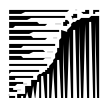


Effectgerichte maatregelen tegen verdroging, verzuring en stikstofdepositie in beekdalen (Gelderse Vallei)

S.P.J. van Delft
P.C. Jansen
R.H. Kemmers



landbouw, natuur en
voedselkwaliteit

© 2004 Expertisecentrum LNV, Ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit

Rapport EC-LNV nr. 2004/283-O
Ede, 2004

Teksten mogen alleen worden overgenomen met bronvermelding.

Deze uitgave kan schriftelijk of per e-mail worden besteld bij het Expertisecentrum LNV onder vermelding van code 2004/283-O en het aantal exemplaren.

Oplage 100 exemplaren

Samenstelling S.P.J. van Delft, P.C. Jansen, R.H. Kemmers

Druk Ministerie van LNV, directie IFA/Bedrijfsuitgeverij

Productie Expertisecentrum LNV
Bedrijfsvoering/Vormgeving en Presentatie
Bezoekadres : Horapark, Bennekomseweg 41
Postadres : Postbus 482, 6710 BL Ede
Telefoon : 0318 822500
Fax : 0318 822550
E-mail : Balie@minlnv.nl

Voorwoord

Oorspronkelijk In het kader van het programma 'Effectgerichte maatregelen tegen verzuring en vermesting' (EGM), en nadien het programma Overlevingsplan Bos en Natuur (OBN) wordt in verschillende ecosysteemtypen onderzoek verricht. Voor natte ecosystemen is een aantal referentiegebieden geselecteerd met als doel om hier herstelmaatregelen in praktijksituaties te kunnen toetsen. Het voorliggende rapport bevat de resultaten van het onderzoek door Alterra in de natte schraalgraslanden van het natuurterrein Groot Zandbrink.

In 1991 is de uitgangssituatie vastgelegd en zijn effectgerichte maatregelen uitgevoerd. Sindsdien werden de ontwikkelingen in vegetatie, bodem en grondwater gevolgd en jaarlijks gerapporteerd. Na 2 en 5 en 9 jaar zijn rapporten verschenen met een evaluatie van de maatregelen. Dit rapport markeert het einde van de 4e onderzoekstranche en kan tevens als een eindrapport worden beschouwd. Het bevat naast de resultaten van het onderzoek ook de consequenties voor de praktijk van het terreinbeheer.

Ir. H. de Wilde
Waarnemend Directeur Expertisecentrum LNV

Inhoudsopgave

Samenvatting	7
1 Inleiding	9
2 Opzet van het onderzoek	11
2.1 Onderzoeksgebied en effectgerichte maatregelen	11
2.2 Meetprogramma	11
3 Resultaten	15
3.1 Grondwaterstanden	15
3.2 Waterkwaliteit	16
3.3 Bodem	21
3.4 Vegetatie	23
3.4.1 Algemeen	23
3.4.2 Ecologische soortengroepen	23
3.4.3 Conclusies	26
4 Conclusies	27
Literatuur	29
Bijlage Vegetatieopnamen 2002	31

Samenvatting

Aard van de maatregelen

Het natuurterrein Groot Zandbrink is één van de referentiegebieden voor onderzoek naar de effecten van maatregelen tegen atmosferische depositie in natte schraallanden. Als maatregel zijn ondiepe greppels aangelegd. Het doel daarvan is de oppervlakteafvoer van het winterse neerslagoverschot te stimuleren en de toestroming van kwelwater naar het maaiveld te bevorderen. Vanaf 1991 worden de ontwikkelingen in vegetatie, bodem en water in de schraallandjes gevolgd.

Onderzoeksopzet

Om de effectiviteit van de begreppeling te kunnen beoordelen is in 1991 een programma opgesteld waarin een aantal variabelen van water, bodem en vegetatie periodiek werd gemeten. Tot 1997 is een intensief meetprogramma uitgevoerd. Daarna is het meetprogramma geleidelijk geëxtensieerd. In 2000 is een laatste monitoringperiode van 3 jaar gestart. Vanaf 2000 worden alleen nog in het zuidwestelijke schraallandje permanente kwadraten opgenomen, grondwaterstanden gemeten, waterkwaliteitsgegevens en bodemonsters verzameld. Door de extensivering werd het meetprogramma aangepast en moest ook de verwerkingsmethode van de meetresultaten worden aangepast. Dit rapport beschrijft de resultaten van de laatste monitoringperiode en de ontwikkelingen in het zuidwestelijke graslandje sinds 1991.

Resultaten

Het verloop van de grondwaterstand over de gehele meetperiode laat een gemiddelde daling zien. Na de begreppeling aan het begin van de 90-er jaren is de berging op het maaiveld afgenomen. Het neerslagoverschot wordt oppervlakkig afgevoerd. Tegelijkertijd is de bergingscapaciteit in de bodem toegenomen door een dalende trend van de regionale drainagebasis. Per saldo is de infiltratie van het neerslagoverschot toegenomen.

De begreppeling heeft niet tot gevolg gehad dat het basenrijke kwelwater dat op ca. 100 cm - mv. aanwezig is, tot bovenin het profiel is doorgedrongen, ondanks dat de kwelpotentiaal sinds de maatregel iets is toegenomen. Bovenin het profiel lijkt zelfs de invloed van het regenwater geleidelijk iets toe te nemen. De toegenomen kwel komt niet ten goede aan het blauwgrasland en wordt nog steeds afgevangen door ontwateringsloten in de omgeving van het reservaat. Voor daadwerkelijke versterking van de kwelinvloed in het blauwgrasland zijn daarom tevens hydrologische maatregelen buiten het terrein zelf noodzakelijk.

Het doel van het bodemonderzoek was te meten of het adsorptiecomplex van de verzuurde bodem weer werd opgeladen met de door het kwelwater aangevoerde calciumionen. Een hogere Ca-verzadiging van het adsorptiecomplex leidt tot minder zure omstandigheden en een vergroting van de zuurbuffercapaciteit van de bodem. Het blijkt dat de genomen maatregelen in de lagere delen van het grasland een tijdelijke vergroting van de zuurbuffer tot gevolg hebben gehad. Deze is later weer tenietgedaan door toegenomen uitspoeling van calcium in combinatie met zuurproducerende processen onder invloed van regenwaterinfiltratie.

De evaluatie van de effecten van de maatregelen op de vegetatie is gebaseerd op de verschuivingen in ecologische soortengroepen en rode lijst soorten sinds het begin

van de maatregelen in 1991. Na een uitbreiding van de blauwgraslandsoorten in de jaren 80, als gevolg van het hooilandbeheer, is het aandeel van soorten van blauwgrasland en heischraal grasland in de kruidlaag vrij constant gebleven tot 1998. Daarna is een afname waar te nemen die toegeschreven wordt aan het toegenomen aandeel van soorten van het veldrusschraalland. De afname van regenwaterberging op het maaiveld komt tot uiting in de afname van de bedekking van Veenmos sinds 1995. Analyse van de ontwikkeling van het voorkomen van rode lijst soorten laat zien dat ondanks de veranderingen in de standplaats de presentie van de typische blauwgraslandsoorten niet is veranderd. Wat wel opvalt, is het verdwijnen van soorten die horen bij het *Cirsio-dissecti molinietum Parnassietosum* en het *Caricion davallianae*. Dit wijst er op dat basische standplaatsen niet meer voorkomen in het graslandje.

Effectiviteit van begreppeling

Begreppeling lijkt een positief effect te hebben gehad op de kwelpotentiaal, maar omdat de kwelstroom wordt afgevangen door ontwateringsloten langs de rand van het reservaat heeft dit geen invloed op het schraalgrasland. In perioden met een groot neerslagoverschot zijn de greppels effectief om overtollig regenwater oppervlakkig af te voeren. Deze begreppeling voorkomt de vorming van afvoerloze laagten die zich vullen met regenwater. De bergingscapaciteit voor regenwater in de bodem is echter tegelijkertijd toegenomen, hetgeen een negatief effect heeft op het zuurbufferend vermogen van de bodem. De effectiviteit van begreppeling is hierdoor beperkt en kan zelfs tot een ongewenste versterkte infiltratie van regenwater leiden als een te lage (regionale) drainagebasis aanwezig is. Juist deze drainagebasis is alleen via regionaal waterbeheer te beïnvloeden, hetgeen buiten de invloedssfeer van de regeling effectgerichte maatregelen valt.

Praktijkadviezen

Om de voortschrijdende verzuring tegen te gaan is het van essentieel belang om de kwelstroom naar het maaiveld te herstellen. Begreppeling vormt daartoe slechts een deeloplossing. Om effectieve bestrijding van verzuring te bereiken zijn ingrepen buiten het reservaat noodzakelijk. Door het opzetten van het peil in de ontwateringsloten rondom het reservaat zal de kwelflux weer in het maaiveld kunnen komen, waardoor herstel van de zuurbuffer bereikt kan worden. Dit heeft natuurlijk wel consequenties voor de aangrenzende landbouwgronden. Begreppeling is geen effectieve maatregel als niet tevens de regionale drainagebasis kan worden beïnvloed.

1 Inleiding

OBN-kader

Om de effecten van verzuring en vermesting door atmosferische depositie op natuurlijke ecosystemen terug te dringen, is aan het begin van de jaren negentig het project 'Effectgerichte Maatregelen tegen Verzuring' (EGM) gestart. In 1997 is dit project overgegaan in het onderzoeksprogramma Overlevingsplan Bos en Natuur (OBN). Voor verschillende typen ecosystemen in Nederland zijn referentiegebieden aangewezen waar diverse maatregelen zijn uitgevoerd. De maatregelen hadden tot doel de verzuring al dan niet tijdelijk terug te dringen. Om de ontwikkelingen te kunnen volgen zijn door deskundigenteams monitoringsprogramma's opgesteld.

Maatregelen

Het natuurterrein Groot Zandbrink is aangewezen als één van de referentiegebieden voor onderzoek naar de effecten van maatregelen tegen atmosferische depositie in natte schraallanden. In de lagere delen liggen drie schraalgraslandjes, waar in 1991 maatregelen zijn uitgevoerd. Door twee van de schraallandjes zijn ondiepe greppels aangelegd en bij één van deze is een al bestaande, wat grotere greppel die aan het schraallandje grenst opgeschoond. In 1994 is tenslotte nog een drempel verwijderd die het zuidwestelijke schraalland van de greppel scheidde en tot stagnatie van oppervlakkige afvoer leidde. De maatregelen hebben tot doel de oppervlakteafvoer van het winterse neerslagoverschot te stimuleren en de toestroming van kwelwater naar het maaiveld te bevorderen. Vanaf 1991 worden de ontwikkelingen in vegetatie, bodem en water in de schraallandjes gevolgd. Het derde schraalgraslandje is ontstaan nadat een stuk elzenbroekbos is gekapt.

Doel onderzoek

Om de effectiviteit van de maatregelen te kunnen beoordelen is een programma opgesteld waarin een aantal variabelen van water, bodem en vegetatie periodiek werd gemeten. Het doel van het onderzoek was de maatregelen op hun effectiviteit te beoordelen. Het monitoringprogramma werd steeds voor een periode van 3 jaar verlengd. Na 2, 5 en 9 jaar zijn de ontwikkelingen geëvalueerd (Kemmers, et al., 1994, Jansen, et al., 1997, Jansen, et al., 2000).

Ervaringen

Na de meetperiode 1991-1996 werd geconcludeerd dat de effectiviteit van de maatregelen sterk afhankelijk is van de meteorologische omstandigheden. In de natte perioden in de eerste meetjaren steeg het grondwater regelmatig tot aan het maaiveld en werd een gedeelte van het neerslagoverschot via de greppels afgevoerd. De samenstelling van bodem, grondwater en vegetatie toonden op verschillende plekken tekenen van een licht herstel naar meer basische omstandigheden. Het ontbreken van een natte winter in het seizoen 1996-1997 maakte dat de veranderingen weer teniet zijn gedaan. In de tweede helft van de 90-er jaren is het grondwater steeds verder door regenwater verdrongen. Een belangrijke achterliggende oorzaak is de grondwaterstanddaling die in de afgelopen 20 jaar is opgetreden en waarvan de oorzaak buiten het natuurgebied moet worden gezocht. In de wortelzone is de calciumconcentratie van het bodemvocht op meerdere plekken met een factor 3 afgenomen. Ook de calciumverzadiging van het adsorptiecomplex van de bodem daalt. Daardoor neemt de activiteit van de bodemfauna af, wat weer tot gevolg heeft dat afgestorven wortelmateriaal onvoldoende wordt afgebroken en accumuleert. De tendensen die zich in de abiotiek al wel duidelijk manifesteren

konden (nog) niet met de resultaten van de vegetatiemonitoring worden aangetoond. Wel is de vegetatie schraler geworden, maar de soortensamenstelling is sinds 1978 nog nauwelijks veranderd.

Laatste ronde

In 2000 is een laatste monitoringperiode van 3 jaar gestart. Daarbij werd het monitoringprogramma sterk geëxtensieerd en beperkt tot het zuidwestelijke schraalgraslandje. In het zuidoostelijke graslandje werd de monitoring gestaakt omdat er een stabiele sterk verzuurde situatie was ontstaan waarin geen veranderingen meer optraden. Door de extensievering werd het meetprogramma aangepast en moest ook de verwerkingsmethode van de meetresultaten worden aangepast. Dit rapport beschrijft de resultaten van de laatste monitoringperiode en de ontwikkelingen in het zuidwestelijke graslandje sinds 1991. Daaruit worden conclusies getrokken over de effectiviteit van de maatregelen en de toepasbaarheid ervan in de praktijk.

2 Opzet van het onderzoek

2.1 Onderzoeksgebied en effectgerichte maatregelen

Voor een beschrijving van het onderzoeksgebied en de genomen herstelmaatregelen wordt naar eerder verschenen rapporten verwezen (Kemmers, et al., 1994).

Effectgerichte maatregelen

Als effectgerichte maatregelen werden ondiepe greppels gegraven of opgeschoond met als doel te voorkomen dat berging van het neerslagoverschot op het maaiveld zou optreden. Het neerslagoverschot kon oppervlakkig over het maaiveld afstromen naar de greppels. Het doel van de maatregel was verdringing van kwelwater door regenwater te voorkomen, de kwelpotentiaal te versterken en een infiltratief flux door het maaiveld te voorkomen. Uiteindelijk zou hierdoor uitspoeling van basen van het adsorptiecomplex en voortgaande bodemverzuring moeten worden voorkomen.

2.2 Meetprogramma

Tot 1997 is een intensief meetprogramma uitgevoerd (Jansen, et al., 1997). Daarna is het meetprogramma voor beide graslandjes geleidelijk geëxtensiveerd. Vanaf 2000 worden alleen nog in het zuidwestelijke schraallandje permanente kwadraten opgenomen (20 pq's) grondwaterstanden gemeten (3 buizen), waterkwaliteitsgegevens (3 buizen, op 2 dieptes) en bodemonsters (nabij 5 pq's) verzameld.

Grondwaterstanden

De grondwaterstanden worden 2x per maand rond de 14^e en 28^e van elke maand opgenomen bij buis 12, C en A. in het zuidwestelijke graslandje (zie figuur 1). Van elk tijdstip wordt voor de 3 buizen de gemiddelde stand beneden maaiveld berekend en als maat voor de grondwaterstand genomen. Tevens wordt de stand opgenomen van een buis met een 'diep' filter beneden de Eemklei in het 2^e watervoerende pakket.

Waterkwaliteit

Van de buizen 12, C en A is jaarlijks op twee dieptes (20 resp. 100 cm – mv.) een watermonster genomen waaraan de volgende analyses werden uitgevoerd: pH, EGV, Ca²⁺, Mg²⁺, Na⁺, K⁺, Cl⁻, SO₄²⁻ en HCO₃⁻. De monsters werden genomen op 3 okt. 2000, 5 juni 2001 en 23 april 2002.

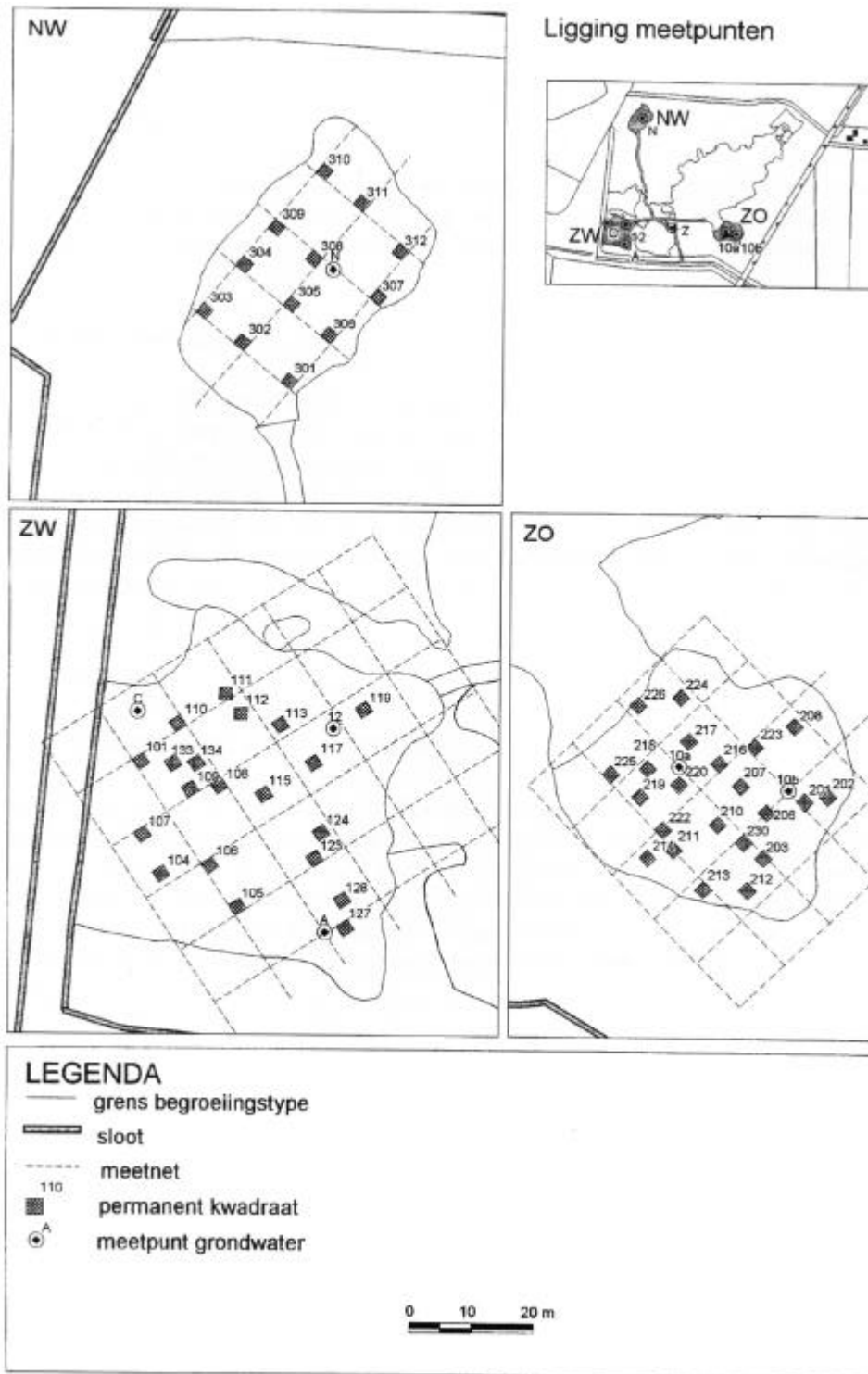
Bodem

Voor het bodemchemisch onderzoek zijn in 2002 bij de hoekpunten van de permanente kwadraten 105, 108, 113, 115 en 124 (figuur 1) monsters genomen van de bovenste bodemhorizont en tot een mengmonster samengevoegd. De bodemchemische toestand wordt vergeleken met analyses uit meerdere jaren sinds 1981, zodat een reeks van ruim 20 jaar beschikbaar is.

Van de bodemonsters zijn de volgende variabelen bepaald:

- pH-KCl,
- organische stofgehalte (% gloeiverlies),
- H-bezetting en bezetting van uitwisselbare kationen (cmol⁺/kg) aan het adsorptiecomplex bij pH = 8,2.

De som van de H-bezetting en de bezetting van de uitwisselbare kationen levert de totale kationsom. Deze komt overeen met de potentiële CEC (kationomwisselcapaciteit) bij pH = 8,2. Daarna is de calciumverzadiging bepaald als de fractie van de kationsom die bezet wordt door Ca^{2+} . De calciumverzadiging (basentoestand) wordt hierbij gezien als maat voor de zuurbuffer via ionenwisseling. Een verandering van de calciumverzadiging heeft dan een verandering van de pH tot gevolg.



Figuur 1 Het meetnet in de schraalgraslandjes van Groot Zandbrink met meetpunten voor grondwater en permanente kwadraten. (In het NW en ZO schraalgraslandje wordt sinds 2000 niet meer gemeten.)

Vegetatie

Bij de aanleg van het meetnet in 1991 werden, rekening houdend met de ruimtelijke variabiliteit binnen de vegetatietypen, de kwetsbaarheid van de vegetatie voor verstoring en de allocatie van de begreppeling, permanente kwadraten aangewezen voor periodieke opname van de vegetatie (figuur 1). Binnen de vegetatietypen van het zuidwestelijke en zuidoostelijke schraalgrasland werden steeds minimaal vier permanente kwadraten gesitueerd. Voor elk vegetatietype werd op basis van de permanente kwadraten de karakteristieke bedekking (mean if present) en de frequentie van de soorten berekend met het programma VEGROW (Fresco, 1991). Met hetzelfde programma werden voor de vegetatietypen indicatiewaarden berekend voor de vochttoestand, de stikstoftoestand en de basentoestand. Deze methode werd gevolgd tot 2000. Vanaf 2000 kon deze systematiek niet meer worden gevolgd omdat door de extensivering van het meetprogramma alleen nog opnamen in het ZW schraallandje konden worden opgenomen.

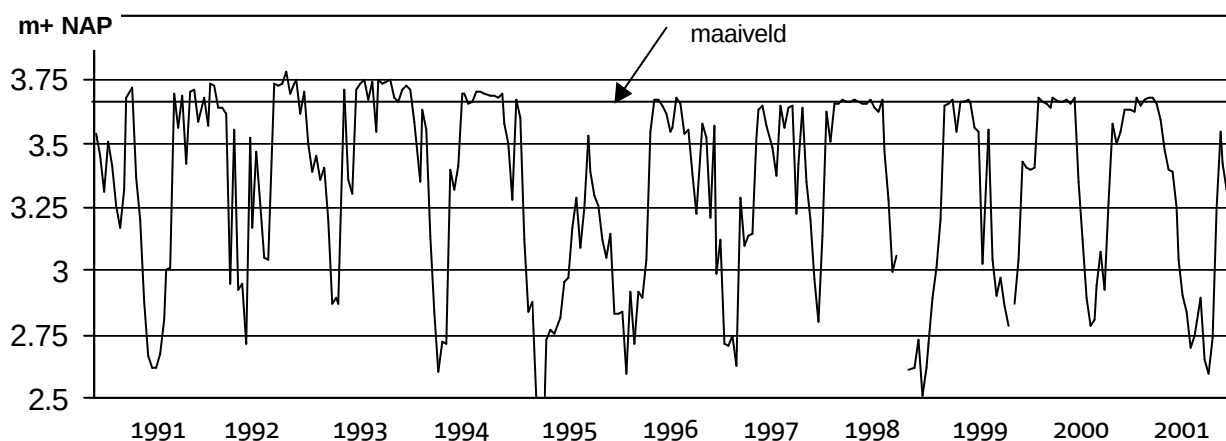
Om een goede vergelijking met resultaten uit andere terreinen mogelijk te maken werd in het Deskundigenteam Natte Schraallanden afgesproken een uniforme evaluatiemethode voor de veranderingen in de vegetatie te gebruiken. Hiertoe zal de vegetatie worden geanalyseerd op het voorkomen van ecologische soortengroepen en de veranderingen die daarin zijn opgetreden sinds de uitvoering van de maatregelen. Voor Groot-Zandbrink zijn daartoe de vegetatieopnamen sinds 1978 in het ZW-schraallandje bij de pq's 105, 108, 113, 115 en 124 (figuur 1) als uitgangspunt genomen. De indeling in ecologische soortengroepen is gebaseerd op een systeem dat is ontwikkeld door Everts & de Vries (Grootjans, et al., 2000). Hierbij wordt per opname de verdeling van de soorten over de verschillende ecologische groepen op basis van de gemiddelde bedekking gegeven.

3 Resultaten

3.1 Grondwaterstanden

Sinds 1991 worden de grondwaterstanden 2-maandelijks door Staatsbosbeheer gemeten. In figuur 2 is het gemiddelde grondwaterstandverloop in het zuidwestelijke schraallandje voor de hele meetperiode gegeven. De zomers van 1993, 1998, 2000 en 2001 zijn met grondwaterstanden binnen 1 m beneden maaiveld als (relatief) nat te kwalificeren. De diepste standen zijn in drogere zomers hooguit enkele decimeters dieper. De hoogste standen worden afgevlakt op maaiveldniveau (ca. 3.68 m +NAP). Boven dat niveau vindt oppervlakkige afstroming plaats naar een diepe greppel. De hoogte van de hoogste grondwaterstand en de duur waarin dat plaatsvindt lijkt in de meetperiode te zijn afgenomen.

De gemiddelde grondwaterstand is in de periode 1991-2002 enkele decimeters gedaald. De oorzaak daarvan hangt samen met de hogere winterstanden in de periode 1991-1994 en de droge zomers die meer in de periode 1995 – 2002 zijn voorgekomen. Door de droge zomers zijn niet zozeer de diepste standen gedaald, maar is wel de periode met lagere waterstanden langer.



Figuur 2 Tijd-stijghoogtelijn van het freatisch grondwater in het zuidwestelijke schraallandje

Op een centrale plek in het natuurgebied wordt ook de stijghoogte van het grondwater onder de scheidende laag Eemklei gemeten. Er is altijd een positief verschil van enkele decimeters met het freatisch grondwater. In de winterperiode is dat het grootst. De gemiddelde stijghoogte is in de meetperiode met enkele centimeters toegenomen. In combinatie met de daling van het freatisch grondwater leidt dat tot een toename van de kwelflux door de Eemklei.

Conclusie

Het verloop van de grondwaterstand over de gehele meetperiode laat een gemiddelde daling zien, maar die lijkt vooral samen te hangen met de meteorologische omstandigheden. De jaarlijkse fluctuatie laat geen duidelijke trend te zien. Na de begreppeling aan het begin van de 90-er jaren is de berging op het maaiveld afgenomen. Na 1994 komt de gemiddelde grondwaterstand in het maaiveld in plaats van boven het maaiveld. Het doel van de maatregel was het oppervlakkig afvoeren van het neerslagoverschot. Dit lijkt inderdaad gerealiseerd te worden, maar tegelijkertijd neemt de bergingscapaciteit in de bodem toe door de dalende trend van de regionale drainagebasis. Per saldo is de infiltratie van het neerslagoverschot toegenomen.

De toename van de kwelpotentiaal heeft weinig effect omdat de neerwaartse flux vanaf het maaiveld is toegenomen en de laag Eemklei waardoor de kwel plaatsvindt op meer dan 10 m diepte ligt.

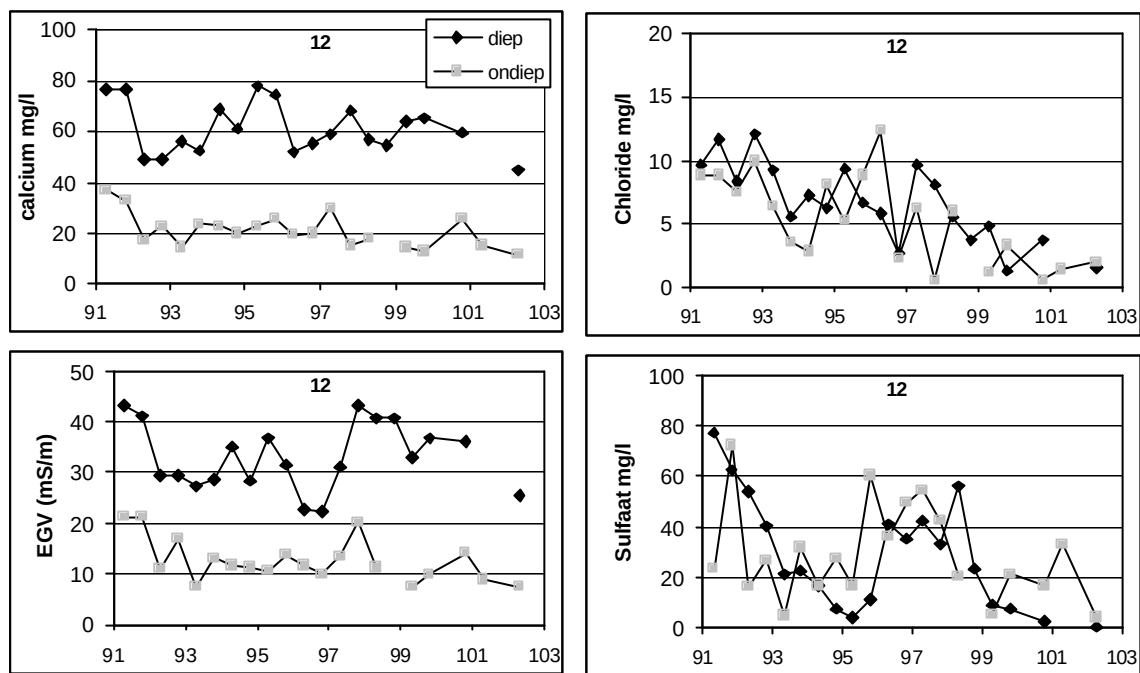
3.2 Waterkwaliteit

De analyseresultaten van de bemonstering in het voorjaar van 2002 van het bodemwater in het zuidwestelijke schraallandje staan in tabel 1. De bespreking van de resultaten heeft betrekking op de periode 1991-2002. De greppels hebben tot doel om in natte tijden neerslag oppervlakkig af te voeren zodat dieper grondwater tot in de bovenste bodemlagen kan doordringen. De effectiviteit van de maatregel kan dus worden afgelezen aan de mate waarin de samenstelling van het ondiepe bodemwater meer overeenkomst gaat vertonen met dat van het diepe grondwater.

Tabel 1 Analyseresultaten van de bemonstering op 23 april 2002

PUNT	pH	EC (mS/m)	K (mg/l)	Na (mg/l)	Ca (mg/l)	Mg (mg/l)	Cl (mg/l)	SO ₄ (mg/l)	HCO ₃ (mg/l)
12 20cm	7.0	7.4	1.6	3.5	11.1	1.8	2.0	4.5	30.2
12 100cm	6.9	25.4	0.1	4.1	44.6	7.7	1.6	1.0	146.3
A 20cm	6.4	24.9	0.1	12.5	40.1	6.8	23.6	22.2	52.1
A 100cm	6.2	28.3	0.1	12.4	43.2	7.2	18.2	62.4	45.4
C 20cm	7.0	25.5	0.1	5.4	28.3	2.3	5.1	3.0	74.8
C 100cm	6.7	14.7	0.1	4.9	51.4	3.0	4.7	1.0	130.1

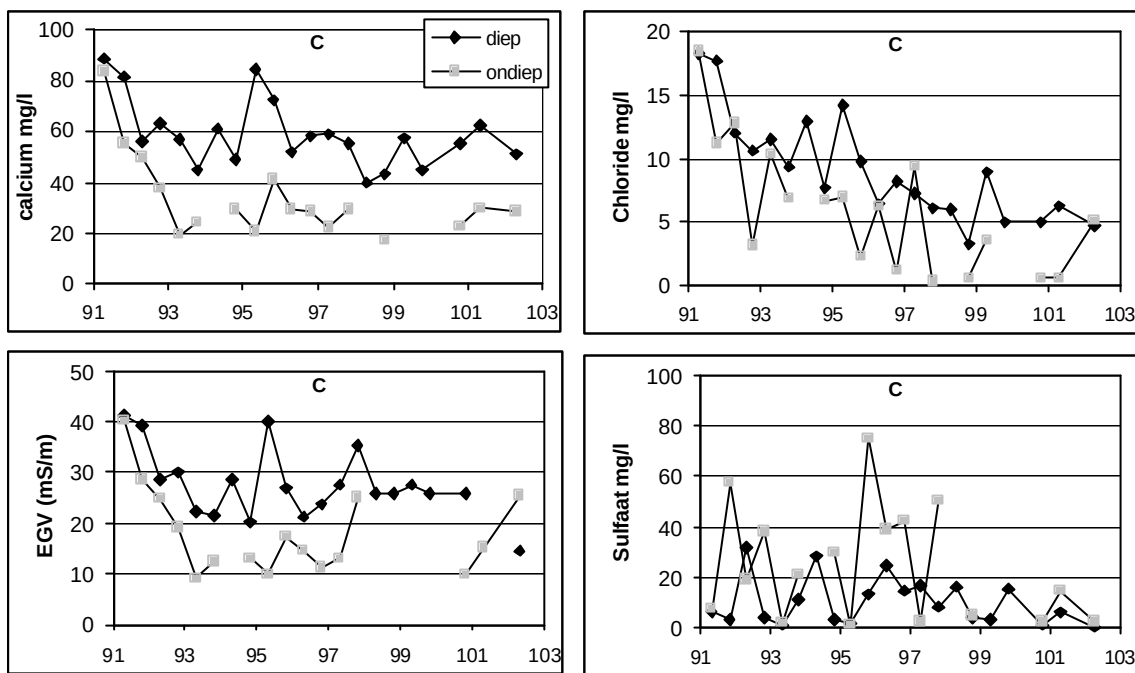
In figuur 3, 4 en 5 is het verloop van de calcium-, chloride- en sulfaatconcentratie en het elektrisch geleidingsvermogen van het diepe en ondiepe grondwater in de buizen 12, C en A van het zuidwestelijke schraalland weergegeven.



Figuur 3 Verloop van enkele waterkwaliteitsparameters in het diepe (100 cm - mv.) en het ondiepe (20 cm - mv.) filter van buis 12 in de periode 1991-2003

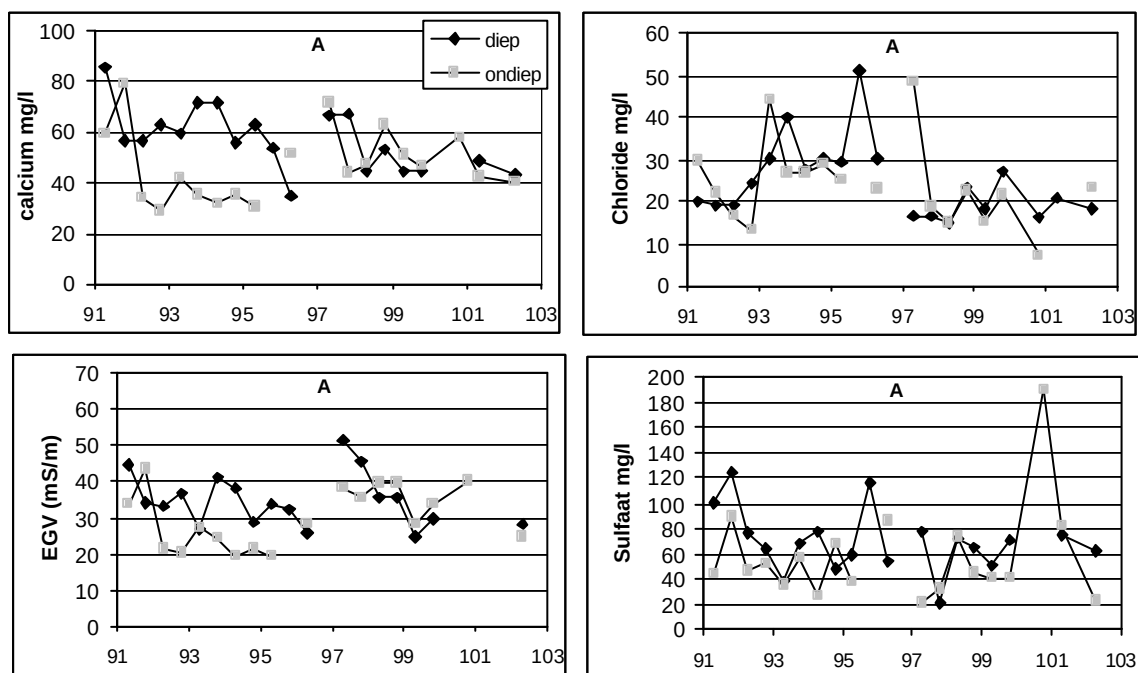
In de calciumconcentratie en het elektrisch geleidingsvermogen van het ondiepe grondwater van buis 12 (figuur 3) is een licht dalende tendens waar te nemen tijdens de meetperiode. Ondanks dat de kwelpotentiaal door de maatregel is toegenomen heeft dit kennelijk niet ertoe geleid dat het basenrijke diepe grondwater tot bovenin het profiel doordringt. De chlorideconcentratie is tijdens de meetperiode gedaald tot onder een niveau van 5 mg/l wat op een duidelijke regenwaterinvloed duidt. De sulfaatconcentratie fluctueert vrij sterk in het diepe en ondiepe grondwater. In de droge winter 96-97 is een sterke stijging van de sulfaatconcentratie opgetreden, dit kan wijzen op pyrietoxidatie (Jansen, et al., 1997).

In buis C (figuur 4) is een vergelijkbare tendens in calciumconcentratie en EGV als bij buis 12. De calciumconcentratie in het ondiepe grondwater is iets hoger dan bij buis 12, wat kan wijzen op een iets grotere invloed van kwelwater tot boven in het profiel. Ook in buis C is de chlorideconcentratie sterk gedaald in de meetperiode. Uit de lage sulfaatconcentraties in het ondiepe grondwater kan worden afgeleid dat het grondwater in het profiel sterk gereduceerd is. Dit bevestigt de veronderstelling dat er sprake is van kwelwater tot boven in het profiel. In de droge winterperiode 96-97 neemt de sulfaatconcentratie sterk toe evenals in buis 12. Ook hier lijkt sprake te zijn van pyrietoxidatie.



Figuur 4 Verloop van enkele waterkwaliteitsparameters in het diepe (100 cm - mv.) en het ondiepe (20 cm - mv.) filter van buis C in de periode 1991- 2003

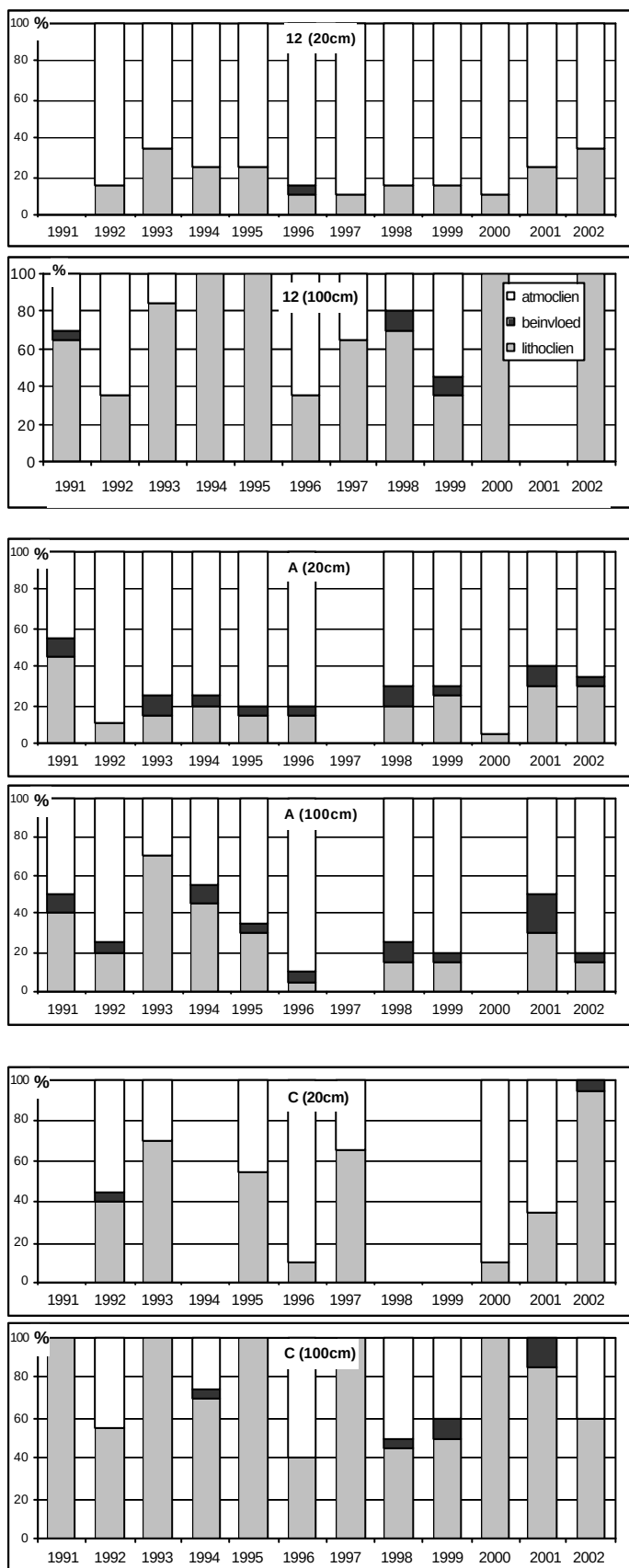
Buis A geeft een afwijkend beeld van de waterkwaliteit. De ligging aan de rand van het schraalland tegen een landbouwkundig gebruikt maïsland is hiervan mogelijk de oorzaak. Een indicatie hiervoor zijn de relatief hoge chloride en sulfaatconcentraties. Niet alleen de fluctuaties van de verschillende variabelen zijn groter, maar ook is het verschil tussen de concentraties in het diepe en ondiepe filter minder groot.



Figuur 5 Verloop van enkele waterkwaliteitsparameters in het diepe (100 cm - mv.) en het ondiepe (20 cm - mv.) filter van buis A in de periode 1991-2003

Watertypen

In figuur 6 is de typering van het bodemwater weergegeven als verdeling over de referentiewatertypen regenwater uit Witteveen, diep grondwater uit een kalkarm sediment op de Veluwe en verontreinigd cq. beïnvloed water. Voor dit laatste is de som genomen van de aandelen Rijnwater en sterk door atmosferische depositie beïnvloed grondwater. De eerste drie referentiewatertypen zijn ontleend aan Van Wirdum (1991) en de vierde aan Jansen (1981). Bij de plekken 12, C en A in het zuidwestelijke schraallandje hangen de snelle veranderingen in de verhouding atmo-/lithoclien op 100 cm gedeeltelijk samen met het functioneren van de greppels. Op 20 cm domineert bij plek 12 het atmocliene watertype, maar bij C neemt het aandeel lithoclien water in natte perioden toe. In 2002 is op beide plekken het afwijkende watertype waarschijnlijk toe te schrijven aan de zuurgraad die een halve eenheid hoger was dan gebruikelijk. Daardoor is ook de concentratie bicarbonaat hoog. Normaliter hangt de aanwezigheid van een (klein) aandeel beïnvloed water meestal samen met een toename van de sulfaatconcentratie als gevolg van pyrietoxidatie onder droge omstandigheden. Bij plek A, waar op beide dieptes permanent een deel beïnvloed water aanwezig is, schommelt niet alleen de sulfaatconcentratie maar spelen depositie en uitgespoelde meststoffen ook een rol.



Figuur 6 Typering van het grondwater op 20 en 100 cm in de periode 1991-2002

Conclusies

De begreppeling heeft niet tot gevolg gehad dat het basenrijke kwelwater dat op ca. 100 cm - mv. aanwezig is tot bovenin het profiel is doorgedrongen, ondanks dat de kwelpotentiaal sinds de maatregel is toegenomen. Bovenin het profiel lijkt zelfs de invloed van het regenwater geleidelijk iets toe te nemen bij buis 12 en C. De enige conclusie die hieruit valt af te leiden is dat de toegenomen kwel niet ten goede komt aan het blauwgrasland maar waarschijnlijk nog steeds wordt afgevangen door ontwateringsloten in de omgeving van het reservaat (Jansen, et al., 1997). Voor daadwerkelijke versterking van de kwelinvloed in het blauwgrasland zijn daarom tevens hydrologische maatregelen buiten het terrein zelf noodzakelijk.

3.3 Bodem

Algemeen

De analyseresultaten van de bodemonsters staan in tabel 2. Uit de waarden voor uitwisselbare kationen en H^+ is de kationsom en de calciumverzadiging berekend.

Tabel 2 Bodemchemische analyseresultaten van 5 permanente kwadraten (8 juli 2002)

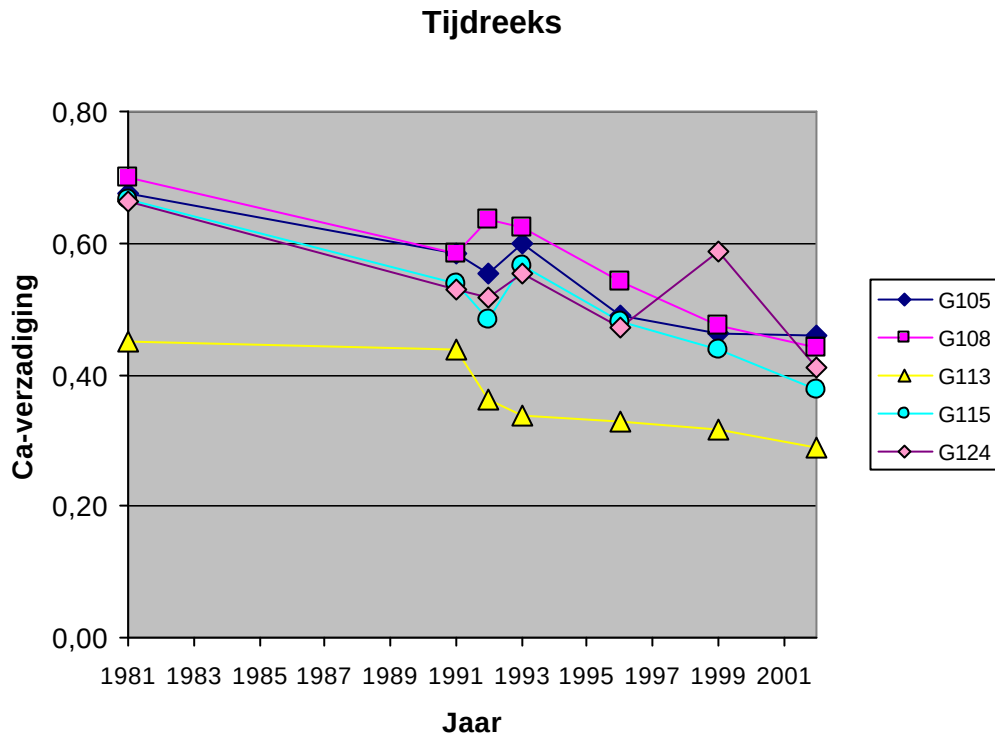
nr	pH-KCl	Org. stof %	Uitwisselbaar						
			Ca	Mg	K	Na	H	Kationsom	Ca-verz
			cmol/kg						
G105	5,0	4,9	13,10	0,72	0,07	0,15	14,4	28,45	0,46
G108	4,6	7,4	14,46	0,79	0,15	0,07	17,3	32,73	0,44
G113	4,1	8,4	9,68	0,54	0,17	0,10	23,0	33,48	0,29
G115	4,4	6,8	11,25	0,64	0,14	0,10	17,7	29,87	0,38
G124	4,4	10,9	18,82	1,32	0,19	0,11	25,2	45,67	0,41

Het doel van de uitgevoerde begreppeling is om via beïnvloeding van de hydrologie de kwelflux naar het maaiveld te versterken. Door ionenwisseling kan het adsorptiecomplex van de verzuurde bodem weer worden opgeladen met de Ca-ionen uit het kwelwater. Een hogere Ca-verzadiging van het adsorptiecomplex leidt tot minder zure omstandigheden en een vergroting van de zuurbuftercapaciteit van de bodem. In minerale gronden met pH-H₂O tussen 4,5 en 6,5 is de kationomwisseling het belangrijkste zuurbuftermechanisme (Roelofs, et al., 1993, Van Breemen, et al., 1996). Uit verschillende casestudies (Kemmers en de Waal, 1999) komt naar voren dat een Ca-verzadiging van ca. 25% een kritische grens vormt, waar beneden de zuurbuftercapaciteit wordt overgenomen door aluminium en silicaten. Onder deze grens vindt er een fundamentele verandering plaats in de bodem- en ecosysteemontwikkeling, gekenmerkt door podzolificatie en stagnatie in de nutriëntenkringloop.

Basentoestand

In figuur 7 is de ontwikkeling van de calciumverzadiging in de periode 1981-2002 weergegeven. De figuur laat over de hele periode een dalende trend zien. De calciumverzadiging is voor 4 van de 5 pq's ongeveer gelijk (G105, G108, G115 en G124). In het begin van de jaren 80 was de calciumverzadiging nog ongeveer 0,7. Ten tijde van de maatregelen (1991) was deze gedaald tot waarden tussen 0,5 en 0,6. In de eerste jaren na de maatregelen lijkt een licht herstel op te treden. Dit houdt waarschijnlijk verband met de natte winters in het begin van de jaren 90 (zie figuur 2). Onder dergelijke natte omstandigheden kan bovendien extra zuurconsumptie optreden door reductie van ijzeroxiden (Kemmers, et al., 2002, Kemmers, et al., 2003, Kemmers, et al., In druk) Bij deze zuurconsumptie worden waterstofionen op het adsorptiecomplex vervangen door calciumionen. Na 1993 zet de dalende tendens zich onverminderd voort. Dit is te verklaren uit de gedaalde grondwaterstanden en de droge zomers later in de jaren 90. Hierdoor is de aanvulling van calcium door kwelwater verder afgenomen. Ook zouden door deze drogere omstandigheden niet

langer reducerende en zuurconsumerende processen optreden. Door de toegenomen regenwaterinvloed heeft zich, door uitspoeling van basen van het adsorptiecomplex een verzurende tendens voortgezet. De kation-omwisselingsbuffer wordt hierdoor verder verminderd. De waarden in 2002 liggen tussen 0,38 en 0,46. In pq G124 is in 1999 nog incidenteel een hogere waarde gemeten. Deze 4 pq's liggen allen in een relatief laag deel van het graslandje, globaal tussen buis A en C.



Figuur 7 Ontwikkeling van de basenverzadiging in 5 permanente kwadraten in de periode 1981-2002.

Het vijfde pq (G113) ligt iets hoger op de gradiënt in de richting van het aangrenzende heideterrein en in de buurt van buis 12. Hier was de calciumverzadiging in 1981 ook reeds lager dan in de andere pq's (ca 0,45). Daar was toen al sprake van minder kwel. In 1991 was hier nog weinig aan veranderd. In de jaren daarna vertoont dit pq een scherpe daling van de calciumverzadiging, die vanaf 1993 is afgevlakt, maar zich toch gestaag doorzet. Een mogelijke verklaring voor de plotselinge daling vanaf 1991 kan gezocht worden in de maatregelen. Vóór het nemen van de maatregelen kwam "benedenstrooms" van dit pq regelmatig berging van regenwater op het maaiveld voor (Kemmers, et al., 1994). Hierdoor kan lokaal kwelwater iets hoger op de gradiënt "opgestuwd" zijn (Jansen, 2000), zoals ter plaatse van G113, waardoor de zuurbuffer periodiek aangevuld werd. Als gevolg van het opschonen van de greppel langs het graslandje treden de inundaties niet meer op en is de berging van regenwater toegenomen en de uitspoeling van basische kationen verder doorgegaan.

Conclusies

Uit de bodemchemische analyse van de bodemonsters kan afgeleid worden dat de genomen maatregelen in de lagere delen van het grasland een tijdelijke verbetering van de zuurbuffer tot gevolg hebben gehad. Omdat in die periode geregeld natte perioden voorkwamen, waren de greppels effectief en kon door de verhoogde kweldruk in combinatie met zuurconsumptie door reducerende processen aanvulling van calcium op het adsorptiecomplex plaatsvinden. Deze is later weer tenietgedaan door toegenomen infiltratie van regenwater, in combinatie met pyrietoxidatie in perioden met diepe grondwaterstanden. Op de overgang naar hogere terreindelen is

de verslechtering al direct na de genomen maatregelen begonnen, door verminderde opstuwing van lokaal kwelwater.

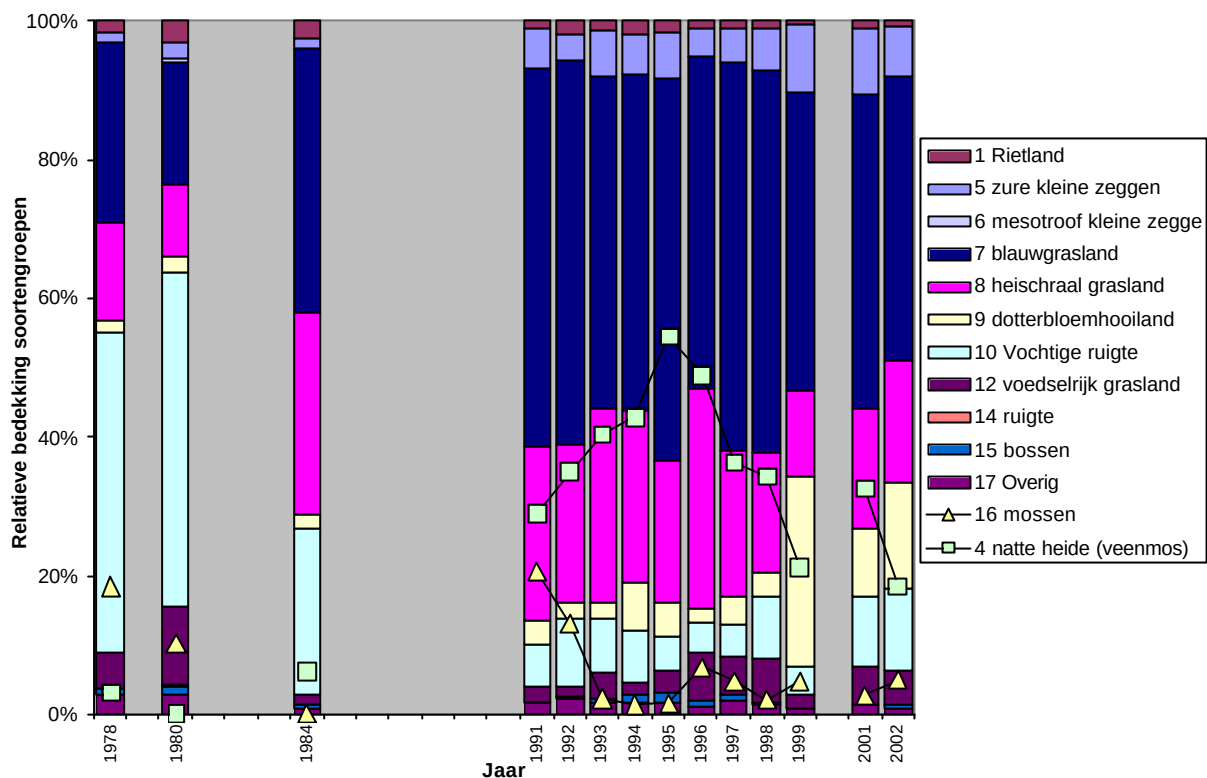
3.4 Vegetatie

3.4.1 Algemeen

Binnen het deskundigenteam Natte Schraalgraslanden is afgesproken de evaluatie van de effecten van de maatregelen op de vegetatie voor alle terreinen op uniforme wijze uit te voeren. De evaluatie zal worden gebaseerd op de verschuivingen in ecologische soortengroepen en rode lijst soorten sinds het begin van de maatregelen in 1990. Met uitzondering van 2001 zijn in alle jaren vegetatieopnamen gemaakt. In aanhangsel 1 zijn de vegetatieopnamen voor 2002 opgenomen. De soorten zijn in deze tabel gesorteerd per ecologische soortengroep. Van 5 pq's waarvan opnamen beschikbaar zijn vanaf 1978 is de ontwikkeling van de bedekking van de ecologische soortengroepen geanalyseerd.

3.4.2 Ecologische soortengroepen

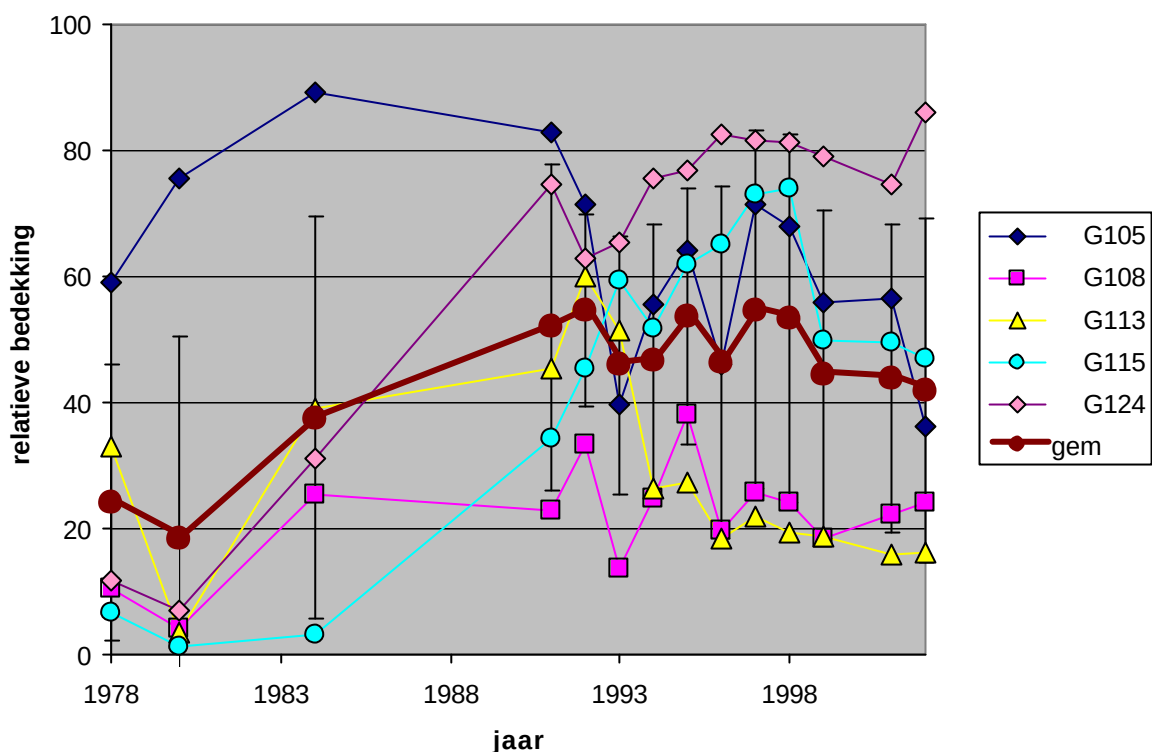
De ontwikkeling van de relatieve bedekking van de soortengroepen in de kruidlaag is uitgezet in figuur 8. Hiervoor zijn de gemiddelde bedekkingen genomen van deze groepen in de 5 pq's (G105, G108, G113, G115 en G124). In de beginjaren (1978 en 1980) was het aandeel van soorten uit groep 10 (vochtige ruigte) erg groot. In het grasland was in de loop van de 70er jaren, na een periode van verwaarlozing, een hooilandbeheer ingesteld. De opnamen uit 1984 laten, onder invloed van het hooibeheer, een afname van de ruigtesoorten zien, ten gunste van blauwgraslandsoorten en soorten van het heischraal grasland. Deze trend heeft zich voortgezet tot in de jaren 90, waarbij de blauwgraslandsoorten de belangrijkste soortengroep vormen. Het aandeel heischrale soorten is dan afgenomen. Tevens is het aandeel van de groep "zure kleine zeggens" toegenomen, hoewel het aandeel hiervan beperkt blijft. Sinds 1999 is het aandeel van soorten van dotterbloemhooiland sterk toegenomen. Deze toename komt vrijwel geheel voor rekening van *Juncus acutiflorus*, waardoor wij hier liever spreken van een ontwikkeling richting Veldrusschraalland. Dit type schraalland komt voor op locaties met relatief zuurstofrijk grondwater. Het aandeel blauwgraslandsoorten en soorten van heischraal grasland is daardoor weer teruggelopen.



Figuur 8 Ontwikkeling van de relatieve bedekking van ecologische soortengroepen in de kruidlaag (kolommen) en van mossen (punten) voor de periode 1978-2002 (gemiddelde van 5 pq's).

De bedekking van de mossen (groep 16) en van Veenmos (uit groep 4; natte heide) is apart weergegeven in figuur 8. Opvallend is de toename van Veenmos in de periode 1991-1995. In die periode kwamen nog regelmatig waterstanden boven maaiveld voor (zie figuur 2), waardoor de veenmosgroei gestimuleerd werd. Sinds in de winter het neerslagoverschot niet meer op het maaiveld wordt geborgen, is de veenmosbedekking in de jaren daarna weer afgenomen. Een dik veenmosdek levert een positieve meekoppeling aan de verzuring van de bodem, doordat veenmossen actief zuren uitwisselen tegen basen.

In figuur 9 is de ontwikkeling van de blauwgraslandsoorten in de individuele pq's uitgezet, samen met het gemiddelde en de standaardafwijking voor de vijf pq's.



Figuur 9 Ontwikkeling van de relatieve bedekking in de kruidlaag van blauwgraslandsoorten in 5 pq's voor de periode 1978-2002.

De ontwikkeling per pq is vrij divers. Voor de eerste jaren geldt dat in een deel van de pq's het aandeel blauwgraslandsoorten vrij laag is. G105 vormt daarop een uitzondering. Hier was met name de bedekking van *Cirsium dissectum* hoog. Later zijn daar ook *Carex hostiana* en *Carex panicea* bijgekomen. Vanaf 1991 is, met wat golfbewegingen, de bedekking van blauwgraslandsoorten in dit pq teruggelopen. Het pq ligt aan de zuidrand van het graslandje, waar de uitbreiding van *Juncus acutiflorus* het sterkste is. Hier wordt de hydrologie sterk beïnvloed door de aangrenzende landbouwgronden (zie ook de bespreking van buis A in 3.2). In de overig pq's is aanvankelijk een toename te zien van blauwgraslandsoorten vanaf 1984, die daarna op verschillende momenten is afgevlakt of teruggelopen. Bij G108 is het aandeel blauwgraslandsoorten altijd beperkt gebleven. Bij G113 vindt sinds 1992 een sterke afname plaats van blauwgraslandsoorten. De soortensamenstelling gaat hier meer in de richting van het heischraal grasland. Dit komt ook overeen met de ontwikkeling van de calciumverzadiging ter plaatse (zie figuur 7). Bij G115 is sinds 1999 het aandeel blauwgraslandsoorten ook sterk afgenomen. Alleen in pq G124 is dit nog steeds hoog.

Rode lijst soorten

De ontwikkeling van het voorkomen van rode lijst soorten is weergegeven in tabel 3. De presentie van een deel van deze soorten is vrij constant. Dit geldt met name voor *Carex hostiana*, *Carex pulicaris*, *Cirsium dissectum*, *Dactylorhiza maculata* en *Succisa pratensis*. Deze blauwgraslandsoorten blijven vrij constant met een hoge presentie aanwezig. Enkele soorten die minder frequent voor kwamen lijkt echter verdwenen te zijn. *Dactylorhiza incarnata* is niet meer gevonden sinds 1994, *Schoenus nigricans* sinds 1995, *Parnassia palustris* sinds 1998 en *Gentiana pneumonanthe* niet meer sinds 1999. De laatste jaren zijn incidenteel nog *Eleocharis quinqueflora* (1998) en *Juncus alpino-articulatus* supsp. *alpino-articulatus* (1999) aangetroffen.

Tabel 3 Presentie van Rode lijst soorten in het Zuidwestelijk graslandje.

	r = zelden; oc = af en toe; fr = frequent; ab = overal											
	Voor		Na maatregel									
	1980	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2001	2002
Carex hostiana	ab	ab	ab	ab	ab	ab	ab	ab	ab	ab	ab	fr
Carex pulicaris	ab	ab	ab	ab	ab	ab	ab	fr	fr	fr	ab	ab
Cirsium dissectum	oc	ab	ab	ab	ab	ab	ab	ab	ab	ab	ab	ab
Dactylorhiza incarnata	r		r		r							
Dactylorhiza maculata	fr	fr	fr	fr	fr	fr	fr	fr	fr	fr	fr	fr
Eleocharis quinqueflora									r			
Genista anglica	r	r		r	r	r	r	r	r	r	r	r
Gentiana pneumonanthe	r	r	r	r	r			r		r		
Gymnadenia conopsea				r								
Juncus alpinoarticulatus sp. alpinoarticulatus	r	oc			oc					oc		
Parnassia palustris	oc	r	r	r	r	r	r	r	r			
Potentilla palustris	r	r		r			r			r	r	r
Schoenus nigricans	r			r		r						
Succisa pratensis	oc	oc	fr	fr	fr	fr	fr	fr	fr	fr	fr	fr
Valeriana dioica	oc	oc	oc	oc	oc	oc	oc	oc	oc	oc	oc	oc

3.4.3 Conclusies

Na een uitbreiding van de blauwgraslandsoorten in de jaren 80, als gevolg van het hooilandbeheer, is het aandeel van soorten van blauwgrasland en heischraal grasland in de kruidlaag vrij constant gebleven tot 1998. Daarna is een afname waar te nemen die toegeschreven wordt aan het toegenomen aandeel van veldrusschraalland. Deze ontwikkelingen kunnen wel sterk verschillen per pq. De afname van regenwaterberging op het maaiveld komt tot uiting in de afname van de bedekking van Veenmos sinds 1995.

Analyse van de ontwikkeling van het voorkomen van rode lijst soorten laat zien dat ondanks de veranderingen in de standplaats die zich in de laatste decennia heeft voltrokken (verdroging, verzuring), de presentie van de typische blauwgraslandsoorten niet is veranderd. Wat wel opvalt, is het verdwijnen van soorten die horen bij het Cirsio-dissecti molinietum Parnassietosum en het Caricion davallianae. Dit wijst er op dat basische standplaatsen niet meer voorkomen in het graslandje.

4 Conclusies

Monitoringresultaten water, bodem en vegetatie

Er is in de periode 1991 – 2002 een daling waargenomen van grondwaterstanden die lijkt samen te hangen met regionaal hydrologische ontwikkelingen en meteorologische omstandigheden. Als gevolg van de maatregelen is de berging van regenwater op het maaiveld afgenomen. Tegelijkertijd is de bergingsmogelijkheid van het neerslagoverschot in de bodem toegenomen door een autonome daling van de regionale drainagebasis. Ondanks een geringe toename van de kwelpotentiaal wordt de kwelstroom richting maaiveld niet versterkt. De kwelstroom wordt afgebogen naar omliggende diepe ontwateringssloten, terwijl in het blauwgrasland een versterkte infiltratieflux is opgetreden.

Deze veranderingen in de waterstanden en –fluxen komen ook tot uiting in de waterkwaliteit. De invloed van regenwater in de bovengrond is verder toegenomen. Aan de zuidrand is de invloed van de aangrenzende landbouwgronden waarneembaar door verhoogde chloride en sulfaatconcentraties.

De hydrologische veranderingen hebben geleid tot een uitputting van het zuurbufferend vermogen van de bodem. De calciumverzadiging is sinds de jaren 70 steeds verder afgenomen, afgezien van een licht herstel in de eerste jaren na de maatregelen. Op de overgang naar hogere delen hebben de maatregelen geleid tot een snellere verzuring.

De hiervoor geschetste abiotische veranderingen komen op het eerste gezicht nog niet overal tot uiting in de vegetatie. Blauwgraslandsoorten blijven dominant aanwezig. Aan de zuidrand is onder invloed van aangrenzende landbouwgronden een verschuiving in de richting van veldruisschraalland waarneembaar. Een aantal kritische soorten van basische standplaatsen is wel verdwenen.

Hoewel geen metingen gedaan zijn aan de productiviteit van de vegetatie, bestaat wel de indruk dat deze sinds het begin van de jaren 90 sterk is terug gelopen, afgezien van de voedselrijke zuidrand. Dit valt te verklaren uit de hierboven beschreven ontwikkelingen. De afgenomen calciumverzadiging in de bodem leidt tot een afname van de biologische activiteit in de bodem en daardoor tot accumulatie van organische stof in en op de bodem (Van Delft, 2001). Hierdoor neemt de beschikbaarheid van nutriënten voor de vegetatie af, en daarmee de productiviteit.

Effectiviteit van begreppeling

De maatregelen lijken een positief effect te hebben gehad op de kwelpotentiaal, maar omdat een eventueel vergrote kwelflux wordt afgevangen door ontwateringssloten langs de rand van het reservaat heeft dit geen invloed op het schraalgrasland.

In perioden met een groot neerslagoverschot zijn de greppels effectief om overtollig regenwater oppervlakkig af te voeren. Deze begreppeling voorkomt de vorming van afvoerlose laagten die zich vullen met regenwater. Hierdoor is waarschijnlijk ook een verdere ontwikkeling van veenmossen voorkomen, die een actieve bijdrage kunnen vormen aan het bodemverzuringproces. In en na droge perioden is de bergingscapaciteit voor regenwater toegenomen, hetgeen een negatief effect heeft op het zuurbufferend vermogen van de bodem. Op de overgang naar hogere delen in

het schraalgrasland lijken de maatregelen geleid te hebben tot een versnelde verzuring.

De effectiviteit van begreppeling is hierdoor zeer beperkt en kan zelfs tot een ongewenste versterkte infiltratie van regenwater leiden als een te lage (regionale) drainagebasis aanwezig is. Juist deze drainagebasis is alleen via regionaal waterbeheer te beïnvloeden, hetgeen buiten de invloedssfeer van de regeling effectgerichte maatregelen valt.

Praktijkadviezen

Om de voortschrijdende verzuring tegen te gaan is het van essentieel belang om de kwelflux naar het maaiveld te herstellen. Begreppeling vormt daartoe slechts een deeloplossing. Om effectieve bestrijding van verzuring te bereiken zijn ingrepen buiten het reservaat noodzakelijk. Door het opzetten van het peil in de ontwateringsloten rondom het reservaat zal de kwelflux weer in het maaiveld kunnen komen, waardoor herstel van de zuurbuffer bereikt kan worden. Dit heeft natuurlijk wel consequenties voor de aangrenzende landbouwgronden. Begreppeling is geen effectieve maatregel als niet tevens de regionale drainagebasis kan worden beïnvloed.

Hierbij wordt nog eens benadrukt dat oppervlakkige begreppeling in combinatie met een voldoende hoge drainagebasis wel tot een versterking van kwel en de basenrijkdom kan leiden, zoals blijkt uit het onderzoek naar effectgerichte maatregelen in het Korenburgerveen (van der Hoek , 2003).

Literatuur

Delft, S. P. J. v., 2001. *Ecologische typering van bodems : Deel 2 Humusvormtypologie voor korte vegetaties*, Wageningen, Alterra Research Instituut voor de Groene Ruimte. Alterra-rapport 268.

Fresco, L. F. M., 1991. *"VEGROW" : processing of vegetation data; shorthand manuel ver. 4.0*, Haren, Software Bureau for Ecological and Evolutionary Studies.

Grootjans, A. P., et al., 2000. *Monitoring van effectgerichte maatregelen tegen verzuring : Eindrapport 3e fase 1997-1999 : Wyldlannen (Eernewoude), De Barten (Lindevallei), De Koegelwieck (Terschelling), De Moksloot (Texel), De lage maden (Drentse Aa)*, Groningen, Laboratorium voor Plantenoecologie Rijksuniversiteit Groningen en Everts & de Vries e.a. Ecologisch advies- en onderzoeksbureau. EV-00/20.

Hoek, D. van der. 2003. *Lange termijn effecten van plaggen en begreppelen op water, bodem en vegetatie van graslanden in het Korenburgerveen*. OBN-rapport.

Jansen, A., 2000. *Hydrology and restoration of wet heathland and fen meadow communities*. Groningen, Rijksuniversiteit Groningen, PhD-Thesis.

Jansen, P. C., R. H. Kemmers en S. P. J. v. Delft, 1997. *Effecten van hydrologische maatregelen tegen verzuring en vermessing op vegetatie, bodem en grondwater in Groot Zandbrink : evaluatie na vijf jaar*, Wageningen, DLO-Staring Centrum. SC-rapport 425.

Jansen, P. C., R. H. Kemmers en P. W. F. M. Hommel, 2000. *Effecten van hydrologische maatregelen tegen verzuring en vermessing op vegetatie, bodem en grondwater in Groot Zandbrink : evaluatie na negen jaar*, Wageningen, Alterra. Alterra-rapport 016.

Kemmers, R. H., S. P. J. v. Delft, P. C. Jansen en W. C. Knol, 1994. *Effecten van hydrologische maatregelen tegen verzuring en vermessing op vegetatie, bodem en grondwater in Groot - Zandbrink : een evaluatie na twee jaar*, Wageningen, DLO-Staring Centrum. SC-rapport 319.

Kemmers, R. H. en R. W. d. Waal, 1999. *Ecologische typering van bodems : Deel 1 Raamwerk en humusvormtypologie*, Wageningen, Alterra.

Kemmers, R. H., P. C. Jansen, S. P. J. v. Delft en F. d. Vries, 2002. *Bloedarmoede in het Nederlandse landschap : Ontijzering van kwelgevoede gronden binnen de EHS en realisatie van natuurdoeltypen*, Wageningen, Alterra. Alterra-rapport 370.

Kemmers, R. H., F. P. Sival en P. C. Jansen, 2003. *Effecten van bevoeiing op de basentoestand en nutriëntenbeschikbaarheid van natte schraalgraslanden op klei-, zand-, en veengronden : Veldwaarnemingen en laboratoriumexperimenten*, Wageningen, Alterra. Alterra-rapport 534.

Kemmers, R. H., S. P. J. v. Delft en P. C. Jansen, In druk. "Iron and sulphate as possible key factors in restoration ecology of rich fens in discharge areas". In: *Wetland ecology and management*

Wirdum, G. v., 1991. *Vegetation and hydrology of floating rich-fens.*, Maastricht, Datawyse.

Bijlage Vegetatieopnamen 2002

De soorten zijn gegroepeerd volgens de soortengroepen voor graslanden (Grootjans, et al., 2000)

Opname	
Soortgroep	
Soort	G101 G104 G105 G106 G107 G108 G109 G110 G111 G112 G113 G115 G117 G119 G123 G124 G127 G128 G133 G134
1 Rietland (nat/voedselrijk)	
Galium palustre	. p1 . p1 p1 Moeraswalstro
Lythrum salicaria	 p1 p1 a1 p1 a1 Grote kattestaart
Phragmites australis	 a4 . a1 r1 p1 . Riet
4 Natte heiden en hoogvenen	
Erica tetralix	 p1 p1 . a1 p1 p1 p1 a1 m p1 Gewone dophei
Sphagnum species	. . . p1 . 4 . a1 m 8 4 m 7 . 3 1 . 2 . m Veenmos
5 Zure kleine zeggenmoeras	
Agrostis canina	m m m m p1 1 m m 1 m m 1+ m m m a1 a1 m a1 a1 Moerasstruisgras
Carex nigra	a1 m m . . a1 p1 m m r1 m m . . p1 a1 . p1 1 a1 Zwarte zegge
Hydrocotyle vulgaris	p1 . . . m . m m p1 p1 . . a1 p1 m a1 Gewone waternavel
Ranunculus flammula	. p1 p1 r1 . . r1 . . p1 p1 . Egelboterbloem
7 Blauwgrasland	
Carex hostiana	m . p1 a1 m p1 p1 m m . . p1 a1 a1 m m m m m a1 Blonde zegge
Carex panicea	1- . 1+ m 2- 1 3+ 2 m 1+ 1 m m 1 m m 2+ 4 2 2+ Blauwe zegge
Carex pulicaris	3 m m m m m 2+ 3- 1+ m m m m m . m m m m Vlozegge
Cirsium dissectum	6 1+ 2+ 1 5 1- 1+ 1 p1 r1 m 4 2+ 2 5 7 6+ 3 4 m Spaanse ruiter
Luzula multiflora	p1 a1 p1 a1 . a1 . p1 a1 p1 m p1 m a1 m . p1 . . p1 Veelbloemige veldbies s.l
Succisa pratensis	. . p1 p1 . p1 . 2 . 2 m . p1 1 . m . . p1 Blauwe knoop
8 (Hei)schraalgrasland	
Danthonia decumbens	m . m . m m 1- m 2 1- 2 m 3 2 m m a1 m m 2 Tandjesgras
Juncus conglomeratus	. . . p1 . p1 p1 m . m p1 a1 . . p1 r1 Biezeknoppen
Festuca ovina	m . . r1 p1 a1 m m m m m a1 m m a1 Schapegras
Molinia caerulea	. . . m 1- m m m 1- a1 m m . 2- m p1 m m m m Pijpestrootje
Potentilla erecta	a1 p1 . a2 a1 1- a2 m 1 m 4- m 1 1+ m a1 m m m a2 Tormentil
9 Veldrus-schraalland (Dotterbloemhooiland)	
Galium uliginosum	m p1 p1 a1 r1 . p1 . . . p1 . Ruw walstro
Juncus acutiflorus	. 3+ 5 3+ 2- 1 a1 . 1 3 1+ m 1- m 1 m m p1 . . Veldrus
Lotus uliginosus	 p1 m p1 Moerasrolklaver
10 Verruigers in vochtig milieu	

Opname		G101	G104	G105	G106	G107	G108	G109	G110	G111	G112	G113	G115	G117	G119	G123	G124	G127	G128	G133	G134	
Soortgroep																						
Soort																						
Calamagrostis canescens		.	4+	a1	3	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	Hennegras
Eupatorium cannabinum		.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r1	.	Koninginnekruid
Filipendula ulmaria		p1	.	.	.	.	a2	p1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	a2	Moerasspirea
Peucedanum palustre		a2	a2	p2	a2	p1	2	m	.	a2	m	1-	2	a2	.	a2	m	a2	a2	1	2	Melkeppe
Lysimachia vulgaris		p1	2	a1	a2	m	r1	r1	.	.	p1	m	p1	p1	p1	p1	r1	p1	m	.	.	Grote wederik
12 Voedselrijk grasland																						
Anthoxanthum odoratum		.	r1	r1	.	.	p1	.	.	r1	.	p1	r1	p1	p1	.	.	.	.	.	.	Gewoon reukgras
Cardamine pratensis		.	p1	.	r1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	Pinksterbloem
Cirsium palustre		.	p1	.	.	.	1	.	p1	p1	a2	m	.	a2	p1	p1	.	.	.	.	p1	Kale jonker
Equisetum palustre		p1	r1	r1	.	m	.	p1	a1	.	r1	.	p1	.	.	p1	.	.	.	.	.	Lidrus
Holcus lanatus		p1	m	m	m	.	a1	.	.	.	.	.	.	p1	.	.	.	.	.	.	.	Gestreepte witbol
Juncus articulatus		p1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	Zomprus
Ranunculus acris		.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r1	.	.	.	.	.	Scherpe boterbloem
15 Bossen																						
Betula pubescens		.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	p1	.	.	.	.	.	.	.	Zachte berk
Salix aurita		.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	p1	r1	.	p1	.	p1	Geoorde wilg
Salix cinerea		.	.	.	.	.	.	.	p1	p1	.	.	.	.	p1	.	.	.	.	p1	.	Grauwe wilg
16 Mossen																						
Bladmossen		m	m	m	1+	m	m	m	m	m	.	2	m	1	3	.	.	m	.	m	m	Goudenregen
Polytrichum species		1	4	1	.	1	1	4	1	2	.	.	p1	m	.	.	1	.	1	1	p1	Haarmos (G)
17 Overig																						
Calluna vulgaris		.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	p1	m	.	.	.	.	.	.	Struikhei
Centaurea jacea		.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	a1	.	.	.	.	.	.	Knoopkruid
Dactylorhiza maculata		p1	p1	.	r1	p1	p1	.	p1	p1	p1	p1	.	p1	p1	p1	r1	.	r1	p1	.	Gevlekte orchis
Genista anglica		.	.	.	.	.	.	.	.	p1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	Stekelbrem
Potentilla palustris		p1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	Wateraardbei
Quercus robur		.	.	r1	.	.	.	.	.	p1	.	r1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	Zomereik
Rhamnus frangula		.	.	r1	.	.	.	.	.	.	p1	.	.	.	.	p1	.	.	.	p1	.	Sporkehout
Valeriana dioica		.	.	.	p1	.	.	.	m	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	Kleine valeriaan
Viola palustris		.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	a1	.	.	m	Moerasviooltje