

o+bn

Kennisnetwerk OBN

Effecten van het stoppen van maaibeheer op kleine zeggenmoerassen in beekdalen

Evaluatie monitoring 2011 en 2019 niet-maaien experiment Drentse Aa



Effecten van het stoppen van maaibeheer op kleine zeggenmoerassen in beekdalen

**Evaluatie monitoring 2011 en 2019 niet-maaien
experiment Drentse Aa**

Camiel Aggenbach - Paludosa Research
Elke Seeber
Rudy van Diggelen - Universiteit Antwerpen



© 2020 VBNE, Vereniging van Bos- en Natuurterreineigenaren

Monitoring OBN-25-BE
Driebergen, 2020

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

Teksten mogen alleen worden overgenomen met bronvermelding.

*Wijze van citeren: Aggenbach, C., E. Seeber, R. van Diggelen, 2020. **Effecten van het stoppen van maaibeheer op kleine zeggenmoerassen in beekdalen. Evaluatie monitoring 2011 en 2019 niet-maaien experiment Drentse Aa.** Monitoring OBN-25-BE, VBNE, Driebergen.*

Deze uitgave is online gepubliceerd op www.natuurkennis.nl

Samenstelling Camiel Aggenbach - Paludosa Research
 Elke Seeber
 Rudy van Diggelen - Universiteit Antwerpen

Foto voorkant Drentse Aa. Fotograaf: Camiel Aggenbach

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

Inhoud

1.	Aanleiding	9
1.1	Achtergrond	9
1.2	Vraagstelling	9
2	Methode	11
2.1	Experimentele opzet	11
2.2	Methode	15
2.2.1	Meetmomenten en –programma	15
2.2.2	Gemeten en afgeleide variabelen	16
2.2.3	Statistische toetsing	21
3	Resultaten	23
3.1	Vegetatiestructuur en biomassa	23
3.2	Lichtcondities	27
3.3	Microtopografie	31
3.4	Functionele planteigenschappen	36
3.5	Indicaties voor standplaatscondities	39
3.6	Biodiversiteit vegetatie	40
3.7	Soortensamenstelling vegetatie	42
4	Discussie en conclusies	45
4.1	Effecten van stoppen maaibeheer op vegetatiestructuur en lichtprofiel van de vegetatie	45
4.2	Effecten van stoppen maaibeheer op microtopografie	46
4.3	Effecten stoppen maaibeheer op soortensamenstelling	47
4.4	Ontwikkelperspectief trilveenvegetatie na stoppen van maaibeheer	49
4.5	Aanbevelingen voor beheer	51
4.6	Kennislacunes en aanbevelingen voor onderzoek	51
5	Literatuur	53

Samenvatting

Aanleiding

In vernatte beekdalen met veen treedt ontwikkeling op van kleine zeggen-slaapmos vegetatie die behoren tot het habitatype H7140 Overgangs- en trilvenen. Tegenwoordig worden zulke vernatte beekdalen meestal gemaaid met rupsmaaiers die de microtopografie die in natuurlijke venen zonder maaibeheer voorkomt, sterk nivelleert. Door de kleinschalige differentiatie in waterstandsregime en chemische condities draagt microtopografie bij aan een hoge biodiversiteit. Daarnaast kan het maaien met rupsmaaiers ook leiden tot verstoring van de veenbodem en daarmee ook mogelijk van invloed zijn op de hydraulische eigenschappen van het veen en het herstel van de veenvorming. Het stoppen van maaibeheer in vernatte beekdalvenen kan herstel van microtopografie bevorderen. Anderzijds kan maaien gewenst zijn voor een open structuur van de vegetatie, afvoer van nutriënten en om successie naar struweel en broekbos te voorkomen. Om meer duidelijkheid te krijgen over de effecten van stoppen met maaien, is het zinvol om te kijken hoe vegetatie en microtopografie zich daarna in vernatte venen ontwikkelen en of zich daarbij kleine zeggen-slaapmos vegetatie kan handhaven en in gunstige zin verder ontwikkelen. In 2009 is in de vernatte middenlopen van de Drentse Aa een veldexperiment opgezet waarmee de effecten van het stoppen van maaibeheer kunnen worden gevolgd. De uitkomsten van dit experiment beogen de beheerder meer duidelijkheid te geven over het perspectief op herstel van kleine zeggen-slaapmos vegetatie.

Vraagstelling

De hoofdvraag van het experiment is: wat zijn de effecten van het stoppen met maaien op de ontwikkeling van de structuur en soortensamenstelling van de vegetatie vernatte beekdalvenen en is dat gunstig dan wel ongunstig voor de ontwikkeling van kleine zeggen-slaapmosvegetaties?

Deelvragen zijn:

1. Wat zijn de effecten van het stoppen met maaien op de vegetatiestructuur en lichtbeschikbaarheid?
2. Wat zijn de effecten van het stoppen met maaien op de microtopografie?
3. Wat zijn de effecten van het stoppen met maaien op de soortensamenstelling van de vegetatie?
4. Hoe moeten de opgetreden veranderingen worden beoordeeld voor het ontwikkelperspectief van kleine zeggen-slaapmos vegetaties van het habitatype het habitatype H7140 Overgangs- en trilvenen?

Aanpak

In twee gebieden (Hoge Maden en Postweg) in de middenlopen van de Drentse Aa is in 2009 het maaibeheer gestopt. In 2011 en 2019 (resp. 2 en 11 jaar na het stoppen van maaien) zijn in elk gebied 5 plots met maaibeheer en 5 plots zonder maaibeheer onderzocht op vegetatiestructuur (bedekking en hoogte van de vegetatielagen), lichtprofiel (het aandeel van het invallende licht in relatie tot de hoogte boven het maaiveld), microtopografie (kleinschalige variatie in hoogte). In 2019 is ook de soortensamenstelling van de vegetatie beschreven. De gemeten en afgeleide variabelen zijn statistisch getest op effecten van beheer (wel/ niet maaien), gebied (Hoge Maden/ Postweg), tijd (2011/ 2019) en hun interacties.

Effecten van stoppen maaibeheer op vegetatiestructuur en lichtprofiel van de vegetatie

Het stoppen van maaien leidde na 2 en 11 jaar tot een beduidend hogere biomassa en strooiselbedekking dan wel maaien. Opvallend is dat toename van de vegetatiehoogte niet gepaard ging met meer bovengrondse biomassa van vaatplanten. Niet maaien zorgde daarmee dat dezelfde hoeveelheid levende plantenbiomassa zich meer in de hoogte verdeelde. In niet gemaaide plots staken meer spruiten van opgaande helofyten (vooral Riet en daarnaast Grote egelskop en Grote Lisdodde) uit boven de lagere blijvende helofyten en kruiden en werden deze ook hoger dan in gemaaide plots. Het effect op mossen verschilde in de tijd. Twee jaar na maaien was de mosbedekking hoger in de niet-maaiploots, terwijl dit na 11 jaar andersom het geval was.

De effecten van het stoppen van maaibeheer hadden een sterk effect op het lichtprofiel. Niet maaien leidde tot significant lagere lichtbeschikbaarheid in het onderste deel van de kruidlaag. De hoogte waarop licht beperkend begon te worden, schoof omhoog van 10-20 cm in gemaaide naar 25-40 cm in niet-gemaaide begroeiingen. Zonder maaien was op 5 cm hoogte boven de bodem zo weinig licht dat vaatplanten onvoldoende of net genoeg licht hadden om te overleven. In zowel gemaaide als ongemaaide plots was de bovengrondse biomassa van vaatplanten matig hoog (rond 500 g/m² = 5 ton/ha) en was de bedekking van vaatplanten hoog (ca. 80%), veel hoger dan in goed ontwikkelde trilveenvegetatie waar die 10-50% bedraagt. Niet alleen de ongemaaide delen, maar ook de gemaaide delen in de twee Drentse Aa gebieden hadden een veel lagere lichtbeschikbaarheid dan goed ontwikkelde trilvenen. Dit wordt veroorzaakt door de relatief hoge productiviteit van de kruidlaag wat is terug te voeren op de verhoudingsgewijs hoge nutriëntenbeschikbaarheid. De meest voorkomende mossoort, Gewoon puntmos (*Calliergonella cuspidata*), is in staat om bij een zeer geringe lichtintensiteit nog te groeien. Deze soort vormde dan vaak zeer ijle, luchtige tapijten. In moerasvegetatie met weinig licht op maaiveldhoogte lijkt Gewoon puntmos betere lichtcondities op te zoeken door met behulp van sterke lengtegroei omhoog te groeien.

In de onderzochte plots was er geen sprake van opslag van Grauwe wilg (frequentie 0%) en slechts beperkt van Zwarte els (frequentie 30%). De gevolgde opzet van het onderzoek met selectie van relatief kleine plots in korte vegetatie kan echter niet goed de vestiging en uitbreiding van bomen en struiken op perceel schaal kwantificeren.

Effecten van stoppen maaibeheer op microtopografie

In 2011, na 2 jaar niet maaien, waren verschillen in microtopografie tussen wel en niet gemaaide delen afwezig. In 2019, 11 jaar na het stoppen van maaibeheer, was de microtopografie in niet-gemaaide delen sterker ontwikkeld dan in de gemaaide delen. Betrekkelijk snel (11 jaar) heeft zich microtopografie met een patroon van bulten en slenken ontwikkeld. Voor beide onderzoeksgebieden verschilde dat effect: in Postweg, waar de productiviteit lager was, was een meer uitgesproken microtopografie patroon ontstaan dan in Hoge Maden. In beide onderzoeksgebieden waren mossen en de polvormende plantensoorten Pluimzegge (*Carex paniculata*) en Rood zwenkgras (*Festuca rubra*) de belangrijkste bultvormers. Bij de mossen betrof het Boompjesmos (*Climacium dendroides*), Gewoon haakmos (*Rhytidiadelphus squarrosus*) en vaak ook Gewoon puntmos (*Calliergonella cuspidata*).

De uitkomst dat microtopografie zich vrij snel (11 jaar) ontwikkelde na het stoppen van maaibeheer, is verrassend gezien de beperkte lichtbeschikbaarheid dicht bij de grond. Alleen een soort als Pluimzegge is voldoende groot om gemakkelijk het hogere, lichtrijke deel van de vegetatielaag te bereiken. Bij lage soorten (mossen, Rood zwenkgras) is dat niet het geval en deze worden in hun groei beperkt door de lage lichtbeschikbaarheid. Blijkbaar waren in de vegetatie nog genoeg openingen met voldoende licht aanwezig. Uit de lichtmetingen bleek inderdaad dat kleinschalige (afstand van decimeters in horizontale dimensie) variatie was in de relatieve lichtintensiteit (RLI; de verhouding tussen lichtintensiteit op een bepaalde hoogte en lichtintensiteit boven de vegetatie). Dicht bij de bodem was de RLI vaak ca. 5 %, een grenswaarde waaronder veel hogere planten niet meer netto assimileren. Planten en mossen kunnen aan deze zone met lichttekort ontsnappen door de hoogte in te groeien. Lichtbeschikbaarheid en bultvorming vormen dan in een dichte vegetatie een precare balans in een smalle hoogtezone van enkele centimeters.

Effecten stoppen maaibeheer op soortensamenstelling

Het stoppen van maaien had een duidelijk effect op de soortensamenstelling van de vegetatie. In één gebied, de Postweg, leidde dit tot een hoger bedekkingsaandeel van plantensoorten met een grote maximale hoogte. Dit is in belangrijke mate toe te schrijven aan een toename van Riet. Deze soort was in de 11 jaar zonder maaien geleidelijk toegenomen, zonder dat ze op grote schaal was gaan domineren. Door het stoppen van maaibeheer was de bedekking van kruiden en russen afgenomen en dit had geen effect van op de bedekking van zeggen. In Hoge Made was het aantal soorten vaatplanten lager bij niet maaien. Het aantal mossoorten verschilde niet voor gemaaide en niet-gemaaide plots. Het aantal kenmerkende soorten van basenrijke, nutriëntenarme kleine zeggen-slaapmos vegetatie was ook iets lager bij niet maaien (alleen Postweg). De gezamenlijke bedekking van deze soortgroep bleef gelijk. In de gemaaide situatie kwamen veel meer soorten voor van vochtige en natte graslanden, terwijl het stoppen van maaibeheer leidde tot een groter aandeel van soorten van rietlanden en natte ruigten (Riet, Watermunt, Grote egelskop) en deels tot een lagere bedekking van soorten van trilvenen (vooral Snavelzegge en Holpijp).

De toename van microtopografie door het stoppen van maaien was niet merkbaar aan verschuivingen van de functionele eigenschappen van plantensoorten. Zowel de bedekking van planten- en mossoorten van bulten als ook die van slenken verschilden niet tussen wel en niet gemaaide delen. Mogelijk heeft dit te maken met een geringe frequentie van polvormende soorten in de niet-maaiploots. Daarnaast bereiken de kleinere soorten vaak geen hoge bedekking door sterke lichtbeperking. Zo hadden Rood zwenkgras (polvormend) en Boompjesmos (bultsoort) alleen een relatief hoge bedekkingen bij opener vegetaties met een hogere lichtbeschikbaarheid. De mossoort die in de onderzochte gebieden het meest bijdraagt aan bultvorming is Gewoon puntmos, niet een soort die in ongestoorde venen bekend staat als bultvormer. Deze soort verdraagt juist sterke beschaduwing en had vaak de hoogste bedekking van de mossen. Een eerder uitgevoerd transplantie-experiment met kleine zegge en mossoorten van nutriëntenarme kleine zeggen-slaapmos vegetatie in de Postweg liet ook zien dat zulke soorten snel afsterven bij lichtgebrek. De geringe toename van bultvormende planten en mossoorten van trilveenvegetaties na stoppen met maaien wordt vermoedelijk mede veroorzaakt door het beperkte voorkomen van dergelijke soorten in het studiegebied.

Ontwikkelperspectief trilveenvegetatie van habitatype het habitatype H7140 Overgangs- en trilvenen na stoppen van maaibeheer

Het experiment in Drentse Aa laat zien dat 11 jaar na de start een duidelijk effect optrad op de vegetatiestructuur en microtopografie. De vegetatiestructuur ontwikkelde zich echter voor soortenrijke trilveenvegetatie ongunstig (hogere vegetatie, veel strooisel, minder mosbedekking en minder licht in de onderste lagen). Daarnaast trad positieve ontwikkeling op van microtopografie waarbij kleinschalige hoogteverschillen toenamen. Niet maaien leidde niet tot een groter aandeel en meer soorten van trilveenvegetatie. Op basis van eerder onderzoek kan het uitblijven van gunstige effecten op de soortensamenstelling van de vegetatie worden toe geschreven aan: 1) sterke lichtbeperking door een relatief productieve vegetatie als gevolg van een goede beschikbaarheid van nutriënten, en 2) het ontbreken of zeer zeldzaam zijn van kenmerkende vaatplant en mossoorten van trilveenvegetatie in de lokale en regionale soortenpool. Dit betekent dat zonder maaibeheer het perspectief op (her)vestiging van kenmerkende soorten beperkt is. Dat geldt overigens niet alleen voor niet-gemaaide, maar ook voor gemaaide delen waar de lichtcondities ook al ongunstig zijn en die met dezelfde beperkingen in de soortenpool te maken hebben. Wel of niet maaien maakt dan weinig uit voor herstel van trilveenvegetatie. Tegelijk leidt niet maaien wel op een afzienbare termijn (ca. 10 jaar) tot (gedeeltelijk) herstel van de microtopografie.

Geconcludeerd kan worden dat niet maaien in relatief nutriëntenrijke situaties op een middellange termijn niet bijdraagt aan herstel van trilveenvegetatie. Kiezen voor niet maaien kan wel zinvol zijn om in sterk vernatte situaties microtopografie en andere biodiversiteit van kleine fauna te ontwikkelen. In beekdalen waar relatief veel vernat areaal is dit een gemakkelijk uitvoerbare beheeroptie. Daarmee is het mogelijk wat niet maaien op een lange termijn oplevert aan natuurwaarden. Het perspectief van voor trilveenvegetatie na het stoppen van maaibeheer in beekdalen met een nutriëntenarme situatie kan op basis van dit onderzoek niet geduid worden. Het is zinvol om de effecten van het stoppen van maaibeheer uit te testen in zulke nutriënten arme situaties en ook in combinatie met pluggen van de nutriëntenrijke toplaag.

Een duurzaam herstel van microtopografie door het stoppen van maaien is alleen mogelijk wanneer het maaien definitief wordt gestopt. Maaien met een lagere frequentie om bijvoorbeeld houtige opslag te voorkomen, belemmert het ontwikkeling van microtopografie. Bestaande microtopografie wordt namelijk met één keer maaien sterk genivelleerd, terwijl herstel daarvan een langzamer proces is. Houtige opslag kan het beste met andere beheer (lopend door het terrein handmatig afzetten) worden verwijderd. Het stoppen van maaibeheer in vernatte beekdalvenen vereist daarmee een lange-termijn planning van het beheer.

Aanbevelingen voor natuurbeheer

- Wanneer gekozen wordt voor niet-maaien als maatregel voor ontwikkeling van microtopografie dient dit permanent te worden doorgevoerd voor een gebied.
- In niet gemaaide delen waar opslag van bomen en struiken optreedt met extensief beheer (handmatig, zonder voertuigen in het terrein) dit te beperken.

- In vernalle beekdalen delen blijvend niet meer te maaien en opslag van struiken en bomen tegen te gaan met handmatig beheer om te zien hoe structuur en biodiversiteit (vegetatie/flora, kleine fauna, broedvogels) zich ontwikkelen op een lange termijn.
- Het niet maaien experiment in het Drentse Aa gebied voort te zetten wegen het positieve effect op de ontwikkeling van de microtopografie,
- Ook niet-maai experimenten te starten in vernalle beekdalvenen met een nutriëntenarme bodem.
- In nutriëntenrijke situaties het stoppen van maai-beheer uitproberen in combinatie met pluggen van de nutriëntenrijke toplaag.

Aanbevelingen voor vervolgonderzoek

- Monitoring van de effecten van niet maaien in vernalle, **nutriëntenarme** beekdalvenen op vegetatiestructuur, samenstelling van de vegetatie en of een dit positief heeft op biodiversiteit, structuur en functie van habitatype H7140 Overgangs- en trilvenen.
- Idem voor de **lange termijn** effecten van niet-maaien in zowel nutriëntenarme als -rijke, vernalle beekdalvenen.
- Monitoring van de lange termijn effecten van niet-maaien in combinatie met **pluggen** van de bodemtoplaag in nutriëntenrijke venen.
- In bovengenoemde monitoring ook effecten op **kleine fauna en broedvogels** meenemen
- In hoeverre een **strooisel** accumuleert op een langere termijn.
- Monitoring de effecten van niet maaien op **opslag van struiken en bomen** op perceel/beekdal-schaal evalueren.
- Onderzoek aan het effect van maaien met rupsmaaiers in vernalle beekdalen op bodemcompactie, hydrologische eigenschappen van de veenbodem en daarmee op het **hydrologische herstel** op een lange termijn t.o.v. niet maaien.
- Onderzoek aan hoe wel en niet maaien doorwerken op **veenvorming en emissie van broeikasgassen**.

1. Aanleiding

1.1 Achtergrond

In vernatte beekdalen met veen treedt herstel op van kleine zeggen-slaapmos vegetatie die behoren tot het habitatype H7140 Overgangs- en trilvenen. Tegenwoordig worden zulke vernatte beekdalen meestal gemaaid met rupsmaaiers. In natuurlijke venen kunnen zulke vegetaties langdurig (vele eeuwen) zonder maaibeheer voorkomen en hebben dan een microtopografie van bulten en slenken (Aggenbach et al. 2014). Door de kleinschalige differentiatie in waterstandsregime en chemische condities draagt microtopografie bij aan een hoge biodiversiteit (Emsens et al. 2016). Het voorzetten van maaien in vernatte beekdalvenen zal ontwikkeling van zulke microtopografie belemmeren omdat rupsmaaiers vrijwel de hele oppervlakte plat rijden. Daarnaast kan het maaien met rupsmaaiers ook leiden tot verstoring van de veenbodem. Weliswaar zorgt een rupsmaaier voor minder verstoring van natte veenbodems dan maaien met een tractor, wegens een geringere druk op het bodemoppervlak. Desondanks zorgt een rupsmaaier zorgen voor het indrukken van de bodem en kan zo bijvoorbeeld leiden tot beschadiging van levende wortels of zorgen voor een dichtere pakking van het veen. Op plekken waar rupsmaaiers draaien ontstaat kaal veen. Daarmee kan machinaal maaien mogelijk ook van invloed zijn op herstel van veenvorming en de hydraulische eigenschappen van het veen.

Anderzijds kan maaien gewenst zijn om verruiging en strooiselophoping tegen te gaan en de vegetatie voldoende open te houden voor minder concurrentiekrachtige soorten. Tevens helpt het om opslag van stuiken en bomen tegen te gaan en daarmee successie naar struweel en broekbos te voorkomen. Opslag van houtigen soorten kan snel optreden, zeker als nabij of in het beekdal reeds elzen en wilgen aanwezig voorkomen en kunnen fungeren als lokale zaadbron.

Om meer duidelijkheid te krijgen over de effecten van stoppen met maaien, is het zinvol om te kijken hoe vegetatie en microtopografie zich daarna in vernatte beekdalvenen ontwikkelen en of zich daarbij kleine zeggen-slaapmos vegetatie kan handhaven en in gunstige zin verder ontwikkelen. In 2009 is daarom in de vernatte middenlopen van de Drentse Aa een veldexperiment opgezet waarmee de effecten van het stoppen van maaibeheer kunnen worden gevolgd. De uitkomsten van dit experiment beogen de beheerder meer duidelijkheid te geven over het perspectief op herstel van kleine zeggen-slaapmos vegetatie.

1.2 Vraagstelling

De hoofdvraag van het experiment is: wat zijn de effecten van het stoppen met maaien op de ontwikkeling van de structuur en soortensamenstelling van de vegetatie vernatte beekdalvenen en is dat gunstig dan wel ongunstig voor de ontwikkeling van kleine zeggen-slaapmosvegetaties?

Deelvragen zijn:

1. Wat zijn de effecten van het stoppen met maaien op de vegetatiestructuur en lichtbeschikbaarheid?
2. Wat zijn de effecten van het stoppen met maaien op de microtopografie?
3. Wat zijn de effecten van het stoppen met maaien op de soortensamenstelling van de vegetatie?
4. Hoe moeten de opgetreden veranderingen worden beoordeeld voor het ontwikkelperspectief van kleine zeggen-slaapmos vegetaties van het habitatype het habitatype H7140 Overgangs- en trilvenen?

Deze studie richt zich op de effecten op vegetatiestructuur, microtopografie en soortensamenstelling. Om de ecologische effecten van verandering in vegetatiestructuur goed te duiden zijn ook de effecten het lichtprofiel in de begroeiing onderzocht.

Alhoewel ontwikkeling naar wilgenstruweel en broekbos een mogelijk gevolg kan zijn van niet maaien en belangrijk is voor het beheer, is hier wegens de beperkte omvang van dit onderzoek niet naar gekeken.

2 Methode

2.1 Experimentele opzet

De effecten van niet-maaien op vernatte beekdalvenen met kleine zeggenvegetatie is onderzocht met een veldexperiment in de Drentse Aa in samenwerking met de beheerder Staatsbosbeheer. Reden om hier het experiment uit te voeren was dat de beheerder in sterk vernatte delen al moeite had om maaibeheer te continueren met rupsmaaiers wegens de geringe draagkracht van de sterk vernatte veenbodem en geïnteresseerd is in de ecologische effecten van niet maaien. Tevens bieden de vernatte middenlopen in het Drentse Aa gebied voldoende ruimte om op schaal van meerdere hectaren een experiment met niet-maaien uit te voeren. In 2009 is dit experiment opgezet in drie beekdaltrajecten (gebied Oude Molen langs het Oudemolense Diep, Hoge Maden langs het Loonerdiep, Postweg langs het Gasterense Diep) (Dijkstra et al. 2010). In elke deelgebied werden vakken met maaien door rupsmaaiers en ongemaaide vakken aanwezig. Elk onderzoeksgebied had 5 meetlocaties in het gemaaide deel en 5 meetlocaties in het niet gemaaide deel. In 2011 zijn de metingen uitgevoerd in samenhang met onderzoek in andere laagveenmoerassen in België, Duitsland en Polen (Aggenbach et al. 2014). In dit vervolgonderzoek met zijn metingen in 2019 herhaald in de deelgebieden Hoge Maden en Postweg en worden voor deze twee terreinen de effecten van het stoppen van het maaibeheer geanalyseerd op basis van de metingen in van 2011 en 2019. Het deelgebied Oude Molen kon gezien het projectbudget niet worden opgenomen in 2019. In Figuur 2-1 en Figuur 2-2 wordt de ligging van de niet-maaivakken voor respectievelijk Hoge Maden en Postweg weergegeven.

De beheerhistorie van deze twee onderzoeksgebieden is als volgt:

- Hoge Maden: inrichting met het dempen van lokale ontwatering t.b.v. vernatting in twee fases, in 2004 het westelijke gedeelte en in 2007 het oostelijke gedeelte. Het maaibeheer is gestopt in 2009. De meting in 2011 was dus na 2 en die in 2019 na 11 groeiseizoenen zonder maaien.
- Postweg: inrichting met het dempen van lokale ontwatering t.b.v. vernatting in twee fases: 2004 en 2006. Ook hier is het maaibeheer in het deel waar de effecten van niet maaien zijn gemeten in 2009 beëindigd. De monitoring in 2011 en 2019 is dus ook na respectievelijk 2 en 11 groeiseizoenen niet maaien.

In eerste instantie was het de bedoeling om bij de herhalingsmonitoring van 2019 dezelfde plots van 2011 op te nemen. Vooraf aan het veldwerk werd de beheerhistorie gecheckt met veldinformatie over het maaibeheer in 2009, 2010, 2017 en luchtfoto's uit de jaren 2012 tot en met 2018. Op de luchtfoto's zijn de gerealiseerde grenzen tussen wel en niet maaien gecheckt. Daaruit bleek dat het uitgevoerde maaibeheer regelmatig afweek van de geplande niet-maaivakken uit 2009. In 2017 werd helemaal niet gemaaid in de dalvlakte van de Postweg. Een aantal plots die waren bedoeld als maaiplots werden de laatste jaren niet meer gemaaid en vielen daarom af voor herhaling in 2019. Plots waar het beheer is uitgevoerd zoals in 2009 was gepland werden herhaald. Dit betrof een groot deel van de niet-maaiplots die vanaf 2009 niet meer zijn gemaaid. Maaiplots uit 2011 werden weer opgenomen in 2019 indien ze in 2018 waren gemaaid. Bij de selectie van alternatieve locaties voor maaiplots in 2019 werd aangehouden dat deze in 2018 zijn gemaaid en/of in de jaren 2015 tot en met 2017. In Tabel 2-1 wordt een overzicht gegeven van het gerealiseerde beheer in de plots.

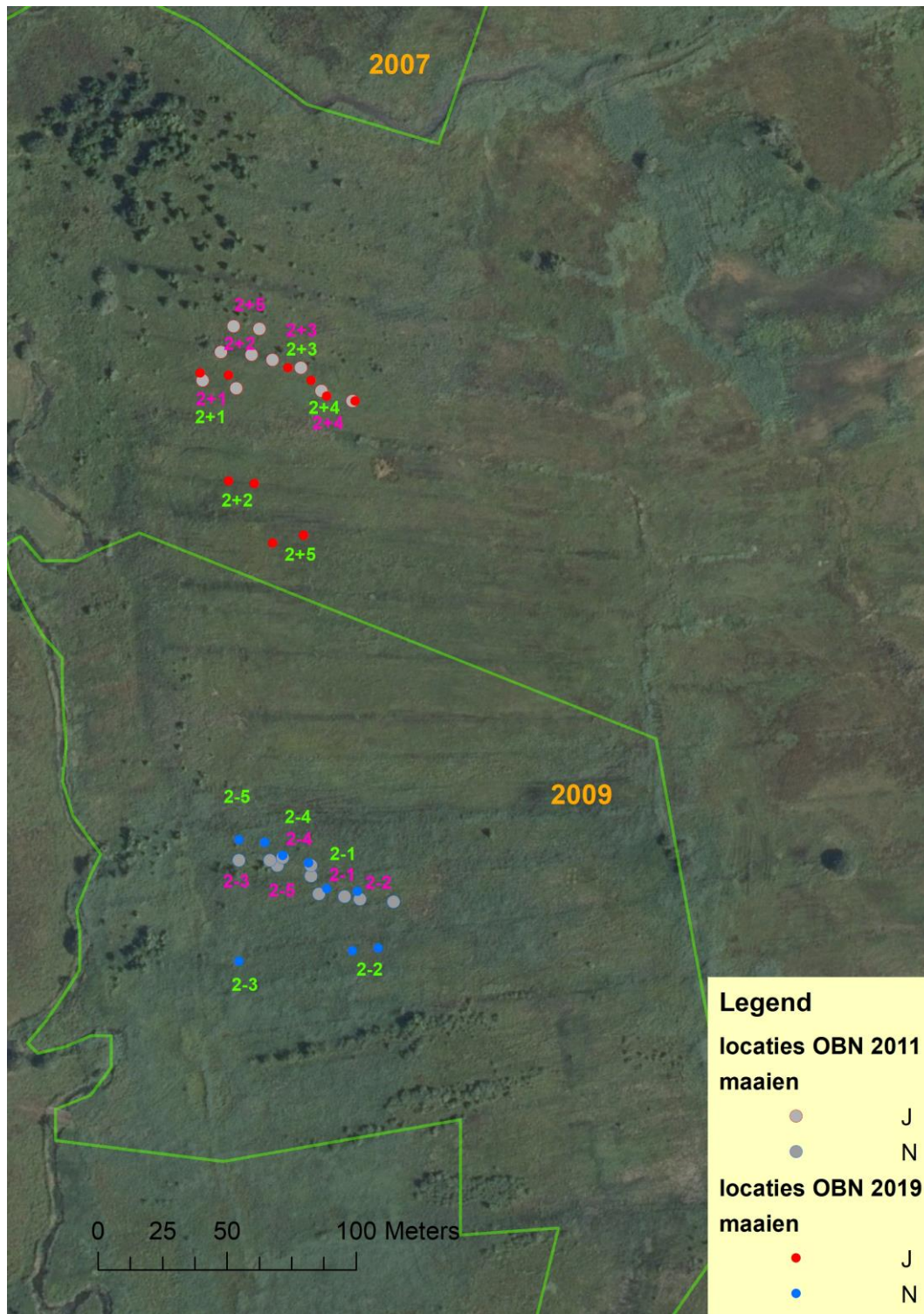
Bij selectie van maaiplots voor 2019 in deelgebied Hoge Maden was het niet altijd mogelijk om maaiplots te situeren in stukken die even nat waren als die van niet-maaiplots. Reden is dat in Hoge Maden zeer natte delen beperkt voorkomen en dan vooral waar niet gemaaid worden. De delen waar na 2009 het maaibeheer was beëindigd betreffen juist de zeer natte, moeilijk begaanbare delen. Een deel van de maaiplots moest daarom gekozen worden op iets minder natte plekken. Achteraf bezien is voor Hoge Maden in 2019 het verschil in de vochtindicatie van de vegetatie tussen wel en niet gemaaide plots niet significant, maar is er wel een tendens voor minder natte condities in de maaiplots (zie paragraaf 3.5).

Tabel 2-1: Overzicht van het maaibeheer van de plots die in 2011 en 2019 zijn geselecteerd. Codes voor beheer: J = gemaaid, N = niet gemaaid, J+N = deels wel en deels niet gemaaid, J? = mogelijk gemaaid, N? = mogelijk niet gemaaid, ? = onbekend. Codering locatie code: gebied: 1 = Hoge Maden, 2 = Postweg; beheer: + = maaien, - = niet maaien; tweede getal is plotnummer.

Site code	plot recorded in year	Management type	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018
1+1	2019	mowing	?	?	J	J	J	J	J	J	J	J
1+2	2019	mowing	N	?	N	J	N	N	J	J	J	J
1+3	2019	mowing	N?	J?	J	J	J	J	J	J	J	J+N
1+4	2019	mowing	N?	?	N	J	J	J+N	J	J	J	J
1+5	2019	mowing	N?	?	N	J	N	J	J	J	J	N
1-1	2019	not mown since 2009	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N
1-2	2019	not mown since 2009	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N
1-3	2019	not mown since 2009	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N
1-4	2019	not mown since 2009	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N
1-5	2011+2019	not mown since 2009	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N
2+1	2011+2019	mowing	J	J	J	N	N	N?	N?	N	N	J
2+2	2019	mowing	J	J	J+N	N	N	N?	N?	J	N	J
2+3	2011+2019	mowing	J	J	J	J+N	N	N?	N?	N	N	J
2+4	2011+2019	mowing	J	J	J	J	N	N?	N?	N	N	J
2+5	2019	mowing	?	J	N	J	J	N?	N?	J	N	J
2-1	2011+2019	not mown since 2009	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N
2-2	2019	not mown since 2009	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N
2-3	2019	not mown since 2009	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N
2-4	2011+2019	not mown since 2009	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N
2-5	2011+2019	not mown since 2009	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N
1+1	2011	mowing	J	J								
1+2	2011	mowing	J	J								
1+3	2011	mowing	J	J								
1+4	2011	mowing	J	J								
1+5	2011	mowing	J	J								
1-1	2011	not mown since 2009	N	N								
1-2	2011	not mown since 2009	N	N								
1-3	2011	not mown since 2009	N	N								
1-4	2011	not mown since 2009	N	N								
1-5	2011	mowing	N	N								
2+1	2011	mowing	J	J								
2+2	2011	mowing	J	J								
2+3	2011	mowing	J	J								
2+4	2011	mowing	J	J								
2+5	2011	mowing	J	J								
2-1	2011	mowing	N	N								
2-2	2011	not mown since 2009	N	N								
2-3	2011	not mown since 2009	N	N								



Figuur 2-1: Ligging van de gemaaide en niet-gemaaide delen in het experimentele deelgebied Hoge Made volgens de planning in 2009. De ligging van de plots wordt weergegeven voor 2011 (paarse labels) en 2019 (groene labels). Elk plot wordt weergegeven met twee punten die overeenkomen met de uiteinde van het microtopografie-transect (10 m). In de niet-maaivakken wordt het jaartal weergegeven vanaf wanneer gestopt is met maaien. In de praktijk varieerde de grens tussen wel en niet maaien jaarlijks. Codering plotcodes; beheer: + = maaien, - = niet maaien; tweede getal van de plotcode is het locatie nummer.



Figuur 2-2: Ligging van de gemaaide en niet-gemaaide delen in het experimentele deelgebied Postweg volgens de planning in 2009. De ligging van de plots wordt weergegeven voor 2011 (paarse labels) en 2019 (groene labels). Elk plot wordt weergegeven met twee punten die overeenkomen met de uiteinde van het microtopografie-transect (10 m). In de niet-maaivakken wordt het jaartal weergegeven vanaf wanneer gestopt is met maaien. In de praktijk varieerde de grens tussen wel en niet maaien jaarlijks. Codering plotcodes; beheer: + = maaien, - = niet maaien; tweede getal van de plotcode is het locatie nummer.

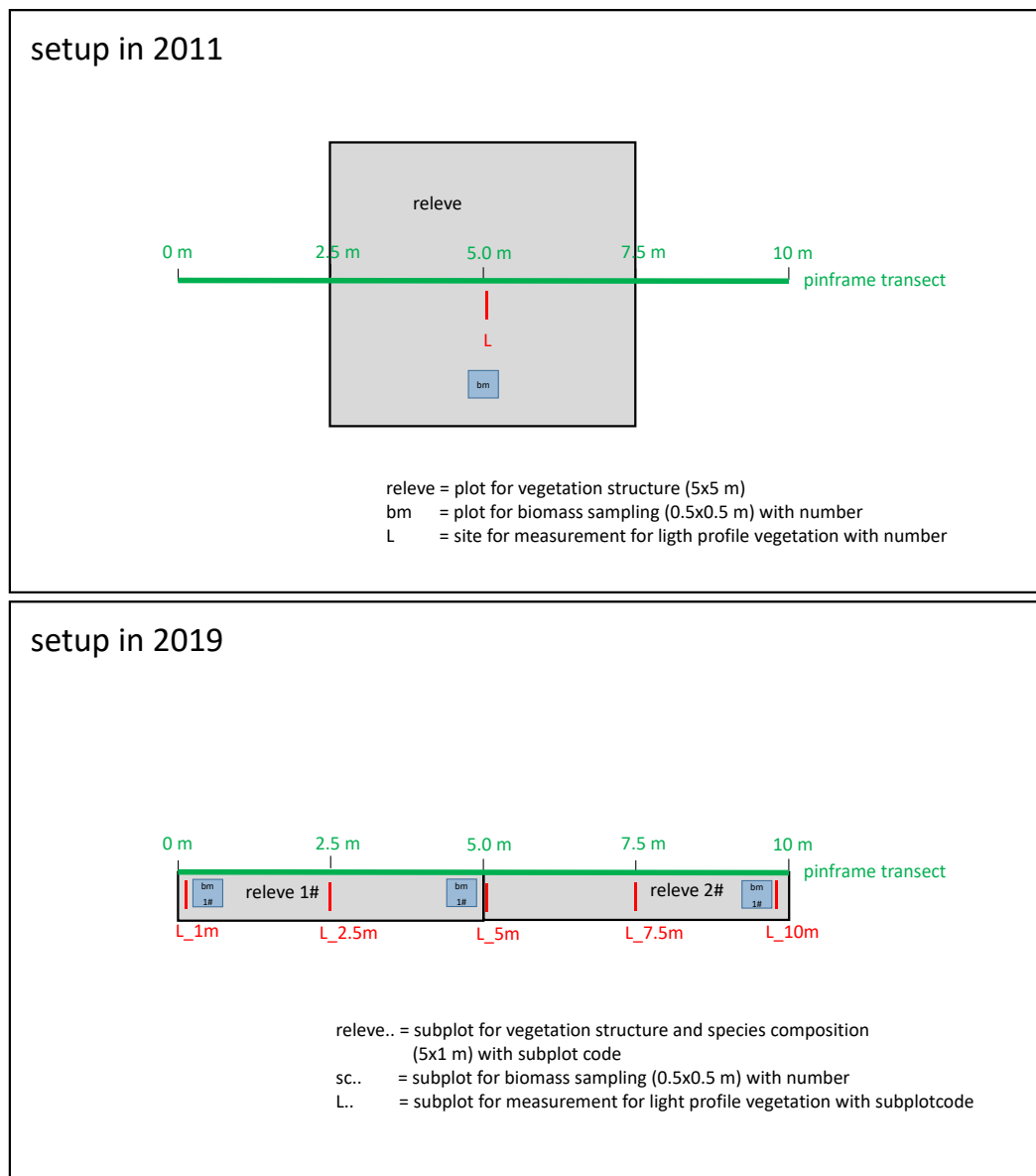
2.2 Methode

2.2.1 Meetmomenten en –programma

Beide onderzoeksgebieden hadden in 2011 en 2019 5 onderzoekslocaties in het gemaaide deel en 5 in het niet gemaaide deel. Op de meetlocaties werden in de jaren 2011 (half juli) en 2019 (begin augustus) metingen verricht aan de vegetatiestructuur, de hoeveelheid bovengrondse biomassa, het lichtprofiel van de vegetatie en de microtopografie. In 2019 werd ook de soortensamenstelling van de vegetatie opgenomen. In Tabel 2-2 wordt een overzicht gegeven van de uitgevoerde metingen voor beide jaren. In Figuur 2-3 wordt de ruimtelijke opzet van de metingen op de meetlocaties weergegeven voor beide jaren. Voor beide jaren verschillen de metingen en de ruimtelijke opzet enigszins. In 2011 is de soortensamenstelling niet opgenomen en in 2019 wel. De (sub)plots voor opname van de vegetatiestructuur had in 2011 een omvang van 5x5 m², terwijl in 2019 per meetlocaties 2 subplots van 5x1 m² zijn opgenomen. Reden om in 2019 te werken met kleinere plots in 2019 was dat opname van kleinere plots beter paste in de beschikbare tijd. We gaan er van uit dat een kleinere oppervlakte van de twee plots in 2011 (gezamenlijk 10 m² versus 25 m² in 2011) weinig invloed heeft op de schatting van vegetatiestructuur variabelen. De andere variabelen zijn in beide jaren in vergelijkbare, kleinere subplots gemeten (biomassa en lichtprofiel). De soortensamenstelling is alleen in 2019 opgenomen. Ook het aantal replica's voor metingen van het lichtprofiel en biomassa verschilden. In 2011 is het lichtprofiel per meetlocatie éénmaal gemeten terwijl dit in 2019 5 replica's betrof. Voor biomassa was er sprake van respectievelijk 1 replica in 2011 en 3 in 2019. In 2011 is ook de mosbiomassa gemeten, terwijl dit in 2019 vanwege budgettaire redenen niet mogelijk was.

Tabel 2-2: Overzicht van de metingen op de meetlocaties voor de jaren 2011 en 2019.

Meting	2011	2019
Vegetatiestructuur:		
- bedekking struiklaag (indien aanwezig)	per site in 1 5x5 m ² plot	per site in 2 5x1 m ² plot
- hoogte struiklaag (indien aanwezig)		
- bedekking kruidlaag		
- bedekking moslaag		
- bedekking strooisel	per site in 1 5x5 m ² plot	
- hoogte lage kruidlaag		
- hoogte hoge kruidlaag		
Biomassa:		
- bovengrondse biomassa vaatplanten (peak standing crop)	per site 1 monster	per site 3 monsters
- strooisel		
- levende mossen		
Lichtprofiel (plant available radiation; PAR)		
- PAR vanaf 5 cm boven maaiveld elke 5 cm tot boven de vegetatie	per site 1x	per site 5x
Microtopografie met 2D pinframe		
- interval van 5 cm in horizontale vlak relatieve hoogte maaiveld	per site transect van 10 m	per site transect van 10 m
Soortensamenstelling vegetatie		
per soort (vaatplanten+mossen) bedekking in procenten		per site in 2 5x1 m ² plot



Figuur 2-3: Opzet van de metingen per meetlocatie in 2011 en 2019.

2.2.2 Gemeten en afgeleide variabelen

Lichtprofiel

Door in de vegetatielaag van de vaatplanten verticaal een lichtprofiel door te meten kan bepaald worden in welke mate lichtbeperking voor planten en mossen optreedt.

Voor elke meting (in 2011 één replica en in 2019 vijf replica's) is met een lichtmeter (Accupar LP-80) het lichtprofiel in de vegetatie doorgemeten. De lichtmeter bestaat uit een referentielichtcel en meetcel in de vorm van een staaf van 1 m lengte waarin 8 meetcellen achter elkaar zijn gemonteerd. De meetcellen meten het licht dat planten gebruiken voor fotosynthese (plant available radiation; PAR). De referentielichtcel is gemonteerd op een statief en meet de intensiteit van het inkomende licht boven de vegetatie. Deze meting vond gelijktijdig plaats met de meting in de staaf. Met meetstaaf wordt horizontaal wordt gehouden en er is vanaf 5 cm boven maaiveld om de 5 cm de lichtintensiteit gemeten (Foto 2). De lichtmetingen zijn uitgevoerd tot de staaf boven de vegetatie zit. De metingen van de referentielichtcel werden gebruikt om de meting met de staaf te kunnen om te rekenen naar het percentage van het invallende licht. De bovenste lichtmeting

met de staaf werd gebruikt om de lichtmeting van de staaf per lichtcel te corrigeren op 100 % van de referentielichtcel. De metingen op de lagere niveaus werden hieraan gerelateerd. Dit geeft voor elke hoogte de relatieve lichtintensiteit (RLI). Voor elke hoogte is voor de RLI het gemiddelde en de standaarddeviatie van de 8 meetcellen berekend. Een hoge SD van de RLI is een indicatie voor een hoge heterogeniteit van de vegetatiestructuur (dichte delen met relatief weinig licht, open delen met relatief veel). De metingen werden uitgevoerd in 2011 en 2019. In het niet gemaaide deel van de locatie Postweg zijn in 2011 geen metingen verricht wegens te donker weer.

Uit de gemeten lichtprofielen zijn de volgende afgeleide variabelen berekend voor elk meting:

- **hoogte van het lichtcompensatiepunt (H.RLI5%)**. Deze variabele geeft aan onder welk hoogte vanaf het maaiveld planten te weinig licht hebben om te overleven. Het lichtcompensatiepunt is de hoeveelheid licht waarbij de assimilatie en dissimilatie van plant in evenwicht zijn. Op basis van het lichtprofiel is bepaald op welke hoogte een RLI van 5% optreedt. Een RLI van 5 % is de gemiddelde waarde voor het lichtcompensatiepunt van vaatplanten in NW-Europa (Larcher 1995). Voor diverse mossensoorten varieert het lichtcompensatiepunt van 0.03 tot 7.1% RLI (Glime 2007) en voor de meest algemene mossoort, Gewoon puntmos (*Calliergonella cuspidata*) in het studiegebied bedraagt dat 1% RLI (ongepubliceerde data A. Kooijman). Omdat nog weinig bekend is over het lichtcompensatiepunt van mossen in laagveenmoerassen gebruiken we het lichtcompensatiepunt van vaatplanten.
- **hoogte van het lichtverzadigingspunt (H.RLI30%)**. Deze variabele geeft aan onder welk hoogte vanaf het maaiveld de groei van planten beperkt wordt door licht. Bij een lighthoeveelheid boven het lichtverzadigingspunt neemt de bij een toename van de lichtintensiteit de assimilatie van een plant niet meer toe, omdat dan andere factoren beperkend zijn (bijvoorbeeld nutriënten). Voor de meeste vaatplanten ligt dat punt bij een RLI van 30% (Fliervoet 1984; Larcher 1995). Het lichtverzadigingspunt van mossen is over het algemeen laag (Glime 2007), maar hiervan zijn nauwelijks opgave voor de relevante soorten van kleine zeggen-slaapmos begroeiingen.
- **hoogte van relatieve lichtintensiteit 90% (H.RLI90%)**. De hoogte van RLI 90% wordt gebruikt als een proxy voor de bovenkant van de vegetatie. Deze hoogte is gemakkelijker uit de lichtprofielen te bepalen dan het 100% punt.
- **relatieve lichtintensiteit op 5 cm hoogte (RLI_{ave.5cm})**. De RLI vlak boven maaiveld is relevant voor vaatplanten met een lage groeivorm en mossen. Omdat de laagste meting in het lichtprofiel 5 cm plaatsvindt, wordt de RLI van deze hoogte gebruikt als indicatie voor de lichtcondities dicht boven het maaiveld. De RLI is de gemiddelde waarde van de 8 lichtcellen waarmee gemeten is.
- **standaarddeviatie van lichtintensiteit op 5 cm hoogte (RLI_{sd.5cm})**. Op basis van de RLI van acht afzonderlijke lichtcellen op 5 cm hoogte is de standaarddeviatie berekend. Dit geeft een indruk van de ruimtelijke variatie in lichtcondities dicht boven het maaiveld. Gat in de vegetatie dragen bij aan een hoge SD.
- **standaarddeviatie van lichtintensiteit op 5-25 cm hoogte (RLI_{sd.5-25cm})**. Voor de hoogten van 5, 10, 15, 20 en 25 cm is de standaarddeviatie van de RLI berekend. Vervolgens zijn de vijf waarden gemiddeld. Deze variabele heeft een indruk van de ruimtelijke variatie van de lichtintensiteit in het lage deel van de lage kruidlaag.
- **standaarddeviatie van lichtintensiteit op 30-50 cm hoogte (RLI_{sd.30-50cm})**. Voor de hoogten van 30, 35, 40, 45 en 50 cm is de standaarddeviatie van de RLI berekend. Vervolgens zijn de vijf waarden gemiddeld. Deze variabele heeft een indruk van de ruimtelijke variatie van de lichtintensiteit in het hoge deel van de lage kruidlaag.

Voor verdere dataverwerking zijn de waarden van de variabelen voor de vijf replica's van elke meetlocatie gemiddeld.



Foto 2-1: Metingen van een lichtprofiel.

Microtopografie in 10 m transecten

Op elke meetlocatie in een transect van 10 m is de microtopografie gemeten met een 2D-pinframe. Deze transecten lagen in 2011 over de 5x5 m plots heen en in 2019 langs twee plots van 5x1 m. Het pinframe is 5 m lang en meet met schuifbare pinnen met een horizontale interval van 5 cm de hoogte van het maaiveld met een nauwkeurigheid van 0.5 cm (Foto 2-2). De bovenkant van het maaiveld is de bovenkant van de veenbodem (indien kaal) of de bovenkant van de moslaag mist deze een dichte structuur heeft. In geval van een slappe veenbodem (slurry) werd de punt van de pinpunt met de hand op het maaiveld gehouden.

De metingen van microtopografie zijn als volgt bewerkt. In geval een plot een hellend maaiveld heeft werd de hoogtemetingen hiervoor gecorrigeerd om te voorkomen dat reliëf op mesoschaal doorwerkt in de bepaling van microtopografie-variabelen. Dit is gedaan door te corrigeren op basis van lineaire regressie van de hoogte op de afstand. Verder werd de afgelezen pinhoogte met de mediane hoogte van de pinframe-metingen gecorrigeerd (de mediane hoogte = 0 cm), zodat de hoogte varieert rond de nul-waarde.

De volgende variabelen zijn afgeleid uit elke transect van 10 m lengte:

- het **0.05 percentiel van de hoogte (H.P05)** als maat voor de laagste delen van slenken;
- het **0.95 percentiel van de hoogte (H.P95)** als maat voor de hoogste delen bulten;
- het **hoogteverschil tussen het 0.05 en 0.95 percentiel (P.P05P95)** als maat voor het hoogteverschil in de microtopografie;
- **minimale hoogte (H.MIN)**
- **maximale hoogte (H.MAX)**
- het **hoogteverschil tussen de minimale en maximale hoogte (P.MINMAX)** als maat voor het maximale hoogteverschil;
- **standaarddeviatie van de hoogte (H.SD)** als een maat voor de variatie van de hoogte.



Foto 2-2: Opname van de maaiveldhoogte met een pinframe.

Vegetatiestructuur en soortensamenstelling

De vegetatiestructuur werd opgenomen in de plots (in 2011: per meetlocatie 1 plot van 5x5 m² en in 2019 per meetlocatie 2 subplots van 5x1 m²). In Tabel 2-2 wordt aangegeven welke variabelen in beide jaren zijn opgenomen. De bedekking van vegetatielagen, strooisel en kale bodem is geschat. De hoogte van vegetatielagen is opgemeten met een rolmaat waarbij onderscheid werd gemaakt in een lage en hoge kruidlaag. De soortensamenstelling van vaatplanten en mossen is opgenomen in 2019 (elke meetlocatie 2 subplots van 5x1 m²). De bedekking van de soorten is geschat in procenten.

Bij de dataverwerking werden voor 2019 voor de plots de gemiddelde waarde berekend van beide subplots.

De vegetatiestructuur variabelen bestaan uit de bedekking van vaatplanten, bedekking van mossen, bedekking van strooisel, hoogte hoge kruidlaag en hoogte lage kruidlaag.

Uit de soortensamenstelling werden op basis van soort eigenschappen voor de plots variabelen afgeleid die relevant zijn voor de invloed van beheer (wel en niet maaien) en microtopografie, voor biodiversiteit en voor milieu-condities (Tabel 2-1). Hieronder wordt toegelicht waarvoor en hoe die variabelen zijn afgeleid.

Soorteigenschappen

- cumulatieve **bedekking van polvormende zeggen, russen en grassen (CovHuVS)**: microtopografie kan veroorzaakt worden door de aanwezigheid van polvormende zeggen, russen en grassen. De volgende polvormende soorten zijn relevant in beide onderzoeksgebieden: Zompzegge (*Carex curta*; vormt lage pollen), Pluimzegge (*Carex paniculata*; kan hoge en brede pollen vormen), Pitrus (*Juncus effusus*; kan kleine tot grote pollen vormen) en Rood zwenkgras (*Festuca rubra*; kan lage pollen vormen).
- cumulatieve **bedekking van bultvormende mossen (CovHuMS)**: microtopografie kan ontstaan door mossen die bulten vormen. Potentieel bulvormende soorten in het studiegebied zijn Gewoon dikkopmos (*Brachythecium rutabulum*), Boompjesmos (*Climacium dendroides*) en Gewoon haakmos (*Rhytiadelphus squarrosus*).
- cumulatieve **bedekking van slenkmossen (CovHoMS)**: Soorten van relatief natte slenken zijn: Hartbladig puntmos (*Calliergon cordifolium*), Reuzepuntmos (*Calliergon giganteum*), Sikkelmossen (*Drepanocladus species*), Beekstaartjesmos (*Philonotis fontana*), Boogsterrenmos (*Plagiomnium*) en Gerimpeld boogsterrenmos (*Plagiomnium undulatum*). Gewoon puntmos

(*Calliergonella cuspidata*) wordt niet beschouwd als slenksoort omdat die ook relatief droog kan voorkomen.

- cumulatieve bedekking van **bedekking van houtachtigen (CovWVS)**: In de onderzoeksgebieden gaat het om Zwarte els (*Alnus glutinosa*) en Grauwe wilg (*Salix cinerea*).
- de cumulatieve **bedekking van bedekking kruiden (CovNGVS)**, **bedekking zeggen (CovCyp)**, **bedekking russen (CovJunc)** werden gebruikt voor karakterisering van de groeivorm.
- het bedekkingsgewogen **gemiddelde van de maximale hoogte plant (CH)**: Maaien onderdrukt hoge planten, terwijl bij niet maaien hoge planten in het voordeel zijn. Deze variabele is ook een indicator voor lichtcompetitie. Planten die met grotere maximale hoogte hebben daarbij een voordeel op soorten die laag blijven. Uit de LEDA database (Kleyer et al. 2008) zijn de soorttraits genomen van de maximale hoogte van soorten. Voor een plot is op basis van de waarde van alle soorten het bedekkingsgewogen gemiddelde berekend.
- het bedekkingsgewogen **gemiddelde van de jaarlijkse klonale uitbreiding (CS)**: maaien kan soorten bevorderen met een sterke klonale uitbreiding. Soorteigenschappen zijn afkomstig uit de CLO-PLA database (Klimešová & De Bello, 2009). De CS van soorten wordt weergegeven in drie ordinale klassen (< 1 cm = waarde 0.1; 1-25 cm = waarde 0.5; >25 cm = waarde 1). In de CLO-PLA database wordt daarbij de gemiddelde waarde gegeven van literatuuropgaven van een soort.

Variabelen voor milieucondities

- het bedekkingsgewogen **gemiddelde van vochtindicaties (ELF)**: Als proxy voor vochtcondities zijn Ellenberg indicaties van vaatplanten gebruikt uit de GemanSL database (Jansen & Dengler 2008) en van mossen uit de database van Siebel (2015).
- het bedekking gewogen **gemiddelde van indicatie voor nutriëntenrijkdom (ELN)**: Als proxy voor nutriëntenrijkdom zijn indicatiewaarden gebruikt uit dezelfde databases als voor ELF.

Variabelen voor biodiversiteit

- **totaal aantal soorten (NtotalS)**
- **aantal soorten mossen (NMossS)**
- **aantal soorten vaatplanten (NVasS)**
- **aantal kenmerkende soorten van trilveenvegetatie (NFenS)**: per meetlocatie is het aantal kenmerkende planten- en mossoorten van veenvormende, grondwatergevoede, basenrijke, nutriëntenarme kleine zeggen-slaapmosvegetaties in NW-Europa (*Caricion lasiocarpae* en *Caricion davallianae*) geteld. Daarvoor is een soortenlijst gebruikt die eerder is opgesteld voor onderzoek aan de effecten van maaibeheer in beekdalvenen (Aggenbach et al. 2014);
- **het aantal soorten en cumulatieve bedekking van de volgende ecologische soortgroepen**: kleine zeggen-slaapmosvegetaties, voedselrijke moerassen, vochtige hooilanden, vochtige ruigten op basis van een eigen indeling. Hierbij is onderscheid gemaakt voor vaatplanten en mossen.

Al deze variabelen getoetst op effecten van beheer (wel en niet maaien), gebied (Hoge Maden/ Postweg) en tijd (2011/ 2019) (zie paragraaf 2.2.3 voor statistische methoden).

Tabel 2-3: Overzicht van variabelen die zijn afgeleid uit de soortensamenstelling van de vegetatie en soorteigenschappen. Deze zijn gerangschikt naar invloed van beheer en microtopografie, biodiversiteit en milieucondities.

Code	Eenheid/ unit	Beschrijving	Description
Soorteigenschappen gerelateerd aan maaibeheer en microtopografie/ Species traits related to mowing management and microtopography			
CovHuVS	%	bedekking polvormende zeggen, russen en grassen	cum cover of tussock sedges, rushes and grasses
CovHuMS	%	bedekking bultvormende mossen	cum cover of hummock moss species
CovHoMS	%	bedekking slenk mossen	cum cover of hollow moss species
CovWVS	%	bedekking houtachtigen	cum cover of woody species
CovNGVS	%	bedekking kruiden	cum cover of forb
CovCyp	%	bedekking zeggen	cum cover of sedges
CovJunc	%	bedekking russen	cum cover of rushes
CovGrass	%	bedekking grassen	cum cover of grass
CH	cm	maximale hoogte plant	average maximum canopy height
CS	ordinal 0-1	jaarlijkse klonale uitbreiding	yearly clonal spread
SLA	mm ² /g	specifiek bladoppervlak	specific leaf area
Soort eigenschappen biodiversiteit/ Species traits biodiversity			
NtotalS	#	totaal aantal soorten	total species number
ShannonH	#	Shannon diversiteits index	Shannon diversity index
NMossS	#	aantal soorten mossen	species number mosses
NVasS	#	aantal soorten vaatplanten	species number vascular plants
NFenS	#	aantal soorten van trilveenvegetatie	species number nutrient poor fen
Milieu indicaties/ Environmental indications			
ELF	ordinal	vochtindicatie Ellenberg	Ellenberg moisture value
ELN	ordinal	voedselrijkdomindicatie Ellenberg	Ellenberg nutrient value

Biomassa

In beide jaren was de bovengrondse biomassa van vaatplanten dat in betreffend jaar is geproduceerd bemonsterd in 0.5x0.5 m² plots. Dit betrof min of meer de maximale biomassa in het groeiseizoen (peak standing crop). Bovengrondse strooisel van dode vaatplanten (strooisel op maaiveld en rechtstaande dode spruiten) is ook bemonsterd in de 0.5x0.5 m² plots. De biomassa van levende mossen was alleen in 2011 bepaald in plots van 0.25x0.25 m². Daarbij werden alleen de groene delen gebruikt. Biomassamonsters werden gedroogd bij 65°C en daarna gewogen. De meetmomenten in het groeiseizoen verschilden tussen beide jaren ca. 3 weken (half juli in 2011 en begin augustus in 2019). Wegens dit geringe verschil gingen we er vanuit dat voor beide jaren op het peak standing crop moment van de vaatplanten werd gemeten.

Bij de dataverwerking zijn voor 2019 de meetwaarden van de drie subplots voor de sites gemiddeld.

2.2.3 Statistische toetsing

Voor variabelen die in zowel 2011 en als 2019 zijn bepaald, zijn de effecten van beheer (wel/niet maaien), gebied (Hoge Maden/ Postweg) en tijd (2011/ 2019) getest met een 3-factor lineair mix model. Omdat de toestand in 2019 niet onafhankelijk is van die 2011 is meetlocatie als random factor ingesteld. Voor variabelen die maar in één van beide jaren zijn gemeten, is getest op effecten van beheer (wel/niet maaien) en gebied (Hoge Maden/ Postweg) met een 2-factor ANOVA met fixed factors. Dit is ook gedaan in geval voor een combinatie van beheer*gebied*tijd geen metingen waren gedaan (zoals voor variabelen voor lichtprofiel voor 2019). In dat geval zijn twee testen uitgevoerd: 1) een 2-factor ANOVA voor effecten van beheer en gebied waar voor alle combinaties van beheer en gebied wel metingen beschikbaar zijn, en 2) een 2 factor lineair mix model met meetlocatie als random factor voor effecten van beheer en tijd voor het gebied waarin voor alle combinaties van beheer en tijd metingen beschikbaar zijn. Omdat in de 3-factor test van microtopografie variabelen weinig significante effecten werden gevonden en deze test door vier factoren (3 fixed factors en 1 random factor) minder onderscheidend is voor verschillen, is ook

voor beide jaren afzonderlijk ook een 2-factor ANOVA uitgevoerd voor effecten van beheer en gebied.

Voor zowel de lineair mix modellen en de ANOVA's is getoetst of voldaan wordt aan de voorwaarden voor normale verdeling van de residuen (Shapiro-test) en homogeniteit van varianties (Levene-test). Wanneer niet voldaan werd aan één van deze voorwaarden zijn variabelen getransformeerd (achtereen volgens $\log_{10}(1+x)$, logit, rank). In geval van een significant effect van een factor is post-hoc paarsgewijs getoetst of het gemiddelde verschilt (Tukey-test).

3 Resultaten

3.1 Vegetatiestructuur en biomassa

Voor vegetatiestructuur zijn biomassa van vaatplanten, mossen en strooisel, bedekking van vaatplanten, mossen, strooisel en kale bodem, hoogte van de hoge kruidlaag en hoogte van de lage kruidlaag gemeten. Resultaten van de statistische toetsing op effecten van beheer, tijd en gebied staan in Tabel 3-1. In Figuur 3-1 zijn de boxplots weergegeven.

Beheer had een sterk effect op de vegetatiestructuur. De niet gemaaide plots hadden meer biomassa van strooisel (BioLit), een hogere bedekking van strooisel (CovLit), een hogere hoge kruidlaag (HHeightVas) en een hogere lage kruidlaag (LHeightVas). Het sterkste contrast trad op voor de biomassa en bedekking van strooisel: zeer laag bij maaien (resp. $<30 \text{ g/m}^2$, $<5\%$) en bij niet maaien juist hoog (resp. $100\text{-}400 \text{ g/m}^2$, $60\text{-}90\%$). De bovengrondse biomassa van vaatplanten (BioVas) vertoonde geen trend in de tijd, was in 2011 hoger in de niet-maai plots en verschilde in 2019 niet voor maai-beheer. Dit betekent dat niet maaien de peak standing crop van de vaatplanten op een langere termijn niet verhoogde, maar wel leidde tot een hogere vegetatie door de aanwezigheid van hoge helofyten als Riet en Grote lisdodde (Foto 3.2). In 2011 was de mosbiomassa (BioMoss) in de niet gemaaide plots hoger, terwijl in 2019 de bedekking van mossen (CovMoss) in de niet gemaaide plots juist lager was. Al hoewel het niet om exact dezelfde variabelen gaat, kan wel worden aangenomen dat mosbiomassa en bedekking van mos positief met elkaar gecorreleerd zijn. Er lijkt dan tussen 2011 en 2019 een omkering van het patroon voor beheer te zijn opgetreden: eerst bij niet maaien veel mossen en later juist bij maaien. Maaien ging in de Postweg samen met hoger percentage kale bodem dan niet maaien (Foto 3.1), terwijl in de Hoge Maden beide beheervormen weinig kale bodem hadden.

Er waren weinig verschillen tussen de gebieden. De hoogte van de lage kruidlaag (LHeightVas) was in Hoge Maden hoger dan in Postweg. Kale bodem (CovBare) verschilde alleen significant in Postweg tussen wel en niet maaien (hoger bij maaien). Struiken kwamen af en toe voor in niet gemaaide plots met een zeer lage bedekking ($<5\%$).

De biomassa van de vaatplanten was matig hoog (rond 500 g/m^2) in beide jaren en in 2019 was de bedekking van vaatplanten hoog (ca. 80%). De mosbiomassa van mossen was sterk variabel. In 2011 hadden de niet gemaaide plots een biomassa tussen 200 en 300 g/m^2 . De moslaag kan dus een aanzienlijk deel van de levende biomassa vertegenwoordigen. In 2019 was de mosbedekking matig hoog in gemaaide plots (mediaan 60 en 70%) en in niet-gemaaide plots laag (mediaan 5 en 30%).



Foto 3.1: Veel kale bodem in een gemaaide plot van de Postweg.



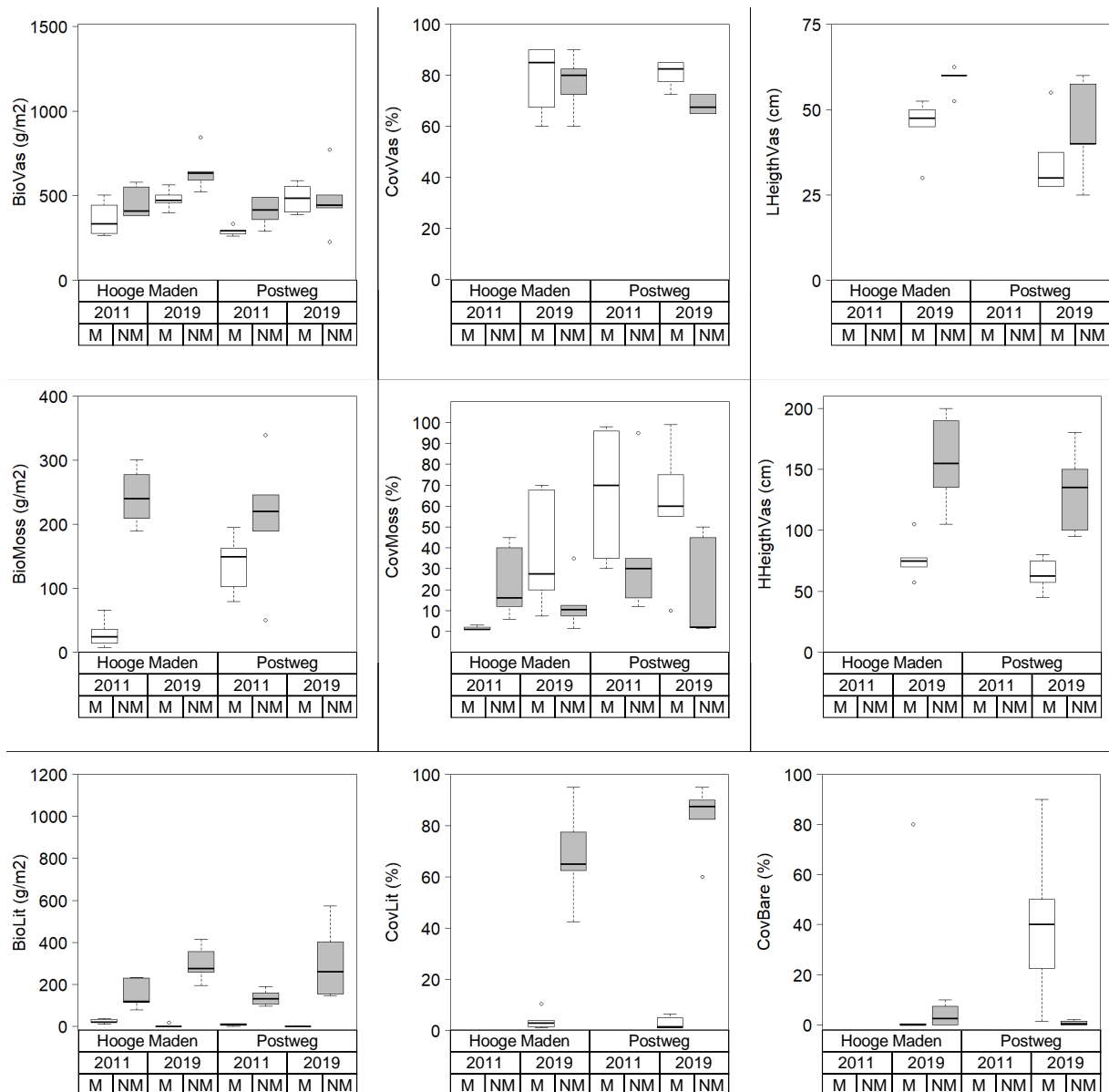
Foto 3.2: Een hoog-opgaande vegetatie in een ongemaaide deel van de Postweg door de aanwezigheid van Riet en Grote lisdodde.

Tabel 3-1: Toetsing voor effecten van beheer (wel/niet maaien), locatie (Hoge Maden/ Postweg) en jaar (2011/ 2019) op de bovengrondse biomassa, bedekking en hoogte van vegetatielagen. In geval dat metingen in beide jaren zijn uitgevoerd is getest met een 3-factor lineair mix model met plot als random factor. In geval dat in één jaar is gemeten is getest met een 2-factor ANOVA met fixed factors. Codering bij contrasten: voor beheer: M=maaien, NM=niet maaien, voor gebied: H=Hoge Maden, P= Postweg.

Variabele	Test op jaren:	Test op jaren:	P effecten						
			beheer	tijd	gebied	beh*tijd	beh*geb	tijd*geb	beh*tijd*geb
variable	test on years:	test on years:	management	time	area	man*time	man*reg	reg*time	reg*time*man
BioVas	2011+2019	none	0.18	0.12	0.30	0.46	0.82	0.43	0.17

Variabele	Test op jaren:	Test op jaren:	P effecten			Contrasten		
			beheer	gebied	beh*geb	beheer	gebied	interactie
variable	test on years:	test on years:	management	area	man*reg	management	area	interaction
BioVas	2011	none	0.01	0.12	0.77	M<NM		
BioVas	2019	none	0.14	0.21	0.23			
BioMoss	2011	none	0.00	0.21	0.02	M<NM		
BioLit	2011	none	0.00	0.39	0.98	M<NM		
CovVas	2019	none	0.13	0.46	0.24			
CovMoss	2019	none	0.01	0.24	0.54	M>NM		
CovLit	2019	logit	0.00	0.40	0.21	M<NM		
CovBar	2019	log10(1+x)	0.05	0.20	0.03			M.P > NM.P
HHeigthVas	2019	none	0.00	0.16	0.65	M<NM		
LHeigthVas	2019	none	0.03	0.02	0.60	M<NM	H>P	

Variabele/ variable		Test op jaren/ test on years:
code	naam/ name	
BioVas	biomassa vaatplanten/ vascular biomass	2011+2019
BioMoss	biomassa mossen/ moss living biomass	2011
BioLit	biomassa strooisel/ litter biomass	2011
CovVas	bedekking vaatplanten/ cover vacular plants	2019
CovMoss	bedekking mossen/ cover mosses	2019
CovLit	bedekking strooisel/ cover litter	2011
CovBare	bedekking kale bodem/ cover bare soil	2019
HHeigthVas	hoogte kruidlaag hoog/ high heigth vascular plant layer	2019
LHeigthVas	hoogte kruidlaag laag/ low heigth vascular plant layer	2019

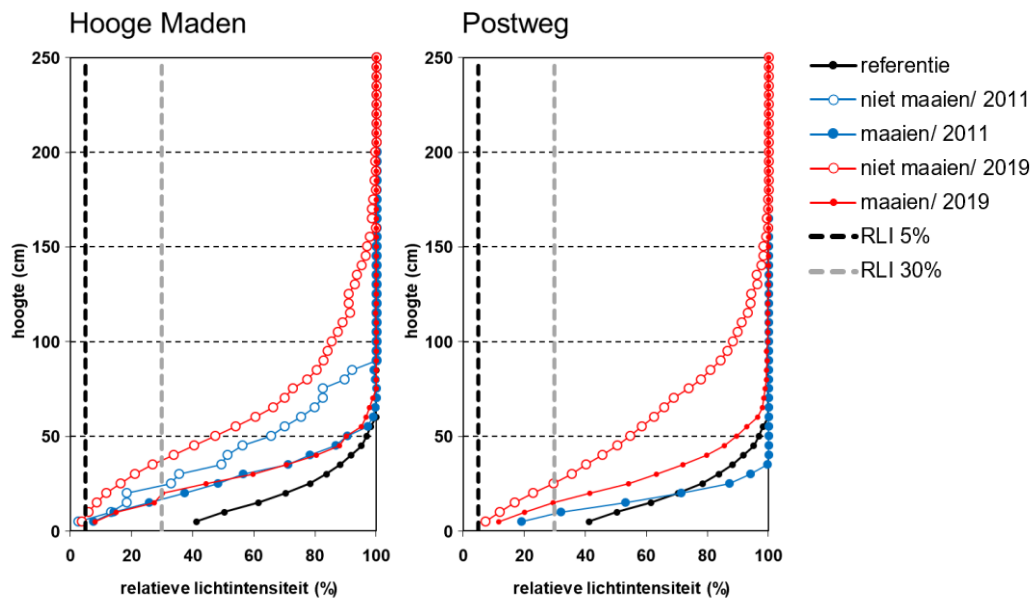


Figuur 3-1: Boxplots voor bedekking, biomassa en hoogte van vegetatielagen met onderscheid voor gebied, beheer (NM = niet maaien, M = maaien) en jaar. Zie Tabel 3-1 voor uitleg van de variabelen. Boxplots: horizontale lijnen geven de mediaan weer, de boxen het 25-75% percentiel, whiskers de spreiding zonder outliers en de punten de outliers.

3.2 Lichtcondities

Om het lichtprofiel te karakteriseren zijn diverse variabelen afgeleid op basis van de relatieve lichtintensiteit (RLI) (zie paragraaf 2.2.2 voor uitleg). In Tabel 3-2 staan de resultaten van de testen voor effecten van beheer (wel/ niet maaien), gebied (Hoge Maden/ Postweg) en tijd (2011/ 2019). Omdat in de Postweg in 2011 geen lichtmetingen zijn verricht zijn twee testen uitgevoerd. Voor 2019 is met een 2-factor ANOVA het effect van beheer en gebied getest. Voor het gebied de Hoge Maden is tevens met een 2-factor ANOVA het effect van beheer en tijd getest. In Figuur 3-1 zijn de boxplots weergegeven van de variabelen. Figuur 3-2 zijn de lichtprofielen in grafieken weergegeven voor het gemiddelde van combinaties van beheer en jaar.

Zichtbaar is dat niet maaien zorgde voor een lagere relatieve lichtintensiteit (RLI) dan maaien. Het meest ongunstig waren de lichtcondities in de niet gemaaide plots van Hoge Maden in 2019. Het profiel liep hier in het bereik van RLI 0-20% veel steiler omhoog dan de niet gemaaide plots in Postweg. In de grafieken van Figuur 3-2 is ook een gemiddelde lichtprofiel van goed ontwikkelde trilveenvegetaties in uit Polen en NO-Duitsland weergegeven (data Aggenbach et al. 2014). Te zien is dat de lichtcondities van gemaaide plots in de twee Drentse Aa gebieden ook al slechter waren dan deze referenties. Zowel de gemaaide en niet gemaaide plots hadden dicht bij de bodem een geringe RLI (<30%) terwijl die in de referenties op 5 cm hoogte al 40 % bedroeg.



Figuur 3-2: De relatie tussen de relatieve lichtintensiteit (RLI) met de hoogte boven maaiveld met onderscheid voor beheer (wel/ niet maaien) en tijd (2011/ 2019). De waarden zijn gebaseerd op de gemiddelde van de sites. Er is tevens als referentie een gemiddeld lichtprofiel op genomen van soortenrijke trilveenvegetaties uit Polen en NO-Duitsland (data Aggenbach et al. 2014). De grenswaarde RLI=5% is het lichtcompensatiepunt voor planten, bij een RLI > 30% treedt geen lichtbeperking meer op voor vaatplanten.

Hieronder wordt de invloed van beheer in de Drentse Aa gebieden verder besproken.

Wanneer de effecten voor 2019 worden geanalyseerd, blijkt dat voor de meeste lichtprofielvariabelen een effect van beheer optrad. Bij maaibeheer waren de lichtcondities in het onderste deel van de vegetatie en op de bodem beter dan bij niet maaien. De hoogte van het lichtcompensatiepunt (RLI=5%), lichtverzadigingspunt (RLI=30%) en de bovenkant van de vegetatie (RLI= 90%) was in de ongemaaide delen hoger dan die in de gemaaide. De RLI op 5 cm boven de bodem was in de gemaaide plots hoger (ca. 5-15 %) dan in ongemaaide plots (ca. 2-10 %) en zat boven het lichtcompensatiepunt (RLI=5%) en onder het lichtverzadigingspunt (RLI=30%). Dit betekent dat bij maaien zeer lage planten nog kunnen overleven, maar wel in hun groei beperkt worden door licht hebben. In de ongemaaide plot was de RLI op 5 cm hoogte (< 5 %) te laag voor het overleven van planten in Hoge Maden en net genoeg (5-10%) in Postweg. Voor de standaarddeviatie van de RLI op 5 cm hoogte verschilde niet voor beheer maar wel tussen

gebieden. Deze was hoger in Postweg, wat duidt op de een hogere heterogeniteit van de vegetatiestructuur. Lokaal zijn daardoor betere lichtcondities aanwezig. De verschillen in standaarddeviatie waren echter gering. Hoger boven maaiveld (5-25 cm) was de standaarddeviatie van de RLI alleen maar verschillend voor beheer in Hoge Maden (hoger bij maaien). Blijkbaar zorgt hier maaien voor meer structuurvariatie in de lage kruidlaag. Hoger boven de bodem waren er geen effecten van beheer en gebied op de standaard deviatie van de RLI.

Analyse van effecten van beheer en tijd voor het gebied Hoge Maden gaf weinig significante effecten. Alleen voor de hoogte met RLI=90% was er een effect van beheer en een interactie van beheer met tijd. De hoogte was groter bij niet maaien dan bij maaien en bij niet maaien nam ze toe in de tijd.

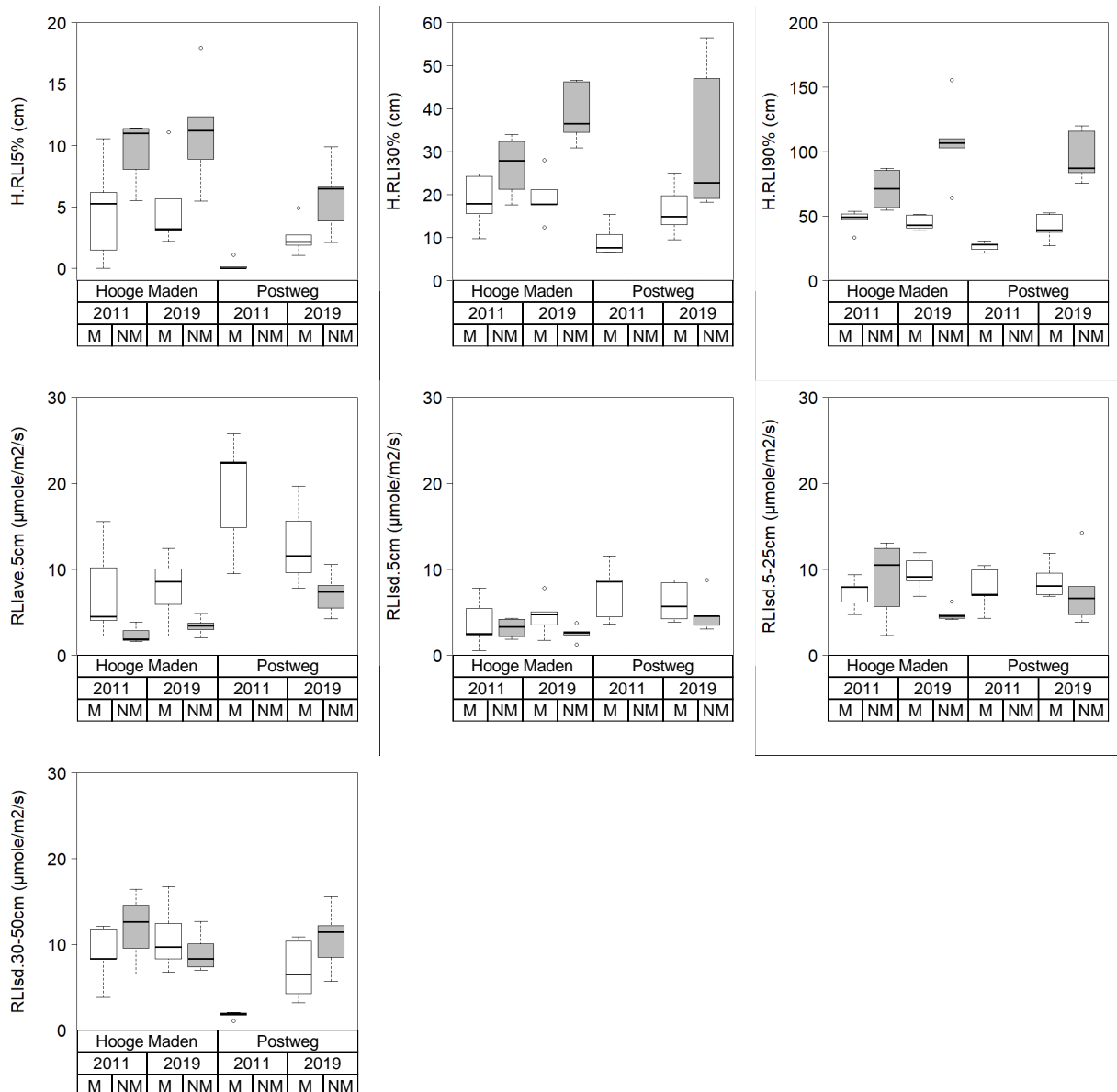
Geconcludeerd kan worden dat na het stoppen van maaien de lichtcondities zijn verslechterd voor vaatplanten en mossen in het lage deel van de vegetatie als gevolg van het hoger worden van de kruidlaag.

Tabel 3-2: Toetsing voor effecten van beheer (wel/niet maaien), locatie (Hoge Maden/ Postweg) voor het jaar 2019 (bovenste tabel) en effecten van beheer (wel/niet maaien) en tijd (2011/ 2019) voor het gebied Hoge Maden (middelste tabel) op variabelen voor het lichtprofiel. Testen zijn uitgevoerd met een 2-factor ANOVA voor de dataset van 2019 en met een 2-factor lineair mix model voor de dataset van Hoge Maden. Beheer: M=maaien, NM=niet maaien; gebied: H=Hoge Maden, P=Postweg.

Variabele code	Test op data van:	Trans- formatie	P effecten			Contrasten	
			beheer	gebied	beh* geb	beheer	gebied
code	test on data of:	Trans- formation	manage- ment	area	man* reg	manage- ment	area
H.RLI5%	2019	none	0.01	0.02	0.35	M<NM	H>P
H.RLI30%	2019	none	0.00	0.34	0.73	M<NM	
H.RLI90%	2019	none	0.00	0.43	0.66	M<NM	
RLIave.5cm	2019	none	0.00	0.01	0.68	M>NM	H<P
RLIsd.5cm	2019	none	0.08	0.04	0.70		H<P
RLIsd.5-25cm	2019	none	0.02	0.43	0.14	M>NM	
RLIsd.30-50cm	2019	none	0.54	0.49	0.10		

Variabele	Test op data van:	Trans- formatie	P effecten			Contrasten	
			beheer	tijd	beh*tijd	beheer	interactie
variable	test on data of:	Trans- formation	manage- ment	time	man* time	manage- ment	interaction
H.RLI5%	Hoge M.	none	0.09	0.88	0.75		
H.RLI30%	Hoge M.	none	0.07	0.77	0.06		
H.RLI90%	Hoge M.	none	0.05	0.77	0.02	M<NM	NM.2011<NM.2019
RLIave.5cm	Hoge M.	none	0.07	0.81	0.86		
RLIsd.5cm	Hoge M.	none	0.69	0.53	0.45		
RLIsd.5-25cm	Hoge M.	none	0.33	0.13	0.01		
RLIsd.30-50cm	Hoge M.	none	0.23	0.23	0.07		

Variabele/ variable	
code	naam/ name
H.RLI5%	hoogte 5 % relatieve lichtintensiteit/ heigth 5 % relative lighth intensity
H.RLI30%	hoogte 30 % relatieve lichtintensiteit/ heigth 30 % relative lighth intensity
H.RLI90%	hoogte 90 % relatieve lichtintensiteit/ heigth 90 % relative lighth intensity
RLIave.5cm	relatieve lichtintensiteit op 5 cm hoogte/ relative lighth intensity at 5 cm heigth
RLIsd.5cm	SD relatieve lichtintensiteit op 5 cm hoogte/ SD relative lighth intensity at 5 cm heigth
RLIsd.5-25cm	SD relatieve lichtintensiteit op 5-25 cm hoogte/ SD relative lighth intensity at 5-25 cm heigth
RLIsd.30-50cm	SD relatieve lichtintensiteit op 30-50 cm hoogte/ SD relative lighth intensity at 30-50 cm heigth



Figuur 3-3: Boxplots van variabelen voor relatieve lichtintensiteit (RLI) met onderscheid voor gebied, beheer (NM = niet maaien, M = maaien) en jaar. Zie Tabel 3-2 voor uitleg van de variabelen. In niet gemaaide plots van Postweg zijn in 2011 geen metingen verricht. Boxplots: horizontale lijnen geven de mediaan weer, de boxen het 25-75% percentiel, whiskers de spreiding zonder outliers en de punten de outliers.

3.3 Microtopografie

De microtopografie is gemeten in transecten van 10 m lengte. In Figuur 3-5 worden enkele voorbeelden gegeven. De effecten van beheer, gebied en tijd op de microtopografie zijn op twee manieren getest. Met een 3-factor lineair mix model met plot als random factor is op al de drie factoren tegelijk getest. Daarnaast is ook voor elk jaar afzonderlijk getest op de effecten van beheer en gebied met een 2-factor ANOVA met fixed factors. De resultaten staan in (Tabel 3-3) en boxplots in Figuur 3-4.

Wanneer integraal getest wordt op de effecten beheer, gebied en tijd blijken er geen significante effecten op te treden.

Wanneer getest wordt op de effecten van beheer en gebied voor elk jaar afzonderlijk dan blijkt dat in 2011 er weinig effecten optraden en in 2019 juist meer effecten. In 2011 was er alleen een significant effect voor gebied. In 2019 had beheer een effect op het 0.95 percentiel van de hoogte (H.P95) en het hoogteverschil van het 0.05 en 0.95 percentiel (H.P05P95) met hogere waarden bij niet maaien. Daaruit kan worden afgeleid dat niet-maaien in 2011 nog nauwelijks tot verschillen in microtopografie had geleid en in 2019 wel. Uit interactie-effect voor gebied en tijd voor het verschil tussen maximale en minimale hoogte (H.MINMAX) en de standaarddeviatie van de hoogte (H.SD) blijkt dat in gebied Postweg de microtopografie het sterkst was gaan verschillen tussen wel en niet maaien. In de boxplots is ook te zien dat dit deelgebied in 2019 de meest uitgesproken microtopografie had met een H.P05P95 van ca. 15 cm en een H.MINMAX van ca. 25-30 cm. De niet gemaaide plots in Hoge Maden hadden een grote spreiding voor H.P95, H.MAX en H.MINMAX.

Tijdens de opname van de microtopografie is ook opgelet welke vegetatiestructuren zorgen voor meer hoogtevariatie. Duidelijke en grote bulten hingen samen met het voorkomen van pollen van Pluimzegge (*Carex paniculata*). Deze soort had zich tussen 2011 en 2019 uitgebreid en kwam met de hoogste bedekkingen voor in plots van Hoge Maden (Foto 3-3). Daarnaast werden ook bulten gevormd door mossen en pollen van Rood zwenkgras (*Festuca rubra*) of door een combinatie van beide. Mossen die in bulten groeiden zijn Boompjesmos (*Climacium dendroides*), Gewoon haakmos (*Rhytidiadelphus squarrosus*) en Gewoon puntmos (*Calliergonella cuspidata*). Het is opvallend dat Rood zwenkgras die zijn optimum in droge en vochtige graslanden heeft op zeer natte standplaatsen een bultvormer is (Foto 3-4). Deze soort had de hoogste bedekking (17 en 37 %) in twee niet-maai plots in Postweg

Geconcludeerd kan worden dat bij niet maaien naar verloop van tijd (8 jaar) de microtopografie toe neemt en dat die toename voor gebieden kan verschillen. Bultvormers zijn zowel polvormende grasachtigen als mossen.



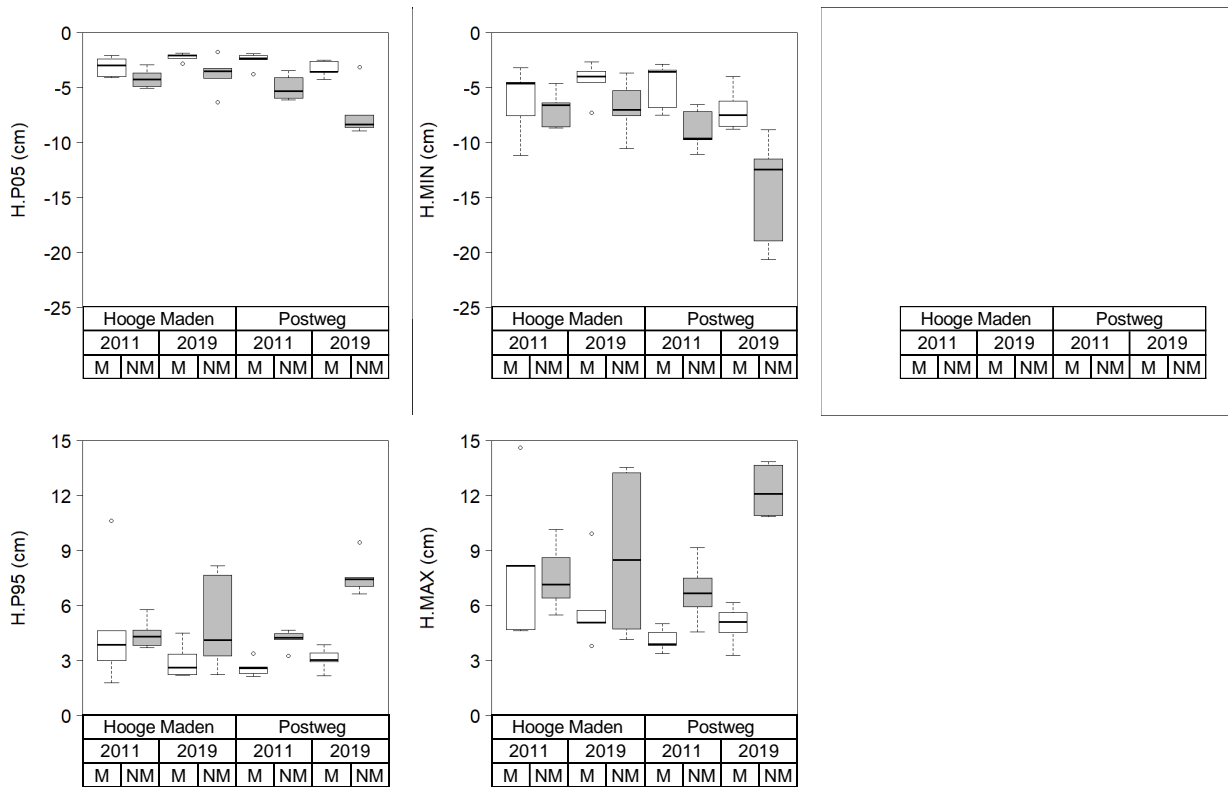
Foto 3-3: Pollen van Pluimzegge die grote bulten vormen die zichtbaar zijn in de hoogte van de pinnen in het pinframe.

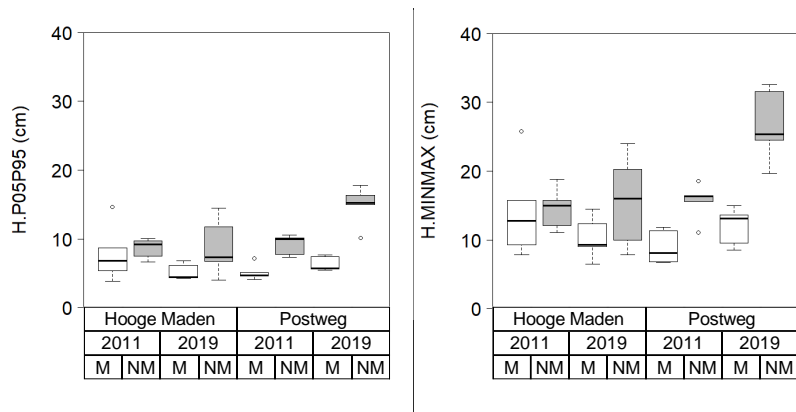
Tabel 3-3: Toetsing voor effecten van beheer (wel/niet maaien), gebied (Hoge Maden/ Postweg) en jaar (2011/ 2019) op variabelen voor microtopografie. Er is een test uitgevoerd op de data van beide jaren met een 3-factor lineair mix model met plot als random factor. Daarnaast is voor beide jaren afzonderlijk getest op de effecten van beheer en gebied met een 2-factor ANOVA met fixed factors. Codering bij contrasten: voor beheer: M=maaien, NM=niet maaien, voor gebied: H= Hoge Maden, P= Postweg.

Variabele	Test op jaren:	Transformatie	P effecten							Contrasten		interactie
			beheer	tijd	gebied	beh*tijd	beh*geb	tijd*geb	beh*tijd*geb	tijd	gebied	
variable	test on years:	Transformation	management	time	area	man*time	man*reg	reg*time	reg*time*man	time	area	interaction
H.P05	2011+2019	logit	0.14	0.19	0.38	0.63	0.20	0.08	0.90			
H.P95	2011+2019	rank	0.42	0.19	0.06	0.48	0.21	0.15	0.97			
H.P05P95	2011+2019	non	0.65	0.12	0.11	0.22	0.17	0.10	0.63			
H.MIN	2011+2019	non	0.67	0.31	0.44	0.51	0.21	0.12	0.61			
H.MAX	2011+2019	non	0.76	0.15	0.03	0.16	0.19	0.11	0.65		H<P	
H.MINMAX	2011+2019	non	0.93	0.19	0.08	0.23	0.14	0.11	0.60			
H.SD	2011+2019	non	0.88	0.09	0.08	0.24	0.14	0.09	0.49			

Variabele	Test op jaren:	Trans-formatie	P effecten			Contrasten		
			beheer	gebied	beh* geb	beheer	gebied	interactie
variable	test on years:	Trans-formation	manage-ment	area	man* area	manage-ment	area	interaction
H.P05	2011	non	0.09	0.34	0.11			
H.P95	2011	rank	0.35	0.06	0.22			
H.P05P95	2011	log(1+x)	0.37	0.09	0.15			
H.MIN	2011	non	0.61	0.36	0.14			
H.MAX	2011	non	0.75	0.02	0.17		H>P	
H.MINMAX	2011	non	0.93	0.07	0.12			
H.SD	2011	log(1+x)	0.64	0.06	0.11			
H.P05	2019	non	0.12	0.27	0.09			
H.P95	2019	non	0.05	0.92	0.10	M<NM		
H.MINMAX	2019	non	0.10	0.60	0.04			P.2011<P.2019
H.MIN	2019	non	0.24	0.21	0.09			
H.MAX	2019	logit	0.13	0.54	0.08			
H.P05P95	2019	non	0.05	0.49	0.06	M<NM		
H.SD	2019	non	0.09	0.52	0.03			P.2011<P.2019

code	naam/ name
H.P05	hoogte 0.05 percentiel/ heigth 0.05 percentile
H.P95	hoogte 0.95 percentiel/ heigth 0.95 percentile
H.P05P95	hoogteverschil 0.05-0.95 percentiel/ height difference 0.05-0.95 percentile
H.MIN	hoogte minimum/ heigth minimum
H.MAX	hoogte maximum/ heigth maximum
H.MINMAX	hoogteverschil min-mx/ height difference min-max
H.SD	hoogte standaard deviatie/ heigth SD



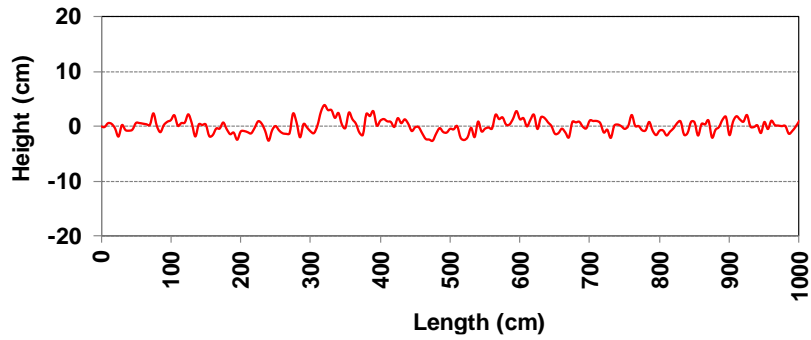


Figuur 3-4: Boxplots voor microtopografie variabelen met onderscheid voor gebied, beheer (NM = niet maaien, M = maaien) en jaar. Zie Tabel 3-5 voor uitleg van de variabelen. Boxplots: horizontale lijnen geven de mediaan weer, de boxen het 25-75% percentiel, whiskers de spreiding zonder outliers en de punten de outliers.

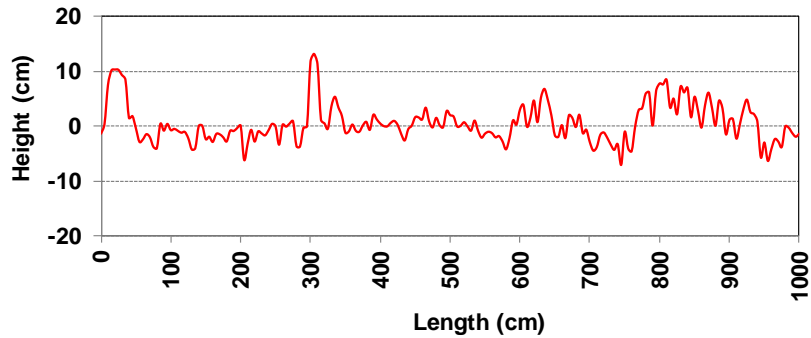


Foto 3-4: Bulten die zijn gevormd door Rood zwenkgras pollen met mossen. Rechts een open gesneden bult waarin wortels en dode mossen zichtbaar zijn.

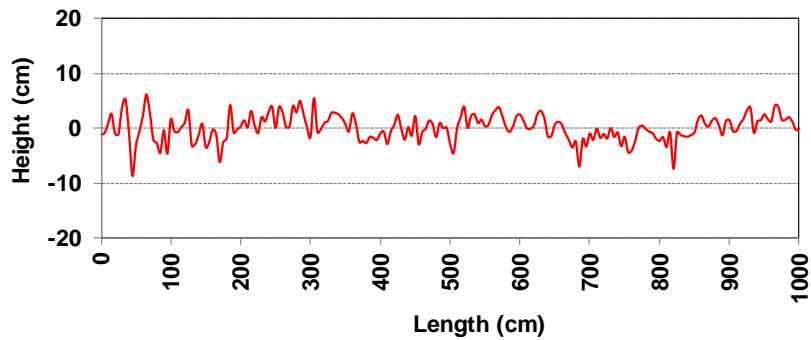
Area:
Hooge Maden
Beheer:
maaien
jaar:
2019
plot:
1



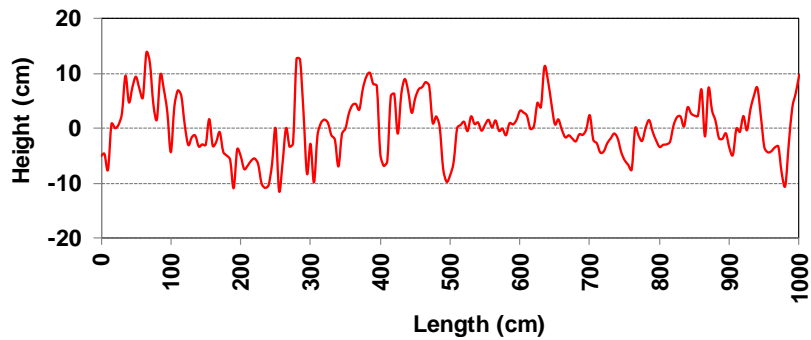
Area:
Hooge Maden
Beheer:
niet maaien
jaar:
2019
plot:
1



Area:
Postweg
Beheer:
maaien
jaar:
2019
plot:
1



Area:
Postweg
Beheer:
niet maaien
jaar:
2019
plot:
1



Figuur 3-5: Voorbeelden van de hoogte in de enkele microtopografie-transecten. De hoogte zijn gecorrigeerd voor de helling van het transect.

3.4 Functionele planteigenschappen

De invloed van maaien op de vegetatie is nader geanalyseerd door het patroon van functionele planteigenschappen te analyseren. In paragraaf 2.2.2 worden de variabelen nader toegelicht. Er zijn alleen in het jaar 2019 vegetatieopnamen gemaakt en daarvoor per plot variabelen berekend. In Tabel 3-4 staande resultaten van de statistische toetsing en in Figuur 3-6 de boxplots.

Er waren weinig effecten van beheer en geen effecten van gebied op de planteigenschappen. Beheer had alleen een significant effect op de bedekking van kruiden (CovNGVS) en russen (CovJunc) met hogere bedekkingen bij maaibeheer (Foto 3-5). Verder hadden drie variabelen een interactie-effect van beheer en gebied. De maximale hoogte (CH) en bedekking van gras (CovGrass) waren in gebied Postweg in de niet-maai plots hoger dan in de maaiplots. Deze effecten hingen samen met een relatief hoge bedekking van het hoog op groeiende Riet (gemiddeld 20%) in de niet-maai plots van Postweg. De bedekking van zeggen werd niet beïnvloed door beheer. Er was geen effect van beheer op de bedekking van polvormers (CovHuVS), de bedekking van niet polvormende planten (CovNHuVS), bedekking van bultmossen (CovHuMS) en de bedekking van slenkmossen (CovHoIMS). Sowieso hadden polvormers en mossen van bulten een lage bedekking. Dat gold ook voor mossen van slenken. Van de polvormers waren Pluimzegge (Foto 3-3) en Rood zwenkgras (Foto 3-4) de belangrijkste soorten die ook daadwerkelijk bulten vormden.

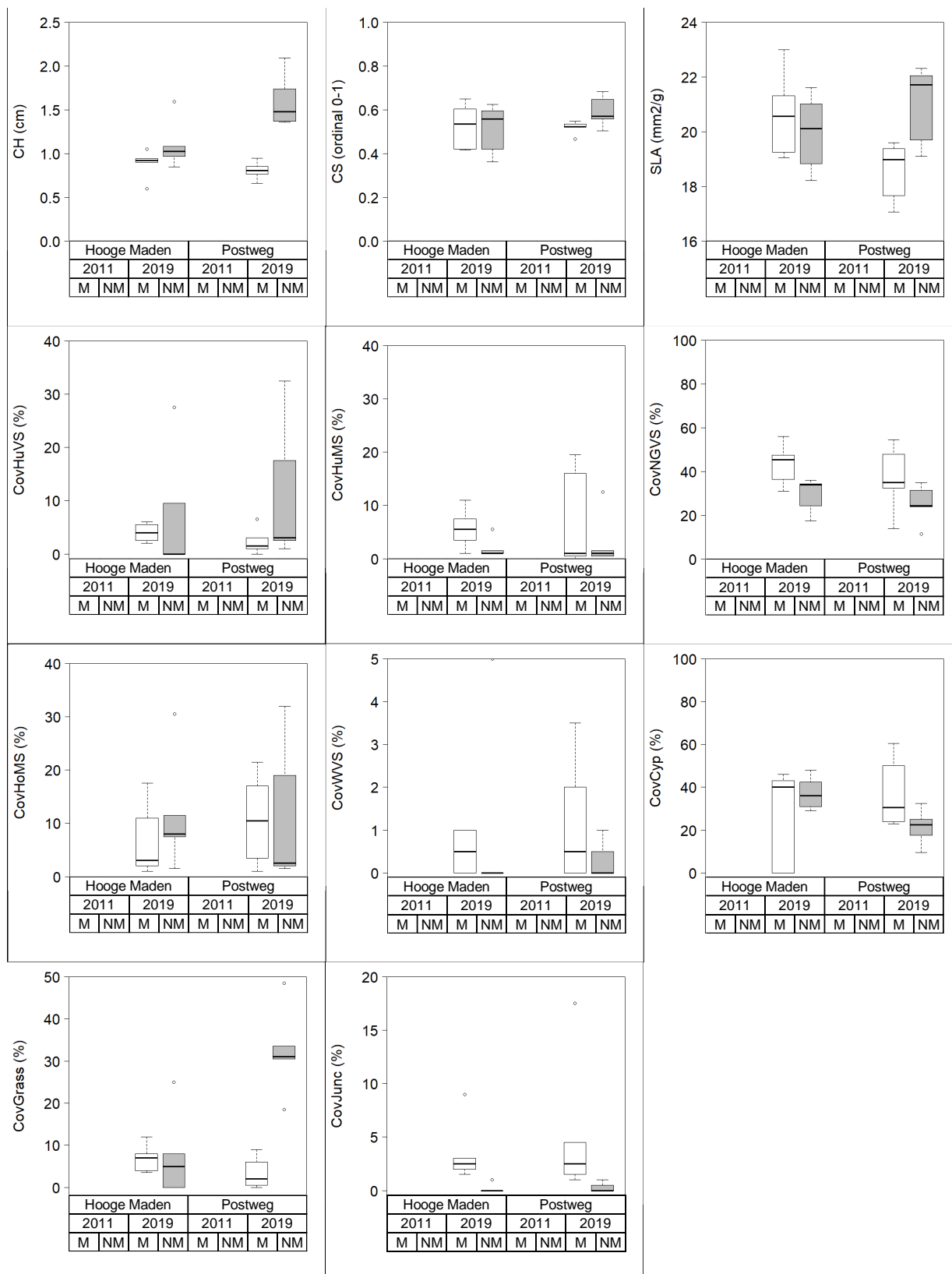


Foto 3-5: *Kruidenrijke moerasvegetatie in een gemaaide plot.*

Tabel 3-4: Toetsing voor effecten van beheer (wel/niet maaien), gebied (Hoge Maden/ Postweg) op variabelen voor functionele planteigenschappen. De testen zijn uitgevoerd met een 2-factor ANOVA met fixed factors. Codering bij contrasten: voor beheer: M=maaien, NM=niet maaien, voor gebied: H= Hoge Maden, P= Postweg.

Variabele	Test op data van:	Trans-formatie	P effecten			Contrasten	
			beheer	gebied	beh* geb	gebied	interactie
variable	test on data of:	Trans-formation	manage-ment	area	man* reg	area	interactio n
CH	2019	none	0.00	0.06	0.01		P.M<P.NM
CS	2019	none	0.45	0.35	0.29		
covHuVS	2019	logit	0.36	0.83	0.29		
covHuMS	2019	none	0.15	0.59	0.93		
covHoMS	2019	logit	0.67	0.84	0.50		
covNGVS	2019	none	0.02	0.30	0.80		
covCyp	2019	none	0.74	0.77	0.07		
covJunc	2019	log10(1+x)	0.00	0.72	0.96		
covGrass	2019	logit	0.01	0.06	0.00		P.M<P.NM

code	naam/ name
CH	maximale hoogte plant/ average maximum canopy height
CS	jaarlijkse klonale uitbreiding/ yearly clonal spread
covHuVS	bedekking polvormende zeggen, russen en grassen/ cum cover of tussock sedges, rushes and grasses
covHuMS	bedekking bultvormende mossen/ cum cover of hummock moss species
covHoMS	bedekking slenk mossen/ cum cover of hollow moss species
covNGVS	bedekking kruiden/ cum cover of forb
covCyp	bedekking zeggen/ cum cover of sedges
covJunc	bedekking russen/ cum cover of rushes
covGrass	bedekking grassen/ cum cover of grass



Figuur 3-6: Boxplots voor cumulatieve bedekking van functionele plantensoortgroepen met onderscheid voor gebied en beheer (NM = niet maaien, M = maaien). Deze variabelen zijn alleen gemeten in 2019. Zie Tabel 3-4 voor uitleg van de variabelen. Boxplots: horizontale lijnen geven de mediaan weer, de boxen het 25-75% percentiel, whiskers de spreiding zonder outliers en de punten de outliers.

3.5 Indicaties voor standplaatscondities

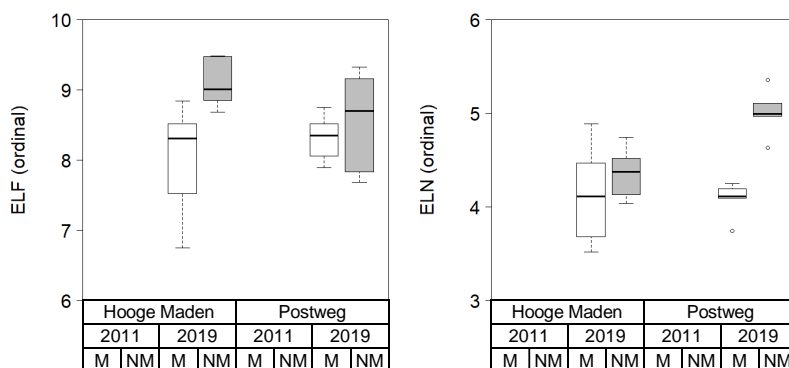
Op basis van bedekkingsgewogen gemiddelde zijn Ellenberg-indicaties voor vochtigheid en nutriëntenrijkdom berekend van de vegetatie in 2019. Toetsresultaten van de effecten van beheer en gebied staan in Tabel 3-5 en de boxplots in Figuur 3-7.

Er was een interactie effect van beheer en gebied op de indicatie voor nutriëntenrijkdom (ELN) met een significant verschil tussen wel en niet gemaaid voor het gebied de Postweg (hogere waarde bij niet maaien, dus nutriëntenrijker). De indicatie voor een hogere nutriëntenrijkdom werd vooral bepaald door de relatief hoge bedekking van Riet. De boxplots van de indicatie voor waterstand (ELF) laat zien dat gemaaide plots in gebied Hoge Maden iets droger lijken te zijn dan ongemaaide plots (lagere waarden), maar dat verschil was niet significant.

Tabel 3-5: Toetsing voor effecten van beheer (wel/niet maaien), gebied (Hoge Maden/ Postweg) op indicaties voor vochtigheid (ELF) en nutriëntenrijkdom (ELN). De testen zijn uitgevoerd met een 2-factor ANOVA met fixed factors.

Variabele	Test op data van:	Transformatie	P effecten			Contrasten	
			beheer	gebied	beh* geb	beheer	interactie
variable	test on data of:	Transformation	management	area	man* reg	management	interaction
ELF	2019	none	0.03	0.68	0.13		
ELN	2019	none	0.00	0.08	0.04		P.2011>P.2019

Variabele/ variable	
code	naam/ name
ELF	vochtindicatie Ellenberg/ Ellenberg moisture value
ELN	voedselrijkdomindicatie Ellenberg/ Ellenberg nutrient value



Figuur 3-7: Boxplots voor indicaties voor vochtigheid (ELF) en voedselrijkdom (ELN) met onderscheid voor gebied en beheer (NM = niet maaien, M = maaien). Deze variabelen zijn alleen gemeten in 2019. Boxplots: horizontale lijnen geven de mediaan weer, de boxen het 25-75% percentiel, whiskers de spreiding zonder outliers en de punten de outliers.

3.6 Biodiversiteit vegetatie

Voor beoordeling van de effecten op biodiversiteit is gekeken naar het totaal aantal soorten, het aantal vaatplantsoorten, aantal mossoorten, de Shannon diversiteitsindex en het aantal soorten kenmerkend voor basenrijke nutriëntenarme kleine zegge-slaapmos vegetatie. Resultaten van de toetsing van effecten van beheer en gebied staan in Tabel 3-6 en de boxplots in Figuur 3-8.

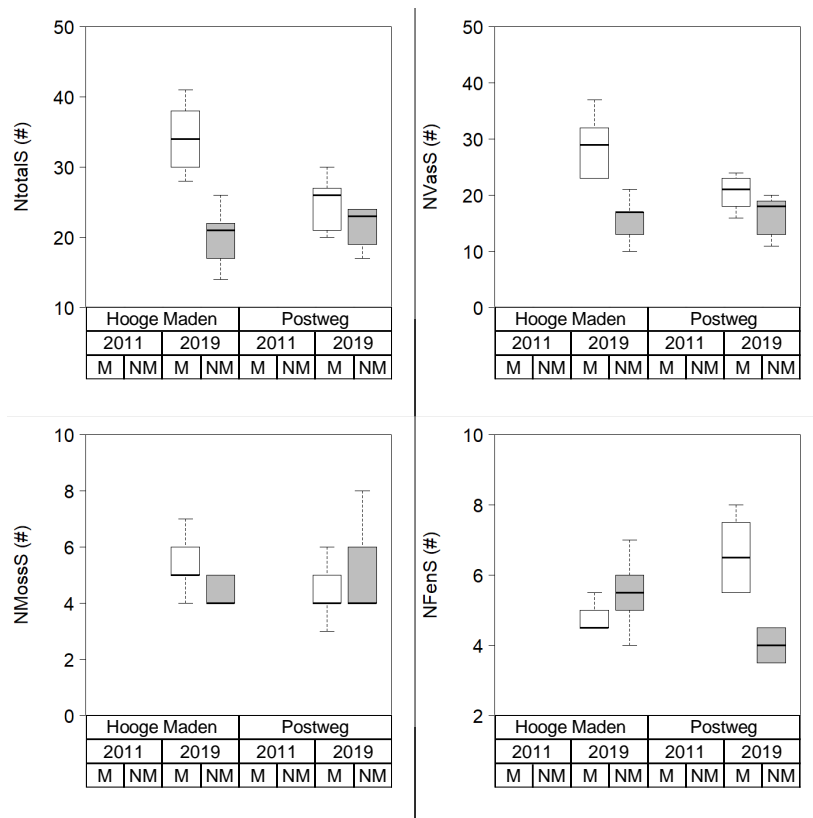
Voor het totaal aantal plantensoorten (NtotalS), aantal vaatplantsoorten (NVasS) en het aantal kenmerkende soorten voor basenrijke nutriëntenarme kleine zegge-slaapmos vegetatie (NFenS) was er een effect van beheer en een interactie-effect van beheer en gebied. In gebied Hoge Maden hadden de variabelen NtotalS en NVasS in gemaaide plots een hogere waarde dan in niet gemaaide plots, terwijl dat in Postweg niet het geval was. In het gebied Postweg was NFenS een hoger in gemaaide plots dan in niet gemaaide plots. Ook was deze hoger dan de gemaaide plots van Hoge Maden. Voor het aantal mossoorten (NMossS) waren er geen effecten van beheer en gebied. Al met al speelde alleen het aantal vaatplanten soorten een bepalende rol in de totale soortenrijkdom. Ook de Shannon-index verschilde niet voor beheer en gebied.

Geconcludeerd kan worden dat zonder maaibeheer minder vaatplantsoorten en kenmerkende soorten van basenrijke nutriëntenarme kleine zegge-slaapmos vegetatie kunnen voorkomen maar dat dit effect gebiedsspecifiek was.

Tabel 3-6: Toetsing voor effecten van beheer (wel/niet maaien), gebied (Hoge Maden/ Postweg) op variabelen voor biodiversiteit. De testen zijn uitgevoerd met een 2-factor ANOVA met fixed factors. Codering bij contrasten: voor beheer: M=maaien, NM=niet maaien, voor gebied: H= Hoge Maden, P= Postweg.

Variabele	Test op data van:	Trans-formatie	P effecten			Contrasten	
			beheer	gebied	beh* geb	beheer	interactie
variable	test on data of:	Trans-formation	manage-ment	area	man* reg	manage-ment	interaction
NtotalS	2019	none	0.00	0.06	0.02		H.M>H.NM
ShannonH	2019	none	0.20	0.17	0.40		
NVasS	2019	none	0.00	0.07	0.04		H.M>H.NM
NMossS	2019	none	0.99	0.98	0.92		
NFenS	2019	none	0.03	0.70	0.00		P.M>P.NM

Variabele/ variable	
code	naam/ name
NtotalS	totaal aantal soorten/ total species number
ShannonH	Shannon diversiteits index/ Shannon diversity index
NVasS	aantal soorten vaatplanten/ species number vascular plants
NMossS	aantal soorten mossen/ species number mosses
NFenS	aantal soorten van trilveenvegetatie/ species number nutrient poor fen



Figuur 3-8: Boxplots voor variabelen voor biodiversiteit met onderscheid voor gebied en beheer (NM = niet maaien, M = maaien). Deze variabelen zijn alleen gemeten in 2019. Zie Tabel 3-6 voor uitleg van de variabelen. Boxplots: horizontale lijnen geven de mediaan weer, de boxen het 25-75% percentiel, whiskers de spreiding zonder outliers en de punten de outliers.

3.7 Soortensamenstelling vegetatie

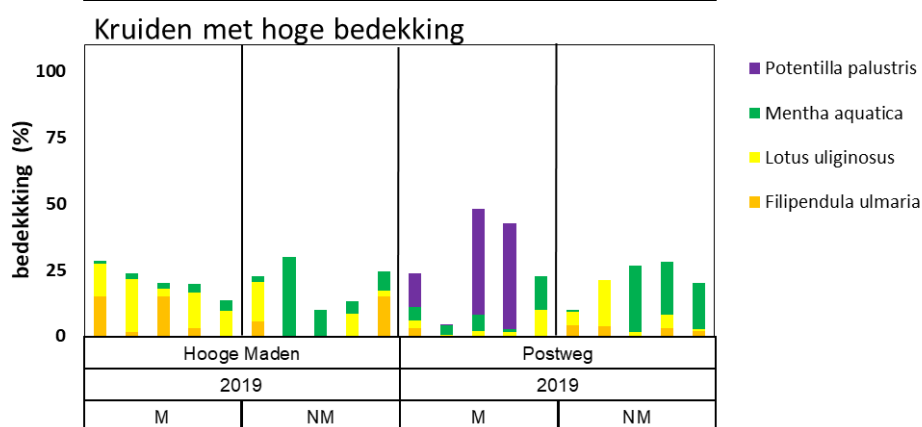
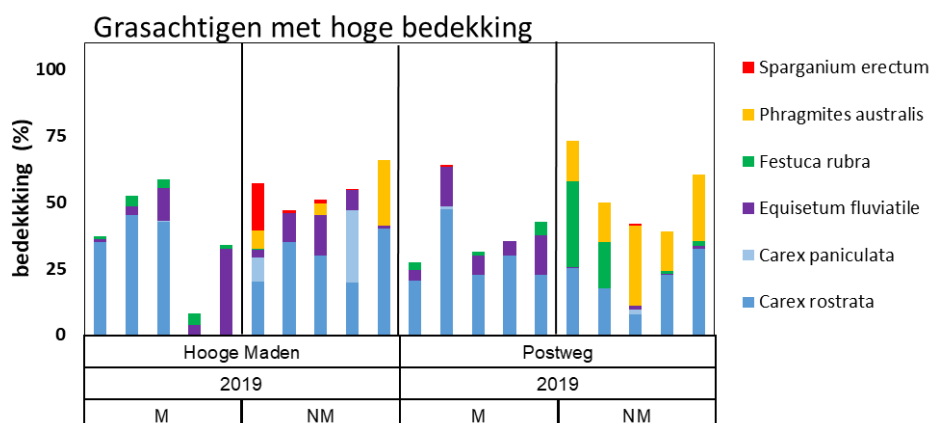
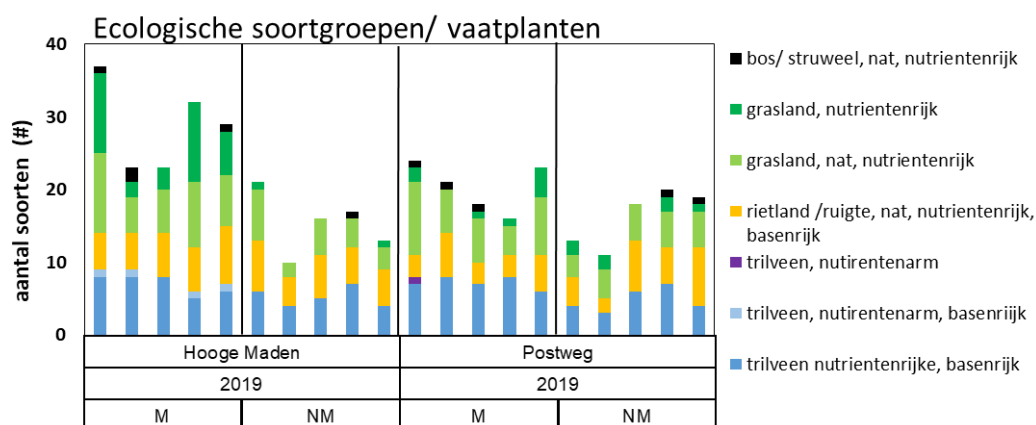
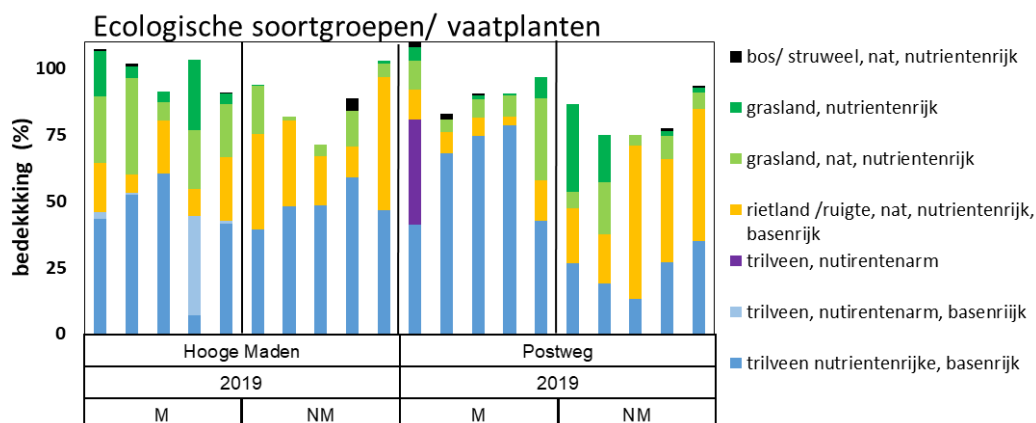
De soortensamenstelling van de vegetatie is geanalyseerd door te kijken naar de cumulatieve bedekking en aantal soorten van ecologische soortgroepen en welke soorten met een hoge bedekking voorkomen. Deze analyse is afzonderlijk voor vaatplanten en voor mossen uitgevoerd.

In Figuur 3-9 wordt de patronen weergegeven voor vaatplanten. Soorten van relatief nutriëntenrijke, basenrijke trilvenen kwamen meestal met een matige tot hoge bedekking voor, met uitzondering van de niet gemaaide plots van Postweg waar de bedekking lager was. Soorten met een hoge bedekking in deze groep waren vooral Snavelzegge en daarnaast Holpijp, Wateraardbei en Pluimzegge. Een tweede belangrijke ecologische groep waren soorten van natte rietlanden en ruigten. Deze kwamen in alle combinaties van beheer en gebied voor en met hogere bedekkingen in de niet gemaaide plots. Soorten met een sterke bijdrage aan de bedekking waren Riet, Watermunt en in mindere mate Grote egelskop en Moerasspirea. Deze soortgroep had een relatief grote bedekking in de niet gemaaide plots van Postweg (vooral door Riet en Watermunt). Soorten van natte, nutriëntenrijke graslanden bedekten 5 tot 20%. Deze groep had in de gemaaide plots van Hoge Maden vaak een relatief hoge bedekking. Het betrof een grote groep soorten (18) waarvan alleen Moerasrolklaver bedekkend voorkwam. Daarnaast was er nog een groep soorten van nutriëntenrijke graslanden (12 soorten) met een brede range voor waterstand. Deze groep kwam ook met een relatief hoge bedekking voor in de gemaaide plots van Hoge Maden en daarnaast in de niet gemaaide plots van Postweg waar het Rood zwenkgras betreft.

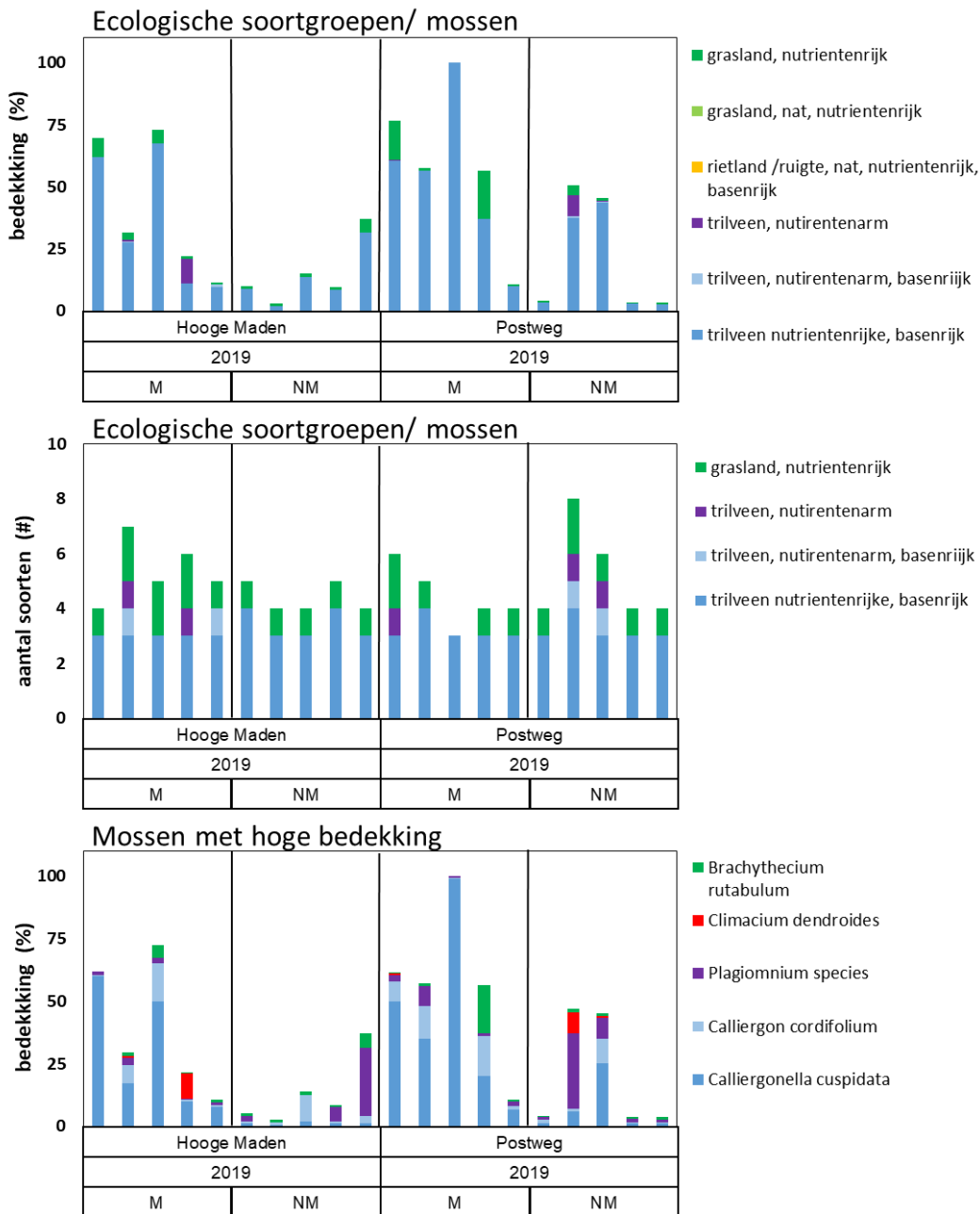
Het patroon van soortenaantallen van vaatplanten voor de ecologische soortgroepen was als volgt (Figuur 3-9; 2e grafiek). Voor soorten van trilvenen en natte rietlanden/ ruigten verschilde het soortenaantal voor beheer en gebied weinig. Gemaaide plots hadden iets minder trilveensoorten. Soorten van graslanden droegen sterk bij aan de totale soortenrijkdom en hadden het hoogste soortenaantal in de gemaaide plots. Hoge Maden was daarbij het meest soortenrijk (22-38 soorten) mede door het voorkomen van vrij veel graslandsoorten. Maaien en betere lichtcondities bevorderde dus de diversiteit van vooral graslandsoorten en nauwelijks die van trilvenensoorten.

Bij de mossen waren soorten van relatief nutriëntenrijke, basenrijke trilvenen de groep met de hoogste bedekking. In gemaaide plots is de bedekking vaak hoger dan in ongemaaide plots. Het betrof voor een belangrijk deel de eutrafente soort Gewoon puntmos en daarnaast Hardbladig puntmos, Boogsterrenmos. Boogsterrenmos had af en toe een hoge bedekking in niet gemaaide plots. Af en toe kwam Gewoon dikkopmos voor, een soort van vochtige en droge, relatief voedselrijke graslanden.

In het algemeen is de soortenrijkdom van mossen laag. De ecologische groep relatief nutriëntenrijke, basenrijke trilvenen draagt het sterkst bij aan het aantal mossoorten. Soorten van nutriëntenarme trilvenen (Boompjesmos) komen maar sporadisch voor, zonder een voorkeur voor beheervorm.



Figuur 3-9: Cumulatieve bedekking en soortenaantal van ecologische soortgroepen voor vaatplanten, bedekking van de belangrijkste grasachtigen en bedekking van de belangrijkste kruiden per plot.



Figuur 3-10: Cumulatieve bedekking en aantal soorten van ecologische soortgroepen voor mossen en de bedekking van de belangrijkste mossoorten per plot.

4 Discussie en conclusies

4.1 Effecten van stoppen maaibeheer op vegetatiestructuur en lichtprofiel van de vegetatie

In de vernatte middenlopen van het Drentse Aa gebied worden basenrijke trilveenvegetaties van kleine zeggen soorten en slaapmossen nagestreefd door voorheen gedraineerde beekdaltrajecten te vernatten. Een groot deel de vernatte beekdaltrajecten worden gemaaid met rupsmaaiers om de vegetatie kort te houden. De vraag is hoe de vegetatiestructuur en lichtcondities zich ontwikkelen als het maaibeheer stopt. Uit de monitoring van het beheerexperiment in Drentse Aa blijkt het volgende.

Het stoppen van maaien leidde na 2 en 11 jaar (resp, in 2011 en 2019) tot beduidend meer strooisel dan wel maaien en na 11 jaar ook tot een hogere vegetatie. In 2019 was er geen effect van het beheer op de bovengrondse biomassa van vaatplanten en steeg deze ook niet tussen de twee meetmomenten. Niet maaien zorgde er voor dat dezelfde hoeveelheid plantenbiomassa zich meer in de hoogte verdeeld, terwijl maaien de vaatplantbiomassa lager bij de bodem concentreerde. In niet gemaaide plots staken meer spruiten van opgaande helofyten (vooral Riet en daarnaast Grote egelskop en Grote Lisdodde) uit boven de lagere blijvende helofyten en kruiden en werden deze ook hoger dan in gemaaide plots. De effecten op mossen verschilden in de tijd. Twee jaar na maaien waren er meer mossen in de niet-maaiploots, terwijl dit na 11 jaar andersom was.

Niet maaien verslechterde duidelijk de lichtcondities in het onderste deel van de kruidlaag en dicht bij de bodem door een hogere vegetatie en meer strooisel. De hoogte waarop licht beperkend begint te worden voor planten schoof omhoog door het stoppen van maaien. Vijf centimeter boven de bodem was er zo weinig licht dat vaatplanten onvoldoende of net genoeg licht hadden om te overleven. Dit betekent mogelijk ook dat voor mossen die op de bodem groeien de lichtcondities slecht zijn. De meest voorkomende mossoort, Gewoon puntmos, is in staat om bij een zeer geringe lichtintensiteit nog te groeien. Deze soort heeft een lichtcompensatiepunt (het lichtniveau waarbij assimilatie en dissimilatie in evenwicht zijn) bij 1% van het invallende licht (niet gepubliceerde data A. Kooijman). Dat kan verklaren waarom deze soort het meest algemeen is. Niet alleen de ongemaaide delen, maar ook de gemaaide delen hadden een slechter lichtprofiel dan goed ontwikkelde mesotrofe trilveenvegetatie. Dus ook bij maaien van zeer natte delen is er in Drentse Aa is er sprake van sterke lichtbeperking. De twee onderzochte deelgebieden verschilden enigszins voor lichtprofiel. In Hoge Maden waren de lichtcondities dicht bij de grond slechter dan in Postweg. Lastig verklaarbaar is wat hiervan de oorzaak is, te meer er tussen beide gebieden geen opvallend grote verschillen in vegetatiestructuur zijn vastgesteld.

In zowel gemaaide als ongemaaide plots was bovengrondse biomassa van vaatplanten matig hoog (rond 500 g/m²) en was de bedekking van vaatplanten hoog (ca. 80%). Deze waarden zijn veel hoger dan in goed ontwikkelde trilveenvegetatie waar de bedekking van vaatplanten 10-50 % bedraagt (Aggenbach et al. 2014; data Universiteit Antwerpen). Dat impliceert dat de twee onderzoekslocaties in Drentse Aa voor trilvenen een hoge productiviteit van de kruidlaag hebben. De biomassa en bedekking van mossen is juist laag t.o.v. goed ontwikkelde trilvenen. De vegetatiestructuur in Drentse Aa past daarbij in de inverse relatie tussen kruidlaag bedekking en mosbedekking die eerder is geconstateerd in moerasvegetatie van beekdalvenen (Aggenbach et al. 2014; Emsens et al. 2016a). Dit wordt veroorzaakt door de relatief hoge productiviteit van de kruidlaag wat is terug te voeren op de relatief goede nutriëntenbeschikbaarheid (Emsens et al 2016) en zorgt voor sterke lichtbeperking voor mossen.

Grauwe wilg kwam niet en Zwarte els in 30% van de plots. De gevolgde opzet van het onderzoek met selectie van plots in korte vegetatie kan echter niet goed de vestiging en uitbreiding van Grauwe wil en Zwarte els kwantificeren. De indruk van veldbezoeken is dat in de Hoge Maden reeds aanwezige wilgen in oppervlak zijn toegenomen. Ook werd tijdens het veldwerk in 2019 in de

ongemaaide delen van Hoge Made jonge opslag van Grauwe wilg waargenomen. Opslag van wilg en els lijkt weinig op te treden in de niet gemaaide delen van de Postweg. Om de effecten van niet maaien op houtige opslag en uitbreiding van de oppervlakte van wilgen te kwantificeren is het nodig om perceelschaal een analyse uit te voeren.

Geconcludeerd kan worden dat stoppen met maai-beheer leidt tot een hogere moerasvegetatie van vooral helofyten, meer strooisel, maar niet tot meer bovengrondse biomassa van vaatplanten in het groeiseizoen. De hogere vegetatie en hoge strooiselbedekking verslechteren de lichtcondities dicht bij de grond voor laag blijvende plantensoorten en mossen. Daarnaast is in de gemaaide situatie ook sprake van een hoge bedekking en matig hoge biomassa van vaatplanten, wat zorgt voor sterke lichtbeperking aan maaiveld en de zone van enkele decimeters daar boven. Dit beperkt hier ook sterk hoeveelheid mossen.



Foto 4-1: Een vegetatie van Snavelzegge in een niet gemaaid deel.

4.2 Effecten van stoppen maai-beheer op microtopografie

Microtopografie in veenvegetaties zijn kleinschalige hoogteverschillen van het maaiveld als gevolg van structuren van planten en mossen. In trilvenen in de gematigde klimaatzone wordt microtopografie veelal gevormd door mossen die bulten vormen en polvormende planten (veelal zeggen). In trilvenen zijn hoogteverschillen tussen slenken en bulten vaak gering en bedragen veelal niet meer dan 15 cm. Slaapmosses zijn in staat op lage bulten te vormen, terwijl bepaalde veenmossoorten in basenrijke venen ook hoge bulten kunnen ontwikkelen. Grotere, polvormende zeggen, zoals Pluimzegge (*Carex paniculata*) en Paardenhaarzegge (*C. approximata*), kunnen hoge bulten vormen. In ongestoorde venen zijn het vaak de mossen die bulten vormen, terwijl in aangetaste venen juist polvormers dat doen (Aggenbach et al. 2014). In weinig aangetaste venen kan microtopografie 15 tot 25 jaar na het stoppen van maaien ontstaan door ontwikkeling van polvormende zeggen (Brosko 2001; Opdekamp et al. 2012a). In sterk gedegradeerde venen duurt dat 10 en 50 jaar en kunnen zowel bulten worden gevormd door mossen als door polvormers (Aggenbach et al. 2014).

Voor herstel van gedegradeerde beekdalvenen in de Nederlandse situatie speelt de vraag of het stoppen van maaien tot een sterke ontwikkeling van microtopografie leidt en welke soorten spelen een rol in de ontwikkeling van microtopografie? In dit verband is ook van belang op te weten op welke tijdschaal microtopografie gaat ontstaan, met ander woorden hoeveel geduld moet de beheerder hebben om een eerste effect te zien. De monitoring in Drentse Aa geeft het volgende beeld:

In 2011, na 2 jaar niet maaien, zijn er geen duidelijke effecten van niet maaien op de microtopografie te traceren. In 2019, 11 jaar na het stoppen van maaibeheer, was de microtopografie wel duidelijk gaan afwijken van de gemaaide delen. Hieruit blijkt dat betrekkelijk snel (11 jaar) microtopografie van bulten en slenken is ontstaan. De standaarddeviatie van de hoogte en het hoogteverschil was bij niet maaien groter dan bij wel maaien. Voor beide onderzoeksgebieden verschilde dat effect: in Postweg was een meer uitgesproken microtopografie ontstaan dan in Hoge Maden. Opvallend is dat in Postweg in 2019 ook aanzienlijke hoogteverschillen werden gemeten: gemiddeld 17 cm voor het verschil 0.05 en 0.95 percentiel.

In de twee onderzoeksgebieden waren mossen en de polvormende plantensoorten, Pluimzegge (*Carex paniculata*) en Rood zwenkgras (*Festuca rubra*), de bultvormers. Bij de mossen betrof het Boompjesmos (*Climacium dendroides*), Gewoon haakmos (*Rhytidiadelphus squarrosus*) en vaak ook Gewoon puntmos (*Calliergonella cuspidata*). Bultvorming door Rood zwenkgras vond vaak samen met mosgroei plaats. Vermoedelijk biedt de groeivorm van het gras de mossen de gelegenheid om hoger te gaan groeien. Het gras kan hier ook voordeel van hebben door wortels te vormen in de dode moslaag die een groot deel van het jaar belucht is. Rood zwenkgras, dat zijn optimum heeft in graslanden met een relatief diepe waterstand, wordt in de literatuur niet als bultvormer in zeer natte venen genoemd. Rood zwenkgras is overigens wel een begeleidende soort basenrijke, veenvormende kleine zeggen-slaapmos vegetatie (Jabłońska et al. 2019) en dan vooral in ijzerrijke doorstroomvenen (mondellinge mededeling L. Kozub). Ze komt ook voor in relatief droge microhabitats van grondwatergevoede hellingvenen (Hajkova et al. 2004).

De uitkomst dat microtopografie vrij snel ontwikkeld na het stoppen van maaibeheer, is verrassend gezien de beroerde lichtcondities die dicht bij de grond heersen (zie paragraaf 4.1). Alleen een soort als Pluimzegge is voldoende groot om gemakkelijk het hogere deel van de vegetatielaag te bereiken waar weinig of geen lichtbeperking optreedt. Voor lage soorten (mossen, Rood zwenkgras) is dat niet het geval en deze zullen in hun groei sterk beperkt worden door lichtgebrek. Blijkbaar zijn er in de vegetatie nog openingen met voldoende licht. Uit de lichtmetingen blijkt ook dat er kleinschalige (enkele decimeters in horizontale dimensie) variatie is in de relatieve lichtintensiteit (de verhouding tussen de licht intensiteit op een bepaalde hoogte en die van invallende licht boven de vegetatie; RLI). Dicht bij de bodem is de RLI vaak minder of net boven de waarde van 5 %. Onder die waarde kunnen veel vaatplanten niet meer netto assimileren. Planten en mossen zouden aan deze zone met lichttekort kunnen ontsnappen door de hoogte in te groeien als ze daartoe de kans krijgen. Zo moet er in de niet gemaaide plots van de Postweg enkele cm's hoogte te worden overbrugd om boven een RLI van 5% uit te komen. Lichtbeschikbaarheid en bultvorming is dan een preciaire balans in een smalle hoogtezone van enkele centimeters. In Hoge Maden zit de hoogte met RLI=5% op 8-12 cm. Dat kan een verklaring zijn dat de ontwikkeling van microtopografie in Hoge Maden langzamer verloopt en vooral gerealiseerd wordt door de hoge soort Pluimzegge. Voor de kleine bultvormers is de hoogtezone met voldoende licht daar te ver weg.

Geconcludeerd kan worden dat in de vernatte venen van Drentse Aa betrekkelijk snel na het stoppen van maaien (11 jaar) microtopografie is ontwikkeld. Deze microtopografie ontstaat ondanks de slechte lichtcondities dicht bij het maaveld. Bulten worden gevormd door zowel een grote polvormende soort (Pluimzegge) die weinig last heeft van de slechte lichtcondities, als een kleine polvormende soort (Rood zwenkgras) en als enkele mossoorten die wel beperkt worden door weinig licht. De mate waarin dit gebeurd is variabel en heeft een positieve relatie met de lichtbeschikbaarheid dicht bij de bodem.

4.3 Effecten stoppen maaibeheer op soortensamenstelling

Het stoppen van maaibeheer zorgde in een deelgebied, de Postweg, voor een hoger bedekkingsaandeel van hoog opgaande plantensoorten. Dit is in belangrijke mate toe te schrijven

aan een toename van Riet. Deze soort was in de 11 jaar zonder maaien geleidelijk toegenomen, zonder dat ze op grote schaal was gaan domineren. Daarnaast kwam bij niet maaien ook Grote lisdodde frequent voor. Door het stoppen van maaibeheer was de bedekking van kruiden en russen afgenomen. Voor beide groepen zal dit een effect zijn van minder lichtbeschikbaarheid in de lage kruidlaag. Voor russen kan ook mee spelen dat deze soorten bij maaibeheer worden bevorderd door bodembeschadiging. Er was geen effect van stoppen van maaibeheer op de bedekking van zegenen waarbij Snavelzegge de belangrijkste soort is.



Foto 4-2: Geleidelijke toename van Riet in een niet gemaaid deel van de Postweg.

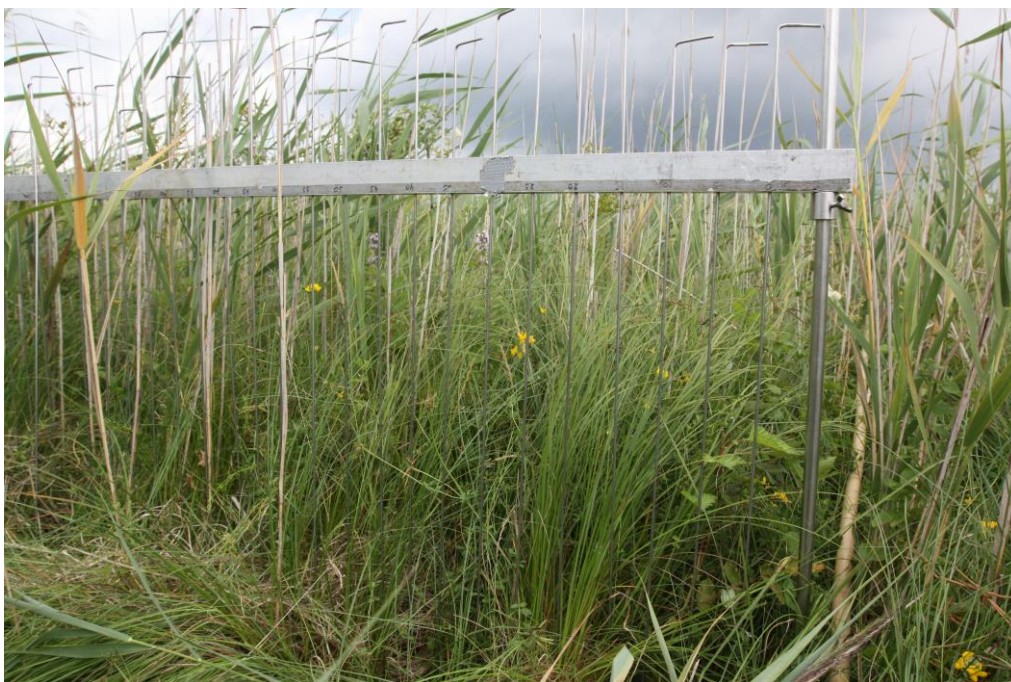
De toename van microtopografie door het stoppen van maaien kwam niet tot uiting door een toename van de bedekking van planten- en mossoorten van bulten. Al hoewel de aanwezigheid van polvormende vaatplantensoorten bijdroeg aan de aanwezigheid van bulten waren er dus geen significante effecten in de bedekking van polvormende soorten. Dit heeft deels te maken met de geringe frequentie van zulke soorten in de niet-maaiploots (0.30 voor Pluimzegge, 0.50 voor Rood zwenkgras, 0.20 voor Pitrus, 0 voor Zompzegge). Zulke soorten zijn dus (nog) niet algemeen. Zo had Pluimzegge een sterk geclusterd voorkomen in de beheervakken zonder maaien. Daarnaast is het mogelijk dat de kleinere soorten vaak geen hoge bedekking en polvormend kunnen worden door sterke lichtbeperking. Zo kwam Rood zwenkgras alleen voor met relatief hoge bedekkingen en polvormend bij een geringe hoogte boven maaiveld (<5 cm) van het lichtcompensatiepunt van vaatplanten (RLI=5%). Vaak was deze hoogte in de niet gemaaide plots hoger. Voor mossoorten van bulten kan ook de geringe lichtintensiteit een rol spelen. Zo kwam Boompjesmos alleen bedekkend voor bij een hoogte van <6 cm voor de RLI=5%. De mossoort die in de onderzochte gebieden het meest bijdroeg aan bultvorming was Gewoon puntmos, niet een soort die in ongestoorde venen bekend staat als bultvormer. Deze soort verdraagt juist sterke beschaduwing (licht compensatiepunt is RLI van 1%; ongepubliceerde data A. Kooiman) en heeft vaak de hoogste bedekking van de mossen. Uit een transplantatie-experiment met kleine zegge en mossoorten van nutriëntarme kleine zegenen-slaapmos vegetatie in de Postweg is gebleken dat deze soorten zich na twee jaar niet of weinig handhaafden als gevolg van een te sterke lichtbeperking (Emsens et al 2018). Daarbij trad een sterke sterfte op van individuen bij een RLI van 15%, een waarde die in de ongemaaide plots in het studiegebied zelden op maaiveldniveau optreedt. Een deel van betreffende soorten kan in venen met goede lichtcondities bulten vormen (Kotowski et al. 2013). Op basis van onze eigen metingen en het gerefereerde onderzoek kan geconcludeerd worden dat bultvorming sterk beperkt wordt door een dichte vegetatie met een geringe lichtinval op de bodem.

Het stoppen van maaien had een duidelijk effect op de soortensamenstelling van de vegetatie. Het lagere totaal aantal soorten bij niet maaien werd bepaald door het geringere aantal vaatplonsoorten (alleen in Hoge Maden). In de gemaaide situatie kwamen veel meer soorten voor van vochtige en natte graslanden. Een effect op het aantal mossoorten was gering. Het aantal kenmerkende soorten van basenrijke, nutriëntenarme kleine zeggen-slaapmos vegetatie was ook lager bij niet maaien (alleen Postweg). Het stoppen van maaibeheer leidde ook tot een groter aandeel van soorten van rietlanden en natte ruigten (Riet, Watermunt, Grote egelskop) en dat gaat in de Postweg ten koste van de bedekking van soorten van trilvenen (vooral Snavelzegge en Holpijp).

Conclusies: door het stoppen van maaibeheer neemt het aandeel van hoog groeiende plantensoorten (vnl. Riet) toe, wat leidt tot meer lichtbeperking in het lagere deel van de vegetatie. Hierdoor gaan laagblijvende plantensoorten (kruiden, soorten van graslanden) in aantal en bedekking achteruit. Het stoppen van maaien leidt niet tot een duidelijke toename van polvormende vaatplanten en kenmerkende mossen van bulten. Het ontbreken van zo'n effect heeft te maken sterke lichtbeperking voor de meeste van deze soorten en een gering voorkomen van potentiële bultvormers. Niet maaien leidt tot een duidelijke afname van soorten van graslanden en een zwakke afname van kenmerkende trilveensoorten door verslechtering van de lichtcondities.

4.4 Ontwikkelperspectief trilveenvegetatie na stoppen van maaibeheer

In sterk vernatte beekdalvenen in Nederland worden moerasvegetaties met rupsmaaiers gemaaid en gehooïd. Deze vorm van maaibeheer heeft een groot nivellerend effect op de microtopografie omdat de rupsmaaier jaarlijks het overgrote deel van de bodem plat drukt. Sterk vernatte situaties bieden echter de mogelijkheid om te stoppen met maaien, omdat opslag van houtige soorten niet of langzaam plaatsvindt. Regulier maaibeheer om successie naar struweel en broekbos te voorkomen hoeft dan niet meer. Het stoppen van maaien beoogt dan de structuur en functie van kleine zeggen-slaapmosvegetatie (habitatype H7140 Overgangs- en trilvenen) verder te herstellen. Daarbij zou herstel van microtopografie een belangrijke bijdrage kunnen leveren aan herstel van de typische biodiversiteit van de vegetatie en kleine fauna. Een belangrijke bottleneck voor herstel is een hoge beschikbaarheid van nutriënten die leidt tot een hoge bovengrondse biomassa en strooiselophoping. Afname van de lichtbeschikbaarheid beperkt dan de aanwezigheid van een goed ontwikkelde moslaag en kenmerkende planten- en mossoorten die alleen voorkomen bij goede lichtcondities.



Figuur 4-1: Niet gemaaide vegetatie met Riet en veel Snavelzegge.

Het experiment in Drentse Aa laat zien dat 11 jaar na beëindiging van het maaibeheer een duidelijk effect optreedt op de vegetatiestructuur en microtopografie. De vegetatiestructuur ontwikkelt zich voor soortenrijke trilveenvegetatie ongunstig (hogere vegetatie, veel strooisel, minder mosbedekking en minder licht op en dicht boven de bodem). Tegelijk is de bovengrondse biomassa van vaatplanten ongeveer identiek aan die in de gemaaide delen. Daarnaast treedt een gunstige ontwikkeling op van meer microtopografie. Positief is dat een tweetal, algemene polvormende soorten (Pluimzegge en Rood zwenkgras) bijdragen aan bultvorming. Het niet maaien leidt niet tot een groter aandeel en meer soorten van trilveenvegetatie. Het uitblijven van gunstige effecten op de soortensamenstelling van de vegetatie heeft te maken met twee oorzaken: 1) sterke lichtbeperking door een relatief productieve vegetatie als gevolg van een goede beschikbaarheid van nutriënten (Emsens et al. 2016a+b, 2018), en 2) het ontbreken of zeer zeldzaam zijn van kenmerkende vaatplant en mossoorten van trilveenvegetatie. Betreffende soorten zijn zeldzaam of ontbreken in zowel de lokale als regionale soortenpool (Aggenbach et al. 2011; Emsens et al. 2016a+2018). Dit betekent dat het perspectief op herstel van de vegetatie door spontane (her)vestiging van structuurvormende en kenmerkende soorten beperkt is. Dat geldt overigens niet alleen voor de niet-gemaaide situatie, maar ook voor de gemaaide delen waar de lichtcondities ook al ongunstig zijn en die met dezelfde beperkingen in de soortenpool te maken hebben.

Wel of niet maaien in relatief nutriëntenrijke situaties maakt dus weinig uit voor het perspectief op herstel van trilveenvegetatie. Tegelijk biedt niet maaien wel op een afzienbare termijn (ca. 10 jaar) perspectief op herstel van de microtopografie. Aangezien dit voor ontwikkeling van natuur nog een korte termijn is, is het zinvol om te kijken wat dit aan biodiversiteit en structuur gaat opleveren op lange termijn. In vernalle beekdalvenen met relatief veel areaal is het daarom een zinvolle optie om gedeelten blijvend uit te sluiten voor maaibeheer.

Het niet-maaien experiment in Drentse Aa betrof vernalle beekdalvenen die rijk zijn aan ijzer en fosfaat en daardoor een relatief hoge beschikbaarheid van nutriënten hebben. Emsens et al. (2018) laten zien dat de perspectieven voor herstel van soortenrijkere, laag productieve trilveenvegetatie in vernalle ijzer- en fosfaatarme beekdalvenen groter zijn. Mogelijk dat daar bij het stoppen van maaibeheer de microtopografie veel sterker kan ontwikkelen en mogelijk ook sneller omdat de lichtbeschikbaarheid hier veel hoger is. Verder kan herstelkans voor laagproductieve soorten van trilveenvegetaties vergroot worden door plaggen omdat dan de nutriëntenrijkdom wordt verlaagd (Emsens et al. 2015; Klimkowska et al. 2014).

Een duurzaam herstel van microtopografie is alleen mogelijk wanneer het maaien definitief wordt gestopt. Maaien met een lage frequentie of af en toe maaien (om bijvoorbeeld houtige opslag tegen te gaan) is niet zinvol voor herstel van een open, structuurrijke veenvegetatie. In geval dat houtige opslag optreedt, kan dat het beste met andere beheer (bv lopend door het terrein handmatig afzetten) worden tegengegaan. Dit alternatieve beheer is vermoedelijk betaalbaar met de budgetten die bespaard worden bij het stoppen van jaarlijks machinaal maaien. Het stoppen van maaibeheer in vernalle beekdalvenen vereist daarmee een lange-termijn visie en planning van het vegetatiebeheer.



Foto 4-3: Niet gemaaide vegetatie in Hoge Maden. op de achtergrond een Grauwe wilg die gedeeltelijk is afgestorven.

4.5 Aanbevelingen voor beheer

Op basis van de uitkomsten van het onderzoek voor het beheer de volgende aanbevelingen gedaan voor het beheer in vernalle beekdalen met veen:

- Wanneer gekozen wordt voor niet-maaien als maatregel voor ontwikkeling van microtopografie dient dit permanent te worden doorgevoerd voor een gebied.
- In niet gemaaide delen waar opslag van bomen en struiken optreedt, kan het zinvol zijn om met extensief beheer (handmatig, zonder voertuigen in het terrein) dit te beperken.
- In vernalle beekdalen delen blijvend niet meer te maaien en opslag van struiken en bomen tegen te gaan met handmatig beheer om te zien hoe structuur en biodiversiteit (vegetatie/flora en kleine fauna) zich ontwikkelen.
- Het niet maaien experiment in het Drentse Aa gebied voort te zetten wegen het positieve effect op de ontwikkeling van de microtopografie,
- Ook niet-maai experimenten te starten in vernalle beekdalvenen met een nutriëntenarme bodem.
- In nutriëntenrijke situaties het stoppen van maaibeheer uitproberen in combinatie met pluggen van de nutriëntenrijke toplaag.

4.6 Kennislacunes en aanbevelingen voor onderzoek

- De effecten van niet maaien in vernalle, **nutriëntenarme** beekdalvenen op vegetatiestructuur, samenstelling van de vegetatie en of een dit positief heeft op biodiversiteit, structuur en functie van habitattypen H7140 Overgangs- en trilvenen. Dit kan uitgezocht worden met veldexperimenten.
- De **lange termijn** effecten van niet-maaien vegetatiestructuur, samenstelling van de vegetatie in zowel nutriëntenarme als -rijke, vernalle beekdalvenen.

Dit kan uitgezocht worden met lang lopende veldexperimenten waaronder het lopende experiment in Drentse Aa.

- De lange termijn effecten van niet-maaien in combinatie met **plaggen** van de nutriëntenrijke toplaag. Dit kan uitgezocht worden met veldexperimenten.
- In bovengenoemde experimenten ook de effecten op de soortensamenstelling en dichtheden van **kleine fauna en broedvogels** te volgen. Eerder OBN-onderzoek (Aggenbach et al. 2014) heeft laat zien dat maai-beheer invloed kan hebben op de biodiversiteit van kleine fauna in grondwatergevoede venen in NW-Europa. De soortenrijkdom van kokerjuffers neemt toe met de lengte van de periode zonder maai-beheer, bij loopkevers is dat juist andersom. Bij spinnen verandert het aantal soorten niet, maar zijn diverse soorten gebonden aan verschillende stadia na het stoppen van maaien. Bij macronachtvlinders bevordert een langere duur mogelijk soorten die overwinteren als rups en pop. Voor ontwikkeling van kleine fauna die gebonden is aan moerassen is stoppen met maai-beheer daarom ook een interessante optie. Onderzoek in 2011 aan de fauna diversiteit van diverse taxonomische groepen (o.a. loopkevers, spinnen, nachtvlinders) in de drie deelgebieden van het niet maaien experiment (2 jaar na stoppen) liet toen nog geen verschillen zien tussen wel en niet gemaaide plots (Aggenbach et al. 2014). Onduidelijk is of er na ca. 11 jaar niet maaien wel verschillen zijn gaan optreden. De effecten van het niet maaien van moerasvegetaties op broedvogels zijn voor hetzelfde experiment in het Drentse Aa gebied ook nog niet expliciet geëvalueerd. In een evaluatie van trends van broedvogels in het Drentse Aa gebied wordt toename van Blauwborst, Rietzanger, Rietgors en Sprinkhaanzanger in verband gebracht met toename van riet. Sterke verruiging en moerasbosvorming wordt als een toekomstig knelpunt voor de Watersnip aangemerkt (Dijkstra et al. 2017). Onduidelijk is echter in hoeverre deze voorspelling is gebaseerd op vergelijking van opgetreden trends in wel en niet gemaaide delen met moerasvegetatie.
- In hoeverre een **strooisellaag** accumuleert op een langere termijn of dat dit een dynamisch evenwicht bereikt. Dit kan worden onderzocht in boven genoemde experimenten
- Op perceel/beekdal-schaal de effecten van niet maaien op **opslag van struiken en bomen** evalueren in het Drentse Aa gebied. Dit kan met analyse van hoge resolutie luchtfoto's en kartering in het veld.
- Het effect van maaien met rupsmaaiers op vernatte veenbodems op bodemcompactie, hydrologische eigenschappen en daarmee op het **hydrologische herstel** op een lange termijn t.o.v. niet maaien. Onduidelijk is hoe maai-beheer het hydrologisch functioneren van vernatte beekdal venen beïnvloedt. Rupsmaaiers kunnen ondanks de relatief lage druk op de bodem de bodemtoplaag compacter maken en daarmee zorgen voor een lage effectieve berging en een geringere doorlatendheid. Het tegengaan van ontwikkeling van meer microtopografie kan zorgen voor dat afvoer van water over maaiveld sneller verloopt dan in situaties met een sterker ontwikkelde microtopografie. Onderzoek in een niet gemaaid deel van een middenloop in Drentse Aa (Aggenbach et al. 2020) laat zien dat maaiveldstijging hoogteverschillen op mesoschaal nivelleert en daarmee vernatting versterkt. Maai-beheer zou maaiveldstijging kunnen belemmeren door compactie van het veen en daarmee de lange-termijn vernatting van beekdalvenen. Dit zou uitgezocht kunnen worden in diverse middenlopen van de Drentse Aa mits er een adequaat meetnet voor waterstanden en maaiveldhoogte wordt ingericht. Het vergt daarnaast metingen van de hydrologische eigenschappen van de bodem.
- Onduidelijk is hoe wel en niet maaien doorwerken op (herstel van) **veenvorming en emissie van broeikasgassen**. Onduidelijk is hoe maaien en niet-maaien de ondergrondse productie en afbraak van biomassa beïnvloeden en dus ook hoe dat doorwerkt op de koolstofbalans. Ook is de invloed op dynamiek van kooldioxide- en methaanemissies is onbekend. Deze lacunes kunnen worden uitgezocht worden met veldexperimenten. Dat zou ook inzicht kunnen geven op de netto koolstofbalans van beheeropties (inclusief het meerekenen van de koolstofemissie van maaimachines) en dus hun belang voor klimaatadaptatie.

5 Literatuur

- Aggenbach, C.J.S., R. van Diggelen, A.P. Grootjans, H. van Kleef, L.P.M. Lamers & F. Smolders (2011). Pilotstudie herstel veenvormende zeggenbegroeiingen in beekdalen. 2011/OBN145-BE, Directie Kennis en Innovatie, Ministerie van Economische Zaken, Landbouw en Innovatie. Den Haag.
- Aggenbach C.J.S., R.C.M. Verdonschot, H.H. de Vries, D. Groenendijk, J.P. Dijkstra & R. van Diggelen (2014). Effecten van maaibeheer op kleine zeggenmoerassen in beekdalen. Effecten op vegetatiestructuur, microtopografie en faunagemeenschappen. 2014/OBN183-BE, Directie Kennis en Innovatie, Ministerie van Economische Zaken, Landbouw en Innovatie, Den Haag.
- Aggenbach, C.J.S., Loon A., I. Ferrario, R. Van Diggelen, J. Nijp & K. Buis (2020). Waterhuishouding van herstellende beekdalvenen. Ontwikkeling, bepalende factoren en mogelijkheden voor herstel. OBN2020/ XX-BE, Vereniging van Bos- en Natuureigenaren, Driebergen.
- Brosko, E., 2002. Changes in population structure of *Carex cespitosa* during 10 years of secondary succession in an abandoned meadow in Bialowieza, Poland. *Annales Botanici Fennici* 38:249-258.
- Dijkstra, J.P., H. Backx, M. Schoenmaekers, J.E van der Heide, W. Opdekamp & R. van Diggelen (2010). Experimentele monitoring: niet maaien in moerasdelen van de Drentse Aa. Tussenrapportage gegevens Vegetatie en Maaiveldhoogte. Rapportnummer: ECOBE 10-R001JD, Universiteit Antwerpen, Vakgroep Ecosysteembeheer.
- Dijkstra, B., S. Boonstra, W. Alblas & Y. de Vries (201?). De broedvogels van de Drentsche Aa 2002-2011. Staatsbosbeheer/ Telgroep Drentsche Aa
- Emsens, W.-J., C. J. S. Aggenbach, A. J. P. Smolders & R. van Diggelen (2015). Topsoil removal in degraded rich fens: Can we force an ecosystem reset? *Ecological Engineering* 77: 225-232.
- Emsens, W.-J., C.J.S Aggenbach, D.G. Cirkel, A.J.P. Smolders, P.J. Stuyfzand & R. van Diggelen (2016a). Onderzoek aan biochemie en experimentele maatregelen voor het herstel van beekdalvenen. Eindrapport. 2016/ OBN204-BE, Vereniging van Bos- en Natuureigenaren. Driebergen.
- Emsens, W. J., C. J. S. Aggenbach, K. Schoutens, A. J. P. Smolders, D. Zak & R. van Diggelen (2016b). Soil Iron Content as a Predictor of Carbon and Nutrient Mobilization in Rewetted Fens. *Plos One* 11(4): 17.
- Emsens, W. J., C. J. S. Aggenbach, A. J. P. Smolders, D. Zak & R. van Diggelen (2017). Restoration of endangered fen communities: the ambiguity of iron-phosphorus binding and phosphorus limitation. *Journal of Applied Ecology* 54(6): 1755-1764.
- Emsens W. J., C.J.S. Aggenbach, H. Rydin, A.J.P. Smolders & R. van Diggelen (2018) Competition for light as a bottleneck for endangered fen species: an introduction experiment. *Biological Conservation* 220: 76-83. Doi: 10.1016/j.biocon.2018.02.002.
- Fliervoet, L.M. (1984). Canopy structures of Dutch grasslands. Ph.D. Thesis, University of Nijmegen.
- Glime, J. M. 2007. Bryophyte ecology, vol 1. Physiological ecology. Ebook sponsored by Michigan Technological University and the International Association of Bryologists.
- Hajkova, P., P. Wolf & M. Hajek (2004). Environmental factors and Carpathian spring fen vegetation: the importance of scale and temporal variation. *Annales Botanici Fennici* 41(4): 249-262.
- Jablonska, E., P. Pawlikowski, F. Jarzombkowski, M. Tarapata & S. Klosowski (2019). Thirty years of vegetation dynamics in the Rospuda fen (NE Poland). *Mires and Peat* 24: 23.
- Jansen, F. & J. Dengler (2008). GermanSL – Eine universelle taxonomische Referenzlistefür Vegetationsdatenbanken in Deutschland. *Tuexenia* 28: 239-253.
- Kleyer, M., R. M. Bekker, I. C. Knevel, J. P. Bakker, K. Thompson, M. Sonnenschein, P. Poschlod, J. M. van Groenendaal, L. Klimes, J. Klimesova, S. Klotz, G. M. Rusch, M. Hermy, D. Adriaens, G. Boedeltje, B. Bossuyt, A. Dannemann, P. Endels, L. Gotzenberger, J. G. Hodgson, A. K. Jackel, I. Kuhn, D. Kunzmann, W. A. Ozinga, C. Romermann, M. Stadler, J. Schlegelmilch, H. J. Steendam, O. Tackenberg, B. Wilmann, J. H. C. Cornelissen, O. Eriksson, E. Garnier & B. Peco (2008). The LEDA Traitbase: a database of life-history traits of the Northwest European flora. *Journal of Ecology* 96(6): 1266-1274.

- Klimesova, J. & F. de Bello (2009). CLO-PLA: the database of clonal and bud bank traits of Central European flora. *Journal of Vegetation Science* 20(3): 511-516.
- Klimkowska, A., D.J.D. van der Elst & A.P. Grootjans (2014). Understanding long-term effects of topsoil removal in peatlands: overcoming thresholds for fen meadows restoration. *Applied Vegetation Science*. Doi: 10.1111/avsc.12127.
- Kotowski, W., E. Jablonska & H. Bartoszuik (2013). Conservation management in fens: Do large tracked mowers impact functional plant diversity? *Biological Conservation* 167: 292-297.
- Larcher, W. (1995). *Physiological plant ecology: Ecophysiology and stress physiology of functional groups*. Springer-Verlag, Berlin.
- Opdekamp, W., O. Beauchard, H. Backs, F. Franken, T.J.S. Cox R. van Diggelen & P. Meire (2012). Effects of mowing cessation and hydrology on plant traits distribution in natural fen meadows. *Acta Oecologica* 39:117-127.
- Siebel, H. (2015). Database indicatiewaarden mossen voor Nederland.
<https://www.blwg.nl/mossen/standaardlijst/mosindicatie.aspx>

ontwikkeling+beheer natuurkwaliteit

o+bn

Het Kennisnetwerk Ontwikkeling Beheer Natuurkwaliteit:

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



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

Vereniging van bos- en natuurterreineigenaren (VBNE)

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

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

ontwikkeling+beheer natuurkwaliteit

o+bn



Ministerie van Landbouw,
Natuur en Voedselkwaliteit

