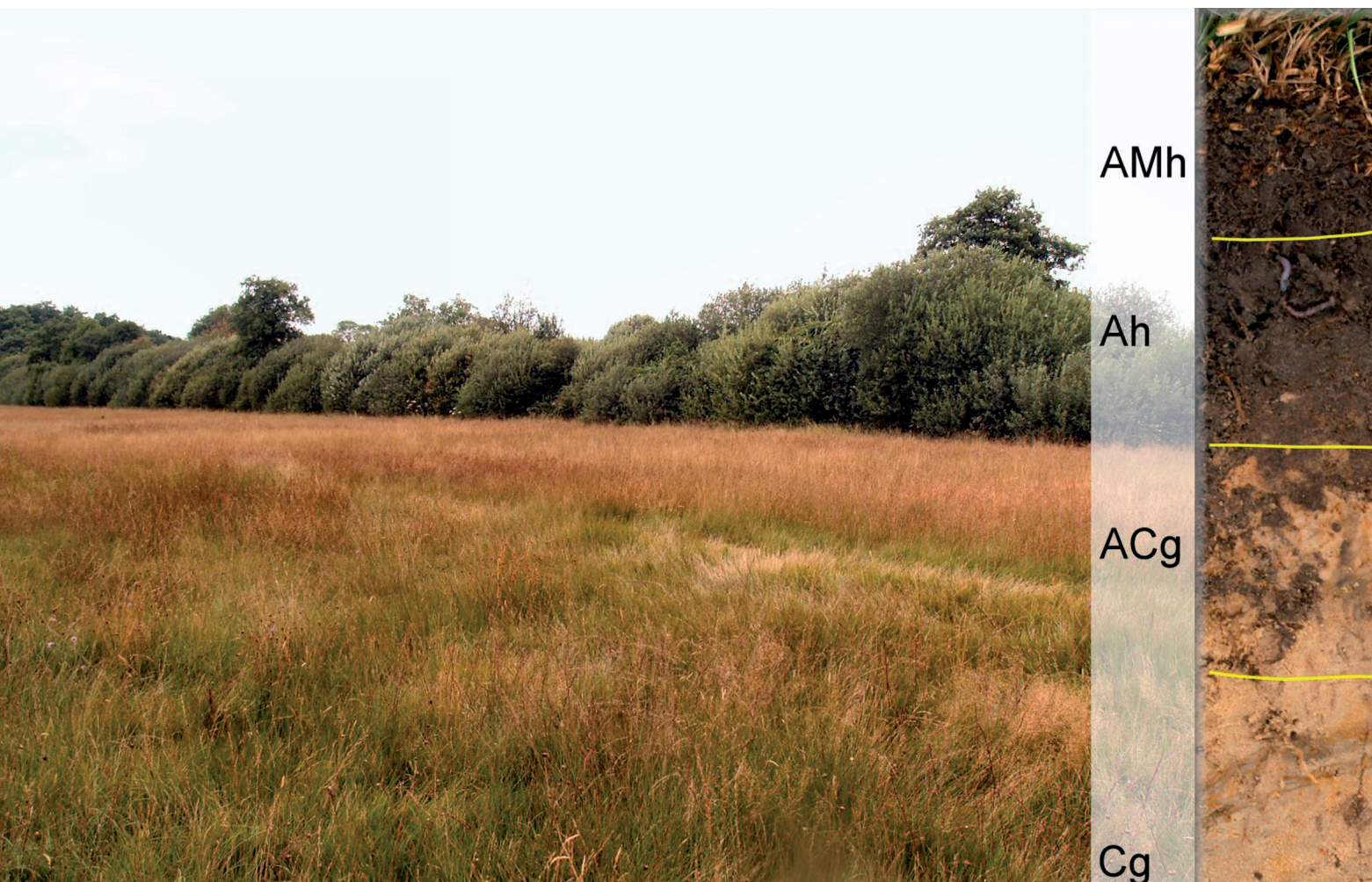




ALTERRA

WAGENINGEN UR



Bodembiota en stikstofstromen in schraalgraslanden

Effecten op de vegetatie

Alterra-rapport 1979
ISSN 1566-7197

Rolf Kemmers, Jaap Bloem en Jack Faber

Bodembiota en stikstofstromen in schraalgraslanden

Dit onderzoek werd in opdracht van het ministerie van Landbouw, Directie Kennis, uitgevoerd in het kader van de vrije programmering voor het Beleidsondersteunend Onderzoek Thema Abiotische randvoorwaarden (Code BO-02-04). Het project werd mede gefinancierd vanuit het KB-onderzoek, Speerpunt Veerkracht.

Bodembiota en stikstofstromen in schraalgraslanden

Effecten op de vegetatie

Rolf Kemmers, Jaap Bloem en Jack Faber

Alterra-rapport 1979

Alterra Wageningen UR
Wageningen, 2010

Referaat

Kemmers, Rolf, Jaap Bloem en Jack Faber, 2010. *Bodembiota en stikstofstromen in schraalgraslanden; Effecten op de vegetatie*. Wageningen, Alterra, Alterra-rapport 1979. 44 blz.; 11 fig.; 10 tab.; 23 ref.

In verschillende kwaliteitstypen blauwgrasland en heischraal grasland werd bodemchemisch, bodembologisch en vegetatiekundig onderzoek uitgevoerd om te toetsen of er een relatie bestaat tussen bovengrondse en ondergrondse biodiversiteit. Hoewel verschillen tussen diverse kwaliteitstypen grasland in veel gevallen niet significant aantoonbaar zijn geven de resultaten voldoende evidentie dat het bodemleven een essentiële factor is voor de kwaliteit van de vegetatie; aantasting van onderdelen van het bodemvoedselweb leidt tot een versterkte bodemproductiviteit, maar een verminderde diversiteit en specificiteit van de vegetatie in schraalgraslanden. Effectgerichte maatregelen zouden zich daarom tevens moeten richten op het bodemvoedselweb.

Trefwoorden: Heischrale graslanden, blauwgraslanden, biodiversiteit, bodemvoedselweb, stikstofimmobilisatie, N-beschikbaarheid.

Foto omslag: Activiteit van regenwormen zorgt voor menging organische stof door de bodem. Ah horizont is volledig gehomogeniseerd, in ACg horizont zijn wormgangen herkenbaar. (foto Bas van Delft)"

ISSN 1566-7197

Dit rapport is gratis te downloaden van www.alterra.wur.nl (ga naar 'Alterra-rapporten'). Alterra Wageningen UR verstrekt geen gedrukte exemplaren van rapporten. Gedrukte exemplaren zijn verkrijgbaar via een externe leverancier. Kijk hiervoor op www.boomblad.nl/rapportenservice.

© 2010 Alterra Wageningen UR, Postbus 47; 6700 AA Wageningen; Nederland
Telefoon 0317 48 07 00; fax 0317 41 90 00; e-mail info.alterra@wur.nl

Niets uit deze uitgave mag worden verveelvoudigd en/of openbaar gemaakt door middel van druk, fotokopie, microfilm of op welke andere wijze ook zonder voorafgaande schriftelijke toestemming van Alterra Wageningen UR.

Alterra aanvaardt geen aansprakelijkheid voor eventuele schade voortvloeiend uit het gebruik van de resultaten van dit onderzoek of de toepassing van de adviezen.

Alterra-rapport 1979

Wageningen, februari 2010

Inhoud

Woord vooraf	7
Samenvatting	9
1 Inleiding	13
2 Methoden	15
2.1 Dataverzameling	15
2.2 Stikstofmineralisatie en -immobilisatie	15
2.3 Dataverwerking	17
3 Resultaten	19
3.1 Vegetatie	19
3.2 Regressie analyses	20
3.2.1 C-mineralisatie	20
3.2.2 Bruto N-mineralisatie	21
3.2.3 N-immobilisatie	21
3.2.4 Conclusies	22
3.3 Stikstofvoorraden, -stromen en -balansen	22
3.3.1 Blauwgraslanden	22
3.3.2 Heischrale graslanden	25
3.3.3 Conclusies	26
3.4 Canonische correspondentie analyse	27
3.4.1 Procedure	27
3.4.2 Heischrale graslanden	27
3.4.3 Blauwgraslanden	32
3.4.4 Conclusies	36
4 Synthese en conclusies	37
Literatuur	39
Bijlage 1 Opnamen blauwgraslanden (2008)	41
Bijlage 2 Opnamen heischrale graslanden (2009)	43

Woord vooraf

Via een open tenderprocedure werd in 2007 door het ministerie van LNV aan een consortium van het Nederlands Instituut voor Oecologisch Onderzoek (NIOO) en Alterra de opdracht verstrekt het onderzoeksproject 'Natuurherstel door herstel van bodembiodiversiteit' in uitvoering te nemen.

In het kader van het voorgestelde onderzoek bleek het niet mogelijk een antwoord te vinden op alle geformuleerde onderzoeksvragen. Er werden twee hoofdvragen gedestilleerd. De eerste vraag luidde in hoeverre de directe invloed van bodemorganismen op plantensoorten via antagonistische of mutualistische relaties een rol speelt in de samenstelling van de vegetatie in bestaande en herstelde blauwgraslanden en heischrale graslanden. Deze vraag werd als uitgangspunt voor het onderzoeksdeel van het NIOO genomen. De tweede vraag had betrekking op de indirecte relatie tussen het bodemvoedselweb en de vegetatie via nutriëntenkringlopen en werd door Alterra in behandeling genomen.

Hoewel voor beide onderzoeken dezelfde terreinen en dezelfde locaties als onderzoeksobject werden gekozen, liepen de methodisch aspecten en resultaten van beide onderzoeken dermate uiteen dat voor gescheiden rapportages werd gekozen. Het voorliggende rapport beschrijft het onderzoek dat betrekking heeft op de indirecte relaties tussen bodemvoedselweb en de vegetatie.

Aan het Alterra onderzoek werd bijgedragen door onderzoekers van verschillende onderzoekscentra en -teams. Veldcampagnes voor bemonstering werden zoveel mogelijk gezamenlijk en tegelijkertijd gedaan door Alterra- en NIOO-medewerkers. Wij willen Gerard Jagers, Wim Dimmers, Annemariet van Hout (allen Centrum Ecosystemen), An Vos, Meint Veninga, Popko Bolhuis (allen Centrum Bodem), Pella Brinkman en Ciska Raaymakers (beiden NIOO) hartelijk danken voor hun prettige samenwerking. Wim van der Putten en Wietse de Boer (beiden NIOO) verleenden ons in verschillende discussiebijeenkomsten waardevolle adviezen. De samenwerking met het NIOO hebben wij als prettig en vruchtbaar ervaren.

Wij zijn terreinbeheerders van Staatsbosbeheer, Natuurmonumenten, Provinciale Landschappen en de Gemeente Ermelo zeer erkentelijk voor de toestemming die zij verleenden voor betreding van hun terreinen en verzameling van bodemonsters.

Samenvatting

Doel

Doel van deze studie was te onderzoeken of i) er een relatie bestaat tussen samenstelling en activiteit van het bodemleven enerzijds en de beschikbaarheid van voedingsstoffen voor de productiviteit van het ecosysteem en de daarmee samenhangende biodiversiteit anderzijds en ii) of deze relatie wordt beïnvloed door milieustress.

Als werkhypothese werd in het onderzoek verondersteld dat door milieustress (verzuring, verdroging, vermesting) verschuivingen kunnen optreden in de bodemlevensgemeenschap. Daarbij kan de microbiële activiteit afnemen, evenals de hoeveelheid stikstof die is vastgelegd in biomassa, zodat er via netto N-mineralisatie meer stikstof voor de vegetatie beschikbaar komt. De competitie om stikstof tussen bodemorganismen en hogere planten verschuift zo in het voordeel van de vegetatie, waardoor de productiviteit toeneemt en soortendiversiteit afneemt. Daarbij werd impliciet verondersteld dat de productiviteit een voorspeller is voor biodiversiteit.

Methoden

In 2008 werden zestien blauwgraslanden en in 2009 werden zestien heischrale graslanden geïnventariseerd op vegetatieparameters, bodemchemische parameters, bodemfauna parameters en microbiologische parameters. Van elk graslandtype werden vier categorieën geselecteerd: 1) goed ontwikkelde (O^+), 2) slecht ontwikkelde (O^-), milieustress) en nadat herstelmaatregelen waren getroffen 3) goed (H^+) en 4) slecht (H^-) herstellende terreinen.

Van de vegetatie werd de soortensamenstelling en de biomassa bepaald. Via bodemchemische analysemethoden werden van de bodem de pH, de Ca-verzadiging, het organischstofgehalte, K-, N-, P-totaal, Fe-, Al-, P-oxalaat, de fosfaatverzadigingsindex en de NH_4/NO_3 -ratio bepaald. Van de bodemfauna werd via tellingen het aantal mijten, nematoden en (pot)wormen bepaald. Op basis van literatuurgegevens werden aantallen omgerekend naar C- en N-voorraden in biomassa. Via microbiologische technieken werd de C-mineralisatie, de netto N-mineralisatie, de bruto N-mineralisatie, de bacteriële en schimmel C-biomassa en de bacteriële leucine- en thymidine-inbouwsnelheid bepaald. Als benadering van de N-immobilisatie werd het verschil van bruto en netto N-mineralisatie als uitgangspunt gekozen. De N-depositie werd gebaseerd op provinciaal gemiddelde waarnemingen uit het meetnet luchtkwaliteit van het RIVM.

Via regressieanalyse werd onderzocht of de koolstof- en stikstofmineralisatie konden worden verklaard uit bijdragen van de verschillende bodembiotische componenten. Vervolgens werden de stikstofvoorraden in de verschillende bodembiotische componenten gekwantificeerd en in verband gebracht met stikstofstromen naar de vegetatie. Ten slotte is via canonische correspondentie analyse onderzocht welke van de verzamelde bodemkundige en bodembiotische gegevens de vegetatiekundige variatie tussen de verschillende categorieën grasland het best verklaren.

Vegetatie

Uit het vegetatieonderzoek in blauwgraslanden en heischrale graslanden bleek dat vegetatieopnamen in de categorie O^+ en H^+ zich onderscheiden door een ruime aanwezigheid van karakteristieke blauwgrasland resp. heischrale soorten, terwijl deze soorten in de categorie O^- en H^- vrijwel ontbreken. De soortendiversiteit in de categorie O^+ en H^+ was, hoewel niet significant, groter dan in de categorie O^- en H^- . Heischrale graslanden blijven beperkt tot een laag pH-bereik, terwijl blauwgraslanden over een bredere pH-range voorkomen.

Bodembologische activiteit

Zowel in blauwgraslanden als heischrale graslanden blijkt de C-mineralisatie van organische stof in hoge mate verklaard te kunnen worden door bacteriële activiteit en schimmelactiviteit. Bacteriële activiteit leidt in beide typen grasland tot een toename van de bruto N-mineralisatie. Schimmelactiviteit leidt in blauwgraslanden tot toename maar in heischrale graslanden tot een afname van de bruto N-mineralisatie. Een deel van dit (bruto) gemineraliseerde stikstof wordt weer vastgelegd in lichaamseiwitten van bodembiota (N-immobilisatie) en des te sterker naarmate er meer bacteriële biomassa is en die massa actiever is.

N-voorraden en -stromen

De totale voorraad stikstof die in bodembiota is vastgelegd is in heischrale graslanden bij benadering een factor 4 kleiner dan in blauwgraslanden. Dit zou een belangrijke oorzaak kunnen zijn van de lagere productiviteit van heischrale graslanden ten opzichte van blauwgraslanden. In heischrale graslanden vormt de microflora (bacteriën, schimmels en protozoa) de belangrijkste N-sink. In blauwgraslanden vormt de mesofauna (nematoden, potwormen) de belangrijkste N-sink. Zowel in heischrale graslanden als in blauwgraslanden wordt een veelvoud meer stikstof door immobilisatie vastgelegd door bodembiota dan er jaarlijks door de vegetatie via oogsten wordt afgevoerd. Dit suggereert dat micro-organismen veel competitiever zijn in het aanwenden van nutriënten dan hogere planten. Zowel in heischrale graslanden als in blauwgraslanden is de N-beschikbaarheid voor de vegetatie in goed ontwikkelde typen lager dan in slecht ontwikkelde typen. Ook in goed herstellende blauwgraslanden is de N-beschikbaarheid voor de vegetatie geringer dan in de slecht herstellende categorie H. Deze verschillen zijn ecologisch gezien alle relevant, statistisch is echter alleen dit laatste verschil significant.

Differentiërende factoren

Bodembologische parameters blijken voor het onderscheid tussen goed en slecht ontwikkelde heischrale graslanden belangrijker te zijn dan de klassieke bodemkundige parameters. Pas op een lager niveau zijn kalium en fosfaat relevant. De categorie O⁺ onderscheidt zich van O⁻ door een grotere hoeveelheid stikstof die door protozoa en bacteriën is vastgelegd, maar juist door lagere waarden van C/N. Bovendien is de stikstofbeschikbaarheid (N-min) en de fosfaatverzadigingsindex (PSI) lager dan in de categorie O⁻. De categorie H⁺ onderscheidt zich van H⁻ door een gemiddeld iets hogere bacteriële activiteit en door protozoa geïmmobiliseerd N. Voor het onderscheid tussen goed en slecht ontwikkelde blauwgraslanden spelen zowel bodemchemische als bodembologische parameters een rol. Goed ontwikkelde blauwgraslanden onderscheiden zich van de slechte door een lage fosfaatverzadigingsindex, een hoge calciumverzadiging en een sterke N-immobilisatie door bodemorganismen.

Het bodemvoedselweb

Het algemene beeld is dat goed ontwikkelde heischrale graslanden afhankelijk zijn van een actieve bodemfauna, die veel N vastleggen (immobiliseren) in hun biomassa waardoor relatief weinig N beschikbaar blijft voor de vegetatie. In de heischrale graslanden vormt voldoende organische stof een belangrijke randvoorwaarde voor een actieve bodemfauna. Er is sprake van een N-transfer van bacteriën naar protozoa, nematoden en potwormen. Omdat nematoden en potwormen kwantitatief van ondergeschikt belang zijn, is de N-transfer naar hogere trofische niveaus beperkt en blijft relatief veel N geïmmobiliseerd in de lagere trofische niveaus van het bodemvoedselweb.

In blauwgraslanden is juist een hoge calciumverzadiging een randvoorwaarde voor een actief bodemleven. Via dit actieve bodemleven treedt een N-transfer op van organische stof via bacteriën en nematoden naar regenwormen. Regenwormen en bacteriën vormen de belangrijkste N-sink. Regenwormen vormen samen met schimmels tevens de belangrijkste bron van minerale stikstof voor de vegetatie.

Bodemvoedselweb essentieel

In slecht ontwikkelde heischrale graslanden is door milieustress een verschuiving opgetreden van door micro-organismen geïmmobiliseerd N naar mineraal stikstof, waarvan de vegetatie heeft geprofiteerd door een grotere biomassa productie, maar een lagere soorten diversiteit. In slecht ontwikkelde blauwgraslanden is door milieustress een verschuiving opgetreden van door het gehele bodemvoedselweb geïmmobiliseerd stikstof naar mineraal stikstof dat ten goede is gekomen aan de vegetatie, waardoor de productiviteit is toegenomen, maar de soorten diversiteit is afgenomen.

Door het geringe aantal waarnemingen zijn verschillen tussen de categorieën grasland in veel gevallen niet significant aantoonbaar via variantieanalyse. Omdat via correspondentieanalyse wel significante verschillen tot uiting komen geven de resultaten voldoende evidentie dat de hypothese in ieder geval niet verworpen hoeft te worden: Het bodemvoedselweb lijkt een essentiële schakel te zijn voor de kwaliteit van de vegetatie; aantasting van onderdelen van het bodemvoedselweb leidt tot een versterkte productiviteit, maar een verminderde diversiteit en specificiteit van de vegetatie in schraalgraslanden. Er is daarmee evidentie verkregen dat effectgerichte maatregelen zich tevens moeten richten op het bodemvoedselweb.

1 Inleiding

Achtergrond

Voor de realisatie van de EHS en het opstellen van beheerplannen voor Natura 2000- gebieden is kennis nodig over de abiotische randvoorwaarden van de aangemelde habitats en soorten in relatie tot de externe werking (verdroging, verzuring, vermesting). Veel effectgerichte maatregelen zijn gebaseerd op herstel van geschikte milieuocondities via vernatting, bekalking, plaggen etc. De veronderstelling is daarbij dat milieuocondities direct gerelateerd zijn aan floristische diversiteit. In de praktijk blijkt het herstel van een biodiverse kenmerkende flora na effectgerichte maatregelen vaak uit te blijven (Olsthoorn et al., 2006; Kemmers et al., 2007). Door milieustress kunnen echter eveneens essentiële functionele groepen van het bodemleven in vitaliteit worden aangetast (e.g. regenwormen, bacteriën, schimmels, mijten, nematoden, protozoa). Er zijn aanwijzingen dat dit kan leiden tot een verstoring van het nutriëntenaanbod voor vegetaties.

Doel

Doel was te onderzoeken of verzuring (milieustress) de relatie beïnvloedt tussen samenstelling en activiteit van het bodemleven enerzijds en de beschikbaarheid van voedingsstoffen voor de productiviteit van het ecosysteem en de daarmee samenhangende biodiversiteit anderzijds. Dit inzicht is essentieel voor het treffen van de juiste herstelmaatregelen tegen verzuring. De resultaten van het onderzoek kunnen daarom leiden tot aanbevelingen en vuistregels bij het toegepaste onderzoek naar effectieve herstelmaatregelen.

Hypothese

Als werkhypothese werd in het onderzoek verondersteld dat door milieustress verschuivingen kunnen optreden in het bodemvoedselweb, waardoor de microbiële activiteit en N-immobilisatie door het bodemleven afneemt en de N-beschikbaarheid via netto N-mineralisatie voor de vegetatie toeneemt. De competitie om stikstof tussen bodemorganismen en hogere planten verschuift hierdoor in het voordeel van de vegetatie, waardoor de productiviteit toeneemt en soorten diversiteit afneemt. Daarbij werd impliciet verondersteld dat de productiviteit een voorspeller is voor biodiversiteit.

Aanpak

In blauwgraslanden en heischrale graslanden werden gegevens verzameld van bodemeigenschappen, bodembiota en vegetatie. Van beide typen grasland werden vier categorieën geselecteerd voor onderzoek:

1. O⁺: oorspronkelijke terreinen met een kwalitatief goede vegetatie
2. O: oorspronkelijke terreinen met een kwalitatief slechte door stress beïnvloede vegetatie
3. H⁺: terreinen waar herstelmaatregelen hebben geleid tot een succesvol herstel van de vegetatie
4. H: terreinen waar herstelmaatregelen niet hebben geleid tot herstel van de vegetatie.

Een belangrijke indicatie voor het criterium 'succes van de herstelmaatregel' en het criterium 'kwaliteit van de vegetatie' zijn gebaseerd op de mening van lokale beheerders. In tweede instantie kon een aanwijzing heroverwogen worden op basis van gemaakte vegetatieopnamen. In 2008 werden zestien blauwgraslanden en in 2009 werden zestien heischrale graslanden volgens deze criteria geselecteerd en geïnventariseerd op vegetatieparameters, bodemchemische parameters, bodemfauna parameters en microbiologische parameters (tabel 1).

Tabel 1

Overzicht van terreinen en regio's en de status van de onderzochte standplaatsen

Blauwgraslanden		Heischrale graslanden		Status standplaats
Locatie	Regio	Locatie	Regio	
Stelkampsveld	<i>Achterhoek</i>	Groot Zandbrink	<i>Gelderse Vallei</i>	Goede conditie oorspronkelijk (O+)
Lemselermaten	<i>Twente</i>	De Leemputten	<i>Veluwe</i>	Goede conditie oorspronkelijk (O+)
Zandbrink	<i>Gelderse Vallei</i>	Eexterveld	<i>Drenthe</i>	Goede conditie oorspronkelijk (O+)
Allemanskamp	<i>Gelderse Vallei</i>	Stelkampsveld	<i>Achterhoek</i>	Goede conditie oorspronkelijk (O+)
Koolmansdijk	<i>Achterhoek</i>	Schaopedobbe	<i>Friesland</i>	Slechte conditie oorspronkelijk (O-)
Lemselermaten	<i>Twente</i>	Drents Broek	<i>Drenthe</i>	Slechte conditie oorspronkelijk (O-)
Zandbrink	<i>Gelderse Vallei</i>	Koolmansdijk	<i>Achterhoek</i>	Slechte conditie oorspronkelijk (O-)
Allemanskamp	<i>Gelderse Vallei</i>	Grote startbaan Havelte	<i>Drenthe</i>	Slechte conditie oorspronkelijk (O-)
Wijnjeterperschar	<i>Friesland</i>	Eexterveld	<i>Drenthe</i>	Goede conditie na herstel (H+)
Lemselermaten	<i>Twente</i>	Leemkuil, de Borkeld	<i>Achterhoek</i>	Goede conditie na herstel (H+)
Stroothuizen	<i>Twente</i>	Kienveen	<i>Achterhoek</i>	Goede conditie na herstel (H+)
Meeuwenkampje	<i>Gelderse Vallei</i>	Grote startbaan Havelte	<i>Drenthe</i>	Goede conditie na herstel (H+)
Marschen	<i>Friesland</i>	Schaopedobbe	<i>Friesland</i>	Slechte conditie na herstel (H-)
Lemselermaten	<i>Twente</i>	Koolmansdijk	<i>Achterhoek</i>	Slechte conditie na herstel (H-)
Stroothuizen	<i>Twente</i>	Stroothuizen	<i>Twente</i>	Slechte conditie na herstel (H-)
Veenkampen	<i>Gelderse Vallei</i>	Scharreveld (Holterzand)	<i>Drenthe</i>	Slechte conditie na herstel (H-)

Na databewerking werd via regressieanalyse onderzocht of de koolstof- en stikstofmineralisatie konden worden verklaard uit bijdragen van de verschillende bodembiotische componenten. Vervolgens werden de stikstofvoorraden in de verschillende bodembiotische componenten gekwantificeerd en in verband gebracht met stikstofstromen naar de vegetatie. Tenslotte is via canonische correspondentie analyse onderzocht welke van de verzamelde bodemkundige en bodembiotische gegevens de vegetatiekundige variatie tussen de verschillende categorieën grasland het best verklaren.

2 Methoden

2.1 Dataverzameling

Veldinventarisaties werden gecoördineerd en op dezelfde plaats en tijd uitgevoerd in de periode april mei van elk jaar. Alleen de vegetatie werd geoogst op een afwijkend tijdstip, namelijk medio juli ten tijde van de 'peak standing crop'. Alle inventarisaties werden binnen hetzelfde vlak van 25 m² uitgevoerd. Binnen elk vlak werden meerdere deelmonsters (0-10 cm-mv) gestoken en vervolgens gebulkt.

De inventarisaties waren gericht op het verkrijgen van de volgende gegevens:

Vegetatie

- Soortsamenstelling
- Biomassa (droge stof, N-, P- en K-gehalten van de droge stof)

Bodemchemie

- pH
- Ca-verzadiging (Bascomb extract: Ca/CEC_{pH=8})
- Organische stof (LOI)
- K-, N- en P-totaal (destructie met H₂SO₄/H₂O₂/Se)
- Fe-, Al-, P-ammoniumoxalaatextractie (Schwertmann, 1964)
- Fosfaatverzadigingsindex: $PSI = P_{ox}/(Al+Fe)_{ox}$
- NH₄/NO₃ (extractie 0.01Mol CaCl₂)

Bodemfauna

- *Mijten (aantallen/dm³): alleen in heischrale graslanden*
- Nematoden (aantallen/dm³)
- (Pot)wormen (aantallen/dm³)

Microbiologie

- *C-mineralisatie (mg C/kg droge grond.wk)*
- N-mineralisatie (aerobe incubatie 6wk, 20 °C: mg N. kg⁻¹.wk⁻¹)
- Mineraliseerbare-N (anaerobe incubatie 1 wk, 40 °C)
- N-min/Min-N
- Bacteriële C-massa (Bact-C: µg C.g⁻¹ droge grond)
- Schimmel C (Fung C: µg C.g⁻¹ droge grond)
- Actieve schimmels (% lengte van hyphen)
- % unstained fungi
- (specifieke) Leucine inbouwsnelheid (pmol/g⁻¹.h⁻¹)
- (specifieke) Thymidine inbouwsnelheid (pmol/g⁻¹.h⁻¹)

N-depositie

- *De jaarlijkse N-depositie is gebaseerd op provinciale gemiddelde waarnemingen uit het meetnet luchtkwaliteit van het RIVM (2007).*

2.2 Stikstofmineralisatie en -immobilisatie

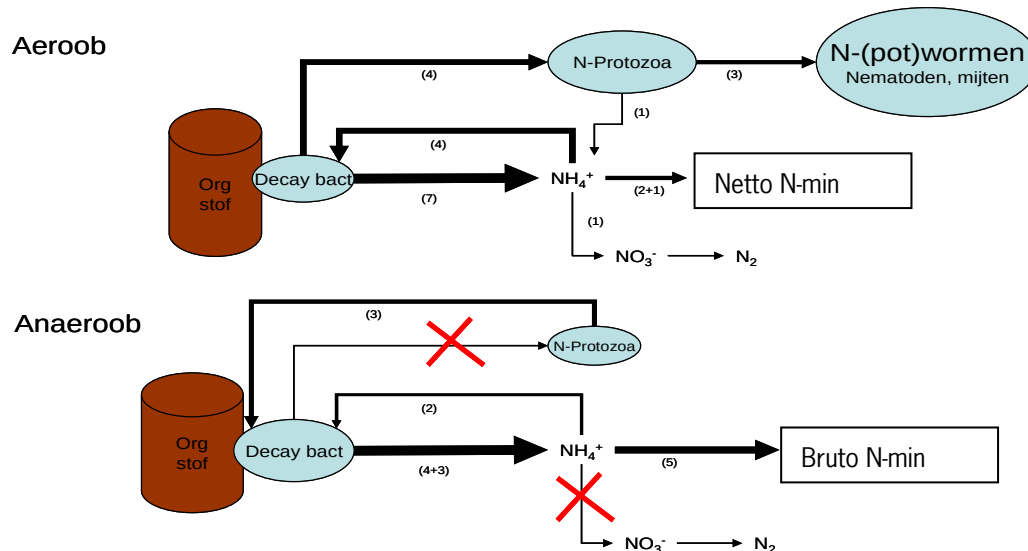
Voor een goed begrip van de gebruikte methoden om stikstofmineralisatie te meten en om de interpretatie daarvan te kunnen begrijpen worden deze methoden hieronder kort toegelicht.

Netto N-mineralisatie

De potentiële N-mineralisatie werd zowel aeroob als anaeroob bepaald (figuur 1). Bij aerobe mineralisatie wordt ammonium gevormd dat weer kan worden omgezet in nitraat. Zowel ammonium als nitraat kunnen weer worden opgenomen door micro-organismen (schimmels, bacteriën), die op hun beurt weer kunnen worden begraasd door protozoa, nematoden of mijten. De groei en delingsactiviteit van micro-organismen wordt

gestimuleerd door vraat. Bij deze vraat wordt een deel van de stikstof vastgelegd in lichaamseiwitten van het hogere trofische niveau en komt een deel van de stikstof vrij dat vervolgens via een zgn. microbial loop weer wordt opgenomen door micro-organismen (N-immobilisatie).

Nitraat kan ook door denitrificatie verdwijnen. Gemeten wordt wat het netto verschil is tussen deze afbraak- en opnameprocessen. Daarom wordt deze methode wel de bepaling van de netto N-mineralisatie genoemd.



Figuur 1

Conceptueel model van stikstofstromen tijdens aerobe en anaerobe N-mineralisatie.

Bruto N-mineralisatie

Bruto N-mineralisatie wordt onder anaerobe omstandigheden gemeten, gedurende een korte tijd maar bij een hogere temperatuur waardoor de microbiologische activiteit sterk wordt gestimuleerd. Door anaerobie kan geen nitraatvorming plaatsvinden en kan dus ook geen N-verlies door denitrificatie plaatsvinden. Protozoa, nematoden, mijten en potwormen sterven onder anaerobe omstandigheden af en kunnen geen stikstof meer immobiliseren via vraat van micro-organismen. De door anaerobie afgestorven organismen vormen nu een bron voor decompositie en mineralisatie. Omdat via deze anaerobe methode immobilisatie- en denitrificatieprocessen worden uitgeschakeld geeft deze methode een benadering van de bruto N-mineralisatie. Tezamen met het temperatuureffect is dit de oorzaak ervan dat de bruto N-mineralisatie meestal veel hoger is dan de netto N-mineralisatie.

N-immobilisatie

Het verschil tussen de meting van anaerobe en aerobe mineralisatie in een week ($\text{kgN} \cdot \text{dm}^{-3} \cdot \text{wk}$) kan worden opgevat als de N die afkomstig is van de afgestorven biomassa van organismen (protozoa, nematoden, mijten, potwormen) die op het moment in het monster aanwezig was (Adams and Attiwill, 1986; Goh and Haynes, 1986; Boone, 1990).

Bij de anaerobe mineralisatie treden echter twee effecten op die de activiteit van microben beïnvloeden en die verdisconteerd moeten worden bij de bepaling van de N-immobilisatie:

- De bacteriële activiteit is 2x zo hoog (Q10) als bij aerobe mineralisatie (40 vs 20°C);
- De bacteriële activiteit wordt lager door overschakeling naar anaerobe stofwisseling (fermentatie) en afwezigheid van begrazing. Heterotrofe bacteriën kunnen echter in zowel aerobe als anaerobe omstandigheden functioneren (Bloem, Hopkins and Benedetti, 2005).

Het eerste effect is verdisconteerd door omrekening van 40 °C naar 20 °C. Dit kan met behulp van de Q10-regel. Voor het tweede effect zouden we kunnen veronderstellen dat overschakeling van aerobe naar anaerobe stofwisseling voor heterotrofen niet al te problematisch is. Anderzijds blijkt uit onderzoek van Vermeulen en Hendriks (SC-DLO rapport 288, 1996), dat de koolzuurproductie onder anaerobe omstandigheden ca. 0,35 x de koolzuurproductie onder aerobe omstandigheden bedraagt. Daarom is een correctiefactor van 0,35 toegepast bij de waarden voor de anaerobe N-mineralisatie. Het verschil tussen de aerobe en de gecorrigeerde anaerobe mineralisatie is als maat voor de N-immobilisatie aangehouden.

2.3 Dataverwerking

Bulkdensities van gronden werden via regressie afgeleid uit het organische stofgehalte (Kemmers, unpublished data);

Gewichten, C-massa en N-massa van bodemfaunagroepen werden gebaseerd op indicaties die door Didden et al. (1994) zijn gegeven.

Elementvoorraden werden afgeleid uit elementgehalten met behulp van het bulkgewicht.

Stikstofmineralisatieconstanten werden uitgedrukt in $\text{mgN} \cdot (\text{gN} \cdot \text{etm})^{-1}$ en gestandaardiseerd naar een temperatuur van 20 °C.

Bruto- en netto stikstofmineralisatie en stikstofimmobilisatie werden op jaarbasis berekend door sommering van de maandelijkse fluxen. Daartoe werden de mineralisatieconstanten vermenigvuldigd met het aantal etmalen per maand en met een Q10 factor gecorrigeerd voor de maandelijks gemiddelde bodemtemperatuur op 5 cm-mv. De bodemtemperatuur werd berekend via een warmte-transfer-model (Feddes, 1971), waarbij werd verondersteld dat de gemiddelde luchttemperatuur 10 °C en de jaarlijkse amplitude 20 °C (0-20 °C) bedraagt en de warmtegeleiding en -capaciteit van de bodem afhankelijk is van de textuur (zandgrond).

Statistiek

Voor de verwerking en analyse van de gegevens is gebruik gemaakt van verschillende statistische programma's.

Voor eenvoudige toetsing van verschillen tussen groepen is gebruik gemaakt van de student t-toets uit Excel. Voor de analyses van bodemchemische gegevens met multiple regressie is gebruik gemaakt van het programma Genstat (Payne et al., 2000). Daartoe werden alle basis gegevens logaritmisches getransformeerd. Voor multiple regressie analyse werden verklarende variabelen toegevoegd via een geautomatiseerde voorwaartse selectie procedure. Het model met de hoogste verklaarde variantie werd geselecteerd.

Voor bewerking en transformatie van soortgegevens naar een cornell condensed format is gebruik gemaakt van het programma Turboveg.

Voor onderzoek naar relaties tussen soorten en bodemparameters is gebruik gemaakt van een Canonische Correspondentie Analyse (CCA) uit het programmapakket Canoco (Ter Braak, 1985, 1986). Zowel bedekkingen van soorten als abiotische gegevens werden logaritmisches getransformeerd. Aan triviale soorten werd een gewicht 0 toegekend bij de correspondentie analyse.

3 Resultaten

3.1 Vegetatie

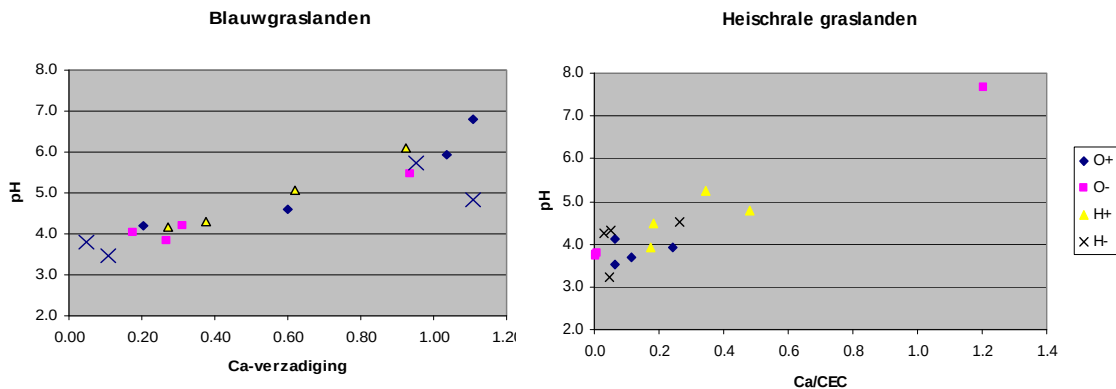
Bijlage 1 en 2 geven een overzicht van de vegetatieopnamen van de proefvlakken in blauwgraslanden (2008) en heischrale graslanden (2009). De soorten zijn geordend naar het vegetatietype waarvoor zij kenmerkend zijn. Het blijkt dan dat in opnamen soorten kunnen voorkomen die voor verschillende vegetatietypen kenmerkend zijn.

In de blauwgraslanden (bijlage 1) onderscheiden de vegetatieopnamen in de categorie O^+ en H^+ zich door een ruime aanwezigheid van karakteristieke blauwgrasland soorten, terwijl deze soorten in de categorie O en H vrijwel ontbreken. In categorie O^+ komen algemene graslandsoorten nauwelijks voor. Opvallend is dat in de positief herstelde proefvlakken relatief veel soorten voorkomen van de kleine zeggenvegetaties, die zich van het blauwgrasland onderscheiden door nattere en wat zuurdere condities. De negatief herstelde proefvlakken kenmerken zich door de afwezigheid van typische soorten. Er zijn geen significante verschillen tussen het gemiddelde aantal soorten van de categorieën O^+ (22.5), O (15.8), H^+ (18.5) en H (12.3).

In de heischrale graslanden (bijlage 2) komen in de categorie O^+ - en H^+ - soorten voor die kenmerkend zijn voor zowel heischrale graslanden, blauwgraslanden als heidegemeenschappen. Voor beide categorieën is *Erica tetralix* kenmerkend. In de categorie O en H zijn deze soorten veel minder algemeen of indien zij voorkomen vaak dominant. In de categorie H^+ komt deze soortencombinatie minder voor maar komen wel droge heidesoorten voor. In de categorie O ontbreken de heischrale en blauwgraslandsoorten en komen slechts algemene heidesoorten voor. De categorie H is vooral negatief gekenmerkt door het ontbreken van kenmerkende soorten. Er zijn geen significante verschillen tussen het gemiddelde aantal soorten van de categorieën O^+ (17.5), O (15.3), H^+ (20.5) en H (14.0).

Op basis van de vegetatiesamenstelling zijn de opnamen 8 (Koolmansdijk) en 1 (Zandbrink) van categorie (O^+ en O) omgewisseld.

Omdat het onderzoek zich met name toespitste op de effecten van verzuring op het bodemvoedselweb is in figuur 2 de pH en Ca-verzadiging weergegeven van de proefvlakken in de verschillende categorieën blauwgrasland en heischraal grasland. De blauwgraslanden komen over een vrij brede range van zuurgraad voor. Het blijkt dat in de categorie O^+ van het blauwgrasland (niet verzuurde referenties) toch standplaatsen voorkomen met een lage basenverzadiging en pH. Mogelijk is deze discrepantie toe te schrijven aan het fenomeen 'nailjing' waarbij plantensoorten zich nog wel kunnen handhaven op een verzuurde plek (meerjarige soorten), maar zich waarschijnlijk niet opnieuw zouden kunnen vestigen. In de categorie O komt ook een opname voor met een hoge pH. De heischrale graslanden zijn beperkt tot het wat zuurdere traject. Ook hier komt een uitzonderlijke pH voor bij de categorie O^- .



Figuur 2

De zuurgraad en de Ca-verzadiging van het adsorptiecomplex in de onderzochte blauwgraslanden en heischrale graslanden.

3.2 Regressie analyses

3.2.1 C-mineralisatie

De C-mineralisatie (mg C/kg.wk) kan voor 69% worden verklaard uit het gehalte bacterieel C en het % unstained fungi (tabel 2). Ook blijkt dat de C-mineralisatie toeneemt naarmate de bacteriële activiteit (leucine inbouw) hoger is, het % unstained (niet kleurende) fungi lager en de verhouding fung/bactC lager is.

In de heischrale graslanden komt hetzelfde beeld naar voren maar via andere parameters: bacteriële biomassa en activiteit (Leucine) beïnvloeden de C-mineralisatie positief; de negatieve invloed van schimmels uit zich via de parameter active fungal C.

Tabel 2

Geselecteerde (beste) modellen na logtransformatie voor de C-mineralisatie in blauwgrasland en heischraal grasland.

Model nummer	Ln Respons variabele	Model Blauwgraslanden	R ²
1	C-min-O ₂	0.22BactC -0,50%Unstained+5.31	69.0
2	C-min-O ₂	0.17Leucine -0.48%Unstained-0.86Fung/Bact +6.42	72.2
Model nummer	Ln Respons variabele	Model Heischrale graslanden	R ²
3	C-min-CO ₂	0.174BactC -0.197 ActFungC + 0.49Leu + 1.314	77.0
4	C-min-O ₂	0.13BactC + 0.39Leu -0.14Fung/Bact + 2.71	58.4

3.2.2 Bruto N-mineralisatie

Voor de netto N-mineralisatie (N_{min}) kan geen enkel verklarend model worden gevonden voor zowel blauwgraslanden als heischrale graslanden.

De bruto N-mineralisatie (Min-N in mg/kg droge grond) kan in blauwgraslanden voor ruim 84% worden verklaard uit het gehalte bacterieel C en de FungC/BactC-ratio (tabel 3, model 1). De bruto N-mineralisatie neemt toe als het bacteriële C-gehalte en de verhouding tussen schimmels en bacteriën groter is of als het Fung C-gehalte toeneemt (tabel 3, model 2).

In heischrale graslanden neemt de bruto N-mineralisatie toe als de bacteriële activiteit toeneemt (Leu), maar neemt af als de schimmelactiviteit toeneemt (model 4).

Tabel 3

Geselecteerde (beste) modellen na logtransformatie voor de bruto N-mineralisatie in blauwgrasland en heischraal grasland.

Model nummer	Ln Respons variabele	Model Blauwgrasland	R ²
1	Min-N	0.99BactC + 0,89 Fung/Bact -1.72	84.6
2	Min-N	0.74BactC +0.27FungC -0.57	84.8
Model nummer	Ln Respons variabele	Model Heischrale graslanden	R ²
3	Min-N	0.73Leu -0.613ActFungC + 1.39	73.7

3.2.3 N-immobilisatie

De N-immobilisatie (N-immob in kgN.dm⁻³) neemt in blauwgraslanden toe naarmate meer bacterieel C aanwezig is en de leucine inbouwsnelheid groter is, maar neemt af als de thymidine inbouwsnelheid (delingsactiviteit bacteriën) toeneemt (model 1, tabel 4). In heischrale graslanden is de N-immobilisatie onafhankelijk van de bacteriële C-massa, maar neemt wel toe als de leucine inbouwsnelheid (i.e. bacteriële activiteit) toeneemt, maar neemt af als de schimmelactiviteit toeneemt (tabel 4, model 2).

Tabel 4

Geselecteerde (beste) modellen na logtransformatie voor de N-immobilisatie in blauwgrasland en heischraal grasland.

Model nummer	Ln Respons variabele	Model Blauwgrasland	R ²
1	N-immob	0.72BactC + 0.41Leu – 0.39Thym -1.14	78.9
Model nummer	Ln Respons variabele	Model Heischrale graslanden	R ²
2	N-immob	0.656Leu - 0.47ActFungC + 1.27	73.2

3.2.4 Conclusies

- In zowel blauwgraslanden als heischrale graslanden wordt de C-mineralisatie in hoge mate verklaard door bacteriële activiteit en schimmelactiviteit;
- Zowel in blauwgrasland als in heischraal grasland leidt bacteriële activiteit tot een toename van de bruto N-mineralisatie. In blauwgraslanden leidt schimmelactiviteit tot toename van de bruto N-mineralisatie maar in heischrale graslanden neemt de bruto N-mineralisatie juist af onder invloed van schimmelactiviteit;
- In blauwgraslanden is de N-immobilisatie groter, naarmate er meer bacteriële biomassa is en die massa actiever is. De N-immobilisatie neemt af als de delingsactiviteit wordt gestimuleerd (toename thymidine inbouwsnelheid). De delingsactiviteit wordt gestimuleerd bij begrazing van bacteriën.
- In heischrale graslanden neemt de N-immobilisatie toe als de bacteriële activiteit groter is, maar neemt af als de schimmelactiviteit groter is.
- In blauwgraslanden gaat een negatieve feedback naar N-immobilisatie via begrazing van bacteriën door een hoger trofisch niveau, terwijl in heischrale graslanden de negatieve feedback optreedt door schimmelactiviteit. Schimmels zijn kennelijk niet effectief in het vastleggen van N in lichaamseiwit.

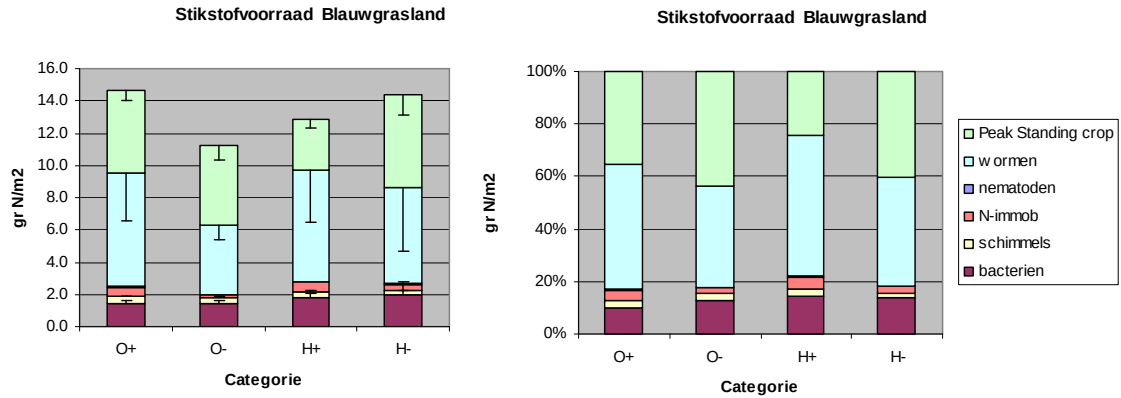
3.3 Stikstofvoorraden, -stromen en -balansen

3.3.1 Blauwgraslanden

Stikstofvoorraden

Van alle relevante bodembiota groepen (wormen, potwormen, mijten, nematoden, schimmels, bacteriën) zijn via tellingen indicaties te geven van hun N-voorraad (zie hoofdstuk Methoden). Van protozoa die een belangrijke groep in het bodemvoedselweb vormen zijn deze schattingen niet dan tegen hoge kosten te maken. In dit onderzoek is daarom op indirecte wijze een schatting gemaakt van de N-voorraad in protozoa.

In figuur 3 is voor de verschillende categorieën blauwgraslanden de N-oogst via het gewas weergegeven in verhouding tot de N-voorraden in de verschillende bodemfauna groepen. Er konden geen significante verschillen tussen de verschillende categorieën binnen eenzelfde bodembiota groep worden vastgesteld. De belangrijkste N-sink in de blauwgraslanden zijn de regenwormen, gevolgd door bacteriën en schimmels. Nematoden zijn als sink term verwaarloosbaar. Het verschil tussen bruto en netto N-mineralisatie (i.e. de N-immobilisatie) loopt uiteen van 0,2 tot 0,6 gN.m².



Figuur 3

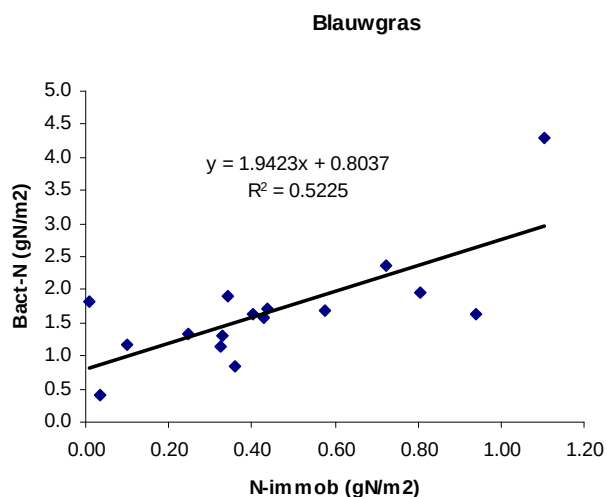
De hoeveelheid N in het gewas ten tijde van peak standing crop in vergelijking met N-voorraden in verschillende bodemfauna groepen in verschillende categorieën blauwgrasland. De N-voorraad in protozoa is gebaseerd op het verschil in aerobe en anaerobe mineralisatie. Er zijn geen significante verschillen in N-voorraden van bodembiota tussen de verschillende categorieën.

Discussie

Het verschil tussen netto en bruto N-mineralisatie hebben we eerder geïnterpreteerd als de hoeveelheid stikstof die door afgestorven (door anaerobie) bodembiota werd geïmmobiliseerd. Uit analyse van de N-voorraden in bodemfaunacomponenten blijkt dat nematoden een verwaarloosbare voorraad N hebben t.o.v. schimmels, bacteriën en wormen. De enige diergroep waaruit het verschil tussen bruto en netto mineralisatie is te verklaren betreft dan de protozoa. Uit figuur 3 kan dan worden afgeleid dat de N-voorraad in protozoa in orde van grootte is gelegen tussen de 0,2 en 0,6 gN.m⁻². Bloem et al. (2003) geven als indicatie voor de biomassa aan protozoa 10kg.ha⁻¹. Indien een C/N verhouding van 5 wordt aangehouden voor protozoa (Didden et al., 1994) komt de door ons gevonden protozoa biomassa overeen met 0,4 tot 1,2 kg.ha⁻¹. Verhoef, H.A. en L. Brussaard (1990) geven voor amoeben een N-voorraad van 1 kgN.ha⁻¹.

Figuur 4 laat zien dat er een goede correlatie bestaat tussen bacterieel-N en de door ons berekende N-immobilisatie (i.e. N vastgelegd in protozoa). Deze relatie geeft aan dat de verhouding tussen N-protozoa en N-bacteriën 1:2 bedraagt, waaruit wordt afgeleid dat protozoa in staat zijn ongeveer de helft van de bacteriële N-massa weg te grazen. Dit ondersteunt de veronderstelling dat N-immobilisatie vooral wordt veroorzaakt door de gezamenlijke activiteit van bacteriën en protozoa.

Het verschil tussen (jaarlijkse) anaerobe en aerobe mineralisatie is dus een benadering voor de hoeveelheid stikstof die door mineralisatie uit de afgestorven protozoa biomassa vrijkomt.

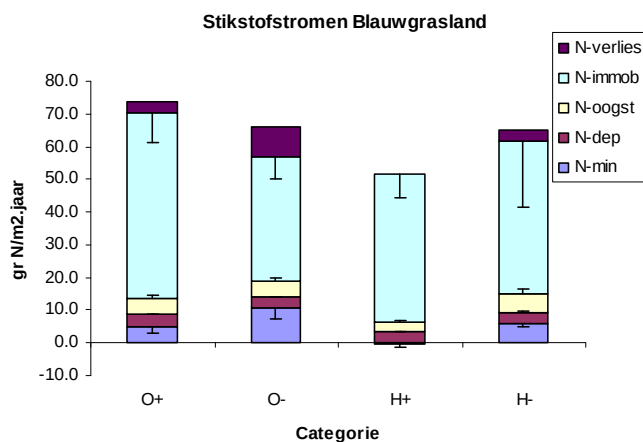


Figuur 4

Relatie tussen de berekende N-immobilisatie en de gemeten bacteriële N-voorraad in blauwgraslanden.

N-stromen

De N-stromen die in het blauwgrasland op jaarbasis optreden zijn weergegeven in figuur 5. Het stikstofverlies is gebaseerd op het verschil tussen N-oogst en de som van jaarlijkse netto N-mineralisatie en -depositie. De jaarlijkse N-immobilisatie is gebaseerd op het verschil tussen de jaarlijkse (voor temperatuur en metabole activiteit gecorrigeerde) bruto en netto mineralisatie.



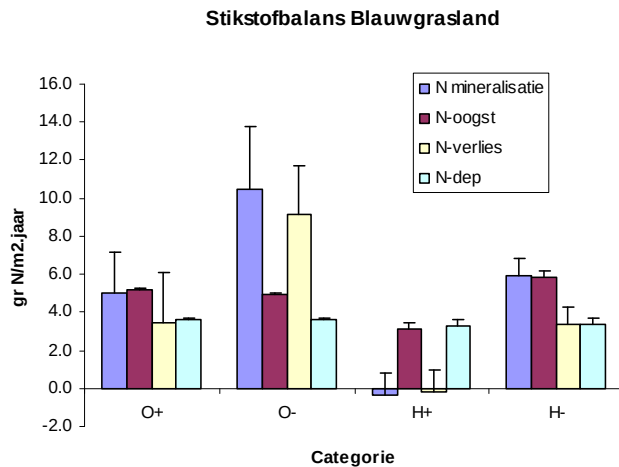
Figuur 5

Jaarlijkse N-stromen die van invloed zijn op de N-balans in de verschillende categorieën blauwgrasland. In de cat H+ is een significant lager N-verlies en N-mineralisatie dan in de cat H-.

Uit figuur 5 blijkt dat de hoeveelheid N die jaarlijks wordt geïmmobiliseerd een veelvoud groter is dan de hoeveelheid die via oogst wordt afgevoerd of dan de jaarlijkse input van stikstof via depositie. Tevens blijkt dat de hoeveelheid N die wordt geïmmobiliseerd een veelvoud groter is dan de hoeveelheid netto N-mineralisatie.

N-balansen

Figuur 6 geeft de stikstofbalans voor de verschillende categorieën blauwgrasland.



Figuur 6

De N-balans van de verschillende categorieën blauwgrasland. Verlies is berekend uit verschil tussen N-input via mineralisatie en depositie en N-output via gewasoogst. In de cat H+ is een significant lager N-verlies en N-mineralisatie dan in de cat H.

De jaarlijkse oogst is in orde van grootte vergelijkbaar met of iets groter dan de N-depositie. Met uitzondering van de cat O- zijn de jaarlijkse N-verliezen eveneens in orde van grootte vergelijkbaar met de jaarlijkse N-depositie. In de categorie O+ is de stikstofbeschikbaarheid (N-mineralisatie) voor de vegetatie kleiner dan in de categorie O-. Dit verschil is niet significant. Ook in goed herstellende blauwgraslanden (H+) is de N-beschikbaarheid voor de vegetatie geringer dan in de slecht herstellende categorie H-. Dit verschil is wel significant.

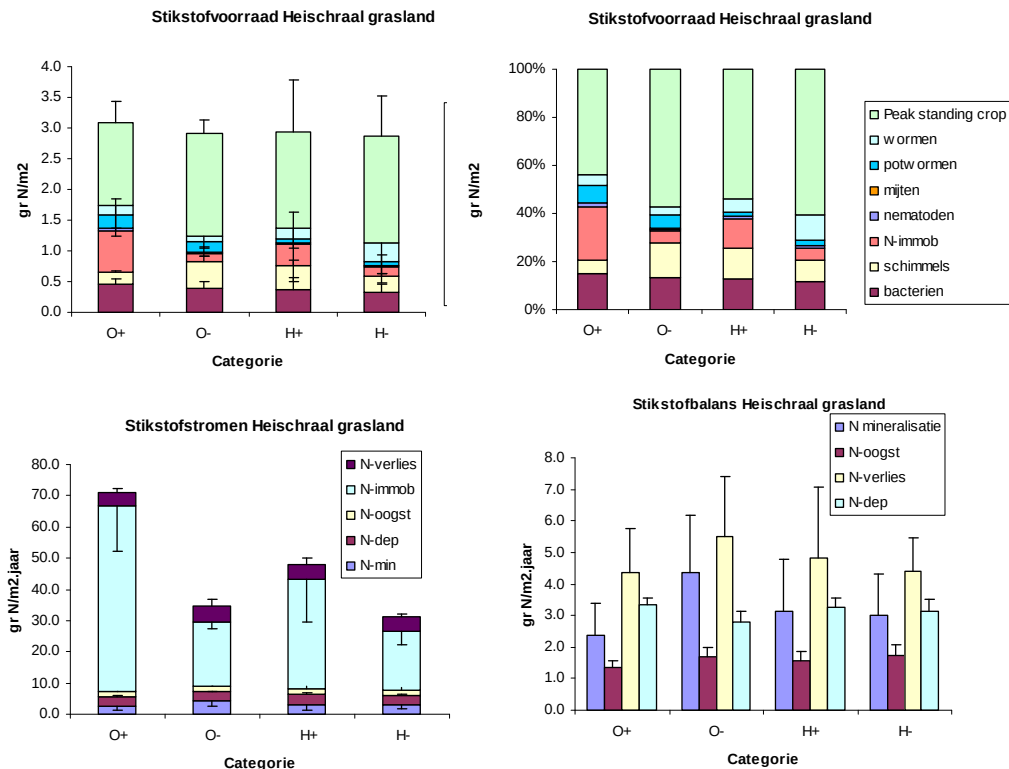
3.3.2 Heischrale graslanden

Stikstofvoorraden, -stromen en -balansen

In figuur 7 zijn de N-voorraden en -stromen in de verschillende groepen van bodembiota in verhouding tot de N-voorraad in de bovengrondse biomassa ten tijde van peak standing crop weergegeven. Verschillen tussen categorieën zijn nergens significant.

De belangrijkste N-sink in de heischrale graslanden zijn de micro-organismen. Potwormen en regenwormen zijn van ondergeschikt belang. Nematoden en mijten zijn als sink term verwaarloosbaar. Het verschil tussen bruto en netto N-mineralisatie loopt uiteen van 0,1 tot 1 gN.m⁻². Dit zou betekenen dat de hoeveelheid N die door protozoa wordt geïmmobiliseerd in goede heischrale graslanden (cat O+) in orde van grootte vergelijkbaar is met de N-voorraad in bacteriën en schimmels. Uit figuur 7 blijkt dat de hoeveelheid N die jaarlijks wordt geïmmobiliseerd een veelvoud groter is dan de hoeveelheid die via oogst wordt afgevoerd of dan de jaarlijkse input van stikstof via depositie. Opvallend is dat er aan N-oogst veel minder wordt afgevoerd dan de som van netto N-mineralisatie en N-depositie, zodat de jaarlijkse verliezen relatief groot zijn.

In de categorie O+ is de stikstofbeschikbaarheid voor de vegetatie kleiner dan in de categorie O-. Dit verschil is niet significant.



Figuur 7

Stikstofvoorraden, -stromen en -balansen in heischrale graslanden.

3.3.3 Conclusies

- De som van de N-voorraden in bodembiota is in heischrale graslanden bij benadering een factor 4 lager dan in blauwgraslanden: 3 vs. 12-14 kg N.m⁻².
- In heischrale graslanden vormt de microflora (bacteriën, schimmels en protozoa) de belangrijkste N-sink. De N-voorraad van deze sink is een factor 2 à 3 groter dan die in de mesofauna en (pot)wormen.
- In blauwgraslanden vormt de mesofauna de belangrijkste N-sink. De N-voorraad van mesofauna en wormen is bij benadering een factor 2 à 3 groter dan in de microflora (bacteriën, schimmels en protozoa).
- In heischraal grasland wordt 50-60% van de N-voorraad die in bodembiota ligt opgeslagen afgevoerd via jaarlijks maaien en hooien van de vegetatie. In blauwgraslanden bedraagt de N-afvoer via oogsten ongeveer 40% van de N-voorraad die in de bodembiota ligt opgeslagen.
- Zowel in heischrale graslanden als in blauwgraslanden wordt een veelvoud meer stikstof door immobilisatie vastgelegd in micro-organismen dan er jaarlijks door de vegetatie via oogsten wordt afgevoerd.
- In zowel blauwgraslanden als heischrale graslanden is in de categorie O⁺ de stikstofbeschikbaarheid (N-mineralisatie) voor de vegetatie kleiner dan in de categorie O⁻. Deze verschillen zijn echter niet significant. Ook in goed herstellende blauwgraslanden (H⁺) is de N-beschikbaarheid voor de vegetatie geringer dan in de slecht herstellende categorie H⁻. Dit verschil is wel significant.

3.4 Canonische correspondentie analyse

3.4.1 Procedure

In eerste instantie werden klassieke bodemchemische eigenschappen gebruikt om de variatie in soorten en categorieën grasland te verklaren. Uit deze bodemeigenschappen werden de zes best verklarende variabelen geselecteerd. Daarna werd een canonische analyse uitgevoerd met diverse C- en N-parameters van bodembiota om de variatie te verklaren. Ook daarvan werden de zes beste geselecteerd. Bij de voorraadparameters van de bodembiota zijn alleen die parameters geselecteerd die informatie verstrekken over de stikstofhuishouding. Het bleek dat de verklarende kracht van C- en N-voorraadparameters per groep van bodembiota identiek is. Dit is logisch omdat de N-voorraad werd berekend uit de C-voorraad via de C/N verhouding. Daarom werd bij de selectie alleen uitgegaan van N-voorraden

Met de klassieke bodemeigenschappen werden geen wezenlijk beter verklarende modellen gevonden dan met de bodembiotische parameters. Daarom werden alle geselecteerde variabelen bij elkaar gevoegd voor een overall model gebaseerd op een automatische selectie van variabelen. In tweede instantie werd een handmatige selectie uitgevoerd als een parameter een grote autocorrelatie met alle andere parameters vertoonde (Inflation factor) of als er een sterke correlatie tussen twee automatisch geselecteerde variabelen aanwezig was. Tenslotte werden de acht beste variabelen geselecteerd voor het overall model.

In de volgende paragrafen worden de resultaten van de overall modellen gepresenteerd en besproken.

3.4.2 Heischrale graslanden

Automatische selectie

Tabel 5 geeft een overzicht van parameters die aan het model werden aangeboden ter verklaring van de variatie in soorten. Het model kiest stapsgewijs de best verklarende parameter en herhaalt dit voor de overblijvende parameters. Uiteindelijk selecteert het model uit deze lijst acht parameters die de canonische variatie het best verklaren.

Tabel 5

Bijdrage (r-waarde) van de diverse parameters aan de canonische variatie die wordt gevonden bij een stapsgewijze voorwaartse selectie van parameters

pH	0.0628	Nemat-N	0.2370
N-fauna	0.1314	Leu	0.2442
Fung-N	0.1559	Bact-N	0.2518
NH4/NO3	0.1672	PSI	0.2567
Thy	0.2001	Org.stof	0.2565
Ca-CEC	0.2117	C/N	0.2669
Pot-N	0.2150	Nt	0.2721
N-min	0.2242	P	0.2999
Worm-N	0.2243	N-prot	0.3244
Fe	0.2278		
K	0.2339		

Handmatige selectie

Het blijkt dat de handmatige selectie tot een vrijwel even krachtig model leidt, waarmee 67% van de canonische variatie kan worden verklaard (tabel 6).

Tabel 6

Samenvatting van de modelresultaten met overzicht van de canonische variatie per as (eigen values).

**** Summary ****					
Axes	1	2	3	4	Total inertia
Eigenvalues	0.461	0.363	0.273	0.258	2.811
Species-envi	0.939	0.94	0.954	0.977	
Cumulative percentage variance					
of species	16.4	29.3	39	48.2	
of species-	24.3	43.5	57.8	71.4	
Sum of all					2.811
Sum of all ca					1.897
					$r = 0.67$

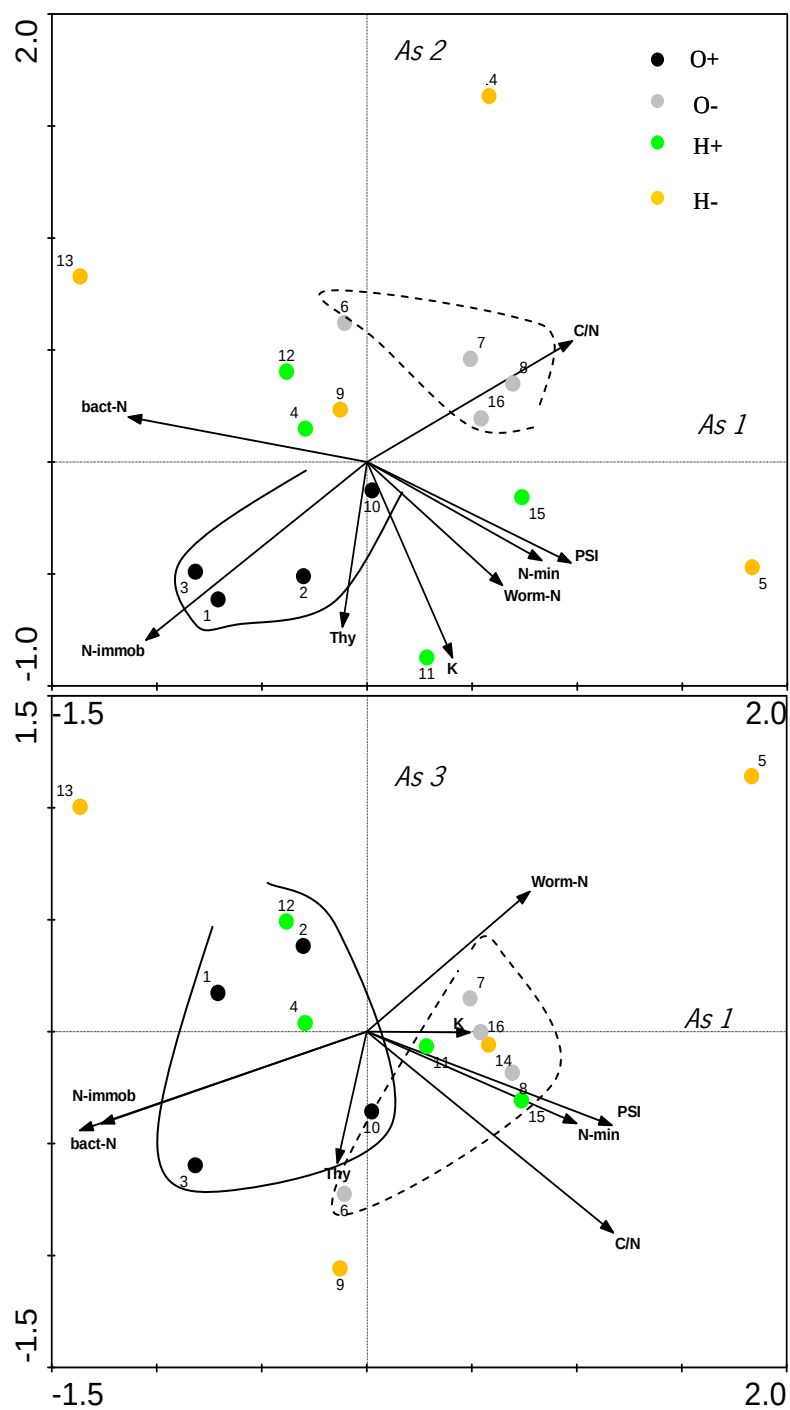
Tabel 7 geeft een overzicht van de bijdragen van de geselecteerde parameters aan de canonische variatie van de verschillende assen. Het blijkt dat de 1^e as sterk correleert met bacterieel-N en N-protozoa die onderling positief zijn gecorreleerd, de 2^e as met Kalium en Thymidine, de 3^e as met C/N en worm-N en de 4^e as met N-protozoa en de fosfaatverzadigingsindex (PSI).

Tabel 7

Bijdrage (r-waarden) van parameters aan de variatie van de vier belangrijkste canonische assen.

Thy	-0.0549	-0.3906	-0.3035	0.1322	-0.0585	-0.4155	-0.318	0.1353
Worm-N	0.3031	-0.292	0.3227	-0.2802	0.3227	-0.3106	0.3382	-0.2867
bact-N	-0.5338	0.1067	-0.2279	-0.1412	-0.5685	0.1135	-0.2388	-0.1445
N-prot	-0.4943	-0.4215	-0.2124	-0.5817	-0.5264	-0.4484	-0.2226	-0.5952
N-min	0.3904	-0.2335	-0.212	0.1155	0.4157	-0.2484	-0.2221	0.1181
K	0.1913	-0.4632	-0.0017	0.5342	0.2038	-0.4928	-0.0018	0.5466
C/N	0.4588	0.2862	-0.4638	-0.1364	0.4886	0.3045	-0.4861	-0.1395
PSI	0.4563	-0.2387	-0.2159	-0.4725	0.4859	-0.2539	-0.2263	-0.4834
	SPEC AX1	SPEC AX2	SPEC AX3	SPEC AX4	ENVI AX1	ENVI AX2	ENVI AX3	ENVI AX4

Figuur 8 is een visuele weergave van het model in de vorm van een ordinatie diagram.



Figuur 8

Ordinatiediagram met de acht belangrijkste bodemfactoren (pijlen) die de vegetatiekundige variatie in heischrale graslanden verklaren. De posities van de vegetatieopnamen ten opzichte van de bodemfactoren zijn per categorie met een verschillende kleurcode weergegeven.

Discussie

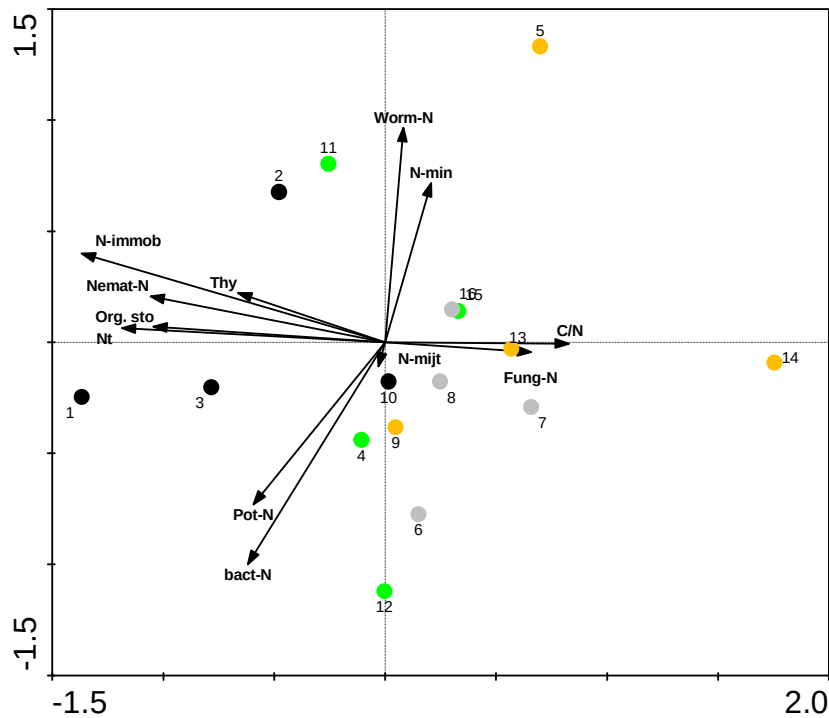
Uit de ordinatie diagrammen kan worden afgeleid dat de categorie O^+ zich onderscheidt van O^- door hogere waarden van geïmmobiliseerd-N, thymidine en N-voorraden in bacteriën, maar juist lagere waarden van C/N. Bovendien (as 1 en 3) is de N-min en de PSI lager dan in de categorie O^- . De spreiding in de categorie H^+ en H^- is vrij groot. De categorie H^+ onderscheidt zich van H^- door een gemiddeld iets hogere score voor thymidine en geïmmobiliseerd N.

Interessant is te constateren dat langs de tweede as geïmmobiliseerd N en thymidine positief gecorreleerd zijn. Dit suggereert dat delingsactiviteit van bacteriën samengaat met N-immobilisatie door protozoa. Opvallend is verder dat N-min en worm-N positief gecorreleerd zijn en beiden weer negatief gecorreleerd zijn met bacterieel-N. Afwezigheid van wormen gaat samen met accumulatie van bacterieel N. Aanwezigheid van wormen leidt tot transfer van bacterieel N naar mineraal N. Uit het diagram blijkt tevens dat een sterke N-immobilisatie leidt tot een lage C/N-verhouding van de organische stof. Bij deze immobilisatie spelen bacteriën en protozoa blijkbaar een belangrijke rol. Bovendien blijkt dat een hoge C/N verhouding samen gaat met een sterke N-mineralisatie.

De interpretatie van deze resultaten zou kunnen zijn dat in de categorie O^+ een actief microbieel bodemleven aanwezig is, waardoor veel N wordt geïmmobiliseerd en een lage C/N-verhouding van de organische stof tot ontwikkeling komt. De bacteriële delingsactiviteit is in de categorie O^+ hoger dan in de categorie O^- . Bacteriën worden tot deling gestimuleerd door begrazing van protozoa, waarbij een transfer van bacterieel-N naar protozoair-N of nematoden-N plaatsvindt. Dit zou kunnen worden toegeschreven aan graasdruk door bijv. protozoa of nematoden in deze categorie. Kennelijk zijn deze biota prominenter aanwezig in categorie O^+ dan in de overige categorieën.

Om inzicht te krijgen in de betekenis van de verschillende bodemorganismen voor de N-mineralisatie werd een handmatige ordinatie uitgevoerd (figuur 9) met een selectie van N-voorraden in alle bodembiota, organische stof, N-tot , C/N en N-mineralisatie (elf parameters). Daarbij kon een model worden afgeleid dat 74% van de canonische variatie verklaart.

Uit het ordinatiediagram kan worden afgeleid dat de goede heischrale graslanden zich van de slechte onderscheiden door hogere gehalten organische stof. Hoge gehalten organische stof zijn sterk gecorreleerd met grote aantallen nematoden, veel geïmmobiliseerd N en een hoge thymidine inbouwsnelheid. Een hoge thymidine inbouwsnelheid wijst op een grote delingsactiviteit van bacteriën. Deze delingsactiviteit wordt gestimuleerd door begrazing. Eerder werd aannemelijk gemaakt dat dit begrazing door protozoa zou kunnen zijn. Het model suggereert dat ook nematoden voor deze begrazing verantwoordelijk kunnen zijn. Er vindt dus via bacteriële afbraak een N-transfer plaats van organische stof naar protozoa en nematoden, die de stikstof vastleggen in lichaamseiwitten. Door deze N-immobilisatie accumuleert N-totaal en ontwikkelt zich een organische stof met een lage C/N-verhouding wat door het ordinatiediagram wordt bevestigd.



Figuur 9

Ordinatie diagram gebaseerd op uitsluitend N-voorraden in bodembiota, N-mineralisatie en N-immobilisatie ($r=0.74$).

Uit het ordinatiediagram blijkt ook dat alleen wormen en in zekere mate schimmels de enige groepen bodemorganismen zijn die positief zijn gecorreleerd met N-mineralisatie. Dit impliceert dat wormen (indien aanwezig) een deel van de N afkomstig uit lagere trofische niveaus (protozoa, bacteriën, schimmels) ook weer in de vorm van minerale N uitscheiden. Bacteriën, protozoa en potwormen en in zekere mate nematoden zijn juist negatief gecorreleerd met N-mineralisatie. Deze bodembiota immobiliseren juist stikstof. Het is plausibel dat de grotere N-mineralisatie in slecht ontwikkelde heischrale graslanden (figuur 7) te maken heeft met een interne verschuiving van de N-balans. Hierbij zou geïmmobiliseerd stikstof (in bacteriën, protozoa en potwormen) na milieustress door mineralisatie uit necromassa beschikbaar kunnen komen als minerale stikstof.

Opvallend is dat potwormen negatief gecorreleerd zijn aan regenwormen en aan N-mineralisatie, maar wel positief gecorreleerd zijn aan bacteriën. Dit zou erop kunnen wijzen dat potwormen evenals protozoa ook grazen op bacteriën. Potwormen zijn negatief gecorreleerd met N-mineralisatie wat impliceert dat bij de N-transfer van bacteriën naar potwormen weinig N weer in minerale vorm wordt uitgescheiden door potwormen. Tenslotte valt op dat schimmels anders dan bacteriën positief zijn gecorreleerd met N-mineralisatie. Een hoge schimmelbiomassa gaat samen met een hoge C/N-verhouding. Dit zou erop wijzen dat schimmels in staat zijn N-arme organische stof, met hoge C/N waarden, te gebruiken als bron voor hun stikstof. Dit is kenmerkend voor slecht ontwikkelde en slecht herstellende heischrale graslanden. De categorie goed herstellende heischrale graslanden neemt een intermediaire positie in.

Uit de massaverhouding tussen nematoden, protozoa en bacteriën (zie figuur 7) kan worden afgeleid dat in categorie O⁺ alleen protozoa door hun kwantitatieve aandeel in staat zijn de bacteriële massa te controleren, terwijl de massa nematoden daarvoor te klein is. In de categorie O⁻ is de protozoaire massa daarvoor te klein. In de categorie H⁺ lijkt de protozoaire massa hiervoor weer voldoende te zijn. Uit de massaverhoudingen lijkt het meer voor de hand te liggen dat nematoden volgend zijn op het aanbod van protozoa en bacteriën en toenemen als het aanbod van deze biota toeneemt. Grote hoeveelheden nematoden lijken dus een gevolg van

grote hoeveelheden protozoa. Deze beide groepen bodemorganismen lijken weer afhankelijk van voldoende organische stof, enerzijds als habitat tegen bescherming voor bijv. uitdroging en anderzijds als bron van energie. De kwantitatieve betekenis van (pot)wormen is in de heischrale graslanden gering. (Pot)wormen lijken daarom niet in staat de omvang van protozoa te controleren. Wel zullen (pot)wormen gebruik maken van het voedselaanbod in de vorm van protozoa en bacteriën, waardoor er een N-transfer van protozoa en bacteriën naar (pot)wormen optreedt.

3.4.3 Blauwgraslanden

Automatische selectie

Tabel 8 geeft een overzicht van parameters die aan het model werden aangeboden ter verklaring van de variatie in soorten. Het model kiest stapsgewijs de best verklarende parameter en herhaalt dit voor de overblijvende parameters. Uiteindelijk selecteert het model uit deze lijst acht parameters die de canonische variatie het best verklaren. Hiermee kan 64% van de canonische variatie worden verklaard.

Tabel 8

Bijdrage (r-waarde) van de diverse parameters aan de canonische variatie die wordt gevonden bij een stapsgewijze voorwaartse selectie van parameters in blauwgraslanden.

Nemat-N	0,2021	C/N	0,3378
NH ₄ /NO ₃	0,2060	PSI	0,3447
N-prot	0,2109	pH	0,3583
Org. Stof	0,2443	Leu	0,3606
N-min	0,2507	Thy	0,3713
Worm-N	0,2654	P	0,3833
N-fauna	0,2855	Fung-N	0,3921
Nt	0,3063	Bact-N	0,3952
K	0,3312	Ca-CEC	0,4041
Fe	0,3368		

Een aantal variabelen zijn onderling sterk gecorreleerd. Voor sommigen werd een hoge inflation factor gevonden.

Handmatige selectie

Vervolgens is via handmatige selectie een model geselecteerd met ongecorreleerde variabelen. Via handmatige selectie wordt een model gevonden waarmee eveneens 64% van de canonische variatie kan worden verklaard (tabel 9).

Tabel 9

Samenvatting van de modelresultaten met overzicht van de canonische variatie per as (eigenvalues) voor blauwgraslanden.

**** Summary ****					
Axes	1	2	3	4	Total inertia
Eigenvalues	0.488	0.416	0.385	0.33	3.67
Species-environment	0.967	0.981	0.939	0.963	
Cumulative percentage variance					
of species data	13.3	24.6	35.1	44.1	
of species-environment	20.9	38.8	55.3	69.4	
Sum of all					3.67
Sum of all canonical					2.331
					$r = 0.64$

Tabel 10 geeft een overzicht van de bijdragen van de geselecteerde parameters aan de canonische variatie van de verschillende assen. Het blijkt dat de 1^e as sterk is gerelateerd aan de Ca-verzadiging, bact-N en P, de 2^e as aan Fung-N, de 3^e as aan thymidine en de 4^e as aan N-min, N-prot en in mindere mate aan worm-N.

Tabel 10

Bijdrage (r-waarden) van parameters aan de variatie van de vier belangrijkste canonische assen

Ca-CEC	-0.6401	-0.5011	-0.3105	-0.2061	-0.662	-0.5106	-0.3308	-0.2141
Thy	-0.404	-0.4383	-0.5978	-0.1471	-0.4179	-0.4466	-0.6367	-0.1528
Worm-N	-0.2872	0.1332	0.2274	-0.449	-0.2971	0.1357	0.2422	-0.4665
bact-N	-0.729	0.2019	-0.3113	0.0906	-0.7539	0.2057	-0.3315	0.0942
Fung-N	-0.5223	-0.7174	0.0747	-0.0117	-0.5402	-0.731	0.0795	-0.0121
N-prot	-0.0487	0.0829	0.2552	0.4599	-0.0504	0.0845	0.2718	0.4778
N-min	0.019	0.0499	0.2181	-0.6439	0.0196	0.0508	0.2323	-0.6689
P	-0.6085	0.4754	-0.0735	0.4054	-0.6294	0.4844	-0.0783	0.4212
	SPEC AX1	SPEC AX2	SPEC AX3	SPEC AX4	ENVI AX1	ENVI AX2	ENVI AX3	ENVI AX4

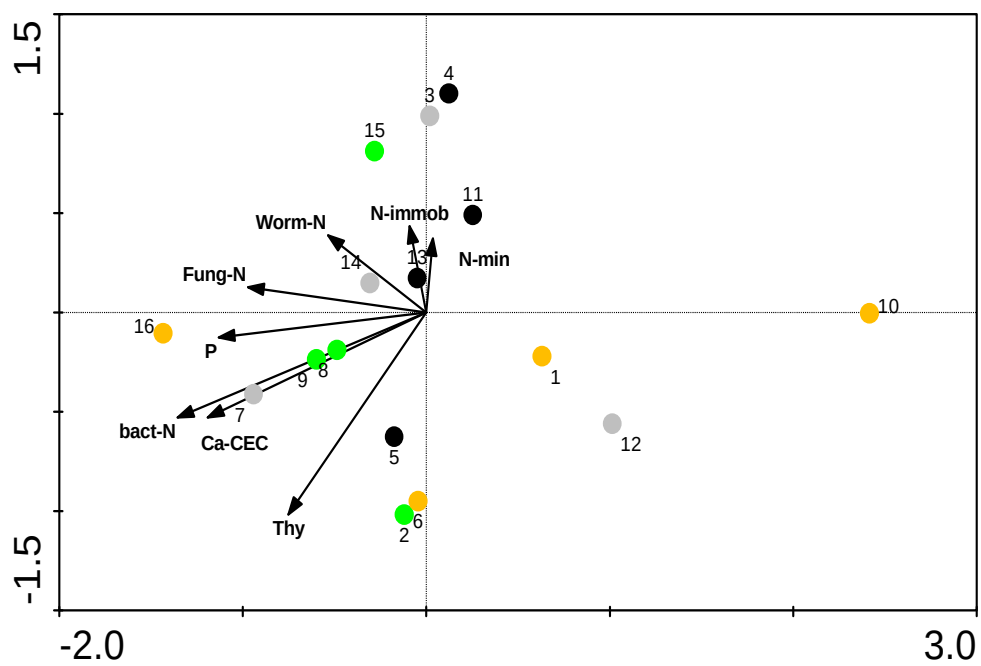
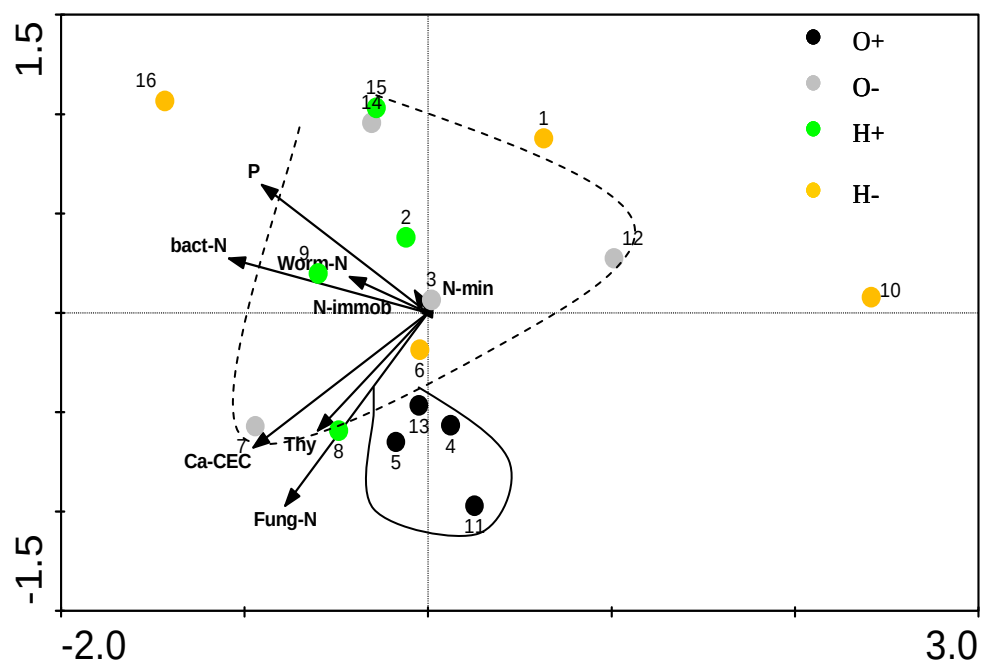
Figuur 10 is een visuele weergave van het model in de vorm van een ordinatiediaagram.

Discussie

Met uitzondering van de categorie O⁺ is sprake van een grote spreiding van de standplaatsen binnen een categorie. Dit maakt de interpretatie iets minder eenduidig.

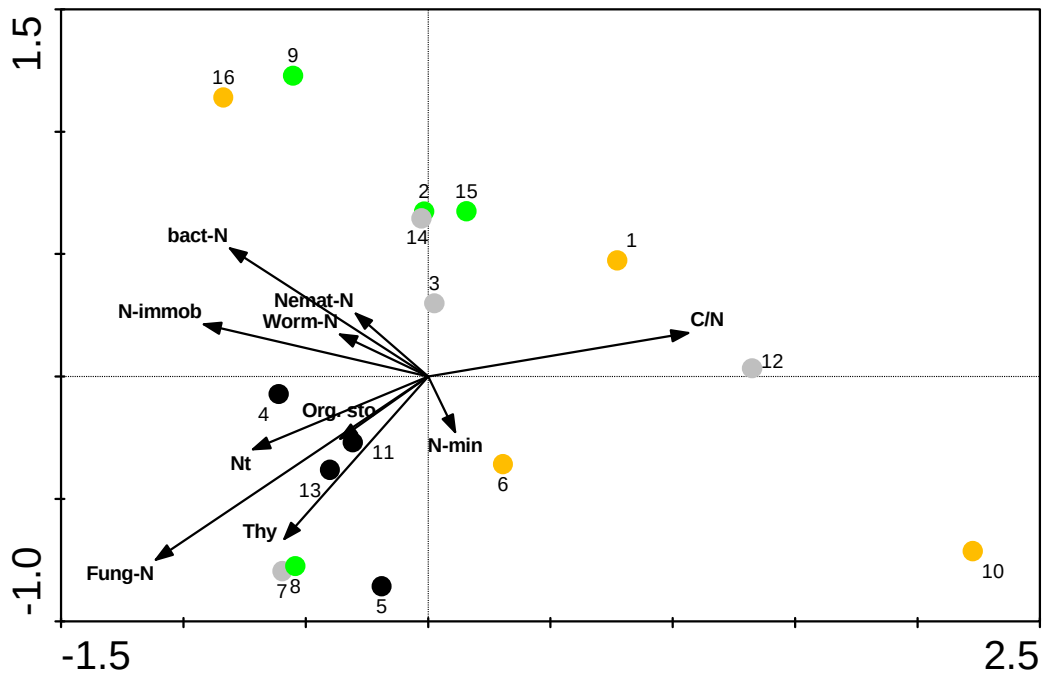
Met uitzondering van standplaats 7 onderscheidt de categorie O⁺ zich van de categorie O door een hogere Fung-N, een hogere Ca-CEC en een hogere thymidine inbouwsnelheid. Goede blauwgraslanden onderscheiden zich van slechte blauwgraslanden door een hogere basentoestand en doordat er meer N door schimmels is vastgelegd.

Ook in categorie H is een grote spreiding aanwezig. Met uitzondering van standplaats 16 onderscheidt de categorie H⁺ zich van H door een hogere bacterieel-N, P en worm-N. Goed herstellende blauwgraslanden onderscheiden zich van de slecht herstellende graslanden doordat er meer N door bacteriën en wormen is vastgelegd.



Figuur 10

Ordinatie-diagram met de acht belangrijkste bodemfactoren (pijlen) die de vegetatiekundige variatie in blauwgraslanden verklaren. De posities van de vegetatieopnamen ten opzichte van de bodemfactoren zijn per categorie met een verschillende kleurcode weergegeven.



Figuur 11.

Ordinatie diagram gebaseerd op uitsluitend N-voorraden in bodembiota, N-mineralisatie en N-immobilisatie in blauwgraslanden ($r=0,74$).

Omdat thymidine als belangrijke factor bij de ordinatie naar voren komt, wijst dit erop dat de delingsactiviteit van bacteriën een belangrijke onderscheidende factor is in blauwgraslanden. Omdat bacteriële activiteit vooral door vraat van protozoa wordt gestimuleerd, mag verwacht worden dat N-immobilisatie door protozoa eveneens een belangrijke rol speelt. Opvallend is echter dat N-immobilisatie nauwelijks een factor van belang is bij de ordinatie (figuur 10). Dit beeld komt pas tot uiting als bij de ordinatie uitsluitend de bodembioologische N-parameters worden gebruikt (figuur 11). Dan blijkt dat N-immobilisatie (door protozoa) sterk correleert met bacterieel-N en dat beiden met worm-N (en nemat-N) corresponderen. Hieruit ontstaat het beeld dat protozoa grazen op bacteriën en dat beide groepen begraasd worden door nematoden en wormen. Hierdoor ontstaat een N-transfer van microben naar nematoden en regenwormen. Er treedt bij de N-transfer van microben naar wormen dus N-vastlegging in regenwormenbiomassa op (figuur 11). Het gevolg van de activiteit van bodemfauna is een sterke immobilisatie van N, met als gevolg relatief hoge voorraden van N-totaal en een lage C/N-verhouding van de organische stof.

Evenals bij heischrale graslanden is er ook een positieve correlatie tussen wormen en N-mineralisatie (figuur 10). Meer wormen leidt dus ook tot meer mineraal-N. Merkwaardig is dat dit in figuur 11 niet naar voren komt en dat daar vooral schimmels positief correleren met stikstofmineralisatie. Tegelijkertijd zorgen regenwormen weer voor het enten van de bodem met bacteriën: meer regenwormen leidt dus tot meer bacteriën, zoals uit de figuren 10 en 11 kan worden afgeleid. Dat zou een verklaring kunnen zijn dat bacteriën na regenwormen de belangrijkste N-sink vormen (figuur 3). Het is plausibel dat de grotere N-mineralisatie in slecht ontwikkelde blauwgraslanden (figuur 7) te maken heeft met een interne verschuiving van de N-balans. Hierbij zou door bacteriën en wormen geïmmobiliseerd stikstof na milieustress door mineralisatie uit necromassa beschikbaar kunnen komen als minerale stikstof.

3.4.4 Conclusies

Heischrale graslanden

Het algemene beeld is nu dat goed ontwikkelde heischrale graslanden afhankelijk zijn van een actieve bodemfauna, die veel N vastlegt (immobiliseert) in hun biomassa waardoor relatief weinig N beschikbaar blijft voor de vegetatie. Deze actieve bodemfauna is afhankelijk van voldoende organische stof. Vooral protozoa (en in mindere mate nematoden en potwormen) stimuleren door vraat de delingsactiviteit van bacteriën. Protozoa nemen hierdoor in massa toe en controleren daarbij de bacteriële biomassa. Er is sprake van een N-transfer van bacteriën via protozoa naar potwormen en nematoden. Omdat potwormen en nematoden kwantitatief van ondergeschikt belang zijn, is de N-transfer naar hogere trofische niveaus beperkt en blijft relatief veel N geïmmobiliseerd in de lagere trofische niveaus van het bodemvoedselweb. De belangrijkste N-sink zijn de protozoa. Wormen (voor zover aanwezig) en schimmels zijn de belangrijkste bron van stikstof voor de vegetatie. Door milieustress treedt er een verschuiving op van door protozoa geïmmobiliseerd N naar mineraal stikstof, waarvan de vegetatie profiteert door een grotere biomassa productie.

Blauwgraslanden

Als algemeen beeld komt naar voren dat goede blauwgraslanden gebaat zijn bij een hoge calciumverzadiging, waardoor zich een actief bodemleven ontwikkelt en een sterke N-immobilisatie door bodemorganismen plaatsvindt. Hierbij treedt een N-transfer op van organische stof via bacteriën en nematoden naar regenwormen. Regenwormen vormen de belangrijkste N-sink en inoculeren de bodem met bacteriën, waardoor er een positieve meekoppeling tussen regenwormen en bacteriën ontstaat. Bacteriën vormen daardoor de één na belangrijkste N-sink. Regenwormen vormen samen met schimmels de belangrijkste bron van minerale stikstof voor de vegetatie. Door milieustress treedt er een verschuiving op van door bodemorganismen geïmmobiliseerd N naar mineraal stikstof dat ten goede kan komen aan de vegetatie.

4 Synthese en conclusies

Onderzoeksvragen

Deze studie is ingegeven door het achterliggende vermoeden dat er een relatie aanwezig is tussen ondergrondse en bovengrondse biodiversiteit van ecosystemen. Dit vermoeden is geconcretiseerd in het doel van deze studie om te onderzoeken in hoeverre de samenstelling en activiteit van het bodemleven van invloed is op de samenstelling van de vegetatie. Meer specifiek was daarbij de vraag in hoeverre de samenstelling en activiteit van het bodemleven de beschikbaarheid van stikstof voor de vegetatie en daarmee de productiviteit kan sturen. Omdat er een optimum verband tussen productiviteit en floristische diversiteit wordt verondersteld, zou een afname van floristische diversiteit door verzuring, verdroging en vermesting ook kunnen samenhangen met veranderingen in de door het bodemvoedselweb gestuurde productiviteit van de bodem. En waarom zouden de organismen uit het bodemvoedselweb, net zoals de hogere planten, niet gevoelig zijn voor milieustress. Dit zou kunnen impliceren dat herstelmaatregelen zich niet zouden moeten beperken tot abiotische factoren maar ook tot bodembiotische factoren.

Hypothese

Als werkhypothese werd in het onderzoek verondersteld dat door milieustress verschuivingen kunnen optreden in het bodemvoedselweb, waardoor de microbiële activiteit en N-immobilisatie door het bodemleven afneemt en de N-beschikbaarheid via netto N-mineralisatie voor de vegetatie toeneemt. De competitie om stikstof tussen bodemorganismen en hogere planten verschuift hierdoor in het voordeel van de vegetatie, waardoor de productiviteit toeneemt en soorten diversiteit afneemt. Daarbij werd impliciet verondersteld dat de productiviteit een voorspeller is voor biodiversiteit.

Vegetatie

Uit het vegetatieonderzoek in blauwgraslanden en heischrale graslanden bleek dat vegetatieopnamen in de categorie O⁺ en H⁺ zich onderscheiden door een ruime aanwezigheid van karakteristieke blauwgrasland resp. heischrale soorten, terwijl deze soorten in de categorie O⁻ en H⁻ vrijwel ontbreken. De soorten diversiteit in de categorie O⁺ en H⁺ was, hoewel niet significant, groter dan in de categorie O⁻ en H⁻. Heischrale graslanden blijven beperkt tot een laag pH bereik, terwijl blauwgraslanden over een bredere pH range voorkomen.

Bodembologische activiteit

Zowel in blauwgraslanden als heischrale graslanden blijkt de decompositie van organische stof in hoge mate verklaard te kunnen worden door bacteriële activiteit en schimmelactiviteit. Bacteriële activiteit leidt in beide typen grasland tot een toename van de bruto N-mineralisatie. Schimmelactiviteit leidt in blauwgraslanden tot toename maar in heischrale graslanden tot een afname van de bruto N-mineralisatie. Een deel van dit (bruto) gemineraliseerde stikstof wordt weer vastgelegd in lichaamseiwitten van bodembiota (N-immobilisatie) en des te sterker naarmate er meer bacteriële biomassa is en die massa actiever is.

N-voorraden en -stromen

De som van de N-voorraden die in bodembiota ligt opgeslagen is in heischrale graslanden bij benadering een factor 4 lager dan in blauwgraslanden. Dit zou een belangrijke oorzaak kunnen zijn van de lagere bodemproductiviteit van heischrale graslanden dan van blauwgraslanden. In heischrale graslanden vormt de microflora (bacteriën, schimmels en protozoa) de belangrijkste N-sink. In blauwgraslanden vormt de mesofauna (nematoden, wormen) de belangrijkste N-sink. Zowel in heischrale graslanden als in blauwgraslanden wordt een veelvoud meer stikstof door immobilisatie vastgelegd door bodembiota dan er jaarlijks door de vegetatie via oogsten wordt afgevoerd. Dit suggereert dat micro-organismen veel competitiever zijn in het aanwenden van

nutriënten dan hogere planten. Zowel in heischrale graslanden als in blauwgraslanden is de N-beschikbaarheid voor de vegetatie in goed ontwikkelde typen lager dan in slecht ontwikkelde typen. Ook in goed herstellende blauwgraslanden is de N-beschikbaarheid voor de vegetatie geringer dan in de slecht herstellende categorie H. Alleen dit laatste verschil is significant.

Differentierende factoren

Bodembiologische parameters blijken voor het onderscheid tussen goed en slecht ontwikkelde heischrale graslanden belangrijker te zijn dan de klassieke bodemkundige parameters. Pas op een lager niveau zijn kalium en fosfaat relevant. De categorie O⁺ onderscheidt zich van O⁻ door een grotere hoeveelheid stikstof die door protozoa en bacteriën is vastgelegd, maar juist door lagere waarden van C/N. Bovendien is de stikstofbeschikbaarheid (N-min) en de fosfaatverzadigingsindex (PSI) lager dan in de categorie O⁻. De categorie H⁺ onderscheidt zich van H⁻ door een gemiddeld iets hogere bacteriële activiteit en door protozoa geïmmobiliseerd N.

Voor het onderscheid tussen goed en slecht ontwikkelde blauwgraslanden spelen zowel bodemchemische als bodembioologische parameters een rol. Goed ontwikkelde blauwgraslanden onderscheiden zich van de slechte door een lage fosfaatverzadigingsindex, een hoge calciumverzadiging en een sterke N-immobilisatie door bodemorganismen.

Het bodemvoedselweb

Het algemene beeld is dat goed ontwikkelde heischrale graslanden afhankelijk zijn van een actieve bodemfauna, die veel N vastleggen (immobiliseren) in hun biomassa waardoor relatief weinig N beschikbaar blijft voor de vegetatie. In de heischrale graslanden vormt voldoende organische stof een belangrijke randvoorwaarde voor een actieve bodemfauna. Er is sprake van een N-transfer van bacteriën via protozoa naar nematoden en potwormen. Omdat nematoden en potwormen kwantitatief van ondergeschikt belang zijn, is de N-transfer naar hogere trofische niveaus beperkt en blijft relatief veel N geïmmobiliseerd in de lagere trofische niveaus van het bodemvoedselweb. Wormen (voor zover aanwezig) en schimmels zijn de belangrijkste bron van stikstof voor de vegetatie.

In blauwgraslanden is juist een hoge calciumverzadiging een randvoorwaarde voor een actief bodemleven. Via dit actieve bodemleven treedt een N-transfer op van organische stof via bacteriën en nematoden naar regenwormen. Regenwormen en bacteriën vormen de belangrijkste N-sink. Regenwormen vormen samen met schimmels tevens de belangrijkste bron van minerale stikstof voor de vegetatie.

Bodemvoedselweb essentieel

In slecht ontwikkelde heischrale graslanden is door milieustress een verschuiving opgetreden van door protozoa geïmmobiliseerd N naar mineraal stikstof, waarvan de vegetatie heeft geprofiteerd door een grotere biomassa productie, maar een lagere soortendiversiteit. In slecht ontwikkelde blauwgraslanden is door milieustress een verschuiving opgetreden van door het gehele bodemvoedselweb geïmmobiliseerd stikstof naar mineraal stikstof dat ten goede is gekomen aan de vegetatie, waardoor de productiviteit is toegenomen, maar de soortendiversiteit is afgenomen.

Hoewel verschillen tussen de verschillende categorieën grasland in veel gevallen niet significant aantoonbaar zijn en de hypothese daardoor formeel niet bevestigd kan worden, geven de resultaten voldoende evidentie dat de hypothese in ieder geval niet verworpen hoeft te worden: Het bodemvoedselweb lijkt een essentiële schakel te zijn voor de kwaliteit van de vegetatie; aantasting van onderdelen van het bodemvoedselweb leidt tot een versterkte productiviteit, maar een verminderde diversiteit en specificiteit van de vegetatie in schraalgraslanden. Er is daarmee evidentie verkregen dat effectgerichte maatregelen zich tevens moeten richten op het bodemvoedselweb.

Literatuur

Adams, M.A. en P.M. Attiwill, 1986. Nutrient cycling and nitrogen mineralization in eucalypt forests of southeastern Australia II. Indices of nitrogen mineralization. *Plant Soil* 92, 341-362.

Attiwill, P.M. en M.A. Adams, 1993. Nutrient cycling in forests. *New Phytol.* 124, 561-582.

Bloem, J., M. Starink, M.B. Bär-Gillissen en Th.E. Cappenberg, 1988. Protozoan grazing, bacterial activity and mineralization in two-stage continuous cultures. *Applied and Environmental Microbiology* 54, 3113-3121.

Bloem, J., C. Albert, M.B. Bär-Gillissen, Th. Berman en Th.E. Cappenberg, 1989. Nutrient cycling through phytoplankton, bacteria and protozoa, in selectively filtered Lake Vechten water. *Journal of Plankton Research* 11, 119-131.

Bloem, J. T. Schouten, W. Didden, G. Jagers op Akkerhuis, H. Keidel, M. Rutgers en T. Breure, 2004. Measuring soil biodiversity: experiences, impediments and research needs. In *'Agricultural impacts on soil erosion and soil biodiversity: developing indicators for policy analysis'* (R. Francaviglia, editor), Proceedings of the OECD expert meeting on soil erosion and soil biodiversity indicators, 25-28 March 2003, Rome, Italy. OECD, Paris, p. 109-129.

Bloem J., G. Lebbink, K.B. Zwart, L.A. Bouwman, S.L.G.E. Burgers, J.A. de Vos en P.C. de Ruiter, 1994. Dynamics of microorganisms, microbivores and nitrogen mineralisation in winter wheat fields under conventional and integrated management. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 51, 129-143.

Bloem, J. en A.M. Breure, 2003. Microbial indicators. In: Markert, B., Breure, A.M. and Zechmeister, H. (eds) *Bioindicators/Biomonitoring - Principles, Assessment, Concepts*. Elsevier, Amsterdam. Pp. 259-282.

Bloem, J., D.W. Hopkins en A. Benedetti (eds.), 2005. *Microbiological methods for assessing soil quality*. CABI Publishing. Wallingford, UK.

Boone, R.D., 1990. Soil organic matter as a potential net nitrogen sink in a fertilized cornfield. *Plant and Soil* 128: 191-198, 1990.

Canali, S. and A. Benedetti, 2006. Soil nitrogen mineralization. In: *Microbiological Methods for Assessing Soil Quality*. Eds.: J. Bloem, A. Benedetti and D. W. Hopkins. pp. 127-135. CABI, Wallingford, UK.

Didden, W.A.M., J.C.Y. Marinissen, M.J. Vreeken-Buijs, S.L.G.E. Burgers, R. de Fluiter, M. Geurs en L. Brussaard. 1994. Soil meso- and macrofauna in two agricultural systems: factors affecting population dynamics and evaluation of their role in carbon and nitrogen dynamics. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 51: 171-186.

Feddes, R.A., 1971. *Water, heat and crop growth*. Proefschrift Landbouwhogeschool. Veerman & Zn. NV. Wageningen.

Goh, K.M. en R.J. Haynes, 1986. Nitrogen and agronomic practice. In: R.J. Haynes, Editor, *Mineral Nitrogen in the Plant Soil System*, Academic Press, New York, NY (1986), pp. 379-468.

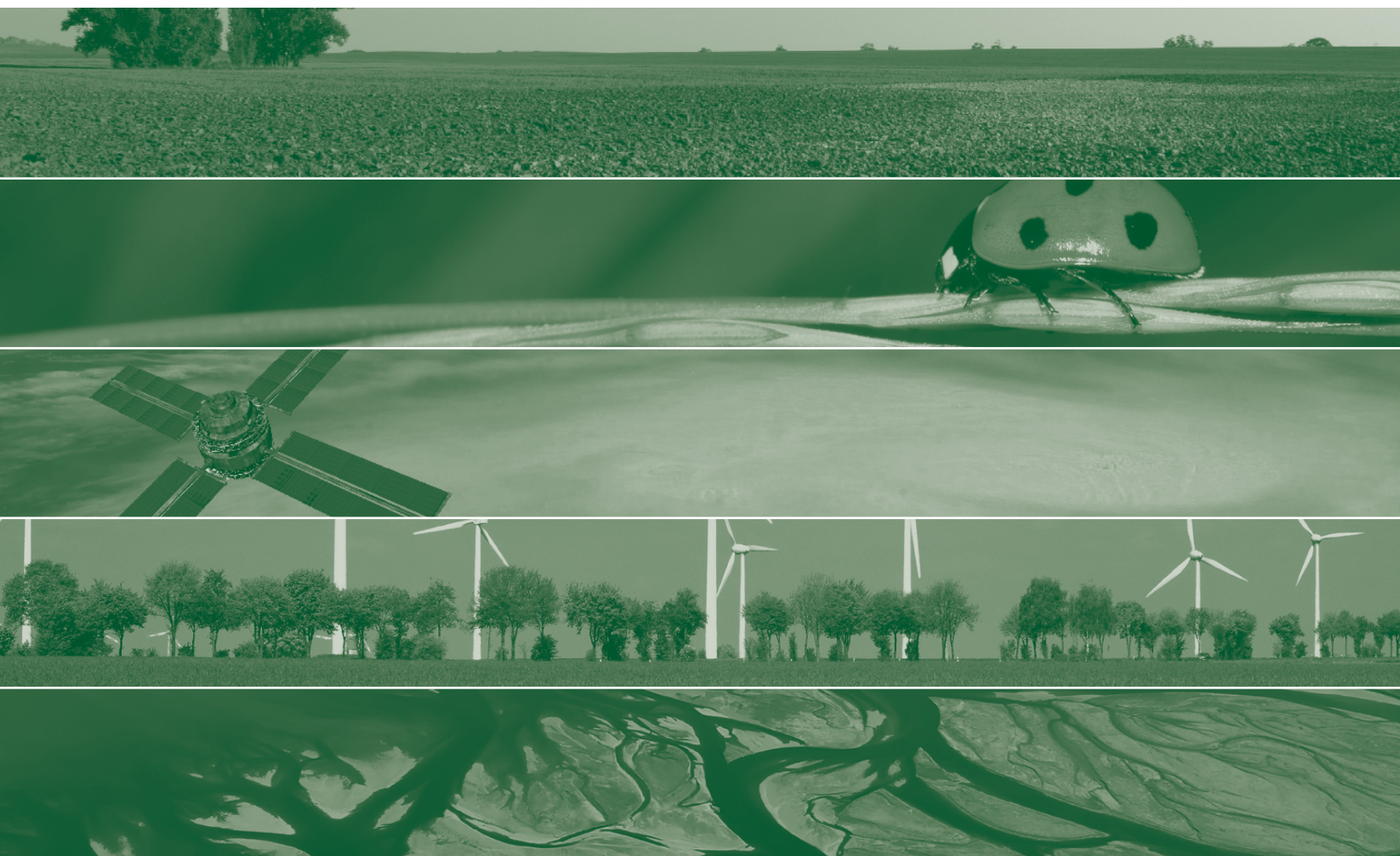
- Guo, L. B. and R.E.H. Sims, 1986. Litter decomposition and nutrient release via litter decomposition in New Zealand eucalypt short rotation forests. *Agriculture, Ecosystems & Environment*.
- Kemmers R., H. van Dobben, W. Wamelink en A. Jansen, 2007. *Effecten van het generieke milieubeleid op het terugdringen van de verzuring en op het herstel van natuurwaarden in multifunctionele bossen op arme zandgronden*. Wageningen, Alterra, Alterra-rapport 1531.
- Olsthoorn, A.F.M., C.A. van den Berg en J.J. de Gruyter, 2006. *Evaluatie van bemesting en bekalking in bossen en de ontwikkeling in onbehandelde bossen*. Wageningen. Alterra. Alterra-deelrapport A1.1.
- Payne, R.W. (ed.), 2000. *The guide to GenStat®; part 2: Statistics*. VSN International Ltd. Oxford, UK.
- Schwertmann, U., 1964. Differenzierung der Eisenoxide des Bodens durch Extraction mit Ammoniumoxalaatlösung. *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde* 105: 194-202
- Ter Braak, C.J.F., 1985. Correspondence analysis of incidence and abundance data: properties in terms of a unimodal response model. *Biometrics* 41: 859-873.
- Ter Braak, C.J.F., 1986. Canonical correspondence analysis: a new eigenvector technique for multivariate direct gradient analysis. *Ecology* 67: 1167-1179.
- Verhoef, H.A. en L. Brussaard, 1990. Decomposition and nitrogen mineralisation in natural and agroecosystems: the contribution of soil animals. *Biogeochemistry* 11: 175-211.
- Vermeulen J. en R.F.A. Hendriks, 1996. *Bepaling van afbraaksnelheden van organische stof in laagveen; ademhalingsmetingen aan ongestoorde veenmonsters in het laboratorium*. DLO-StaringCentrum. Rapport 288. Wageningen.
- Verhoef, H.A. en L. Brussaard, 1990. Decomposition and nitrogen mineralisation in natural and agroecosystems: the contribution of soil animals. *Biogeochemistry* 11: (175-211.)

Bijlage 1 Opnamen blauwgraslanden (2008)

Opname nummer		4	5	11	13	3	7	12	14	2	8	9	15	6	10	1	16
Lokatie		Stikmp	Lems	Zbr	Alenk	Kimndijk	Lems	Zbr	Alenk	Vlinjet	Lems	Stroot	Meeuwk	Lems	Stroot	Marsch	Veenk
Toestand		O+	O+	O+	O+	O-	O-	O-	O-	H+	H+	H+	H+	H-	H-	H-	H-
Typische soorten van het Blauwgrasland																	
Cirsium dissectum	kl	m2	.	7	p1	.	.	.	.	.	r1	.	.	.	.	.	.
Dactylorhiza maculata	kl	a1	p1	r1	a1	a1	.	.	.	.	p1	.	p1	.	.	.	.
Carex panicea	kl	a1	2	1	m4	2	.	m4	.	m4	1+	.	p1	.	.	p1	.
Juncus acutiflorus	kl	m2	.	p1	m4	.	.	.	a1	.	.	4	m1	.	.	.	1
Galium uliginosum	kl	.	p1	.	p1	.	.	.	.	.	a1	p1	.	p1	.	a1	.
Carex oederi	kl	.	.	.	.	.	.	.	.	p1	.	.	.	.	.	.	.
Carex hostiana	kl	.	2	-1	m2	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.
Carex pulicaris	kl	.	m1	m1	p1	.	.	.	.	.	m4	.	.	.	.	.	.
Carex flacca	kl	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Platanthera bifolia	kl	r1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Juncus tenageia	kl	.	p1	.	.	.	.	.	.	.	m1	.	.	.	.	.	.
Epipactis palustris	kl	r1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Briza media	kl	.	.	.	a1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Pinguicula vulgaris	kl	.	.	.	.	.	.	.	.	.	p1	.	.	.	.	.	.
Valeriana dioica	kl	.	p1	.	p1	.	.	.	.	.	-1	.	.	a1	.	.	.
Eleocharis quinqueflora	kl	p1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Parnassia palustris	kl	r1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Typische soorten van kleine zeggen gemeenschappen																	
Pedicularis palustris	kl	p1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Hydrocotyle vulgaris	kl	.	.	p1	.	.	.	p1	.	.	.	2	.	.	.	1	.
Potentilla palustris	kl	.	.	.	.	.	.	.	.	.	p1	.	r1	.	.	.	.
Ranunculus flammula	kl	.	.	.	.	.	p1	.	.	m1	.	m1	.	.	.	.	.
Veronica scutellata	kl	.	.	.	.	.	.	.	.	p1	.	.	.	.	.	.	.
Equisetum fluviatile	kl	.	.	p1	.	p1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Viola palustris	kl	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Galium palustre	kl	.	.	.	.	.	p1	.	.	a1	.	.	.	.	.	.	p1
Eleocharis multicaulis	kl	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	m1	.	.
Carex nigra	kl	a1	.	-1	.	m2	.	.	p1	.	.	m2	.	.	.	m4	.
Algemene schraalgrasland soorten																	
Agrostis canina	kl	.	m2	a1	a1	.	a1	m2	1	a1	a1	a1	m4	a2	.	2	1
Molinia caerulea	kl	m4	1	.	2	2+	.	m2	.	p1	p1	.	.	.	3	-1	.
Potentilla erecta	kl	p1	2	m4	1	.	.	1	.	p1	m4	.	p1	.	.	p1	.
Equisetum palustre	kl	p1	m2	.	.	.	r1	.	.	m1	-1	.	.	p1	.	.	.
Luzula multiflora	kl	.	.	.	.	.	.	.	r1	.	p1	.	.	.	.	.	.
Juncus conglomeratus	kl	.	p1	.	p1	m4	.	.	.	.	p1	p1	.	.	.	.	.
Danthonia decumbens	kl	m4	.	p1	m2	a1	.	m2	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Succisa pratensis	kl	2	.	.	a4	p1	.	.	a4	.	.	.	p1	.	.	.	.
Lysimachia vulgaris	kl	.	m4	.	p1	p1	a2	5	5	p1	p1	.	.	a2	.	2	.
Filipendula ulmaria	kl	.	p2	.	1	.	p1	.	.	.	p2	.	.	a2	.	.	.
Angelica sylvestris	kl	.	.	.	.	.	.	.	.	.	p2	.	.	.	.	.	.
Peucedanum palustre	kl	.	.	p1	r1	.	.	a2	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Lotus pedunculatus	kl	.	p1	r1	p1	a1	p1	.	m4	p1	r1	m2	3	p1	.	.	p1
Cirsium palustre	kl	.	a4	.	.	.	.	.	.	.	a2	p1	.	p2	.	.	.
Calamagrostis canescens	kl	.	.	.	.	.	7	.	.	.	p1	m2	.	6	.	.	m2
Prunella vulgaris	kl	.	p1	.	a1	p1	.	.	.	.	p1	.	.	.	.	.	.
Centaurea jacea	kl	.	.	.	p1	.	.	.	.	.	p1	.	.	.	.	.	.
Algemene grasland soorten																	
Holcus lanatus	kl	.	m2	.	.	a1	.	.	-1	.	.	.	p1	a2	.	1+	a1
Juncus effusus	kl	.	.	.	.	.	p1	.	m4	.	.	.	.	p1	.	m4	3
Plantago lanceolata	kl	.	.	.	p1	-1	.	.	p1	.	p1	.	a1	p1	.	.	.
Anthoxanthum odoratum	kl	.	.	.	a1	m4	.	.	m4	.	m2	.	3	.	.	.	2
Ranunculus acris	kl	.	.	.	.	a1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Rumex acetosa	kl	.	.	.	.	a1	.	.	p1	.	.	.	a1	p1	.	.	.
Cardamine pratensis	kl	.	.	.	p1	.	.	.	.	.	.	.	.	p1	.	.	.
Trifolium pratense	kl	.	.	.	p1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Rhytidadelphus squarrosus	ml	.	.	.	.	m1	.	.	1	.	.	.	.	.	.	3	.
Sphagnum species	ml	.	.	.	.	.	.	9	.	.	.	.	.	.	9+	1	.
Juncus bulbosus	kl	.	.	.	.	.	.	.	.	m2	.	.	.	.	.	.	.
Soorten van heischrale graslanden																	
Festuca ovina	kl	.	.	.	.	m1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Hieracium species	kl	.	.	.	.	p1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Luzula campestris	kl	.	.	.	.	a4	.	.	.	.	.	p1	.	.	.	r1	.
Calluna vulgaris	kl	p1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Erica tetralix	kl	1+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Gentiana pneumonanthe	kl	p1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Eriophorum angustifolium	kl	.	p1	.	.	.	.	a1	.	m1	.	.	.	.	-1	.	.
Salix cinerea	kl	.	p1	.	.	.	.	.	.	.	p1	.	.	.	.	.	.
Salix cinerea	s2	.	.	.	.	a4	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Salix repens	kl	p1	.	.	p1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Soorten van dotterbloemgrasland																	
Phragmites australis	kl	p1	.	.	p1	.	.	p1	.	.	.	.	.	a4	.	.	.
Carex acuta	kl	.	.	.	.	a1	.	.	.	.	.	.	.	p1	.	.	.
Myosotis scorpioides	kl	.	.	.	.	m1	.	.	.	.	.	r1	.	.	.	.	.
Caltha palustris	kl	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	p1	.	.	.
Lythrum salicaria	kl	.	p1	.	.	.	.	.	.	.	a2	.	.	.	.	.	.
Lychnis flos-cuculi	kl	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r1	.	.	.	.	.	r1
Mentha aquatica	kl	.	p1	.	.	.	1	.	.	.	a1	.	.	p1	.	.	.
Ranunculus repens	kl	.	p1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	p1	.	.	1+
Glyceria maxima	kl	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	p1
Lycopodium europaeus	kl	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	p1	.	.	.	.	.
Oenanthe fistulosa	kl	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	p1	.	.	.	.	.
Diversen																	
Salix aurita	kl	.	.	.	.	.	.	p2	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Polytrichum commune	ml	.	.	.	.	.	.	m4	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Vicia cracca	kl	.	.	.	p1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Leontodon autumnalis	kl	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	a2	.	.	.	.
Rhytidadelphus squarrosus	kl	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	9	.	.	.	.
Carex ovalis	kl	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	a2
Rumex obtusifolius	kl	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	a1
Cerastium fontanum	kl	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	p1
Alnus glutinosa	kl	.	.	.	.	p1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Quercus robur	kl	r1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Betula pubescens	kl	p1	.	.	.	a2	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Sphagnum species	kl	p1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
	n	23	24	15	28	23	13	14	13	16	30	14	14	19	4	12	14

Bijlage 2 Opnamen heischrale graslanden (2009)

Opname nummer	1	2	3	10	11	15	4	12	16	6	8	7	9	14	5	13
Locatie / categorie	Zbr O+	Leemp O+	Eext O+	Stek O+	Bork H+	Klerv H+	Eext H+	Hav H+	Hav O-	Schaap O-	Kool O-	Dr Bro O-	Kool H-	Schar H-	Schaap H-	Stroot H-
Soorten van	O+	O+	O+	O+	H+	H+	H+	H+	O-	O-	O-	O-	H-	H-	H-	H-
Heischrale graslanden																
Salix repens	m4	p1	a1	a2	m2	m4			a2		p2					
Gentiana pneumonanthe		a1	a1	p1												p1
Salix cinerea	1-	a1	p1		a1		p1		p1							p1
Polygala serpyllifolium		a1	p1		m4											
Nardus stricta	p1	1+			m4											
Danthonia decumbens	a1	a1	p1		1+	p1										
Pedicularis sylvatica			p1													
Euphrasia officinalis		a1														
Festuca ovina					2+	m2			m2			m1			2	
Hypochaeris radicata					a2	p1					a2		p1	a1	a2	
Calluna vulgaris	a1			3	1-	m4	2+	1+	4	2+	m4	1-	3+	m4		
Genista anglica					2+		p1									
Carex pilulifera				m2	1	p1	a1		p1	a1	a2					
Ornithopus perpusillus															p1	
Hieracium pilosella						p1										
Blauwgraslanden																
Carex panicea	a1	1+	p1				m4	m2								
Dactylorhiza maculata		p1	p1	p1												
Cirsium dissectum				a1												
Juncus acutiflorus		m1		m1												
Carex oederi		p1						m2								
Carex pulicaris		a1														
Eleocharis quinqueflora								m2								
Epipactis palustris		p1														
Natte heiden en kleine zeggemoeras																
Erica tetralix	1-	3	3+	2+	a4	a1	2+	3+	a2	1+	2+		m4	1+		2
Carex nigra	a1	p1	a1	p1			1-									
Sphagnum species	8	7	6	2			m2									
Scirpus cespitosus		1	m2	a1												
Eriophorum angustifolium	m1	p1														
Narthecium ossifragum		a2														m2
Rhynchospora alba		a1														
Rhynchospora fusca								m2								1-
Myrica gale				m4				p1								
Pedicularis palustris		a1														
Hydrocotyle vulgaris								a2								
Viola palustris	a2															
Drosera intermedia		m1					a1	a1				p1				1
Lycopodium inundatum							p1									1+
Juncus squarrosus							a1			m4	a2	a1		m4		a2
Voedselarme graslanden																
Luzula campestris											m4	a1	m2			
Agrostis canina													1+			
Agrostis tenuis					a1	a2			m2		m4	1		a2	1	
Molinia caerulea	m4	1	4	4	1+		2	5	2+	6	3+	m2	2-			2
Potentilla erecta	2+	m2	a1		m2		a1	1		p1	2+	p1	p1			
Equisetum palustre				p1		a1			m1				p1			
Juncus conglomeratus	p1				p1		a1	p1								
Succisa pratensis		a2	a1								a2					
Lotus pedunculatus					a1	1-	a1	a2	a2							
Centaurea jacea					p1	p1			p1		a2		p1			
Rumex acetosella									p1				p1	p1	m4	
Plantago lanceolata					a1	m2			a1						5+	
Anthoxanthum odoratum					1		1-		m2		m4		a1			
Polytrichum commune												6	m4	8		m2
Lysimachia vulgaris													p1			
Filipendula ulmaria							p1									
Lythrum salicaria								p1								
Voedselrijke graslanden																
Holcus lanatus															a2	
Ranunculus acris									p1							
Trifolium pratense							p1								m4	
Phragmites australis		p1						p1								
Cirsium palustre							p1									
Ranunculus repens							p1								p1	
Juncus effusus												a1		p1	p1	
Vicia cracca									p1							
Quercus robur											p1					
Betula pubescens				a1	p1	a1	p1	a1	a1	p1	a1	p1	p1	p1		a1
Achillea millefolium						p1									p1	
Ajuga reptans						p1	p1		p1							
Cerastium holosteoides					p1										1-	
Cirsium arvense														p1		
Crataegus monogyna						p1										
Dactylis glomerata						p1			p1							
Elytrigia repens						p1									a1	
Frangula alnus									a2							p1
Hypericum perforatum						a1			p1							
Pinus species								p1						p1		a4
Rubus species											a2	p1				
Sorbus aucuparia						p1			p1		p1		a1			
Taraxacum species															p1	
Trifolium dubium						a2									a1	
aantal soorten	14	26	15	15	21	22	22	17	22	7	18	14	17	11	15	13



Alterra is onderdeel van de internationale kennisorganisatie Wageningen UR (University & Research centre). De missie is 'To explore the potential of nature to improve the quality of life'. Binnen Wageningen UR bundelen negen gespecialiseerde en meer toegepaste onderzoeksinstituten, Wageningen University en hogeschool Van Hall Larenstein hun krachten om bij te dragen aan de oplossing van belangrijke vragen in het domein van gezonde voeding en leefomgeving. Met ongeveer 40 vestigingen (in Nederland, Brazilië en China), 6.500 medewerkers en 10.000 studenten behoort Wageningen UR wereldwijd tot de vooraanstaande kennisinstellingen binnen haar domein. De integrale benadering van de vraagstukken en de samenwerking tussen natuurwetenschappelijke, technologische en maatschappijwetenschappelijke disciplines vormen het hart van de Wageningen Aanpak.

Alterra Wageningen UR is het kennisinstituut voor de groene leefomgeving en bundelt een grote hoeveelheid expertise op het gebied van de groene ruimte en het duurzaam maatschappelijk gebruik ervan: kennis van water, natuur, bos, milieu, bodem, landschap, klimaat, landgebruik, recreatie etc.

Meer informatie: www.alterra.wur.nl