

Effecten van maaibeheer op kleine zeggenmoerassen in beekdalen

*Effecten op vegetatiestructuur,
microtopografie en faunagemeenschappen*

C.J.S. Aggenbach
R.C.M. Verdonschot
H.H. de Vries
D. Groenendijk
J.P. Dijkstra
R. van Diggelen

The logo for KWR (Klimaat Water Resiliëntie) features the letters 'KWR' in a bold, blue, sans-serif font. The 'K' and 'R' have a slight shadow effect.

Ministerie van Economische Zaken



Influence of mowing management on small sedge fens in brook valleys
Effects on vegetation structure, microtopography, and fauna communities

© 2014 Directie Agro-kennis, Ministerie van Economische Zaken

Rapport nr. 2014/OBN183-BE
Den Haag, 2014

Deze publicatie is tot stand gekomen met een financiële bijdrage van het Ministerie van Economische Zaken.

Teksten mogen alleen worden overgenomen met bronvermelding.

Deze uitgave kan schriftelijk of per e-mail worden besteld bij het Bosschap onder vermelding van code 2014/OBN183-BE en het aantal exemplaren.

Oplage 150 exemplaren

Samenstelling C.J.S. Aggenbach, R.C.M. Verdonschot & H.H. de Vries, D. Groenendijk, J.P. Dijkstra & R. van Diggelen

Druk KNNV uitgeverij / KNNV publishing

Productie Bosschap, bedrijfschap voor bos en natuur
Bezoekadres : Princenhof Park 9, Driebergen
Postadres : Postbus 65, 3970 AB Driebergen
Telefoon : 030 693 01 30
Fax : 030 693 36 21
E-mail : algemeen@bosschap.nl

Voorwoord

Het doel van het Kennisnetwerk Ontwikkeling en Beheer Natuurkwaliteit (O+BN) is het ontwikkelen, verspreiden en benutten van kennis voor terreinbeheerders over natuurherstel, Natura 2000, leefgebiedenbenadering en ontwikkeling van nieuwe natuur.

In het kader van Natura 2000 worden in Europees perspectief zeldzame soorten en zeldzame vegetatietypen in Nederland beschermd. In dit rapport staat het habitatype H7140 Overgang- en Trilvenen centraal. In diverse beekdalen in Nederland worden deze veenvormende moerasvegetaties hersteld door vernatting. Als beheermaatregel worden deze vegetaties gemaaid. Het maaien van dit soort natte vegetaties is duur.

De centrale vraag in dit rapport is of in de beekdalgebieden waar dit habitatype voorkomt het traditionele maaibeheer nog nodig is. Immers, door de verbeterde hydrologische omstandigheden, voortkomend uit herstelmaatregelen, kunnen deze vegetaties zichzelf handhaven. Daarnaast is het de vraag in hoeverre maaibeheer nadelig doorwerkt op het ontstaan van microtypografie (kleinschalig relief). In ongestoorde referenties is vaak een uitgesproken structuur van relatief droge bulten en zeer natte slenken aanwezig. Deze microstructuur draagt in sterke mate bij aan de diversiteit van plantensoorten en fauna. Maaien belemmert waarschijnlijk de ontwikkeling van deze microstructuren. Met dit onderzoek zijn de effecten van niet maaien onderzocht.

In paragraaf 6.9 vindt u aanbevelingen voor een herstelstrategie voor beekdalvenen. Van belang hierbij is de mate van degradatie. In ongestoorde beekdalvenen is maaibeheer niet nodig. Maar in Nederland is meestal sprake van gedegradeerde beekdalvenen. Op die situatie zijn de aanbevelingen dan ook toepasbaar. Daarnaast moet het beheer van gedegradeerde beekdalvenen in zijn samenhang met herstel van de waterhuishouding worden beschouwd. Zonder herstel van de waterhuishouding is herstel van beekdalvenen onmogelijk en is het vegetatiebeheer daaraan ondergeschikt. Met de aanbevelingen in dit rapport kunt u als beheerder op een onderbouwde wijze de afweging maken wel of niet (geheel of pleksgewijs) te stoppen met maaibeheer, wat eventuele kostenbesparingen met zich meebrengt.

Ik wens u veel leesplezier.

Drs. E.H.T.M. Nijpels
Voorzitter Bosschap

Dankwoord

Dit onderzoek is tot standgekomen in samenwerking met diverse instituten en personen. Gezien het internationale karakter van dit onderzoek was ondersteuning in Vlaanderen, Oost-Duitsland en Polen belangrijk voor het slagen van dit project. Chris Dictus maakte het mogelijk om onderzoek te doen in de Zwarte Beek en hetzelfde gold voor Wolter Winter en Harry Offingra voor de Drentse Aa. Kees Vegelink gaf waardevolle aanwijzingen voor de selectie van locaties in het Peenetal. Lesław en Alma Wołejko (Universiteit Szczecin) gidste ons naar bijzonder mooi venen in West-Polen en hielpen met het veldwerk. Wiktor Kotowski (Universiteit Warszawa) zorgde in Polen voor de contacten met faunadeskundigen die het werk hebben verzet voor de studie van Poolse grijze literatuur. Jan Frouz (Universiteit Praag) hielp bij de organisatie van het determinatiewerk van spinnen en loopkevers. Het deskundigenteam Beekdallandschap begeleidde het onderzoek. Diverse beheerders gaven in de workshop vanuit hun praktijkervaring een waardevolle inbreng.

Inhoudsopgave

Samenvatting

Management summary

1	Inleiding	7
1.1	Aanleiding tot het onderzoek	7
1.2	Vraagstelling	8
2	Onderzoeksaanpak	10
2.1	Hoofdlijn	10
2.2	Toelichting onderdeel 1: literatuuronderzoek	11
2.3	Onderdeel 2: vergelijkend locatieonderzoek	11
2.3.1	Selectie locaties	11
2.3.2	Keuze van faunagroepen voor het veldonderzoek	14
2.3.3	Metingen en bemonstering	15
2.3.4	Methode metingen en bemonstering	16
3	Resultaten literatuuronderzoek ongewerveldenfauna van kleine zeggenvetaties in beekdalen (onderdeel 1)	22
3.1	Inleiding	22
3.2	Methode literatuuronderzoek	23
3.2.1	Algemene literatuur	23
3.2.2	Meta-analyse op basis van Poolse literatuur	23
3.3	Ecologie van ongewervelden van veenmoerassen in beekdalen: resultaten algemene literatuur	24
3.3.1	Algemene aspecten	24
3.3.2	Typerende en/of talrijke ongewervelden in veenmoerassen en hun autecologie	26
3.4	Meta-analyse karakteristieke fauna kleine zeggenvetaties in beekdalen: resultaten Poolse literatuur	30
3.4.1	Reikwijdte gebruikte literatuur	30
3.4.2	Soortenrijkdom en soortensamenstelling in relatie tot vegetatietype, degradatiegraad en beheer	31
3.5	Conclusies	32
4	Resultaten microtopografie en vegetatie (onderdeel 2)	36
4.1	Microtopografie	36
4.2	Vegetatiestructuur op mesoschaal	41
4.3	Vegetatiestructuur en bovengrondse biomassa op plotschaal	45
4.4	Lichtbeschikbaarheid op plotschaal	54
4.5	Kenmerkende plantensoorten op mesoschaal	63

4.6	Patronen van plantensoorten in niet-maaiproef Drentse Aa	66
5	Resultaten veldonderzoek fauna (onderdeel 2+3)	67
5.1	Inleiding	67
5.2	Kokerjuffers	69
5.3	Loopkevers	75
5.4	Spinnen	79
5.5	Macronachtvlinders	84
6	Synthese en conclusies	92
6.1	Microtopografie in relatie tot beheerhistorie en degradatiegraad	92
6.2	Lichtcondities en vegetatiehoogte in relatie tot beheerhistorie en degradatiegraad	93
6.3	Struiken en bomen in relatie tot beheerhistorie en degradatiegraad	94
6.4	Fauna in grondwatergevoede laagveenmoerassen	95
6.5	Invloed van maaibeheer en bodemdegradatie	97
6.6	Invloed van omgevingsfactoren op de variatie in soorten	99
6.7	Regionale effecten op faunadiversiteit?	100
6.8	Effecten van stoppen met maaien	102
6.9	Herstelstrategie voor beekdalmoerassen	104
6.10	Kennislacunes	107
7	Literatuur	109
Bijlagen		
	Bijlage 1: Lijst van publicaties gebruikt voor de literatuurstudie in Polen ...	113
	Bijlage 2: onderzoekslocaties voor vegetatie, microtopografie en fauna.....	116
	Bijlage 3: Grafieken microtopografie.....	118
	Bijlage 4: Loopkeversoorten per beekdalhabitat	129
	Bijlage 5: Nachtvindersoorten per beekdalhabitat	131

Samenvatting

Aanleiding (H1)

Bij de uitwerking van de instandhoudingdoelen voor Natura2000 zijn beekdalen onderkend als belangrijke gebieden voor herstel van het habitatype H7140 Overgang- en Trilvenen. Dit roept vragen op over het beheer van vernalle beekdalvenen. Traditioneel worden deze beekdalgebieden gemaaid en door technische innovaties in het beheer kunnen terreinbeheerders nu met rupsmaaiers zeer natte beekdalgebieden blijven maaien. Echter, het is onduidelijk of onder de verbeterde hydrologische condities maai-beheer nog noodzakelijk dan wel wenselijk is, aangezien onder natuurlijke condities het habitatype langdurig kan voortbestaan zonder maai-beheer.

In ongestoorde beekdalmoerassen is vaak een uitgesproken structuur van relatief droge bulten en zeer natte slenken aanwezig. Deze microstructuur draagt bij aan de diversiteit van plantensoorten en fauna. In recent vernalle beekdalvenen komt nog nauwelijks microtopografie voor en wordt bij maai-beheer ook de vorming van microtopografie tegengewerkt. Het stoppen van maai-beheer kan ook nadelen hebben: geen afvoer van nutriënten met de verwijdering van het maaisel, ophoping van strooisel, lichtbeperking door een dichte kruidlaag, bos- en struweelvorming en geen dispersie van plantensoorten door maaimachines. Er is daarom grote behoefte aan kennis over de effecten van vegetatiebeheer in beekdalen met moerasvorming op karakteristieke biota van Overgangs- en trilvenen in relatie tot de ontwikkeling van microtopografie.

Vraagstelling (H1)

In dit onderzoek worden de volgende vragen onderzocht:

1. Welke microtopografie en fauna komen voor in ongestoorde grondwatergevoede kleine zeggenmoerassen?
2. Wat zijn de effecten van het stoppen van maaien op de ontwikkeling van de structuur (vegetatie en microtopografie) en biodiversiteit en zijn die gunstig zijn t.o.v. kleine zeggenmoerassen met maai-beheer?
3. Welke omgevingsfactoren zijn van invloed op de soortensamenstelling van ongewervelde fauna in grondwatergevoede kleine zeggenmoerassen?

Aanpak (H2)

Het onderzoek bestaat uit drie onderdelen:

1. Literatuurstudie: review van algemene literatuur van entomofauna in (laag)veenmoerassen van de gematigde klimaatzone op het noordelijk halfrond, meta-analyse van entomofauna-literatuur uit van grondwatergevoede laagvenen in Midden-Europa.
2. Vergelijkend locatieonderzoek in een reeks die varieert in duur van niet maaien (totaal 22 locaties): in Vlaamse (Zwarte Beek), Nederlandse (Drentse Aa), Oostduitse (Peenetal) en Poolse (Kasjubië, NO-Polen) grondwatergevoede venen met kleine zeggenvegetatie die variëren in de duur van niet maaien van actueel tot nooit gemaaid (ingedeeld in klassen voor niet maaiduur: 0, 2-10, 10-50, > 50 jaar). Actueel maai-beheer is minstens het jaar voor de bemonstering gemaaid en veel jaarlijks.
3. Beheerexperiment met stoppen maaien: in drie beekdaltrajecten van het Drentse Aa gebied zijn stukken sinds enkele jaren uit maai-beheer

genomen. Samen met aangrenzende nog steeds gemaaide delen zijn deze met dezelfde methode als voor onderdeel 2 onderzocht. De data van dit onderdeel zijn ook gebruikt voor de tijdreeks van onderdeel 2.

Verzamelde gegevens zijn geïnterpreteerd en patronen in de data zijn met diverse technieken statistisch getoetst. Omdat de invloed van maaibeheer ook vaak samengaat met degradatie van venen is ook gekeken naar de invloed van degradatiegraad. Omdat degradatie gepaard gaat met veraarding van veenbodems als gevolg van ontwatering, is degradatiegraad gekoppeld aan de toestand van de bodem. Er zijn drie klassen onderscheiden (ongestoord, zwak gedegradeerd, sterk gedegradeerd).

Resultaten literatuuronderzoek ongewerveldenfauna van kleine zeggenvegetaties in beekdalen (onderdeel 1/ H3)

Algemene literatuurstudie

Semi-terrestrische ongewervelden vervullen een belangrijke rol binnen het laagveenmoeras-ecosysteem. In totaal kan een veenmoeras enkele honderden tot meer dan duizend soorten macro-ongewervelden bevatten, slechts een klein gedeelte is aan dit habitat gebonden. De hoeveelheid autecologische informatie van veel taxonomische groepen is voor veenmoerassen beperkt, omdat weinig onderzoek is verricht aan semi-terrestrische systemen, door een grote variatie aan microhabitats binnen het beekdalveen en het omliggende beekdal en door summiere informatie over veel taxonomische groepen. Voor loopkevers en nachtvlinders was voldoende literatuur beschikbaar om een overzicht op te stellen van de preferentie voor habitattypen in beekdalen (Bijlage 4+5). Specifieke bevindingen over loopkevers, nachtvlinders, spinnen, kortschildkevers, moerasvlokevers, bladhaantjes, 'langpotige' muggen, knutten, dansmuggen/vedermuggen, wapenvliegen, dazen, zweefvliegen en kokerjuffers zijn in H3 opgenomen. Voor deze groepen zijn **specialistische soorten** onderscheiden voor veenmoerassen.

Meta-analyse Poolse literatuur

Om het literatuuronderzoek van Midden-Europese faunaliteratuur vanwege de taalbarrière haalbaar te maken, is alleen Poolse literatuur gebruikt. Hier komen bovendien ook nog weinig aangetaste en niet aangetaste grondwatergevoede venen voor. Gegevens over het voorkomen van grondwatergevoede beekdalvenen zijn gerelateerd aan vegetatietypen, de degradatiegraad, het waterregime en het vegetatiebeheer. Van twee taxonomische groepen (loopkevers en spinnen) was zoveel informatie beschikbaar, dat die zich leenden voor een meta-analyse met behulp van een TWINSPAN-clustering en het onderscheiden van **kenmerkende soorten** van kleine zeggenvegetatie. Kleine zeggenvegetaties zijn voor beide faunagroepen een zeer soortenrijk habitatype. De soortensamenstelling van de spinnenfauna van kleine zeggenvegetaties, grote zeggenvegetaties, rietlanden en enigszins gedegradeerde natte graslanden in ongestoorde tot zwak gedegradeerde, niet beheerde venen vertoont grote overeenkomsten. De kenmerkende soorten van dit cluster vegetatietypen hebben volgens de algemene literatuur vaak een voorkeur hebben voor onbeschaduwde, vochtige tot natte omstandigheden met mossen en lage planten (*Tabel 6*). De loopkeversamenstelling van kleine zeggenvegetaties, grote zeggenvegetaties en rietlanden in ongestoorde, niet beheerde venen is vergelijkbaar. De kenmerkende soorten voor dit cluster zijn allemaal vochtminnend en in meer of mindere mate gebonden aan moerassen (*Tabel 6*). Zowel het degradatiestadium als het beheer spelen een grote rol in de soortensamenstelling van spinnen en loopkevers in beekdalhabitats.

Resultaten microtopografie en vegetatie (onderdeel 2+3/ H4)

Microtopografie op plotschaal

De sterk gedegradeerde venen hebben nauwelijks microtopografie. Op kleine schaal is de hoogtevariatie van het maaiveld hier geringer dan die van zwak gedegradeerde en ongestoorde venen. In ongestoorde venen komt alleen bult/slenk-microtopografie gevormd door meestal slaapmossen en soms veenmossen. In zwak gedegradeerde venen komt een micro-topografie van slaapmosbult/slenk en pol/slenk voor. De microtopografie in sterk gedegradeerde venen is onduidelijk. Wanneer de actueel gemaaide venen worden vergeleken met venen die langdurig niet of nooit zijn gemaaid, zijn er duidelijke verschillen. Venen die meer dan 10 jaar niet zijn gemaaid hebben meer hoogteverschillen door microtopografie dan venen die minder lang niet zijn gemaaid. De niet-maaioproef in Drentse Aa gaf geen verschillen in hoogteverdeling tussen enkele jaren niet gemaaide en actueel gemaaide delen.

Vegetatiestructuur op mesoschaal

De degradatiestadia vertonen voor de 1 ha plots geen verschillen in de verhouding van bedekking van korte vegetatie en van struiken+bomen, en de hoogte van bomen+struiken en zijn voor al deze variabelen zeer uiteenlopend. Ook ongestoorde venen kunnen een hoog aandeel hebben van struiken en/of bomen. Ook de klassen voor niet-maaiduur verschillen weinig in vegetatiestructuur. Opvallend is dat op de locaties die meer dan 20 jaar niet zijn gemaaid de gemiddelde hoogte van de boomlaag relatief laag is. De verschillen in de vegetatiestructuur tussen wel en niet gemaaide delen in de niet-maaioproef van Drentse Aa hangen hoofdzakelijk samen met verschillen die al aanwezig waren voor het starten van het experiment (bomen en struiken op oude perceelgrenzen).

Vegetatiestructuur en bovengrondse biomassa op plotschaal

Ongestoorde en zwak gedegradeerde venen hebben een hogere bedekking en standing crop van mossen dan sterk gedegradeerde venen. De standing crop en de hoogte van de kruidlaag neemt toe met de degradatiegraad. De duur van niet maaien heeft in beperkte mate invloed op de bedekking van vegetatielagen, biomassa en hoogte. De standing crop van de kruidlaag verschilt niet voor de verschillende beheerklassen. De standing crop van de mossen is bij een duur van niet maaien 10-50 j hoger dan bij kortere duur van niet-maaien. De standing crop van mossen is altijd laag als in het verleden de locatie sterk verdroogd is geweest. Bij 2-10 j niet-maaien is de mosbedekking relatief laag t.o.v. de andere beheerklassen. De hoeveelheid van strooisel van de actueel gemaaide locaties is duidelijk lager dan die van de andere beheerklassen. De effecten van stoppen met maaien in de drie beekdallocaties van het Drentse Aa gebied zijn sterk afhankelijk van de locatie. Een significant en een eenduidig effect van het stoppen van maai-beheer treedt alleen op bij de strooiselbedekking en de hoogte van de kruidlaag (beide hoger bij niet-maaien).

Lichtbeschikbaarheid op plotschaal

Op elke locaties is in 5 plots het lichtprofiel gemeten. Per plot is voor elke hoogte-interval van 5 cm de gemiddelde waarde en de standaarddeviatie van de relatieve lichtintensiteit ten opzicht van het invallende licht op de vegetatie (RLI) berekend. Met toenemende degradatie worden de lichtcondities onderin het profiel slechter. Voor vrijwel alle gemiddelden van geanalyseerde variabelen is een significant verschil tussen de drie degradatieklassen aanwezig. In ongestoorde en zwak gedegradeerde venen hebben mossen en

langzaam groeiende, lage vaatplanten voldoende licht en in sterk gedegreerde venen worden deze in licht beperkt door een hogere en dichtere kruidlaag. **Het** lichtprofiel verschilt tussen actueel maaibeheer en 2-10 jaar niet-maaien en tussen 2-10 en 10-50 jaar niet-maaien. Locaties die kort niet worden gemaaid (2-10 j) hebben een donkerder lichtprofiel dan die met actueel maaibeheer en een langere duur van niet-maaien. Bij actueel maaien of een langere duur van niet-maaien zijn meer lichtrijke plekken aanwezig. In het niet-maaien experiment van Drentse Aa zijn de ongemaaide delen donkerder dan de gemaaide. Op locaties met een uitgesproken microtopografie hebben de hoge elementen betere lichtcondities dan de slenken.

Soortensamenstelling vegetatie op mesoschaal

Het voorkomen van vaatplantensoorten is vastgesteld in de 1 ha plots van de onderzoekslocaties. Per locatie is gekeken naar het aantal kenmerkende soorten voor veenvormende, grondwatergevoede, basenrijke, mesotrafente kleine zeggen-slaapmosvegetatie in Europa. Het aantal kenmerkende soorten is significant lager in de sterk gedegreerde venen. De duur van niet-maaien heeft nagenoeg geen invloed op het aantal kenmerkende soorten. De degradatiegraad en daarmee ook verdrogingshistorie hebben een dominante invloed op de aanwezigheid van kenmerkende soorten. In de niet-maaiproef van Drentse Aa verschilt het aantal soorten vaatplanten en het aantal kenmerkende soorten niet tussen gemaaide en niet gemaaide locaties. De meeste vaatplantsoorten vertonen ook geen verschillen.

Resultaten veldonderzoek fauna (onderdeel 2+3/ H5)

Er is gekeken naar de invloed van degradatiegraad en duur van niet-maaien op de soortenrijkdom en soortensamenstelling van vier verschillende groepen ongewervelden: kokerjuffers, loopkevers, spinnen en macronachtvlinders. Bij soortenrijkdom is gekeken naar het **totaal aantal soorten**, het **aantal karakteristieke soorten** voor het cluster van habitats met kleine zeggen-vegetatie uit de meta-analyse van Poolse literatuur en het **aantal specialistische soorten** voor veenmoerassen op basis van de algemene literatuur. Tevens is bepaald welke soorten **indicatief** zijn voor klassen van degradatiegraad en duur van niet-maaien.

Kokerjuffers

Bij toenemende degradatiegraad neemt de soortenrijkdom van kokerjuffers af. De monsterlocaties in de Zwarte beek en Drentse Aa bleken soortenarmer wat betreft specialistische soorten dan de locaties in Duitsland en Polen. De totale soortenrijkdom en het aantal specialistische soorten neemt toe met een toenemende duur van niet-maaien. In het niet-maaien-experiment in de Drentse Aa treden geen verschillen op in soortenrijkdom tussen wel en niet gemaaide delen. Een CCA variance partitioning laat zien dat op locatieschaal in totaal 20% van de variatie in taxonsamenstelling wordt verklaard door de gemiddelde hoogte van de bomen. Op plot-schaal wordt nog eens 36% verklaard door vooral de microtopografie en de biomassa van de vaatplanten.

Loopkevers

De soortenrijkdom is hoger bij toenemende degradatiegraad. De gedegreerde locaties hebben 7 indicatieve soorten. Bij langer niet-maaien (> 10 jaar) is de soortenrijkdom lager dan bij kortere niet-maaiduur. Locaties met actueel maaibeheer hebben 1 indicatieve soort en locatie met 2-10 jaar geen maaibeheer door 5 indicatieve soorten. In het niet-maaien-experiment in de Drentse Aa treden geen verschillen op in soortenrijkdom tussen wel en niet gemaaide delen. Een CCA variance partitioning laat zien dat 21% van de

variatie in soortensamenstelling wordt verklaard door factoren op locatieschaal (bedekking met bomen en struiken, bedekking water en de gemiddelde hoogte van de struiken). Op plot-schaal wordt nog eens 33% verklaard (ontwatering, biomassa van mossen, openheid van de vegetatie en hoeveelheid strooisel, totale biomassa).

Spinnen

De soortenrijkdom verschilt weinig tussen de locaties. Degradatiegraad heeft geen invloed op het totaal aantal soorten en aantal karakteristieke soorten. Het aantal specialistische soorten is wel hoger in de ongestoorde venen. 5 soorten zijn indicatief voor gedegradeerde venen en 10 voor ongestoorde. De duur van niet-maaien heeft geen invloed op de totale soortenrijkdom. In de niet-maaiproef van Drentse Aa was het aantal karakteristieke soorten in enkele jaren niet gemaaide delen hoger dan in de gemaaide delen. Een CCA variance partitioning laat zien dat 23% van de variatie in soortensamenstelling wordt verklaard door factoren op locatieschaal (vooral bedekking met bomen, bedekking met water). Op plot-schaal wordt nog eens 31% verklaard (vooral microtopografie, ontwatering, inundatie, biomassa van de vaatplanten, totale biomassa).

Macronachtvlinders

De soortenrijkdom verschil sterk tussen regio's. De Oost-Duitse en Poolse locaties hebben meer soorten dan de Vlaamse en Nederlandse locaties. De sterk gedegradeerde locaties scoren wat betreft het aantal soorten nachtvlinders, het aantal gevangen individuen en de shannon-diversiteit aanzienlijk lager dan de ongestoorde en zwak gedegradeerde locaties. Voor de hele dataset heeft de duur van niet-maaien geen invloed op deze drie variabelen. Voor de vier locaties in het Peenetal lijkt bij toenemende niet-maaiduur de soortenrijkdom wel toe te nemen. Dit gaat samen met een groter aandeel van soorten die als rups en ei overwinteren. De niet-maaiproef in het Drentse Aa gebied leverde voor zowel het aantal aangetroffen soorten als het aantal individuen geen verschillen op tussen de twee maaibehandelingen. Een CCA variance partitioning laat zien dat 32% van de variatie in soortensamenstelling wordt verklaard door factoren op locatieschaal (vooral bedekking en hoogte van bomen+struiken). Op plotschaal wordt 44% verklaard (vooral microtopografie, inundatie, totale biomassa en lichtdoorlatendheid vegetatie). Beheer heeft een verwaarloosbaar effect.

Synthese en conclusies (H6)

Microtopografie in relatie tot beheerhistorie en degradatiegraad

In twee situaties is in grondwatergevoede zeggenvetatie duidelijke microtopografie aanwezig is: (1) in ongestoorde venen en (2) in voorheen gemaaide venen waar het hooilandbeheer langer geleden gestopt is. In ongestoorde venen bestaat de microtopografie uit een patroon van mosbulten (meestal slaapmosses) en slenken met tot ca. 15 cm beperkte hoogteverschillen. In gedegradeerde venen ontstaat na ca. 10 jaar na het stoppen van maaien een uitgesproken microtopografie van pollen of slaapmosbulten. Mosbulten zijn in langdurig niet-gemaaide, gedegradeerde venen alleen aangetroffen wanneer deze in het verleden niet sterk werden ontwaterd en daardoor een beperkte eutrofiëring hadden en weinig lichtbeperking van mossen door de kruidlaag optrad. Polvorming wordt mogelijk gestimuleerd door een hoge nutriëntenrijkdom en treedt zowel in sterk ontwaterde venen als in minder sterk ontwaterde venen op, maar lijkt weinig op te treden in de Nederlandse en Vlaamse beekdalvenen.

Lichtcondities en vegetatiehoogte in relatie tot beheerhistorie en degradatiegraad

De mate van degradatie heeft een sterke invloed op de lichtcondities in beekdalvenen. Sterkere degradatie gaat samen met een grotere bovengrondse biomassa en hogere kruidlaag, geringere lichtcondities en daarmee een lage bovengrondse biomassa en bedekking van de moslaag. Dit kan de vorming van mosbulten sterk beperken of zelfs geheel tegenhouden en heeft ook een negatieve invloed op kleine, langzaam groeiende, vaatplanten. De mate van degradatie is met betrekking tot vegetatiestructuur en lichtcondities dominant over die van de lengte van de periode van niet-maaien. Maaibeheer heeft alleen in sterk gedegradeerde venen enige invloed. Daar is bij maaien de hoogte van de kruidlaag lager en zijn de lichtcondities iets beter dan bij in venen waarin kort geleden (2-10 j) het maaien is gestopt. Bij het stoppen van maaien verslechteren de lichtcondities vooral door het hoger worden van de kruidlaag. In ongestoorde venen bestaat op de bodem geen of nauwelijks lichtbeperking, wat samen gaat met een hoge bedekking en een hoge standing crop van mossen. In het geval van een meer bedekkende kruidlaag in ongestoorde en zwak gedegradeerde venen zijn er altijd lichtrijke openingen aanwezig waar lichtminnende soorten kunnen groeien. Maaien is in dergelijke venen dan ook niet nodig. In venen met een microtopografie hebben de hoge (pollen, mosbulten) delen betere lichtcondities dan de lage delen (slenken). Dit kan zorgen voor een positief feedback-mechanisme voor vorming van microtopografie. In gedegradeerde venen kunnen eutrafente polvormers zo hoog worden dat ze veel licht weg nemen voor lage planten in de slenken.

Struiken en bomen in relatie tot beheerhistorie en degradatiegraad

In deze studie is de respons van boom- en struikopslag op het stoppen van maaibeheer niet rechtstreeks gemeten. De eenmalige metingen in het beheerexperiment in de Drentse Aa kunnen nog geen effecten in beeld brengen. In het vergelijkende locatie-onderzoek kwamen geen eenduidige patronen naar voren in het aandeel struiken en bomen in relatie tot degradatiegraad en duur van niet-maaien. Het enige verschil is dat de hoogte van bomen in locaties met meer dan 20 jaar niet-maaien geringer is dan in gebieden met een kortere niet-maaiduur. Dit zou verband kunnen houden met het omvallen van grote bomen met een toenemende vernatting na het stoppen van maaibeheer. Het aandeel bomen en struiken in ongestoorde venen en langdurig niet-gemaaide gedegradeerde venen is variabel. Ongestoorde venen zijn dus niet altijd boomloos. In zwak gedegradeerde en ongestoorde venen kan boomopslag zo langzaam verlopen dat pas op een schaal van decennia lichtbeperking voor vaatplanten en mossen kan optreden. In venen met een sterk gedegradeerde, eutrofe bodem waar opslag van Zwarte els optreedt, kan lichtbeperking mogelijk sneller optreden door een snelle groei van elzen.

Fauna in grondwatergevoede laagveenmoerassen

Op basis van literatuur blijken veenvormende zeggenvegetaties rijk te zijn aan ongewervelde soorten, maar een groot deel van de soorten komt ook voor in andere moerasvegetaties en weinig gedegradeerde natte graslanden. Er zijn maar relatief weinig soorten aan te wijzen die gebonden zijn aan grondwatergevoede zeggenmoerassen. Veel soorten gebruiken een mozaïek van verschillende deelhabitats binnen het beekdal om hun levenscyclus te doorlopen. De hoeveelheid specifieke informatie over ongewervelden in zeggenvegetaties is echter zeer beperkt. De meta-analyse van Poolse veensystemen voor spinnen en loopkevers laat zien dat daar grote overlap was in soortensamenstelling tussen kleine zeggenvegetaties, grote zeggenvegetaties en rietlanden en voor loopkevers ook natte graslanden in

enigszins gedegreerde venen. De **karakteristieke soorten** voor deze cluster (*Tabel 6*) kunnen worden gebruikt als een referentieset voor ongestoorde venen.

Invloed van maaibeheer en bodemdegradatie

Spinnen, loopkevers, kokerjuffers en macronachtvlinders reageren verschillend op degradatiegraad en op het stoppen van maaibeheer (tabel A). Bij spinnen verandert het aantal soorten niet met toenemende niet-maaiduur, maar zijn diverse soorten gebonden aan verschillende stadia. Bij nachtvlinders kon er op basis van de gehele dataset geen effect van maaibeheer worden vastgesteld, maar dit lijkt wel aanwezig op de locaties in het Peenetal (range wel maaien tot 80-100 j niet-maaien). Een aanwijzing dat de duur van niet-maaien hier een relevant effect kan hebben op de soortensamenstelling van nachtvlinders, is een toename in het aandeel van ei- en rupsoverwinteraars met de duur van niet-maaien.

Tabel A: Effecten van maaibeheer en degradatiegraad op soortenrijkdom voor de onderzochte faunagroepen in het veldonderzoek. 0 = geen effect, + = soortenrijker, - = soortenarmer. NA = niet geëvalueerd.

	Niet-maaien			Degradatie		
	Totaal aantal soorten	Aantal karakteristieke soorten	Aantal specialistische soorten	Totaal aantal soorten	Aantal karakteristieke soorten	Aantal specialistische soorten
Kokerjuffers	+	NA	+	-	NA	-
Loopkevers	-	-	-	+	+	+
Spinnen	0	0	0	0	0	-
Macronachtvlinders	0	NA	NA	-	NA	NA

In het experiment met het stoppen van maaien in het Drentse Aa gebied is nauwelijks effect merkbaar op de soortenrijkdom. Alleen voor spinnen is het aantal specialistische soorten van veenmoerassen iets hoger bij het stoppen van maaien. Het nagenoeg ontbreken van beheereffecten is in lijn met de invloed van maaibeheer op de gehele dataset (geen verschil tussen actueel maaien en 2 tot 10 jaar niet gemaaid). De afwezigheid van een effect in de beheerproef kan ook veroorzaakt zijn door de korte duur van het experiment.

Invloed van omgevingsfactoren op de variatie in everttebratensoorten

De soortensamenstelling is te verklaren met factoren die spelen op mesoschaal (ca. 1 ha) en op plotschaal (enkele 10-tallen m²). Welk van die factoren van belang zijn is afhankelijk van de faunagroep (Tabel B). Alleen spinnen reageren met hun soortensamenstelling op de duur van niet-maaien. Daarmee is zijn spinnen van de onderzochte faunagroepen de meest indicatieve groep om effecten van maaibeheer te volgen.

Tabel B: Invloed van omgevingsfactoren op de soortendiversiteit van de onderzochte faunagroepen. ○ = matig effect, ● = sterk effect.

Verklarende factoren	kokerjuffers	loopkevers	spinnen	macro-nachtvlinders
Mesoschaal				
Aandeel korte vegetatie			○	
Aandeel water		○	●	○
Aandeel Bedekking bomen en struiken		●	●	●
Hoogte bomen en struiken	●	●	○	●
Plot-schaal				
Microtopografie	●		●	●
Mate van inundatie			○	●
Mate van ontwatering		●	○	
Jaren sinds laatste beheer			●	
Biomassa totaal		○	●	
Biomassa strooisel		○	○	○
Biomassa mossen		●	○	○
Biomassa vaatplanten	●		●	○
Lichtdoorlatendheid vegetatie		○	○	●

Regionale effecten op faunadiversiteit?

Omdat het onderzoek plaatsvond in locaties langs een grootschalige gradiënt kunnen regionale verschillen in de fauna een rol hebben gespeeld (ongestoorde venen alleen in Polen, klimaatgradiënt). Uit de uitgevoerde analyses blijkt dat er voor kokerjuffers en macronachtvlinders regionale verschillen in soortenrijkdom aanwezig zijn, terwijl de regionale soortenpools voor Nederland+Vlaanderen, Oost-Duitsland en Polen zijn vergelijkbaar. Vermoedelijk is dit een gevolg van verschillen in factoren die spelen op landschapsschaal. Daarbij moet worden gedacht sterke invloed van aan grootschalig landgebruik door landbouw, milieuvervuiling en lichtvervuiling in Nederland en Vlaanderen. Voor macronachtvlinders is ook een regionaal effect gemeten op de dichtheden aan individuen. De geringere dichtheden in de Nederlandse en Vlaamse venen kunnen voor gewervelden nadelig zijn omdat rupsen en volwassen nachtvlinders belangrijk stapelvoedsel zijn.

Effecten van stoppen met maaien

Voor natuurbeheerders is een belangrijke vraag wat de te verwachten effecten zijn van het stoppen van maaien in vernalle beekdalvenen. Tabel C toont de verwachte effecten van het stoppen met maaien in sterk gedegradeerde venen in Nederland en Vlaanderen. Op een langere termijn zijn veel effecten nog onzeker.

Tabel C: Verwachte effecten van stoppen van maaien in sterk gedegreerde beekdalvenen.

Onderdeel	2-10 jaar	10-50 jaar	> 50 jaar
bedekking kruidlaag	+	?	?
hoogte kruidlaag	+	?	?
bedekking moslaag	-	?	?
lichtintensiteit op en vlak boven maaiveld	-	-?	?
karakteristieke soorten mesotrofe kleine zeggen en slaamosvegetatie	0	?	?
vorming mosbulten	0	?	?
vorming pollen	?	?	?
opslag bomen en struiken	?	?	?
totaal aantal soorten loopkevers	-	-	-
totaal aantal soorten spinnen	0	0	0
specialistische soorten spinnen van veenmoerassen	+	+	+
totaal aantal soorten kokerjuffers	?	?	?
totaal aantal soorten macronachtvlinders	0	?	?

Herstelstrategie voor beekdalmoerassen

Herstel en beheer van beekdalvenen moet worden gezien in relatie tot de mate van degradatie. In ongestoorde beekdalvenen is maaibeheer niet nodig en zelfs schadelijk voor de microtopografie en soortdiversiteit. In vernalte, zwak gedegreerde venen is het stoppen van maaibeheer een perspectiefvolle maatregel die leidt tot herstel van mosrijke vegetatie en na enkele decennia ook tot herstel van microtopografie. Het stoppen van maaibeheer heeft hier de voorkeur boven doorgaan met maaien. De herstellpotentie van sterk gedegreerde venen is geringer dan die van zwak gedegreerde systemen waarin veelal ook nog relictpopulaties van karakteristieke soorten aanwezig zijn. Onderstaande aanbevelingen gelden voor de sterk gedegreerde beekdalvenen:

- Sterk vernalting heeft eerste prioriteit: dempen alle lokale ontwatering, verondiepen/ dempen beken, minder ontwatering in infiltratiegebied.
- Indien vernaltingsmaatregelen snel leiden tot weinig fluctuerende waterstanden rond maaiveld, kan overwogen worden om snel te stoppen met maaien.
- Indien vernaltingseffecten geleidelijk optreden, dan kan maaibeheer voorkomen dat onder invloed van de wisselvalte situatie veruiging optreedt. Nadat de vernalting sterk heeft doorgezet en kale bodem is bedekt met vegetatie, kan het maaibeheer worden gestopt.
- Een periode blijven maaien in de vernalte situatie kan ook als overgangmaatregel voor goede lichtcondities worden gebruikt. Doelsoorten kunnen daarom meer kans hebben om zich te vestigen het vernalte beekdalveen.
- Indien gekozen is voor het beëindigen van maaibeheer is het raadzaam om de ontwikkeling van opslag in de gaten houden en tijdig handmatig af te zetten.
- Niet alle opslag hoeft verwijderd te worden. De aanwezigheid van verspreid staande bomen en struiken heeft een positief effect op de faunadiversiteit.

- ***Niet-maaien dient continu en op een lange-termijn (>20-30 jaar) worden ingezet en niet als een periodieke maatregel.*** Reden hiervoor is dat de eerste effecten op de vorming microtopografie pas vanaf 10 jaar na het stoppen van maaien optreden. Ook reageert de evertelatenfauna pas op een langere termijn.

Kennislacunes

Met dit onderzoek zijn we de volgende kennislacunes tegen gekomen:

- De lange termijn ontwikkeling van de structuur van de lage vegetatie, opslag van houtige soorten, lichtcondities, microtopografie, ongewerveldenfauna als gevolg van vernatting en bij afwezigheid van maaibeheer in sterk gedegradeerde beekdalvenen.
- Over de schaduwtolerantie van laagveenmossoorten is weinig bekend.
- De mate waarin opslag van bomen en struiken bij afwezigheid van maaibeheer een bedreiging vormen voor een open beekdalvegetatie is onduidelijk en het effect waterstandsfluctuaties hierop.
- Of in sterk gedegradeerde beekdalvenen met opslag van Zwarte els op de langere termijn verbossing uit zich zelf afneemt onder invloed van toenemende vernatting.
- Onduidelijk is of in sterk gedegradeerde beekdalvenen een stabiel waterstandsregime leidt tot opener kruidlaag met een lichtrijk regime.
- Autecologische kennis van evertelatensoorten is gering. De verzamelde dataset leent zich voor nadere analyse gericht op patronen van afzonderlijke soorten en een analyse van soortkenmerken in relatie tot de gemeten omgevingsfactoren.
- De vraag is hoeveel verbossing mogelijk is zonder dat er een verlies aan typische fauna optreedt en waar het omslagpunt van veenmoerasfauna naar bosfauna ligt.
- De relatie tussen enerzijds inundatieregime en microtopografie en anderzijds de overleving van diverse insectengroepen is nog grotendeels terra incognita.
- De mate en wijze waarop de soortenrijkdom en dichtheden van bepaalde faunagroepen zoals kokerjuffers en macronachtvlinders worden bepaald door stressfactoren op landschapsschaal.
- De invloed van niet-maaien op de avifauna in beekdalen.

Management summary

Background (chapter 1)

When drawing up the conservation objectives for Natura 2000, brook valleys are recognised as important areas for the restoration of habitat type H7140 Transition mires and quaking bogs. This raises questions about the management of rewetted brook valley peatlands. Traditionally, these brook valleys are mown and due to technical innovations in management, site managers can now continue to mow wet brook valley areas with caterpillar mowers. However, it is unclear whether under the improved hydrological conditions vegetation management by mowing is still necessary or desirable, considering that under natural conditions the habitat type can sustain itself without a mowing.

Often, in undisturbed brook valley fens a pronounced structure of relatively dry hummocks and very wet hollows is present. This microstructure contributes to the diversity of flora and fauna. There is hardly any microtopography in recently rewetted brook valley peat bogs and a mowing regime even hinders the microtopography formation. There are also disadvantages associated with stopping of mowing: nutrients are no longer removed with the clippings, accumulation of litter, limited light due to a dense layer of herbaceous plants, woodland and thicket formation and no dispersion of plant species by the mowing machinery. There is, therefore, considerable need for knowledge about the effects of vegetation management in brook valleys peatlands on typical biota of transition mires and quaking bogs in relation to the development of microtopography.

Research question (chapter 1)

This research addresses the following questions:

1. Which microtopography and fauna are found in undisturbed groundwater-fed fens with small sedge vegetation?
2. What are the effects of stopping mowing on the development of the structure (vegetation and microtopography) and biodiversity and are these favourable compared to small sedge with a mowing regime?
3. Which environmental factors influence the species composition of invertebrate fauna in groundwater-fed fens with small sedge vegetation?

Approach (chapter 2)

The research was divided into three parts:

1. Literature study: review of general literature on entomofauna in peatlands/ fens in the moderate climate zone in the northern hemisphere, meta-analysis of entomofauna literature from groundwater-fed peatlands and fens in Central Europe.
2. Comparative site survey classified according to the number of years since the site was last mown (0, 2 to 10, 10 to 50, > 50 years). In total 22 groundwater-fed peatlands with small sedge vegetation locations were surveyed in Flanders, Belgium (Zwarte Beek), the Netherlands (Drentse Aa), East Germany (Peenetal) and North East Poland (Kasjubië). In this report, a site is considered to have a mowing regime if it was at least mown in the year prior to sampling, these sites are often mown annually.
3. 'Non-mowing' trial (trial in which the mowing regime was stopped): in three brook valley areas in the Drentse Aa, certain areas have not been

mown for several years. Together with neighbouring areas which are still being annually mown, these areas were surveyed in the same way as stated under section 2. The data from this part of the study was also used for the time series in section 2.

The data gathered was interpreted and patterns in the data assessed using various statistical techniques. Because the influence of the mowing regime often goes hand in hand with peatland degradation, we also looked at the influence of the degradation degree. Because degradation is associated with transformation of peat soils due to drainage, the degradation degree is linked to the condition of the soil. Three classes can be distinguished: undisturbed, slightly degraded, and strongly degraded.

Results of the literature research into invertebrate fauna in small sedge vegetation areas in brook valleys (section 1/ chapter 3)

General literature study

Semiterrestrial invertebrates fulfil an important role in the peatland ecosystem. As a whole, a peatland can be home to a multitude of species, from several hundred to more than a thousand species of macroinvertebrates, only a small portion is bound to this habitat. The amount of autoecological information for many taxonomic groups in peatlands is limited because little research has been conducted into semiterrestrial systems, due to a wide variety of microhabitats within a brook valley peatland and the surrounding brook valley and due to limited information about many taxonomic groups. There was sufficient literature available concerning ground beetles and moths to draw up an overview of the habitat type preferences in brook valleys (Appendices 4 and 5). Specific findings regarding ground beetles, moths, spiders, rove beetles, marsh flea beetles, leaf beetles, long-legged mosquitoes, midges, chironomids (non-biting mosquitoes), soldier flies, horse flies, hover flies and caddis flies are discussed in chapter 3. For these groups **specialist species** can be identified for peatlands.

Meta-analysis Polish literature

To facilitate the literature research on Central European fauna literature, only Polish literature was used because of the language barrier. In addition, here are only a few slightly disturbed and undisturbed groundwater-fed peatlands left. Data concerning the occurrence of groundwater-fed brook valley peatlands are related to the vegetation types, the degradation degree, the water regime and the vegetation management. There was so much information available for two taxonomical groups (ground beetles and spiders) that it was possible to conduct a meta-analysis using a TWINSpan clustering and to distinguish **characteristic species** from small sedge vegetation. Small sedge vegetation forms a very species-rich habitat type for both fauna groups. The species composition of the spider fauna shows considerable similarities in small sedge vegetation, large sedge vegetation, reed beds and somewhat degraded wet grasslands in undisturbed to slightly degraded, unmanaged peatlands. According to general literature, characteristic species for this cluster of vegetation types often have a preference for unshaded, moist to wet conditions with mosses and low plants. The composition of ground beetle species is similar for small sedge vegetation, large sedge vegetation and reed beds in undisturbed, unmanaged peatland. The characteristic species for this cluster are all moisture-loving and more or less bound to marshes. The degradation stage as well as the management play a significant role in the species composition of spiders and ground beetles in brook valley habitats.

Results of microtopography and vegetation (section 2+3/ chapter 4)

Microtopography at plot scale

The substantially degraded peatlands have hardly any microtopography. On a small scale, the height variation of the ground level here is less than that of slightly degraded and undisturbed peatlands. In undisturbed peatlands only hummock and hollow microtopography occurs, usually formed by Hypnales (brown mosses) and sometimes by Sphagnum (peat mosses). In slightly degraded peatlands, a microtopography of brown moss hummocks/hollows and of tussocks/hollows occurs. The microtopography in strongly degraded peatlands is unclear. When the actual mown peatlands are compared with peatlands that have never been mown or that have not been mown for a long time, there are clear differences. Peatlands that have not been mown for more than 10 years have more height differences due to microtopography than peatlands that have been mown more recently. The Drentse Aa 'non-mowing' trial did not lead to height differences between the areas not mown for several years and the areas that were mown regularly.

Vegetation structure on mesoscale

The degradation phases for the 1 ha plots do not demonstrate any differences in the ratio of cover with short vegetation and with shrubs and trees, and the height of trees and shrubs is very varied for all these variables. Even undisturbed peatlands can have a high proportion of shrubs and/or trees. In addition, the vegetation structure in the classes for 'not mowing' duration does not differ significantly. It is interesting to note that at the locations that have not been mown for more than 20 years, the average height of the tree layer is relatively low. In the Drentse Aa 'non-mowing' trial, the differences in the vegetation structure between the areas that have and have not been mown is mainly correlated with the differences that were already present before the start of the trial (trees and shrubs at old field boundaries).

Vegetation structure and aboveground biomass at plot scale

Undisturbed and slightly degraded peatlands have higher cover and standing crop of mosses than strongly degraded peatlands. The standing crop and the height of the herbaceous layer increases with the degradation degree. The length of time since the last mowing has only limited influence on the cover of the vegetation layer, biomass and height. The standing crop of herbaceous plants does not differ for the various management classes. The standing crop of mosses, where the peatland has not been mown for 10 to 50 years, is higher than where the peatland has been mown more recently. The standing crop of mosses is always low if the location has been substantially drained. In cases where the peatland has not been mown for 2 to 10 years, the moss cover is relatively low compared to the other management classes. The amount of litter in the actual mown locations is clearly less than in the other management classes. The effects of stopping mowing in the three Drentse Aa brook valley locations depend highly on the location itself. A significant and consistent effect of stopping the mowing management only occurs for litter and the height of the herbaceous layer (both higher in areas without mowing).

Availability of light at plot scale

At each location the light profile was measured within five plots. Per plot and for each height interval of 5 cm, the average value and the standard deviation of the relative light intensity (RLI) compared to the incident light on the vegetation was calculated. As the degradation increases, the light conditions at the bottom of the profile become poorer. For virtually all averages of variables analysed a significant difference between the three degradation

classes is present. In undisturbed and slightly degraded peatlands mosses and slow growing, low vascular plants have sufficient light and in strongly degraded peatlands these plants have limited light due to a higher and denser layer of herbaceous plants. **The** light profile differs between actual mowing and 2 to 10 years of not mowing and between 2 to 10 years and 10 to 50 years of not mowing. Locations where the mowing regime was stopped fairly recently (2 to 10 years) have a darker light profile than those areas which are actively mown and those that have not been mown for a longer period. There are more bright spots present in areas actively mown and those that have not been mown for a longer period. In the Drentse Aa 'non-mowing' trial, the unmown areas are darker than the mown areas. At locations with a pronounced microtopography, the high elements have better lighting conditions than the hollows.

Vegetation species composition on mesoscale

The occurrence of vascular plant species found within the 1 ha plots at the research locations was documented. Per location, we examined the number of distinctive species for peat forming, groundwater-fed, base-rich, mesotrophic small sedge- brown moss vegetation in Europe. The number of distinctive species is significantly lower in the strongly degraded peatlands. The length of time the area has not been mown does not have a significant influence on the number of distinctive species. The degradation degree and with this the drainage history do influence the presence of distinctive species. In the Drentse Aa 'non-mowing' trial, there was no difference in the number of vascular plant species and number of distinctive species between the mown and non-mown locations. Most vascular plant species do not show any differences.

Field research fauna results (section 2+3/ chapter 5)

We examined the influence of degradation degree and number of years since last mown on the species richness and species composition of four different groups of invertebrates: caddis flies, ground beetles, spiders and macro moths. With species richness we examined the **total number of species**, the **number of characteristic species** for the cluster of habitats with small sedge vegetation from the meta-analysis from the Polish literature and the **number of specialist species** for peatlands based on general publications. At the same time we determined which species are **indicative** for the degradation degree classes and number of years since last mown.

Caddis flies

Where the degradation degree increases, the caddis fly species richness decreases. The sample locations in the Zwarte Beek and Drentse Aa appear to be poorer in terms of specialist species than the locations in Germany and Poland. The total species richness and the number of specialist species increases as the number of years since last mown increases. In the Drentse Aa 'non-mowing' trial there were no differences in species richness between the mown and non-mown areas. A CCA variance partitioning shows that on a local scale, in total 20% of the taxonomic composition variation can be explained by the average height of the trees. At plot scale another 36% can be explained, in particular by the microtopography and the biomass of the vascular plants.

Ground beetles

Where the degradation degree increases, the ground beetle species richness increases. The degraded locations have seven indicative species. In areas where the number of years since last mown is greater (> 10 years) the species richness is poorer than where mowing stopped more recently. Locations with a current mowing regime have one indicative species and

locations where mowing was stopped fairly recently (2 to 10 years) generally have five indicative species. In the Drentse Aa 'non-mowing' trial there were no differences in species richness between the mown and non-mown areas. A CCA variance partitioning shows that 21% of the variation in species composition can be explained by factors on a local scale (tree and shrub cover, water cover and the average height of the shrubs). At plot scale another 33% can be explained (drainage, moss biomass, openness of the vegetation and amount of litter, total biomass).

Spiders

There is little difference in the species richness between the locations. Degradation degree has no influence on the total number of species and number of characteristic species. However, the number of specialist species is higher in the undisturbed peatlands. Five species are indicative for degraded peatlands and ten for undisturbed peatlands. The number of years since last mown does not influence the total species richness. In the Drentse Aa 'non-mowing' trial there were more characteristic species in the areas not mown for a number of years than in the areas regularly mown. A CCA variance partitioning shows that 23% of the variation in species composition can be explained by factors on a local scale (in particular the tree cover and water cover). At plot scale another 31% can be explained (in particular microtopography, drainage, inundation, vascular plant biomass, total biomass).

Macro moths

The species richness differs substantially between regions. The East German and Polish locations have more species than the Flemish and Dutch locations. As far as the number of species of moths, the number of captured individuals and the Shannon diversity are concerned, the strongly degraded locations score considerably lower than the undisturbed and slightly degraded locations. For the whole data set, the number of years since last mown has no influence on these three variables. However, for the four locations in Peenetal (East Germany), the species diversity does seem to increase as the length of time since last mown increases. This goes hand in hand with a larger proportion of species that overwinter as caterpillar or egg. The 'non-mowing' trial in the Drentse Aa area did not show any differences in the number of species or number of individuals found between the two mowing treatments. A CCA variance partitioning shows that 32% of the variation in species composition can be explained by factors on a local scale (in particular the tree and shrub cover and height). At plot scale 44% can be explained (in particular microtopography, inundation, total biomass and light transmittance of the vegetation). The effect of management is negligible.

Synthesis and conclusions (chapter 6)

Microtopography in relation to management history and degradation degree

In two situations in groundwater-fed sedge vegetation a clear microtopography is present: (1) in undisturbed peatlands and (2) in formerly mown peatlands where grassland management ceased many years previously. In undisturbed peatlands the microtopography consists of a pattern of moss hummocks (usually brown mosses) and hollows with height differences limited to approximately 15 cm. Some 10 years after stopping mowing in degraded peatlands a pronounced microtopography of tussocks or brown moss hummocks arises. Moss hummocks are only found in degraded peatlands that have not been mown for a long time if, in the past, the peatland was not strongly drained and therefore had only slight eutrophication and mosses did not suffer light limitation from the layer of herbaceous plants.

Tussock formation is possibly encouraged by high nutrient concentrations and occurs in well-drained peatlands as well as in less well-drained peatlands, but appears to be less common in the Dutch and Flemish brook valley peatlands.

Light conditions and vegetation height in relation to management history and degradation degree

The degradation degree has a considerable influence on light conditions in brook valley peatlands. Stronger degradation goes hand in hand with greater aboveground biomass and a thicker layer of herbaceous plants, modest light conditions and with this a lower aboveground biomass and moss layer cover. This can substantially constrain or even completely stop the formation of moss hummocks and can also have a negative influence on small, slow-growing, vascular plants. As far as the vegetation structure and light conditions are concerned, the degradation degree has a greater influence than the number of years since last mown. A mowing regime only has some influence in strongly degraded peatlands. In these areas the layer of herbaceous plants is lower and light conditions are slightly better when mown than in peatlands where mowing stopped quite recently (2 to 10 years ago). When mowing stops the lighting conditions deteriorate, mainly because the layer of herbaceous plants becomes thicker. In undisturbed peatlands there is little or no light limitation at the bottom, which goes hand in hand with high cover and high standing crop of mosses. In the case of relatively high cover of herbaceous plants in undisturbed and slightly degraded peatlands there are always bright openings where light-loving species can grow. Mowing is unnecessary in such peatlands. In peatlands with a microtopography, the high parts (tussocks, moss hummocks) have better light conditions than the lower parts (hollows). This can provide a positive feedback mechanism for microtopography formation. In degraded peatlands eutrofic tussocks can become so high that they completely shade the low plants in the hollows.

Shrubs and trees in relation to management history and degradation degree

In this research the response of tree and shrub growth to stopping of mowing was not measured directly. From the one-off measurements in the Drentse Aa management experiment we cannot yet identify any effects. No clear patterns emerged from the comparative location study in the amount of trees and shrubs in relation to degradation degree and number of years since last mown. The only difference is that the trees in locations where the number of years since last mown is greater than 20 are not as tall as in areas where the number of years since last mown is less than 20 years. This could be related to the fact that the taller trees tend to topple over as the area becomes wetter after the mowing was terminated. The proportion of trees and shrubs in undisturbed peatlands and in degraded peatlands last mown many years ago is variable. Undisturbed peatlands are therefore not always treeless. In slightly degraded and undisturbed peatlands tree growth can develop so slowly that only after several decades may this cause light limitation for vascular plants and mosses. In peatlands with strongly degraded, eutrofic soil where Black Alder occurs, light limitation may occur sooner due to the rapid growth of Alder trees.

Fauna in groundwater-fed peatland and fens

Literature research reveals that peat-forming sedge vegetation provides a habitat for a rich variety of invertebrate species, but a large proportion of the species are also found in other peatland vegetation and in slightly degraded wet grasslands. However, relatively few species can be found that are bound to groundwater-fed sedge fens. Many species use a mosaic of different sub-habitats within the brook valley as they progress through their lifecycle. However, the amount of specific information available about invertebrates in

sedge vegetation is very limited. The meta-analysis of Polish peatlands for spiders and ground beetles shows that there is considerable overlap in species composition between small sedge vegetation, large sedge vegetation and reed beds, and for ground beetles between wet grasslands and somewhat degraded peatlands. The **characteristic species** for this cluster can be used as a reference set for undisturbed peatlands.

Influence of mowing management and soil degradation

Spiders, ground beetles, caddis flies and macro moths respond differently to the degradation degree and to stopping of mowing (table A). For spiders the number of species does not change with a longer period since last mown, but some species are bound to the various stages. For moths no effect of mowing or not mowing could be detected in the whole data set, but this seems to be present at the locations in the Peenetal (management range from recently mown to not mown within the last 80 to 100 years). One indication that the number of years since last mown could have a relevant influence on the species composition of moths here, is the increase in the proportion of species that overwinter in the egg or caterpillar state as the length of time since last mown increases.

Table A: Effects of mowing regime and degradation degree on species richness for fauna groups studied in the field research. 0 = no effect, + = species richness increase, - = species richness decrease. NA = not evaluated.

	Not mown			Degradation		
	Total number of species	Number of characteristic species	Number of specialist species	Total number of species	Number of characteristic species	Number of specialist species
Caddis flies	+	NA	+	-	NA	-
Ground beetles	-	-	-	+	+	+
Spiders	0	0	0	0	0	-
Macro moths	0	NA	NA	-	NA	NA

In the Drentse Aa 'non-mowing' trial hardly any effect on the species richness was noticeable. Only for spiders is the number of specialist peatland species slightly higher after stopping mowing. The virtual absence of management effects is in line with the influence of mowing regime on the whole data set (no difference between recent mowing and 2 to 10 years since last mown). The lack of an effect in the 'non-mowing' trial may also be due to the short duration of the trial itself.

Influence of environmental factors on the variety of invertebrates species

The species composition can be explained by factors that play a role on a mesoscale (approximately 1 ha) and at plot scale (several 10 m²). Which of these factors are important will depend on the fauna group (Table B). Only spiders respond with their species composition to the number of years since last mown. Of the fauna groups studied, spiders are the most indicative group to follow in order to monitor the effects of mowing regime.

Table B: Influence of environmental factors on the species diversity of the fauna groups studied. ○ = moderate effect, ● = substantial effect.

Explanatory factors	Caddis flies	Ground beetles	Spiders	Macro moths
---------------------	--------------	----------------	---------	-------------

Mesoscale				
Short vegetation percentage			○	
Water percentage		○	●	○
Trees and shrubs cover percentage		●	●	●
Tree and shrub height	●	●	○	●
Plot scale				
Microtopography	●		●	●
Inundation degree			○	●
Drainage degree		●	○	
Years since last management			●	
Total biomass		○	●	
Biomass litter		○	○	○
Biomass mosses		●	○	○
Biomass vascular plants	●		●	○
Light transmittance of vegetation		○	○	●

Regional effects on fauna diversity

Because the study was conducted along a large-scale gradient at various locations, regional differences in the fauna may have played a role (undisturbed fens only in Poland, climate gradient). From the analyses performed it transpires that there are regional differences in species richness for caddis flies and macro moths, while the regional species pools for the Netherlands and Flanders, East Germany and Poland are similar. Presumably this is due to differences in factors that play a role on a landscape scale. Here we should consider a substantial influence from large-scale land use by agriculture, environmental pollution and light pollution in the Netherlands and Flanders. A regional effect was also measured on the densities of individuals for macro moths. The modest densities in de Dutch and Flemish peatlands may be disadvantageous for vertebrates because caterpillars and adult moths are important staple food.

Effects of stopping mowing

For nature managers it is important to know what effects to expect if mowing ceases in rewetted brook valley peatlands. Table C shows the expected effects of stopping mowing in strongly degraded brook valley peatlands in the Netherlands and Flanders. Many effects are still uncertain in the longer term.

Table C: Expected effects of stopping mowing in strongly degraded brook valley peatlands.

Section	2 to 10 years	10 to 50 years	> 50 years
herbaceous plant cover	+	?	?
herbaceous plant height	+	?	?
moss layer cover	-	?	?

light intensity at and just above ground level	-	-?	?
characteristic species mesotrophic small sedge and brown moss vegetation	0	?	?
moss hummock formation	0	?	?
tussock formation	?	?	?
tree and shrub growth	?	?	?
total number of ground beetle species	-	-	-
total number of spider species	0	0	0
specialist species of spiders in peatlands	+	+	+
total number of caddis fly species	?	?	?
total number of macro moth species	0	?	?

Recovery strategy for brook valley fens

Recovery and management of brook valley fens should be seen in relation to the degree of degradation. In undisturbed brook valley fens mowing is not necessary and is even harmful to the microtopography and species diversity. In rewetted, slightly degraded peatlands stopping of mowing is a promising measure that leads to recovery of moss rich vegetation and after several decades also to microtopography recovery. Stopping of mowing is preferable to continuing mowing. The recovery potential of strongly degraded peatlands is more limited than that of slightly degraded systems in which relic populations of characteristic species are still present. The following recommendations apply to substantially degraded brook valley peatlands:

- Substantial rewetting has first priority: dam up all local drainage, make brooks less deep or dam them, less drainage in the infiltration area.
- If rewetting measures quickly lead to stable water levels at ground level, stopping the mowing regime may be considered sooner rather than later.
- If rewetting effects occur gradually, a mowing regime can prevent following of the location due to fluctuating water levels. Once the waterlogged state has become prevalent and the bare soil is covered with vegetation, mowing can be stopped.
- Continuing to mow in the rewetted situation can be a successful transitional measure to create good light conditions. Target species will therefore have greater opportunity to settle in the rewetted brook valley peatlands.
- After ceasing the mowing regime, it is advisable to monitor the development of trees and shrubs and to take out young individuals manually.
- Not all young trees and shrubs have to be removed. The presence of scattered trees and shrubs has a positive effect on the fauna diversity.
- ***Not mowing should be deployed as a continuous long-term measure (> 20 to 30 years) and not as a periodic measure.*** The reason for this is that the initial effects on microtopography formation only begin to manifest themselves after mowing has stopped for 10 or more years. In addition, the invertebrate fauna reacts only after a longer period.

Knowledge gaps

During this study we encountered the following knowledge gaps:

- The long-term development of the structure of the low vegetation, growth of woody species, light conditions, microtopography, invertebrate fauna

as a result of rewetting and in the absence of a mowing regime in strongly degraded brook valley peatlands.

- Little is known about the shade tolerance of moss species of fens.
- In the absence of a mowing regime, the extent to which tree and shrub growth form a threat to open brook valley vegetation is unclear as is the effect of water level fluctuations.
- In strongly degraded brook valley peatlands with Black Alder, it is unclear whether, in the longer term, tree cover will decrease naturally under the influence of increasing rewetting.
- In strongly degraded brook valley peatlands, it is unclear whether a more stable water regime results in a more open herbaceous layer with a light rich regime.
- Autoecological knowledge of invertebrate species is limited. The data set gathered lends itself to further analysis designed to identify patterns of individual species and species characteristics in relation to the environmental factors measured.
- The question is how much afforestation is possible without any loss of typical fauna occurring and where does the pivotal point between 'fen fauna' and 'woodland fauna' lie.
- The relationship between an inundation regime and microtopography on the one hand and the survival of various insect groups on the other, is still largely unknown.
- The degree and manner in which species richness and densities of certain fauna groups such as caddis flies and macro moths are determined by stress factors on a landscape scale.
- The influence of not mowing on the avifauna in brook valleys.

1 Inleiding

1.1 Aanleiding tot het onderzoek

Bij de uitwerking van de instandhoudingdoelen voor Natura 2000 zijn beekdalen onderkend als belangrijke gebieden voor herstel van het habitatype H7140 Overgang- en Trilvenen. In veel beekdalen waren van oudsher veenvormende moerasvegetaties aanwezig. Door ontginning en ontwatering zijn zulke moerassen voor een groot deel verdwenen. Aan herstel van veenvormende moerassen wordt momenteel in diverse beekdalen gewerkt door middel van vernatting. Diverse gebieden vertonen daarbij een snelle, veelbelovende ontwikkeling naar een matig productieve moerasvegetatie. Traditioneel worden deze beekdalgebieden gemaaid en door technische innovaties in het beheer kunnen terreinbeheerders nu met rupsmaaiers zeer natte beekdalgebieden blijven maaien. Echter, het is onduidelijk of onder de verbeterde hydrologische condities maai-beheer nog noodzakelijk dan wel wenselijk is. Immers, in meer intacte grondwatergevoede veenvormende moerassen in gematigde klimaatzone blijken deze vegetaties zichzelf te handhaven in afwezigheid van maai-beheer. Uit paleo-ecologisch onderzoek blijkt ook dat mesotrafente begroeiingen van zeggen en slaapmossen gedurende vele eeuwen tot millennia zonder beheer kunnen voortbestaan onder invloed van grondwatervoeding.

Een bijkomende vraag is in hoeverre maai-beheer nadelig doorwerkt op het ontstaan van microtopografie. In ongestoorde referenties is vaak een uitgesproken structuur van relatief droge bulten en zeer natte slenken aanwezig. Deze microstructuur draagt in sterke mate bij aan de diversiteit van plantensoorten en fauna (zie tekstkader Microtopografie). Wel maaien nivelleert en belemmert waarschijnlijk de ontwikkeling van microstructuren en beperkt het voorkomen van fauna door het platrijden van de bodem en afvoeren van de bovengrondse biomassa. Daar staat tegenover dat bij niet-maaien geen afvoer meer op van nutriënten optreedt via verwijdering van het maaisel. Door het ontstaan van een hoge, dichte kruidlaag en ophoping van strooisel kunnen de lichtcondities voor lage soorten verslechteren. Tevens kan bos- en struweelvorming optreden en ontbreekt dispersie van plantensoorten door maaimachines. Veel herstellocaties hebben nog een hoge nutriëntenbeschikbaarheid en hebben daardoor een hoge bedekking van de kruidlaag die licht-beperkend kan zijn voor de moslaag (Aggenbach et al., 2011). Maaien zou de bedekking van de kruidlaag kunnen verminderen en daarmee meer mogelijkheid kunnen bieden voor mossen, lage vaatplanten en fauna die gebonden is aan een opener vegetatiestructuur. Niet maaien van herstellocaties kan daarom het voorkomen van veenvormende zeggenbegroeiingen en het voorkomen van karakteristieke flora en fauna ook negatief beïnvloeden. Er is daarom grote behoefte aan kennis over de effecten van vegetatiebeheer in beekdalen met moerasvorming op karakteristieke biota in relatie tot de ontwikkeling van microstructuren. Deze behoefte is ook geformuleerd in het preadvies beekdallandschap (Aggenbach et al. 2009) met de kennisvragen "*Wat is de betekenis van het microreliëf (bultjes, bult/ slenk-*

patronen, poelen) op het voorkomen van diersoorten?” en “Welk beheer is geschikt voor behoud en herstel van de moslaag, microstructuur (bultjes, bult/ slenkpatronen, poelen) en karakteristieke flora en fauna in veenvormende zeggenbegroeiingen?”.

Inzicht in welke ongewervelde fauna kenmerkend is voor veenvormende kleine zeggenmoerassen is gering. Door het eeuwenlange gebruik van beekdalvenen als hooilanden zijn in Nederland geen ongestoorde beekdalvenen aanwezig. Hierdoor ontbreekt een referentie van de fauna in mesotrafente beekdalmoerassen. Daarnaast is weinig onderzoek verricht aan semi-terrestrische ongewervelde fauna in zulke gebieden. In de eerder uitgevoerde pilotstudie in beekdalvenen (Aggenbach et al. 2011) is weliswaar gekeken naar de biodiversiteit van zulke fauna in gedegradeerde en recent vernatte beekdalvenen, maar niet in ongestoorde venen die nooit zijn ontwaterd.

Gezien het bovenstaande heeft dit onderzoek als doel om in beekdalvenen inzicht te verwerven in de volgende zaken:

1. De invloed van de afwezigheid van maaibeheer in gedegradeerde beekdalvenen op de vegetatiestructuur, microtopografie en biodiversiteit.
2. Een referentie van de vegetatiestructuur, microtopografie en biodiversiteit in (nagenoeg) ongestoorde beekdalvenen.
3. Omgevingsfactoren die van invloed zijn op de soortensamenstelling van ongewervelde fauna.

Het beschrijven van de toestand in ongestoorde beekdalvenen is nodig om de invloed van maaibeheer en het stoppen van dit beheer goed te kunnen beoordelen.

1.2 Vraagstelling

Dit heeft de volgende vraagstelling:

1. Welke microtopografie en fauna komen voor in ongestoorde grondwatergevoede kleine zeggenmoerassen?
2. Wat zijn de effecten van het stoppen van maaien zijn op de ontwikkeling van de structuur (vegetatie en microtopografie) en biodiversiteit en zijn die gunstig t.o.v. kleine zeggenmoerassen met maaibeheer?
3. Welke omgevingsfactoren zijn van invloed op de soortensamenstelling van ongewervelde fauna in grondwatergevoede kleine zeggenmoerassen?

Microtopografie in laagveenmoerassen

In laagveenmoerassen komen vaak microstructuren voor. In ongestoorde venen betreft dat vaak bult/ slenk-structuren waarin mossen deze structuren vormen. In venen die vroeger door de mens gebruikt zijn en vervolgens niet meer worden beheerd, betreft het vaak pol/ slenk-structuren. Grote en middelgrote zeggen vormen dan vaak pollen. Deze polvorming wordt waarschijnlijk gestimuleerd door de afwezigheid van maaiactiviteiten. Microtopografie is in laagveenmoerassen weinig onderzocht. Dat geldt zowel voor de beschrijving van dimensies en schaal, de processen die voor vorming van microtopografie zorgen en de invloed daarvan op de abiotiek en biotiek.

Microstructuren zijn in laagveenmoerassen van belang om een aantal redenen. Ten eerst zorgen ze op microschaal voor een aanzienlijke variatie in waterstand, temperatuur, redoxtoestand en zuurgraad. Net als in hoogvenen hebben ongestoorde grondwatergevoede venen in de bult/ slenk-structuren een duidelijke micro-zonatie van plantensoorten. Basenminnende soorten die bestand zijn tegen zeer natte omstandigheden in de slenken (bv schorpioenmosses, sikkelmosses, Schubzegge, Slijkzegge) en zuurminnende soorten van drogere standplaatsen in de bulten (onder andere Kleine veenbes, diverse bijzondere veenmoossoorten en korstmossen). Voor de kleine fauna zijn deze structuren vermoedelijk ook belangrijk. Bulten bieden een stabiel, relatief droog microbiotoop voor ongewervelde (bv mieren en loopkevers). Ze bieden ook een refugium voor inundatiegevoelige soorten bij hoge waterstanden (bv mieren en rupsen). In venen zonder microstructuur zouden inundatiegevoelige soorten in natte perioden verdrinken. De slenken bieden juist weer biotoop voor (semi-)aquatische soorten die daar ook hun aquatische levensfase kunnen volbrengen. Bulten en pollen kunnen ook zorgen voor een microklimaat waarvan soorten afhankelijk zijn (bv zuidkant van hoge bulten met donkerrode veenmosses die sterk opwarmen). De kleinschalige variatie in milieuomstandigheden kan ook op korte afstand een ruimtelijke schakering bieden voor soorten die meerdere zeer specifieke relaties hebben met andere soorten. In ijzerrijke venen (die in Nederlandse beekdalen veel voorkwamen) zouden bulten een micromilieu kunnen vormen voor plantensoorten die gevoelig zijn voor hoge ijzergehalten in het bodemvocht. In ijzerrijke venen zonder of met weinig microstructuur beperkt ijzertoxiciteit in sterke mate het voorkomen van kenmerkende en veenvormende soorten (Aggenbach et al., 2013). In bulten die meer geaereerd worden zou het porievocht een lager gehalte aan toxisch tweewaardig ijzer kunnen hebben. Gezien het bovenstaande kunnen bult/ slenk-structuren in mesotrofe laagveenmoerassen een sterke bijdrage leveren aan de hoge biodiversiteit van deze moerassen.

Daarnaast zouden bult/ slenk-structuren net als in hoogvenen invloed kunnen hebben op de waterhuishouding van veensystemen. In natte perioden kan het netwerk van slenken water over het maaiveld afvoeren dat in minder natte perioden door de bovenste, goed-doorlatende veenlaag wordt afgevoerd. Het aandeel van bulten kan dan een regulerende werking hebben op de afvoercapaciteit over het maaiveld. Naast de effecten op microschaal kunnen microstructuren dus ook nog een effect op systeemschaal hebben.

Gezien het veronderstelde grote belang van bult/ slenkstructuren is daarom ook de vraag hoe de vorming van zulke structuren met het juiste beheer kan worden gefaciliteerd. Het herstel van bult/ slenk-structuren is samen met het abiotische herstel en voldoende dispersie van soorten een belangrijke sleutelfactor in herstel van veenvormende zeggenmoerassen. Over de herstelbaarheid van bult/ slenk-structuren in grondwatergevoede venen is op dit moment in het geheel geen kennis voorhanden. Ook is onduidelijk of te ontwikkelen pol/ slenk-structuren in venen waar hooilandbeheer is beëindigd, soortgelijke functies als die in natuurlijke bult/ slenk-structuren kunnen gaan vervullen.

2 Onderzoeksaanpak

2.1 Hoofdlijn

Het onderzoek bestaat uit twee onderdelen.

Het eerste onderdeel betreft een **literatuurstudie** naar het voorkomen van kleine fauna in mesotrafente laagveenmoerassen. De studie moet duidelijk maken welke fauna kenmerkend is voor ongestoorde mesotrofe laagveenmoerassen en welke ecologische relaties van belang zijn voor het voorkomen van de fauna. Allereerst is informatie gehaald uit toegankelijke literatuur als boeken en wetenschappelijke artikelen over fauna in moerassen van gematigde klimaatzone in het noordelijk halfrond. Dit betrof literatuur uit Noordwest- en Midden-Europa en Noord-Amerika. Daarnaast is met behulp van een meta-analyse kennis gedestilleerd uit Midden-Europese literatuur (lokale tijdschriften, boeken, grijze literatuur).

Het tweede onderdeel is een **vergelijkend locatieonderzoek** die gedurende korte tot lange tijd niet meer gemaaid zijn (chrono-sequence). Hiervoor zijn onderzoekslocaties geselecteerd in Nederland, Vlaanderen, het oostelijk deel van Duitsland en Polen. De onderzoekslocaties worden gevoed door grondwater en de vegetatie behoort tot de klasse van de Kleine zeggen (Parvocaricetea). In deze reeks zitten ook referentievenen in Polen die nog nooit zijn ontwaterd en gemaaid. Er zijn ook locaties onderzocht van een beheerexperiment in het veld dat in 2009 in het Drentse Aa gebied is gestart. In dit veldexperiment is in een drietal sterk vernatte beekdallocalaties in de Drentse Aa het maaibeheer ten tijde van het uitvoeren van dit onderzoek (2011) enkele jaren geleden gestaakt. Op elke van deze locaties is een stuk dat niet gemaaid (behandeling) wordt en een stuk waar het jaarlijkse maaibeheer wordt voortgezet (blanco). Zowel de behandeling als de blanco zijn enkele hectaren groot. Met dit onderzoek is situatie in 2011 vastgelegd waarin de ongemaaide delen 5 jaar niet meer waren gemaaid.

De toestand van beekdalvenen wordt niet alleen direct beïnvloed door de historie van het maaibeheer maar ook door de historie van ontwatering en de daardoor veroorzaakte degradatie van de veenbodem. Ontwatering leidt namelijk tot decompositie en mineralisatie van de bovenste veenlaag en daarmee tot een andere biogeochemie. De opgetreden degradatie van de bodem heeft daardoor ook een sterke doorwerking op de actuele en toekomstige vegetatie en fauna. Omdat maaibeheer vaak samengaat met (lichte) ontwatering is het nodig om niet alleen te kijken naar de invloed van de duur van niet-maaien maar ook naar de invloed van degradatie. Voor zo ver dat kan dient de invloed van beheer te worden gescheiden van de invloed van degradatie.

Op alle locaties zijn vegetatiestructuur, microtopografie, en de soortensamenstelling van een aantal ongewervelde faunagroepen eenmalig vastgelegd. In de analyse is op basis van alle locaties een relatie gelegd tussen enerzijds de mate van degradatie en de duur dat deze locaties niet zijn gemaaid (variërend van nooit - decennia - recent) en anderzijds

vegetatiestructuur, microtopografie en faunadiversiteit. De locaties van het beheerexperiment in de Drentse Aa zijn tevens apart geanalyseerd door vergelijking van de behandeling met de blanco's. Patronen in de fauna zijn gekoppeld aan informatie over de ecologie van soorten uit de literatuur.

2.2 Toelichting onderdeel 1: literatuuronderzoek

Omdat in Nederland nauwelijks beschrijvingen voorhanden zijn van de ongewervelde fauna in goed ontwikkelde beekdalvenen richten we ons op zowel algemene wetenschappelijke literatuur van het noordelijke halfrond als lokale literatuur in Midden-Europa. Wegens een langdurige traditie van inventariserend onderzoek in Midden-Europa is veel van zulke literatuur beschikbaar. Gezien de taalbarrière hebben we bij de selectie van literatuur uit Midden-Europa er voor gekozen om literatuur uit één land, Polen, te laten analyseren door Poolse onderzoekers. De gegevens uit de Poolse literatuur zijn opgeslagen in een database en geïnterpreteerd op de relatie met vegetatietype, degradatiegraad, beheer en inundatie. Welke soortgroepen van de zeer omvangrijke ongewervelde fauna zijn geanalyseerd, hebben we laten afhangen van de beschikbare gegevens (zie paragraaf 2.3). De selectie van de te analyseren soortgroepen heeft plaatsgevonden op basis de beschikbaarheid, kwaliteit en toegankelijkheid van de publicaties.

De aanpak van het literatuuronderzoek wordt nader toegelicht in paragraaf 3.2.

2.3 Onderdeel 2: vergelijkend locatieonderzoek

2.3.1 Selectie locaties

Voor het vergelijkende locatieonderzoek zijn locaties geselecteerd die verschillen in beheerhistorie en degradatiegraad. Deze selectie bevat ook van een drietal vernatte beekdaltrajecten van de Drentse Aa (beheerexperiment Staatsbosbeheer) zowel één locatie met maaibeheer (blanco) als één locatie die 5 jaar niet was gemaaid (behandeling).

De belangrijkste beheerfactor in beekdalvenen is de periode dat er geen beheer (meestal hooilandbeheer) heeft plaatsgevonden. De volgende categorieën voor het maaibeheer zijn daarom onderscheiden:

- actueel maaibeheer = minstens het jaar vooraf aan de bemonstering gemaaid en meestal jaarlijks gemaaid;
- 2-10 jaar niet gemaaid;
- 10-50 jaar niet gemaaid;
- > 50 jaar niet gemaaid en nooit gemaaid.

Voor de degradatiegraad is onderscheid gemaakt in een drietal klassen op basis van bodemkenmerken:

- ongestoord/ niet gedegradeerd: het veenprofiel is tot bovenin niet of niet sterk gehumificeerd ($H < 8$) en de toplaag heeft dezelfde humificatiegraad als het dieper gelegen veen;
- zwak gedegradeerd: de toplaag is niet zeer sterk gehumificeerd ($H < 9$), maar heeft wel een hogere humificatiegraad dan het dieper gelegen veen;
- sterk gedegradeerd: er is een dikke (> 20 cm), zeer sterk gehumificeerde ($H 9-10$) toplaag van oud veen aanwezig.

De volgende criteria zijn gebruikt voor de keuze onderzoekslocaties:

- variatie in beheerhistorie door selectie van locaties die variëren in duur van niet-maaien (range actueel maai-beheer tot nooit gemaaid);
- voeding met grondwater;
- geen of nauwelijks invloed van overstroming met beek- of rivierwater;
- begroeiing van kleine zeggen en/of Holpijp; op gemaaide locaties is aanwezigheid van hooilandsoorten toegestaan omdat zulke locaties licht gedraineerd kunnen zijn;
- de locatie heeft een grootte van minstens 500 m²; bij voorkeur >0,5 ha;
- zoveel mogelijk, een verdeling van de beheerclassen over zwak en sterk gedegradeerde venen.
- indien mogelijk, een verdeling van de locaties over ijzerrijke en ijzerarme venen.

Vanwege de omvang van het projectbudget en het feit dat ook buitenlandse locaties nodig waren, zijn de locaties geconcentreerd in een beperkt aantal regio's. Dit betreft de Drentse Aa in Nederland (locaties DA.), de Zwarte Beek vallei in Vlaanderen (locaties ZB.), het Peenetal in het oosten van Duitsland (locaties PT.), Kasjoebië (Kaszuby) in Midden-Noord Polen (locaties LB.) en de Biebrza+Rospuda in Noordoost-Polen (locaties RP en BZ.). Er zijn 22 locaties geselecteerd. *Tabel 1* geeft een overzicht van de geselecteerde locaties. In Bijlage 2 is informatie te raadplegen over de historie van het beheer en de waterhuishouding.

In de Nederlandse beekdalen zijn alleen locaties te vinden die nog wel gemaaid worden of waar slechts kort geleden (<10 jaar) het maai-beheer is beëindigd. Door ook Vlaamse locaties te betrekken in het onderzoek was het mogelijk om locaties te selecteren die al meerdere decennia niet gemaaid worden. De range tussen actueel maaien en tot 10 jaar niet meer maaien is hier ook te vinden. In Polen en het oostelijk deel van Duitsland zijn locaties geselecteerd die nog langer of zelfs nooit beheerd zijn geweest. Hier zijn ook locaties geselecteerd die vrij recent of nog steeds beheerd worden. Sterk gedegradeerde locaties zijn geselecteerd in Nederland, Vlaanderen en Oost-Duitsland. Zwak gedegradeerde locaties zijn gevonden in Oost-Duitsland en Polen. Ongestoorde locaties waren alleen te vinden in Polen.

In Tabel 2 is de relatie tussen de beheerklasse en de klasse voor degradatiegraad weergegeven. Er blijkt een zwak verband te bestaan tussen de beheerklasse en degradatieklasse. Sterk gedegradeerde venen hebben vaak nu nog maai-beheer of daar is het maai-beheer kortgeleden gestopt. Ongestoorde venen zijn nooit of werden alleen lang geleden gemaaid. Bij de zwak gedegradeerde venen komt echter een brede range van beheerclassen voor. De onderscheiden beheerclassen zijn dus deels afhankelijk van de mate van degradatie, maar voor de zwak gedegradeerde venen geldt dat niet. Bij de interpretatie van de meetgegevens moet met deze patronen dus rekening worden gehouden.

Uit de uitgevoerde OBN-pilotstudie blijkt dat de organische-stofhuishouding (afbraak/ veenvorming), nutriëntenhuishouding en vegetatie grote verschillen vertoont tussen ijzerarme en ijzerrijke venen (Aggenbach et al., 2011). Al hoewel we niet weten hoe zulke verschillen doorwerken in de faunadiversiteit, is ook zo veel mogelijk gestreefd naar evenwichtige verdeling van de tijdreeksen over ijzerarme en ijzerrijke venen. Dit was slechts in beperkte mate haalbaar omdat alle geselecteerde nooit gemaaide venen ijzerarm tot matig ijzerrijk zijn.

Tabel 1: Onderzoekslocaties voor het onderzoek aan vegetatie, microtopografie en fauna. Klasse degradatiegraad: D0 = ongestoord, D+ is zwak gedegradieerd, D++=sterk gedegradieerd. Klassen ijzerrijkdom: + = ijzerrijk, -= ijzerarm.

Table 1: Research locations for studying vegetation, microtopography and fauna. Degradation degree classification: D0 = undisturbed, D+ = slightly degraded, D++ = strongly degraded. Iron richness classification: + = iron-rich, - = iron-poor.

Locatie code	Regio	Gebied	Breedte-graad	Lengte-graad	Jaren sinds laatste beheer	Groote moeras-gebied (ha)	Degradatie-grad	IJzerrijkdom toplaag
ZB1	VL	Zwarte Beek	N51 04 48.9	E5 17 10.5	0	337	D++	+
ZB4	VL	Zwarte Beek	N51 04 40.9	E5 16 49.2	>40	337	D++	+
ZB5	VL	Zwarte Beek	N51 05 24.3	E5 18 47.0	2-5	337	D++	+
ZB6	VL	Zwarte Beek	N51 05 25.3	E5 18 58.1	0	337	D++	+
ZB7	VL	Zwarte Beek	N51 05 38.5	E5 20 20.0	4-5	337	D++	+
DA1+	NL	Drentse Aa: Hoge maden	N53 00 55.5	E6 37 42.7	0	105	D++	+
DA1-	NL	Drentse Aa: Hoge maden	N53 01 09.8	E6 37 51.6	5	105	D++	+
DA2+	NL	Drentse Aa: Postweg	N53 01 14.2	E6 40 04.2	0	180	D++	+
DA2-	NL	Drentse Aa: Postweg	N53 01 20.4	E6 40 04.8	5	180	D++	+
DA3+	NL	Drentse Aa: Oudemolen	N53 03 09.6	E6 39 07.2	0	28	D++	+
DA3-	NL	Drentse Aa: Oudemolen	N53 03 17.7	E6 39 12.8	5	28	D++	+
RP	O-PL	Rospuda	N53 54 15.0	E22 57 13.6	nooit of 40-50 j geleden gehooit	492	D0	-
BZ1	O-PL	Biebrzra	N53 18 21.3	E22 33 10.9	10-15	2720	D+	-
BZ2	O-PL	Biebrzra	N53 18 08.9	E22 32 47.2	0	2720	D+	-
BZ3	O-PL	Biebrzra	N53 42 49.3	E23 21 18.4	20-25	2241	D0	-
BZ4	O-PL	Biebrzra	N53 43 01.8	E23 21 15.7	25-35	2241	D0	-
LB1	W-PL	Luboń	N54 01 19.8	E17 29 49.3	nooit beheerd	11	D0	-
LB2	W-PL	Luboń	N54 01 24.5	E17 33 37.3	10-15	2	D+	-
PT1	O-DL	Peenetal	N53 55 24.0	E13 26 05.9	0	783	D+	-
PT2	O-DL	Peenetal	N53 54 57.6	E13 23 19.5	>25	783	D+	-
PT3	O-DL	Peenetal	N53 52 43.1	E13 43 16.1	2-5	1502	D++	-
PT4	O-DL	Peenetal	N53 52 24.0	E13 43 31.5	80-100	1502	D+	-

Tabel 2: De relatie tussen beheerklasse (duur van niet-maaien) en degradatiegraad van de bodem voor de onderzoekslocaties. Zie Tabel 1 voor de betekenis van de locatiecodes.

Table 2: The relationship between management classes (number of years since last mown) and degradation degree of the soil at the research locations. See Tabel 1 for the meaning of the location codes.

Maaibeheer	Degradatiegraad		
	sterk gedegradieerd (D++)	zwak gedegradieerd (D+)	ongestoord (D0)
actueel gemaaid	ZB1, ZB6, DA1+, DA2+, DA3+	BZ1, PT1	
1-10 j niet gemaaid	ZB5, ZB7, DA1-, DA2-, DA3-, PT3		
10-50 j niet gemaaid	ZB4	BZ1, LB2, PT2	BZ3, BZ4
> 50 j niet gemaaid		PT4	RP, LB1

2.3.2 Keuze van faunagroepen voor het veldonderzoek

Er is gekozen om die taxonomische groepen te bemonsteren die een indruk geven van zowel de terrestrische fauna als de vliegende fauna. De volgende groepen zijn onderzocht:

- Loopkevers (terrestrische fauna);
- Spinnen (terrestrische fauna);
- Macronachtvlinders (vliegende fauna);
- Kokerjuffers (vliegende fauna).

Loopkevers en spinnen zijn bemonsterd met potvallen. Macronachtvlinders en kokerjuffers zijn gevangen met kleine lichtvallen, zogenaamde Heath-traps.

Motivatie keuze soortgroepen

Loopkevers en spinnen kunnen in laagveenmoerassen als anthropode toppredatoren worden beschouwd. Een groot aantal studies laat zien dat loopkevers geschikte bio-indicatoren zijn voor het vaststellen van de mate van degradatie van een systeem, de invloed van stressoren en de effecten van beheersmaatregelen (Rainio & Niemelä 2003). Andere voordelen van deze diergroep zijn dat veel soorten in relatief grote aantallen verzameld kunnen worden met potvallen, de ecologie van veel soorten goed bekend is en de groep qua determinatie-inspanning relatief weinig moeilijkheden oplevert. Onderzoek aan spinnen was bij aanvang van deze studie niet gepland, maar deze faunagroep is wegens grote vangsten in de potvallen ook gedetermineerd. Bovendien was een eerste indruk van de bemonstering dat spinnen een belangrijker aandeel dan loopkevers hebben in de terrestrische fauna van weinig en ongestoorde venen.

Van macronachtvlinders is relatief veel bekend. Landelijke trends, zeldzaamheid en ecologie is van de meeste soorten goed te achterhalen en levert een goed beeld op van de ecologische waarde van de bemonsterde gebieden. Ook worden met de lichtvallen voldoende aantallen insecten gevangen. De determinatie van de macronachtvlinders is relatief eenvoudig en vrijwel altijd mogelijk tot op soortsniveau. Niet alle soorten nachtvlinders

komen even goed op licht af, maar het aantal soorten dat dit wel doet is vele malen groter dan de soorten die eventueel worden gemist.

Gepland was om de lichtvallen ook te gebruiken voor vliegende adulte stadia van de aquatische fauna, waarbij als meest belovende opties dansmuggen (Chironomiden) en/ of kokerjuffers in aanmerking kwamen. Beide soortgroepen zijn sterke indicatorgroepen voor de kwaliteit van (semi-)aquatische milieus. De groepen zijn relatief goed als adult te determineren, maar kokerjuffers zijn qua determinatie toegankelijker door een geringer aantal soorten. Bij kokerjuffers bestaat echter de kans dat een laag aantal moerasspecifieke soorten gevangen wordt, waardoor de ecologische informatie die de groep over het laagveenmoeras oplevert, klein is. Chironomiden zijn in moerassen zeer soortenrijke groep, waardoor de kans groot is dat een breed scala aan soorten verzameld kan worden. De voorkeur ging dan ook uit naar Chironomiden als te analyseren groep. De uiteindelijke keuze van de uit te werken groep is gemaakt op basis van het vangresultaat. De gevangen Chironomiden bleken sterk beschadigd te zijn (vermoedelijk door bewegende nachtvlinders in de vallen), waardoor een goede determinatie niet mogelijk was. Omdat redelijke aantallen kokerjuffers zijn gevangen, is er voor gekozen deze groep uit te werken.

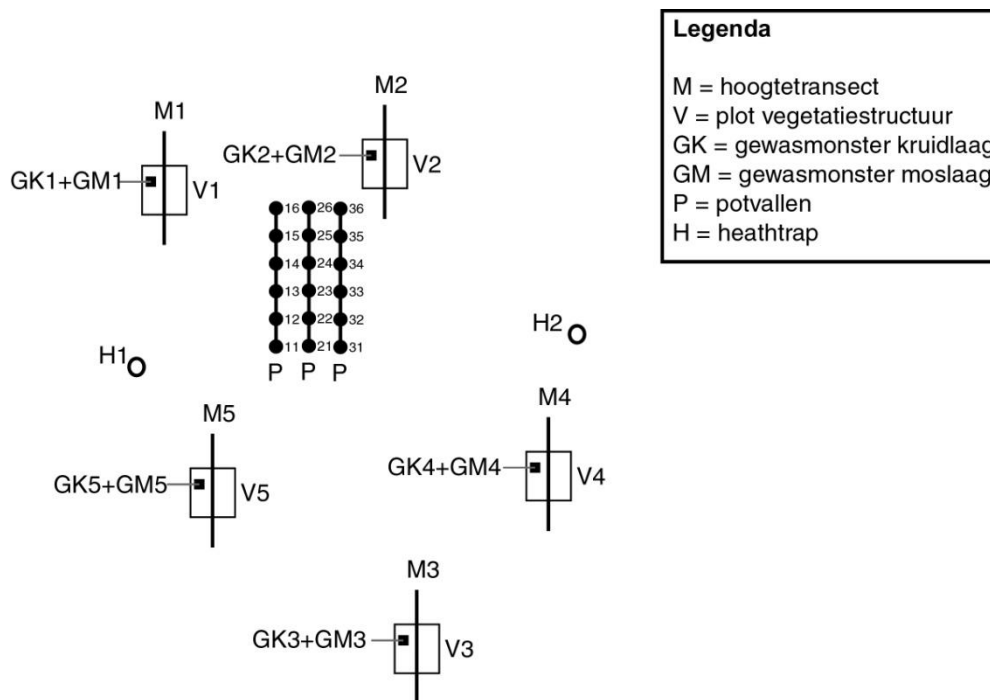
2.3.3 Metingen en bemonstering

Op de locaties zijn de volgende zaken op gemeten:

- de soortensamenstelling vaatplanten en mossen in een plot van ca. 1 ha;
- de vegetatiestructuur in een plot van ca. 1 ha;
- de microtopografie in 5 transecten van 10 m;
- de vegetatiestructuur in plots van 5x5m; deze plots vallen samen met de transecten voor microtopografie;
- het lichtprofiel in de bovengrondse vegetatie in de plots van 5x5 m;
- de biomassa van de levende mossen, de bovengrondse biomassa van de kruidlaag en de hoeveelheid strooisel in de plots van 5x5 m;
- bemonstering van nachtvlinders en kokerjuffers met lichtvallen op 2 of 3 sublocaties;
- bemonstering van loopkevers en spinnen in bekervallen in 3 parallelle transecten van 6 potvallen.

Figuur 1 geeft schematisch de ruimtelijke opzet van het onderzoek op de locaties weer.

In paragraaf 2.4 zijn de methoden nader toegelicht. Het aantal vangnachten voor vlinders en kokerjuffers verschilt per locatie. De Drentse Aa locaties zijn tienmaal bemonsterd omdat hier ook het beheerexperiment met niet maaien loopt. De locaties in Zwarte Beek zijn viermaal bemonsterd. De overige locaties in Oost-Duitsland en Polen zijn wegens de reisafstand één- of tweemaal bemonsterd.



Figuur 1: Schematische weergave van de meetopzet op de onderzoekslocaties. De weergegeven opname en bemonsteringslocaties bevinden zich min of meer in het centrum van het 1 hectareplot.

Figure 1: Schematic view of the measurement setup at the research locations. The sites for data observation and sampling shown are located more or less in the centre of the 1 ha plot.

Uitwerken data

Faunamonsters zijn in het laboratorium uitgezocht en gedetermineerd en de gegevens zijn verwerkt in tabellen en figuren, beschreven en geïnterpreteerd. De wijze waarop data zijn verwerkt en geïnterpreteerd wordt toegelicht bij de bespreking van de resultaten (hoofdstuk 3, 4 en 5). In paragraaf 5.1 wordt apart een uitleg gegeven op de multivariate analyses die zijn uitgevoerd op de datasets van loopkevers, spinnen, kokerjuffers en nachtvlinders.

2.3.4 Methode metingen en bemonstering

Soortensamenstelling planten in de plots

De soortensamenstelling is beschreven in plots van ca. 1 ha die representatief zijn voor de vegetatie van de onderzoekslocatie. De soortensamenstelling van vaatplanten en mossen is opgenomen met de Tansley-schaal.

Vegetatiestructuur in de 1 ha plots

Ten behoeve van de het beschrijven van omgevingsfactoren die voor kleine fauna van belang kan zijn is op schaal van ca. 1 ha de vegetatiestructuur beschreven. Hiermee worden kenmerken van de vegetatie op mesoschaal vastgelegd. Daarbij zijn opgenomen:

- de bedekking van korte vegetatie (= vegetatie zonder bomen en struiken)
- de bedekking van struiken
- de bedekking van bomen
- de maximale hoogte van bomen
- de gemiddelde hoogte van bomen
- de maximale hoogte van struiken
- de gemiddelde hoogte van struiken

Microtopografie in 10 m transecten

Op elke locatie is in vijf transecten van 10 m de microtopografie gemeten met een pinframe. Deze transecten liggen over de 5x5 m plots heen. 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 1 cm (zie *Foto 1*). In geval van veenvegetatie is de bovenkant van het maaiveld de bovenkant van de veenbodem (indien kaal) of de bovenkant van de moslaag. In Bijlage 3 staan de grafieken van de maaiveldhoogte.



Foto 1: Het pinframe van 5 m lengte waarmee de microtopografie in de transecten van 10 meter is gemeten.

Photo 1: The 5 m pin frame used to measure the microtopography in the transects of 10 m.

Lichtprofielen in 5x5 m plots

In elk van de 5x5 m plots is met een lichtmeter het lichtprofiel in de vegetatie doorgemeten. Wanneer een uitgesproken microtopografie aanwezig was, is in elke plot een lichtprofiel in een slenk en in een bult of pol gemeten. De lichtmeter bestaat uit een referentielichtcel en meetcel in de vorm van een staaf. De referentielichtcel is gemonteerd op een statief en meet de intensiteit van het inkomende licht boven de vegetatie. Deze meting vindt gelijktijdig plaats met de meting in de staaf. Met een staaf van 1 m lengte die horizontaal wordt gehouden, 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 worden gebruikt om de meting met de staaf te kunnen om te rekenen naar het percentage van het invallende licht. De bovenste lichtmeting wordt gebruikt om de lichtmeting van de staaf te corrigeren op 100 % van de referentielichtcel. De metingen op de lagere niveaus worden hieraan gerelateerd. Dit geeft voor elke hoogte de relatieve lichtintensiteit (RLI). De staaf heeft 8 lichtcellen. Daarvan is voor elke hoogte het gemiddelde en de standaarddeviatie van de RLI berekend. Op drie onderzoekslocaties (ZB4, ZB7 en DA2-) zijn wegens gebrekkige lichtinval (donker weer; aanwezigheid bomen) geen lichtprofielen gemeten.



Foto 2: Metingen van een lichtprofiel.

Photo 2: Taking light profile measurements.

Vegetatiestructuur in 5x5 m plots

Per onderzoekslocatie zijn 5 plots van 5x5 meter de vegetatiestructuur opgenomen met een schatting van de totale bedekking, de bedekking van de kruidlaag, moslaag, struiklaag en strooisellaag. Tevens zijn de volgende vegetatiehoogten gemeten: de hoogte van de lage kruidlaag, de hoogte van de hoge kruidlaag, de maximale hoogte van de kruidlaag, de gemiddelde hoogte van de struiklaag en de maximale hoogte van de struiklaag.

Bovengrondse biomassa in 5x5 m plots

In elk van de 5x5 m plots is de bovengrondse biomassa van de kruidlaag, het levende deel van de moslaag en het strooisel apart bemonsterd (elk één monster). Wanneer een uitgesproken microtopografie aanwezig was, zijn in monsters genomen in zowel een slenk als een bult of pol van de plot. Strooisel is bemonsterd door dit met een kleine hark van de bodem te

verzamelen. De kruidlaag en strooisel zijn bemonsterd in een oppervlakte van 0.50x0.50 m², mossen zijn bemonsterd in een oppervlakte van 0.25x0.25 m². De monsters zijn snel gedroogd. In het lab zijn drooggewichten bepaald na drogen bij 60°C. Bij de analyse van de relatie van omgevingsfactoren en faunasoortensamenstelling zijn in geval van een uitgesproken microtopografie de waarden van de biomassamonsters van de slenk en bult/pol gemiddeld.

Bemonstering nachtvlinders en kokerjuffers met Heath-traps

De nachtvlinders en kokerjuffers zijn in 2011 gevangen met zogenaamde Heath-traps (*Foto 3*). Een Heath-trap is klein kastje met een elektrische UV-lamp (type F6T5-BL, 6 Watt) aangesloten op een 12V batterij. Er wordt verondersteld dat deze vallen op een betrekkelijk korte afstand vliegende insecten aantrekken. Truxa en Fiedler (2012) bereikten 95% terugvangst van gemerkte nachtvlinders met behulp van een twee 15W UV-lampen binnen een straal van 50 meter. Eenmaal gevangen is het moeilijk weer uit de val te kunnen ontsnappen en worden de beesten bedwelmd door aceton. De vallen werden in de schemering geplaatst, om de volgende ochtend weer opgehaald te worden. Op de locaties in Drentse Aa (DA..) zijn tienmaal bemonsterd in de periode 26 mei tot en met 25 september 2012 en de Zwarte Beek (ZB..) viermaal in de periode 16 juni tot en met 2 augustus 2012. Zowel in Drentse Aa als Zwarte Beek zijn de locaties op dezelfde nachten bemonsterd (*Tabel 3*). Hierdoor wordt een eventuele weersinvloed op de nachtvlinderaantallen beperkt. De locaties in Duitsland en Polen zijn niet op dezelfde nachten bemonsterd wegens logistieke redenen. Hier is wel voornamelijk alleen gevangen wanneer de weersomstandigheden optimaal waren, met avondtemperaturen van minimaal 16°C. Op één avond, toen de locatie LB1 (Lubon) werd bemonsterd, was het kouder waardoor het aantal soorten beduidend lager uitkwam. Deze locatie is echter nog een tweede keer bemonsterd, zodat de eerste vangst niet gebruikt hoeft te worden. De gevangen vlinders en kokerjuffers werden gedood met acetondamp en van elkaar gescheiden. Nachtvlinders werden droog bewaard en de kokerjuffers zijn geconserveerd in alcohol.



Foto 3: Heath-traps waarmee nachtvlinders, muggen en kokerjuffers zijn gevangen.

Photo 3: Heath trap used to catch moths, mosquitoes and caddis flies.

Verwerking Heath-trap vangsten

Determinatie van de macronachtvlinders is uitgevoerd door De Vlinderstichting met behulp van Waring et al. (2006) en additionele determinatiewerken voor enkele soorten die in Duitsland en Polen zijn gevonden. De micronachtvlinders zijn niet in het onderzoek meegenomen. Vlinders die wegens beschadiging niet gedetermineerd konden worden, maken minder dan 5% uit van het totaal. Er was geen duidelijk verschil in fractie ongedetermineerde vlinders tussen de gebieden. Kokerjuffers werden gedetermineerd door Alterra met o.a. Macan (1973) en Malicky (2004).

Tabel 3: Overzicht van de vangnachten van nachtvlinders en kokerjuffers met Heath-traps. De velden met de nummers betreffen vangnachten. De cijfers geven de codes van de Heath-traps aan.

Table 3: Overview of the dates when Heath traps were used to catch moths and caddis flies. The cells with numbers represent the catchment nights. The numbers indicate the Heath trap codes.

	26-5-2011	4-6-2011	16-6-2011	16-6-2011	18-6-2011	21-6-2011	22-6-2011	23-6-2011	28-6-2011	29-6-2011	1-7-2011	6-7-2011	7-7-2011	10-7-2011	12-7-2011	2-8-2011	16-8-2011	5-8-2011	28-8-2011	4-9-2011	25-9-2011	
BZ1								1,2														
BZ2								1,2														
BZ3									1,2		1,2,3											
BZ3									1,2		1,2,3											
BZ4									1,2													
DA1+	1,2	1,2					1,2						1,2				1,2	1,2	1,2	1,2	1,2	1,2
DA1-	1,2	1,2					1,2						1,2				1,2	1,2	1,2	1,2	1,2	1,2
DA2-	1,2	1,2					1,2						1,2				1,2	1,2	1,2	1,2	1,2	1,2
DA2+	1,2	1,2					1,2						1,2				1,2	1,2	1,2	1,2	1,2	1,2
DA3-	1,2	1,2					1,2						1,2				1,2	1,2	1,2	1,2	1,2	1,2
DA3+	1,2	1,2					1,2						1,2				1,2	1,2	1,2	1,2	1,2	1,2
LB1						1,2,3,4						1,2										
LB2												1,2,3										
PT1					1,2																	
PT2					1,2																	
PT3														1,2								
PT4														1,2								
RP									1,2,3,4													
ZB1			1,2	1,2				1,2							1,2	1,2						
ZB4			1,2	1,2				1,2							1,2	1,2						
ZB5			1,2	1,2				1,2							1,2	1,2						
ZB6			1,2	1,2				1,2							1,2	1,2						
ZB7			1,2	1,2				1,2							1,2	1,2						

Bemonstering loopkevers en spinnen met potvallen

Loopkevers en spinnen zijn per locatie gevangen in drie raaien van 6 potvallen. De afstand tussen de potvallen in de raaien bedroeg 5 m en de raaien lagen parallel met een onderlinge afstand van 5 m. De potvallen hadden een diameter van 8,5 cm en een diepte van 10,5 cm. In geval van duidelijke microtopografie zijn de potvallen alternerend in lage en hoge delen geplaatst. De potten waren voorzien van een dakje tegen de regen d.m.v. een petrischaal die was bevestigd met twee lange satéprikkers. De hoogte van het dakje ten opzichte van de bodem was ongeveer een vingerdikte. Er is gezorgd voor een goede en vlakke aansluiting tussen bodem/mos en de pot, zodat de grondfauna gemakkelijk de beker in kon lopen. In de potten was een laagje formaline aanwezig voor de conservering van de gevangen dieren. Er is zoveel mogelijk rekening gehouden met inundatie met water. Door veel neerslag op een deel van de locaties gedurende de vangperiode is een deel van de potvallen echter onder water gelopen. Vangsten die uit geïnundeerde potvallen waren gedreven zijn meegenomen in betreffende potvalmonsters. De vallen waren ca. 9 tot 29 dagen in de terreinen aanwezig. De variatie in

vangduur heeft te maken met de logistiek van het veldwerk. Door de grote afstand tussen de locaties was het niet mogelijk om op alle locaties een gelijke vangperiode te realiseren. De vangperiodes en het aandeel ondergelopen vallen zijn per locatie weergegeven in *Tabel 4*.

Tabel 4: Vangperiodes met potvallen per onderzoekslocatie.

Table 4: Catchment periods using pot traps per research location.

Location code	Area	Country	Start potvallen	Oogsten potvallen	Vangduur (d)	Onder water gelopen potvallen	
						(#)	%
BZ1	Biebrzra	Oost Polen	2011-06-23	2011-07-02	9	0	0
BZ2	Biebrzra	Oost Polen	2011-06-23	2011-07-02	9	6	33
BZ3	Biebrzra	Oost Polen	2011-06-23	2011-07-02	9	0	0
BZ4	Biebrzra	Oost Polen	2011-06-23	2011-07-02	9	0	0
DA1-	Drentse Aa	Nederland	2011-06-15	2011-07-14	29	4	22
DA1+	Drentse Aa	Nederland	2011-06-15	2011-07-14	29	7	39
DA2-	Drentse Aa	Nederland	2011-06-15	2011-07-14	29	3	17
DA2+	Drentse Aa	Nederland	2011-06-15	2011-07-14	29	4	22
DA3-	Drentse Aa	Nederland	2011-06-15	2011-07-14	29	2	11
DA3+	Drentse Aa	Nederland	2011-06-15	2011-07-14	29	4	22
LB1	Luboń	Midden Polen	2011-06-20	2011-07-06	16	0	0
LB2	Luboń	Midden Polen		geen potvallen gezet			
PT1	Peenetal	O-Duitsland	2011-06-17	2011-07-08	21	4	22
PT2	Peenetal	O-Duitsland	2011-06-17	2011-07-08	21	3	17
PT3	Peenetal	O-Duitsland	2011-06-17	2011-07-09	22	3	17
PT4	Peenetal	O-Duitsland	2011-06-17	2011-07-09	22	2	11
RP	Rospunda	Oost Polen	2011-06-23	2011-07-02	9	0	0
ZB1	Zwarte Beek	Vlaanderen	2011-05-27	2011-06-14	18	5	28
ZB4	Zwarte Beek	Vlaanderen	2011-05-27	2011-06-14	18	10	56
ZB5	Zwarte Beek	Vlaanderen	2011-05-27	2011-06-14	18	2	11
ZB6	Zwarte Beek	Vlaanderen	2011-05-27	2011-06-14	18	5	28
ZB7	Zwarte Beek	Vlaanderen	2011-05-27	2011-06-14	18	7	39

Verwerking potvalvangsten

In het lab zijn de potvalmonsters uitgesplitst in deelmonsters voor loopkevers, spinnen en overige vangsten en geconserveerd in formaline (9%).

Determinaties zijn verricht door Antonín Roušar, Michal Holec en Ondřej Košulič. De loopkevers zijn gedetermineerd door met determinatiewerken van Hůrka (1996), Löbl & Smetana (2003) en Trautner & Geigenmüller (1987). Bij spinnen is onderscheid gemaakt in mannelijke en vrouwelijke individuen.

3 Resultaten literatuuronderzoek ongewerveldenfauna van kleine zeggenvegetaties in beekdalen (onderdeel 1)

3.1 Inleiding

Natuurlijke laaglandbeekdalen worden in Noordwest Europa gekenmerkt door de aanwezigheid van vegetaties die gedomineerd worden door kleine zeggen en slaapmossen. Hier vindt veenvorming plaats onder mesotrofe tot eutrofe omstandigheden onder invloed van basenrijke en vaak ijzerrijke kwel. Veenvormende zeggenbegroeiingen kennen veel structuurvariatie op een relatief kleine oppervlakte; gradiënten in microreliëf (afwisseling van bulten en slenken), vochtgehalte van de bodem, vegetatiestructuur, fysisch-chemische eigenschappen van de bodem en het water (o.a. nutriëntengehalten, zuurgraad) zorgen ervoor dat een beekdalveen bestaat uit een sterk gedifferentieerd mozaïek van microhabitats. Momenteel is dit type beekdalvenen nog maar weinig te vinden als gevolg van ontwatering, struweel-/bosvorming, verzuivering en omvorming tot hooiland.

Het is onduidelijk welke taxonomische faunagroepen veel voorkomen in kleine zeggen-slaapmos moerassen en of en welke specifieke indicatoren er zijn binnen taxonomische groepen voor dit type habitat in Noordwest Europa. Om dit te achterhalen, is een literatuuronderzoek uitgevoerd. Allereerst werd gezocht naar algemene informatie over de ongewervelden van laagveenmoerassen in beekdalen en de sturende factoren voor de samenstelling van de levensgemeenschappen. Vervolgens is specifiek gezocht naar informatie over de karakteristieke ongewerveldenfauna van kleine zeggenvegetaties en de rol die beheer, het hydrologisch regime en de mate van degradatie van het systeem spelen voor de fauna. Deze kennis is vooral verzameld uit de Midden-Europese literatuur (vooral lokale tijdschriften, boeken, grijze literatuur uit Polen). De combinatie van een relatief groot areaal kleine zeggenmoerassen en een langdurige traditie van inventariserend onderzoek maakt dat de studies uit deze regio hier zeer geschikt voor zijn.

3.2 Methode literatuuronderzoek

3.2.1 Algemene literatuur

Aangezien het laagveenmoeras een verzamelnaam is voor een breed scala aan habitattypen, is allereerst een afbakening gemaakt van de te onderzoeken typen laagveenmoerassen en de verschillende meso- en microhabitats die in deze terreinen aanwezig zijn. Een groot deel van het internationale onderzoek in laagveenmoerassen bleek te zijn uitgevoerd in de poelen in het veen, waarbij de gehele of een deel van de aquatische macrofauna is onderzocht (bijv. Erman, 1973; Downie et al., 1998). Aangezien in natuurlijke kleine zeggenvegetaties open water een relatief klein aandeel heeft, ligt in de voorliggende literatuurstudie de nadruk op de semi-terrestrische ongewerveldenfauna. Wel is de fauna van de natte (semi-)permanente slenken meegenomen. Vervolgens is een selectie gemaakt van relevante wetenschappelijke studies, waarbij gezocht is naar studies in laagveenmoerassen in combinatie met beken en rivieren. Dit kwam neer op het doorzoeken van de beschrijvingen van de studiegebieden op deze combinatie, waarbij het laagveenmoeras een (kleine) zeggenbegroeiing moest hebben. Studies van hoogvenen met een lage zuurgraad zijn buiten beschouwing gelaten, tenzij de resultaten dusdanig algemeen waren dat ze in een bredere context geplaatst konden worden en daarmee ook vertaalbaar waren naar veenvormende zeggenmoerassen. Complicerende factor in dit proces was dat de naamgeving van laagveenmoerassen zowel sterk geografisch als voor vakgebieden gedifferentieerd is. De meest passende termen in de internationale faunaliteratuur waren in het Amerikaans-Engels "peatland fens", oftewel venen die gedomineerd worden door zeggen (Batzer en Wissinger, 1996; Marshall et al., 1999; Rydin en Jeglum, 2006) en in het Brits-Engels "valley mires", wat de laagveenmoerassen langs kleine watergangen beschrijft (Burgess et al., 1995). Om te voorkomen dat studies gemist werden als gevolg van een afwijkende terminologie is de combinatie fens-mires-peatlands gebruikt, individueel of in combinatie. Aanvullend is gezocht met de combinatie "hummock-hollow" (bult-slenk).

3.2.2 Meta-analyse op basis van Poolse literatuur

Naast het vaststellen van meer algemene ecologische relaties is ook specifiek gezocht naar beschrijvingen van de karakteristieke fauna van kleine zeggenvegetaties in het laagland van Midden-Europa. Om het literatuuronderzoek van lokale faunaliteratuur vanwege de taalbarrière haalbaar te maken, hebben we gekozen om dit te beperken tot in één land, Polen. Reden is ook dat binnen in Polen, nog relatief veel weinig of niet aangetaste grondwatergevoede venen voorkomen. In deze venen is door entomologen inventariserend onderzoek verricht en gepubliceerd in lokale tijdschriften en rapporten. Relevante publicaties zijn met hulp van enkele Poolse entomologen (o.a. Janusz Kupryjanowicz; Universiteit Białystok) ontsloten. Omdat in entomologisch onderzoek de aanduiding van biotopen en vegetatie vaak weinig eenduidig is, heeft een Poolse hydro-ecoloog (Dr. Victor Kotowski; Universiteit Warszawa) de onderzoeksgebieden van de geselecteerde publicaties op basis van terreinkennis getypeerd op vegetatietype, beheer, degradatiegraad en waterstandsregime. In Bijlage 1 staan de publicaties die zijn gebruikt.

Aan de hand van deze gegevens kan een beeld gevormd worden van de levensgemeenschap die karakteristiek is voor dit type systemen. Er is ook geprobeerd inzicht te krijgen in de invloed van de mate van degradatie van het veensysteem, het beheer en het hydrologisch regime. Hiervoor zijn ook

andere vegetatietypen meegenomen in de studie, zodat een goed beeld gekregen kan worden van de positie die kleine zeggenvegetaties innemen voor de fauna t.o.v. andere natte vegetatietypen. Van twee taxonomische groepen was zoveel informatie beschikbaar, dat die zich leenden voor een detailanalyse: loopkevers en spinnen. Voor deze groepen waren abundantiegegevens voorhanden van zowel weinig verstoorde (referentie)vegetaties als van vegetaties van systemen in verschillende stadia van degradatie. Ook was het beheer bekend en of inundatie van de vegetatie plaatsvond.

De meta-analyse had tot doel vast te stellen of de soortenrijkdom en soortensamenstelling van de faunagroepen werden beïnvloed door degradatiestadium, beheer en inundatie en welke soorten karakteristiek waren voor een toestand van deze factoren. Eerst werd voor beide groepen de nogal veranderlijke naamgeving van de soorten op elkaar afgestemd. Na het samenvoegen van synoniemen werd gekeken of er taxa in de lijst voorkomen waarvan zowel individuen op genus als op soortniveau waren gedetermineerd. Dit geeft namelijk problemen bij de latere analyses, omdat de dataset in dat geval dubbele informatie bevat. In deze gevallen werd afgestemd op het voor de specifieke situatie juiste taxonomische niveau. De gevolgde afstemmingsprocedure staat beschreven in Schmidt-Kloiber en Nijboer (2004).

Aangezien sommige vegetatietypen veelvuldig en andere maar enkele malen zijn bemonsterd, waren er grote verschillen in het aantal aangetroffen individuen. Dit is een probleem in verdere analyses, omdat er een direct verband bestaat tussen het aantal soorten en het aantal verzamelde individuen. Daarom is een standaardisatieprocedure uitgevoerd (rarefaction; Downes et al., 2000, Gotelli en Colwell, 2001, Verdonschot et al. 2012). De monsters werden gestandaardiseerd tot het kleinste aantal individuen dat waargenomen was in één van de vegetatietypen (spinnen $n = 188$, loopkevers $n = 33$). Vervolgens werd een aantal maal een random steekproef uit het aantal individuen per vegetatie genomen ($n = 7$) en werd hierop het gemiddeld aantal soorten en de soortensamenstelling per vegetatietype gebaseerd. Hiermee is een directe vergelijking tussen de verschillende vegetatietypen mogelijk.

Om een beeld te krijgen van de karakteristieke soortensamenstelling van kleine zeggenmoerassen, werd een TWINSPAN-analyse (Hill 1979) uitgevoerd met behulp van het programma PcOrd for Windows (versie 4.25; McCune en Mefford, 1999). Hiervoor werden eerst de gestandaardiseerde abundanties $\log_2(x+1)$ getransformeerd. In de analyse werden als pseudospecies cut levels gebruikt: 0, 1, 2, 3 etc. De karakteristieke soorten werden onderscheiden op basis van 1) 'indicator species' en 'preferential species' in de TWINSPAN-analyse, en 2) een voorkomen in $\geq 75\%$ van de monsters binnen een cluster.

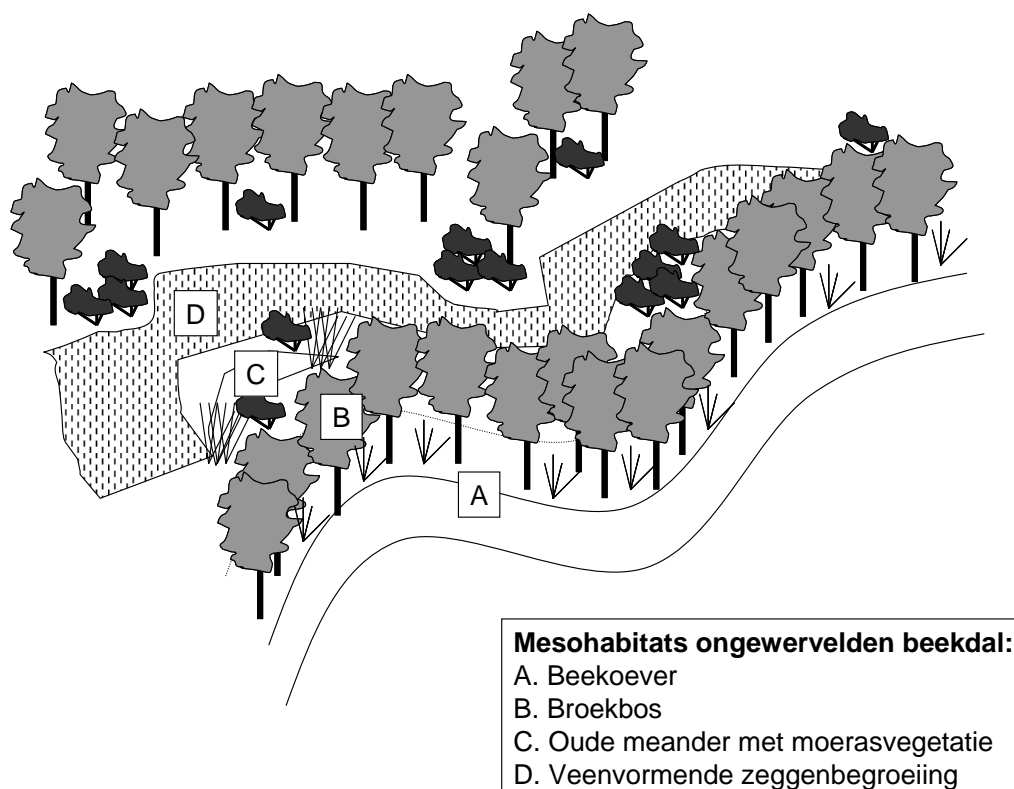
3.3 Ecologie van ongewervelden van veenmoerassen in beekdalen: resultaten algemene literatuur

3.3.1 Algemene aspecten

Semi-terrestrische ongewervelden vervullen een belangrijke rol binnen het laagveenmoeras-ecosysteem (Sharitz en Batzer, 1999; Marshall et al. 1999). Herbivore insecten, zoals rupsen van nachtvlinders (Lepidoptera), cicaden (Hemiptera) en bladhaantjes (Coleoptera: Chrysomelidae) reguleren de samenstelling van de vegetatie door consumptie van plantendelen en – sappen en zijn zelf onmisbaar als voedselbron voor hogere trofische niveaus. Detrivoren, zoals de larven van diverse muggen en kevers, breken organisch

materiaal af en beïnvloeden zo onder andere de kringlopen van diverse nutriënten. Volwassen nachtvlinders spelen een belangrijke rol bij de bestuiving van planten en zijn een belangrijke voedselbron voor vogels en vleermuizen. Veel andere soortgroepen leven als larve in de met water verzadigde bodem van het veenmoeras, terwijl ze als volwassen insect rondvliegen in de omgeving waar ze zijn uitgeslopen. Ze dienen vervolgens als voedsel voor de hogere trofische niveaus, waaronder spinnen, libellen, vogels en vleermuizen.

De ecologische functies van de entomofauna in het beekdal laten zien dat habitatheterogeniteit belangrijk is voor veel ongewervelden. Op een hoog landschappelijk schaalniveau kan een beekdal gezien worden als een kleinschalig mozaïek van mesohabitats in een gradiënt loodrecht op de beekloop (Figuur 2). Veel ongewervelden maken gedurende hun levenscyclus gebruik van verschillende landschapselementen binnen het beekdal. De larven van veel soorten vedermuggen (Diptera: Chironomidae) leven in het veen, terwijl als volwassen vedermug de bomen van het beekbegeleidende bos gebruikt worden als zwermplaats. Omgekeerd leven de rupsen van veel nachtvlinders op de bomen en struiken in de bosrand, terwijl de adulten foerageren op de bloemen in het zeggenmoeras. Aangezien al deze soorten alleen hun levenscyclus kunnen volbrengen als alle benodigde componenten op het juiste moment binnen een overbrugbare afstand aanwezig zijn, is het de habitatheterogeniteit binnen een beekdal die een hoge soortenrijkdom genereert. Wat betreft de fauna is het dan ook wenselijk het beekdalveen in combinatie met het omliggende landschap te bekijken en niet alleen los daarvan.



Figuur 2: Schematisch overzicht van de mesohabitats binnen een beekdal.

Figure 2: Schematic overview of mesohabitats within a brook valley.

Op een klein ruimtelijk schaalniveau is de microstructuur van het veen van belang. In ongestoorde venen komen vaak bult/slenk-structuren voor (Foto 4) of in venen die vroeger door de mens gebruikt zijn en vervolgens niet meer worden beheerd veelal pol/ slenk-structuren. Microstructuren zijn in

laagveenmoerassen van belang om een aantal redenen. Ten eerst zorgen ze op microschaal voor een aanzienlijke variatie in waterstand, temperatuur en zuurgraad. Bulten bieden een stabiel, relatief droog microbiotoop voor ongewervelden. Ze bieden ook een refugium voor inundatiegevoelige soorten bij hoge waterstanden. Verder zorgen de verschillen in vegetatiesamenstelling voor een diversiteit aan structuren waarop de fauna kan leven, zoals voor eiafzet, bevestiging en overwintering. De slenken bieden juist weer biotoop voor (semi-)aquatische soorten die daar ook hun aquatische levensfase kunnen volbrengen. Bulten en pollen kunnen ook zorgen voor een microklimaat waarvan soorten afhankelijk zijn (bijvoorbeeld zuidkant van hoge bulten met donkerrode veenmossen die sterk opwarmen). De kleinschalige variatie in milieuomstandigheden kan ook op korte afstand een ruimtelijke schakering bieden voor soorten die meerdere zeer specifieke relaties hebben met andere soorten.



Foto 4: Microreliëf in moeras met kleine zeggen-slaapmosvegetatie, Lubon (Polen).

Photo 4: Microrelief in a fen with small sedge-brown moss vegetation, Lubon (Poland).

3.3.2 Typerende en/of talrijke ongewervelden in veenmoerassen en hun autecologie

In totaal kan een veenmoeras enkele honderden tot meer dan duizend soorten macro-ongewervelden bevatten (Burgess et al., 1995; Rydin & Jeglum, 2006). Uit studies in zowel veenmos-gedomineerde hoogvenen als andere veentypen blijkt dat maar een klein gedeelte hiervan ook daadwerkelijk aan deze specifieke habitats gebonden is (Spitzer & Danks, 2006; Rydin & Jeglum, 2006). Marshall et al. (1999) schatten dat dit slechts ongeveer 10% van het totale aantal omvat. Meestal bestaat een aanzienlijk gedeelte van de soorten uit eurytope soorten, die vaak in aantal van jaar tot jaar wisselen (Spitzer & Lepš, 1988). Dit betekent overigens niet dat deze soorten niet belangrijk kunnen zijn voor het functioneren van het ecosysteem. Voor beheer en –herstel van veenmoerassen zijn echter vooral die soorten interessant die een sterke binding hebben met het desbetreffende habitat (Marshall et al., 1999), bijvoorbeeld omdat ze bepaalde componenten van het systeem nodig hebben (waardplant, vegetatiestructuur, specifieke fysisch-chemische eigenschappen). Het destilleren van deze soorten uit de complete

veenmoerasfauna is alleen mogelijk wanneer voldoende autecologische informatie beschikbaar is.

Helaas is de hoeveelheid autecologische informatie van veel taxonomische groepen voor veenmoerassen beperkt (Marshall et al., 1999). Dit heeft verschillende oorzaken. Een oorzaak is dat semi-terrestrische systemen relatief weinig zijn onderzocht ten opzichte van zowel puur aquatische als terrestrische habitats (bijv. Rosenberg et al., 1988). Daarnaast is de grote variatie aan microhabitats binnen het beekdalveen aanwezig en tegelijk zijn beekdalvenen maar een (klein) onderdeel van het gehele beekdal. Het beekdal zelf is op zichzelf al een mozaïek van diverse mesohabitats. Hierdoor kan een grote overlap in faunasamenstelling aanwezig zijn tussen de verschillende habitats en kan worden gemaskeerd dat bepaalde soorten tijdens een levenscyclusfase expliciet aan het beekdalveen zijn gebonden. Ten slotte is de informatie over veel taxonomische groepen door determinatieproblemen – vaak ten gevolge van weinig toegankelijke determinatieliteratuur – erg summier.

Desondanks was van een aantal taxonomische groepen informatie voorhanden. Voor loopkevers (Coleoptera: Carabidae; Turin 2000) en nachtvlinders (Lepidoptera; Waring et al. 2006) is de preferentie voor habitattypen tot een zodanig detailniveau beschreven, dat een globaal beeld geschetst kon worden van de te verwachten beekdal fauna. Voor deze groepen is een overzicht opgesteld van de soorten die per beekdalhabitattypen kunnen worden aangetroffen (Bijlage 4, Bijlage 5). Deze lijsten kunnen worden gezien als een overzicht van de regionale soortenpool. In de praktijk zullen verschillende bemonsteringslocaties subsets van deze soortenpool bevatten, aangezien lokale variatie sterk differentiërend werkt, bijvoorbeeld door historische gebeurtenissen en verschillende kolonisatie-extinctie patronen in populaties van ongewervelden.

Kevers (Coleoptera)

Kevers worden in vrijwel alle ecosystemen aangetroffen, waarbij laagveenmoerassen geen uitzondering vormen. Een groot aantal studies laat zien dat **loopkevers** geschikte bioindicatoren zijn voor het vaststellen van de mate van degradatie van een systeem, de invloed van stressoren en de effecten van beheersmaatregelen (Rainio & Niemelä, 2003). Helaas zijn veenvormende zeggenbegroeiingen weinig bestudeerd. Wel zijn diverse studies uitgevoerd in zure hoogvenen (o.a. De Vries et al, 1996). Liebherr en Song (2002) vonden dat zeggenvegetaties in Noord-Amerikaanse veenmoerassen in beekdalen een andere loopkeverfauna herbergden dan veenmos-gedomineerde habitats. Het bleek dat beide systemen eigen karakteristieke soorten herbergden. De enige Europese loopkeverstudie waarin ook veenvormende zeggenmoerassen zijn opgenomen is uitgevoerd door Holmes et al. (1993). Ze onderzochten een groot aantal veenmoerassen in Wales op de aanwezigheid van specifieke loopkevers, zodat de associaties tussen bepaalde soorten en habitattypen beschreven kon worden. Hierbij werden ook de effecten van beheersmaatregelen bestudeerd. Niet alle onderzochte vegetatietypen waren even relevant voor de situatie in beekdalen, maar de belangrijkste sturende factoren voor loopkevers leken wel van toepassing. *Hoogte van het bodemwater ten opzichte van het maaiveld, vegetatietype, en mate van begrazing door vee verklaarden het grootste gedeelte van de variatie in de samenstelling van de loopkeverfauna in veenmoerassen.* Belangrijk was ook dat grootte van dit type veenmoeras geen relevante factor was voor de loopkeversamenstelling.

Een andere talrijke groep in veenmoerassen wordt gevormd door de **kortschildkevers** (Staphylinidae). Veel kortschildkevers zijn matig tot sterk vochtminnend en zeer veel soorten zijn dat ook typisch voor moerassen en beekoevers. *Belangrijke sturende (a)biotische factoren zijn bodemtype,*

microreliëf, vegetatiestructuur, mate van eutrofiëring en menselijke invloeden zoals beekkanalisatie en turfwinning (Bohac, 1999). Volgens deze auteur zijn er diverse voorbeelden waarbij kortschildkevers betere bioindicatoren bleken dan loopkevers, maar door aanzienlijke determinatieproblemen binnen deze groep en het feit dat met kwantitatieve monitoringsmethoden (o.a. potvallen) maar een gedeelte van de kortschildkeverfauna verzameld kan worden is, het de vraag in hoeverre deze groep daadwerkelijk geschikt is om faunadiversiteit te beschrijven.

Een derde belangrijke groep kevers in veenmoerassen zijn de **moerasvlokevers** (Scirtidae). De larven van moerasvlokevers leven van afgestorven plantenmateriaal in de natte moslaag. De adulte kevers zijn predatoren van kleine ongewervelden en leven terrestriësch (Klausnitzer, 2009). Twee genera kunnen worden aangetroffen in veenmoerassen, namelijk *Scirtes* en *Cyphon*. *Scirtes haemisphaericus*, *S. orbicularis*, *Cyphon coarctatus*, *C. palustris*, *C. pubescens* worden in allerlei typen moerassen en langs stilstaande wateren aangetroffen, onder andere ook in veenmoerassen. *Cyphon hilaris* is specifiek voor veenmosvenen, terwijl *C. laevipennis* in voedselrijke rietmoerassen en -oevers wordt gevonden. *C. padi* en *C. variabilis* worden zowel in rietlanden als veenmosvenen aangetroffen. Ten slotte is *C. ruficeps* specifiek voor venen en blauwgraslanden. De moerasvlokevers komen in grote aantallen voor, maar slechts een klein aantal soorten lijkt een specifieke binding te hebben met veenmoerassen.

Ten slotte vormen de **bladhaantjes** ook een soortenrijke groep in veenmoerassen. Verschil met de vorige twee kevergroepen is dat bladhaantjes herbivoren zijn, in sommige gevallen zelfs monofaag of afhankelijk van een klein aantal plantensoorten als waardplant. Dit biedt de mogelijkheid de aanwezigheid van bepaalde plantensoorten in het veenmoeras te koppelen aan de aanwezigheid van deze kevers. Ook binnen deze groep spelen determinatieproblemen een beperkende rol bij het gebruik als indicator. Een gedeelte van de soorten die in Noordwest Europa kunnen worden aangetroffen, inclusief habitatbeschrijvingen en waardplanten, staat beschreven in Du Chatenet (2002).

Muggen en vliegen (Diptera)

Muggen en vliegen zijn verreweg de meest talrijke groep ongewervelden in veenvormende zeggenmoerassen (Aggenbach et al., 2011). De larven van deze groep leven in de moslaag of tussen organisch materiaal in het veenmoeras, terwijl de volwassen dieren rondvliegen in de omgeving. Zeer talrijk zijn de '**Langpotige' muggen** (Tipuloidea). Salmela en Ilmonen (2005) bestudeerden in diverse typen Finse veenmoerassen de Tipuloidea fauna. Deze groep omvat de families Stelmuggen (Limoniidae), Pediciidae (geen Nederlandse naam), Langpootmuggen (Tipulidae) en Buismuggen (Cylindrotomidae). De larven van deze muggen leven tussen mossen en in rottend plantenmateriaal (Oosterbroek et al., 2005). In Finland bleken de mesotrofe veenmoerassen met zeggenvegetaties langs bovenloopjes relatief rijk aan soorten in vergelijking met voedselarmere situaties. *Nutriëntrijkdom en de aanwezigheid van grond- of oppervlakte waterstroming waren belangrijke sturende factoren*. De ecologie van de Tipuloidea is slecht bekend, waardoor de bruikbaarheid van deze groep als gering is voor onderzoek in veenmoerassen.

Ook **knutten** (Ceratopogonidae) zijn veel te vinden in veenmoerassen (Szadziwski et al. 1997). Een aantal genera komt in zeggenmoerassen veel voor ten opzichte van andere vegetatietypen: *Dasyhelea*, *Serromyia* en *Palpomyia*. De reden hiervoor is niet bekend; net zoals bij de Tipuloidea is de ecologie van de Ceratopogonidae slecht bekend. Uitzondering hierop wordt gevormd door het genus *Culicoides*, dat om medische redenen (vrouwtjes zuigen bloed bij zoogdieren, waaronder de mens) beter bestudeerd is.

De taxonomie van **dansmuggen/ vedermuggen** (Chironomidae) is in een veel verder gevorderd stadium in vergelijking met de voorgaande groepen, waardoor determinatie van een groot gedeelte van de soorten mogelijk is. De vedermuggenfauna van semi-terrestrische milieus in veengebieden is echter slecht onderzocht (Rosenberg et al., 1988). Dit is opmerkelijk, omdat Chironomidae in deze habitats bijzonder talrijk kunnen zijn. Uit een studie naar emergente Chironomiden in een door zeggen gedomineerd veenmoeras in Minnesota (V.S.) bleek bijvoorbeeld dat Chironomiden met een gemiddelde dichtheid van 750 exemplaren per m² numeriek de helft van de totale fauna innamen (Lammers-Campbell, 1998). Vooral de subfamilies Orthocladinae en Tanypodinae werden veel gevonden in de studie van Lammers-Campbell. Uit andere bronnen komt naar voren dat een aantal vertegenwoordigers van deze subfamilies vaak worden aangetroffen in de vochtige moslaag, waaronder de larven van de genera *Limnophyes*, *Metriocnemus*, *Paraphaenocladus*, *Pseudoorthocladus*, *Pseudosmittia*, *Smittia* en *Krenopelopia* (Moller Pillot 1984; Wiederholm, 1989; Vallenduuk & Moller Pillot, 2007).

Ook vliegen worden veel aangetroffen in semi-terrestrische habitats. De larven van **dazen** (Tabanidae) vormen een belangrijke component van de semi-terrestrische fauna van veenmoerassen. Hoewel de volwassen dieren minder aan dit habitat gebonden zijn, leggen alleen de grote soorten lange afstanden af (Chvála en Ježek, 1997). Zeegers en Van Haren (2000) geven een overzicht van de dazen in veenmoerassen te vinden zijn. Dit zijn vertegenwoordigers van de genera *Chrysops*, *Haematopota*, *Atylotus*, *Hybomitra* en *Tabanus*. Determinatie van de larven van deze genera is lastig in vergelijking met de volwassen dieren. Ook een aantal **wapenvliegen** (Stratiomyidae) wordt gevonden in veenmoerassen. De larve van *Odontomyia argentata* komt voor in de moslaag van zeggenmoerassen en *Oxycera nigricornis* in mosbulten van moerassen en langs bronbeekjes en bovenloopjes (Rozkošný & Kniepert, 2000). Daarnaast worden **zweefvliegen** (Syrphidae) veel in veenmoerassen gevonden (Ball & Morris, 2000). De larven van de typische moerassoorten leven in wortelstelsels van planten, in rottend organisch materiaal en de moslaag, zowel onder waterverzadigde als vochtige omstandigheden. Ook worden volwassen zweefvliegen uit andere terreindelen foeragerend op bloemen in het zeggenmoeras aangetroffen.

Nachtvlinders

Nachtvlinders hebben verschillende habitatelementen nodig in een beekdal, zowel in het veenmoeras als in de omliggende mesohabitats, zoals de vochtige bossen en struwelen. Tijdens de levenscyclus is voor de eieren, rupsen en poppen vooral het microhabitat van belang (o.a. vegetatiesamenstelling, vegetatiestructuur, microklimaat, vochtgehalte), terwijl voor de volwassen vlinders daarnaast ook landschapselementen op een hoger schaalniveau belangrijk zijn. Dit maakt het goede indicatoren voor habitatheterogeniteit op verschillende schaalniveaus (New, 1997). Ondanks dat er nog weinig bekend is over de exacte samenstelling van de nachtvlinderfauna van veenmoerassen, is het wel duidelijk dat de soortenrijkdom van nachtvlinders in veenmoerassen zeer hoog kan zijn, waarbij een relatief groot aantal specialisten kan worden gevonden (Marshall et al., 1999, Spitzer & Danks, 2006). Voor een analyse van dalende aantallen in het voorkomen van nachtvlinders in Nederlandse moerassen en venen gebruikten Groenendijk en Van der Meulen (2004) maar liefst 55 gespecialiseerde soorten. Een aantal soorten is relatief goed onderzocht, bijvoorbeeld *Coenophila subrosea*, een uil die leeft in kleine geïsoleerde populaties in veenmoerassen op vooral Wilde gagel (*Myrica gale*) (Šula & Spitzer, 2000; Fowles et al., 2004). Deze nachtvlinder bleek negatief te worden beïnvloed door veranderingen in de waterhuishouding van het

veenmoeras, waardoor er veranderingen optraden in de vegetatie, met als gevolg dat de belangrijkste waardplant afnam. Doordat een deel van de nachtvlinders maar een beperkt aantal waardplanten accepteert, zijn dergelijke specifieke relaties bij veel soorten nachtvlinders te verwachten.

Spinnen

Marshall et al. (1999) geeft een overzicht voor veenmoerassen in Canada, waaruit blijkt dat vooral spinnen een belangrijke plaats innemen. Spinnen zijn talrijk in veenmoerassen, zowel in abundantie als soortenrijkdom, maar in Canada werden geen soorten gevonden die specifiek waren voor veenvormende zeggenmoerassen. Dit in tegenstelling tot zure hoogvenen, dat wel een aantal echte specialisten herbergde. Deze specialisten waren overigens meestal niet erg talrijk ten opzichte van de meer ubiquistische soorten, waaruit het grootste gedeelte van het aantal individuen in een veen uit bestond.

Kokerjuffers

Naast de vele aquatische kokerjuffers zijn er ook soorten met een semi-terrestrische levenswijze, zoals *Beraea pullata* (Beraeidae), veel Limnephilidae en enkele Phyriganeidae (Higler 2005, 2008). Deze soorten zijn meestal sterk gebonden aan basenrijke, oligo- tot mesotrofe kwelsituaties in beekdalmoerassen en venen. De meeste soorten zijn erg gevoelig voor veranderingen in het hydrologisch regime (verdroging) en voor eutrofiëring. Volwassen kokerjuffers zijn terrestrisch. Gewoonlijk worden ook de eieren terrestrisch afgezet en komen deze uit wanneer de waterstand in het najaar stijgt. De larven en poppen zijn aan te treffen tussen de mossen en waterplanten in de slenken en op de overgangen tussen slenken en bulten.

3.4 Meta-analyse karakteristieke fauna kleine zeggenvegetaties in beekdalen: resultaten Poolse literatuur

3.4.1 Reikwijdte gebruikte literatuur

In totaal zijn in de Poolse literatuur voor spinnen 28 en voor loopkevers 21 faunistische beschrijvingen gevonden van veenmoeras-systemen). Uit deze beschrijvingen is behalve de soortinformatie ook het degradatiestadium van het veenmoeras, het globale vegetatietype, eventuele beheerinvloed en het optreden van inundatie meegenomen. Het degradatiestadium kon worden opgedeeld in drie klassen: intact veensysteem (O), veensysteem met enige vorm van degradatie (D+) en sterk gedegradeerd veensysteem (D++). Voorbeelden van degradatie zijn een veranderd hydrologisch regime, eutrofiëring, intensieve begrazing en sterke landbouwinvloed. Onder beheer werd maaien en begrazen verstaan en onder inundatie water boven het maaiveld. Beide parameters waren onderverdeeld in drie klassen: niet, sporadisch en frequent.

Tabel 5: Spinnen- (Sp.) en loopkeverfauna (Lk.) van beekdalhabitats met verschillende vegetatietypen en degradatiestadia. Het aantal studies met beschrijvingen van de fauna is gegeven en het gestandaardiseerde (m.b.v. rarefaction) gemiddelde aantal taxa per vegetatietype en degradatiegraad ($n=7$, $\pm 1SD$). Codes degradatiegraad: ongestoord (O), zwak gedegradieerd (D+ en sterk gedegradieerd (D++).

Table 5: Spider (Sp.) and ground beetle fauna (Lk.) in brook valley habitats with different vegetation types and different degradation phases.

Degradatie	Vegetatietype	Aantal studies		Gemiddeld aantal taxa (gestandaardiseerd, $\pm 1SD$)	
		Sp.	Lk.	Sp.	Lk.
D++	vochtig grasland	1		47 (4)	
D++	nat grasland	3	1	47 (4)	8 (1)
D++	grasland (ongedefinieerd)		1		12 (1)
D++	grote zeggenvegetatie		1		5 (1)
D++	Elzenbroekbos	1		37 (2)	
D+	gedraineerd grasland	3	2	16 (2)	13 (3)
D+	nat grasland	3	2	36 (3)	14 (1)
D+	grasland (ongedefinieerd)		2		11 (2)
D+	grote zeggenvegetatie		2		15 (2)
O	Rietland	2	1	26 (3)	23 (1)
O	nat grasland	2	1	54 (0)	17 (1)
O	Overgangsveen		1		16 (2)
O	grote zeggenvegetatie	4	3	45 (3)	24 (1)
O	kleine zeggenvegetatie	8	1	53 (3)	20 (0)
O	Elzenbroekbos	1	3	48 (3)	16 (1)

3.4.2 Soortenrijkdom en soortensamenstelling in relatie tot vegetatietype, degradatiegraad en beheer

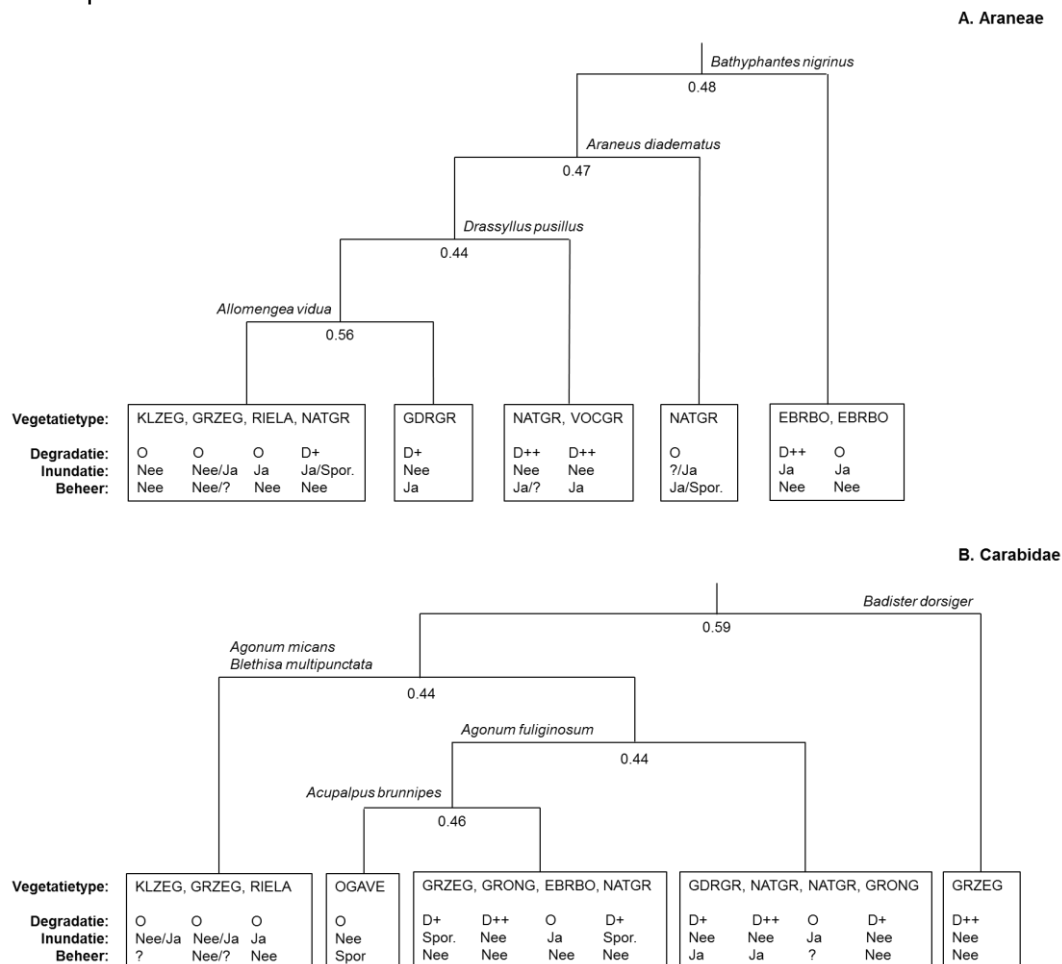
In is de soortenrijkdom per vegetatietype en degradatiestadium gegeven. Hieruit blijkt dat ongestoorde kleine zeggenvegetaties, samen met andere ongestoorde natte habitattypen (rietland, nat grasland, grote zeggen, elzenbroekbos), beschouwd kunnen worden als een zeer soortenrijk habitattype. Wanneer gekeken wordt naar de soortensamenstelling van de verschillende vegetatietypen, dan blijkt dat er wat betreft de spinnenfauna grote overeenkomsten zijn tussen intacte kleine zeggenvegetaties, grote zeggenvegetaties, rietlanden en enigszins gedegradieerde natte graslanden (Figuur 3a). De **karacteristieke soorten** voor dit cluster zijn weergegeven in Tabel 6. Wanneer naar de habitatpreferenties van de soorten wordt gekeken, dan blijkt dat veel van deze soorten zijn gebonden zijn aan onbeschaduwde, vochtige tot natte omstandigheden met mossen en lage planten. Het ontbreken van beheer van de vegetatie lijkt een belangrijke verklarende factor voor de TWINSPAN-eindgroep. In de TWINSPAN-clustering worden gemaaide en ongemaaide habitats op hoog niveau van elkaar gescheiden.

De loopkeversamenstelling vertoont grote overeenkomsten tussen intacte kleine zeggenvegetaties, grote zeggenvegetaties en rietlanden en daarmee dus zeer vergelijkbaar met het cluster voor spinnen (Figuur 3b). De

karacteristieke soorten voor dit cluster zijn allemaal vochtminnend en in meer of mindere mate gebonden aan moerassen (*Tabel 6*). Zowel het degradatiestadium als het beheer spelen een grote rol bij het verklaren van de eindgroepen. De invloed van inundatie op de soortensamenstelling is klein.

3.5 Conclusies

Veenvormende zeggenvetaties zijn soortenrijk aan kleine fauna, maar een groot deel van de soorten komt ook voor in andere moerasvegetaties. De hoeveelheid specifieke informatie over ongewervelden in veenvormende zeggenvetaties is echter zeer beperkt. Een meta-analyse van Poolse moerassystemen voor spinnen en loopkevers liet zien dat daar grote overlap was in soortensamenstelling tussen bijvoorbeeld kleine zeggenvetaties, grote zeggenvetaties en rietlanden. Veel soorten gebruiken het mozaïek van verschillende deelhabitats binnen het beekdal om hun levenscyclus te doorlopen.



Figuur 3: TWINSpan-clustering spinnen (A.) en loopkever (B.) meta-data van veenmoerassen. Indicatorsoorten en eigenwaarden van de verschillende splitsingen in het diagram zijn weergegeven. Vegetatietypen zijn afgekort: kleine zeggenvetatie, KLZEG; grote zeggenvetatie, GRZEG; rietland, RIELA; nat grasland, NATGR; gedraineerd grasland, GDRGR; vochtig grasland, VOCGR; grasland ongedefinieerd, GRONG; overgangsveen, OGAVE; elzenbroekbos, EBRBO. Verder is de mate van degradatie van het veensysteem aangegeven: intact, O; enige vorm van degradatie, D+; sterk gedegradieerd, D++. Ten slotte is het optreden van beheer (in de vorm van maaien en/of begrazing) en inundatie vermeld: jaarlijks, Ja; niet jaarlijks, Spor.; treedt niet op, Nee.

Figure 3: TWINSpan clustering spiders (A.) and ground beetles (B.), metadata from peatlands.

Tabel 6: De karakteristieke spinnen- en loopkevertaxa van kleine zeggenvegetaties en aanverwante vegetaties en hun habitatpreferentie (Roberts 1999; Araneae: spiders of Europe-database <http://www.araneae.unibe.ch/index.php>, Nentwig et al.; Turin, 2000). Abundantie (A.) is weergegeven als sporadisch aangetroffen (1), altijd aangetroffen maar in klein aantal (2), talrijk aangetroffen (3). † is niet in Nederland waargenomen.

Table 6: The characteristic spider and ground beetle taxa of small sedge vegetation and related vegetation and their habitat preference (Roberts 1999; Araneae: spiders of Europe database <http://www.araneae.unibe.ch/index.php>, Nentwig et al.; Turin, 2000). Abundance (A.) is shown as sporadically found (1), always found but in small numbers (2), found in vast numbers (3). † = not observed in the Netherlands.

Taxon	Familie	A	Habitatomschrijving
<i>Araniella cucurbitina/proxima</i>	Araneidae	1	ubiquist, op vegetatie, struiken, bomen
<i>Cercidia prominens</i>	Araneidae	1	graslanden en open plekken in bossen
<i>Hypsosinga heri</i>	Araneidae	1	lage vegetatie in de buurt van water
<i>Larinioides cornutus</i>	Araneidae	1	onbeschaduwde plaatsen bij water met hoge grassen of andere vegetatie
<i>Mangora acalypha</i>	Araneidae	1	lage vegetatie, meestal op droge zonnige plekken
<i>Neoscona adianta</i>	Araneidae	1	kruiden en struiken in veengebieden
<i>Clubiona germanica</i>	Clubionidae	1	ubiquist, op bomen en sruiken
<i>Clubiona stagnatilis</i>	Clubionidae	2	mos, strooisel en lage planten in natte graslanden, oevers, venen, moerassen
<i>Clubiona subtilis</i>	Clubionidae	1	vochtige plekken, in mos en strooisel en op lage planten
<i>Haplodrassus moderatus</i>	Gnaphosidae	1	in strooisel of achter schors in nat terreinen, waaronder venen en broekbos
<i>Antistea elegans</i>	Hahniidae	1	natte plekken, rond vennetjes of trilveen
<i>Allomengea scopigera</i>	Linyphiidae	1	moerassen
<i>Allomengea vidua</i>	Linyphiidae	2	natte plaatsen waar regelmatig overstroming optreedt, op planten in het water
<i>Baryphyma gowerense</i>	Linyphiidae	1	open natte plekken, vaak zilte milieus
<i>Baryphyma pratense</i>	Linyphiidae	1	op natte grond en planten bij water
<i>Bathyphantes gracilis</i>	Linyphiidae	2	op lage planten op vochtige plekken (grasland, bos)
<i>Centromerita bicolor</i>	Linyphiidae	1	moslaag van open, niet te vochtige bossen
<i>Gnathonarium dentatum</i>	Linyphiidae	1	open habitats bij water
<i>Gongylidiellum murcidum</i>	Linyphiidae	1	mos en strooisel in bossen
<i>Hypomma bituberculatum</i>	Linyphiidae	2	oevers van allerlei wateren

Taxon	Familie	A	Habitatomschrijving
<i>Lophomma punctatum</i>	Linyphiidae	1	ubiquist, vochtige habitats
<i>Meioneta rurestris</i>	Linyphiidae	1	bosranden, weiden en tuinen
<i>Porrhomma pygmaeum</i>	Linyphiidae	1	vochtige plekken in venen en veenbossen
<i>Savignia frontata</i>	Linyphiidae	1	ubiquist, in strooisel en op lage planten
<i>Silometopus elegans</i>	Linyphiidae	1	vochtige habitats
<i>Tallusia experta</i>	Linyphiidae	2	natte plekken, graslanden en veenmos
<i>Walckenaeria kochi</i>	Linyphiidae	1	vochtige habitats
<i>Walckenaeria vigilax</i>	Linyphiidae	1	vochtige habitats
<i>Arctosa leopardus</i>	Lycosidae	1	tussen mos in moerassen, mosrijke venen
<i>Pardosa paludicola</i>	Lycosidae	1	natte grasvegetaties
<i>Pardosa pullata</i>	Lycosidae	1	ubiquist, vaak vochtige biotopen
<i>Pardosa sphagnicola</i>	Lycosidae	2	venen, op veenmossen
<i>Pirata latitans</i>	Lycosidae	3	venen en andere onbeschaduwde plekken met rijke mos en kruidlaag
<i>Pirata piraticus</i>	Lycosidae	3	onbeschaduwde natte plekken
<i>Pirata piscatorius</i>	Lycosidae	2	onbeschaduwde, mosrijke moerasgebieden, trilvenen
<i>Pirata tenuitarsis</i>	Lycosidae	3	onbeschaduwde mosrijke venen
<i>Tibellus maritimus/oblongus</i>	Philodromidae	2	(vochtige) vegetaties met hoge grassen
<i>Dolomedes fimbriatus/plantarius</i>	Pisauridae	2	laag- en hoogvenen, bij water
<i>Marpissa radiata</i>	Salticidae	1	moerassen, natte heiden, vochtige bossen
<i>Pachygnatha clercki</i>	Tetragnathidae	3	tussen lage vegetatie, mos en strooisel op natte plekken, 's nachts hoger in vegetatie
<i>Ozyptila trux</i>	Thomisidae	2	vochtminnend, ubiquist, tussen graspollen en strooisel
<i>Agonum emarginatum</i>	Carabidae	2	vochtige habitats, zoals moerassen, moerasbossen, ook in zeggenvegetaties
<i>Agonum gracile</i>	Carabidae	1	nat, venen met veenmos, zeggenvegetaties
<i>Agonum micans</i>	Carabidae	1	allerlei natte terreintypen met een rijke vegetatie
<i>Agonum versutum</i>	Carabidae	1	nat, rietlanden, moerassen, open veen met goed ontwikkelde moslaag, geen beschaduwing, hoogveenbulten
<i>Bembidion doris</i>	Carabidae	1	moerassen met veenmos, moerasbossen, zeggenvegetaties
<i>Bembidion obtusum</i>	Carabidae	1	vochtige habitats
<i>Blethisa multipunctata</i>	Carabidae	2	moerassige plaatsen met vrij open vegetatie van mos of zeggen

Taxon	Familie	A	Habitatomschrijving
<i>Carabus clatratus</i>	Carabidae	2	hoogvenen, natte heide, laagveenmoerassen, natte duinvalleien en kwelders, zeer natte bodem, met weelderige vegetatie en ondiep water 5-15cm. Kan enige tijd onder water blijven
<i>Chlaenius consulatus</i> [†]	Carabidae	2	natte moerassige gebieden, laag- en hoogveen
<i>Elaphrus cupreus</i>	Carabidae	1	oevers, moerassen, natte bossen
<i>Oodes helopioides</i>	Carabidae	2	oevers, moerassen, natte bossen
<i>Pterostichus aterrimus</i>	Carabidae	1	oevers in hoogvenen en laagveenmoerassen, vegetaties van zeggen, wollegras of riet
<i>Pterostichus macer</i>	Carabidae	1	ondergronds levend in vochtige bodem of in aanspoelsel langs oevers
<i>Pterostichus melanarius</i>	Carabidae	2	ubiquist
<i>Pterostichus minor</i>	Carabidae	2	Allerlei natte terreintypen met een rijke vegetatie
<i>Pterostichus nigrita</i>	Carabidae	2	Allerlei natte terreintypen met een rijke vegetatie

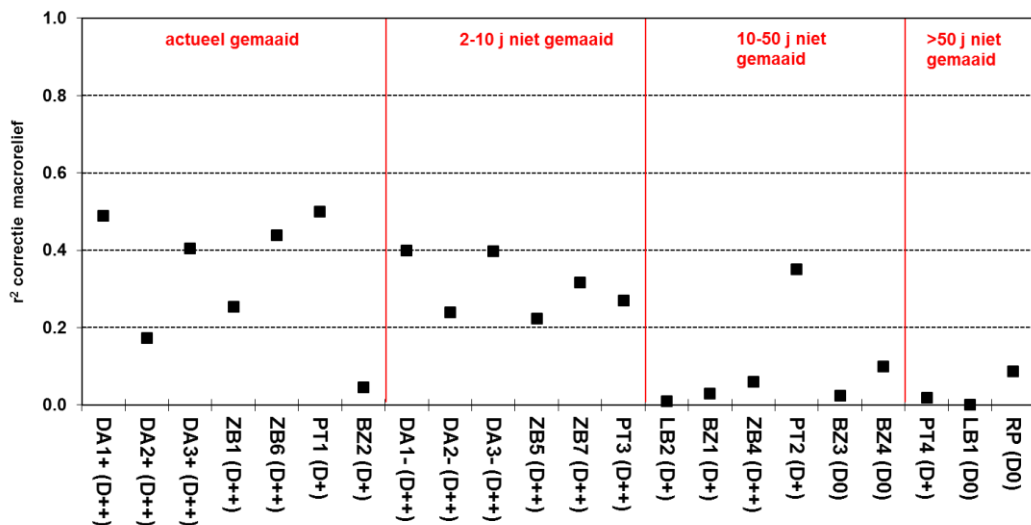
4 Resultaten microtopografie en vegetatie (onderdeel 2)

4.1 Microtopografie

Dataverwerking

Op elke onderzoekslocatie is in 5 transecten van 10 m lengte om de 5 cm de maaiveldhoogte gemeten met een pinframe. De hoogtegetallen zijn voor elk transect getransformeerd waar bij de mediane hoogte op 0 is gezet. Bij het beoordelen van de hoogteprofielen (zie Bijlage 3) bleek dat op gedegradeerde locaties vaak reliëf aanwezig is dat niet te maken heeft met biotische structuren zoals bulten en pollen. Dit betreft reliëf op perceelschaal ('macroreliëf') dat veroorzaakt is door ongelijkmatige bodemzakking en graafwerkzaamheden. Voor een data-analyse die gericht is op het kwantificeren van de microtopografie, is het daarom nodig om de invloed van macroreliëf op de gemeten hoogteverschillen weg te filteren. Dit is gedaan door voor elk transect het macroreliëf te beschrijven met 1^e tot 4^e orde polynomen. De polynoom met de hoogste verklaarde variantie én met betrouwbare parameters (t-toets, $p < 0.05$) is geselecteerd. Daarbij is stapsgewijs een hogere orde polynoom getest. Vervolgens zijn de hoogtegegevens gecorrigeerd met berekende waarde van de geselecteerde polynoomvergelijking. *Figuur 4* geeft de verklaarde variantie van de polynoommodellen op locatieniveau. Hieruit blijkt dat in de sterk gedegradeerde locaties de variantie vrijwel altijd hoog is en in de ongestoorde locaties altijd laag. De matig gedegradeerde locaties hebben meestal een lage variantie, maar af en toe ook een hoge variantie. Dit patroon bevestigt dat in sterk gedegradeerde locaties meer macroreliëf aanwezig is. In de hoogtegrafieken van Bijlage 3 wordt zowel de gemeten maaiveldhoogte als de gecorrigeerde weergegeven.

Verdere analyses zijn uitgevoerd met voor macroreliëf gecorrigeerde hoogtedata. Verschillen tussen locaties zijn bekeken aan de hand de hoogteverdeling op basis van hoogteverschillen tussen percentielen (tussen minimum (0) en maximum (1.0), tussen 0.10 en 0.90, tussen 0.25 en 0.75) en wavelet-analyse. Bij wavelet-analyse wordt op verschillende schaalniveaus op de horizontale as gekeken naar de variatie in hoogte. De analyse zoekt dan het schaalniveau op waarop de meeste variatie optreedt. Deze wordt uitgedrukt in een dimensieloze maat (wavelet mv) die een indicatie geeft voor de afstand tussen hoge delen (bulten of pollen). Als de data normaal verdeeld én de varianties homogeen zijn, zijn verschillen voor de berekende variabelen tussen categorieën van (maaihistorie, degradatiegraad) parametrisch getest (t-test, One Way ANOVA). In andere gevallen zijn verschillen non-parametrisch (Kruskal Wallis test, Mann Whitney U test) getest.



Figuur 4: Gemiddelde variantie (r^2) van polynoommodellen die gebruikt zijn voor het wegfilteren van macrorelief per locatie. Voor elke locatie is de variantie van de vijf transecten gemiddeld. In de labels staat tussenhaakjes de degradatiegraad: D0 = ongestoord, D+ = zwak gedegreerd, D++ = sterk gedegreerd.

Figure 4: Average variance (r^2) of polynomial models used to filter out the macrorelief per location. The variance of the five transections is average for each location. The degradation degree is shown in the labels between brackets: D0 = undisturbed, D+ = slightly degraded, D++ = strongly degraded.

Invloed degradatiegraad

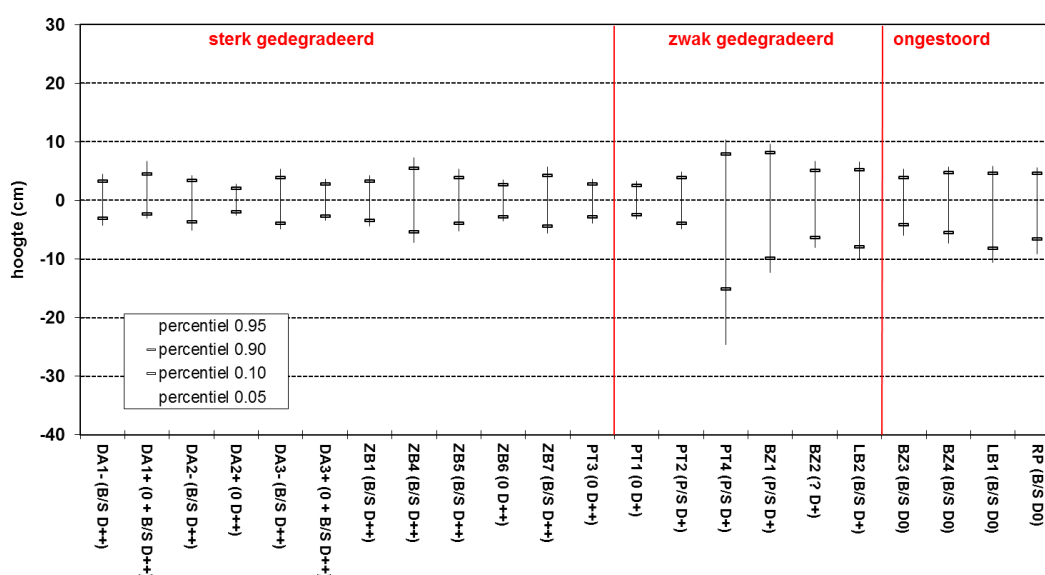
Verschillen in de hoogteverdeling voor degradatiegraad komen tot uiting in het hoogteverschil tussen het 0.05 en 0.95 percentiel, tussen het 0.10 en 0.90 percentiel en tussen het 0.25 en 0.75 percentiel (zie Tabel 7; Figuur 5). De sterk gedegreerde venen hebben een geringere hoogtevariatie dan de twee andere groepen. Er zijn echter alleen significante verschillen aanwezig tussen zwak gedegreerde en sterk gedegreerde locaties. Opvallend is dat ongestoorde venen wat betreft hoogteverdeling niet significant verschillen van zwak gedegreerde venen. Overigens zijn de verschillen in hoogteverdeling tussen de zwak gedegreerde locaties onderling groot en treden de grootste hoogteverschillen op in enkele zwak gedegreerde venen met hoge pollen. In ongestoorde venen treden weinig verschillen in hoogteverdeling op tussen de locaties. Het hoogteverschil tussen het minimum en maximum vertoont geen significant verschil voor de degradatieklassen.

Wanneer gekeken wordt naar de hoogteverschillen tussen het 0.10 en 0.90-percentiel dan bedragen die in ongestoorde venen ca. 15 cm en in sterk gestoorde venen ca. 10 cm. Absoluut gezien zijn die verschillen niet groot. In ongestoorde venen komen alleen bult/slenk-microtopografie voor. De bulten bestaan hier doorgaans uit slaapmossen. Relatief hoge bulten komen hier alleen voor wanneer ze uit veenmossen bestaan, zoals op locatie LB1 in Polen het geval is. Het type microtopografie in zwak gedegreerde venen is variabel en bestaat uit afwezigheid van duidelijke micro-elementen, slaapmosbult/slenkpatronen en pol/slenk-patronen. Die in sterk gedegreerde venen bestaat uit afwezigheid van duidelijke microtopografie en uit lage slaapmosbult/slenk-structuren.

Tabel 7: Toetsing verschillen in hoogteverdeling voor degradatiestadium.

Table 7: Verification of differences in height distribution per degradation stage.

Variabele	Kruskal-Wallis Test		Mann-Whitney pairwise		
	H	p	verschil D0 - D+	verschil D0 - D++	verschil D+ - D++
verschil max-min	3.62	0.163	0.337	0.363	0.092
verschil perc 0.95 - perc 0.05	6.82	0.033	0.456	0.079	0.028
verschil perc 0.90 - perc 0.10	6.29	0.043	0.456	0.130	0.028
verschil perc 0.75 - perc 0.25	8.34	0.015	0.241	0.060	0.015



Figuur 5: Verdeling van maaiveldhoogte gecorrigeerd voor macroreliëf. Locaties zijn gesorteerd op volgorde van degradatiegraad. In de labels staat tussenhaakjes het type microtopografie (0 = geen; B/S = bult/slenk door mossen; P/S/ = pol/slenk door polvormende vaatplanten) en de degradatiegraad (D0 = ongestoord, D+ = zwak gedegradeerd, D++ = sterk gedegradeerd).

Figure 5: Distribution of ground level height corrected for macrorelief. Locations are sorted by degradation degree. The type of microtopography is shown in the labels between brackets (0 = none; B/S = hummock/hollow due to mosses; P/S = tussock/hollow due to tussock forming vascular plants) and the degradation degree (D0 = undisturbed, D+ = slightly degraded, D++ = strongly degraded).

Invloed maai-beheer

Significante verschillen in hoogteverdeling treden op bij het hoogteverschil tussen het 0.05 en 0.95 percentiel, tussen het 0.10 en 0.90 percentiel en tussen het 0.25 en 0.75 percentiel (zie Tabel 8; Figuur 7). Verschillen tussen de beheerclassen zijn voornamelijk aanwezig wanneer de recent gemaaide venen worden vergeleken met venen die langdurig niet of nooit zijn gemaaid. Venen die meer dan 10 jaar niet zijn gemaaid hebben meer hoogteverschillen door microtopografie dan venen die korter geleden niet zijn gemaaid. Dit duidt er op dat pas naar 10 jaar na het stoppen van maai-beheer een meer uitgesproken microtopografie kan ontstaan. Het hoogteverschil tussen het minimum en maximum vertoont geen significant verschillen.

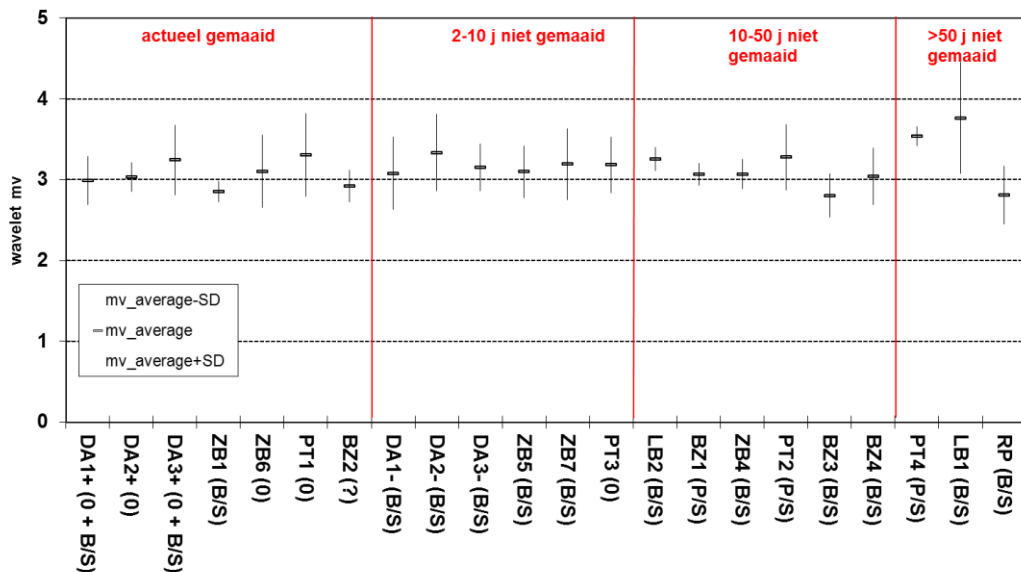
De beheerclassen 10-50 j en >50 j niet maaien hebben zowel bult/slenk-structuren als pol/slenk-structuren. Venen die kort (1-10 jaar) niet zijn gemaaid hebben voornamelijk bult/slenk-patternen met geringe hoogteverschillen van ca. 10 cm. Venen die nog gemaaid worden hebben doorgaans geen herkenbare microtopografie met bulten of pollen.

Tabel 8: Statistische toetsing verschillen in hoogteverdeling voor duur van niet maaien.

Table 8: Statistical review of differences in height distribution for duration of time since last mown.

Variabele	Kruskal-Wallis Test		Mann-Whitney pairwise					
	H	p	verschil 0j - 2-10j	verschil 2-10j - 10-50j	verschil 10-50j - >50j	verschil 0 - >50	verschil 5-10 - >50	verschil 0 - 10-50
verschil max-min	5.79	0.123	0.391	0.575	0.519	0.040	0.366	0.074
verschil perc 0.95 - perc 0.05	11.15	0.011	0.225	0.128	0.245	0.023	0.028	0.027
verschil perc 0.90 - perc 0.10	10.52	0.015	0.225	0.174	0.245	0.023	0.028	0.038
verschil perc 0.75 - perc 0.25	10.74	0.013	0.199	0.037	0.439	0.068	0.028	0.027

De afstand tussen de hoge delen (wavelet mv) is voor de verschillende beheerclassen min of meer gelijk (Figuur 6). Alleen in langdurig niet gemaaide venen is deze in twee van de drie venen hoger dan de rest. Dit betreffen een zwak gedegreerde locatie in het Peenetal (PT4) met opvallend hoge pollen en een ongestoorde locatie in Polen (LB1) met veenmosbulten.



Figuur 6: Wavelet mv in relatie tot duur van niet maaien. De wavelet mv is een dimensieloze maat die samenhangt met de afstand tussen bulten/ pollen.

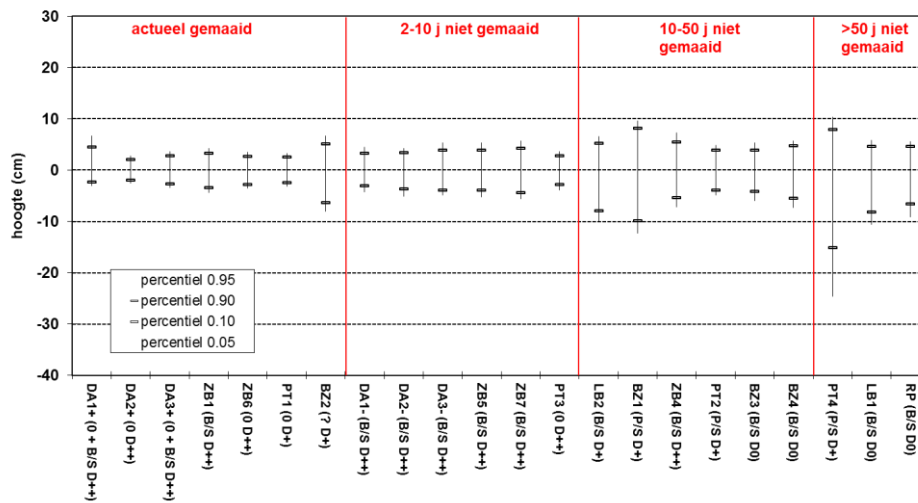
Figure 6: Wavelet mv in relationship to length of time since last mown. The wavelet mv is a measure without dimensions related to the distance between hummocks/tussocks.

Patronen in niet-maaiproef Drentse Aa

De variantie van de polynomen voor correctie van macrotopografie is voor de drie beekdaldelen gelijk in het gemaaid en niet gemaaid deel. Dit duidt er op dat het kort geleden stoppen van maaibeheer nog geen invloed heeft gehad op het macroreliëf. De variabelen voor hoogteverdeling vertonen

verschillen voor niet en wel maaien maar het patroon daarvan voor de drie beekdaldelen is niet eenduidig gerelateerd aan de wel/niet maaien (Tabel 9). Voor de locaties Postweg (DA2) en Oudemolen (DA3) zijn de hoogteverschillen in het niet gemaaide deel groter, wat overeenkomt met de verwachting. In de Hoge Maden (DA1) heeft het gemaaide deel juist grotere hoogteverschillen voor de 0.95-0.05 percentielen en 0.90-0.10 percentielen. De wavelet mv vertoont tussen de gepaarde gemaaide en niet gemaaide delen geen noemenswaardige verschillen

Geconcludeerd kan worden dat in de niet-maaiproef na enkele jaren nog geen eenduidige verschillen in microstructuur zijn ontstaan als gevolg van het stoppen met maaien.



Figuur 7: Verdeling van maaiveldhoogte gecorrigeerd voor macroreliëf. Locaties zijn gesorteerd op volgorde van duur van niet maaien. In de labels staat tussenhaakjes het type microtopografie (0 = geen; B/S = bult/slenk door mossen; P/S/ = pol/slenk door polvormende vaatplanten) en de degradatiegraad (D0 = ongestoord, D+ = zwak gedegradeerd, D++ = sterk gedegradeerd).

Figure 7: Distribution of ground level height corrected for macrorelief. Locations are sorted according to length of time since last mown. The type of microtopography is shown in the labels between brackets (0 = none; B/S = hummock/hollow due to mosses; P/S = tussock/hollow due to tussock forming vascular plants) and the degradation degree (D0 = undisturbed, D+ = slightly degraded, D++ = strongly degraded).

Tabel 9: Verschillen in microtopografie-variabelen voor de locaties van de niet-maaiproef in Drentse Aa. M = maaien, NM= niet maaien. DA1 = Hoge Maden, DA2 = Postweg en DA3 = Oudemolen.

Table 9: Differences in microtopography variables for the Drentse Aa 'non-mowing' trial locations. M = mown, NM= not mown. DA1 = Hoge Maden, DA2 = Postweg and DA3 = Oudemolen.

Locatie code Beheer	DA1- NM	DA1+ M	DA2- NM	DA2+ M	DA3- NM	DA3+ M
r2 correctie macroreliëf	0.40	0.49	0.24	0.17	0.40	0.41
max - min	18.8	25.8	20.2	12.5	23.6	21.4
perc 0.95 - perc 0.05	8.8	9.8	9.4	5.3	10.3	7.0
perc 0.90 - perc 0.10	6.3	6.9	7.1	4.0	7.9	5.5
perc 0.75 - perc 0.25	3.2	3.1	3.5	2.0	3.9	2.7
mv wavelet	3.1	3.0	3.3	3.0	3.2	3.2

4.2 Vegetatiestructuur op mesoschaal

Dataverwerking

Voor de metingen van de vegetatiestructuur in de 1 ha plots is gekeken naar de invloed van degradatiegraad en maaibeheer. Afhankelijk of de data normaal verdeeld was en de varianties homogeen waren werd de data parametrisch (t-test, One Way ANOVA) of non-parametrisch (Kruskal Wallis test, Mann Whitney U test) geanalyseerd.

Invloed degradatiegraad

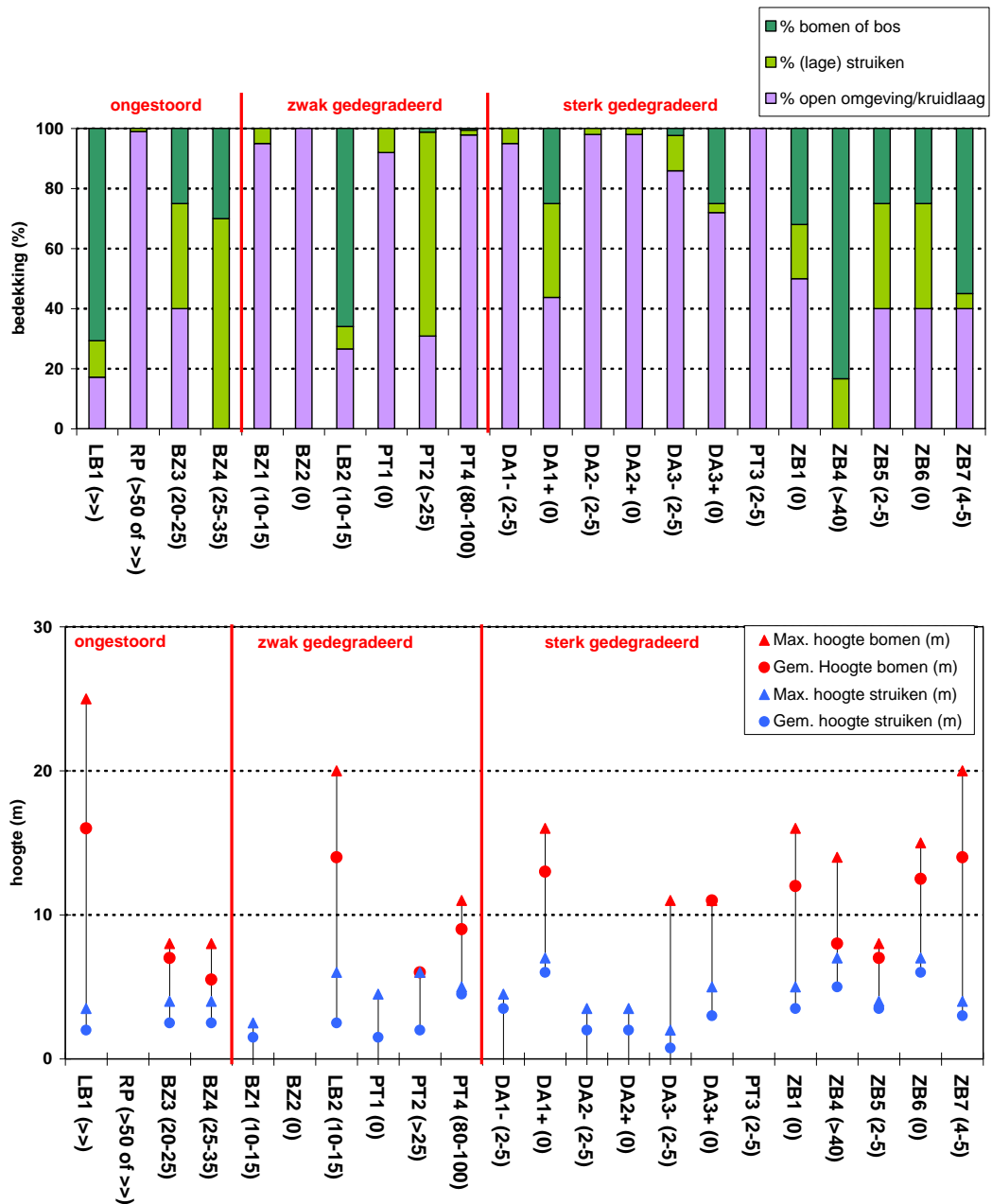
Al de drie degradatiestadia vertonen voor de 1 ha plots grote variatie in de verhouding van bedekking van korte vegetatie (geen struiken en bomen), en die van struiken en bomen (*Figuur 8*). Er zijn daarom ook geen statistisch significante verschillen tussen de degradatieklassen aanwezig. Ook ongestoorde venen kunnen een hoog aandeel hebben van struiken en/of bomen. Dit betekent dat ook in ongestoorde venen de aanwezigheid van hoger opgaande vegetatie van belang kan zijn als omgevingsfactor voor kleine fauna. Bomen en struiken komen daarbij verspreid voor waardoor op mesoschaal structuurvariatie aanwezig is (*Foto 5*). Overigens zit in deze venen onder de struiken en bomen een open vegetatie van kleine zeggen en slaapmossen. In de gedegradeerde sites heeft een hoge bedekking van bomen veelal te maken met aanwezigheid van oude perceelscheidingen waarin elzen en wilgen zijn gevestigd en deels met opslag van bomen in vernatte venen die enkele decennia niet zijn gemaaid. Hoogte van struiken en bomen is ook binnen alle degradatieklassen sterk verschillend (*Figuur 8*). Tussen de degradatieklassen bestaan geen significante verschillen.

De struik- en boomsoorten verschillen voor ongestoorde en gedegradeerde venen. In ongestoorde venen bestaan deze vooral uit *Betula pubescens* (Zachte berk), *B. pendula* (Ruw berk), *Betula humulus* en *Frangula alnus* (Vuilboom). Deze soorten kunnen groeien onder relatief voedselarme omstandigheden. In de gedegradeerde venen staan vaker *Alnus glutinosa* (Zwarte els), *Salix aurita* (Geoorde wilg), *S. cinerea* (Grauwe wilg) en *S. pentandra* (Laurierwilg). Deze soorten doen het beter onder relatief voedselrijke omstandigheden. De soorten in sterk gedegradeerde venen, vooral Zwarte els, kunnen snel groeien.



Foto 5: Voorbeeld van verspreid staande bomen in een ongestoord veen, Lubon (LB1) in Polen.

Photo 5: Example of scattered trees in an undisturbed mesotrophic fen, Lubon (LB1) in Poland.



Figuur 8: Verdeling van de oppervlakteaandeel korte vegetatie, struiken en bomen op de onderzoekslocaties en hoogte van de struik- en boomlaag gesorteerd op degradatiegraad. Degradatiegraad: D0 = ongestoord, D+ = zwak gedegreerd, D++ = sterk gedegreerd.

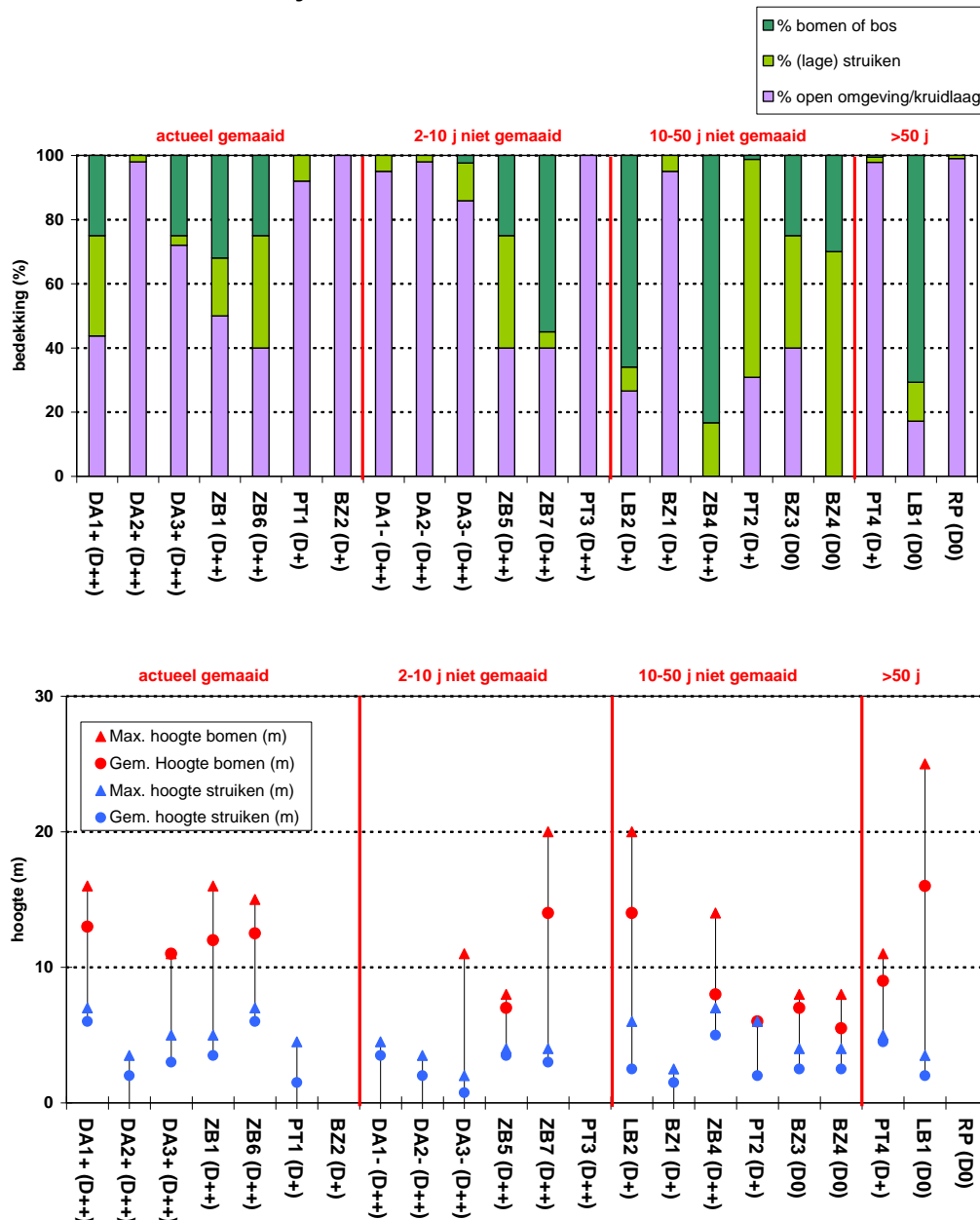
Figure 8: Distribution of the surface proportion of short vegetation, shrubs and trees at the research locations and the height of the shrub- and tree layer sorted according to degradation degree. Degradation degree: D0 = undisturbed, D+ = slightly degraded, D++ = strongly degraded.

Invloed maai-beheer

De bedekking van struiken en bomen is in de 1 ha plots voor de verschillende klassen voor maai-beheer sterk variabel (Figuur 9) en verschillen tussen de klassen zijn niet significant. Bij meer dan 10 jaar niet maaien zijn er wel relatief veel locaties met een hoge gezamenlijke bedekking van struiken en bomen. De hoogte van struiken en bomen is binnen de klassen voor

maaibeheer ook meestal sterk variabel. Alleen voor op locaties waar gemaaid wordt varieert de boomhoogte weinig. In de 1 ha-plots van de plots met actueel maaibeheer en maaibeheer dat kort geleden nog plaatsvond betreft het echter oudere bomen die in perceelranden staan. Opvallend is dat op locaties die meer dan 20 jaar niet zijn gemaaid (in *Figuur 9* de locaties in het rechterdeel vanaf ZB4) de gemiddelde hoogte van de boomlaag relatief laag is. Langdurig niet maaien leidt dus niet zomaar tot veel hoogopgaande bomen.

Geconcludeerd kan worden dat het aandeel van struiken en bomen op mesoschaal onafhankelijk van de historie van maaibeheer sterk variabel is.



Figuur 9: Verdeling van de oppervlakte korte vegetatie, struiken en bomen op de onderzoekslocaties en hoogte van de struik- en boomlaag gesorteerd op duur van niet maaien. Degradatiegraad: D0 = ongestoord, D+ = zwak gedegradeerd, D++ = sterk gedegradeerd.

Figure 9: Distribution of the surface proportion of short vegetation, shrubs and trees at the research locations and the height of the shrubs and tree layer sorted according to length of time since last mown. Degradation degree: D0 = undisturbed, D+ = slightly degraded, D++ = strongly degraded.

Patronen in niet-maaiproef Drentse Aa

Verschillen in de vegetatiestructuur in de 1 ha-plot tussen wel en niet gemaaide delen in de drie beekdaldelen hangen samen hoofdzakelijk samen met verschillen die al aanwezig waren voor het starten van het experiment (Tabel 10). De aangetroffen verschillen in boom en struikbedekking betreft voor een belangrijk deel bomen en struiken op oude perceelgrenzen of langs oude sloten. Op de locaties bij Hoge Maden (DA1) en Oude Molen (DA3) verschillen de gemaaide en niet-gemaaide plots sterk in bedekking van bomen en struiken en de hoogte van struiken. Deze verschillen kunnen dus niet worden toegeschreven aan effecten aan het beheerexperiment. Ze zijn wel voor belang voor gemeten patronen in faunadiversiteit. Het maai- en niet-maaiplot bij de Postweg (DA2) verschillen niet.

Tabel 10: Verdeling van de oppervlakte korte vegetatie, struiken en bomen op de onderzoekslocaties en hoogte van de struik- en boomlaag op de locaties van de niet-maai proef in Drentse Aa. Beheer: M = maaien, NM = niet maaien.

Table10: Distribution of the surface proportion of short vegetation, shrubs and trees at the research locations and height of the shrub and tree layer at the Drentse Aa 'non-mowing' trial locations. Mowing regime: M = mown, NM= not mown.

Locatie code Beheer	DA1- NM	DA1+ M	DA2- NM	DA2+ M	DA3- NM	DA3+ M
bedekking korte vegetatie (%)	95	35	98	98	73	72
bedekking struiken (%)	5	25	2	2	10	3
bedekking bomen (%)	0	20	0	0	2	25
Max. hoogte bomen (m)		16			11	11
Gem. Hoogte bomen (m)		13				11
Max. hoogte struiken (m)	4.5	7.0	3.5	3.5	2.0	5.0
Gem. hoogte struiken (m)	3.5	6.0	2.0	2.0	0.8	3.0

4.3 Vegetatiestructuur en bovengrondse biomassa op plotschaal

Dataverwerking

In deze paragraaf worden de resultaten geanalyseerd van de gegevens uit de 5x5 m plots voor vegetatiestructuur. De metingen in deze plots zijn wat betreft alle gemeten variabelen voor vegetatiestructuur het beste te relateren aan de duur van niet maaien. Voor de locaties in de tijdreeks is gekeken naar de invloed van degradatiegraad, verdrogingshistorie en duur van niet maaien. Afhankelijk of de data normaal verdeeld was en de varianties homogeen waren, werden de data parametrisch (t-test, One Way ANOVA) of non-parametrisch (Kruskal Wallis test, Mann Whitney U test) geanalyseerd. Voor de niet-maaiproef in Drentse Aa is de invloed van wel/niet maaien en van de beekdallocalatie getest met een tweefactor ANOVA.

Invloed degradatiegraad

De degradatiegraad heeft een sterke invloed op de bedekking en hoogte van vegetatielagen (Figuur 10) die statistisch significant is (Tabel 11). Ongestoorde en zwak gedegreerde venen hebben een hogere mosbedekking

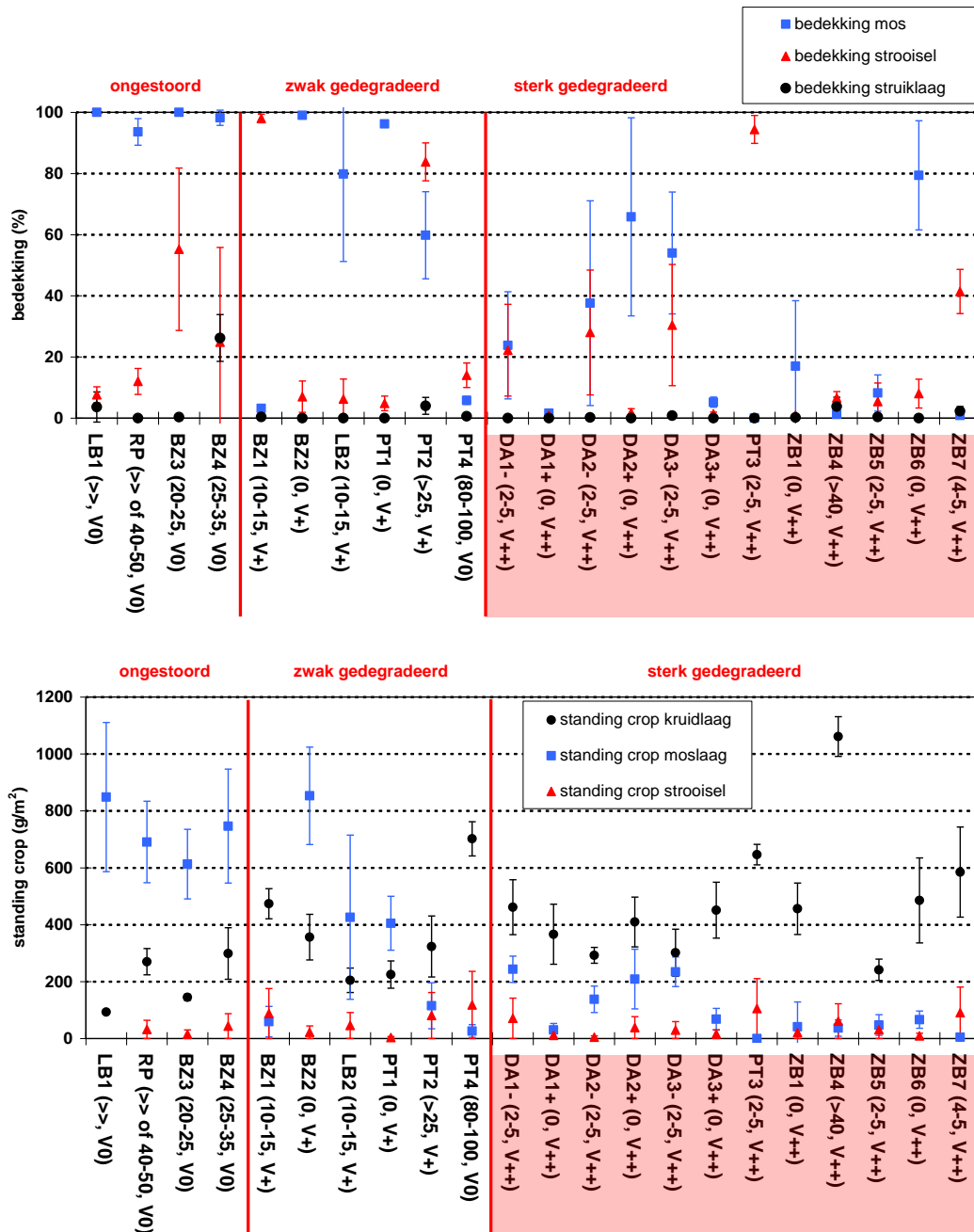
dan sterk gestoorde venen. De biomassa de kruidlaag neemt toe met de degradatiegraad. In ongestoorde venen is de mosbedekking 95-100%, terwijl die in sterk gedegreerde venen vaak onder de 50 % zit en regelmatig ook nagenoeg 0% is. De biomassa van mossen vertoont een vergelijkbaar patroon. Ongestoorde venen hebben dus een hoge biomassa van levende mossen tussen 600 en 850 g/m² (= 6-8.5 ton/ha). Mesotrofe laagvenen hebben daarmee een grote biomassa van levende biomassa t.o.v. mesotrofe graslanden. In zwak gedegreerde venen is de biomassa echter vaak een stuk lager ondanks een hoge mosbedekking. In sterk gedegreerde venen is ze altijd lager dan 250 g/m², zelfs bij relatief hoge bedekkingen van mossen. Hieruit kan worden afgeleid dat de laag van levende mossen in gedegreerde venen veel dunner is en/of een lagere dichtheid heeft dan in ongestoorde venen. Ongestoorde venen hebben een dik tapijt van levende mossen. De biomassa van de kruidlaag is in ongestoorde venen laag. In sterk gedegreerde venen is ze meestal matig hoog (300-600 g/m²). De productie in de vernatte, sterk gedegreerde venen blijft dus beperkt. De bedekking van de struiklaag is ook hoger in ongestoorde venen, maar dit op slechts één locatie (BZ4) het geval. De hoogte van de kruidlaag neemt toe met degradatiegraad (*Figuur 11*). Daarbij nemen vooral de hoogte van de hoge kruidlaag en maximale hoogte toe. In sterk gedegreerde venen wordt de struiklaag het hoogst. De hoeveelheid strooisel verschilt niet voor degradatiegraad.

Geconcludeerd kan worden dat mos- en kruidlaag een inverse relatie hebben die sterk samen hangt met de degradatiegraad.

Tabel 11: Statistische toetsing verschillen in hoogteverdeling voor degradatiestadium. D0 = ongestoord, D+ = zwak gedegreerd, D++ = Sterk gedegreerd.

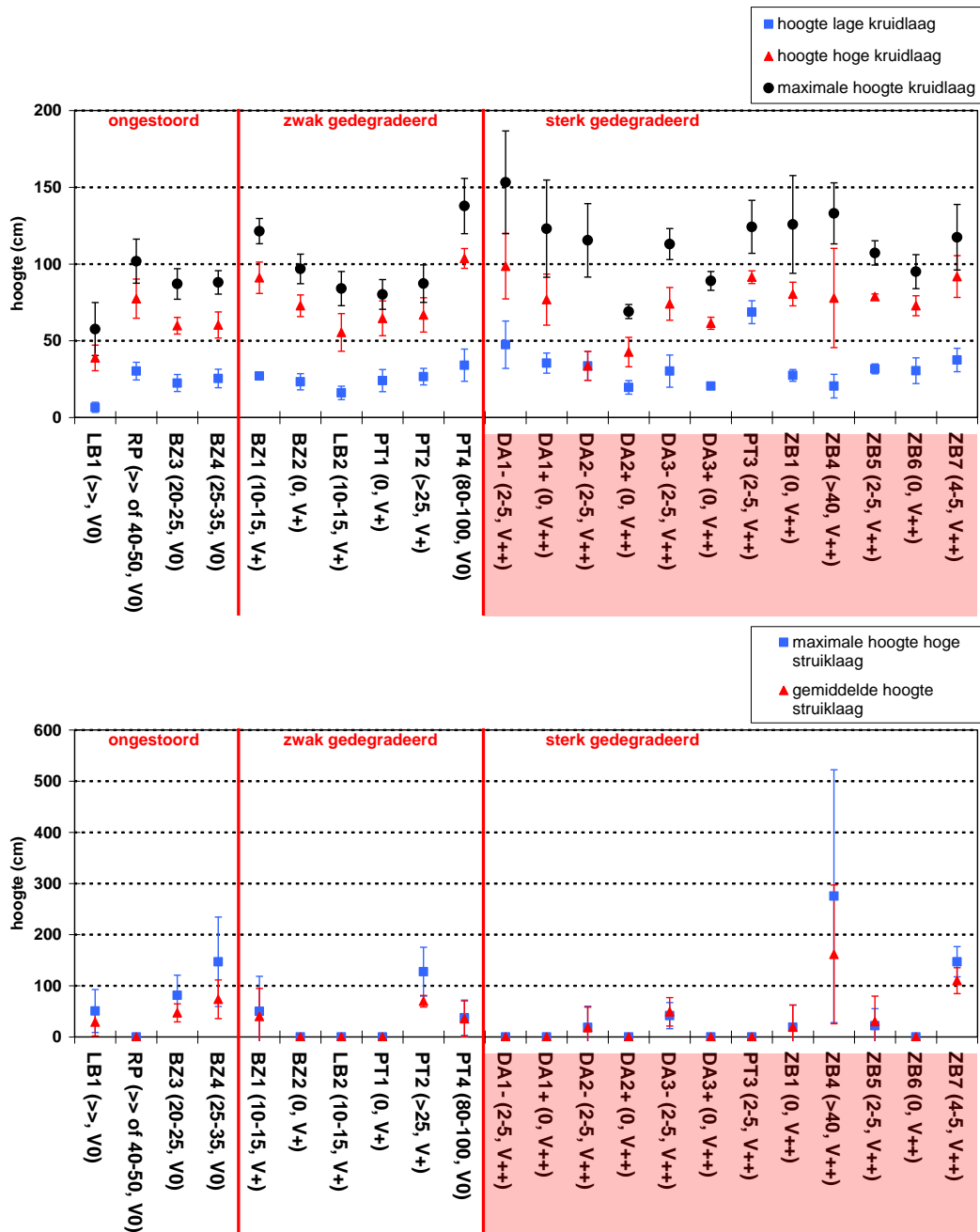
Table 11: Statistical review of differences in height distribution per degradation stage. D0 = undisturbed, D+ = slightly degraded, D++ = strongly degraded.

Variabele	Kruskal-Wallis Test		Mann-Whitney pairwise		
	H	p	verschil D0 - D+	verschil D0 - D++	verschil D+ - D++
bedekking mossen	52.30	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001
bedekking struiken	9.59	0.008	0.014	0.002	0.791
bedekking strooisel	7.51	0.023	0.843	0.034	0.024
Hoogte lage kruidlaag	13.62	0.001	0.235	0.002	0.006
Hoogte hoge kruidlaag	9.42	0.009	0.003	0.007	0.847
Maximale hoogte kruidlaag	18.48	<0.001	0.030	<0.001	0.033
Gemiddelde hoogte struiklaag	12.94	0.002	0.020	0.001	0.131
Maximale hoogte struiklaag	2.17	0.339	0.375	0.153	0.792
Standing crop kruiden	28.02	<0.001	<0.001	<0.001	0.028
Standing crop mossen	49.27	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001
Hoeveelheid strooisel	2.36	0.308	0.494	0.512	0.143
Standing crop totaal	22.12	<0.001	0.337	<0.001	<0.001



Figuur 10: Bedekking van vegetatielagen, bovengrondse biomassa van de kruiden en mossen en de hoeveelheid strooisel in de 5x5 m plots per onderzoekslocatie. De punten geven de gemiddelde waarde van de plots en de balken de SD. In de labels staat tussenhaakjes de duur van niet maaien in jaren en de verdrogingshistorie (V0 = nooit ontwaterd, V+ = licht ontwater geweest, daarna vernat, V++ = sterk ontwaterd geweest en daarna vernat).

Figure 10: Cover of vegetation layers, aboveground biomass of the herbaceous plants and mosses and the amount of litter within the 5x5 m plots per research location. The blocks indicate the average value of the plots and the bars the standard deviation (SD). The time since last mown is shown in the labels between brackets together with the drainage history (V0 = never drained, V+ = slightly drained, then rewetted, V++ = strongly drained and then rewetted).



Figuur 11: Hoogte van de kruid- en struiklaag in 5x5 m plots per onderzoekslocatie. De punten geven de gemiddelde waarde van de plots en de balken de SD. In de labels staat tussenhaakjes de duur van niet maaien in jaren en de verdrogingshistorie (V0 = nooit ontwaterd, V+ = licht ontwater geweest, daarna vernat, V++ = sterk ontwaterd geweest en daarna vernat).

Figure 11: Height of the herbaceous and shrub layer within 5x5 m plots per research location. The blocks indicate the average value of the plots and the bars the standard deviation (SD). The time since last mown is shown in the brackets together with the drainage history (V0 = never drained, V+ = slightly drained, then rewetted, V++ = strongly drained and then rewetted).

Invloed maai-beheer

De duur van niet maaien heeft in beperkte mate invloed op de bedekking van vegetatielagen, bovengrondse biomassa en hoogte (Figuur 12, Figuur 13 en Tabel 12).

De biomassa van de mossen is bij duur van niet maaien 10-50 j hoger dan bij kortere duur van niet maaien. Bij >50 j niet maaien is ze nog hoger. De biomassa van mossen wordt echter niet alleen door het maaibeheer beïnvloed maar ook door de mate waarin vroeger verdroging is opgetreden. De biomassa is altijd laag als in het verleden de locatie sterk verdroogd is geweest (zie rood gearceerde locaties in *Figuur 12*). Locaties zonder sterke verdroging in het verleden hebben meestal een relatief hoge biomassa van mossen. De bedekking van mossen is sterk variabel in de maaiklassen 0, 10-50 en >50 j niet maaien. Ook dit hangt sterk samen met het verdrogingsverleden: op locaties die in het verleden niet sterk zijn verdroogd, is de bedekking vaak hoog. Bij 2-10 j niet maaien is de mosbedekking relatief laag t.o.v. de andere beheerclassen. Het stoppen van maaien lijkt dus op de korter termijn negatief te zijn voor de mosbedekking.

De biomassa van de kruidlaag verschilt niet voor de verschillende beheerclassen. Bij langer niet maaien (>10j) is deze sterk variabel. De hoogte van de kruidlaag is bij 2-10 j niet maaien significant hoger dan bij actueel maaibeheer en 10-50 j niet maaien (*Figuur 13*). Voor de klassen 10-50 j en >50 j verschilt de hoogte niet.

De hoeveelheid en bedekking van strooisel van de actueel gemaaide locaties is duidelijk lager dan locaties met 2-10 j na stoppen van maaien. Die van de locaties die 2 tot 50 jaar niet meer worden gemaaid is sterk variabel. De strooiselbedekking op langdurig niet gemaaide locaties is laag.

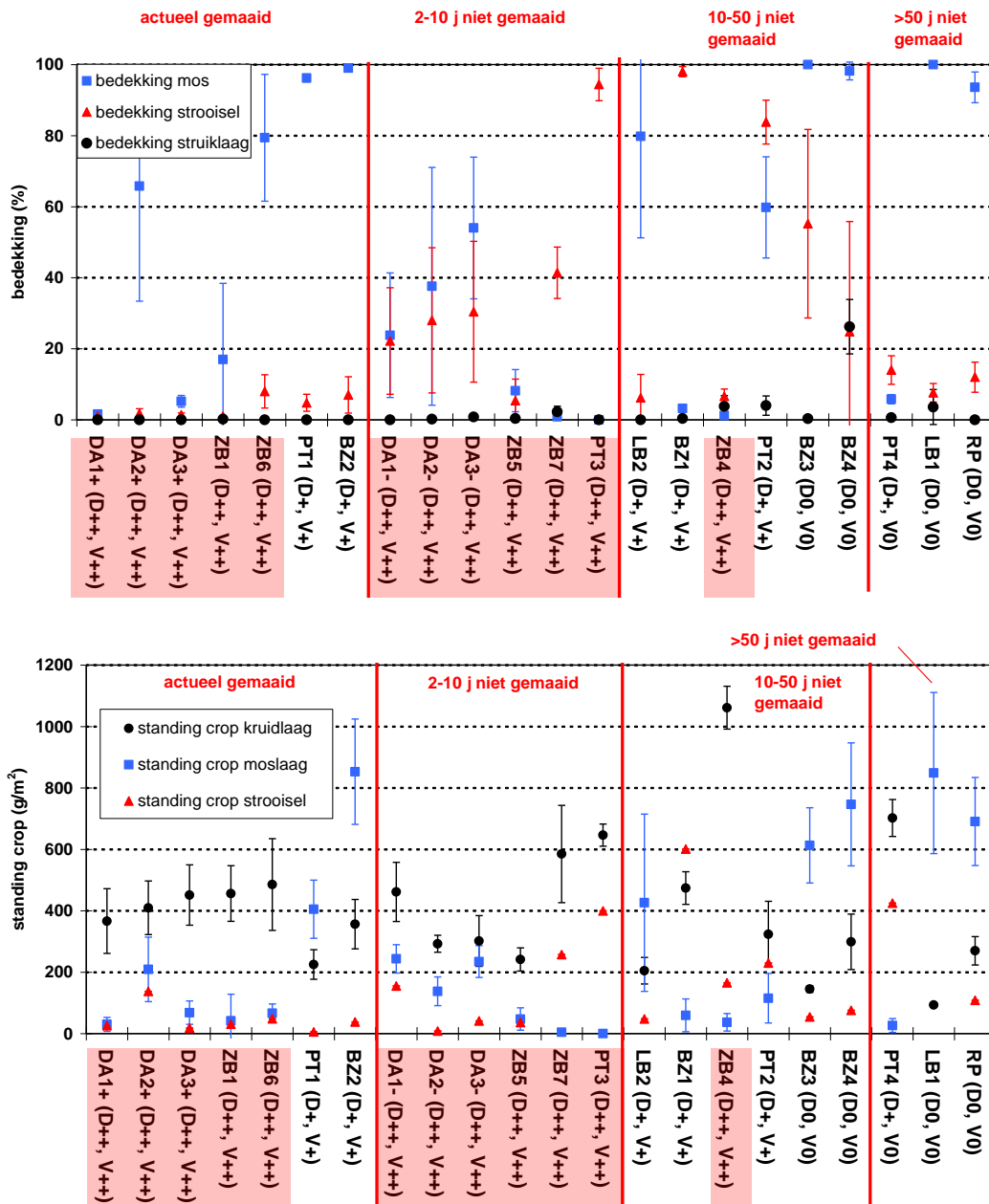
De bedekking van de struiklaag is hoger naar mate langer niet gemaaid wordt. Er is echter geen verschil in bedekking tussen de klasse 10-50 en >50 j niet meer maaien. Bij 10-50 jaar niet maaien is de hoogte van de struiklaag het hoogst.

Conclusie is dat bij een langere duur van niet maaien de verdrogingshistorie en daarmee gepaard gaande degradatiegraad een veel sterker effect heeft op de vegetatiestructuur dan de verschillen in duur van niet maaien.

Tabel 12: Statistische toetsing verschillen in duur van niet maaien 0, 2-10, 10-50 en >50 j).

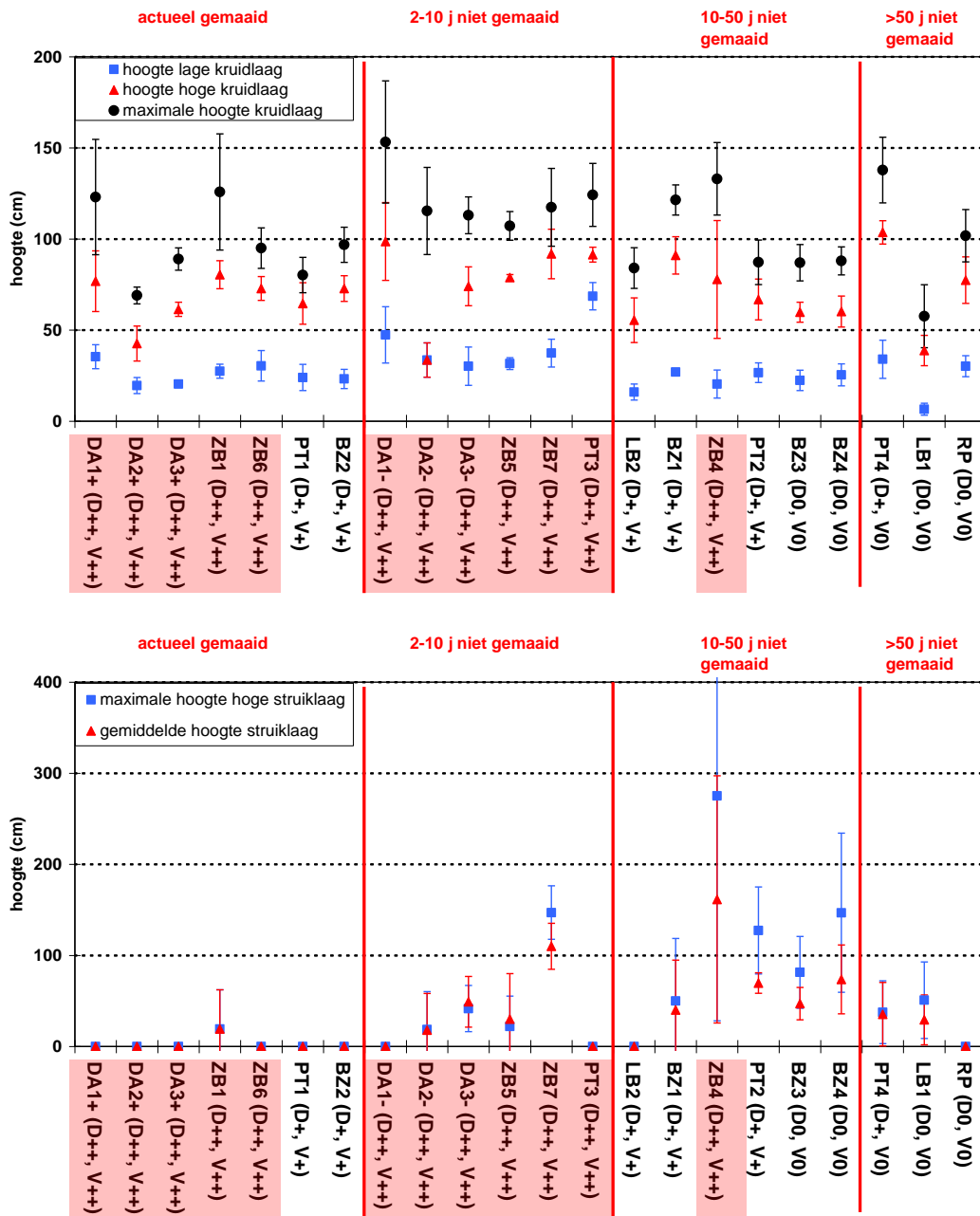
Table 12: Statistical review of differences in time since last mown 0, 2-10, 10-50 and > 50 years.

Variabele	Kruskal-Wallis Test		Mann-Whitney pairwise		
	H	p	verschil 0 - 2-10	verschil 2-10 - 10-50	verschil 10-50 - >50
bedekking mossen	17.66	0.001	0.004	0.011	0.220
bedekking struiken	27.26	<0.001	0.010	0.007	0.112
bedekking strooisel	48.74	<0.001	<0.001	0.657	0.069
Hoogte lage kruidlaag	30.58	<0.001	<0.001	<0.001	0.866
Hoogte hoge kruidlaag	6.95	0.074	0.009	0.035	0.596
Maximale hoogte kruidlaag	19.06	<0.001	<0.001	<0.001	0.962
Gemiddelde hoogte struiklaag	10.73	0.013	0.894	0.135	0.002
Maximale hoogte struiklaag	8.17	0.043	0.894	0.552	0.017
Standing crop kruiden	2.80	0.424	0.937	0.118	0.926
Standing crop mossen	13.68	0.003	0.074	0.005	0.022
Standing crop strooisel	28.15	<0.001	0.010	0.234	0.138
Standing crop totaal	29.64	<0.001	0.974	<0.001	0.306



Figuur 12: Bedekking de vegetatielagen, bovengrondse biomassa van kruiden en mossen en de hoeveelheid strooisel in 5x5 m plots per onderzoekslocatie gegroepeerd voor duur van niet maaien. De punten geven de gemiddelde waarde van de plots en de balken de SD. In de labels staat tussenhaakjes de degradatiegraad (D0 = ongestoord, D+ = zwak gedegreerd, D++ = sterk gedegreerd en de verdrogingshistorie (V0 = nooit ontwaterd, V+ = licht ontwater geweest, daarna vernat, V++ = sterk ontwaterd geweest en daarna vernat).

Figure 12: Cover of vegetation layers, aboveground biomass of herbaceous plants and mosses and the amount of litter within 5x5 m plots per research location, grouped for length of time since last mown. The blocks indicate the average value of the plots and the bars the standard deviation (SD). The degradation degree is shown in the labels between brackets (D0 = undisturbed, D+ = slightly degraded, D++ = strongly degraded) and the drainage history (V0 = never drained, V+ = slightly drained, then rewetted, V++ = strongly drained and then rewetted).



Figuur 13: Hoogte van de vegetatielagen in 5x5 m plots per onderzoekslocatie gegroepeerd voor duur van niet maaien. De punten geven de gemiddelde waarde van de plots en de balken de SD. In de labels staat tussenhaakjes de degradatiegraad (D0 = ongestoord, D+ = zwak gedegradeerd, D++ = sterk gedegradeerd en de verdrogingshistorie (V0 = nooit ontwaterd, V+ = licht ontwater geweest, daarna vernat, V++ = sterk ontwaterd geweest en daarna vernat).

Figure 13: Height of the vegetation layers within 5x5 m plots per research location, grouped per length of time since last mown. The blocks indicate the average value of the plots and the bars the standard deviation (SD). The degradation degree is shown in the labels (D0 = undisturbed, D+ = slightly degraded, D++ = strongly degraded) and the drainage history (V0 = never drained, V+ = slightly drained, then rewetted, V++ = strongly drained and then rewetted).

Patronen in niet-maaiproef Drentse Aa

Uit de tweefactor ANOVA's blijkt voor een beperkt aantal variabelen dat wel- of geen maai-beheer een significant effect (*Tabel 13, Figuur 14*). Dat betreft de biomassa van mossen, de strooiselbedekking, de hoogte van de lage kruidlaag en de maximale hoogte van de kruidlaag. Bij de biomassa van mossen wordt het beheereffect ook sterk door de locatie beïnvloed. Op de locaties Postweg en Oudemolen is in het deel waar maaien is gestopt de biomassa van mos veel lager dan in het gemaaid deel. In de Hoge Maden is sprake van een omgekeerd patroon, zij het minder sterk. Bij de strooiselbedekking hebben in al de drie beekdal delen de niet-maai locaties een veel hogere strooiselbedekking (*Foto 6*). Dit patroon komt echter niet duidelijk tot uiting in de hoeveelheid biomassa strooisel. Voor de hoogte van de lage kruidlaag en de maximale hoogte van de kruidlaag geldt wel een duidelijk effect van beheer. Deze zijn beide hoger in de ongemaaide delen.

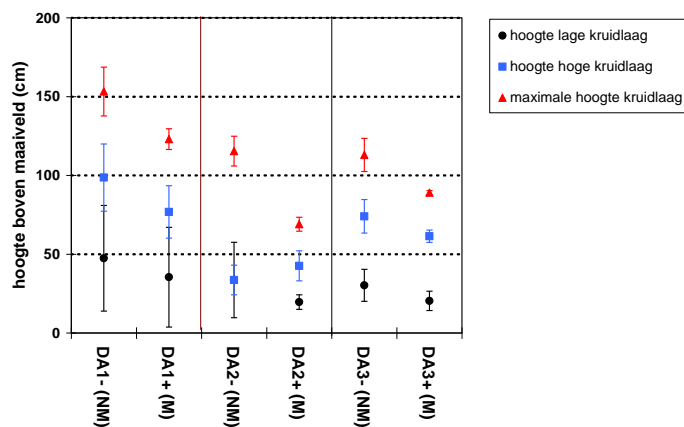
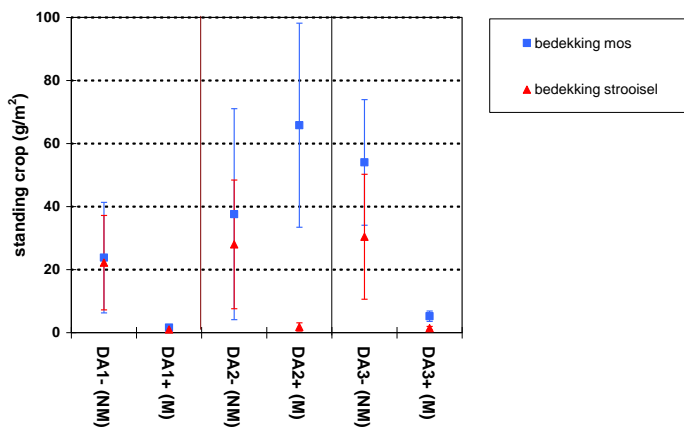
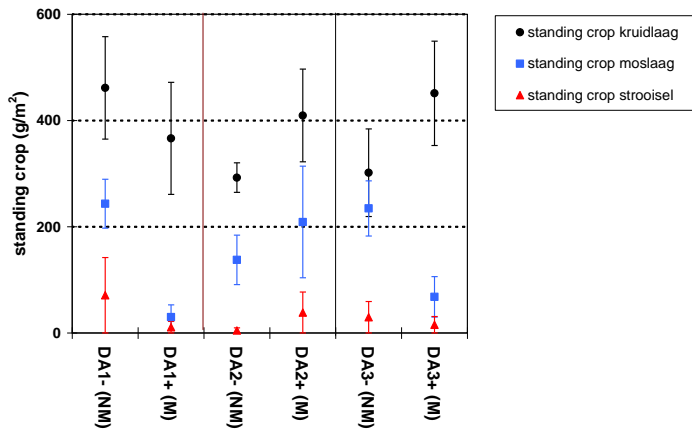
De effecten van stoppen met maaien in de drie beekdal locaties van het Drentse Aa gebied is sterk afhankelijk van de locatie. Voor de meeste onderzochte variabelen blijkt uit de twee factor ANOVA voor beheer- en locatie-effect dat er een sterke interactie van beide factoren optreedt (*Tabel 13*). Tevens is de invloed van locatie voor een kleiner aantal variabelen dominant over de invloed van beheer.

Geconcludeerd kan worden dat het stoppen van maaien op de korter termijn heeft geleid tot een hogere kruidlaag en meer strooisel.

Tabel 13: Toetsing van de invloed van wel/niet maaien en locatie op bedekking, bovengrondse biomassa en hoogten van vegetatielagen van de 5x5m plots in de niet-maaiproef in Drentse Aa met een 2-factor ANOVA. Er zijn drie locatie (DA1 = Hoge Maden, DA2 = Postweg en DA3 = Oudemolen) met elk een gemaaid en niet gemaaid deel.

Table 13: Verification of the influence of mowing or not mowing and location on cover, aboveground biomass and height of the vegetation layers within the 5x5 m plots in the Drentse Aa 'non-mowing' trial with a 2-factor ANOVA. There are three locations (DA1 = Hoge Maden, DA2 = Postweg and DA3 = Oudemolen) each with a mown and not-mown part.

Variabele	Anova		
	p(same) beheer	p(same) locatie	p(same) interactie
bedekking mossen	0.089	0.022	0.002
bedekking strooisel	<0.001	0.749	0.799
Hoogte lage kruidlaag	0.002	<0.001	0.877
Hoogte hoge kruidlaag	0.091	<0.001	0.043
Maximale hoogte kruidlaag	<0.001	<0.001	0.505
Standing crop kruiden	0.084	0.282	0.009
Standing crop mossen	<0.001	0.377	<0.001
Standing crop strooisel	0.583	<0.001	<0.001
Standing crop totaal	0.145	0.177	<0.001



Figuur 14: Bedekking, biomassa en hoogten van vegetatielagen van de 5x5m plots in de niet-maaiproef in Drentse Aa. Beheer: NM = niet maaien, M = maaien. Locaties: DA1 = Hoge Maden, DA2 = Postweg en DA3 = Oudemolen.

Figure 14: Coverage, biomass and height of vegetation layers within the 5x5 m plots in the Drentse Aa 'non-mowing' trial. Mowing regime: NM = not mown, M = mown. Locations: DA1 = Hoge Maden, DA2 = Postweg and DA3 = Oudemolen.



Foto 6: Invloed op vegetatiestructuur van wel en niet maaien in de Drentse Aa. Links niet-gemaaid met afgestorven stengels van Holpijp en Snavelzegge, rechts wel gemaaid. De foto is in begin mei gemaakt.

Photo 6: Influence of mowing or not mowing in the Drentse Aa on vegetation structure. Left: not mown with dead stems of *Equisetum fluviatile* and *Carex rostrata*. Right: mown. The photo was taken in early May.

4.4 Lichtbeschikbaarheid op plotschaal

Dataverwerking

In deze paragraaf worden patronen van de relatieve lichtintensiteit geanalyseerd van de gegevens uit de 5x5 m plots. Voor elke interval van 5 cm boven maaiveld is de gemiddelde waarde en de standaarddeviatie van de relatieve lichtintensiteit (RLI) berekend. Voor elk plot is tevens de hoogte boven maaiveld van het lichtcompensatiepunt en het lichtverzadigingspunt bepaald. Het lichtcompensatiepunt is de hoeveelheid licht waarbij de assimilatie en dissimilatie van plant in evenwicht is. Voor kruiden ligt dat punt in NW-Europa gemiddeld bij een RLI van 5% (Larcher 1995). Bij een lichthoeveelheid boven het lichtverzadigingspunt gaat een plant niet harder groeien omdat andere factoren beperkend zijn (bv nutriënten). Voor de meeste vaatplanten ligt dat punt bij een RLI van 30% (Fliervoet 1984, Larcher 1995). Daarnaast is de hoogte van RLI 90% bepaald als een proxy voor de bovenkant van de vegetatie. Deze hoogte is makkelijker af te leiden uit de lichtprofielen dan het 100% punt. Voor de locaties in de tijdreeks is gekeken naar de invloed van de degradatiegraad en duur van niet maaien. Afhankelijk of de data normaal verdeeld en de varianties homogeen waren, werden de data parametrisch (t-test, One Way ANOVA) of non-parametrisch (Kruskal Wallis test, Mann Whitney U test) geanalyseerd. Voor de niet-maaiproef in Drentse Aa is de invloed van wel/niet maaien en van de beekdallocalatie getest met een tweefactor ANOVA.

Invloed degradatiegraad

De degradatiegraad heeft sterke invloed op het profiel van de relatieve lichtintensiteit (RLI) in de vegetatie. Met toenemende degradatie worden de lichtcondities onderin het profiel slechter. Voor vrijwel alle geanalyseerde variabelen is

een significant verschil tussen de drie degradatieklassen aanwezig (Tabel 14; Figuur 15). Alleen voor de hoogte boven maaiveld van het lichtcompensatiepunt (RLI = 5%) is het verschil tussen ongestoorde en zwak gedegreerde locaties niet significant. Op deze locaties is deze hoogte zo laag dat geen of nauwelijks lichtbeperking optreedt op de bodem en vlak boven de bodem. Het lichtverzadigingspunt (RLI = 30%) zit in ongestoorde venen ook dicht bij de grond (0-7 cm). Vaatplanten die slechts enkele cm's hoog worden, en mossen hebben daardoor geen enkele lichtbeperking. De locatie LB1 heeft zelfs geheel geen lichtbeperking op de bodem. In zwak gedegreerde venen zit RLI 30% hoger boven het maaiveld (5-20 cm). Mossen en lage vaatplanten hebben hierdoor lichtbeperking. In sterk gedegreerde venen zit de hoogte van RLI 30% nog hoger boven maaiveld (10-40 cm). Hier ligt het lichtcompensatiepunt ook duidelijk hoger (2-18 cm) zodat mossen hier last hebben van lichtgebrek. De hoogte van de RLI 90% neemt ook toe met de degradatiegraad. Dit komt overeen met de trend van de gemeten maximale hoogte van de kruidlaag (Figuur 11). Lage vaatplanten en mossen kunnen daarom hier goed groeien. Voor alle locaties bedraagt de correlatie tussen de hoogte bij RLI = 30% en de biomassa van mossen bedraagt - 0.71 (Spearman, $p < 0.001$).

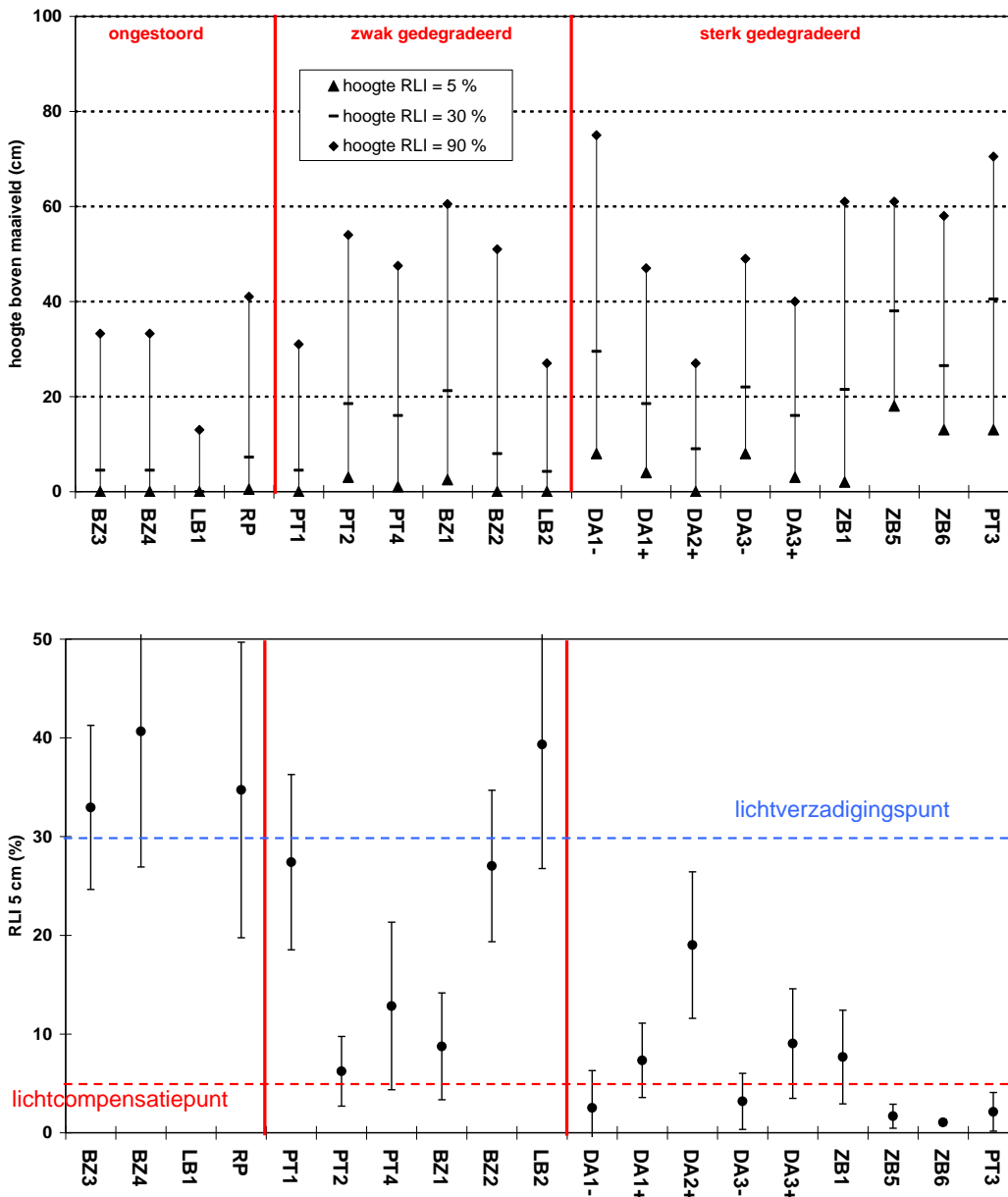
De RLI op 5 cm hoogte is in ongestoorde venen ook veel hoger dan die in sterk gedegreerde venen. In zwak gedegreerde venen verschilt deze sterk tussen de locaties. Belangrijk is dat de standaarddeviatie van deze variabele sterk afneemt met toenemende degradatiegraad (Figuur 16). Dat betekent dat op locaties met een lagere degradatiegraad en relatief hoger RLI op 5 cm er nog veel plekken zijn met voldoende licht op de bodem. Sterk gedegreerde venen hebben juist minder openingen in de kruidlaag met voldoende licht op de bodem.

Conclusie is dat in ongestoorde en zwak gedegreerde venen mossen en langzaam groeiende vaatplanten voldoende licht hebben en dat deze in sterk gedegreerde venen beperkt worden door een hogere en dichtere kruidlaag.

Tabel 14: Statistische toetsing verschillen in variabelen voor het lichtprofiel voor degradatiestadium. D0 = ongestoord, D+ = zwak gedegreerd, D++ = Sterk gedegreerd.

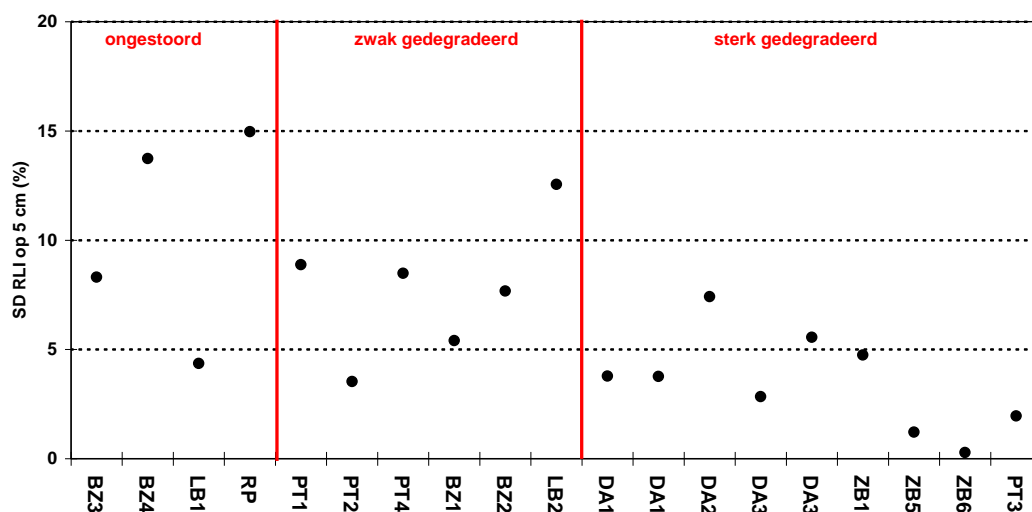
Table 14: Statistical review of differences in variables for the light profile per degradation stage. D0 = undisturbed, D+ = slightly degraded, D++ = strongly degraded.

Variabele	Kruskal-Wallis Test		Mann-Whitney pairwise		
	H	p	verschil D0 - D+	verschil D0 - D++	verschil D+ - D++
hoogte van RLI = 5%	37.50	<0.001	0.237	<0.001	<0.001
hoogte van RLI = 30%	54.93	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001
hoogte van RLI = 90%	29.20	<0.001	<0.001	<0.001	0.015
RLI op 5 cm	67.26	<0.001	0.001	<0.001	<0.001
SD van RLI op 5 cm	42.64	<0.001	0.042	<0.001	<0.001



Figuur 15: Relatieve lichtintensiteit (RLI) in relatie tot de degradatiegraad. De grafiek boven geeft het lichtcompensatiepunt (RLI=5%), lichtverzadigingspunt (RLI=30%) en een maat voor de bovenkant van de vegetatie (RLI=90%). De grafiek onder geeft de RLI op 5 cm boven maaiveld als maat voor de hoeveelheid licht die beschikbaar is voor mossen en lage vaatplanten. De punten geven de gemiddelde waarde van de 5 5x5 m plots. De balkjes in de onderste grafiek geven ook de SD.

Figure 15: Relative light intensity (RLI) in relation to the degradation degree. The diagram above shows the light compensation point (RLI = 5%), light saturation point (RLI = 30%) and a measure of the top of the vegetation (RLI = 90%). The diagram below shows the RLI at 5 cm above ground level as a measure of the amount of light available for mosses and low vascular plants. The dots show the average value within the 5 5x5 m plots. The bars in the lower diagram also indicate the standard deviation (SD)



Figuur 16: De variatie van de relatieve lichtintensiteit (RLI) op 5 cm boven maaiveld in relatie tot de degradatiegraad. De punten geven de gemiddelde waarde van de SD voor de 5x5 m plots per locatie.

Figure 16: The relative light intensity (RLI) variance at 5 cm above ground level in relation to the degradation degree. The dots show the average value of the standard deviation (SD) within the 5x5 m plots per location.

Tabel 15: Statistische toetsing verschillen in lichtprofielen voor duur van niet maaien (0, 2-10, 10-50 en >50 j).

Table 15: Statistical review of differences in light profile per length of time since last mown (0, 2-10, 10-50 and > 50 years).

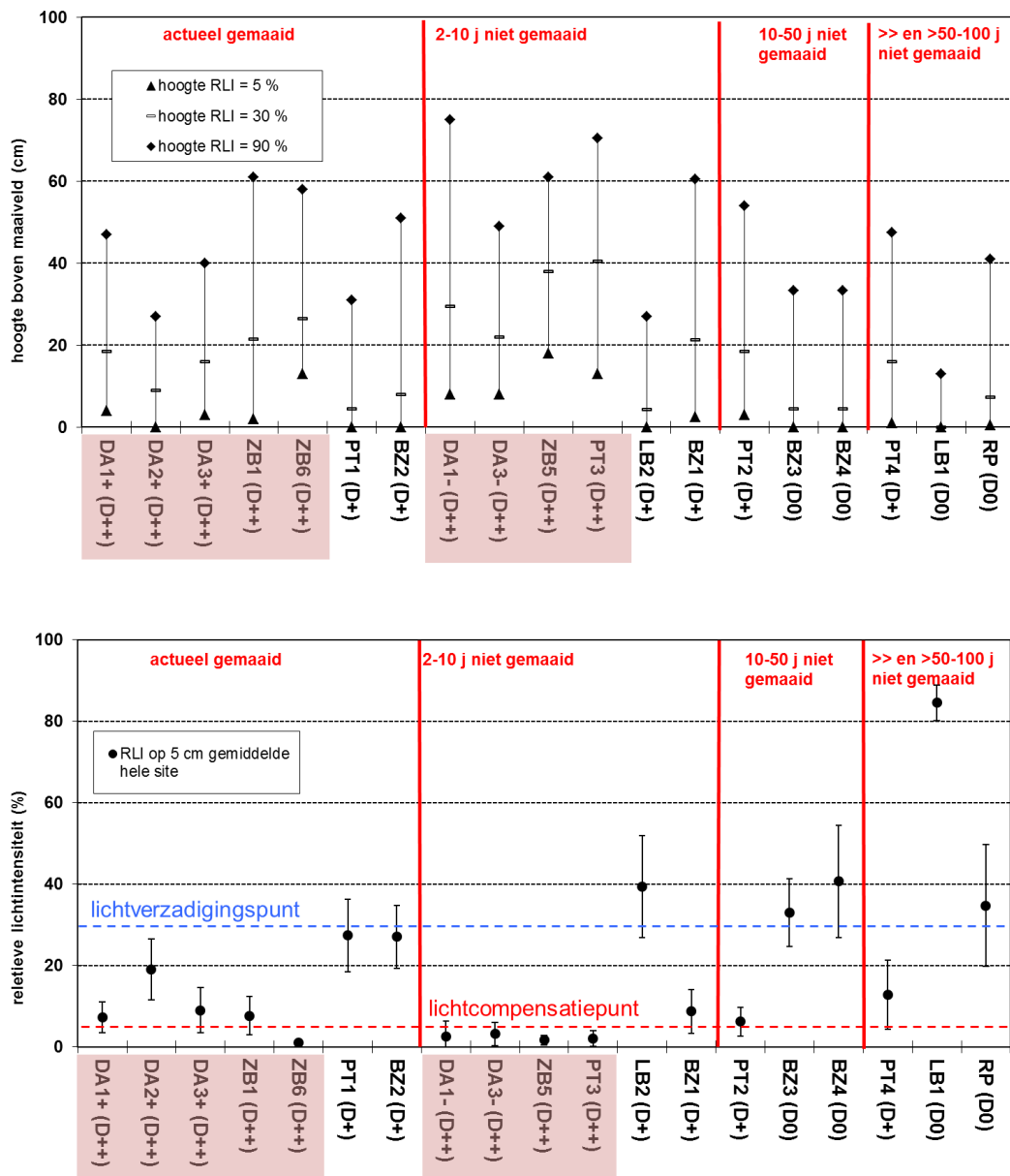
Variabele	Kruskal-Wallis Test		Mann-Whitney pairwise		
	H	p	verschil 0 - 2-10	verschil 2-10 - 10-50	verschil 10-50 - >50
hoogte van RLI = 5%	38.88	<0.001	<0.001	<0.001	0.687
hoogte van RLI = 30%	38.49	<0.001	<0.001	<0.001	0.819
hoogte van RLI = 90%	27.31	<0.001	<0.001	<0.001	0.990
RLI op 5 cm	48.15	<0.001	<0.001	<0.001	0.399
SD van RLI op 5 cm	32.03	<0.001	0.002	<0.001	0.721

Invloed maai-beheer

De duur van niet maaien leidt voor alle variabelen voor het lichtprofiel tot significante verschillen tussen actueel maai-beheer en 2-10 jaar niet maaien en tussen 2-10 en 10-50 jaar niet maaien. Er zijn geen verschillen tussen de locaties die 10-50 en >50 j niet worden gemaaid zijn (Tabel 15; Figuur 17). Locaties die kort niet worden gemaaid (2-10 j) hebben een donkerder lichtprofiel waarin voor lage planten lichtbeperking optreedt. Deze beheerklasse heeft voor de meeste locaties ook een lage variatie van de RLI op 5 cm hoogte (resultaten niet gepresenteerd). Er zijn daardoor minder vaak lichtrijke openingen in de kruidlaag aanwezig t.o.v. de andere beheerklassen. De hoogte van het lichtcompensatiepunt (RLI=5%), van het

lichtverzadigingspunt (RLI=30%) en de bovenkant van de vegetatie (RLI=90%) zijn voor de meest locaties met 2-10 j niet maaien het hoogst van alle beheerclassen. Opvallend is dat bij actueel maaibeheer de hoogte van RLI=5% 0 tot 4 cm bedraagt. Dat betekent hier dat hier net als in de langdurig niet gemaaide locaties (> 50 j niet maaien) weinig lichtbeperking optreedt. Opvallend is dat binnen de beheerclassen actueel maaibeheer en 2-10 jaar niet meer gemaaid verschillen in lichtprofiel sterk samenhangen met de degradatiegraad. Sterk gedegreerde locaties hebben meestal een hogere hoogte van RLI = 30% en lagere RLI op 5 cm hoogte dan zwak gedegreerde locaties.

Conclusie is dat verschillen in lichtcondities grotendeels worden bepaald door de mate van degradatie. Alleen bij het recent staken van maaibeheer (2-10 jaar) is er een effect van het beheer. De lichtcondities zijn dan ongunstiger voor mossen en lage vaatplanten dan bij actueel maaibeheer. Bij aanwezigheid van maaibeheer valt nog voldoende licht op de bodem waarbij lage planten kunnen groeien.



Figuur 17: Relatieve lichtintensiteit (RLI) in relatie tot de duur van niet maaïen. De grafiek boven geeft het lichtcompensatiepunt (RLI=5%), lichtverzadigingspunt (RLI=30%) en een maat voor de bovenkant van de vegetatie (RLI=90%). De grafiek onder geeft de RLI op 5 cm boven maaiveld als maat voor de hoeveelheid licht die beschikbaar is voor mossen en lage vaatplanten. De punten geven de gemiddelde waarde van de 5x5 m plots. De balkjes in de onderste grafiek geven ook de SD.

Figure 17: Relative light intensity (RLI) in relation to the length of time since last mown. The diagram above shows the light compensation point (RLI = 5%), light saturation point (RLI = 30%) and a measure for the top of the vegetation (RLI = 90%). The diagram below shows the RLI at 5 cm above ground level as a measure of the amount of light available to mosses and low vascular plants. The dots show the average value within the 5x5 m plots. The bars in the lower diagram also indicate the standard deviation (SD)

Patronen in niet-maaiproef Drentse Aa

Figuur 18 geeft de variabelen voor relatieve lichtintensiteit (RLI) weer voor de wel en niet gemaaide delen op de drie onderzoekslocaties.

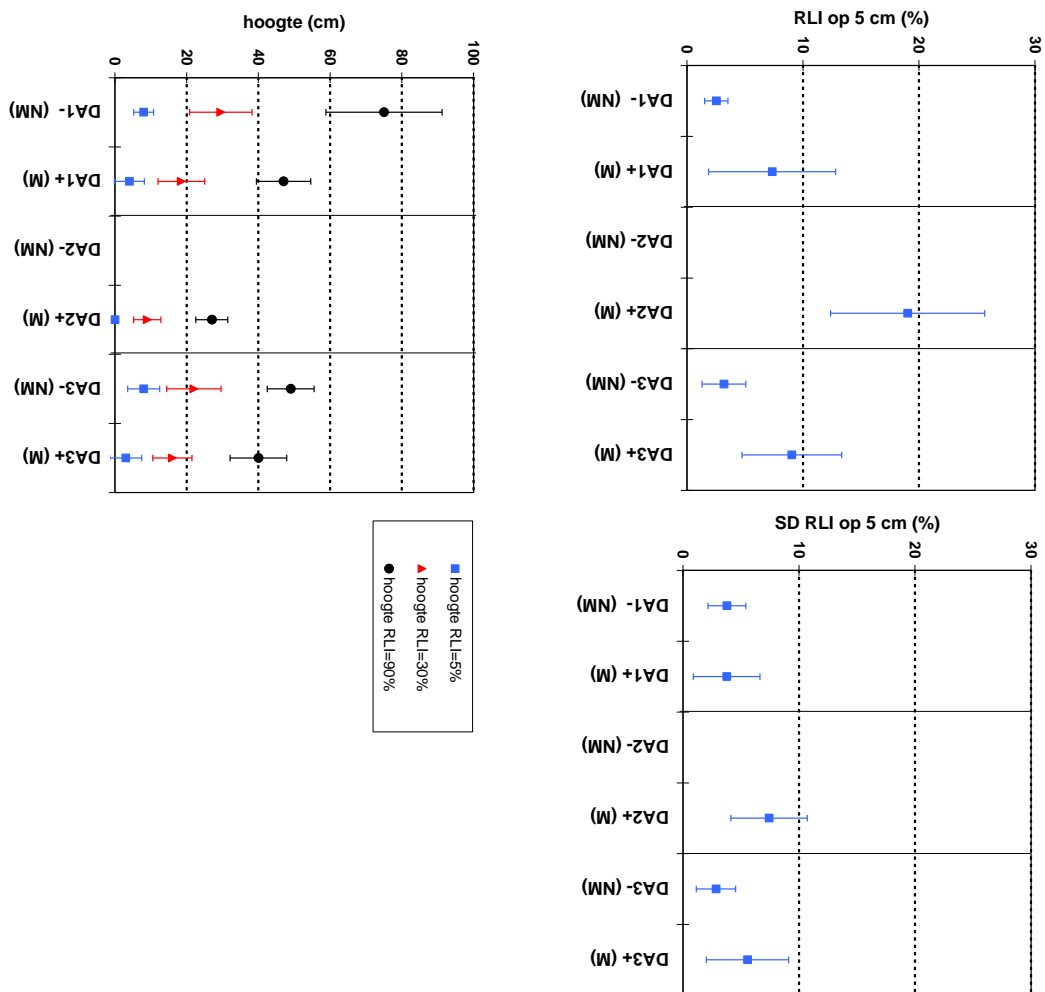
Tabel 16 geeft de resultaten van de toetsing van de invloed van wel/niet maaien en locatie op de variabelen met een tweefactor ANOVA. Wegens het ontbreken van metingen in het niet gemaaide deel van locatie DA2 (Postweg) is deze locatie niet meegenomen in deze analyse. Op de locaties DA1 (Hoge Maden) en DA3 (Oudemolen) heeft het beheer een significante invloed op de meeste geanalyseerde variabelen. De hoogte van het lichtcompensatiepunt (RLI=5%), lichtverzadigingspunt (RLI=30%) en RLI= 90% is in de ongemaaide delen hoger dan die in de gemaaide. Dit betekent dat na enkele jaren niet maaien de lichtcondities voor lage planten ongunstiger zijn geworden. De RLI op 5 cm hoogte is in de niet gemaaide delen lager en zit onder het lichtcompensatiepunt. De variatie van de RLI in de plots is dan net voldoende voor de aanwezigheid van lichtrijke openingen in de kruidlaag die net boven het lichtcompensatiepunt zitten. De RLI op 5 cm hoogte in de gemaaide delen zit tussen het lichtcompensatie- en verzadigingspunt. Hier is dus voldoende licht aanwezig voor mossen en lage vaatplanten, maar deze worden wel in hun groei beperkt door hogere vaatplanten. De variatie van de RLI op 5 cm binnen de plots verschilt niet voor gemaaide en niet gemaaide delen en is laag in vergelijking met langer niet gemaaide velden en ongestoorde velden.

Geconcludeerd kan worden dat na het stoppen van maaien de lichtcondities voor mossen en vaatplanten binnen enkele jaren sterk verslechteren als gevolg van een dichtere en hogere kruidlaag.

Tabel 16: Toetsing van de invloed van wel/niet maaien en locatie op variabelen voor lichtprofiel in de 5x5m plots in de niet-maaiproef in Drentse Aa met 2-factor ANOVA. In deze analyse zijn alleen de locaties DA1 (Hoge Maden) en DA3 (Oudemolen) geanalyseerd.

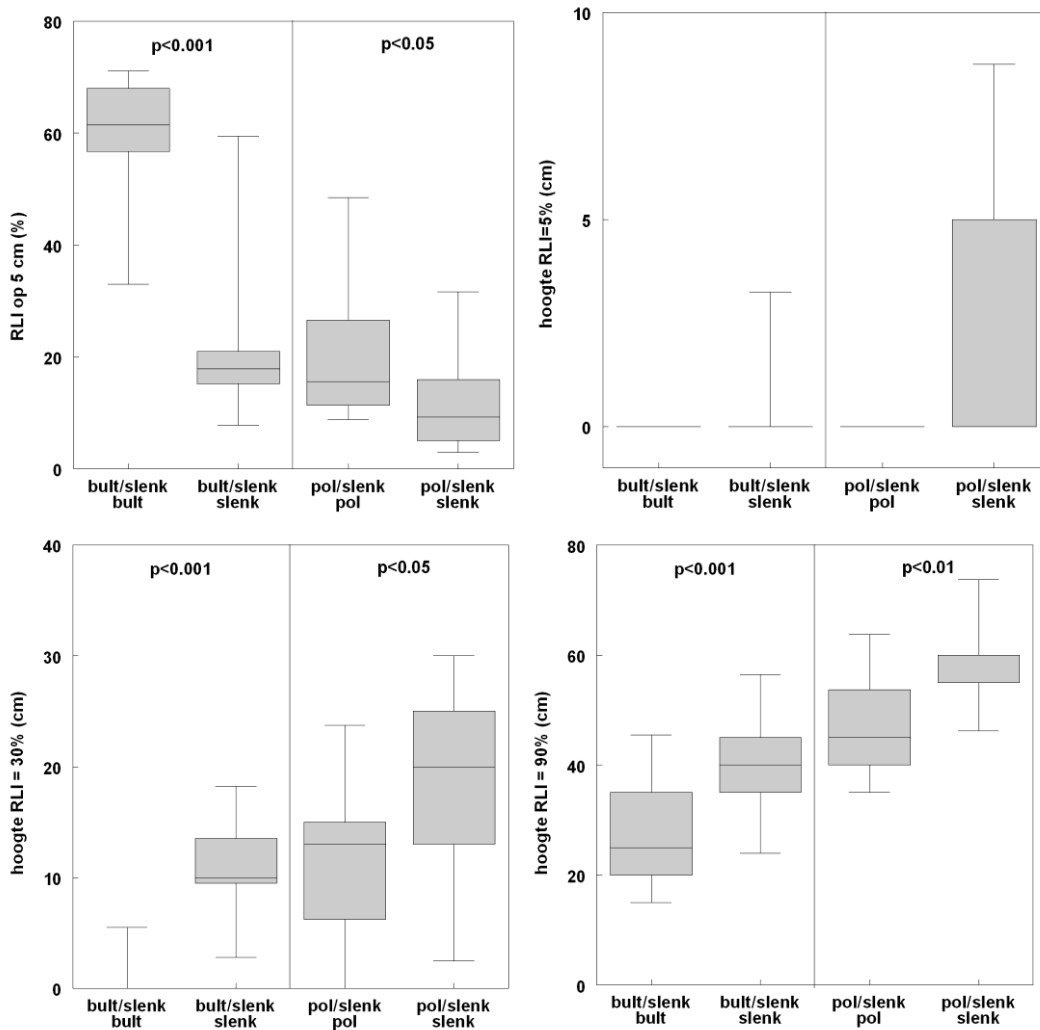
Table 16: Verification of the influence of mowing or not mowing and location on variables for the light profile within the 5x5 m plots in the Drentse Aa 'non-mowing' trial with a 2-factor ANOVA. Only the DA1 (Hoge Maden) and DA3 (Oudemolen) locations were included in this analysis.

Variabele	Anova		
	p(same) beheer	p(same) locatie	p(same) inter-actie
hoogte van RLI = 5%	0.024	0.785	0.785
hoogte van RLI = 30%	0.018	0.139	0.448
hoogte van RLI = 90%	0.001	0.003	0.056
RLI op 5 cm	0.005	0.480	0.753
SD van RLI op 5 cm	0.257	0.715	0.252



Figuur 18: Variabelen voor relatieve lichtintensiteit (RLI) in de 5x5m plots van de 5x5m plots in de niet-maaiproef in Drentse Aa. De eerste grafiek geeft het lichtcompensatiepunt (RLI=5%), lichtverzadigingspunt (RLI=30%) en een maat voor de bovenkant van de vegetatie (RLI=90%). De tweede grafiek geeft de RLI op 5 cm boven maaiveld als maat voor de hoeveelheid licht die beschikbaar is voor mossen en lage vaatplanten. De derde grafiek geeft de variatie van de RLI op 5 cm. De markers geven de SD van de variabelen. Grafiek boven Beheer: NM = niet maaien, M = maaien. Locaties: DA1 = Hoge Maden, DA2 = Postweg en DA3 = Oudemolen.

Figure 18: Variables for relative light intensity (RLI) within the 5x5 m plots for the Drentse Aa 'non-mowing' trial 5x5 m plots. The first diagram shows the light compensation point (RLI = 5%), light saturation point (RLI = 30%) and a measure for the top of the vegetation (RLI = 90%). The second diagram shows the RLI at 5 cm above ground level as a measure of the amount of light available to mosses and low vascular plants. The third diagram shows the RLI variation at 5 cm. The markers represent the standard deviation (SD) of the variables. Diagram above - Mowing regime: NM = not mown, M = mown. Locations: DA1 = Hoge Maden, DA2 = Postweg and DA3 = Oudemolen.



Figuur 19: Box-Wisker-plot voor verschillen in lichtprofiel voor microtopografie-elementen voor de locaties met een microtopografie van mosbulten en slenken (BZ3, BZ4, LB2 en RP) en voor locaties met een microtopografie van pollen en slenken (BZ1, BZ2, en PT4). De box geeft het 25%- en 75%-percentiel aan, de horizontale streep de mediaan en de wiskers het 5%- en 95%-percentiel. Verschillen tussen hoge en lage delen zijn getoetst met de Mann Whitney U test en significante verschillen worden met de p-waarde weergegeven.

Figure 19: Box-Whisker plot for differences in light profile for microtopography elements for the locations with a microtopography of moss hummocks and hollows (BZ3, BZ4, LB2 and RP) and for locations with a microtopography of tussocks and hollows (BZ1, BZ2, and PT4). The box indicates the 25% and 75% percentile, the horizontal bar the median and the whiskers the 5% and 95% percentile. Differences between high and low parts are reviewed with the Mann Whitney U test and the p-value indicates significant differences.

Invloed microtopografie

Op locaties met een duidelijke microtopografie zijn de lichtmetingen in elk plot uitgevoerd in een bult of pol en in een slenk. De verschillen in lichtprofiel tussen de microtopografie-elementen worden hieronder geanalyseerd. Dit is gedaan voor de locaties met een microtopografie van mosbulten en slenken (BZ3, BZ4, LB2 en RP) en voor locaties met een microtopografie van pollen en slenken (BZ1, BZ2, en PT4). De resultaten zijn weergegeven in *Figuur 19*. De hoge microtopografie-elementen hebben betere lichtcondities dan de slenken. Vlak boven de bodem zijn deze verschillen het

grootst in mosbult/slenk-complexen. De RLI op 5 cm zit dan in bulten ver boven het lichtverzadigingspunt en die van de slenken tussen het lichtcompensatie- en verzadigingspunt. Op bulten hebben lage vaatplanten en mossen dus geen enkele lichtbeperking. In slenken is wel sprake van lichtbeperking maar daar kunnen lage planten wel nog groeien. In pol/slenk-structuren zijn de lichtcondities minder gunstig en ligt de RLI op 5 cm hoogte tussen het lichtcompensatie- en verzadigingspunt. Vlak boven de pollen is sprake van lichtbeperking maar kunnen lage planten nog groeien. In de slenken tussen pollen zit de RLI-waarde op 5 cm vaak dicht bij het lichtcompensatiepunt, waardoor de lichtcondities hier voor lage planten slecht zijn. Ook planten tot een hoogte van 20 cm ondervinden daar lichtbeperking. Uit het patroon van de hoogte van RLI = 90 % blijkt dat in pol/slenk-structuren de hoogte van de kruidlaag hoger is dan die in bult/slenk-structuren. De slechte lichtcondities in slenken van pol/slenkstructuren wordt daarom veroorzaakt door zowel de aanwezigheid van pollen als een relatief hoge kruidlaag.

4.5 Kenmerkende plantensoorten op mesoschaal

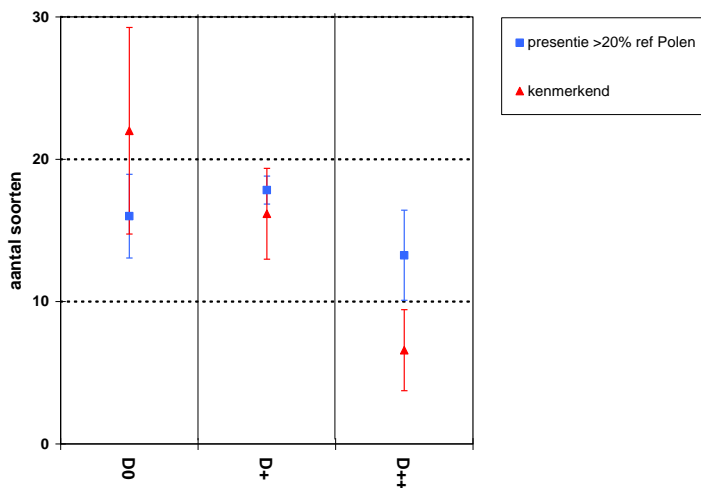
Dataverwerking

Het voorkomen van vaatplantensoorten is vastgesteld in de 1 ha plots van de onderzoekslocaties. Aan de aangetroffen soorten is een indicatie gehangen voor de kenmerkendheid voor veenvormende, grondwatergevoede, basenrijke, mesotrafente kleine zeggen-slaapmosvegetatie in Europa (*Caricion lasiocarpae* en *Caricion davallianae*). Dit is op twee manieren gedaan. Er is aangegeven of een soort met een presentatie van meer dan 20 % aanwezig is in een referentie-opnamenset uit Polen (gegevens Prof. L. Wofejko). Tevens wordt aangegeven of een soort wordt aangetroffen in zulke venen op basis van syntaxonomische beschrijvingen in de onderzoeksregio van deze studie. Dit betreft ook de zeldzame soorten die sterk beperkt zijn tot genoemd vegetatietype en in referentie-opnamesets geen hoge presentie meer halen. In Bijlage 6 wordt het voorkomen van plantensoorten in de onderzoekslocaties weergegeven. Hierin is ook de kenmerkendheid van de soorten aangegeven. Voor de locaties in de beheerreeks is gekeken naar de invloed van de degradatiegraad, verdrogingshistorie en duur van niet maaien op het voorkomen van kenmerkende soorten. Afhankelijk of de data normaal verdeeld en de varianties homogeen waren, werden de data parametrisch (t-test, One Way ANOVA) of non-parametrisch (Kruskal Wallis test, Mann Whitney U test) geanalyseerd.

Invloed degradatiegraad

Uiteraard heeft degradatiegraad een sterke invloed op de soortensamenstelling van de onderzoekslocaties (*Figuur 20*). De ongestoorde venen hebben het hoogste aandeel van kenmerkende soorten, maar dit verschilt niet significant van die in zwak gedegradeerde venen. Het aantal kenmerkende soorten is wel significant lager in de sterk gedegradeerde venen. Het aantal soorten met meer dan 20% presentie in de Poolse referentieset is gelijk voor ongestoorde en zwak gedegradeerde venen. Die in sterk gedegradeerde venen is significant lager dan in zwak gedegradeerde venen.

Geconcludeerd kan worden dat degradatiegraad en daarmee ook verdrogingshistorie dominante invloed heeft op de aanwezigheid van kenmerkende soorten. Deze invloed zal werkzaam zijn via de abiotiek en ontwikkeling van de lokale soortenpool (lokaal uitsterven, rekolonisatie vanuit relictpopulaties).

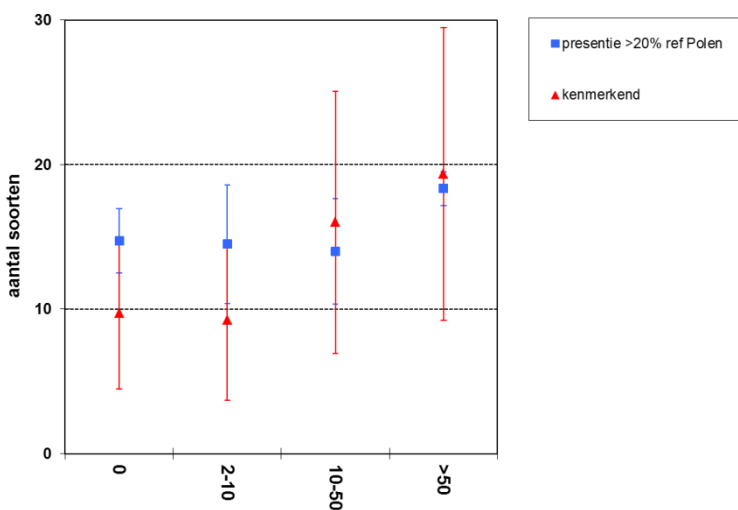


Figuur 20: Gemiddelde en SD van het aantal kenmerkende soorten per degradatieklasse. Het aantal soorten dat in een Poolse referentie-opnamenset een presentie van >20 % hebben wordt gegeven en het aantal soorten dat kenmerkend zijn voor veenvormende, basenrijke, mesotrofe laagvenen.

Figure 20: Average and standard deviation (SD) of the number of characteristic species per degradation class. The number of species with a presence of > 20% in a Polish reference data set is shown as well as the number of species that are characteristic for peatland-forming, base-rich, mesotrophic fens.

Invloed van maaibeheer

De duur van niet maaien heeft een geringe invloed op het aantal kenmerkende soorten van veenvormende basenrijke, mesotrofe laagveenvegetatie (*Figuur 21*). Het aantal kenmerkende soorten op basis van de referentieset van Polen verschilt alleen significant tussen de beheerklasse actueel maaien en de beheerklasse > 50 jaar niet maaien en de beheerklasse actueel maaibeheer (Mann-Witney; $p=0.037$). Voor kenmerkende soorten op basis van syntaxonomie geldt dat alleen voor het verschil tussen 2-10 jaar niet maaien en >50 jaar niet maaien (Mann-Witney; $p=0.038$). Deze verschillen gaan dus grotendeels samen met het verschil tussen enerzijds sterk gedegradeerde locaties en anderzijds zwak gedegradeerde en ongestoorde locaties.



Figuur 21: Gemiddelde en SD van het aantal kenmerkende soorten per klasse voor niet-maaiduur. Het aantal soorten dat in een Poolse referentie-opname set een presentie van >20 % hebben wordt gegeven en het aantal soorten dat kenmerkend zijn voor veenvormende, basenrijke, mesotrafente laagvenen.

Figure 21 Average and standard deviation (SD) of the number of characteristic species per class of time since last mown. The number of species with a presence of > 20% in a Polish reference data set is shown as well as the number of species that are characteristic for peatland-forming, base-rich mesotrophic peatlands.

Patronen in niet-maaiproef Drentse Aa

Het aantal soorten vaatplanten en het aantal kenmerkende soorten vertoont geen significante verschillen tussen gemaaide en niet gemaaide locaties. Deze hebben vergelijkbare aantallen voor de drie beekdallocaties (Tabel 17).

Geconcludeerd kan worden dat in experiment nauwelijks verandering is opgetreden in de soortensamenstelling van vaatplanten. Gezien de korte looptijd van het experiment is dat niet verwonderlijk.

Tabel 17: Aantal soortenvaatplanten, die in een Poolse referentie-opnamenset een presentie van >20 % hebben en die kenmerkend voor veenvormende, basenrijke, mesotrafente laagvenen in de niet maaiproef in Drentse Aa. Beheer: NM = niet maaien, M = maaien.

Table 17: Number of species of vascular plants with a presence of > 20% in a Polish reference data set and which are characteristic for peat-forming, base-rich mesotrophic fens in the Drentse Aa 'non-mowing' trial. Mowing regime: NM = not mown, M = mown.

Locatie	DA1-	DA1+	DA2-	DA2+	DA3-	DA3+
Beheer	NM	N	NM	N	NM	N
Aantal vaatplantsoorten	46	42	38	44	48	44
Aantal soorten >20 % ref Polen	14	11	15	16	16	14
Aantal soorten kenmerkend	7	4	6	8	8	8

4.6 Patronen van plantensoorten in niet-maaiproef Drentse Aa

De meeste vaatplantsoorten (ca. 40) vertonen geen relatie met het beheer. Slechts een viertal soorten lijkt een relatie te hebben met wel en niet maaien (*Tabel 18*). Wegens het lage aantal locaties (drie beekdaltrajecten met gepaarde locaties voor wel en niet maaien) is onzeker of deze patronen daadwerkelijk veroorzaakt worden door de invloed van wel en niet maaien. De ecologische voorkeuren zijn wel in lijn met de verwachte invloed van het beheer. Grote ratelaar komt alleen voor op de gemaaide locaties. Dit is een tweejarige soort die tijdens de kieming en het opgroeien profiteert van lichtrijke plekken in de kruidlaag van graslanden als gevolg van maaibeheer. Kleine watereppe, Kantig hertshooi en Riet komen vooral voor in delen waar het maaibeheer is gestopt. Deze soorten hebben een hoog opgaande groeivorm en zouden daarom bij maaibeheer kunnen worden benadeeld. Van Riet is bekend dat deze soort slecht bestand is tegen maaien in de zomer.

Tabel 18: Vaatplantsoorten die mogelijk beïnvloed worden in de niet maaiproef in Drentse Aa. De tabel geeft het voorkomen van plantensoorten in de 1 ha plots in Tansley-schaal.

Table 18: Vascular plant species that may be affected in the Drentse Aa 'non-mowing' trial. The table shows the occurrence of plant species within the 1 ha plots indicated by Tansley codes.

Locatie	DA1+ M	DA2+ M	DA3+ M	DA1- NM	DA2- NM	DA3- NM
Beheer						
Berula erecta	o	.	.	a	la	.
Hypericum tetrapterum	.	.	.	r	lo	.
Phragmites australis	.	.	.	cd	cd	.
Rhinanthus angustifol ssp. angustifol	o	a	a	.	.	.

5 Resultaten veldonderzoek fauna (onderdeel 2+3)

5.1 Inleiding

Vraagstelling

Veenvormende zeggenvegetaties zijn rijk aan ongewervelden. Echter, de sleutelfactoren die hieraan ten grondslag liggen zijn nog amper bekend. Er is daarom een vergelijkend veldonderzoek uitgevoerd in veenvormende zeggenvegetaties in Nederland, België, Duitsland en Polen. Deze zeggenmoerassen verschilden onder andere in degradatiegraad en wijze van beheer. Het doel van het onderzoek was antwoorden te vinden op de volgende vragen:

1. Welke ongewervelde fauna komt voor in ongestoorde grondwatergevoede kleine zeggenmoerassen?
2. Wat zijn de effecten van het stoppen van maaien en degradatiegraad op de ongewervelde fauna en zijn die gunstig zijn t.o.v. kleine zeggenmoerassen met maaibeheer?
3. Welke omgevingsfactoren zijn van invloed op de soortensamenstelling van de ongewervelde fauna in grondwatergevoede kleine zeggenmoerassen?

Er is gekeken naar de effecten op de soortenrijkdom en soortensamenstelling van vier verschillende groepen ongewervelden: spinnen, loopkevers, kokerjuffers en macronachtvlinders. Deze vier groepen gebruiken op verschillende wijze het zeggenmoeras. Terwijl loopkevers veelal gebonden zijn aan de bodem, gebruiken spinnen ook de vegetatie. De kokerjuffers ontwikkelen zich onder water in de slenken, verpoppen langs de waterlijn en leven als volwassen dier tussen de vegetatie. Nachtvinders leven als ei en pop zowel op de grond als in de vegetatie. Volwassen stadia leven in de vegetatie. Hiermee vormen deze groepen een doorsnede van de ongewerveldenfauna van beekdalmoeras.

Methode van faunabemonstering en determinatie is beschreven in paragraaf 2.4.

Data-analyse

Datavoorbewerking was als volgt:

Kokerjuffers: De aantallen per soort zijn gesommeerd per lichtvallocatie. Wanneer er meerdere vangnachten beschikbaar waren, zoals de reeks in de Drentse Aa, dan is random een vangnacht gekozen in dezelfde periode als de vangnachten op de andere onderzoekslocaties. Zo werd de dataset zo veel mogelijk gestandaardiseerd.

Loopkevers, spinnen en macronachtvlinders: De aantallen per loopkever- en spinnensoort zijn voor de verschillende onderzoekslocaties per transect gesommeerd. Voor macronachtvlinders werden drie parameters berekend: totaal aantal soorten, totaal aantal gevangen individuen en de Shannon-index (methode Ricketts et al., 2002). Het gemiddelde van deze drie afhankelijke variabelen werden berekend voor een vangnacht van één locatie. Voor de Zwarte Beek en de Drentse Aa worden slechts de resultaten uit de periode tussen 16 juni en 13 juli benut.

De data zijn op zowel uni- als multivariate wijze geanalyseerd. De **univariate analyses** omvatten de relatie van de soortenrijkdom met maaibeheer en degradatiegraad. Hierbij wordt niet alleen naar de **totale soortenrijkdom** gekeken maar ook naar 1) het aantal soorten dat op basis van de analyse van de Poolse meta-data naar voren kwam als **karakteristiek** voor het TWINSPAN eindcluster waar de kleine zeggenvegetaties in voorkwamen; 2) het aantal aangetroffen **specialistische soorten** dat op basis van de literatuur gebonden is of het zwaartepunt van de verspreiding heeft in veenmoerassen. Voor kokerjuffers is hiervoor Higler (2008) gebruikt, voor loopkevers Turin (2000) en Desender et al. (2008) en voor spinnen Roberts (1998) en de digitaal beschikbare databases van de British Arachnological Society (<http://srs.britishspiders.org.uk>) en de Araneae Spinnen Europas (<http://www.araneae.unibe.ch>). Als de data normaal verdeeld waren en de varianties homogeen waren, dan werden verschillen tussen categorieën voor degradatiegraad en duur van niet maaien **parametrisch getest** (t-test, One Way ANOVA). In andere gevallen zijn verschillen **non-parametrisch** getest (Kruskal Wallis test, Mann Whitney U test, Jonckheere-Terpstra test). **Indicatieve soorten** voor de verschillende klassen werden bepaald met behulp van Indicator Species Analysis (IndVal; Dufrêne & Legendre 1997) in het programma PcOrd for Windows (versie 4.25; McCune & Mefford, 1999). Met behulp van een Monte Carlo permutatietest (9999 permutaties) werd de significantie van elke taxonscore berekend ($p < 0.05$).

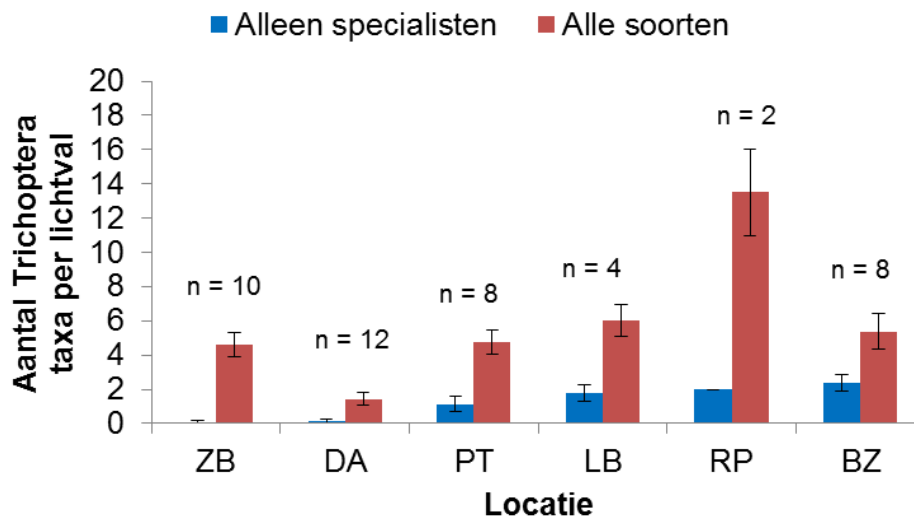
Met behulp van **multivariate analysetechnieken** is inzichtelijk gemaakt welke milieufactoren de variatie in soortensamenstelling tussen locaties het beste verklaren. DCA's voor de verschillende soortgroepen lieten zien dat de gradiëntlengtes dusdanig waren dat voor analyses met milieuv variabelen CCA's het meest geschikt waren. Om de invloed van verschillende parameters inzichtelijk te maken werd de verklaarde **variantie gepartitioneerd** over twee verschillende groepen variabelen (variance partitioning, Cushman & McGarigal, 2002): variabelen die spelen op locatieschaal (hier is 1 hectare aangehouden als maat) en variabelen die spelen op plot-schaal. Factoren die spelen op systeem-schaal, namelijk geografische positie (lengtegraad), klimaatzone (Continentaal/Atlantisch) en oppervlakte van het moerassysteem zijn als **covariabelen** in de analyse meegenomen. De invloed van deze factoren kan namelijk de resultaten van de studie beïnvloeden, maar niet bijdragen aan het beantwoorden van de onderzoeksvragen. De **variabelen op locatieschaal** zijn het aandeel open water in het zeggenmoeras, de bedekking van korte vegetatie, de bedekking van bomen en de bedekking van struiken. Verder zijn de gemiddelde hoogte van de bomen en struiken meegenomen in de analyses. Op **plot-schaal** werd het beheer gerepresenteerd door de parameter maaibeheer (PCA-as 1 als proxy voor drie sterk gecorreleerde beheers-parameters). De hydrologie/microtopografie van de plots werd beschreven door de parameters microtopografie (PCA-as 1 als proxy voor een groot aantal sterk gecorreleerde microtopografie-parameters), mate van inundatie en mate van ontwatering. Ten slotte werd de vegetatie van de plots meegenomen als de biomassa van de vaatplanten, mossen, het strooisel en de totale biomassa. Daarnaast werd een groot aantal metingen van relatieve lichtintensiteit (RLI) omgevormd naar de factor lichtdoorlatendheid of openheid van de vegetatie door de PCA-as 1 van een groot aantal sterk gecorreleerde RLI-parameters als proxy te gebruiken. De significantie van de parameters en factorgroepen werden getest met behulp van Monte-Carlo permutatietests (9999 permutaties, $p < 0.05$). Naast de significantie is ook de **λ_A -waarde** voor de variabelen gegeven. Dit getal geeft de additionele verklaarde variantie weer. De variabele met de hoogste waarde wordt als eerste in het model gestopt, gevolgd door de variabele met de tweede hoogste waarde ect.

5.2 Kokerjuffers

In totaal zijn op de verschillende locaties in Nederland, België, Duitsland en Polen 51 kokerjuffertaxa aangetroffen (1056 individuen). Hiervan zijn 13 soorten op basis van de literatuur te classificeren als typische (veen)moeras-soorten. Nog eens 19 soorten komen voor in allerlei stilstaande, plantenrijke wateren. De overige soorten zijn gebonden aan stromend water. Deze laatste groep leeft als larve in de beek, maar kan als volwassen dier het zeggemoeras gebruiken om in te rusten, baltsvluchten te maken of er simpelweg rondzwerven.

Soortenrijkdom

De monsterlocaties in de beekdalen van de Zwarte beek en Drentse Aa bleken soortenarmer wat betreft specialistische soorten dan de locaties in Duitsland en Polen (Figuur 22). Ook het totale aantal soorten was lager in de Drentse Aa. Verreweg het rijkst aan soorten was het beekdal van de Rospuda.



Figuur 22: Gemiddeld aantal adulte kokerjuffertaxa ($\pm 1SE$) per lichtval in de verschillende beekdalen (1 vangnacht). Locatie-afkortingen: ZB = Zwarte Beek; DA = Drentse Aa; PT = Peenetal; LB = Lubon; RP = Rospuda; BZ = Biebrza. n is het aantal lichtvallen per beekdalgebied.

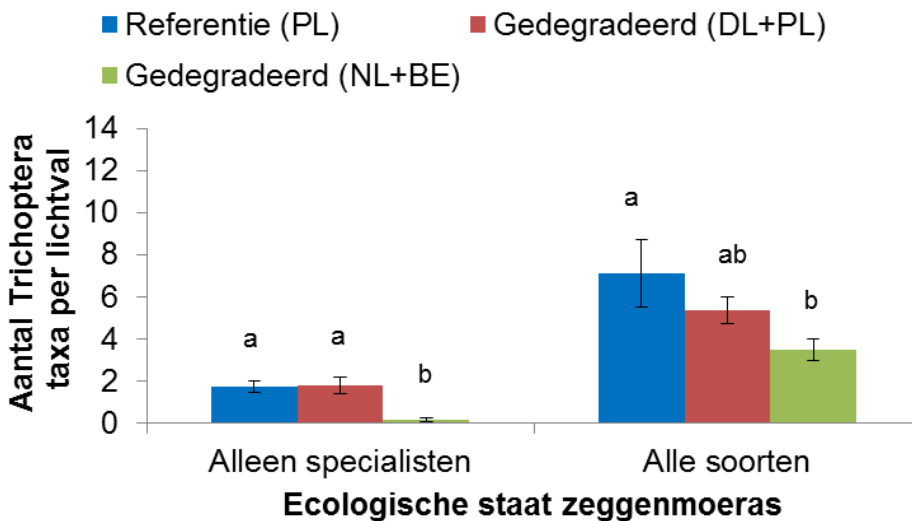
Figure 22: Average number of adult caddis fly taxa ($\pm 1SE$) per light trap in the various brook valleys (1 catchment night). Location abbreviations: ZB = Zwarte Beek; DA = Drentse Aa; PT = Peenetal; LB = Lubon; RP = Rospuda; BZ = Biebrza; n is the number of light traps per brook valley area.

Invloed degradatiegraad

Er was een verschil in totale soortenrijkdom tussen de als referentie beschouwde beekdalen en de gedegradeerde beekdalen (ANOVA $F_{2,39}=4.819$, $p=0.014$). De referentie was soortenrijker dan de gedegradeerde locaties in Nederland en België, terwijl de gedegradeerde locaties in Duitsland en Polen een tussenpositie innamen (Figuur 23). Wat betreft specialistische soorten was er ook een verschil (Kruskal Wallis $H[2] = 20.5$, $p < 0.0001$); de gedegradeerde locaties in Nederland en België waren veel armer aan specialistische soorten dan de locaties in Duitsland en Polen. De laatste twee regio's verschilden niet in het aantal specialisten (Figuur 23).

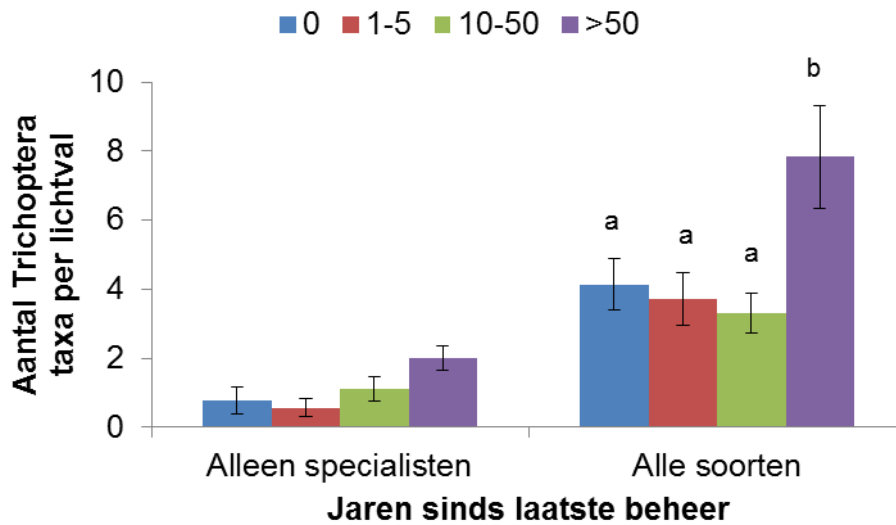
Invloed maai-beheer

Het maai-beheer van de locaties heeft een significant effect op de totale soortenrijkdom van adulte kokerjuffers (ANOVA $F_{3,39}=3.71$, $p=0.020$). Locaties die al meer dan 50 jaar niet meer zijn gemaaid hebben een hogere totale soortenrijkdom (Figuur 24). Er is ook een positief effect van de niet-maaiduur op het aantal specialistische soorten (Kruskal Wallis $H[3]=7.938$, $p=0.047$). De onderlinge verschillen zijn echter zo klein dat ze niet aangetoond kunnen worden met een Bonferonni-gecorrigeerde Mann Whitney U post hoc test (alle vergelijkingen $p>0.05/6$). Een Jonckheere-Terpstra test ($J=392$, $z=2.60$, $p=0.009$) laat zien dat er wel een positief verband bestaat tussen het aantal jaren dat er niet gemaaid is en de soortenrijkdom van specialisten.



Figuur 23: Degraderingsgraad in relatie tot de gemiddelde soortenrijkdom $\pm 1SE$ van adulte kokerjuffers (1 vangnacht). Letters specialisten geven significante verschillen tussen groepen weer op basis van Bonferonni-gecorrigeerde Mann Whitney U post hoc test ($p=0.05/3$); voor alle soorten geven de letters de resultaten van een ANOVA met Tukey post hoc test weer. Afkortingen: PL = Polen; DL = Duitsland; NL = Nederland; BE = België.

Figure 23: Degradation degree in relation to the average species richness $\pm 1SE$ of adult caddis flies (1 catchment night). Letters above 'Alleen specialisten' (specialist species) in figure indicate significant differences between groups based on Bonferonni-corrected Mann Whitney U post-hoc test ($p = 0.05/3$); for 'Alle soorten' (all species) in figure, the letters indicate the results of an ANOVA with Tukey post-hoc test. Abbreviations: PL = Poland; DL = Germany; NL = Netherlands; BE = Belgium.



Figuur 24: Maaibeheer in relatie tot de gemiddelde taxonrijkdom $\pm 1SE$ van adulte kokerjuffers (1 vangnacht), waarbij onderscheid is gemaakt tussen het effect op alle en de specialistische soorten. Letters geven de significante verschillen tussen de klassen weer (ANOVA met Tukey-post hoc test).

Figure 24: Mowing regime in relation to the average taxon richness $\pm 1SE$ of adult caddis flies (1 catchment night), where a distinction is made between the effect on all species (in figure: 'Alle soorten') and the specialist species (in figure: 'Alleen specialisten'). Letters indicate the significant differences between the classes (ANOVA with Tukey post-hoc test).

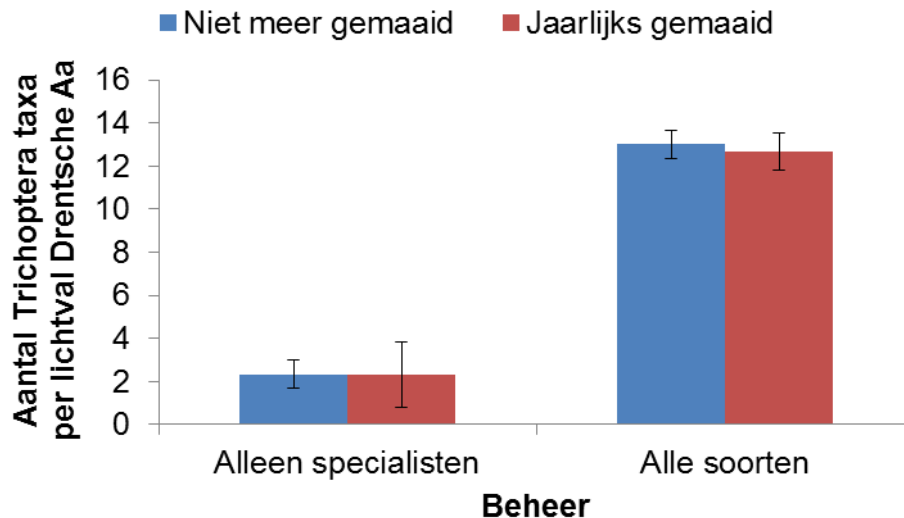
Tabel 19: Adulte kokerjuffers aangetroffen in lichtvallen (n=2 per locatie, 10 vangnachten) in de periode mei-oktober op drie locaties in het beheerexperiment van de Drentse Aa. Locatie 1 = Hoge Maden; 2 = Postweg; 3 = Oudemolen; +, jaarlijks gemaaid; -, al enkele jaren niet meer gemaaid. * is een specialistische soort van veenmoerassen.

Table 19: Adult caddis flies found in light traps (n = 2 per location, 10 catchment nights) in the period May to October at three locations in the Drentse Aa 'non-mowing' trial. Location 1 = Hoge Maden; 2 = Postweg; 3 = Oudemolen; +, mown annually; -, not mown for several years. * is a specialist species found in peatland habitats.

Taxon	Locatie					
	1-	2-	3-	1+	2+	3+
<i>Agraylea sexmaculata</i>	2	2	1	4	0	3
<i>Agrypnia pagetana</i>	0	13	1	0	8	0
<i>Agrypnia varia</i> *	0	0	2	0	0	0
<i>Athripsodes cinereus</i>	0	0	0	0	0	1
<i>Ceraclea senilis</i>	0	0	0	1	0	1
<i>Cyrnus crenaticornis</i>	0	0	0	0	0	1
<i>Cyrnus flavidus</i>	0	0	0	1	0	0
<i>Cyrnus trimaculatus</i>	1	1	1	0	0	0
<i>Ecnomus tenellus</i>	0	0	0	0	1	0
<i>Glyphotaelius pellucidus</i> *	1	0	3	0	4	1
<i>Hydropsyche</i> sp.	2	1	1	1	0	0
<i>Leptocerus tineiformis</i>	0	0	2	1	0	1
<i>Limnephilus centralis</i> *	2	0	0	3	0	0
<i>Limnephilus elegans</i> *	0	0	0	0	1	0
<i>Limnephilus flavicornis</i>	1	0	1	0	1	0
<i>Limnephilus hirsutus</i> *	0	0	0	1	0	0
<i>Limnephilus lunatus</i>	3	0	0	2	0	0
<i>Limnephilus marmoratus</i>	5	3	1	0	0	0
<i>Limnephilus sparsus</i> *	10	4	2	5	5	0
<i>Molanna angustata</i>	1	2	0	0	2	1
<i>Mystacides azurea</i>	1	0	0	0	0	0
<i>Mystacides longicornis</i>	6	3	1	9	3	5
<i>Neureclipsis bimaculata</i>	0	0	0	1	0	0
<i>Oecetis furva</i>	1	0	1	1	0	1
<i>Oecetis lacustris</i>	0	0	0	1	1	0
<i>Oecetis ochracea</i>	9	8	4	10	10	8
<i>Oecetis testacea</i>	0	0	1	0	0	0
<i>Oxyethira flavicornis</i>	0	0	0	0	0	1
<i>Plectrocnemia conspersa</i>	1	0	0	0	0	0
<i>Polycentropus irroratus</i>	0	5	0	0	4	2
<i>Tinodes waeneri</i>	0	0	0	0	0	1
Totaal aantal taxa	15	10	14	14	11	13
Totale abundantie	46	42	22	41	40	27
Totaal aantal specialisten	3	1	3	3	3	1
Totale abundantie specialisten	13	4	7	9	10	1

Patronen niet-maaiproef Drentse Aa

Wanneer specifiek naar het beheerexperiment in het beekdal van de Drentse Aa gekeken wordt, dan komt hetzelfde beeld naar voren als al geschetst voor alle locaties: er treedt geen verandering op in het aantal specialisten en totaal aantal soorten (Mann-Whitney $U=4.5$, $p=1.00$; $U=3.5$, $p=0.658$) (Figuur 25). Hierbij is gebruik gemaakt van een uitgebreidere dataset dan bij de vergelijking van locaties in de verschillende landen; in het beekdal van de Drentse Aa zijn in de periode mei-oktober 31 soorten kokerjuffers aangetroffen (218 individuen), waarvan 6 specialistische soorten van veenmoerassen (Tabel 19).

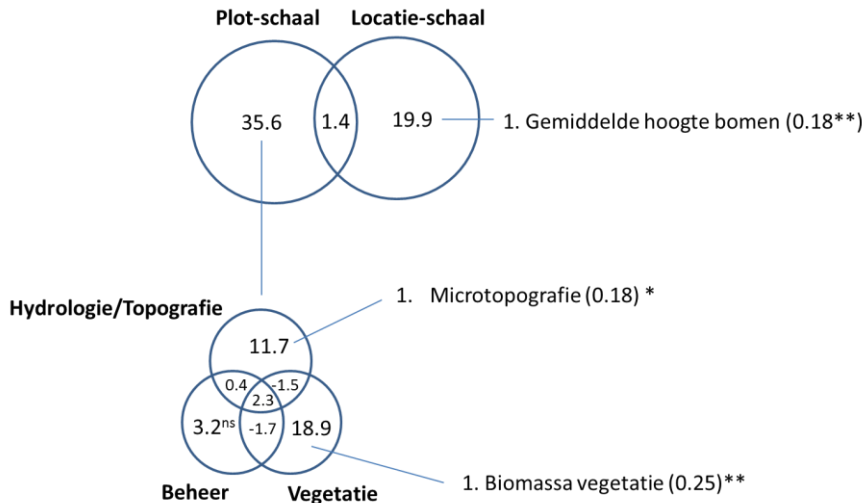


Figuur 25: Gemiddeld aantal kokerjuffertaxa ($\pm 1SE$) in jaarlijks gemaaide en al enkele jaren niet meer gemaaide locaties in het beekdal van de Drentse Aa. Er waren geen significante verschillen tussen de klassen (Mann-Whitney U tests).

Figure 25: Average number of caddis fly taxa ($\pm 1SE$) at locations mown annually and not mown for several years in the Drentse Aa brook valley. There were no significant differences between the classes (Mann-Whitney U tests).

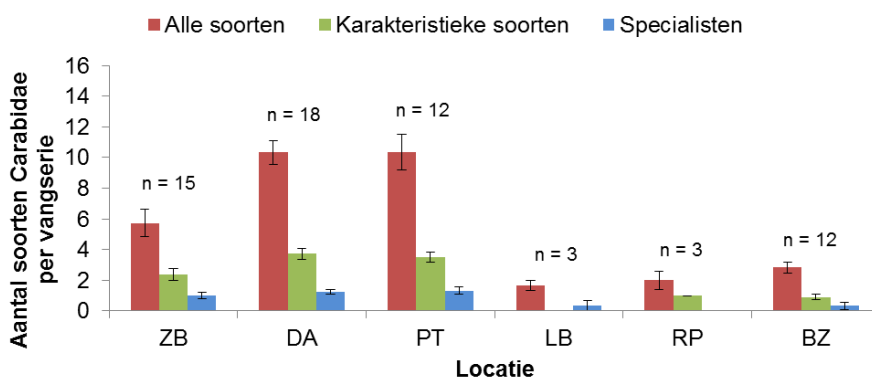
Invloed omgevingsvariabelen

Een CCA variance partitioning liet zien dat zowel factoren op locatie- als op plot-niveau de patronen in taxonsamenstelling van de in de lichtvallen aangetroffen kokerjuffers verklaarden (Figuur 26). In totaal werd 20% van de variatie in taxonsamenstelling verklaard door factoren op locatieschaal. Het bleek hier om één factor te gaan, namelijk de gemiddelde hoogte van de bomen in het zeggenmoeras. Op plot-schaal werd nog eens 36% verklaard. Hydrologische/topografie factoren (12%) en vegetatieparameters (19%) waren op dit schaalniveau belangrijk, terwijl beheer geen significante bijdrage leverde. De verklarende milieuvariabelen voor adulte kokerjuffers op plot-schaal waren de microtopografie en de biomassa van de vaatplanten.



Figuur 26: CCA variance partitioning van de kokerjufferdata. In het diagram is er onderscheid gemaakt tussen factoren op locatieschaal en op plot-schaal, per factorgroep weergegeven als een cirkel met hierin een getal. Dit getal geeft de hoeveelheid variatie in soortensamenstelling die alleen verklaard wordt door de bijbehorende factor weer. De extra variatie die verklaard wordt door een combinatie van beide factorgroepen wordt aangegeven met het getal op de plek waar de cirkels elkaar overlappen. De factoren op plot-schaal zijn weer onderverdeeld (2nd tier conditionalis partition) in factoren gerelateerd aan de hydrologie/topografie, het beheer en de vegetatie. Per factorgroep zijn de significante verklarende variabelen weergegeven. Tussen haakjes is de λ_A -waarde vermeld met de bijbehorende significantie: * $p < 0.05$, ** $p < 0.01$, *** $p \leq 0.001$.

Figure 26: CCA variance partitioning of the caddis fly data. In the diagram, a distinction is made between factors at location scale and at plot scale, per factor group shown as a circle containing a number. This number indicates the amount of variation in species composition that can only be explained by the corresponding factor. The additional variance which can be explained by a combination of both factor groups is shown as a number where the circles overlap. The factors at plot scale are then subdivided (2nd level conditional partition) in factors related to the hydrology/topography, the mowing regime and the vegetation. The significant explanatory variables are shown per factor group. The λ_A value is stated between brackets with the corresponding significance: * $p < 0.05$, ** $p < 0.01$, *** $p \leq 0.001$.



Figuur 27: Gemiddeld aantal soorten loopkevers ($\pm 1SE$) en het aantal vangseries per onderzoeksgebied voor het totale aantal aangetroffen soorten, het aantal karakteristieke soorten uit de meta-analyse en het aantal soorten met een voorkeur voor veenmoerassen ('specialisten') op basis van de literatuur. Locatie-afkortingen: ZB, Zwarte Beek; DA, Drentse Aa; PT, Peenetal; LB, Lubon; RP, Rospuda; BZ, Biebrza.

Figure 27: Average number of ground beetle species ($\pm 1SE$) and the total catchment series per research area for the total number of species observed, the number of characteristic species from the meta-analysis and the number of species with a preference for peatlands (specialist species - in figure: 'Specialisten') based on the literature. Location abbreviations: ZB = Zwarte Beek; DA = Drentse Aa; PT = Peenetal; LB = Lubon; RP = Rospuda; BZ = Biebrza.

5.3 Loopkevers

In totaal zijn 48 soorten loopkevers aangetroffen (4018 individuen). Op basis van de biotoopvoorkeur in de literatuur kunnen 7 soorten worden aangemerkt als typische veenmoerassoorten. Wanneer de soortenlijst wordt vergeleken met die van de meta-analyse, dan zijn 11 karakteristieke soorten van de TWINSPAN-eindgroep met hierin de zeggenmoerassen gevonden.

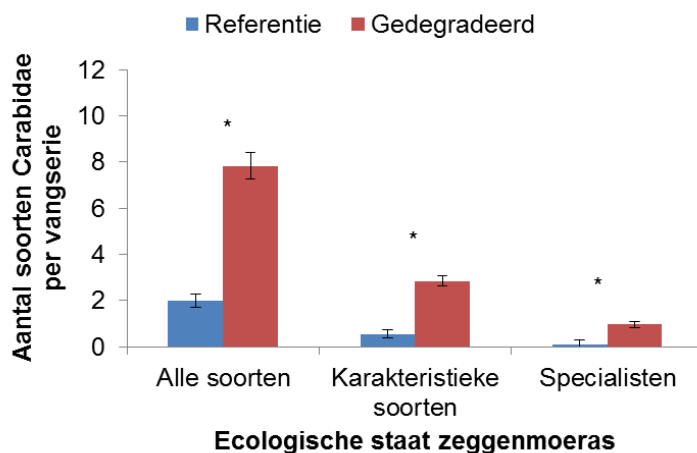
Soortenrijkdom

De Nederlandse, Belgische en Duitse onderzoekslocaties waren opvallend soortenrijker dan de locaties in Polen (Figuur 27).

Invloed degradatiegraad

De als referentie beschouwde locaties waren soortenarmer dan de gedegreerde locaties (totale soortenrijkdom: Mann Whitney U = 46.5, $p < 0.0001$; karakteristieke soorten U=93.5, $p = 0.002$; specialisten U=43.5, $p < 0.0001$) (Figuur 28). Op basis van een Indicator Species Analysis kan gesteld worden dat geen enkele soort indicatief is voor de referentielocaties. Voor de gedegreerde sites kunnen de volgende soorten als indicatief worden beschouwd: *Pterostichus minor* (IndVal 73%, $p < 0.001$), *P. diligens* (70%, $p = 0.004$), *P. rhaeticus* (61%, $p = 0.01$), *Oodes helopioides* (69%, $p = 0.001$), *Agonum fuliginosum* (52%, $p = 0.021$), *A. viduum* (66%, $p = 0.006$) en *Carabus granulatus* (59%, $p = 0.014$).

Conclusie is dat gedegreerde venen een rijkere loopkeverfauna hebben dan ongestoorde. Opvallend is vooral in de gedegreerde venen soorten voorkomen die in de meta-analyse van Poolse literatuur karakteristiek zijn voor het cluster van ongestoorde natte vegetatietypen (inclusief kleine zeggen) en die volgens algemene literatuur specialisten zijn van veenmoerassen. Dit steekt sterk af tegen de bevinding dat in onze eigen velddata set geen soorten zijn te onderscheiden die indicatief zijn voor ongestoorde venen.

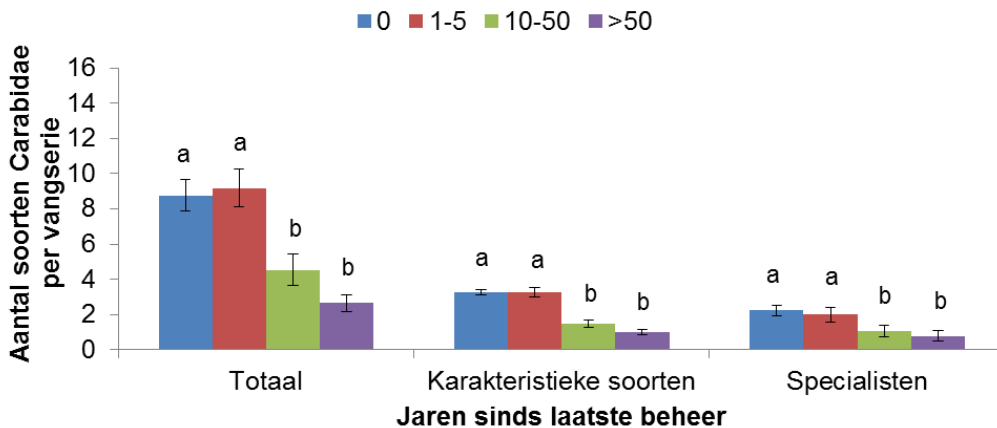


Figuur 28: Degradatiegraad van de onderzoeksgebieden in relatie tot de gemiddelde loopkeversoortenrijkdom ($\pm 1SE$) voor het totale aantal aangetroffen soorten, het aantal karakteristieke soorten uit de meta-analyse en het aantal soorten met een voorkeur voor veenmoerassen ('specialisten') op basis van de literatuur. Sterretjes geven significante verschillen weer tussen de referentie- en gedegreerde locaties op basis van Mann Whitney U tests ($p < 0.05$).

Figure 28: Degradation degree of the research areas in relation to the average ground beetle species richness ($\pm 1SE$) for the total number of species observed, the number of characteristic species from the meta-analysis and the number of species with a preference for peatlands (specialist species - in figure: 'Specialisten') based on the literature. Asterisks indicate significant differences between the reference and degraded locations based on Mann Whitney U tests ($p < 0.05$).

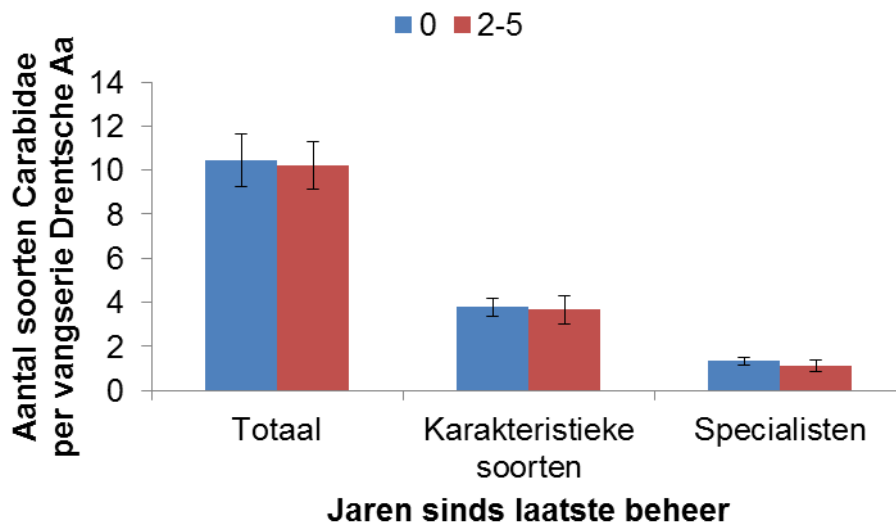
Invloed maaibeheer

Het maaibeheer heeft effect op de loopkeversoortenrijkdom. Voor de totale soortenrijkdom (Kruskal Wallis $H[3]=20.1$, $p<0.000$), karakteristieke soorten ($H[3]=22.3$, $p<0.000$) en specialistische soorten ($H[3]=20.6$, $p<0.000$) is het aantal soorten lager in moerassen die lange tijd niet gemaaid zijn (Figuur 29). Jonckheere-Terpstra tests laten een significante negatieve trend zien in soortenrijkdom bij het achterwege laten van maaien (totaal: $J=411.5$, $z=-3.886$, $p<0.000$; karakteristieke soorten: $J=387$, $z=-4.245$, $p<0.000$; specialisten $J=396$, $z=-4.331$, $p<0.000$).



Figuur 29: Gemiddeld aantal soorten loopkevers ($\pm 1SE$) bij een verschil in maaibeheer, voor het totale aantal aangetroffen soorten, het aantal karakteristieke soorten uit de meta-analyse en het aantal soorten met een voorkeur voor veenmoerassen ('specialisten') op basis van de literatuur. Letters geven significante verschillen weer tussen klassen op basis van non-parametrische post hoc tests (Mann Whitney U tests, Bonferroni corrected $p=0.05/6$).

Figure 29: Average number of ground beetle species ($\pm 1SE$) for a difference in mowing regime for the total number of species observed, the number of characteristic species from the meta-analysis and the number of species with a preference for peatlands (specialist species - in figure: 'Specialisten') based on the literature. Letters indicate significant differences between classes based on non-parametric post-hoc tests (Mann Whitney U tests, Bonferroni-corrected $p=0.05/6$).



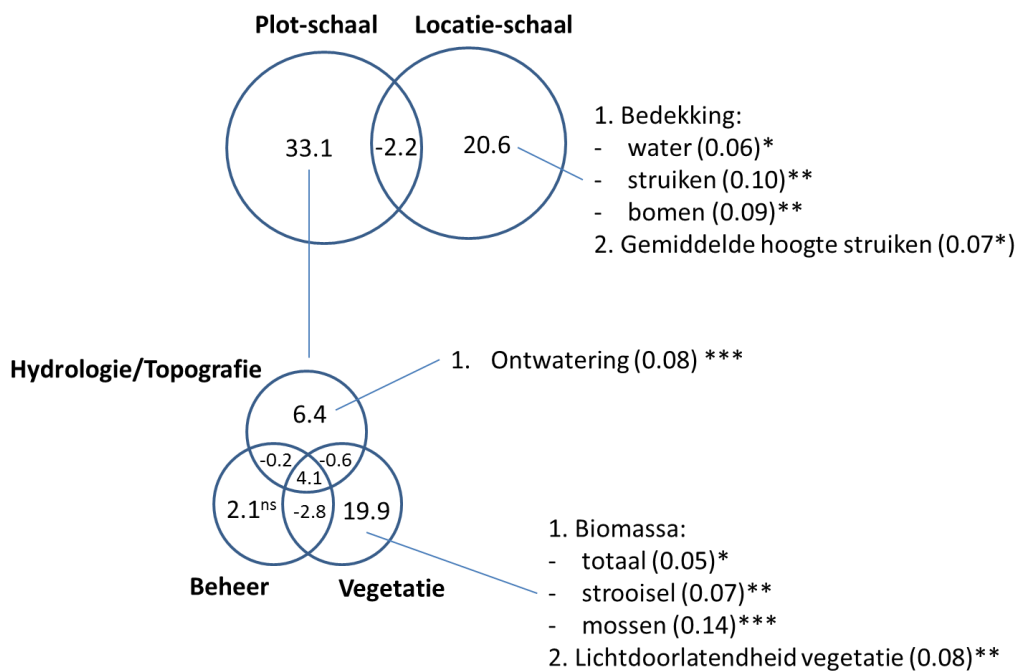
Figuur 30: Gemiddeld aantal soorten loopkevers ($\pm 1SE$) bij een verschil in maaibeheer in het beheerexperiment in Drentse Aa ($n = 9$, jaarlijks gemaaid versus enkele jaren niet meer gemaaid) voor het totale aantal aangetroffen soorten, het aantal karakteristieke soorten uit de meta-analyse en het aantal soorten met een voorkeur voor veenmoerassen ('specialisten') op basis van de literatuur. Er waren geen significante verschillen tussen de klassen (Mann Whitney U tests).

Figure 30: Average number of ground beetle species ($\pm 1SE$) for a difference in mowing regime in the Drentse Aa 'non-mowing' trial ($n = 9$, mown annually versus not mown for several years) for the total number of species observed, the number of characteristic species from the meta-analysis and the number of species with a preference for peatlands (specialist species - in figure: 'Specialisten') based on the literature. There were no significant differences between the classes (Mann Whitney U tests).

Op basis van een Indicator Species Analysis kan *Pterostichus rhaeticus* (Indval score 41%, $p=0.006$) als indicatieve soort als voor jaarlijks gemaaide zeggemoerassen beschouwd: *Pterostichus diligens* (37%, $p=0.043$), *P. minor* (38%, $p=0.014$), *Agonum fuliginosum* (34%, $p=0.024$), *A. viduum* (36%, $p=0.038$) en *Carabus granulatus* (53%, $p<0.001$) zijn indicatieve soorten voor situaties waar al enkele jaren niet meer is gemaaid. Voor locaties waar nog langer geen beheer is gevoed zijn geen indicatieve soorten te onderscheiden.

Patronen niet-maaiproef Drentse Aa

Wanneer specifiek naar het beheerexperiment in de Drentse Aa gekeken wordt, dan komt op al de drie locaties hetzelfde beeld naar voren: de eerste jaren treedt er geen verandering op in soortenrijkdom (totaal: Mann Whitney $U=39.0$, $p=0.894$; karakteristieke soorten: $U=35.0$, $p=0.620$; specialisten: $U=34.5$, $p=0.552$) (Figuur 30).



*Figuur 31: CCA variance partitioning van de loopkeverdata. In het diagram is er onderscheid gemaakt tussen factoren op locatieschaal en op plot-schaal, per factorgroep weergegeven als een cirkel met hierin een getal. Dit getal geeft de hoeveelheid variatie in soortensamenstelling die alleen verklaard wordt door de bijbehorende factor weer. De extra variatie die verklaard wordt door een combinatie van beide factorgroepen wordt aangegeven met het getal op de plek waar de cirkels elkaar overlappen. De factoren op plot-schaal zijn weer onderverdeeld (2nd tier conditional partition) in factoren gerelateerd aan de hydrologie/topografie, het beheer en de vegetatie. Per factorgroep zijn de significante verklarende variabelen weergegeven. Tussen haakjes is de λ_A -waarde vermeld (maat van bijdrage aan verklaarde variatie) met de bijbehorende significantie: * $p < 0.05$, ** $p < 0.01$, *** $p \leq 0.001$.*

*Figure 31: CCA variance partitioning of the ground beetle species data. In the diagram, a distinction is made between factors at location scale and at plot scale, per factor group shown as a circle containing a number. This number indicates the amount of variation in species composition that can only be explained by the corresponding factor. The additional variance which can be explained by a combination of both factor groups is shown as a number where the circles overlap. The factors at plot scale are then subdivided (2nd level conditional partition) in factors related to the hydrology/topography, the mowing regime and the vegetation. The significant explanatory variables are shown per factor group. The λ_A value is stated between brackets with the corresponding significance: * $p < 0.05$, ** $p < 0.01$, *** $p \leq 0.001$.*

Invloed omgevingsvariabelen

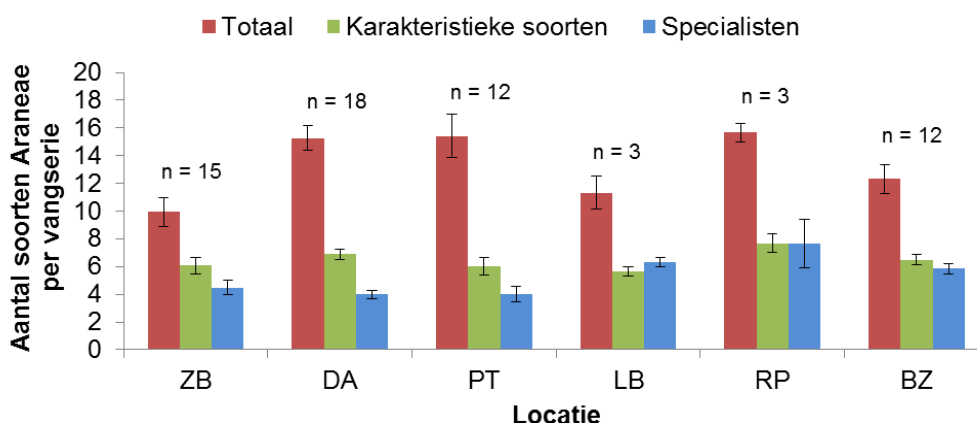
Een CCA variance partitioning laat zien dat zowel factoren op locatie- als op plot-niveau de patronen in taxonsamenstelling van de in de vangseries aangetroffen loopkevers verklaarden (Figuur 31). In totaal werd 21% van de variatie in soortensamenstelling verklaard door factoren op locatieschaal. Het bleek hier om meerdere factoren te gaan, waarbij de bedekking met bomen en struiken een groter aandeel hadden dan de bedekking water en de gemiddelde hoogte van de struiken in het zeggenmoeras. Op plot-schaal werd nog eens 33% verklaard. Hydrologische/topografie factoren (6%) en vegetatieparameters (20%) waren op dit schaalniveau belangrijk, terwijl beheer geen significante bijdrage leverde. De verklarende milieuvariabelen voor loopkevers waren waterstand en een hele reeks vegetatieparameters, waarvan de biomassa van mossen verreweg het meest verklarend was, gevolgd door de openheid van de vegetatie en de hoeveelheid strooisel en de totale biomassa.

5.4 Spinnen

In totaal werden in de potvallen 102 soorten (10.758 individuen) aangetroffen. Op basis van de biotoopvoorkeur in de literatuur kunnen 23 soorten worden aangemerkt als typische veenmoerassoorten. Wanneer de soortenlijst wordt vergeleken met die van de meta-analyse, dan zijn 24 van de 41 karakteristieke soorten van de TWINSPAN-eindgroep met hierin de zeggenmoerassen gevonden.

Soortenrijkdom

Wat betreft soortenrijkdom waren er kleine verschillen tussen de locaties (Figuur 32).

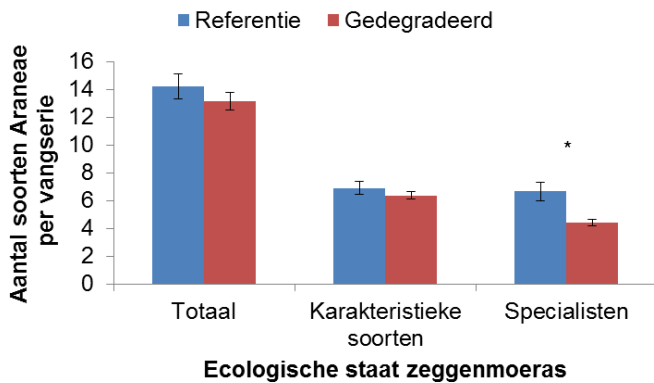


Figuur 32: Gemiddeld aantal soorten spinnen ($\pm 1SE$) en het aantal vangseries per onderzoeksgebied voor het totale aantal aangetroffen soorten, het aantal karakteristieke soorten uit de meta-analyse en het aantal soorten met een voorkeur voor veenmoerassen ('specialisten') op basis van de literatuur. Locatie-afkortingen: ZB, Zwarte Beek; DA, Drentse Aa; PT, Peenetal; LB, Lubon; RP, Rospuda; BZ, Biebrza.

Figure 32: Average number of spider species ($\pm 1SE$) and the total catchment series per research area for the total number of species observed, the number of characteristic species from the meta-analysis and the number of species with a preference for peatlands (specialist species - in figure: 'Specialisten') based on the literature. Location abbreviations: ZB = Zwarte Beek; DA = Drentse Aa; PT = Peenetal; LB = Lubon; RP = Rospuda; BZ = Biebrza.

Invloed degradatiegraad

Wat betreft de habitatspecialisten waren de als referentie beschouwde gebieden soortenrijker dan de gedegradeerde gebieden (Mann Whitney $U=93.0$, $p<0.003$). Voor de totale soortenrijkdom en voor het aantal karakteristieke soorten waren er geen verschillen (totaal: $U=195.0$, $p=0.344$; karakteristieke soorten: $U=211.5$, $p=0.530$) (Figuur 33).



Figuur 33: Degradatiegraad van de onderzoeksgebieden in relatie tot de gemiddelde spinnensoortenrijkdom ($\pm 1SE$) voor het totale aantal aangetroffen soorten, het aantal karakteristieke soorten uit de meta-analyse en het aantal soorten met een voorkeur voor veenmoerassen ('specialisten') op basis van de literatuur. Het sterretje geeft een significant verschil weer tussen de referentie- en gedegradeerde locaties op basis van een Mann Whitney U test.

Figure 33: Degradation degree of the research areas in relation to the average spider species richness ($\pm 1SE$) for the total number of species observed, the number of characteristic species from the meta-analysis and the number of species with a preference for peatlands (specialist species - in figure: 'Specialisten') based on the literature. Asterisks indicate significant differences between the reference and degraded locations based on Mann Whitney U tests.

Een Indicator Species Analysis laat zien dat 5 soorten indicatief zijn voor gedegradeerde locaties, terwijl 10 soorten dit zijn voor de locaties die beschouwd zijn als referentie (Tabel 20). Overigens valt een groot aantal van deze soorten ook onder de karakteristieke soorten op basis van de TWINSPAN-clustering van meta-data en/of de habitatspecialisten op basis van de preferenties in de literatuur.

Tabel 20: Indicatieve soorten op basis van IndVal voor referentielocaties t.o.v. gedegradeerde locaties. * is specialist van veenmoerassen op basis van literatuur, † is karakteristieke soort op basis van de TWINSPAN-clustering van meta-data Poolse literatuur.

Table 20: Indicative species based on IndVal for reference locations compared to degraded locations. * = specialist in peatlands based on literature, † = characteristic species based on the TWINSPAN clustering of metadata, Polish literature.

Karakteristieke soort	Staat	IndVal (%)	P
<i>Piratula hygrophilus</i>	gedegrademd	79.1	0.000
<i>Pirata piraticus</i> †	gedegrademd	77.5	0.000
<i>Pardosa prativaga</i>	gedegrademd	65.4	0.002
<i>Pachygnatha clercki</i> *†	gedegrademd	51.9	0.023
<i>Erigone atra</i>	gedegrademd	50.0	0.025
<i>Gnaphosa nigerrima</i> *	referentie	66.7	0.000
<i>Euryopis flavomaculata</i>	referentie	50.2	0.001
<i>Antistea elegans</i> *†	referentie	67.2	0.002
<i>Walckenaeria atrotibialis</i> *	referentie	33.3	0.002
<i>Pardosa pullata</i> †	referentie	61.6	0.002
<i>Pirata tenuitarsis</i> *†	referentie	57.9	0.005
<i>Piratula latitans</i> *†	referentie	62.3	0.013
<i>Ozyptila gertschi</i>	referentie	28.4	0.024
<i>Pirata uliginosus</i>	referentie	41.7	0.031
<i>Zora spinimana</i>	referentie	18.7	0.045

Invloed maai-beheer

Het maai-beheer van het zeggenmoeras heeft geen effect op de spinnensoortenrijkdom; voor de totale soortenrijkdom (ANOVA $F_{3,59}=0.795$, $p=0.501$), karakteristieke soorten ($F_{3,59}=0.682$, $p=0.567$) en specialisten ($F_{3,59}=2.623$, $p=0.058$) (Figuur 34). Elke beheerklasse had een aantal indicatieve soorten op basis van de Indicator Species Analysis (Tabel 21). Zeven van de 18 indicatieve soorten voor beheerklasse was ook indicatief voor een degradatiegraadklasse. Omdat 11 van de 18 indicatieve soorten geen relatie hebben met degradatiegraad heeft maai-beheer deels een onafhankelijke invloed op het voorkomen van spinnensoorten.

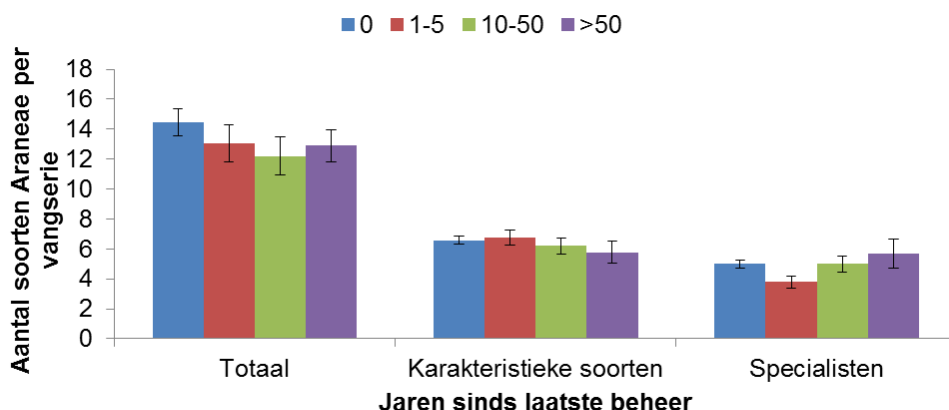
Patronen niet-maai-proef Drentse Aa

Wanneer specifiek naar de situatie in de Drentse Aa gekeken werd, dan bleek dat er een verschil was tussen de locaties die jaarlijks gemaaid worden en die al enkele jaren niet meer gemaaid zijn (Figuur 35). Het aantal karakteristieke soorten voor de cluster waartoe zeggenmoerassen hoorden (op basis van de TWINSPAN-clustering van de metadata) nam toe bij het staken van het maaien ($t(16)=-2.235$, $p=0.040$). Deze verandering vond niet plaats voor de totale soortenrijkdom ($t(16)=-0.797$, $p=0.099$) of het aantal specialisten ($t(16)=0.371$, $p=0.715$).

*Tabel 21: Indicatieve soorten op basis van IndVal voor locaties die verschillen in jaren sinds laatste beheer (1: jaarlijks gemaaid, 2: 1-5 jaar niet, 3: 10-50 jaar niet, 4: >50 jaar niet). * is specialist van veenmoerassen op basis van literatuur, † is karakteristieke soort op basis van de TWINSPAN-clustering meta-data Poolse literatuur.*

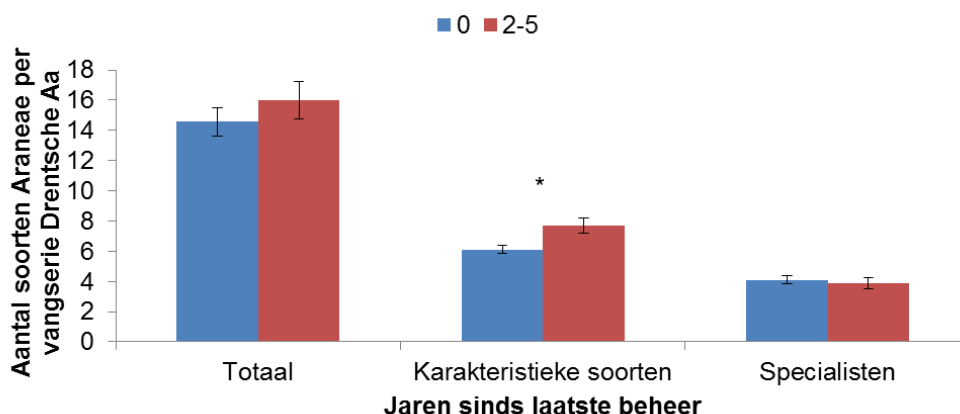
*Table 21: Indicative species based on IndVal for locations with differing time span since last mown (1: mown annually, 2: 1 - 5 years not mown, 3: 10 - 50 years not mown, 4: > 50 years not mown). * = specialist in peatlands based on literature, † = characteristic species based on the TWINSPAN clustering of metadata, Polish literature.*

Karakteristieke soort	Beheers-klasse	IndVal (%)	P
<i>Pardosa amentata</i>	1	54.2	0.000
<i>Arctosa leopardus</i> *†	1	35.3	0.008
<i>Pardosa prativaga</i>	1	35.6	0.018
<i>Piratula hygrophilus</i>	2	42.3	0.000
<i>Pirata piraticus</i> †	2	44.3	0.000
<i>Lophomma punctatum</i> †	2	27.0	0.016
<i>Pachygnatha clercki</i> *†	2	34.0	0.020
<i>Bathyphantes approximatus</i>	2	31.1	0.020
<i>Euryopis flavomaculata</i>	3	27.3	0.013
<i>Drassyllus lutetianus</i>	3	21.1	0.029
<i>Ozyptila trux</i> †	3	29.2	0.041
<i>Zora spinimana</i>	4	37.5	0.001
<i>Bathyphantes parvulus</i>	4	33.3	0.002
<i>Gnaphosa nigerrima</i> *	4	34.4	0.002
<i>Walckenaeria atrotibialis</i> *	4	33.3	0.002
<i>Araeoncus humilis</i>	4	27.2	0.007
<i>Pirata uliginosus</i>	4	32.9	0.013
<i>Ozyptila brevipes</i>	4	22.2	0.018



Figuur 34: Gemiddeld aantal soorten spinnen ($\pm 1SE$) bij een verschil in maai-beheer, voor het totale aantal aangetroffen soorten, het aantal karakteristieke soorten uit de meta-analyse en het aantal soorten met een voorkeur voor veenmoerassen ('specialisten') op basis van de literatuur. De ANOVA's lieten geen verschillen zien tussen de maai-regimes.

Figure 34: Average number of spider species ($\pm 1SE$) for a difference in mowing regime for the total number of species observed, the number of characteristic species from the meta-analysis and the number of species with a preference for peatlands (specialist species - in figure: 'Specialisten') based on the literature. The ANOVA's tests did not detect differences between the mowing regimes



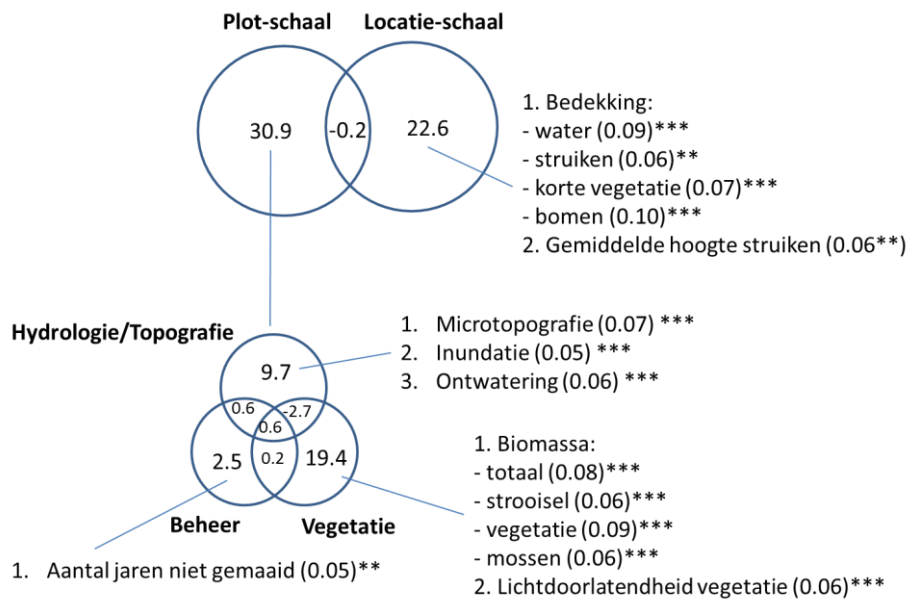
Figuur 35: Gemiddeld aantal soorten spinnen ($\pm 1SE$) bij een verschil in maai-beheer in de beheerproef van Drentse Aa ($n = 9$, jaarlijks gemaaid versus enkele jaren niet meer gemaaid) voor het totale aantal aangetroffen soorten, het aantal karakteristieke soorten uit de meta-analyse en het aantal soorten met een voorkeur voor veenmoerassen ('specialisten') op basis van de literatuur. Het sterretje geeft een significant verschil weer tussen de klassen (t-test).

Figure 35: Average number of spider species ($\pm 1SE$) for a difference in mowing regime in the Drentse Aa 'non-mowing' trial ($n = 9$, mown annually versus not mown for several years) for the total number of species observed, the number of characteristic species from the meta-analysis and the number of species with a preference for peatlands (specialist species - in figure: 'Specialisten') based on the literature. The asterisk indicates a significant difference between the classes (t test).

Invloed omgevingsvariabelen

Een CCA variance partitioning liet zien dat zowel factoren op locatie- als op plot-niveau de patronen in taxonsamenstelling van de in de vangseries aangetroffen spinnen verklaarden (Figuur 36). In totaal werd 23% van de variatie in soortensamenstelling verklaard door factoren op locatieschaal. Het bleek hier om meerdere factoren te gaan, waarbij de bedekking met bomen en water een groter

aandeel hadden in de verklaring van de soortensamenstelling dan de bedekking struiken en korte vegetatie en de gemiddelde hoogte van de struiken in het zeggenmoeras. Op plot-schaal werd nog eens 31% verklaard. Hydrologische/topografie factoren (10%) en vegetatieparameters (19%) waren op dit schaalniveau belangrijk, terwijl beheer (aantal jaren niet gemaaid) een geringe (3%) maar significante bijdrage leverde aan het verklaren van de soortensamenstelling. De verklarende milieuvariabelen voor spinnen waren voor hydrologie/topografie de microtopografie, mate van ontwatering van het zeggenmoeras en de mate van inundatie. Wat betreft vegetatieparameters worden de biomassa van de vaatplanten en totale biomassa de belangrijkste verklarende variabelen, gevolgd door de openheid van de vegetatie, de biomassa van het strooisel en de biomassa van de mossen.



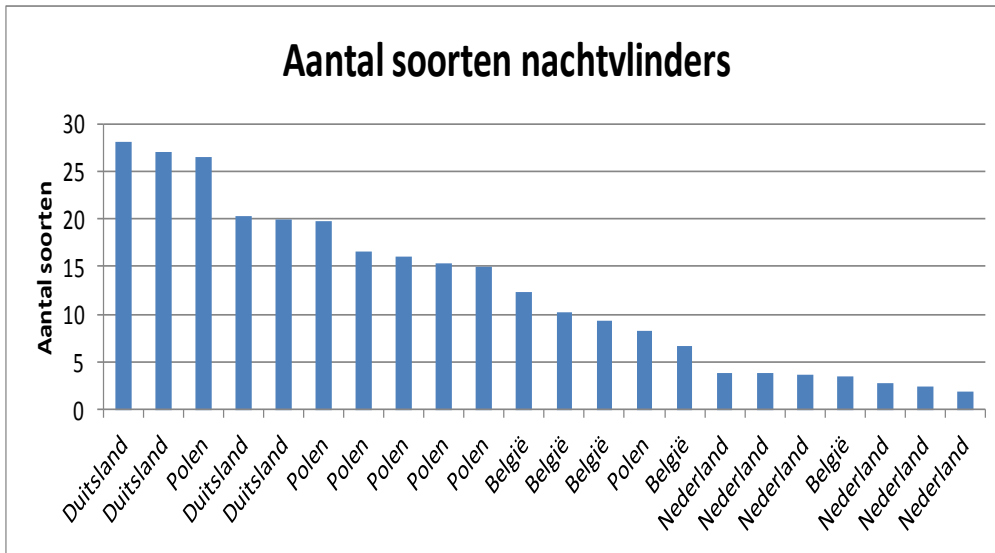
*Figuur 36: CCA variance partitioning van de spinnendata. In het diagram is er onderscheid gemaakt tussen factoren op locatieschaal en op plot-schaal, per factorgroep weergegeven als een cirkel met hierin een getal. Dit getal geeft de hoeveelheid variatie in soortensamenstelling die alleen verklaard wordt door de bijbehorende factor weer. De extra variatie die verklaard wordt door een combinatie van beide factorgroepen wordt aangegeven met het getal op de plek waar de cirkels elkaar overlappen. De factoren op plot-schaal zijn weer onderverdeeld (2nd tier conditional partition) in factoren gerelateerd aan de hydrologie/topografie, het beheer en de vegetatie. Per factorgroep zijn de significante verklarende variabelen weergegeven. Tussen haakjes is de λ_A -waarde vermeld (maat van bijdrage aan verklaarde variatie) met de bijbehorende significantie: * $p < 0.05$, ** $p < 0.01$, *** $p \leq 0.001$.*

*Figure 36: CCA variance partitioning of the spider species data. In the diagram, a distinction is made between factors at location scale and at plot scale, per factor group shown as a circle containing a number. This number indicates the amount of variation in species composition that can only be explained by the corresponding factor. The additional variance which can be explained by a combination of both factor groups is shown as a number where the circles overlap. The factors at plot scale are then subdivided (2nd level conditional partition) in factors related to the hydrology/topography, the mowing regime and the vegetation. The significant explanatory variables are shown per factor group. The λ_A value is stated between brackets with the corresponding significance: * $p < 0.05$, ** $p < 0.01$, *** $p \leq 0.001$.*

5.5 Macronachtvlinders

Soortenrijkdom

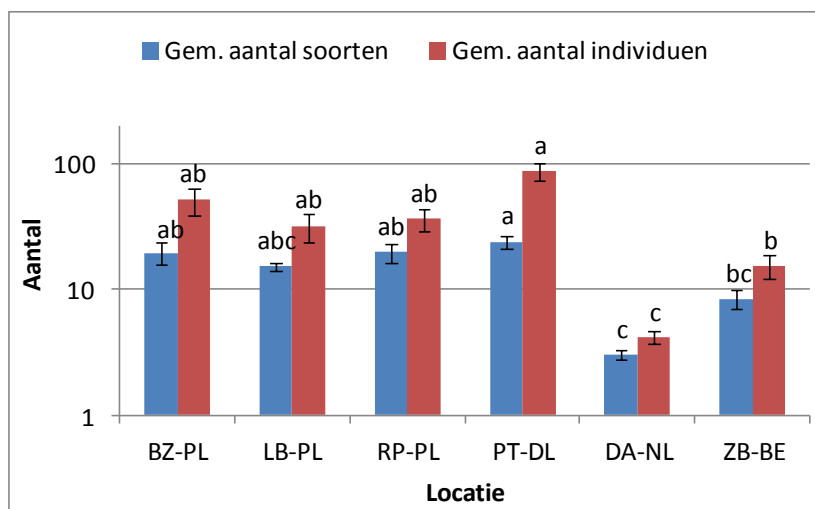
In totaal zijn 233 soorten nachtvinders aangetroffen (3452 individuen). Van 85 soorten werden zowel individuen in de Drentse Aa en de Zwarte Beek als in de Oost-Duitse en Poolse gebieden gevonden. Uitsluitend aangetroffen in Nederland en België waren 67 soorten, in de Oost-Duitse en Poolse gebieden waren dit 81 soorten.



Figuur 37. Overzicht van met lichtval gevangen nachtvinders op 22 plaatsen (gemiddelde aantallen per locatie per vangnacht), weergegeven in aflopende aantallen. De hoogste aantallen werden aangetroffen in het Duitse Peenetal.

Figure 37. Overview of moths caught in light traps at 22 locations (average number per location per catchment night), sorted descending. The highest numbers of moths were observed in Peenetal, Germany.

Een globaal overzicht van de resultaten van vangsten van nachtvinders staat in *Figuur 37* met aangegeven het gemiddelde aantal aangetroffen soorten en individuen per vangnacht. Uit de gemiddelde resultaten per regio blijkt dat op Oost-Duitse en Poolse locaties significant meer soorten gevangen worden dan op de Belgische en Nederlandse locaties (*Figuur 38*). Het Oost-Duitse Peenetal vertoont significant hogere aantallen soorten en individuen in vergelijking tot het Drentse Aa en de Zwarte Beek. De Poolse locaties nemen een tussenpositie in, maar vertonen uitsluitend significante verschillen met de lage aantallen soorten en individuen aangetroffen in het Drentse Aa gebied. Geconcludeerd kan worden dat de soortenrijkdom tussen regio's sterk verschilt.



Figuur 38: Gemiddelde nachtvlindersoortenrijkdom en het gemiddeld aantal individuen gevangen per gebied, waarbij significante verschillen werden aangetroffen in de groepen zonder overeenkomstige letter (a, b dan wel c; Tukey's-test).

Figure 38: Average moth species richness and the average number of individuals caught per area, where significant differences were observed in the groups without a corresponding letter (a, b or c; Tukey's test).

In Tabel 22 staat een overzicht van de belangrijkste soorten die de hoge aantallen per vangnacht veroorzaken op locaties PT3 en PT4 in het Peenetal. Het gaat vooral om soorten die in de literatuur worden geassocieerd met riet, rietmoeras of natte graslanden. Op locatie PT4 komt wel Riet voor en op locatie PT3 niet. Locatie PT4 lijkt wegens het voorkomen van diverse mesotrafente laagveensoorten relatief voedselarm zijn, terwijl in locatie PT3 eutrafente moerassoorten overheersen (zie Bijlage 6). De actuele vegetatie lijkt daarom niet in overeenstemming te zijn met de habitatindicaties uit de literatuur.

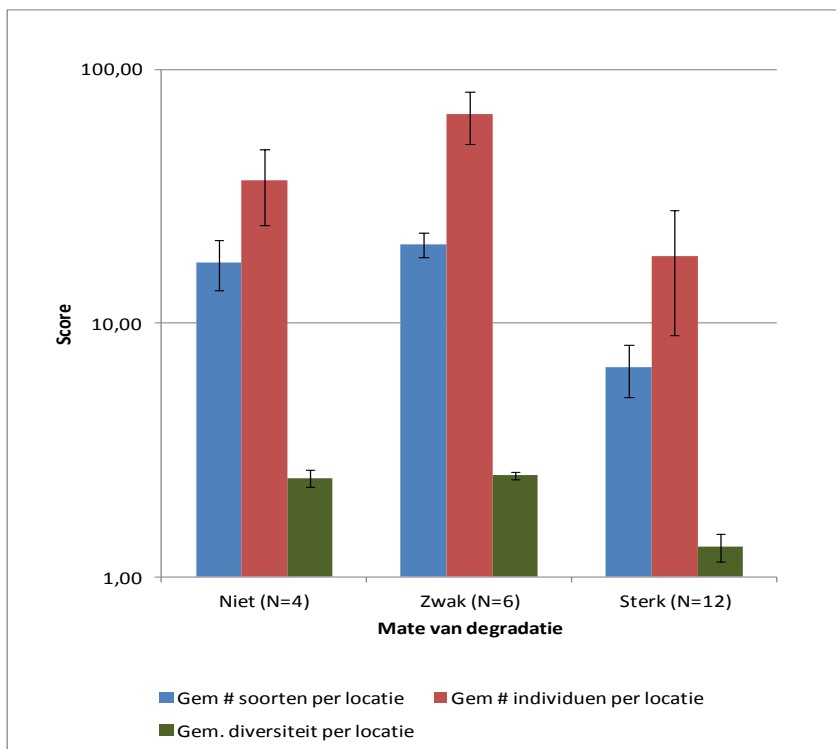
Tabel 22: De in aantal belangrijkste nachtvlindersoorten op twee vanglocaties in het Peenetal (PT3 en PT4) met hun biotoop, waardplant en de gevangen aantallen.

Table 22: The most important moth species (by numbers) at two locations in Peenetal (PT3 and PT4) with their biotope, host plant and the captured numbers.

Nederlandse naam	Latijnse naam	Familie	Biotoop/ waardplant	Vang- plek PT3	Vang- plek PT4
Stompvleugel-grasuil	<i>Mythimna impura</i>	Noctuidae	Grasland; op grassen of riet	40	17
Kleine beer	<i>Phragmatobia fuliginosa</i>	Arctiidae	Duinen, grasland; diverse kruiden	21	24
Rondvleugel-beertje	<i>Thumatha senex</i>	Arctiidae	Moerassen; mossen/algen	18	24
Klein muisbeertje	<i>Pelosia obtusa</i>	Arctiidae	Rietvelden; riet/korstmossen	16	17
Rietvink	<i>Euthrix potatoria</i>	Lasio-campidae	Natte graslanden; riet/grassen	14	4
Egale rietboorder	<i>Arenostola phragmitidis</i>	Noctuidae	Rietlanden; riet	4	16

Invloed degradatiegraad

De onderzochte gedegradeerde venen bevatten minder soorten en minder individuen per vangsteenheid en hebben een lagere diversiteit in vergelijking tot niet gedegradeerde systemen ($p < 0,005$; Kruskal-Wallis; *Figuur 39*). De sterk gedegradeerde locaties bestaan uit alle Nederlandse en Belgische locaties en één locatie in het Peenetal. Deze laatste locatie is echter soortenrijk (*Figuur 37*). Het gevonden patroon voor degradatiegraad heeft dus vooral te maken met een regionale invloed.

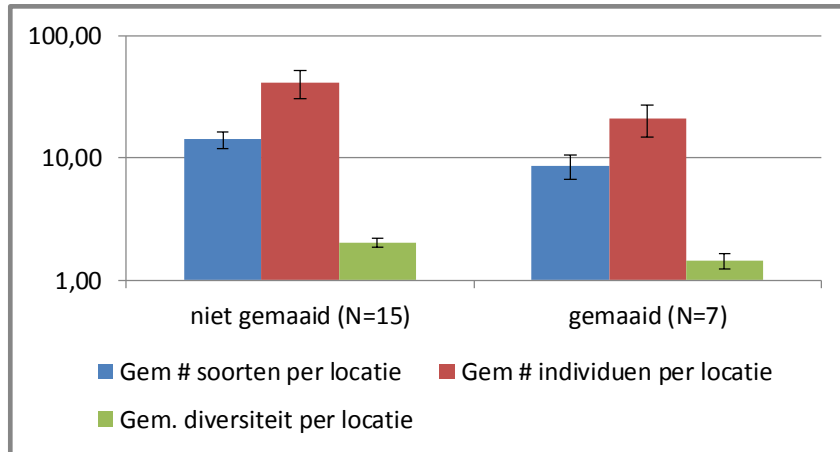


Figuur 39: Aantal soorten, aantal individuen en soortdiversiteit macronachtvlinders (gemiddelden \pm standaardfouten) van 22 locaties voor nachtvindervangsten 'in relatie tot degradatiegraad.

Figure 39: Number of macro moth species, number of individuals and species diversity (average \pm standard error) of 22 locations of moth capture in relation to degradation stage.

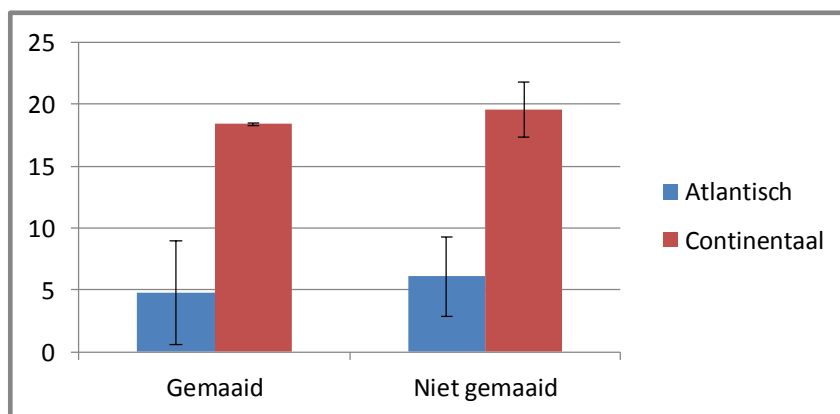
Invloed maai-beheer

Wel of niet maaien heeft geen significant effect op het gemiddelde aantal soorten, het gemiddelde aantal gevangen individuen en de gemiddelde diversiteit per locatie (*Figuur 40*, getest met Kruskal-Wallis). Bij het testen van een regressiemodel met zowel maai-beheer als geografische regio als verklarende variabelen blijkt voor zowel het aantal soorten, het aantal individuen en de diversiteit het maai-beheer geen effect te vertonen en blijkt de geografische regio de belangrijkste verklaring te zijn (telkens $R^2 \geq 0,48$, $p < 0,005$), zie ook *Figuur 41*).



Figuur 40: Het effect van maaien op de aangetroffen soorten, individuen en diversiteit macronachtvlinders (gemiddelden \pm standaardfouten). Effecten van maaien zijn niet aantoonbaar.

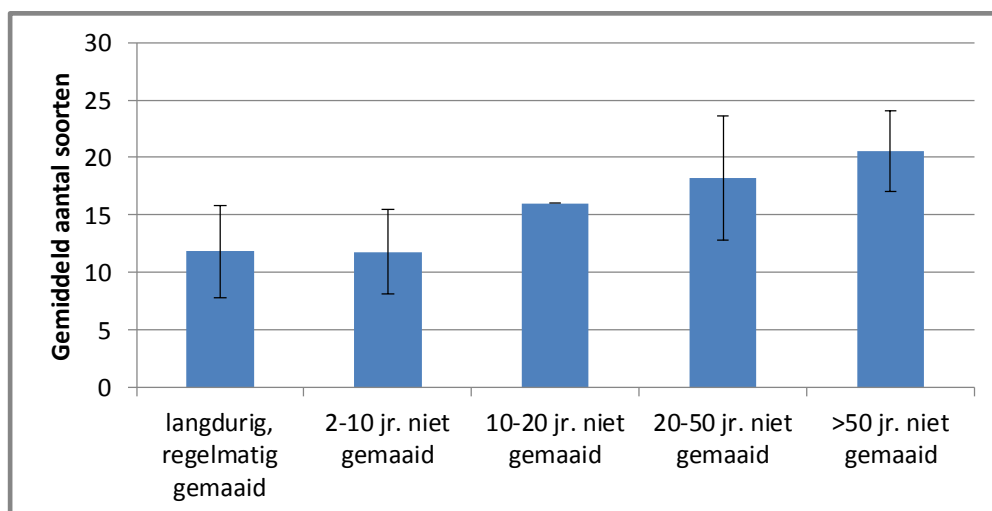
Figure 40: The effect of mowing on the macro moth species observed, individuals and diversity (average \pm standard error). Effects of mowing are not demonstrable.



Figuur 41: De invloed van regio en maaien op het aantal soorten macronachtvlinders van de onderzochte locaties. De error bars geven de standaardfouten tussen de locaties aan. Atlantisch betreft de locaties in Nederland en Vlaanderen, continentaal betreft de locaties in Oost-Duitsland en Polen).

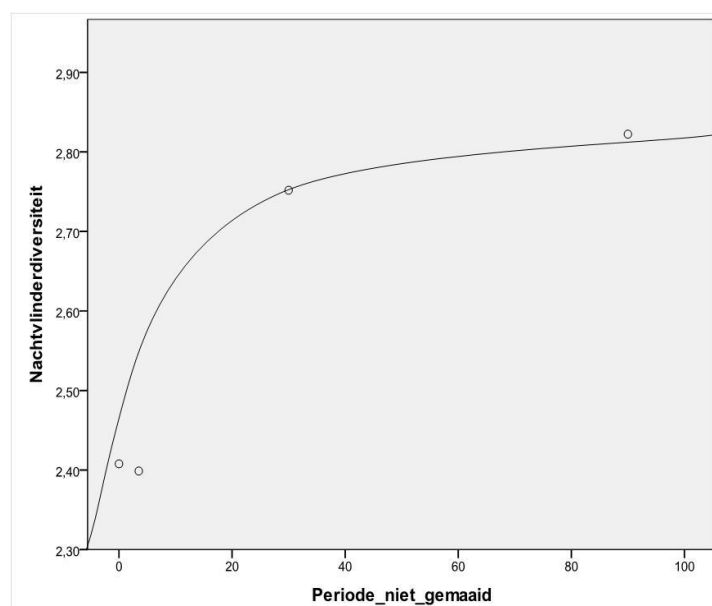
Figure 41: The influence of region and mowing on the number of macro moth species in the locations studied. The error bars indicate the standard error between the locations. 'Atlantisch' in figure (Atlantic) refers to locations in the Netherlands and Flanders, 'Continentaal' in figure (Continental) to locations in East Germany and Poland).

De effecten van niet-maaiduur voor 15 locaties, verdeeld over 5 klassen, geeft geen significante effecten (getest met Oneway-Anova), zie *Figuur 42*. Houtige gewassen (aandeel bomen en struiken opgesteld) zijn niet geassocieerd met het aantal aangetroffen soorten, de aanwezige individuen en de Shannon-diversiteit (getest met Oneway-Anova). Wanneer alleen gekeken wordt naar de vier locaties in het Peenetal dan lijkt daar wel een verband aanwezig te zijn tussen niet-maaiduur en soortenrijkdom (*Figuur 43*). Opvallend is dat daar het aandeel van ei- en rupsoverwinteraars op de ongemaaide locaties groter is dan in de gemaaide (*Figuur 44*).



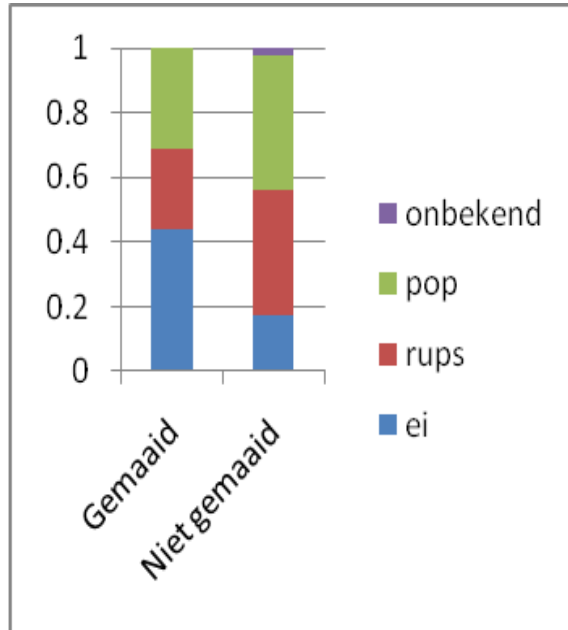
Figuur 42: Aantal soorten macronachtvlinders per locatie per vangnacht (gemiddelde \pm standaarddeviatie) voor vijf klassen van niet-maaiduur (in totaal 15 locaties).

Figure 42: Number of macro moth species per location per catchment night (average \pm standard deviation) for five classes of time since last mown (15 locations in total).



Figuur 43: Het aantal aangetroffen soorten macronachtvlinders in het Peenetal in relatie tot niet-maaiduur.

Figure 43: The number of macro moth species observed in Peenetal in relation to the length of time since last mown.

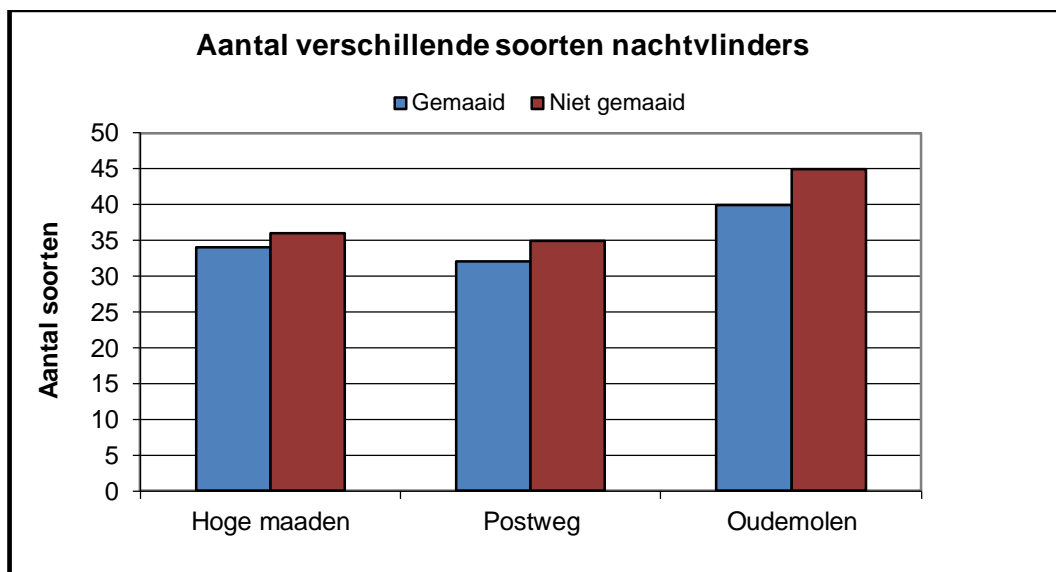


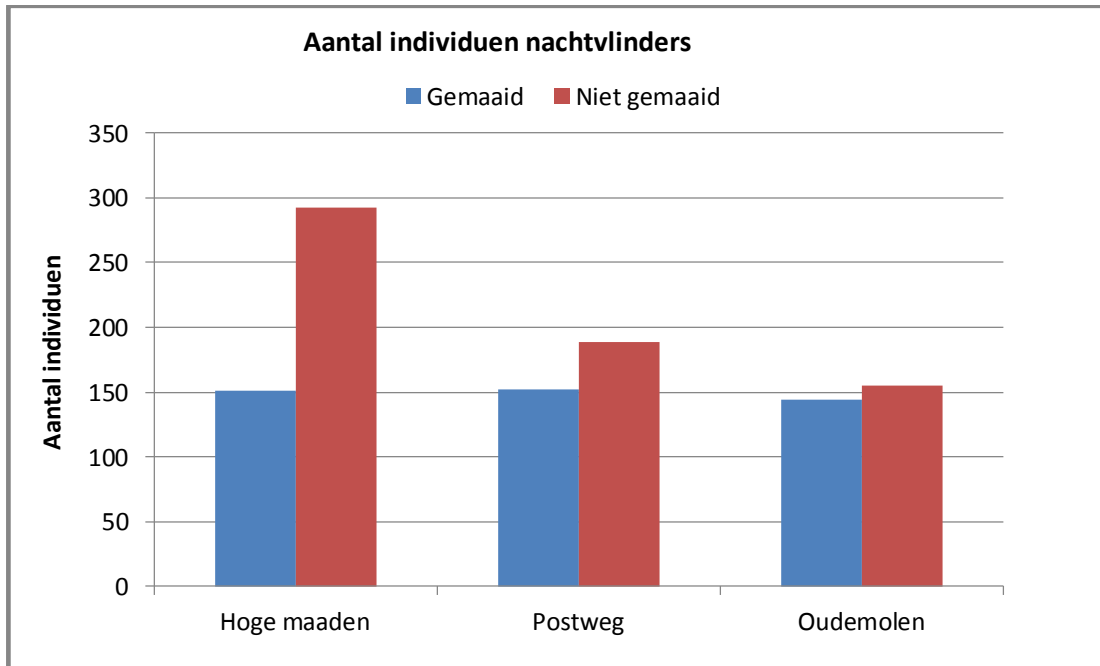
Figuur 44: Aandeel van strategieën voor overwintering van macronachtvlinders op gemaaide en niet gemaaide locaties in het Peenetal.

Figure 44: Percentage of strategies for macro moths overwintering on mown and not-mown locations in Peenetal.

Patronen niet-maairoof Drentse Aa

De maairoof in het Drentse Aa gebied leverde in de delen waar het maai-beheer was gestopt, een iets groter aantal aangetroffen soorten individuen op (Figuur 45). Een 2-factor ANOVA (3 Locaties x 2 Maaitypen) voor de invloed van locatie en beheer op het aantal soorten nachtvlinders en individuele nachtvlinders laat geen significant hoofdeffect zien voor locatie [$F(4,106) = 0.60, p = 0.67$] en voor beheer [$F(2,53) = 0.68, p = 0.51$]. Ten slotte is er ook geen significant interactie (Beheer x Locatie) voor het aantal soorten nachtvlinders en het aantal individuele nachtvlinders [$F(4,106) = 0.45, p = 0.78$].





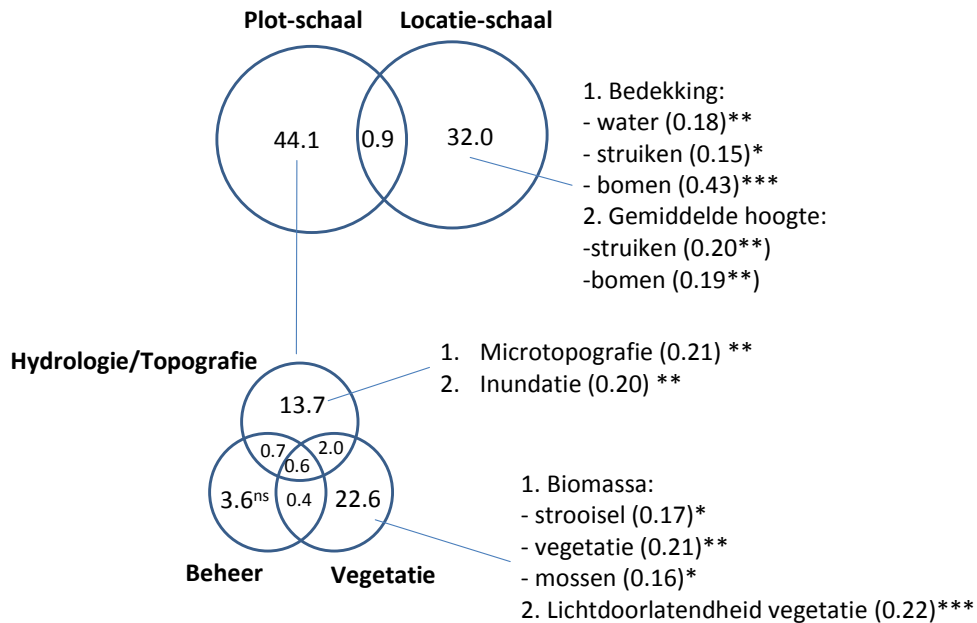
Figuur 45: Aantal soorten (boven) en aantal gevangen individuen (onder) in de gemaaide en niet gemaaide locaties van de beheerproef in het Drentse Aa gebied.

Figure 45: Number of species (above) and number of individuals caught (below) in the mown and not-mown locations in the Drentse Aa 'non-mowing' trial.

Invloed omgevingsvariabelen

Om inzicht te krijgen in welke mogelijk variabelen invloed kunnen hebben is een nadere analyse verricht. Een verrichtte CCA variance partitioning geeft een overzicht van de relevantie van factoren bij de soortensamenstelling van nachtvlinders (Figuur 46). In totaal werd 78% van de aangetroffen variatie verklaard. Op locatieschaal gaat het hierbij in belangrijke mate om de aanwezigheid van bomen en struiken, waarbij ook de aanwezigheid van water een deel verklaart. Daarnaast wordt ongeveer 36% van de variatie verklaard op plot-schaal. Vegetatie, hydrologie, strooisel en topografie zijn hierbij de relevante factoren. Ook het voorkomen van inundaties zijn bepalend voor de samenstelling van de lokale nachtvlinderfauna. Opvallend is dat beheer geen meetbare effecten op de nachtvlinderfauna heeft.

NACHTVLINDERS



***: $p \leq 0.001$, **: $p \leq 0.01$, *: $p < 0.05$, ns: niet significant

*Figuur 46: CCA variance partitioning van de nachtvlinderdata. In het diagram is er onderscheid gemaakt tussen factoren op locatieschaal en op plot-schaal, per factorgroep weergegeven als een cirkel met hierin een getal. Dit getal geeft de hoeveelheid variatie in soortensamenstelling die alleen verklaard wordt door de bijbehorende factor weer. De extra variatie die verklaard wordt door een combinatie van beide factorgroepen wordt aangegeven met het getal op de plek waar de cirkels elkaar overlappen. De factoren op plot-schaal zijn weer onderverdeeld (2nd tier conditional partition) in factoren gerelateerd aan de hydrologie/topografie, het beheer en de vegetatie. Per factorgroep zijn de significante verklarende variabelen weergegeven. Tussen haakjes is de λ_A -waarde vermeld (maat van bijdrage aan verklaarde variatie) met de bijbehorende significantie: * $p < 0.05$, ** $p < 0.01$, *** $p \leq 0.001$.*

*Figure 46: CCA variance partitioning of the macro moth species data. In the diagram, a distinction is made between factors at location scale and at plot scale, per factor group shown as a circle containing a number. This number indicates the amount of variation in species composition that can only be explained by the corresponding factor. The additional variance which can be explained by a combination of both factor groups is shown as a number where the circles overlap. The factors at plot scale are then subdivided (2nd level conditional partition) in factors related to the hydrology/topography, the mowing regime and the vegetation. The significant explanatory variables are shown per factor group. The λ_A value is stated between brackets with the corresponding significance: * $p < 0.05$, ** $p < 0.01$, *** $p \leq 0.001$.*

6 Synthese en conclusies

6.1 Microtopografie in relatie tot beheerhistorie en degradatiegraad

Deze studie laat zien dat in twee situaties duidelijke microtopografie aanwezig is: (1) in ongestoorde beekdalvenen en (2) in voorheen gemaaide venen waar het hooilandbeheer langer geleden gestopt is. In ongestoorde venen bestaat de microtopografie uit een patroon van mosbulten en slenken met tot ca. 15 cm beperkte hoogteverschillen. Dat is gering in vergelijking met bult/slenkstructuren in hoogvenen. Daar kunnen hoogteverschillen voorkomen van 30cm (Van der Molen 1992). Het geringe hoogteverschil in grondwatergevoede laagvenen kan samenhangen met het feit dat daar meestal slaampossen de bulten vormen. Pas als ook veenmossen zich in zulke laagvenen vestigen worden de bulten hoger en ook breder, zoals werd waargenomen in locatie LB1 in Polen.

In gedegradeerde venen ontstaat tussen de 10 en 50 jaar na het stoppen van maaien een uitgesproken microtopografie. Deze microtopografie kan zowel door vorming van pollen als door mosbulten worden veroorzaakt.

Opvallend is dat in langdurig niet gemaaide gedegradeerde venen af en toe grotere hoogteverschillen kunnen ontstaan (tot 35 cm) door het ontstaan van hoge pollen van zeggen en grassen (Paardehaarzegge en Pijpenstrootje). Na het stoppen van maaien hebben polvormers en mossen blijkbaar enige tijd nodig om zich te ontwikkelen. Opdekamp et al. (2012a) troffen pollen van ca. 30 cm hoogte aan in percelen in de Biebrza die 15 tot 20 jaar geleden waren verlaten. Brosko (2001) vond een sterke toename van de polgrootte na 15 tot 25 jaar na het stoppen van maaien. Mosbulten zijn in gedegradeerde venen alleen aangetroffen wanneer deze in het verleden niet sterk werden ontwaterd. Door de minder sterke degradatie en daarmee samenhangend een beperkte eutrofiëring wordt in zulke venen de groei van mossen weinig door de kruidlaag beperkt. Pollen kunnen zich zowel in sterk ontwaterde venen als in minder sterk ontwaterde venen ontwikkelen. Microtopografie door pollen kan tot grotere hoogteverschillen leiden dan die in ongestoorde venen, wanneer er soorten voorkomen die hoge pollen kunnen vormen.

Het lijkt er op dat in de Nederlandse en Vlaamse beekdalvenen geen snelle polvorming optreedt, mogelijk door het minder frequente voorkomen van polvormende soorten. In de Oost-Duitse en Poolse verlaten venen bestaan de polvormers uit *Carex cespitosa* (Polzegge), *C. approximata* (Paardehaarzegge) en *Molinea caerulea* (Pijpenstrootje). In Zweedse grondwatergevoede laagvenen komt vaak *Molinea caerulea* tot dominantie na lichte ontwatering (mondelijke mededeling H. Rydin). De genoemde soorten zijn in de Nederlandse en Vlaamse venen zeldzaam en vrijwel nooit vegetatievormend. Daarentegen bestaan de dominante grasachtigen in deze venen uit soorten met wortelstokken die geen of zelden pollen vormen.

De processen die leiden tot de vorming van mosbulten in grondwatergevoede venen zijn niet duidelijk. Niet uitgesloten is dat positieve feedback mechanismen de groei van mosbulten in bulten bevorderen. Een mogelijke positieve feedback is snellere groei van mossen in bulten door een betere beschikbaarheid van CO₂. Mossen die onder water staan of een bedekt zijn met een dunne waterfilm hebben een geringe toevoer van CO₂ uit de atmosfeer (Glime, 2007). Mossen in bulten hebben daar geen of minder last van en zouden daardoor sneller kunnen groeien. Een andere positiever

feedback kan bestaan uit een betere lichtbeschikbaarheid in relatief hoge mosbulten. De lichtmetingen in uitgesproken mosbult/mosslenk-complexen duiden op een betere lichtbeschikbaarheid voor mossen in de bulten. Een andere feedback kan zijn dat de afbraaksnelheid in de bulten geringer is dan in de slenken. Deze feedback zijn pas werkzaam als microtopografie is ontstaan. Onbekend is welke mechanismen de vorming van bult/slenk-microtopografie initiëren.

Mogelijk wordt een toename van polvormers gestimuleerd door een hogere nutriëntenbeschikbaarheid. Tegelijkertijd kunnen polvormers hun groei bevorderen door interne recirculatie van nutriënten en op deze manier soorten met wortelstokken beconcurreren (Opdekamp et al. 2012a+b). Ook neemt de redoxpotentiaal in de pol toe met de toename van de polgrootte en warmen ze meer en sneller op waardoor de mineralisatiesnelheid hoger wordt. Polvormers ontworstelen zich aan het anaerobe milieu van laagvenen door boven de waterstand uit te groeien en kunnen zo gereduceerde toxische stoffen ontwijken (Opdekamp et al. 2012a). Polvormers zouden door deze strategie ook de vestiging en groei van andere plantensoorten op de pol kunnen bevorderen. Mesotrafente laagveensoorten kunnen zich vestigen op hogere *Carex appropinquata*-pollen (veldwaarneming R. van Diggelen). Of dat dit ook leidt tot een hogere soortenrijkdom op een groter schaalniveau is echter de vraag (Opdekamp et al. 2012a). Ook is de vraag of pollen van meer eutrafente soorten als bijvoorbeeld *Carex elata* (Stijve zegge) mesotrafente soorten kunnen faciliteren.

Naast microreliëf speelt ook macroreliëf een rol in gedegradeerde venen. Dit is echter een artefact van ontginning en verdroging in het verleden (sloten, greppels, ongelijkmatige inklinking). Door dit macroreliëf bestaat ook in gedegradeerde venen op kleine schaal variatie in waterstands- en inundatieregime, ondanks een zeer geringe microtopografie. Dit macroreliëf kan ook invloed hebben op de ongewervelde fauna.

6.2 Lichtcondities en vegetatiehoogte in relatie tot beheerhistorie en degradatiegraad

De mate van degradatie heeft een sterke invloed op de lichtcondities in beekdalvenen. In veel gevallen bestaat er een negatieve relatie tussen de bovengrondse biomassa van de kruidlaag ('peak-standing crop') en de lichtintensiteit op de bodem (Kotowski & Van Diggelen 2004; Schrautzer & Jensen 2006). In de dataset van de huidige studie is zowel de peak-standing crop als de hoogte van de kruidlaag bepalend voor de lichtintensiteit op de bodem (multiple lineaire regressie; $r^2 = 0.48$). De bovengrondse biomassa en de hoogte van de kruidlaag is hoger naar mate de degradatiegraad hoger is. Daarmee bepaalt de mate van degradatie, dus in feite de toename in nutriëntenbeschikbaarheid, de lichtcondities op de bodem. Dit lijkt de belangrijkste reden waarom de meeste niet gemaaide, sterk gedegradeerde venen een lage mosbedekking en een kleine biomassa aan mossen hebben. Dit kan de vorming van mosbulten sterk beperken of zelfs geheel tegenhouden. De geringere lichtcondities heeft ook een negatieve invloed op kleine, langzaam groeiende, vaatplanten (de zgn. "stress-tolerators").

De mate van degradatie is met betrekking tot vegetatiestructuur en lichtcondities dominant over die van de lengte van de periode van niet maaien. Maaibeheer heeft alleen in sterk gedegradeerde venen enige invloed. Daar is bij maaien de hoogte van de kruidlaag lager dan bij in venen waarin kort geleden (2-10 j) het maaien is gestopt. Daardoor hebben gemaaide venen iets betere lichtcondities op en vlak boven de bodem dan venen waar met maaien gestopt is (Opdekamp et al., 2012a). In sterk gedegradeerde venen kan maaien dus lichtcondities bevorderen. Dat leidt niet alleen tot een grotere hoeveelheid licht op de bodem maar ook tot meer kleinschalige variatie in lichthoeveelheid zodat lichtminnende soorten een grotere kans hebben om te kiemen en zich te vestigen. Overigens leidt het stoppen van maaien op

korte termijn niet tot een grotere peak standing crop van de kruidlaag, wel nemen de hoeveelheid en bedekking van strooisel en de hoogte van de kruidlaag toe. Bij het stoppen van maaien verslechteren de lichtcondities dus vooral door het hoger worden van de kruidlaag.

In ongestoorde venen bestaat op de bodem geen of nauwelijks lichtbeperking, wat samen gaat met een hoge bedekking en een hoge biomassa van mossen. De levende moslaag is hier meerdere cm's dik. Omdat de lichtpenetratie in een gesloten moslaag slechts 1 tot 2 cm bedraagt (mondelinge mededeling H. Rydin) concurreren mossen zich zelf om licht. In het geval van een meer bedekkende kruidlaag is de variantie in lichtbeschikbaarheid op de bodem in ongestoorde en zwak gedegradeerde venen groot. Hierdoor zijn er altijd openingen in e kruidlaag aanwezig waar lichtminnende soorten kunnen groeien. Wegens de lage productiviteit en de goede lichtcondities op de bodem is maaien in dergelijke venen dan ook niet nodig.

In venen met een microtopografie verschillen de lichtcondities sterk tussen de hoge (pollen, mosbulten) en de lage delen (slenken). De hogere lichtbeschikbaarheid op de hoge delen kan zorgen voor een positief feedback-mechanisme (hoge delen hebben meer biomassaproductie, versterking microtopografie-> betere lichtcondities). Dit patroon is waargenomen in zowel ongestoorde, voedselarme venen (mosbult/slenk) als in gedegradeerde, voedselrijke venen (pol/slenk). Omdat in voedselarme grondwatergevoede venen mossen belangrijke veenvormers zijn, kunnen de betere lichtcondities voor mossen in de bulten belangrijk zijn voor de versterking van het bult/slenk-patroon in voedselarme venen. In gedegradeerde venen kunnen eutrafente polvormers zo hoog worden dat ze licht weg nemen voor lage planten in de slenken. Pollen hebben daardoor een negatieve feedback op de biomassa productie in de slenken (Opdekamp 2012).

Verschillen in voedselrijkdom en lichtcondities als gevolg van verschillen in degradatie hebben een dominante invloed op de vegetatiesamenstelling. Kenmerkende soorten van matig basenrijke en basenrijke, mesotrafente kleine zeggen-slaapmosvegetaties komen veel meer voor in ongestoorde en zwak gedegradeerde venen dan in sterk gedegradeerde venen in Nederland en Vlaanderen. Maai-beheer lijkt daarop nauwelijks effect te hebben. Wel zijn de langdurig niet gemaaide (> 50 j) en nooit gemaaide venen iets rijker aan kenmerkende plantensoorten dan de venen die 10-50 jaar niet zijn gemaaid.

Lichtcondities in sterk gedegradeerde venen kunnen naast maai-beheer ook gestuurd worden door parasitaire planten. Dekleer et al. (in press) laten zien dat de introductie van de half-parasiet *Pedicularis palustris* (Moeraskartelblad) in een *Carex acuta* (Scherpe zegge)-begroeiing de bedekking van *Carex acuta* binnen 10 jaar sterk doet afnemen. Daardoor kan de moslaag sterk in bedekking (tot 90%) en dikte (6 cm) toenemen. Ter vergelijking: in de controle plots bedroeg de mosbedekking hooguit 20% en de dikte hooguit 3 cm.

6.3 Struiken en bomen in relatie tot beheerhistorie en degradatiegraad

In deze studie is de respons van boom- en struikopslag op het stoppen van maai-beheer niet rechtstreeks gemeten. De eenmalige metingen in het beheerexperiment in de Drentse Aa kunnen nog geen effecten in beeld brengen. De waargenomen verschillen in het aandeel bomen en struiken hebben in deze proef te maken met de situatie van voor de vernatting en kunnen niet worden toegeschreven aan korte-termijn effecten van wel of niet maaien. In het vergelijkende locatie-onderzoek kwamen geen eenduidige patronen naar voren in het aandeel struiken en bomen in relatie tot degradatiegraad en duur van niet maaien. Het enige verschil is dat de hoogte van bomen in locaties met meer dan 20 jaar niet maaien geringer is dan in gebieden met een kortere niet-maaiduur. Dit kan wijzen op een afnemende

vitaliteit van bomen als gevolg van een steeds verdere vernatting van het veen. Uit onderzoek in het Peenehaffmoor blijkt dat de boombedekking in een groot deel van het gebied (data R. van Diggelen) in 15 jaar met meer dan 5% was afgenomen. Deze afname hangt samen met voortschrijdende vernatting als gevolg van het dichtgroeien en -slibben van sloten. Daarbij nam ook de stabiliteit van de bodem af. Geleidelijke vernatting treedt ook op in vernatte beekdaltrajecten in de Drentse Aa (data peilbuizen). Zulke gebieden kunnen daarom in toenemende mate een voor grote bomen ongunstig waterstandsregime en bodemstabiliteit hebben.

Tijdens veldbezoeken in beekdalvenen is waargenomen dat de mate van jonge opslag na het stoppen maaien sterk verschilt en vermoedelijk bepaald wordt door waterstandregime. Bij hoge, weinig fluctuerende waterstanden treedt vrijwel geen opslag op en bij fluctuerende waterstanden juist meer. Deze veldindrukken zouden moeten worden getoetst door nader onderzoek aan de ontwikkeling van de vegetatie in relatie tot waterstandsregime.

Het aandeel bomen en struiken in ongestoorde venen en lange tijd niet gemaaide gedegradeerde venen is variabel. Ongestoorde venen zijn niet altijd boomloos. Vaak hebben ze een ijle opslag van *Betula*-soorten, *Frangula alnus* (Vuilboom) en *Pinus sylvestris* (Grove den). Onderzoek naar de ouderdom en stamdiameter van berken-opslag in de Biebrza (ter plekke van locatie BZ3 en BZ4) laat zien dat groei hier zeer langzaam optreedt (data Universiteit Antwerpen). De reden hiervoor zijn de zeer natte en voedselarme condities. De aanwezigheid van bomen hoeft ook niet te betekenen dat de lichtomstandigheden sterk verslechteren. Bij niet al te dichte kroonlaag valt nog steeds veel licht op de lage vegetatie (Foto 7). De afname van de lichtintensiteit kan bij bosontwikkeling in zwak gedegradeerde venen langzaam verlopen. Onderzoek in het Peenehaffmoor in Oost-Duitsland naar de relatie tussen ouderdom van berken en de relatieve lichtintensiteit onder de boom laat zien dat pas na ca. 30 jaar lichtbeperking gaat optreden (data Universiteit Antwerpen). Bij een ouderdom van 30 jaar is de lichtintensiteit tot het niveau van het lichtverzadigingspunt gezakt (RLI = 30%). In venen met een sterk gedegradeerde bodem waar opslag van Zwarte els optreedt, kan lichtbeperking mogelijk sneller verlopen omdat elzen hier sneller groeien dan berken in zwak gedegradeerde venen.

6.4 Fauna in grondwatergevoede laagveenmoerassen

Evertebratenfauna van grondwatergevoede laagveenmoerassen in beeld

De huidige studie geeft op basis van literatuuranalyse en veldonderzoek meer zicht op het voorkomen van fauna in grondwatergevoede zeggengroeiingen in beekdalen. Op basis van literatuur blijken veenvormende zeggenvoedingssoortenrijk te zijn aan ongewervelde fauna, maar een groot deel van de soorten komt ook voor in andere moerasvegetaties en weinig gedegradeerde natte graslanden.

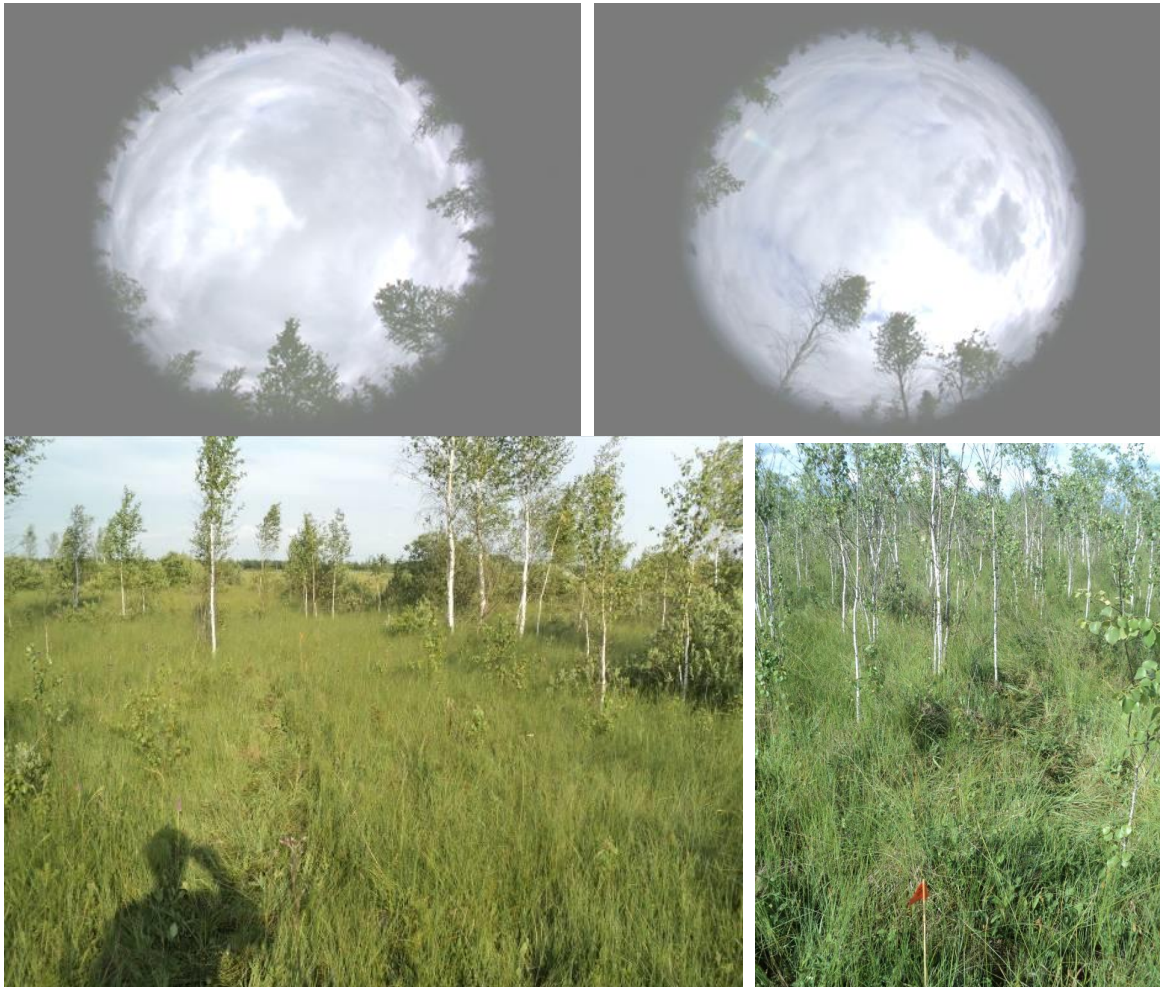


Foto 7: Invloed van bomen op lichtinval in een veen. De foto's boven zijn met een zgn. Fish-eye lens recht naar boven gericht genomen en geven de werkelijke kroonbedekking weer. De lichtinval is daarbij hoog. De foto's onder zijn genomen vanuit het perspectief van een mens die in horizontale richting kijkt. De perceptie is dan dat er veel opslag staat.

Photo 7: Influence of trees on the light intensity in a rich fen. The photos above were taken with a so-called fish-eye lens looking vertically upwards and show the actual crown cover. The light intensity is high. The photos below were taken from the perspective of a person looking horizontally. The perception is that there are many trees.

Er zijn maar relatief weinig soorten aan te wijzen die gebonden zijn aan grondwatergevoede zeggenmoerassen. Veel soorten gebruiken een mozaïek van verschillende deelhabitats binnen het beekdal om hun levenscyclus te doorlopen. Het habitattypen "Grondwatergevoede zeggenmoerassen" is voor veel soorten één van die deelhabitats. De hoeveelheid specifieke informatie over ongewervelden in zeggenvegetaties is echter zeer beperkt. De meta-analyse van Poolse moerassystemen voor spinnen en loopkevers laat zien dat daar grote overlap was in soortensamenstelling tussen kleine zeggenvegetaties, grote zeggenvegetaties en rietlanden en voor loopkevers ook natte graslanden in enigszins gedegradeerde venen. De karakteristieke soorten voor deze cluster (*Tabel 6*) kunnen worden gebruikt als een referentieset voor ongestoorde venen. Bijlage 4 geeft de habitatpreferenties van loopkevers op basis van algemene literatuur en Bijlage 5 voor macronachtvlinders. Bijlage 5 geeft dat voor nachtvlinders. Daarnaast kunnen de soortenpools die met het veldonderzoek zijn aangetroffen worden gebruikt als referentie.

6.5 Invloed van maaibeheer en bodemdegradatie

Spinnen, loopkevers, kokerjuffers en macronachtvlinders reageren verschillend op degradatiegraad en op maaibeheer. De effecten van de lengte van de periode zonder maaibeheer en de degradatiegraad van de bodem op de soortenrijkdom zijn schematisch weergegeven in *Tabel 23*.

Het veldonderzoek laat zien dat maaibeheer invloed kan hebben op de soortenrijkdom van twee van de vier faunagroepen: kokerjuffers en loopkevers. De soortenrijkdom van kokerjuffers neemt toe met de lengte van de periode zonder maaibeheer, 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. Dit komt ook overeen met het aangetroffen patroon in de Poolse literatuur waarin de soortensamenstelling van spinnen sterk bepaald werd door wel en niet maaien. Bij nachtvlinders kon er op basis van de gehele dataset geen effect van maaibeheer worden vastgesteld. Een dergelijk effect leek wel aanwezig op de locaties in het Peenetal met een range in maaibeheer van wel maaien tot 80-100 j niet maaien. Wegens het beperkt aantal locaties is deze relatie echter niet statistisch significant. Een aanwijzing dat de duur van niet maaien hier een relevant effect kan hebben op de soortensamenstelling van nachtvlinders, is een toename in het aandeel van ei- en rupsoverwinteraars met de duur van niet maaien. Door afwezigheid van maaibeheer is er 's winters een kruidlaag aanwezig en de overleving van daarin overwinterende soorten uiteraard groter.

Tabel 23: Effecten van maaibeheer en degradatiegraad op de soortenrijkdom van de onderzochte faunagroepen in het veldonderzoek. 0 = geen effect, + = soortenrijker, - = soortenarmer. NA = niet geëvalueerd. Er wordt onderscheid gemaakt in effecten op het totale aantal aangetroffen soorten, het aantal karakteristieke soorten uit de meta-analyse en het aantal soorten met een voorkeur voor veenmoerassen ('specialisten') op basis van de literatuur.

Table 23: Effects of mowing regime and degradation degree on species richness for fauna groups studied in the field research. 0 = no effect, + = species richness increase, - = species richness decrease. NA = not evaluated. A distinction is made between effect on the total number of species observed, the number of characteristic species from the meta-analysis and the number of species with a preference for peatlands (specialist species - in table: 'Aantal specialistische soorten') based on the literature.

	Niet maaien			Degradatie		
	Totaal aantal soorten	Aantal karakteristieke soorten	Aantal specialistische soorten	Totaal aantal soorten	Aantal karakteristieke soorten	Aantal specialistische soorten
Kokerjuffers	+	NA	+	-	NA	-
Loopkevers	-	-	-	+	+	+
Spinnen	0	0	0	0	0	-
Macronachtvlinders	0	NA	NA	-	NA	NA

De soortenrijkdom van kokerjuffers en nachtvlinders wordt negatief beïnvloed door de degradatiegraad. Bij loopkevers is dat op basis van het veldonderzoek andersom: sterk gedegreerde beekdalvenen zijn het meest soortenrijk. Tegelijk is bij deze laatste faunagroep het aantal specialisten van veenmoerassen in gedegreerde venen hoger. Opvallend is dat dit patroon niet blijkt uit de literatuurstudie. Ook is opvallend dat soorten die uit de Poolse literatuurstudie karakteristiek bleken voor natte habitats waaronder ongestoorde kleine

zeggenbegroeiingen en die op basis van de algemene literatuur werden aangemerkt als specialist, met het vergelijkende locatieonderzoek vooral in gedegradeerde venen zijn aangetroffen. Een sluitende verklaring is hier niet voor. Mogelijk hangen deze verschillen in patronen samen met een meer exacte typering van de monsterlocaties in het veldonderzoek en dat in de faunistische literatuur minder exact wordt omgegaan met de typering van het habitat.

De totale soortenrijkdom van spinnen bleek in het veldonderzoek ongevoelig te zijn voor de degradatiegraad, maar bij toenemende degradatiegraad neemt het aantal specialistische soorten voor veenmoerassen die in de algemene literatuur zijn onderkent wel af.

In het experiment met het stoppen van maaien in het Drentse Aa gebied is nauwelijks effect merkbaar op de soortenrijkdom (*Tabel 24*). Alleen voor spinnen is er een gering effect op het aantal specialisten van veenmoerassen (iets meer soorten bij stoppen van maaien). Het nagenoeg afwezig zijn effecten is in lijn met de invloed van maaibeheer op de gehele dataset. Voor alle faunagroepen is daarbij geen verschil aanwezig in de soortenrijkdom van gemaaide locaties en locaties die 2 tot 10 jaar niet zijn gemaaid. Dit zal op de eerste plaats te maken hebben met de korte duur. Bovendien blijft de soortenrijkdom van spinnen en nachtvlinders ook voor locaties die langer niet worden gemaaid constant. Voor kokerjuffers en loopkevers, die in de hele dataset wel een patroon in soortenrijkdom vertonen in relatie tot de duur van niet maaien, kan de afwezigheid van een effect in de beheerproef veroorzaakt zijn door de korte duur van het experiment. Voor kokerjuffers kan ook een regionale verarming en een ongunstige metapopulatiestructuur in het Drentse Aa gebied als gevolg van intensief grootschalig landgebruik (zie bij regionale effecten) een rol spelen.

Tabel 24: Invloed van wel en niet maaien in het experiment in Drentse Aa. 0 = geen effect, + = soortenrijker, - = soortenarmer. NA = niet geëvalueerd. Er wordt onderscheid gemaakt in effecten op het totale aantal aangetroffen soorten, het aantal karakteristieke soorten uit de meta-analyse en het aantal soorten met een voorkeur voor veenmoerassen ('specialisten') op basis van de literatuur.

Table 24: Influence of mowing and not mowing in the Drentse Aa 'non-mowing' trial. 0 = no effect, + = species richness increase, - = species richness decrease. NA = not evaluated. A distinction is made between effect on the total number of species observed, the number of characteristic species from the meta-analysis and the number of species with a preference for peatlands (specialist species - in table: 'Aantal specialistische soorten') based on the literature.

Faunagroep	Effect stoppen maaien		
	Totaal aantal soorten	Aantal karakteristieke soorten	Aantal specialistische soorten
Kokerjuffers	0	NA	NA
Loopkevers	0	0	0
Spinnen	0	+	0
Macronachtvlinders	0	NA	NA

6.6 Invloed van omgevingsfactoren op de variatie in soorten

Op basis van de multivariatie analyse van de data uit het vergelijkende lokatieonderzoek is de soortensamenstelling te verklaren met factoren die spelen op meso- en op plotschaal (

Tabel 25). De mesoschaal kan daarbij gezien worden op een schaal van ca. 1 ha (mesoschaal). De plotschaal betreft de schaal van enkele 10-tallen m² (standplaatsschaal). Op mesoschaal heeft de vegetatiestructuur en het aandeel water op maaiveld invloed. De aangetroffen invloed van water op maaiveld komt overeen met bevindingen in een eerdere faunastudie in beekdalvenen (Aggenbach et al. 2011). Het aandeel hoog opgaande begroeiing en het aandeel water heeft invloed op loopkevers en spinnen. Voor deze faunagroepen en ook kokerjuffers heeft ook de hoogte van struiken en/of bomen invloed. Indien niet overheersend aanwezig laat de aanwezigheid van bomen en struiken geen soorten van open terreinen verdwijnen, maar zorgt juist voor een verrijking van de biodiversiteit omdat ze extra niches voor soorten bieden. Locaties met relatief veel bomen en struiken konden juist nog rijk zijn aan kokerjuffersoorten. Het aandeel korte vegetatie (zonder bomen en struiken) heeft

Tabel 25: Invloed van omgevingsfactoren op de soortendiversiteit van de onderzochte faunagroepen. ○ = matig effect, ● = sterk effect.

Table 25: Influence of environmental factors on the species diversity of the fauna groups studied. ○ = moderate effect, ● = substantial effect.

Verklarende factoren	kokerjuffers	loopkevers	spinnen	macro-nachtvlinders
Locatie-schaal				
Aandeel korte vegetatie			○	
Aandeel water		○	●	○
Aandeel Bedekking bomen en struiken		●	●	●
Hoogte bomen en struiken	●	●	○	●
Plot-schaal				
Microtopografie	●		●	●
Mate van inundatie			○	●
Mate van ontwatering		●	○	
Jaren sinds laatste beheer			●	
Biomassa totaal		○	●	
Biomassa strooisel		○	○	○
Biomassa mossen		●	○	○
Biomassa vaatplanten	●		●	○
Lichtdoorlatendheid vegetatie		○	○	●

ook een matig effect op de spinnenfauna. Bij spinnen heeft de duur van niet maaien geen effect op de soortenrijkdom, maar wel op de soortensamenstelling. Inundatie was de meest opvallende factor voor nachtvlinders.

Op plotschaal is de invloed van omgevingsfactor sterk verschillend voor de faunagroepen. Microtopografie speelt een rol bij drie van de vier groepen: kokerjuffers, spinnen en macronachtvlinders. De microtopografie kan door invloed op microklimaat, lichtcondities en de aanwezigheid van microsites die niet inunderen (deel)biotoop bieden voor soorten. Opvallend is dat hydrologische factoren (mate van ontwatering en mate van inundatie op de meeste groepen wel invloed hebben, maar niet op kokerjuffers. Mogelijk komt dit omdat kokerjuffers reageren op factoren die op een groter schaalniveau spelen. Zo zijn veel van de aangetroffen kokerjuffersoorten voor hun larvale stadium gebonden aan stromend water. Stromende wateren bevonden zich niet in de onderzoeksplots, maar juist daar buiten. De duur van niet maaien speelt voor de soortenvariatie alleen een rol bij spinnen. Uit de studie van Poolse literatuur bleek ook dat maaibeheer een belangrijke factor is voor de soortensamenstelling van spinnen. De karakteristieken van de korte vegetatie en daarmee samenhangende lichtdoorlatendheid van de vegetatie heeft in invloed op loopkevers, spinnen en macronachtvlinders. Kokerjuffers reageren ook sterk op de biomassa van vaatplanten. De invloed van de biomassa van de kruidlaag, moslaag en strooisel betekent dat de faunadiversiteit mede bepaald wordt door nutriëntenrijkdom van de bodem. Daarmee heeft de degradatiegraad via de nutriëntenrijkdom van de bodem ook invloed op de faunadiversiteit (zie paragraaf 4.3).

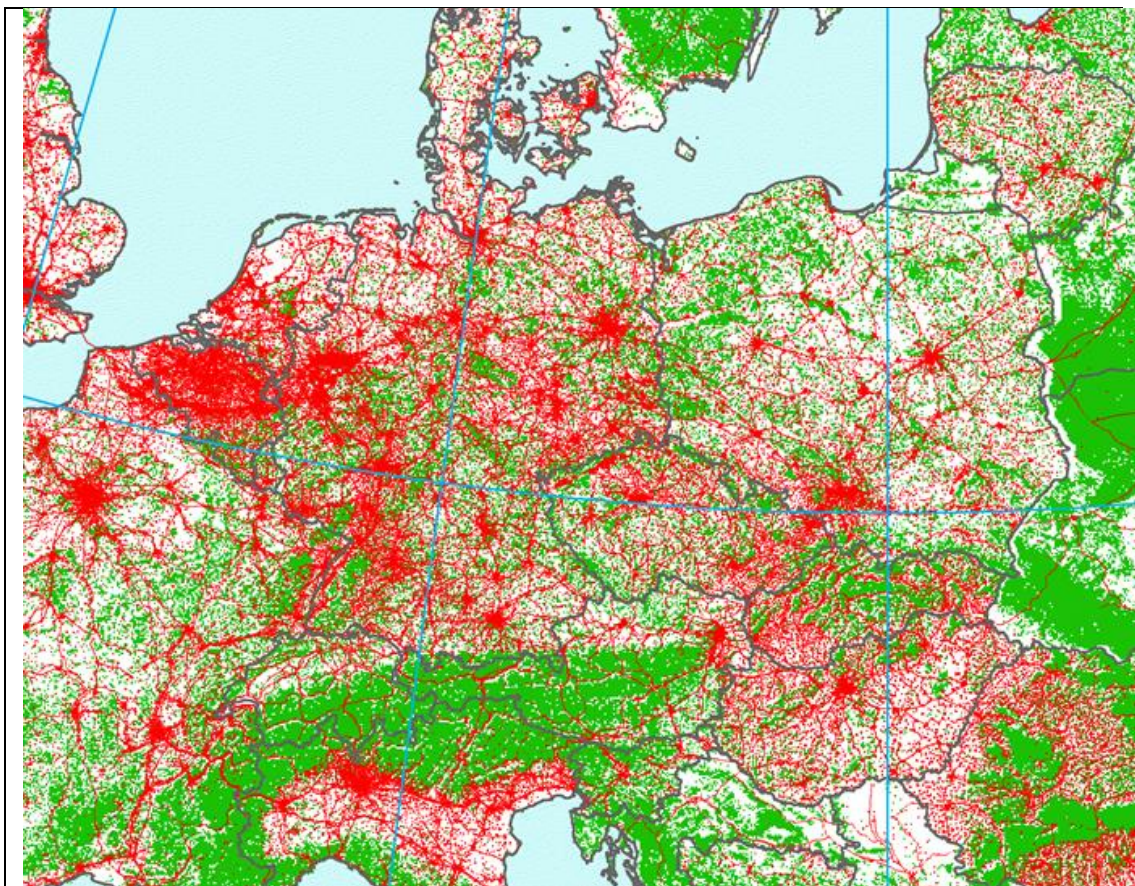
Omdat spinnen in beekdalveneneen soortenrijke groep zijn en in soortensamenstelling reageren op de duur van niet maaien is dit van de onderzochte faunagroepen de meest geschikte faunagroep om effecten van maaibeheer te volgen. Loopkevers zijn daarvoor minder geschikt omdat het aantal soorten bij niet maaien sterk afneemt en ze geen positieve indicatoren hebben voor langdurig niet gemaaide en ongestoorde situaties. Nachtvlinders zijn in beperkte mate geschikt om effecten van vegetatiestructuur op mesoschaal te volgen. Nog onduidelijk is in hoeverre deze groep een reactie vertoont op de duur van niet maaien.

6.7 Regionale effecten op faunadiversiteit?

Omdat het onderzoek plaatsvond in locaties langs een grootschalige gradiënt kunnen regionale verschillen in de fauna een rol hebben gespeeld. Ongestoorde venen ontbreken in Nederland, Vlaanderen en het laagland van Duitsland en waren in dit onderzoek beperkt tot Polen. Daarnaast liggen de locaties verspreid op een klimatologische gradiënt van subatlantische (Vlaanderen, Nederland) naar subcontinentaal (Oost-Duitsland en Polen). Uit de uitgevoerde analyses blijkt dat er voor kokerjuffers en macronachtvlinders regionale verschillen in soortenrijkdom aanwezig zijn. De regionale soortenpools voor Nederland+Vlaanderen, Oost-Duitsland en Polen zijn echter vergelijkbaar, voor loopkevers overlapt bijvoorbeeld circa 60% van de totale soortenlijsten voor de verschillende regio's, waarbij vooral in Nederland en Vlaanderen veel meer soorten met een Atlantische verspreiding voorkomen (Turin et al. 2000). In de praktijk is de overlap nog groter omdat dit alle soorten betreft en niet alleen diegene specifiek voor veenmoerassen. Voor macrofauna wordt het hele onderzoeksgebied tot één regio gerekend (Illies, 1978). Daarnaast blijkt uit de variance partitioning dat er bij geen enkele soortgroep sprake is van een regionaal effect. De regionale verschillen in soortenrijkdom worden daarom mogelijk bepaald door andere factoren en zijn geen gevolg van sterke invloed van regionale verschillen of van geografische patronen van soorten. Vermoedelijk is dit eerder een gevolg van verschillen in factoren die spelen op landschapsschaal. Daarbij moet worden gedacht aan grootschalig landgebruik door landbouw (weinig minder intensief gebruikte delen,

lage connectiviteit, hoge mate van versnippering), milieuvervuiling (meststoffen, pesticiden, stikstofdepositie, verzuring) en lichtvervuiling (kan effect hebben op vliegende insecten). Het landgebruik is in Nederland en Vlaanderen veel intensiever ten opzichte van Oost-Duitsland en Polen (zie *Figuur 47*) en werkt daarbij vermoedelijk negatief door op de soortenrijkdom van kokerjuffers en nachtvlinders. Voor de kokerjuffers, waarvan een groot deel van de aangetroffen soorten (57%) voor de voorplanting afhankelijk is van stromend water (par. 5.2), kan ook de kwaliteit (waterkwaliteit, morfologie, stromingsregime) van naburige beken een rol spelen. Deze kwaliteit is zeker beter in Polen en is in het Drentse Aa gebied minder, onder ander als gevolg van intensief schoningsbeheer en sterkere eutrofiëring. Voor nachtvlinders kan naast het landgebruik op regionale schaal ook nog het landgebruik op gebiedsschaal een rol spelen. Zo is de Zwarte Beek vallei (nooit zeer sterk ontwaterd, nauwelijks intensief graslandgebruik geweest, kleinschalig patroon van graslanden, moerassen, bossen, struwelen, kleinschalig maaibeheer) soortenrijker aan macronachtvlinders dan het Drentse Aa gebied (in de jaren '60-'80 op grote schaal sterk ontwaterd, intensief graslandbeheer, grootschalig maaibeheer) (*Foto 8*). Intensief landgebruik op regionale en gebiedsschaal kan leiden tot extinctie van soorten, verlaging van populatiegrootte en vermoedelijk ook negatief doorwerken op de dichtheid van individuen.

Bovenstaande ideeën dienen nader onderbouwd te worden door analyse van de geografische patronen van soorten in verleden en heden en deze vergelijken met het patroon in vergelijkende locatieonderzoek.



Figuur 47: Negatieve effecten van urbanisatie en transport op het landschap. De schaal loopt van groot (rood) tot klein (groen). Bron: European Environmental Agency (www.eea.europa.eu).

Figure 47: Negative effects of urbanisation and transport on the landscape. The scale goes from considerable (red) to minimal (green). Source: European Environmental Agency (www.eea.europa.eu).

Voor macronachtvlinders wordt niet alleen een regionaal effect gemeten op de soortenrijkdom maar ook op de dichtheden aan individuen. De locaties in Drentse Aa en Zwarte beek hebben lagere dichtheden dan die in het Peenetal en Polen. Stressoren op landschapsschaal lijken daarom ook invloed te hebben op dichtheden. Dit patroon kan ook belangrijk zijn voor de hogere trofieniveau's omdat rupsen en volwassen dieren belangrijk stapelvoedsel vormen voor gewervelden (Whelan et al. 1989; Jacobs et al. 2008).



Foto 8: Kleinschalig beekdallandschap in de Zwarte Beek (links) versus meer grootschalig beekdallandschap in de Drentse Aa (rechts).

Photo 8: Small-scale brook valley landscape in Zwarte Beek (left) compared to a more large-scale brook valley landscape in Drentse Aa (right).

6.8 Effecten van stoppen met maaien

Voor natuurbeheerders is een belangrijke vraag wat de te verwachten effecten zijn van het stoppen van maaien in vernatte beekdalvenen. Tabel 26 toont de verwachte effecten van het stoppen met maaien in sterk gedegradeerde venen met sterke bodemchemische verandering van de bovenste veenlaag in Nederland en Vlaanderen. Tevens wordt aangegeven voor welke aspecten het effect van stoppen nog niet duidelijk is. Ook is aangegeven op welke termijn na het stoppen van maaien effecten te verwachten zijn. Van belang is dat de verwachte effecten sterk verschillen tussen de diverse degradatiestadia en dus tussen diverse trofieniveau's. In Nederland en Vlaanderen hebben we te maken met sterk gedegradeerde beekdalvenen met hogere gehalten aan anorganisch N en P (Aggenbach et al. 2011). De waargenomen patronen in relatie tot niet-maaiduur in zwak gedegradeerde venen in Oost-Duitsland en Polen zijn daarom niet regelrecht te vertalen naar een perspectief voor Nederland en Vlaanderen. Sterke bodemdegradatie met nutriëntenrijke condities als gevolg zal het herstel van een lichtrijke moerasvegetatie met een relatief hoge bedekking van de moslaag beperken. Door de voedselrijke condities is de kruidlaag relatief dicht en hoog en dit geeft sterke lichtbeperking voor mossen. Hierdoor zal ook de ontwikkeling van mosbulten en de vestiging van mesotrafente, langzaam groeiende kruiden beperkt worden. Omdat deze soorten momenteel al grotendeels ontbreken, verwachten we geen afname van karakteristieke plantensoorten van kleine zeggen-slaapmosbegroeiingen als gevolg van een afname van de lichtintensiteit door het stoppen van maaien. De karakteristieke plantensoorten die nu wel aanwezig zijn, doen het ook goed bij afwezigheid van beheer, mits de waterstanden steeds rond het maaiveld zitten. De degradatiegraad is daarmee ook van invloed op de ontwikkeling van de ongewervelde fauna waarvan de soortensamenstelling beïnvloed wordt door vegetatiestructuur, lichtcondities en microtopografie. In hoeverre polvorming gaat optreden is onduidelijk. Door een hoge nutriëntenrijkdom zijn gedegradeerde venen geschikt voor polvormende soorten. Deze hebben echter een gering aandeel in de huidige vernatte venen van Nederland en Vlaanderen.

De effecten op de opslag van struiken en bomen kunnen niet worden geschat. Dit verschilt vermoedelijk sterk en de respons van opslag in sterk gedegradeerde venen kon niet in deze studie worden onderzocht. De resultaten van de-tijdreeks laat ook zien dat in oudere, ongemaaide stadia grote variatie bestaat in het aandeel van bomen en struiken. Een beperkte opslag van bomen en struiken in beekdalen met weinig houtige gewassen zal overigens in veel gevallen positief kunnen doorwerken op de diversiteit van ongewervelde fauna.

De effecten van stoppen van maaien op loopkevers is goed in te schatten wegens het aangetroffen sterke effect van maaiduur. De soortenrijkdom zal bij het stoppen van maaien sterk afnemen. Ook de effecten op de spinnenfauna zijn goed in beeld. Deze groep zal in soortensamenstelling gaan veranderen door het verschijnen en verdwijnen van soorten zonder verlies van soortenrijkdom. Omdat spinnen een goede dispersie hebben (Duffey, 1956), lijkt vestiging van nieuwe soorten geen probleem. De effecten van het stoppen met maaien op kokerjuffers zijn onzeker. Hoewel kokerjuffers een veel hogere soortenrijkdom hebben bij niet maaien is de vraag of ze in de Nederlandse en Vlaamse gebieden sterk zullen reageren. Veel van de soorten gebruiken zeggenmoerassen als een deelhabitat en zijn juist sterk afhankelijk van andere habitats en dus ook van de kwaliteit van die habitats. Zo is een groot deel van de soorten die met het veldonderzoek zijn aangetroffen, voor het larvale stadium afhankelijk van stromend water. De kwaliteit van beken in de buurt van beekdalmoerassen is daarmee dan ook van essentieel belang. Ook de effecten op macronachtvlinders is onzeker, omdat het aannemelijk is dat de diversiteit hiervan sterk wordt bepaald door de degradatiegraad op landschapsschaal. Intensief grootschalig landgebruik heeft zeer waarschijnlijk de soortenpool in een gebied als de Drentse Aa verkleind (paragraaf 6.7). Herstel van de nachtvindersdiversiteit moet dan ook op landschapsschaal worden aangepakt.

Van belang is om te beseffen dat de effecten van stoppen met maaien niet alle positief zijn in relatie tot herstel van diversiteit en functionele kenmerken van veenvormende, grondwatergevoede beekdalmoerassen. Daarnaast bestaan onzekerheden over de lange termijn effecten waar stoppen met maaien gecombineerd wordt met een hoge nutriëntenbeschikbaarheid. Grosso modo zijn korte termijn geen sterke negatieve effecten te verwachten en zijn de langer termijn effecten onzeker.

Tabel 26: Verwachte effecten van stoppen van maaien in sterk gedegradeerde beekdalvenen.

Table 26: Expected effects of stopping mowing in strongly degraded brook valley peatlands.

Onderdeel	2-10 jaar	10-50 jaar	> 50 jaar
bedekking kruidlaag	+	?	?
hoogte kruidlaag	+	?	?
bedekking moslaag	-	?	?
lichtintensiteit op en vlak boven maaiveld	-	-?	?
karakteristieke soorten mesotrofe kleine zeggen en slaapmosvegetatie	0	?	?
vorming mosbulten	0	?	?
vorming pollen	?	?	?
opslag bomen en struiken	?	?	?
totale soortenrijkdom loopkevers	-	-	-
totale soortenrijkdom spinnen	0	0	0
aantal karakteristieke soorten spinnen voor veenmoerassen	+	+	+
totale soortenrijkdom kokerjuffers	?	?	?
soortenrijkdom macronachtvlinders	0	?	?

6.9 Herstelstrategie voor beekdalmoerassen

Herstel en beheer van beekdalvenen moet worden gezien in relatie tot de mate van degradatie. In ongestoorde beekdalvenen is maaibeheer niet nodig en zelfs schadelijk voor de microtopografie en faunadiversiteit. Kotowski et al. (2013) stellen vast dat maaibeheer met rupsmaaiers in de Biebrza plantensoorten die bulten of pollenvormen (bultmossoorten, polvormende zeggen, struiken) onderdrukt en daarmee ook andere soorten die afhankelijk zijn van bulten en pollen. Tevens bevorderden rupsmaaiers plantensoorten met een effectieve vegetatieve verspreiding en een hoge ratio van bladoppervlakte en biomassa. Tevens werden vegetatief verspreidende en inundatietolerante kruiden sterk bevorderd. Zeldzame en voor mesotrafente soorten kenmerkend voor kleine zeggen-slaapmosvegetatie gingen achteruit. In goed ontwikkelde venen kunnen daarom beter andere beheeropties dan maaien met rupsmaaiers worden overwogen als struweel- en bosvorming moet worden tegengegaan.

In vernatte, zwak gedegreerde venen is het stoppen van maaibeheer een perspectiefvolle maatregel die leidt tot herstel van mosrijke vegetatie en na enkele decennia ook tot herstel van microtopografie. Het stoppen van maaibeheer heeft hier de voorkeur boven doorgaan met maaien. Deze bevindingen hebben uiteraard weinig relevantie voor de sterk gedegreerde beekdalen van Nederland en Vlaanderen. De herstelpotentie van sterk gedegreerde venen is geringer dan die van zwak gedegreerde systemen waarin veelal ook nog relictpopulaties van karakteristieke soorten aanwezig zijn. Onderstaande aanbevelingen richten zich daarom op de sterk gedegreerde beekdalvenen.

Het beheer van gedegreerde beekdalmoerassen moet in zijn samenhang met herstel van de waterhuishouding worden beschouwd. Zonder herstel van de waterhuishouding is herstel van beekdalvenen onmogelijk en het vegetatiebeheer is daaraan ondergeschikt. Op basis van dit onderzoek en ook basis van de eerdere OBN-studie in beekdalvenen (Aggenbach et al. 2011) en praktijkervaringen met vernatting komen we tot de volgende aanbevelingen:

- Vernatting heeft eerste prioriteit. Daarbij wordt alle lokale ontwatering gedempt. Eventuele, niet te verwijderen, afwatering van hoger gelegen gronden die door een beekdalveen loopt, kan in een niet-drainerende onderleider worden gelegd. Er worden geen slenken gegraven voor een zogenaamde natuurlijke afwatering, omdat zulke slenken blijven draineren. Bij het dichten van de ontwatering zoeken het regen- en kwelwater zelf een weg over maaiveld. Om voldoende vernatting te bereiken kan het ook nodig zijn om beken te verondiepen of te dempen. De meeste 'beken' zijn gegraven sloten en oorspronkelijke beken zijn vaak verdiept (moedwillig, door schonen of door erosie). Hun huidige drainage-diepte is ongeschikt om beekdalvenen te herstellen. Ook kan het nodig zijn om ontwatering in het infiltratiegebied aan te pakken wegens verminderde aanvulling van het voedende grondwatersysteem.
- Vernattingsmaatregelen vergen nazorg omdat grond in gedempte sloten kan inzakken. Hierdoor kan naar verloop van tijd weer te veel drainage gaan optreden. Gedurende een periode moeten daarom indien nodig aanvullende maatregelen worden uitgevoerd.
- Indien vernattingsmaatregelen snel leiden tot weinig fluctuerende waterstanden rond maaiveld, kan overwogen worden om snel te stoppen met maaien.
- Indien vernattingseffecten geleidelijk optreden, dan kan het maaibeheer voorkomen dat onder invloed van de wisselnatte situatie verruiging optreedt. Na het nemen van rigoureuze vernattingsmaatregelen kunnen de effecten traag (meerdere jaren) doorwerken. Maaibeheer kan ook worden toegepast om opslag van houtige soorten op kale bodem tegen te gaan. Nadat de vernatting

sterk heeft doorgezet en kale bodem is bedekt met vegetatie kan het maaibeheer worden gestopt.

- Een periode blijven maaien in de vernatte situatie kan ook als overgangmaatregel voor goede lichtcondities worden gebruikt. Maaien bevordert direct de lichtcondities in gedegradeerde beekdalvenen. Dit heeft groot effect op de vestiging van plantensoorten die gebonden zijn aan lichtrijke condities (OpdeKamp et al. 2012). Doelsoorten kunnen daarom meer kans hebben om zich te vestigen het vernatte beekdalveen.
- Indien gekozen is voor het beëindigen van maaibeheer is het raadzaam om de ontwikkeling van opslag in de gaten houden. Sterke opslag kan worden tegengegaan door deze tijdig handmatig af te zetten.
- Niet alle opslag hoeft verwijderd te worden. De aanwezigheid van verspreid staande bomen en struiken heeft een positief effect op de faunadiversiteit.

In deze aanbeveling volgt het eventueel beëindigen van maaibeheer pas **nadat** voldoende vernatting is opgetreden. We raden beheerders aan om in de keuze wel of niet maaien een gedifferentieerd spoor te volgen door stukken wel te blijven maaien maar in andere delen juist definitief te stoppen met maaien. Het stoppen van maaien heeft geen grote nadelen voor de biodiversiteit. Een nadeel zou verlies van loopkeverfauna kunnen zijn. Omdat de loopkeverfauna van beekdalmoerassen sterk lijkt op die van gemaaide, natte graslanden, resteert hiervoor voldoende habitat in natte hooilanden. Verder is de soortenrijkdom van loopkevers in de huidige sterk gedegradeerde beekdalvenen niet representatief voor ongestoorde beekdalvenen. Hoewel in belangrijke mate onzeker, kan niet maaien op termijn winst opleveren: herstel van microtopografie en herstel van andere faunagroepen. Deze winst kan pas optreden na een langere periode van niet maaien wegens de langzame reactie. Zo worden de eerste effecten op de microtopografie pas vanaf 10 jaar na het stoppen van maaien gemeten. Ook reageert de evertbratenfauna pas op een langere termijn. **Niet maaien kan daarom beter als een lange-termijnmaatregel (>20-30 jaar) worden ingezet en niet als een maatregel die in de tijd wordt afgewisseld met periodiek wel maaien.** Eenmalig machinaal maaien vernielt de ontstane microtopografie en kan groot effect hebben op de fauna-ontwikkeling. Wegens de onzekerheid over effecten van niet maaien in sterk gedegradeerde venen, is deze maatregel experimenteel. Omdat eventuele negatieve effecten niet bezwaarlijk zijn kan ze tevens als een no-regret maatregel worden gezien. Het stoppen van maaien kan ook passen in een beheerstrategie die gericht is op zelfregulatie van het beekdalsysteem. Zoals boven aangegeven is ingrijpen in de waterhuishouding daarbij cruciaal.

Beheertechisch kan na het stoppen van maaien verbossing een groot nadeel vormen. Wanneer verbossing enige tijd wordt toegelaten zijn de kosten voor verwijderen van houtopslag hoog. Verbossing met elzen kan snel optreden en dichte opstanden vormen (*Foto 9*). Wanneer veel opslag dreigt, is het daarom zaak om vroegtijdig in te grijpen wanneer de opslag nog laag is. Wanneer het handhaven van korte vegetatie expliciet het doel is, blijft na het stoppen van maaien dus extensief vegetatiebeheer nodig. De mate waarin is niet duidelijk. De vegetatieontwikkeling in de Drentse Aa en Zwarte beek in niet gemaaide delen geeft aan dat onder zeer natte condities opslag niet of langzaam optreedt.



Foto 9: Dichte opslag van elzen na het stoppen van maaibeheer.

Photo 9: Dense growth of Alder after ceasing of mowing.

Praktische overwegingen in het beheer spelen ook een rol. Omdat sterke vernatting van veenbodems maaibeheer onmogelijk kan maken, zelfs voor speciale rupsmaaiers, is in bepaalde gevallen doorgaan met maaien geen optie meer. In kleine percelen treedt bij het maaien met rupsmaaiers veel bodembeschadiging op (*Foto 10*) en maaibeheer is in zo'n geval contraproductief voor de ontwikkeling van moerasvegetatie. Maaibeheer op zeer natte veengronden is duur en het beëindigen ervan kan daarom beheerkosten besparen. Beheerbudget komt dan beschikbaar voor voortschrijdend herstel van de waterhuishouding en het tegengaan van eventuele opslag van struiken en bomen.



Foto 10: Insporing van een rupsmaaier op veenbodem.

Photo 10: Tracks of a caterpillar mower on peatland.

Dit onderzoek was niet gericht op de invloed van beweiding op beekdalvenen. Op grond van onze veldindrukken is de inschatting is dat beweiding geen goede optie is voor herstel van beekdalvenen. Reden daarvoor is dat grote grazers voor veel bodembeschadiging zorgen in vernatte, zeer slappe veenbodems (*Foto 11*).



Foto 11: Een koe die diep wegzakt in een Pools veen.

Photo 11: A cow sinks deep into a Polish fen.

6.10 Kennislacunes

Met dit onderzoek zijn we de volgende kennislacunes tegen gekomen:

- In de sterk gedegradeerde beekdalvenen in Nederland en Vlaanderen bestaat geen goed inzicht in de lange termijn ontwikkeling van de structuur van de lage vegetatie, opslag van houtige soorten, lichtcondities, microtopografie, ongewervelden fauna als gevolg van vernatting en bij afwezigheid van maaibeheer. Deze lacune kan worden opgelost met monitoring. Gezien de reactietijd van het systeem moet deze monitoring ook op termijn van decennia plaatsvinden. Om deze reden wordt met klem geadviseerd om het beheerexperiment in de Drentse Aa voor een langere periode dan 5 jaar voort te zetten.
- Over de schaduwtolerantie van laagveenmossoorten is weinig bekend. Hoewel we een relatie aantreffen tussen de lichtintensiteit op de bodem en mosbedekking is onduidelijk hoe gevoelig karakteristieke mossoorten van mesotrafente beekdalvenen zijn voor lage lichtintensiteit. Zolang dit niet bekend is blijft onduidelijk of zulke soorten terug kunnen keren in venen met minder gunstige lichtcondities. Deze lacune kan worden opgelost met literatuuronderzoek en experimenten.
- De mate waarin opslag van bomen en struiken bij afwezigheid van maaibeheer een bedreiging vormen voor een open beekdalvegetatie is onduidelijk. Ook is geen kwantitatief inzicht in de relatie tussen opslag en waterregime. Er zijn wel vermoedens dat fluctuerende waterstanden opslag bevorderen. Deze lacune kan worden opgelost met monitoring van opslag en het meten van waterstanden.
- In het Peenetal zijn sterke aanwijzingen dat op langere termijn verbossing uit zich zelf afneemt onder invloed van toenemende vernatting. Dit gegeven zou gebruikt kunnen worden om verbossing in vernatte beekdalvenen met een dik veenpakket toe te laten en af te wachten of later (ca. 2-5 decennia) de vitaliteit van de bomen gaat afnemen. De vraag is of de in het Peenetal geconstateerde afname van berken ook zal optreden bij Zwarte elzen die doorgaans in sterk gedegradeerde beekdalen opslaan. Lange-termijn experimenten kunnen hier

zicht op geven. Ook zouden luchtfoto-analyses van beekdalvenen met verbossing hier meer zicht op kunnen geven.

- De sterk gedegradeerde venen die vernat zijn, hebben een relatief hoge bedekking van de kruidlaag. Waterstandmetingen in vernatte beekdalen duiden nog op een relatief diepe uitzakking van de zomergrondwaterstanden in droge zomers. Onduidelijk is of een stabiel waterstandsregime leidt tot een lagere bedekking van de kruidlaag. Deze lacune is op te lossen met beschrijvend veldonderzoek (vegetatie en waterstanden) en experimenten.
- Spinnen reageren duidelijk op het maaieregime. Zo reageren de bodemactieve spinnen minder positief op hogere structuren, maar webspinnen naar verwachting des te meer. Hier is wel het één en ander aan onderzocht, maar vermoedelijk niet voor beekdalmoerassen. Het vergelijken van life history strategieën van spinsoorten bij maaien en verschillende stadia van niet maaien kan inzicht geven in de bepalende omgevingsfactoren. Het gaat hierbij om het verkrijgen van meer inzicht in de doorwerking van vegetatiestructuur en lichtinval op het voorkomen van soorten. Met de verzamelde velddataset kan deze analyse worden uitgevoerd.
- In deze studie is hoofdzakelijk gekeken naar de invloed van omgevingsfactoren op de soortenrijkdom en variatie in soortensamenstelling van een aantal fauna groepen. De verzamelde dataset leent zich voor nadere analyse gericht op patronen van afzonderlijke soorten en een analyse van soortkenmerken in relatie tot de gemeten omgevingsfactoren. Dit vergt wel voor bepaalde faunagroepen wel de opbouw van databases met soorteigenschappen.
- In deze studie werd geen negatieve invloed gevonden van matige verbossing. De vraag is hoeveel verbossing mogelijk is zonder dat er een verlies aan typische fauna optreedt en waar het omslagpunt van veenmoerasfauna naar bosfauna ligt. Deze lacune kan worden opgelost met nader veldonderzoek.
- De relatie tussen enerzijds inundatieregime en microtopografie en anderzijds de overleving van diverse insectengroepen is nog grotendeels terra incognita. In deze studie is geen onderzoek verricht naar de functionele relaties van faunasoorten met inundatieregime en microtopografie. Dit vergt onderzoek op het niveau van soorten.
- De soortenrijkdom en dichtheden van bepaalde faunagroepen zoals kokerjuffers en macronachtvlinders lijkt in sterke mate te worden bepaald door stressfactoren op landschapsschaal. Juist deze soortgroepen gebruiken ook meerdere biotopen in het beekdallandschap en aangrenzende delen. Voor herstel van deze faunagroepen is daarom onderzoek op landschapsschaal nodig. Dit is ook van belang voor de hogere trofische niveaus omdat bijvoorbeeld macronachtvlinders belangrijk stapelvoedsel vormen voor gewervelde fauna (vogels en vleermuizen).
- Deze studie heeft niet gekeken naar de invloed van niet maaien op de avifauna in beekdalen. Niet maaien kan gunstig zijn voor grondbroeders als Watersnip en Kwartelkoning. Ook is het mogelijk dat niet gemaaide beekdalvenen een aantrekkelijk winter- en doortrekbiotoop kunnen vormen voor vogelsoorten. Gerichte analyse van inventarisatiegegevens zou hier meer licht op kunnen werpen. In de huidige evaluaties van vogelinventarisatiegegevens worden vernatte beekdalen nog veelal als hooiland getypeerd terwijl het om moerasvegetatie gaat. Patronen die samenhangen met vernatting en het vegetatiebeheer kunnen daardoor over het hoofd worden gezien.

7 Literatuur

- Aggenbach, C.J.S., D. Groenendijk, R.H. Kemmers, H.H. van Kleef, A.J.P. Smolders, C.E.P. Verberk & P.F.M. Verdonshot (2009). Preadvies Beekdallandschappen. Knelpunten, kennislacunes en kennisvragen voor natuurherstel in beekdalen. KWR/ Alterra/ Bargerveen/ Biware/ De Vlinderstichting, Directie Kennis, Ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit.
- 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. Rapport nr. 2011/OBN145-BE, KWR Watercycle Research Institute/ Universiteit van Antwerpen/ Onderzoekscentrum Bware/ Stichting Bargerveen. Directie Kennis en Innovatie, Ministerie van Economische Zaken, Landbouw en Innovatie, Den Haag.
- Aggenbach C.J.S., W.-J. Emsens, D.G. Cirkel, A.J.P. Smolders, P.J. Stuyfzand & R. van Diggelen (2013). Onderzoek aan biochemie en experimentele maatregelen voor het herstel van beekdalvenen. Rapport 1e fase. 2013/OBNxxxx, Directie Kennis en Innovatie, Ministerie van Economische Zaken, Den Haag.
- Ball, S.G., Morris, A.K.A., 2000. Provisional atlas of British hoverflies (Diptera, Syrphidae). Biological Records Centre, Huntingdon.
- Batzer, D.P., Wissinger, S.A., 1996. Ecology of insect communities in nontidal wetlands. *Annual Review of Entomology* 41, 75-100.
- Bohac, J., 1999. Staphylinid beetles as bioindicators. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 74, 357-372.
- 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.
- Burgess, N., Ward, D., Hobbs, R., Bellamy, D., 1995. Reedbeds, fens and acid bogs. In: Sutherland, W.J., Hill, D.A. (eds.). *Managing habitats for conservation*. Cambridge University Press, Cambridge. P.149-196.
- Chvála en Ježek, 1997. Diptera Tabanidae, Horse Flies. In: Nilsson, A.N. (ed.). *Aquatic insects of North Europe. A taxonomic handbook*. Volume 2. Apollo Books, Stenstrup. P. 295-309.
- Cushman, S.A., McGarigal, K., 2002. Hierarchical, mutli-scale decomposition of species-environment relationships. *Landscape Ecology* 17: 637-646.
- Desender K., Dekoninck W. & Maes D. m.m.v. Crevecoeur L., Dufrêne M., Jacobs M., Lambrechts J., Pollet M., Stassen E. & Thys N. (2008). Een nieuwe verspreidingsatlas van de loopkevers en zandloopkevers (Carabidae) in België. *Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2008* (INBO.R.2008.13). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.
- De Vries, H.H., den Boer, P.J., van Dijk, Th.S., 1996. Ground beetle species in heathland fragments in relation to survival, dispersal, and habitat preference. *Oecologia* 107: 332-342.
- Dijkstra, J.P., H. Backx, M. Schoenmaekers, J.E. van der Heide, W. Opdekamp & R. van Diggelen 2009. Experimentele monitoring: niet maaien in moerasdelen van de Drentse Aa. Tussenrapportage gegevens Vegetatie en Maaiveldhoogte voor het jaar 2009. Rapportnummer: ECOBE 10-R001JD, Onderzoeksgroep Ecosysteembeheer Universiteit Antwerpen, Antwerpen.

- Downie, I.S., Coulson, J.C., Foster, G.N., Whitfield, D.P., 1998. Distribution of aquatic macroinvertebrates within peatland pool complexes in the Flow Country, Scotland. *Hydrobiologia* 377, 95-105.
- Downes, B.J., Lake P.S., Schreiber E.S.G., Glaister, A., 2000. Habitat structure, resources and diversity: the separate effects of surface roughness and macroalgae on stream invertebrates. *Oecologia* 123, 569-581.
- Du Chatenet, G., 2002. Coléoptères phytophages d'Europe. Tome 2, Chrysomelidae. N.A.P. Editions, Vitry-sur-Seine.
- Duffey, E., 1956. Aerial Dispersal in a Known Spider Population. *Journal of Animal Ecology* 25: 85-111 ; Richter, C.J.J., 1970. Aerial dispersal in relation to habitat in eight wolf spider species (*Pardosa*, Araneae, Lycosidae). *Oecologia* 10: 200-214
- Dufrêne, M., and P. Legendre. 1997. Species assemblages and indicator species: The need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological Monographs* 67,345-366
- Erman, D.C. 1973. Invertebrate movements and some diel and seasonal changes in a Sierra Nevada peatland. *Oikos* 24, 85-93.
- Fliervoet, L.M. (1984). Canopy structures of Dutch grasslands. Ph.D. Thesis, University of Nijmegen.
- Fowles, A.P., Bailey, M.P., Hale, A.D., 2004. Trends in the recovery of a rosy marsh moth *Coenophila subrosea* (Lepidoptera, Noctuidae) population in response to fire and conservation management on a lowland raised mire. *Journal of Insect Conservation* 8, 149-158.
- Glime, J. M. 2007. Bryophyte ecology, vol 1. Physiological ecology. Ebook sponsored by Michigan Technological University and the International Association of Bryologists.
- Gotelli, N.J., Colwell, R.K., 2001. Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. *Ecology Letters* 4, 379-391.
- Groenendijk, D. van der Meulen, J., 2004. Conservation of moths in The Netherlands: population trends, distribution patterns and monitoring techniques of day-flying moths. *Journal of Insect Conservation* 8: 109-118.
- Higler, L.W.G., 2008. Verspreidingsatlas Nederlandse kokerjuffers (Trichoptera). European Invertebrate Survey Nederland, Leiden.
- Higler, L.W.G., 2005. De Nederlandse Kokerjufferlarven: Determinatie en Ecologie. KNNV Uitgeverij, Utrecht.
- Hill, M.O., 1979. TWINSPAN--A FORTRAN program for arranging multivariate data in an ordered two-way table by classification of the individuals and attributes. Ithaca, NY: Ecology and Systematics, Cornell University.
- Holmes, P.R., Boyce, D.C., Reed, D.K., 1993. The ground beetle (Coleoptera: Carabidae) fauna of welsh peatland biotopes: Factors influencing the distribution of ground beetles and conservation implications. *Biological Conservation* 63, 153-161.
- Hůrka K. 1996. Carabidae of the Czech and Slovak Republics. Carabidae České a Slovenské republiky. Kabourek, Zlín, 565 pp (in English and Czech).
- Illies, J., 1978. Limnofauna Europaea. Eine Zusammenstellung aller die europäischen Binnengewässer bewohnenden mehrzelligen Tierarten mit Angaben über ihre Verbreitung und Ökologie. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart.
- Jacobs D.S., J.M. Ratcliffe, J.H. Fullard, 2008. Expand+beware of bats, beware of birds: the auditory responses of eared moths to bat and bird predation. *Behavioral Ecology*.
- Klausnitzer, B., 2009. Insecta: Coleoptera: Scirtidae. Süßwasserfauna von Mitteleuropa Bd. 20/17. Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg.
- Kotowski, W. & R. van Diggelen, 2004. Light as an environmental filter in fen vegetation. *Journal of Vegetation Science* 15: 583-594.
- Kotowski W., E. Jabłonska & H. Bartoszek, 2013. Conservation management in fens: Do large tracked mowers impact functional plant diversity? *Biological Conservation* 167: 292-297

- Lammers-Campbell, R., 1998. Ordination of Chironomid (Diptera:Chironomidae) communities characterizing habitats in a Minnesota peatland. *Journal of the Kansas Entomological Society* 71, 414-425.
- Larcher, W. (1995). *Physiological plant ecology: Ecophysiology and stress physiology of functional groups*. Springer-Verlag, Berlin.
- Liebherr, J.K., Song, H., 2002. Distinct ground beetle (Coleoptera: Carabidae) assemblages within a New York State wetland complex. *Journal of the New York Entomological Society* 110, 127-141.
- Löbl I. & Smetana A. (eds) 2003. *Catalogue of Palearctic Coleoptera. Volume 1. Archostemata - Myxophaga - Adephaga*. Apollo books, Stenstrup, 819 pp.
- Macan, T.T., 1973. *A key to the adults of the British Trichoptera*. FBA Scientific Publication 28, Ambleside.
- Malicky, H., 2004. *Atlas of European Trichoptera, second edition*. Junk, Den Haag.
- Marshall, S.A., Finnamore, A.T., Blades, D.C.A., 1999. Canadian peatlands. Diversity and habitat specialization of the arthropod fauna. In: Batzer, D.P., Rader, R.B., Wissinger, S.A. (eds.). *Invertebrates in freshwater wetlands of North America: Ecology and Management*. John Wiley & Sons, P. 383-400.
- McCune, B., Mefford, M. J., 1999. *Multivariate analysis of ecological data*. Version 4.25. MjM Software, Gleneden Beach, Oregon.
- Moller Pillot, H.K.M., 1984. De larven der Nederlandse Chironomidae (Diptera) (Orthoclaadiinae sensu lato). *Nederlandse Faunistische Medelingen* 1B, 1-175.
- New, T.R., 1997. Are Lepidoptera an effective 'umbrella group' for biodiversity conservation? *Journal of Insect Conservation* 1, 5-12.
- Oosterbroek, P., De Jong, H., Sijstermans, L., 2005. *De Europese families van muggen en vliegen (Diptera)*. KNNV Uitgeverij, Utrecht.
- Opdekamp, W. (2012). *Community composition and functional diversity in riparian wetlands: interactions between hydrology and competition*. Dissertatie Universiteit Antwerpen.
- Opdekamp, W., O. Beauchard, H. Backs, F. Franken, T.J.S. Cox R. van Diggelen & P. Meire, 2012a. Effects of mowing cessation and hydrology on plant traits distribution in natural fen meadows. *Acta Oecologica* 39:117-127.
- Opdekamp, W., J. Teuchies, D. Vrebois, J. Chormański, J. Schoelynck, R. van Diggelen, P. Meire & E. Struyf, 2012b. Tussocks: biogenic silica hot-spots in a riparian wetland. *Wetlands* (2012) 32:1115-1124.
- Roberts, M.J., 1998. *Spinnengids*. Tirion Natuur, Baarn.
- Rainio, J., Niemelä, J., 2003. Ground beetles (Coleoptera: Carabidae) as bioindicators. *Biodiversity and Conservation* 12, 487-506.
- Ricketts, T.H., G.C. Daily & P.H. Ehrlich, 2002. Does butterfly diversity predict moth diversity? Testing a popular indicator taxon at local scales. *Biological conservation*, 103, 361-370.
- Rosenberg, D.M., Wiens, A.P., Bilyj, B., 1988. Chironomidae (Diptera) of peatlands in Northwestern Ontario, Canada. *Holarctic Ecology* 11, 19-31.
- Rozkošný, R., Kniepert, F.W., 2000. *Insecta, Diptera, Stratiomyidae/Tabanidae. Süßwasserfauna von Mitteleuropa Bd. 21/18-19*. Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg.
- Rydin, H., Jeglum, J.K., 2006. *The biology of peatlands*. Oxford University Press, Oxford.
- Salmela, J., Ilmonen, J., 2005. Crane fly (Diptera: Tipuloidea) fauna of a boreal mire system in relation to mire trophic status: implications for conservation and bioassessment. *Journal of Insect Conservation* 9, 85-94.
- Schmidt-Kloiber, A., Nijboer, R.C., 2004. The effect of taxonomic resolution on the assessment of ecological water quality classes. *Hydrobiologia* 516, 269-283.
- Schrautzer, K. & K. Jensen, 2006. Relationships between light availability and species richness during fen grassland succession. *Nordic Journal of Botany* 24:341-353.
- Sharitz, R.R., Batzer, D.P., 1999. An introduction to freshwater wetlands in North America and their invertebrate fauna. In: Batzer, D.P., Rader, R.B., Wissinger,

- S.A. (eds.). Invertebrates in freshwater wetlands of North America: Ecology and Management. John Wiley & Sons Inc., New York. P.1-22.
- Spitzer, K., Danks, H.V., 2006. Insect biodiversity of boreal peat bogs. *Annual Review of Entomology* 51, 137-161.
- Spitzer, K., Lepš, J., 1988. Determinants of temporal variation in moth abundance. *Oikos* 53, 31-36.
- Šula, J., Spitzer, K., 2000. Allozyme polymorphism in isolated populations of the moth *Coenophila subrosea* (Lepidoptera: Noctuidae) from three Central European peat bogs. *European Journal of Entomology* 97, 7-12.
- Szadziewski, R., Krzywiński, J., Gilka, W., 1997. Diptera Ceratopogonidae, Biting midges. In: Nilsson, A.N. (ed.). *Aquatic insects of North Europe. A taxonomic handbook. Volume 2.* Apollo Books, Stenstrup. P. 243-263.
- Trautner J. & Geigenmüller K. 1987. Tiger beetles. Ground beetles. Illustrated key to the Cicindelidae and Carabidae of Europe. 487 pp, Verlag J. Margraf, Aintal.
- Truxa, C., and K. Fiedler. Attraction to light- from how far do moths (Lepidoptera) return to weak artificial sources of light?. *European Journal of Entomology* 109, no. 1 (2012): 77-84.
- Turin, H., 2000. De Nederlandse loopkevers; verspreiding en ecologie (Coleoptera:Carabidae). *Nederlandse Fauna 3.* Nationaal Natuurhistorisch Museum Naturalis, KNNV Uitgeverij & EIS Nederland, Leiden.
- Vallenduuk, H.J., Moller Pillot, H.K.M., 2007. Chironomidae larvae. General ecology and Tanypodinae. KNNV Publishing, Utrecht.
- Van der Molen, P.C., 1992. Hummock-hollow complexes on Irish raised bogs. A palaeo/actuo ecological approach of environmental and climatic change. *Dissertatie Universiteit van Amsterdam.*
- Verdonschot, R.C.M., Dideren, K., Verdonschot, P.F.M. (2012) Importance of habitat structure as a determinant of the taxonomic and functional composition of lentic macroinvertebrate assemblages. *Limnologica* 42: 31-42.
- Waring, P., Townsend, M., Groenendijk, D., 2006. *Nachtvinders: veldgids met alle in Nederland en België voorkomende soorten.* Tirion Natuur, Baarn
- Whelan, C.J., R. Holmes, T.R. Smith & R. Harvey, 1989. Bird Predation on Gypsy Moth (Lepidoptera: Lymantriidae) Larvae: An Aviary Study. *Environmental Entomology* 18(1):43-45(3).
- Wiederholm, T., 1989. The adult males of Chironomidae (Diptera) of the Holarctic region. Keys and diagnoses. *Entomologica Scandinavica, supplement* 34, 1-532.
- Zeegers, T., Van Haren, T., 2000. *Dazen en dazenlarven.* KNNV Uitgeverij, Utrecht.

Bijlage 1: Lijst van publicaties gebruikt voor de literatuurstudie in Polen

1. Aleksandrowicz O. R. 2007. Wstępne badania nad fauną chrząszczy epigeicznych (Coleoptera) okolic rezerwatu przyrody "Jezioro Szare". Parki Nar. Rez. Przyr., Białowieża, , 26, 4: 115-120
2. Aleksandrowicz O. R. 2002. Changes in the carabid fauna of Polesie peat-bog due to drainage, ploughing and agricultural development. W: Szyszko J. I in. [red.]. How to protect or what we know about Carabid Beetles Wydawnictwo SGGW Warszawa. 171–184.
3. Czechowski W., Pisarski B., Czechowska W. 1990. Ants (Hymenoptera, Formicoidea) of moist meadows on the Mazovian Lowland. Fragmenta Faunistica, 34, 4: 47-60.
4. Czylok A., Wojciechowski W., Kosonocka L., Seget A. 1982. Fauna mszyc (Homoptera, Aphidodea) zbiorowisk roślinnych okolic Dolistowa nad Biebrzą. Acta Biologica, 10: 36-49.
5. Dominiak, P., Michalczuk W., 2009. Dwa nowe dla fauny Polski gatunki kuczmanów (Diptera: Ceratopogonidae) [Two species of biting midges (Diptera: Ceratopogonidae) new to the Polish fauna]. Dipteron 25: 8-13.
6. Dominiak, P., R. Szadziewski, 2006, Kuczmany (Diptera: Ceratopogonidae) z Wigierskiego Parku Narodowego [Biting midges (Diptera: Ceratopogonidae) from the Wigry National Park], Wiadomości Entomologiczne, 25, suppl 2: 65-67.
7. Dominiak, P., R. Szadziewski, 2006, Kuczmany rodzaju *Dasyhelea* Kieffer, 1911 (Diptera: Ceratopogonidae) z torfowisk Polski [Biting midges of the genus *Dasyhelea* Kieffer, 1911 (Diptera: Ceratopogonidae) collected from Polish peat-bogs], Dipteron, 22: 4-7.
8. Dratnal, E., 1970, Materiały do poznania ochotkowatych (Chironomidae, Diptera) Babiogórskiego Parku Narodowego i okolic [Data for better cognition of the chironomid fauna (Chironomidae, Diptera) of the Babia Góra National Park and its vicinity], Ochrona Przyrody, 35: 269-280.
9. Frąckiel K. 2006. Analiza porównawcza zgrupowań sówkowatych (Lepidoptera, Noctuidae) doliny Biebrzy na obszarze Biebrzańskiego Parku Narodowego. AR Poznań, praca doktorska (maszynopis).
10. Frąckiel K., Nowacki J., 2010: The Noctuids (Lepidoptera, Noctuidae) of marsh ecosystems in the Biebrza National Park. Pol. Entomol. Monogr., 7: 1 – 67.
11. Frąckiel K., Hołowiński M., Nowacki J. 1997. Obserwacje *Prodotis stolidus* (F.) (Lepidoptera, Noctuidae) na terenie wschodniej Polski. Wiad. Entomol., 15: 254.
12. Frydlewicz-Ciesielska Z. 1961. Porównanie fauny Diptera na łąkach sztucznych i naturalnych w okolicy Kuwasów nad Biebrzą. Ekol. Pol. A, 9: 317-342.
13. Gębicki C., Bartnicka I., Bołak E., Małkowski E. 1982. Piewiki (homoptera, Auchenorrhyncha) Kotliny Biebrzy. Acta Biologica, 10: 13-21.
14. Giłka, W., P. Dominiak, 2007, Tanytarsini (Diptera: Chironomidae of the Kashubian Lakeland, Fragmenta Faunistica 50 (1): 47-55.
15. Graczyk, D., W. Giłka, 2002, Bąki (Diptera: Tabanidae) miejscowości Wysok na Mazurach [Horse flies (Diptera: Tabanidae) from Wysok village in the Masurian Lakelands], Wiadomości Entomologiczne, 21 : 35-37.
16. Hajdamowicz I. 2002. Fauna pajaków (Araneae) wybranych środowisk w Poleskim Parku Narodowym, z uwzględnieniem skutków antropopresji. Katedra Zoologii Akademii Podlaskiej w Siedlcach. (maszynopis)
17. Hajdamowicz I., Stańska M., Zalewski M., Ciurzycki W. 2007. *Emblyna brevidens* (Araneae: Dictynidae) in the Mazurian Lake District (NE Poland) – rediscovered in Poland. Arachnologische Mitteilungen, 33: 21-24.
18. Jędrzykowski W.B., Kupryjanowicz J. 2005. Biegaczowate, *Carabidae* (Chrząszcze, Coleoptera:) czterech środowisk Biebrzańskiego Parku Narodowego. W: Dyrz, C. Werpachowski (Eds). Monografia Przyrodnicza Biebrzańskiego Parku Narodowego. Biebrzański Park Narodowy, Osowiec-Twierdza: 276-299.
19. Kaczorowska, E., 2002, Nowe stanowisko *Telmatogeton japonicus* Tokunaga, 1933 (Diptera: Chironomidae) w Polsce [New locality of *Telmatogeton japonicus* Tokunaga, 1933 (Diptera: Chironomidae) in Poland], Wiadomości Entomologiczne, 21(3): 190.
20. Kajak A., 1960. Zmiany liczebności pajaków na kilku łąkach. Ekol. Pol., Warszawa, A, 8: 199–225.
21. Kajak A., Chmielewski K., Kaczmarek M., Rembiałkowska E. 1991. Experimental studies on the effect of epigeic predators on matter decomposition processes in managed peat grasslands. Polish Ecological Studies, 17, 3-4: 289-310.
22. Kajak A., Kupryjanowicz J., Petrov P. 2000. Long-term changes in spider communities in the natural and drained fens in the Biebrza river valley. Ekologia, Supplement 4: 55-64.
23. Klukowska, M., 2000, Chironomidae (Diptera, Insecta) of the Niebieskie Źródła nature reserve near Tomasz.w Mazowiecki (Central Poland), Acta Universitatis Lodziensis. Folia Limnologica, 7: 107-119.
24. Krzywiński, J., 1987, Nowe dla Polski gatunki kuczman.w (Diptera, Ceratopogonidae) [Biting midges (Diptera, Ceratopogonidae) new to the Polish fauna], Polskie Pismo Entomologiczne, 57(4): 791-795.
25. Kupryjanowicz J. 1994 a. *Ceraticelus sibiricus* Eskov, 1987, a spider species new to Poland (Araneae: Linyphiidae). Bull.Br. arachnol. Soc., 9: 298-299.

26. Kupryjanowicz J. 1994 b. *Oxyptila gertschi* Kurata, 1944 in Poland - does *O. simplex* (O.P.-Cambridge, 1862) occur in Poland (Araneae: Thomisidae)? Bull.Acad.Pol.Sci. 42: 351-356.
27. Kupryjanowicz J. 1995a. *Larinia jeskovi* Marusik, 1986 - a spider species new to Europe (Araneae: Araneidae). Bull.Brit.arachnol.Soc. 10: 78-80.
28. Kupryjanowicz J. 1995b. Pierwsze stwierdzenie *Clubiona rosserae* Locket, 1953 (Araneae: Clubionidae) w Polsce. Prz. zool., 39: 83-85.
29. Kupryjanowicz J. 1995c. *Pardosa maisa* Hippa et Mannila, 1982 in Poland. Bull.Acad.Pol.Sci., 43: 57-60.
30. Kupryjanowicz J. 2003. Spiders (Araneae) of open habitats in the Biebrza National Park, Poland. Fragm. faun., Warszawa 46: 209-237.
31. Kupryjanowicz J. 2005. Pająki (Araneae) Biebrzańskiego Parku Narodowego. W: Dyrzcz, C. Werpachowski (Eds). Monografia Przyrodnicza Biebrzańskiego Parku Narodowego. Biebrzański Park Narodowy, Osowiec-Twierdza: 276-299.
32. Kupryjanowicz, J. 1997. Spiders of the Biebrza National Park; species new and rare to Poland. Proc. 16th Europ. Coll. Arachnol., Siedlce: 183-194.
33. Kupryjanowicz, J., Stankiewicz A., Hajdamowicz I. 1997. *Meioneta mossica* Schikora, 1993 in Poland. Bull.Acad.Pol.Sci. 45: 41-43.
34. Mazur S., Borowski J., Łęgowski D., Perliński S., J. Skłodowski 2008. Raport o stanie środowiska przyrodniczego zlewni ZMSP Pożary w 2008 roku.
35. Skłodowski J. 2009. Raport o stanie środowiska przyrodniczego zlewni ZMSP Pożary w 2009 roku.
36. Niedźwiedzki, E., 1969. *Diamesa campestris* Edw. (Chironomidae, Diptera) rzeki Supraśl [*Diamesa campestris* Edw. (Chironomidae, Diptera) of the River Supraśl], Przegląd Zoologiczny, 13(3): 206-208.
37. Nowacki J., Frąckiel K. 2010: The influence of anthropogenic factors on the biodiversity of noctuid moths (Lepidoptera, Noctuidae) in marsh habitats of the Biebrza valley. Pol. Journal of Entomol., 79: 307-318.
38. Olejniczak I. 1998. The carabid communities of natural and drained peatlands in the Biebrza valley, NE Poland. Pol. J. Ecol. 46, 3: 243-260.
39. Pałka K. 1992. Nowe stanowiska rzadkich gatunków Geometridae (Lepidoptera) w Polsce. Wiad. entomol. 11 (1): 64.
40. Rozwałka R. 1996. Materiały do znajomości pająków Poleskiego Parku Narodowego i jego okolic. Parki Nar. Rez. Przynr., Białowieża, 15.2: 63-73.
41. Rozwałka R. 2006. Materiały do poznania pająków (Araneae) Poleskiego Parku Narodowego. Nowy Pam. Fizjogr., Warszawa, (2005) 4(1-2): 67-82.
42. Siciński, J., 1982, Charakterystyka ochotkowatych (Chironomidae, Diptera) rzeki Lubrzanki na podstawie badań imagines. A study of the chironomid fauna of the Lubrzanka river in Central Poland], Acta Universitatis Lodzianis. Folia Limnologica, 1: 99-129.
43. Sienkiewicz P. 2003: Ground beetles (Coleoptera: Carabidae) of the seasonally flooded meadows in the valley of the middle course of the Warta qualitative analysis. Baltic J.Coleopterol., 3 (2): 129-136.
44. Sienkiewicz P., Konwerski Sz. 2004: Znaczenie rezerwatu „Krajkowo” koło Poznania dla ochrony chrząszczy (Coleoptera) środowisk dolin rzecznych. [W:] Ochrona owadów. Parki narodowe i rezerwaty przyrody w Polsce jako naturalne ostoje europejskiej fauny owadów. Wiad. entomol., 23, Supl. 2:: 189-191.
45. Sienkiewicz P., Konwerski S., Przewoźny M. 2009. Nowe dane o występowaniu chrząszczy (Coleoptera) z wybranych rodzin na terenie Rogalińskiego Parku Krajobrazowego. Część I. Biegaczowate (Carabidae). Wiad. entomol., 28 (4): 219-230.
46. Soszyński, B., 2005, Syrphidae (Diptera) Biebrzańskiego Parku Narodowego – aktualny stan badań [Hover flies (Diptera: Syrphidae) of the Biebrza National Park actual state of studies], Dipteron, 21: 35-36.
47. Srokosz, K., 1980, Chironomidae communities of the River Nida and its tributaries, Acta Hydrobiologica, 22(2): 191-215.
48. Szadziński, R., P. Dominiak, A.Tóthová 2007. European Atrichopogon biting midges of the subgenus Melochelea (Diptera: Ceratopogonidae). Pol. Journal of Entomol., 76: 276-284.
49. Szadziński, R., M. Gwizdalska, P. Dominiak, 2004, Nowe dla Polski gatunki kuczman.w (Diptera: Ceratopogonidae), Wiadomości Entomologiczne, 23: 120.
50. Świerczewski D., J. Błaszczak 2011. Fauna piewików (Hemiptera:Fulgoromorpha et Cicadomorpha) wilgotnych lasów, łąk i torfowisk w południowej części Wyżyny Woźnicko-Wieluńskiej. (maszynopis).
51. Szymkowiak P. 1993. Pająki Aranei rezerwatu przyrody "Mielno". Parki nar. Rez. przynr. 12(4): 59-76.
52. Trojan, P., 1960. Ślepaki (Diptera, Tabanidae) Niecki Nidziańskiej [(Diptera, Tabanidae) of the Nida Valley], Fragmenta Faunistica, 8(18): 285-291.
53. Wagner, R., M. Bartak, A. Borkent, G. Courtney, B. Goddeeris, J.-P. Haenni, L. Knutson, A. Pont, G. E. Rotheray, R. Rozkosny, B. Sinclair, N. Woodley, T. Zatwarnicki, P. Zwick, 2008, Global diversity of dipteran families (Insecta Diptera) in freshwater (excluding Simuliidae, Culicidae, Chironomidae, Tipulidae and Tabanidae), Hydrobiologia, 595: 489-519.
54. Wagner, R., M. Bartak, A. Borkent, G. Courtney, B. Goddeeris, J.-P. Haenni, L. Knutson, A. Pont, G. E. Rotheray, R. Rozkosny, B. Sinclair, N. Woodley, T. Zatwarnicki, P. Zwick, 2008, Global

- diversity of dipteran families (Insecta Diptera) in freshwater (excluding Simuliidae, Culicidae, Chironomidae, Tipulidae and Tabanidae), *Hydrobiologia*, 595: 489-519.
55. Wiedenska J. 2007. Sygaczowate. Limoniidae, Kreslowate. Pediciidae, pp. 46-49, 74-77; In: W. Bogdanowicz, E. Chudzicka, I. Pilipiuk, E. Skibinska (Eds). Fauna of Poland. Characteristics and checklist of species. T. II. Muz. i Inst. Zool. PAN, Warszawa.
 56. Wiedeńska, J., 1993, Crane-fly species (Diptera, Nematocera, Limoniidae) new for Polish fauna, *Polskie Pismo Entomologiczne*, 62(1-4): 281-284.
 57. Wiedeńska, J., 2008, Muchówki z rodzin Limoniidae i Pediciidae (Diptera Nematocera) Rezerwatu "Parowy Janinowski" koło Łodzi [Crane-flies of families Limoniidae and Pediciidae (Diptera Nematocera) of the „Parowy Janinowski” nature reserve near Ł.dź], *Dipteron*, 24: 43-49.
 - 58.

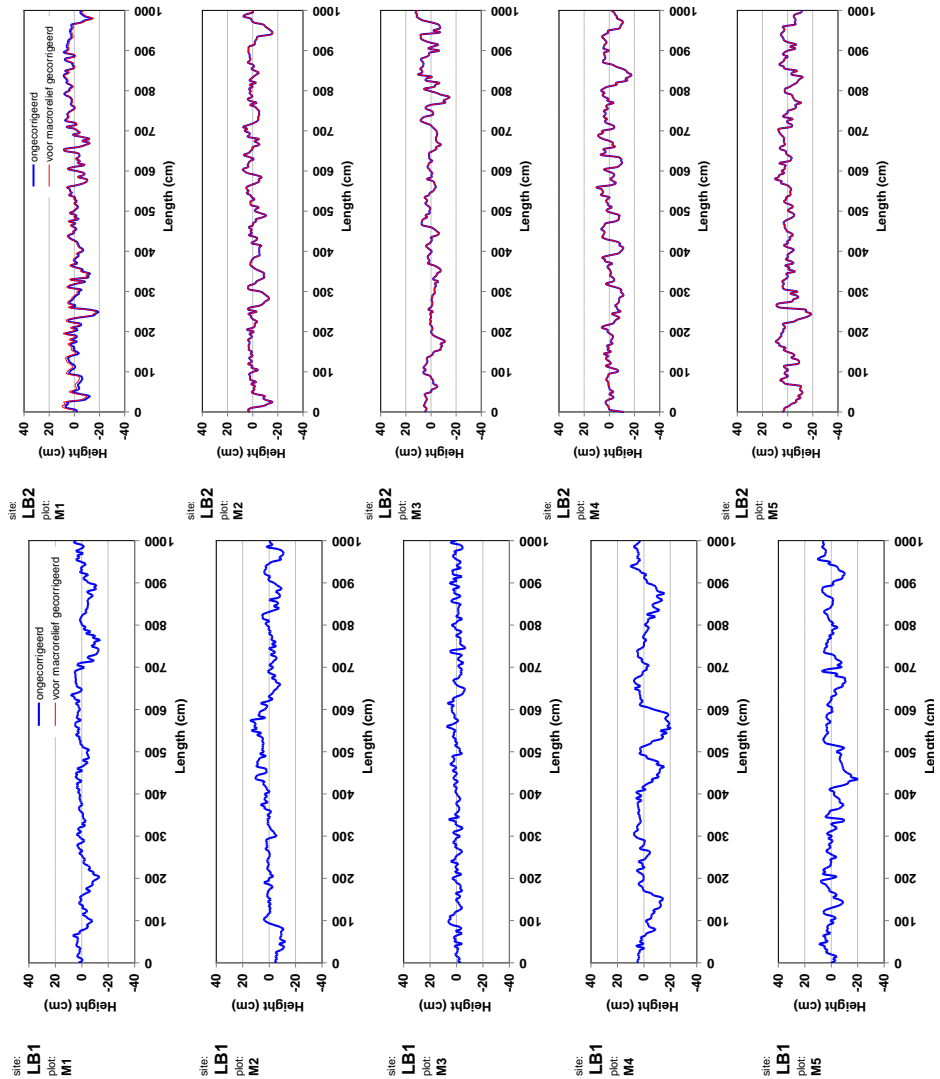
Bijlage 2: onderzoekslocaties voor vegetatie, microtopografie en fauna

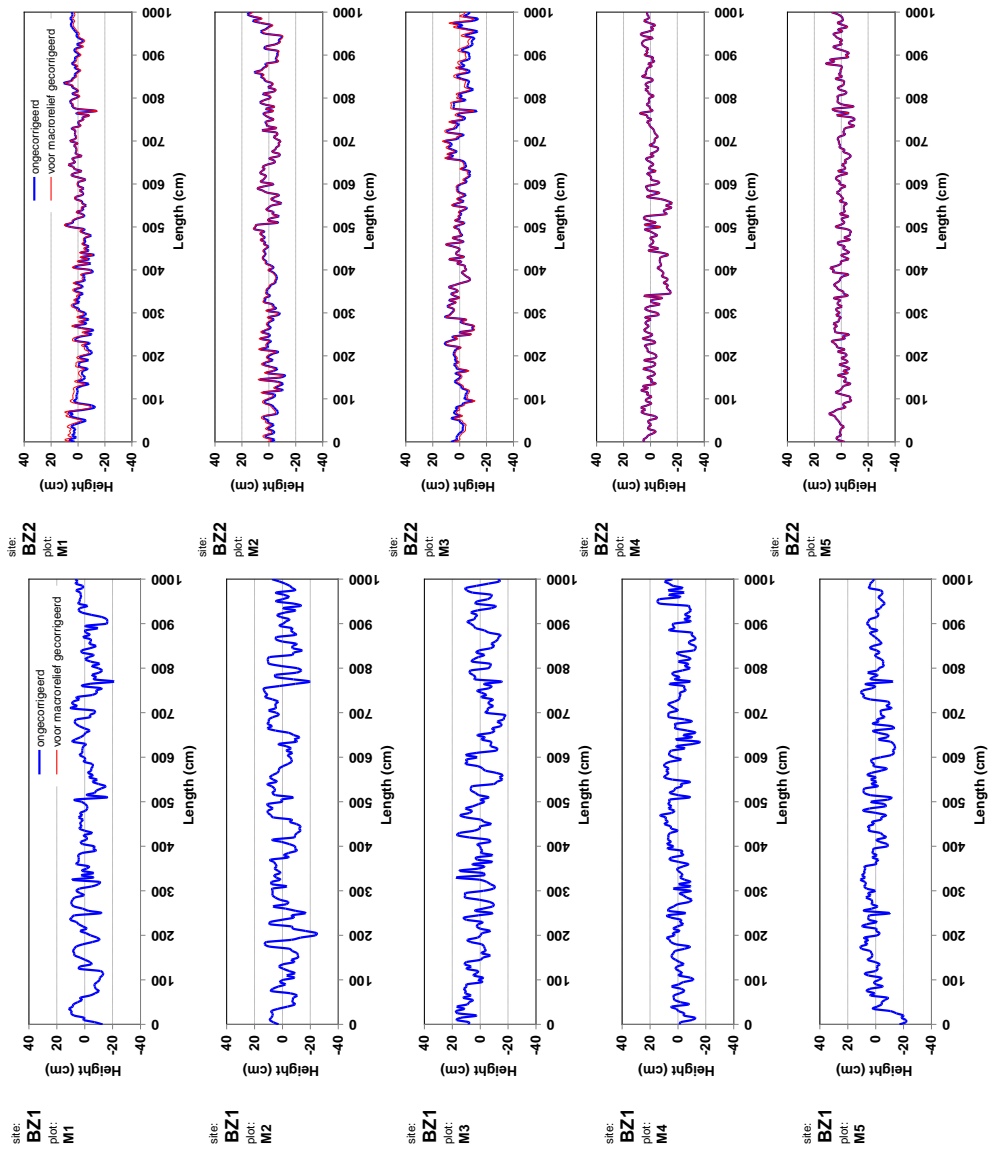
Locatie code	Regio	Gebied	Breedtegraad	Lengtegraad	Jaren sinds laatste beheer	Groote moerasgebied (ha)	Degradatiegraad	IJzerrijke top laag	Beheerhistorie	Ontwatering/ afvoer over maaiveld/inundatie
ZB1	VL	Zwarte Beek	N51 04 48.9	E5 17 10.5	0	337	D++	+	vroeger langdurig hooilandbeheer; langdurig regelmatig gemaaid (zeker vanaf 1988), vermoedelijk in periode '50-1988 geen beheer	geen functionerende detailontwatering; afvoer over maaiveld; lichte uitzakking grondwaterstand in zomer agv drainage door Oude Beek en Zwarte Beek; geen diepe inundatie
ZB4	VL	Zwarte Beek	N51 04 40.9	E5 16 49.2	>40	337	D++	+	vroeger langdurig hooilandbeheer; langdurig niet gemaaid (>40 jaar); waarneming vanaf 1988 niet gemaaid; topkaart van 1960 geeft nog geen bos aan wat betekent dat toen ofwel aanplant er toen nog niet was of jong was; topkaart met opname in 1971 geeft wel bos aan	oude detailontwatering die grotendeels is dichtgeslibt; matig diep uitzakkende grondwaterstand in zomer agv drainage door Oude Beek en Zwarte Beek; in winter afvoer over maaiveld; geen diepe inundatie
ZB5	VL	Zwarte Beek	N51 05 24.3	E5 18 47.0	2-5	337	D++	+	vroeger langdurig hooilandbeheer; laatste jaren niet gemaaid, daarvoor onregelmatig gemaaid, vermoedelijk in periode '50-'80 geen beheer	geen functionerende detailontwatering; afvoer over maaiveld; lichte uitzakking grondwaterstand in (droge) zomer; geen diepe inundatie
ZB6	VL	Zwarte Beek	N51 05 25.3	E5 18 58.1	0	337	D++	+	vroeger langdurig hooilandbeheer; onregelmatig gemaaid (vanaf jaren '90), in 2010 gemaaid, vermoedelijk in periode '50-'80 geen beheer	
ZB7	VL	Zwarte Beek	N51 05 38.5	E5 20 20.0	4-5	337	D++	+	vroeger langdurig hooilandbeheer; minstens ca. 4 jaar niet gemaaid, van <1988 tot ver in jaren '90 niet gemaaid	
DA1+	NL	Drentse Aa: Hogemaden	N53 00 55.5	E6 37 42.7	0	105	D++	+	langdurig en actueel hooiland beheer; in 2e helft 20e eeuw bemest	in 2e helft 20e eeuw diepe detailontwatering; momenteel geen functionerende detailontwatering; afvoer over maaiveld; lichte uitzakking grondwaterstand in (droge) zomer agv drainage door diepe beek; geen of zelden diepe inundatie
DA1-	NL		N53 01 09.8	E6 37 51.6	5	105	D++	+	voorheen, langdurig hooiland beheer; ca. 5 jaar niet gemaaid; in 2e helft 20e eeuw bemest	
DA2+	NL	Drentse Aa: Postweg	N53 01 14.2	E6 40 04.2	0	180	D++	+	langdurig en actueel hooiland beheer; in 2e helft 20e eeuw bemest	
DA2-	NL		N53 01 20.4	E6 40 04.8	5	180	D++	+	voorheen, langdurig hooiland beheer; ca. 5 jaar niet gemaaid; in 2e helft 20e eeuw bemest	
DA3+	NL	Drentse Aa: Oudemolen	N53 03 09.6	E6 39 07.2	0	28	D++	+	langdurig en actueel hooiland beheer; in 2e helft 20e eeuw bemest	
DA3-	NL		N53 03 17.7	E6 39 12.8	5	28	D++	+	voorheen, langdurig hooiland beheer; ca. 5 jaar niet gemaaid	
RP	O-PL	Rospuda	N53 54 15.0	E22 57 13.6	nooit of 40-50 j geleden gehooid	492	D0	-	nooit gemaaid of tot 40-50 jaar geleden gehooid; Jabłońska et al (2011) geven aan in de Rospuda vallei alleen lokaal extensief beheerd door boeren en voor bosbouw; mondelinge mededeling van een Pool: er is wel is gemaaid, ook nog in de jaren 50-60	geen detailontwatering; geen afvoer over maaiveld in de zomer
BZ1	O-PL	Biebrzra	N53 18 21.3	E22 33 10.9	10-15	2720	D+	-	ca. 10-15 jaar niet gemaaid; hier stonden ca. 1.25 m hoge meter Grauwe wilgjes (behoorlijk ontwikkelt); deze staken ongeveer een 0.5 meter boven de kruidlaag uit; geen jaarringen geteld. Volgens Nationaal Park tot eind '70 -begin '80 gemaaid met zeis door lokale boeren	geen detailontwatering in perceel zelf; tijdens onderzoeksperiode ca. 5-10 cm water op perceel na hevige regenval; dus in zomer periodiek afvoer over maaiveld; vermoedelijk in winter afvoer over maaiveld; waterstand gedurende de zomer licht uitzakkend.

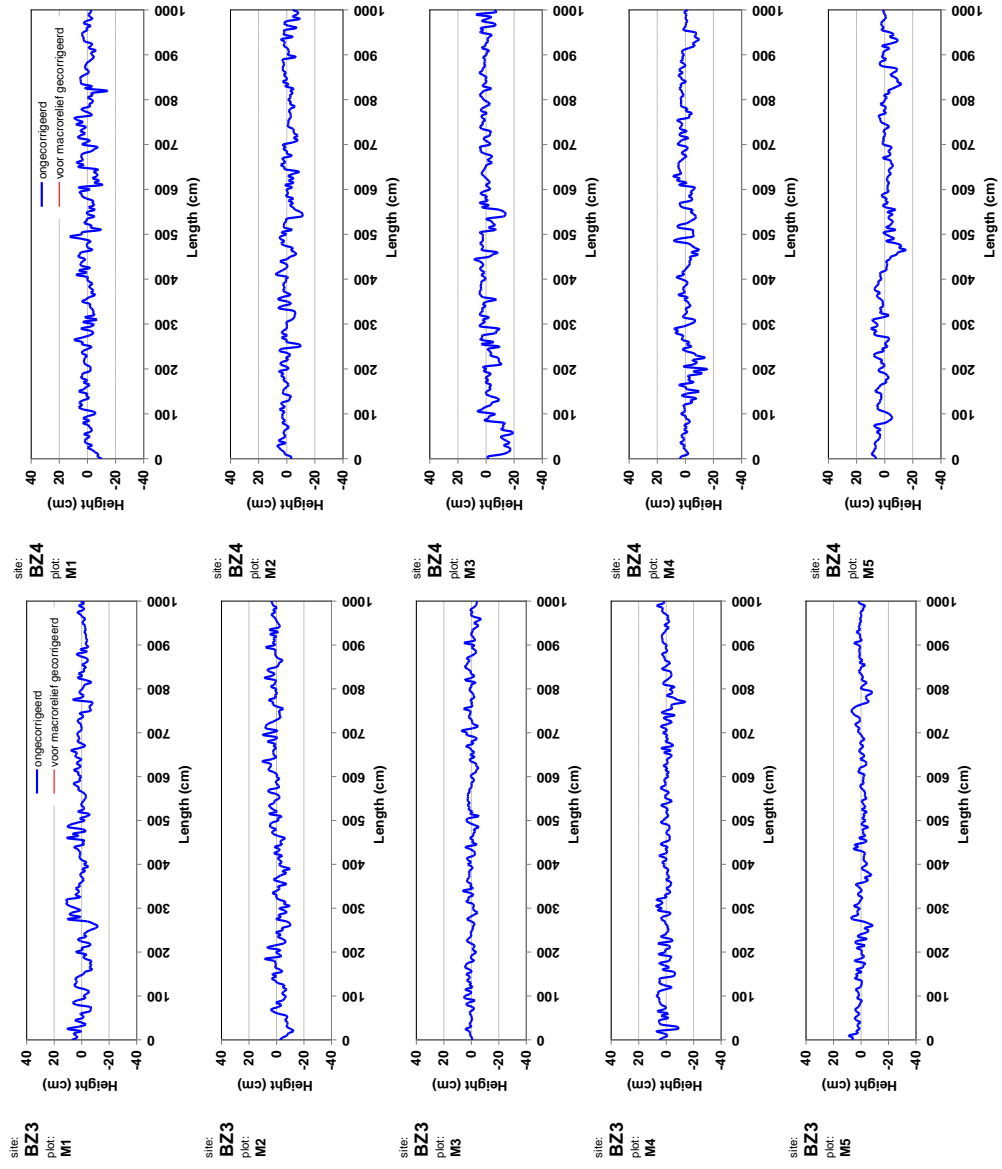
Locatie code	Regio	Gebied	Breedtegraad	Lengtegraad	Jaren sinds laatste beheer	Grootte moerasgebied (ha)	Degradatiegraad	IJzerrijktomtoplaag	Beheerhistorie	Ontwatering/ afvoer over maaiveld/ inundatie
BZ2	O-PL	Biebrzra	N53 18 08.9	E22 32 47.2	0	2720	D+	-	in 2010 gemaaid; zichtbaar in 2011 aan hooistapels van 2010. Volgens Nationaal Park tot eind '70 - begin '80 gemaaid met zeis door lokale boeren. Van 1999 tot 2010 jaarlijks eenmaal gemaaid.	ca. 40 cm diepe, onbeheerde en dichtgroeïende sloten vooraan in percelen; in perceel zelf geen detailontwatering; tijdens onderzoeksperiode ca. 5-10 cm water op perceel na hevige regenval;; dus in zomer periodiek afvoer over maaiveld; vermoedelijk in winter afvoer over maaiveld; waterstand gedurende de zomer licht uitzakkend.
BZ3	O-PL	Biebrzra	N53 42 49.3	E23 21 18.4	20-25	2241	D0	-	20-25 jaar niet gemaaid; grootste/dikste gekapte berkenboom zat op 15 jaar ringen; omdat het ook even duurt voordat zaailingen zich vestigen daarom ingeschat op 20-25 jaar . Volgens Nationaal Park tot eind '80 gemaaid met zeis door lokale boeren. . Sommige delen werden ook beweïd met koeien	geen detailontwatering in zomer vermoedelijk geen of weinig afvoer over maaiveld; afvoer over maaiveld in winter onbekend; Site is iets natter dan BZ4;
BZ4	O-PL	Biebrzra	N53 43 01.8	E23 21 15.7	25-35	2241	D0	-	25-35 niet gemaaid; er zijn vrij grote bulten aan aanwezig. Volgens Nationaal Park tot eind '80 gemaaid met zeis door lokale boeren.	geen detailontwatering; in zomer vermoedelijk geen of weinig afvoer over maaiveld; afvoer over maaiveld in winter onbekend
LB1	W-PL	Luboń	N54 01 19.8	E17 29 49.3	nooit beheerd	11	D0	-	nooit gemaaid	geen detailontwatering; in zomer geen of weinig afvoer over maaiveld; afvoer over maaiveld in winter onbekend; ca. 50 verwijderd sloot van ca. 40 cm diep aanwezig
LB2	W-PL	Luboń	N54 01 24.5	E17 33 37.3	10-15	2	D+	-	ca. 5-10 jaar niet gemaaid; alleen langs sloten staan volwassen elzen, niet in het perceel; strooisellaag aanwezig en lage mosbulten aanwezig; greppels deels dicht geslibt	ontwateringsgreppels van enkele dm's diep nog steeds aanwezig, deels dichtgeslibt
PT1	O-DL	Peenetal	N53 55 24.0	E13 26 05.9	0	783	D+	-	jaarlijks gemaaid	zeker vooraan, maar ook achteraan in het perceel ontwateringsgreppels; daardoor waarschijnlijk licht ontwaterd
PT2	O-DL	Peenetal	N53 54 57.6	E13 23 19.5	>25	783	D+	-	meer dan 25 jaar niet gemaaid; waarneming Kees Vegelin vanaf 1994 geen maaibeheer en voor die tijd al langer niet gemaaid; vrij sterk dicht gegroeïd met wilg met vrij dikke takken; wilgen minstens 5-10 jaar oud; plaatselijk dikke strooisellaag	aangrenzend groot petgat kan lokaal ontwateren
PT3	O-DL	Peenetal	N53 52 43.1	E13 43 16.1	2-5	1502	D++	-	zeker niet in 2010 gemaaid. Sloten gedempt in periode 2000-2010	sloten zijn gedempt; afvoer over maaiveld; sommige delen waren erg nat
PT4	O-DL	Peenetal	N53 52 24.0	E13 43 31.5	80-100	1502	D+	-	> 65 jaar niet gemaaid; volgens Kees Vegelin langere tijd niet of nauwelijks beheerd geweest; zeer vermoedelijk al ver voor de 2e wereldoorlog verlaten geweest	slenken stonden onder water gedurende onderzoeksperiode; oude sloten zijn volledig dichtgegroeïd

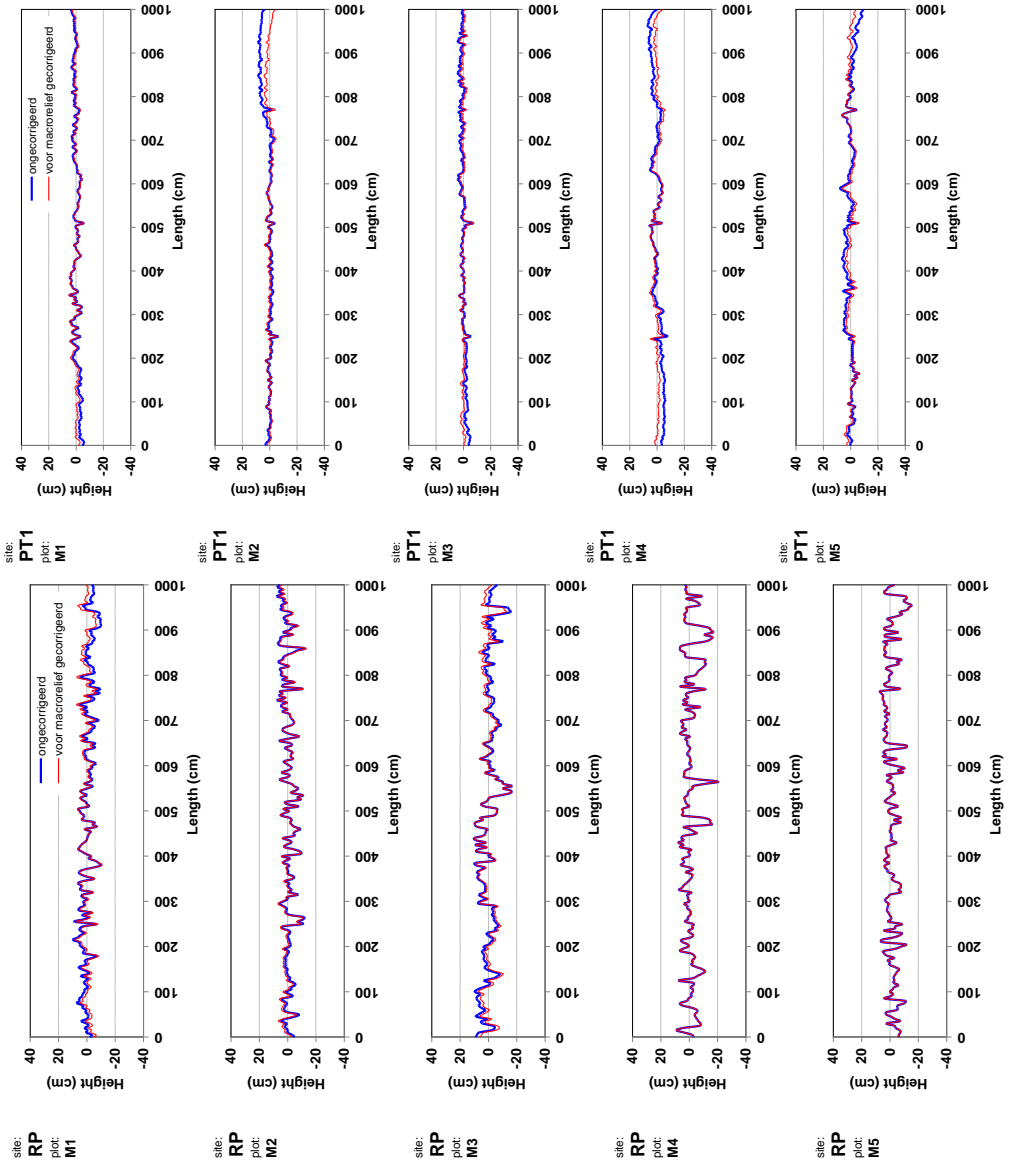
Bijlage 3: Grafieken microtopografie

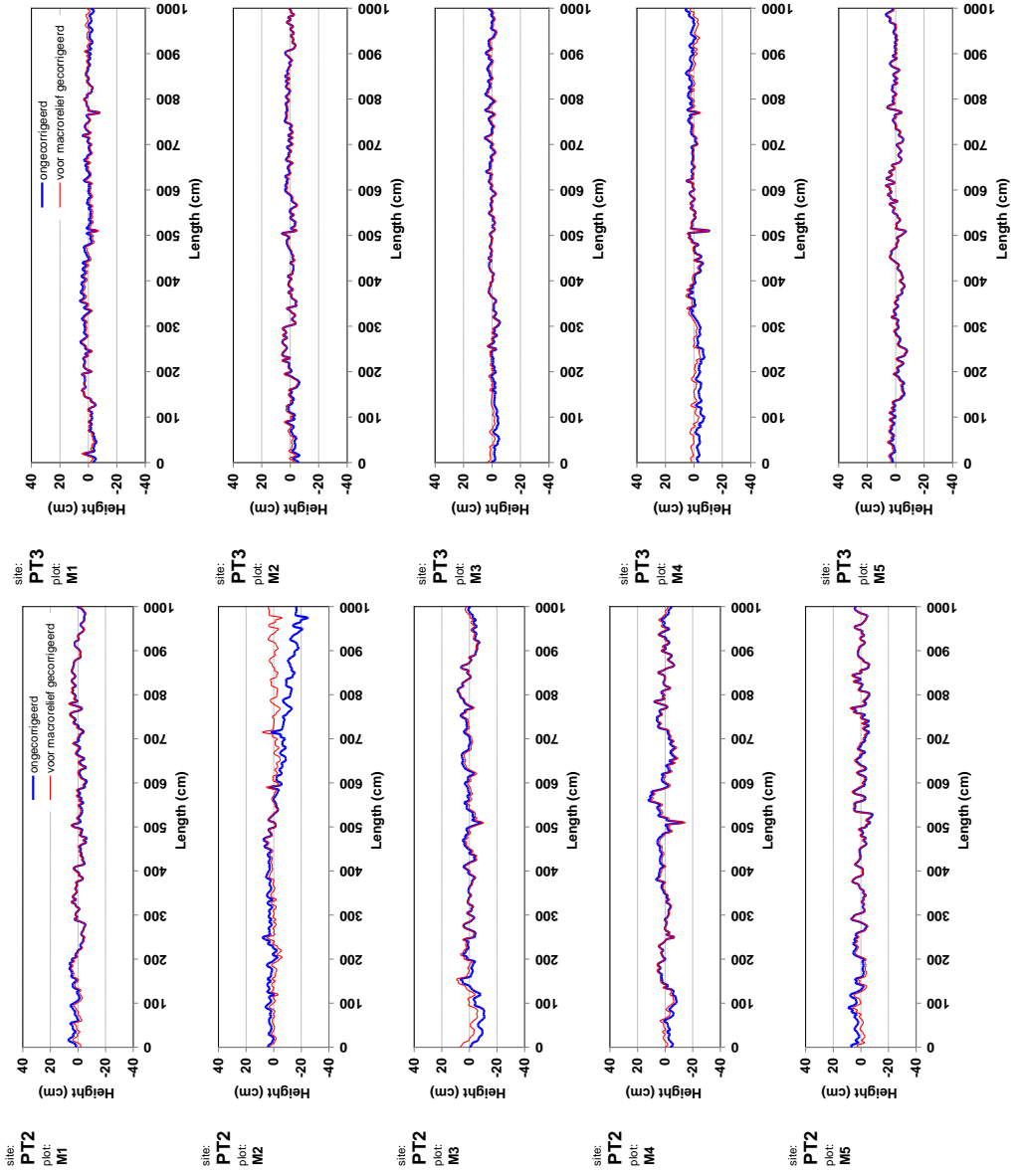
Gemeten en voor macoreliëf gecorrigeerde maaiveldhoogten in de microtopografie-raaien. Wanneer geen correctie is uitgevoerd wordt alleen een blauwe lijn weergegeven.

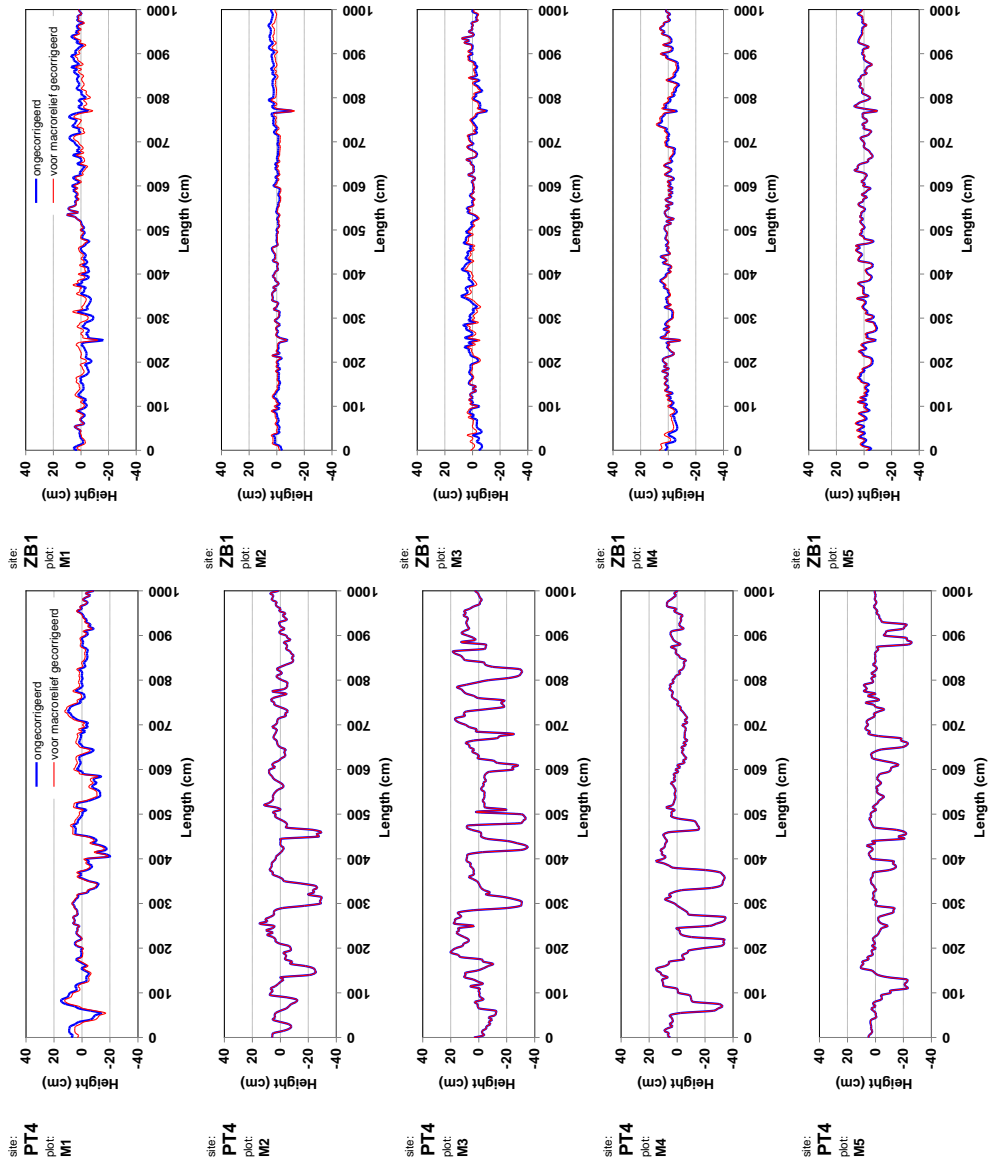


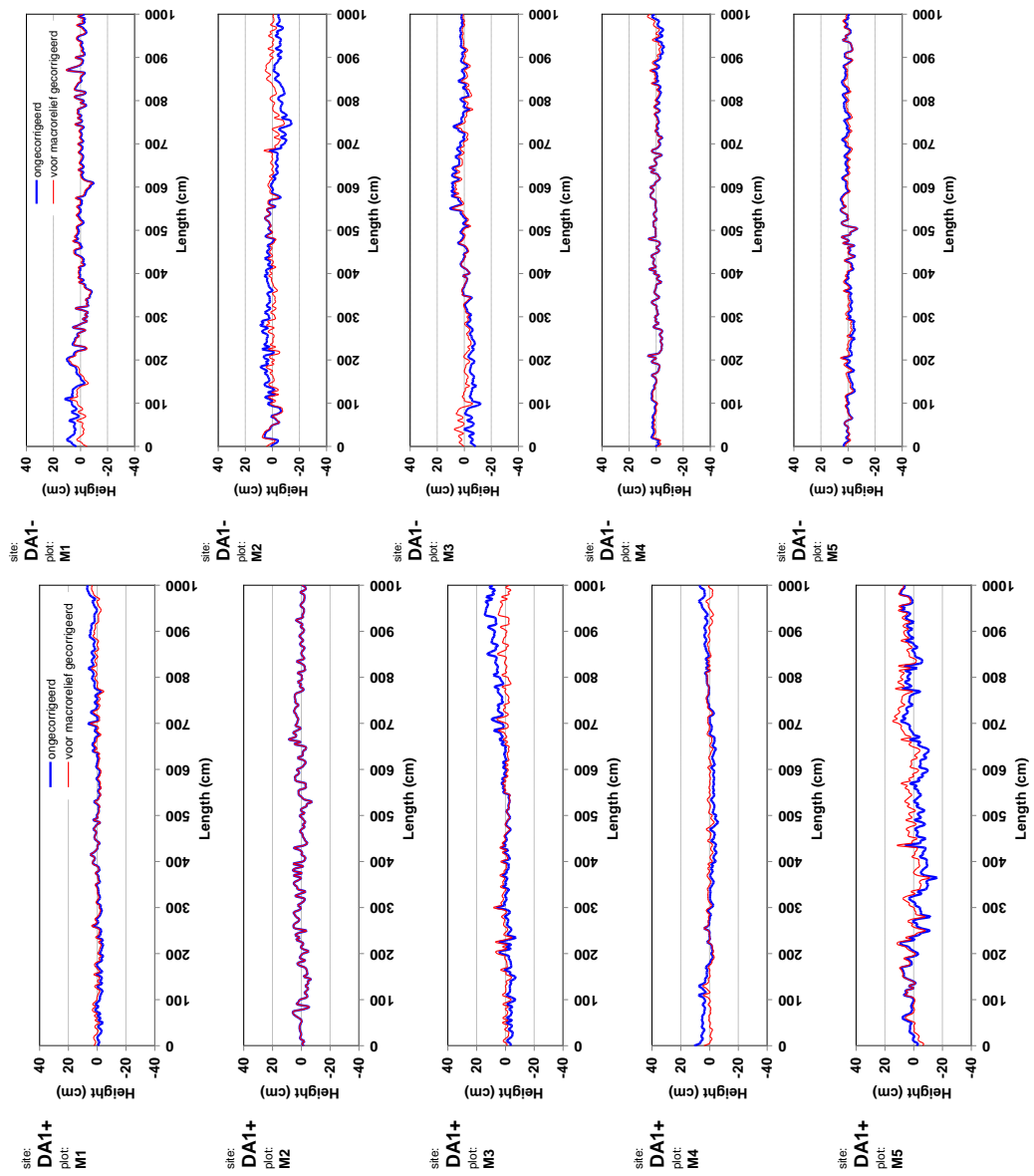


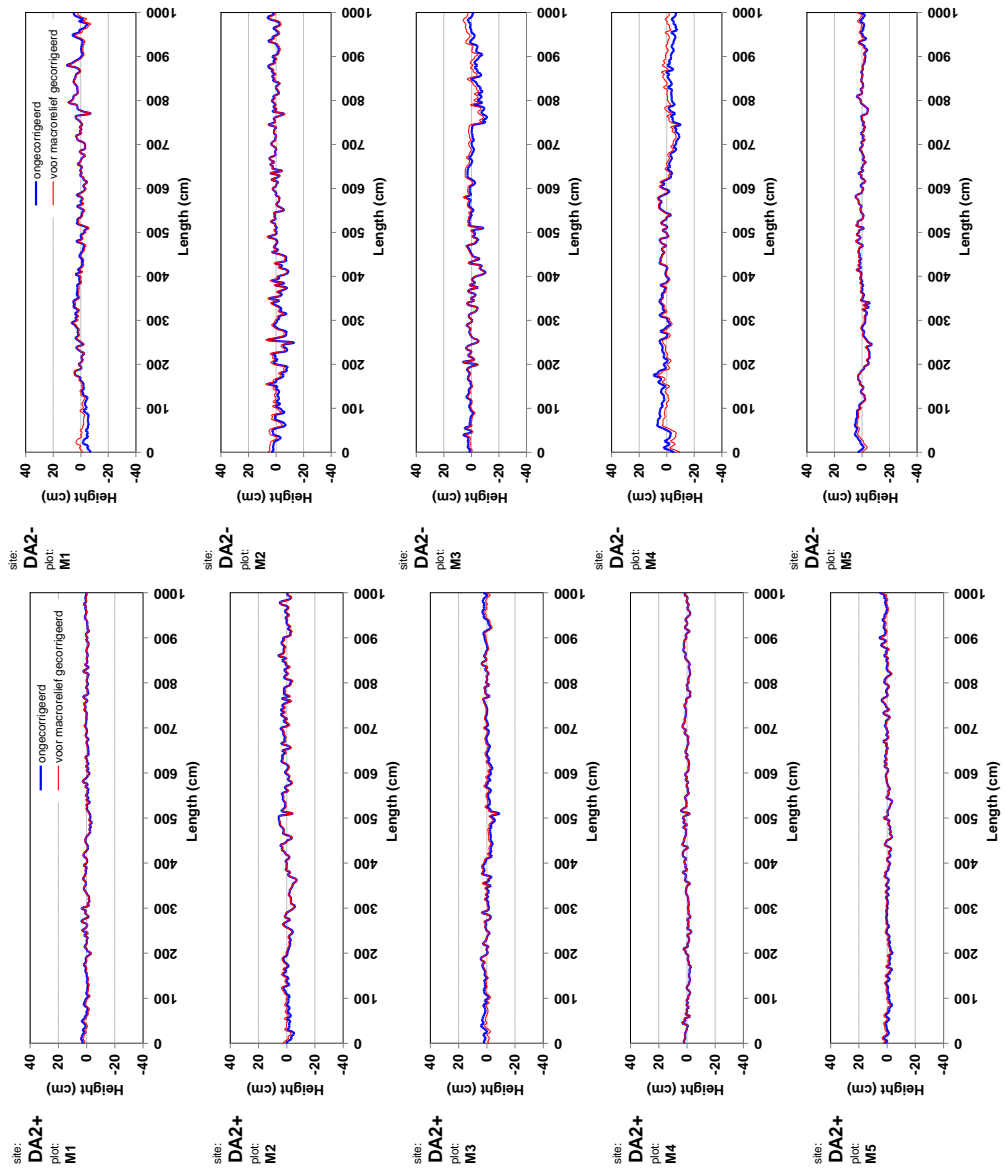


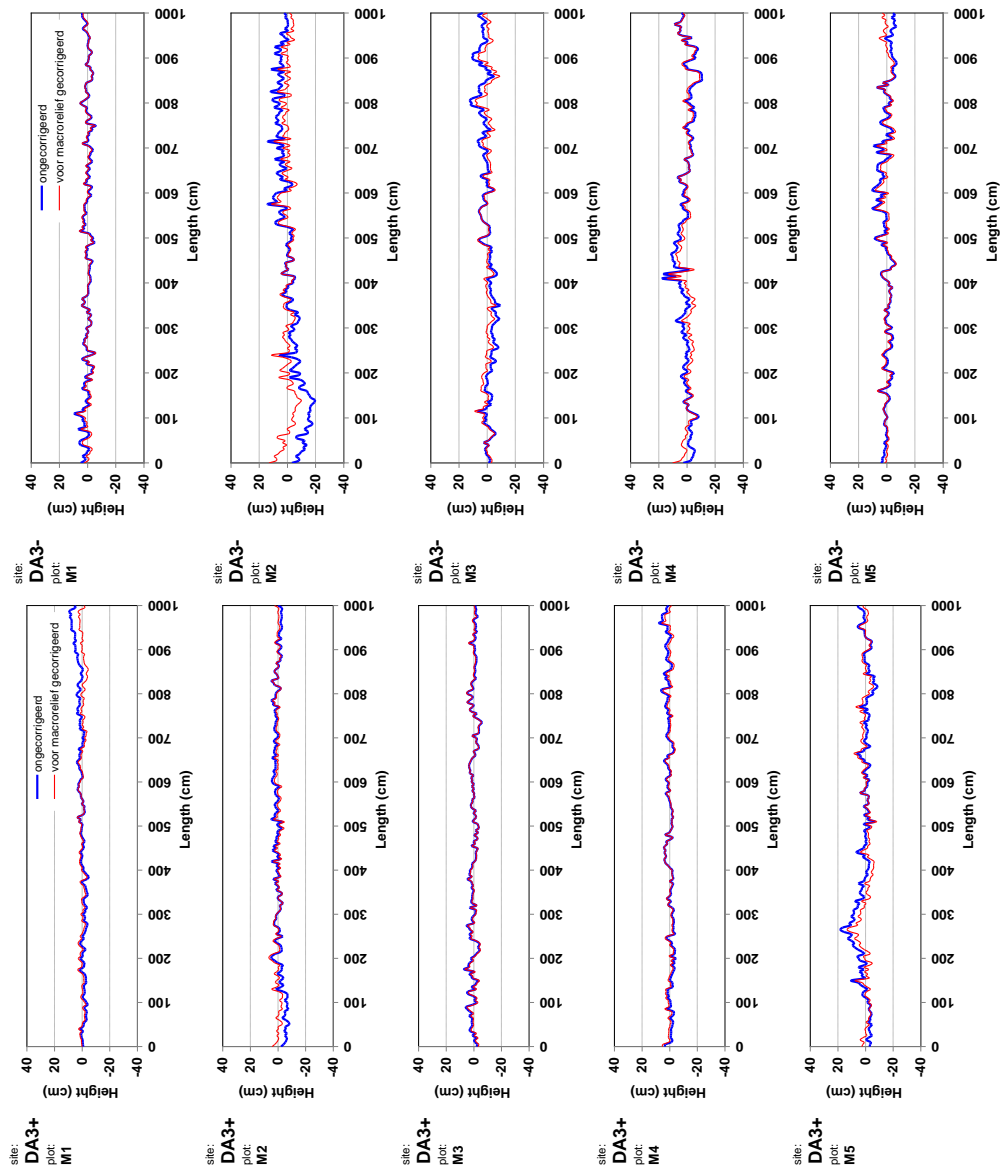


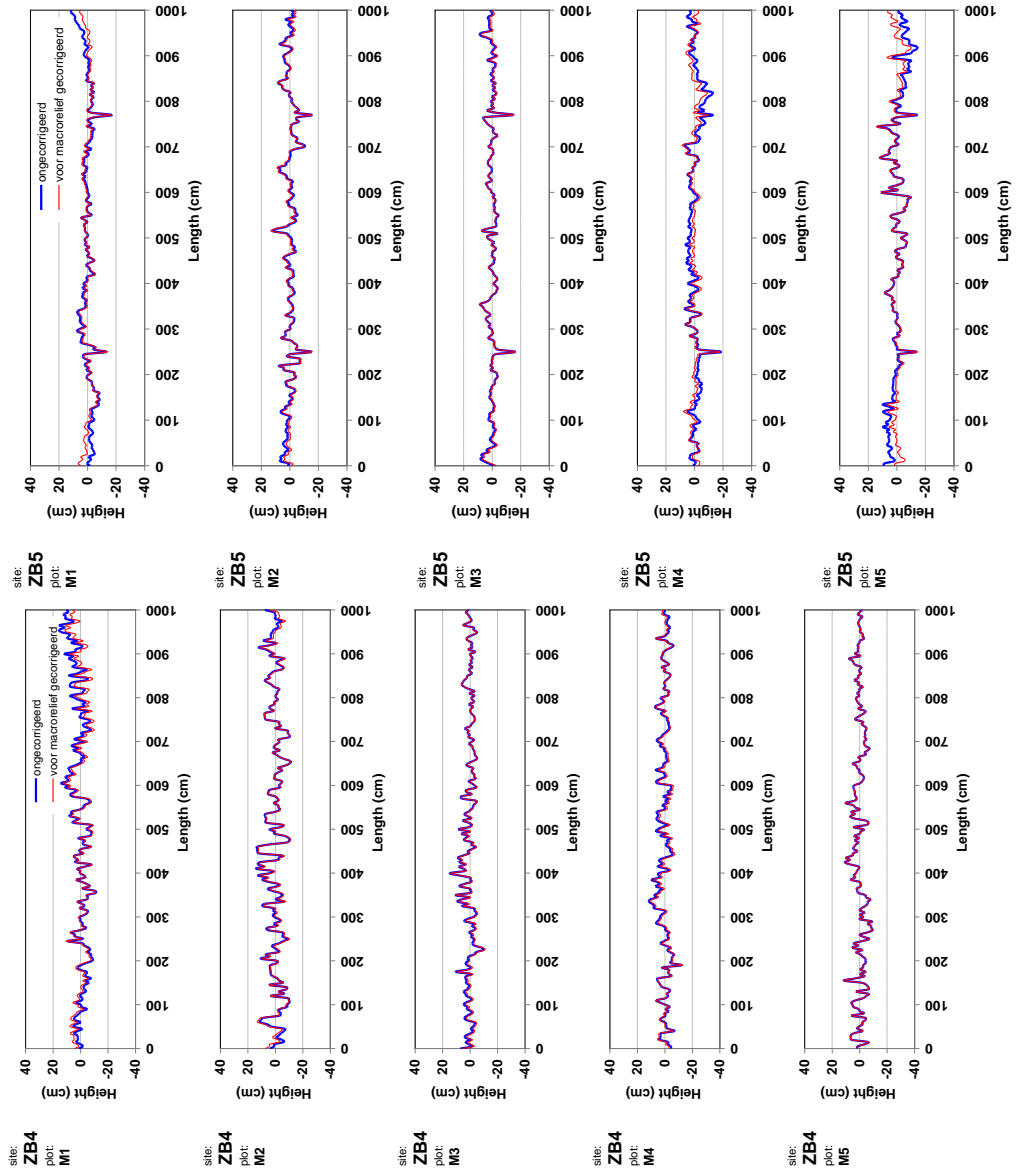


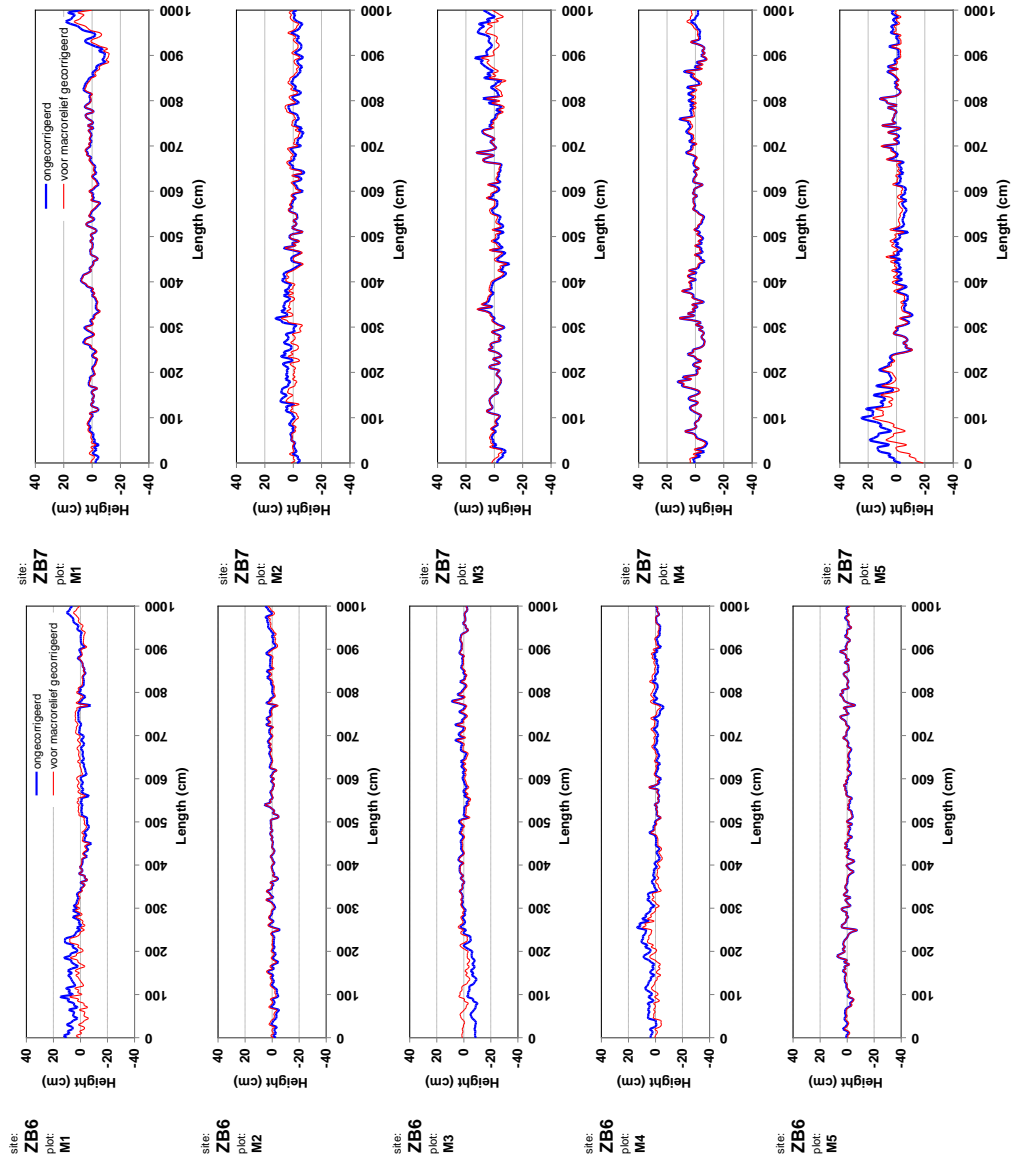












Bijlage 4: Loopkeversoorten per beekdalhabitat

Habitatpreferentie gebaseerd op Turin et al. (2000)

Legenda habitats

Habitats in beekdal

A: beekoever
B: beekbegeleidend bos
C: afgesloten meander met moerasvegetatie
D: beekdalveen

Taxon	Meso-habitat	Indicatorwaarde
Omophron limbatum	A/C	mogelijk indicatief voor goed ontwikkelde oevers
Carabus clatratus	D	goede indicator van vochtige en natte, voedselarme systemen met een ongestoorde waterhuishouding
Nebria livida	A	goede indicator oevers, beter dan omphron
Blethisa multipunctata	A	stenotope, zeldzame soort
Elaphrus cupreus	A/B/C	gewoon, geen indicatiewaarde
Elaphrus uliginosus	D	goede indicator van ongestoorde natte terreinen
Elaphrus riparius	A/C	vrij eurytoop, geen indicatiewaarde
Elaphrus aureus	A/B	misschien bruikbaar, zeldzaam, bijzondere schaduwrijke oevers langs stromend water
Elaphrus ulrichii	A	waarschijnlijk verdwenen, laatste waarneming 1979 langs Dinkel; waarschijnlijk verdwenen door verslechtering waterkwaliteit
Dyschirius aeneus	A/B/C	?, weinig waarnemingen
Dyschirius angustatus	A	?, weinig waarnemingen
Dyschirius intermedius	A	waarschijnlijk gevoelig voor veranderingen waterkwaliteit en morfologie
Dyschirius luedersi	A/C	eurytoop, geen indicatiewaarde
Dyschirius politus	A/C	geen indicatiewaarde, niet bedreigd
Dyschirius semistriatus	A	zeer zeldzaam, waarschijnlijk indicatief
Patrobus atrorufus	B	vrij eurytoop, niet goed bruikbaar
Perileptus areolatus	A	goede indicator goede waterkwaliteit en morfologie
Thalassophilus longicornis	A	goede indicator goede waterkwaliteit en morfologie
Bembidion striatum	A	goede indicator morfologie oevers
Bembidion argenteolum	A	goede indicator rivierduinen
Bembidion littorale	A	goede indicator morfologie oevers
Bembidion velox	A	goede indicator morfologie oevers
Bembidion punctulatum	A	goede indicator morfologie oevers
Bembidion dentellum	A/B/C	geen indicatiewaarde, niet bedreigd
Bembidion obliquum	A	?
Bembidion atrocoeruleum	A	geen indicatiewaarde
Bembidion fasciolatum	A	?
Bembidion assimile	A	geen indicatiewaarde
Bembidion quadripustulatum	A/C	?
Bembidion lunulatum	A/C	geen indicatiewaarde
Bembidion prasinum	A	uitgestorven?
Bembidion elongatum	B	?, in natuurlijke rivier- en beekdalen
Bembidion stomoides	A/B	goede indicator morfologie
Bembidion bruxellense	A/B/C	eurytoop
Bembidion decorum	A	indicatorsoort oevers
Bembidion fluviatile	A	indicatorsoort oevers
Bembidion monticola	A/B	?
Bembidion modestum	A	indicatorsoort oevers
Bembidion testaceum	A	indicatorsoort oevers
Bembidion tibiale	A	indicatorsoort oevers

Taxon	Meso-habitat	Indicatorwaarde
Tachys bistriatus	A/C	indicatorsoort oevers
Tachys quadrisignatus	A	?, verdwenen
Tachys micros	A	?
Pterostichus vernalis	D	geen indicatiewaarde
Pterostichus atterimus	D	goede indicator oevers oligotrofe vennen met ongestoord waterregime
Pterostichus anthracinus	B	goede indicator beschaduwde moerassige plaatsen
Pterostichus minor	B/C	geen indicatiewaarde
Pterostichus nigrita	B/C	geen indicatiewaarde
Pterostichus diligens	B/C	geen indicatiewaarde
Paranchus albipes	A	?
Platynus livens	B	indicatorsoort natte bossen
Agonum dolens	A/B/C	?
Agonum lugens	A/B/C	waarschijnlijk goede indicator verlandingsvegetaties
Agonum afrum	A/B/C	geen indicatiewaarde
Agonum nigrum	A/B	?
Agonum versutum	A/C	goede indicator voedselarme natte terreinen
Agonum viduum	A/C	geen indicatiewaarde
Agonum viridicupreum	A	indicatief voor natte schaduwrijke beekoevers en broekbossen met wisselende waterstand
Agonum fuliginosum	B	geen indicatiewaarde
Agonum gracile	D	indicator oligotrofe oevers
Agonum micans	A/C	?
Agonum munsteri	D	?
Agonum piceum	A/C	mogelijke indicator natte biotopen met goede waterkwaliteit
Agonum scitulum	B	?
Agonum thoreyi	A/C	?
Amara kulti	A/C	taxonomie onduidelijk, relatief recent onderscheiden
Anisodactylus binotatus	D	geen indicatiewaarde
Stenolophus mixtus	C	geen indicatiewaarde
Stenolophus skrimshiranus	C	?, indicatief voor bijzondere natte mileuis
Stenolophus teutonius	A	geen indicatiewaarde
Acupalpus consputus	C	?
Acupalpus exiguus	B/C	?
Acupalpus flavicollis	A	geen indicatiewaarde
Acupalpus parvulus	A/C	geen indicatiewaarde
Badister lacertosus	B	?
Badister unipustulatus	B	indicator moerasbossen
Badister sodalis	B	indicator moerasbossen
Badister collaris	C	?
Badister dilatatus	A/B	indicator verlandingszones
Badister peltatus	C	?
Chlaenius nigricornis	A/C/D	indicatief voor natte graslanden
Chlaenius nitidulus	A/C	?
Chlaenius tibialis	A	?
Chlaenius tristis	C	?
Chlaenius vestitus	A/C	geen indicatiewaarde
Chlaenius sulcicollis	C	?
Oodes helopioides	C	geen indicatiewaarde, maar typisch voor natte beeschaduwde terreintypen
Panagaeus cruxmajor	C	?
Odacantha melanura	C	?
Demetrias imperalis	C	?
Paradromius longiceps	C	indicatief moerassen

Bijlage 5: Nachtvlindersoorten per beekdalhabitat

Habitatpreferentie volgens Waring et al. (2006)

Legenda habitats

Habitats in beekdal

A: beekoever
B: beekbegeleidend bos
C: afgesloten meander met moerasvegetatie
D: beekdalveen

Overige habitats

X: hoogveen
U: ubiquistisch

Familie	Taxon wetenschappelijk	Habitat vlinder	Habitat waardplant
Noctuidae	Abrostola tripartita	U	U
Noctuidae	Acronicta alni	B	B
Noctuidae	Acronicta cuspidata	B	B
Noctuidae	Acronicta euphorbiae	B/C/D	B/C/D
Noctuidae	Acronicta leporina	B/C	B/C
Noctuidae	Acronicta megalocephalata	B/C	B/C
Noctuidae	Acronicta menyanthidis	C/D	C/D
Noctuidae	Acronicta strigosa	B/C	B/C
Noctuidae	Acronicta tridens	B/C	B/C
Zygaenidae	Adscita staticeae	B/C/D	B/C/D
Noctuidae	Agrochola litura	U	B
Noctuidae	Agrochola lota	B	B
Noctuidae	Agrotis puta	U	U
Noctuidae	Amphipoea fucosa	C/D	C/D
Noctuidae	Amphipoea lucens	X/D	X/D
Noctuidae	Amphipoea oculata	B/C	B/C
Noctuidae	Amphipyra tragopoginis	U	U
Geometridae	Anticollis sparsata	B/C	B/C
Noctuidae	Apamea aquila	X	X
Noctuidae	Apamea crenata	U	U
Noctuidae	Apamea monoglyphata	U	U
Noctuidae	Apamea ophiogramma	B/C	B/C
Noctuidae	Apamea unanimitas	B/C	B/C
Noctuidae	Archanara algae	C	C
Noctuidae	Archanara dissoluta	C	C
Noctuidae	Archanara geminipuncta	C	C
Noctuidae	Archanara neurica	C	C
Noctuidae	Archanara sparganii	C	C
Arctiidae	Arctia caja	B/C	B/C
Noctuidae	Arenostola phragmitidis	C	C
Noctuidae	Atethmia centrugo	B	B
Noctuidae	Athetis pallustris	C/D	C/D
Noctuidae	Brachylomia viminalis	B/C	B/C
Geometridae	Cabera exanthemata	B	B
Arctiidae	Callimorpha dominula	C	C
Geometridae	Campptogramma bilineata	U	U
Noctuidae	Catocala electra	B	B
Noctuidae	Catocala nupta	B	B
Noctuidae	Celaena haworthii	C/D	C/D
Noctuidae	Celaena leucostigma	C	C
Noctuidae	Ceramia pisi	B/C	B/C
Notodontidae	Cerura erminea	B	B
Noctuidae	Chilodes maritima	C	C
Noctuidae	Chortodes brevilinea	C	C
Noctuidae	Chortodes extrema	C	C
Noctuidae	Chortodes fluxa	C	C
Noctuidae	Chortodes pygmaea	B/C/D	B/C/D
Geometridae	Cleora cinctaria	X/D	X/D
Notodontidae	Clostera pigra	B/C	B
Noctuidae	Coenobia rufa	C	C
Noctuidae	Coenophila subrosea	X/D	X/D
Geometridae	Colostygia pectinataria	U	U
Noctuidae	Coranarta cordigera	X	X
Cossidae	Cossus cossus	B/C	B
Noctuidae	Craniophora ligustri	B/C	B/C
Noctuidae	Cucullia umbratica	U	U
Noctuidae	Dasytopolia templi	C	C
Sphingidae	Deilephila elpenor	B/C	B/C

Familie	Taxon wetenschappelijk	Habitat vlinder	Habitat waardplant
Noctuidae	Deltote bankiana	C/D	C/D
Noctuidae	Diachrysia chrysitis	B/C	B/C
Noctuidae	Diachrysia chryson	B/C	B/C
Noctuidae	Diarsia florida	C	C
Noctuidae	Diarsia rubi	B/C	B/C
Geometridae	Dyscia fagaria	X	X
Geometridae	Dysstroma truncata	U	U
Nolidae	Earias clorana	B/C	B
Geometridae	Ecliptoptera silaceata	U	U
Arctiidae	Eilema complana	U	U
Arctiidae	Eilema griseola	B/C	B/C
Geometridae	Epirrhoe alternata	U	U
Geometridae	Euchoeca nebulata	B/C	B
Noctuidae	Eugnorisma glareosa	U	U
Geometridae	Eupithecia pygmaeata	C	C
Geometridae	Eupithecia selinata	C	C
Geometridae	Eupithecia tripunctaria	U	U
Geometridae	Eupithecia trisignaria	B/C	B/C
Geometridae	Eupithecia valerianata	C	C
Geometridae	Eupithecia vulgata	U	U
Noctuidae	Eurois occulta	B/C	B/C
Lasiocampidae	Euthrix potatoria	B/C/D	C/D
Noctuidae	Euxoa nigricans	U	U
Geometridae	Gagitodes sagittata	C	C
Lasiocampidae	Gastropacha quercifolia	X	X
Noctuidae	Gortyna flavago	B/C	B/C
Noctuidae	Graphiphora augur	B/C	C
Noctuidae	Hadula trifolii	B/C	B/C
Sphingidae	Hemaris tityus	C/D	C/D
Noctuidae	Hydraecia micacea	B/C	B/C
Noctuidae	Hydraecia petasitis	B/C	B/C
Noctuidae	Hypena proboboscidalis	U	U
Noctuidae	Hypena rostralis	B	B
Noctuidae	Hyppa rectilinea	B/C	B
Geometridae	Idaea aversata	U	U
Geometridae	Idaea dimidiata	B/C	B/C
Geometridae	Idaea emarginata	B/C	B/C
Geometridae	Idaea muricata	C/D	C/D
Noctuidae	Ipimorpha retusa	B/C	B
Noctuidae	Ipimorpha subtusa	B/C	B
Hepialidae	Korscheltellus lupulinus	U	U
Noctuidae	Lacanobia splendens	C/D	C/D
Noctuidae	Lacanobia suasa	C	C
Noctuidae	Lacanobia thalassina	B/C	B/C
Lymantriidae	Laelia coenosa	C	C
Geometridae	Lampropteryx suffumata	U	U
Sphingidae	Laothoe populi	U	B
Noctuidae	Leucania comma	B/C	B/C
Noctuidae	Leucania obsoleta	C	C
Noctuidae	Lithacodia uncula	C/D	C/D
Noctuidae	Lithomoia solidaginis	X	X
Noctuidae	Lithophane furcifera	B	B
Noctuidae	Lithophane lamda	X/D	X/D
Noctuidae	Lithophane semibrunnea	B/C	B
Geometridae	Lomaspilis marginata	B/C	B
Noctuidae	Lygephila pastinum	B/C	B/C
Noctuidae	Macrochilo cribrumalis	C	C
Noctuidae	Mesoligia literosa	U	U
Noctuidae	Mormo maura	B	B
Noctuidae	Mythimna pudorina	C/D	C/D
Noctuidae	Mythimna straminea	C	C

Familie	Taxon wetenschappelijk	Habitat vlinder	Habitat waardplant
Noctuidae	Mythimna turca	B/D	B/D
Noctuidae	Naenia typica	B/C	B/C
Noctuidae	Noctua interjecta caliginosa	U	U
Noctuidae	Nonagria typhae	C	C
Notodontidae	Notodonta torva	B/C	B
Nolidae	Nycteola degenerana	B	B
Noctuidae	Ochropleura plectra	U	U
Noctuidae	Oligia fasciuncula	U	U
Noctuidae	Oligia strigilis	U	U
Lymantriidae	Orgyia antiqua	U	B
Lymantriidae	Orgyia recens	B/C	B
Geometridae	Orthonama vittata	B/C/D	C/D
Noctuidae	Orthosia gracilis	B/C/D	B/C/D
Noctuidae	Orthosia opima	B/C/D	B/C/D
Noctuidae	Papestra biren	B/C/D	B/C/D
Noctuidae	Parastichtis suspecta	B/C	B
Noctuidae	Parastichtis ypsilon	B/C	B
Geometridae	Pasiphila debiliata	X	X
Arctiidae	Pelosia muscerda	B/C	B/C
Arctiidae	Pelosia obtusa	C	C
Geometridae	Petrophora chlorosata	B/C	B/C
Noctuidae	Photedes minima	U	U
Cossidae	Phragmataecia castaneae	C	C
Noctuidae	Plusia festucae	B/C	B/C
Noctuidae	Plusia putnami	C	C
Noctuidae	Polia hepatica	B/C	B/C
Noctuidae	Polymixis flavicincta	C	C
Noctuidae	Protolampra sobrina	X	X
Geometridae	Pterapherapteryx sexalata	B/C	B
Noctuidae	Rhizedra lutosa	C	C
Noctuidae	Rivula sericealis	B/C	B/C
Noctuidae	Schrankia costaestrigalis	B/C	B/C
Noctuidae	Scoliopteryx libatrix	B/C	B
Geometridae	Scopula immutata	C	C
Noctuidae	Sedina buettneri	C	C
Noctuidae	Senta flammea	C	C
Sesiidae	Sesia bembeciformis	B/C	B
Noctuidae	Simyra albovenosa	C	C
Sphingidae	Smerinthus ocellatus	U	B
Noctuidae	Spaelotis ravidara	C	C
Sphingidae	Sphinx ligusteri	U	U
Arctiidae	Spilosoma urticae	C	C
Sesiidae	Synanthedon flaviventris	B/C	B
Sesiidae	Synanthedon formicaeformis	B/C	B
Sesiidae	Synanthedon spheciformis	B/C	B
Arctiidae	Thumatha senex	U	U
Noctuidae	Trachea atriplicis	C	C
Geometridae	Trichopteryx carpinata	U	U
Noctuidae	Xanthia icteritia	B/C	B/C
Noctuidae	Xanthia ocellaris	B/C	B/C
Noctuidae	Xanthia togata	B/C	B/C
Geometridae	Xanthorhoe ferrugata	U	U
Geometridae	Xanthorhoe montanata	U	U
Geometridae	Xanthorhoe spadicearia	U	U
Noctuidae	Xestia c-nigrum	B/C	B/C
Noctuidae	Xestia ditrapezium	B/C	B/C
Noctuidae	Xestia sexstrigata	B/C	B/C
Noctuidae	Xestia xanthographa	B/C	B/C
Noctuidae	Xylena vetusta	B/C	B/C

Bijlage 6: Soortensamenstelling vaatplanten in de 1 ha plots

presentie >20% in referentie-opname Polen	kenmerkende soorten	Locatie	Duur niet maaien																							
			BZ3 20-25	BZ4 25-35	LB1 nooit beheerd	RP nooit of 40-50	BZ1 10-15	BZ2 0	LB2 10-15	PT1 0	PT2 >25	PT4 80-100	DA1- 5	DA1+ 0	DA2- 5	DA2+ 0	DA3- 5	DA3+ 0	PT3 2-5	ZB1 0	ZB4 >40	ZB5 2-5	ZB6 0	ZB7 4-5		
Beheerklasse lokaal			3	3	0	0	2	2	0	3	4	1	0	1	0	1	0	1	0	3	1	0	0	1		
Degradatiegraad			D0	D0	D0	D0	D+	D+	D+	D+	D+	D++	D++	D++	D++	D++	D++	D++	D++	D++	D++	D++	D++	D++		
Bedekking water op maaiveld (%)			0	0	1	1	0	0	6	0	20	0	0	20	0	0	15	0	1	0	0	1	0	0		
Bedekking korte vegetatie (%)			40	0	17	95	95	100	25	92	25	62	95	35	98	98	73	72	99	50	0	40	40	40		
Bedekking struiklaag (%)			35	70	12	1	5	0	7	8	55	1	5	25	2	2	10	3	0	18	20	35	35	5		
Bedekking boomlaag (%)			25	30	70	0	0	0	62	0	1	0	0	20	0	0	2	25	0	32	100	25	25	55		
Hoogte gemiddeld struiklaag (m)			2.5	2.5	2.0	0.0	1.5	0.0	2.5	1.5	2.0	4.5	3.5	6.0	2.0	2.0	1.8	3.0	0.0	3.5	5.0	3.5	6.0	3.0		
Hoogte maximaal struiklaag (m)			4.5	4.0	3.5	0.0	2.5	0.0	6.0	0.0	6.0	5.0	4.5	7.0	3.5	3.5	2.0	5.0	0.0	5.0	7.0	4.0	7.0	4.0		
Hoogte gemiddeld boomlaag (m)			7	5	16	15	0	0	14	0	6	9	0	13	0	0	0	11	0	12	8	7	12	14		
Hoogte maximaal boomlaag (m)			8	8	0	20	0	0	20	0	0	11	0	16	0	0	11	11	0	16	14	8	15	20		
Aantal vaatplantsoorten			43	30	58	22	27	30	60	63	53	56	46	42	38	44	48	44	39	37	24	53	47	34		
Aantal soorten >20 % ref Polen			16	12	19	17	17	17	19	17	18	19	14	11	15	16	16	14	7	13	10	18	15	10		
Aantal soorten >20 % kenmerkend			24	19	31	14	14	13	19	20	18	13	7	4	6	8	8	8	4	7	3	13	8	3		
vaatplanten																										
J	K	Carex chordorrhiza	k	s	f		
	K	Carex dioica	k	.	.	1		
	K	Carex echinata	k	.	.	1		
	K	Carex flava	k	f	f		
	K	Carex limosa	k	f	.	3	1		
	K	Drosera anglica	k	.	.	1		
J	K	Drosera rotundifolia	k	f	s	3			
	K	Drosera x obovata	k	.	.	1			
	K	Eleocharis quinqueflora	k	s	.	10			
	K	Eleocharis uniglumis	k	f		
	K	Empetrum nigrum	k	.	.	1		
J	K	Epipactis palustris	k	s	.	1	1	.	.	.	f			
	K	Eriophorum vaginatum	k	.	.	1			
	K	Ledum palustre	k	.	.	1			
	K	Liparis loeselii	k	.	.	1	1	r		
	K	Parnassia palustris	k	s	.	1		
K	K	Pedicularis sceptrum-carolinum	k	.	s			
	K	Polygonum hydropiper	k	o		
	K	Saxifraga hirculus	k	.	.	1	1		
	K	Vaccinium oxycoccus	k	.	.	10		
	K	Briza media	k	s	o	f		
J	K	Calamagrostis stricta	k	.	.	1	1	f	f	.	.	r	f		
	K	Carex acutiformis	k	.	.	1	.	.	.	lo	a	.	la	a	a		
	K	Carex diandra	k	f	f	6	1	f	a	.	.	r	a		
	K	Carex lasiocarpa	k	f	f	.	1	f	f	.	f	a		
	K	Carex lepidocarpa	k	.	.	15	o		
J	K	Carex panicea	k	f	f	10	.	.	.	r	o	f		
	K	Crepis paludosa	k	s	.	1	.	.	.	o	o	r		
	K	Dactylorhiza incarnata	k	s	s	1	1	r	r	.	f	r		
	K	Eriophorum angustifolium	k	.	.	1	1	.	f	o	.	r	f	.	.		
J	K	Eriophorum latifolium	k	.	.	1	.	.	.	o		
	K	Linum catharticum	k	s	s	r		
	K	Lysimachia thyrsoflora	k	s	s	.	.	f	f	o	.	o	r	r		
	K	Menyanthes trifoliata	k	f	f	20	1	a	cd	a	f	a	f	cd	f	.	f	.	.		
	K	Peucedanum palustre	k	s	s	1	.	f	.	o	f	f	o	o	.	.		
K	K	Potentilla erecta	k	s	.	1	.	.	.	o	o	r	r		
	K	Thelypteris palustris	k	f	cd	2	.	cd	cd	la	.	.	cd	s	.	.		
	K	Triglochin palustris	k	s	s	8	1	.	.	f	f		
	K	Valeriana dioica	k	s	s	3	.	.	.	o	f		
	K	Viola palustris	k	.	.	1	.	.	.	a		
K	K	Carex appropinquata	k	s	.	.	.	f	f	f	f	.	f	o		
	K	Carex elata ssp. elata	k	cd	cd	.	o	cd		
	K	Carex hostiana	k	f	f		
	K	Eupatorium cannabinum	k	o	f	f		
	K	Geum rivale	k	f	r		
K	K	Juncus subnodulosus	k	cd	r		
	K	Lathyrus pratensis	k	o	r		
	K	Molinia caerulea	k	o	cd	r	.	.	.	o		
	K	Polygonum bistorta	k	o	r	s		
	K	Selinum carvifolia	k	o	f	f		
J	K	Vicia cracca	k	lf	o	.	o		
	K	Calamagrostis canescens	k	lo	lo		
	K	Caltha palustris	k	s	s	f	f	o	r	f	f	o	f	f	a	f	.	f	f	f	o	
	K	Cardamine pratensis	k	.	.	.	1	r	f	o	o	r	o	o	.	.	
	K	Carex disticha	k	o	a	f	cd	.	.	.	a	.	

presentie >20% in referentie-opname Polen	kenmerkende soorten	Locatie	Duur niet maaien	Beheerklasse lokaal	Degradatiegraad	BZ3	BZ4	RP	BZ1	BZ2	LB2	PT1	PT2	PT4	DA1-5	DA1+0	DA2-5	DA2+0	DA3-5	DA3+0	PT3	ZB1	ZB4	ZB5	ZB6	ZB7
						20-25	25-35	nooit of 40-50	10-15	0	10-15	>25	80-100	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2-5	0
J	K	Carex nigra	k	. s	1
J	K	Carex rostrata	k	f s	5 1
		Cerastium fontanum	k
		Cirsium oleraceum	k
J		Cirsium palustre	k	.	.	1
		Dactylorhiza maculata	k
		Deschampsia cespitosa	k
		Eleocharis palustris	k
		Epilobium parviflorum	k
J	K	Equisetum fluviatile	k	f f	1 1	a a	a a	a o	a f	a f	a f	a f	a f	a f	a f	a f	a f	a f	a f	a f	a f	a f	a f	a f	a f	a f
		Equisetum palustre	k	.	.	1
		Festuca pratensis	k
J		Festuca rubra	k	.	.	.	1	f r	a cd	f	f	f	f	f	f	f	f	f	f	f	f	f	f	f	f	
		Filipendula ulmaria	k	.	.	s
J		Galium palustre	k	.	.	.	1	lf	f f	f f	f o	f o	f o	f o	f o	f o	f o	f o	f o	f o	f o	f o	f o	f o	f o	f o
J		Galium uliginosum	k	.	.	1 1
		Lemna minor	k
J		Lysimachia vulgaris	k	.	.	1 .	.	r r	o .	a f	a f	a f	a f	a f	a f	a f	a f	a f	a f	a f	a f	a f	a f	a f	a f	a f
		Lythrum salicaria	k	s s	.	.	.	r f	o f	f o	f o	f o	f o	f o	f o	f o	f o	f o	f o	f o	f o	f o	f o	f o	f o	f o
		Mentha aquatica	k
J		Myosotis scorpioides	k	s	r r	o o	f o	f o	f o	f o	f o	f o	f o	f o	f o	f o	f o	f o	f o	f o	f o	f o	f o
		Poa trivialis	k
		Polygonum amphibium	k
		Solanum dulcamara	k
		Symphytum officinale	k
		Valeriana officinalis	k	s s	.	.	.	r r	o .	o .	o .	o .	o .	o .	o .	o .	o .	o .	o .	o .	o .	o .	o .	o .	o .	o .
J		Agrostis canina	k
		Agrostis stolonifera	k
		Ajuga reptans	k
		Angelica sylvestris	k
		Anthoxanthum odoratum	k	.	.	1
		Berula erecta	k
		Bidens frondosa	k
		Carex acuta	k
	K	Carex curta	k	.	.	1
		Galium aparine	k
		Glyceria fluitans	k
		Glyceria maxima	k
		Holcus lanatus	k	.	.	1
		Hypericum tetrapetrum	k
		Juncus acutiflorus	k
		Juncus articulatus	k
		Juncus effusus	k
		Lotus uliginosus	k	.	.	1
J		Myosotis laxa ssp. caespitosa	k
J		Phalaris arundinacea	k
		Phragmites australis	k
		Plantago lanceolata	k
		Potentilla anserina	k
	K	Ranunculus flammula	k
		Ranunculus repens	k
		Ranunculus sceleratus	k
		Rhinanthus angustifol ssp. angustifol	k
J		Rumex acetosa	k	.	.	1 1
		Rumex hydrolapathum	k
		Scirpus sylvaticus	k
		Sparganium erectum	k
J	K	Stellaria alsine	k
		Stellaria palustris	k	.	.	1 .	.	r
		Trifolium repens	k
		Typha latifolia	k	.	.	1
		Urtica dioica	k
J	K	Veronica scutellata	k
J	K	Epilobium palustre	k	.	.	1 .	.	r	.	s
J		Lychnis flos-cuculi	k	s .	.	1 1	.	r	.	f o	r o	r o	r o	r o	r o	r o	r o	r o	r o	r o	r o	r o	r o	r o	r o	r o
J		Lycopus europaeus	k	s f
		Pedicularis palustris	k	s
		Potentilla palustris	k	s f	1 .	.	.	f a	f o	f a	f a	f a	f a	f a	f a	f a	f a	f a	f a	f a	f a	f a	f a	f a	f a	f a
		Ranunculus acris	k	f .	.	1
J	K	Ranunculus lingua	k	s .	.	1 .	.	f f	o .	f r	f r	f r	f r	f r	f r	f r	f r	f r	f r	f r	f r	f r	f r	f r	f r	f r
		Scutellaria galericulata	k	s

