in het OAD-netwerk worden allemaal met GPS ingemeten en vastgelegd in GIS (Geografisch Informatie Systeem). Bij elk punt kan worden aangegeven wanneer een volgende ingreep nodig is. Dit vergemakkelijkt het terugvinden van elementen in het veld en het helpt bij het plannen van ingrepen in de toekomst. Op deze manier is de schade die ingrepen kunnen toebrengen tot een minimum te beperken.

Ook andere elementen die belangrijk zijn voor flora en fauna kunnen in GIS een plek krijgen. Voorbeelden hiervan zijn dassenburchten, mierenhopen, horsten van roofvogels en populaties van zeldzame of beschermde bosflora. De elementen zijn hierdoor makkelijker terug te vinden en aan te duiden voor een ingreep, zodat zij bij ingrepen kunnen worden ontzien waardoor ze bespaard blijven. Kaartmateriaal met deze elementen geven de exploitant voorafgaand aan de ingreep een duidelijk beeld van de situatie en de aandachtspunten.

FIGUUR 5-7 *Het verondiepen van sloten zorgt voor een beperking van het waterafvoerend vermogen. Meer water wordt in het bosgebied zelf vastgehouden.*

5.4.5 Hydrologische herstelmaatregelen

Hydrologische maatregelen kunnen een belangrijke rol spelen binnen het beoogde herstel. Maatregelen die effectief kunnen bijdragen aan het herstellen van de waterhuishouding zijn:

- Het dempen van sloten;
- Het verondiepen van sloten (zie Figuur 5-7);
- Het verwijderen van rabatten.

Het uitvoeren van vernattende maatregelen is maatwerk en werkt niet overal. Op sommige plaatsen kan het zelfs een negatief effect hebben, doordat regenwater een grotere rol gaat spelen wat de verzuring juist versterkt. Wil men vernattende maatregelen toepassen, dan moet gericht worden uitgezocht wat precies de gevolgen zijn voor het gebied. Vervolgens dient een goede afweging te worden gemaakt van het belang van de maatregelen. Hiervoor is een hoge mate van expertise nodig. Vernattende maatregelen zijn gezien de beperkte toepasbaarheid in deze beheerhandleiding niet verder uitgewerkt.

6 Enkele conclusies

Eco2eco leert dat boomgericht bosbeheer kansen biedt voor versterking van de veerkracht van bossen en bosgebonden biodiversiteit in een boslandschap, dat naast licht bos ook uit donker bos, grazige boswegen, heideterreinen en vennen bestaat. Het merendeel van de bossen in Nederland en Vlaanderen staat op zandgrond en dat is dan ook de focus van 'Ecologie in Boomgericht Bosbeheer' geweest.

Deze bossen zijn vaak niet ouder dan honderd jaar en hebben dus nog een hele ontwikkeling te gaan voordat ze de natuurwaarde van oude bossen bereiken. Ecologie in Boomgericht Bosbeheer werkt uit hoe boomgericht bosbeheer bij kan dragen aan de versnelde ontwikkeling naar biodiverse, veerkrachtige bossen.

Onze bossen zijn klaar voor een doorstart

Op het zandlandschap in Vlaanderen en Nederland heeft zich na de laatste ijstijd geleidelijk aan een bos ontwikkeld waarin eik en linde een prominente rol speelden. Onder dit bos ontwikkelde zich een bruine bosbodem, rijk aan nutriënten en humus. Deze bruine bosgrond bleef in stand dankzij de voortdurende aanvulling van basische nutriënten uit het rijke strooisel van boomsoorten als linde, iep en hazelaar, die de natuurlijke verzuring als gevolg van afbraakprocessen compenseerde.

Pas toen mensen de bossen omvormden tot akker en weiden ten behoeve van hun vee, begon een langzame degradatie van de bodem, die versneld werd door het ontstaan van heiden. De huidige nutriëntenarme podzolen en stuifzanden zijn het resultaat van dit proces.

Onze huidige bossen op zandgronden zijn ongeveer een eeuw geleden aangelegd op deze podzolen en stuifzanden. Terwijl de bomen groeiden, herstelde de bosbodem zich. De bovengrond werd humusrijker en hield meer nutriënten en vocht vast. Bovendien zorgde de beschutting van het kronendak voor het ontstaan van een vochtiger bosklimaat. In de tweede helft van de vorige eeuw veranderde het beheer van deze bossen. Bossen werden nu gezien als ecosystemen die de maatschappij vele diensten (hout, natuur, recreatie) konden leveren mits duurzaam beheerd. Door dit nieuwe duurzamere

bosbeheer is er sindsdien veel veranderd in de bossen. Ze zijn gemengder en rijker aan structuur geworden en het klassieke kaalkapbeheer behoort tot het verleden.

Het bos is nu klaar om van de pioniersfase, met overwegend lichtboomsoorten als den, berk en eik, door te groeien naar de volwassenfase. Hierbij hoort een bredere boomsoortensamenstelling met soorten als linde, beuk, haagbeuk, iep, esdoorn en hazelaar, waarbij uiteraard altijd het uitgangspunt blijft: 'de juiste boom op de juiste plek' te planten.

Kansen voor loofhout

Sinds de jaren zeventig streven bosbeheerders naar meer soorten, met name loofhout, in het bos. Verschillende boomsoorten zijn van belang voor een grote rijkdom aan insecten, mijten en mycorrhizapaddestoelen. Veel van deze soorten specialiseren zich op een of enkele boomsoorten. Het aandeel specialisten in de bossen neemt weliswaar iets toe, maar is nog beperkt in de boomlaag, omdat de nadruk nog steeds ligt op de productie van naaldhout. Ook de houtketen is hierop ingesteld. Het grote voordeel van naaldhout is dat er voor alle sortimenten een afzet is en naar mate de bomen dikker worden de prijs per kubieke meter stijgt.

Voor loofhout gelden deze brede afzetmogelijkheden niet. Grof gezegd heeft de rondhoutmarkt voor loofhout twee segmenten: het laagbetaalde vezel- en brandhout en het zeer goed betaalde meubel- en fineerhout. Waarom kiezen bosbeheerders dan niet voor dat goedbetaalde kwalitatief hoogwaardige loofhout? Omdat Vlaanderen en Nederland die traditie niet hebben. Bovendien hebben lage houtprijzen en hoge loonkosten eind vorige eeuw geleid tot de opvatting dat investeren in houtkwaliteit niet rendabel zou zijn. Het gevolg is dat in de laatste decennia het aandeel loofhout in de bossen – voornamelijk eik en berk – wel toegenomen is, maar zonder de aandacht voor kwaliteit. De inkomsten blijven nog steeds uit naaldhout komen.

In een duurzaam beheer moeten ecologie en economie hand in hand kunnen gaan. Dat is de stellige overtuiging van eco2eco en die benadering zorgt voor een rijker, veerkrachtiger bos met een gezonde economische basis. Toename van loofhout voor een beter functionerend bosecosysteem in de multifunctionele bossen heeft daarom behoefte aan bosbeheersystemen die de economische potentie van loofhout optimaliseren. Boomgericht bosbeheer, zoals uitgewerkt in eco2eco, heeft die potentie. Bovendien maakt boomgericht bosbeheer alle soortencombinaties en daarmee een succesvolle herintroductie van de ontbrekende boomsoorten mogelijk. Een belangrijke reden om het aandeel loofhout toe te laten nemen is de strooiselkwaliteit van de meeste loofbomen.

Bodemherstel: sleutel tot veerkrachtiger bos

Boomsoorten met rijk-strooisel zijn in staat de bodemverzuring te compenseren en de beschikbaarheid aan nutriënten sterk te verhogen. Hierdoor neemt de veerkracht van het bosecosysteem toe. Dat betekent kansen voor onder andere oudbossoorten als bosanemoon, witte klaverzuring, gewone salomonszegel en dalkruid, die hiervan profiteren. De toename aan boom- en struiksoorten met rijk-strooisel zal geleidelijk aan de nutriëntenpomp weer in gang zetten. Vooralsnog lijkt het erop dat de daarvoor noodzakelijke schimmels, bacteriën en bodemfauna in het bos aanwezig zijn. Verder onderzoek moet de ontbrekende kennis op dit vlak aanvullen.

Niet alle loofbomen hebben echter basenrijk strooisel. Eik en beuk zijn bijvoorbeeld sterk verzurend. Maar alle basenrijke strooisel is wel afkomstig van loofhoutsoorten. Bekende voorbeelden zijn linde, esdoorn, iep en (vogel)kers. Er zijn geen naaldbomen met uitgesproken basenrijk strooisel, maar sommige naaldboomsoorten doen het beter dan loofhout: zo is het strooisel van bijvoorbeeld douglas vriendelijker voor de bodem dan dat van eik of beuk.

Boomgericht bosbeheer maakt door de focus op houtkwaliteit de keuze mogelijk om gericht het aandeel rijk(er)-strooiselsoorten te verhogen. Het merendeel van deze bomen kunnen in regelmatig gedunde opstanden door hun schaduwtolerantie onder het bestaande kronendak van den, douglas of lariks aangeplant worden. Aanplant is vaak noodzakelijk omdat zaadbomen nu nog veelal ontbreken.

Bosontwikkeling versnellen en biodiversiteit versterken

Niet alle aanwezige boomsoorten zullen uiteindelijk tegelijkertijd kaprijp zijn. De berk zal na een jaar of zestig geveld worden, de eik misschien pas na twee eeuwen. Boomgericht bosbeheer met veel verschillende boomsoorten zorgt er zo voor dat er een sterke variatie naar leeftijd in het bos ontstaat. Waar de berk gekapt wordt, groeien nieuwe jonge boompjes terwijl de eik stug doorgroeit.

Deze kleinschalige kap, vergelijkbaar met het omvallen van oude veteraanbomen, brengt licht in het bos, net als de dunningen gericht op het vrijstellen van de kwaliteitsbomen. Rond deze bomen kan de zon de bosbodem bereiken, terwijl verderop, waar er geen ingrepen plaatsvinden het bos donkerder is. Bosverjonging vindt plaats in de halfschaduw onder scherm tenzij lichtboomsoorten zoals de berk en den verjongd moeten worden. In dat geval worden er kleinere groepen gekapt.

De sterke variatie in licht en donker, in grootte van de openingen in het kronendak, en daarmee ook in warmte en vochtigheid, zorgen ervoor dat het merendeel van de bosgebonden soorten in boomgericht beheerd bos een plek vindt. De huidige aan licht gebonden soorten migreren van lichte plek naar lichte plek of zijn in staat een donkere periode te overleven tot het beheer weer voor licht zorgt. De aan koelte en schaduw gebonden soorten vinden hun plek in die delen van het bos waar niet gekapt wordt, terwijl de

kapvlaktesoorten hun plek vinden daar waar verjongd word ten behoeve van lichtboomsoorten (bosmieren, hazelworm, wilde kamperfoelie, en de daaraan verbonden kleine ijsvogelvlinder).

Ecologische infrastructuur uitbouwen

De boomgerichte benadering versterkt de variatie in bosstructuur, vergroot de soortensamenstelling en versterkt het ecologisch functioneren van bos en bosbodem. Daarnaast is voor de bosspecialisten, zoals spechten, vleermuizen, boommarters en dood hout schimmels, een netwerk voorzien van langdurig onbeheerd bos en van oude dode en aftakelende bomen. Dit OAD-netwerk bestaat naast individuele bomen uit boomgroepen, bosrefugia (bosdelen die ongestoord kunnen verouderen en aftakelen) en liggende en staande dode bomen in alle stadia van vertering. Door deze elementen verspreid aan te wijzen over de gehele bosoppervlakte wordt een groter biodiversiteitseffect verkregen dan bij het realiseren van eenzelfde geconcentreerde oppervlakte aan bosreservaat. Bosranden en grazige boswegen (met hengel, fraai hertshooi), vormen samen met het OAD-netwerk een ecologische infrastructuur die een habitat biedt en grotere open delen (heides en vennen) en oudere bosdelen (refugia/bosreservaten) verbindt.

Kansen grijpen en creëren

Met de geleidelijke toename van het aandeel boomgericht bosbeheer binnen het gangbare bosbeheer neemt ook de verscheidenheid aan verschillende habitats en gradiënten toe: van heel licht naar donker, van heel zuur tot iets beter gebufferd en van droog naar vochtig. Het (kleinschalige) mozaïek en de variatie aan verschillende omstandigheden dat zo ontstaat, draagt in positieve zin bij aan het versterken van de biodiversiteit.

Boomgericht bosbeheer vereist dat de bosbeheerder zijn of haar toolbox aanvult met de nodige bosecologische, beheertechnische kennis en vakmanschap. Anders dan nu al te vaak het geval is vraagt boomgericht bosbeheer om meer tijd in het bos en minder op kantoor. Makkelijker kunnen we het niet maken, wel leuker!

Literatuur

Aarnio, T., Räty, M., Martikainen, P. (2003) Long-term availability of nutients in forest soil derived from fast- and slow-release fertilizers, *Plant and Soil* 252, 227–239

Ampoorter, E. (2011) S*oil compaction due to mechanized forest harvesting: quantification of ecosystem effects and exploration of recovery potential,* PhD thesis, Universiteit Gent, Gent

Ampoorter, E., Goris, R., & Verheyen, K. (2010) Maatregelen bij houtoogst. In: Den Ouden, J., Muys, B., Mohren, F., Verheyen, K. (eds.) *Bosecologie en Bosbeheer*, Acco, Leuven

Baar, J., Ozinga, W.A. (2007) *Mycorrhizaschimmels, sleutelfactor voor duurzame landbouw en natuur*, KNNV uitgeverij, Zeist

Baeté, H. (2005) De ecologie van Esdoorn: van onstuimige schaduwpionier tot zorgzame veteraan, Bosrevue 11, 2-5

Bagherzadeh, A., Brumme, R., Beese, F. (2008) Impact of Tree Species on Nutrient Stocks in the Forest Floors of a Temperate Forest Ecosystem, *Pakistan Journal of Biological Sciences* 11, 1258-1262

Brändle, M., Brandl., R. (2001) Species richness of insects and mites on trees: Expanding Soutwhwood, Journal of Animal Ecology 70, 491-504

Beck, P., Caudullo, G., Tinner, W., De Rigo, D. (2016) Fraxinus excelsior in Europe: distribution, habitat, usage and threats. *Online European Atlas of Forest Tree Species,* FISE Comm. Publications Office of the European Union, Brussel [Online], Beschikbaar: https://ies-ows.jrc.ec.europa.eu/efdac/download/Atlas/pdf/Fraxinus_excelsior.pdf [Geraadpleegd 29 april 2020]

Bergsma, H., Vogels, J., Weijters, M., Bobbink, R., Jansen, A., Krul, L. (2016) Tandrot in de bodem, *Bodem* 26, 27-29

Brang, P., Spathelf, P., Bo Larsen, J., Bauhus, J., Boncìna, A., Chauvin, C., Drössler, L., García-Güemes, C., Heiri, C., Kerr, G., Lexer, M.J., Mason, B., Mohren, F., Mühlethaler, U., Nocentini, S., Svoboda, M., (2014) Suitability of close-to-nature silviculture for adapting temperate European forests to climate change, *Forestry* 87(4), 492-503

Bakels, C. (1975) Pollenspectra from the Late Bronze Age urnfield at Hilvarenbeek-Laag Spul, Prov. Noord-Brabant Netherlands. *Analecta Praehistorica Leidensia 8*, 45-51

Beuckens, F. (2017) *Effects of soil variables on population fitness of two forest herbs in Noord-Brabant (NL),* MSc thesis, Wageningen University, Wageningen

Blondeel, H. Remy, E., Perring, M.P., Landuyt, D. Bodé, S., De Frenne, P., Boeckx, P. Verheyen, K. (2019) Larger direct than indirect effects of multiple environmental changes on leaf nitrogen of forest herbs, *Plant and Soil* 455*,* 199-216

Bobbink, R., Bal, D., Van Dobben, H.F., Jansen, A.J.M., Nijssen, M., Siepel, H., Schaminée, J.H.J., Smits, N.A.C., De Vries, W. (2012) *De effecten van stikstofdepositie op de structuur en het functioneren van ecosystemen*, Alterra, Wageningen

Bruynseels, G., Verneirt, M., Bemelmans, D. (1997) M*achinegebruik in de bosarbeid*, Dienstencentrum Bosbouw cv, LISEC vzw, Bemelmans bvba, Vilvoorde

Bütler, R., Schlaepfer, R. (2004) Wie viel Totholz braucht der Wald?l Dead wood in managed forests: how much is enough? *Schweizerische Zeitschrift fur Forstwesen* 155, 31-37

Buysse, W. (2012) *Beheerdoelstellingen realiseren in aanwezigheid van Amerikaanse vogelkers,* Agentschap voor Natuur en Bos, Brussel

Casparie, W. A., Groenman-van Waateringe W. (1980) Palynological analysis of Dutch barrows *Palaeohistoria 22,* 9-65

Chmura, D. (2013) Impact of alien tree species Quercus rubra L. on understorey environment and flora: a study of the Silesian Upland (Southern Poland) *Polish Journal of Ecology* 61(3), 431-442

Costanza, R., d'Arge, R., De Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., O'Neill, R.V., Paruelo, J., Raskin, R.G., Sutton, P., Van den Belt, M. (1997) The value of the world's ecosystem services and natural capital, *Nature* 387, 253-260

Creemers, R.C. (2009) Amfibieën en reptielen: Hazelworm. *Natuur van Nederland* 9, 248-256

Cudlín, P., Kieliszewska-Rojucka, B., Rudawska, M., Grebenc, T., Alberton, O., Lehto, T., Bakker, M.R., Børja, I., Konôpka, B., Leski, T. (2007) Fine roots and ectomycorrhizas as indicators of environmental change, *Plant Biosystems* 141, 406-425

De Groot, R.S. (1987) Environmetnal functions as a unifying concept for ecology and economics, *Envirionmetalist* 7, 105-109

De Keersemaeker, L., De Schrijver, A., Nachtergale, L., Mussche, S., Lust, N. (1998) Evaluatie van bosomvorming als effectgerichte maatregel tegen verzuring en vermesting van bossen, *Groene Band* 105, 1 - 28

De Schrijver, A., Wuyts, K., Van Nevel, L., Mohren, F. (2010) Nutriëntenbeheer, In: Den Ouden, J., Muys, B., Mohren, F., Verheyen, K. (eds.) *Bosecologie en Bosbeheer*, Acco, Leuven

De Schrijver, A., Ampoorter, E., van der Burg, R., Demey, A., Schelfhout, S., Olsthoorn, A., De Smet, P., Vangansbeke, P., Van Nevel, L., Hommel, P., De Frenne, P., Mertens, J. & Verheyen, K. (2018) Groeiplaatsverbetering, In: Jansen, P., Boosten, M., Cassaert, M., Cornelis, J., Thomassen, E., Winnock, M. (Eds.) *Praktijkboek bosbeheer*, Stichting Probos, Wageningen

De Vries, W. (2008) *Verzuring: oorzaken, effecten, kritische belastingen en monitoring van de gevolgen van ingezet beleid,* Alterra, Wageningen

DeKeukeleire, D., Janssen, R., Verstraeten, G., Boers, K. (2015) Hoe omgaan met vleermuizen bij bestrijding van Amerikaanse eiken? Een case-study in de Nietelbroeken, *Natuur.focus,* 14 32-34.

Delforterie W. (2017) Van goed naar beter: dunningspaden op veertig meter. *Vakblad Natuur Bos Landschap* 137, 14-15

Den Ouden, J., Mohren, F., De Waa, R. De Schrijver, A. (2010) Groeiplaats en Bodem, In: Den Ouden, J., Muys, B., Mohren, F., Verheyen, K. (eds.) *Bosecologie en Bosbeheer,* Acco, Leuven

Desie, E., Vancampenhout, K., Van den Berg, L., Nyssen, B., Weijters, M., Van Duinen, G.J., Van den Burg, A., Den Ouden, J., Muys, B. (submitted) Litter quantity and site quality amplify rich litter effects to restore forests on acidified sandy soils, *Forest Ecology and Management*

Desie, E., Vancampenhout, K., Nyssen, B., Van den Berg, L., Weijters, M., Van Duinen, G.J., Den Ouden, J., Van Meerbeek, K., Muys, B. (2020) Litter quality and the law of the most limiting: Opportunities for restoring nutrient cycles in acidified forest soils, S*cience of The Total Environment* 699

Desie, E., Van den Berg, L., Nyssen, B., Weijters, M., Van Duinen, G.J., Den Ouden, J., Vancampenhout, K., Muys, B. (accepted) Rijkstrooisel: Kansen voor herstel van de nutriëntenkringloop in bossen, *De Levende Natuur*

Dijkstra, F.A., Smits, M.M., (2002) Tree species effects on calcium cycling: the role of calcium uptake in deep soils, *Ecosystems* 5, 385-398

Doorenbosch, M. (2013) *Ancestral heaths: reconstructing the barrow landscape in the Central and Southern Netherlands*, PhD thesis, Sidestone Press, Leiden

Folke, C., Carpenter, S., Walker, B., Scheffer, M., Elmqvist, T., Gunderson, L., Holling, C. (2004) Regime shifts, resilience, and biodiversity in ecosystem management, A*nnual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 35*,* 557-581

Folke, C., Carpenter, S.R., Walker, B., Scheffer, M., Chapin, T., Rockström, J. (2010) Resilience thinking: Integrating resilience, adaptability and transformability, *Ecology & society,* 15(4), 20

Froehlich, H.A., Miles, D.W., Robbins, R.W. (1985) S*oil Bulk Density Recovery on Compacted Skid Trails in Central Idaho*, Soil Science Society of America journal 49(4), 1015-1017

Gautschi, A. (1983) Invloed van bosstructuur op het vóórkomen van Boommarters, *Huid en haar* 2, 134-136

Geertsema,W., Baveco, J., Mol, J., Wamelink, G., Van der Veen, J., Vos, C. (2011) *Natuur en klimaat in Noord-Brabant: concretisering effecten en adaptatiemaatregelen,* Alterra, Wageningen

Greacen, E.L., Sands, R. (1980) Compaction of Forest Soils. A review, A*ustralian Journal of Soil Research* 18, 163-189

Hekhuis, H.J., De Molenaar, J.G., Jonkers, D.A. (1994) H*et sturen van natuurwaarden door bosbedrijven : een evaluatiemethode voor multifunctionele bossen*, Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek, Wageningen

Helmer, W. (1983) De invloed van bosstructuur op vleermuizen. *Huid en haar* 2, 137-140

Hermy, M., Bijlsma, R.J. (2010) Bosbeheer en biodiversiteit, In: Den Ouden, J., Muys, B., Mohren, F., Verheyen, K. (eds.) *Bosecologie en Bosbeheer,* Acco, Leuven

Hobbie, S.E., Reich, P.B., Oleksyn, J., Ogdahl, M., Zytkowiak, R., Hale, C. Karolewski, P. (2006) Tree species effects on decomposition and forest floor dynamics in a common garden, *Ecology* 87, 2288-2297

Hobbs, R.J., Arico, S., Aronson, J., Baron, J.S., Bridgewater, P., Cramer, V.A., Epstein, P.R., Ewel, J.J., Klink, C.A., Lugo, A E. (2006) Novel ecosystems: theoretical and management aspects of the new ecological world order, *Global ecology and biogeography* 15, 1-7

Hommel, P.W., Spek, T., De Waal, R. (2002) Boomsoort, strooiselkwaliteit en ondergroei in loofbossen op verzuringsgevoelige bodem; een verkennend literatuur-en veldonderzoek Alterra, Wageningen

Hommel, P., De Waal, R., Muys, B., Den Ouden, J. Spek, T. (2007) *Terug naar het lindewoud. Strooiselkwaliteit als basis voor ecologisch bosbeheer,* KNNV, Zeist

Hooper, D.U., Chapin, F.S., Ewel, J.J., Hector, A., Inchausti, P., Lavorel, S., Lawton, J.H., Lodge, D.M., Loerau, M., Naeem, S., Schimd, B., Setälä, H., Symstad, A.J., Vandermeer, J., Wardle, D.A. (2005) Effects of biodiversity on ecosystem functioning: a consensus of current knowledge. *Ecological monographs* 75(1), 3-35

Huijbregts, H. (2003) Beschermde kevers in Nederland (coleoptera), *Nederlandse faunistische mededelingen* 19, 1-34

Jansen, A., De Becker, P. (2010) Sturing van de waterhuishouding, In: Den Ouden, J., Muys, B., Mohren, F., Verheyen, K. (eds.) *Bosecologie en Bosbeheer,* Acco, Leuven

Jansen, E., Van Benthem, M., De Groot, C., Twisk, P. & Limpens, H. (2012) L*aanbeheer en vleermuizen, met oog voor veiligheid en cultuurhistorie*, Zoogdiervereniging & Probos, Nijmegen/Wageningen

Jansen, P., Baar, F., Boosten, M., Oosterbaan., A., Winnock., M. (2018) Verjongen, *In:* Jansen, P., Boosten, M., Cassaert, M., Cornelis, J., Thomassen, E., Winnock, M. (Eds.) *Praktijkboek bosbeheer*, Stichting Probos, Wageningen

Kemmers, R. (2012) Zijn bodemorganismen van belang voor herstel van verzuurde bossen? *Levende Natuur* 113, 24

Koop, H. (1986) Omvormingsbeheer naar natuurlijk bos: een paradox? *Nederlands bosbouwtijdschrift,* 58(1/2), 2-11

Koop, H. (1989) *Forest Dynamics. SILVI-STAR: A Comprehensive Monitoring System,* Springer-Verlag, Berlin Heidelberg

Koop, H., Van der Werf, S. (1995) *Natuurlijke bosgemeenschappen, A-lokaties en boscomplexen; achtergronddocumenten bij de Ecosysteemvisie Bos*, Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek, Wageningen

Krapfenbauer, A., Gasch, J. (1989) Der Waldbodenhumus als Zustandsweiser, Österreichische Forstzeitung 3, 28-32

Kreutzer, K. (1995) Effects of forest liming on soil processes, *Plant and Soil* 168, 447-470

Kuiters, A. (1987) *Phenolic acids and plant growth in forest ecosystems,* PhD Thesis Vrije Universiteit, Amsterdam, Free University Press, Amsterdam

Kuyper, T., Berg, B., Muys, B. (2010) Voedselweb, In: Den Ouden, J., Muys, B., Mohren, F., Verheyen, K. (eds.) *Bosecologie en Bosbeheer*, Acco, Leuven

Lembrechts, J.J., Nijs, I. (2020) Microclimate shifts in a dynamic world, disparate rates of micro- and macroclimate warming forge future biodiversity and ecosystems, *Science* 368(6492), 711-712

Levin, S.A. (2003) Complex adaptive systems: exploring the known, the unknown and the unknowable, *Bulletin of the American Mathematical Society* 40, 3-19

Levin, S. A. (1998) Ecosystems and the Biosphere as Complex Adaptive Systems. *Ecosystems* 1, 431-436

Ligot, G., Balandier, P., Fayolle, A., Lejeune, P., Claessens, H. (2013) Height competition between Quercus petraea and Fagus sylvatica natural regeneration in mixed and uneven-aged stands. *Forest Ecology and Management* 304, 391-398

Londo, G. (1991) *Natuurtechnisch bosbeheer,* Pudoc, Wageningen

Loreau, M., Hector, A. (2001) Partitioning selection an complementarity in biodiversity experiments, Nature 412, 72-76

Lucassen, E., Van den Berg, L., Aben, R., Smolder, A., Roelofs, J., Bobbink, R. (2014) Bodemverzuring en achteruitgang zomereik. *Landschap* 4, 185-193

Meschede, A., Heller, K. (2002) Ökologie und Schutz von Fledermäusen in Wäldern. Teil I des Abschlussberichts zum Forschungs-und Entwicklungsvorhaben „Untersuchungen und Empfehlungen zur Erhaltung der Fledermäuse in Wäldern ", *Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz,* Landwirtschaftsverlag, Münster

Messier, C., Puetmann, K., Chazdon, R., Andersson, K., Angers, V., Brotons, L., Filotas, E., Tittler, R., Parrott, L., Levin, S. (2015) From management to stewardship: viewing forests as complex adaptive systems in an uncertain world. *Conservation Letters* 8, 368-377

Messier, C., Puettmann, K.J., Coates, K.D. (2013) *Managing forests as complex adaptive systems: building resilience to the challenge of global change*, Routledge, London

Michalopoulos, C., Liodakis, S. (2012) Soil depletion of Ca, Mg and K due to vicinal intensive hog farming operation located in East Mediterranean, *Water, Air, & Soil Pollution* 223, 4565-4575

Mitchell, M., Hassan, A.E., Davey, C.B., Gregory, J.D. (1982) Loblolly pine growth in compacted greenhouse soils, *American Society of Agricultural and Biological Engineers*, 304-307

Moilanen, M., Pietiläinen, P., Issakainen, J. (2005) Long-term effects of apatite and biotite on the nutrient status and stand growth of Scots pine (Pinus sylvestris L.) on drained peatlands, *Suo - Mires and Peat* 56(3), 115-128

Mol, G., Vriend, S., Van Gaans, P. (2003) Feldspar weathering as the key to understanding soil acidification monitoring data; a study of acid sandy soils in the Netherlands, *Chemical Geology* 202, 417-441

Muys, B., Beckers, G., Nachtergale, L., Lust, N., Merckz, R., Granval, P. (2003) Medium-term evaluation of a forest soil restoration trial combining tree species change, fertilisation and earthworm introduction: The 7th international symposium on earthworm ecology· Cardiff· Wales· 2002, *Pedobiologia* 47, 772-783

Muys, B., Den Ouden, J., Verheyen, K. (2010) Functies van biodiversiteit, In: Den Ouden, J., Muys, B., Mohren, F., Verheyen, K. (eds.) B*osecologie en Bosbeheer,* Acco, Leuven

Nabuurs, G.J. Hommel, P., (2007) Klimaatverandering en het Nederlandse bos: geen doemscenario's graag, *Vakblad Natuur Bos Landschap* 4, 8-13

Nagel, R.V. (2015) Roteiche (Quercus rubra L.) *In:* Vor, T., Bolte, A., Spellmann, H., Ammer, C. (eds.) *Potenziale und Risiken eingeführter Baumarten,* Universitätsverlag Göttingen, Göttingen

Niinemets, U.Valladares, F. (2006) Tolerance to shade, drought, and waterlogging of temperate Northern Hemisphere trees and shrubs, *Ecological Monographs* 76, 521–547

Nyssen, B., Den Ouden, J., Verheyen, K. (2013) *Amerikaanse vogelkers, van Bospest tot Bosboom,* KNNV, Zeist

Nyssen, B., Van der Burg, R., Desie, E. (2016) Regime shift in bossen op zandgronden, LESA toont de kansen, *De Levende Natuur* 6, 230-234

Olsthoorn, A.F.M., Wolf, R.J.A.M. (2006) *Evaluatie van effectgerichte maatregelen in multifunctionele bossen; eindrapport*, LNV-DK, Ede

Oosterbaan, A., Olsthoorn, A.F.M. Van den Berg, C. (2003) Beheersingsstrategieën voor Amerikaanse vogelkers, Amerikaanse eik en Gewone esdoorn, Alterra, Wageningen

Op Akkerhuis, G.J., Wijdeven, S.M.J., Moraal, L.G., Veerkamp, M.T., Bijlsma, R.J. (2005) D*ood hout en biodiversiteit; een literatuurstudie naar het voorkomen van dood hout in de Nederlandse bossen en het belang ervan voor de duurzame instandhouding van geleedpotigen, paddenstoelen en mossen*, Alterra, Wageningen

Pabian, S.E., Ermer, N.M., Tzilkowski, W.M., Brittingham, M.C. (2012) Effects of Liming on Forage Availability and Nutrient Content in a Forest Impacted by Acid Rain, *Plos One* 7(6), 1-10

Pontailler, J.Y., Faille, A., Lemée, G. (1997) Storms drive successional dynamics in natural forests: a case study in Fontainebleau forest (France), *Forest Ecology and Management* 98, 1-15

Potvliet, G., Delforterie, W. (2016) Nooit meer van de gebaande paden? Permanente dunningspaden als mogelijke oplossing voor het beperken van bodemverdichting, *Vakblad Natuur Bos Landschap* 122, 3-5

Puettmann, K. J., Coates, K.D. Messier, C.C. (2009) *A critique of silviculture: managing for complexity,* Washington, Island Press

Reich, P.B., Oleksyn, J., Modrzynski, J., Mrozinski, P., Hobbie, S.E., Eissenstat, D.M., Chorover, J., Chadwick, O.A., Hale, C.M., Tjoelker, M.G. (2005) Linking litter calcium, earthworms and soil properties: a common garden test with 14 tree species, *Ecology Letters* 8, 811-818

Rousk, J., Brookes, P.C., Bååth E. (2009) Contrasting soil pH effects on fungal and bacterial growth suggest functional redundancy in carbon mineralization, *Applied and Environmental Microbiology* 75(6), 1589-1596

Runkle, J. R. (1981) Gap Regeneration in Some Old-growth Forests of the Eastern United States, *Ecology* 62(4), 1041-1051

Runkle, J.R. (1982) Patterns of Disturbance in Some Old-Growth Mesic Forests of Eastern North America, *Ecology* 63(5), 1533-1546

Sauberer, N., Hochbichler, E., Milasowky, N., Panagoitis, B., Sachlehner, L. (2007) N*achhaltiges Waldbiomassenmanagement im Biospärenpark Wienerwald,* Verlag der Österreichischen Akademie der Wissenschaften, Wien

Schelhaas, M.J., Clerkx, A.P.P.M., Daamen, W.P., Oldenburger, J.F., Velema, G., Schnitger, P., Schoonderwoerd, H., Kramer, H. (2014) *Zesde Nederlandse Bosinventarisatie; Methoden en basisresultaten,* Alterra, Wageningen

Scherer-Lorenzen, M., Schulze, E.D., Don, A., Schumacher, J., Weller, E. (2007) Exploring the functional significance of forest diversity: A new long-term experiment with temparate tree species (BIOTREE), *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 9, 53-70

Scherzinger, W. (1999) Mosaik-Zyklus-Konzept *In:* Konold, W., Böcker, R. & Hampicke, U. (eds.) *Handbuch Naturschutz und Landschaftspflege. Kompendium zu Schutz und Entwicklung von Lebensräumen und Landschaften,* Ecomed Verlagsgesellschaft, Landsberg am Lech

Schilthuizen, M., Santos Pimenta, L.P., Lammers, Y., Steenbergen, P.J., Flohil, M., Beveridge, N.G.P., van Duijn, P.T., Meulblok, M.M., Sosef, N., van de Ven, R., Werring, R., Beentjes, K.K., Meijer, K., Vos, R.A., Vrieling, K., Gravendeel, B., Choi, Y., Verpoorte, R., Smit, C., Beukeboom, L.W. (2016) *Incorporation of an invasive plant into a native insect herbivore food web*, PEERJ 4: e1954

Schmidt, M., Jochheim, H., Kersebaum, K.C., Lischeid, G., Nendel, C. (2017) Gradients of microclimate, carbon and nitrogen in transition zones of fragmented landscapes – a review, *Agricultural and Forest Meteorology* 232, 659-671

Schütt, P., Stimm, B. (2014) Pinus sylvestris, In: Lang, U.M. (eds.) *Enzyklopädie der Holzgewächse: Handbuch und Atlas der Dendrologie,* Wiley-VCH, Weinheim

Spathelf, P., Bolte, A., Van der Maaten, E. (2015) Is close-to-nature silviculture (CNS) an adequate concept to adapt forests to climate change?, *Landbauforschung* 65, 161–170

Spek, T. (2004) H*et Drentse esdorpenlandschap. Een historisch-geografische studie (Village and open field landscapes of the Dutch province of Drenthe. A historical-geographical study)*, Thesis Wageningen University, Stichting Matrijs, Utrecht

Starfinger, U., Kowarik, I., Rode, M., Schepker, H. (2003) From Desirable Ornamental Plant to Pest to Accepted Addition to the Flora? – the Perception of an Alien Tree Species Through the Centuries, *Biological invasions* 5, 323-335

TNO (2019) F*actsheet emissies en depositie van stikstof in Nederland* [Online], Beschikbaar: http://publications.tno.nl/publication/34634850/8Pywsn/TNO-2019-emissies.pdf [Accessed on 29 april 2020]

Ulrich, B., Sumner, M.E. (2012) *Soil acidity*, Springer, New York

Van den Burg, A. (2017) Rammelende eieren en brekebenen bij de koolmees: verzuring terug bij af? *Vakblad natuur bos en landschap* 14, 3-7

Van der Aa B., Vriens L., Van Kerckvoorde A., De Becker P., Roskams P., De Bruyn L., Denys L., Mergeay J., Raman M., Van den Bergh E., Wouters J., Hoffmann M. (2015) *Effecten van klimaatverandering op natuur en bos*, Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel

Van den Burg, A., Dees, A., Huigens, T., Bijlsma, R.J., De Waal, R. (2014) V*oedselkwaliteit en biodiversiteit in bossen van de hoge zandgronden,* Bosschap, bedrijfschap voor bos en natuur, Driebergen

Van der Burg, R.F., Bijlsma, R.J., Brouwer, E., De Waal, R.W. (2016) *Vochtige bossen, tussen verdrogen en nat gaan*, OBN Deskundigenteam Nat zandlandschap, OBN/VBNE, Driebergen

Van Kleef, H., Van de Loop, J., Nyssen, B., Brouwer, E., (2016) Systeemgericht beheer als duurzame oplossing tegen invasieve exoten, *De Levende Natuur* 117, 251-255

Van Miegrot, M. (1982) *De bosfunktionalisering*, Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap, Brussel

Vander Mijnsbrugge, K., De Cuyper, B., Vanden Broeck, A., Van der Aa, B. (2017) *Advies over genetische variatie bij aanplantingen van bosplantsoen*, Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel

Vanhellemont, M., Van der Putten, W., Verheyen, K. (2010) Invasieve exoten in bossen, In: Den Ouden, J., Muys, B., Mohren, F., Verheyen, K. (eds.) *Bosecologie en Bosbeheer*, Acco, Leuven

Vansteenkiste, D., De Boever, L., Van Acker, J. (2005) Alternative processing solutions for red oak (Quercus rubra) from converted forests in Flanders, Belgium, *Proceedings of the COST Action E44 Conference on Broad Spectrum Utilization of Wood at BOKU Vienna, Austria, June 14-15, 2005, Universität für Bodenkultur Wien*, 13-26

Vlaamse Milieumaatschappij (2017) *Resultaten verzuring en vermesting* [Online], Beschikbaar: https://www.vmm.be/data/verzuring-en-vermesting [Geraadpleegd op 29 april 2020]

Vlaamse Milieumaatschappij (2019a) *Impact droogte op grondwater* [Online], Beschikbaar: https://www.vmm.be/water/droogte/impact-droogte-op-grondwater [Geraadpleegd op 29 april 2020]

Vlaamse Milieumaatschappij (2019b) *Neerslagextremen* [Online] Beschikbaar: https://www.milieurapport.be/milieuthemas/klimaatverandering/neerslag-verdamping/neerslagextremen [Geraadpleegd op 29 april 2020]

Von Carlowitz, H.C. (1713) *Sylvicultura Oeconomica. Hausswirthliche Nachricht und Naturmäßige Anweisung zur Wilden Baum-Zucht,* Johann Friedrich Braun, Leipzig

Walker, B., Holling, C.S., Carpenter, S.R. Kinzig, A.(2004) Resilience, adaptability and transformability in social--ecological systems, *Ecology and Society* 9(2), 5

Walker, B., Salt, D., (2006) *Resilience Thinking: Sustaining Ecosystems and People in A Changing World*, Island Press, Washington DC

Weeda, E.J., Ozinga, W.A., Jagers op Akkerhuis, G.A.J.M. (2006) *Diversiteit hoog houden. Bouwstenen voor een geïntegreerd natuurbeheer*, Alterra, Wageningen

Weijters, M., Bobbink, R., Verbaarschot, E., Vogels, J., Bergsma, H., Siepel, H. (2016) *Herstel van heide door middel van steenmeelgift, Tussenrapport 2016*, B-WARE, Nijmegen

Weinreich, A. (2000) *Qualitätsentwicklung junger Eichen in Bestandeslücken,* PhD Thesis, Albert-Ludwigs-Universität, Freiburg

Wijdeven, S., Moraal, L., Veerkamp, M. (2010) Dood hout, *In:* Den Ouden, J., Muys, B., Mohren, F., Verheyen, K. (eds.) *Bosecologie en Bosbeheer*, Acco, Leuven

Wilhelm, G.J., Rieger, H. (2013) *Naturnahe Waldwirtschaft mit der QD-Strategie*, Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart

Wolf, R.J.A.M., Dimmers, W.J., Hommel, P.W.F.M., Jagers op Akkerhuis, G.A.J.M., Vrielink, J.G., De Waal, R.W. (2006) B*ekalking en toevoegen van nutriënten; evaluatie van de effecten op het bosecosysteem; een veldonderzoek naar vegetatie, humus en bodemfauna,* Alterra, Wageningen

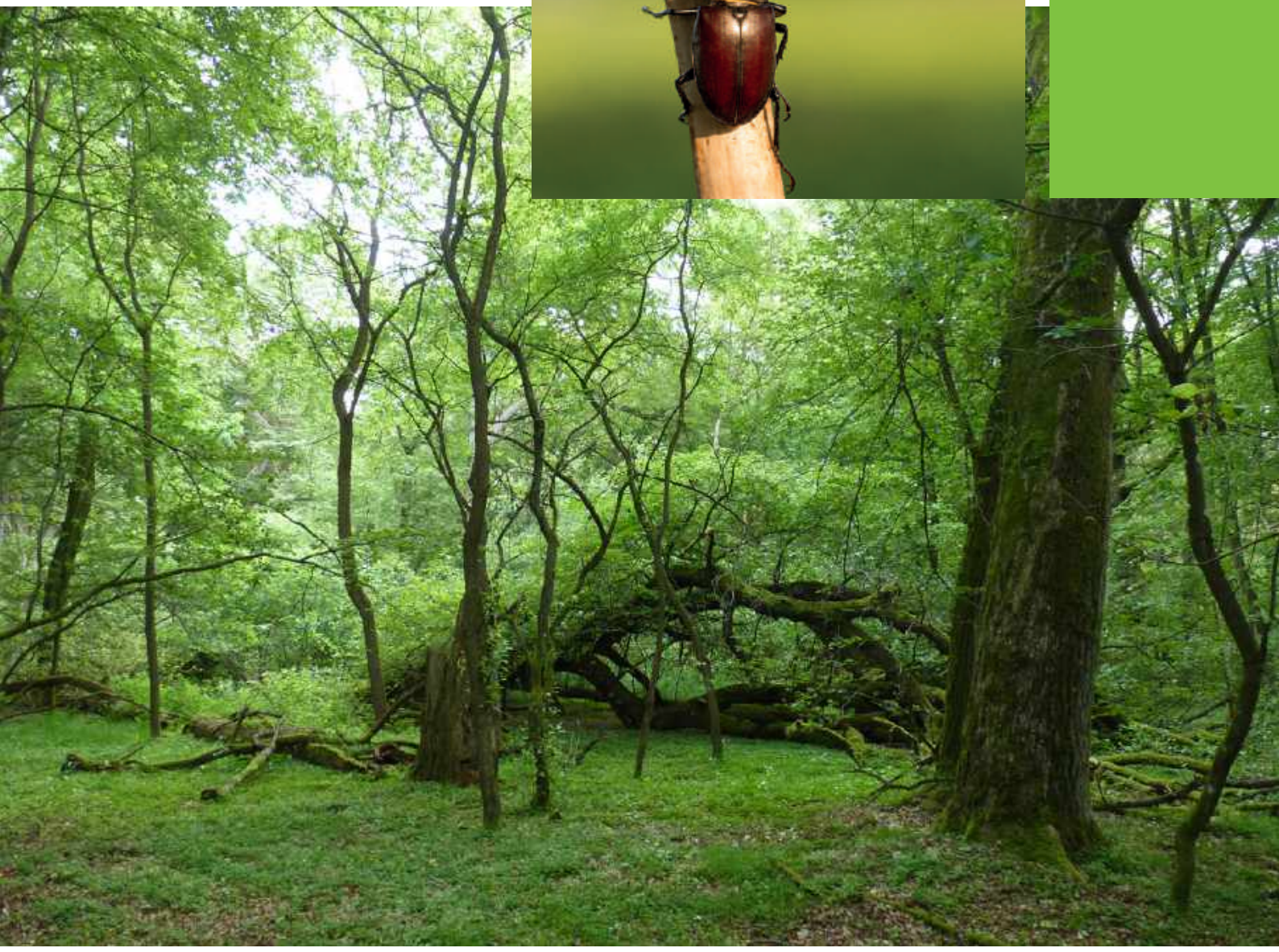
Woziwoda, B., Potocki, M., Sagan, J., Zasada, M., Tomusiak, R., Wilczyński, S. (2014) Commercial Forestry as a Vector of Alien Tree Species - the Case of Quercus rubra L. Introduction in Poland, Baltic Forestry20(1), 131-141

Zagwijn, W.H (1994) Reconstruction of climate change during the Holocene in western and central Europe based on pollen records of indicator species, *Vegetation History and Archaeobotany* 3, 65–88

Zellweger, F., Coomes, D., Lenoir, J., Depauw, L., Maes, S.L., Wulf, M., Kirby, K.J., Brunet, J., Kopecký, Máliš, F., Schmidt, W., Heinrichs, S., Den Ouden, J., Jaroszewicz, B., Buyse, G., SPichter, F., Verheyen, K., De Frenne, P. (2019) Seasonal drivers of understorey temperature buffering in temperate deciduous forests across Europe. *Global Ecology and Biogeography* 28(12), 1774-1786.

Zellweger, F., De Frenne, P., Lenoir, J., Vangansbeke, P., Verheyen, K., Bernhardt-Römermann, M., Baeten, L., Hédl, R., Berki, I., Brunet, J., Van Calster, H., Chudomelová, M., Decocq, G., Dirnböck, T., Durak, T., Heinken, T., Jaroszewicz, B., Kopecký M., Máliš, F., Macek, M., Malicki, M., Naaf, T., Nagel, T.A., Ortmann-Ajkai, A., Petřik, P., Pielech, R., Reczyńska, K., Schmidt, W., Standovár,T., Świerkosz, K., Teleki, B., Vild, O., Wulf, M., Coomes, D. (2020) Forest microclimate dynamics drive plant responses to warming, *Science* 368(6492), 772–775

Zukrigl, K. (1990) *Naturwaldreservate in Österreich. Stand und neu aufgenommene Flächen,* Umweltbundesamt, Wenen



eco2eco

Interreg
EUROPESE UNIE
Vlaanderen-Nederland
Europees Fonds voor Regionale Ontwikkeling