



Kennisnetwerk OBN

Kansen voor
oude droge heide
in het heidelandschap



Kansen voor oude droge heide in het heidelandschap

R.J. Bijlsma – Wageningen University & Research
S.P.J. van Delft – Wageningen University & Research
R. Loeb – Onderzoekscentrum B-WARE
R. Bobbink - Onderzoekscentrum B-WARE





© 2020 VBNE, Vereniging van Bos- en Natuurterreineigenaren

Rapport nr. 2020/OBN240-DZ
OBN-2017-88-DZ oude heide
Driebergen, 2020

Deze publicatie is tot stand gekomen met een financiële bijdrage van BII12 en het Ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit.

Teksten mogen alleen worden overgenomen met bronvermelding.

*Wijze van citeren: Bijlsma, R.J., S.P.J. van Delft, R. Loeb en R. Bobbink 2020. **Kansen voor oude droge heide in het heidelandschap**. Rapport nummer 2020/OBN240-DZ, VBNE, Driebergen.*

Deze uitgave is online gepubliceerd op www.natuurkennis.nl

Samenstelling R.J. Bijlsma – Wageningen University & Research
S.P.J. van Delft – Wageningen University & Research
R. Loeb – Onderzoekscentrum B-WARE
R. Bobbink – Onderzoekscentrum B-WARE

Foto voorkant Brunssumerheide. Fotograaf: Bas van Delft

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

Voorwoord

Het doel van het Kennisnetwerk Ontwikkeling en Beheer Natuurkwaliteit (OBN) is het ontwikkelen en verspreiden van kennis over herstelmaatregelen voor Natura 2000, de aanpak van stikstof, de leefgebiedenbenadering en de ontwikkeling van nieuwe natuur.

In het kader van Natura 2000 worden in Europees perspectief zeldzame soorten en vegetatietypen in Nederland beschermd.

Door een lange historie van plaggen en anderszins verschralen is in veel droge heide de productiviteit sterk gedaald en is de voedselkwaliteit voor kleine fauna sterk afgenomen. Tegelijkertijd is het gehele spectrum van vormen van droge heide sterk verschoven naar betrekkelijk jonge en door struikheide gedomineerde droge heide.

Het heidebeheer is terughoudend geworden met plaggen en chopperen als maatregelen om stikstof af te voeren. Met het verwijderen van de toplaag van de bodem worden namelijk ook beperkende voedingsstoffen verwijderd die alleen door trage verwerking van mineralen weer kunnen worden aangevuld (fosfor, calcium, magnesium). Stikstof daarentegen is betrekkelijk snel weer op het oude niveau door atmosferische depositie. Plaggen versterkt de onbalans in beschikbaarheid van voedingsstoffen en resulteert in een slechte voedselkwaliteit van de vegetatie voor de fauna. Verder vertegenwoordigt oude, langdurig ongeplagde heide een bijzondere natuurkwaliteit. Echter, met het stoppen met plaggen is de onzekerheid toegenomen over eventuele effecten van een gestage accumulatie van stikstof in heidebodems.

Vanuit het beheer speelt de vraag welke grootschalig toepasbare maatregelen er zijn voor aangetaste, droge heide om herstel te realiseren (bekalken leidt tot onbalans in nutriënten of het voedselrijker worden van het systeem; met steenmeel is nog onvoldoende ervaring). Bij beheerders is zeer dringend behoefte aan een compleet overzicht van beheeropties (inclusief niets doen) met te verwachten ontwikkeling met voor- en nadelen om goede afwegingen te kunnen maken in welke omstandigheden welke maatregelen het meest zinvol zijn.

In dit rapport worden de onderzoeksresultaten van veld- en laboratoriumonderzoek beschreven en vervolgens vertaald in antwoorden op de kennisvragen inclusief kansen voor extensief beheer van droge heide.

Ik wens u veel leesplezier,

Teo Wams
Voorzitter van de OBN Adviescommissie

Inhoud

Samenvatting	9
Summary	17
Dankwoord	25
1 Inleiding	27
1.1 Aanleiding	27
1.2 Kennisvragen	27
1.3 Leeswijzer	28
2 Onderzoekslocaties	31
2.1 Inleiding	31
2.2 Wijze van selectie	31
2.3 Meetpunten	32
2.4 N-depositie en klimaatvariabelen	35
3 Bodemprofielkenmerken en de ontwikkeling van het humusprofiel	37
3.1 Inleiding	37
3.2 Werkwijze	37
3.2.1 Fysisch-geografische positionering	37
3.2.2 Beschrijving van bodem- en humusprofiel	39
3.2.3 Humushorizonten	40
3.2.4 Statistische analyse van humusprofielontwikkeling	44
3.2.5 pH-profielen	45
3.3 Resultaten	46
3.3.1 Fysisch-geografische positie	46
3.3.2 Bodemvorming	47
3.3.3 Humusvormen	47
3.3.4 Ontwikkeling humushorizonten in geplagde locaties	51
3.3.5 Ontwikkeling humushorizonten in ongeplagde locaties	54
3.3.6 pH-profielen	57
3.4 Conclusies	60
3.4.1 Uitgangssituatie	60
3.4.2 Conclusies ten aanzien van bemonstering	60
3.4.3 Ontwikkeling humushorizonten	60
3.4.4 Effect stikstofdepositie	61
3.4.5 Klimaat effecten	61
3.4.6 Relatie met fysisch-geografische positie	62
4 Ontwikkeling van de heidevegetatie	63

4.1	Inleiding	63
4.2	Werkwijze	63
4.2.1	Veldwerk	63
4.2.2	Statistische analyse	64
4.3	Resultaten	64
4.3.1	Vegetatiestructuur	64
4.3.2	Soortenrijkdom	69
4.3.3	Ecologische groepen	71
4.3.4	Klimaat effecten	73
4.3.5	Stikstofdepositie	75
4.4	Conclusies en discussie	76
4.4.1	Sturende factoren voor heide-ontwikkeling na plaggen	76
4.4.2	Ontwikkeling van vegetatiestructuur en soortenrijkdom	76
4.4.3	Ecologische groepen	76
4.4.4	Klimaat effecten en stikstofdepositie	80
5	Ontwikkeling van de bodemchemie in het humusprofiel en de minerale bodem	81
5.1	Inleiding	81
5.2	Werkwijze	81
5.2.1	Bemonstering	81
5.2.2	Chemische analyse	81
5.2.3	Statistische analyse	82
5.3	Resultaten	83
5.3.1	Kenmerken bodemlagen	83
5.3.2	Nutriënten	84
5.3.3	Buffering	93
5.3.4	Sporenelementen	102
5.4	Conclusies	106
5.4.1	Nutriënten	106
5.4.2	Buffering, verwerking en podzolizatie	109
6	Ontwikkeling van de plantchemie in de heidevegetatie	111
6.1	Inleiding	111
6.2	Werkwijze	111
6.2.1	Bemonstering	111
6.2.2	Chemische analyse	111
6.2.3	Statistische analyse	111
6.3	Resultaten	112
6.4	Conclusies	116
6.4.1	Relatie met bodem	116
6.4.2	Effecten van plaggen	116
6.4.3	Aandeel vegetatie in voorraden in het systeem	117

7	Mobilisatie van stikstof in oude-heidebodems door droogte	119
7.1	Inleiding	119
7.2	Werkwijze	121
7.2.1	Laboratoriumexperiment intacte bodemkolommen	121
7.2.2	Veldmetingen poriewater	123
7.2.3	Statistische analyse	124
7.3	Resultaten	125
7.3.1	Laboratoriumexperiment intacte bodemkolommen	125
7.3.2	Veldmetingen poriewater	129
7.4	Conclusies	131
8	Synthese van de resultaten	135
8.1	Inleiding	135
8.2	Humusprofielontwikkeling van droge heide op humuspodzolgrond	136
8.2.1	Conceptueel model	136
8.2.2	Humusprofielontwikkeling bij hoge N-depositie	138
8.3	Ontwikkeling van nutriëntenvoorraden in de bodem	138
8.4	Nitrificatie en stikstofverzadiging	141
8.4.1	Achtergrond en gevolgen van verhoogde nitrificatie	141
8.4.2	Stikstofverzadiging	143
8.5	Vegetatie	144
8.5.1	Ecologische groepen indicatief voor oude heide	144
8.5.2	Vegetatiestructuur karakteristiek voor oude heide	145
8.5.3	N/P-ratio (voedselkwaliteit)	145
8.6	Aanbevelingen voor beleid en beheer	145
8.6.1	Oude heide: gunstiger condities maar ook een tijdbom	145
8.6.2	Aanbevelingen voor het beleid	146
8.6.3	Aanbevelingen voor het beheer	147
9	Referenties	151
	Bijlage 1: Basisgegevens van de meetpunten	157
	Bijlage 2: Factsheets bodemprofielen BR4, ST5 en TH1	163
	Bijlage 3: Frequentie van plantensoorten in plots binnen regio's en leeftijdscategorieën van heide-ontwikkeling	173

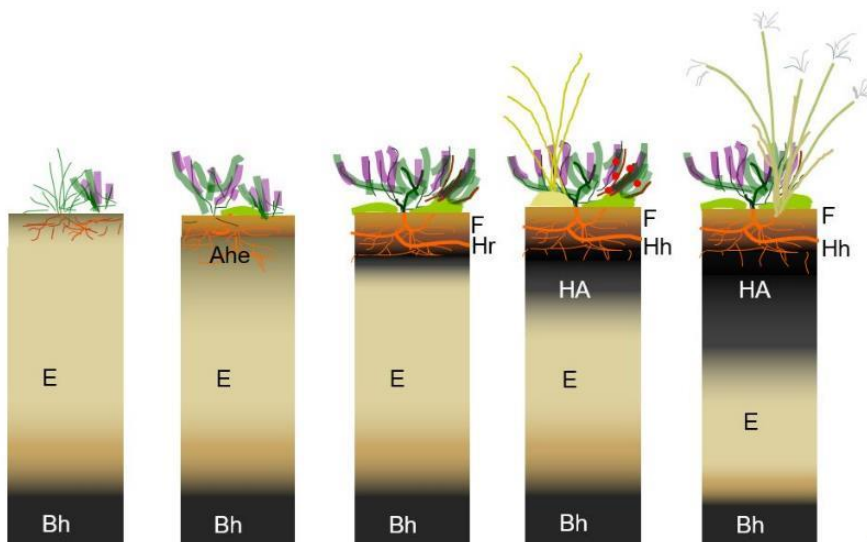
Samenvatting

Aanleiding en onderzoeksvragen

Het heidebeheer is terughoudend geworden met plaggen en chopperen als maatregelen om stikstof af te voeren. Met het verwijderen van de toplaag van de bodem worden namelijk ook beperkende voedingsstoffen verwijderd die alleen door trage verwerking van mineralen weer kunnen worden aangevuld (fosfor, calcium, magnesium). Stikstof daarentegen is betrekkelijk snel weer op het oude niveau door atmosferische depositie. Plaggen versterkt de onbalans in beschikbaarheid van voedingsstoffen en resulteert in een slechte voedselkwaliteit van de vegetatie voor de fauna. Verder vertegenwoordigt oude, langdurig ongeplagde heide een bijzondere natuurkwaliteit. Echter, met het stoppen met plaggen is de onzekerheid toegenomen over eventuele effecten van een gestage accumulatie van stikstof in heidebodems. Dit heeft geleid tot de volgende onderzoeksvragen:

- Hoe ontwikkelen zich nutriëntenvoorraden in het humusprofiel van droge heidevegetaties op relevante bodemtypen bij extensief beheer?
- Onder welke condities treedt stikstofverzadiging op in relevante heidebodems en in welke mate zijn deze bodems nu al stikstofverzadigd?
- Onder welke omstandigheden ('calamiteiten') kan geïmmobiliseerde stikstof vrijkomen en tot problemen leiden?
- Waar in Nederland liggen de beste kansen voor het extensief beheer en de verdere ontwikkeling van oude heidesystemen bij het huidige of te verwachten niveau van stikstofdepositie? Waar liggen voorbeelden die als referenties voor beheer en beleid kunnen dienen?

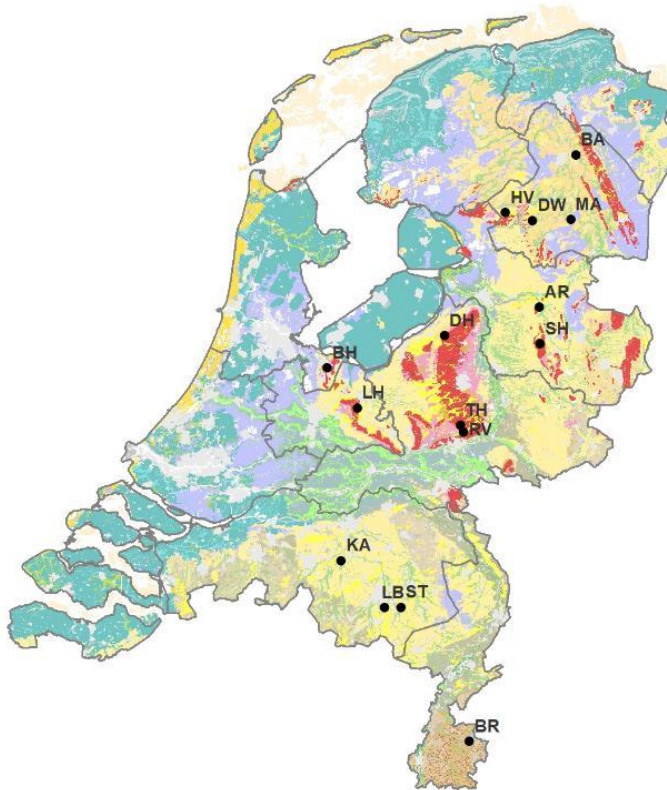
Het onderzoek heeft zich beperkt tot droge heide op haarpodzolgronden ('zandheide'; figuur Samenvatting1). Dit is het meest voorkomende type heide in Nederland. Onderzoek naar kennisvraag c) heeft zich gericht op droogtestress, omdat de frequentie en intensiteit hiervan zullen toenemen als gevolg van klimaatverandering met mogelijk grote gevolgen voor het functioneren van droge heiden in ons land.



Figuur Samenvatting1. Ontwikkeling van het humusprofiel na plaggen van 'zandheide' op een haarpodzolgrond (naar Bijlsma et al., 2013).

Werkwijze

Voor onderzoeksvraag a) zijn heideterreinen geselecteerd met ongeplagde heide en met plagplekken uit de periode 1983-1994 (24-35 jaar oud) en 1995-2000 (18-23 jaar oud). Dit heeft geleid tot een selectie van 14 gebieden die representatief zijn voor de regio's Noord, Midden en Zuid en waarbinnen per regio een evenwichtige verdeling over leeftijdscategorieën van heide-ontwikkeling kon worden gerealiseerd (figuur Samenvatting2). In deze gebieden zijn op 80 punten bodem- en humusprofiel en vegetatiesamenstelling beschreven. Hieruit zijn 36 evenwichtig over regio's en leeftijdscategorieën verdeelde punten geselecteerd voor analyse van bodem- en plantchemie. Het bodemkundig onderzoek vond plaats in 2018; de bemonstering van bodem en vegetatie en de opname van de vegetatie in 2019.



Figuur Samenvatting2. Onderzoeklocaties. Basiskaart: geomorfologische kaart Nederland.

Voor onderzoeksvragen b) en c) is in een laboratoriumopstelling stikstofuitspoeling gemeten in intacte bodemkolommen afkomstig uit oude, ongeplagde heide van de Terletse Heide. De 10 kolommen met een diameter van 25 cm werden in een klimaatkamer met belichting gezet bij 18 °C (eerste vijf maanden) vervolgens bij 25 °C (twee daaropvolgende maanden) en tenslotte weer bij 18 °C (resterende 4,5 maand van het experiment). Onder de H-laag en onder of in de B-horizont werden in elke kolom 3 rhizonsamplers geïnstalleerd waarmee poriewater bemonsterd werd (figuur Samenvatting3). Vanaf begin juli werd de helft van de kolommen niet meer beregend ('droogtestress', vijf herhalingen), terwijl voor de vijf andere kolommen ('controle') de standaardberegening van 80 mm/maand werd voortgezet. De droogtebehandeling duurde ruim vijf maanden. Vervolgens werd de droogtebehandeling beëindigd en werden de kolommen weer vijf maanden beregend zoals bij de controlebehandeling.

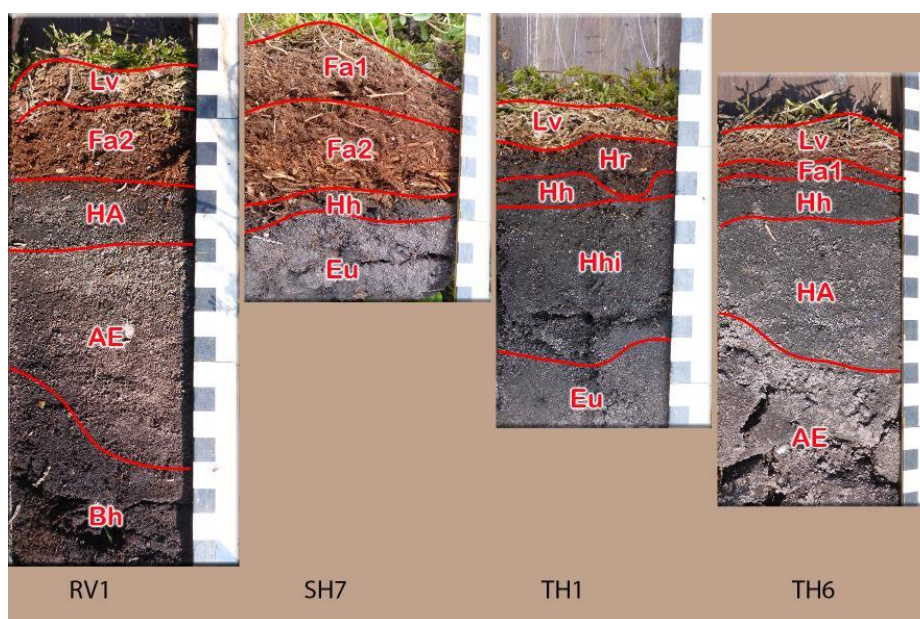


Figuur Samenvatting3. Links: bodemkolommen van het experiment met rhizonsamplers in de klimaatkamer. Rechts: profielkuil met aan rechterzijde pvc kolom bij het steken van de kommen.

Het kolommenexperiment werd aangevuld met veldmetingen van poriewater vanaf augustus 2018, net na afloop van de extreme droogteperiode in dat jaar. Poriewater werd bemonsterd met keramische cups op een diepte van 35-50 cm, onder of net in de B-horizont van ongeplagde heide op de Terletse Heide (op plek waar ook de bodemkolommen waren verzameld), Strabrechtse Heide en Brunssummerheide. De bemonstering was ongeveer 2-maandelijks tot november 2019 (Brunssummerheide: juni 2019).

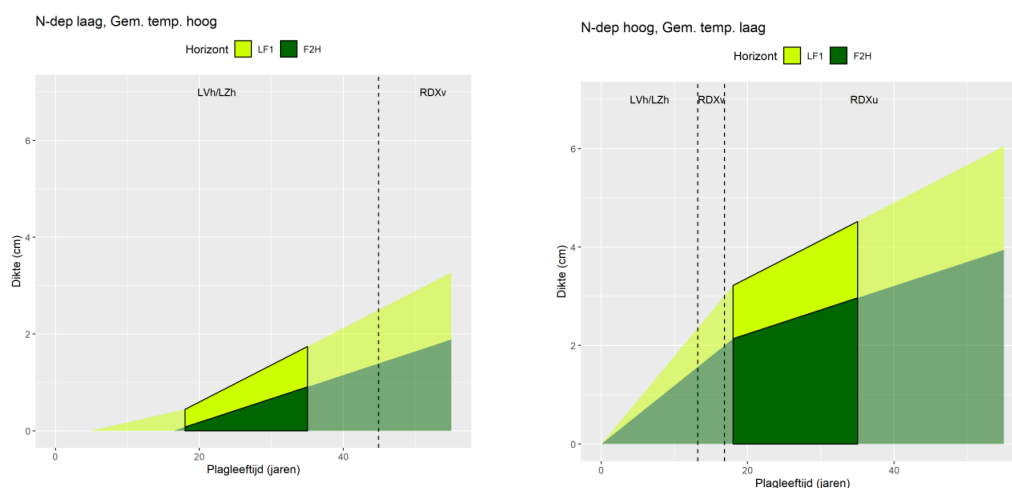
De ontwikkeling van het bodem- en humusprofiel

- De kennis over de ontwikkeling van bodem- en plantchemie en vegetatiesamenstelling in relatie tot kenmerken van geplagde en ongeplagde heidebodems is sterk toegenomen dankzij de gestandaardiseerde wijze waarop bodem- en humusprofiel in dit project zijn beschreven. Voor bemonstering is gekozen voor de (samengestelde) ectorganische horizonten LF1 (Lv + Fa1), F2Hr (Fa2 + Hr) en Hh en minerale horizonten HA, Min(eraal) (Ah+AC+AE+Eu) en Bh (coderingen conform Field guide Humus Forms). Met FH wordt het ectorganisch humusprofiel exclusief strooisellaag (Lv) aangeduid en met F2H het meest verteerde deel (Fa2 + Hr + Hh) (figuur Samenvatting4).



Figuur Samenvatting4. Voorbeelden van humushorizonten in enkele heideprofielen.

- In de eerste fase van humusprofielontwikkeling worden de Lv- en Fa1-horizonten gevormd waarvan de aangroei na verloop van tijd afneemt doordat het oudere (onderste) deel overgaat in de Fa2-horizont. In de hierop volgende fasen vormt zich eerst de Fa2-horizont die vervolgens geleidelijk overgaat naar de Hr- en Hh-horizont. De diktegroei van het humusprofiel vindt uiteindelijk vooral plaats in de H-horizonten.
- Uit statistische analyse (linear mixed effects model) van de dikte van het ectorganisch humusprofiel van geplagde bodems (tussen 18 en 35 jaar oud) blijkt een significant positieve relatie met stikstofdepositie (in 2018) en significant negatieve relatie met gemiddelde jaartemperatuur (periode 1981-2010). Bij relatief lage stikstofdepositie en relatief hoge gemiddelde jaartemperatuur komen binnen de geplagde profielen alleen mull-humusvormen voor (met FH < 2 cm). Pas na circa 45 jaar is een overgang naar een vaagxeromormoder (met Fa 2-5 cm en F2H < 2 cm) te verwachten. Dat verklaart waarom ook in ongeplagde situaties beide humusvormen zijn aangetroffen. Bij een relatief hoge stikstofdepositie en relatief lage gemiddelde jaartemperatuur is deze overgang al na 13 jaar te zien en na 17 jaar zijn de horizonten zover gegroeid dat sprake is van een humusxeromormoder (met F2H 2-5 cm). De statistische relaties zijn uitgewerkt in een conceptueel model voor humusprofielontwikkeling in droge heide op humuspodzolgronden (figuur Samenvatting5).



Figuur Samenvatting5. Grafische weergave van het conceptueel model voor de dikteontwikkeling van LF1 en F2H vanaf moment van plaggen. Links in een situatie met een lage stikstofdepositie en hoge temperatuur, rechts bij een hoge stikstofdepositie en een lage temperatuur.

- Het stikstofeffect op strooiselaccumulatie sluit aan op een uitgebreide literatuur over verhoogde koolstofvastlegging in de organische bodemhorizonten van bossen en heiden door verhoogde N-depositie. Dit effect is waarschijnlijk het gevolg van zowel verhoogde input van strooisel door een hogere primaire productie als een verlaagde autotrofe bodemrespiratie (CO₂-productie) doordat de vegetatie (in dit geval dwergstruiken) minder koolstof alloceren naar wortels en bijbehorende mycorrhiza's en microben.
- Voor ongeplagde situaties is de leeftijd van het ectorganisch humusprofiel onbekend. Voor de aangetroffen dikste humusvormen (F2H ≥ 5 cm) mag worden aangenomen dat de leeftijd zeer hoog is. Volgens het simpele lineaire model ontleend aan geplagde situaties zal bij hoge stikstofdepositie en lage temperatuur pas na 77 jaar een situatie ontstaan waarin de F2H ≥ 5 cm.

- Voor de endorganische B-horizont blijkt, zowel in de geplagde als ongeplagde profielen, de dikte significant toe te nemen bij een hoger neerslagoverschot, wat zou kunnen wijzen op een sterkere uitspoeling uit bovenliggende lagen en inspoeling in de B-horizont.

De ontwikkeling van nutriëntenvoorraden in de bodem

- Stikstof accumuleert in het ectorganisch humusprofiel (incl. HA) van droge heide op humuspodzolgronden gemiddeld met 109 mmol/m²/jaar na plaggen gedurende de eerste 18-23 jaar. Voor de 24-35 jaar oude plagplekken is dit gemiddeld 155 mmol/m²/jaar, dus in dezelfde grootteorde als de huidige stikstofdepositie (115-219, gemiddeld 144 voor alle locaties in 2018). Fosfor accumuleert gedurende de eerste jaren met 1.2 en basische kationen met 13 mmol/m²/jaar (waarvan Ca 5.1).
- De hoeveelheid stikstof in het ectorganisch humusprofiel (t/m HA-horizont) in geplagde heidebodems heeft een significant positieve relatie met de corresponderende cumulatieve stikstofdepositie sinds het jaar van plaggen). Voor de hoeveelheid stikstof in het gehele bodemprofiel (t/m B-horizont) is er geen relatie. Hieruit blijkt opnieuw de grote rol van het ectorganisch humusprofiel bij de immobilisatie van stikstof.
- In de geplagde heidebodems zijn relatief hoge concentraties (beschikbaar) ijzer en aluminium te vinden in meerdere horizonten. Plaggen lijkt het podzolisatieproces¹ dus te versnellen. Plaggen leidt ook tot een aanzienlijk hogere Al/Ca-ratio in de Min- en Bh-horizont en daarmee een hogere toxiciteit van aluminium.
- Oudere heidebodems (ongeplagd en 24-35 jaar) bevatten over het gehele profiel 3x zoveel beschikbaar ammonium als de 18-23 jaar geleden geplagde bodems.
- Ongeplagde heidebodems vormen in de analyse een categorie die zich duidelijk onderscheidt van de geplagde bodems door de (vaak veel) hogere nutriëntenvoorraden beoordeeld aan het gehele profiel: nitraat, ammonium, fosfor, organische stof, basische kationen in het algemeen (calcium en magnesium in het bijzonder) en sporenelementen (Zn, Mn). Verder is de Al/Ca-ratio significant lager. Afgezien van verhoogde ammoniumbeschikbaarheid zijn ongeplagde heidebodems dus minder beperkend ten aanzien van bodemchemische sleutelfactoren voor behoud en herstel van droge heide en heischraal grasland (Al/Ca-ratio, NH₄/NO₃-ratio) dan geplagde heide.

Mobilisatie van stikstof in oude heidebodems door extreme droogte

- Extreme droogte leidde in het kolomexperiment tot zeer hoge concentraties nitraat en ammonium in het poriewater. Deze waarden waren voor nitraat in grootte-orde vergelijkbaar met de na de droogte van 2018 in poriewater van de Terletse Heide en Strabrechtse Heide bepaalde concentraties (circa 600 µmol/l). Zelfs meer dan een jaar na de extreme droogte bleven de nitraatconcentraties in het veld nog steeds sterk verhoogd.
- Uit de chemische analyse van humusprofielen blijkt dat hoge nitraatconcentraties alleen voorkomen in het ectorganisch humusprofiel van ongeplagde heide. Hier was de NH₄/NO₃-ratio gemiddeld 20 ten opzichte van 93 voor geplagde heide. Bijzondere heidesoorten, met name kruiden, komen optimaal voor bij een waarde van 14. Het voorkomen van de smeleschapengras-groep in ongeplagde heide (zie Vegetatie-ontwikkeling) is een sterke aanwijzing dat de nitraatbeschikbaarheid hier structureel relatief hoog is, onafhankelijk van extreme droogteperioden.
- Het specifiek optreden van N-verzadiging in ongeplagde heide sluit onvoldoende aan bij de modellering van N-verzadiging met drempelwaarden voor de C/N-ratio van de organische horizont, waarbij lage C/N-ratio's zouden resulteren in uitspoeling van stikstof en hoge

¹ Podzolisatie is het proces waarbij aluminium en ijzer samen met organisch materiaal met het regenwater naar beneden worden getransporteerd en neerslaan in de inspoelingshorizont

waarden in volledige immobilisatie. Alleen voor de F2H-horizont werd een iets lagere C/N-ratio gevonden in ongeplagde ten opzichte van geplagde heide. De verklaring voor N-verzadiging bij extreme droogte moet gezocht worden in de specifieke kenmerken van dikke, ectorganische humusprofielen. De Brunssummerheide (op zeer voedselarm zilverzand, vrijwel zonder verweerbare mineralen) is een interessante uitzondering: ondanks de dikke humusprofielen van de ongeplagde heide werd hier geen verhoogde nitraatconcentratie gemeten en dus ook geen uitspoeling.

- Extreme droogte heeft een sterk negatief effect op onze Atlantische (van hoge neerslag afhankelijke) vorm van droge heide, met name grootschalige sterfte van dophei, maar lokaal ook van struikhei en pilzegge.
- Het is de vraag of het vrijkomen van grote hoeveelheden ammonium en nitraat en de uitspoeling van nitraat op langere termijn negatieve gevolgen hebben op de vegetatie-ontwikkeling. Verhoogde ammoniumbeschikbaarheid is een duidelijk ongunstig gevolg van extreme droogte. Onduidelijk is of extra uitspoeling van nitraat leidt tot extra verzuring. Mocht dit het geval zijn dan is sprake van een ernstig negatief effect. Vooralsnog gaan we ervan uit dat ammonium- en nitraatconcentraties weer terugkeren naar 'normale' niveaus.

Vegetatie-ontwikkeling

- Het onderzoek heeft zich beperkt tot droge heide op haarpodzolgronden. Deze vorm van heide (vegetatiekundig Genisto-Callunetum typicum, zandheide) is relatief arm aan vaatplanten ten opzichte van droge heide op lemige zandgronden en leemgronden (G-C danthonietosum, leemheide). Het gemiddeld aantal aangetroffen soorten vaatplanten per plot in de regio Noord en Midden (8-9) is significant hoger dan in de regio Zuid (6). Voor de moslaag zijn er geen verschillen tussen regio's: 3-4 soorten per plot.
- Langdurig ongeplagde zandheide krijgt dankzij het steeds dikker wordende ectorganische humusprofiel bijzondere kenmerken (hogere basenverzadiging, lagere NH_4/NO_3 -ratio) waardoor heischrale vaatplanten meer leefgebied krijgen (smele-schapengras-groep). In zeer oude ongeplagde heide (ouder dan 80 jaar) vormt zich een dikke Hh-laag die stagnerend werkt waardoor leefgebied ontstaat voor soorten van vochtige heide en bijzondere mossen (veenbies-kussentjesmos-groep). Dit laatste type heide is op slechts weinig plaatsen aangetroffen.
- Als gevolg van groeifasen van struikhei met een cyclus van circa 30 jaar ontstaat in langdurig ongeplagd heide een mozaïekpatroon van ontwikkelingsfasen. In de onderzochte plots was het aandeel van groeifasen gemiddeld 5% pionier, 25% opbouw, 70% volwassen en 10% aftakelend.
- Voedselkwaliteit voor kleine fauna is een groot knelpunt in droge heide, met name geringe P-beschikbaarheid (hoge N/P-ratio's) en aminozuurtekorten, veroorzaakt door verzuring, hoge N-depositie en intensief (historisch) landgebruik met name plaggen. In de onderzochte plots (met struikhei als dominante soort) was er geen verschil in stikstof- of koolstofconcentraties in de bovengrondse vegetatie tussen geplagde en ongeplagde locaties. In de vegetatie van ongeplagde heide was de concentratie fosfor wel ruim 30% hoger en bevatte per vierkante meter circa 40% meer fosfor dan in de vegetatie van geplagde heide, wat resulteert in een significant lagere N/P-verhouding en daarmee aanzienlijk betere voedselkwaliteit van ongeplagde heide.

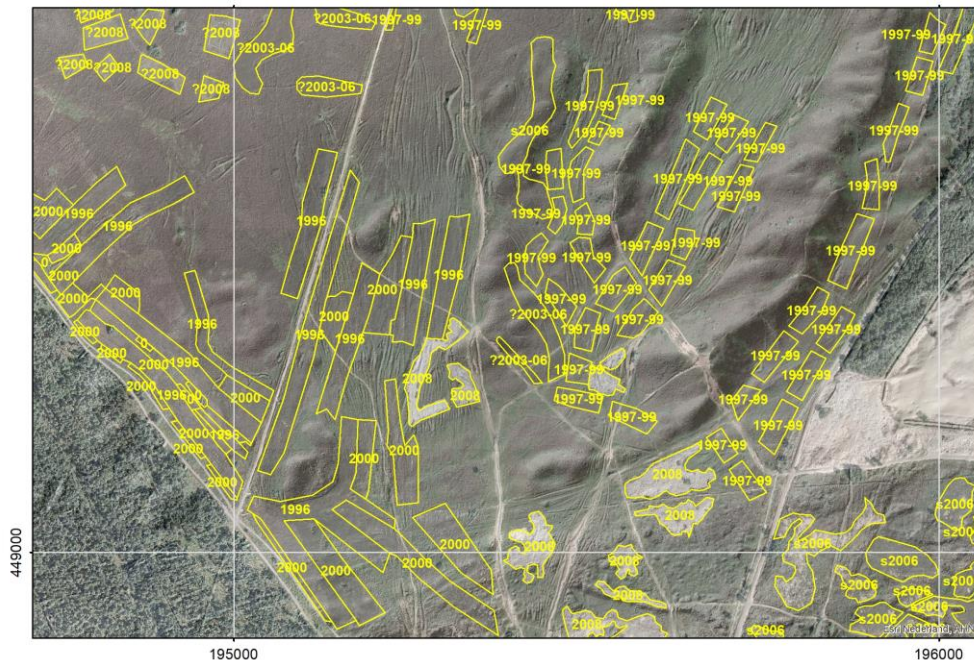
Aanbevelingen voor het beleid

- Ons onderzoek bevestigt dat plaggen van droge heide onder het huidige hoge depositieniveau de al zeer ongunstige bodemchemie en voedselkwaliteit van de heide extra verslechtert.
- De door hoge N-depositie veroorzaakte negatieve effecten doen sterk afbreuk aan de gunstige spontane ontwikkeling van droge heide en kunnen alleen worden tegengegaan door N-depositie substantieel en structureel te verlagen.
- De in de ecologisch belangrijke oude droge heide aanwezige grote stikstofvoorraad komt vrij na lange perioden van droogte waarbij nitraat uitspoelt in ongekend hoge concentraties. Deze 'tijdbom' is een gevaar voor aangrenzende vochtige en natte habitats en het diepere grondwater.
- Herstelstrategieën voor droge heide moeten worden aangepast: 1) blijf af van oude droge heide en 2) formuleer herstelmaatregelen voor grotere oppervlakten geplagde heide op humuspodzolgronden.
- Zolang sprake blijft van hoge N-depositie en dus ook van doorgaande verzuring zal ook met aangepaste herstelstrategieën in feite geen sprake zijn van herstel maar hooguit van *damage control*.

Aanbevelingen voor het beheer

- Ons onderzoek in droge heide op humus-podzolgronden (zandheide) onderstreept het belang van langdurig ongeplagde heide. Sleutelfactoren voor behoud en herstel van droge heide en heischraal grasland als leefgebied voor karakteristieke soorten in het heidelandschap zijn in ongeplagde heide aanzienlijk gunstiger dan in geplagde heide. Alleen verhoogde ammoniumbeschikbaarheid (als gevolg van hoge N-depositie) in oudere heide is een ongunstige ontwikkeling. De gunstige ontwikkelingen zijn het gevolg van het steeds dikker wordende humusprofiel.
- Indicatoren voor een gunstige ontwikkeling van sleutelfactoren zijn soorten van heischrale vegetaties geassocieerd met zandheide (*Galio-Festucetum*), zoals bochtige smele, fijn schapengras, liggend walstro en borstelgras.
- Zeer oude, langdurig ongeplagde heide is zeldzaam en heeft een bijzondere kwaliteit dankzij een dikke, schoensmeerachtige H-horizont in het humusprofiel waarop water stagneert na regenperioden. Kenmerkend zijn een hoog aandeel dophei en het verspreid voorkomen van veenbies, kussens van kussentjesmos en zeldzame mossen.
- Het is nuttig om voor een heideterrein de verschillende leeftijden van heide in kaart te brengen (figuur Samenvatting6).
- Vervolgens zijn aanbevelingen voor heidebeheer afhankelijk van de leeftijden van de heide en van de bodemkenmerken van het heideterrein:
 - Herken langdurig ongeplagde droge heide met een hoog aandeel dwergstruiken en voorkom hier toekomstig plaggen, chopperen en maaien, ongeacht bodemtype. 'Langdurig' betekent voor zover luchtfoto's teruggaan, meestal vanaf de jaren 50 of 60. Deze ongeplagde heide moet worden gekoesterd.
 - Als recent geplagde zandheide onderdeel is van een gradiënt met leemheide (op lemige moderpodzolgrond of leemgrond) en/of ontginningen, dan zou eerst deze gradiënt kunnen worden versterkt of hersteld. De door landbouw of heidebebossing ingenomen bodemvruchtbare delen worden dan weer onderdeel van het heidelandschap en beperkende nutriënten komen dan weer beschikbaar voor heidevegetaties met meer kruiden en een betere voedselkwaliteit.
 - Als alleen sprake is van zandheide waarvan een hoog aandeel recent is geplagd (van rond en na 2000), kan worden onderzocht of een vorm van bemesting (steenmeel, bekalking, fosfaat) gewenst is om de bodemchemie en de voedselkwaliteit van de heide te verbeteren.

- In alle gevallen helpt extensieve begrazing op landschapsschaal de vegetatiestructuur te verbeteren, hoge bedekkingen van grassen (met name smele) te voorkomen, dispersie van heischrale soorten te vergroten en de toevoer van strooisel naar het humusprofiel te verminderen.



Figuur Samenvatting6. Kaart met plagmaatregelen en jaar van uitvoering voor een deel van het Rozendaalse Veld, gebaseerd op de analyse van luchtfotoreeksen. Basiskaarten: AHN-hillshade en luchtfoto 2009.

- 'Vergrassing' moet soortspecifiek worden beoordeeld. In het geval van toenemende aandelen smele, schapengras en borstelgras is sprake van een gunstige ontwikkeling. Te sterke vergrassing door smele kan eenvoudig worden voorkomen of verminderd door extensieve begrazing. Een toenemend aandeel pijpenstrootje beoordelen we als ongunstig, in droge heide waarschijnlijk indicatief voor bodemdegradatie. Nader onderzoek is nodig om maatregelen te vinden voor herstel van droge heide na vergrassing door pijpenstrootje.

Summary

Background and research questions

Heathland management has become cautious in applying sod cutting and related measures to remove accumulated nitrogen. Sod cutting also withdraws limiting nutrients (phosphorus, calcium, magnesium) which can only be replenished by the slow process of mineral weathering. Nitrogen, on the other hand, returns relatively quickly to its pre-management level due to atmospheric deposition. Sod cutting reinforces the imbalance in nutrient availability and results in poor food quality of the vegetation for the fauna. Furthermore, old, long-term unmanaged heath represents a special nature quality. However, with the abandonment of sod cutting, uncertainty has increased about the possible effects of ongoing nitrogen accumulation in heathland soils. This has led to the following research questions:

- a) How do nutrient stocks develop in the humus profile of dry heather vegetation on relevant soil types under extensive management?
- b) Under what conditions does nitrogen saturation occur in relevant heath soils and to what extent are these soils already nitrogen saturated?
- c) Under what circumstances ('calamities') can immobilized nitrogen be released and become problematic?
- d) Where in the Netherlands occur the best opportunities for extensive heathland management and further development of old heath given current and expected nitrogen deposition levels? Where can examples be found that can serve as references for management and policy?

The research was restricted to dry heath on podzol soils ('sand heath'; figure Summary1). This is the most common type in heathlands in the Netherlands. Research regarding question c) has focused on drought stress, because its frequency and intensity will increase as a result of climate change, with potentially major consequences for the functioning of dry heaths in our country.

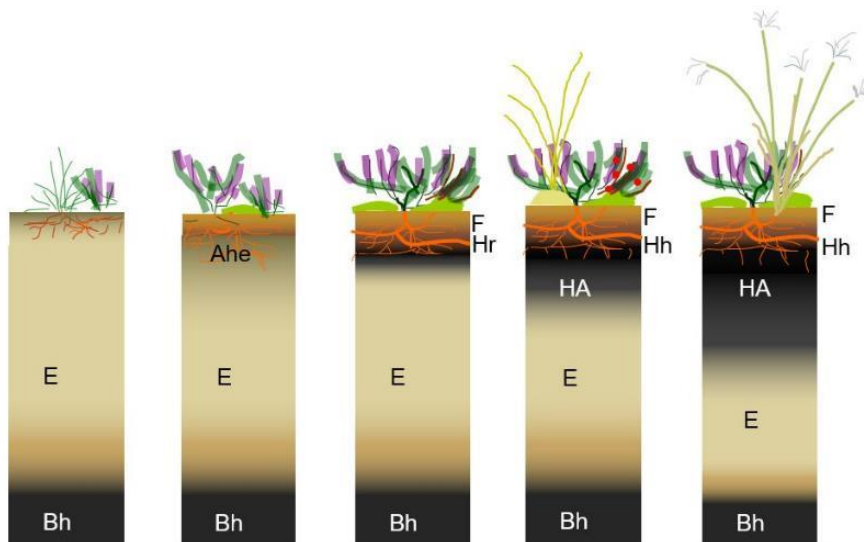


Figure Summary1. Development of the humus profile after sod cutting of dry heath on podzol (after Bijlsma et al., 2013)

Method

For research question a) heathlands were selected with unmanaged heath and/or with sod cut strips from the periods 1983-1994 (24-35 years old) and 1995-2000 (18-23 years old). This has resulted in a selection of 14 nature reserves representative of the regions North, Central and South and within which a balanced distribution over age categories of heath development could be realized per region (figure Summary2). In these reserves, soil and humus profile and vegetation composition were described at 80 points. From this, 36 points distributed over regions and age categories were selected for analysis of soil and plant chemistry. The soil research took place in 2018; the sampling of soil and vegetation and the recording of the vegetation in 2019.

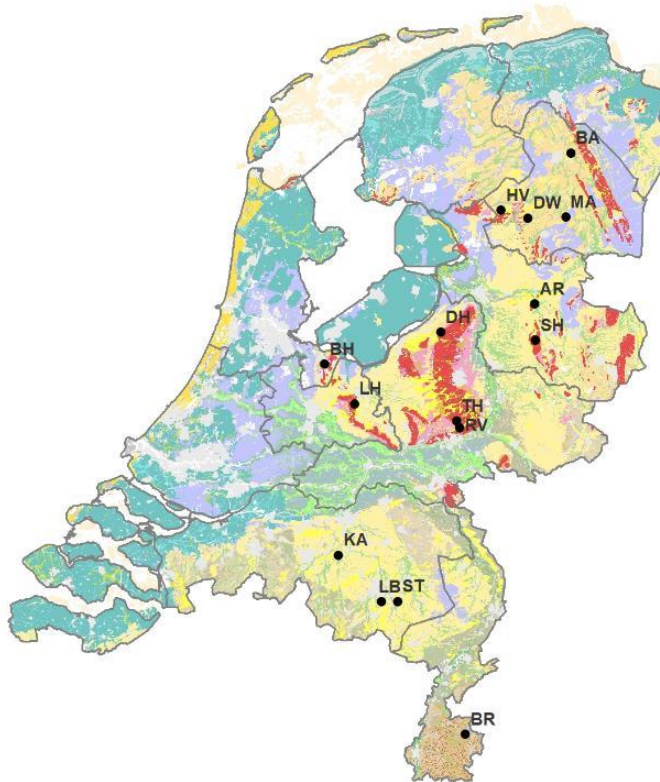


Figure Summary2. Study sites. Basemap: geomorphological map of the Netherlands.

For research questions b) and c), nitrogen leaching was measured in a laboratory set-up using intact soil columns from old, unmanaged heath (Terletse Heide). The 10 columns with a diameter of 25 cm were placed in a climate chamber with illumination at 18 °C (first five months) then at 25 °C (two subsequent months) and finally again at 18 °C (remaining 4.5 months of the experiment). Under the H-layer and under or in the B horizon, 3 rhizon samplers were installed in each column, with which pore water was sampled (figure Summary3). From the beginning of July, half of the columns were no longer irrigated ('drought stress', five repetitions), while the standard irrigation of 80 mm / month was continued for the five other columns ('control treatment'). The drought treatment took more than five months. Then the drying treatment was terminated and the columns were again irrigated for five months as in the control treatment.



Figure Summary3. Left: experimental soil columns with rhizon samples in the climate chamber. Right: profile pit with pvc column on the right.

The column experiment was supplemented with field measurements of pore water, starting August 2018, just after the extreme drought period in that year. Pore water was sampled with ceramic cups at a depth of 35-50 cm, below or just in the B horizon of unmanaged heath on the Terletse Heide (at the same location where the soil columns were collected), Strabrechtse Heide and Brunssummerheide. The sampling took place approximately every two months until November 2019 (Brunssummerheide: June 2019).

The development of the soil and humus profile

- Knowledge about the development of soil and plant chemistry and vegetation composition in relation to characteristics of sod cut and unmanaged heath soils has increased strongly thanks to the standardized way in which soil and humus profile were described in this project. For sampling, the (composite) ectorganic horizons LF1 (Lv + Fa1), F2Hr (Fa2 + Hr) and Hh and mineral horizons HA, Min(eral) (Ah + AC + AE + Eu) and Bh (codes in accordance with Field guide Humus Forms) were chosen. FH denotes the ectorganic humus profile without litter layer (Lv) and F2H denotes the most decomposed part (Fa2 + Hr + Hh) (figure Summary4).

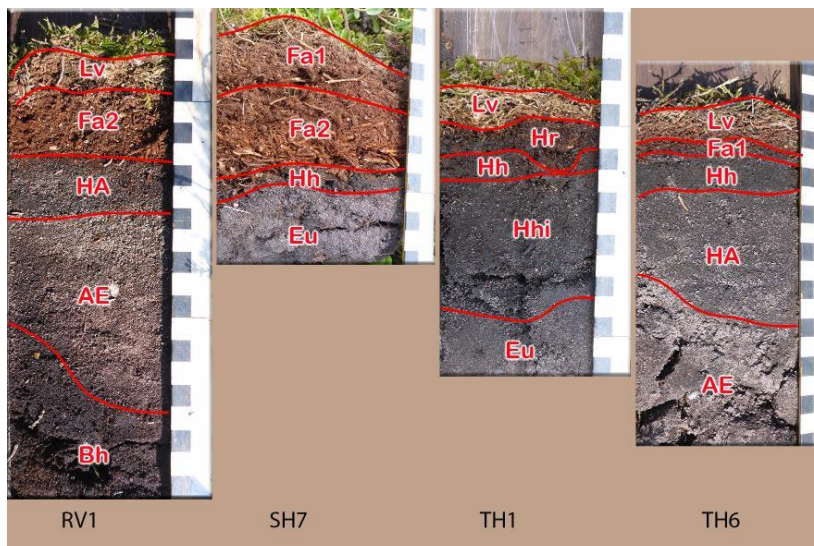


Figure Summary4. Examples of humus horizons in dry heathland soil profiles.

- In the first phase of humus profile development, the Lv and Fa1 horizons are formed, the growth of which diminishes over time as the older (lower) part transforms into the Fa2 horizon. In the following phases, the Fa2 horizon forms which gradually transforms into the

Hr and Hh horizon. The steady increase in thickness of the humus profile ultimately involves mainly the H horizons.

- Statistical analysis of the ectorganic humus profile thickness of sod-cut soils (aged between 18 and 35 years) shows a significant positive relationship with nitrogen deposition (in 2018) and a significant negative relationship with average annual temperature (period 1981-2010). At relatively low nitrogen deposition and relatively high average annual temperature, only mull-humus forms (with FH <2 cm) occur within sod-cut profiles (with FH <2 cm). A transition to a vaagxeromormoder (with Fa 2-5 cm and F2H <2 cm) is only expected after approximately 45 years. This explains why both humus forms have been found in unmanaged situations. With a relatively high nitrogen deposition and a relatively low average annual temperature, this transition can already be seen after 13 years. After 17 years the horizons have grown so much that there is a humusxeromormoder (with F2H 2-5 cm). The statistical relationships have been worked out in a conceptual model for humus profile development in dry heather on humus podzol soils (figure Summary5).

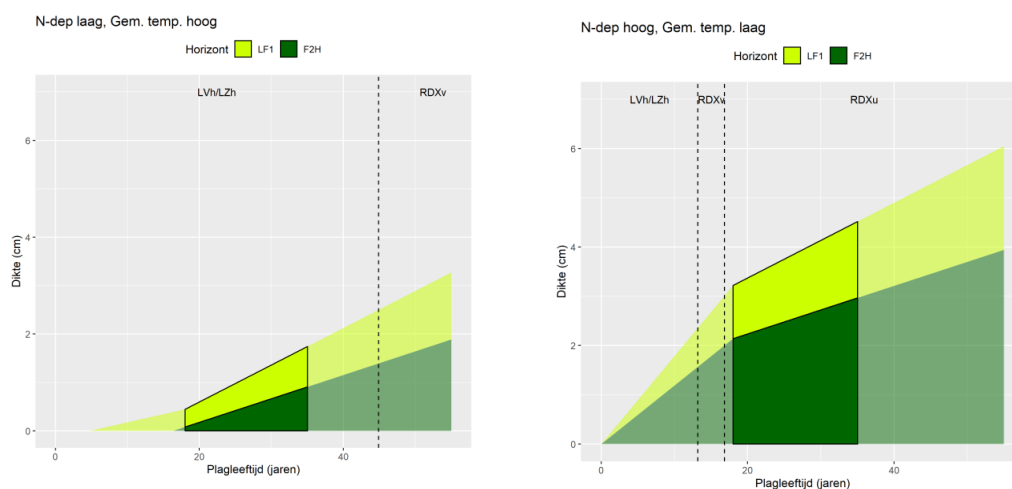


Figure Summary5. Graphical representation of the conceptual model for the development of LF1 and F2H from the moment of sod cutting. Left in a situation with low N-deposition and high temperature, right with high N-deposition and low temperature.

- The nitrogen effect on litter accumulation is in line with an extensive literature on increased carbon sequestration in the organic soil horizons of forests and heaths through increased N deposition. This effect is likely due to both increased litter input from higher primary production and decreased autotrophic soil respiration (CO₂ production) as vegetation (in this case dwarf shrubs) allocates less carbon to roots and associated mycorrhizas and microbes.
- The age of the ectorganic humus profile is unknown for unmanaged situations. For the thickest humus forms found (F2H ≥ 5 cm) it can be assumed that the age is very high. According to the simple linear model derived from sod-cut situations, under high nitrogen deposition and low temperature, the situation with F2H ≥ 5 cm will only arise after 77 years.
- For the endorganic B-horizon, in both the sod-cut and unmanaged profiles, the thickness appears to increase significantly with a higher precipitation surplus, which could indicate a stronger eluviation from overlying layers and subsequent illuviation into the B horizon.

The development of nutrient stocks in the soil

- Nitrogen accumulates in the ectorganic humus profile (including HA) of dry heath on humic podzol soils on average by 109 mmol/m²/year after sod cutting during the first 18-23 years. For the 24-35 year old sod-cut sites this is on average 155 mmol/m²/year, so at the same order of magnitude as the current nitrogen deposition (115-219, with average 144 for all study sites in 2018). Phosphorus accumulates during the first years with 1.2 and basic cations with 13 mmol/m²/year (of which Ca 5.1).
- The amount of nitrogen in the ectorganic humus profile (up to and including the HA horizon) in sod-cut heath soils has a significant positive relationship with the corresponding cumulative nitrogen deposition since cutting). There is no such relationship for the amount of nitrogen in the entire soil profile (up to and including the B horizon). This again shows the major role of the ectorganic humus profile in the immobilization of nitrogen.
- Relatively high concentrations of (available) iron and aluminum can be found in several horizons in the sod-cut heath soils. Sod cutting seems to speed up the podzolization process. Sod cutting also leads to a considerably higher Al/Ca ratio in the Min(eral) and Bh horizons and thus to higher aluminium toxicity.
- Older heath soils (unmanaged and 24-35 years after sod cutting) contain 3 times as much available ammonium over the entire profile as soils cut 18-23 years ago.
- Unmanaged heath soils form a category in the analysis that clearly distinguishes itself from the sod-cut soils by the (often much) higher nutrient stocks assessed on the entire profile: nitrate, ammonium, phosphorus, organic matter, basic cations in general (calcium and magnesium in particular) and trace elements (Zn, Mn). Furthermore, the Al/Ca ratio is significantly lower. Apart from increased ammonium availability, unmanaged heath soils are therefore less limited with regard to soil chemical key factors (Al/Ca ratio, NH₄/NO₃ ratio) for the conservation and restoration of dry heathlands and nutrient-poor grasslands than sod-cut heath.

Mobilisation of nitrogen in old heath soils due to extreme drought

- In the column experiment, extreme drought led to very high concentrations of nitrate and ammonium in the pore water. These values for nitrate were comparable in magnitude to the concentrations determined after the drought of 2018 in pore water of the Terletse Heide and Strabrechtse Heide (approximately 600 µmol/l). Even more than a year after the extreme drought, nitrate concentrations in the field still remained strongly elevated.
- The chemical analysis of humus profiles shows that high nitrate concentrations only occur in the ectorganic humus profile of unmanaged heath. Here, the NH₄/NO₃ ratio averaged 20 compared to 93 for sod-cut heather. Special heathland species, especially herbs, occur optimally at a value of 14. The occurrence of the *Avenella-Festuca filiformis*-group in unmanaged heath (see Vegetation development) is a strong indication that the nitrate availability here is structurally relatively high, independent of periods of extreme drought.
- The specific occurrence of N saturation in unmanaged heath is insufficiently in line with the modeling of N saturation with threshold values for the C/N ratio of the organic horizon, where low C/N ratios should result in nitrogen leaching and high values in complete immobilization. Only for the F2H horizon, a slightly lower C/N ratio was found in unmanaged relative to sod-cut heath. The explanation for N-saturation after extreme drought must be sought in the specific characteristics of thick, ectorganic humus profiles. The Brunssummerheide (on very nutrient-poor silver sand, with virtually no weatherable minerals) is an interesting exception: despite the thick humus profiles of the unmanaged heath, no elevated nitrate concentration was measured here and therefore no leaching.
- Extreme drought has a strong negative effect on our Atlantic (on high precipitation dependent) form of dry heathlands, particularly large-scale mortality of *Erica tetralix*, but locally also of *Calluna* and *Carex pilulifera*.
- The question is whether the release of large quantities of ammonium and nitrate and the leaching of nitrate have negative consequences for vegetation development in the long

term. Increased ammonium availability is a clearly unfavorable consequence of extreme drought. It is unclear whether additional nitrate leaching leads to additional acidification. If this is the case, there is a serious negative effect. For the time being, we assume that ammonium and nitrate concentrations will return to 'normal' levels.

Vegetation development

- The research was limited to dry heathland on podzol soils. This form of dry heath (*Genisto-Callunetum typicum*) is relatively poor in vascular plants ('sand heath') compared to dry heath on loamy, sandy soils and loam soils (*G-C danthonietosum*, 'loam heath'). The average number of vascular plant species found per plot in the North and Central region of the Netherlands (8-9) is significantly higher than in the South region (6). For the moss layer there are no differences between regions: 3-4 species per plot.
- Long-term unmanaged sand heath acquires special characteristics (higher base saturation, lower NH_4/NO_3 ratio) thanks to the ectorganic humus profile steadily getting thicker. This results in more habitat for typical vascular plant species (*Avenella-Festuca filiformis*-group). In very old heath (unmanaged for more than 80 years) a thick Hh layer forms that has a water-stagnating effect and high moisture retaining capacity, creating habitat for species of moist heath and special mosses (*Trichophorum-Leucobryum*-group). The latter kind of heath has been found only in a very few locations.
- As a result of growth phases of heather with a cycle of approximately 30 years, a mosaic pattern of these phases develops in long-term unmanaged heath. In the studied plots, the share of growth phases was on average 5% pioneer, 25% building, 70% mature and 10% degenerate.
- Food quality for small fauna is a major bottleneck in dry heathland, especially low P availability (high N/P ratios) and amino acid shortages, caused by acidification, high N deposition and intensive (historical) land use, especially sod cutting. In the studied plots (with heather as the dominant species) there was no difference in nitrogen or carbon concentrations in the above-ground vegetation between cut and non-cut locations. In the vegetation of unmanaged heather, the concentration of phosphorus was over 30% higher and contained approximately 40% more phosphorus per square meter than in the vegetation of sod-cut heather, resulting in a significantly lower N/P ratio and thus considerably better food quality of uncut heath.

Policy recommendations

- Our research confirms that sod-cutting under the current high nitrogen deposition level further worsens the already very unfavourable soil chemistry and food quality of dry heath.
- Negative effects caused by high nitrogen deposition are detrimental to favourable conditions resulting from spontaneous development of dry heath and can only be counteracted by a substantial and structural reduction in deposition.
- Large nitrogen stocks present in the ecologically important old dry heath are released after long periods of drought during which nitrate leaches in unprecedentedly high concentrations. This 'time bomb' poses a threat to adjacent moist and wet habitats and deeper groundwater.
- Restoration strategies for dry heath should be reformulated: 1) stay away from old dry heath and 2) formulate measures for larger areas of recently sod-cut heathland on podzol soils.
- As long as high N deposition continues, and therefore acidification as well, even modified restoration strategies will not result in proper restoration but at most in damage control.

Management recommendations

- Our research underscores the importance of preserving and developing long-term unmanaged dry heath. Key factors for the preservation and restoration of dry heath and corresponding grasslands as habitat for characteristic species in the heathland landscape

are considerably more favorable than in sod-cut heath. Only increased ammonium availability (resulting from high N deposition) in older heathland soils is an unfavourable feature. The favourable developments are the result of an increasingly thicker humus profile.

- Indicators for a favourable development of key factors for sand heath and related grassland (*Galio-Festucetum*) are *Avenella flexuosa*, *Festuca filiformis*, *Galium saxatile* and *Nardus stricta*.
- Old, long-term unmanaged sand heath is rare and has a special quality thanks to a thick, peaty H-horizon in the humus profile on which water stagnates after rainy periods. Typical vegetation features are a high proportion of *Erica tetralix* and the scattered occurrence of *Trichophorum*, *Leucobryum* and rare mosses.
- It is useful to map out the different heath ages for a heathland landscape (Figure Summary6).

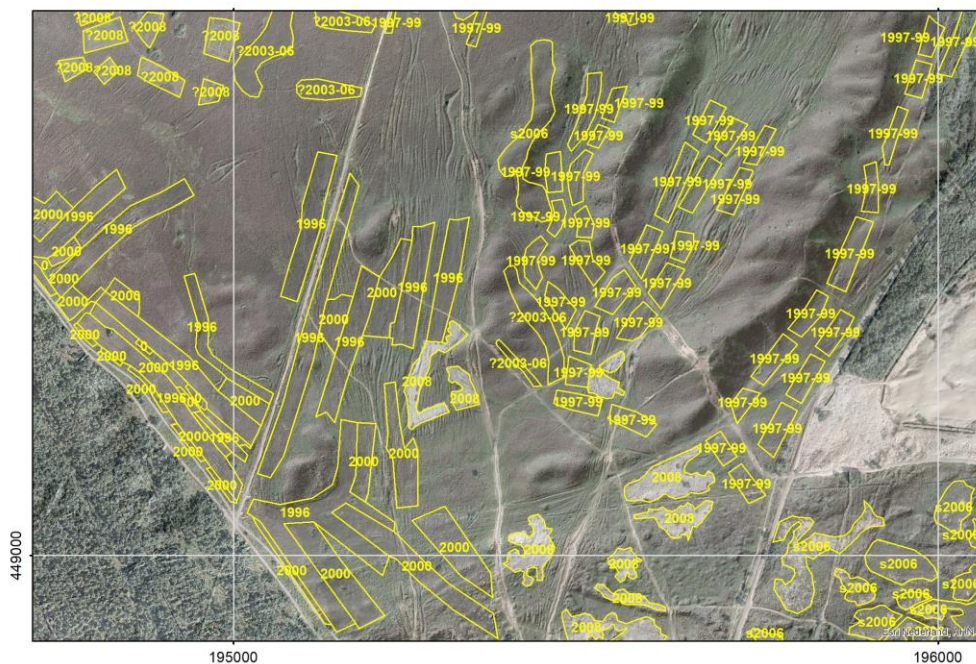


Figure Summary6. Map of sod-cutting measures with corresponding year for a part of the Rozendaalse Veld (Veluwe area), based on the analysis of series of aerial photographs. Base maps: AHN hillshade and aerial photograph 2009.

- Next, management recommendations depend on these ages and on soil diversity:
 - Recognize long-term uncut dry heath dominated by dwarf shrubs and prevent here future sod-cutting and mowing, regardless of soil type. 'Long-term' means as far as aerial photographs go back, usually from the 1950s or 1960s. These unmanaged heath areas must be cherished.
 - If recently (after 2000) sod-cut sand heath is part of a gradient with loamy soils occupied by (former) agricultural fields or afforestations, first, this gradient should be reinforced or restored within the heathland landscape. These more fertile soils will provide the nutrients necessary for the development of heath vegetation with more herbs and a better food quality.
 - If only sand heath occurs, with a high share of recently sod-cut area, a form of fertilization (rock dust, lime, phosphate) can be considered, to improve the soil chemistry and the food quality of the vegetation.

- In all cases, extensive grazing on the landscape scale helps to improve the vegetation structure, to prevent high cover of grasses (especially of *Avenella*), to increase the dispersion of typical heath species and to reduce the supply of litter to the humus profile.
- Grass encroachment must be assessed species-specific. In the case of increasing shares of *Avenella*, *Festuca filiformis* and *Nardus*, this indicates a favourable development. A substantial share of these grasses in the dry heath reflects the situation in the Veluwe-area around 1950. Excessive encroachment by *Avenella* can easily be prevented or reduced by extensive grazing. On the other hand, we consider an increasing share of *Molinia* in dry heath as unfavourable, probably indicative of soil degradation. Further research is needed to find measures to restore dry heathland after grass encroachment by *Molinia*.

Dankwoord

Intensief veldwerk over twee seizoenen in heideterreinen verspreid over de hogere zandgronden was alleen mogelijk dankzij de medewerking van de volgende terreinbeheerders en instanties:

- Balloërveld: Harry Offringa (Staatsbosbeheer)
- Mantingerzand: Daan Vreugdenhil (Natuurmonumenten)
- Dwingelderveld: Kees van Eerde (Staatsbosbeheer)
- Havelte/Holtingerveld: Gerald Kragt en Ronald van Os (Rijksvastgoedbedrijf) en Daan Vreugdenhil (Natuurmonumenten)
- Archemerberg: Hans Dijkstra (Landschap Overijssel)
- Sallandse Heuvelrug: Bas van Noord (Staatsbosbeheer)
- Bussumse Heide: Joost Tilborghs (Goois Natuurreservaat)
- Leusderheide: Jan Otten, Irene Oerlemans en Ronald van Os (Rijksvastgoedbedrijf); Irene danken we speciaal voor de enthousiaste begeleiding in het veld
- ASK/Doornspijkse Heide: majoor Aart Hoogendoorn (Defensie) en Ronald van Os (Rijksvastgoedbedrijf)
- Terletse Heide: André ten Hoedt (Natuurmonumenten), ook voor toestemming om bodemkolommen te verzamelen voor experimenteel onderzoek en toestemming voor poriewateronderzoek; zijn betrokkenheid bij eerder onderzoek naar oude droge heide op de Veluwezoom was cruciaal: dit onderzoek vormde de basis voor het OBN-onderzoek
- Rozendaalse Veld: Nienke Moll (Gemeente Rheden)
- Kampina: Gijs Clements (Natuurmonumenten)
- Strabrechtse Heide: Jap Smits (Staatsbosbeheer), ook voor toestemming voor poriewateronderzoek
- Leenderheide: Mari de Bijl (Brabants Landschap)
- Brunssummerheide: Anke Brouns, Guido Franck en Gaby Bollen (Natuurmonumenten), ook voor toestemming voor poriewateronderzoek

Wij danken Roy Wichink Kruit (RIVM) voor de grootschalige depositiekaarten stikstof vanaf 1983, gebruikt voor de berekening van de cumulatieve stikstofdepositie in geplagde heide sinds het jaar van plagen.

1 Inleiding

1.1 Aanleiding

Tot betrekkelijk recent was plaggen een geaccepteerde maatregel in het (herstel)beheer van droge heide. Pas rond 2010 kwam er aandacht voor de natuurkwaliteit van langdurig ongeplagde heide vooral door de hoge structuur- en soortdiversiteit en door de gunstige effecten van een dik humusprofiel op de vochthuishouding ('heide met een dikke H') (Bijlsma et al., 2009a, 2009b). Onderzoek aan chronosequenties inclusief langdurig ongeplagde heide op verschillende bodemtypen leverde het inzicht hoe droge heide zich ontwikkelt afhankelijk van de bodem. De leeftijd van het heidesysteem (dikte van het humusprofiel) bepaalt vervolgens in hoeverre bosbesheide en vochtvarianten ontstaan, zoals levermosrijke heide en vormen met kenmerken van vochtige heide zoals met dophei codominantie en veenbies. Het hele plantensociologisch spectrum van droge heide is hiermee onderwerp van onderzoek. In 2011 verscheen een OBN-studie waaruit bleek dat de nutriëntenbalans in zowel de bodem als de door struikheide gedomineerde heidevegetatie, sterk is verschoven ten gunste van stikstof en ten nadele van nutriënten die door verwerking van mineralen beschikbaar komen, zoals basische kationen (kalium, calcium) en fosfaat (Vogels et al., 2011). Door een lange historie van plaggen en anderszins verschrallen is in veel droge heiden daardoor de productiviteit sterk gedaald en is de voedselkwaliteit voor kleine fauna sterk afgenomen. Tegelijkertijd is het gehele spectrum van vormen van droge heide sterk verschoven naar betrekkelijk jonge en door struikheide gedomineerde droge heide.

Beide inzichten hebben geleid tot aanbevelingen om heidebeheer en -herstel te plannen op landschapsschaal met oog voor bodemkundige gradiënten en zeer terughoudend te zijn met plaggen (OBN-brochure Heidelandschap in ontwikkeling; Nijssen & Vogels, 2015).

Doordat het heidebeheer aldus terughoudender is geworden ten aanzien van plaggen en chopperen, is de onzekerheid toegenomen over eventuele effecten van een gestage accumulatie van stikstof. Het humusprofiel van droge heide blijkt stikstof uit depositie voor een aanzienlijk deel te immobiliseren waardoor het effect van N-depositie op de soortensamenstelling van oudere heidevegetaties minder groot is dan verwacht. Hoewel tegelijkertijd het humusprofiel, met name de H-laag, blijft toenemen in dikte en daarmee in opslagcapaciteit voor stikstof, is onbekend of en zo ja wanneer, de capaciteit voor de immobilisatie van stikstof wordt bereikt. Het onderzoek richt zich daarom op de vragen hoe snel deze processen verlopen en in welke mate de capaciteit van verschillende heidebodems in dit opzicht al is bereikt.

Het onderzoek is de operationalisering van de kennisvraag uit de Kennisagenda OBN 2014-2018 over "De dynamiek en stabiliteit van oude heiden en de rol van plaggen en bekalking mede in relatie tot bodemchemie". Het onderzoek is relevant voor het habitatype Droge heiden (H4030) en ook voor habitatypen H2310 Stuifzandheiden met struikheide en H2320 Binnenlandse kraaiheidebegroeiingen.

1.2 Kennisvragen

Naast onderzoek naar alternatieve en aanvullende herstelmaatregelen is het nodig om na te gaan welke kenmerken van vegetatie, humusprofiel, bodem- en plantchemie zich ontwikkelen in langdurig (meer dan 30 jaar) niet-geplagde heide. Niet alleen zijn er sterke aanwijzingen dat oude

heide een bijzondere natuurkwaliteit vertegenwoordigt. Onderzoek is ook nodig om goede afwegingen te kunnen maken of en zo ja welke maatregelen het meest zinvol zijn, afhankelijk van de leeftijd en kenmerken van het humusprofiel. Zo speelt de vraag of met steenmeelbehandelingen aan de gang moet worden gegaan met kansen op nieuwe problemen. Bij beheerders is grote behoefte aan een overzicht van beheeropties (inclusief niets doen) met te verwachten ontwikkeling met voor- en nadelen.

Deze overwegingen hebben geleid tot de volgende kennisvragen:

- a) Ontwikkeling van nutriëntenvoorraden. Hoe ontwikkelen zich nutriëntenvoorraden in het humusprofiel van droge heidevegetaties op relevante bodemtypen bij extensief beheer (meer dan 30 jaar ongeplagde/niet gechopperde heide)?
- b) Stikstofverzadiging in heidebodems. Onder welke condities treedt stikstofverzadiging op in relevante heidebodems en in welke mate zijn deze bodems nu al stikstofverzadigd?
- c) Vrijkomen van geïmmobiliseerde stikstof. Onder welke omstandigheden ('calamiteiten' zoals brand, toevoegen mineralen, verdroging) kan geïmmobiliseerde stikstof vrijkomen en tot problemen leiden?
- d) Kansen voor extensief beheer. Waar in Nederland liggen de beste kansen voor het extensief beheer en de verdere ontwikkeling van oude heidesystemen bij het huidige of te verwachten niveau van stikstofdepositie en waar liggen momenteel voorbeelden die als referenties voor beheer en beleid kunnen dienen?

Het onderzoek heeft zich in bodemkundig opzicht beperkt tot humuspodzolgronden en gedegradeerde, leemarme moderpodzolgronden waarin zich een inspoelingshorizont heeft gevormd. Stui fzandheide op vaaggronden en droge heide op lemige moderpodzolgronden zijn buiten beschouwing gelaten. De eerste categorie vereist een sterk aangepaste proefopzet vanwege de dynamische omstandigheden waaronder humusprofielen zijn en worden gevormd (herhaalde overstuiving). De tweede categorie komt slechts weinig voor (want heel geschikt voor ontginning!) en heeft dankzij een hogere basenstatus dan leemarme humuspodzolgronden veel minder knelpunten.

Onderzoek naar kennisvraag c) heeft zich gericht op droogtestress, omdat naar verwachting de frequentie en intensiteit hiervan chronisch zullen toenemen als gevolg van klimaatverandering met mogelijk grote gevolgen voor het functioneren van droge heiden in ons land. Andere factoren worden besproken aan de hand van literatuurgegevens.

1.3 Leeswijzer

Hoofdstuk 2 (Onderzoekslocaties) beschrijft de criteria en uiteindelijke selectie van onderzoekslocaties droge heide in Nederland zodanig dat sprake is van een evenwichtige verdeling van twee leeftijdscategorieën (plagtijdstippen) ten opzichte van ongeplagde referenties.

Hoofdstuk 3 (Bodemprofielkenmerken en de ontwikkeling van het humusprofiel) analyseert de kenmerken van het bodemprofiel en de ontwikkeling van het humusprofiel ten opzichte van de langdurig ongeplagde situatie.

Hoofdstuk 4 (Ontwikkeling van de heidevegetatie) sluit hierop aan met een analyse van de vegetatie-ontwikkeling in relatie tot bodem- en humusprofielkenmerken.

Hoofdstuk 5 (Ontwikkeling van de bodemchemie in het humusprofiel en de minerale bodem) presenteert de ontwikkeling van bodemchemische kenmerken zoals zuurgraad, basenstatus en nutriëntengehaltes in horizonten van humus- en bodemprofiel en van de bodem als geheel.

De ontwikkeling van de chemische samenstelling van de kruidlaag van de heidevegetatie staat centraal in hoofdstuk 6 (Ontwikkeling van de plantchemie in de heidevegetatie).

Hoofdstuk 7 (Mobilisatie van stikstof in oude-heidebodems door droogte) presenteert de uitkomsten van een laboratoriumproef met een intacte bodemkolom (afkomstig uit oude, langdurig ongeplagde droge heide) onder droogtestress en van veldproeven waarbij nitraatgehaltes in poriewater onder de wortelzone zijn bepaald na de extreem droge zomer van 2018 (zie ook Bobbink et al., 2019).

Hoofdstuk 8 (Synthese van resultaten) sluit af met de beantwoording van de kennisvragen inclusief kansen voor extensief heidebeheer. Hierbij wordt een conceptueel model voor humusprofielontwikkeling in droge heide gepresenteerd dat wordt gebruikt voor de bespreking van de ontwikkeling van nutriëntenvoorraden met speciale aandacht voor stikstof en van de vegetatiesamenstelling.

2 Onderzoekslocaties

2.1 Inleiding

De vegetatiekenmerken van oude droge heide zijn relatief goed in beeld gekomen door inventarisaties op de Veluwe (o.a. Bijlsma et al., 2009a). Buiten dit gebied is weinig bekend over omvang en soortensamenstelling van langdurig ongeplagde droge heide. Voor het hele land geldt dat bodemkenmerken en bodemchemie van dit type heide onbekend zijn. Het onderzoek voorziet daarom in een landsdekkende steekproef voor de analyse van kenmerken van bodem- en humusprofiel en bodemchemie en van de hierbij behorende vegetatiesamenstelling. Hierbij is gestreefd naar een evenwichtige verdeling van meetpunten over drie leeftijdscategorieën van heide-ontwikkeling:

1. Plagstroken vanaf eind jaren 1990 (ca. 20 jaar oude heide-ontwikkeling);
2. Plagstroken uit de jaren 1980 en begin jaren 1990 (ca. 30 jaar oude heide-ontwikkeling);
3. Langdurig ongeplagde heide (meer dan 50 jaar oude heide-ontwikkeling).

Aangezien struikheiplanten in 30-40 jaar alle groeifasen doorlopen (pionier, opbouw, volwassen en verval; Gimingham, 1972; Hobbs & Gimingham, 1987), zullen naar verwachting ca. 20 jaar oude plagbanen overwegend uniform volwassen heidevegetaties te zien geven, ca. 30 jaar oude plagstroken al struikheide in verval bevatten en langdurig ongeplagde heide een leeftijdsmozaïek van struikheide bieden.

2.2 Wijze van selectie

De onderzoeklocaties zijn geselecteerd met de volgende criteria:

1. Vegetatie: Droge heide, habitattypen Droge heiden (H4030), met dominantie van dwergstruiken.
2. Bodem: Droge humuspodzolgrond (haarpodzolgrond) of gedegradeerde moderpodzolgrond. Dit zijn de meest voorkomende bodemtypen onder droge heide. Inperking van de steekproef tot deze bodemtypen maakt het analyseren van kenmerken van bodem en vegetatie binnen en tussen gebieden mogelijk (en zie § 1.2 Onderzoeksvragen).
3. Budget: Kosten voor analyse van bodem- en plantchemie per locatie ten opzichte van het totaalbudget voor chemische analyse. Dit criterium bepaalde het maximum van 36 meetpunten.
4. Geografische spreiding: Representatieve verdeling over de regio's Noord-, Midden- en Zuid-Nederland waarmee ook variatie in N-depositie en klimaatvariabelen (neerslag, temperaturen) wordt afgedekt. Deze spreiding is vooral gerealiseerd binnen het Natura 2000-netwerk maar ook wel daarbuiten (Gooi en Utrechtse Heuvelrug) als geschikte Natura 2000-gebieden ontbraken. De grote geografische variatie in de regio Midden (van Gooi via Utrechtse Heuvelrug en Veluwe naar Overijssel) is vertaald in een dubbel zo groot aantal punten (18) ten opzichte van de regio's Noord (9) en Zuid (9).
5. Heide-ontwikkeling: Evenwichtige verdeling van leeftijdscategorieën van heide-ontwikkeling binnen regio's (ca. 20 jaar, ca. 30 jaar, ongeplagd).
6. Efficiëntie van veldwerk: Bij voorkeur terreinen waarin alle categorieën van heide-ontwikkeling aanwezig zijn, om reistijd en aanlooptijd van meetpunten te beperken. Binnen de terreinen bij voorkeur meetpunten in de nabijheid van met de auto toegankelijke paden. Indien nodig zijn ook minder goed bereikbare punten opgenomen.

Met deze criteria zijn onderzoekspunten opgespoord en nauwkeurig op kaart gezet met behulp van de volgende bronnen:

1. Habitatkaart (Aerius-versie 2017 zoals ook gebruikt voor de Art17-rapportage van habitattypen), met name Droge heiden (H4030). Alleen beschikbaar voor Natura 2000-gebieden.
2. Bodemkaart 1:50 000 WENR (De Vries et al., 2003).
3. Actueel Hoogtebestand Nederland (AHN2) (PDOK).
4. Landsdekkende luchtfotoreeks 2008-2018 (PDOK).
5. Luchtfoto's vanaf ca. 1950 in DotKa-beeldbank (Kadaster- en WO II-luchtfoto's in lage resolutie).

Een belangrijk aandachtspunt bij de selectie van meetpunten is het bodemtype dat in de praktijk vrij sterk kan afwijken van de aanduiding op de bodemkaart 1:50 000. Ook de habitatkaart is niet overal even betrouwbaar. Om deze redenen zijn in alle regio's meer terreinen en punten geselecteerd dan strikt nodig, als uitwijkmogelijkheid in geval bij veldbezoek bodem of vegetatie ongeschikt blijken te zijn op de in eerste instantie geselecteerde locaties.

Met deze lijst is een eerste ronde bodemkundig veldwerk uitgevoerd (mei - november 2018) door met GPS en luchtfotokaart de vooraf geselecteerde punten te bezoeken. Alleen als punten bodemkundig en vegetatiekundig bleken te voldoen aan de criteria, zijn nauwkeurige beschrijvingen gemaakt van humus- en bodemprofiel, in totaal voor 80 punten. Op deze punten is altijd een deel van het uitgeboorde moedermateriaal niet teruggeplaatst in het boorgat maar blijven liggen om het terugvinden van de plek (voor eventuele nadere bemonstering van bodem en vegetatie) te vergemakkelijken.

2.3 Meetpunten

Voor de selectie van de benodigde 36 meetpunten uit de 80 door bodemkundig vooronderzoek geschikt gebleken punten zijn de criteria 4 (spreiding over regio's), 5 (verdeling over leeftijdscategorieën) en 6 (efficiënt veldwerk) toegepast. De leeftijdscategorieën (aangeduid als plagleeftijd) zijn hierbij nader begrensd van

- 18-23 jaar (geplagd in periode 1995-2000)
- 24-35 jaar (geplagd in periode 1983-1994) en
- ongeplagd.

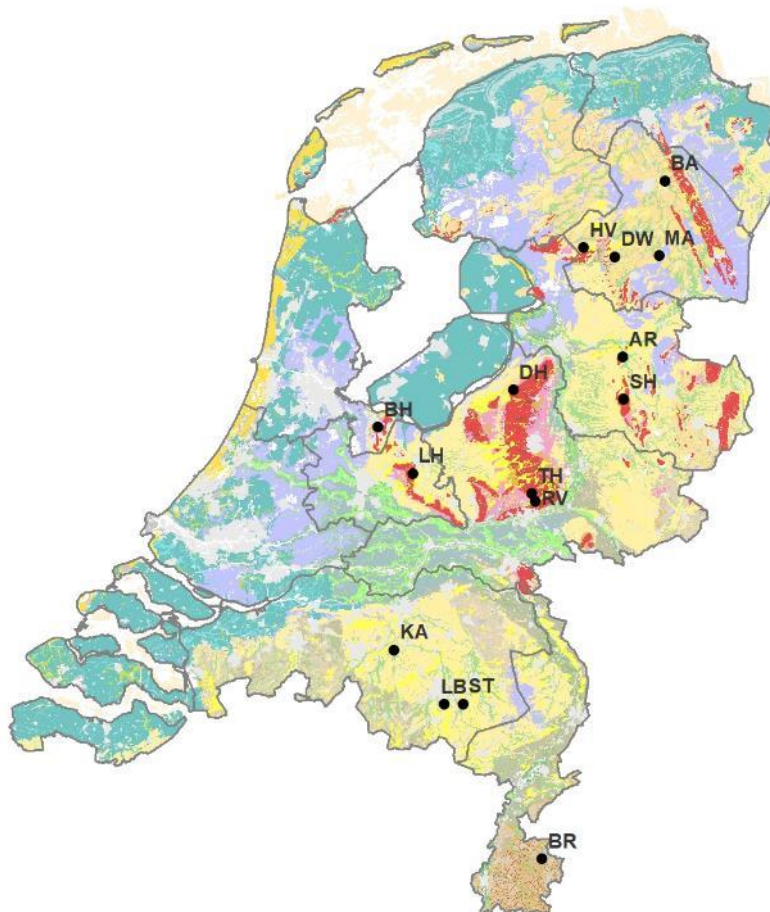
Dit heeft geleid tot een selectie van 14 gebieden die representatief zijn voor de regio's Noord, Midden en Zuid en waarbinnen per regio een evenwichtige verdeling over leeftijdscategorieën van heide-ontwikkeling kon worden gerealiseerd (tabel 2.1).

Deze selectie heeft dus geleid tot twee groepen van meetpunten:

- 80 punten waar tenminste bodem- en humusprofiel en vegetatiesamenstelling zijn beschreven²;
- een deelverzameling van 36 evenwichtig over regio's en leeftijdscategorieën verdeelde punten waar ook de bodem- en plantchemie is geanalyseerd.

² Op de Doornspijkse Heide is ook een plagplek beschreven uit 2008 (10 jaar oud; DH9). Deze is alleen meegenomen in de analyse van vegetatie in relatie tot dikte van het humusprofiel.

De 80 meetpunten binnen gebieden zijn uniek genummerd, uitgaande van een gebiedscode. Figuur 2.1 geeft de ligging van de gebieden in Nederland. Basisgegevens zoals RD-coördinaten, klimatologische gegevens en N-depositieniveaus van alle meetpunten zijn opgenomen in Bijlage 1.



Figuur 2.1: Onderzoekslocaties. Voor codes zie tabel 2.1. Basiskaart: geomorfologische kaart Nederland.

Figure 2.1: Study sites. See table 2.1 for site codes. Basemap: geomorphological map of the Netherlands.

Tabel 2.1: Aantal geselecteerde meetpunten (voor bodem- en plantchemie) per leeftijdscategorie van de heidevegetatie in gebieden binnen de regio's Noord, Midden en Zuid, provincie en Natura 2000-gebied. Tussen haakjes: totaal aantal punten met een bodem- en vegetatiebeschrijving.

Table 2.1: Number of selected sample points (for chemical analysis of soil and vegetation) per age category of heathland vegetation (18-23 year and 24-35 year after sod cutting and uncut) in sites within the northern ('Noord'), central ('Midden') and southern ('Zuid') region, province and Natura 2000 site. In parentheses: total number of points with soil and vegetation descriptions.

Regio	Gebied(code)	Provincie	Natura 2000-gebied	Leeftijd 18-23 jr	Leeftijd 24-35 jr	Ongeplagd
Noord	BA Balloërveld	DR	Drentsche Aa-gebied		2(2)	1(3)
	DW Dwingelderveld	DR	Dwingelderveld			0(2)
	HV Holtingerveld	DR	Holtingerveld	1(2)	1(1)	1(3)
	MA Mantingerzand	DR	Mantingerzand	2(3)		1(3)
	Subtotaal bemonsterd Noord			3	3	3
Midden	AR Archemerberg	OV	Vecht- en Beneden-Reggegebied		1(2)	1(3)
	SH Sallandse Heuvelrug	OV	Sallandse Heuvelrug		1(3)	0(2)
	DH Doornspijkse Heide	GD	Veluwe	1(2)		1(3)
	TH Terletse Heide	GD	Veluwe		2(3)	1(3)
	RV Rozendaalse Veld	GD	Veluwe	2(6)		1(2)
	LH Leusderheide	UT		1(3)	1(1)	1(2)
	BH Bussumerheide	NH		2(2)	1(3)	1(2)
	Subtotaal bemonsterd Midden			6	6	6
Zuid	KA Kampina	NB	Kampina	1(2)	1(3)	1(2)
	ST Strabrechtse Heide	NB	Strabrechtse Heide		1(1)	1(1)
	LB Leenderheide	NB	Leenderbos, Groote Heide & De Plateaux	2(2)	1(1)	0(2)
	BR Brunssummerheide	LB	Brunssummerheide			1(5)
	Subtotaal bemonsterd Zuid			3	3	3
Totaal bemonsterd (beschreven)				12(22)	12(20)	12(38)

2.4 N-depositie en klimaatvariabelen

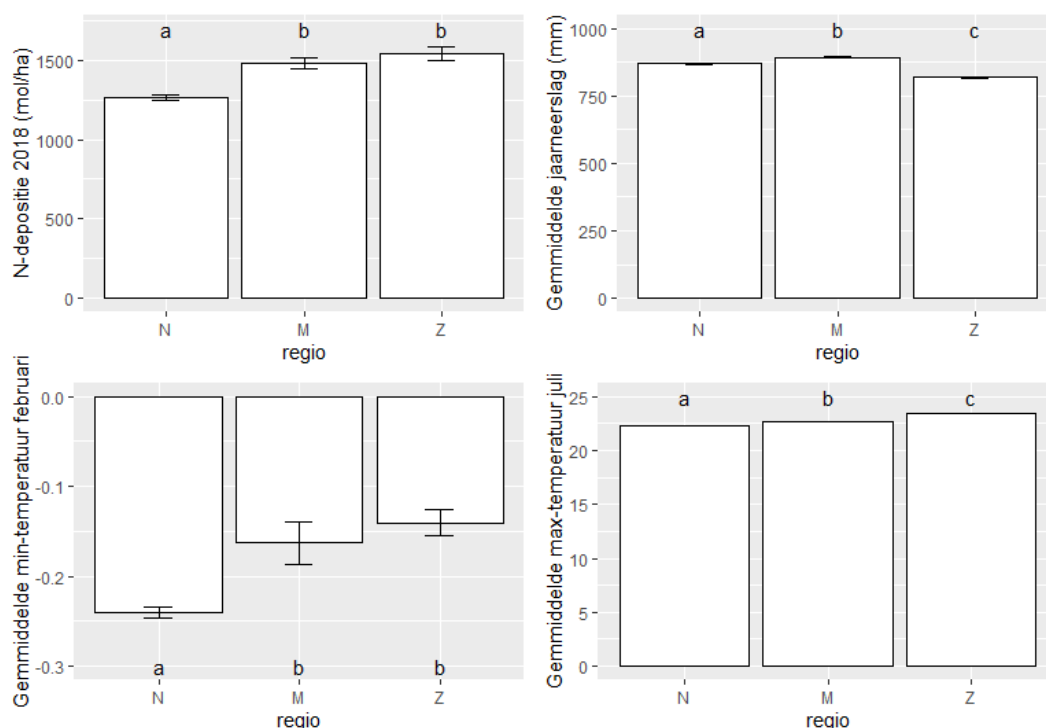
Figuur 2.2 geeft gemiddelde waarden voor N-depositie en klimaatvariabelen per regio. Deze waarden zijn bepaald door overlay van de meetpunten met online beschikbare GIS-bestanden. Zie Bijlage 1 voor waarden van de onderzoekslocaties.

Depositie van totaal stikstof in 2018 (mol/ha; <https://www.rivm.nl/gcn-gdn-kaarten/depositiekaarten>) is voor regio Noord significant lager dan voor Midden en Zuid. Kaartjes van de landelijke verdeling van N-depositie voor 1985, 2000 en 2015 zijn opgenomen in figuur 2.3.

De gemiddelde jaarneerslag (mm; voor de normaalperiode 1981-2010; <https://data.knmi.nl/datasets>) verschilt significant tussen regio's en is het hoogst in Midden en het laagst in Zuid.

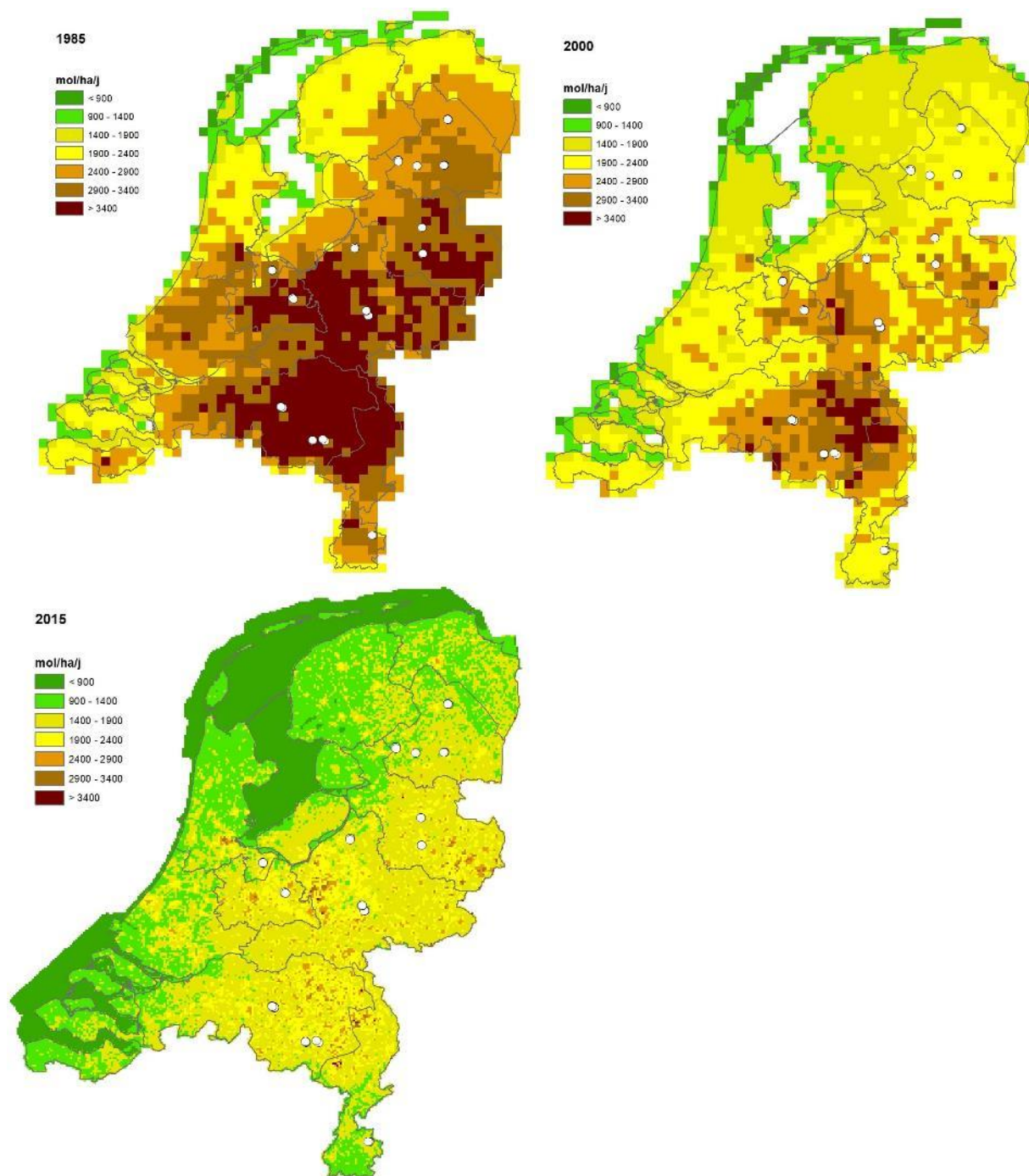
De gemiddelde minimumtemperatuur van de koudste maand (februari) (°C; voor de normaalperiode 1981-2010; <https://data.knmi.nl/datasets>) is in regio Noord significant lager dan in beide andere regio's.

De gemiddelde maximumtemperatuur van de warmste maand (juli) (°C; voor de normaalperiode 1981-2010; <https://data.knmi.nl/datasets>) verschilt significant tussen regio's en is het hoogst in Zuid en het laagst in Noord.



Figuur 2.2: Gemiddelde waarden (met standaardfout) van N-depositie in 2018 en klimaatvariabelen (normaalperiode 1981-2010) voor de meetpunten per regio. Contrasten in significantie (TukeyHSD) aangeduid met letters.

Figure 2.2: Mean values (with standard error) for N-deposition in 2018 and climate variables averaged over the period 1981-2010 (mean annual precipitation, mean minimum temperature of the coldest month February, mean maximum temperature of the warmest month July), for the sample points in the northern (N), central (M) and southern (Z) region. Contrasts in significance (TukeyHSD) indicated with letters.



Figuur 2.3: Landelijke stikstofdepositiekaarten (mol/ha/j) voor 1985, 2000 en 2015 met onderzoekslocaties (vergelijk figuur 2.1). Bron: Roy Wichink Kruit, RIVM.

Figure 2.3: National nitrogen deposition maps (mol/ha/y) for 1985, 2000 and 2015 with study sites indicated (compare figure 2.1).

3 Bodemprofielkenmerken en de ontwikkeling van het humusprofiel

3.1 Inleiding

De bodem en meer specifiek het humusprofiel lijkt een cruciale rol te spelen bij de ontwikkeling en successie van droge heide. Allereerst zijn lemigheid en mineralogische eigenschappen bepalend voor het vochthoudend vermogen en de beschikbaarheid van nutriënten uit vertering van mineralen. Verder lijkt de ontwikkeling van het humusprofiel een belangrijke rol te spelen bij het vasthouden van nutriënten in de bodem, maar ook in de accumulatie van stikstof vanuit stikstofdepositie. Daarom is een goed inzicht in de bodemkundige variatie en de ontwikkeling van het humusprofiel na plaggen nodig om de eerste kennisvraag te beantwoorden: *"Hoe ontwikkelen zich nutriëntenvoorraden in het humusprofiel van droge heidevegetaties op relevante bodemtypen bij extensief beheer (meer dan 30 jaar ongeplagde/niet gehopperde heide)?"*

Voor de vergelijkbaarheid van de onderzoekslocaties is gezocht naar droge heide op droge humuspodzolgrond (haarpodzolgrond) of gedegradeerde moderpodzolgrond. Bij de profielbeschrijving in het veld is getoetst of de bodem in de onderzoekslocatie hieraan voldoet.

Door de dikte van de humushorizonten uit te zetten tegen het aantal jaren dat verstreken is na plaggen ('plagleeftijd') kan de snelheid worden afgeleid waarmee een humusprofiel gevormd wordt. Vervolgens kan door extrapolatie mogelijk ook de duur van de periode worden geschat waarin een oude heide niet geplagd is geweest.

De resultaten van de bodem- en humusprofielbeschrijvingen zijn gebruikt om te beoordelen welke locaties het beste bemonsterd kunnen worden voor chemische analyse en welke lagen daarbij relevant zijn (zie hoofdstukken 4, 5 en 6).

3.2 Werkwijze

De bodemkundige verkenning is uitgevoerd tussen mei en november 2018, waarbij alle vooraf geselecteerde locaties (zie § 2.2) bezocht zijn en allereerst beoordeeld zijn op het voorkomen van een droge heidevegetatie en de juistheid van de op basis van luchtfoto's ingeschatte plagsituatie. De locatie werd opgezocht met behulp van de GPS-ontvanger in de veldcomputer en aanvullende beoordeling van de in het GIS opgenomen luchtfoto. In enkele gevallen is de locatie iets verlegd om beter aan de voorwaarden voor vegetatie te voldoen. De nieuwe locatie lag dan wel binnen dezelfde leeftijdscategorie (zoals plagbaan) en de coördinaten zijn aangepast. Als aan alle voorwaarden was voldaan, is een beschrijving gemaakt van het bodem- en humusprofiel. In totaal zijn zo 80 profielbeschrijvingen gemaakt. Bij het afronden van de beschrijving is het boorgat weer dichtgemaakt, maar is steeds een deel van het moedermateriaal (geel zand) achtergelaten om bij de bemonstering en vegetatieopname zeker te zijn dat het dezelfde locatie betreft. De bodembemonstering op de 36 geselecteerde locaties is uitgevoerd in mei 2019.

3.2.1 Fysisch-geografische positionering

De onderzoekslocaties zijn geselecteerd binnen droge humuspodzolgronden (haarpodzolgronden; zie selectiecriteria § 2.2) als typische en veel voorkomende bodem van droge heide. Binnen deze

bodems is wel enige variatie te verwachten op grond van leemgehalte en mineralogische rijkdom van het moedermateriaal. Om hier zicht op te krijgen zijn de locaties ingedeeld naar geogenese en bodemeigenschappen volgens een indeling die gebaseerd is op de Landschapsleutel (Kemmers et al., 2011; Van Delft et al., 2015) en enigszins is aangepast voor dit doel. Wij onderscheiden voor dit onderzoek drie fysisch-geografische secties met vijf fysisch-geografische eenheden (Tabel 3.1) die kort beschreven worden in § 3.3.1.

H_zG: FG-sectie Glaciale gebieden

Hierin zijn FG-series van de stuwwallen en puinwaaiers samengenomen en naar leemgehalte onderverdeeld in twee eenheden: H_zGA en H_zGL. Ongeacht het leemgehalte zal de rijkdom aan verweerbare mineralen in glaciale afzettingen mogelijk wat hoger zijn dan in de overeenkomstige dekzanden. Glaciale afzettingen zijn veelal gevormd uit pleistocene (rivier)afzettingen waarin nog een redelijk deel verweerbare mineralen aanwezig is.

H_zD: FG-sectie Dekzandgebieden

De indeling voor de dekzandgebieden komt overeen met de FG-series H_zDA en H_zDL volgens de Landschapsleutel. Het betreft overal droge dekzandgronden die verschillen in lemigheid. Ongeacht het leemgehalte zal de mineralogische rijkdom in de dekzanden wat lager zijn dan in de overeenkomstige glaciale afzettingen. Dekzand bestaat door eerdere verwerking grotendeels uit kwarts.

H_zI FG-sectie Tertiaire zanden in het heuvelland

De Brunssummerheide ligt op zilverzanden die gerekend worden tot het Laagpakket van Heksenberg in de Formatie van Breda (Westerhof, 2003). Dit zijn kustafzettingen uit Laat-Oligoceen tot Vroeg-Pliocene met een veel lager glauconietgehalte dan elders in deze formatie. Het zilverzand bestaat uit vrijwel puur kwarts (>99%) en bevat dus vrijwel geen verweerbare mineralen met basische kationen (figuur 3.1). Deze zanden hebben wij niet verder onderverdeeld.



Figuur 3.1: De locaties op de Brunssummerheide liggen op zilverzand. Omdat dit oude bodems betreft en het zand vrijwel geen verweerbare mineralen bevat, komen zeer diepe podzolbodems voor met een dikke Eu-horizont.

Figure 3.1: The old soils at the sites at Brunssummerheide are developed in very mineral-poor 'silver sand' and have thick E-horizons.

Tabel 3.1: Fysisch-geografische eenheden van de onderzoekslocaties.

Table 3.1: Physical-geographic units of the study sites.

FG_eenheid	Naam
HzGA	Leemarme glaciale afzettingen van de hogere zandgronden
HzGL	Lemige glaciale afzettingen van de hogere zandgronden
HzDA	Leemarme droge dekzandgebieden van de hogere zandgronden
HzDL	Lemige dekzandgebieden en dekzand op leem van de hogere zandgronden
HIZ	Tertiair zand in het Heuvelland

3.2.2 Beschrijving van bodem- en humusprofiel

In onze benadering is het humusprofiel geen aparte entiteit ten opzichte van het bodemprofiel. Wij beschouwen het humusprofiel als het meer veranderlijke deel van de bodem, waarin bodemvormende processen als humusvorming en uitspoeling een grote rol spelen en ook sterk beïnvloed worden door milieuomstandigheden, vegetatie en beheer. Dat maakt dit deel van de bodem bij uitstek geschikt om de bodemkundige veranderingen door beheer (plaggen) en stikstofdepositie op de oude droge heide te bestuderen.

Op elke onderzoekslocatie is met een edelmanboor een boring gemaakt tot ongeveer 1,5 meter diepte. Het profiel is beschreven volgens de handleiding voor karteringen (Ten Cate et al., 1995). In enkele gevallen kon niet tot 1,5 meter worden geboord vanwege grind in de ondergrond en de extreme droogte in de zomer van 2018.

De diktes van de humushorizonten verschillen ruimtelijk over een kortere afstand dan de horizonten in het bodemprofiel. Daarom zijn voor het humusprofiel steeds vier waarnemingen gedaan binnen enkele meters rondom het boorgat. Hier zijn op vier plekken met de humushapper of een pioniersschepje een stuk van de bovengrond en het humusprofiel uitgestoken om het humusprofiel te beschrijven (figuur 3.2).



Figuur 3.2: Beschrijving van het humusprofiel met behulp van een pioniersschepje.

Figure 3.2: Humus profile description with a shovel.

De beschrijving van het humusprofiel is uitgevoerd volgens de Veldgids Humusvormen (Van Delft et al., 2006). De beschrijving van de eerste steek werd opgenomen in de beschrijving van het bodemprofiel, de overige drie steken zijn apart beschreven. Voor de analyse zijn de diktes van de humushorizonten gemiddeld om tot een gemiddeld profiel van de onderzoekslocatie te komen. Dit

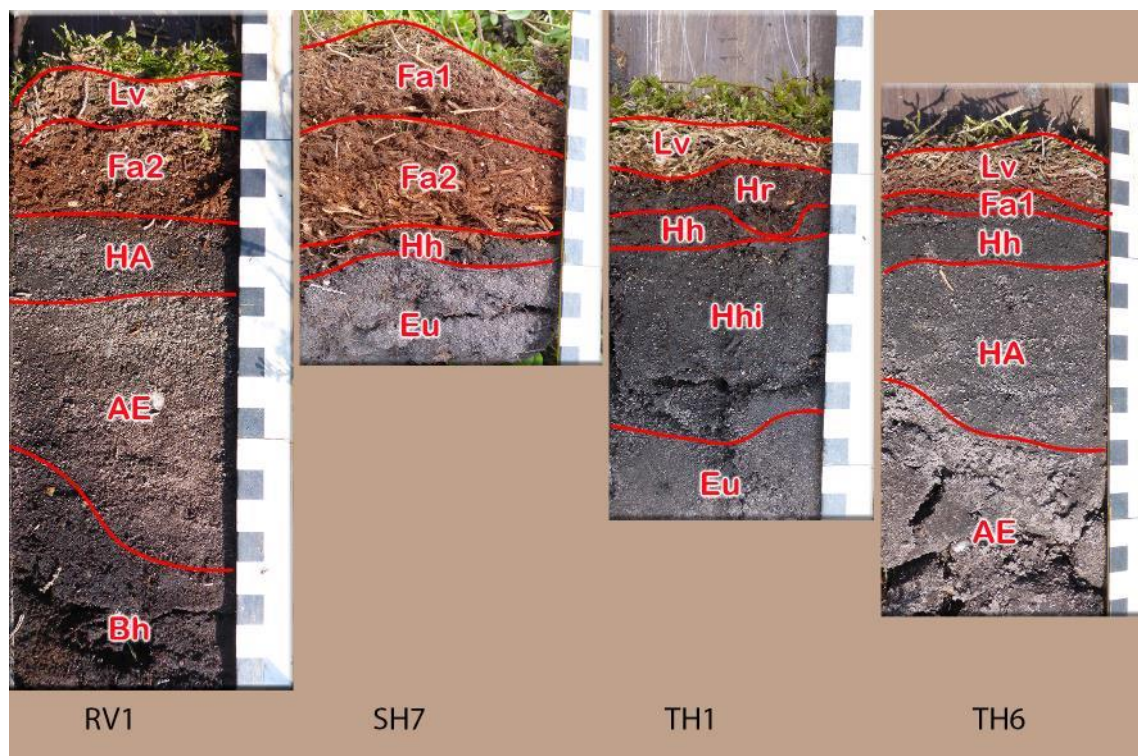
betreft dan een gecombineerde humus- en bodemprofielbeschrijving. De individuele humusprofielen in de vier steken worden ook apart gerapporteerd in diagrammen waarvan enkele voorbeelden zijn opgenomen in Bijlage 2.

3.2.3 Humushorizonten

Omdat de diktes en eigenschappen van de humushorizonten een bepalende rol spelen in dit onderzoek volgt hier een beknopte beschrijving, gebaseerd op de Veldgids Humusvormen (Van Delft et al., 2006) en waar nodig aangevuld voor de situatie bij oude droge heide.

De algemene indeling voor strooiselhorizonten (L, F en H) is primair ontwikkeld voor bosstrooisel, maar is ook geldig voor heidestrooisel. In figuur 3.3 zijn voorbeelden opgenomen van de voorkomende horizonten in een aantal profielen uit het heide-onderzoek. Omdat het strooisel bovenop het profiel valt, neemt de ouderdom van het materiaal toe met de diepte en is er een vaste volgorde te onderscheiden waarin de horizonten voor kunnen komen. Hieronder worden de horizonten in die volgorde besproken. Soms zijn de overgangen tussen horizonten scherp (binnen een millimeter), in andere gevallen zijn ze geleidelijker en kunnen meerdere centimeters beslaan.

Behalve de strikte strooiselhorizonten (L, F en H; de ectorganische horizonten) bespreken wij hier ook horizonten die strikt genomen tot het bodemprofiel behoren (HA, AE, Eu, Bh, BC en Cu; de endorganische horizonten). Omdat de bodemvorming met uitspoeling en inspoeling zich juist in deze horizonten afspeelt, zijn zij ook zeer relevant voor de beschrijving. Een voorbeeld van een voor oude droge heide typisch haarpodzolprofiel is opgenomen in figuur 3.5. Op deze foto is ook goed te zien dat een haarpodzolprofiel vaak niet erg diep ontwikkeld is. In dit geval ligt de maximale inspoeling (Bh-horizont) binnen 20 cm – mv.



Figuur 3.3: Voorbeelden van humushorizonten in enkele heideprofielen. Voor codering van locaties zie tabel 2.1.

Figure 3.3: Examples of humus horizons in some heathland profiles. Refer to table 2.1 for study site codes.

Lv - Litter

L-horizonten bestaan uit vers strooisel, waarvan de plantenresten (blad, naalden etc.) nog goed te herkennen zijn. Er komt geen of zeer weinig fijn organisch materiaal afkomstig van biologische activiteit voor. Strooisel dat nog grotendeels intact en weinig verkleurd is, kan onderscheiden worden als een Ln-horizont (new). Dit is vaak minder dan 1 jaar oud. Voor heidevegetaties is deze vorm niet relevant. Na enige tijd beginnen de eerste veranderingen in dit strooisel op te treden die het gevolg zijn van fysische, chemische en biologische processen. Bladeren en naalden kunnen breken, kleurstoffen spoelen uit of worden door schimmels afgebroken. Een L-horizont waarin deze processen zijn opgetreden, wordt onderscheiden als Lv-horizont (variative).

In de humusprofielen van oude droge heide bestaat deze Lv-laag vooral uit heidetakjes en -blaadjes, vaak samen met mossen. Hierdoor is de grens tussen de levende moslaag en het begin van het humusprofiel soms niet helemaal duidelijk.

Fa1 - Fermented, fragmented eerste fase

F-horizonten bestaan uit gedeeltelijk verteerd strooisel. De plantenresten zijn gefragmenteerd (versnipperd), maar vaak is de herkomst nog wel te herkennen. Hoewel er vrij veel fijn organisch materiaal kan voorkomen (< 70%), zijn de herkenbare plantendelen nog duidelijk aanwezig. Bij profielen met een ectorganische strooisellaag is dit de laag waar het belangrijkste deel van de vertering plaatsvindt. Dat betekent ook dat in dergelijke profielen hier de meeste voedingsstoffen vrijkomen. Om die reden worden in de F-horizont vaak veel fijne wortels aangetroffen.

De afbraak van organische stof in de F-horizont vindt vooral plaats door mesofauna en schimmels. Afhankelijk van de overheersende biologische activiteit worden drie soorten F-horizonten onderscheiden: Fm-horizont (mycogenous), Fz-horizont (zoogenous) en Fa-horizont, (amphi). Voor oude droge heide is vooral de laatste vorm relevant, waarbij zowel schimmelactiviteit als enige bodemfauna-activiteit een rol spelen (zie figuur 3.4).



Figuur 3.4: Miljoenpoot in de Fa1-horizont bij onderzoekslocatie SH1.

Figure 3.4: Millipede in the Fa1-horizon at site SH1

Fa2 - Fermented, fragmented tweede fase

Bij Fz- en Fa-horizonten kunnen vaak ontwikkelingsfasen onderscheiden worden, waarbij bovenin minder fijn organisch materiaal voorkomt dan onderin. Het onderste deel van een F-horizont vertoont dan kenmerken van een H-horizont, maar wordt vanwege het voorkomen van herkenbare plantenresten nog wel tot de F-horizonten gerekend. We spreken dan van een Fz1 of Fa1-horizont

in het bovenste deel en een Fz2- of Fa2-horizont in het onderste deel. Functioneel zijn de Fz2- of Fa2-horizont een overgangsfase naar de Hr-horizont.

Hr – Humus residuen

De H-horizonten vormen het deel van het ectorganische humusprofiel, waar de organische stof het sterkst is afgebroken. Organische stof in deze laag kan tientallen jaren geleden als strooisel op het profiel gevallen zijn. Het bestaat vrijwel geheel uit fijn organisch materiaal (> 70%), gevormd door droppings van mesofauna en onherkenbare strooiselresten (amorfe humus). In de Hr-horizont zijn nog wel wat resten van schors en andere houtige delen te herkennen.

Hh – Humus

Dit is het oudste deel van het ectorganisch humusprofiel. Het organisch materiaal is volledig gehumificeerd en is meestal zwart met een massieve of blokkige structuur. Deze horizont wordt pas na decennia gevormd en komt dus niet voor bij de meer recent geplagde profielen.

HA – Overgang van H naar A-horizont

In humusprofielen met arm zuur strooisel wordt relatief veel amorfe humus gevormd die door mechanische processen kan uitvloeien en in de top van de minerale bodem kan worden afgezet. Hier vindt dan een aanrijking met humus plaats, waardoor de horizont matig tot zeer humeus kan zijn. Deze horizont lijkt op het oog verwant aan een Ah-horizont, maar de laatste is gebonden aan bioturbatie in rijkere bodems met een hogere pH, waarbij de organische stof door bodemfauna (vooral regenwormen) gemengd wordt met de minerale bodem. Het verschil in vorming is essentieel omdat een Ah-horizont indicatie is voor andere milieuomstandigheden dan op de droge heide gelden.

AE – Overgang van A naar E-horizont

Dit betreft horizonten die duidelijke kenmerken van uitspoeling vertonen, in de vorm van veel loodzand, maar ook sterk humeus zijn. Feitelijk is dit een overgang van een HA-horizont naar een Eu-horizont. Het organische stofgehalte is wel lager dan bij de HA-horizont.

Eu – Eluviate of uitspoeling

Een Eu-horizont is een horizont die door het verticaal (soms) lateraal uitspoelen is verarmd aan kleimineralen en/of sesquioxiden (aluminium- en ijzer(hydr)oxiden). Meestal heeft de E-horizont een lager humusgehalte dan de erboven liggende horizont. De witte of grijze kleur wordt veroorzaakt door 'loodzand'. Hieruit zijn vrijwel alle oplosbare mineralen uitgespoeld. De witte loodzandkorrels bestaan vrijwel geheel uit kwarts. De Eu horizont is samen met B-horizonten kenmerkend voor podzolprofielen.

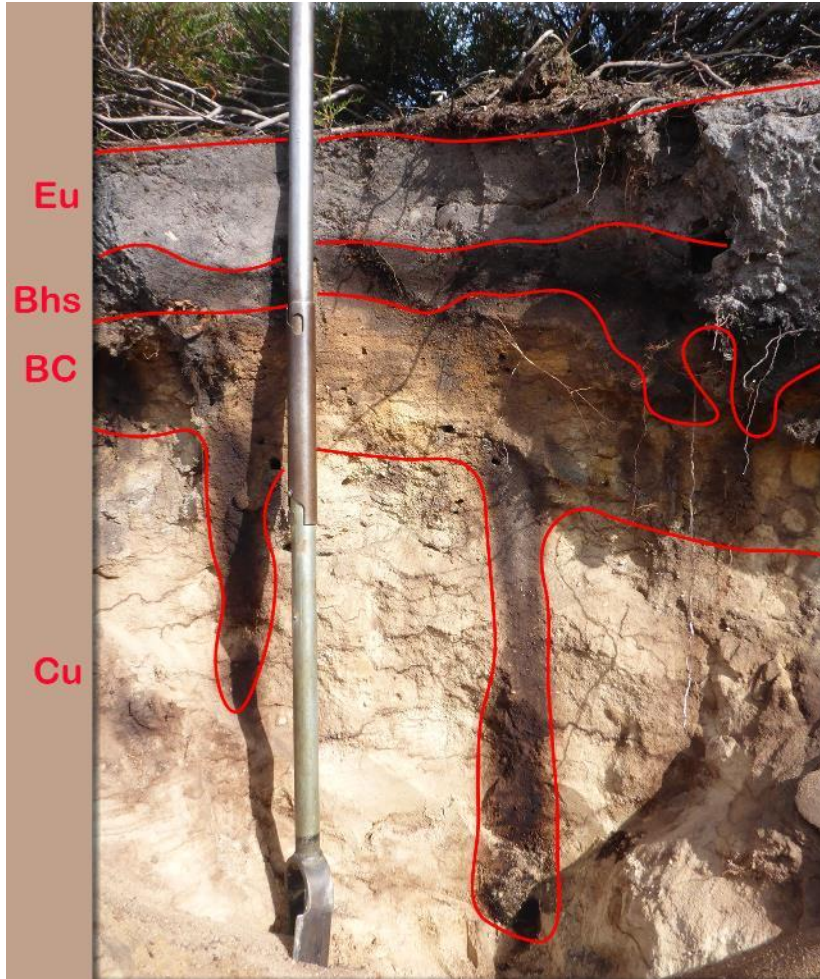
In de oude droge heide is de Eu-horizont vaak de bovenste minerale horizont, direct onder de ectorganische strooiselhorizonten. Door inspoeling van amorfe humus vanuit de strooiselhorizonten kan het bovenste deel sterker humushoudend zijn en wordt een AE en/of HA-horizont onderscheiden.

Bh – Inspoeling

B-horizonten worden gekenmerkt door maximale inspoeling van kleimineralen, sesquioxiden en/of humus uit hoger liggende horizonten. In de profielen onder oude droge heide vinden wij vooral Bhs-horizonten, waarin zowel (amorfe) humus als sesquioxiden (Fe- en Al-verbindingen) zijn ingespoeld. Door de inspoeling van sesquioxiden kan deze laag erg hard verkit zijn. Zoals in figuur 3.5 te zien is, kan de dikte van deze horizonten sterk uiteenlopen op korte afstand. Door lokale verschillen in dichtheid van het moedermateriaal (zand) kan de uitspoeling plaatselijk veel dieper doorlopen dan gemiddeld. Dit kan het gevolg zijn van vorstscheuren of oude wortelgangen van bomen. Deze variatie is alleen in profielwanden goed zichtbaar, niet bij een boring.

BC – Overgang van B naar C

Een deel van de humus en sesquioxiden spoelt dieper uit dan de B-horizont. De laag waar nog een duidelijke bruine verkleuring door deze inspoeling is waar te nemen wordt aangeduid als BC-horizont. De mate van inspoeling is hier echter veel geringer. Ook voor deze horizont komen grote variaties in dikte voor door diepere uitspoeling in vorstscheuren en wortelgangen.



Figuur 3.5: Voorbeeld van een typische haarpodzolgrond (Hd21) in een kuil op de Archemerberg, tussen AR1 en AR7. De diepte van het getoonde profiel bedraagt ongeveer 90 cm.

Figure 3.5: Example of a typical 'haarpodzol' soil (Hd21) in a pit at the Archemerberg, between site AR1 and AR7. The depth of the shown profile is approximately 90 cm.

Cu - Moedermateriaal

Dit zijn minerale horizonten, waar nog geen bodemvorming in heeft plaatsgevonden (uitgezonderd vast gesteente). In haarpodzolgronden, zoals onder oude droge heide, kunnen wel zogenaamde 'humusfibers' waargenomen worden (dunne zwarte lijntjes in Figuur 3.5) die ontstaan doordat een deel van de humuszuren dieper uitspoelt en neerslaat op kleine overgangen in textuur of lemigheid die in de pleistocene ondergrond vaak voorkomen.

Humusvormen

De humusprofielen (4 steken per locatie) zijn ingedeeld volgens de Nederlandse humusvormclassificatie (Van Delft et al., 2006), waarvan de relevante delen van de sleutel zijn opgenomen in Tabel 3.2. De opeenvolgende humusvormen vertegenwoordigen een ontwikkelingsreeks vanaf een initiële situatie met geen of weinig ectorganisch materiaal (LVh of LZh), in dit geval na plaggen, via een toenemende accumulatie van organisch materiaal waarbij de

dikte van, eerst de Fa- en later ook de H-horizonten toeneemt tot in de waarschijnlijk oudste profielen een RDXt – Holtxeromormoder is ontstaan. In § 3.3.3 geven wij een korte beschrijving van de in de oude heide aangetroffen humusvormen in verschillende fasen na plaggen. Hoe en hoe snel deze ontwikkeling gaat kan van locatie tot locatie verschillen, afhankelijk van lokale verschillen in moedermateriaal, klimaat e.d. (zie § 0).

Tabel 3.2: Humusvormclassificatie voor relevante humusvormen van oude droge heide (naar Van Delft et al., 2006).

Table 3.2: Humus form classification for relevant humusforms of old dry heathlands (after Van Delft et al., 2006).

Humusvorm	Kenmerken horizonten			
	FH	Fa	F2H	Hh
LVh – Heidevaagmull (Ah of AC < 2 cm of < 2% o.s.) LZh – Heidezandmull (< 20% leem met podzol)	< 2 cm			
LDXz – Zandxeromullmoder (< 20% leem)	> 2cm en < Ah of AC			
LDXI – Leemxeromullmoder (≥ 20% leem)				
RDXv – Vaagxeromormoder	> 2cm en > Ah of AC	2-5 cm	< 2 cm	
RDXu – Humusxeromormoder			2-5 cm	
RDXr – Ruwxeromormoder		≥ 5 cm	< 5 cm	
RDXb – Bosxeromormoder		Afwezig of < Hh	≥ 5 cm	< 2 cm
RDXt – Holtxeromormoder				≥ 2cm

3.2.4 Statistische analyse van humusprofielontwikkeling

Om het functioneren van humusprofielen op groeiplaatsen van oude heide te doorgronden, is kennis van de ontwikkeling van het humusprofiel na afplaggen nodig. Door het afplaggen ontstaat een nieuwe uitgangssituatie zonder ectorganische humushorizonten. Het minerale deel van het profiel, met de endorganische horizonten, vormt het nieuwe humusprofiel (LVh – Heidevaagmull) waarop door strooiselininput in de loop der jaren weer nieuwe ectorganische horizonten zullen gaan ontstaan. De dikte-ontwikkeling van deze horizonten en een nieuw humusprofiel zullen afhankelijk zijn van de plagleeftijd (het aantal jaren na plaggen), maar ook van andere factoren die mogelijk van invloed zijn doordat zij de strooiselininput en -afbraak beïnvloeden (zie § 0):

- Stikstofdepositie
- Klimaat
 - Neerslag
 - Temperatuur

De regionale verschillen (regio Noord, Midden of Zuid) zullen deels samenvallen met de variatie in stikstofdepositie en klimaat, waardoor deze mogelijk niet onafhankelijk zijn. Verder kunnen er ook verschillen optreden door variatie in moedermateriaal. Deze variatie kan worden geanalyseerd aan de hand van de fysisch-geografische eenheden (zie § 3.2.1 en § 3.3.1). Omdat deze eenheden gebaseerd zijn op verschillen in herkomst (verweerbare mineralen) en leemgehalte (vochthoudend vermogen) kan dit ook van invloed zijn op zowel de strooiselininput als -afbraak.

De analyse is uitgevoerd voor de volgende horizonten en groepen van horizonten (zie § 3.2.3):

- Ectorganisch: Lv, Fa1, Fa2, Hr, Hh
- Samengesteld ectorganisch: LF1 (Lv + Fa1), F2Hr (Fa2 + Hr), H (Hr + Hh), F2H (Fa2 + H), FH (Fa1 + F2H), Ect (L + F + H)
- Endorganisch: HA, A (Ah + AC + AB), E (Eu + AE), B (Bh + Bw + Bs + EB)

De samengesteld ectorganische horizonten zijn opgenomen omdat deze bij de humusvormclassificatie vaak ook gecombineerd worden. Hierbij is F2H vooral van belang omdat een Fa2-horizont duidelijk verder ontwikkeld is dan een Fa1-horizont en sterke overeenkomsten vertoont met een Hr-horizont. Fa1 vertoont vaak meer gelijkenis met Lv.

In een aantal stappen is onderzocht welke variabelen de beste verklaring geven van verschillen in de diktes van horizonten. Daarbij is eerst naar de relatie met plagleeftijd gekeken binnen de geplagde locaties. Van de ongeplagde locaties is namelijk niet bekend of ze überhaupt ooit geplagd zijn. In een tweede analyse is onderzocht in hoeverre de variabelen (exclusief plagleeftijd) een verklaring geven voor verschillen in horizontdiktes tussen de ongeplagde locaties. De resterende variatie kan dan (deels) verklaard worden uit de onbekende plagleeftijd en zou daar een indicatie voor kunnen zijn. De statistische analyse is uitgevoerd met 'mixed effect model' regressieanalyses in R (package lme4). Hierbij is de variatie binnen gebieden als random effect beschouwd. Hieraan zijn variabelen toegevoegd waarvan de significantie is onderzocht door een 'Likelihood Ratio Test' (verschillen tussen de p-waarden van het model zonder en met de extra variabele).

Voor de geplagde profielen is de analyse uitgevoerd met de volgende stappen:

1. Bepalen effect plagleeftijd en stikstofdepositie. Allereerst is voor alle horizonten in de geplagde profielen een vergelijking gemaakt tussen een model met plagleeftijd en het nulmodel, waarin alleen de variatie binnen de gebieden is meegenomen. De significantie daarvan staat in de kolom Leeftijd van tabel 3.6. Vervolgens is een model getoetst waarin zowel leeftijd als stikstofdepositie zijn opgenomen, vergeleken met een model met alleen leeftijd. De significantie van dat verschil staat onder N-dep in dezelfde tabel.
2. Selectie klimaatvariabelen. Daarna is per klimaatvariabele (zie § 2.4) een model vergeleken met deze variabele als uitbreiding ten opzichte van het model met plagleeftijd en stikstofdepositie. Binnen de groep neerslagvariabelen en temperatuurvariabelen is steeds aangegeven welke het meest significant is. Op basis daarvan is een definitieve keuze gemaakt voor de te gebruiken variabelen.
3. Ontwikkeling horizonten en Effect fysisch-geografische positie. Voor de in stap 1 en 2 geselecteerde variabelen en de horizonten waar dit effect het meest significant is, is vervolgens de dikteontwikkeling onderzocht en is getoetst of de fysisch-geografische positie daarbij van invloed is. Hiervoor is een model met de gekozen variabelen vergeleken met een model waarin daarnaast ook de FG-eenheden zitten.

De ongeplagde profielen zijn apart geanalyseerd omdat de plagleeftijd onbekend is en in sommige gevallen zeer hoog kan zijn. Het is dus ook niet mogelijk een inschatting te maken van de dikteontwikkeling in de tijd. Wel kan worden getoetst of andere variabelen (stikstofdepositie, klimaat, moedermateriaal) een rol spelen bij de variatie in dikte. Hiervoor zijn in grote lijnen dezelfde stappen gevolgd als bij de geplagde profielen (zie tabel 3.7):

1. Toetsen welke neerslagvariabele het meest significant is door het vergelijken van gemiddelde neerslag en gemiddeld neerslagoverschot met het nulmodel;
2. Toetsen welke temperatuurvariabele het meeste bijdraagt aan een model waarin al een neerslagvariabele is opgenomen;
3. Toetsen of het toevoegen van regio of FG-eenheid nog een extra verklaring kan geven bovenop een model met neerslag en temperatuur.

3.2.5 pH-profielen

Bij de beschrijving van de bodemprofielen is eveneens het pH-profiel opgenomen door op 7 dieptes tussen 5 en 115 cm – mv. een pH-bepaling te doen met indicatorstrookjes. Aan de hand van het verloop van de zuurgraad met de diepte kunnen conclusies getrokken worden over de zuurbuffer in het moedermateriaal (dieper in het profiel) en de mate van uitloging in ondiepere lagen (o.a. Van

Delft, 2018). Voor het indelen van pH-profielen in pH-profieltypen hanteren wij een sleutel die gebaseerd is op de maximale pH in drie dieptecategoriën:

1. Tussen 0 en 20 cm – mv.;
2. Tussen 20 cm en GLG;
3. Dieper dan 20 cm – mv.

Categorie 2 en 3 overlappen deels in profielen met een ondiepe GLG. Omdat in droge heide de GLG per definitie dieper ligt, zijn ze hier gelijk en vervalt daarmee categorie 2. Voor droge heide zijn drie pH-profieltypen relevant (zie tabel 3.3). Door statistische vergelijking van de pH waarden in de dieptecategoriën 0 – 20 cm en > 20 cm is onderzocht of er significante verschillen zijn in pH-profielen tussen regio fysisch-geografische eenheden, humusprofielen en de categoriën in plagleeftijd (zie § 3.3.6). De vergelijking is uitgevoerd in R waarbij voor de twee diepteklassen een variantieanalyse en paarsgewijze vergelijking (TukeyHSD) op de groepen (de clusters binnen regio etc.) zijn uitgevoerd.

Tabel 3.3: Indeling pH-profieltypen voor droge heide.

Table 3.3: Classification of pH-profile types in dry heathlands.

Maximale pH 0 - 20	Maximale pH > 20	pH-profieltype
< 4.5	4.5 – 6.0	InAo - Ondiep verzuurd basenarm infiltratieprofiel
≥ 4.0	< 4.5	InZ - Zuur infiltratieprofiel
< 4.0		InZz - Zeer zuur infiltratieprofiel

3.3 Resultaten

3.3.1 Fysisch-geografische positie

De verdeling van de onderzoekslocaties over de fysisch-geografische eenheden is niet gelijk in aantal en vertoont ook regionale verschillen (tabel 3.4). Dat is ook wel logisch omdat de geologie sterk regionaal bepaald is en omdat droge heide vooral te verwachten is op leemarme bodems.

Tabel 3.4: Verdeling van de onderzoekslocaties over de fysisch-geografische eenheden. Zie tabel 3.1 voor omschrijvingen.

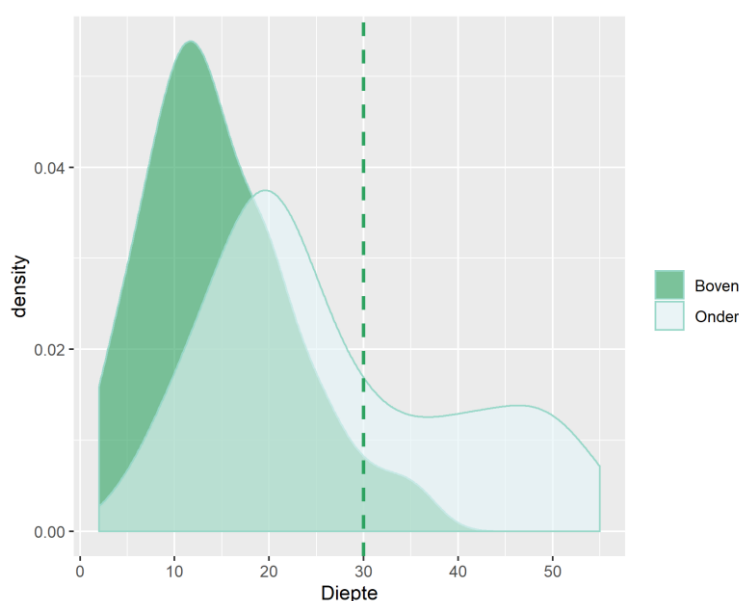
Table 3.4: Distribution of the sites over physical-geographic units. See table 3.1 for descriptions.

Regio	Terrein	Fysisch-geografische eenheid				
		HzGA	HzGL	HzDA	HzDL	HIZ
Noord	Balloerveld			5		
	Dwingelderveld (Benderse heide)	2				
	Holtingerveld			5	1	
	Mantingerzand			6		
Midden	Archemerberg	5				
	Bussumse Heide	7				
	Doornspijkse Heide	4	1			
	Leusderheide	2	4			
	Sallandse Heuvelrug	1	4			
	Terletse Heide	6				
	Rozendaalse Veld	7	1			
Zuid	Kampina			5	2	
	Leenderheide			5		
	Strabrechtse Heide			2		
	Brunssummerheide					5
	Totaal	34	10	28	3	5

3.3.2 Bodemvorming

De bodem in alle onderzoekslocaties wordt gekenmerkt door een droog humuspodzolprofiel. In 61 gevallen is dat een haarpodzolgrond (Hd..), in 19 gevallen een veldpodzolgrond (Hn..) met grondwatertrap VIo of droger. Dat wil zeggen dat de GHG nergens ondieper is dan 40 cm –mv. en de GLG overall dieper dan 120 cm –mv. De ondiepste veldschatting van de GHG is 50 cm –mv. in de Kampina (KA17). Daarmee kennen alle locaties een hangwaterprofiel, waarbij de vochtvoorziening onafhankelijk is van het grondwater.

De bodemvorming is over het algemeen ondiep (figuur 3.6). In 95% van de boringen begint de Bh-horizont binnen 30 cm met een mediaan bij 13 cm. De Bh-horizonten zijn ook niet dik, de mediaan voor de ondergrens ligt bij 20 cm en het 95% percentiel bij 50 cm –mv. Dit is ook goed te zien in het profiel in figuur 3.5.



Figuur 3.6: Verdeling van de boven- en ondergrens van de Bh-horizont in de 80 onderzoekslocaties. De streepjeslijn geeft het 95% percentiel aan van de bovengrens: in 95% van de boringen begint de Bh-horizont ondieper dan 30 cm.

Figure 3.6: Distribution of upper and lower depth of the Bh-horizon in the 80 sites. The dashed line shows the 95% percentile for the upper border: in 95% of the sites Bh-horizon starts within 30 cm.

3.3.3 Humusvormen

Het aantal humusprofielen per humusvorm en leeftijdscategorie is samengevat in tabel 3.5, waarbij de humusvormen uit de mull-groep (LVh, LZh) vooral voorkomen in de jongste situaties, de Vaagxeromormoder (RDXv) het zwaartepunt heeft in de middengroep en de rest van de mormoder-groep vooral te vinden is in ongeplagde situaties.

Tabel 3.5: Aantallen humusvormen in beschreven humusprofielen (4 steken per locatie), uitgezet tegen de plagleeftijd.

Table 3.5: Number of humusforms in humusprofile samples (4 samples per site), compared with age.

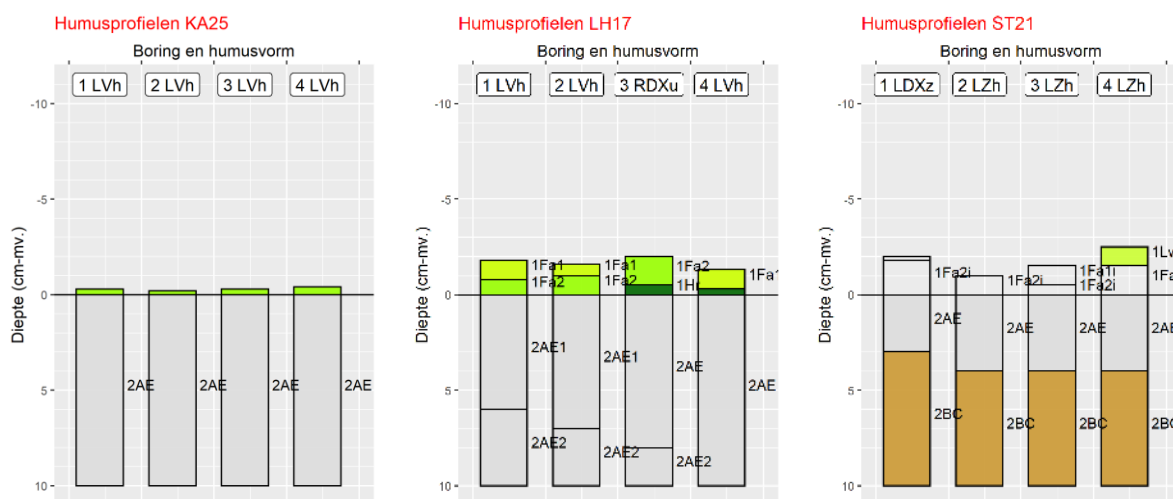
Humusvorm	Plagleeftijd			Eindtotaal
	18-23 jaar	24-35 jaar	ongeplagd	
LVh	58	24	7	89
LZh		3		3

Humusvorm	Plagleeftijd			Eindtotaal
	18-23 jaar	24-35 jaar	ongeplagd	
LDXz		9	9	18
LDXI		1		1
RDXv	14	22	17	53
RDXu	16	21	108	145
RDXr			2	2
RDXb			1	1
RDXt			8	8
Eindtotaal	88	80	152	320

Hieronder geven wij een korte beschrijving van de humusvormgroepen voor zover relevant voor de oude droge heide. De figuren 3.7 t/m 3.9 geven een schematische weergave van de variatie in humusprofielen bij een aantal meetlocaties. Door de variatie in diktes van horizonten kunnen dus verschillende humusvormen gevonden worden rondom één meetlocatie.

Xeromull – LVh en LZh

Mull-humusvormen worden gekenmerkt door het grotendeels afwezig zijn van ectorganische humushorizonten (zie figuur 3.7). Hier zijn de F- en H-horizonten samen dunner dan 2 cm. Bij de 'typische' mull-humusvormen is dat een gevolg van een snelle strooiselomzetting door een actief bodemleven. Op de droge voedselarme en zure bodems waarop droge heide voorkomt is daar geen sprake van en zijn dergelijke mull-humusvormen dus ook niet te verwachten. In vergelijking met meer vochthoudende, voedselrijkere en minder zure bodems is er een weinig actief bodemleven en is bovendien het strooisel van de aan deze moeilijke omstandigheden aangepaste planten slecht afbreekbaar. Hierdoor zal op droge heide strooiselaccumulatie altijd de dominante factor zijn in de humusprofielontwikkeling, hoewel zoals eerder opgemerkt de snelheid daarvan kan verschillen. Het grotendeels ontbreken van strooisel bij ongeveer een kwart van de beschreven humusvormen kan alleen het gevolg zijn van afplaggen. Om die reden treffen wij de mull-humusvormen vooral aan in de leeftijdscategorie 18-23 jaar en uiteraard in de hier niet onderzochte categorie 0 – 10 jaar.

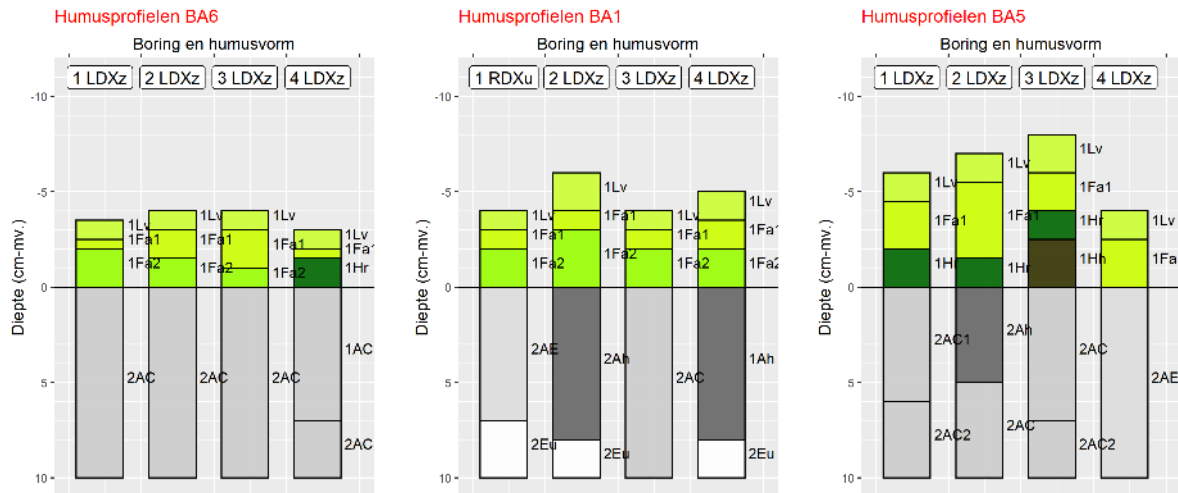


Figuur 3.7: Schematische weergave van de humusprofielen bij KA25 (4 keer LVh), LH17 (3 keer LVh en 1 keer RDXu) en ST21 (3 keer LZh en 1 keer LDXz).

Figure 3.7: Schematic representation of the humus profiles at KA25 (4 times LVh), LH17 (3 times LVh and 1 time RDXu) and ST21 (3 times LZh and 1 time LDXz).

Xeromullmoder – LDX

Bij de xeromullmoder-groep zijn de F- en H-horizonten samen dikker dan 2 cm, maar dunner dan een onderliggende Ah- of AC-horizont die dikker is dan 2 cm en meer dan 2% organische stof bevat (zie figuur 3.8). Daarmee is dit een wat afwijkende groep omdat de meeste profielen in de oude heide geen Ah- of AC-horizont hebben. Deze horizonten worden normaal gesproken gevormd door bioturbatie waarbij organische stof door de bodem gemengd wordt door bodemfauna, meestal regenwormen. Xeromullmoders hebben wij vrijwel alleen aangetroffen op Balloërveld (BA-1, BA-5 en BA-7) en Holtingerveld (HV-2 en HV-6).

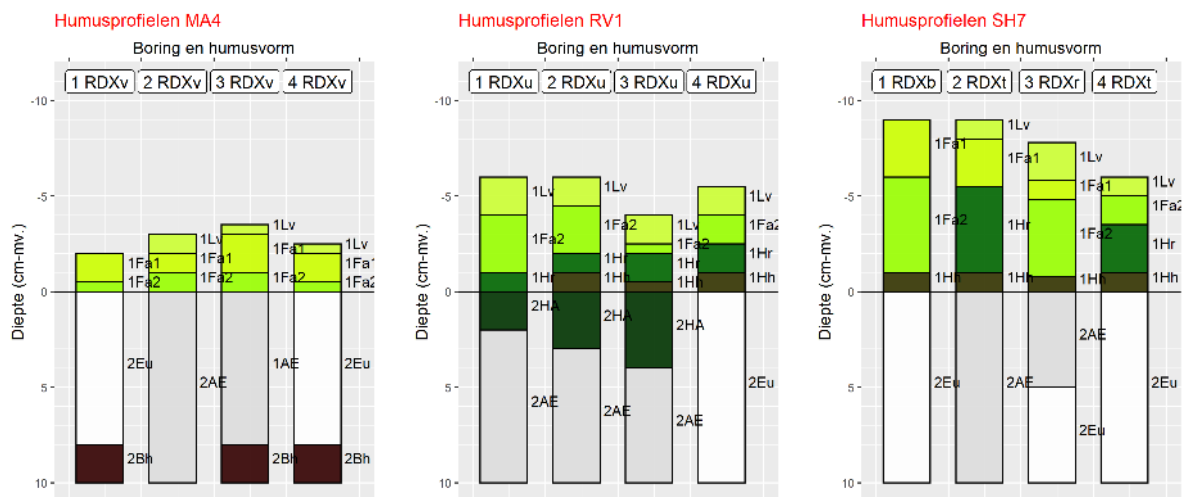


Figuur 3.8: Schematische weergave van de humusprofielen bij BA6 (4 keer LDXz), BA1 (3 keer LDXz en 1 keer RDXu) en BA5 (4 keer LDXz).

Figure 3.8: Schematic representation of the humus profiles at BA6 (4 times LDXz), BA1 (3 times LDXz and 1 times RDXu) and BA5 (4 times LDXz).

Mormoder – RDx

Bij het grootste deel van de humusprofielen in droge heide ontbreekt een Ah- of AC-horizont en liggen de ectorganische horizonten direct op een AE- of Eu-horizont. Wanneer de F- en H-horizonten gezamenlijk dikker zijn dan 2 cm worden zij tot de mormoder-groep gerekend (figuur 3.9). De minst ver ontwikkelde humusvorm binnen deze groep is de Vaagxeromormoder (RDXv) die dan ook met name in de leeftijdscategorie 24 – 35 jaar voorkomt. Bij oudere ontwikkelingsfasen nemen de diktes van deze horizonten toe, en dan met name in de Fa2- en H-horizonten. Ook zien we dat in een aantal gevallen amorfe humus uit de H-horizonten 'uitvloeit' in het bovenste deel van de minerale horizonten en daar dan een HA-horizont vormt.



Figuur 3.9: Schematische weergave van de humusprofielen bij MA4 (4 keer RDXv), RV1 (4 keer RDXu) en SH7 (3 keer RDXt en 1 keer RDXb).

Figure 3.9: Schematic representation of the humus profiles at MA4 (4 times RDXv), RV1 (4 times RDXu) and SH7 (3 times RDXt and 1 times RDXb).

3.3.4 Ontwikkeling humushorizonten in geplagde locaties

Tabel 3.6 geeft een samenvatting van de significantieniveaus voor modellen voor dikte van de humushorizonten met verschillende combinaties van verklarende variabelen.

Tabel 3.6: Significantieniveaus voor de toevoeging van variabelen aan modellen om de dikte van horizonten te verklaren bij de geplagde profielen (N = 42). Leeftijd: significantie van de plagleeftijd in vergelijking met een nulmodel zonder leeftijd; N-dep: extra significantie van stikstofdepositie ten opzichte van een model met leeftijd. De kolommen onder neerslag (P; P over=neerslagoverschot) en temperatuur (T) geven per klimaatvariabele aan wat de extra significantie is ten opzichte van een model met leeftijd en stikstofdepositie, de variabele die de meest significante verbetering geeft is gemarkeerd met '!'. Significantieniveaus: *** = $p \leq 0.001$; ** = $p > 0.001$ en ≤ 0.01 ; * = $p > 0.01$ en ≤ 0.05 ; . = $p > 0.05$ en ≤ 0.1 ; ns = $p > 0.1$.

Table 3.6: Levels of significance for added variables to models that explain thickness of horizons within the cut profiles (N = 42). Leeftijd: significance of age in comparison with a null model without age; N-dep: extra significance of N-deposition in comparison with a model with age. Columns under Neerslag (precipitation P; P over=precipitation surplus) and Temperatuur (temperature T) give additional significance for climate-variables. The most significant variable is marked with '!'. Significance levels: *** = $p \leq 0.001$; ** = $p > 0.001$ en ≤ 0.01 ; * = $p > 0.01$ en ≤ 0.05 ; . = $p > 0.05$ en ≤ 0.1 ; ns = $p > 0.1$.

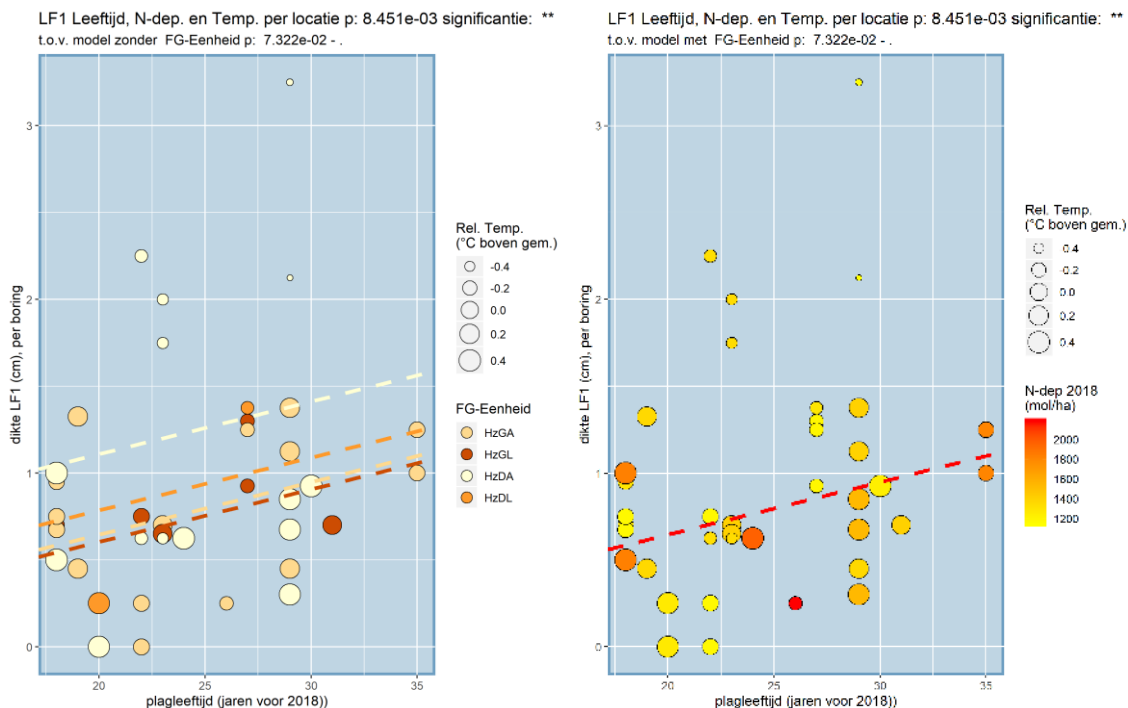
Horizont	Leeftijd	Leeftijd +		Leeftijd + N-dep		Leeftijd + N-dep						
		N-dep		P	P-over	Temperatuur						
						T-gem	T-max	T-min	T-min-feb	T-min-jul	T-max-feb	T-max-jul
Ectorganische horizonten												
Lv	ns	ns		ns	ns	*!	.	.	ns	.	.	ns
Fa1	ns	ns		ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	*!
Fa2	ns	ns		.	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
Hr	ns	.		ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
Hh	ns	ns		*	*!	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
HA	ns	ns		.	.	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
Samengestelde ectorganische horizonten												
LF1	ns	ns		ns	ns	**	*	ns	ns	*	**!	*
F2Hr	**	**		ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
F2H	***	***		ns	ns	*!	*	ns	ns	.	*	ns
FH	***	***		ns	ns	**	**	ns	ns	*	**!	**
H	.	**		.	.	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
Ect	***	**		ns	ns	***!	**	*	ns	**	***	**
Endorganische horizonten												
A	ns	.		ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
E	.	ns		ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
B	ns	.		*	*!	ns	.	ns	ns	ns	ns	ns

Conclusies uit deze tabel:

- Het blijkt dat behalve plagleeftijd, ook stikstofdepositie een significante bijdrage levert aan de verklaring van de diktes van horizonten in de geplagde profielen.

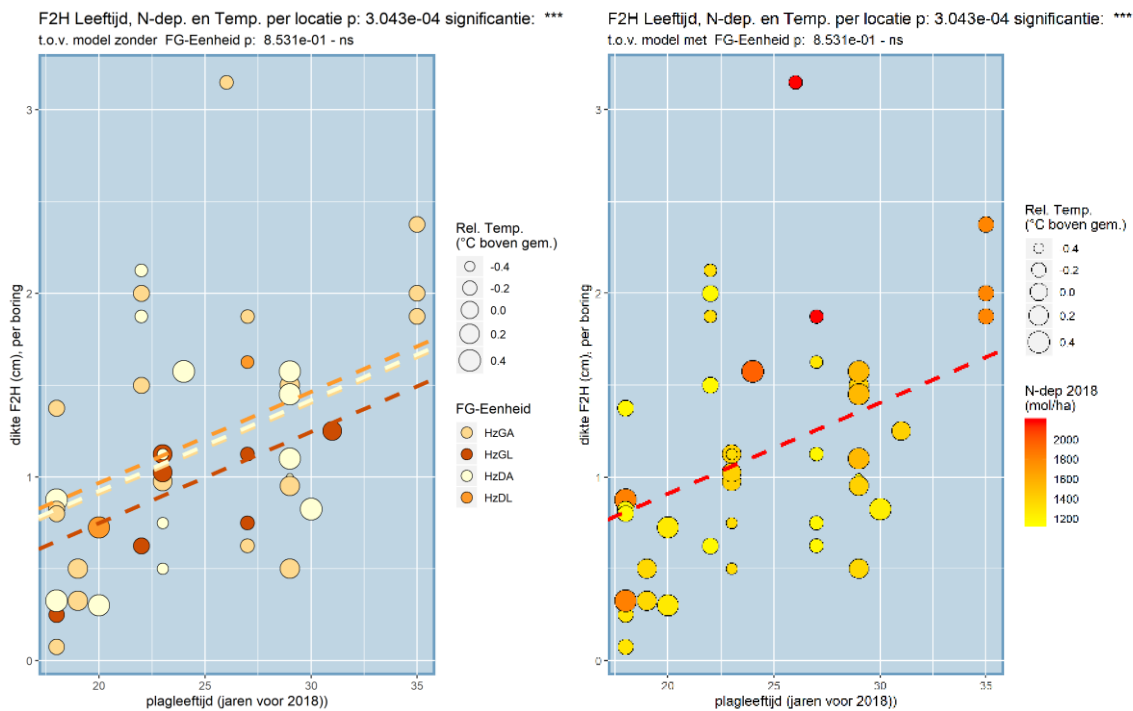
- Van de klimaatvariabelen blijkt vooral de gemiddelde jaartemperatuur een goede verklaring te geven bij een aantal horizonten.
- De neerslagvariabelen lijken voor de ectorganische horizonten minder relevant te zijn, met uitzondering van de Hh-horizont.
- Voor de endorganische horizonten valt op dat de B-horizont significant beïnvloed wordt door zowel gemiddelde neerslag als neerslagoverschot. Bij een hogere neerslag(overschot) neemt de dikte toe.
- Verder valt op dat significante modellen vooral gevonden worden voor de samengestelde ectorganische horizonten. Een verklaring daarvoor kan zijn dat er variatie is tussen locaties, waarbij in het ene geval al sprake is van een Hr-horizont, terwijl deze op een andere locatie nog in het stadium van de Fa2-horizont is. Hoewel deze horizonten veel overeenkomsten vertonen in uiterlijk en functioneren, scoren ze apart minder goed dan in combinatie.

Op grond van deze resultaten hebben wij voor de volgende stap de dikteontwikkeling onderzocht van de combinatiehorizonten LF1, FH en Ect met leeftijd, stikstofdepositie en gemiddelde jaartemperatuur als verklarende variabelen en nagegaan wat de invloed van de fysisch-geografische eenheden daarop was. De resultaten daarvan zijn opgenomen in figuur 3.10 t/m 3.12.



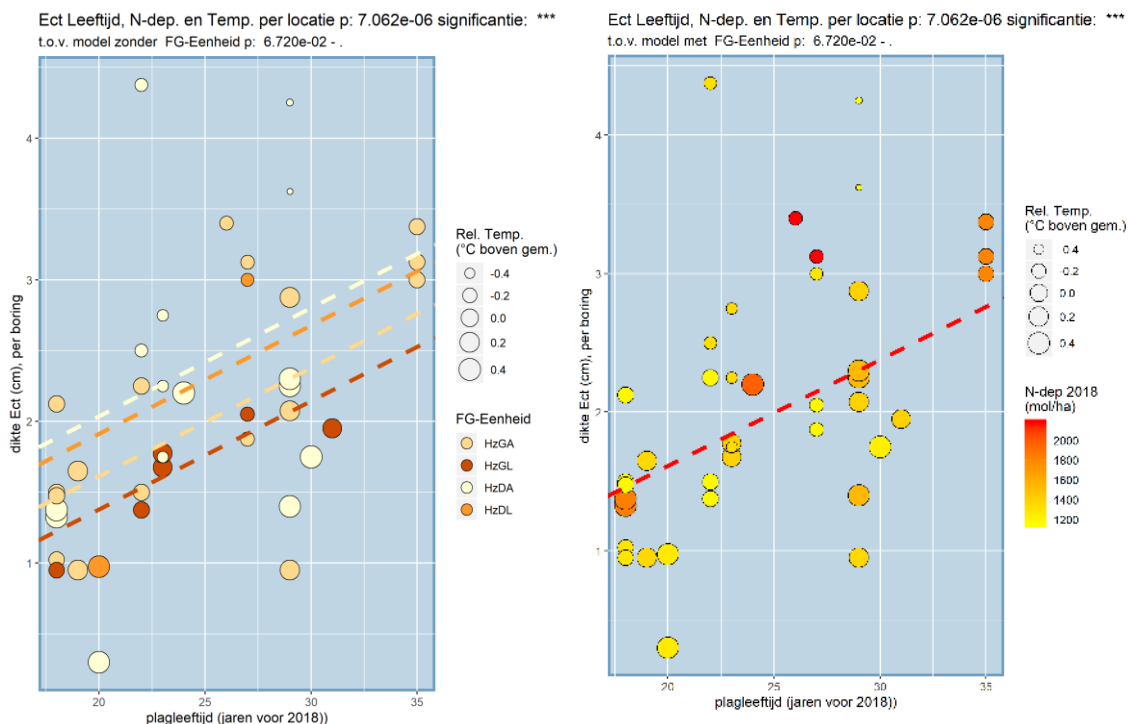
Figuur 3.10: Ontwikkeling van de LF1-horizont (Lv + Fa1) in de tijd met als verklarende variabelen plagleeftijd, stikstofdepositie, gemiddelde jaartemperatuur en FG-eenheid (links). Rechts hetzelfde model zonder de FG-eenheid. De helling van de regressielijnen is gebaseerd op de leeftijd en de gemiddelde waarden voor stikstofdepositie en temperatuur.

Figure 3.10: Development of LF1-horizon (Lv + Fa1) in time with predictor variables age, N-deposition, mean annual temperature and physical-geographic unit (left). At the right the same model without FG-unit. The slope of the regression lines is based on age and mean values for N-deposition and temperature.



Figuur 3.11: Als figuur 3.10 voor de F2H-horizont (Fa2 + Hr + Hh).

Figure 3.11: As figure 3.10 for the F2H -horizon (Fa2 + Hr + Hh).



Figuur 3.12: Als figuur 3.10 voor de (L + F + H=ectorganische) horizont.

Figure 3.12: As figure 3.10 for the (L + F + H=ectorganic) horizon.

De modellen met leeftijd, stikstofdepositie en jaartemperatuur geven een sterk (LF1) of zeer sterk (F2H, Ect) significante verklaring voor de dikte met de volgende toelichting:

- Uiteraard neemt de dikte toe met de leeftijd, hoewel deze toename bij LF1 (LV + FA1) minder sterk is dan bij de andere horizonten. De ontwikkeling van de LF1 vindt vooral

plaats in de jaren voorafgaand aan de onderzochte periode (18 – 35 jaar) en wij verwachten een stabilisatie (evenwicht tussen input van strooisel en output van humus naar Fa2 en H) vanaf een bepaalde leeftijd, maar dat hebben we niet uit de data kunnen afleiden.

- De invloed van stikstofdepositie is zeer sterk significant voor Ect en sterk significant voor F2H (tabel 3.6). Voor deze horizonten liggen in de rechter figuren de rood en donker oranje gekleurde bollen met een relatief hoge stikstofdepositie doorgaans boven de regressielijn en de licht oranje en gele onder deze lijn. Een hogere stikstofdepositie geeft dus aanleiding tot dikkere humushorizonten (met name Fa2 en H). Bij LF1 wordt dat effect niet gevonden. Er zijn twee mogelijke oorzaken waardoor een hogere stikstofdepositie leidt tot een dikkere ectorganische horizonten: 1) een een hogere strooiselinput en 2) een geremde afbraak van strooisel. Omdat de diktegroei vooral te vinden is in de Fa2 en H-horizonten, ligt de tweede oorzaak meer voor de hand. Bij een hogere strooiselinput zou LF1 ook dikker zijn. Zie § 8.1 voor verdere discussie.
- De ontwikkeling van deze humusprofielen heeft zich afgespeeld in de afgelopen 35 jaar. Algemeen wordt gesteld dat er een sterke toename van N-depositie heeft plaatsgevonden vanaf eind jaren zestig/begin jaren 70; de hoogste waarden werden bereikt tussen begin jaren 80 en de eerste metingen in 1993 (figuur 2.3; Velders et al. 2010); daarna 30-40% afname (gemiddeld voor NL) tot 2003/2004; vervolgens een stabiele N-depositie met de laatste 3-5 jaar weer wat stijging. De sterke toename van de stikstofdepositie tot het begin van de metingen in 1993 komt tot uiting in de ontwikkeling van het humusprofiel. Bij ongeplagde profielen mag aangenomen worden dat, in elk geval in een deel van de ontwikkeltijd, geen bovenmatige stikstofinput aanwezig is geweest.
- De gemiddelde jaartemperatuur heeft aanvullend op leeftijd en stikstofdepositie een significante (F2H), sterk significante (LF1) tot zeer sterk significante (Ect) invloed op de dikte-ontwikkeling van de onderzochte ectorganische humushorizonten. Hoewel het bereik voor de gemiddelde temperatuur maar 0.9 °C is, lijkt er toch een aanzienlijk effect te zijn. De relatieve temperatuur hebben wij berekend als de afwijking van het gemiddelde van de gemiddelde jaartemperatuur (9.8 °C) en is weergegeven als de grootte van de bollen in de figuren. Het blijkt dat de grootste bollen, met een relatief hogere temperatuur lager ten opzichte van de regressielijn voorkomen dan de kleine bollen die bij een hogere temperatuur horen. Dit betekent dat een hogere relatieve temperatuur aanleiding geeft tot minder dikke ectorganische humusprofielen. Een mogelijke verklaring is dat bij een hogere temperatuur de afbraaksnelheid groter is, waardoor minder accumulatie plaatsvindt dan bij lagere temperaturen. Behalve de gemiddelde jaartemperatuur lijken ook de maximale temperaturen relevant te zijn (tabel 3.6).
- De invloed van de FG-eenheden lijkt beperkt te zijn. Bij LF1 en Ect wordt een aanwijzing voor een effect gevonden ($p > 0.05$ en $p < 0.1$). De dunste horizonten worden gevonden op lemig glaciale afzettingen (HzGL) en de dikste op leemarme droge dekzandgronden (HzDA). Hier zou het vochthoudend vermogen van de bodem een rol kunnen spelen bij de activiteit van het bodemleven. Omdat op de Brunssummerheide geen geplagde locaties zijn opgenomen ontbreekt de bijbehorende FG-eenheid HIZ in deze figuren.
- Bij toevoeging van de regio's (Noord, Midden en Zuid) worden wel significante ($p > 0.01$ en $p < 0.05$) effecten gevonden voor Fa1, LF1, FH en Ect. Omdat hier het vermoeden bestaat van afhankelijkheid met klimaat en mogelijk stikstofdepositie, hebben wij dit hier niet verder uitgewerkt.

3.3.5 Ontwikkeling humushorizonten in ongeplagde locaties

Bij de ongeplagde locaties is de leeftijd van het humusprofiel onbekend. Wellicht zijn deze locaties vroeger wel ooit geplagd geweest, maar dat valt buiten het bereik van wat wij hebben kunnen achterhalen (zie hoofdstuk 2). De invloed van andere factoren op de variatie in horizontdikte tussen de ongeplagde locaties hebben wij samengevat in tabel 3.7.

Tabel 3.7: Significantieniveaus voor de toevoeging van variabelen aan modellen om de dikte van horizonten te verklaren bij de ongeplagde profielen (N = 38). P = gemiddelde neerslag (mm/j), De kolommen onder neerslag + temperatuur geven per temperatuurvariabele aan wat de extra significantie is ten opzichte van een model met alleen neerslag, de variabele die de meest significante verbetering geeft is gemarkeerd met '!'. In de laatste twee kolommen is aangegeven of het onderscheid naar regio of FG-eenheid een significante verbetering geeft een een model waarin al P en T-max-feb opgenomen zijn. Significantieniveaus: *** = $p \leq 0.001$; ** = $p > 0.001$ en ≤ 0.01 ; * = $p > 0.01$ en ≤ 0.05 ; . = $p > 0.05$ en ≤ 0.1 ; ns = $p > 0.1$.

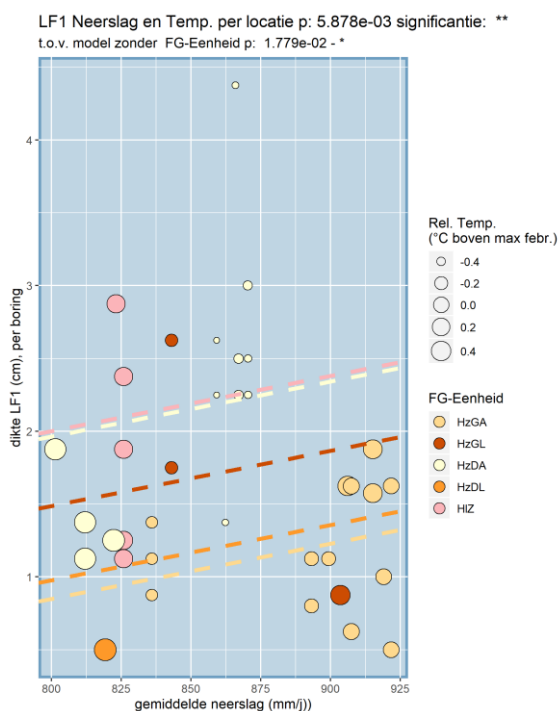
Table 3.7: Levels of significance for added variables to models that explain thickness of horizons within the uncut profiles (N = 38). P = mean annual precipitation (mm/y). Columns under Neerslag + Temperatuur (Precipitation + Temperature) give extra significance for temperature-variables. The last two columns give the extra significance levels for adding regio (region) or FG-eenheid (physical-geographic unit) to a model with P and T-max-feb already added. The most significant variable is marked with '!'. Significance levels: *** = $p \leq 0.001$; ** = $p > 0.001$ en ≤ 0.01 ; * = $p > 0.01$ en ≤ 0.05 ; . = $p > 0.05$ en ≤ 0.1 ; ns = $p > 0.1$.

Horizont	Neerslag + Temperatuur								P + T-max-feb	
	P	T-gem	T-max	T-min	T- min-feb	T-min-jul	T-max-feb	T-max-jul	Regio	FG- Eenheid
Ectorganische horizonten										
Lv	.	**!	**	**	*	**	**	ns	ns	ns
Fa1	*	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	***	**
Fa2	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
Hr	ns	ns	ns	.	ns	.	ns	ns	ns	ns
Hh	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	*	ns
HA	.	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	.	ns
Samengestelde ectorganische horizonten										
LF1	ns	*	*	*	*	*	**!	*	*	**
F2Hr	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	.	ns
F2H	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	.	ns
FH	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns		ns
H	.	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	*	ns
Ect	ns	.	.	.	.	.	*!	ns	ns	ns
Endorganische horizonten										
A	ns	*!	.	ns	ns	.	.	.	ns	ns
E	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	***
B	**	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns

Uit een eerste vergelijking kwam naar voren dat bij de ongeplagde locaties het verschil in stikstofdepositie niet tot significante verschillen in horizontdiktes leidt. Dat wil niet zeggen dat deze profielen niet beïnvloed zijn door stikstofdepositie, maar zonder de plagleeftijd is dit niet te achterhalen. Tevens bleek in deze vergelijking dat van de neerslagvariabelen vooral de gemiddelde neerslag relevant is. Stikstofdepositie en neerslagoverschot zijn dan ook niet opgenomen in tabel 3.7. Het effect van verschillende temperatuurvariabelen is wel opgenomen en het extra effect van de verschillen tussen regio's en FG-eenheden.

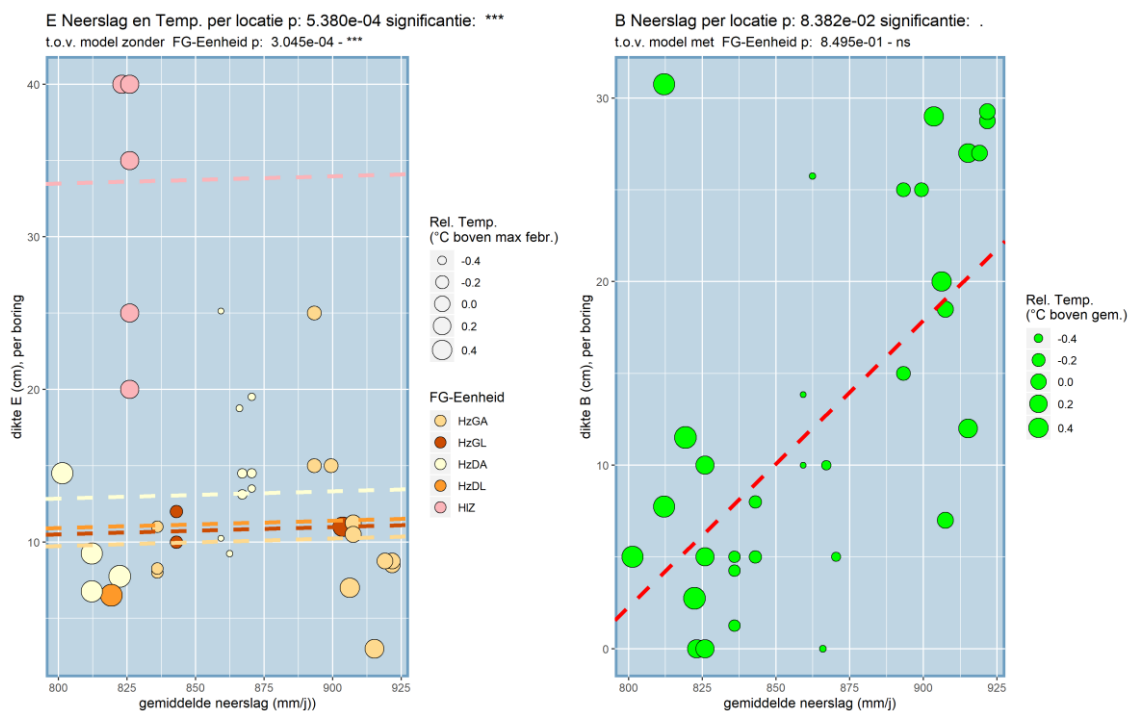
Voor de ongeplagde profielen is de variatie in horizontdiktes minder goed te verklaren dan voor de geplagde (vergelijk tabel 3.6):

- Klimaatvariabelen zijn vooral (sterk) significant voor de jongste strooiselhorizonten:
 - diverse temperatuurvariabelen zijn sterk significant voor Lv;
 - gemiddelde neerslag heeft een significante invloed op Fa1;
 - combinatie van Lv en Fa1 in LF1 geeft ook een (sterk) significante relatie met temperatuur, en dan met name de maximale temperatuur in februari (zie ook figuur 3.13);
 - ook voor de totale dikte van de ectorganische horizonten (Ect) wordt een significante relatie gevonden met de maximale temperatuur in februari, wat waarschijnlijk is toe te schrijven is aan LF1.
- De diktes van de oudere horizonten Fa2, H en HA kunnen niet verklaard worden met deze klimaatvariabelen. Hier wordt de variatie in grote mate bepaald door de plagleeftijd.
- Bij de endorganische horizonten is er een sterk significante positieve relatie van de B-horizont met de gemiddelde neerslag (figuur 3.14 rechts). Dat komt overeen met de bevindingen voor de geplagde profielen.
- De dikte van de E-horizont geeft een zeer sterk significante relatie te zien met de FG- eenheid, terwijl klimaatvariabelen hier geen significant verschil opleveren (figuur 3.14 links). Dit is vrijwel geheel toe te schrijven aan de FG- eenheid HIZ (Tertiair zand in Heuveland) waarin zeer oude bodems met extreem dikke E-horizonten voorkomen (zie figuur 3.1).



Figuur 3.13: Dikte van de LF1-horizont in ongeplagde profielen als afhankelijke van gemiddelde neerslag, de maximale temperatuur in februari en de FG-eenheden.

Figure 3.13: Thickness of the LF1-horizon in uncut profiles as explained by average annual precipitation, maximum temperature in February and physical-geographic units.



Figuur 3.14: Diktes van endorganische horizonten E (links) en B (rechts) in ongeplagde profielen, als afhankelijke van gemiddelde neerslag en maximale temperatuur in februari. Voor E is tevens de invloed van FG-eenheid aangegeven, die hier dominant is over klimaatvariabelen.

Figure 3.14: Thickness of the endorganic horizons E (left) and B (right) in uncut profiles, as explained by average annual precipitation and, maximum temperature in February. For E, also the influence of physical-geographic unit is given.

Op grond van de resultaten in deze en de vorige paragraaf is een conceptueel model opgesteld voor de ontwikkeling van humushorizonten in geplagde en ongeplagde droge heide. Zie hiervoor het Synthese-hoofdstuk § 8.2.1.

3.3.6 pH-profielen

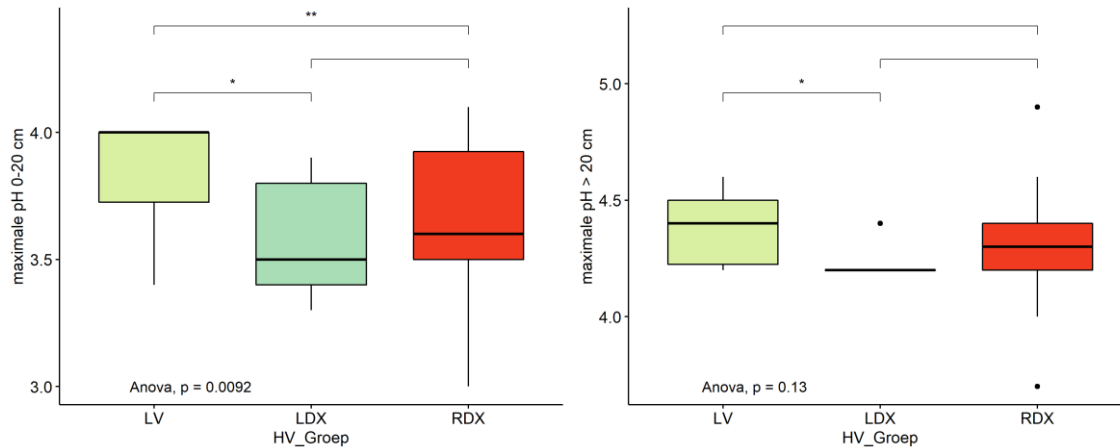
De relatie tussen het verloop van de zuurgraad met de diepte en anderzijds regio, fysisch-geografische eenheden, humusvormen en de plagleeftijd geeft geen significante verschillen te zien voor regio en FG-eenheden. Voor humusvormen en plagleeftijd is er wel een beperkt verschil.

pH-profielen binnen humusvormen

De vergelijking tussen humusvormen is uitgevoerd op het niveau van humusvorm-groep: Xeromull – LVh en LZh, Xeromullmoder – LDX en Mormoder – RDx. Voor de pH tussen 0 en 20 cm gaf dit een sterk significant verschil te zien ($p = 0.009$). Een model op subgroepe-niveau gaf $p = 0.011$. In de mull-humusvormen is de pH significant tot sterk significant hoger dan in de andere groepen, voor de diepere lagen is er alleen een significant verschil tussen de xeromull en xeromullmoder (figuur 3.15). In figuur 3.16 is de spreiding van de pH-waarden op verschillende dieptes uitgezet als 95% betrouwbaarheidsinterval. Uit deze figuren blijkt:

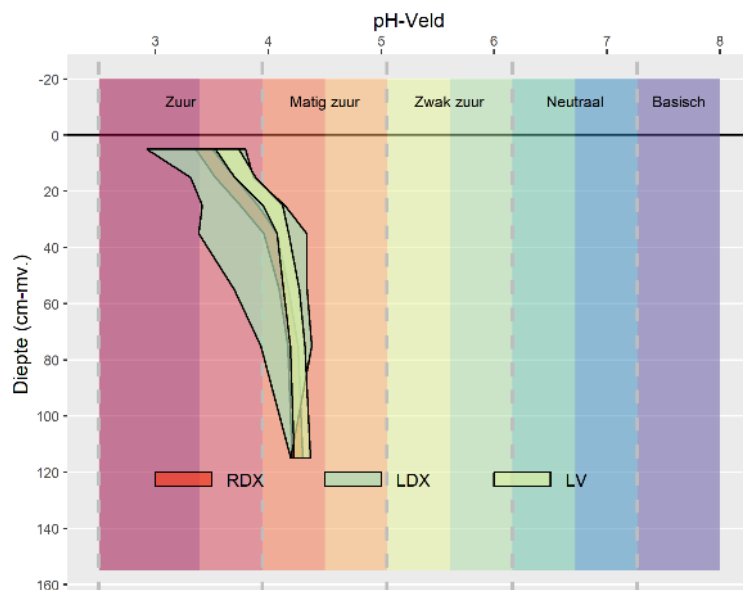
- De pH in de bovengrond van de mull-humusvormen is hoger dan in de mormoders.
- Onder oudere humusprofielen heeft kennelijk meer uitloging plaatsgevonden dan onder de jongere mull-humusvormen.
- De hogere pH in de jongere profielen is opmerkelijk omdat in de periode voorafgaand aan het plaggen ook al uitloging moet hebben plaatsgevonden. Dat zou kunnen wijzen op een herstelmechanisme van de zuurbuffer na plaggen. Sommige geplagde locaties zullen bekalft zijn, maar dat zal niet overal het geval zijn.

- Bij de xeromullmoders is de spreiding in pH veel groter dan in de andere groepen en lijkt vaak op een wat lager niveau te liggen. Onduidelijk is of de bodemvorming (het voorkomen van een Ah- of AC-horizont) hierbij een rol speelt.
- Vanaf ongeveer 50 cm – mv. verdwijnt het verschil. Dit is een aanwijzing dat de oorspronkelijk pH van het moedermateriaal niet verschilt tussen deze groepen.



Figuur 3.15: Vergelijking van de bodem-pH tussen 0 en 20 cm (links) en dieper dan 20 cm (rechts) tussen de humusvormgroepen.

Figure 3.15: Comparison of the soil-pH between 0 en 20 cm (left) and deeper than 20 cm (right) between humusform groups.



Figuur 3.16: 95% betrouwbaarheidsinterval voor pH-profielen van de drie humusvormgroepen LV, LDX en RDX.

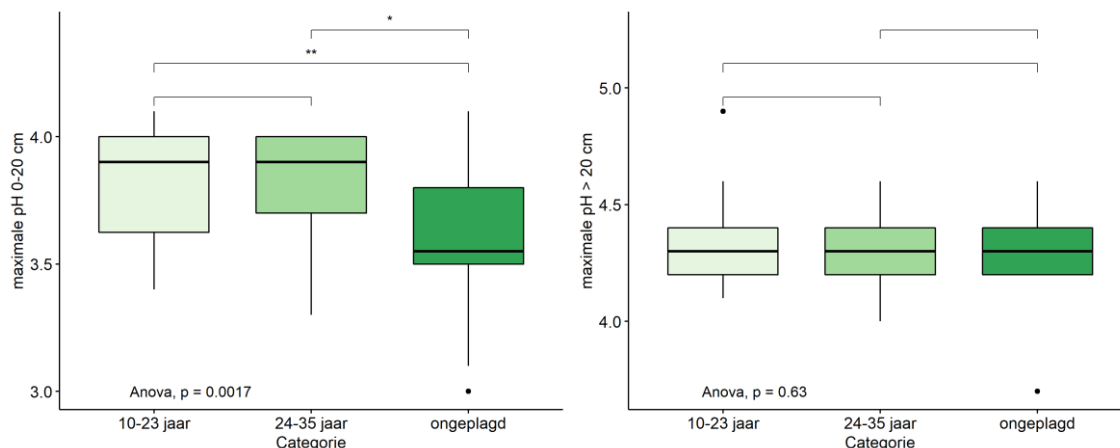
Figure 3.16: 95% confidence interval for pH-profiles of the three humusform groups.

pH-profielen binnen categorieën plagleeftijd

Voor de categorieën plagleeftijd zijn er wel significante verschillen in de pH tot 20 cm (figuur 3.17 en 3.18):

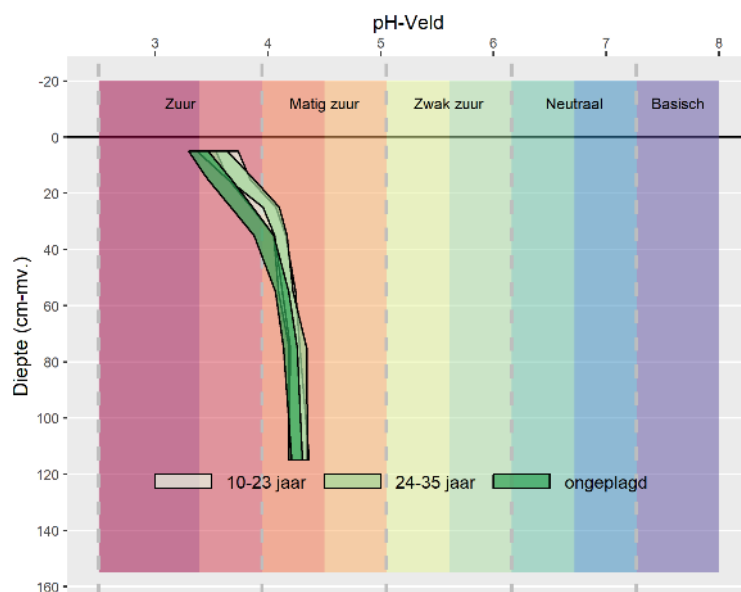
- In de ongeplagde profielen is de pH tot 20 cm significant lager dan in de geplagde profielen; voorde categorie 10-23 jaar zelfs zeer significant; de geplagde profielen verschillen onderling niet van elkaar.

- In de ongeplagde profielen heeft langere tijd uitloging plaatsgevonden, maar dit zou in de geplagde profielen ook het geval geweest zijn voordat ze geplagd werden. De buffer moet dus na plaggen op een of andere manier aangevuld zijn, mogelijk door verwerking van mineralen. Hoewel voor de mull-humusvormen een verklaring gezocht kan worden in het feit dat deze relatief vaak voorkomen in gebieden met een lage stikstofdepositie en daarmee een geringere verzuring, lijkt hier toch de plagleeftijd een belangrijke rol te spelen.
- In de diepere lagen (>20 cm), die representatief moeten zijn voor de zuurbuffer van het moedermateriaal, is geen verschil in pH.



Figuur 3.17: Vergelijking van de bodem-pH tussen 0 en 20 cm (links) en dieper dan 20 cm (rechts) tussen de categorieën plagleeftijd.

Figure 3.17: Comparison of the soil-pH between 0 en 20 cm (left) and deeper than 20 cm (right) between age groups after sod cutting.



Figuur 3.18: 95% betrouwbaarheidsinterval voor pH-profielen van de drie categorieën plagleeftijd.

Figure 3.18: 95% confidence interval for pH-profiles of the three age groups after sod cutting.

3.4 Conclusies

3.4.1 Uitgangssituatie

- De geselecteerde meetlocaties liggen vooral op leemarme glaciale bodems (HzGA, Nb = 34) en leemarme droge dekzandgronden (HzDA, Nb = 28), waarbij Nb voor het aantal boringen staat. Een vijftal locaties (Nb = 5) ligt op eveneens leemarme tertiaire zanden in het heuveelland (HIZ).
- Een minderheid ligt op lemige glaciale bodems (HzGL, Nb = 10) of lemige dekzandgronden (HzDL, Nb = 3).
- In deze overwegend leemarme droge zandgronden zijn vooral haarpodzolgronden (Hd., Nb = 61) en droge veldpodzolgronden (Hn., Nb = 19) gevormd.
- De bodemvorming is overal ondiep, de Bh-horizont begint in 95% van de gevallen binnen 30 cm – mv en loopt dan niet verder door dan 50 cm – mv.
- De grondwatertrap is overal VIO of droger: GHG > 50 cm – mv en GLG > 120 cm – mv. Het zijn overal hangwaterprofielen.

3.4.2 Conclusies ten aanzien van bemonstering

Voor de bemonstering van het bodem- en humusprofiel zijn de volgende keuzen gemaakt:

- Om budgettaire redenen konden niet alle individuele horizonten bemonsterd worden;
- De variatie in dikte van samengestelde horizonten is vaak beter te verklaren dan de variatie van de individuele horizonten (zie ook § 3.4.3).
- Horizonten die vaak erg dun zijn, kunnen moeilijk individueel bemonsterd worden omdat er dan erg veel steken nodig zijn om voldoende monstermateriaal te verzamelen.
- Uiteindelijk is gekozen voor bemonstering van de volgende lagen:
 - LF1 = Lv + Fa1
 - F2Hr = Fa2 + Hr
 - Hh
 - HA
 - Min(eraal) = Ah + AC + AE + Eu
 - Bh

Deze lagen komen niet allemaal op alle locaties voor, waardoor het aantal monsters per locatie kan verschillen.

3.4.3 Ontwikkeling humushorizonten

- Vanuit een geplagde situatie vindt op droge, zure en voedselarme bodems met droge heidevegetatie accumulatie van strooisel plaats waardoor in de decennia na plagen nieuwe ectorganische horizonten gevormd worden, globaal in de volgorde Lv, Fa1, Fa2, Hr, Hh en in het endorganische deel van het profiel soms een HA-horizont.
- Binnen de geplagde locaties komt de strooiselaccumulatie tot uiting in een toename vanuit de mull-humusvormen (LVh en LZh, Ns = 92) naar de vaagxeromormoders (RDXv, Ns = 53), waarbij Ns staat voor het aantal steken. Voor de humusprofielbeschrijving zijn steeds vier steken beschreven, voor de bodembeschrijving één boring (Nb).
- Het grootste deel van de humusprofielen rekenen wij tot de humusxeromormoder (RDXu, Ns = 145), vooral bij de ongeplagde locaties, maar in een beperkt aantal gevallen ook op geplagde locaties.
- Bij de ectorganische horizonten worden sterker significante effecten gevonden voor de gecombineerde horizonten dan voor de individuele horizonten (zie ook § 3.4.2), waarschijnlijk omdat verschillende horizonten die apart beschreven worden (bijvoorbeeld Fa2 en Hr) feitelijk een geleidelijke overgang vertegenwoordigen. Het combineren van deze horizonten geeft dan een duidelijker effect te zien in statistische analyses. De meest

significante effecten worden gevonden voor LF1 (Lv + Fa1), F2H (Fa2 + Hr + Hh) en Ect (som van alle ectorganische horizonten).

- In de eerste fase van humusprofielontwikkeling worden de Lv- en Fa1-horizonten (LF1) gevormd waarvan de dikte na verloop van tijd stabiliseert omdat het onderste deel overgaat in de Fa2-horizont.
- In de hierop volgende fasen groeit eerst de Fa2-horizont aan welke vervolgens geleidelijk overgaat naar de Hr- en Hh-horizont. De diktegroei van het humusprofiel vindt uiteindelijk vooral plaats in de H-horizonten.
- De mate van strooiselaccumulatie die tot uiting komt in de dikte van verschillende ectorganische horizonten en daarmee in de humusvormen, wordt behalve door de plagleeftijd ook sterk positief beïnvloed door de stikstofdepositie (zie § 3.4.4) en negatief door de gemiddelde jaartemperatuur (zie § 3.4.5). Hierdoor kunnen binnen de geplagde profielen de gevonden humusvormen sterk variëren, van voornamelijk mull-humusvormen bij lage stikstofdepositie en relatief hoge temperatuur tot humusxeromormoders bij hoge stikstofdepositie en lage temperatuur (zie § 8.2). In de eerste groep wordt pas na 45 jaar een vaagxeromormoder verwacht en vele jaren later een humusxeromormoder. Voor de tweede groep kan na ca 77 jaar een humusprofiel verwacht worden dat bij de dikste F2 en H horizonten hoort.
- Een conceptueel model voor de humusprofielontwikkeling van geplagde en ongeplagde droge is opgenomen in het Synthese-hoofdstuk (§ 8.2.1).

3.4.4 Effect stikstofdepositie

- Een toename van de stikstofdepositie lijkt bij geplagde profielen de strooiselaccumulatie te bevorderen, waarschijnlijk door zowel een hogere input van strooisel als een geremde vertering (zie discussie § 8.2.2). De diktegroei betreft vooral de Fa2- en H-horizonten.
- Het stikstofeffect is alleen gevonden in de geplagde profielen waarin het humusprofiel maximaal 35 jaar oud is, wat goed overeenkomt met de piek in stikstofdepositie.
- In de ongeplagde profielen die in elk geval een deel van hun ontwikkeling hebben doorgemaakt zonder overmatige stikstofbelasting, is geen stikstofeffect herkenbaar. Mogelijk zijn er wel verschillen, maar omdat de plagleeftijd voor deze categorie onbekend is, komen die niet uit de analyse.
- Als gevolg van de grotere strooiselaccumulatie en wellicht ook hogere concentraties stikstof bij een hoge stikstofdepositie zijn hier de voorraden nutriënten ook navenant hoger dan bij een lagere stikstofdepositie.
- Het blijkt dat de pH-waarden in de bovenste 20 cm van de bodem onder de mull-humusvormen significant wat hoger zijn dan onder de mormoders met dikkere ectorganische horizonten. Als dikkere horizonten samenhangen met een hogere stikstofdepositie, kan de verzurende werking daarvan een reden zijn voor dit verschil, maar dit kan ook veroorzaakt zijn door uitloging door humuszuren uit het dikke humusprofiel.
- Een vergelijkbaar effect wordt gevonden voor de pH onder ongeplagde profielen die significant lager is dan onder de geplagde profielen. Er lijkt dus ook een mechanisme te zijn waardoor de zuurbuffer weer wordt aangevuld na plaggen. Vóór het plaggen kwam hier immers ook een dikker humusprofiel voor, met een waarschijnlijk een lagere pH in het bovenste minerale profiel.

3.4.5 Klimateffecten

- Bij de geplagde locaties heeft vooral de gemiddelde jaartemperatuur invloed op de dikte van de ectorganische horizonten, daarnaast zijn maximale temperaturen (jaar, februari en juli) van belang en in mindere mate de minimale temperatuur in juli. Een hogere temperatuur gaat samen met dunnere horizonten, mogelijk door een actiever bodemleven.

- Voor de Hh-horizonten in de geplagde profielen wordt ook een significant effect gevonden van de gemiddelde neerslag en het neerslagoverschot. In relatief natte locaties is deze horizont dikker dan in drogere.
- Bij de ongeplagde profielen zijn klimaatvariabelen vooral van belang voor de jongere horizonten (Lv, Fa1) waarbij gemiddelde neerslag en maximale temperatuur in februari significante verschillen geven.
- Voor de oudere horizonten (Fa2, Hr, Hh) in de ongeplagde profielen kon geen relatie met klimaatvariabelen gevonden worden.
- Voor de endorganische B-horizont blijkt, zowel in de geplagde als ongeplagde profielen, de dikte significant toe te nemen bij een hoger neerslagoverschot, wat zou kunnen wijzen op een sterkere uitspoeling uit bovenliggende lagen en inspoeling in de B-horizont.

3.4.6 Relatie met fysisch-geografische positie

- De invloed van FG-eenheden lijkt beperkt te zijn, waarbij binnen de geplagde locaties de dunste horizonten gevonden worden op lemige, glaciale afzettingen (HzGL) en de dikste op leemarme droge dekzandgronden (HzDA). Hier zou het vochthoudend vermogen van de bodem een rol kunnen spelen bij de activiteit van het bodemleven. Ook de samenstelling van het bodemleven zelf kan verschillen.
- De dikte van de E-horizont in de ongeplagde profielen geeft een zeer sterk significante relatie te zien met de FG-eenheid. Dit is vrijwel geheel toe te schrijven aan de FG-eenheid HIZ (Tertiair zand in Heuvelland) waarin zeer oude bodems met extreem dikke E-horizonten voorkomen (zie figuur 3.1).

4 Ontwikkeling van de heidevegetatie

4.1 Inleiding

Het droge heidelandschap heeft op de zandgronden van de NW-Europese laagvlakte een grote oppervlakte ingenomen die door ontginning en bebossing vanaf eind 19^{de} eeuw tot halverwege de 20^{ste} eeuw sterk is afgenomen. Dit landschap is vegetatiekundig goed onderzocht waarbij door dwergstruiken of grassen gedomineerde vegetaties worden onderscheiden als respectievelijk droge heiden in strikte zin en heischrale graslanden. Deze typen komen vaak mozaïekvormig of gezoneerd voor en zijn in floristische samenstelling zeer verwant. Waar over grotere oppervlakte dwergstruiken dan wel grasachtigen domineren, is dit het gevolg van langdurige verschillen in landgebruik, met name intensiteit van begrazen en maaien (Graebner, 1904; Gimingham, 1992; Ellenberg & Leuschner, 2010).

Binnen de droge, door struikheide gedomineerde heiden (associatie *Genisto-Callunetum*) is sprake van een vegetatiekundige tweedeling door verschillen in geologie en bodem (De Smidt, 1981; Stortelder et al., 1996; Ellenberg & Leuschner, 2010; Bijlsma et al., 2013):

- heiden op leemarme humuspodzolgronden (subassociatie *typicum*; 'Sandheide');
- heiden op lemige humuspodzolgronden, moderpodzolgronden en leemgronden (subassociatie *danthonietosum*; 'Lehmheide').

In tegenstelling tot chemische kenmerken en de betekenis van het humusprofiel in de successie van heide- en stuifzandbebossingen (Emmer, 1994, 1995; Emmer & Sevink, 1994), is de relatie tussen heide-ontwikkeling en humusprofielkenmerken pas betrekkelijk recent expliciet onderzocht, met name op de Veluwe (Bijlsma et al., 2009a §3.4, 2009b, 2013). Dit onderzoek heeft nieuwe inzichten opgeleverd o.a. over de indicatiewaarde van vochtminnende soorten, zoals dophei en veenbies, over het leefgebied van bijzondere blad- en levermossen en over de ontwikkeling van bosbesheide (associatie *Vaccinio-Callunetum*). Deze inzichten blijken deels in vergetelheid geraakte kennis. Zo wordt de dankzij een dik humusprofiel wisselvochtige 'droge' heide (Bijlsma et al., 2009b: 'heide met dikke H') al door Graebner (1904) expliciet beschreven ('Typische *Tetralixheide*') en ten opzichte van vochtige heide gekarakteriseerd o.a. door de afwezigheid van veenmossen.

Het in dit hoofdstuk beschreven vegetatie-onderzoek betreft de 'zandheide' (zie § 2.2) en dient als vegetatiekundige documentatie bij de meetpunten voor bodemkundige en chemische analyse.

4.2 Werkwijze

4.2.1 Veldwerk

Voor alle meetpunten waar het bodem- en humusprofiel zijn beschreven (80+1, zie § 2.3), zijn ook vegetatiekundige opnamen gemaakt van 2x2 m nabij het boorpunt. Het veldwerk is gecombineerd met het verzamelen van vegetatiemonsters voor chemische analyse (zie § 6.2.1). De hiervoor gebruikte plots zijn centraal gelegen in de vegetatie-opnamen.

Het veldwerk is uitgevoerd in de periode begin juni tot begin augustus 2019. Dit veldwerk vond plaats na een jaar met een extreem droge zomer (2018) waarin veel heide, vooral dophei, maar ook

struikhei, is afgestorven. Ook de veldwerkperiode 2019 was droog waardoor waarschijnlijk kleine (lever)mossen niet altijd zijn opgemerkt.

Per opname zijn de volgende gegevens verzameld:

- totale bedekkingen van kruid- en moslaag (%), inclusief de in 2018 afgestorven planten;
- gemiddelde maximale hoogte van struikhei (cm);
- aandelen van groeifasen van struikhei (pionier, opbouw, volwassen, verval) binnen de totale bedekking van struikhei (%);
- bedekkingen van afgestorven planten van aspectbepalende soorten (struikhei, dophei, kraaihei, pilzegge, veenbies)(%);
- bedekkingen van afzonderlijke soorten (levende) vaatplanten, blad- en levermossen en rendiermossen (%);
- foto's van de vegetatie(plot).

In Bijlage 3 zijn verdelingen opgenomen van soorten over de regio's en over leeftijdscategorieën.

4.2.2 Statistische analyse

De statistische analyses zijn uitgevoerd in R. De analyse van structuurkenmerken en soortenrijkdom in regio's en categorieën van heide-ontwikkeling is uitgevoerd met ANOVAs (lm-functie) gevolgd door paarsgewijze vergelijkingen (TukeyHSD). De analyse van de aan- en afwezigheid van soorten in plots in relatie tot regio, categorieën van heide-ontwikkeling en numerieke verklarende variabelen (N-depositie, klimaat, dikte humusprofiel, chemische kenmerken) is uitgevoerd met logistische regressie (glm-functie) met binomiale (logit)-linkfunctie; paarsgewijze contrasten voor factoren zijn beoordeeld met de glht-functie (package multcomp); alleen uitkomsten van modellen met voldoende fit zijn opgenomen als resultaat, beoordeeld aan de restdeviantie met de pchisq-functie (goede fit als $p > 0.05$).

4.3 Resultaten

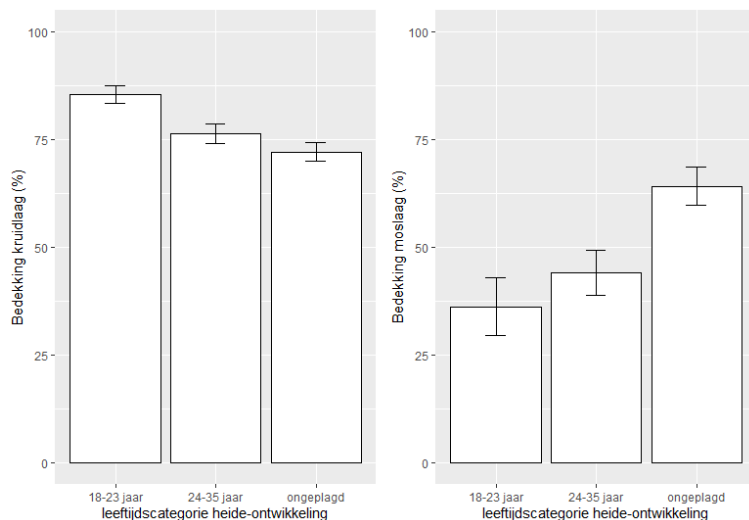
4.3.1 Vegetatiestructuur

Veranderingen in vegetatiestructuur in de loop van de successie na plaggen zijn het gevolg van veranderende aandelen van aspectbepalende soorten en van de opeenvolging van groeifasen van struikhei.

Bedekking kruid- en moslaag

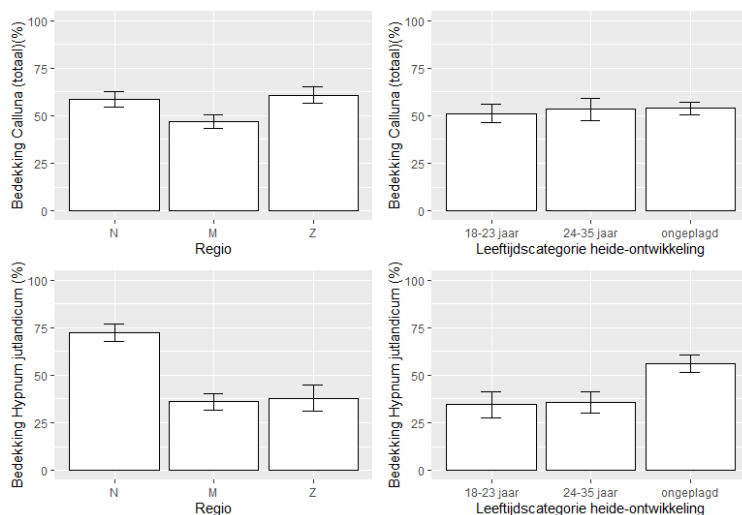
De totale bedekking van de kruidlaag neemt enigszins af met toenemende leeftijd van de heide, van 85 tot 70%; tegelijkertijd neemt de moslaag toe in bedekking, van 35 tot 65% (figuur 4.1). Twee soorten komen in alle onderzochte plots voor met hoge bedekking: struikhei (*Calluna vulgaris*) en heideklauwtjesmos (*Hypnum jutlandicum*), met gemiddelde bedekking respectievelijk 50-60% en 45% (figuur 4.2). De gevonden verschillen in gemiddelde bedekking tussen regio's en tussen leeftijdscategorieën zijn niet voldoende representatief: de variatie binnen terreinen is aanzienlijk en wordt door de kleine steekproef niet afgedekt. Dat de ongeplagde categorie een gemiddeld hogere bedekking van klauwtjesmos te zien geeft, is onverwacht; uit eerder onderzoek bleek een aaneengesloten *Hypnum*-laag vooral voor te komen op (oude) plagbanen en veel minder in langdurig ongeplagde heide (Bijlsma et al., 2009a).

Naast struikhei is ook dophei (*Erica tetralix*) een structuurbepalende dwergstruik. De gemiddelde bedekking is het hoogste voor leeftijdscategorie 18-23 jaar (30%) en neemt af tot 5% in ongeplagde heide (figuur 4.3). Binnen en tussen regio's is veel variatie in gemiddelde bedekking van dophei, met gemiddeld laagste waarde in regio Zuid (figuur 4.3), waarschijnlijk vanwege een lagere neerslag (zie figuur 2.2).



Figuur 4.1: Gemiddelde bedekking (met standaardfout) van de kruid- en moslaag binnen leeftijdscategorieën van heide-ontwikkeling.

Figure 4.1: Mean cover (with standard error) of herb and moss layer for age classes of heathland development (18-23 year and 24-35 year after sod cutting and uncut).



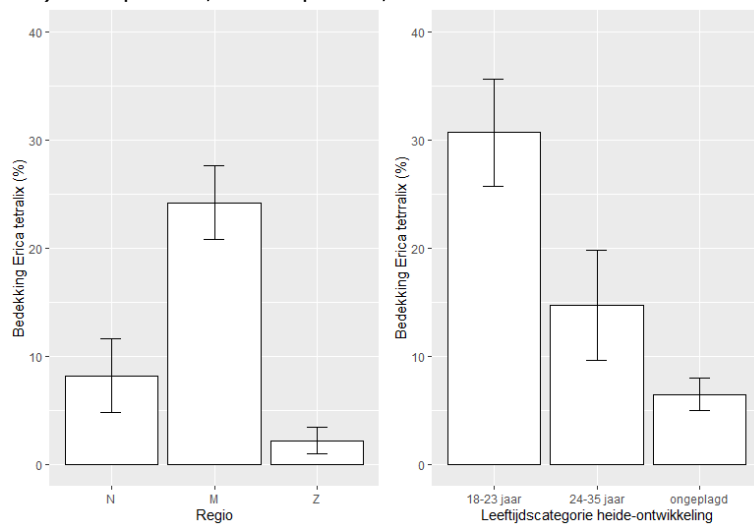
Figuur 4.2: Gemiddelde bedekking (met standaardfout) van struikhei (*Calluna vulgaris*) en heideklauwtjesmos (*Hypnum jutlandicum*) binnen regio's en leeftijdscategorieën van heide-ontwikkeling.

Figure 4.2: Mean cover (with standard error) of the only two species occurring in all plots, *Calluna vulgaris* and *Hypnum jutlandicum*, for the northern (N), central (M) and southern (Z) region and age classes of heathland development (18-23 year and 24-35 year after sod cutting and uncut).

Groeifasen struikhei

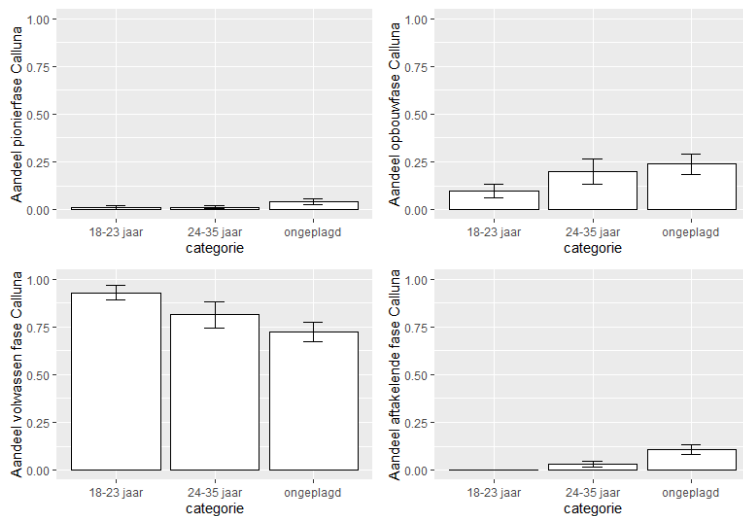
De afnemende totale bedekking van de kruidlaag met toenemende leeftijd correspondeert met een toename van structuurvariatie door spontane ontwikkeling en de opeenvolging van groeifasen van struikhei over een periode van ca. 30 jaar. Jonge plagplekken ontbreken in de steekproef. De jongste leeftijdscategorie van 18-23 jaar bevindt zich overwegend in de volwassen groeifase als aaneengesloten, kniehoge heide (figuur 4.5). Door aftakeling vallen heidestruiken uiteen en ontstaat meer openheid en structuurvariatie (figuur 4.6). In de ongeplagde situatie komen de

volgende gemiddelde aandelen van (deels overlappende) groeifasen van struikhei voor (figuur 4.4): 5% pionier, 25% opbouw, 70% volwassen en 10% aftakelend.



Figuur 4.3: Gemiddelde bedekking (met standaardfout) van dophei (*Erica tetralix*) binnen regio's en leeftijdscategorieën van heide-ontwikkeling.

Figure 4.3: Mean cover (with standard error) of *Erica tetralix* for the northern (N), central (M) and southern (Z) region (left) and for age classes of heathland development (18-23 year and 24-35 year after sod cutting and uncut)(right).



Figuur 4.4: Gemiddelde bedekking (met standaardfout) van de vier groeifasen van struikhei (pionier, opbouw, volwassen, aftakelend) binnen leeftijdscategorieën van heide-ontwikkeling.

Figure 4.4: Mean cover (with standard error) of the four growth phases of heather (pioneer, building, mature, degenerate) for age classes of heathland development (18-23 year and 24-35 year after sod cutting and uncut).



Figuur 4.5: Leusderheide LH9. Ongeplagde droge heide, volwassen struikheifase (boven) met het



zeer zeldzame gekroesd gaffeltandmos (onder) (foto's: Rienk-Jan Bijlsma)

*Figure 4.5: Leusderheide LH9. Uncut dry heath, mature heather phase (above) with the very rare *Dicranum spurium* (below).*



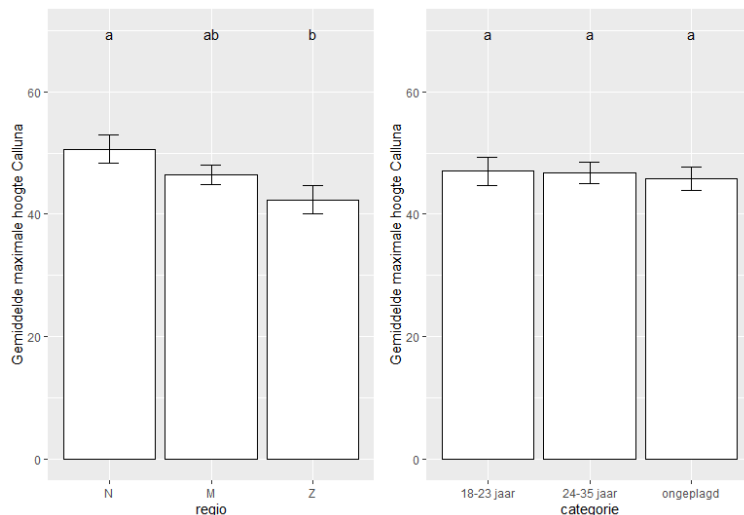
Figuur 4.6: Terletse Heide TH1. Ongeplagde droge heide, volwassen + aftakelende struikheifase



(boven) met kussentjesmos (onder) (foto's: Rienk-Jan Bijlsma)

*Figure 4.6: Terletse Heide TH1. Uncut dry heath, mature + degenerate heather phase (above) with *Leucobryum glaucum* (below).*

De gemiddelde maximale hoogte van struikhei verschilt niet tussen leeftijdscategorieën maar lijkt enigszins af te nemen gaande van Noord naar Zuid (figuur 4.7). Dit zou het gevolg kunnen zijn van een corresponderende gradiënt in productiviteit en levensverwachting van heideplanten door klimaatverschillen en daarmee risico op verdroging, met een groter risico in de drogere en warmere regio Zuid (Diemont & Oude Voshaar, 1994; Diemont, 1996). Hoewel zowel de jaarlijkse neerslag (en het neerslagoverschot) als de maximum juli-temperatuur inderdaad significant verschillen tussen de regio's (figuur 2.2) is er geen sprake van lineaire relaties tussen enerzijds gemiddelde maximale hoogte van struikhei en anderzijds neerslagoverschot ($R^2=0.02$, $p=0.72$) of maximum juli-temperatuur ($R^2=0.03$, $p=0.14$).



Figuur 4.7: Gemiddelde maximale hoogte (met standaardfout) van struikhei binnen regio's en leeftijdscategorieën van heide-ontwikkeling. Contrasten in significantie (TukeyHSD) aangeduid met letters.

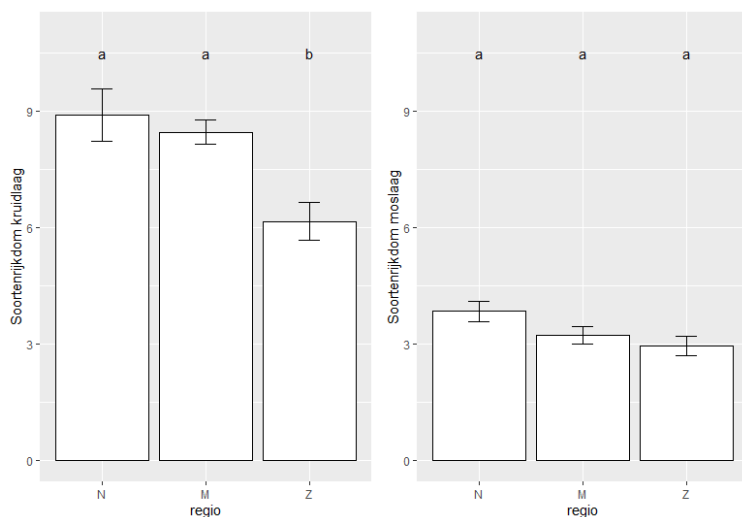
Figure 4.7: Mean maximum height (with standard error) of heather for the northern (N), central (M) and southern (Z) region and age classes of heathland development (18-23 year and 24-35 year after sod cutting and uncut). Contrasts in significance (TukeyHSD) indicated with letters.

4.3.2 Soortenrijkdom

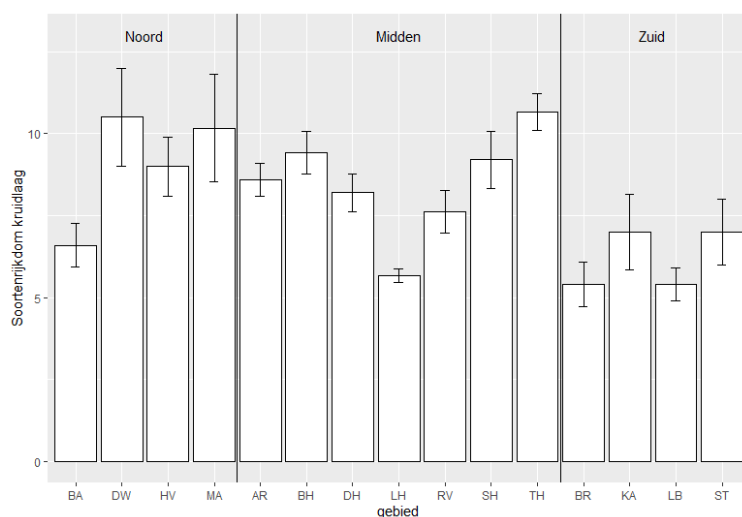
In totaal zijn 31 soorten vaatplanten, 21 soorten blad- en levermossen en 1 soort rendiermos aangetroffen.

Het gemiddeld aantal soorten vaatplanten per plot is in de regio Noord en Midden significant hoger (8-8.5) dan in Zuid (6). Voor de moslaag zijn er met gemiddeld 3-4 soorten per plot geen verschillen in soortenrijkdom tussen regio's (figuur 4.8). Dit resultaat lijkt ecologisch bepaald, gezien het feit dat het gemiddeld aantal soorten per plot geen weerspiegeling is van het totaal aantal aangetroffen soorten per regio dat samenhangt met verschillen in het aantal opgenomen plots per regio (met dubbel zoveel plots in Midden als in Noord en Zuid; Bijlage 3.1). De verschillen in gemiddelde soortenrijkdom per plot van terreinen binnen de regio's zijn weergegeven in figuur 4.9.

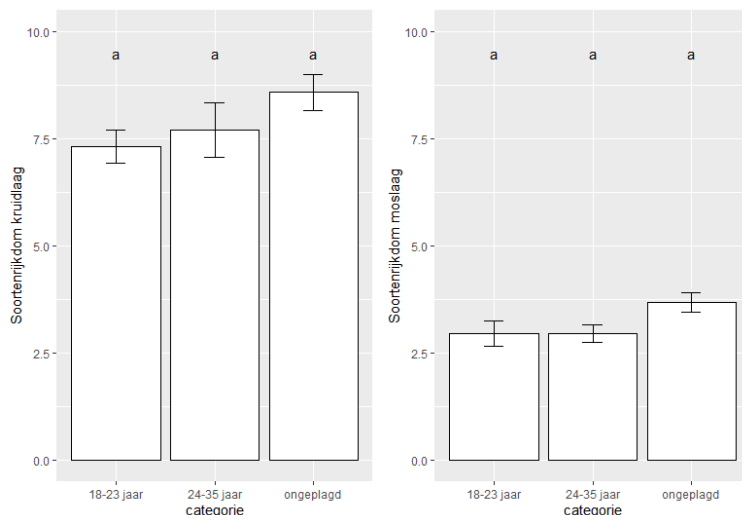
Het gemiddeld aantal soorten vaatplanten in plots per leeftijdscategorie van heide-ontwikkeling verschilt niet significant (7.8). Dit geldt ook voor mossen (3.2)(figuur 4.10).



Figuur 4.8: Gemiddeld aantal soorten (met standaardfout) in kruid- en moslaag van de heideplots in de regio's Noord, Midden en Zuid. Contrasten in significantie (TukeyHSD) aangeduid met letters.
Figure 4.8: Mean number of species (with standard error) in herb (left) and moss layer (right) of the heathland plots in the northern (N), central (M) and southern (Z) region. Significance contrasts (TukeyHSD) indicated with letters.



Figuur 4.9: Gemiddeld aantal soorten vaatplanten (met standaardfout) in de heideplots in terreinen binnen de regio's Noord, Midden en Zuid. Zie tabel 2.1 voor gebiedscodes.
Figure 4.9: Mean number of vascular plant species (with standard error) in the heathland plots in sites within the northern (N), central (M) and southern (Z) region. See table 2.1 for sites codes.



Figuur 4.10: Gemiddeld aantal soorten in kruid- en moslaag (met standaardfout) in de heideplots voor verschillende leeftijdscategorieën.

Figure 4.10: Mean number of species in herb (left) and moss (right) layer (with standard error) in the heathland plots for different categories of heathland development (18-23 year and 24-35 year after sod cutting and uncut).

4.3.3 Ecologische groepen

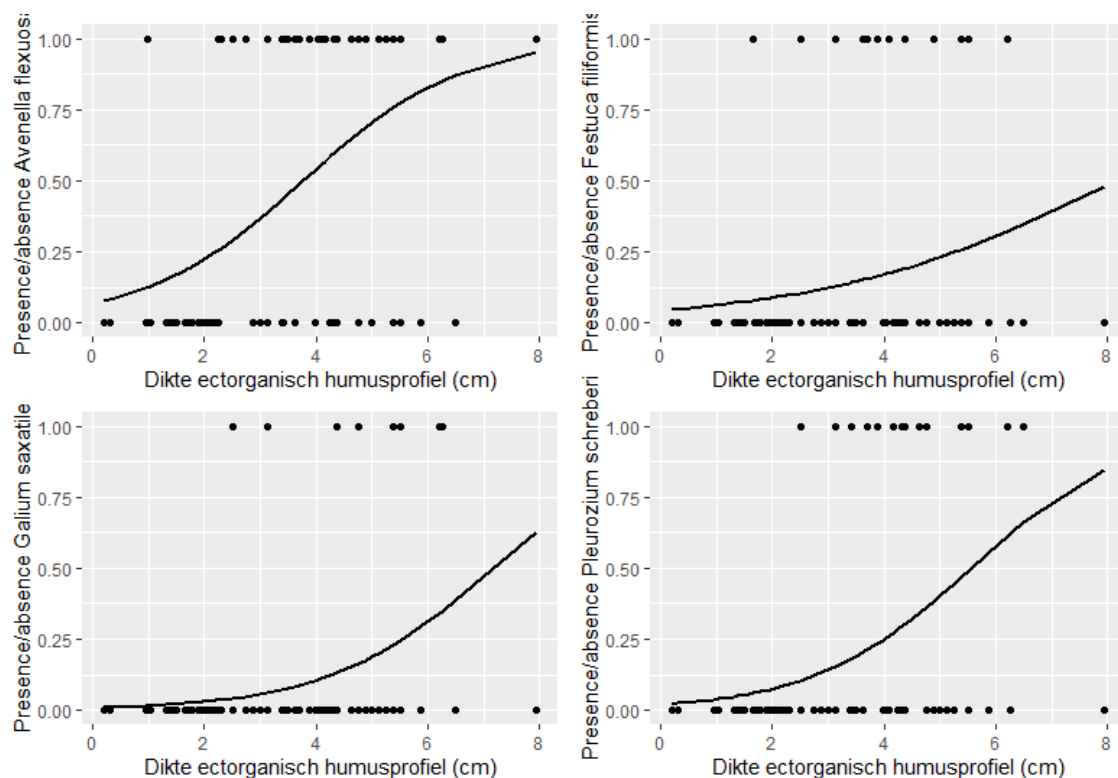
Voor diverse soorten blijkt sprake van een significant effect van leeftijdscategorie op aan- en afwezigheid dat nader kan worden verklaard uit een respons op toenemende dikte van het ectorganisch humusprofiel. Hierbij kunnen met statistische analyse twee ecologische groepen worden onderscheiden: smele-schapengras-groep en grijs kronkelsteeltje-groep.

Smele-schapengras-groep

Soorten in deze groep nemen significant toe met toenemende dikte van het ectorganisch humusprofiel (L+F+H). Hiertoe behoren bochtige smele (*Avenella flexuosa*), fijn schapengras (*Festuca filiformis*), liggend walstro (*Galium saxatile*) en bronsmos (*Pleurozium schreberi*) (figuur 4.11). Het betreft soorten die ook in de soortenarme vorm van heischraal grasland voorkomen (*Galio-Festucetum*, Weeda et al., 2017; 'grasheide', Bijlsma et al., 2009a § 3.4.4).

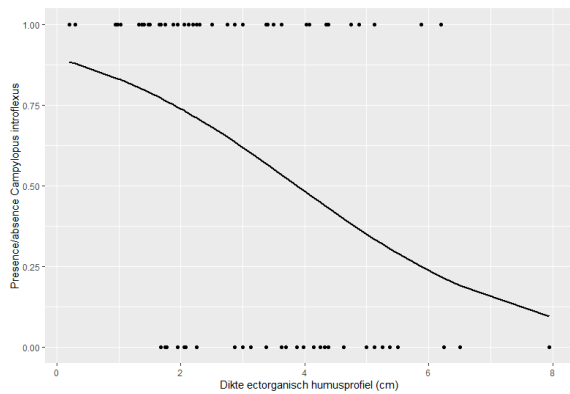
Grijs kronkelsteeltje-groep

Deze groep, die vooralsnog alleen bestaat uit grijs kronkelsteeltje (*Campylopus introflexus*), neemt in presentie significant af bij toenemende dikte van de ectorganische laag (figuur 4.12) en vormt daarmee de tegenhanger van de smele-schapengras-groep. De enige vergelijkbare respons betreft de sterfte van dophei binnen plots met dophei (figuur 4.13): de kans op sterfte neemt af met toenemende dikte van het ectorganisch humusprofiel.



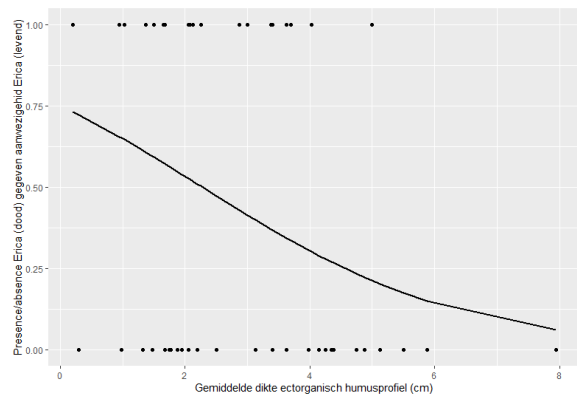
Figuur 4.11: Smele-schapengras-groep. Logistische regressies van aan- en afwezigheid in heideplots op dikte van het ectorganische humusprofiel. *Avenella*: $n=34$, $p<0.001$, $pchisq=0.83$; *Festuca* $n=12$, $p=0.06$, $pchisq=0.11$; *Galium* $n=8$, $p<0.05$, $pchisq=0.0006$; *Pleurozium* $n=17$, $p<0.001$, $pchisq=0.21$. Toelichting: n aantal plots met aanwezigheid; p -waarden <0.05 wijzen op een significante relatie; waarden van $pchisq>0.05$ wijzen op een goede fit van het model.

Figure 4.11: Avenella flexuosa-Festuca filiformis-group. Logistic regression of presence/absence in heathland plots on thickness of the ectorganic humus profile (L+F+H-layer). Explanation: n number of plots with presence; p -values <0.05 indicate a significant relationship; $pchisq$ -values >0.05 indicate sufficient model fit.



Figuur 4.12: *Campylopus introflexus*. Logistische regressie van aan- en afwezigheid in heideplots op dikte van het ectorganische humusprofiel. $n=47$, $p<0.001$, $pchisq=0.92$. Zie ook onderschrift figuur 4.11.

Figure 4.12: *Campylopus introflexus*. Logistic regression of presence/absence in heathland plots on thickness of the ectorganic humus profile (L+F+H-layer). See also caption of Figure 4.11.



Figuur 4.13: Bedekkende dode *Erica tetralix*. Logistische regressies van aan- en afwezigheid in heideplots (met dophei) op dikte van het ectorganische humusprofiel. $n=55$, $p<0.05$, $pchisq=0.93$; Zie verder legenda figuur 4.11.

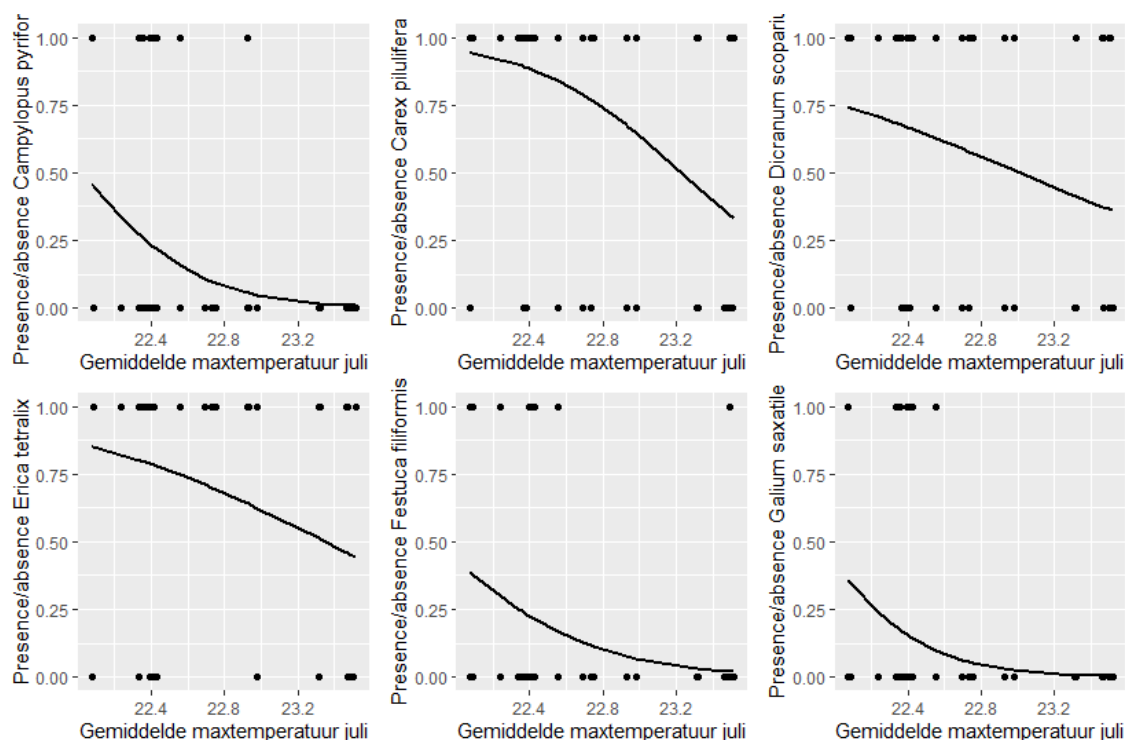
Figure 4.13: Extensive dead *Erica tetralix*. Logistic regression of presence/absence in heathland plots (with Erica) on thickness of the ectorganic humus profile (L+F+H-layer). See also caption of Figure 4.11.

4.3.4 Klimaateffecten

Voor diverse soorten blijkt sprake van een significant effect van regio op aan- en afwezigheid. Het ligt voor de hand dat hierbij klimaatvariabelen een rol spelen. Hierbij komen drie variabelen significant naar voren: maximum juli-temperatuur, minimum februari-temperatuur en jaarneerslag. Zie § 2.4 voor regionale verschillen in deze klimaatvariabelen.

Maximum juli-temperatuur

Zes soorten geven een significante afname in aanwezigheid te zien met toenemende gemiddelde maximumtemperatuur voor de (warmste) maand juli (figuur 4.14): breekblaadje (*Campylopus pyriformis*), pilzegge (*Carex pilulifera*), gewoon gaffeltandmos (*Dicranum scoparium*), dophei (*Erica tetralix*), fijn schapengras (*Festuca filiformis*) en liggend walstro (*Galium saxatile*). Alleen voor pilzegge, gewoon gaffeltandmos en dophei is er sprake van een goed verklarend model ($pchisq>0.05$). Geen van deze soorten vertoont een significante relatie met jaarneerslag of neerslagoverschot. De zes soorten komen niet of relatief weinig voor in de regio Zuid ten opzichte van Noord en Midden (zie Bijlage 3.1).



Figuur 4.14: Soorten met significant negatieve relatie tussen voorkomen en maximumtemperatuur (van de warmste maand) juli. Logistische regressie van aan- en afwezigheid. *Campylopus pyriformis* $n=12$, $p<0.01$, $pchisq=0.03$; *Carex pilulifera* $n=58$, $p<0.001$, $pchisq=0.55$; *Dicranum scoparium* $n=46$, $p<0.05$, $pchisq=0.98$; *Erica tetralix* $n=55$, $p<0.05$, $pchisq=0.90$; *Festuca filiformis* $n=12$, $p<0.05$, $pchisq=0.06$; *Galium saxatile* $n=8$, $p<0.05$, $pchisq=0.00$. Zie ook onderschrift figuur 4.11.

Figure 4.14: Species with significant negative relationship between presence and maximum temperature of (the warmest month) July. Logistic regression of presence-absence. See also caption of Figure 4.11.

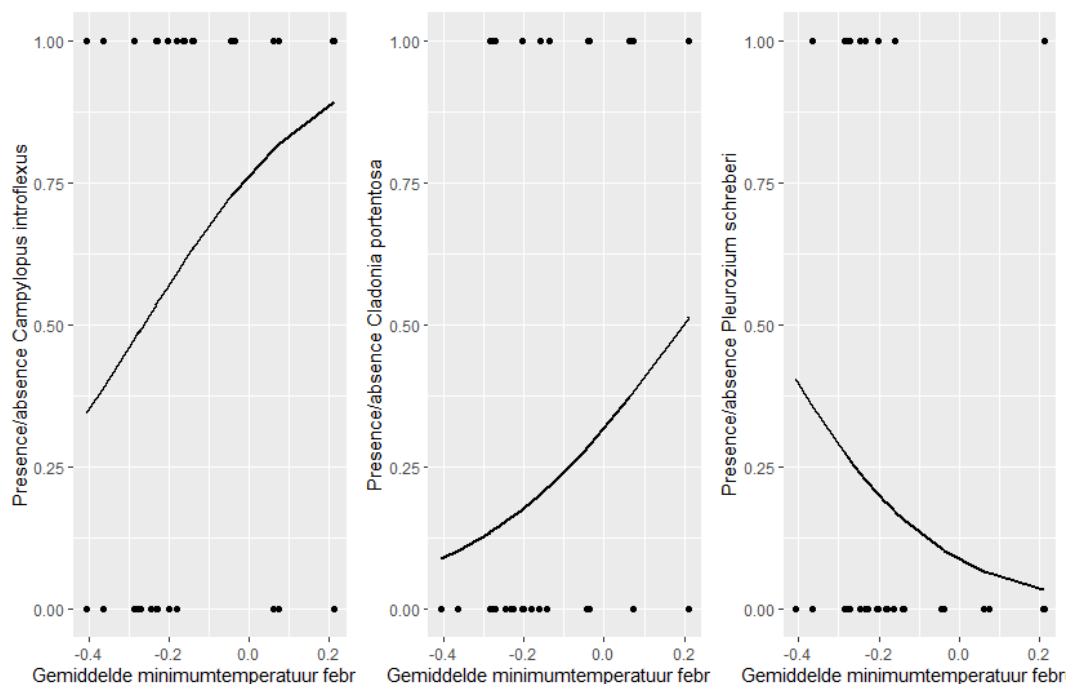
Minimum februari-temperatuur

Twee soorten geven een significante toename in aanwezigheid te zien met toenemende gemiddelde minimumtemperatuur voor de (koudste) maand februari (figuur 4.15): grijs kronkelsteeltje (*Campylopus introflexus*) en open rendiermos (*Cladonia portentosa*). Deze soorten vertonen geen significante relatie met maximumtemperatuur in juli. Beide soorten zijn relatief veel aangetroffen in de regio Zuid ten opzichte van Noord en Midden (zie Bijlage 3.1). In hoeverre hierbij daadwerkelijk sprake is van een klimaateffect zou nader moeten worden onderzocht.

Bronsmos (*Pleurozium schreberi*) geeft een significante afname te zien met toenemende gemiddelde februari-temperatuur (figuur 4.15). Deze soort is weinig aangetroffen in de onderzochte plots, relatief het meest in de regio's Noord en Zuid (zie Bijlage 3.1).

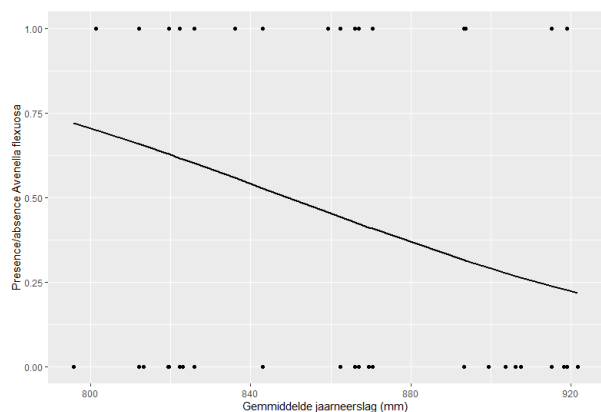
Gemiddelde jaarneerslag

Bochtige smeile (*Avenella flexuosa*) geeft een significante afname te zien met toenemende gemiddelde jaarneerslag (figuur 4.16). Er is geen significante relatie met neerslagoverschot. Evenals bronsmos, is deze soort relatief het meest aangetroffen in de regio's Noord en Zuid.



Figuur 4.15: Soorten met significante relatie tussen voorkomen en minimumtemperatuur (van de koudste maand) februari. Logistische regressie van aan- en afwezigheid. Negatief: *Campylopus introflexus* $n=47$, $p<0.01$, $pchisq=0.96$; *Cladonia portentosa* $n=17$, $p<0.01$, $pchisq=0.96$. Positief: *Pleurozium schreberi* $n=17$, $p<0.05$, $pchisq=0.48$. Zie ook onderschrift figuur 4.11.

Figure 4.15: Species with significant relationship between presence and minimum temperature of (the coldest month) February. Logistic regression of presence-absence. Negative: *Campylopus introflexus* and *Cladonia portentosa*. Positive: *Pleurozium schreberi*. See also caption of Figure 4.11.



Figuur 4.16: Significante relatie tussen voorkomen van *Avenella flexuosa* en gemiddelde jaarneerslag. Logistische regressie van aan- en afwezigheid. $n=34$, $p<0.01$, $pchisq=0.96$. Zie ook onderschrift figuur 4.11.

Figure 4.16: Significant relationship between presence and mean annual precipitation. Logistic regression of presence-absence. *Avenella flexuosa*. See also caption of Figure 4.11.

4.3.5 Stikstofdepositie

Voor geen van de statistisch analyseerbare soorten is een significante relatie gevonden tussen N-depositie in 2018 (zie §2.4 voor gebruikte bestand) en voorkomen in regio's, leeftijdscategorieën of aan- en afwezigheid in plots. Mogelijk komt dit doordat bijna alle onderzochte plekken al zeer arm aan soorten zijn geworden, en alleen de verzurings- en ammoniumtolerante vaatplanten zijn overgebleven.

4.4 Conclusies en discussie

4.4.1 Sturende factoren voor heide-ontwikkeling na plaggen

Sturende factoren voor de ontwikkeling van droge heide na plaggen op humuspodzolgronden zijn de cyclische groeifasen van struikheide (Gimingham, 1972 chapter 7) en de lineaire ontwikkeling van het ectorganisch humusprofiel. Na plaggen doorloopt een cohort nieuw-gevestigde struikheide in ca. 30 jaar de groeifasen pionier, opbouw, volwassen en aftakelend waarbij ruimtelijke variatie (vegetatiemozaïek) en verticale structuurvariatie toenemen. Na deze periode is het ectorganisch humusprofiel 3-4 cm dik en bestaat grotendeels uit F-materiaal. Een Hh-laag (met amorfe, venige humus) ontwikkelt zich vanaf ca. 30 jaar. Deze ontwikkeling stuurt bodemchemische kenmerken (zie hoofdstuk 5) en fysische eigenschappen zoals vochtvasthoudend en waterdoorlatend vermogen (Bijlsma et al., 2013) die doorwerken in de soortensamenstelling van de vegetatie.

4.4.2 Ontwikkeling van vegetatiestructuur en soortenrijkdom

De vegetatie-ontwikkeling van droge heide op humuspodzolgronden is met 80 plots geanalyseerd voor drie leeftijdscategorieën (ca. 20 jaar en 30 jaar na plaggen en ongeplagd tenminste sinds 1960) binnen drie regio's (noord, midden en zuid). Langs deze leeftijdsreeks neemt de gemiddelde bedekking van de kruidlaag af van 85 tot 70% en die van de moslaag toe van 35 tot 65%. De kruidlaag wordt dus opener en de moslaag raakt meer gesloten. Struikheide (*Calluna vulgaris*) en heideklauwtjesmos (*Hypnum jutlandicum*) zijn constante soorten met respectievelijk gemiddeld 50-60% en 45% bedekking. Dophei (*Erica tetralix*) kan co-dominant voorkomen, vooral in de relatief jonge plagplekken (10-20 jaar) in de regio's noord en midden. In de onderzochte leeftijdsreeks neemt het aandeel volwassen struikheide af van 90 tot 70% (NB Plots jonger dan 10 jaar zijn niet onderzocht). In de ongeplagde plots is de verdeling van (deels overlappende) groeifasen gemiddeld als volgt: 5% pionier, 25% opbouw, 70% volwassen en 10% aftakelend.

De gemiddelde soortenrijkdom van vaatplanten in de onderzochte plots verschilt significant tussen de regio's noord (6.5), midden (5) en zuid (4). Er zijn geen significante verschillen in soortenrijkdom van vaatplanten tussen leeftijdscategorieën van heide-ontwikkeling. In de moslaag komen gemiddeld 3-3.5 soorten voor ongeacht regio of leeftijd.

4.4.3 Ecologische groepen

Binnen de successie van droge heide op humuspodzolgronden ('zandheide') na plaggen zijn twee ecologische groepen karakteristiek en statistisch te onderbouwen: de smele-fijn schapengras-groep en de grijs kronkelsteeltje-groep.

Smele-fijn schapengras-groep

Kenmerkend voor oude heide met dik ectorganisch humusprofiel en dus vooral aanwezig in ongeplagde heide. De groep omvat soorten van de soortarme vorm van heischraal grasland (*Galio-Festucetum*), zoals bochtige smele (*Avenella flexuosa*), fijn schapengras (*Festuca filiformis*), liggend walstro (*Galium saxatile*) en bronsmos (*Pleurozium schreberi*). Deze soorten zijn in het zandlandschap kenmerkend voor mineralogisch rijkere bodems dan humuspodzolgronden en tegelijkertijd resistent tegen verzuring. Het voorkomen in oude heide op humuspodzolgronden is het gevolg van een relatief hoge nitrificatie in de F-laag van het ectorganisch humusprofiel (zie hoofdstuk 5).

In tegenstelling tot de grassoorten van de smele-schapengras-groep heeft liggend walstro een langlevende zaadbank in de minerale bodem (Grime et al., 2007). Hierdoor kan het lang in het systeem aanwezig blijven, ook op plekken met tijdelijk ongunstig leefgebied. De kruipende groeiwijze geeft walstro extra mogelijkheden om betrekkelijk snel te profiteren van lokaal gunstige condities.

De ecologische positie van borstelgras (*Nardus stricta*) in het 'zandheidlandschap' is nog niet duidelijk. Dit gras is alleen (in de plots) aangetroffen op het Holtingerveld (1x) en de Strabrechtse Heide (1x).

Grijs kronkelsteeltje-groep

Deze groep neemt in presentie significant af bij toenemende dikte van de ectorganische laag en is daarmee de tegenhanger van de smeleschapengras-groep. Vooral nog alleen bestaande uit grijs kronkelsteeltje.

Naast deze statistisch onderbouwde groepen, kunnen nog vier ecologische groepen worden onderscheiden op grond van bestaande inzichten. Deze groepen zijn in de tot humuspodzolgronden beperkte dataset te algemeen of te schaars aanwezig voor statistische analyse: struikhei-dophei-groep, bosbes-groep, pilzegge-tandjesgras-groep en veenbies-kussentjesmos-groep.

Struikhei-dophei-groep

Soorten in deze groep hebben ericoïde mycorrhiza's en zijn vrijwel niet in staat nitraat op te nemen maar wel ammonium en organische stikstofvormen (Bijlsma et al., 2000; Zijlstra & Berendse, 2010). Tot deze groep behoren voornamelijk alleen struik- en dophei. Deze soorten zijn niet zonder meer afhankelijk van een ectorganisch humusprofiel maar succesvolle vestiging van dophei vereist wel een humeuze toplaag (AH, B aan maaiveld door plaggen of ectorganische laag: Bijlsma et al., 2009a). Sterfte van dophei is gerelateerd aan de dikte van het humusprofiel (zie grijs kronkelsteeltje-groep).

Bosbes-groep

Bosbessoorten (blauwe bosbes, *Vaccinium myrtillus*; rode bosbes of vossenbes, *V. vitis-idaea*) behoren ook tot de heide-achtigen en hebben een vergelijkbare fysiologie ten aanzien van opname en assimilatie van stikstofvormen als struikhei. In tegenstelling tot struik- en dophei vindt uitbreiding echter plaats door wortelstokken (klonaal). De vestiging en uitbreiding (via wortelstokken) is afhankelijk van een organische toplaag, zoals een ectorganisch humusprofiel (De Smidt, 1981, *Vaccinio-Callunetum*; Emmer, 1995; Bijlsma et al., 2013) of een moerig-venige bovengrond ('bilberry moorland'). Zowel in dit opzicht als in overige soortensamenstelling is er verwantschap met de smeleschapengras-groep. Volgens De Smidt (1981) hebben bochtige smele, liggend walstro, hengel (*Melampyrum pratense*) en bronsmos binnen de heidevegetaties een optimum in bosbesheide. Bijlsma et al. (2009a, 2013) beschrijven hoe door begrazing van bosbesheide heischraal grasland ('grasheide') ontstaat, met bochtige smele, schapengras en borstelgras.

Uit gedetailleerde verspreidingsgegevens voor het Nationaal Park Veluwezoom bleek dat vossenbes hier strikt beperkt is tot humuspodzolgronden ('zandheide'; Bijlsma et al., 2013: figuur 12.21).

Blauwe bosbes komt zowel in zandheide als leemheide voor, maar is in leemheide de enige bosbessoort (bijv. in oude heide van het Posbank-gebied). Het is nog onvoldoende duidelijk onder welke omstandigheden zich bosbesheide ontwikkelt ten opzichte van heide met dikke Hh-laag (zie veenbies-kussentjesmos-groep) en in hoeverre beide bosbessoorten in dit opzicht nog differentiëren. Binnen de steekproef is blauwe bosbes alleen aangetroffen op de Archemerberg en vossenbes op de Sallandse Heuvelrug en de Terletse Heide.

Kraaihei (*Empetrum nigrum*) neemt een eigen ecologische positie in vanwege zijn groeivorm (zonder wortelstokken, met kruipende scheuten), negatieve respons op brand, betreding en begrazing (Barkman, 1990) en allelopathische invloed (Bråthen et al., 2010). Evenals beide bosbessoorten profiteert kraaihei van langdurig ongestoorde heide-ontwikkeling.

Pilzegge-tandjesgras-groep

Deze groep omvat karakteristieke soorten van 'leemheide' (*Genisto-Callunetum danthonietosum*) en corresponderende soortenrijke vorm van heischraal grasland (*Polygalo-Nardetum*; Weeda et al., 2017). De groep is begrijpelijkerwijs slecht vertegenwoordigd in de heiden op humuspodzolgronden en door verzuring praktisch verdwenen. Naast de nog vrij algemeen voorkomende pilzegge (*Carex pilulifera*) zijn alleen tandjesgras (*Danthonia decumbens*: Bussumse Heide 3x), kruipbrem (*Genista pilosa*: Bussumse Heide 1x), stekelbrem (*Genista anglica*: Bussumse Heide 1x, *Kampina* 1x), muizenoor (*Pilosella officinarum*; Bussumse Heide 1x) en gewone veldbies (*Luzula campestris*:

Mantingerzand 3x) aangetroffen in de plots. Tormentil (*Potentilla erecta*), een andere goede vertegenwoordiger van deze groep, is niet aangetroffen in de onderzochte plots. De zuur- en ammoniumtolerante pilzegge kan op deze groeiplaats sterk op de voorgrond treden na plaggen of chopperen, door kieming vanuit een langlevende zaadbank. Bij toenemende dikte van het ectorganisch humusprofiel neemt pilzegge af maar er is geen significante relatie. Ook tandjesgras, veldbies en beide bremsoorten hebben een langlevende zaadbank in de minerale bodem die na brand en/of bodemverstoring wordt geactiveerd (Grime et al., 2007; Hanley, 2009). Uit gedetailleerde verspreidingsgegevens voor het Nationaal Park Veluwezoom bleek dat alle bremachtigen (brem: *Cytisus scoparius*, gaspeldoorn: *Ulex europaeus*, kruipbrem: *Genista pilosa* en stekelbrem: *G. anglica*) hier vrijwel beperkt zijn tot de lemige moderpodzolgronden en leemgronden (Bijlsma et al., 2013: figuur 12.21).



Figuur 4.17: De Terletse Heide aangeduid als 't Veen' op een kaart uit 1721 door landmeter Elshoff. Het 'veen' betrof naar alle waarschijnlijkheid droge heide met zeer dikke humusprofielen (Hh-lagen), zoals nog steeds aanwezig.

Figure 4.17: The Terlet heathland denoted as moor ('Veen') on a map from 1721 by the land surveyor Elshoff. The moorland quite probably represented dry heath with thick ectorganic (Hh-)humushorizons, as still present.

Veenbies-kussentjesmos-groep

Het voorkomen van deze groep is beperkt tot zandheide waarin zich een duidelijke Hh-laag heeft ontwikkeld in het ectorganisch humusprofiel (amorfe, veenachtige humus). Dit type heide is zeldzaam doordat een zeer lange tijd van ongestoorde bodemontwikkeling nodig is voor de

vorming van een substantiële Hh-laag (50-80 jaar voor de vorming van de humusvormen RDXb en RDXt, zie § 8.2.1).

Belangrijke concentraties van dit type heide liggen op de Veluwe, met name de Veluwezoom (Terletse Heide, Rheder- en Worthrhederheide en Rozendaalse Veld), het Kroondomein (Greveld) en de Doornspijkse Heide. Op de Terletse Heide zijn Hh-lagen aangetroffen van maximaal 2-3 cm, dankzij een zeer extensief heidegebruik dat mogelijk teruggaat tot de 18^{de} eeuw (figuur 4.17).

Naast veenbies (*Trichophorum germanicum*) en kussentjesmos (*Leucobryum glaucum*) behoort ook trekrus (*Juncus squarrosus*) tot deze groep. Waarschijnlijk ook enkele zeldzame mossen zoals gekroesd gaffeltandmos (*Dicranum spurium*) en het ook op verterend dood hout voorkomende echt maanmos (*Cephalozia lunulifolia*). Deze soorten hebben hun zwaartepunt van voorkomen in veenheide, vochtige heide of in de overgangen hiervan naar droge heide. Rottend dood hout of oppervlakkig gelegen amorfe humus van boswalleetjes is voor sommige mossen uit deze groep (kussentjesmos, echt maanmos, boskortsteeltje, *Campylopus flexuosus*) een alternatief organisch substraat.

Waar dit type gezoneerd of in mozaïek voorkomt met vochtige heide (zoals in Dwingelderveld en Kampina), is het optreden van veenbies en trekrus niet dispersie-gelimiteerd. Daar waar zich een Hh-laag ontwikkelt in droge heide op grote(re) afstand van vochtige heide, zal dit wel het geval zijn. Hoewel kussentjesmos zelden sporenkapsels vormt en zich ook moeilijk vestigt over grotere afstanden, zal deze sporenplant uiteindelijk geschikt milieu weten te vinden. Kussentjesmos is daardoor een betere indicatorsoort dan veenbies. De Bussumse Heide is een mooi voorbeeld waar oude, ongeplagde heide met kussentjesmos naast plagbanen ligt en van waaruit (her)vestiging zal gaan optreden als condities geschikt zijn (figuur 4.18).



Figuur 4.18: Bussumse Heide bij meetpunt BH26 (in plagbaan uit 1999). Kolonisatie van deze jonge heide door kussentjesmos vanuit de aangrenzende ongeplagde heide (witte stippen) zal pas plaatsvinden als zich in het humusprofiel een Hh-laag heeft gevormd.

*Figure 4.18: Bussumse Heide near plot BH26 (in sod-cut strip from 1999). Colonization of this young heath by large white-moss (*Leucobryum*) from the adjacent uncut area (white dots) will not take place until the humus profile has developed a Hh-layer.*

4.4.4 Klimaateffecten en stikstofdepositie

Maximumtemperatuur juli

Zes soorten geven een significante afname in aanwezigheid te zien met toenemende gemiddelde maximumtemperatuur voor de (warmste) maand juli: breekblaadje (*Campylopus pyriformis*), pilzegge (*Carex pilulifera*), gewoon gaffeltandmos (*Dicranum scoparium*), dophei (*Erica tetralix*), fijn schapengras (*Festuca filiformis*) en liggend walstro (*Galium saxatile*).

Op grond van areaalligging is er voor geen van deze soorten sprake van een relatief noordelijk verspreidingsgebied (Europees of (sub)atlantisch gematigd), met uitzondering van gewoon gaffeltandmos (breed boreaal) (Preston & Hill, 1997; Siebel & Bijlsma, 2007). De evident noordelijke soorten kraaihei (*Empetrum nigrum*) en rode bosbes (*Vaccinium vitis-idaea*) zijn niet meegenomen in de analyse door te weinig waarnemingen.

Het contrast Zuid versus Noord + Midden geldt niet alleen voor temperatuur maar ook voor het optreden van mineralogisch rijkere glaciale bodems (stuwwallen, grondmorene) ten opzichte van leemarme dekzanden.

Minimumtemperatuur februari

Presentie van grijs kronkelsteeltje (*Campylopus introflexus*) en open rendiermos (*Cladonia portentosa*) neemt significant toe met toenemende gemiddelde minimumtemperatuur voor de (koudste) maand februari. Bronsmos (*Pleurozium schreberi*) geeft een significante afname in presentie te zien met toenemende gemiddelde februari-temperatuur. Deze landelijk algemene, boreaal-gematigde soort (Siebel & Bijlsma, 2007) is weinig aangetroffen in de onderzochte plots, relatief het meest in de regio's Noord en Zuid (zie Bijlage 3.1).

Gemiddelde jaarneerslag

Bochtige smele (*Avenella flexuosa*) geeft een significante afname te zien in presentie met toenemende gemiddelde jaarneerslag. Evenals bronsmos, is deze soort relatief het meest aangetroffen in de regio's Noord en Zuid. De relatie met neerslag is consistent met het grote Europese (boreaal-gematigde) verspreidingsgebied, inclusief de relatief neerslagarme (continentale) delen (Prentice & Hill, 1997).

Stikstofdepositie

Voor geen van de statistisch analyseerbare soorten is een significante relatie gevonden tussen N-depositie in 2018 en voorkomen in regio's, leeftijdscategorieën of aan- en afwezigheid in plots.

5 Ontwikkeling van de bodemchemie in het humusprofiel en de minerale bodem

5.1 Inleiding

In een ongestoord humusprofiel in droge heidebodems spelen de humeuze horizonten een grote rol in de accumulatie van nutriënten (N, P, K) door de ophoping van dood organisch materiaal en het vrijkomen van deze nutriënten in voor planten opneembare vorm. Ditzelfde geldt waarschijnlijk ook voor andere elementen die door planten worden opgenomen en een belangrijke rol kunnen spelen in de voedselkwaliteit voor micro- en macrofauna, zoals calcium, magnesium en mangaan. Hierbij is een verschil tussen elementen die nog lang in het dode strooiselmateriaal aanwezig blijven en pas na verregaande afbraak vrijkomen in het systeem (zoals C, N en P) en elementen die al snel na afsterven vrijkomen en daarna uitspoelen en of aan het adsorptiecomplex blijven zitten.

De accumulatie van organisch materiaal in de humuslagen draagt in arme zandbodems in hoge mate bij aan de grootte van het negatief-geladen oppervlak voor kation-adsorptie (kationadsorptiecomplex), waardoor positief geladen ionen veel beter vastgehouden kunnen worden dan in een recent geplagde zandbodem; 'basische' kationen (Ca, Mg, K) spoelen dan niet uit en zijn dan beter beschikbaar voor opname door planten en de bodem is dan beter bestand tegen verzurende depositie. Vragen die in dit hoofdstuk beantwoord zullen worden, zijn:

- hoe zijn nutriënten en basische kationen in oude heidebodems verdeeld over de verschillende horizonten, en wat is het effect van plaggen hierop?
- hoe werkt de buffering van de verschillende horizonten in oude heidebodems, en wat het is het effect van plaggen hierop?
- hoe snel accumuleren nutriënten tijdens het ontstaan van de humusrijke horizonten?
- wat is het effect van plaggen op de opslag van nutriënten en basische kationen gezien over het gehele bodemprofiel?

5.2 Werkwijze

5.2.1 Bemonstering

De bemonstering van horizonten van bodem- en humusprofiel is gecombineerd met de beschrijving van deze profielen (zie § 3.2) waardoor informatie over de dikte van horizonten kan worden gebruikt voor schattingen van nutriëntengehaltes in de bodem op zowel volume- als oppervlaktebasis.

5.2.2 Chemische analyse

Vochtpercentage, organische-stofconcentratie en bodemdichtheid

Het vochtpercentage van het verse bodemmateriaal werd via het vochtverlies bepaald. Dit gebeurde door bodemmateriaal in duplo te drogen gedurende 24 uur bij 70°C. Uit het vaste volume van deze bakjes werd de bodemdichtheid berekend. De fractie organische stof in de bodem werd berekend door het gloeiverlies te bepalen. Hiertoe werd het bodemmateriaal, na drogen, gedurende 4 uur verast in een oven bij 550°C. Het gloeiverlies komt goed overeen met de fractie organisch materiaal in de bodem.

Zoutextractie (NaCl-extractie)

Bij een natriumchloride(zout)-extractie worden aan het bodemadsorptiecomplex gebonden kationen verdrongen door natrium. Met deze extractie kan onder meer de pH, ammonium- en nitraatbeschikbaarheid van de bodem bepaald worden en de concentratie kationen aan het kationadsorptiecomplex van de bodem. Voor een zoutextractie werd aan 17,5 gram verse bodem 50 ml 0,2 mol l⁻¹ natriumchloride (NaCl) toegevoegd. Gedurende 60 minuten werden de monsters uitgeschud op een schudmachine (100 r.p.m.) waarna de pH (pH-NaCl) werd gemeten. Het supernatant werd onder vacuüm verzameld met behulp van teflon rhizons en bewaard bij 4°C tot verdere analyse.

Strontium-extractie (SrCl₂-extractie)

De basenverzadiging en kationadsorptiecapaciteit werden bepaald met een strontiumextractie. Voor de strontiumextractie werd vers materiaal ingewogen dat overeenkwam met 5 gram droog materiaal met 200 ml strontiumchloride (0,2 M), geschud op een schudmachine bij 105 rpm, waarna de pH (pH-SrCl₂) werd bepaald. De extracten werden gefilterd met behulp van rhizons en het filtraat werd aangezuurd voor analyse op de ICP. Uit de analyses werd de CEC (kationuitwisselingscapaciteit) berekend door het optellen van de concentraties Al, Ca, Fe, K, Mg, Mn, H⁺ (berekend uit de pH) en NH₄ in equivalenten per liter bodem. De basenverzadiging (%) werd bepaald aan de hand van de concentraties Ca, Mg en K (in equivalenten) ten opzichte van de totale kationuitwisselcapaciteit.

Bodemdestructie

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

Chemische analyses

Van de bodemextracten werd de pH gemeten met een HQD Ag/AgCl-elektrode verbonden met een Radiometer type TIM 840 Titralab. De analyses van calcium, magnesium, natrium, kalium ijzer, aluminium, silicium, zink, mangaan, totaal fosfor en totaal zwavel werden uitgevoerd met behulp van Inductief Gekoppeld Plasma - Optische Emissie Spectrometrie (ARCOS MV, Spectro). Nitraat (NO₃+NO₂) en ammonium (zoutextract en waterextract), orthofosfaat en chloride (waterextract) werden colorimetrisch bepaald met behulp van een SEAL Auto-analyser.

5.2.3 Statistische analyse

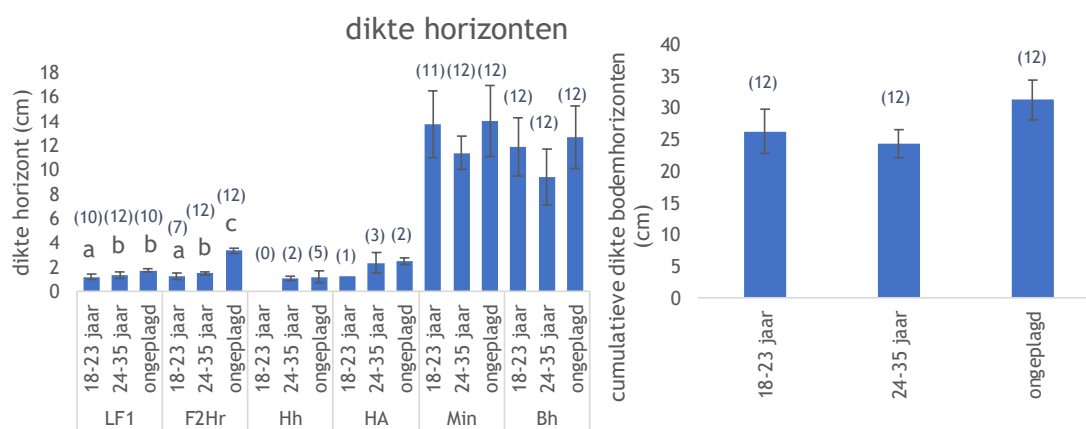
Om analyseresultaten beter te laten voldoen aan voorwaarden voor een normale verdeling, zijn concentraties ln (x+1) getransformeerd, percentages (zoals organische-stofpercentage) arcsin (wortel (x*100)) en verhoudingen wortel(x). De pH-gegevens zijn niet getransformeerd. Statistische analyses werden uitgevoerd met IBM SPSS Version 24. Significantie van verschillen in parameters tussen de groepen van plagleeftijd werden per bodemlaag getest met behulp van een lineair mixed model, waarbij regio en terrein (genest in regio), stikstofdepositie in 2018 (data RIVM) (zie 2.4) en de gemiddelde neerslag over de periode 1981-2010 (data KNMI) als random factors zijn meegenomen. Verschillen tussen de groepen van plagleeftijd werden post-hoc getest met behulp van een LSD-toets. In de figuren in dit hoofdstuk zijn omwille van de leesbaarheid de gegevens ongetransformeerde weergegeven met daarbij de resultaten van de post-hoc test voor de getransformeerde data. Correlatiecoëfficiënt van de 10log van de concentraties ammonium en nitraat van de oude heidebodems werd berekend als Spearman's rho.

5.3 Resultaten

5.3.1 Kenmerken bodemlagen

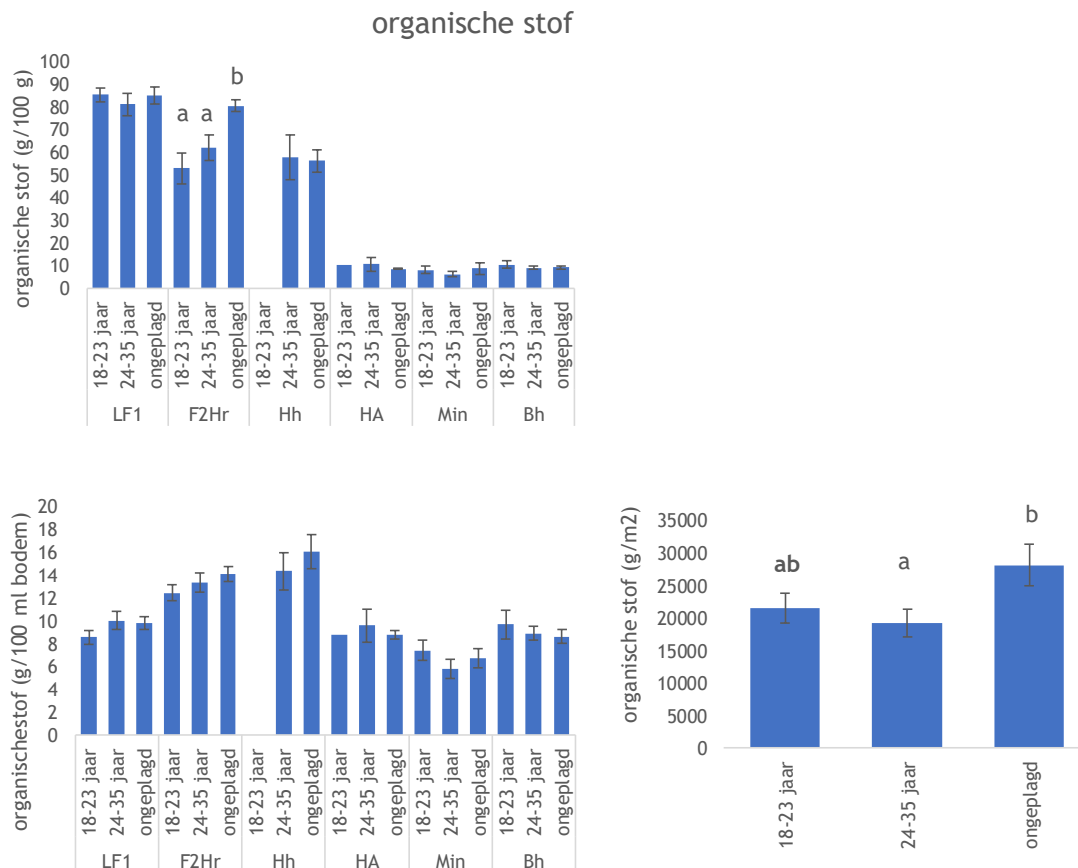
De bodem werd op de onderzoekslocaties gemiddeld over een lengte van 27 cm bemonsterd (figuur 5.1). Hierin waren de inspoelingshorizont Bh en de bovenliggende minerale horizonten het dikst (gemiddeld 11, respectievelijk 13 cm). Een duidelijke overgangslaag tussen de minerale en organische horizonten (HA) ontbrak vaak, maar was gemiddeld 2 cm dik in de bodems waar deze werd onderscheiden. Er was slechts één locatie die 18-23 jaar geleden geplagd was waarin een HA-horizont werd onderscheiden, vandaar dat er voor die plagleeftijd in de figuren in dit hoofdstuk geen standaardfout berekend kon worden. Ook de Hh-horizont ontbrak veelal, en was op de locaties die 18-23 jaar geleden geplagd waren, nog niet ontwikkeld. De grootste verschillen tussen de plagleeftijden waren te zien in de F2Hr-horizonten, die in de ongeplagde bodems gemiddeld 3,3 cm dik was, in de bodems die 24-35 jaar geleden geplagd waren 1,5 cm dik en in de 18-23 jaar geleden geplagde bodems 1,3 cm dik. Ook de dikte van de LF1-horizont was met 1,2 cm dikte kleiner dan in de andere bodems (gemiddeld 1,5 cm dik).

De LF1-horizont bestond gemiddeld voor 84 massaprocent uit organisch materiaal. De andere organische horizonten F2Hr en Hh hadden een iets lagere organische-stofconcentratie. Hierbij was er in de F2Hr een verschil tussen de plagleeftijden: de meest recent geplagde bodems hadden slechts een organische stofgehalte van 52%, terwijl deze laag in de ongeplagde 81% was. De langer geleden geplagde bodems zaten hier tussen in (figuur 5.2). Voor een deel is dit verschil te verklaren doordat de F2Hr-horizont in de (recenter) geplagde bodems compacter was; uitgedrukt per volume-eenheid waren de verschillen tussen de plagleeftijden niet significant. Over de gehele bemonsterde diepte bevatte de ongeplagde bodems 46% meer organische stof dan de bodems die 24-35 jaar geleden geplagd werden.



Figuur 5.1: Dikte van de bemonsterde horizonten. Links: diktes van de verschillende horizonten per plagleeftijd. Rechts: cumulatieve dikte van de horizonten per plagleeftijd. Verschillende letters geven significante verschillen aan tussen de leeftijdscategoriën (rechts) of tussen de leeftijdscategoriën binnen de horizont (links). De Hh-horizont kon niet getest worden in het model. Foutbalken geven de standaardfout weer. Tussen haakjes het aantal herhalingen per horizont en plagleeftijd. Dit is ook het aantal waarnemingen voor de andere figuren in dit hoofdstuk.

Figure 5.1: Thickness of the sampled soil horizons. On the left: thickness of the horizons by age classes of heathland development. On the right: cumulative thickness by age classes of heathland development. Different letters indicate significant differences between age classes of heathland development (on the right) or between age classes within horizon (on the left). The Hh horizon was not tested by the model. Error bars indicate the standard error of the mean. Sample size of horizons and age class of heathland development is indicated between brackets. This is also the number of observations in the subsequent figures in this chapter.



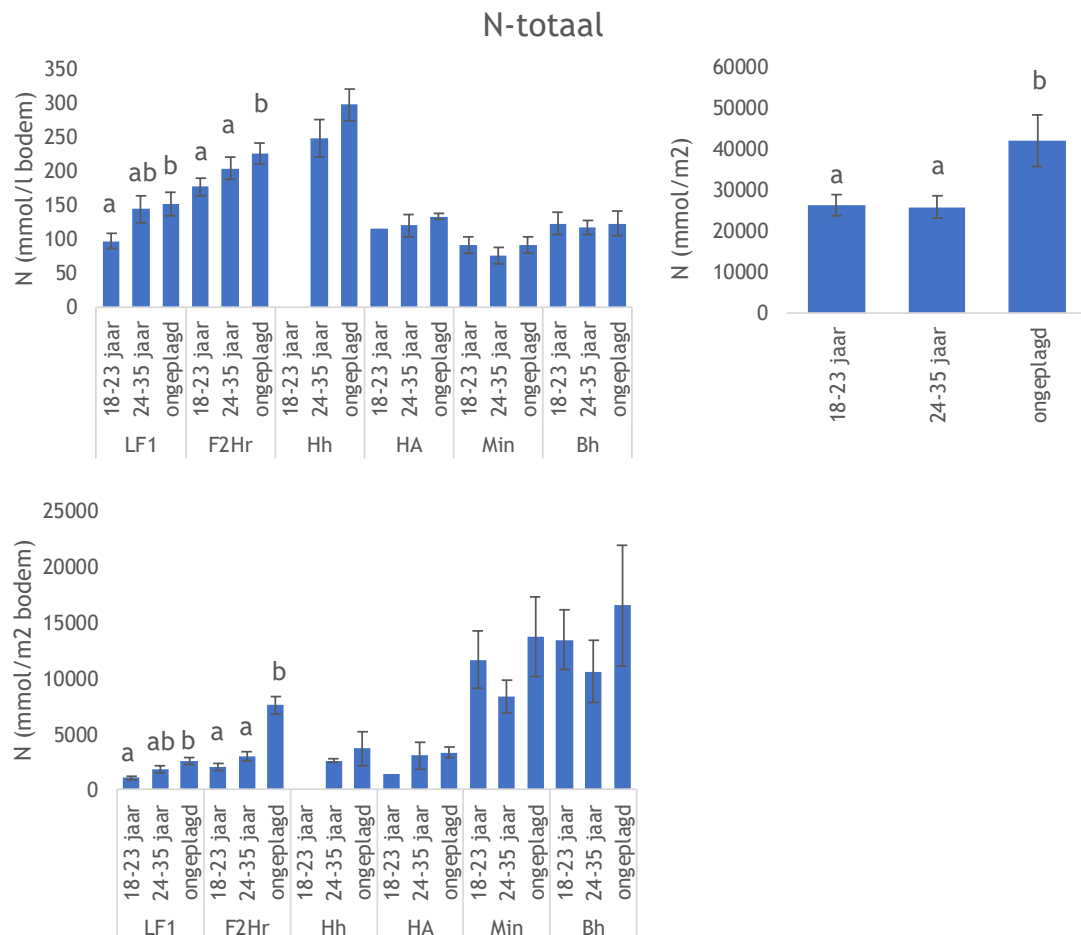
Figuur 5.2: Organische stof. Linksboven: de concentratie organische stof uitgedrukt als massapercentage. Linksonder: de concentratie uitgedrukt als massa per volume-eenheid. Rechtsonder: organische stof per vierkante meter. Verschillende letters geven significante verschillen aan tussen de leeftijdscategoriën (rechts) of tussen de leeftijdscategoriën binnen de horizont (links). De Hh-horizont kon niet getest worden in het model. Foutbalken geven de standaardfout weer.

Figure 5.2: Organic matter. Top left: mass based concentration. Bottom left: volume based concentration. Bottom right: amount per square meter. Different letters indicate significant differences between age classes of heathland development (on the right) or between age classes within horizon (on the left). The Hh horizon was not tested by the model. Error bars indicate the standard error of the mean.

5.3.2 Nutriënten

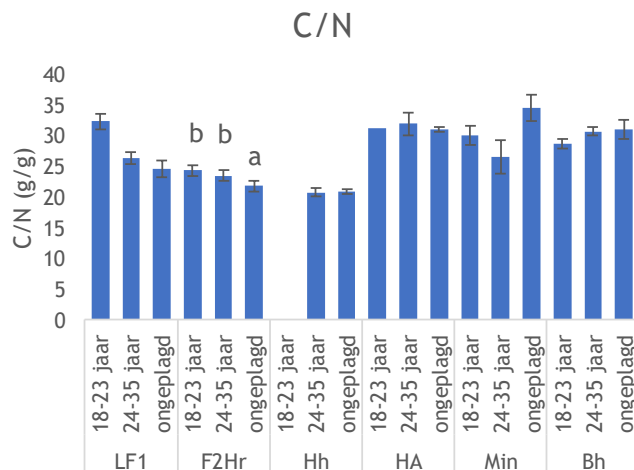
De concentratie totaal-stikstof was voor de LF1- en F2Hr-horizonten (indien aanwezig) lager in de (recent) geplagde bodems dan in de oude heidebodems. Voor de LF1-horizont was de concentratie stikstof per liter bodem in de oude heidebodems zelfs 1,6x zo hoog als in de meest recent geplagde situaties (figuur 5.3), waar de concentratie totaal-N in deze laag vergelijkbaar was met die van de minerale horizonten dieper in de bodem. De hoogste concentraties stikstof waren te vinden in de organische horizonten, met name in de Hh-horizont. Omdat de organische horizonten relatief dun waren, waren de totale hoeveelheden stikstof die per vierkante meter in het profiel opgeslagen lagen echter toch groter in de minerale horizonten dan in de organische horizonten (figuur 5.3 onderin). De bijdrage van de organische horizonten LF1 en F2Hr aan de totale hoeveelheid stikstof was ongeveer 2,5 keer groter in de ongeplagde heidebodems dan in de voorheen geplagde bodems. Gezien over het gehele bodemprofiel was de opslag van stikstof aanzienlijk hoger in de oude, ongeplagde heidebodems (circa 42 mol N/m²) dan in de bodems na plaggen (circa 26 mol/m²) (figuur 5.2). De concentratie totaal-stikstof hield enigszins maat met de organische-

stofconcentratie in de bodem (figuur 5.2), maar niet geheel, waardoor de C/N-verhoudingen die in de horizonten werden aangetroffen het hoogst waren in de minerale horizonten (incl. HA-horizont), en het laagst in de Hh-horizont (figuur 5.4). De verschillen in stikstofconcentratie met de plagleeftijd zorgen ervoor dat de C/N-ratio in de F2Hr-horizont van de ongeplagde heidebodems (22 g/g) iets lager was dan in de geplagde heidebodems (24 g/g).



Figuur 5.3: Totaal-stikstof. Linksboven: de concentratie per horizont voor de verschillende plagleeftijden. Linksonder: de hoeveelheid per vierkante meter per horizont per plagleeftijd. Rechtsboven: cumulatieve hoeveelheid per vierkante meter per plagleeftijd. Verschillende letters geven significante verschillen aan tussen de leeftijdscategoriën (rechts) of tussen de leeftijdscategoriën binnen de horizont (links). De Hh-horizont kon niet getest worden in het model. Foutbalken geven de standaardfout weer.

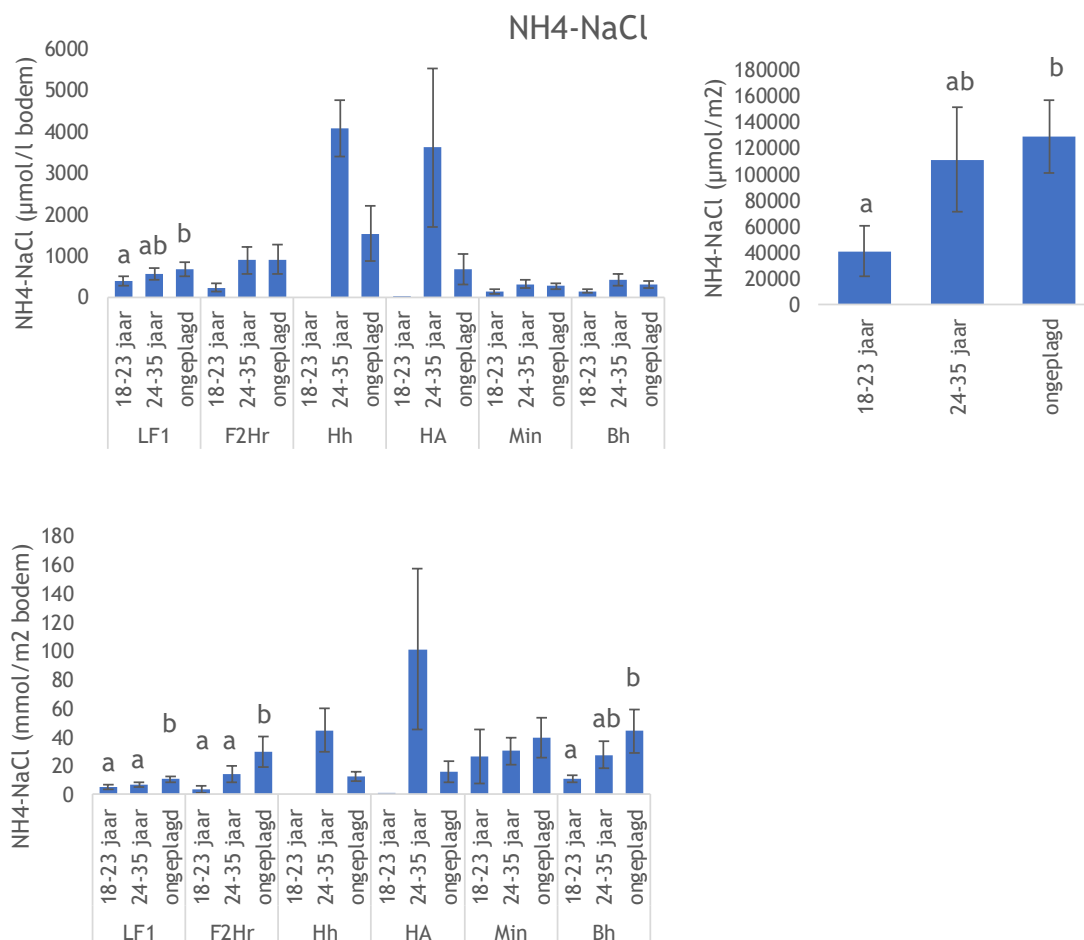
Figure 5.3: Total nitrogen. Top left: concentration per soil horizon by age classes of heathland development. Bottom left: amount per square meter per horizon by age class. Top right: amount per square meter. Different letters indicate significant differences between age classes of heathland development (on the right) or between age classes within horizon (on the left). The Hh horizon was not tested by the model. Error bars indicate the standard error of the mean.



Figuur 5.4: C/N-verhouding per horizont voor de verschillende plagleeftijden. Verschillende letters geven significante verschillen aan tussen de leeftijdscategoriën (rechts) of tussen de leeftijdscategoriën binnen de horizont (links). De Hh-horizont kon niet getest worden in het model. Foutbalken geven de standaardfout weer.

Figure 5.4: C:N ratio per soil horizon by age classes of heathland development. Different letters indicate significant differences between age classes of heathland development (on the right) or between age classes within horizon (on the left). The Hh horizon was not tested by the model. Error bars indicate the standard error of the mean.

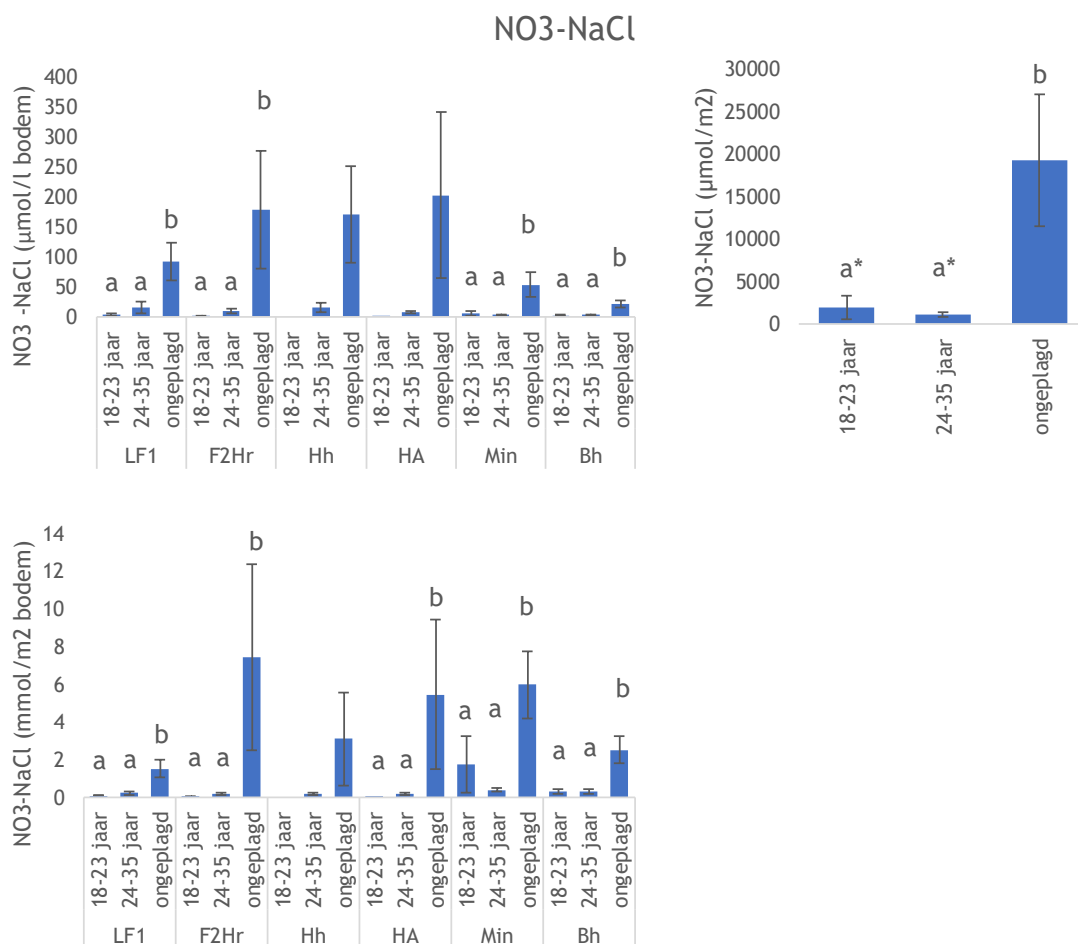
Anorganisch stikstof (nitraat en ammonium) maakte een klein deel uit van de concentratie totaal stikstof. De ammoniumconcentraties in de organische horizonten waren hoog tot zeer hoog (gemiddeld 500 - >4000 $\mu\text{mol/l}$ bodem), behalve in de recent geplagde bodems, waar deze onder gemiddeld op 234-389 $\mu\text{mol/l}$ bodem lagen (figuur 5.5). In de Min- en Bh- horizont waren de concentraties lager: gemiddeld 270 $\mu\text{mol/l}$ bodem. Per vierkante meter bevatten de LF1- en F2Hr-horizonten, maar ook de Bh-horizont in de ongeplagde heidebodems meer ammonium dan de horizonten van de geplagde heiden. Over het gehele profiel betekende dit dat de oude heidebodems 3x zoveel beschikbaar ammonium bevatten dan de 18-23 jaar geleden geplagde bodems.



Figuur 5.5: Plantbeschikbaar ammonium. Linksboven: de concentratie per horizont voor de verschillende plagleeftijden. Linksonder: de hoeveelheid per vierkante meter per horizont per plagleeftijd. Rechtsboven: cumulatieve hoeveelheid per vierkante meter per plagleeftijd. Verschillende letters geven significante verschillen aan tussen de leeftijds categoriën (rechts) of tussen de leeftijds categoriën binnen de horizont (links). De Hh-horizont kon niet getest worden in het model. Foutbalken geven de standaardfout weer.

Figure 5.5: Plant available ammonium. Top left: concentration per soil horizon by age classes of heathland development. Bottom left: amount per square meter per horizon by age class. Top right: amount per square meter. Different letters indicate significant differences between age classes of heathland development (on the right) or between age classes within horizon (on the left). The Hh horizon was not tested by the model. Error bars indicate the standard error of the mean.

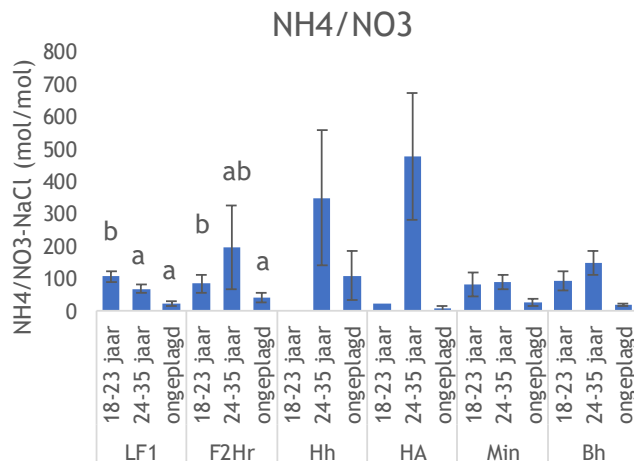
Voor nitraat waren de verschillen tussen de ongeplagde en geplagde heidebodems nog groter (figuur 5.6). In de geplagde bodems waren de nitraatconcentraties erg laag ($<50 \mu\text{mol/l}$ bodem), terwijl deze in de ongeplagde bodems in de organische horizonten gemiddeld $100\text{--}150 \mu\text{mol/l}$ bodem waren. De verschillen tussen de locaties waren echter groot. In de ongeplagde bodem op de Brunssummerheide werd nauwelijks nitraat gemeten, terwijl de concentratie in de F2Hr-horizont van de Terletse Heide opliep tot meer dan $1200 \mu\text{mol/l}$ bodem. Deze verschillen tussen de bodems van de ongeplagde heiden worden grotendeels verklaard door de aanwezige concentratie ammonium; hogere nitraatconcentraties ($>100 \mu\text{mol/l}$ bodem) werden nagenoeg alleen gevonden als er ook een hogere ammoniumconcentratie ($>250 \mu\text{mol/l}$ bodem) aanwezig was (figuur 5.8) ($r = 0,624$, $p < 0,001$ voor de correlatie tussen de logaritmen van NH_4 en NO_3). Per vierkante meter was er gemiddeld meer dan 10x zoveel nitraat aanwezig in het profiel van de ongeplagde heidebodems dan in de ooit geplagde situaties.



Figuur 5.6: Plantbeschikbaar nitraat. Linksboven: de concentratie per horizont voor de verschillende plagleeftijden. Linksonder: de hoeveelheid per vierkante meter per horizont per plagleeftijd. Rechtsboven: cumulatieve hoeveelheid per vierkante meter per plagleeftijd. Verschillende letters geven significante verschillen aan tussen de leeftijdscategoriën (rechts) of tussen de leeftijdscategoriën binnen de horizont (links). De Hh-horizont kon niet getest worden in het model. Foutbalken geven de standaardfout weer.

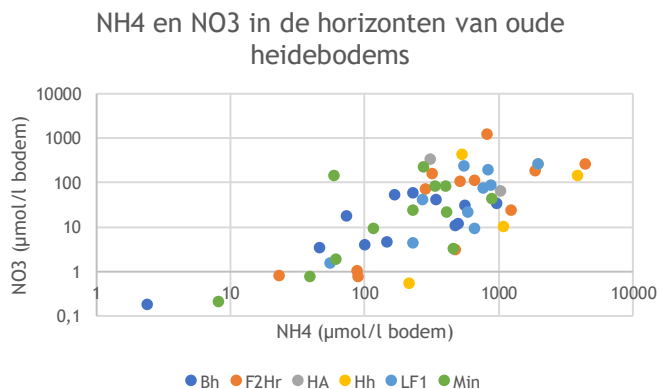
Figure 5.6: Plant available nitrate. Top left: concentration per soil horizon by age classes of heathland development. Bottom left: amount per square meter per horizon by age class. Top right: amount per square meter. Different letters indicate significant differences between age classes of heathland development (on the right) or between age classes within horizon (on the left). The Hh horizon was not tested by the model. Error bars indicate the standard error of the mean.

De hoge nitraatconcentraties in de ongeplagde heidebodems hebben tot gevolg dat de verhouding tussen ammonium en nitraat in de bovenste organische horizonten van de ongeplagde heide lager is dan in de recent geplagde heide (figuur 5.7).



Figuur 5.7: NH_4/NO_3 -verhouding uit het NaCl-extract per horizont voor de verschillende plagleeftijden. Verschillende letters geven significante verschillen aan tussen de leeftijdscategoriën (rechts) of tussen de leeftijdscategoriën binnen de horizont (links). De Hh-horizont kon niet getest worden in het model. Foutbalken geven de standaardfout weer.

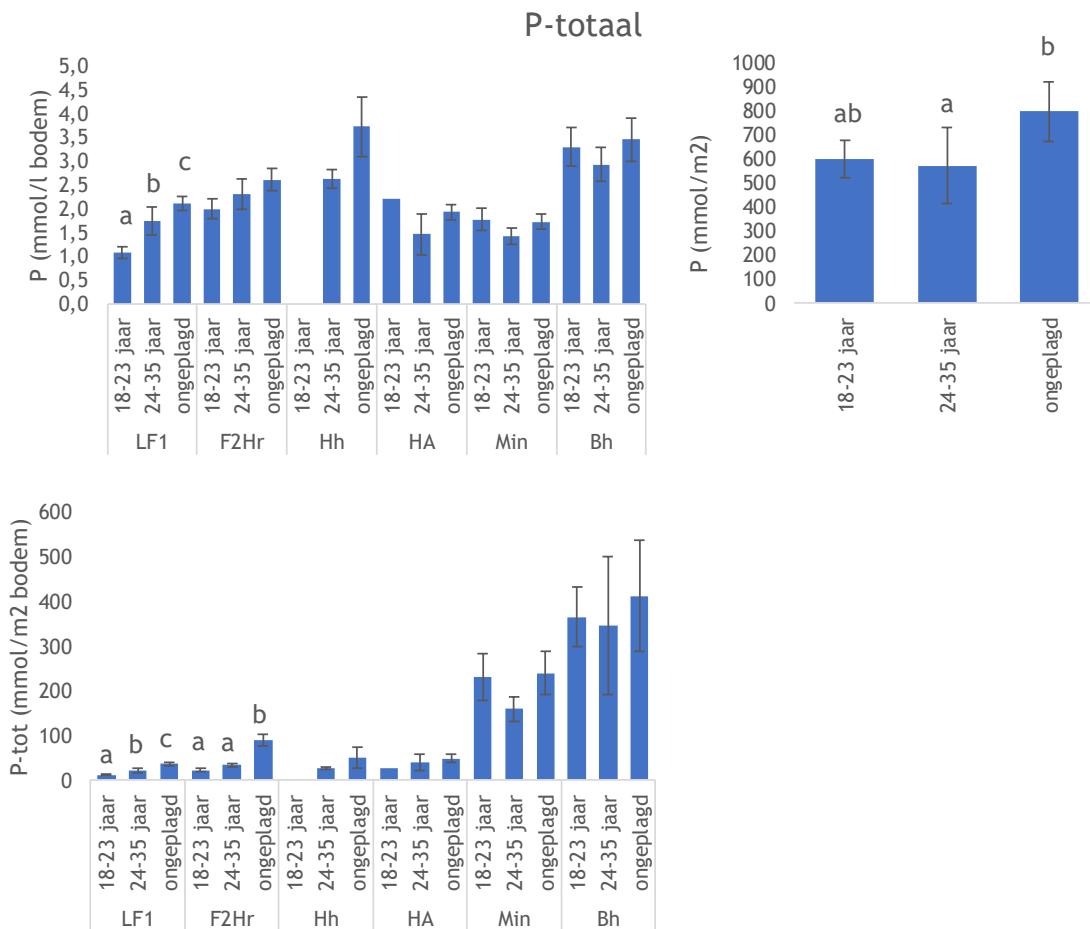
Figure 5.7: $\text{NH}_4:\text{NO}_3$ ratio in the NaCl extraction per soil horizon by age classes of heathland development. Different letters indicate significant differences between age classes of heathland development (on the right) or between age classes within horizon (on the left). The Hh horizon was not tested by the model. Error bars indicate the standard error of the mean.



Figuur 5.8: Concentraties plantbeschikbaar ammonium (x-as) en nitraat (y-as) op een logarithmische schaal voor de ongeplagde bodems. Kleuren geven de verschillende horizonten weer.

Figure 5.8: Concentrations plant available ammonium (x axis) and nitrate (y axis) expressed on a logarithmic scale for the non-soilcutted soils. Colours represent the different soil horizons.

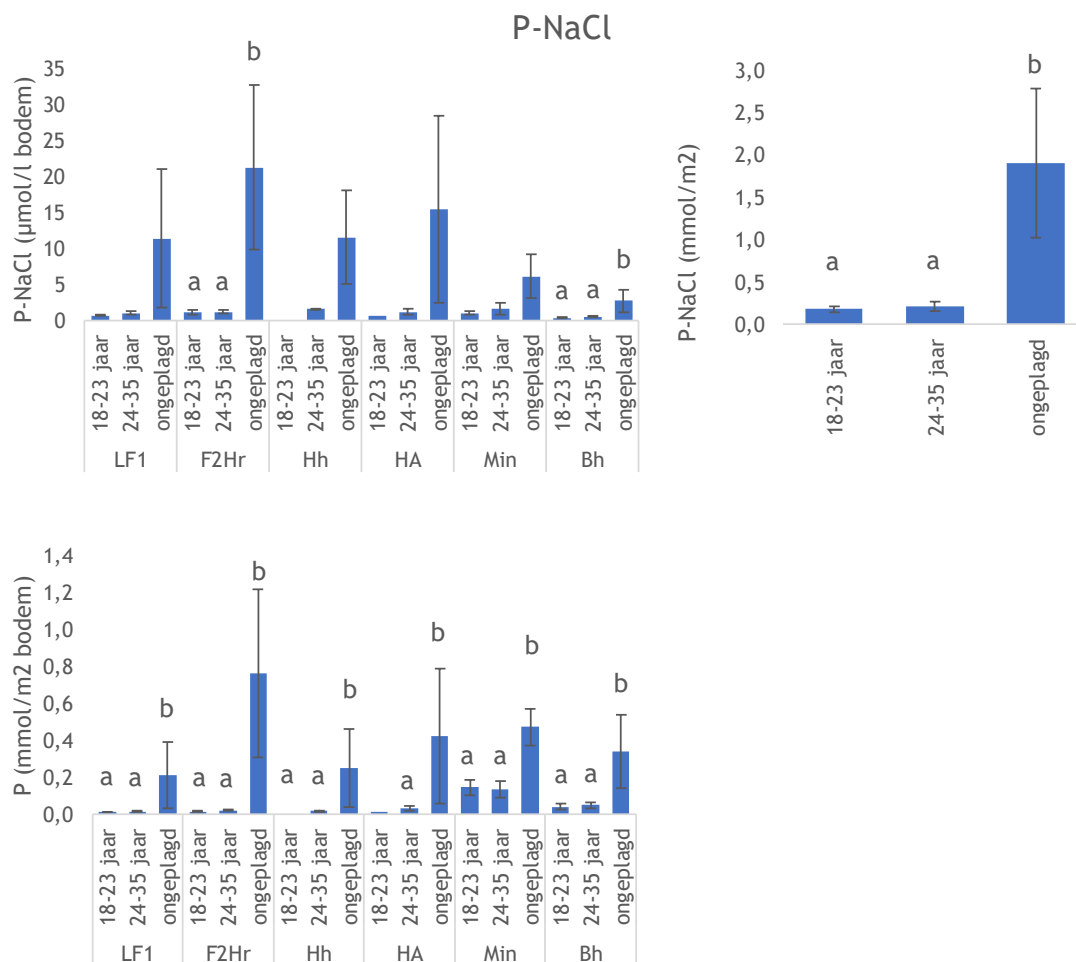
De totaal-concentraties fosfor in de heidebodems waren het hoogst in de Bh-horizont (figuur 5.9). In de LF1-horizont was er een oplopend verschil in concentratie tussen de recent geplagde, langer geleden geplagde en ongeplagde bodems en was er per vierkante meter in de geplagde bodems ook meer fosfor aanwezig in de LF1- en F2Hr-horizont dan in de recent geplagde bodems. In totaal was er over het gehele profiel circa 30% meer fosfor aanwezig in de ongeplagde heidebodems dan in de (langer geleden) geplagde bodems (figuur 5.9).



Figuur 5.9: Totaal-fosfor. Linksboven: de concentratie per horizont voor de verschillende plagleeftijd. Linksonder: de hoeveelheid per vierkante meter per horizont per plagleeftijd. Rechtsboven: cumulatieve hoeveelheid per vierkante meter per plagleeftijd. Verschillende letters geven significante verschillen aan tussen de leeftijdscategoriën (rechts) of tussen de leeftijdscategoriën binnen de horizont (links). De Hh-horizont kon niet getest worden in het model. Foutbalken geven de standaardfout weer.

Figure 5.9: Total phosphorus. Top left: concentration per soil horizon by age classes of heathland development. Bottom left: amount per square meter per horizon by age class. Top right: amount per square meter. Different letters indicate significant differences between age classes of heathland development (on the right) or between age classes within horizon (on the left). The Hh horizon was not tested by the model. Error bars indicate the standard error of the mean.

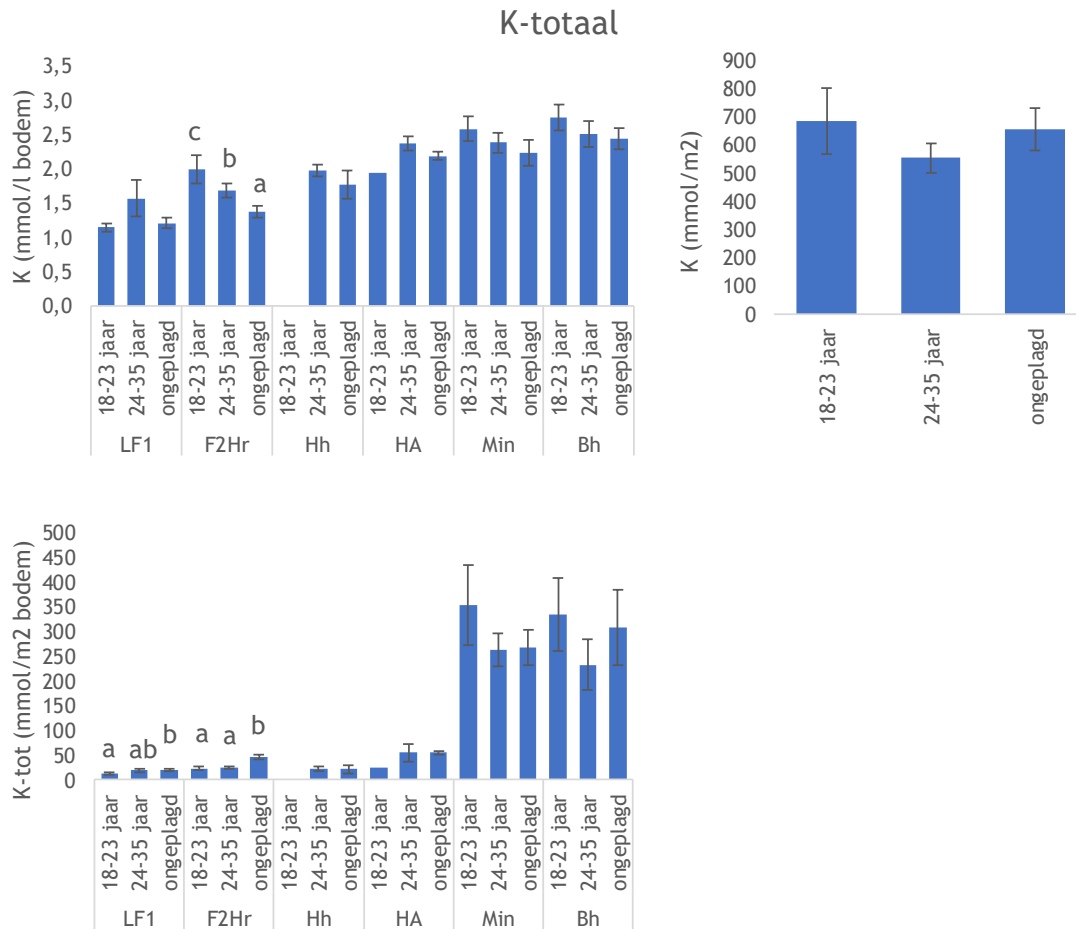
In de concentratie NaCl-extraheerbaar fosfor, een maat voor het niet-gebonden en dus voor planten makkelijk opneembare fosfor, waren de verschillen veel groter en waren deze verschillen over het hele profiel zichtbaar (figuur 5.10). De concentratie NaCl-extraheerbaar fosfor was over het hele profiel bijna 10x zo groot in de ongeplagde bodems als in de geplagde bodems.



Figuur 5.10: Zwakgebonden fosfor. Linksboven: de concentratie per horizont voor de verschillende plagleeftijden. Linksonder: de hoeveelheid per vierkante meter per horizont per plagleeftijd. Rechtsboven: cumulatieve hoeveelheid per vierkante meter per plagleeftijd. Verschillende letters geven significante verschillen aan tussen de leeftijdscategoriën (rechts) of tussen de leeftijdscategoriën binnen de horizont (links). De Hh-horizont kon niet getest worden in het model. Foutbalken geven de standaardfout weer.

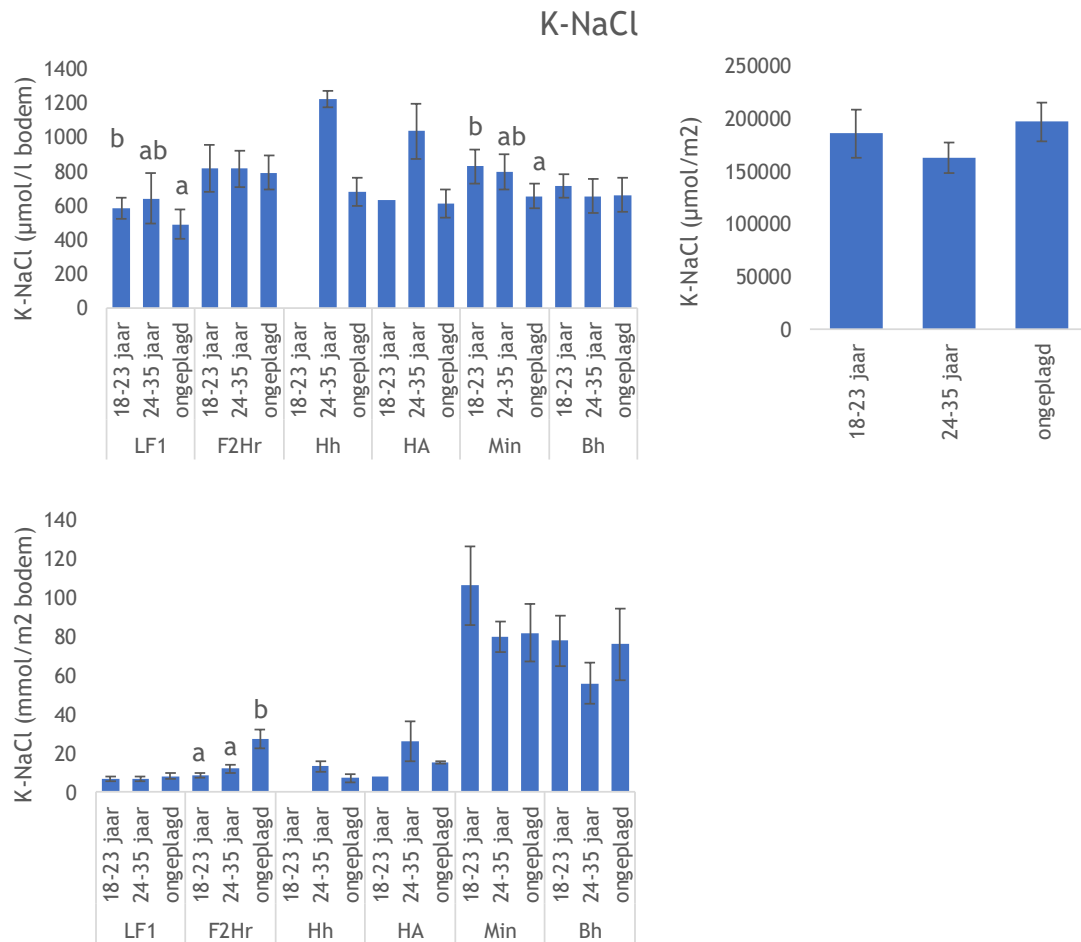
Figure 5.10: Loosely bound phosphorus. Top left: concentration per soil horizon by age classes of heathland development. Bottom left: amount per square meter per horizon by age class. Top right: amount per square meter. Different letters indicate significant differences between age classes of heathland development (on the right) or between age classes within horizon (on the left). The Hh horizon was not tested by the model. Error bars indicate the standard error of the mean.

De concentratie kalium was door het gehele bodemprofiel ongeveer gelijk en varieerde rond de 1-2,5 mmol/l totaal-kalium en zo'n 600-800 µmol K-NaCl/l bodem. De recent geplagde bodems hadden echter hogere kaliumconcentraties dan de ongeplagde bodems (significante verschillen voor de concentratie totaal-kalium in de F2Hr en voor NaCl-extraheerbaar kalium in de LF1-horizont en de minerale (Min) horizont). Omdat de organische horizonten echter dikker waren in de ongeplagde situatie bevatten zij in totaal toch net iets meer kalium dan de recent geplagde horizonten. Over het gehele profiel gezien waren er geen verschillen in de hoeveelheid kalium (zowel totaal als plantbeschikbaar) tussen de ongeplagde heidebodems en de geplagde bodems (figuren 5.11 en 5.12).



Figuur 5.11: Totaal-kalium. Linksboven: de concentratie per horizont voor de verschillende plagleeftijden. Linksonder: de hoeveelheid per vierkante meter per horizont per plagleeftijd. Rechtsboven: cumulatieve hoeveelheid per vierkante meter per plagleeftijd. Verschillende letters geven significante verschillen aan tussen de leeftijdscategoriën (rechts) of tussen de leeftijdscategoriën binnen de horizont (links). De Hh-horizont kon niet getest worden in het model. Foutbalken geven de standaardfout weer.

Figure 5.11: Total potassium. Top left: concentration per soil horizon by age classes of heathland development. Bottom left: amount per square meter per horizon by age class. Top right: amount per square meter. Different letters indicate significant differences between age classes of heathland development (on the right) or between age classes within horizon (on the left). The Hh horizon was not tested by the model. Error bars indicate the standard error of the mean.

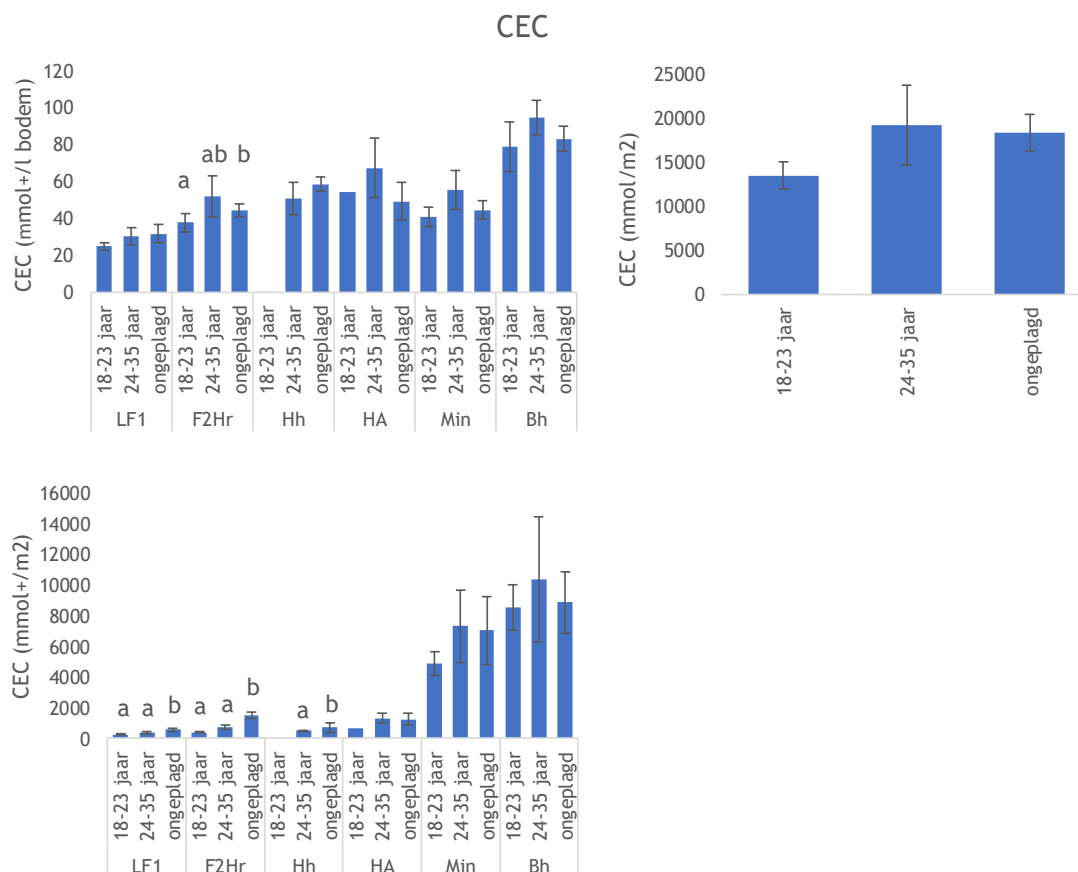


Figuur 5.12: Plantbeschikbaar kalium. Linksboven: de concentratie per horizont voor de verschillende plagleeftijden. Linksonder: de hoeveelheid per vierkante meter per horizont per plagleeftijd. Rechtsboven: cumulatieve hoeveelheid per vierkante meter per plagleeftijd. Verschillende letters geven significante verschillen aan tussen de leeftijdscategoriën (rechts) of tussen de leeftijdscategoriën binnen de horizont (links). De Hh-horizont kon niet getest worden in het model. Foutbalken geven de standaardfout weer.

Figure 5.12: Plant available potassium. Top left: concentration per soil horizon by age classes of heathland development. Bottom left: amount per square meter per horizon by age class. Top right: amount per square meter. Different letters indicate significant differences between age classes of heathland development (on the right) or between age classes within horizon (on the left). The Hh horizon was not tested by the model. Error bars indicate the standard error of the mean.

5.3.3 Buffering

Organische stof vormt in arme zandgronden het belangrijkste oppervlak voor de kation-adsorptie en speelt daarom een zeer belangrijke rol in het vasthouden van basische kationen in het profiel en in de mineralisatiecyclus en de mogelijkheid tot uitwisseling van deze kationen bij bodemverzuring. De organische bodemhorizonten hebben echter een lagere dichtheid dan de minerale horizonten, waardoor per liter bodem de kationenuitwisselingscapaciteit (CEC) van de minerale horizonten opvallend genoeg toch groter was. De CEC was, gezien per vierkante meter, in de organische lagen van de ongeplagde heiden groter dan in de bodems waar voorheen geplagd was, doordat deze lagen dikker waren. De minerale bodem (Min+Bh), die dikker was dan de organische horizonten, droeg echter meer bij aan het totale adsorptiecomplex (figuur 5.13). In de grootte van het adsorptiecomplex gezien over de totale diepte waren geen significante verschillen tussen de ongeplagde en geplagde bodems, mede door de spreiding in de gegevens.

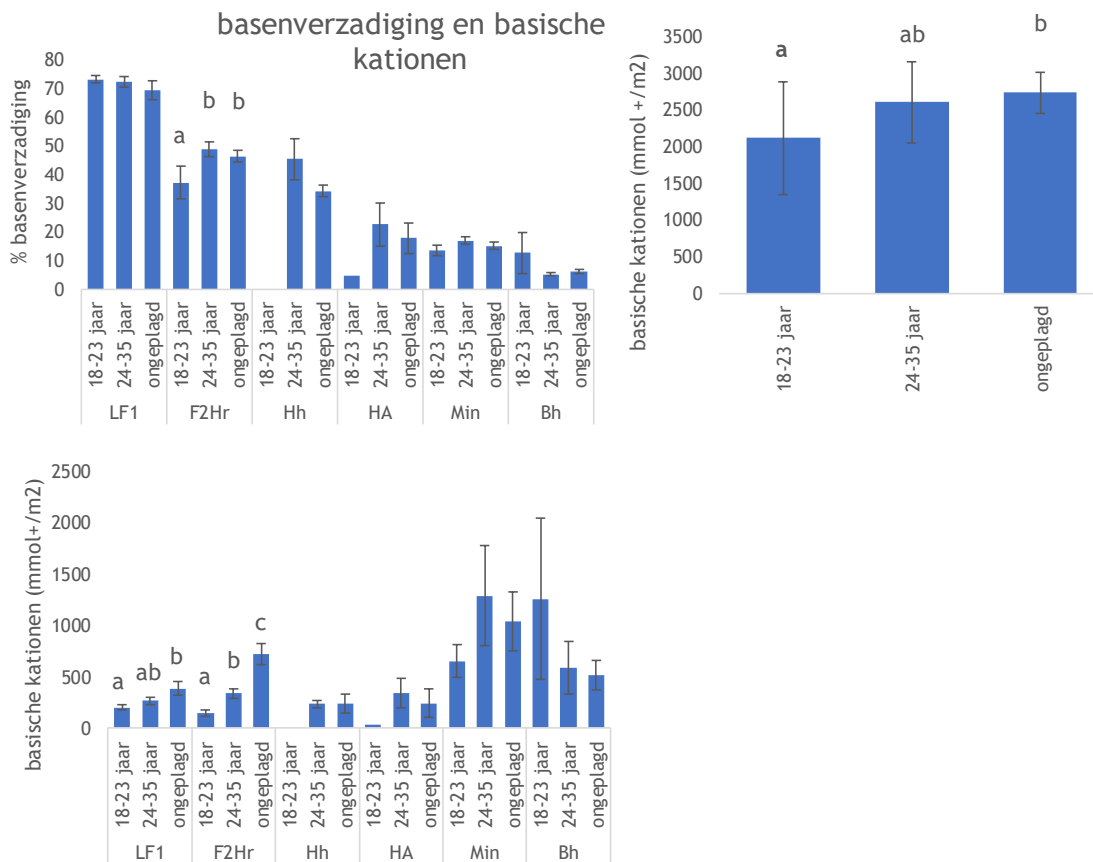


Figuur 5.13: Kationuitwisselcapaciteit (CEC). Linksboven: de capaciteit per liter per horizont voor de verschillende plagleeftijden. Linksonder: de capaciteit per vierkante meter per horizont per plagleeftijd. Rechtsboven: cumulatieve capaciteit per vierkante meter per plagleeftijd. Verschillende letters geven significante verschillen aan tussen de leeftijdscategoriën (rechts) of tussen de leeftijdscategoriën binnen de horizont (links). De Hh-horizont kon niet getest worden in het model. Foutbalken geven de standaardfout weer.

Figure 5.13: Cation exchange capacity (CEC). Top left: capacity per soil horizon by age classes of heathland development. Bottom left: capacity per square meter per horizon by age class. Top right: cumulatieve capacity per square meter. Different letters indicate significant differences between age classes of heathland development (on the right) or between age classes within horizon (on the left). The Hh horizon was not tested by the model. Error bars indicate the standard error of the mean.

In de F2Hr-horizont was er een significant verschil in basenverzadiging tussen de recent geplagde bodems enerzijds en de ongeplagde en langer geleden geplagde bodems anderzijds (figuur 5.14). De totale hoeveelheid basische kationen die opgeslagen was per vierkante meter was voor de F2Hr-horizont en de LF1-horizont het grootste in de ongeplagde bodems en het kleinste in de meest recent geplagde bodems. Dit verschil leidde tot een 29% hogere hoeveelheid basische kationen over het gehele profiel in de ongeplagde bodem in vergelijking met de 18-23 jaar geleden geplagde bodems. De lagere basenverzadiging in de F2Hr-horizont van de ongeplagde bodems hing samen met de hogere bezetting met aluminium in deze laag in de recent geplagde bodems (figuur 5.15, zie ook kader 5.1 Samenhang tussen basenverzadiging, protonen en aluminium). Deze was ook hoger in de minerale horizonten (Min) van de recent geplagde bodems, en in de LF-horizonten van zowel de recent geplagde als de langer geleden geplagde bodems dan in dezelfde horizonten van de ongeplagde bodems. In de ongeplagde bodems was echter een groter deel van het adsorptiecomplex van de Min-horizont en de Bh-horizont bezet met protonen (zuur) dan in de geplagde bodems. In de Hh-laag was er echter juist een groter deel van het adsorptiecomplex van

de ongeplagde bodems bezet met aluminium. In de pH-NaCl resulteerden deze verschillen in een hogere pH van de F2Hr- en Bh-horizont in de 18-23 jaar geleden geplagde bodems ten opzichte van de ongeplagde.

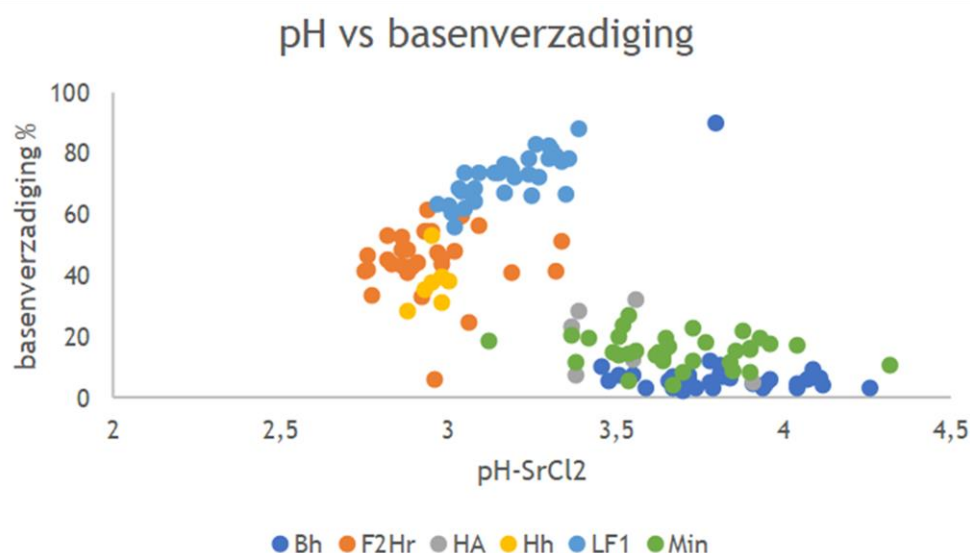


Figuur 5.14: Basenverzadiging en hoeveelheid basische kationen. Linksboven: basenverzadiging per horizont voor de verschillende plagleeftijden. Linksonder: de hoeveelheid basische kationen (milli-equivalenten) per vierkante meter per horizont per plagleeftijd. Rechtsboven: cumulatieve hoeveelheid basische kationen (milli-equivalenten) per vierkante meter per plagleeftijd. Verschillende letters geven significante verschillen aan tussen de leeftijdskategoriën (rechts) of tussen de leeftijdskategoriën binnen de horizont (links). De Hh-horizont kon niet getest worden in het model. Foutbalken geven de standaardfout weer.

Figure 5.14: Base saturation and amount of base cations. Top left: base saturation per soil horizon by age classes of heathland development. Bottom left: amount of base cations (milli equivalents) per square meter per horizon by age class. Top right: amount of base cations (milli equivalents) per square meter. Different letters indicate significant differences between age classes of heathland development (on the right) or between age classes within horizon (on the left). The Hh horizon was not tested by the model. Error bars indicate the standard error of the mean.

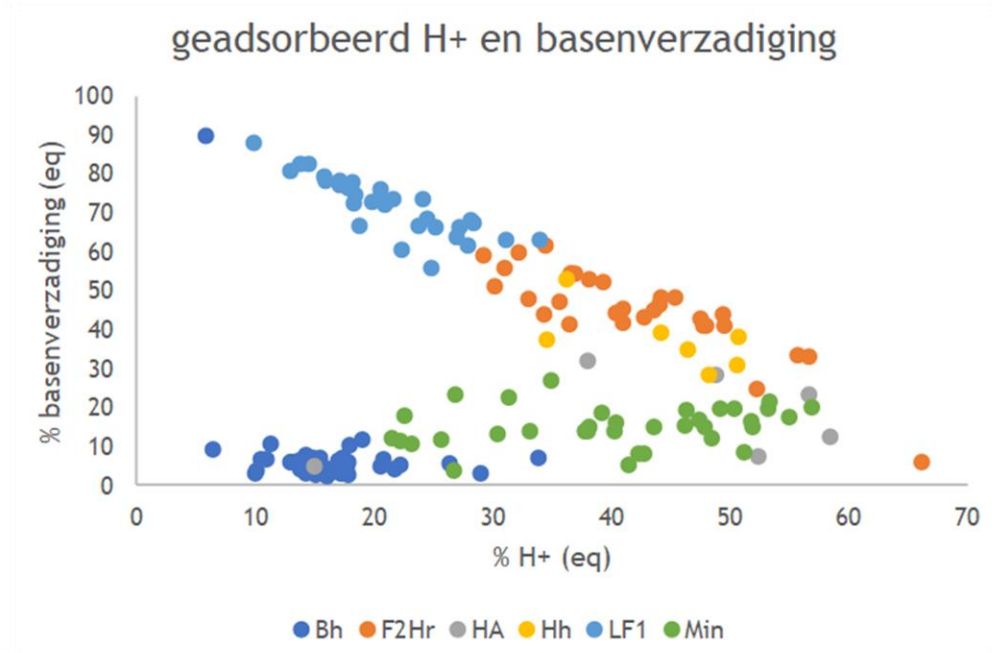
Kader 5.1 Samenhang tussen basenverzadiging, protonen en aluminium

Het bufferend vermogen vanuit het kationadsorptiecomplex wordt uitgedrukt als de basenverzadiging: het percentage van het adsorptiecomplex dat is geladen met de zogenoemde basische kationen calcium, magnesium en kalium. Meestal is de basenverzadiging gecorreleerd met de bodem-pH. Voor de bovenste, organische horizonten LF1, F2Hr en Hh was dit hier inderdaad het geval: de pH-SrCl₂ was het hoogst in de LF1-horizont met gemiddeld 3,2 met een hoge basenverzadiging van gemiddeld 72%. De F2Hr- en Hh-horizonten hadden een basenverzadiging van gemiddeld 44% bij een pH-SrCl₂ van 2,9. De minerale (Min), Bh- en HA-horizonten hadden een lagere basenverzadiging – tussen 3 en 30%, maar een hogere pH dan de organische horizonten. Daarbij leek de relatie tussen de pH en de basenverzadiging ook nog eens licht negatief; de hoogste basenverzadigingen werden bij een wat lage pH gevonden (figuur 5.A). pH is echter een maat voor de concentratie protonen in bodemvocht of bodemextract. Aan een groter adsorptiecomplex zitten meer protonen en hier zal de gemeten pH dan ook lager zijn. Om hiervoor te corrigeren is in figuur 5.B niet de pH, maar het percentage van het adsorptiecomplex weergegeven dat geladen is met protonen. Hierin is goed zichtbaar dat de bezetting van het adsorptiecomplex met basische kationen in de organische horizonten negatief samenhangt met de bezetting met protonen, maar in de lager gelegen, mineralere horizonten, die een lage basenverzadiging (< 20%) hebben, licht positief lijkt. De relatie met aluminium aan het adsorptiecomplex was echter wel voor alle horizonten hetzelfde, met een lagere basenverzadiging bij meer geadsorbeerd aluminium (figuur 5.C). De hogere aluminiumconcentratie in de minerale horizonten wijst erop dat deze horizonten in de aluminiumbufferrange zitten. Bij de lage basenbezetting die deze horizonten hebben, wordt de buffering van zuur niet meer bepaald door kationomwisseling, maar door oplossen van Al-verbindingen, waarbij aluminium vrijkomt.



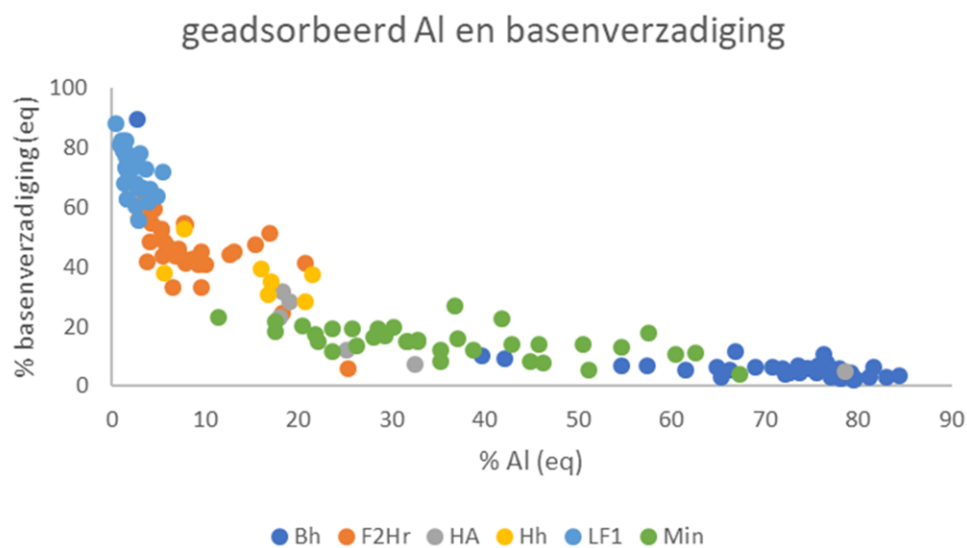
Figuur 5.A. pH-SrCl₂ (x-as) en basenverzadiging (y-as). Kleuren geven de verschillende horizonten weer.

Figure 5.A. pH-SrCl₂ (x axis) and base saturation (y axis). Colours represent the different soil horizons.



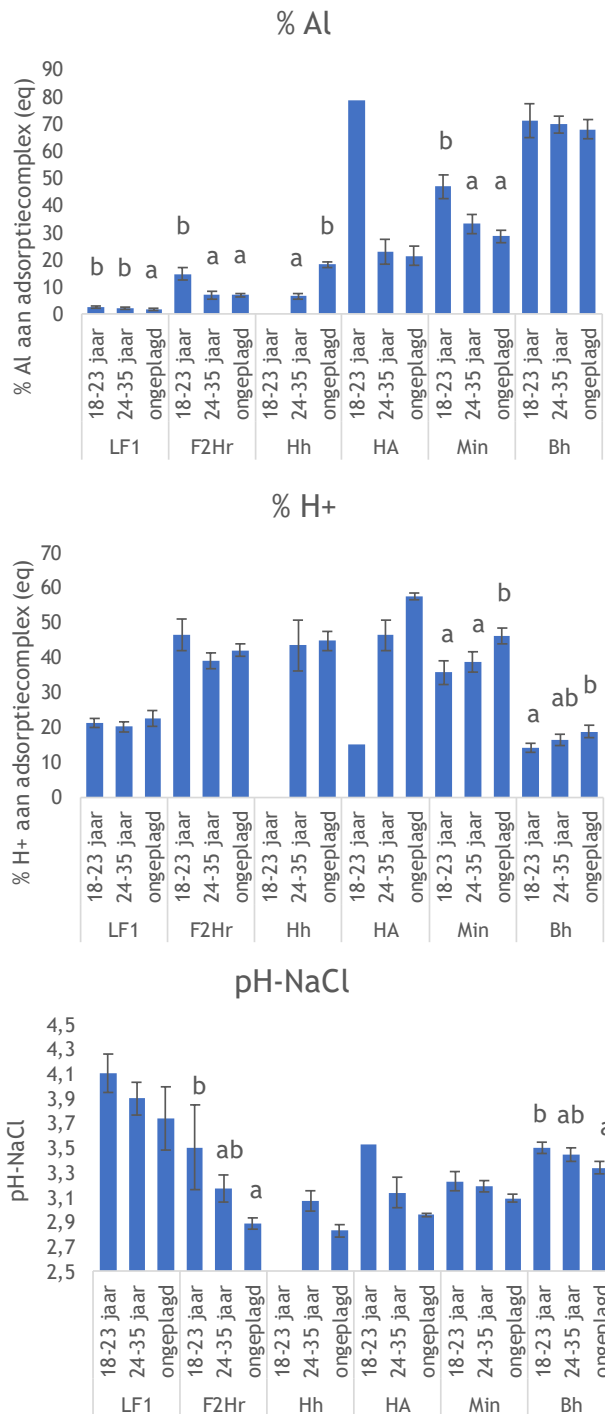
Figuur 5.B. Percentage van het adsorptiecomplex bezet met protonen (x-as) en basenverzadiging (y-as). Kleuren geven de verschillende horizonten weer.

Figure 5.B. Percentage of the adsorption complex occupied with protons (x axis) and base saturation (y axis). Colours represent the different soil horizons.



Figuur 5.C. Percentage van het adsorptiecomplex bezet met aluminium (x-as) en basenverzadiging (y-as). Kleuren geven de verschillende horizonten weer.

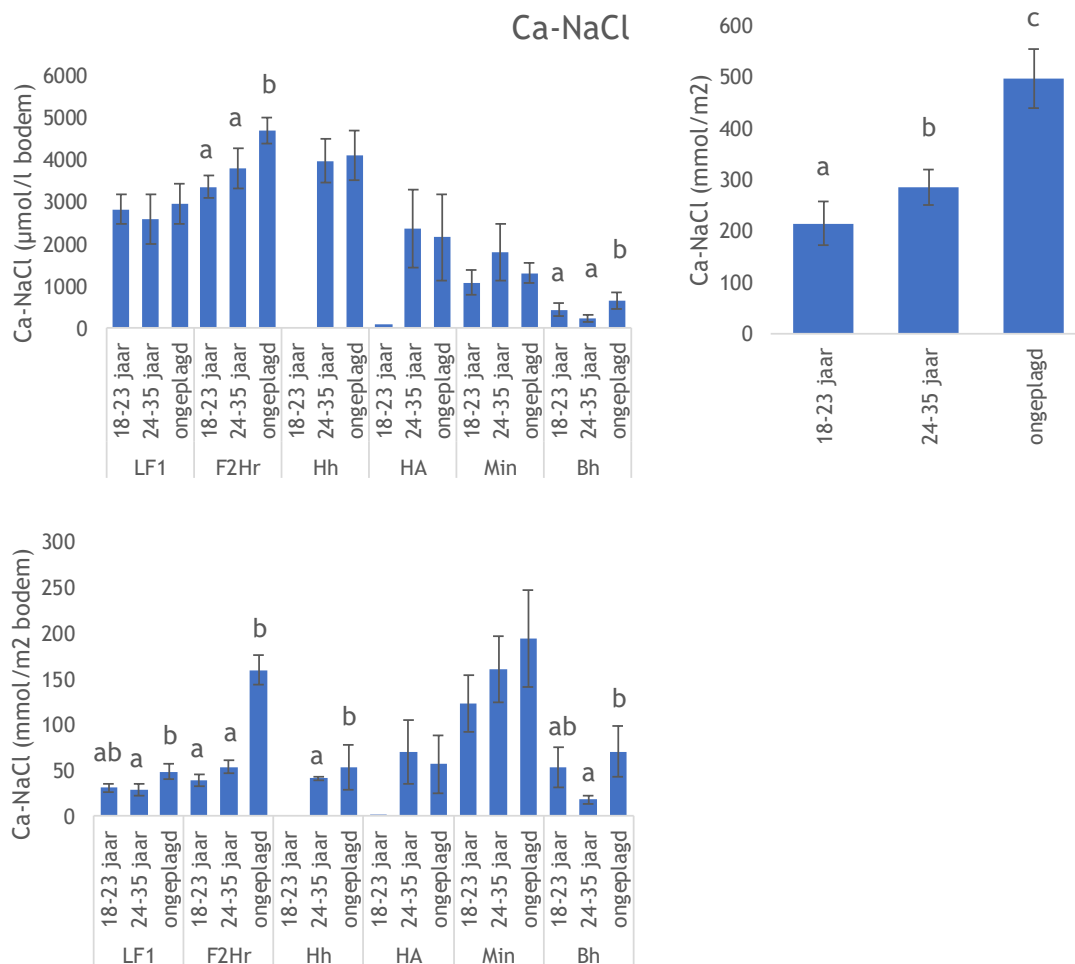
Figure 5.C. Percentage of the adsorption complex occupied with protons (x axis) and base saturation (y axis). Colours represent the different soil horizons.



Figuur 5.15: Boven: percentage aluminium (equivalenten) per horizont per plagleeftijd. Midden: percentage protonen (equivalenten) per horizont per plagleeftijd. Onder: pH-NaCl. Verschillende letters geven significante verschillen aan tussen de leeftijdscategoriën (rechts) of tussen de leeftijdscategoriën binnen de horizont (links). De Hh-horizont kon niet getest worden in het model. Foutbalken geven de standaardfout weer.

Figure 5.15: Bottom: percentage of protons (equivalents) per soil horizon by age classes of heathland development. Bottom: pH-NaCl. Different letters indicate significant differences between age classes of heathland development (on the right) or between age classes within horizon (on the left). The Hh horizon was not tested by the model. Error bars indicate the standard error of the mean.

De concentratie zoutextraheerbaar (beschikbaar) calcium was het grootst in de F2Hr-horizont en het laagst in de Bh-horizont (figuur 5.16). Hierbinnen waren er wel verschillen tussen de plagleeftijden: de ongeplagde bodems hadden een hogere concentratie calcium in de F2Hr- en Bh-horizonten dan de geplagde bodems. Per vierkante meter gezien waren eveneens grote verschillen in de hoeveelheden zoutextraheerbaar en totaal-calcium in verscheidene bodemhorizonten, waarbij er in de ongeplagde situatie telkens het meeste calcium aanwezig was. Dit leidde over het gehele profiel gezien ook tot verschillen in calcium die in de bodem waren opgeslagen; de hoeveelheid zoutextraheerbaar calcium was meer dan 130% en de hoeveelheid totaal-calcium meer dan 80% groter in de ongeplagde bodems dan in de 18-23 jaar geleden geplagde bodems (figuur 5.16 voor Ca-NaCl, totaal-calcium niet getoond). Magnesium (niet getoond) vertoonde dezelfde verschillen in concentraties tussen de horizonten als calcium, maar nauwelijks aantoonbaar tussen plagleeftijden. Wel was de totale hoeveelheid zoutextraheerbaar-magnesium over het gehele profiel 85% hoger in de ongeplagde bodems dan in de bodems die 18-23 jaar geleden geplagd waren. Het patroon voor calcium en magnesium was dus heel anders dan het patroon voor kalium (figuur 5.12) dat juist over het gehele profiel ongeveer in gelijke concentraties aanwezig was en ook geen hogere concentraties had in de horizonten van de ongeplagde bodems.

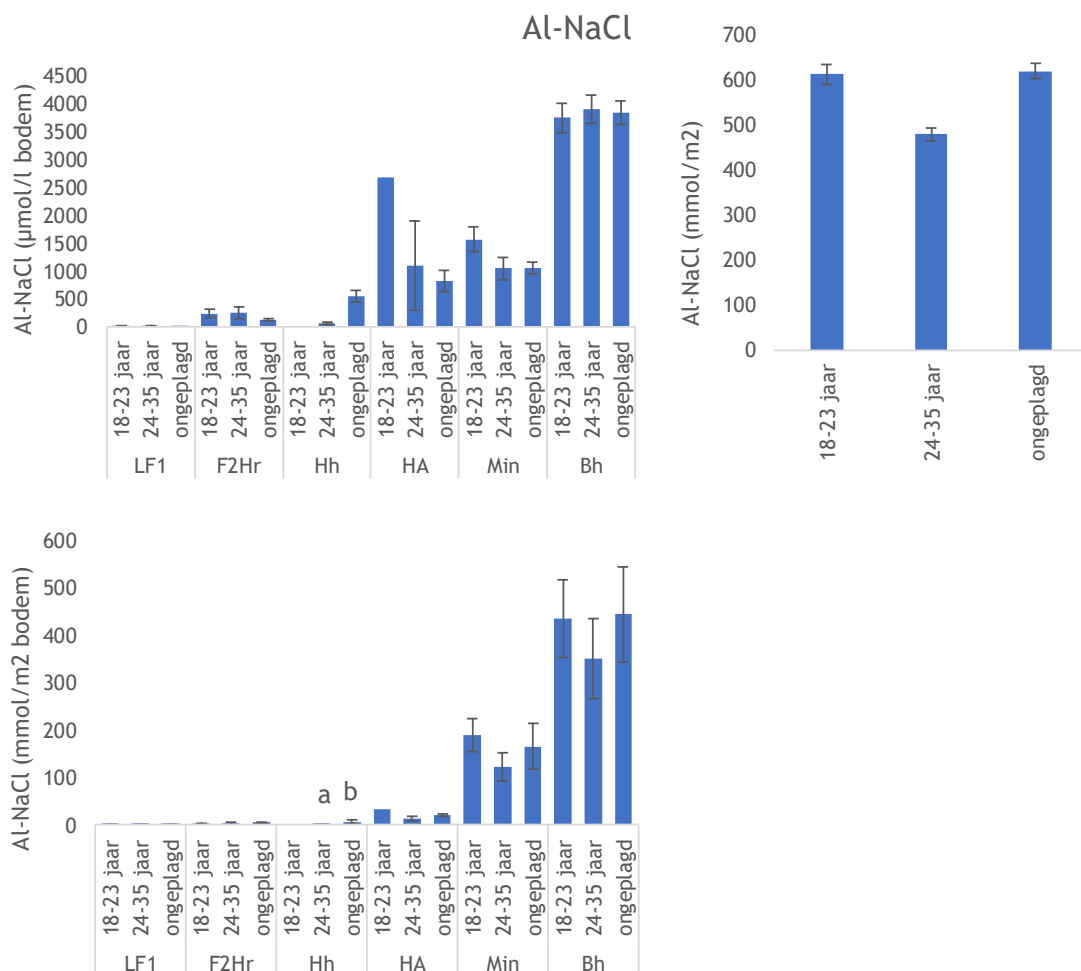


Figuur 5.16: Plantbeschikbaar calcium. Linksboven: de concentratie per horizont voor de verschillende plagleeftijden. Linksonder: de hoeveelheid per vierkante meter per horizont per plagleeftijd. Rechtsboven: cumulatieve hoeveelheid per vierkante meter per plagleeftijd. Verschillende letters geven significante verschillen aan tussen de leeftijdscategoriën (rechts) of tussen de leeftijdscategoriën binnen de horizont (links). De Hh-horizont kon niet getest worden in het model. Foutbalken geven de standaardfout weer.

Figure 5.16: Plant available calcium. Top left: concentration per soil horizon by age classes of heathland development. Bottom left: amount per square meter per horizon by age class. Top right:

amount per square meter. Different letters indicate significant differences between age classes of heathland development (on the right) or between age classes within horizon (on the left). The Hh horizon was not tested by the model. Error bars indicate the standard error of the mean.

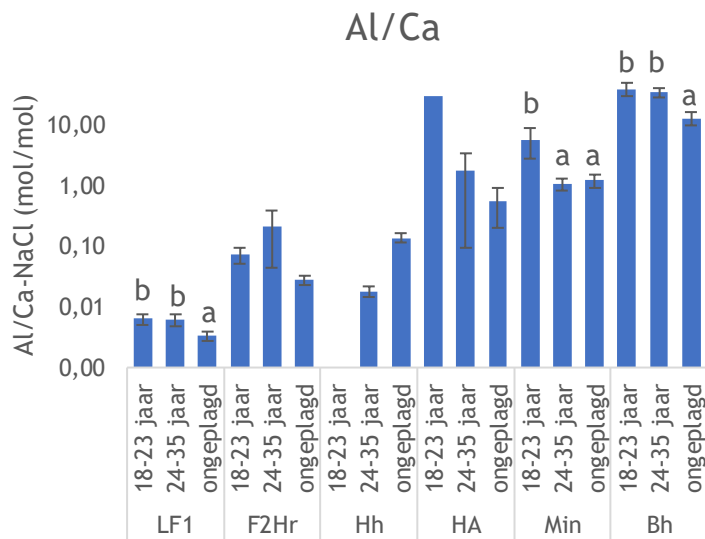
De verschillen in zoutextraheerbaar aluminium- (5.17) en calciumconcentraties tussen de horizonten en tussen ongeplagde en geplagde bodems leidden tot een verschil in verhouding tussen zoutextraheerbaar aluminium en calcium in het profiel (figuur 5.18). De hoogste Al/Ca-verhoudingen werden gemeten in de Bh-horizonten waar deze in geplagde bodems gemiddeld ongeveer 36 was, en in de ongeplagde bodem 13. Ook in de Min-laag waren deze verschillen significant: gemiddel 10 in de recent geplagde bodems en 1 in de langer geleden geplagde en ongeplagde bodems. In de LF-horizont was de Al/Ca-verhouding het laagst. Toch was ook hier de Al/Ca-verhouding nog 2x zo hoog in de geplagde als in de ongeplagde bodems (figuur 5.18). Hoewel er in de concentratie zoutextraheerbaar aluminium geen aantoonbaar verschil was tussen de plagleeftijden, was dit er wel in totaal-aluminium (figuur 5.19): de concentraties waren hoger in de F2Hr-, Min- en Bh-horizonten in de geplagde dan in de ongeplagde bodems; in de Hh-horizont was dit andersom.



Figuur 5.17: NaCl-extraheerbaar aluminium. Linksboven: de concentratie per horizon voor de verschillende plagleeftijden. Linksonder: de hoeveelheid per vierkante meter per horizon per plagleeftijd. Rechtsboven: cumulatieve hoeveelheid per vierkante meter per plagleeftijd. Verschillende letters geven significante verschillen aan tussen de leeftijdscategoriën (rechts) of tussen de leeftijdscategoriën binnen de horizon (links). De Hh-horizont kon niet getest worden in het model. Foutbalken geven de standaardfout weer.

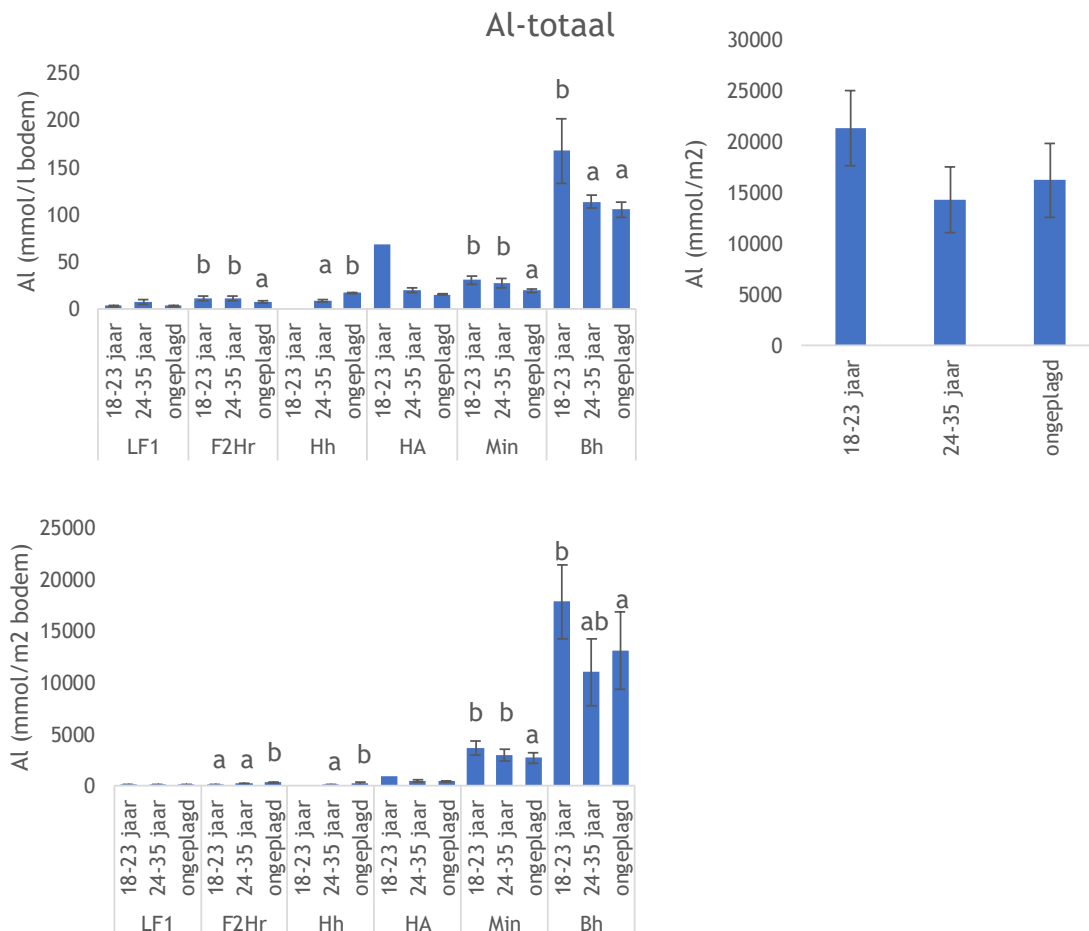
Figure 5.17: NaCl extractable aluminium. Top left: concentration per soil horizon by age classes of heathland development. Bottom left: amount per square meter per horizon by age class. Top right:

amount per square meter. Different letters indicate significant differences between age classes of heathland development (on the right) or between age classes within horizon (on the left). The Hh horizon was not tested by the model. Error bars indicate the standard error of the mean.



Figuur 5.18: Al/Ca-verhouding per horizon per plagleeftijd. Verschillende letters geven significante verschillen aan tussen de leeftijdscategoriën (rechts) of tussen de leeftijdscategoriën binnen de horizon (links). De Hh-horizont kon niet getest worden in het model. Foutbalken geven de standaardfout weer. Let op: omwille van de leesbaarheid is de y-as logaritmisch weergegeven.

Figure 5.18: Al:Ca ratio per soil horizon by age classes of heathland development. Different letters indicate significant differences between age classes of heathland development (on the right) or between age classes within horizon (on the left). The Hh horizon was not tested by the model. Error bars indicate the standard error of the mean. NB: for reasons of visibility is the y-axis



Figuur 5.19. Totaal-aluminium. Linksboven: de concentratie per horizont voor de verschillende plagleeftijden. Linksonder: de hoeveelheid per vierkante meter per horizont per plagleeftijd. Rechtsboven: cumulatieve hoeveelheid per vierkante meter per plagleeftijd. Verschillende letters geven significante verschillen aan tussen de leeftijdscategoriën (rechts) of tussen de leeftijdscategoriën binnen de horizont (links). De Hh-horizont kon niet getest worden in het model. Foutbalken geven de standaardfout weer.

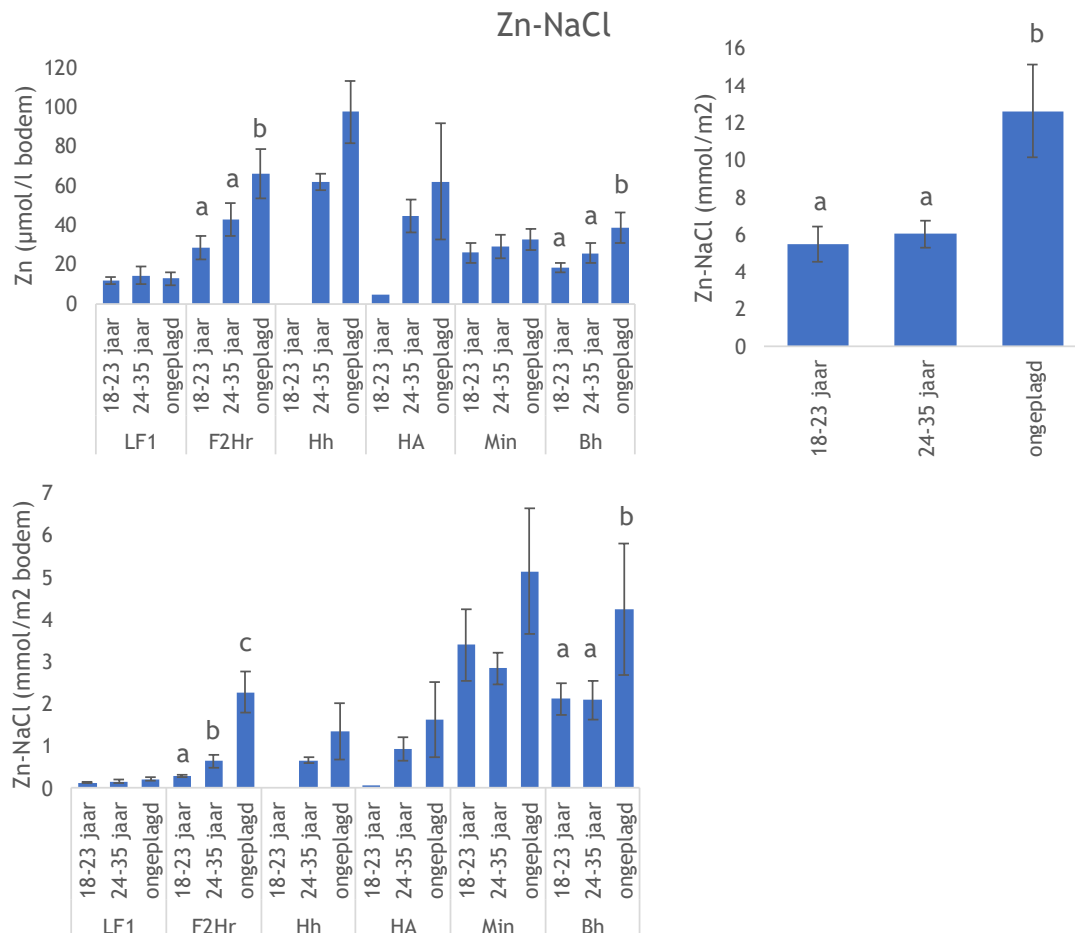
Figure 5.19. Total aluminium. Top left: concentration per soil horizon by age classes of heathland development. Bottom left: amount per square meter per horizon by age class. Top right: amount per square meter. Different letters indicate significant differences between age classes of heathland development (on the right) or between age classes within horizon (on the left). The Hh horizon was not tested by the model. Error bars indicate the standard error of the mean.

5.3.4 Sporenelementen

De zinkconcentratie in de bodem vertoonde hetzelfde patroon als de calciumconcentratie, behalve dat de zinkconcentratie opvallend hoog was in de F2Hr- en Hh-horizonten (figuur 5.20). Zowel in de F2Hr-horizont als de Bh-horizont verschilden de plagleeftijden in zinkconcentratie, waarbij de hoogste concentraties in de ongeplagde bodems werden gemeten. Over het hele profiel gezien, was de hoeveelheid zink in de ongeplagde bodems het grootst, waarbij de hoeveelheid beschikbaar zink zelfs 2x zo groot was dan in de geplagde bodems.

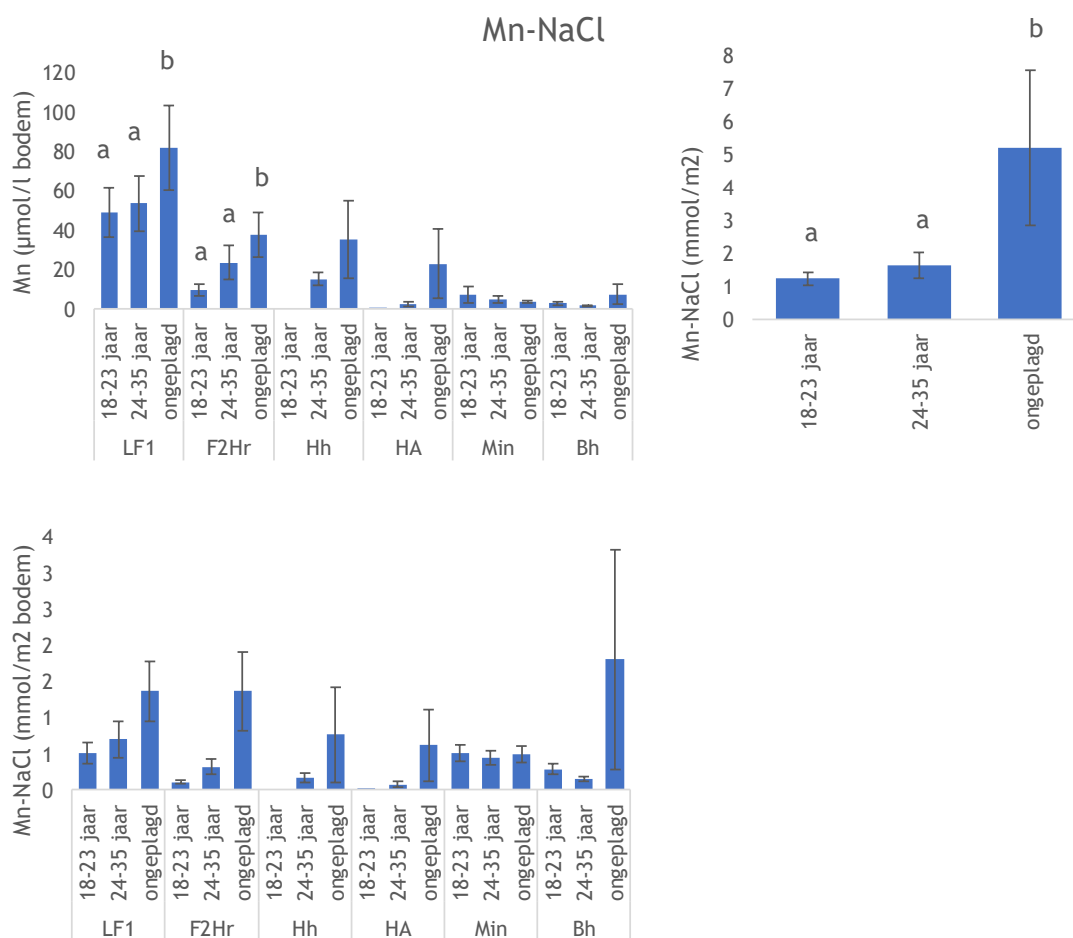
De mangaanconcentratie was het hoogst in de LF1-horizont. Hier was ook een duidelijk verschil te zien tussen de plagleeftijden: de zoutextraheerbare concentraties waren het hoogst in de ongeplagde situatie (figuur 5.21), en voor de totaalconcentratie mangaan gold dat ook in de F2Hr-horizont. Dit leidde tot een meer dan 5x hogere hoeveelheid beschikbaar mangaan over het gehele profiel in de ongeplagde heidebodems dan in de geplagde bodems.

Voor ijzer werden de hoogste totaalconcentraties gevonden in de inspoelingshorizont Bh. Hier had de recent geplagde bodem duidelijk de hoogste concentraties ijzer (figuur 5.23). Een klein deel van het ijzer was extraheerbaar met NaCl. De hoogste concentraties daarvan werden in de Hh- en Min-horizonten gemeten, waarbij er in de Min-horizont de ijzerconcentratie het hoogst was in de recent geplagde bodem (figuur 5.22). Door de grote spreiding in ijzerconcentraties in de recent geplagde bodems, was er echter geen aantoonbaar verschil in de hoeveelheid ijzer over het gehele profiel.



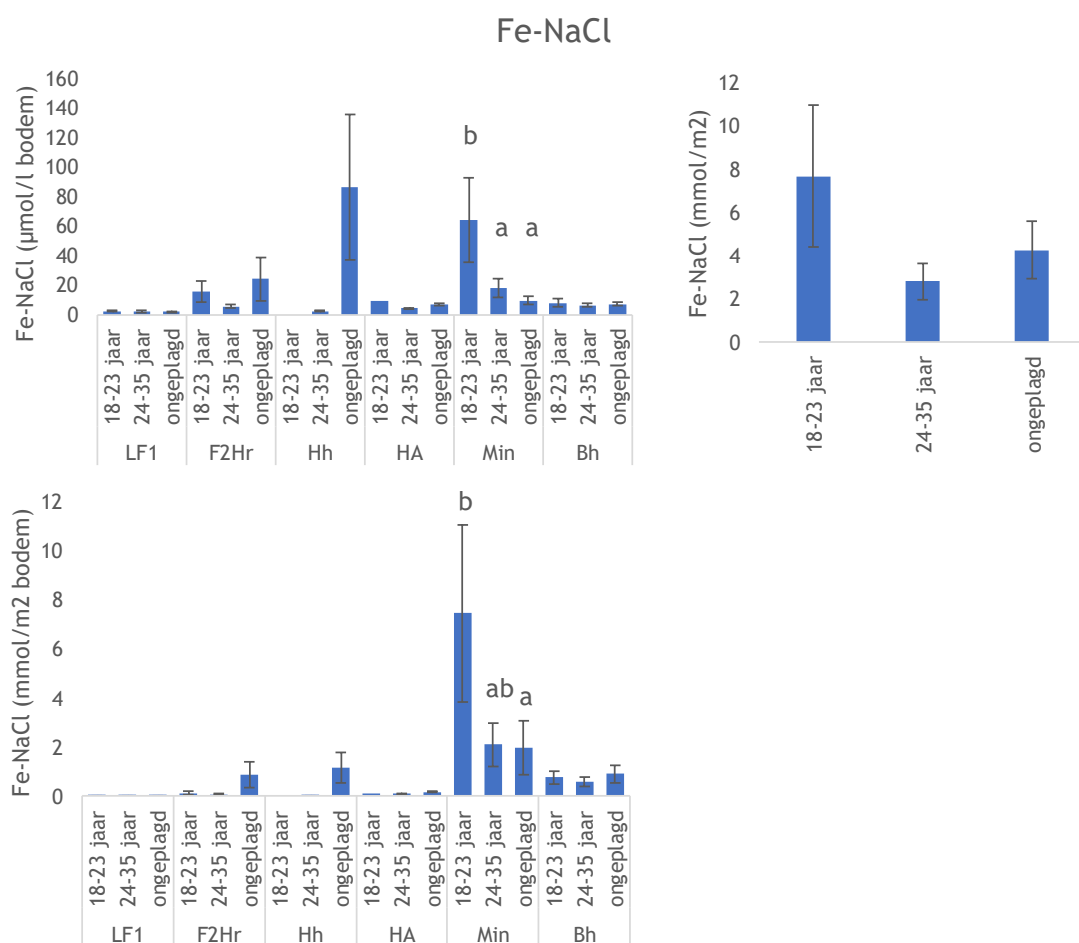
Figuur 5.20: NaCl-extraheerbaar zink. Linksboven: de concentratie per horizont voor de verschillende plagleeftijden. Linksonder: de hoeveelheid per vierkante meter per horizont per plagleeftijd. Rechtsboven: cumulatieve hoeveelheid per vierkante meter per plagleeftijd. Verschillende letters geven significante verschillen aan tussen de leeftijdscategoriën (rechts) of tussen de leeftijdscategoriën binnen de horizont (links). De Hh-horizont kon niet getest worden in het model. Foutbalken geven de standaardfout weer.

Figure 5.20: NaCl extractable zinc. Top left: concentration per soil horizon by age classes of heathland development. Bottom left: amount per square meter per horizon by age class. Top right: amount per square meter. Different letters indicate significant differences between age classes of heathland development (on the right) or between age classes within horizon (on the left). The Hh horizon was not tested by the model. Error bars indicate the standard error of the mean.



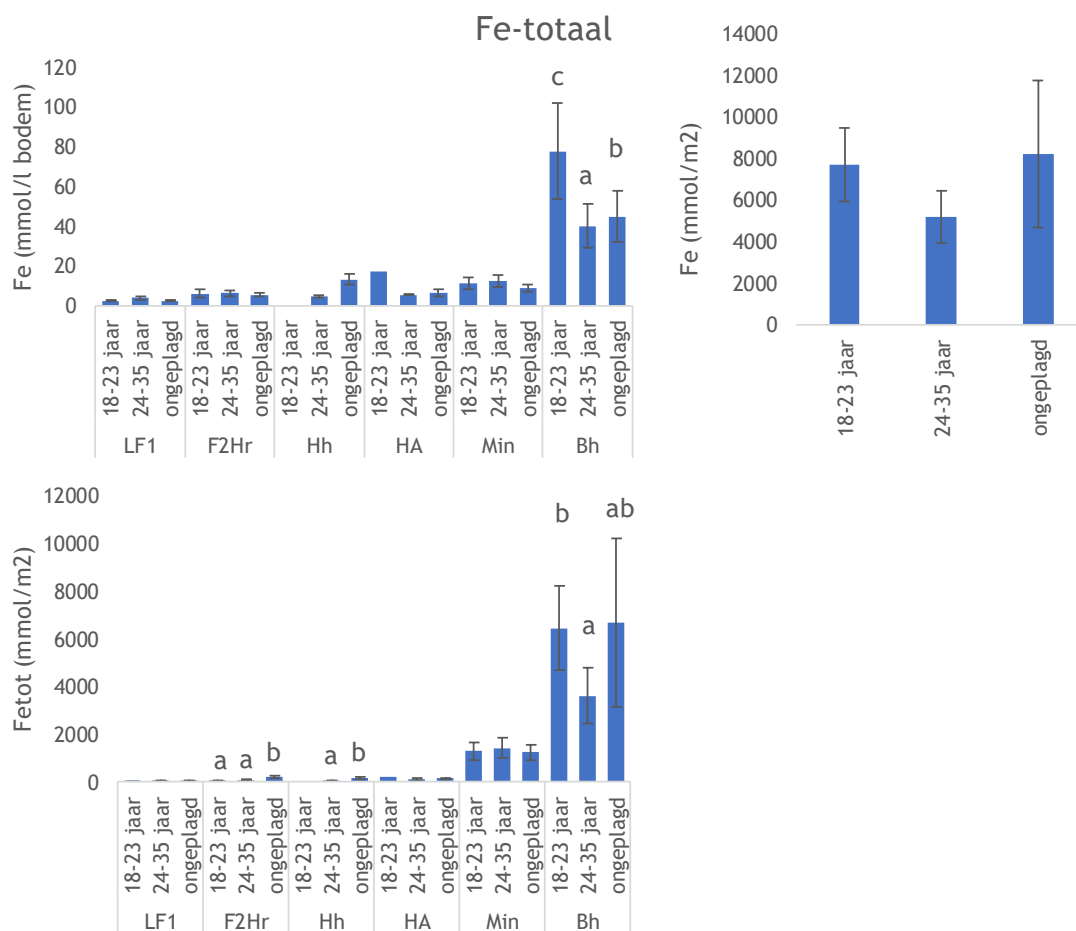
Figuur 5.21: NaCl-extraheerbaar mangaan. Linksboven: de concentratie per horizont voor de verschillende plagleeftijden. Linksonder: de hoeveelheid per vierkante meter per horizont per plagleeftijd. Rechtsboven: cumulatieve hoeveelheid per vierkante meter per plagleeftijd. Verschillende letters geven significante verschillen aan tussen de leeftijdscategoriën (rechts) of tussen de leeftijdscategoriën binnen de horizont (links). De Hh-horizont kon niet getest worden in het model. Foutbalken geven de standaardfout weer.

Figure 5.21: NaCl extractable manganese. Top left: concentration per soil horizon by age classes of heathland development. Bottom left: amount per square meter per horizon by age class. Top right: amount per square meter. Different letters indicate significant differences between age classes of heathland development (on the right) or between age classes within horizon (on the left). The Hh horizon was not tested by the model. Error bars indicate the standard error of the mean.



Figuur 5.22: NaCl-extraheerbaar ijzer. Linksboven: de concentratie per horizont voor de verschillende plagleeftijden. Linksonder: de hoeveelheid per vierkante meter per horizont per plagleeftijd. Rechtsboven: cumulatieve hoeveelheid per vierkante meter per plagleeftijd. Verschillende letters geven significante verschillen aan tussen de leeftijdscategoriën (rechts) of tussen de leeftijdscategoriën binnen de horizont (links). De Hh-horizont kon niet getest worden in het model. Foutbalken geven de standaardfout weer.

Figure 5.22: NaCl extractable iron. Top left: concentration per soil horizon by age classes of heathland development. Bottom left: amount per square meter per horizon by age class. Top right: amount per square meter. Different letters indicate significant differences between age classes of heathland development (on the right) or between age classes within horizon (on the left). The Hh horizon was not tested by the model. Error bars indicate the standard error of the mean.



Figuur 5.23: Totaal-ijzer. Linksboven: de concentratie per horizont voor de verschillende plagleeftijden. Linksonder: de hoeveelheid per vierkante meter per horizont per plagleeftijd. Rechtsboven: cumulatieve hoeveelheid per vierkante meter per plagleeftijd. Verschillende letters geven significante verschillen aan tussen de leeftijdscategoriën (rechts) of tussen de leeftijdscategoriën binnen de horizont (links). De Hh-horizont kon niet getest worden in het model. Foutbalken geven de standaardfout weer.

Figure 5.23: Total iron. Top left: concentration per soil horizon by age classes of heathland development. Bottom left: amount per square meter per horizon by age class. Top right: amount per square meter. Different letters indicate significant differences between age classes of heathland development (on the right) or between age classes within horizon (on the left). The Hh horizon was not tested by the model. Error bars indicate the standard error of the mean.

5.4 Conclusies

5.4.1 Nutriënten

Bij het plaggen van heidebodems worden de organische horizonten en vaak ook (deels) de HA-horizont verwijderd met de hierin opgeslagen elementen. Hierna vindt er weer opbouw plaats van deze horizonten. Door te kijken hoeveel er na 18-23 jaar van de gemeten elementen in deze lagen is geaccumuleerd, kan een schatting gemaakt worden van de snelheid waarmee deze elementen accumuleren (tabel 5.1).

Tabel 5.1: Accumulatie van elementen in de bovenste bodemhorizonten (tot en met HA) in de jongste leeftijdscategorie van plaggen (18-23 jaar) in mmol/m²/jaar. * organische stof in gram/m²/jaar. Tussen haakjes de standaardfout.

Table 5.1: Accumulation of elements in the top horizons (including HA) in the youngest age class (18-23 year), in mmol/m²/year. * organic matter in gram/m²/year. Standard error of the means between brackets.

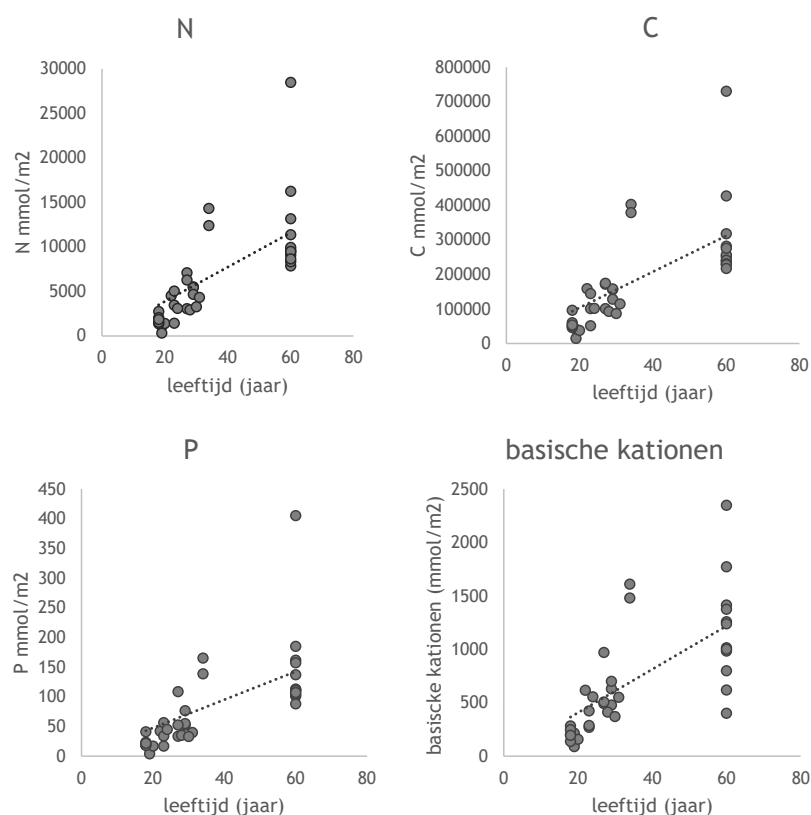
element	accumulatie (mmol/m ² /jaar)
N	109 (18)
P	1,2 (0,2)
C	3512 (557)
Ca	5,1 (0,8)
K	1,3 (0,2)
basische kationen	13 (1,7)
organische stof*	85 (14)

Voor stikstof werd op grond van de jongste leeftijdsklasse een accumulatiesnelheid van 109 ± 18 mmol/m²/jaar gevonden. Dit is minder dan de stikstofdepositie die in 2018 voor de onderzochte gebieden 144 mmol/m²/jaar was, en aan het begin van de 21^e eeuw nog hoger (zie figuur 2.3). Berendse (1990) vond bij een veel hogere stikstofdepositie (221 mmol/m²/jaar) wel een volledige vastlegging van het geaccumuleerde stikstof in droge heiden na plaggen. Wordt echter ook de groep die 24-35 jaar geleden geplagd is in deze berekening meegenomen, dan is de stikstofaccumulatie gemiddeld 155 mmol/m²/jaar, wat beter overeenkomt met de huidige stikstofdepositie. Hierin vallen echter de twee proefvlakken op de Terletse Heide op die 30 jaar geleden geplagd waren. Deze proefvlakken hadden een gemiddelde stikstofaccumulatie van 392 mmol/m²/jaar. Op deze locaties is ook de accumulatie van organisch materiaal (koolstof) uitzonderlijk hoog (figuur 5.24). Ook de vastlegging van organische stof op de ongeplagde bodem – waarvan niet duidelijk is hoe oud deze precies is – is op deze locatie erg hoog. Dat gold ook voor de ongeplagde locatie op het nabijgelegde Roozendaalse Veld. Ook Berendse (1990) vond een veel snellere organische stofopbouw in de FH-horizont in bodems van struikhei-vegetaties op de Hoge Veluwe in vergelijking met bodems van Strabrecht en Dwingeloo.

Uit figuur 5.24 blijkt een zekere spreiding in accumulatie. Dit is met name goed te zien in de spreiding van accumulatie van basische kationen. Deze spreiding is goed te verklaren aan de hand van verschillen in organische-stofaccumulatie -de groei van de humuslagen- en daarmee ook de accumulatie in kationuitwisselcapaciteit. Waarschijnlijk is de droogte van 2018 verantwoordelijk voor het grootste deel van de hoge concentraties beschikbaar nitraat, ammonium (circa 90%) en fosfor (circa 60%) die gemeten werden in een deel van de ongeplagde heidebodems (zie verder H7).

Bij het plaggen van niet eerder geplagde heidebodems, worden de in de toplaag geaccumuleerde elementen verwijderd. Elementen waarvan - 18-23 jaar na plaggen - nog een significante verwijdering werd gemeten, staan weergegeven in tabel 5.2. Omdat de verschillen in de nutriëntenbudgetten zijn berekend tussen de ongeplagde en geplagde bodems over het gehele profiel tot en met de Bh-horizont, geven de metingen in dit onderzoek ook inzicht in de relevantie van de verwijdering voor de beschikbaarheid van nutriënten en basische kationen, gezien ten opzichte van de budgetten die nog resteren na plaggen. De berekende verwijdering kwam evenwel in grootte-orde overeen met de aan de hand van de organische horizonten bepaalde verwijdering uit andere onderzoeken, voor de elementen stikstof (Niemeyer et al., 2007; Mitchell et al., 2000; Härdtle et al., 2006), fosfor (Niemeyer et al., 2007; Härdtle et al., 2006) en calcium (Mitchell et al., 2000; Härdtle et al., 2006). Hoewel er zich natuurlijk ook kalium in de organische toplaag bevond, en de verwijdering van kalium met plaggen vaak gezien wordt als belangrijk (o.a. Niemeyer et al., 2007; Mitchell et al., 2000; Härdtle et al., 2006), was er in ons onderzoek geen

significant effect voor de verwijdering van kalium. Bovendien blijkt uit ons onderzoek dat de plantbeschikbaarheid van kalium in het bodemmateriaal onder de organische horizonten niet lager is dan in de organische horizonten en dat het wegplaggen van de organische horizonten dus weinig effect zal hebben voor de beschikbaarheid van kalium in het wortelmilieu.



Figuur 5.24. Hoeveelheid N, C, P en basische kationen in de bovenste bodemhorizonten (tot en met HA) per vierkante meter voor bodems met een verschillende plagleeftijd. Voor de ongeplagde bodems is de leeftijd aangegeven als 60 jaar. De twee punten voor 35 jaar met hoge N, C, P en basische kationen komen van de Terletse Heide (TH). Ter indicatie van de accumulatiesnelheid is een lineaire trendlijn weergegeven door de oorsprong.

Figure 5.24. Amount of N, C, P and base cations in the in the top horizons (including HA) per square meter for all ages of heathland development. An age of 60 years is assigned to the non-sodcutted soils. The two dots at 35 year with high N, C, P and base cations come from the Terletse Heide (TH). Indicatively, a linear trend line forced through the origin, is shown.

Tabel 5.2: Berekende verwijdering van elementen uit de bodem door plaggen uit de vergelijking tussen de hoeveelheden van het betreffende element over het gehele profiel in recent geplagde en ongeplagde bodems. Alleen elementen die significant verschilden tussen de recent geplagde en ongeplagde bodems zijn in deze tabel opgenomen.

Table 5.2. Calculated element removal from te soil with sod-cutting, subtracted from the difference of the amount of a certain element over the soil profile, between the recent sod-cutted and intact soils. Only elements differing significantly between recent sod-cutted and intact soils have been tabulated.

Element	Verwijdering (mmol/m ²)	Verwijdering (kg/ha)
C	492350	59082
N	15679	2195
P	198	61
Ca	511	204
Basische kationen	618	

5.4.2 Buffering, verwerking en podzolizatie

Het proces van podzolizatie treedt op in arme (zand)bodems. Aluminium en ijzer uit de zogenoemde uitspoelingslaag worden samen met organisch materiaal met het regenwater naar beneden getransporteerd en slaan neer in de inspoelingshorizont. Hierdoor heeft de uitspoelingslaag een grijzige kleur en de inspoelingshorizont een rood-zwarte. Algemeen wordt aangenomen dat de uitspoeling wordt veroorzaakt door organische zuren waaraan aluminium en ijzer complexeren. Is het complex verzadigd met aluminium en ijzer, dan slaat het complex neer en wordt de inspoelingshorizont, met hogere concentraties organische stof, ijzer en aluminium gevormd (o.a. Sauer et al., 2007). Uit de onderzoeksresultaten blijkt dat er in de geplagde bodems hogere concentraties (beschikbaar) ijzer en aluminium te vinden zijn in meerdere horizonten. Hieruit blijkt dat plaggen effect heeft op het podzolisatieproces, dat versneld lijkt te worden.

Een mogelijke verklaring hiervoor kan zijn dat er in geplagde bodems in de toplaag minder buffering aanwezig is, door de lagere CEC door het ontbreken van organisch materiaal. Hierdoor is er weinig compensatie voor zuurdepositie en excretie van zure bestanddelen door planten of micro-organismen. Dit kan leiden tot een snellere chemische verwerking waardoor er meer aluminium en ijzer vrijkomt. Dit verklaart de aanwezigheid van relatief veel Al en Fe in de toplaag van de geplagde bodems. In deze bodems zijn er waarschijnlijk minder organische zuren, omdat er minder af te breken organisch materiaal aanwezig is en minder schimmelactiviteit, waardoor er minder organische zuren worden uitgescheiden. De aanwezige organische zuren zijn daarom eerder verzadigd met Al en Fe waardoor ze eerder neerslaan. Dit zou de hogere concentraties Al en Fe in diepere bodemlagen kunnen verklaren waar geen directe invloed van zuurdepositie te verwachten is. Doordat de organische zuren eerder verzadigd zijn, slaan ze al hoger in het profiel neer dan in de ongeplagde bodems; mogelijk ook al in de huidige Min-laag voor Al, en niet alleen in Bh. Daarnaast is het zo dat doordat er in recent geplagde bodems minder micro-organismen (met name schimmels) aanwezig zijn, organische zuren ook minder snel worden afgebroken; dit versnelt de podzolizatie (Lundström et al., 1995).

Het plaggen leidde tot een aanzienlijk hogere Al/Ca-ratio in de Min- en Bh-horizont. De Min-horizont ligt 18-23 jaar na plaggen weliswaar niet meer aan het maaiveld, maar nog steeds gemiddeld op minder dan 5 cm diepte. Dit is dus de horizont waar een groot deel van de plantenwortels te vinden is. Ook de Bh-horizont ligt gemiddeld binnen 20 cm van het maaiveld en ook hier zal nog beworteling plaatsvinden; tussen circa 5 en 15% (Aerts, 1993; Arndal et al., 2018). De verhouding tussen aluminium en calcium is een goede maat voor de toxiciteit van aluminium. Veel soorten die karakteristiek zijn voor soortenrijke heiden komen niet voor bij een hoge Al/Ca-verhouding (De Graaf et al., 1997; Van den Berg et al., 2003; Kleijn et al., 2008; De Graaf et al., 2009). De Al/Ca lag in de Min-horizont in 27% van de onderzochte recent geplagde locaties (ver) boven de 2, een waarde waarboven toxiciteit van aluminium optreedt, en in de Bh-horizonten in alle gevallen, waarvan in 50% boven de 40. Dit is echter na 18-23 jaar. Mogelijk is deze verhouding in een deel van de gebieden net na plaggen nog hoger geweest, wat de kieming van zeldzame soorten kan hebben bemoeilijkt (van den Berg et al., 2003). Hierdoor komen (nu) zeldzame soorten na plaggen moeilijk terug.

Opmerkelijk is de relatief hoge pH (pH-SrCl₂ circa 3,8) die in de diepere horizonten werd gemeten (zie ook § 3.3.6). Deze hoge pH was hier geen indicatie voor een hoge basenverzadiging. Deze was juist erg laag, omdat een groot deel van het adsorptiecomplex bezet was met aluminium. Verzuring van het profiel leidde in de niet-organische horizonten tot een hoger aandeel van aluminium aan het adsorptiecomplex, en niet tot een hoger aandeel van H⁺-ionen, die als eenwaardige ionen makkelijker uitspoelen dan Al³⁺-ionen. Hier wordt de zuurgraad gebufferd door oplossen van Al-verbindingen, waardoor de pH relatief hoog is en de beschikbaarheid van Al ook. De pH van de bodem lijkt dus in de niet-organische horizonten in heidebodems, die een lage basenverzadiging hadden, geen goede maat te zijn voor de bodemverzuring.

Hieruit blijkt dus dat opgepast moet worden om resultaten van pH-metingen in minerale heidegronden te gebruiken als een geschikte maat voor verzuring.

6 Ontwikkeling van de plantchemie in de heidevegetatie

6.1 Inleiding

In hoofdstuk 4 is besproken hoe de heidevegetatie op oude, ongeplagde heidebodems kan verschillen van de vegetaties die op dezelfde bodemtypen na plaggen ontstaan. In hoofdstuk 5 is de relatie besproken tussen de ontwikkeling van humeuze horizonten in oude, ongeplagde heide en de bodemchemie. In dit hoofdstuk kijken we naar de verschillen in productiviteit op deze bodems en naar de verschillen in chemische samenstelling van de biomassa en hoe deze gekoppeld is aan de bodemchemie.

6.2 Werkwijze

6.2.1 Bemonstering

De vegetatie werd tussen juni en augustus 2019 bemonsterd door alle bovengrondse biomassa van een vast oppervlak van 0,75 x 0,75 m op een voor de vegetatie representatieve plek dichtbij het genomen bodemonmonster te knippen. De bovengrondse vegetatie werd in het veld gescheiden in levende en dode biomassa. Naast deze vaatplanten, werden ook de slaapmossen in dit oppervlak geoogst (overwegend heideklauwtjesmos, soms ook bronsmos). Hierbij werd alleen het bovenste, groene deel van de moslaag meegenomen. Het strooisel dat bovenop de slaapmossen lag, werd eerst van de mossen afgeklopt.

6.2.2 Chemische analyse

Plantdestructie

Door het plantmateriaal te destrueren (ontsluiten) is het mogelijk de totale concentratie van bepaalde elementen/nutriënten in het plantmateriaal te bepalen. Hiervoor werd 200 mg fijngemalen gedroogd materiaal afgewogen in teflon destructievaatjes. Aan het materiaal werd 4 ml geconcentreerd salpeterzuur (HNO_3 , 65%) en 1 ml waterstofperoxide (H_2O_2 , 30%) toegevoegd en geplaatst in een destructiemagnetron (Milestone microwave type mls 1200 mega). De monsters werden vervolgens gedestruëerd in gesloten teflon vaatjes en na afkoelen werden het destruaat nauwkeurig overgebracht en aangevuld tot 100 ml met milliQ water. De monsters werden in polyethyleenpotjes bij 4°C bewaard voor verdere analyse.

C/N-analyse bodem- en plantmateriaal

Voor de analyse van de totale hoeveelheid koolstof en stikstof werd een deel van het verzamelde bodem- en plantmateriaal fijngemalen in een kogelmaler. Afhankelijk van het soortelijk gewicht van het materiaal en de verwachte concentraties, werd een kleine hoeveelheid (3-40 mg) van het gemalen materiaal in een tinnen container afgewogen, waarna het in een CNS-elementenanalyser (EA NA 1500 en EA100 van Carlo Erba-Thermo Fisher Scientific) werd geanalyseerd.

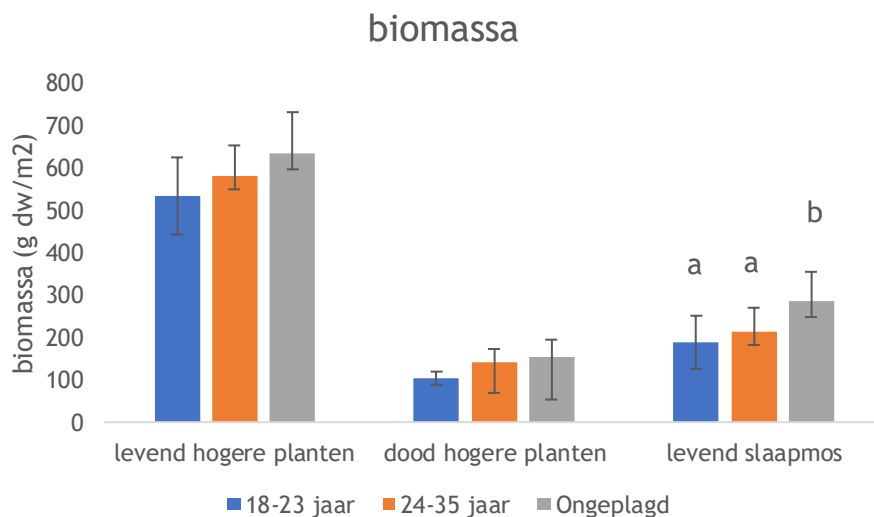
6.2.3 Statistische analyse

Om analyseresultaten beter te laten voldoen aan voorwaarden voor een normale verdeling, zijn concentraties $\ln(x+1)$ getransformeerd, percentages $\arcsin(\sqrt{x/100})$ en verhoudingen $\sqrt{x}$.

Statistische analyses werden uitgevoerd met IBM SPSS Version 24. Significantie van verschillen in parameters tussen de groepen van plagleeftijd werden getest met behulp van een lineair mixed model, waarbij regio en terrein (genest in regio), stikstofdepositie in 2018 (data RIVM) en de gemiddelde neerslag over de periode 1981-2010 (data KNMI) als random factors zijn meegenomen. Verschillen tussen de groepen van plagleeftijd werden post-hoc getest met behulp van een LSD-toets.

6.3 Resultaten

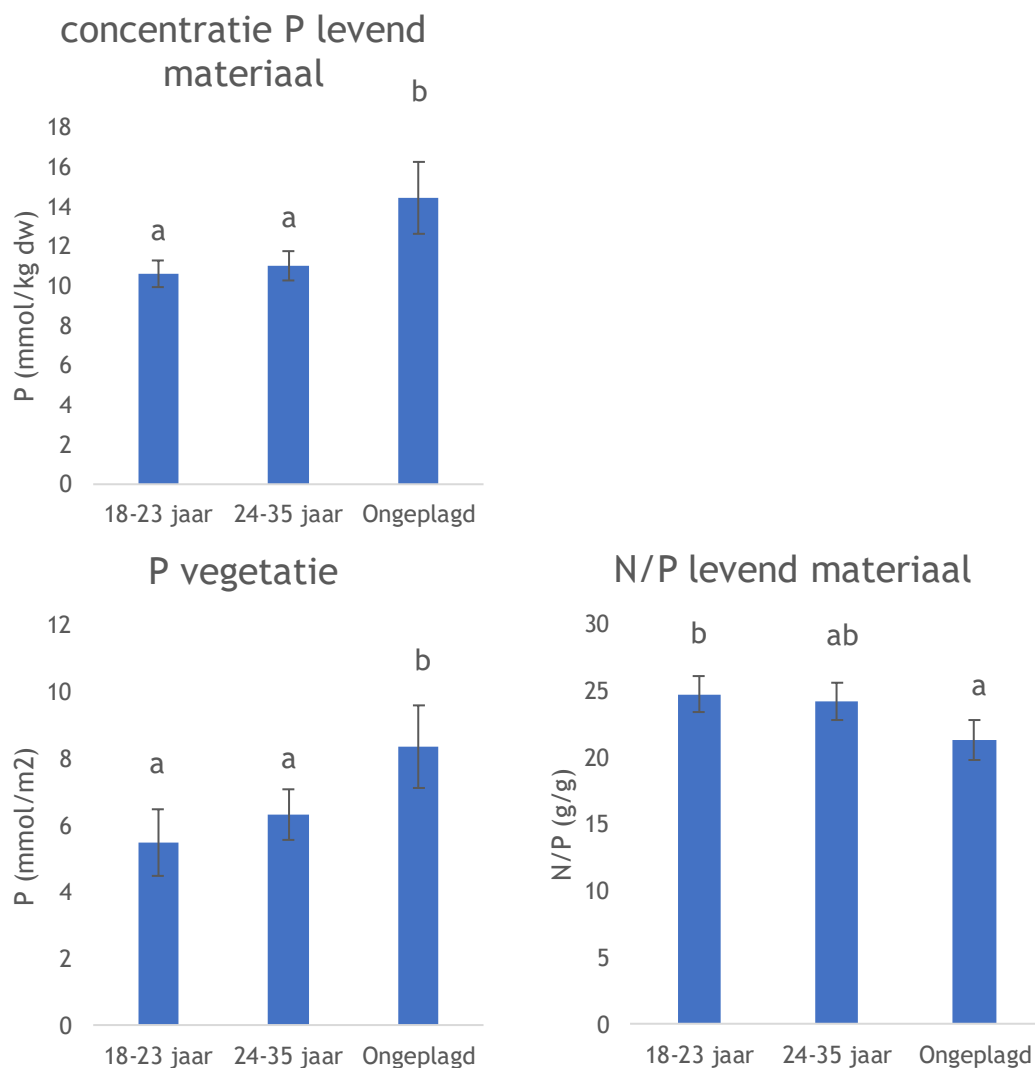
De levende bovengrondse biomassa van de vaatplanten was gemiddeld 582 g drooggewicht/m². Door de droogte van het jaar voorafgaand aan de bemonstering was er veel dood materiaal aanwezig: gemiddeld 132 g drooggewicht/m². In de geplagde heide leken de levende en dode biomassa van vaatplanten weliswaar lager, maar dit verschil was niet significant. De biomassa van de slaapmossen op de ongeplagde heidebodems was wel groter dan die op de geplagde heiden; gemiddeld 287 g/m² (figuur 6.1).



Figuur 6.1: Droge biomassa aanwezig per vierkante meter voor de verschillende plagleeftijden, verdeeld over levende vaatplanten, dode vaatplanten en levende slaapmossen. Verschillende letters geven significante verschillen aan tussen de leeftijdscategoriën. Foutbalken geven de standaardfout weer.

Figure 6.1: Dry biomass per square meter by age class, separated in living higher plants, death biomass and living pleurocarpous moss. Different letters indicate significant differences between age classes of heathland development. Error bars indicate the standard error of the mean.

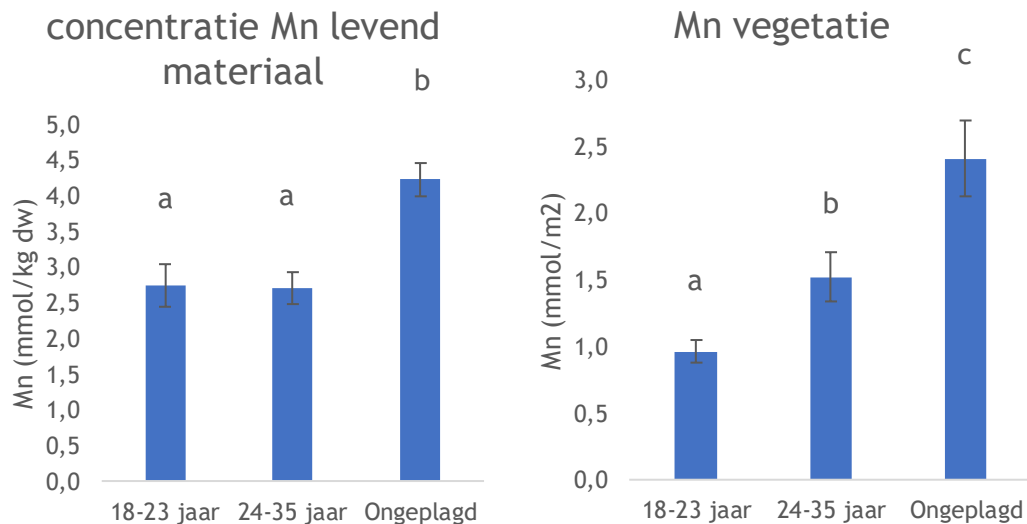
De chemie van de bovengrondse delen van de levende vaatplanten – voornamelijk struikhei – week op de ongeplagde heiden niet af in stikstof- of koolstofconcentraties van die van de geplagde heiden, ondanks de aanwezigheid van oudere, houtigere planten van struikhei enerzijds en de hogere beschikbaarheid van anorganisch stikstof in de ongeplagde heidebodems anderszijds (gemiddeld 591 mmol N/kg; 42 mol C/kg). De concentratie fosfor in de bovengrondse delen van de vaatplanten op de ongeplagde heidebodems was echter wel 34% hoger dan op de geplagde heiden (figuur 6.2). Per vierkante meter bevatte de bovengrondse biomassa hierdoor ook circa 40% meer fosfor (figuur 6.3). Door de hogere fosforconcentratie was ook de P/K-verhouding hoger op de ongeplagde heidebodems. De N/P-verhouding (21 g/g) verschilde significant van die van de meest recente geplagde bodems (25 g/g) (figuur 6.4).



Figuur 6.2: Fosfor. Boven: Concentratie in het plantmateriaal per plagleeftijd. Linksonder: hoeveelheid aanwezig in de vegetatie per vierkante meter per plagleeftijd. Rechtsonder: N/P-verhouding in het plantmateriaal per plagleeftijd. Verschillende letters geven significante verschillen aan tussen de leeftijdscategoriën. Foutbalken geven de standaardfout weer.

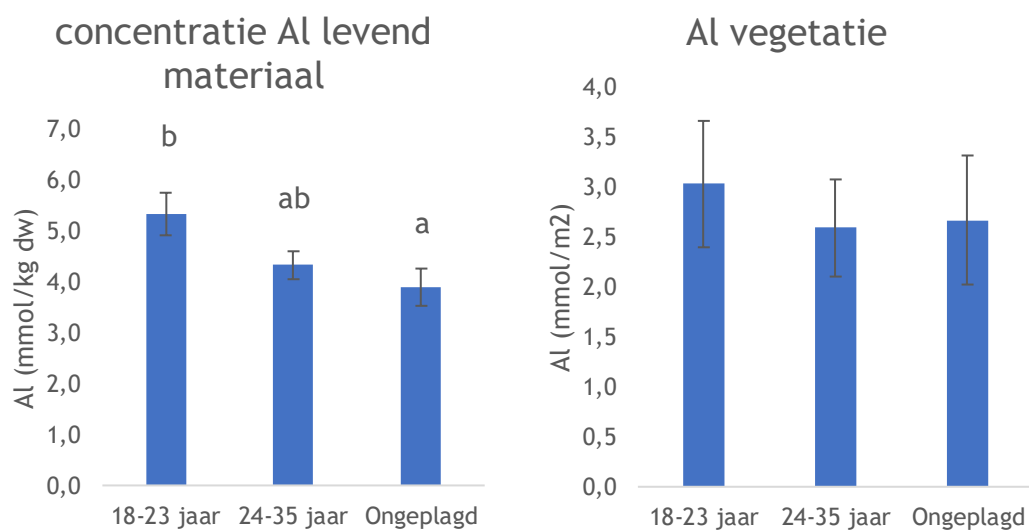
Figure 6.2: Phosphorus. Top: biomass concentration by age class. Bottom left: amount per square meter by age class. Bottom right: N:P ratio in the biomass per age class. Different letters indicate significant differences between age classes of heathland development. Error bars indicate the standard error of the mean.

Ook in micronutriënten waren er verschillen: de mangaanconcentratie in het plantmateriaal was maar liefst 55% hoger op de ongeplagde heidebodems dan op de geplagde bodems (figuur 6.3) en de concentraties aluminium en ijzer waren juist significant lager dan in de vegetatie op de meest recent geplagde bodems (figuur 6.4 en 6.5). De hoeveelheid mangaan in de plantbiomassa was per vierkante meter hierdoor 3,2 x zo groot als op de recent geplagde delen en 1,6x zo groot als op de langer geleden geplagde delen. Per vierkante meter was er geen verschil in de hoeveelheden aluminium en ijzer die in de bovengrondse vegetatie aanwezig waren. Voor kalium (gemiddeld 53 mmol/kg), calcium (63 mmol/kg), magenesium (31 mmol/kg) en zink (0,4 mmol/kg) werden er geen verschillen gevonden.



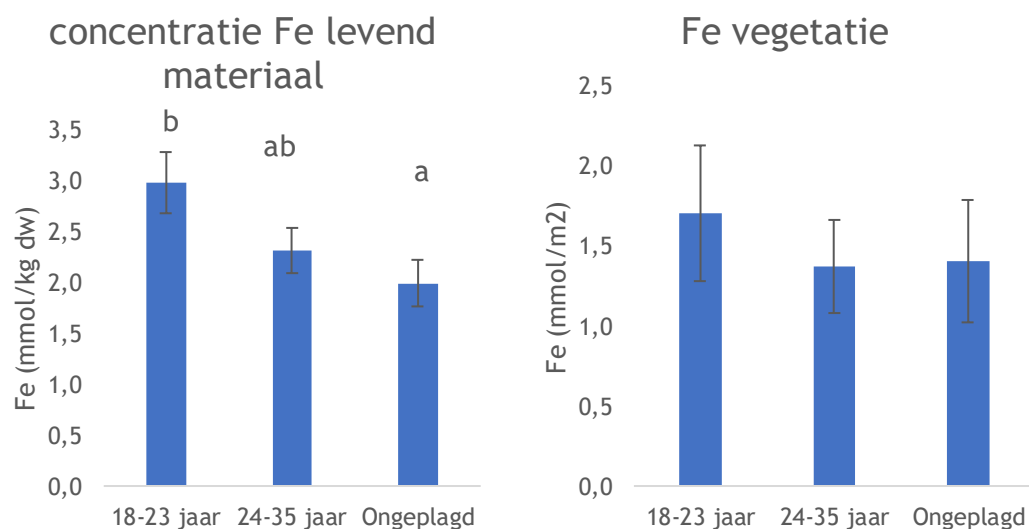
Figuur 6.3: Mangaan. Links: Concentratie in het plantmateriaal per plagleeftijd. Rechts: hoeveelheid aanwezig in de vegetatie per vierkante meter per plagleeftijd. Verschillende letters geven significante verschillen aan tussen de leeftijdscategoriën. Foutbalken geven de standaardfout weer.

Figure 6.3: Manganese. On the left: biomass concentration by age class. On the right: amount per square meter by age class. Different letters indicate significant differences between age classes of heathland development. Error bars indicate the standard error of the mean.



Figuur 6.4: Aluminium. Links: Concentratie in het plantmateriaal per plagleeftijd. Rechts: hoeveelheid aanwezig in de vegetatie per vierkante meter per plagleeftijd. Verschillende letters geven significante verschillen aan tussen de leeftijdscategoriën. Foutbalken geven de standaardfout weer.

Figure 6.4: Aluminium. On the left: biomass concentration by age class. On the right: amount per square meter by age class. Different letters indicate significant differences between age classes of heathland development. Error bars indicate the standard error of the mean.



Figuur 6.5: IJzer. Links: Concentratie in het plantmateriaal per plagleeftijd. Rechts: hoeveelheid aanwezig in de vegetatie per vierkante meter per plagleeftijd. Verschillende letters geven significante verschillen aan tussen de leeftijdscategoriën. Foutbalken geven de standaardfout weer.

Figure 6.5: Iron. On the left: biomass concentration by age class. On the right: amount per square meter by age class. Different letters indicate significant differences between age classes of heathland development. Error bars indicate the standard error of the mean.

6.4 Conclusies

6.4.1 Relatie met bodem

De in de vegetatie gemeten verschillen in chemische samenstelling hadden voor een aantal elementen een duidelijke relatie met de verschillen die in de bodem werden gemeten (hoofdstuk 5). De ongeplagde heiden hadden zowel een hogere concentratie plantbeschikbaar fosfor als totaal fosfor in het bodemprofiel. In de vegetatie vertaalde zich dat in een hogere concentratie fosfor in de levende biomassa en in een grotere voorraad van fosfor die in de vegetatie aanwezig was. De grotere voorraad stikstof in de ongeplagde bodems en de hogere beschikbaarheid van plantopneembaar stikstof waren echter niet in de concentraties en voorraden stikstof in de vegetatie terug te zien. Hierdoor was de N/P- verhouding in de vegetatie van de ongeplagde heidebodems het laagst. Opvallend was ook dat de hogere concentraties calcium, magnesium en zink in de bodem van de ongeplagde heiden zich niet vertaalden in hogere concentraties in het plantmateriaal. Juist wel goed terug te zien in de vegetatiesamenstelling zijn de hogere mangaanconcentraties in de ongeplagde locaties en de lagere ijzer- en aluminiumconcentraties. De verhoogde concentraties aluminium en ijzer die door het plaggen ontstonden, zorgden dus ook voor een verhoogde opname van deze potentieel toxische elementen.

6.4.2 Effecten van plaggen

Zoals ook bleek uit de vegetatie-opnamen (hoofdstuk 4) hadden de ongeplagde heidebodems een dikkere moslaag dan de geplagde heidebodems. De moslaag maakte een aanzienlijk deel uit van de bovengrondse biomassa, maar ook van de LF1- en F2Hr-horizonten (veldwaarneming). Naast de rol die een de dikkere H-horizont speelt in de vochthuishouding (Bijlsma et al., 2009b), kan de dikkere moslaag hier ook een rol in spelen. Bij droogte droogt de toplaag van de moslaag uit, waardoor het onderliggende mos en de LF1 langer vochtig kunnen blijven.

De verschuiving in N/P-ratio door plaggen is een effect dat vaak voorkomt in heidevegetaties (o.a. Härdtle et al., 2009; Vogels et al., 2016). Zowel N als P worden verwijderd bij plaggen, maar omdat de N-depositie ook in relatieve zin veel groter is dan de P-depositie, verschuift de balans tussen beide. Hoewel heiden in groei meestal N-gelimiteerd zijn, kan de limitatie hierdoor veranderen in P-gelimiteerd. Härdtle et al. (2009) gaan uit van P-limitatie bij een N/P-verhouding >22 g/g in combinatie met een P-concentratie onder 22 mmol/kg. Dit zou gemiddeld wijzen op P-limitatie in zowel de recent als de langer geleden geplagde heiden. Dit kan effect hebben op de soortenrijkdom van de vegetatie en het voorkomen van doelsoorten (Roem & Berendse, 2000), en op de faunadiversiteit (Vogels et al., 2016; Siepel et al., 2018). Daarnaast is onbekend wat het voor de uitspoeling van stikstof zou betekenen als de micro-fauna in de bodem ook P-gelimiteerd raakt.

Plaggen zorgde ook voor hogere Al- en Fe-concentraties in het plantmateriaal. De Al-concentraties in de vegetatie waren echter relatief laag (vgl. De Graaf et al., 1997). De Al/Ca-verhouding in de bodem is waarschijnlijk een betere maat voor mogelijke toxiciteit voor doelsoorten (zie H5) dan de Al-concentratie in de door struikheide gedomineerde vegetaties.

Mangaan speelt een rol in de assimilatie van nitraat voor de eiwitsynthese en dat is mogelijk de reden dat er een verband is gevonden tussen de rupsenvraat en de mangaanconcentratie in de bodem van eikenbossen (Van den Burg et al., 2014). Hier in de heide was de mangaanconcentratie het hoogst in de ongeplagde heide, zowel in de bodem als in het plantmateriaal. Het is niet duidelijk onder welke bodemconcentratie er gebrek aan mangaan ontstaat. De in dit onderzoek gevonden concentraties in de meest recent geplagde bodems (Hoofdstuk 5) waren laag in vergelijking met de door Van den Burg et al. (2014) gevonden concentraties in de bovenste 10 cm van de bosbodems. Of deze lage mangaanconcentraties hier daadwerkelijk tot een verminderde

eiwitproductie leiden, is de vraag, omdat er in de geplagde bodems nagenoeg ook geen nitraat aanwezig is (zie hoofdstuk 5).

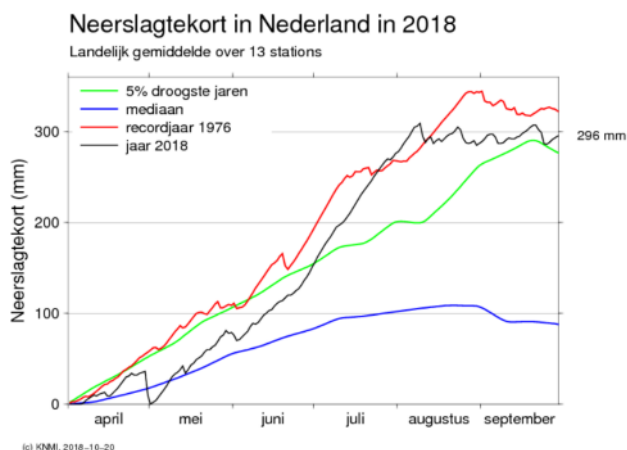
6.4.3 Aandeel vegetatie in voorraden in het systeem

Het aandeel van de vegetatie in de voorraden die in het systeem (bodem+vegetatie) zijn opgeslagen, is relatief klein; voor N en P ongeveer 1% van wat er in de bodem is opgeslagen. Het weghalen van de vegetatie zoals bij maaien of begrazen, heeft dus, naast het beoogde effect zoals het open maken van het vegetatiedek, weinig effect op de totale budgetten van nutriënten. Het aandeel van de vegetatie is echter kleiner dan vaak in literatuur gevonden wordt. Ter vergelijking: Härdtle et al. (2009), die ook nutriëntenbudgetten tot en met de B-horizont van droge heiden onderzochten, vonden bijvoorbeeld dat stikstof in de vegetatie circa 3-9 % en fosfor 2-7% van het totale budget uitmaakten. Dit verschil is deels te verklaren door het feit dat de bovengrondse biomassa die in dit onderzoek gevonden werd, kleiner was dan gebruikelijk voor droge heide (5800 kg/ha tegen bijvoorbeeld 10000 kg/ha in Aerts (1989), 15000 in Härdtle (2009) en tot 20000 kg/ha in Chapman (1967)), hoewel Berendse (1990) juist voor oudere ongeplagde heide (>50 jaar) een gelijkwaardige biomassa vond. Mogelijk is de lagere biomassa hier voor een deel te verklaren door het afsterven van een deel van de vegetatie door de zeer strenge winter en de droge zomer in het jaar voorafgaand aan de bemonstering.

7 Mobilisatie van stikstof in oude-heidebodems door droogte

7.1 Inleiding

Tijdens de successie van open grond naar gesloten heide hoopt zich zowel organisch materiaal als stikstof op in het systeem. Deze ophoping van stikstof wordt in hoge mate versneld door N-depositie (o.a. Berendse, 1990; zie ook H5). In de laatste twee decennia is duidelijk geworden dat plaggen in droge heide contraproductief is voor de biodiversiteit, en daarmee niet geschikt als herstelmaatregel tegen stikstofaccumulatie door jarenlange depositie. Zonder plaggen gaat de opbouw van humuslagen echter steeds verder en ontstaat er op humuspodzolgronden een typische gelaagdheid van organische en mineraal-humeuze profielen met een eigen karakteristieke vegetatie. Deze heidebodems hebben een zeer grote immobilisatiecapaciteit voor stikstof, waardoor geleidelijk zeer veel stikstof in het heide-ecosysteem kan accumuleren en er nauwelijks stikstof uitspoelt naar diepere lagen of het grondwater. Dit geldt zelfs bij langdurig sterk verhoogde N-depositie zoals in Nederland. Kortom, stikstofverzadiging treedt nauwelijks op in heide. Het opgeslagen stikstof kan echter bij calamiteiten als droogte of heidekeverplagen (Van der Maas, 1990; Schmidt et al., 2004), mogelijk wel versneld vrijkomen (zie ook H8).



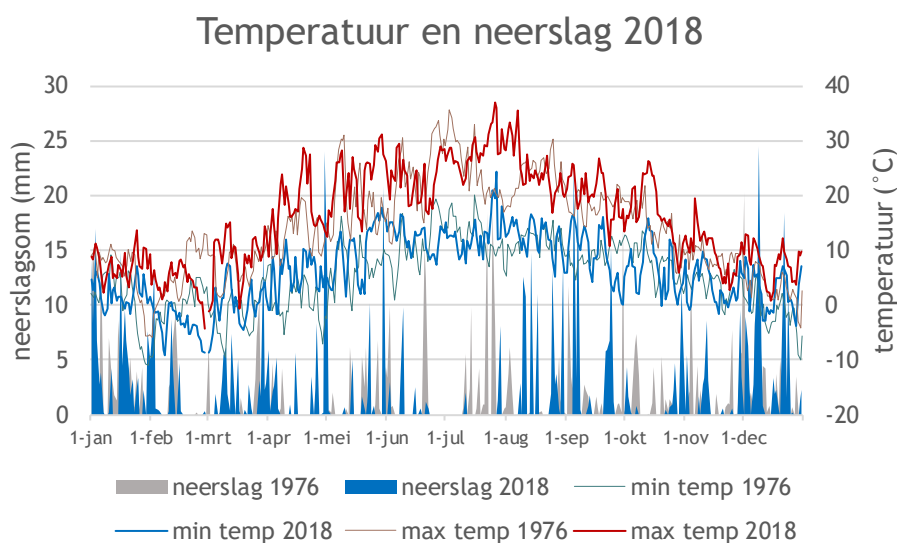
Figuur 7.1: Neerslagtekort in 2018 (zwarte lijn), in het recordjaar 1976 (rode lijn), in de 5% droogste jaren (groene lijn) en in een mediaan jaar. Figuur afkomstig van het KNMI.

Figure 7.1: Precipitation deficit in the Netherlands in 2018 (black line), in the driest year 1976 (red line), in the 5% driest years (green line) and the median precipitation deficit (blue line). Figure made by the Royal Netherlands Meteorological Institute.

De kans op langdurige en intense droogte wordt als gevolg van klimaatverandering steeds groter (Houghton et al., 2001), en daarmee is inzicht in de processen die de stikstofhuishouding doen veranderen van groot belang voor het behouden van de veerkracht van droge heide in de toekomst. Om deze reden is gekozen om binnen dit OBN-onderzoek in experimentele vorm te

kijken naar het mogelijk vrijkomen van stikstof bij een langdurige droogte. Resultaten van dit experiment zijn ook beschreven in Bobbink et al. (2019).

Bij de start van het OBN-onderzoek was nog niet voorzien dat een dergelijke extreme droogte zich tijdens de looptijd van het onderzoek daadwerkelijk voor zou doen. 2018 bleek een extreem droog jaar (figuur 7.1, figuur 7.2), waarin het neerslagtekort opliep tot 296 mm, net iets lager dan in het recordjaar 1976. Het jaar begon relatief koud. In een periode van 34 aaneengesloten dagen in februari/begin maart was er op 31 dagen sprake van nachtvorst (figuur 7.2), waardoor de bodem diep bevroren raakte. Hierdoor was er al sprake van enige sterfte van struikhei. In de daaropvolgende zomer was het extreem droog. In de periode van 1 mei tot 1 augustus, midden in het groeiseizoen, viel er slechts 86,5 mm neerslag; dit was slechts 56% van wat er in diezelfde periode in het record-droogtejaar 1976 viel en 43% van een gemiddeld jaar (bron: KNMI). Dit leidde tot afsterven van een deel van de vegetatie, waaronder van een deel van de dophei, veenbies en struikhei (figuur 7.3)



Figuur 7.2: Dagelijkse neerslagsom (linker y-as, pieken), minimum- en maximumtemperatuur (rechter y-as, lijnen) in 2018 (blauwe pieken, dikke lijnen) en in het recordjaar 1976 (grijze pieken, dunne, vergrijsde lijnen) op neerslagstation Deelen. Goed te zien is de langdurig lage minimumtemperatuur in februari 2018, en de zeer droge periode tussen 1 mei en 1 augustus in 2018, die droger was dan in 1976. Bron: Koninklijk Nederlands Meteorologisch Instituut (KNMI).

Figure 7.2: Daily precipitation (left y axis, spikes), minimum and maximum temperature (right y axis) in 2018 (blue spikes, fat lines) and in the record dry year 1976 (grey spikes, fine, greyish lines) at precipitation station Deelen. Eye-catching are the long lasting minimum temperature in February and the very dry period between May 1 and August 1 2018 – dryer than the same period in 1976. Source: Royal Netherlands Meteorological Institute (KNMI).



Figuur 7.3: Linksboven: Terletse Heide tijdens het steken van de bodemkolommen in april 2018, voorafgaand aan de droogte. Door de langdurige vorst zijn er al pollen struikhei afgestorven. Rechtsboven: Terletse Heide in augustus 2018. Dophei, veenbies en een deel van de struikhei is afgestorven. Linksonder: Brunssummerheide in augustus 2018 met afgestorven struikhei. Rechtsonder: Strabrechtse Heide in augustus 2018 met afgestorven struikhei.

Figure 7.3: Top left: Terletse Heide at the time of the sampling of the experimental soil cores in March, 2018, before the drought. Some Calluna already died-off due to the prolonged frost. Top right: Terletse Heide in August 2018. Erica tetralix, Trichophorum germanicum and part of the Calluna vulgaris died off. Bottom left: Brunssummerheide in August 2018 with partially died-off Calluna vulgaris. Bottom right: Strabrechtse Heide in August 2018 with partially died-off Calluna vulgaris.

7.2 Werkwijze

7.2.1 Laboratoriumexperiment intacte bodemkolommen

Op 3 april 2018, voorafgaand aan de langdurige droogte van 2018 maar na de koude periode van februari/maart, werden op de Terletse Heide tien intacte bodemkolommen van gemiddeld 38 cm lang en een doorsnede van 25 cm verzameld (figuur 7.3, figuur 7.4) op dezelfde locatie als waar de bodemmonsters op de ongeplagde heide in het veldonderzoek werden verzameld (TH1, Hoofdstukken 3, 4, 5 en 6). De kolommen werden in een klimaatkamer met belichting gezet bij 18°C (eerste vijf maanden) vervolgens bij 25°C (twee daaropvolgende maanden en tenslotte weer bij 18°C (resterende 4,5 maand van het experiment). Net onder de organische H-laag (7,5 cm onder het bodemoppervlak) en net onder of in de B-horizont werden in elke kolom 3 rhizonsamplers (Eikelkamp) geïnstalleerd waarmee poriewater bemonsterd werd (figuur 7.4). De kolommen hadden een afsluitdop met kleine gaatjes aan de onderzijde zodat vrije uitstroom aan de onderzijde plaats kon vinden. De eerste twee maanden (april, mei) werd de bodemvochtigheid op peil gehouden met schoon, kunstmatig regenwater (0,04 g zeezout/liter) (80 mm/maand; de maand voor aanvang van de droogteperiode (derde maand van het experiment) 160 mm/maand). Vanaf begin juli werd de helft van de kolommen niet meer beregend ("droogtestress", vijf herhalingen), terwijl voor de vijf andere kolommen ("de controle") de standaardberegening van 80 mm/maand werd voortgezet. De droogtebehandeling duurde ruim vijf maanden, waarbij tenslotte net als in het veld in dezelfde zomer een deel van de vegetatie afstierf. Vervolgens werd de droogtebehandeling beëindigd en werden de kolommen weer vijf maanden beregend met het

artificiële regenwater (80 mm/maand), net zoals bij de controlebehandeling. Halverwege mei 2019 werd het experiment afgesloten met metingen aan bodem en vegetatie.



Figuur 7.4: Links: bodemkolommen van het experiment met rhizonsamplers in de klimaatkamer. Rechts: profielkuil met aan rechterzijde pvc kolom bij het steken van de kommen. Voor uitleg bij het profiel: zie TH1 figuur 3.3.

Figure 7.4: Left: experimental soil columns with rhizon samples in the climate chamber. Right: profile pit with pvc column on the right. For profile explanation: see TH1 in Figure 3.3.

Poriewateranalyses

Poriewater werd bemonsterd op 16 april 2018, 25 juni 2018, 14 juni 2018 (voorafgaand aan de droge periode), 22 januari 2019 (na afloop van de droogte), 4 maart 2019, 17 april 2014 en 13 mei 2019 (einde van het experiment). De monsters uit de drie rhizonsamples op dezelfde hoogte in het profiel werden samengevoegd. De monsters werden in eerste instantie geanalyseerd op concentraties NO_3^- en NH_4^+ . Indien er voldoende volume over was, werden ook overige analyses verricht. In de monsters van 14 juni 2018 werden alleen NO_3^- en NH_4^+ bepaald.

De pH werd gemeten met een standaard Ag/AgCl-elektrode verbonden met een radiometer (Copenhagen, type TIM840). De alkaliniteit werd bepaald door een deel van het monster te titreren met 0,01 mol l^{-1} zoutzuur tot pH 4,2. De toegevoegde hoeveelheid equivalenten zuur per liter is hierbij de alkaliniteit. De EGV werd bepaald met een HACH EGV-probe verbonden met een HQD-meter. De monsters voor de auto-analyzer werden bewaard bij een temperatuur van -20°C tot aan de analyse. De monsters voor de ICP-OES werden aangezuurd voor analyse en bewaard bij 4°C . De concentraties calcium (Ca), magnesium (Mg), aluminium (Al), ijzer (Fe), mangaan (Mn), fosfor (P), zwavel (S; als maat voor sulfaat), silicium (Si) en zink (Zn) werden bepaald met behulp van een Inductively Coupled Plasma Spectrofotometer (ARCOS MV, Spectro). De concentraties nitraat (NO_3^-), ammonium (NH_4^+) en fosfaat (PO_4^{3-}) werden colorimetrisch bepaald met een Seal auto-analyser III met behulp van resp. salicylaatreagens, hydrazinesulfaat en ammoniummolybdaat/ascorbinezuur. Chloride (Cl^-) werd colorimetrisch bepaald met een Bran+Luebbe auto-analyser III systeem met behulp van mercuritiocyanide. Natrium (Na^+) en kalium (K^+) werden vlamfotometrisch bepaald met een Sherwood Model 420 Flame Photometer.

Bodem- en vegetatieanalyses

Na afloop van het experiment werd de bovengrondse vegetatie geoogst en gesplitst in levende biomassa van struikhei, dophei en overige soorten, mos- en strooisellaag en dode biomassa. De vegetatiemonsters werden gedroogd (60°C , minimaal 48 uur), gewogen en van de monsters met levende biomassa werd de samenstelling geanalyseerd.

Na de oogst van de bovengrondse biomassa werd met behulp van een guts een monster genomen van het gehele profiel van elke kolom. Hierbij werd het profiel opgedeeld in een H-, een A-, een E- en een B-horizont, die elk werd opgemeten en afzonderlijk werden geanalyseerd.

Vochtpercentage, organische-stofconcentratie en bodemdichtheid

Het vochtpercentage van het verse bodemmateriaal werd via het vochtverlies bepaald. Dit gebeurde door bodemmateriaal in duplo te drogen gedurende 24 uur bij 70°C. Uit het vaste volume van deze bakjes werd de bodemdichtheid berekend. De fractie organische stof in de bodem werd berekend door het gloeiverlies te bepalen. Hiertoe werd het bodemmateriaal, na drogen, gedurende 4 uur verast in een oven bij 550°C. Het gloeiverlies komt goed overeen met de fractie organisch materiaal in de bodem.

Zoutextractie (NaCl-extractie)

Bij een natriumchloride(zout)-extractie worden aan het bodemadsorptiecomplex gebonden kationen verdrongen door natrium. Met deze extractie kan onder meer de pH, ammonium- en nitraatbeschikbaarheid van de bodem bepaald worden en de concentratie kationen aan het kationadsorptiecomplex van de bodem. Voor een zoutextractie werd aan 17,5 gram verse bodem 50 ml 0,2 mol l⁻¹ natriumchloride (NaCl) toegevoegd. Gedurende 60 minuten werden de monsters uitgeschud op een schudmachine (100 r.p.m.) waarna de pH (pH-NaCl) werd gemeten. Het supernatant werd onder vacuüm verzameld met behulp van teflon rhizons en bewaard bij 4°C tot verdere analyse.

Plantdestructie

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

C/N-analyse bodem- en plantmateriaal

Voor de analyse van de totale hoeveelheid koolstof en stikstof werd een deel van het verzamelde bodem- en plantmateriaal fijn gemalen in een kogelmaler. Afhankelijk van het soortelijk gewicht van het materiaal en de verwachte concentraties, werd een kleine hoeveelheid (3-40 mg) van het gemalen materiaal in een tinnen container afgewogen, waarna het in een CNS-elementenanalyser (EA NA 1500 en EA100 van Carlo Erba-Thermo Fisher Scientific) werd geanalyseerd.

Overige Chemische analyses

Van de bodemextracten werd de pH gemeten met een HQD Ag/AgCl-elektrode verbonden met een Radiometer type TIM 840 Titralab. De analyses van calcium, magnesium, natrium, kalium ijzer, aluminium, silicium, zink, mangaan, totaal fosfor en totaal zwavel werden uitgevoerd met behulp van Inductief Gekoppeld Plasma - Optische Emissie Spectrometrie (ARCOS MV, Spectro). Nitraat (NO₃+NO₂) en ammonium (zoutextract en waterextract), orthofosfaat en chloride (waterextract) werden colorimetrisch bepaald met behulp van een SEAL Auto-analyser.

7.2.2 Veldmetingen poriewater

Om de resultaten van de kolomproef te kunnen staven aan wat er daadwerkelijk in het veld gebeurt, zijn op 14 en 22 augustus 2018, net na afloop van de droogteperiode, keramische cups (Eijkelkamp) geplaatst op drie van de onderzoekslocaties met droge heide met ongestoord humusprofiel: op de Terletse Heide (in de nabijheid van locatie TH1, waar ook de kolommen vandaan kwamen), de Strabrechtse Heide (locatie ST5) en de Brunsummerheide (locatie BR4, zie ook figuur 3.1) (zie figuur 7.3 en Bijlage 2 voor profielbeschrijvingen). Op de plekken waar de cups werden ingebracht, werd op de Terletse Heide ingeschat dat ongeveer 30% van de struikheide bovengronds was afgestorven en ongeveer 80% van de dopheide, op de Brunsummerheide 80% van

de struikhei en op de Strabrechtse Heide 70% van de struikhei. De cups werden in tweetallen op een diepte van circa 35-50 cm diepte gezet; onder of nog net in de Bh-horizont. Over elk tweetal werd een krat met open raster geplaatst om de cups te beschermen tegen vertrapping en graas. Voor bemonstering werd elk tweetal gekoppeld aan een verduisterde glazen vacuüm literfles, waarin 2 ml 2,13 g HgCl_2/l was ingebracht ter voorkoming van nitrificatie van ammonium in het monster. Per locatie werden drie van dergelijke tweetallen bemonsterd. Elke bemonstering duurde ongeveer 2 weken. De hoeveelheid bodemvocht die hierbij verkregen werd, varieerde van enkele milliliters tot 900 ml. Op momenten dat er slechts enkele milliliters werden bemonsterd, werden flessen van één locatie samengevoegd. Monsters werden genomen op 22 augustus 2018 (niet voldoende voor betrouwbare meting), 23 november/12 december 2018, 21 februari 2019, 28 juni 2019, 30 augustus 2019 en 16 oktober 2019. Vanwege vandalisme werd de locatie op de Brunssummerheide na juni 2019 niet meer bemonsterd. Bij de analyse van de poriewatermonsters werd dezelfde methodiek gehanteerd als hierboven beschreven voor de poriewatermonsters van het laboratoriumexperiment met de intacte kolommen.



Figuur 7.5: Bemonstering van het poriewater op de Strabrechtse Heide na de droogte van 2018.
Figure 7.5: Pore water sampling at the Strabrechtse Heide after the 2018 drought.

7.2.3 Statistische analyse

De samenstelling van het poriewater op de twee dieptes in het profiel werd tussen de kolommen met de droogte-behandeling en de controlebehandelingen vergeleken met een independent t-test, bij de start van het experiment (16 april 2018), net na afloop van de droogte-behandeling (22 januari 2019) en aan het eind van het experiment, viereneenhalve maand na afloop van de droogte (13 mei 2019). De verschillen in resultaten van de bodemanalyses tussen de twee behandelingen aan het eind van het experiment werden op eenzelfde wijze getoetst, waarbij zowel de concentratie van de verschillende bodemhorizonten als de totale hoeveelheid per m^2 meter over de gehele diepte van de kolom werden getoetst.

Verschillen in de vegetatie werden op eenzelfde wijze getoetst voor de droge bovengrondse biomassa voor de verschillende groepen, voor de gewogen concentraties van de gehele vegetatie op de kolom en de hoeveelheid per m^2 , en van de concentraties in struikhei, die op zeven van de tien kolommen aanwezig was.

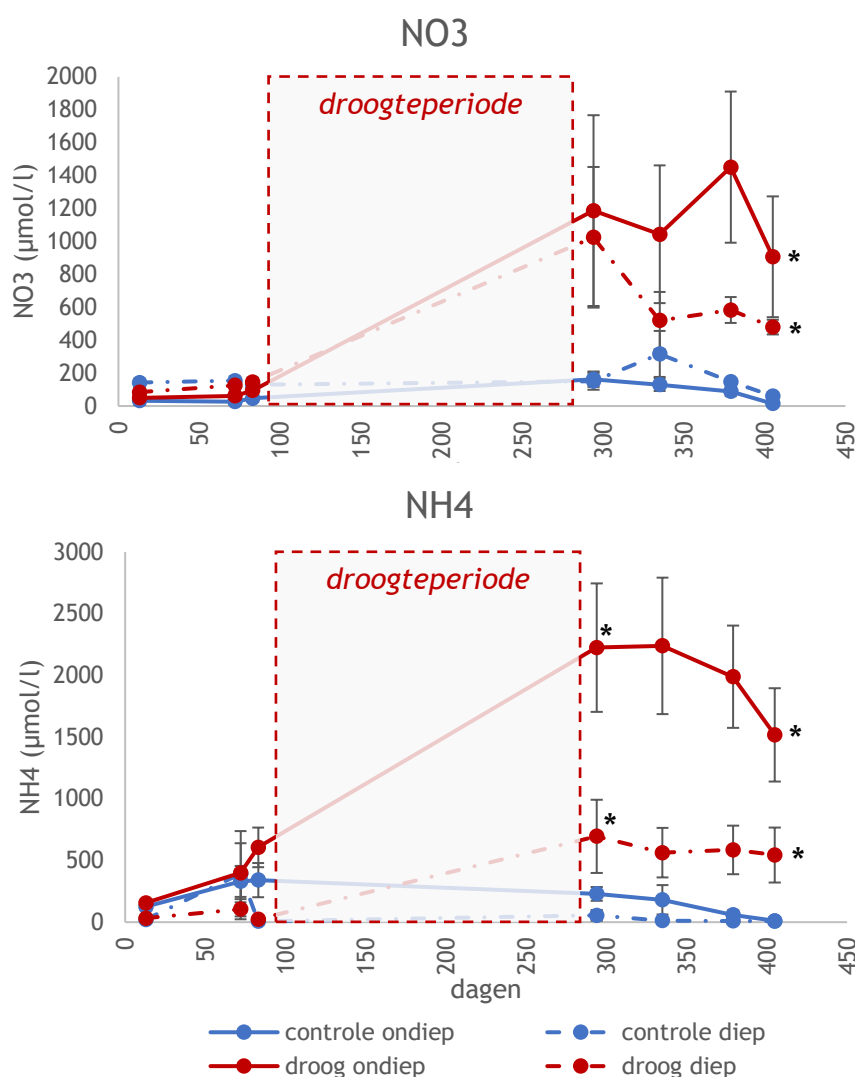
Om analyseresultaten beter te laten voldoen aan voorwaarden voor een normale verdeling om de t-toetsen uit te kunnen voeren, zijn concentraties $\ln(x+1)$ getransformeerd, percentages (zoals

organische-stofpercentage) arcsin (wortel (x/100)) en verhoudingen wortel(x). De pH-gegevens zijn niet getransformeerd. Gelijkheid in varianties werd getoetst met een Levene's test.

7.3 Resultaten

7.3.1 Laboratoriumexperiment intacte bodemkolommen

Aan het begin van het experiment waren nitraat- en ammoniumconcentraties in het poriewater laag: rond 80 $\mu\text{mol/l}$ (figuur 7.6). Door de droogtebehandeling stegen zowel de nitraat- als de ammoniumconcentraties sterk: de ammoniumconcentratie in het poriewater steeg vlak na de droogte tot circa 2200 $\mu\text{mol/l}$ in de toplaag en daalde de daaropvolgende maanden tot ongeveer 1500 $\mu\text{mol/l}$. Beneden in het profiel steeg de concentratie tot ongeveer 700 $\mu\text{mol/l}$ en nam daarna iets af tot 540 $\mu\text{mol/l}$. Voor nitraat was eenzelfde patroon te zien, met een gemiddelde concentratie van ongeveer 1000-1200 $\mu\text{mol/l}$, afnemend tot 900 $\mu\text{mol/l}$ bovenin het profiel en 480 $\mu\text{mol/l}$ onderin. Ten opzichte van de controlebehandeling betekende dit een 6x zo hoge nitraatconcentratie en een 39 x zo hoge ammoniumconcentratie in het profiel aan het eind van de behandeling. Ook concentraties aluminium, calcium, natrium en zwavel (sulfaat) waren aan het eind van de behandeling significant hoger, maar het verschil was met een factor 1,4-2,3 veel kleiner dan dat van ammonium en nitraat. Aangezien chloride met eenzelfde factor significant toenam, zou het kunnen dat de toename van deze ionen deels verklaard kan worden door indamping.



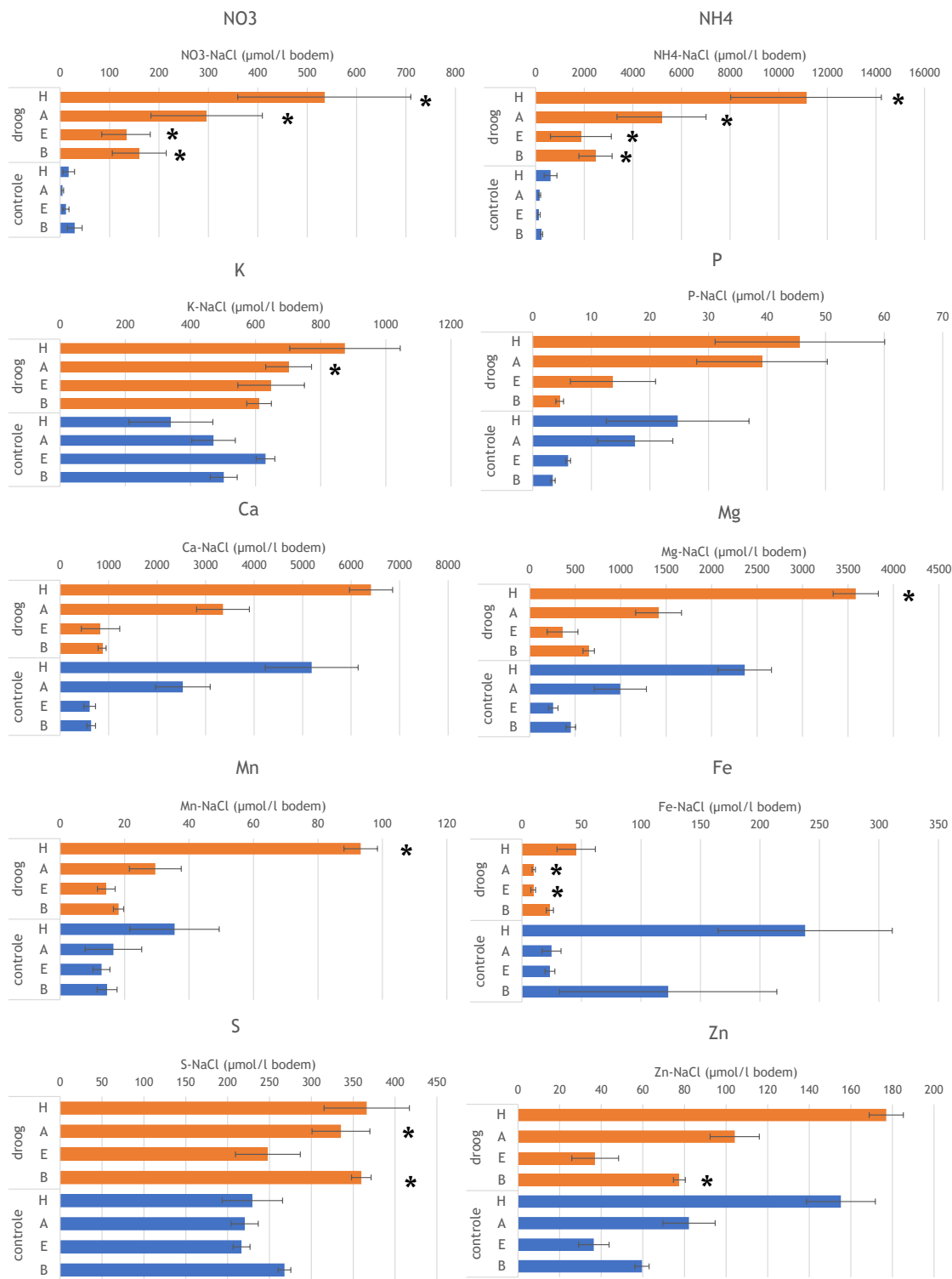
Figuur 7.6: Poriewaterconcentraties van nitraat (boven) en ammonium (onder) in de controle- (blauw) en de droogtebehandeling (rood) bovenin het profiel (doorgetrokken lijn) en onderin het profiel (stippellijn). Foutbalken geven de standaardfout weer. Met sterretjes worden significante verschillen tussen de behandelingen op eenzelfde hoogte in het profiel bij de start, net na de droogteperiode en aan het eind van het experiment weergegeven.

Figure 7.6: Porewater concentrations of nitrate (top) and ammonium (bottom) in the control treatment (blue) and the drought treatment (red) in the top of the profile (continuous line) and bottom of the profile (dashed line). Error bars represent standard error of the mean. Significant differences between treatments at the same profile height at the start, just after the drought period and at the end of the experiment are marked with asterisks.

In de profielen van de kolommen waren na afloop van het experiment, viereneenhalve maand na de droogte, ook nog steeds duidelijke effecten te zien. Met name de concentraties anorganisch stikstof (nitraat en ammonium) waren in de verschillende horizonten 5-65 keer hoger dan in de controlebehandeling (figuur 7.7). Omgerekend per vierkante meter bevatten de kolommen die blootgesteld waren aan de droogte 9x zoveel ammonium en 12 keer zoveel nitraat (figuur 7.8). Ook in andere elementen was de droogte terug te zien. In de A-horizont was in de kolommen met droogtestress significant meer plantbeschikbaar kalium te vinden. Ondanks de in totaal 1,3x grote hoeveelheid plantbeschikbaar kalium over de gehele kolom, was dit verschil niet significant. Dat gold ook voor calcium (gemiddeld 1,4 x zo hoog), magnesium (1,5 x zo hoog; wel aantoonbaar

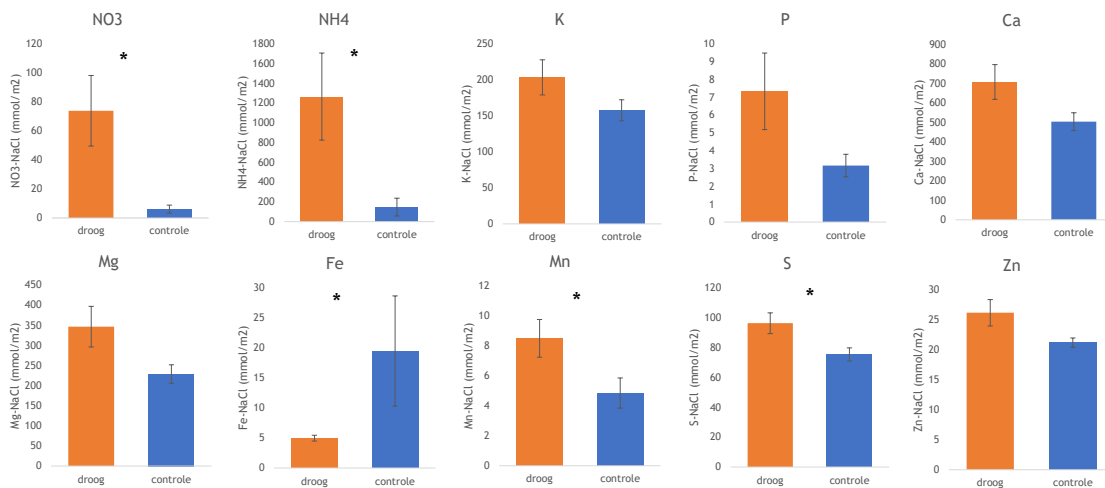
hoger in de H-laag) en niet-gebonden fosfor (2,3 x zo hoog). IJzer werd in de door de droogte juist beter vastgelegd. Met name in de A- en E-horizonten zat minder NaCl-extraheerbaar ijzer; over het gehele profiel 3x zo weinig als in de controle. Mangaan was in tegenstelling tot ijzer in de droge kolommen meer beschikbaar, met name in de H-horizont. In de kolommen met droogte-stress was de concentratie Mn-NaCl hierdoor 1,8 x zo groot. De zinkconcentratie was in de Bh-horizont van de kolommen met droogtestress hoger dan in de controlekolommen. Zwavel -vooral bestaand uit sulfaat- was 1,3 keer zo hoog in de kolommen met droogtestress. Dit was vooral goed terug te zien in de A- en E-horizont. Er werden geen verschillen gevonden in de totaal-stikstof-, totaal-koolstof- en organische-stofgehaltes tussen de behandelingen.

De kolommen met droogtestress hadden aan het eind van het experiment nog een 4x zo lage levende bovengrondse plantbiomassa, ondanks dat de vegetatie wel al herstellende was. De concentraties stikstof en kalium in de biomassa van de vegetatie na de droogtestress waren 1,5x zo hoog als de controlevegetatie. Het effect op de fosforconcentratie (gemiddeld eveneens 1,5 keer zo hoog) was niet significant. Mogelijk hebben de hogere concentraties in de planten te maken met de jonge hergroei van de planten op de verdroogde kolommen, terwijl op de controlekolommen oudere planten aanwezig waren. In de biomassa van specifiek de struikheiplanten werden geen significante verschillen in samenstelling gevonden.



Figuur 7.7: Concentraties van NO₃, NH₄, K, P, Ca, Mg, Mn, Fe, S en Zn (NaCl-extract) in de verschillende horizons van de behandeling aan het eind van het experiment. Foutbalken geven de standaardfout weer. Met sterretjes worden significante verschillen tussen de behandelingen op eenzelfde hoogte in het profiel weergegeven.

Figure 7.7: Concentrations of NO₃, NH₄, K, P, Ca, Mg, Mn, Fe, S en Zn (NaCl-extraction) in the different horizons of the treatments at the end of the experiment. Error bars represent standard error of the mean. Significant differences between treatments at the same profile height are marked with asterisks.

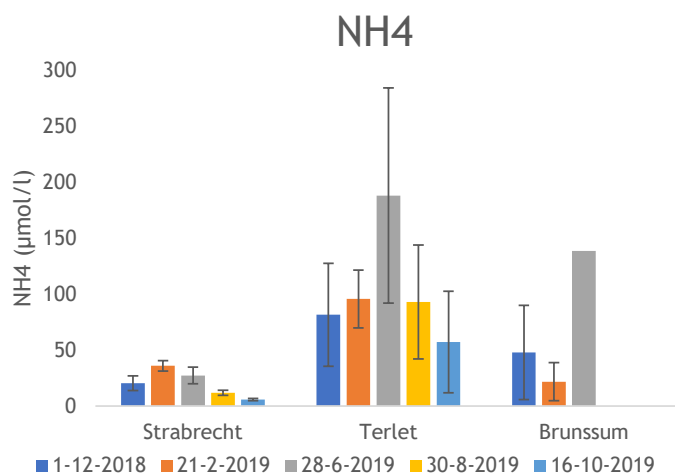
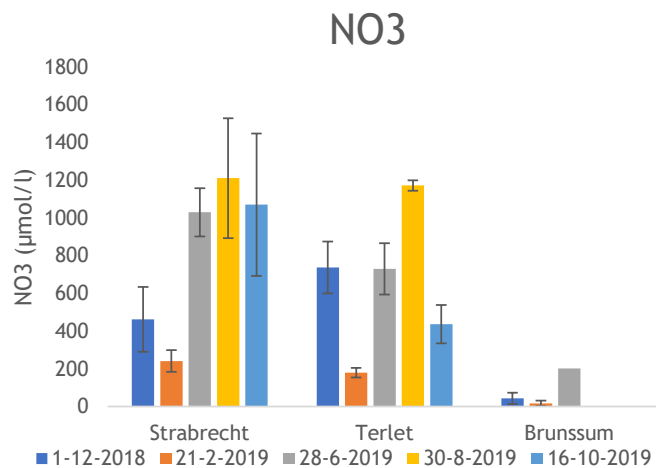


Figuur 7.8: Totale hoeveelheden van NO₃, NH₄, K, P, Ca, Mg, Mn, Fe, S en Zn (NaCl-extract) over het gehele profiel per vierkante meter in de twee behandelingen. Foutbalken geven de standaardfout weer. Met sterretjes worden significante verschillen tussen de behandelingen weergegeven.

Figure 7.8: Amounts of NO₃, NH₄, K, P, Ca, Mg, Mn, Fe, S en Zn (NaCl-extraction) over the complete profile per square meter in the treatments. Error bars represent standard error of the mean. Significant differences between treatments are marked with asterisks.

7.3.2 Veldmetingen poriewater

De concentraties nitraat in het poriewater onder de intacte heidebodems met een humusprofiel op de Terletse Heide en Strabrechtse Heide waren zeer hoog (figuur 7.9): variërend van 200-800 µmol/l in de winter volgend op de droge zomer van 2018, tot meer dan 1200 µmol/l in de zomer van 2019. Op de Brunsummerheide bleven de nitraatconcentraties echter laag: beneden circa 200 µmol/l. Er was eveneens een groot verschil in ammoniumconcentraties onderin het profiel tussen de locaties: deze was relatief hoog op de Terletse Heide met concentraties die meestal tussen 100-200 µmol/l lagen, en op de Strabrechtse en Brunsummerheide met concentraties meestal onder 100 µmol/l.



Figuur 7.9: Concentraties nitraat (boven) en ammonium (onder) in het poriewater op ongeveer 40 cm diepte onder intacte heidebodems circa vier tot veertien maanden na afloop van de droogte van 2018 op de Strabrechtse Heide, Terletse Heide en Brunssummerheide. Op de Brunssummerheide werden de metingen na juni 2019 gestaakt. Foutbalken geven de standaardfout weer.

Figure 7.9: Concentrations of nitrate (top) and ammonium (bottom) in the pore water at approximately 40 cm depth in intact heath soils about four to fourteen months after the 2018 drought at the Strabrechtse Heide, Terletse Heide and Brunssummerheide. At the Brunssummerheide sampling had to be stopped after June 2019. Error bars represent the standard error of the mean.

7.4 Conclusies

Droogte-effecten: kolomexperiment versus veldproef

Extreme droogte leidde in het kolomexperiment tot zeer hoge concentraties nitraat en ammonium in het poriewater, waarbij de concentraties die het diepste in het profiel gemeten werden, waarschijnlijk een betere voorspellende waarde vormen voor de uitspoeling uit het profiel dan de concentraties in de toplaag. De zeer hoge concentraties nitraat die in het veld in het poriewater onder de Terletse Heide - op dezelfde locatie als waar de kolommen voor het laboratoriumexperiment afkomstig van waren - gemeten werden na de droogte van 2018, waren in grootte-orde (gemiddeld 600 $\mu\text{mol/l}$) vergelijkbaar met deze concentraties in het kolomexperiment. Hoewel er geen veldmetingen beschikbaar zijn van vóór de droogte van 2018, suggereren de concentraties in het poriewater in de controlebehandeling van het kolomexperiment dat de concentraties in het veld sterk verhoogd waren door deze droogte. De ammoniumconcentraties in het poriewater in het veld op deze locatie (gemiddeld 100 $\mu\text{mol/l}$) waren echter veel lager dan de concentraties die in de kolomproef gemeten werden als gevolg van de droogte (rond 500 $\mu\text{mol/l}$). Omdat ammonium als kation adsorbeert aan het adsorptiecomplex in de bodem, kan het zijn dat er in de B-horizont nog vastlegging van ammonium optreedt en ammonium niet volledig uitspoelt. Opvallend is dat zelfs meer dan een jaar na de extreme droogte de nitraatconcentraties in het veld nog steeds sterk verhoogd bleven. 2019 was weliswaar een jaar met een relatief groot neerslagtekort, maar de regenval in de maanden mei tot en met juli was heel gemiddeld en de droogte was niet zodanig dat het tot afsterven van de vegetatie leidde, in tegenstelling tot in 2018. Het lijkt erop dat de gevolgen van de droogte van 2018 - die in de zomer van 2019 ook bovengronds nog steeds zichtbaar waren (zie hoofdstuk 4) - ook ondergronds nog steeds meetbaar waren.

In het veldonderzoek (hoofdstuk 1 tot en met 6), dat een jaar na de droogte is uitgevoerd, kwam het patroon van nitraat in het bodemprofiel overeen met wat er in de kolomproef in de verschillende horizonten in de bodem werd aangetroffen, met net iets hogere concentraties in de top, en wat lagere concentraties in de B-horizont. Gesommeerd over het profiel werd hier een concentratie van 99 $\text{mmol NO}_3/\text{m}^2$ gemeten; net iets hoger dan de kolommen na droogte-stress (gemiddeld 74 $\text{mmol NO}_3/\text{m}^2$) en vele malen hoger dan de controlebehandeling (6 $\text{mmol NO}_3/\text{m}^2$). Ammoniumconcentraties in de bodem in de kolomproef na 4,5 maand na afloop van de droogte waren echter veel hoger dan de in het veld gemeten concentraties na één jaar na de droogte. Deze waren in het veld in de humeuze toplaag met circa 720 $\mu\text{mol/l}$ bodem weliswaar hoger dan in de controlebehandeling van de kolomproef, maar veel lager dan in de droogtebehandeling van de kolomproef (11.000 $\mu\text{mol/l}$ bodem). In totaal was er over het hele profiel bij de veldmeting 209 $\text{mmol NH}_4/\text{m}^2$ aanwezig, tegen 1265 $\text{mmol NH}_4/\text{m}^2$ in de droogtebehandeling van de kolomproef en 147 $\text{mmol NH}_4/\text{m}^2$ in de controlebehandeling. Mogelijk is de verhoogde mineralisatie door de droogte van 2018 inmiddels gestopt, maar vindt er nog steeds nitrificatie van het hierdoor opgehoopte ammonium plaats, waardoor de ammoniumconcentraties in het veld inmiddels gedaald zijn.

Op de locaties in Strabrecht en Brunssum waar nitraat en ammonium in het poriewater is gemeten, zijn in het veldonderzoek (H1 t/m 6) ook bodemonsters genomen. Op de Strabrechtse Heide waren de concentraties nitraat en ammonium iets lager dan op de Terletse Heide, maar op de Brunssummerheide waren de concentraties vele malen lager; nitraat was hier niet meetbaar aanwezig en ammonium 40x minder dan op de Terletse Heide. De concentraties op de Brunssummerheide waren daarmee ondanks de zeer dikke ectorganische horizont (BR4: 6,5 cm) beter vergelijkbaar met de concentraties in geplagde heiden, waar de humeuze horizont nagenoeg ontbreekt (H5). De verschillen in nitraatconcentraties tussen de Terletse Heide en Strabrechtse Heide enerzijds en de Brunssummerheide anderzijds vertaalden zich ook in de zeer lage uitspoeling van nitraat op de Brunssummerheide. Dat uit de bodem van de Brunssummerheide echter wel ammonium uitspoelde in concentraties die vergelijkbaar waren met die op de andere twee locaties,

zou te maken kunnen hebben met de uit zilverzand bestaande afzetting (H3). Mogelijk spoelt ammonium hier makkelijker uit dan op de andere locaties.

Droogte-effecten gemeld in de literatuur

Het effect van de droogte van 2018 op concentraties plantbeschikbare elementen, werd ook in andere heide-onderzoeken in Nederland gemeten: onder andere in langer lopend onderzoek in Park Hoge Veluwe werden in verschillende vegetatietypen hogere concentraties nitraat, ammonium, kalium, calcium en magnesium gemeten in het najaar volgend op de droogte (Vogels et al., in druk). De resultaten contrasteren echter deels met experimenteel onderzoek waarbij droge heide aan de noordzijde van de Veluwe (Oldenbroek) en in onder andere Denemarken en het Verenigd Koninkrijk blootgesteld werd aan een jaarlijkse droogte die qua tijdstip en duur vergelijkbaar was met de droogte van 2018 in de onderzoeksprogramma's CLIMAITE, CLIMOOR en VULCAN (Kongstad et al., 2012; Wessel et al., 2004; Andresen et al., 2015; Kopittke et al., 2012; Schmidt et al., 2004; Emmet et al., 2004). In het onderzoek in Oldebroek werd slechts zeer kortstondig een verhoogde nitraatuitspoeling gemeten (Schmidt et al., 2004), die steeg van circa 300 naar 460 $\mu\text{mol/l}$, dus ook nog eens veel lager dan de nitraatconcentraties die wij op de Terletse en Strabrechtse Heide maten. Een temperatuursverhoging had hier overigens wel effect op de uitspoeling van nitraat: in de proefvlakken met verhoogde temperatuur nam de nitraatuitspoeling in de warme maanden toe tot circa 780 $\mu\text{mol/l}$ (Schmidt et al., 2004). In de experimentele droogte in het veld in Oldebroek en de andere locaties leidde de droogte juist tot een deels verminderde mineralisatie, een lagere productie van vrije aminozuren en de mineralisatie ervan en een verlaagde nitrificatie (Emmet et al., 2004; Andresen et al., 2015). De mineralisatie- en nitrificatiesnelheden leken daarbij vooral verklaard te worden door het vochtgehalte van de bodem, die zijn optimum hadden bij 0,4 g/g veldvochtige bodem en bij droogte sterk afnamen (Emmet et al., 2004). De verlaagde mineralisatiesnelheid tijdens de droogte in Oldebroek hing echter niet samen met een verminderde microbiële biomassa. Na herhaalde droogte nam hier de microbiële biomassa juist toe ten opzichte van de controle. Dit was mogelijk het gevolg van de beschikbaarheid van meer substraat doordat de droogte zorgde voor verkleining van geaggregeerde deeltjes en strooisel (Van Meeteren et al., 2008). Na zes jaar herhaling leidde droogte in het Deense experiment uiteindelijk wel tot een verhoogde strooiselafbraak (Haugwitz et al., 2013). De (initiële) verschillen tussen deze experimenten en ons kolomexperiment en veldmetingen in 2018 zijn waarschijnlijk het gevolg van verschillen in proefopzet en humusprofiel. De 4x5 m plots in de onderzoeksprogramma's werden tijdens regenperioden automatisch afgedekt met folie. Er was daarom geen sprake van een langdurig droge en warme periode ten aanzien van luchtvochtigheid en verdamping en daarom minder extreem dan de veldsituatie zomer 2018.. In geen van de publicaties over de experimentele droogtes wordt genoemd dat de vegetatie in het experiment afstierf. De bovengrondse biomassa herstelde zich na de droogte (Kongstad et al., 2012), strooiselinput was tijdelijk juist lager (Wessel et al., 2004; Penñelas et al., 2004) en experimentele droogtes in het veld hadden een positief effect op de biomassa van struikheide (Andresen, 2010) ofwel een licht afnemende bedekking op lange termijn (Sass-Gyarmati et al., 2015). Tijdens de droogte van 2018 stierf in onze plots echter een aanzienlijk deel van de vegetatie bovengronds af. Ook ondergronds was dit het geval, wat nog te zien was in het hoge aandeel dood materiaal in de bovengrondse biomassa in 2019; een ander deel herstelde zich. Wat het effect was van de droogte van 2018 op de microbiële biomassa, is onbekend, maar het is denkbaar dat ook hier een deel van afstierf. Hierdoor was er na afloop van de droogte, toen de condities voor mineralisatie en nitrificatie weer gunstiger waren, dus veel afbreekbaar materiaal aanwezig in de bodem: afgestorven plantenwortels, dode microbiële biomassa en afgevalen bladmateriaal. Een belangrijk ander verschil tussen beide onderzoeken is dat de plots op de Oldebroek-locatie een 2,5 cm dikke en die in Denemarken een slechts 2 cm dikke 'organic layer' hadden (Schmidt et al. 2004), dus aanzienlijk dunner dan in onze langdurig ongeplagde onderzoekslocaties op Terlet (TH1; 5,5 cm), Strabrechtse Heide (ST5; 4,75 cm) en Brunssummerheide (BR4; 6,5 cm). Wij vonden aanzienlijk verhoogde nitraatconcentraties alleen in ongeplagde situaties.

Hoge ammoniumconcentraties, vergelijkbaar met de in het veldonderzoek gevonden waarden in de humeuze toplaag van ongeplagde bodems, worden vaker aangetroffen in struikheivegetaties met een afstervende vegetatie (Troelstra et al., 1990; van der Maas 1990). Daarnaast is er in de dikke humeuze horizont van de intacte heidebodems ook veel organische materiaal aanwezig dat in potentie kan mineraliseren, mogelijk door het al genoemde effect dat de droogte voor versnippering en verkleining en afbraak van dit materiaal kan zorgen (Sanaullah et al., 2012; Van Meeteren et al., 2008). Van bodems in het Middellandse zeegebied en van droge gebieden rond de evenaar is ook bekend dat er bij herbevochtiging na droogte een sterke mineralisatie optreedt met vrijkomen van anorganisch stikstof (Birch, 1958; Jarvis et al., 2007). Waar de verhoogde mineralisatie in ons experiment vandaan kwam, dient verder onderzocht te worden. De hoge concentraties uitspoelend anorganisch stikstof kunnen in elk geval niet volledig verklaard worden door een verminderde opname van depositie van stikstof door vegetatie en micro-organismen, zoals bij heidekeverplagen wel het geval zou kunnen zijn (Van der Maas, 1990), omdat de huidige stikstofdepositie bij een gemiddelde jaarlijkse neerslag leidt tot een gemiddelde concentratie van ongeveer 0,2 mmol/l in het poriewater, een factor 2-5 lager dan wij op de Terletse Heide en de Strabrechtse Heide vonden.

Discussie

Hoge concentraties nitraat werden in het veldonderzoek (H5) alleen gevonden in ongeplagde heidebodems. In het veld leek het erop dat de vegetatie op de ongeplagde heidebodems sterker aangetast was door de droogte dan op de geplagde bodems. Ondanks dat de ongeplagde heidebodems door hun humeuze bovenlaag langer in staat zijn vocht vast te houden en dus verwacht zou kunnen worden dat de effecten van droogte op deze bodems minder erg zou zijn, leek het erop dat de aanwezigheid van struikheide die al in de aftakelende fase is (H4) en vochtminnende soorten als dophei voor meer sterfte zorgden op de ongeplagde bodems. Dit leidde echter niet tot een aantoonbaar verschil in ammonium tussen de ongeplagde heidebodems en de bodems die langer geleden (24-35 jaar) geplagd werden, terwijl hier wel een duidelijk verschil aanwezig was in de nitraatconcentratie (hoofdstuk 5). Er vond hier in het algemeen echter wel nitrificatie plaats, zeker op locaties waar zich enig ammonium had opgehoopt, maar de nitraatconcentraties waren ten opzichte van de ammoniumconcentraties wel veel lager dan in de ongeplagde bodems met dikkere humeuze horizonten. Het is de vraag waarom de nitrificatiesnelheid in geplagde bodems lager is dan in de ongeplagde bodems. Gezien de lage uitspoeling van nitraat uit de ongeplagde nitraatarme bodem van de Brunssummerheide lijkt het aannemelijk dat er uit de nitraatarmere geplagde bodems ook minder nitraat uit zal spoelen, maar ook dit is nog niet onderzocht.

De uitspoeling van nitraat en ammonium leidde in de kolomproef niet tot een meetbare daling van de hoeveelheid aanwezig totaal-stikstof. Deze stikstofhoeveelheid is ongeveer 1000x zo groot als de totale hoeveelheid nitraat. De uitspoeling van nitraat na eenmalige droogte levert daarmee in eerste instantie geen relevante bijdrage aan de afname van de accumulatie van stikstof in heidebodems die ontstaan is door de verhoogde stikstofdepositie. De uitspoeling van nitraat kan echter wel effect hebben op de kwaliteit van het grondwater. De gemeten concentraties in het poriewater op de Terletse en Strabrechtse Heide komen boven de drinkwaternorm van 50 mg/l (ca. 800 $\mu\text{mol/l}$) uit. Ook inachtgenomen dat de ongeplagde heiden met een dik humusprofiel meestal slechts een klein oppervlakte van natuurterreinen beslaan en infiltratie uit deze gebieden niet gelijk zal leiden tot overschrijding van de drinkwaternorm, dan zal de uitspoeling van extra nitraat nog wel negatieve invloed kunnen hebben voor de gebieden waar dit grondwater vervolgens weer uittreedt. Naast droge heiden zijn er nog meer systemen waarin zich een dikke humuslaag ophoopt, zoals in sommige droge bossen. Onbekend is of hier dezelfde processen spelen en droogte ook leidt tot uitspoeling van nitraat. Daarnaast is nog niet bekend tot wanneer de effecten van een droogteperiode, zoals die van 2018 doorwerken. Aan de nitraatuitspoeling in het veld te

zien, hield dit effect zeker een jaar na de droogte nog aan. De vraag is daarnaast wat de effecten zouden zijn van meerder droogteperiodes in opeenvolgende jaren.

De vorming van nitraat heeft in principe een positief effect op het voorkomen van kenmerkende kruidachtigen en heischrale grassoorten in de heide, ook als tegelijkertijd hogere ammoniumconcentraties optreden (zie hoofdstuk 8). Uit dit experiment wordt in elk geval duidelijk dat een extreme droogteperiode, die zoals voorspeld vaker voor zullen komen door klimaatverandering, kunnen leiden tot het lekken van stikstof uit heidebodems waar door hoge N-depositie veel stikstof is geaccumuleerd.

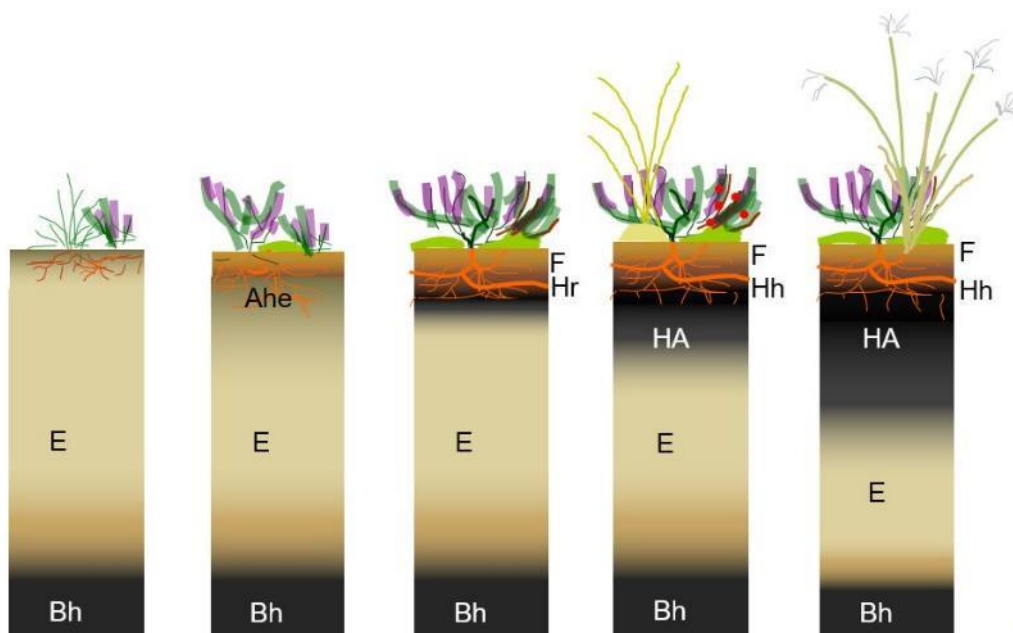
8 Synthese van de resultaten

8.1 Inleiding

In dit hoofdstuk worden de onderzoeksresultaten vertaald in antwoorden op de kennisvragen inclusief kansen voor extensief beheer van droge heide. Voor de beantwoording van de vragen over de opbouw van voorraden stikstof en andere nutriënten in de bodem en het effect hiervan op vegetatie-ontwikkeling is allereerst kennis nodig over de wijze en snelheid waarmee het humusprofiel in heidebodems zich ontwikkelt. Hiertoe worden in § 8.2 de bodemkundige onderzoeksresultaten uit hoofdstuk 3 vertaald in een conceptueel model voor humusprofielontwikkeling van droge heide op humuspodzolgronden. Vervolgens wordt samengevat hoe nutriëntenvoorraden zich ontwikkelen afhankelijk van de kenmerken van het humusprofiel (kennisvraag a; § 8.3) en in welke mate stikstofverzadiging optreedt en onder welke omstandigheden deze stikstof kan vrijkomen (kennisvragen b en c; § 8.4). Tot slot wordt ingegaan op de gevolgen van de ontwikkeling van het humusprofiel en van stikstofvoorraden voor de vegetatie-ontwikkeling (§ 8.5) en worden kansen aangegeven voor extensief beheer van droge heide (kennisvraag d, § 8.6).

Droge heide als vegetatie kent een relatief soortenarme vorm op leemarme zandgronden ('zandheide': *Genisto-Callunetum typicum*) en een relatief soortenrijke vorm op lemige zandgronden en zure leemgronden ('leemheide': *Genisto-Callunetum danthonietosum*). Hiermee corresponderen arme en rijke vormen van heischraal grasland waarmee droge heide vaak gezoneerd of in mozaïek voorkomt, respectievelijk *Galio-Festucetum* en *Polygalo-Nardetum*.

Zandheide ligt overwegend op droge humuspodzolgronden (haarpodzolgronden) die worden gekenmerkt door een uit- en inspoelingshorizont en door een humusprofiel waarin zich een zwarte Hh-laag ontwikkelt van waaruit humus door mechanische processen uitvloeit en in de top van de minerale bodem wordt afgezet als HA-horizont (figuur 8.1). Leemheide ligt op bodems zonder duidelijke uitspoelingshorizont (moderpodzolgronden, leemgronden) en met een opvallende Hr-horizont in het humusprofiel met veel uitwerpselen van mesofauna.



Figuur 8.1: Ontwikkeling van het humusprofiel na plaggen op een humuspodzolgrond (naar Bijlsma et al., 2013). Karakteristiek voor dit bodemtype zijn de uitspoelings- en inspoelingshorizont (resp. E en Bh). De reeks begint op bodems waarvan door plaggen de humushoudende minerale bovengrond (HA) en het ectorganisch humusprofiel (F+H) zijn afgevoerd. Na ca. 40 jaar ongestoorde ontwikkeling ontstaat in het nieuw gevormde humusprofiel een Hh-laag maar is de HA-laag nog weinig ontwikkeld. Vervolgens blijven vooral Hh- en HA-horizont geleidelijk in dikte toenemen.

Figure 8.1: Development of the humus profile after sod cutting dry heath on podzol (after Bijlsma et al., 2013). Typical for this soil type are the eluviation (E) and illuviation (B) horizons. The series starts on soils where the humus rich topsoil (ectorganic F+H and mineral HA) was removed by sod cutting. After about 40 years undisturbed development a Hh-layer forms in the newly formed humus profile but the HA-layer is still poorly developed. Subsequently Hh and HA layers continue to increase slowly in thickness.

8.2 Humusprofielontwikkeling van droge heide op humuspodzolgrond

8.2.1 Conceptueel model

In hoofdstuk 3 zijn significante relaties gevonden tussen enerzijds leeftijd van het humusprofiel, stikstofdepositie en gemiddelde jaartemperatuur en anderzijds de dikte van de LF1- en F2H-horizont van het ectorganisch humusprofiel.

Toelichting humusprofielhorizonten: De LF1 omvat de strooisellaag (Lv) en het bovenste (nog weinig verteerde) deel van de Fa-horizont (Fa1). De F2H omvat het onderste (sterkst verteerde) deel van de Fa-horizont (Fa2) en de H-laag. Een Fa-horizont bestaat uit gedeeltelijk verteerd strooisel als gevolg van activiteit van zowel schimmels als bodemfauna ('amphi'). De H-laag omvat het sterkst afgebroken organisch materiaal, gevormd door uitwerpselen van mesofauna en onherkenbare strooiselresten (amorphe humus, Hr) en volledig gehumificeerde, veenachtig materiaal (Hh).

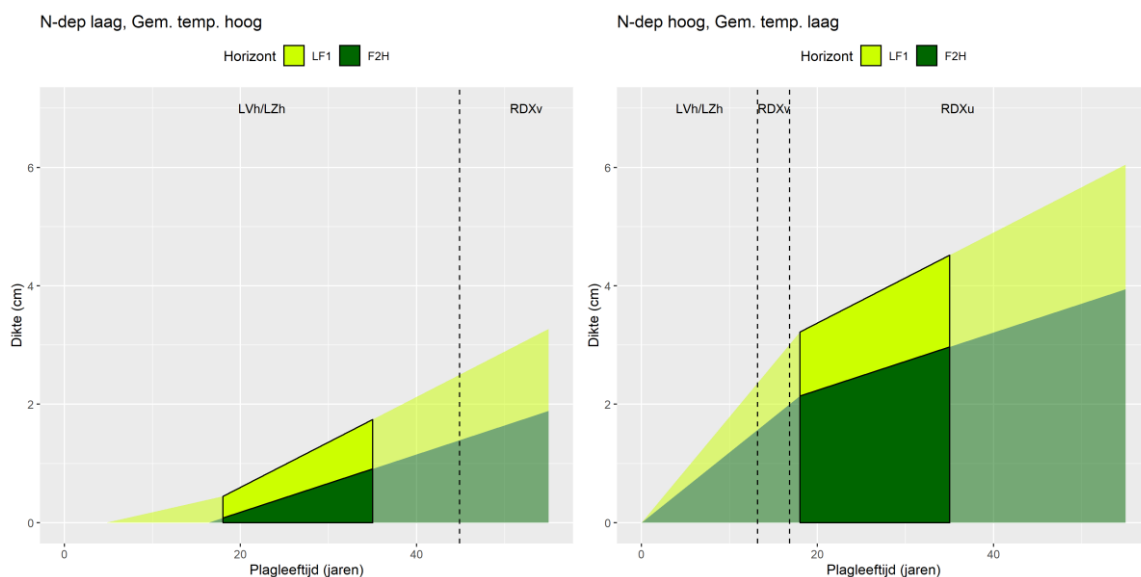
Voor de ontwikkeling van het humusprofiel in de geplagde situaties geldt (zie § 3.3.4):

- De dikte van de horizonten LF1 en F2H neemt toe met de leeftijd. De ontwikkeling van de LF1 vindt vooral plaats in de eerste decennia na plaggen. In dit onderzoek zijn deze jonge ontwikkelingsstadia niet betrokken. Op lange termijn verwachten wij een stabilisatie in

dikte van de LF1 (evenwicht tussen input van strooisel en output van humus naar F2H) maar dit blijkt (nog) niet uit de data.

- De invloed van stikstofdepositie is sterk significant voor de dikte van F2H, waarbij een hogere stikstofdepositie aanleiding geeft tot dikkere humushorizonten. Bij LF1 is dat effect niet gevonden.
- De gemiddelde jaartemperatuur heeft aanvullend op leeftijd en stikstofdepositie een significante relatie met dikte van LF1 en F2H, dit ondanks het geringe bereik van 0.9 °C voor de gemiddelde jaartemperatuur. Een hogere temperatuur geeft aanleiding tot minder dikke ectorganische humusprofielen.
- De dikte van de endorganische B-horizont (inspoelingshorizont) heeft significant, positieve relaties met zowel gemiddelde jaarlijkse neerslag als neerslagoverschot: hoe hoger, hoe dikker.

De dikte-ontwikkeling voor de gecombineerde horizonten LF1 en F2H kan met de gevonden statistische relaties voor geplagde situaties wordt beschreven zoals weergegeven in figuur 8.2.



Figuur 8.2: Grafische weergave van het conceptueel model voor de dikteontwikkeling van LF1 en F2H vanaf moment van plagen. Links in een situatie met een lage stikstofdepositie en hoge temperatuur, rechts bij een hoge stikstofdepositie en een lage temperatuur.

Figure 8.2: Graphical representation of the conceptual model for the development of LF1 and F2H from the moment of sod cutting. Left in a situation with low N-deposition and high temperature, right with high N-deposition and low temperature.

Het model onderscheidt de volgende trajecten:

- Het donkergekleurde en zwartomlijnde deel in figuur 8.2 is het leeftijdstraject waarop het model gebaseerd is ($18 < t < 35$).
- Tussen $0 < t < 18$ wordt door extrapolatie een lineaire toename in dikte verondersteld. Op $t = 0$ (plagtijdstip) zijn de diktes van LF1 en F2H gelijk aan 0.
- Voor $t > 35$ is voor een periode van twintig jaar de statistisch gevonden ontwikkeling doorgetrokken; daarna geeft extrapolatie een te onzeker beeld.

Met verticale stippellijnen is in figuur 8.2 aangegeven binnen welk leeftijdstraject de diktes van de horizonten overeenkomen met humusvormen (zie volgende alinea's).

De figuur laat zien:

- Bij relatief lage stikstofdepositie en relatief hoge gemiddelde jaartemperatuur komen binnen de geplagde profielen (jonger dan 35 jaar) alleen mull-humusvormen (LVh en LZh, met FH <2 cm) voor en is pas na ca 45 jaar een overgang naar de Vaagxeromormoder (RDXv, met Fa 2-5 cm en F2H <2 cm) te verwachten. Dat verklaart waarom er ook in ongeplagde situaties mull-humusvormen en vaagxeromormoders gevonden zijn.
- Bij een relatief hoge stikstofdepositie en relatief lage gemiddelde jaartemperatuur is deze overgang al na 13 jaar te zien en na 17 jaar zijn de horizonten zover gegroeid dat sprake is van een humusxeromormoder (RDXu, met F2H 2-5 cm). De dikkere humusprofielen die horen bij een oudere plagleeftijd zijn niet binnen 55 jaar te verwachten. Daarom is verreweg het grootste deel van de humusprofielen als RDXu geclassificeerd, zeker in de ongeplagde locaties, maar ook in 18 – 35 jaar geleden geplagde locaties.

Voor de ongeplagde situaties (zie § 3.3.5) is de leeftijd van het humusprofiel onbekend. Voor de aangetroffen dikste humusvormen (bosxeromormoder RDXb en holtxeromormoder RDXt, met F2H ≥ 5 cm en met resp. Hh <2 cm en Hh ≥ 2 cm) mag worden aangenomen dat de plagleeftijd zeer hoog is. Volgens het simpele lineaire model in figuur 8.2 zal bij hoge stikstofdepositie en lage temperatuur na 77 jaar een situatie ontstaan waarin de F2H ≥ 5 cm waarmee het profiel kwalificeert voor een RDXb of RDXt. Dat is een ruwe schatting omdat deze termijn ver buiten het bereik van de plagleeftijd ligt (18 – 35 jaar) waarop dit model is gebaseerd.

8.2.2 Humusprofielontwikkeling bij hoge N-depositie

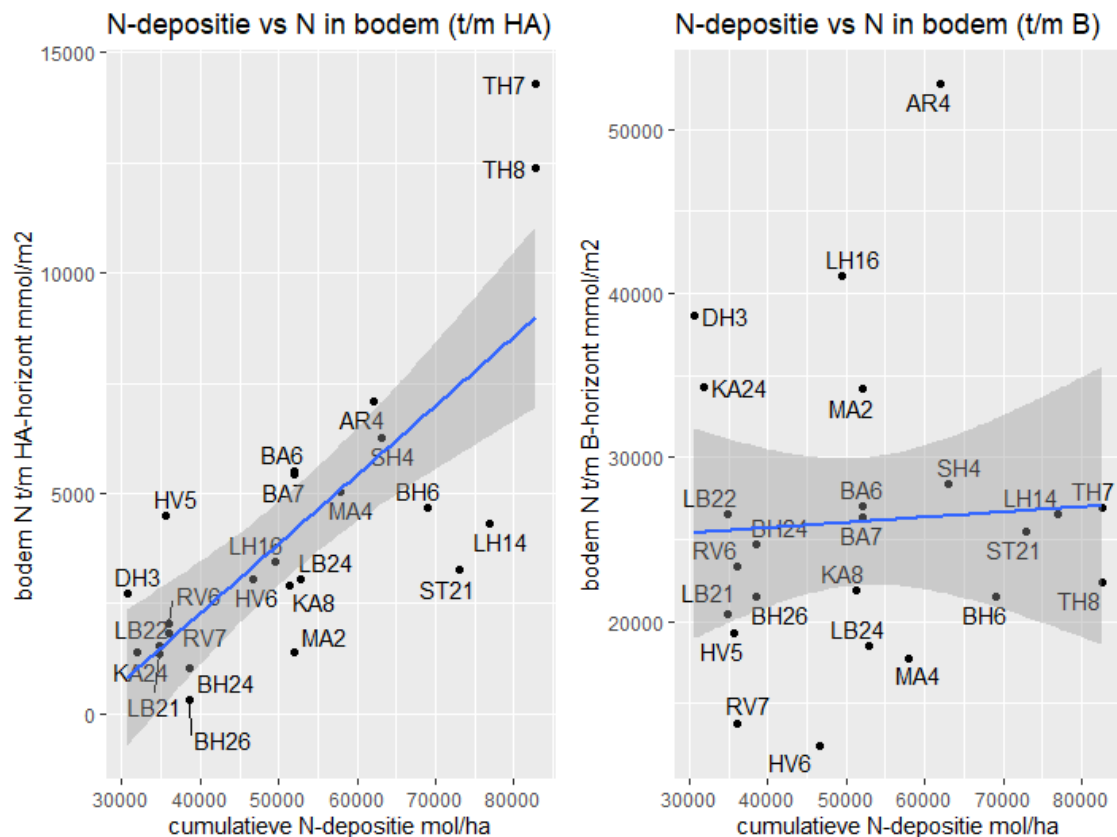
De significant postieve relatie tussen N-depositie en dikte van het ectorganisch humusprofiel van geplagde heiden sluit aan op een uitgebreide literatuur waarin verhoogde koolstofvastlegging in de organische bodemhorizonten van bossen en heiden wordt vastgesteld als gevolg van verhoogde N-depositie (Evans et al. 2006; De Vries et al. 2009; Field et al. 2017). Forsmark et al. (2020) geven een mechanistische verklaring voor sterk verhoogde C-accumulatie in de organische bodemhorizont van een dennenbos in N-Zweden door hoge N-depositie (50 kg ha/j; ~ 3570 mol/ha/j), onderdeel van een langjarig N-additie experiment. De bodemvegetatie van het betreffende dennenbos lijkt sterk op onze droge heide (met struikhei, rode bosbes, bronsmos en gaffeltandmos). Zij schrijven het N-effect toe aan een combinatie van verhoogde input van strooisel door een hogere primaire productie en een verlaagde autotrofe bodemrespiratie (CO₂-productie) doordat de bomen minder koolstof alloceren naar wortels en bijbehorende mycorrhiza's en microben. Bij N-depositieniveaus <12 kg/ha/j (~ 850 mol/ha/j) was dit effect afwezig omdat N-limitatie van het boscysteem met zeer lage achtergronddepositie door verhoogde N-depositie wordt opgeheven en heterotrofe bodemrespiratie (a.g.v. afbraak van organisch materiaal) toeneemt. Hun verklaring is ook aannemelijk voor onze geplagde droge heiden die gedurende enige tijd hebben blootgestaan aan vergelijkbaar hoge N-depositieniveaus en nog steeds op veel plaatsen te maken hebben met een aanzienlijk hogere depositie dan 850 mol/ha/j (figuur 2.3).

8.3 Ontwikkeling van nutriëntenvoorraden in de bodem

Kennisvraag a (Hoe ontwikkelen zich nutriëntenvoorraden in het humusprofiel?) is onderzocht in hoofdstuk 4. In tabel 8.1 zijn berekende hoeveelheden verwijderde elementen door plaggen (in gehele profiel) en de jaarlijkse accumulatie van elementen voor de leeftijdscategorie 18-23 jaar (in humusprofiel) na plaggen samengevat.

De accumulatiesnelheid van stikstof voor deze leeftijdscategorie met de relatief dunste ectorganische humusprofielen (109 mmol/m²/j) ligt niet veel lager dan de huidige N-depositie (2018: 125-150 mmol/m²). De hoeveelheid stikstof in het ectorganisch humusprofiel (t/m HA-horizont) van geplagde heidebodems heeft een significant positieve relatie met de cumulatieve stikstofdepositie vanaf het jaar van plaggen (bepaald door overlay van meetpunten met

grootschalige depositiekaarten RIVM). Voor de hoeveelheid stikstof in het gehele bodemprofiel (t/m B-horizont) is er geen relatie (figuur 8.3). Hieruit blijkt opnieuw de grote rol van het ectorganisch humusprofiel voor de immobilisatie van stikstof.



Figuur 8.3: Relaties tussen gemeten totaal stikstof in geplagde heidebodems (in mmol/m²) en corresponderende cumulatieve stikstofdepositie sinds het jaar van plaggen (in mol/ha; NCUM). Links: totaal stikstof in het ectorganisch humusprofiel (t/m HA-horizont; NHA): $NHA = -4006.08 + 0.1571 \cdot NCUM$, $p < 0.001$, $R^2 = 0.581$. Rechts: totaal stikstof in bodemprofiel (t/m B-horizont). Voor locatiecodes: zie tabel 2.1.

Figure 8.3: Relationships between measured total nitrogen in sod-cut heathland soils (in mmol/m²) and corresponding cumulative nitrogen deposition since year of cutting (in mol/ha; NCUM). Left: total nitrogen in the ectorganic humus profile (up to and including the HA-horizont; NHA): $NHA = -4006.08 + 0.1571 \cdot NCUM$, $p < 0.001$, $R^2 = 0.581$. Right: total nitrogen in soil profile (up to and including the B-horizont). For location codes: see table 2.1.

In tabel 8.1 is ook een grove indicatie toegevoegd van de accumulatiesnelheid van nutriënten in het humusprofiel over alle leeftijdsklassen (gebaseerd op figuur 5.24). Bedenk hierbij dat de onderzochte leeftijdscategorieën geen successiereeks vertegenwoordigen maar dat sprake is van vervanging van ruimte voor tijd; bovendien is de leeftijd van het humusprofiel van de ongeplagde locaties onbekend (en veelal zeker ouder dan de aangenomen 60 jaar); verder is het onwaarschijnlijk dat sprake is van lineaire accumulatie over zo'n lange periode. Toch geven deze getallen een idee van de grootte-orde van accumulatie waarbij opvalt dat fosfor 8x zo langzaam accumuleert als stikstof en basische kationen. Dit onderstreept eerder onderzoek in droge heiden waaruit bleek dat de fosforvoorraad door plaggen van de toplaag voor lange tijd vrijwel geheel verdwijnt (in vergelijking met stikstof) (Vogels et al. 2011).

Tabel 8.1: Accumulatie van elementen in het humusprofiel in de jongste leeftijdscategorie van plaggen (18-23 jaar) in mmol/m²/jaar (* organische stof in gram/m²/jaar), grove indicatie van accumulatiesnelheid in het humusprofiel over alle leeftijden (ontleend aan figuur 5.24) en berekende verwijdering van elementen uit de bodem door plaggen uit de vergelijking tussen de hoeveelheden van het betreffende element over het gehele profiel in recent geplagde en ongeplagde bodems (zie ook tabellen 5.1 en 5.2).

Table 5.1: Accumulation of elements in the top horizons in the youngest age class (18-23 year), in mmol/m²/year (organic matter in gram/m²/year), rough indication of accumulation rate over all age categories (based on figure 5.24) and calculated element removal from the soil with sod-cutting, subtracted from the difference of the amount of a certain element over the soil profile, between the recent sod-cutted and intact soils (see also tables 5.1 and 5.2).

Element	Accumulatie in humusprofiel door successie voor leeftijdscategorie 18-23 jaar (mmol/m ² /jaar)	Grove indicatie van gemiddelde accumulatiesnelheid door successie over alle leeftijden (mmol/m ² /jaar)	Berekende verwijdering door plaggen in gehele profiel (mmol/m ²)
N	109 (18)	192	15679
P	1,2 (0,2)	2,4	198
C	3512 (557)	5000	492350
Ca	5,1 (0,8)	8	511
basische kationen	13 (1,7)	20	618

Hoewel voor ongeplagde heidebodems de leeftijd van het humusprofiel niet bekend is, vormen ze in de analyse een categorie die zich duidelijk onderscheidt van de geplagde bodems door de (vaak veel) hogere nutriëntenvoorraden beoordeeld aan het gehele profiel. Tabel 8.2 geeft een overzicht van de verschillende in chemische bodemkenmerken. Hieruit blijkt dat ongeplagde heidebodems relatief aanzienlijk vruchtbaarder zijn dan geplagde bodems ten aanzien van nitraat, fosfor, organische stof, basische kationen in het algemeen (calcium en magnesium in het bijzonder), sporenelementen (Zn, Mn) en ten aanzien van de Al/Ca-ratio. Ongeplagde heidebodems zijn hiermee aanzienlijk minder beperkend ten aanzien van bodemchemische sleutelfactoren voor behoud en herstel van droge heide en heischraal grasland (Al/Ca-ratio, NH₄/NO₃-ratio: Kleijn et al. 2008) dan geplagde heide. Enige voorzichtigheid bij de kwantitatieve interpretatie van tabel 8.2 is geboden, omdat de in 2019 gemeten waarden van ammonium, nitraat en vrij beschikbaar fosfor in de ongeplagde heidebodems mogelijk verhoogd waren door de droogte in 2018.

Tabel 8.2: Schaalfactoren voor verschillen in chemische bodemkenmerken van ongeplagde ten opzichte van geplagde heidebodems (kenmerk ongeplagde bodem = schaalfactor * kenmerk geplagde bodem). Voor details: zie hoofdstuk 5.

Table 8.2: Scaling factor for differences between chemical soil feature ('kenmerk') of uncut heath soils relative to sod-cutted soils (feature of uncut soil = scaling factor * feature of sod-cutted soil). For details: see chapter 5.

Kenmerk	Schalingsfactor voor chemisch kenmerk van ongeplagde ten opzichte van geplagde heide
N (totaal, LF1+F2H)	2.5
N (totaal, profiel)	1.5
ammonium (profiel)	3
nitraat (profiel)	10
K (plantbeschikbaar en totaal, profiel)	1
P (totaal, profiel)	1.3
P (plantbeschikbaar, profiel)	10
organische stof (profiel)	1.3
CEC (profiel)	1
basische kationen (profiel)	1.3
Ca (plantbeschikbaar, profiel)	2.3
Ca (totaal, profiel)	1.8
Mg (plantbeschikbaar, profiel)	1.9
Al/Ca (LF1)	0.5
Al/Ca (mineraal)	0.1
Al/Ca (Bh)	0.4
Zn (profiel)	2
Mn (profiel)	5
Fe (profiel)	1

8.4 Nitrificatie en stikstofverzadiging

Kennisvragen b en c betreffen stikstofverzadiging in heidebodems (onder welke condities en in welke mate) en het vrijkomen van geïmmobiliseerde stikstof (onder welke omstandigheden) en eventuele problemen die daarbij optreden. De onderzoeksresultaten vragen om een genuanceerd antwoord omdat enerzijds gebleken is dat stikstofverzadiging en daarmee aanzienlijke uitspoeling van (vooral) nitraat optreedt in ongeplagde droge heiden als gevolg van extreme droogte en anderzijds dat de gevonden relatief hoge nitrificatie in humusprofielen van ongeplagd droge heide bijdraagt aan het wegnemen of verzachten van hoge ammonium-nitraat-ratio's als belangrijk knelpunt voor behoud en herstel van droge heide en heischraalgrasland, met name kruidenrijkere vormen (Van den Berg 2006; Kleijn et al. 2008).

8.4.1 Achtergrond en gevolgen van verhoogde nitrificatie

Nitrificatie, de omzetting van door mineralisatie van organische stof beschikbaar gekomen ammonium (NH_4^+) in nitraat (NO_3^-), wordt meestal geassocieerd met minerale bodems met relatief hoge basenstatus (o.a. Falkengren-Grerup, 1995). Ondanks de lage pH van droge heidebodems waarin ammonium de belangrijkste anorganische stikstofvorm is, vindt er in deze systemen wel degelijk ook geringe nitrificatie plaats (De Boer et al., 1990; Troelstra et al., 1990). Dit gebeurt door chemolitho-autotrofe ammoniumoxiderende bacteriën die zijn aangepast aan de zure milieus van heidebodems (De Boer et al., 1990; De Boer et al., 1991; De Boer et al., 1989).

Uit ons onderzoek blijkt dat de NH_4/NO_3 -verhouding in de LF1- en F2H-horizonten van het humusprofiel van de geplagde heiden een stuk hoger zijn dan in de ongeplagde heidebodems wat tegelijkertijd ook geldt voor de basenverzadiging (zie § 5.3.3). In de ongeplagde heidebodems lag de NH_4/NO_3 -ratio gemiddeld op 20; in de buurt van waar bijzondere heidesoorten, met name kruiden, hun optimum hebben (14; Kleijn et al., 2008). In de recent geplagde heiden lag dit op gemiddeld 93, wat zelfs voor algemene soorten van zandheide een ongunstig hoge waarde is (Kleijn et al., 2008). De voorkeur van (groepen van) vaatplanten voor hoge of lage NH_4/NO_3 -ratio's heeft een fysiologische achtergrond.

Toelichting (ontleend aan Bijlsma et al. 2000): Door vaatplanten wordt nitraat overwegend geassimileerd in de bladeren terwijl het door de wortels opgenomen ammonium alleen kan worden geassimileerd in de wortels. Niet alleen is assimilatie van nitraat in de bladeren energetisch veel gunstiger dan assimilatie van ammonium in de wortels, maar nitraat dat in bladeren wordt opgeslagen zorgt ook voor een sterke osmotische potentiaal waardoor kruiden met hoge nitraatopname- en assimilatiecapaciteit ook makkelijker water kunnen opnemen en dus veel sneller kunnen groeien dan soorten die sterk afhankelijk zijn van ammonium, zoals alle heide-achtigen. In tegenstelling tot ammoniumopname en -assimilatie zijn nitraatopname en -assimilatie induceerbare fysiologische processen: de benodigde transporter-eiwitten en enzymen worden aangemaakt zodra nitraat zich aandient in het wortelmilieu. De induceerbare capaciteit voor opname en assimilatie is soort(s)groep)specifiek en bepaalt in welke mate een soort kan profiteren van hoge nitraatbeschikbaarheid. Vaatplanten verschillen dus niet zozeer in capaciteit om ammonium op te nemen en te assimileren (zowel struikheide als brandnetel kunnen dat goed!), maar vooral in de mate waarin nitraat kan worden opgenomen en verwerkt (niet door struikheide, uitstekend door brandnetel!). Daarnaast zijn er ecologisch belangrijke verschillen in gevoeligheid voor ammonium-toxiciteit (Kleijn et al. 2008). Bochtige smeide is een goed onderzocht voorbeeld van een soort van het heidelandschap met een relatief hoge nitraatassimilatiecapaciteit (Högbom & Högborg, 1991), waardoor het kan profiteren van zowel tijdelijke als structureel hoge nitraatbeschikbaarheid.

Het optreden van de heischrale smeide-schapengras-groep op schijnbaar verschillende groeiplaatsen inclusief dikke humusprofielen van ongeplagde zandheide (zie § 4.3.3) komt doordat substantiële nitrificatie niet alleen optreedt in minerale bodems met relatief hoge basenstatus, maar - naar uit ons onderzoek blijkt - ook in het zich ongestoord ontwikkelende ectorganisch humusprofiel van droge heidevegetaties op mineraalarme bodems. Hoewel er in ons onderzoek (bodemchemie 2019) sprake zal zijn van na-ijling van verhoogde nitraatbeschikbaarheid na de droge zomer van 2018, is het optreden van de smeide-schapengras-groep in ongeplagde zandheide een sterke aanwijzing dat de nitraatbeschikbaarheid hier structureel relatief hoog is, onafhankelijk van extreme droogteperiodes. Ook de relatief hoge basenverzadiging in de LF1- en F2H-horizonten van ongeplagde heide (zie § 5.3.3) wijst op een structureel effect van humusprofielontwikkeling.

Het bijzondere van deze ontwikkeling van zandheide is dat het optreden van de smeide-schapengrassgroep tot dusver vooral werd gerelateerd aan mineralogisch rijkere zandgronden (leemheide). Zo vond Van der Werf (in Ten Houte de Lange, 1977) dominantie van smeide in droge heide op de Veluwe karakteristiek voor 'frisse leemhoudende zandgronden' (potentieel-natuurlijk Beuken-Eikenbos). Dit in tegenstelling tot dominantie van pijpenstrootje op leemarme zandgronden (potentieel Eiken-Berkenbos; zie ook Bijlsma et al., 2013). De 'nieuwe' ontwikkeling ligt in het verlengde van inzicht in de successie van heide- en stuifzandbebossingen waar een smeide-fase kenmerkend is voor de ontwikkeling van een dikke F-laag van het humusprofiel, voorafgaand aan de vorming van een H-laag (Emmer, 1994, 1995; Emmer & Sevink, 1994). De aanduiding 'vergrassing' met negatieve connotatie is ongelukkig omdat het gaat om soorten die aanzienlijk verschillen in ecofysiologie: smeide, pijpenstrootje, schapengras, borstelgras. In hoeverre N-depositie primair verantwoordelijk was voor historische dominantie van smeide in droge heide zou in dit licht opnieuw moeten worden beoordeeld. Dit type heide wordt al door Graebner (1904:

'Aeraheide' genoemd naar *Aera/Aira flexuosa*) geassocieerd met veranderingen in beheerregime. Co-dominantie van smeie, schapengras en struikhei was rond 1950 al expliciet beschreven voor de Veluwe (Stoutjesdijk, 1953; zie ook Heil & Diemont, 1983). Kaagman & Fanta (1993) beschouwen een smeie-fase inherent aan heide-ontwikkeling na het stopzetten van heidebeheer (maaïen, grazen). Ook Bokdam (2001) en Van Wieren (2013) beschrijven een *Calluna-Deschampsia*-cyclus onder invloed van begrazing. Uiteraard zal deze cyclus worden beïnvloed door hoge N-depositie, maar het gedrag van smeie in droge heide is meer gekoppeld aan beter gebufferde groeiplaatsen en meer gestuurd door veranderingen in beheer dan het gedrag van pijpenstrootje. Een toename van smeie en schapengras in droge oude heide wijst op herstel van buffering en nitraatbeschikbaarheid.

8.4.2 Stikstofverzadiging

Er is sprake van stikstofverzadiging, als stikstof uitspoelt. In heide kan heel veel stikstof accumuleren zonder dat er iets uitspoelt en er formeel geen verzadiging is; dit betekent niet dat er geen probleem is. Uit ons onderzoek blijkt dat de concentraties plantbeschikbaar ammonium, nitraat en fosfor het hoogst waren in de ongeplagde bodems. Deze concentraties waren over het gehele profiel hoger, wat wijst op uitspoeling uit de organische toplaag. Uitspoeling binnen een jaar na plaggen is een bekend fenomeen (o.a. Niemeyer et al., 2007), enerzijds door geringere opname doordat de vegetatie is verwijderd en anderzijds doordat overgebleven plantdelen afsterven en worden afgebroken (Dorland et al., 2003). Van ongeplagde heidebodems is bekend dat zij een grote immobilisatiecapaciteit voor stikstof hebben, waardoor geleidelijk heel veel stikstof in het heide-ecosysteem kan accumuleren en er nauwelijks stikstof uitspoelt naar diepere lagen of het grondwater (Kristensen 2001; Power et al. 2004; Pilkington et al. 2005; Friedrich et al. 2011). Onder sterk verhoogde atmosferische depositie, vindt er wel eerder enige uitspoeling plaats (Pilkington et al., 2004; Härdtle et al., 2007; Hermann et al., 2005).

Gegeven de zeer hoge immobilisatiecapaciteit voor stikstof van heidebodems is het de vraag hoe stikstofverzadiging kan worden bepaald in oude, langdurig niet-geplagde heide. In eerste instantie werd de modellering van stikstofverzadiging (met name in bossen) gekoppeld aan de C/N-ratio van 'soil organic matter', zodanig dat voor hoge ratio's alle anorganische stikstof wordt geïmmobiliseerd. Onder een bepaalde C/N-drempelwaarde neemt volgens dit model immobilisatie vervolgens lineair af met C/N totdat een tweede drempelwaarde wordt bereikt waaronder alle anorganische stikstof uitspoelt. Hierbij werd uitgegaan van een vast verschil tussen boven- en ondergrens van ca 10 g/g (zie Evans et al. 2006). Door Evans et al. (2006) is dit eenvoudige model, waarbij C/N-drempelwaarden voor immobilisatie en uitspoeling onafhankelijk zijn van N-input, uitgebreid met een term die ervoor zorgt dat immobilisatie van stikstof in de bodem samengaat met verhoogde koolstofvastlegging (zie § 8.2.2), waardoor N-verzadiging minder snel optreedt. Deze term moet per gebied worden vastgesteld in licht voor heide gemiddeld tussen 5 en 15 kg C per kg N (De Vries et al., 2009).

Deze benadering van N-verzadiging sluit onvoldoende aan op onze resultaten. Poriewateranalyse op de locaties Terlet, Strabrecht en Brunssum, gecombineerd met chemische analyses van bodemhorizonten hier en elders, suggereren dat N-verzadiging samengaat met hoge nitraatconcentraties in het humusprofiel. Deze hoge concentraties doen zich alleen voor in ongeplagde (zand)heide en zijn dus afhankelijk van een heel bepaalde dikte en gelaagdheid van het humusprofiel, zonder duidelijke relatie met de C/N-ratio van 'soil organic matter'. Alleen voor de F2H-horizont werd een iets lagere C/N-ratio gevonden in ongeplagde heide (22 g/g) ten opzichte van geplagde heide (24 g/g; figuur 5.4). De situatie op de Brunssummerheide (langdurig ongeplagd, dik ectorganisch humusprofiel maar desondanks geen hoge nitraatwaarden en geen uitspoeling) kan als uitzondering het startpunt zijn voor nader onderzoek naar specifiekere bodemkenmerken die N-verzadiging en N-mineralisatie verklaren. Een tweede aantekening bij het C/N-model voor N-verzadiging is dat er een relatie blijkt te zijn tussen N-depositie en

humusprofielontwikkeling, tenminste in geplagde heide: het ectorganisch profiel is significant dikker op locaties met relatief hoge N-depositie. Het is door onze proefopzet niet bekend in hoeverre de C/N-ratio in de loop van de tijd is veranderd onder invloed van N-depositie en daarom evenmin hoe eventuele trends in C/N-ratio samen met humusprofielontwikkeling doorwerken op N-verzadiging. Een derde opmerking is dat het C/N-model ervan uitgaat dat stikstof wordt opgenomen zolang de C/N-ratio hoog is en er dus behoefte is aan stikstof en er pas uitspoeling ontstaat bij een lage C/N-ratio. Als de behoefte aan P echter groter is dan aan N, is het de vraag of N nog steeds evenveel geaccumuleerd wordt in het systeem. Wat betekent een niet-denkbare P-limitatie van de bodemfauna voor de uitspoeling van stikstof?

Aangezien de waargenomen hoge concentraties uitspoelend anorganisch stikstof niet volledig verklaard kunnen worden door een verminderde opname van depositie van stikstof door vegetatie en micro-organismen na een 'calamiteit' (zie § 7.4), concluderen wij dat ongeplagde droge heide een nieuwe en sterke vorm van N-verzadiging mogelijk maakt in het geval van langdurige, extreme droogte. Het is nog niet bekend wat het optreden van deze vorm van N-verzadiging betekent voor het heidelandschap en voor uitspoeling van N naar het grondwater. Duidelijk is wel dat de hoeveelheid stikstof die het systeem verlaat door uitspoeling nauwelijks bijdraagt aan vermindering van de voorraden geaccumuleerde stikstof (zie § 7.4). Extra uitspoeling van nitraat kan echter wel leiden tot zeer ongewenste extra verzuring (afname van de basenverzadiging van het ectorganisch profiel). Als dit zich zou voordoen zal ook nitrificatie afnemen en is het niet waarschijnlijk dat ammonium- en nitraatconcentraties weer terugkeren naar 'normale' niveaus met voor het ectorganisch humusprofiel van ongeplagde heide relatief hoge (gunstige) nitraatwaarden. Oude, ongeplagde heide zou daarmee in ontwikkeling worden teruggezet naar een door ammonium gedomineerd systeem.

8.5 Vegetatie

8.5.1 Ecologische groepen indicatief voor oude heide

De vegetatiesamenstelling van zandheide is inherent armer aan soorten vaatplanten dan leemheide. Ook de voor leemarme zandgronden karakteristieke vorm van heischraalgrasland kent weinig bijzondere (zeldzame) vaatplanten. Uit voorliggend en eerder onderzoek is echter duidelijk dat langdurig ongeplagde zandheide bijzondere kenmerken heeft waardoor niet alleen heischrale vaatplanten meer leefgebied krijgen (smele-schapengras-groep; zie § 4.4.3 en § 8.4.1) maar ook nieuw leefgebied ontstaat voor bijzondere vaatplanten en mossen die geassocieerd worden met vochtige heide (veenbies-kussentjesmos-groep). De laatste groep is afhankelijk van een goed-ontwikkelde Hh-laag die alleen voorkomen in zeer oude ongeplagde heide (waarschijnlijk ouder dan 80 jaar) en daarom erg zeldzaam zijn (zie § 4.4.3). Onduidelijk is in hoeverre deze veenbies-kussentjesmos-groep zich onder de huidige omstandigheden van voortgaande hoge N-depositie nog kan ontwikkelen in ouder wordende ongeplagde heide. Deze onzekerheid komt voort uit het onverwacht kleine aantal locaties waarin goed-ontwikkelde Hh-lagen zijn vastgesteld. Zie tabel 8.3 voor de toplocaties met Hh+HA ≥ 1 cm.

Tabel 8.3: Toplocaties oude droge heide met humusprofielen met relatief dikke Hh+HA-laag (≥ 1 cm). Vergelijk figuur 8.1. Locatie (vet): met veenbies en/of kussentjesmos*.

Table 8.3: Top locations for old dry heath with humus profiles with relative thick Hh+HA-layer (≥ 1 cm). Compare figure 8.1. Location (bold): with *Trichophorum* and/or *Leucobryum**.

Terrein	Locatie	Leeftijd (jaar)	Hh (cm)	HA (cm)	HhHA (cm)
Terletse Heide	TH3	ongeplagd	2.125	4.250	6.375
	TH6	35	1.875	4.000	5.875
	TH1	ongeplagd	3.000	2.750	5.750
	TH8	35	0.875	3.500	4.375

Terrein	Locatie	Leeftijd (jaar)	Hh (cm)	HA (cm)	HhHA (cm)
	TH2	ongeplagd	2.125	2.000	4.125
	TH7	35	1.250	2.750	4.000
Rozendaalse Veld	RV1	ongeplagd	0.625	2.250	2.875
Sallandse Heuvelrug	SH1	ongeplagd	1.500	0.000	1.500
Mantingerzand	MA3	ongeplagd	0.000	1.375	1.375
Doornspijkse Heide	DH3	18	0.000	1.250	1.250
Rozendaalse Veld	RV3	22	0.000	1.250	1.250
Dwingelderveld	DW1	ongeplagd	0.000	1.125	1.125
	DW2	ongeplagd	0.000	1.125	1.125
Kampina	KA17	ongeplagd	1.025	0.000	1.025
Rozendaalse Veld	RV2	ongeplagd	0.000	1.000	1.000

* ook aanwezig in Bussumse Heide BH4, Doornspijkse Heide DH4 en DH11 en Rozendaalse Veld RV5 wat veelal wijst op oude heide met dikke Hh+HA in de directe omgeving.

8.5.2 Vegetatiestructuur karakteristiek voor oude heide

Als gevolg van groeifasen van struikheide met een cyclus van ca 30 jaar ontstaat in langdurig ongeplagd heide een rijke structuur, gekoppeld aan een mozaïekpatroon van ontwikkelingsfasen. In de onderzochte plots is het aandeel van groeifasen gemiddeld als volgt: 5% pionier, 25% opbouw, 70% volwassen en 10% aftakelend. Dankzij deze cyclische vegetatiedynamiek ontstaat er ruimte voor de vestiging van soorten uit de smeleschapengras-groep en voor bijzondere mossen die ontbreken in geplagde heide (jonger dan 30 jaar) met uniforme structuur.

8.5.3 N/P-ratio (voedselkwaliteit)

Voedselkwaliteit voor kleine fauna is een groot knelpunt in droge heide, met name geringe P-beschikbaarheid (hoge N/P-ratio's) en aminozuurtekorten, veroorzaakt door verzuring, hoge N-depositie en intensief (historisch) landgebruik met name plaggen (Van den Burg & Vogels, 2017; Vogels et al. 2017).

In de onderzochte plots (met struikheide als dominante soort) was er geen verschil in stikstof- of koolstofconcentraties in de bovengrondse vegetatie tussen geplagde en ongeplagde locaties. In ongeplagde heide was de concentratie fosfor wel ruim 30% hoger en bevatte per vierkante meter circa 40% meer fosfor wat resulteert in een betere voedselkwaliteit met significant lagere N/P-verhouding (21 g/g ten opzichte van 25 g/g in geplagde locaties)(zie § 6.4.1).

8.6 Aanbevelingen voor beleid en beheer

8.6.1 Oude heide: gunstiger condities maar ook een tijdbom

Sleutelfactoren voor behoud en herstel van droge heide en heischraal grasland als gunstig leefgebied voor karakteristieke soorten in het heidelandschap zijn (Kleijn et al., 2008; Vogels et al., 2017):

- relatief lage ammonium-nitraat-verhouding in wortelmilieu;
- lage ammoniumbeschikbaarheid;
- lage Al/Ca-verhouding (< 2,0) in wortelmilieu;
- lage N/P-ratio van de vegetatie.

Onze onderzoeksresultaten laten zien dat de meeste sleutelfactoren significant gunstiger waarden te zien geven in langdurig ongeplagde heide ten opzichte van geplagde heide (zie eerdere paragrafen in dit hoofdstuk). Ongunstig is dat de ammoniumbeschikbaarheid toeneemt in oudere heide. De gunstige ontwikkelingen worden veroorzaakt door het steeds dikker wordende

humusprofiel waarin steeds meer voedingsstoffen worden opgeslagen en zich een relatief gunstige (hogere) basenverzadiging ontwikkelt, gecombineerd met een geringe bezetting van het adsorptiecomplex door (het toxische) aluminium.

Een gunstige ontwikkeling van genoemde sleutelfactoren blijkt uit het optreden van indicatorsoorten van heischrale vegetaties geassocieerd met zandheide (*Galio-Festucetum*), zoals bochtige smeie, fijn schapengras, liggend walstro en borstelgras en langs paadjes en bij andere lokale bodemverstoring ook o.a. muizenoor, rood zwenkgras, duizendblad, sint-janskruid en kleine leeuwentand (Weeda et al., 2017 Tabel 19.1). Minder makkelijk zichtbaar is dat de voedselkwaliteit van de vegetatie verbetert door een lagere N/P-verhouding van de vegetatie (met name struikheide) wat ten goede komt aan kleine fauna en doorwerkt in het voedselweb.

Zeer oude, langdurig ongeplagde heide is weinig aangetroffen maar heel bijzonder doordat zich in het humusprofiel een dikke, schoensmeerachtige horizont heeft ontwikkeld met een groot vochtvasthoudend vermogen en een waterstagnerende werking. De vegetatie van deze vorm van droge heide doet denken aan vochtige heide door een hoog aandeel dopheide en het verspreid voorkomen van veenbies en/of kussens van kussentjesmos. Ook komen diverse zeldzame mossen voor.

Droge heide is in staat veel stikstof vast te houden ('immobiliseren') in het humusprofiel. Wij beschouwen de door aanhoudend hoge N-depositie groeiende stikstofvoorraad in oude heide als een tijdbom die kan afgaan na extreem lange perioden van droogte waarbij ook een deel van de vegetatie afsterft, met name dopheide maar ook struikheide en pilzegge, zoals in 2018. Ondanks het grotere vochtvasthoudend vermogen van dikke humusprofielen in oude, ongeplagde heide treedt ook hier aanzienlijke sterfte op in geval van langdurige droogte. Ook de sterk verhoogde ammoniumbeschikbaarheid is een duidelijk ongunstig gevolg van extreme droogte. Het is nog de vraag wat het vrijkomen en uitspoelen van grote hoeveelheden nitraat op langere termijn betekent voor de vegetatie-ontwikkeling. Onduidelijk is of extra uitspoeling van nitraat leidt tot extra verzuring (door het mee-uitspoelen van basische kationen). Mocht dit het geval zijn dan is sprake van een ernstig negatief effect. Vooralsnog gaan we ervan uit dat uiteindelijk ammonium- en nitraatconcentraties na droogteperioden weer terugkeren naar 'normale' niveaus (zie § 8.4.2).

8.6.2 Aanbevelingen voor het beleid

Ons onderzoek bevestigt dat plagen onder het huidige hoge depositieniveau de al zeer ongunstige bodemchemie en voedselkwaliteit van de heide extra verslechtert. De door hoge N-depositie veroorzaakte negatieve effecten doen ook sterk afbreuk aan de gunstige spontane ontwikkeling van droge heide en kunnen alleen worden tegengegaan door N-depositie substantieel en structureel te verlagen. Vervolgens moet blijken hoe lang de inmiddels opgebouwde voorraden stikstof in heidebodems nog negatief blijven doorwerken.

Juist in de ecologisch zo belangrijke oude droge heide heeft zich een grote stikstofvoorraad opgebouwd. Deze stikstof komt na lange perioden van droogte vrij waarbij nitraat uitspoelt in ongekend hoge concentraties. Het afgaan van deze 'tijdbom' betekent dus dat zowel de aangrenzende vochtige en natte habitats die afhankelijk zijn van lokaal grondwater als het diepere grondwater sterk worden verontreinigd. Met het uitspoelen van nitraat worden ook basische kationen meegenomen waardoor extra verzuring optreedt.

De relatief gunstige abiotische en biotische kenmerken van oude (langdurig niet-geplagde) droge heide zijn geen garantie dat spontane ontwikkeling van de grote oppervlakten recent geplagde heide (van na 2000) vanzelf tot een gunstige toestand van bodem en vegetatie zal leiden. 'Niets doen', zeker in het geval van grotere oppervlakten recent geplagde heide, is geen optie. Dit betekent dat herstelstrategieën in deze zin moeten worden aangepast: 1) blijf af van oude droge heide en 2) formuleer herstelmaatregelen voor grotere oppervlakten geplagde heide op

humuspodzolgronden (zie ook volgende paragraaf). Zolang sprake blijft van hoge N-depositie en dus ook van doorgaande verzuring zal ook met aangepaste herstelstrategieën in feite geen sprake zijn van herstel maar hooguit van *damage control*.

8.6.3 Aanbevelingen voor het beheer

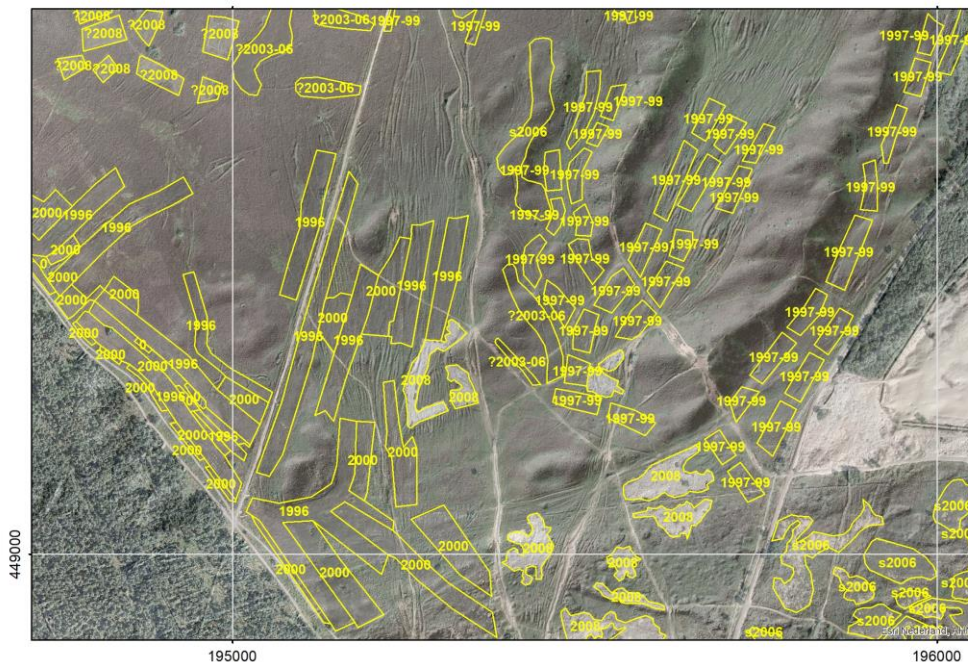
Onze resultaten betreffen uitsluitend zandheide, karakteristiek voor droge, leemarme bodems (haarpodzolgronden). Dit type heide is van nature al relatief soortenarm aan vaatplanten en verder verarmd door langdurige antropogene verzuring. Ambities voor behoud en herstel van dit type heide moeten daarop worden afgestemd, maar zullen bij de huidige hoge N-depositie in feite nooit leiden tot herstel, maar hooguit een mitigerend effect sorteren (zie ook vorige paragraaf).

Allereerst is het nuttig om voor een heideterrein de verschillende leeftijden van heide in kaart te brengen (figuur 8.4). Dit kan aan de hand van luchtfotoreeksen (datering van plagbanen) en kennis bij de terreinbeheerders. Aanbevelingen voor heidebeheer³ zijn vervolgens afhankelijk van de leeftijden van de heide en van bodemkenmerken van het heideterrein (zie ook Nijssen & Vogels, 2014):

1. Herken langdurig ongeplagde droge heide met een hoog aandeel dwergstruiken en voorkom hier toekomstig plaggen, chopperen en maaien, ongeacht bodemtype. 'Langdurig' betekent voor zover luchtfoto's teruggaan, meestal vanaf de jaren 50 of 60. Deze ongeplagde heide moet worden gekoesterd: hier blijven veel sleutelfactoren voor behoud en herstel zich langzaam in een gunstige richting ontwikkelen en ontstaat een rijke vegetatiestructuur met jonge, volwassen en aftakelende struikheide en ruimte voor vestiging en uitbreiding van heischrale soorten en bijzondere mossen. Aangezien deze gunstige condities het gevolg zijn van spontane humusprofielontwikkeling en vegetatiedynamiek kan dit proces niet worden versneld door extra maatregelen in geplagde heide. Voortgaande hoge N-depositie blijft een aanzienlijk knelpunt, alleen al als aanjager van verhoogde ammoniumbeschikbaarheid in oudere heide, mogelijk ook versnelde verzuring.
2. Aanbevelingen voor het beheer van droge heide met een gedocumenteerde plaghistorie (meestal niet ouder dan eind jaren 70) zijn afhankelijk van het optreden van bodemkundige gradiënten:
 - a. Als recent geplagde zandheide onderdeel is van een gradiënt met leemheide (op lemige moderpodzolgrond of leemgrond) en/of ontginningen, dan zou eerst deze gradiënt kunnen worden versterkt of hersteld. De door landbouw of heidebebossing ingenomen bodemvruchtbare delen worden dan weer onderdeel van het heidelandschap en beperkende nutriënten komen dan weer beschikbaar voor heidevegetaties met meer kruiden en een betere voedselkwaliteit (Nijssen & Vogels, 2014; Siepel et al., 2017). Deze nutriënten komen via begrazing ten goede aan het gehele heidelandschap.
 - b. Als alleen sprake is van zandheide (op haarpodzolgrond), eventueel in mozaïek met stuifzandheide, kan bij een hoog aandeel recent geplagde heide (van rond en na 2000) worden onderzocht of een vorm van bemesting (steenmeel, bekalking, fosfaat) gewenst is om de bodemchemie en de voedselkwaliteit van de heide te verbeteren. Uit ons onderzoek is gebleken dat er in de geplagde bodems hogere concentraties (beschikbaar) ijzer en aluminium te vinden zijn in meerdere horizonten, wat betekent dat plaggen het podzolisatieproces versnelt en dus langdurig negatief doorwerkt. Hoewel de eerste resultaten uit bemestings- en antiverzuringsmaatregelen in droge heide gunstig zijn, hebben deze maatregelen nog steeds een experimenteel karakter en behoeven ze langjarige monitoring.
3. Extensieve begrazing op landschapschaal, eventueel aangevuld met gebiedsspecifiek maatwerk in begrazing, helpt de vegetatiestructuur te verbeteren (met name de verjonging van oudere heidestruiken), hoge bedekkingen van grassen (met name smele) te

³ Uitgangspunt is goed regulier beheer, o.a. gericht op het voorkomen van dichtgroeien van heide met grove den of berk.

voorkomen, dispersie van heischrale soorten te vergroten en de toevoer van strooisel naar het humusprofiel te verminderen. Door dit laatste effect zal de door N-depositie verhoogde snelheid waarmee het humusprofiel en N-voorraden zich opbouwen, eveneens afnemen.



Figuur 8.4: Kaart met plagmaatregelen en jaar van uitvoering voor een deel van het Rozendaalse Veld, gebaseerd op de analyse van luchtfotoreeksen. Basiskaarten: AHN-hillshade en luchtfoto 2009.

Figure 8.4: Map of sod-cutting measures with corresponding year for a part of the Rozendaalse Veld (Veluwe area), based on the analysis of series of aerial photographs. Base maps: AHN hillshade and aerial photograph 2009.

Langer geleden geplagde bodems (van voor 2000) zitten qua concentraties van veel elementen in tussen de ongunstige waarden van recent geplagde en de relatief gunstige waarden van ongeplagde bodems. Op grond hiervan zou mogelijk de conclusie getrokken kunnen worden dat de effecten van plaggen reversibel zijn en dat de bodem zich op termijn zal herstellen – ook al is dit niet binnen de gemeten 35 jaar. Dit is echter allerminst zeker, omdat ons onderzoek een ruimte-voor-tijd-substitutie-opzet kent, waarin geplagde bodems niet in de tijd zijn gevolgd, maar bodems van verschillende plagleeftijden op verschillende locaties zijn onderzocht. In de tijd tussen de periode waarin de langer geleden geplagde bodems geplagd zijn en de periode van het recente plaggen zijn de effecten van de jarenlange zuurlast verder geaccumuleerd (Bobbink et al., 2017; De Vries et al., 2017). Het kan dus ook zo zijn dat de sterkere effecten die in de recent geplagde bodems gemeten worden (bijvoorbeeld de verhoging van de aluminiumconcentratie) gewoonweg veel groter zijn dan bij plaggen een aantal decennia geleden het geval was. De vergelijking met de langer geleden geplagde bodems overschat dan de snelheid van herstel van de bodem. Duidelijk is wel dat de bodemchemische effecten van plaggen op nutriëntenbeschikbaarheid, buffering en podzolisatie lang aanhouden – langer dan 25-30 jaar.

In het licht van onze onderzoeksresultaten moet 'vergrassing' soortspecifiek worden beoordeeld. In het geval van toenemende aandelen bochtige smeie, schapengras en borstelgras is sprake van een gunstige ontwikkeling. Bochtige smeie beschouwen we als indicator voor heischrale ontwikkeling en een aandeel in droge heide als gunstig (overeenkomstig de situatie op de Veluwe rond 1950; Stoutjesdijk, 1953).

Te sterke dominantie van bochtige smele kan eenvoudig worden voorkomen of verminderd door extensieve begrazing (zie § 8.4.1). Een toenemend aandeel pijpenstrootje beoordelen we als ongunstig, mogelijk indicatief voor bodemdegradatie. Nader onderzoek is dringend nodig om maatregelen te vinden voor herstel van droge heide na vergrassing door pijpenstrootje, zodanig dat langdurig negatieve effecten op bufferend vermogen en nutriëntenvoorraden (als gevolg van plaggen) worden voorkomen.

9 Referenties

- Aerts R. 1989. Aboveground biomass and nutrient dynamics of *Calluna vulgaris* and *Molinia caerulea* in a dry heathland. *Oikos* 56: 31-38.
- Aerts R. 1993. Competition between dominant plant species in heathlands. In R. Aerts & G.W. Heil (eds.), *Heathlands: patterns and processes in a changing environment*. Kluwer Academic Publishers; 125-151.
- Andresen L.C., A. Michelsen, P. Ambus & C. Beier. 2010. Belowground heathland responses after 2 years of combined warming, elevated CO₂ and summer drought. *Biogeochemistry* 101:27-42.
- Andresen L.C., S. Bode, A. Tietema, P. Boeckx & T. Rütting. 2015. Amino acid and N mineralization dynamics in heathland soil after long-term warming and repetitive drought. *SOIL* 1: 341-349.
- Arndal M.F., A. Tolver, K.S. Larsen, C. Beier & I. K. Schmidt. 2018. Fine root growth and vertical distribution in response to elevated CO₂, warming and drought in a mixed heathland-grassland. *Ecosystems* 21: 15-30.
- Barkman J.J. 1990. Ecological differences between *Calluna*- and *Empetrum*-dominated dry heath communities in Drenthe, The Netherlands. *Acta Botanica Neerlandica* 39(1): 75-92.
- Berendse F. 1990. Organic-matter accumulation and nitrogen mineralization during secondary succession in heathland ecosystems. *Journal of Ecology* 78:413-427.
- Bergsma H., J. Vogels, A. van den Burg & R. Bobbink. 2018. Is de bodemverzuring in Nederland onomkeerbaar? Door chronische verzurende depositie zal de natuur op droge zandgronden niet vanzelf herstellen. *Vakblad Natuur Bos en Landschap* april 2008: 5-7.
- Bijlsma R.J., H. Lambers & S.A.L.M. Kooijman. 2000. A dynamic whole-plant model of integrated metabolism of nitrogen and carbon. 1. Comparative ecological implications of ammonium-nitrate interactions. *Plant and Soil* 220: 49-69.
- Bijlsma R.J., R.W. de Waal & E. Verkaik. 2009a. Natuurkwaliteit dankzij extensief beheer. Nieuwe mogelijkheden voor beheer gericht op een veerkrachtig bos- en heidelandschap. *Alterra-rapport 1902*. Wageningen.
- Bijlsma R.J., R. de Waal, P. Hommel & H. Diemont. 2009b. Heide met een dikke H: een miskend onderdeel van een veerkrachtig heidelandschap. *Vakblad Natuur Bos Landschap* 6(2): 2-5.
- Bijlsma R.J., R.W. de Waal & A.F.M. ten Hoedt. 2013. Ecological qualities emerging from non-intervention management of heathlands. In W.H. Diemont, H. Siepel & N.R. Webb (eds.), *Economy and ecology of heathlands*. KNNV Publishing, Zeist; Chapter 12.
- Birch H.F. 1958. The effect of soil drying on humus decomposition and nitrogen availability. *Plant and Soil* 10: 9-31.
- Bobbink R., H.L.T. Bergsma, J. den Ouden & M.J. Weijters. 2017. Na het zuur geen zoet? Bodemverzuring in droog zandlandschap blijvend probleem. *Landschap* 2017/2: 61-69.
- Bobbink R. R. Loeb, R.J. Bijlsma & S.P.J. van Delft. 2019. Doet extreme droogte stikstofbom in droge heide barsten? *Vakblad Natuur Bos Landschap* 160: 3-6.
- Bokdam J. 2001. Effects of browsing and grazing on cyclic succession in nutrient-limited ecosystems. *Journal of Vegetation Science* 12: 875-886.
- Bråthen K.A., C.H. Fodstad & C. Galtet. 2010. Ecosystem disturbance reduces the allelopathic effects of *Empetrum hermaphroditum* humus on tundra plants. *Journal of Vegetation Science* 21: 786-795.
- Calvo-Fernández J., E. Marcosa, L. Calvo & W. Härdtle. 2015. Allocation patterns of airborne nitrogen in mountainous heathlands –A 15N tracer study in the Cantabrian Mountains (NW Spain). *Ecological Engineering* 84 (2015) 128-135.
- Chapman S.B. 1967. Nutrient budgets for a dry heath ecosystem in the South of England. *Journal of Ecology* 55: 677-689.
- De Boer W., P.J.A. Klein Gunnewiek & S.R. Troelstra. 1990. Nitrification in Dutch heathland soils. II Characteristics of nitrate production. *Plant and Soil* 127: 193-200.

- De Boer W., P.J.A. Klein Gunnewiek, M. Veenhuis, E. Bock & H. J. Laanbroek. 1991. Nitrification at low pH by aggregated chemolithotrophic bacteria. *Applied And Environmental Microbiology* 57: 3600-3604.
- De Boer W., P.J.A. Klein Gunnewiek, S.R. Troelstra & H.J. Laanbroek. 1989. Two types of chemolithotrophic nitrification in acid heathland humus. *Plant and Soil* 119, 229-235.
- De Graaf M.C.C., R. Bobbink, N.A.C. Smits, R. van Diggelen & J.G.M. Roelofs. 2009. Biodiversity, vegetation gradients and key biogeochemical processes in the heathland landscape. *Biological Conservation* 142: 2191-2201.
- De Graaf M.C.C., R. Bobbink, P.J. M. Verbeek & Jan G. M. Roelofs. 1997. Aluminium toxicity and tolerance in three heathland species. *Water, Air, and Soil Pollution* 98: 229-239.
- De Smidt J.T. 1981. De Nederlandse heidevegetaties. Wetenschappelijke Mededeling KNNV 144. Hoogwoud.
- De Vries F., W.J.M. de Groot, T. Hoogland & J. Denneboom. 2003. De bodemkaart van Nederland digitaal. Toelichting bij inhoud, actualiteit en methodiek en korte beschrijving van additionele informatie. Alterra-rapport 811. Wageningen.
- De Vries W., S. Solberg, M. Dobbartin, H. Sterba, D. Laubhann, M. van Oijen, C. Evans, P. Gundersen, J. Kros, G.W.W. Wamelink, G.J. Reinds & M.A. Sutton. 2009. The impact of nitrogen deposition on carbon sequestration by European forests and heathlands. *Forest Ecology Management* 258 (8): 1814-1823.
- De Vries W., P. Bolhuis, A. van de Burg en R. Bobbink. 2017. Doorgaande verzuring van bosbodems. Oorzaken en gevolgen voor het boscossysteem. *Vakblad Natuur Bos en Landschap* september 2017: 32-35
- Diemont W.H. 1996. Survival of Dutch heathlands. *IBN Scientific Contributions* 1. Wageningen.
- Diemont W.H. & J.H. Oude Voshaar. 1994. Effects of climate and management on the productivity of Dutch heathlands. *Journal of Applied Ecology* 31: 709-716.
- Dorland E., R. Bobbink, J. H. Messelink & J. T. A. Verhoeven. 2003. Soil ammonium accumulation after sod cutting hampers the restoration of degraded wet heathlands. *Journal of Applied Ecology* 40: 804-814.
- Edmondson J., E. Terribile, J.A. Carroll, E.A.C. Price & S.J.M. Caporn. 2013. The legacy of nitrogen pollution in heather moorlands: Ecosystem response to simulated decline in nitrogen deposition over seven years. *Science of the Total Environment* 444: 138-144.
- Ellenberg H. & Ch. Leuschner. 2010. Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen in ökologischer, dynamischer und historischer Sicht. 6. Auflage. Eugen Ulmer, Stuttgart.
- Emmer I.M. 1994. Humus form characteristics in relation to undergrowth vegetation in a *Pinus sylvestris* forest. *Acta Oecologia* 15: 677-687.
- Emmer I.M. 1995. Humus form development and succession of dwarf shrub vegetation in grass dominated primary *Pinus sylvestris* forests. *Annales des Sciences Forestières* 52: 561-571.
- Emmer I.M. & J. Sevink. 1994. Temporal changes in humus form profile during a primary succession of *Pinus sylvestris*. *Plant and Soil* 167: 281-1994.
- Emmett B.A., C. Beier, M. Estiarte, A. Tietema, H.L. Kristensen, D. Williams, J. Penúelas, I. Schmidt & A. Sowerby. 2004. The response of soil processes to climate change: results from manipulation studies of shrublands across an environmental gradient. *Ecosystems* 7: 625-637.
- Evans C.D., S.J.M. Caporn, J.A. Carroll, M.G. Pilkington, D.B. Wilson, N. Ray & N. Cresswell. 2006. Modelling nitrogen saturation and carbon accumulation in heathland soils under elevated nitrogen deposition. *Environmental Pollution* 143: 468-478.
- Falkengren-Grerup U. 1995. Interspecies differences in the preference of ammonium and nitrate in vascular plants. *Oecologia* 102: 305-311.
- Field C.D., C.D. Evans, N.B. Dise, J.R. Hall & S.J.M. Caporn. 2017. Long-term nitrogen deposition increases heathland carbon sequestration. *Science of the Total Environment* 592: 426-435.
- Forsmark B., A. Nordin, N.I. Maaroufi, T. Lundmark & M.J. Gundale. 2020. Low and high nitrogen deposition rates in northern coniferous forests have different impacts on aboveground litter production, soil respiration, and soil carbon stocks. *Ecosystems* <https://doi.org/10.1007/s10021-020-00478-8>.
- Friedrich U., K. Falk, E. Bahlmann, T. Marquardt, H. Meyer, T. Niemeyer, S. Schemmel, G. von Oheimb & W. Härdtle. 2011. Fate of airborne nitrogen in heathland ecosystems: a ¹⁵N tracer study. *Global Change Biology* 17: 1549-1559.
- Gimingham C.H. 1972. Ecology of heathlands. Chapman and Hall, London.

- Gimingham C.H. 1992. The lowland heathland management handbook. English Nature Science No. 8. Peterborough.
- Graebner P. 1904. Handbuch der Heidekultur. Engelmann, Leipzig.
- Grime J.P., J.G. Hodgson & R. Hunt. 2007. Coparative plant ecology. A functional approach to common British species. 2nd.ed. Castlepoint Press, Colvend.
- Hanley M.E. 2009. Thermal shock and germination in North-West European Genisteeae: implications for heathland management and invasive weed control using fire. *Applied Vegetation Science* 12: 385–390.
- Härdtle W., G. von Oheimb, M. Niemeyer, T. Niemeyer, Th. Assmann & H. Meyer. 2007. Nutrient leaching in dry heathland ecosystems: effects of atmospheric deposition and management. *Biogeochemistry* 86: 201–215.
- Härdtle W., M. Niemeyer, Th. Niemeyer, Th. Assmann & S. Fottner. 2006. Can management compensate for atmospheric nutrient deposition in heathland ecosystems? *Journal of Applied Ecology* 43: 759–769.
- Härdtle W., G. von Oheimb, A.-K. Gerke, M. Niemeyer, T. Niemeyer, T. Assmann, C. Drees, A. Matern & H. Meyer. 2009. Shifts in N and P budgets of heathland ecosystems: Effects of management and atmospheric inputs. *Ecosystems* 12: 298–310.
- Haugwitz M.S., A. Michelsen & A. Priemé. 2013. Drought increases litter decomposition in a dry, temperate heathland. In: Haugwitz M.S. Soil fungal community responses to global changes. PhD Thesis. University of Copenhagen.
- Heil G.W. & W.H. Diemont. 1983. Raised nutrient levels change heathland into grassland. *Vegetatio* 53: 113–120.
- Hermann M., J. Pust & R. Pott. 2005. Leaching of nitrate and ammonium in heathland and forest ecosystems in Northwest Germany under the influence of enhanced nitrogen deposition. *Plant and Soil* 273: 129–137.
- Hobbs R.J. & C.H. Gimingham. 1987. Vegetation, fire and herbivore interactions in heathland. *Advances in Ecological Research* 16: 87–173.
- Högbom L. & P. Högborg. 1991. Nitrate nutrition of *Deschampsia flexuosa* (L.) Trin. in relation to nitrogen deposition in Sweden. *Oecologia* 87(4): 488–494.
- Houghton J.T., Ding, Y., Griggs, D.J., Noguer, M., van der Linden, P.J., Dai, X., Maskell, K., Johnson, C.A. 2001. *Climate Change 2001: The Scientific Basis*. Cambridge University, Cambridge.
- Jarvis P., A. Rey, Ch. Petsikos, L. Wingate, M. Rayment, J. Pereira, J. Banza, J. David, F. Miglietta, M. Borghetti, G. Manca & R. Valentini. 2007. Drying and wetting of Mediterranean soils stimulates decomposition and carbon dioxide emission: the “Birch effect”. *Tree Physiology* 27: 929–940.
- Kaagman M. & J. Fanta. 1993. Cyclic succession in heathland under enhanced nitrogen deposition: a case study from the Netherlands. *Scripta Geobotanica* 21: 29–38.
- Kemmers R.H., S.P.J. van Delft, M.C. van Riel, P.W.F.M. Hommel, A.J.M. Jansen, B. Klaver, R. Loeb, J. Runhaar & H. Smeenge. 2011. *Landschapsleutel; Leidraad voor natuurontwikkeling*. Alterra-rapport 2140, Wageningen.
- Kleijn D., R.M. Bekker, R. Bobbink, M.C. C. de Graaf & J.G.M. Roelofs. 2008. In search for key biogeochemical factors affecting plant species persistence in heathland and acidic grasslands: a comparison of common and rare species. *Journal of Applied Ecology* 45: 680–687.
- Kongstad J., I.K. Schmidt, T. Riis-Nielsen, M.F. Arndal, T.N. Mikkelsen & C. Beier. 2012. High resilience in heathland plants to changes in temperature, drought, and CO₂ in combination: Results from the CLIMAITE Experiment. *Ecosystems* 15: 269–283.
- Kopittke G.R., A. Tietema & J.M. Verstraten. 2012. Soil acidification occurs under ambient conditions but is retarded by repeated drought: Results of a field-scale climate manipulation experiment. *Science of the Total Environment* 439: 332–342.
- Kristensen H.L. 2001. High immobilization of NH₄⁺ in Danish heath soil related to succession, soil and nutrients: implications for critical loads of N. *Water, Air and Soil Pollution: Focus* 1: 211–230.
- Lundström U.S., N. van Breemen & A.G. Jongmans, 1995. Evidence for microbial decomposition of organic acids during podzolization. *European Journal of Soil Science* 46: 489–496.
- Meyer-Grünefeldt M., L. Calvo, E. Marcos, G. von Oheimb & W. Härdtle. 2015. Impacts of drought and nitrogen addition on *Calluna* heathlands differ with plant life-history stage. *J.Ecol.* 103, 1141–1152.

- Mitchell R.J., M.H.D. Auld, J.M. Hughes & R.H. Marrs. 2000. Estimates of nutrient removal during heathland restoration on successional sites in Dorset, southern England. *Biological Conservation* 95: 233-246.
- Niemeyer M., Th. Niemeyer, S. Fottner, W. Härdtle & A. Mohamed. 2007. Impact of sod-cutting and choppering on nutrient budgets of dry heathlands. *Biological Conservation* 134: 344-353.
- Nijssen M.E. & J.J. Vogels, 2014. *Heidelandschap in ontwikkeling*. OBN Deskundigenteam Droog zandlandschap. KNNV Publishing, Zeist.
- Penüelas J., C. Gordon, L. Llorens, T. Nielsen, A. Tietema, Claus Beier, P. Bruna, B. Emmett, M. Estiarte & A. Gorissen. 2004. Nonintrusive field experiments show different plant responses to warming and drought among sites, seasons, and species in a North-South European Gradient. *Ecosystems* 7: 598-612.
- Pilkington M.G., S.J.M. Caporn, J.A. Carroll, N. Cresswell, J.A. Lee, T.W. Ashenden, S.A. Brittain, B. Reynolds & B.A. Emmett. 2004. Effects of increased deposition of atmospheric nitrogen on an upland moor: leaching of N species and soil solution chemistry. *Environmental Pollution* 135: 29-40.
- Power S.A., M.R. Ashmore, A.C. Terry, S.J.M. Caporn, M.G. Pilkington, D.B. Wilson, C.G. Barker, J.A. Carroll, N. Cresswell, E.R. Green & G.W. Heil. 2004. Linking field experiments to long-term simulation of impacts of nitrogen deposition on heathlands and moorlands. *Water, Air, and Soil Pollution: Focus* 4: 259-267.
- Power S.A., E.R. Green, Ch.G. Barker, J.N.B. Bell & M.R. Ashmore. 2006. Ecosystem recovery: heathland response to a reduction in nitrogen deposition. *Global Change Biology* 12: 1241-1252.
- Preston C.D. & M.O. Hill. 1997. The geographical relationships of British and Irish vascular plants. *Botanical Journal of the Linnean Society* 124: 1-120.
- Roem W.J. & F. Berendse. 2000. Soil acidity and nutrient supply ratio as possible factors determining changes in plant species diversity in grassland and heathland communities. *Biological Conservation* 92: 151-161.
- Rowe E.C., C.D. Evans, B.A. Emmett, B. Reynolds, R.C. Helliwell, M.C. Coull & C.J. Curtis. 2006. Vegetation type affects the relationship between soil carbon to nitrogen ratio and nitrogen leaching. *Water, Air, and Soil Pollution* 177: 335-347.
- Sanaullah M., C. Rumpel, X. Charrier & A. Chabbi. 2012. How does drought stress influence the decomposition of plant litter with contrasting quality in a grassland ecosystem? *Plant Soil* 352:277-288.
- Sass-Gyarmati, A., B. Papp & A. Tietema. 2015. Effects of experimental increase of temperature and drought on heathland vegetation. *Acta Biologica Plantarum Agriensis* 3: 31-42.
- Sauer D., H. Sponagel, M. Sommer, L. Giani, R. Jahn & K. Stahr. 2007. Podzol: Soil of the year 2007. A review on its genesis, occurrence, and functions. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 170: 581-597.
- Schmidt I.K., A. Tietema, D. Williams, P. Gundersen, C. Beier, B.A. Emmett & M. Estiarte. 2004. Soil solution chemistry and element fluxes in three European heathlands and their responses to warming and drought. *Ecosystems* 7: 638-649.
- Siebel H.N. & R.J. Bijlsma. 2007. Europese verspreiding en status van Nederlandse mossen. *Buxbaumiella* 77: 22-48.
- Siepel H., H. Siebel, T. Verstrael, A. Van den Burg & J. Vogels. 2009. Herstel van lange termijn effecten van verzuring en vermessing in het droog zandlandschap. *De Levende Natuur* 110:124-129.
- Siepel, H., A. Cliquet, L.C. Vreugdenhil & R.J. Bijlsma. 2017. Wat kunnen we doen, wat moeten we laten? Herstel van het droog zandlandschap. *Landschap* 2017/2: 87-93.
- Siepel H., J. Vogels, R. Bobbink, R.-J. Bijlsma, E. Jongejans, R. de Waal, M. Weijters. 2018. Continuous and cumulative acidification and N deposition induce P limitation of the microarthropod soil fauna of mineral-poor dry heathlands. *Soil Biology and Biochemistry* 119: 128-134.
- Stortelder A.H.F., J.T. de Smidt & C.A. Swertz. 1996. Calluno-Ulicetea. In J.H.J. Schaminée, A.H.F. Stortelder & E.J. Weeda, *De Vegetatie van Nederland. Deel 3. Plantengemeenschappen van graslanden, zomen en droge heiden*. Opulus Press, Uppsala/Leiden; 287-316.
- Stoutjesdijk P. 1953. Vegetatiekundig onderzoek van Veluwe heidevelden. In *Studiekring voor de Veluwe, Heeft onze heide nog toekomst?* Arnhem; 15-32.

- Ten Cate J.A.M., A.F. van Holst, H. Kleijer & J. Stolp. 1995. Handleiding bodemgeografisch onderzoek; Richtlijnen en voorschriften; Deel A: Bodem. SC-DLO. Technisch document 19A, Wageningen.
- Troelstra S.R., R. Wagenaar & W. de Boer. 1990. Nitrification in Dutch heathland soils I. General soil characteristics and nitrification in undisturbed soil cores. *Plant and Soil* 127: 179-19.
- Van Delft B., R. de Waal, R. Kemmers, P. Mekking & J. Sevink. 2006. Field guide Humus Forms; Description and classification of humus forms for ecological applications. Alterra, Wageningen.
- Van Delft S.P.J., G.J. Maas & R.W. de Waal. 2015. De Landschapsleutel OnLine. <http://landschapsleutel.wur.nl/>. Alterra - WageningenUR, Wageningen.
- Van Delft S.P.J. 2018. Natuurpotentie voor enkele percelen in Willinks Weust; Aanvullend ecopedologisch en bodemchemisch onderzoek PAS/Natura 2000 Willinks Weust. WENR-Rapport 2913, Wageningen.
- Van den Berg L.J.L. 2006. Species-rich heathland degraded by atmospheric N deposition: perspectives for restoration. PhD thesis. Nijmegen University, Nijmegen, the Netherlands.
- Van den Berg L.J.L., Ph. Vergeer & J.G.M. Roelofs. 2003. Heathland restoration in The Netherlands: Effects of turf cutting depth on germination of *Arnica montana*. *Applied Vegetation Science* 6: 117-124.
- Van den Burg A., A. Dees, T. Huigens, R.-J. Bijlsma & R. de Waal. 2014. Voedselkwaliteit en biodiversiteit in bossen van de hoge zandgronden. Rapport nr. 2014/OBN186-DZ. Directie Agrokennis, Ministerie van Economische Zaken, Den Haag.
- Van der Maas M.P. 1990. Hydrochemistry of two douglas fir ecosystems and a heather ecosystem in the Veluwe. Report Agricultural University of Wageningen.
- Van Meeteren M.J.M., A. Tietema, E.E. van Loon & J.M. Verstraten. 2008. Microbial dynamics and litter decomposition under a changed climate in a Dutch heathland. *Applied Soil Ecology* 38:119-127.
- Van Wieren S. 2013. The come-back shrub: regained dominance of *Calluna vulgaris* after 25 years of cattle grazing. In W.H. Diemont, H. Siepel & N.R. Webb (eds.), *Economy and ecology of heathlands*. KNNV Publishing, Zeist; 200-201.
- Velders, G.J.M., Aben, J.M.M., Van Jaarsveld, J.A., Van Pul, W.A.J., De Vries, W.J. & Van Zanten, M.C., 2010. Grootschalige stikstofdepositie in Nederland; Herkomst en ontwikkeling in de tijd. Den Haag/Bilthoven, Planbureau voor de Leefomgeving (PBL). PBL-publicatie 500088007/2010. 64 p.
- Vogels J.J., A. van den Burg, E. Remke & H. Siepel. 2011. Effectgerichte maatregelen voor het herstel en beheer van faunagemeenschappen van heideterreinen. Evaluatie en ontwerp van bestaande en nieuwe herstelmaatregelen (2006-2010). Ministerie van EZ, Directie Kennis en Innovatie, Rapport 2011/OBN152-DZ, Den Haag.
- Vogels J.J., W.C.E.P. Verberk, L.P.M. Lamers & H. Siepel. 2016. Can changes in soil biochemistry and plant stoichiometry explain loss of animal diversity of heathlands? *Biological Conservation* 212: 432-447.
- Vogels J.J., E. Bohnen-Verbaarschot, R. Bobbink, R. Loeb, M. Scherpenisse, P. Verbeek & H. Bergsma. in prep. Monitoring steenmeeltoepassing ten behoeve van herstel biodiversiteit in het Nationale Park de Hoge Veluwe – Eindrapportage. Stichting Bargerveen/ Onderzoekcentrum B-WARE/Natuurbalans, Nijmegen.
- Weeda E.J., R. Haveman & I. de Ronde. 2017. *Nardetea*. In J.H.J. Schaminée et al., *Revisie Vegetatie van Nederland*. *Stratiotes* 50/51: 72-77. Lichtenvoorde.
- Wessel W., A. Tietema, C. Beier, B. A. Emmett, J. Penúelas & T. Riis-Nielsen. 2004. A qualitative ecosystem assessment for different shrublands in Western Europe under impact of climate change. *Ecosystems* 7: 662-671.
- Westerhoff W.E. 2003. Formatie van Breda. In: *Lithostratigrafische Nomenclator van de Ondiepe Ondergrond*. Retrieved 28-4-2020 from <https://www.dinoloket.nl/formatie-van-breda>.

Bijlage 1: Basisgegevens van de meetpunten

Zie hoofdstuk 2 voor toelichting op regio's, gebiedscodes, N-depositie en klimaatvariabelen. Meetpunten zonder plagjaar betreffen ongeplagde heide.

leef- tijd	plag- jaar	max- temp7	max- temp2	min- temp7	min- temp2	max- temp	temp	neer- slag +	neer- slag	Ndep	rdy	rdx	chem	punt	gebied	regio
leeftijd	plagjaar	gemiddelde maximum temperatuur juli (°C)	gemiddelde maximum temperatuur februari (°C)	gemiddelde minimum temperatuur juli (°C)	gemiddelde minimum temperatuur februari (°C)	gemiddelde maximale jaartemperatuur (°C)	gemiddelde jaartemperatuur (°C)	gemiddeld jaarlijks neerslagoverschot (mm)	gemiddelde jaarneerslag (mm)	N-depositie 2018 (mol/ha)	rdy (m)	rdx (m)	chemische analyse	meetpunt	gebied	regio
		22.6	5.6	12.3	-0.4	5.5	9.6	274	836	2186	498750.8	225110.7	0	AR1	AR	M
		22.6	5.6	12.3	-0.4	5.5	9.6	274	836	2186	498725.0	225146.2	1	AR2	AR	M
26	1992	22.6	5.6	12.3	-0.4	5.5	9.6	274	836	2186	498723.3	225175.3	0	AR3	AR	M
27	1991	22.6	5.6	12.3	-0.4	5.5	9.6	274	836	2186	498685.5	225192.4	1	AR4	AR	M
		22.6	5.6	12.3	-0.4	5.5	9.6	274	836	2186	498703.1	225193.0	0	AR5	AR	M
		22.4	5.5	12.4	-0.2	5.6	9.4	315	870	1146	559150.9	239885.6	0	BA1	BA	N
		22.4	5.5	12.4	-0.2	5.6	9.4	315	870	1146	559008.6	239782.1	1	BA3	BA	N
		22.3	5.4	12.4	-0.2	5.6	9.4	311	866	1146	559609.5	239556.5	0	BA5	BA	N

regio	gebied	punt	chem	rdx	rdy	Ndep	neer- slag	neer- slag +	temp	max- temp	min- temp	min- temp2	min- temp7	max- temp2	max- temp7	plag- jaar	leef- tijd
N	BA	BA6	1	239477.6	559594.5	1146	866	311	9.4	13.5	5.6	-0.2	12.4	5.4	22.3	1989	29
N	BA	BA7	1	239543.4	559504.2	1146	869	314	9.4	13.5	5.6	-0.2	12.4	5.4	22.3	1989	29
M	BH	BH1	1	140669.3	474949.4	1361	915	337	10.0	13.9	6.0	0.2	12.9	6.2	22.4		
M	BH	BH10	0	140991.7	474637.2	1361	915	337	10.0	13.9	6.0	0.2	12.9	6.2	22.4	1989	29
M	BH	BH24	1	140668.7	474337.5	1361	918	340	10.0	13.9	6.0	0.2	12.9	6.2	22.4	1999	19
M	BH	BH26	1	140778.2	474347.4	1361	918	340	10.0	13.9	6.0	0.2	12.9	6.2	22.4	1999	19
M	BH	BH4	0	140716.0	474866.8	1361	915	337	10.0	13.9	6.0	0.2	12.9	6.2	22.4		
M	BH	BH6	1	141011.4	474828.1	1404	915	337	10.0	13.9	6.0	0.2	12.9	6.2	22.4	1989	29
M	BH	BH9	0	141009.5	474750.8	1404	915	337	10.0	13.9	6.0	0.2	12.9	6.2	22.4	1989	29
Z	BR	BR3	0	197597.0	325851.7	1432	826	245	10.2	14.2	5.8	-0.3	12.8	6.1	23.5		
Z	BR	BR4	1	197659.0	325852.8	1432	823	242	10.2	14.2	5.8	-0.3	12.8	6.1	23.5		
Z	BR	BR5	0	197491.3	325861.2	1432	826	245	10.2	14.2	5.8	-0.3	12.8	6.1	23.5		
Z	BR	BR7	0	196991.4	325944.6	1743	826	245	10.2	14.2	5.8	-0.3	12.8	6.1	23.5		
Z	BR	BR8	0	197027.0	325938.1	1432	826	245	10.2	14.2	5.8	-0.3	12.8	6.1	23.5		
M	DH	DH1	1	187375.3	487745.8	1296	893	326	9.7	13.6	5.7	-0.2	12.6	5.7	22.4		
M	DH	DH11	0	187395.0	486919.4	1453	899	332	9.7	13.6	5.7	-0.2	12.6	5.7	22.4		
M	DH	DH2	0	187386.3	487704.2	1296	893	326	9.7	13.6	5.7	-0.2	12.6	5.7	22.4		
M	DH	DH3	1	187337.6	487731.1	1296	893	326	9.7	13.6	5.7	-0.2	12.6	5.7	22.4	2000	18
M	DH	DH4	0	187353.9	487677.4	1296	893	326	9.7	13.6	5.7	-0.2	12.6	5.7	22.4	2000	18
M	DH	DH9	0	187416.5	487032.3	1296	899	332	9.7	13.6	5.7	-0.2	12.6	5.7	22.4	2008	10

regio	gebied	punt	chem	rdx	rdy	Ndep	neer- slag	neer- slag +	temp	max- temp	min- temp	min- temp2	min- temp7	max- temp2	max- temp7	plag- jaar	leef- tijd
N	DW	DW1	0	222451.6	533351.4	1147	894	334	9.5	13.5	5.6	-0.2	12.4	5.5	22.2		
N	DW	DW2	0	222374.3	533289.4	1147	894	334	9.5	13.5	5.6	-0.2	12.4	5.5	22.2		
N	HV	HV1	0	211333.9	536428.2	1330	859	297	9.5	13.4	5.7	-0.2	12.5	5.4	22.1		
N	HV	HV2	0	211367.3	536458.5	1330	859	297	9.5	13.4	5.7	-0.2	12.5	5.4	22.1		
N	HV	HV3	1	211787.7	536522.8	1330	862	301	9.5	13.4	5.7	-0.2	12.5	5.4	22.1		
N	HV	HV4	0	211912.3	536491.5	1330	862	301	9.5	13.4	5.7	-0.2	12.5	5.4	22.1	1996	22
N	HV	HV5	1	211864.2	536582.3	1330	862	301	9.5	13.4	5.7	-0.2	12.5	5.4	22.1	1996	22
N	HV	HV6	1	211755.3	535780.0	1291	862	301	9.5	13.4	5.7	-0.2	12.5	5.4	22.1	1991	27
Z	KA	KA10	0	146190.1	397579.5	1266	822	243	10.2	14.4	5.8	0.0	12.8	6.6	23.3		
Z	KA	KA17	1	146886.8	397325.8	1266	819	240	10.2	14.4	5.8	0.0	12.8	6.6	23.3		
Z	KA	KA24	1	146853.9	397743.1	1266	820	241	10.2	14.4	5.8	0.0	12.8	6.6	23.3	1998	20
Z	KA	KA25	0	146884.4	397677.5	1266	820	241	10.2	14.4	5.8	0.0	12.8	6.6	23.3	1998	20
Z	KA	KA7	0	145787.1	398258.4	1540	822	243	10.2	14.4	5.8	0.0	12.8	6.6	23.3	1989	29
Z	KA	KA8	1	145770.8	398217.7	1540	822	243	10.2	14.4	5.8	0.0	12.8	6.6	23.3	1989	29
Z	KA	KA9	0	145801.2	398209.8	1540	822	243	10.2	14.4	5.8	0.0	12.8	6.6	23.3	1989	29
Z	LB	LB11	0	163680.2	379304.3	1970	812	234	10.3	14.5	5.8	-0.1	12.7	6.5	23.5		
Z	LB	LB21	1	163847.5	378908.7	1836	812	234	10.3	14.5	5.8	-0.1	12.7	6.5	23.5	2000	18
Z	LB	LB22	1	163839.9	378952.6	1836	812	234	10.3	14.5	5.8	-0.1	12.7	6.5	23.5	2000	18
Z	LB	LB24	1	163530.1	379323.9	1970	813	235	10.3	14.5	5.8	-0.1	12.7	6.5	23.5	1994	24
Z	LB	LB9	0	163661.0	379291.2	1970	812	234	10.3	14.5	5.8	-0.1	12.7	6.5	23.5		

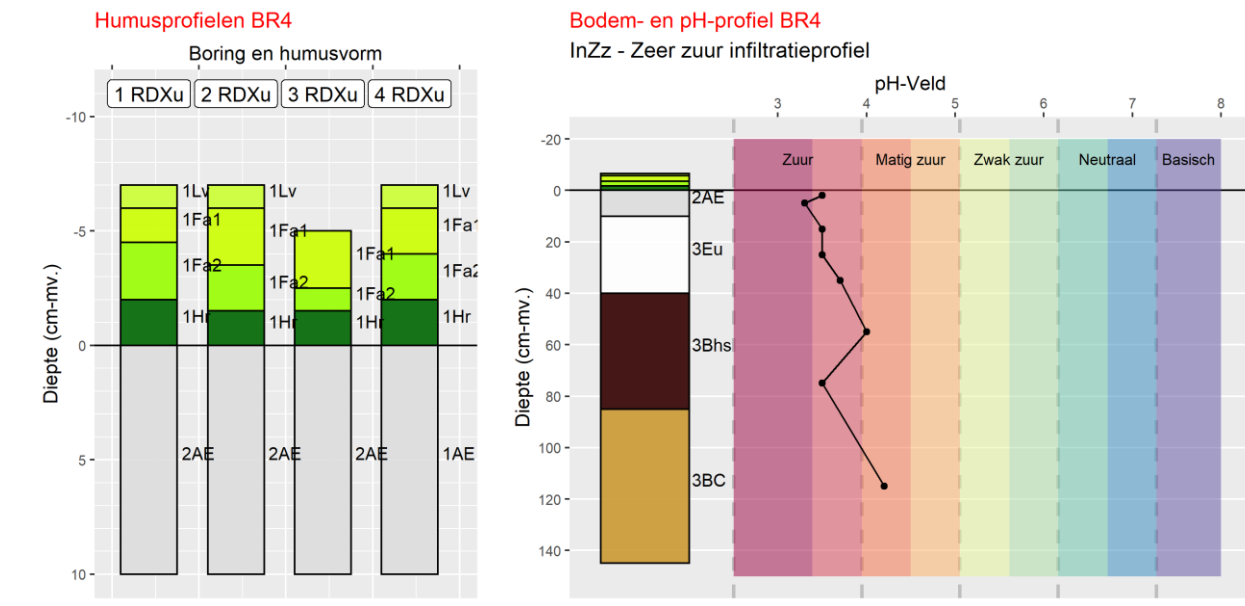
regio	gebied	punt	chem	rdx	rdy	Ndep	neer- slag	neer- slag +	temp	max- temp	min- temp	min- temp2	min- temp7	max- temp2	max- temp7	plag- jaar	leef- tijd
M	LH	LH14	1	152525.1	458651.1	1406	906	333	10.0	14.1	5.9	0.1	12.8	6.3	22.7	1987	31
M	LH	LH16	1	152787.1	458486.9	1406	904	331	10.0	14.1	5.8	0.1	12.8	6.3	22.8	1995	23
M	LH	LH17	0	152928.9	458472.1	1406	904	331	10.0	14.1	5.8	0.1	12.8	6.3	22.8	1995	23
M	LH	LH18	0	152847.6	458447.3	1406	904	331	10.0	14.1	5.8	0.1	12.8	6.3	22.8	1995	23
M	LH	LH2	1	152438.0	459194.9	1769	906	333	10.0	14.1	5.9	0.1	12.8	6.3	22.7		
M	LH	LH9	0	152830.1	458415.2	1406	904	331	10.0	14.1	5.8	0.1	12.8	6.3	22.8		
N	MA	MA1	0	237663.6	533635.6	1346	867	309	9.5	13.6	5.5	-0.3	12.3	5.5	22.4		
N	MA	MA2	1	237661.2	533605.9	1346	867	309	9.5	13.6	5.5	-0.3	12.3	5.5	22.4	1995	23
N	MA	MA3	0	237729.0	533787.8	1346	867	309	9.5	13.6	5.5	-0.3	12.3	5.5	22.4		
N	MA	MA4	1	237718.7	533762.7	1346	867	309	9.5	13.6	5.5	-0.3	12.3	5.5	22.4	1995	23
N	MA	MA5	1	237464.7	533679.6	1346	870	312	9.5	13.6	5.5	-0.3	12.3	5.5	22.4		
N	MA	MA6	0	237480.3	533692.1	1346	870	312	9.5	13.6	5.5	-0.3	12.3	5.5	22.4	1995	23
M	RV	RV1	1	195085.8	449112.8	1179	907	342	9.7	13.9	5.6	-0.3	12.5	5.9	23.0		
M	RV	RV2	0	195124.2	449159.9	1179	907	342	9.7	13.9	5.6	-0.3	12.5	5.9	23.0		
M	RV	RV3	0	195163.0	449159.8	1179	907	342	9.7	13.9	5.6	-0.3	12.5	5.9	23.0	1996	22
M	RV	RV4	0	195066.1	449170.9	1179	907	342	9.7	13.9	5.6	-0.3	12.5	5.9	23.0	1996	22
M	RV	RV5	0	195018.8	449183.6	1179	907	342	9.7	13.9	5.6	-0.3	12.5	5.9	23.0	1996	22
M	RV	RV6	1	195189.4	449165.5	1179	907	342	9.7	13.9	5.6	-0.3	12.5	5.9	23.0	2000	18
M	RV	RV7	1	195226.0	449175.4	1179	907	342	9.7	13.9	5.6	-0.3	12.5	5.9	23.0	2000	18
M	RV	RV8	0	195033.1	449214.8	1179	907	342	9.7	13.9	5.6	-0.3	12.5	5.9	23.0	2000	18

regio	gebied	punt	chem	rdx	rdy	Ndep	neer- slag	neer- slag +	temp	max- temp	min- temp	min- temp2	min- temp7	max- temp2	max- temp7	plag- jaar	leef- tijd
M	SH	SH1	0	225383.4	484200.9	1192	843	279	9.6	13.7	5.4	-0.4	12.3	5.6	22.7		
M	SH	SH2	0	225374.6	484173.1	1192	843	279	9.6	13.7	5.4	-0.4	12.3	5.6	22.7	1991	27
M	SH	SH4	1	225473.7	484127.1	1192	843	279	9.6	13.7	5.4	-0.4	12.3	5.6	22.7	1991	27
M	SH	SH6	0	225365.1	484119.3	1192	843	279	9.6	13.7	5.4	-0.4	12.3	5.6	22.7	1991	27
M	SH	SH7	0	225545.9	484174.7	1192	843	279	9.6	13.7	5.4	-0.4	12.3	5.6	22.7		
Z	ST	ST21	1	170585.4	378927.4	1238	796	218	10.3	14.5	5.8	-0.2	12.7	6.5	23.5	1988	30
Z	ST	ST5	1	169463.6	379747.1	1340	801	224	10.3	14.5	5.8	-0.2	12.7	6.5	23.5		
M	TH	TH1	1	193459.4	451682.4	1809	922	357	9.7	13.8	5.6	-0.3	12.5	5.9	22.9		
M	TH	TH2	0	193595.8	451709.0	1809	922	357	9.7	13.8	5.6	-0.3	12.5	5.9	22.9		
M	TH	TH3	0	193638.6	451799.3	1809	919	354	9.7	13.8	5.6	-0.3	12.5	5.9	22.9		
M	TH	TH6	0	193766.1	451858.9	1809	919	354	9.7	13.8	5.6	-0.3	12.5	5.9	22.9	1983	35
M	TH	TH7	1	193772.0	451904.1	1809	919	354	9.7	13.8	5.6	-0.3	12.5	5.9	22.9	1983	35
M	TH	TH8	1	193824.8	451935.6	1809	919	354	9.7	13.8	5.6	-0.3	12.5	5.9	22.9	1983	35

Bijlage 2: Factsheets bodemprofielen BR4, ST5 en TH1

Voorbeelden van factsheets bodemprofielen voor de locaties waar ook poriewateranalyse heeft plaatsgevonden (zie § 7.2.2).

Factsheet BR4 (Brunssummerheide)



Boorpuntgegevens BR4

Locatie	X	Y	Hoogte Gebruik		
BR4	197,658	325,851	99.03 WH		
Puntcode	Bodemeenheid	GHG	GLG	GWS Gt	Bewortelbare diepte
2z421-	Hd31			999 VIIIId	80
Opmerking					
4					

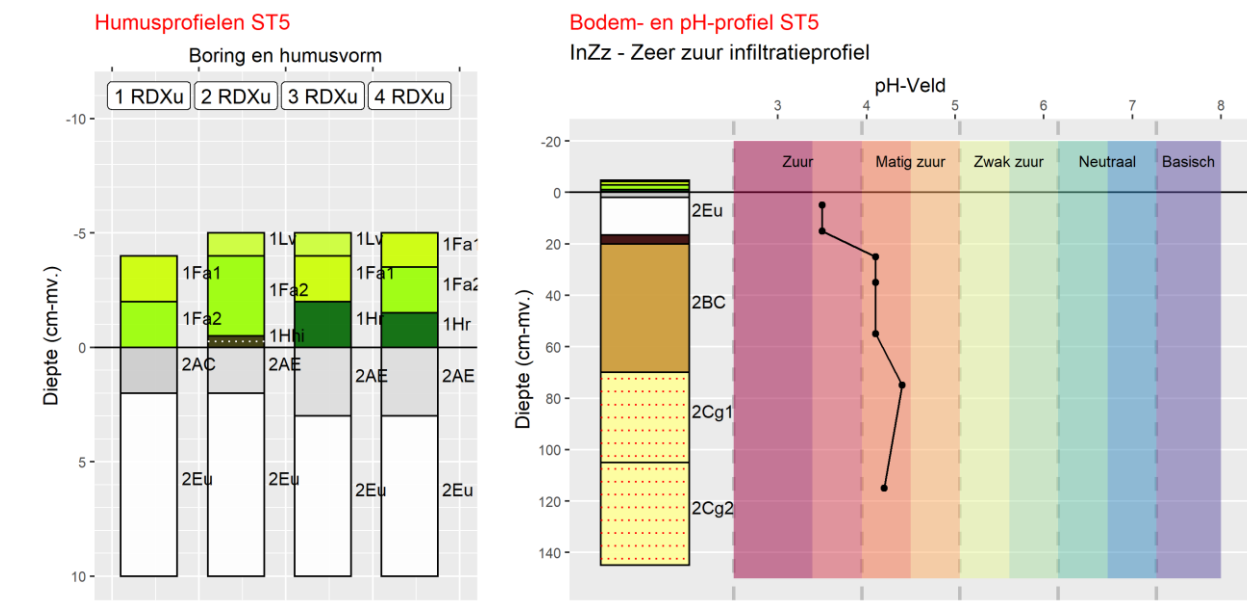
Profielopbouw BR4 (tot 40 cm gemiddeld over boringen)

Laag Horcode	Boven	Onder M	Org VS	< 2 µm	< 50 µm	M50	K	R	Geo Opmerking
1 1Lv	-6.5	-5.8	99 L	0			1	171	
2 1Fa1	-5.8	-3.6	99 L	0			1	171	
3 1Fa2	-3.6	-1.8	99 L	0			1	171	
4 1Hr	-1.8	0.0	90 L	0			1	171	
5 2AE	0.0	10.0	3	0	8	145	1	612 grijs	
6 3Eu	10.0	40.0	0.2	0	4	130	1	333 wit	
7 3Bhs	40.0	85.0	4	3	17	160	1	333	
8 3BC	85.0	145.0	0.5	3	17	160	1	333	

Humusprofielen in boringen

Boring	Laag	Boven	Onder Horcode	Org VS	< 2 µm	< 50 µm	M50	Geo Opmerking
BR4-1 RDXu Humusxeromormoder								
	1	-7.0	-6.0 1Lv	99.0 L	0			171
	2	-6.0	-4.5 1Fa1	99.0 L	0			171
	3	-4.5	-2.0 1Fa2	99.0 L	0			171
	4	-2.0	0.0 1Hr	90.0 L	0			171
	5	0.0	10.0 2AE	3.0	0	8	145	612 grijs
	6	10.0	40.0 3Eu	0.2	0	4	130	333 wit
BR4-2 RDXu Humusxeromormoder								
	1	-7.0	-6.0 1Lv	99.0 L	0			171
	2	-6.0	-3.5 1Fa1	99.0 L	0			171
	3	-3.5	-1.5 1Fa2	99.0 L	0			171
	4	-1.5	0.0 1Hr	90.0 L	0			171
	5	0.0	10.0 2AE	3.0	3	16	160	612
	6	10.0	40.0 3Eu	0.2	0	4	130	333 wit
BR4-3 RDXu Humusxeromormoder								
	1	-5.0	-2.5 1Fa1	99.0 L	0			171
	2	-2.5	-1.5 1Fa2	99.0 L	0			171
	3	-1.5	0.0 1Hr	90.0 L	0			171
	4	0.0	10.0 2AE	3.0	3	16	160	612
	5	10.0	40.0 3Eu	0.2	0	4	130	333 wit

Boring	Laag	Boven	Onder Horcode	Org VS	< 2 µm	< 50 µm	M50	Geo Opmerking
BR4-4 RDXu Humusxeromormoder								
	1	-7.0	-6.0 1Lv	99.0 L	0			171
	2	-6.0	-4.0 1Fa1	99.0 L	0			171
	3	-4.0	-2.0 1Fa2	99.0 L	0			171
	4	-2.0	0.0 1Hr	90.0 L	0			171
	5	0.0	10.0 1AE	4.0	3	16	160	612
	6	10.0	40.0 3Eu	0.2	0	4	130	333 wit



Boorpuntgegevens ST5

Locatie	X	Y	Hoogte Gebruik		
ST5	169,461	379,747	22.34 WH		
Puntcode	Bodemeenheid	GHG	GLG	GWS Gt	Bewortelbare diepte
2z422-	Hd33	90		999 VIIId	70
Opmerking					
4					

Profielopbouw ST5 (tot 40 cm gemiddeld over boringen)

Laag Horcode	Boven	Onder M	Org VS	< 2 µm	< 50 µm	M50	K	R	Geo Opmerking
1 1Lv	-4.8	-4.2	99 L	0			1	171	
2 1Fa1	-4.2	-2.9	99 L	0			1	171	
3 1Fa2	-2.9	-1.0	99 L	0			1	171	
4 1Hr	-1.0	-0.1	90 L	0			1	171	
5 1Hhi	-0.1	0.0	50 L	0			1	171	
6 2AC	0.0	2.0	3	2	14	145	1	411	
7 2Eu	2.0	16.5	1.5	2	14	145	1	411	
8 2Bhs	16.5	20.0	4	2	14	145	1	411	
9 2BC	20.0	70.0	0.2	2	14	145	1	411	
10 2Cg1	70.0	105.0	0	4	18	140	1	411	zwak roestig
11 2Cg2	105.0	145.0	0	4	20	140	1	411	roestig

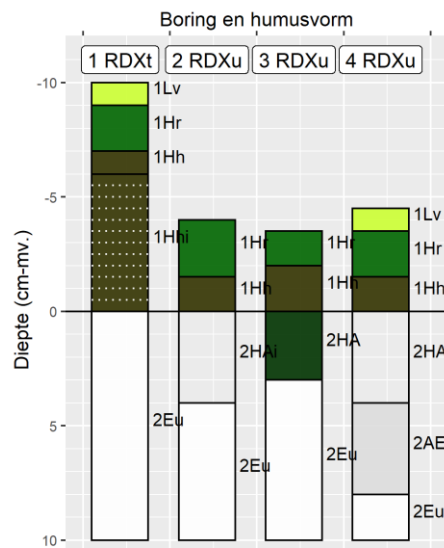
Humusprofielen in boringen

Boring	Laag	Boven	Onder Horcode	Org VS	< 2 µm	< 50 µm	M50	Geo Opmerking
ST5-1 RDXu Humusxeromormoder								
	1	-4.0	-2.0 1Fa1	99.0 L	0			171
	2	-2.0	0.0 1Fa2	99.0 L	0			171
	3	0.0	2.0 2AC	3.0	2	14	145	411
	4	2.0	15.0 2Eu	1.5	2	14	145	411
	5	15.0	20.0 2Bhs	4.0	2	14	145	411
	6	20.0	40.0 2BC	0.2	2	14	145	411
ST5-2 RDXu Humusxeromormoder								
	1	-5.0	-4.0 1Lv	99.0 L	0			171
	2	-4.0	-0.5 1Fa2	99.0 L	0			171

Boring	Laag	Boven	Onder Horcode	Org VS	< 2 µm	< 50 µm	M50	Geo Opmerking
	3	-0.5	0.0 1Hhi	50.0 L	0			171
	4	0.0	2.0 2AE	2.0	2	14	145	411
	5	2.0	15.0 2Eu	1.5	2	14	145	411
	6	15.0	20.0 2Bhs	4.0	2	14	145	411
	7	20.0	40.0 2BC	0.2	2	14	145	411
ST5-3 RDXu Humusxeromormoder								
	1	-5.0	-4.0 1Lv	99.0 L	0			171
	2	-4.0	-2.0 1Fa1	99.0 L	0			171
	3	-2.0	0.0 1Hr	90.0 L	0			171
	4	0.0	3.0 2AE	2.0	2	14	145	411
	5	3.0	15.0 2Eu	1.5	2	14	145	411
	6	15.0	20.0 2Bhs	4.0	2	14	145	411
	7	20.0	40.0 2BC	0.2	2	14	145	411
ST5-4 RDXu Humusxeromormoder								
	1	-5.0	-3.5 1Fa1	99.0 L	0			171
	2	-3.5	-1.5 1Fa2	99.0 L	0			171
	3	-1.5	0.0 1Hr	90.0 L	0			171
	4	0.0	3.0 2AE	2.0	2	14	145	411
	5	3.0	15.0 2Eu	1.5	2	14	145	411
	6	15.0	20.0 2Bhs	4.0	2	14	145	411
	7	20.0	40.0 2BC	0.2	2	14	145	411

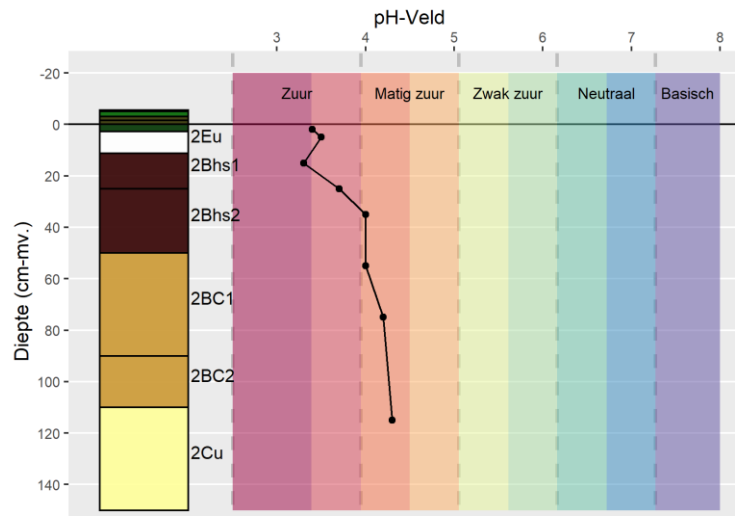
Factsheet TH1 (Terletse Heide)

Humusprofielen TH1



Bodem- en pH-profiel TH1

InZz - Zeer zuur infiltratieprofiel



Boorpuntgegevens TH1

Locatie	X	Y	Hoogte Gebruik		
TH1	193,460	451,681	61.83 WH		
Puntcode	Bodemeenheid	GHG	GLG	GWS Gt	Bewortelbare diepte
g2z511-	gHd71			999 VIIIId	50
Opmerking					
4					

Profielopbouw TH1 (tot 40 cm gemiddeld over boringen)

Laag	Horcode	Boven	Onder	M	Org	VS	< 2 µm	< 50 µm	M50	K	R	Geo	Opmerking
1	1Lv	-5.5	-5.0			99 L	0				1	171	Dode moslaag
2	1Hr	-5.0	-3.0			99 L	0				1	171	bruin

Laag	Horcode	Boven	Onder	M	Org	VS	< 2 µm	< 50 µm	M50	K	R	Geo	Opmerking
3	1Hh	-3.0	-1.5		99	L	0				1	171	zwart
4	1Hhi	-1.5	0.0		99	L	0				1	171	met loodzand
5	1HA	0.0	2.8										
6	2Eu	2.8	11.2	3			0	4	220	1		531	grijs
7	2Bhs1	11.2	25.0	6			0	4	220	1		531	zwart
8	2Bhs2	25.0	50.0	2			0	4	220	1		531	
9	2BC1	50.0	90.0	0.5			0	3	230	1		531	
10	2BC2	90.0	110.0	0.1			0	3	230	1		531	
11	2Cu	110.0	150.0	0			0	3	220	1		531	geel

Humusprofielen in boringen

Boring	Laag	Boven	Onder	Horcode	Org	VS	< 2 µm	< 50 µm	M50	Geo	Opmerking
TH1-1 RDXt Holtxeromormoder											
	1	-10.0	-9.0	1Lv	99.0	L	0			171	Dode moslaag
	2	-9.0	-7.0	1Hr	99.0	L	0			171	bruin
	3	-7.0	-6.0	1Hh	99.0	L	0			171	zwart
	4	-6.0	0.0	1Hhi	99.0	L	0			171	met loodzand
	5	0.0	10.0	2Eu	3.0		0	4	220	531	grijs
	6	10.0	25.0	2Bhs1	6.0		0	4	220	531	zwart
	7	25.0	40.0	2Bhs2	2.0		0	4	220	531	
TH1-2 RDXu Humusxeromormoder											
	1	-4.0	-1.5	1Hr	99.0	L	0			171	bruin
	2	-1.5	0.0	1Hh	99.0	L	0			171	
	3	0.0	4.0	2HAI	15.0	GL	0	4	220	531	
	4	4.0	10.0	2Eu	4.0		0	4	220	531	
	5	10.0	25.0	2Bhs1	6.0		0	4	220	531	zwart
	6	25.0	40.0	2Bhs2	2.0		0	4	220	531	
TH1-3 RDXu Humusxeromormoder											
	1	-3.5	-2.0	1Hr	99.0	L	0			171	
	2	-2.0	0.0	1Hh	99.0	L	0			171	
	3	0.0	3.0	2HA	15.0	GL	0			531	
	4	3.0	10.0	2Eu	4.0		0	4	220	531	
	5	10.0	25.0	2Bhs1	6.0		0	4	220	531	zwart

Boring	Laag	Boven	Onder Horcode	Org VS	< 2 µm	< 50 µm	M50	Geo Opmerking
	6	25.0	40.0 2Bhs2	2.0	0	4	220	531
TH1-4 RDXu Humusxeromormoder								
	1	-4.5	-3.5 1Lv	99.0 L	0			171 mos
	2	-3.5	-1.5 1Hr	99.0 L	0			171
	3	-1.5	0.0 1Hh	99.0 L	0			171
	4	0.0	4.0 2HAI	20.0 GL	0	4	220	531
	5	4.0	8.0 2AE	5.0	0	4	220	531
	6	8.0	15.0 2Eu	4.0	0	4	220	531
	7	15.0	25.0 2Bhs1	6.0	0	4	220	531 zwart
	8	25.0	40.0 2Bhs2	2.0	0	4	220	531

Bijlage 3: Frequentie van plantensoorten in plots binnen regio's en leeftijdscategorieën van heide-ontwikkeling

Bijlage 3.1 Frequentie (%) van soorten in plots (n per soort) geordend binnen regio's (N Noord, M Midden, Z Zuid). M: soorten in de moslaag.

Annex 3.1 Frequency (%) of species in plots (n per species) ordered within regions (N northern, M central, S southern). M: moss layer species.

		Regio			
	Soort	N%	M%	Z%	n
	Agrostis capillaris	21	7	5	8
	Calluna vulgaris	100	100	100	81
M	Campylopus flexuosus	11	26	11	15
M	Campylopus introflexus	47	56	74	47
	Carex pilulifera	95	77	37	58
M	Cladonia portentosa	16	19	32	17
	Avenella flexuosa	68	26	53	34
M	Dicranum scoparium	89	49	42	46
	Erica tetralix	53	91	32	55
	Festuca filiformis	32	12	5	12
M	Hypnum jutlandicum	100	100	100	81
	Molinia caerulea	89	74	37	56
	Pinus sylvestris	21	53	74	41
M	Pleurozium schreberi	32	14	26	17
	Rumex acetosella	16	14	5	10
	Cerastium fontanum	11	0	0	2
	Frangula alnus	5	0	0	1
M	Hylocomium splendens	5	0	0	1
	Luzula campestris	16	0	0	3
M	Polytrichum juniperinum	5	0	0	1
	Prunus serotina	16	0	0	3
	Quercus robur	26	0	0	5
	Stellaria graminea	5	0	0	1
M	Brachythecium rutabulum	37	2	0	8
M	Campylopus pyriformis	37	12	0	12
M	Ceratodon purpureus	5	2	0	2
	Empetrum nigrum	21	5	0	6
	Galium saxatile	32	5	0	8
	Hypochaeris radicata	5	5	0	3
	Rubus plicatus	11	2	0	3
	Agrostis vinealis	0	5	0	2
M	Bryum capillare	0	2	0	1
	Danthonia decumbens	0	7	0	3
M	Dicranum spurium	0	7	0	3
	Genista pilosa	0	2	0	1
	Pilosella officinarum	0	2	0	1

		Regio			
	Soort	N%	M%	Z%	n
M	Hypnum cupressiforme	0	2	0	1
M	Kindbergia praelonga	0	2	0	1
M	Leucobryum glaucum	0	9	0	4
M	Lophozia ventricosa	0	2	0	1
M	Pohlia nutans	0	2	0	1
M	Pseudoscleropodium purum	0	2	0	1
M	Ptilidium ciliare	0	2	0	1
	Vaccinium myrtillus	0	5	0	2
	Vaccinium vitis-idaea	0	9	0	4
	Juncus squarrosus	5	0	5	2
	Nardus stricta	5	0	5	2
	Betula pendula	0	5	11	4
	Genista anglica	0	2	5	2
M	Polytrichum perigoniale	0	7	5	4
	Trichophorum germanicum	0	12	5	6
	Aira praecox	0	0	5	1
M	Cephaloziella spec.	0	0	5	1
	Totaal	32	41	23	
	Soorten in kruidlaag	21	22	15	
	Soorten in moslaag	11	19	8	
	Aantal plots	19	43	19	

Bijlage 3.2 Frequentie (%) van soorten in plots (n per soort) geordend binnen leeftijds categorieën van heide-ontwikkeling (L1 18-23 jaar, L2 24-35 jaar en L3 ongeplagd)(rechts). M: soorten in de moslaag.

Annex 3.2 Frequency (%) of species in plots (n per species) ordered within age classes of heathland development (L1, 18-23 year, L2, 24-35 year after sod cutting, L3 uncut). M: moss layer species.

		Leeftijd			
	Soort	L1%	L2%	L3%	n
	Betula pendula	4	5	5	4
M	Brachythecium rutabulum	9	5	13	8
	Calluna vulgaris	100	100	100	81
M	Campylopus flexuosus	17	10	24	15
M	Campylopus introflexus	78	60	45	47
	Carex pilulifera	74	75	68	58
M	Cladonia portentosa	22	30	16	17
	Avenella flexuosa	13	25	68	34
M	Dicranum scoparium	43	50	68	46
	Erica tetralix	83	85	50	55
	Festuca filiformis	4	5	26	12
M	Hypnum jutlandicum	100	100	100	81
	Molinia caerulea	91	75	53	56

		Leeftijd			
	Soort	L1%	L2%	L3%	n
	<i>Pinus sylvestris</i>	74	40	42	41
M	<i>Bryum capillare</i>	4	0	0	1
M	<i>Cephaloziella spec.</i>	4	0	0	1
M	<i>Kindbergia praelonga</i>	4	0	0	1
M	<i>Ceratodon purpureus</i>	4	5	0	2
	<i>Agrostis vinealis</i>	0	10	0	2
	<i>Genista pilosa</i>	0	5	0	1
M	<i>Hypnum cupressiforme</i>	0	5	0	1
	<i>Cerastium fontanum</i>	4	0	3	2
	<i>Danthonia decumbens</i>	9	0	3	3
M	<i>Dicranum spurium</i>	4	0	5	3
	<i>Empetrum nigrum</i>	4	0	13	6
	<i>Genista anglica</i>	4	0	3	2
	<i>Juncus squarrosus</i>	4	0	3	2
	<i>Prunus serotina</i>	9	0	3	3
	<i>Quercus robur</i>	4	0	11	5
	<i>Trichophorum germanicum</i>	13	0	8	6
	<i>Agrostis capillaris</i>	0	10	16	8
M	<i>Campylopus pyriformis</i>	0	10	26	12
	<i>Galium saxatile</i>	0	5	18	8
M	<i>Leucobryum glaucum</i>	0	5	8	4
	<i>Nardus stricta</i>	0	5	3	2
M	<i>Pleurozium schreberi</i>	0	10	39	17
M	<i>Polytrichum perigoniale</i>	0	5	8	4
	<i>Rumex acetosella</i>	0	15	18	10
	<i>Vaccinium myrtillus</i>	0	5	3	2
	<i>Vaccinium vitis-idaea</i>	0	5	8	4
	<i>Aira praecox</i>	0	0	3	1
	<i>Frangula alnus</i>	0	0	3	1
	<i>Pilosella officinarum</i>	0	0	3	1
M	<i>Hylocomium splendens</i>	0	0	3	1
	<i>Hypochaeris radicata</i>	0	0	8	3
M	<i>Lophozia ventricosa</i>	0	0	3	1
	<i>Luzula campestris</i>	0	0	8	3
M	<i>Pohlia nutans</i>	0	0	3	1
M	<i>Polytrichum juniperinum</i>	0	0	3	1
M	<i>Pseudoscleropodium purum</i>	0	0	3	1
M	<i>Ptilidium ciliare</i>	0	0	3	1
	<i>Rubus plicatus</i>	0	0	8	3
	<i>Stellaria graminea</i>	0	0	3	1
	Totaal	27	28	46	
	Soorten in kruidlaag	16	16	29	
	Soorten in moslaag	11	12	17	
	Aantal plots	23	20	38	

ontwikkeling+beheer natuurkwaliteit

o+bn

Het Kennisnetwerk Ontwikkeling Beheer Natuurkwaliteit:

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

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

Vereniging van bos- en natuurterreineigenaren (VBNE)

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

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