



Kennisnetwerk OBN

**Naar een strategie voor
ontwikkeling van soortenrijke
bossen op voormalige
landbouwgronden**



Naar een strategie voor ontwikkeling van soortenrijke bossen op voormalige landbouwgronden



ontwikkeling+beheer natuurkwaliteit

o+bn



©2022 IPO, Vereniging het Interprovinciaal Overleg, BIJ12, uitvoeringsorganisatie van de gezamenlijke provincies, Utrecht.

Rapport- en projectnummer OBN-2020-119-NZ
Driebergen, 2022

Deze publicatie is tot stand gekomen met een financiële bijdrage van BIJ12 en het Ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit.

Teksten mogen alleen worden overgenomen met bronvermelding.

*Wijze van citeren: van den Berg, L.J.L., L. Baeten, J. Bloem, E. Brouwer, R.F. van der Burg, M.C.C. de Graaf, E. Verbaarschot, K. Verheijen, S. van der Vlist en M. Weijters, 2022. **Naar een strategie voor ontwikkeling van soortenrijke bossen op voormalige landbouwgronden**. Rapport nummer OBN-2020-119-NZ, Kennisnetwerk OBN, Driebergen.*

Deze uitgave is online gepubliceerd op www.natuurkennis.nl

Samenstelling Leon van den Berg, Bosgroep Zuid Nederland
Sarah van der Vlist, Bosgroep Zuid Nederland/WUR
Emiel Brouwer, Onderzoekcentrum B-WARE
Rob van der Burg, Bosgroep Zuid Nederland
Maaïke de Graaf, Bosgroep Zuid Nederland
Etiënne Thomassen, Bosgroep Zuid Nederland
Eva Verbaarschot, Onderzoekcentrum B-WARE
Maaïke Weijters, Onderzoekcentrum B-WARE
Jaap Bloem, Wageningen Environmental research
Lander Baeten, Universiteit Gent
Kris Verheyen, Universiteit Gent

Foto voorkant Stijve naaldvaren en Mannetjesvaren in bos op landbouwgrond.
Fotograaf: Emiel Brouwer

Productie Vereniging van Bos- en Natuurterreineigenaren (VBNE)
Adres: Princenhof Park 7, 3972 NG Driebergen
Telefoon: 0343-745250
E-mail: info@vbne.nl

Voorwoord

Bossen spelen een belangrijke rol bij het behalen van natuur- en klimaatdoelen en ze zijn van grote betekenis voor mensen. Het Rijk en de provincies hebben in de Bossenstrategie vastgelegd om in 2030 10% meer bos te realiseren. Eén van de doelen voor deze bosuitbreiding in Nederland is door bos te ontwikkelen op voormalige landbouwgronden. De bodemsituatie op deze landbouwgronden verschilt sterk van de bodem in bestaande bossen. In dit onderzoek is gekeken naar de ontwikkeling van bosvegetatie op voormalige landbouwgronden op de hogere, droge tot matig vochtige zandgronden. Aan welke knoppen kunnen beheerders draaien om de biodiversiteit van deze nieuwe bossen maximaal te ontwikkelen? In het rapport leest u hoe beheerders en beleidsmakers kunnen sturen op een aantal factoren om de uitgangssituatie, aanplantstrategie en het soortenpallet te optimaliseren.

Behoud maar zeker ook het herstel van biodiversiteit behoort tot de kerndoelen van de overheid. Om dit doel te realiseren ontwikkelt en verspreidt het Kennisnetwerk Ontwikkeling en Beheer Natuurkwaliteit (OBN) daarvoor toepasbare kennis over herstelmaatregelen voor Natura 2000, de aanpak van stikstof, de leefgebiedenbenadering, de ontwikkeling van nieuwe natuur én het cultuurlandschap.

Ik wens u veel leesplezier,

Teo Wams

Voorzitter van het Platform en de Adviescommissie van OBN Natuurkennis

Inhoud

Samenvatting	1
Summary	6
Dankwoord	11
1.1 Uitbreiding van het bosareaal	12
1.2 OBN onderzoek	12
2. Opzet literatuurstudie	15
2.1 Inleiding	15
2.2 Literatuur	15
3. Veranderingen na bebossing	16
3.1.1 Het landbouwverleden	16
3.1.2 De uitgangssituatie in landbouwgronden	16
3.2 Effecten op biota	17
3.2.1 Planten	17
3.2.2 Paddenstoelen	18
3.2.3 Fauna	18
3.2.4 Microbiota	19
3.3 Effecten op de bodemchemie	21
3.3.1 Verzuring (pH)	21
3.3.2 Stikstof	24
3.3.3 Fosfor	27
4. Knoppen voor de beheerder op basis literatuuronderzoek	36
4.1 Boomsoortenkeuze	36
4.1.1 Lichtbeschikbaarheid	36
4.1.2 Strooiselkwaliteit en -kwantiteit	37
4.2 Fosfaat	38
4.3 Hydrologie	39
4.4 Bosstructuur	39
4.5 Effect van beheer	40
5. Kennislacunes en onderzoeksvragen	41
5.1 Synthese: de abiotische uitgangssituatie	41
5.2 Kennislacunes	42
5.3 Het vervolg: veldonderzoek in bossen op voormalige landbouwgrond	43
5.4 Conceptueel model	43

6. Methoden veldstudie	46
6.1 Selectie onderzoeklocaties	46
6.1.1 Selectie in 3 fasen	46
6.1.2 Fase 1: GIS-analyse	47
6.1.2.1 Beschikbare informatielagen	47
6.1.2.2 Stikstof- en spatiële gradiënt	47
6.1.3 Fase 2: selectie locaties op basis veldkenmerken	48
6.1.4 Definitieve locaties	48
6.2 Methoden veldonderzoek	50
6.2.1 Gemeten parameters	50
6.2.2 Vegetatieopnamen	51
6.2.2.1 Vegetatietypologie	51
6.2.3 Bodemchemische analyses	51
6.2.4 Microbiële gemeenschap van de bodem	52
6.2.5 Dataverwerking	53
6.2.6 Statistische analyse	54
7. Resultaten	57
7.1 Vegetatie	57
7.1.1 Algemeen beeld	57
7.1.2 Aangetroffen plantensoorten	58
7.1.3 Vegetatieanalyse	59
7.1.4 Soortensamenstelling en vegetatietypen	61
7.2 Bodemchemie	65
7.2.1 Bodemchemie in de toplaag (0-10cm)	65
7.2.2 Bodemchemie in relatie tot type aanplant	70
7.2.3 Bodemchemie in de toplaag (0-10cm) in relatie tot aanplantperiode	71
7.2.4 Bodemchemie van diepere bodemlagen	73
7.3 Microbiota	74
7.4 Interactie abiotiek en biotiek	75
7.4.1 Bodemchemie en standplaats in relatie tot soortenaantallen	76
7.4.2 Bodemchemie en standplaats in relatie tot microbiota	80
8. Discussie veldonderzoek	86
8.1 Ontwikkeling flora en vegetatie	86
8.2 Ontwikkeling van bodemchemie en biodiversiteit in de tijd	88
8.3 Biodiversiteit en bodemchemie in relatie tot aanplanttype	91
8.4 Knoppen voor de beheerder op basis veldstudie	91
8.4.1 Nutriëntbeschikbaarheid: fosfaat	91
8.4.2 Nutriëntbeschikbaarheid: stikstof	93
8.4.3 Boomsoort: zuurgraad & strooiselkwaliteit	93
8.4.4 Boomsoort: schaduwwerking en lichtbeschikbaarheid	93
9. Leidraad voor bosontwikkeling op landbouwgrond	96

9.1	Optimaliseren uitgangssituatie	96
9.2	Aanleg van bos: soorten, menging en aantallen	98
9.2.1	Soortenkeuze	98
9.2.2	Menging	99
9.2.3	Creëren van gradiënten	99
9.2.4	Aantallen	100
9.2.5	Aanplant of natuurlijke verjonging?	100
9.2.6	Introductie van bossoorten	101
9.3	Beheer	102
9.4	Mogelijkheden voor verschillende bostypen	102
9.5	Kennislacunes	103
Literatuur		104
Bijlage 1 Indicatorwaarden LQIS en SCAIS		110
Bijlage 2 Classificatie soorten		111
Bijlage 3 Resultaten vegetatietynologie		115
Bijlage 4 Vegetatietabel		116
Bijlage 5 Data controle en exploratie		118
Bijlage 6 Additionele data en figuren		122

Samenvatting

Eén van de doelen voor de bosuitbreiding in Nederland is een bijdrage leveren aan biodiversiteitsherstel door bos te ontwikkelen op voormalige landbouwgronden. De bodemcondities van landbouwgronden zijn echter anders dan die in bestaande bossen. De beoogde grote oppervlakte aan nieuwe bossen vraagt daarom om goede richtlijnen hoe om te gaan met de erfenis van landbouw, zodat natuurwaarden maximaal kunnen worden ontwikkeld. De focus van het voorliggende onderzoek ligt bij de ontwikkeling van de bosvegetatie op voormalige landbouwgronden op de hogere, droge tot matig vochtige zandgronden, de voorwaarden voor ontwikkeling en de knelpunten daarbij.

Het doel van het voorliggende onderzoek is om duidelijkheid te krijgen over de knoppen waaraan de beheerder kan draaien bij bosontwikkeling op landbouwgronden om de biodiversiteit van de bossen op droge zandgrond maximaal te ontwikkelen.

Opzet

Op basis van een literatuurstudie werden de meest belangrijke factoren voor ontwikkelingen en kennislacunes geïdentificeerd. De literatuurstudie richtte zich op de vraag: *Hoe kan de biodiversiteit in bossen op voormalige landbouwgrond op zandbodem worden verhoogd en welke beheer- en inrichtingsmaatregelen zijn hiervoor voorhanden?*

De gevonden kennislacunes en specifieke hypothesen werden vervolgens in een veldstudie verder uitgezocht. Op basis van de literatuurstudie en de veldstudie is geprobeerd duidelijkheid te krijgen over de knoppen waaraan de beheerder kan draaien bij bosontwikkeling op landbouwgronden om de biodiversiteit van de bossen op droge zandgrond maximaal te ontwikkelen.

Voor de veldstudie is gekozen om 4 typen bosaanleg op landbouwgrond te onderzoeken. Deze typen zijn bossen met aanplanten waarin ofwel rijkstrooiselsoorten ofwel armstrooiselsoorten domineren. Daarnaast zijn de bossen dusdanig gekozen dat ze variëren in de mate van schaduwwerping van de boomsoorten (donkere en lichte bossen, zie onderstaande tabel).

strooiselkwaliteit	schaduwwerping	soorten
arm	donker	beuk, fijnspar, douglas spar, larix
arm	licht	zomereik, grove den, Corsicaanse den
rijk	donker	linde, esdoorn
rijk	licht	robinia, berk, es, ratelpopulier, populier, vogelkers

Op basis van onder andere bodemtype, grondwatertrap, geologische kaarten, geografische ligging, connectiviteit en bijvoorbeeld stikstofdepositie werden 64 definitieve onderzoeklocaties geselecteerd (figuur 1). Deze werden allen bezocht en op deze locaties werden vegetatieopnamen gemaakt. Vervolgens werden uit deze set 43 locaties gekozen voor een verdere verdieping waarbij ook de bodemsamenstelling op 2 diepten werd geanalyseerd. Van deze 43 locaties werden aan de hand van de resultaten van de bodemchemie 20 locaties gekozen voor verdere verdieping op de bodembiota.



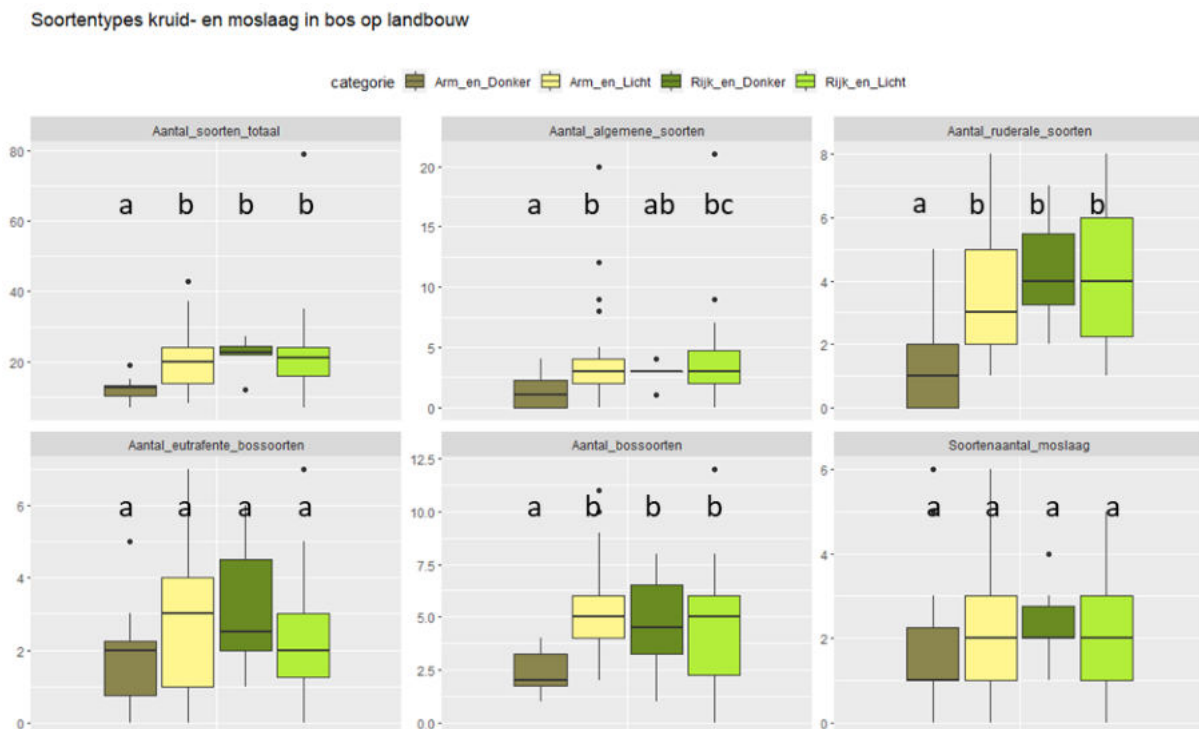
Figuur 1. Kaart van Nederland met de 64 onderzoeklocaties per bostype (strooisel kwaliteit - licht): rood: arm – donker, roze: arm – licht, donkergroen: rijk - donker, lichtgroen: rijk - licht

Resultaten

Er is een grote variatie aan bostypen op landbouwgrond aangetroffen in de 64 bezochte locaties: van dichte fijnsparbossen zonder noemenswaardige ondergroei populierenopstanden waarin bramen en brandnetels manshoog reiken tot zeer soortenrijke bossen, waarin een mix van ruderaal en typische bossoorten in de kruidlaag werden gevonden. Het grootste deel van de huidige bossen op landbouwgrond is zeer eentonig en homogeen aangeplant. Ook het reliëf in deze bossen is nagenoeg geheel verdwenen. De meest voorkomende soorten in de kruidlaag waren grote brandnetel (63% v.d. opnamen), braam (57%) en mannetjesvaren (46%). De meest voorkomende grassen bleken ruw beemdgras (52%) en gestreepte witbol (31%). In de moslaag betrof dit gewoon dikkopmos (69%), fijn laddermos (58%) en groot laddermos (28%). Ook eutrafente bossoorten als zevenblad, look-zonder-look, fluitenkruid en rankende helmbloem komen regelmatig voor. Bijzonder te vermelden is echter ook het voorkomen van echte bossoorten en zeldzamere bosplanten. Soorten als de eerdergenoemde mannetjesvaren, maar ook hulst, smalle en brede stekelvaren, brede wespenorchis, muursla en schaduwgras komen regelmatig voor. Zeldzamere soorten (en soms 'oud-bosplant') zoals dichte bermzegge, gewone salomonszegel, groot heksenkruid, bosaardbei, stijve naaldvaren en witte klaverzuring werden op diverse locaties gevonden.

Het aantal soorten was over het algemeen lager in de arme- donkere bossen ten opzichte van de andere typen bos (figuur 2).

Hierbij bleek ook jongere aanplanten (na 1990) significant meer algemene en ruderaal soorten bevatten dan oudere aanplanten (1970-1990). Er werden geen verschillen gevonden tussen de leeftijdsklassen in het aantal bossoorten of in het aantal soorten in de moslaag.

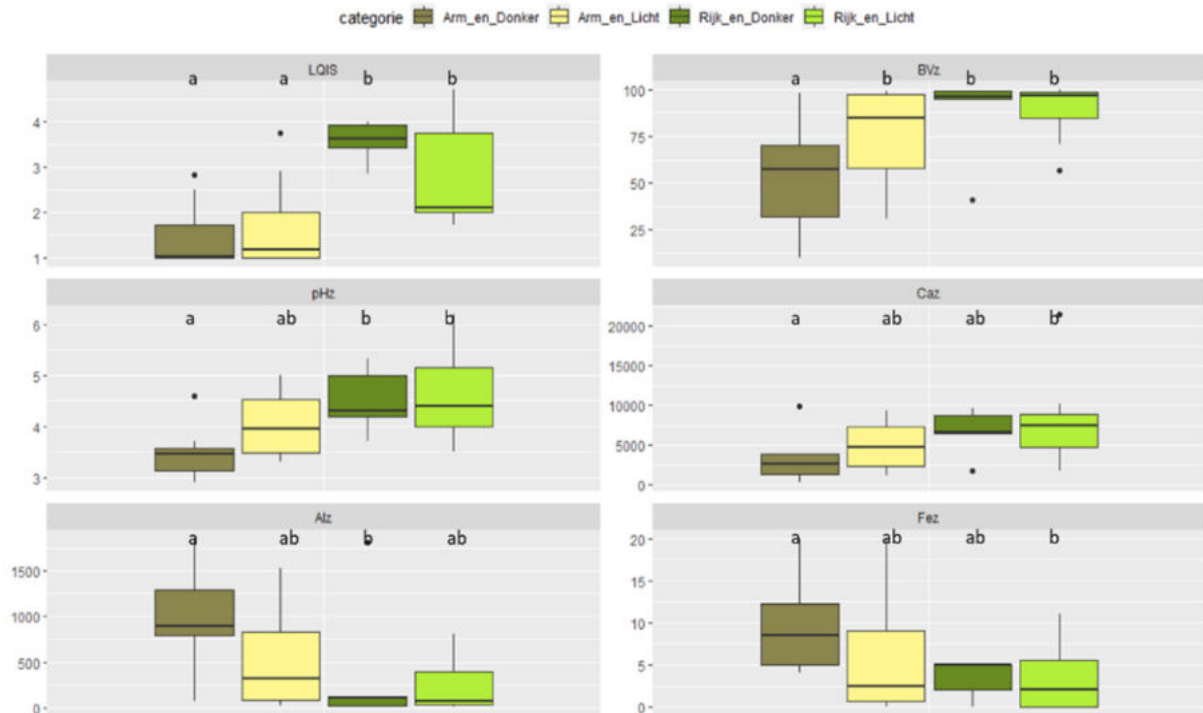


Figuur 2. Boxplots voor het aantal soorten, het aantal algemene soorten, aantal ruderaal soorten, aantal eutrafente bossoorten, aantal bossoorten en het soortenaantal in de moslaag in de vier verschillende bostypen: arm en donker bos, arm en licht bos, rijk en donker bos en rijk en licht bos.

Grotere verschillen werden gevonden in de bodemchemie. Bossen met rijkstrooiselaanplanten (rijk) hadden een hogere pH en basenverzadiging dan de armstrooiselaanplanten. Ook het calciumgehalte, aluminium en ijzer vertonen waarden die passen in dit beeld. Met name de verschillen tussen de arme-donkere bossen en de rijkstrooiselaanplanten zijn zeer duidelijk (figuur 3). Belangrijk te vermelden is dat de stikstofhoeveelheid niet of nauwelijks verschilt tussen de verschillende bostypen. Ook de totale hoeveelheid P was niet significant verschillend tussen de typen. De plantbeschikbaarheid van P verschilt echter wel significant tussen de typen waarbij de rijkstrooiselaanplanten juist een lagere beschikbaarheid P hebben ten opzichte van de armstrooiselaanplanten. Deze lagere beschikbaarheid werd toegeschreven aan de betere buffering (hoger calciumgehalte) in deze opstanden en daardoor betere fosfor binding aan calcium.

Verzuring en buffering in toplaag van de bodem (zoutextracten)

LQIS zonder eenheid, BV in %, Ca, Al en Fe in umol/L



Figuur 3. Input van rijk strooisel (LQIS) en variabelen indicatief voor verzuring en buffering in vier bostypen van bos op voormalige landbouwgrond. Basenverzadiging (BVz), pH, calcium (Caz), aluminium (Alz) en ijzer (Fez) zijn gemeten na zoutextractie.

De lagere beschikbaarheid van fosfor, en de hogere mate van buffering was duidelijk gerelateerd aan meer bossoorten. Hieruit komt naar voren dat het behoud van buffering en calcium (als erfenis uit het landbouwverleden) van belang is voor het bevorderen van gewenste bossoorten. Als gevolg van de aanplantstrategie en de bodemchemie werden ook verschillen in de hoeveelheden bacteriën gevonden. De grootste hoeveelheden bacteriën werden gevonden in het bostype rijk en licht, en significant lagere hoeveelheden in de arme bossen.

Handvatten

De uitgangssituatie op voormalige landbouwgronden is relatief eenvormig. Vergeleken met onze bestaande oudere bossen zijn de grootste verschillen als volgt:

- In de landbouwgronden heeft zich door bemesting een grote fosforvoorraad opgebouwd. Dit leidt vaak tot floristisch soortenarme brandnetel- en braam gedomineerde bossen;
- De buffering en basenverzadiging is aanzienlijk beter op landbouwbodems. Door de kalkgiften tijdens landbouwkundig gebruik bevindt de bodem zich soms in de bicarbonaat-bufferringe, met een bijbehorende pH(NaCl) van rond de 6 a 7. Maar vaak is deze lager en zit deze in de kation-uitwisselingsbufferringe met een pH(NaCl) van rond de 4.5. Wel is de basenverzadiging dan nog hoog, soms meer dan 90%;
- De hoeveelheid organisch stof is veel lager dan in een goed ontwikkelde bosbodem;
- Door het lage gehalte organisch materiaal is ook de stikstofvoorraad vaak gering. Mineraal stikstof is vooral beschikbaar in de vorm van nitraat, er is weinig ammonium gebonden aan de bodem. Zeker op voormalige akkers is zo weinig organisch materiaal aanwezig dat de nalevering van stikstof uit organisch materiaal gering is en bij achterwege blijven van bemesting snel stikstoflimitatie kan optreden;
- Het bodemrelief is tot bijna nul gereduceerd. Hierdoor is er weinig variatie in mate van strooiselinvang, expositie en microklimaat;

- Het bodemleven verschilt zeer sterk van dat van oude bossen en verandert ook maar erg langzaam na bosaanplant.

Bij ontwikkeling van bos op landbouwgrond kan de beheerder sturen op een paar belangrijke factoren. De belangrijkste factoren zijn: fosforbeschikbaarheid, schaduw of lichtbeschikbaarheid, buffering/zuurgraad. Hierbij wordt hydrologie in dit onderzoek buiten beschouwing gelaten omdat het hier niet is onderzocht. Sturing op de lokale hydrologie (zie OBN vochtige bossen) kan echter zeer belangrijk zijn in de ontwikkeling.

- 1) Optimalisatie uitgangssituatie: De meest ingrijpende maatregelen, en daarmee beste sturing, kan plaatsvinden voordat het bos wordt aangeplant. Dan kan de hydrologische situatie, de voedingstoestand en het reliëf nog aangepast worden. Ook kan men er dan nog voor kiezen om niet met een gesloten grasvegetatie maar vanuit een open (zwarte braak) of geakkerde situatie te beginnen. Door (een deel van) de bouwvoor te verwijderen ontstaat een situatie met een lagere voedselrijkdom hetgeen de biodiversiteit ten goede komt. De buffering onder de bouwvoor is vaak nog redelijk goed. Ook kan met het (deels) verwijderen van de bouwvoor reliëf worden teruggebracht in het landschap wat microhabitat ten goede komt.
- 2) Optimalisatie aanplantstrategie, soortkeuze: De zuurbuffering van landbouwgronden is door bekalking hoger dan vergelijkbare gronden zonder landbouwvoorgeschiedenis. Op zandgronden en basenarme leem vindt na bosaanleg snel verzuring plaats. Het is van belang te zorgen dat basische kationen niet of zo langzaam mogelijk uitspoelen en beschikbaar blijven door te sturen op een goede strooiselafbraak en dus aan te planten met rijkstrooiselsoorten (bijvoorbeeld esdoorn, iep, es, kers, haagbeuk, winterlinde/zomerlinde/Hollandse linde, Spaanse aak, hazelaar, meidoorn, vlier, kardinaalsmuts). Men mengt hierbij best soorten met ectomycorrhiza 's als arbusculaire mycorrhiza's. Een hoge dominantie van zuur-strooiselsoorten als grove den en beuk moet worden vermeden.
- 3) Optimalisatie aanplantstrategie, dichtheden: Omdat de biodiversiteit ook sterk afhankelijk is van de aanwezigheid van gradiënten en aantallen niches is het evident dat aanplanten van bos op landbouw in verschillende dichtheden een op termijn hogere biodiversiteit kan opleveren. Aanplanten worden daarom niet gedaan in vaste plantafstanden maar met plantafstanden die variëren tussen groepen of delen van de aanplant. Met dichte beplantingen, ijle beplantingen en open plekken van variabele oppervlakte, waardoor licht en voedselrijkdom zal variëren en bos kan afwisselen met struweel, zoomvegetaties en open plekken.
- 4) Optimalisatie soortenpallet, Herinintroductie: Een maatregel die serieuze overweging verdient is het aanplanten of herinintroduceren van oud bos soorten (translocatie). Dit onderzoek bevestigt nog maar eens dat deze soorten zich slecht verbreiden. Het beste moment van aanplant is wellicht het moment dat het kronendak zich begint te sluiten. Er ontstaat dan meer open bodem, en een mogelijkheid voor oud bos soorten om zich te vestigen en uit te breiden. Het meest geschikt zijn de soorten die ook op kalkarme, wat voedselrijkere bodem kunnen groeien. Naast oud-bosplanten vallen hier ook algemenere soorten zoals wilde kamperfoelie en struiken als vuilboom onder.

Summary

One of the goals in afforestation in the Netherlands is to aid the recovery of biodiversity loss via development of forest on former arable land. However, soil conditions of former arable fields differ from existing (ancient) forests. The large areas that are planned demand sound guidelines on how to deal with these conditions in order to maximise natural values and biodiversity. The current study focusses on the development of forest floor vegetation on former arable land on dry sandy soils and addresses potential determining factors and bottlenecks in the development.

The goal of this study is to *clarify the determining factors that can be influenced by management for the development of forest on former arable land in order to maximise forest biodiversity on dry sandy soils.*

Method

The most important factors that determine development in forest plantations on arable soils were identified after reviewing scientific literature. In this review we focussed on the question: *How can biodiversity in plantations on former arable dry sandy soil be increased? and what management measures can be taken?*

The identified knowledge gaps were then further investigated in a field study. On the basis of the literature study and the field study, an attempt was made to gain clarity about measures that a manager can take when developing forests on agricultural lands to maximize the biodiversity of the forests.

For the field study, it was decided to investigate 4 types of forestry on agricultural land. These types are forests with plantations in which either rich-litter or poor-litter types dominate. In addition, the forests are chosen in such a way that they vary in the degree of shade of the tree species (dark and light forests, see table below).

Litter quality	Shade casting	Species
Poor	Dark	Beech, Fir, Douglas fir, Larch
Poor	Light	Oak, Pine
Rich	Dark	Lime, Maple
Rich	Light	Robinia, Birch, Ash, Poplar, Cherry

On the basis of, among other things, soil type, groundwater trap, geological maps, geographical location, connectivity and, for example, nitrogen deposition, 64 definitive research locations were selected (Figure 1). These were all visited and vegetation recordings were made at these locations. Subsequently, 43 locations were chosen from this set for a further deepening in which the soil composition at 2 depths was also analyzed. Based on the results of the soil chemistry, 20 locations of these 43 locations were chosen for further deepening of the soil biota.



Figure 1. Map of the Netherlands with the 64 research locations per forest type (litter quality - light): red: poor - dark, pink: poor - light, dark green: rich - dark, light green: rich - light

Results

A wide variety of farmland forest types was found in the 64 sites visited: from dense spruce forests with no significant undergrowth, poplar stands where brambles and nettles reach chest height, to highly species-rich forests, where a mix of ruderal and typical forest species were found in the herb layer. Most of today's forests on agricultural land are very monotonous and homogeneously planted. The relief in ground floor of these forests has also almost completely disappeared. The most common species in the herb layer were *Urtica dioica* (63% of the intakes), *Rubus* sp. (57%) and *Dryopteris filix-mas* (46%). The most common grasses turned out to be *Poa trivialis* (52%) and *Holcus lanatus* (31%). In the moss layer this concerned *Brachythecium rutabulum* (69%), *Kindbergia praelonga* (58%) and *Pseudoscleropodium purum* (28%). Eutrophic forest species such as *Aegopodium podagraria*, *Aliaria petiolata*, *Anthriscus sylvestris* and *Ceratocarpus claviculata* are also regularly found. However, it is also worth mentioning the occurrence of typical forest species and some rare forest plants. Species such as the previously mentioned *Dryopteris filix-mas*, but also *Ilex aquifolium*, *Dryopteris dilatata*, *Dryopteris carthusiana*, *Epipactis helleborine*, *Mycelis muralis* and *Poa nemoralis* were commonly found. Rarer species (and sometimes "old forest plant") such as *Carex muricata*, *Polygonatum multiflorum*, *Circaea lutetiana*, *Fragaria vesca*, *Polystichum aculeatum* and *Oxalis acetosella* were found in various locations. The number of species was generally lower in the poor-dark forests compared to the other forest types (Figure 2).

It also turned out that younger plantings (after 1990) contained significantly more common and ruderal species than older plantings (1970-1990). No differences were found between the age classes in the number of forest species or in the number of species in the moss layer.

Soortentypes kruid- en moslaag in bos op landbouw

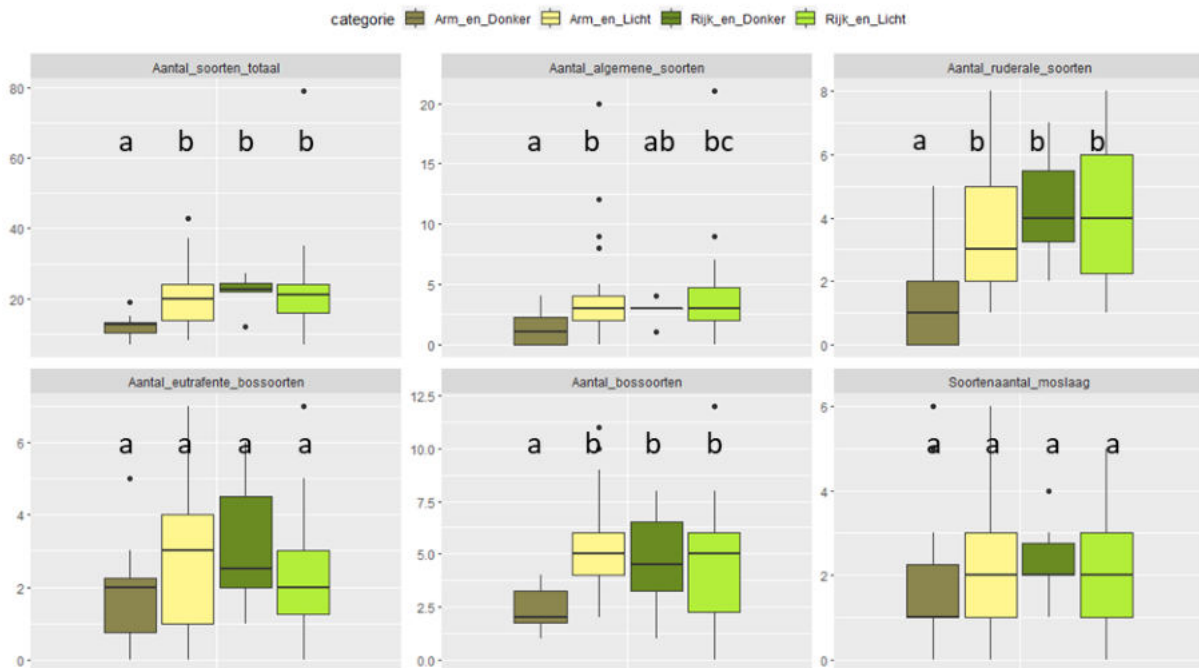


Figure 2. Box plots for the number of species, the number of common species, number of ruderal species, number of eutrafentic forest species, number of forest species and the number of species in the moss layer in the four different forest types: poor and dark forest, poor and light forest, rich and dark forest and rich and light forest.

Larger differences were found in the soil chemistry. Forests with rich litter had a higher pH and base saturation than the forests that were planted with poor litter species. The calcium content, aluminium and iron also show values that fit into this picture. In particular, the differences between the poor-dark forests and the rich litter plants are very clear (Figure 3). It is important to mention that the nitrogen content does not differ between the different forest types. In addition, the total amount of P was not significantly different between the types. However, the plant availability of P differs significantly between the types, in which the rich litter plants have a lower P availability compared to the poor litter plants. This lower availability was attributed to the better buffering (higher calcium content) in these stands and therefore better phosphorus binding to calcium.

Verzuring en buffering in toplaag van de bodem (zoutextracten)

LQIS zonder eenheid, BV in %, Ca, Al en Fe in umol/L

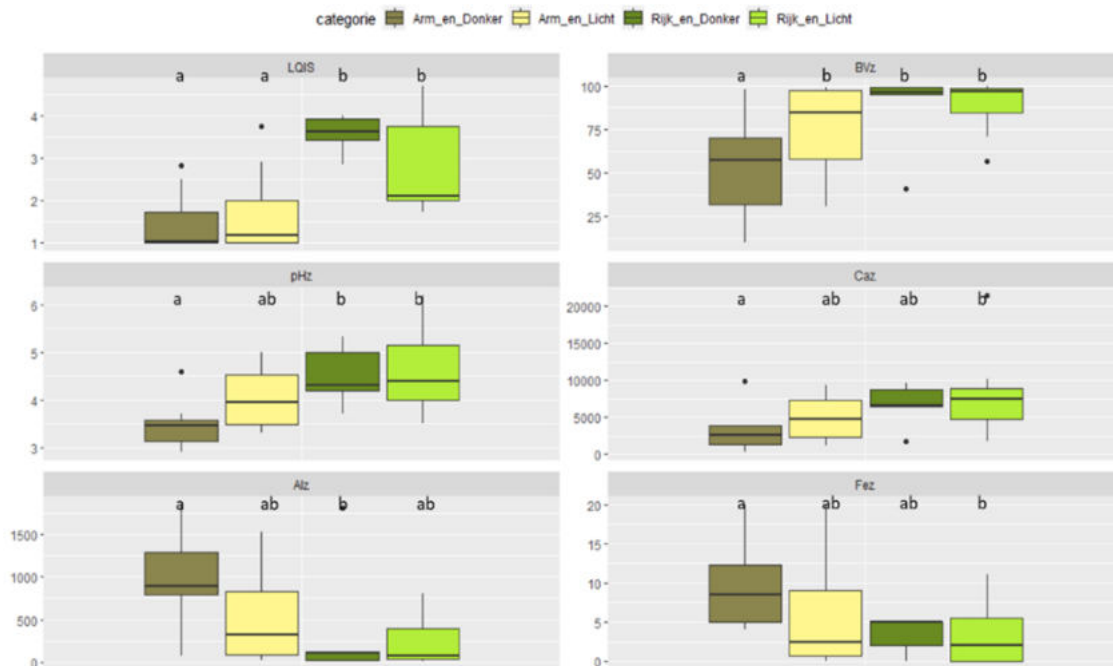


Figure 3. Rich litter input (LQIS) and variables indicative of acidification and buffering in four forest types of forest on former farmland. Base saturation (BVz), pHz, calcium (Caz), aluminum (Alz) and iron (Fez) were measured after salt extraction.

The lower availability of phosphorus, and the higher degree of buffering, was clearly related to more forest species. This shows that preserving buffering and calcium (as an inheritance from the agricultural past) is important for promoting desirable forest species.

Differences in the amounts of bacteria were also found as a result of the planting strategy and the soil chemistry. The highest amounts of bacteria were found in the rich and light forest type, and significantly lower amounts in the poor forests.

In conclusion

The initial situation on former agricultural land is relatively uniform. Compared to our existing older forests, the main differences are as follows:

- A large stock of phosphorus has built up in agricultural soils through fertilization. This often leads to floristic species-poor nettle and bramble-dominated forests;
- The buffering and base saturation is considerably higher on agricultural soils. Due to liming during agricultural use, the soil is often in the bicarbonate buffer range, with an associated $\text{pH}_{(\text{NaCl})}$ of around 6 to 7. But it is often lower and in the cation exchange buffer range with a $\text{pH}_{(\text{NaCl})}$ from around 4.5. However, the base saturation is still high, sometimes more than 90%;
- The amount of organic matter is much lower than in a well-developed forest floor;
- Due to the low content of organic material, the nitrogen supply is often low. Mineral nitrogen is mainly available in the form of nitrate, there is little ammonium bound to the soil. Certainly on former fields there is so little organic material present that the subsequent supply of nitrogen from organic material is small and nitrogen limitation can quickly occur if fertilization is not applied;
- The relief in ground floor has been reduced to almost zero. As a result, there is little variation in the degree of litter capture, exposure and microclimate;
- The microbial soil communities are very different from that of old forests and changes only very slowly after forest planting.

When developing forests on agricultural land, the manager can steer on a few important factors. The main factors are: phosphor availability, shade or light availability, buffering/acidity. Hydrology is not taken into account in this study because it has not been investigated here. However, steering on local hydrology (see OBN report Vochtige bossen) can be very important in the development.

- 1) Optimization of the starting situation: The most drastic measures, and therefore the best management, can take place before the forest is planted. Prior to planting, the hydrological situation, the nutritional status and the relief can still be adjusted. One can also choose not to start with a closed grass vegetation but from an open (black fallow) or cultivated situation. Removing (part of) the top soil creates a situation with lower nutrients, which benefits biodiversity. The buffering under the top soil is often still reasonably high. With the (partial) removal of the top soil, relief can also be brought back into the landscape, which benefits microhabitat.
- 2) Optimization of planting strategy, choice of species: Due to liming, the acid buffering of agricultural soils is higher than comparable soils with no agricultural history. On sandy soils and low-alkaline loam, acidification quickly takes place after forestry. It is important to ensure that basic cations do not leach and remain available as slowly as possible by aiming for good litter breakdown and therefore planting species with rich litter types. It is best to mix species with ectomycorrhiza and arbuscular mycorrhizae. A high dominance of acidic, poor litter species such as Scots pine and beech should be avoided.
- 3) Optimization of planting strategy, densities: Because biodiversity is also highly dependent on the presence of gradients and numbers of niches, it is evident that planting forests on agriculture in different densities can lead to higher biodiversity in the long run. Plantings are therefore not done in fixed planting distances but with planting distances that vary between groups or areas of the forest. With dense plantings, sparse plantings and open spaces of variable surface area, whereby light and nutrient richness will vary and forest can alternate with shrubbery, fringe vegetation and clearings.
- 4) Optimization of species pool, Reintroduction: A measure that deserves serious consideration is the planting or reintroduction of old forest species (translocation). This research confirms once again that these species are poorly distributed. Perhaps the best time to plant or reintroduce these species is when the forest canopy begins to close. This creates more open soil, and an opportunity for old forest species to settle and expand. The most suitable are the species that can also grow on calcareous, somewhat more nutrient-rich soil. In addition to old forest plants, this also includes more common species such as *Lonicera periclymenum* and shrubs such *Rhamnus frangula*.

Dankwoord

De auteurs bedanken Bij12, het ministerie van Economische Zaken voor de financiering van dit onderzoek. Daarnaast bedanken we de diverse beheerders van de bezochte terreinen voor het verlenen van toegang en de medewerking voor dit onderzoek. Voorts bedanken we het OBN Deskundigen Team Nat Zandlandschap voor de begeleiding bij aanvang en afronding van het onderzoek. Speciale dank gaat uit naar de studenten Liza van de Mortel, Kim Mutsers en Quiniver Tuinder voor hun waardevolle hulp in het veld.

1.1 Uitbreiding van het bosareaal

Het bosareaal in Nederland heeft veel fluctuaties gekend. Na de laatste ijstijd bestond Nederland waarschijnlijk voornamelijk uit bos (Den Ouden et al., 2010). Vanaf de Romeinse tijd werd het bos steeds intensiever gebruikt en is het bosareaal langzaam afgenomen tot het overgrote deel van de bossen aan het eind van de Middeleeuwen verdwenen was (Den Ouden et al., 2010). Aan het eind van de achttiende eeuw kende Nederland slechts rond de 100.000 hectare Nederlands bos (Jansen et al., 2009). In de eerste helft van de negentiende eeuw werden bossen grootschalig aangeplant, met name op stuifzanden en heidegronden (Raap & Janse 2020). Houtproductie en vastlegging van de woeste gronden waren de voornaamste redenen, naast de werkvoorziening die het verschaftte. Sindsdien is het bosareaal nog iets gegroeid door bosaanplant op landbouwgrond tot de huidige oppervlakte van 360.000 hectare; dit is ongeveer 10 procent van het landoppervlak, waarvan slechts 41.340 hectare er al voor 1900 was (Daamen 2008). Daarmee is Nederland één van de meest bosarme landen ter wereld (Jansen et al., 2009).

In 2016 werd het Actieplan Bos en Hout ondertekend, waarin het voornemen staat om 100.000 hectare extra bos te creëren in Nederland (Nabuurs & van den Briel 2017). Om de klimaatdoelen te halen is CO₂-opslag in meer bos nodig en er wordt een stijgende vraag naar duurzaam Nederlands hout verwacht (Nabuurs & van den Briel 2017). Daarnaast zal meer bos de hoge recreatiedruk op de huidige bossen verlichten en bijdragen aan de verhoging van de biodiversiteit in Nederland. Dit voornemen is verder uitgewerkt en concreet gemaakt in de Landelijke Bossenstrategie die werd gepubliceerd in november 2020. Hierin staat dat Nederland in 2030 tien procent meer bos zal hebben; een toename van ongeveer 37.000 hectare bos (Rijksoverheid 2020). De uitbreiding van het huidige bosareaal zal deels plaatsvinden door bestaande bossen te vergroten en beter te benutten. Er zal echter ook veel nieuw bos op (voormalige) landbouwgrond moeten worden aangeplant buiten de huidige natuurterreinen (Rijksoverheid 2020).

1.2 OBN onderzoek

Eén van de doelen voor de bosuitbreiding is een bijdrage leveren aan biodiversiteitsherstel (als hoofd- of nevendoeel) door bos te ontwikkelen op voormalige landbouwgronden. De bodemcondities van landbouwgronden zijn echter geheel anders dan die in bestaande bossen. De beoogde grote oppervlakte aan nieuwe bossen vraagt daarom om goede richtlijnen hoe om te gaan met de erfenis van landbouw, zodat natuurwaarden maximaal kunnen worden ontwikkeld. De focus van het voorliggende onderzoek ligt bij de ontwikkeling van de bosvegetatie op voormalige landbouwgronden op de hogere, droge tot matig vochtige zandgronden, de voorwaarden voor ontwikkeling en de knelpunten daarbij.

Het perspectief voor biodiversiteit van bossen op (sterk) vermeste landbouwgronden (op zand) in Nederland is nauwelijks bekend. Wel is in Vlaanderen al veel onderzoek gedaan naar bosontwikkeling op landbouwgronden. Dit betreft vooral onderzoek op de rijkere (leem)bodems (o.a. Baeten et al., 2009, De Schrijver et al., 2011). Het onderzoek in Vlaanderen is een waardevolle bron van kennis, maar is door de rijkere bodems niet één op één toepasbaar op bebossingen van landbouwgronden op van nature mineraalarme droge zandgronden, terwijl juist op deze gronden een groot deel van de bosaanleg in Nederland zal worden gerealiseerd.

Het doel van het voorliggende onderzoek is om op basis van een literatuurstudie naar bestaande kennis, aangevuld met een veldstudie, duidelijkheid te krijgen over de knoppen waaraan de beheerder kan draaien bij bosontwikkeling op landbouwgronden om de biodiversiteit van de bossen op droge zandgrond maximaal te ontwikkelen. Dit onderzoek bestaat derhalve uit 3 delen:

1. Een literatuurstudie waarin de huidige stand van kennis wordt samengevat en waarin eventuele kennislacunes met betrekking tot de ontwikkeling van bos op zandige landbouwgronden zijn geïdentificeerd.
2. Een veldstudie waarin kennislacunes aan de hand van toetsbare hypothesen zijn onderzocht.
3. Een integrerend deel waarin handvatten voor beheerders zijn opgesteld.

Deel A

Literatuurstudie

2. Opzet literatuurstudie

2.1 Inleiding

De literatuurstudie richt zich op de hoofdvraag:

Hoe kan de biodiversiteit in bossen op voormalige landbouwgrond op zandbodempl worden verhoogd en welke beheer- en inrichtingsmaatregelen zijn hiervoor voorhanden?

Biodiversiteit is een erg ruim begrip. In de OBN studie 'Naar een strategie voor ontwikkeling van soortenrijke bossen op voormalige landbouwgronden' beperken we ons tot onderzoek naar de ontwikkeling van verschillende bostypen met de daarbij behorende vegetatie, bodembiota en ontwikkeling van bodemprocessen, vanuit de gedachte dat samenstelling en structuur van de vegetatie en bodemprocessen in grote mate bepalend zijn voor de geassocieerde biodiversiteit. Deze studie legt aldus een basis voor vervolgonderzoek naar andere componenten van biodiversiteit.

In de praktijk is het aantal knoppen waaraan een beheerder kan draaien gering. De belangrijkste knoppen in relatie tot de biodiversiteit in bossen zijn:

1. **nutriëntenbeschikbaarheid** in het algemeen, P-beschikbaarheid in het bijzonder
2. **boomsoort**: middels de keuze voor bepaalde boomsoorten kan de beheerder sturen op:
 - 2.1. **Lichtbeschikbaarheid**: afhankelijk van de soort treedt er meer of minder schaduwverping op
 - 2.2. **Strooiselkwaliteit**: de strooiselkwaliteit van bomen en struiken beïnvloedt verschillende bodemprocessen, het functioneren van bosecosystemen en daarmee indirect de soortensamenstelling van vaatplanten en fauna
3. **hydrologische condities**
4. **bosstructuur**

2.2 Literatuur

Voor deze studie is gebruik gemaakt van wetenschappelijke literatuur (peer reviewed), populairwetenschappelijke bronnen zoals "De Levende Natuur" en diverse proefschriften en onderzoeksrapporten. Relevante artikelen zijn gezocht via de bekende wetenschappelijke zoekmachines zoals "Web of Science" en "Google Scholar" of werden aangedragen door experts in dit vakgebied.

Leeswijzer

In hoofdstuk 3 wordt de huidige stand van kennis van bosontwikkeling op landbouwgronden, specifiek voor zandgronden, bondig weergegeven. Het betreft hier met name de **veranderingen** na aanplant van bos op landbouwgrond. Per onderwerp worden afsluitende conclusies en kennislacunes samengevat aan het eind van een paragraaf of hoofdstuk. In hoofdstuk 4 worden de meest belangrijke **knoppen** voor de beheerder behandeld en in hoofdstuk 5 worden de **kennislacunes** samengevat en wordt een hypothetisch model gepresenteerd.

3. Veranderingen na bebossing

3.1.1 Het landbouwverleden

Bossen werden in Nederland en Vlaanderen eind 19^e eeuw en eerste helft van de 20^e eeuw grootschalig aangeplant op zogenaamde woeste gronden als reactie op de intrede van kunstmestgebruik in de landbouw en de directe vraag naar constructiehout en later ook stuthout voor de mijnindustrie (Raap & Janse 2020). Grootschalige aanplanten vonden plaats op de voormalige heidegronden, vaak na éénmalige bodembewerking en -bemesting. De aanplant op bewerkte akkers en graslanden was veel kleinschaliger. De oppervlakte van bos is sinds tweede helft 21^e eeuw nog licht toegenomen door aanplant op landbouwgronden. Tegenwoordig worden nog veel uit gebruik genomen landbouwgronden bebost. De landbouwgronden worden ingericht in het kader van natuurverbindingen, biodiversiteitsherstel en het klimaatakkoord (Nabuurs & van den Briel 2017). In Nederland zijn vrijwel alle bossen op zandgrond aangeplant op voormalige heide- of landbouwgronden. Minder dan 10% van het Nederlandse areaal bos is aangeplant voor 1900 (Dirkse et al., 2002, Daamen 2008).

De intensivering van de landbouw heeft zich met name de laatste decennia sterk doorgezet. Landbouwgronden werden in de 1^e helft van de 20^e eeuw minder intensief gebruikt in vergelijking met de 2^{de} helft 20^e eeuw. Naast een diepere grondbewerking is de hoeveelheid en de vorm (stalmest, drijfmest) van bemesting gedurende de jaren sterk verandert. Deze verschillen in bemesting en bodembewerking hebben effect op de ontwikkeling en potenties van de bossen die erop werden aangeplant.

Onderzoeken naar bosontwikkeling op landbouwgrond maken veelal gebruik van vergelijkingen tussen oude bossen (E. '*ancient forest*'; dit zijn bossen die voor zover we weten altijd bos zijn geweest) en jonge bossen (E. '*recent forest*'; dit zijn bossen op voormalige landbouwbodems) (Hermij & Verheyen 2007). In deze laatste groep vallen bossen die op relatief armere landbouwbodems in de 1^e helft 20^e eeuw zijn aangeplant, maar ook de bossen die zeer recent op zeer voedselrijke landbouwbodems zijn geplant. In deze studie worden deze bossen respectievelijk als volgt genoemd: "**oude aanplant**" en "**recente aanplant**". Hierbij hanteren we het jaartal 1970 als scheidingsjaar. Het gebruik van drijfmest deed zijn intrede rond 1965 en bodems met aanplanten van voor 1970 hebben daardoor minder mest ontvangen dan bodems die nog na 1970 werden bewerkt en bemest (Bosveld et al., 1990). In het onderhavig literatuuronderzoek naar de potentiële knoppen waaraan de beheerder kan draaien is nadrukkelijk rekening gehouden met de verschillende uitgangssituaties in deze aanplanten. Daarom wordt in onderstaande literatuurreview de leeftijd of uitgangssituatie van de bosopstanden genoemd waar dit van bekend is.

3.1.2 De uitgangssituatie in landbouwgronden

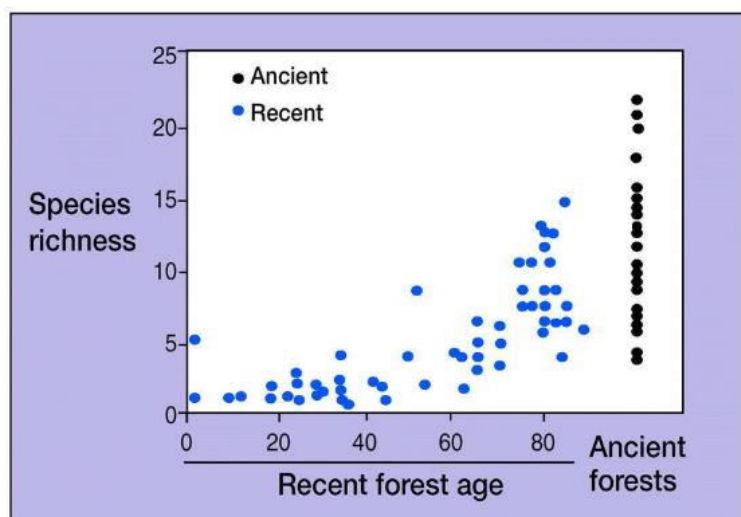
Landbouwgronden, en zeker die op zand, werden bemest en bekalkt. Daarnaast werden deze bodems bewerkt (ploegen, frezen). De bemesting en bewerking hebben geresulteerd in een zeer nutriëntenrijke, gebufferde uitgangssituatie waarin de mineralisatiesnelheden hoog zijn. Mede hierdoor is het organische stof gehalte van deze bodems lager ten opzichte van oorspronkelijke oude bossen (Koerner et al., 1997, Verheyen et al., 1999), maar ook het jarenlange verwijderen van organisch stof door oogst van gewas is debet aan het lagere percentage organisch stof in de bodem (Koerner et al., 1997, Verheyen et al., 1999). De organische stofgehalten nemen na bebossing langzaam toe in (minerale laag) en op (strooisellaag) de bodem. Deze toename van het organische stof gehalte resulteert tevens ook in een toename van het watervasthoudend vermogen (Teepe et al., 2003). In de bovenste 20 cm van Nederlandse landbouwbodems worden P gehalten van 155-1084 mg/kg (totaal P) en 46-155 mg/kg (Olsen P) gemeten, wat tot vier keer hoger is dan de soortenrijke referentiegebieden (soortenrijke graslanden zie bijv. Smolders et al., 2006). Door jarenlange bewerking en het telen van akkergewassen bevatten de bodems veel zaad van ruderaal soorten. Typische bossoorten vormen doorgaans geen persistente zaadbank (incl. zaad, wortelstok of bol) en verdwenen bij het landbouwgebruik (Hermij et al., 1999). Ook kennen landbouwbodems geheel afwijkende bodemgemeenschappen (fauna en micro-organismen dan natuurbodems) met minder schimmel gedomineerde voedselwebben (Aggenbach et al., 2017).

3.2 Effecten op biota

3.2.1 Planten

Aanplanten op landbouwbodems hebben over het algemeen lagere aantallen plantensoorten dan bossen die altijd bos zijn geweest (Peterken & Game 1984, Bossuyt et al., 1999, Flinn & Vellend 2005). Dit verschil is echter niet consistent: in sommige jonge bossen op zure zandbodems worden hogere aantallen soorten gevonden ten opzichte van oude bossen op dezelfde bodem (Graae & Sunde 2000). Dit lijkt een gevolg van enerzijds het voorkomen van ruderaal soorten in bossen op voormalige landbouwbodems en anderzijds ook het feit dat er slechts weinig (doel)soorten voorkomen in de referentiesituaties. Op de kalkloze zandgronden is de pH van nature laag, evenals nutriëntgehalten zoals calcium, kalium en magnesium. Op deze bodems zijn de referentielocaties (bos dat altijd bos is geweest) relatief soortenarm, zeker in vergelijking met aanplant op landbouwbodem of zelfs voormalige heide (Koerner et al., 1997). De iets voedselrijkere bodems welke enige vorm van verstoring hebben gekend (bijvoorbeeld door ploegen) kunnen diverse pioniersoorten een (tijdelijke) plek verschaffen waardoor soortenaantallen hoger kunnen uitvallen in deze aanplanten ten opzichte van de soortenarme referenties. Het aantal soorten hogere planten in de ondergroei is op kalkloze zandgronden dus slechts een matige indicator voor de mate waarin zich een bos met hoge natuurwaarden ontwikkelt, en dient aangevuld te worden met andere indicaties.

Naast de verschillen in aantallen soorten, blijkt met name de vegetatiesamenstelling sterk te verschillen tussen bossen op landbouwgrond en de oude bossen (Hermy & Verheyen 2007). Er zijn bosplanten die in hun verspreiding nagenoeg volledig beperkt zijn tot oude bossen. Dit is een gevolg van de sterke mate van versnippering, het weinig voorkomen van echte oude bossen en de beperkte capaciteit van de oud bosplanten om recente bossen te (her)koloniseren, zowel door beperkte dispersie als lagere vestigingskansen (Baeten et al., 2009). We noemen ze **oudbosplanten** (E: 'ancient forest species'; Hermy et al. 1999). Wanneer men kijkt naar de rijkdom aan deze typische oudbossoorten dan ziet men overduidelijk dat zowel jonge als oude aanplanten lagere aantallen kennen dan (lokale) referentiebossen (bijv. A-locatie bossen). Hoewel na aanleg van de bossen over het algemeen een toename in het aantal karakteristieke bossoorten gevonden wordt naarmate deze bossen ouder worden (zie figuur 3.1) (Jacquemyn et al., 2001, Flinn & Marks 2004), blijft het aandeel oud-bosplanten doorgaans erg beperkt.



Figuur 3.1. Soortenrijkdom van de doelsoorten (aantal schaduwtolerante kruidachtigen per 180m²) uitgezet tegen de leeftijd van de bossen (aantal jaar sinds uit productie nemen van landbouwperceel). Naar (Flinn & Marks 2004).

Figure 3.1. Species richness of key species (number of shade tolerant herbal species per 180m²) against age of the forest (number of years after plantation). From Flinn & Marks 2004)

3.2.2 Paddenstoelen

Bosaanplanten op voormalige landbouwgrond kunnen binnen korte tijd een opmerkelijke rijkdom aan mycorrhiza-paddenstoelen ontwikkelen. Hier is nader naar gekeken in aanplanten van fijnspar in Drenthe. Helaas zijn loofbosaanplanten zeer slecht tot niet onderzocht en kunnen hierover geen uitspraken gedaan worden. In deze meest 20-30 jaar oude sparren-aanplanten op voormalige akkers is een hele reeks bijzondere naaldbosbegeleiders opgedoken, die deels zelfs uitgestorven waren in Nederland of nooit eerder waargenomen (Arnolds et al., 2004, Arnolds et al., 2015). Verder is de ondergroei weinig bijzonder; een vrij goed ontwikkelde moslaag, maar de weinige hogere planten bleken vooral kwijnende akkerplanten, gewoon biggenkruid en gewoon struisgras (Brouwer et al., 2017). Metingen aan deze bodem lieten zien dat de fosforvoorraad hier onverminderd hoog is, maar dat de bodems nog wel aanzienlijk beter gebufferd waren dan oude sparaanplanten op voormalige heidegrond (Brouwer et al., 2017). Meest opvallend was de vrij lage beschikbaarheid van stikstof, in de vorm van nitraat en ammonium. Ook had zich nog geen duidelijke strooisellaag ontwikkeld. Kennelijk vindt in de eerste tientallen jaren na aanplant nog een snelle afbraak plaats onder relatief basenrijke condities, zelfs van de toch moeilijk afbreekbare sparrennaalden. De mycoflora bestaat enerzijds uit mycorrhiza-paddenstoelen van stikstofarme, niet verzuurde bodems, zoals stippelsteelslijmkop (*Hygrophorus pustulatus*), amandelslijmkop (*Hygrophorus agathosmus*) en kleine sparrerussula (*Russula nauseosa*). Anderzijds zijn ook bijzondere strooiselafbrekers goed vertegenwoordigd, zoals panterparasolzwam (*Lepiota felina*) en blauwvlekkende rouwridderzwam (*Lyophyllum gangraenosum*). In Drentse sparrenbosjes op landbouwgrond zijn in totaal 144 soorten waargenomen, waarvan 13% zeer zeldzaam of uitgestorven was. Opmerkelijk is verder dat jonge aanplant op meer organische (moerige, met een fractie veraard veen) landbouwbodems, geen soortenrijke mycoflora ontwikkelen, vermoedelijk doordat uit het organisch materiaal stikstof vrijkomt (Arnolds et al., 2015). Aanplanten met andere boomsoorten leveren soms ook bijzondere soorten paddenstoelen op, maar veel minder dan in fijnsparaanplanten. Een paar metingen die hierin zijn verricht laten ook hogere stikstof-beschikbaarheden zien (B-WARE, ongepubliceerde data).

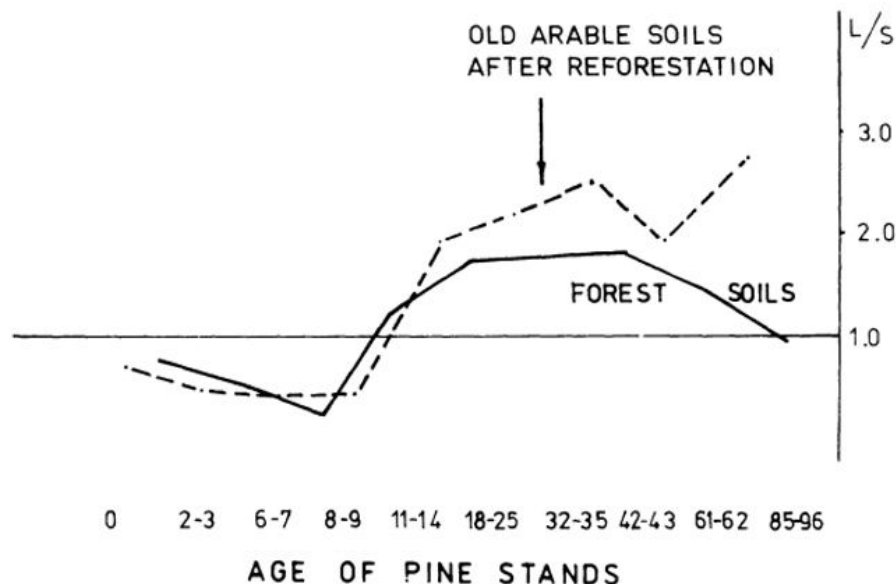
3.2.3 Fauna

Effecten op diersoorten na aanplant van landbouwgronden zijn helaas nauwelijks beschreven. Duidelijk wel is dat aanplanten op landbouwgronden resulteren in een toename van de biodiversiteit en diversiteit aan habitats op landschapsschaal waardoor vogels sterk profiteren (Graham et al., 2017). Onderzoek in Vlaanderen toonde meer op wortel levende nematoden in aanplant op landbouwbodems ten opzichte van referenties (de la Pena et al., 2016). Men vond meer herbivore invertebraten en meer herbivorie in landbouwbebossingen. Dit werd verklaard door verhoging van het P-gehalte in de bodem wat ook tot uiting kwam in de gehalten in het blad van de planten (ten opzichte van referenties). In de studie werd ook gekeken naar de effecten van deze fauna op bosplantensoorten die in het kader van een eerder experiment werden geïntroduceerd in de aanplanten (Verheyen & Hermy 2004). De verhoogde herbivorie bleek bij te dragen aan een slechtere overleving van oud-bosplanten in deze aanplanten.

Uit Europees onderzoek naar zes groepen macro-arthropoden (o.a. kevers, pissebedden (De Smedt et al., 2019)), blijken er binnen bossen sterke gradiënten te bestaan in faunagemeenschappen. In oude bossen wordt met name een hogere activiteit aan bosranden gevonden in vergelijking met de boskern, o.a. als een respons op de hogere temperaturen en voedselkwaliteit (bv. strooisel). In jonge bossen op landbouwgrond zien we beperkte variatie binnen bossen, mogelijk als gevolg van minder sterke ontwikkeling van gradiënten in milieucondities.

Onderzoek naar de veranderingen in faunagemeenschappen na bebossingen van voormalige landbouwgronden zijn schaars en de ontwikkeling van faunagemeenschappen onder verschillende condities is daarom ook duidelijk een kennislacune. Uit een Pools onderzoek blijkt dat de bodemfauna van jonge (1-20 jaar) aanplanten met grove den op voormalige landbouwbodems in het geheel niet lijkt op de faunagemeenschap van vergelijkbare jonge bossen op bosbodems (Szujecki et al., 1977). Uit de verschillende leeftijden van aanplant die Szujecki en collega's

onderzochten blijkt dat faunagemeenschappen met soorten van bossen zich pas beginnen te ontwikkelen tussen het 21^e en 45^e jaar na bosaanleg. Hierbij worden enkele miersoorten, wormen en loopkevers genoemd. Na 25 jaar zag men duidelijk meer facultatief saprofage (etend van dode plantenresten) soorten domineren (figuur 3.2). In deze voormalige landbouwbodems zag men, als gevolg van de opbouw van strooisel, een toename van het aandeel bodemfauna in het strooisel ten opzichte van bodemfauna in de minerale bodem.



Figuur 3.2. Ratio biomassa macrofauna strooisel (L): minerale bodem (S) in bossen op bosbodems (forest soils) en bossen op voormalige landbouwbodems uitgezet tegen de ouderdom van deze opstanden (naar Szujecki et al. 1977).

Figure 3.2. Ratio biomass macrofauna in the litter layer (L) and mineral soil layer (S) in forest on ancient forest soils and forest on former arable soils, plotted against the age of the stands. After Szujecki et al., 1997)

3.2.4 Microbiota

Verschuivingen in de bacteriële- en schimmelgemeenschappen na bebossing van landbouwbodems zijn iets beter onderzocht, al rapporteren de meeste studies alleen de dominante taxonomische groepen (schimmels of bacteriën) en geen analyses tot op functionele groepen. Voor zowel bodemfauna als schimmels en bacteriën geldt dat het veelal onbekend is welke ontwikkeling zich voordoet wanneer andere uitgangssituaties zich voordoen of wanneer deze worden beïnvloed. Toch zien we bij de onderzoeken naar de schimmels en bacteriën hierbij enkele relaties met bijvoorbeeld boomsoort.

Bebossing leidt tot veranderingen in schimmelgemeenschappen (Buckley & Schmidt 2003). Dit is analoog aan verschuivingen gerapporteerd voor korte vegetaties (half-natuurlijke graslanden en heide) na het uit gebruik nemen van landbouwpercelen (van der Wal et al., 2006). De verandering in landgebruik heeft een direct effect op de fungi-gemeenschap met een veel gerapporteerde toename van de activiteit en biomassa van fungi (Macdonald et al., 2009, Gunina et al., 2017). De ontwikkeling van bacteriële gemeenschappen is daarbij sterk afhankelijk van veranderingen in de bodemcondities zoals zuurgraad en kwaliteit van organische stof. Chen en collega's (Chen et al., 2000) onderzochten bebossingen op voormalige graslanden in China en concludeerde dat de microbiële afbraak en respiratie van de bodems afnamen naarmate bossen ouder werden. Zij schreven deze afnamen toe aan de verminderde kwaliteit van het organische stof en de zuurdere omstandigheden in de bossen ten opzichte van de graslanden. Bij een dergelijke ontwikkeling blijkt de input (de kwaliteit en de kwantiteit) van het strooisel van groot belang. Hierdoor is de ontwikkeling van bacteriële gemeenschappen afhankelijk van de dominante boomsoorten en onder

loofhout anders dan onder naaldhout (Gunina et al., 2017). Zo bleken bijvoorbeeld *Acidobacteria* te domineren onder berkenaanplant terwijl *Firmicutes* and *Proteobacteria* dominant werden onder dennenaanplant (Nazaries et al., 2015). Ook werden andere gemeenschappen gevonden onder rijkstrooiselsoorten¹ (zoals linde, es en haagbeuk) dan onder soorten die moeilijk afbreekbaar strooisel produceren (o.a. zomereik, naaldhout). Verzuring, een lage C/N ratio in het blad en productie van microbiële activiteit remmende stoffen uit wortels door beuk bleken bijvoorbeeld te resulteren in zeer verschillende gemeenschappen van es, linde of haagbeuk (Scheibe et al., 2015, Lladó et al., 2018). Ondanks dat er enig onderzoek gedaan is naar de microbiële samenstelling van bosbodems is het nog grotendeels onbekend in welke richting en met welke snelheid de ontwikkeling van gemeenschappen en functionaliteiten zich begeeft na aanplant van landbouwbodems. Bekend is dat de interactie tussen vegetatie en de schimmels en bacteriën zeer belangrijk is, maar welke groep volgend of sturend hierin is, is grotendeels onbekend.

Kennis en kennislacunes

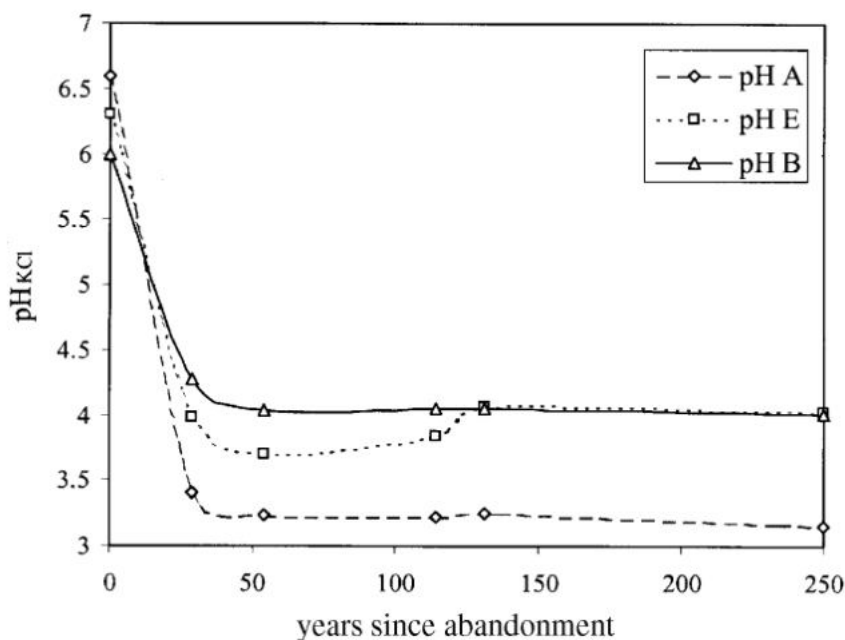
- De effecten van voormalige veranderingen in landgebruik kunnen zeer lang doorwerken. Zelfs wanneer men kijkt naar zeer oude (>2000 jaar) aanplant van landbouwgronden (Dupouey et al., 2002), worden nog effecten in de vegetatie gevonden. De vraag bij bosontwikkeling op landbouwgronden is daarom niet zozeer in welke mate de aanplanten gaan lijken op de referentielocaties maar in welke richting de recent aangeplante bossen zich kunnen ontwikkelen.
- Op de zure, drogere zandgronden is de diversiteit in hogere planten gering waardoor een parameter als "biodiversiteit van hogere planten" mogelijk weinig inzicht geeft in de ontwikkeling van bossen op landbouwgrond. Daarnaast vertroebelt de toename van (ruderaal) plantensoorten het beeld van de ontwikkeling. Het aantal mossen en paddenstoelen is echter een stuk hoger en het is mogelijk dat hier eerder effecten van ontwikkeling in worden waargenomen. Het ontbreekt echter grotendeels aan goede onderzoeken om hier conclusies aan te verbinden en dit wordt dan ook gezien als een kennislacune.
- De kwaliteit van strooiselininput en organisch materiaal is belangrijk voor het verloop van verschillende bodemprocessen. Soorten met rijkstrooisel resulteren over het algemeen in hogere calcium- en magnesiumgehalten en betere buffering in de bodem. Dit kan leiden tot een toename van het bodemleven en behoud van basische kationen in het bosesysteem. Aan de andere kant zorgen veel soorten ook voor hogere beschikbaarheid van stikstof en fosfor. Aanplant van verschillende verhoudingen arm/rijkstrooiselsoorten kan dus een stuurknop zijn om bostypen te ontwikkelen die verschillen in basenrijkdom en voedselrijkdom.
- Na bebossing van landbouwgronden verandert de dominantie van bacteriën in de bodem in een schimmel-gedomineerd systeem. Veranderingen in de bodemcondities (pH, strooiselkwaliteit) spelen hier (mede) een rol in. De ontwikkeling van microbiële gemeenschappen na het bebossen van landbouwgronden is een duidelijke kennislacune. De verhouding zal veranderen. In oude bossen zijn schimmels zeker dominant. In deze bossen zitten de schimmels grotendeels en de microarthropoden voor 90% in de organische strooisellaag. Dus in oude bossen speelt het strooisel een belangrijke rol. Bij voormalige landbouwgronden weten we het in feite nog niet. Ook veel hogere aantallen microarthropoden in bossen wijzen op schimmeldominantie.
- De ontwikkeling van (bodem)faunagemeenschappen onder verschillende condities na aanleg van bos op landbouwgrond lijkt sterk gestuurd door buffering van de bodem en het P gehalte in bladeren, maar is door gebrek aan onderzoeken grotendeels toch een kennislacune.

¹ In dit onderzoek wordt regelmatig onderscheid gemaakt tussen rijk- en armstrooiselsoorten. Hiermee doelen we op de kwaliteit van het strooisel voor de nutriëntenkringloop: rijkstrooiselsoorten hebben makkelijk verteerbaar blad, waarbij veel mineralen als calcium, magnesium en kalium beschikbaar komen tijdens de afbraak van het strooisel. Deze afbraak houdt het ecosysteem relatief mineraalrijk en voorkomt snelle verzuring. Arm strooiselsoorten als grove den en eik, hebben veel moeilijker verteerbaar blad, waardoor er zich een dikke strooisellaag vormt in het bos en de genoemde mineralen slechts beperkt beschikbaar komen in de nutriëntenkringloop. Afbraak van dit strooisel leidt bovendien tot snellere bodemverzuring.

3.3 Effecten op de bodemchemie

3.3.1 Verzuring (pH)

Wanneer bos wordt aangelegd op landbouwbodems of wanneer terreinen spontaan verbossen, wordt een algemene trend van verzuring waargenomen op zowel leemhoudende als leemarme bodems. Dit is onderzocht in binnen- en buitenland (Richter et al., 1994, Koerner et al., 1997, Jug et al., 1999, Cusell 2007). Deze afname in pH is een natuurlijk proces gelinkt aan o.a. plantengroei, maar versnelt in regio's met hoge atmosferische stikstofconcentraties. Vergelijkend onderzoek tussen referentiebossen en jonge bossen (aangeplant met voornamelijk zuur-strooisel producerende soorten) op leemhoudende bodem toont aan dat de pH sterk daalt na aanplant (Bossuyt et al., 1999), zie figuur 3.3. De snelheid van verzuring is daarbij niet constant maar snel in het begin met verschuivingen in bodem pH van ongeveer 6,5 naar pH 4 in slechts 15 jaar en vakt daarna wat af. Dit is vooral een weerspiegeling van het verdwijnen van kalk (calciumcarbonaat) als bufferende stof, waardoor de buffering overgaat in de kation-uitwisselings-bufferrange die vooral bij een pH(zout) van 4-4,5 werkt. Dit effect is echter sterk afhankelijk van de boomsoort (zie verder). Bij aanplant van soorten met relatief zuur strooisel kan men stellen dat, op rijke bodems, de pH in jonge bossen na ca. twee decennia niet meer consistent verschilt van deze in oude bossen op vergelijkbare bodems (zie bijvoorbeeld patronen in De Keersmaecker et al., 2004, Baeten et al., 2009, De Schrijver et al., 2012).



Figuur 3.3. Afname van de bodem $pH_{(KCl)}$ in 3 horizonten in Vlaamse bossen uitgezet tegen de leeftijd van het jonge bos (aantal jaar sinds uit productie nemen van landbouwperceel). A, E en B verwijzen naar de respectievelijke bodemhorizonten (Bossuyt et al., 1999).

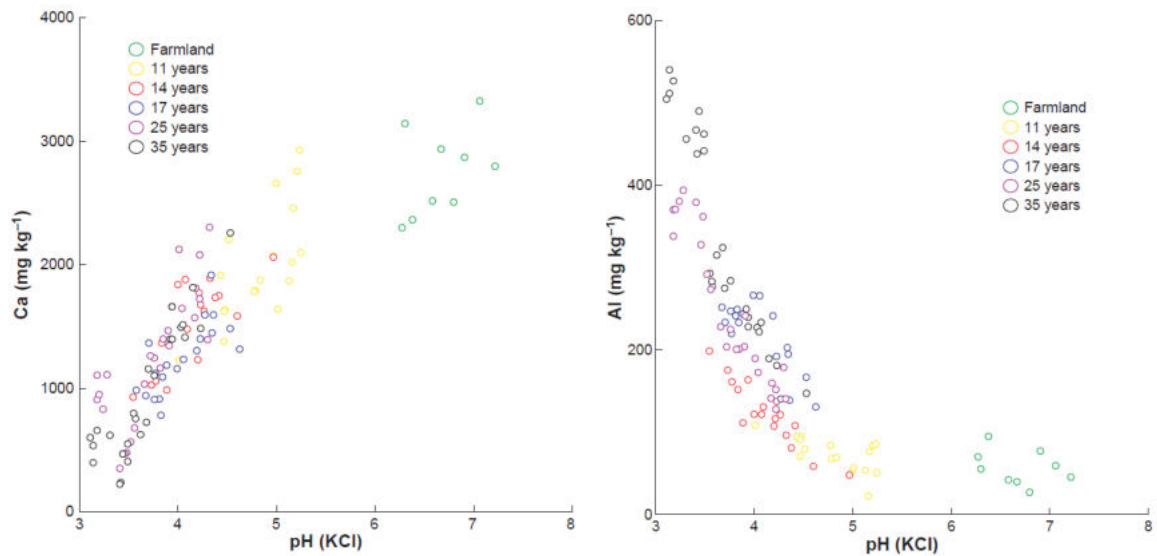
Figure 3.3. Decline in soil pH (KCl) in 3 layers in Flemish forests plotted against age of the forest (year since planting). A, E and B refer to the respective soil horizons. After Bossuyt et al., 1999

Ook in meer zandige bodems met een lage CEC werden vergelijkbare patronen voor de pH daling gevonden. Richter en collega's vonden dalingen van pH 4.8 naar 3.7 in de toplaag van de bodem 30 jaar na aanplant met grove den (Richter et al., 1994). Zij vonden tevens een sterke relatie tussen pH en basenverzadiging met een verlaging van de basenverzadiging van >60% naar <20% in de top van de bodem gedurende deze 30 jaar. Daarbij zag men een lichte toename van de CEC in de bodem met ongeveer 1cmol/kg door de toename van organische stof in de bodem. Analoog aan Richter en collega's vonden Smal & Olszewska (2008) dat na bebossingen van

landbouwbodems op zand met grove den en zomereik de pH sterk afnam (in de toplaag van de bodem) en na 35 jaar op het niveau zat van oude bossen (>130 jaar oud). Een kanttekening hierbij is dat de zuurdepositie, door het grotendeels verdwijnen van de zwaveluitstoot sinds de jaren '90 van vorige eeuw, sterk is teruggedrongen, waardoor de genoemde termijnen tegenwoordig mogelijk aanzienlijk langer zijn.

Een daling in pH in de bodem is een indicatie van bodemverzuring. Het proces omvat echter meer dan enkel een toename in de protonenconcentratie (gemeten als een daling in pH). Als gevolg van bodemverzuring nemen basische kationen (o.a. kalium, calcium en magnesium) namelijk af en spoelen uit. Falkengren-Grerup (2006) observeerde in de 40 tot 80 jaar oude aanplanten hogere aluminium en lagere calciumgehalten in de minerale bodem ten opzichte van locaties die altijd bos zijn gebleven.

Een afname van het gehalte basische kationen, en daarmee de basenverzadiging, door verzuring wordt niet alleen in de minerale bodem maar ook in de strooisellaag terug gemeten (Knoepp & Swank 1994, Johnson et al., 2008). In de loop van de tijd accumuleert echter ook strooisel, zeker bij soorten die moeilijk verteerbaar strooisel produceren. In dit strooisel bevindt zich een zekere hoeveelheid kationen zoals calcium en magnesium. Onderzoek in een Amerikaans naaldbos toont dat, ondanks de verzuring en de daarmee gepaard gaande verlaging van de *concentraties* aan kationen in het strooisel, de *hoeveelheid* basische kationen in het strooisel ongeveer gelijk blijft gedurende 20 jaar bosontwikkeling (Knoepp & Swank 1994). Dit werd veroorzaakt doordat de hoeveelheid strooisel in deze 20 jaar wel toenam. Echter door een sterke afname van de kationen in de minerale bodem onder het strooisel kan men toch spreken van een afname van de *totale hoeveelheid kationen in de gehele bosbodem*. Deze nutriënten geraken hierdoor dus minder beschikbaar voor o.a. plantengroei. Tegelijkertijd komt onder zure omstandigheden aluminium vrij in oplossing (Ulrich 1991). Deze toename van aluminium en een te hoog gehalte aan aluminium ten opzichte van calcium kan problematisch zijn. Aluminium in hoge concentraties is namelijk toxisch voor planten en bodemleven (Boxman et al., 1991, de Goede 1993, De Graaf et al., 1997). Daarnaast interfereert aluminium met de calciumopslag in de bodem en belemmert daarmee mogelijk de calciumopname door bomen (Lawrence et al., 1995). De Schrijver onderzocht aanplanten van 11 tot 35 jaar met monoculturen van zomereik, zwarte els, zoete kers, winterlinde en gewone es op leembodem (De Schrijver et al., 2012). Alle voormalige landbouwbodems bleken te verzuren als gevolg van de bebossing. Daarbij bleken calciumgehalten in de bodem af te nemen en de beschikbaarheid van aluminium toe te nemen (figuur 3.4). Ritter vond vergelijkbare resultaten met toenemende verzuring en afnemende calciumgehalten in de bodem van aanplanten (Ritter et al., 2003). Hierbij blijven de bodems van jonge aanplanten nog wel steeds veel minder zuur zijn dan de oudere aanplanten.



Figuur 3.4. Relatie tussen bodem pH_(KCl) en beschikbaarheid van calcium (links) en aluminium (rechts) in de bodem voor bossen op landbouwgronden van verschillende ouderdom (11-35 jaar) Ritter et al 2003.

Figure 3.4. Relation between soil pH (KCl) and availability of calcium (left) and aluminium (right) in the soils of forest on former arable soils of different ages. After Ritter et al., 2003)

Aanplant van bossen leidt dus tot een daling van de pH naar de meer natuurlijke waarden in de bodem van de betreffende ecosystemen. Bovenstaand onderzoek werd grotendeels uitgevoerd in een periode waarin de zuurlast hoger was dan dat deze momenteel is waardoor de huidige snelheid van verzuring mogelijk lager is dan hierboven gerapporteerd. In enkele voorbeelden werd ook een daling van de basenverzadiging vastgesteld. Echter in Drentse sparrenaanplant werd 20-30 jaar na aanplant nog een sterk verhoogde basenverzadiging gemeten en werden veel meer basenminnende ondergroei (en paddenstoelen) gevonden (Arnolds et al., 2004, Arnolds et al., 2015). Het is dus niet eenduidig te zeggen in welke mate de verzuring toeslaat en de pH en basenverzadiging afnemen. Gebrek aan metingen in bossen op arme, droge zandgrond (de Nederlandse bodems) zorgt dat dit een kennislacune is.

De afname van buffering is een knelpunt voor veel bodemfauna en -flora. Enerzijds is de afname van buffering een gevolg van een overgang van bekaakte landbouw naar bos op kalkloos zand, anderzijds kampen de bossen met een te sterke verzuring door zuurdepositie. Hier spelen zowel directe (toxische) als indirecte (o.a. competitie) effecten voor flora en fauna. Onderzoeken tonen dat een betere buffering, een hogere pH of een betere Al/Ca ratio leiden tot hogere overleving van kiemplanten, macrofauna en een hogere biodiversiteit.

Veel van deze onderzoeken zijn uitgevoerd in aanplanten met boomsoorten die moeilijk afbreekbaar en relatief zuur strooisel produceren waardoor de verzuring versneld wordt. In het onderzoek van De Schrijver et al. (2012) werd een verschil gevonden tussen boomsoorten in verzuringsnelheid in de toplaag van de bodem (0-5 en 10-20cm). Onder zomereik en zwarte els bleek de verzuring respectievelijk 10 en 20 x zo hoog te zijn dan onder gewone es. De verzuring onder eik en els werd verklaard door de productie van zuur, slecht verteerbaar strooisel bij eik en de invloed van de stikstoffixatie op de nitrificatie onder els. Stikstoffixatie onder els leidt namelijk tot een verhoging van de hoeveelheid ammonium en daarmee verhoogde nitrificatie (de bacteriële omzetting van ammonium naar nitraat), wat een verzurend proces is (Johnson et al., 1990). Deze nitrificatie kan onder zure omstandigheden (weliswaar in mindere mate) doorgaan waardoor bodems verder verzuren (de Boer et al., 1992). De verhoogde verzuring zorgt voor uitspoeling van kationen en nitraat (MacDonald et al., 2002).

Winterlinde en met name zoete kers en gewone es produceren strooisel met een hoog gehalte aan calcium en laag gehalte aan lignine. Als gevolg van de hogere calcium-input via strooisel worden

deze bodems beter gebufferd. Deze input van buffering zorgt bij aanplant van landbouwbodems voor een verminderde verzuring en een beter behoud van de buffering. De input heeft daarnaast een cyclisch effect op de bodemfauna en de buffering. In bodems onder linde, kers en es bleken endogeïsche en anekische wormen meer voor te komen. De input van calcium via strooisel en de hoge mate van bioturbatie zorgt daarbij in deze bodems voor een betere buffering dieper in de bodem. Aanplant van landbouwbodems met deze soorten bleek tot een minder sterke bodemverzuring te leiden. In deze bebossingen bleken ook aluminiumconcentraties duidelijk minder hoog te zijn. Dit effect werd gevonden in onderzoeken op zowel leem- als zandbodems (Muys & Lust 1992, Reich et al., 2005, Desie et al., 2019) maar bleek het sterkst te zijn in leemrijke zandbodems (Desie et al., 2020). In opstanden die verzuurden door opbouw van slecht verteerbaar strooisel of als gevolg van de verhoogde nitrificatie, bleek zoals verwacht het vrij aluminium toe te nemen. In dit zuur en aluminium rijk milieu ontbrak veel bodemleven waardoor een dikke strooisellaag verder werd opgebouwd (onder eik en els). Met de opbouw van onverteerd organisch materiaal (waarin ook een klein deel basische kationen) wordt een deel van deze bufferende kationen in het strooisel (en hout) geïmmobiliseerd en is daardoor niet beschikbaar voor buffering van de bodem (Nilsson et al., 1982, De Schrijver et al., 2012).

Kennis en kennislacunes

- ➔ pH van bossen op voormalige landbouwbodems daalt na het stoppen van het landbouwkundig gebruik, vanwege het uitblijven van bekalking, de ontwikkeling van bos en doorgaande verzurende processen als nitrificatie en stikstofopname door vegetatie.
- ➔ In veel gevallen gaat de verzuring van jonge aanplanten minder ver dan in de oude aanplanten, een deel van de kationen blijft behouden in de strooisellaag en ondanks een daling in de zuurgraad verwachten we hier toch een betere basenverzadiging in deze bodems (en dus potentie voor herstel). Het is niet bekend in hoeverre bodemtypen en kalkrijkdom in de uitgangssituatie hierin een rol spelen.
- ➔ Soorten die rijkstrooisel produceren zorgen met name in leemrijkere zandbodems voor hogere calcium en magnesiumgehalten en betere buffering in de bodem. In pure zandbodems is het effect nog steeds aanwezig maar is dat kleiner. Deze soorten helpen daarmee met het behouden van kationen in het boscysteem in tegenstelling tot soorten met slecht verteerbaar, zuur strooisel. Dit kan leiden tot een toename van het bodemleven. Rijkstrooiselsoorten leiden echter ook tot hogere stikstofgehalten en daardoor wellicht tot minder mossen en mycorrhiza-paddenstoelen die kenmerkend zijn voor het zure milieu. Ook zijn het voornamelijk soorten die geen ecto-mycorrhiza vormen (kers, es, esdoorn) of weinig ecto-mycorrhiza paddenstoelen kennen op kalkloos zand (linde, hazelaar).
- ➔ Het daarmee onbekend of het mogelijk is om op een basenrijke uitgangssituatie een successie te kunnen krijgen naar ouder bos met een humuslaag die niet sterk verzuurd is en waarbij organische stof goed in de minerale bodem wordt verwerkt door bodemfauna. Dit eventueel met hulp van de invloed van rijkstrooiselsoorten.

3.3.2 Stikstof

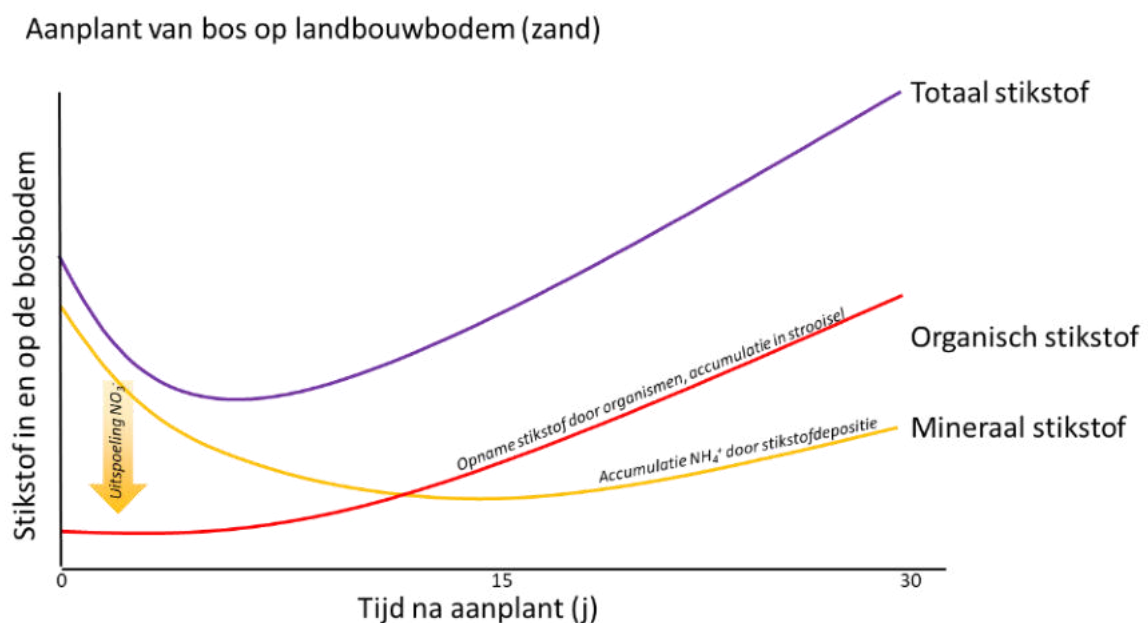
Stikstof komt voor in diverse vormen in de bodem en het strooisel. Stikstof komt voor in de zogenaamde minerale vorm ammonium (NH_4^+) en nitraat (NO_3^-) en een zeer grote hoeveelheid van het totale stikstof in de bodem komt voor in een organische vorm (stikstof in organismen of gebonden in of aan een organisch molecuul). Wanneer het totale gehalte aan stikstof wordt gemeten worden zowel de minerale als de organische stikstofvormen samen gemeten. De verschillende vormen sorteren echter een verschillend effect op bijvoorbeeld de vegetatie. Ammonium is bijvoorbeeld toxisch voor enkele plantensoorten, met name bij lage pH (Van Den Berg et al., 2005). Nitraat is niet toxisch en een lage ammonium/nitraat verhouding wordt geprefereerd door veel doelsoorten.

Direct na aanplant van recente landbouwbodems is de pH nog hoog en het stikstofgehalte (door bemesting) hoog. In deze situaties is de nitrificatiesnelheid hoog en zal er veel nitraat gevormd worden. De stikstofverliezen in recente aanplanten zijn dan relatief groot, mede veroorzaakt door (initieel) hoge nitrificatiesnelheden en het feit dat nitraat een relatief mobiel anion is dat makkelijk uit de bodem weglekt (Stams et al., 1991, Rothe et al., 2002). Via deze uitspoeling wordt stikstof

afgevoerd. Deze stikstofverliezen zijn mogelijk groter in zandbodems dan in leembodems vanwege het gering aantal bindingsplaatsen voor kationen (lagere CEC) waardoor stikstof (ammonium) niet wordt vastgehouden in de bodem (Sogbedji et al., 2000). Door het zuurder worden van de bodem na aanplant zal de nitrificatiesnelheid (de bacteriële omzetting van ammonium naar nitraat) afnemen (Smal & Olszewska 2008). Zeker in zandige of matig gebufferde bodems zal daardoor stikstof dominant in de ammonium vorm aanwezig zijn. Ammonium wordt makkelijk vastgehouden in organische lagen en spoelt minder makkelijk uit dan nitraat. Voor de bebossingen op zandbodems is daarom de verwachting dat stikstof aanvankelijk snel in concentratie afneemt, mogelijk al richting waarden die gebruikelijk zijn voor referentiebossen of er zelfs onder. Diverse bodemvariabelen zoals zuurgraad, stikstof en in sommige gevallen ook koolstof blijken na bebossing van landbouwgrond inderdaad te verschuiven richting de waarden van referentiebossen (Bossuyt et al., 1999). Stikstofgehalten (gemeten als totaal N) bleken in de bovenste bodemlagen al na 15 jaar nauwelijks hoger in aanplantlocaties ten opzichte van referentielocaties (altijd bos) in Poolse bossen op zandbodems (Smal & Olszewska 2008). Smal en Olszewska rapporteren nauwelijks verschillen in de O horizont met N-totaal gehalten van 13.6 g N/kg in oude aanplant (130-150 jaar oud) en 12.8 en 14.0 g N/kg in respectievelijk 15-17 jaar en 32-36 jaar oude aanplanten. In de minerale bodemlagen zagen zij lagere N gehalten met ouder worden van de aanplant wanneer de gehele A horizont werd beoordeeld. In de bovenste laag van de minerale bodem (A horizont 0-5cm) was er zelfs geen verschil met de oude aanplant. In deze bossen is de depositie van stikstof ongeveer 15 kg N/ha/j en dat is beduidend lager dan de depositie in de meeste Nederlandse bossen (bron EMEP). Vergelijkbare effecten werden aangetoond in Zweedse aanplant. Falkengren-Grerup en collega's (Falkengren-Grerup et al., 2006) tonen dat in minerale bodems van 40 tot 80 jaar oude aanplanten totaal N en het aandeel mineraliseerbaar-N lager was in de aanplant ten opzichte van vergelijkbare locaties die altijd bos zijn geweest. Onderzoek in gebieden met een hoge stikstofdepositie zoals Nederland of Denemarken tonen echter aan dat stikstof ook kan accumuleren in en op de bodem (met de strooiselopbouw). In aanplant op zandige leem in Denemarken vond men nauwelijks verschillen in totaal stikstof in de minerale horizonten tussen zeer jonge (1 jaar) en 29 jaar oude aanplant ten opzichte van 200 jaar oude referentielocaties (Ritter et al., 2003). Echter men vond een zeer sterke accumulatie van stikstof in het strooisel van de bomen waarbij meer stikstof opgeslagen zat bij dikkere strooisellagen. Dit geeft aan dat door de hoge stikstofdepositie en de verzadiging van bladeren met stikstof, de ophoping van strooisel ook leidt tot een accumulatie van stikstof op de bosbodem. Bomen en boomsoort spelen een belangrijke rol in de stikstofhuishouding van bosbodems, waardoor in sommige aanplanten de stikstofgehalten mogelijk minder snel dalen (o.a. Baeten et al., 2011). Bomen vangen immers ook veel stikstof in en aanplant vergroot de depositie op deze locaties (Fowler et al., 1999). Op plekken waar zwarte els is aangeplant wordt stikstof gefixeerd. Met hun invloed op stikstoffixatie (elzen) en kwantiteit en kwaliteit van strooisel en humus (rijkstrooiselsoorten vs armstrooiselsoorten), hebben boomsoorten een groot effect op de stikstofgehalten in de bodem (Reich et al., 2005, Desie et al., 2019). Door deze effecten lijken verschillen tussen referentiebossen en aanplanten niet groot en lijkt stikstoflimitatie, ondanks de verliezen sinds de aanplant, na verloop van tijd niet voor te komen (Baeten et al., 2011). Dit werd ook gevonden in andere bossen in gebieden met een zeer hoge stikstofdepositie (Dise & Wright 1995, Desie et al., 2020). In een Zweedse studie naar aanplanten van 40-80 jaar werd geconcludeerd dat het zeer waarschijnlijk is dat in gebieden met hoge stikstofdepositie (zoals Nederland en Vlaanderen) stikstoflimitatie in de bodem niet voorkomt (Falkengren-Grerup et al., 2006). Ondanks een mogelijke korte daling in het stikstofgehalte in een eerste jonge bosfase zal stikstof ook snel weer accumuleren waardoor vegetaties uiteindelijk "stikstofverzadigd" (Aber et al., 1998) geraken. In Nederland is dit zichtbaar in de Harderwijkerveldproef waar accumulatie van stikstof te zien is in bekalkte (en tevens nitrificerende) proefvlakken (Bobbink et al., 2018). Een te hoog stikstofgehalte leidt tot een afname in ectomycorrhiza, waardoor afbraak van organische materiaal in de zure, stikstofrijke bodems erg traag is. Als er weinig schimmelaars zijn door ongunstige (zure) omstandigheden kan dit ook leiden tot lagere activiteit van saprotrofe schimmels. In deze omstandigheden zijn slechts enkele soorten in staat te floreren. Bij voldoende

lichtinval zijn dit soorten van zure bossen en ruigtes zoals adelaarsvaren. Zowel de verzuring als de hoge stikstofgehalten worden hier wel als knelpunt gezien.

Hypothetisch kan men zich voorstellen dat bodems na aanplant in een eerste fase gekenmerkt worden door hoge stikstofvoorraden en een hoge nitrificatiesnelheid. De strooiselaccumulatie en organische stofopbouw is in deze bodems nog zeer beperkt waardoor deze bodems initieel hoge stikstofverliezen in de vorm van nitraat kennen (figuur 3.5). Na opbouw van een strooisellaag en de uitloging van kalk en bufferende kationen zal de nitrificatiesnelheid lager worden en stikstof meer -en meer in ammonium en organische-N-verbindingen voorkomen. In de minerale bodem zal dan stikstof nog steeds af blijven nemen (ook door een steeds groter wordende opname door vegetatie), maar op de bodem zal stikstof in ammonium vorm en in organische N gaan accumuleren. Door hoge depositie in Nederland zal de accumulatie resulteren in een redelijk stabiel hoog niveau van stikstof in het boscysteem. Na aanplant kan er dus een kortstondige periode aantreden met een geringe hoeveelheid stikstof in het systeem zoals mogelijk gevonden in de Drentse bossen. Of dit overal geldt en in welke mate dat dan optreedt is een kennislacune. De uitgangssituatie is hierbij ook mogelijk een belangrijke factor. Op voormalige landbouwgronden is de $\text{NO}_3^-/\text{NH}_4^+$ verhouding nog lang relatief gunstig (veel nitraat tov ammonium), waardoor bosontwikkeling met doelsoorten mogelijk makkelijker gaat zijn. Als de uitgangssituatie een akker is, is in de uitgangssituatie het organische stofgehalte relatief laag (door weinig humus) en daarmee organisch N ook laag. Zelfs de stikstofbeschikbaarheid is in akkers op zandgrond aan het eind van het groeiseizoen laag, zeker als er een jaartje niet is bemest. In dat geval zal stikstof dalen door verhoogde nitrificatie en kunnen er wellicht N-limiteringen ontstaan. Op zwaar bemeste en organische stof rijke bodems zijn de uitgangssituaties rijker en daarmee ongunstiger vanwege de hoeveelheden stikstof opgeslagen in de humus. Stikstoflimitatie is dus wel degelijk een potentieel voorkomend proces na aanplant van landbouwgronden maar dit proces zal relatief kortstondig en onder specifieke omstandigheden voorkomen. Het onderzoek in het kader van dit OBN onderzoek naar potenties voor biodiversiteit op voormalige landbouwgronden zal zich omwille van de tijdelijke aard en specifieke condities niet focussen op de N-limitatie.



Figuur 3.5. Hypothetisch model van stikstofopbouw en verliezen na aanplant op zandbodem

Figure 3.5. Hypothetical model of nitrogen accumulation and loss after planting forest on sandy arable soils

Kennis en kennislacunes

- Het is zeer waarschijnlijk dat stikstofgehalten afnemen in de bodems na aanplant, althans ten opzichte van de bemeste beginsituaties van landbouwgronden. Consistent hogere of lagere gehalten in vergelijking met oude bossen worden niet verwacht en het zijn vooral factoren zoals de boomsoort en bodemleven die de gehalten bepalen. Daarbij zorgt de huidige hoge stikstofdepositie voor aanvoer van stikstof waardoor stikstof (zowel in minerale vorm ammonium als in organische vorm) weer kan toenemen.
- De uitgangssituatie (bij aanplant van het bos) is mogelijk een belangrijke factor voor bosontwikkeling en/of voor N-limitatie maar in hoeverre dit stikstoflimitatie in de kaart speelt is onduidelijk en een kennislacune.
- Het is onbekend of en in welke mate bossen in een zeer jonge bosfase, wanneer het bodemleven in een overgangsfase van landbouw naar bos zit, een lagere beschikbaarheid van nitraat en ammonium kennen ten opzichte van oudere bossen en referentiebossen.

3.3.3 Fosfor

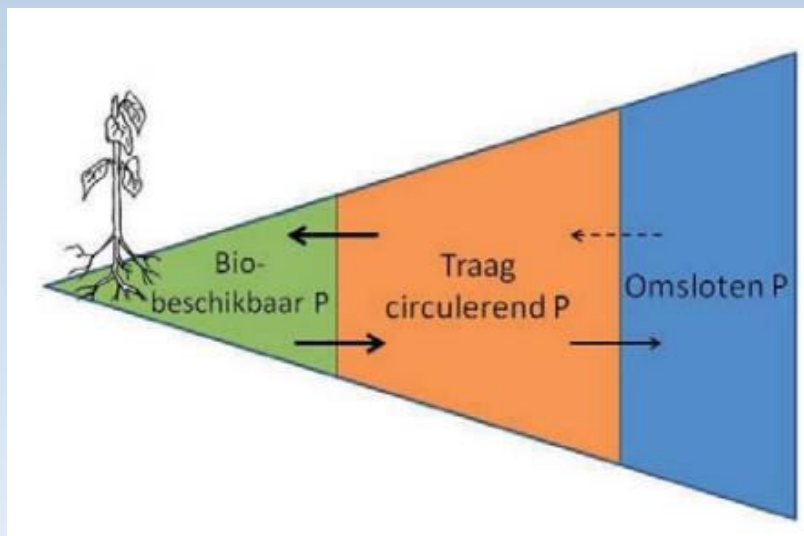
Een van de duidelijkste en zeer algemeen gevonden verschillen tussen referentiebossen en aanplanten is wel de persistentie van hoge fosforwaarden in de bodem na een landbouwverleden (Koerner et al., 1997, Verheyen et al., 1999, De Keersmaeker et al., 2004, Falkengren-Grerup et al., 2006). Voorgaande onderzoeken hebben zich geconcentreerd op leemrijke of mineraalrijke bodems, maar ook in relatief jonge aanplant op zand werden vergelijkbare resultaten gemeten. Smal et al (2008) vonden dat in relatief jonge Poolse aanplant met grove den en zomereik fosforconcentraties relatief hoog bleven. Na 30 jaar bleken P gehalten (gemeten als totaal P (tot-P) en P na waterextractie (P-w)) nog steeds beter vergelijkbaar met de landbouwbodems dan met oude aanplant van 130-150 jaar oud (Smal & Olszewska 2008). Dezelfde resultaten werden gevonden in de eerdergenoemde Drentse fijnsparaanplanten (Brouwer e.a, 2017).

Dat het historisch gebruik (de mate van bemesting in het verleden) bij deze metingen een rol speelt, bleek uit studies waarin gebruik werd gemaakt van diverse chronosequenties. Jonge bossen van na 1950 bleken hogere P waarden in de bodem te bevatten dan bossen van voor 1950 of referentiebossen (De Keersmaeker et al., 2004), zie ook figuur 3.8. Anorganische fosforconcentraties van 40 tot 90mg P/kg (NH₄-Ac-EDTA extractie) in jong bos t.o.v. minder dan 10 mg P/kg in oud bos zijn hierbij geen uitzondering (Baeten et al., 2009). Aangezien de fosforconcentraties in veel bodems (totaal P) hoog blijven, ook na lange perioden van bebossing, worden de verschillen in figuur 3.8 voornamelijk verklaard door het bemestingsverleden van deze bodems. Duidelijk is dat de landbouwbodems van 50 jaar of jonger meer fosfor hebben ontvangen en daardoor veel P-rijker zijn (tot een factor 6x) dan oude landbouwbodems van >50 jaar. Naast de totale hoeveelheid fosfor is ook de vorm waarin het fosfor voorkomt van belang. Deze vorm kan gedurende de ontwikkeling van een bos verschuiven, zie tekstkader 1.

Tekstkader 1. Vorm waarin fosfor in de bodem voorkomt

Naast de totale hoeveelheid fosfor is ook de vorm waarin het fosfor voorkomt van belang. Fosfor komt over het algemeen voor in drie fracties:

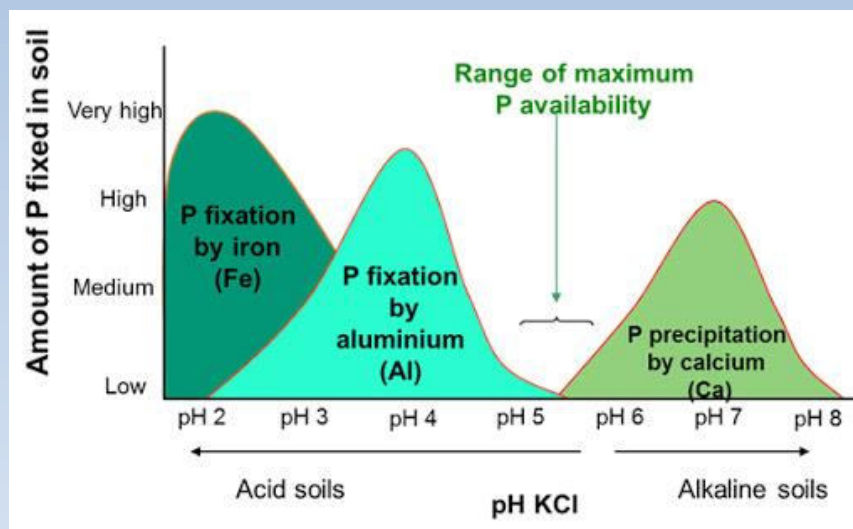
- een labiele fractie (biobeschikbaar P): vrij anorganisch fosfaat in het bodemvocht en fosfaten die labiel gebonden zijn aan organische stof. Deze fractie is direct beschikbaar voor biota. Deze fractie is doorgaans klein ten opzichte van het totaal (maximaal 20%) en vormt de direct biobeschikbare fractie (binnen een groeiseizoen).
- een traag circulerende fractie: organische en anorganische fosfaten die geadsorbeerd zijn aan bodempartikels of chemische of organische complexen zoals ijzer, calcium of organische stof. Vanuit deze fractie wordt de bio-beschikbare fractie aangevuld.
- een immobiele, zeer stabiele fractie (omsloten P): sterk gebonden organische of anorganische P dat gedurende jaren niet vrij kan komen en daarmee ook niet van belang is voor de actuele fertiliteit van de bodem. Hiervan wordt verondersteld dat deze fractie ook resistent is tegen mineralisatie door micro-organismen.



Figuur 3.6. Drie van de belangrijke P-fracties in de bodem: de labiele, bio-beschikbare fractie en langzaam-circulerende fractie welke beschikbaar worden voor planten op lange termijn en de zeer stabiele, omsloten pool. Van deze laatste wordt verondersteld dat deze geen of maar een geringe invloed heeft op plantengroei (De Schrijver et al., 2013).

Figure 3.6. Three important fractions of P in soils: labile, bio available and an immobile fraction (De Schrijver et al., 2013)

Wanneer de pH tussen 4.5 en 6 ligt, is de fractie van biotisch beschikbaar P het hoogst. Bij een pH lager dan 5 wordt P vastgelegd in de langzaam circulerende fractie als Fe-P of Al gebonden P. Bij pH-waarden lager dan ca 4 neemt de fixatie aan Al echter af terwijl die aan Fe toeneemt tot een pH van ongeveer 2. Bodemverzuring leidt daarmee dus tot het deels vrijkomen van bio-beschikbaar P tot het moment dat ijzerrijke verbindingen veel P vastleggen (zie figuur 3.7). De grootte van de fracties is sterk afhankelijk van de textuur en hydrologie van de bodem. Het aantal bindingsplekken voor kationen (de CEC) in zandige bodems is lager dan in leem en kleibodems en daardoor zijn Fe en Ca concentraties vaak lager. Hierdoor is de capaciteit om P te binden in de zandige bodems vaak lager dan in klei of leembodems. In ijzerrijke bodems is er doorgaans veel binding van P waardoor het niet zomaar gezegd is dat deze P bio-beschikbaar is.

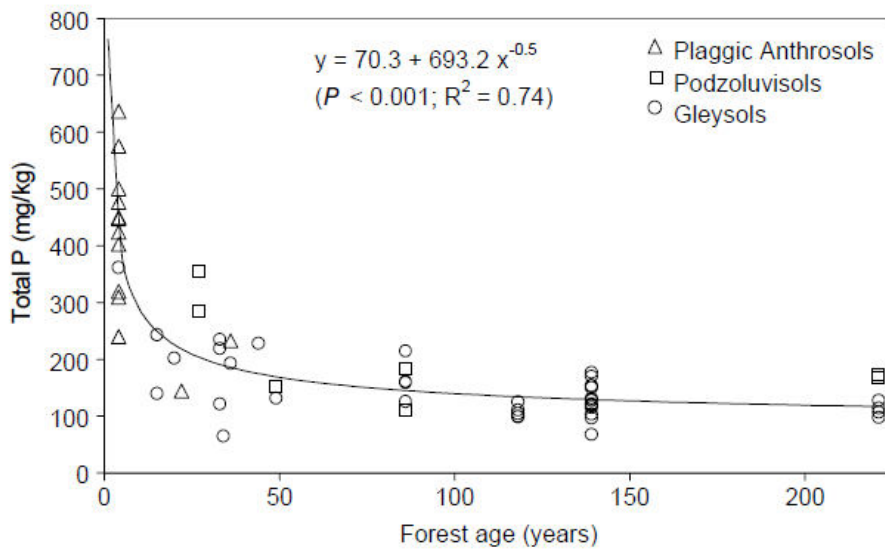


Figuur 3.7. Invloed van bodem pH op de beschikbaarheid van P in de bodem. Naar Price (Price 2006).

Figure 3.7. Effect of soil pH on availability of P in the soil (after Price, 2006)

Uit het eerdergenoemde Vlaamse en Deense onderzoek blijkt dat in de loop van tijd (na bebossing) de beschikbaarheid van fosfor verandert. Op zure zandbodems in Denemarken bleek de hoeveelheid bio-beschikbare anorganische fosfor na 20-30 jaar bijna volledig te zijn omgezet, voornamelijk door een toename in het aandeel P in biota en gebonden aan organische stof. Ook in de Vlaamse bossen werd een verschuiving waargenomen van minder anorganische plant-beschikbaar P naar meer organische P (De Keersmaeker et al., 2004). De labiele anorganische fractie en de fractie van langzaam circulerende anorganische fosfaten nam met de leeftijd af terwijl de fractie organisch gebonden P toenam waardoor het totaal P uiteindelijk over 30-40 jaar gelijk bleef (De Schrijver et al., 2013).

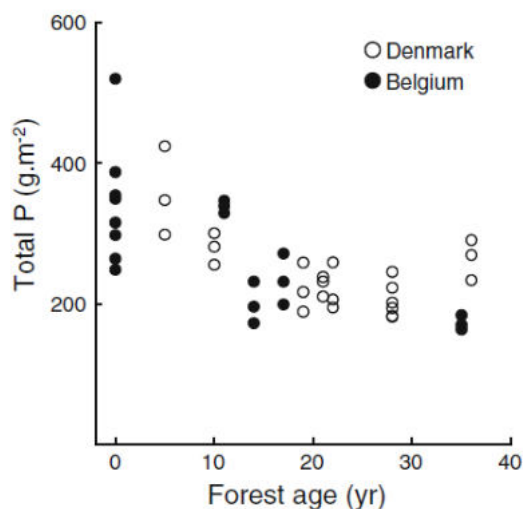
De opname door bomen en excretie van P via wortels en strooisel is een van de oorzaken van de toename in organisch P. De mineralisatie van organische P door micro-organismen is na enige tijd van bosontwikkeling en ook in oudere bossen veruit de belangrijkste bron van bio-beschikbare P (Achat et al., 2009). Dit belang voor de beschikbaarheid kan oplopen tot wel 90% en is hoger in relatief arme zandige bodems met een lage CEC. In Nederlandse bodems met een extreme P-rijke uitgangssituatie is dit mogelijk wel van minder groot belang.



Figuur 3.8. Recent beboste landbouwbodems (<30j) hebben hogere totaal-fosforconcentraties in de bodem dan oudere bossen. Uit Keersemaeker et al., 2004

Figure 3.8. Recently forested arable lands have a higher fosfor concentration in the top soil as compared to oler plantations (after Keersemaeker et al., 2004)

Vergelijkbare studies (ook chronosequenties zoals De Keersmaeker et al. 2004) tonen eenzelfde effect van de historische gebruiksintensiteit. Uit het Poolse onderzoek naar relatief jonge bebossingen op zand bleek bijvoorbeeld dat P totaal na 14-17 jaar 14% lager was en na 32-36 jaar 30 % lager was dan de oude aanplant bossen. De hoeveelheden mobiele, beschikbare fosfor bleek ook hier onverminderd hoog (Smal & Olszewska 2008). Ook in het Vlaamse onderzoek van De Schrijver et al (De Schrijver et al., 2012) in Belgische en Deense bossen (leemrijk) worden lagere totaal P gehalten gerapporteerd naarmate de bebossingen (<40j) ouder zijn (zie figuur 3.9). Ook hier meet men lagere totale hoeveelheden P (ongeveer 30-40%) in de bovenste laag van de bodem in de eerste 20-40 jaar.



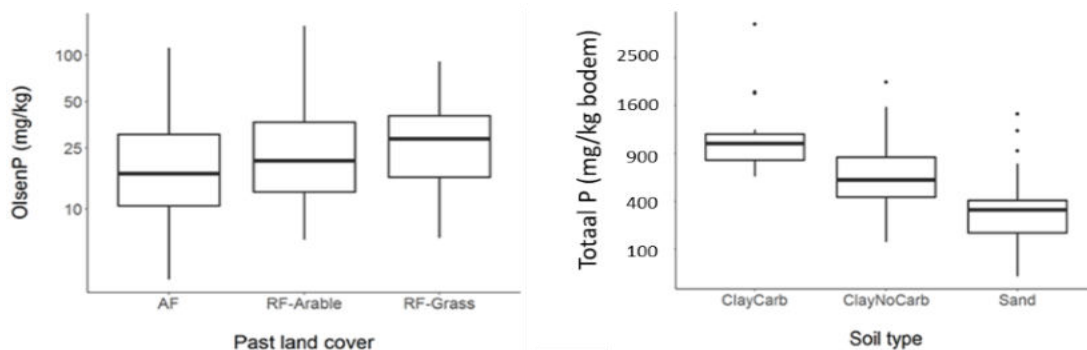
Figuur 3.9. Totaal Fosfor (in g/m²) voor Deense en Vlaamse bossen. Forest age geeft de leeftijd van het bos na bebossing op landbouwgrond (naar De schrijver et al. 2012).

Figure 3.9. Total fosfor (in g/m²) in Danish and Flemish forests. Forest age is the number of years adter planting (after De Schrijver et al., 2012)

Aanwijzingen dat het landgebruik (onder andere mate van bemesting) langdurig zichtbaar blijft in de (plantbeschikbare) bodem P bleek ook uit onderzoek naar zeer oude aanplanten. Dupouey en collega's onderzochten zeer oude aanplanten in Frankrijk (>2000 jaar oud). Ondanks de lange tijd na bebossing vonden zij nog steeds verschillen met referentielocaties (bosvakken binnen hetzelfde boscomplex waar geen sporen (o.a. archeologische) van voormalig landbouwgebruik gevonden werden). Daarnaast vonden de onderzoekers dat de specifieke voorgeschiedenis van de percelen een zeer sterke relatie heeft met de soortensamenstelling van de huidige bossen. Er bleken na 100-1000 jaar nog steeds verschillen te bestaan tussen voormalige akkers, hooilanden en de referentiebossen. Dit kwam tot uiting in verschillen in P gehalte in de bodem en de variatie in soortengemeenschappen (Dupouey et al., 2002, Dambrine et al., 2007). Bij toenemende intensiteit van menselijke gebruik (en waarschijnlijk bemesting), steeg de bodem P in de volgorde: referentiebossen < voormalige hooilanden < akkers < tuinen. In de vegetatie werd deze gradiënt in intensiteit weerspiegelt als een toename van soorten die eerder locaties met hogere vochtgehalten, hogere productiviteit, en een lagere lichtbeschikbaarheid indiceren (op basis van Ellenberg indicatorwaarden F, N en L). In de bossen op voormalig landbouwgronden werden meer soorten als paardenbloem, pinksterbloem gevonden dan in de referentielocaties. Een soort van oud bos zoals lelietje-van-dalen werd bijvoorbeeld uitsluitend, of in duidelijk veel grotere aantallen, gevonden in de oude bossen.

Ook voor de mycoflora heeft bemesting een lang durend effect. Ozinga & Arnolds (Ozinga & Arnolds 2003) vonden bijna 100 jaar na aanplant van bos op de Drentse zandgronden nog anderhalf keer zo veel soorten op gronden die bij de aanplant niet bemest waren, dan op percelen die met compost of dierlijke mest waren verrijkt. De bemesting had geleid tot vergrassing, en vermoedelijk een bodem met meer organisch materiaal en stikstof-nalevering.

Een studie naar milieucondities in de bovenste laag van de bodem van oude bossen en relatief oude bossen op voormalige landbouwbodems (<1945) in Europa laat zien dat het totaal P gehalte van bossen sterk varieert en afhankelijk is van het type substraat (figuur 3.10). In zandige bodems worden lagere totaal P gehalten gemeten (tussen 200 en 400 mg/kg) terwijl in klei en lemige bodems (zonder kalk) de waarden hoger zijn (tussen 400 en 900 mg P/kg). Op klei en leem is de beschikbaarheid van fosfor echter vaak het laagst, door de sterke binding aan calcium en ijzer. De Bossen die Maes en collega's onderzocht zijn oude referentiebossen of oude aanplanten die vanuit grasland/heide of akkers zijn bebost. Het bio-beschikbare P (a.h.v. Olsen extractie) geeft ook hier weer duidelijk aan dat de gemeten variatie van 11 tot 53 mgP/kg bodem afhankelijk is van het historisch gebruik (Maes et al., 2019).



Figuur 3.10. Olsen P en totaal P in de bovenste laag van de bodem van verschillende bossen ($n = 190$ plots) in West-Europa. AF= Referentie (oude bossen), RF-Arable = recente bossen op landbouwbodems, RF-Grass = recente bossen op voormalige heide of graslandbodems. ClayCarb = kalkrijke kleibodems, ClayNoCarb = kalkarme kleibodems en Sand = zandbodems. Naar Maes et al. 2019.

Figuur 3.10. Olsen P and total P in topsoil of several forests ($n = 190$ plots) in Western Europe. AF= Reference (ancient forest), RF-Arable = recent planted forest on arable soil, RF-Grass = recent planted forest on former heathland or grasslands. ClayCarb = lime rich clay soils, ClayNoCarb = lime poor clay soils en Sand = sandy soils. After Maes et al., 2019.

Uit diverse studies blijkt dat een hogere beschikbaarheid van P in de bodem gerelateerd is aan lagere aantallen planten (Honnay et al., 1999, De Keersmaecker et al., 2004) en verschuivingen in de beschikbaarheid van fosfor kan grote gevolgen hebben voor de soortensamenstelling. Verhoging van de fosfor- en stikstofbeschikbaarheid in bossen in Zweden resulteerde in hogere productiviteit van mesotrafente soorten (Hedwall et al., 2017), vergelijkbaar met de eerder gerapporteerde resultaten uit Franse aanplanten. Het voorkomen van meer ruderaal soorten op P-rijke bodems is dus evident maar vanuit het doel om biodivers bos te ontwikkelen niet per se wenselijk. De respons van doelsoorten en de oudbossoorten is echter sterk onderhevig aan de heersende milieucondities en aan knelpunten zoals vestiging en dispersie (zie tekstkader 2). Met name de persistentie van het bio-beschikbare P in de bodem vormt een knelpunt voor de vestiging van soortenrijke vegetatie en typische bossoorten. De mate waarin P een knelpunt vormt heeft onder andere ook te maken met de wisselwerking tussen de bodemchemie en het lichtklimaat (Depauw et al., 2020). Soortenrijke bossen hebben doorgaans veel lagere P-concentraties dan de moderne landbouwbodems die in aanmerking gaan komen voor omvorming. Vaak zijn de fracties bio-beschikbaar P in natuurgebieden met een korte vegetatie een factor 10 tot 20 lager dan vergelijkbare landbouwbodems op dezelfde grondsoort (De Schrijver et al. 2013). Voor bossen is dat mogelijk anders omdat er in de bossen veel P wordt opgeslagen in organische stof waardoor de totaal P gehalten in bossen van nature hoger zijn dan die in korte (schrale) vegetaties.

Tekstkader 2 Knelpunten voor bosflora en bodemfauna

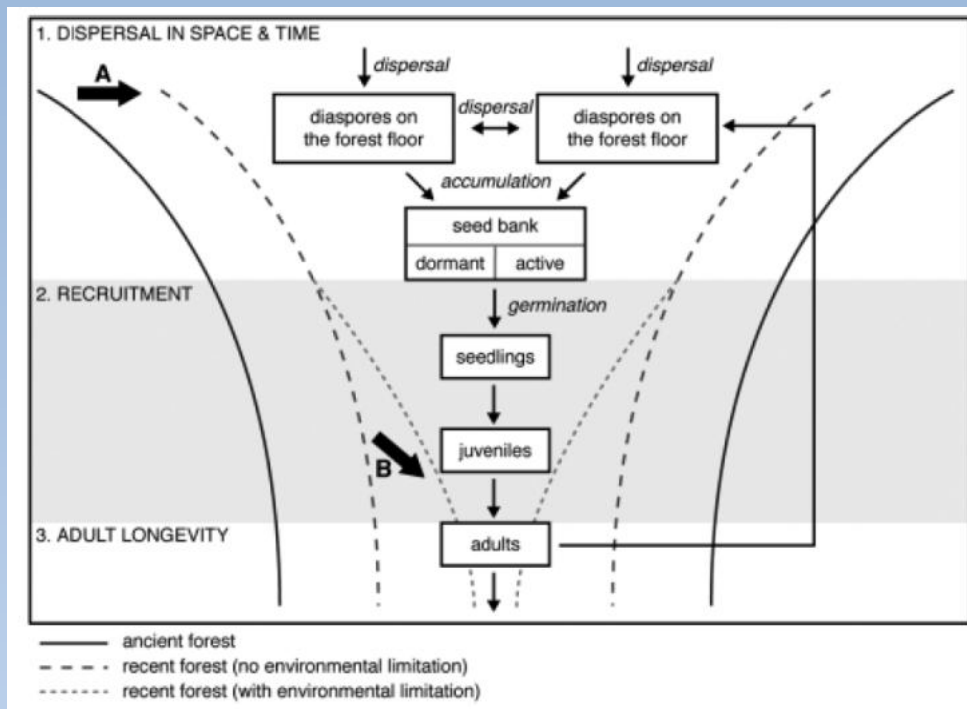
Bebossing van landbouwbodems leidt tot veranderingen in de bodemchemie, microbiota en de bodemprocessen. Het vestigen van bossoorten of soortenrijke flora en fauna is afhankelijk van deze veranderingen en de knelpunten/limitaties die de verschillende soorten ervaren.

(Her)kolonisatie van jonge bossen

Door een periode van landbouwgebruik zijn typische bosplanten, zaden en sporen verwijderd en soms ook definitief verdwenen uit de bodem. Om terug te kunnen keren op deze bodems na bebossing moeten ze terug kunnen koloniseren. Deze kolonisatie wordt gelimiteerd door twee belangrijke factoren (Flinn & Vellend 2005; Baeten et al. 2009): beperkte verbreiding (E. 'dispersal limitation') en beperkte vestiging in het gewijzigde milieu van de jonge bossen (E. 'recruitment limitation'). Dit kan worden gezien als een limitatie op dispersie en een limitatie veroorzaakt door ongunstige milieuomstandigheden (zie figuur 3.11). Hieronder gaan we dieper in op beide beperkende factoren.

Verbreidingslimitatie

Bosplanten zijn vaak beperkt in hun capaciteit om zich te verbreiden en zo de jonge bossen te bereiken (Peterken & Game 1984, Honnay et al., 1999). Deze beperkte verbreiding heeft verschillende redenen. Bosplanten vertonen vaak een eerder beperkte zaadproductie, onder meer omdat ze zich voornamelijk generatief vermenigvuldigen (zaadlimitatie). Daarnaast is de afstand waarover ze zich kunnen verplaatsen doorgaans gelimiteerd, met courante afstanden van minder dan 1 meter per 10 jaar. Dit is grotendeels te wijten aan de wijze waarop ze zich verbreiden in de ruimte, bijvoorbeeld via myrmecochorie¹ of barochorie². Finaal is ook de zogenaamde 'verbreiding in de tijd' beperkt, omdat vele bosplantensoorten geen of slechts een kort levende zaadbank vormen. Ze kunnen dus slechts voor een beperkte tijd na ontbossing terug koloniseren van uit een zaadbank (Hermy et al., 1999). Samengenomen koloniseren bosplanten dus voornamelijk jonge bossen wanneer deze aansluiten bij oude bossen of restpopulaties (denk aan houtwallen, singels of hooilanden waarin niet geploegd is) waarin nog bronpopulaties voorkomen (Koerner et al., 1997, Baeten et al., 2009, Baeten et al., 2011).



Figuur 3.11 Conceptueel model met daarin de opeenvolgende stadia in de kolonisatie van flora in bossen. Hierbij zijn 2 limiterende processen van belang die samen een trechtervormige curve veroorzaken waarbij de breedte van de trechter staat voor het aantal planten dat overleeft. Limitatie in dispersie veroorzaakt een lager aantal diasporen op de bosbodem in recente bossen (pijl A). Daarnaast zijn (ongunstige) milieufactoren beperkend voor overleving gedurende de verschillende levensfasen van de planten (pijl B). Dit is natuurlijk afhankelijk van de soort en historie van landgebruik.

Figuur 3.11 Conceptual model with different stages of colonisation of forest flora.

Ook voor bodemfauna en in mindere mate mycorrhiza's geldt dat habitatfragmentatie en dispersie een knelpunt kan zijn (Snyder & Hendrix 2008). Kolonisatie van bossen op landbouwgrond wordt belemmerd door ongunstige milieumomstandigheden zoals droogte, extreme temperaturen en afwezigheid van geschikt voedsel (Curry & Cotton 1983).

1 myrmecochorie = zaadverspreiding via mieren

2 barochorie = zaadverspreiding door vallen

Aangezien deze condities in het begin sterk verschillen van de condities in bossen is een snelle kolonisatie en vestiging niet te verwachten. De kolonisationsnelheid van bodemfauna zoals wormen in bodem is bijvoorbeeld traag (4-9 meter/jaar). Uit herintroductie experimenten bleek wel dat deze kolonisatie kan worden bespoedigd wanneer milieucondities gunstig zijn (Hoogerkamp et al., 1983, Muys et al., 2003).

Vestigingslimitatie

Als individuen van een soort in een jong bos geraken (via verbreiding), dan moeten ze zich nog kunnen vestigen in het gewijzigde milieu van deze jonge bossen. Habitatgeschiktheid dus een tweede belangrijk knelpunt voor vestiging van bossoorten. Oud-bosplanten groeien veelal op licht gebufferde bodems met een geringe strooisellaag (Hermy & Verheyen 2007, Baeten et al., 2009, Beuckens 2017). Het is dus enkel in jonge bossen die dergelijk milieu bieden, dat deze soorten kunnen kiemen en zich ontwikkelen tot een adult individu. Uiteindelijk moeten de individuen ook voldoende lang overleven en tot reproductie komen om bij te dragen aan de uitbreiding van een zich vestigende populatie. De (persistente) veranderingen in de bodem van jonge bossen, maken dat deze verschillende fasen in de vestiging van soorten (kieming tot reproducerend adult) niet evident verlopen. Het is met name de hogere beschikbaarheid van nutriënten (en dan vooral P) die maakt dat er sterke competitie optreedt en de vestiging van oud-bosplanten belemmert. Hoewel doorgaans alle plantensoorten, ook de oud-bosplanten, kunnen profiteren van meer nutriënten voor hun groei, zijn het vooral de competitieve soorten die de sterkste respons vertonen. Soorten zoals grote brandnetel kunnen zo dominant worden in de vegetatie en een belangrijk knelpunt te zijn voor vestiging van oud-bosplanten (Honnay et al., 1999).

Dat competitie hier een grote rol speelt, blijkt uit ook experimenten die tonen dat sommige oud-bosplanten zoals slanke sleutelbloem een hoger kiempercentage vertonen bij een hogere beschikbaarheid van P. Tegelijk is dit geen algemeen patroon, want er zijn tevens andere soorten zoals geel nagelkruid dit effect niet vertonen. Het feit dat vestiging van deze soorten in bossen op landbouwgrond lager kan zijn, met name na enkele jaren (ook na actieve herintroductie), toont dat naast de hogere beschikbaarheid van P andere effecten zoals competitie met meer competitieve soorten een belangrijk rol spelen in de ontwikkeling van de grondflora (Baeten et al., 2010). Het is belangrijk hierbij te vermelden dat de studies die het belang van gewijzigde competitieverhoudingen toonden, focusten op leembodems. Het is met name in deze bostypen dat een sterk ontwikkelde kruidlaag voorkomt, die hoge bedekkingspercentages vormt. In drogere, eerder zure condities is de kruidlaag doorgaans minder dicht, zodat de effecten van competitie (boven- en ondergronds) mogelijk minder groot zijn. Leem bevat echter vaak veel meer ijzer, dus kan men mogelijk ook minder P-problemen op bemeste leem verwachten.

Moderne landbouwbodems zijn vaak zwaar bemest en hebben hoge P gehalten. In de bovenste 20cm van de Nederlandse landbouwbodems worden totaal P gehalten gemeten van 5000 tot 35000 $\mu\text{mol/kg}$ (=155 tot 1084 mg P/kg) (Smolders et al., 2006). Olsen P waarden van tussen 1500 en 5000 $\mu\text{mol/kg}$ (= 46 tot 155mgP/kg) in bovenste 20cm van landbouwbodems zijn niet ongebruikelijk. Voor de zandige bodems zijn de totaal gehalten in de landbouwbodems ongeveer 2 tot 3x hoger dan de referenties. Het plant beschikbare P is in veel gevallen een factor 3 tot 4 x hoger dan de referenties. Dergelijke hoge P gehalten vormen een belemmering voor de

ontwikkeling van soortenrijke vegetatie in systemen waar licht niet limiterend is. Uit oude bemestingsexperimenten in Nederland (de Harderwijker veldproef) blijkt dat de effecten van P bemesting (een gift van 50kg/ha P) na 30 jaar nog zichtbaar was in de soortensamenstelling maar hierbij werden geen duidelijk (significante) verschillen gevonden in het voorkomen van gewenste soorten (Bobbink et al., 2018). Zo bleek mannetjesvaren in de bemeste vakken voor te komen. Een aantal ruderaal soorten zoals braam en gewoon vingerhoedskruid bleek (soms ook met een hogere bedekking) meer of zelfs uitsluitend voor te komen in de bemeste vakken. In hoeverre hoge gehalten aan P ook een belemmering vormen voor de ontwikkeling van soortenrijke vegetatie en of dit anders is wanneer er gestuurd wordt op lichtlimitatie is onbekend.

Kennis en kennislacunes

- ➔ De resultaten in figuur 3.6 en 3.7 tonen dat voor onderzoek naar de ontwikkelingskansen van huidige bebouwingen van landbouwgronden, we ons vooral moeten richten op jonge aanplanten (na 1970). De oudere aanplanten zijn minder representatief voor wat we mogen verwachten in actuele bebouwingen, omdat die een veel lagere mestgift hebben ontvangen.
- ➔ Onderzoeken naar de P gehalten in relatie tot de tijd na aanplant zijn voornamelijk uitgevoerd in zogenaamde chronosequentie-studies. Hierin zijn bossen van verschillende leeftijden bezocht en is het P gehalte gerelateerd aan de periode van aanplant. De resultaten zijn eenduidig en tonen lagere P gehalten in oudere aanplanten. Dit is zeer waarschijnlijk een effect van de intensiteit van gebruik (bemesting) welke is toegenomen in de tijd. Conclusies over de afname van P in de loop van tijd na aanplant kunnen hieruit niet worden getrokken.
- ➔ Totaal P is zeer persistent in de bodem aanwezig. Na bebouwing zal het totaal P in de eerste 20-40 jaar dalen (met ongeveer 30%) maar blijft vele malen hoger dan referenties (altijd bos).
- ➔ De bio-beschikbare fractie van P is afhankelijk van zuurgraad, ijzer- en calciumgehalte.
- ➔ Afhankelijk van o.a. de boomsoort, wijzigt de pH na bebouwing en hiermee ook de beschikbaarheid van P. Wanneer de biobeschikbaarheid hierdoor toeneemt, dan kan deze fractie worden opgenomen door biota (planten). Een groot deel wordt echter gebonden in organisch gebonden P en daarmee blijft dat grotendeels bio-beschikbaar mits er voldoende mycorrhiza zijn of mineralisatie plaatsvindt.
- ➔ Het is onbekend of de mate van competitie (boven- en ondergronds) tussen doelsoorten en hoog competitieve (ruderaal) soorten minder groot of juist groter is op drogere zure zandbodems dan op leembodems wanneer nutriëntgehalten hoog zijn.

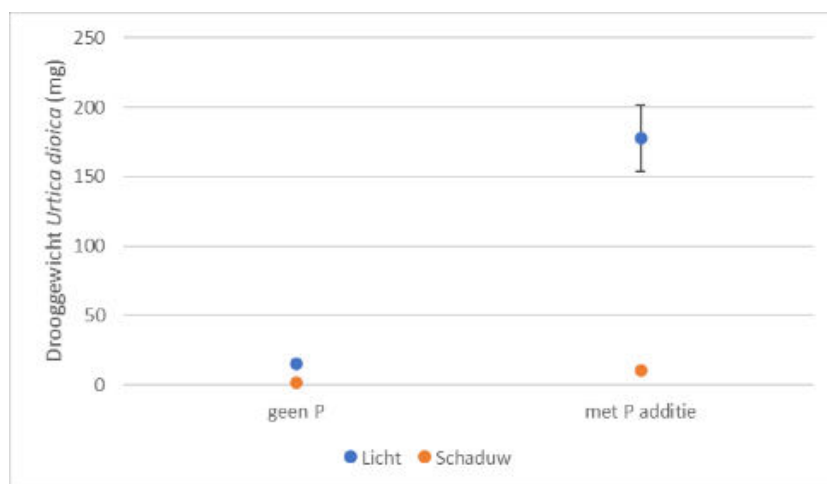
4. Knoppen voor de beheerder op basis literatuuronderzoek

4.1 Boomsoortenkeuze

De keuze van een specifieke boomsoort of pallet aan soorten, is fundamenteel bij het ontwikkelen van bos op landbouwgrond. Bomen zijn tekstboekvoorbeelden van ecosysteemingenieurs die, door de grote biomassa die ze vertegenwoordigen, hun omgeving drastisch wijzigen. Bovendien zijn het langlevende organismen die dus voor decennia de richting van bosontwikkeling zullen bepalen. Boomsoorten verschillen in tal van aspecten, maar met name in de mate waarin ze licht doorlaten naar de kruidlaag en de wijze waarop ze de nutriëntenkringloop sturen, voornamelijk via hun strooisel. Beide aspecten worden hieronder verder uitgediept.

4.1.1 Lichtbeschikbaarheid

Keersmaecker et al 2004 vonden, naast P en pH, een duidelijk effect van schaduw op de soortensamenstelling in de ondergroei van aanplanten (op leem), waarbij het aantal en de bedekking van bossoorten hoger was op locaties met meer schaduw. Op deze locaties vonden ze ook minder druk van competitieve en lichtafhankelijke soorten zoals grote brandnetel. Ondanks de algemene indruk dat grote brandnetel een soort is die sterk wordt gestuurd door de hoeveelheid nitraat (een nitrofiële soort), is al enkele decennia bekend dat deze soort in veel gevallen eerder fosfor gelimiteerd is (Pigott & Taylor 1964). In een experimentele studie vonden Pigott en Taylor 1964 namelijk een duidelijke interactie voor groei van woekerende soorten zoals grote brandnetel tussen lichtbeschikbaarheid en fosforbeschikbaarheid met hogere groei bij licht condities en bij P toevoeging. Schaduwdruk was in staat de groei grotendeels te onderdrukken ook al werd additioneel P gegeven (figuur 4.1). Mindere groei in schaduw geldt voor bijna alle plantensoorten, maar typische bossoorten hebben er minder last van hebben dan de ongewenste soorten.



Figuur 4.1. Drooggewicht (+/- SE) van grote brandnetel in experimenten in bos met (oranje) en zonder schaduwdruk en met en zonder P additie. Naar (Pigott & Taylor 1964).

Figure 4.1. Dry weight (+/- SE) of *Urtica dioica* in experiments in forest with (orange) and without (blue) shade and with and without P addition. After (Pigott & Taylor 1964).

Gezien de hoge persistente P gehalten, de huidige hoge atmosferische depositie van stikstof en daaruit volgende hoge stikstofconcentraties in de bodems van voormalige landbouwgronden lijkt licht één van de weinig beperkende factoren voor snel-groeiende nitrofiële soorten als grote brandnetel, bramen en guldenroede. Op het moment dat het bladerdek gesloten is, is er voor

dergelijke snelgroeiende soorten onvoldoende licht voor hun groei waardoor ze niet tot dominantie komen. Dit geldt in veel mindere mate voor bossoorten die wintergroen zijn of hun levenscyclus grotendeels voltooiën voordat het bladerdak volop is ontwikkeld. Ook de overige bossoorten, inclusief veel mossoorten, zijn vaak meer schaduwtolerant dan de meeste ruigtekruiden. Echter, bij sterke schaduw neemt alle vegetatie af, zeker als ook veel blad accumuleert in de strooisellaag. Lichtbeschikbaarheid wordt sterk bepaald door de boom- en struiksoorten, de aanplantstrategie, en het daaropvolgende beheer. Boom- en struiksoorten met een snelle groei kunnen op relatief korte termijn, mits dicht tegen elkaar geplant, resulteren in een hoge mate van schaduw. Sterk schaduw-werpende bomen zijn bijvoorbeeld linde, gewone esdoorn, beuk en spar. Lichtdoorlatende bomen zijn bijvoorbeeld ratelpopulier, boswilg, ruwe berk, grove den of zomereik. Deze bomen hebben een effect op de hoeveelheid licht dat op de bodem valt maar hebben tegelijkertijd ook een invloed via het strooisel op de bodemchemie.

4.1.2 Strooiselkwaliteit en -kwantiteit

Boomsoorten hebben, via wortels en strooisel een belangrijk effect op de bodemchemie. Omdat rijkstrooisel soorten een (relatief) grote hoeveelheid baserijk strooisel produceren, stimuleren zij de bacteriële nutriëntenkringloop tussen bodem, boom en fauna (Reich et al., 2005, Hommel et al., 2007, Desie et al., 2019). Het is al vaak gerapporteerd dat de strooiselkwaliteit (in termen van basische kationen en zuurgraad) van boomsoorten als *larix* en grove den lager is dan die van soorten als linde en kers (alle *Prunus*-soorten, Augusto et al., 1998, Augusto et al., 2002, Reich et al., 2005). Hoe "rijker" het strooisel hoe sneller de decompositie en hoe minder organisch materiaal er accumuleert in de humuslaag (van den Berg et al., 2018, Desie et al., 2019, Desie et al., 2020). Het organisch materiaal dat accumuleert in de OH-laag is het oudste en in verste stadium van afbraak. Accumulatie in de humuslaag is het laagst bij *Prunus* soorten, linde en esdoorn en hoogst bij eik en den. Onder *Prunus* en esdoorn (noorse, gewone en veldesdoorn) worden voornamelijk mull en moder humustypes gevonden terwijl onder den vooral mor humustypes worden gevonden. De snelle decompositie en inwerking van rijkstrooisel impliceert dat deze nutriënten sneller opnieuw beschikbaar zijn voor de plant, de zogenoemde nutriëntenpomp (Hommel et al., 2007), in vergelijking met armstrooiselsoorten. Dit is in de veronderstelling dat de nutriënten niet uitloggen. Bij armstrooiselsoorten zoals zomereik en grove den daarentegen blijft een deel van de nutriënten liggen boven op het bodemprofiel, waardoor ze dus ook voor langere tijd niet beschikbaar zijn voor de planten en bodembiota. Tevens zorgt de accumulatie van armstrooisel voor de productie van extra humus- en fulvozuren als intermediaire decompositie producten (De Vries, 1995) die vervolgens een bodemverzurend effect hebben. Vooral bij eik en beuk wordt ook een toename van organische zuren uit de decompositie gemeten wat resulteert in een verdere verzuring van de bodem (De Vries & Breeuwsma 1987, De Schrijver et al., 2012)). Het voorkomen van dikke, zure strooiselpakketten is een knelpunt voor kieming en vestiging van flora (zie ook figuur 4.2).

De invloed van de boomsoorten op de bodemchemie kan invloed hebben op het voorkomen van plantensoorten. In een onderzoek op licht-lemige bodems in Vlaanderen in aanplanten van els en es (omvorming van landbouw uit ca 1972 en 1990) vond men een lagere bodem-pH onder els vergeleken met es. Dit werd verklaard door de verhoogde nitrificatie en dus verzuring. Als gevolg vond men ook hogere aluminiumbeschikbaarheid in deze bossen waardoor soorten als slanke sleutelbloem, gele dovenetel en bosbingelkruid verminderd leken voor te komen (Thomaes et al., 2013).



Figuur 4.2. Foto van het Gastersche holt, een oude boslocatie op zandige klei in Nederland. Het lichtklimaat is weinig verschillend ter plekke van de Beuk maar het strooiselpakket van de oude beuk verhindert het voorkomen van bossoorten als witte klaverzuring, bosanemoon en andere soorten die in de rest van het essen-kersen bos wel voorkomen (foto L.van den Berg).

Figure 4.2. *Gastersche holt, an ancient forest on sandy clay. Light conditions do not differ much but the presence of one beech tree results in litter accumulation and decline in ground flora.*

4.2 Fosfaat

Landbouwbodems worden bemest met fosfor. Zeker de moderne landbouwbodems (dus de bodems die nog na 1970 in landbouwkundig gebruik zijn) zijn vaak zwaar bemest en hebben hoge P gehalten. In de bovenste 20cm van de Nederlandse landbouwbodems worden totaal P gehalten gemeten van 5000 tot 35000 $\mu\text{mol/kg}$ (=155 tot 1084 mg P/kg) (Smolders et al., 2006). Olsen P waarden van tussen 1500 en 5000 $\mu\text{mol/kg}$ (= 46 tot 155mgP/kg) in bovenste 20cm van landbouwbodems zijn niet ongebruikelijk. We weten uit de literatuur dat fosfor en met name het beschikbare deel van de fosfor in de bodems een belangrijke factor is in het voorkomen van vegetatie (typen) en daarmee de biodiversiteit.

In veel gevallen is de beschikbaarheid van fosfor te hoog en dient deze voor het bereiken van hogere biodiversiteitswaarden naar beneden gebracht te worden. De beheerder heeft een aantal mogelijkheden om te sturen in de beschikbaarheid van fosfor:

Bekende voorbeelden zijn het uitmijnen van fosfor of het afgraven van een deel van de fosfor-rijke bodem. Beide maatregelen zijn kansrijk, mits ze op de juiste plekken en op de juiste manier worden uitgevoerd. Beide maatregelen kennen ook kanttekeningen. Bij het weggraven van de fosforrijke bovenlaag kan men ook waardevolle kationen uit het systeem wegnemen en dit kan een mogelijk knelpunt veroorzaken in zandbodems die toch al zuurgevoelig zijn. Echter, de resultaten uit onze metingen tonen dat de basenverzadiging in de diepe lagen (50-60 cm) onder de bouwvoor vaak hoog is (terwijl de P-concentraties er laag zijn). Bij het uitmijnen (vaak met een gras-klaver mengsel) moet men vaak zeer lang wachten totdat men voldoende lage fosforconcentraties heeft bereikt. Zowel verwijderen van de bouwvoor of uitmijnen is voor bossen nog niet onderzocht en men moet dus vooralsnog afgaan op de ervaringen met deze maatregelen bij het realiseren van korte natuurlijke vegetaties.

Een mogelijk andere manier van het verminderen van de fosforbeschikbaarheid is de beschikbare fractie gering te houden en een groot deel van de fosfor te binden. Binding van fosfor is afhankelijk van de bodem pH. Bij een zure bodem komt ijzer en aluminium vrij wat kan binden aan P. daartegenover staat dat bij een basische, goed gebufferde bodem de hoeveelheid calcium doorgaans hoger is wat ook P kan binden. De beheerder kan mogelijk met deze variabelen spelen door de beschikbaarheid van calcium hoog te houden.

4.3 Hydrologie

Omwille van het landbouwkundig gebruik zijn, ook op hooggelegen zandgronden, veel bodems omgeven door sloten en greppels en daardoor verdroogd. Verdroging kan een groot effect sorteren op de bodemchemie en de ontwikkeling van vegetatie en bodembiota. Verdroging leidt er toe dat grondwater niet of nauwelijks invloed heeft in de bovenste lagen van de bodem waardoor bodems voor watervoorziening zijn aangewezen op de neerslag. Omdat regenwater vaak verzurend is en weinig bufferende kationen bevat en grondwater daarentegen vaak gebufferd is, leidt dit effect tot een verzuring. Daarnaast komt gebufferd grondwater niet of nauwelijks meer in de bovenste bodemlaag waardoor een aanvulling van basische kationen (calcium, magnesium, carbonaat) niet meer plaatsvindt.

Verdroging in de bossen leidt tot een afname van soorten die afhankelijk zijn van deze buffering en vochtminnende soorten zoals bosanemoon (Frambach & Meulman 1988). Daarnaast zullen meer droogte resistente soorten en soorten die goed floreren bij zure omstandigheden zoals adelaarsvaren en bochtige smele gaan domineren (van der Burg et al., 2014, van der Burg et al., 2016).

Bij aanplanten zal de verzuring harder gaan wanneer de bodems droger zijn en er geen invloed is van grondwater. Op locaties waar de bodems van nature een zekere invloed kennen van grondwater (veldpodzolen, gooreerdgronden, beekoord) wordt de verdroging gezien als een belangrijk knelpunt voor goede ontwikkeling van de bossen. Het zijn tevens deze locaties waar de potentie voor biodiverse bossen erg hoog is omdat hier op relatief korte afstanden gradiënten van droog naar vochtig en van zuur naar gebufferd kunnen ontstaan. Recentere bossen op vochtige, voormalige landbouwgrond zijn echter vaak klein (max enkele hectaren volgens een eerste GIS analyse 2021), en grotendeels omringd door landbouwgrond. De drainage heeft op deze locaties vaak een grote invloed op de hydrologie door sterke ontwatering incl. grondwateronttrekking. Herstel van hydrologie is hier vaak moeilijk te bewerkstelligen maar onderzoek toont wel dat dit de biodiversiteit kan verbeteren (van der Burg et al., 2016).

4.4 Bosstructuur

Het is algemeen bekend dat een hoge mate van structuur gerelateerd is aan een hoge biodiversiteit. Bij een hoge mate van structuur komen diverse vegetatielagen voor, zijn er verschillende leeftijden inclusief oude en aftakelende bomen te vinden en is het aandeel dood hout (met stammen >30cm diameter) hoog. Deze structurelementen herbergen diverse soortengroepen en vormen tezamen een brede voedselpiramide. Het is bekend dat zoogdieren zoals muizen profiteren van een toename in structuur in het bos (Dankers 1983) en ook de diversiteit aan vogels neemt toe naarmate structuur en het voedselaanbod toeneemt (Hendriks 1985). Structuur is tot op zekere hoogte te stimuleren door niet homogeen aan te planten maar te variëren in aanplant dichtheden (ook open plekken). Dood hout met een diameter van >30cm is alleen na verloop van tijd te realiseren, maar kan wel versneld worden door aanplant van snel groeiende bomen en bomen sneller te laten groeien door in vroeg stadium vrij te stellen.

4.5 Effect van beheer

De ontwikkeling van soortenrijke korte vegetatie (soortenrijk grasland of heide) vanuit een landbouwsituatie is veelvuldig onderzocht (zie bijvoorbeeld Oosterbaan et al., 2008, Weijters et al., 2015). Voor het ontwikkelen van een relatief zure en schrale heide is het verwijderen van de bekalke en eutrofe toplaag van de bodem vaak noodzakelijk (Weijters et al., 2015). Voor het ontwikkelen van soortenrijk grasland is de bekalke niet per se een bottleneck maar zijn de hoge fosfaat waarden en de dichte zode (soms bevindt het gras zich in een dichte zode van witbol) belemmeringen voor de ontwikkeling van soortenrijke vegetatie. Op dergelijke graslanden wordt een tijdelijk akkerbeheer of het tijdelijk braak laten liggen (roggeteelt of gedurende een groeiseizoen herhaaldelijk de bodem frezen (zwarte braak)) geadviseerd om de ontwikkeling van soortenrijke graslanden (zowel flora als fauna) te stimuleren (Dorland et al., 2019, Eichhorn et al., 2020). Bodemmicro-organismen lijken hierop minder snel te reageren (van Bochove & Gerrits 2020). Deze grondbewerking bleek weinig effect te sorteren op de bodemchemie maar vooral, door de mechanische bewerking en daarmee de verbetering van een kiembed, een voordeel op te leveren voor kruiden. Inbrengen van kruiden via maaisel/zaad bleek een versnelling van de ontwikkeling van soortenrijke vegetatie op te leveren. Het is zeer waarschijnlijk dat het doorbreken van de dominantie van grassen bij de ontwikkeling van bossen vanuit een weilandsituatie ook resulteert in een hogere soortenrijkdom. Echter, omdat dit niet is onderzocht moeten we concluderen dat dit een waarschijnlijkheid is en typeren we dit als een kennislacune.

Een beheerder kan bij het aanplanten rekening houden met de autonome structuurontwikkelingen als gevolg van de aanplant. Tegelijkertijd moet de beheerder rekening houden met de spontane vestiging van soorten en of deze gewenst/ongewenst zijn en of deze de aanplant bedreigen of juist aanvullen. Bij jonge aanplanten zal structuur voornamelijk worden bepaald door de plantdichtheid en de soort. Naast aanplanten kan de beheerder ook kiezen voor een spontane ontwikkeling, hierbij is men dan wel vaak aangewezen op een lokale soortenpool en de ontwikkeling hiervan. Daarbij heeft de beheerder diverse knoppen ter beschikking waarbij bodemsoort en hydrologie ook beperkend zijn voor de mogelijkheden:

1. Nutriëntbeschikbaarheid: de beheerder kan hier direct in sturen (afgraven, plaggen), maar ook indirect, door bijvoorbeeld op de beschikbaarheid van P te sturen (vastlegging van P stimuleren of afvoeren van P door uitmijnen).
2. Competitie tussen soorten: de beheerder kan ervoor kiezen om, voor aanplant vanuit een weilandsituatie, enkele jaren te akkeren of een periode van zwarte braak in te lassen. Dit doorbreekt de dominantie van sterk competitieve grassen en kan het kiemen van kruiden bevorderen.
3. Boom- en struiksoort: middels de keuze voor bepaalde boom- en struiksoorten kan de beheerder sturen in:
 - 3.1. Lichtbeschikbaarheid: variatie is mogelijk in langzame groeiende soorten, snelgroeiende soorten, schaduwwerpente soorten en lichtdoorlatende soorten. Hiermee kan een beheerder tevens sturen op de verticale en horizontale structuur in het jonge bos.
 - 3.2. Strooiselkwaliteit: door aanplant van rijk- en/of armstrooiselsoorten wordt gestuurd op de mate van behoud van kationen en buffering in het bos en de snelheid van afbraak en nutriëntenkringlopen.
4. hydrologische condities: indien mogelijk wordt verdroging van een gebied opgeheven alvorens tot aanplant over te gaan
5. bosstructuur: via beheer ((selectieve) kap, vrijstellen, aanplant) en het laten liggen van dood hout heeft de beheerder invloed op de structuur van het bos en daarmee op de biodiversiteit.

5. Kennislacunes en onderzoeksvragen

5.1 Synthese: de abiotische uitgangssituatie

Op basis van reeds eerder onderzochte bossen weten we dat fosfor en lichtbeschikbaarheid zeer belangrijke knelpunten zijn voor de ontwikkeling van biodiverse bossen op landbouwgronden. Daarnaast speelt het ontwikkelen van een strooiselpakket en de hydrologie ook een rol. De uitgangssituatie op voormalige landbouwgronden op onze hogere zandgronden is relatief eenvormig. Vergeleken met onze bestaande bossen op deze bodems zijn de grootste verschillen als volgt:

- In de landbouwgronden heeft zich door bemesting een grote fosforvoorraad opgebouwd, en is afhankelijk van het agrarisch gebruik (akker of grasland). 5x hogere fosforconcentraties in agrarische bodems dan in bestaand bos zijn eerder regel dan uitzondering. Daarnaast verschilt de vorm van fosfor: in landbouwgronden gaat het vooral om mineraal, plantbeschikbaar fosfaat, in bosbodem is het merendeel van het fosfor vastgelegd in organische verbindingen;
- De buffering en basenverzadiging is aanzienlijk beter op landbouwbodems dan in bosbodems. Door kalkresten vanuit de landbouw bevindt de bodem zich soms in de bicarbonaat-bufferrange, met een bijbehorende pH van rond de 7. Maar vaak is deze lager en zit deze in de kation-uitwisselingsbufferrange met een pH van rond de 5. Wel is de basenverzadiging dan nog hoog, soms meer dan 90%;
- De hoeveelheid organische stof is veel lager dan in een goed ontwikkelde bosbodem. Vooral op akkers is vaak slechts 2-4% organisch materiaal aanwezig in de toplaag. Het watervasthoudend vermogen van deze bodems is daarmee ook lager dan in (bos)bodems met een hoger gehalte aan organische stof;
- Door het lage gehalte organisch materiaal is ook de stikstofvoorraad vaak gering. Mineraal stikstof is vooral beschikbaar in de vorm van nitraat, er is weinig ammonium gebonden aan de bodem. Zeker op voormalige akkers is zo weinig organisch materiaal aanwezig dat de nalevering van stikstof uit organisch materiaal gering is en bij achterwege blijven van bemesting snel stikstoflimitatie kan optreden;
- Het bodemleven verschilt zeer sterk en verandert ook maar erg langzaam na bosaanplant. We verwachten een toename van schimmels na bebossing die daarna stagneert en verder maar moeizaam richting oude bossituaties (referentie) zal gaan.

Na bosaanplant op droge zandbodems vindt enerzijds een ontwikkeling plaats in de richting van de bestaande bossen op de hogere zandgronden: de toplaag van de bodem wordt zuurder, er ontwikkelt zich een strooisellaag en vaak ook een humuslaag. Ook kan podzolvorming op gang komen. Langzaam verschuift het bodemleven richting een kenmerkende bosgemeenschap. Maar er zijn ook verschillen. Zo is er in het begin soms sprake van een vrij sterke stikstoflimitatie, wat we tot nu toe vooral zien op voormalige akkers en bij aanplant van sparren. Daarnaast is er nog een tijd (mogelijk enkele tot 10-tal jaren) sprake van een betere buffering, die niet zo zeer blijkt uit een hogere pH, maar wel uit een betere basenverzadiging, en lagere verhoudingen tussen aluminium en calcium, respectievelijk ammonium en nitraat. Daarnaast is duidelijk dat de grote fosforvoorraad ook op langere termijn nauwelijks afneemt en blijvend een invloed heeft op de bosontwikkeling. Juist op de zandgronden, met lage gehalten ijzer en calcium, zal ook de beschikbaarheid van fosfaat makkelijk hoog blijven.

In figuur 5.1 zijn deze processen samengevat in een conceptueel model voor deze verschillende typen bosaanplanten. Uit voorgaande literatuurstudie blijkt namelijk dat de aangeplante boomsoort van groot effect is op de verdere ontwikkeling van het bos op landbouwgronden. Op hoofdlijnen kunnen bomen de ontwikkeling op twee manieren sturen: via hun schaduwwerking (licht vs donkersoorten) en via de vertering van hun strooisel (rijk- vs armstrooisel).

5.2 Kennislacunes

Voor een goede beschrijving van de ontwikkeling van bos op landbouwgrond en met name over de rol van P gehalten voor vegetatieontwikkeling zijn er nog belangrijke kennislacunes. Deze kennislacunes verhinderen nu het maken van een goede beheersleutel.

1. De meeste onderzoeken zijn gericht op leemrijke of kleihoudende bodems. Zandbodems zijn slechts sporadisch onderzocht en niet dusdanig goed onderzocht dat conclusies over fosforlimitatie genomen kunnen worden. Zo is het bijvoorbeeld onbekend in hoeverre de in leembossen gevonden relaties tussen P-beschikbaarheid en verhoogde competitie tussen competitieve soorten en doelsoorten ook optreden op zure, vaak drogere zandbodems. Op leem is de kruidlaag erg goed ontwikkeld, met veel biomassa en vaak volledige bedekking. Hier speelt competitie mogelijk een grotere rol dan in bossen op zand, waar de bedekking (en het pallet aan) competitieve soorten toch wat minder is. Het is met name die gewijzigde competitieverhoudingen die aan de basis liggen van de negatieve impact van P. Daarbij is het onbekend wat het effect zou zijn van een periode van zwarte braak of akkeren alvorens aan te planten;
2. De meeste onderzoeken zijn gericht op de effecten op de hogere planten en zelfs binnen deze beschrijvingen is weinig bekend over de ontwikkeling van verschillende bostypen. Nog minder onderzoek is gericht op andere soortgroepen binnen de plantenwereld zoals paddenstoelen of mossen, terwijl deze toch vaak gezien worden als snel reagerende groepen. Het vaststellen van ontwikkelingen bij deze groepen en hoe het voorkomen van soorten uit deze groepen zich verhouden tot de ontwikkelingen van (nieuwe) typen is nog te weinig gedaan;
3. Daarnaast zijn veel onderzoeken verricht in de 'oudere' aanplanten. Dit zijn bossen die werden aangeplant in een periode voor de sterke intensivering van landbouw, dus op bodems die niet erg vergelijkbaar zijn met actuele landbouwbodems. Het is voornamelijk onderzoek in "jonge" aanplanten dat de nodige informatie kan opleveren over wat we mogen verwachten voor de toekomstige aanleg van grote oppervlakten bos op intensief gebruikte landbouwgronden. Hierbij speelt dat er weinig onderzoek gedaan is naar de stikstofbeschikbaarheid op zandbodems van recente aanplanten. Neemt ook hier de stikstofhoeveelheid snel af en daarmee de stikstoflimitatie toe of blijft stikstof hoog vanwege de hoge stikstofdepositie?
4. Onderzoek naar de rol van schimmels en bacteriën in de ontwikkeling is nauwelijks gedaan. Door een toename in P gehalte verschuiven N/P ratio's van bladeren (meer P in bladeren) en dit kan in de bodem mede zorgen voor verschuivingen in functionele groepen naar een bacteriën gestuurde afbraak (Güsewell & Gessner 2009). De exacte rol van deze groepen en wanneer deze omslaan van bacterie gedomineerde afbraak naar schimmel gedomineerde afbraak is onbekend;
5. De rol van de bodemfauna is grotendeels onbekend;
6. Het is duidelijk dat de verzuring van de bodem een belangrijke rol speelt in de ontwikkeling van de bossen en daarmee de biodiversiteit. In enkele gevallen is een verlaging van pH waargenomen maar blijkt de basenverzadiging nog enige tijd relatief hoog. Het behoudt van de buffering vanuit de landbouwsituatie lijkt een goed middel voor het verhogen van de biodiversiteit en dit kan mogelijk door sturing in boomsoorten (nutriëntenpomp) of aanvullingen van buffering. Het is echter onbekend in welke mate (hoe snel gaat de verzuring en daling basenverzadiging) en bij welke aanplant (is er verschil bij eiken aanplant ten opzichte van esdoorn aanplant bijvoorbeeld?) dit mogelijk is.

Gezien deze kennislacunes is het moeilijk om de beheerder handvaten mee te geven voor de ontwikkeling van biodiverse bossen op voormalige landbouwgronden.

5.3 Het vervolg: veldonderzoek in bossen op voormalige landbouwgrond

Doel van de OBN-studie (zowel literatuurstudie als veldstudie) is om zicht te krijgen op de maximaal haalbare biodiversiteit van enkele sleutelgroepen in bossen op voormalige landbouwgrond op kalkloze zandgrond. De studie richt zich dan ook tot de ontwikkeling van verschillende bostypen met de daarbij behorende vegetatie, mossen en bodembiota en de ontwikkeling van bodemprocessen vanuit de gedachte dat de beheerder aan bepaalde realistische knoppen kan draaien om de gewenste biodiversiteit te maximaliseren. De veldstudie is een aanvulling op de literatuurstudie en zal zich richten op de belangrijkste kennislacunes. Dus moeten de volgende aspecten uit de veldstudie duidelijk worden:

- Welke typen bos kunnen zich ontwikkelen?
- Welke ecologische processen zijn sturend per type?
- Hoe kan per type die ontwikkeling maximaal worden ondersteund?

Het veldonderzoek wordt gericht op jonge aanplanten op zandbodems (kennislacunes 1 en 3). Oudere aanplanten van voor 1970 laten we nu buiten beschouwing omdat hiervan de P-gehalten lager zijn en deze oudere categorie beter onderzocht is. Dit onderzoek richt zich verder op het beschrijven van de bosbeelden die ontstaan (kennislacune 2) en het goed beschrijven van bodemprocessen en schimmels/bacteriën (kennislacune 4 en 6). Helaas ontbreekt het ons aan middelen om ook de bodemfauna (kennislacune 5) of andere soortgroepen mee te nemen in het veldonderzoek.

Er is gekozen om biodiversiteit te kwalificeren als het aantal vaatplanten in de kruidlaag, waarbij bijzondere aandacht uitgaat naar bossoorten (meer is gewenst) en ruderaal soorten (minder is gewenst). Deze kennis is tenslotte omgezet worden naar een uitwerking van praktische knoppen die de beheerder kan gebruiken om een hogere biodiversiteit in het nieuwe bos te krijgen. In dit veldonderzoek staan de volgende onderzoeksvragen centraal:

1. Hoe ontwikkelt bos op voormalige landbouwgrond zich door de tijd? Daarbij worden zowel de biodiversiteit, als concentraties nutriënten en mineralen in de toplaag van de bodem beschouwd.
2. Wat is de invloed van licht als sturende factor op de bosontwikkeling?
3. Wat is de invloed van aanplant van arm- en rijkstrooiselsoorten op de bosontwikkeling?
4. Hoe wordt biodiversiteit van bos op voormalige landbouwgrond beïnvloed door bodemchemische factoren?

5.4 Conceptueel model

De vragen die we met het aanvullend veldonderzoek willen beantwoorden, worden samengevat in een conceptueel kader (figuur 5.1). Het neemt de aangeplante boomsoorten als uitgangspunt en sluit daarmee direct aan bij de mogelijkheden voor de beheerder om de bosontwikkeling te sturen. Hierbij moet worden opgemerkt dat er geen onderzoek is verricht naar bosaanplanten die voor de aanplant zijn afgeplagd omdat deze situaties niet voldoende bekend waren. Met het veldonderzoek vullen we dit conceptuele kader in en waar mogelijk wordt het gekwantificeerd.

Bosontwikkeling op fosfaatrijke, droge zandgrond

Landbouw- Bodem:	Aanplant	Boom- struiksoort	Jong bos (0-30 jaar)		Jong bos (30-50 jaar)		Ouder bos (50-100 jaar)	
	- Rijk aan mineraal P en N; beschikbaarheid N en P hoog - Basenverzadiging hoog - OS % is laag - Licht niet beperkend	Rijk-strooisel, licht	Berk, Ratelpopulier, Boswilg, lijsterbes, vuilboom	- N: ↓ - P: ↓↓ - Basen: ↓ - strooisel: ↑ - Licht: ↓	Ondergroei: Brandnetel	- N: ↑ - P: ↓ - Basen: = - strooisel: = - Licht: ↓	Ondergroei: Brandnetel	Ondergroei: Gew. salomonszegel, muursla mannetjesvaren
		Rijk-strooisel, donker	linde, gewone esdoorn, hazelaar	- N: ↓ - P: ↓↓ - Basen: ↓ - strooisel: ↑ - Licht: ↓	Ondergroei: Dikkopmos, fijn laddermos	- N: ↑ - P: ↓ - Basen: = - strooisel: = - Licht: ↓↓	Ondergroei: Brandnetel	Ondergroei: Gew. Salomonszegel, aronskelk
		Arm-strooisel, licht	grove den, zomereik	- N: ↓ - P: ↓↓ - Basen: ↓↓ - strooisel: ↑ - Licht: ↓	Ondergroei: Witbol, duinriet	- N: ↑ - P: ↓ - Basen: ↓ - strooisel: ↑↑ - Licht: ↓	Ondergroei: Braam, bochtige smele	Ondergroei: Braam, bosbes
		Arm-strooisel, donker	douglas, beuk, hulst	- N: ↓ - P: ↓↓ - Basen: ↓↓ - strooisel: ↑ - Licht: ↓	Ondergroei: mossen, soms rijk aan paddenstoelen	- N: ↑ - P: ↓ - Basen: ↓ - strooisel: ↑↑ - Licht: ↓↓	Ondergroei: Mossen en paddenstoelen	Ondergroei: Mossen, paddenstoelen

Figuur 5.1. Conceptueel kader voor bosontwikkeling op landbouwgronden. Geheel links staan de belangrijkste knoppen, met in de derde kolom voorbeelden van de aangeplante boomsoorten. In de blauwe kolommen zijn de (bodem)processen samengevat en de verwachte dominante ondergroei per fase van de bosontwikkeling. N en P: plant-beschikbare fractie in de bodem; basen: basenrijkdom van de bodem als maat voor de zuurgraad; strooisel: dikte van de strooisellaag, licht: lichtbeschikbaarheid voor de ondergroei. Groeibeperkend factoren zijn aangeduid in rood. ↓↓: sterke afname, ↓: afname, =: weinig verandering, ↑: toename, ↑↑: sterke toename. Het veldonderzoek zal zich richten op de blauwe kolommen.

Figure 5.1. Conceptual model of forest development on arable soils.

We verwachten dat de ontwikkeling van jonge, vaak sterk bemeste landbouwbodems anders verloopt wanneer verschillende boomsoorten worden aangepland (arm vs rijkstrooisel en donker vs licht houtsoorten). Meer specifiek verwachten we dat de mate waarin bomen meer of minder schaduwdruk geven, de effecten van fosfor beschikbaarheid kan moduleren (interactie boomsoortenkeuze en bodem P beschikbaarheid). Bij veel schaduw zal licht bijvoorbeeld beperkend zijn, waardoor fosfor van minder grote betekenis is ten opzichte van bossen met veel licht. Mogelijk treedt onder armstrooiselsoorten eerder stikstoflimitatie op, omdat het blad wat minder stikstof bevat en de afbraak meer door schimmels plaatsvindt die stikstof beter vasthouden dan bacteriën. De stikstoflimitatie is echter van kortstondige aard (zie paragraaf 3.3.2), en zal daardoor mogelijk niet aan te tonen zijn.

De oudere bossen van 50-100 jaar (gele kolom) werden niet in het veld bezocht omdat deze al onderzocht zijn in de leembossenstudies in Vlaanderen en omdat de uitgangssituaties van deze bossen (met name P, zie hoofdstuk 3) anders zijn. Het doel van dit onderzoek is om praktijkgerichte antwoorden en knoppen te geven voor beheerders bij nieuwe aanplanten. Daarom is besloten te focussen op de jonge aanplanten in 2 fasen (10-30 en 30-50 jaar), de blauwe kolommen in figuur 5.1.

Deel B

Veldstudie

6. Methoden veldstudie

6.1 Selectie onderzoeklocaties

6.1.1 Selectie in 3 fasen

Het doel van de selectie was te komen tot een groot aantal onderzoeklocaties in vier categorieën, afhankelijk van de schaduwwerping van de soorten en de afbreekbaarheid van het strooisel (zie Tabel 6.1).

De selectie van de onderzoeklocaties bestond uit 3 fasen:

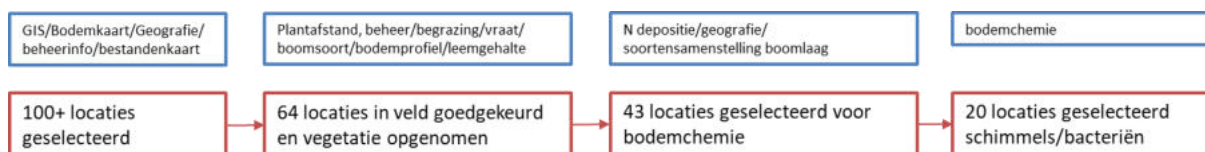
1. Een primaire GIS analyse waarin bossen die sinds 1970 dan wel 1990 zijn aangelegd op landbouwgrond op hogere, droge tot matig vochtige zandgronden werden geïdentificeerd. Uit deze locaties werden potentiële, te bezoeken, onderzoeklocaties vastgesteld;
2. Een verkennend veldbezoek in meer dan 100 locaties, waarbij werd geverifieerd of het werkelijk ging om bossen op voormalige landbouwgrond en belangrijke kenmerken als dominante boomsoort werden opgenomen.
3. In de derde fase werd op basis van geografische verspreiding, verspreiding over de 4 categorieën (tabel 6.1) en stikstofdepositie-lassen een definitieve selectie gemaakt.

Tabel 6.1 Indeling van dominante boomsoorten op basis van strooiselkwaliteit (rijk: makkelijk afbreekbaar, arm: slecht afbreekbaar ahv Desie et al., 2019) en schaduwwerping (licht: licht doorlatend, donker: veel schaduwwerpend). Zie ook de begeleidende tekst.

Table 6.2 Classification of the dominant tree species based on litter quality (rich: readily degradable, poor: poorly degradable (Desie et al., 2019) and shadow casting.

strooiselkwaliteit	schaduwwerping	soorten
arm	donker	beuk, fijnspar, douglas spar, larix
arm	licht	zomereik, grove den, corsicaanse den
rijk	donker	linde, esdoorn
rijk	licht	robinia, berk, es, ratelpopulier, populier, vogelkers

Vervolgens werden op de definitief geselecteerde onderzoeklocaties vegetatieopnamen gemaakt en standplaatsfactoren vastgelegd. Uit deze set werden 43 locaties gekozen voor een verdere verdieping waarbij ook de bodemsamenstelling op 2 diepten werd geanalyseerd (zie verder). Van deze 43 locaties werden aan de hand van de resultaten van de bodemchemie 20 locaties gekozen voor verdere verdieping op de bodembiota (zie Figuur 6.1). In de volgende paragrafen worden de criteria per selectiefase verder toegelicht.



Figuur 6.1 overzicht van de stappen in de selectie van onderzoekslocaties

Figure 6.1 Overview of the site selection process

6.1.2 Fase 1: GIS-analyse

Voor de primaire selectie van potentiële onderzoeklocaties waren de volgende criteria van belang:

- Bodemtype: alleen bossen op zandgrond zonder directe invloed van grondwater werden geselecteerd (bodemkaart Nederland, Dinoloket.nl). Dit beperkt de selectie tot locaties op holtpodzol, veldpodzol- en haarpodzolbodems;
- Licht beschikbaarheid/schaduwwerping: de mate waarin boomsoorten licht doorlaten naar de vegetatie onder het kronendak. Hoofboomsoorten werden ingedeeld op licht- of donkersoorten en op basis van dit criterium werden onderzoeklocaties gekozen en ingedeeld (zie tabel 6.1);
- Strooiselkwaliteit: op basis van de kwaliteit van het strooisel worden hoofboomsoorten ingedeeld in arm- en rijkstrooiselsoorten (zie tabel 6.1);
- Leeftijd van het bos: hierbij werden twee leeftijden gehanteerd
 - o ouder dan 30 jaar, aangeplant in de periode 1970-1990
 - o jonger dan 30 jaar, aangeplant na 1990
- Minimaal oppervlak van het bos 1 ha, niet lijnvormig en niet in de directe nabijheid van een snelweg (dat laatste om overmatige NOx input te vermijden).

6.1.2.1 Beschikbare informatielagen

Voor de primaire selectie werd gebruik gemaakt van een geografische analyse (GIS) op basis van de bodemkaart van Nederland, en van alle beschikbare topografische kaarten van na 1970, grondwatertrappenkaarten, beheerkaarten en luchtfoto's. De primaire selectie werd in QGIS uitgevoerd.

6.1.2.2 Stikstof- en spatiële gradiënt

Op basis van het literatuuronderzoek blijkt dat er mogelijk een fase is waarin stikstofbeperking optreedt in de bossen op voormalige landbouwgrond. Het is te verwachten dat deze limitatie met name optreedt in gebieden met een lage stikstofdepositie. Immers, in gebieden met een hogere depositie, zal de beperkte stikstofbeschikbaarheid in de bodem worden verhoogd door stikstofdepositie. Bij de selectie van de potentiële onderzoeklocaties werd daarom rekening gehouden met de uitersten in de stikstofdepositiegradiënt. Hiervoor werd gezocht naar geschikte locaties met hoge en lage depositie waarbij de depositiekaart voor totaal stikstof uit 2019 (pixelgrootte 1x1km) gebruikt werd als basis (<https://geodata.rivm.nl/gcn/>). Aan de hand van deze kaart bleek dat de stikstofgradiënt voor de geschikte bossen (dus op een juiste bodem en voldoen aan de eisen van boomsoort en ouderdom) niet heel erg groot is. Dit is te wijten aan het feit dat in de zeer zware stikstofbelaste delen van ons land (de Peel, Gelderse Vallei) slechts enkele geschikte bossen liggen met een zeer hoge depositie (>49 kgN/ha/j). Het merendeel van de bossen in hoge stikstofdepositie-regio's ontvangt een depositie van ongeveer 35 kgN/ha/j. Tegelijkertijd zijn er nauwelijks bossen met een lage belasting die voldoen aan de criteria (laagste depositie is ongeveer 20 kgN/ha/j). Dit maakt dat de depositiegradiënt in dit onderzoek niet bijzonder groot is (20 tot 35 kgN/ha/j met enkele uitschieters). Ook wijkt de praktijk vermoedelijk af van deze gemodelleerde depositie, onder meer omdat bosranden veel meer stikstof invangen en dit randeffect per locatie sterk verschilt. Om deze reden is besloten om stikstof als continue data (en niet in klassen) mee te nemen in de verdere analyses.

Doel van de analyse is een goed beeld krijgen van de biodiversiteit en bodemkwaliteit van bosaanplanten op zandige landbouwgronden in Nederland. Hierom, en om de stikstofdepositiegradiënt groot te maken, is besloten om de geografische spreiding groot te houden. Dit houdt echter ook in dat andere factoren zoals klimaatfactoren regionaal kunnen verschillen. Om deze reden zijn de locaties opgedeeld in grove regionen en is de factor 'regio' meegenomen als een random effect in de verdere analyses.

6.1.3 Fase 2: selectie locaties op basis veldkenmerken

Op basis van de GIS analyse werden meer dan 100 locaties uitgekozen welke bezocht werden. Tijdens het veldbezoek werden, op basis van onderstaande criteria, deze locaties als definitieve onderzoeklocaties opgenomen in het onderzoek of afgewezen:

- Soortensamenstelling: in het veld werd de hoofdboomsoort bepaald en werd bepaald binnen welke van de vier hierboven genoemde categorieën van bossen de opstand kon worden gerekend. Wanneer er lokaal al voldoende monsterlocaties van 1 categorie waren bemonsterd dan werd alleen nog maar gezocht naar aanplanten uit de andere categorieën. In een zeer groot deel van de bezochte gevallen (>50%) bleek de aanplant van bezochte nabijgelegen locaties te bestaan uit eenzelfde type aanplant (vaak eik en berk of grove den maar soms ook diverse variaties van aanplanten van robinia en eik of robinia en esdoorn waardoor uiteindelijk veel locaties niet zijn bemonsterd/opgenomen;
- Vraat: overmatige vraat door wild of begrazing door vee kan een groot effect sorteren op de ondergroei en dus op de onderzoekresultaten. Bij sporen van veel vraat werden de locaties niet toegewezen voor verder onderzoek;
- Op alle locaties werd aan de hand van een bodemboring gekeken of de toewijzing op basis van de bodemkaart van Nederland overeenkwam met het bodemtype in het veld. Wanneer een bodem sterk leemhoudend of kleiig was, werd de locatie niet meegenomen in het verdere onderzoek;
- Wanneer er indicaties waren voor een recente zware bewerking van de bodem (2 locaties) of zelfs het spuiten met gif (1 locatie) werden deze niet meegenomen in het verdere onderzoek;
- Naast het controleren van het bodemtype en de fysieke staat van de bodem werd ook ingeschat of de bodems onder invloed stonden van grondwater in de wortelzone. Dit werd gedaan op basis van veldkenmerken zoals waterstanden en aanwezigheid van soorten in het bos en greppels. Ook werden reductiekenmerken in de bodem bekeken. Bodems die (tijdelijk) onder invloed staan van grondwater werden niet meegenomen in verdere analyses;
- Sterke dunningen of gekapte bossen werden niet toegewezen voor verder onderzoek, alleen bossen met een relatief ongestoorde ontwikkelingen met hoogstens 1 dunning (herkenbaar aan afgezaagde stobben in het plantverband) werden geselecteerd voor dit onderzoek;
- Locaties waar 'gerommeld' was in de bodem, waar afval was gestort werden evenmin meegenomen in het verdere onderzoek.

Tijdens de veldselectie bleek dat er in diverse bossen vaksgewijs was aangeplant met verschillende boomsoorten. De vakken liggen hierbij vaak minder dan 200m uit elkaar. Deze aanplanten op eenzelfde bodem maakt paarsgewijze vergelijkingen (dus binnen 1 bos) mogelijk en kunnen het effect van boomsoort op de ontwikkeling van bodemchemie en vegetatie inzichtelijk maken. Om deze reden zijn deze bosvakken binnen 1 bos belangrijk en werden meegenomen in verdere analyses.

6.1.4 Definitieve locaties

Op basis van de veldbezoeken werden uiteindelijk 64 locaties (figuur 6.2) geschikt bevonden voor verdere analyse en het maken van vegetatieopnamen. Alle locaties liggen op zandgrond (bodemtype holtpodzol of haarpodzol) en zijn aangeplant tussen 1970 en 1990 of na 1990 (zie tabel 6.2 voor de verdeling). De geselecteerde bosaanplanten zijn representatief voor de 4 categorieën bosaanplant. Zoals uit tabel 6.2 blijkt zijn er helaas geen bosaanplanten met donker rijkstrooisel gevonden uit de periode 1970-1990.



Figuur 6.2. Kaart van Nederland met de 64 onderzoeklocaties per bostype (strooisel kwaliteit - licht): rood: arm - donker, roze: arm - licht, donkergroen: rijk - donker, lichtgroen: rijk - licht
Figure 6.2. Map of The Netherlands with 64 study sites, categorised per forest type (litter quality and shadow casting). Red: poor - dark, pink: poor - light, dark green: rich - dark, light green: rich - light

Tabel 6.2. *Verdeling van de bos op landbouw locaties over de vier bostypen en twee leeftijden.*
Tabel 6.2. *Number of sites for each category and age group of forest.*

Arm en Donker	12
na 1970	4
na 1990	8
Arm en Licht	25
na 1970	2
na 1990	23
Rijk en Donker	6
na 1970	1
na 1990	5
Rijk en Licht	21
na 1970	6
na 1990	15

6.2 Methoden veldonderzoek

6.2.1 Gemeten parameters

Voor elke onderzoeklocatie werden de volgende parameters bepaald:

- Vegetatie: er werden vegetatieopnamen gemaakt in een vlak van 10x 10 m (zie paragraaf 6.2.2).
- Aanplant jaar
- Gemiddelde plantafstand
- Kroonbedekking
- Bodemkenmerken: Informatie over bodemprofiel, aanwezigheid leem.
- Humusprofiel, dikte vers strooisel (OL), gefragmenteerd strooisel (OF) en gehumificeerd strooisel (OH) en Humusklasse. Humusclassificatie was gebaseerd op een versimpelde versie van de Europese humusclassificatie (Zanella et al. 2014) en werd gedaan in 5 typen:
 - mull
 - mullmoder
 - moder
 - mormoder
 - mor
- Dikte bouwvoor (A-horizont)
- Historie van landbouw voor aanplant is bepaald op basis van topografische kaarten die zijn opgenomen in Topotijdreis.nl. Daarbij werd het historisch gebruik ingedeeld in 3 typen:
 - grasland
 - akkerland
 - spontane bebossing (voor de bebossing was dit overwegend heide of extensief gras)
- Bodemchemie: op 40 locaties werd de bodemsamenstelling van de toplaag bepaald. Zie paragraaf 6.2.3 voor een beschrijving van de methoden
- Microbiële bodemgemeenschap: op 20 locaties is de microbiële gemeenschap bepaald (zie paragraaf 6.2.4).

6.2.2 Vegetatieopnamen

Van 64 locaties zijn vegetatieopnamen gemaakt. Opgenomen zijn de hogere planten en de mossen en in een enkel geval ook de paddenstoelen.

De vegetatie werd opgenomen van een representatief deel van het specifieke bos volgens de uitgebreide Braun Blanquet methode in een vierkant van 10x10 m. Als coördinaat is telkens het centrum van dit vierkant genomen. Voor boom- en struiklagen werden meerdere lagen onderscheiden wanneer dit van toepassing was.

6.2.2.1 Vegetatietynologie

Uit de literatuurstudie werd duidelijk dat voormalig landbouwkundig gebruik lange tijd zijn sporen nalaat. Dit was in de betreffende studies zichtbaar in de vegetatie waarbij ruderaal soorten lange tijd aanwezig bleken in de vegetatie. Als gevolg worden er dus vegetatietypen gevonden waarin zowel kenmerken van bos als van ruderaal vegetaties voorkomen. Dit betekent dat de bestaande typologie voor de beschrijving van de vegetatie in bossen mogelijk ontoereikend is om deze nieuwe bostypen adequaat te beschrijven. In dit onderzoek is ruimte gevonden om een nieuwe vegetatietynologie te maken met daar bijbehorende kenmerkende of differentiërende soorten.

Voor deze 'nieuwe beschrijvingen' werden de opnamen geanalyseerd met het programma TWINSPAN (Hill 1979). Omdat paddenstoelen niet overal werden geïnventariseerd en de boom- en struiklaag vaak bleek aangeplant, werden alleen de kruiden en de mossen meegenomen in deze TWINSPAN analyse. Tevens werd een synoptische tabel, op basis van het procentueel voorkomen van soorten per geïdentificeerde groep gemaakt. De soorten werden vervolgens hiërarchisch in tabellen geordend. Uit de ordening werden differentiërende en kenmerkende soorten benoemd.

6.2.3 Bodemchemische analyses

Ten behoeve van de bodemchemische analyse werden bodemmonsters genomen met een gutsboor. In elke onderzoeklocatie werd een mengstaal gemaakt bestaande uit 5 gutsboringen, respectievelijk voor de diepte 0-10 cm en 20-30 cm. Een eventuele ecto-organische laag (OL,OF,OH) werd telkens verwijderd alvorens de bodemmonsters te nemen. Bodems werden beschreven op elke locatie aan de hand van een boring met een edelmanboor.

Chemische analyse

Om een beeld te vormen van de variatie tussen de verschillende onderzoeklocaties werden op 40 locaties bodemmonsters verzameld. Een vergelijking van bodemchemie van de C horizonten geeft inzicht in de verschillen in samenstelling van het moedermateriaal. Vergelijkingen in de bovengrond geven inzicht in de verschillen in chemie voor de rhizosfeer en bovenste lagen van de bodem. Gegevens van destructies (zie verder) geven inzicht in het totaal aanwezige gehalte van een bepaald element. Dit is niet per se het uitwisselbare deel. Voor het uitwisselbare deel (dit geeft een beter beeld van wat er voor planten beschikbaar is) werden zoutextracten (zie verder) uitgevoerd. Per bodemmonster werden de volgende variabelen bepaald:

- Vochtpercentage, organische stofconcentratie (d.m.v. Loss on Ignition) en bodemdichtheid;
- Totale elementconcentratie P, S, Fe, Ca, Mg, Mn, Zn en Al (na ontsluiting met salpeterzuur en waterstofperoxide);
- pH-zout en de hoeveelheid NO_3^- , NH_4^+ , Al en Ca, alsmede de hoeveelheid P en kationen door middel van een zoutextractie.

Olsen P

De voor planten beschikbare P-concentratie is bepaald met een Olsen-extractie. Hiervoor werd 3 gram droog bodemmateriaal met 60 ml Olsen-extract (0,5 M NaHCO_3 bij pH 8,4) gedurende 30 minuten uitgeschud op een schudmachine bij 105 rpm. Het extract werd vervolgens geanalyseerd op een ICP (zie verder).

Vochtpercentage, organische stofconcentratie en bodemdichtheid

Het vochtpercentage van het verse bodemmateriaal werd via het vochtverlies bepaald. Dit gebeurde door in duplo bodemmateriaal te drogen gedurende 48 uur bij 60°C. Omdat de bakjes precies tot aan de rand werden afgevuld (volume = 40 ml) konden later ook de concentraties worden omgerekend naar mol per liter bodemvolume. De fractie organisch stof in de bodem werd berekend door het gloeiverlies te bepalen. Hiertoe werd het bodemmateriaal, na drogen, gedurende 4 uur verast in een oven bij 550°C. Het gloeiverlies komt bij benadering overeen met de fractie organisch materiaal in de bodem.

Bodemdestructie

Door de bodem te destrueren (ontsluiten) is het mogelijk de totale concentratie van bepaalde elementen/nutriënten in het bodemmateriaal te bepalen. Hiervoor werd 200 mg fijngemalen gedroogde bodem afgewogen in teflon destructievaatjes. Aan het bodemmateriaal werd 4 ml geconcentreerd salpeterzuur (HNO₃, 65%) en 1 ml waterstofperoxide (H₂O₂, 30%) toegevoegd en geplaatst in een destructiemagnetron (Milestone microwave type mls 1200 mega). De monsters werden vervolgens gedestruerd in gesloten teflon vaatjes en na afkoelen werden het destruaat nauwkeurig overgebracht en aangevuld tot 100 ml met milli Q water. De monsters werden in polyethyleenpotjes bij 4°C bewaard voor verdere analyse.

Zoutextractie

Bij een natriumchloride(zout)-extractie worden aan het bodemadsorptiecomplex gebonden ionen verdrongen door natrium en chloride. Met deze extractie kan onder andere de pH, ammonium- en nitraatbeschikbaarheid van de bodem bepaald worden. Daarnaast kan op basis van de aluminium/calcium-ratio een goede inschatting gemaakt worden van de buffercapaciteit van de bodem. Voor een zoutextractie werd aan 17,5 gram verse bodem 50 ml 0,2 mol l-1 natriumchloride (NaCl) toegevoegd. Gedurende 120 minuten werden de monsters uitgeschud op een schudmachine (105 r.p.m.) waarna de pH werd gemeten. Het supernatant werd onder vacuüm verzameld met behulp van teflon poriewater-bemonsteraars en bewaard bij 4°C tot verdere analyse.

Elementenanalyse (ICP en Auto-analysers)

De concentraties calcium (Ca), magnesium (Mg), aluminium (Al), ijzer (Fe), mangaan (Mn), fosfor (P), zwavel (S; als maat voor sulfaat), silicium (Si) en zink (Zn) werden bepaald met behulp van een Inductively Coupled Plasma Spectrofotometer (ICP-OES, ICAP 6300, Thermo Fisher Scientific of, ARCOS MV, Spectro). De concentraties nitraat (NO₃⁻), ammonium (NH₄⁺) en fosfaat (PO₄³⁻) werden colorimetrisch bepaald met een Seal auto-analyser III met behulp van resp. salicylaatreagens, hydrazinesulfaat en ammoniummolybdaat/ascorbinezuur. Chloride (Cl⁻) werd colorimetrisch bepaald met een Bran+Luebbe auto-analyser III systeem met behulp van mercuritiocyanide. Natrium (Na⁺) en kalium (K⁺) werden vlamfotometrisch bepaald met een Sherwood Model 420 Flame Photometer.

6.2.4 Microbiële gemeenschap van de bodem

De samenstelling van de microbiële gemeenschap werd gemeten door analyse van een 25-tal PhosphoLipid Fatty Acid (PLFA) biomarkers uit de membranen van levende cellen (Frostegård et al., 1993; Heijboer et al., 2016). De biomarkers weerspiegelen hoeveelheden schimmels en verschillende groepen bacteriën. Van een selectie van 20 uiteenlopende boslocaties werden PLFAs geëxtraheerd uit 4 gram grond. Van 4 locaties werd ook 1 gram humus (strooisel) geëxtraheerd. De PLFAs werden geanalyseerd met een gaschromatograaf met een 60 meter HP-5MS kolom (Agilent) waarbij de pieken visueel werden geïdentificeerd.

De PLFAs i15:0, a15:0, 15:0, i16:0, 16:1w9, i17:0, a17:0, cy17:0, 18:1w7 en cy19:0 werden gebruikt voor bacteriën en PLFA 18:2w6 voor saprotrofe en ectomycorrhiza schimmels. Deze twee groepen kunnen worden onderscheiden door het plaatsen van mycorrhiza ingroeizakjes (mesh bags) in het veld (de Vries et al., 2019), maar deze bewerkelijke methode was hier niet inbegrepen. In de met PLFA 18:2w6 gemeten hoeveelheden schimmels zitten niet de arbusculaire mycorrhiza schimmels (arbuscular mycorrhizal fungi of AMF). Daarvoor werden twee andere

biomarkers gebruikt, namelijk PLFA 16:1 ω 5 en NLFA 16:1 ω 5. De PLFA 16:1 ω 5 komt voor in hyfen (draden) van arbusculaire mycorrhiza schimmels, maar deze biomarker is niet volledig specifiek en kan ook voorkomen in bacteriën. De neutral lipid fatty acid (NLFA) 16:1 ω 5 komt uitsluitend voor in reserve lipiden (storage lipids, voornamelijk sporen) van AMF en is de meest specifieke marker voor arbusculaire mycorrhiza schimmels.

De som van PLFA i15:0, a15:0, i16:0, i17:0 en a17:0 werd gebruikt voor Gram positieve bacteriën en cy17:0, cy19:0 voor Gram negatieve bacteriën. PLFA 10Me16:0, 10Me17:0, and 10Me18:0 werden gebruikt voor actinomyceten.

6.2.5 Dataverwerking

Berekening indicatiewaarden van de vegetatie

Op basis van de vegetatie (vaatplanten in struik- en kruidlaag) werden per locatie indicatorwaarden voor zuurgraad, trofie en vocht berekend op basis van Ellenberg getallen. Hiervoor werd de gewogen gemiddelde indicatorwaarde berekend aan de hand van de bedekking van elke soort.

Als maat voor de input van rijk strooisel werd een gewogen gemiddelde strooiselindex berekend (de zogenaamde LQIS, Litter Quality Index Score, naar Verheyen et al 2012). Hiervoor werden soorten geïnclassificeerd in mate van rijkdom van het geproduceerde strooisel. Vervolgens werd hiervan een gewogen gemiddelde index per opname over berekend. De classificatie die werd gevolgd voor deze analyse werd gehaald uit een eerder gepubliceerde categorisering (Verheyen et al., 2012) aangevuld met een eigen categorisering van soorten die niet in deze eerdere lijst waren opgenomen. De aanvulling werd gemaakt op basis van een beknopte literatuurstudie waarin meerdere categoriseringen van rijkdom van het strooisel zijn opgenomen (Reich et al., 2005, Desie et al., 2019, Desie 2020). De invloed van de struiklaag werd niet meegenomen omdat deze vaak afwezig is en de invloed vaak minimaal is; eerder onderzoek toont dat een dichte struiklaag beperkt bijdraagt (tot maximaal 17%) aan de totale strooiselinput in een volwassen bos (Van Nevel, Mertens, De Schrijver, De Neve, & Verheyen, 2014). In jongere bossen zoals de bossen in het huidige onderzoek is deze input nog geringer en verwaarloosbaar ten opzichte van de dominante boomsoorten. Aangezien er ook nauwelijks onderzoek verricht is naar de verschillen of effecten van alle struiksoorten in ons onderzoek is besloten deze niet mee te nemen. We herkennen wel het belang van struiken en volwassen struiken als hazelaar en lijsterbes kunnen zorgen voor een zeer positief effect op de bodemontwikkeling en soortenrijkdom (Bosch 2000).

Naast de strooiselindex is ook de gemiddelde schaduwwerping van de soorten (classificatie hiervan zie Verheyen et al., 2012) berekend per plot. Deze Shade Casting Ability Index Score (SCAIS) is een maat voor de donkerte van het bos als gevolg van de dominante boomsoort.

Classificatie kruid- en moslaag

Van de plantensoorten die in de kruid- en moslaag zijn gevonden, is een indeling gemaakt in algemene soorten, ruderaal soorten, eutrafente bossoorten, bossoorten en typische bossoorten (zie bijlage 2 voor de volledige indeling). Met 'algemene soorten' wordt bedoeld dat deze soorten een brede niche hebben en vooral in open vegetatie, maar soms ook in bos gevonden worden. Eutrafente bossoorten zijn soorten die met hun aanwezigheid duiden op een hoge voedselrijkdom in het bos. De term 'typische bossoorten' wordt gebruikt voor soorten die vrijwel uitsluitend in bossen voorkomen en daarmee duiden op een bosklimaat. De boomlaag wordt in deze indeling niet meegenomen, omdat de kruid- en moslaag de responsvariabelen zijn en de aangeplante boomlaag de sturende variabele. De struiklaag is op de meeste locaties afwezig of zeer slecht ontwikkeld en wordt daarom in deze indeling niet meegenomen. De indeling is gemaakt op basis van standplaatskenmerken afkomstig van Synbiosys en *expert knowledge*. De soorten die in de klasse 'bossoorten' en 'typische bossoorten' vallen, zijn naast de *European forest vascular plant species list* gelegd ter controle (Heinken, 2019). Er is gekozen om een aparte klasse voor typische bossoorten te maken, omdat deze soorten vaak een standplaats hebben in oude, goed ontwikkelde

bossen. Er zijn enkele soorten gevonden waarvan bekend is dat de standplaats vaak in relatief oude, goed ontwikkelde bossen ligt. Deze typische bossoorten zijn samengenomen met de klasse 'bossoorten' omdat het er zo weinig zijn, maar de aanwezigheid van deze soorten in de onderzochte locaties is het melden toch waard. Het gaat om de volgende soorten: bosveldkers, groot heksenkruid, reuzenzwenkgras, bosaardbei, bosbingelkruid, bosgierstgras, witte klaverzuring, schaduwgras, gewone salomonszegel, stijve naaldvaren, aalbes en gewoon gaffeltandmos.

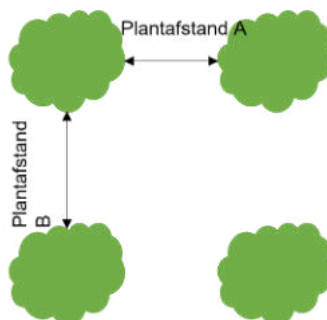
Kroonbedekking

Bij het maken van de vegetatieopnamen is de bedekking van de boomlaag geschat. Ook is er op 39 locaties een foto genomen van het kronendak (juni 2021). Hiervoor is een plankje op een paal van 70 cm hoog gespijkerd. Deze stelling is op drie punten per proefvlak neergezet zodat de metingen later gemiddeld kunnen worden. Een smartphone werd waterpas op het plankje gelegd en de foto werd gemaakt in de Canopy-app (CanopyApp, University of New Hampshire). De foto's zijn recht naar boven gemaakt, waardoor er in sommige foto's ook een stuk struiklaag meegerekend wordt als kronendak. Hiervoor is zoveel mogelijk gecorrigeerd. De foto's zijn geanalyseerd in ImageJ/Fiji om het percentage bedekking te bepalen.

Aanplantafstand

Op elke locatie is de oorspronkelijke aanplantafstand genoteerd. Wanneer er gedund was, werden daarvoor ook de stobben van de uitgedunde bomen meegeteld in de aanplantafstand. Om hier een variabele van te maken die gebruikt kan worden voor verdere analyse, is het aantal bomen per hectare berekend. De volgende formule is gebruikt:

Aantal bomen per hectare = $(100/\text{plantafstand A}) * (100/\text{plantafstand B})$



Figuur 6.3. Berekening van het aantal bomen per hectare: $(100/\text{Plantafstand A}) * (100/\text{Plantafstand B})$.

Figure 6.3. Calculation of number of trees per hectare: $(100/\text{distance A}) * (100/\text{distance B})$.

6.2.6 Statistische analyse

De onderzoeklocaties zijn verspreid over het zanddistrict van Nederland genomen. Daarom zijn er soms grote regionale verschillen tussen de onderzoeklocaties. Denk hierbij aan temperatuur, neerslag of geografische verspreiding van soorten. Deze factoren worden niet gemeten in dit onderzoek maar kunnen (onbedoeld) een rol spelen/invloed hebben op de effecten die we in dit onderzoek toetsen. We noemen deze factoren zogenaamde confounders. Om toch rekening te kunnen houden met regionale verschillen (en dus de rol van confounders) werden onze analyses uitgevoerd met *mixed effect models* waarbij 'locatie' of 'regio' als een random effect werd meegenomen. Daarnaast werden ook boscomplexen bezocht waarbinnen meerdere bostypen/categorieën aanwezig waren. Dit maakte het mogelijk de data aan de hand van een gepaarde toets te analyseren (met de paren binnen een bos).

Statistische toetsen werden in R uitgevoerd (R Core Team, 2021). Gezien het grote aantal variabelen in 0-10 en 20-30 cm bodemlaag is het noodzakelijk om het aantal te toetsen variabelen te reduceren tot alleen de belangrijkste variabelen. Deze reductie van het aantal variabelen werd uitgevoerd aan de hand van de volgende (in deze volgorde) stappen. Allereerst werd vanuit de hypothesen op basis van ecologisch en biogeochemisch inzicht (ook vanuit de literatuurstudie) beredeneerd wat de belangrijkste beschikbare milieuparameters zouden zijn. In tweede instantie werd een correlatiematrix berekend waarbij de variabelen met een correlatiecoëfficiënt van >0.7 werden gemarkeerd. Vervolgens werd aan de hand van ordinatie (PCA/CCA) op de bodemdata met de niet gecorreleerde variabelen gekeken welke variabelen de voornaamste milieugradiënten tussen verschillen tussen locaties bepalen. Op basis van de correlatiematrix en aan de hand van de ecologisch inschattingen werd bepaald welke variabelen meegenomen werden in de vervolganalyse. In RDA analyse worden soms wel gecorreleerde variabelen getoond omdat deze visueel duidelijk maken welke richting de variabelen aannemen in relatie tot de vegetatie of microbiota. In meervoudige lineaire modellen (lmm/glm of regressies) zijn geen gecorreleerde variabelen gebruikt.

De uiteindelijk gebruikte variabelen zijn:

- Verzuring/buffering:
 - Strooiselrijkdom-input, pH, basenverzadiging, Al, Fe;
- Eutrofie:
 - N depositie, organisch stofgehalte, ammonium, nitraat, Olsen P en totaal P;
- Standplaatscondities:
 - bedekking boomlaag, schaduwwerping, aanplantjaar, historie van landgebruik (akker, weiland), humusklasse, aanplantdichtheid

De responsvariabelen zijn gekozen door te kijken naar het onderzoeksdoel en -verwachting. Omdat de focus ligt op biodiversiteit in de aangeplante bossen, is gekozen voor de volgende variabelen: aantal algemene soorten, aantal eutrafente bossoorten, aantal ruderaal soorten, aantal bossoorten, aantal exoten, soortenaantal moslaag, soortenaantal kruidlaag, soortencompositie.

Bij het berekenen van het aantal soorten binnen de classificatie per locatie (bossoorten, ruderaal soorten etc.) zijn de juveniele bomen in de kruidlaag niet meegenomen. De verjonging van de aangeplante bomen kan de uitkomst sterk sturen, vooral bij locaties met weinig soorten. De multivariate analyses zijn twee keer uitgevoerd: een keer met alle vegetatie in kruid- en struiklaag (zonder juveniele bomen) en een keer met vegetatie in kruid- en struiklaag (zonder juveniele bomen) zonder de zeer zeldzame soorten. Alle soorten die in minder dan vijf procent van de locaties gevonden zijn, zijn hiervoor verwijderd. Dit is gedaan om de variatie binnen de rest van de soorten beter te kunnen beoordelen.

General Linear Models (GLM's) zijn gebruikt om de aantallen binnen de soortentypes (ruderaal soorten, bossoorten etc.) en de bodemchemie tussen de vier bostypen en twee leeftijdsklassen te toetsen. De aantallen per soortentypes werden getoetst met een poisson verdeling, overige data aan de hand van een gaussian verdeling. De modellen voor bodemchemie zijn gecontroleerd op verdeling van de residuen en normaliteit en waar nodig log-getransformeerd om de residuen beter verdeeld te maken. Op de modellen zijn ANOVA's toegepast om de significantie te bepalen en de emmeans-functie (Lenth, 2021) is gebruikt om te zien waar de significantie zit.

Linear Mixed Models (LMM) zijn gebruikt om het effect van de milieuvariabelen op de responsvariabelen (aantallen per soortentype) te toetsen. In het model werd rekening gehouden met meerdere opnamen binnen hetzelfde bosgebied en het bosgebied is meegenomen als random effect. Voorafgaand aan deze analyse zijn de milieuvariabelen log-getransformeerd om ze op eenzelfde schaal van grootte te krijgen, behalve de pH-waarde omdat deze al op een log-schaal staat. Voor de LMMs werd de lme4 functie (Bates, Mächler, Bolker, & Walker, 2015) gebruikt. Deze functie gebruikt step wise comparison op de milieuvariabelen, waardoor een model kan worden

gemaakt met alleen de variabelen die voor de betreffende responsvariabele belangrijk zijn. De residuen van de modellen zijn gecontroleerd op normaliteit en waar nodig log-getransformeerd. De meer eenvoudige correlaties, zoals tussen geschatte en gemeten kroonbedekking, zijn getoetst met Linear Models (LM).

7. Resultaten

In dit hoofdstuk worden de resultaten van de analyses getoond en kort beschreven. Dit zal telkens in eenzelfde volgorde worden besproken: eerst worden de resultaten van de 4 categorieën bosaanplanten getoond (dus arm-donker tot en met rijk-licht). Vervolgens worden de verschillen getoond tussen oudere en jongere aanplanten.

7.1 Vegetatie

7.1.1 Algemeen beeld

Er is een grote variatie aan bostypen op landbouwgrond aangetroffen in de 64 bezochte locaties: van dichte fijnsparbossen zonder noemenswaardige ondergroei, tot populierenopstanden waarin bramen en brandnetels manshoog reiken. Er zijn zeer soortenrijke eikenbossen, waarin een mix van ruderaal - en typische bossoorten als bosgierstgras in de kruidlaag werden gevonden. Foto's 7.1- 7.4 geven een beeld van de variatie in bossen op landbouwgronden. Tijdens het bezoeken van de vele veldlocaties viel op dat verreweg het grootste deel van de huidige bossen op landbouwgrond zeer eentonig en homogeen zijn aangeplant. Eentonige aanplant leidt tot minder microhabitat en daarmee ook minder biodiversiteit (Matthes & Ammer 2000).



Foto 7.1 en 7.2. Corsicaanse den en populierenaanplant in Bakel.

Photo 7.1 and 7.2. Corsican pine and poplar plantation in Bakel.



Foto 7.3 en 7.4. Berkenbos in Guldenberg en een zeer open eikenbos op de Maashorst.
Photo 7.3 and 7.4. Birch in Guldenberg and open oak plantation in Maashorst.

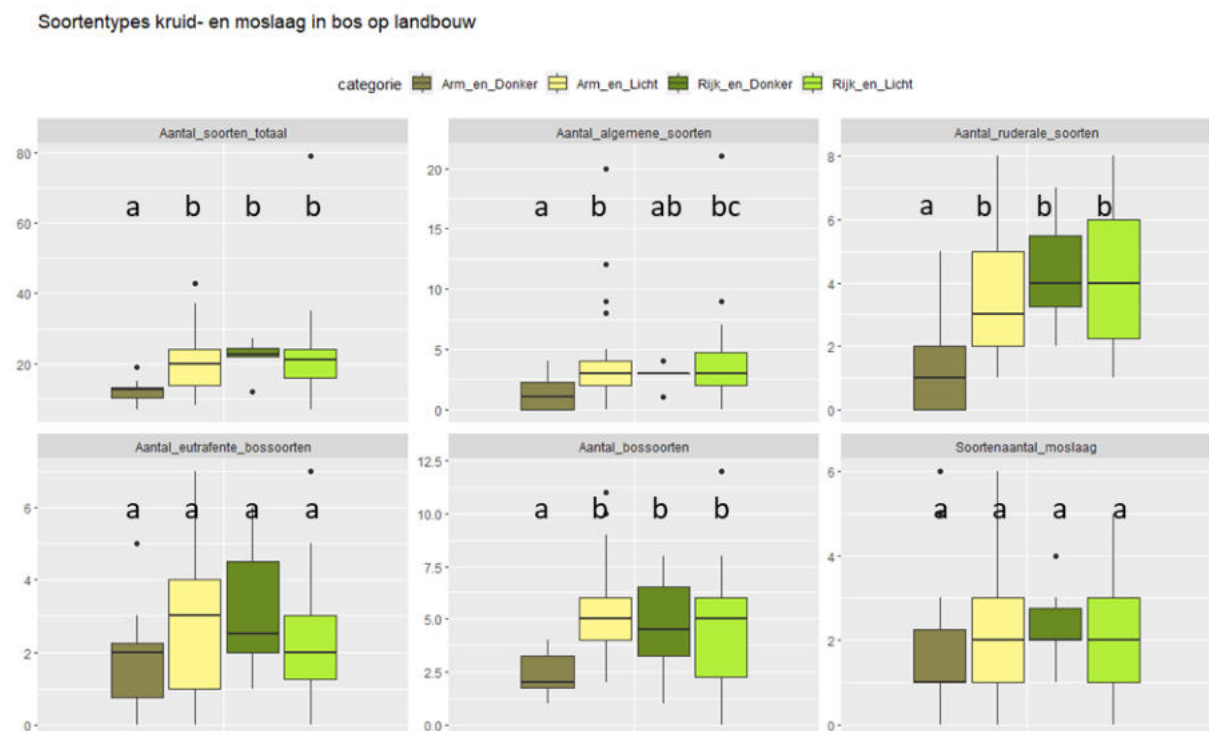
7.1.2 Aangetroffen plantensoorten

Er werden in totaal 195 soorten waargenomen in 64 opnamen. Het betrof 27 boomsoorten, 146 soorten in de kruidlaag, 14 soorten in de moslaag en 8 soorten in de struiklaag. De meest voorkomende soorten in de kruidlaag waren: grote brandnetel (in 63% van het aantal opnamen), braam (57%) en mannetjesvaren (46%). De meest voorkomende grassen bleken ruw beemdgras (52%) en gestreepte witbol (31%). In de moslaag betrof dit gewoon dikkopmos (69%), fijn laddermos (58%) en groot laddermos (28%). Naast de algemene soorten werden veel eutrafente soorten gevonden. Ook eutrafente bossoorten als zevenblad, look-zonder-look, fluitenkruid en rankende helmbloem komen regelmatig voor.

Bijzonder om te vermelden is het voorkomen van echte bossoorten en zeldzamere bosplanten. Soorten als de eerdergenoemde mannetjesvaren, maar ook hulst, smalle en brede stekelvaren, brede wespenorchis, muursla en schaduwgras komen regelmatig voor. Zeldzamere soorten en oudbosplanten zoals dichte bermzegge, gewone salomonszegel, groot heksenkruid, bosaardbei, stijve naaldvaren en witte klaverzuring werden op diverse locaties gevonden.

7.1.3 Vegetatieanalyse

In 64 boslocaties is de vegetatie opgenomen. Als belangrijke response variabelen, indicatief voor de biodiversiteit, hebben we benoemd: het aantal soorten, aantal algemene soorten, aantal ruderaal soorten, aantal eutrafente bossoorten, aantal bossoorten en aantal mos soorten. Het aantal algemene soorten is significant verschillend tussen arme-donkere bossen en rijke-lichtere bossen ($p < 0.001$; zie figuur 7.1). Tevens zijn significante verschillen gevonden tussen het aantal soorten ($p < 0.001$), aantal ruderaal soorten ($p < 0.001$), aantal bossoorten ($p < 0.001$) in de arme-donkere bossen en de overige bostypen. De verhoogde schaduwwerking leidt dus tot minder soorten in de ondergroei, maar niet tot een hoger aandeel bossoorten.

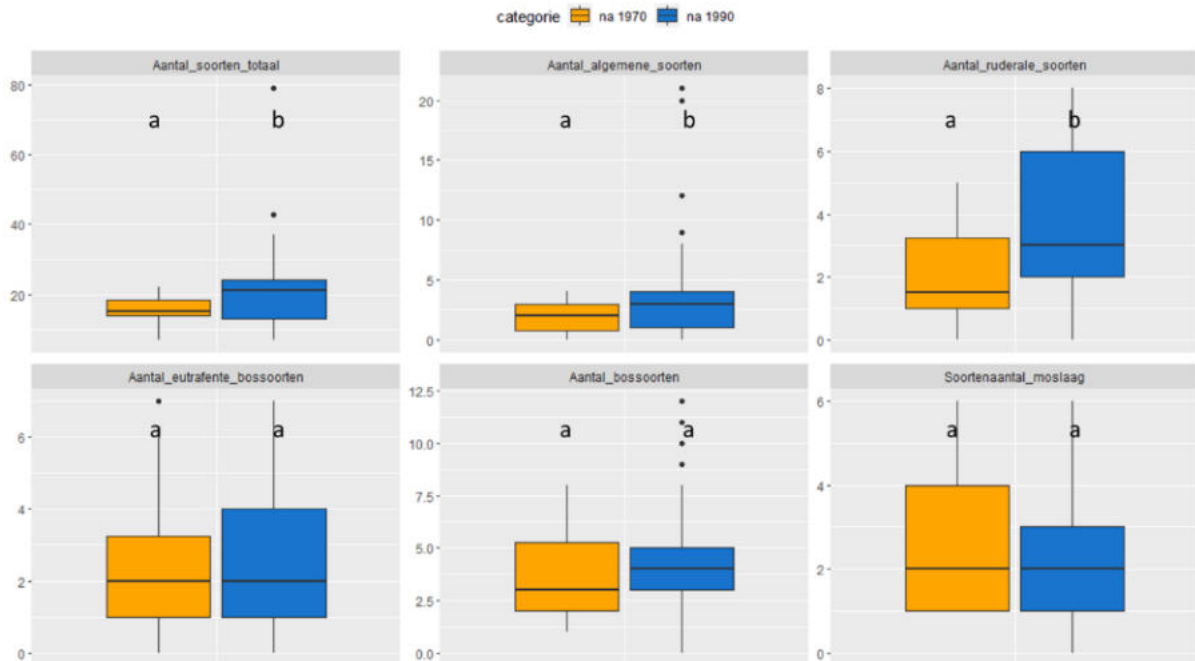


Figuur 7.1. Boxplots voor het aantal soorten, het aantal algemene soorten, aantal ruderaal soorten, aantal eutrafente bossoorten, aantal bossoorten en het soortenaantal in de moslaag in de vier verschillende bostypen: arm en donker bos, arm en licht bos, rijk en donker bos en rijk en licht bos. De resultaten van een post-hoc test staan weergegeven in letters boven de boxplots, verschillende letters duiden op een significant ($P < 0,05$) verschil. Een box aangeduid met een letter 'a' is significant verschillend van een box aangeduid met de letter 'b'. Een box met een letter 'b' is niet significant verschillend van een box met de letters 'bc' omdat ze de 'b' delen. De aantallen werden geschat op basis van vegetatieopnamen in proefvlakken van 100 m².

Figure 7.1. Boxplots for number of species, number of generalist species, number of ruderal species, number of eutrophic forest species, number of forest species and number of species in the moss layer for the four categories of forest: poor and dark forests, poor and light forests, rich and dark forests, rich and light forests. Post hoc results are represented by the letters above the boxplots, different symbols indicate significant ($P < 0,05$) differences. Numbers are based on estimations in 100m² quadrants.

In figuur 7.2 staan de verschillen tussen de leeftijdsklassen voor bovenstaande response variabelen in boxplots weergegeven. Jongere aanplanten (na 1990) bleken significant meer soorten te bevatten dan oudere aanplanten (1970-1990) ($p < 0.001$). Het aantal algemene soorten ($p = 0.001$) was hier significant hoger en ook het aantal ruderaal soorten was hier hoger ($p = 0.001$). Er werden geen verschillen gevonden tussen de leeftijdsklassen in het aantal bossoorten of in het aantal soorten in de moslaag.

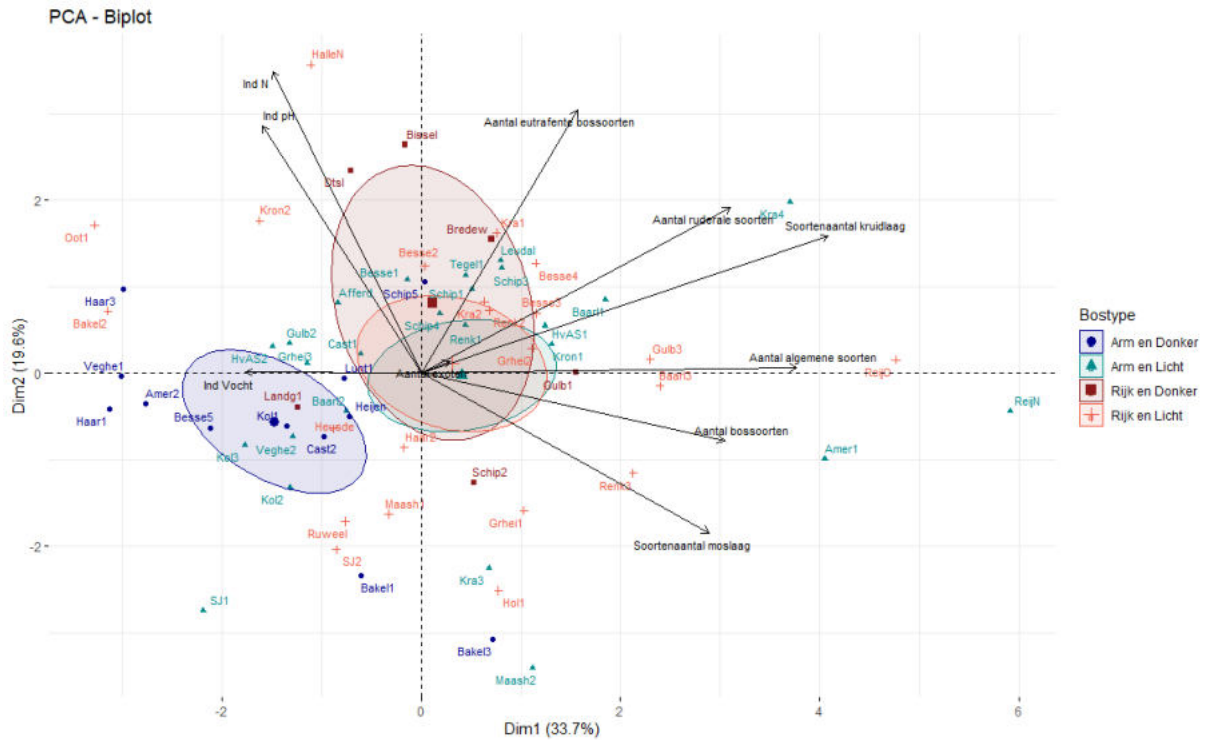
Soortentypes kruid- en moslaag in bos op landbouw



Figuur 7.2. Boxplots voor het aantal soorten, het aantal algemene soorten, aantal ruderaal soorten, aantal eutrafente bossoorten, aantal bossoorten en het soortenaantal in de moslaag in de 2 verschillende leeftijdsklassen: bossen aangeplant tussen 1970-1990 en bossen aangeplant na 1990. De resultaten van een post-hoc test staan weergegeven in letters boven de boxplots. De aantallen werden geschat op basis van vegetatieopnamen in proefvlakken van 100 m².

Figure 7.2. Boxplots for number of species, number of generalist species, number of ruderal species, number of eutrophic forest species, number of forest species and number of species in the moss layer for the two age groups: forests that were planted between 1970-1990 and forests that were planted after 1990. Post hoc results are represented by the letters above the boxplots. Numbers are based on estimations in 100m² quadrants.

Wanneer we de Ellenberg indicatorwaarden en de aantallen soorten in een ordinatie analyseren (in dit geval is een PCA toereikend omdat de data in een lineair bereik liggen) dan zien we (in figuur 7.3) dat met name de donkere bossen met arm strooiselsoorten anders zijn dan de overige bostypen. De arm-donker bossen bevatten minder soorten in de kruidlaag, minder ruderaal en minder eutrafente bossoorten. De Ellenberg indicatiewaarden voor pH en stikstof variëren nauwelijks tussen de bostypen, al lijken de rijkstrooiselbossen iets wat verhoogde pH indicator waarden te hebben.

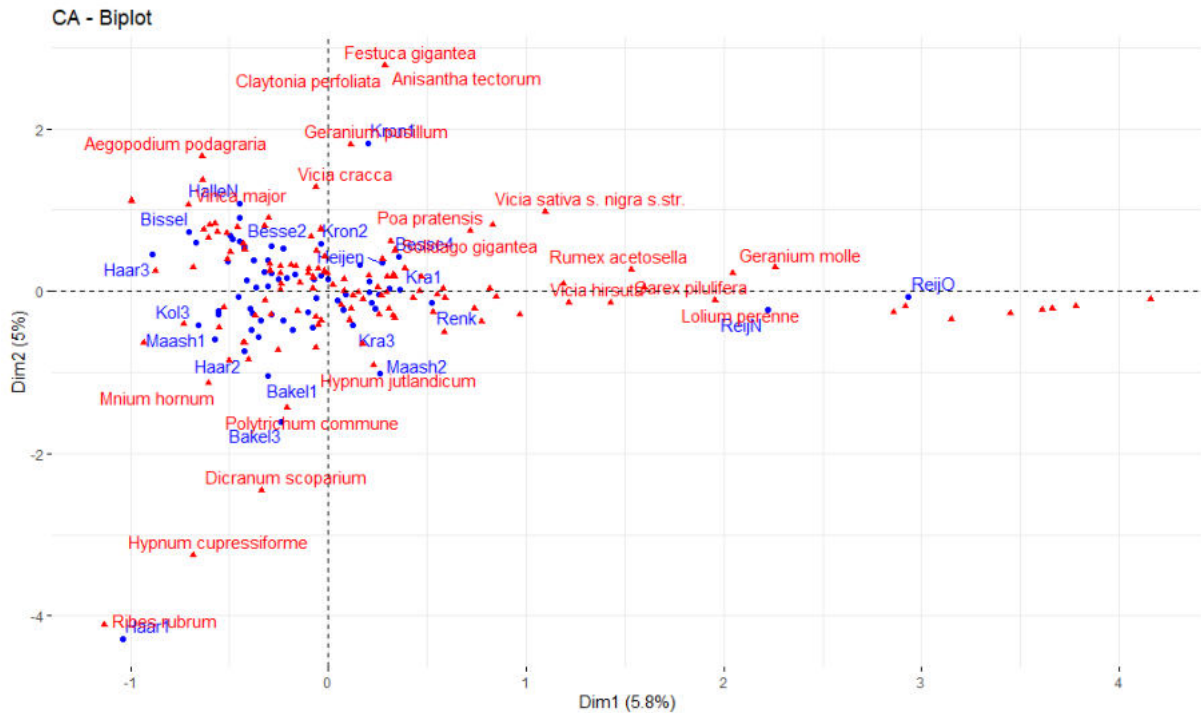


Figuur 7.3. PCA biplot voor locaties, het aantal soorten en indicator waarden over alle 64 opnamen. Cirkels representeren de betrouwbaarheidsintervallen (95%).

Figure 7.3. PCA biplot for locations and number of species and indicator values on all 64 records. Circles represent confidence intervals (95%).

7.1.4 Soortensamenstelling en vegetatietypen

De vegetatieopnamen (64 opnamen) werden geanalyseerd in een correspondence analyse. Figuur 7.4 toont een biplot (soorten en boslocaties) van de complete vegetatiedataset. Het totaal aantal gevonden soorten varieert van 7 tot 37, met twee uitschieters naar 43 (ReijN) en 79 (Renk3). Hierin zitten opnamen met zeer weinig soorten (zoals in locatie Haar 1, een jong, dicht beukenbos) en opnamen met een groot aandeel soorten die niet in de andere opnamen voorkomen (zoals ReijO en ReijN). Het betreft hier de volgende soorten (in de figuur 7.4 als rode driehoekjes zonder naam weergegeven) in de kruidlaag: valse kamille, bijvoet, kantige basterwederik, veelbloemige veldbies, muizenoor, witte klaver, akkerviooltje en tijmereprijs. Door het relatief grote verschil tussen de locaties Haar 1 (met weinig soorten), de locaties ReijO en ReijN en de overige locaties zijn er weinig patronen te ontwaren.



Figuur 7.4. CA biplot voor 64 bosaanplanten. Getoond zijn de soorten (weergegeven als rode driehoekjes) en de locaties (weergegeven in blauw). Om overlap te voorkomen zijn niet alle soorten met naam weergegeven.

Figure 7.4. CA biplot for 64 vegetation records. Shown are the individual species (red triangles) and locations (in blue). To avoid text overlap, not all species names are printed.

In een poging om generieke patronen te ontwaren worden in een correspondence analyse vaak de zeldzame soorten weggelaten (maar zie discussie in Poos & Jackson 2012). Dit is gedaan in figuur 7.5. Hiervoor werden alle soorten die in minder dan 5% van de opnamen (minder dan 4 opnamen) voorkwamen tijdelijk verwijderd. Omdat de locaties bij Reijerskamp (ReijO en ReijN) een groot aantal soorten bevatten die nergens anders werden gevonden zien we dat na verwijdering van deze soorten, deze locaties veel meer lijken op de overige opnamen. Haar 1 (een boslocatie met bijzonder weinig kruiden in de kruidlaag en een hoog aandeel aan aalbes) blijft dan nog over als een afwijkende opname.

mannetjesvaren en lijsterbes komen in de drie groepen in ongeveer gelijke mate voor en lijken kenmerkend te zijn voor bossen op landbouwgronden.

Verbraming en dominantie van grote brandnetel zijn niet met elkaar gecorreleerd (data niet getoond). Wel is duidelijk dat de verbraming (het dominanter worden van braam) meer voorkomt als ook de strooisellaag dikker is en het aandeel rijkstrooiselsoorten minder is (zie bijlage 6). In tegenstelling tot de braam, vinden we juist meer grote brandnetel bij een hoger aandeel rijkstrooiselsoorten in de boomlaag.

Uit de vegetatie-opnamen komt duidelijk naar voren dat op verreweg de meeste locaties zich een bostype ontwikkelt met een ondergroei die bestaat uit eutrafente plantensoorten en slechts een zeer klein aandeel kenmerkende bosplanten. Er zijn hier en daar ook ontwikkelingen naar meer bijzondere gemeenschappen, maar door het uitzonderlijke karakter is het niet mogelijk om deze ontwikkelingen statistisch te onderbouwen. Aan de andere kant tonen deze uitzonderingen aan dat er onder bepaalde condities kennelijk toch potenties zijn voor ontwikkelingen naar soortenrijkere vegetaties. Het loont daarom wel degelijk de moeite om deze eens goed onder de loep te nemen (Box 1).

Box 1 – Voorbeelden van bijzondere vegetatieontwikkelingen

Case Kolham

“Het bosje bij Kolham” is bij mycologen een begrip vanwege de vele bijzondere mycorrhiza-paddenstoelen. Het gaat om een aanplant van fijnspar van enkele tientallen jaren oud, met een zeer spaarzame ondergroei bestaande uit weinig fijn laddermos, eenstijlige meidoorn en gewone vlier. Deze situatie lijkt veel op andere paddenstoelrijke fijnspar-aanplanten in het noorden van het land. Door stormen zijn inmiddels delen omgewaaid, wat onmiddellijk tot een sterke verruiging leidt, waarbij ook de bijzondere mycorrhiza-paddenstoelen verdwijnen. Ook in de delen waar de boomlaag nog gesloten is, heeft de laatste jaren echter een achteruitgang van mycorrhiza-paddenstoelen plaatsgevonden (mondelijke mededeling Inge Somhorst).

Case Reijerscamp

In het bovenstaande zijn al enkele malen de opnamen genoemd die gemaakt zijn op de Reijerscamp, bij Wolfheze. Deze wijken af door het grote soortenaantal, waaronder ook enkele typische bossoorten. Bosaardbei is talrijk aanwezig, en verder ook mannetjesvaren, brede wespenorchis en bosdroogbloem. Bovendien is in de opname Reijerscamp-noord ook een vrij bijzondere mycoflora geconstateerd, met zowel bijzondere soorten ecto-mycorrhiza paddenstoelen als graslandpaddenstoelen. Het betreft een ongeveer 15 jaar oude aanplant met voornamelijk zomereik, maar ook eenstijlige meidoorn, ratelpopulier en ruwe berk. Bijzondere paddenstoelen zijn onder meer kleinsporige galgordijnzwam en fijngeschubde aardtong.

7.2 Bodemchemie

Op 40 locaties is de bodem op twee diepten bemonsterd en geanalyseerd op macronutriënten. Dit is gedaan aan de hand van een zoutextract en een destructie. Een zoutextract geeft de uitwisselbare hoeveelheden van de elementen en ionen terwijl een destructie informatie geeft over de totale hoeveelheden in de bodem. Deze analyse concentreert zich op belangrijke indicatieve parameters voor mate van buffering en verzuring en voedselrijkdom:

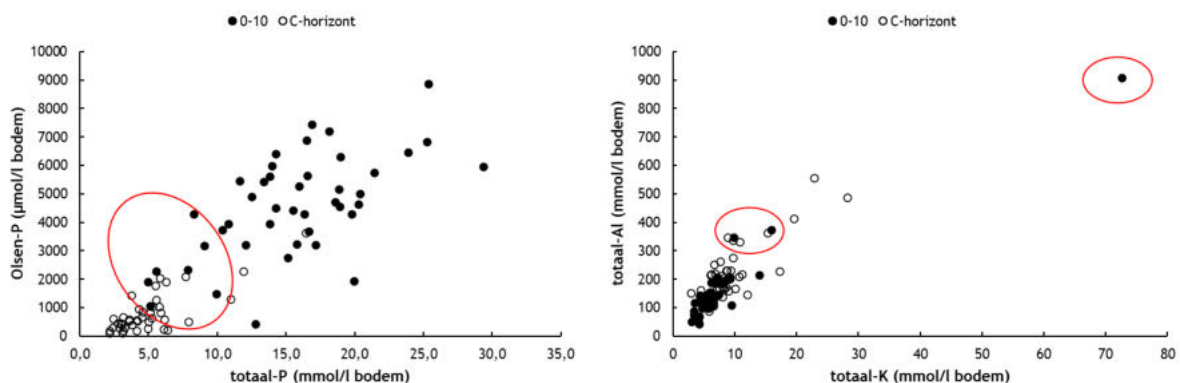
- Verzuring/buffering: Rijkstrooiselinput (LQIS), pH, Basenverzadiging, Ca, Al, Fe;
- Eutrofie/voedselrijkdom: Organische stof gehalte, ammonium, nitraat, mineraal N, Olsen P en totaal P

In multivariate analyses werden niet alle bovenstaande parameters gezamenlijk geanalyseerd vanwege de mate van correlatie tussen enkele variabelen (zie bijlage 5). In de meervoudige lineaire modellen werden alleen niet gecorreleerde data gebruikt.

7.2.1 Bodemchemie in de toplaag (0-10cm)

In de toplaag van de minerale bodem varieerde het organisch stof percentage van circa 4 tot 8%, met enkele uitschieters naar 12 of 18% organisch stof. Er was (nog) nauwelijks sprake van opbouw van een humuslaag, slechts op 6 van de 43 locaties was een laag van 2 cm of meer aanwezig. Onder rijkstrooiselsoorten werd zelfs nergens een humuslaag waargenomen.

De bovenste 10 cm van de bodem was overwegend fosfaatrijk met hoge totaal-P concentraties van gemiddeld 15,5 mmol/l bodem en plant-beschikbare fosfaatconcentraties (Olsen-P) van gemiddeld 4514 $\mu\text{mol/l}$ bodem. Een ondergroei gedomineerd door kenmerkende bosplanten komt doorgaans voor bij Olsen-P waarden van duidelijk minder dan 2000 $\mu\text{mol/l}$. Zowel de totale fosforvoorraad als de plant beschikbare fractie lijken de plantengroei hier dus niet te limiteren. Op 7 van de 43 locaties werd een totaal-P concentratie van 10 mmol/l bodem of lager gemeten, wat aangeeft dat hier hooguit weinig bemesting heeft plaatsgevonden in het verleden (rode cirkel figuur 7.6, links). Deze locaties zijn dus niet representatief voor bosaanplanten op zeer intensief gebruikte, voormalige landbouwgrond maar tonen wel dat er in het verleden kennelijk ook bos is aangeplant op extensief gebruikte landbouwgrond.



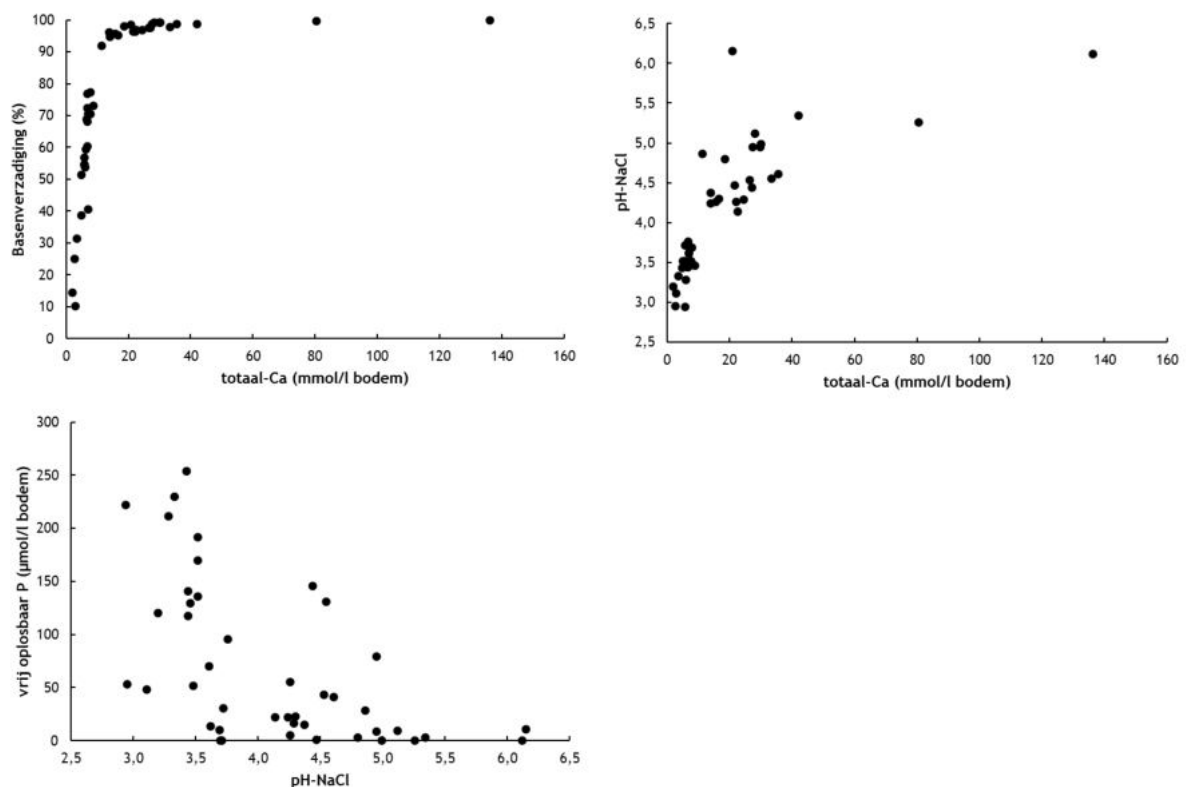
Figuur 7.6. Correlatie tussen totaal-P en Olsen-P (links) en totaal-Al en totaal-K (rechts) in de toplaag (0-10 cm) en de C-horizont. De rode cirkels indiceren een laag totaal fosforgehalte in de toplaag (links) of een hoog gehalte aan fijne bodemdeeltjes (rechts).

Figure 7.6. Correlation between total phosphorus and plant available phosphorus (left), and total aluminum and potassium (right) in the top soil layer (0-10 cm) as well as the unchanged subsoil (c-horizon)

De toplaag van de bodems was over het algemeen arm aan totaal-aluminium (<200 mmol/l), wat kenmerkend is voor leemarme zandbodems. Op 3 van de 43 locaties werd een vrij hoog totaal-Al gehalte in de bodem gemeten (>300 mmol/l) en een hoog kaliumgehalte, wat wijst op de aanwezigheid van een lemige bodem (figuur 7.6, rode cirkels rechts). Deze 3 locaties zijn dus niet representatief voor bosaanplant op landbouwgrond op puur zand.

De bossen op voormalige landbouwgrond waren over het algemeen goed gebufferd in de toplaag van de bodem met een hoge indicatieve basenverzadiging (uit een zoutextract) van gemiddeld 76%, pH (gemeten in een zoutextract) van gemiddeld 4,1, beschikbare calciumconcentraties van gemiddeld 6000 $\mu\text{mol/l}$ bodem en een lage aluminium/calcium-ratio van gemiddeld 0,4 mol/mol (figuur 7.7). In vergelijking met bestaande bossen op zandgronden is de pH iets hoger, maar valt vooral de veel betere basenverzadiging op. Ook de aluminium/calcium-ratio is over het algemeen gunstiger in bossen op voormalige landbouwbodems.

Van de 43 bemonsterde boslocaties waren er 8 die duidelijk minder zuur waren met een pH-NaCl hoger dan 5,0 en/of basenverzadiging hoger dan 98% en/of totaal-Ca concentratie hoger dan 30 mmol/l bodem in de toplaag. Naar verhouding waren op veel van deze locaties doelsoorten aanwezig. Verder werd een duidelijk negatief verband tussen de pH-NaCl en de vrij oplosbare P-concentratie (uit een zoutextract) gevonden (figuur 7.7). Het lijkt erop dat de hoeveelheid oplosbaar P beperkt gehouden wordt door de aanwezigheid van relatief veel calcium in de bodem. Met andere woorden: naarmate er door verzuring meer calcium oplost en uitspoelt, komt er ook meer fosfaat vrij. Vooral in de nog geheel niet verzuurde situaties is de directe beschikbaarheid van fosfaat hier en daar laag genoeg (< 10 $\mu\text{mol/l}$) dat de plantengroei er door gelimiteerd kan worden. Deze negatieve relatie tussen vrij beschikbaar P (uit het zoutextract) en pH werd niet gevonden voor Olsen P en de pH. Olsen P was in nagenoeg alle locaties zeer hoog.

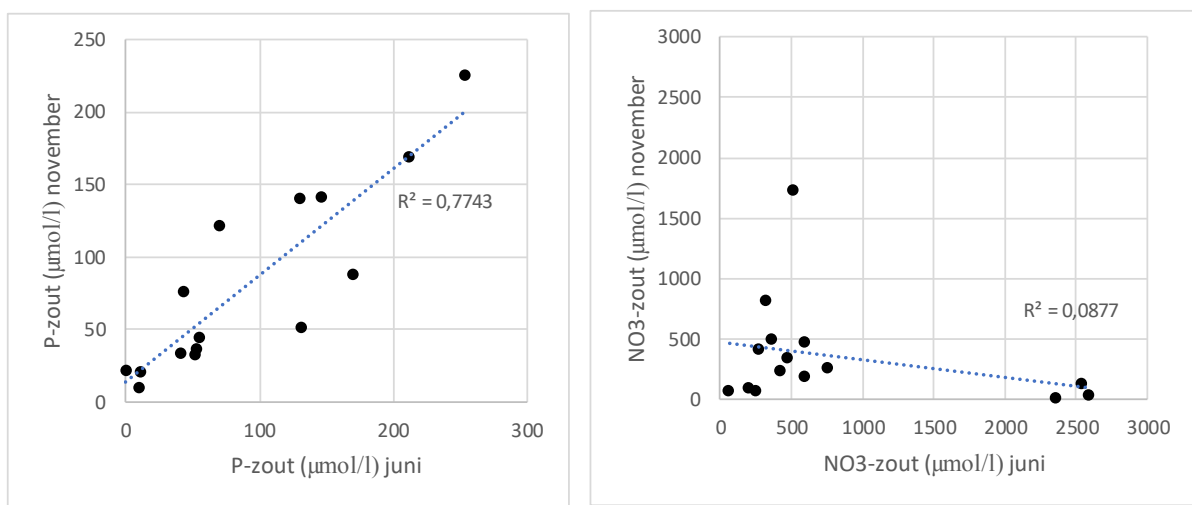


Figuur 7.7. Correlatie tussen de basenverzadiging, pH-NaCl en de totaal-Ca concentratie (links- en rechtsboven), en correlatie tussen de pH-NaCl en vrij oplosbare P-concentratie in de toplaag (onder).

Figure 7.7. Correlation between the base-saturation, pH (NaCl) and the total calcium content (upper left and right), and pH (NaCl) and salt-extractable phosphorus in the top soil layer (below)

Seizoenseffecten

De beschikbaarheid van fosfaat, zoals gemeten in het zoutextract, kan sterk fluctueren, bijvoorbeeld onder invloed van droogte. Dit geldt in nog grotere mate voor de beschikbaarheid van stikstof. Om enig inzicht te krijgen in de mate van fluctuatie is er op 15 locaties in november nogmaals een bodem verzameld voor een zoutextract. Dit omdat de periode voorjaar 2018 tot en met juni 2021 (de eerste meting) zich kenmerkt door veel droogteperiodes en nauwelijks echt natte periodes. Theoretisch zijn er drie vochttoestanden te onderscheiden in het bos die een sterke invloed hebben op de directe beschikbaarheid van voedingsstoffen. In een volkomen droge toestand verloopt de afbraak zeer traag, maar is er ook nauwelijks uitspoeling van voedingsstoffen of opname door planten. In een vochtige toestand verloopt de afbraak sneller en komen dus meer voedingsstoffen vrij, maar ook kan er meer door planten, schimmels en bacteriën worden opgenomen. In een natte toestand spoelen er op droge gronden veel voedingsstoffen uit naar de ondergrond. Rekening houdend met dergelijke interacties, is in november 2021 een extra bodemonmonster verzameld, na de eerste duidelijk natte periode volgend op de droge jaren.



Figuur 7.8. Vergelijking tussen de concentraties fosfaat en nitraat in het zoutextract in de meetronde van juni 2021, en een extra ronde in november 2021.

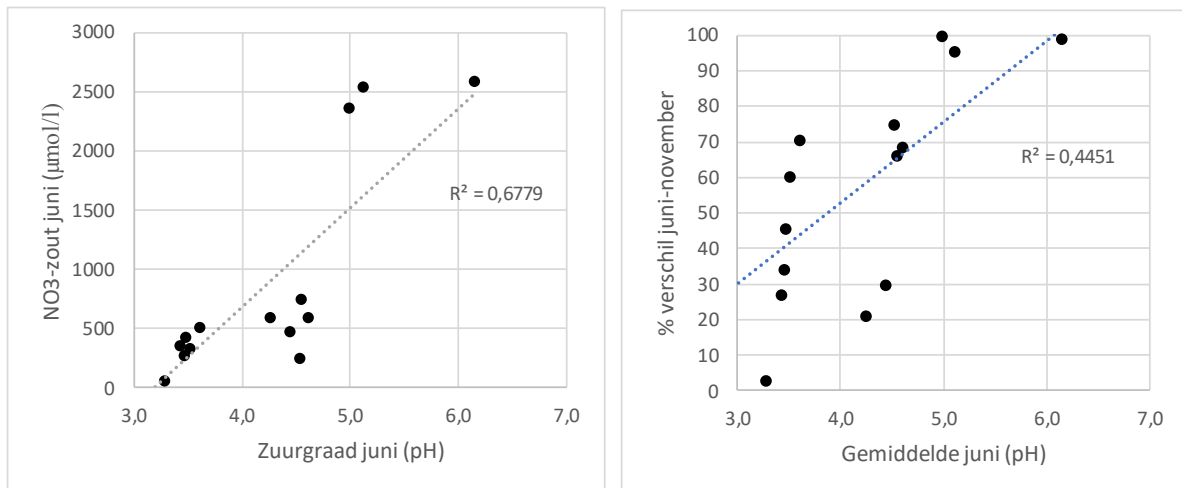
Figure 7.8. Correlation between the salt-extractable concentrations of phosphorus as well as nitrate in June and November 2021

De fosfaatconcentratie blijkt niet in grote mate beïnvloed te zijn door de verschillen in neerslag; er is een tamelijk goede, positieve correlatie tussen de metingen in juni en november (figuur 7.8, links). In juni wordt gemiddeld zo'n 20% meer fosfaat gemeten dan in november, maar locaties die in juni een lage fosfaatbeschikbaarheid hadden, hadden dat ook in november.

Voor stikstof is het verhaal aanzienlijk gecompliceerder. Stikstof wordt voornamelijk gemeten in de vorm van nitraat. In de eerste meetronde wordt gemiddeld 574 micromol/l nitraat gemeten, maar de waarde lopen uiteen van minder dan 1 tot meer dan 2000 micromol/l. Kijken we alleen naar de locaties die in beide meetronden gemeten zijn, dan zien we een daling van gemiddeld 822 naar 353 micromol/liter. Echter, er is nauwelijks een correlatie te vinden tussen de meetwaarden van beide rondes (figuur 7.8, rechts).

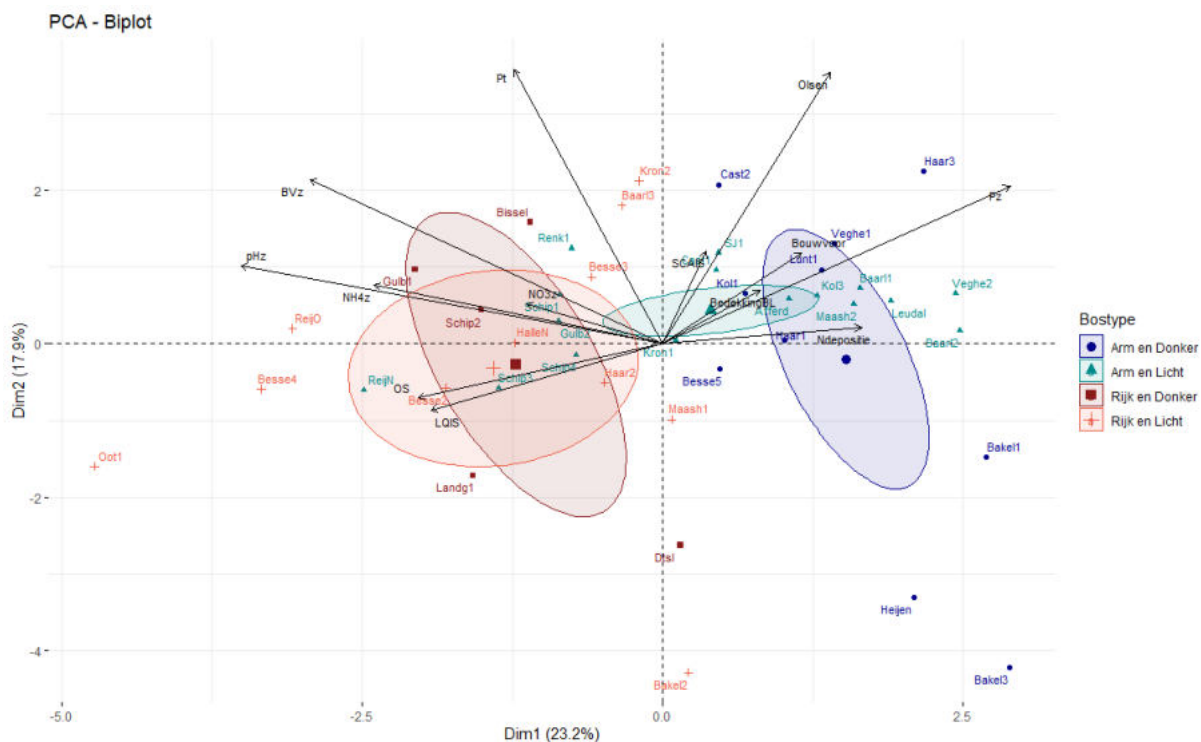
In juni is er een duidelijk verband tussen de nitraatconcentratie en de zuurgraad op de locaties die zowel in juni als in november zijn gemeten (figuur 7.9, links). Bij een hoge pH is de nitraatconcentratie hoog (pearson correlatie $R = 0,823$ en $P < 0,001$). In november worden op de locaties met in juni zeer hoge nitraatconcentraties vaak zeer lage nitraatconcentraties gemeten. Andersom zijn er ook enkele plekken die juist een flinke stijging van de nitraatconcentratie laten

zien. Het lijkt er op dat op beter gebufferde bodem de nitraatbeschikbaarheid veel meer in pieken verloopt. Dit is in beeld gebracht door het percentuele verschil tussen de hoge en de lage concentraties op beide tijdstippen uit te zetten tegen de pH (figuur 7.9, rechts). Ook dan is een significante positieve correlatie aanwezig (Pearson $R = 0,557$, $P = 0,031$). Een hogere pH leidt dus tot hogere pieken in nitraatbeschikbaarheid, maar deze verdwijnen vervolgens ook weer sneller.



Figuur 7.9. Correlatie tussen de zuurgraad in juni en 1) de nitraatconcentratie (links) en 2) het verschil tussen de nitraatconcentraties van juni en november.

Figure 7.9. Correlation between pH and nitrate concentrations in the topsoil of phosphorus in June 2021 (left), and the percentual differences between nitrate concentrations in June and November 2021



Figuur 7.10. PCA biplot voor 43 bosaanplanten. In de plot zijn met zwarte pijlen de belangrijkste milieuvariabelen aangeduid. Bodemchemische parameters die sterk correleren met deze variabelen zijn voor de leesbaarheid weggelaten (zie bijlage 5 voor correlaties). Bodemchemie is gemeten in de toplaag.

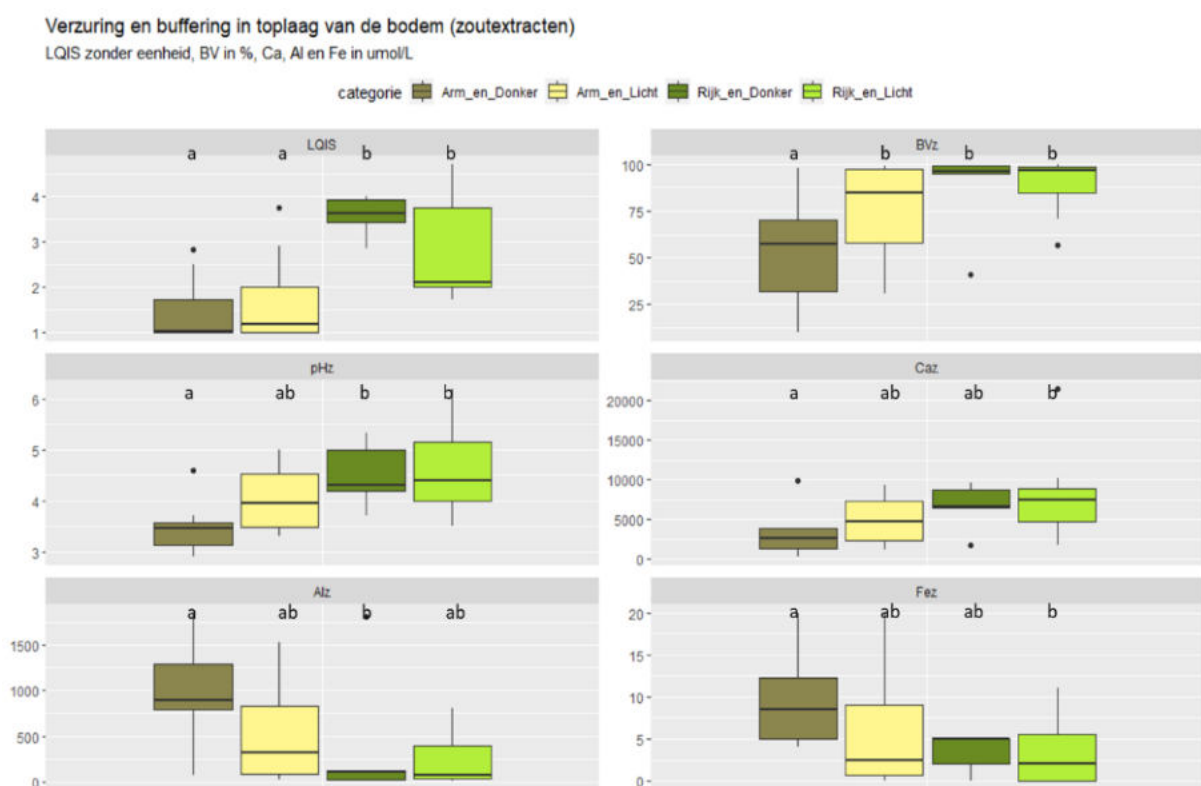
Figure 7.10. PCA biplot for 43 vegetation records. Black arrows indicate environmental variables. Highly correlated variables are not shown, see appendix 5 for correlations. Soil chemistry was measured in the top soil.

7.2.2 Bodemchemie in relatie tot type aanplant

In een eerste verkenning is gekeken naar de verschillen in bodemchemische omstandigheden in de toplaag tussen de bosaanplanten (verdeeld over de 4 categorieën) aan de hand van een PCA (figuur 7.10).

In deze PCA zien we dat de aanplanten in de richting van rijk naar arm verschuiven langs een buffergradient met milieuvariabelen pH en basenverzadiging die toenemen in de richting arm → rijk. Onder zure condities komt PO_4^{3-} vrij (mechanisme hierboven beschreven). Wat betreft trofiegraad zien we weinig differentiatie tussen de typen bos; P-tot, P-Olsen, NO_3^- en NH_4^+ gedragen zich heel anders.

De input van rijkstrooisel (LQIS) is, zoals verwacht, significant verschillend tussen de arme en rijke aanplanten (figuur 7.11 linksboven).



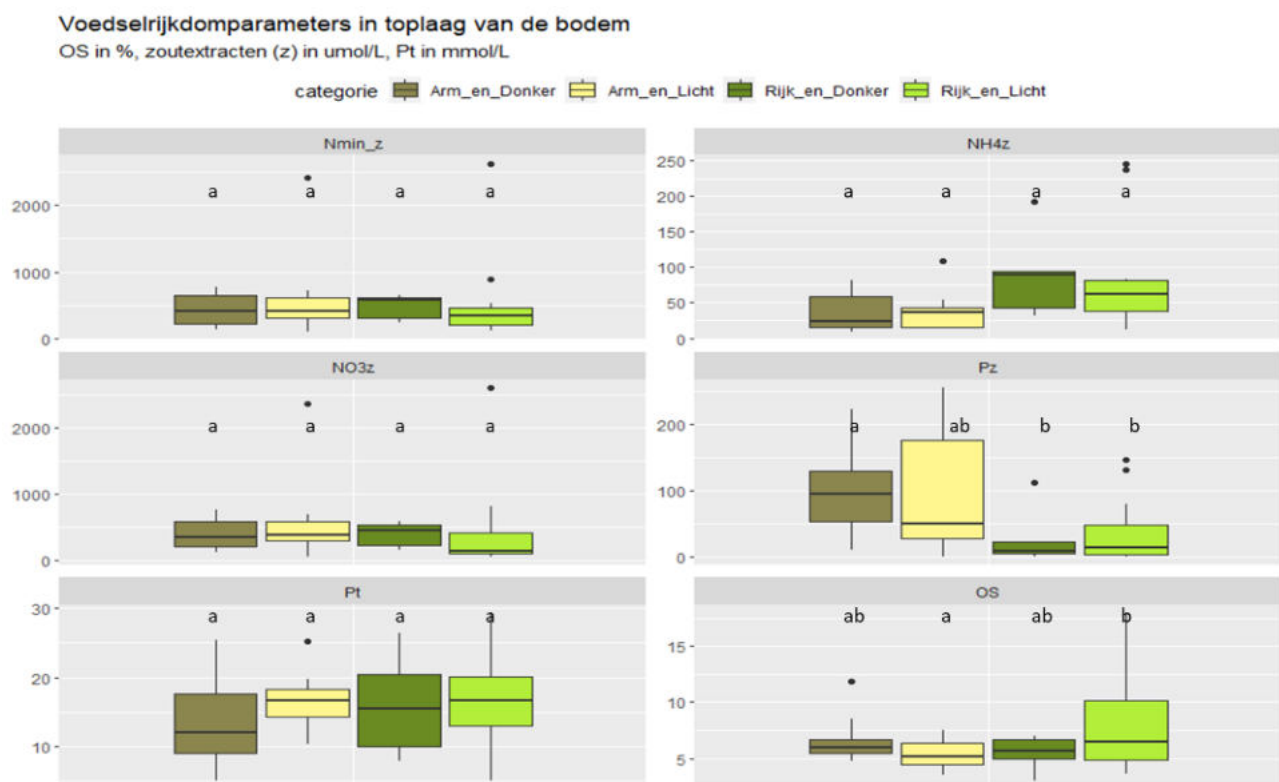
Figuur 7.11. Input van rijk strooisel (LQIS) en variabelen indicatief voor verzuring en buffering in vier bostypen van bos op voormalige landbouwgrond. Basenverzadiging (BVz), pHz, calcium (Caz), aluminium (Alz) en ijzer (Fez) zijn gemeten na zoutextractie. Resultaten van post-hoc toetsen tussen bostypen worden weergegeven met letters (GLM, emmeans).

Figure 7.11. Input of rich-litter (LQIS) and variables that represent acidification or buffering in four types of forest on former arable soil. Basesaturation (BVz), pHz, calcium (Caz), aluminium (Alz) and Iron (Fez) are measured after salt extraction. Results of a post hoc test between forest types are indicated with letters (GLM, emmeans).

In de chemie van de toplaag vinden we significante verschillen voor basenverzadiging en pH (figuur 7.11) waarbij rijkstrooiselaanplanten een hogere pH en basenverzadiging hebben dan de armstrooiselaanplanten. Basenverzadiging is lager in donkere bossen met arm strooisel dan in alle andere bostypes (Tukey, $p=0.004$). De pH is lager in donkere bossen met arm strooisel dan in bossen met rijkstrooiselsoorten (emmeans, $p=0.002$; $p=0.027$). Het calciumgehalte is lager in

donkere bossen met arm strooisel dan in lichte bossen met rijk strooisel (emmeans, $p=0.029$). Voor de verzuringsindicatoren aluminium en ijzer zien we een omgekeerd beeld. Met name de verschillen tussen de arme-donkere bossen en de rijkstrooiselaanplanten zijn zeer duidelijk. Het aluminiumgehalte is hoger in donkere bossen met arm strooisel dan in donkere bossen met rijk strooisel (emmeans, $p=0.035$).

In de toplaag zien we dat de stikstofhoeveelheid niet of nauwelijks verschilt tussen de verschillende bostypen (figuur 7.12). Ook de totale hoeveelheid P is niet significant verschillend tussen de typen. De beschikbaarheid van P (P zoutextracten) verschilt wel significant tussen de typen waarbij de rijkstrooiselaanplanten juist een lagere beschikbaarheid P hebben ten opzichte van de armstrooiselaanplanten (figuur 7.12, emmeans, $p=0.044$). Voor Olsen P (niet getoond) geldt dit overigens ook. Organische stof gehalte is in de arme en lichte aanplanten lager dan in de overige aanplanten.



Figuur 7.12. Variabelen indicatief voor trofie en rijkdom in vier bostypen van bos op voormalige landbouwgrond. Mineraal N (Nmin_z), ammonium (NH4z), nitraat (NO3z), fosfor (Pz) zijn gemeten na zoutextractie. Totaal P (Pt) is gemeten na destructie. Organische stof wordt weergegeven met (OS). Resultaten van post-hoc toetsen tussen bostypen worden weergegeven met letters (GLM, emmeans).

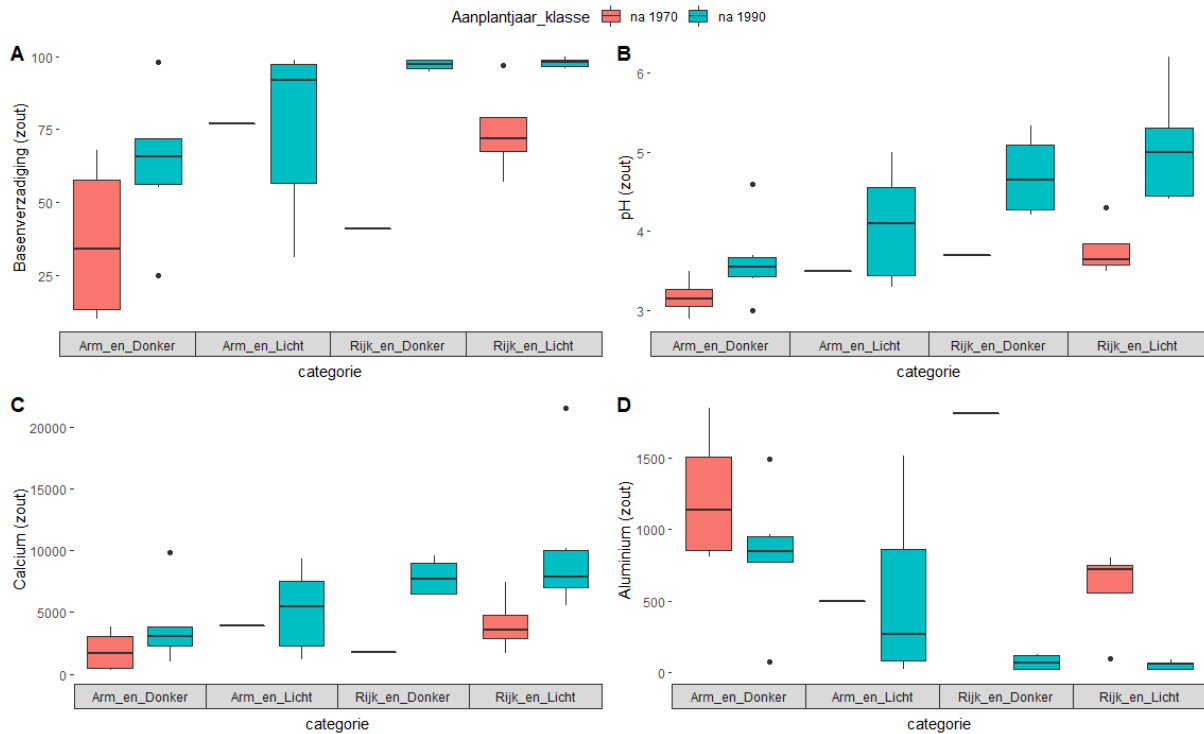
Figure 7.12. Variables that represent nutriënt status in four types of forest on former arable soil. Mineral N (Nmin_z), ammonium (NH4z), nitrate (NO3z), phosphorus (Pz) are measured after salt extraction. Total P (Pt) is measured after acid digest. Organic matter is (OS). Results of a post hoc test between forest types are indicated with letters (GLM, emmeans).

7.2.3 Bodemchemie in de toplaag (0-10cm) in relatie tot aanplantperiode

Figuur 7.13 toont verschillen tussen categorieën aanplanten en leeftijdsklassen. Deze data worden ook samengevat in bijlage 6 waarin de leeftijdsklassen zijn samengenomen. Post hoc toetsen voor de individuele leeftijdsklassen waren niet mogelijk omdat voor de oude leeftijdsklasse in het type

‘donker-rijk’ slechts 1 opname is gemaakt (geen replicatie). De significanties die hieronder genoemd worden gelden voor de figuren in bijlage 6.

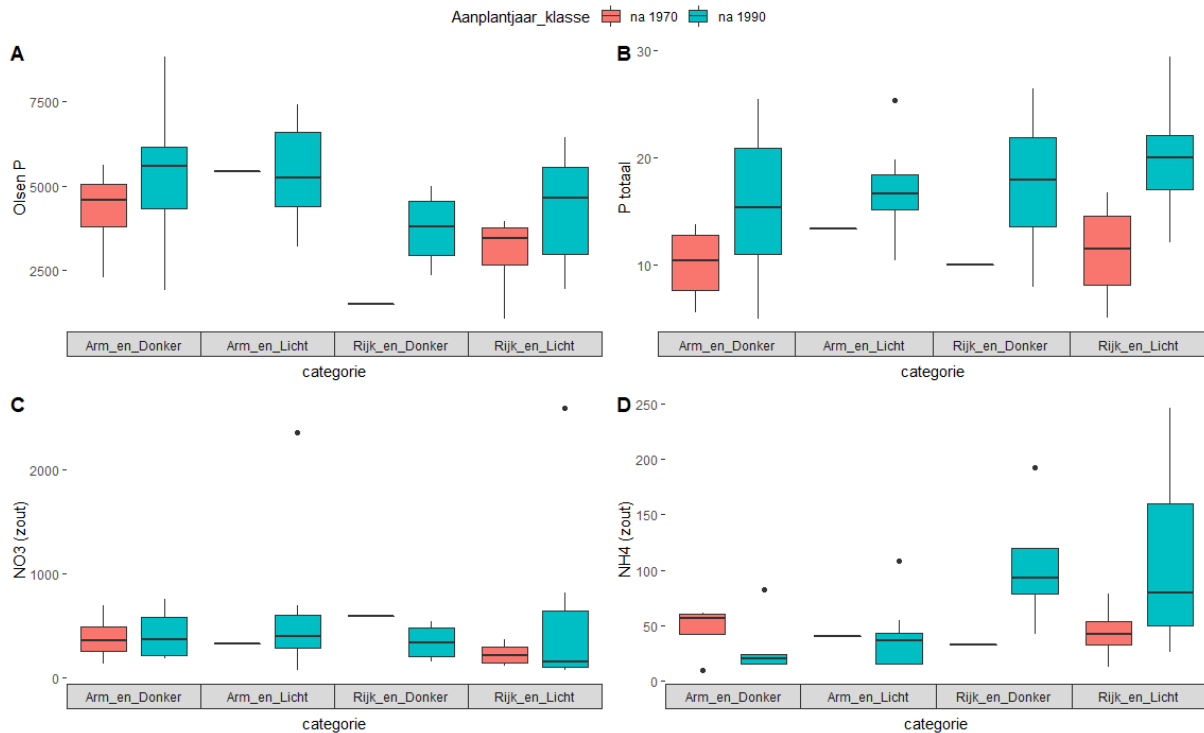
De pH is hoger in de jonge bossen ($p=0.004$; figuur 7.13). Ook calcium ($p=0.020$), en basenverzadiging ($p=0.006$) zijn hier significant hoger terwijl aluminium significant lager is ($p=0.011$) (figuur 7.13).



Figuur 7.13. Variabelen indicatief voor verzuring en buffering in de vier bostypen en twee leeftijdsklassen van bos op voormalige landbouwgrond. Basenverzadiging (BVz), pH_Z, calcium (Caz) en aluminium (Al_Z) zijn gemeten na zoutextractie.

Figure 7.13. Variables that represent acidification or buffering in four types of forest and two age groups on former arable soil. Basesaturation (BVz), pH_Z, calcium (Caz) and aluminium (Al_Z) are measured after salt extraction.

Nitraat ($p=0.367$), ammonium ($p=0.676$) en de som (N-mineraal) ($p=0.317$) zijn niet significant hoger of lager in oude of jonge bosaanplanten (figuur 7.14, bijlage 6). Olsen P ($p=0.029$) en het totaal P gehalte ($p=0.001$) in de bodem is hoger in jonge bosaanplanten. Dit verschil lijkt met name in de rijkstrooiselaanplanten aanwezig te zijn (interactie-effect niet getoetst vanwege ontbreken replicatie in de oude leeftijdsklasse in het type ‘donker-rijk’).



Figuur 7.14. Variabelen indicatief voor trofie in vier bostypen en twee leeftijdsklassen van bos op voormalige landbouwgrond. Ammonium (NH₄z) en nitraat (NO₃z) zijn gemeten na zoutextractie. Totaal P (Pt) is gemeten na destructie.

Figure 7.14. Variables that represent nutriënt status in four types of forest and two age groups on former arable soil. Ammonium (NH₄z), nitrate (NO₃z) are measured after salt extraction. Total P (Pt) is measured after acid digest.

7.2.4 Bodemchemie van diepere bodemlagen

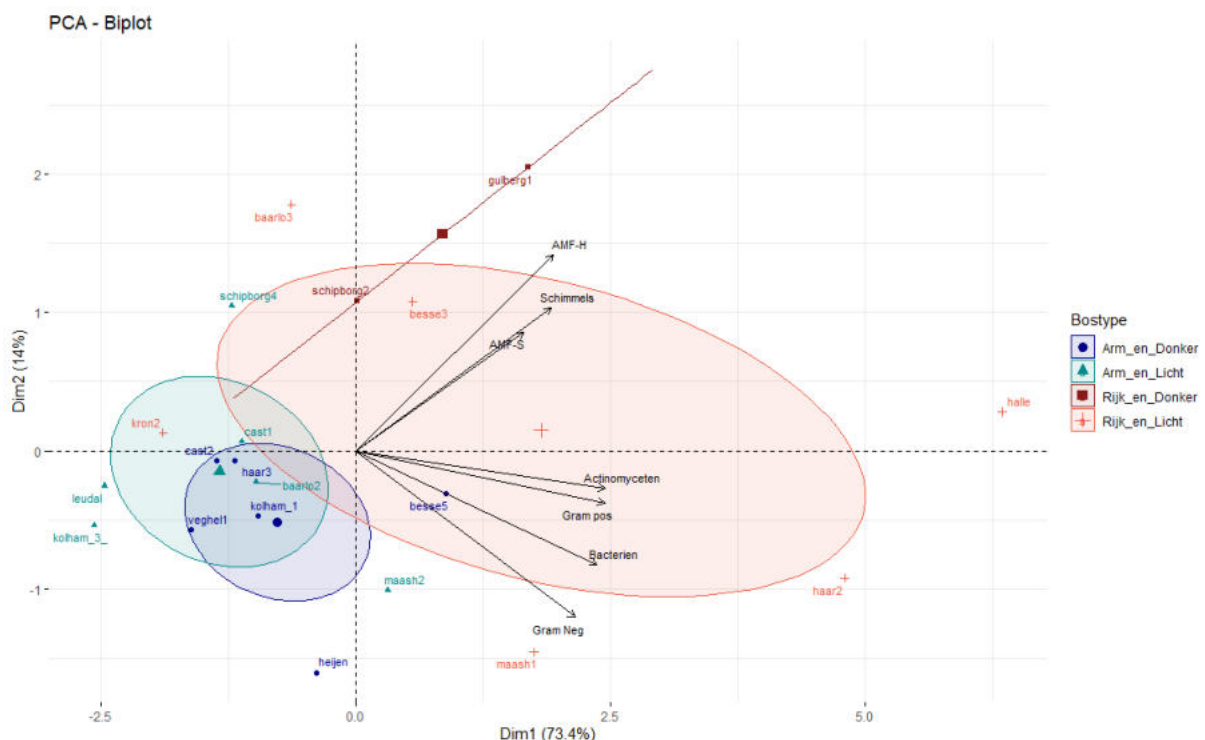
De diepere bodemlaag geeft een indruk van de historische condities in de bodem. In de diepere bodemlagen (50-60 of in enkele gevallen 60-70cm) wordt minder variatie in bodemchemische parameters tussen de verschillende aanplanttypen gemeten dan in de toplaag. Zo zien we geen significante verschillen tussen de aanplanttypen voor uitwisselbaar stikstof, Olsen P of totaal P (bijlage 6). Wel tonen de metingen aan dat de nutriëntgehalten veel lager zijn dan in de toplaag, hetgeen te verwachten is aangezien de monsters onder de bouwvoor zijn gemeten. Het organisch stofgehalte is in de diepere bodem lager dan in de toplaag.

Ten aanzien van de zuurgraad-gerelateerde factoren, blijkt er eveneens weinig variatie tussen de aanplanttypen. De rijke aanplanten en de licht-arm-aanplant vertonen een vergelijkbare buffering en pH. Wel zien we dat de donkere-arme aanplanten een lagere basenverzadiging ($p < 0.001$) hebben en een hoger gehalte aan aluminium ($p = 0.001$), zie figuur B6.6. Ook calcium (lager in de donkere-arme aanplanten) en ijzer (hoger in de donkere-arme aanplanten) vertoont deze trend ($p < 0.1$, Bijlage 6). Het lijkt of de verzuring in deze aanplanten tot diepe lagen is doorgedrongen. Ook is het mogelijk dat de bossen behorende bij de arm en donker typering zijn aangeplant op de zuurste en armste bodems.

7.3 Microbiota

Op een selectie van 20 locaties zijn monsters genomen voor PLFA analyses van de microbiële gemeenschap.

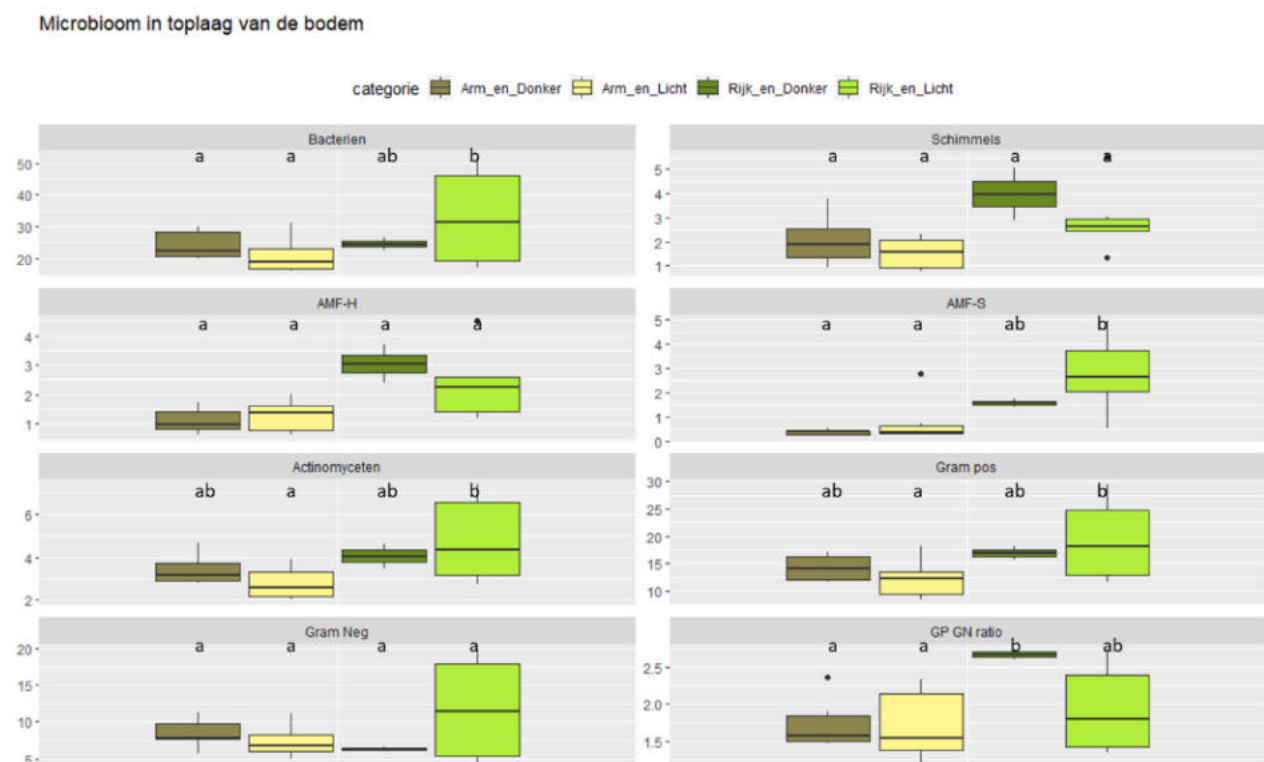
De locaties met rijkstrooiselsoorten onderscheiden zich van de arme door grotere hoeveelheden schimmels en bacteriën (figuur 7.15). De verschillende groepen bacteriën vertonen een vergelijkbare ordening over de locaties, die zich onderscheidt van de ordening van de schimmels. Dit zijn saprotrofe en ectomycorrhiza schimmels, respectievelijk de afbrekers van organische stof en de mycorrhiza die met een mantel om de fijne wortelpunten van de meeste soorten bomen groeien, en daarbij nutriënten zoals fosfor, zink, stikstof, en niet te vergeten water aan de boom leveren in ruil voor koolstof (koolhydraten). Het feit dat de saprotrofe+ectomycorrhiza schimmels dezelfde ordening vertonen (in dezelfde richting wijzen) als de arbusculaire mycorrhiza schimmels, zowel de hyfen (AMF-H) als de sporen (AMF-S), kan betekenen dat de ectomycorrhiza een aanzienlijk deel uitmaken van de totale schimmelbiomassa. Arbusculaire mycorrhiza hebben een vergelijkbare functie als ectomycorrhiza maar groeien in de wortels naar binnen en vormen daar boomvormige structuren (arbuscules) waar de uitwisseling van voedingsstoffen plaats vindt. In tegenstelling tot ectomycorrhiza kunnen arbusculaire mycorrhiza alleen anorganisch P, ammonium en aminozuren benutten. Ectomycorrhiza daarentegen spelen ook een rol bij de strooiselafbraak en benutten daarbij organische N en P. Eventuele kruiden in de ondergroei hebben veelal arbusculaire mycorrhiza en het voorkomen van deze kruiden wordt deels ook bepaald door het voorkomen van het dominante type mycorrhiza's (Guy et al., 2022). Dit type mycorrhiza verschilt per boomsoort (Kuyper et al., 2001). Bomen met ectomycorrhiza vinden we vooral op een voedselarme zandbodem, terwijl bomen met arbusculaire mycorrhiza vaker worden aangetroffen op vochtigere en voedselrijkere standplaatsen (de Jong et al., 2015).



Figuur 7.15. PCA biplot voor 20 bosaanplanten waarin ook de bacteriën en schimmels zijn geanalyseerd. Getoond zijn de hoeveelheden van de response variabelen (microbiota) (weergegeven als zwarte pijlen) en de locaties. Omdat er voor de categorie rijk en donker maar 2 replicaties zijn, wordt de elips weergegeven als een lijn.

Figure 7.15. PCA biplot for 20 forests in which the microbiota was measured. Shown are the response variables (microbiota) in black arrows. The ellipse for the forest type 'rich litter and dark' is shown as a line since this type has only two replicates.

De grootste hoeveelheden bacteriën werden gevonden in het bostype rijk en licht, en significant lagere hoeveelheden in de arme bossen (figuur 7.16). De schimmels vertoonden een vergelijkbaar beeld maar geen statistisch significante verschillen, behalve voor de AMF sporen waar het verschil tussen rijk en licht en de beide arme bostypen wel significant was. De actinomyceten en Gram positieve bacteriën waren ook significant hoger in rijk en licht dan in arm en licht. De hoeveelheden Gram negatieven verschilden niet, maar de verhouding tussen Gram positieven en Gram negatieven (GP/GN ratio) in rijk en donker was significant hoger dan in beide arme bostypen. Grotere hoeveelheden Gram positieven en een hogere GP/GN ratio wijzen op een grotere beschikbaarheid van complexere organische stof. Gram positieven, die zich onderscheiden door een ander type celwand dat kan worden aangetoond met een Gram kleuring, zijn in het algemeen langzame groeiers die moeilijker afbreekbare verbindingen afbreken.



Figuur 7.16. Microbiota in vier bostypen van bos op voormalige landbouwgrond. Resultaten van post-hoc toetsen tussen bostypen worden weergegeven met letters (GLM, emmeans).

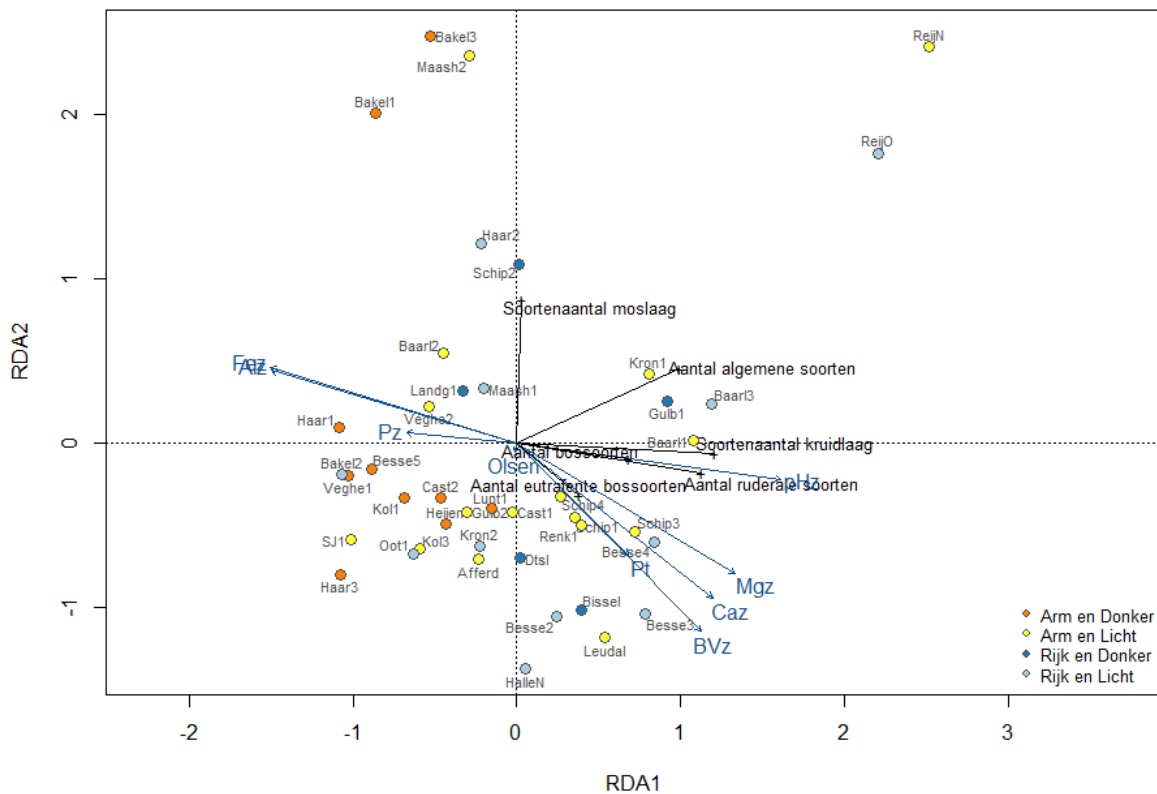
Figure 7.16. Microbiota in four types of forest on former arable soil. Results of a post hoc test between forest types are indicated with letters (GLM, emmeans).

7.4 Interactie abiotiek en biotiek

Op 40 locaties werd de bodemchemie op meerdere diepten gemeten. Voor deze locaties was het mogelijk een relatie te zoeken tussen de bodemchemie en de soortenaantallen in de vegetatieopnamen. Voor 20 van deze locaties is er ook nog een analyse gemaakt op de bacteriën en schimmels waardoor voor deze laatste 20 locaties ook een breder beeld van het functioneren van de bodem kon worden gemaakt.

7.4.1 Bodemchemie en standplaats in relatie tot soorten aantallen

In een eerste scan naar de relatie tussen het voorkomen van soorten en de bodemchemie is via multivariate RDA analyse gekeken naar relaties tussen bodemeigenschappen en soorten aantallen. Verwacht mag worden dat de soorten aantallen lager zijn op zure bodem en bij meer beschaduwing; het aantal soorten dat aan deze factoren is aangepast is vrij beperkt. In de analyse zijn ook correlerende milieuvariabelen gebruikt omdat deze stap puur als verkennend wordt gebruikt. Voor de data zijn de zoutextracten en de totaaldestructies gebruikt van de toplaag van de bodem (0-10cm). In figuur 7.17 staat een RDA met enkele belangrijke milieuvariabelen. De lengte van de milieuvariabelen (de blauwe pijlen) geeft de sterkte van het effect aan. De soorten aantallen (de response variabelen in dit geval) zijn weergegeven met zwarte letters.



Figuur 7.17. RDA voor 40 bosaanplanten waarin aantallen soorten zijn geanalyseerd in relatie tot milieuvariabelen. De response variabelen (aantallen soorten) zijn weergegeven als zwarte pijlen. Milieuvariabelen als blauwe pijlen.

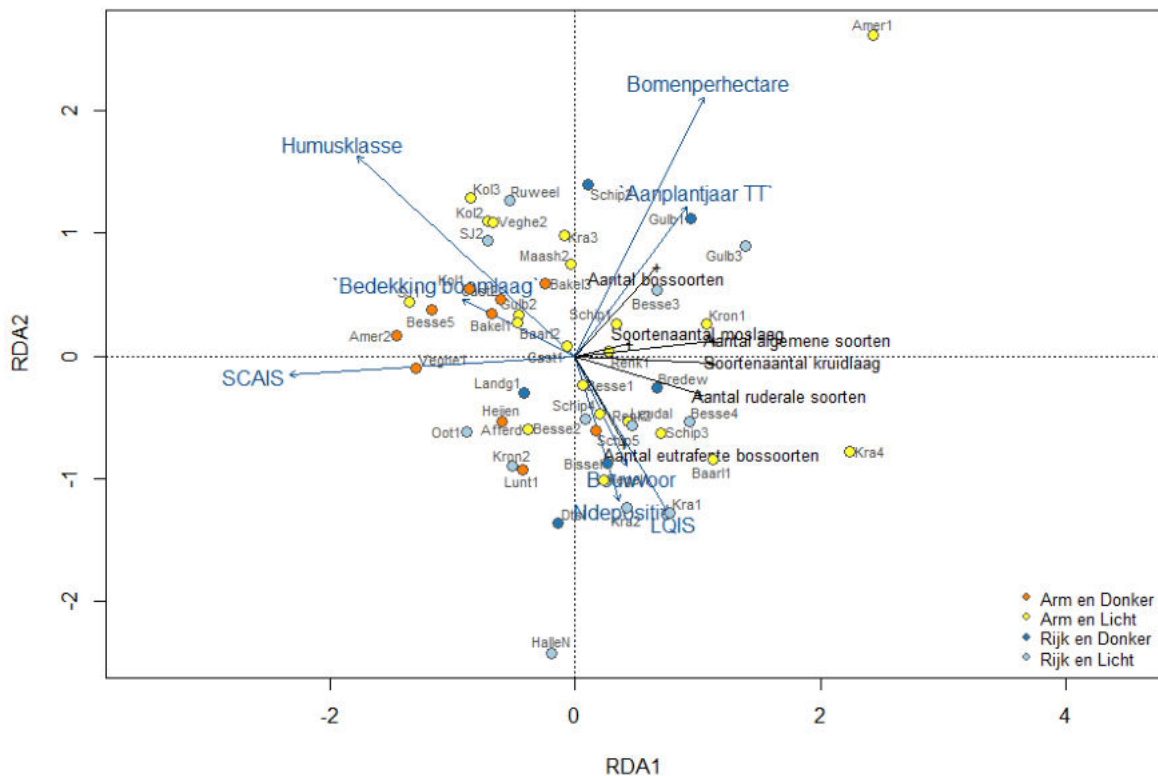
Figure 7.17. RDA for 40 forests in which the number of species was analysed in relation to environmental variables. Shown are the response variables (number of species) in black arrows. Environmental variables are indicated with blue arrows.

Het aantal algemene soorten en soorten aantal in de moslaag lijkt slechts ten dele gerelateerd te zijn aan de getoetste milieuvariabelen (figuur 7.17). Het aantal soorten in de moslaag en het aantal algemene soorten staat bijna loodrecht op de pijlen BV van de bodemchemie. Een duidelijkere relatie zien we tussen aantal soorten in de kruidlaag, aantal bossoorten en aantal ruderaal soorten. Deze lijken negatief gerelateerd aan de indicatoren voor verzuring (Fe en Al, pijl naar links in figuur 7.17, maar tekst valt over elkaar). Naarmate de buffering (en Ca en Mg) maar ook totaal P toenemen zien we ook meer eutrafente bossoorten. Het Olsen P gehalte komt in deze analyse uit als een zeer kleine blauwe pijl hetgeen betekent dat de invloed van deze variabele zeer gering is op de variatie in de data. Over het geheel reageert de ondergroei volgens verwachting, namelijk met de hoogste soorten aantallen onder lichte en weinig zure condities.

Naast de milieuvariabelen zijn ook diverse standplaatsfactoren getoetst op het aantal soorten. In de figuur 7.18 staan de SCAIS (de mate van schaduwwerping) en de LQIS (de mate van rijkstrooiselininput) ook opgenomen als milieuvariabelen. Ook de stikstofdepositie en de humusklasse zijn in deze RDA meegenomen, waarbij humusklasse als volgt is onderverdeeld:

Humusklasse

- 1 mull
- 2 mullmoder
- 3 moder
- 4 mormoder
- 5 mor



Figuur 7.18. RDA voor 40 bosaanplanten waarin aantallen soorten zijn geanalyseerd in relatie tot standplaatsvariabelen. De response variabelen (aantallen soorten) zijn weergegeven als zwarte pijlen. Standplaatsvariabelen als blauwe pijlen.

Figure 7.18. RDA for 40 forests in which the number of species was analysed in relation to site variables. Shown are the response variables (number of species) in black arrows. Site variables are indicated with blue arrows.

Het aantal mossoorten en aantal algemene soorten lijken negatief gerelateerd te zijn aan de SCAIS (de mate van schaduwwerping door de bomen). Dit is in figuur 7.18 te zien omdat de blauwe pijl van SCAIS van het aantal mossoorten en aantal algemene soorten afwijzen. In de arme-donkere aanplanten (oranje stippen) zijn de milieuvariabelen SCAIS, humusklasse en bedekking kroonlaag ook hoger (er komen aan die zijde meer oranje stippen voor).

Het aantal eutrafente bossoorten en het aantal ruderaal soorten lijkt negatief gerelateerd te zijn met de humusklassen en positief (met name voor eutrafente bossoorten) met de LQIS en bouwvoordikte. Het lijkt erop dat er dus meer soorten (en met name eutrafente bossoorten) voorkomen naarmate de strooisellaag dunner is (mull). Dit verband hoeft niet causaal te zijn; beiden zijn ook een gevolg van de minder zure bodem.

Bovenstaande RDA analyse geeft de richting van het effect. In een lineair model is vervolgens gekeken welke variabelen significante verschillen tussen het aantal soorten in de verschillende bostypen verklaren. Hierbij werd de regio waarin de boslocaties liggen meegenomen zodat er als het ware gecorrigeerd kon worden voor lokale verschillen. De resultaten van de modellen zijn weergegeven in tabel 7.1. Alleen de significante variabelen per response variabele zijn getoond (met pijlen). Te zien is dat het aantal soorten in de kruidlaag significant wordt beïnvloed door een groot aantal variabelen. Dit zijn de variabelen pH, Olsen P, P gehalte in het zoutextract (Pz), dikte bouwvoor, de mate van schaduwwerping door bomen (SCAIS) en de humusklasse. De richting van de invloed van elk van deze variabelen op het aantal soorten in de kruidlaag is weergegeven met de pijlen en de mate van significantie aan de hand van sterretjes.

Tabel 7.1. Effecten van bodemchemie en overige standplaatsfactoren op soortenaantallen in vegetatieproefvlakken (n=40 bosaanplanten). Getoond zijn de richtingen van effect van de verklarende milieuvariabelen. Significantiëniveau: . = $p < 0.1$, * = $p < 0.05$, ** = $p < 0.01$, *** = $p < 0.001$. Positieve effecten zijn weergegeven met opwaartse pijlen. Negatieve effecten zijn weergegeven met neerwaartse pijlen. Resultaten zijn gebaseerd op lme modellen; locatie is meegenomen als random effect.

Table 7.1. Effects of soil chemistry and other factors on species numbers in vegetation quadrants (n=40). Arrows indicate the direction of the effect for the specific variable. Positive effects are indicated with upward arrows, negative effects are indicated with downward arrows. Significance levels: . = $p < 0.1$, * = $p < 0.05$, ** = $p < 0.01$, *** = $p < 0.001$. Results based on LME models. Location is added as a random effect in these models.

		Aantal soorten in kruidlaag	Aantal soorten in moslaag*	Aantal bossoorten	Aantal ruderaal soorten	Aantal eutrafente bossoorten	Aantal algemene soorten
Verzuring/buffering	Basenverzadiging			↑*			↑*
	pH (z)	↑**			↑***		↑*
	Ca(z)			↑*		↑.	↑*
Eutrofië	NH4 (z)			↑**			
	NO3 (z)		↓*				
	P totaal		↓*				↑*
	Olsen P	↓*	↓*				↓*
	P (z)	↓*					
	Organische stof						
Overige Standplaatsfactoren	Dikte bouwvoor	↓**	↓***				↓**
	Bedekking boomlaag						
	Schaduw bomen (SCAIS)	↓***		↓**			↓**
	Rijk-strooiselinput (LQIS)		↑*				
	Humusklasse	↓**		↓***			
	Aanplantjaar						
	Stikstofdepositie		↑*				

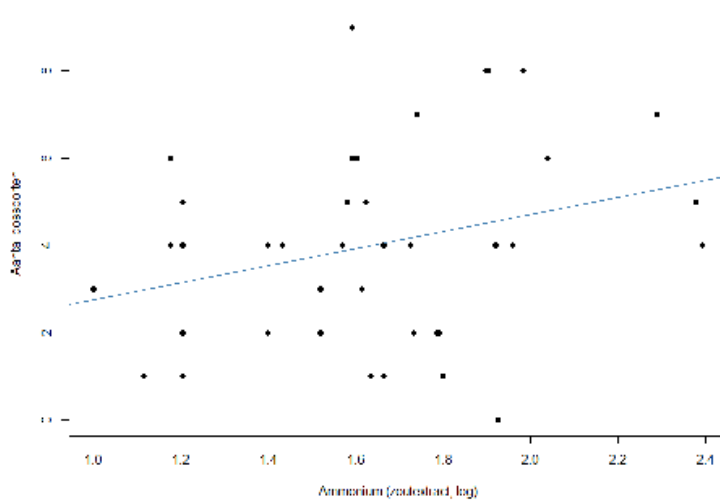
*Het aantal soorten in de moslaag (en ook de bedekking ervan, niet in deze tabel) geven slecht voorspellende modellen en de patronen voor mos zijn niet erg sterk.

In het algemeen valt op te maken uit tabel 7.1 dat de variabelen voor buffering (pH, basenverzadiging en calciumgehalte) een positief effect hebben op het aantal soorten. Dit blijkt ook uit de RDA analyse. Met name het aantal algemene soorten en het aantal bossoorten reageert hier positief op.

Variabelen die meer te maken hebben met de trofiegraad van de bodem (P in het zoutextract, Olsen P, totaal P en mineraal stikstof) vertonen doorgaans een negatieve relatie met aantallen. Alleen voor de relatie tussen ammonium in het zoutextract en de hoeveelheid bossoorten werd een positief effect gevonden. Een lineaire relatie tussen ammonium in het zoutextract en de hoeveelheid bossoorten gaf echter wel aan dat dit effect zeker niet sterk is (figuur 7.19).

De standplaatsfactoren dikte van de bouwvoor (gemeten in cm), de schaduwwerping van de bomen (na classificatie, zie methode) en de humusklasse (hoe hoger deze klasse, hoe dikker het strooiselpakket) vertonen over het algemeen een negatieve relatie met aantallen soorten. Dit geldt zeker niet voor alle soorten maar de aantallen soorten in de kruidlaag en het aantal bossoorten worden er wel door beïnvloedt. Het aantal ruderaal soorten en aantal eutrafente soorten wordt helemaal niet beïnvloedt door deze standplaatsfactoren.

Het aantal mossoorten in de opnamen is vaak gering (slechts 14 mossoorten gevonden, waarvan er slechts 3 veelvuldig voorkwamen (gewoon dikkopmos, groot laddermos en fijn laddermos) waardoor er veel 'nullen' in de opnamen zitten voor diverse mossoorten. Dit maakt een analyse op deze soortgroep gecompliceerd en zorgt ervoor dat de modellen veel variantie kennen. De resultaten van de LME analyse (in tabel 7.1) moet men daarom voor de mossen met enige voorzichtigheid beoordelen.



Figuur 7.19. Lineair model tussen ammonium uit zoutextract in de toplaag van de bodem en aantal bossoorten.

Figure 7.19. Linear model between ammonium in salt extraction of the top soil and number of forest species.

In de paragraaf over vegetatie is al genoemd dat er enkele uitzonderlijke situaties zijn gevonden, die zich niet lenen voor een statistische analyse. Het loont echter wel de moeite om te proberen te achterhalen welke uitzonderlijke omstandigheden zich daar voordoen (Box 2).

Box 2 – Abiotiek in bosjes met bijzondere vegetatieontwikkelingen

Case Kolham 1

De bodem van het paddenstoelrijke fijnsparbosje bij Kolham wijkt in geen enkel opzicht duidelijk af van de rest van de locaties. De hoeveelheid plant beschikbaar fosfaat en de hoeveelheden direct beschikbaar nitraat en fosfaat zitten allen duidelijk in het eutrafente bereik. Onderzoek aan soortgelijke sparrenbosjes in noord Nederland heeft laten zien dat de nitraatbeschikbaarheid vaak opvallend laag is. Dat is hier, met 606 micromol/liter, niet het geval. Maar er is hier geen herhalingsmeting gedaan. De ervaring leert dat er enorme fluctuaties kunnen optreden in de nitraatbeschikbaarheid. Het is dus geenszins uit te sluiten dat er toevallig in een piek in de nitraatbeschikbaarheid is gemeten. Een andere mogelijkheid is dat er een sterk verminderde nitraatbeschikbaarheid is opgetreden die nu aan het einde is gekomen. Navraag bij degenen die hier de paddenstoelenmonitoring uitvoeren leert dat de meeste bijzondere mycorrhiza-paddenstoelen inderdaad inmiddels zijn verdwenen (mondelinge mededeling Inge Somhorst). Opvallend is dat de ontdekkers van de paddenstoelenrijkdom deze toeschrijven aan de voormalige aanvoer van kalk naar dit gebiedje (Arnolds et al., 2004). Er wordt nu geen verhoogde pH of basenverzadiging meer gemeten (ten opzichte van andere aanplanten), wat er ook op kan duiden dat verzuring verantwoordelijk kan zijn voor de inmiddels hoge directe beschikbaarheden van fosfaat en wellicht ook nitraat.

Case Reijerscamp-noord

Deze locatie valt op door de hoogst gemeten pH van 6,2 en, samen met de andere locaties op de Reijerscamp, een hoog totaal calciumgehalte van 20-30 mmol/liter. Uit de paragraaf over bodemchemie blijkt al dat een hoge pH correleert met een lage directe beschikbaarheid van fosfaat, wat ook hier duidelijk het geval is. De nitraatconcentratie was in juni juist extreem hoog, net als op de overige Reijerscamp-locaties. In november was de concentratie echter op de drie locaties juist zeer laag. Het lijkt er dus op dat een hoge pH leidt tot een lage directe beschikbaarheid van fosfaat en een snelle omzetting van stikstof tot nitraat, dat vervolgens grotendeels uitspoelt. De lage fosfaatbeschikbaarheid is een voorwaarde voor het optreden van graslandpaddenstoelen, terwijl de snelle stikstofafvoer gunstig is voor het optreden van mycorrhiza-paddenstoelen. De vegetatie reageert veel minder sterk, vermoedelijk omdat de hoeveelheid plant beschikbaar fosfaat nog altijd zeer hoog is.

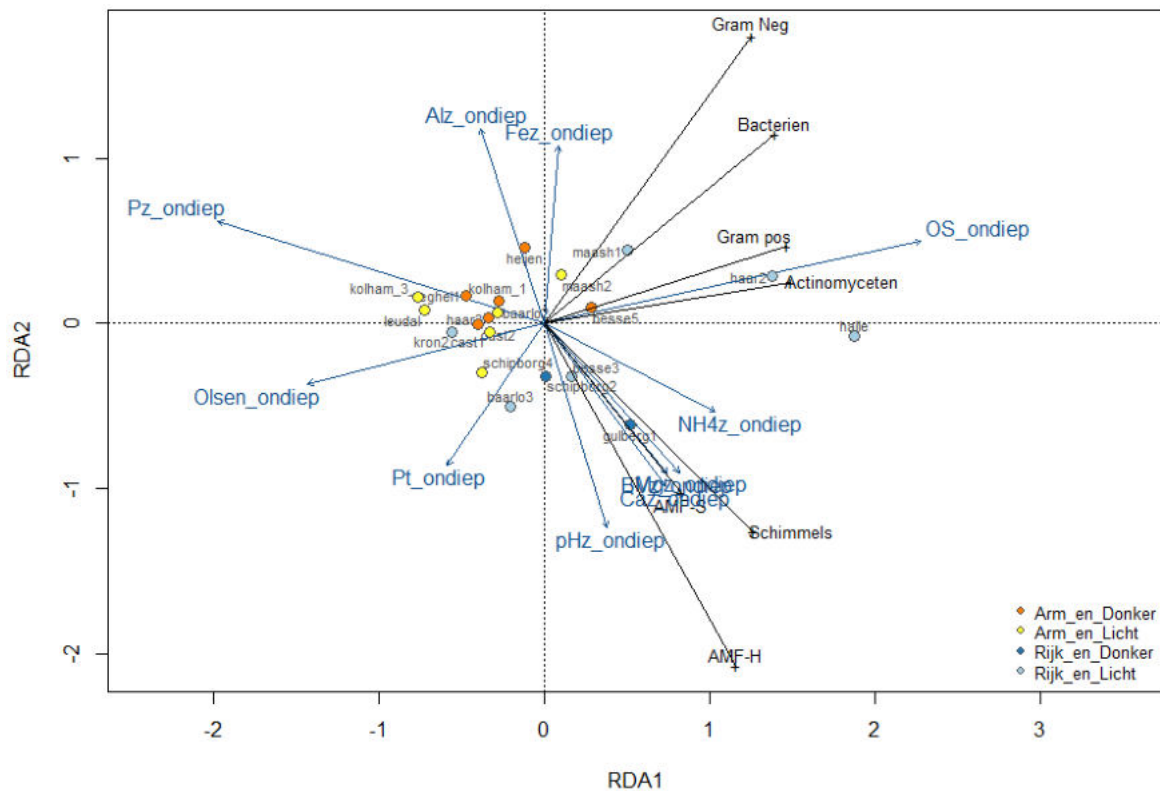
7.4.2 Bodemchemie en standplaats in relatie tot microbiota

Saprotrofe schimmels en bacteriën zijn de voornaamste afbrekers van dood organisch materiaal. In landbouwgrond wordt de afbraak gedomineerd door bacteriën, en verder gestimuleerd door bacterivoren zoals protozoën en in mindere mate nematoden. Bacteriën groeien optimaal bij neutrale of licht zure pH en een hoge beschikbaarheid van stikstof als gevolg van bemesting. Gereduceerde stikstofinput in landbouwbodems leidt tot meer schimmels en in minder verstoorde (half)natuurlijke systemen ook tot meer fungivoren, met name microarthropoden (mijten en springstaarten). Minder grondbewerking is gunstig voor met name mycorrhiza schimmels. In bossen en andere natuurlijke systemen gaan meer schimmels en lagere vruchtbaarheid vaak gepaard met een lagere pH. Dus is het moeilijk het effect van zuurgraad en vruchtbaarheid te onderscheiden.

In de 20 bosaanplanten waren de bacteriën positief gerelateerd met het organische stof gehalte, ofwel het voedselaanbod (figuur 7.20). Deze relatie werd sterk bepaald door 3 locaties met jonge aanplanten. Het lijkt niet aannemelijk dat de schijnbaar negatieve relatie met P beschikbaarheid (Olsen-P, Pz en P totaal) een oorzakelijk verband is.

Als landbouwgrond uit productie wordt genomen zal de pH daarna langzaam dalen. Hoewel algemeen wordt aangenomen dat schimmels beter tegen zuur kunnen dan bacteriën vinden we in de literatuur geen eenduidige effecten van de pH op de microbiële biomassa en de schimmel/bacterie verhouding (de Jong et al., 2015). Schimmels zijn gemiddeld toleranter voor verzuring, maar uiteindelijk wordt ook de groei van schimmels sterk geremd beneden een pH-water van 4.5. Dit komt overeen met een pH-zout van ongeveer 3.5. Of dit alleen aan de pH ligt is niet vast te stellen, omdat verandering in pH ook altijd gepaard gaat met veranderingen in beschikbaarheid van toxische metalen, zoals aluminium, en de beschikbaarheid van organische stof. Recent onderzoek in het Mastbos en de Hoge Veluwe wees op een positieve relatie tussen de schimmelactiviteit en de pH in eikenbos op zand behandeld met steenmeel (Bloem et al., 2022). Dit was een indirecte aanwijzing omdat een significante correlatie werd vastgesteld met fungivore microarthropoden, en de schimmels geen deel uitmaakten van het onderzoek.

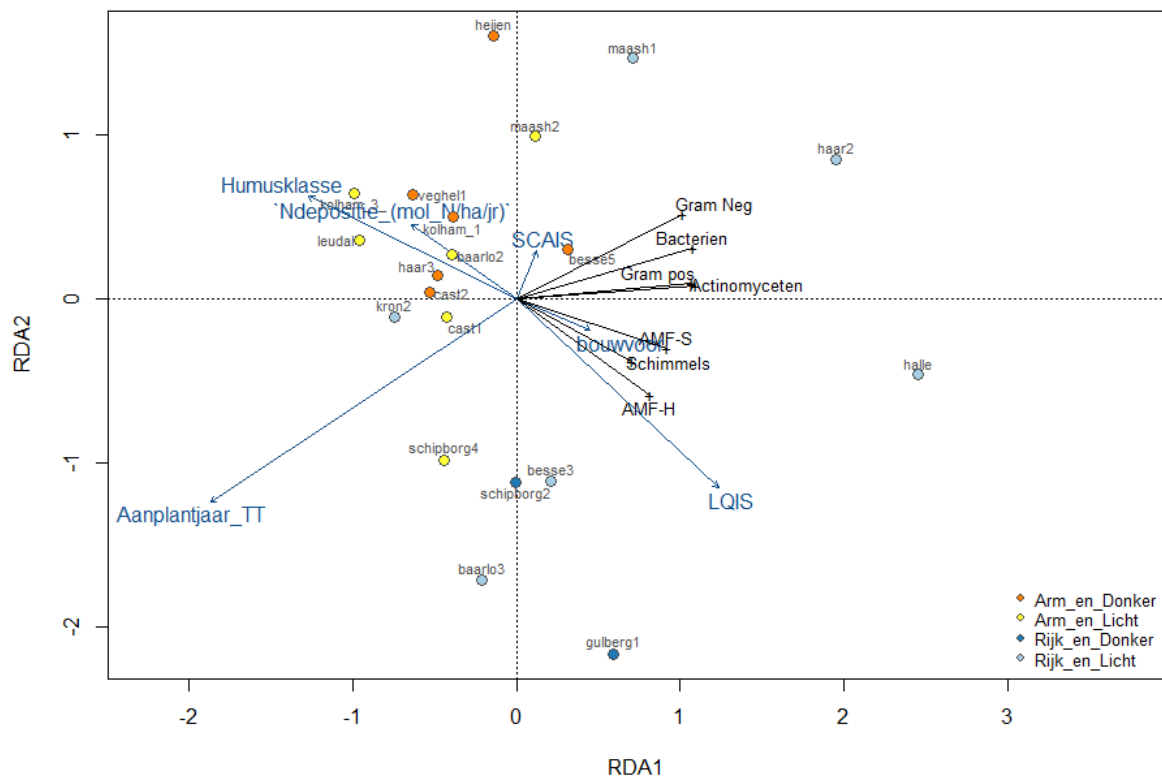
In tegenstelling tot saprotrofe schimmels ondervinden mycorrhiza schimmels geen competitie van bacteriën, die afneemt bij dalende pH. Mycorrhiza zijn voor hun koolstof afhankelijk van planten en hebben baat bij een hoge lichtbeschikbaarheid (fotosynthese) en een beperkte beschikbaarheid van nutriënten waardoor planten afhankelijker worden van mycorrhiza. De arbusculaire mycorrhiza, zowel hyfen (AMF-H) als sporen (AMF-S), waren positief gerelateerd aan de pH, en negatief aan opgelost aluminium en ijzer (figuur 7.20). De schimmels (saprotrofen+ectomycorrhiza) vertoonden dezelfde relaties als de AMF, en een veel minder sterk verband met de organische stof dan bacteriën. Dat kan erop wijzen dat een aanzienlijk deel van de schimmelbiomassa uit ectomycorrhiza bestaat. Dit wordt echter niet duidelijk ondersteund door een negatief verband met plant-beschikbaar Olsen P. Wel is er een significante negatieve relatie van schimmels en AMF met opgelost P-zout (tabel 7.2). Een lage P beschikbaarheid in kalkrijke duinen met pH-water van 7 ging gepaard met sterke dominantie van planten met arbusculaire mycorrhiza schimmels en hogere aantallen fungivore microarthropoden vergeleken met kalkarme duinen met een pH-water van 4 (Kooijman et al. 2020, 2021). Bij lagere pH gaan calciumfosfaten en aan ijzeroxiden geadsorbeerde P in oplossing. Ook in de 20 bosopstanden op voormalige landbouwgrond lijken interacties tussen de pH, calcium, ijzer, de beschikbaarheid van P, de mycorrhiza en het bostype een rol te spelen.



Figuur 7.20. RDA voor 20 bosaanplanten waarin hoeveelheden bacteriën en schimmels zijn geanalyseerd in relatie tot milieuvariabelen. De response variabelen (microbiota) zijn weergegeven als zwarte pijlen. Standplaatsvariabelen als blauwe pijlen.

Figure 7.20. RDA of 20 forests in which abundances of bacteria and fungi were analysed in relation to environmental variables. Shown are the response variables (microbiota) in black arrows. Site variables are indicated with blue arrows.

De standplaatsfactor SCAIS (de mate van schaduwverping door de bomen) had weinig invloed op de microbiota en de dikte van de bouwvoor ook niet (figuur 7.21). Humusklasse en stikstofdepositie echter wel. Bij toenemende klasse (dikker strooiselpakket) en toenemende stikstofdepositie zien we een relatie met afnemende hoeveelheden schimmels en AMF. Negatieve effecten van stikstofdepositie op zowel de hoeveelheden als de soortensamenstelling zijn vaker gevonden (de Witte et al., 2017; Bzdyk et al., 2019; Lilleskov et al., 2019) en lijken dus niet beperkt te zijn tot kwetsbare natuurgebieden. Er kunnen verschillende achterliggende mechanismen zijn, en interacties met andere factoren zoals de fosforbeschikbaarheid.



Figuur 7.21. RDA voor 20 bosaanplanten waarin hoeveelheden bacteriën en schimmels zijn geanalyseerd in relatie tot standplaatsvariabelen. De response variabelen (microbiota) zijn weergegeven als zwarte pijlen. Standplaatsvariabelen als blauwe pijlen.

Figure 7.21. RDA of 20 forests in which abundances of bacteria and fungi were analysed in relation to site variables. Shown are the response variables (microbiota) in black arrows. Site variables are indicated with blue arrows.

Tabel 7.2. Effecten van bodemchemie en overige standplaatsfactoren op microbiota in de bodem (n=20 bosaanplanten). Getoond zijn de richtingen van effect van de verklarende milieuvariabelen. Significantieniveau: . = $p < 0.1$, * = $p < 0.05$, ** = $p < 0.01$, *** = $p < 0.001$. Positieve effecten zijn weergegeven met opwaartse pijlen. Negatieve effecten zijn weergegeven met neerwaartse pijlen. Resultaten zijn gebaseerd op lme modellen; locatie is meegenomen als random effect. +Wegens zeer hoge nitraat waarden op locaties met een hoge pH gedurende de zomer (piek-effect) en het ontbreken van herhaalde metingen op de microbiota-locaties zijn nitraat waarden niet in deze analyse meegenomen.

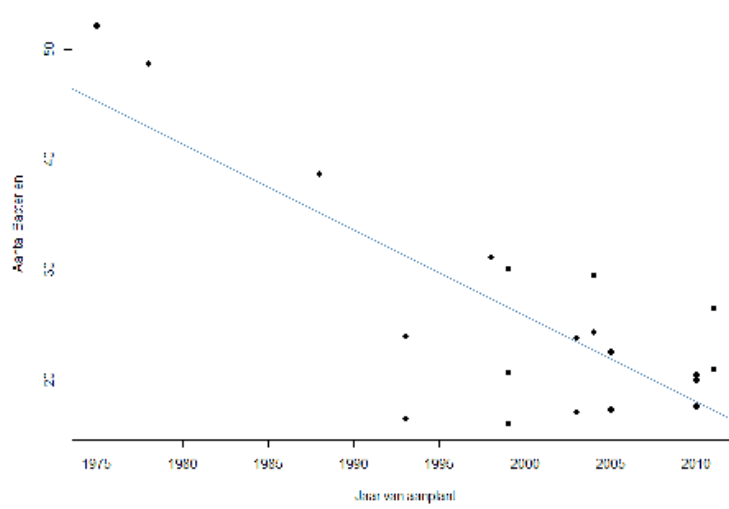
Table 7.2. Effects of soil chemistry and other factors on soil microbiota (n=20). Arrows indicate the direction of the effect for the specific variable. Positive effects are indicated with upward arrows, negative effects are indicated with downward arrows. Significance levels: . = $p < 0.1$, * = $p < 0.05$, ** = $p < 0.01$, *** = $p < 0.001$. +Due to very high nitrate levels in topsoils with a high pH during summer, and the lack of measurements during autumn in these locations, nitrate was not added in the analysis. Results are based on LME models. Location is added as a random effect in these models.

		Bacterien	Gram neg	Gram pos	Actinomyceten	Schimmels	AMF (hyphen)	AMF (sporen)
Verzuring/buffering	Basenverzadiging	↑*		↑*			↑*	
	pH (z)	↓*	↓*	↑*				↑***
	Ca(z)	↓**		↑**			↑**	
Eutrofie	NH4 (z)							
	NO3 (z)*							
	P totaal					↑*	↑**	
	Olsen P							
	P (z)	↓*	↓*	↓*	↓**	↓*	↓***	
	Organische stof		↑*		↑*	↑**		
Overige Standplaatsfactoren	Dikte bouwvoor							
	Bedekking boomlaag							
	Schaduw bomen (SCAIS)							
	Rijk-strooiselinput (LQIS)				↑**			
	Humusklasse							
	Aanplantjaar	↓***	↓***	↓***	↓**		↓**	↓***
	Stikstofdepositie					↓*		

De resultaten van de linear mixed effect modellen zijn voor de microbiota niet eenduidig en lijken in sommige opzichten niet overeen te komen met de hiervoor besproken multivariate RDA analyses. Mogelijk hangt dit samen met het beperkte aantal locaties waarvan de microbiota zijn geanalyseerd. Over het algemeen kan uit tabel 7.2 worden opgemaakt dat Gram positieve bacteriën en arbusculaire mycorrhiza schimmels gebaat zijn bij hogere buffering. Vrij opgelost fosfor (P-zout) lijkt een negatief effect te hebben voor alle gemeten groepen microbiota, hoewel een causaal effect voor bacteriën niet waarschijnlijk lijkt.

Olsen P is hoger in lichte bossen met armstrooiselsoorten dan in de rijke bostypen en lijkt geen effect te hebben op de microbiota. P totaal verschilt niet tussen de bostypen. Voor de vegetatie is totaal P minder bepalend, maar gaat het vooral om beschikbaar P dat interacteert via de pH met Ca, Al, Fe, microbiota en het type planten met of zonder de verschillende typen mycorrhiza (Kooijman 2020, 2021) .

Verder resulteert meer organische stof doorgaans in grotere hoeveelheden bacteriën en schimmels. Ook sorteert het aanplantjaar een sterk effect op bacteriën en AMF. Dit is als voorbeeld weergegeven in figuur 7.22 voor totaal bacteriën. Voor de verschillende groepen bacteriën (actinomyceten, en Gram negatieven en Gram positieven) zijn dezelfde grafieken te maken. Dit effect wordt sterk getrokken door 3 locaties met hogere hoeveelheden bacteriën in een jonge aanplant.



Figuur 7.22. Lineair model tussen jaar van aanplant en aantal bacteriën.
Figure 7.22. Linear model between year of planting and number of bacteria.

8. Discussie veldonderzoek

Het doel van dit onderzoek is om meer inzicht te krijgen in hoe de diversiteit aan bossoorten in de ondergroei van bosaanplanten op voormalige landbouwgrond verhoogd kan worden. Hierbij is onderzocht of sturing op de bodembuffering, de beschikbaarheid van fosfor en licht van belang kunnen zijn. De beheerder kan op diverse manieren (zie maatregelen in hst 9) deze factoren beïnvloeden. Hij/Zij heeft daarbij ook de mogelijkheid om de bouwvoor af te graven en daarmee de P-beschikbaarheid fors te verminderen. Echter, de opdracht voor deze studie was om te komen tot handvaten voor bosontwikkeling op voormalige landbouwgronden zonder de bouwvoor af te graven. Daarom wordt het verlagen van de P-beschikbaarheid door afgraven van de bouwvoor hier verder niet behandeld.

8.1 Ontwikkeling flora en vegetatie

Voor een duiding van het effect van de maatregelen werd een maat voor de kwaliteit van bos op landbouwgrond gesteld. Hiervoor is eerst de biodiversiteit in de zin van het aantal soorten hogere planten (vaatplanten, varens) in de kruidlaag genomen. Uit de analyse kwam naar voren dat het grootste deel van de aangetroffen hogere planten bestaat uit soorten die niet typisch zijn voor bossen op arme zandgronden, en meestal sowieso niet voor bos. Het soortenaantal is daarmee geen goede maat voor de ontwikkeling van bos-biodiversiteit. Er is daarom ook gekeken naar het aantal bossoorten als extra maat van kwaliteit (zie voorbeelden foto 8.1). De biodiversiteit wordt van een bos wordt in werkelijkheid natuurlijk door meer factoren bepaald dan alleen de vegetatie. Dominantie van braam kan bijvoorbeeld gunstig zijn voor vlinders. Daarnaast kunnen in een donker, zuur bos waar de diversiteit van de kruidlaag relatief laag is nog steeds bijzondere paddenstoelen worden gevonden.



Foto 8.1. Voorbeelden van bossoorten in bosaanplanten op landbouwgrond. Vlnr. Mannetjesvaren, brede wespenorchis en bosaardbei (foto's L van den Berg, P Cox)

Photo 8.1. Examples of forest plants that were found in plantations on agricultural soil. Left to right: *Dryopteris filix-mas*, *Epipactis helleborine* and *fragaria vesca*

Uit dit onderzoek blijkt dat de verschillen in stikstofdepositie op de monsterlocaties geen effect sorteren op de soortenaantallen in de ondergroei. Hierbij moet gezegd worden dat er slechts een beperkte range van veelal hoge N-waarden werd onderzocht. Evenmin is er een effect van N-depositie aangetoond in de multivariate analyses. Wel werd een negatief effect van stikstofdepositie op de microbiota (met minder schimmels, ectomycorrhiza en arbusculair mycorrhiza op locaties waar de stikstofdepositie het hoogst is) waargenomen. De afwezigheid van

een effect van N-depositie op het totaal aantal soorten in de kruidlaag komt vaker uit onderzoek naar voren (b.v. Dirnböck et al., 2013; Verheyen et al., 2012). Staude en collega's vonden dat in Europese regio's met een hogere stikstofdepositie, gespecialiseerde soorten van voedselarme omstandigheden consistent vervangen werden door soorten van voedselrijke omstandigheden zodat een biologische homogenisering optreedt (Staude et al., 2020). In het huidige onderzoek zou dat naar voren moeten komen als een verhogend effect op ruderaal soorten en eutrafente bossoorten, maar dit werd niet gevonden. Zeer waarschijnlijk is de onderzochte stikstofdepositiegradiënt te klein (ofwel de stikstofdepositie in de Nederlandse boslocaties is overal hoog) om dergelijke patronen te vinden.

Het overheersende beeld is dat aanplant van bomen op voormalige landbouwgrond op arme zandgronden leidt tot een bos met een ondergroei die gedomineerd wordt door eutrafente soorten die niet bijzonder kenmerkend zijn voor goed ontwikkelde bosgemeenschappen. In jonge aanplanten is de lichtbeschikbaarheid nog groot en komt een tamelijk soortenrijke afwisseling van graslandplanten, ruderaal soorten en zoomplanten voor. In oudere aanplanten neemt de diversiteit af en zeker na verloop van tijd gaan vaak enkele eutrafente soorten overheersen, met name bramen en grote brandnetel. Bij een grote schaduwwerking ontbreekt de kruidlaag vrijwel geheel. Hier en daar vestigen zich wel enkele bosplanten. Opvallend veel waargenomen is de combinatie van brede wespenorchis en mannetjesvaren. Dit geeft aan dat soorten die zich makkelijk via sporen, zeer lichte zaden, zaadpluis of bessen verbreiden, zich in dit soort bossen kunnen vestigen. Andere bijzondere voorbeelden zijn bosdroogbloem, stijf havikskruid, bosaardbei, zachte naaldvaren en stijve naaldvaren. Veel typische oudbosplanten staan bekend als slechte verbreiders en zijn niet of amper in de opnamen aangetroffen. Slechts in enkele plots zijn ook de paddenstoelen onderzocht. Op de meeste van deze locaties had ook de mycoflora een sterk ruderaal karakter, maar op enkele locaties is een rijke mycoflora aanwezig (Kolham), of was nog steeds een tamelijk rijke mycoflora aanwezig (Reijerscamp Noord). Dit lijkt samen te hangen met de zuurgraad; locaties met een rijke mycoflora waren relatief weinig zuur. Aangezien er slechts enkele locaties zijn onderzocht op het voorkomen van paddenstoelen zijn hier geen algemene conclusies aan te verbinden.

Nieuwe bostypen

Op de voormalige landbouwgrond worden meer ruderaal, stikstofminnende en minder oudbossoorten gevonden. De zich ontwikkelende bosbodem heeft een relatief hoge pH, basenverzadiging en fosfaatbeschikbaarheid. De strooiselafbraak lijkt, anders dan bossen op onbemeste bodems, zowel schimmel als bacterie gestuurd te zijn. De potenties voor deze nog zeer jonge bostypen zijn, gegeven de bodem en waterhuishouding, sterk afhankelijk van de voorbereiding, aanplantstrategie en vervolgbeheer. In het algemeen liggen er potenties voor nieuwe bostypen waarin soorten uit verschillende plantengemeenschappen verenigd zijn. Plantensoorten van ruderaal terreinen en akkers, (matig) voedselrijke graslanden en nitrofiële zomen zijn in beginsel veel aanwezig, nemen geleidelijk af door hogere schaduwdruk maar weten zich te handhaven. Zij lijken een blijvend onderdeel te vormen van deze bossen. Bossoorten met relatief goede verspreidingsmogelijkheden vestigen zich geleidelijk geholpen door afnemende concurrentie en ontbreken van een dikke strooisellaag. Deze soorten bestaan uit een mix soorten van bossen op voedselarme bodems en bossen op voedselrijke bodems. Oudbossoorten en andere zeldzame bossoorten komen sporadisch voor. Hiervoor is de geringe verspreidingscapaciteit en het ontbreken van bronpopulaties in de nabij omgeving een grote beperking. De gemeenschappen van bossen op landgronden zijn nog sterk in ontwikkeling, In de dataset van dit onderzoek zijn al wel voorzichtige conclusies te trekken over de ontwikkelde bostypen. Mannetjesvaren, beide stekelvarens en lijsterbes zijn kenmerkend voor de meeste bostypen op voormalige landbouwgronden. Ook geel nagelkruid, robertskruid, hulst en eenstijlige meidoorn lijken hiervoor kandidaat te zijn. De boom en struiklaag wordt vanzelfsprekend grotendeels bepaald door de soorten die bij de aanplant zijn toegepast. Hier kunnen zich via spontane vestiging ook ratelpopulier, boswilg (beide gebruikmakend van een iets betere buffering dan in bestaande bossen

op arme zandgronden) en ruwe - en zachte berk bijvoegen. Ook zomereik (overal aanwezig in het landschap) en gewone esdoorn (enkele zaadbronnen zijn voldoende) kunnen zich vrij gemakkelijk uitzaaïen. In de dataset tekenen zich drie duidelijke typen af. Een gestreepte witbol/gewoon struisgras variant die zich van de andere typen onderscheid, naast de twee genoemde soorten, relatief meer soorten van voedselarme tot matig voedselrijke bossen en graslanden (groot laddermos, brede wespenorchis, groot rimpelmos, bochtige smele, sint-janskruid en vingerhoedskruid). Een braamvariant kenmerkt zich door een dominantie van braam en is verder soortenarmer dan de andere 2 groepen. Als derde een grote brandnetel/ruw beemdgras variant waarin naast grote brandnetel en kleeftkruid bijvoorbeeld ook klimop, framboos, robertskruid, klein springzaad en gewone vlier een hoge presentie hebben.

8.2 Ontwikkeling van bodemchemie en biodiversiteit in de tijd

Door het verdelen van de locaties in aanplant tussen 1970-1990 en aanplant na 1990 kon de ontwikkeling in bodemchemie en biodiversiteit van bos op landbouwgrond worden bekeken. De pH en het fosforgehalte (P totaal en Olsen P) nemen af in de tijd. Deze resultaten zijn naar verwachting (zie literatuurstudie): een natuurlijke verzuring en verarming door de tijd in bossen is normaal, zeker als het bos op voormalige landbouwgrond wordt aangelegd (Baeten et al., 2009; Koerner et al., 1997; Richter et al., 1994). Het geconstateerde verschil in het P-gehalte in de bodem tussen beide perioden van bosaanleg is waarschijnlijk vooral het gevolg van de mindere (geaccumuleerde) bemesting die de voor 1970 aangeplante bossen hebben ontvangen, in vergelijking met de percelen die tot na 1990 zijn bemest (zie ook De Keersemaeker et al. 2004). In dit onderzoek bleek het fosforgehalte nauwelijks bepalend te zijn voor de vegetatieontwikkeling. Dit lijkt in tegenspraak te zijn met andere studies: zo vonden de Keersemaeker et al. (2004) dat voedselminnende soorten zoals brandnetel meer en oudbossoorten minder voorkomen bij een hoger gehalte beschikbaar fosfaat. Daarnaast vonden ze een interactie tussen licht en fosfaat; in een donker bos met een hoge fosfaatwaarde werden de voedselminnende soorten onderdrukt, waardoor de bossoorten meer kans kregen (De Keersemaeker et al., 2004). Het onderzoek van Keersemaeker en collega's werd uitgevoerd op leemhoudende bodems en in beekbegeleidend bos. Onder deze standplaatscondities vinden we vaak een zeer dicht ontwikkelde kruidlaag-gemeenschap, waar competitie tussen soorten (o.a. voor licht) bijzonder intensief kan zijn (zie foto 8.2).



Foto 8.2. Vegetatieplot in het Muizenbos op leem met zeer competitieve vegetatie (studielocatie van De Keersemaeker et al. 2004) hier gedomineerd door *Urtica dioica*. In de plotjes staan

bosplanten (o.a. bosanemoon) geïntroduceerd, deze kregen vanzelfsprekend weinig tot geen kansen om zich te vestigen.

Photo 8.2. *Vegetation plot in Muizenbos on loamy soil with highly competitive species *Urtica dioica* (studysite of De Keersemaeker et al 2004). In these plots forest plants such as *Anemona nemorosa* were introduced.*

Dit werd ook bevestigd in een experiment waar zowel in het beekbegeleidend bos als droger en zuurder plateaubos (beide op leem) typische bosplanten werden geïntroduceerd. De gevestigde vegetatie werd al dan niet verwijderd als competitiebehandeling. In beekbegeleidend bos had verwijderen van competitie een duidelijk positief op de geïntroduceerde bosplanten, terwijl dit effect in de ijlere vegetatie op het plateau veel minder een effect had (Baeten et al., 2009). De P-beschikbaarheid in leemhoudende bodems is doorgaans lager ten opzichte van zandbodems. Ook zijn er in het onderzoek van de Keersemaeker et al. bossen van 30 tot 130 jaar oud onderzocht, waardoor er een bredere fosfaatrange binnen de bossen werd gemeten. In het voorliggende onderzoek is niet specifiek naar een drempelwaarde gezocht waarboven P een negatief effect heeft op de vegetatie maar de fosforgehalten van alle onderzochte locaties zijn erg hoog. Ter vergelijking: in dit onderzoek lopen de P-waarden op tot 910.5 mg/kg P totaal en 199.8 mg/kg OlsenP, tegen respectievelijk 359.0 mg/kg en 89.7 mg/kg in het onderzoek van Keersemaeker et al. Deze hoge waarden zijn niet ongebruikelijk voor Nederlandse landbouwgronden op zand (Smolders et al., 2006). Het is aannemelijk dat deze hoge P concentraties resulteren in een sterk negatief P-effect dat zich op alle boslocaties op zandgrond in dit onderzoek manifesteert en waardoor P dus geen differentiërende factor is.

Om iets meer te kunnen zeggen over een drempelwaarde zou er een grotere gradiënt onderzocht moeten worden met tevens locaties met een lage P-waarde. Omdat de bodem van de meeste Nederlandse bossen op landbouwgrond binnen de gebruikte leeftijdsklassen doorgaans zwaar bemest is geweest, zal een dergelijk onderzoek met een bredere leeftijdsrange en/of met buitenlandse locaties moeten worden uitgebreid.

Op vrijwel alle locaties is de hoeveelheid plantbeschikbaar fosfaat nog altijd veel hoger dan die in bossen zonder landbouwverleden. In het algemeen vinden we waarden van 2000-7000 μmol Olsen-P/liter bodem, terwijl dat in natuurlijke bossen tussen de 500-1500 μmol /liter bedraagt. De waarden zijn ook hoog genoeg om dominantie van eutrafente plantensoorten mogelijk te maken. Echter, dominantie van eutrafente soorten treedt vaak pas op als ook de direct beschikbare fracties stikstof en fosfor hoog zijn. In dat opzicht is de correlatie tussen zuurgraad en zout-extraheerbaar fosfaat interessant; bij lagere pH neemt de fosfaatbeschikbaarheid snel toe. De geleidelijk optredende verzuring na bosaanplant draagt dus in sterke mate bij aan de toename van directe beschikbaar fosfaat. Opvallend is dat op de locatie met de hoogste pH ($\text{pH}_{(\text{NaCl})} > 5$) diverse graslandpaddenstoelen zijn gevonden: spitse knotszwam, fijngeschubde aardong en zwartwordende wasplaat. Deze soorten komen alleen voor bij een lage directe fosfaatbeschikbaarheid. Bij dergelijk hoge $\text{pH}_{(\text{NaCl})}$ -waarden (> 5) wordt fosfaat vastgelegd door calcium, waardoor de P-beschikbaarheid laag blijft. Helaas zijn de paddenstoelen niet uitvoerig onderzocht maar wellicht zijn deze enkele waarnemingen wel een eerste aanwijzing dat behoudt van een hoge pH gunstig is voor bijzondere mycoflora. Daarnaast is een reeks bosplanten gevonden die niet in zure bossen voorkomen zoals muursla, bosaardbei en groot heksenkruid.

Geen van de locaties bevindt zich, ondanks de verzuring, in de aluminiumtoxische range. Toch is de verzuring en de daling in de basenverzadiging (de beschikbaarheid van bufferende kationen) vrij fors met bijna 30% afname in 22 jaar (de onderzochte aanplanten tussen 1990 en 1970 verschillen gemiddeld 22 jaar). De afname van de vrij beschikbare kationen is in de eerste jaren snel en verwacht wordt wel dat deze natuurlijke afname langzamer wordt naarmate de bossen ouder worden (ook omdat er dan weer buffering wordt aangevoerd via strooiselafbraak, zolang deze goed blijft functioneren). Verder is de zuurdepositie de afgelopen 20 jaar aanzienlijk afgenomen, vooral door het verdwijnen van de zwaveldepositie.

De verwachte afname in stikstof in de tijd, met name nitraat, is niet gevonden. Nitraat is echter erg mobiel en dynamisch. Het spoelt makkelijk uit en gaat door biologische omzettingen snel over in andere vormen. Een mogelijke verklaring is dat de jongste boscategorie in dit onderzoek rond de 30 jaar oud is, terwijl de afname van stikstof voornamelijk binnen de eerste 15 jaar na aanplant plaatsvindt (Smal & Olszewska, 2008); het stikstofgehalte van de jongste bossen in dit onderzoek is nu waarschijnlijk dus al vergelijkbaar met de oudere aanplanten.

Mogelijk zijn, door de voorafgaande langdurige droogteperioden, over het algemeen hoge nitraatbeschikbaarheden gemeten. Vrijwel nergens is er minder dan 100 µmol/L nitraat gemeten, wat ongeveer de maximumwaarde is voor het voorkomen van veel mycorrhiza-paddenstoelen. Voor stikstofgevoelige soorten ligt deze waarde zelfs nog veel lager (zie OBN rapport vochtig bos, in prep). De concentraties plant beschikbaar fosfaat, direct beschikbaar fosfaat en nitraat liggen dus vrijwel overal boven de natuurlijke range van bossen op zandgronden en kunnen dus goed de ruige ondergroei op het grootste deel van de locaties verklaren. Maar het onderzoek laat ook zien dat in niet verzuurde situaties de directe beschikbaarheid van fosfaat lager is en nitraatbeschikbaarheid meer in pieken lijkt op te treden. Een basenrijke uitgangssituatie en het voorkomen van verzuring kan dus een belangrijke knop zijn in de vegetatie-ontwikkeling en het in stand houden van zowel arbusculaire- als ecto-mycorrhiza schimmels en een vitaal bos.

Diversiteit in de kruidlaag

Het totaal aantal soorten, het aantal algemene soorten en ruderaal soorten is hoger in de jonge aanplanten. In de jonge bossen is meer zaad aanwezig van plantensoorten die niet gebonden zijn aan bossen, wat het hogere aantal algemene en ruderaal soorten zou kunnen verklaren. Eerder onderzoek (zie literatuurstudie) laat ook zien dat deze ruderaal soorten niet zomaar uit het vegetatiebeeld verdwijnen en zeer standvastig present kunnen blijven (Dupouey et al., 2002). In de huidige Nederlandse en Vlaamse situatie spreken we veelal over zwaar bemeste en intensief gebruikte en geploegde bodems. Recente bosaanplanten op landbouwgrond zullen daarom vermoedelijk voor zeer lange tijd (misschien wel altijd) gekenmerkt gaan worden door de aanwezigheid van ruderaal soorten of soorten kenmerkend van het vorige landgebruik. Hoewel ze bijdragen tot een relatief hoog aantal soorten, zijn het niet per se bossoorten.

De aanwezigheid van bossoorten in zeer jonge bossen kan als bijzonder worden beschouwd en deze aanwezigheid is niet verschillend tussen de twee onderzochte leeftijdsklassen. De aanwezigheid van een deel van de soorten (in de jonge aanplanten) heeft te maken met de hogere pH en basenverzadiging, bijvoorbeeld voor bosaardbei, groot heksenkruid, muursla en bosdroogbloem. Zeer waarschijnlijk heeft dit ook te maken met de relatief goede dispersiemogelijkheden (via wind of vogels) of een combinatie van dispersie en relatief gunstige bodemchemie (Jacquemyn et al., 2001). Voor een aantal oudbossoorten is de nabijheid van oude boskernen zeker een belangrijke factor. De reden dat een soort als gewone salomonszegel, met een van nature zeer trage verbreiding (Baeten et al., 2011), voorkomt in de aanplant in de Bisselt is dat deze vlakbij een bestaande oude bospopulatie staat. Het voorkomen van oud-bosplanten is echter te sporadisch om een goede analyse te maken van hun dispersie vanuit oude boskernen en is in dit onderzoek dan ook niet verder onderzocht. Een analyse op het dispersietype van de soorten is echter wel uitgevoerd (data niet getoond) waarbij elke soort in de kruidlaag op basis van het type dispersie werd geclassificeerd. Deze dispersie-analyse gaf helaas geen duidelijk beeld of verklaring voor het voorkomen van bepaalde (typen van) soorten binnen onze dataset. Desondanks bestaat de indruk dat bossoorten die zich verbreiden via sporen, zeer lichte zaden, zaadpluis of bessen vaker worden aangetroffen in deze jonge bossen dan soorten met een ander verbreidingstype.

8.3 Biodiversiteit en bodemchemie in relatie tot aanplanttype

De uitgangssituatie van de voormalige landbouwgronden is een hoge basenverzadiging en pH door de bekalking vanuit de landbouw. Een basenverzadiging van tegen de 100 procent is niet ongewoon, zeker niet op zandgrond waar minder bindingsplaatsen voor kationen zijn in vergelijking met bodems met een hoger kleipercentage (Blaser, Graf Pannatier, & Walthert, 2008). In dit onderzoek zien we ook zulke hoge waarden. We zien dat de basenverzadiging, pH en calcium lager en aluminium hoger is in donkere bossen die maximaal 50 jaar geleden zijn aangelegd met armstrooiselsoorten dan in de bossen met rijkstrooiselsoorten. Dit wijst op een betere werking van de kationenpomp, waardoor kationen in het systeem blijven, vergelijkbaar met wat de Schrijver et al. (2012) vonden in hun studie.

Uit de literatuur is bekend dat de zuurgraad daalt naarmate de bosaanplanten ouder worden (Bossuyt et al., 1999) waarbij dalingen van $\text{pH}_{(\text{KCl})}$ 6.5 naar $\text{pH}_{(\text{KCl})}$ 3.5 in 30 jaar tijd geen uitzondering zijn. De oudere bossen in onze dataset zitten (in de A horizont) al op het niveau dat Bossuyt ook rapporteert. Als we de trend uit Bossuyt verder trekken dan mogen we aannemen dat deze bodems nauwelijks verder verzuren. Dit geldt niet voor de jongere aanplanten (>1990) die met een $\text{pH}_{(\text{NaCl})}$ van gemiddeld 4.3 nog hoger zitten. Voor de aanplanten met armstrooiselsoorten is de verwachting dat deze nog verder zullen verzuren naar een $\text{pH}_{(\text{NaCl})}$ van ongeveer 3.5. Dat de bodemverzuring van bosaanplant op landbouwgrond een ongewenste ontwikkeling is, blijkt uit het positieve effect van pH en basenverzadiging dat we zien op het aantal soorten en het aantal bossoorten in de kruidlaag, en op de mycorrhiza schimmels. In het onderzoek van De Keersmaeker et al. (2004) neemt de diversiteit van soorten ook toe met pH. De minder sterke verzuring vormt het belangrijkste pluspunt van de bossen op landbouwgrond ten opzichte van de bestaande bossen op kalkloze zandgronden.

8.4 Knoppen voor de beheerder op basis veldstudie

In de volgende paragrafen worden de resultaten van het veldonderzoek doorvertaald naar factoren waarop de beheerder direct invloed kan uitoefenen (knoppen).

8.4.1 Nutriëntbeschikbaarheid: fosfaat

De doorwerking van fosfaat in het bossysteem is ingewikkeld en wordt hier in drie typen opgedeeld: **totale fosforvoorraad**, **plantbeschikbaar fosfaat** en **direct beschikbaar fosfaat**.

De **totale fosforvoorraad** is door het bemestingsverleden hoog in de bovenste decimeters. Een klein deel zal worden opgenomen door het ontwikkelende bos, maar veel keert via strooisel ook weer terug naar de bodem. Uitspoeling van fosfaat is eveneens zeer beperkt. Het is daarom niet de verwachting dat de fosforvoorraad op afzienbare termijn afneemt. De lagere voorraad die is gevonden in oude aanplanten (1970) in vergelijking met jonge aanplanten (1990) weerspiegelt waarschijnlijk vooral het verschil tussen de opgehoopte hoeveelheid fosfor in landbouwpercelen van 1990 ten opzichte van 1970. De fosforvoorraad is niet direct bepalend voor de trofiegraad in bossen, maar beïnvloedt wel de fosfaatbeschikbaarheid (zie tekstkader 1).

De hoeveelheid **plantbeschikbaar fosfaat** (Olsen-P) wordt enerzijds bepaald door de totale fosforvoorraad en anderzijds door aanwezigheid van andere stoffen die dit fosfaat binden, met name calcium en ijzer. Omdat er in zandgrond van nature weinig ijzer en calcium aanwezig is, kan de grote fosforvoorraad niet goed worden gebonden aan deze stoffen. Het gevolg is dat, juist op de kalkarme zandgronden met een bemestingsverleden, de hoeveelheid plant beschikbaar fosfaat hoog is en vrijwel altijd in het bereik zit van eutrafente plantensoorten. In graslanden leidt dit tot de beruchte fase met dominantie van witbol. In bossen tot bramen en grote brandnetel. Dit is een lange termijn probleem dat zeker in bossen op kalkloze, ijzerarme bodem vrijwel niet op te lossen is, omdat er typisch geen beheer van de kruidachtige vegetatie wordt gevoerd die de competitieve

dominantie van deze soorten onderdrukt. Dit in tegenstelling tot een graslandbeheer waar met aangepast maaieregime (o.a. tijdstip) aan de slag gegaan wordt.

Echter, de meest kenmerkende eutrafente plantensoorten bezitten weinig aanpassingen om fosfaat los te weken uit de bodem, ook als het plantbeschikbaar fosfaat is. Dergelijke soorten kunnen pas dominant worden indien er voortdurend **direct beschikbaar fosfaat** is. Hier is wellicht een mogelijkheid tot sturing, omdat deze directe beschikbaarheid relatief laag is indien er een zekere calcium- (of ijzer-)voorraad in de bodem zit en de pH relatief hoog is. Dus in een basenrijke uitgangssituatie (bv op voormalige agrarische percelen die zijn bekalkt) en onder een kroonlaag die niet of weinig verzurend werkt, kan enige fosfaatlimitatie optreden waardoor in ieder geval dominantie van enkele eutrafente soorten wordt voorkomen en er wel ruimte is voor zuurgevoelige bossoorten.

Ondanks dat we geen eenduidige biodiversiteitseffecten in relatie tot P zien kunnen we niet uitsluiten dat verlaging van de concentratie plantbeschikbaar- en direct beschikbaar P leidt tot een hogere biodiversiteit. Dergelijke positieve effecten op de biodiversiteit werden waargenomen in korte vegetaties (Aggenbach et al., 2017). Zo'n verlaging is alleen mogelijk voorafgaand aan bosaanplant. Uitmijning (maaien en afvoeren in combinatie met klaver/bemesting met stikstof) en plaggen, voorafgaand aan de bosaanplant, kunnen het oplosbaar P-gehalte in de bewortelde zone verlagen. Gezien de extreem hoge P-waarden op de onderzochte locaties zouden de P-waarden drastisch omlaag moeten worden gebracht, wat bij uitmijnen zeer lang kan duren (Chardon, Sival, Kemmers, van Delft, & Koopmans, 2009; Smolders, Lucassen, van der Aalst, Lamers, & Roelofs, 2008).

De totale beschikbaarheid van nutriënten wordt niet alleen bepaald door de concentratie van het nutriënt in de wortelzone. De dikte van bodemlagen speelt hierbij ook een rol. Een bouwvoor van 30 cm heeft, bij eenzelfde concentratie, minder beschikbaar P dan een bouwvoor van 50 cm. Zeker in de zandige bodems, waar de bouwvoor goed bewortelbaar is speelt de dikte van de bouwvoor een rol en bepaald tot op zekere hoogte mede de totale P-beschikbaarheid. Wanneer we naar de dikte van de bouwvoor kijken dan zien we dat deze factor in enkele gevallen inderdaad een negatieve relatie geeft met het aantal soorten (voor aantal algemene soorten en aantal soorten in de kruidlaag). Door te plaggen of het reduceren van de bouwvoordikte vermindert de totale hoeveelheid P in het systeem: we denken dat dit een positief effect kan hebben op de biodiversiteit. Nadeel van deze maatregel is echter wel dat men hiermee de hoeveelheid beschikbare kationen, die ook aanwezig zijn in deze bouwvoor, doet afnemen. Bodemanalysen laten echter ook zien dat de bodems onder de bouwvoor doorgaans goed gebufferd zijn met een hoge basenverzadiging (zie resultaten).

Knoppen voor de beheerder

Er zijn twee manieren om de P-beschikbaarheid te sturen:

1. Vastlegging van beschikbaar fosfaat: dit kan in droge bossen op voormalige landbouwgronden met een hoge pH ($\text{pH}_{(\text{NaCl})} > 5$), door de calciumbeschikbaarheid zo lang mogelijk hoog te houden, zodat er vastlegging van beschikbaar P plaatsvindt. Dit is onder meer mogelijk door een hoog aandeel rijkstrooiselsoorten in de struik- en boomlaag die via hun strooisel calcium in het systeem houden. Aanplant van verzurende armstrooiselsoorten moet hier beperkt worden, om P-mobilisatie door verzuring te voorkomen. Bij aanleg van het bos kan een aanvullende calcium- en/of ijzertoediening voor extra vastlegging van P zorgen.
2. Vermindering van de totale hoeveelheid fosfor voorafgaand aan aanplanten is mogelijk door (gedeeltelijk) afvoeren van de fosforrijke bouwvoor. Daarnaast kan uitmijnen een manier zijn om fosfor te verwijderen alvorens aan te planten. Dit laatste proces vergt vaak wel lange tijd.

8.4.2 Nutriëntbeschikbaarheid: stikstof

Op voormalige landbouwgronden op zand daalt de stikstofbeschikbaarheid relatief snel en na 10-20 jaar is er vaak weinig meer te merken van het bemestingsverleden. Toch lijkt stikstof, en met name het nitraatgehalte vaak te hoog terwijl een lage beschikbaarheid bepalend is voor het voorkomen van bijzondere soorten (en vooral de bijzondere paddenstoelen). Helaas zijn er diverse factoren die sturen op stikstof bemoeilijken:

- Er vindt nalevering van stikstof plaats uit organisch materiaal, in eerste instantie is dat uit de grasmatten die nog resteert uit de landbouwfase. In graslanden op zand is al gebleken dat de beruchte witbol-fase minder optreedt wanneer grasland wordt ontwikkeld op een voormalige akker (Eichhorn & Ketelaar 2016). Een akkerfase voorafgaand aan bosaanplant lijkt daarmee een goede maatregel om versneld stikstof af te voeren.
- In bossen vindt na verloop van tijd strooiselophoping plaats, en daarmee ophoping van stikstof. Stikstoflimitatie is daarom vooral te verwachten in de jonge fase, waar het stikstof uit het landbouwverleden is verdwenen, maar nog weinig strooiselophoping heeft plaatsgevonden.
- Stikstofdepositie zorgt ervoor dat de stikstoflimitatie weer wordt opgeheven.

Knoppen voor de beheerder

1. Door te zorgen voor een uitgangssituatie met weinig nitraatnalevering uit de graszode en een relatief hoge pH en calciumrijkdom wordt een stikstofarme fase maximaal gestimuleerd.

8.4.3 Boomsoort: zuurgraad & strooiselkwaliteit

Uit dit onderzoek blijkt dat de strooiselafbraak en daarmee de boomsoortkeuze (arm- of rijkstrooisel), belangrijk is om de pH en basenverzadiging van beboste landbouwgrond relatief hoog te houden. Een hogere pH en basenverzadiging bleek significant positief gerelateerd met het aantal (bos-) soorten in de kruidlaag, en heeft een grote invloed op de beschikbaarheid van stikstof en fosfor. Dit betekent dat met het sturen op voldoende rijkstrooiselsoorten de biodiversiteit in de jonge bossen gemaximaliseerd wordt.

Rijkstrooiselsoorten die erg geschikt lijken voor het op peil houden van de basenrijkdom zijn onder meer gewone es, iepen, zoete kers, lindes en ratelpopulier en struiken als hazelaar, vogelkersen en lijsterbes (Bosch 2000). Niet geschikt zijn elzen en robinia, vanwege hun capaciteit om stikstof te binden waardoor, naast stikstofverrijking, ook snellere verzuring kan optreden.

Knoppen voor de beheerder

Aanplant (of natuurlijke verjonging) van rijkstrooiselsoorten is een zeer goede maatregel voor het verhogen van de biodiversiteit omdat het zorgt voor diversiteit in de boomlaag en behoudt van de bodemchemische eigenschappen die positief gerelateerd zijn aan de rijkere kruidenvegetatie.

Rijkstrooiselsoorten stellen weinig tot hoge eisen aan de bodemrijkdom. Hier dient bij aanplant rekening mee gehouden te worden.

- Rijkstrooiselsoorten voor rijke en matig rijke standplaatsen zijn: winterlinde, zomerlinde, gewone esdoorn, veldesdoorn, Noorse esdoorn, haagbeuk, fladderiep, boskers, gewone vogelkers;
- Rijkstrooiselsoorten voor armere standplaatsen met lagere nutriëntenbehoefte, ook kwartiermakers genoemd, zijn: ruwe berk, hazelaar, vuilboom, lijsterbes, ratelpopulier, boswilg.

8.4.4 Boomsoort: schaduwwerking en lichtbeschikbaarheid

De meeste soortgroepen (zoals typische bossoorten, eutrafente bossoorten en algemene soorten) en het totaal aantal soorten in de ondergroei blijken, op basis van dit onderzoek, niet uitsluitend te sturen met lichtbeschikbaarheid (zoals ook bij De Keersmaeker et al., 2004). Wel is er gevonden dat een lagere lichtbeschikbaarheid het aantal ruderaal soorten vermindert. Hoe dichter het

kronendak, hoe minder ruderaal soorten er in de kruidlaag staan. In donkere bossen met armstrooiselsoorten zijn de minste ruderaal soorten gevonden. In deze bossen werden ook de minste bossoorten en het laagste totaal aantal soorten gevonden. Kennelijk speelt hier de mate van lichtbeschikbaarheid (eventueel in combinatie met de geringe mate van buffering) de soorten parten. Een van de verklarende variabelen in onze analyse is het aantal bomen per hectare. Deze variabele houdt echter geen rekening met de boomsoort: een dichte beplanting van een donkere boomsoort geeft in deze variabele dezelfde waarde als een dichte beplanting van een lichte boomsoort. De schaduwwerping van de boomsoorten is daarom een betere index die de mate van donkerte/lichtbeschikbaarheid in de opnamen verklaart. Deze variabele (SCAIS) bleek dan ook voor enkele soortgroepen een significant verklarende variabele te zijn.

Door de slechte verbreiding van oudbosplanten weten we niet in hoeverre schaduwwerking kan worden ingezet om oudbosplanten te bevorderen. Het is waarschijnlijk dat vooral schaduwtolerante soorten (bijvoorbeeld wilde hyacinth, gewone vogelmelk, gevlekte aronskelk, heksenkruid, schaduwgras en bosanemoon) sterk kunnen profiteren van een matig donkere aanplant. Deze soorten verdragen nauwelijks verzuring en zullen vooral profiteren van aanplant van rijkstrooiselsoorten met een sterke schaduwwerking. Te donkere omstandigheden zullen echter leiden tot een afname in de biodiversiteit. Er lijkt een optimum te zijn voor schaduwdruk en dat optimum ligt aan de donkere kant van het midden. Veldwaarnemingen laten zien dat zeer donkere bossen een lagere diversiteit van hogere planten kennen. Veldwaarnemingen van locaties (data niet getoond) onder zeer donkere rijkstrooiselbossen (dus bijvoorbeeld 100% linde) laten zien dat een te hoge schaduwwerping resulteert in een afname van soorten, met name van algemene soorten die weinig kenmerkend zijn voor bossen. Deze afname treedt op ondanks het behoud van buffering in de bodem.

Knoppen voor de beheerder

- Schaduwdruk, hetzij door dichte aanplant, hetzij door aanplant van boomsoorten met een hoge schaduwwerking, vermindert het aantal ruderaal soorten in de kruidlaag.
- Voor vestiging van schaduwverdragende oudbossoorten is aanplant van rijkstrooiselsoorten nodig om te voorkomen dat de bodem verzuurt en er een ongeschikt biotoop voor deze soorten ontstaat.

Deel C

Naar een leidraad voor bosontwikkeling op voormalige landbouwgrond

9. Leidraad voor bosontwikkeling op landbouwgrond

Het aanleggen van 37.000 hectare bos voor 2030 is een grote onderneming, dat het risico met zich meebrengt om de aanleg op voormalige landbouwgrond niet voldoende doordacht uit te voeren. Immers, vooral in de fase vóór bosaanleg en door de manier van bosaanleg zelf is er sturing mogelijk in de bosontwikkeling. Het is belangrijk om kennis te verzamelen over deze relatief nieuwe vorm van bosaanleg. Dit onderzoek vormt een aanvulling op bestaande onderzoeken, omdat het specifiek kijkt naar arme zandgronden in Nederland, waarop een groot deel van de nieuwe bossen zal worden aangelegd. Onderstaande aanbevelingen gaan uit van bosaanleg waar biodiversiteit het hoofddoel is.

De uitgangssituatie op voormalige landbouwgronden is relatief eenvormig. Vergeleken met onze bestaande oudere bossen zijn de grootste verschillen als volgt:

- In de landbouwgronden heeft zich door bemesting een grote fosforvoorraad opgebouwd. Dit leidt vaak tot floristisch soortenarme brandnetel- en braam gedomineerde bossen;
- De buffering en basenverzadiging is aanzienlijk beter op landbouwbodems. Door de kalkgiften tijdens landbouwkundig gebruik bevindt de bodem zich soms in de bicarbonaat-bufferrange, met een bijbehorende $\text{pH}_{(\text{NaCl})}$ van rond de 6 a 7. Maar vaak is deze lager en zit deze in de kation-uitwisselingsbufferrange met een $\text{pH}_{(\text{NaCl})}$ van rond de 4.5. Wel is de basenverzadiging dan nog hoog, soms meer dan 90%;
- De hoeveelheid organisch stof is veel lager dan in een goed ontwikkelde bosbodem; Door het lage gehalte organisch materiaal is ook de stikstofvoorraad vaak gering. Mineraal stikstof is vooral beschikbaar in de vorm van nitraat, er is weinig ammonium gebonden aan de bodem. Zeker op voormalige akkers is zo weinig organisch materiaal aanwezig dat de nalevering van stikstof uit organisch materiaal gering is en bij achterwege blijven van bemesting snel stikstoflimitatie kan optreden;
- Het bodemreliëf is tot bijna nul gereduceerd. Hierdoor is er weinig variatie in mate van strooiselinvang, expositie, vochtvoorziening en microklimaat;
- Het bodemleven op verschilt zeer sterk van dat van bosbodems en verandert ook maar erg langzaam na bosaanplant.
- In jonge bossen is geen of weinig structuur aanwezig.

In de praktijk is het aantal knoppen waaraan een beheerder kan draaien gering. De belangrijkste knoppen zijn: fosforbeschikbaarheid, schaduw of lichtbeschikbaarheid, vochtvoorziening en de buffering/zuurgraad. De hydrologie is in dit onderzoek niet is onderzocht. Het is echter evident dat deze een grote rol kan spelen in de vochtvoorziening en basenverzadiging en daarmee het voorkomen van soorten, ook in bossen op zandbodems (van der Burg et al., 2014, van der Burg et al., 2016). Verbeteren van de hydrologie hoort daarom onderdeel te zijn van de aanlegstrategie. Om de natuurkwaliteit van bossen op voormalige landbouwgronden te verbeteren, waarbij zoveel mogelijk soorten van bossen voorkomen kunnen de onderstaande richtlijnen worden gevolgd.

9.1 Optimaliseren uitgangssituatie

De meest ingrijpende maatregelen, en daarmee beste sturing, kan plaatsvinden voordat het bos wordt aangeplant. Dan kan de hydrologische situatie, de voedingstoestand en het reliëf nog aangepast worden. De volgende maatregelen kunnen toegepast worden om een zo gunstig mogelijke uitgangssituatie te creëren:

Verwijderen van (een gedeelte) van de bouwvoor

Het verwijderen van (delen van) de bouwvoor is een belangrijk instrument om waardevolle bostypen te kunnen ontwikkelen. Als het doel is om bijvoorbeeld N2000 boshabitattypen te ontwikkelen op voormalig landbouwgronden is verwijderen van de bouwvoor zelfs noodzakelijk om een voldoende fosfaatarme uitgangssituatie te verkrijgen. De relatief goede basenverzadiging die we meten in de diepere lagen onder de bouwvoor (zie resultaten van diepere bodemchemie) in combinatie met een fosfaatarme bodem levert een goede uitgangssituatie op voor de ontwikkeling van soortenrijke bossen. Het is te overwegen om op kansrijke plekken de nutriëntengehalten naar beneden te brengen door te plaggen of zelfs de hele bouwvoor te verwijderen.

- Doorgaans zal verwijdering van de bouwvoor voldoende zijn om voldoende fosfaatarme condities te scheppen. Wel kan het zo zijn dat fosfaat is uitgespoeld tot onder de bouwvoor al zullen deze hoeveelheden daar lager zijn;
- Wanneer de volledige bouwvoor is verwijderd bestaat het risico dat men op relatief arme bodems zit en bosontwikkeling door aanplant moeizaam verloopt. Hier kan men kiezen voor spontane bosontwikkeling van pioniersoorten als ruwe -of zachte berk en ratelpopulier of boswilg.
- Bij het verwijderen van de bouwvoor moet ervoor gewaakt worden dat de (lokale) hydrologie hierdoor niet ongunstig beïnvloed wordt.
- Het verwijderen van de bouwvoor is met name aan te bevelen op locaties met extra potenties, bijvoorbeeld door de aanwezigheid van een relatief goed gebufferde bodem, een lemige onderbodem, een sporadisch ondiepe grondwaterstand of de aanwezigheid van een (soortenrijke) boskern die als brongebied kan fungeren voor verbreiding van bijzondere flora en fauna.
- Het creëren van de voedselarmere plekken door plaggen/grondverzet kan mogelijk samengaan met het deels herstellen van het oorspronkelijke reliëf. Ook wanneer afvoer van de bouwvoor niet kan of te kostbaar is, is het nog steeds mogelijk binnen het terrein af te graven grond te verwerken en daarmee extra reliëf te creëren (zie ook hieronder)

Herstellen of aanbrengen van reliëf

Veel van de landbouwgronden zijn zeer vlak omdat het oorspronkelijke reliëf volledig is vlakgeschoven door landbewerking. Door terugbrengen of versterken van het reliëf wordt de variatie in expositie en vocht-, basen-, en nutriëntenvoorziening vergroot, Dit zorgt voor meer groeiplaatsverschillen en een betere uitgangssituatie voor biodiversiteit. Versterken van het reliëf is veelal eenvoudig te realiseren door delen van de bouwvoor af te graven en elders binnen het plangebied weer op te brengen, waarbij een ruggen- en slenkenstructuur ontstaat die min of meer overeenkomt met het oorspronkelijke en/of omringende landschap.

- Als er geen aanknopingspunten voor herstel van de natuurlijke situatie voorhanden zijn kan het reliëf ook versterkt worden zonder een voormalige situatie te herstellen.
- Met aanbrengen van reliëf kan tevens gelet worden op de (cultuur)historische kenmerken van het landschap. Ooit aanwezige wallen of laagtes kunnen op deze manier teruggebracht worden in het landschap.
- Het verdient aanbeveling om te variëren met de dikte van de bouwvoor, bijvoorbeeld door geheel afgegraven delen af te wisselen met delen waar een dunne bouwvoor achterblijft. Dit komt de variatie ten goede. Waar ruimte is om meer met hoogteverschillen te spelen kan eventueel ook voedselarme ondergrond afgraven en bovenop een bouwvoor geplaatst worden zodat niet alleen voedselarme slenken maar ook voedselarme ruggen ontstaan.
- Wellicht is op sommige plaatsen de aanleg van veel (voedselarm) reliëf te combineren met aanleggen van recreatieve voorzieningen. Bijvoorbeeld voor de aanleg van glooiende wandelpaadjes, uitzichtpunten, mountainbike-routes e.d.;

Akkeren

Voor de daadwerkelijke bosaanleg kan een beheerder ervoor kiezen om niet met een gesloten grasvegetatie maar vanuit een open (zwarte braak) of geakkerde situatie te beginnen. Dit akkerbeheer ter voorbereiding op bosaanleg heeft verschillende voordelen; een open bodem

bevordert kieming van (pionier)boomsoorten en daarmee de ontwikkeling van spontaan bos, door akkerbeheer wordt de stikstofvoorraad in de bodem verlaagd en er is voor de jonge bomen een grotere overlevingskans door minder concurrentie om vocht. De voordelen van akkerbeheer kunnen worden versterkt met een combinatie van maatregelen:

- Door tevens een gewas te telen en te oogsten zonder extra bemesting toe te dienen, worden nog extra voedingsstoffen afgevoerd. Desgewenst kan selectieve bemesting (alleen N en K) toegepast worden om meer P af te voeren;
- De akkerfase kan ook gebruikt worden om de samenstelling van de bodem te verbeteren. Basenhoudende materialen (kalk, steenmeel) kunnen worden ingewerkt. Ook kan bijvoorbeeld ijzerslib worden verwerkt. De bodem zal hierdoor beter in staat zijn om fosfaat te binden. Ijzerslib wordt al wel vaker gebruikt om fosfor te immobiliseren, doorgaans in aquatische milieus (Chrzanowski et al., 2015). Het inbrengen van ijzerslib is experimenteel en de werking ervan op droge zandgronden bij bosontwikkeling is niet goed bekend.

Diepploegen

Niet onderzocht in deze studie is het diepploegen van de bodem. Slechts enkele voorbeelden zijn bekend waar dit is uitgevoerd. Door diepploegen worden de voedselrijke toplagen deels diep ondergewerkt. De uitwerking hiervan is echter nog onzeker. Een deel van de voedingsstoffen zal namelijk door de bomen weer naar boven gehaald worden. Ook kan het nadelig zijn voor ecto-mycorrhiza, omdat boomwortels meer gaan wortelen in de diepe, voedselrijke laag en daar onbereikbaar zijn voor mycorrhiza-paddenstoelen en vanwege de voedselrijkdom ook geen behoefte hebben aan mycorrhiza. Diepploegen kan waarschijnlijk wel de vestiging en dominantie van kruidachtigen na aanleg van het bos onderdrukken omdat nutriëntgehalten te laag zullen zijn voor deze soorten. Diepploegen is mogelijk een optie wanneer er een dunne bouwvoor aanwezig is. Een studie naar de effecten op de biodiversiteit, vochtvoorziening en bodemleven zou hier meer inzicht in kunnen geven.

Hydrologie.

Verbeteren van de hydrologie is meestal een maatregel die op landschapsschaal opgepakt moet worden, maar ook bij bosaanleg op landbouwgronden is het goed om hier al aandacht aan te besteden. Vaak zijn landbouwgronden ontwaterd door sloten in en rondom percelen. Dempnen van deze sloten is een maatregel die juist voor de bosaanleg toegepast moet worden omdat dan de maatregel nog relatief eenvoudige uit te voeren is en nieuwe bos zich makkelijker aanpast aan nattere omstandigheden dan wanneer het bos al een bepaalde ontwikkeling doorgemaakt heeft.

9.2 Aanleg van bos: soorten, menging en aantallen

9.2.1 Soortenkeuze

Rijkstrooiselsoorten om verzuring tegen te gaan

De zuurbuffering van landbouwgronden is door bekalking hoger dan vergelijkbare gronden zonder landbouwvoorgeschiedenis. Op zandgronden en basenarme leem vindt na bosaanleg snel verzuring plaats. Het is van belang te zorgen dat basische kationen niet of zo langzaam mogelijk uitspoelen en beschikbaar blijven door te sturen op een goede strooiselafbraak. Bijvoorbeeld door aan te planten met rijkstrooiselsoorten; esdoorns, iepen, gewone es, kersen, haagbeuk, lindes, Spaanse aak, hazelaar, meidoorns, (berg)vlier of kardinaalsmuts. Een hoog aandeel van armstrooiselsoorten als grove den en beuk moet worden vermeden. Een goede richtlijn is een aandeel van >50% rijkstrooiselsoorten inclusief de pionierssoorten.

Snelgroeiende pionierssoorten voor structuurontwikkeling

De soortenkeuze is een belangrijk sturingsmechanisme in de ontwikkeling van bossen. In bossen op droge, zandige landbouwgronden zijn pionierssoorten zoals populieren, wilgen en berken erg belangrijk in de initiële fasen van de bosontwikkeling. Ze zijn essentieel voor een snelle vorming van de bosstructuur, bosklimaat en ontwikkeling van de bosbodem. Tevens zijn het soorten die de

kationen en de buffering in de bodem behouden. In de praktijk streeft men naar een aandeel van >20% pionierssoorten, aangeplant in ruim verband. Op de zandgronden en basenarme leem kiest men dan voor ratelpopulier, boswilg en berken als pionierssoorten. Hieronder plant men dan trager groeiende inheemse rijkstrooiselsoorten en struiken.

Boomsoorten met verschillen mycorrhizatypen

In veel gevallen zijn pioniers soorten met ectomycorrhiza's. Er is echter een bewezen relatie tussen het dominante type mycorrhiza's op bomen en struiken en de soortenrijkdom van kruiden in de ondergroei (de zogenaamde 'Mycorrhiza mediatie relatie'). Hierbij wordt gevonden dat het voorkomen van soorten in de kruidlaag met arbusculaire mycorrhiza's wordt onderdrukt in bossen met een dominantie van ectomycorrhiza boom- en struiksoorten (Guy et al., 2022). Voor een hogere biodiversiteit in de kruidlaag wordt daarom geadviseerd om bij aanplant van boom- en struiksoorten rekening te houden met het type mycorrhiza dat bij deze bomen en struiken hoort. Bomen en struiken met ectomycorrhiza's zoals linde, wilg, eik en berk worden daarom het best gemengd met soorten met arbusculaire mycorrhiza's zoals gewone es, esdoorns, kornoelje, kersen en meidoorns.

Schaduwsorten

In bossen op landbouwbodems kunnen ruigtekruiden vaak lang het aspect in de ondergroei bepalen. Het onderzoek toont ook dat deze niet verdwijnen uit het systeem. In een schaduwrijk bos zal op den duur deze verruiging van braam en grote brandnetel onderdrukt worden. Het is derhalve van belang om bij de aanplant een aandeel schaduwwerpende bomen te mengen. Schaduwsorten zijn onder meer beuk, lindes, iepen, haagbeuk, hazelaar. Een bijmenging met beuk is mogelijk maar moet terughoudend aanplant worden vanwege de negatieve invloed op de buffering en de vegetatie; onder beuk verdwijnt nagenoeg alle ondergroei door strooiselophoping en schaduwdruk. Zomereik neemt zowel qua lichtdoorval als strooiselkwaliteit min of meer een tussenpositie in, en kan bijna altijd wel in kleine hoeveelheden worden bijgemengd.

9.2.2 Menging

Menging van soorten in een bos geeft een (klimaat-)robuuster bos (minder risico op volledige sterfte van een bos door bv droogte, neerslagextremen of plagen), zorgt voor een betere bodemontwikkeling en een hogere biodiversiteit en geeft een hogere bijgroei (tevens meer CO₂ vastlegging). We adviseren een menging waarbij minimaal drie soorten een substantieel aandeel hebben in een toekomstig kronendak, zodat bij verlies van een soort nog steeds sprake is van gemengd bos (Thomassen et al., 2020). Struiksoorten en aanvullende boomsoorten worden best niet enkel in randen gebruikt, maar ook in de boskern toegepast. Menging kan individueel plaatsvinden, maar vereist gedegen kennis van groeikarakteristiek van boomsoorten en mogelijk beheeringrepen in de eerste tien a twintig jaar na aanplant om de menging veilig te stellen. Aanplant in groepen van dezelfde soort voorkomt dat door concurrentie bepaalde soorten worden weggedrukt. Aan de hand van concurrentiekracht, groei ritme en toekomstige kroon omvang kan een minimale groepsgrootte per soort bepaald worden, waarbij vaak de uiteindelijk verwachte kroon diameter de diameter van een groep aangeeft. Voor zeer concurrentiekrachtige soorten kan dit kleiner uitvallen en voor lichtbehoefte soorten met beperkte groei kracht groter. Een voordeel van het planten van grotere groepen is dat er lokaal sterkere verschillen in strooiselkwaliteit, lichtklimaat en microklimaat ontstaan. Hierdoor wordt variatie in ondergroei, maar ook mycoflora, sterker gestimuleerd.

9.2.3 Creëren van gradiënten

Omdat de biodiversiteit ook sterk afhankelijk is van de aanwezigheid van gradiënten en aantallen niches is het evident dat aanplanten van bos op landbouw in verschillende dichtheden een op termijn hogere biodiversiteit kan opleveren. Aanplanten worden daarom niet gedaan in vaste plantafstanden maar met plantafstanden die variëren tussen groepen of delen van de aanplant.

Met dichte beplantingen, ijle beplantingen en open plekken van variabele oppervlakte, waardoor licht en voedselrijkdom zal variëren en bos kan afwisselen met struweel, zoomvegetaties en open plekken (Figuur 9.1).



Figuur 9.1. Afwisseling van gesloten bos (links), open bos (midden) en halfopen bos (rechts) zorgt voor variatie in gradiënten en niches (Herbert et al., 2022)

Figure 9.1. A structurally complex woodland mosaic, comprising groves (far left), glades (centre) and open wooded habitats (far right), with broad transitional zones in between (Herbert et al., 2022).

9.2.4 Aantallen

Bij bosaanleg in Nederland is de aanplant van 4.500 stuks per hectare uitgegroeid tot een veelgebruikte standaard voor bossen met een productiedoelstelling. Dit aantal balanceert aanplantkosten met voldoende takafstoting zodat stammen in de toekomst geschikt kunnen worden voor verkoop, zonder dat additionele snoeikosten perse noodzakelijk zijn. Dit komt neer op een plantafstand van 1,5 x 1,5 meter. Vroeger werden voor hoge houtkwaliteit nog dichtere plantafstanden gebruikt, terwijl tegenwoordig ook wel lagere afstanden worden toegepast (bv 2.500 st/ha) gecombineerd met opsnoeien in een latere fase of natuurlijke verjonging als verzorgende bijmenging. Aanplant van 4.500 stuks per hectare heeft zich echter bewezen en bij eventuele uitval van een deel van de aanplant is inboet niet snel nodig om de beoogde doelen zeker te stellen.

Voor een maximale diversiteit kan de dichtheid van de aanplant best gevarieerd worden over de oppervlakte. Hierbij is het reguliere aantal van 4.500 stuks -of zelfs hoger- geschikt voor bosdelen waar snel gesloten bos wenselijk is (donker, relatief snel meer dood hout) terwijl voor de open delen plantafstanden van 5 tot 10 meter gebruikt kunnen worden. Een gemiddeld aantal van 2.500 stuks bosplantsoen per hectare is ruim voldoende wanneer delen dichter en andere delen opener worden beplant.

Wanneer groter plantsoen (veren of laanbomen) wordt toegepast geeft dit mogelijkheden om nog meer variatie toe te passen. Bijvoorbeeld met lagere plantafstanden en combinatie van individuele aanplant van bomen omringd door struiken. Snelgroeïende pioniers kunnen als eerste boomlaag ingezet worden waaronder groepsgewijze aanplant geplant kunnen worden. Denk hierbij bijvoorbeeld aan oude populierenklonen die snel een bosklimaat opbouwen en positief uitwerken op de bodemontwikkeling. De populieren zorgen bovendien snel voor dikke bomen en dood hout.

9.2.5 Aanplant of natuurlijke verjonging?

Bij de bosaanleg heeft de beheerder de keuze tussen aanplanten, spontane verjonging of een combinatie van beiden. Met spontane verjonging op landbouwgronden is in Nederland relatief weinig ervaring. Er is een grote mate van onzekerheid welke soorten zich zullen vestigen en in welke dichtheden. Over het algemeen wordt aangenomen dat spontane verjonging beter aansluit bij bossen met een biodiversiteitsdoelstelling en leidt tot een gevarieerder en structuurrijker bos met boomsoorten die beter bij de bodem passen. Vaak zijn het de pionierssoorten, zoals wilgen, populieren, gewone vlier en berken die zich vestigen. Een voordeel is dat de aanlegkosten bij natuurlijke verjonging aanzienlijk lager zijn in vergelijking met aanplant. Bij spontane verjonging is

de uitgangssituatie en de aanwezigheid van zaadbronnen van cruciaal belang. Een dichte grasmat biedt nauwelijks kiemingsmogelijkheden voor bomen waardoor het lang duurt voordat er een bos van de grond komt. Een voorbereiding die de grasmat doorbreekt, zoals akkeren, pluggen of verwijderen van de bouwvoor, biedt een gunstige uitgangssituatie voor de vestiging van jonge bomen en struiken. Door te variëren in terreinvoorbereiding en ook op delen de grasmat te handhaven ontstaat extra variatie in dichtheid en boomsoorten die zich vestigen.

Het aanplanten van het nieuwe bos maakt een beheerder minder afhankelijk van het veelal moeilijk te voorspellen proces van spontane verjonging en biedt meer mogelijkheden om te sturen in de boomsoortensamenstelling en dichtheid van het bos. Gezien de grote invloed van boomsoorten op het lichtregime, bodem en structuurontwikkeling van het toekomstige bos is aanplant in veel gevallen te verkiezen boven het stimuleren van spontane verjonging.

Een alternatieve mogelijkheid is om aanplant en natuurlijke verjonging te combineren. Aanplant kan daardoor veel minder intensief uitgevoerd worden; in lagere aantallen en niet over het hele perceel. De natuurlijke verjonging kan open ruimten en onbeplante delen opvullen. Pionierssoorten die zich spontaan vestigen zijn vooral lichtboomsoorten met een snelle groei en een goede strooiselkwaliteit. De aan te planten soorten zullen meer de soorten zijn die voor menging moeten zorgen en in de verdere toekomst het bosbeeld moeten gaan bepalen. Daarbij kan gekozen worden om direct bij aanvang (delen) aan te planten of de natuurlijke verjonging af te wachten te met de aanplant hierop te anticiperen. Er moet rekening gehouden wordt met eventuele felle concurrentie van natuurlijke verjonging in de beginfase na aanleg en nazorg nodig is om aangeplante soorten te behouden. Groepsgewijze aanplanten kunnen eventueel in hoge dichtheden uitgevoerd worden zodat een groep snel in sluiting komt en concurrentie van natuurlijke verjonging beperkt blijft. In elk geval het van belang rekening te houden met vindbaarheid en bereikbaarheid van aanvullende aanplant voor het geval dat nazorg nodig is.

9.2.6 Introductie van bossoorten

Een maatregel die serieuze overweging verdient is het aanplanten of introduceren van oudbossoorten (translocatie). Dit onderzoek bevestigt nog maar eens dat deze soorten zich slecht verbreiden. Het beste moment van aanplant is wellicht het moment dat het kronendak zich begint te sluiten. De concurrentiekracht van ruigtekruiden neemt dan af en er is nog (net) voldoende licht voor oudbossoorten om zich te vestigen en uit te breiden. Het meest geschikt zijn de soorten die ook op kalkarme, wat voedselrijkere bodem kunnen groeien. Ook klimmers en lianen kunnen worden aangeplant, zoals bosrank, wilde kamperfoelie, hop, heggenduizendknoop en heggenrank. Klimop kan beter niet worden aangeplant omdat deze in voedselrijke situaties ook een dominante bodembedekker kan zijn. Het vraagt nog de nodige discussie en de ontwikkeling van een solide afwegingskader dat kan helpen bij het selecteren van soorten die voor translocatie in aanmerking komen.

Er is nog maar weinig ervaring met het grootschalig transloceren van bosplanten. Experimenten in het veld wijzen op de potentie voor vestiging en groei van bosplanten, zowel via zaad als transplantatie van jonge planten (Verheyen et al., 2004, Baeten et al., 2009, Baeten et al., 2009). Tegelijk toonden deze studies dat hier massale input van zaden of grote aantallen planten voor nodig zal zijn. Het aantal zaden dat kiemde en resulteerde in een jonge kiemplant was bijvoorbeeld vaak <5%. Zaadintensiteiten van 4000 zaden.m⁻² (geel nagelkruid) en 1600 zaden.m⁻² (slanke sleutelbloem) leidde tot de vestiging van slechts enkele adulte individuen na vier jaar.

9.3 Beheer

Het vervolgbeheer kan nog grote invloed hebben op de bosontwikkeling en de soortensamenstelling daarbinnen. Enkele suggesties om het beheer te optimaliseren:

- Dunning kan ingezet worden om diversiteit te vergroten. Bijvoorbeeld door het rigoureuus vrijstellen van een beperkt aantal bomen per hectare, zodat deze zich al vroeg kunnen ontwikkelen tot grootkronige, dikke en laagbetakte exemplaren. Zo komt ook tijdelijk veel licht beschikbaar op zo een plek. In uitgestrekte homogene en gesloten bosdelen kan met dunning en lichting openheid gecreëerd worden en de groei van vrijgezette bomen gestimuleerd worden;
- Periodiek toedienen kalk/steenmeel. Hiermee wordt verzuring en fosfaatmobilisatie voorkomen. Ook kan het een hulpmiddel zijn bij versralen; wanneer via houtteelt veel biomassa wordt afgevoerd en daarmee wel fosfor maar ook mineralen uit het systeem verdwijnen;
- Bovenstaande acties afwisselen met het op diverse locaties bewust niets doen. Dit leidt uiteindelijk tot een structuurrijk bos met veel dood hout.

9.4 Mogelijkheden voor verschillende bostypen

In deze afsluitende paragraaf wordt een beeld geschetst van bostypen die op voormalige landbouwgronden ontwikkeld kunnen worden en de weg er naartoe. Uitdrukkelijk wordt gesteld dat dit deels nieuwe bostypen zullen zijn, omdat zij zijn aangelegd op veel voedselrijkere bodems, met een ander bodemleven dan in de bestaande bossen. Met een leeftijd van maximaal 50 jaar zijn de onderzochte bossen nog jong en onbekend is hoe deze zich verder zullen ontwikkelen. Op basis van de resultaten van het onderhavig onderzoek is al wel een beeld te schetsen van enkele bostypen:

1. Zuur loofbos. Door aanplant van bomen die nu ook dominant zijn in de zandbossen (eik, beuk, berk, grove den) vindt vrij sterke uitloging plaats, en vorming van mor-humus. De bossen gaan lijken op de bestaande bossen, maar met een iets betere basenverzadiging en een hoger aandeel braam, grassen en grote varens (mannetjesvaren, stekelvaren). De mycoflora is armer en ook de moslaag is minder goed ontwikkeld.
2. Zwak gebufferd loofbos. Door de aanplant te mengen met soorten die beter strooisel produceren wordt verzuring geremd of mogelijk zelfs gestabiliseerd in het zwak zure bereik. Misschien is af en toe een zeer lichte gift van basen-houdend steenmeel nodig voor deze stabilisatie. Ook hier zal fosfaat het bovenstaande, verruigende effect houden. Maar door de betere buffering kunnen talrijke andere soorten hier betere kansen krijgen. Naast paddenstoelen gaat het dan bijvoorbeeld om lichtminnende zoomsoorten als havikskruiden, muursla en bermzegges, en om schaduwminnende voorjaarsflora en mossen zoals riempjesmos en pluimstaartmos.
3. Schaduwbos met voorjaarsflora. Door optimaal te profiteren van zowel het bufferende effect van rijkstrooiselsoorten en het schaduweffect van sommige boomsoorten, kan een bos met een goed ontwikkeld voorjaarsaspect worden ontwikkeld. Hierbij moet opgemerkt worden dat deze soorten door beperkte verbreiding zeer moeilijk de nieuwe bossen zullen bereiken. Het zal dan vooral gaan om de relatief eutrafente en zuurtolerante soorten. Bijvoorbeeld wilde hyacinth, lelietje der dalen, eikvaren, gewone salomonszegel, bosanemoon, grote muur, bosgierstgras en boskortsteel.

Bij een omvangrijkere aanleg van meerdere hectares is het haalbaar deze verschillende bostypen elkaar ruimtelijk af te laten wisselen. Bijvoorbeeld door oppervlaktes gedomineerd door schaduwboomsoorten af te wisselen met lichtboomsoorten.

Aan de ene kant is duidelijk dat de fosfaatlast uit het landbouwkundig verleden en de lage capaciteit van de zandbodem om fosfaat te binden tot op zeer lange termijn een knelpunt is voor

de ontwikkeling van een bostype dat kenmerkend is voor de voedselarme zandgronden. Het streven naar uitbreiding van dergelijke bostypen op voormalige landbouwgrond op zandgronden is hiermee weinig zinvol. Aan de andere kant biedt de weinig verzuurde landbouwbodems een goede mogelijkheid om andere, mogelijk nieuwe, bostypen te ontwikkelen. Doordat er in de uitgangssituatie nog nauwelijks biodiversiteit is, kan hiervoor een zeer breed scala aan maatregelen worden ingezet. Het is duidelijk dat deze studie slechts een startpunt vormt voor de kennisontwikkeling die nodig is voor een optimale benutting van de mogelijkheden.

9.5 Kennislacunes

Uit voorliggende onderzoek blijkt dat ontwikkeling van een soortenrijker bos op voormalige landbouwgrond mogelijk is. Er zijn echter ook diverse kennislacunes naar boven gekomen welke aandacht verdienen in toekomstig onderzoek. We benoemen deze kennislacunes hieronder zeer beknopt.

- Een positief effect van akkeren (in plaats van ontwikkeling vanuit een gesloten graszode) op de bosontwikkeling en aantal bossoorten wordt verwacht. Het is echter onbekend in welke mate het kort akkeren leidt tot een positieve ontwikkeling;
- het toepassen van ijzerslib of het toepassen van extra kalk of steenmeel op de fosforrijke en goed gebufferde landbouwbodems is hypothetisch en de effecten ervan zijn onbekend;
- het omkeren van een bodemprofiel door bijvoorbeeld diepploegen is slechts zeer sporadisch uitgevoerd, het is onbekend welke positieve en welke negatieve effecten dit heeft op de bodem, de bodemchemie, de waterhuishouding en de ontwikkeling van gemeenschappen;

Literatuur

- Aber, J., W. McDowell, K. Nadelhoffer, A. Magill, G. Berntson, M. Kamakea, S. McNulty, W. Currie, L. Rustad & I. Fernandez, 1998. Nitrogen saturation in temperate forest ecosystems: hypotheses revisited. *BioScience* 48(11): 921-934.
- Achat, D.L., M.R. Bakker & C. Morel, 2009. Process-based assessment of phosphorus availability in a low phosphorus sorbing forest soil using isotopic dilution methods. *Soil Science Society of America Journal* 73(6): 2131-2142.
- Aggenbach, C., M. Berg, J. Frouz, T. Hiemstra, L. Norda, J. Roymans & R. van Diggelen, 2017. Evaluatie strategieën omgang met overmatige voedingsstoffen.
- Aggenbach, C.J.S., M.P. Berg, J. Frouz, T. Hiemstra, L. Norda, J. Roymans & R. van diggelen, 2017. Handreiking voor de omvorming van landbouwgronden naar schrale natuur. VBNE. Driebergen. 42
- Arnolds, E., R. Chrispijn & R. Enzlin, 2015. Ecologische atlas van paddenstoelen in Drenthe. Paddestoelen Werkgroep Drenthe.
- Arnolds, E., R. Douwes & I. Somhorst, 2004. Mycologische avonturen in jonge sparrenbosjes op voormalige landbouwgrond. *Coolia* 47(2): 56-64.
- Augusto, L., P. Bonnaud & J. Ranger, 1998. Impact of tree species on forest soil acidification. *Forest Ecology and Management* 105(1-3): 67-78.
- Augusto, L., J. Ranger, D. Binkley & A. Rothe, 2002. Impact of several common tree species of European temperate forests on soil fertility. *Ann For Sci* 59(3): 233-253.
- Baeten, L., B. Bauwens, A. De Schrijver, L. De Keersmaecker, H. Van Calster, K. Vandekerckhove, B. Roelandt, H. Beeckman & K. Verheyen, 2009. Herb layer changes (1954-2000) related to the conversion of coppice with standards forest and soil acidification. *Applied Vegetation Science* 12(2): 187-197.
- Baeten, L., A. De Schrijver & L. De Keersmaecker, 2011. Bosplanten in de tang genomen: landschap en bodem als knelpunten voor de ontwikkeling van soortenrijke jonge bossen. *Bosrevue*(37): 2-5.
- Baeten, L., M. Hermy & K. Verheyen, 2009. Environmental limitation contributes to the differential colonization capacity of two forest herbs. *Journal of Vegetation Science* 20(2): 209-223.
- Baeten, L., H. Jacquemyn, H. Van Calster, E. Van Beek, R. Devlaeminck, K. Verheyen & M. Hermy, 2009. Low recruitment across life stages partly accounts for the slow colonization of forest herbs. *Journal of Ecology* 97(1): 109-117.
- Baeten, L., M. Vanhellefont, P. De Frenne, M. Hermy & K. Verheyen, 2010. The phosphorus legacy of former agricultural land use can affect the production of germinable seeds in forest herbs. *Écoscience* 17(4): 365-371.
- Baeten, L., M. Vanhellefont, H. Van Calster, M. Hermy, A. De Schrijver & K. Verheyen, 2009. Zullen bosplantenpopulaties zich ooit vestigen in jonge bossen op voormalige landbouwgronden? *De Levende Natuur* 110(5): 215-219.
- Baeten, L., G. Verstraeten, P. De Frenne, M. Vanhellefont, K. Wuyts, M. Hermy & K. Verheyen, 2011. Former land use affects the nitrogen and phosphorus concentrations and biomass of forest herbs. *Plant Ecology* 212(5): 901-909.
- Beuckens, F., 2017. Effects of soil variables on population fitness of May lily (*Maianthemum bifolium*) and Solomon's seal (*Polygonatum multiflorum*) in Noord-Brabant (NL). University of Wageningen. Wageningen. 65
- Bobbink, R., A. van den Burg, E. Brouwer, B. van de Riet & H. Siepel, 2018. Langetermijneffecten van bosbalking en -bemesting: de Harderwijkerproef. VBNE. Driebergen.
- Bosch, W., 2000. Zijn hazelaar, lijsterbes en vuilboom rijk-strooiselsoorten? Onderzoek naar het effect van deze soorten op de vegetatie en bosbodem van bossen op zandgrondAlmere: 46.
- Bossuyt, B., J. Deckers & M. Hermy, 1999. A field methodology for assessing man-made disturbance in forest soils developed in loess. *Soil Use and Management* 15(1): 14-20.
- Bossuyt, B., M. Hermy & J. Deckers, 1999. Migration of herbaceous plant species across ancient-recent forest ecotones in central Belgium. *Journal of Ecology* 87(4): 629-638.
- Bosveld, P., A. de Jong & G. Poesse, 1990. Veertig jaar landbouwtechniek in beeld= Forty years of agricultural engineering in focus. Wageningen, IMAG.

- Boxman, A.W., H. Krabbendam, M.J.S. Bellemakers & J.G.M. Roelofs, 1991. EFFECTS OF AMMONIUM AND ALUMINUM ON THE DEVELOPMENT AND NUTRITION OF PINUS-NIGRA IN HYDROCULTURE. *Environmental Pollution* 73(2): 119-136.
- Brouwer, E., R. Chrispijn & E. Arnolds, 2017. Relaties tussen bodemchemie en Mycoflora in sparrenbossen in Drenthe. *Coolia* 60(3): 143-154.
- Buckley, D.H. & T.M. Schmidt, 2003. Diversity and dynamics of microbial communities in soils from agro-ecosystems. *Environmental Microbiology* 5(6): 441-452.
- Chen, C., L. Condron, M. Davis & R. Sherlock, 2000. Effects of afforestation on phosphorus dynamics and biological properties in a New Zealand grassland soil. *Plant and Soil* 220(1-2): 151-163.
- Chrzanowski, C., J. Geurts, G.T. Heerdt & S. Declerck, 2015. Praktijkproef ijzersuppletie voor fosfaatvastlegging in laagveenplassen.
- Curry, J. & D. Cotton, 1983. Earthworms and land reclamation. *Earthworm ecology*, Springer 215-228.
- Cusell, C., 2007. Nature development types at dry former dry and sandy agricultural cornfields in Nature park De Maashorst Amsterdam, Universiteit van Amsterdam: 54.
- Daamen, W., 2008. Kaart van de oudste bossen in Nederland: Kansen op hot spots voor biodiversiteit. *Wettelijke Onderzoekstaken Natuur & Milieu*.
- Dambrine, É., J.-L. Dupouey, L. Laüt, L. Humbert, M. Thinon, T. Beaufigl & H. Richard, 2007. Present forest biodiversity patterns in France related to former Roman agriculture. *Ecology* 88(6): 1430-1439.
- Dankers, G., 1983. De invloed van bosstructuur op het voorkomen van muizen. *Huid en haar* 2(3): 128-133.
- de Boer, W., A. Tietema, P.J.A.K. Gunnewiek & H.J. Laanbroek, 1992. The chemolithotrophic ammonium-oxidizing community in a nitrogen-saturated acid forest soil in relation to pH-dependent nitrifying activity. *Soil Biology and Biochemistry* 24(3): 229-234.
- de Goede, R.G., 1993. Terrestrial nematodes in a changing environment Wageningen, Landbouw Universiteit Wageningen: 138.
- De Graaf, M.C.C., R. Bobbink, P.J.M. Verbeek & J.G.M. Roelofs, 1997. Aluminium toxicity and tolerance in three heathland species. *Water Air and Soil Pollution* 98(3-4): 229-239.
- De Keersmaecker, L., L. Martens, K. Verheyen, M. Hermy, A. De Schrijver & N. Lust, 2004. Impact of soil fertility and insolation on diversity of herbaceous woodland species colonizing afforestations in Muizen forest (Belgium). *Forest Ecology and Management* 188(1-3): 291-304.
- de la Pena, E., L. Baeten, H. Steel, N. Viaene, N. De Sutter, A. De Schrijver & K. Verheyen, 2016. Beyond plant-soil feedbacks: mechanisms driving plant community shifts due to land-use legacies in post-agricultural forests. *Functional Ecology* 30(7): 1073-1085.
- De Schrijver, A., P. Frenne, J. Staelens, G. Verstraeten, B. Muys, L. Vesterdal, K. Wuyts, L. Nevel, S. Schelfhout & S. Neve, 2012. Tree species traits cause divergence in soil acidification during four decades of postagricultural forest development. *Global Change Biology* 18(3): 1127-1140.
- De Schrijver, A., S. Schelfhout, A. Demey, M. Raman, L. Baeten, S. De Groote, J. Mertens & K. Verheyen, 2013. Natuurherstel op landbouwgrond: fosfor als bottleneck. *Natuur focus* 12(4): 145-153.
- De Schrijver, A., J. Van Uytvanck, A. Thomaes, S. Schelfhout & J. Mertens, 2011. Ecologische bosontwikkeling op voormalige landbouwgronden in de praktijk: keuzes voor beheerders. *Bosrevue*(37): 7-11.
- De Schrijver, A., L. Vesterdal, K. Hansen, P. De Frenne, L. Augusto, D.L. Achat, J. Staelens, L. Baeten, L. De Keersmaecker & S. De Neve, 2012. Four decades of post-agricultural forest development have caused major redistributions of soil phosphorus fractions. *Oecologia* 169(1): 221-234.
- De Smedt, P., L. Baeten, W. Proesmans, S. Van de Poel, J. Van Keer, B. Giffard, L. Martin, R. Vanhulle, J. Brunet & S.A. Cousins, 2019. Strength of forest edge effects on litter-dwelling macro-arthropods across Europe is influenced by forest age and edge properties. *Diversity and Distributions* 25(6): 963-974.
- De Vries, W. & A. Breeuwsma, 1987. The relation between soil acidification and element cycling. *Water, Air, and Soil Pollution* 35(3-4): 293-310.
- Den Ouden, J., B. Muys, G. Mohren & K. Verheyen, 2010. Bosecologie en bosbeheer.

- Depauw, L., M.P. Perring, D. Landuyt, S.L. Maes, H. Blondeel, E. De Lombaerde, G. Brümelis, J. Brunet, D. Closset-Kopp & J. Czerepko, 2020. Light availability and land-use history drive biodiversity and functional changes in forest herb layer communities. *Journal of Ecology*.
- Desie, E., 2020. Litter effects on structures and functions of the belowground forest ecosystem. Leuven, KU Leuven: 281.
- Desie, E., L. van den Berg, B. Nyssen, M. Weijters, A. van den Burg, A. van Duinen, J. den Ouden, K. Vancampenhout & B. Muys, 2019. The impact of admixing rich litter tree species on the vitality and growth of pedunculate oak forests. IUFRO 2019, Date: 2019/09/29-2019/10/05, Location: Curitiba, Brazil.
- Desie, E., K. Vancampenhout & B. Muys, 2019. Wat is rijkstrooisel? Het effect van strooiselkwaliteit op het functioneren van het ondergrondse boscysteem. Starters in het Natuur-en Bosonderzoek, Date: 2019/03/29, Location: Brussels, Belgium.
- Desie, E., K. Vancampenhout, B. Nyssen, L. van den Berg, M. Weijters, G.-J. van Duinen, J. den Ouden, K. van Meerbeek & B. Muys, 2019. Litter quality and the law of the most limiting: Opportunities for restoring nutrient cycles in acidified forest soils. *Science of The Total Environment*: 134383.
- Desie, E., K. Vancampenhout, L. van den Berg, B. Nyssen, M. Weijters, J. den Ouden & B. Muys, 2020. Litter share and clay content determine soil restoration effects of rich litter tree species in forests on acidified sandy soils. *Forest Ecology and Management* 474: 118377.
- Dirkse, G., W. Daamen & H. Schoonderwoerd, 2002. Het Nederlandse bos in 2001. Expertisecentrum LNV.
- Dise, N. & R. Wright, 1995. Nitrogen leaching from European forests in relation to nitrogen deposition. *Forest Ecology and Management* 71(1-2): 153-161.
- Dorland, E., T. Van den Broek, K. Eichhorn & M. Courbois, 2019. Herstel van kruiden- en faunarijke graslanden in het droge zandlandschap. VBNE. Driebergen. 87
- Dupouey, J.-L., E. Dambrine, J.-D. Laffite & C. Moares, 2002. Irreversible impact of past land use on forest soils and biodiversity. *Ecology* 83(11): 2978-2984.
- Eichhorn, K., E. Brouwer, E. Dorland, R. Ketelaar & T. van den Broek, 2020. Kruidenrijke natuurgraslanden ontwikkelen op fosfaatrijke grond : Wat is er mogelijk? *De Levende Natuur* 121(3): 92-95.
- Eichhorn, K. & R. Ketelaar, 2016. Ecologie en beheer van kruidenrijke graslanden op de zandgronden. *Eichhorn Ecologie & Natuurmonumenten*. 68
- Falkengren-Grerup, U., D.-J. ten Brink & J. Brunet, 2006. Land use effects on soil N, P, C and pH persist over 40–80 years of forest growth on agricultural soils. *Forest Ecology and Management* 225(1-3): 74-81.
- Flinn, K. & P. Marks, 2004. Land-use History and Forest Herb Diversity in Tompkins County. Chapter 7. *Forest Biodiversity: Lessons from History for Conservation* 10: 81.
- Flinn, K.M. & M. Vellend, 2005. Recovery of forest plant communities in post-agricultural landscapes. *Frontiers in Ecology and the Environment* 3(5): 243-250.
- Fowler, D., J.N. Cape, M. Coyle, C. Flechard, J. Kuylenstierna, K. Hicks, D. Derwent, C. Johnson & D. Stevenson, 1999. The global exposure of forests to air pollutants. *Water, Air, and Soil Pollution* 116(1): 5-32.
- Frambach, E. & M. Meulman, 1988. De Byvanck; veranderingen in de vegetatie als gevolg van verdroging. *De Levende Natuur* 89(1): 25-31.
- Graae, B.J. & P.B. Sunde, 2000. The impact of forest continuity and management on forest floor vegetation evaluated by species traits. *Ecography* 23(6): 720-731.
- Graham, C.T., M.W. Wilson, T. Gittings, T.C. Kelly, S. Irwin, J.L. Quinn & J. O'Halloran, 2017. Implications of afforestation for bird communities: the importance of preceding land-use type. *Biodiversity and Conservation* 26(13): 3051-3071.
- Gunina, A., A.R. Smith, D.L. Godbold, D.L. Jones & Y. Kuzyakov, 2017. Response of soil microbial community to afforestation with pure and mixed species. *Plant and Soil* 412(1-2): 357-368.
- Güsewell, S. & M.O. Gessner, 2009. N: P ratios influence litter decomposition and colonization by fungi and bacteria in microcosms. *Functional Ecology* 23(1): 211-219.
- Guy, P., R. Sibly, S.M. Smart, M. Tibbett & B.J. Pickles, 2022. Mycorrhizal type of woody plants influences understory species richness in British broadleaved woodlands. *New Phytologist*.
- Hedwall, P.O., J. Bergh & J. Brunet, 2017. Phosphorus and nitrogen co-limitation of forest ground vegetation under elevated anthropogenic nitrogen deposition. *Oecologia* 185(2): 317-326.
- Hendriks, J., 1985. Bossen van een veelsoortige aard. *De Levende Natuur* 86(6): 200-206.

- Herbert, S., A. Hotchkiss, C. Reid & K. Hornigold, 2022. Woodland creation guide. Woodland Trust. Grantham. 330
- Hermý, M., O. Honnay, L. Firbank, C. Grashof-Bokdam & J.E. Lawesson, 1999. An ecological comparison between ancient and other forest plant species of Europe, and the implications for forest conservation. *Biological Conservation* 91(1): 9-22.
- Hermý, M. & K. Verheyen, 2007. Legacies of the past in the present-day forest biodiversity: a review of past land-use effects on forest plant species composition and diversity. *Ecological Research* 22: 361-371.
- Hermý, M. & K. Verheyen, 2007. Legacies of the past in the present-day forest biodiversity: a review of past land-use effects on forest plant species composition and diversity. *Sustainability and diversity of forest ecosystems*, Springer 361-371.
- Hill, M.O., 1979. a FORTRAN program for arranging multivariate data in an ordered two-way table by classification of the individuals and attributes. TWINSpan.
- Hommel, P., R.W. de Waal, B. Muys, J. Ouden & T. Spek, 2007. Terug naar het lindewoud. Strooiselkwaliteit als basis voor ecologisch bosbeheer KNNV Uitgeverij, Zeist.
- Honnay, O., P. Endels, H. Vereecken & M. Hermý, 1999. The role of patch area and habitat diversity in explaining native plant species richness in disturbed suburban forest patches in northern Belgium. *Diversity and Distributions* 5(4): 129-141.
- Honnay, O., M. Hermý & P. Coppin, 1999. Impact of habitat quality on forest plant species colonization. *Forest Ecology and Management* 115(2-3): 157-170.
- Hoogerkamp, M., H. Rogaar & H. Eijsackers, 1983. Effect of earthworms on grassland on recently reclaimed polder soils in the Netherlands. *Earthworm ecology*, Springer 85-105.
- Jacquemyn, H., J. Butaye & M. Hermý, 2001. Forest plant species richness in small, fragmented mixed deciduous forest patches: the role of area, time and dispersal limitation. *Journal of Biogeography* 28(6): 801-812.
- Jansen, P., M. Boosten, A. Winterink & M. van Benthem, 2009. De aanleg van nieuwe bossen. Wageningen, Matrijs.
- Johnson, A., A. Moyer, J. Bedison, S. Richter & S.A. Willig, 2008. Seven decades of calcium depletion in organic horizons of Adirondack forest soils. *Soil Science Society of America Journal* 72(6): 1824-1830.
- Johnson, D.W., M.S. Cresser, S.I. Nilsson, J. Turner, B. Ulrich, D. Binkley & D.W. Cole, 1990. Soil changes in forest ecosystems - evidence for and probable causes. *Proceedings of the Royal Society of Edinburgh Section B-Biological Sciences* 97: 81-116.
- Jug, A., F. Makeschin, K. Rehfuess & C. Hofmann-Schielle, 1999. Short-rotation plantations of balsam poplars, aspen and willows on former arable land in the Federal Republic of Germany. III. Soil ecological effects. *Forest Ecology and Management* 121(1-2): 85-99.
- Knoepp, J.D. & W.T. Swank, 1994. Long-term soil chemistry changes in aggrading forest ecosystems. *Soil Science Society of America Journal* 58(2): 325-331.
- Koerner, W., J. Dupouey, E. Dambrine & M. Benoit, 1997. Influence of past land use on the vegetation and soils of present day forest in the Vosges mountains, France. *Journal of Ecology*: 351-358.
- Lawrence, G.B., M.B. David & W.C. Shortle, 1995. A new mechanism for calcium loss in forest-floor soils. *Nature* 378(6553): 162-165.
- Lladó, S., R. López-Mondéjar & P. Baldrian, 2018. Drivers of microbial community structure in forest soils. *Applied microbiology and biotechnology* 102(10): 4331-4338.
- Macdonald, C.A., N. Thomas, L. Robinson, K.R. Tate, D.J. Ross, J. Dando & B.K. Singh, 2009. Physiological, biochemical and molecular responses of the soil microbial community after afforestation of pastures with *Pinus radiata*. *Soil Biology and Biochemistry* 41(8): 1642-1651.
- MacDonald, J., N. Dise, E. Matzner, M. Armbruster, P. Gundersen & M. Forsius, 2002. Nitrogen input together with ecosystem nitrogen enrichment predict nitrate leaching from European forests. *Global Change Biology* 8(10): 1028-1033.
- Maes, S.L., H. Blondeel, M.P. Perring, L. Depauw, G. Brümelis, J. Brunet, G. Decocq, J. den Ouden, W. Härdtle & R. Hédél, 2019. Litter quality, land-use history, and nitrogen deposition effects on topsoil conditions across European temperate deciduous forests. *Forest Ecology and Management* 433: 405-418.
- Matthes, U. & U. Ammer, 2000. Conversion of Norway spruce (*Picea abies* L.) stands into mixed stands with Norway spruce and beech (*Fagus sylvatica* L.)—Effects on the stand structure in

- two different test areas. Spruce Monocultures in Central Europe—Problems and Prospects: 71.
- Muys, B., G. Beckers, L. Nachtergale, N. Lust, R. Merckx & P. Granval, 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(5): 772-783.
- Muys, B. & N. Lust, 1992. Inventory of the earthworm communities and the state of litter decomposition in the forests of Flanders, Belgium, and its implications for forest management. *Soil Biology and Biochemistry* 24(12): 1677-1681.
- Nabuurs, G.-J. & J. van den Briel, 2017. Actieplan Bos en Hout: Een verandering in het denken over de bos-en houtketen in Nederland. *Vakblad Natuur Bos Landschap*(132): 3-7.
- Nazaries, L., W. Tottey, L. Robinson, A. Khachane, W.A. Al-Soud, S. Sørensen & B.K. Singh, 2015. Shifts in the microbial community structure explain the response of soil respiration to land-use change but not to climate warming. *Soil Biology and Biochemistry* 89: 123-134.
- Nilsson, S.I., H.G. Miller & J.D. Miller, 1982. Forest growth as a possible cause of soil and water acidification: an examination of the concepts. *Oikos*: 40-49.
- Oosterbaan, A., J. De Jong & A. Kuiters, 2008. Vernieuwing in ontwikkeling en beheer van natuurgraslanden op voormalige landbouwgrond op droge zandgronden. 1566-7197. Alterra.
- Ozinga, W. & E. Arnolds, 2003. Mycorrhizapaddestoelen als leidraad voor beheeradviezen voor bossen op voedselarme zandgrond. *De Levende Natuur* 104(5): 177-183.
- Peterken, G. & M. Game, 1984. Historical factors affecting the number and distribution of vascular plant species in the woodlands of central Lincolnshire. *The Journal of Ecology*: 155-182.
- Pigott, C. & K. Taylor, 1964. The distribution of some woodland herbs in relation to the supply of nitrogen and phosphorus in the soil. *The Journal of Animal Ecology*: 175-185.
- Poos, M.S. & D.A. Jackson, 2012. Addressing the removal of rare species in multivariate bioassessments: the impact of methodological choices. *Ecological Indicators* 18: 82-90.
- Price, G., 2006. Australian soil fertility manual. CSIRO PUBLISHING.
- Raap, E. & J. Janse, 2020. Historische schets van bossen en bosaanplant in Nederland. Rijksdienst voor het Cultureel Erfgoed en Staatsbosbeheer. Amersfoort. 16
- Reich, P.B., J. Oleksyn, J. Modrzynski, P. Mrozinski, S.E. Hobbie, D.M. Eissenstat, J. Chorover, O.A. Chadwick, C.M. Hale & M.G. Tjoelker, 2005. Linking litter calcium, earthworms and soil properties: a common garden test with 14 tree species. *Ecology letters* 8(8): 811-818.
- Richter, D.D., D. Markewitz, C.G. Wells, H.L. Allen, R. April, P.R. Heine & B. Urrego, 1994. Soil chemical change during three decades in an old-field loblolly pine (*Pinus taeda* L.) ecosystem. *Ecology* 75(5): 1463-1473.
- Rijksoverheid, 2020. Bos voor de toekomst. Uitwerking ambities en doelen landelijke Bossenstrategie en beleidsagenda 2030. Ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit en de gezamenlijke provincies. Den Haag. 60
- Ritter, E., L. Vesterdal & P. Gundersen, 2003. Changes in soil properties after afforestation of former intensively managed soils with oak and Norway spruce. *Plant and Soil* 249(2): 319-330.
- Rothe, A., C. Huber, K. Kreutzer & W. Weis, 2002. Deposition and soil leaching in stands of Norway spruce and European beech: results from the Höglwald research in comparison with other European case studies. *Plant and Soil* 240(1): 33-45.
- Scheibe, A., C. Steffens, J. Seven, A. Jacob, D. Hertel, C. Leuschner & G. Gleixner, 2015. Effects of tree identity dominate over tree diversity on the soil microbial community structure. *Soil Biology and Biochemistry* 81: 219-227.
- Smal, H. & M. Olszewska, 2008. The effect of afforestation with Scots pine (*Pinus silvestris* L.) of sandy post-arable soils on their selected properties. II. Reaction, carbon, nitrogen and phosphorus. *Plant and Soil* 305(1-2): 171-187.
- Smolders, A., E. Lucassen, H. Tomassen, L. Lamers & J. Roelofs, 2006. De problematiek van fosfaat voor natuurbeheer.
- Snyder, B.A. & P.F. Hendrix, 2008. Current and potential roles of soil macroinvertebrates (earthworms, millipedes, and isopods) in ecological restoration. *Restoration Ecology* 16(4): 629-636.

- Sogbedji, J.M., H.M. van Es, C.L. Yang, L.D. Geohring & F.R. Magdoff, 2000. Nitrate leaching and nitrogen budget as affected by maize nitrogen rate and soil type. *Journal of Environmental Quality* 29(6): 1813-1820.
- Stams, A.J.M., H.W.G. Bultink, I.J. Lutkeschipholt, B. Beemsterboer, J.R.W. Woittiez & N. Vanbreemen, 1991. A field-study on the fate of N-15-Ammonium to demonstrate nitrification of atmospheric ammonium in an acid forest soil. *Biogeochemistry* 13(3): 241-255.
- Staute, I.R., D.M. Waller, M. Bernhardt-Römermann, A.D. Bjorkman, J. Brunet, P. De Frenne, R. Hédli, U. Jandt, J. Lenoir & F. Máliš, 2020. Replacements of small-by large-ranged species scale up to diversity loss in Europe's temperate forest biome. *Nature Ecology & Evolution* 4(6): 802-808.
- Szujewski, A., J. Szyszko, S. Mazur & S. Perliński, 1977. Changes in the structure of macrofauna communities on afforested arable land. *Ecological Bulletins*: 580-584.
- Teepe, R., H. Dilling & F. Beese, 2003. Estimating water retention curves of forest soils from soil texture and bulk density. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 166(1): 111-119.
- Thomaes, A., L. De Keersmaeker, A. De Schrijver, L. Baeten, K. Vandekerckhove, G. Verstraeten & K. Verheyen, 2013. Can soil acidity and light help to explain tree species effects on forest herb layer performance in post-agricultural forests? *Plant and Soil* 373(1-2): 183-199.
- Thomassen, T., S. Wijdeven, M. Boosten, W. Delforterie & B. Nyssen, 2020. Revitalisering Nederlandse bossen. *Bosgroepen*. Ede. 116
- Ulrich, B., 1991. An ecosystem approach to soil acidification. *Soil Acidity* B. Ulrichen M. E. Summers. Berlin, Springer Verlag 28-79.
- van Bochove, K. & G.M. Gerrits, 2020. Herstel van kruiden- en faunarijke graslanden in het droge zandlandschap. Analyse van de effecten op de samenstelling van het bodemleven. *VBNE*. Driebergen. 30
- van den Berg, L., B. Nyssen, E. Desie, G.-J. van Duinen, E. Al, M. Weijters, E. Verbaarschot, R. Bobbink & A. van den Burg, 2018. Correlatief onderzoek Rijk-strooiselsoorten in Natuurgericht Bosbeheer-Fase 1. *Bosgroep Zuid Nederland*. Heeze. 62
- Van Den Berg, L.J., E. Dorland, P. Vergeer, M.A. Hart, R. Bobbink & J.G. Roelofs, 2005. Decline of acid-sensitive plant species in heathland can be attributed to ammonium toxicity in combination with low pH. *New Phytologist* 166(2): 551-564.
- van der Burg, R.F., E. Brouwer, R.J. Bijlsma, A.B.v.d. Burg, G.A.v. Duinen, P.W.F.M. Hommel, A.J.M. Jansen, E.C.H.E.T. Lucassen & R.W.d. Waal, 2014. Preadvies - Herstel en ontwikkeling van vochtige bossen op de pleistocene zandgronden. *Rapportnr. 2014/OBN192-NZ*. *VBNE*, Driebergen.
- van der Burg, R.F., E. Brouwer, G.J. Van Duinen & A.J.M. Jansen, 2016. Kansen voor biodiversiteit in vochtige dekzandbossen. *Landschap* 33: 104-108.
- van der Wal, A., J.A. van Veen, W. Smant, H.T. Boschker, J. Bloem, P. Kardol, W.H. van der Putten & W. de Boer, 2006. Fungal biomass development in a chronosequence of land abandonment. *Soil Biology and Biochemistry* 38(1): 51-60.
- Verheyen, K., L. Baeten, P. De Frenne, M. Bernhardt-Römermann, J. Brunet, J. Cornelis, G. Decocq, H. Dierschke, O. Eriksson & R. Hedli, 2012. Driving factors behind the eutrophication signal in understorey plant communities of deciduous temperate forests. *Journal of Ecology* 100(2): 352-365.
- Verheyen, K., B. Bossuyt, M. Hermy & G. Tack, 1999. The land use history (1278-1990) of a mixed hardwood forest in western Belgium and its relationship with chemical soil characteristics. *Journal of Biogeography* 26(5): 1115-1128.
- Verheyen, K., S. Van der Veken & M. Hermy, 2004. Trage planten in en snel landschap; herstel van bosplantenpopulaties in jonge bossen. *De Levende Natuur* 105(3): 93-97.
- Weijters, M., A. Van der Bij, R. Bobbink, R. Van Diggelen, J. Harris, M. Pawlett, J. Frouz, A. Vliegthart & R. Vermeulen, 2015. Praktijkproef heideontwikkeling op voormalige landbouwgrond in het Noordenveld: resultaten 2011-2014.
- Wolf, R.J.A.M., A.H.F. Stortelder, R.W. de Waal, K.W. van Dort, S.M. Hennekens, P.W.F.M. Hommel, J.H.J. Schaminee & J.G. Vrieling, 2001. *Ooibossen*. Stichting Uitgeverij van de Koninklijke Nederlandse Natuurhistorische Vereniging. ISBN 90 5011 115 7.

Bijlage 1 Indicatorwaarden LQIS en SCAIS

Indicator waarden naar Verheyen et al 2012. In rood weergegeven indicatiewaarden zijn aangevuld op basis van literatuurstudie.

Soort	indicatorwaarde	
	LQIS (Verheyen et al 2012)	SCAIS (Verheyen et al 2012)
<i>Acer campestre</i>	4	3
<i>Acer pseudoplatanus</i>	3	4
<i>Alnus glutinosa</i>	4	3
<i>Betula pendula</i>	2	1
<i>Betula pubescens</i>	2	1
<i>Carpinus betulus</i>	3	5
<i>Castanea sativa</i>	3	4
<i>Fagus sylvatica</i>	1	5
<i>Fraxinus excelsior</i>	5	3
<i>Larix kaempferi</i>	1	1
<i>Picea abies</i>	1	4
<i>Pinus nigra s.l.</i>	2	1
<i>Pinus sylvestris</i>	2	1
<i>Populus alba</i>	4	2
<i>Populus spec.</i>	3	2
<i>Populus tremula</i>	3	2
<i>Populus x canadensis</i>	3	2
<i>Prunus avium</i>	4	3
<i>Prunus padus</i>	4	3
<i>Prunus serotina</i>	4	3
<i>Pseudotsuga menziesii</i>	1	5
<i>Quercus robur</i>	1	2
<i>Robinia pseudoacacia</i>	4	3
<i>Salix caprea</i>	3	2
<i>Tilia cordata</i>	4	4
<i>Tilia x vulgaris</i>	4	4

Bijlage 2 Classificatie soorten

Tabel met de classificatie van de soorten op basis van literatuur en expert judgement.

Latijnse soortnaam	Nederlandse soortnaam	Indeling
<i>Acer campestre</i>	Spaanse aak	bossoort
<i>Acer platanoides</i>	Noorse esdoorn	bossoort
<i>Acer pseudoplatanus</i>	Gewone esdoorn	bossoort
<i>Aegopodium podagraria</i>	Zevenblad	eutrafente bossoort
<i>Agrostis capillaris</i>	Gewoon struisgras	algemene soort
<i>Agrostis stolonifera</i>	Fioringras	algemene soort
<i>Alliaria petiolata</i>	Look-zonder-look	eutrafente bossoort
<i>Alnus glutinosa</i>	Zwarte els	bossoort
<i>Anisantha tectorum</i>	Zwenkdravik	algemene soort
<i>Anthemis arvensis</i>	Valse kamille	algemene soort
<i>Anthriscus sylvestris</i>	Fluitenkruid	eutrafente bossoort
<i>Arrhenatherum elatius</i>	Glanshaver	algemene soort
<i>Artemisia vulgaris</i>	Bijvoet	ruderaal soort
<i>Athyrium filix-femina</i>	Wijfjesvaren	bossoort
<i>Betula pendula</i>	Ruwe berk	bossoort
<i>Betula pubescens</i>	Zachte berk	bossoort
<i>Betula spec.</i>	Berk (G)	bossoort
<i>Calamagrostis epigejos</i>	Duinriet	eutrafente bossoort
<i>Cardamine flexuosa</i>	Bosveldkers	typische bossoort
<i>Cardamine hirsuta</i>	Kleine veldkers	algemene soort
<i>Carex muricata</i>	Dichte bermzegge	bossoort
<i>Carex ovalis</i>	Hazenzegge	algemene soort
<i>Carex pilulifera</i>	Pilzegge	bossoort
<i>Carex remota</i>	IJle zegge	bossoort
<i>Carpinus betulus</i>	Haagbeuk	bossoort
<i>Castanea sativa</i>	Tamme kastanje	bossoort
<i>Cerastium fontanum s. vulgare</i>	Gewone hoornbloem	algemene soort
<i>Ceratocarpus claviculata</i>	Rankende helmbloem	eutrafente bossoort
<i>Ceratocloa carinata</i>	Gekielde dravik	algemene soort
<i>Chaerophyllum temulum</i>	Dolle kervel	eutrafente bossoort
<i>Chelidonium majus</i>	Stinkende gouwe	algemene soort
<i>Chenopodium album</i>	Melganzenvoet	ruderaal soort
<i>Circaea lutetiana</i>	Groot heksenkruid	typische bossoort
<i>Cirsium arvense</i>	Akkerdistel	ruderaal soort
<i>Cirsium palustre</i>	Kale jonker	algemene soort
<i>Cirsium vulgare</i>	Speerdistel	ruderaal soort
<i>Claytonia perfoliata</i>	Witte winterpostelein	algemene soort
<i>Conium maculatum</i>	Gevlekte scheerling	ruderaal soort
<i>Convolvulus sepium</i>	Haagwinde	ruderaal soort
<i>Conyza canadensis</i>	Canadese fijnstraal	ruderaal soort
<i>Cornus sanguinea</i>	Rode kornoelje	bossoort
<i>Corylus avellana</i>	Hazelaar	bossoort
<i>Crataegus monogyna</i>	Eenstijlige meidoorn	bossoort
<i>Crepis capillaris</i>	Klein streepzaad	algemene soort
<i>Cytisus scoparius</i>	Brem	algemene soort
<i>Dactylis glomerata</i>	Kropaar	algemene soort

Deschampsia flexuosa	Bochtige smele	bossoort
Digitalis purpurea	Gewoon vingerhoedskruid	ruderaal soort
Dryopteris carthusiana	Smalle stekelvaren	bossoort
Dryopteris dilatata	Brede stekelvaren	bossoort
Dryopteris filix-mas	Mannetjesvaren	bossoort
Dryopteris spec.	Niervaren (G)	bossoort
Elytrigia repens	Kweek	ruderaal soort
Epilobium ciliatum	Beklierde basterdwederik	algemene soort
Epilobium hirsutum	Harig wilgenroosje	ruderaal soort
Epilobium montanum	Bergbasterdwederik	algemene soort
Epilobium spec.	Basterdwederik (G)	algemene soort
Epilobium tetragonum	Kantige basterdwederik s.l.	algemene soort
Epipactis helleborine	Brede wespenorchis	bossoort
Equisetum arvense	Heermoes	algemene soort
Erigeron annuus	Zomerfijnstraal	algemene soort
Euonymus europaeus	Wilde kardinaalsmuts	bossoort
Eupatorium cannabinum	Koninginnenkruid	algemene soort
Fagus sylvatica	Beuk	bossoort
Fallopia convolvulus	Zwaluwtong	ruderaal soort
Festuca gigantea	Reuzenzwenkgras	typische bossoort
Festuca filiformis	Fijn schapengras	algemene soort
Festuca rubra	Rood zwenkgras	algemene soort
Fragaria vesca	Bosaardbei	typische bossoort
Fraxinus excelsior	Gewone es	bossoort
Galeopsis tetrahit	Gewone hennepnetel	algemene soort
Galium aparine	Kleefkruid	ruderaal soort
Galium mollugo	Glad walstro	algemene soort
Geranium molle	Zachte ooievaarsbek	algemene soort
Geranium pusillum	Kleine ooievaarsbek	ruderaal soort
Geranium robertianum	Roberts kruid	eutrafente bossoort
Geum urbanum	Geel nagelkruid	eutrafente bossoort
Glechoma hederacea	Hondsdrif	eutrafente bossoort
Glyceria fluitans	Mannagras	algemene soort
Gnaphalium sylvaticum	Bosdroogbloem	algemene soort
Hedera helix	Klimop	bossoort
Hieracium aurantiacum	Oranje havikskruid	algemene soort
Hieracium laevigatum	Stijf havikskruid	bossoort
Hieracium pilosella	Muizenoor	algemene soort
Holcus lanatus	Gestreepte witbol	ruderaal soort
Holcus mollis	Gladde witbol	ruderaal soort
Hypericum perforatum	Sint-Janskruid	algemene soort
Hypochaeris radicata	Gewoon biggenkruid	algemene soort
Ilex aquifolium	Hulst	bossoort
Impatiens glandulifera	Reuzenbalsemien	ruderaal soort
Impatiens parviflora	Klein springzaad	ruderaal soort
Jacobaea vulgaris s.l.	Jakobs kruiskruid (groep)	algemene soort
Juncus effusus	Pitrus	ruderaal soort
Lapsana communis	Akkerkool	algemene soort
Leucanthemum vulgare	Gewone margriet	algemene soort
Ligustrum vulgare	Wilde liguster	algemene soort
Lolium perenne	Engels raaigras	ruderaal soort

Lonicera periclymenum	Wilde kamperfoelie	bossoort
Luzula multiflora s.l.	Veelbloemige veldbies (groep)	algemene soort
Lycopus europaeus	Wolfspoot	algemene soort
Mercurialis perennis	Bosbingelkruid	typische bossoort
Milium effusum	Bosgierstgras	typische bossoort
Moehringia trinervia	Drienerfmuur	eutrafente bossoort
Mycelis muralis	Muursla	bossoort
Oxalis acetosella	Witte klaverzuring	typische bossoort
Phalaris arundinacea	Rietgras	eutrafente bossoort
Phragmites australis	Riet	algemene soort
Phytolacca esculenta	Oosterse karmozijnbes	algemene soort
Picea abies	Fijnspar	bossoort
Pinus nigra s.l.	Zwarte den	bossoort
Pinus sylvestris	Grove den	bossoort
Plantago major s.l.	Grote weegbree (groep)	ruderaal soort
Poa nemoralis	Schaduwgras	typische bossoort
Poa pratensis	Veldbeemdgras	algemene soort
Poa trivialis	Ruw beemdgras	ruderaal soort
Polygonatum multiflorum	Gewone salomonszegel	typische bossoort
Polypodium vulgare	Gewone eikvaren	bossoort
Polystichum aculeatum	Stijve naaldvaren	typische bossoort
Populus tremula	Ratelpopulier	bossoort
Prunus avium	Zoete kers	bossoort
Prunus padus	Vogelkers	bossoort
Prunus serotina	Amerikaanse vogelkers	algemene soort
Prunus spinosa	Sleedoorn	bossoort
Pseudotsuga menziesii	Douglaspasp	bossoort
Quercus robur	Zomereik	bossoort
Quercus rubra	Amerikaanse eik	bossoort
Ranunculus repens	Kruipende boterbloem	bossoort
Rhamnus frangula	Sporkehout	bossoort
Ribes rubrum	Aalbes	typische bossoort
Ribes sanguineum	Rode ribes	algemene soort
Ribes spec.	Ribes (G)	algemene soort
Robinia pseudoacacia	Robinia	bossoort
Rosa spec.	Roos (G)	algemene soort
Rubus idaeus	Framboos	eutrafente bossoort
Rubus spec.	Braam (G)	ruderaal soort
Rumex acetosa	Veldzuring	algemene soort
Rumex acetosella	Schapenzuring	algemene soort
Rumex obtusifolius s. obtusifolius	Gewone ridderzuring	ruderaal soort
Sambucus nigra	Gewone vlier	eutrafente bossoort
Sambucus racemosa	Trosvlier	eutrafente bossoort
Scrophularia nodosa	Knopig helmkruid	bossoort
Senecio inaequidens	Bezemkruid	algemene soort
Senecio sylvaticus	Boskruid	algemene soort
Silene vulgaris	Blaassilene	ruderaal soort
Sisymbrium officinale	Gewone raket	ruderaal soort
Solanum dulcamara	Bitterzoet	ruderaal soort
Solidago canadensis	Canadese guldenroede	ruderaal soort
Solidago gigantea	Late guldenroede	ruderaal soort

Sonchus asper	Gekroesde melkdistel	ruderaal soort
Sorbus aucuparia	Wilde lijsterbes	bossoort
Stellaria media	Vogelmuur	ruderaal soort
Taraxacum spec.	Paardenbloem (G)	algemene soort
Tilia cordata	Winterlinde	bossoort
Trifolium pratense	Rode klaver	ruderaal soort
Trifolium repens	Witte klaver	ruderaal soort
Urtica dioica	Grote brandnetel	eutrafente bossoort
Valeriana officinalis	Echte valeriaan	algemene soort
Veronica arvensis	Veldereprijs	algemene soort
Veronica chamaedrys	Gewone ereprijs	algemene soort
Veronica serpyllifolia	Tijmeprijs	algemene soort
Viburnum opulus	Gelderse roos	bossoort
Vicia cracca	Vogelwikke	algemene soort
Vicia hirsuta	Ringelwikke	algemene soort
Vicia sativa s. nigra s.str.	Smalle wikke	algemene soort
Vicia spec.	Wikke (G)	algemene soort
Vinca major	Grote maagdenpalm	algemene soort
Viola arvensis	Akkerviooltje	algemene soort
Atrichum undulatum	Groot rimpelmos	bossoort
Brachythecium rutabulum	Gewoon dikkopmos	eutrafente bossoort
Dicranum scoparium	Gewoon gaffeltandmos	typische bossoort
Eurhynchium striatum	Geplooid snavelmos	bossoort
Hypnum cupressiforme (excl. H. andoi)	Gesnaveld klauwtjesmos	algemene soort
Hypnum jutlandicum	Heideklauwtjesmos	bossoort
Kindbergia praelonga	Fijn laddermos	bossoort
Marchantia polymorpha	Parapluitjesmos	ruderaal soort
Mnium hornum	Gewoon sterrenmos	bossoort
Plagiomnium undulatum	Gerimpeld boogsterrenmos	bossoort
Polytrichum commune	Gewoon haarmos	algemene soort
Pseudoscleropodium purum	Groot laddermos	algemene soort
Rhytidiadelphus squarrosus	Gewoon haakmos	algemene soort
Thuidium tamariscinum	Gewoon thujamos	bossoort

Bijlage 3 Resultaten vegetatietypologie

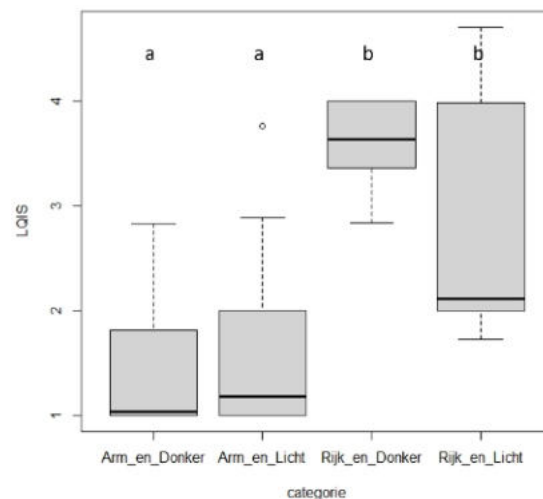
Tabel met de vegetatietypologie op basis van Associa.

Opnamenummer			
Klasse van de drogi ASSOCIA			
51	Reij0	14RG06	RG Gewoon struisgras en Gewoon biggenkruid [Struisgras-orde]
Klasse van de nitrofiële zomen			
20	Kron2	33AA04A	Associatie van Look-zonder-look en Dolle kervel; subassociatie met Geel nagelkruid
Klasse van de kapvlaktegemeenschappen			
9	Schip3	34AA01B	Wilgenroosjes-associatie; subassociatie met Rankende helmbloem
15	Gulbe3	34AA01B	Wilgenroosjes-associatie; subassociatie met Rankende helmbloem
36	Renk2	34AA01C	Wilgenroosjes-associatie; arme subassociatie
53	Kra1	34AA01C	Wilgenroosjes-associatie; arme subassociatie
Brummel-klasse			
10	Schip4	35AA01	Associatie van Zoete haarbraam
Klasse van de Brem- en Gaspeldoornstruwelen			
52	ReijN	37AC03	Associatie van Wegedoorn en Eenstijlige meidoorn
Klasse van de elzenbroekbossen			
62	Grhei2	39AA02A	Elzenegge-Elzenbroek; typische subassociatie
28	Landg1	39RG04	RG Grote brandnetel [Verbond van de elzenbroekbossen]
Klasse van de berkenbroekbossen			
29	Besse1	40RG03	RG Geplooidde stokbraam [Verbond van de berkenbroekbossen/Zomereik-verbond]
Klasse van de naaldbossen			
54	Kra2	41DG02	RG Zoete haarbraam en Geplooidde stokbraam [Zomereik-verbond/Verbond van de naaldbossen]
61	Grhei1	41DG02	RG Zoete haarbraam en Geplooidde stokbraam [Zomereik-verbond/Verbond van de naaldbossen]
2	SJ2	41DG02	RG Zoete haarbraam en Geplooidde stokbraam [Zomereik-verbond/Verbond van de naaldbossen]
18	Baar12	41DG02	RG Zoete haarbraam en Geplooidde stokbraam [Zomereik-verbond/Verbond van de naaldbossen]
63	Grhei3	41DG02	RG Zoete haarbraam en Geplooidde stokbraam [Zomereik-verbond/Verbond van de naaldbossen]
56	Kra4	41RG02	RG Zoete haarbraam en Geplooidde stokbraam [Zomereik-verbond/Verbond van de naaldbossen]
4	Kol1	41RG02	RG Fijn ladderdermos en Groot ladderdermos [Verbond van de naaldbossen]
11	Schip5	41RG02	RG Fijn ladderdermos en Groot ladderdermos [Verbond van de naaldbossen]
37	Lunt1	41RG02	RG Fijn ladderdermos en Groot ladderdermos [Verbond van de naaldbossen]
44	Maash2	41RG02	RG Fijn ladderdermos en Groot ladderdermos [Verbond van de naaldbossen]
48	Bakel1	41RG02	RG Fijn ladderdermos en Groot ladderdermos [Verbond van de naaldbossen]
50	Bakel3	41RG02	RG Fijn ladderdermos en Groot ladderdermos [Verbond van de naaldbossen]
58	Amer1	41RG02	RG Fijn ladderdermos en Groot ladderdermos [Verbond van de naaldbossen]
Klasse van de eiken- en beukenbossen op voedselarme grond			
1	S11	42AA02C	Beuken-Zomereikenbos; subassociatie met Lelietje-van-dalen
14	Gulbe2	42AA02C	Beuken-Zomereikenbos; subassociatie met Lelietje-van-dalen
24	Cast1	42AA02C	Beuken-Zomereikenbos; subassociatie met Lelietje-van-dalen
38	Maash1	42AA02C	Beuken-Zomereikenbos; subassociatie met Lelietje-van-dalen
43	Veghe2	42AA02C	Beuken-Zomereikenbos; subassociatie met Lelietje-van-dalen
55	Kra3	42AA02E	Beuken-Zomereikenbos; subassociatie met Gladde witbol
33	Besse5	42AA03C	Bochtige smele-Beukenbos; subassociatie met Gewoon pronkmos
39	Haar3	42AA03C	Bochtige smele-Beukenbos; subassociatie met Gewoon pronkmos
59	Amer2	42AA03C	Bochtige smele-Beukenbos; subassociatie met Gewoon pronkmos
46	Afferd	42DG01	DG Amerikaanse vogelkers [Zomereik-verbond/Verbond van de naaldbossen]
65	HvAS2	42RG01	RG Gladde witbol [Klasse van de eiken- en beukenbossen op voedselarme grond]
3	Hol1	42RG02	RG Pluimkamdraam en Smeulende kamdraam [Zomereik-verbond]
5	Kol2	42RG02	RG Pluimkamdraam en Smeulende kamdraam [Zomereik-verbond]
7	Schip1	42RG02	RG Pluimkamdraam en Smeulende kamdraam [Zomereik-verbond]
19	Heusde	42RG02	RG Pluimkamdraam en Smeulende kamdraam [Zomereik-verbond]
6	Kol3	42RG02	RG Pluimkamdraam en Smeulende kamdraam [Zomereik-verbond]
25	Cast2	42RG02	RG Pluimkamdraam en Smeulende kamdraam [Zomereik-verbond]
57	Ruweel	42RG02	RG Pluimkamdraam en Smeulende kamdraam [Zomereik-verbond]
Klasse van de eiken- en beukenbossen op voedselrijke grond			
34	HalleN	43AA01B	Abelen-Iepenbos; Soortenarme subassociatie
16	Bissel	43AA01B	Abelen-Iepenbos; Soortenarme subassociatie
23	Kron1	43AA01B	Abelen-Iepenbos; Soortenarme subassociatie
27	Dts1	43AA01B	Abelen-Iepenbos; Soortenarme subassociatie
35	Renk1	43AA01C	Abelen-Iepenbos
8	Schip2	43AA01C	Abelen-Iepenbos
40	Haar2	43AA02A	Essen-Iepenbos; typische subassociatie
41	Haar1	43AA02A	Essen-Iepenbos; typische subassociatie
42	Veghe1	43AA02A	Essen-Iepenbos; typische subassociatie
45	Heijen	43AA02A	Essen-Iepenbos; typische subassociatie
22	Leuda1	43AA02A	Essen-Iepenbos; typische subassociatie
21	Baarl3	43AA03A	Meidoorn-Berkenbos; typische subassociatie
47	Tegel1	43AA05	Vogelkers-Essenbos
64	HvAS1	43AA05	Vogelkers-Essenbos
13	Gulbe1	43AA05	Vogelkers-Essenbos
17	Baarl1	43AA05	Vogelkers-Essenbos
31	Besse3	43AA05	Vogelkers-Essenbos
60	Renk	43AA05	Vogelkers-Essenbos
26	Bredew	43AB01C	Sleutelbloem-Eikenhaagbeukenbos; typische subassociatie
32	Besse4	43RG01	RG Fluitenkruid [Onderverbond van Gladde iep]
49	Bakel2	43RG01	RG Fluitenkruid [Onderverbond van Gladde iep]
12	Oot1	43RG02	RG Grote brandnetel en Gladde iep [Verbond van Els en Vogelkes]
30	Besse2	43RG03	RG Grote brandnetel en Zwarte els [Verbond van Els en Vogelkers]

Bijlage 5 Data controle en exploratie

Strooiselindex

Voor elke aanplant werd een gemiddelde strooiselinput (rijkdom van het strooisel) berekend. Een zogenaamde Litter Quality Index Score (LQIS). Onderstaande figuur toont dat deze score redelijk overeenkomt met de categorisering die gebruikt is in de analyse van de dataset. De bostypen met arm strooiselsoorten hebben een lager gewogen gemiddelde LQIS (GLM, $df=61$, $p<0.005$). Dit maakt dat de klasse indeling in bossen met armstrooiselproducerende soorten en bossen met rijkstrooiselproducerende soorten kan worden gebruikt. Voor de lineaire modellen wordt de continue data van de LQIS berekening gebruikt.



Figuur B4.1 Gewogen gemiddelde Litter Quality Index Score (LQIS) (Verheyen et al., 2012) binnen de vier boscategorieën. Een hogere waarde betekent rijker strooisel. Bostypen met verschillende letters geven significante verschillen tussen deze groepen aan (GLM, emmeans).

Verschillen tussen de aanplanten met arm en rijk strooisel.

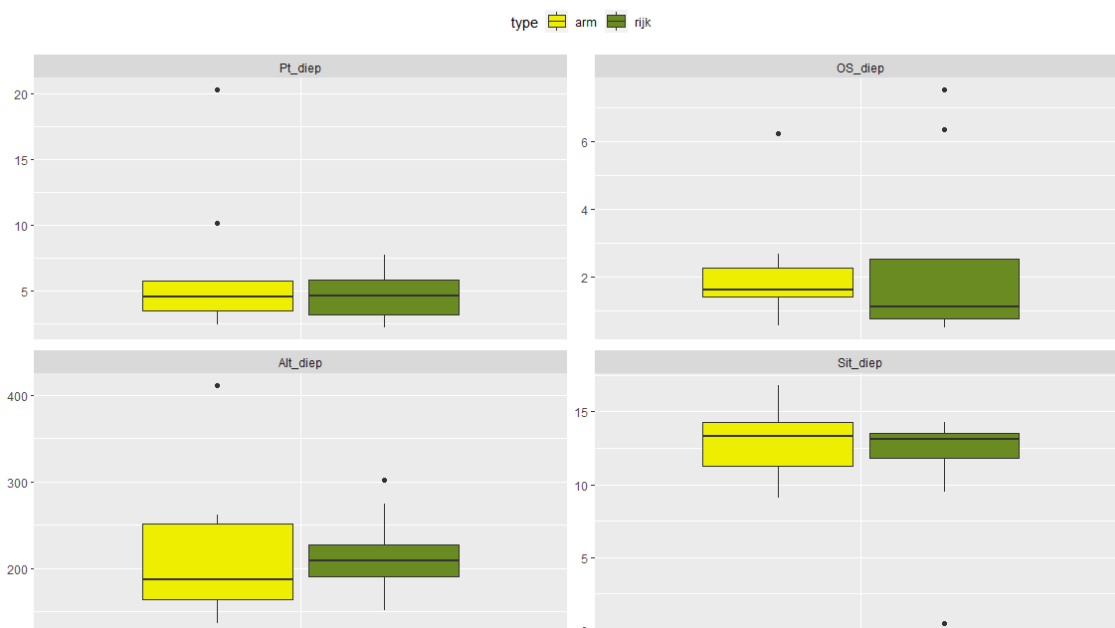
De aanplantstrategie die door de eigenaar/beheerde gevolgd is kan sterk bepalend zijn voor de uitkomsten die gevonden worden in deze studie. Zijn rijkstrooiselsoorten destijds aangeplant op de rijkere landbouwbodems en de armstrooiselsoorten op de armere landbouwbodems of is hier geen verschil tussen?

Als daadwerkelijk de rijkere bodems gebruikt werden voor de nutriëntbehovende rijkere soorten dan zou dat moeten terug te meten zijn in relatief stabiele bodemparameters die ook indicatief zijn voor bodemrijkdom. De variabelen totaal P, totaal Al en totaal Si (deze laatste zijn gerelateerd aan fractie silt/zand) in de diepere bodem zijn relatief stabiele variabelen die indicatief zijn voor de oorspronkelijke rijkdom van de bodem. Ook het organische stof gehalte op diepte is mogelijk stabiel en indicatief voor rijkdom.

De verschillen tussen aanplant met arm en rijk strooisel werd getoetst in de gehele dataset aan de hand van GLM analyse. Daarnaast werden deze verschillen ook separaat getoetst binnen de bossen waarvoor we beide typen aanplant beschikbaar hadden. De beschikbaarheid van beide typen bos binnen eenzelfde bos maakt het namelijk mogelijk om deze verschillen gepaard te toetsen. De gepaarde toetsen volgen na testen op normaliteit van de data (Shapiro test). Alle getoetste data was normaal verdeeld ($p>0.05$).

Voor de volgende locaties waren 'paartjes' van arm- en rijkstrooisel binnen een locatie beschikbaar: Baarlo, Bakel, Besselderbos, Gulbergen, Haaren, Kronenberg, Maashorst, Reijerscamp, Schipborg. In enkele gevallen waren zelfs meerdere monsterpunten van een aanplant binnen een locatie beschikbaar. In dat geval zijn de bodemchemische waarden hiervoor gemiddeld zodat een zuiver paar van 'arm' en 'rijk' werd verkregen.

Relatief stabiele indicatoren in de diepe bodemlaag (50-60cm)
 totaal P, organische stof, totaal Al en totaal Si in mmol/L



Figuur B4.2. Boxplot van totaal P (Pt_diep) , organische stof gehalte (OS_diep), Aluminium gehalte (Alt_diep) en Silicium gehalte (Sit_diep) in de diepe bodemmonsters na destructie. Bodems werden bemonsterd in aanplanten met armstrooiselsoorten (geel) en rijkstrooiselsoorten (groen).

Tabel B4.1 resultaten van gepaarde t-toets (2 sided) voor relatief stabiele indicatoren van (voedsel)rijkdom (n=18) na testen voor normaliteit (ahv shapiro test).

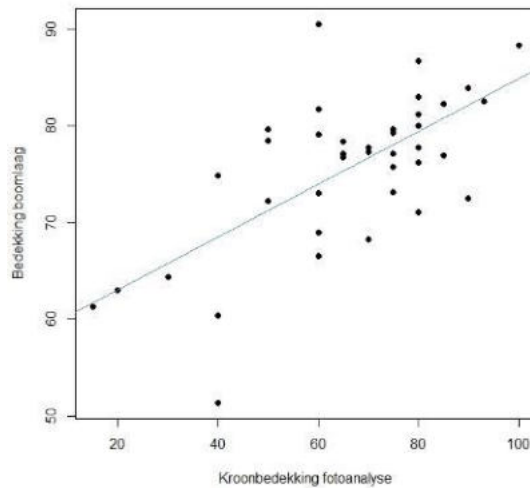
Resultaten gepaarde t-toets	p	
Totaal P	0.570	
Organische stof	0.492	
Totaal Aluminium	0.911	
Totaal Silicium	0.293	

Bovenstaande vergelijking is ter controle ook uitgevoerd aan de hand van een mixed effect model voor alle boslocaties met meerdere opnamen per locatie. Hierbij werd niet gepaard getoetst maar werd locatie meegenomen als een zogenaamd random effect. Deze analyse staat toe dat er meerdere opnamen aanwezig zijn van eenzelfde type aanplant binnen een bos. Voor de bovenstaande parameters werden geen significante verschillen tussen armstrooisel aanplant en rijkstrooiselaanplant gevonden voor totaal P ($p=0.5146$) en het organische stofgehalte ($p=0.388$).

Men kan uit bovenstaande resultaten concluderen dat de bossen bij aanplant niet dusdanig zijn aangeplant dat rijkstrooiselsoorten zoals linde, populier of berk zijn aangeplant op de rijkere bodems en de armstrooiselsoorten als eik en grove den op de armere bodems. Het ontbreken van verschillen in de bodem van het relatief stabiele totaal P gehalte, totaal aluminium en het organische stofgehalte in de diepere minerale bodem zijn hiervoor een goed bewijs.

Gebruik van kroonbedekking: schatting en foto-data

De geschatte bedekking van de boomlaag is sterk gecorreleerd met de bedekking van het kronendak die uit de fotoanalyse komt (LM, $df=37$, $p<0.001$; figuur B4.3). Omdat voor alle locaties een schatting is gemaakt van de bedekking van de boomlaag, en er van slechts 50 locaties kronendakfoto's beschikbaar zijn, worden de analyses verder uitgevoerd met eerstgenoemde.



Figuur B4.3. Correlatie tussen de schatting in het veld van de bedekking boomlaag (Bedecking boomlaag) en de uitkomst van de analyse van de kronendakfoto's (Kroonbedekking fotoanalyse). $R^2=0.427$, $p<0.001$

Correlaties tussen data

Correlaties tussen alle milieuvariabelen werden berekend. Dit werd in eerste instantie gedaan voor de bodemchemie van de toplaag omdat daar de relaties met de grondflora het sterkst zijn. Onderstaande tabel B4.2 geeft de problematische gecorreleerde variabelen ($-0.7 > r > 0,7$)

Tabel B4.2 Sterk gecorreleerde milieuvariabelen in de toplaag van de bodem voor de 40 onderzochte locaties.

pH(NaCl)	Alz	-0.89
pH(NaCl)	Caz	0.79
pH(NaCl)	Fez	-0.8
pH(NaCl)	Mgz	0.75
pH(NaCl)	Cat	0.86
MV	OS	-0.82
BVz	Alz	-0.74
BVz	Caz	0.94
BVz	Mgz	0.84
BVz	Cat	0.79
MV	Clt	0.95
OS	Clt	-0.78
OS	St	0.78
MV	Sit	0.74
pHz	Znt	0.71
Alz	Caz	-0.87
Alz	Fez	0.78
Alz	Mgz	-0.84
Alz	Cat	-0.95
Caz	Mgz	0.91
Caz	Cat	0.93
Fez	Cat	-0.75

Mgz	Cat	0.87
Sz	Siz	0.78
Alt	Kt	0.78
Alt	Mgt	0.92
Alt	Mnt	0.71
Clt	Sit	0.74
Fe_t	Mnt	0.74
Kt	Mgt	0.85
Mgt	Mnt	0.79

Verzuring (pH en basenverzadiging) zijn sterk gecorreleerd met uitwisselbare gehalte aan calcium en magnesium en uitwisselbaar aluminium en ijzer. Daarbij komt dat de uitwisselbare aluminium en ijzer gehalten ook gecorreleerd zijn (negatief) met uitwisselbaar calcium en magnesium. Al deze variabelen wijzen op enerzijds de aanwezigheid van bufferende kationen en anderzijds het vrijkomen van ijzer en aluminium bij lagere pH. Het gehalte aan vrij beschikbaar calcium is gecorreleerd met het totaal aan calcium. En dit totaal aan calcium is ook gecorreleerd aan pH en de basenverzadiging. Aangezien deze bovenstaande parameters allen een component zijn van de verzuring/buffering is het niet problematisch om enkele gecorreleerde variabelen mee te nemen in verdere analyse. De bulkdichtheid (MV) is gecorreleerd aan organische stof gehalte, totaal chloride en totaal silicium. Organisch stof is gecorreleerd aan totaal chloride en totaal zwavel in de bodem. Totaal gehalten aan aluminium, kalium, mangaan, silicium, ijzer en magnesium zijn vaak gecorreleerd maar deze correlaties komen niet voor in de vrij uitwisselbare componenten. In verdere analyses wordt onderzocht welke verklarende variabelen een invloed hebben op het voorkomen van soorten en de biodiversiteit. Hierbij wordt primair gezocht naar variabelen die gerelateerd zijn aan:

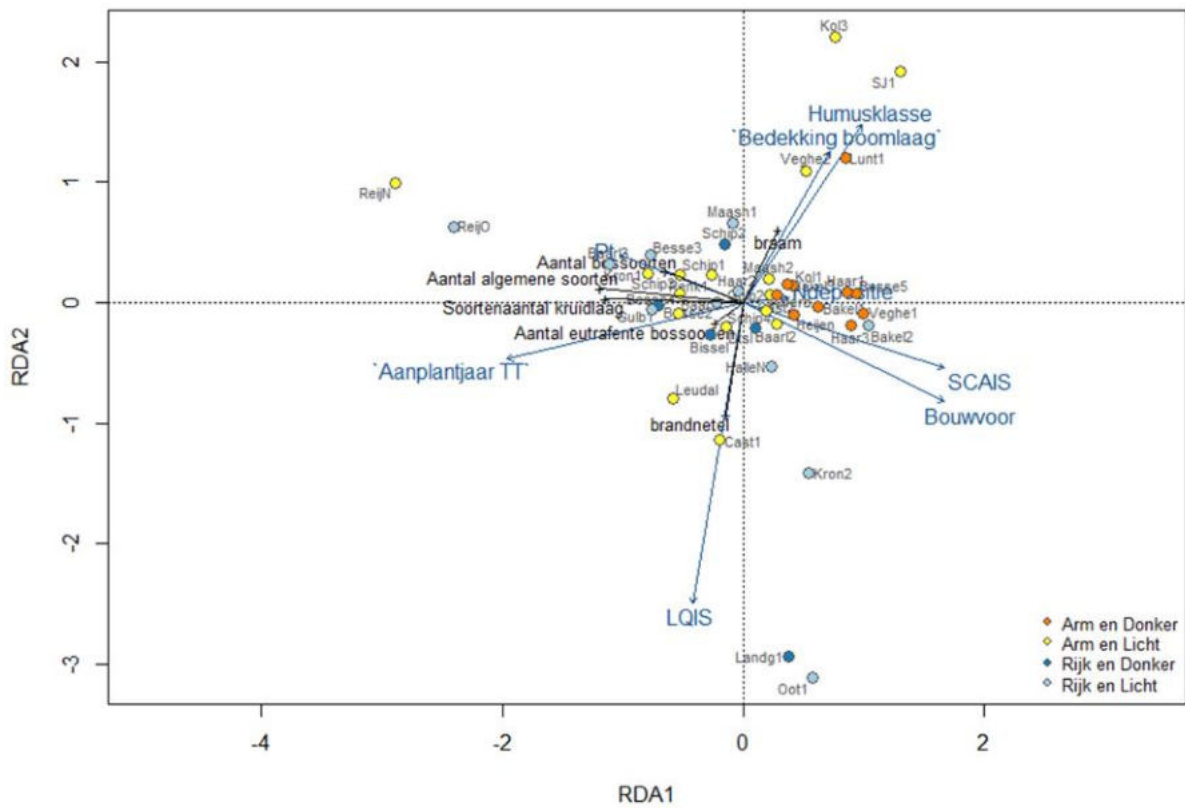
- Verzuring/buffering
- Eutrofie
- Lichtcondities

Het is daarom niet noodzakelijk, en zelfs onwenselijk, om alle verklarende variabelen mee te nemen in multivariate analyses. Op basis van de correlaties en de focus voor dit onderzoek zullen de volgende parameters worden meegenomen:

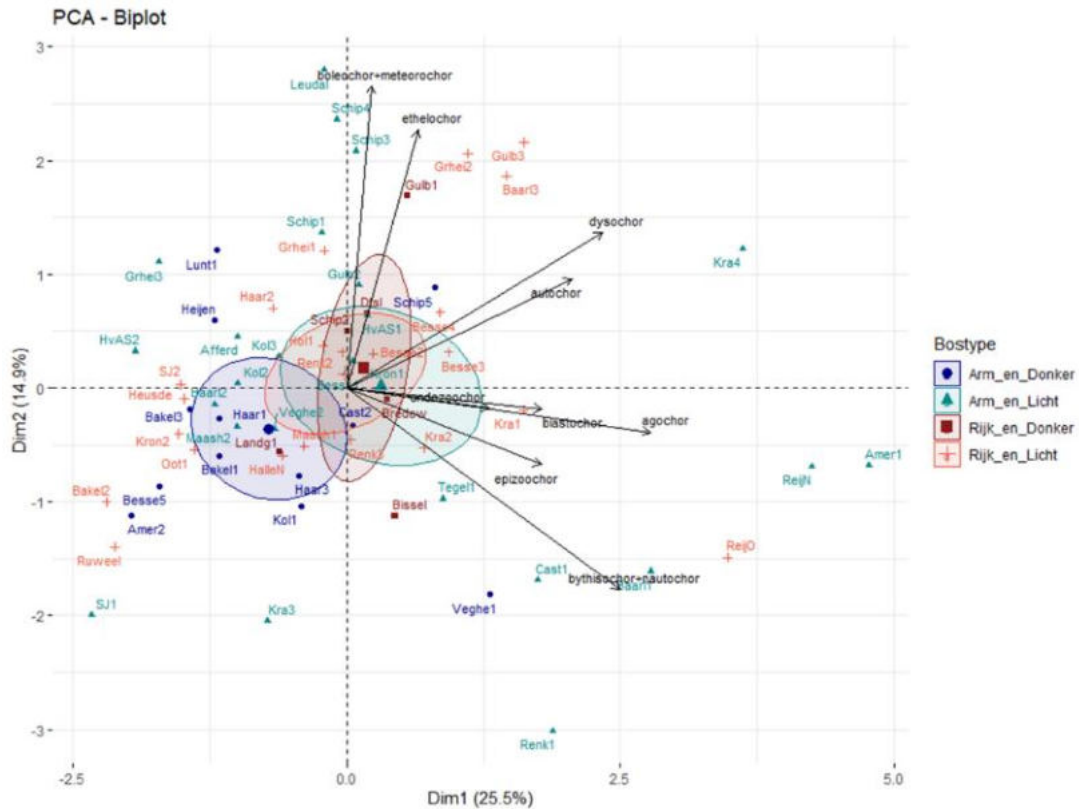
- Verzuring/buffering: Rijkstrooiselinput, pH, Basenverzadiging, Ca, Al, Fe (deze laatste niet in een multivariate analyse van wege de relaties met BV en pH);
- Eutrofie/voedselrijkdom: N depositie, Organische stof gehalte, ammonium, nitraat, Olsen P en totaal P;
- Lichtcondities: bedekking boomlaag

Voor de visualisatie van de verschillen tussen locaties in verklarende variabelen kunnen sterk gecorreleerde variabelen wel zichtbaar gemaakt worden. Dit kan bijvoorbeeld in een PCA nog wel worden gedaan mits hier maar geen causaliteit aan worden verbonden.

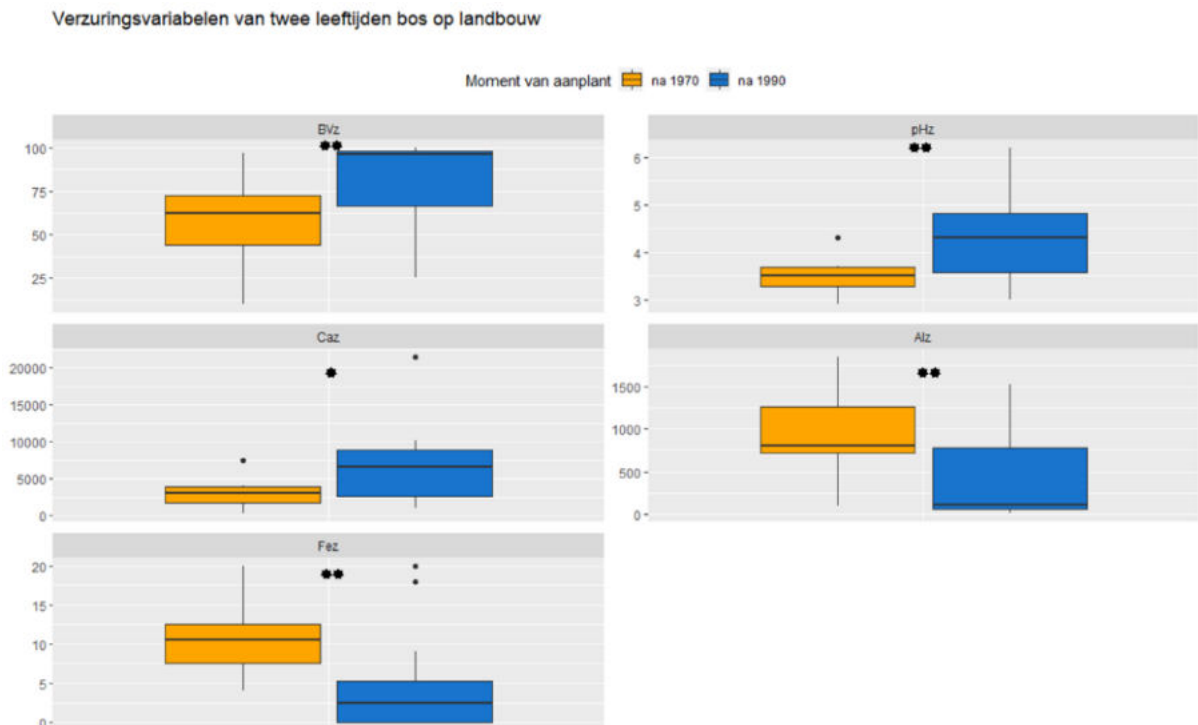
Bijlage 6 Additionele data en figuren



Figuur B6.1 RDA waarin verbraming (bedekking braam in de kruidlaag) en aandeel brandnetel (bedekking) naast response variabelen als aantallen bossoorten en aantallen algemene soorten zijn gerelateerd aan standplaatsfactoren.

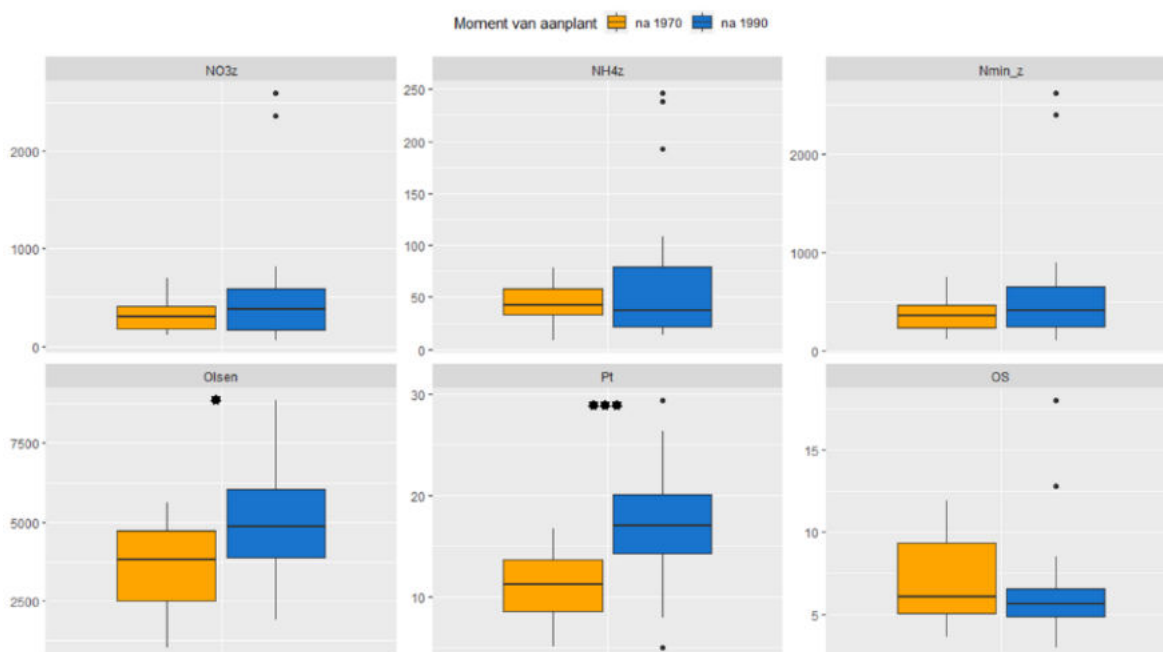


Figuur B6.2 PCA biplot met dispersievariabelen. Voor elke soort is de dispersievorm opgezocht. De PCA is gemaakt op basis van de aantallen van de verschillende vormen van dispersie.



Figuur B6.3 Verzorgingsvariabelen in jong (c. 30 jaar) en ouder (c. 30-50 jaar) in bos op voormalige landbouwgrond. Alle parameters na zoutextractie van bodemonsters uit de toplaag. GLM, * = $p < 0.05$, ** = $p < 0.01$, *** = $p < 0.001$

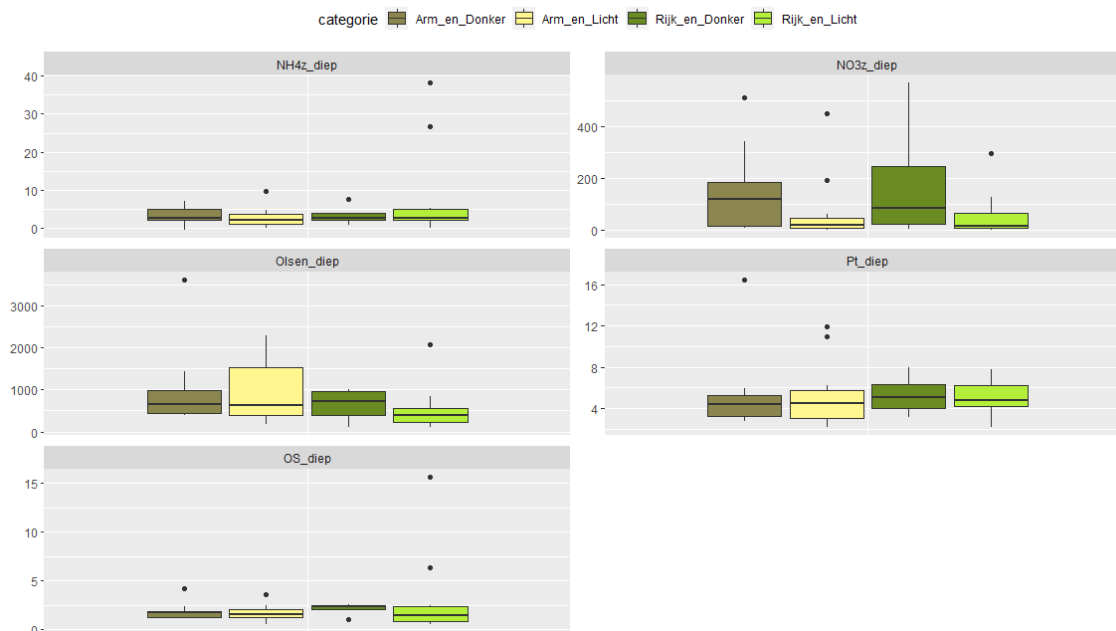
Eutrofiëvariabelen van twee leeftijden bos op landbouw



Figuur B6.4 Trofie-variabelen in jong (c. 30 jaar) en ouder (c. 30-50 jaar) in bos op voormalige landbouwgrond. GLM, * = $p < 0.05$, ** = $p < 0.01$, *** = $p < 0.001$

Voedselrijkdomparameters in diepe bodemlaag

OS in %, Olsen en zoutextracten (z) in $\mu\text{mol/L}$, Pt in mmol/L

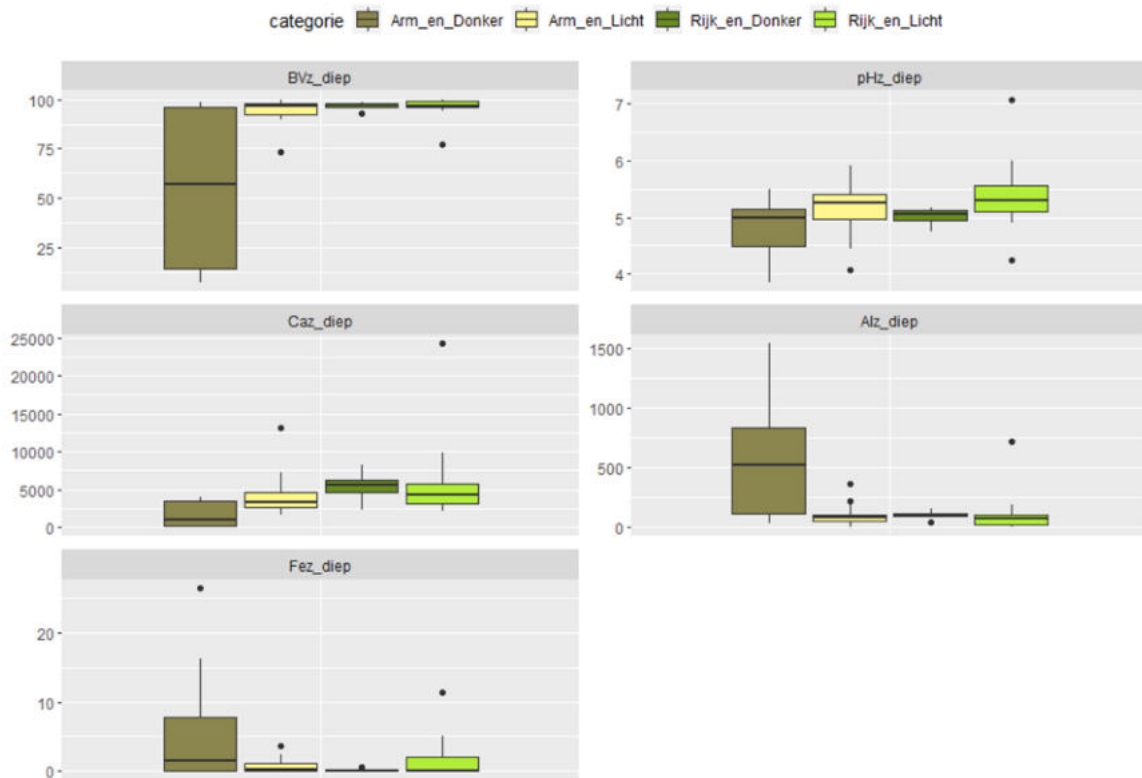


Figuur B6.5 Trofie-variabelen in diepe bodemlaag (meestal 50-60cm) in bos op voormalige landbouwgrond.

Diepe bodemmonsters	Significantie met aanplanttype
P totaal	P=0.986
NH4 (zout)	P=0.234
NO3 (zout)	P=0.229
Olsen P	P=0.465
Organische stof gehalte	P=0.487

Verzuring en buffering in diepe bodemlaag (zoutextracten)

BV in %, Ca, Al en Fe in umol/L



Figuur B6.6 Verzuring en bufferings in diepe bodemlaag (meestal 50-60cm) in bos op voormalige landbouwgrond.

Diepe bodemmonsters	Significantie met aanplanttype
Basenverzadiging	P<0.001
pH	P=0.134
Calcium	P=0.071
Aluminium	P=0.001
IJzer	P=0.076

ontwikkeling+beheer natuurkwaliteit

o+bn

Het Kennisnetwerk Ontwikkeling Beheer Natuurkwaliteit:

- is een onafhankelijk en innovatief platform waarin beheer, beleid en wetenschap op het gebied van natuurherstel en -beheer samenwerken;
- ontwikkelt en verspreidt kennis met als doel het structureel herstel en beheer van natuurkwaliteit.



Kennisnetwerk OBN wordt gecoördineerd door de VBNE en gefinancierd door het ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit en BIJ12

Vereniging van bos- en natuurterreineigenaren (VBNE)

Princenhof Park 7
3972 NG Driebergen
0343-745250
info@vbne.nl

Alle publicaties en
producten van het
OBN Kennisnetwerk
zijn te vinden op
www.natuurkennis.nl

ontwikkeling+beheer natuurkwaliteit

o+bn



Ministerie van Landbouw,
Natuur en Voedselkwaliteit

