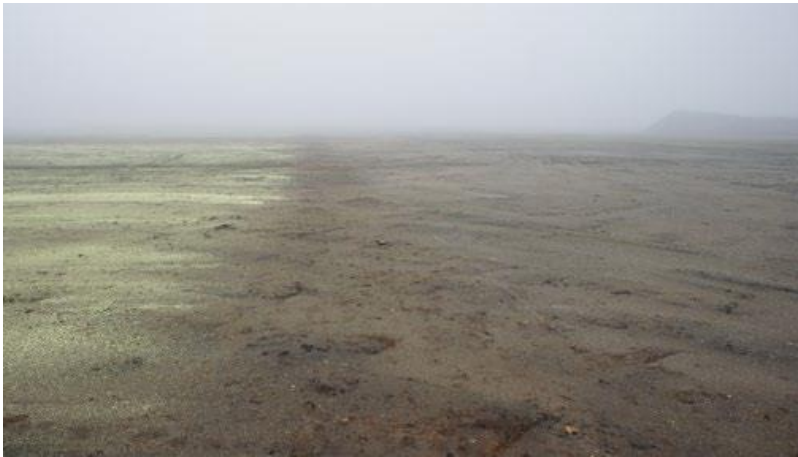


Praktijkproef heideontwikkeling op voormalige landbouwgrond in het Noordenveld (Dwingelderveld)

Resultaten 2011-2018



provincie Drenthe
ontwikkeling+beheer natuurkwaliteit
o+bn



Nationaal Park
Dwingelderveld



Praktijkproef heideontwikkeling op voormalige landbouwgrond in het Noorderenveld (Dwingelderveld)

Resultaten 2011-2018



1.



2.

Cranfield
UNIVERSITY

3.



4.

Foundation
Willem Beijerinck Biological Station



5.



© 2020 VBNE, Vereniging van Bos- en Natuurterreineigenaren
Rapport nr. 2020/OBN233-DZ
Driebergen, 2020

Het onderzoek en deze publicatie is tot stand gekomen met een financiële bijdrage van LIFE (het Europese financieringsinstrument voor de instandhouding van Natura-2000 gebieden), de provincie Drenthe, BIJ12 en het Ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit.

201600660-00630014, Verplichtingenummer 71940, Subsidie Continuering Experimentele monitoring van het Natuurherstel project Praktijkproef Dwingelderveld (Noordenveld): 2016-2019. Provincie Drenthe.

Teksten mogen alleen worden overgenomen met bronvermelding.

Deze uitgave kan schriftelijk of per e-mail worden besteld bij de VBNE onder vermelding van code 2020/OBN233-DZ en het aantal exemplaren.

Deze uitgave is ook als pdf te vinden en te downloaden van de website van het Kennisnetwerk OBN www.natuurkennis.nl

Oplage	100 exemplaren
Samenstelling	M.J. Weijters ¹ , A.U. van der Bij ² , J.A. Harris ³ , M. Pawlett ³ , W.-J. Emsens ^{1,2} , J. Frouz ⁴ , P. Benetkova ⁴ , E. Verbruggen ² , D. Radujkovic ² , E. Verbaarschot ¹ , R. van Klink ⁵ , R. Vermeulen ⁵ , R. van Diggelen ² en R. Bobbink ¹
Contact	Maaïke Weijters Onderzoekcentrum B-WARE BV T 024-2122204 m.weijters@b-ware.eu / www.b-ware.eu Mercator III, Toernooiveld 1, 6525 ED Nijmegen
Foto's voorkant	Van boven naar beneden en van links naar rechts door: Maaïke Weijters, Hans Dekker, Roland Bobbink en Arrie van der Bij
Druk	KNNV Uitgeverij/Publishing
Productie	Vereniging van Bos- en Natuurterreineigenaren (VBNE) Adres : Princenhof Park 7, 3972 NG Driebergen Telefoon : 0343-745250 E-mail : info@vbne.nl

Inhoudsopgave

Inhoudsopgave	7
Samenvatting	11
Inleiding en vraagstelling	11
Leidraad voor natuurinrichting en heide-ontwikkeling	14
English summary	19
Introduction and questioning	19
Results and conclusions	20
1 Inleiding	25
1.1 Achtergrond	25
1.2 Heideherstel op voormalige landbouwgrond	25
1.2.1 Knelpunten	26
1.2.2 Op weg naar nieuwe herstelmethoden	26
1.3 Het project 'Praktijkproef heideherstel op voormalige landbouwgrond'	30
2 Experimentele opzet en methodiek	31
2.1 Experimentele inrichting natte en droge proeflocaties	31
2.1.1 Achtergrond herinrichting voormalige landbouwenclave 'Noordenveld'	31
2.1.2 Praktijkproef Heideontwikkeling op voormalige landbouwgrond	31
2.2 Methode	34
2.2.1 Metingen	34
2.2.2 Bodemchemie	35
2.2.3 Vegetatie	36
2.2.4 Bodemleven	38
2.2.5 Loopkevers	41
3 Resultaten bodemchemie	43
3.1 Inleiding	43
3.2 Buffering van de bodem	43
3.2.1 Bodem-pH	43
3.2.2 Beschikbaar Ca en Mg	44
3.2.3 Beschikbaar aluminium	46
3.3 Voedselrijkdom van de bodem	48
3.4 Organische stof	50
3.5 Conclusies	50
4 Resultaten vegetatie	53
4.1 Inleiding	53

4.2	Bronpopulaties in de goed ontwikkelde natte- en droge heide in het Dwingelderveld	54
4.3	Totale bedekking	55
4.3.1	Effect additiebehandelingen	55
4.3.2	Effect pH-behandelingen	58
4.4	Soortenrijkdom	58
4.4.1	Effect additiebehandelingen	58
4.4.2	Effect pH-behandelingen	58
4.5	Soortensamenstelling	62
4.6	Bedekking soortgroepen	64
4.6.1	Effect additiebehandelingen	64
4.6.2	Effect pH-behandelingen	66
4.7	Bovengrondse biomassa	67
4.7.1	Effect additiebehandelingen	67
4.7.2	Effect pH-behandelingen	68
4.8	Nutriëntenlimitatie	70
4.9	Conclusies	70
5	Resultaten bodemleven	73
5.1	Microbiële gemeenschappen (DNA)	73
5.1.1	Bacteriële gemeenschap	73
5.1.2	Schimmelgemeenschap	75
5.1.3	Conclusies Microbiële gemeenschappen (DNA)	75
5.2	Microbiële profilering ("Fingerprint")	77
5.2.1	Microbiële biomassa	77
5.2.2	Fenotypische profielen (PLFA)	77
5.2.3	Functionele profielen (MSIR)	81
5.2.4	Conclusies Microbiële profilering ("Fingerprint")	83
5.3	Bodemmicro-, meso- en macrofauna	84
5.3.1	Nematoden (microfauna)	84
5.3.2	Springstaarten en mijten (mesofauna)	87
5.3.3	Macrofauna	88
5.3.4	Conclusies Bodemmicro-, meso- en macrofauna	90
5.4	Conclusies bodemleven	90
6	Resultaten loopkevers	91
6.1	Inleiding	91
6.2	Analyse 2017 en 2018	92
6.2.1	Soortenrijkdom, totaal aantal kevers en aandeel specialisten	92
6.2.2	Multivariate analyse	93
6.2	Veranderingen gedurende de hele experimentele periode (2012-18)	95
6.2.1	Soortenrijkdom en aantallen	95
6.2.2	Verandering in statistische significantie van de behandelingen	99
6.3	Conclusies	100

7	Synthese en vertaling naar de praktijk	101
7.1	Manipulatie van pH door bekalken en verzuring	101
7.1.1	Het nut van bekalken na ontgronden	101
7.1.2	Het nut van verzuren na ontgronden	104
7.2	Additie van zaden en bodemleven met maaisel en plagsel	106
7.3	Verschil tussen droge- en natte proeflocatie	108
7.4	Beantwoording kennisvragen	109
7.5	Leidraad voor natuurinrichting en heide-ontwikkeling	111
7.6	Toekomstperspectief – ontwikkeling op lange termijn?	114
8	Literatuur	117
9	Bijlagen	123

Samenvatting

Inleiding en vraagstelling

Sinds het begin van de vorige eeuw is het oppervlak aan heiden in Nederland met ca. 95% afgenomen. Het betreft hierbij zowel het habitatype droge heide (H4030) als natte heide (H4010). Verbetering van de kwaliteit van bestaande heiden als ook het vergroten van het oppervlak (van goed-ontwikkelde) heide zijn expliciete beleidsdoelen binnen het Nederlandse natuurnetwerk. Een groot deel van deze beoogde uitbreiding moet worden gerealiseerd op uit productie genomen landbouwgronden. Mogelijke knelpunten voor ontwikkeling zijn een rechtstreekse erfenis van het landbouwkundig verleden: hoge nutriëntengehalten (voornamelijk P en N), een hoge basenverzadiging en pH, en de afwezigheid van de voor heide kenmerkende biota (o.a. typische schimmels, bacteriën, micro- en meso- en macrofauna en vaatplanten). Een snelle en efficiënte oplossing voor de hoge nutriëntenbeschikbaarheid op voormalig landbouwland is ontgronden met afvoer van de voedselrijke bouwvoor. Echter, wat er daarna achterblijft is een kale bodem die rechtstreeks wordt blootgesteld aan weersextremen en verontreinigingen en waarin de successie volledig is teruggedraaid.

Een versneld heideherstel is potentieel mogelijk door onmiddellijk na ontgronden actief in te grijpen in bodembuffering (pH-behandeling: bekalken met dolomietkalk of verzuren met elementair zwavel), gekoppeld aan de introductie van zaden, rhizomen, en kenmerkende bodembiota (additiebehandeling met maaisel of plagsel verzameld in goed-ontwikkelde heide). Dit onderzoek draagt in deze context bij aan de noodzakelijke kennisontwikkeling middels een grootschalige en langlopende experimentele praktijkproef in het Noordenveld (2011-2018). Tabel A geeft de nader gespecificeerde onderzoeksvragen weer.

Tabel A. Onderzoeksvragen met bijhorende hoofdstukken.

Onderzoeksvraag	Hoofdstuk
In hoeverre verandert de pH door de additie van bepaalde materialen? Blijft de pH stabiel gedurende een aantal jaren of neemt het effect af met de tijd?	H3
Wat is het effect van pH-veranderingen op de beschikbaarheid van nutriënten?	H3
Wat is het effect van pH-veranderingen op de gemeenschapssamenstelling van bodembiota, loopkevers en vegetatie?	H4,H5,H6
Leidt het inbrengen van heidemaaisel en/of -plagsel tot verschillen in gemeenschapssamenstelling van bodembiota, loopkevers en vegetatie? Zo ja, in hoeverre zijn die identiek aan de samenstelling van de gemeenschappen in goed-ontwikkelde referentieheide?	H4,H5,H6
Bestaat er een relatie tussen de snelheid en volledigheid (voorkomen en bedekking van kenmerkende soorten) van vegetatieherstel en de samenstelling van bodemgemeenschappen?	H4,H5
In hoeverre wordt de ontwikkeling in de richting van doelvegetaties versneld ten gevolge van manipulatie van de pH, en hoe volledig is dit herstel?	H4
Hoe snel worden de proefvlakken gekoloniseerd door diverse groepen micro-meso- en macrofauna?	H5,H6

Resultaten en conclusies

De resultaten van dit zevenjarige onderzoek zijn in de onderstaande paragraaf beschreven en zijn samengevat in Tabel B.

Tabel B. Effecten van pH- en additiebehandelingen op bodemchemie, vegetatie, bodemleven en loopkevers. Groene tekst=positief/gewenst effect, rode tekst=ongewenst/negatief effect.

	pH-behandeling		Additie-behandeling	
	Zwavel	Dolomietkalk	Maaisel	Plagsel
Bodemchemie	<ul style="list-style-type: none"> Toename beschikbaar Al Afname pH 	<ul style="list-style-type: none"> Afname beschikbaar Al Toename pH Toename basische kationen (Ca en Mg) 	Geen effect	Geen effect
Vegetatie	<ul style="list-style-type: none"> Geen effect op heidesoorten Hogere mosbedekking 	<ul style="list-style-type: none"> Hogere bedekking van agrarische en ruderaal soorten 	<ul style="list-style-type: none"> Toename Rode lijstsoorten Ontwikkeling richting heide: sneller dan controle maar trager dan met plagsel-additie 	<ul style="list-style-type: none"> Toename Rode lijstsoorten Zeer snelle ontwikkeling richting heide
Bodemleven	<ul style="list-style-type: none"> Positief effect op samenstelling bacteriële gemeenschap (droge heide) 	<ul style="list-style-type: none"> Negatief effect op samenstelling bacteriële gemeenschap Minder schimmelende nematoden (droge heide) 	<ul style="list-style-type: none"> Positief effect op samenstelling schimmel-gemeenschap (droge heide) Positief effect op schimmelabundantie (droge heide) 	<ul style="list-style-type: none"> Toename totale microbiële biomassa Sterke toename schimmelabundantie Positief effect op samenstelling van bacteriële gemeenschap en schimmelgemeenschap Meer nematoden en oribatide mijten
Loopkevers	Geen effect	Toename soortenrijkdom loopkevers, maar enkel meer generalisten	Geen effect	Marginaal hoger aandeel specialisten

Kennisvraag 1: In hoeverre verandert de pH door de additie van bepaalde materialen? Blijft de pH stabiel gedurende een aantal jaren of neemt het effect af met de tijd?

Ten opzichte van de controlevlakken (pH-NaCl tussen 4,3 en 5,2) leidt bekalken tot een lichte toename in pH (gemiddelde stijging van 0,5) en leidt verzuren tot een lichte afname in pH (gemiddelde daling van 0,1-0,3). De additie van maaisel of plagsel heeft geen meetbaar effect op pH. Vanaf 2014 blijkt er lichte verzuring op te treden in alle proefvlakken, maar in mindere mate in de bekalkte proefvlakken. Het toedienen van zwavel heeft geleid tot een toename in beschikbaar aluminium, een resultaat dat weliswaar vaak ongewenst is in het kader van bodemverzuring en soortenrijkdom, maar in dit geval juist wel gewenst. De toename in beschikbaar aluminium indiceert bodemverzuring, en dat was juist het doel van de zwaveltoediening. De aluminium-waarden gemeten in de met zwavel behandelde proefvlakken zijn echter nog steeds voldoende laag waardoor geen negatieve effecten op de vegetatieontwikkeling worden verwacht.

Kennisvraag 2: Wat is het effect van de pH-veranderingen op de beschikbaarheid van nutriënten (N, P en K)?

De pH veranderingen hebben geen meetbaar effect op nutriëntenbeschikbaarheid (N, P en K). Verzuring leidt wel tot een toename in beschikbaar aluminium, terwijl bekalken leidt tot een toename in beschikbare basische kationen (Ca en Mg) en een afname in beschikbaar aluminium.

Kennisvraag 3: Wat is het effect van de pH-veranderingen op de samenstelling van bodembiota, loopkevers en vegetatie?

Bekalken leidt tot een hogere abundantie van ruderaal plantensoorten. De bacteriële gemeenschap wijkt na bekalken sterker af van de gemeenschap van lokale referentieheide. De soortenrijkdom van loopkevers is het hoogst in de bekalkte proefvlakken, maar enkel als gevolg van een toename van generalisten en niet van heide-specialisten. Verzuring leidt doorgaans tot een wat hogere mosbedekking, en leidt in de droge proefvlakken tot een bacteriële verschuiving in de richting van de lokale referentieheide. pH veranderingen hadden geen meetbare effecten op schimmels, micro- en mesofauna.

Kennisvraag 4: Leidt het inbrengen van heidemaaisel en/of -plagsel tot verschillen in gemeenschapssamenstelling van bodembiota, loopkevers en vegetatie? Zo ja, in hoeverre zijn die identiek aan de samenstelling van de gemeenschappen in goed-ontwikkelde referentieheide?

De additie van plagsel en in mindere mate van vers maaisel heeft een positief effect op de vegetatiegemeenschap: met name plagseladditie leidt tot een snelle ontwikkeling van een vegetatie die dicht in de buurt komt van de lokale referentieheide, inclusief rode lijstsoorten. Het betreft nadrukkelijk geen plagsel van vergraste, door Pijpenstroo of Bochtige smele gedomineerde, heide. Proefvlakken zonder additiebehandeling wijken na zeven jaar vegetatiekundig nog sterk af van de lokale referentieheide. Maaiseladditie had enkel in de droge proefvlakken een beperkt gunstig effect op schimmelabundantie en op de samenstelling van de schimmelgemeenschap. Het stimulerende effect van plagseladditie op bodemleven was veel sterker, met een gunstig effect op microbiële biomassa, schimmelabundantie, samenstelling van de microbiële gemeenschap, en aantallen oribatide mijten en nematoden. In de loopkevergemeenschap werd een marginaal hoger aandeel specialisten opgetekend na plagseladditie. Ondanks de snelle bovengrondse ontwikkeling (vegetatie) en de positieve trend in bodemleven na plagseladditie, wijkt het bodemleven na zeven jaar alsnog vrij sterk af van de lokale referentieheide. Er is dus ondanks additiebehandelingen na zeven jaar nog geen equilibrium bereikt in het bodemleven.

Kennisvraag 5: Bestaat er een relatie tussen de snelheid en volledigheid (voorkomen en bedekking van kenmerkende soorten) van vegetatieherstel en de samenstelling van de bodemgemeenschappen?

Het antwoord op deze vraag is niet eenduidig. Enerzijds zien we dat de evolutie van vegetatie en bodemleven gekoppeld is: zo leidt bijvoorbeeld plagseladditie tot een positieve trend in vegetatiesamenstelling én in samenstelling van de bodemgemeenschap, terwijl bijvoorbeeld "niets doen" zowel voor vegetatie als voor bodemleven weinig oplevert. Anderzijds zien we dat er grote verschillen zijn in snelheid van ontwikkeling: de vegetatie ontwikkelt zich in de beste proefvlakken (met plagseladditie) snel in de richting van de lokale referentieheide, terwijl de positieve ontwikkeling in bodemleven trager verloopt. Naar verwachting kan het nog meerdere decennia duren alvorens het bodemleven in de proefvlakken gelijkwaardig zal zijn aan de referentieheide, wat mogelijk gekoppeld is aan de zeer lage organische stofgehalten na ontgronden.

Kennisvraag 6: In hoeverre wordt de ontwikkeling in de richting van doelvegetaties versneld ten gevolge van manipulatie van de pH, en hoe volledig is dit herstel?

Bekalken leidt tot een hogere bedekking van ruderaal plantensoorten en verzuring tot een wat hogere mosbedekking. Daarnaast lijkt de combinatie van het opbrengen van plagsel of maaisel

met verzuren tot een vegetatieontwikkeling te leiden die het meeste lijkt op de lokale referentie., maar verder heeft de manipulatie van pH in deze, al goed gebufferde, uitgangssituatie geen meetbare grote invloed op de ontwikkeling van de vegetatie richting de doelvegetatie.

Kennisvraag 7: Hoe snel worden de proefvlakken gekoloniseerd door diverse groepen micro- meso- en macrofauna?

De kolonisatie verloopt traag voor micro- en mesofauna, wat wellicht te wijten is aan de lage verbreidingscapaciteit van deze groepen. Na zeven jaar is de samenstelling en abundantie van geen van de onderzochte groepen vergelijkbaar met deze in de lokale referentieheide. Kolonisatie verloopt het snelst in de proefvlakken met plagseladditie, maar ook hier hebben de gemeenschappen nog geen evenwicht bereikt. Dit kan naar verwachting nog meerdere decennia duren. Macrofauna, vooral loopkevers, hebben een vrij hoge verbreidingscapaciteit en lijken wel grotendeels in staat om de proefvlakken binnen enkele jaren te koloniseren.

Leidraad voor natuurinrichting en heide-ontwikkeling

Uit dit onderzoek is gebleken dat de ontwikkeling van droge en natte heide in het zandlandschap goed mogelijk is na ontgronden van voormalig landbouwland en dat de ontwikkeling kan worden gestuurd met gerichte maatregelen die de dispersielimitatie van planten en bodemleven omzeilen.

Onderstaande kan hierbij dienen als leidraad (zie ook Figuur 7.1):

1. Ontgronden ten behoeve van herstel van droge of natte heide is enkel zinvol wanneer een onderliggende minerale bodem wordt blootgelegd die idealiter voldoet aan de volgende randvoorwaarden:
 - Beschikbaar P (Olsen-P) < 400 $\mu\text{mol/kg}$ bodem
 - Beschikbaar ammonium ($\text{NH}_4\text{-NaCl}$) < 200 $\mu\text{mol/kg}$ bodem
 - Waterstand nabij maaiveld in de winter met wegzakkende waterstanden in de zomer (natte heide).
2. Soortenrijke heide heeft een optimum op vrij zure bodems, maar deze mogen ook weer niet té zuur zijn omdat kenmerkende soorten dan wegwijnen (de Graaf et al., 2009). Als vuistregel voor soortenrijke heide kan men grofweg uitgaan van Ca-NaCl concentraties zoals weergegeven in Tabel 7.1. In dit onderzoek vielen de controlevlakken gemiddeld genomen binnen de "range gemeten in goed ontwikkelde soortenrijke heide (*Genista anglicae-Callunetum danthonietosum* (20Aa01d)), waardoor manueel bekalken of verzuren vanuit praktisch standpunt niet per se noodzakelijk zou zijn geweest. Echter, bekalken of verzuren valt elders mogelijk wél te overwegen wanneer de bodem-pH significant zou afwijken van deze range, of indien de stikstofdepositie niet tijdig structureel wordt verlaagd.
3. De additie van (minimaal) vers maaisel en (idealiter) plagsel, beiden verzameld in een goed-ontwikkelde referentieheide (niet vergrast!), wordt geadviseerd: deze ingreep is noodzakelijk om binnen een termijn van zeven jaar droge of natte heide te krijgen. Indien de beschikbaarheid van voldoende plagsel een knelpunt is, kan overwogen worden om maaiseloverdracht vlakdekkend toe te passen en vervolgens verspreid aan te vullen met "eilandjes" waarin plagsel wordt toegediend. Dergelijke eilandjes kunnen dan dienstdoen

als bron voor een verdere verspreiding van zaden, micro-, meso- en macrobiota die niet met maaisel worden overgedragen.

Voor maaiseloverdracht kunnen de volgende vuistregels in acht worden genomen:

- a) Het maaisel moet worden verzameld in de goede periode van het jaar, en die is afhankelijk van de timing van zaadrijping. Doorgaans valt dit samen met de late zomer of het vroege najaar, net na de zaadsetting van Gewone dopheide of Struikheide, dit betekent overigens dat het maaien voor dit specifieke doel (soorten verplaatsen) niet altijd samenvalt met het meest geschikte maaimoment in het standaard beheer. Het maaisel moet onmiddellijk (zelfde dag nog) worden uitgespreid. Idealiter wordt er tweemaal maaisel opgebracht, eenmaal verzameld in het voorjaar en eenmaal verzameld in de late zomer. Het opbrengen van maaisel kan ook meerdere keren herhaald worden zolang de zode niet gesloten is.
- b) Een te maaien:te spreiden oppervlakte ratio van ca. 1:2 is doorgaans geschikt (cf. deze studie), maar kan verhoogd worden tot 1:1 wanneer het referentiegebied een lage biomassa-productie of weinig zaadproductie heeft.

Voor plagseloverdracht kunnen de volgende vuistregels worden aangehouden:

- a) Plagsel kan het hele jaar door verzameld worden, maar de meest ideale periode is een vochtige en frisse periode in het najaar/herfst (geen vrieskou). Belangrijk is dat het plagsel niet uitdroogt en onmiddellijk op de te herstellen bodem wordt aangebracht, anders bestaat er een risico op overmatige schimmelsterfte of broei.
- b) Plagsel kan worden opgebracht met een mestverspreider (cf. deze studie). Mogelijk resulteert inbrengen (vb. met eggen) tot nog betere resultaten, maar deze methode is in deze studie niet getest.
- c) Een te plaggen:te spreiden ratio van 1:15 (m²:m²) blijkt geschikt.

Uit deze studie blijkt dat het zeer goed mogelijk is om plantensoorten over te brengen met maaisel en plagsel, maar dat er nauwelijks andere doelsoorten verschijnen behalve de soorten die in het maaisel- of plagsel voorkwamen. Het donor-materiaal in deze studie werd verzameld in de nabij gelegen droge en natte heide, waarbij met name de droge heide (*Genisto pilosae-Callunetum typicum*) relatief zeer soortenarm was. Eén van de voordelen van heideontwikkeling op voormalige landbouwgronden is dat de bodem niet ernstig verzuurd is zoals op veel bestaande heideterreinen wel het geval is. Hierdoor bestaat er op deze recent ontgronde locaties de potentie om een nog veel soortenrijke heidetype te ontwikkelen dan momenteel nog aanwezig is in de vaak zure of gedegradeerde lokale variant, waaronder bijvoorbeeld het soortenrijke *Genisto pilosae-Callunetum danthonietosum* in de droge locaties of de bedreigde sub-associatie *Ericetum tetralicis orchietosum* in de natte locaties.

Kortom, wanneer er enkel soortenarm maaisel of plagsel wordt toegevoegd, dan zal het resultaat een soortenarme heide zijn. We adviseren daarom om (1) gebruik te maken van soortenrijk donormateriaal, desnoods elders verzameld, en (2) om dit materiaal verder aan te vullen met manueel verzamelde (of opgekweekte) vitale zaden van doelsoorten die nauwelijks nog in de regio voorkomen. Tijdens een eerste pilot werd bijvoorbeeld zorgvuldig gekweekt zaad van Rozenkransje toegediend in de huidige proefvlakken in het droge bekalste gedeelte, en de eerste resultaten lijken hoopgevend (Foto 7.1). Voor het gebruik van zaden kan het "Levend archief" geraadpleegd worden (www.hetlevendarchief.nl). Het inbrengen van zaden

van beschermde soorten is niet zondermeer toegestaan (denk aan Wet natuurbescherming) en dient zorgvuldig te gebeuren.

Toekomstperspectief – ontwikkeling op lange termijn?

Zelfs de best-ontwikkelde proefvlakken met plagsel-additie wijken vooral ondergronds na zes tot zeven jaar nog af van de lokale referentieheide, met o.a. een veel lagere microbiële biomassa, afwijkende microbiële-functionele profielen, en een relatief lage dichtheid aan mesofauna (vb. weinig oribatide mijten in de droge vlakken) en nematoden. In die laatste groep ontbreken voornamelijk nog de planteneters ten opzichte van de lokale referentieheide. Deze afwijkingen zijn waarschijnlijk deels te wijten aan de nog grote verschillen in de hoeveelheid en samenstelling van (levend en afgestorven) bodemorganisch materiaal tussen de ontgronde proeflocaties en de lokale referentieheides. De loopkevergemeenschap, gekenmerkt door een hoge verspreidingscapaciteit, vertoont als enige faunagroep pas na zes tot zeven jaar enige vorm van stabilisatie. Wanneer in de loop van de secundaire successie op een gegeven moment meer organisch materiaal is geaccumuleerd, wat de verwachting is, dan zou het opnieuw uitspreiden van vers plagsel eventueel overwogen kunnen worden om dispersie van de kleinere faunagroepen en microbiota opnieuw een stimulans te geven. Verder is het van belang om op een gegeven moment te starten met een vervolgbeheer om te voorkomen dat de heide overmatig vergrast of verbost en om voor verjonging te zorgen. Een regulier heidebeheer met schaapskudde is hiervoor een goede optie.

De proefvlakken met verschillende behandelingen lijken door de jaren heen lichtjes naar elkaar toe te convergeren, maar deze ontwikkeling vindt voornamelijk bovengronds plaats (vegetatie). De toevoeging van plagsel leidt tot een zeer snelle ontwikkeling van een kenmerkende heidevegetatie, terwijl eenzelfde evolutie ook plaatsvindt in de proefvlakken met maaiseltoediening maar dan significant trager. Het zou in deze context uitermate waardevol zijn om te bepalen of de proefvlakken wat ontwikkeling betreft na verloop van tijd volledig naar elkaar toe convergeren, zowel in vegetatieontwikkeling als in de ontwikkeling van de bodemgemeenschappen. Als deze convergentie doorzet, dan zou dat betekenen dat met plagseladditie louter een tijdwinst te behalen valt ten opzichte van maaiseloverdracht of (mogelijk ook) ten opzichte van niets doen. Echter, als zou blijken dat deze convergentie in de toekomst stagneert, dan betekent dit dat door middel van plagseladditie een cruciale omschakeling in ecosystemefunctioneren kan worden geforceerd, waarschijnlijk gestuurd door een combinatie van een beter ontwikkeld bodemleven en prioriteitseffecten. Uit DNA-metingen uitgevoerd in de proefvlakken (geen onderdeel van deze studie) blijkt duidelijk dat de ontwikkeling van verbindingen tussen planten en schimmels anders verloopt in de proefvlakken waar plagsel is opgebracht vergeleken met de controle-proefvlakken, en ook veel meer lijkt op de referentie heide (Radujković et al., submitted). Ook blijkt de snelheid waarmee de schimmel-gemeenschap zich ontwikkelt sterk te verschillen tussen de verschillende biota-addities (Figuur 7.3).

Een voortzetting van de monitoring van bodemchemie, vegetatie en bodemleven in het huidige experiment op lange termijn is daarom zeer wenselijk om deze kennislacunes op te vullen. We benadrukken dat het huidige experiment uniek is in zijn opzet, met een gradiënt in pH, vochtigheid, en additiebehandeling. Het studiegebied heeft daarom uitermate veel potentie als LTER-site (= Long-Term Ecosystem Research Site). Het is te verwachten dat vooral de trage

toename in organisch stofgehalte tijdens deze secundaire successie zeer sturend zou kunnen blijken te zijn. Gezien de trage accumulatiesnelheid van organisch materiaal adviseren we een minimale opvolging in jaar 10, 15 en 20 na start van het experiment voor bodemleven, en een tweejaarlijkse opvolging van bodemchemie (minimaal organisch stofgehalte) en vegetatie vanaf heden tot en met jaar 2030.

Tenslotte is het waardevol om te verkennen of de proefvlakken geschikt zijn om een meer soortenrijkheidstype te ontwikkelen door kenmerkende heidesoorten in te brengen (d.m.v. maaisel of zaden) die in het verleden wel in het Dwingelderveld en omgeving voorkwamen maar daar nu niet of nauwelijks meer aanwezig zijn. Door gebruik te maken van de gradiënt in bodembuffering en de kennis over de ontwikkeling van het bodemleven, kan beter inzicht verkregen worden in de condities die deze soorten vereisen. Zo kunnen deze herstelde voormalige landbouwgronden uiteindelijk dienst gaan doen als refugium voor soorten en habitattypen die door bodemverzuring sterk onder druk zijn komen te staan en uit het heidelandschap dreigen te verdwijnen of al zijn verdwenen. Voorbeelden zijn droog en nat heischraal grasland (H6230), of meer soortenrijke varianten van droge en natte heide. Belangrijk is wel dat dergelijke bijkomende experimenten niet interfereren met de opzet van het huidige experiment. Gedacht kan worden aan een split-plot design in de huidige proefopzet of het installeren van een naastgelegen proefzone waar eventueel na bekalking geëxperimenteerd kan worden met herintroductie.

English summary

Introduction and questioning

Since the beginning of the last century, the surface area of heathers in the Netherlands has decreased by about 95%. This concerns both the habitat type dry heathland (H4030) and wet heathland (H4010). Improving the quality of existing heathers as well as increasing the surface area of well-developed heathers are explicit policy objectives within the Dutch nature network. A large part of this planned expansion will have to be realised on set-aside farmland. Possible bottlenecks for development are a direct legacy of the agricultural past: high nutrient content (mainly P and N), high base saturation and pH, and the absence of the biota characteristic of heather (e.g. typical fungi, bacteria, micro and meso and macrofauna and vascular plants). A quick and efficient solution for the high nutrient availability on former agricultural land is to remove the nutrient-rich topsoil. However, what remains after that is a bare soil that is directly exposed to weather extremes and contaminants and in which the succession is completely reversed.

An accelerated heather recovery is potentially possible by actively intervening in soil buffering (pH-treatment: liming with dolomite lime or acidification with elemental sulphur), coupled with the introduction of seeds, fresh hay, and characteristic soil biota (addition treatment with cuttings or sods collected in well-developed heather) immediately after soil removal. In this context, this research contributes to the necessary knowledge development by means of a large-scale and long-term experimental field trial in the Noordenveld (2011-2018). Table A shows the more detailed research questions.

Table A. Research questions with accompanying chapters.

Research Question	Chapter
To what extent does the pH change due to the addition of certain materials? Does the pH remain stable over a number of years or does the effect decrease over time?	H3
What is the effect of pH changes on nutrient availability?	H3
What is the effect of pH changes on the community composition of soil biota, ground beetles and vegetation?	H4,H5,H6
Does the introduction of heather mowing material and/or sods lead to differences in the community composition of soil biota, ground beetles and vegetation? If so, to what extent are they identical to the composition of the communities in well-developed reference heath?	H4,H5,H6
Is there a relation between the speed and completeness (occurrence and coverage of characteristic species) of vegetation restoration and the composition of bottom-dwelling communities?	H4,H5
To what extent is the development towards target vegetation accelerated as a result of manipulation of the pH, and how complete is this recovery?	H4
How quickly are the sampling units colonized by various groups of micro-meso and macrofauna?	H5,H6

Results and conclusions

The results of this seven-year study are described in the section below and are summarised in Table B.

Table B. Effects of pH and additive treatments on soil chemistry, vegetation, soil life and ground beetles. Green text=positive/desired effect, red text=desirable/negative effect.

	pH- treatment		Addition- treatment	
	Acidification	Liming	Fresh hay/cuttings	Sods
Soil chemistry	<ul style="list-style-type: none"> Increase in available Al Decrease in soil pH 	<ul style="list-style-type: none"> Decrease in available Al Increase in soil pH Increase in available base cations (Ca & Mg) 	No effect	No effect
Vegetation	<ul style="list-style-type: none"> No effect on heather-species Increase in moss-cover 	<ul style="list-style-type: none"> Increase in cover of ruderal species 	<ul style="list-style-type: none"> Increase in red list species Development towards heather: faster than control but slower than sod-treatment 	<ul style="list-style-type: none"> Increase in red list species Very rapid development towards heather
Soil community	<ul style="list-style-type: none"> Positive effect on composition of soil bacterial community (dry experimental site) 	<ul style="list-style-type: none"> Negative effect on composition of soil bacterial community Decrease in fungi-feeding nematodes (dry heathland) 	<ul style="list-style-type: none"> Positive effect on composition of fungal-community (dry experimental site) Positive effect on abundance of fungi (dry experimental site) 	<ul style="list-style-type: none"> Increase of total microbial biomass Strong increase in abundance of fungi Positive effect on composition of bacterial and fungi communities Increase in nematodes and mites
Ground beetles	No effect	Increase in species-richness ground beetles, but only caused by generalists	No effect	Slight increase in specialist species

Knowledge question 1: To what extent does the pH change as a result of the addition of certain materials? Will the pH remain stable over a number of years or will the effect decrease over time?

Compared to the control surfaces (pH-NaCl between 4.3 and 5.2), liming leads to a slight increase in pH (average increase of 0.5) and acidification leads to a slight decrease in pH (average decrease of 0.1-0.3). The addition of cuttings or sods has no measurable effect on pH. From 2014 onwards, there will be slight acidification in all test plots, but to a lesser extent in the limed test plots. The application of sulphur has led to an increase in the availability of aluminium, a result that is often undesirable in the context of soil acidification and species diversity, but in this case desirable. The increase in available aluminium indicates soil acidification, which was precisely the purpose of the sulphur application. However, the aluminium values measured in the sulphur-treated plots areas are still sufficiently low, so no negative effects on vegetation development are expected.

Knowledge question 2: What is the effect of the pH changes on the availability of nutrients (N, P and K)?

The pH changes have no measurable effect on nutrient availability (N, P and K). Acidification does lead to an increase in available aluminium, while liming leads to an increase in available alkaline cations (Ca and Mg) and a decrease in available aluminium.

Knowledge question 3: What is the effect of the pH changes on the composition of soil biota, ground beetles and vegetation?

Lime addition leads to a higher abundance of ruderal plant species. The bacterial community after liming deviates more strongly from the community of local reference heath. The species richness of ground beetles is highest in the limed plots, but only as a result of an increase of generalists and not of heather specialists. Acidification usually leads to a somewhat higher moss cover, and in the dry plots to a bacterial shift towards the local reference heath. pH changes had no measurable effects on fungi, micro and mesofauna.

Knowledge question 4: Does the introduction of heather mowing and/or heather sods lead to differences in the community composition of soil biota, ground beetles and vegetation? If so, to what extent are they identical to the composition of the communities in well-developed reference heath?

The addition of sods and, to a lesser extent, fresh cuttings has a positive effect on the vegetation community: in particular, the addition of sods leads to the rapid development of a vegetation that is close to the local reference heath, including red list species. It is clearly not a plague of grazed heather, dominated by Pijpenstroo or Curvy Smele. Plots without addition treatment still deviate significantly from the local reference heath in terms of vegetation after seven years. Addition of fresh cuttings only had a limited beneficial effect on fungal abundance and on the composition of the fungal community in the dry plots. The stimulating effect of sod addition on soil life was much stronger, with a beneficial effect on microbial biomass, fungal abundance, microbial community composition, and numbers of oribatid mites and nematodes. A marginally higher proportion of specialists was recorded in the root beetle community after sod addition. Despite the rapid above-ground development (vegetation) and the positive trend in soil life following the addition of sods, the soil life still deviates quite significantly from the local reference heath after seven years. So, despite addition treatments, no equilibrium has yet been reached in soil life after seven years.

Knowledge question 5: Is there a relation between the speed and completeness (occurrence and coverage of characteristic species) of vegetation restoration and the composition of the soil communities?

The answer to this question is not unequivocal. On the one hand, we see that the evolution of vegetation and soil life is linked: for example, sod addition leads to a positive trend in vegetation composition and in the composition of the soil community, while, for example, "doing nothing" does not yield much for both vegetation and soil life. On the other hand, we see that there are major differences in the speed of development: in the best test plots (with sod addition), the vegetation develops rapidly towards the local reference heath, while the positive development in soil life is slower. It is expected that it will take several decades before the soil life in the sampling units will be equivalent to the reference heath, which may be linked to the very low organic matter content after topsoil removal.

Knowledge question 6: To what extent is the development towards target vegetation accelerated as a result of pH manipulation, and how complete is this recovery?

Liming leads to a higher coverage of ruderal plant species and acidification to a somewhat higher moss cover. In addition, the combination of the application of sods or cuttings with acidification seems to lead to a vegetation development that is most similar to the local reference.

Knowledge question 7: How quickly are the plots colonized by various groups of micro-meso and macrofauna?

Colonisation is slow for micro and mesofauna, which may be due to the low spreading capacity of these groups. After seven years, the composition and abundance of none of the groups studied is comparable to that of the local reference heath. Colonisation is quickest in sod addition plots, but again communities have not yet reached equilibrium. This is expected to take several decades. Macrofauna, especially ground beetles, have a relatively high spreading capacity and appear to be largely capable of colonising the sample planes within a few years.

Guideline for nature conservation and heath development

This research has shown that the development of dry and wet heathland in the sand landscape is possible after the desolation of former agricultural land, and that the development can be steered by means of targeted measures that circumvent the dispersion limitation of plants and soil organisms.

The following can serve as a guideline in this respect (see also Figure 7.1):

1. Soil removal for the restoration of dry or wet heathland is only useful if an underlying mineral soil is exposed that ideally meets the following preconditions:
 - Available P (Olsen-P) < 400 µmol/kg soil
 - Ammonium available (NH₄-NaCl) < 200 µmol/kg soil
 - Water level near ground level in winter with subsiding water levels in summer (wet heathland).

2. Species-rich heather has an optimum on fairly acidic soils, but these should not be too acidic because characteristic species then languish away (de Graaf et al., 2009). As a rule of thumb for species-rich heather, one can roughly assume Ca-NaCl concentrations as shown in Table 7.1. In this study, the control plots on average fell within the "range measured in well-developed species-rich heather" (Genisto anglicae-Callunetum danthonietosum (20Aa01d)), so that manual liming or acidification would not have been necessary from a practical point of view. However, liming or acidification can be considered elsewhere if the soil pH would deviate significantly from this range, or if the nitrogen deposition is not structurally lowered in time.

3. The addition of (minimum) fresh cuttings and (ideally) sods, both collected in a well-developed reference heath (not grass dominated!), is recommended: this intervention is necessary to obtain dry or wet heathland within a period of seven years. If the availability of sufficient sods is a bottleneck, it can be considered to apply fresh hay on the area and then to supplement this with "islands" in which sods are added. Such islands can then serve as a source for the further spread of seeds, micro, meso and macrobiota that are not transferred by fresh hay.

The following rules of thumb may be observed for the transfer of fresh hay:

- a. The hay/clippings must be collected during the good period of the year, which depends on the timing of seed ripening. Usually this coincides with late summer or early autumn, just after the setting of heather or heather seed, which means that mowing for this specific purpose (moving species) does not always coincide with the most appropriate mowing moment in standard management. The cuttings must be spread out immediately (the same day). Ideally,

cuttings should be applied twice, collected once in spring and collected once in late summer. The application of cuttings can also be repeated several times as long as the sward is not closed.

b. A mowing: area ratio of approx. 1:2 to be spread is generally appropriate (cf. this study), but can be increased to 1:1 when the donor area has low biomass production or seed production.

The following rules of thumb can be followed for the transfer of sods:

c. Sods can be collected all year round, but the ideal period is a humid and fresh autumn period (no frost). It is important that the sods do not dry out and are applied immediately to the soil to be restored, otherwise there is a risk of excessive fungal mortality or heating.

d. Sods can be applied with a manure spreader (cf. this study).

e. A ratio of 1:15 (m²:m²) to be spread appears appropriate.

This study shows that it is very well possible to transfer plant species with cuttings and sods, but that hardly any other target species appear than those that were present in the cuttings or sods. The donor material in this study was collected in the nearby dry and wet heathland, where the dry heathland (*Genisto pilosae-Callunetum typicum*) in particular was relatively poor in species. One of the advantages of heather development on former agricultural land is that the soil is not seriously acidified, as is the case on many existing heathers. As a result, at these recently cleared locations there is the potential to develop a type of heather that is still rich in species than is currently present in the often acidic or degraded local variant, including, for example, the species-rich *Genisto pilosae-Callunetum danthonietosum* in the dry locations or the endangered sub-association *Ericetum tetralicis orchietosum* in the wet locations.

In short, if only species poor cuttings or sods are added, the result will be species poor heather. We therefore advise (1) to use species-rich donor material, if necessary collected elsewhere, and (2) to further supplement this material with manually collected (or cultivated) vital seeds from target species that are hardly ever present in the region anymore. During a first pilot, for example, carefully cultivated seed of Cat's-foot (*Antennaria dioica*) was administered in the current test plots in the dry limed plots, and the first results seem hopeful (Photo 7.1). For the use of seeds, the "Living archive" can be consulted (www.hetlevendarchief.nl). The introduction of seeds of protected species is not allowed as a matter of course (think of the Nature Conservation Act) and must be done with care.

Future prospects - long-term development?

Even the best-developed test plots with sod addition deviate from the local reference heath, especially underground after six to seven years, with a much lower microbial biomass, different microbial-functional profiles, and a relatively low density of mesofauna (e.g. few oribatid mites in the dry surfaces) and nematodes. In the latter group mainly the herbivores compared to the local reference heath are missing.

These deviations are probably partly due to the still large differences in the quantity and composition of (living and dead) soil organic material between the test sites and the local reference heath. The community of the carabid beetle, characterised by a high spreading capacity, is the only fauna group to show some form of stabilisation only after six to seven years. If at some point in the course of the secondary succession more organic matter has

accumulated, which is expected, the redistribution of fresh sods could possibly be considered in order to re-stimulate dispersion of the smaller fauna groups and microbiota.

It is also important to start follow-up management at some point in order to prevent the heather from being excessively grass encroached or forested and to ensure rejuvenation. A regular heather management with sheep herd is a good option for this.

The plots with different treatments seem to converge slightly over the years, but this development mainly takes place above ground (vegetation). The addition of sods leads to a very rapid development of a characteristic heather vegetation, while the same evolution also takes place in the hay application test plots, but at a significantly slower rate. In this context, it would be extremely valuable to determine whether the experimental plots converge completely towards each other in terms of development over time, both in terms of vegetation development and in the development of the soil communities. If this convergence continues, this would mean that with sod addition only a time gain can be achieved compared to the transfer of mowed material or (possibly also) compared to doing nothing. However, if this convergence were to prove to be stagnant in the future, this would mean that a crucial switch in ecosystem functioning could be forced by means of sods addition, probably driven by a combination of a better developed soil life and priority effects. DNA measurements carried out in the sampling units (not part of this study) clearly show that the development of compounds between plants and fungi is different in the sampling units where sods are applied compared to the control sampling units, and is also much more similar to the reference heather (Radujković et al., 2019). Also, the rate at which the fungal community develops varies greatly between the different biota additives (Figure 7.3).

A continuation of the monitoring of soil chemistry, vegetation and soil life in the current experiment in the long term is therefore highly desirable in order to fill these knowledge gaps. We emphasize that the current experiment is unique in its design, with a gradient in pH, humidity, and additive treatment. The study area therefore has extremely high potential as a LTER site (= Long-Term Ecosystem Research Site). It is to be expected that especially the slow increase in organic matter content during this secondary succession could prove to be very controlling. In view of the slow accumulation rate of organic matter, we recommend a minimum follow-up in years 10, 15 and 20 after the start of the soil life experiment, and a biennial follow-up of soil chemistry (minimum organic matter content) and vegetation from now until the year 2030.

Finally, it is valuable to explore the suitability of the sampling units to develop a more species-rich type of heathland by introducing characteristic heathland species (by means of mowing or seeds) that used to occur in the Dwingelderveld and surroundings but are no longer present or hardly present there. By making use of the gradient in soil buffering and the knowledge about the development of soil life, a better insight can be obtained into the conditions that these species require. For example, these restored former farmlands can eventually serve as a refuge for species and habitat types that have come under severe pressure as a result of soil acidification and are in danger of disappearing from the heath landscape or have already disappeared. Examples include dry and wet heather grassland (H6230), or more species-rich variants of dry and wet heather. It is important, however, that such additional experiments do not interfere with the design of the current experiment. This could include a split-plot design in the current experimental design or the installation of an adjacent experimental zone where, after liming, it may be possible to experiment with reintroduction.

1 Inleiding

1.1 Achtergrond

Heidevelden hebben gedurende lange tijd deel uitgemaakt van het West-Europese landschap. De term heide wordt veelal gebruikt voor vegetaties die gedomineerd worden door dwergstruiken uit de heidefamilie (*Ericaceae*). Naast deze dwergstruiken komen nog verspreid gras- en kruidensoorten voor met een vaak rijke groei aan mossen en vooral korstmossen (o.a. Gimingham 1972; De Smidt 1975). Dwergstruikheiden komen op verschillende delen van de wereld voor, veel in de bergen, maar zijn - of waren - ook wijdverspreid in de Atlantische en subatlantische delen van Europa, van Zuidwest Noorwegen tot in Portugal. In het laagland van Europa is natuurlijke heide beperkt tot de nauwe zone nabij de kust. De uitgestrekte laaglandheiden zijn ontstaan door menselijke invloed en zijn al eeuwenlang aanwezig in het Pleistocene zandlandschap van Nederland. Heiden van het Europese laagland komen zowel bij droge als natte condities voor. Sinds het begin van de vorige eeuw tot 1960 is het oppervlak aan heiden in Nederland met ca. 95% afgenomen. Vanwege de unieke biodiversiteit zijn de resterende heiden momenteel vrijwel allemaal aangewezen als natuurgebied.

De huidige staat van instandhouding van (voorheen) voedselarme habitats is in de meeste West-Europese landen niet erg gunstig, en dit is zeker het geval voor heiden (<http://bd.eionet.europa.eu/article17/habitatsummary>). Zowel verbetering van de kwaliteit van bestaande heiden als ook het vergroten van het oppervlak (van goed-ontwikkelde) heide binnen het Nederlandse natuurnetwerk (voorheen EHS) en Natura 2000-gebieden zijn daarmee een expliciet beleidsdoel. Dit betreft zowel natte heide (H4010) als droge heide (H4030). Onder meer in het kader van EGM en OBN zijn (en worden) herstelmaatregelen tegen verzuring, vermesting en verdroging ontwikkeld voor bestaande heiden en is al veel kennis aanwezig. Een groot deel van de beoogde uitbreiding moet worden gerealiseerd op uit productie genomen landbouwgronden: over de effectiviteit daarvan is nog veel minder bekend. Studies naar de knelpunten bij de omvorming van landbouwgronden naar heiden zijn daarmee van groot nationaal en internationaal belang.

1.2 Heideherstel op voormalige landbouwgrond

Naast het verbeteren van de habitatkwaliteit van resterende heideterreinen is de uitbreiding van natte en droge heide gedurende de komende jaren van groot belang in Nederland. Daarvoor is de uitbreiding van veel bestaande natuurterreinen – of Natura 2000-gebieden - in de laatste twee decennia met omliggende agrarische gronden een uitgelezen kans. Echter een snelle ontwikkeling van doelvegetaties van het heidelandschap blijft vaak achterwege op voor natuur ingerichte voormalige landbouwgrond, en het in beeld brengen van knelpunten (met oplossingen) is dus essentieel.

1.2.1 Knelpunten

Vanuit voorbije herstelprojecten op voormalige landbouwgronden zijn een aantal knelpunten naar voren gekomen omtrent de omvorming van landbouwgronden naar schrale natuurdoeltypen:

1. Grondwaterstanden in voormalig landbouwgebied zijn veelal te laag voor de ontwikkeling van vochtige en natte natuurdoeltypen;
2. Op voorheen zure gronden is de pH vaak sterk verhoogd door bekalking, teneinde de landbouwkundige productiviteit te optimaliseren;
3. Vrijwel altijd is er in voormalige landbouwgronden sprake van een te hoge bodemvruchtbaarheid (N en met name P) als gevolg van de hoge bemestingsdruk in Nederland;
4. Rode lijst- en kensoorten zijn meestal verdwenen in agrarisch gebied;
5. De bodemgemeenschap in heide en schraallanden heeft doorgaans een andere samenstelling dan deze in agrarisch gebied;

1.2.2 Op weg naar nieuwe herstelmethoden

Verschraling via beheer (maaien met afvoeren, of begrazing) is doorgaans ontoereikend om intensief gebruikte landbouwgrond binnen enkele decennia om te vormen naar goed-ontwikkelde natte of droge heide (van Dijk 1986; Klooker et al., 1999; Verhagen et al., 2003; De Levende Natuur 2009 - themanummer ontgroningen; Loeb et al., 2013; Aggenbach et al., 2017). Rigoureuze maatregelen zoals diep plaggen c.q. ontgronden, waarbij de verrijkte bouwvoor wordt afgevoerd, zijn dan zeer geschikt om snel voedselarme omstandigheden te creëren.

Voedselrijkdom

Door intensieve bemesting zijn voormalige landbouwgebieden veel te voedselrijk voor de ontwikkeling van droge of natte heide (o.a. Verhagen et al., 2001; Lamers et al., 2009; Van Mullekom et al., 2013). Het betreft hier zowel stikstof (N) als fosfor (P), maar met name fosfor vormt een langdurig en pertinent probleem. De hoeveelheid beschikbaar stikstof neemt meestal af in de loop van de tijd als gevolg van denitrificatie, maai-beheer en uitspoeling, hoewel dit in de huidige tijd deels weer teniet wordt gedaan door atmosferische depositie van N. P-verbindingen zijn in tegenstelling tot N relatief immobiel, waardoor de fosfaatbeschikbaarheid in voormalige landbouwgronden vaak eeuwenlang zeer hoog blijft (Smolders et al., 2006).

De eerste studies naar de effecten van ontgroning in het kader van heide-ontwikkeling (o.a. Aerts et al., 1995; Klooker et al., 1999; Verhagen et al., 2003) bevestigen dat de nutriëntenbeschikbaarheid sterk afneemt na ontgronden. Samen met studies over abiotische kenmerken van diverse habitattypen uit het heidelandschap (o.a. Bobbink 2008; de Graaf et al., 2009), allerlei lokale rapporten, en beschikbare bodemchemische databases (B-WARE, Universiteit Antwerpen) is ondertussen veel kennis verzameld omtrent de abiotische verschillen tussen landbouwgrond en heiden. De bodemvruchtbaarheid op voormalige landbouwgronden kan door ontgronden voldoende verlaagd worden tot grenswaarden die geschikt zijn voor de ontwikkeling van heide en heischraal grasland (Aggenbach et al., 2017).

Ontgronden leidt echter niet tot een lagere pH. Dit leidt mogelijk tot een verhoogde mineralisatiesnelheid, en daarmee op termijn ook opnieuw tot een hogere nutriëntenbeschikbaarheid. Overigens biedt dit gegeven dan wel weer kansen voor de ontwikkeling van beter gebufferde schraallanden waaronder heischraal grasland.

Zuurgraad

Vrijwel alle Nederlandse landbouwgronden, zeker in het zandlandschap, worden regelmatig bekalkt om de productiviteit te verhogen en verzuring tegen te gaan. Dit heeft in het geval van "ontgonnen" heiden en andere zure systemen geleid tot een pH die gemiddeld 1-2 eenheden hoger is dan de uitgangssituatie (o.a. Klooker et al., 1999; Loeb et al., 2017). Hierdoor is de pH(H₂O) van voormalige landbouwgronden buiten het optimale bereik voor droge en natte heiden, respectievelijk 4,0-5,5 en 4,0-5,0 (Runhaar et al., 2009). In Engeland is geëxperimenteerd met het toedienen van versnipperd naaldhout, strooisel van Adelaarsvaren, en elementair zwavel om de pH van voormalige landbouwbodems te verlagen (Owen et al., 1999). Uit deze experimenten bleek dat vooral de toevoeging van elementair zwavel het meest effectief was om de bodem-pH binnen korte termijn te verlagen. Een positief effect op de vestiging van Struikheide (*Calluna vulgaris*) was hier gedurende de eerste jaren zeer beperkt (Owen & Marrs 2000), maar eigen waarnemingen in 2006 (pers. waarn. R. van Diggelen) suggereren een duidelijk positief effect van zwaveltoediening op langere termijn op de ontwikkeling van Struikheide. Helaas zijn na de startfase geen metingen meer uitgevoerd in dit project, zodat er weinig tot niets bekend is over de snelheid van verzuring, stabiliteit van pH, de snelheid van vestiging van doelsoorten, etc. Op dit gebied bestaat hier dus nog een duidelijke *kennislacune*.

Aanwezigheid van doelsoorten

Zowel in het geval van een verschrallingsbeheer als na ontgronden geldt dat doelsoorten van de te ontwikkelen habitattypen doorgaans geheel afwezig zijn, zowel bovengronds als ondergronds. Typische flora en fauna worden soms nog in slootkanten en in wegbermen aangetroffen, vaak in kleine en weinig-vitale relictpopulaties, maar ontbreken meestal geheel in de percelen zelf (Grootjans et al., 1992). Ook de zaadvoorraad en de bodemgemeenschap bestaan uit geheel andere soorten dan in het doelsysteem (Bekker et al., 1997; Verhagen et al., 2003). Dit geldt zeker voor jarenlang intensief gebruikte graslanden en akkers, en ook voor, voor ontgronde gebieden. In het tweede geval is zowel de zaadbank als de bodemgemeenschap zeer soortenarm (Klooker et al., 1999; Frouz et al., 2009).

Zonder menselijk ingrijpen wordt de soortensamenstelling van de zich ontwikkelende gemeenschap vooral bepaald door de dispersiecapaciteit van organismen. Zeker in de eerste jaren na ontgronden bestaan zowel de vegetatie als ook bepaalde bodemgemeenschappen (zie later) voornamelijk uit algemene en/of zich gemakkelijk verbreidende soorten (Verhagen et al., 2001; Kirmer et al., 2008; Smits et al., 2008; Srinivasan 2014). Pas na langere tijd neemt het aantal doel- en gespecialiseerde soorten (enigszins) toe. Een studie naar de successie van de bodemgemeenschap bij een zich vanaf kaal zand ontwikkelende heide liet zien dat de kolonisatie van mijten lang duurde: pas in proefvlakken die al meerdere decennia oud waren werden gespecialiseerde soorten aangetroffen (Srinivasan 2014). Ook lijkt het waarschijnlijk

dat er sprake is van een zgn. "prioriteitseffect": de soorten die het eerste aankomen vermeerderen zich snel, waardoor de gemeenschap steeds resistenter wordt tegenover de vestiging van nieuwkomers (Körner et al., 2008). Het gevolg is een gesloten vegetatie waarin kieming en vestiging van nieuwe soorten nauwelijks meer mogelijk is (Williams 1963; Verkaar & Schenkeveld 1984; Hautier et al., 2009).

Om dit knelpunt op te heffen, zijn in het laatste decennium meer radicale hersteltechnieken ontwikkeld. Getracht wordt om vegetatieontwikkeling te sturen door het inbrengen van zaden of fragmenten van doelsoorten, bijvoorbeeld door het opbrengen van "vers maaisel" (met rijpe zaden) vanuit een soortenrijk donorgebied. Deze methode leidt doorgaans tot een toename in soortenrijkdom, maar de mate van succes varieert tussen studies (o.a. Hölzel et al., 2003; Smits et al., 2008; Kiehl et al., 2010 & Van Noordwijk et al., 2013; Loeb et al., 2017). Deels kan dit te maken hebben met verschillen in kwaliteit (kiemkracht) van de opgebrachte zaden, het tijdstip van oogsten (niet alle zaden zijn op hetzelfde moment rijp), verschillen tussen soorten en verschillen tussen habitats (Klimkowska et al., 2009). Het is echter nauwelijks bekend in hoeverre deze technieken geschikt zijn om heiden te herstellen, en voor welke soorten de techniek effectief is en voor welke niet. Hier is sprake van een *kennislacune*.

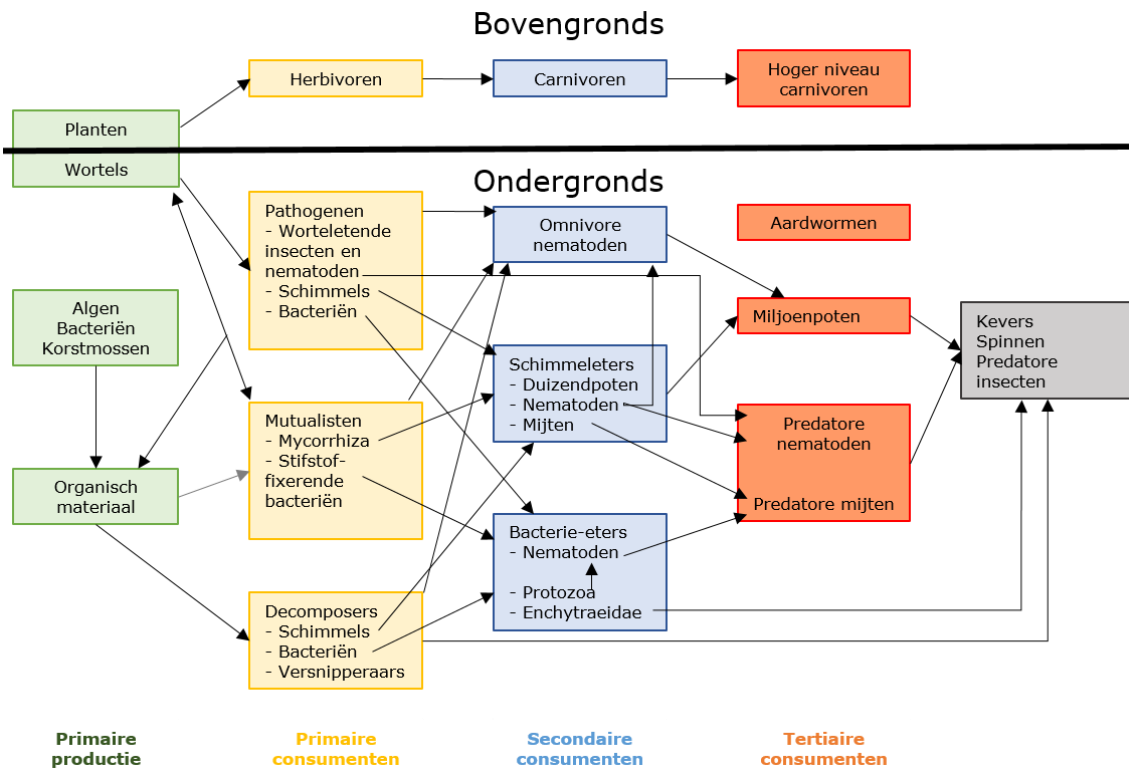
Samenstelling bodemgemeenschap

Er zijn duidelijke aanwijzingen dat op voormalige landbouwgronden de samenstelling van het bodemvoedselweb een knelpunt kan vormen. Deze gemeenschap speelt een essentiële rol in het functioneren van de bovengrondse gemeenschap (o.a. Wardle et al., 2004) en omvat het meest complexe systeem op aarde. De basale functies zoals de afbraak van organisch materiaal worden vervuld door micro-organismen (bacteriën en schimmels). De hogere trofische niveaus kunnen zich zowel voeden met organisch materiaal als met de organismen van de onderliggende trofische niveaus, en dit kan de snelheid van bodemprocessen zowel stimuleren als remmen. Deze interacties zijn echter zeer moeilijk te kwantificeren, waardoor de invloed op het functioneren van de gehele bodemgemeenschap niet eenvoudig meetbaar is.

De bodemgemeenschap speelt een essentiële rol in het beschikbaar maken van nutriënten. Enerzijds kunnen er samenwerkingsverbanden worden gevormd tussen planten en microben waardoor het nutriëntenaanbod voor planten wordt vergroot. Mycorrhiza-vormende schimmels vergroten bijvoorbeeld de beschikbaarheid van fosfaat voor de planten waarmee zij een verbinding aangaan, terwijl stikstoffixerende bacteriën hun gastheren voorzien van stikstof. Daarnaast zorgt de bodemgemeenschap voor de afbraak van dood plantenmateriaal, waardoor nutriënten weer beschikbaar worden. De samenstelling van de bodemgemeenschap beïnvloedt de afbraaksnelheid van organisch materiaal en daarmee de stofkringloop.

In agrarische en andere voedselrijke systemen wordt de gemeenschap gedomineerd door bacteriën die zorgen voor een snelle afbraak en nutriëntencyclus, waarin verder de microfauna (nematoden en protozoa) en de aardwormen de belangrijkste groepen zijn. In voedselarme systemen zoals heiden domineren schimmels en micro-arthropoden (mijten en springstaarten) de bodemgemeenschap. De afbraak door schimmels verloopt langzamer en bovendien slaan schimmels veel nutriënten op in hun hyfen, wat leidt tot tragere cycli.

Onderzoek heeft aangetoond dat de bodemgemeenschap die op omgevormde voormalige landbouwgronden aanwezig is, nog het meest lijkt op die van intensief gebruikte landbouwgronden (Frouz et al., 2009, Van Diggelen et al., 2009). Dit betekent hoogstwaarschijnlijk dat veel processen in de bodem van niet-ontgronde voormalige landbouwgronden anders verlopen dan in ongestoorde heiden en heischrale graslanden. Na ontgronden kan ook hier sprake zijn van een prioriteitseffect en zou de initiële samenstelling van de bodemgemeenschap effect kunnen hebben op de verdere ontwikkeling van het systeem.



Figuur 1.1. Schematisch overzicht van het bodemvoedselweb (naar Bardgett 2005).

Figure 1.1. Schematic overview of the soil foodweb (Bardgett 2005)

Niet alleen nutriëntencycli kunnen anders verlopen, voor sommige met name zeldzamere plantensoorten kan de aanwezigheid van bepaalde mycorrhiza-vormende schimmels een voorwaarde zijn voor hun vestiging (Harris 2009). Verder geldt ook hier dat de opbouw van een bodemgemeenschap vermoedelijk vooral gestuurd wordt vanuit de verspreidingscapaciteiten van soorten, waarbij zeker in het begin vooral algemene en zich gemakkelijk verspreidende soorten de overhand zullen hebben. Een mogelijkheid om een ontwikkeling in de gewenste richting van voedselarme habitats te versnellen is wellicht het inbrengen van de karakteristieke bodemorganismen door natuurontwikkelingsgebieden te 'enten' met bodemmateriaal (plagsel) uit goed ontwikkelde heiden. Er zijn recent steeds meer aanwijzingen dat het enten met bodemleven de vegetatieontwikkeling sterk kan sturen in de gewenste richting (o.a. Wubs et al. 2016). In hoeverre dit werkt op ontgronde voormalige landbouwgrond is onvoldoende bekend. Ook dit is een *kennislacune*.

De bovengenoemde abiotische en biotische knelpunten zouden mogelijk kunnen worden opgelost door na ontgroning actief in te grijpen in de bodembuffering, de beschikbaarheid van zaden, en bodemfauna. Hiermee is echter weinig ervaring, en er zijn nog geen goede herstelstrategieën ontwikkeld om natte en droge heide te ontwikkelen op voormalige

landbouwgrond. Voor zover één of meer van de bovengenoemde parameters in een omvormingsproject wordt gemanipuleerd zijn de resultaten meestal niet eenduidig en veelal matig gedocumenteerd. Het onderzoeksproject "**Praktijkproef heideherstel op voormalige landbouwgrond**" beoogt middels experimenteel onderzoek op praktijkschaal bij te dragen aan de noodzakelijke kennisontwikkeling.

1.3 Het project 'Praktijkproef heideherstel op voormalige landbouwgrond'

De eerste fase van het project "Praktijkproef heideherstel op voormalige landbouwgrond in het Noordenveld (Dwingeloo)" is in september 2011 gestart en had een looptijd tot eind december 2014. Deze eerste fase van het project (2011-2014) is gefinancierd door LIFE+, de Provincie Drenthe en OBN. Het onderzoek richt zich op een analyse van de mogelijkheden om, na ontgroning, de omvorming van landbouwgronden naar heide te versnellen door actieve manipulatie van bodemchemie (via bekalking of verzuring) al of niet in combinatie met toevoer van biota (vegetatie of plagsel). Het betreft hierbij zowel het habitatype droge heide (H4030) als natte heide (H4010) en de voor deze typen kenmerkende soorten.

In 2015 is de uitvoering van metingen aan bodemchemie, vegetatie en loopkevers gefinancierd door LIFE+ en door de provincie Drenthe (Fase 2) en de metingen voor de periode van 2016 tot 2018 (Fase 3) zijn door de provincie Drenthe en OBN gefinancierd, voor de provincie Drenthe in het kader van de PAS. Dit experiment biedt door de opzet en langjarige herhaalde metingen een unieke en zeer waardevolle kans om herstelmaatregelen voor natte- en droge heide op voormalige landbouwgronden te ontwikkelen en op hun effectiviteit wetenschappelijk te toetsen.

Het onderzoek richt zich op een analyse van de mogelijkheden om, na ontgroning, de omvorming van landbouwgronden naar heide te versnellen door actieve manipulatie van bodemchemie (via bekalking of verzuring) al of niet in combinatie met toevoer van biota (vegetatie of plagsel). Het betreft hierbij zowel het habitatype droge heide (H4030) als natte heide (H4010) en de voor deze typen kenmerkende soorten. De volgende kennisvragen worden onderzocht in dit project:

1. In hoeverre verandert de pH door de additie van bepaalde materialen? Blijft de pH stabiel gedurende een aantal jaren of neemt het effect af met de tijd?
2. Wat is het effect van de pH-veranderingen op de beschikbaarheid van nutriënten?
3. Wat is het effect van de pH-veranderingen op de samenstelling van bodembiota, loopkevers en vegetatie?
4. Leidt het inbrengen van heidemaaisel en/of -plagsel tot verschillen in gemeenschapssamenstelling van bodembiota, loopkevers en vegetatie? Zo ja, in hoeverre zijn die identiek aan de samenstelling van de gemeenschappen in goed-ontwikkelde referentieheide?
5. Bestaat er een relatie tussen de snelheid en volledigheid (voorkomen en bedekking van kenmerkende soorten) van vegetatieherstel en de samenstelling van de bodemgemeenschappen?
6. In hoeverre wordt de ontwikkeling in de richting van doelvegetaties versneld ten gevolge van manipulatie van de pH, en hoe volledig is dit herstel?
7. Hoe snel worden de proefvlakken gekoloniseerd door diverse groepen micro- meso- en macrofauna?

2 Experimentele opzet en methodiek

2.1 Experimentele inrichting natte en droge proeflocaties

Een uitgebreide beschrijving van de proeflocaties en de proefopzet is beschreven in het eindrapport van fase 1 (Weijters et al., 2015). Hier volgt een korte samenvatting van de proefopzet.

2.1.1 Achtergrond herinrichting voormalige landbouwenclave 'Noordenveld'

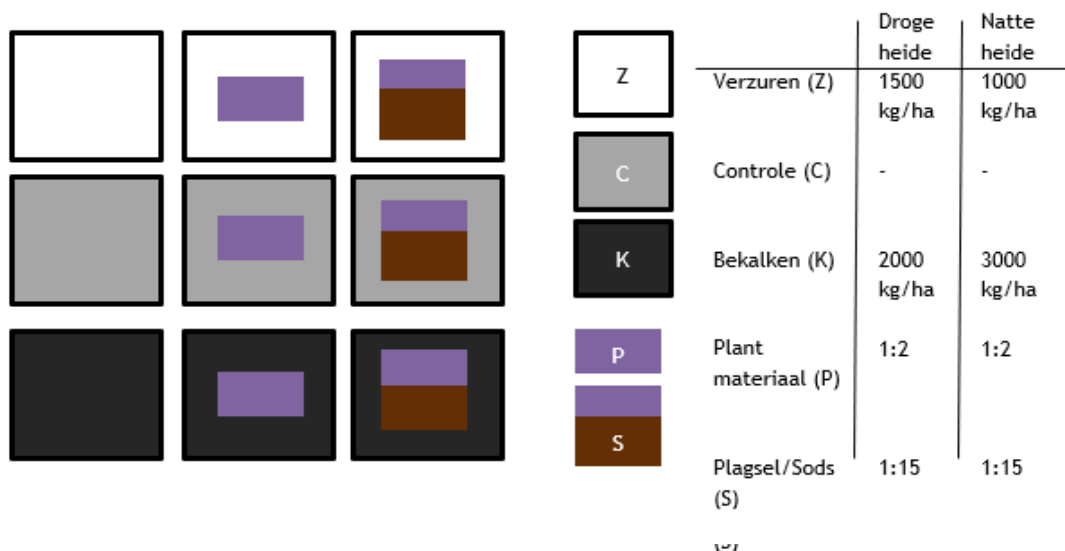
In de periode 1930-`50 werd het deelgebied "Noordenveld" (bijna 200 ha) in het centrum van het Dwingelderveld omgezet in landbouwgebied, waarbij het gebied `drooggelegd` werd door een netwerk van diepe sloten. Het Noordenveld is rond 1950 in landbouwkundig gebruik genomen. Het betrof grotendeels grasland, maar in recente jaren werden ook enkele hectares met mais bebouwd. Om landbouw mogelijk te maken werd de waterstand hier sterk verlaagd en het overtollige water via een diepe leiding afgevoerd naar het Zuidwesten. Hoewel deze zogenaamde leiding 20 min of meer het natuurlijke afwateringspatroon volgde, trad als gevolg van de diepe insnijding ook verdrogings schade in aangrenzende delen op. Vanwege de sterke verdroging staat ca. 50% van het Dwingelderveld op de zogeheten TOP-lijst van de belangrijkste verdroogde gebieden in Nederland, waarvan het Rijk en de provincies hebben afgesproken dat ze voorrang hebben bij de bestrijding van verdroging. Sinds de jaren 70 van de 20^e eeuw verwierven Staatsbosbeheer en de Vereniging Natuurmonumenten percelen in het Noordenveld van landbouwers met als doel deze enclave in bezit te krijgen en vervolgens om te vormen tot heide. De laatste percelen kwamen in het eerste decennium van de 21^e eeuw in bezit en rond 2010 werd met financiering vanuit voornamelijk LIFE+ (3,9 miljoen euro) en de provincie Drenthe (4,4 miljoen euro) met de herinrichting van het gebied gestart. In februari 2011 is begonnen met het afvoeren van de voedselrijke bodemlaag in het Noordenveld, dit was in het voorjaar van 2013 gereed. Hierna is begonnen met het hydrologisch herstel van het gebied, door o.a. de diepe waterafvoerende leidingen dicht te storten met keileem en zand. De hoofdleiding 20 is omstreeks augustus/september 2013 gedicht, waarmee de vernatting van het terrein begon.

2.1.2 Praktijkproef Heideontwikkeling op voormalige landbouwgrond

De praktijkproef *Heideontwikkeling op voormalige landbouwgrond* bestaat uit twee deel-experimenten (ontwikkeling van natte heide en ontwikkeling van droge heide). De natte proeflocatie ligt gemiddeld ca. 80 cm lager dan de droge proeflocatie, hetgeen ook terug te zien is in de grondwaterstanden. In zowel de natte als de droge proeflocatie is een peilbuis geplaatst, die vanaf juni 2013 werd gevolgd. De peilbuis in de natte heide-proef staat op een relatief droog deel, waar het water niet boven maaiveld komt. Een deel van de omliggende proefvlakken staat echter een deel van het jaar onder water (20 tot 30 cm). Na het dichten

van de laatste grote afwaterende leiding (leiding 20) in de zomer van 2013 zijn de proefvlakken in de natte heide locatie aanzienlijk natter geworden. Het verschil tussen de natte en droge proefvlakken is hierdoor groter geworden. Een deel van de proefvlakken staat sinds het najaar van 2013 een deel van de tijd onder water, andere proefvlakken zijn continue droog. Hierdoor ontstaat er veel variatie binnen de natte proef. Uit de meetgegevens van de peilbuis in de natte proeflocatie (Weijters et al., 2014) blijkt dat de vernatting tot gevolg heeft gehad dat de waterstanden in dit meetpunt nu binnen de range van de Sphagnum variant liggen van vochtige/natte heide.

In ieder deelexperiment zijn twee inrichtingsvarianten getoetst: een variant waarbij de zuurgraad wordt beïnvloed door te bekalken of zwavel op te brengen, en een variant waarbij het aanvoeren van biota (maaisel of plagsel) wordt beïnvloed. De twee inrichtingsvarianten zijn ook gecombineerd toegepast, waardoor de proefopzet factorieel is, en 3 x 3 behandelingen zijn opgezet (Figuur 2.1). Iedere behandeling bestaat steeds uit drie replica's, zodat elk deelexperiment uit 27 proefvlakken bestaat, gegroepeerd in drie zogenaamde "randomized" blocks met ieder 9 proefvlakken. De proefvlakken zijn ieder 22 x 22 m groot in het natte gedeelte, en 15 x 15 m in het droge deel (Figuur 2.2). Alle behandelingen zijn gerandomiseerd over de proefvlakken.



Figuur 2.1. Indeling van het experiment. De behandelingen zijn willekeurig over de proefvlakken verdeeld. Zowel het natte als het droge deelexperiment bestaat uit 27 proefvlakken, doordat er van elke behandeling drie replica's zijn ingezet.

Figure 2.1. Experimental design. The treatments have been randomly appointed to the plots. Both the wet- as the dry- heath experiment consists of 27 plots, resulting in three replicas per treatment. Z=acidification, C=control, K-Liming, P=plant material and S=Sods.

De proefvlakken zijn verzuurd door elementair zwavel (S) toe te voegen, het bekalken is uitgevoerd met Dolokal (Dolomietkalk, calciummagnesium-carbonaat). De hoeveelheid op te brengen kalk en zwavel is geschat door de bodemchemie direct na ontgronden te meten en te vergelijken met waardes gemeten in goed ontwikkelde natte- en droge heideterreinen.

Daarnaast wordt gekeken naar de manier waarop planten en dieren de proefvlakken koloniseren en of de ontwikkeling van de fauna en vegetatie op een positieve manier gestimuleerd wordt door vers plantmateriaal (maaisel) of plagsel (de vegetatie met een 5-6 cm dik laagje bodem) van niet-vergraste natte- of droge heide op de kale bodem aan te

brenge. Voordeel van het aanbrengen van plagsel is dat er zo, naast plantzaden, ook bodemleven (micro-organismen, mesofauna) uit de heide op de afgegraven grond terecht kan komen. Een overzicht van de behandelingen is weergegeven in tabel 2.1.



Figuur 2.2. Luchtfoto genomen in mei 2012 (bovenste) en in augustus 2019 (onderste). In het blauwe kader het natte heide- deelexperiment, in het bruine kader het droge heide- deel. Duidelijk zichtbaar zijn de proefvelden waar in begin december 2011 plagsel is aangebracht. Maaisel is in september 2012 opgebracht. De voedselrijke grond tussen beide delen van het experiment is in de loop van 2012 afgevoerd. Het droge heide experiment beslaat 6000 m² en het natte heide experiment 13000 m².

Figure 2.1. Aerial picture may 2012 and august 2019. In brown the dry heath experiment and in blue the wet-heath experiment. The plots with sods added in 2011 are clearly visible. The area of the dry-heath experiment is 6000 m² and of the wet heath-experiment 13000 m². Picture:Topfoto.nl.

Tabel 2.1. Uitgevoerde werkzaamheden bij het inzetten van het experiment. De verhoudingen plagsel in 1:15 geeft aan dat plagsel van 1 m² bestaande heide is verspreid over 15m² proefvlak, hetzelfde geldt voor de verhouding 1:2, waarbij maaisel van 1m² bestaande heide is uitgespreid op 2m² van de proefvelden.

Table 2.1. Summary of the activities at the start of the experiment. The ratio 1:15 for the application of sods means that 1 m² of donor material was spread onto 15m² of experimental site. For the fresh plant material 1m² of old heathland was spread onto 2 m² of experimental site.

Werkzaamheden	Hoeveelheid	Datum
Inrichten proefvlakken		12-10-2011
Bepalen bodemchemie natte proeflocatie om bekalking en verzuring te bepalen		21-10-2011
Bepalen bodemchemie droge proeflocatie om bekalking en verzuring te bepalen		2-11-2011
Bekalken natte proeflocatie	3 ton Dolokal/ha	15-11-2011
Bekalken droge proeflocatie	2 ton Dolokal/ha	15-11-2011
Verzuren natte proeflocatie	1 ton S/ha	17-11-2011
Verzuren droge proeflocatie	1,5 ton S/ha	17-11-2011
Verzamelen plagsel (natte- en droge heide)		13-12-2011
Opbrengen plagsel (natte- en droge heide)	Verhouding 1:15	16-12-2011
Verzamelen en opbrengen maaisel natte proeflocatie	Verhouding 1:2	13-9-2012
Verzamelen en opbrengen maaisel droge proeflocatie	Verhouding 1:2	25-9-2012

2.2 Methode

2.2.1 Metingen

In het project worden de ontwikkelingen in bodemchemie, bodemleven, vegetatiesamenstelling en fauna gevolgd. In tabel 2.2 zijn de uitgevoerde en nog uit te voeren metingen weergegeven. Een uitgebreide beschrijving van alle gebruikte meettechnieken is te vinden in Weijters et al., 2015. In de hiernavolgende paragrafen worden de technieken gebruikt voor de meetronde in 2018, beschreven.

Tabel 2.2. Overzicht van de metingen per jaar. In het jaar 2016 zijn alleen de droge proefvlakken bemonsterd en is de natte proeflocatie niet meegenomen in de meetrondes.

Table 2.2. Overview of the measurements over time. In 2016 only the dry experimental site was sampled.

Jaar	Fase 1				Fase 2
	2011 <i>0-meting</i>	2012 <i>effectmeting 1</i>	2013 <i>effectmeting 2</i>	2014 <i>effectmeting 3</i>	2015 <i>effectmeting 4</i>
Metingen	bodemchemie bodem micro-organismen bodem micro- en mesofauna	bodemchemie voorjaar bodemchemie najaar vegetatieopnames vlinders, libellen, sprinkhanen loopkevers	bodemchemie voorjaar bodemchemie najaar vegetatieopnames vlinders, libellen, sprinkhanen loopkevers bodem micro-organismen bodem micro- en mesofauna metingen referentie heide	bodemchemie voorjaar bodemchemie najaar vegetatieopnames vlinders, libellen, sprinkhanen loopkevers	bodemchemie voorjaar bodemchemie najaar vegetatieopnames loopkevers
Jaar	Fase 3				
	2016 <i>effectmeting 5</i>	2017 <i>effectmeting 6</i>	2018 <i>effectmeting 7</i>		
Metingen	bodemchemie najaar vegetatieopnames loopkevers	bodemchemie najaar vegetatieopnames loopkevers bodem micro-organismen bodem micro- en mesofauna metingen referentie heide DNA-analyse bodemleven	bodemchemie najaar vegetatieopnames loopkevers		

2.2.2 Bodemchemie

Bemonstering van de bodem

De bodem werd verzameld op een diepte van 0-10 cm onder maaiveld. Van alle behandelingen en replica's werden 4 deelbodemmonsters verzameld die werden gemengd, verpakt, getransporteerd en gekoeld bewaard. Vervolgens werden de bodemmonsters geanalyseerd.

De volgende parameters werden bepaald aan de bodemmonsters:

- Organisch stofgehalte ("Loss of ignition")
- Massavolume (maat voor de bulk-density)
- Extractie met demiwater en zout (0,2M NaCl) waarbij de pH werd bepaald en een indruk werd verkregen van de basenverzadiging en Cation Exchange capacity van de bodem. Verder werd de concentratie ammonium en nitraat bepaald via deze demiwaterextractie (nitraat) en zoutextractie (ammonium).
- Olsen-extractie als maat voor beschikbaar P. Bij de Olsen-extractie werd de hoeveelheid plantenbeschikbaar-P vrijgemaakt door verdringing van P door bicarbonaat. Tevens werden ijzer- en aluminiumhydroxides gehydrolyseerd waardoor geadsorbeerd P vrijkomt.
- C/N-analyse. Hiermee werd de totaalconcentratie N bepaald en de verhouding tussen C en N, die vaak samenhangt met de afbraaksnelheid van organische stof. Gecombineerd met de gegevens uit de demiwater- en zoutextracties werd tevens de hoeveelheid organisch stikstof rekenkundig bepaald. Daarnaast werd de zogenaamde C:N ratio berekend
- Destructie voor totalen aan elementen P, Al, Fe, S, Si, Na, K, Ca, Mg, Mn, Zn.

Bewerking van de bodemmonsters

Drooggewicht en organisch stofgehalte

Om het vochtgehalte van het verse bodemmateriaal te bepalen werd het vochtverlies gemeten door bodemmateriaal per monster af te wegen in aluminium bakjes en gedurende minimaal 48 uur te drogen in een stoof bij 60°C. Vervolgens werd het bakje met bodemmateriaal terug gewogen en het vochtverlies berekend. Dit alles werd in duplo uitgevoerd. De fractie organisch stof in de bodem werd berekend door het gloeiverlies te bepalen. Hiertoe werd het bodemmateriaal per monster, na het drogen, gedurende 4 uur verast in een oven bij 550°C. Na het uitgloeien van de monsters werd het bakje met bodemmateriaal weer gewogen en het gloeiverlies berekend. Het gloeiverlies komt in dit type bodems goed overeen met het gehalte aan organisch materiaal in de bodem.

Bodemdestructie

Door de bodem te destrueren (ontsluiten) is het mogelijk de totale concentratie van bijna alle elementen in het bodemmateriaal te bepalen. Dit werd uitgevoerd door het bodemmateriaal na het drogen op 60°C te vermalen. Van het bodemmateriaal werd per monster nauwkeurig 200 mg afgewogen en in teflon destructievaatjes overgebracht. Aan het bodemmateriaal werd 5 ml geconcentreerd salpeterzuur (HNO₃, 65%) en 2 ml waterstofperoxide (H₂O₂ 30%) toegevoegd en de vaatjes werden geplaatst in een destructie-magnetron (Milestone microwave type mls 1200 mega). De monsters werden vervolgens gedestruerd in gesloten teflon vaatjes. Na destructie werden de monsters overgegoten in 100 ml maatcilinders en aangevuld tot 100

ml door toevoeging van milli-Q water. De destrukaten werden vervolgens geanalyseerd op de ICP.

Olsenextractie

Het Olsen-extract werd uitgevoerd ter bepaling van de hoeveelheid beschikbaar fosfaat. Hiervoor werd 3 gram droog bodemmateriaal met 60 ml Olsen-extract (0,5 M NaHCO₃ bij pH 8,4) gedurende 30 minuten uitgeschud op een schudmachine bij 105 rpm. Het extract werd vervolgens geanalyseerd op de ICP.

Zoutextractie en waterextractie

In de water- en zoutextracten werd de eerst pH van de bodem bepaald. Hiervoor werd 17,5 gram verse bodem met 50 ml zoutextract (0,2M NaCl) of 50 ml demiwater gedurende 2 uur geschud op een schudmachine bij 105 rpm. De pH werd gemeten met een HQD pH electrode. De extracten werden gefilterd met behulp van rhizons en het filtraat dat gemeten werd op de ICP word aangezuurd en opgeslagen voor analyse. Vervolgens werd de hoeveelheid NO₃, NH₄, Al en Ca bepaald, alsmede de hoeveelheid P en kationen, gemeten in het extract op de ICP en Autoanalyser.

C/N analyse bodemmateriaal

Een deel van het verzamelde bodemmateriaal werd fijngemalen in een kogelmaler, vervolgens werd de totale hoeveelheid koolstof en stikstof bepaald. Hiertoe werd een klein deel (3 mg) van het gemalen bodemmateriaal in een tinnen container geplaatst waarna het in een CNS element analyser (EA NA 1500 en EA100 van Carlo Erba-Thermo Fisher Scientific) werd geanalyseerd.

Analysen

Elementenanalyse (ICP en Autoanalyzers)

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) in oppervlaktewater, bodemvocht en bodemextracten werden bepaald met behulp van een Inductively Coupled Plasma Spectrofotometer (ICP; Thermo Electron Corporation, IRIS Intrepid II XDL). De concentraties nitraat (NO₃⁻) en ammonium (NH₄⁺) werden colorimetrisch bepaald met een Braun+Luebbe auto-analyzer III met behulp van resp. salicylaatreagens en hydrazinesulfaat. Chloride (Cl⁻) en fosfaat (PO₄³⁻) werden colorimetrisch bepaald met een Technicon auto-analyzer III systeem met behulp van resp. mercuritiocyanide, en ammoniummolybdaat en ascorbinezuur. Natrium (Na⁺) en kalium (K⁺) werden vlamfotometrisch bepaald met een Technicon Flame Photometer IV Control.

2.2.3 Vegetatie

Methode

In elk proefvlak zijn elk jaar drie vegetatieopnames gemaakt. Van het hele proefvlak is een soortenlijst van de waargenomen plantensoorten opgenomen met de Tansley schaal (Tansley, 1946). Bij deze opnames werd een buffer van 2 meter vanaf de rand van het proefvlak aangehouden. Op de diagonaal van ieder proefvlak liggen twee permanente kwadraten van 2

bij 2 meter. Van deze twee permanent kwadraten zijn detailopnames gemaakt met de Londo-schaal (Londo, 1976).

Analyse

Om te kunnen beoordelen in hoeverre de vegetatie in een bepaald proefvlak overeenkomt met een kenmerkende heidevegetatie, zijn het aantal kenmerkende heidesoorten uit tabel 2.3 per proefvlak bepaald. Om de verhoudingen tussen verschillende soortgroepen te bepalen, zijn de soorten opgedeeld in 5 categorieën:

1. *Heide*. Deze groep bevat de dwergstruiken: Struikheide, Gewone dophei en Kraaiheide
2. *Heidesoorten*. Soorten kenmerkend voor droge heide, zoals Pilzegge en Stekelbrem.
3. *Algemene grassen*, zoals Gewone witbol, Struisgras (verschillende soorten) en Pijpenstrootje.
4. *Agrarische soorten*, zoals Engels raaigras.
5. *Ruderaal soorten*, zoals Liggende vetmuur en Perzikkruid.
6. *Struiken*, zoals Berk en Wilg (beide verschillende soorten)

Biomassa

De "peak standing crop" (maximale bovengrondse biomassa) als maat voor de jaarlijkse productiviteit werd bepaald door de vegetatie in de zomer tot de bodem af te knippen in een oppervlak van 40 bij 40 centimeter. In ieder proefvlak werd er op 2 plekken gemonsterd, direct naast de permanente kwadraten. Ieder jaar werd de vegetatie aan een andere zijde van het permanente kwadraat geknipt. De biomassa werd minimaal 48 uur gedroogd bij 70°C en vervolgens gewogen.

N/P-ratio's

Stikstof (N) en fosfor (P) zijn de twee belangrijkste voedingsstoffen die de groei van planten limiteren. Om te bepalen welk van deze twee beperkend is voor de groei van een bepaalde vegetatie worden zogenaamde N/P-ratio's bepaald waarbij de hoeveelheden stikstof en fosfor in het plantenmateriaal met elkaar vergeleken worden. Voor de interpretatie van de N/P-ratio's zijn de grenzen van Koerselman en Meuleman (1996) aangehouden. N/P-ratio's kleiner dan 14 worden geacht te wijzen op stikstoflimitatie, tussen 14 en 16 is er sprake van co-limitatie van stikstof en fosfor en bij waardes hoger dan 16 is de groei van de vegetatie gelimiteerd door fosfor. Voor de herbivore fauna zijn N/P-ratio's lager dan 15 goed, vanaf N/P-ratio's van 20 of hoger begint P limiterend te worden.

De N/P-ratio's zijn gemeten in het materiaal dat werd verzameld voor het bepalen van de peak standing crop. De N en P gehalten in de vegetatie zijn bepaald door middel van een destructie met een zwavelzuur/saliclylzuurmengsel aan de hand van de methoden beschreven door Novazamsky et al. (1983).

Tabel 2.3. Soortenlijst van kenmerkende heidesoorten die voorkomen in de referentiegebieden en/of de proefvlakken.

Table 2.3. Species list of characteristic heathland species that occur in the reference sites and/or the plots.

Nederlandse naam	Wetenschappelijke naam	Rode lijst
Blauwe zegge	<i>Carex panicea</i>	
Bochtige smele	<i>Deschampsia flexuosa</i>	
Fijn schapengras	<i>Festuca filiformis</i>	
Gewone dophei	<i>Erica tetralix</i>	
Gewone veenbies	<i>Trichophorum cespitosum</i>	
Gewone veldbies	<i>Luzula campestris</i>	
Grondster	<i>Illecebrum verticillatum</i>	ja
Dwergviltkruid	<i>Filago minima</i>	ja
Kleine zonnedauw	<i>Drosera intermedia</i>	ja
Klokjesgentiaan	<i>Gentiana pneumonanthe</i>	ja
Liggende vleugeltjesbloem	<i>Polygala serpyllifolia</i>	ja
Moerasstruisgras	<i>Agrostis canina</i>	
Pijpenstrootje	<i>Molinia caerulea</i>	
Pilzegge	<i>Carex pilulifera</i>	
Schapenzuring	<i>Rumex acetosella</i>	
Stekelbrem	<i>Genista anglica</i>	ja
Stijf Havikskruid	<i>Hieracium laevigatum</i>	
Stijve ogentroost	<i>Euphrasia stricta</i>	ja
Struikhei	<i>Calluna vulgaris</i>	
Tandjesgras	<i>Danthonia decumbens</i>	
Tormentil	<i>Potentilla erecta</i>	
Trekrus	<i>Juncus squarrosus</i>	
Veldbies, sp.	<i>Luzula sp.</i>	
Witte snavelbies	<i>Rhynchospora alba</i>	

2.2.4 Bodemleven

Microbiële gemeenschap met DNA-analyse

In november 2017 werden bodemmonsters verzameld uit alle proefvlakken in de droge en natte locaties voor DNA-analyse van bacteriën en schimmels. Daarnaast werden ook goed-ontwikkelde referentie-heide locaties geanalyseerd, waarvan drie in natte heide en drie in droge heide. DNA werd geïsoleerd van 0,25 g bodem met de "PowerSoil DNA Isolation Kit" (MoBio, Carlsbad, CA, USA). Voor de analyse van schimmelmilieus werd de ITS1 regio van het rRNA gebruikt met de primers ITS1f en ITS2 (Smith and Peay 2014). Voor bacteriën werd de V4 regio van het 16S rRNA gebruikt met de 515F en 806R primers (Caporaso et al., 2011). Succesvolle amplificatie werd geverifieerd (een sample van droge referentie-heide voor bacteriën en een sample van natte referentie-heide voor zowel bacteriën en schimmels vormden geen product en werden uitgesloten van verdere analyse) en PCR-producten werden schoongemaakt en samengevoegd. Na het kwantificeren van deze schimmel- en bacterie-libraries, werden beiden gesequenced op het Illumina MiSeq platform (Illumina Inc; San Diego, CA, USA) met 300 cycli in zowel de "forward" als de "reverse" richting. De verkregen sequenties werden geanalyseerd met de "USEARCH" software waarbij de "UPARSE" pijplijn werd gevolgd (Edgar, 2013), waarbij OTUs (operationele taxonomische eenheden) waren gedefinieerd op basis van 97% overeenkomst. De verschillen tussen de gemeenschapssamenstellingen van de behandelingen en de controle werden geanalyseerd met paarsgewijze PERMANOVA (permutatie van multivariate variantie; p-waarden zijn aangepast

met een Bonferroni correctie) en resultaten werden gevisualiseerd met NMDS (non-metrische ordinatie). Alle statistische analyses werden uitgevoerd met R gebruikmakend van het vegan pakket (Oksanen *et al.* 2015).

Microbiële profilering ("Fingerprint")

Per deelproefvlak werden 10 deelmonsters van de toplaag genomen (0-5 cm). De monsters werden onmiddellijk na monsternamen gemengd, verpakt in luchtdichte folie en gekoeld bewaard. De monsters zijn ongeroerd en met een bekend volume genomen teneinde een nauwkeurige vergelijking van de microbiële activiteit tussen behandelingen mogelijk te maken. In alle 54 proefvlakken zijn steeds 3 deelmonsters genomen van 0-5 cm diep met een foliesampeler (Eijkelkamp, Giesbeek). Elk deelmonster bestond uit 5 stekers met een diameter van 3,7 cm.

De volgende bepalingen werden uitgevoerd:

- Microbiële biomassa: Gemeten door middel van de fumigatie-flush techniek. Geeft de grootte van de koolstofbron weer in de gehele microbiële gemeenschap.
- Samenstelling van de gemeenschap: Vastgesteld door "fenotypische profilering" met gebruik van de Phospholipid Fatty Acid methode (PLFA).
- Functionele kenmerken van de gemeenschap door middel van "catabolic capability profiling": gemeten door middel van de Multiple Substrate Induced Respiration (MSIR) methode waarmee de metabolische mogelijkheden van de gemeenschap onder verschillende koolstofsubstraten wordt bepaald.

Microbiële biomassa

De microbiële biomassa werd bepaald met de hulp van de vergassingsextractie-methode (Jenkinson en Powlson 1976) met een KEC van 0,45 (Vance *et al.*, 1987; Joergensen 1996). De bemonsterde bodem werd in twee delen gesplitst, waarvan één deel werd behandeld met chloroform. Beide monsters werden vervolgens geschud met een zoutoplossing en gefilterd. Het verschil tussen de twee monsters is de hoeveelheid koolstof aanwezig in de levende microbiële bodembiomassa.

Fenotypische analyse van de microbiële gemeenschap via PLFA fingerprinting

De fenotypische analyse van de microbiële bodemgemeenschap werd bepaald met een PLFA-analyse ("Phospholipid-derived fatty acids") waar gebruik gemaakt werd van een methode die is gemodificeerd door Frostegård *et al.* (1993). Uit 7 gram gevriesdroogde bodem werden lipiden geëxtraheerd met behulp van de Bligh en Dyer (1959) buffer, met een ratio van 1:2:0.8 (v/v/v) van chloroform, methanol en citraat. De geëxtraheerde lipiden werden gefractioneerd met een zogeheten 'solid phase extraction'. De fractie fosfolipiden werd gescheiden met een zwak alkalisch methanolysis (Dowling *et al.*, 1986). De resulterende FAMES (fatty acid methyl esters) werden geanalyseerd met gaschromatografie (6890N Agilent, USA) met G2070 Chemstation software voor G.C.systemen. FAMES werden gescheiden met een HP-5 (Agilent Technologies) capillaire kolom (30 cm lengte, 0.32 mm ID, 0.25 µm film) met 5% fenylmethylsiloxaan. De temperatuur werd gestart op 50°C (1 min), verhoogd naar 160°C met 25°C per minuut, gevolgd met 2°C per minuut naar 240°C en met 25°C per minuut naar 310°C (10 min). De injectie temperatuur werd ingesteld op 310°C, de Flame Ionization Detector op 320°C en de He flow op 1 ml per minuut. Van de resulterende FAMES werd het relatieve voorkomen berekend (mol%). De identificatie werd gedaan door het vergelijken van de retentietijd van het monster in vergelijking met die van een standaard mix (bacterial acid

methyl ester mix;Supelco), gekoppeld met gas chromatografie en massa spectroscopie (Agilent, USA). Voor de naamgeving van de vetzuren werd die van Tunlid en White (1992) gebruikt.

- De mol% van de indicatieve vetzuren werd gebruikt als een indicator voor de aanwezigheid van een groep organismen. Als indicatieve vetzuren werden gebruikt:
- de som van i15:0, ai15:0, 16:1, i16:0, 16:1 ω 9, 16:1 ω 7t, i17:0, ai17:0, cyc-17:0, 17:0 en cyc-19:0- totaal bacteriën (Frostegård en Bååth 1996),
- de som van iso en ante-iso vertakte vetzuren i15:0, ai15:0, i16:0, ai16:0, i17:0, ai17:0- Gram positieve bacteriën (Zelles 1999),
- de som van 16:1, 16:1 ω 9, 16:1 ω 7c, 16:1 ω 7t, 16:1 ω 5, 21:1- Gram negatieve bacteriën (Zelles 1999),
- en de schimmel/bacterie ratio werd berekend met de marker voor schimmels (18:2 ω 6) gedeeld door het opgetelde mol% van de bacteriële vetzuren (Frostegård en Bååth 1996).

Functionele profielen (MSIR)

De functionele karakteristieken werden bepaald met MSIR ("multiple substrate-induced respiration") profielen gebaseerd op de methode van Degens en Harris (1997) en verder uitgewerkt door Ritz (et al., 2006). Deze MSIR-methode geeft een beeld van de mogelijkheid van de bodemgemeenschap om op korte termijn een aantal verschillende koolstofbronnen met verschillende complexiteit af te breken. De resultaten van MSIR zijn op een ecologisch relevante manier te interpreteren en zijn indicatief voor bodemverstoring. De CO₂-productie (ademhaling) van de bodemmonsters werd gemeten voor de volgende koolstofsubstraten: D-glucose (75 mM), L-arginine (15 mM), α -ketoglutaarzuur (9 mM), citroenzuur (100 mM) en maleïnezuur (100 mM). Tevens werd de basale boderespiratie zonder toevoeging bepaald. De microbiële respiratiesnelheden werden bepaald over een 4 uur lange incubatieperiode in 25°C.

Statistiek

PLFA en MSIR gegevens werden geanalyseerd door middel van principal component analysis (PCA). De resulterende factor-scores en microbiële biomassa gegevens werden geanalyseerd met een Repeated Measures ANOVA, en vervolgens wanneer van toepassing, met de post-hoc test Fisher Least Significant Difference. De proef is factorieel opgebouwd met drie pH-behandelingen x drie "toedienings"-behandelingen over twee jaar (2011 en 2013). Statistiek werd uitgevoerd met Stasoft, Inc. (2012) STATISTICA versie 11, met een alpha-waarde van 0,05. Data werden ook vergeleken met de monsters verzameld in de bestaande heide in het Dwingelderveld. P-waardes uit de ANOVA-analyses zijn opgenomen in Bijlage 3.

Bodemmicro-, meso- en macrofauna

De bodemfauna werd bemonsterd om in te schatten welke bodemorganismen aanwezig zijn in de diverse proefvlakken. Bodemmonsters voor micro- en mesofauna werden in 2011, 2013 en 2017 verzameld, en monsters voor macrofauna werden alleen in 2013 en 2017 verzameld. In de proefvlakken werden twee typen monster genomen met een foliesampler (Eijkelpamp, Giesbeek) om de samenstelling van de micro-, meso- en macrofauna in de bodem in kaart te brengen. Voor de microfauna en mesofauna werden 3 deelmonsters per proefvlak genomen van 0 tot 5 cm diepte, en elk deelmonster bestond uit 5 steken met een diameter van 5 cm. Voor analyse van microfauna (nematoden) werden de drie samples gemengd. Vervolgens werd voor de extractie van nematoden 20 gram vers bodemmateriaal in een gemodificeerde Baermann's funnel (naar Háněl 1996) geplaatst op kamertemperatuur voor 36 uur. De

nematoden werden vervolgens gefixeerd met hete formaldehyde, overgebracht in een ethanol oplossing en permanent gefixeerd in paraffine in microscoopglasjes. Elk individu werd gedetermineerd op genus- of familieniveau en vervolgens ingedeeld in een van de zes trofische groepen.

De bodemmonsters voor de mesofauna (springstaarten en mijten) werden per proefvlak geëxtraheerd door middel van een Tullgren apparaat voor 36 uur op kamertemperatuur waarbij de deelmonsters na extractie bij elkaar genomen werden per proefvlak. Vervolgens werden de individuen gesorteerd en gedetermineerd onder een dissectiemicroscoop.

Voor de macrofauna werden eveneens 3 x 5 steken van 0 tot 5 cm diepte genomen, maar met een sampler met een oppervlakte van 625 cm². De bodemmonsters voor de macrofauna werden per proefvlak geëxtraheerd door middel van een Tullgren-apparaat voor 36 uur op kamertemperatuur, waarbij de deelmonsters na extractie bij elkaar genomen werden per proefvlak. Vervolgens werden de individuen gesorteerd en gedetermineerd op genusniveau.

2.2.5 Loopkevers

In vier van de zes proefvlakken, vlak A, B (nat), D en F (droog) zijn bodemvallen geplaatst om bodembewonende macrofauna te vangen. In het centrum van ieder proefvlak (9 per proefvlak) met verschillende behandeling werd een dergelijke bodemval geplaatst, in het totaal 36 stuks. Een bodemval bestond uit een plastic beker (doorsnede 10,5 cm) met plastic ring aan de binnenrand, om te voorkomen dat gevangen dieren ontsnappen. De vallen werden voorzien van een plastic dakje ter bescherming tegen regen. De bekertjes werden deels gevuld met een 3% formaline oplossing. Vanaf 2012 tot en met 2018 werden de vallen gedurende vier perioden van telkens drie weken geactiveerd van maart tot november. Alle macrofauna (groter dan 2 mm) werden bewaard en de loopkevers werden waar mogelijk gedetermineerd tot op soortniveau.

Statistiek

Alle statistische tests werden gedaan in R 3.4.1 (R Core Team 2017) met behulp van de packages LME4 voor mixed effects models en Vegan (Oksanen *et al.*, 2015) voor multivariate tests.

In de resultatensectie werden de analyses in twee delen gesplitst: eerst werd het eindresultaat (2017-2018) geanalyseerd en daarna werden veranderingen gedurende de zevenjarige duur van het experiment geanalyseerd. De effecten op de loopkevergemeenschap werden als volgt gemeten:

1) Soortenrijkdom per jaar per proefvlak, 2) totaal aantal kevers per jaar per plot, 3) aandeel specialistische soorten per proefvlak (aantal specialistische soorten/totaal aantal soorten), 4) effecten op de soortensamenstelling.

Als specialistische soorten werden hier aangemerkt die soorten die door Turin (2000) worden aangemerkt als specialisten van zandduinen, heide, hoogveen en extensieve cultuurlandschappen (A1: 13 soorten), soorten van duinen en buntgras vegetaties (B1: 4 soorten), en soorten van extensief bewerkte cultuurlandschappen (B2: 5 soorten).

Univariate statistiek – lineaire regressie en Anova

De effecten van de behandelingen en de twee types heide (nat en droog) op drie univariate variabelen (soortenrijkdom, totaal aantal en aandeel specialistische soorten) per proefvlak werden statistisch getest door middel van lineaire regressie. Hiervoor werden mixed effects models gebruikt, zodat gecorrigeerd kon worden voor het blokdesign en eventuele verschillen tussen jaren (jaar en blok als random variabelen).

Alle modellen hadden dezelfde structuur: steeds werden alle interacties tussen Biota (3 levels), pH (3 levels) en heidetype (2 levels) als verklarende variabelen gebruikt [variabele \sim biota * pH * heidetype]. Er werd terugwaardse selectie gebruikt om niet significante variabelen te verwijderen, en zo bij een minimaal significant model uit te komen. De modellen voor soortenrijkdom hadden een Poisson distributie, totaal aantallen werden eerst log getransformeerd en hadden daarna een normale verdeling, en modellen voor aandeel specialisten hadden ook een normale verdeling

Omdat met slechts 4 replica's per behandelingscombinatie de statistische kracht niet erg hoog was, werd de $P = 0.05$ grens streng gehandhaafd, en alle variabelen met een $P > 0.05$ verwijderd uit de modellen. Hierdoor verminderde de kans op type II fouten (valse positieven). Eerst werden de effecten in de twee laatste jaren van het experiment (2017 en 2018) getest als voorlopige eindconclusie van het experiment (sectie 3.2). Daarna werden de effecten gedurende de hele periode doorgerekend door de gegevens van de gehele periode als invoer te nemen, en voor jaareffecten te corrigeren door 'jaar' als random effect mee te nemen [variabele \sim biota * pH * heidetype + (1|jaar) + (1|proefvlak)] (sectie 3.3). Om te kijken hoe het statistische belang van de verschillende behandelingen veranderden gedurende het experiment werd, tenslotte, het standaardmodel zonder interacties (biota + pH + heidetype) voor elk jaar apart uitgevoerd en de schattingen (estimates \pm standaardfout) t.o.v. de controle behandeling geëxtraheerd (sectie 3.3.2). Interacties tussen de behandelingen werden hierin niet in meegenomen vanwege interpretatiemoeilijkheden.

Multivariate statistiek

Multivariate methoden zijn bij uitstek geschikt om de respons van de volledige soortengemeenschap te analyseren. Moderne methoden gebruiken permutatie om te bepalen of de soortensamenstelling afwijkt van de distributie van random gemeenschappen getrokken uit de geobserveerde gemeenschap. Deze methode staat bekend als 'multivariate permutatieanova'. Hiermee kan men dus testen of de soortensamenstelling in een van de behandelingen afwijkt van andere behandelingen, alsmede verschillen tussen jaren.

De test werd hier als volgt gebruikt: voor de jaren 2017/2018 werd de test gedaan met een interactie tussen de additie-behandelingen en de pH-behandelingen, waarbij gecorrigeerd werd voor jaar (soortensamenstelling \sim pH * Additie, strata = jaar). Helaas bestaat er geen posthoc methode om te zien of er significante verschillen bestaan tussen de drie niveaus van elke behandeling (controle, maaisel, plagsel/controle, verzuring, bekalking), dus dit kan alleen aan de hand van de visualisaties worden geïnterpreteerd. De resultaten werden zichtbaar gemaakt met behulp van NMDS.

3 Resultaten bodemchemie

3.1 Inleiding

Vanaf de start van het experiment in najaar 2011 werd het verloop van de bodemchemie twee keer per jaar (in het voorjaar en najaar) gekwantificeerd, en vanaf 2016 werd de bodemchemie één keer per jaar (najaar) gemeten. De belangrijkste resultaten van deze bodemchemische metingen zijn in dit hoofdstuk beschreven. De volledige bodemchemische dataset van 2018 is weergegeven in bijlage 1. Er was geen significant effect van de additie-behandelingen (toediening maaisel of plagsel) op de bodemchemie van de proefvlakken. In dit hoofdstuk worden daarom enkel de overall effecten van de pH-behandelingen op de bodemchemie besproken. De additie-behandelingen worden niet afzonderlijk weergegeven.

3.2 Buffering van de bodem

3.2.1 Bodem-pH

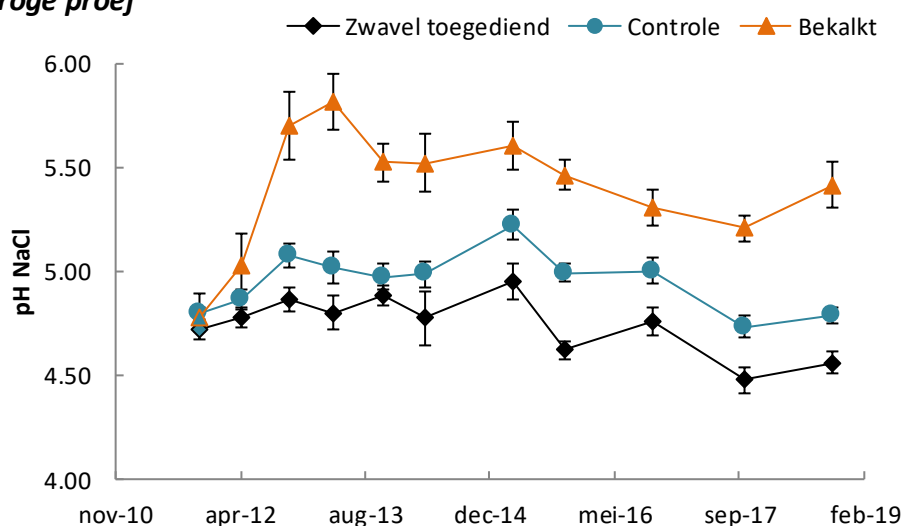
Proef droge heide

Bekalking en toediening van elementair zwavel ("verzuring") hebben geleid tot een gradiënt in bodem-pH (Figuur 3.1). De pH-NaCl was significant ($p < 0,05$) hoger in de bekalkte proefvlakken ten opzichte van de controlevlakken. Het opbrengen van dolomietkalk leidde na circa 1 jaar tot een pH-verhoging van 4,8 naar 5,8 waarna deze weer licht afnam tot 5,4 in 2018. In de controlevlakken bleef de bodem-pH relatief stabiel rond een pH-NaCl van 4,8. In de proefvlakken waar zwavel werd opgebracht was de pH-NaCl significant ($p < 0,05$) lager dan in de controlevlakken, met een pH van 4,6 in het najaar van 2018. De bodem-pH bleef hier relatief stabiel gedurende het experiment. De pH in de verzuurde proefvlakken is met een pH-NaCl van 4,6 aan de hoge kant ten opzichte van gemiddelde waarden in het Genisto anglicae-Callunetum typicum (20Aa01b), en valt binnen de range voor de goed ontwikkelde variant van de Associatie van Liggend walstro en Schapegras: 19Aa1 (GRIP; database Onderzoekcentrum B-ware).

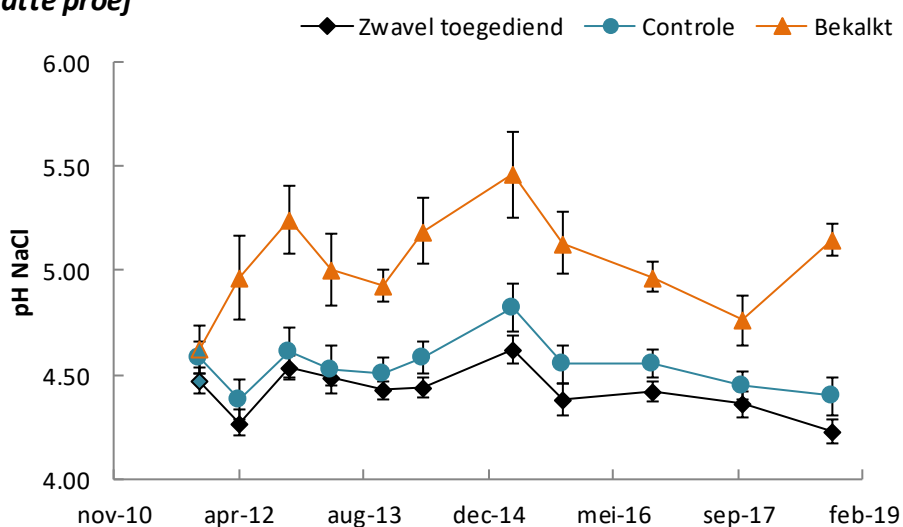
Proef natte heide

Ook in de natte proefvlakken was er een significant effect van de pH-behandeling ($p < 0,05$) (Figuur 3.1). In de proefvlakken met dolomietkalk was de pH-NaCl significant hoger (5,2) ten opzichte van de controle (4,4), en iets lager (maar niet significant) in de met zwavel verzuurde proefvlakken (4,2). De bodem-pH in de bekalkte proefvlakken vertoonde redelijk veel fluctuatie gedurende het experiment, wat waarschijnlijk te wijten is aan fluctuerende grondwaterstanden.

Droge proef



Natte proef



Figuur 3.1. pH (zoutextract) gemeten in de droge (boven) en natte (onder) proefvelden, in proefvlakken waar zwavel is opgebracht (zwarte ruiten), de controlevlakken (blauwe cirkels) en de bekalkte proefvlakken (oranje driehoeken). Gemiddelde \pm standaard fout, n=9.

Figure 3.1. pH-NaCl in the dry experimental site (top) and wet experimental site (bottom) measured in the acidified plots (black diamonds), control (blue circles) and limed plots (orange triangles). Extraction with 0.2 M NaCl, n=9, \pm Standard error.

3.2.2 Beschikbaar Ca en Mg

Proef droge heide

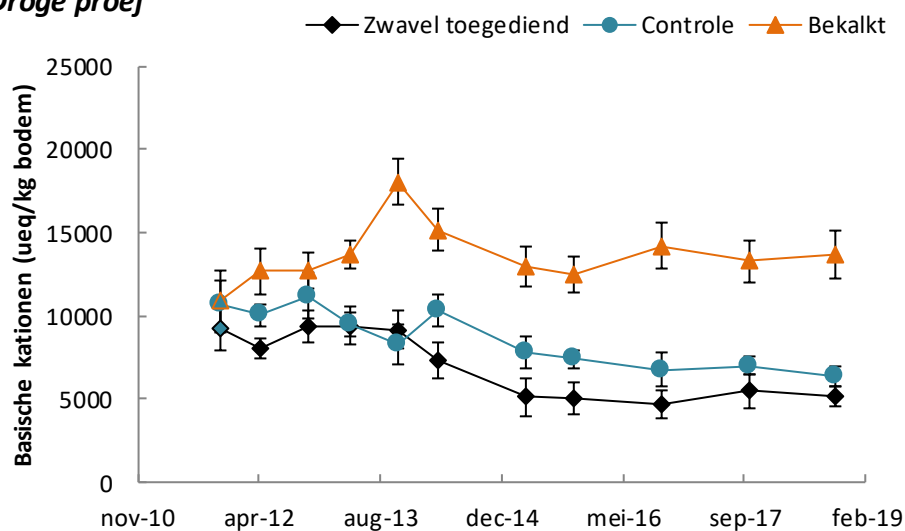
Het opbrengen van dolomietkalk leidde tot een significant ($p < 0,05$) hogere concentratie van beschikbare basische kationen ($\text{Ca} + \text{Mg} + \text{K}$, $13.730 \mu\text{eq/kg}$) ten opzichte van de controlevlakken ($6400 \mu\text{eq/kg}$) en de proefvlakken waar zwavel werd aangebracht ($5211 \mu\text{eq/kg}$) (Figuur 3.2). Bij aanvang van het experiment was de concentratie beschikbare basische kationen in de droge proeflocatie ongeveer $10.000 \mu\text{eq/kg}$ droge bodem. Zowel in de controle als in de verzuurde proefvlakken nam de concentratie beschikbaar calcium en dus de concentratie beschikbaar basische kationen sinds het voorjaar van 2014 geleidelijk af. In de proefvlakken met dolomietkalk bleef de concentratie beschikbaar calcium stabiel gedurende het experiment, met $4509 \mu\text{mol/kg}$ bodem in 2018 (Figuur 3.3). In de controle en verzuurde

proefvlakken werd een significant ($p < 0,05$) lagere beschikbare calciumconcentratie gemeten van 2660 en 2093 $\mu\text{mol/kg}$ bodem. Deze concentraties vallen allen binnen de ranges van het *Genisto anglicae-Callunetum danthonietosum* (20Aa01d; Gemeten referentiewaarden in plantengemeenschappen (GRIP) B-WARE). De beschikbare magnesiumconcentratie in de bodem van de bekalkte proefvelden nam binnen één jaar toe tot circa 2000 $\mu\text{mol/kg}$ bodem en bleef relatief stabiel met 2116 $\mu\text{mol/kg}$ bodem in 2018 (Figuur 3.3). In de controle en verzuurde proefvlakken was de beschikbare magnesiumconcentratie significant ($p < 0,05$) lager dan in de bekalkte proefvelden en veranderde niet gedurende het experiment. De pH-behandelingen hadden geen effect op de beschikbare kaliumconcentraties in de bodem.

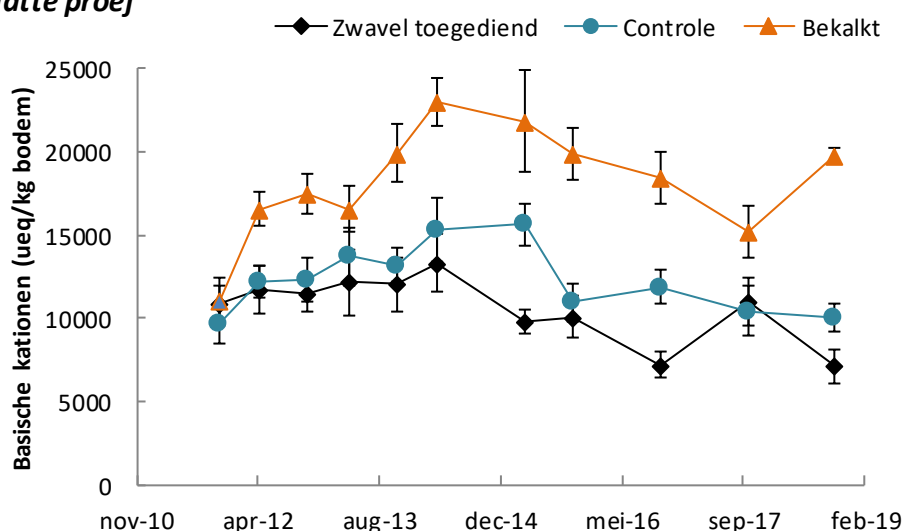
Proef natte heide

Ook in de natte proeflocatie heeft het opbrengen van dolomietkalk tot een significant ($p < 0,05$) hogere concentratie plantbeschikbare basische kationen ($\text{Ca} + \text{Mg} + \text{K}$) geleid ten opzichte van de controle en de proefvlakken waar zwavel werd aangebracht, met 19.766 $\mu\text{eq/kg}$ ten opzichte van 10.017 (controle) en 7112 (verzuurde) $\mu\text{eq/kg}$ bodem in 2018 (Figuur 3.2). In de natte proeflocatie werd bij aanvang van de proef een concentratie plantbeschikbare basische kationen van ± 10.000 $\mu\text{eq/kg}$ bodem gemeten en nam de concentratie plantbeschikbare kationen in de proefvlakken met elementair zwavel geleidelijk af sinds het voorjaar van 2014. Ook in de natte proeflocatie nam de plantbeschikbare magnesiumconcentratie in de bodem van de bekalkte proefvelden binnen één jaar toe tot circa 2500 $\mu\text{mol/kg}$ bodem en steeg daarna tot 3622 $\mu\text{mol/kg}$ bodem in 2018 (Figuur 3.3). In de controle en verzuurde proefvlakken was de plantbeschikbare magnesiumconcentratie significant ($p < 0,05$) lager dan in de bekalkte proefvelden en veranderde niet gedurende het experiment. De pH-behandelingen hadden geen significant effect op de plantbeschikbare calciumconcentraties in de bodem, maar leken sinds het voorjaar van 2014 geleidelijk af te nemen in de verzuurde en controle proefvlakken tot 2752 en 3860 $\mu\text{mol/kg}$ bodem. De pH-behandelingen hadden geen effect op de plantbeschikbare kaliumconcentraties in de bodem. In de bestaande natte heide in het Dwingelderveld werden in 2013 tussen de 4657 en 17.609 μeq basische kationen/kg bodem gemeten, waarbij de concentratie van 17.609 $\mu\text{eq/kg}$ werd veroorzaakt door een extreem hoge magnesiumconcentratie. In goed ontwikkelde natte heideterreinen in Nederland en Vlaanderen worden normaal gesproken concentraties tussen de 200 en 8000 $\mu\text{eq/kg}$ bodem gemeten (Database B-WARE, de Graaf et al., 2009, Herr et al., 2011). In het natte heide experiment werden ook dit jaar nog duidelijk meer basische kationen gemeten in de bekalkte en controle proefvlakken dan in bestaande natte heideterreinen. In de verzuurde proefvlakken werd dit jaar een concentratie basische kationen gemeten van 7112 $\mu\text{mol/kg}$ bodem en valt daarmee binnen de ranges voor goed ontwikkelde natte heideterreinen (Database B-WARE, de Graaf et al., 2009, Herr et al., 2011).

Droge proef



Natte proef



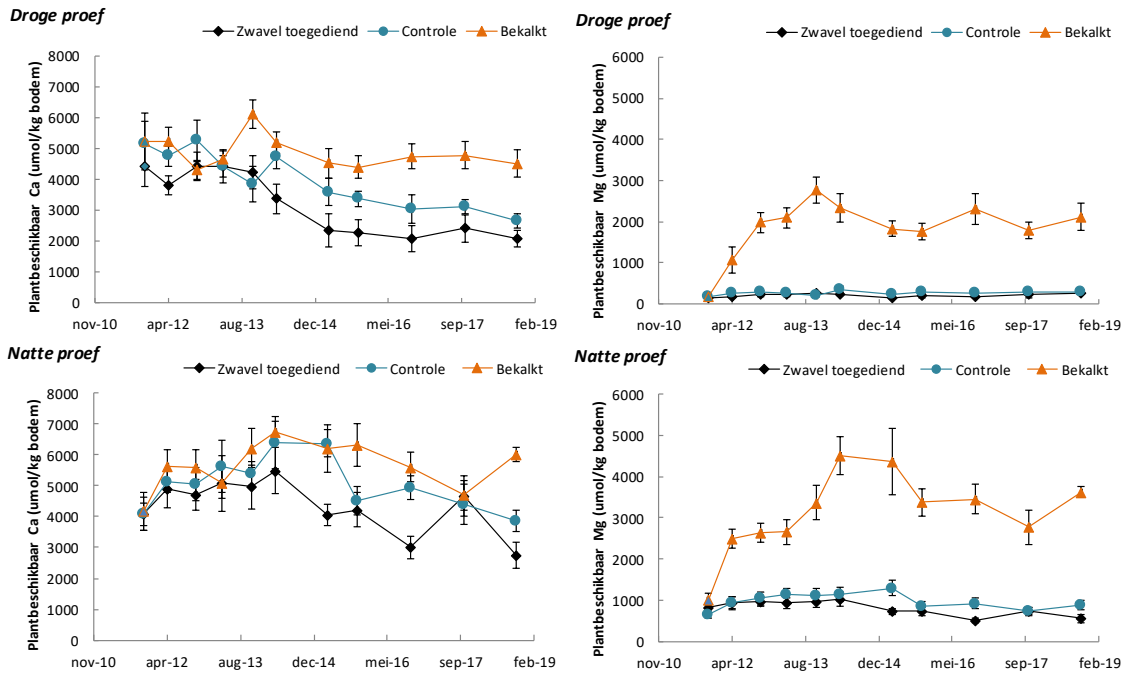
Figuur 3.2. Concentratie plantbeschikbare basische kationen (Ca+Mg+K) in µeq/kg bodem gemeten in het zoutextract in de droge (boven) en natte (onder) proefvelden in de proefvlakken waar zwavel is opgebracht (zwarte ruiten), de controle proefvlakken (blauwe cirkels) en de bekalkte proefvlakken (oranje driehoeken). Gemiddelde ± standaardfout, n=9.

Figure 3.2. Concentration exchangeable base cations (Ca+Mg+K) in the dry experimental site (top) and wet experimental site (bottom) measured in the acidified plots (black diamonds), control (blue circles) and limed plots (orange triangles). Extraction with 0.2 M NaCl, n=9, ± Standard error.

3.2.3 Beschikbaar aluminium

Proef droge heide

De concentratie beschikbaar aluminium is een maat voor verzuring van de bodem. In de droge proeflocatie was een significant ($p < 0,05$) effect van de pH-behandeling te zien in de concentratie beschikbaar aluminium. In de met elementaire zwavel behandelde proefvlakken steeg de concentratie beschikbaar aluminium sterk. Bij aanvang van het experiment werd een beschikbare aluminiumconcentratie gemeten van 103 µmol/kg bodem waarna deze steeg naar 426 µmol/kg bodem in het voorjaar van 2015 en vervolgens relatief stabiel bleef met 364 µmol/kg bodem in 2018 (Figuur 3.4).



Figuur 3.3. Concentratie beschikbaar calcium- en magnesium in $\mu\text{mol/kg}$ bodem gemeten in het zoutextract in de droge (boven) en natte (onder) proefvelden in de proefvlakken waar zwavel is opgebracht (zwarte ruiten), de controle proefvlakken (blauwe cirkels) en de bekalkte proefvlakken (oranje driehoeken). Gemiddelde \pm standaardfout, $n=9$.

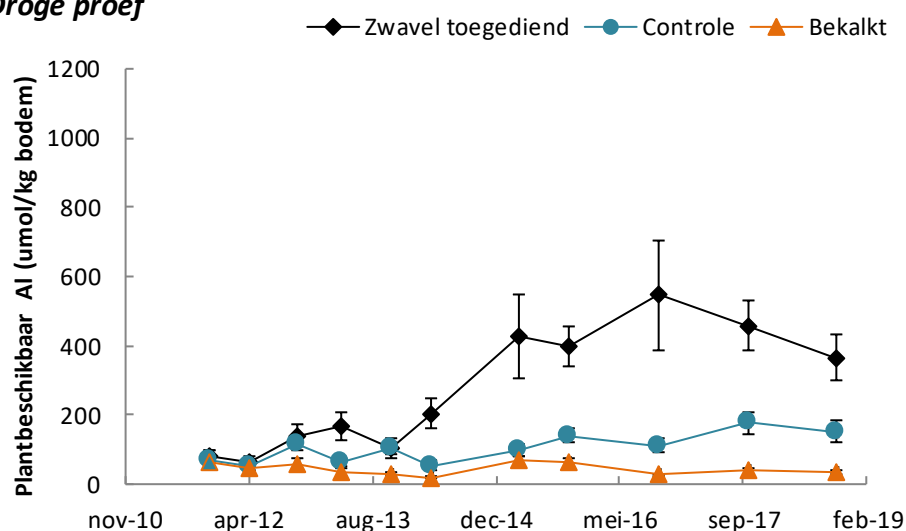
Figure 3.3. Concentration exchangeable calcium (left) and Magnesium (right) in the dry experimental site (top) and wet experimental site (bottom) measured in the acidified plots (black diamonds), control (blue circles) and limed plots (orange triangles). Extraction with 0.2 M NaCl, $n=9$, \pm Standard error.

In de controle behandeling nam de beschikbare aluminiumconcentratie in de bodem geleidelijk toe van $70 \mu\text{mol/kg}$ bij aanvang van het experiment naar $151 \mu\text{mol/kg}$ bodem in 2018. In de bekalkte behandeling bleef de concentratie beschikbaar aluminium gedurende het experiment zeer laag met circa $40 \mu\text{mol/kg}$ bodem.

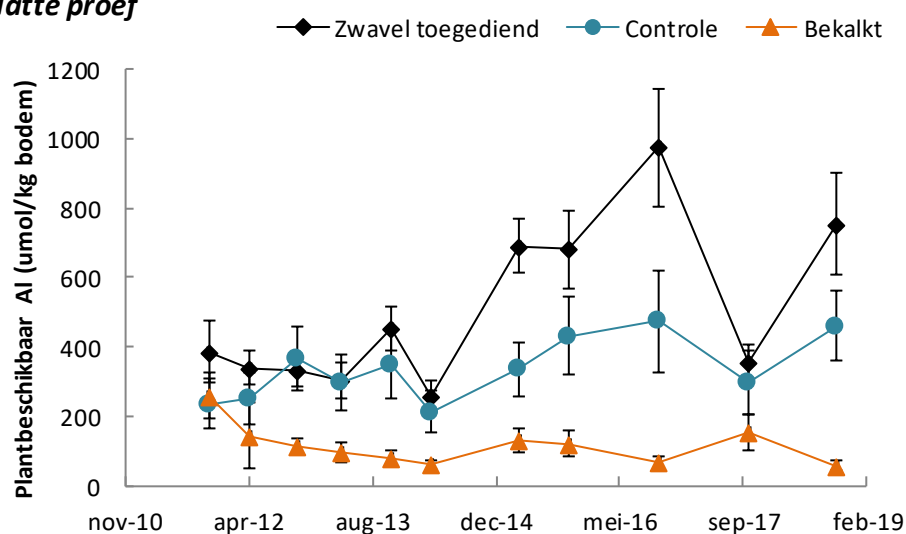
Proef natte heide

In de natte proeflocatie was ook een stijging te zien van de concentratie beschikbaar aluminium in de bodem van de met elementaire zwavel behandelde proefvlakken en controle proefvlakken sinds het voorjaar van 2014 (Figuur 3.4). In de met elementair zwavel behandelde proefvlakken nam de concentratie beschikbaar aluminium van toe van $386 \mu\text{mol/kg}$ bodem bij aanvang van het experiment tot $755 \mu\text{mol/kg}$ bodem in 2018. In de controle proefvlakken nam de concentratie beschikbaar aluminium geleidelijk toe van $259 \mu\text{mol/kg}$ naar $461 \mu\text{mol/kg}$ bodem in 2018. In de bekalkte proefvlakken nam de concentratie beschikbare aluminium af sinds de start van het experiment en was deze significant ($p < 0,05$) lager dan in de controle en verzuurde proefvlakken met $57 \mu\text{mol/kg}$ bodem in 2018.

Droge proef



Natte proef



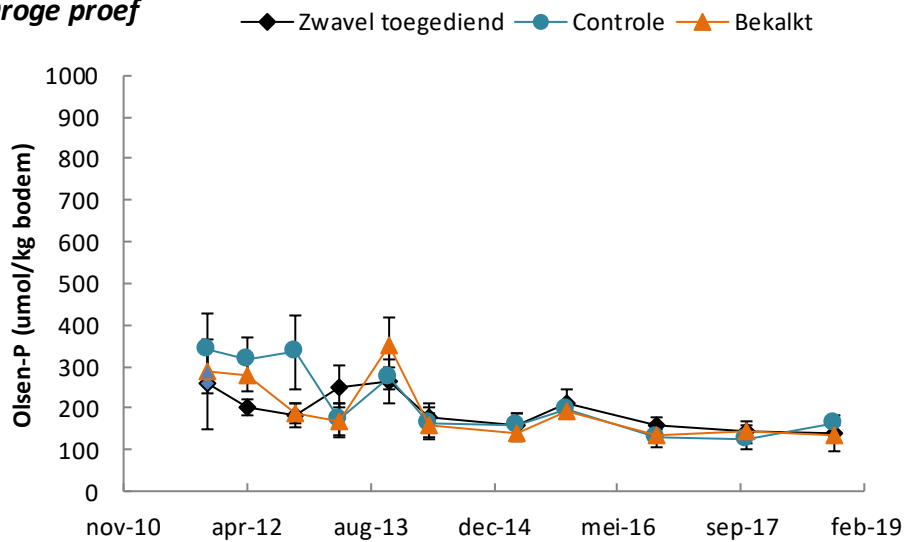
Figuur 3.4. Concentratie beschikbaar aluminium in $\mu\text{mol/kg}$ bodem gemeten in het zoutextract in de droge (boven) en natte (onder) proefvelden in de proefvlakken waar zwavel is opgebracht (zwarte ruiten), de controle proefvlakken (blauwe cirkels) en de bekalkte proefvlakken (oranje driehoeken). Gemiddelde \pm standaardfout, $n=9$.

Figure 3.4. exchangeable aluminium in the dry experimental site (top) and wet experimental site (bottom) measured in the acidified plots (black diamonds), control (blue circles) and limed plots (orange triangles). Extraction with 0.2 M NaCl. $n=9$, \pm Standard error.

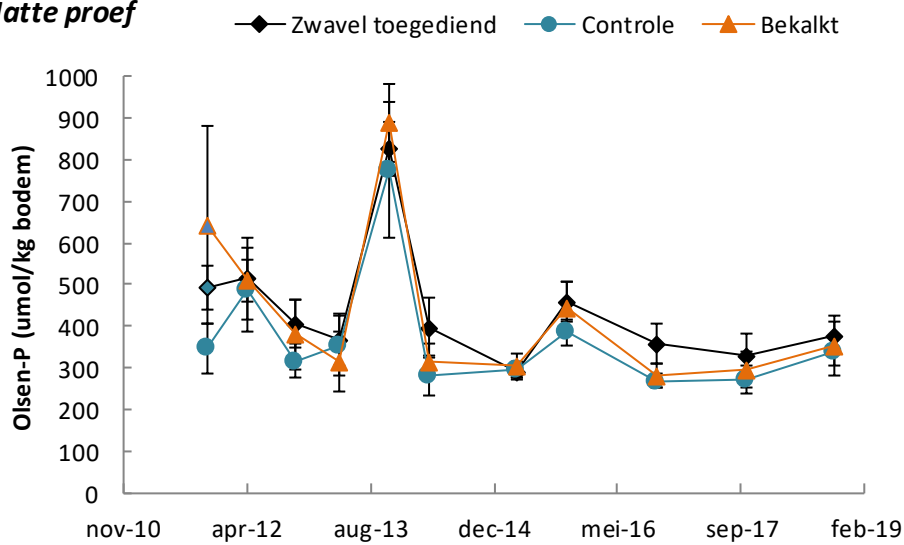
3.3 Voedselrijkdom van de bodem

Zowel de droge als natte proefvelden waren bij aanvang van het experiment – direct na ontgronden - voldoende voedselarm met Olsen-P concentraties onder de $350 \mu\text{mol/kg}$ bodem in de droge proeflocatie en $650 \mu\text{mol/kg}$ in de natte proeflocatie (Figuur 3.5). Gedurende het experiment bleven de Olsen-P concentraties in de bodem redelijk stabiel in beide locaties met circa $150 \mu\text{mol/kg}$ bodem in de droge proeflocatie en circa $350 \mu\text{mol/kg}$ bodem in de natte proeflocatie in 2018. Er werden geen significante effecten gemeten van de pH-behandelingen.

Droge proef



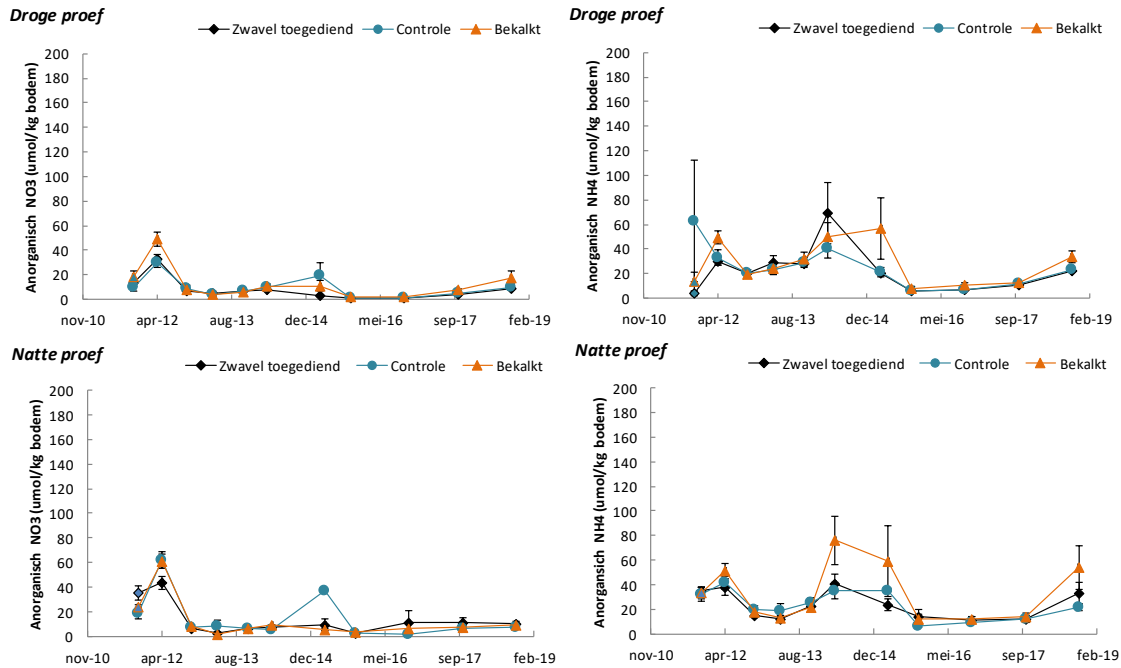
Natte proef



Figuur 3.5. Olsen-P concentratie in de droge (boven) en natte (onder) proefvelden in de proefvlakken waar zwavel is opgebracht (zwarte ruiten), de controle proefvlakken (blauwe cirkels) en de bekalkte proefvlakken (oranje driehoeken). ±standaardfout, n=9.

Figure 3.5. Plant available phosphorus (Olsen-P) in the dry experimental site (top) and wet experimental site (bottom) measured in the acidified plots (black diamonds), control (blue circles) and limed plots (orange triangles). n=9, ± Standard error.

De concentratie ammonium en nitraat in de bodem van de droge en natte heideproef bleef over de gehele looptijd van het experiment laag tot zeer laag met concentraties onder de 100 µmol/kg bodem (Figuur 3.6). In 2018 werden in alle behandelingen gemiddeld lage concentraties gemeten van 9,5-17,7 µmol/kg nitraat en 21,3-54,0 µmol/kg ammonium. Er werden geen significante effecten gemeten van de pH-behandelingen.



Figuur 3.6. Nitraat- en ammoniumconcentratie in µmol/kg uit het zoutextract in de droge (boven) en natte (onder) proefvelden in de proefvlakken waar zwavel is opgebracht (zwarte ruiten), de controle proefvlakken (blauwe cirkels) en de bekalkte proefvlakken (oranje driehoeken). ±standaardfout, n=9.

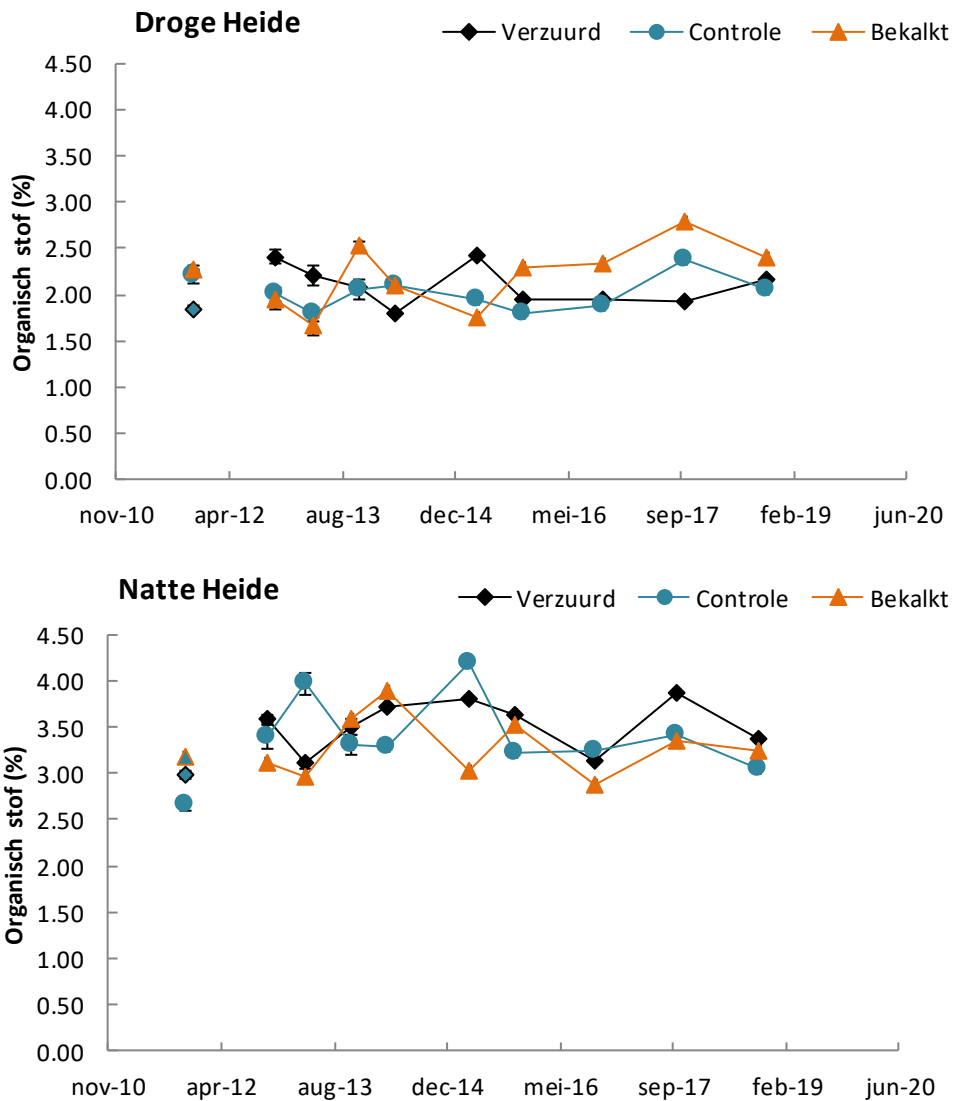
Figure 3.6. Concentration nitrate (left) and ammonium (right) in the dry (top) and wet (bottom) experiment. Measured in the acidified plots (black diamonds), control (blue circles) and limed plots (orange triangles). n=9, ± Standard error.

3.4 Organische stof

De fractie organische stof is een belangrijke sturende parameter voor de ontwikkeling van het bodemleven. Bij aanvang van de proef, net na het ontgronden, varieerde het organische stofgehalte gemeten in de natte proeflocatie tussen de 2,7% en 3%. In de droge proeflocatie was het organische stofgehalte net na ontgronden nog lager met percentages tussen de 1,9% en 2,3%. Gedurende de looptijd van de proef, van 2011 tm 2019 nam het organische stofgehalte nauwelijks toe (Figuur 3.7). In 2018 werden in de natte proef percentages tussen de 3,1% en 3,4% gemeten en in de droge proeflocatie percentages tussen de 2,1% en 2,4%. Er werd geen significante toename gemeten gedurende de looptijd van het experiment.

3.5 Conclusies

- Het toedienen van dolomietkalk en elementair zwavel leidde in zowel de natte als droge proefvlakken tot respectievelijk een stijging en een lichte daling in bodem-pH;
- Bekalking leidde, naast een toename in pH, ook tot een toename van beschikbare basische kationen en een afname van beschikbaar aluminium in de droge en natte proefvlakken;



Figuur 3.7. Organische stofgehalte in procenten in de droge (boven) en natte (onder) proefvelden in de proefvlakken waar zwavel is opgebracht (zwarte ruiten), de controle proefvlakken (blauwe cirkels) en de bekalkte proefvlakken (oranje driehoeken). ±standaardfout, n=9.

Figure 3.7. Organic matter (%) in the dry (top) and wet (bottom) site. Measured in the acidified plots (black diamonds), control (blue circles) and limed plots (orange triangles). n=9, ± Standard error.

- Verzuring leidde tot een toename in beschikbaar aluminium;
- Er is een lichte fluctuatie in pH doorheen de tijd, maar vanaf 2014 lijkt er een zeer lichte bodemverzuring op te treden in alle proefvlakken;
- Concentraties beschikbaar P (Olsen-P) blijven voldoende laag in de natte en droge proefvlakken (gemiddeld 300-500 $\mu\text{mol/kg}$);
- Concentraties beschikbaar ammonium en nitraat blijven laag tot zeer laag in de natte en droge proefvlakken (gemiddeld < 100 $\mu\text{mol/kg}$);
- De pH behandeling heeft geen meetbaar effect op nutriëntenbeschikbaarheid.

4 Resultaten vegetatie

4.1 Inleiding

Zowel droge als natte heide komen voor bij een zeer lage pH, terwijl landbouwgronden vaak zijn bekalkt en daardoor mogelijk (te) basenrijk zijn. Deze verschillen in zuurtegraad zouden een beperking kunnen vormen voor de ontwikkeling van een kenmerkende heidevegetatie. De gevolgen van het bekalken en opbrengen van zwavel in de proefvelden op de vegetatieontwikkeling wordt in dit hoofdstuk beschreven. Naast de abiotische omstandigheden speelt dispersie een belangrijke rol bij de ontwikkeling van de vegetatie. Vaak ontbreken kenmerkende soorten in de zaadbank, terwijl verspreiding vanuit de omgeving meestal langzaam gaat. Om te onderzoeken in hoeverre dispersie een bottleneck vormt voor de ontwikkeling van een kenmerkende heidevegetatie zijn de zaden van de karakteristieke soorten op twee manieren ingebracht. In de eerste plaats is maaisel uit de referentiegebieden verspreid in de proefvlakken, met hierin de op dat moment rijpe zaden. Omdat niet alle plantensoorten tegelijkertijd rijpe zaden hebben, worden met deze methode niet alle soorten verspreid en ontbreken er een aantal die wel in de referentie voorkomen. Als alternatieve techniek is plagsel toegevoegd. Naast alle rijpe zaden uit de vegetatie zelf wordt op deze manier ook een deel van de zaadbank overgebracht, waardoor ook soorten die op het moment van plaggen geen rijpe zaden hebben of op dat moment zelfs helemaal niet bovengronds voorkomen overgebracht kunnen worden. Naast zaden worden ook wortels of zelfs hele planten van de doelvegetatie overgebracht. De resultaten van het inbrengen van soorten worden in dit hoofdstuk beschreven.

De uiteindelijke vraag is of er een manier is om de successie na ontgronden versneld richting droge dan wel natte heide te sturen. Na ontgronden liggen de abiotische condities binnen de range waar de doelvegetaties zich kunnen ontwikkelen (zie H3), maar dit wil niet zeggen dat dit ook daadwerkelijk gebeurt. De volgorde van de vestiging van bepaalde soorten kan een groot effect hebben op de uitkomst van de successie, ook wel het priority effect genoemd. Na het ontgronden vestigen met name ruderaal soorten en mossen zich als eerste omdat ze een langlevende zaadbank hebben danwel zich goed verspreiden. Wanneer deze soorten zich snel genoeg uitbreiden, kunnen zij een gesloten vegetatie vormen voordat de kenmerkende heidesoorten zich kunnen vestigen, waardoor de ontwikkeling van heide vertraagd of zelfs geheel verhinderd wordt. Om dit te voorkomen is het belangrijk dat in de periode waar de competitie tussen de verschillende soorten nog geen rol speelt ('window of opportunity') kenmerkende heidesoorten in voldoende grote aantallen aanwezig zijn en zich als eerste kunnen vestigen. Door het inbrengen van zaden van heide(soorten) zou zich sneller een dichte heidevegetatie kunnen vormen waarin andere soorten zoals grassen en mossen zich moeilijker kunnen vestigen. De vraag is of de verschillen in pH en het inbrengen van materiaal uit de donorgebieden invloed heeft op zowel de vestiging als het verdere verloop van de competitie tussen algemene soorten als grassen en kenmerkende heidesoorten.

Om bovenstaande vragen te beantwoorden werd de ontwikkeling van de vegetatie vanaf het begin van het experiment jaarlijks gemonitord, van 2012 t/m 2018. Daarnaast werd de samenstelling van de vegetatie van de locaties waar maaisel en plagsel was verzameld in kaart gebracht. De uitgebreide methode is beschreven in H2.

4.2 Bronpopulaties in de goed ontwikkelde natte- en droge heide in het Dwingelderveld

In de bestaande heide in het Dwingelderveld was de soortenrijkdom in tegenstelling tot de verwachting hoger in droge heide dan in de natte heide (Figuur 4.1). Een lijst met de gevonden soorten staat in Tabel 4.1. Behalve Gewoon struisgras (*Agrostis capillaris*) waren alle soorten uit de opnames in de bestaande natte- en droge heide in het Dwingelderveld opgenomen in de soortenlijst met kenmerkende heidesoorten (Tabel 2.2, M&M). De exacte ligging van de beschreven locaties is weergegeven in Figuur 2.1.

Tabel 4.1. Lijst van plantensoorten in de bestaande natte- en droge heide in het Dwingelderveld.

Figure 4.1. List of the plant species found in the plots of the existing heathland in the Dwingelderveld.

Nederlandse naam	Wetenschappelijke naam
Dophei, Gewone	<i>Erica tetralix</i>
Klokjesgentiaan	<i>Gentiana pneumonanthe</i>
Pijpenstrootje	<i>Molinia caerulea</i>
Rus, Trek-	<i>Juncus squarrosus</i>
Smele, Bochtige	<i>Deschampsia flexuosa</i>
Snavelbies, Witte	<i>Rhynchospora alba</i>
Struikhei	<i>Calluna vulgaris</i>
Struisgras, Gewoon	<i>Agrostis capillaris</i>
Veenbies, Gewone	<i>Trichophorum cespitosum</i>
Zegge, Blauwe	<i>Carex panicea</i>
Zegge, Pil-	<i>Carex pilulifera</i>
Zonnedauw, Kleine	<i>Drosera intermedia</i>
Zuring, Schapen-	<i>Rumex acetosella</i>

De goed-ontwikkelde natte- en droge heide in het Dwingelderveld was in een climaxfase, wat leidde tot een bedekking rond de 90 procent voor Struikhei (*Calluna vulgaris*) in de droge heide en rond de 70 procent voor Gewone dophei (*Erica tetralix*) in de natte heide (Figuur 4.1). Daarnaast waren Pijpenstrootje (*Molinia caerulea*) en Gewone veenbies (*Trichophorum cespitosum*) grote bedekkers, met name in de natte heide. In één van de natte heide gebieden kwam Klokjesgentiaan (*Gentiana pneumonanthe*) voor. Wat opviel, was dat de bestaande heide in het Dwingelderveld relatief soortenarm was. Een aantal soorten kenmerkend voor een goed ontwikkelde heide kwamen inderdaad voor, maar een groot deel van de kenmerkende soorten die er potentieel voor zouden kunnen komen ontbrak.



Figuur 4.1. De lokale referentiegebieden voor droge heide (links) en natte heide (rechts). In de droge heide is Struikhei (*Calluna vulgaris*) de grootste bedekker, in de natte heide Gewone dophei (*Erica tetralix*).

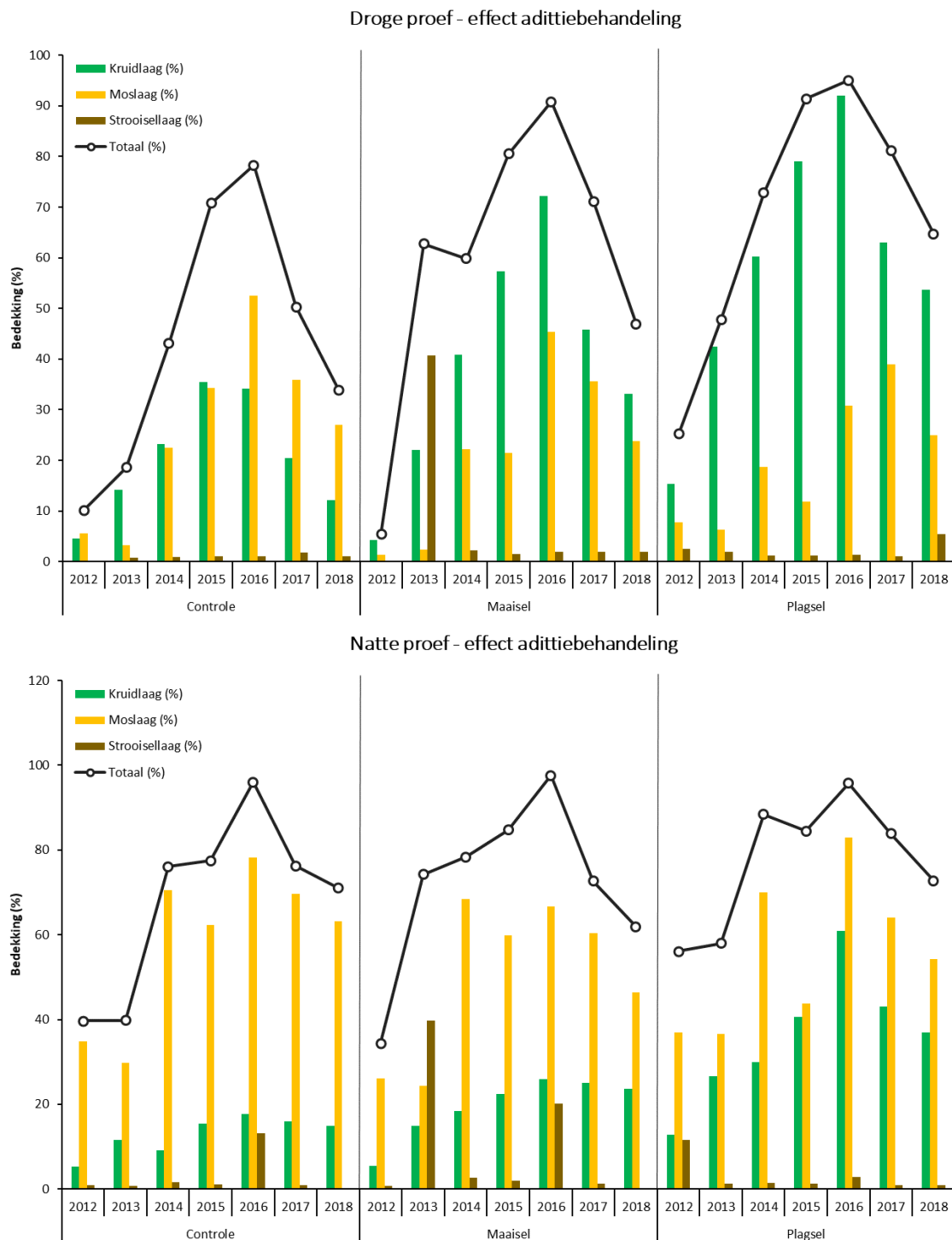
Figure 4.1. The local reference sites for dry heath (left) and wet heath (right). In the dry heath *Calluna vulgaris* has the highest cover, in the wet heath *Erica tetralix*.

De opnames in de bestaande droge- en natte heide in het Dwingelderveld werden gemaakt na het winnen van maaisel en plagsel voor het experiment. In de geplagde dan wel gemaaide delen kwamen soorten uit eerdere successie stadia terug, zoals Pilzegge (*Carex pilulifera*) in de droge heide en Witte snavelbies (*Rhynchospora alba*), Blauwe zegge (*Carex panicea*) en Kleine zonnedauw (*Drosera intermedia*) in de natte heide. Deze soorten konden dus wel met het plagsel worden overgebracht naar de proefvlakken, maar niet met het maaisel.

4.3 Totale bedekking

4.3.1 Effect additiebehandelingen

In de permanente kwadraten van zowel de droge als de natte proef namen de totale bedekking, de bedekking door kruiden als ook de bedekking door mos in de eerste vijf jaren toe en nam vervolgens weer af (zie Figuur 4.2). Voor een deel kon dit mogelijk aan het "waarnemer-effect" worden toegeschreven: de opnames in 2017 en 2018 werden door een andere persoon gemaakt dan die van de jaren ervoor. Tegelijkertijd was in het veld duidelijk dat in de droge zomer van 2017 en de zeer droge zomer van 2018 veel kruidachtige planten, grassen en mossen deels al vroeg in de zomer afstierven en dus niet meetelden in de bedekking. Met andere woorden, de waargenomen daling in bedekking was waarschijnlijk reëel maar werd mogelijk versterkt door het waarnemer-effect. De effecten van de verschillende additiebehandelingen op de totale bedekking in 2018 verschilde tussen de droge en natte proefvlakken. In de droge proefvlakken was er interactie met pH-behandelingen: het effect van het type additie op de totale bedekking werd groter naarmate de pH hoger was. In de verzuurde proefvlakken had het type additie geen effect terwijl de totale bedekking in de bekalkte proefvlakken bij toevoeging van plagsel significant hoger was dan met maaisel ($p=0,002$) en in de controle ($p<0,001$). De controles (zowel qua type additie als qua pH-behandeling) lagen hier tussenin. In de natte proefvlakken waren er geen significante verschillen in totale bedekking tussen de diverse behandelingen.

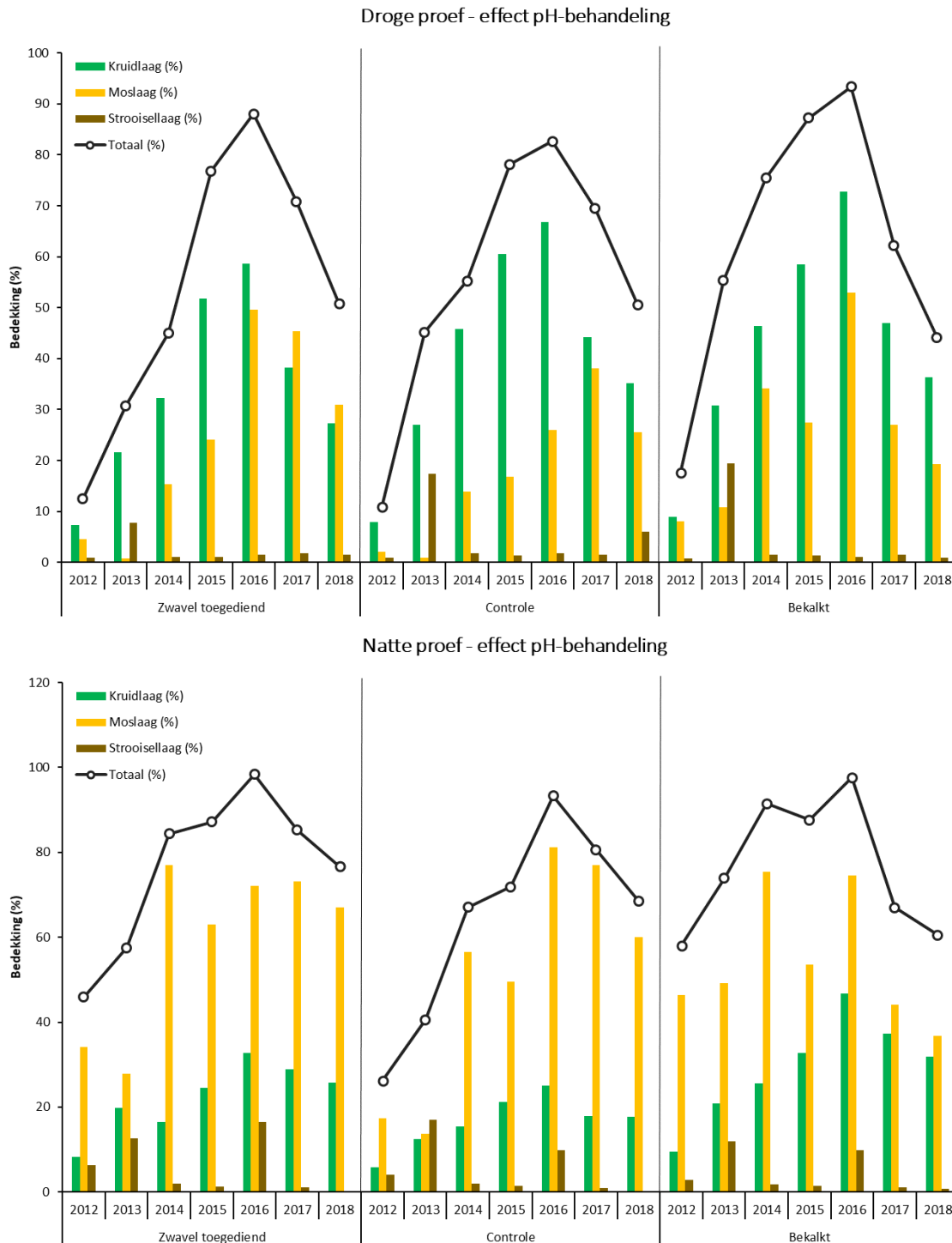


Figuur 4.2. Bedekking van kruiden, mos en strooisel in de droge proef (boven) en natte proef (onder) in relatie tot de additiebehandeling.

Figure 4.2. Cover of herbs, mosses and litter at the dry site (top) and wet site (bottom) related to the addition-treatments.

De bedekking van strooisel werd beïnvloed door het inbrengen van materiaal. In het eerste jaar was in de natte proef een kleine piek te zien in de hoeveelheid strooisel in de proefvlakken waar plagsel werd ingebracht. Dit effect was veel duidelijker in de vlakken waar maaisel werd ingebracht, zowel in de droge als in de natte vlakken. Deze pieken in de bedekking van strooisel na het inbrengen van maaisel en/of van plagsel namen snel af en waren een jaar na inbreng al vrijwel geheel verdwenen. De hoeveelheid strooisel fluctueerde iets tussen de jaren maar bleef in het algemeen zeer laag.

De bedekking van de kruidlaag was hoger in de proefvlakken waar plagsel werd ingebracht, en dat bleef zo tot in 2018. Zowel in de droge als in de natte proef is de bedekking in proefvlakken waar plagsel werd ingebracht significant hoger dan waar maaisel werd opgebracht ($p < 0,0001$ bij droge resp. $p = 0,0018$ bij natte proefvlakken) en de bedekking in de laatste was op zijn beurt weer hoger dan die in de controle proefvlakken waar niets werd ingebracht ($p < 0,0001$ resp. $p = 0,053$). Noch in de droge noch in de natte proefvlakken was er een significant verschil in mosbedekking tussen de diverse behandelingen. Wel was de mosbedekking tweemaal zo hoog in de natte als in de droge proefvlakken ($p < 0,0001$).



Figuur 4.3. Bedekking van kruiden, mos en strooisel in de droge proef (boven) en natte proef (onder) in relatie tot de pH-behandelingen.

Figure 4.3. Cover of herbs, mosses and litter at the dry site (top) and wet site (bottom) related to the pH-treatments.

4.3.2 Effect pH-behandelingen

In de droge proef waren zowel de totale bedekking als ook de bedekking van de kruidlaag de eerste jaren lager in de verzuurde delen terwijl de bedekking van de moslaag juist hoger was (Figuur 4.3). Bij alle behandelingen namen de bedekkingen in latere jaren duidelijk weer af maar de moslaag bleef in de verzuurde proefvlakken significant hoger ($p=0,049$), terwijl de bedekking van de kruidlaag in de verzuurde proefvlakken juist significant lager was dan in de controle ($p=0,0391$). De strooisellaag had in alle behandelingen een zeer lage bedekking na een kleine piek in 2013 als gevolg van het inbrengen van maaisel.

Ook in de natte proef waren verschillen tussen de jaren en tussen de behandelingen te zien. De totale bedekking vertoonde hetzelfde patroon als bij de droge proef maar de verschillen tussen de behandelingen waren in 2018 niet significant. De bedekking van de kruidlaag was significant hoger in de bekalkte proefvlakken ($p<0,001$) en die van de moslaag juist lager ($p=0,053$).

4.4 Soortenrijkdom

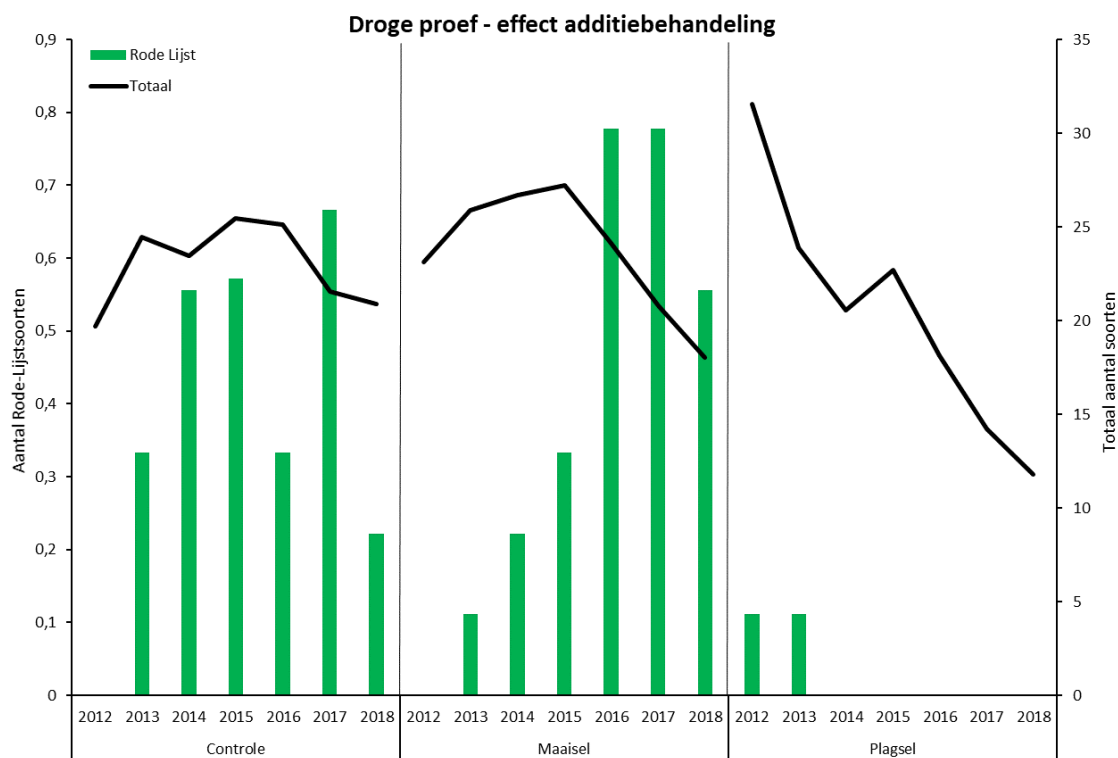
4.4.1 Effect additiebehandelingen

Het effect van de additiebehandelingen op soortenrijkdom vertoonde een vergelijkbaar patroon bij de droge en de natte proefvlakken (Figuur 4.4 en Figuur 4.5). In beide gevallen was er sprake van fluctuatie in het gemiddeld aantal soorten gedurende de eerste jaren en afname in de jaren daarna in zowel de controle proefvlakken als in de proefvlakken waar maaisel werd toegevoegd. Bij de proefvlakken met plagsel was dit anders. Zowel in de natte als in de droge proefvlakken nam het aantal soorten hier veel sterker af. Wel was het gemiddelde aantal soorten per plot aanzienlijk hoger onder natte omstandigheden. Bij beide vochtbehandelingen waren de plots met plagsel significant minder soortenrijk dan de andere behandelingen ($p<0,001$ voor droog en nat).

Het gedrag van Rode-lijstsoorten vertoonde een wat afwijkend patroon tussen de twee vochtigheidsbehandelingen. Het aantal Rode-lijstsoorten in de natte proefvlakken was tweemaal tot driemaal hoger dan in de droge proefvlakken. Na een aanvankelijke toename nam het aantal bij beide behandelingen af maar de grootste afname werd gevonden bij toevoegingen van plagsel in de droge proefvelden waar het aantal significant lager was dan bij de andere behandelingen ($p<0,001$). Ook bij de natte proefvelden werd het laagste aantal Rode-lijstsoorten gevonden bij de behandeling met plagsel maar hier waren de verschillen met de andere behandelingen niet significant ($p=0,699$).

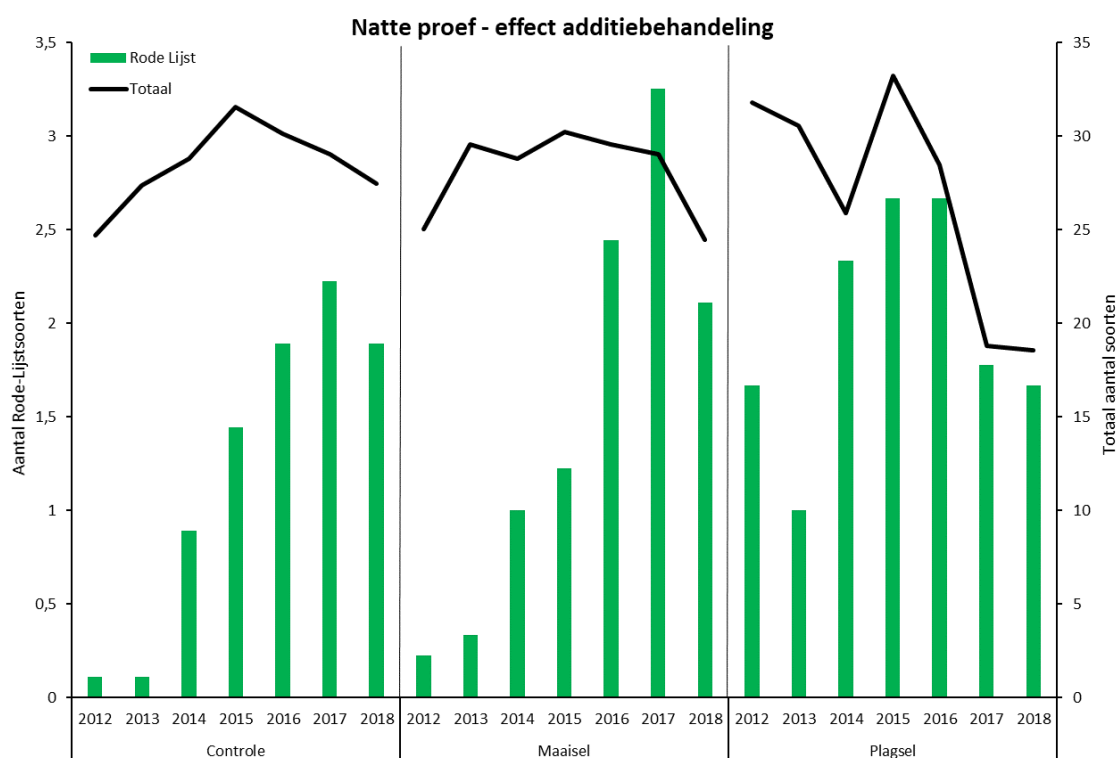
4.4.2 Effect pH-behandelingen

Net als bij de verschillende additiebehandelingen nam de soortenrijkdom ook bij de verschillende pH-behandelingen, na een aanvankelijke toename, in latere jaren weer wat af. Dit gold zowel voor de droge als de natte proefvlakken waarbij ook hier weer de soortenrijkdom in de natte proefvlakken hoger was evenals de rijkdom aan Rode-lijstsoorten (Figuur 4.6 en Figuur 4.7). Zowel bij de droge als bij de natte proefvlakken was de soortenrijkdom in 2018 significant hoger: bij de droge proefvlakken verschilden alleen verzuurde en bekalkte proefvlakken in soortenrijkdom significant van elkaar ($p<0,001$), bij de natte proefvlakken



Figuur 4.4. Soortenrijkdom in de droge proef in relatie tot additiebehandeling.

Figure 4.4. Species richness at the dry site related to the addition-treatments

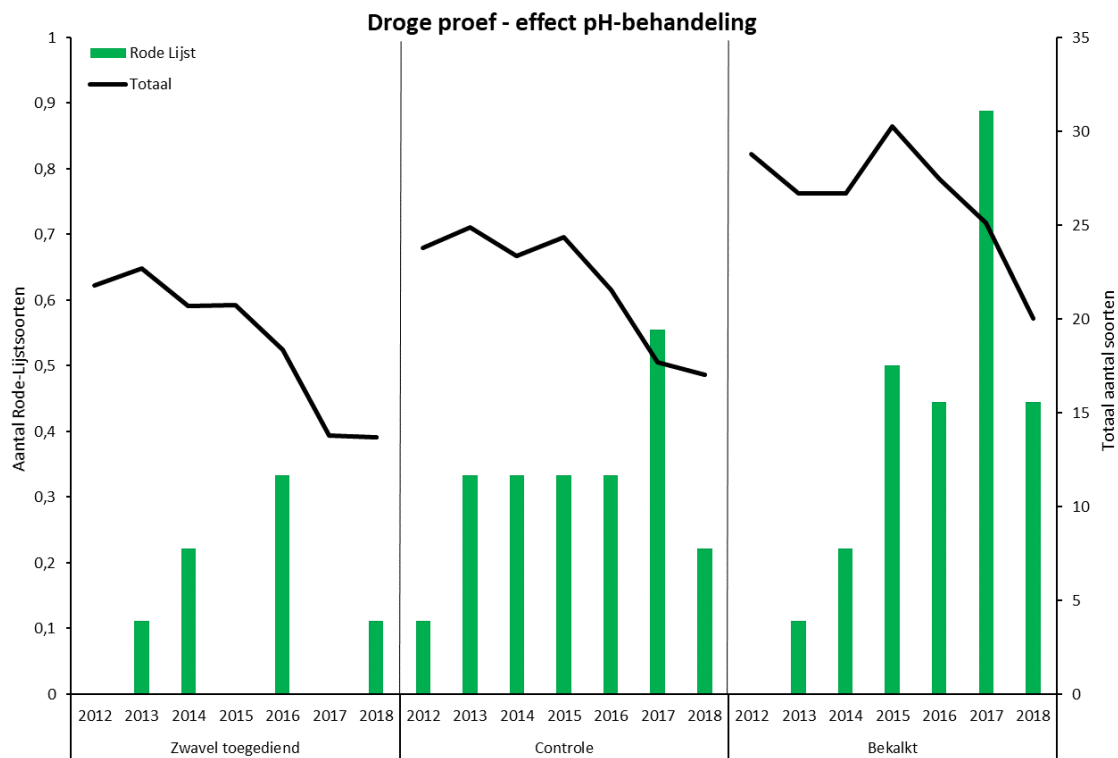


Figuur 4.5. Soortenrijkdom in de natte proef in relatie tot additiebehandeling.

Figure 4.5. Species richness at the wet site related to the addition-treatments

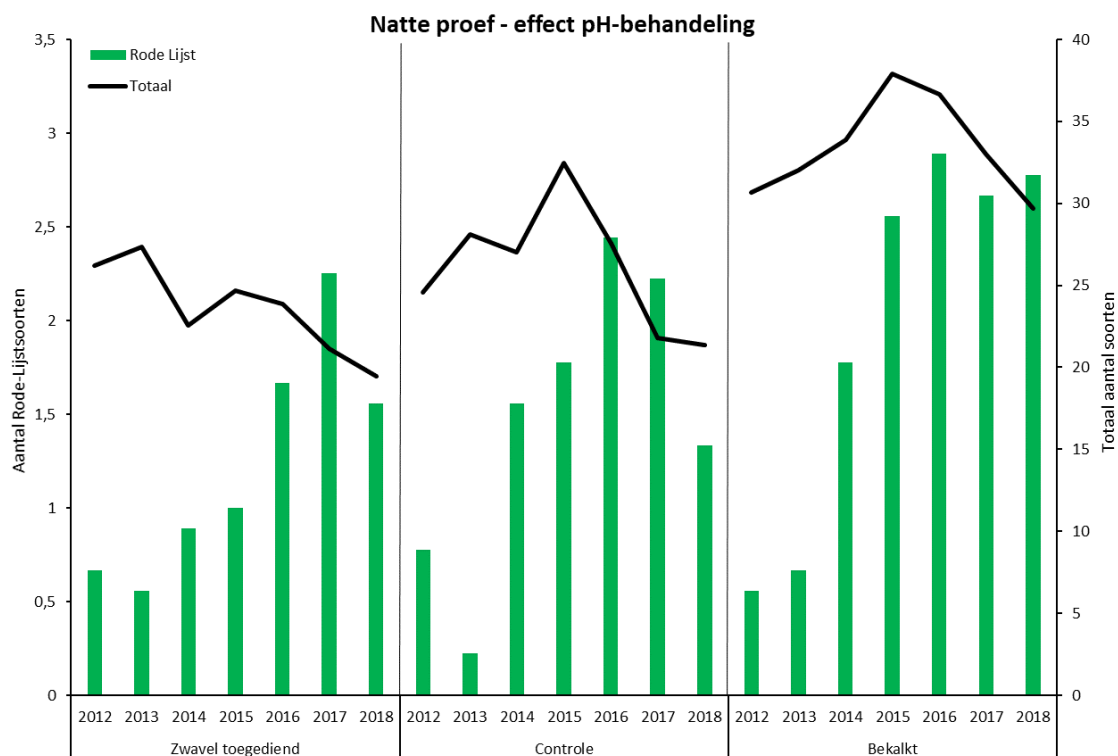
hadden de bekaakte proefvlakken een significant hogere soortenrijkdom dan de andere pH-behandelingen ($p < 0,001$ resp. $p = 0,001$).

In grote lijnen volgde de rijkdom aan Rode-lijstsoorten het hierboven geschetste patroon, zij het dat de verschillen groter waren dan wanneer alleen het totaalaantal soorten werd



Figuur 4.6. Soortenrijkdom in de droge proef in relatie tot de pH-behandelingen.

Figure 4.6. Species richness at the dry site related to the pH-treatments



Figuur 4.7. Soortenrijkdom in de natte proef in relatie tot de pH-behandelingen.

Figure 4.7. Species richness at the dry site related to the pH-treatments.

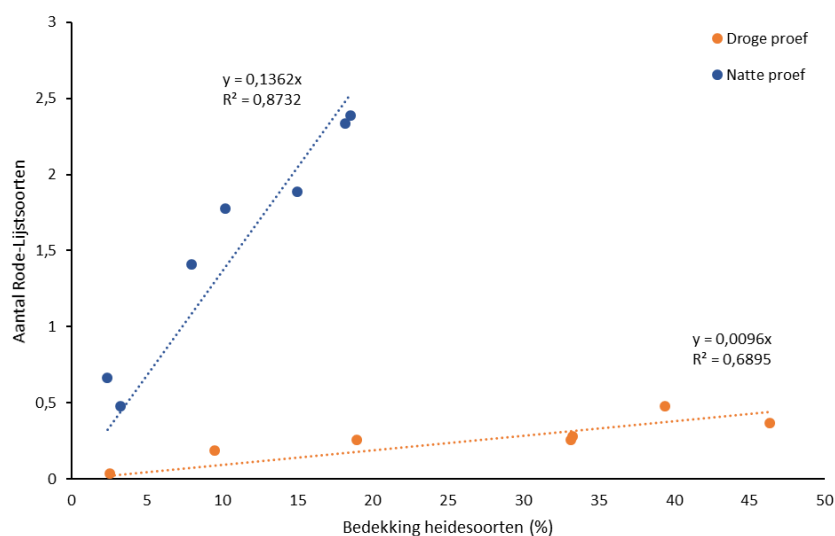
beschouwd. Ook hier nam zowel in de droge als in de natte proefvlakken het aantal soorten eerst toe om in het laatste jaar weer wat af te nemen en was het aantal Rode-lijst soorten hoger in de natte dan in de droge proefvlakken. Bij de droge proefvlakken was het aantal Rode-lijstsoorten bij alle pH-behandelingen zeer laag en verschilde niet significant tussen behandelingen ($p=0,355$). Dit in tegenstelling tot de natte proef waar in 2018 het aantal Rode-

lijstsoorten in de becalcpte proefvlakken significant ($p=0,029$) hoger was dan in de controle en (net) niet significant verschilde ($p=0,070$) van het aantal in de verzuurde proefvlakken.

Tabel 4.2. Totaal aantal waarnemingen Rode-lijstsoorten per proef.

Table 4.2. Number of red-list species per experimental site.

	Droge proef	Natte proef	Totaal
<i>Gentiana pneumonanthe</i>	3	79	82
<i>Illecebrum verticillatum</i>	13	55	68
<i>Drosera intermedia</i>		66	66
<i>Nardus stricta</i>	2	33	35
<i>Genista anglica</i>	11	20	31
<i>Euphrasia stricta</i>	12	8	20
<i>Gnaphalium sylvaticum</i>	4	5	9
<i>Filago minima</i>	2	5	7
<i>Lycopodiella inundata</i>		5	5
<i>Rhynchospora alba</i>		4	4
<i>Polygala serpyllifolia</i>		4	4
<i>Epilobium palustre</i>		4	4
<i>Filago vulgaris</i>	1	2	3
<i>Veronica prostrata</i>	1		1
<i>Pedicularis sylvatica</i>		1	1



Figuur 4.8. Aantal Rode-lijstsoorten in relatie tot heidebedekking.

Figure 4.8. Number of red-list species related to the cover of heather (%).

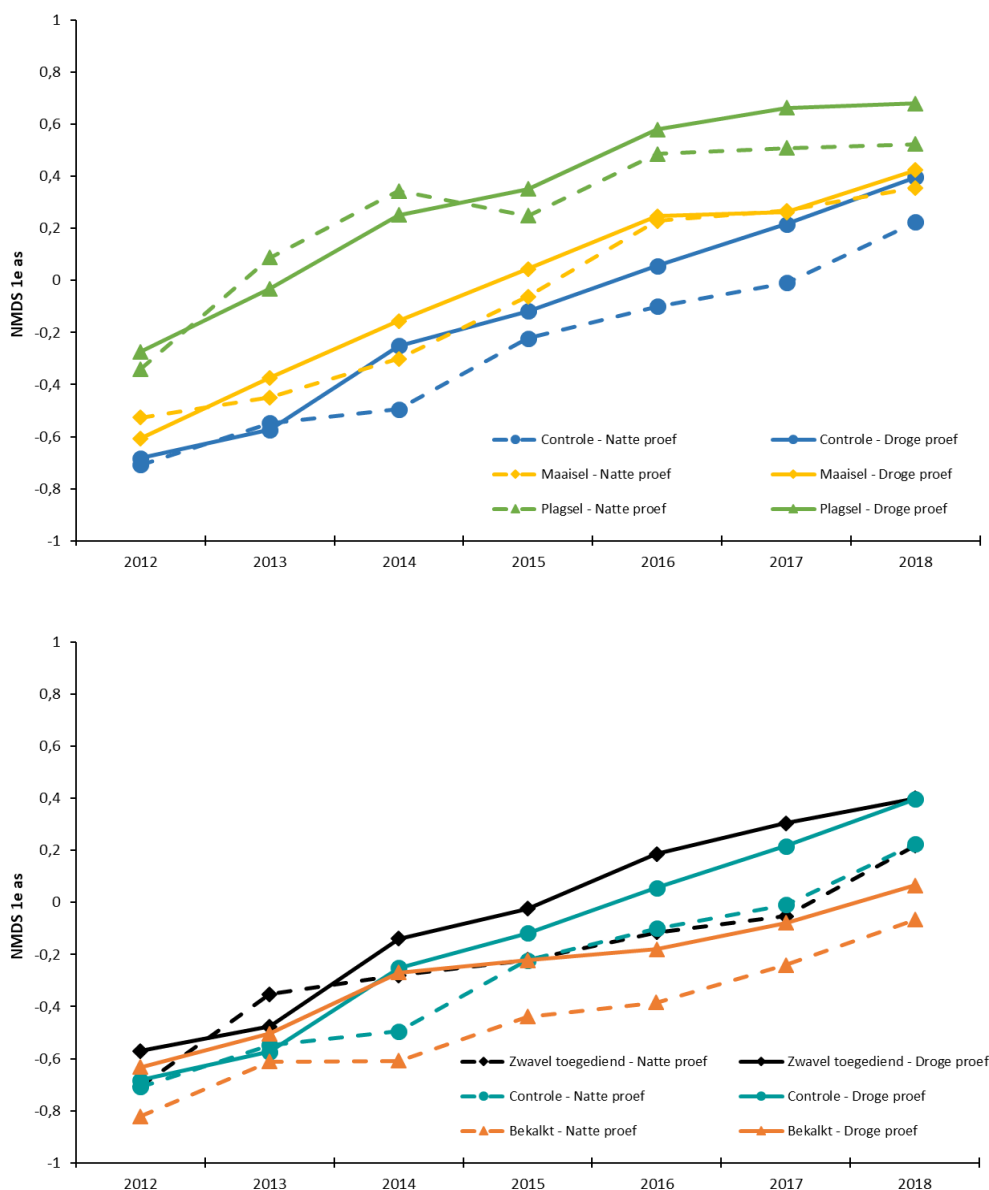
Tabel 4.2 laat zien welke Rode-lijstsoorten werden aangetroffen. Zes soorten werden redelijk vaak gevonden, de overige veel minder. In veel natte proefvlakken kwam vanaf het eerste jaar Klokjesgentiaan (*Gentiana pneumonanthe*) voor. Ook Kleine zonnedauw (*Drosera intermedia*), Borstelgras (*Nardus stricta*) en Stekelbrem (*Genista anglica*) waren vanaf het begin aanwezig. Verder werden er een aantal Rode-Lijstsoorten gevonden die kenmerkend waren voor meer open terrein, zoals Grondster (*Illecebrum verticillatum*), Stijve ogentroost (*Euphrasia stricta*), Bosdroogbloem (*Gnaphalium sylvaticum*) en Dwergviltkruid (*Filago minima*). In de proefvlakken van de droge proef kwamen weinig Rode-lijstsoorten voor, op

Grondster (*Illecebrum verticillatum*), Stekelbrem (*Genista anglica*) en Stijve ogentroost (*Euphrasia stricta*) na.

Er was een duidelijke relatie tussen het gemiddeld aantal Rode-lijstsoorten en de bedekking aan heidesoorten (Figuur 4.8). Deze relatie verschilde tussen de droge en de natte proefvlakken: in de droge proefvlakken nam het aantal Rode-lijstsoorten veel langzamer toe dan in de natte vlakken.

4.5 Soortensamenstelling

Ordinaties op basis van de vegetatiesamenstelling in de permanente kwadraten laten zien dat de eerste as van de ordinatie (die de meeste variatie verklaart) zowel in de droge als de natte proefvlakken het sterkst gecorreleerd was met de factor tijd (Figuur 4.9).



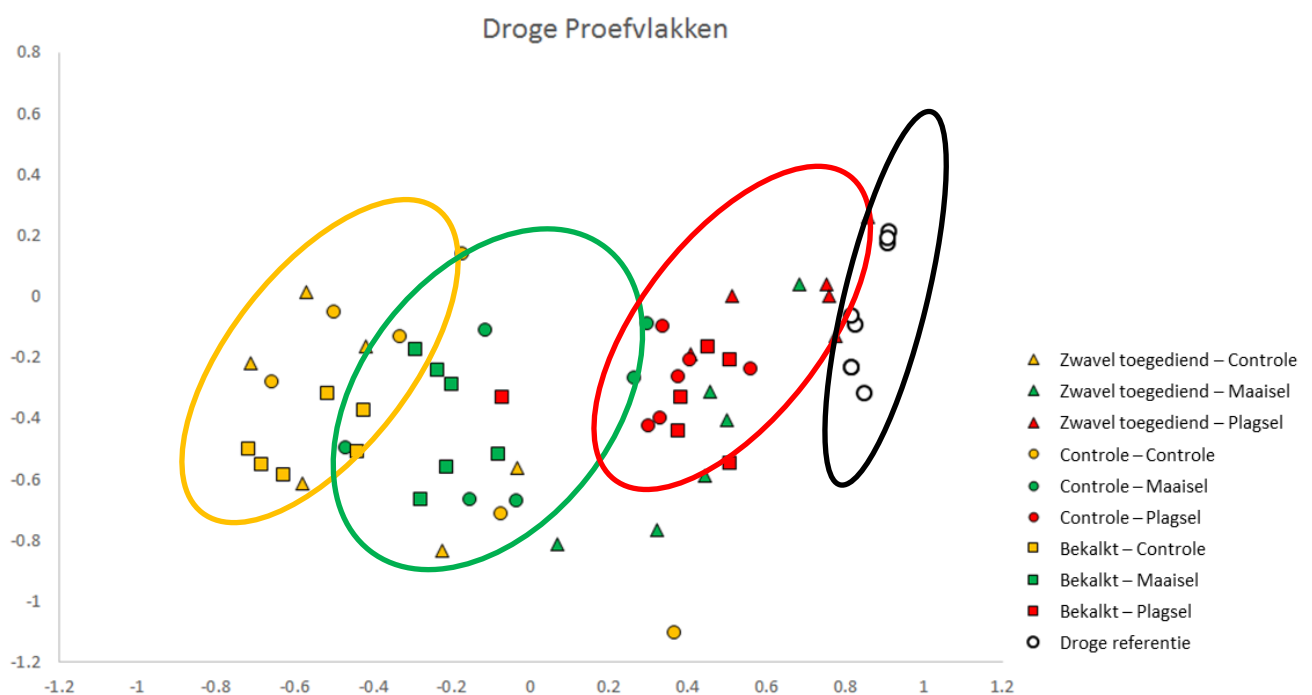
Figuur 4.9. Veranderingen in de vegetatiesamenstelling bij de additiebehandelingen (boven) en pH-behandelingen (onder). Aangegeven waarden zijn scores op de eerste ordinatieas (NMDS-figuur 4.10).

Figure 4.9. Changes in vegetation composition with the addition-treatments (top figure) and pH-treatments (bottom figure). Depicted values are the scores of the first axel of the ordination (NMDS-Figure 4.10)

De effecten van de additiebehandelingen en pH-manipulaties op de soortensamenstelling werden gesuperponeerd op deze tijdas en verklaren minder variatie. Figuur 4.9 laat zien dat er bij de additiebehandelingen in eerste instantie een scheiding in vegetatiesamenstelling was op basis van de behandeling en pas daarna op vochtgraad. Bij de pH behandeling was dit niet het geval: hier werden de verzuurde proefvlakken en de controles in eerste instantie op basis van de vochtigheid gescheiden en dan pas op basis van de behandeling. Slechts de bekalkte proefvlakken vertoonden afwijkend gedrag.

De lijnen in Figuur 4.9 vlakten nauwelijks af na verloop van jaren. Dit betekent dat de vegetatiekundige verschillen tussen opeenvolgende jaren niet noemenswaardig kleiner zijn geworden. De ontwikkelingen waren kennelijk nog niet ten einde.

Wanneer het effect van de factor tijd uit de ordinatie werd weggelaten en alleen de vegetatiesamenstelling in 2018 werd beschouwd, kan worden ingezoomd op het effect van de verschillende behandelingen.



Figuur 4.10. NMDS-ordinatie van de vegetatie in de droge proefvlakken in 2018. Cirkels geven een indicatie voor de verschillende clusters.

Figure 4.10. NMDS-ordination of the vegetation of the dry site in 2018. Circels indicate different clusters.

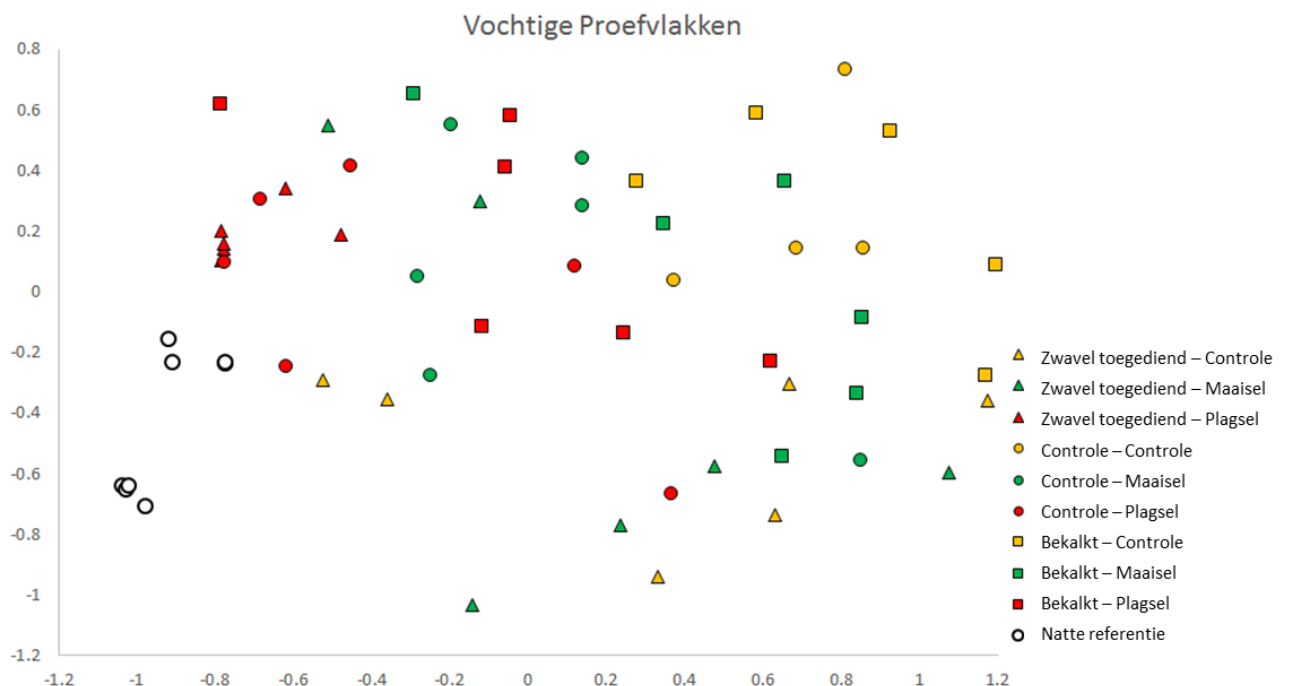
Figuur 4.10 laat de effecten van de verschillende behandelingen op de vegetatiesamenstelling in de droge proefvlakken zien. De figuur toont dat zowel additie als pH-behandelingen effecten hadden maar suggereert tevens dat de verschillende additiebehandelingen meer effect hadden. Dit werd bevestigd door permutatietests: zowel additiebehandelingen als pH manipulatie hadden significante effecten op de vegetatiesamenstelling ($p < 0.001$) en ook de totale hoeveelheid door deze twee factoren verklaarde variatie was groot (69%). De hoeveelheid variatie die door additie werd verklaard was echter veel groter (62%) dan door pH (7%). Duidelijk werd ook dat de behandeling met plagsel leidde tot een vegetatiesamenstelling die weinig meer verschilde van de opnames in de droge referentieheide. Daarnaast was de variatie binnen de groep opnames van de controlegroep significant ($p < 0.001$) groter dan die binnen de opnames van de proefvlakken met maaisel cq. met plagsel. Ook de referentieopnames waren veel minder variabel. Alle laatstgenoemde groepen verschilden onderling niet significant in variabiliteit. Daarnaast valt op dat de rode en

groene driehoeken (plagsel+zwavel toedient en maaisel+zwavel toedient) over het algemeen dichterbij de lokale referentie-punten liggen dan de niet-verzuurde varianten.

De ontwikkelingen in de vochtige/natte proefvlakken vertoonden een veel minder duidelijk patroon dan bij de droge vlakken (Figuur 4.11). Ook was er veel meer spreiding binnen de groepen, waarschijnlijk veroorzaakt door de langdurige overstroming (30-40 cm water boven grondoppervlak) van een deel van de proefvlakken sinds 2014.

Permutatietests lieten zien dat hier alleen de verschillende additiebehandelingen een significant effect op de vegetatiesamenstelling hadden ($p=0.001$ voor het effect van additie; $p=0.07$ voor het effect van pH). Ook de totale hoeveelheid verklaarde variatie in vegetatiesamenstelling was beduidend kleiner dan bij de droge proefvlakken (34%). Het overgrote deel van deze variatie (30%) werd verklaard door de verschillende additiebehandelingen, pH manipulatie voegde slechts 4% verklaarde variatie toe.

Ook hier verschilde de variatie binnen de groepen significant van elkaar ($p < 0.0001$). De referentieopnames vertoonden de minste variatie, de proefvlakken met plagsel waren wat meer variabel en de proefvlakken met maaisel en de controlegroep waren het meest variabel. De laatste twee groepen verschilden onderling niet in variabiliteit. Ook hier lag het zwaartepunt van de opnames waar plagsel was toegevoegd dichterbij de referentie dan dat van de andere additiebehandelingen maar door de grote variatie binnen de groepen waren er naast opnames die zeer weinig in soortensamenstelling van de referenties verschillen ook opnames met een plagselbehandeling die er slechts zeer weinig op leken.



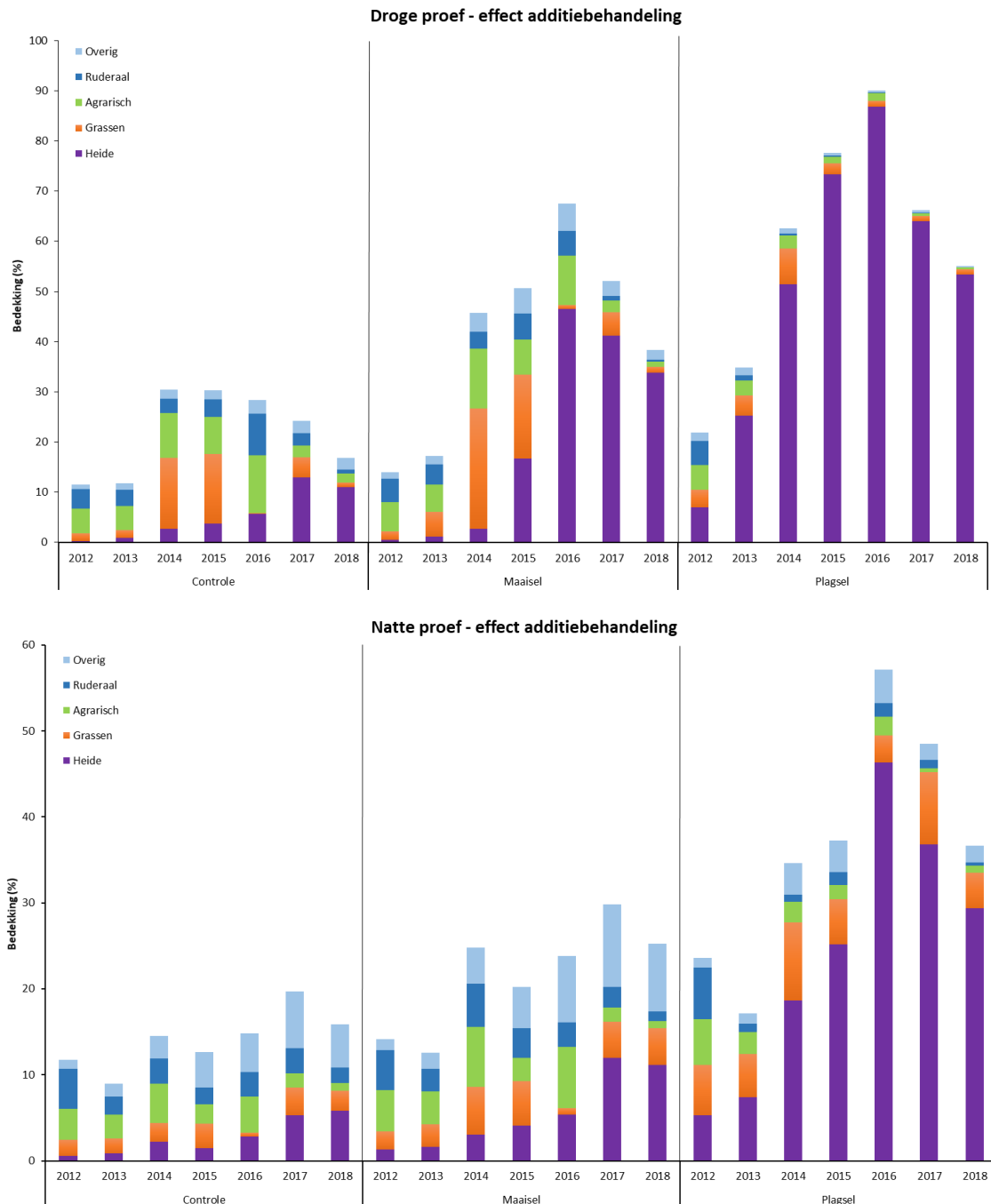
Figuur 4.11. NMDS-ordinatie van de vegetatie in de natte proefvlakken in 2018.

Figure 4.11 NMDS-ordination of the vegetation of the wet site in 2018.

4.6 Bedekking soortgroepen

4.6.1 Effect additiebehandelingen

In de droge proefvelden was de relatieve bijdrage aan de totale bedekking door kenmerkende heidesoorten (met name dwergstruiken) ten opzichte van agrarische en ruderaal soorten veel



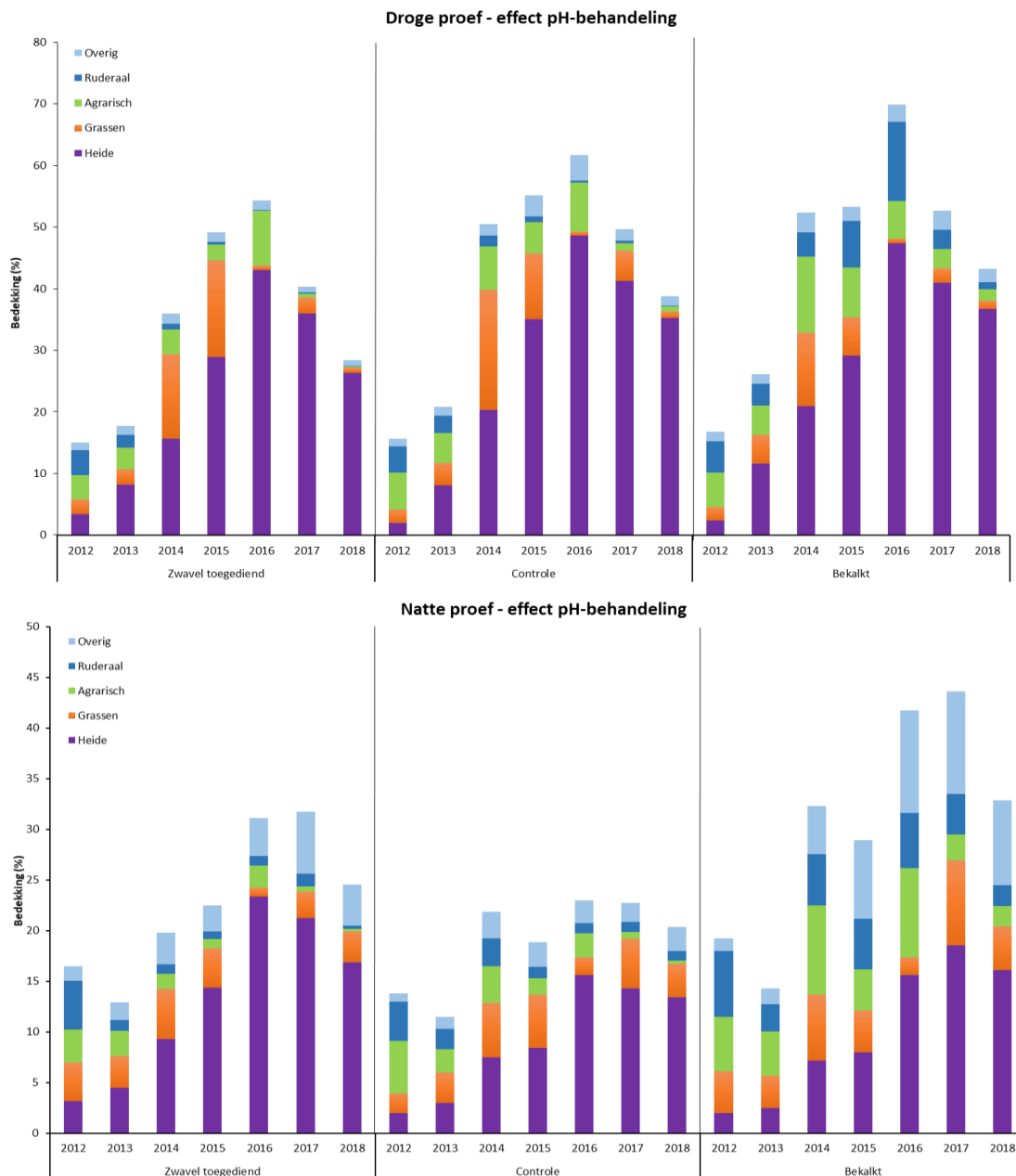
Figuur 4.12. Bijdrage van verschillende soortgroepen aan de totale bedekking in de permanente kwadraten van de droge (boven) en de natte proef (onder) in relatie tot de biota-addities.

Figure 4.12. The development in the relative contribution of the different species groups on the total cover in the permanent quadrats in the dry site (top figure) and wet site (bottom site) related to the biota-treatments.

hoger na het inbrengen van plagsel (Figuur 4.12). Ook in de controle proefvlakken en na het toedienen van maaisel nam het aandeel aan heidesoorten in de totale bedekking over de tijd toe, maar veel langzamer en ook later. Na het inbrengen van plagsel nam het aandeel van deze soorten in de totale bedekking in de droge proefvlakken snel toe vanaf ca. 80% in het derde jaar tot bijna 100% vanaf het vijfde jaar. Ook in de andere behandelingen nam echter het aandeel heide met de tijd toe tot ca. 65% van het totaal in de controle proefvlakken en 85% van het totaal na toevoegen van maaisel. Deze toename vond echter veel later plaats dan na toevoeging van plagsel, namelijk vanaf het vijfde jaar bij toevoegen van maaisel en

pas vanaf het zesde jaar in de controle vlakken. Omdat de totale kruidbedekking bij deze laatste twee behandelingen beduidend lager was dan na toevoeging van plagsel was wel de absolute bedekking van heidesoorten beduidend lager dan bij de behandeling met plagsel.

Het aandeel aan de ruderaal soorten nam in de droge proef in alle proefvlakken met de tijd sterk af, met het inbrengen van plagsel was deze groep in het derde jaar verdwenen. In de andere twee behandelingen duurde dit wat langer maar ook hier nam de bedekking met ruderaal soorten na het vijfde jaar af tot lage waarden. In de natte heide bedroeg dit respectievelijk 45% en 70%.



Figuur 4.13. Het effect van pH verschillen op de bedekking van verschillende soortgroepen in de permanente kwadraten van de droge (boven) en natte proef (onder).

Figure 4.13. The development in the relative contribution of the different species groups on the total cover in the permanent quadrats in the dry site (top figure) and wet site (bottom site) related to the pH-treatments.

Zonder het toedienen van plagsel werd in de droge proef de plaats van ruderaal soorten eerst overgenomen door algemene grassen van droge standplaatsen en door soorten uit de groep

“agrarische soorten”. Na vijf tot zes jaar nam ook het aandeel van deze soorten sterk af ten gunste van heidesoorten. Met het toedienen van plagsel namen zowel het aandeel ruderaal soorten als ook het aandeel grassen en agrarische soorten veel sneller af en waren deze groepen na het derde jaar vrijwel niet meer van belang.

4.6.2 Effect pH-behandelingen

In de droge proefvelden was de invloed van de pH-behandeling op het aandeel van de verschillende groepen soorten minimaal (Figuur 4.13). In alle gevallen werd de (schaarse) vegetatie aanvankelijk gedomineerd door ruderaal en landbouwsoorten. Deze dominantie nam al in het tweede jaar snel af ten gunste van een toename in het aandeel van heidesoorten. In latere jaren waren ruderaal en agrarische soorten vrijwel verdwenen, met uitzondering van de bekalkte proefvlakken waar de bedekking van ruderaal soorten van 2012 t/m 2017 constant rond de 10% bleef schommelen. Pas de droogte van 2018 leidde tot een lage bedekking van deze groep. Bij alle pH-behandelingen volgde na twee jaar een fase met een hogere bedekking aan grassen. Deze fase verdween weer na vier jaar.

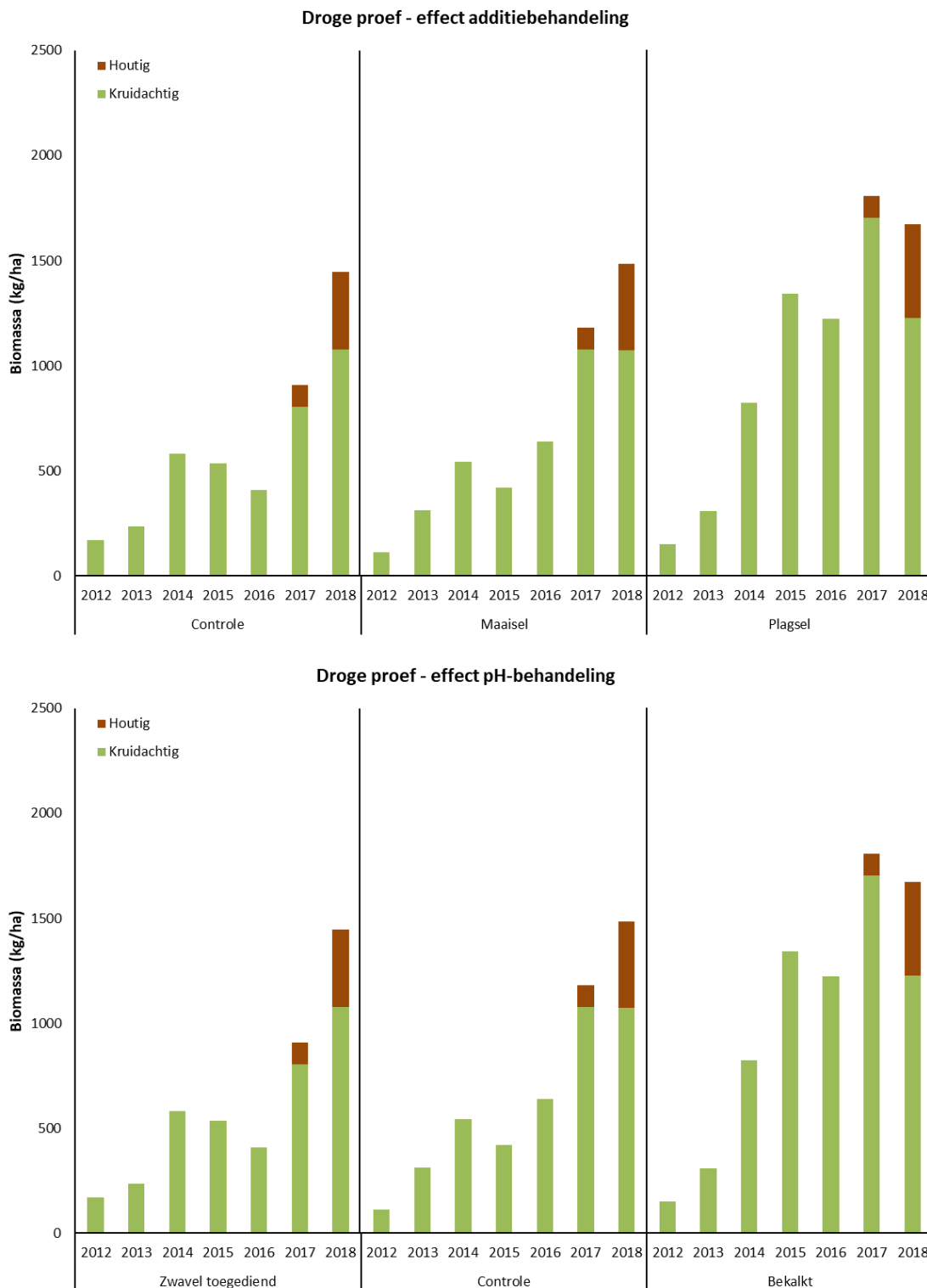
De effecten van de pH-behandelingen waren meer uitgesproken in de natte proefvelden. Gedurende de eerste jaren waren de verschillen minder duidelijk en schommelde het aandeel heidesoorten in de totale bedekking tussen de 25 en 40%, maar zeker in 2017 en 2018 werden de verschillen groter. In de controlevlakken lag het aandeel heide in die jaren boven de 85%, in de verzuurde proefvlakken ruim 60% en in de bekalkte proefvlakken ongeveer 45%. De totale bedekking van de kruidlaag lag daarentegen in de bekalkte proefvlakken het hoogst met 32% in 2018 tegen 20% in de controle proefvlakken en 24% in de verzuurde proefvlakken. Zeker in de laatste jaren verschilden de pH-behandelingen niet in het aandeel ruderaal, agrarische en grassoorten in de totale bedekking. De bedekking door “andere soorten” was in de bekalkte proefvlakken echter duidelijk hoger dan in de twee andere behandelingen.

4.7 Bovengrondse biomassa

4.7.1 Effect additiebehandelingen

Figuur 4.14 en Figuur 4.15 laten de ontwikkeling in de bovengrondse biomassa over de tijd zien. Duidelijk wordt dat de hiervoor beschreven afname van bedekking van de kruidlaag in de laatste jaren niet gepaard ging met een afname van de biomassa. Integendeel, in de droge proefvlakken nam de biomassa bij alle introductie-behandelingen flink toe, bij de natte proefvlakken was de toename significant sterker bij de proefvlakken waar plagsel werd toegevoegd (2018: $p < 0,001$).

Tegelijkertijd laten de figuren zien dat in alle gevallen een toename van de bovengrondse vegetatie voor een groot deel bestond uit een toename van het aandeel hout. Bij de droge behandeling was er geen effect van het type additie, bij de natte proef was de hoeveelheid houtig materiaal bij de behandeling met plagsel in 2018 ruim driemaal zo hoog als bij de twee andere behandelingen ($p < 0,001$). Wanneer de gemeten biomassa voor hout werd gecorrigeerd was er bij de droge behandeling in 2018 geen verschil in de hoeveelheid kruidachtig materiaal (\approx de jaarlijkse productiviteit van niet houtige delen), bij de natte proef was deze hoeveelheid



Figuur 4.14. Bovengrondse biomassa in de droge proefvlakken in relatie tot additiebehandeling (boven) en pH-behandeling (onder).

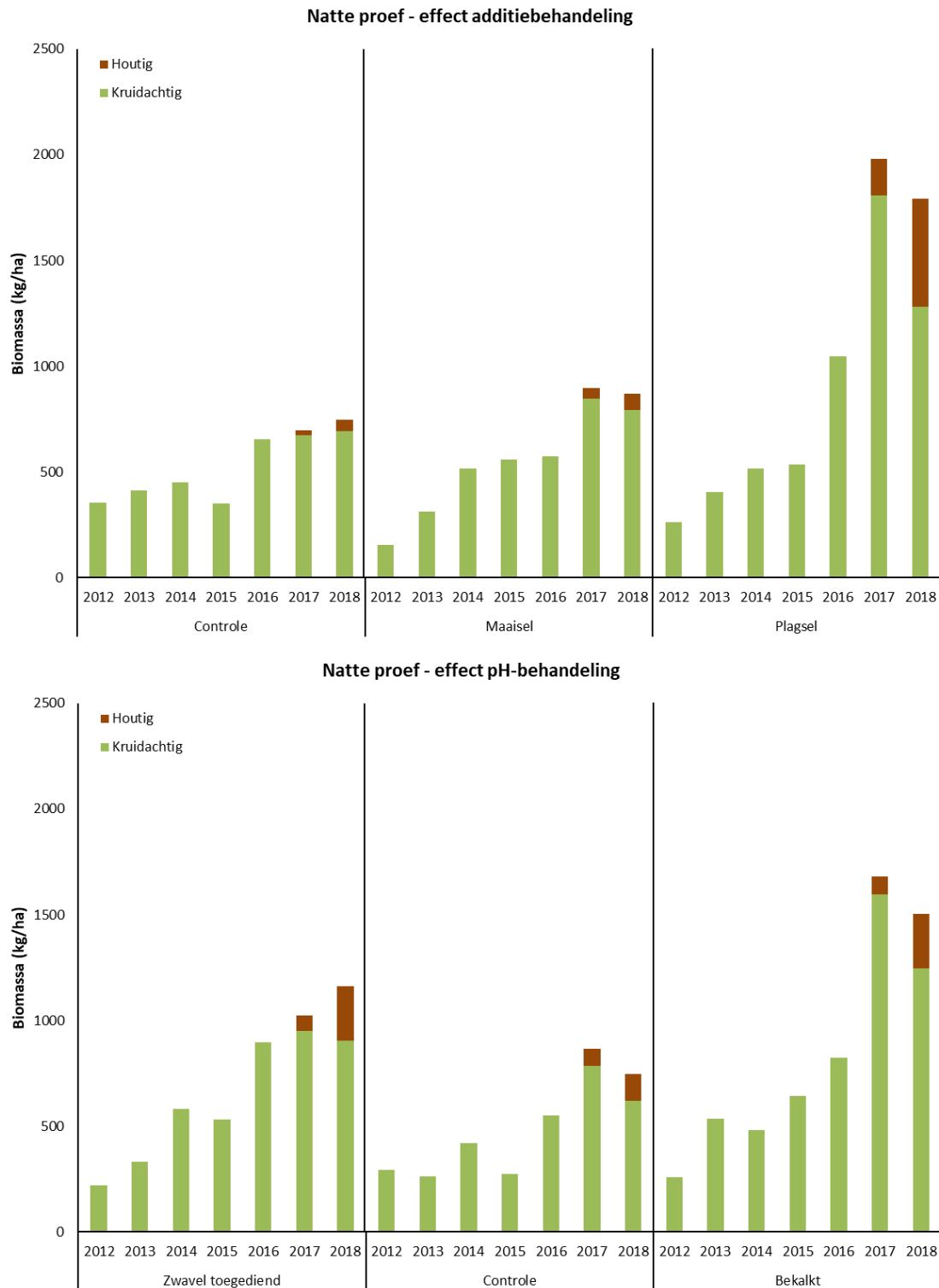
Figure 4.14. Aboveground biomass at the dry site related to the biota-treatments (top figure) pH-treatments (bottom figure).

ongeveer 1.5 maal zo hoog na toevoeging van plagsel als bij de andere behandelingen ($p=0,011$).

4.7.2 Effect pH-behandelingen

Het algemene beeld bij de verschillende pH-behandelingen verschilde niet wezenlijk van het hiervoor beschreven effect van de diverse introductietechnieken. In alle gevallen nam de

hoeveelheid biomassa met de tijd toe maar nam het aandeel hout nog sterker toe. Bij de droge proef bestond geen verschil tussen de verschillende pH-behandelingen, bij de natte proef hadden de bekalkte proefvlakken een significant hogere productiviteit ($p=0,016$), dit werd veroorzaakt door een ca. 2 maal zo hoge productie aan kruidachtig materiaal ($p=0,011$). Bij de natte proefvlakken was het effect van het zeer droge jaar 2018 duidelijker zichtbaar in een lagere biomassa van kruidachtige delen dan bij de droge proefvlakken.



Figuur 4.15. Bovengrondse biomassa in de natte proefvlakken in relatie tot additiebehandeling (boven) en pH-behandeling (onder).

Figure 4.15. Aboveground biomass at the dry site related to the biota-treatments (top figure) pH-treatments (bottom figure).

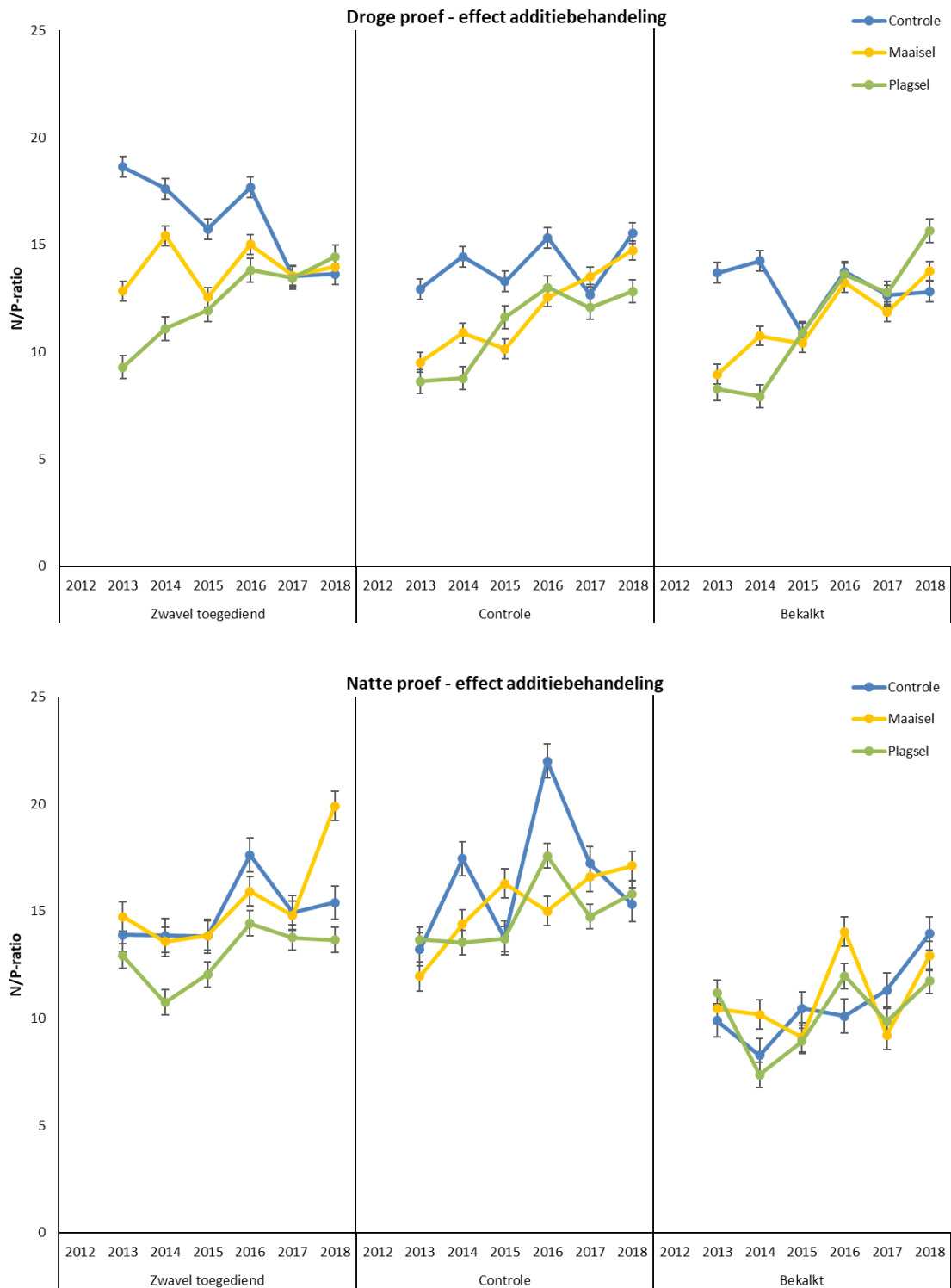
4.8 Nutriëntenlimitatie

Bij de droge proef was sprake van convergentie in vegetatie N/P-ratio's bij de verschillende additiebehandelingen (Figuur 4.16). Tegelijkertijd was er sprake van duidelijke effecten van de diverse pH-behandelingen. In de eerste jaren na ontgronden wezen N:P ratio's in de controle proefvlakken op co-limitatie van N en P (bekalkte en controle proefvlakken met waarden rond de 15) of limitatie van P alleen (verzuurde proefvlakken met N:P ratio's rond de 19). Dergelijke hoge N:P ratio's werden niet aangetroffen in de proefvlakken met maaisel of plagsel. Kennelijk werd met het plant- en/of bodemmateriaal voldoende P toegevoegd voor de zich ontwikkelende vegetatie. Na verloop van tijd verdwenen deze verschillen langzamerhand en in 2018 verschilden de N:P ratio's tussen de diverse biotische behandelingen niet meer. Er waren in 2018 geen significante verschillen in N:P tussen de pH-behandelingen maar wel namen bij alle behandelingen de gemiddelde N:P ratio's gestaag toe van waarden die typisch zijn voor N-limitatie tot waarden die wijzen op co-limitatie van N en P. Dit wees er op dat de condities langzamerhand verschoven in het nadeel van grassen -die goed in staat zijn beschikbaar stikstof op te nemen en snel om te zetten in biomassa- terwijl heide en andere langzaam groeiende soorten meer in het voordeel komen.

De ontwikkelingen onder natte omstandigheden verliepen anders (Figuur 4.16). Weliswaar leek ook hier een tendens te zijn naar lagere N:P waardes wanneer maaisel of plagsel werd opgebracht maar deze verschillen waren klein en niet significant. Ook hier was sprake van toename van N:P met de tijd naar waardes die wezen op N-P co-limitatie, maar deze ontwikkeling was minder duidelijk dan bij de droge proef. Manipulatie van de pH daarentegen had een heel duidelijk effect: de bekalkte proefvlakken hadden significant lagere N:P waardes dan de verzuurde en de controle proefvlakken ($p=0.026$). De N:P ratio's in de bekalkte proefvlakken wezen op beperking van de productiviteit door de hoeveelheid beschikbare stikstof. De situatie hier was duidelijk meer in het voordeel van grassen en andere snel(ler) groeiende kruiden dan bij de andere pH-behandelingen.

4.9 Conclusies

- De verschillende pH-behandelingen hadden bij de hier toegepaste doses geen effect op vestiging en bedekking van kenmerkende heidesoorten;
- Het inbrengen van plagsel had duidelijke positieve effecten op het aantal en de bedekking van kenmerkende heidesoorten;
- Met het inbrengen van maaisel en plagsel van de natte heide werden ook voor heide kenmerkende Rode-lijstsoorten als Klokjesgentiaan (*Gentiana pneumonanthe*) overgebracht;
- Met het toevoegen van plagsel nam de bedekking van kenmerkende heidesoorten toe ten opzichte van agrarische en ruderaal soorten. Bekalken werkte juist in de tegengestelde richting en had een positief effect op agrarische en ruderaal soorten;
- Met het toevoegen van plagsel ontwikkelden de proefvlakken zich veel sneller in de richting van een droge dan wel natte heide en werd de successie versneld in de gewenste richting.



Figuur 4.16. N/P-ratio's in de droge proef (boven) en de natte proef (onder).

Figure 4.16. N/P-ratio's at the dry site (top) and wet site (bottom).

Op korte termijn kan de successie op voormalige landbouwgronden in de richting van droge dan wel natte heide gestuurd worden door het inbrengen van plagsel. In de range van de pH-verschillen binnen de experimenten zijn er geen directe effecten van pH gemeten op de vestiging en ontwikkeling van kenmerkende heidesoorten. Er is wel een indirect effect gevonden, na bekalken hebben agrarische en ruderaal soorten een duidelijk voordeel ten opzichte van kenmerkende heidesoorten. Het is de vraag hoe de proefvlakken zich op middellange tot lange termijn zullen ontwikkelen. In de eerste drie jaar zijn voornamelijk de voorwaarden voor de vestiging van kenmerkende heidesoorten geschapen, omdat de invloed van concurrentie tussen de verschillende plantensoorten en -groepen relatief beperkt was vanwege de lage bedekking en productiviteit. Nu de verschillende soorten zich hebben gevestigd en de vegetatie langzamerhand gesloten begint te raken wordt concurrentie tussen soorten de komende jaren steeds belangrijker.

In de droge proef lijken de kenmerkende heidesoorten na het toevoegen van plagsel de competitie te winnen van de agrarische soorten, het is echter de vraag in hoeverre deze trend in de komende jaren doorzet. De vegetatie heeft een lage productiviteit en de groei wordt gelimiteerd door fosfor. Door depositie neemt de hoeveelheid stikstof toe, wat een voordeel voor de agrarische soorten zou kunnen betekenen. Ook als de agrarische soorten het afleggen tegen de kenmerkende heidesoorten kunnen normaal op de heide voorkomende grassen als Pijpenstrootje (*Molinia caerulea*) of Gewoon struisgras (*Agrostis capillaris*) gaan domineren. In de komende jaren zal duidelijk worden of Struikhei (*Calluna vulgaris*) en gewone dophei (*Erica tetralix*) kunnen domineren of dat toch grassen de overhand zullen krijgen. De verschillen in pH hebben in deze range geen effect op de vestiging, maar zouden wel van invloed kunnen zijn op de latere competitie tussen de soorten. Zoals uit de resultaten naar voren kwam hebben agrarische soorten een voordeel na bekalken.

In de natte proef zal naar verwachting de opgetreden vernatting een grote rol gaan spelen. Hierdoor verdwijnen veel drogere soorten, waaronder kenmerkende heidesoorten als Struikhei (*Calluna vulgaris*). Door vernatting neemt ook de bedekking door mos toe, wat een beperking kan gaan vormen voor verdere uitbreiding van heidesoorten. In de resultaten van het derde jaar is in een aantal gevallen al een teruggang waar te nemen in zowel de totale bedekking door de kruidlaag als de bedekking door kenmerkende heidesoorten. Het is de vraag hoe dit de competitie tussen agrarische soorten, kenmerkende heidesoorten en op arme grond voorkomende grassen als Pijpenstrootje (*Molinia caerulea*) zal gaan beïnvloeden.

Klokjesgentiaan (*Gentiana pneumonanthe*) is na het toevoegen van plagsel in de eerste drie jaar in constante aantallen in de meeste proefvlakken aanwezig geweest, na het toevoegen van maaisel zijn zelfs grotere aantallen gevonden per proefvlak. Als in de komende jaren de vegetatie wellicht dichter en hoger zal worden is het de vraag of deze soort zich kan handhaven, of na een aantal jaren uit de proefvlakken zal verdwijnen.

5 Resultaten bodemleven

5.1 Microbiële gemeenschappen (DNA)

Het biologische soortbegrip is met name voor bacteriën onduidelijk. Om die reden wordt in de microbiologie gewerkt met OTUs (Operational Taxonomic Units): dit zijn operationele taxonomische eenheden die zijn gedefinieerd op basis van 97% genetische overeenkomst in een DNA sequentie. De OTU kan dus gezien worden als een operationele "soort" bacterie of schimmel.

Het sequensen had een opbrengst van 606.596 sequenties voor schimmels en 1.037.684 voor bacteriën. Na een correctie voor variatie in aantal sequenties tussen samples (door een aselechte steekproef van 2.284 per sample voor schimmels en 7.825 voor bacteriën), werden er in totaal 1.654 unieke OTUs voor schimmels en 8.729 OTUs voor bacteriën geïdentificeerd.

5.1.1 Bacteriële gemeenschap

Proef droge heide

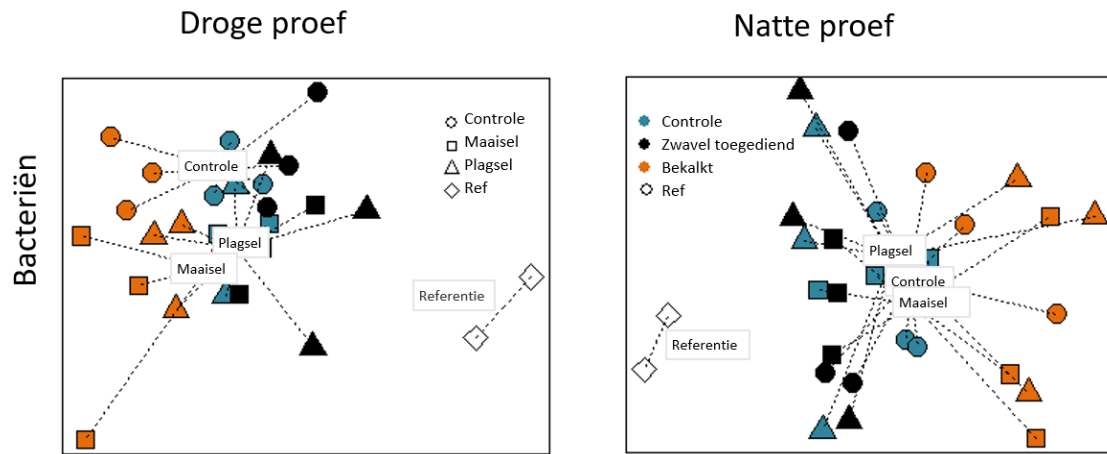
In de droge proeflocatie was er een significant effect van de pH-behandeling op de bacteriële gemeenschap, zowel voor behandeling met dolomietkalk ($P=0,010$) en als voor behandeling met elementair zwavel gevonden ($P=0,002$). Hierbij ging de bacteriegemeenschap in de verzuurde proefvlakken meer lijken op de referentie-heide, terwijl in de bekalkte proefvlakken het tegenovergestelde het geval was (Figuur 5.1). Het opbrengen van plagsel resulteerde in de droge proeflocatie tot een significante verschuiving van bacteriegemeenschap richting de referentie-heide ($p=0,020$).

Proef natte heide

In de natte proeflocatie leidde het toedienen van dolomietkalk duidelijk tot een verandering van de bacteriegemeenschap ten opzichte van de controle proefvlakken ($p=0,002$), waarin bekalking leidde tot nog grotere bacteriële verschillen met de natte referentieheide. De proefvlakken met elementair zwavel verschilden niet van de controle behandeling (Figuur 5.1). In de natte proeflocatie werd geen significant effect ($p>0,05$) van additiebehandeling (maaisel of plagsel) op de bacteriegemeenschap gevonden.

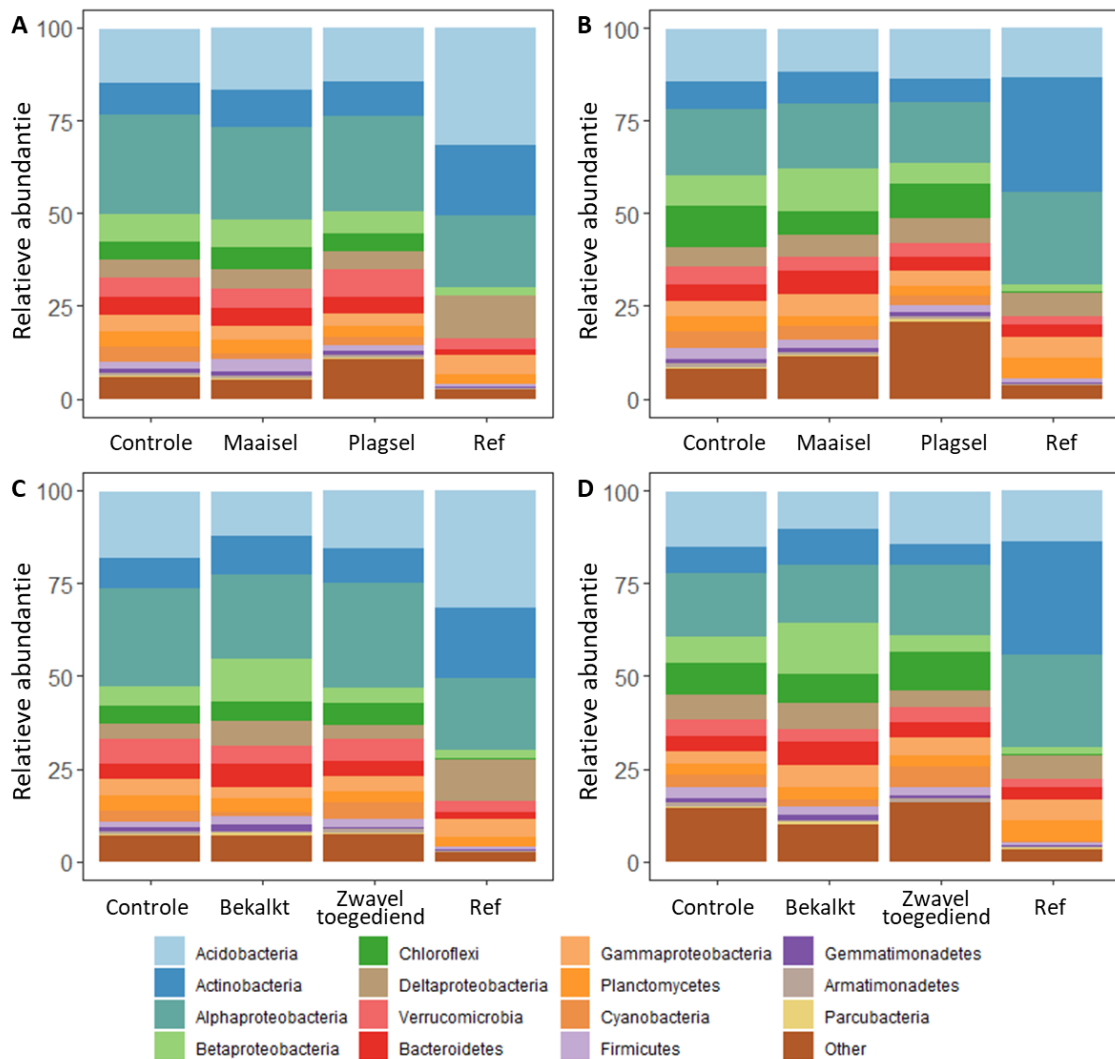
Relatieve samenstelling bacteriële gemeenschap

De relatieve verdeling van de 15 meest talrijke bacteriële lijnen leken niet sterk beïnvloed te worden door de pH-behandeling of additiebehandeling (Figuur 5.2). Relatieve abundanties in de proefvlakken waren wel behoorlijk afwijkend van deze in de referentie-heides. Ten opzichte van de proeflocaties viel op dat de natte referentielocaties gekenmerkt worden door een hogere relatieve abundantie van Acidobacteria en de droge referentielocaties door een hogere abundantie van Actinobacteria.



Figuur 5.1. Het effect van additiebehandeling (verschillende vormen; groepen zijn verbonden door middel van stippellijnen met de centroide van de groep), en pH-behandeling (verschillende kleuren) op bacteriële gemeenschapssamenstelling in droge (links) en natte (rechts) proeflocatie in 2017.

Figure 5.1. Effect of addition treatments (different shapes in the figure, groups are linked with dotted lines to the centroid of the group) and pH-treatments (different colours) on the bacterial community composition at the dry (left) and wet (right) site in 2017.



Figuur 5.2. Relatieve abundantie van de meest talrijke bacteriële lijnen in de natte (A en C) en droge (B en D) proefvlakken, uitgezet voor additiebehandelingen (A en B) en pH-behandelingen (C en D).

Figure 5.2. Relative abundance of the most abundant bacterial phyla in the wet (A and C) and the dry (B and D) heathlands under the material addition and pH manipulation treatments

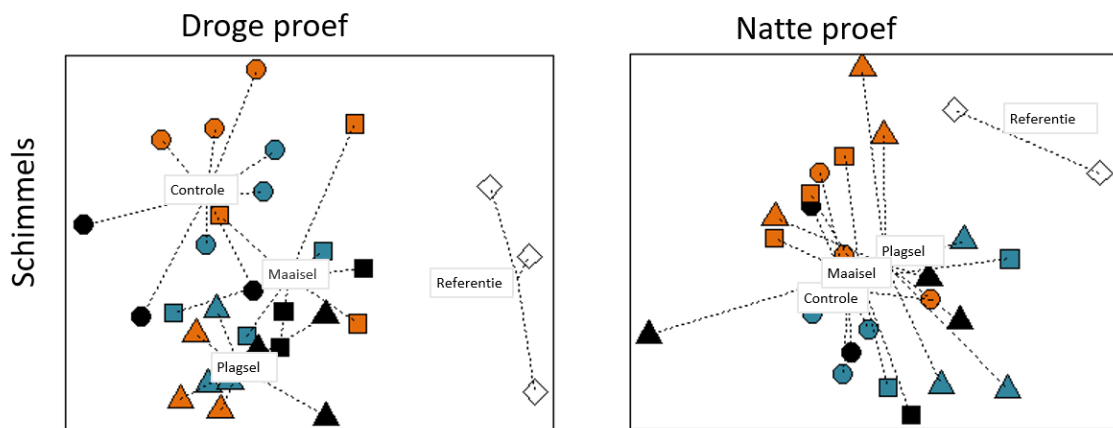
5.1.2 Schimmelmengedenschap

Proef droge heide

In de droge proeflocaties werden geen significante effecten van pH-behandeling op de schimmelsoortensamenstelling gemeten ten opzichte van de controle (Figuur 5.3). De additie van maaisel en plagsel had wel een significant effect ($p=0,020$ en $p=0,008$) op de schimmelsoortensamenstelling, waarbij er met beide additiebehandelingen een verschuiving in de richting van de referentie-heide plaatsvond.

Proef natte heide

Ook in de natte proeflocatie werden geen significante effecten van pH-behandeling op de schimmelsoortensamenstelling gemeten (Figuur 5.3). In de natte proeflocaties had enkel het opbrengen van plagsel een significant effect ($p=0,05$) op de schimmelsoortensamenstelling, waarbij een verschuiving richting de referentie-heide optrad.



Figuur 5.3. Het effect van additiebehandeling (verschillende vormen; groepen zijn verbonden door middel van stippellijnen met de centroid van de groep), en pH-behandeling (verschillende kleuren) op samenstelling van de schimmelmengedenschap in natte (links) en droge (rechts) heide in 2017.

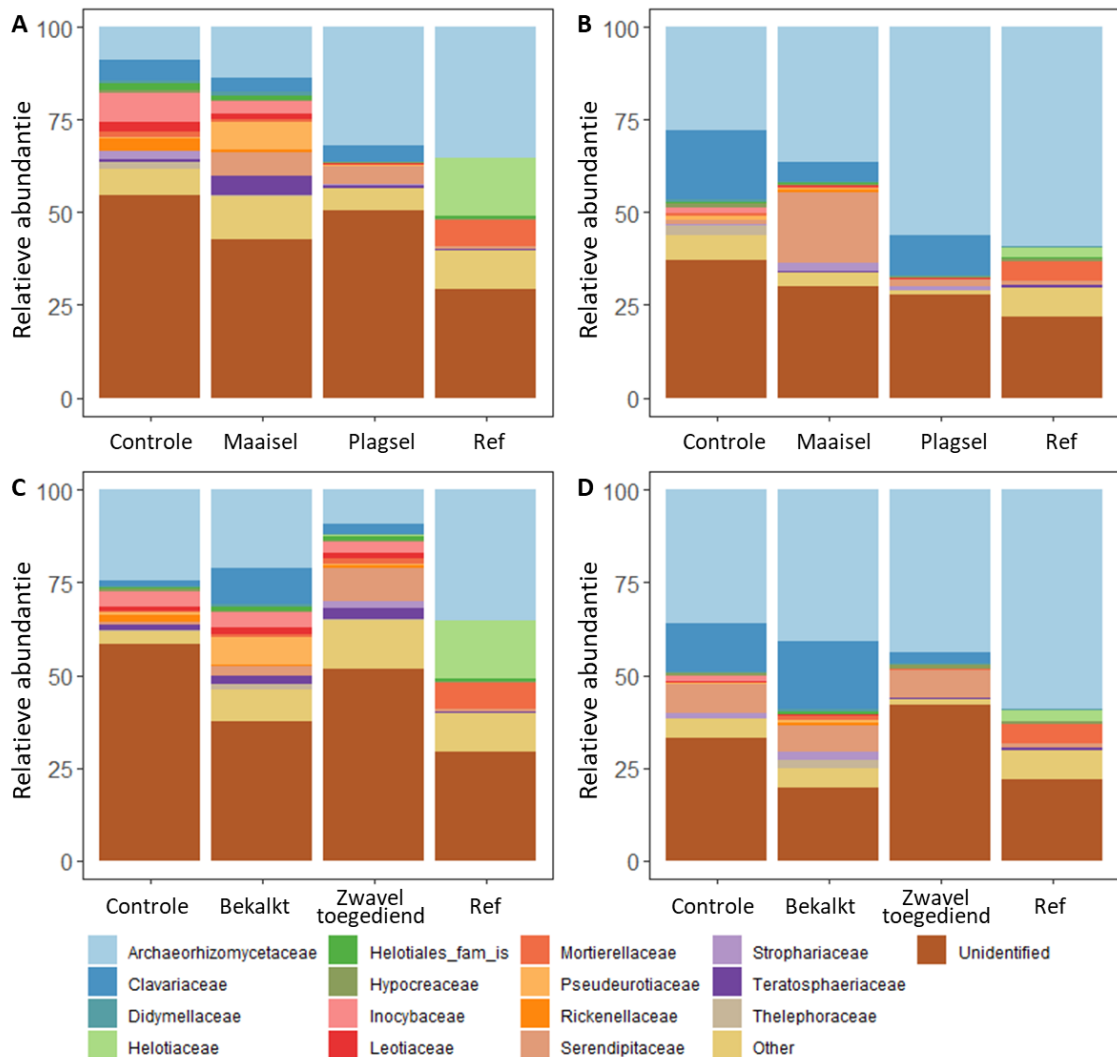
Figure 5.3. Effect of addition treatments (different shapes in the figure, groups are linked with dotted lines to the centroid of the group) and pH-treatments (different colours) on the Fungal community composition at the dry (left) and wet (right) site in 2017.

Relatieve samenstelling schimmelmengedenschap

De relatieve abundantie van schimmelfamilies werd sterk bepaald door de verschillende behandelingen, en met name de additie van plagsel leidde tot een verschuiving in de richting van de referentielocaties (Figuur 5.4). De additiebehandelingen leidden tot een toename van Archaeorhizomycetaceae, welke ook de meest abundante groep in de referentie-heide was. Deze familie bevat enkele ericoide mycorrhiza taxa en bovendien staan leden van deze familie bekend om het voorkomen als wortel-endofyten in de heidefamilie (*Ericaceae*). De bekendste ericoide mycorrhizaschimmel, *Rhizoscyphus ericae* bevindt zich in de Helotiaceae. Deze groep was zoals verwacht oververtegenwoordigd in de natte referentie-heide en ook in enige mate in de droge referentie-heide, maar is vrijwel geheel afwezig in de proefvlakken.

5.1.3 Conclusies Microbiële gemeenschappen (DNA)

Voor de natte proeflocaties kan het volgende worden geconcludeerd.



Figuur 5.4. Relatieve abundantie van de meest talrijke schimmelfamilies in de natte (A en C) en droge (B en D) proefvlakken, uitgezet voor additiebehandelingen (A en B) en pH-behandelingen (C en D).

Figure 5.4. Relative abundance of the most abundant fungal families in the wet (A and C) and the dry (B and D) heathlands under the material addition and pH manipulation treatments.

- De pH- en additiebehandelingen hadden een beperkt effect op de microbiële gemeenschap, waarvan:
- Bekalken leidde tot een beperkte verandering in de bacteriële gemeenschap, met een gemeenschap die (t.o.v. de controle) meer afwijkt van de referentielocaties.
- Het opbrengen van plagsel leidde tot beperkte verschuivingen in de schimmelgemeenschap, o.a. met een hoger aandeel Archaeorhizomycetaceae die ook mycorrhizavormende schimmels bevatten.
- De natte referentielocaties werden gekenmerkt door een relatief hoge abundantie van de Helotiaceae (o.a. met ericoïde mycorrhizaschimmels), maar deze familie bleef nagenoeg afwezig in alle proefvlakken

Voor de droge proeflocaties kan het volgende worden geconcludeerd:

- De bacteriële gemeenschap reageerde duidelijk op het toedienen van kalk (evolutie weg van referentie), op het toedienen van elementair zwavel (evolutie richting referentie), en op het opbrengen van plagsel (evolutie richting referentie).

- De schimmelgemeenschap reageerde zowel op het opbrengen van maaisel als plagsel, met een verschuiving in de richting van de referentie-heide.

Globaal blijkt dat bekalen leidt tot een lichte verschuiving in de microbiële gemeenschappen, weg van de referentielocaties, en dat deze ingreep vanuit zuiver microbiëel oogpunt dus onnodig is. Het toedienen van maaisel en voornamelijk plagsel leidt tot een positieve verschuiving van de microbiële gemeenschap in de richting van de referentielocaties, en lijkt dus de microbiële successie te versnellen. Ondanks deze positieve effecten wijken nagenoeg alle proefvlakken na 6 jaar nog steeds sterk af van de referentie-heides. Een mogelijke reden hiervoor is de grote verschillen in de hoeveelheid en samenstelling van bodemorganisch materiaal tussen de ontgronde proeflocaties en de referentie-heides. Van organisch materiaal is bekend dat het een zeer grote invloed heeft op de microbiële gemeenschap.

5.2 Microbiële profilering ("Fingerprint")

5.2.1 Microbiële biomassa

De microbiële biomassa in zowel de natte als de droge proeflocatie bleef gedurende het gehele experiment (2011-2017) een orde van grootte kleiner dan de gemeenschap gemeten in de lokale referentieheides. De bodem van de natte referentieheide had een gemiddelde microbiële biomassa van 3855 $\mu\text{g-C/g}$ (\pm SE 1119 $\mu\text{g-C/g}$) in 2013 en 1184 $\mu\text{g-C/g}$ (\pm SE 114 $\mu\text{g-C/g}$) in 2017. Dit was substantieel meer dan in de natte proeflocatie met een maximum van 254 $\mu\text{g-C/g}$ (in 2017). In de droge heide-locatie was een vergelijkbaar patroon zichtbaar: De biomassa in de referentie-locatie was gemiddeld 770 $\mu\text{g-C/g}$ (\pm SE 250 $\mu\text{g-C/g}$) in 2013 en 3467 $\mu\text{g-C/g}$ (\pm SE 167 $\mu\text{g-C/g}$) in 2017, wat veel hoger was dan in de droge heide proeflocatie met een maximale microbiële biomassa van 409 $\mu\text{g-C/g}$.

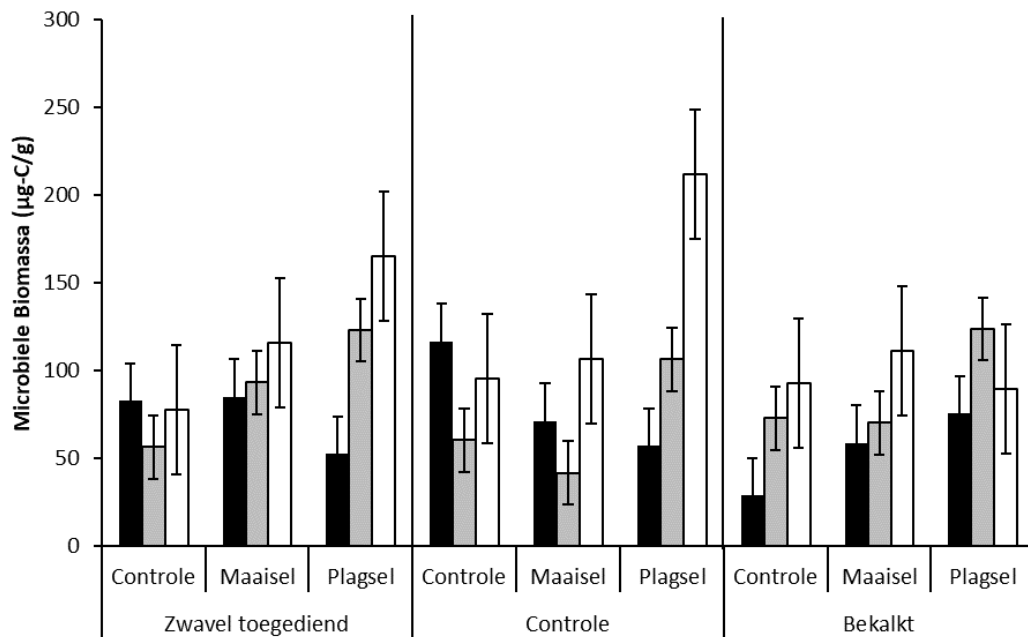
In de droge heideproef was er een significante toename van de microbiële biomassa in de met plagsel behandelde proefvlakken ongeacht de pH-behandeling ($P < 0,05$, Figuur 5.5).

In de natte heideproef was er een significante interactie tussen pH- en additiebehandeling (Figuur 5.6), met de hoogste microbiële biomassa in de proefvlakken waar plagsel was opgebracht maar waar pH niet was gemanipuleerd ($P < 0,05$).

5.2.2 Fenotypische profielen (PLFA)

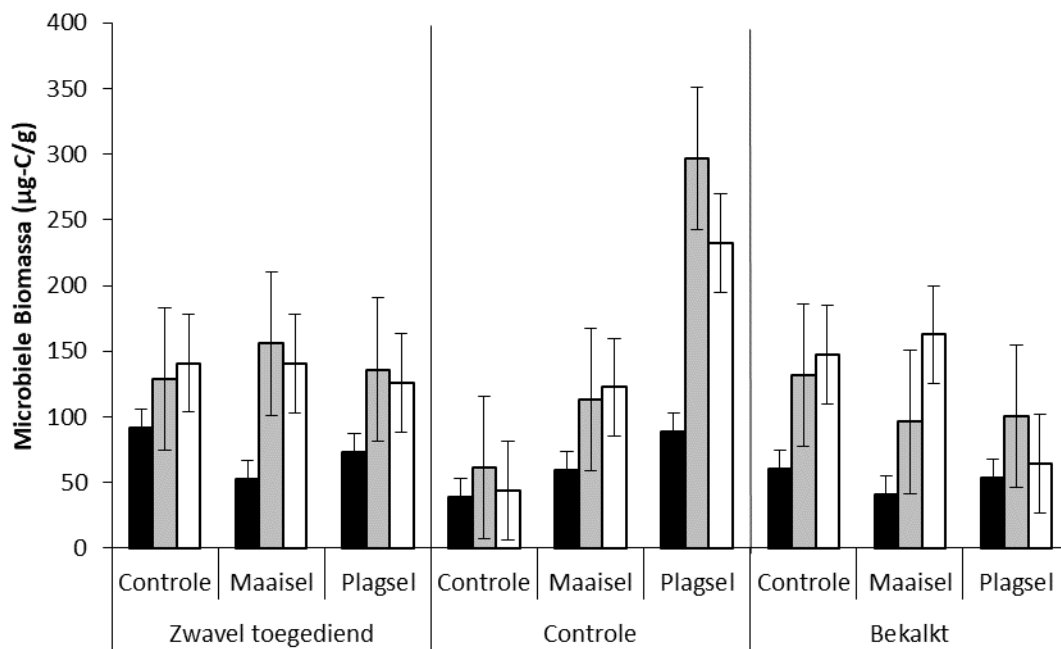
Proef droge heide

De additie van plagsel tot een hoger aandeel van schimmels in de droge proeflocaties, en dit effect was al duidelijk zichtbaar vanaf 2013 (Figuur 5.7). Deze hogere schimmelabundantie vertaalde zich eveneens in een hogere schimmel/bacterie-ratio (Figuur 5.8). In 2017 hadden ook de met maaisel behandelde vlakken een hogere schimmelabundantie dan de controlevlakken. De pH-behandelingen hadden geen effect op het relatieve aandeel van schimmels in de bodem microbiële gemeenschap.



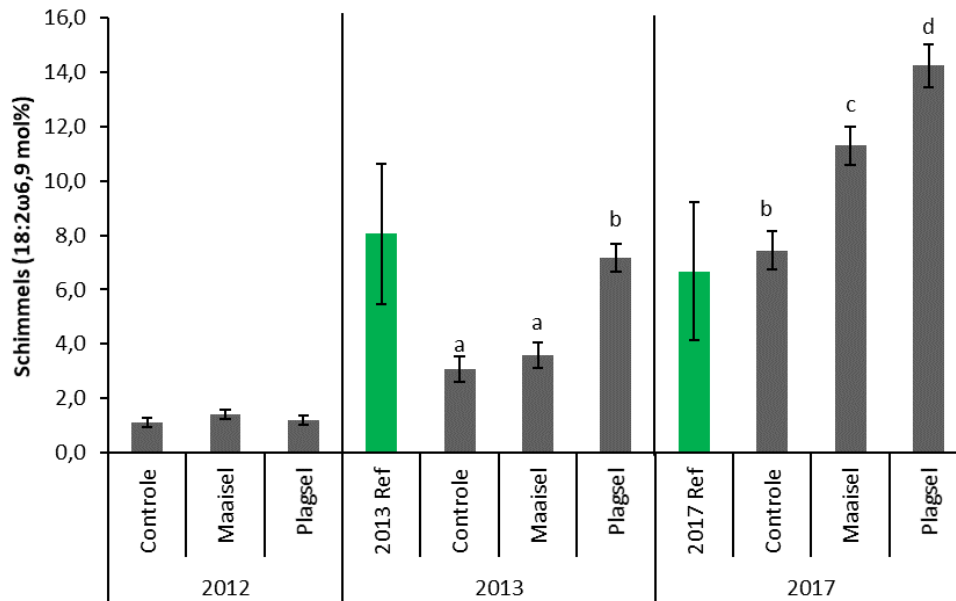
Figuur 5.5. Microbiële Biomassa van de droge proefvlakken in alle jaren. Gemiddeldes \pm SE (n=3). Zwart = 2011 (voor het inzetten van het experiment), grijs = 2013, wit = 2017.

Figure 5.5. Microbial Biomass of the dry heath site comparing all years. Data are means \pm SE (n=9). Balck = 2011 (prior to experimental manipulations), grey = 2013, white = 2017.



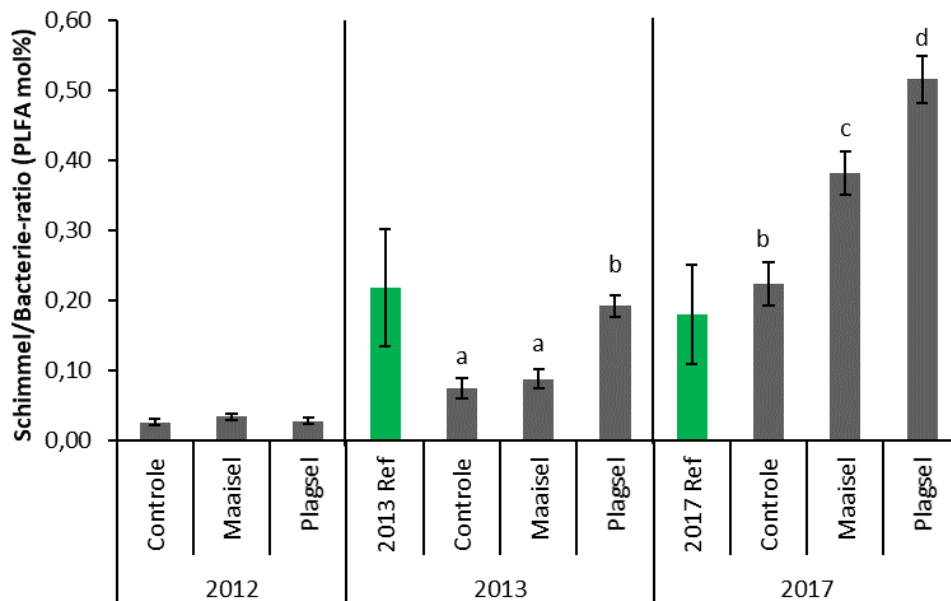
Figuur 5.6. Microbiële Biomassa van de natte proefvlakken in alle jaren. Gemiddeldes \pm SE (n=3). Zwart = 2011 (voor het inzetten van het experiment), grijs = 2013, wit = 2017.

Figure 5.6. Microbial Biomass of the wet heath site comparing all years. Data are means \pm SE (n=9). Balck = 2011 (prior to experimental manipulations), grey = 2013, white = 2017.



Figuur 5.7. Aanwezigheid van schimmels (18:2ω6,9 mol%) in de droge proeflocatie met de Tijd x Additie interactie (tussen alle pH-behandelingen). Gemiddelde ± SE (n=9 voor de behandelingen en n=3 voor de referentie-waarden).

Figure 5.7. Fungal abundance (18:2ω6, 9 mol%) in the dry restored heathlands showing the "Time X Biota" interaction (across all pH treatments). Data are means ± SE (n=3 for the reference soil and 9 for the experimental soils). Letters above the histograms represent homogenous groups.

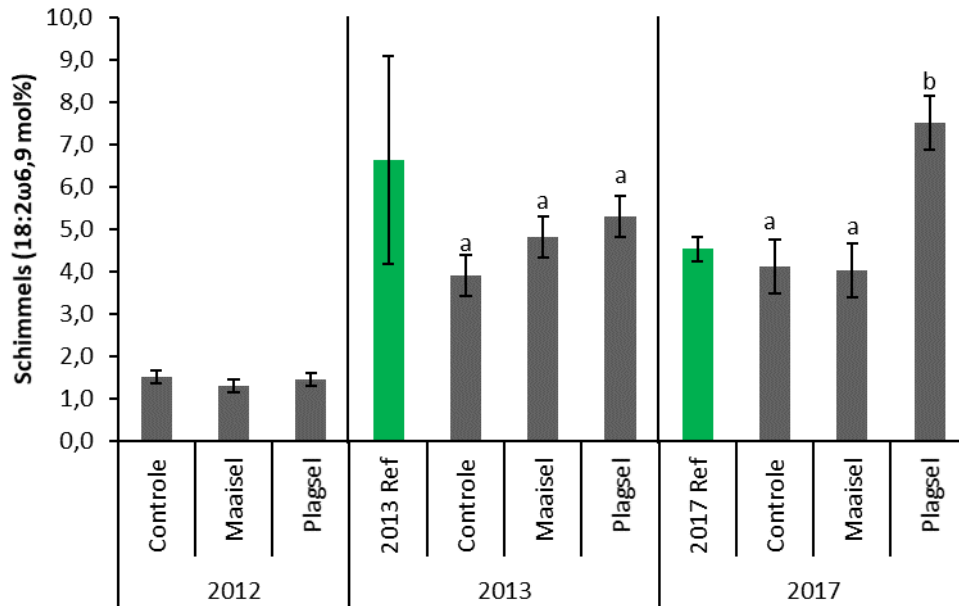


Figuur 5.8. Schimmel/Bacterie-ratio's in de droge proeflocatie met het Tijd x Additie interactie-effect (in alle pH-behandelingen). Gemiddelde ± SE (n=9 voor de behandelingen en n=3 voor de referentie). Verschillende letters geven significant verschillende groepen weer.

Figure 5.8. Fungal/Bacterial ratios in the dry restored heathlands showing the "Time X Biota" interaction (across all pH treatments). Data are means ± SE (n=3 for the reference soil and 9 for the experimental soils). Letters above the histograms represent homogenous groups

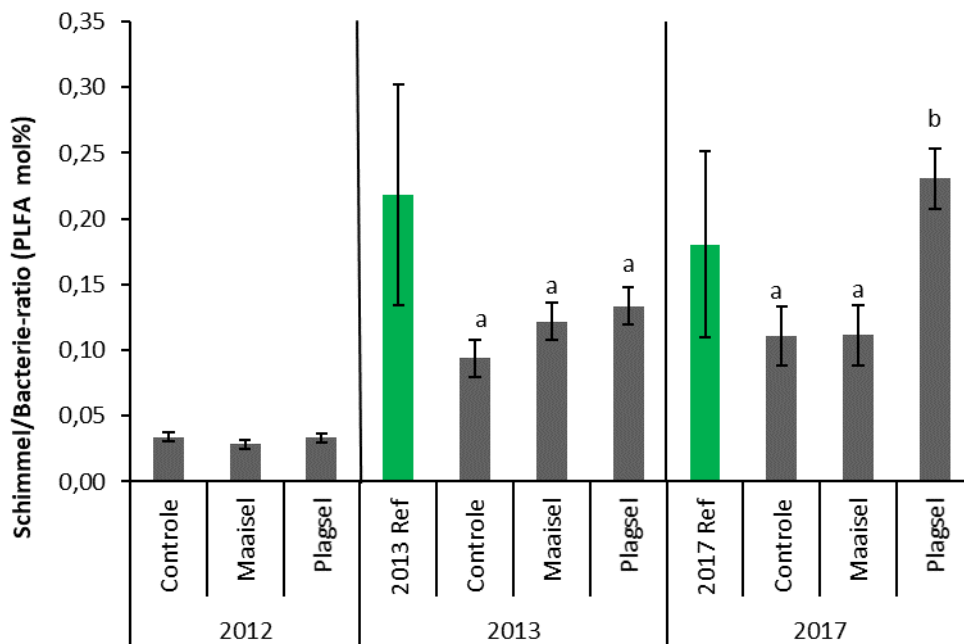
Proef natte heide

De PLFA bio-indicatoren suggereren dat de biomassa van schimmels in 2017 significant ($p < 0,01$) groter was in de proefvlakken waar plagse was opgebracht. Hoewel de biomassa van schimmels ook groter was in 2013, was deze toename toen nog net niet significant (Figuur 5.9). Deze hogere biomassa van schimmels vertaalt zich in een hogere schimmel/bacterie ratio (Figuur 5.10). De pH-behandelingen hadden geen significant effect op schimmelabundantie en op schimmel/bacterie ratio's.



Figuur 5.9. Abundantie van schimmels (18:2ω6, 9 mol%) in de natte proeflocatie met de Tijd x Additie interactie (tussen alle pH-behandelingen). Gemiddelde ± SE (n=9 voor de behandelingen en n=3 voor de referentie). Verschillende letters geven significant verschillende groepen weer.

Figure 5.9. Fungal abundance (18:2ω6, 9 mol%) in the wet restored heathlands showing the "Time X Biota" interaction (across all pH treatments). Data are means ± SE (n=3 for the reference soil and 9 for the experimental soils). Letters above the histograms represent homogenous groups.



Figuur 5.10. Schimmel/Bacterie-ratio's in de natte proeflocatie met het Tijd x Additie interactie-effect (in alle pH-behandelingen). Gemiddelde ± SE (n=9 voor de behandelingen en n=3 voor de referentie). Verschillende letters geven significant verschillende groepen weer.

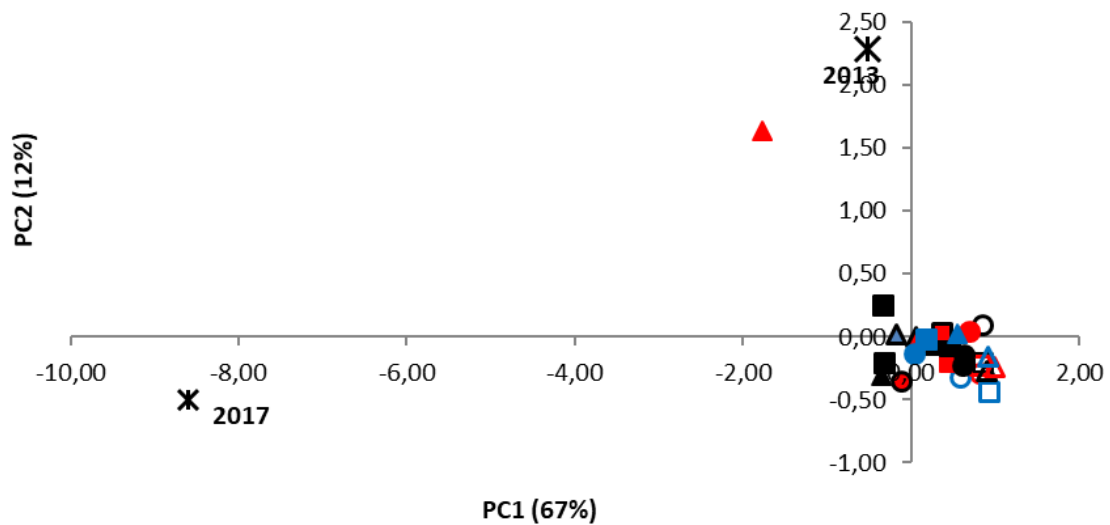
Figure 5.10. Fungal/Bacterial ratios in the wet restored heathlands showing the "Time X Biota" interaction (across all pH treatments). Data are means ± SE (n=3 for the reference soil and 9 for the experimental soils). Letters above the histograms represent homogenous groups.

5.2.3 Functionele profielen (MSIR)

Proef droge heide

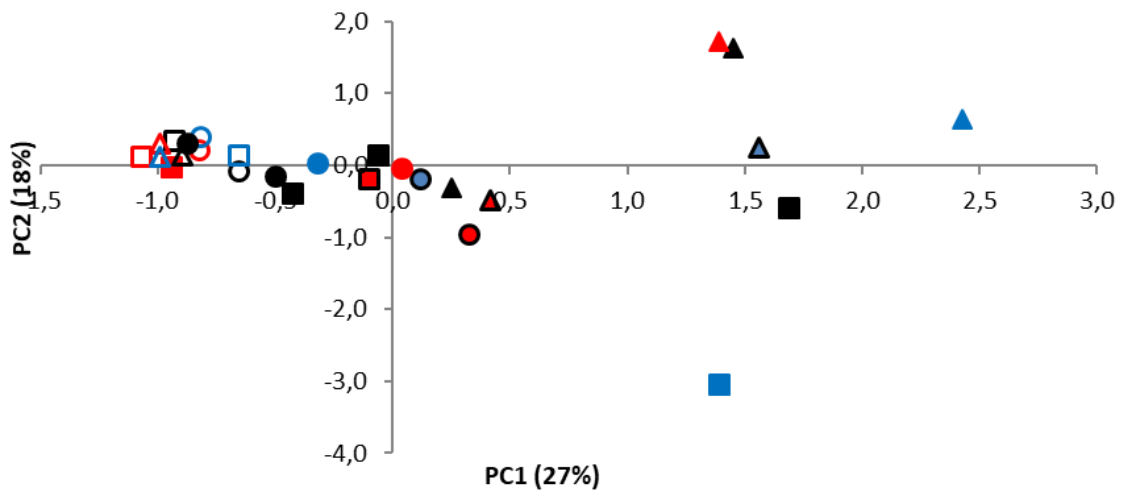
De MSIR-profielen van de droge proeflocaties duidelijk afwijkend van de profielen uit de droge referentie-locatie (op PC1) (Figuur 5.11).

In tegenstelling tot in de natte proefvlakken, waren er in de droge proefvlakken wel significante clusteringen die gerelateerd waren aan de verschillende behandelingen (Figuur 5.12). Bekalken leidde tot een verschuiving van de functionele profielen op zowel PC1 (2013 en 2017) als PC 2 (alleen 2013). De toediening van plagsel leidde tot een verschuiving op PC1 (2013 en 2017) en PC2 (alleen 2013).



Figuur 5.11. Functionele profielen van de microbiële bodemgemeenschap in de droge heide proef. Gegevens zijn gemiddeld (n=3). Cirkel=zwavel toegediend, vierkant=controle, driehoekje=bekalkt. Blauw=plagsel, rood=plant materiaal en zwart=controle. Open vormen zijn 2011, gevulde vormen zonder rand 2013 en met rand 2017. Ster=referentie heide

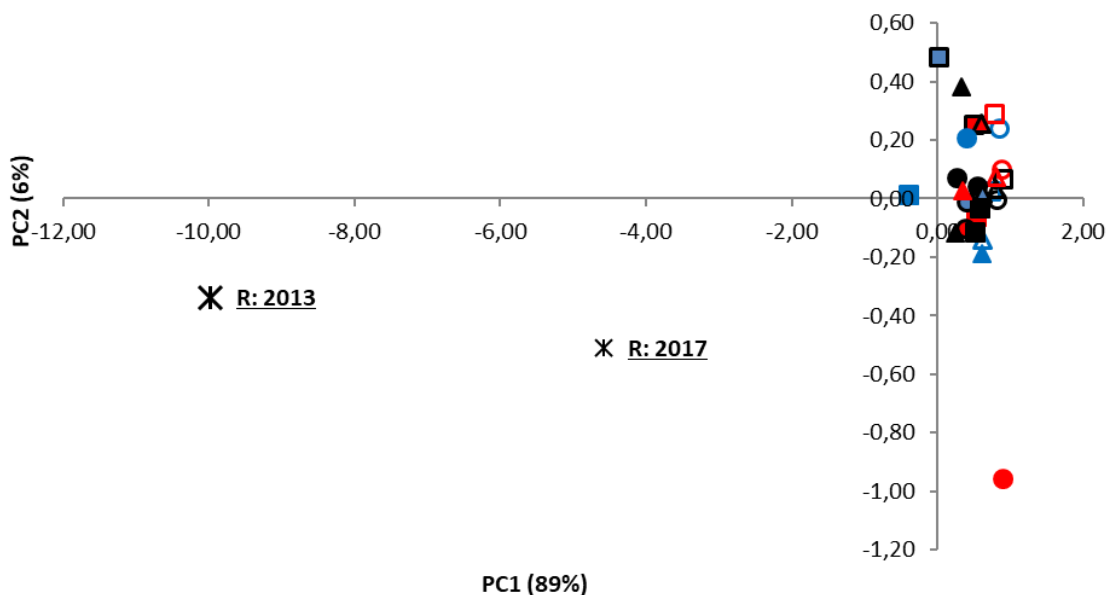
Figure 5.11. Multiple Substrate Induced Respiration functional profiles of the dry heath restoration compared to the reference soils. Data are means (n=3). Circle=acidic, square=control, triangle=limed. Blue=sods, red=plant material, black=control. Empty shapes are 2012, filled shapes are 2013 (no border) and 2017 (with border). The star is the reference.



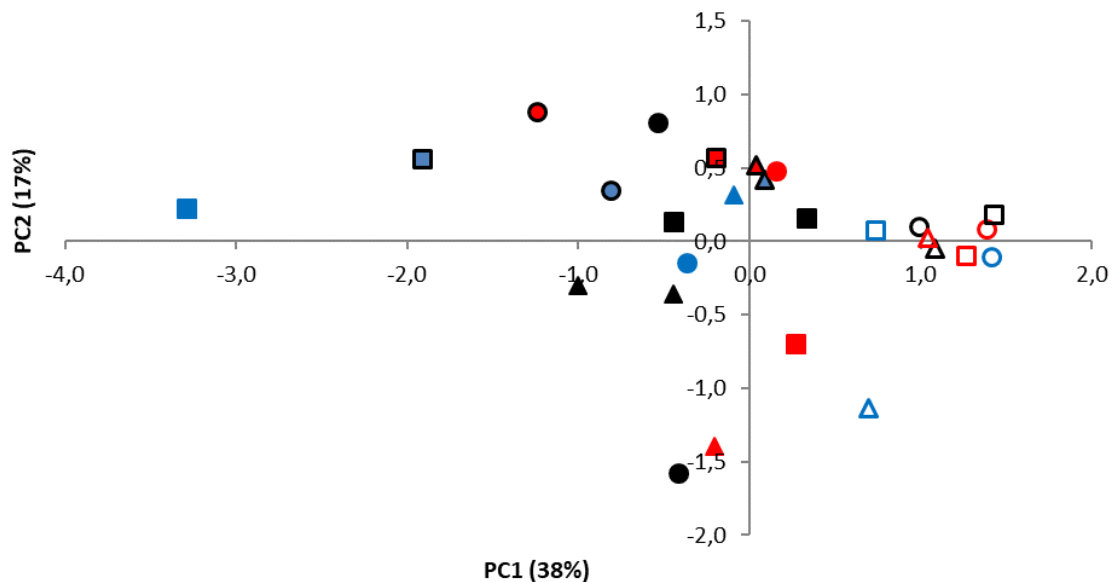
Figuur 5.12. Functionele profielen van de microbiële bodemgemeenschap in de droge heide proef zonder de referentie-heide. Gegevens zijn gemiddeld (n=3). Cirkel=zwavel toegediend, vierkant=controle, driehoekje=bekalkt. Blauw=plagsel, rood=plant materiaal en zwart=controle. Open vormen zijn 2011, gevulde vormen zonder rand 2013 en met rand 2017.
 Figure 5.12. Multiple Substrate Induced Respiration functional profiles of the wet heath restoration. Data are means (n=3). Circle=acidic, square=control, triangle=limed. Blue=sods, red=plant material, black=control. Empty shapes are 2012, filled shapes are 2013 (no border) and 2017 (with border).

Proef natte heide

De MSIR-profielen van de natte proeflocaties bleven gedurende de hele studieperiode zeer sterk verschillend van de profielen uit de natte referentie-locatie (op PC1) (Figuur 5.13). Er waren verder geen significante effecten van de verschillende behandelingen (Figuur 5.14). Voor herstel van de volledige functionele capaciteit lijkt dus veel meer tijd nodig.



Figuur 5.13. Functionele profielen van de microbiële bodemgemeenschap in de natte heide proef. Gegevens zijn gemiddeld (n=3). Cirkel=zwavel toegediend, vierkant=controle, driehoekje=bekalkt. Blauw=plagsel, rood=plant materiaal en zwart=controle. Open vormen zijn 2011, gevulde vormen zonder rand 2013 en met rand 2017. Ster=referentie heide.
 Figure 5.13. Multiple Substrate Induced Respiration functional profiles of the wet heath restoration compared to the reference soils. Data are means (n=3). Circle=acidic, square=control, triangle=limed. Blue=sods, red=plant material, black=control. Empty shapes are 2012, filled shapes are 2013 (no border) and 2017 (with border). The star is the reference.



Figuur 5.14. Functionele profielen van de microbiële bodemgemeenschap in de natte heide proef zonder de referentie-heide. Gegevens zijn gemiddeld (n=3). Cirkel=zwavel toegediend, vierkant=controle, driehoekje=bekalkt. Blauw=plagsel, rood=plant materiaal en zwart=controle. Open vormen zijn 2011, gevulde vormen zonder rand 2013 en met rand 2017.
 Figure 5.14. Multiple Substrate Induced Respiration functional profiles of the wet heath restoration. Data are means (n=3). Circle=acidic, square=control, triangle=limed. Blue=sods, red=plant material, black=control. Empty shapes are 2011, filled shapes are 2013 (no border) and 2017 (with border).

5.2.4 Conclusies Microbiële profilering ("Fingerprint")

Microbiële biomassa

- In de natte en droge proeflocaties was de microbiële biomassa gedurende de duur van het experiment veel lager dan deze in referentielocaties, wat suggereert dat meer tijd nodig is voor het herstel van de microbiële biomassa.
- Het toedienen van plagsel leidde tot een toename in microbiële biomassa. In de droge heide was deze toename zichtbaar bij alle pH-behandelingen, maar in de natte proeflocatie was deze toename groter in de controlevlakken.

Fenotypische profielen (PLFA)

- Additie van plagsel leidde zowel in de natte als in de droge proeflocaties tot een hoger aandeel van schimmels in de bodem. Het toedienen van maaisel leidde in de droge locaties vanaf 2017 ook tot een hogere schimmelabundantie.
- De pH-behandelingen hadden geen significant effect op schimmelabundantie of op schimmel/bacterie ratio's.

Functionele (MSIR)-profielen

- Microbieel-functionele profielen in de proeflocaties bleven gedurende het experiment sterk afwijkend van deze in de referentielocaties.
- De experimentele behandelingen hadden weinig effect op de functionele profielen in de natte locatie; in de droge proeflocatie beginnen de eerste effecten zichtbaar te worden.
- In de droge heideproef leidde zowel bekalken alsook het toedienen van plagsel tot een lichte verschuiving in functionele profielen.

Op basis van microbiële biomassa en fenotypische- en functionele profielen valt de conclusie dat meer tijd nodig is om microbiële gemeenschappen te verkrijgen die gelijkaardig zijn aan deze van de referentielocaties. Een mogelijke verklaring is dat de proefvlakken nog sterk afwijken in de kwaliteit en kwantiteit van bodemorganisch materiaal, waarvan bekend is dat het een grote invloed heeft op microbiële samenstelling. Het toedienen van plagsel en in mindere mate maaisel leidde wel tot een hogere microbiële biomassa en schimmelabundantie, en lijkt de microbiële successie richting de referentielocaties te versnellen. De resultaten van de microbiële profilering sluiten dus nauw aan bij deze van de microbiële DNA-analysen (sequencing). Aangezien de microbiële gemeenschap nog niet lijkt te zijn gestabiliseerd, is een toekomstige monitoring van microbiële gemeenschappen daarom wenselijk.

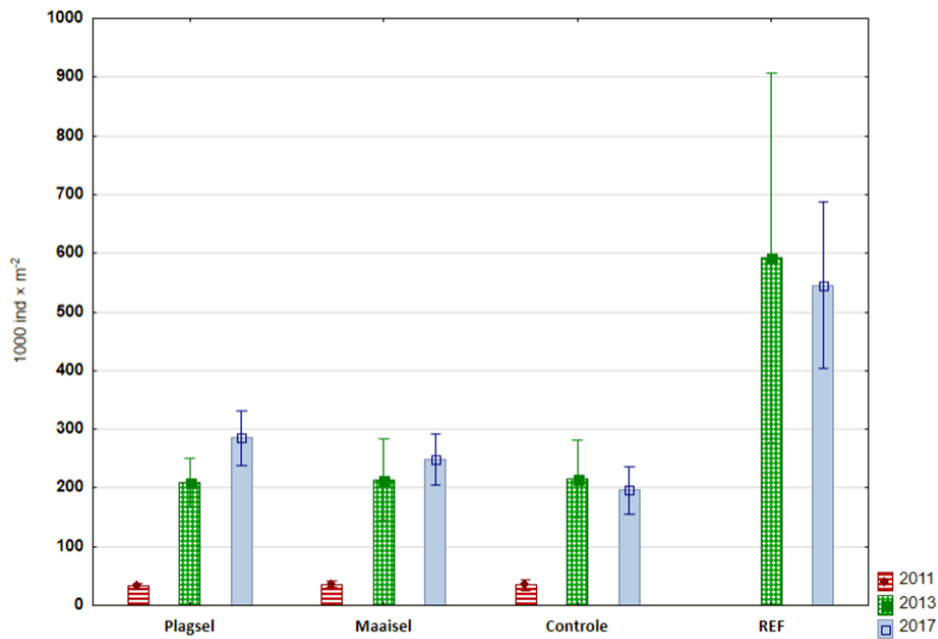
5.3 Bodemmicro-, meso- en macrofauna

De bodemfauna werden in drie groepen ingedeeld naar lichaamsgrootte: bodemmicrofauna (in deze studie enkel nematoden), mesofauna (in deze studie enkel springstaarten en mijten) en macrofauna.

5.3.1 Nematoden (microfauna)

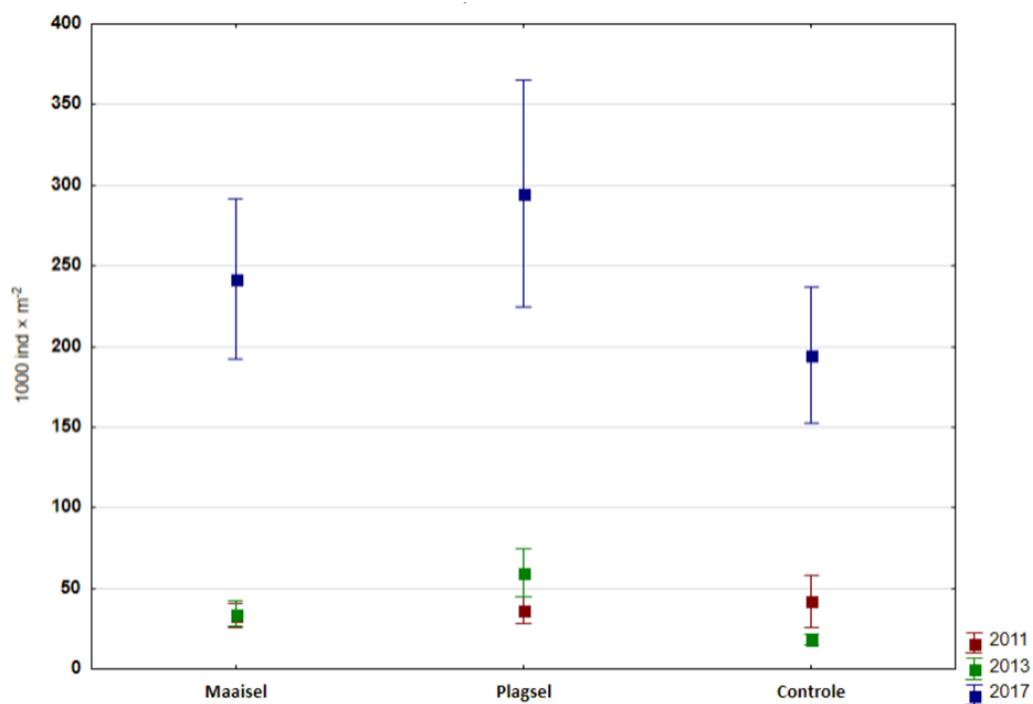
De dichtheid aan nematoden was zoals verwacht zeer laag (< 50.000 individuen/m²) in 2011 net na het plaggen en nam significant toe met de tijd (Figuur 5.15). In alle proeflocaties bleef de dichtheid gedurende het experiment echter nog beduidend lager dan deze in de referentielocaties. De nematodengemeenschap reageerde verschillend in de droge en de natte proeflocaties: in de droge proefvlakken was er een duidelijke toename in dichtheid met tijd (Figuur 5.15), terwijl de dichtheid in de natte proefvlakken piekte in 2013 en daarna weer afnam in 2017 (Figuur 5.16).

De gemeenschap werd zowel in de proefvlakken als in de referentielocaties voornamelijk gedomineerd door nematoden die zich voeden met schimmels en bacteriën (Figuur 5.18). In de referentielocaties was er daarnaast ten opzichte van de proefvlakken een opvallend hogere aanwezigheid van plantenetende nematoden (Figuur 5.18). Deze verschillen in gemeenschap zijn logischerwijze te wijten aan de hogere bedekking van planten in de referentielocaties ten opzichte van de ontgronde proefvlakken, met bijhorend beter-ontwikkeld wortelstelsel en een hogere input van vers bodemorganisch materiaal. In 2017 was er een significant hogere nematodendichtheid in de met plagsel behandelde vlakken ten opzichte van de controlevlakken. De pH-behandelingen hadden geen eenduidig effect op de nematodengemeenschap, met uitzondering van een lager aandeel schimmeletende nematoden in de bekalpte droge proefvlakken.



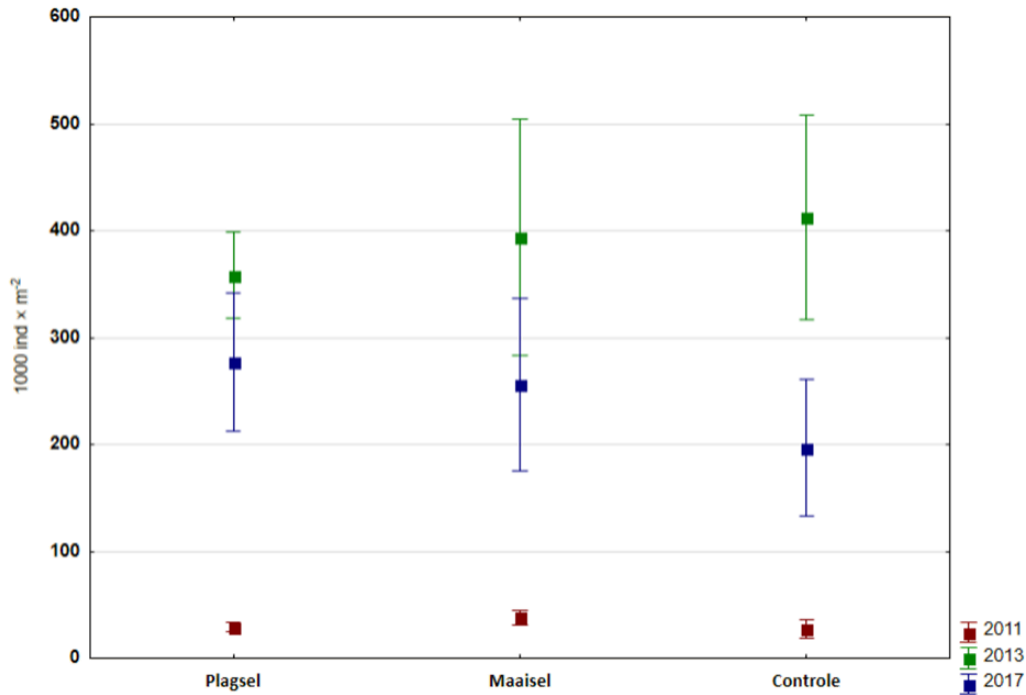
Figuur 5.15. Totale dichtheid nematoden (droge en natte proeflocaties gecombineerd) per additiebehandeling in 2011, 2013 en 2017.

Figure 5.15. Density of Nematodes (dry- and wet site combined) in each addition treatment in 2011, 2013 and 2017.



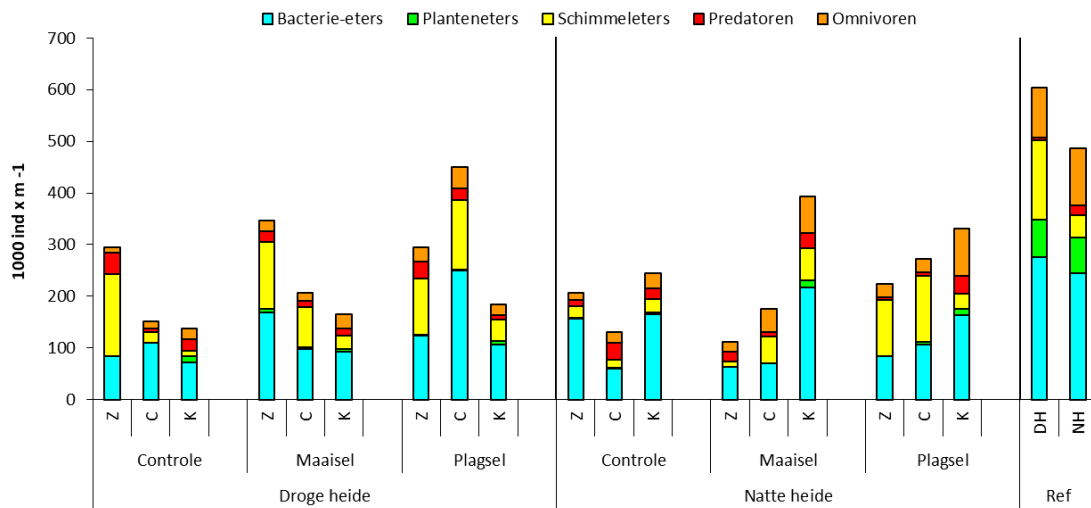
Figuur 5.16. Dichtheid van nematoden in de droge proeflocatie per additiebehandeling in 2011, 2013 en 2017. Gemiddelde ± SE.

Figure 5.16. Density of Nematodes in the dry site in each addition treatment in 2011, 2013 and 2017. Average ± SE



Figuur 5.17. Dichtheid van nematoden in de natte proeflocatie per additiebehandeling in 2011, 2013 en 2017. Gemiddelde ± SE.

Figure 5.17. Density of Nematodes in the wet site in each addition treatment in 2011, 2013 and 2017. Average ± SE.



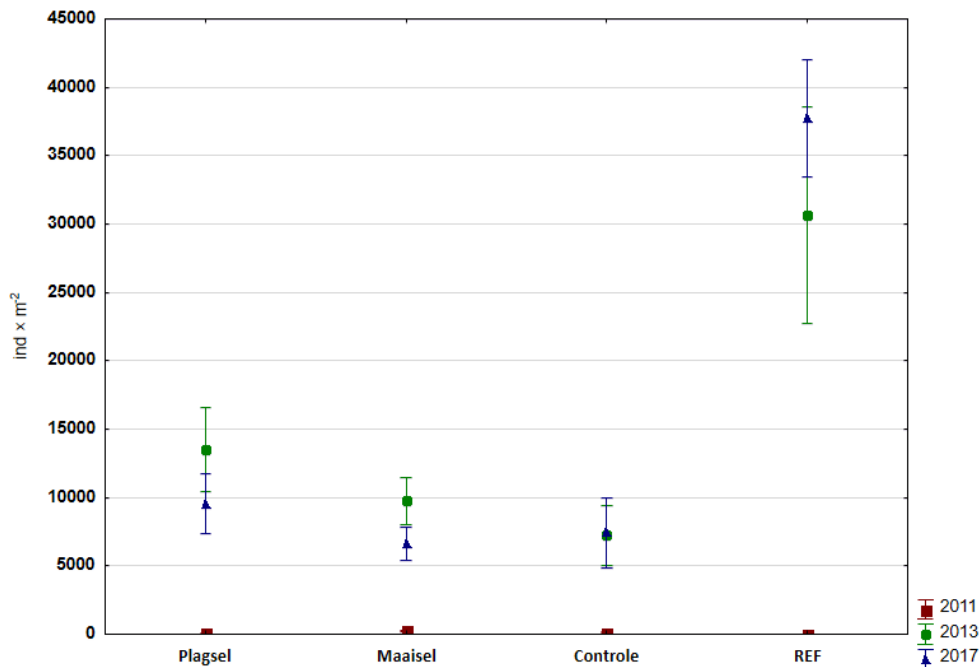
Figuur 5.18. Aantal individuele nematoden ingedeeld per trofische groep voor de droge en natte proeflocatie in 2017. Z=Zwavel toegediend, C= Controle, K= Bekalkt, DH= Referentie droge heide Dwingelderveld, NH= Referentie natte heide Dwingelderveld.

Figure 5.18. Number of individual nematodes by feeding group for the dry and wet site in 2017. Z=Acidified, C= Control, K=Limed, DH= Existing Dry heathland in the Dwingelderveld, NH= Existing wet heathland in the Dwingelderveld.

5.3.2 Springstaarten en mijten (mesofauna)

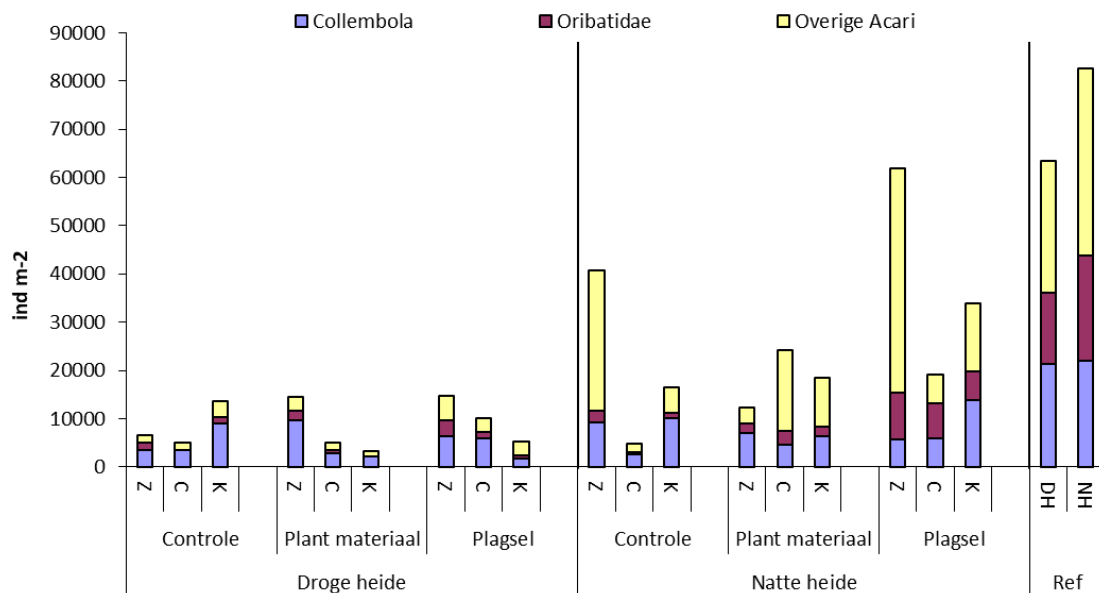
De totale dichtheid van mesofauna bleef gedurende het hele experiment beduidend lager in de proefvlakken dan in de referentie-heides (Fig. 5.19). Verder hadden de natte proefvlakken een duidelijk hogere abundantie van mesofauna dan de droge proefvlakken, en dit verschil werd met name bepaald door een hogere abundantie van mijten in de natte heide.

Het toedienen van plagsel leidde in 2013 tot een hogere dichtheid van mesofauna in zowel de droge als natte proefvlakken ($P < 0,05$), maar de verschillen werden kleiner (en niet-significant) in 2017 (Figuur 5.19). Mogelijk betekent dit dat het opbrengen van plagsel een initiële stimulans genereert voor de kolonisatie en uitbreiding van mesofauna gedurende de eerste paar jaar na ontgronden, wat mogelijk mede verklaard wordt door een versnelde vegetatie-ontwikkeling en bijhorende accumulatie van organisch materiaal. In de behandelingen met plagsel was verder ook de dichtheid van oribatide mijten het hoogst (Figuur 5.20), vooral in de natte proefvlakken, wat een indicator is voor een relatief stabiel habitat. In 2017 werden zowel in de droge als in de natte proeflocaties geen significante effecten meer gevonden van de pH- of additiebehandeling.



Figuur 5.19. Dichtheden van mesofauna (droge en natte proeflocatie gecombineerd) per additiebehandeling in 2011, 2013 en 2017. Gemiddelde \pm SE.

Figure 5.19. Mesofauna density (dry- and wet site combined) per addition-treatment in 2011, 2013 and 2017. Average \pm SE.

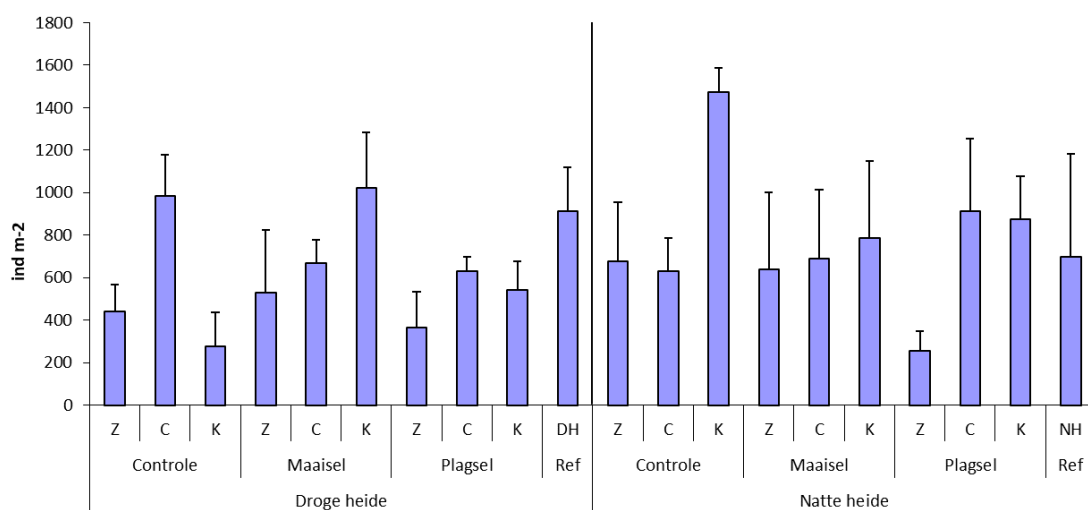


Figuur 5.20. Dichtheden van de belangrijkste mesofauna-groepen per behandeling in 2017. Z=Zwavel toegediend, C= Controle, K= Bekalkt, DH= Referentie droge heide Dwingelderveld, NH= Referentie natte heide Dwingelderveld.

Figure 5.20. Densities of the relevant mesofauna-groups per treatment in 2017. Z=Acidified, C= Control, K=Limed, DH= Existing Dry heathland in the Dwingelderveld, NH= Existing wet heathland in the Dwingelderveld.

5.3.3 Macrofauna

Van 2013 tot 2017 steeg de totale dichtheid aan macrofauna significant ($P < 0,001$) in bijna alle proefvlakken en werden dichtheden gemeten die vergelijkbaar waren met de referentie-heides. In de proefvlakken waar elementair zwavel werd opgebracht werden meestal de laagste aantallen macrofauna gemeten (Figuur 5.21). De meest dominante groep macrofauna in de proefvlakken was Chironomidae in 2013 en 2017 en Tabanidae in 2017 (Tabel 5.1). De groep Diplura werd alleen aangetroffen in de referentie-heide.



Figuur 5.21. Abundantie van macrofauna in de droge en natte proefvlakken en bestaande heide in 2017. Z=Zwavel toegediend, C= Controle, K= Bekalkt, DH= Bestaande droge heide Dwingelderveld, NH= Bestaande natte heide Dwingelderveld.

Figure 5.21. Abundance of macrofauna in the dry- and wet site and lokal reference heathland in 2017. Z=Acidified, C= Control, K=Limed, DH= Existing Dry heathland in the Dwingelderveld, NH= Existing wet heathland in the Dwingelderveld.

Tabel 5.1. Aantal individuen per familie in de droge en natte proeflocaties (2013 en 2017)

Table 5.1. Number of individuals per family at the dry and wet site (2013 and 2017)

	2013		2017	
	Total nr. Individuals	Nr of plots	Total nr. Individuals	Nr of plots
Anobidae	0	0	1	1
Aphididae	15	9	5	4
Aranea	23	16	39	20
Byrhidae	6	4	0	0
Carabidae	40	21	15	9
Cecidomyidae	11	7	2	2
Ceratopogonidae	9	2	61	15
Chilopoda	5	4	0	0
Chironomidae	209	33	741	51
Chrysomelidae	8	2	0	0
Coccinellidae	1	1	0	0
Curculionidae	7	5	0	0
Cyclorrhaphae	22	13	0	0
Dolichopodidae	30	20	48	21
Dytiscidae	0	0	16	10
Elateridae	8	7	10	6
Ephedridae	6	3	0	0
Formicidae	2	2	7	2
Gasteropoda	0	0	1	1
Heteroptera	3	3	2	2
Homoptera	0	0	1	1
Hymenoptera	5	4	3	2
Lepidoptera	2	2	1	1
Lumbricidae	2	2	16	8
Muscidae	20	13	0	0
Mycetophilidae	0	0	1	1
Oniscidae	0	0	1	1
Psocoptera	3	1	0	0
Psyllidae	0	0	1	1
Sciaridae	35	19	0	0
Staphylinidae	10	5	36	14
Symphyla	1	1	0	0
Tabanidae	0	0	232	42
Tephritidae	0	0	2	2
Thysanoptera	14	8	1	1
Tipulidae	22	12	36	19

5.3.4 Conclusies Bodemmicro-, meso- en macrofauna

De snelheid van ontwikkeling was verschillend tussen de drie faunagroepen:

- De dichtheid van macrofauna was in 2017 al op het niveau van de referentie-heide;
- De dichtheid van meso- en microfauna bleef gedurende het experiment beduidend lager dan deze in de referentie-heide; mogelijk is dit gekoppeld aan de pioniersituatie na ontgronden met minder vaatplanten en lagere input van bodemorganisch materiaal (en dus minder voedsel in de lage trofische niveaus), mogelijk in combinatie met de lagere verspreidingscapaciteit van micro- en mesofauna;

Wat betreft de experimentele behandelingen kunnen we concluderen dat:

- Het opbrengen van plagsel een gunstig maar eerder klein effect lijkt te hebben op de ontwikkeling van mesofauna (springstaarten en (oribatide) mijten) en microfauna (nematoden);
- pH-behandelingen geen duidelijk effect hebben op het voorkomen van meso- en macrofauna
- Bekalking leidde tot een lager aandeel schimmelende nematoden in de droge proefvlakken (microfauna)

5.4 Conclusies bodemleven

Het bodemleven lijkt zich maar langzaam te herstellen na ontgronden en is in alle proefvlakken zelfs na 6 jaar nog afwijkend van de lokale referentieheide. Enkel de macrofauna heeft in 2017 ongeveer het niveau bereikt van de referentielocaties, wat mogelijk te wijten is aan de hoge verspreidingscapaciteit van deze groep en de relatief korte afstand tussen de kleine proefvlakken en de omliggende heideterreinen.

Een voor de hand liggende verklaring voor het ogenschijnlijk trage herstel van de kleinere biota is dat zowel de microbiële gemeenschap alsook de micro- en mesofauna zeer sterk afhankelijk zijn van de ontwikkeling van de vegetatie, en daarmee samenhangend van de kwantiteit en kwaliteit van bodemorganisch materiaal. Na ontgronden wordt nagenoeg al het organisch materiaal en de bestaande vegetatie verwijderd, wat zeker op voedselarme bodems er toe leidt dat het lang kan duren alvorens flora en fauna de pionierfase overstijgen. Uit de experimenten is gebleken dat met name de additie van plagsel het herstel van het bodemleven kan versnellen, al was 6 jaar ook bij deze behandeling nog onvoldoende om een bodemgemeenschap te verkrijgen die volledig gelijkaardig is aan deze in de lokale referenties. De pH-behandelingen hadden geen tot slechts zeer beperkte effecten op het bodemleven: enkel de samenstelling van de bacteriële gemeenschap werd duidelijk beïnvloed door pH.

6 Resultaten loopkevers

6.1 Inleiding

Loopkevers werden jaarlijks bemonsterd in de periode 2012-2018. In totaal werden 19.922 individuele kevers gevangen, behorende tot 95 soorten. Hiervan konden 22 soorten geclassificeerd worden als specialisten, en dus als doelsoorten (Tabel 6.1). Opvallend was dat in de ontgronde gebieden heidesoorten werden gevonden die al lang niet meer in de reguliere standaardvallen op het Dwingelderveld werden aan getroffen, zoals b.v. *Anisodactylus nemorivagus* en *Bembidion nigricorne*. Ook *Harpalus solitaris* komt niet veel meer voor op het Dwingelderveld. Soorten als *Carabus arvensis* en *C. nitens* zijn op het Dwingelderveld niet zo algemeen als in de proefvlakken. Kennelijk werken de ontgrondingen erg positief op deze typische heidesoorten. De hier genoemde soorten komen niet in Nederland op een rode lijst voor daar een rode lijst voor Nederland niet bestaat, maar in de ons omringende landen zijn deze soorten ernstig bedreigd (Noordijk en Vermeulen, 2008).

Tabel 6.1. Specialistische soorten gevangen in de droge en natte proefvelden.

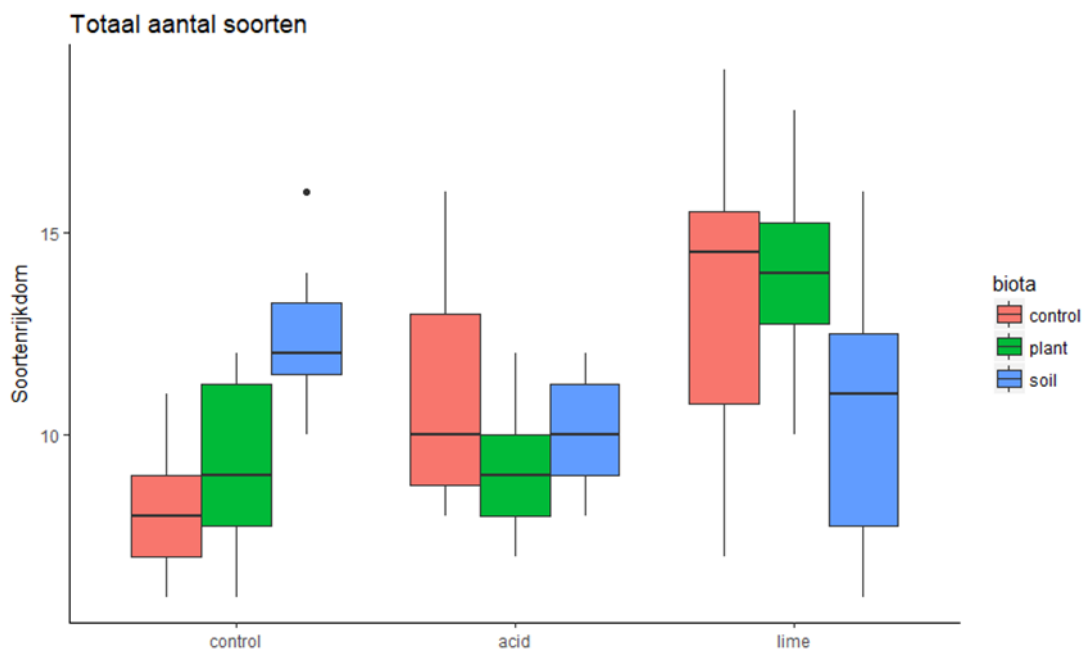
Table 6.1. Specialist groups found in the dry- and wet site.

Soort	Classificatie Turin (2000)	Beschrijving Turin
<i>Agonum sexpunctatum</i>	A1	Heide en hoogvenen
<i>Agonum versutum</i>	A1	
<i>Amara equestris</i>	A1	
<i>Anisodactylus nemorivagus</i>	A1	
<i>Bradycellus ruficollis</i>	A1	
<i>Carabus arvensis</i>	A1	
<i>Carabus nitens</i>	A1	
<i>Cicindela campestris</i>	A1	
<i>Harpalus latus</i>	A1	
<i>Harpalus solitaris</i>	A1	
<i>Olisthopus rotundatus</i>	A1	
<i>Poecilus lepidus</i>	A1	
<i>Pterostichus diligens</i>	A1	
<i>Bembidion nigricorne</i>	B1	Zandduinen en buntgras
<i>Cicindela hybrida</i>	B1	
<i>Notiophilus germinyi</i>	B1	
<i>Notiophilus substriatus</i>	B1	
<i>Broscus cephalotes</i>	B2	Extensief cultuurland
<i>Calathus cinctus</i>	B2	
<i>Harpalus distinguendus</i>	B2	
<i>Harpalus rufipalpis</i>	B2	
<i>Nebria salina</i>	B2	

6.2 Analyse 2017 en 2018

6.2.1 Soortenrijkdom, totaal aantal kevers en aandeel specialisten

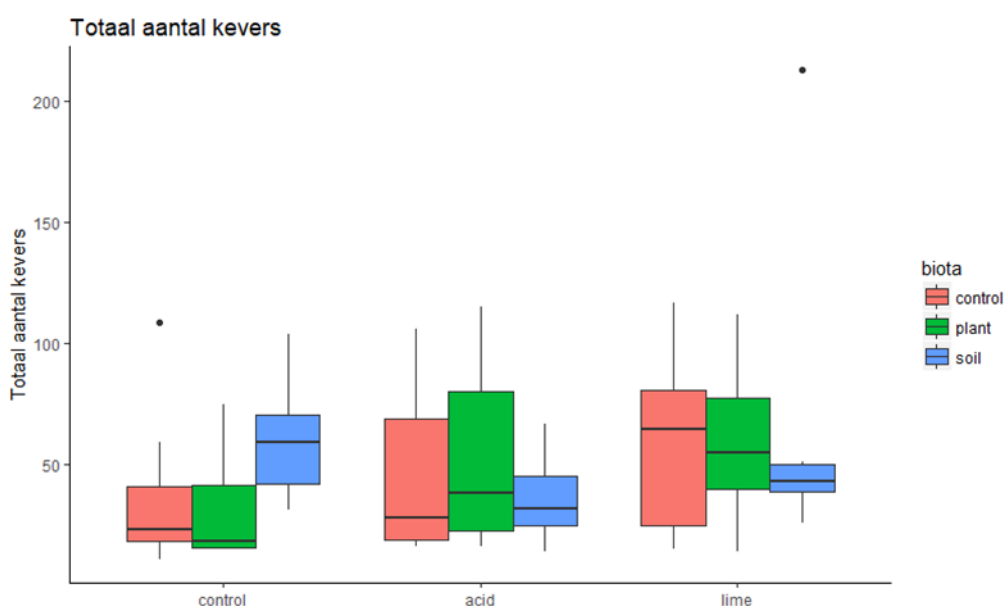
In de twee laatste jaren van de proef was er een complexe interactie tussen de behandelingen: bekalking had een positief effect op soortenrijkdom, behalve waar plagsel was toegevoegd, en alleen in de controle proefvlakken had het toevoegen van plagsel een positief effect (Figuur 6.1). Droge en natte heide verschilden niet qua soortenrijkdom.



Figuur 6.1. Soortenrijkdom in de proefvlakken met verschillende behandelingen in de laatste twee onderzoeksjaren (2017 en 2018).

Figure 6.1. Species richness in the plots with different treatments in 2017 and 2018.

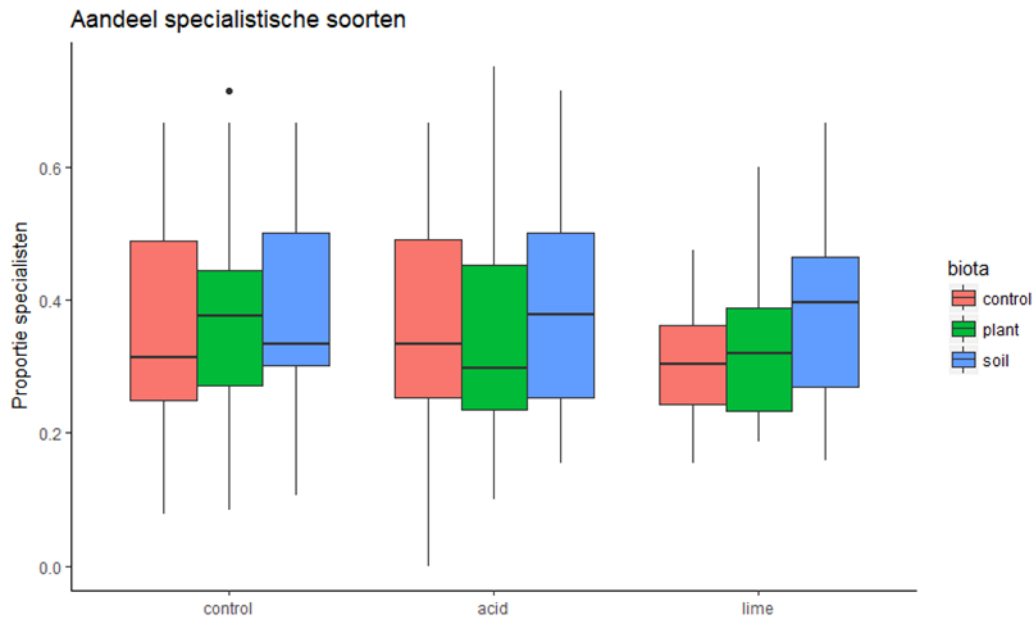
Het effect op totale keveraantallen was eenduidiger: alleen bekalking had een positief effect op keveraantallen ($p = 0.025$; Figuur 6.2). Verzuring verschilde niet significant van de controlebehandeling ($p = 0.72$), en aanbrengen van plagsel of maaisel had geen effect ($p > 0.20$).



Figuur 6.2. Effecten van de behandelingen op het totaal aantal gevangen kevers in de laatste twee onderzoeksjaren (2017 en 2018).

Figure 6.2. Effects of the treatments on the total number of beetles caught in 2017 and 2018.

Het aandeel specialistische soorten verschilde niet significant tussen de behandelingen, maar was zeer variabel binnen de behandelingen (Figuur 6.3).



Figuur 6.3. De proportie specialistische soorten in de verschillende behandelingen in 2017/2018.

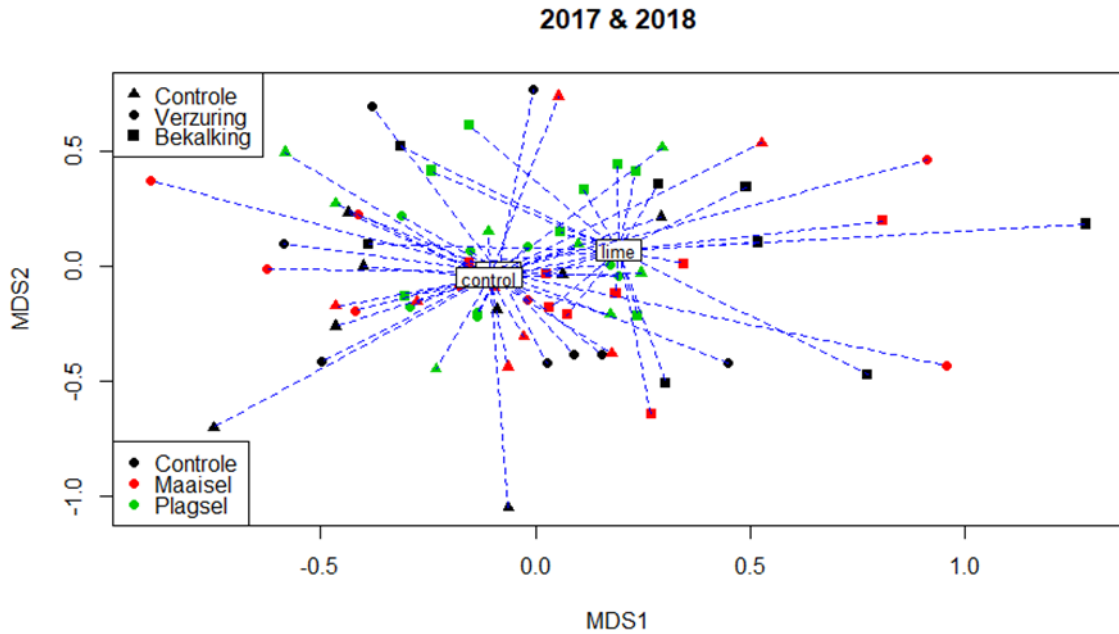
Figure 6.3. Proportion of specialist-species in the different treatments in 2017 and 2018.

6.2.2 Multivariate analyse

De multivariate analyse liet zien dat zowel de pH-behandeling ($P = 0.022$), de additiebehandeling ($P = 0.001$), als de interactie tussen additie en pH ($P = 0.008$) significant gecorreleerd zijn met soortensamenstelling van loopkevers in de experimentele vlakken. Daarnaast was er een significant verschil tussen de natte en de droge heide ($P = 0.001$), wat niet verrassend is.

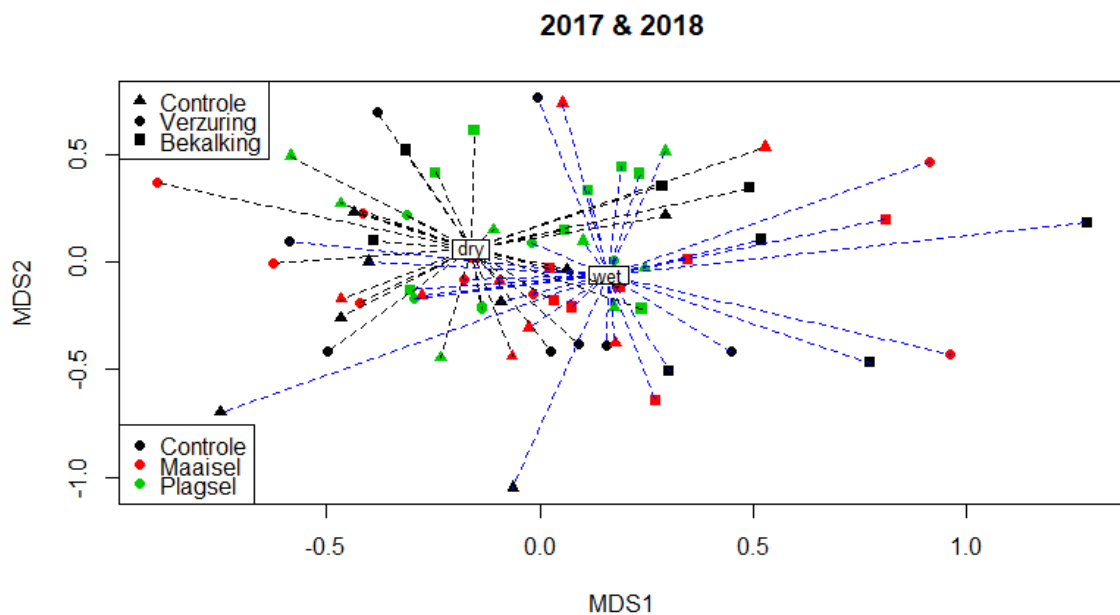
Voor de visualisatie van de multivariate analyse waren de verschillen tussen de behandelingen klein, wat bleek uit de hoge stress (0.27, waar eigenlijk een stress < 0.2 nodig is voor goede resultaten). De visualisaties bieden wel aanknopingspunten voor waar de verschillen het grootst zijn, maar dit biedt weinig inzichten in de kwaliteit van de behandelingen:

De figuren 6.4, 6.5 en 6.6 laten drie maal dezelfde grafiek zien, maar elk met de punten verbonden door een andere behandeling. Het verschil tussen de natte en droge heide blijkt duidelijk uit Figuur 6.4. De verschillen tussen de pH-(Figuur 6.5) en additie-behandelingen (Figuur 6.6) zijn lastiger te duiden, maar het lijkt erop dat de bekalkte proefvlakken iets afwijken van de proefvlakken waar zwavel toegediend werd en controle proefvlakken (Figuur 6.5; het label voor verzuring ligt achter het label voor Controle). Eenzelfde beeld is te zien in Figuur 6.6, waar de plagsel-behandeling iets afwijkt van de maaisel- en controle behandelingen. De verschillen zijn echter klein.



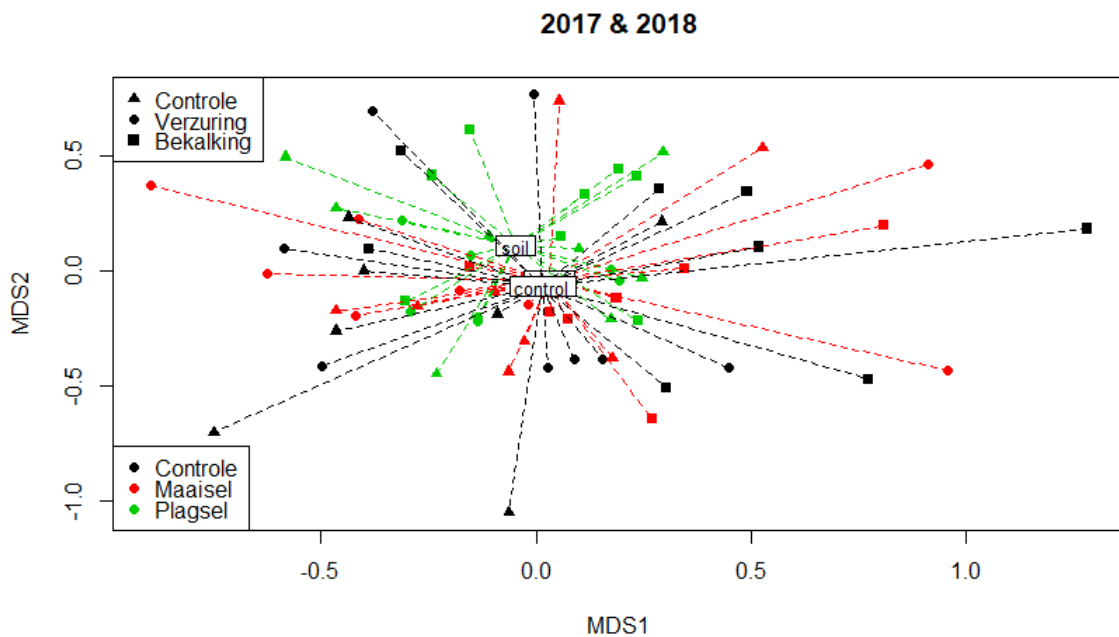
Figuur 6.4. NMDS-plot van de soortensamenstelling van loopkevers in 2017 en 2018. Elk punt stelt een proefvlak in een bepaald jaar voor. De afstand tussen de punten kan worden geïnterpreteerd als een maat voor het verschil in soortensamenstelling. De punten werden hier verbonden om de verschillen tussen de natte en droge heide weer te geven.

Figure 6.4. NMDS-plot of the beetle-composition in 2017 and 2018. Each point represents an individual pmeasurement in a plot in a given year. The distance between points represents the difference in species composition. Lines depict the fiffrence between the wet- and dry heathland plots.



Figuur 6.5. NMDS-plot van de soortensamenstelling van loopkevers in 2017 en 2018. De punten werden hier verbonden om de verschillen tussen de pH-behandelingen weer te geven.

Figure 6.5. NMDS-plot of the beetle-composition in 2017 and 2018. Each point represents an individual pmeasurement in a plot in a given year. The distance between points represents the difference in species composition. Lines depict the dfference pH-treatments.



Figuur 6.6. NMDS-plot van de soortensamenstelling van loopkevers in 2017 en 2018. De punten werden hier verbonden om de verschillen tussen de additie-behandelingen weer te geven.

Figure 6.6. NMDS-plot of the beetle-composition in 2017 and 2018. Each point represents an individual pmeasurement in a plot in a given year. The distance between points represents the difference in species composition. Lines depict the difference addition-treatments.

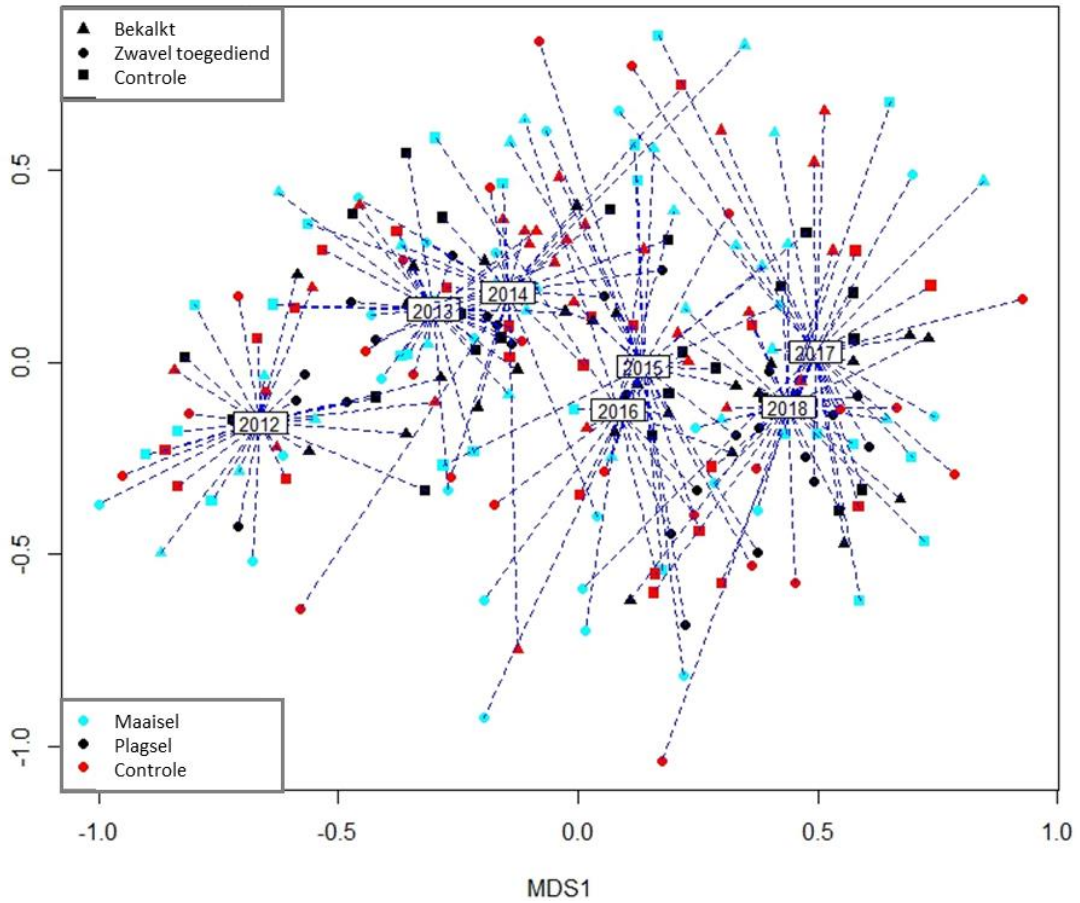
6.2 Veranderingen gedurende de hele experimentele periode (2012-2018)

Zeven jaar na het begin van het experiment vinden er nog jaarlijks veranderingen in soortensamenstelling plaats. Dit is te zien in Figuur 6.7, een multivariate weergave van de veranderingen in soortensamenstelling van 2012-2018. Duidelijk is dat de verschillen tussen de jaren groter zijn dan de verschillen tussen de behandelingen.

6.2.1 Soortenrijkdom en aantallen

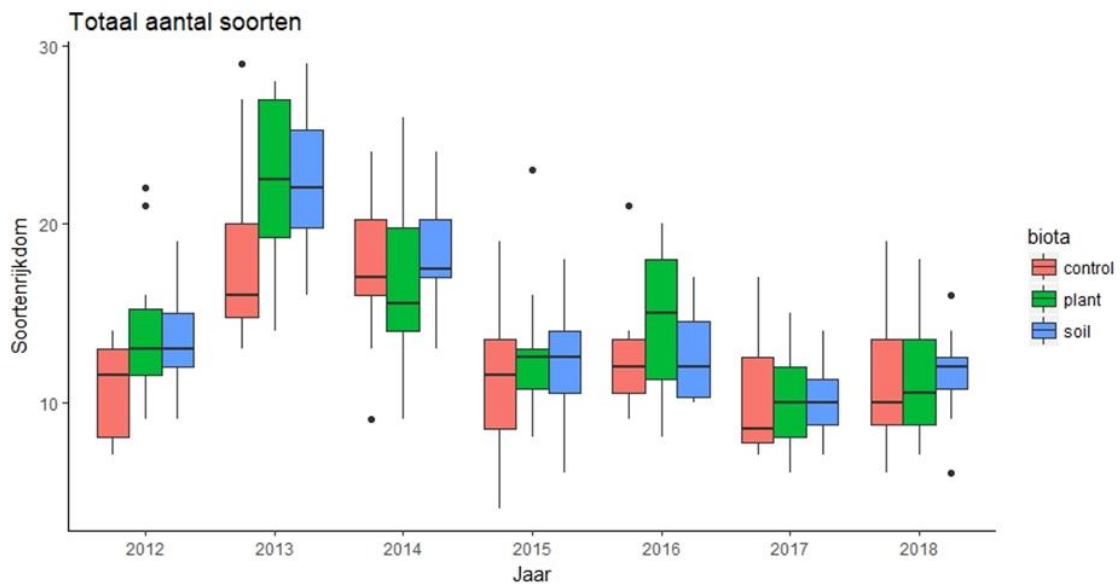
In alle behandelingen was de soortenrijkdom het hoogst in 2013, en vanaf 2015 stabiliseerde de soortenrijkdom op het niveau van 2012 (Figuur 6.8 en 6.9). In het regressiemodel voor de hele periode had alleen bekalking een positief effect op zowel soortenrijkdom als abundantie (Figuur 6.9).

Het aandeel specialistische soorten (aantal specialistische soorten/ totaal aantal soorten) steeg gedurende de loop van het experiment van een mediaan van 0.2 in 2012, tot zo'n 0.5 in 2018 (Figuur 6.10 en 6.11). Van de experimentele behandelingen had alleen het toevoegen van plagsel een significant positief effect op het aandeel specialistische soorten ($P = 0.023$; Figuur 6.11). Bekalking had een marginaal negatief effect op het aandeel specialisten ($P = 0.08$), wat betekent dat het positieve effect van bekalking op soortenrijkdom (Figuur 6.9) waarschijnlijk vooral toe te schrijven is aan hogere aantallen generalistische soorten.



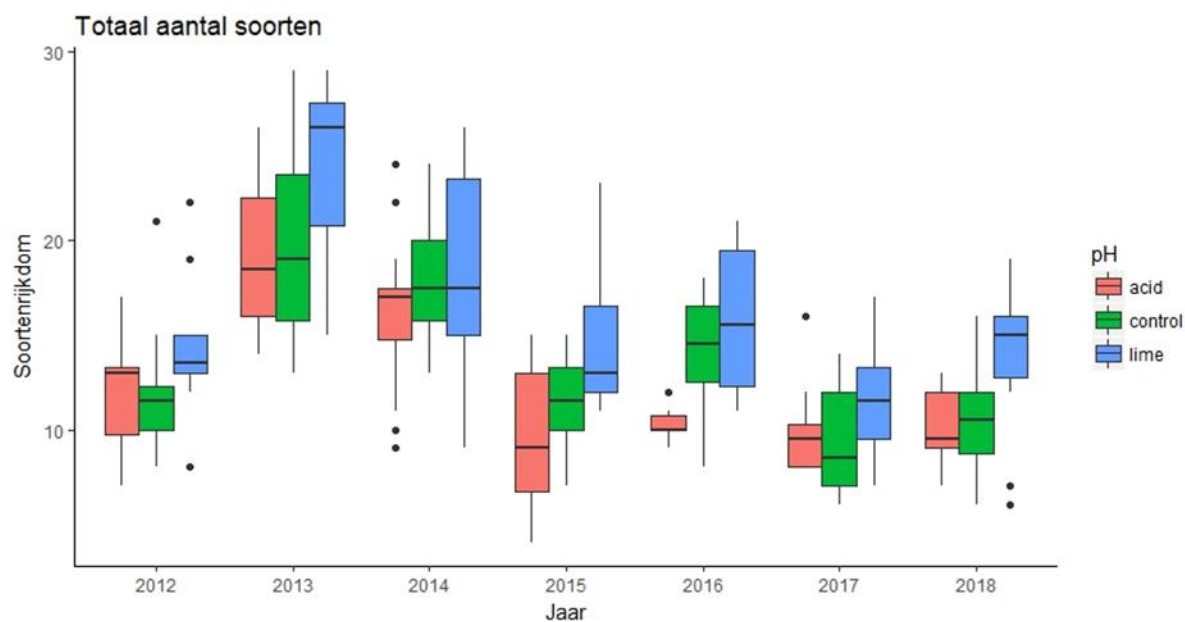
Figuur 6.7. NMDS-plot van de verschillen in soortensamenstelling gedurende de loop van het experiment.

Figure 6.7. NMDS-plot of the difference in species composition during the experiment.



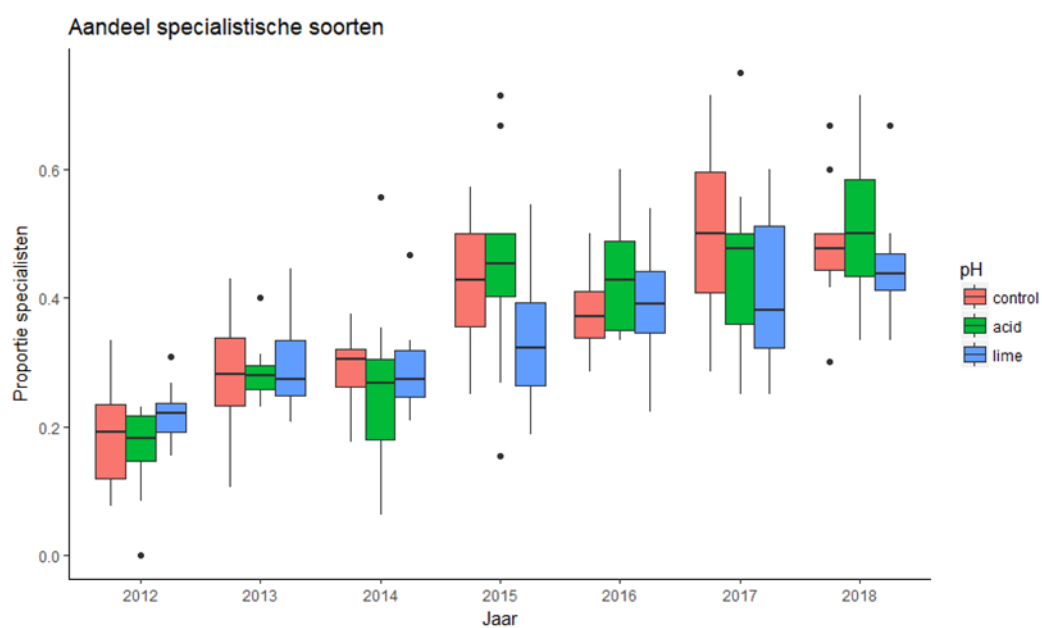
Figuur 6.8. Aantal soorten uitgezet tegen tijd en additie-behandeling.

Figure 6.8. Number of species in time in the different addition-treatments.



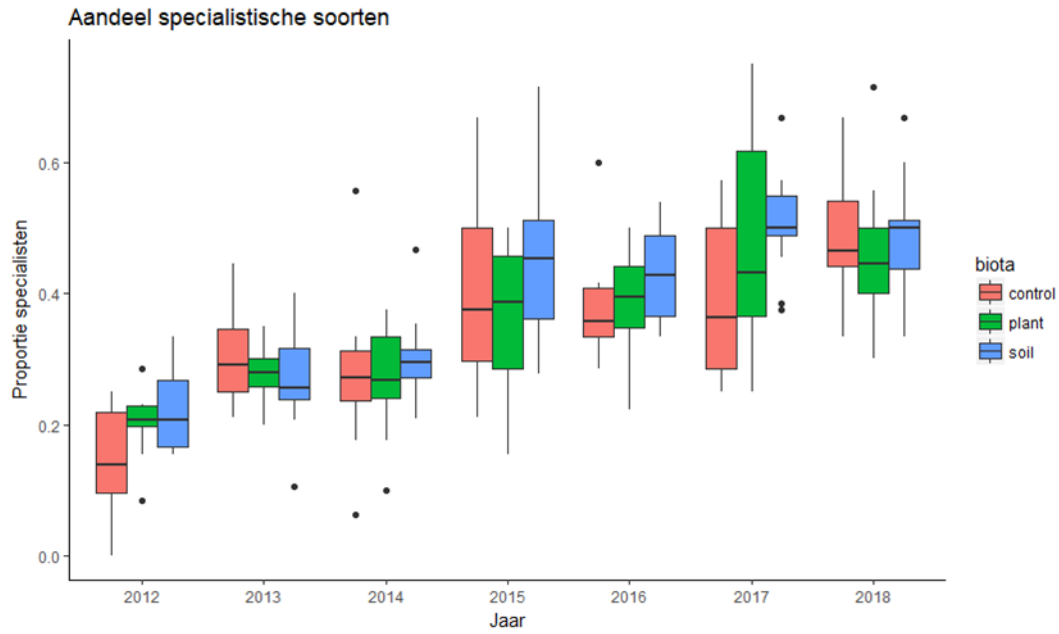
Figuur 6.9. Aantal soorten uitgezet tegen tijd en pH-behandeling.

Figure 6.9. Number of species in time in the different pH-treatments.



Figuur 6.10. Het aandeel specialistische soorten (aantal specialistische soorten/ totaal aantal soorten) uitgezet tegen tijd en pH-behandeling.

Figure 6.10. Proportion of the specialist species (number of specialist species/total number of species) in time in the different pH-treatments.



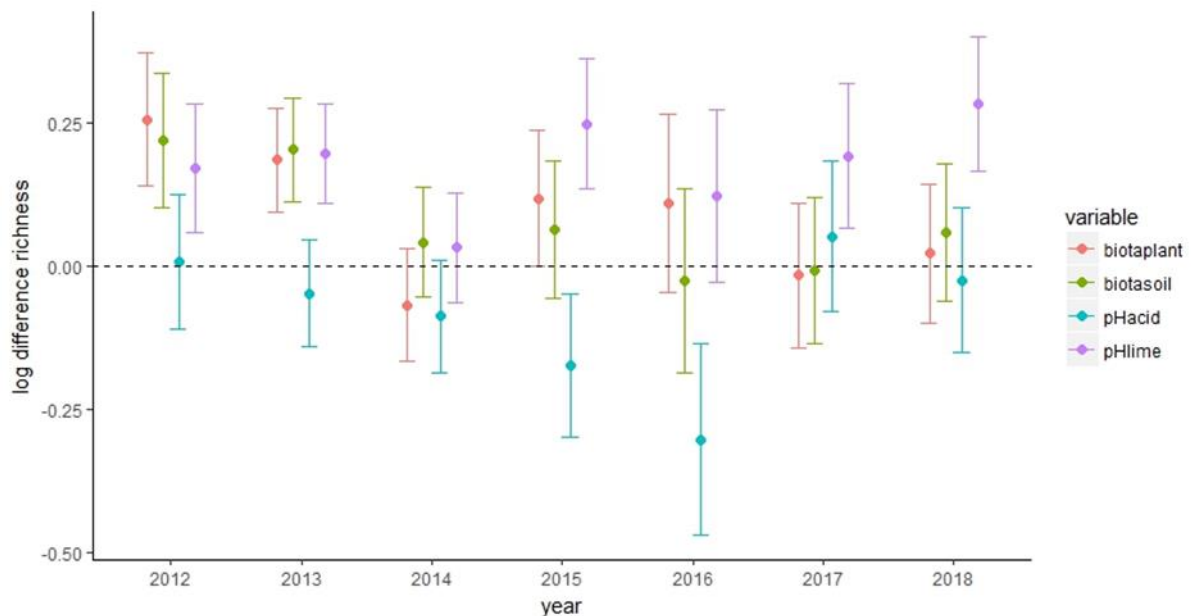
Figuur 6.11. Het aandeel specialistische soorten (aantal specialistische soorten/ totaal aantal soorten) uitgezet tegen tijd en additie-behandeling.

Figure 6.11. Proportion of the specialist species (number of specialist species/total number of species) in time in the different addition-treatments.

6.2.2 Verandering in statistische significantie van de behandelingen

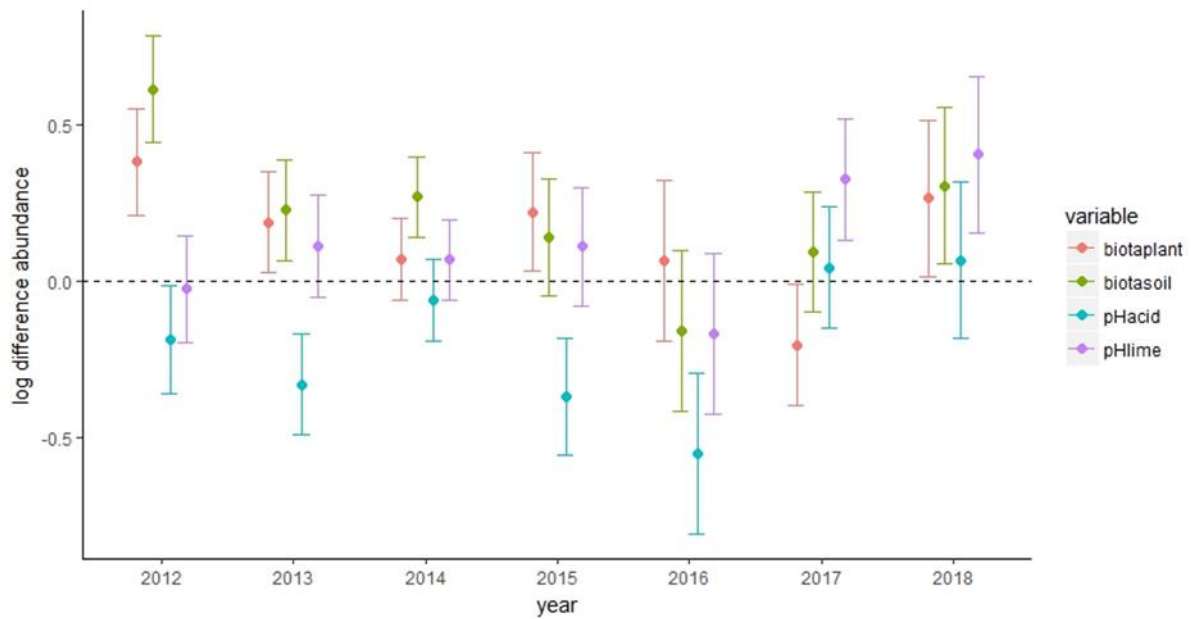
Statistisch veranderde het belang van de verschillende behandelingen op de soortenrijkdom (Figuur 6.12) en totaal aantal soorten (Figuur 6.13) gedurende de loop van het experiment. In vergelijking met de controlebehandeling had het toedienen van zwavel in de eerste jaren geen effect, maar dit veranderde in een negatief effect in 2015 en 2016. Vanaf 2017 was er geen effect meer van de toediening van zwavel op zowel soortenrijkdom (Figuur 6.12) als totaal aantal soorten (Figuur 6.13). Bekalking had een positief effect op soortenrijkdom gedurende bijna de hele experimentele periode (Figuur 6.12), maar het effect op totaal aantal soorten was wisselend (Figuur 6.13).

Het aanbrengen van maaisel en plagsel had positieve effecten op soortenrijkdom en totaal aantal soorten in de eerste twee jaar van het experiment, maar daarna verdween het effect (Figuur 6.12) of werd het wisselend (Figuur 6.13).



Figuur 6.12. Statistische geschatte effecten van de behandelingen (pH en additie) op soortenrijkdom ten opzichte van de controle behandeling. Elke stip is een statistische schatting (\pm standaardfout) voor elk van de behandelingen in een model zonder interacties tussen de behandelingen. Schattingen boven nul duiden op een positief effect, schattingen onder nul op een negatief effect. Verschillen tussen de natte en droge heide zijn getoetst in de modellen, maar waren nooit statistisch significant. Voor de interpretatie is het van belang dat de effecten hier zijn weergegeven op een logaritmische schaal, en dat de foutenmarge niet gelijk is aan een 95% betrouwbaarheidsinterval. Dit wil zeggen dat een betrouwbaarheidsinterval dat nul overlapt wel betekent dat het effect niet significant was, maar als het betrouwbaarheidsinterval nul niet overlapt, dat het niet per se significant is.

Figure 6.12. Statistic estimation of the treatment effects (pH and addition) onb species richness compared to the untreated control. Every dot represents the Statistic estimation (\pm SE) for each of the treatments in a model without interactions between treatments. Estimates above zero indicate a [positive effect, estimates below zero a negative effect. Differences between the dry and wet site were tested but not significant. Effects are given on a logarithmic scale.



Figuur 6.13. Statistische geschatte effecten van de behandelingen (pH en additie) op totaal aantal soorten ten opzichte van de controle behandeling. De grafiek kan op dezelfde manier worden geïnterpreteerd als Figuur 6.12

Figure 6.13. Statistic estimation of the treatment effects (pH and addition) on the total number of species compared to the untreated control. Every dot represents the Statistic estimation (\pm SE) for each of the treatments in a model without interactions between treatments. Estimates above zero indicate a [positive effect, estimates below zero a negative effect. Differences between the dry and wet site were tested but not significant. Effects are given on a logarithmic scale.

6.3 Conclusies

De verschillen in soortensamenstelling tussen de verschillende behandelingen blijken niet erg groot. Dit kan komen omdat de proefvlakken vrij klein zijn t.o.v. de relatief hoge mobiliteit van loopkevers; 10 meter lopen in een jaar is voor de meeste soorten geen probleem, waardoor ze dus makkelijk tussen proefvlakken kunnen bewegen. Globaal kunnen we het volgende concluderen:

- De samenstelling van de loopkevergemeenschap verandert nog elk jaar, hoewel de laatste twee jaar wel enige stabilisatie laat zien
- De soortenrijkdom was het hoogst in 2013, wat waarschijnlijk betekent dat er nog een aantal soorten uit het agrarische habitat aanwezig waren terwijl ook typische heidesoorten zich begonnen te vestigen. Later neemt de soortenrijkdom weer af, wat correleert met het verdwijnen van de eerste groep.
- Bekalking leidde tot een hogere soortenrijkdom, wat vooral te wijten was aan een hogere abundantie van generalistische soorten. Er werden geen significante effecten van pH-behandelingen op specialistische soorten gevonden.
- De combinatiebehandeling plagsel met bekalking lijkt het meest gunstig voor snelle vestiging van een heidegemeenschap. Immers met het plagsel kunnen eieren en larven vanuit andere heideterreinen worden geïntroduceerd. Zo is b.v. vermoedelijk de zeldzame niet-vliegende heidesoort *Carabus nitens* ooit met Drentsche heideturfjes op Terschelling geïntroduceerd. Het toedienen van zwavel had in de eerste vijf jaar steeds negatievere effecten, maar die verdwenen vanaf 2017.

7 Synthese en vertaling naar de praktijk

Heideontwikkeling op voormalige landbouwgronden is geen sinecure: de nagenoeg altijd zeer voedsel- en basenrijke bodem is een knelpunt voor de ontwikkeling van voedselarme en zure natuur. Het ontgronden door afgraven en afvoeren van deze voedselrijke toplaag is in het zandlandschap meestal een goede methode om in één klap de nutriëntenbeschikbaarheid voldoende te verlagen (van Mullekom et al. 2013; Aggenbach et al. 2017), maar wat vervolgens overblijft is een kale zandbodem met weinig bodemleven en nauwelijks organische stof. De kernvraag in dit onderzoek was of de omvorming van landbouwgrond naar heide kan worden versneld na ontgronden en herstel van de hydrologie door actieve manipulatie van bodemchemie (via bekalken of verzuren) al dan niet in combinatie met additie van biota (vegetatie of plagsel). Het betreft hierbij zowel de omvorming naar droge heide (H4030) als naar natte heide (H4010), met kenmerkende soorten.

Dit relatief langlopende (2011-2018) onderzoek naar de mogelijkheden en knelpunten voor heideherstel na ontgronden heeft in deze context belangrijke nieuwe inzichten gegenereerd en kennislacunes opgevuld, en is in zijn opzet en uitwerking in zowel droge als natte situatie wellicht de grootste en meest complete studie die tot nu toe is uitgevoerd over dit onderwerp. Verschillende expertises en methodes werden in dit onderzoek samengebracht, en de ontwikkeling van het heidesysteem werd bestudeerd over meerdere trofische niveaus. Centraal stond de evolutie van bodemchemie, schimmels, bacteriën, vegetatie, en micro- meso- en macrofauna na ontgronden in relatie tot manipulatie van pH (bekalken of verzuring) al of niet in combinatie met additie van vers maaisel of plagsel vanuit nabijgelegen referentieheide op het Dwingelderveld. In de volgende paragrafen worden de belangrijkste resultaten bondig samengevat en in hun context gezet, en zijn concrete handvaten geformuleerd voor de praktijk.

7.1 Manipulatie van pH door bekalken en verzuring

7.1.1 Het nut van bekalken na ontgronden

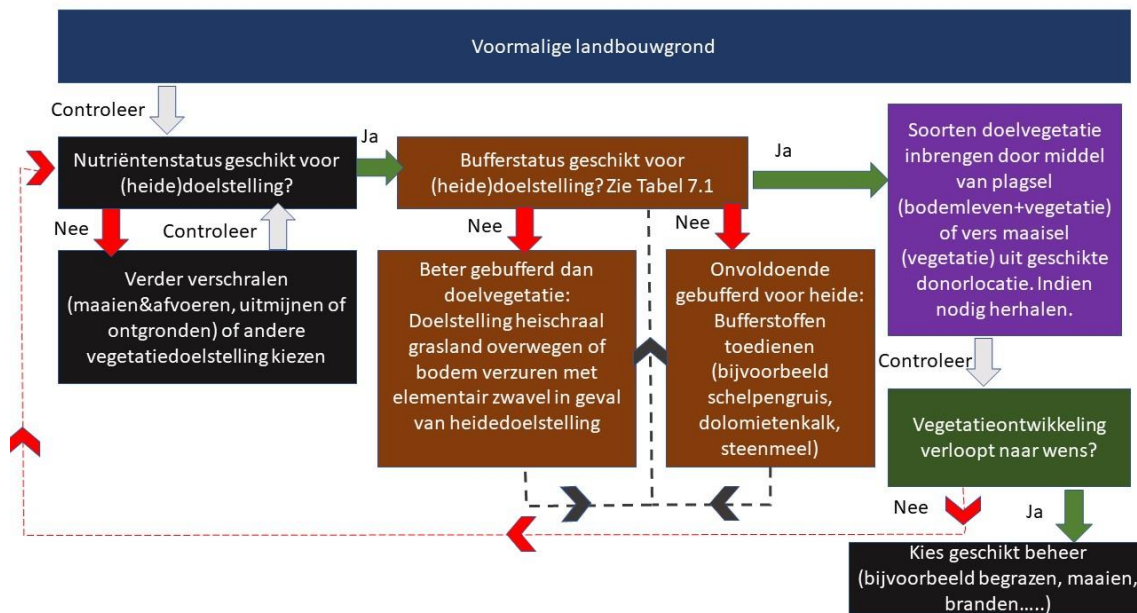
Het toedienen van dolomietkalk (2-3 ton/ha) leidde zowel in de natte als in de droge proefvlakken, zoals verwacht, tot een stijging in pH (gemiddeld 0,5) ten opzichte van de controlevlakken (pH-NaCl in controle gemiddeld tussen 4,3-5,2). Bekalken leidde eveneens tot een toename van beschikbare basische kationen en tot een afname van beschikbaar aluminium. De toename in beschikbare basische kationen was vooral gekoppeld aan de toename van Ca en Mg, en is dus een rechtstreeks gevolg van het in oplossing gaan van dolomietkalk (= calcium-magnesiumcarbonaat). Er zijn geen effecten van bekalken gevonden op (1) de beschikbaarheid van nutriënten (N, P en K), (2) de schimmelgemeenschap, (3) schimmel/bacterie ratio's, en (4) het voorkomen van meso- en macrofauna, met uitzondering van de loopkevers waarbij een positief effect op de totale soortenrijkdom werd opgetekend.

Echter, deze hogere soortenrijkdom betrof een hogere abundantie van generalistische en doorgaans vrij algemene loopkeversoorten en niet van specialistische heidesoorten. In de nematodengemeenschap leek bekalken te leiden tot een lager aandeel schimmeleers, met name in de droge proefvlakken.

Bij de vaatplanten werd de vestiging en bedekking van kenmerkende heidesoorten evenmin beïnvloed door bekalken, maar bekalken stimuleerde wel de vestiging van zich makkelijk verbredende agrarische en ruderaal plantensoorten. Deze laatste groep kan rechtstreeks in competitie gaan met kenmerkende heidesoorten, en een toename is dus onwenselijk.

Verder leidde de aan bekalken gekoppelde stijging van pH tot nog grotere verschillen in samenstelling van de bacteriële gemeenschap ten opzichte van de lokale referentieheide; de bekalkte proefvlakken wijken ondergronds dus sterker af van de lokale referentieheide, wat onwenselijk is. Deze resultaten suggereren dat enkel vrij algemene en generalistische soorten lijken te profiteren van bekalken, terwijl kenmerkende heidesoorten geen duidelijk voordeel of nadeel ondervinden. Bekalken lijkt dus voornamelijk neutrale tot negatieve effecten te hebben op de ontwikkeling van droge en natte heide na ontgronden.

Belangrijk is wel dat deze inzichten met de nodige nuance worden geïnterpreteerd. Omdat het studiegebied voorheen een landbouwverleden (met bekalken) had, was het bodemprofiel ten tijde van het experiment nog voldoende opgeladen met basische kationen. De pH-NaCl van de controlevlakken varieerde gemiddeld tussen 4,3 en 5,2 pH-eenheden, met -aan het einde van de monitoringsreeks- gemiddelde Ca-NaCl concentraties van 2660 $\mu\text{mol/kg}$ (droog) en 3860 $\mu\text{mol/kg}$ (nat). Dit is een geschikte range voor veel kenmerkende soorten van het droge (en natte) heidelandschap (Tabel 7.1). In deze uitgangssituatie leidt bekalken dus tot een pH die hoger dan ideaal wordt, met een hoge beschikbaarheid van Ca-NaCl ($> 4000 \mu\text{mol/kg}$) en Mg-NaCl ($> 2000 \mu\text{mol/kg}$). Dergelijk hoge beschikbaarheid ligt meer in de range van goed-gebufferd droog of nat heischraal grasland. De bekalkte proefvlakken zijn in huidige vorm daarom qua abiotiek geschikt voor de ontwikkeling van soortenrijke heischrale graslanden (Associatie van Liggend walstro en Schapegras (19Aa1); zie Tabel 7.1 & Associatie van Klokjesgentiaan en Borstelgras (19Aa2)) of, afhankelijk van het gekozen beheer, van de - nu zeer zeldzaam geworden - soortenrijke heischrale subassociatie van de droge heide (Genisto anglicae-Callunetum danthonietosum (20Aa1-d)) of de soortenrijke natte heide (Ericetum tetralicis orchietosum). Echter, vrijwel alle kenmerkende soorten (vb. Valkruid, Rozenkransje, Liggende vleugeltjesbloem etc.) van deze genoemde gemeenschappen zijn nauwelijks of niet meer aanwezig in de nabije delen van het Dwingelderveld en zullen dus moeten worden ingebracht om tot een meer volledige ontwikkeling van de vegetatie te komen. Bekalken voor de ontwikkeling van heide is over het algemeen wel zinvol wanneer de bodembuffering niet voldoet aan waarden gemeten in (soortenrijke)heide (o.a. Roelofs et al., 1996; Bobbink et al., 2004). Door bekalking kan een evolutie van een zeer soortenarme Genisto anglicae-Callunetum typicum (20Aa01b) naar droge heide met kenmerkende soorten of zelf richting Genisto anglicae-Callunetum danthonietosum worden bereikt (mits de kenmerkende soorten de locaties kunnen bereiken). Het zelfde geldt ook voor natte heide indien de bodem te zuur blijft na vernatting en ontgroning. Een beslisboom betreffend bekalken en verzuren is bijgevoegd in Figuur 7.1 en wordt uitgebreid beschreven in Aggenbach et al., 2017.

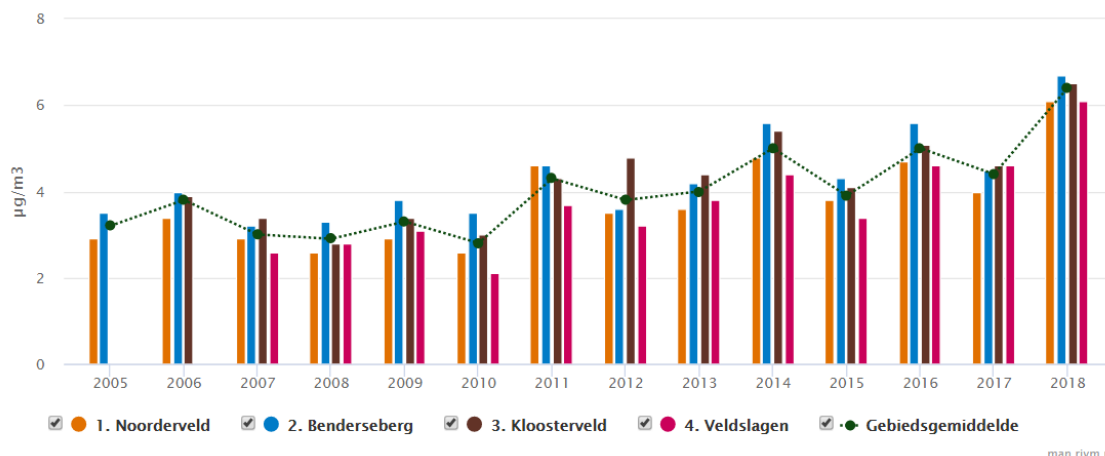


Figuur 7.1. Beslisboom bekalken/verzuren bij omvorming van voormalige landbouwgronden naar soortenrijke heidevegetatie.

Figure 7.1. Decisiontree liming/acidifying at former agricultural soils with heathland development goals.

Tenslotte blijkt er in alle proefvlakken verzuring op te treden vanaf 2014, en die verzuring treedt in duidelijk mindere mate op in de bekalkte proefvlakken. Hoewel de pH-NaCl maar gering afnam (van gemiddeld 4,99 in april 2014 tot 4,80 in oktober 2018 in de droge proef), nam de concentratie basische kationen sterk af (daling van 38%) van gemiddeld 10318 tot 6400 $\mu\text{eq/kg}$ bodem in dezelfde periode, gemeten in de onbehandelde controle proefvlakken in de droge proeflocatie. In de natte proeflocatie nam de concentratie basische kationen in de onbehandelde controle af van 15322 naar 10016 $\mu\text{eq/kg}$ bodem in dezelfde periode, een afname van gemiddeld 35%. De pH daalde in deze periode en in deze proefvlakken van 4,83 naar 4,40. Kortom, in de zevenjarige onderzoeksperiode zijn tussen de 4000-5000 μeq basische kationen per kg grond van de bovenste bodemlaag van het adsorptiecomplex verdwenen, een indicatie dat versnelde bodemverzuring nog steeds een belangrijk fenomeen is ter plekke.

Jaargemiddelde ammoniakconcentraties Dwingelderveld



Figuur 7.2. Verloop van de jaargemiddelde ammoniakconcentratie ($\mu\text{g NH}_3/\text{m}^3$ lucht) in het Dwingelderveld. Meetpunt 1 ligt ca. 150 m van de droge proeflocatie (www.rivm.nam.nl).

Figure 7.2. Annual mean ammonia concentration ($\mu\text{g NH}_3/\text{m}^3$ air) measured via passive samples at the Dwingelderveld site from 2005 to 2018 (www.rivm.nam.nl).

Dit wordt waarschijnlijk veroorzaakt doordat de ammoniakconcentratie en daarmee stikstofdepositie sinds 2005 aanzienlijk gestegen is in het Dwingelderveld: sinds 2011 ligt de jaargemiddelde ammoniakconcentratie boven de $4 \mu\text{g NH}_3/\text{m}^3$ lucht (Figuur 7.2)!

Dit alles betekent dat het zeker niet valt uit te sluiten dat het ontwikkelingsperspectief van de verschillende pH-behandelingen nog verandert op middellangere termijn, bijvoorbeeld wanneer de niet-bekalkte proefvlakken op een gegeven moment te basenarm en te zuur zouden worden door voortschrijdende bodemverzuring bij nog steeds te hoge atmosferische stikstofdepositie.

Er kan geconcludeerd worden dat de effecten van bekalken voor de ontwikkeling van kenmerkende heidegemeenschappen op voormalige landbouwgronden in deze situatie voornamelijk neutraal tot negatief zijn op korte termijn, althans wanneer de pH en basische kationconcentratie in de uitgangssituatie reeds geschikt zijn voor het habitatype droge of natte heide.

Het is dus van groot belang om de keuze om al dan niet te bekalken na ontgronden af te laten hangen van de bodemchemische uitgangssituatie ter plekke (beschikbare basische kationen en pH).

7.1.2 Het nut van verzuren na ontgronden

Het toedienen van elementair zwavel (1-1,5 ton/ha) leidde in zowel de natte als in de droge proefvlakken tot een lichte daling (gemiddeld 0,1-0,3) van pH-NaCl in relatie tot de controlevlakken (pH-NaCl in controle gemiddeld tussen 4,3-5,2). Verzuring leidde vanaf het derde onderzoeksjaar ook tot een meetbare toename in beschikbaar aluminium, een teken van bodemverzuring. De aluminiumconcentraties bleven echter voldoende laag waardoor geen belemmeringen voor de vegetatieontwikkeling werden verwacht.

De verzuringsbehandeling had echter in de onderzoeksperiode van 6 jaar géén meetbaar effect op (1) de beschikbaarheid van nutriënten, (2) de schimmelgemeenschap, (3) schimmel/bacterie ratio's, en (4) het voorkomen van micro- meso- en macrofauna.

De samenstelling van de bacteriële gemeenschap werd wel significant beïnvloed door verzuring, maar dan enkel in de droge proefvlakken: een verschuiving in de richting van de lokale referentieheide impliceert hier een positief effect. De bedekking van de kruidlaag was iets lager in de verzuurde proefvlakken, terwijl de bedekking van de moslaag juist wat hoger was. Dit resultaat suggereert dat een ingreep in pH een effect kan hebben op mos- en kruidbedekking. Met manipulatie van pH kan dus enige invloed worden uitgeoefend op de onderlinge concurrentiestrijd om licht en ruimte tussen mossen en vaatplanten.

Daarnaast blijkt de vegetatiesamenstelling, hoewel voornamelijk gestuurd door de biota-addities, ook door verzuring beïnvloed te worden. Uit de ordinaties (Fig 4.10) blijkt dat de combinatie plagsel+verzuring tot een vegetatiesamenstelling leidt die méér lijkt op die van de lokale referentielocatie dan de vegetatie in de plagsel+bekalken behandeling of de behandeling met plagsel zonder pH-manipulatie. Hetzelfde patroon is zichtbaar in de proefvelden waar maaisel is opgebracht. In de proefvlakken waar géén maaisel of plagsel is opgebracht was dit patroon niet zichtbaar. Dit laat zien dat er een interactie is tussen verzuring en biota-additie waarbij een versterkend effect optreedt wat betreft de ontwikkeling richting droge heide.

Tabel 7.1. Meetgegevens uit een soortenarme en soortenrijke vorm van twee subassociaties van habitattype H4030 en habitattype H6230, waarbij de pH gemeten is in een zoutextract met 0.2M NaCl (pH-NaCl), de beschikbare calciumconcentratie in $\mu\text{mol/kg}$ bodem (Ca-NaCl), de aluminiumcalciumratio in mol/mol (Al/Ca-ratio) en de anorganische ammoniumconcentratie in $\mu\text{mol/kg}$ bodem (NH₄-NaCl). Bron: Gemeten Referentiewaarden in plantengemeenschappen (GRIP-database Onderzoekcentrum B-WARE).

Table 7.1. Measurements from a species poor and species rich vegetation of two subassociations of H4030 and H6230. Source: Gemeten Referentiewaarden in plantengemeenschappen (GRIP-database Onderzoekcentrum B-WARE).

		pH-NaCl	Ca-NaCl ($\mu\text{mol/kg}$ bodem)	Al/Ca-ratio	NH ₄ -NaCl ($\mu\text{mol/kg}$ bodem)
Associatie van Struikhei en stekelbrem (20Aa01)	Genisto anglicae-Callunetum (20Aa01)				
Typische sub associatie	Genisto anglicae-Callunetum typicum (20Aa01b)	2,6-4,3	400-2300	2-10	<250
soortenrijke heischrale subassociatie	Genisto anglicae-Callunetum danthonietosum (20Aa01d)	3,5-4,3	1500-4000	<2 (2,5)	<200
Vergaste rompgemeenschap	Rompgemeenschap van Pijpenstrootje en/of Bochtige smele (20RG1)	3,0-3,5	<1000	2-6	150-600 (1300)
Onderverdeling typische sub-associatie van Struikhei en Stekelbrem (20Aa01b)	Onderverdeling Genisto anglicae-Callunetum typicum 20Aa01b				
Typische sub associatie-zonder kruiden, zeer soortenarm	20Aa01b_zeer soortenarm	2,6-3,5	400-2000	2-10	<300
Typische sub associatie-met kenmerkende kruiden, goed ontwikkeld	20Aa01b_goed ontwikkeld	>3,5	>1500	<2	<200
Onderverdeling Associatie van Liggend walstro en Schapegras (19Aa1)	Onderverdeling Associatie Galio hercynici-Festucetum ovinae (19Aa1)				
Associatie van Liggend walstro en Schapegras (19Aa1) soortenarm	Galio hercynici-Festucetum ovinae (19Aa1) soortenarm	3,0-3,5	800-1000	2,5-4,0	-
Associatie van Liggend walstro en Schapegras (19Aa1) redelijk/goed ontwikkeld	Galio hercynici-Festucetum ovinae (19Aa1) redelijk/goed ontwikkeld	3,8-5,0	2250-6000 (12.000)	<0,8	<200
Slecht ontwikkelde rompgemeenschap (19RG02)	RG Bochtige smele (19RG02)	3,4-3,7	500-1000	2-5	100-250 (350)

Op basis van bovenstaande bevindingen zijn er echter nog weinig concrete aanwijzingen dat het herstelperspectief van heide met deze uitgangssituatie (pH-NaCl 4,3-5,2) significant wordt vergroot door verzuren na ontgronden. Mogelijk is dit resultaat deels een artefact van de studie: de pH werd immers gemiddeld met slechts 0,1-0,3 pH-eenheden verlaagd, wat relatief weinig is en waardoor de bodembuffering niet zodanig veranderde dat een ander vegetatietype verwacht mag worden. In situaties waarin de uitgangssituatie beter gebufferd is (pH-NaCl > 5,5, buiten de range geschikt voor heide) en de doelstelling heide-ontwikkeling is, kan de uitkomst wellicht anders zijn. Ook het toedienen van een grotere dosis elementair zwavel zou mogelijk sterkere of andere resultaten hebben opgeleverd maar brengt ook een groter risico met zich mee van overdosering met een onwenselijk lage bodem-pH tot gevolg (Diaz et al., 2011).

Tenslotte is het zo dat, hoewel bodemverzuring een natuurlijk proces is, dat onder de huidige hoge stikstofdepositie in versnelde mate plaatsvindt. In deze context is kunstmatig verzuren van zandgronden waarschijnlijk zelden wenselijk, omdat het bij een al te snelle bodemverzuring uiteindelijk zal kunnen leiden tot het verdwijnen van kenmerkende heidesoorten (Roem et al., 2002; de Graaf et al., 2009; Strandberg et al., 2012). Deze versnelde verzuring blijkt ook op te treden in de onbekalkte proefvlakken (zie eerder).

Concluderend kan gesteld worden dat het toedienen van elementair zwavel leidt tot een lichte daling in pH en een toename in beschikbaar aluminium, maar dat er m.u.v. een positief effect op de bacteriële gemeenschap, het wat langer openblijven van de bodem en een wat hogere mosbedekking, geen meetbare effecten zijn op biota of op herstelpotentie in dit experiment. Wel lijkt er een interactie te zijn tussen verzuren en het toedienen van biota, waarbij de combinatie biota+verzuren tot een vegetatiesamenstelling leidt die meest lijkt op de lokale referentie. In een uitgangssituatie met een voor heide ongeschikte – te hoge – bufferrange, zou het verzuren van de bodem effectief kunnen zijn om de vegetatiesamenstelling te sturen richting heide, zoals ook recent in Engeland is aangetoond (Tibbett et al., 2019). Het manueel verzuren van de bodem na ontgronden van voormalige landbouwgrond is echter in veel gevallen onwenselijk, zeker in de context van de sowieso al hoge zuurlast in Nederland.

7.2 Additie van zaden en bodemleven met maaisel en plagsel

Maaisel en plagsel werd verzameld in een nabijgelegen, relatief soortenarme droge heide (Genisto pilosae-Callunetum typicum, **20Aa01b**; de momenteel meest voorkomende sub-associatie van droge heide) en in een deels wat soortenrijkere natte heide (Ericetum tetralicis typicum). Het betreft nadrukkelijk geen plagsel van vergraste, door pijpenstroo of Bochtige smele gedomineerde, heide. Het toedienen van vers maaisel (1:2 ratio maaisel:oppervlakte) en plagsel (1:15 ratio plagsel:oppervlakte) had gedurende de hele onderzoeksperiode geen invloed op de bodemchemie van de natte en droge proefvlakken.

De additiebehandelingen hadden wel overal een duidelijk positief effect op vestiging en bedekking van kenmerkende plantensoorten uit het heidelandchap, en hiermee konden ook zeldzame Rode-lijst soorten zoals klokjesgentiaan (*Gentiana pneumonanthe*) zich met succes

vestigen. Het toevoegen van plagsel leidde nog sterker dan maaiseladditie binnen enkele jaren tot een ontwikkeling in de richting van een kenmerkende heidegemeenschap, met hoge dominantie van heidesoorten. Vooral de droge proefvlakken met plagseladditie zijn na zeven jaar zeer gelijkwaardig aan de lokale referentieheide. De evolutie in de proefvlakken met toediening van maaisel verliep duidelijk trager, maar was ook positief ten opzichte van de zeer trage evolutie richting heide in de controlevlakken. De vegetatie in de controlevlakken lijkt zelfs na zeven jaar nog maar nauwelijks op de lokale referentieheide: "niets doen" levert op na 7 jaar dus weinig op. Hierbij kan de kanttekening geplaatst worden dat met het gebruiken van lokaal maaisel van soortenarm *Genisto pilosae-Callunetum typicum*, 20Aa01b niet de volledige ontwikkelingspotentie van de proefvlakken werd benut. Bodemchemisch blijkt de locatie geschikt voor ontwikkeling het meer soortenrijke heidetype *Genisto anglicae-Callunetum danthonietosum* (20Aa01d) door de relatief hoge bodembuffering.

Bij het bodemleven werden vooral schimmelabundantie en samenstelling van de schimmelgemeenschap positief gestuurd door de additie van plagsel. Het toevoegen van plagsel leidde verder ook tot een substantiële toename van de microbiële biomassa, wat voornamelijk gekoppeld was aan een hoger aandeel schimmels. Dit zijn belangrijke resultaten, want kringlopen in heide-ecosystemen zijn van nature in hoge mate gestuurd door schimmels (Read et al. 2004). Schimmels nemen niet alleen een groot deel van de afbraak van organisch materiaal voor hun rekening (Bending & Read 1997, Toberman et al. 2008), ze vormen ook belangrijke samenlevingsverbanden met planten in de vorm van mycorrhiza. Beide heidesoorten hebben bijvoorbeeld baat bij de vorming van (ericoïde) mycorrhiza voor de opname van voedingsstoffen (Diaz et al. 2006). De groep van de Helotiaceae, die onder andere de bekende ericoïde mycorrhizaschimmel *Rhizoscyphus ericae* bevat (Bruzzone et al. 2017), is echter nog nauwelijks aanwezig in de proefvlakken terwijl deze abundant is in de lokale referentieheide.

Maaiseladditie had slechts een beperkt positief effect op de schimmelgemeenschap, maar enkel in de droge proefvlakken. De samenstelling van de bacteriegemeenschap werd enkel positief beïnvloed door de additie van plagsel, en opnieuw enkel in de droge proefvlakken. Het toedienen van plagsel had verder nog een gunstig maar klein effect op de ontwikkeling van mesofauna (springstaarten en oribatide mijten) en microfauna (nematoden), maar had geen meetbaar effect op macrofauna in de bodem. In de loopkevergemeenschap leidde het toedienen van plagsel tot een kleine toename in het aandeel specialistische heidesoorten.

Ondanks duidelijk positieve ontwikkelingen in vegetatie en bodemleven na (voornamelijk) plagseladditie en (in minder mate) maaiseladditie, wijkt na zeven jaar het bodemleven in de proefvlakken nog significant af van het bodemleven in de lokale referentieheide. Een voor de hand liggende verklaring is het lage organisch stofgehalte van de bodem in de proefvlakken (gemiddeld 2-3 %), wat een belangrijk substraat is voor micro-organismen. Het organisch stofgehalte in oudere heide is vaak hoger dan 10%: het bereiken van dergelijke hoge waarden in een secundaire successiereeks na ontgronden kan decennia duren.

Zowel het toedienen van plagsel als van vers maaisel na ontgronden heeft een positief effect op de ontwikkeling van droge en natte heide op korte termijn, met een hoger aandeel specialistische heidesoorten. Het effect van plagseladditie is veel sterker dan dat van maaiseladditie, en weegt ook significant sterker door op een groter aantal trofische niveaus. "Niets doen" na ontgronden levert binnen 7 jaar zeer

weinig op. Ondanks duidelijk positieve resultaten van biotaadditie op met name vegetatie en een positieve trend in de ontwikkeling van het bodemleven, wijkt met name het bodemleven na zeven jaar wel nog relatief sterk af van de lokale referentieheide. Mogelijk is dit gekoppeld aan de nog lage organische stofgehalten in de proefvlakken.

7.3 Verschil tussen droge- en natte proeflocatie

Hydrologie

De droge proeflocatie ligt gemiddeld 70-80 centimeter hoger dan de natte. Hierdoor is het verloop van de grondwaterstand tussen beide locaties aanzienlijk: bijna altijd dieper dan 80 cm in de droge locaties, tegen circa 10 cm. onder maaiveld in de natte situatie in de wintermaanden, uitzakkend tot 70-80 cm. in de droge periode (Weijters et al., 2015). Na het dichtten van de laatste grote afwaterende sloot (leiding 20) in de zomer van 2013 werden de proefvlakken gelegen in de nabij gelegen natte heide proef aanzienlijk natter in de wintermaanden. Het verschil tussen de natte en droge proefvlakken is hierdoor groter geworden. Een deel van de proefvlakken in de natte heide locatie stond sinds winter 2013 een deel van de tijd onder water (30-40 cm.), andere proefvlakken bleven continue plas-dras. Hierdoor ontstond er extra variatie binnen de natte proef. De effecten van de hydrologische maatregelen zijn daarnaast niet gelijk verdeeld over de replica's van de behandelingen, waardoor deze vernatting sterk interfereert met de behandelingen in de natte proeflocatie. De hydrologie is nu voor een deel van de natte heide proefvlakken geschikt voor ontwikkeling van typische vochtige heide, en in een deel van de proefvlakken geschikt voor de ontwikkeling van de natte, zure Sphagnum- variant die in feite een overgang naar hoogvenen vormt. Het opgebrachte maaisel is echter afkomstig van de typische vochtige heide.

Rode-lijstsoorten

In de droge proeflocatie is maaisel en plagsel opgebracht uit de soortenarme typische heidevegetatie (20Aa01b), terwijl in de natte locatie het opgebrachte plagsel en maaisel voor ca. 20 % afkomstig was van wat beter ontwikkelde vochtige heide. Dit is hoogstwaarschijnlijk de oorzaak voor het aanzienlijke verschil in het aantal Rode-lijstsoorten tussen de droge en natte proeflocatie. Het aantal Rode-lijstsoorten in de natte proefvlakken was twee- tot driemaal hoger dan in de droge proefvlakken. In beide locaties is echter maaisel en plagsel opgebracht van een vegetatietype met andere soortensamenstelling dan dat op basis van de abiotiek (bodemchemie en hydrologie) geschikt lijkt te zijn.

Bodemchemie

De veranderde hydrologie heeft ook invloed op de bodemchemie. In het najaar van 2013, vlak na het dichtten van leiding 20, werd een piek in de voor planten beschikbare P-concentratie gemeten in de natte proeflocatie. Deze piek was echter van korte duur, in de loop van 2014 waren de waarden weer genormaliseerd.

Mesofauna

Verder valt op dat in de natte proefvlakken een duidelijk hogere abundantie van mesofauna werd gemeten dan in de droge proefvlakken, en dat dit verschil met name werd bepaald door een hogere abundantie van mijten (o.a. oribatide mijten) in de natte heide.

Hoewel de natte proeflocatie verstoord is door de vernatting in 2013 die niet evenredig over de proefvlakken is verdeeld, blijken de patronen gevonden in de droge proeflocatie ook in de natte proeflocatie op te treden. Het inbrengen van soortenrijk maaisel betaalt zich in de natte locatie uit in meer rode-lijst soorten. Vraag is of de vegetatie in de zeer natte plekken zal ontwikkelen richting natte/vochtige heide of dat hier op termijn slenkvegetatie zal ontstaan.

7.4 Beantwoording kennisvragen

De antwoorden op de centrale kennisvragen worden hieronder tekstueel en in tabelvorm bondig samengevat (Tabel 7.2).

Tabel 7.2. Effecten van pH- en additiebehandelingen op bodemchemie, vegetatie, bodemleven en loopkevers. Groene tekst=positief/gewenst effect, rode tekst=ongewenst/negatief effect

Table 7.1. Effects of the pH and addition-treatments on soilchemistry, vegetation, soil communities and beetles. In green=positive/desired effect, in red=unwanted/negative effect

	pH-behandeling		Additie-behandeling	
	Zwavel	Dolomietkalk	Maaisel	Plagsel
Bodemchemie	<ul style="list-style-type: none">Toename beschikbaar AlAfname pH	<ul style="list-style-type: none">Afname beschikbaar AlToename pHToename basische kationen (Ca en Mg)	Geen effect	Geen effect
Vegetatie	<ul style="list-style-type: none">Geen effect op heidesoortenHogere mosbedekking	<ul style="list-style-type: none">Hogere bedekking van agrarische en ruderaal soorten	<ul style="list-style-type: none">Toename Rode lijstsoortenOntwikkeling richting heide: sneller dan controle maar trager dan met plagsel-additie	<ul style="list-style-type: none">Toename Rode lijstsoortenZeer snelle ontwikkeling richting heide
Bodemleven	<ul style="list-style-type: none">Positief effect op samenstelling bacteriële gemeenschap (droge heide)	<ul style="list-style-type: none">Negatief effect op samenstelling bacteriële gemeenschapMinder schimmelende nematoden (droge heide)	<ul style="list-style-type: none">Positief effect op samenstelling schimmel-gemeenschap (droge heide)Positief effect op schimmelabundantie (droge heide)	<ul style="list-style-type: none">Toename totale microbiële biomassaSterke toename schimmelabundantiePositief effect op samenstelling van bacteriële gemeenschap en schimmelgemeenschapMeer nematoden en oribatide mijten
Loopkevers	Geen effect	Toename soortenrijkdom loopkevers, maar enkel meer generalisten	Geen effect	Marginaal hoger aandeel specialisten

Kennisvraag 1: In hoeverre verandert de pH door de additie van bepaalde materialen? Blijft de pH stabiel gedurende een aantal jaren of neemt het effect af met de tijd?

Ten opzichte van de controlevlakken (pH-NaCl tussen 4,3 en 5,2) leidt bekalken tot een lichte toename in pH (gemiddelde stijging van 0,5) en leidt verzuren tot een lichte afname in pH (gemiddelde daling van 0,1-0,3). De additie van maaisel of plagsel heeft geen meetbaar effect op pH. Vanaf 2014 blijkt er lichte verzuring op te treden in alle proefvlakken, maar in mindere mate in de bekalkte proefvlakken. Het toedienen van zwavel heeft geleid tot een toename in beschikbaar aluminium, een resultaat dat weliswaar vaak ongewenst is in het kader van

bodemverzuring en soortenrijkdom, maar in dit geval juist wel gewenst. De toename in beschikbaar aluminium indiceert bodemverzuring, en dat was juist het doel van de zwaveltoediening. De aluminium-waarden gemeten in de met zwavel behandelde proefvlakken zijn echter nog steeds voldoende laag waardoor geen negatieve effecten op de vegetatieontwikkeling worden verwacht.

Kennisvraag 2: Wat is het effect van de pH-veranderingen op de beschikbaarheid van nutriënten (N, P en K)?

De pH veranderingen hebben geen meetbaar effect op nutriëntenbeschikbaarheid (N, P en K). Verzuring leidt wel tot een toename in beschikbaar aluminium, terwijl bekalken leidt tot een toename in beschikbare basische kationen (Ca en Mg) en een afname in beschikbaar aluminium.

Kennisvraag 3: Wat is het effect van de pH-veranderingen op de samenstelling van bodembiota, loopkevers en vegetatie?

Bekalken leidt tot een hogere abundantie van ruderaal plantensoorten. De bacteriële gemeenschap wijkt na bekalken sterker af van de gemeenschap van lokale referentieheide. De soortenrijkdom van loopkevers is het hoogst in de bekalkte proefvlakken, maar enkel als gevolg van een toename van generalisten en niet van heide-specialisten. Verzuring leidt doorgaans tot een wat hogere mosbedekking, en leidt in de droge proefvlakken tot een bacteriële verschuiving in de richting van de lokale referentieheide. pH veranderingen hadden geen meetbare effecten op schimmels, micro- en mesofauna.

Kennisvraag 4: Leidt het inbrengen van heidemaaisel en/of -plagsel tot verschillen in gemeenschapssamenstelling van bodembiota, loopkevers en vegetatie? Zo ja, in hoeverre zijn die identiek aan de samenstelling van de gemeenschappen in goed-ontwikkelde referentieheide?

De additie van plagsel en in mindere mate van vers maaisel heeft een positief effect op de vegetatiegemeenschap: met name plagseladditie leidt tot een snelle ontwikkeling van een vegetatie die dicht in de buurt komt van de lokale referentieheide, inclusief rode lijstsoorten. Het betreft nadrukkelijk geen plagsel van vergraste, door Pijpenstroo of Bochtige smele gedomineerde, heide. Proefvlakken zonder additiebehandeling wijken na zeven jaar vegetatiekundig nog sterk af van de lokale referentieheide. Maaiseladditie had enkel in de droge proefvlakken een beperkt gunstig effect op schimmelabundantie en op de samenstelling van de schimmelmenggemeenschap. Het stimulerende effect van plagseladditie op bodemleven was veel sterker, met een gunstig effect op microbiële biomassa, schimmelabundantie, samenstelling van de microbiële gemeenschap, en aantallen oribatide mijten en nematoden. In de loopkevergemeenschap werd een marginaal hoger aandeel specialisten opgetekend na plagseladditie. Ondanks de snelle bovengrondse ontwikkeling (vegetatie) en de positieve trend in bodemleven na plagseladditie, wijkt het bodemleven na zeven jaar alsnog vrij sterk af van de lokale referentieheide. Er is dus ondanks additiebehandelingen na zeven jaar nog geen equilibrium bereikt in het bodemleven.

Kennisvraag 5: Bestaat er een relatie tussen de snelheid en volledigheid (voorkomen en bedekking van kenmerkende soorten) van vegetatieherstel en de samenstelling van de bodemgemeenschappen?

Het antwoord op deze vraag is niet eenduidig. Enerzijds zien we dat de evolutie van vegetatie en bodemleven gekoppeld is: zo leidt bijvoorbeeld plagseladditie tot een positieve trend in vegetatiesamenstelling én in samenstelling van de bodemgemeenschap, terwijl bijvoorbeeld "niets doen" zowel voor vegetatie als voor bodemleven weinig oplevert. Anderzijds zien we dat er grote verschillen zijn in snelheid van ontwikkeling: de vegetatie ontwikkelt zich in de beste proefvlakken (met plagseladditie) snel in de richting van de lokale referentieheide, terwijl de positieve ontwikkeling in bodemleven trager verloopt. Naar verwachting kan het nog meerdere decennia duren alvorens het bodemleven in de proefvlakken gelijkwaardig zal zijn aan de referentieheide, wat mogelijk gekoppeld is aan de zeer lage organische stofgehalten na ontgronden.

Kennisvraag 6: In hoeverre wordt de ontwikkeling in de richting van doelvegetaties versneld ten gevolge van manipulatie van de pH, en hoe volledig is dit herstel?

Bekalken leidt tot een hogere bedekking van ruderaal plantensoorten en verzuring tot een wat hogere mosbedekking. Daarnaast lijkt de combinatie van het opbrengen van plagsel of maaisel met verzuren tot een vegetatieontwikkeling te leiden die het meeste lijkt op de lokale referentieheide, maar verder heeft de manipulatie van pH in deze, al goed gebufferde, uitgangssituatie geen meetbare grote invloed op de ontwikkeling van de vegetatie richting de doelvegetatie.

Kennisvraag 7: Hoe snel worden de proefvlakken gekoloniseerd door diverse groepen micro- meso- en macrofauna?

De kolonisatie verloopt traag voor micro- en mesofauna, wat wellicht te wijten is aan de lage verspreidingscapaciteit van deze groepen. Na zeven jaar is de samenstelling en abundantie van geen van de onderzochte groepen vergelijkbaar met deze in de lokale referentieheide. Kolonisatie verloopt het snelst in de proefvlakken met plagseladditie, maar ook hier hebben de gemeenschappen nog geen evenwicht bereikt. Dit kan naar verwachting nog meerdere decennia duren. Macrofauna, vooral loopkevers, hebben een vrij hoge verspreidingscapaciteit en lijken wel grotendeels in staat om de proefvlakken binnen enkele jaren te koloniseren.

7.5 Leidraad voor natuurinrichting en heide-ontwikkeling

Uit dit onderzoek is gebleken dat de ontwikkeling van droge en natte heide in het zandlandschap goed mogelijk is na ontgronden van voormalig landbouwland, en dat de ontwikkeling kan worden gestuurd met gerichte maatregelen die de dispersielimitatie van planten en bodemleven omzeilen.

Onderstaande kan hierbij dienen als leidraad (zie ook Figuur 7.1):

- a) Ontgronden ten behoeve van herstel van droge of natte heide is enkel zinvol wanneer een onderliggende minerale bodem wordt blootgelegd die idealiter voldoet aan de volgende randvoorwaarden:
 - beschikbaar P (Olsen-P) < 400 µmol/kg bodem

- beschikbaar ammonium (NH₄-NaCl) < 200 µmol/kg bodem;
 - waterstand nabij maaiveld in de winter met wegzakkende waterstanden in de zomer (natte heide).
- b) Soortenrijke heide heeft een optimum op vrij zure bodems, maar deze mogen ook weer niet té zuur zijn omdat kenmerkende soorten dan wegwijnen (de Graaf et al., 2009). Als vuistregel voor soortenrijke heide kan men grofweg uitgaan van Ca-NaCl concentraties zoals weergegeven in Tabel 7.1. In dit onderzoek vielen de controlevlakken gemiddeld genomen binnen de "range gemeten in goed ontwikkelde soortenrijke heide (Genisto anglicae-Callunetum danthonietosum (20Aa01d)), waardoor manueel bekalken of verzuren vanuit praktisch standpunt niet per se noodzakelijk zou zijn geweest. Echter, bekalken of verzuren valt elders mogelijk wél te overwegen wanneer de bodem-pH significant zou afwijken van deze range, of indien de stikstofdepositie niet tijdig structureel wordt verlaagd.
- c) De additie van (minimaal) vers maaisel en (idealiter) plagsel, beiden verzameld in een goed-ontwikkelde referentieheide (niet vergrast!), wordt geadviseerd: deze ingreep is noodzakelijk om binnen een termijn van zeven jaar droge of natte heide te krijgen. Indien de beschikbaarheid van voldoende plagsel een knelpunt is, kan overwogen worden om maaiseloverdracht vlakdekkend toe te passen en vervolgens verspreid aan te vullen met "eilandjes" waarin plagsel wordt toegediend. Dergelijke eilandjes kunnen dan dienstdoen als bron voor een verdere verspreiding van zaden, micro-, meso- en macrobiota die niet met maaisel worden overgedragen.

Voor maaiseloverdracht kunnen de volgende vuistregels in acht worden genomen:

- a. Het maaisel moet worden verzameld in de goede periode van het jaar, en die is afhankelijk van de timing van zaadrijping. Doorgaans valt dit samen met de late zomer of het vroege najaar, net na de zaadzetting van Gewone dopheide of Struikheide, dit betekent overigens dat het maaien voor dit specifieke doel (soorten verplaatsen) niet altijd samenvalt met het meest geschikte maaimoment in het standaard beheer. Het maaisel moet onmiddellijk (zelfde dag nog) worden uitgespreid. Idealiter wordt er tweemaal maaisel opgebracht, eenmaal verzameld in het voorjaar en eenmaal verzameld in de late zomer. Het opbrengen van maaisel kan ook meerdere keren herhaald worden zolang de zode niet gesloten is.
- b. Een te maaien:te spreiden oppervlakte ratio van ca. 1:2 is doorgaans geschikt (cf. deze studie), maar kan verhoogd worden tot 1:1 wanneer het referentiegebied een lage biomassa-productie of weinig zaadproductie heeft.

Voor plagseloverdracht kunnen de volgende vuistregels worden aangehouden:

- c. Plagsel kan het hele jaar door verzameld worden, maar de meest ideale periode is een vochtige en frisse periode in het najaar/herfst (geen vrieskou). Belangrijk is dat het plagsel niet uitdroogt en onmiddellijk op de te herstellen bodem wordt aangebracht, anders bestaat er een risico op overmatige schimmelsterfte of broei.

- d. Plagsel kan worden opgebracht met een mestverspreider (cf. deze studie). Mogelijk resulteert inbrengen (vb. met eggen) tot nog betere resultaten, maar deze methode is in deze studie niet getest.
- e. Een te plaggen:te spreiden ratio van 1:15 (m²:m²) blijkt geschikt.

Uit deze studie blijkt dat het zeer goed mogelijk is om plantensoorten over te brengen met maaisel en plagsel, maar dat er nauwelijks andere doelsoorten verschijnen behalve de soorten die in het maaisel- of plagsel voorkwamen. Het donor-materiaal in deze studie werd verzameld in de nabij gelegen droge en natte heide, waarbij met name de droge heide (*Genisto pilosae-Callunetum typicum*) relatief zeer soortenarm was. Eén van de voordelen van heideontwikkeling op voormalige landbouwgronden is dat de bodem niet ernstig verzuurd is zoals op veel bestaande heideterreinen wel het geval is. Hierdoor bestaat er op deze recent ontgronde locaties de potentie om een nog veel soortenrijke heidetype te ontwikkelen dan momenteel nog aanwezig is in de vaak zure of gedegradeerde lokale variant, waaronder bijvoorbeeld het soortenrijke *Genisto pilosae-Callunetum danthonietosum* in de droge locaties of de bedreigde sub-associação *Ericetum tetralicis orchietosum* in de natte locaties.

Kortom, wanneer er enkel soortenarm maaisel of plagsel wordt toegevoegd, dan zal het resultaat een soortenarme heide zijn. We adviseren daarom om (1) gebruik te maken van soortenrijk donormateriaal, desnoods elders verzameld, en (2) om dit materiaal verder aan te vullen met manueel verzamelde (of opgekweekte) vitale zaden van doelsoorten die nauwelijks nog in de regio voorkomen. Tijdens een eerste pilot werd bijvoorbeeld zorgvuldig gekweekt zaad van Rozenkransje toegediend in de huidige proefvlakken in het droge bekalpte gedeelte, en de eerste resultaten lijken hoopgevend (Foto 7.1). Voor het gebruik van zaden kan het "Levend archief" geraadpleegd worden (www.hetlevendarchief.nl). Het inbrengen van zaden van beschermde soorten is niet zondermeer toegestaan (denk aan Wet natuurbescherming) en dient zorgvuldig te gebeuren.



Foto 7.1. Bloeiend Rozenkransje in 2019 in de bekalpte proefvlakken in de droge proef. Zaad is opgekweekt en ingebracht door Science4Nature & B-WARE in het kader van herstel en behoud van Rozenkransje in Drenthe. Foto: Sheila Luijten.

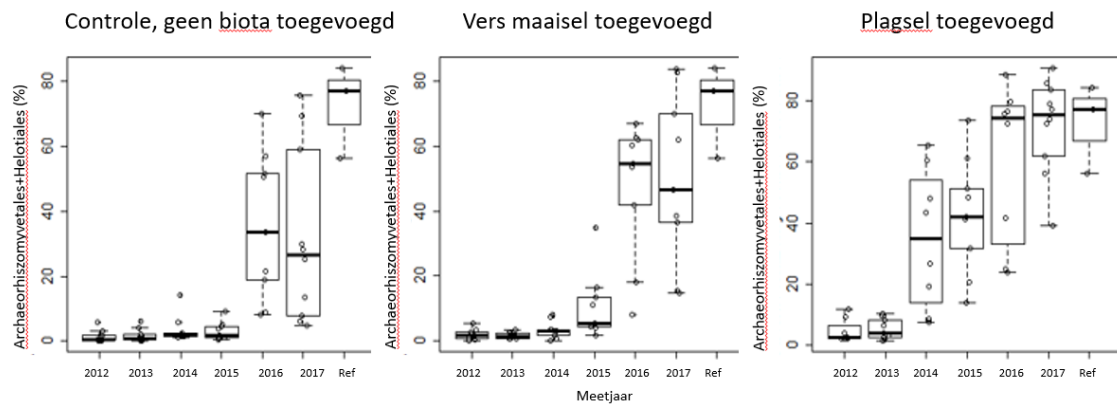
Picture 7.1. Flowering Catsfoot (*Antennaria dioica*) in the experimental plots where lime was added in the dry site. Seeds were harvested and applied by Science4Nature. Picture: Sheila Luijten

7.6 Toekomstperspectief – ontwikkeling op lange termijn?

Zelfs de best-ontwikkelde proefvlakken met plagsel-additie wijken vooral ondergronds na zes tot zeven jaar nog af van de lokale referentieheide, met o.a. een veel lagere microbiële biomassa, afwijkende microbieel-functionele profielen, en een relatief lage dichtheid aan mesofauna (vb. weinig oribatide mijten in de droge vlakken) en nematoden. In die laatste groep ontbreken voornamelijk nog de planteneters ten opzichte van de lokale referentieheide. Deze afwijkingen zijn waarschijnlijk deels te wijten aan de nog grote verschillen in de hoeveelheid en samenstelling van (levend en afgestorven) bodemorganisch materiaal tussen de ontgronde proeflocaties en de lokale referentieheides. De loopkevergemeenschap, gekenmerkt door een hoge verspreidingscapaciteit, vertoont als enige faunagroep pas na zes tot zeven jaar enige vorm van stabilisatie. Wanneer in de loop van de secundaire successie op een gegeven moment meer organisch materiaal is geaccumuleerd, wat de verwachting is, dan zou het opnieuw uitspreiden van vers plagsel eventueel overwogen kunnen worden om dispersie van de kleinere faunagroepen en microbiota opnieuw een stimulans te geven.

Verder is het van belang om op een gegeven moment te starten met een vervolfbeheer om te voorkomen dat de heide overmatig vergrast of verbost en om voor verjonging te zorgen. Een regulier heidebeheer met schaapskudde is hiervoor een goede optie.

De proefvlakken met verschillende behandelingen lijken door de jaren heen lichtjes naar elkaar toe te convergeren, maar deze ontwikkeling vindt voornamelijk bovengronds plaats (vegetatie). De toevoeging van plagsel leidt tot een zeer snelle ontwikkeling van een kenmerkende heidevegetatie, terwijl eenzelfde evolutie ook plaatsvindt in de proefvlakken met maaiseltoediening maar dan significant trager. Het zou in deze context uitermate waardevol zijn om te bepalen of de proefvlakken wat ontwikkeling betreft na verloop van tijd volledig naar elkaar toe convergeren, zowel in vegetatieontwikkeling als in de ontwikkeling van de bodemgemeenschappen. Als deze convergentie doorzet, dan zou dat betekenen dat met plagseladditie louter een tijdwinst te behalen valt ten opzichte van maaiseloverdracht of (mogelijk ook) ten opzichte van niets doen. Echter, als zou blijken dat deze convergentie in de toekomst stagneert, dan betekent dit dat door middel van plagseladditie een cruciale omschakeling in ecosysteemfunctioneren kan worden geforceerd, waarschijnlijk gestuurd door een combinatie van een beter ontwikkeld bodemleven en prioriteitseffecten. Uit DNA-metingen uitgevoerd in de proefvlakken (geen onderdeel van deze studie) blijkt duidelijk dat de ontwikkeling van verbindingen tussen planten en schimmels anders verloopt in de proefvlakken waar plagsel is opgebracht vergeleken met de controle-proefvlakken, en ook veel meer lijkt op de referentie heide (Radujković et al., submitted). Ook blijkt de snelheid waarmee de schimmel-gemeenschap zich ontwikkelt sterk te verschillen tussen de verschillende biota-addities (Figuur 7.3).



Figuur 7.3 Abundantie van de schimmel- families Archaeorhizomycetales en Helotiales gemeten in de verschillende jaren, gemeten in de controle behandeling (geen maaisel of plagsel toegevoegd), maaiselbehandeling (midden) en plagsel-behandeling (rechts) in de droge proefvlakken en in de lokale referentie. **Figuur uit Radujković et al., 2019.**

Figure 7.3. Abundance (%) of Archaeorhizomycetales and Helotiales measured in the different years and treatments (control-left, frash hay-middle and sods-right figure). Figure from Radujković et al., 2019.

Een voortzetting van de monitoring van bodemchemie, vegetatie en bodemleven in het huidige experiment op lange termijn is daarom zeer wenselijk om deze kennislacunes op te vullen. We benadrukken dat het huidige experiment uniek is in zijn opzet, met een gradiënt in pH, vochtigheid, en additiebehandeling. Het studiegebied heeft daarom uitermate veel potentie als LTER-site (= Long-Term Ecosystem Research Site). Het is te verwachten dat vooral de trage toename in organisch stofgehalte tijdens deze secundaire successie zeer sturend zou kunnen blijken te zijn. Gezien de trage accumulatiesnelheid van organisch materiaal adviseren we een minimale opvolging in jaar 10, 15 en 20 na start van het experiment voor bodemleven, en een tweejaarlijkse opvolging van bodemchemie (minimaal organisch stofgehalte) en vegetatie vanaf heden tot en met jaar 2030.

Tenslotte is het waardevol om te verkennen of de proefvlakken geschikt zijn om een meer soortenrijkheidstype te ontwikkelen door kenmerkende heidesoorten in te brengen (d.m.v. maaisel of zaden) die in het verleden wel in het Dwingelderveld en omgeving voorkwamen maar daar nu niet of nauwelijks meer aanwezig zijn. Door gebruik te maken van de gradiënt in bodembuffering en de kennis over de ontwikkeling van het bodemleven, kan beter inzicht verkregen worden in de condities die deze soorten vereisen. Zo kunnen deze herstelde voormalige landbouwgronden uiteindelijk dienst gaan doen als refugium voor soorten en habitattypen die door bodemverzuring sterk onder druk zijn komen te staan en uit het heideland dreigen te verdwijnen of al zijn verdwenen. Voorbeelden zijn droog en nat heischraal grasland (H6230), of meer soortenrijke varianten van droge en natte heide. Belangrijk is wel dat dergelijke bijkomende experimenten niet interfereren met de opzet van het huidige experiment. Gedacht kan worden aan een split-plot design in de huidige proefopzet of het installeren van een naastgelegen proefzone waar eventueel na bekalking geëxperimenteerd kan worden met herintroductie.

8 Literatuur

Aerts R., Huiszoon A., Van Oostrum J.H.A., Van De Vijver C.A.D.M., Willems J.H. (1995). The potential for heathland restoration on formerly arable land at a site in Drenthe, The Netherlands. *Journal of Applied Ecology* 32: 4, 827–835.

Aggenbach, C., M. Berg, J. Frouz, T. Hiemstra, L. Norda, J. Roymans, and R. van Diggelen. 2017. Evaluatie strategieën omgang met overmatige voedingsstoffen. Evaluatie strategieën omgang met overmatige voedingsstoffen:1-169. VBNE , Vereniging van Bos- en Natuurterreineigenaren

Aggenbach, C.J.S.Berg, M.P.Frouz, J.Hiemstra, T.Norda, L.Roymans, J.Diggelen, R. van (2017). Handreiking voor de omvorming van landbouwgronden naar schrale natuur. VBNE , Vereniging van Bos- en Natuurterreineigenaren.

Bardgett, R.D. Bowman, W. D., Kaufmann, R. & Schmidt, S. K. (2005). A temporal approach to linking aboveground and belowground ecology.: *Trends in Ecology and Evolution*. 20, 11, p. 634-641 8 p.

Bekker, R.M., G.L. Verweij, R.E.N. Smith, R. Reine, J.P. Bakker & S. Schneider (1997). Soil seed banks in European grasslands: does land use affect regeneration perspectives? *Journal of Applied Ecology* 34: 1293-1310.

Bending, G.D. & Read, D.J., 1997. Lignin and soluble phenolic degradation by ectomycorrhizal and ericoid mycorrhizal fungi. *Mycological Research*, 101(11), pp.1348-1354.

Bligh EG & Dyer WJ (1959). A rapid method of total lipid extraction and purification. *Can J Biochem* 37:911-917.

Bobbink, R., E. Brouwer, J. ten Hoopen & E. Dorland (2004). Herstelbeheer in het heidelandschap: effectiviteit, knelpunten en duurzaamheid. In: Van Duinen, G-J., Bobbink, R., Van Dam, C., Esselink, H., Hendriks, H., Klein, M., Kooijman, A., Roelofs, J. & Siebel, H., Duurzaam natuurherstel voor behoud biodiversiteit. 15 jaar herstelmaatregelen in het kader van het overlevingsplan bos en natuur, Expertisecentrum LNV, Ede, pp. 33-70.

Bobbink, R. (2008). Biodiversiteit in natuureservaten. *Landschap* 25:109-115.

Boeken, M., Desender, K., Drost, B., Gijzen, T. van, Koese, B., Muilwijk, J., Turin, H., Vermeulen, R. (2002): *De loopkevers van Nederland & Vlaanderen (Coleoptera: Carabidae)* Utrecht. Jeugdbondsuitgeverij.

Bruzzone, M.C., Fehrer, J., Fontenla, S.B. and Vohník, M., 2017. First record of *Rhizoscyphus ericae* in Southern Hemisphere's Ericaceae. *Mycorrhiza*, 27(2), pp.147-163.

Caporaso, J. Gregory, Christian L. Lauber, William A. Walters, Donna Berg-Lyons, Catherine A. Lozupone, Peter J. Turnbaugh, Noah Fierer and Rob Knight (2011). "Global patterns of 16S rRNA diversity at a depth of millions of sequences per sample." *Proceedings of the National Academy of Sciences* 108.Supplement 1: 4516-4522.

De Graaf, M.C.C., Bobbink, R., Smits, N.A.C., Van Diggelen, R., Roelofs, J.G.M. (2009). Biodiversity, vegetation gradients and key biogeochemical processes in the heathland landscape. *Biological Conservation* 142 (2009): 2191–2201.

De Smidt, J.T. (1975). *Nederlandse heidevegetaties*. Thesis Universiteit Utrecht. 98 pp.

Degens, B.P., Harris, J.A. (1997). Development of a physiological approach to measuring the catabolic diversity of soil microbial communities. *Soil Biol Biochem* 29(9-10):1309-1320

- Diaz, A., Green, I., Benvenuto, M. and Tibbett, M., 2006. Are ericoid mycorrhizas a factor in the success of *Calluna vulgaris* heathland restoration? *Restoration Ecology*, 14(2), pp.187-195.
- Diaz, A., Green, I and Evans, D. 2011. Heathland restoration techniques: ecological consequences for plant-soil and plant-animal interactions. *ISRN Ecology* volume 2011, Article ID 961807. Doi: 10.5402/2011/961807
- Dijk, Th. S. van (1986). Changes in the carabid fauna of a previously agricultural field during the first twelve years of impoverishing treatments. *Netherlands Journal of Zoology* **36**: 413-437.
- Diggelen, van R, Pawlett, M, Frouz, J., (2009). *Bodembiologisch vooronderzoek Noordenveld*. Rapport Stichting WBBS i.s.m. Universiteit Antwerpen, Onderzoeksgroep Ecobe, University of Cranfield, Dept. of Land Management, Charles University Prague, Dept. of Microbiology. 23 pp.
- Dowling, N.J.E., White, D.C. (1986). Phospholipid ester linked fatty acid biomarkers of acetate-oxidising sulphate reducers and other sulphate forming bacteria. *J Gen Microbiol* 132:1815-1825.
- Edgar, Robert C. (2013) "UPARSE: highly accurate OTU sequences from microbial amplicon reads." *Nature methods* 10. 10: 996.
- Frostegård, A., Bååth, E. (1993). Phospholipid fatty acid composition, biomass, and activity of microbial communities from two soil types experimentally exposed to different heavy metals. *Appl Environ Microbiol* 59(11):3605-3617.
- Frostegård, A., Bååth, E. (1996). The use of phospholipid fatty acid analysis to estimate bacterial and fungal biomass in soil. *Biol Fert Soil* 22:59-65.
- Frostegård, A., Bååth, E. (2011). Use and misuse of PLFA measurements in soils. *Soil Biol Biochem* 43(8):1621-1625.
- Frouz J, Van Diggelen R, Pizl V, et al., (2009). The effect of topsoil removal in restored heathland on soil fauna, topsoil microstructure, and cellulose decomposition: implications for ecosystem restoration *BIODIVERSITY AND CONSERVATION* 18(14): 3963-3978.
- Gimingham, C. H. (1972). *Ecology of heathlands*. London, Chapman and Hall.
- Grootjans, A.P., Van Diggelen, R., Everts, F.H., Schipper, P.C., Streefkerk, J., De Vries, N.P.J. & Wierda, A., (1992). Linking ecological patterns to hydrological conditions on various spatial scales: a case study of small stream valleys. In: Vos, C.C. & Opdam, P. (eds.), *Landscape ecology of a stressed environment*, pp. 60-78. Chapman & Hall, London.
- Háněl, L. (1996). Soil nematodes in five spruce forests of the Beskydy mountains, Czech Republic. *Fundamental and Applied Nematology*, 19(1), 15-24.
- Harris, J.A. (2003). Measurements of the soil microbial community for estimating the success of restoration. *European Journal of Soil Science*. 54, 801-808.
- Harris, J.A. (2009). "Soil Microbial Communities and Restoration Ecology: Facilitators or Followers?" , *Science*, vol. 325, page 573 - 574.
- Hautier, Y., Niklaus, P.A. & Hector, A. (2009). Competition for light causes plant biodiversity loss after eutrophication. *Science* 324: 636-638.
- Hölzel, N., Otte, A. (2003). Restoration of a species-rich flood meadow by topsoil removal and diaspore transfer with plant material. *Applied Vegetation Science* 6: 131-140.

- Jenkinson, D.S., Powlson, D.S. (1976). The effects of biocidal treatments on metabolism in soil—I. fumigation with chloroform. *Soil Biol Biochem* 8(3):167-177.
- Joergensen, R.G. (1996). The fumigation-extraction method to estimate soil microbial biomass: Calibration of the kEC value. *Soil Biol Biochem* 28(1):25-31.
- Kaiser, C., Richter, A. (2010). Negligible contribution from roots to soil-borne phospholipid fatty acid fungal biomarkers 18:2 ω 6,9 and 18:1 ω 9. *Soil Biol Biochem* 42(9):1650-1652.
- Kiehl, K., A. Kirmer, T.W. Donath, L. Rasran & N. Hölzel, (2010). Species introduction in restoration projects – Evaluation of different techniques for the establishment of semi-natural grasslands in Central and Northwestern Europe. *Basic and Applied Ecology* 11: 285-299.
- Kirmer A., Tischew S., Ozinga W. A., von Lampe M., Baasch A. & van Groenendael J. M. (2008): Importance of regional species pools and functional traits in colonization processes: predicting re-colonization after largescale destruction of ecosystems. – *J. Appl. Ecol.* 45: 1523–1530.
- Klimkowska, A., van Diggelen, R., Bakker, J.P., Grootjans, A.P. (2007). Wet meadow restoration in Western Europe: a quantitative assessment of the effectiveness of several techniques. *Biological Conservation* 140: 318-328.
- Klooker J., van Diggelen, R., Bakker J.P (1999). Natuurontwikkeling op minerale gronden. Ontgronden: nieuwe kansen voor bedreigde plantensoorten? Rijksuniversiteit Groningen, Laboratorium voor planteneecologie, The Netherlands
- Koerselman and Meuleman (1996). The vegetation N:P ratio: a new tool to detect the nature of nutrient limitation. *J. Appl. Ecol.* **33**, 1441– 1450
- Körner C, Stöcklin J, Reuther-Thiébaud L, Pelaez-Riedl S. (2008). Small differences in arrival time influence composition and productivity of plant communities. *New Phytol.*;177:698–705.
- Kotze J., Assmann, T., Noordijk J., Turin H., Vermeulen R., (Eds). (2009) Carabid beetles as Bioindicators, Biogeographical, ecological and environmental studies. Zookeys100/2011 Moscow Sofia.
- Lamers, LPM, ECHET Lucassen, HBM Tomassen, AJP Smolders, JGM Roelofs (2009). 'Verpitrussing' bij natuurontwikkeling: voorkomen is beter dan genezen. *De Levende Natuur*, vol. 110, iss. 1, pp. 43-46
- Londo, G., (1976). The decimal scale for relevés of permanent quadrats. *Vegetatio*, 33, p.61–64.
- Loeb, R., A. van der Bij, R. Bobbink, J. Frouz, R. van Diggelen (2013). Ontwikkeling van droge heischrale graslanden op voormalige landbouwgronden. Eindrapportage fase 1. Rapport nr. 2013/OBN176-DZ, Den Haag, 2013.
- Loeb, R., A. van der Bij, R. Bobbink, J. Frouz, J. Vogels, P. Benetkova & R. van Diggelen (2017). Ontwikkeling van droge heischrale graslanden op voormalige landbouwgronden. Eindrapportage fase 2. Rapport nr. 2017/OBN216-DZ, Driebergen, 2017.
- Mullekom, van, M., Lucassen, E., Weijters, M.J., Tomassen, H., Bobbink, R., en Smolders, A., (2013). Van landbouw naar natuur, gericht op zoek naar kansen! *De Levende Natuur* 114 (4).
- Noordijk & Vermeulen, R (2008). Loopkevers in Drenthe, Rapportage aan de Provincie Drenthe, Stichting Willem Beijerinck Biologisch Station, Loon.
- Noordwijk, van, C.G.E., M.J. Weijters, N.A.C. Smits, R. Bobbink, A.T. Kuiters, E. Verbaarschot, R. Versluijs, J. Kuper, W. Floor-Zwart, H.P.J. Huiskes, E. Remke & H. Siepel (2013). Uitbreiding

en herstel van Zuid-Limburgse hellingschraallanden, Eindrapport 2e fase O+BN onderzoek. Rapport nr. 2013/OBN177-HE, Directie Agrokennis, Ministerie van Economische Zaken; 167p.

Novozamsky VJ, Houba G, Van Eck R en Van Vark W (1983) A novel digestion technique for multi-element plant analysis. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 14:239-249

Oksanen, Jari, et al. (2015). "vegan: Community Ecology Package. R package version 2.3-0. 2015." Google Scholar.

Olsson, P.A. (1999). Signature fatty acids provide tools for determination of the distribution and interactions of mycorrhizal fungi in soil. *FEMS Microbiol Ecol* 29(4):303-310.

Owen, K.M. & Marrs, R.H. (2000). Creation of heathland on former arable land at Minsmere, Suffolk; the effect of soil acidification on the establishment of *Calluna* and ruderal species. *Biological conservation*, 93, 9-18.

Owen, K.M. & Marrs, R.H. (2000). Acidifying arable soils for the restoration of acid grasslands. *Applied vegetation science*, 3. 105-116.

Pawlett, M., Ritz, K., Dorey, R., Harris, J.A. (2012). Impact of zero-valent iron nanoparticles upon soil microbial communities is context dependent. *Environmental Science and Pollution Research* 20 (2) 1041-1049 (IF 2.618).

Read, D.J., Leake, J.R. and Perez-Moreno, J., 2004. Mycorrhizal fungi as drivers of ecosystem processes in heathland and boreal forest biomes. *Canadian Journal of Botany*, 82(8), pp.1243-1263.

Ritz, K., Harris, J.A., Pawlett, M., Stone, D. (2006). Catabolic profiles as an indicator of soil microbial functional diversity. Environment Agency Science Report SC040063/R

Ritz, K. & Black, H.I.J. & Campbell, C.D. & Harris, J.A. (2009). "Selecting biological indicators for monitoring soils: A framework for balancing scientific and technical opinion to assist policy development", *Ecological Indicators*, 1212 - 1221.

Roelofs, J.G.M., R. Bobbink, E. Brouwer & M.C.C. de Graaf, M.C.C. (1996). Restoration of aquatic and terrestrial vegetation on non-calcareous soils in the Netherlands. *Acta Botanica Neerlandica* 45, 517-541.

Roem, W.J., Klees, H. and Berendse, F., 2002. Effects of nutrient addition and acidification on plant species diversity and seed germination in heathland. *Journal of Applied Ecology*, 39(6), pp.937-948.

Radujković, D., van Diggelen, R., Bobbink, R., Weijters, M., Harris, J., Pawlett, M., Vicca, S. and Verbruggen, E., 2019. Initial soil community drives heathland fungal community trajectory over multiple years through altered plant-soil interactions. *New Phytologist* (2019), p. 1-44.

Runhaar, H., M.H. Jalink, H. Hunneman, J.P.M. Witte & S.M. Hennekens (2009). Ecologische vereisten habitattypen. KWR 09-018, 45 pp.

Smith, Dylan P., and Kabir G. Peay (2014). "Sequence depth, not PCR replication, improves ecological inference from next generation DNA sequencing." *PloS one* 9.2: e90234.

Smits, N.A.C., H.P.J. Huiskes, J.H. Willems & R.Bobbink, (2008). Heischraal grasland op Zuid-Limburgse hellingen: mogelijkheden voor versnelde ontwikkeling? *De Levende Natuur* 109 (4): 169-175

Smolders, A., E. Lucassen, H. Tomassen, L. Lamers & J. Roelofs, (2006). De problematiek van fosfaat voor het natuurbeheer. *Vakblad Natuur Bos Landschap* 3(4): 5-11.

Srinivasan, V., and P. Kumar (2014) Emergent and divergent resilience behavior in catastrophic shift systems. *Ecological Modelling*. DOI: 10.1016/j.ecolmodel.2013.12.003

Strandberg, M., Damgaard, C., Degn, H.J., Bak, J. and Nielsen, K.E., 2012. Evidence for acidification-driven ecosystem collapse of Danish Erica tetralix wet heathland. *Ambio*, 41(4), pp.393-401.

Tansley, A., (1946). *Introduction to plant ecology.*, London: Allen & Unwin.

Tibbett, M., Gil-Martinez, G., Fraser, T., Green, I.D., Duddigan, S., De Oliveira, V.H., Raulund-Rasmussen, K., Sizmur, T and A. Diaz (2019). Long-term acidification of pH neutral grasslands affects soil biodiversity, fertility and function in a heathland restoration. *Catena* 180 (2019) 401-415.

Toberman, H., Freeman, C., Evans, C., Fenner, N. and Artz, R.R., 2008. Summer drought decreases soil fungal diversity and associated phenol oxidase activity in upland Calluna heathland soil. *FEMS Microbiology Ecology*, 66(2), pp.426-436.

Tunlid, A., White, D.C. (1992). Biochemical analysis of biomass, community structure, nutritional status, and metabolic activity of microbial communities in soil. In Stotzky G, Bollag JM (Eds) *Soil Biochemistry*, Marcel Dekker, New York, pp 229-262.

Vance, E.D., Jenkinson, D.S. (1987). An extraction method for measuring soil microbial biomass C. *Soil Biol Biochem* 19(6):703-707.

van Mullekom, M., Lucassen, E., Weijters, M.J., Tomassen, H., Bobbink, R., en Smolders, A., (2013). Van landbouw naar natuur, gericht op zoek naar kansen! *De Levende Natuur* 114 (4).

Verhagen, R., J. Klooker, J. P. Bakker and R. van Diggelen (2001) Restoration Success of Low-Production Plant Communities on Former Agricultural Soils after Top-Soil Removal *Applied Vegetation Science* Vol. 4, No. 1 (Jun.2001), pp. 75-82

Verhagen, R., R. van Diggelen & J.P. Bakker, (2003). Natuurontwikkeling op minerale gronden. Veranderingen in de vegetatie en abiotische omstandigheden gedurende de eerste tien jaar na ontgronden. Rapport RU Groningen, Laboratorium voor Plantenoecologie, Haren.

Verkaar, H. J. & Schenkeveld, A. D. (1984): On the ecology of short-lived forbs in chalk grasslands: life history characteristics. In: *New Phytologist*. Bd. 98, S. 659-672.

Wardle, D./A., Bardgett, R.D., Klironomos, J.N., Setälä, H., van der Putten, W.H. en Wall, D.H. (2004). Ecological linkages between aboveground and belowground biota. *Science* 304:1629-1633

Weijters, M., Van der Bij, A., Bobbink, R., Van Diggelen, R., Harris, J., Pawlett, M., Frouz, J., Vliegthart, A., Vermeulen, R., (2015). Praktijkproef heideontwikkeling op voormalige landbouwgrond in het Noordenveld. Resultaten 2011-2014.

http://www.nationaalpark-dwingelderveld.nl/documents/inrichting_dwingelderveld/documenten/pdf-bestanden/heidesymposium-2015/rapport-praktijkproef-dwingelderveld.pdf

Williams, J.T. (1963). Biological Flora of the British Isles. *Journal of Ecology*, 51, 711-725.

Wubs, E.R.J., Wim H. van der Putten, Machiel Bosch & T. Martijn Bezemer (2016). Soil inoculation steers restoration of terrestrial ecosystems. *Nature Plants* (2):16107.

Zelles, L. (1999). Fatty acid patterns of phospholipids and lipopolysaccharides in the characterisation of microbial communities in soil: A review. *Biol Fertil Soils* 29:111-129.

9 Bijlagen

Bijlage 1. Bodemchemische gegevens 2016-2018

	Droge proeflocatie Zwavel toegediend						Natte proeflocatie Zwavel toegediend					
	2016		2017		2018		2016		2017		2018	
	Gem.	St.error	Gem.	St.error	Gem.	St.error	Gem.	St.error	Gem.	St.error	Gem.	St.error
Vochtgehalte (%)	5,3	0,56	19,0	0,54	9,8	0,53	6,9	0,95	20,3	0,97	9,9	0,72
Massavolume (kg droog/l vers)	1,3	0,03	1,4	0,02	1,2	0,03	1,1	0,02	1,3	0,03	1,1	0,02
Organisch stof (%)	1,9	0,25	1,9	0,19	2,2	0,16	3,1	0,21	3,9	0,18	3,4	0,25
Ol en-P (µmol/kg bodem)	157	23,2	143	15,0	140	18,0	359	49,1	328	55,7	376	36,4
Totaal-Al (mmol/kg bodem)	146	8,3	111	5,4	116	5,8	179	8,8	118	14,1	138	10,6
Totaal-Ca (mmol/kg bodem)	6	0,94	4	0,51	4	0,29	7	0,46	9	1,15	6	0,64
Totaal-Fe (mmol/kg bodem)	70	5,4	52	2,7	57	6,9	33	3,6	29	6,9	29	3,3
Totaal-K (mmol/kg bodem)	6	0,26	5	0,11	4	0,26	6	0,36	7	0,68	4	0,33
Totaal-Mg (mmol/kg bodem)	11	0,34	7	0,25	9	0,70	12	0,54	8	1,17	10	0,91
Totaal-P (mmol/kg bodem)	2	0,20	1	0,07	2	0,09	2	0,22	2	0,16	2	0,19
Totaal-S (mmol/kg bodem)	4	1,33	1	0,14	4	1,03	7	2,5	3	0,5	8	2,4
pH-NaCl	4,8	0,07	4,5	0,06	4,6	0,05	4,4	0,05	4,4	0,06	4,2	0,06
Al-NaCl (µmol/kg bodem)	545	159,8	458	72,4	364	66,1	975	169,2	356	48,8	755	145,7
Ca-NaCl (µmol/kg bodem)	2083	425,6	2414	446,9	2093	267,4	3010	365,0	4665	665,1	2752	436,4
Fe-NaCl (µmol/kg bodem)	7	2,0	9	2,9	6	0,8	3	0,2	3	0,4	3	0,3
K-NaCl (µmol/kg bodem)	146	15,5	182	28,1	492	14,7	162	15,7	185	33,1	495	14,7
Mg-NaCl (µmol/kg bodem)	187	32,9	236	74,9	266	38,7	515	51,4	738	86,0	556	99,0
NH4-NaCl (µmol/kg bodem)	7	0,6	10	0,8	22	0,7	12	2,8	12	2,5	33	8,6
Basische kationen (µeq/kg bodem)	4686	883,6	5481	1027,2	5211	598,1	7212	766,8	10992	1434,2	7112	1047,5
pH-H2O	5,3	0,16	5,3	0,08	5,5	0,04	4,9	0,18	5,3	0,07	5,2	0,05
Al-H2O (µmol/kg bodem)	70	22,8	49	5,7	67	6,1	112	12,6	91	9,7	115	8,9
Ca-H2O (µmol/kg bodem)	294	119,5	165	25,2	120	28,9	387	136,2	108	13,0	178	62,9
Fe-H2O (µmol/kg bodem)	5	0,7	6	0,6	6	0,8	5	0,8	3	0,8	2	0,4
K-H2O (µmol/kg bodem)	47	8,6	38	5,7	32	2,7	62	14,3	66	28,5	41	5,7
Mg-H2O (µmol/kg bodem)	38	13,9	17	2,9	31	3,0	92	20,9	23	3,3	61	15,0
NO3-H2O (µmol/kg bodem)	1	0,7	3	0,9	11	1,2	11	5,7	2	0,5	27	4,1
Totaal-N (%)	0,02	0,00	0,03	0,01	0,02	0,01	0,05	0,00	0,06	0,01	0,06	0,01
Totaal-C (%)	0,57	0,00	0,73	0,06	0,81	0,07	1,40	0,00	1,56	0,25	1,49	0,17

	Droge proeflocatie						Natte proeflocatie					
	Controle						Controle					
	2016		2017		2018		2016		2017		2018	
	Gem.	St.error	Gem.	St.error	Gem.	St.error	Gem.	St.error	Gem.	St.error	Gem.	St.error
Vochtgehalte (%)	5,4	0,51	19,5	1,01	10,3	0,47	6,0	0,37	21,0	0,52	9,8	0,52
Massavolume (kg droog/l vers)	1,2	0,02	1,4	0,04	1,2	0,04	1,1	0,01	1,4	0,02	1,1	0,02
Organisch stof (%)	1,9	0,21	2,4	0,41	2,0	0,24	3,2	0,17	3,4	0,43	3,1	0,27
Olsen-P (µmol/kg bodem)	131	24,3	127	23,5	162	20,1	268	15,6	272	34,4	338	33,5
Totaal-Al (mmol/kg bodem)	141	12,4	135	10,6	109	11,1	170	8,1	109	6,8	136	8,7
Totaal-Ca (mmol/kg bodem)	6	0,53	6	0,47	5	0,39	9	0,50	8	0,95	7	0,40
Totaal-Fe (mmol/kg bodem)	60	7,3	55	5,9	56	7,9	32	3,0	23	2,3	30	2,5
Totaal-K (mmol/kg bodem)	5	0,43	5	0,25	4	0,33	6	0,31	6	0,27	4	0,21
Totaal-Mg (mmol/kg bodem)	11	0,67	8	0,56	9	1,26	12	0,66	7	0,67	11	0,49
Totaal-P (mmol/kg bodem)	2	0,16	2	0,15	2	0,12	2	0,08	2	0,12	2	0,17
Totaal-S (mmol/kg bodem)	2	0,18	1	0,18	2	0,29	3	0,16	2	0,27	3	0,31
pH-NaCl	5,0	0,06	4,7	0,05	4,8	0,04	4,6	0,07	4,4	0,07	4,4	0,09
Al-NaCl (µmol/kg bodem)	112	21,0	177	33,4	151	31,4	475	146,6	300	92,6	462	101,4
Ca-NaCl (µmol/kg bodem)	3051	463,3	3121	239,4	2660	240,5	4939	398,7	4418	653,1	3860	333,1
Fe-NaCl (µmol/kg bodem)	3	0,7	7	3,0	4	0,7	3	0,4	2	0,8	3	0,4
K-NaCl (µmol/kg bodem)	132	13,8	173	22,5	483	19,4	157	12,5	148	16,6	511	12,9
Mg-NaCl (µmol/kg bodem)	256	48,2	294	36,1	299	47,0	917	122,5	727	106,2	893	116,6
NH4-NaCl (µmol/kg bodem)	7	0,5	12	0,7	23	1,8	9	0,6	12	2,7	21	2,3
Basische kationen (µeq/kg bodem)	6745	1010,8	7004	528,5	6400	576,2	11869	993,3	10439	1484,2	10018	836,3
pH-H2O	5,9	0,10	5,7	0,05	5,7	0,04	5,5	0,10	5,4	0,07	5,3	0,08
Al-H2O (µmol/kg bodem)	52	5,5	44	5,6	66	7,7	116	11,3	88	11,2	150	27,7
Ca-H2O (µmol/kg bodem)	83	8,0	81	5,8	93	15,1	118	5,7	96	9,0	109	12,7
Fe-H2O (µmol/kg bodem)	9	2,6	7	0,6	7	0,9	5	0,4	3	1,1	7	2,3
K-H2O (µmol/kg bodem)	23	4,0	22	1,7	27	5,0	40	6,1	39	6,9	34	4,3
Mg-H2O (µmol/kg bodem)	13	1,8	5	1,0	22	1,6	37	2,4	17	2,7	43	4,1
NO3-H2O (µmol/kg bodem)	2	0,5	4	0,3	13	1,5	5	1,7	2	0,6	29	5,0
Totaal-N (%)	0,02	0,00	0,03	0,01	0,03	0,00	0,05	0,00	0,06	0,01	0,05	0,01
Totaal-C (%)	0,54	0,00	0,72	0,09	0,90	0,10	1,34	0,00	1,63	0,25	1,48	0,15

	Droge proeflocatie						Natte proeflocatie					
	Bekalkt						Bekalkt					
	2016		2017		2018		2016		2017		2018	
	Gem.	St.error	Gem.	St.error	Gem.	St.error	Gem.	St.error	Gem.	St.error	Gem.	St.error
Vochtgehalte (%)	7,0	0,92	19,9	0,76	10,8	0,58	7,2	0,62	20,1	0,45	10,5	0,49
Massavolume (kg droog/l vers)	1,2	0,03	1,4	0,03	1,2	0,02	1,1	0,01	1,4	0,02	1,1	0,03
Organisch stof (%)	2,3	0,30	2,8	0,46	2,4	0,22	2,9	0,23	3,4	0,27	3,2	0,20
Olsen-P (µmol/kg bodem)	135	14,9	144	26,5	133	35,3	280	28,0	296	43,7	353	71,3
Totaal-Al (mmol/kg bodem)	166	12,2	124	6,4	114	6,2	161	17,1	120	6,1	137	10,5
Totaal-Ca (mmol/kg bodem)	13	2,85	9	1,52	12	2,41	15	2,74	9	0,67	14	1,35
Totaal-Fe (mmol/kg bodem)	75	4,1	55	5,1	61	8,3	28	3,8	26	2,3	27	2,8
Totaal-K (mmol/kg bodem)	6	0,38	5	0,19	3	0,18	6	0,50	7	0,26	4	0,21
Totaal-Mg (mmol/kg bodem)	16	1,94	9	0,37	13	1,63	16	2,22	11	0,73	14	0,67
Totaal-P (mmol/kg bodem)	2	0,29	2	0,18	2	0,22	2	0,23	2	0,09	2	0,14
Totaal-S (mmol/kg bodem)	2	0,23	1	0,21	2	0,19	3	0,23	2	0,12	3	0,14
pH-NaCl	5,3	0,09	5,2	0,06	5,4	0,11	5,0	0,07	4,8	0,12	5,2	0,08
Al-NaCl (µmol/kg bodem)	27	2,9	40	9,0	35	4,5	66	17,3	154	50,3	57	14,4
Ca-NaCl (µmol/kg bodem)	4740	401,5	4776	442,1	4509	432,2	5603	472,7	4702	473,6	6025	225,8
Fe-NaCl (µmol/kg bodem)	3	0,3	2	0,3	4	0,4	3	0,5	3	1,6	2	0,1
K-NaCl (µmol/kg bodem)	154	29,0	163	14,1	479	26,4	274	157,0	189	73,0	472	34,1
Mg-NaCl (µmol/kg bodem)	2300	368,8	1781	197,4	2116	331,9	3453	360,9	2775	411,3	3622	128,5
NH4-NaCl (µmol/kg bodem)	11	2,1	13	1,1	34	5,0	12	1,8	14	3,4	54	17,7
Basische kationen (µeq/kg bodem)	14235	1420,8	13278	1220,0	13730	1450,1	18387	1551,8	15144	1563,7	19766	466,5
pH-H2O	6,5	0,11	6,2	0,12	6,2	0,10	6,1	0,06	5,7	0,11	6,0	0,07
Al-H2O (µmol/kg bodem)	39	5,0	70	25,3	84	16,0	80	11,0	109	10,6	109	10,6
Ca-H2O (µmol/kg bodem)	264	128,6	145	21,4	176	29,9	99	13,4	153	15,4	153	15,4
Fe-H2O (µmol/kg bodem)	7	0,8	10	3,1	12	4,8	3	0,8	3	0,3	3	0,3
K-H2O (µmol/kg bodem)	37	11,0	26	1,8	28	4,9	49	19,8	30	8,4	30	8,4
Mg-H2O (µmol/kg bodem)	277	177,0	87	17,8	147	36,2	69	10,8	139	17,0	139	17,0
NO3-H2O (µmol/kg bodem)	2	0,5	8	1,0	41	23,8	3	0,7	30	4,2	30	4,2
Totaal-N (%)	0,04	0,00	0,05	0,01	0,04	0,01	0,06	0,00	0,06	0,01	0,06	0,01
Totaal-C (%)	0,95	0,00	1,06	0,17	0,94	0,11	1,38	0,08	1,63	0,13	1,63	0,13

Bijlage 2. Alle waargenomen plantensoorten in de experimentele proefvlakken gedurende de eerste drie jaar van het experiment.

Nederlandse naam	Wetenschappelijke naam
Aak, Spaanse	<i>Acer campestre</i>
Basterdwederik (G)	<i>Epilobium species</i>
Basterdwederik, Berg-	<i>Epilobium montanum</i>
Basterdwederik, Kantige	<i>Epilobium tetragonum</i>
Basterdwederik, Viltige	<i>Epilobium parviflorum</i>
Beemdgras, Plat	<i>Poa compressa</i>
Beemdgras, Ruw	<i>Poa trivialis</i>
Beemdgras, Veld	<i>Poa pratensis</i>
Berk, Ruwe	<i>Betula pendula</i>
Berk, Zachte	<i>Betula pubescens</i>
Biggenkruid, Gewoon	<i>Hypochaeris radicata</i>
Boterbloem, Egel-	<i>Ranunculus flammula</i>
Boterbloem, Kruipende	<i>Ranunculus repens</i>
Braam, Gewone	<i>Rubus fruticosus ag.</i>
Brandnetel, Grote	<i>Urtica dioica</i>
Brunel, Gewone	<i>Prunella vulgaris</i>
Den, Grove	<i>Pinus sylvestris</i>
Distel (G)	<i>Carduus species</i>
Distel, Akker-	<i>Cirsium arvense</i>
Distel, Speer-	<i>Cirsium vulgare</i>
Dophei, Gewone	<i>Erica tetralix</i>
Droogbloem, Bleekgele	<i>Gnaphalium luteo-album</i>
Droogbloem, Bos-	<i>Gnaphalium sylvaticum</i>
Droogbloem, Moeras-	<i>Gnaphalium uliginosum</i>
Duizendblad, Gewoon	<i>Achillea millefolium</i>
Duizendguldenkruid, Echt	<i>Centaurium erythraea</i>
Eik, Zomer-	<i>Quercus robur</i>
Els (G)	<i>Alnus species</i>
Els, Zwarte	<i>Alnus glutinosa</i>
Ereprijs, Mannetjes	<i>Veronica officinalis</i>
Ereprijs, Tijm-	<i>Veronica serpyllifolia</i>
Ereprijs, Veld-	<i>Veronica arvensis</i>
Fijnstraal, Canadese	<i>Conyza canadensis</i>
Fioringras	<i>Agrostis stolonifera</i>
Greppelrus	<i>Juncus bufonius</i>
Grondster	<i>Illecebrum verticillatum</i>
Hardbloem, Eenjarige	<i>Scleranthus annuus</i>
Havikskruid, Stijf	<i>Hieracium laevigatum</i>
Heermoes	<i>Equisetum arvense</i>
Hennegras	<i>Calamagrostis canescens</i>
Herik, Knop-	<i>Raphanus raphanistrum</i>
Hoefblad, Groot	<i>Petasites hybridus</i>
Hoefblad, Klein	<i>Tussilago farfara</i>
Hoornbloem, Gewone	<i>Cerastium fontanum</i>

Kale jonker	<i>Cirsium palustre</i>
Kamille, Echte	<i>Matricaria recutita</i>
Kamille, Reukloze	<i>Tripleurospermum maritimum</i>
Kamille, Schijf-	<i>Matricaria discoidea</i>
Kers, Moeras-	<i>Rorippa palustris</i>
Klaver, Basterd-	<i>Trifolium hybridum</i>
Klaver, Gewone rol-	<i>Lotus corniculatus</i>
Klaver, Kleine	<i>Trifolium dubium</i>
Klaver, Moerasrol-	<i>Lotus pedunculatus</i>
Klaver, Rode	<i>Trifolium pratense</i>
Klaver, Witte	<i>Trifolium repens</i>
Klokjesgentiaan	<i>Gentiana pneumonanthe</i>
Koninginnenkruid	<i>Eupatorium cannabinum</i>
Kropaar	<i>Dactylis glomerata</i>
Kruiskruid, Bezem-	<i>Senecio inaequidens</i>
Kruiskruid, Jacobs-	<i>Senecio jacobaea</i>
Kruiskruid, Klein	<i>Senecio vulgaris</i>
Kweek	<i>Elytrigia repens</i>
Leeuwentand, Kleine	<i>Leontodon saxatilis</i>
Leeuwentand, Vertakte	<i>Leontodon autumnalis</i>
Lijsterbes, Wilde	<i>Sorbus aucuparia</i>
Lisdodde (G)	<i>Typha species</i>
Lork, Europese	<i>Larix decidua</i>
Lork, Goud-	<i>Larix kaempferi</i>
Madeliefje	<i>Bellis perennis</i>
Meidoorn, Eenstijlige	<i>Crataegus monogyna</i>
Melganzenvoet	<i>Chenopodium album</i>
Melkdistel, Gekroesde	<i>Sonchus asper</i>
Melkdistel, Gewone	<i>Sonchus oleraceus</i>
Muizenoor	<i>Hieracium pilosella</i>
Muur, Gras-	<i>Stellaria graminea</i>
Muur, Moeras-	<i>Stellaria uliginosa</i>
Nachtschade, Zwarte	<i>Solanum nigrum</i>
Ogentroost, Stijve	<i>Euphrasia stricta</i>
Paardenbloem (G)	<i>Taraxacum species</i>
Perzikkruid	<i>Persicaria maculosa</i>
Pijpenstrootje	<i>Molinia caerulea</i>
Pinksterbloem	<i>Cardamine pratensis</i>
Pinksterbloem	<i>Cardamine pratensis</i>
Populier (G)	<i>Populus species</i>
Raaigras, Engels	<i>Lolium perenne</i>
Ratelaar, Grote	<i>Rhinanthus angustifolius</i>
Reukgras, Gewoon	<i>Anthoxanthum odoratum</i>
Rus, Knol-	<i>Juncus bulbosus</i>
Rus, Pit-	<i>Juncus effusus</i>
Rus, Tengere	<i>Juncus tenuis</i>
Rus, Trek-	<i>Juncus squarrosus</i>

Rus, Zomp-	<i>Juncus articulatus</i>
Schapengras, Fijn	<i>Festuca filiformis</i>
Schapengras, Genaald	<i>Festuca ovina</i>
Sint-Janskruid	<i>Hypericum perforatum</i>
Smele, Bochtige	<i>Deschampsia flexuosa</i>
Snavelbies, Witte	<i>Rhynchospora alba</i>
Sporkehout	<i>Rhamnus frangula</i>
Spurrie (G)	<i>Spergula species</i>
Spurrie, Gewone	<i>Spergula arvensis</i>
Stekelbrem	<i>Genista anglica</i>
Straatgras	<i>Poa annua</i>
Streepzaad, Klein	<i>Crepis capillaris</i>
Struikhei	<i>Calluna vulgaris</i>
Struisgras, Gewoon	<i>Agrostis capillaris</i>
Struisgras, Moeras-	<i>Agrostis canina</i>
Struisgras, Zand-	<i>Agrostis vinealis</i>
Struisriet (G)	<i>Calamagrostis species</i>
Tandjesgras	<i>Danthonia decumbens</i>
Tandzaad (G)	<i>Bidens species</i>
Tandzaad, Veerdelig	<i>Bidens tripartita</i>
Tandzaad, Zwart	<i>Bidens frondosa</i>
Timoteegras	<i>Phleum pratense</i>
Tormentil	<i>Potentilla erecta</i>
Varkensgras, Gewoon	<i>Polygonum aviculare</i>
Veldbies (G)	<i>Luzula species</i>
Veldkers, Kleine	<i>Cardamine hirsuta</i>
Vetmuur, Liggende	<i>Sagina procumbens</i>
Viltkruid, Duits	<i>Filago vulgaris</i>
Viltkruid, Dwerg-	<i>Filago minima</i>
Vingergras, Glad	<i>Digitaria ischaemum</i>
Violtje, Akker-	<i>Viola arvensis</i>
Vleugeltjesbloem, Liggende	<i>Polygala serpyllifolia</i>
Vogelkers, Amerikaanse	<i>Prunus serotina</i>
Vossenstaart, Geknikte	<i>Alopecurus geniculatus</i>
Waterbies, Veelstengelige	<i>Eleocharis multicaulis</i>
Waternavel, Gewone	<i>Hydrocotyle vulgaris</i>
Weegbree, Grote	<i>Plantago major</i>
Weegbree, Smalle	<i>Plantago lanceolata</i>
Wilg (G)	<i>Salix species</i>
Wilg, Bos-	<i>Salix caprea</i>
Wilg, Grauwe	<i>Salix cinerea</i>
Wilg, Kat-	<i>Salix viminalis</i>
Wilg, Kruip-	<i>Salix repens</i>
Wilg, Schiet-	<i>Salix alba</i>
Wilgenroosje	<i>Chamerion angustifolium</i>
Wilgenroosje, Harig	<i>Epilobium hirsutum</i>
Witbol, Gestreepte	<i>Holcus lanatus</i>

Wolfspoot	<i>Lycopus europaeus</i>
Zegge (G)	<i>Carex species</i>
Zegge, Blauwe	<i>Carex panicea</i>
Zegge, Geelgroene	<i>Carex oederi</i>
Zegge, Hazen-	<i>Carex ovalis</i>
Zegge, Pil-	<i>Carex pilulifera</i>
Zegge, Zand-	<i>Carex arenaria</i>
Zonnedauw, Kleine	<i>Drosera intermedia</i>
Zuring, Krul-	<i>Rumex crispus</i>
Zuring, Ridder-	<i>Rumex obtusifolius</i>
Zuring, Schapen-	<i>Rumex acetosella</i>
Zuring, Veld-	<i>Rumex acetosa</i>
Zwaluwtong	<i>Fallopia convolvulus</i>
Zwenkgras, Rood	<i>Festuca rubra</i>

Bijlage 3. Gevonden plantensoorten

Natte proef, jaar: 2016, Proefvlakken A1 – A9.

Proefvlak/PQ	A1.1	A1.2	A2.1	A2.2	A3.1	A3.2	A4.1	A4.2	A5.1	A5.2	A6.1	A6.2	A7.1	A7.2	A8.1	A8.2	A9.1	A9.2
Agrostis stolonifera	1	1	7	2	4	1	4	7	2	4	2	1	1	1	1	1	1	
Calluna vulgaris	30	30	2	2			1	2	1	2	30	60	30		1		1	7
Carex pilulifera	1	1					1				1	1	1	1				1
Drosera intermedia	1	1												1				
Erica tetralix	12	40	1	1	1		1	1	1	1	30	7	2		1		1	1
Holcus lanatus			1		1	1	4	2	1		1		1		1	1		
Juncus effusus				1	1		1	7	1	2	2		1	4	1	1		1
Juncus squarrosus	2	1	1	2	1		4	7		1						1		
Plantago lanceolata	1						1	1										
Trifolium repens								1			1							
Festuca filiformis			2	1				1	7	7	2							
Gnaphalium uliginosum															1	1		
Molinia caerulea	1	1					1				2	1	1	12			1	1
Rumex acetosella								1				1						
Cerastium fontanum																1		
Ranunculus repens														1				
Chamerion angustifolium																		1
Sagina procumbens							12		1		20	1				1		
Taraxacum species											1	1						
Leontodon autumnalis						1	1	1	1			1			1	1	1	
Salix caprea		1					1				1				1	1	1	
Carex panicea														1				
Juncus tenuis							1											
Gnaphalium luteo-album							1				1				1	1		
Epilobium tetragonum								1										
Anthoxanthum odoratum					1	1												
Pinus sylvestris							1											
Hypochaeris radicata						1	1	1	1	1	1					1		
Danthonia decumbens											2							
Gentiana pneumonanthe								1										
Betula pendula			1		1										1	1	1	
Senecio jacobaea			1															
Illecebrum verticillatum																		1
Juncus bulbosus							1							1				
Prunella vulgaris												1						
Calamagrostis epigejos										1								

Natte proef, jaar: 2016, Proefvlakken B1 – B9.

Proefvlak/PQ	B1.1	B1.2	B2.1	B2.2	B3.1	B3.2	B4.1	B4.2	B5.1	B5.2	B6.1	B6.2	B7.1	B7.2	B8.1	B8.2	B9.1	B9.2
Agrostis stolonifera	1	1	1	1	1	1	1	1	7	1	1		1	1	4		1	
Calluna vulgaris	20	30	50	30	2	2	50	60	4				1					
Carex pilulifera	1	1					1	1	1					1				
Drosera intermedia		1					1	1										
Erica tetralix	20	20	12	12	1	1	7	4	2					1	1			
Holcus lanatus	1	1							12	2			2	2	2			
Juncus effusus			1	1	2	1		1	12	7	12	7	1	2		12	7	
Juncus squarrosus	1	2	1	1		1	1											
Plantago lanceolata	1	1																
Persicaria maculosa										1	1	1				1	1	1
Trifolium repens	1	1							1		1							

Proefvlak/PQ	B1.1	B1.2	B2.1	B2.2	B3.1	B3.2	B4.1	B4.2	B5.1	B5.2	B6.1	B6.2	B7.1	B7.2	B8.1	B8.2	B9.1	B9.2
Festuca filiformis				1			1					1						
Plantago major		1							2	1								1
Gnaphalium uliginosum	1										1	1			1	1	1	2
Molinia caerulea	1	1	1	2	1	1	1	1		1		1					1	1
Rumex acetosella	1						1											
Ranunculus repens	1	1								1	1	1		1	1			
Chamerion angustifolium													1	1				
Sagina procumbens	1								2									
Taraxacum species										1								
Leontodon autumnalis	1	1				1			2	1	1	1	1		1	1		1
Salix caprea									1				1					
Carex panicea							1									7		12
Veronica serpyllifolia										1		1						
Potentilla erecta		1			1	1									1			
Juncus tenuis					1	1			7					1				
Hydrocotyle vulgaris													12					
Lycopus europaeus										1								
Gnaphalium luteo-album									1	2	1	1						
Epilobium tetragonum		1																
Sorbus aucuparia														1				
Hypochaeris radicata		1																
Danthonia decumbens	1	1	1															
Gentiana pneumonanthe	1					1												
Euphrasia stricta									1									
Betula pendula									1									
Senecio jacobaea									1	1								
Illecebrum verticillatum													2			1		1
Luzula species								1										
Juncus bulbosus												1				1		1
Calamagrostis epigejos												1						

Natte proef, jaar: 2016, Proefvlakken C1 – C9.

Proefvlak/PQ	C1.1	C1.2	C2.1	C2.2	C3.1	C3.2	C4.1	C4.2	C5.1	C5.2	C6.1	C6.2	C7.1	C7.2	C8.1	C8.2	C9.1	C9.2
Agrostis stolonifera	1	1	1	1	1	1	1	2	1	2	1	7	1	2	1	1	30	2
Calluna vulgaris						1	20	1							40	50	1	
Carex pilulifera		1							1	2					1			
Drosera intermedia		1													1			
Erica tetralix						1	30	1							20	30	1	
Holcus lanatus	1	4	1	1		1											20	
Juncus effusus	2	1	2	2	1		1	1	4	40	2	20	2	4	1		12	20
Juncus squarrosus								4					2	2	1			
Polygonum aviculare	1																	1
Persicaria maculosa	1				1				1				1	1				1
Trifolium repens																	7	
Festuca filiformis					1	7			1								1	
Plantago major																		7
Gnaphalium uliginosum	2	1	1	1	1				1		1	1	1	1			1	1
Molinia caerulea			1		1		1	7	1	20	2	1	1	1	1	2	1	
Rumex acetosella			1															
Cerastium fontanum		1																
Ranunculus repens	1	1	1	1	1				1	1				1			1	12
Sagina procumbens																	1	
Taraxacum species														1				
Leontodon autumnalis	1			1	1				1	1	1	1	1	1			1	1

Proefvlak/PQ	C1.1	C1.2	C2.1	C2.2	C3.1	C3.2	C4.1	C4.2	C5.1	C5.2	C6.1	C6.2	C7.1	C7.2	C8.1	C8.2	C9.1	C9.2
Salix caprea		1																
Carex panicea					2				1				1					
Senecio vulgaris														1				
Veronica serpyllifolia		1																1
Potentilla erecta							1										1	
Juncus tenuis		1																
Conyza canadensis		1												1				
Lycopus europaeus	1	1		1	1				1	1		1						1
Hypericum perforatum			1															
Gnaphalium luteo-album		1		1	1						1		1	1			1	1
Epilobium tetragonum		1																
Rumex acetosa														1				
Cirsium arvense	1																	
Pinus sylvestris						1												
Hypochaeris radicata																		1
Danthonia decumbens															1		1	
Gentiana pneumonanthe					1												1	1
Lotus corniculatus									1									
Illecebrum verticillatum	1													1				
Festuca ovina				1														
Agrostis canina														1				
Juncus bulbosus	4				1				1	1	1	4	1	1				1
Prunella vulgaris																		1
Trifolium dubium																		1

Droge proef, jaar: 2016, Proefvlakken D1 - D9.

Proefvlak/PQ	D1.1	D1.2	D2.1	D2.2	D3.1	D3.2	D4.1	D4.2	D5.1	D5.2	D6.1	D6.2	D7.1	D7.2	D8.1	D8.2	D9.1	D9.2
Agrostis stolonifera	4	2	1	1	2	1	1	1	12	7	4	4	7	7	30	2	1	1
Calluna vulgaris	40	12	80	60	7	2	80	80	7	7	40	60	30	50	12	2	80	70
Carex pilulifera	1	1	1	1	2	1	1				1	1				1	1	2
Erica tetralix			7	7	2	1	4	4			7	1	7	2			12	7
Holcus lanatus	1	1			7	4			4	1	2				1	1		
Juncus effusus	2	1			4	7					7	2			1		1	
Juncus squarrosus				2			1	1		2		1		1			1	2
Plantago lanceolata	1	1	1		1	2		1	1	1	1	1			1	1		1
Trifolium repens		1			1						1	1	1				1	1
Plantago major		1																
Gnaphalium uliginosum							1											
Molinia caerulea	1	1	1	1			1	1			1	1	1	1			1	1
Rumex acetosella					1	1										1		
Ranunculus repens		1			1	1			1		1							
Sagina procumbens	12	20			2	1												
Leontodon autumnalis					1	1			1						1			
Salix caprea	1				1	1	1	1			1		1		1		1	
Carex panicea															1			
Conyza canadensis					1	1												
Lycopus europaeus																1		
Hypericum perforatum																		1
Gnaphalium luteo-album					1	1												
Epilobium tetragonum																1		
Betula pubescens					1					1								
Pinus sylvestris											1	1						
Hypochaeris radicata	1					1			1	1			1					
Euphrasia stricta		1																
Betula pendula					1					1			1		1			
Lotus corniculatus	1	1												1				

Droge proef, jaar: 2016, Proefvlakken E1 – E9.

Proefvlak/PQ	E1.1	E1.2	E2.1	E2.2	E3.1	E3.2	E4.1	E4.2	E5.1	E5.2	E6.1	E6.2	E7.1	E7.2	E8.1	E8.2	E9.1	E9.2
Agrostis stolonifera	1	1	1	1	4	7	12	12	1	7	7	1	2	2	1	1	1	4
Calluna vulgaris	80	70	80	90	2	2	30	30	50	20	2	2	50	60	80	70	2	1
Carex pilulifera	2	4	1								1		1					
Erica tetralix	4	4	7	2	1	1	1	2	1	1			1	1	7	20	1	1
Holcus lanatus		1		1	1	1				1	2		1	4			2	4
Juncus effusus				1	1	1	1	1	2	30	1	2	2	2			2	1
Juncus squarrosus	1			1				1					1		2	1		
Plantago lanceolata	1	1				1		1	1	1	1	1	1	1			1	1
Polygonum aviculare																		1
Trifolium repens								1	1	1	1			1		1		
Festuca filiformis													1					
Plantago major													1	1			1	2
Gnaphalium uliginosum	1													1			1	
Molinia caerulea	1	1	1	1				1	1	1			1	1	1	1		
Rumex acetosella											1	1		1				1
Ranunculus repens									1	1			1	1			1	1
Sagina procumbens										1			2	1			1	1
Leontodon autumnalis					1	1			1	1	1	1		1			1	1
Salix caprea				1	1		1					1		1			1	1
Carex panicea		1																
Juncus tenuis																		1
Coryza canadensis																		1
Hypericum perforatum		1																
Deschampsia flexuosa	1																	
Betula pubescens														1				
Trifolium pratense										1								
Pinus sylvestris			1	1		1				1		1						
Hypochaeris radicata	1	1																
Euphrasia stricta					1	1												
Betula pendula		1	1				1	1				1		1			1	
Lotus corniculatus							1			1			1	1				

Droge proef, jaar: 2016, Proefvlakken F1 – F9.

Proefvlak/PQ	F1.1	F1.2	F2.1	F2.2	F3.1	F3.2	F4.1	F4.2	F5.1	F5.2	F6.1	F6.2	F7.1	F7.2	F8.1	F8.2	F9.1	F9.2
Agrostis stolonifera	12	12	7	12	1	1	20	20	7	2	7	1	1			1	2	2
Calluna vulgaris	1	2	1	2	80	80	40	30	7	4	60	70	70	70	80	80	50	60
Carex pilulifera	1				2	1	1	1			1	1	1	2	1	1	1	1
Erica tetralix	1	1	1	1	12	7		1	1	1	2	1	7	20	7	7	2	2
Holcus lanatus	1	2	1	1			4	1	1	4	1	1					4	2
Juncus effusus		2	1	2					2	2	12	1					1	2
Juncus squarrosus				1			1			2		1		1	1	2		2
Plantago lanceolata	1	12	1	1			1	1	1	1	2		1				1	1
Trifolium repens		1				1	1											
Plantago major		1							1	2	1						1	1
Gnaphalium uliginosum									1									1
Molinia caerulea				1	2	1	1	1				1	1	1	1	1	1	1
Rumex acetosella				1					1	1								
Ranunculus repens		1				1	1	1	1	1	1						1	1
Sagina procumbens		1							60	60							30	12
Taraxacum species										1							1	
Leontodon autumnalis	1	1					1		1		1		1				1	1
Salix caprea	1		1		1	1		1	1	1		1	1	1	1	1	1	
Veronica serpyllifolia									1									1
Hypericum perforatum										1								

Proefvlak/PQ	F1.1	F1.2	F2.1	F2.2	F3.1	F3.2	F4.1	F4.2	F5.1	F5.2	F6.1	F6.2	F7.1	F7.2	F8.1	F8.2	F9.1	F9.2
Gnaphalium luteo-album										1								1
Epilobium tetragonum	1								1									
Sorbus aucuparia		1																
Cirsium arvense																		1
Betula pubescens			1															
Equisetum arvense																		1
Hypochaeris radicata												1						
Betula pendula				1	1					1			1		1			
Lotus corniculatus		1						12			2							1
Illecebrum verticillatum	1																	
Populus species				1														
Empetrum nigrum	1																	

Natte proef, jaar: 2017, Proefvlakken A1 – A9.

Proefvlak/PQ	A1.1	A1.2	A2.1	A2.2	A3.1	A3.2	A4.1	A4.2	A5.1	A5.2	A6.1	A6.2	A7.1	A7.2	A8.1	A8.2	A9.1	A9.2
Agrostis capillaris						2	2	2			4	4	1	1		1		1
Calluna vulgaris	52	20	2	2	1	1	7	2	7	12	20	20		12	1	4	4	1
Carex pilulifera	1							1			1	1						1
Drosera intermedia													1					
Erica tetralix	20	4	2	1		1	4	12	1	1	20	20	1	7		2	4	4
Holcus lanatus								1										
Juncus effusus				1		1	1	1	1	1		1	1	1	1	4	2	1
Juncus squarrosus	4	2		1	1	1	2	1	1			1			2	1		
Plantago lanceolata					1													
Plantago major															1			
Molinia caerulea	1	1	1					1	1	1	1	20	20	1			1	1
Rumex acetosella						1	1											
Cerastium fontanum															1			
Ranunculus repens								1					1					
Chamerion angustifolium										1								
Sagina procumbens								2				2			4	1		
Taraxacum species							1									1		
Leontodon autumnalis					1	1	1	1		1	1	1	1		1	1		1
Carex panicea													1					
Veronica serpyllifolia								1				1				1		
Potentilla erecta								1		1		1						
Juncus tenuis					1													
Coryza canadensis											1	1			1	1		
Lycopus europaeus															1			
Hypericum perforatum															1			
Gnaphalium luteo-album													1			1		1
Anthoxanthum odoratum												1						
Sorbus aucuparia																1		
Cirsium arvense												1						
Betula pubescens		1					1								1	1	1	2
Pinus sylvestris	1				1													
Hypochaeris radicata					1	1			1	1	1	1				1		
Calamagrostis canescens									2									
Danthonia decumbens												1						
Gentiana pneumonanthe							1	1		1								
Betula pendula			1			1						1			1			
Salix cinerea				1		1		1										
Polygala serpyllifolia												1						
Populus species								1										1
Carex oederi								1										

Proefvlak/PQ	A1.1	A1.2	A2.1	A2.2	A3.1	A3.2	A4.1	A4.2	A5.1	A5.2	A6.1	A6.2	A7.1	A7.2	A8.1	A8.2	A9.1	A9.2
Prunella vulgaris								1			2							
Salix repens							1								1	1		
Calamagrostis epigejos	1																	
Salix viminalis													1		1			
Gnaphalium species															1			
Nardus stricta			2				2	1	7	4								
Chenopodium species															2			
Populus tremula																	1	
Betula species											1							

Natte proef, jaar: 2017, Proefvlakken B1 – B9.

Proefvlak/PQ	B1.1	B1.2	B2.1	B2.2	B3.1	B3.2	B4.1	B4.2	B5.1	B5.2	B6.1	B6.2	B7.1	B7.2	B8.1	B8.2	B9.1	B9.2
Agrostis capillaris		1			1	1			4	7			1	1	2	4		1
Calluna vulgaris	30	30	20	40	2	1	40	30		7		1	1				1	
Carex pilulifera	1	1					1			1		1					1	
Erica tetralix	30	30	7	30	7	7	2	1	1	4	1	1	1			1		1
Holcus lanatus									2		1					1		
Juncus bufonius												1			1		2	1
Juncus effusus			1	1					12	7	7	12	1		7		4	30
Juncus squarrosus	4	1	1					1										
Plantago lanceolata	1																	
Polygonum aviculare																		1
Trifolium repens		1								1								
Festuca filiformis											2	1						
Plantago major	1	1								7								1
Gnaphalium uliginosum															1			
Molinia caerulea	1	1	1	1	1	1	1	1		1	1	1					2	1
Rumex acetosella								1	1	1		1	1				1	
Cerastium fontanum									1									
Epilobium montanum											1				1			
Ranunculus repens									1	1	1	1	1	1	1			
Chamerion angustifolium													1					
Sagina procumbens		1							1	2		1						
Taraxacum species									1			1	1					
Leontodon autumnalis	1	1			1	1			1	4	2	1	1	1	1	1	1	1
Carex panicea								1							20			
Veronica serpyllifolia									1		1	2						1
Potentilla erecta	1															1		
Juncus tenuis					2	1			1	2					1			
Hydrocotyle vulgaris											20							
Conyza canadensis									1									
Lycopus europaeus									1						1		1	
Gnaphalium luteo-album											1	1		1	1		1	1
Salix species		1																
Sorbus aucuparia														1				
Cirsium arvense																		1
Betula pubescens										1								
Hypochaeris radicata	1																	
Danthonia decumbens										1								
Gentiana pneumonanthe					1						1	1						
Euphrasia stricta										1								
Betula pendula	1						1											
Senecio jacobaea										1								
Illecebrum verticillatum											1				1			1
Salix cinerea				1				1	1	1	1	1		1		1		

Proefvlak/PQ	B1.1	B1.2	B2.1	B2.2	B3.1	B3.2	B4.1	B4.2	B5.1	B5.2	B6.1	B6.2	B7.1	B7.2	B8.1	B8.2	B9.1	B9.2
Calamagrostis epigejos									2		1							
Empetrum nigrum											1						1	1
Gnaphalium species									1									
Nardus stricta			2					1										
Galium saxatile											1						1	
Lythrum portula															1			
Carex nigra																	30	

Natte proef, jaar: 2017, Proefvlakken C1 – C9.

Proefvlak/PQ	C1.1	C1.2	C2.1	C2.2	C3.1	C3.2	C4.1	C4.2	C5.1	C5.2	C6.1	C6.2	C7.1	C7.2	C8.1	C8.2	C9.1	C9.2
Agrostis capillaris	7	2	7	7	7	7	30		2	4	2		1	1	1			30
Calluna vulgaris					2	1	1	20							30	40		4
Drosera intermedia	1					1			1		1	1						
Erica tetralix	1			1	4	1	1	30							2	4	1	2
Holcus lanatus	2			1	1	1			1		1		2				1	1
Juncus bufonius		1				1			1	2	2							
Juncus effusus		30	7	1		1	1		4	7	40	2	7	1			20	7
Juncus squarrosus					1		2		1				1	2	1	1		
Plantago lanceolata	1																	
Trifolium repens													1				1	
Festuca filiformis									1									
Plantago major						1							1				4	
Gnaphalium uliginosum				1							1							
Molinia caerulea							1	1	40	7		7	2	1	1	1	2	
Rumex acetosella	1			1									1					1
Cerastium fontanum	1																	1
Epilobium montanum									1	1	1							
Ranunculus repens		4		1		1			1	1	2	1	1				1	1
Sagina procumbens	1																	1
Taraxacum species		1		1		1												1
Leontodon autumnalis	1	2	1	1		1	1		1	1	1		2	1			2	1
Carex panicea									1	1								7
Veronica serpyllifolia		1		1					1				1				1	2
Potentilla erecta					1							1						1
Juncus tenuis	2																	
Conyza canadensis													1					1
Lycopus europaeus	2	2	1			1			1	1	1							1
Hypericum perforatum	1			1														
Gnaphalium luteo-album						1					1	1	1	1				
Pinus sylvestris					1											1		
Hypochaeris radicata																		1
Danthonia decumbens							1		1									
Gentiana pneumonanthe						1			1	1	1						2	4
Betula pendula												1						
Lotus corniculatus										4							1	1
Illecebrum verticillatum						1					1	1	2					
Salix cinerea	1		1						1				1	1				1
Prunella vulgaris																		7
Salix repens	1	1							1									
Calamagrostis epigejos			1	1														
Gnaphalium species										1								
Nardus stricta			4		12				4		1	2	1				1	2
Epilobium ciliatum	1												1					1
Galium saxatile		2																1
Ranunculus flammula																		1
Lythrum portula											1							
Proefvlak/PQ	C1.1	C1.2	C2.1	C2.2	C3.1	C3.2	C4.1	C4.2	C5.1	C5.2	C6.1	C6.2	C7.1	C7.2	C8.1	C8.2	C9.1	C9.2
Carex nigra				1		4		1										
Conyza canadensis				1														
Persicaria amphibia						1												

Droge proef, jaar: 2017, Proefvlakken D1 – D9.

Proefvlak/PQ	D1.1	D1.2	D2.1	D2.2	D3.1	D3.2	D4.1	D4.2	D5.1	D5.2	D6.1	D6.2	D7.1	D7.2	D8.1	D8.2	D9.1	D9.2
Agrostis capillaris	2	2			2	1			1	7	2	2	2	1	1	7		
Calluna vulgaris	40	40	47	70	4	7	47	52	7	20	52	30	30	30	12	20	70	60
Carex pilulifera	1	1	1		1	4		1			1					1	1	2
Erica tetralix			2	2	1	4	1	2	1	1	1	1	1	2	1	1	2	4
Holcus lanatus		1			1	1				1								
Juncus effusus		1			1					1	1	2				1		
Juncus squarrosus			2				1	1	2		1		1		1		1	2
Plantago lanceolata	1	2			2	2			1	1	1	1			1	1	1	
Trifolium repens	1	1											1				1	1
Plantago major		1																
Gnaphalium uliginosum					1													
Molinia caerulea	2	1	1	1	1		1	1			1	1	1	1	1		1	1
Rumex acetosella	1	1			1	1					1				1			
Cerastium fontanum						1												
Ranunculus repens	1	1			1	1							1					
Sagina procumbens	1	1			1	1												
Taraxacum species		1				1												
Leontodon autumnalis	1				1	1												
Chenopodium album						1												
Carex panicea	1	1														1		
Veronica serpyllifolia	1																	
Conyza canadensis						1												
Lycopus europaeus		1																
Hypericum perforatum		1			1										1		1	
Gnaphalium luteo-album					1	1												
Sorbus aucuparia					1													
Achillea millefolium																	1	
Betula pubescens	1	1				1	1		1					1	1	1		
Pinus sylvestris							1	1			1	1						1
Hypochaeris radicata	1	1			1	1			1	1		1						
Euphrasia stricta	1																	
Betula pendula						1									1	1		
Lotus corniculatus	1	1									1	1	1	1				
Salix cinerea					2				1					1	1	2		1
Prunella vulgaris		1																
Salix repens					1													
Gnaphalium sylvaticum						1												
Salix viminalis						1												
Trifolium species											1							

Droge proef, jaar: 2017, Proefvlakken E1 – E9.

Proefvlak/PQ	E1.1	E1.2	E2.1	E2.2	E3.1	E3.2	E4.1	E4.2	E5.1	E5.2	E6.1	E6.2	E7.1	E7.2	E8.1	E8.2	E9.1	E9.2
Agrostis capillaris					4	1	1	2	30	7	1	1		2		1	7	1
Calluna vulgaris	60	60	70	60	7	4	30	40	20	60	4	7	40	52	60	60	4	7
Carex pilulifera	2	2	2	1	1		1		1	1	1	1		1			1	
Erica tetralix	2	2	12	20	1	1	2	2	2	1	1	1	1	1	1		1	1
Holcus lanatus									1	1		1					1	
Juncus bufonius																	1	
Juncus effusus					1	1			1	1	1	1	1	1			1	1
Juncus squarrosus	1	1	1	1			1	1					1	1	2	4		
Plantago lanceolata					1		1		2	1	1			1			2	1

Proefvlak/PQ	E1.1	E1.2	E2.1	E2.2	E3.1	E3.2	E4.1	E4.2	E5.1	E5.2	E6.1	E6.2	E7.1	E7.2	E8.1	E8.2	E9.1	E9.2	
Polygonum aviculare																		1	
Trifolium repens	1			1			1		1			1			1		1	1	
Festuca filiformis					1	1			1			2							
Plantago major									1					1				2	
Molinia caerulea	1	1	1	1		1			1	1	1		1	1	1	1	1	1	
Rumex acetosella			1		1													4	1
Cerastium fontanum																		1	
Ranunculus repens									1	1				1	1			1	1
Sagina procumbens														1	1			1	1
Taraxacum species															1				
Leontodon autumnalis	1	1			2	1			1	1	1	1	1	1		1		1	
Carex panicea	1				1														
Juncus tenuis									1										
Conyza canadensis				1														1	
Lycopus europaeus															1				
Hypericum perforatum																		1	
Gnaphalium luteo-album																		1	
Sorbus aucuparia												1			1			1	
Betula pubescens	1	1				1	1	1	1						1				
Pinus sylvestris			1	1	1							1			1		1		
Hypochaeris radicata	1					1							1						
Euphrasia stricta					1	1													
Betula pendula	1			1				1				1		1					1
Lotus corniculatus		1			1			1	2	1				1	4				
Illecebrum verticillatum																		1	
Salix cinerea	1			1	1	1	1	1	1	1	1			1	1			1	1
Epilobium species		1																	
Juncus articulatus																			1
Empetrum nigrum				1															
Luzula campestris													1						
Veronica species																			1
Quercus robur									1										
Trifolium hybridum		1																	
Juncus species		1																	
Equisetum palustre														1					

Droge proef, jaar: 2017, Proefvlakken F1 – F9.

Proefvlak/PQ	F1.1	F1.2	F2.1	F2.2	F3.1	F3.2	F4.1	F4.2	F5.1	F5.2	F6.1	F6.2	F7.1	F7.2	F8.1	F8.2	F9.1	F9.2	
Agrostis capillaris	12	4	4	2			7	4		7		2		1				1	
Calluna vulgaris	7	2	7	7	40	47	12	40	20	12	40	47	70	40	70	40	40	40	47
Carex pilulifera		1			1	1	1	1	1		1	1	1	1	1			1	1
Erica tetralix	2	2	2	1	2	2	1	1	7	2	1	2	7	7	7	12		2	
Holcus lanatus	1								1	1								1	
Juncus effusus	1		1						1	1	1	1						1	1
Juncus squarrosus									4		1		1		2	1	2	1	
Plantago lanceolata	1	1	1		1		1		1	1		1						1	1
Trifolium repens		1			1			1		1									1
Plantago major									2									1	1
Molinia caerulea			1		1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Rumex acetosella	1	1							1	1		1							
Cerastium fontanum									1										
Ranunculus repens									1	1		1						1	1
Sagina procumbens	2	1					1	1	7	12									1

Proefvlak/PQ	F1.1	F1.2	F2.1	F2.2	F3.1	F3.2	F4.1	F4.2	F5.1	F5.2	F6.1	F6.2	F7.1	F7.2	F8.1	F8.2	F9.1	F9.2
Taraxacum species										1								1
Leontodon autumnalis	1	1		1		1			1	1							1	1
Carex panicea				1														
Lycopus europaeus																		1
Hypericum perforatum									1			1						1
Gnaphalium luteo-album									1									
Sorbus aucuparia	1							1				1		1				
Cirsium arvense																		1
Betula pubescens	1		1	1		1	1		1		1			1		1	1	1
Tussilago farfara									1									
Pinus sylvestris														1				
Hypochaeris radicata				1														
Betula pendula						1												1
Lotus corniculatus	2					1	1	2		1	1	2					2	2
Salix cinerea	1	1	1	1	1	1	1		1	1	1		1	1	1	1	1	1
Populus species	1		1				1											
Prunella vulgaris																		1
Centaurium erythraea									1	2								
Empetrum nigrum		1								1								
Salix viminalis				1														
Cirsium species											1							
Gnaphalium species																		1

Natte proef, jaar: 2018, Proefvlakken A1 – A9.

Proefvlak/PQ	A1.1	A1.2	A2.1	A2.2	A3.1	A3.2	A4.1	A4.2	A5.1	A5.2	A6.1	A6.2	A7.1	A7.2	A8.1	A8.2	A9.1	A9.2
Agrostis capillaris			1			1										1		
Calluna vulgaris	12	12	1	4	1	1	12	4	4	20	40	17		12	2	7	4	2
Carex pilulifera											1	1						
Drosera intermedia													1					
Erica tetralix	7	7	2	2		1	4	7	2	2	7	22	2	12	1	7	7	7
Holcus lanatus												7						
Juncus bufonius													4					
Juncus effusus			1				1	1	1	1	1	1	2	1	4	2	1	1
Juncus squarrosus	4	2	2	1	1			2	1			1			2	2		
Festuca filiformis				2			2	2	2	2		1			1			
Molinia caerulea	1	1		1				2	1		1	2	20	1			1	1
Rumex acetosella						1	1											
Cerastium fontanum															1			
Ranunculus repens								1					1					
Sagina procumbens								2				1			2	1		
Leontodon autumnalis								1		1	1		1		1	1		
Carex panicea													1					
Potentilla erecta							1	1		1								
Juncus tenuis					1								1					
Lycopus europaeus								1							1			
Hypericum perforatum															1			
Anthoxanthum odoratum												2						
Sorbus aucuparia																1		
Betula pubescens						1					1				1	1		1
Pinus sylvestris					1										1			
Hypochaeris radicata					1	1			1	1					1			
Danthonia decumbens											1	2						
Gentiana pneumonanthe								1		1		1						
Betula pendula				1		1									2			2
Illecebrum verticillatum													1					
Salix cinerea			1			1		1							2	1		
Proefvlak/PQ	A1.1	A1.2	A2.1	A2.2	A3.1	A3.2	A4.1	A4.2	A5.1	A5.2	A6.1	A6.2	A7.1	A7.2	A8.1	A8.2	A9.1	A9.2
Epilobium species																		1
Carex ovalis												1			1			
Prunella vulgaris								1										
Salix repens											1		1					
Calamagrostis epigejos									1									
Gnaphalium sylvaticum															1			

Natte proef, jaar: 2018, Proefvlakken B1 – B9.

Proefvlak/PQ	B1.1	B1.2	B2.1	B2.2	B3.1	B3.2	B4.1	B4.2	B5.1	B5.2	B6.1	B6.2	B7.1	B7.2	B8.1	B8.2	B9.1	B9.2
Agrostis capillaris									1	1	1	1	1	1	1	2	1	
Calluna vulgaris	20	12	22	22	4	4	30	22		7			2	1				
Carex pilulifera		1					1											
Erica tetralix	12	12	17	22	7	7	12	2		4	1	1	1			1	1	1
Holcus lanatus										1								
Juncus bufonius											2	2						1
Juncus effusus			1			1			7		7	7	1		7		2	20
Juncus squarrosus	4	2	2	1	2		1											
Plantago lanceolata									1									
Trifolium repens	1	1								1								
Festuca filiformis	1		1					2										
Plantago major									1									1
Gnaphalium uliginosum									1									
Molinia caerulea	1		1	1	1	1	1	1	1	1	2	2		1			2	2
Rumex acetosella	1								1		1		1					
Ranunculus repens									1			2	1		1			
Sagina procumbens									1	1				1				
Leontodon autumnalis	1				1	1			2	4	2	2	1	1	1	1	1	1
Carex panicea								1							12			
Potentilla erecta	1												1					
Juncus tenuis					1				1	4				1				
Festuca rubra				1														
Hydrocotyle vulgaris											1							
Conyza canadensis														1				
Lycopus europaeus									1						1			
Anthoxanthum odoratum		1									1							
Hypochaeris radicata														1				
Danthonia decumbens	1									1								
Gentiana pneumonanthe											1	1						
Euphrasia stricta										1								
Betula pendula	1						1			1				1				
Illecebrum verticillatum									1									
Salix cinerea	1			1				1	1	1	1			1				
Epilobium species														1				
Veronica officinalis									1			1						
Carex ovalis												1	1					
Juncus articulatus									1			1			1			
Prunella vulgaris									1									
Calamagrostis epigejos									2		2							2
Nardus stricta			2															
Populus tremula														1				
Lythrum portula											1							
Carex nigra																		22
Epilobium roseum													1					
Carex oederi s. oedocarpa										1								

Natte proef, jaar: 2018, Proefvlakken C1 – C9.

Proefvlak/PQ	C1.1	C1.2	C2.1	C2.2	C3.1	C3.2	C4.1	C4.2	C5.1	C5.2	C6.1	C6.2	C7.1	C7.2	C8.1	C8.2	C9.1	C9.2
Agrostis stolonifera											1							
Agrostis capillaris	2	1	4	4	2	1	2			7			1	1				4
Calluna vulgaris	1				4		2	12	2						30	30		2
Carex pilulifera						1						1						
Drosera intermedia						1			1			1		1				
Erica tetralix	1			1	7	1	1	12	1	1			1		20	7	1	12
Holcus lanatus	2				1		1										1	1
Juncus bufonius		4				2				1		1						
Juncus effusus		4	4	1		1	1		7	7	20	2	12	2			30	12
Juncus squarrosus	1						2	1	1				2	2	1	1		
Trifolium repens									1									
Festuca filiformis			2		2		2			4			2					2
Plantago major		1				1												2
Molinia caerulea			1		1	7	4	1	20	4	4	20	7	1	1	1	12	2
Rumex acetosella	1																	
Cerastium fontanum	1																	1
Ranunculus repens	1	4				1			1	1	2		1				2	
Sagina procumbens	1												1					4
Leontodon autumnalis	1	2	1	1	1	1	1		1	1	1		1	1			1	1
Carex panicea										1				1				1
Potentilla erecta												1					1	1
Juncus tenuis	2	1																
Hydrocotyle vulgaris											1							
Lycopus europaeus	7	2	1			1			1	1	1							
Anthoxanthum odoratum					1													
Sorbus aucuparia																		1
Betula pubescens														1				
Pinus sylvestris					1													
Hypochaeris radicata																		1
Danthonia decumbens							1											1
Gentiana pneumonanthe	1					1				1							2	2
Euphrasia stricta	1																	
Lotus corniculatus										4							2	1
Illecebrum verticillatum		1				2					1		1	1			1	
Salix cinerea	1								1				1	1				
Agrostis canina											2							
Veronica officinalis		1				1												
Carex ovalis	1										2			1				2
Prunella vulgaris																		1
Calamagrostis epigejos			1	1														
Empetrum nigrum						1												
Equisetum palustre	1																	
Populus tremula	1																	
Ranunculus flammula																		1
Lythrum portula											1							
Carex nigra		2				7												
Galium palustre																		1
Carex oederi s. oedocarpa										1								
Bidens tripartita											1							

Droge proef, jaar: 2018, Proefvlakken D1 – D9.

Proefvlak/PQ	D1.1	D1.2	D2.1	D2.2	D3.1	D3.2	D4.1	D4.2	D5.1	D5.2	D6.1	D6.2	D7.1	D7.2	D8.1	D8.2	D9.1	D9.2
Agrostis capillaris					1	1					1							
Calluna vulgaris	27	30	30	32	4	20	40	40	4	4	40	30	20	12	4	7	60	50
Carex pilulifera	1	1			1	1		1			1	1					1	1
Erica tetralix		1	2	2	1	7	2	7	2	1	1	2	2	2	1	2	7	7
Holcus lanatus		1			1							1					1	
Juncus effusus	1	1			1	2			1	1		1				1		
Juncus squarrosus	2		7				2	2	1		1		1		1		1	
Plantago lanceolata	1	1			1	1				1		1			1			
Trifolium repens					1												1	1
Plantago major						1												
Molinia caerulea	2	1	1	1			1	1			1	1	1	1	1		2	1
Rumex acetosella		1				1									1			
Ranunculus repens					1	1												
Sagina procumbens	1	1				1												
Leontodon autumnalis					1	1			1	1							1	
Salix caprea									1					1				
Carex panicea	2	2								1	1				1	1		
Veronica serpyllifolia	1					1												
Lycopus europaeus															1			
Sorbus aucuparia					1									1				
Cirsium arvense						1												
Betula pubescens	1				1	2	1		2					1		1		
Pinus sylvestris					1			1			1	1						1
Hypochaeris radicata	1					1				1		1		1				
Danthonia decumbens													1					
Euphrasia stricta						1												
Betula pendula	1					1									1	1		
Lotus corniculatus	1	1										1						
Salix cinerea	1				4	1	1					1		1		1		1
Carex ovalis	1																	
Salix repens					2	1												
Crataegus monogyna			1															
Populus tremula									1			1						

Droge proef, jaar: 2018, Proefvlakken E1 – E9.

Proefvlak/PQ	E1.1	E1.2	E2.1	E2.2	E3.1	E3.2	E4.1	E4.2	E5.1	E5.2	E6.1	E6.2	E7.1	E7.2	E8.1	E8.2	E9.1	E9.2
Agrostis capillaris					1				1			1	1				2	1
Calluna vulgaris	50	60	60	60	7	7	27	17	40	40	4	4	30	30	50	50	7	12
Carex pilulifera	1	1	1											1			2	1
Erica tetralix	1	2	20	1	2	2	2	2	1	1	1	1		2	1	1	2	2
Holcus lanatus		1	1		1				1				1				1	1
Juncus effusus	1		1		1	1				1	1	1	1	1			1	1
Juncus squarrosus	1	1	1	1			1	1	1				1	1	4	7		
Plantago lanceolata					1				1	1	1	1					1	1
Trifolium repens		1							1					1			1	1
Festuca filiformis									1					1				
Plantago major																		1
Molinia caerulea	1	1	1	1	1	1		1	1	1		1	1	1	1	1	1	1
Rumex acetosella										1							4	2
Ranunculus repens													1				1	
Sagina procumbens														1			1	1
Leontodon autumnalis	1				1	1			1	1		1	1	1			1	1
Salix caprea	2																	
Carex panicea	2				1												1	

Proefvlak/PQ	E1.1	E1.2	E2.1	E2.2	E3.1	E3.2	E4.1	E4.2	E5.1	E5.2	E6.1	E6.2	E7.1	E7.2	E8.1	E8.2	E9.1	E9.2
Veronica serpyllifolia																		1
Juncus tenuis									2									
Conyza canadensis																		1
Sorbus aucuparia																		1
Betula pubescens				1			1	1	1									1
Pinus sylvestris	1		1	1	1						1			1				
Hypochaeris radicata						1						1						
Betula pendula	2										1		1					
Lotus corniculatus									2				1	1				
Salix cinerea	2			1		1	1		1	1	2		1	1			1	1
Salix repens		1						1										
Quercus robur									1									
Populus tremula								1					1					
Juncus conglomeratus		1							1									

Droge proef, jaar: 2018, Proefvlakken F1 – F9.

Proefvlak/PQ	F1.1	F1.2	F2.1	F2.2	F3.1	F3.2	F4.1	F4.2	F5.1	F5.2	F6.1	F6.2	F7.1	F7.2	F8.1	F8.2	F9.1	F9.2
Agrostis capillaris									1									
Calluna vulgaris	12	7	4	4	52	52	30	40	7	7	30	40	32	40	50	22	30	30
Carex pilulifera					1	1	1	1	1	1	1	1	1	1			1	1
Erica tetralix	4	2	2	2	4	4	1	1	4	2	4	4	7	4	4	7	4	1
Holcus lanatus	1								1	1		1						
Juncus effusus	1		1					1	1	1	1	1					1	1
Juncus squarrosus			1		1				4	1	1		2		4	2	2	
Plantago lanceolata	1	1	1	1					1	1		1						1
Trifolium repens									1	1								1
Plantago major									1									1
Molinia caerulea			1		1	1	1	1		1	1	1	1	1	1	1	1	1
Rumex acetosella	1								1			1						
Ranunculus repens	1									1							1	1
Sagina procumbens									2	2								
Leontodon autumnalis	1			1					1	1							1	
Salix caprea		1					1											
Carex panicea				1														
Conyza canadensis									1									
Hypericum perforatum									1									
Sorbus aucuparia	1							1		1		1						
Cirsium arvense							1											
Betula pubescens			1	1			1		1					1	1		1	1
Pinus sylvestris													1					
Hypochaeris radicata				1					1									
Betula pendula						1	1							1			1	
Lotus corniculatus	2					1	1	1				1					1	1
Salix cinerea	1			1	1	1			1	1	1		1	2	1	1	1	1
Carex ovalis	1			1								1						
Empetrum nigrum		1										1						
Equisetum palustre																	1	
Populus tremula			1															1

Bijlage 4. Totaal soorten en bedekkingen

PQ	2016							2017							2018						
	Aantal soorten	Totale bedekking (%)	Bedekking boomlaag (%)	Bedekking struiklaag (%)	Bedekking kruidlaag (%)	Bedekking mossaag (%)	Bedekking strooisellaag (%)	Aantal soorten	Totale bedekking (%)	Bedekking boomlaag (%)	Bedekking struiklaag (%)	Bedekking kruidlaag (%)	Bedekking mossaag (%)	Bedekking strooisellaag (%)	Aantal soorten	Totale bedekking (%)	Bedekking boomlaag (%)	Bedekking struiklaag (%)	Bedekking kruidlaag (%)	Bedekking mossaag (%)	Bedekking strooisellaag (%)
A1.1	8	99	0	0	55	95	1	7	75	0	0	70	25	0	4	60	0	0	30	20	0
A1.2	8	85	0	1	80	25	1	5	100	0	0	25	95	0	4	70	0	0	25	60	0
A2.1	8	99	0	1	15	98	1	5	100	0	0	10	99	1	6	70	0	0	4	70	0
A2.2	6	95	0	0	10	90	1	5	90	0	0	5	90	1	6	90	0	0	6	90	0
A3.1	7	97	0	1	10	97	2	7	35	0	0	1	35	1	5	50	0	0	1	50	0
A3.2	8	60	0	1	8	60	1	10	98	0	0	2	98	1	8	95	0	0	2	95	1
A4.1	14	98	0	1	35	95	1	12	90	0	0	20	85	2	6	70	0	0	25	50	0
A4.2	14	90	0	0	40	85	1	19	70	0	0	30	40	2	14	70	0	0	25	60	0
A5.1	9	98	0	0	20	98	1	8	90	0	0	15	90	1	8	40	0	0	15	35	0
A5.2	8	96	0	0	25	96	1	10	95	0	0	20	90	1	8	60	0	0	25	40	0
A6.1	15	99	0	0	88	95	1	10	70	0	0	40	30	1	9	60	0	0	50	30	0
A6.2	10	99	0	0	80	99	1	19	90	0	0	70	50	1	13	85	0	0	60	30	5
A7.1	7	100	0	0	30	99	1	9	20	0	0	20	40	1	11	35	0	0	30	5	0
A7.2	8	45	0	0	25	20	1	5	100	0	0	25	95	1	4	99	0	0	25	90	0
A8.1	10	99	0	1	10	99	1	16	70	0	0	15	60	1	17	75	0	0	20	70	0
A8.2	12	90	0	1	15	90	1	16	60	0	0	15	60	1	10	70	0	0	20	60	0
A9.1	8	97	0	1	10	97	1	6	100	0	0	10	95	1	5	90	0	0	20	85	0
A9.2	6	100	0	0	15	99	1	9	100	0	0	10	95	1	6	60	0	0	15	50	0
B1.1	16	99	0	0	60	95	1	11	60	0	0	60	5	1	12	50	0	0	40	10	2
B1.2	17	99	0	0	97	65	1	11	70	0	0	60	10	1	6	45	0	0	35	20	2
B2.1	7	100	0	0	70	99	1	6	100	0	0	30	90	1	7	95	0	0	45	90	2
B2.2	7	99	0	0	55	99	1	5	100	0	0	70	90	1	6	100	0	0	60	90	2
B3.1	7	98	0	0	15	98	1	7	100	0	0	10	95	1	6	95	0	0	15	90	2
B3.2	11	99	0	0	10	99	1	6	100	0	0	5	99	1	5	90	0	0	15	90	2
B4.1	10	100	0	0	65	99	1	5	100	0	0	40	95	1	6	60	0	0	40	40	0
B4.2	8	99	0	0	70	99	1	8	90	0	0	30	50	1	6	35	0	0	25	15	0
B5.1	15	99	0	1	65	98	1	17	60	0	0	20	50	1	18	50	0	0	20	35	0
B5.2	13	100	0	0	25	90	5	18	60	0	0	50	30	1	15	60	0	0	30	40	0
B6.1	8	100	0	0	15	55	35	17	40	0	0	30	15	1	12	30	0	0	20	15	0
B6.2	12	100	0	0	35	40	25	16	30	0	0	20	10	1	11	25	0	0	20	10	0
B7.1	10	96	0	1	15	95	1	9	95	0	0	3	95	1	10	95	0	0	4	95	0
B7.2	7	99	0	0	10	99	1	6	40	0	0	1	40	1	12	50	0	0	2	50	0
B8.1	7	98	0	0	10	90	1	12	60	0	0	40	30	1	7	60	0	0	30	40	0
B8.2	7	100	0	0	20	15	65	6	95	0	0	5	99	1	3	95	0	0	3	95	0
B9.1	6	100	0	0	10	8	82	11	60	0	0	40	20	1	7	45	0	0	30	30	0
B9.2	7	100	0	0	20	15	65	13	50	0	0	30	20	1	6	45	0	0	20	30	0

PQ	2016							2017							2018						
	Aantal soorten	Totale bedekking (%)	Bedekking boomlaag (%)	Bedekking struiklaag (%)	Bedekking kruidlaag (%)	Bedekking mosaalag (%)	Bedekking strooisellaag (%)	Aantal soorten	Totale bedekking (%)	Bedekking boomlaag (%)	Bedekking struiklaag (%)	Bedekking kruidlaag (%)	Bedekking mosaalag (%)	Bedekking strooisellaag (%)	Aantal soorten	Totale bedekking (%)	Bedekking boomlaag (%)	Bedekking struiklaag (%)	Bedekking kruidlaag (%)	Bedekking mosaalag (%)	Bedekking strooisellaag (%)
C1.1	12	100	0	0	20	15	65	15	80	0	0	20	60	1	18	80	0	0	20	70	0
C1.2	15	100	0	0	25	95	1	10	70	0	0	40	60	1	11	50	0	0	20	30	0
C2.1	8	99	0	0	10	99	1	7	100	0	0	20	99	1	7	100	0	0	10	99	0
C2.2	9	100	0	0	10	85	5	14	100	0	0	10	99	1	5	100	0	0	16	99	0
C3.1	13	98	0	0	13	20	75	8	98	0	0	30	95	1	9	100	0	0	20	99	0
C3.2	6	100	0	1	15	99	1	17	40	0	0	15	30	1	16	30	0	0	20	15	0
C4.1	6	100	0	0	60	100	1	8	100	0	0	30	99	1	10	100	0	0	15	99	0
C4.2	6	100	0	0	20	100	1	4	100	0	0	50	90	1	4	100	0	0	30	99	0
C5.1	13	100	0	0	20	50	33	18	70	0	0	40	50	1	11	80	0	0	35	70	2
C5.2	8	100	0	0	70	65	2	13	65	0	0	30	60	1	13	60	0	0	25	50	2
C6.1	7	100	0	0	10	25	65	15	70	0	0	40	70	5	12	100	0	0	35	90	0
C6.2	7	100	0	0	40	70	3	9	35	0	0	20	20	1	6	25	0	0	20	10	0
C7.1	11	96	0	0	15	65	30	17	70	0	0	20	70	1	11	40	0	0	30	15	0
C7.2	15	98	0	0	25	20	55	8	80	0	0	5	80	1	11	60	0	0	5	60	0
C8.1	9	100	0	0	70	90	1	5	100	0	0	40	90	1	4	95	0	0	50	90	0
C8.2	4	100	0	0	80	100	1	5	100	0	0	45	90	1	4	80	0	0	45	70	0
C9.1	19	100	0	0	90	70	1	16	60	0	0	40	60	1	13	50	0	0	50	2	0
C9.2	13	85	0	0	50	40	2	21	90	0	0	70	60	1	19	80	0	0	60	10	0
D1.1	11	100	0	1	70	95	1	16	60	0	0	50	20	2	15	30	0	0	30	5	1
D1.2	13	88	0	0	45	75	1	20	70	0	0	50	20	2	11	40	0	0	30	15	1
D2.1	6	100	0	0	95	45	1	5	75	0	0	50	30	1	5	35	0	0	30	15	1
D2.2	6	85	0	0	80	40	1	3	95	0	0	70	50	1	3	60	0	0	35	30	1
D3.1	17	97	0	2	40	95	1	19	25	0	0	10	20	1	15	20	4	0	5	10	1
D3.2	16	80	0	1	35	50	1	20	60	0	0	30	50	1	19	50	0	0	30	20	1
D4.1	7	95	0	1	90	15	1	6	90	0	0	50	40	1	6	60	0	0	40	30	1
D4.2	7	96	0	1	93	20	1	6	85	0	0	60	30	1	6	65	0	0	50	20	1
D5.1	7	80	0	0	30	50	1	8	35	0	0	15	25	1	8	20	0	0	5	20	1
D5.2	8	85	0	2	25	65	1	7	80	0	0	30	70	5	7	40	0	0	5	35	1
D6.1	12	100	0	2	85	95	1	12	60	0	0	60	10	1	8	40	0	0	40	1	1
D6.2	10	96	0	1	80	5	4	11	95	0	0	30	80	1	12	95	0	0	30	80	1
D7.1	8	80	0	2	55	40	2	6	70	0	0	40	30	1	5	40	0	0	25	30	5
D7.2	6	90	0	0	70	70	1	7	60	0	0	30	40	1	8	30	0	0	15	20	3
D8.1	9	85	0	2	50	35	1	11	60	0	0	20	50	2	9	20	0	0	8	20	1
D8.2	8	50	0	0	15	35	1	10	40	0	0	30	20	2	8	20	0	0	10	15	1
D9.1	9	100	0	1	97	85	1	9	80	0	0	80	5	1	7	70	0	0	70	5	1
D9.2	9	94	0	0	93	5	1	8	90	0	0	70	60	1	7	90	0	0	60	60	1

PQ	2016							2017							2018						
	Aantal soorten	Totale bedekking (%)	Bedekking boomlaag (%)	Bedekking struiklaag (%)	Bedekking kruidlaag (%)	Bedekking moslaag (%)	Bedekking strooisellaag (%)	Aantal soorten	Totale bedekking (%)	Bedekking boomlaag (%)	Bedekking struiklaag (%)	Bedekking kruidlaag (%)	Bedekking moslaag (%)	Bedekking strooisellaag (%)	Aantal soorten	Totale bedekking (%)	Bedekking boomlaag (%)	Bedekking struiklaag (%)	Bedekking kruidlaag (%)	Bedekking moslaag (%)	Bedekking strooisellaag (%)
E1.1	10	98	0	0	92	70	1	12	70	0	0	65	50	1	12	60	0	4	55	1	1
E1.2	11	94	0	1	88	90	1	11	70	0	0	60	70	1	9	70	0	0	60	30	1
E2.1	7	97	0	2	95	5	1	7	95	0	0	80	60	1	8	85	0	0	85	1	40
E2.2	9	98	0	2	96	15	1	11	80	0	0	60	70	1	7	60	0	0	60	30	40
E3.1	8	60	0	1	20	40	1	14	50	0	0	20	35	2	10	35	0	0	10	35	1
E3.2	9	65	0	1	25	40	1	11	30	0	0	5	25	2	7	30	0	0	10	30	1
E4.1	7	90	0	2	50	55	1	9	80	0	0	30	75	5	5	80	0	0	30	60	1
E4.2	9	92	0	1	60	40	3	8	80	0	0	40	75	2	7	40	0	0	20	20	1
E5.1	9	85	0	0	60	45	2	18	75	0	0	60	25	5	16	40	0	0	40	2	10
E5.2	13	92	0	1	75	50	1	12	70	0	0	65	10	1	8	40	0	0	40	5	2
E6.1	10	70	0	0	20	70	1	11	65	0	0	10	60	2	7	50	0	0	10	50	1
E6.2	9	95	0	2	15	95	1	12	35	0	0	8	30	2	8	40	0	0	5	40	1
E7.1	14	97	0	0	70	65	1	13	60	0	0	55	10	5	11	30	0	0	30	5	1
E7.2	18	99	0	2	75	80	3	18	70	0	0	60	5	1	14	30	0	0	30	5	1
E8.1	5	98	0	0	96	90	1	5	70	0	0	60	7	1	4	60	0	0	60	1	1
E8.2	6	95	0	0	92	15	3	6	80	0	0	60	50	1	4	60	0	0	60	1	1
E9.1	13	70	0	2	25	60	1	22	30	0	0	30	1	5	19	15	0	0	15	1	0
E9.2	15	96	0	1	30	95	1	15	15	0	0	15	1	1	14	20	0	0	20	1	1
F1.1	11	40	0	1	25	15	1	14	70	0	0	25	50	1	12	60	0	0	20	50	2
F1.2	13	60	0	1	45	20	1	11	40	0	0	10	35	1	5	30	0	0	15	20	1
F2.1	8	95	0	2	15	80	1	9	80	0	0	20	70	1	8	60	0	0	10	60	1
F2.2	11	92	0	2	25	90	1	9	80	0	0	10	80	1	9	60	0	0	10	60	2
F3.1	7	96	0	2	95	5	1	7	80	0	0	50	30	1	6	80	0	0	60	60	1
F3.2	8	93	0	1	93	10	1	9	80	0	0	50	40	1	7	70	0	0	60	50	1
F4.1	10	70	0	0	70	3	1	11	80	0	0	25	70	1	9	60	0	0	30	35	2
F4.2	10	80	0	1	75	25	1	9	50	0	0	50	10	5	7	50	0	0	45	5	2
F5.1	15	96	0	1	90	5	1	20	50	0	0	45	5	1	18	20	0	0	15	15	1
F5.2	16	93	0	2	85	4	1	17	60	0	0	35	20	1	14	20	0	0	15	5	1
F6.1	11	90	0	0	90	3	1	10	75	0	0	40	50	1	7	60	0	0	40	40	1
F6.2	10	95	0	1	80	5	10	12	75	0	0	50	30	1	12	60	0	0	50	40	1
F7.1	9	88	0	2	85	10	2	7	90	0	0	80	25	1	7	60	0	0	40	30	2
F7.2	6	95	0	1	93	15	1	8	70	0	0	50	40	1	7	50	0	0	45	10	2
F8.1	7	90	0	2	88	5	1	6	90	0	0	80	30	1	6	90	0	0	60	70	1
F8.2	7	98	0	1	95	15	4	6	70	0	0	60	15	1	5	40	0	0	35	5	1
F9.1	16	91	0	1	95	10	0	19	75	0	0	40	40	1	14	40	0	0	35	30	1
F9.2	18	99	0	0	93	55	1	17	75	0	0	50	40	1	12	40	0	0	35	30	1

Bijlage 5. N/P-ratio's vegetatie en biomassa.

PQ	2016					2017					2018				
	N	P	N/P-ratio	Biomassa houtig (kg/ha)	Biomassa kruidachtig (kg/ha)	N	P	N/P-ratio	Biomassa houtig (kg/ha)	Biomassa kruidachtig (kg/ha)	N	P	N/P-ratio	Biomassa houtig (kg/ha)	Biomassa kruidachtig (kg/ha)
A1.1	9,81	0,62	15,85	0	3284	10,78	0,74	14,65	481	2444	8,33	0,62	13,34	388	1213
A1.2	8,83	0,43	20,48	0	1459	9,99	0,56	17,79	200	694				831	1488
A2.1	11,83	0,86	13,82	0	356	9,66	0,60	16,08	19	150	8,22	0,48	17,05	100	456
A2.2	11,84	1,01	11,69	0	322	8,41	0,51	16,55	13	844				69	425
A3.1	12,77	0,61	20,88	0	194	8,59	0,45	18,99	0	231	7,32	0,45	16,16	100	300
A3.2	12,55	0,71	17,76	0	209	6,59	0,37	18,01	25	125				50	244
A4.1	10,24	0,63	16,19	0	641	7,84	0,98	7,97	206	2156	7,94	0,61	13,13	0	881
A4.2	9,73	0,82	11,88	0	400	10,24	0,91	11,27	0	356				269	1725
A5.1	12,08	1,32	9,13	0	344	9,83	0,67	14,70	319	844	8,26	0,73	11,29	19	581
A5.2	9,93	0,56	17,78	0	141	9,53	0,64	14,95	38	1094				200	550
A6.1	11,53	0,90	12,84	0	853	11,65	0,96	12,09	219	1338	7,06	0,63	11,21	981	2619
A6.2	9,70	0,71	13,68	0	906	15,51	1,52	10,19	388	3263				919	1950
A7.1	11,07	0,74	15,05	0	934	11,33	0,74	15,21	0	1638	9,06	0,51	17,89	0	813
A7.2	13,35	0,60	22,21	0	403	7,17	0,47	15,39	131	1163				325	719
A8.1	15,60	1,06	14,67	0	159	12,00	1,23	9,75	0	1369	9,74	0,68	14,38	113	494
A8.2	10,00	1,25	7,99	0	138	12,22	1,03	11,84	0	106				375	700
A9.1	12,43	0,62	19,98	0	256	12,87	0,72	17,81	44	200	9,09	0,65	13,88	363	1044
A9.2	10,26	0,62	16,59	0	541	10,38	0,86	12,09	106	263				0	94
B1.1	9,68	0,77	12,57	0	744	10,56	1,02	10,32	700	1825	7,93	0,64	12,33	869	1163
B1.2	11,08	0,98	11,29	0	1072	12,17	1,48	8,21	81	1638				556	1700
B2.1	13,75	1,27	10,83	0	719	12,75	1,17	10,92	25	913	9,68	0,82	11,79	994	1100
B2.2	11,43	0,97	11,77	0	1431	11,05	0,89	12,48	181	1263				1056	1388
B3.1	11,90	0,63	18,85	0	941	12,02	0,53	22,64	338	1031	7,89	0,34	23,33	175	269
B3.2	12,22	0,67	18,33	0	756	12,09	0,59	20,55	0	806				0	525
B4.1	9,09	0,60	15,26	0	819	11,65	0,80	14,52	44	1925	7,80	0,57	13,67	663	1388
B4.2	9,46	0,48	19,61	0	913	11,20	0,54	20,67	350	1913				431	1150
B5.1	12,24	1,29	9,51	0	756	11,34	0,65	17,43	0	2156	7,79	0,50	15,49	0	931
B5.2	14,45	1,27	11,40	0	406	15,21	1,61	9,46	0	1331				0	375
B6.1	13,28	1,25	10,59	0	428	9,88	1,12	8,79	0	706	7,50	0,55	13,74	31	1325
B6.2	12,60	0,85	14,74	0	584	10,12	0,86	11,74	6	963				31	513
B7.1	11,43	0,46	24,66	0	275	6,95	0,39	17,83	0	206	10,49	0,87	12,06	187	119
B7.2	13,04	0,59	21,97	0	547	9,81	0,52	18,94	19	175				0	106
B8.1	12,23	0,79	15,40	0	322	11,74	1,06	11,04	0	300	6,15	0,41	14,98	0	106
B8.2	14,93	0,82	18,23	0	1775	9,24	0,55	16,92	0	1913				0	3463
B9.1	14,28	0,93	15,41	0	1484	11,62	1,73	6,73	0	706	9,24	0,43	21,33	13	406
B9.2	11,47	1,02	11,30	0	591	10,03	1,05	9,59	0	638				0	363

PQ	2016					2017					2018				
	N	P	N/P-ratio	Biomassa houtig (kg/ha)	Biomassa kruisdachtig (kg/ha)	N	P	N/P-ratio	Biomassa houtig (kg/ha)	Biomassa kruisdachtig (kg/ha)	N	P	N/P-ratio	Biomassa houtig (kg/ha)	Biomassa kruisdachtig (kg/ha)
C1.1	10,28	1,20	8,53	0	2253	12,58	1,37	9,19	0	1694	6,99	0,58	12,00	12	806
C1.2				0	0	14,84	1,45	10,26	0	550				31	944
C2.1	10,63	0,60	17,76	0	216	12,35	0,93	13,31	31	256	9,92	0,57	17,33	0	388
C2.2				0	0	10,83	0,59	18,44	0	338				6	363
C3.1	10,23	0,79	12,96	0	216	12,88	0,87	14,80	0	125	7,97	0,48	16,73	0	431
C3.2				0	0	9,49	0,79	11,99	6	213				6	531
C4.1	10,68	0,64	16,70	0	891	10,49	0,73	14,32	169	1088	7,57	0,48	15,89	231	906
C4.2				0	0	8,85	1,06	8,37	0	494				44	631
C5.1	12,12	1,13	10,72	0	928	10,48	1,42	7,36	0	2400	10,41	0,89	11,66	0	763
C5.2				0	0	9,62	0,87	11,03	0	5425				0	1950
C6.1	15,10	0,70	21,67	0	753	12,92	0,61	21,12	0	1344	6,49	0,30	21,35	0	556
C6.2				0	0	11,52	0,61	18,75	0	1813				0	1169
C7.1	12,79	0,37	34,14	0	731	11,94	0,59	20,08	0	388	7,80	0,44	17,70	0	281
C7.2	14,80	1,17	12,65	0	497	10,52	1,10	9,57	169	513				0	1450
C8.1	10,52	0,69	15,15	0	528	12,02	1,06	11,35	50	1300	8,47	0,53	15,83	519	1563
C8.2	11,25	0,90	12,51	0	1109	11,85	0,77	15,40	144	1756				400	556
C9.1	12,46	0,95	13,08	0	884	12,49	1,66	7,51	81	669	7,49	0,63	11,87	556	1556
C9.2	12,34	0,69	17,80	0	516	14,50	1,81	8,03	6	613				0	1931
D1.1	17,35	1,40	12,40	0	234	20,46	1,81	11,29	119	1406	7,87	0,64	12,30	338	1069
D1.2	11,28	0,93	12,15	0	528	9,06	0,99	9,11	50	806				675	1213
D2.1	9,87	0,69	14,21	0	438	11,05	0,77	14,32	6	944	8,47	0,59	14,25	94	1213
D2.2	9,52	0,44	21,67	0	534	9,33	0,43	21,73	138	2088				138	638
D3.1	16,26	1,33	12,26	0	184	14,69	1,23	11,92	325	1356	9,17	0,64	14,23	419	619
D3.2	11,92	0,77	15,45	0	288	10,75	0,69	15,48	0	531				100	538
D4.1	11,22	1,04	10,80	0	1753	8,90	0,54	16,55	81	1506	7,90	0,77	10,25	506	938
D4.2	9,54	0,73	13,04	0	822	11,69	1,11	10,52	56	1206				1056	1675
D5.1	8,36	0,47	17,88	0	881	8,45	0,51	16,63	156	906	10,36	0,90	11,52	619	1569
D5.2	8,91	0,65	13,63	0	459	11,63	0,56	20,82	194	1200				269	744
D6.1	9,60	0,58	16,58	0	619	10,14	0,71	14,35	56	750	7,69	0,57	13,56	1506	1556
D6.2	10,64	1,51	7,04	0	822	12,07	1,89	6,40	75	1044				556	1150
D7.1	9,93	0,69	14,46	0	669	9,84	0,81	12,17	50	881	9,58	0,69	13,93	200	600
D7.2	10,77	0,70	15,29	0	1484	9,29	0,60	15,57	94	681				375	1244
D8.1	14,70	1,50	9,83	0	331	11,70	0,92	12,69	44	631	8,78	0,54	16,17	213	781
D8.2	10,82	0,63	17,16	0	203	8,39	0,55	15,24	250	1263				188	900
D9.1	10,33	0,68	15,17	0	1722	10,32	0,88	11,76	56	1888	8,77	0,51	17,32	756	1644
D9.2	9,60	0,56	17,08	0	738	10,74	1,09	9,82	69	2581				613	2175

PQ	2016					2017					2018				
	N	P	N/P-ratio	Biomassa houtig (kg/ha)	Biomassa kruisdachtig (kg/ha)	N	P	N/P-ratio	Biomassa houtig (kg/ha)	Biomassa kruisdachtig (kg/ha)	N	P	N/P-ratio	Biomassa houtig (kg/ha)	Biomassa kruisdachtig (kg/ha)
E1.1	10,22	1,21	8,42	0	1119	8,07	0,48	16,66	181	1856	7,64	0,50	15,22	706	2044
E1.2	10,68	0,88	12,08	0	1531	9,82	1,11	8,82	75	2338				881	1294
E2.1	9,26	0,65	14,15	0	906	8,23	0,69	11,90	94	875	7,52	0,51	14,68	175	931
E2.2	9,38	0,68	13,75	0	1275	9,30	0,78	11,90	69	1281				325	1256
E3.1	10,73	0,41	25,93	0	991	9,56	0,72	13,36	194	788	8,88	0,75	11,77	263	631
E3.2	14,32	0,95	15,02	0	253	10,63	0,93	11,39	19	456				425	1650
E4.1	10,13	0,62	16,33	0	447	9,28	0,96	9,69	81	288	8,11	0,52	15,62	388	931
E4.2	11,65	0,60	19,26	0	450	6,60	0,79	8,36	481	1600				188	663
E5.1	9,28	0,67	13,87	0	647	6,94	0,72	9,65	63	931	9,42	0,64	14,67	363	1281
E5.2	11,61	0,79	14,74	0	475	15,26	1,44	10,61	269	1419				294	725
E6.1	8,67	0,35	24,76	0	334	9,41	0,87	10,75	44	300	9,06	0,67	13,58	313	663
E6.2	11,53	0,63	18,44	0	247	10,89	1,34	8,14	100	450				44	313
E7.1	9,76	0,61	15,89	0	856	10,35	0,74	13,95	181	1181	7,81	0,56	14,01	62	538
E7.2	12,01	1,08	11,08	0	788	9,22	0,72	12,82	81	1206				306	1481
E8.1	10,55	1,06	9,99	0	631	8,66	0,67	12,90	113	1525	7,25	0,48	14,96	44	1013
E8.2	9,56	0,58	16,40	0	1200	9,82	1,04	9,44	69	994				419	1475
E9.1	8,57	0,56	15,27	0	534	13,84	1,17	11,79	269	1244	9,90	0,73	13,48	269	913
E9.2	11,89	0,73	16,37	0	275	14,18	1,15	12,33	119	681				656	1306
F1.1	9,85	0,62	15,84	0	728	10,03	1,31	7,66	31	550	9,35	0,50	18,66	213	944
F1.2	12,81	1,56	8,18	0	419	8,43	0,54	15,73	56	556				925	1575
F2.1	12,10	0,78	15,46	0	341	9,08	0,66	13,75	75	956	9,75	0,62	15,80	394	1200
F2.2	12,95	0,81	15,91	0	313	10,78	0,98	11,03	125	775				1038	1831
F3.1	9,84	0,68	14,40	0	1591	9,15	0,54	17,00	363	2594	8,53	0,59	14,44	231	994
F3.2	9,28	0,64	14,55	0	1209	12,69	1,01	12,53	56	1344				513	969
F4.1	10,70	0,81	13,23	0	297	9,92	0,56	17,57	19	1125	7,99	0,65	12,36	219	550
F4.2	12,59	1,09	11,50	0	303	9,97	0,55	18,01	44	1538				175	975
F5.1	11,64	1,01	11,57	0	341	9,22	0,80	11,54	31	1006	8,42	0,79	10,70	875	1544
F5.2	15,45	1,34	11,53	0	231	11,63	0,91	12,83	44	619				0	1113
F6.1	12,06	1,21	9,99	0	719	9,08	0,35	25,91	44	1031	8,34	0,52	15,99	569	1963
F6.2	11,61	0,89	13,11	0	1153	6,11	0,43	14,13	69	1181				606	1244
F7.1	10,28	0,85	12,12	0	1534	11,58	0,94	12,35	113	1863	8,37	0,62	13,57	500	925
F7.2	10,61	0,75	14,16	0	2191	11,87	1,28	9,24	188	2056				363	1381
F8.1				0	1034	10,45	1,09	9,63	75	1875	9,03	0,64	14,12	650	1063
F8.2	12,46	1,21	10,31	0	1806	9,53	0,75	12,69	131	1781				169	375
F9.1	13,14	1,02	12,92	0	431	5,48	0,48	11,51	50	1381	6,58	0,44	15,02	288	900
F9.2	13,80	0,93	14,91	0	541	7,62	0,61	12,57	100	900				438	1131

Bijlage 6. Statistische uitkomsten microbiële gemeenschap

Tabel 1: ANOVA p waarden van de effecten en interacties van pH (controle, verzuurd, bekalkt) met de additie behandeling (controle, plagsel en maaisel) in de tijd (2013 en 2017) voor de natte en droge proeflocatie voor microbiële massa, PFLA vetzuur bio-indicatoren, PCA score en MSIR PCA score.

		pH	Biota	pH X Biota	TIME	Time X pH	TIME X Biota	Time X pH X Biota
Wet	Microbial Biomass	NS	NS	<0.01	NS	NS	NS	NS
	Fungi	NS	<0.01	NS	NS	NS	<0.05	NS
	Fungi/Bact	NS	<0.01	NS	<0.05	NS	<0.05	NS
	AMF	<0.01	NS	NS	<0.001	NS	0.1	NS
	PLFA PC1	NS	NS	<0.05	<0.001	NS	0.615	NS
	PLFA PC2	NS	<0.05	NS	<0.001	NS	0.838	NS
	MSIR PC1	0.495	0.217	0.074	0.824	0.613	0.67	0.811
	MSIR PC2	0.668	0.419	0.454	0.014	0.708	0.472	0.218
Dry	Microbial Biomass	NS	<0.05	NS	0. <0.01	NS	NS	NS
	Fungi	NS	<0.001	NS	<0.001	NS	<0.05	NS
	Fungi/Bact	NS	<0.001	NS	<0.001	NS	<0.01	NS
	AMF	<0.001	<0.001	NS	NS	NS	0.117	NS
	PLFA PC1	NS	NS	NS	<0.001	NS	<0.05	NS
	PLFA PC2	<0.05	NS	NS	<0.001	NS	<0.05	NS
	MSIR PC1	<0.01	<0.05	NS	NS	NS	NS	NS
	MSIR PC2	<0.01	NS	NS	NS	<0.01	<0.05	NS

Tabel 2: ANOVA p waarden van de effecten en interacties van pH (controle, verzuurd, bekalkt) met de additie behandeling (controle, plagsel en maaisel) in de tijd (2013 en 2017) voor de natte en droge proeflocatie voor individuele substraten.

		pH	Biota	pH X Biota	TIME	Time X pH	TIME X Biota	Time X pH X Biota
WET	Water	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS
	Glucose	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS
	alpha ketoglutarate	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS
	Malic Acid	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS
	Citric Acid	NS	NS	NS	<0.05	NS	NS	NS
	Arginine	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS
DRY	Water	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS
	Glucose	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS
	alpha ketoglutarate	NS	<0.05	NS	NS	NS	NS	NS
	Malic Acid	<0.05	NS	NS	NS	NS	NS	NS
	Citric Acid	<0.001	NS	NS	NS	<0.01	NS	NS
	Arginine	NS	NS	NS	<0.01	NS	<0.05	NS

Bijlage 7. Microbiële biomassa en PLFA

PQ	Microbiële biomassa (µg-C/g droge bodem)	Schimmels (mol %)	Bacteriën (mol %)	Schimmel/Bacterie-ratio (mol %)
A1	148	10	35	0,27
A2	238	8	36	0,23
A3	26	3	41	0,08
A4	187	4	37	0,10
A5	157	5	31	0,15
A6	102	6	36	0,15
A7	240	8	26	0,31
A8	254	7	33	0,20
A9	47	5	44	0,11
B1	71	9	35	0,26
B2	191	8	35	0,24
B3	125	4	39	0,10
B4	244	11	27	0,42
B5	78	4	37	0,10
B6	114	3	36	0,10
B7	68	4	41	0,09
B8	161	5	35	0,15
B9	38	3	37	0,09
C1	110	3	40	0,08
C2	215	5	35	0,14
C3	86	4	38	0,10
C4	212	6	37	0,15
C5	19	3	38	0,09
C6	145	3	38	0,09
C7	37	2	42	0,05
C8	37	7	37	0,18
C9	187	2	38	0,05

PQ	Microbiële biomassa (µg-C/g droge bodem)	Schimmels (mol %)	Bacteriën (mol %)	Schimmel/Bacterie-ratio (mol %)
D1	150	6	36	0,16
D2	182	13	30	0,44
D3	87	5	39	0,12
D4	409	14	26	0,55
D5	79	7	34	0,21
D6	110	11	31	0,36
D7	133	13	28	0,46
D8	131	10	29	0,36
D9	58	14	32	0,42
E1	63	17	28	0,62
E2	104	15	25	0,59
E3	80	8	31	0,26
E4	98	10	29	0,35
E5	90	12	29	0,41
E6	46	8	34	0,22
E7	113	13	28	0,49
E8	175	14	27	0,53
E9	111	7	34	0,21
F1	74	6	35	0,18
F2	109	7	36	0,21
F3	148	16	28	0,57
F4	117	14	27	0,50
F5	80	8	34	0,24
F6	120	11	32	0,36
F7	122	9	30	0,30
F8	140	13	28	0,47
F9	72	11	32	0,35

Bijlage 8. Gegevens bodemmicro-, meso- en macrofauna

Nematoden aantallen (x1000 individuen per m) per trofische groep in 2017.

		Bacterie-eters	Plantenetters	Schimmeleters	Predatoren	Omnivoren
Droge proef	Controle	83,2	1,4	158,1	41,6	11,1
		109,1	0,9	21,3	6,5	12,9
		72,1	11,1	11,1	22,2	20,8
	Maaisel	169,2	6,5	128,5	22,2	20,3
		97,1	4,6	77,7	12,0	15,7
		92,5	5,5	25,9	12,9	28,7
	Plagsel	123,5	2,8	108,2	31,9	27,7
		249,7	1,4	134,6	23,6	40,2
		106,3	7,4	41,6	8,3	21,3
		275,6	72,1	154,4	4,6	97,1
Natte proef	Controle	157,2	0,9	22,2	12,0	14,8
		60,1	1,8	14,8	32,4	22,2
		165,5	3,7	25,9	19,4	30,5
	Maaisel	62,4	1,4	9,7	19,4	18,0
		69,4	1,4	51,3	8,3	44,4
		217,3	12,9	62,0	29,6	71,2
	Plagsel	83,2	0,9	108,2	5,5	26,8
		107,3	4,6	126,7	8,3	25,9
		162,8	12,9	29,6	33,3	91,5
		244,1	69,4	42,5	20,3	110,0

Dichtheid van de belangrijkste mesofauna-groepen (ind./ m2) per behandeling in 2017.

		Collembola	Oribatidae	Overige Acari
Droge heide	Controle	3555	1555	1555
		3444	111	1555
		8999	1222	3333
	Plant materiaal	9777	1889	2778
		2889	667	1444
		2222	0	1111
	Plagsel	6333	3333	5000
		5888	1444	2778
		1778	667	2889
		21442	14665	27220
Natte heide	Controle	9221	2444	28997
		2666	444	1778
		10110	1000	5333
	Plant materiaal	7110	1889	3333
		4555	2889	16665
		6444	2000	10110
	Plagsel	5777	9555	46662
		5888	7222	6111
		22109	21665	38774

Abundantie van macrofauna (individuen per m2) in de droge en natte proefvlakken en bestaande heide in 2017.

	Droge heide									
	Controle			Maaisel			Plagsel			Ref
Gemiddelde	443	983	275	531	669	1023	364	629	541	915
St. dev.	125	195	160	293	111	260	169	70	137	206
	Natte heide									
	Controle			Maaisel			Plagsel			Ref
Gemiddelde	679	629	1475	639	688	787	256	915	875	698
St. dev.	278	157	110	361	325	362	91	342	202	483

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.