

Bodemleven in de toplaag

Springstaarten & mijten in landbouw- en natuurgrasland

Nick van Eekeren, Eelke Jongejans, Maaïke van Agtmaal, Yuxi Guo, Merit van der Velden, Carmen Versteeg en Henk Siepel

Dit rapport is ook gepubliceerd in het tijdschrift *Agriculture, Ecosystems and Environment* getiteld *Microarthropod communities and their ecosystem services restore when permanent grassland with mowing or low-intensity grazing is installed*



© 2021 Louis Bolk Instituut

Bodemleven in de toplaag - Springstaarten & mijten in landbouw- en natuurgrasland

Nick van Eekeren¹, Eelke Jongejans^{2,3}, Maaïke van Agtmaal¹, Yuxi Guo², Merit van der Velden¹, Carmen Versteeg¹ en Henk Siepel²

¹ Louis Bolk Instituut ² Radboud Universiteit ³ NIOO-KNAW

Dit rapport is ook gepubliceerd in het tijdschrift Agriculture, Ecosystems and Environment getiteld Microarthropod communities and their ecosystem services restore when permanent grassland with mowing or low-intensity grazing is installed

Publicatienummer 2021-021 LbD

46 pagina's

Deze publicatie is beschikbaar via
www.louisbolk.nl/publicaties

www.louisbolk.nl

info@louisbolk.nl

T 0343 523 860

Kosterijland 3-5

3981 AJ Bunnik

 @LouisBolk

Louis Bolk Instituut: Onderzoek en advies ter bevordering van duurzame landbouw, voeding en gezondheid

Voorwoord

Springstarten en mijten (micro-geleedpotigen) maken een belangrijk onderdeel uit van het bodemleven. De waarde van micro-geleedpotigen als indicator voor functioneel bodemleven dat bijdraagt aan de afbraak van organische stof en voedsel voor het bovengrondse voedselweb is nog onderbelicht. Kennis van dit bodemleven is zowel voor landbouw als natuur van belang. Dit is de eindrapportage van het project 'Bodemleven in de toplaag; de waarde van springstarten en mijten voor landbouw en natuur' (1 maart 2019 t/m april 2021). Doel van het project was de waarde in beeld te brengen van springstarten en mijten in de toplaag van de bodem voor landbouw en natuur. Maar ook het onderzoeken wat de invloed is van het management van het grasland op de hoeveelheid en soorten voorkomende springstarten en mijten. Dat is gedaan middels het inventariseren van literatuur, het doen van onderzoek op grasland- en natuurpercelen, data-analyse en kennisoverdracht. Doelgroepen hierbij waren agrariërs en terreinbeheerders.

Het project is gefinancierd door de Provincie Gelderland, in het kader van de subsidieregeling 'Toplaag Bodem', en door LTO Noord Fondsen. De uitvoering was in handen van het Louis Bolk Instituut, Radboud Universiteit, Natuurmonumenten Zuid-Veluwe & IJsselvallei en LTO Noord afdeling Zuidoost Veluwe. Dank aan Esther Rust en Ellen ter Stege van Natuurmonumenten, en Pieter Brouwer en 9 melkveehouders van LTO Noord.

Bunnik/Nijmegen, mei 2021



Inhoud

Samenvatting	7
1 Inleiding	8
1.1 Aanleiding	8
1.2 Introductie onderzoek	8
2 Werkwijze	13
2.1 Locatie keuze	13
2.2 Vegetatie en insecten	14
2.3 Bodemchemie en pesticiden	15
2.4 Bodem micro-geleedpotigen	16
2.5 Organische stofafbraak	17
2.6 Gegevensanalyse	17
3 Resultaten	19
3.1 Kenmerken meetlocaties	19
3.2 Aantallen, rijkdom en diversiteit van micro-geleedpotigen	19
3.3 Onder- en bovengrondse interacties	22
3.4 Mogelijke effecten op afbraak en koolstofcycli	23
3.5 Effect van residuen van pesticiden	24
4 Discussie	26
4.1 Effect van landgebruik en tijd verstreken sinds laatste grondbewerking	26
4.2 Effect van beheer	27
4.3 Bovengrondse relaties	27
4.4 Mogelijke effecten op afbraak en kringloop van koolstof	28
4.5 Pesticiden	29
5 Conclusies en aanbevelingen voor praktijk en onderzoek	31
Literatuur	33
Bijlage 1: Aanvullende informatie over werkwijze	38
Bijlage 2: Statistische details	39
Bijlage 3: Aanvullende figuren	41

Samenvatting

Springstaarten en mijten spelen een belangrijke rol in het bodemvoedselweb. Zij kunnen indicatoren zijn voor de kwaliteit van het bodemleven. Mogelijk is die kwaliteit lager in landbouwgronden dan in meer natuurlijk beheerde gronden. Om te analyseren welke factoren het meest beperkend zijn voor verbetering van het bodemleven en hun ecosysteemdiensten, hebben we gemeenschappen van springstaarten en mijten (micro-geleedpotigen), en hun relatie met het bovengrondse voedselweb en hun effect op de afbraak van organische stof onderzocht. Het onderzoek is uitgevoerd bij twee soorten landgebruik: graslanden met een landbouwkundig gebruik en graslanden onder natuurbeheer maar met een agrarische historie. Binnen deze typen landgebruik hebben we rekening gehouden met twee belangrijke verstoringen: het aantal jaren sinds de laatste grondbewerking (ploegen) en het huidige beheer (maaien versus beweiden). Natuurgraslanden hadden een niet significant hoger aantal springstaarten en mijten dan landbouwgraslanden. De diversiteit van micro-geleedpotigen was significant hoger op graslanden onder natuurbeheer dan onder agrarisch beheer. Het aantal micro-geleedpotige nam toe sinds de laatste grondbewerking op gemaaid grasland, maar niet op beweid grasland. Het aantal micro-geleedpotigen op een agrarisch grasland zonder enige grondbewerking (=blijvend grasland) sinds 39 jaar viel binnen de spreiding van een natuurlijke graslandreferentie. Het aantal bovengrondse roofkevers en het aantal micro-geleedpotigen in de bodem had een positieve interactie met maaien en een negatieve met beweiding. Het aantal '(plant- en) schimmelende grazers', een subgroep binnen de micro-geleedpotigen, verlaagde de stabilisatiefactor van de organische stof gemeten met de Tea Bag Index. Verder vonden we een negatief effect van Difenyl en de totale fungicidenconcentratie in de bodem op (plant- en) schimmelende grazers. Tegen de verwachting in vonden we meer residuen van pesticiden in natuurgrasland dan in agrarisch grasland. Geconcludeerd wordt dat voor het herstel van micro-geleedpotigen in de bodem en hun ecosysteemdiensten op zandgrond, blijvend grasland (zonder grondbewerking) met maai-beheer het beste is, gevolgd door begrazing met een lage veebezetting, waarbij bodemverdichting in de laag 0-5 cm voorkomen wordt.

1 Inleiding

1.1 Aanleiding

Aanleiding voor dit onderzoek was een interview met hoogleraar Henk Siepel (Radboud Universiteit), gepubliceerd in "De Stentor" eind 2017. Daarin stelde hij dat de bodem onder landbouwgraslanden op zandgrond zo dood is als een pier. "Het zijn zombiebodems." Onderzoek van Henk Siepel op 50 landbouwgraslanden wees erop dat het aantal springstaarten en mijten in landbouwgraslanden op zandgrond, een fractie was van dat in referentie natuurlijk grasland in eerder onderzoek (Siepel, 2018). Dit heeft mogelijk een negatief effect op de opbouw van organische stof. Daarnaast is er mogelijk een relatie met de teruggang van bovengrondse insecten aangezien springstaarten en mijten een belangrijk onderdeel uitmaken van dit voedselweb.

Hypothese H. Siepel in samenvatting: dit type bodemleven bestaat simpel gezegd uit 'zuigers' en 'eters'. Zuigers laten organische stof na (opbouw organische stof), Eters mineraliseren de organische stof (vrijkomen nutriënten voor plantengroei, maar afbraak organische stof). Op natuurpercelen komen beide voor, op landbouwpercelen lijkt de verhouding verstoord en komen de zuigende soorten nauwelijks voor. De ondergrondse/strooisellaag verhouding heeft weer een relatie met het bovengrondse insecten.

Het onderzoek op 50 landbouwgraslanden gaf echter niet aan wat de invloed van verschillen in gebruik is; denk aan de frequentie van herinzaai met grondbewerking, veel weiden of alleen maaien en het bemestingsniveau. Een vervolgvraag richt zich op het verkrijgen van gewenst bodemleven bij de omvorming van landbouwgrond naar beheersgrasland of natuurlijk grasland.

Natuurmonumenten Zuid-Veluwe & IJsselvallei en LTO Noord afdeling Zuidoost Veluwe werden getriggerd door het artikel met de uitspraken van Siepel en zijn het gesprek aan gegaan. Daarbij is deze gezamenlijke onderzoeksvraag van Natuurmonumenten en LTO Noord tot stand gekomen, en hebben beide partijen met een groep veehouders het initiatief genomen voor dit onderzoek. Beide partijen zijn erg geïnteresseerd in wat nu de gevolgen zijn van het lage aantal springstaarten en mijten in graslanden en hoe dit te verbeteren.

1.2 Introductie onderzoek

De melkveehouderij van nu is veel intensiever geworden dan die bijvoorbeeld in de vijftiger jaren was. Daarmee is het gebruik van het grasland steeds meer gaan verschillen van natuurlijk gebruikt grasland. Dit proces van intensivering kan conflicteren met het behoud van onder- en bovengrondse biodiversiteit (Siepel, 2008; WNF, 2015; EEA, 2015; Hallmann et al.,

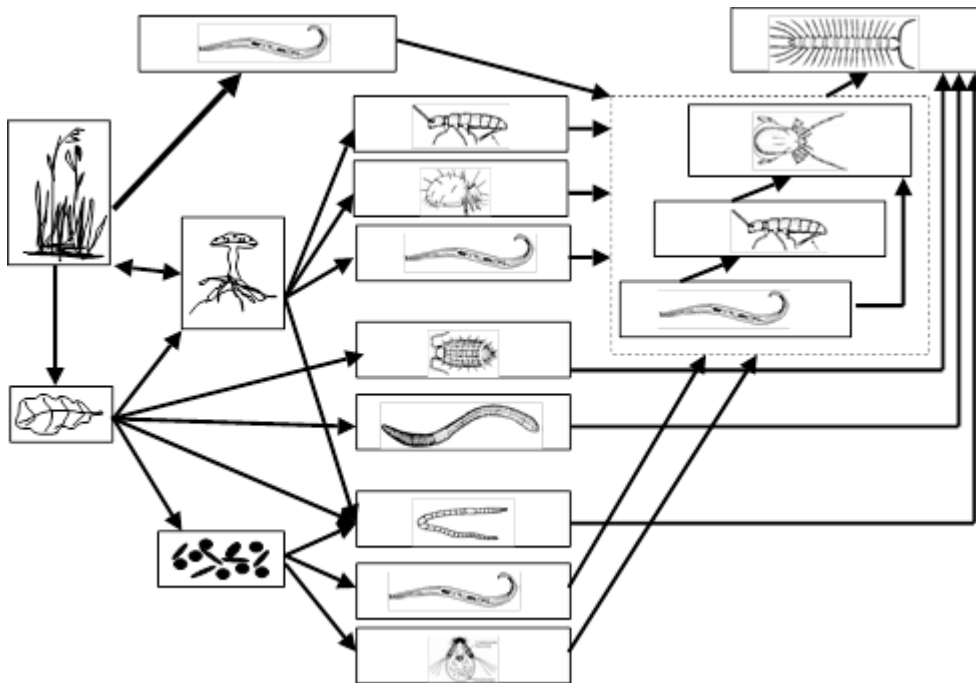
2017). Bovendien kan de focus op intensivering een negatief effect hebben op ecosystemendiensten, waardoor de afhankelijkheid van externe inputs zoals meststoffen en pesticiden toeneemt (Erisman et al., 2015; Foley et al., 2005; Geiger et al., 2010; Buckwell et al., 2012). Om de balans tussen voedselproductie, biodiversiteit en gerelateerde ecosystemendiensten te herstellen, wordt er gewerkt aan de verduurzaming van landbouwsystemen (Erisman et al., 2016; LNV, 2018; EU, 2020). Er zijn echter grote kennislacunes over de richting en snelheid van herstel van de onder- en bovengrondse biodiversiteit op agrarische graslanden en natuurgraslanden met een agrarische historie.

Om het effect van extensivering en agrarisch beheer op de biodiversiteit en de daar aan gerelateerde ecosystemendiensten te bestuderen, kunnen micro-geleedpotigen (springstaarten en mijten) in de bodem belangrijke indicatoren zijn voor regeneratie. Bodem micro-geleedpotigen vormen een grote en soortenrijke groep van het bodemvoedselweb (zie Kader) en worden veel gebruikt om het effect van verschillen in landgebruik te bestuderen (Sousa et al., 2004; Parisi et al., 2005; Minor en Cianciolo, 2007). In een monitoringsprogramma voor bodembioïologie (BoBi-netwerk) hebben Rutgers et al. (2009) een gradiënt van aantal micro-geleedpotigen op zandgronden aangetoond van akkerland naar productiegraslanden, naar halfnatuurlijke graslanden. In een verkennend onderzoek vond Siepel (2018) 90 % minder micro-geleedpotigen in huidige landbouwgronden op zandgronden (zowel grasland als akkerland) vergeleken met een referentie van minder intensief gebruikte halfnatuurlijke graslanden (tweemaal per jaar gemaaid, dichtheid ongeveer 200.000 individuen per m²), terwijl onbeheerde natuurlijke graslanden zelfs nog hogere dichtheden vertoonden (> 300.000 individuen per m²). Naast de bemestingsgradiënt tussen landbouw en natuur kan bodemverstoring door grondbewerking en beweiding een negatieve invloed hebben op het aantal micro-geleedpotigen (Siepel en van de Bund, 1988; Siepel, 1996a; Kinneara en Tongway, 2004; Gulvik et al. 2007; de Groot et al., 2016).

Bodemvoedselweb

Het bodemleven bestaat uit verschillende organismen die kunnen worden ingedeeld naar soort of grootte. Het grootste deel van de biomassa bestaat uit bacteriën, schimmels en regenwormen. Daarna komen de potwormen, protzoen, nematoden en springstaarten en mijten. Al deze onderdelen van het bodemleven zijn op verschillende manieren aan elkaar gerelateerd. Het meest duidelijk blijken hun onderlinge relaties vanuit het gezichtspunt van voedselketens oftewel het bodemvoedselweb. Een voedselketen onder een graszode heeft een traps-gewijze opbouw (zie onderstaande schema). Net zoals boven de grond, is er onder de grond ook sprake van eten en gegeten worden. In de ondergrond heb je daarbij ook planteneters (plantenetende nematoden) en soorten die 'grazen' op dood organisch materiaal (bacteriën en schimmels). Deze primaire grazers, die in het schema aan de linkerkant staan, zouden ook wel de ondergrondse koeien

kunnen worden genoemd. De primaire grazers worden op hun beurt weer gegeten door protozoën, nematoden, springstaarten en mijten, en deze laatste hebben daarmee een regulerende functie in het voedselweb.. Hoger in het bodemvoedselweb worden deze weer gegeten door predatoren als roofaaltjes, roofoormijten en -springstaarten, duizendpoten, spinnen, mollen en vogels. Hierdoor ontstaat hoger in de voedselketens een link tussen het ondergrondse- en het bovengrondse voedselweb.



Schematische weergave van het bodemvoedselweb

Bodem micro-geleedpotigen (springstaarten en mijten) hebben een functie in de bovengrondse biodiversiteit doordat ze een voedselbron vormen voor het bovengrondse voedselweb. Ze zijn prooi voor larven van een reeks bovengrondse macrofauna, waaronder loopkevers (Carabidae), kortschildkevers (Staphylinidae) en spinnen (Araneida), die tot de belangrijkste predatoren (rovers) in graslanden behoren (zie bijv. Siepel et al., 1989). Interacties tussen roofdieren en prooien zijn een cruciaal onderdeel van ecosystemen en vormen zowel boven- als ondergrondse voedselwebben. Grasland ecosystemen worden gereguleerd door bottom-up effecten die de planten direct beïnvloeden en vervolgens omhoog gaan in de voedselketen, maar ook door top-down effecten die de prooi direct beïnvloeden en vervolgens naar lagere trofische niveaus stromen. Het ophelderen van de relatieve sterkte van top-down en bottom-up krachten in complexe en nauwe interacties tussen boven- en ondergrondse biota is daarom een belangrijk aandachtspunt geweest in het onderzoek naar grasland ecosystemen. De huidige consensus is dat beide een rol spelen (Denno et al.,

2003; Lenoir et al., 2007), maar het is nauwelijks bekend of deze processen een verschillende invloed hebben op de dynamiek van rovers en prooien met micro-geleedpotigen in de bodem en welke factoren aan deze variatie ten grondslag liggen. Het effect van verstoringen door agrarisch beheer zoals begrazing in grasland ecosystemen en hun effect op de interacties in het bodemvoedselweb is bijvoorbeeld nauwelijks onderzocht (Gulvik et al., 2007).

Naast hun belang voor de biodiversiteit, zijn micro-geleedpotigen belangrijk voor bodem ecosystemendiensten. Micro-geleedpotigen spelen een rol bij de afbraak van organische stof en het recyclen van nutriënten (Bruckner, 1998; Kautz et al., 2006). Meer specifiek geven Siepel en Maaskamp (1994) aan dat verschillende voedselgroepen van micro-geleedpotigen een specifieke rol spelen in deze processen: plant- en schimmelgrazers en alleen schimmelgrazers hebben een stimulerend effect op de microbiële respiratie (ademhaling), terwijl schimmelbrowsers en opportunistische plant- en schimmeleeters een remmend effect hebben. Dit stimulerende effect van (plant- en) schimmelgrazers op microbiële respiratie zou van belang kunnen zijn bij de verduurzaming van landbouwsystemen met minder gebruik van externe inputs. Het is daarom cruciaal om rekening te houden met factoren die de aantallen micro-geleedpotigen in de bodem kunnen beperken. Naast bemesting en verstoring kunnen residuen van bestrijdingsmiddelen een rol spelen. Het wijdverbreide gebruik van pesticiden in de afgelopen decennia in combinatie met een hoge bodempersistentie en toxiciteit van de residuen, heeft geleid tot bodemverontreiniging. Silva et al. (2019) vonden één of meer residuen van bestrijdingsmiddelen in 83 % van de 317 geteste landbouwgronden. Buys en Mantingh (2019; 2020) ontdekten residuen van pesticiden in landbouwbodems en bodems van natuurgebieden met een agrarische historie. Populaties van micro-geleedpotigen kunnen onbedoeld afnemen door de aanwezigheid van residuen van bestrijdingsmiddelen ('collateral damage'), vooral op zandgronden. Toxiciteit en resistentie variëren afhankelijk van de soort micro-geleedpotige (Joy en Chakravorty, 1991; Siepel, 1995; Chelinho et al., 2014).

1.3 Hypotheses

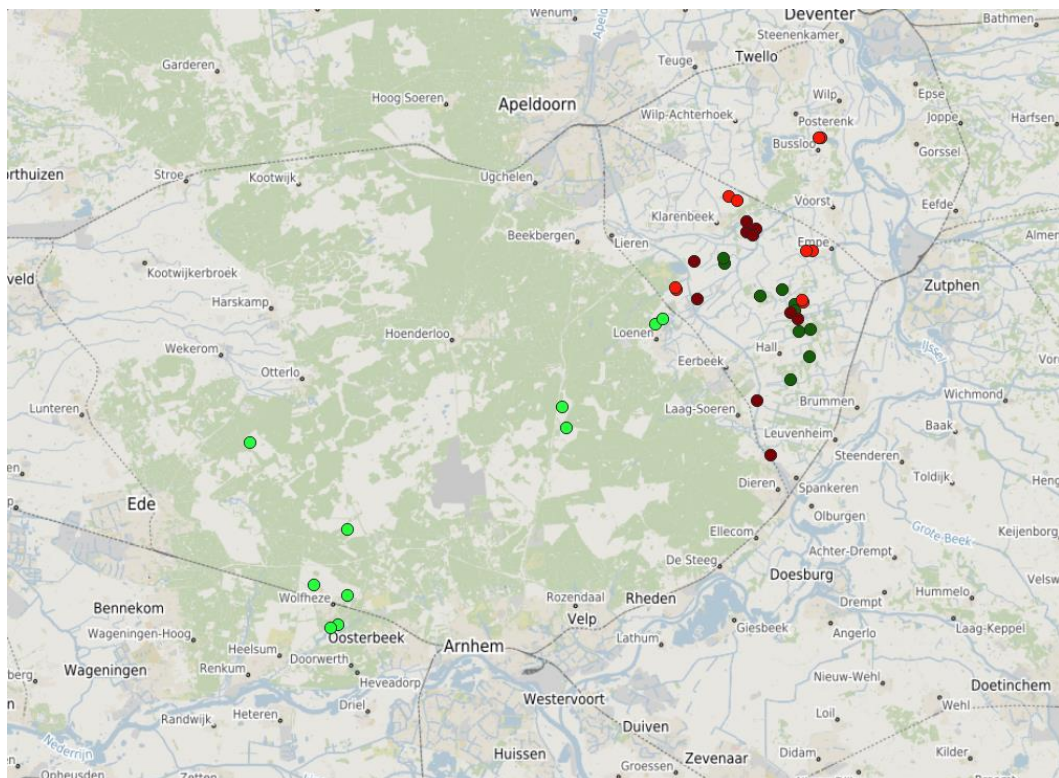
Om erachter te komen welke factoren het herstel van het bodemleven en hun ecosystemendiensten onder graslanden op zandbodems beperken, hebben we 40 graslanden onderzocht, waarvan 20 met een agrarisch en 20 met een natuurlijk landgebruik. De laatste allemaal met een agrarische historie. We hebben twee sleutelfactoren in verband met verstoring onderzocht: het aantal jaren sinds de laatste grondbewerking (ploegen) en het huidige graslandbeheer (maaien versus beweiden). We concentreerden ons op micro-geleedpotigen als indicatoren van bodemleven en bodembiodiversiteit, hun relatie met het bovengrondse voedselweb en hun effect op de afbraak van organische stof als ecosystemendiensten. Onze hypothese is dat de aantallen, de soortendiversiteit en de functionele diversiteit van micro-geleedpotigen in graslandbodems hoger is onder natuurbeheer dan onder agrarisch beheer. Bovendien verwachten we dat een constant beheer door de jaren heen (sinds de laatste grondbewerking) resulteert in steeds hogere aantallen micro-geleedpotigen, soortendiversiteit en verbeterde functionaliteit. Ook verwachten we dat maaien een

minder verstorend effect heeft op de diversiteit, de aantallen en de functionaliteit van micro-geleedpotige soorten in de bodem dan beweiden. We verwachten meer rovers (onder insecten en spinnen) in agrarisch grasland als gevolg van een hogere productie en meer rovers (onder insecten en spinnen) in begraasd grasland als een voorbeeld van regulering van bovenaf, geholpen door het onderdrukken van de hoeveelheid plantaardig materiaal als gevolg van begrazing. Voor ecosystemendiensten verwachten we een toename van de afbraak van stabiele organische stof wanneer plant- en schimmelgrazers en schimmelgrazers worden gestimuleerd. Aangezien er een historie is van voormalige akkerbouw in de natuurgraslanden en incidenteel gebruik van herbiciden op de landbouwgraslanden, verwachten we residuen van bestrijdingsmiddelen te vinden. We verwachten echter lage concentraties die geen invloed hebben op de aantallen en diversiteit van micro-geleedpotigen in de bodem.

2 Werkwijze

2.1 Locatie keuze

Het onderzoek is uitgevoerd op 40 graslanden: 20 landbouw- en 20 natuurgraslanden met een agrarische historie. Alle landbouwgraslanden zijn bemest met drijfmest en kunstmest tot een niveau van gemiddeld 372 kg beschikbare N (Tabel 1). De natuurgraslanden werden niet bemest. Binnen elk van deze twee vormen van landgebruik zijn twee typen graslandbeheer geselecteerd: maaien en beweiden. Het aantal maai beurten op landbouwgraslanden onder maai-beheer varieerde van 3-6 maai beurten, terwijl dit voor natuurgraslanden onder maai-beheer slechts 2 keer was. Landbouwgraslanden onder weidebeheer werden 1 tot 4 keer gemaaid in combinatie met beweiding. Op natuurgraslanden onder weidebeheer werd alleen begraaasd. Binnen elk van deze vier combinaties van landgebruik en beheer zijn graslanden geselecteerd op basis van een brede range van jaren sinds de laatste grondbeveerking, variërend van 4 tot 70 jaar (Tabel 1). Alle graslanden lagen op zandgronden (veldpodzol en enkeerd) met een voldoende diepe grondwater spiegel om verspreiding van bodemfauna in plas-dras situaties uit te sluiten (Siepel, 1996b; Jabbour en Barbercheck, 2008). De locaties van de geselecteerde graslanden op de Zuidoost Veluwe staan in Figuur 1.



Figuur 1: Ligging onderzoekslocaties (donkerrood is de combinatie landbouw en maaien, lichtrood is landbouw en weiden, donkergroen is natuur en maaien en lichtgroen is natuur en weiden).

2.2 Vegetatie en insecten

Binnen elk grasland werd een meetvlak van 5 x 5 meter aangelegd voor onderzoek naar botanische samenstelling, insecten, bodem micro-geleedpotigen en grondanalyses (Bijlage 1; Figuur 7). De botanische samenstelling werd eind mei en begin juni uitgevoerd in 2019 met behulp van de Braun-Blanquet-methode (Braun-Blanquet, 1932). In juni 2019 zijn op de bodem levende insecten bemonsterd met een potval (Wiggers et al., 2015). In elk perceel werden drie potvallen (8 cm diameter, ca. 20 cm diep) geplaatst. De vallen waren voor de helft gevuld met een oplossing van water en glycol (3: 1) en 3 % Extranzeep. Een afdekking van plexiglas 20 cm boven de potval verhinderde dat regen de vloeistof verdunde. De potvallen werden na 7 dagen opgehaald. Insecten werden gedetermineerd en ingedeeld op het niveau van de orde, maar roofdiergroepen (loopkevers en kortschildkevers, mieren en spinnen) werden gedetermineerd tot op soortniveau om die te kunnen groeperen op voedselgroep.



Bepaling botanische samenstelling op een natuurgasland met beweiding



Keveral in de grond met een afdekking van plexiglas

2.3 Bodemchemie en pesticiden

Op 8, 9 en 16 oktober 2019 is van elk 5 x 5 meter meetplot een bulk grondmonster van 50 steken (0 - 10 cm) verzameld (Bijlage 1; Figuur 7). Na homogenisering werd een deelmonster bodemchemisch geanalyseerd. Voorafgaand aan de chemische analyse werden de monsters in een oven gedroogd bij 40 ° C. De zuurgraad van de in de oven gedroogde monsters werd gemeten in 1 M KCl (pH-KCl). Organische stofgehalte werd bepaald door middel van de gloeiverlies methode (Ball, 1964). Ammoniumlactaat extraheerbare P (PAL) werd bepaald volgens de standaardmethode (Bronswijk et al., 2003). Totaal kalium (K) in oplossing werd bepaald met behulp van vlamfotometrie na extractie van grond met HCl (0,1 M) en oxaalzuur (0,5 M) in een 1:10 M:V-verhouding en filtratie (Bronswijk et al., 2003). Bodemtextuur werd bepaald door een Beckman Coulter LS-230 laser met softwareversie 3.01 en firmwareversie 2.02. Bodemtextuur werd uitgevoerd na verwijdering van CaCO₃ met 1 M HCl (bij 80-95 °C) en toevoeging van gedeïoniseerd water en 30 % H₂O₂ om organisch materiaal te verwijderen (bij 80-95 °C). Een ander grondmonster werd naar Eurofins Zeeuws-Vlaanderen gestuurd voor pesticiden / residu-analyse. Monsters werden voorafgaand aan analyse gevriesdroogd en gehomogeniseerd. Gehomogeniseerde monsters werden geëxtraheerd

met aceton, petroleum ether en dichloormethaan met behulp van een geoptimaliseerde mini-Luke-methode. In totaal werden 664 pesticiden en residuen van bestrijdingsmiddelen geanalyseerd met gas chromatografie (Agilent) en vloeistof chromatografie (LC-chromatografie (Agilent) en MSMS (Sciex)). Glyphosaat en het residu daarvan, AMPA, en glufosinaat werden geanalyseerd met behulp van enkelvoudige residu-analyse. De detectielimiet (LOD) was 0,1 mg per kg monster.

2.4 Bodem micro-geleedpotigen

Op 8, 9 en 16 oktober 2019 zijn graslanden bemonsterd op micro-geleedpotigen (springstaarten en mijten), waarbij drie steken per meetplot van 5 × 5 m zijn genomen (Bijlage 1; Figuur 7). De steken waren 5 cm Ø en 5 cm diep; minerale grond plus strooisel. De grondmonsters werden in het midden van de meetplots gestoken, 1 m uit elkaar. Deze grondmonsters werden gedurende 7 dagen op een Tullgren-trechter geëxtraheerd. Gedurende die periode werd de temperatuur verhoogd van 35 naar 45 °C. Ethanol 70 % werd gebruikt als conserveringsvloeistof en de verkregen micro-geleedpotigen werden in 30 % melkzuur oplossing gebracht ter opheldering en determinatie (Siepel en van de Bund, 1988). Determinatie van de hoofdgroepen is gedaan met de sleutels van Weigmann (2006) voor Oribatida, Karg (1993) voor Gamasina en Karg (1989) voor Uropodina. De nomenclatuur is volgens Siepel et al. (2009; Oribatida), Siepel et al. (2016; Astigmatina) en Siepel et al. (2018; Mesostigmata = Gamasina en Uropodina).



Bodembemonsteringen in oktober 2019

2.5 Organische stofafbraak

Om de organische stof afbraak in de bodem te bepalen is de Tea Bag Index gebruikt (Keuskamp et al., 2013). Per grasland zijn in mei 2019 vier groene thee- en vier rooibos theezakjes begraven op 8 cm diepte in de 5 × 5 meter meetpercelen (Bijlage 1; Figuur 7). Na 90 dagen werden de theezakjes verzameld en bewaard bij 4 °C voordat ze 48 uur bij 70 °C werden gedroogd. Na het drogen werd het resterende zand en de (fijne) plantenwortels voorzichtig verwijderd en werden de theezakjes gewogen om het gewichtsverlies te bepalen. De afbraaksnelheid (k) en de strooisel stabilisatiefactor (S) van de thee werden berekend met behulp van de Tea Bag Index (Keuskamp et al., 2013) (zie <http://www.teatime4science.org/>).



Theezakjes voor bepaling van de Tea Bag Index (zie <http://www.teatime4science.org/>).

2.6 Gegevensanalyse

Principal Component Analysis (PCA) werd gebruikt om de multivariate verspreiding van het aantal soorten micro-geleedpotigen over meetlocaties te onderzoeken. Tellingen werden log-getransformeerd na toevoeging van 1, en vervolgens per soort genormaliseerd. Naast de PCA op soortniveau hebben we ook een PCA uitgevoerd op tellingen per historisch gebruik. We hebben in beeld gebracht in hoeverre de plekken met natuur resp. agrarisch gebruik als afzonderlijke clusters herkenbaar waren op de eerste twee principale assen. Op dezelfde manier hebben we gekeken of gemaaide en beweide graslandpercelen afzonderlijke clusters vormen.

Het aantal micro geleedpotigen per locatie (soms van de drie grondmonsters) werd geanalyseerd met behulp van negative-binomial generalized linear models (glm) met drie verklarende variabelen: de natuurlijke log van de jaren sinds de laatste grondbewerking en de factoren landgebruik (landbouw of natuur) en beheer (maaien of beweiden). We hebben 128 modellen van alle mogelijke combinaties van deze variabelen en al hun interacties gefit, en selecteerden vervolgens het model met de laagste AIC-waarde. De subset van schimmel-etende grazers of plant-schimmel grazers onder de micro-geleedpotigen werd op precies dezelfde manier geanalyseerd. Het aantal soorten micro-geleedpotigen in de drie grondmonsters werd op dezelfde manier geanalyseerd, maar met een poisson glm.

Voordat we de vangst van de potvallen analyseerden, hebben we eerst bepaalde groepen uit de telling verwijderd: Acari, Collembola, Psocoptera, Thysanoptera, Trichoptera, Lepidoptera, Siphonaptera, Diptera, Symphyta, Apocrita en Parasitica. Dit omdat potvallen onvoldoende geschikt zijn om deze groepen systematisch te vangen. De overige 62 % van de gevangen individuen waren oppervlakte bewoners en hun totalen (van drie potvallen per locatie) werden geanalyseerd met negative-binomial generalized linear models. We analyseerden ook de subset van rovers (onder de insecten en spinnen) (74 % van de oppervlaktebewoners).

Om veronderstelde relaties tussen bovengrondse rovers en ondergrondse micro-geleedpotigen te testen, analyseerden we i) het aantal hangmatspinnen (Linyphiidae sl, inclusief dwergspinnen (Erigonidae)) in potvallen als functie van het aantal springstaarten (Collembola) in grondmonsters van dezelfde locatie, en ook ii) de som van rovers onder de Carabidae en Staphylinidae (dus met uitzondering van plant en schimmel eters) als functie van het totaal aan micro-geleedpotigen. In beide gevallen hebben we een negative-binomial glm gebruikt en de interactie met landgebruik en -beheer onderzocht. De afbraaksnelheid (k) en de strooisel stabilisatiefactor (S), gebaseerd op het gewichtsverlies van de begraven theezakjes, werden geanalyseerd met lineaire regressiemodellen.

3 Resultaten

3.1 Kenmerken meetlocaties

Het aantal dagen dat dieren graasden (berekend in Livestock Units (LU))/ha/jaar), was hoger op begraasd landbouwgrasland dan op begraasd natuurgrasland (Tabel 1). Landbouwgraslanden hadden gemiddeld genomen een hoger bemestingstoestand in de bodem (significant voor K, en voor bepaalde combinaties met beheer voor N en P) dan natuurgraslanden. De pH was consequent lager in natuurgraslanden. Bodem organische stof en het lutum gehalte waren niet significant verschillend voor de typen landgebruik. De botanische soortenrijkdom, vooral graslandkruiden, was significant hoger op natuurgraslanden.

3.2 Aantallen, rijkdom en diversiteit van micro-geleedpotigen

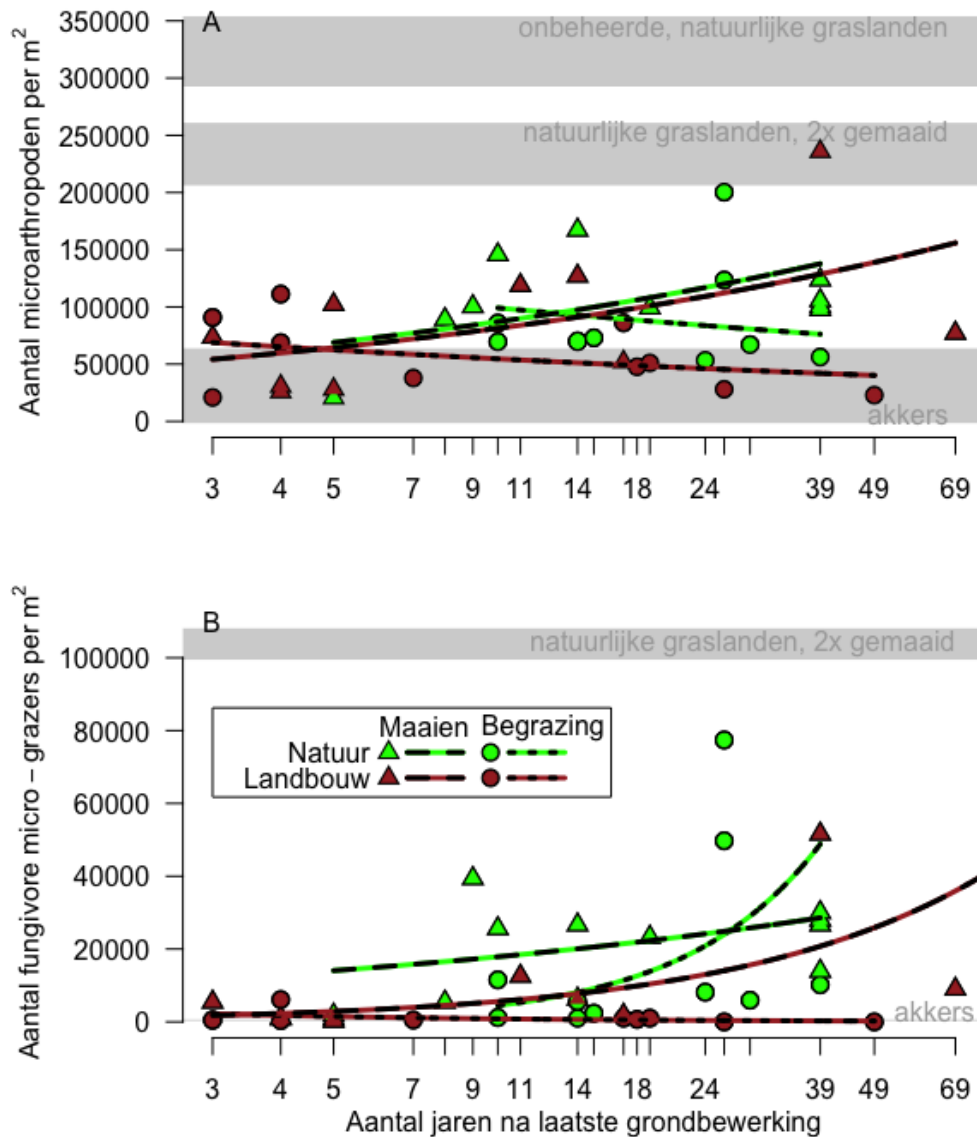
In totaal zijn 19.759 micro-geleedpotigen in de bodem gevangen en 119 soorten gedetermineerd. In natuurgraslanden werden absoluut hogere aantallen micro-geleedpotigen (mijten en springstaarten) gevangen dan in landbouwgraslanden maar dit verschil was niet significant (Tabel 1). De diversiteit aan micro-geleedpotigen was significant hoger in natuurgrasland dan in landbouwgrasland. Landgebruik en beheer waren van invloed op de soort en de omvang van de voedselgroep (Bijlage 3; Figuur 8). De dichtheid van micro-geleedpotigen nam toe met het aantal jaren verstreken sinds de laatste grondbewerking voor graslanden die momenteel worden gemaaid, maar niet voor begraasde graslanden (Figuur 2a). Het aantal jaren verstreken sinds de laatste grondbewerking kan worden gezien als de tijd om te herstellen van verstering van de bodem. De positieve relatie van gemaaid grasland met het aantal jaren sinds de laatste grondbewerking geldt zowel voor graslanden met sindsdien natuurbeheer als voor graslanden in gebruik voor landbouw (blijvend grasland). In de laatste categorie had één grasland, dat blijvend grasland (zonder grondbewerking) was sinds 39 jaar oud, een dichtheid van micro-geleedpotigen in de range van referentie natuurgrasland in dezelfde regio op droge zandgronden (Siepel 1996a; 2018).

We hebben ook gekeken naar de voedselgroepen van micro-geleedpotigen die een positieve invloed hebben op de afbraak van organisch materiaal (Siepel & Maaskamp, 1994): de schimmel- en plantschimmelgrazers. Vooral natuurgrasland bevatte meer schimmel- en plantschimmelgrazers (significant voor gemaaide locaties). Hun aantallen namen sterk toe met het aantal jaren na de laatste grondbewerking, vooral in gemaaid grasland (Figuur 2b; interactie-effect: $p < 0,01$). Geen enkel gebied had echter dichtheden in de range van referentie natuurgrasland (Figuur 2b). De categorie beweide beheer in agrarisch grasland blijft op het niveau van de referentie voor bouwland, terwijl gemaaid grasland in agrarisch beheer een positieve relatie laat zien met het aantal jaar verstreken sinds het aantal jaren sinds de laatste grondbewerking. In begraasd grasland vonden we een negatief verband tussen

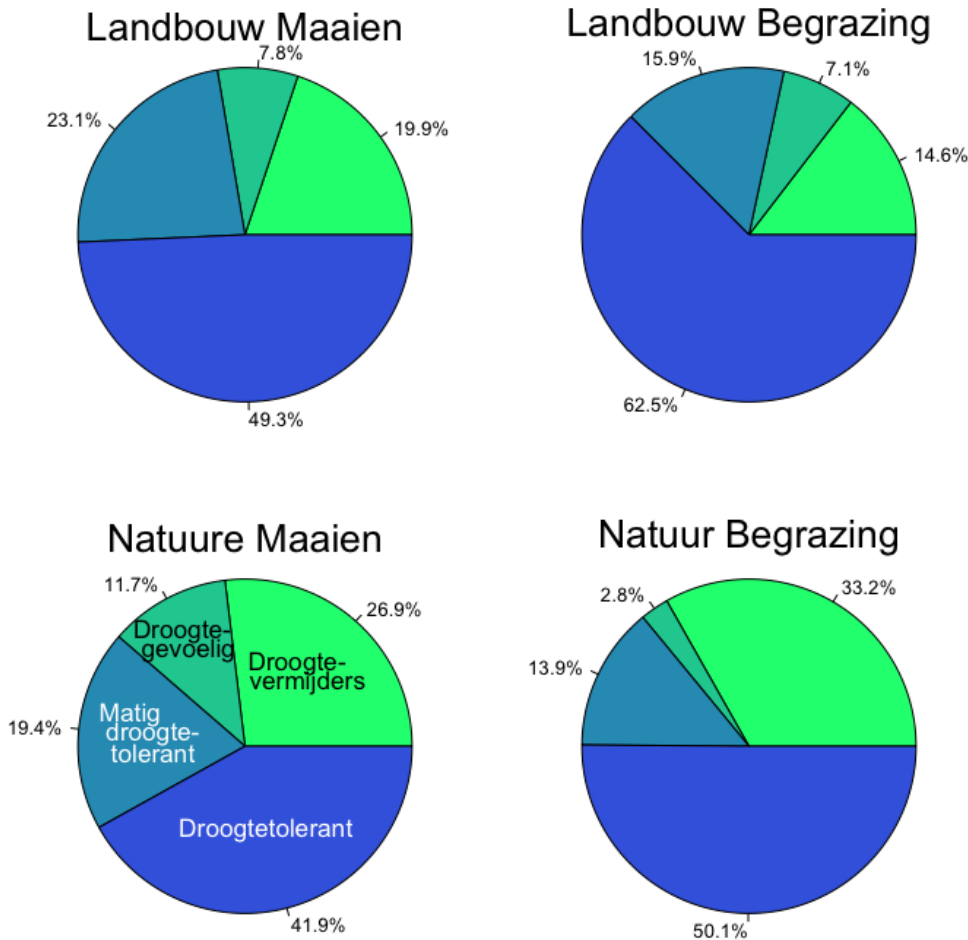
Tabel 1: Resultaten van de verschillende parameters gemeten per combinatie landgebruik (landbouw of natuur) en beheer (maaien of beweiding). De gemiddelden en standaardafwijkingen tussen haakjes van de 10 locaties van elke combinatie worden gegeven. Per parameter geven verschillende letters een significant verschil aan volgens post-hoc Tukey-test ($P < 0.05$).

Parameter	Eenheid	Landbouw grasland		Natuur grasland	
		Maaien	Beweiding	Maaien	Beweiding
Jaren sinds laatste grondbewerking	Jaar	17 (21) ^a	15 (15) ^a	22 (15) ^a	21 (10) ^a
Bemestingsniveau	Kg beschikbare N ha ⁻¹	406 (73) ^a	338 (35) ^a	-	-
Aantal maaisnedes		4.6 (0.97) ^c	2.5 (0.85) ^b	2.0 (0) ^b	0 ^a
Graasdagen	LU dagen ha ⁻¹ jr ⁻¹	-	624 (409) ^b	-	181 (332) ^a
N	mg 100 g ⁻¹	2645 (442) ^{ab}	3294 (1164) ^b	2233 (832) ^{ab}	2115 (1013) ^a
P-AI	mg P ₂ O ₅ 100 g ⁻¹	34 (19) ^{ab}	46 (21) ^b	25 (13) ^a	38 (15) ^{ab}
K	mg K kg ⁻¹	89 (22) ^b	160 (74) ^c	34 (9) ^a	70 (39) ^a
pH		5.3 (0.3) ^b	5.3 (0.2) ^b	4.8 (0.3) ^a	4.8 (0.3) ^a
Organische stof gehalte	%	6.1 (1.0) ^a	6.9 (1.8) ^a	5.2 (1.4) ^a	6.1 (1.7) ^a
Lutum	%	4.0 (2.1) ^a	3.7 (1.9) ^a	3.7 (2.4) ^a	2.0 (0.5) ^a
Plantensoorten	Aantal 25 m ⁻²	6.0 (3.1) ^a	4.6 (1.3) ^a	11.3 (3.7) ^b	13.3 (5.2) ^b
Graslandkruiden	Aantal 25 m ⁻²	3.5 (3.0) ^a	2.0 (1.6) ^a	7.5 (3.0) ^b	10.2 (4.2) ^b
Springstaarten en mijten - individuen	Aantal m ⁻² (* 1,000)	85.5 (62.8) ^a	55.5 (30.8) ^a	103.0 (37.8) ^a	85.3 (43.5) ^a
Springstaarten en mijten - soorten	Aantal m ⁻²	28.3 (4.8) ^a	25.6 (4.5) ^a	36.1 (5.7) ^b	38.1 (8.7) ^b
Springstaarten en mijten - diversiteit	Shannon index	2.6 (0.2) ^{ab}	2.3 (0.2) ^a	2.7 (0.2) ^b	2.8 (0.3) ^b
(Plant- en schimmelende grazers)	Aantal m ⁻² (* 1,000)	8.8 (15.3) ^{ab}	1.0 (1.8) ^a	21.7 (11.3) ^b	17.0 (25.0) ^{ab}
Insect in potvallen	Aantal	393 (179) ^a	591 (170) ^a	401 (138) ^a	576 (225) ^a
Predatoren (incl. spinnen; geen insecten)	Aantal	314 (131) ^a	506 (154) ^b	232 (123) ^a	391 (197) ^{ab}
Tea bag Index:					
• Afbraaksnelheid k		0.022 (0.009) ^b	0.017 (0.006) ^{ab}	0.013 (0.003) ^a	0.013 (0.002) ^a
• Strooisel stabilisatiefactor S		0.165 (0.053) ^a	0.185 (0.038) ^a	0.152 (0.033) ^a	0.171 (0.026) ^a
Pesticiden	Aantal	2.3 (1.8) ^a	2.3 (2.1) ^a	1.5 (1.1) ^a	4.8 (2.5) ^b
Aviciden	µg kg ds ⁻¹	2.0 (2.6) ^a	1.4 (2.3) ^a	2.1 (1.9) ^a	3.6 (1.5) ^a
Fungiciden	µg kg ds ⁻¹	4.2 (4.7) ^a	23.6 (46.4) ^a	3.4 (5.4) ^a	32.7 (73.4) ^a
Insecticiden	µg kg ds ⁻¹	0.0 (0.0) ^a	11.9 (21.2) ^a	2.4 (5.2) ^a	51.7 (34.9) ^b
Herbiciden	µg kg ds ⁻¹	4.8 (8.3) ^a	0.2 (0.6) ^a	0.3 (0.9) ^a	0.7 (1.2) ^a
Pesticiden	µg kg ds ⁻¹	11.0 (11.7) ^a	37.1 (47.5) ^{ab}	8.3 (8.2) ^a	88.7 (80.4) ^b

het aantal beweidingsdagen per ha en de hoeveelheid micro-geleedpotigen (Bijlage 3; Figuur 9). Het classificeren van de micro-geleedpotigen in droogtetolerantie groepen (Siepel, 1996b) toonde duidelijke verschillen tussen de gevoelige en matig gevoelige (mesotolerante) groepen (droogte-gevoelig en matig droogte tolerant), die significant minder vaak aanwezig zijn in beweid grasland (23 % landbouw en 16,7 % natuur) in vergelijking met gemaaid grasland (30,9 % bij landbouw en 31,1 % natuur; Figuur 3).



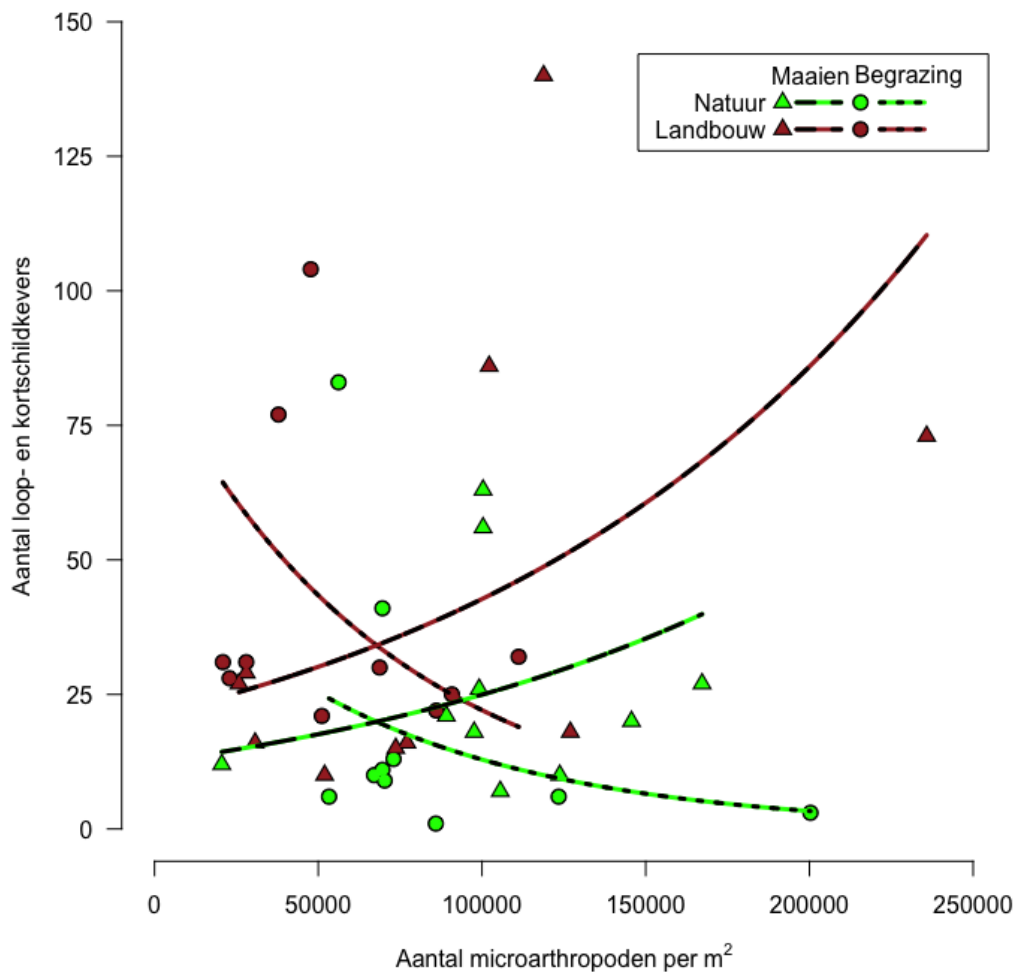
Figuur 2: a) Totaal aantal bodem micro-geleedpotigen en b) aantal (plant- en) schimmel-etende grazers onder de micro-geleedpotigen, gevonden in elk van de 40 graslanden, hier geëxtrapoleerd naar 1 m² (5 cm diep); x-as is ln-getransformeerd. In gemaaid grasland nemen de aantallen toe naarmate de laatste grondbewerking langer geleden is. Dit in tegenstelling tot beweid grasland. De grijze arceringen weerspiegelen de referentiewaarden voor akkerbouwpercelen en natuurlijke graslanden (onbeheerd vs 2x per jaar gemaaid): gemiddelde +/- standaardafwijking zoals gevonden door Siepel (1996a; 2018). Zie bijlage 2 (Tabel 2 en Tabel 3) voor statistische details.



Figuur 3: Verhouding van micro-geleedpotigen in de bodem die worden gecategoriseerd als droogtevermijders, droogtegevoelig, matig droogtegevoelig of droogtetolerant, in de natuur- en landbouwgraslanden die worden gemaaid of begraasd. Classificatie volgens Siepel (1996b). Alle verschillen zijn significant (Chi-kwadraattoetsen, $p < 0,001$). Zie bijlage 2 (Tabel 4) voor statistische details.

3.3 Onder- en bovengrondse interacties

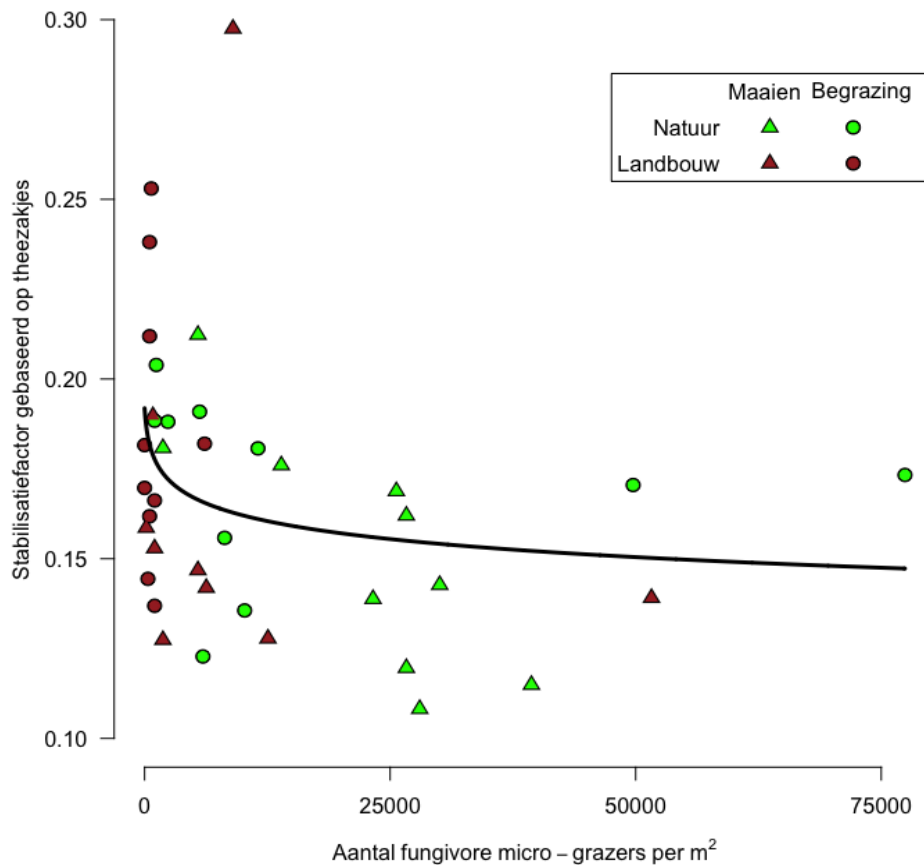
Op de beweide graslanden werden meer roofinsecten gevangen in potvallen dan op de gemaaide graslanden (Tabel 1). Opgesplitst naar graslandtype was er een trend dat het aantal roofinsecten en spinnen in het natuurgrasland lager was dan in het landbouwgrasland (312 ± 180 vs 410 ± 170 , $z = -1,78$, $P = 0,075$). Het aantal roofkevers en het aantal bodem micro-geleedpotigen per grasland hadden een wisselwerking met het beheer (Figuur 4). Op het begraasde grasland werd een negatief verband gemeten tussen het aantal roofkevers en het aantal micro-geleedpotigen: hoe hoger het aantal roofkevers, hoe lager het aantal micro-geleedpotigen. Op gemaaid grasland was dit het tegenovergestelde: hoe hoger het aantal micro-geleedpotigen, hoe groter het aantal roofkevers.



Figuur 4: Aantal loop- en kortschildkevers (alleen rovende dieren) in potvallen, als functie van het aantal bodem micro-geleedpotigen in hetzelfde grasland. Zie bijlage 2 (Tabel 5) voor statistische details.

3.4 Mogelijke effecten op afbraak en koolstofcycli

De Tea Bag Index (TBI) liet een verschil zien in afbraaksnelheid (k) tussen landbouw- en natuurlijkgrasland (Tabel 1). De gemiddelde waarden voor k (afbraaksnelheid, een aanwijzing voor de snelheid van afbraak van organische stof) en S (stabilisatie van organische stof, een lage waarde is een aanwijzing voor de afbraak van stabiele organische stoffen) waren hoger in landbouw- (k : 0,0193; S : 0,175) dan in natuurgrasland (k : 0,0130; S : 0,162). Binnen de verschillende beheertypen had het maaien een niet significant hogere k maar lagere S (k : 0,0173; S : 0,158) vergeleken met beweiding (k : 0,0149; S : 0,178). De strooisel stabilisatiefactor (S) is ook afgenomen sinds de laatste grondbewerking (Bijlage 3; Figuur 10). Een subgroep binnen de micro-geleedpotigen, de voedselgroepen van (plant- en) schimmelende grazers, kan schimmelgroei stimuleren door schimmeldraden te verteren. Hierdoor kunnen ze de afbraaksnelheid en stabilisatie van koolstof in de bodem beïnvloeden. In Figuur 5 zien we een negatieve trend ($p = 0,05$) tussen de stabilisatiefactor (S) van de organische stof en het aantal (plant- en) schimmelende grazers per locatie. De stabilisatiefactor (S) van de organische stof neemt af bij grotere aantallen (plant- en) schimmelende grazers.



Figuur 5: De stabilisatiefactor (S-factor) Strooisel stabilisatiefactor op basis van Tea Bag Index, als functie van het aantal (planten- en) schimmel-etende grazers onder de micro-geleedpotigen. Zie bijlage 2 (Tabel 6) voor statistische details.

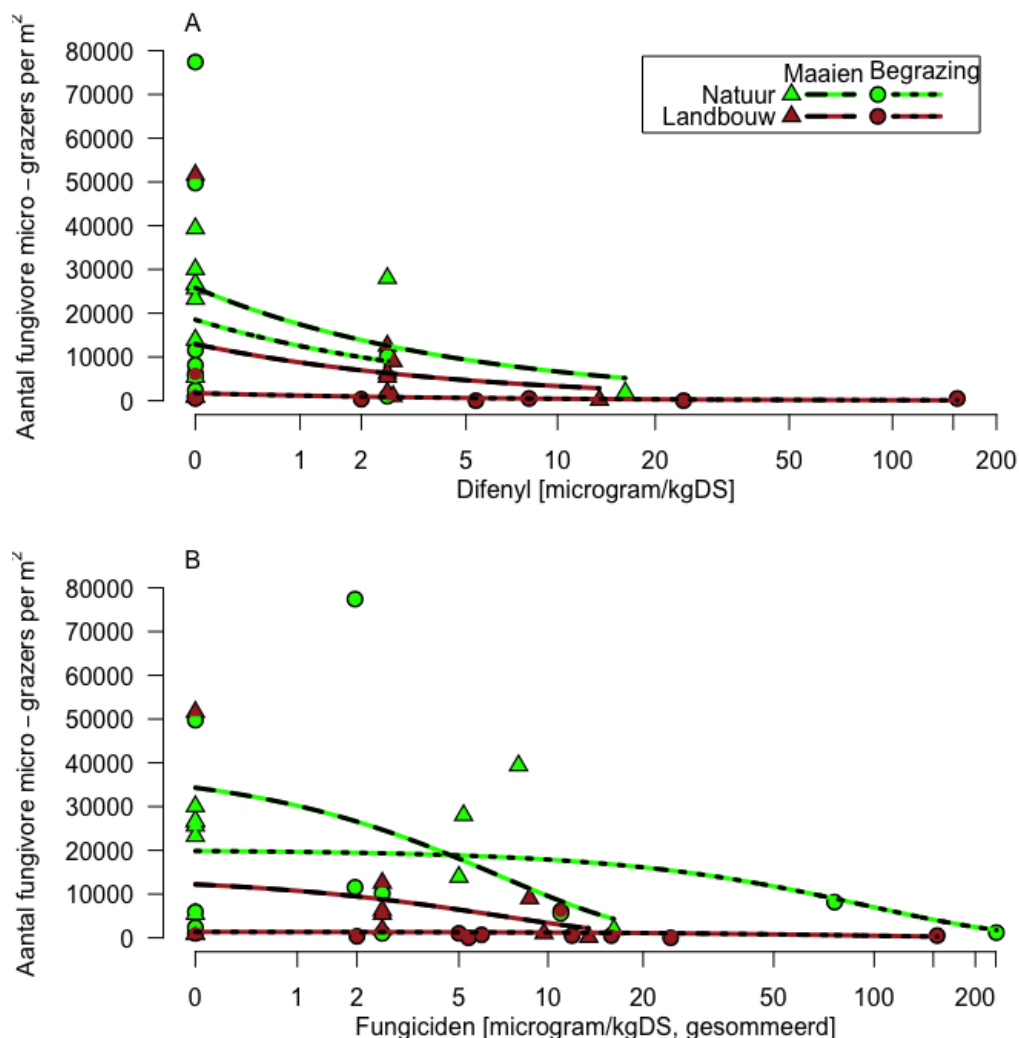
3.5 Effect van residuen van pesticiden

Een significant hoger aantal en concentraties pesticiden werden gevonden in bodems van beweid natuurlijkgrasland (Tabel 1). De concentraties pesticiden waren hoger bij beweiding dan bij maaien. De totale hoeveelheid pesticiden in de bodem werd significant verklaard door het aantal maaisnedes: minder pesticiden bij een toenemend aantal maaisnedes (Bijlage 3; Figuur 11). In totaal werden 27 verschillende pesticiden of residuen daarvan aangetroffen. De belangrijkste insecticiden waren Dieldrin, DDT en zijn metabolieten zoals DDD. De belangrijkste fungiciden waren difenyl en tetrahydrofthalimide. Er werd slechts één avicide (vogelwerend middel) gevonden, namelijk Antraquinon. Herbiciden zoals chloorprofam, 2_4-D 1, Fluroxypyr n1 en MCPA 1 werden voornamelijk aangetroffen in agrarisch grasland. In de bodemmonsters werden geen glyfosaat of metabolieten daarvan, zoals Ampa, aangetroffen. De concentratie van de bestrijdingsmiddelen Difenyl en Antraquinon, die ook afkomstig kunnen zijn van een slechte verbranding van fossiele energie, werd getest in relatie tot de afstand tot de dichtstbijzijnde snelweg of N-weg¹. De data, met 16 van de 40 locaties met Difenyl-concentraties boven de detectielimiet, gaven geen aanwijzing dat de Difenyl-concentraties hoger waren dicht bij snelwegen of N-wegen (Bijlage 3; Figuur 12). Het figuur laat zelfs

¹ Met dank aan Pauline van Alebeek voor het kwantificeren van de afstanden tot de dichtstbijzijnde N-en/of snelweg.

een tegengesteld beeld zien. De concentratie Antraquinon, die op 25 van de 40 locaties werd gedetecteerd, was significant hoger wanneer het grasland zich dichterbij een snelweg of N-weg bevond (Bijlage 3; Figuur 13).

Op 13 van de 40 graslanden zijn concentraties insecticiden in de bodem boven hun detectielimiet aangetroffen. Het totaal aantal micro-geleedpotigen in de bodem, het aantal micro-geleedpotigen met ongeslachtelijke voortplanting, en het aantal bovengrondse roof-kortschildkevers en loopkevers werden niet significant beïnvloed door de cumulatieve concentraties van bodem insecticiden. Het aantal (plant- en) schimmel-etende grazers onder de micro-geleedpotigen werd negatief beïnvloed door Difenyl (op 16 van de 40 locaties) en de totale fungiciden concentratie in de bodem (op 25 van de 40 locaties; Figuur 6a en b). De afbraaksnelheid en de stabilisatiefactor van de organische stof bepaald met de Tea Bag Index werden niet beïnvloed door de concentraties van de verschillende pesticiden.



Figuur 6: Aantal (plant- en) schimmel-etendegrazers onder de bodem micro-geleedpotigen als functie van a. difenyl concentraties en b. totale fungiciden concentraties. Difenyl is goed voor 39 % van de som van fungiciden. Difenyl werd aangetroffen op 16 van de 40 locaties. Eén of meer van de andere fungiciden werd aangetroffen op 15 locaties. Difenyl en één of meer (=de som) van de andere fungiciden waren niet significant gecorreleerd ($c = -0,065$, $p = 0,69$). Zie bijlage 2 (Tabel 7 en Tabel 8 voor statistische details).

4 Discussie

4.1 Effect van landgebruik en tijd verstreken sinds laatste grondbewerking

Ons doel was om het effect te onderzoeken van landgebruik en beheer op gemeenschappen van micro-geleedpotigen en door hen geleverde ecosysteemdiensten. In lijn met onze hypothesen vonden we een grotere diversiteit aan micro-geleedpotigen in natuurgrasland in vergelijking met grasland in landbouwkundig gebruik. De absolute aantallen springstaarten en mijten waren echter niet significant verschillend tussen de twee landgebruik types. Daarnaast vonden we in het geval van maai-beheer (niet bij beweiden) een toename van het aantal micro-geleedpotigen met het aantal jaren sinds de laatste grondbewerking. Volgens verschillende onderzoeken is bodemverstoring door grondbewerking de belangrijkste oorzaak van de afname van micro-geleedpotigen. Dit als gevolg van een herverdeling van organisch materiaal en een verandering in microhabitat inclusief temperatuur, vochtigheid en poriëngrootte verdeling (Loring et al., 1981; Blevins et al., 1984; Perdue, 1990). Dit suggereert dat de tijd verstreken sinds de laatste grondbewerking een belangrijke verklarende factor is voor de verschillen tussen gemeenschappen van micro-geleedpotigen. Dit werd ook bevestigd door een landbouwgrasland (blijvend grasland zonder grondbewerking sinds 39 jaar) wat een dichtheid van micro-geleedpotigen had binnen de range van referentie natuurgrasland (Siepel 1996a; 2018). Andere onderdelen van het bodemvoedselweb, zoals ectomycorrhiza-schimmels (EMF) en arbusculaire mycorrhiza-schimmels (AMF), hebben 25-30 jaar (EMF, Boerner et al., 1996) of zelfs 45 jaar (Roldan et al., 1997) nodig voor herstel. Onderzoek op de Veluwe naar het effect van de overgang van akkerbouw naar natuurgrasland op schimmelbiomassa in de bodem (van der Wal et al., 2006) en een studie naar een chronosequentie² van interacties tussen bodem en voedselweb (Morriën et al., 2017) suggereren dat herstel van ex-bouwalen in verschillende stadia verloopt en veranderingen vereist in abiotische bodemeigenschappen en voedselwebinteracties (van der Wal et al., 2006, Morriën et al., 2017). Dit impliceert dat de door ons geselecteerde locaties, waarvan 38 van de 40 voor het laatst minder dan 40 jaar geleden werden geploegd, zich nog in het proces van successie³ bevinden. Dit zou één van de verklaringen kunnen zijn waarom het gevonden aantal micro-geleedpotigen lager is dan het eerder genoemde referentie natuurgrasland (Siepel 1996a; 2018). Dit betekent dus in de praktijk dat deze processen minimaal 30-40 jaar kunnen duren.

² Een chronosequentie beschrijft een reeks ecologische sites die vergelijkbare kenmerken delen, maar verschillende leeftijden vertegenwoordigen. Een algemene aanname bij het vaststellen van chronosequenties is dat er geen andere variabele behalve leeftijd is veranderd tussen de sites van belang (<https://en.wikipedia.org/wiki/Chronosequence> (29/4/2021)).

³ Successie is een ecologisch proces waarbij een merkbare verandering in de soortensamenstelling binnen een habitat plaatsvindt. Deze verandering vindt plaats binnen een bepaalde tijdspanne waarna een stabiele levensgemeenschap gevormd wordt. Levensgemeenschappen volgen elkaar dan in een bepaalde volgorde op (<https://nl.wikipedia.org/wiki/Successie>).

4.2 Effect van beheer

Enigszins tot onze verbazing zagen we consistente en opvallende verschillen in zowel het totale aantal micro-geleedpotigen en van de (gras en-) schimmeletende grazers, tussen managementtypen en het aantal jaren sinds de laatste grondbewerking. In gemaaid grasland was er een positieve relatie met het aantal jaren sinds de laatste grondbewerking, wat neigt naar herstel richting de niveaus van referentie natuurgrasland. Deze relatie was echter afwezig of zelfs negatief in begraasd grasland, met een negatieve correlatie tussen het aantal micro-geleedpotigen en het aantal beweidingdagen. Dit impliceert dat in de onderzochte graslandecosystemen, naast het aantal jaren sinds de laatste grondbewerking, begrazing de lage dichtheid van micro-geleedpotigen bepaalt. Uitgaande van geploegde grond (geen verdichting), wordt de bovenste bodemlaag (0-5 cm) met beweiding verdicht. Deze verdichting, in combinatie met veranderingen in de verdeling van de poriëngrootte maakt het voor in ieder geval de grotere soorten micro-geleedpotigen (diameter groter dan 100 µm) moeilijk om diepere bodemlagen binnen te dringen (Siepel, 1996b). Soorten die in deze graslanden gevoelig zijn voor verdroging, moeten ofwel klein zijn om verdroging te vermijden door zich naar beneden in het profiel te verplaatsen, ofwel zullen verdwijnen omdat vermijding onmogelijk is vanwege hun grootte. Dus de combinatie van verdichting in de bovenste bodemlaag met beweiding en de gevoeligheid voor verdroging van micro-geleedpotigen zou voor het grootste deel de lagere aantallen van micro-geleedpotigen op begraasd grasland op droge zandgronden kunnen verklaren. We zien dit ook terug in de vergelijking van begraasd en gemaaid grasland, waar met begrazing met name de fracties van droogte-gevoelige en matig droogtegevoelige soorten micro-geleedpotigen afnamen. Er zou ook een verband kunnen bestaan met de ophoping van pesticiden in begraasd grasland, die direct of indirect (via het voedselweb) de bodem micro-geleedpotigen aantasten. Dit verband konden we in ons onderzoek echter niet vaststellen (paragraaf 3.5 en 4.5). In tegenstelling tot beweiding kan maaien resulteren in een herstel van de dichtheid van micro-geleedpotigen richting de referentie van natuurgrasland dat jaarlijks twee keer gemaaid wordt, zowel in de natuur- als in agrarisch grasland. Dit hangt mogelijk samen met de beperkte verstoring, minder verdichting van de bovenste bodemlaag en met een toename van de aanvoer van organische stof in blijvend grasland in vergelijking met bouwland (Soussana et al., 2010). Scheu en Schulz (1996) vinden een groter aantal micro-geleedpotigen in bodems met een hoog organisch stofgehalte. Bovendien beschreven Gulvik et al. (2007) dat verschillende taxa van micro-geleedpotigen positief correleren met de continuïteit van landgebruik. Ze melden ook dat een grasland wat gemaaid wordt en nageweid met schapen met schapen een groter aantal micro-geleedpotigen kan herbergen.

4.3 Bovengrondse relaties

Het herstel van ondergrondse biodiversiteit kan worden beïnvloed door bovengrondse processen en biodiversiteit, waaronder plantengroei en insectendiversiteit. Daarom moet bij herstelprojecten niet alleen worden gekeken naar landgebruik en beheer, maar ook naar

de verbinding tussen boven- en ondergrond (Kardol en Wardle, 2010). Begrazing en maaien zijn de meest voorkomende manieren van graslandbeheer (Tälle et al., 2016). We verwachten vanwege de productie meer rovers (insecten en spinnen) te vinden in agrarisch grasland en vanwege een hogere temperatuur en open vegetatie meer in begraasd grasland. De resultaten van onze studie suggereren dat wanneer grasland wordt begraasd, de populatie van micro-geleedpotigen top-down wordt gereguleerd, waarbij hun aantal afneemt door het aantal roofdieren. Dit terwijl onder gemaaid grasland het bodemvoedselweb werd beperkt door bottom-up. Begrazing beïnvloedt het grasland ecosysteem, o.a. via het selectief eten van soorten graslandplanten. Omgekeerd wordt bij het verwijderen van gras of hooi door maaien geen plantensoorten geselecteerd, wat de plantendiversiteit en het al dan niet ophopen van strooisel kan beïnvloeden (Beltman et al., 2003). Daarom hebben verschillende methoden van graslandbeheer invloed op processen in het voedselweb. Daarnaast heeft onderzoek aangetoond dat er top-down effecten bestaan op het aantal insecten in grasland (Sanders en Platner, 2007) en bouwland (Wilby et al., 2013; Woodcock et al., 2016). Er zijn echter ook overtuigende voorbeelden van bottom-up effecten op het aantal insecten in grasland (Duffey and Green, 1975; Ritchie, 2000) en bouwland (Hawes et al., 2009), wat tot de conclusie leidt dat we niet kunnen generaliseren o.b.v. leefgebied. Ons bewijs voor verschuivingen van controle van bottom-up naar top-down is dus potentieel een mechanisme dat de variatie in bodemfauna, aangetroffen in verschillende typen graslandbeheer, verklaart. Bovendien, gezien de recente afname van de hoeveelheid geleedpotigen (Hallmann et al., 2017; Wepprich et al., 2019), wordt het begrijpen van de voortdurende invloed van verschillende vormen van graslandbeheer op de insectenpopulatie van belang.

4.4 Mogelijke effecten op afbraak en kringloop van koolstof

Het onderzoek liet zien dat de gemiddelde afbraaksnelheid k (gewichtsverlies van oplosbare organische stof) hoger was in agrarisch grasland. Dit geeft aan dat de omloopsnelheid van makkelijk afbreekbare organische stof hoger is in agrarisch grasland. In het algemeen wordt de afbraak van organische stof, behalve door temperatuur en vochtigheid, vooral bepaald door biotische factoren (Gavazov, 2010). Verschillen in afbraaksnelheid en strooisel stabilisatie tussen agrarisch en natuurgrasland kunnen erop wijzen dat er verschillen zijn in bodemleven die van invloed zijn op de koolstofcyclus in de twee typen landgebruik. Dit wordt ondersteund door onze bevinding dat het aantal (plant- en) schimmeletende grazers correleert met de stabilisatiefactor van de organische stof: hogere aantallen (plant- en) schimmeletende grazers van de micro-geleedpotigen in natuurgrasland corresponderen met een lagere organische stof stabilisatie. Ook onderzoek aan agrarisch grasland in Noord-Nederland liet een negatieve correlatie zien tussen het aantal soorten bodemleven en de stabilisatiefactor van de organische stof gemeten met de Tea Bag Index (Iepema et al., 2015). Dit komt overeen met de bevindingen van Morriën et al. (2017), die concludeerden dat tijdens het herstelproces bodem netwerken onderling meer verbonden raken en dat de

opname van koolstof vervolgens efficiënter wordt. Daarnaast vonden ze ook een toename van schimmeletende mijten en een substantiële verschuiving in predatoren van micro-organismen (Morriën et al., 2017). Het overzichtsartikel van Nielsen et al. (2011) vat samen dat onder andere, bodem micro-geleedpotigen de afbraak in de bodem stimuleren en dat interacties tussen bodemleven de afbraak en koolstofcyclus kunnen veranderen.

4.5 Pesticiden

Vanwege de akkerbouwhistorie van de gemeten natuurgraslanden en het incidenteel gebruik van herbiciden op de agrarische graslanden, verwachtten we residuen van bestrijdingsmiddelen aan te treffen. Tot onze verbazing vonden we echter dat de gemiddelde concentratie aan residuen van bestrijdingsmiddelen in natuurgrasland twee keer zo hoog was als in de agrarische graslanden, respectievelijk 48,5 en 24,1 $\mu\text{g kg dm}^{-1}$. Verder was in begraasd natuurgrasland de gemiddelde concentratie tien keer hoger dan in gemaaid natuurgrasland (respectievelijk 8,3 en 88,7 $\mu\text{g kg dm}^{-1}$ voor gemaaid en begraasd grasland). In dezelfde Nederlandse provincie (Gelderland) vonden Buys en Mantingh (2019; 2020) zeer vergelijkbare waarden in natuurlijk grasland (gemiddeld 46,1 $\mu\text{g kg dm}^{-1}$), maar in agrarisch grasland vonden ze gemiddeld 64,8 $\mu\text{g kg dm}^{-1}$ totaal aantal pesticiden (2019), wat deels te wijten kan zijn aan een verschil in grondsoort en manier van bemonsteren.

We verwachtten lage concentraties van residuen van bestrijdingsmiddelen aan te treffen, die geen invloed zouden hebben op aantal en diversiteit van micro-geleedpotigen in de bodem. We vonden inderdaad geen effect van residuen van bestrijdingsmiddelen op het totaal aantal of diversiteit van micro-geleedpotigen, maar we vonden een negatief effect van Difenyl en de totale fungicidenconcentratie in de bodem op (plant- en) schimmel grazende micro-geleedpotigen, vooral wanneer de concentraties toenamen. We konden geen andere effecten vinden van de gemeten pesticidenconcentraties op de micro-geleedpotigen of bovengrondse insecten. Dit kan deels komen door de lage concentraties. Hoewel de totale pesticidenconcentratie geen significante invloed had op het aantal micro-geleedpotigen, kan het toch zijn dat specifieke verbindingen direct of indirect specifieke soorten en voedselgroepen kunnen beïnvloeden. Siepel (1995) vond bijvoorbeeld een significant effect van DDT en zijn residuen op ongeslachtelijk voortplantende micro-geleedpotigen in proefvelden. De DDT-concentratie in de velden van dat onderzoek was echter ongeveer 40 keer hoger dan in ons onderzoek.

Residuen van bestrijdingsmiddelen kunnen de bodem direct of indirect verontreinigen via recent of historisch gebruik op zaad, gewas en dieren, via mest, irrigatie van verontreinigd oppervlaktewater, gebruik van pesticiden op gewassen die worden gebruikt voor krachtvoer en via chemische processen (bijv. via slechte verbranding van fossiele energie) (Farar et al., 2004; IARC, 2013; Lea-Langton et al., 2013). Uit ons onderzoek blijkt dat de aanwezigheid van het persistente DDT (sinds 1973 verboden in Nederland) en zijn metabolieten laat

zien dat historisch gebruik van pesticiden een belangrijke bron kan zijn. Dit sluit aan bij onderzoek in onder meer Duitsland en Frankrijk (Hofmann et al., 2019). Voor Antraquinon laat de relatie met de afstand tot snelwegen en N-wegen (Bijlage 3; Figuur 12) zien dat, naast historisch gebruik, verkeer en slechte verbranding van fossiele energie een bron kunnen zijn. De aanwezigheid van Difenyl kon niet in verband gebracht worden met de afstand tot snelwegen of N-wegen.

De uitkomst van ons onderzoek, dat de hoeveelheid bestrijdingsmiddelen afneemt met het aantal maaisnedes, is een mogelijke verklaring voor de hogere concentratie aan bestrijdingsmiddelen in begraasd natuurgrasland. Zo kunnen 'fyto-extractie' en 'fyto-sanering' een belangrijke maatregel zijn om de ophoping van pesticiden in de bodem te verminderen (Pilon-Smits, 2005; Timmermans en van Eekeren, 2016). Bij deze maatregel wordt gras dat pesticiden uit de bodem heeft opgenomen, gemaaid en afgevoerd. Dit mechanisme wordt bevestigd door de lagere nutriëntengehaltes (P en K) in de bodem van natuurgrasland onder maaibeheer in vergelijking met beweiding (Tabel 1).

5 Conclusies en aanbevelingen voor praktijk en onderzoek

De belangrijkste doelstelling van dit onderzoek was om te achterhalen welke factoren het herstel van het bodemleven en hun ecosystemendiensten onder grasland op zandgrond met een lage grondwaterstand het meest beperken. De belangrijkste conclusies en aanbevelingen voor de praktijk zijn:

- In dit onderzoek werden zowel in de landbouw- als de natuurgraslanden lagere aantallen micro-geleedpotigen (springstaarten en mijten) gevonden dan in referentie natuurlijk grasland uit eerder onderzoek (Siepel, 2018). Enkel in een landbouwgrasland wat 39 jaar niet was vernieuwd werden aantallen gevonden die vielen binnen de spreiding van een natuurlijke graslandreferentie.
- Voor bodem micro-geleedpotigen en het functioneren van hun ecosysteem de beste methode voor herstel is te stoppen met verstoring door grondbewerking en verdichting van de bovenlaag (0-5 cm) te voorkomen.
- Dus streef naar blijvend grasland met maai-beheer of streef naar een weidebeheer met een lagere bodemverdichting (keuze van diersoort, timing van begrazing tijdens de seizoen-, beweidingssysteem of beweidingsefficiëntie etc. (Gulvik et al., 2007; Hoekstra et al., 2020; Schils et al., 2020)).
- Een andere of aanvullende mogelijkheid is het herstellen van micro-geleedpotigen via randenbeheer met landschapselementen zoals permanente grasstroken of heggen en houtwallen, waar minder verstoring is en waaruit micro-geleedpotigen zich in de tijd kunnen verspreiden (Siepel 2015). Dit vergt echter net zoals blijvend grasland ook tijd (30-40 jaren).
- Het herstel van specifieke micro-geleedpotigen worden versneld door introductie van soorten via door het opbrengen van de toplaag en/of graszoden afkomstig van grasland waarin specifieke micro-geleedpotigen aanwezig zijn (de Groot et al., 2016).
- Het aantal roofkevers en het aantal bodem micro-geleedpotigen per grasland hadden een wisselwerking met het beheer. Op het begraaide grasland werd een negatief verband gemeten tussen het aantal roofkevers en het aantal micro-geleedpotigen: hoe hoger het aantal roofkevers, hoe lager het aantal micro-geleedpotigen. Op gemaaid grasland was dit het tegenovergestelde: hoe hoger het aantal micro-geleedpotigen, hoe groter het aantal roofkevers.
- Voor bepaalde ecosystemendiensten (bv. afbraak van organische stof) kan worden onderzocht of er tijdens het herstelproces nog andere soorten bodemleven in het bodemvoedselweb aanwezig zijn die de functie van (plant- en) schimmel-etende grazers kunnen overnemen. In het onderzoek van Iepema et al. (2015) wordt aangetoond dat de stabilisatiefactor van de organische stof ook afneemt met een groter aantal soorten bodemleven.

- Difenyl en de totale fungicideconcentratie was negatief gecorreleerd aan een lager aantal (plant- en) schimmel grazende micro-geleedpotigen. Verontreiniging met pesticiden via verschillende directe en indirecte routes moet worden beperkt. Fyto-remediatie en fyto-extractie via opname van pesticiden in het gras en vervolgens maaien en afvoeren, is een belangrijke maatregel om historische besmetting te verminderen.

De belangrijkste conclusies en aanbevelingen voor onderzoek zijn:

- Het effect van weidegang op verdichting van de bovenste bodemlaag (0-5cm) en hoe dit met weidegang kan worden voorkomen moet verder worden onderzocht.
- Onderzoek naar verspreiding van micro-geleedpotigen uit bestaande landschapselementen naast graslanden.
- De tegengestelde relatie tussen bovengrondse insecten en micro-geleedpotigen voor een weide- of maai-beheer moet verder worden ontrafeld.
- De besmettingsroutes van de bodem met pesticiden en het effect op ondergrondse- en bovengrondse fauna moet verder worden onderzocht.

Literatuur

- Ball, D.F., 1964. Loss-on-ignition as an estimate of organic matter and organic carbon in non-calcareous soils. *J. Soil Sci.* 15, 84–92. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.1964.tb00247.x>.
- Beltman, B., van den Broek, T., Martin, W., ten Cate, M., Gusewell, S., 2003. Impact of mowing regime on species richness and biomass of a limestone hay meadow in Ireland. *B. Geobot. Inst. ETH* 69, 17–30.
- Blevins, R.L., Scott Smith, M., Thomas, G.W., 1984. Changes in soil properties under no-tillage, 190-230. In: Philips, R.E., Philips, S.H., (eds.). *No-tillage agriculture. Principles and Practices*. Springer, Boston, MA, U.S.A., p. 306.
- Braun-Blanquet, J., 1932. *Plant sociology. The study of plant communities*. First ed. McGraw-Hill Book Co., Inc., New York and London, p. 472.
- Boerner, R.E.J., DeMars, B.G., Leicht, P.N., 1996. Spatial patterns of mycorrhizal infectiveness of soils along a successional chronosequence. *Mycorrhiza* 6: 79-90. <https://doi.org/10.1007/s005720050111>.
- Bronswijk, J.B.B., Groot, M.S.M., Fest, P.M.J., van Leeuwen, T.C., 2003. National Soil Quality Monitoring Network: results of the first sampling round 1993-1997. Report no. 714801031. RIVM, Bilthoven, p. 149. (In Dutch, with English summary).
- Bruckner, A., 1998. Temperature variability and fluctuation in the humus layer of a temperate deciduous forest in spring: implications on the resident fauna. *Bodenkultur* 49, 4, 229–237.
- Buckwell, A., Heissenhuber, A., Blum, W., 2014. Sustainable Intensification of European Agriculture. A review sponsored by the RISE Foundation. www.risefoundation.eu.
- Buijs, J., Samwel-Mantingh, M., 2019. A study on the possible relations between decrease of meadow birds and the presence of pesticides on animal production farms. Report Buijs Agro-services, Bennekom, the Netherlands. pp 173. (in Dutch, with English summary).
- Buijs, J., Mantingh, M., 2020. Inventory of the presence and risks of pesticides in grazed nature areas in Gelderland. Toxicological risks to dung beetles. Report Buijs Agro-Services, Bennekom, the Netherlands, p. 157 (in Dutch, with English summary).
- Chelinho, S., Domene, X., Andrés, P., Natal-da-Luz, T., Norte, C., Rufino, C., Lopes, I., Cachada, A., Espíndola, E., Ribeiro, R., Costa Duarte, A., Sousa, J.P., 2014. Soil microarthropod community testing: A new approach to increase the ecological relevance of effect data for pesticide risk assessment. *Appl. Soil Ecol.* 83, 200-209. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2013.06.009>.
- de Groot, G.A., Jagers op Akkerhuis, G.A.J.M., Dimmers, W.J., Charrier, X., Faber, J.H., 2016. Biomass and Diversity of Soil Mite Functional Groups Respond to Extensification of Land Management, Potentially Affecting Soil Ecosystem Services. *Front. Environ. Sci.* 4, 15. doi: 10.3389/fenvs.2016.00015.
- Denno, R.F., Gratton, C., Döbel, H., Finke, D.L., 2003. Predation risk affects relative strength of top-down and bottom-up impacts on insect herbivores. *Ecology* 84, 1032–1044. [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(2003\)084](https://doi.org/10.1890/0012-9658(2003)084).
- Duffey, E., 1975. The effects of human trampling on the fauna of grassland litter. *Biol. Conserv.* 7, 255-274. [https://doi.org/10.1016/0006-3207\(75\)90042-7](https://doi.org/10.1016/0006-3207(75)90042-7).
- EEA, 2015. European ecosystem assessment — concept, data, and implementation. Contribution to Target 2 Action 5 Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services (MAES) of the EU Biodiversity Strategy to 2020. EEA Technical Report no.6 2015, EEA, Copenhagen, Denmark.
- Erismann, J.W., van Eekeren, N., de Wit, J., Koopmans, C.J., Cuijpers, W.J.M., Oerlemans, N., Koks, B.J., 2016. Agriculture and biodiversity: a better balance benefits both. *AIMS Agr. Food* 1, 157–174. <https://doi.org/10.3934/aarfood.2016.2.157>.
- Erismann, J.W., Basseur, G., Ciais, P., van Eekeren, N., Theis, T.L., 2015. Global change: Put people at the centre of global risk management. *Nature* 519, 151–153. <http://doi.org/10.1038/519151a>.
- EU, 2020. Farm to Fork Strategy – for a fair, healthy and environmentally-friendly food system. https://ec.europa.eu/info/sites/info/files/communication-annex-farm-fork-green-deal_en.pdf (19/4/2021).

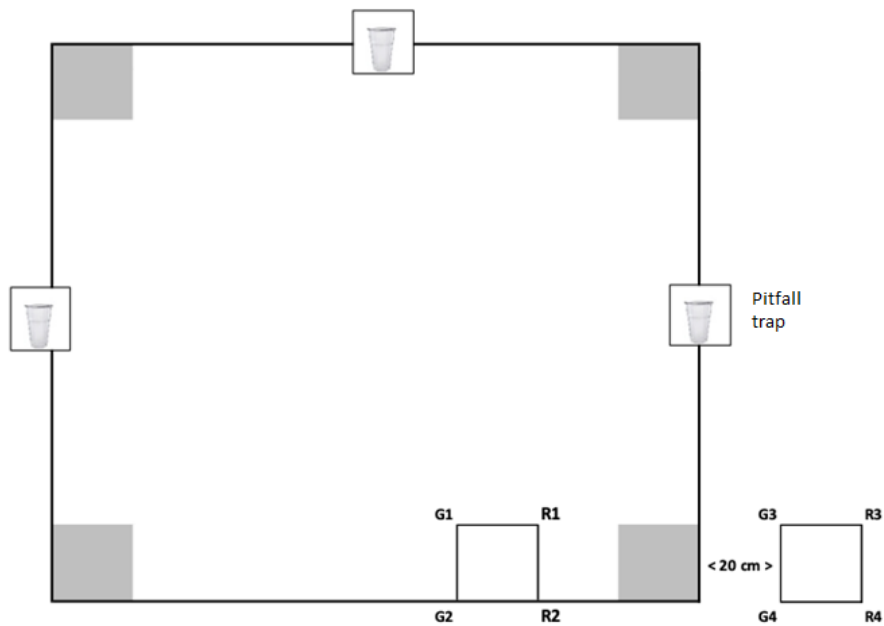
- Farrar, N. J., Smith, K.E.C., Lee, R.G.M., Thomas, G.O., Sweetman, A.J., Jones, K.C., 2004. Atmospheric emissions of polybrominated diphenyl ethers and other persistent organic pollutants during a major anthropogenic combustion event. *Environ. Sci. Technol.* 38, 1681–1685. <https://doi.org/10.1021/es035127d>.
- Foley, J.A., DeFries, R., Asner, G.P., Barford, C., Bonan, G., Carpenter, S.R., Chapin, F.S., Coe, M.T., Daily, G.C., Gibbs, H.K., Helkowski, J.H., Holloway, T., Howard, E.A., Kucharik, C.J., Monfreda, C., Patz, J.A., Prentice, I.C., Ramankutty, N., Snyder, P.K., 2005. Global consequences of land use. *Science* 309, 570–574. <https://doi.org/10.1126/science.1111772>.
- Gavazov, K.S., 2010. Dynamics of alpine plant litter decomposition in a changing climate. *Plant Soil* 337, 19–32. <https://doi.org/10.1007/s11104-010-0477-0>.
- Geiger, F., Bengtsson, J., Berendse, F., Weisser, W.W., Emmerson, M., Morales, M.B., Ceryngier, P., Liira, J., Tschamtker, T., Winqvist, C., Eggers, S., Bommarco, R., Pärt, T., Bretagnolle, V., Plantegenest, M., Clement, L.W., Dennis, C., Palmer, C., Oñate, J.J., Guerrero, I., Hawro, V., Aavik, T., Thies, C., Flohre, A., Hänke, S., Fischer, C., Goedhart, P.W., Inchausti, P., 2010. Persistent negative effects of pesticides on biodiversity and biological control potential on European farmland. *Basic Appl. Ecol.* 11, 97–105. <https://doi.org/10.1016/j.baee.2009.12.001>.
- Gulvik, M.E., Błozzyk, J., Austad, I., Bajaczyk, R., Piwczyński, D., 2007. Abundance and diversity of soil microarthropod communities related to different land use regime in a traditional farm in Western Norway. *Pol. J. Ecol.* 56, 273-288.
- Hallmann, C.A., Sorg, M., Jongejans, E., Siepel, H., Hofland, N., Schwan, H., Stenmans, W., Müller, A., Sumser, H., Hörrn, T., Goulson, D., de Kroon, H., 2017. More than 75 percent decline over 27 years in total flying insect biomass in protected areas. *PLoS ONE* 12, e0185809. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0185809>.
- Hawes, C., Houghton, A.J., Bohan, D.A., Squire, G.R., 2009. Functional approaches for assessing plant and invertebrate abundance patterns in arable systems. *Basic Appl. Ecol.* 10, 34–42. <https://doi.org/10.1016/j.baee.2007.11.007>.
- Hofmann, F., Schlechtriemen, U., Kruse-Plass, M., Wosniok, W., 2019. Biomonitoring der Pestizid-Belastung der Luft mittels Luftgüte-Rindenmonitoring und Multi-Analytik auf >500 Wirkstoffe inklusive Glyphosat 2014-2018. TIEM Integrierte Umweltüberwachung GbR, 1-49 (in German).
- Hoekstra, N.J., Holshof, G., Schils, R., Philipsen, P., van Reenen, C.G., van Houwelingen, K., van Eekeren, N., 2019. The effect of Kurzrasen and Strip-Grazing on Grassland Performance and Soil Quality of a Peat Meadow. *Sustainability*. 11(22) 6283. <https://doi.org/10.3390/su11226283>
- IARC, 2013. Some chemicals present in industrial and consumer products, food and drinking-water / IARC Monographs. Working Group on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans (2011: Lyon, France), p. 610.
- Iepema, G., Bomhof, B., van Eekeren, N., 2015. Tea bags method: simply measure soil quality. Degradation tea bag indicator for organic matter degradation. V-focus August, 18-19. (in Dutch)
- Jabbour, R., Barbercheck, M.E., 2008. Soil and habitat complexity effects on movement of the entomopathogenic nematode *Steinernema carpocapsae* in maize. *Biol. Control* 47, 235–243. <https://doi.org/10.1016/j.biocontrol.2008.07.006>
- Joy, V.D., Chakravorty, P.P., 1991. Impact of insecticides on nontarget microarthropod fauna in agricultural soil. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 22, 1, 8-16. [https://doi.org/10.1016/0147-6513\(91\)90041-M](https://doi.org/10.1016/0147-6513(91)90041-M).
- Kardol, P., Wardle D.A., 2010. How understanding aboveground–belowground linkages can assist restoration ecology. *Trends Ecol. Evol.* 25, 670–679. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2010.09.001>.
- Karg, W., 1989. Acari (Acarina), Milben, Unterordnung Parasitiformes (Anactinochaeta), Uropodina Kramer, Schildkrötchenmilben. *Die Tierwelt Deutschlands* 67. Teil, VEB Gustav Fischer Verlag, Jena, p. 203.
- Karg, W., 1993. Acari (Acarina), Milben, Parasitiformes (Anactinochaeta), Cohors Gamasina Leach, Raubmilben. *Die Tierwelt Deutschlands* 59. Teil, 2. Überarbeitete Auflage, VEB Gustav Fischer Verlag, Jena, p. 523.

- Kautz, T., López-Fando, C., Ellmer, F., 2006. Abundance and biodiversity of soil microarthropods as influenced by different types of organic manure in a long-term field experiment in Central Spain. *Appl. Soil Ecol.* 33, 278–285. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2005.10.003>.
- Keuskamp, J.A., Dingemans, B.J.J., Lehtinen, T., Sameel, J.M., Heffting, M.M., 2013. Tea Bag Index: A novel approach to collect uniform decomposition data across ecosystems. *Meth. Ecol. Evol.* 4, 1070–1075. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12097>.
- Kinneara, A., Tongway, D., 2004. Grazing impacts on soil mites of semi-arid chenopod shrublands in Western Australia. *J. Arid Environ.* 56, 63–82. [https://doi.org/10.1016/S0140-1963\(03\)00023-5](https://doi.org/10.1016/S0140-1963(03)00023-5).
- Lea-Langton, A.R., Ross, A.B., Bartle, K.D., Andrews, G.E., Jones, J.M., Li, H., Pourkashanian, M., Williams, A., 2013. Low temperature PAH formation in diesel combustion. *J. Anal. Appl. Pyrol.* 103, 119–125. <https://doi.org/10.1016/j.jaap.2012.10.009>.
- Lenoir, L., Persson, T., Bengtsson, J., Wallander, H., Wiren, A., 2007. Bottom-up or top-down control in forest soil microcosms? Effects of soil fauna on fungal biomass and C/N mineralisation. *Biol. Fert. Soils* 43, 281–294. <https://doi.org/10.1007/s00374-006-0103-8>.
- Loring, S.J., Snider, R.J., Robertson, L.S., 1981. The effects of three tillage practices on Collembola and Acarina populations. *Pedobiologia* 22, 172–184.
- LVN, 2018. Agriculture, nature and food: Landbouw, natuur en voedsel: valuable and connected. The Netherlands as a leader in circular agriculture. Ministry of Agriculture, Nature and Food Quality, the Hague, the Netherlands, p. 38. <https://www.rijksoverheid.nl/documenten/richtlijnen/2018/09/01/landbouw-natuur-en-voedsel-waardevol-en-verbonden-nederland-als-koploper-in-kringlooplandbouw> (19/4/2021 (in Dutch)).
- Minor, M.A., Cianciolo, J.M., 2007. Diversity of soil mites (Acari: Oribatida, Mesostigmata) along a gradient of land use types in New York. *Appl. Soil Ecology* 35, 1, 140–153. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2006.05.004>.
- Morriën, E., Hannula, S.E., Snoek, L.B., Helmsing, N.R., Zweers, H., de Hollander, M., Soto, R.L., Bouffaud, M.-L., Buée, M., Dimmers, W., Duyts, H., Geisen, S., Girlanda, M., Griffiths, R.I., Jørgensen, H.-B., Jensen, J., Plassart, P., Redecker, D., Schmelz, R.M., Schmidt, O., Thomson, B.C., Tisserant, E., Uroz, S., Winding, A., Bailey, M.J., Bonkowski, M., Faber, J.H., Martin, F., Lemanceau, P., de Boer, W., van Veen, J.A., van der Putten, W.H., 2017. Soil networks become more connected and take up more carbon as nature restoration progresses. *Nat. Commun.* 8, 14349. <https://doi.org/10.1038/ncomms14349>.
- Nielsen, U. N., Ayres, E., Wall, D. H., & Bardgett, R. D., 2011. Soil biodiversity and carbon cycling: a review and synthesis of studies examining diversity–function relationships. *Eur. J. Soil Sci.* 62, 105–116. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.2010.01314.x>.
- Parisi, V., Menta, C., Gardi, C., Jacomini, C., Mozzanica, E., 2005. Microarthropod communities as a tool to assess soil quality and biodiversity: a new approach in Italy. *Agric. Ecosyst. Environ.* 105, 323–333. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2004.02.002>.
- Perdue, J. C., Crossley, D.A., 1990. Vertical distribution of soil mites (Acari) in conventional and no-tillage agricultural systems. *Biol. Fert. Soils* 9, 135–138. <https://doi.org/10.1007/BF00335796>.
- Pilon-Smits, E., 2005. Phytoremediation. *Annu. Rev. Plant Biol.* 56, 15–39. <https://doi.org/10.1146/annurev-plant.56.032604.144214>.
- Ritchie, M.E., 2000. Nitrogen limitation and trophic vs. abiotic influences on insect herbivores in a temperate grassland. *Ecology* 81, 6, 1601–1612. [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(2000\)081](https://doi.org/10.1890/0012-9658(2000)081).
- Roldan, A., Garcia, C., Albaladejo, J., 1997. AM fungal abundance and activity in a chronosequence of abandoned fields in a semiarid Mediterranean site. *Arid Land Res. Man.* 11, 3, 211–220. <https://doi.org/10.1080/15324989709381474>.
- Rutgers, M., Schouten, A.J., Bloem, J., van Eekeren, N., de Goede, R.G.M., Jagers op Akkerhuis, G.A.J.M., van der Wal, A., Mulder, C., Brussaard, L., Breure, A.M., 2009. Biological measurements in a nationwide soil monitoring network. *Eur. J. Soil Sci.* 60, 820–832. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.2009.01163.x>.
- Sanders, D., Platner, C., 2007. Intraguild interactions between spiders and ants and top-down control in a grassland food web. *Oecologia* 150, 611–624. <https://doi.org/10.1007/s00442-006-0538-5>.

- Scheu, S., Schulz, E., 1996. Secondary succession, soil formation and development of a diverse community of oribatids and saprophagous soil macro-invertebrates. *Biodiv. Conserv.* 5, 235-250. <https://doi.org/10.1007/BF00055833>.
- Schils, R., Philipsen, B., Hoekstra, N.J., Holshof, G., Zom, R.I.G., Hoving I., van Reenen, C.G., Stienezen, M.W.J., Klootwijk, C.W., van der Werf, J.T.N., Sebek, L., van Eekeren, N., van Dixhoorn, I., van den Pol-van Dassel, A., 2019. Amazing Grazing: A Public and Private Partnership to Stimulate Grazing Practices in Intensive Dairy Systems. *Sustainability* 11, 20, 5868. <https://doi.org/10.3390/su11205868>.
- Siepel, H., 1995. Applications of microarthropod life-history tactics in nature management and ecotoxicology. *Biol. Fert. Soils* 19, 75–83. <https://doi.org/10.1007/BF00336351>.
- Siepel, H., 1996a. Biodiversity of soil microarthropods: the filtering of species. *Biodivers. Conserv.* 5, 251–260. <https://doi.org/10.1007/BF00055834>.
- Siepel, H., 1996b. The importance of unpredictable and short-term environmental extremes for biodiversity in oribatid mites. *Biodivers. Lett.* 3, 26–34. <https://doi.org/10.2307/2999707>.
- Siepel, H., 2015. The role of soil fauna in old forest soils. *Vakblad Natuur, Bos en Landschap* 12, 112, 23-25. (in Dutch).
- Siepel, H. 2018. Bodemdiversiteit van zandgronden. Effecten van intensieve bodembewerking op de bodemfauna. *Bodem* 2018(3): 11-13. (in Dutch).
- Siepel, H., van de Bund, C.F., 1988. The influence of management practices on the microarthropod community of grassland. *Pedobiologia* 31, 339–354.
- Siepel, H., Meijer, J., Mabelis, A.A., den Boer, M.H., 1989. A tool to assess the influence of management practices on the surface macrofauna of grasslands. *J. Appl. Entomol.* 108, 271–290. <https://doi.org/10.1111/j.1439-0418.1989.tb00457.x>.
- Siepel, H., Maaskamp, F., 1994. Mites of different feeding guilds affect decomposition of organic matter. *Soil Biol. Biochem.* 26, 1389–1394. [https://doi.org/10.1016/0038-0717\(94\)90222-4](https://doi.org/10.1016/0038-0717(94)90222-4).
- Siepel, H., Zaitsev, A.S., Berg, M.P., 2009. Checklist of the oribatid mites of The Netherlands (Acariformes; Oribatida). *Ned. Faun. Meded.* 30, 83–111. (in Dutch).
- Siepel, H., Cremers, H.J.W.M., Vierbergen, G., 2016. Provisional checklist of the Astigmatic mites of the Netherlands (Acari: Oribatida: Astigmatina). *Ned. Faun. Meded.* 47, 49–88.
- Siepel, H., Cremers, H.J.W.M., Dimmers, W.J., Loomans, A.J.M., Vierbergen, G., 2018. Checklist of the mesostigmatic mites of the Netherlands (Acari: Mesostigmata). *Ned. Faun. Meded.* 51, 115–188. (in Dutch).
- Silva, V., Mol, H.G.J., Zomer, P., Tienstra, M., Ritsema, C.J., Geisson, V., 2019. Pesticide residues in European agricultural soils – A hidden reality unfolded. *Sci. Total Environ* 653: 1532-1545. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.10.441>.
- Soil Survey Staff, 1999. *Soil Taxonomy: A basic system of soil classification for making and interpreting soil surveys*. 2nd Ed. United States Department of Agriculture, Agriculture handbook 436.
- Sousa, J.P., da Gama, M.M., Pinto, C., Keating, A., Calh a, F., Lemos, M., Castro, C., Luz, T., Leit o, P., Dias, S., 2004. Effects of land-use on Collembola diversity patterns in a Mediterranean landscape. *Pedobiologia* 48, 609–622. <https://doi.org/10.1016/j.pedobi.2004.06.004>.
- Soussana, J.F., Tallec, T., Blanfort, V., 2010. Mitigating the greenhouse gas balance of ruminant production systems through carbon sequestration in grasslands. *Animal* 4, 3, 334-350. <https://doi.org/10.1017/S1751731109990784>.
- T lle, M., De k, B., Poschlod, P., Valk , O., Westerberg, L., Milberg, P., 2016. Grazing vs. mowing: A meta-analysis of biodiversity benefits for grassland management. *Agric. Ecosyst. Environ.* 222, 200–212. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.02.008>.
- Timmermans, B.G.H., van Eekeren, N., 2016. Phyto-extraction of soil phosphorus by potassium-fertilized grass-clover swards. *J. Environ. Qual.* 45, 701–708. <https://doi.org/10.2134/jeq2015.08.0422>.

- van der Wal, A., van Veen, J.A., Smant, W., Boschker, H.T.S., Bloem, J., Kardol, P., van der Putten, W.H., de Boer, W., 2006. Fungal biomass development in a chronosequence of land abandonment. *Soil Biol. Biochem.* 38, 1, 51-60. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2005.04.017>.
- Weigmann, G., 2006. Hornmilben (Oribatida). *The animal kingdom of Germany*, part 76. Goecke and Evers, Keltern. P. 520. (in German).
- Wepprich et al., 2019. Regel 415-416. Wepprich, T., Adrion, J.R., Ries, L., Wiedmann, J., Haddad, N.M., 2019. Butterfly abundance declines over 20 years of systematic monitoring in Ohio, USA. *Plos One* 14, 7, e0216270. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0216270>.
- Wereld Natuur Fonds, 2015. *Living Planet Report. Natuur in Nederland*. WNF, Zeist, The Netherlands, p. 116 (in Dutch).
- Wiggers, J.M.R., van Ruijven, J., Schaffers, A.P., Berendse, F., de Snoo, G.R., 2015. Food availability for meadow bird families in grass field margins. *Ardea* 103, 1, 17-26. <https://doi.org/10.5253/arde.v103i1.a2>.
- Wilby, A., Orwin, K.H., 2013. Herbivore species richness, composition and community structure mediate predator richness effects and top-down control of herbivore biomass. *Oecologia* 172, 1167-1177. <https://doi.org/10.1007/s00442-012-2573-8>.
- Woodcock, B.A., Bullock, J.M., McCracken, M., Chapman, R.E., Ball, S.L., Edwards, M.E., Nowakowski, M., Pywell, R.F., 2016. Spill-over of pest control and pollination services into arable crops. *Agricul. Ecosys. Environ.* 231, 15-23. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.06.023>.

Bijlage 1: Aanvullende informatie over werkwijze



Figuur 7: Schematisch overzicht van een 5 x 5 meter meetplot voor metingen aan insecten, vegetatie, organische stof afbraak, grond en residuen van bestrijdingsmiddelen.

Bijlage 2: Statistische details

Tabel 2: Geselecteerd model (o.b.v. laagste AIC; 'negativ binomial regression with log-link') voor het totale aantal bodem micro-geleedpotigen per grasland (Figuur 2a in de hoofdttekst).

	Estimate	Std. Error	z value	Pr(> z)	
(Intercept)	6.2184	0.3597	17.289	< 2e-16	***
landuseNature	0.5962	0.2345	2.542	0.01102	*
treatMowing	-0.8224	0.4787	-1.718	0.08583	.
log(yearsManaged)	-0.1931	0.1436	-1.345	0.17865	
landuseNature:treatMowing	-0.5278	0.3247	-1.626	0.10402	
treatMowing:log(yearsManaged)	0.5300	0.1878	2.822	0.00478	**

Tabel 3: Geselecteerd model (o.b.v. laagste AIC; 'negativ binomial regression with log-link') voor het aantal (planten- en) schimmel etende bodem micro-geleedpotigen per grasland (Figuur 2b in de hoofdttekst).

	Estimate	Std. Error	z value	Pr(> z)	
(Intercept)	3.4849	0.8382	4.158	3.21e-05	***
landuseNature	-4.2383	2.1629	-1.960	0.050054	.
treatMowing	-2.2021	1.1340	-1.942	0.052148	.
log(yearsManaged)	-0.8195	0.3613	-2.268	0.023325	*
landuseNature:treatMowing	6.8181	2.5795	2.643	0.008214	**
landuseNature:log(yearsManaged)	2.5705	0.7622	3.373	0.000745	***
treatMowing:log(yearsManaged)	1.7814	0.4711	3.781	0.000156	***
landuseNature:treatMowing:log(yearsManaged)	-3.1874	0.9129	-3.492	0.000480	***

Tabel 4: Verschillen in de verdeling van individuen over vier droogtestrategieën (soorten werden geclassificeerd als droogtevermijders, droogtegevoelig, matig droogtegevoelig of droogte tolerant) geanalyseerd met Pearson's Chi-kwadraattesten (Figuur 3 in de hoofdttekst).

	Droogtevermijder	Droogtegevoelig	Matig droogte Gevoelig	Droogtetolerant
Agriculture Mowing	989	387	1147	2453
Agriculture Grazing	473	230	515	2030
Nature Mowing	1632	710	1179	2542
Nature Grazing	1653	138	692	2496

X-squared = 939.85, df = 9, p-value < 2.2e-16

	Droogtevermijder	Droogtegevoelig	Matig droogte Gevoelig	Droogtetolerant
Mowing	2621	1097	2326	4995
Nature Grazing	2126	368	1207	4526

X-squared = 389.77, df = 3, p-value < 2.2e-16

	Droogtevermijder	Droogtegevoelig	Matig droogte Gevoelig	Droogtetolerant
Agriculture	1462	617	1662	4483
Nature	3285	848	1871	5038

X-squared = 377.11, df = 3, p-value < 2.2e-16

Tabel 5: Geselecteerd model (o.b.v. laagste AIC; 'negativ binomial regression with log-link') voor het aantal loop- en kortschildkevers (alleen predatoren) in potvallen per grasland (Figuur 4 in de hoofdstekst).

	Estimate	Std. Error	z value	Pr(> z)	
(Intercept)	4.4473273	0.3510544	2.668	< 2e-16	***
landuseNature	-0.5377560	0.2383909	-2.256	0.024085	*
Microart	-0.0022963	0.0007935	-2.894	0.003805	**
treatMowing	-1.3911794	0.4920962	-2.827	0.004698	**
microart:treatMowing	0.0034824	0.0009423	3.695	0.000219	***

Tabel 6: Geselecteerd model (o.b.v. laagste AIC; 'simple linear regression') voor de strooisel stabilisatiefactor op basis van de theezakjes index (Figuur 5 in de hoofdstekst).

	Estimate	Std. Error	t value	Pr(> t)
(Intercept)	0.191875	0.013116	14.629	<2e-16 ***
log(microFgHfg + 1)	-0.007283	0.003597	-2.025	0.0502 .

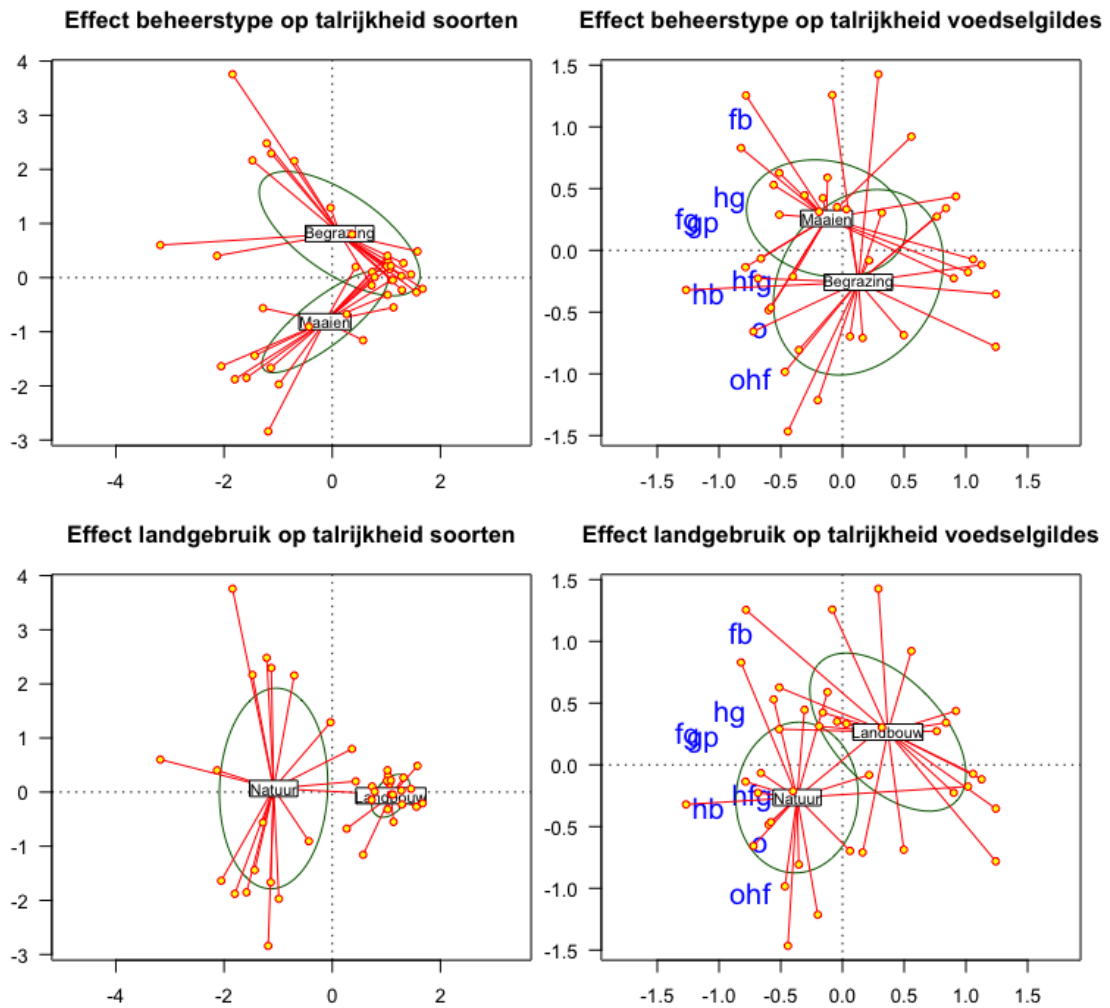
Tabel 7: Geselecteerd model (o.b.v. laagste AIC; 'negative binomial regression with log-link') voor het aantal (planten- en) schimmel etende bodem micro-geleedpotigen per grasland als functie van difenyl concentraties (Figuur 6a In de hoofdstekst).

	Estimate	Std. Error	z value	Pr(> z)
(Intercept)	2.3194	0.4054	5.721	1.06e-08***
landuseNature	2.3721	0.5057	4.691	2.72e-06***
treatMowing	2.0132	0.4886	4.121	3.78e-05***
log(difenyl + 1)	-0.5654	0.1807	-3.129	0.00176**
landuseNature:treatMowing	-1.6810	0.6714	-2.504	0.01229*

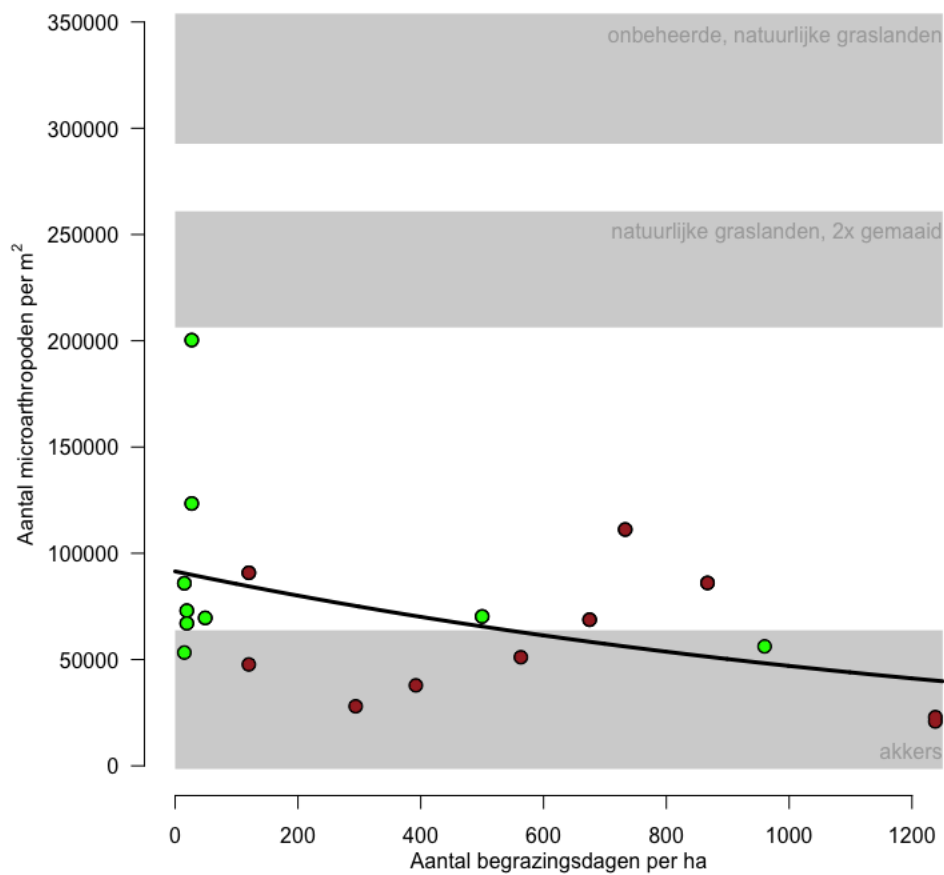
Tabel 8: Geselecteerd model (o.b.v. laagste AIC; 'negativ binomial regression with log-link') voor het aantal (planten- en) schimmel etende bodem micro-geleedpotigen per grasland als functie van de totale fungiciden concentraties (Figuur 6b In de hoofdstekst).

	Estimate	Std. Error	z value	Pr(> z)
(Intercept)	2.065811	0.367354	5.623	1.87e-08 ***
landuseNature	2.695430	0.491867	5.480	4.25e-08 ***
treatMowing	2.209436	0.538578	4.102	4.09e-05 ***
Fungicides	-0.010441	0.004352	-2.399	0.0164 *
landuseNature:treatMowing	-1.662086	0.683507	-2.432	0.0150 *
treatMowing:fungicides	-0.117562	0.049829	-2.359	0.0183 *

Bijlage 3: Aanvullende figuren

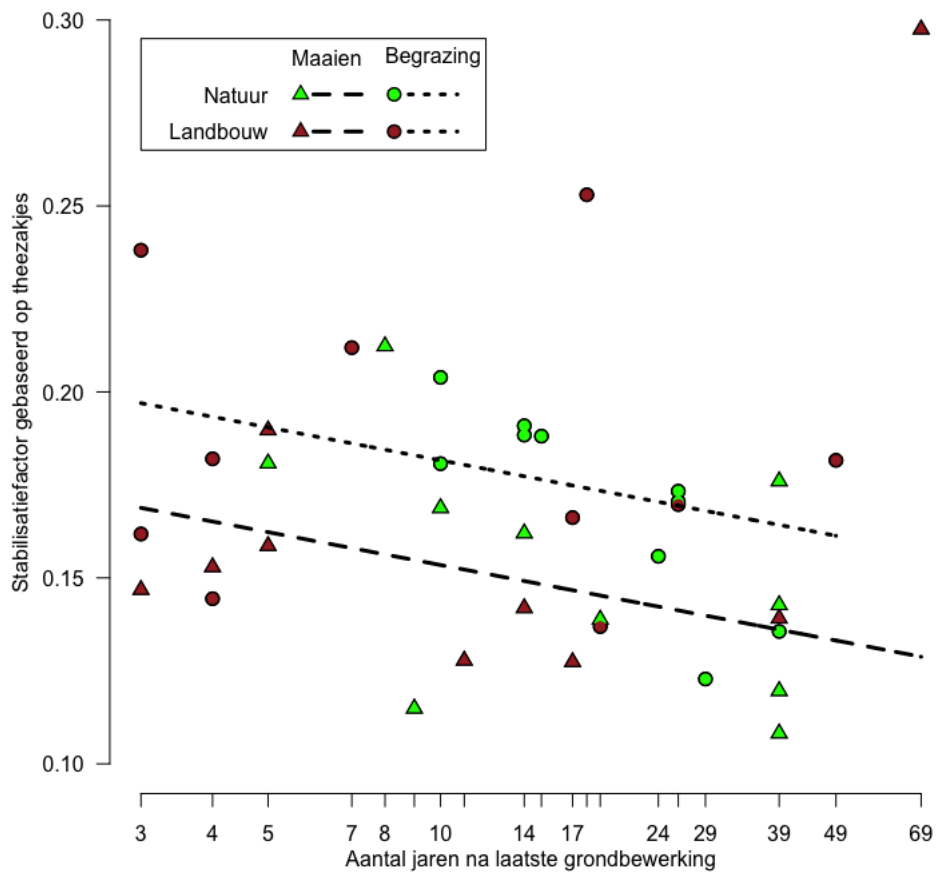


Figuur 8: Multivariate analyses van de variatie in soortenrijkdom (links) en aantal voedselgroepen waarin soorten zijn ingedeeld (rechts). De bovenste rij laat zien hoe locaties met verschillend beheer (maaien vs beweiding) verschillen in hun ligging op de eerste twee assen, terwijl de verschillen tussen natuur- en agrarisch grasland in de onderste rij worden weergegeven. Aantal is getransformeerd na toevoeging van 1. Analyses zijn gedaan in R met behulp van 'the vegan package'.



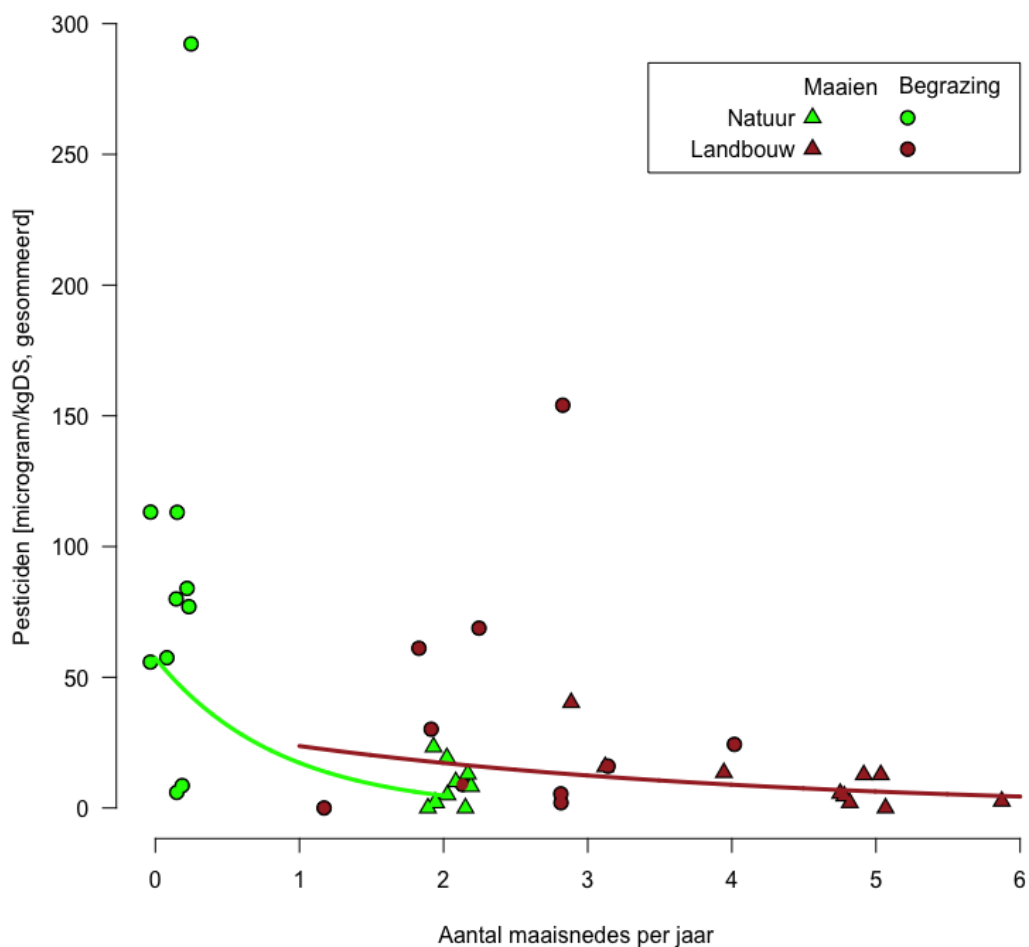
Figuur 9: Aantal micro-geleedpotigen (hier geëxtrapoleerd naar 1 m² (5 cm diep)) gevonden in elk van de begraaide locaties. Eén weideperceel is weggelaten omdat het aantal beweidingdagen daarvan niet bekend was. Groene cirkels zijn natuurgrasland en bruine cirkels zijn agrarisch grasland. Grijs gebieden geven referentiewaarden aan voor akkerbouwpercelen en natuurlijk grasland (ofwel onbeheerd ofwel tweemaal per jaar gemaaid): gemiddelde +/- standaarddeviatie zoals gevonden door Siepel (2018).

	Estimate	Std. Error	z value	Pr(> z)
(Intercept)	6.2896568	0.1512193	41.593	< 2e-16 ***
Grazing.days.per.ha	-0.0006661	0.0002577	-2.584	0.00976 **



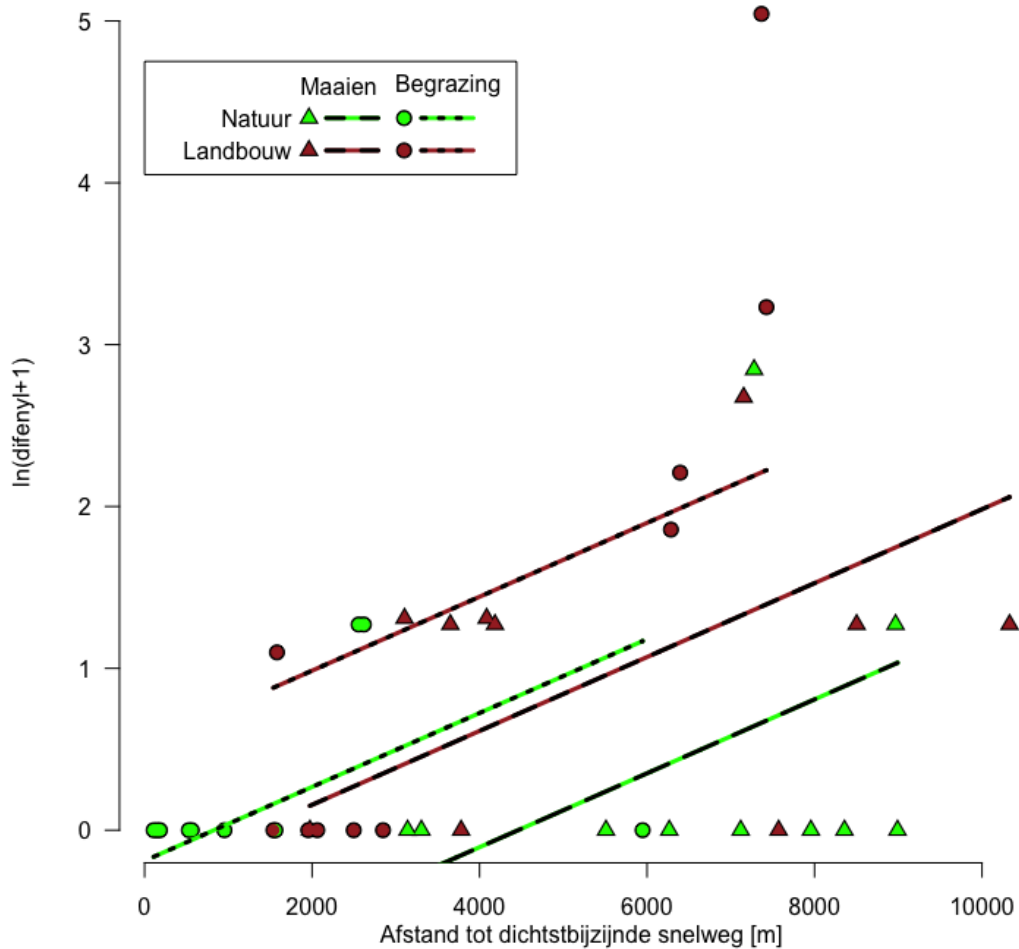
Figuur 10: Strooisel stabilisatiefactor op basis van begraven theezakjes. Let op, de x-as met het aantal jaar sinds laatste keer ploegen is LN-getransformeerd. Het punt in de rechterbovenhoek werd geïdentificeerd 'to have high leverage' en werd verwijderd uit het 'plotted regression model'. Op basis van de complete dataset en zonder deze uitbijter resulteerde dit in het onderstaande model.

	Estimate	Std. Error	t value	Pr(> t)
(Intercept)	0.21100	0.01590	13.270	3.21e-15 ***
log(yearsManaged)	-0.01277	0.00559	-2.283	0.02859 *
treatMowing	-0.02816	0.00933	-3.018	0.00472 **



Figuur 11: Opgetelde pesticiden concentraties als functie van het aantal maaisnedes per jaar. De concentraties van alle gemeten insecticiden, herbiciden, fungiciden en aviciden werden opgeteld. Als respons variabele werd de natuurlijke log van de opgetelde pesticideconcentratie gebruikt na toevoeging van 1.

	Estimate	Std. Error	z value	Pr(> z)	
(Intercept)	3.5117	0.7723	4.547	5.94e-05	***
nCutsMown	-0.3047	0.2032	-1.500	0.1424	
landuseNature	0.5539	0.8654	0.640	0.5262	
nCutsMown:landuseNature	-0.8559	0.3428	-2.497	0.0173	*

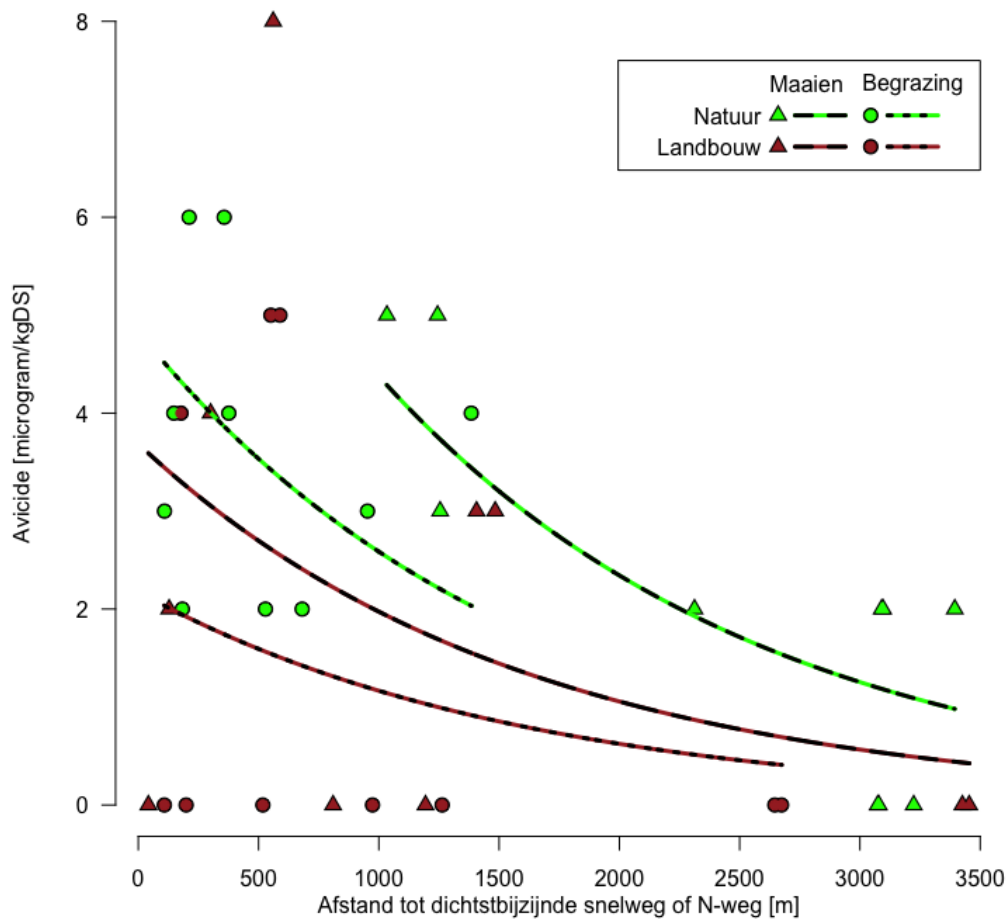


Figuur 12: Verband tussen Difenyl-concentraties en de afstand tot de dichtstbijzijnde snelweg. Er werden geen aanwijzingen gevonden dat de Difenyl-niveaus dicht bij snelwegen hoger lagen. Er werden geen interactie-effecten onderzocht, aangezien 'slechts' 16 van de 40 Difenyl-metingen boven de detectielimiet lagen.

	Estimate	Std. Error	t value	Pr(> t)	
(Intercept)	5.291e-01	3.243e-01	1.631	0.11155	
distHighway	2.283e-04	6.279e-05	3.636	0.00086	***
treatMowing	-8.290e-01	3.661e-01	-2.264	0.02967	*
landuseNature	-7.183e-01	3.040e-01	-2.363	0.02368	*

Ook bij het analyseren van de kans dat een difenyl-verbinding wordt gevonden of niet ('binomial'), is een positieve relatie met de afstand tot een snelweg gevonden:

	Estimate	Std. Error	z value	Pr(> z)	
(Intercept)	-1.2243254	0.8716271	-1.405	0.1601	
distNroad	-0.0010813	0.0006599	-1.639	0.1013	
distHighway	0.0006742	0.0003086	2.185	0.0289	*
landuseNature	-1.6611120	0.8818750	-1.884	0.0596	.



Figuur 13: Verband tussen concentratie van de avicide (vogelwerend middel) Anthraquinon en de afstand tot de dichtstbijzijnde N-weg of snelweg.

	Estimate	Std. Error	z value	Pr(> z)
(Intercept)	0.7783123	0.2156905	3.608	0.000308 ***
distNH	-0.0006248	0.0001429	-4.372	1.23e-05 ***
treatMowing	0.5263333	0.2578197	2.041	0.041203 *
landuseNature	0.7965708	0.2360450	3.375	0.000739 ***