

**Kennis
voor
Klimaat**

Afbraak van veen in veenweidegebieden: effecten van zomerdroogte, verbrakking en landgebruik

Karlijn Brouns en Jos T.A. Verhoeven

Eindrapport van project HSOV01A

Hotspot Ondiepe wateren en Veenweidegebieden

Juli 2013



Auteurs:

Karlijn Brouns, Jos T.A. Verhoeven

Ecologie en Biodiversiteit

Universiteit Utrecht

Padualaan 8

3584 CH Utrecht

k.brouns@uu.nl; j.t.a.verhoeven@uu.nl

Universiteit Utrecht



Dit onderzoek is gefinancierd door de Stichting Kennis voor Klimaat, met cofinanciering van Stowa en Provincie Utrecht. Het onderzoek is uitgevoerd door Karlijn Brouns en begeleid door Dr. ir. Mariet Hefting en Prof.dr. Jos Verhoeven (UU). Bij het werken aan hoofdstuk 5 is nauw samengewerkt met het Instituut voor Milieuvraagstukken van de VU Amsterdam (Dr. Ron Janssen, Tessa Eikelboom) en met Alterra, Wageningen (Ir. Jan van den Akker, Ing. Peter Jansen).

Afbraak van veen in veenweidegebieden: effecten van zomerdroogte, verbrakking en landgebruik

Karlijn Brouns en Jos T.A. Verhoeven

Eindrapport van project HSOV01A

Hotspot Ondiepe wateren en Veenweidegebieden

Mei 2013

KvK rapportnummer: KvK 97/2013

ISBN: 978-94-90070-68-7

Inhoud

Samenvatting.....	7
Summary	8
1. Inleiding.....	11
1.1. <i>Effecten van klimaatverandering in veenweidegebieden.....</i>	<i>12</i>
1.2. <i>Belangrijke factoren voor veenoxidatie en maaiveldddaling</i>	<i>17</i>
1.3. <i>Leeswijzer</i>	<i>18</i>
2. Fenolen en hun afbraak in natuurlijke en gedraineerde veenbodems.....	21
2.1. <i>Inleiding.....</i>	<i>21</i>
2.2. <i>Studiegebieden.....</i>	<i>22</i>
2.3. <i>Bemonstering en analyse</i>	<i>22</i>
2.4. <i>Resultaten</i>	<i>25</i>
2.5. <i>Discussie en conclusie.....</i>	<i>31</i>
<i>Bijlage 2.1. Methods (Brouns et al. 2013d)</i>	<i>33</i>
3. Waterpeildaling opent slot op de veenafbraak, onafhankelijk van landgebruik	37
3.1. <i>Inleiding.....</i>	<i>37</i>
3.2. <i>Methode</i>	<i>38</i>
3.3. <i>Resultaten</i>	<i>39</i>
3.4. <i>Discussie en conclusie.....</i>	<i>44</i>
<i>Bijlage 3.1. Materiaal en methoden (Brouns et al. 2013b)</i>	<i>47</i>
4. Invloed van verbrakking op de afbraak en mineralisatie van veen.....	51
4.1. <i>Inleiding.....</i>	<i>51</i>
4.2. <i>Methode</i>	<i>52</i>
4.3. <i>Resultaten</i>	<i>53</i>
4.4. <i>Discussie en conclusie.....</i>	<i>58</i>
<i>Bijlage 4.1. Uitgebreide methodenbeschrijving (Brouns et al. 2013c).</i>	<i>60</i>
<i>Bijlage 4.2. Tabellen met ANOVA-resultaten</i>	<i>62</i>
5. Ruimtelijke analyse van maaiveldddaling in drie voorbeeldgebieden	67
5.1. <i>Inleiding.....</i>	<i>67</i>

5.2. Maaiveldddaling als proces	68
5.3. Gebiedsbeschrijvingen	70
5.4. Modelleren van maaiveldddaling	74
5.5. De Stakeholder-workshops	77
5.5.1. Discussie alternatieven waterbeheer en landgebruik polder Zegveld	77
5.5.2. Discussie alternatieven waterbeheer en landgebruik Tjeukemeerpolders	81
5.5.3. Discussie alternatieven waterbeheer en landgebruik Zevenblokken	85
5.6. Slotopmerkingen	89
6. Conclusies	93
7. Literatuur	97

Samenvatting

Dit rapport geeft de resultaten weer van een promotie-onderzoek naar klimaateffecten op veenafbraak in Nederlandse veenweidegebieden. Dit onderzoek maakte als project HSOV1A deel uit van de eerste tranche van het nationaal programma Kennis voor Klimaat, hotspot Ondiepe Wateren en Veenweidegebieden. Naast dit Nederlandstalig eindrapport worden de resultaten ook neergelegd in een proefschrift en in internationale wetenschappelijke publicaties.

Deze studie heeft gekeken naar het voorkomen van fenolen in de Nederlandse veenweidebodems en heeft metingen gedaan van de afbraaksnelheid van veen van verschillende dieptes in veenweiden in drie studiegebieden verspreid over Nederland: Zegveld (Utrecht-Zuid-Holland), de Groote Veenpolder en de Veenpolder bij Echten (Friesland) en de Zevenblokken veenakkers bij Bovensmilde (Drenthe). Metingen aan bodemprofielen van veenbodems in deze gebieden lieten zien dat de concentraties oplosbare en vaste fenolverbindingen sterk verschilden tussen verschillende veentypen. Oligotrofe veentypen die aanwezig zijn waar vroeger hoogvenen zijn gedraineerd, bevatten duidelijk hogere concentraties fenolen dan gedraineerde eutrofe laagvenen. Naast de verschillen in veentype spelen ook verschillen in drainage-historie een rol.

De afbraakexperimenten richtten zich op twee mogelijke gevolgen van klimaatverandering, nl. het vaker voorkomen van droge zomerperioden en het vaker in contact komen van veenbodems met zwak brak water. Laboratorium-experimenten waarbij veen van grotere diepte, dat niet eerder in contact is geweest met zuurstof, anaëroob is geïncubeerd met kortdurende perioden van blootstelling aan de lucht lieten zien dat de afbraaksnelheid sterk toenam. Bij opnieuw van de lucht afsluiten bleef de hogere afbraaksnelheid gehandhaafd. Dit wijst op een mogelijke rol voor fenolverbindingen, die normaal onder anoxische condities de afbraak van het veen laag houden, maar na contact met zuurstof het veen niet langer afschermen tegen microbiële afbraak. Voor de praktijk van het veenweidebeheer betekent dit dat met name nooit eerder aan de lucht blootgestelde veenlagen zeer voorzichtig moeten worden beheerd. Een eenmaal gedraineerde veenlaag zal na vernatting nooit de zeer langzame afbraaksnelheid meer bereiken die hij oorspronkelijk vertoonde.

Contact met brak water liet daarentegen geen verontrustende respons zien. De afbraak van het veen werd eerder langzamer dan sneller. Verhoogde concentraties sulfaat hadden klaarblijkelijk geen stimulerend effect op de afbraak. Deze resultaten van laboratoriumstudies worden bevestigd door een recente studie op polderschaal die in Noord-Holland is verricht. Ook daar bleek verbrakking geen stimulerend effect te hebben op de veenafbraak. Al eerder is geconcludeerd dat ook de grasgroei in veenweiden nauwelijks wordt beïnvloed door een relatief korte periode van contact met zwak brak water.

De workshops die in het kader van de 1^e tranche-projecten van de Hotspot Ondiepe Wateren en veenweidegebieden zijn georganiseerd in drie studiegebieden hebben aangetoond hoe belangrijk het is om stakeholders zo recent mogelijke gegevens te verstrekken over maaiveldval in hun specifieke regio. De resultaten van het onderzoek naar veenafbraak hebben inzichten opgeleverd die het

voorspellen van de gevolgen van klimaatverandering en de effectiviteit van adaptatiemaatregelen zullen verbeteren. Gebleken is dat ruimtelijk expliciete informatie over huidige en toekomstige snelheden van maaiveldddaling sterk bijdraagt aan het besef bij stakeholders van de ernst van de situatie. Ook het geven van inzicht over de manieren waarop dit proces kan worden vertraagd is hierbij van groot belang. Door de enorme verschillen tussen de regio's is een regionale benadering hierbij onmisbaar. Het gebruik van beslissingsondersteunende tools als de touch table is hierbij zeer functioneel gebleken. Door deze tools konden de knelpunten voor het besproken gebied ruimtelijk expliciet worden getoond en konden de lange termijneffecten van verschillende scenario's en maatregelpakketten op inzichtelijke wijze worden gepresenteerd.

Summary

This report contains the results of a research project on the effects of climate change on the oxidation of peat in the soils of peat meadows in the Netherlands. This research was part of the first tranche of the national programme Knowledge for Climate (project HSOV1A of the hotspot Shallow waters and Peat Meadow areas). In addition to this report in the Dutch language, the results also form the basis of a Ph.D. thesis and will be published in scientific journals.

This study has focused on the occurrence of phenolic compounds in peat meadow soils and has quantified decomposition rates of peat at several depths in the soil profile of peat meadows in three study areas in The Netherlands, i.e. Zegveld (provinces Utrecht and Zuid-Holland), de Groote Veepolder and the Veepolder at Echten (Friesland) and the Zevenblokken near Bovensmilde (Drenthe). The concentrations of soluble and condensed phenolics in soil profiles from these areas were shown to differ between peat types. Oligotrophic peat samples from areas where ombrotrophic bogs were present before the reclamation for agriculture had higher phenolic concentrations than samples from eutrophic drained fens. Differences in drainage depth and history were important too.

The decomposition experiments were set up to test the effects of two possible consequences of climate change, i.e. the more frequent occurrence of drought periods in summer and the more frequent exposure of peat soils with brackish water. Laboratory experiments with peat from deeper layers that had never been in contact with oxygen were carried out under anaerobic conditions, with brief periods (days to weeks) of exposure to air. The decomposition rate sharply increased in the aerobic period, and stayed high even if the conditions turned back to anaerobic. This suggests a possible role of phenolics which keep the microbial decay rate of the peat low under anaerobic conditions, but lose this capacity after contact with oxygen. This implies that deep peat layers that have never been in contact with air should be protected as much as possible by keeping water tables high. Once a peat layer has (even temporarily) experienced contact with oxygen, its decomposition will not return to the very low values prevailing before the drainage event.

Contact with brackish water did not have negative consequences from the perspective of peat oxidation. The microbial decomposition rates decreased rather than increased. The raised concentrations of

sulfate apparently did not result in enhanced decay rates. These results of laboratory incubations are confirmed by a recent field-scale study in Noord-Holland.

The stakeholder workshops that were organized by 1st tranche project HSOV1C in the three study areas have shown how important it is to provide stakeholders with up-to-date information on soil subsidence and the factors driving it for their own specific region. The results of the research on peat decomposition have given new insights in the factors governing this process. Spatially explicit information on the current and future rates of soil subsidence makes stakeholders recognize the urgency of the situation. Providing insights how measures could help retard the process is of fundamental importance for designing strategies for adaptation. The use of decision support tools such as the touch table has facilitated the progress in these workshops. Their capability to present various types of information (e.g. soil and water characteristics, subsidence rates, realization of targets for agriculture or nature protection) on maps, with interactive routines to investigate various scenarios and adaptation measures, was much appreciated by stakeholders.

1. Inleiding

Circa 8% van het Nederlands landoppervlak bestaat uit veengronden. Veengronden bestaan uit organisch materiaal, dat nauwelijks wordt afgebroken in geïnundeerde omstandigheden. Ontwatering van veenbodems, nodig voor landbouwkundig gebruik, resulteert in versnelde veenafbraak, hierdoor wordt het veenpakket dunner en kan het uiteindelijk verdwijnen. Het areaal veenbodem in Nederland neemt met ongeveer 2000 ha/jr af (Rienks et al., 2005). De afname van het oppervlak aan veengronden vindt vooral plaats in het oosten en noorden van Nederland, waar de veenlagen dunner zijn dan in het westelijk veenweidegebied. Op dit moment zijn er, naast de relatief dunne veenlagen in noord en oost Nederland, voornamelijk veenpakketten met een dikte van 3 tot 14 m in westelijk Nederland (Rienks et al., 2005). Afbraak van veen resulteert in maaiveldddaling, de uitstoot van broeikasgassen en een verslechtering van de oppervlaktewaterkwaliteit. Het garanderen van een minimale drooglegging voor landbouwkundige activiteiten wordt hierdoor kostbaar en eveneens complex door de verschillen in dalingssnelheid tussen percelen. Tot voor kort werd in slechts 4% van de veengebieden maatregelen getroffen om veenafbraak te beperken (Milieu- en Natuurplanbureau, 2005).

Het project HSOV1A, waarvan in dit document verslag wordt gedaan, vond plaats in het kader van het Nationaal Onderzoeksprogramma Kennis voor Klimaat. Het project vormde onderdeel van de 1^e tranche van dit project en was gericht op onderzoek naar de effecten van veranderende klimaatomstandigheden op de veenoxidatie in gedraineerde veenbodems, in relatie tot ruimtelijke verschillen in veenkwaliteit, mate van drooglegging en type grondgebruik (veehouderij, akkerbouw, natuurbeheer). Het onderzoek is verricht aan veenbodems in drie studiegebieden, namelijk de polder Zegveld als voorbeeld voor de westelijke veenweidegebieden (1, zie Figuur 1.1), de Veenpolder van Echten en de Groote Veenpolder in Friesland nabij het Tjeukemeer als voorbeeld voor de noordelijke veenweidegebieden (2) en de Zevenblokken nabij Bovensmilde als voorbeeld van veenakkers in noordoost Nederland (3). In elk van de drie studiegebieden werden ook nabijgelegen natuurgebieden onderzocht. De veenweiden in de polder Zegveld werden vergeleken met onbemeste dotterbloemhooilanden op veen in Nieuwkoop; de Friese veenweiden werden vergeleken met natuurgraslanden in het natuurgebied Rottige Meente en de Zevenblokken met een nagenoeg intact hoogveen, het Fochteloërveen.

De resultaten van het onderzoek worden in uitgebreidere vorm bewerkt tot een Engelstalig proefschrift door Karlijn Brouns. Hierin zullen vier inhoudelijke hoofdstukken figureren, die ook zullen worden aangeboden aan internationale vaktijdschriften. Dit verslag omvat een aantal hoofdzaken die uit het onderzoek naar voren gekomen zijn. Er is bij de rapportage aandacht besteed aan de relevantie van de resultaten in het kader van de klimaat-gerelateerde knelpunten in de Nederlandse veenweidegebieden.

1.1. Effecten van klimaatverandering in veenweidegebieden

Temperatuur

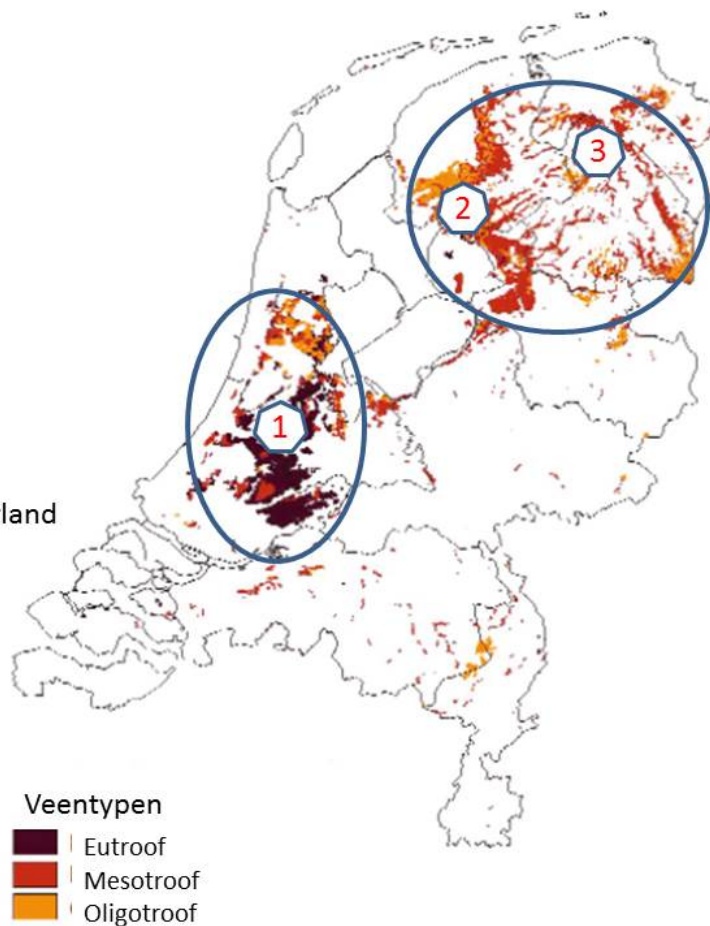
In Nederland was de temperatuurstijging de afgelopen decennia groter dan in andere delen van de wereld. Een verandering in de atmosferische circulatie is hiervan de oorzaak en zorgt voor warme herfst- en wintermaanden. Het KNMI heeft voor Nederland vier klimaatscenario's ontwikkeld (Tabel 1.1). De G-scenario's veronderstellen een beperkte verandering, de W-scenario's een tweemaal zo snelle opwarming. De +-scenario's houden daarnaast rekening met gewijzigde luchtstromingen, waardoor nattere winters en drogere zomers ontstaan, terwijl de beide andere scenario's uitgaan van ongewijzigde luchtstromen (Van den Hurk *et al.*, 2006). In de periode van 1990 tot 2050 wordt een temperatuurstijging van 1-2 °C verwacht. Analyses van de recente weergegevens wijst erop dat de verwachte temperatuurstijging beter overeen lijkt te komen met de W/W+ scenario's dan met de G/G+ scenario's. Als de huidige temperatuurontwikkeling zich voortzet dan zou dit betekenen dat in 2050 de temperatuur 2°C hoger is dan in 1990.

Fig. 1.1. Veenbodems in Nederland
Rienks & Gerritsen (2005).

Studiegebieden:

1: Zegveld; 2: Tjeukemeer;

3: Bovensmilde



Neerslag

De huidige klimaatscenario's voorspellen dat de hoeveelheid neerslag kan toenemen (2.8% in het G scenario; 5.5% in het W scenario) of substantieel afnemen (-9.5% in het G+ scenario; -19% in het W+ scenario). Ondanks de variatie in de totale hoeveelheid neerslag zal toch de totale verdamping toenemen. De oorzaak hiervan is te vinden in de lagere frequentie van neerslagmomenten. Er zullen dus piekmomenten van neerslag zijn die deels de bodem weer zal vernatten maar ook sterker zal uitspoelen. Tijdens deze piekmomenten van neerslag zal tevens veel water horizontaal over de veenweidepercelen afspoelen. Volgens de KNMI'06 scenario's zal de verdamping in de zomerperiodes rond 2050 3% tot 15% gestegen zijn ten opzichte van 1990. Dit kan leiden tot uitdroging van de bodem en ook zal de kans op hittegolven verder toenemen (Van den Hurk et al. 2006).

Tabel 1.1. Verwachte klimaatveranderingen voor Nederland in 2050 t.o.v. 1990. Jaarronde gemiddelden van verandering in temperatuur en atmosferische circulatie en gegevens over zomer- (juni, juli, augustus) en winterperiode (december, januari, februari) (Van den Hurk *et al.*, 2006).

	G	G+	W	W+
Jaarrond gemiddelde				
Temperatuurstijging in 2050	+1°C	+1°C	+2°C	+2°C
Verandering in atmosferische circulatie	Zwak	Sterk	Zwak	sterk
Zomerperiode				
Gemiddelde temperatuur (°C)	+0.9	+1.4	+1.7	+2.8
Warmste dag (°C)	+1.0	+1.9	+2.1	+3.8
Neerslag (%)	+2.8	-9.5	+5.5	-19.0
Frequentie natte dagen (%)	-1.6	-9.6	-3.3	-19.3
Neerslaghoeveelheid op natte dagen (%)	+4.6	+0.1	+9.1	+0.3
Verdamping (%)	+3.4	+7.6	+6.8	+15.2
Winterperiode				
Gemiddelde temperatuur (°C)	+0.9	+1.1	+1.8	+2.3
Koudste dag (°C)	+1.0	+1.5	+2.1	+2.9
Neerslag (%)	+3.6	+7.0	+7.3	+14.2
Frequentie natte dagen (%)	+0.1	+0.9	+0.2	+1.9
Neerslaghoeveelheid op natte dagen (%)	+3.6	+6.0	+7.1	+12.1

Specifieke effecten van klimaatverandering in de veenweidegebieden

Voor de veenweidegebieden speelt vooral dat een aantal reeds bestaande knelpunten door de verwachte klimaatveranderingen wordt verergerd. Veenweiden, gedraineerde voormalige veenecosystemen, vertonen een continu dalende bodem doordat het veen bij ontwatering krimpt en door oxidatie in kooldioxide en water wordt omgezet. Deze maaiveldddaling vindt al eeuwenlang plaats, maar is sterk versneld met de diepere ontwatering die de laatste decennia in Nederland gebruikelijk is. In West-Nederland is de 'drooglegging' meestal rond 60 cm (het waterniveau bevindt zich 60 cm beneden maaiveld), terwijl in Noord-Nederland de drooglegging vaak rond de 1 m is (Rienks and Gerritsen 2005). Cijfers over maaiveldddaling geven aan dat deze sterk gerelateerd is aan drooglegging,

het al dan niet aanwezig zijn van een kleilaag en het grondgebruik (Van den Akker et al. 2007). In het westelijk veenweidegebied is de gemiddelde maaivelddaling daardoor aanzienlijk lager dan in de noordelijke veengebieden. Zo bedraagt de maaivelddaling in West-Nederland 0.5 tot 2 cm per jaar; in Friesland is de daling sneller vanwege de diepere drooglegging: 1,5 tot 3 cm per jaar. Echter, op plekken met dunne veenlagen is de maaivelddaling lager.

Klimaatverandering zal leiden tot een snellere maaivelddaling vanwege hogere temperaturen en lagere waterstanden in de zomer (Schothorst 1977; Davidson and Janssens 2006). Ook zijn er aanwijzingen dat het aanvoeren van water met een slechte kwaliteit (zilt, nutriëntenrijk) de maaivelddaling zou kunnen versnellen (Dettling et al. 2006). De maaivelddaling kan plaatselijk tot problemen leiden omdat structuren voor het waterbeheer (kades, stuwen, gemalen) op den duur moeten worden aangepast, een kostbare aangelegenheid. Een tweede klimaateffect is de verslechterende waterkwaliteit in de vele plassen en meren in het veenweidegebied. Door de te verwachten hetere en drogere zomers worden de risico's op bloei van cyanobacteriën die gepaard gaat met vorming van cyanotoxines sterk vergroot. Dit kan gezondheidsproblemen veroorzaken bij dieren en kan de geschiktheid van meren en plassen als zwemwater verminderen (Kosten 2011). Deze effecten kunnen ook negatief uitwerken op de gewas- en grasgroei (verdroging) en op de kwaliteit van de vele natuurgebieden in het veenweidegebied.

Zoals hierboven omschreven zijn de verwachtingen omtrent klimaatverandering onder andere dat (1) de opwarming door zal zetten waardoor er vaker zachtere winters en warmere zomers zullen voorkomen (2) de winterperioden natter zullen worden en er meer extreme neerslaghoeveelheden (piekmomenten) zullen zijn (3) het aantal regenbuien in de zomer zal afnemen maar de hevigheid van de buien zal toenemen (KNMI, 2009).

Modelstudies van (Querner *et al.*, 2008; Querner *et al.*, 2012) geven aan dat klimaatverandering de problematiek in veenweidegebieden zal vergroten. Het G scenario, waarin klimaatverandering beperkt geacht wordt, wordt in verband gebracht met een toename van maaivelddaling van 15%. Echter, de warmere W en W+ scenario's worden meer waarschijnlijk geacht (Van Dorland *et al.*, 2010). Door de lage hoeveelheid neerslag en de toename van verdamping zullen grondwaterstanden in het W+ scenario met 15 cm dalen gedurende de zomerperiode. Er is 40% meer inlaatwater nodig om dit tekort aan te vullen en maaivelddaling zal naar alle waarschijnlijkheid toenemen met 70%. Deze verandering zullen in 2050 naar alle waarschijnlijkheid reeds plaatsgevonden hebben. Ook temperatuurstijging is meegenomen bij deze modelberekeningen, de aanname is dat bij een hogere temperatuur bodemprocessen sneller zullen verlopen. Een temperatuurstijging van 2 °C versnelt de maaivelddaling met 25% (Querner *et al.* 2012).

Effect van veranderend landgebruik

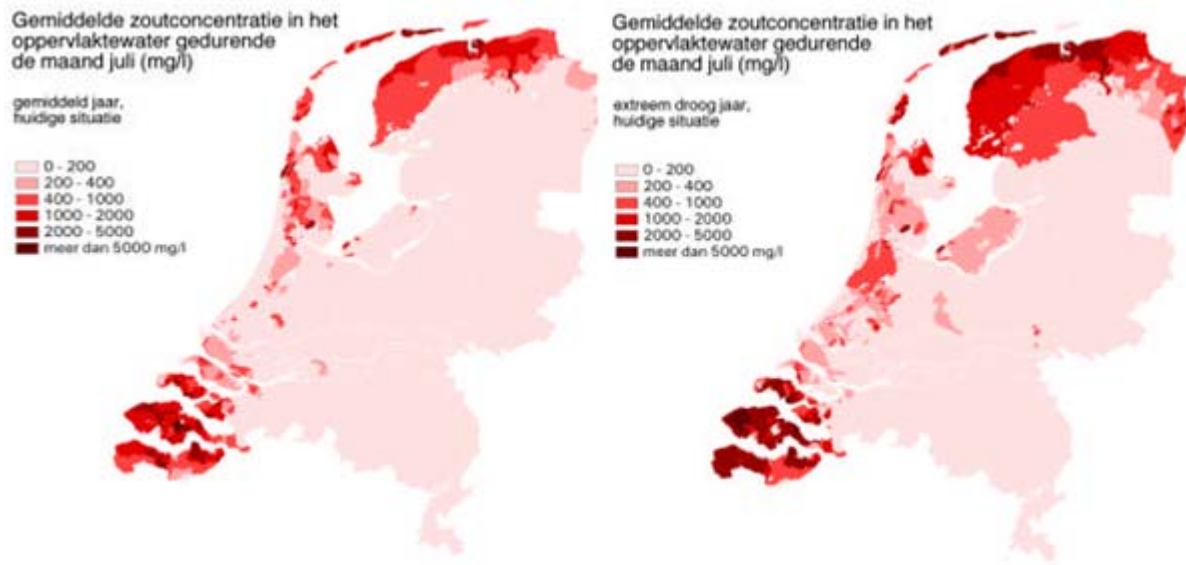
In het Hollands en Utrechts veenweidegebied is het oppervlak aan graanteelt tussen 2000 en 2009 toegenomen van ca 3500 ha tot 6700 ha, een stijging van zo'n 90% (CBS Statline, 2009). Het is vooral het oppervlak aan maïsteelt dat is gestegen gedurende het laatste decennium. Ten opzichte van het voornaamste landgebruik, grasland, kent de teelt van maïs voornamelijk negatieve effecten op maaivelddaling en oppervlaktewaterkwaliteit. Zuurstofindringing zal ook in diepere veenlagen plaatsvinden door diepere grondbewerking en het dieper wortelen van maïs. Ook wordt verwacht dat

wortellexudaten, die bij maïs op grotere diepte vrij zullen komen, de afbraak van het veen bevorderen. Over het exacte effect van maïsteelt in plaats van grasteelt op veenbodems met betrekking tot de effecten op maaiveld daling zijn geen onderzoeksgegevens bekend.

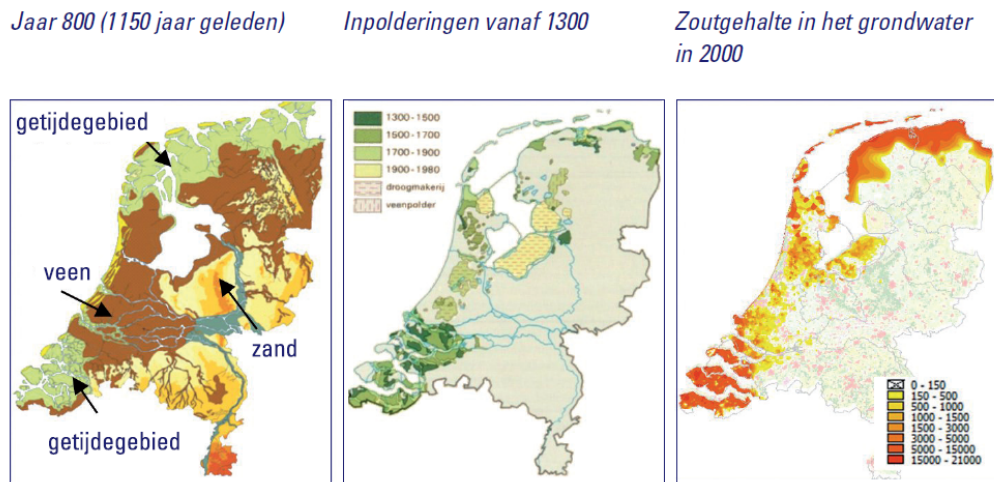
Verbrakking

In veenweidegebieden kan zowel verbrakking van het oppervlaktewater als van het grondwater plaatsvinden. Beide processen zijn relevant voor veenaafbraak en de achtergrond van beide processen zal hier besproken worden. Gebiedsvreemd inlaatwater kan tijdens de zomer een hoge zoutconcentratie hebben doordat rivieren op dat moment een gering afvoervolume hebben en een hogere concentratie hebben. Ook kan tijdens een droge periode zeewater dieper landinwaarts dringen als gevolg van de geringe tegendruk van het kleine volume rivierwater (De Louw, 2007). Het is bekend dat in de regio Gouda de periode waarin gebiedsvreemd water ingelaten kan worden beperkt wordt door hoge zoutconcentraties die aangetroffen worden in de Hollandsche IJssel. Vooral in droge jaren is de zoutconcentratie in het oppervlaktewater aanzienlijk (Figuur 1.2 rechts). De verwachting is dat wanneer de zomers droger zullen worden deze periode zonder inlaatmogelijkheden ongeveer een maand zal duren (Waterdienst Rijkswaterstaat, 2004; Milieu- en Natuurplanbureau, 2005).

Verbrakking van het grondwater kent diverse oorzaken. Ten eerst zullen naar verwachting de zomerperioden droger worden waardoor meer verdamping optreedt en de zoutconcentratie in het grondwater zal toenemen. Bovendien hebben ook beregening van landbouwpercelen en de toediening van mest een zoutverhogend effect. Ook de aanwezigheid van zoutere bodemlagen kan een rol spelen in verbrakking van het grondwater. Deze zoutere lagen in de bodem zijn ontstaan tijdens transgressieperioden in het verleden. In deze perioden drong de zee verder het land in en kon zeewater ingesloten worden. Op de plekken waar dit gebeurde zijn zoute sedimentlagen ontstaan. Kwelwater kan deze zoutrijke lagen doorkruisen waardoor verticaal transport van zout in de bodemkolom plaatsvindt. In droge perioden zal kwel een grotere rol gaan spelen, vooral in droogmakerijen (zie Figuur 1.3) en andere laaggelegen gebieden (De Louw 2007; De Louw et al. 2007).



Figuur 1.2. Zoutconcentratie in oppervlaktewater in juli (mg Cl/L). Links: gemiddeld jaar. Rechts: extreem droog jaar. (Waterdienst Rijkswaterstaat, 2004).



Links Nederland 1150 jaar geleden (RACM&TNO), midden inpolderingen sinds 1300 (Atlas van Nederland) en rechts het zoutgehalte tot ca. 20m diepte (TNO). Opvallend is overeenkomst tussen de zoet-zout verdeling en de vormingsgeschiedenis van Nederland. Met name de gebieden met een hoge chlorideconcentratie (>10.000 mg/l) komen overeen met de gebieden die in de laatste fase van de kustvorming (800 na Chr.) nog getijdegebied waren: Zeeland, Friesland, Groningen en de kop van Noord-Holland. Het zout bevindt zich hier op een geringe diepte. De overige gebieden met zout grondwater komen overeen met de gebieden die sinds 1300 zijn ingepolderd. Dit zijn gebieden waar het zout als gevolg van de inpoldering omhoog is gekomen.

Figuur 1.3. Parallellen tussen historische getijdengebieden, inpolderingen en het zoutgehalte in het grondwater op 20 m diepte (mg Cl/L) (Satiijn et al. 2009).

1.2. Belangrijke factoren voor veenoxidatie en maaiveld daling

Het is een ervaringsfeit dat intacte veenecosystemen veenvormend zijn en daardoor de potentie hebben om op lange termijn een verhoging van het bodemoppervlak te veroorzaken. Dit treedt vooral op bij hoogvenen, die zich in Nederland in het holoceen (het geologische tijdvak van 11.700 jaar geleden tot nu) over grote oppervlakten hebben uitgestrekt, niet alleen in het binnenland maar ook direct achter de strandwallen langs de kust. Dergelijke hoogvenen zijn zo hoog gelegen dat de actieve laag buiten het bereik van het regionale grond- en oppervlaktewater is komen te liggen en daardoor uitsluitend door regenwater gevoed wordt. Hoogvenen bestaan voor een groot deel uit afgestorven veenmosmateriaal, dat een sterke sponswerking heeft. Ze kunnen daardoor een grondwaterspiegel vormen die boven het regionale niveau uitstijgt (Verhoeven 1992).

Er is een aantal verklaringen voor het feit dat de afbraak van het dode plantenmateriaal in veenvormende gebieden zo langzaam verloopt dat er van de vrij geringe plantaardige productie in deze voedselarme systemen toch ieder jaar een flink deel overblijft en accumuleert als veen. De eerste verklaring is de hoge waterstand die leidt tot anaerobe condities. Zonder zuurstof wordt de afbraak aanmerkelijk langzamer. In voedselrijkere moerassen kan zuurstof nog vervangen worden door andere electronenacceptoren die als ion in het water zijn opgelost, b.v. nitraat, sulfaat of driewaardig ijzer. Deze ionen zijn in de voedselarme hoogvenen echter in uiterst lage concentraties aanwezig. Dan speelt ook nog de chemische samenstelling van het plantenmateriaal een rol. Dit materiaal bevat zeer moeilijk afbreekbare stoffen; met name de fenolen, die planten stevigheid en structuur geven, zijn resistent tegen microbiële afbraak. Deze fenolen vormen ook complexe organische verbindingen met andere componenten van het plantenmateriaal en maken dit als geheel dan ook moeilijker afbreekbaar (Scheffer et al. 2001; Verhoeven and Liefveld 1997).

De weerstand van fenolen tegen afbraak lijkt vooral sterk te zijn onder anaerobe condities. Recent is gevonden dat het enzym fenoloxidase, dat verantwoordelijk is voor de afbraak van fenolen in organisch materiaal, een van de weinige bacteriële enzymen is dat vrijwel niet actief is in afwezigheid van zuurstof (Freeman et al. 2001). Dit feit zou grote relevantie kunnen hebben voor het verklaren van de snelle afbraak die veenmateriaal gaat vertonen zodra het aan de lucht wordt blootgesteld. Na drainage van veensystemen dringt zuurstof de bodem in, waardoor de fenolen worden afgebroken die eerst een 'slot' op het decompositieproces vormden. Dit zou ook betekenen dat na een eerste periode van contact met zuurstof, het veenmateriaal snel gaat afbreken, zelfs wanneer de waterstand later weer stijgt en zorgt voor het afsluiten van de aanvoer van zuurstof. Die zal ertoe leiden dat de afbraak vertraagd wordt maar niet tot een zo laag niveau als aanwezig was voor het eerste contact van met 'maagdelijke' veen met zuurstof.

In het project HSOV1A zijn experimenten uitgevoerd die de rol van de beschikbaarheid van zuurstof in het afbraakproces hebben getest. Ook zijn metingen gedaan van oplosbare en vaste fenolverbindingen in bodemprofielen in de onderzochte studiegebieden. In de experimenten werden condities gesimuleerd die in veenweiden op kunnen treden wanneer door verlengde periodes van zomerdroogte

veen uit de diepere ondergrond voor het eerst in contact komt met zuurstof. Getest is of de afbraak dan versnelt, op welke termijn dit gebeurt en in hoeverre de afbraak weer vertraagt wanneer de zuurstoftoevoer weer wordt afgesloten. Ook is onderzocht of veen van verschillende dieptes een snellere of langzamere afbraak gaat vertonen wanneer het in contact komt met brak water. Tenslotte zijn in het project bijdragen geleverd aan ruimtelijke analyses van verschillen in maaiveldddaling in het kader van stakeholderworkshops in de drie studiegebieden.

1.3. Leeswijzer

Dit rapport omvat de resultaten van drie experimenten met veenmateriaal uit de bodems van veenweiden en natuurterreinen uit de onderzochte gebieden. Het eerste hoofdstuk na de inleiding beschrijft een aantal chemische analyses van veenmonsters langs diepteprofielen van veenweiden en natuurgebieden in de drie onderzochte regio's. Het derde hoofdstuk omvat de studie van de mogelijke effecten van zomerdroogte op de afbraak van het veen op grotere diepte, met speciale aandacht voor concentraties fenolen. In het vierde hoofdstuk worden experimenten met het in contact brengen van veen met brak water besproken. Tenslotte worden in hoofdstuk 5 de bijdragen aan de stakeholderworkshops besproken. Het rapport wordt afgesloten met een algemene discussie.

2. Fenolen en hun afbraak in natuurlijke en gedraineerde veenbodems

Relatie met waterstand, nutriëntenrijkdom en pH

2.1. Inleiding

Veenbodems bestaan uit organische stof die in de loop van millennia is gevormd in levende veenecosystemen. Onder invloed van een hoge waterstand kan zo weinig zuurstof de bodem binnendringen dat de afbraak van dood plantenmateriaal er langzamer verloopt dan de productie. Het accumulerende materiaal bestaat uit dode resten van hogere planten als Riet, Zegge-soorten, Wollegras en dwergstruiken en van mossen als puntmos, haarmos en vele soorten veenmossen. Een eerste factor die tot de trage afbraak leidt is de afwezigheid van zuurstof. In eerder onderzoek is gebleken dat de afbraak van plantenmateriaal onder anaerobe condities nog wel kan verlopen doordat micro-organismen gebruik maken van alternatieve electronenacceptoren als nitraat, ijzer en sulfaat. De afbraak is weliswaar langzamer dan in de aanwezigheid van zuurstof maar blijft toch altijd minimaal op halve snelheid doorgaan (Mitsch and Gosselink 2007; Verhoeven 2009).

In veenecosystemen komt daar nog bij dat de plantenresten, en met name de dode veenmossen, hoge concentraties fenolverbindingen bevatten, die de planten hun stevigheid geven en zorgen voor bescherming tegen vorstschade en vraat. Het zijn juist deze fenolen die veenmateriaal zo moeilijk afbreekbaar maken. Niet alleen breken de fenolen zelf langzaam af, ze 'omsluiten' als het ware ook een groot deel van het celwandmateriaal dat op zich gemakkelijk afbreekbaar is maar nu ontoegankelijk wordt voor bacteriën (Van Breemen 1995; Verhoeven and Liefveld 1997). De bulk van het plantenmateriaal kan daardoor pas afgebroken worden als eerst de fenolen door bacteriële afbraak zijn verdwenen, dit proces verloopt voornamelijk onder oxische omstandigheden (Freeman et al. 2001). Het feit dat met name de fenolen in een situatie zonder zuurstof zo slecht afbreken is waarschijnlijk een van de belangrijkste verklaringen voor het ervaringsfeit dat intact veen in een levend veenecosysteem met een hoge waterstand een netto accumulatie laat zien, terwijl veen gaat oxideren wanneer door drainage zuurstof aan de bodem wordt toegevoegd (Fenner and Freeman 2011; Schothorst 1977).

In een laboratoriumstudie heeft Chris Freeman op elegante wijze laten zien dat van de vele enzymen die bij de afbraak van organische stof betrokken zijn het juist het enzym fenoloxidase is dat in afwezigheid van zuurstof sterk geremd wordt (Freeman et al. 2001; Freeman et al. 2004). Hij wijst in zijn werk zelf al op de implicaties van zijn bevindingen voor de regulatie van de veenafbraak in intacte en gedraineerde veensystemen. Hij toonde ook aan dat de pH een belangrijke rol speelt: bij lage pH is fenoloxidase weinig actief, dit is ook in andere studies aangetoond (Pind et al. 1994; Sinsabaugh 2010). In het kader van dit Kennis voor Klimaatproject (HSOV1A) is een studie gedaan naar het voorkomen van fenolen in gedraineerde veenweiden en veenakkers in drie Nederlandse studiegebieden. In een studie van de samenstelling van het veen in bodemprofielen tot een diepte van 3 m is gekeken naar de concentraties vaste en opgeloste fenolen, naar de potentiële activiteit van het enzym fenoloxidase en naar de concentraties van nutriënten als NH_4^+ , NO_3^- en PO_4^{3-} . Hierbij is in ieder van de drie studiegebieden een vergelijking gemaakt tussen agrarische percelen en natuurgebieden. De belangrijkste vragen waren (1)

welke verschillen in vaste en opgeloste fenolconcentraties er bestaan tussen gedraineerde landbouwpercelen, intacte veengebieden en natuurgraslanden; (2) of deze verschillen leiden tot verschillen in potentiële fenoloxidase-activiteit en (3) of er relaties zijn met de nutriëntengehaltes en pH van de bodem.

2.2. Studiegebieden

De veenkernen voor dit onderzoek zijn gestoken in drie studiegebieden in Nederland (Figuur 2.1, Tabel 2.1). Het eerste studiegebied lag in het Westelijke veenweidegebied in de polders Zegveld en Nieuwkoop. Hier vinden we een karakteristiek veenweidelandschap met smalle graslandpercelen op minerotroof Riet-, Zegge- en bosveen. De graslanden in de polder Zegveld worden gebruikt voor gangbare melkveehouderij, met gemiddelde peilen rond 50-60 cm beneden maaiveld en intensieve bemesting en begrazing. In deze polder werden twee graslandpercelen bemonsterd. In het natuurreservaat “Nieuwkoopse Plassen” werden eveneens drie veenweidepercelen bemonsterd, deze zijn in extensief beheer (maaaien en incidenteel begrazen, geen bemesting) en hebben een waterpeil van 25-50 cm beneden maaiveld. Een tweede studiegebied vormde een veenweidegebied bij het Tjeukemeer in Friesland in het noordelijke veenweidegebied. Het veen in dit gebied is van origine oligotrofer dan in het gebied Zegveld-Nieuwkoop en bestaat uit *Sphagnum* (Veenmos)- en Zeggeveen. Hier werden weer drie intensief beheerde veenweidepercelen en twee maïsakkers bemonsterd met een waterpeil van 90 cm beneden maaiveld. In het nabijgelegen natuurgebied “Rottige Meente” werden twee natuurgraslanden (waterpeil 50 cm beneden maaiveld) bemonsterd. Het derde studiegebied lag nabij Bovensmilde en omvatte een aantal akkers met veenbodem (Zevenblokken, waterstand 90 cm beneden maaiveld) en enkele natuurlijke hoogveenbodems in het natuurreservaat “Fochteloërveen” (waterstand nabij het bodemoppervlak). In de Zevenblokken werden drie veenakkers bemonsterd, die worden gebruikt voor de teelt van suikerbieten en aardappels, in één van de bemonsterde percelen vond op dat moment mosterzaadteelt plaats. In het hoogveen werd op 4 plaatsen een veenkern gestoken.

2.3. Bemonstering en analyse

De monsters werden genomen met een Edelmanboor of met een Russische veenboor. Op iedere onderzochte locatie werden eerst 4 veenkernen gestoken om een indruk te krijgen van de ruimtelijke variatie. Vervolgens werden extra kernen gestoken totdat een representatief profiel werd gevonden. Uit de geselecteerde kernen werden van 20, 40, 60, 80, 100, 120, 140, 160, 180 en 300 cm diepte monsters genomen voor verdere analyse; op enkele locaties werden enkele extra monsters met interval 10 cm verzameld. Monsters van dieptes beneden de grondwaterspiegel werden meteen overgebracht in luchtdichte zakjes, waaraan een Anaerocult mini bag (Merck, Darmstadt) werd toegevoegd om zuurstof weg te vangen. Alle monsters werden bij 4 °C bewaard tot verdere analyse.

Binnen 24 uur na bemonstering werd van alle monsters de potentiële Phenol Oxidase (POX) activiteit gemeten volgens de methoden beschreven in bijlage 2.1. Voorts werd binnen 48 uur na bemonstering een extractie met demi-water uitgevoerd ter bepaling van de concentratie oplosbare fenolen. In de extracten werden ook de pH gemeten en de concentraties NH_4^+ , NO_3^- , PO_4^{3-} en SO_4^{2-} . Van alle veenmonsters werd eveneens het gehalte aan gecondenseerde (vaste) fenolen, het organisch stofgehalte en de C- en N-gehalten gemeten.



Figuur 2.1. Ligging van de monstergebieden. 1: Zegveld and Nieuwkoop. 2. Tjeukemeer en omgeving. 3. Fochteloërveen en omgeving.

Table 2.1. Kenmerken van de bemonsterde locaties

Location	Land use	Vegetation	Description	Water table (highest-lowest, cm below soil surface)
Zegveld and Nieuwkoop				
Zegveld 3	Dairy meadow	<i>Lolium perenne</i>	Earthy, ripened top soil, wood/ <i>Carex</i> peat, 5 m peat	55-70
Zegveld 13	Dairy meadow	<i>Lolium perenne</i>	Earthy, ripened top soil, wood/ <i>Carex</i> peat, 5 m peat	30-50
Nieuwkoop 1	Nature reserve	Calthion palustris- alliance	<i>Carex</i> peat	<25 - <50
Nieuwkoop 2	Nature reserve	Calthion palustris- alliance	<i>Carex</i> peat	<25 - <50
Nieuwkoop 3	Nature reserve	Calthion palustris- alliance	<i>Carex</i> peat	<25 - <50
Tjeukemeer area				
Echtenerbrug meadow	Dairy meadow	<i>Lolium perenne</i>	Organic clay cover on clayey <i>Sphagnum</i> peat	<25-120
Echtenerbrug field 1	Agricultural field	corn	<i>Sphagnum</i> peat	<25-120
Echtenerbrug field 2	Agricultural field	corn	<i>Sphagnum</i> peat	<25-120
Rottige gemeente 1	Nature reserve	Calthion palustris- alliance	Clayey <i>Sphagnum</i> peat	<25-80
Rottige gemeente 2	Nature reserve	Calthion palustris- alliance	Clayey <i>Sphagnum</i> peat	<25-80
Langelille	Dairy meadow	<i>Lolium perenne</i>	<i>Carex</i> peat	<25-120
Gracht	Dairy meadow	<i>Lolium perenne</i>	Barely ripened <i>Sphagnum</i> peat on <i>Carex</i> , <i>Phragmites</i> or wood peat	<25-120
Fochteloërveen area				
Smilde field 1	Agricultural field	this year: mustard	Topsoil consisting of sand, sometimes organic or humic. From 60 cm: wood/ <i>Phragmites</i> peat	40-120
Smilde field 2	Agricultural field	this year: sugar beet	Topsoil consisting of sand, sometimes organic or humic. From 60 cm: <i>Sphagnum</i> peat	40-120
Smilde field 3	Agricultural field	this year: potato	Topsoil consisting of sand, sometimes organic or humic. From 60 cm: <i>Sphagnum</i> peat	40-120
Fochteloërveen 1	Nature reserve	<i>Sphagnum</i> sp., Molinia sp.	<i>Sphagnum</i> peat	0-25
Fochteloërveen 2.1	Nature reserve	<i>Sphagnum</i> sp., Molinia sp.	<i>Sphagnum</i> peat	0-25
Fochteloërveen 2.2	Nature reserve	<i>Sphagnum</i> sp., Molinia sp.	<i>Sphagnum</i> peat	0-25
Fochteloërveen 2.3	Nature reserve	<i>Sphagnum</i> sp., Molinia sp.	<i>Sphagnum</i> peat	0-25

Statistische analyse

Per studiegebied werd met behulp van 2-weg ANOVA getoetst of de concentraties oplosbare en gecondenseerde fenolen, alsmede de potentiële fenoloxidase-activiteit significant werden beïnvloed door diepte en landgebruik, waarbij bemonsteringslocatie werd meegenomen als covariabele. Een repeated measures analyse was niet mogelijk door de vele ontbrekende waarden omdat alleen datapunten met een organisch stof-gehalte groter dan 25 % in de analyse zijn meegenomen, bovendien varieerde de veendikte substantieel. Voorts werden correlaties tussen deze afhankelijke variabelen en de andere gemeten milieufactoren (nutriënten, pH, diepte, organisch stofgehalte) onderzocht met behulp van multiële regressieanalyse. Voor meer details over de methoden zie bijlage 2.1

2.4. Resultaten

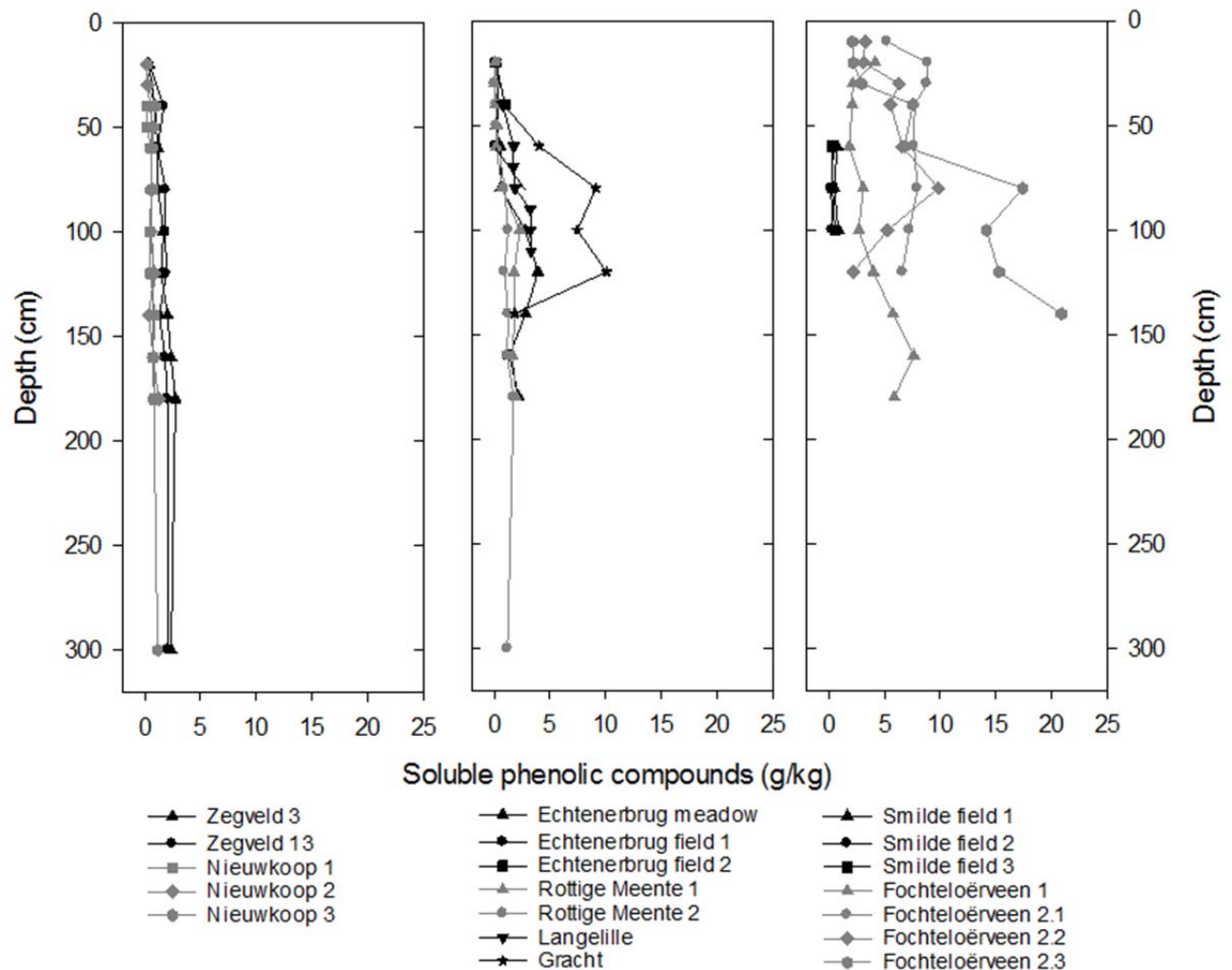
Zoals te zien is in Tabel 2.1, verschillen de onderzochte locaties sterk in bodemeigenschappen. De veenweiden in Zegveld liggen op een dik pakket met van origine eutroof veen, terwijl de veendikte in de Friese veenweiden slechts 1 à 2 m is. De dikte van de veenlaag in de akkers bij Bovensmilde is slechts 50-100 cm. Ook het organisch stofgehalte (data hier niet gepresenteerd) toont aan dat de agrarische veengebieden in de noordelijke regio's sterker met zand zijn geconsolideerd. In de natuurgebieden zijn de veenlagen overal dikker dan 1.50 m, in sommige gevallen zelfs dikker dan 3 m.

De gehalten aan oplosbare fenolen laten een duidelijk verschil tussen de drie studiegebieden zien. In de locaties in Zegveld en Nieuwkoop zijn de gehalten over het gehele diepteprofiel laag (Figuur 2.2). Er is een significant verschil tussen de agrarische graslanden in Zegveld en de natuurgraslanden in Nieuwkoop, waarbij de laatste over het gehele profiel lagere waarden hebben (Tabel 2.2). Eenzelfde lage concentratie oplosbare fenolen vinden we in de natuurgraslanden in de Rottige Meente, terwijl enkele van de agrarische graslanden in de Friese polder Echtenerbrug op een diepte van 50 tot 130 cm hogere concentraties vertonen. De maïsakkers aldaar hebben lage waarden. Een geheel ander beeld vinden we voor de veengebieden bij Bovensmilde. De bodems van de veenakkers vertonen aldaar zeer lage gehalten, terwijl de monsterlocaties in het intacte Fochteloërveen hoge concentraties oplosbare fenolen vertonen.

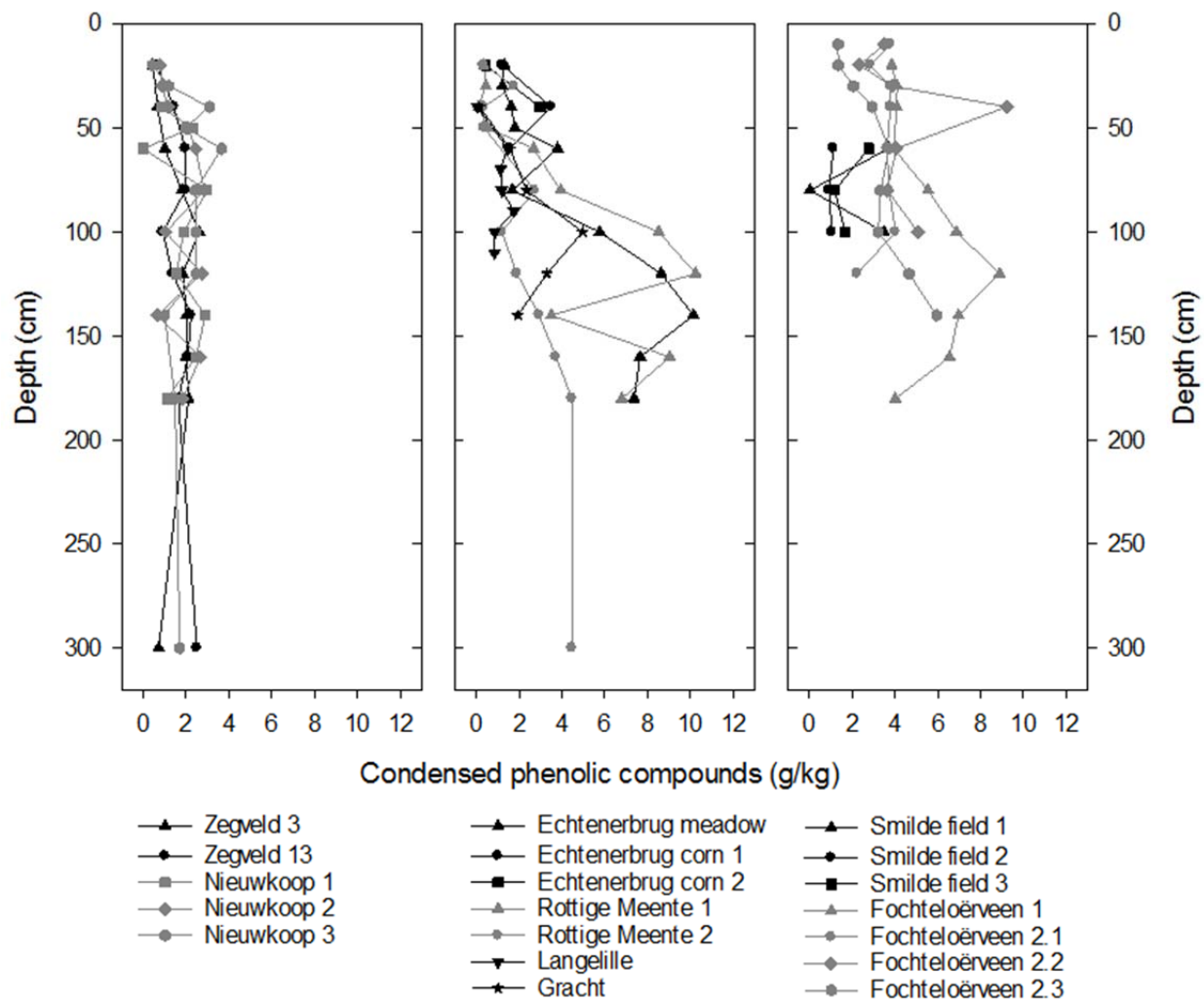
De concentraties gecondenseerde (vaste) fenolen laten in Zegveld/Nieuwkoop geringe verschillen tussen diepte en type landgebruik zien, die dan ook niet significant zijn (Figuur 2.3, Tabel 2.2). De bodems in de noordelijke veengebieden laten grotere verschillen zien, die ook binnen een beheerstype kunnen voorkomen: zowel in het agrarisch beheerde grasland als in de natuurgraslanden vinden we voorbeelden van hogere concentraties bij grotere diepte, maar ook voorbeelden waarin er geen grote verschillen in de diepte zijn. We vinden daar alleen een significant diepte-effect in de Tjeukemeerpolders maar geen verschil tussen vormen van landgebruik (Tabel 2.2).

Voor de potentiële fenoloxidase-activiteit (POX) zien we een duidelijk verschil tussen de agrarische graslanden en de natuurgraslanden in de Zegveld/Nieuwkoop locaties (Figuur 2.4). Er zijn hoge activiteiten waargenomen in de bodems van de natuurgraslanden, en heel lage activiteiten in de

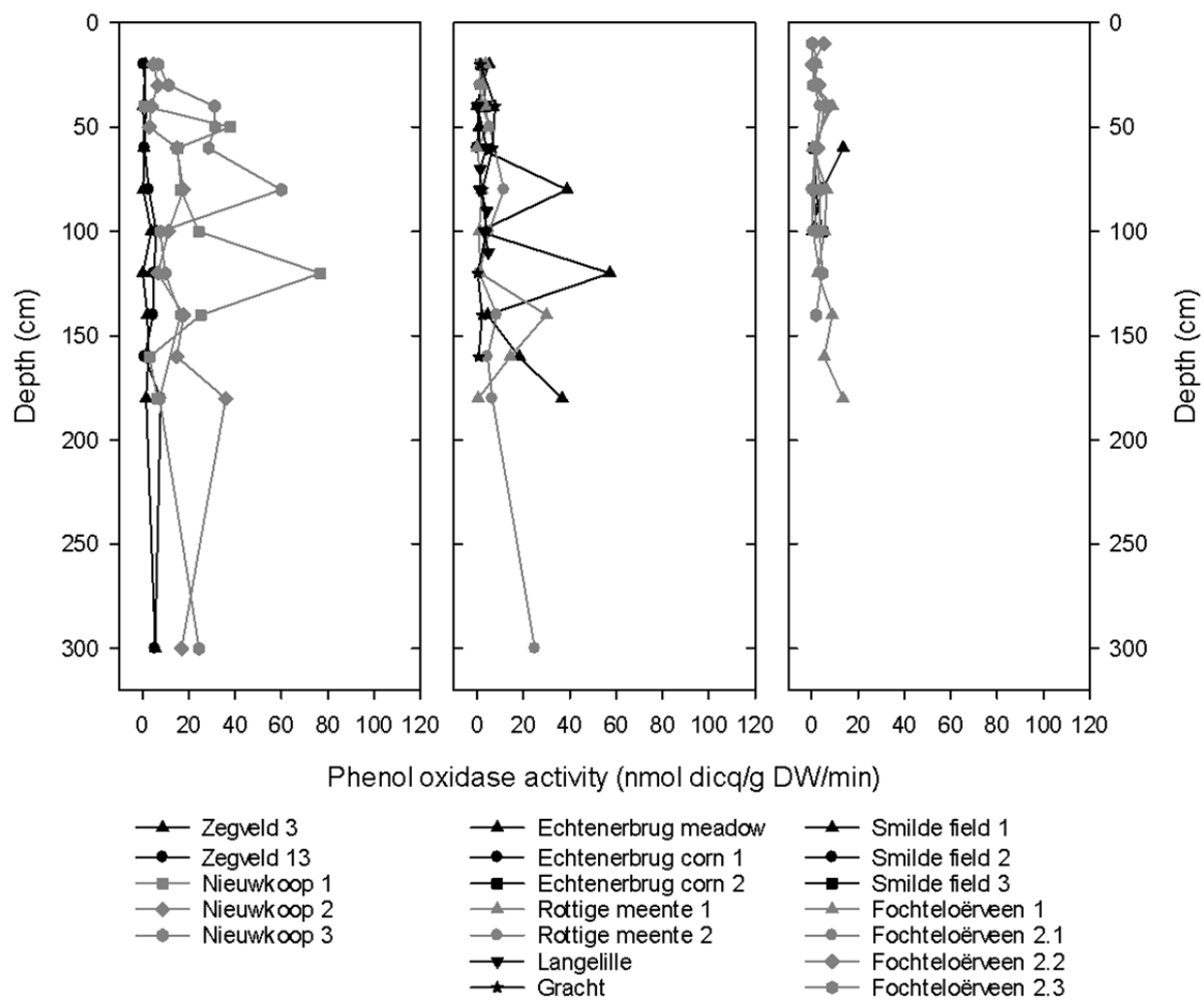
agrarische percelen ($p < 0.001$, Tabel 2.2). In de andere twee studiegebieden zijn wel enkele hoge activiteiten gemeten (met name in een van de Friese agrarische graslanden) maar zijn de activiteiten over het geheel genomen laag en weinig verschillend (Figuur 2.4, Tabel 2.2).



Figuur 2.2. Concentraties van oplosbare fenolverbindingen in verticale bodemprofielen in 3 studiegebieden. Veengebieden en -akkers met agrarisch gebruik zijn aangegeven in zwart, natuurgebieden in grijs.



Figuur 2.2. Concentraties vaste ('condensed') fenolverbindingen in verticale bodemprofielen in 3 studiegebieden. Veengebieden en -akkers met agrarisch gebruik zijn aangegeven in zwart, natuurgebieden in grijs.



Figuur 2.3. Potentiële fenoloxidase-activiteit in verticale bodemprofielen in 3 studiegebieden. Veeuweiden en –akkers met agrarisch gebruik zijn aangegeven in zwart, natuurgebieden in grijs.

Tabel 2.2. Resultaten van statistische analyses van oplosbare fenolverbindingen, vaste ('condensed') fenolverbindingen en fenoloxidase-activiteit in vertical bodemprofielen.

		Soluble phenolic compounds (log)		Condensed phenolic compounds (log)		Phenol oxidase activity (log)	
	df	F	P	F	P	F	P
Zegveld & nieuwoorkoop							
Land use	1	47.772	0.000	1.254	0.272	4.253	0.049
Depth	11	5.950	0.000	1.891	0.085	1.007	0.465
Depth * landuse	9	1.091	0.400	0.380	0.935	0.634	0.758
Parcel	1	2.863	0.102	2.680	0.113	1.458	0.237
		Agriculture > nature Concentrations increase with depth				Agriculture < nature	
Regression with depth		All land uses: R ² =0.330 P=0.000 f=0.441+0.005*depth Agriculture: R ² =0.550 P=0.000 f=0.921+0.006 *depth Nature: R ² =0.492 P=0.000 f=0.336+0.003 *depth		All land uses: n.s. Agriculture: R ₂ = 0.469 P=0.000 f=-0.288 +0.041*depth Nature: n.s.		All land uses: n.s. Agriculture: R ₂ = 0.358 P=0.005 f=0.625+0.17*depth Nature n.s.	
Tjeukemeer area							
Land use	1	11.926	0.002	1.309	0.264	0.420	0.523
Depth	14	5.209	0.000	3.351	0.005	1.412	0.222
Depth * landuse	10	0.645	0.762	0.185	0.996	1.237	0.318
Parcel	1	14.624	0.001	7.405	0.012	1.813	0.191
		Agriculture > nature Concentrations increase with depth		Concentrations increase with depth			
Regression with depth		All land uses: R ² =0.091 P=0.031 f=0.697+0.011*depth Agriculture: R ² =0.203 P=0.014 f=0.198+0.027 *depth Nature: R ² =0.501 P=0.000 f=0.160 +0.008 *depth		All land uses: R ² =0.343 P=0.000 f =0.432+0.029*depth Agriculture: n.s. Nature: R ₂ = 0.287 P=0.010 f=0.665+0.024*depth		All land uses: R ² =0.181 P=0.002 f =-0.582 +0.085*depth Agriculture: R ₂ = 0.207 P=0.013 f=-3.529+0.140*depth Nature: R ₂ = 0.321 P=0.006 f=-0.160+0.064 *depth	
Fochteloërveen area							
Land use	1	12.118	0.002	29.378	0.000	0.166	0.687
Depth	10	2.150	0.054	1.825	0.102	1.533	0.180
Depth * landuse	2	0.792	0.463	2.629	0.090	0.804	0.458
Parcel	1	17.302	0.000	5.987	0.021	1.389	0.248
		Agriculture < nature		Agriculture < nature			
Regression with depth		All land uses n.s. Agriculture: n.s. Nature: R2=0.164 P=0.017 f=4.065 +0.039 *depth		All land uses R ² =0.097 P=0.042 f =2.669 +0.014*depth Agriculture: n.s. Nature: R ₂ = 0.223 P=0.005 f=2.953+0.018*depth		All land uses: R ² =0.118 P=0.024 f =1.504 +0.026*depth Agriculture: n.s. Nature: R ₂ = 0.211 P=0.006 f=1.273 +0.030 *depth	

De stepwise regressie-analyse laat zien dat de fenoloxidaseactiviteit achtereenvolgens correleert met de concentraties sulfaat en ammonium en met de pH. Bij de sulfaatconcentratie en pH is sprake van een positief verband terwijl de fenoloxidaseactiviteit juist negatief correleert met de ammoniumconcentratie (tabel 2.3.).

Tabel 2.3. Correlatiecoëfficiënten van stepwiseregressie van fenoloxidase-activiteit tegen de bodemvariabelen.

	Included variables	R ²	F change	Sign F change	B
Model 1	SO ₄	0.088	14.870	0.000	0.307
Model 2	SO ₄ , NH ₄	0.113	4.973	0.027	0.391 -0.194
Model 3	SO ₄ , NH ₄ , pH	0.141	5.649	0.019	0.380 -0.214 0.185

2.5. Discussie en conclusie

Het meest opmerkelijke resultaat in deze studie is dat de potentiële fenoloxidase-activiteit onder heel verschillende omstandigheden plaatselijk hoog kan zijn, maar in veel andere gevallen ook heel laag is. Er zijn geen aanwijzingen in onze studie dat de activiteit van dit enzym vooral hoog is in de bovenste bodemlagen waar door ontwatering veel zuurstof binnendringt. De plekken waar de hogere waarden het meest voorkwamen waren de natuurgraslanden in Nieuwkoop, bij een diepte tot ongeveer 1.20 m beneden maaiveld. Dit kan erop wijzen dat fenoloxidatie ook plaatsvindt onder anaerobe condities, die op deze diepte zeker geheerst moeten hebben. De potentiële activiteitsmetingen vinden weliswaar onder aerobe condities plaats, maar duren zo kort dat geen nieuw enzym gedurende de meting gevormd kan zijn. Aangenomen wordt dat de aanwezigheid van het enzym op een bepaalde microsite ook betekent dat het enzym daar recent geproduceerd en actief was, omdat enzymen niet langdurig in het milieu actief kunnen blijven. Dit resultaat is niet overeenkomstig de algemene opvatting dat de afbraak van fenolen uitsluitend onder aerobe condities plaatsvindt. Hierbij moet wel aangetekend worden dat de gemeten enzymactiviteiten geen enkele informatie geven over de snelheid van het proces in het veld. De fenoloxidatie zal onder anaërobe condities toch waarschijnlijk veel langzamer gaan dan onder aërobe.

Opmerkelijk is dat in de intensief bemeste en goed (tot ongeveer 60 cm beneden maaiveld) ontwaterde bodems in de polder Zegveld over het gehele profiel lage fenoloxidaseactiviteiten zijn gemeten. Dit ligt niet aan de concentraties opgeloste fenolen, die het belangrijkste substraat voor het enzym vormen: deze zijn in deze agrarische graslandbodems hoger dan in die van de natuurgraslanden van Nieuwkoop. Voor de gecondenseerde (vaste) fenolen zijn geen duidelijke verschillen tussen deze beide gebieden waarneembaar. Er zijn significant positieve relaties gevonden tussen de fenoloxidase-activiteit en de pH en het sulfaatgehalte, en een negatieve relatie met het ammoniumgehalte van het poriewater. Deze liggen dan ook waarschijnlijk ten grondslag aan het verschil tussen de locaties met verschillend landgebruik. In eerdere studies is gevonden dat veenaafbraak, vooral de moeilijk-afbreekbare componenten, over het algemeen geremd wordt door stikstofbemesting (Craine et al. 2007; Knorr et al. 2005; Mack et al. 2004). Ook het enzym fenoloxidase wordt volgens eerdere studies geremd door stikstofadditie (Dell et al. 2012; Matocha et al. 2004); mogelijkwerwijs is dit een verklaring voor de lage POX activiteiten in de landbouwgebieden.

Het is overigens duidelijk zichtbaar dat de concentraties fenolen (vast en oplosbaar) lager zijn in de Zegveld/Nieuwkoop regio dan in Friesland. Het van nature eutrofe veentype in dit gebied bevat klaarblijkelijk lagere concentraties fenolen dan het oligotrofe veentype met veel veenmosresten in Friesland. Hierbij moet aangetekend worden dat de fenolconcentraties in bosveen weer hoger kunnen liggen. Opmerkelijk zijn de hoge waarden voor vaste fenolen in het Fochteloërveen en op een diepte beneden de 1 m in enkele graslanden (agrarisch zowel als natuurlijk) in het gebied rond Tjeukemeer. In de laatstgenoemde graslanden zijn de concentraties vaste fenolen nabij het oppervlak, waarschijnlijk onder invloed van aerobe afbraak, lager geworden. Dit beeld is minder algemeen in deze studie gevonden dan verwacht. In deze studie is niet gekeken naar de precieze chemische samenstelling van de fenolverbindingen. Het is mogelijk dat deze in de landbouwgebieden anders is dan in de natuurgebieden (Morita 1981). Het Fochteloërveen bevat ook hoge concentraties oplosbare fenolen, die hier consistent

hoger liggen dan in de veenakkers in de nabijheid. In het dunne veenpakket in de veenakkers zijn slechts zeer lage waarden gemeten. Dit geeft aan dat deze veenbodems sterk veraard en gehumificeerd zijn. De hoge concentraties oplosbare en vaste fenolen in het Fochteloërveen hebben niet geleid tot hoge activiteit van het enzym fenoloxidase. In dit intacte hoogveen is de pH laag, evenals de concentraties nutriënten en sulfaat. Een lage pH is in eerder onderzoek aangewezen als een remmende factor voor de activiteit van fenoloxidase (Fenner and Freeman 2011; Pind et al. 1994; Toberman et al. 2010). Er is een negatieve trend ($P=0.057$) aangetroffen tussen de concentratie opgeloste fenolen en POX. Fenolen zijn het substraat voor POX, al wordt niet altijd een eenduidige relatie aangetroffen tussen dit enzym en zijn substraat: zowel een negatieve (Pind et al. 1994; Toberman et al. 2010) als een positieve correlatie (Williams et al. 2000) is gevonden.

Samenvattend kunnen we de volgende voorzichtige conclusies trekken: (1) oligotrofe veentypen hebben over het algemeen hogere concentraties fenolen; volgens eerdere studies in de literatuur zouden deze daardoor beter beschermd zijn tegen afbraak en maaivelddaling dan eutrofe veentypen; (2) ontwatering leidt tot afbraak van fenolen, tot uiting komend in lagere concentraties in gedraineerde veenlagen; (3) in aanwezigheid van relatief hoge concentraties sulfaat en bij hoge pH kunnen fenolen wellicht ook onder anaerobe omstandigheden worden afgebroken, maar de snelheden zullen dan veel lager zijn. Dit betekent dat zoveel mogelijk moet worden voorkomen dat zuurstof het veen kan binnendringen en eveneens dat hoge concentraties sulfaat ontstaan door pyrietoxidatie en/of aanvoer van sulfaatrijk water. Het hoog houden van de waterstand, en het niet blootstellen van 'maagdelijk' veen aan zuurstof, voorkomt zowel afbraak van fenolen als pyrietoxidatie. Dat leidt in een actief veenecosysteem tot accumulatie van veen; in veenweiden leidt het tot behoud van het veen in de zone die niet aan de lucht wordt blootgesteld.

Bijlage 2.1. Methods (Brouns et al. 2013d)

Peat samples were collected using an Edelman Auger soil corer or a peat corer (Eijkelkamp, Breda, the Netherlands). Peat samples were collected at 19 locations, varying in peat type and land use intensity. Firstly, at each location four vertical profiles were studied visually to determine spatial variation. A fifth vertical profile was made, and if samples were representative, they were collected. Sampling depths were 20, 40, 60, 80, 100, 120, 140, 160, 180, 300 cm below soil surface; occasionally samples were collected at a 10 cm interval to gather more information about the biochemistry around the water table. Samples below the water table were immediately put in Anaerocult bags. An Anaerocult® a mini bag was added to samples from below groundwater level to ensure anaerobic conditions (Anaerocult a mini, Merck, Darmstadt, Germany). Samples were stored at 4°C until further analysis.

Phenol oxidase (POX) activity

Within 24 h after sampling, potential POX activity was determined following the protocol of (Pind *et al.*, 1994) and the modifications of (Williams *et al.*, 2000). In a fourfold replication per peat sample, 2 grams of peat were put in centrifuge tubes. 10 ml demineralized water was added and samples were put on a rotary shaker (20 min, 120 rpm) to create the soil homogenate. 2 ml of demineralized water was added to two homogenates, while to the other two homogenates 2 ml of 3,4-Dihydroxy-L-phenylalanine (L-DOPA) solution (10 mM, Sigma-Aldrich, St. Louis, Missouri, United States) was added. Samples were incubated on a rotary shaker for 20 min (120 rpm). During incubation, L-DOPA is oxidized and the red colored compound 2,3-dihydroindole-5,6-quinone-2-carboxylate (dicq) is formed. Samples were centrifuged (10 min, 4000g) to stop the reaction and absorption of the supernatant was measured at 460 nm (Spectrostar, BMG Labtech, Ortenberg, Germany). Average activity of the duplicate samples was calculated using Beers Law, the difference in absorbance between samples with and without addition of L-DOPA and a molar extinction coefficient for dicq. This coefficient was determined by using a commercial phenol oxidase preparation (Sigma T7755) to completely oxidize a known amount of L-DOPA and then measuring the absorbance of the reaction product. The activity was expressed in terms of nmol 2,3-dihydroindole-5,6-quinone-2-carboxylate (hereafter referred to as dicq) per minute per g peat (dry weight).

Extractions

Within 48 h after sampling, peat samples were extracted with demineralized water. 100 ml demi water was added to ca. 8 grams of fresh peat and shaken on a rotary shaker (60 min, 120 rpm). Afterwards, samples were centrifuged (10 min, 4000 g) and filtrated with glass fiber filters (Whatman GF/C, Whatman, Dassel, Germany). The concentration of soluble phenolic compounds was determined according to the procedure of (Box, 1983), using the Folin-Ciocalteu reagent. 30 µl Folin-Ciocalteu reagent was added to 100 µl of the extract. After eight minutes, 100 µl Na₂CO₃ (10.6 g/100 ml) was added. After 40 minutes, absorbance at 760 nm was measured (Spectrostar, BMG Labtech, Ortenberg, Germany). In addition, pH of the extracts was measured and NO₃, NH₄, PO₄, SO₄ and DOC were

determined within 2 weeks on a Continuous Flow Analyser (Skalar Analytical, Breda, the Netherlands), after storing the samples at -20°C.

C/N analysis, condensed phenolic compounds and organic matter content

Also within 24 h, peat samples were frozen using liquid nitrogen. Afterwards they were freeze-dried and ground using a ball mill for 1 minute at 15 rps (Retsch MM 200 ball mill, (Retsch GmbH, Haan, Germany) for later analysis of condensed phenolic compounds, C/N analysis and organic matter content by loss-on-ignition. The concentration of condensed phenolic compounds was determined by a methanol extraction. 30 mg of dried and ground material were extracted in 5 mL 50% methanol. This was done in duplicate. Samples were put in a water bath at 40°C for 1 hour and were centrifuged afterwards (10 minutes, 4000 rpm). The content of phenolic compounds in the supernatant was determined using a slightly modified protocol of Box (1983) and a standard curve was prepared in 50% methanol. We diluted 10 µl of the extract with 90 µl of MeOH solution to prevent precipitation of fine solids (Cicco *et al.*, 2011), after that, we followed the procedure described above.

C and N concentrations of the dried peat material were determined using an EA/110 CHNS-O analyzer (Interscience BV, Breda, The Netherlands). Organic matter content was determined by loss on ignition (5,5 h, 550°C)

Statistical analysis

Only samples with an organic matter content higher or equal to 25% were included, samples with a lower organic matter content were not regarded 'peat' samples.

First, 2 way ANOVAs were conducted on the peat profiles (IBM SPSS 20, IBM software, Armonk, New York, United States). Per study area it was examined whether depth and land use affected the concentrations of soluble and condensed phenolic compounds as well as the potential phenol oxidase activity. Sampling location was included as a covariate. Data were log transformed to produce comparable variability. A Repeated Measures ANOVA was not possible; differences in peat depth and the prerequisite that only samples with sufficient organic matter were included led to too many missing values. In addition, regression analyses (IBM SPSS 20, IBM software, Armonk, New York, United States) were done, both per area and per land use type in this area.

Secondly, data were analyzed with a factor analysis to derive the most important relations (IBM SPSS 20, IBM software, Armonk, New York, United States). Missing values were replaced by the mean. A factor analyses groups variables into clusters of variables that are highly correlated and can be applied to find underlying unobservable (latent) variables that are reflected in the observed variables. One of the aims of the study was finding more clarity concerning the dynamics of phenol oxidase activity; therefore, this variable was analyzed as the dependent variable, using the component Factor scores via a stepwise regression.

In addition, the relations between phenol oxidase activity and pH, soluble phenolic compounds and condensed phenolic compounds were examined using scatter plots and regression analyses.

3. Waterpeildaling opent slot op de veenafbraak, onafhankelijk van landgebruik

3.1. Inleiding

De Nederlandse veenweiden zijn al eeuwen geleden ontgonnen door ontwatering van natuurlijke hoog- en laagveengebieden. Sinds de ontginning zijn de veenbodems geleidelijk gaan inklinken, krimpen en oxideren, wat een sterke maaiveldddaling heeft veroorzaakt die nu in totaal tussen de 1 en 5 m bedraagt. Deze maaiveldddaling is een sinds lang bekend verschijnsel en wordt veroorzaakt doordat het veen door micro-organismen wordt afgebroken, een proces dat sneller verloopt in aan- dan in afwezigheid van zuurstof (Schothorst 1977). De laatste 50 jaar is de maaiveldddaling versneld vanwege diepere drooglegging van weidepercelen en bedraagt nu 1-2 cm per jaar (Hoogland *et al.* 2012). Deze maaiveldddaling is een steeds groter probleem, zeker in relatie tot de tegelijkertijd optredende zeespiegelstijging. De daling van het maaiveld maakt regelmatig lagere waterpeilen noodzakelijk om dezelfde mate van drooglegging te handhaven (Querner *et al.* 2012). Hierdoor worden steeds weer nieuwe lagen oorspronkelijk veen voor het eerst aan zuurstof blootgesteld en zullen beginnen aan een snellere afbraak. De in de komende eeuw te verwachten klimaatverandering (Van den Hurk *et al.* 2006) zal naar verwachting de veenafbraak en maaiveldddaling nog verder verergeren.

Hoewel afbraak zonder zuurstof altijd langzamer verloopt dan met zuurstof, is die zeker niet altijd zo traag als in intacte veensystemen. Goede voorbeelden van behoorlijk snelle anaerobe afbraak zijn de afbraak van gras en ander voedsel in koeienmagen, en de afbraak van organische stof in zuiveringsinstallaties en vuilnisbelten, waarbij steeds veel methaan wordt gevormd. Waarom is de afbraak in intacte, waterverzadigde veensystemen dan zo verwaarloosbaar traag en vindt er een plotselinge omschakeling naar snelle afbraak plaats wanneer zuurstof toetreedt? Recent onderzoek in Groot-Brittannië en Nederland wijst erop dat dit komt door de chemische samenstelling van veen. Veen bestaat uit duidelijk herkenbare, slechts ten dele vergane plantenresten, die een hoog gehalte aan fenolen hebben, die ook onderdeel waren van het levende plantenmateriaal en daar voor stevigheid van de planten en afweer tegen herbivorie en ziektekiemen zorgden. Het onderzoek van Freeman *et al.* heeft aangetoond, dat deze fenolen zeer moeilijk afbreekbaar zijn zonder zuurstof: het enzym fenoloxidase bleek het enige van een reeks enzymen die bij de afbraak van dood materiaal betrokken zijn, dat vrijwel uitsluitend onder oxische condities actief is (Freeman *et al.* 2001).

Het feit dat deze fenolen zonder zuurstof zo moeilijk afbreken heeft ook gevolgen voor de afbraak van het andere materiaal in het veen. Fenolen hebben vaak chemische bindingen met organische stoffen als (hemi)cellulose en eiwitten en sluiten deze stoffen als het ware af voor de micro-organismen. Pas als de fenolen afgebroken worden, komen ook deze verbindingen voor afbraak beschikbaar. Zo wordt door binnendringing van zuurstof in nooit eerder daaraan blootgestelde veenlagen het 'slot' dat de fenolen vormen geopend, waarna alle andere verbindingen in het veen snel afgebroken kunnen worden, ook als de anoxische omstandigheden weer terugkeren (Fenner and Freeman 2011).

De mechanismen die in werking zijn bij het binnendringen van zuurstof in diepe veenlagen zijn hier dus cruciaal. Het hier beschreven onderzoek richt zich op deze mechanismen en met name op enkele nog onopgehelderde vragen. Zo is onbekend of de omslag van langzame, anaerobe afbraak naar snelle,

aerobe afbraak al na een korte blootstelling (enkele weken) aan zuurstof plaatsvindt. Op grond van het bovenstaande is de verwachting dat een eenmaal versnelde afbraak niet meer vertraagt als het natter wordt, omdat de fenolen dan al afgebroken zijn en de afbraak van de andere bestanddelen relatief snel kan blijven plaatsvinden. Tenslotte is in eerder onderzoek gebleken dat de pH de snelheid van fenolafbraak beïnvloedt. Ook is gesuggereerd dat sulfaat als alternatieve electronacceptor bij de afbraak kan optreden en wellicht ook kan zorgen voor snelle veenafbraak (zie ook hoofdstuk 4, verzilting).

Met behulp van incubaties van veen uit diepere, nooit aan de lucht blootgestelde veenlagen in Nederlandse veenweiden en natuurgebieden zijn de volgende vragen onderzocht: (1) Hoe lang moeten veenmonsters aan de lucht worden blootgesteld voordat de afbraak omschakelt van zeer langzaam naar snel? (2) Blijft de afbraak na een versnelling op dat hoge niveau wanneer de monsters weer anaeroob worden? (3) Welke verschillen bestaan er tussen veentypen (eutroof en oligotroof veen) en tussen bemeste en onbemeste veensystemen? De incubaties vonden plaats in het laboratorium. Veenmonsters werden gedurende 13 weken anaeroob geïncubeerd en daarbinnen gedurende 0, 1, 2, 4 en 8 weken aan de lucht blootgesteld. Afbraak werd gemeten als productie van CO₂ en CH₄.

3.2. Methode

Bemonstering

De monsterpunten in eutroof veen zijn gekozen in de westelijke veenweiden nabij Zegveld. Hier komt vooral Riet- en bosveen voor. Monsters uit een intensief beheerde veenweide met een vegetatie van Engels raaigras (*Lolium perenne*) werden hier vergeleken met monsters uit een natuurgrasland in het reservaat Nieuwkoopse Plassen, met een relatief hoge waterstand en een vegetatie behorend tot het Dotterbloem-verbond (*Calthion palustre*). De monsters van oligotroof veen zijn genomen in Friesland, in een agrarisch grasland in de Veenpolder van Echten ten zuiden van het Tjeukemeer, waar voornamelijk veenmosveen (*Sphagnum spp.*) in de ondergrond zit. Ook dit grasland was in intensief beheer en had een vegetatie bestaande uit Engels raaigras. Ook werden monsters genomen in het Fochteloërveen, uit een *Sphagnum*- gedomineerde hoogveenvegetatie. Tabel 3.1 toont enkele bodemeigenschappen van de onderzochte gebieden.

Tabel 3.1. Bodemeigenschappen van veenmonsters. Verschillende letters geven significante verschillen aan (ANOVA, P<0.05) tussen veentype-landgebruikcombinaties.

Land use	Peat type	Organic matter content (%)	C (%)	N (%)	C/N	pH
Agricultural meadow	Eutrophic	79.04 ± 0.68 a	44.99 ± 1.22 a	2.72 ± 0.18 c	16.98 ± 1.62 a	5.33 ± 0.21
Agricultural meadow	<i>Sphagnum</i>	90.84 ± 0.54 c	52.66 ± 0.83 b	1.84 ± 0.05 b	28.71 ± 1.09 b	5.66 ± 0.05
Nature reserve	Eutrophic	82.49 ± 0.56 b	46.26 ± 1.95 ab	2.57 ± 0.07 c	18.06 ± 0.73 a	5.60 ± 0.18
Nature reserve	<i>Sphagnum</i>	97.57 ± 0.24 d	51.80 ± 1.17 ab	1.26 ± 0.04 a	41.22 ± 1.31 c	5.08 ± 0.04

Oligotrofe veenmonsters hebben een hoger organisch stofgehalte en een lagere N-concentratie dan eutrofe, terwijl de pH nauwelijks verschillen vertoont. Het intensieve gebruik van de agrarische veenweiden is niet of nauwelijks terug te vinden in verschillen in de getoonde bodemeigenschappen.

Alle veenmonsters werden genomen op een diepte van 1.20 m onder de grondwaterspiegel, in veenlagen die niet eerder aan de lucht zijn blootgesteld. In ieder terrein werden 5 bodemmonsters

gestoken met een Edelman-boor. Het materiaal werd onmiddellijk van de lucht afgesloten en in een koelbox naar het laboratorium vervoerd.

Incubatie-experimenten

Veenmonsters van 10.0 g werden overgebracht in 300-ml infuus-flessen voor een anoxisch incubatie-experiment van 13 weken met vijf behandelingen met verschillende duur van blootstelling aan zuurstof: 0, 1, 2, 4 en 8 weken. Na de aerobe behandeling werden de monsters weer onder anaerobe omstandigheden gebracht. Alle behandelingen werden in vijfvoud ingezet voor ieder van de vier onderzochte veenbodems. Na een week, aan het einde van de oxische perioden, vier weken daarna en aan het eind van de incubatie werden gasmonsters genomen ter bepaling van het gehalte aan CO₂ en CH₄. Aan het eind van de incubaties werden de veenmonsters geëxtraheerd ter bepaling van nutriënten, DOC en oplosbare fenolen. Tenslotte werden de veenmonsters gedroogd ter bepaling van het gehalte aan organische stof, totaal N en C en totaalgehalte aan fenolen. Voor een gedetailleerde beschrijving van de methoden zie Bijlage 3.1.

Statistische analyse

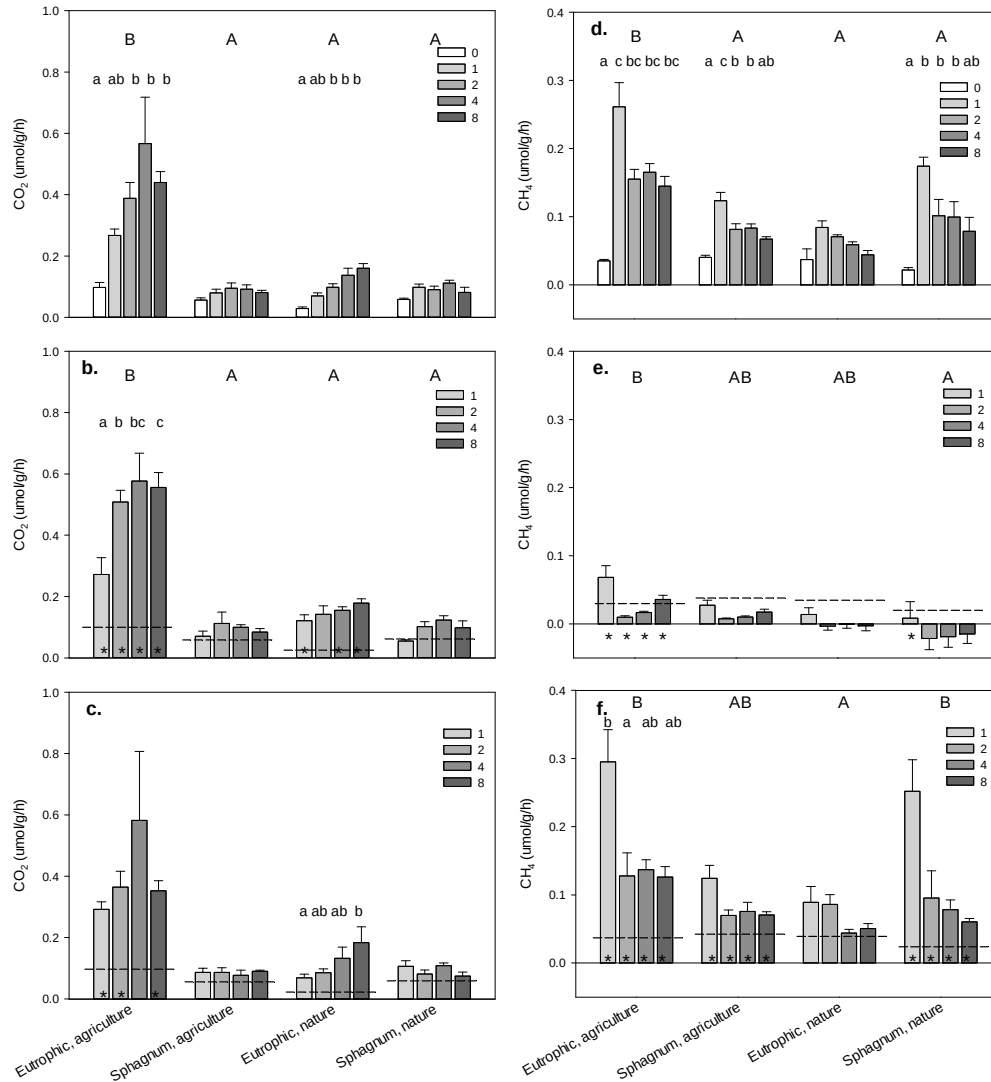
Alle data zijn getoetst met behulp van Repeated Measures ANOVA (SPSS 20). Waar nodig zijn de data log getransformeerd, bovendien is een Greenhouse-Geiser-correctie toegepast. Eerst zijn de verschillen tussen de combinaties van veentypen en landgebruik onderzocht. Vervolgens is bekeken of veentype en landgebruik afzonderlijk sturend waren. Behandelingseffecten zijn getoetst met behulp van een Bonferroni post-hoc toets die de p-waarden corrigeert voor het aantal vergelijkingen dat gedaan wordt. Door middel van gepaarde t-toetsen is getest of aeratie een effect heeft op CO₂ en CH₄-vorming, hiermee is getoetst of aeratie het slot op veenafbraak opent.

3.3. Resultaten

In Figuur 3.1 zijn de productiesnelheden van CO₂ (3 grafieken links) en CH₄ (3 grafieken rechts) gedurende de incubaties weergegeven. De bovenste twee grafieken geven de productie weer voor de gehele incubatieperiode van 13 weken, de middelste twee de productie uitsluitend gedurende de oxische periode van respectievelijk 1, 2, 4 en 8 weken en de onderste twee de productie gedurende de anoxische periode na de blootstelling met zuurstof. De stippellijn in de grafieken geeft de productiewaarden voor de incubaties zonder oxische periode.

Uit de figuur blijkt dat de continu anoxische incubaties gekenmerkt zijn door lagere productiesnelheden van kooldioxide en methaan dan de incubaties die een oxische periode hebben gehad (Figuur 3.1a en 3.1d). Voor de beide eutrofe veentypen (zowel het agrarisch grasland als het natuurgasland) zijn de verschillen in CO₂-productie significant (Tabel 3.2), evenals voor methaan in de landbouwbodems en de hoogveenbodem. Wanneer we nader kijken naar de producties tijdens de oxische perioden dan blijkt dat in het eutrofe veen de productiesnelheid (agrarisch) oploopt naar mate de oxische periode langer duurt (Figuur 3.1b). Na de oxische periode heeft juist het eutrofe veen uit het natuurgebied oplopende CO₂ producties naarmate de monsters langer aan zuurstof blootgesteld zijn (Figuur 3.1c). De methaanproductie blijkt tijdens de oxische periode meestal juist lager te worden dan daarvoor (Figuur

3.1e), maar wordt pas daarna hoog, wanneer de omstandigheden weer anaeroob geworden zijn (Figuur 3.1f). Verrassend blijkt de extra methaanproductie het hoogst te zijn na de kortste oxische periode.

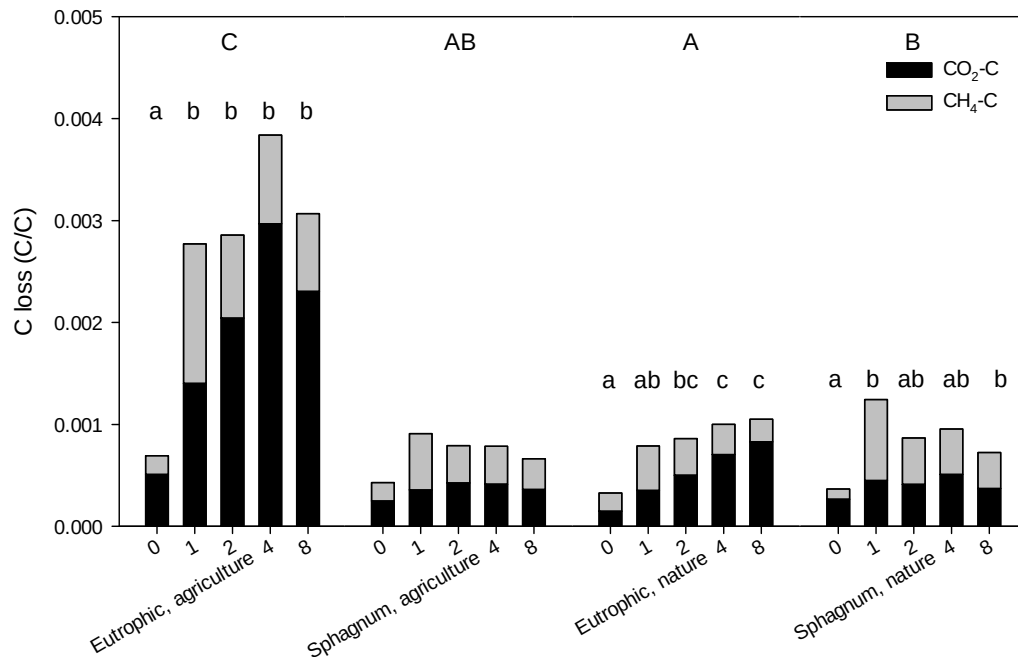


Figuur 3.1. Gemiddelde CO₂ (panels a, b, c) en CH₄ (panels d, e, f) emissiesnelheden over the gehele experimentele periode (a en d), gedurende de oxygenatie-perioden (b en e) en gedurende de 4-weekse post-oxygenatie-periode (c en f). Data zijn gemiddelden van 5 replica's, error bars representeren standard errors. Ieder veentype werd blootgesteld aan 0, 1, 2, 4 of 8 weken van oxygenatie. Verschillende kleine letters geven significante verschillen binnen veentypes, grote letters geven verschillen tussen de veentype*landgebruik-combinaties weer (RM ANOVA gevolgd door Bonferroni post-hoc toets). De stippellijnen in panels b, c, e en f representeren de emissiesnelheden zonder oxygenatie, sterretjes indiceren significante verschillen tussen anaerobe emissiesnelheden en de oxygenatie en post-oxygenatie emissiesnelheden (gepaarde t-tests).

Tabel 3.2: Resultaten van Repeated Measures ANOVA's en Bonferroni post-hoc toetsen behorend bij Figuur 3.

	Log tot CO ₂ (μmol/gDW/h)			Log CO ₂ oxygenation period (μmol/gDW/h)			Log CO ₂ post-oxygenation period (μmol/gDW/h)			Log tot CH ₄ (μmol/gDW/h)			CH ₄ oxygenation period (μmol/gDW/h)			CH ₄ post-oxygenation period (μmol/gDW/h)		
	df	F	P	df	F	P	df	F	P	df	F	P	df	F	P	df	F	P
Treatment	3.32	36.925	0.000	2.34	7.452	0.001	2.73	1.606	0.205	2.65	106.460	0.000	1.26	25.321	0.000	1.95	19.963	0.000
	0(a), 1(b), 2(b), 4(b), 8(b)			1(a), 2(b), 4(b), 8(b)						0(a), 1(d), 2(c), 4(c), 8(b)			1(d), 2(a), 4(b), 8(c)			1(b), 2(a), 4(a), 8(a)		
Land use	1	54.690	0.000	1	15.546	0.001	1	37.093	0.000	1	24.295	0.000	1	8.664	0.010	1	7.442	0.015
	Agriculture > nature			Agriculture > nature			Agriculture > nature			Agriculture > nature			Agriculture > nature			Agriculture > nature		
Peat type	1	68.206	0.000	1	59.359	0.000	1	73.140	0.000	1	1.387	0.256	1	2.417	0.140	1	1.705	0.210
	Eutrophic > <i>Sphagnum</i>			Eutrophic > <i>Sphagnum</i>			Eutrophic > <i>Sphagnum</i>											
Treatment * land use	3.32	0.157	0.958	2.34	0.279	0.791	2.73	0.491	0.673	2.65	0.695	0.543	1.26	2.188	0.151	1.95	0.532	0.588
Treatment * peat type	3.32	13.270	0.000	2.34	1.087	0.356	2.73	2.669	0.064	2.65	0.378	0.745	1.26	1.005	0.348	1.95	0.155	0.852
Treatment * land use * peat type	3.32	1.005	0.404	2.34	1.081	0.357	2.73	2.600	0.069	2.65	11.240	0.000	1.26	4.422	0.041	1.95	7.443	0.002

Figuur 3.2 geeft de koolstofverliezen weer uitgedrukt per eenheid koolstof die in het veen aanwezig was. Hier is te zien dat het eutrofe veen bij landbouwkundig gebruik de hoogste afbraaksnelheden heeft. Bovendien laat deze behandeling de sterkste toename zien in afbraaksnelheid ten gevolge van aeratie. Het *Sphagnum*veen onder landbouwkundig gebruik laat geen significant effect van aeratie zien, al doet de figuur vermoeden dat ook hier de afbraak gestimuleerd werd door aeratie. In de overige bodemonsters zijn de behandelingseffecten wel significant.

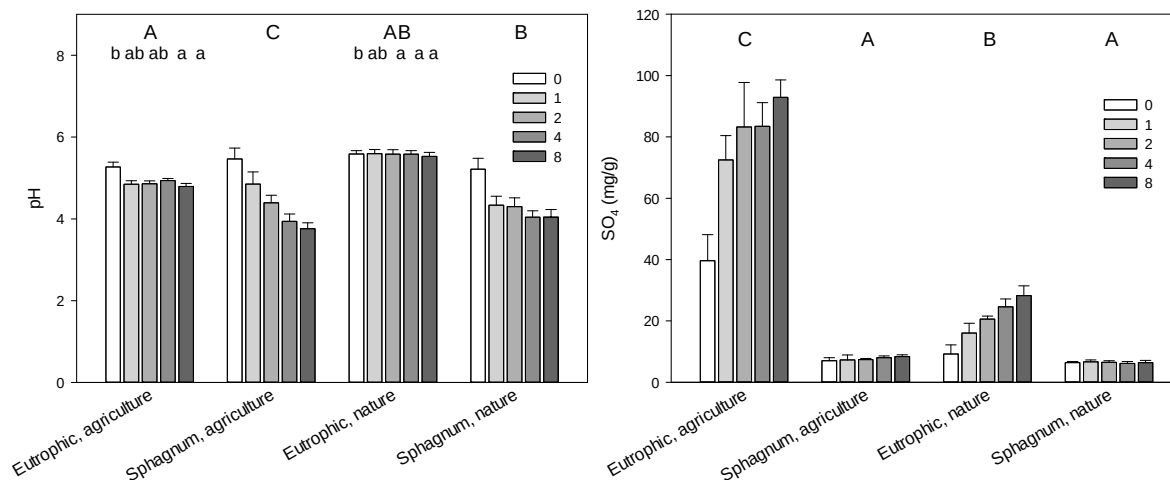


Figuur 3.2. Koolstofverlies per eenheid koolstof in het veen. Verschillende kleine letters geven significante verschillen binnen veentypes, grote letters geven verschillen tussen de veentype*landgebruik-combinaties weer (RM ANOVA gevolgd door Bonferroni post-hoc toets).

Tabel 3.3. Resultaten van Repeated Measures ANOVA's en Bonferroni post-hoc toetsen behorend bij Figuur 3.2.

	Log tot C ($\mu\text{mol/gDW/h}$)		
	df	F	P
Treatment	3.1	45.399	0.000
	0(a), 1(b), 2(b), 4(b), 8(b)		
Land use	1	59.826	0.000
	Agriculture > nature		
Peat type	1	24.424	0.000
	Eutrophic > <i>Sphagnum</i>		
Treatment * land use	3.1	1.194	0.322
Treatment * peat type	3.1	15.607	0.000
Treatment * land use*peat type	3.1	0.969	0.417

In Figuur 3.3a is te zien dat de pH in de incubaties met oxische periode lager wordt dan in de continu anoxische periode in drie van de vier onderzochte veenbodems. In het algemeen nemen de sulfaatconcentraties toe met de duur van de oxische periode (Tabel 3.4). In Figuur 3.3b zien we dat dit vooral een rol speelde in de eutrofe veenmonsters; in het oligotrofe veen was de sulfaatconcentratie nagenoeg constant over de behandelingen. Het instellen van een oxische periode bleek geen effect te hebben op de mineralisatie van nutriënten en op de concentraties van gecondenseerde ('vaste') en oplosbare fenolverbindingen. Wel bleken verschillen in fenolconcentraties tussen de veentypen, met duidelijk hogere waarden voor de oligotrofe veentypes (Tabel 3.5).



Figuur 3.3. Gemiddelde pH (a) en SO_4 concentraties (b) aan het eind van de experimentele periode. Data zijn gemiddelden van 5 replica's, error bars representeren standard errors. Ieder veentype werd blootgesteld aan 0, 1, 2, 4 of 8 weken van oxische condities. Verschillende letters geven significante verschillen (ANOVA, $P < 0.05$) binnen veentypen aan.

Tabel 3.4. Resultaten van Repeated Measures ANOVA's en Bonferroni post-hoc toetsen behorend bij Figuur 3.3.

	pH			Log SO ₄ (g/g)		
	df	F	P	df	F	P
Treatment	1.84	30.050		1.95	18.661	0.000
	0(d), 1(c), 2(bc), 4(ab), 8(a)			0(a), 1(ab), 2(bc), 4(bc), 8(c)		
Land use	1	4.704	0.046	1	71.838	0.000
	Agriculture > nature			Agriculture > nature		
Peat type	1	43.940	0.000	1	320.680	0.000
	Eutrophic < <i>Sphagnum</i>			Eutrophic > <i>Sphagnum</i>		
Treatment * land use	1.84	2.529	0.101	1.95	0.063	0.936
Treatment * peat type	1.84	16.334	0.000	1.95	13.756	0.000
Treatment * land use*peat type	1.84	1.812	0.183	1.95	1.653	0.208

Tabel 3.5. Gemiddelde concentraties ± standard error van oplosbare en 'condensed' fenolverbindingen, NO₃, NH₄ en PO₄. Verschillende letters geven significante verschillen (ANOVA, P<0.05) binnen veentypen aan.

Land use	Peat type	Soluble phenolic compounds (g/kg)	Condensed phenolic compounds (g/kg)	DOC (g C/kg)	NO ₃ (mg N/kg)	NH ₄ (mg N/kg)	PO ₄ (mg/kg)
Agricultural meadow	Eutrophic	1.25 ± 0.30 b	1.13 ± 0.11 a	4.20 ± 0.24 b	39.92 ± 1.83 c	116.52 ± 18.69 b	13.29 ± 1.22 b
Agricultural meadow	Sphagnum	4.23 ± 0.66 c	3.05 ± 0.24 b	6.15 ± 0.70 bc	26.74 ± 2.82 b	25.42 ± 4.55 a	95.04 ± 12.49 c
Nature reserve	Eutrophic	0.29 ± 0.07 a	1.48 ± 0.13 a	0.85 ± 0.08 a	15.63 ± 0.85 a	32.96 ± 2.35 a	3.51 ± 0.18 a
Nature reserve	Sphagnum	3.22 ± 0.26 c	3.4 ± 0.17 b	6.43 ± 0.54 c	30.78 ± 1.54 b	141.32 ± 7.61 c	13.69 ± 0.81 b

3.4. Discussie en conclusie

Deze studie laat duidelijk zien dat intact veen onder zuurstofloze condities een lage afbraaksnelheid heeft, waarbij geringe hoeveelheden kooldioxide en methaan worden gevormd. Als dit veen, dat zich in natuurgebieden en veenweiden permanent onder de grondwaterspiegel bevindt, wordt blootgesteld aan zuurstof, treedt binnen een tijd van dagen tot weken een versnelling van de afbraak op, waarbij vooral veel kooldioxide vrijkomt. Wordt het veen daarna weer anoxisch, dan blijft de versnelde afbraak zich voortzetten, met kooldioxide en methaan als de vrijkomende respiratieproducten. Opvallend is dat deze verschijnselen sterk optreden in de eutrofe Riet- en bosveenbodems (zowel natuurgrasland als intensief gebruikt grasland), terwijl in de onderzochte bodems met oligotroof *Sphagnum*-veen de blootstelling aan zuurstof veel geringere effecten had. Het mogelijk dat fenolverbindingen een belangrijke rol hebben gespeeld bij dit verschil. Het oligotrofe veen bevat veel hogere concentraties oplosbare en vaste fenolverbindingen dan het eutrofe veen. Uitgaande van de eerder door Freeman bewezen remming van het enzym fenoloxidase onder anoxische omstandigheden (Freeman et al. 2001), kan verondersteld worden dat de lage afbraaksnelheden onder anoxische omstandigheden veroorzaakt

worden door fenolverbindingen, die de organische stof ontoegankelijk maken voor micro-organismen. De geringere toename van afbraak in het veenmosveen na 1 week van oxische condities (agrarisch 159 %, natuur 83 %), vergeleken met het eutrofe veen (agrarisch 352 %, natuur 182 %) kan veroorzaakt worden door verschillen in de typen fenolen die aanwezig zijn. Wellicht hebben de fenolen in het veenmosveen een sterkere remming op afbraak dan fenolen in eutroof veen. Het is bekend dat veenmosveen gekenmerkt wordt door andere fenolverbindingen dan eutrofe veentypen (Verhoeven and Liefveld 1997; Williams and Yavitt 2003).

Het is opmerkelijk dat, geheel volgens onze verwachting, na de oxische periode de afbraak ook onder anaerobe condities doorgaat. Na een oxische periode van één week wordt vooral methaan geproduceerd. Dit effect is verrassenderwijs het sterkst na de kortste oxische periode van één week. Door de aeratie is waarschijnlijk door de verminderde opsluitende werking van fenolen organische stof beschikbaar gekomen voor afbraak, die in de oxische periode nog slechts zeer ten dele heeft kunnen plaatsvinden. De afbraak van dit materiaal gaat dan in de anoxische fase gewoon door en produceert methaan en kooldioxide. Bij de langere blootstelling aan zuurstof is het voor afbraak beschikbaar gekomen materiaal waarschijnlijk al grotendeels door aerobe afbraak omgezet, waardoor er minder overblijft voor de anoxische periode daarna.

Een ander opmerkelijk resultaat is dat bij de afbraak geen netto mineralisatie van N en P is opgetreden. Voor N is een mogelijke verklaring dat de door mineralisatie gevormde ammonium door nitrificatie is omgezet in nitraat, dat vervolgens in de anoxische periode is gedenitrificeerd. Bij het beschikbaar komen van fosfaat spelen ook bodemchemische processen een rol, waarbij fosfaat aan Fe, Al en Ca geadsorbeerd kan raken. Wellicht is fosfaat wel uit organische stof gemineraliseerd maar vervolgens geadsorbeerd; onze relatief milde extractiemethode heeft deze verschuiving mogelijk niet gedetecteerd. Wel is door de aeratie in de eutrofe veentypen zwavelmineralisatie opgetreden, blijkend uit accumulatie van sulfaat. Dit is waarschijnlijk het gevolg van pyrietoxidatie. Pyriet (FeS_2) komt in de Nederlandse veengebieden vooral voor waar het veen is gevormd onder relatief zwavelrijke omstandigheden, onder invloed van toestromend sulfaatrijk grond- en oppervlaktewater. Deze condities vinden we vaker in het eutrofe Riet-, Zegge- en bosveen dan in het voedselarmere *Sphagnum*-veen. Het is dan ook niet verwonderlijk dat we sulfaatvorming uitsluitend in onze eutrofe veenmonsters hebben aangetroffen.

Wat is nu de betekenis van deze resultaten voor de veenweideproblematiek? De vicieuze cirkel van maaiveldddaling en daarmee gepaard gaande noodzakelijke peilverlagingen wordt veroorzaakt door de afbraak van veen in gedraineerde bodems. Hoewel aerobe afbraak altijd sneller gaat dan afbraak zonder zuurstof, is hier meer aan de hand omdat de afbraak in niet-gedraineerde veensystemen bijzonder traag is, veel trager dan alleen door zuurstofgebrek verklaard zou kunnen worden. De verklaring zit in de eerder genoemde fenolverbindingen, die zorgen dat bacteriële afbraak van veen extra sterk wordt vertraagd. Het effect van ontwatering schuilt in de afbraak van deze fenolen, die alleen oxisch plaats kan vinden. De veenoxidatie en daarmee gepaard gaande maaiveldddaling treedt al eeuwenlang op en is de laatste 50 jaar sterk toegenomen door diepere ontwatering. Klimaatverandering zal hier nog een schepje bovenop doen vanwege hogere temperaturen en uitzakkende waterpeilen bij langdurige droge perioden in de zomer. Van belang is daarbij, dat de affecten vooral optreden wanneer nieuwe, nooit

eerder aan zuurstof blootgestelde veenlagen voor het eerst in contact komen met zuurstof. Dit kan door een peilverlaging of een 's zomers tijdelijk uitzakkend peil gebeuren.

Uit deze studie blijken drie zeer cruciale zaken die niet eerder op deze manier zijn aangetoond. Ten eerste kan het 'slot' op de veenafbraak al in een relatief korte periode geopend worden. Al na één tot enkele weken blootstelling aan zuurstof kunnen dergelijke 'maagdelijke' veenlagen een verhoogde afbraak gaan vertonen. Een tweede belangrijk effect is dat de versnelling in de afbraak in stand blijft als het veen vervolgens weer vernat, b.v. omdat het peil hoger wordt. Als het 'slot' (gevormd door de fenolverbindingen) is geopend gaat de afbraak door onder anaerobe omstandigheden, waarbij relatief veel methaan gevormd gaat worden. Een derde punt dat uit ons onderzoek naar voren komt is dat veentypen verschillen in hun kwetsbaarheid voor dit versnellende effect. Bij onze relatief kortdurende incubaties met zuurstof vonden we vooral effecten op de eutrofe veentypen (Riet- en bosveen) en in veel mindere mate op de oligotrofe *Sphagnum*-veentypen. Het is verrassend dat er juist geen effecten waren van het landgebruik: veenmonsters uit intensief gebruikte veenweiden reageerden hetzelfde als monsters uit natuurgebieden. Het is het veentype, en vooral het daarmee samenhangende gehalte aan fenolen, dat klaarblijkelijk de doorslag geeft.

Bijlage 3.1. Materiaal en methoden (Brouns et al. 2013b)

Study site features

Peat samples were taken at the end of March 2011 from agricultural peat meadows and nature reserves, both in eutrophic *Carex-Phragmites*-forest peat and oligotrophic *Sphagnum* peat layers, resulting in four peat types with five-fold replication. The peat meadows with eutrophic peat are located in the Dutch western peat district; this area is characterized by soils with eutrophic and forest peat of up to 10 m thick. The agricultural meadow (N 52.140337, E 4.846344), near Zegveld, had been sown with *Lolium perenne*, with a ditch level of 55 cm below soil surface. Whilst, the site in the nature reserve Nieuwkoopse Plassen (N 52.138598, E 4.80832) had a mesotrophic hay meadow vegetation belonging to the *Calthion palustris* alliance (Zuidhoff *et al.*, 1996) and a ditch level of 20 cm below soil surface. The agricultural meadow with *Sphagnum* derived peat was located in the province of Friesland, part of the northern peat area (N 52.87659, E 5.805588). It had a *Lolium perenne* monoculture and a water table approximately 30 cm below ground surface. The natural *Sphagnum* bog was located in the nature reserve Fochteloërveen (N 52.990998, E 6.394). This site had a water table at the soil surface level and vegetation characterized by *Sphagnum sp.* and *Molinia caerulea*.

Soil collection

All samples were taken from a depth of >120 cm below the mean water table, assuming year-round anoxic conditions. Five replicate samples were collected at each location using an Edelman-Auger soil corer. The samples were directly transferred into gas tight bags, removing oxygen by adding a filter-paper bag filled with an oxygen-binding reagent mixture (Anaerocult, A mini, Merck, the Netherlands) and transported in a cool box. The samples were stored at 4°C until the start of the experiment, which was within one week after sampling. Dry weight was determined by oven drying two samples from each replicate (70°C, 48 h) and pH was measured by adding 100 ml of demi to 10 grams of fresh soil, after shaking for 2 hours (rotary shaker, 100 rpm) pH was measured in the soil suspension (WTW Measurements Systems, Ft. Myers, FL, USA).

Incubation experiment

For the experiment, 10 g of fresh peat and 15 mL of demineralized water were put in 300 mL infusion flasks. Flasks were closed with airtight rubber stoppers and repeatedly flushed with N₂ gas to ensure anaerobic headspaces. For each peat sample, there were five treatments: 0, 1, 2, 4 and 8 weeks of oxic conditions during the thirteen-week experiment. Samples were put on a rotary shaker to ensure that no anaerobic micro-sites developed, 100 rpm at 20°C in dark conditions. At the start of the oxygenation period the flasks were opened for two hours; at the end of the oxygenation period, gas samples were taken; the flasks were flushed with N₂ gas and closed. Gas sampling was done after the first week of incubation, at the end of aerobic periods, four weeks afterwards and at the end of the experiment. 15 ml of gas from the headspaces were sampled using a gas tight syringe with valve (SGE Analytical Science, Melbourne, Australia), gas was stored in vacuum containers (Labco, Buckinghamshire, England) until analysis. CH₄ concentrations were assessed on a HP 5890A GC fitted with a Porapak N column and flame ionization detector (FID) with external standards. The CO₂ concentrations were measured on an EGM-4

infrared gas analyzer (PP Systems, Hertfordshire, UK).). CO₂ dissolution and the bicarbonate equilibrium were taken into account when calculating the CO₂ production. For the calculation of total greenhouse gas emissions as CO₂ equivalents, it was assumed that the global warming potential of 1 Moles of CH₄ equals 25 moles of CO₂, over a time horizon of 100 years (IPCC, 2007).

After thirteen weeks, water extractions were performed by adding 85 mL of demineralized water, shaking on a rotary shaker (1 h, 100 rpm) and filtering the samples (Whatmann GF/C, Dassel, Germany). pH was measured and the concentrations NO₃, NH₄, PO₄ and DOC of the extracts were determined the day after extraction (Continuous Flow Analyser, Skalar, Breda, the Netherlands). The concentration of soluble phenolic compounds in terms of Tannic Acid Equivalents (TAE) in the extracts was determined two days after extraction (Box, 1983). Here, the Folin-Ciocalteu reagent was used and a tannic acid calibration curve was made. After the extraction, the soil samples were frozen using liquid nitrogen and freeze dried. Freeze-dried samples were ground using an MM200 mixer mill (Retsch GmbH, Haan, Germany) at 15 RPS during one minute. After grinding, organic matter content was determined by loss-on-ignition (550°C) and condensed phenolic. The concentration of condensed phenolics was determined by a methanol extraction. 30 mg of dried and ground material were extracted in 5 mL 50% methanol. This was done in duplo. Samples were put in a water bath at 40°C for 1 hour and were centrifuged afterwards (10 minutes, 4000 rpm). The content of phenolic compounds in the supernatant was determined using a slightly modified protocol of Box (1983) and a standard curve was prepared in 50% methanol. We diluted 10 µl of the extract with 90 µl of MeOH solution to prevent precipitation of fine solids (Cicco *et al.*, 2011), after that, we followed the procedure described above.

Statistical analysis

Data were analyzed by Repeated Measures ANOVA followed by Bonferroni post-hoc tests for the role of peat type * land use combination. After that, the roles of peat type and land use were evaluated and treatment effects were assessed. Greenhouse-Geisser corrections were applied. If necessary, data were logarithmically transformed to stabilize variances between groups. Paired t-tests were done to test if aeration affects CO₂ and CH₄ production rates, in this way it was tested if aeration releases a latch on decomposition. All statistical analyses were done using IBM SPSS Statistics 20 (IBM Corporation, Armonk, New York, United States).

4. Invloed van verbrakking op de afbraak en mineralisatie van veen

4.1. Inleiding

Veengebieden zijn over het algemeen zoetwatersystemen. Dikke veenpakketten ontstaan waar zoet water stagneert en de afbraak van plantenmateriaal wordt vertraagd. De Nederlandse veenweidegebieden zijn in de vroege Middeleeuwen ontgonnen door ontwatering van grote natuurlijke veencomplexen, die een vele tientallen kilometers brede zone vormden achter de zandige strandwallen langs de Noordzee. Deze dikke veenpakketten vertoonden veel overgangen tussen voedselrijk laagveen, het z.g. Riet- Zegge- en bosveen en voedselarm laagveen gedomineerd door veenmossen. Het laagveen werd door grond- en oppervlaktewater gevoed, het hoger gelegen hoogveen alleen door regenwater. Met name in de huidige provincies Noord-Holland en Utrecht waren deze veengebieden in contact met brak grond- en oppervlaktewater. Hier ontstonden ook de z.g. brakke laagvenen, waarvan de Botshol en het Ilperveld nog sporen vertonen.

Hoewel invloeden van brak water dus wel degelijk al aanwezig waren, is in de ontwaterde veenweidegebieden het huidige waterbeheer erop gericht om de laagveengebieden te voeden met zoet water. Dit is het meest gunstige watertype voor de groei van gewassen en gras in de melkveehouderij. In droge zomers moet veel zoet water worden aangevoerd om aan de vraag in west- en noord-Nederlandse landbouwgebieden te voldoen. Zeker in het licht van de klimaatverandering die zich op langere termijn voltrekt (Van den Hurk et al. 2006), is de verwachting dat in zomers met lange perioden van droogte niet altijd voldoende zoet water aanwezig zal zijn om alle veenweidegebieden te bedienen. Het is zeer waarschijnlijk dat in zulke gevallen brak water met zoutgehaltes tot 4 g/L aangevoerd moet worden om de waterstanden op een aanvaardbaar minimum te houden (Verhoeven *et al.* 2012). Dit heeft consequenties voor het functioneren van het veenweidesysteem: de grasgroei kan enigszins verminderen, eventueel aanwezige natuurwaarden zullen beïnvloed worden.

Het valt te verwachten dat ook de veenafbraak en maaiveldddaling beïnvloed zouden kunnen worden door het contact met brak water (Portnoy and Giblin 1997). De afbraak van veen in ontwaterde veenweiden wordt vooral veroorzaakt door het in de bodem binnendringen van zuurstof, die als elektronenacceptor gebruikt wordt door de micro-organismen bij het afbreken van organische stof voor hun energievoorziening. Afbraak zonder zuurstof is altijd veel langzamer, omdat vervangende elektronenacceptoren minder efficiënt zijn dan zuurstof (Verhoeven 2009) en bovendien opgelost zijn in water, waardoor ze niet zo snel door de bodem getransporteerd kunnen worden dat ze aan de vraag kunnen blijven voldoen (Vermaat et al. 2012). Toch zou contact met brak water de afbraak onder anoxische, waterverzadigde condities kunnen versnellen omdat dit water zeer rijk is aan sulfaat. Dit is een belangrijke elektronenacceptor, die in plaats van zuurstof gebruikt kan worden en dan wordt omgezet in sulfide (Dettling et al. 2006; Limpens et al. 2008).

Zoals in hoofdstuk 1 al is uitgelegd, is in intacte veengebieden nog om een andere reden de afbraak onder zuurstofloze condities zeer traag. Fenolverbindingen sluiten de organische stof af voor micro-organismen. Deze fenolverbindingen moeten eerst afgebroken worden en dat gaat met zuurstof veel

sneller dan zonder zuurstof (Fenner and Freeman 2011). Toch zijn er aanwijzingen dat de afbraak onder anoxische condities, zij het langzaam, toch plaatsvindt. Naarmate er meer electronenacceptoren als sulfaat in het veenwater aanwezig zijn wordt de snelheid minder traag (Dettling et al. 2006). Dit is een extra aanleiding om na te gaan of het contact met brak water zou kunnen leiden tot een snellere afbraak van veen dan wanneer het veen in contact zou zijn met zoet water. Een eventuele snellere afbraak zou ook kunnen leiden tot een snellere mineralisatie van nutriënten, met name ammonium en fosfaat. Een dergelijke versnelde mineralisatie zou risico's voor de waterkwaliteit met zich mee kunnen brengen.

Het hier beschreven onderzoek beoogt antwoord te geven op de volgende vragen: (1) Breekt veen uit veenweidebodems sneller af in contact met brak water dan met zoet water? (2) Is dit verschillend voor aerobe afbraak van veen uit de bovenste, goed gedraineerde laag en voor anaerobe afbraak van veen uit diepere, nooit eerder aan de lucht blootgestelde lagen? (3) Is dit verschillend voor oligotroof *Sphagnum*-veen en eutroof Riet- en Zeggeveen? (4) is dit verschillend voor veenbodems in natuurgebieden en bodems met intensief agrarisch beheer? Deze vragen zijn aangepakt door veen te bemonsteren in veenweiden en natuurgebieden in West-Nederland, Friesland en Drenthe. Deze monsters zijn verbrakt waarna afbraak is gemeten aan de hand van gasproducties en mineralisatie is bepaald aan de hand van de concentraties uitspoelbare nutriënten.

4.2. Methode

Studiegebieden

Voor deze studie werden monsters genomen in dezelfde gebieden als voor de veenafbraak-experimenten in hoofdstuk 3. Het agrarisch grasland met eutroof veentype lag in de polder Zegveld, het grasland met oligotroof veen in de Veenpolder van Echten in Friesland. Monsters van oligotroof veen werden ook genomen in het natuurgebied Fochteloërveen. Tenslotte werden monster van Riet-/Zeggeveen genomen in een natuurgrasland in de polder Nieuwkoop (Tabel 4.1).

Table 4.1. Bemonsteringslocaties en eigenschappen van het veen.

Land use	Peat type	Location	Oxygen status	pH	OM (%)	C/N
agriculture	Forest-Carex-Phragmites	N 52.140337, E 4.846344	oxic	5.85 ± 0.038	62 ± 0.7	9.59 ± 0.18
			anoxic	5.9 ± 0.021	76 ± 0.7	12.6 ± 0.30
agriculture	<i>Sphagnum</i>	N 52.87659, E 5.805588	oxic	6.39 ± 0.012	43 ± 1.0	12.3 ± 0.19
			anoxic	6.42 ± 0.113	94 ± 0.1	30.8 ± 1.05
nature	Forest-Carex-Phragmites	N 52.140765, E 4.800972	oxic	6.08 ± 0.060	62 ± 1.7	10.6 ± 0.41
			anoxic	6.33 ± 0.016	74 ± 1.0	15.8 ± 0.67
nature	<i>Sphagnum</i>	N 52.997895, E 6.4067463	oxic	5.92 ± 0.119	98 ± 0.2	25.1 ± 0.78
			anoxic	4.46 ± 0.045	97 ± 0.1	31.5 ± 1.40

Bemonstering

De monsters voor de oxische incubaties werden genomen in de onverzadigde zone, net beneden de plantenwortels, die voor de anoxische incubaties op een diepte van minimaal 1.2 m onder de

grondwaterspiegel, waar het veen nooit eerder in contact was geweest met zuurstof. De monsters voor laatstgenoemde incubaties werden anoxisch vervoerd. In het laboratorium werden de monsters voorbereid tot een serie met verzilt poriewater en een serie met zoet poriewater. Met behulp van rhizons werd poriewater uit de monsters geëxtraheerd. Voor de helft van de monsters werd aan dit poriewater zout met zeewatersamenstelling toegevoegd; het poriewater werd daarna weer met het bijbehorende veenmonster gemengd. De hoeveelheid toegevoegd zout was zo gekozen dat het uiteindelijke waterverzadigde anoxische veenmonster een zoutgehalte had van 2 g L^{-1} chloride. De oxische veenmonsters waren niet waterverzadigd maar waren op 60 % van veldcapaciteit gebracht, eveneens met een zoutconcentratie van 2 g L^{-1} chloride. In de andere helft van de poriewatermonsters werd geen zout toegevoegd en weer gemengd met het veenmonster.

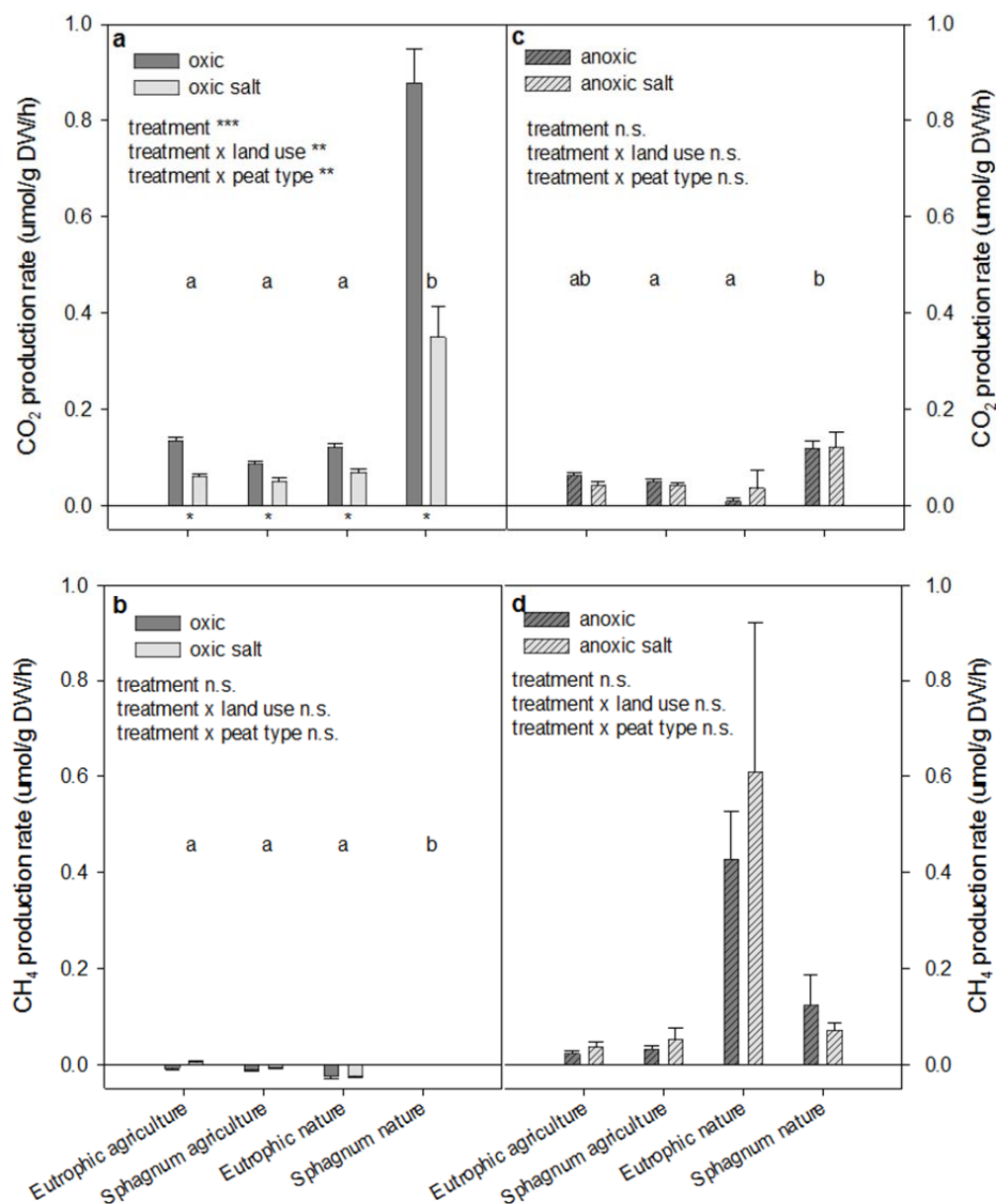
10.0 g (versgewicht) van ieder monster werd overgebracht in 300-ml infuusflessen. Er waren twee zout-behandelingen, 4 bemonsteringstijdstippen, 4 veentypen en zowel oxische als anoxische incubaties. Van iedere behandeling werden 5 replica's ingezet, dit resulteerde in $2 \times 4 \times 4 \times 5 \times 2 = 320$ incubaties. Na 0, 4, 8 en 16 weken werd één serie van alle behandelingen gebruikt voor een extractie met gedemineraliseerd water ter bepaling van extraheerbare nutriënten (NO_3 , NH_4 en PO_4 concentraties) en Dissolved Organic carbon (DOC). C:N ratio en het organisch stofgehalte van het materiaal zijn bepaald aan het begin en eind van het experiment maar daarin waren geen meetbare verschillen gevonden. In de incubaties die de volledige periode van 16 weken hebben ingestaan zijn regelmatig gasmonsters genomen ter bepaling van de concentraties CO_2 en CH_4 in de headspace.

Voor een uitgebreide beschrijving van de methoden zie Bijlage 4.1.

4.3. Resultaten

In Figuur 4.1a is de productie van CO_2 in de oxische incubaties weergegeven. Duidelijk blijkt dat de afbraak van organische stof in alle gevallen lager is in de verzilte veenmonsters dan in de controles onder normale, zoete omstandigheden. Dit verschil is significant ($P=0.000$). Verder is het opvallend dat de CO_2 -producties bijna vijfmaal zo hoog zijn in de monsters van het oligotrofe hoogveen (Fochteloërveen) dan in de andere drie typen monsters. Dit geldt zowel voor de verzilte als de controle-monsters. Ook deze verschillen zijn statistisch significant. De oxische incubaties leidden tot zeer geringe waarden voor CH_4 -productie of consumptie, die niet significant verschillen van 0 (Figuur 4.1b).

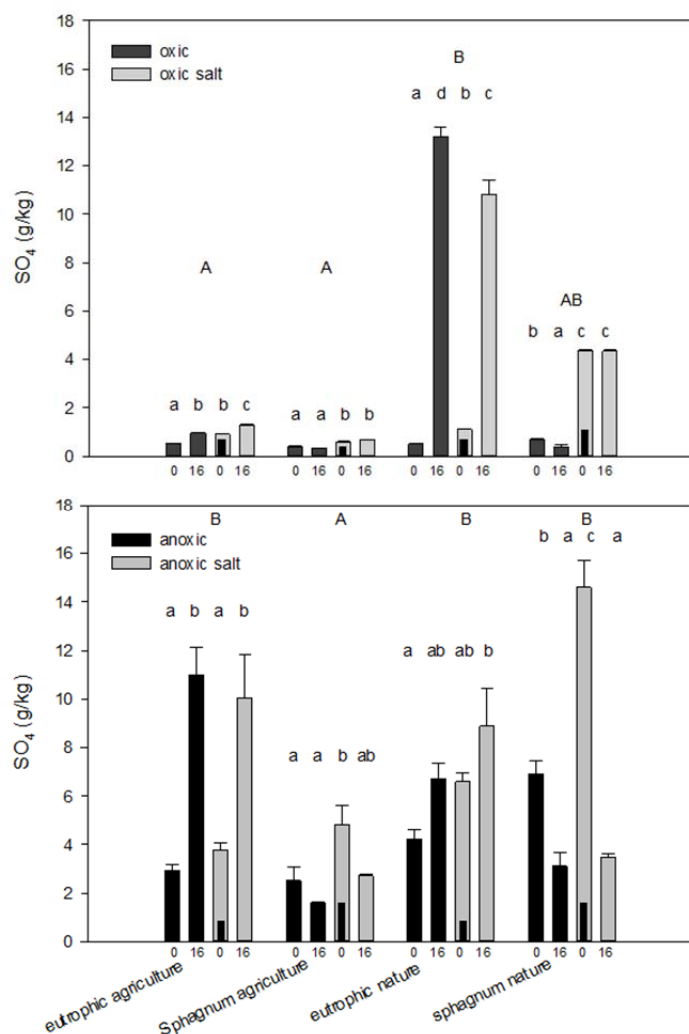
In de anoxische incubaties (Figuur 4.1c) zijn de CO_2 -producties over het algemeen lager. We zien hier geen significante verschillen tussen de verzilte en de controle-monsters. De veenmonsters uit het Fochteloërveen hadden in het algemeen een hogere CO_2 productie dan de andere monsters. De CH_4 -productie lag bij de anaerobe incubaties in dezelfde orde van grootte als de CO_2 -productie onder oxische omstandigheden. Er is geen effect van zout-toevoeging gevonden. In deze incubaties vallen de hoge waarden op voor het natuurgrasland op eutroof veen (Figuur 1d).



Figuur 4.1. CO₂ en CH₄-productie in oxische en anoxische incubaties met en zonder toevoeging van brak poriewater (2 ‰ Cl, 0.28 ‰ SO₄). De vergelijking omvat twee veentypen (eutroof *Carex*-veen en oligotroof *Sphagnum*-veen) en twee vormen van landgebruik (agrarisch grasland en natuurbeheer). Verschillende letters geven significante verschillen tussen de 4 typen veenmonsters weer. Significante verschillen tussen de met zout poriewater behandelde en de controles zijn aangegeven met *.

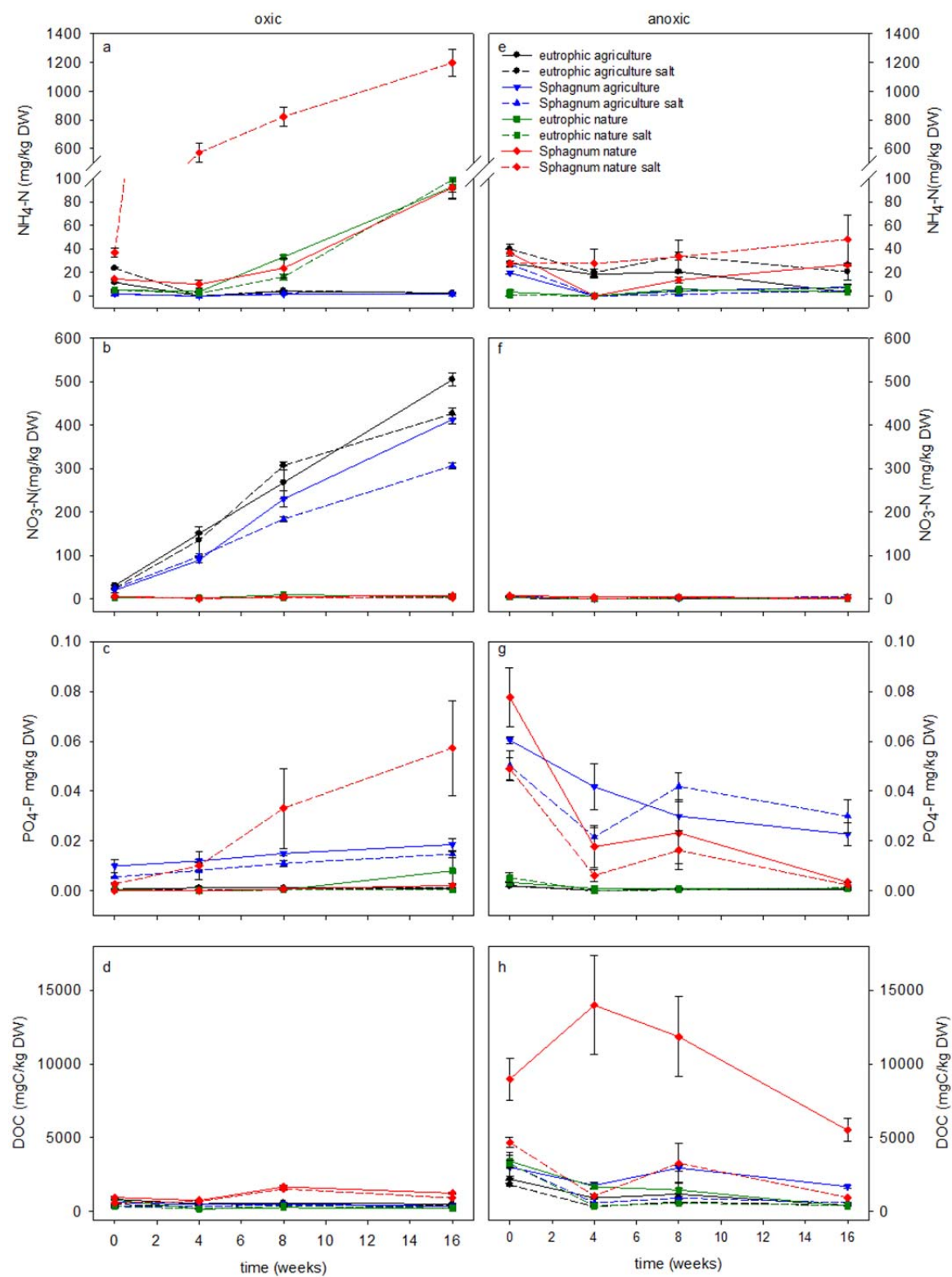
De sulfaatgehalten van de veenmonsters veranderden over het algemeen gedurende de oxische incubaties (Figuur 4.2a). Opvallend is de significante stijging van de sulfaatconcentratie gedurende de 16-weekse incubatie in de monsters van zowel het natuurgrasland als het agrarisch grasland op eutroof

veen. Deze stijging is vooral heel sterk in de monsters van het natuurgrasland op eutroof veen. In de monsters van het *Sphagnum*-veen (zowel agrarisch grasland als hoogveen) blijft het sulfaatgehalte juist gelijk of daalt. Bij tijdstip 0 heeft verzilting in alle gevallen een positief effect op het sulfaatgehalte; na 16 weken is dit echter bij de monsters van het natuurgrasland op eutroof veen niet meer het geval. In de hoogveenmonsters met landgebruik natuur is deze stijging hoger dan de hoeveelheid sulfaat die is toegevoegd met het zout. In de anoxische incubaties werden meestal hogere waarden voor het sulfaatgehalte aangetroffen dan in de oxische (Figuur 4.2b). Hier is een duidelijk verschil tussen de veentypen gevonden, onafhankelijk van het landgebruik. De eutrofe veenmonsters vertoonden alle een significante stijging van het sulfaatgehalte gedurende de incubatie, de *Sphagnum*-veenmonsters juist een daling.



Figuur 4.2. SO₄ concentraties na 0 en 16 weken in oxische (boven) en anoxische (beneden) incubaties. Verschillende hoofdletters geven significante verschillen tussen de 4 typen veenmonsters weer. Verschillende kleine letters geven per veentype de verschillen tussen de behandelingen en tijdstappen weer. Een verticaal balkje geeft de hoeveelheid toegevoegd sulfaat weer.

In Figuur 4.3 is het verloop van de concentraties ammonium, nitraat, fosfaat en DOC weergegeven voor alle incubaties. Duidelijk blijkt dat mineralisatie van N hoger is in oxische dan in anoxische condities. De mineralisatie van ammonium en fosfaat is het hoogst in de oxische, verzilte incubaties van de monsters uit het Fochteloërveen, waar ook de CO₂-productie zeer hoog was (Figuur 4.3a en 4.3c). Voor ammonium vinden we ook een hoge mineralisatie in de oxische incubaties van de controle monsters uit het Fochteloërveen en voor de monsters van het natuurgasland, waarbij de verbrakte *Sphagnum*-veen monsters uit het Fochteloërveen zeer hoge NH₄-concentraties hebben. Ook bij herhaling van een deel van dit experiment vond NH₄-accumulatie plaats (data hier niet gepresenteerd). Accumulatie van nitraat vindt uitsluitend plaats in de oxische monsters van de agrarische graslanden, zowel voor het oligotrofe als het eutrofe veentype (Figuur 4.3b). Onder oxische omstandigheden accumuleerde er meer nitraat in de controlemonsters dan in de verbrakte monsters. In de anoxische incubaties is geen nitraat aangetroffen (Figuur 4.3f). Aan het begin van de anoxische incubaties is fosfaat gemobiliseerd in de vier oligotrofe veenmonsters (Figuur 4.3g). De fosfaatconcentraties namen in de loop van het experiment weer af. In de eutrofe veenmonsters werd nauwelijks fosfaat gemobiliseerd. De concentraties DOC waren vooral hoog in de veenmonsters uit het oligotrofe Fochteloërveen die anoxisch werden geïncubeerd (Figuur 4.3h). De verzilte monsters vertoonden lage DOC-waarden, vergelijkbaar met de andere incubaties. Het geheel overziende heeft verzilting een duidelijk stimulerend effect gehad op de aerobe mineralisatie van ammonium en fosfaat uit *Sphagnum*-veen en een verlagend effect op de concentraties DOC in anoxisch geïncubeerd *Sphagnum*-veen.



Figuur 4.3. Nutriënt- en DOC-concentraties in oxische (links) en anoxische incubaties (rechts),

4.4. Discussie en conclusie

Uit de resultaten blijkt duidelijk dat het in contact komen van veenmonsters met brak water de decompositie zeker niet stimuleert. In de oxische incubaties, die representatief zijn voor de situatie in de bovenste, gedraineerde laag van veenbodems, is zelfs een significante remming van de afbraak waargenomen. Onder anoxische condities in de diepere veenlagen is er geen significant effect. Dit beeld komt overeen met de bevindingen van een studie op grotere schaal met verbrakking van veenbodems uitgevoerd in Noord-Holland (Van Dijk et al. 2013). Dit is een belangrijke constatering, die laat zien dat de toevoer van zout water geen negatief effect heeft op de maaiveld daling. Het is opmerkelijk dat de toevoeging van extra sulfaat in onze studie nergens tot extra decompositie heeft geleid, ook niet in de anoxische incubaties. De sulfaatconcentraties waren met name in deze incubaties erg hoog en sulfaat was hier zeker niet beperkend als electronenacceptor voor anaerobe afbraak. Het is waarschijnlijk dat de diepere veenbodem eerst contact met zuurstof nodig heeft voordat anaerobe afbraak met andere electronenacceptoren als nitraat of sulfaat op gang kan komen (zie hoofdstuk 3).

De resultaten voor kooldioxide en methaan laten verder zien dat er hotspots kunnen zijn voor afbraak van veen. Bij de oxische incubaties bleken b.v. bij de monsters uit het Fochteloërveen relatief hoge respiratiesnelheden te worden gemeten. Hierbij moet worden aangetekend dat de grondwaterstand hier hoger is dan in de andere onderzochte veengebieden. De veenmonsters uit de oxische laag van dit veen komen van vlak onder het bodemoppervlak, waar materiaal ligt dat nog niet zo ver is afgebroken. Dit verklaart de relatief hoge respiratiesnelheden in deze monsters. Voor methaan vonden we, zoals verwacht, vrijwel geen productie of zelfs consumptie in de oxische omstandigheden, maar wel een duidelijk meetbare productie in de anoxische incubaties, die niet door contact met brak water werd beïnvloed. De hoge pieken bij het natuurgrasland verschillen niet significant van de andere waarden. Zoutintrusie in zoetwaterveengebieden had kunnen leiden tot de verschuiving van methaanproductie, een traag proces, naar afbraak d.m.v. sulfaatreductie, een efficiënter en sneller proces (Canavan et al. 2006; Capone and Kiene 1988). Dit hebben we echter niet aangetroffen.

Het vrijkomen van sulfaat bleek afhankelijk te zijn van het type veenbodem: de monsters van beide eutrofe veentypes, onafhankelijk van het huidige landgebruik, vertoonden een duidelijke mineralisatie van sulfaat gedurende de incubaties. Verrassend genoeg gold dit zowel voor de oxische als de anoxische incubaties. Deze hoge waarden kunnen verklaard worden door hogere gehalten aan pyriet in de eutrofe veentypen dan in het van oorsprong regenwatergevoede veenmosveen. De relatief hoge mineralisaties in anoxische incubaties wijzen op een mogelijke rol voor nitraat of ijzer bij de oxidatie van pyriet. Dit versterkt aanwijzingen dat het vrijkomen van sulfaat in veenweidenpercelen een veel belangrijkere bron van sulfaat voor oppervlaktewateren is dan de aanvoer van rivierwater uit de Rijn. Dit is ook bij balansberekeningen naar voren gekomen (Vermaat *et al.* 2012).

De mineralisatie van nutriënten bleek samen te hangen met de veenafbraak en werd sterk gestuurd door de redoxcondities: hogere waarden onder oxische condities. Ook het contact met zout was van belang en leidde meest tot hogere mineralisatie. Dit is het best te zien bij de mineralisatie van ammonium, die in alle bodemmonsters met natuurbeheer hoog was onder oxische omstandigheden, maar nog hoger bij de monsters die in contact waren met zout water. De remming van nitrificatie,

waardoor ammonium ophoopt, is eerder vermeld in de literatuur (McClung and Frankenberger 1987). Opmerkelijk is de lage ophoping van ammonium voor de veenmonsters uit agrarische percelen; dit wordt veroorzaakt door hoge nitrificatie, waardoor niet ammonium, maar nitraat zich ophoopt. Deze nitrificatie wordt geremd bij lage pH-waarden, hetgeen de verklaring vormt voor de zeer laag blijvende nitraatconcentraties in de monsters uit venen met natuurbeheer. De mineralisatie van stikstof is duidelijk een stuk lager onder anoxische omstandigheden. Hier vindt in het geheel geen nitrificatie plaats. Fosfaatmobilisatie vindt plaats onder anoxische condities, met name in de oligotrofe *Sphagnum*-veenmonsters en niet of nauwelijks in de eutrofe veenmonsters, onafhankelijk van het grondgebruik. Dit hangt waarschijnlijk samen met de lage pH en hoge ionuitwisselingscapaciteit van het oligotrofe veen.

De duur van dit experiment (16 weken) is lang te noemen. We hebben aangenomen dat adaptatie van de microbiële gemeenschap aan de brakke omstandigheden in deze periode heeft moeten kunnen plaatsvinden. Onderzoek van Wichern et al. (2006) heeft aangetoond dat verzilting de microbiële gemeenschap schade toebrengt waardoor respiratie, afbraak en mineralisatie trager zullen verlopen. De micro-organismen zullen namelijk investeren adaptatiestrategieën (fysiologische aanpassingen) om ook bij hogere osmotische stress te kunnen functioneren. Dit levert ook op lange termijn een vertraging van de veenafbraak op.

Samenvattend kunnen de volgende conclusies worden getrokken uit deze experimenten. (1) Contact met brak water dat bestaat uit chloride- en sulfaat-zouten leidt niet tot een snellere afbraak van de veenbodem en zal dus geen nadelig effect hebben op de maaivelddaling; er is onder oxische omstandigheden juist sprake van een lichte remming van de veenafbraak; (2) Contact met brak water kan leiden tot sulfaatmobilisatie in de ontwaterde delen van het eutrofe veen; (3) Het ontwaterde deel van bodems onder landbouwkundig gebruik worden gekenmerkt door een hoge nitraatvorming, terwijl in de ontwaterde lagen van veenbodems in natuurgebieden juist ammonium gevormd wordt. In de bodemonsters uit het Fochteloërveen nam de ammoniumconcentratie toe ten gevolge van verbrakking.

Bijlage 4.1. Uitgebreide methodenbeschrijving (Brouns et al. 2013c).

Methods

Area description

Soil samples for the experiment were collected at four sites, as described below. Two sample sites were located in Dutch nature reserves, i.e. the Fochteloërveen and the Nieuwkoopse Plassen. The Fochteloërveen is a restored ombrotrophic bog in the province of Friesland and is characterized by *Sphagnum* peat. Sampling took place in the core of the area. The Nieuwkoopse Plassen is situated in the Western peat district. The nature reserve on minerotrophic peat is a mosaic of grasslands and reed beds interwoven with ditches. The groundwater is near soil surface (Van Den Pol Van Dasselaar and Lantinga 1995). Apart from samples from nature reserves, samples were also taken in *Lolium perenne* pastures used for dairy farming. Samples were taken in the polder Zegveld in the Dutch western peat district; an area characterized by a thick layer of forest-*Carex-Phragmites* peat with ditch levels approximately 55 cm below soil surface. Samples were also taken from a pasture on *Sphagnum* peat in the province of Friesland, with a drainage depth of approximately 30 cm.

Table B4.3: sample locations and peat characteristics.

Land use	Peat type	Location	Oxygen status	pH	OM (%)	C/N
agriculture	<i>Sphagnum</i>	N 52.87659, E 5.805588	oxic	6.39 ± 0.012	43 ± 1.0	12.3 ± 0.19
			anoxic	6.42 ± 0.113	94 ± 0.1	30.8 ± 1.05
nature	<i>Sphagnum</i>	N 52.997895, E 6.4067463	oxic	5.92 ± 0.119	98 ± 0.2	25.1 ± 0.78
			anoxic	4.46 ± 0.045	97 ± 0.1	31.5 ± 1.40
agriculture	Forest- <i>Carex-Phragmites</i>	N 52.140337, E 4.846344	oxic	5.85 ± 0.038	62 ± 0.7	9.59 ± 0.18
			anoxic	5.9 ± 0.021	76 ± 0.7	12.6 ± 0.30
nature	Forest- <i>Carex-Phragmites</i>	N 52.140765, E 4.800972	oxic	6.08 ± 0.060	62 ± 1.7	10.6 ± 0.41
			anoxic	6.33 ± 0.016	74 ± 1.0	15.8 ± 0.67

At the field sites five samples were collected from both oxic and anoxic layers. Anoxic samples were taken 1.2 m below average groundwater level, while oxic samples were taken just below the root zone. An Edelman corer was used. The samples from anaerobic layers were transferred immediately into bags containing Anaerocult A Mini (Merck, Darmstadt, Germany) to prevent oxidation and stored at 4°C for four days. After storage, the samples were mixed and coarse material was removed. Dry weight was determined (70°C, 48h). Loss-on-ignition (LOI, 5.5 hours at 550°C) was performed to determine the organic fraction. Using rhizons (Eijkelpkamp, the Netherlands), pore water was removed. Part of the

removed water was mixed with artificial sea water to reach a salinity of 4‰ (11% sea water) and mixed thoroughly with the part of the peat material. Sea water was prepared according to the Woods Hole recipe (Cavanaugh 1956). The weight based SO₄:Cl ratio in this mixture is approximately 1:7, mole based ratio is approximately 1:200. Extracted pore water without added salt was amended through the control samples. A water holding capacity of 100% was realized for the anoxic samples and WHC was 60 % in the oxic samples.

After adding fresh or brackish pore water, 10 g of each sample was weighed into a 300 mL infusion flask, five replicates were used for each time step (0, 4, 8, 16 weeks). The flasks for the anoxic treatments were flushed with N₂ gas repeatedly. Samples were incubated in dark conditions at 20°C. Headspaces were flushed every four weeks to prevent too high levels of CO₂ and CH₄. At 0, 4, 8 and 16 weeks an extraction with demineralized water was performed on part of the samples. 100 mL demineralized water was added, samples were shaken (3 h, 100 rpm) and filtered (Whatman 595½) at 4°C. Dry weight was determined by drying filters (70°C, 48h) and deposits in the infusion flask. pH of extracts was measured. Extracts were analyzed on a continuous flow analyzer (SA-40, Skalar Analytical, Breda, the Netherlands) for NO₃, NH₄, PO₄ and SO₄ concentrations. C/N ratio of t0 and t16 peat samples was measured (CHNS analyzer, Interscience Instruments, Breda, the Netherlands); organic matter content was determined by loss-on-ignition.

Gas analysis

At the end of the incubations, samples were taken from the headspace for gas analysis; 15 mL of gas was sampled, directly afterwards 15 ml of N₂ gas was added to compensate for lost pressure. In total, gas samples were taken 12 times. CH₄ concentrations were assessed on a HP 5890A GC fitted with a Porapak N column and flame ionization detector (FID) with external standards. The CO₂ concentrations was measured on an EGM-4 infrared gas analyzer (PP Systems, Hertfordshire, UK).

Statistical analysis

Data analysis was done using a mixed design ANOVA (Repeated Measures, IBM SPSS 20). Treatment (control and salt) was used as a within subjects variable when analyzing average gas emission rates; land use and peat type were the between-subjects factors. The within subjects variable time was added in case of measurements in time, e.g. nutrient levels, DOC or SO₄ concentrations. If necessary, data were logarithmically transformed to stabilize variances between groups. Log transformations were done after

adding a constant to the data in order to obtain values >1. Treatment effects within combinations of peat type and land use were analyzed with a bootstrapped ANOVA (1000 iterations).

Bijlage 4.2. Tabellen met ANOVA-resultaten

Table B4.2. Main results of split plot analysis of CO₂ and CH₄ production rates during the experiment.

		Log tot CO ₂ rate oxic (μmol/gDW/h)		Log tot CO ₂ rate anoxic (μmol/gDW/h)		Log tot CH ₄ rate oxic (μmol/gDW/h)		Log tot CH ₄ rate anoxic (μmol/gDW/h)	
	df	F	P	F	P	F	P	F	P
Treatment	1, 16	43.368	0.000	0.001	0.972	3.203	0.092	0.031	0.862
Treatment *landuse	1, 16	14.377	0.002	1.218	0.286	1.650	0.217	0.796	0.386
Treatment *peattype	1, 16	11.766	0.003	0.056	0.817	0.819	0.379	0.062	0.807
Treatment *landuse*peattype	1, 16	18.749	0.001	0.684	0.420	0.186	0.672	0.065	0.802
Landuse	1, 16	199,462	0.000	2,713	0.119	8.211	0.011	12.647	0.003
		Agriculture < nature				Agriculture > nature		Agriculture < nature	
Peat type	1, 16	152,711	0.000	13,078	0.002	11.767	0.003	3.632	0.075
		Eutrophic < <i>Sphagnum</i>		Eutrophic < <i>Sphagnum</i>		Eutrophic < <i>Sphagnum</i>			
Land use * peat type	3, 16	185.327	0.000	10.737	0.000	20.329	0.000	7.166	0.003
Eutrophic agriculture Sphagnum agriculture Eutrophic nature Sphagnum nature		a a a b		ab a a b		b b a b		a a b ab	

Table B4.3. Main results of the split plot analysis of sulphate concentrations the experiment

	df	Log SO ₄ oxic (g/kg DW)		Log SO ₄ anoxic (g/kg DW)	
Repeated measures. within subjects effects					
		F	P	F	P
Treatment	1	1079.353	<0.001	32.631	<0.001
Treatment * landuse	1	351.041	<0.001	1.334	.252
Treatment * peattype	1	524.044	<0.001	6.452	.014
Treatment * landuse * peattype	1	535.922	<0.001	2.024	.160
Time	1	1627.337	<0.001	.067	.797
Time * landuse	1	1016.358	<0.001	39.426	<0.001
Time * peattype	1	1921.309	<0.001	158.482	<0.001
Time * landuse * peattype	1	1306.394	<0.001	.011	.915
Treatment * time	1	8.735	<0.01	8.479	.005
Treatment * time * landuse	1	10.420	<0.001	.430	.514
Treatment * time * peat type	1	74.081	<0.001	.260	.612
Treatment * time * landuse * peattype	1	27.993	<0.001	1.793	.185
RM between subjects					
Land use	1	3661.155	<0.001	43.592	<0.001
Peat type	1	879.535	<0.001	47.887	<0.001
Land use * peat type	1	117.859	<0.001	31.675	<0.001
treatment		Ctr < salt		Ctr < salt	
time		0 < 16			
Land use		Agriculture < nature		Agriculture < nature	
Peat type		Eutrophic > <i>Sphagnum</i>		Eutrophic > <i>Sphagnum</i>	

Table B4.4. Main results of the split plot analysis nutrient concentrations during the experiment

Repeated measures, within subjects effects	d f	Log NH ₄ -N (mg/kg DW) oxic		Log NH ₄ -N (mg/kg DW) anoxic		Log NO ₃ -N (mg/kg DW) oxic		Log NO ₃ -N (mg/kg DW) anoxic		Log PO ₄ -P (mg/kg DW) oxic		Log PO ₄ -P (mg/kg DW) anoxic		Log DOC (mg C/kg DW) oxic		Log DOC (mg C/kg DW) anoxic	
		F	P	F	P	F	P	F	P	F	P	F	P	F	P	F	P
Treatment	1	84.6 50	0.00 0	24.7 35	0.00 0	5.98 3	0.02 6	12.7 93	0.00 3	17.8 84	0.00 1	3.79 8	0.06 9	52.6 07	0.00 0	292. 29	0.00 0
Treatment *landuse	1	61.8 06	0.00 0	3.45 1	0.08 2	3.74 3	0.07 1	16.9 35	0.00 1	49.8 23	0.00 0	1.67 7	0.21 4	7.46 3	0.01 5	13.3 57	0.00 2
Treatment *peattype	1	100. 992	0.00 0	0.51 8	0.48 2	0.14 3	0.71 0	5.91 3	0.02 7	38.8 77	0.00 0	1.18 9	0.29 2	0.14 8	0.70 6	46.1 64	0.00 0
Treatment *landuse* peattype	1	126. 541	0.00 0	55.0 72	0.00 0	0.58 9	0.45 4	12.1 81	0.00 3	57.4 89	0.00 0	1.43 7	0.24 8	2.50 8	0.13 4	6.93 1	0.01 9
Time	3	125. 956	0.00 0	74.1 60	0.00 0	70.5 41	0.00 0	174. 518	0.00 0	20.1 85	0.00 0	45.6 50	0.00 0	40.2 17	0.00 0	97.5 35	0.00 0
Time *landuse	3	110. 828	0.00 0	28.2 20	0.00 0	64.0 05	0.00 0	7.67 6	0.00 1	2.73 1	0.07 9	5.60 4	0.00 6	3.66 1	0.04 6	2.29 5	0.11 5
Time *peattype	3	29.0 33	0.00 0	35.5 75	0.00 0	2.03 4	0.12 9	0.46 2	0.65 4	8.49 1	0.00 1	8.57 9	0.00 1	17.7 17	0.00 0	8.75 4	0.00 1
Time *landuse* peattype	3	9.41 5	0.00 0	9.71 8	0.00 0	2.92 3	0.05 0	6.66 2	0.00 3	1.27 1	0.29 5	5.84 1	0.00 5	13.6 23	0.00 0	1.75 0	0.18 9
Treatment * time	3	3.89 6	0.02 2	8.39 7	0.00 0	0.78 9	0.48 5	2.34 2	0.11 5	1.73 9	0.17 2	2.61 0	0.08 8	11.5 56	0.00 1	33.3 22	0.00 0
Treatment * time * landuse	3	8.46 3	0.00 0	11.8 64	0.00 0	0.60 9	0.58 2	3.08 4	0.06 2	1.34 8	0.27 4	0.33 1	0.72 3	2.89 7	0.09 3	3.69 2	0.03 0
Treatment * time * peat type	3	18.7 95	0.00 0	14.4 96	0.00 0	1.76 4	0.17 8	0.89 2	0.41 7	3.10 4	0.05 7	1.58 5	0.22 0	0.67 0	0.47 0	7.63 4	0.00 1
Treatment * time * landuse * peattype	3	9.92 0	0.00 0	4.72 0	0.00 8	2.35 9	0.09 7	0.55 1	0.57 6	3.56 7	0.03 9	0.34 4	0.71 4	2.66 8	0.10 7	1.77 6	0.18 0
RM between subjects		F	P	F	P	F	P	F	P	F	P	F	P	F	P	F	P
Land use	1	1475 .674	0.00 0	16.8 52	0.00 1	1574 .150	0.00 0	19.2 05	0.00 0	24.6 04	0.00 0	32.5 16	0.00 0	9.09 4	0.00 9	115. 743	0.00 0
Peat type	1	67.1 84	0.00 0	5.39 4	0.03 4	0.74 2	0.40 2	60.6 66	0.00 0	216. 093	0.00 0	605. 963	0.00 0	172. 986	0.00 0	358. 822	0.00 0
Land use * peat type	1	366. 514	0.00 0	350. 286	0.00 0	7.88 3	0.01 3	3.17 77	0.09 4	14.2 54	0.00 2	41.8 85	0.00 0	254. 742	0.00 0	46.4 69	0.00 0
treatment		Ctr < salt		Ctr < salt		Ctr > salt		Ctr > salt		Ctr < salt		Ctr = salt		Ctr > salt		Ctr > salt	
Land use		Agriculture < nature		Agriculture > nature		Agriculture > nature		Agriculture < nature		Agriculture > nature		Agriculture > nature		Agriculture < nature		Agriculture < nature	
Peat type		Eutrophic < Sphagnum		Eutrophic < Sphagnum		Eutrophic = Sphagnum		Eutrophic < Sphagnum		Eutrophic > Sphagnum		Eutrophic < Sphagnum		Eutrophic < Sphagnum		Eutrophic < Sphagnum	

5. Ruimtelijke analyse van maaiveldddaling in drie voorbeeldgebieden

5.1. Inleiding

De veenweidegebieden in het westen en noorden van Nederland kennen knelpunten zoals maaiveldddaling, versnippering van het waterbeheer, CO₂ emissie en slechte waterkwaliteit. Deze knelpunten zijn weliswaar al geruime tijd geleden onderkend, maar worden steeds nijpender, met name naar de toekomst toe, vanwege de te verwachten klimaatverandering. Daarbij komt nog dat verschillende functies, met name landbouw en natuur, in veengebieden verschillende eisen stellen aan het peilbeheer, hetgeen vaak conflicten oplevert: de agrariërs willen gedraineerde gronden, terwijl hoge grondwaterstanden nodig zijn voor het beheer van de natuurgebieden. Dit levert hoge maaiveldddalingssnelheden op in de landbouwgebieden terwijl de natuurgebieden als eilandjes boven het landschap uitsteken omdat maaiveldddalingssnelheden daar lager zijn. Ondanks de ruimtelijke scheiding tussen natuurgebieden en landbouwgebieden kunnen deze niet los van elkaar gezien worden doordat ze (hydrologisch) toch met elkaar in verbinding staan. Hierdoor kampen natuurgebieden vaak met verdroging. Langdurig droge omstandigheden zijn ook nadelig voor de bebouwing doordat er traditioneel gebouwd werd op houten palen die niet droog mogen vallen. Naast landbouw en natuur is ook recreatie een belangrijke economische functie, zowel op het land als in het water. Deze combinatie van functies heeft geleid tot een steeds complexer waterbeheer en steeds tegenstrijdiger belangen van stakeholders.

Het programma Kennis voor Klimaat heeft uitgebreide studies opgezet naar de effecten van klimaatverandering op veenoxidatie, maaiveldddaling en waterkwaliteit in de Nederlandse veengebieden. Daarnaast is door middel van stakeholderworkshops de hierboven geschetste problematiek nader geanalyseerd voor concrete gebieden en zijn mogelijke oplossingsrichtingen verkend. Hierbij werden adaptatiemaatregelen aan klimaatverandering expliciet in beschouwing genomen. In het kader van de samenwerking tussen de drie gehonoreerde projecten in tranche 1 voor de KvK-hotspot Ondiepe Wateren en Veenweidegebieden is door de UU samengewerkt met het IVM-VU (project HSOV1C) en met Alterra-WUR (project HSOV1B) bij het aanleveren van gebiedsdekkende informatie over veendikte en maaiveldddaling voor drie voorbeeldgebieden waarvoor stakeholderworkshops zijn georganiseerd (Brouns et al. 2013a; Van Dijk et al. 2013). Deze ruimtelijk expliciete kaarten van berekende maaiveldddaling in de toekomst zijn gebaseerd op gegevens van Alterra met betrekking tot lange termijnmetingen van maaiveldddaling in het westelijk en noordelijk veenweidegebied. In de stakeholderworkshops werden toekomstbeelden van functies in de veenweidegebieden bediscussieerd aan de hand van deze ruimtelijk expliciete informatie, waarbij klimaateffecten en –adaptatie centraal stonden.

In dit hoofdstuk wordt uiteengezet op welke wijze maaiveldddaling is berekend en met behulp van ruimtelijke gegevens over veendikte, aanwezigheid van kleilagen, grondwaterstand en peilbeheer in een GIS op kaart is gezet voor ieder van de drie voorbeeldgebieden: (1) de polder Zegveld in Zuid-Holland/Utrecht, (2) de Groote Veenpolder/ polder van Echten ten zuiden van het Tjeukemeer, en het (3) gebied Zevenblokken en Fochteloërveen nabij Smilde in Drenthe (zie Figuur 1.1). Met deze gebieden

wordt een groot deel van de verscheidenheid aan Nederlandse veengebieden gedekt. Voorts wordt voor ieder van de gebieden aangegeven welke basisgegevens tijdens de workshops op kaart werden aangeleverd en besproken. Vervolgens worden de kaarten van de berekende maaiveldddaling gepresenteerd en wordt de reactie van de stakeholders op deze kaarten kort besproken. Het hoofdstuk wordt afgesloten met een reflectie over de gevolgde methode en de verschillen tussen de drie studiegebieden qua ruimtelijke processen en attitude van stakeholders.

5.2. Maaiveldddaling als proces

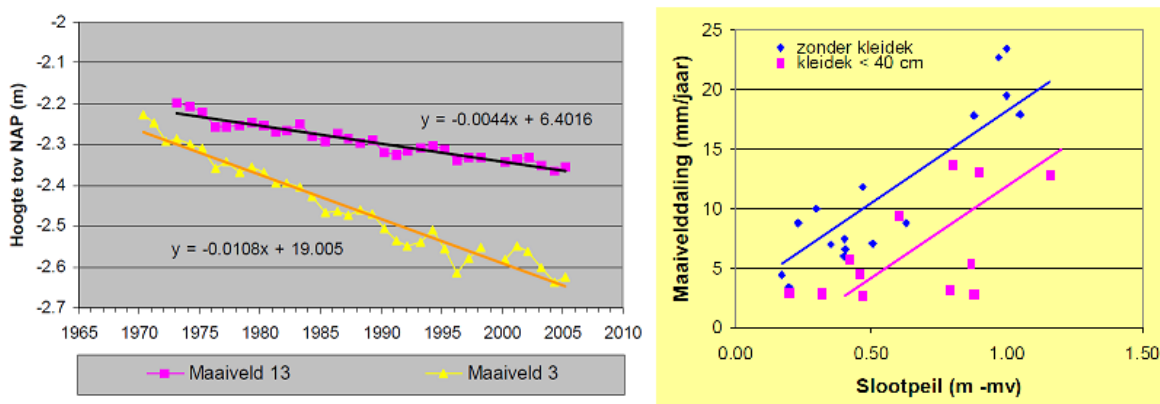
Maaiveldddaling in veengronden treedt op als gevolg van drainage. Er zijn 3 processen betrokken bij deze daling (Schothorst 1977):

1. Oxidatie leidt tot afbraak van het veen. Door zuurstofindringing kunnen micro-organismen het veen sneller afbreken dan in afwezigheid van zuurstof. Hierbij ontstaan broeikasgassen en spoelen nutriënten en opgeloste koolstofverbindingen (DOC, Dissolved Organic Carbon) uit.
2. Klink treedt op als de diepte van ontwatering vergroot wordt. Een dikkere veenlaag is nu ontwaterd en het drijvend vermogen neemt af. Door het eigen gewicht worden deze laag en onderliggende lagen samengedrukt.
3. Krimp. Veen bestaat in natuurlijke situatie uit ongeveer 90% water. Een verkleining van het volume zal plaatsvinden als water onttrokken wordt uit de bodem. Dit proces is grotendeels omkeerbaar.

Er zijn weinig langlopende studies naar maaiveldddaling in veen(weide)gebieden. Kortlopend onderzoek is minder geschikt om een betrouwbaar beeld te krijgen van de gemiddelde jaarlijkse maaiveldddaling vanwege het sterke effect van weerinvloeden en de grote mate van variatie daarin. Als een veenbodem waterverzadigd raakt tijdens een lange natte periode dan kan het maaiveld stijgen ten opzichte van een drogere periode daarvoor. Eén van de bekendste langlopende onderzoeken naar maaiveldddaling wordt verricht op de proefboerderij in Zegveld (nu: VIC VeenweidenInnovatieCentrum). Een eerste onderzoeksperiode duurde van 1952 tot 1972. Een drainagesysteem garandeerde een grondwaterstand tussen -30 en -70 cm mv. Gedurende deze onderzoeksperiode van 20 jaar is het maaiveld met 23 cm gedaald (gemiddeld 12 mm/jr). In de eerste twee jaar was de daling beduidend groter dan in de laatste jaren toen de daling een gemiddelde van 7 mm/jr bereikte (Schothorst, 1977). De snelle daling tijdens de eerste jaren kan veroorzaakt zijn door het instellen van een lager waterpeil waarna de makkelijk afbreekbare component van de veenbodem wordt verteerd. Ook de verstoring als gevolg van het aanbrengen van de drainage en de meetopstelling van zakplaten kan voor een hoge initiële daling gezorgd hebben.

In 1969 werden binnen de onderzoekslocatie Proefboerderij Zegveld twee slootpeilen ingesteld, te weten -35 cm mv en -70 cm mv. In zes opeenvolgende jaren na deze peilinstelling daalde het maaiveld gemiddeld 8 mm/jr bij een slootpeil van -25 cm mv, en 15 mm/jr bij een slootpeil van -75 cm mv (Schothorst 1977).

De langetermijnresultaten van maaiveldddaling in de polder Zegveld (Figuur 5.1) laten zien dat het verschil in maaiveldddaling tussen de percelen met hoge en lage grondwaterstand zich heeft voortgezet. Gemiddeld zakt het perceel met een grondwaterstand van -35 cm mv met 4.4 mm/jr, terwijl het perceel met een grondwaterstand van -70 cm mv een zakking laat zien van 11 mm/jr (Van den Akker *et al.* 2009). De aanwezigheid van een kleidek vertraagt de intrusie van zuurstof in het veen. Hierdoor zakken percelen met een kleidek van 40 cm dikte en diepe ontwatering ongeveer 6 mm/jr minder dan de bovengenoemde percelen zonder kleidek. Echter, ook met een kleidek en geringe ontwatering kan maaiveldddaling niet volledig uitgesloten worden (Figuur 5.1 rechts) (Van den Akker *et al.* 2007; Van den Akker and Hoogland 2011). Opvallend is dat de maaiveldddaling beïnvloed wordt door korte termijn-klimaatfluctuaties. De daling was relatief snel in de droge jaren 1976 en 1996 en in natte jaren lijkt het maaiveld weer iets omhoog te komen door natte omstandigheden. Er kan echter geen veengroei plaatsvinden in gedraineerde veenweiden dus dit verschijnsel kan toegeschreven worden aan het feit dat klink en krimp deels reversibel zijn.

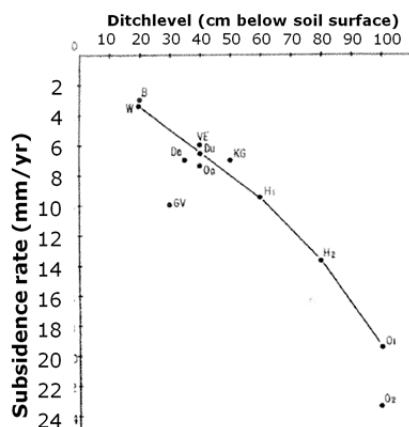


Figuur 5.1. Verloop maaiveldddaling op Proefboerderij Zegveld. Maaiveld 13 = de maaiveldhoogte van perceel 13, grondwaterstand -35 cm mv. Maaiveld 3 = maaiveldhoogte perceel 13, grondwaterstand -70 cm mv. Rechts: verschil in maaiveldddaling tussen een perceel zonder kleidek en met een kleidek <40 cm (Van Den Akker *et al.* 2009).

De relatie maaiveldddaling-drainage zoals vastgesteld in Zegveld staat niet op zichzelf. Ook in de Friese veenweidegebieden is een duidelijk verband tussen ontwateringsdiepte en maaiveldddaling aangetoond. In de periode 1920-1960 was de maaiveldddaling gemiddeld 5 mm/jr; na vergroting van de ontwateringsdiepte werd de daling tussen 1960 en 1995 maximaal 12 mm/jr (Nieuwenhuis and Schokking 1997). Een ander voorbeeld is de studie van Janssen (1986) waarin slootpeilen en maaiveldddalingsgegevens uit het Friese veenweidegebied met elkaar gerelateerd worden (Figuur 5.2). In deze studie is geen onderscheid gemaakt tussen percelen met en zonder kleidek maar duidelijk is dat de maaiveldddaling bij de slootpeilen -35 cm en -70 cm mv nagenoeg gelijk is aan de gegevens gepresenteerd door Van den Akker *et al.* (2007). De studie van Nieuwenhuis & Schokking (1997) maakt wel onderscheid tussen maaiveldddaling met en zonder kleidek in het Friese veenweidegebied. In

veengronden zonder kleidek is de maaiveldddaling tot 12 mm/jr. Met kleidek is de gemiddelde maaiveldddaling 6.5-8.5 mm/jr.

Deze empirisch vastgestelde relaties tussen maaiveldddaling en drainagediepte van verschillende typen veenbodems in verschillende delen van Nederland liggen ten grondslag aan de modelberekeningen die zijn gebruikt voor het maken van kaarten met ruimtelijk expliciete informatie over maaiveldddaling. Dit wordt verder uitgewerkt in sectie 5.4.



Figuur 5.2. Maaiveldddaling op diverse locaties in Friesland (Janssen 1986).

5.3. Gebiedsbeschrijvingen

De drie studiegebieden waarvoor stakeholderworkshops zijn georganiseerd worden hieronder kort omschreven, waarbij het tijdens de workshops gepresenteerde kaartmateriaal met basisgegevens voor ieder studiegebied wordt aangegeven. Voor de workshops is gebruikt gemaakt van een range aan kaartmateriaal, onder andere topografische, historische en GLG (Gemiddeld Laagste Grondwaterstand) kaarten, alsmede kaarten met gegevens over landgebruik, veendikte en de aanwezigheid van een kleidek.

Polder Zegveld

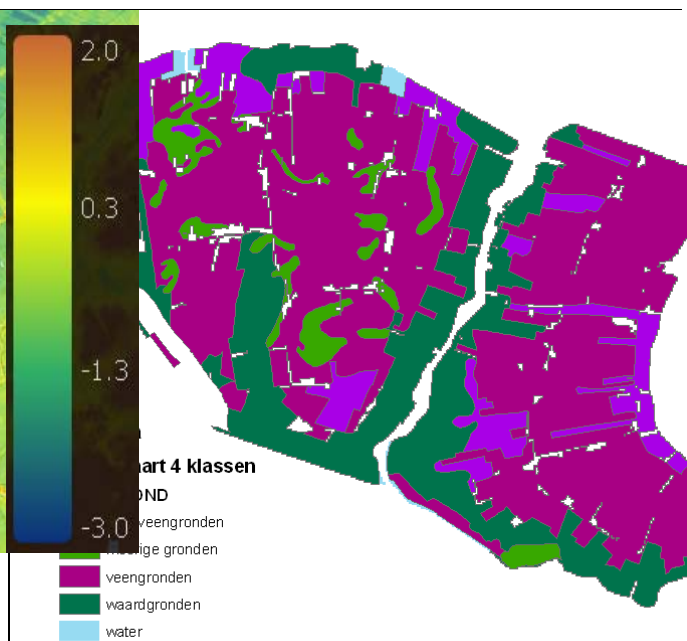
De polder Zegveld is een karakteristiek Hollands veenweidegebied in het Groene Hart met dikke voedselrijke veenlagen die deels met een kleilaag bedekt zijn (Figuur 5.3). De onwatering is veelal gering, de percelen zijn lang en smal. Het onderzoeksgebied (4493 ha) is gelegen tussen Woerden, Bodegraven

Tjeukemeerpolders

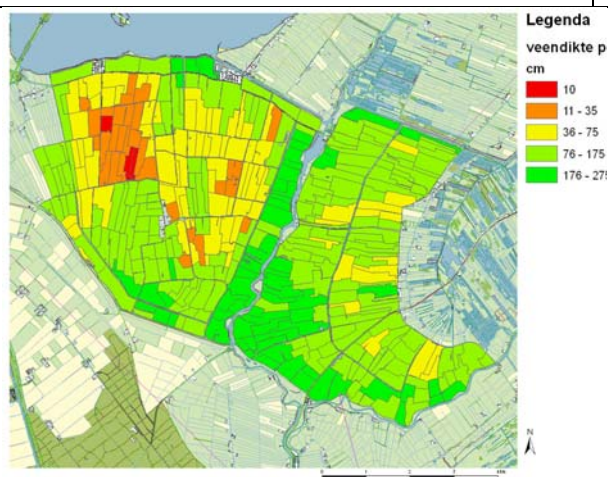
71



Figuur 5.5. Hoogtekaart Veenpolder bij Echten en Groot Veenpolder.



Figuur 5.6. Bodemkaart Veenpolder bij Echten en Groot Veenpolder.

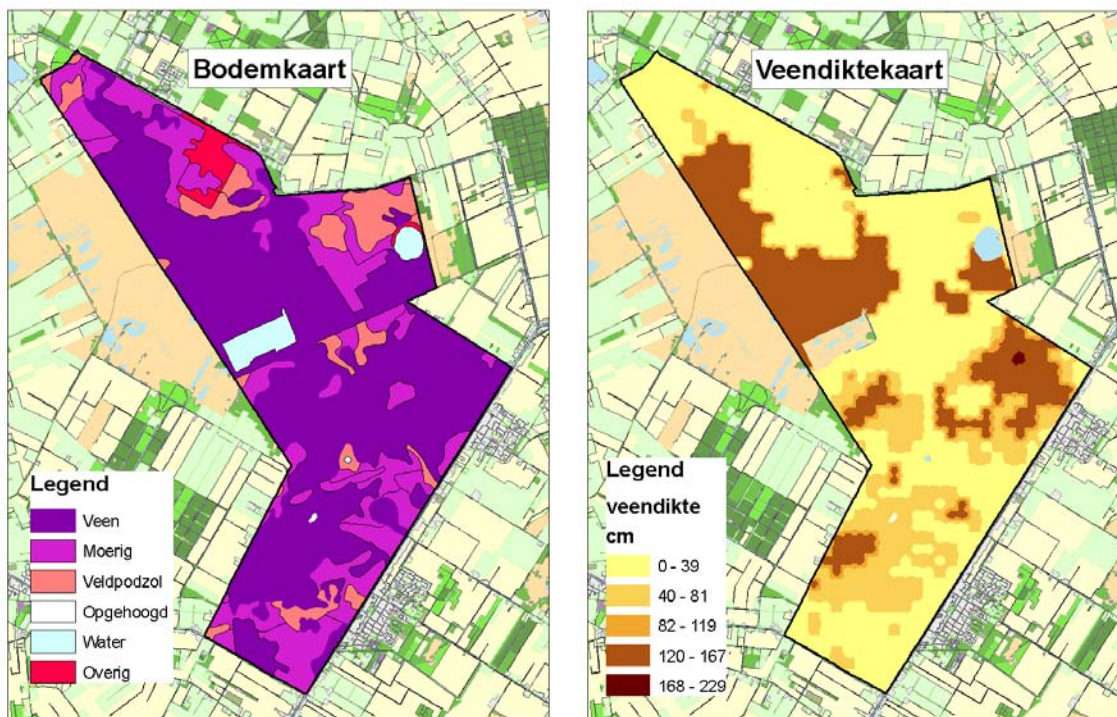


Figuur 5.7. Veendiktekaart Tjeukemeerpolders. De gegevens zijn geaggregeerd naar percelen

Zevenblokken/Fochteloërveen

Het gebied Zevenblokken is een gebied met veenakkers. Verschillende gewassen worden hier geteeld op diep ontwaterde gronden. De ontwikkelingen in de toekomst gaan richting hoogwaardige akkerbouw. Grondbewerking is hier over het algemeen vrij diep. Naar schatting is het maaiveld in de afgelopen 15 jaar met 40 cm gedaald (27 mm/jr). Het gebied is hydrologisch complex en de gemalen zijn qua diepte aan de grens van hun bereik. Er zijn weinig waterbergingsmogelijkheden waardoor er tijdens perioden met hevige regenval inundatie van de percelen vanuit de sloten voorkomt. Het aangrenzende natuurgebied Fochteloërveen is een hoogveengebied waar juist vele maatregelen getroffen zijn om

verdroging te voorkomen. De bodem in het gebied Zevenblokken is erg heterogeen. Ten eerste komt onder de veenlaag lokaal keileem voor, een moeilijk doordringbare laag, die de infiltratie van water beperkt. Plekken met keileem in de ondergrond zullen daardoor over het algemeen iets natter zijn. Een tweede oorzaak van deze heterogeniteit is de vervening. De bovenste laag van het veen, bolster genaamd, waarin zich nog levend of recentelijk afgestorven plantmateriaal bevindt, werd tijdens de vervening opzij geplaatst. Bolster is niet geschikt voor turfproductie. De lagen hieronder zijn wel geschikt en werden dus verveend. Toen de vervening was afgerond werd het bolster teruggestort en meer of minder gelijkmatig verdeeld over de percelen. Daarna werd een zanddek opgebracht. Door de onregelmatige verspreiding van het bolster en door verschillen in dikte van het bezandingsdek is ook heterogeniteit in het gebied ontstaan (zie Figuur 5.8).



Figuur 5.8. Bodemkaart (links) en veendiktekaart (rechts) van het gebied Zevenblokken en Fochteloërveen. De Zevenblokken vormen de zuidelijke helft van de kaartuitsnede, het Fochteloërveen de noordelijke helft. Het open water dient als hydrologische buffer tussen de twee gebieden.

5.4. Modelleren van maaiveldddaling

In deze sectie wordt uitgelegd hoe de maaivelddalingskaarten tot stand zijn gekomen. De bodemkaart geeft basisinformatie over de aanwezigheid en de dikte van veen. Daarnaast zijn de ontwateringsdiepte of GLG, de aanwezigheid van een kleidek en het landgebruik de belangrijkste factoren in het bepalen van maaivelddalingsnelheden. Er is gebruik gemaakt van de modellen in de Leidraad Bodembescherming (Van den Akker et al. 2007), die gebaseerd zijn op langetermijngegevens van maaiveldddaling in west- en noord-Nederland. In aanvulling op deze modellen is bij de workshops onderscheid gemaakt tussen 2 soorten landgebruik, nl. akkers en graslanden. Naast maaivelddalingskaarten bij voortzetting van huidig beheer, zijn er voor sommige gebieden ook kaarten gemaakt van maaiveldddaling bij huidig beheer in combinatie met klimaatverandering. Tessa Eikelboom (IVM-VU Amsterdam) heeft gewerkt aan een interactieve tool. Tijdens de workshops kunnen het landgebruik of de ontwateringsdiepte van percelen of peilvakken aangepast worden, met behulp van de interactieve maaiveldddalingstool wordt dan direct het gevolg voor maaivelddalingsnelheden berekend. Onderstaande factoren zijn beschouwd bij het modelleren van maaiveldddaling.

Kleidek

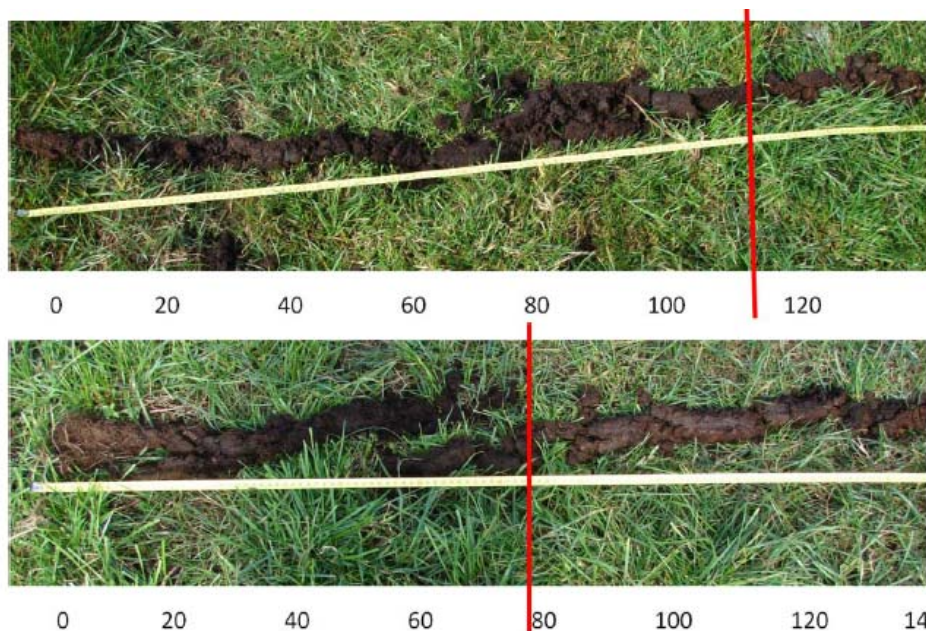
Veen met kleidek zakt langzamer dan veen zonder kleidek. Verschillende aspecten spelen hierbij een rol: (1) er is minder organisch materiaal dat kan vergaan; (2) klei dekt het veen af waardoor er minder zuurstof de bodem in kan komen; (3) als het kleidek echter scheurt tijdens zeer droge zomers is er geen belemmering voor zuurstofintrusie meer. Voor het modelleren van maaiveldddaling werd uitsluitend onderscheid gemaakt tussen veen en veen met kleidek.

Gemiddeld Laagste Grondwaterstand (GLG)

De grondwaterstand heeft gedurende het jaar een golfvormig verloop met in de winter de hoogste en in de zomer de laagste standen. De jaarlijkse variatie van de grondwaterstand op een locatie kan worden gekarakteriseerd door de gemiddeld hoogste (GHG) en laagste grondwaterstand (GLG). In Nederland worden grondwaterstanden veelal 2 maal per maand gemeten. De drie hoogste (HG3) en de drie laagste (LG3) gemeten grondwaterstanden worden gemiddeld. De GHG en de GLG worden vervolgens bepaald door voor minstens 8 jaren de HG3, respectievelijk de LG3 te middelen. Onderzoek van Van den Akker (2007) heeft aangetoond dat de GLG de beste correlatie geeft met maaiveldddaling. De verklaring hiervoor is, dat veen moeilijk afbreekbare verbindingen (fenolen) bevat die de afbraak van organisch materiaal remmen. Deze verbindingen worden voornamelijk afgebroken in zuurstofrijke omstandigheden die bijvoorbeeld ontstaan als het grondwater uitzakt in droge omstandigheden (zie ook hoofdstuk 3). Als het waterpeil vervolgens weer omhoog gaat dan blijft de afbraak sneller verlopen dan in de periode voordat het grondwater uitgezakt is geweest.

Figuur 5.9 geeft twee verticale bodemprofielen weer. Het bovenste profiel is circa 70 cm ontwaterd en het onderste profiel circa 35 cm. De rode lijn geeft aan waaronder, op basis van visuele kenmerken, het veen nog redelijk intact is. Dit is niet de gemiddelde grondwaterstand maar een stuk dieper dan dat, dit verklaren wij aan de hand van bovenstaande theorie: tijdens droge perioden vindt er tot ver beneden de

ingestelde ontwateringsdiepte zuurstofintrasie plaats waardoor het veen hier makkelijker afgebroken kan worden.



Figuur 5.9. Twee verticale bodemprofielen bemonsterd bij het VeenweidenInnovatieCentrum (Zegveld). Het bovenste profiel is afkomstig van het dieper gedraineerde gedeelte met slootpeil ca 70 cm – mv. Toch is het intacte veen pas dieper dan 110 cm –mv aangetroffen. Een soortgelijke situatie is aangetroffen op het ondieper gedraineerde gedeelte, hier is het slootpeil circa 35 cm –mv (onderste profiel).

Jan van den Akker (Alterra) heeft de maaivelddalingsgegevens van West- en Noord-Nederland gecombineerd (Van den Akker et al. 2007). De volgende formules zijn daarbij tot stand gekomen (Tabel 5.1), waarbij GLG wordt weergegeven in cm onder maaiveld en maaivelddaling wordt uitgedrukt in mm/jr. Er wordt hierbij uitgegaan van een kleidek van ca 40 cm. Er heerst onduidelijkheid over maaivelddalingssnelheden bij ontwateringen dieper dan 1.2 m. Data van Janssen geeft aan dat de maaivelddalingssnelheid blijft toenemen bij toenemende ontwatering terwijl Nieuwenhuis en Schokking geen toenemende maaivelddaling zien als de ontwatering dieper wordt dan ca 1 m. In deze studie is ervoor gekozen om de maaivelddaling niet meer te laten toenemen bij slootpeilen dieper dan 1.2 m, zodat maaivelddaling niet overschat wordt

Tabel 5.1. basisformules maaivelddaling

Situatie	Maaivelddaling (mm/jr)
Veen zonder kleidek, grasland	$23.5 * GLG - 6.68$
Veen met kleidek, grasland	$23.5 * GLG - 10.47$

Voor de workshops is gebruik gemaakt van GLG kaarten vervaardigd met het SIMGO of MIPWA model, uitgevoerd door Alterra of een externe partij zoals Royal Haskoning. SIMGRO (Alterra) is een geïntegreerd model voor grond-, bodem- en oppervlaktewater, dat op regionale schaal de effecten van waterhuishoudkundige maatregelen kwantificeert. Het MIPWA-model is een door TNO ontwikkeld detailgrondwatermodel voor Noord-Nederland. In het model zijn de belangrijkste processen voor grondwaterstroming gemodelleerd. Dit model wordt vaak toegepast door ingenieurbureaus.

Onderstaand zijn twee verticale bodemprofielen in veenakkers weergegeven (Figuur 5.10). Het onderste profiel wordt gekenmerkt door een hoge mate van veraarding, terwijl in het bovenste profiel juist veel herkenbare plantenresten werden aangetroffen. De aanwezigheid van een keileemlaag in de veenakker van Wildeboer zorgt voor een vertraagde waterafvoer waardoor veenafbraak geremd is. In het modelleren van de GLG wordt met zulke factoren zoveel mogelijk rekening mee gehouden.



Figuur 5.10. Bodemprofielen in Veenakkers bij de Zevenblokken, Drenthe. Bovenste profiel: eigenaar Wildeboer, onderste profiel: eigenaar Smit.

Landgebruik, veentype en veendikte

De Tjeukemeerpolders en de polder Zegveld worden gekenmerkt door graspercelen, terwijl in het Zevenblokkengebied voornamelijk akkers aangetroffen worden. In samenwerking met Alterra (Jan van den Akker en Peter Jansen) zijn er ook formules voor maaiveldddaling van veenakkers gemaakt. Deze aanpassingen van de maaiveldddalingsformules zijn gebaseerd op meetgegevens uit Friesland (Janssen 1986). Hier is de maaiveldddaling van zowel graspercelen als akkers vastgesteld. Hieruit is de schatting ontstaan dat maaiveldddaling van akkers circa 1,5x zo snel gaat als maaiveldddaling van veenweiden. Van alle onderzoeksgebieden is een landgebruikskaart beschikbaar. Observaties tijdens het veldwerk van Karlijn Brouns in de gebieden én contact met lokale agrariërs heeft tot de conclusie geleid dat maisteelt en overige akkerbouw vaak vele jaren op dezelfde locatie plaatsvindt. Daarom is ervoor gekozen om in de maaiveldddalingskaarten ook dit onderscheid te maken.

We kennen in Nederland diverse veentypen (zie Figuur 1.1), van het voedselrijke zegge-, riet- en bosveen tot het voedselarme veenmosveen. Het voedselrijke veen breekt in principe iets makkelijker af. Het heeft daarbij wel een hogere dichtheid, waardoor maaivelddaling van voedselrijke en voedselarme veengebieden nagenoeg gelijk is (vergelijk b.v. Figuur 5.1 en 5.2).

In de noordelijke veengebieden is de veendikte veel geringer dan in de westelijke veenweidegebieden. Hier wordt bij de voorspellingen van maaivelddaling rekening mee gehouden. Zodra de GLG groter wordt dan de veendikte zal maaivelddaling niet meer toenemen bij een verder uitzakkende GLG.

Klimaatverandering

In het kader van klimaatverandering zijn diverse scenario's opgesteld door het KNMI. De W en W+ scenario's lijken het meest reëel. Door de hogere temperatuur en de droge zomers wordt het W+ scenario in verband gebracht met een toename van de maaivelddaling met zo'n 70%. Daarnaast is er veel extra inlaatwater nodig om verdroging van het veen tegen te gaan. De druk op de zoetwatervoorziening wordt steeds groter en de vraag is of er voldoende inlaatwater van goede kwaliteit beschikbaar zal zijn, zodat de mogelijkheden voor een grotere zelfvoorzienendheid verkend en benut moeten worden.

Diverse onderzoeken wijzen uit dat afbraakprocessen sneller verlopen bij hogere temperaturen (Davidson and Janssens 2006; Dorrepaal et al. 2009). We gaan er hier vanuit dat bij een temperatuurstijging van 2 °C de afbraak 25 % sneller verloopt (Querner et al. 2012). Behalve een temperatuurstijging worden bij het W+ klimaatscenario ook drogere zomers verwacht. Hierdoor zal de GLG wat dieper uitzakken. Voor de workshop in de Tjeukemeerpolders is door Alterra een GLG-kaart gemaakt voor het W+ scenario. Deze kaart is gebruikt om voorspellingen te doen over maaivelddaling bij een veranderend klimaat. Ook tijdens de workshop over polder Zegveld is aandacht besteed aan de rol van klimaatverandering in maaivelddalingssnelheden.

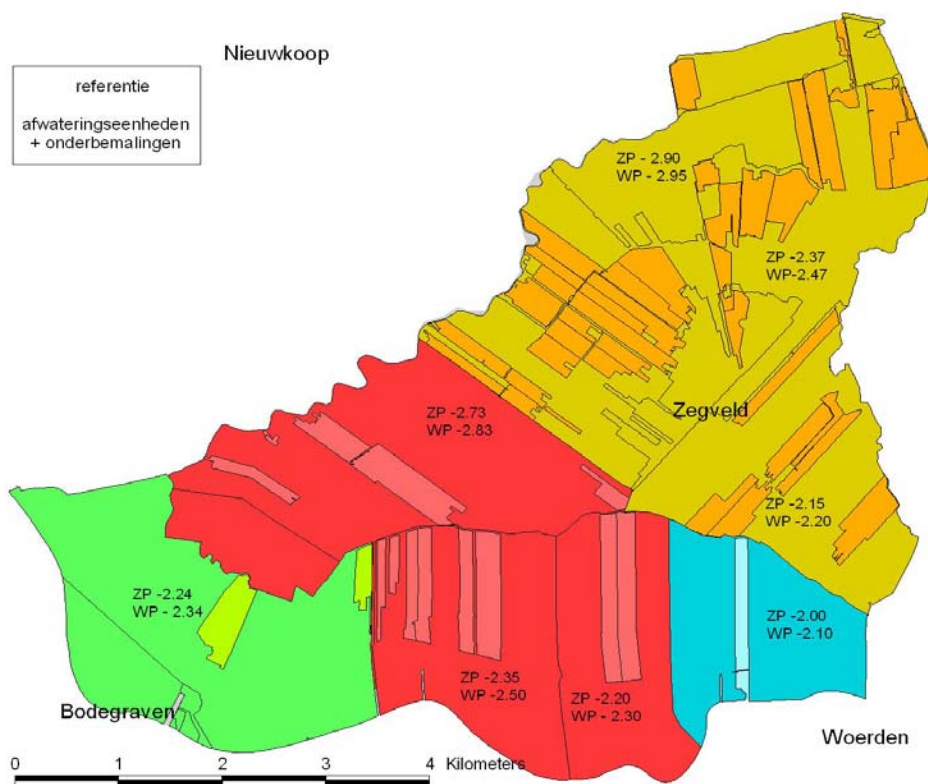
5.5. De Stakeholder-workshops

5.5.1. Discussie alternatieven waterbeheer en landgebruik polder Zegveld

Op 17 juni 2010 werd een workshop gehouden in het Provinciekantoor Utrecht met beleidsmakers van de provincie en Hoogheemraadschap de Stichtse Rijnlanden (Hellmann et al. 2010). De bedoeling van de workshop was om te verkennen welke knelpunten qua maaivelddaling zich zullen voordoen in het veenweidegebied, in het bijzonder in de polder Zegveld, en hoe hier met maatregelen in het waterbeheer op ingespeeld zou kunnen worden.

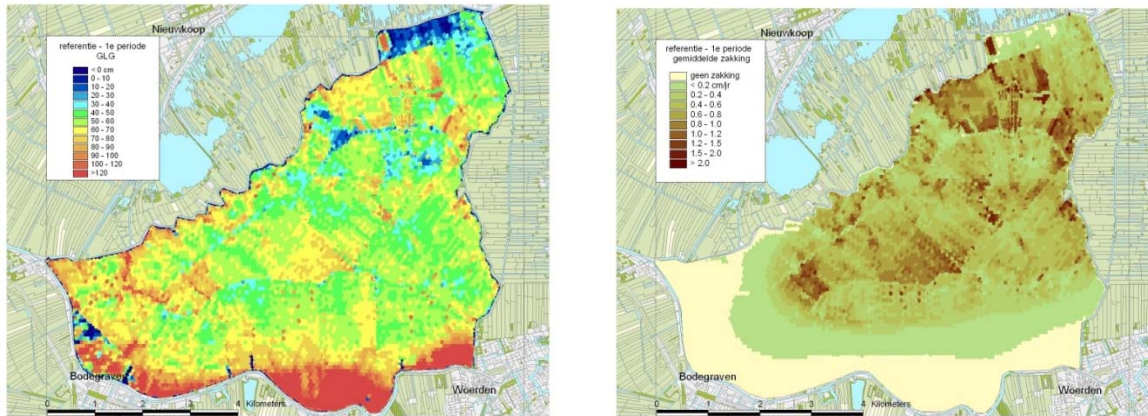
De GLG (Gemiddeld Laagste Grondwaterstand) kaarten zijn gemaakt door Alterra met behulp van het model SIMGRO (Querner et al. 2008). Verder is mede gebruik gemaakt van kaarten die eerder voor de polder Zegveld waren samengesteld (Jansen et al. 2007). Tijdens de workshop is onder andere verkend wat de gevolgen zouden zijn als het gebied zou worden opgedeeld in 3 peilvakken, terwijl er in de

huidige situatie 18 peilvakken en 56 onderbemalingen zijn. Het samenvoegen van peilvakken zou het waterbeheer vereenvoudigen en maaiveld daling beperken. In Figuur 5.11 blijkt het grote aantal peilvakken dat momenteel in de polder Zegveld aanwezig is. Alle zwart omlijnde vakken hebben een eigen peil. De peilen worden lager gaande van zuid naar noord. Aan de zuidkant is een smalle zone met dikke kleibodem aanwezig terwijl naar het noorden toe het veenpakket steeds dikker wordt.



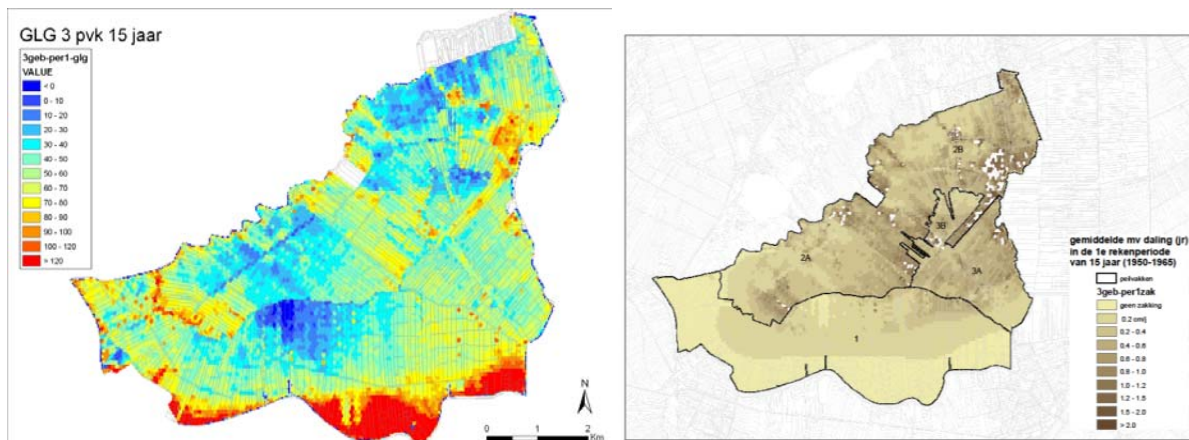
Figuur 5.11. Peilvakken in de polder Zegveld volgens het peilbesluit van het Hoogheemraadschap de Stichtse Rijnlanden (situatie 2007). Duidelijk blijkt het grote aantal, meest kleine, peilvakken. Hierin zijn ook de meeste onderbemalingen meegenomen.

In Figuur 5.12 is te zien dat de huidige ingestelde peilen leiden tot een GLG tussen 40 en 70 cm beneden maaiveld voor het grootste deel van de polder. Alleen aan de zuidrand ligt de GLG dieper, terwijl in het noordelijk deel een aantal zeer natte plekken te zien is. De combinatie van bodemsamenstelling en GLG levert de maaiveld dalingsskaart (rechts) op, waaruit blijkt dat vrijwel geen daling optreedt in de minerale bodem langs de zuidrand van de polder maar dat sterke daling (> 2 cm/jr) plaatsvindt in de dieper ontwaterde delen van het gebied waar zich een dik veenpakket bevindt.

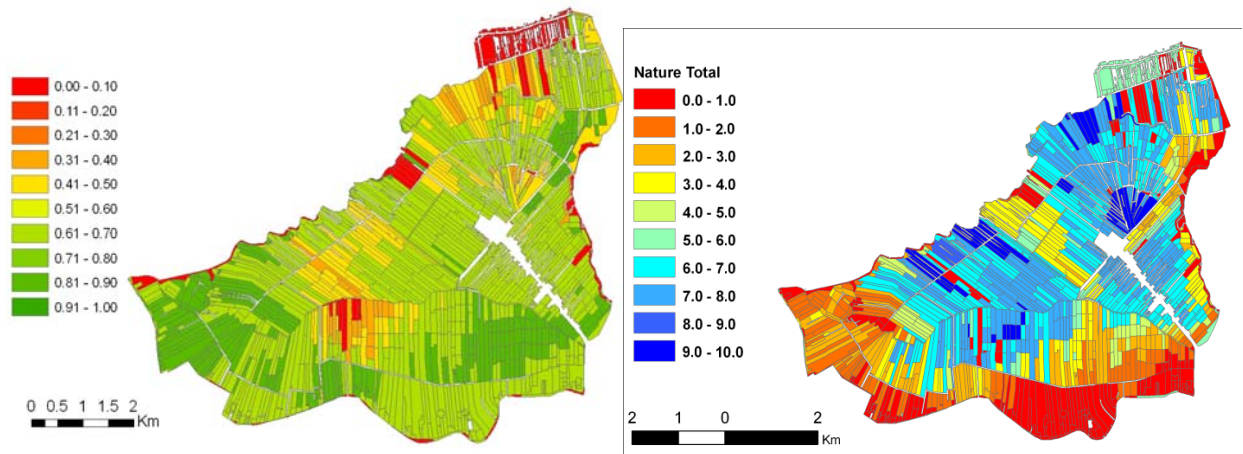


Figuur 5.12. Links: GLG in de polder Zegveld berekend met SIMGRO voor de huidige situatie qua peilvakken. Hoe warmer de kleur, hoe lager de GLG. Rechts: Maaiveldaling in de polder Zegveld voor de huidige situatie. Donkere kleuren geven snellere daling (tot >2 cm per jaar) aan.

In Figuur 5.13 blijkt dat de GLG in een situatie met slechts 3 peilvakken in grote delen van de polder hoger komt te staan (met name in het midden en noorden) en in andere delen juist lager (b.v. in het noord-oosten). De snelheid van maaiveldaling is in deze variant over de hele linie sterk afgenomen. Sommige delen worden vernat, de mogelijkheid van nutriënten-nalevering bij vernatting is ook aan de orde gekomen.



Figuur 5.13. Links: GLG in de polder Zegveld berekend met SIMGRO voor de situatie met 3 peilvakken. Rechts: Maaiveldaling in de polder Zegveld voor de situatie met drie peilvakken.



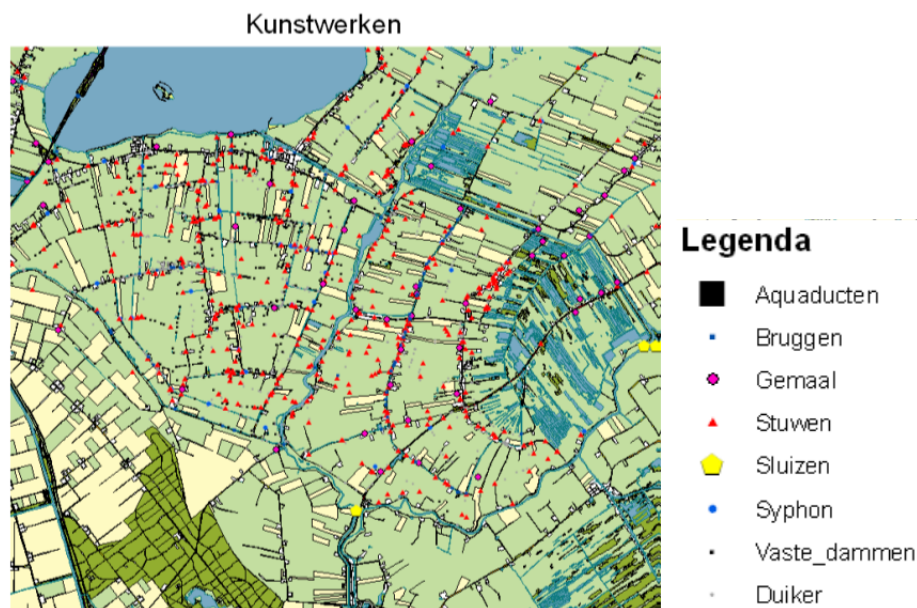
Figuur 5.14. Doelrealisatie Landbouw (links) en totale natuurwaarde (rechts) voor de situatie met 3 peilvakken. In de linkerfiguur is de maximale doelrealisatie 1.0, die de best mogelijke opbrengst qua landbouwproducten aangeeft. De maximale natuurwaarde (getoetst voor weidevogels, moerasvogels en botanisch waardevolle graslanden) in de rechterfiguur is 10. De waarden zijn geschat met behulp van expertkennis.

Tijdens de workshop zijn de resultaten van de modelberekeningen qua GLG en maaiveld daling bediscussieerd tegen het licht van de doelrealisaties voor landbouw en natuur. De doelrealisatie landbouw valt voor grote delen van de polder ongunstig uit (waarden beneden 0.7) in vergelijking met de huidige situatie, waar vrijwel alle percelen boven 0.7 scoren. Heel anders is dit voor de natuurwaarde, die in het midden en noorden van de polder sterk is toegenomen ten opzichte van de huidige situatie.

De deelnemers aan de workshop hebben verkend of uitruil van percelen de opbrengsten voor landbouw en de kwaliteit van de natuur zou kunnen verbeteren, uitgaande van een nieuwe peilvakindeling met 3 peilvakken (Figuur 5.14). Het plaatsen van natuur op natte delen van de polder en het verplaatsen van landbouw naar drogere delen van de polder biedt mogelijk kansen (Van Dijk 2008). In 'Waarheen met het Veen' is reeds onderzoek gedaan naar de mogelijkheden voor het creëren van natuur op voormalige landbouwgronden. Tijdens de workshop bleek dat het niet mogelijk was om de huidige landbouwopbrengsten te realiseren bij dit scenario. Een mogelijke oplossing zou zijn het omvormen van intensieve landbouw naar extensieve landbouw. Naast extensieve landbouw zouden andere soorten gewassen mogelijk zijn. Denk hierbij aan de productie van bioplastics of bioenergy.

5.5.2. Discussie alternatieven waterbeheer en landgebruik Tjeukemeerpolders

In dit studiegebied ten zuiden van het Tjeukemeer zijn workshops gehouden op 13 april 2011 en 28 maart 2013. De discussies en het kaartmateriaal worden meegenomen in de veenweidevisie die het Wetterskip Fryslân en de Provincie Friesland gaan opstellen, alsmede in het watergebiedsplan. Wetterskip Fryslân en de Provincie Friesland ervaren het grote aantal peilvakken (224 stuks) en kunstwerken als één van de grootste problemen van dit gebied (Figuur 5.15).



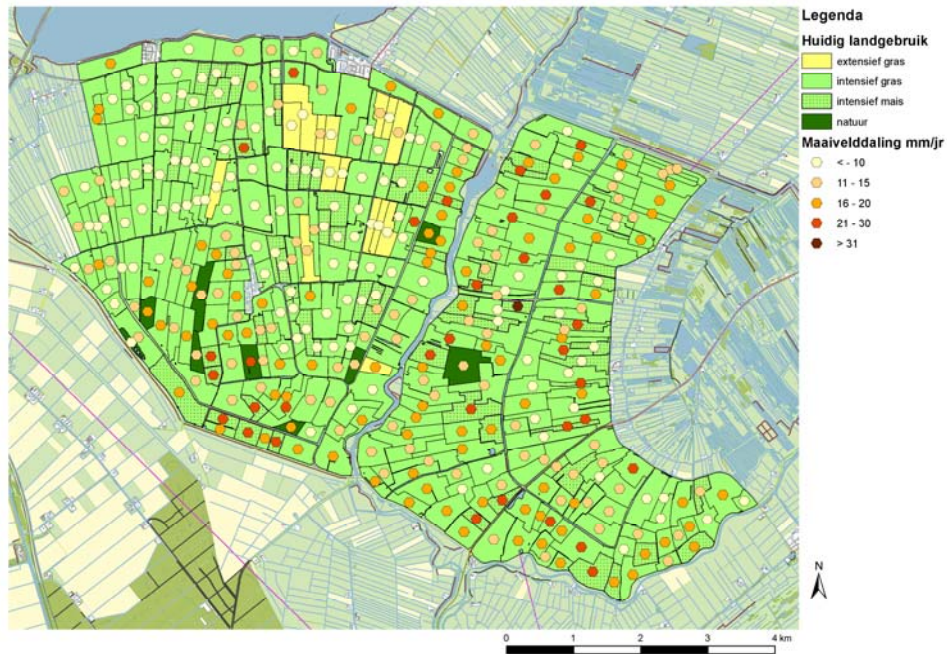
Figuur 5.15. Kunstwerken in de polders ten zuiden van het Tjeukemeer

Om de huidige trends in maaiveldddaling te verkennen en de mogelijke gevolgen van klimaatverandering te onderzoeken zijn er diverse scenario's ontworpen. Ook zijn adaptatiemaatregelen opgesteld, waarbij onder andere peilvakken zijn samengevoegd waartussen het peilverschil minder is dan 40 cm. Hierna zijn optimale peilen berekend aan de hand van de droogleggingsnorm: 90% van het oppervlak moet aan een drooglegging van ten minste 60 cm voldoen. Verder is het creëren van bufferzones rondom de Rottige Meente verkend als adaptatiemaatregel om de verdrogingsproblematiek van dit natuurgebied te bestrijden. De effecten van deze maatregelen zijn vergeleken met de referentievariant ('business as usual').

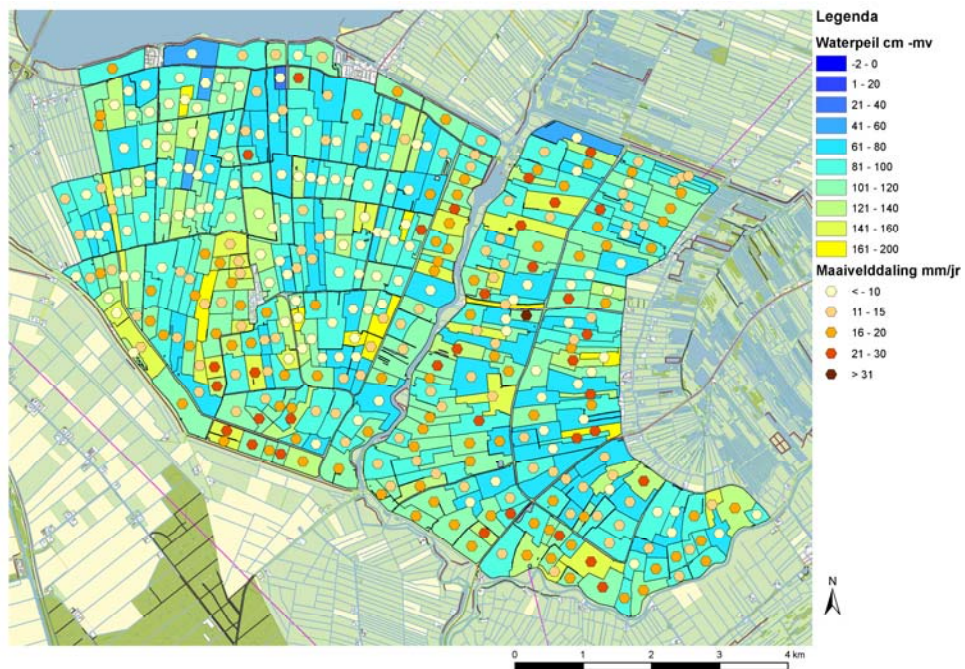
Grondwaterstand, landgebruik en veendikte

Figuren 5.16, 5.17 en 5.18 laten zien hoe de maaiveldddaling samenhangt met ruimtegebruik, grondwaterstand (GLG) en veendikte. Met name de aanwezigheid van maïs is in dit gebied van belang. De GLG is een lappendeken met grote verschillen in het gebied en lokaal zeer diepe grondwaterstanden. Tijdens de workshop is de rol van maïsteelt in de maaiveldddaling verkend door het verplaatsen van de maïspcelen. De deelnemers kwamen er achter dat maïsteelt dan op de plekken met de meest geringe veendikte zou moeten plaatsvinden. Echter heeft nu elke agrariër zijn eigen maïspcelen en dit wil men graag zou houden. Het clusteren van maïsteelt vindt men ongewenst. Er was veel interesse in de

gedetailleerde kaarten van maaiveldddaling. Besproken is dat het ploegen één van de factoren is die er voor zorgt dat bij maisteelt de maaiveldddaling hoger is dan op graspercelen. Ook is opgemerkt dat het omzetten van graszoden waarschijnlijk tijdelijk de veenafbraak wat zal versnellen, al is dit moeilijk te kwantificeren.



Figuur 5.16. Maaiveldddaling en landgebruik, referentievariant



Figuur 5.17. Maaiveldddaling en waterpeil, referentievariant



Figuur 5.18. Maaiveldddaling en veendikte, referentievariant

Klimaatverandering

Klimaatverandering (W+ scenario) is in de beschouwing betrokken door rekening te houden met 2 factoren: een stijgende temperatuur waardoor veenafbraak sneller gaat en een diepere GLG doordat er 's zomers minder neerslag gaat vallen, in combinatie met meer verdamping. Op de GLG-klimaat kaart is nog niet zoveel effect te zien van klimaatverandering. Als we echter ook de temperatuurstijging meenemen dan zien we toch een duidelijk verschil tussen maaiveldddaling met en zonder klimaatverandering (Figuur 5.19).



Figuur 5.19. Huidige snelheid van maaiveldddaling (links) en snelheid rekening houdend met klimaatverandering (rechts). De rechterfiguur geeft de situatie in 2050 uitgaande van het W+ scenario.

Groot probleem met hoogwatercircuits

Tijdens de workshop van 28 maart 2013 kwam naar voren dat het verschil in maaiveldddaling tussen de hoogwatercircuits en het achterliggende landbouwgebied erg problematisch is. Het hoogteverschil is inmiddels erg groot (bv 1,5m) waardoor de hoogwatercircuits (HWCs) niet meer effectief zijn in het nat houden van de houten palen. Water loopt snel vanuit de HWCs naar de landbouwgebieden. Individuele huishoudens proberen toch met pompen hun HWC zoveel mogelijk gevuld te houden.

Conclusies na toepassing van een interactieve maaiveldddaling-tool in het Friese voorbeeldgebied

Voor deze workshop was een interactieve maaiveldddaling-tool ontwikkeld, waarmee tijdens de workshops veranderingen in ruimtegebruik en GLG konden worden doorgerekend voor wat betreft hun consequenties voor de snelheid van maaiveldddaling. Bij het toepassen van deze tool kwamen soms lastig in praktijk te brengen opties in beeld in verband met individuele belangen van boeren in het gebied. Het verplaatsen van maïs naar plaatsen met weinig veen is niet altijd eenvoudig in verband met eigendomsverhoudingen. Dit laat het belang zien van de toetsing van modelresultaten aan lokale kennis. De deelnemers hebben ook uitgeprobeerd bij welk peil de maaiveldddaling minder dan 1 cm per jaar zou bedragen. Met een doelrealisatietool zijn de consequenties van extensieve landbouw onderzocht. Er is bijvoorbeeld een hoger peil toegepast bij het Tjeukemeer. Omvorming tot extensieve landbouw leidde

tot een betere realisatie voor de verschillende doelen. Extensivering leidt volgens de boeren echter tot waardevermindering van de percelen.

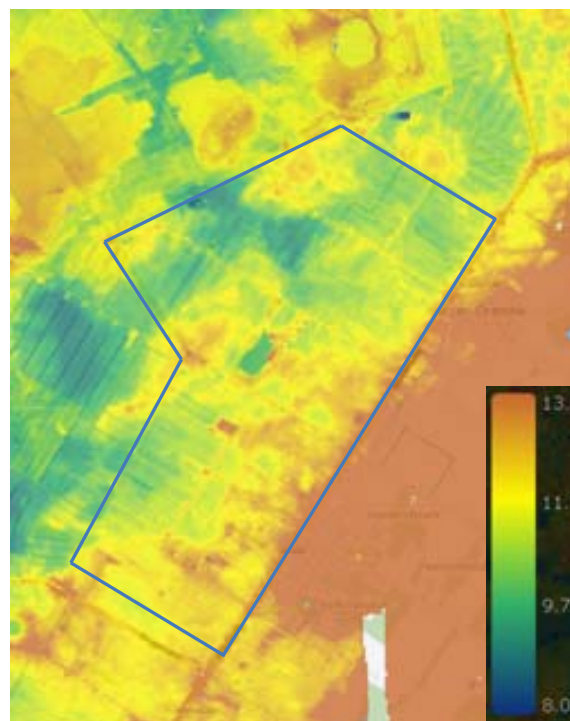
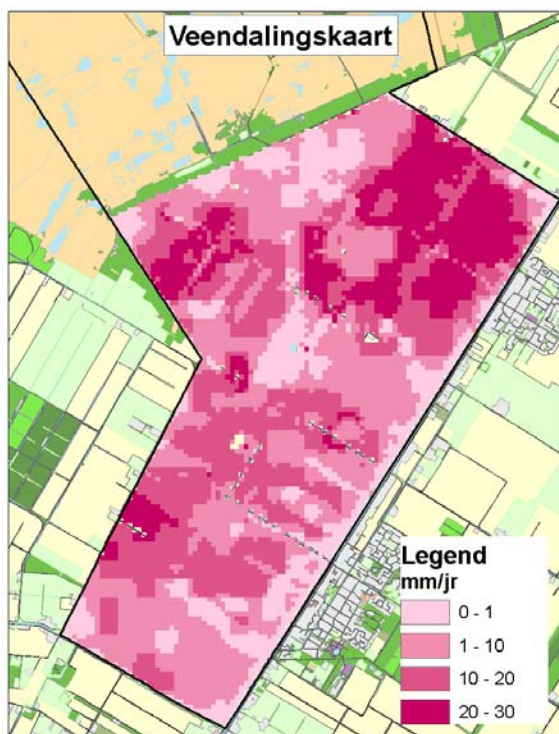
5.5.3. Discussie alternatieven waterbeheer en landgebruik Zevenblokken

De workshop over het gebied Zevenblokken heeft plaatsgevonden op 13 september 2011 bij het provinciehuis in Assen. Bij deze workshop waren onder andere medewerkers van de Provincie Drenthe, het waterschap Noorderzijlvest, LTO Noord, Natuurmonumenten, Gemeente Midden-Drenthe en DHV aanwezig. Tijdens deze workshop is gesproken over de vorming van een voorkeursvariant voor het peilbeheer. Hierbij is voornamelijk gekeken naar effecten voor de landbouw. De verschillen werden vergeleken middels 'waardekaarten' voor de doelrealisatie landbouw. Daarnaast is de wateropgave meegenomen bij het bespreken van maatregelen (Eikelboom et al. 2011).

Het gebied Zevenblokken is erg heterogeen. Ten eerste komt onder de veenlaag lokaal keileem voor, een moeilijk doordringbare materiaal dat de infiltratie van water beperkt. Plekken met keileem in de ondergrond zullen over het algemeen iets natter zijn. Een tweede oorzaak van deze heterogeniteit is toe te schrijven aan de vervening. Tijdens de vervening werd de bovenste laag van het veen, bolster genaamd, waarin zich nog levend of recentelijk afgestorven plantenmateriaal bevindt, opzij geplaatst. Bolster is niet geschikt voor turfproductie. De lagen daaronder zijn wel geschikt en werden dus verveend. Toen dit was afgerond werd de bolster teruggestort en meer of minder gelijkmatig verdeeld over de percelen. Daarna werd een zanddek opgebracht. Door de onregelmatige verspreiding van het bolstermateriaal en door verschillen in dikte van het bezandingsdek is heterogeniteit in het gebied ontstaan.

Kijkend naar het kaartmateriaal, dan laat de veendiktekaart (Figuur 5.8) zien, dat er een tweedeling te maken is tussen de ondiepe veengronden (tot 80 cm veen) en diepere veengronden (vanaf 120 cm veen). De ondiepe veengronden beslaan ruwweg 2/3 van het gebied. De diepere veengronden kunnen snellere maaiveldddaling vertonen doordat er meer organisch materiaal beschikbaar is voor afbraak. De categorie "gedeformeerde veengrond" geeft aan dat er minder dan 40 cm organisch materiaal in het profiel aanwezig is, de bodem is dan geen veenbodem meer. Als we de bodemkaart en de veendiktekaart (Figuur 5.8) met elkaar vergelijken dan zien we hier dat de bodemkaart verouderde informatie bevat. De veendiktekaart is met recente gegevens (veenkartering 2002-2006) gemaakt waardoor deze een beter beeld geeft van de huidige situatie.

Zuurstofintrusie in de bodem is afhankelijk van landgebruik. In veenweiden, waar niet geploegd wordt en waar de wortelzone ondiep is, is maaiveldddaling een stuk langzamer dan in percelen waar geploegd wordt en waar gewassen geteeld worden die dieper wortelen, zoals mais. Het gebied Zevenblokken kenmerkt zich door een diversiteit aan landgebruik: grasland, maisteelt, wintertarwe, bieten, snijbloemen. Voor het berekenen van maaiveldddaling is landgebruik onderverdeeld in twee categorieën: gras en overig, dit omdat graslanden zich kenmerken door een geringere maaiveldddaling dan de overige gewassen.



Figuur 5.20. Maaiveldalingskaart voor de Zevenblokken. Figuur 5.21. Hoogtekaart Zevenblokken

Maaivelddaling

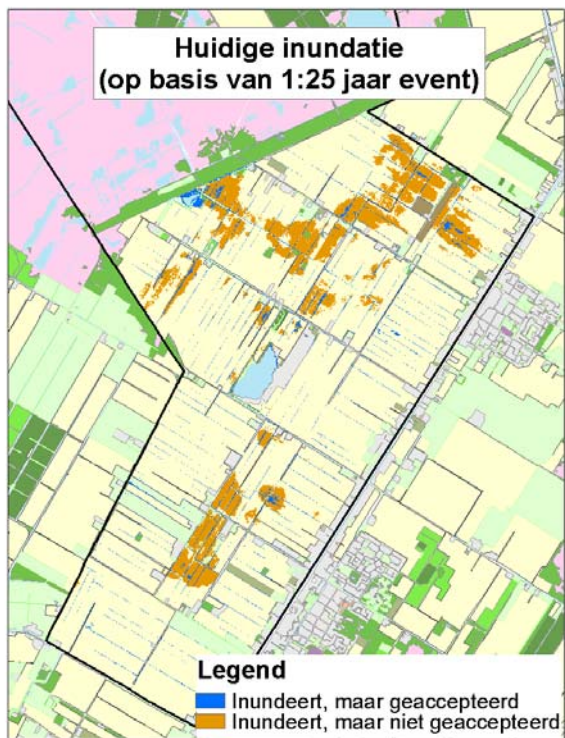
De kaart met de snelheden van maaivelddaling in 2050 bij een W+-scenario (Figuur 5.20) laat zien dat de gebieden met een grotere veendikte, zoals in de Noordwest-punt, zich ook kenmerken door een hogere dalingssnelheid (>2 cm/jr). Op sommige plekken is de maaivelddaling bijna nihil, dit door het dikke zanddek in combinatie met een slechts dunne laag organisch materiaal.

Als we de maaiveldalingskaart vergelijken met de hoogtekaart (Figuur 5.21) dan zien we dat vooral de delen die reeds laaggelegen zijn de grootste maaivelddalingssnelheden hebben doordat hier nog de dikste veenlagen worden aangetroffen. De veendiktekaart (Figuur 5.8) geeft ook aan welke delen van het gebied nog lange tijd zullen zakken: als de huidige trend wordt voortgezet dan zal lokaal de maaivelddaling nog 100 jaar doorgaan, terwijl op andere plekken de daling nu al gestopt is. De combinatie van grote lokale verschillen in maaivelddaling, de verwachte waterbergingsopgave en knelpunten in de waterafvoer (natschade) maken een combinatie van maatregelen noodzakelijk. Hierbij wordt gedacht aan maatregelen zoals (peilgestuurde) drainage, slootpeil aanpassen, open water en het plaatselijk ophogen van maaiveld.

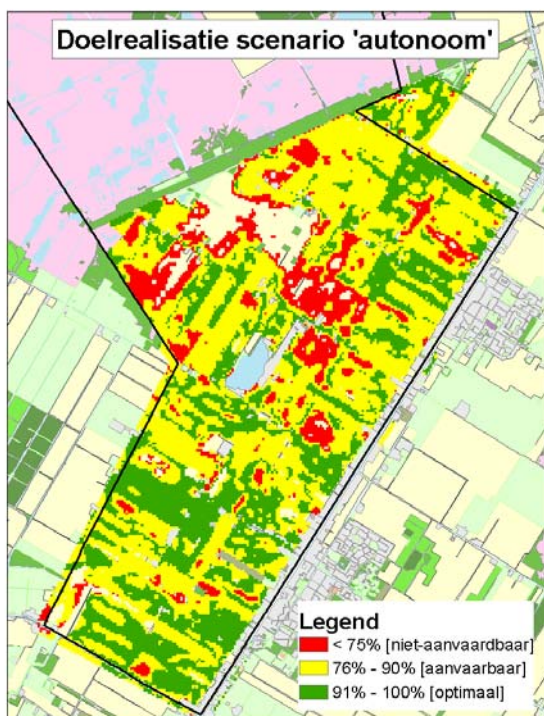
Scenario's

Tijdens de workshop is de problematiek in het onderzoeksgebied verkend aan de hand van scenario's. De verschillende scenario's zijn: autonoom, autonoom met drainage, natuur optimaal en landbouw optimaal. Natschade en inundatie van wegen (Figuur 5.22) zijn enkele van de knelpunten in het Zevenblokkengebied. Figuur 5.23 geeft de doelrealisatie landbouw weer bij het scenario 'autonoom'; te zien is dat lokaal de doelrealisatie is gedaald naar een niet-aanvaardbaar niveau. Door de deelnemers is verkend hoe deze knelpunten veranderen ten gevolge van een hypothetische verschuiving van prioriteiten in het gebied. Daartoe zijn winterpeilen bij de verschillende scenario's berekend. Voor het scenario 'landbouw optimaal' neemt de ontwateringsdiepte en daardoor maaiveldddaling toe. Het scenario 'natuur optimaal' geeft meer vernatting in het gebied. Het Fochteloërveen zou hiervan profiteren omdat de verdroging van het natuurgebied dan zal afnemen. De landbouw zou het meest profiteren van het intensiveren van de drainage en het verlagen van peilen. De veranderingen in doelrealisatie na de aanpassingen zijn weergegeven in Figuur 5.24. De verbeteringen leiden er toe dat grote delen die eerst een niet-aanvaardbare opbrengst hadden nu wel aanvaardbare opbrengsten hebben.

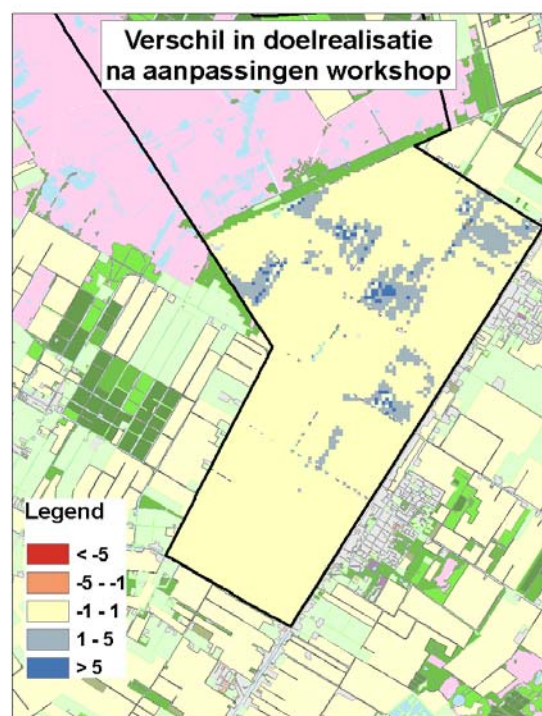
Om natschade en inundatie te beperken is onderzocht wat geschikte locaties zouden zijn voor waterberging. De opgave is dat er 500.000 m³ geborgen moet kunnen worden. Een van de mogelijkheden om aan deze opgave te voldoen kan het vergroten van het oppervlak open water zijn. In de huidige situatie is ca 1% van het oppervlak open water, dit zou dan verhoogd moeten worden naar 3%. Daarnaast kunnen permanente waterbergingslocaties aangewezen worden en kunnen grondwaterpeilen zo gemanipuleerd worden dat er in tijden van hevige regenval meer berging mogelijk is. De mogelijkheden om knijpduikers toe te passen en het aanpassen van stuwen zijn tot in detail verkend.



Figuur 5.22. Inundatiekaart



Figuur 5.23. doelrealisatie landbouw



Figuur 5.24 veranderingen in doelrealisatie na aanpassingen

Conclusies van de workshop over het gebied Zevenblokken

Het gebied Zevenblokken is voornamelijk als veenakker in gebruik. Het is qua bodem en landgebruik erg heterogeen. Er worden hoogwaardige gewassen geteeld. Het gebied wordt reeds diep gedraineerd maar door knelpunten in het huidige watersysteem vindt natschade plaats. Tijdens piekmomenten van neerslag kan deze niet afgevoerd worden waardoor wegen en percelen inunderen. De combinatie van grote lokale verschillen in maaiveldaling, de verwachte waterbergingsopgave en knelpunten in de waterafvoer (natschade) maken een combinatie van maatregelen noodzakelijk. Tijdens de workshop is gebleken dat waterberging noodzakelijk is. Bovendien heeft Natuurmomenten aangegeven welke percelen zij in het gebied bezit en op welke percelen waterberging mogelijk zou zijn. Ook zijn maatregelen bediscussieerd zoals (peilgestuurde) drainage, slootpeil aanpassen, het creëren van open water en het plaatselijk ophogen van maaiveld. Op deze manier zijn heel concrete oplossingen voor lokale problemen op tafel gekomen. Deze zullen in een later stadium nog nader moeten worden afgewogen.

5.6. Slotopmerkingen

In dit hoofdstuk is kaartmateriaal met achterliggende informatie gepresenteerd zoals gebruikt bij stakeholderworkshops in drie studiegebieden die een representatief beeld geven voor het Nederlandse veenweidegebied. In deze workshops zijn kaarten zoals GLG, landgebruik, maaiveldaling en doelrealisatie landbouw en natuur gebruikt om de problematiek in deze regio's te bespreken. Naast de toenemende kosten voor waterschappen om de gebieden te beheren zijn ook broeikasgasemissies, waterbergingsopgaven en schade aan funderingen door veenoxidatie besproken.

De drie gebieden vertegenwoordigen de verscheidenheid aan veengebieden zoals we die binnen Nederland kennen. In het westelijk veenweidegebied kennen we dikke veenlagen die rond de rivieren en stroompjes bedekt zijn met klei. De ontwateringsdiepte is gering, over het algemeen niet dieper dan 60 cm. Maaiveldaling is hier problematisch vanwege de ligging onder zeeniveau en de bijbehorende kosten om de polders tot het gewenste niveau te ontwateren. Ook de verschillen in maaiveldalingssnelheden tussen gebieden met en zonder kleidek zijn problematisch, evenals het toenemende hoogteverschil tussen natuurgebieden zoals b.v. de Nieuwkoopse Plassen en het omringende landbouwgebied, en bijbehorende wegzijgings- en droogteproblematiek.

In de noordelijke veengebieden is de veendikte geringer. De Tjeukemeerpolders zijn onder zeeniveau gelegen, gemalen zijn hier nodig om het water in (de boezem van) het Tjeukemeer te pompen, het hoogteverschil is hier echter kleiner dan in de westelijke veenweidegebieden het geval is. De verwachting is dat de lokale topografie in de komende twee eeuwen vrij sterk zal veranderen: maaiveldaling is in sommige delen van de polders gestopt doordat reeds al het veen geoxideerd is, in andere delen is nog circa 2 m veen aanwezig (-0.5m NAP). In de delen waar het veen al verveend en geoxideerd is ligt het maaiveld nu op ruim 2 m - NAP, op de plekken waar nog 2 m veen aanwezig is ligt het maaiveld op circa 50 cm - NAP. Hoogteverschillen zullen hier dus in het landbouwgebied in de tijd afnemen, terwijl het hoogteverschil met de Rottige Meente zal toenemen.

Hoe anders is dit in de veenakkers in het Zevenblokkengebied. Daar bevindt zich nog het dikste veen in de laagstgelegen delen van het gebied. Hierdoor zal de topografie in het gebied in de toekomst meer hoogteverschillen gaan krijgen. Bovendien speelt er een verdrogingsprobleem in het Fochteloërveen; grote investeringen worden gedaan om dit te beperken, aan de andere kant kampen delen van het landgebouwgebied Zevenblokken met natschade en wateroverlast.

Er is voorts een verschil in de mate waarin verschillende functies gecombineerd kunnen worden. In het westelijke veenweidegebied is combinatie van landbouw- en natuurfuncties in sommige polders mogelijk omdat de drooglegging daar relatief beperkt is (minder dan 60 cm). In de noordelijke veengebieden wordt veel dieper gedraineerd (tot 1,20 m) en zijn bij ruilverkavelingen keuzes gemaakt om de landbouw- en natuurfuncties te scheiden. Deze verschillen reflecteerden zich in de opties die in de workshops zijn besproken. In Zegveld werden binnen één polder alternatieven voor ruimtelijke verplaatsing van landbouw- en natuurgebieden besproken. In de beide noordelijke gebieden ging het veel meer over de interactie tussen de laaggelegen (en nog steeds dalende) polders en de naburige natuurgebieden (Rottige Meente en Fochteloërveen).

We kunnen concluderen dat er tijdens de workshops vele aspecten van veenproblematiek aan het licht gekomen zijn. Elk gebied kent zijn eigen palet met knelpunten waardoor het formuleren van eenduidige oplossingen altijd maatwerk is, waarbij gebiedsgericht gewerkt moet worden. Maaiveldddaling is problematisch, echter biedt het opzetten van peilen niet altijd een oplossing omdat de voornaamste economische drager, de landbouw, dan schade gaat lijden. Bovendien leiden peilverhogingen in (agrarische) veenweiden tot mobilisatie van fosfaat, dat kan uitspoelen naar grond- en oppervlaktewater (Van Dijk 2008). Bij de workshops is stevast gebleken dat stakeholders grote behoefte hebben aan betrouwbare en gedetailleerde, liefst ruimtelijk expliciete gegevens over maaiveldddaling. Hierbij gaat het niet alleen over huidige maaiveldddalingssnelheden, maar ook over veranderde snelheden als gevolg van b.v. klimaatverandering in de toekomst. De workshops hebben juist door het verstrekken van deze informatie, en door het laten zien van de effecten van adaptatiemaatregelen op de maaiveldddalingssnelheid, het inzicht bij de stakeholders vergroot en hun bereidheid om over adaptatiestrategieën na te denken sterk gestimuleerd.

6. Conclusies

De meeste knelpunten in veenweidegebieden die een duurzaam landgebruik op lange termijn in de weg staan zijn al eerder benoemd en verkend. Maaiveldddaling is een proces als gevolg van de ontwatering van de veenbodem en de daardoor op gang gebrachte oxidatie van het veen. Bijkomende knelpunten zijn de verslechtering van de waterkwaliteit, de mogelijke schade aan funderingen en (waterbeheers-)infrastructuur en de emissie van broeikasgassen. Het valt te verwachten dat klimaatverandering deze knelpunten zal verergeren.

De doelstelling van deze studie was om klimaateffecten op het proces van veenafbraak in veenweidegebieden beter te begrijpen en daardoor een bijdrage te leveren aan de kennis die nodig is om maatregelen voor klimaatadaptatie zo goed mogelijk te onderbouwen. Maatregelen in het waterbeheer zetten vaak in op het handhaven van waterpeilen op een niveau dat gunstig is voor de agrarische bedrijfsvoering. Kennis over veenafbraakprocessen is daarbij van belang om zo veel mogelijk uit te sluiten dat de maaiveldddaling zodanig gaat versnellen dat hoge kosten gemaakt moeten worden om genoemde knelpunten op te lossen.

Vanuit wetenschappelijk oogpunt is veenafbraak een interessant proces, omdat intacte hoog- en laagvenen het enige type landecosysteem vormen dat gedurende duizenden jaren een jaarlijkse opslag van organische stof kan handhaven. De plantaardige productie is in deze systemen structureel groter dan de afbraak. De hoge grondwaterstand in combinatie met de chemische samenstelling van het veen vormen samen de verklaring voor de trage afbraak van dood plantenmateriaal. De uiterst lage concentraties zuurstof in de bodem van intacte venen zorgen voor anaerobe condities, waarbij organisch materiaal langzamer afbreekt dan wanneer zuurstof ruim voorhanden is. De samenstelling van veen is daarbij ook van belang. De bomen, grassen en veenmossen in veensystemen bevatten veel fenolverbindingen, die onderdeel vormen van celwanden en een belangrijk bestanddeel van hout vormen. Fenolen komen ook opgelost in plantencellen voor en kunnen dan een functie hebben als verdediging tegen vraat of tegen bevriezing van het celvocht.

Recent onderzoek heeft zeer aannemelijk gemaakt dat juist deze fenolverbindingen ervoor zorgen dat er zonder zuurstof bijna geen veenafbraak plaatsvindt. Normaliter zou de bulk van het organisch materiaal in een veenbodem ook zonder zuurstof nog redelijk snel kunnen worden afgebroken met behulp van alternatieve electronenacceptoren die de rol van zuurstof overnemen, b.v. nitraat, ijzer of sulfaat. De fenolen zijn echter zonder zuurstof veel moeilijker afbreekbaar; studies in het lab met enzymactiviteiten hebben aangetoond dat juist het enzym fenoloxidase onder anaerobe condities nauwelijks actief is. De fenolen, die dus in een natte veenbodem vrijwel niet aan zuurstof zijn blootgesteld, sluiten de andere organische stoffen als het ware af voor de micro-organismen in de bodem. Pas als een veenbodem gedraineerd wordt en er lucht in doordringt, kunnen de fenolverbindingen worden losgemaakt en is het veenmateriaal als geheel afbreekbaar.

Deze studie heeft zich verdiept in het voorkomen van fenolen in de Nederlandse veenweidebodems en heeft metingen gedaan van de afbraaksnelheid van veen van verschillende dieptes in veenweiden in drie studiegebieden verspreid over Nederland: Zegveld (Utrecht-Zuid-Holland), de Groote Veenpolder en de

Veenpolder bij Echten (Friesland) en de Zevenblokken, hier zijn veenakkers bij Bovensmilde (Drenthe). Metingen aan bodemprofielen van veenbodems in deze studiegebieden lieten zien dat de concentraties oplosbare en vaste fenolverbindingen sterk verschilden tussen verschillende veentypen. Oligotrofe veentypen die aanwezig zijn waar vroeger hoogvenen zijn gedraineerd, bevatten duidelijk hogere concentraties fenolen dan gedraineerde eutrofe laagvenen. Het huidige landgebruik bleek daar minder eenduidige effecten op te hebben. De hoogste concentraties fenolen werden gevonden in het Fochteloërveen, waar vrijwel geen drainage heeft plaatsgevonden en het veen bestaat uit restanten van veenmosveen, de laagste concentraties in eutrofe veenweiden bij Nieuwkoop en Zegveld. Naast de verschillen in veentype spelen ook verschillen in drainage-historie een rol.

De afbraakexperimenten richtten zich op twee mogelijke gevolgen van klimaatverandering, nl. het vaker voorkomen van lange, droge perioden in de zomer en het vaker in contact komen van veenbodems met zwak brak water vanwege gebrek aan in te laten zoet water in zomerperiodes. Laboratoriumexperimenten waarbij veen van grotere diepte, dat niet eerder in contact is geweest met zuurstof, is geïncubeerd onder anoxische condities met perioden van blootstelling aan de lucht variërend van 0 tot 8 weken, lieten zien dat de normaal zeer lage afbraaksnelheid bij een aantal van deze bodems sterk werd versneld. Zelfs bij korte perioden van blootstelling kwam deze versnelling op gang. Een ander belangrijk resultaat was dat bij opnieuw van de lucht afsluiten de hogere afbraaksnelheid gehandhaafd bleef. Naast CO₂ werd nu ook CH₄ geproduceerd, wat bewijst dat de afbraak hier anaeroob verder ging. Dit wijst op een mogelijke rol voor fenolverbindingen, die normaal onder anoxische condities de afbraak van het veen laag houden, maar na contact met zuurstof het veen niet langer afschermen tegen microbiële afbraak. Voor de praktijk van het veenweidebeheer betekent dit dat met name nooit eerder aan de lucht blootgestelde veenlagen zeer voorzichtig moeten worden beheerd. Een eenmaal gedraineerde veenlaag zal na vernatting nooit de zeer langzame afbraaksnelheid meer bereiken die hij oorspronkelijk vertoonde. Bovendien trad verzuring op en kwam sulfaat vrij ten gevolge van de oxische perioden. Dit kan effect hebben op grond- en oppervlaktewaterkwaliteit.

Contact met brak water liet daarentegen geen verontrustende respons zien. De afbraak van het veen werd eerder langzamer dan sneller. Verhoogde concentraties sulfaat hadden klaarblijkelijk geen stimulerend effect op de afbraak. Deze resultaten van laboratoriumstudies worden bevestigd door een recente studie op polderschaal die in Noord-Holland is verricht (Van Dijk et al. 2013). Ook daar bleek verbrakking geen stimulerend effect te hebben op de veenafbraak. Al eerder is geconcludeerd dat ook de grasgroei in veenweiden nauwelijks wordt beïnvloed door een relatief korte periode van contact met zwak brak water.

De workshops die in het kader van de 1^e tranche-projecten van de Hotspot Ondiepe Wateren en veenweidegebieden zijn georganiseerd in 3 studiegebieden hebben aangetoond hoe belangrijk het is om stakeholders zo recent mogelijke gegevens te verstrekken over maaiveldddaling in hun specifieke regio. Gebleken is dat ruimtelijk expliciete informatie over huidige en toekomstige snelheden van maaiveldddaling sterk bijdraagt aan het besef van de ernst van de situatie. Ook het geven van inzicht over de manieren waarop dit proces kan worden vertraagd is hierbij van groot belang. Door de enorme verschillen tussen de regio's is een regionale benadering hierbij onmisbaar.

7. Literatuur

Brouns K., T. Eikelboom, J. T. A. Verhoeven, and R. Janssen. 2013a. Spatial analysis of soil subsidence in three Dutch peat areas in relation to management and climate change. In prep.

Brouns K., M. M. Hefting, and J. T. A. Verhoeven. 2013b. Summer drought releases latch on decomposition, regardless of peat type and land use type. In prep.

Brouns K., J. T. A. Verhoeven, and M. M. Hefting. 2013c. The effects of surface and groundwater salinisation on decomposition and mineralization of peat. In prep.

Brouns K., J. T. A. Verhoeven, and M. M. Hefting. 2013d. Vertical profiles of phenolic compounds, phenol oxidase activity and nutrients in Dutch peat areas. In prep.

Canavan R. W., C. P. Slomp, P. Jourabchi, P. Van Cappellen, A. M. Laverman, and G. A. van den Berg. 2006. Organic matter mineralization in sediment of a coastal freshwater lake and response to salinization. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, **70**:2836-2855.

Capone D. G. and R. P. Kiene. 1988. Comparison of microbial dynamics in marine and freshwater sediments: contrasts in anaerobic carbon catabolism. *Limnology & Oceanography*, **33**:725-749.

Cavanaugh G. M. 1956. Formulae and methods IV of the Marine Biological Laboratory Chemical Room, Woods Hole, Massachusetts.

Craine J. M., C. Morrow, and N. Fierer. 2007. Microbial nitrogen limitation increases decomposition. *Ecology*, **88**:2105-2113.

Davidson E. A. and I. A. Janssens. 2006. Temperature sensitivity of soil carbon decomposition and feedbacks to climate change. *Nature*, **440**:165-173.

De Louw, P. Verzilting in Nederland. 2007. Utrecht, Nederlandse Hydrologische Vereniging.

De Louw, P., Oude Essink, G., Stuurman, R., and Vos, P. Karakterisatie van ondiepe brak-zoute grondwatersystemen in Nederland. 2007. Leven met zout water, 24 september 2007.

Dell E. A., D. S. Carley, T. Ruffy, and W. Shi. 2012. Heat stress and N fertilization affect soil microbial and enzyme activities in the creeping bentgrass (*Agrostis Stolonifera* L.) rhizosphere. *Applied Soil Ecology*, **56**:19-26.

Dettling M. D., J. B. Yavitt, and S. H. Zinder. 2006. Control of organic carbon mineralization by alternative electron acceptors in four peatlands, central New York state, USA. *Wetlands*, **26**:917-927.

Dorrepaal E., S. Toet, R. S. P. van Logtestijn, E. Swart, M. J. van de Weg, T. V. Callaghan, and R. Aerts. 2009. Carbon respiration from subsurface peat accelerated by climate warming in the subarctic. *Nature*, **460**:616-619.

Eikelboom T., K. Brouns, F. Hellmann et al. 2011. Workshopverslag Zevenblokken en Fochteloërveen, Instituut voor Milieuvraagstukken, VU; Kennis voor Klimaat, Amsterdam.

Fenner N. and C. Freeman. 2011. Drought-induced carbon loss in peatlands. *Nature Geoscience*, **4**:895-900.

Freeman C., N. Ostle, and H. Kang. 2001. An enzymic 'latch' on a global carbon store: A shortage of oxygen locks up carbon in peatlands by restraining a single enzymes. *Nature*, **409**:149.

Freeman C., N. J. Ostle, N. Fenner, and H. Kang. 2004. A regulatory role for phenol oxidase during decomposition in peatlands. *Soil Biology & Biochemistry*, **36**:1663-1667.

Hellmann F., J. Van Amerom, R. Janssen, N. Omtzigt, and J. T. A. Verhoeven 2010. Verslag van de onderhandelingsworkshop "Planvorming in veenweidegebieden en ondiepe meren" Utrecht-Zuid-Holland, Instituut voor Milieuvraagstukken, VU; Kennis voor Klimaat, Amsterdam.

Hoogland T., J. J. H. Van den Akker, and D. J. Brus. 2012. Modeling the subsidence of peat soils in the Dutch coastal area. *Geoderma*, **171**:92-97.

Janssen F. B. 1986. Maaiveld dalingen in het Friese veenweidegebied. *Cultuurtechnisch Tijdschrift*, **26**:245.

Knorr M., S. D. Frey, and P. S. Curtis. 2005. Nitrogen additions and litter decomposition: A meta-analysis. *Ecology*, **86**:3252-3257.

Kosten S. 2011. Een frisse blik op warmer water. Over de invloed van klimaatverandering op de aquatische ecologie en hoe je de negatieve effecten kunt tegengaan, STOWA, Amersfoort.

Limpens J., F. Berendse, C. Blodau, J. G. Canadell, C. Freeman, J. Holden, N. Roulet, H. Rydin, and G. Schaepman-Strub. 2008. Peatlands and the carbon cycle: From local processes to global implications - A synthesis. *Biogeosciences Discussions*, **5**:1379-1419.

Mack M. C., E. A. G. Schuur, M. S. Bret-Harte, G. R. Shaver, and F. S. Chapin III. 2004. Ecosystem carbon storage in arctic tundra reduce by long-term nutrient fertilization. *Nature*, **431**:440-443.

Matocha C. J., G. R. Haszler, and J. H. Grove. 2004. Nitrogen fertilization suppresses soil phenol oxidase enzyme activity in no-tillage systems. *Soil Science*, **169**:708-714.

McClung G. and J. Frankenberger. 1987. Nitrogen mineralization rates in saline vs. salt-amended soils. *Plant and Soil*, **104**:13-21.

Mitsch W. J. and J. G. Gosselink 2007. *Wetlands*, Wiley, London, New York.

Morita H. 1981. Changes in phenolic composition of a peat soil due to cultivation. *Soil Science*, **131**:30-33.

Nieuwenhuis H. S. and F. Schokking. 1997. Land subsidence in drained peat areas of the Province of Friesland, the Netherlands. *Quarterly Journal of Engineering Geology*, **30**:37-48.

Pind A., C. Freeman, and M. A. Lock. 1994. Enzymic degradation of phenolic materials in peatlands - Measurement of phenol oxidase activity. *Plant and Soil*, **159**:227-231.

Portnoy J. W. and A. E. Giblin. 1997. Biogeochemical effects of seawater restoration to diked salt marshes. *Ecological Applications*, **7**:1054-1063.

Querner E. P., P. C. Jansen, and C. Kwakernaak. 2008. Effects of water level strategies in dutch peatlands: a scenario study for the polder Zegveld. *Proceedings of the 13th International Peat Congress: After Wise Use - The future of Peatlands*, Tullamore, Ireland, 8 - 13 June, 2008.- Tullamore : Tullamore, Ireland, 2008, 620-623.

Querner E. P., P. C. Jansen, J. J. H. Van den Akker, and C. Kwakernaak. 2012. Analysing water level strategies to reduce soil subsidence in Dutch peat meadows. *Journal of Hydrology*, **446**:59-69.

Rienks W. A. and A. L. Gerritsen. 2005. *Veenweide 25 x belicht: een bloemlezing van het onderzoek van Wageningen UR*. Alterra Speciale Uitgaven 2005/11.

Scheffer R. A., R. S. P. Logtestijn, and J. T. A. Verhoeven. 2001. Decomposition of *Carex* and *Sphagnum* litter in two mesotrophic fens differing in dominant plant species. *Oikos*, **92**:44-54.

Schothorst C. J. 1977. Subsidence of low moor peat soils in the western Netherlands. *Geoderma*, **17**:265-291.

Sinsabaugh R. L. 2010. Phenol oxidase, peroxidase and organic matter dynamics of soil. *Soil Biology and Biochemistry*, **42**:391-404.

Toberman H., R. Laiho, C. D. Evans, R. R. E. Artz, N. Fenner, P. Strakov+í, and C. Freeman. 2010. Long-term drainage for forestry inhibits extracellular phenol oxidase activity in Finnish boreal mire peat. *European Journal of Soil Science*, **61**:950-957.

Van Breemen N. 1995. How *Sphagnum* bogs down other plants. *Trends in Ecology and Evolution*, **10**:270-275.

Van den Akker, J. J. H., Beuving, J., Hendriks, R. F. A., and Wolleswinkel, R. J. Maaiveld daling, afbraak en CO₂ emissie van Nederlandse veenweidegebieden. 83, 32. 2007.

Van den Akker, J. J. H., Bulterman, Rini, Reitsma, Jan Jelle, and Bogaard, Marinus. Onderwaterdrains: perspectief voor veenbodemon landbouw? [www.waarheenmethetveen.nl/data/Lezing%](http://www.waarheenmethetveen.nl/data/Lezing%202009). 2009.

Van den Akker J. J. H. and T. Hoogland. 2011. Comparison of risk assessment methods to determine the subsoil compaction risk of agricultural soils in The Netherlands. *Soil & Tillage Research*, **114**:146-154.

Van den Hurk B., A. Klein Tank, G. Lenderink, A. Van Ulden, G. J. Van Oldenborgh, C. Katsman, H. Van den Brink, F. Keller, J. Bessembinder, G. Burgers, G. Komen, W. Hazeleger, and S. Drijfhout. 2006. KNMI Climate Change Scenarios 2006 for the Netherlands. KNMI, De Bilt, the Netherlands.

Van Den Pol Van Dasselaar and E. A. Lantinga. 1995. Modelling the carbon cycle of grassland in the Netherlands under various management strategies and environmental conditions. *Netherlands Journal of Agricultural Science*, **43**:183-194.

Van Dijk G., R. Loeb, A. J. P. Smolders, and P. J. Westendorp. 2013. Verbrakking in Laag-Nederland: bedreiging of kans? *H₂O*, **2013**:38-40.

Van Dijk J. 2008. Vernatting in het Westelijk veenweidegebied. *Landschap*, **21**:5-15.

Verhoeven J. T. A. 1992. Fens and bogs in the Netherlands: Vegetation, history, nutrient dynamics and conservation, Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, The Netherlands.

Verhoeven J. T. A. 2009. Wetland biogeochemical cycles and their interactions. Pages 266-281 in E Maltby and T Barker, editors. The Wetlands Handbook. Wiley-Blackwell, Chichester, UK.

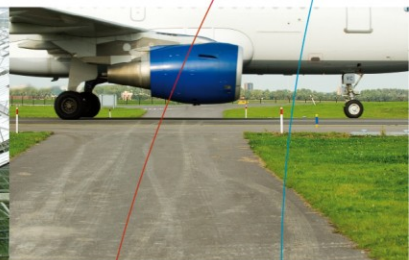
Verhoeven J. T. A. and W. M. Liefveld. 1997. The ecological significance of organochemical compounds in Sphagnum. Acta Botanica Neerlandica, **46**:117-130.

Verhoeven J. T. A., M. P. C. P. Paulissen, M. Ouboter et al. 2012. Klimaat effecten op de Natura 2000 moerascorridor, provincie Zuid-Holland.

Vermaat J. E., J. Harmsen, F. Hellmann et al. 2012. Zwavedynamiek in het West-Nederlandse laagveengebied, met het ook op klimaatverandering, Provincie Zuid-Holland, Den Haag.

Williams C. J., E. A. Shingara, and J. B. Yavitt. 2000. Phenol oxidase activity in peatlands in New York state: Response to summer drought and peat type. Wetlands, **20**:416-421.

Williams C. J. and J. B. Yavitt. 2003. Botanical composition of peat and degree of peat decomposition in three temperate peatlands. Ecoscience, **10**:85-95.



Ontwikkelen van wetenschappelijke en toegepaste kennis voor een
klimaatbestendige inrichting van Nederland en het creëren van een
duurzame kennisinfrastructuur voor het omgaan met klimaatverandering

Contactinformatie

Programmabureau Kennis voor Klimaat

Secretariaat:

p/a Universiteit Utrecht

Postbus 85337

3508 AH Utrecht

T +31 88 335 7881

E office@kennisvoorklimaat.nl

Communicatie:

p/a Alterra, Wageningen UR

Postbus 47

6700 AA Wageningen

T +31 317 48 6540

E info@kennisvoorklimaat.nl

www.kennisvoorklimaat.nl

