



Vernatting in het westelijk veenweidegebied

Vernatting
Natuurherstel
Vegetatie-
ontwikkeling
Laagveen
Biogeochemie

De voortschrijdende achteruitgang van de natuurlijke, landschappelijke en landbouwkundige kwaliteit van het westelijke veenweidegebied doet alle betrokken actoren beseffen dat grootschalige maatregelen om de problemen op te lossen onvermijdelijk zijn. Verplaatsing van functies naar de juiste plek in het landschap lijkt een veelbelovende oplossing. Onderzoek aan natuurherstel op voormalige productiegraslanden laat echter zien dat deze uitruil van functies niet alleen een probleem van ruimtelijke ordening is, maar ook problemen van ecologische aard met zich meebrengt.

Laagvenen behoren tot de meest waardevolle maar tegelijkertijd ook de meest bedreigde ecosystemen in West-Nederland. Bijna alle klassieke V's uit de milieukunde – versnippering, vermesting, verzuring, verdroging – dragen hun steentje bij aan de achteruitgang van de schaarse resten laagveenmoerassen, broekbossen en hooilanden die bewaard gebleven of opnieuw ontwikkeld zijn in het door landbouw en de Randstad gedomineerde landschap. Verdroging ligt aan de basis van het probleem omdat het niet alleen een directe impact heeft op het aanwezige ecosysteem, maar daarnaast ook de overige V's kan versterken.

Menselijke activiteiten in het westelijk veenweidegebied hebben geleid tot aanzienlijke veranderingen in de regionale hydrologie. Toenemende verstedelijking in infiltratiegebieden heeft gezorgd voor een verminderde aanvoer van grondwater, terwijl drinkwaterwinning en poldersystemen de natuurlijke stromingspatronen van het grondwater hebben veranderd (Schot & Molenaar, 1992). Daarnaast lijkt het voeren van een levensvatbaar melkveebedrijf vandaag de dag alleen nog mogelijk bij een intensiteit van bedrijfsvoering die alleen nog te combineren valt met constante, lage grondwaterpeilen. Door de bijbehorende noodzaak voor voortdurende onderbemaling blijft de weidegrond dalen, komt zout grondwater omhoog en lopen natuurgebieden langzaam leeg in de omliggende polders. Het uitblijven van innovaties in de landbouwsector om ook bij hogere waterpeilen rendabel te kunnen boeren – mede door het uitblijven van een stimulerend beleid op

dit gebied van de overheid – heeft ervoor gezorgd dat ook de landbouwkundige waarden van de laagveengebieden onder druk komen te staan.

Uit recente onderzoeks- en beleidsprogramma's, zoals “Waarheen met het veen?” en de Agenda Westelijke Veenweiden, wordt langzamerhand duidelijk dat deze problemen alleen met maatregelen op landschapsschaal kunnen worden opgelost. Hierbij wordt met de “Functie volgt peil” benadering vooral ingezet op het ruimtelijk uitruilen van landgebruikfuncties. Volgens deze benadering volgen de landgebruikfuncties uit het natuurlijke peilverloop van het gebied. Dat betekent dat de natuurfunctie vooral wordt gezocht in de lager gelegen delen, die nu worden droog gehouden door onderbemaling, terwijl de landbouwfunctie wordt gezocht in de hoger gelegen delen. De vraag “Waarheen met het veen?” wordt dus feitelijk vervangen door de vraag “Waar naar toe met de koe?” en het milieukundige probleem verwordt tot een vraagstuk van ruimtelijke ordening.

De uitruil van landgebruikfuncties brengt echter ook problemen van ecologische aard met zich mee. Het is bekend dat voormalig landbouwkundig gebruik problemen kan opleveren bij de ontwikkeling van nieuwe natuur. De belangrijkste problemen zijn: nalevering van nutriënten uit de bodem als gevolg van vroegere bemesting en het ontbreken van bronpopulaties en zaadvoorraad van gewenste plantensoorten (Marrs, 1993; Bakker & Berendse, 1999). Daarnaast zijn er aanwijzingen dat veranderingen in de relatie tussen het bovengrondse (vegetatie) en on-

JERRY VAN DIJK.

Dr. J. van Dijk Centrum voor Milieuwetenschappen Leiden, afdeling Milieubiologie, Postbus 9518, 2300 RA Leiden vandijk@cml.leidenuniv.nl

Foto Aat Barendregt www.geo.uu.nl/pictures/barendregt

dergrondse (pathogenen, symbionten) deel van het ecosysteem invloed hebben op de secundaire successie (zie onder andere De Deyn et al., 2003).

Inrichtings- en beheermaatregelen om deze problemen op te lossen zijn tijdrovend en kostbaar, vooral als ze op grote schaal moeten worden toegepast. Voordat op groot-schalige uitruil van landgebruikfuncties wordt ingezet, is het daarom belangrijk een beeld te vormen van de mate waarin deze problemen in de Nederlandse laagveengebieden een rol spelen. In de hierna volgende paragrafen worden de resultaten besproken van een promotieonderzoek verricht aan de Vrije Universiteit Amsterdam, waarbij is gekeken naar de ontwikkeling van voormalige veenweiden, nadat deze uit landbouwkundig gebruik genomen zijn en de onderbemaling is opgeheven. De uitkomsten van deze studie schetsen een beeld van wat verwacht kan worden bij uitruil van landbouw en natuur in het westelijke veenweidegebied.

Studieopzet

De studie is uitgevoerd in de Horstermeerpolder – grenzend aan de Kortenhoefse Plassen, circa 2,5 m - NAP gelegen – en de Hilversumse Bovenmeent – grenzend aan het

Naardermeer met een ligging van circa 1,5 m - NAP. De bodem in beide polders bestaat uit kleiig veen op een zandige ondergrond. De veenlaag heeft een dikte van circa 2 meter. De bovenlaag is veraard, maar op grotere diepte worden resten van riet en paardenstaarten aangetroffen. Beide gebieden worden gevoed met kwelwater afkomstig van de Utrechtse Heuvelrug en ook door ondiepe kwelstromen vanuit de aangrenzende natuurgebieden. Om waterverlies uit deze natuurgebieden tegen te gaan worden door Natuurmonumenten in beide polders voormalige landbouwgraslanden uit de onderbemaling gehaald. Dit gebeurt door de percelen hydrologisch te isoleren van het afwateringssysteem van de polder, waarna de grondwaterstand stijgt door de natuurlijke kweldruk. Hierdoor heeft ieder perceel na vernatting een eigen specifieke grondwaterdynamiek. Van vier van deze vernatte percelen binnen de genoemde polders zijn de biogeochemie, bodemfauna en vegetatie in onderlinge samenhang bestudeerd gedurende twee jaar (2000-2001). Daarnaast is een analyse gemaakt van de aanwezige zaadvoorraad in de bodem. Om een beeld te krijgen van de effecten van de vernatting, zijn de vier percelen vergeleken met een voormalig landbouwperceel in de Horstermeerpolder, waarvan de onderbemaling niet is opgeheven. In alle percelen zijn metingen gedaan op tien random gekozen locaties per perceel. Op het moment van studie waren alle percelen vier jaar eerder uit productie genomen. Voor meer details over de achtergronden en opzet van deze studie wordt verwezen naar Van Dijk (2006).

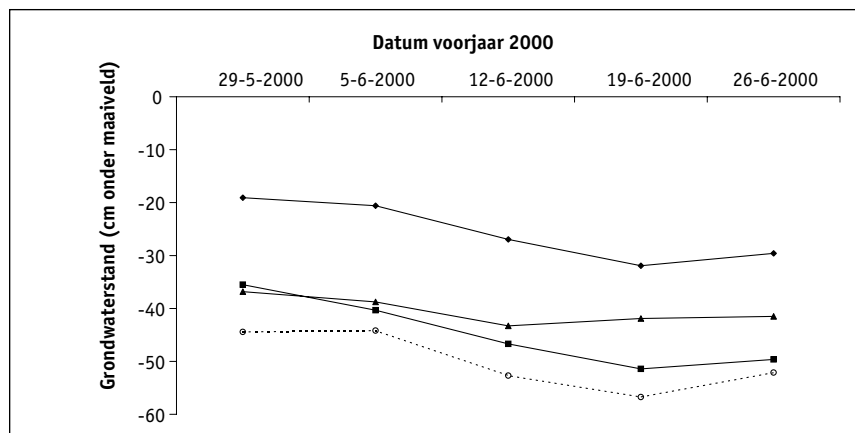
Veranderingen in abiotiek

Het stoppen van de onderbemaling leidt in alle percelen tot een verhoging van de grondwaterstand, maar nergens tot permanente waterverzadiging van de bodem. Waterverzadiging treedt voornamelijk op in de winterperiode, terwijl in voorjaar en zomer de grondwaterstanden soms

Figuur 1

Grondwaterstandverloop in het voorjaar van 2000. De gestippelde lijn geeft het waterstandverloop in het referentieperceel weer, de doorgetrokken lijnen het verloop in de verschillende vernatte percelen.

Figure 1 Groundwater levels in the spring of 2000. The dotted line represents groundwater levels in the reference meadow, solid lines represent groundwater levels in the different rewetted meadows.



vergelijkbaar zijn met die in het referentiegebied (figuur 1). Er moet wel worden opgemerkt dat de bodem vaak tot ver boven de waargenomen grondwaterstand waterverzadigd is door capillaire werking en het sterk watervasthoudend vermogen van het veen.

Ondanks de fluctuaties in grondwaterpeil, duiden de consequent lage redoxpotentialen in de vernatte percelen op anaërobe omstandigheden in de bodem gedurende het hele jaar. Redoxpotentialen zijn daarbij laag genoeg voor de reductie van nitraat, mangaan en in enkele gevallen ijzer (Manchester et al., 1998; Patzelt et al., 2001; Van Dijk et al., 2004). Het bodemvocht van vernatte percelen heeft een grondwatersamenstelling, dat van het referentieperceel een regenwatersamenstelling (figuur 2). Het bodemvocht in vernatte percelen heeft een veel hogere pH – gemiddeld circa 6,5 – en veel hogere concentraties opgeloste ionen, zoals calcium, ijzer, bicarbonaat, mangaan en magnesium dan het referentieperceel: pH gemiddeld 3,5 zie figuur 3 (Van Dijk et al., 2004).

In de onderbemalen situatie gedragen de percelen zich dus feitelijk als infiltratiegebieden en hebben zich regenwaterlenzen op het grondwater gevormd (vergelijk Schot et al. 2004). Als de onderbemaling wordt opgeheven, kan het alkaline grondwater onder invloed van de kweldruk weer stijgen, met als gevolg dat de regenwaterlenzen verdwijnen en er water met een grondwatersamenstelling wordt gevonden tot in de bovenste bodemlagen. Deze verandering van watertype heeft belangrijke gevolgen voor het functioneren van het ecosysteem in de vernatte situatie.

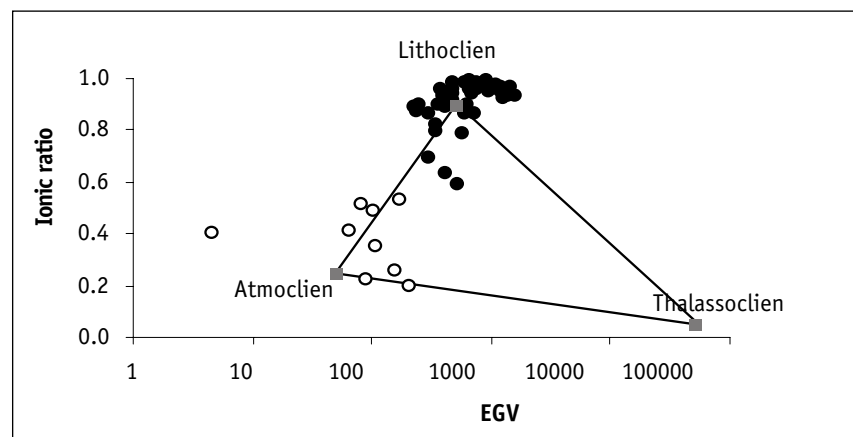
Veranderingen in biogeochemie

Eerdere studies hebben laten zien dat de inlaat van gebiedsvreemd of sulfaatrijk water kan leiden tot de mobilisatie van de voorraad bodemgebonden fosfaat, de zogenoemde interne eutrofiëring (Roelofs, 1991; Lamers

et al., 1998), die bij voormalig landbouwkundig gebruik vaak zeer groot kan zijn (Aerts et al., 1995). Uit de huidige studie blijkt dat dit proces ook in gang kan worden gezet door het herstellen van de natuurlijke hydrologische situatie, waarbij schoon kwelwater de bodem weer vernat. Onder invloed van de veranderde hydrochemie in de vernatte percelen – hogere pH en hogere concentraties opgeloste ionen – komen bodemgebonden fosfaten massaal beschikbaar, waarbij de fosfaatconcentratie bijna verdubbelt ten opzichte van het referentieperceel (figuur 3). Verassend genoeg zorgt de verhoging van de pH ervoor dat de afbraak van organisch materiaal in de bodem, ondanks de verhoogde waterstand en bijbehorende (partieel) anaërobe omstandigheden, wordt versneld. Het te verwachten negatieve effect op deze afbraak van een verlaagde redoxpotentiaal wordt dus teniet gedaan door de stijging van de pH. Dit suggereert dat de inklinking van het veen gestimuleerd zou kunnen worden door vernatting, wat nu juist het tegengestelde is van wat men wil bereiken met deze maatregel. Er is in deze studie echter niet gekeken naar een eventuele toename van organisch materiaal door een hogere productiviteit van de vegetatie die verwacht mag worden van de waargenomen eutrofiëring. Zo'n

Figuur 2 Van Wirdum waterkwaliteitsdiagram (1991) van het bodemvocht in referentie (witte punten) en vernatte (zwarte punten) percelen in het voorjaar van 2001. Lithoclien: referentiepunt voor grondwatersamenstelling; atmoclien: referentiepunt voor regenwatersamenstelling; thalassoclien: referentiepunt voor zee-watersamenstelling.

Figure 2 Van Wirdum water quality diagram (1991) of the soil pore water in the reference (open dots) and rewetted (black dots) meadows in spring 2001. Lithocline: reference point for groundwater composition; atmocline: reference point for rainwater composition; thalassocline: reference point for seawater composition.





Figuur 3 Bodem pH en extraheerbaar fosfaat in referentie (witte balken) en vernatte (zwarte balken) percelen. Bodem pH is gemeten in 1M KCl bodemextracten, fosfaat is geëxtraheerd met 0,01 M CaCl_2 . Verschillende letters geven significante verschillen tussen seizoenen aan. De verschillen tussen referentie en vernatte percelen zijn in alle seizoenen significant.

Figure 3 Soil pH and extractable phosphate in reference (open bars) and rewetted (black bars) meadows. Soil pH is measured in 1 M KCl soil extracts, phosphate is extracted with 0,01 M CaCl_2 . Different letters indicate significant differences between seasons. Differences between reference and rewetted meadows are significant for all seasons.

toename zou kunnen resulteren in hogere afbraak van organisch materiaal, zonder dat daarbij inklinking van het veen hoeft op te treden. Hoe dan ook leidt de vernatting door stimulering van de decompositie tot een structurele toename van het vrijkomen van nutriënten uit organisch materiaal.

Het eutrofiërende effect van het in oplossing komen van fosfaat is op de korte termijn vele malen groter dan dat van de toename van de afbraak van organisch materiaal. Zo kan bijvoorbeeld geen significante toename van de netto stikstofmineralisatie (bruto mineralisatie min denitrificatie en microbiële immobilisatie) in de vernatte percelen worden vastgesteld. Het gaat hier echter wel om een structurele toename van het vrijkomen van nutriënten, die mogelijk wel significante effecten veroorzaakt op langere termijn. Zo'n structurele toename is minder goed stuurbaar met specifieke herstelmaatregelen als uitmijnen of afgraven die bij hoge fosfaatconcentraties worden toegepast.

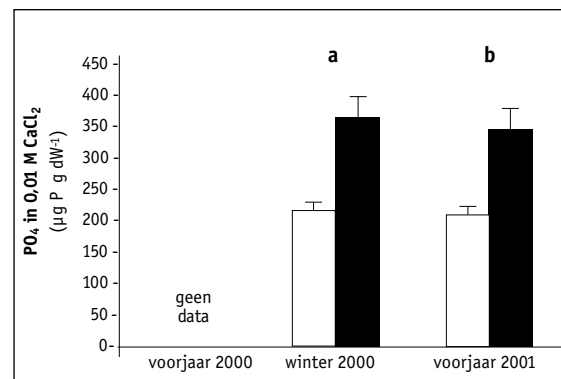
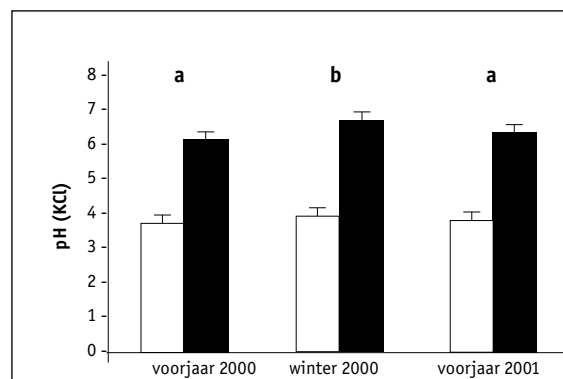
Bodemleven en vernatting

De afbraak van organisch materiaal en de mineralisatie van nutriënten worden sterk gestuurd door de bodemlevensgemeenschap (Wardle et al., 2004). Het ligt voor de hand dat een verhoging van de grondwaterstand een

enorme impact heeft op bodembewonende organismen. De waargenomen toename van decompositie na vernatting zou dus verklaard kunnen worden door de veranderde samenstelling van de bodemgemeenschap. Om na te gaan of dat zo is, is van drie percelen met een lage, middelhoge en hoge grondwaterstand de samenstelling en biomassa van een deel van het bodemvoedselweb geanalyseerd. Vervolgens is met behulp van een model (Hunt et al., 1987; De Ruiter et al., 1993) berekend of de waargenomen veranderingen in het bodemvoedselweb de in het veld gevonden patronen in decompositie van deze percelen kunnen verklaren.

Hoewel de totale microbiële biomassa niet lineair gerelateerd is aan de grondwaterstand, neemt de schimmel/bacterie verhouding consequent af met toenemende grondwaterstand. Tegelijkertijd neemt de biomassa van Protozoa (voornamelijk bacterivoren) sterk toe. Uit de biomassaverdeling van springstaarten (Collembola, voornamelijk fungivoren) en potwormen (Enchytraeidae, omnivoren) komt geen duidelijk grondwater gerelateerd patroon naar voren. De soortensamenstelling van beide groepen verandert echter wel onder invloed van de toegenomen waterstand en, vooral bij de potwormen, ook onder invloed van de toegenomen pH (Van Dijk, 2006).

De bacteriële route van afbraak van organisch materiaal



wordt dus belangrijker bij hogere grondwaterstand. Deze wordt beschouwd als een snelle afbraakroute waarin turnover snelheden van nutriënten hoog zijn ten opzichte van de schimmelgedomineerde route (Wardle, 2002; Wardle et al., 2004). Dit beeld wordt bevestigd door de berekeningen van decompositiesnelheden met behulp van het voedselweb model. Zowel de berekende koolstofmineralisatie – representatief voor de afbraak van organisch materiaal – als de (bruto) stikstofmineralisatie nemen toe door de veranderingen in het bodemvoedselweb bij toenemende grondwaterstand. Voor de afbraak van organisch materiaal komt dit overeen met de in het veld gevonden afbraakpatronen – gemeten met cotton strip assays (Van Dijk et al., 2004) – maar voor stikstofmineralisatie niet, zie figuur 4 (Van Dijk, 2006). Het model berekent echter de bruto stikstofmineralisatie – de hoeveelheid stikstof die vrij wordt gemaakt uit organisch materiaal – terwijl in het veld een netto stikstofmineralisatie wordt gemeten: de hoeveelheid stikstof die overblijft na secundaire processen als denitrificatie. Daardoor is het lastig vergelijken. Niettemin kan worden geconcludeerd dat de veranderingen in de bodemlevensgemeenschap in reactie op de hogere grondwaterstanden aan de basis staan van de waargenomen veranderingen in de afbraak van organisch materiaal. Omdat er weinig kennis beschikbaar is over de ecologische processen die de samenstellingen van de bodemlevensgemeenschap bepalen, is het moeilijk in te schatten hoe deze zal reageren op specifieke herstelmaatregelen.

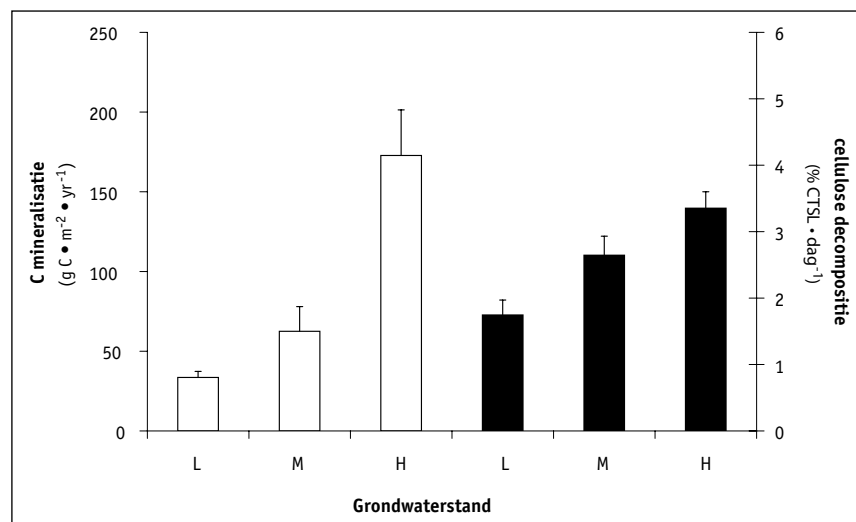
Gevolgen voor de vegetatie

Omdat vernatting van de bestudeerde percelen vooral plaatsvindt om aangrenzende natuurgebieden te beschermen, is er geen vegetatiedoelstelling geformuleerd en kijkt deze studie alleen naar de veranderingen in soortendiversiteit, het voorkomen van soorten van natte gras-

landen of laagveenmoerassen (vergelijk Van der Meijden, 1990) en de ecologische eigenschappen van de soorten in relatie tot hun abundantie in de huidige vegetatie. De hier gepresenteerde analyse is gebaseerd op vegetatieopnamen volgens de methode van Barkman et al. (1964) in tien random proefvlakken van 1 x 1 m per perceel. Voor meer details wordt verwezen naar Van Dijk et al. (2007). Gemiddeld zijn er 25 soorten per perceel aangetroffen in de vernatte situatie (52 in totaal op alle vernatte percelen), terwijl op het referentieperceel 30 soorten zijn aangetroffen (tabel 1). De vernattingsmaatregelen hebben dus niet geleid tot een verhoging van de soortendiversiteit. De soortensamenstelling verschilt echter wel sterk. De vernatte percelen en het referentieperceel delen gemiddeld slechts 27 % van hun soorten. Gemiddeld 14 soorten per perceel komen alleen op de vernatte percelen voor (34 in totaal voor alle percelen) en 18 alleen op het referentieperceel. In het referentieperceel bestaat de helft van de soorten uit soorten van natte graslanden of laagveenmoerassen. In de vernatte percelen is dit percentage lager: 43,5%. Voor de soorten die alleen in de vernatte percelen

Figuur 4 Gemodelleerde koolstof mineralisatiesnelheid, gebaseerd op de samenstelling van het bodemvoedselweb (links) en gemeten cellulose afbraak (cotton-strip assay) in het veld (rechts), beide over een diepte van 10 cm, in drie percelen met verschillende waterstand (laag, middel, hoog).

Figure 4 Modelled carbon mineralization rates based on the composition of the soil decomposer food web (left) and measured cellulose decomposition (cotton-strip assay) in the field (right), both over a depth of 10 cm, in three meadows differing in groundwater level (low, middle, high).



Soortnaam	Vegetatie		Zaadbank	
	referentie	vernat	referentie	vernat
<i>Agrostis canina</i> *	20	3	169	36
<i>Agrostis stolonifera</i>	30	72	27	47
<i>Alopecurus bulbosus</i>		3		
<i>Alopecurus geniculatus</i> *			20	23
<i>Alopecurus pratensis</i>		3		1
<i>Angelica sylvestris</i> *	10	26	4	2
<i>Anthoxanthum odoratum</i> *	20	3	17	1
<i>Betula pendula</i>	30			
<i>Betula pubescens</i> *	10			
<i>Cardamine cf. flexuosa</i>	10		4	10
<i>Cardamine pratensis</i> *		8	32	5
<i>Carex acutiformis</i> *	10	3		1
<i>Carex curta</i> *			13	3
<i>Carex hirta</i>		18		5
<i>Cerastium fontanum ssp. vulgare</i>	10	13	17	21
<i>Chenopodium album</i>				2
<i>Chenopodium polyspermum</i>			1	2
<i>Cirsium arvense</i>		46	6	9
<i>Cirsium palustre</i> *	20	21	8	13
<i>Cirsium vulgare</i>		3		
<i>Deschampsia cespitosa</i> *		3		109
<i>Elymus repens</i>		23	2	9
<i>Epilobium hirsutum</i> *		15		8
<i>Epilobium parviflorum</i> *		10	2	47
<i>Epilobium tetragonum</i>	10	15	1	41
<i>Equisetum fluviatile</i> *		13		
<i>Equisetum palustre</i> *	70	82		
<i>Eupatorium cannabinum</i> *	10	15	8	19
<i>Festuca cf. arundinacea</i>	10	3		
<i>Festuca pratensis</i>		28		2
<i>Galeopsis bifida</i>	20	8	6	3
<i>Galium aparine</i>		21	1	7
<i>Galium palustre</i> *				1
<i>Galium uliginosum</i> *		3		
<i>Glechoma hederacea</i>	30	21	4	21
<i>Glyceria fluitans</i> *		13	2	31
<i>Glyceria maxima</i> *	10	36		1
<i>Holcus lanatus</i>	10	77	8	174
<i>Hydrocotyle vulgaris</i> *	60		8	
<i>Hypericum quadrangulum</i> *		3		49
<i>Juncus articulatus</i> *			4	3
<i>Juncus bufonius</i> *			19	54

Tabel 1 Soortensamenstelling van vegetatie en zaadbank. Voor de vegetatie is het percentage opnamekwadranten waar de soort in voorkomt weergegeven, voor de zaadbank de gemiddelde aantallen zaden die van de soort zijn aangetroffen. Soorten van natte graslanden of laagveenmoerassen zijn gemerkt met een asterisk. Nomenclatuur volgt Van der Meijden (1990).

Soortnaam	Vegetatie		Zaadbank	
	referentie	vernat	referentie	vernat
<i>Juncus effusus</i> *	100	23	2232	123
<i>Lolium perenne</i>	10		30	37
<i>Lotus uliginosus</i> *	10	10	11	4
<i>Luzula spec.</i>		3	52	4
<i>Lychnis flos-cuculi</i> *			1	
<i>Lysimachia thyrsoiflora</i> *				1
<i>Lysimachia vulgaris</i> *	10			
<i>Lythrum salicaria</i> *	20	13	4	12
<i>Mentha aquatica</i> *		5		5
<i>Myosotis arvensis</i>			2	6
<i>Myosotis palustris</i> *		3		
<i>Phalaris arundinacea</i> *		26	10	22
<i>Phleum pratense</i>		15		1
<i>Phragmites australis</i> *		3		
<i>Plantago major</i>			1	4
<i>Poa pratensis</i>		3		8
<i>Poa spec.</i>		3		
<i>Polygonum amphibium</i> *		49		
<i>Polygonum hydropiper</i> *			2	1
<i>Potentilla anglica</i>			1	2
<i>Ranunculus flammula</i> *			9	7
<i>Ranunculus repens</i>	20	33	2	118
<i>Ranunculus sceleratus</i>				7
<i>Rorippa palustris</i>				4
<i>Rubus fruticosus</i>	60		6	1
<i>Rumex acetosa</i>	10	3		7
<i>Rumex acetosella</i>			48	1
<i>Rumex conglomeratus</i> *		8		
<i>Rumex crispus</i>		3		
<i>Rumex obtusifolius</i>		5		
<i>Rumex agg.</i>		15		13
<i>Scrophularia umbrosa</i>		3		27
<i>Scutellaria galericulata</i> *	10			
<i>Solanum dulcamara</i>	10			
<i>Sonchus arvensis</i>		13		5
<i>Stellaria aquatica</i>		8		7
<i>Stellaria uliginosa</i>			1	20
<i>Taraxacum officinale</i>			5	3
<i>Trifolium repens</i>				2
<i>Tussilago farfara</i>				3
<i>Urtica dioica</i>	10	54	177	6
<i>Valeriana officinalis</i> *		21		
<i>Vicia cracca</i>		3		

Table 1 Species composition of vegetation and seed bank. For vegetation, the percentage of quadrants in which a species occurs is given, for the seed bank, average seed densities of the species are given. Species of wet grasslands or fens are indicated with an asterisk. Nomenclature follows Van der Meijden (1990).



of alleen in het referentieperceel voorkomen, is deze verdeling hetzelfde. Vernatting is dus geen selectie criterium voor deze soorten. Voor soorten met overstromingstolerantie is dat wel het geval. Deze komen alleen in de vernatte percelen voor.

In alle percelen wordt de vegetatie slechts door een beperkt aantal soorten gedomineerd. De gemiddelde soorten-dichtheid bedraagt 9 soorten/m² in de vernatte percelen en 7/m² in het referentieperceel. In het referentieperceel zijn in termen van vegetatiebedekking de meest dominante soorten: pitrus (*Juncus effusus*; 34% van de totale vegetatiebedekking), braam (*Rubus fruticosus* agg; 11%), lidrus (*Equisetum palustre*; 9%) en waternavel (*Hydrocotyle vulgaris*; 9%). In de vernatte percelen zijn dat gestreepte witbol (*Holcus lanatus*; 12%), fioringras (*Agrostis stolonifera*; 11%), lidrus (*Equisetum palustre*; 9%), grote brandnetel (*Urtica dioica*; 7%), rietgras (*Phalaris arundinacea*; 6%), veenwortel (*Polygonum amphibium*; 5%), akkerdistel (*Cirsium arvense*; 5%) en kruipende boterbloem (*Ranunculus repens*; 4%).

Wanneer gekeken wordt naar de ecologische eigenschappen van de soorten op de vernatte percelen vergeleken met die op het referentieperceel, blijkt dat vooral de hogere pH en de daaraan gekoppelde toename van nutriënten van grote invloed is op de vegetatieontwikkeling na vernatting. De indicators voor pH en nutriëntenrijkdom – Ellenberg R- respectievelijk N-waarden van de vegetatie – zijn aanzienlijk hoger in de vernatte percelen (figuur 5). Verrassend genoeg heeft de vernatting geen invloed op de indicatorwaarde voor bodemvochtigheid (Ellenberg F-waarde). Deze is zowel in het referentieperceel als in de vernatte percelen hoog: 7-8.

De conclusie is dat de eutrofiëring – in gang gezet door de vernatting – bepalend is voor de samenstelling van de vegetatie. Na vernatting wordt de vegetatie overwegend gedomineerd door soorten van ruigten, terwijl er geen sprake is van een toename van de totale soortenrijkdom

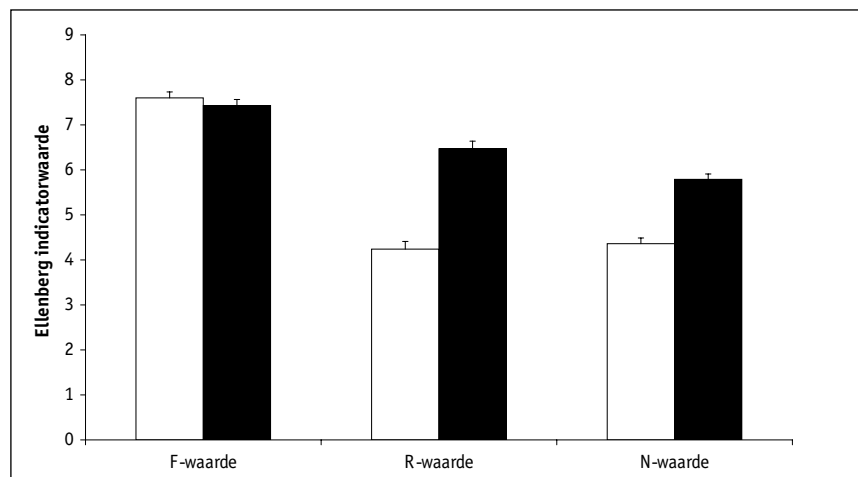
of van het aantal soorten van natte graslanden en laagveenmoerassen.

De rol van de zaadbank

De beschikbaarheid van kiemkrachtige zaden van doelsoorten is, naast specifieke abiotische condities, een belangrijke determinant van een succesvol vegetatieherstel. Vanwege hun ligging in een polder zijn de bestudeerde percelen sterk hydrologisch geïsoleerd van eventuele bronpopulaties. Omdat veel semi-aquatische soorten afhankelijk zijn van water als transportvector (Boedeltje et al., 2003), is de aanwezige zaadbank in de bodem de belangrijkste bron van kiemkrachtige zaden. Daarom is ook de samenstelling van de zaadbank van de bestudeerde percelen geanalyseerd. Hierbij is gebruik gemaakt van de methode van Ter Heerd et al. (1996), waarbij zaden uit de bodem worden gezeefd en vervolgens tot kiemen gebracht. Er zijn hiervoor op alle plaatsen waar ook de vegetatieopnamen zijn uitgevoerd 10 bodemonsters tot een diepte van 10 cm genomen, verspreid over 1 m². Voor meer details over de gevolgde methode wordt verwezen naar Van Dijk et al. (2007).

Figuur 5 Gemiddelde Ellenberg indicatorwaarden voor bodemvochtigheid (F), zuurgraad (R) en voedselrijkdom (N), gebaseerd op de samenstellende soorten van de vegetatie. De witte balken geven de waarden in het referentieperceel weer, de zwarte balken de waarden voor de vernatte percelen.

Figure 5 Mean Ellenberg indicator values for soil moisture (F), acidity (R) and nutrient availability (N), based on the species composition of the vegetation. Open bars represent the reference meadow, black bars represent the rewetted meadows.



Foto's Marijke Verhagen
en Jan van der Straaten
www.saxifraga.nl. Van
links naar rechts: kale
jonker (*Cirsium palu-*
stre), koninginnenkruid
(*Eupatorium cannabinum*)
en harig wilgeroosje
(*Epilobium hirsutum*).



In de zaadbank van zowel het referentieperceel als de vernatte percelen worden gemiddeld iets meer dan 40 soorten aangetroffen, waarvan ongeveer de helft soorten van natte graslanden en laagveenmoerassen. In tegenstelling tot wat in veel andere studies is gevonden (Bakker & Berendse, 1999; Pywell et al., 2002), is beschikbaarheid van de juiste zaden hier dus geen beperkende factor. Een nadere analyse van de vegetatie laat dan ook zien dat deze nauwelijks afhankelijk is van de zaadvoorraad in de bodem. Zo'n 80 % van de soorten die in de vegetatie van de vernatte percelen wordt aangetroffen, is vooral afhankelijk van vegetatieve reproductie (vergelijk Hodgson et al., 1995). Verder bestaat de vegetatie vooral uit soorten met een geringe levensduur van de zaden (vergelijk Bekker et al., 1998 en Ozinga et al., 2005). Van een aanzienlijk aantal soorten dat wel in de vegetatie aanwezig is, worden dan ook geen kiemkrachtige zaden in de bodem aangetroffen. Een dergelijke vegetatieontwikkeling met geringe afhankelijkheid van de zaadvoorraad in de bodem is ook gevonden voor natte duinvalleien (Bakker et al., 2005) en natte hooilanden (Bekker et al., 2000). In deze laatste studie wordt geconcludeerd dat de samenstelling van de zaadbank de vegetatie volgt in plaats van andersom. Hiervoor worden ook in de voorliggende studie aanwijzingen gevonden. Vanwege hun vergelijkbare gebruiksgeschie-

denis en de korte geografische afstand van elkaar, kan worden aangenomen dat de opbouw van de zaadbank tot aan de herstelmaatregelen vergelijkbaar is geweest. Hoewel de zaadbanken van het referentieperceel en die van de vernatte percelen grotere overeenkomsten vertonen dan de huidige vegetatie, delen ze gemiddeld slechts de helft van de aanwezige soorten. Als ook hier naar de ecologische eigenschappen van de samenstellende soorten wordt gekeken, wordt duidelijk dat de processen die de bovengrondse vegetatieverandering hebben bepaald, ook voor een veranderde input van zaden in de zaadbank hebben gezorgd. De veranderingen in indicatorwaarden voor pH en nutriëntenbeschikbaarheid ten opzichte van de referentie werken duidelijk door in de zaadbank, zij het minder uitgesproken dan in de vegetatie (Van Dijk et al. 2007).

Consequenties voor natuurontwikkeling

De bevindingen van dit onderzoek hebben belangrijke consequenties voor natuurontwikkeling op voormalige landbouwgrond in het veenweidegebied. Het herstel van de hydrologische situatie door het stoppen van onderbemaling zal niet zonder meer leiden tot de ontwikkeling van een waardevolle laagveen vegetatie op voormalige productiegraslanden. De hydrochemische veranderingen door de toename van het peil van in principe onvervuild

en gebiedseigen grondwater zullen bij de door de onderbemaling vaak verzuurde graslanden een proces van eutrofiëring in gang zetten, waarbij de fosfaatvoorraden die zich gedurende het landbouwkundig gebruik hebben opgehoopt, vrijkomen. Deze eutrofiëring zal zonder additionele maatregelen leiden tot een vegetatie met een lage diversiteit, gedomineerd door hoogproductieve soorten van voedselrijke milieus.

Vaak wordt gevonden dat zaadbanken na jaren van landbouwkundig gebruik geen zaden van doelsoorten van natuurlijke vegetatietypen meer bevatten, vooral als de gebieden een geïsoleerde ligging ten opzichte van bronpopulaties van doelsoorten hebben. Deze studie laat echter zien dat dit niet altijd het geval hoeft te zijn. Op grotere diepte worden echter vaak nog maar weinig kiemkrachtige zaden van doelsoorten aangetroffen (Van de Riet, 2006). Als de toplaag van de bodem wordt verwijderd om eutrofiëring tegen te gaan moet hier rekening mee worden gehouden en zullen zaden van elders moeten worden aangevoerd. Dit kan onder andere worden bereikt door het aanbrengen van hooi van het gewenste vegetatietype direct na het verwijderen van de toplaag (Manchester *et al.*, 1998; Patzelt *et al.*, 2001).

Een alternatief voor het verwijderen van de toplaag is het uitmijnen van de fosfaatvoorraden door het toepassen van een maai- en afvoerbeheer. Dit is echter een duur en tijdrovend proces, omdat per snede slechts een beperkte hoeveelheid nutriënten wordt afgevoerd. Verder laat deze studie zien dat als de eutrofe toestand en de daarbij horende hoogproductieve soortenarme vegetatie langere tijd standhouden, de samenstelling van de zaadbank steeds verder achteruit zal gaan. Hierdoor is het mogelijk dat de noodzaak voor het aanvoeren van zaden uit andere gebieden evengoed aanwezig blijft, tenzij direct aanvullende maatregelen worden genomen.

Consequenties voor uitruil van functies

Het voorkomen of tegengaan van de effecten van eutrofiëring is een noodzakelijke voorwaarde voor succesvol vegetatieherstel op voormalige productiegraslanden in het veenweidegebied. Op verzuurde productiegraslanden die lang in landbouwkundig gebruik zijn geweest, is eutrofiëring na vernatting nagenoeg onvermijdelijk. Het verwijderen van de toplaag of een maai- en afvoerbeheer over langere tijd zijn kostbare maatregelen, zeker als deze op grote schaal moeten worden toegepast. Bij een groot-schalige uitruil van landgebruikfuncties zoals die nu voor het westelijk veenweidegebied wordt geschetst, is het dan ook niet realistisch om te veronderstellen dat deze maatregelen overal kunnen worden toegepast. Dit betekent dat voor een deel van het gebied andere natuurdoelen moeten worden gesteld. Bij natte maar eutrofe omstandigheden is het heel goed mogelijk ecosystemen te ontwikkelen die weliswaar botanisch minder interessant zijn, maar die wel een geschikt habitat vormen voor bijvoorbeeld moeras- of weidevogels. Zeker in een gebied waar zich bestaande natte natuurgebieden en productiegraslanden in de nabijheid bevinden, heeft een dergelijke aanpak grote kans van slagen. Een succesvol voorbeeld van een dergelijke benadering is te vinden in de polders rondom het Naardermeer, waar de in het natuurgebied aanwezige populaties moerasvogels zich na vernatting al snel hebben uitgebreid naar de omliggende graslanden. Dergelijke inundatiegebieden kunnen ook een impuls geven aan het weidevogelbeheer, omdat tijdelijke inundatie van productiegraslanden als foerageergebied voor weidevogels nog slechts beperkt wordt ingezet als (agrarische) beheersmaatregel (Van Paassen, 2007; Joldersma *et al.*, in voorbereiding). Het (deels) verlaten van de vegetatiedoelstellingen heeft twee belangrijke consequenties voor de gebiedsinrichting. Ten eerste moet er voor worden gezorgd dat bij de uitruil van landgebruikfuncties de bestaande botanisch

waardevolle gebieden worden ontzien en ook in de nieuwe situatie voldoende beschermd blijven. Ten tweede zal zorgvuldig moeten worden nagegaan waar het toepassen van de voornoemde herstelmaatregelen het meest kansrijk zijn voor het herstellen van typische laagveen vegetatie. Gebaseerd op de hier besproken onderzoeksresultaten zou daarbij moeten worden gezocht naar graslanden met een geringe verzuring, een geringe fosfaatverzadiging van de bodem en met voldoende beschikbare diasporen

van doelsoorten, hetzij in de zaadbank, hetzij via transport uit nabijgelegen bronpopulaties.

Nawoord

Dit artikel is gebaseerd op promotieonderzoek verricht aan de afdelingen Systeemecologie en Dierecologie van de Vrije Universiteit Amsterdam.

Summary

Rewetting in the western peat district

Jerry van Dijk

rewetting, nature restoration, vegetation development, lowland peat, biogeochemistry

The ongoing degradation of natural, scenic and agricultural quality of the western peat district has made all involved actors aware of the fact that large scale measures to solve these problems are inevitable. Moving land-use functions to the right place in the landscape seems to be a promising solution: nature will get its place in the lower, wetter parts of the landscape, while higher and drier areas will be used for agriculture. Research on nature restoration on former agricultural grasslands,

however, shows that this exchange of functions is not a mere problem of spatial planning, but also brings about problems of an ecological nature.

Restoring high groundwater levels on former agricultural grasslands results in severe eutrophication, because large amounts of phosphates become available in response to hydrochemical changes in the soil. In addition, decomposition of organic matter by the soil decomposer community is stimulated. The eutrophication results in ruderal vegetation with low species diversity and can degrade the soil seed bank. When resources to counteract the effects of eutrophication are limited, other (e.g. avian) targets for restoration have to be set. When botanical targets are abandoned, care should be taken to sufficiently protect remaining valuable peat meadow vegetation.

Literatuur

Aerts, R., A. Huiszoon, J.H.A. van Oostrum, C.A.D.M. van de Vijver & J.H. Willems, 1995. The potential for heathland restoration on formerly arable land at a site in Drenthe, The Netherlands. *Journal of Applied Ecology* 32: 827-835.

Bakker, C., H.F. de Graaf, W.H.O. Ernst & P.M. van Bodegom, 2005. Does the seed bank contribute to the restoration of species-rich vegetation in wet dune slacks? *Applied Vegetation Science* 8: 39-48.

Bakker, J.P. & F. Berendse, 1999. Constraints in the restoration of ecological diversity in grassland and heathland communities. *Trends in Ecology and Evolution* 14: 63-68.

Barkman, J.J., H. Doing & S. Segal, 1964. Kritische bemerkungen und Vorschläge zur quantitativen Vegetationsanalyse. *Acta Botanica Neerlandica* 13: 394-419.



- Bekker, R.M., J.H.J. Schaminée, J.P. Bakker & K. Thompson, 1998. Seed bank characteristics of Dutch plant communities. *Acta Botanica Neerlandica*, 47, 15-26.
- Bekker, R.M., G.L. Verweij, G.L., Bakker & L.F.M. Fresco, 2000. Soil seed bank dynamics in hayfield succession. *Journal of Ecology* 88: 594-607.
- Boedeltje, G., J.P. Bakker, R.M. Bekker, J.M. van Groenendael & M. Soesbergen, 2003. Plant dispersal in a lowland stream in relation to occurrence and three specific life-history traits of the species in the species pool. *Journal of Ecology* 91: 855-866.
- Deyn, G.B. de, C.E. Raaijmakers, H.R. Zoomer, M.P. Berg, P.C. de Ruiter, H.A. Verhoef, T.M. Bezemer & W.H. van der Putten, 2003. Soil invertebrate fauna enhances grassland succession and diversity. *Nature* 422: 711-713.
- Dijk, J. van, M. Stroetenga, L. Bos, P.M. van Bodegom, H.A. Verhoef & R. Aerts, 2004. Restoring natural seepage conditions on former agricultural grasslands does not lead to reduction of organic matter decomposition and soil nutrient dynamics. *Biogeochemistry* 71: 317-337.
- Dijk, J. van, 2006. The effects of increased groundwater levels on biogeochemical and ecological characteristics of degraded peat meadows. Amsterdam. Proefschrift Vrije Universiteit.
- Dijk, J. van, M. Stroetenga, P.M. van Bodegom & R. Aerts, 2007. The contribution of rewetting to vegetation restoration of degraded peat meadows. *Applied Vegetation Science* 10: 315-324.
- Heerd, G.N.J. ter, G.L. Verweij, R.M. Bekker & J.P. Bakker, 1996. An improved method for seed-bank analysis: Seedling emergence after removing the soil by sieving. *Functional Ecology* 10: 144-151.
- Hodgson, J.G., J.P. Grime, R. Hunt & K. Thompson, 1995. The electronic comparative plant ecology. Londen. Chapman & Hall.
- Hunt, H.W., D.C. Coleman, E.R. Ingham, R.E. Ingham, E.T. Elliott, J.C. Moore, S.L. Rose, C.P.P. Reid & C.R. Morley, 1987. The detrital food web in a shortgrass prairie. *Biology and Fertility of Soils* 3: 57-68.
- Joldersma, R., J. van Dijk, A. Guldmond, A. Visser, A.M. Lokhorst, A. van Paassen m.m.v. H. Staats & G. de Snoo, in voorbereiding. Procesmonitoring Nederland Weidevogelrijk. In opdracht van Kenniskring Weidevogellandschap. Culemborg, Leiden, Utrecht. CLM Onderzoek & Advies, Universiteit Leiden, Landschapsbeheer Nederland.
- Lamers, L.P.M., H.B.M. Tomassen & J.G.M. Roelofs, 1998. Sulfate-induced eutrophication and phytotoxicity in freshwater wetlands. *Environmental Science & Technology* 32: 199-205.
- Manchester, S., J. Treweek, O. Mountford, R. Pywell & T. Sparks, 1998. Restoration of a target wet grassland community on ex-arable land. In: C.B. Joyce & P.M. Wade (eds.). *European wet grasslands: biodiversity, management and restoration*. Londen. John Wiley & Sons Ltd: 277-294.
- Marrs, R.H., 1993. Soil fertility and nature conservation in Europe: theoretical considerations and practical management solutions. *Advances in Ecological Research* 24: 242-300.
- Meijden, R. van der, 1990. Heukels' Flora van Nederland, 21e editie. Groningen. Wolters-Noordhoff.
- Ozinga, W.A., J.H.J. Schaminée, R.M. Bekker, S. Bonn, P. Poschlod, O. Tackenberg, J.P. Bakker, & J.M. van Groenendael, 2005. Predictability of plant species composition from environmental conditions is constrained by dispersal limitation. *Oikos* 108: 555-561.
- Paassen, A. van, 2007. Rapportage project Verbetering Mozaïekbeheer 2006. Utrecht. Landschapsbeheer Nederland.
- Patzelt, A., U. Wild & J. Pfadenhauer, 2001. Restoration of wet fen meadows by topsoil removal: vegetation development and germination biology of fen species. *Restoration Ecology* 9:127-136.
- Pywell, R.F., J.M. Bullock, A. Hopkins, K.J. Walker, T.H. Sparks, M.J.W. Bruke & S. Peel, 2002. Restoration of species-rich grassland on arable land: assessing the limiting processes using a multi-site experiment. *Journal of Applied Ecology* 39: 294-309.
- Riet, B.P. van de, 2006. Mogelijkheden voor natuurontwikkeling in de Westelijke Veenweidegebieden. Verdergaande bodemdaling of herstel van veengroei? Utrecht. Landscape Ecology Group, Institute of Environmental Biology.
- Roelofs, J.G.M., 1991. Inlet of alkaline river water into peaty lowlands: effects on water quality and *Stratiotes aloides* L. stands. *Aquatic Botany* 39: 267-293.
- Ruiter, P.C. de, J.A. van Veen, J.C. Moore, L. Brussaard & H.W. Hunt, 1993. Calculation of nitrogen mineralization in soil food webs. *Plant and Soil* 157: 263-273.
- Schot, P.P. & A. Molenaar, 1992. Regional changes in groundwater flow patterns and effects on groundwater composition. *Journal of Hydrology* 130: 151-170.
- Schot, P.P., S.C. Dekker & A. Poot, 2004. The dynamic form of rainwater lenses in drained fens. *Journal of hydrology* 293: 74-84.
- Wardle, D.A., 2002. Communities and ecosystems: linking the above-ground and belowground components. Princeton. Princeton University Press.
- Wardle, D.A., R.D. Bardgett, J.N. Klironomos, H. Setälä, W.H. van der Putten & D.H. Wall, 2004. Ecological linkages between aboveground and belowground biota. *Science* 304: 1629-1633.
- Wirdum, G. van, 1991. Vegetation and hydrology of floating rich-fens. Maastricht. Datawyse.