

# **CO<sub>2</sub>, N<sub>2</sub>O en CH<sub>4</sub> emissies en bodemdaling in de Friese Veenweiden**

Kan onderwaterdrainage veenoxidatie en emissies uit veengebieden duurzaam verlagen?

Geschreven door:  
Merit van den Berg  
Stefan Weideveld  
Jeroen Geurts  
Christian Fritz

Met wetenschappelijke bijdragen van: Sarian Kosten, Fons Smolders, Leon Lamers, Florian Wichern, Weier Liu, Ralf Aben

Technische rapportage: Project 'Monitoring veenoxidatiesnelheden en broeikasgasemissies PF-2016/165140'





Foto - Stefan Weideveld

**Disclaimer**

Rapport: Aan dit rapport kunnen geen rechten worden ontleend. De auteurs zijn niet verantwoordelijk voor eventuele fouten of consequenties. Aanvullingen of verbeteringen zijn welkom.

Nijmegen, 10 september 2019

# Inhoudsopgave

Samenvatting.....	3
1. Inleiding.....	5
1.1 Algemeen.....	5
1.2 Veenweide in de provincie Fryslân.....	5
1.3 Onderwaterdrainage als mitigatie maatregel.....	6
1.4 Emissiemetingen van CO <sub>2</sub> en andere broeikasgassen in de Friese veenweiden .....	7
1.5 Doelstelling onderzoek .....	7
2. Meetmethodes .....	8
2.1 Meetlocaties .....	8
2.2 Gasfluxen .....	10
2.3 Maaiveld daling.....	12
2.4 Gewasopbrengst .....	12
2.5 Bemesting .....	12
2.6 Vochtgehalten in de bodem .....	13
2.7 Meststoffen, zwavel en ijzer in bodemvocht, bodem en oppervlaktewater.....	13
2.8 Bodemincubatie .....	13
2.9 Statistiek .....	13
3. Resultaten.....	14
3.1 Hydrologie.....	14
3.1.1 Meteorologische omstandigheden .....	14
3.1.2 Effect van onderwaterdrainage op infiltratie en drainage .....	14
3.2 Broeikasgasemissies.....	18
3.2.1 Koolstofdioxide (CO <sub>2</sub> ).....	18
3.2.2 Methaan (CH <sub>4</sub> ) en lachgas (N <sub>2</sub> O) .....	22
3.2.3 Broeikasgasbalans .....	23
3.2.4 Bodemincubaties en potentiële CO <sub>2</sub> productie op verschillende dieptes.....	24
3.3 Maaiveldfluctuatie .....	25
3.5. Grondwaterstanden en bodemvocht in ruimte en tijd .....	31
3.5.2 Opbolling en uitzakking tussen de drainagebuizen .....	33
3.5.3 Slooppeilen .....	34
3.5.4 Bodemvocht .....	37
3.6 Effect van onderwaterdrainage en drukdrainage op temperatuur .....	39
3.7 Bodem- en waterkwaliteit .....	40
3.8 Kwaliteit van slotwater, bodemvocht en drainagewater .....	43
4. Discussie en conclusies.....	44

4.1 Algemeen.....	44
4.2 Onderwaterdrainage effect op emissies van CO <sub>2</sub> , CH <sub>4</sub> en N <sub>2</sub> O.....	44
4.3 Welke factoren beïnvloeden het effect van onderwaterdrainage op CO <sub>2</sub> emissie?.....	45
4.4 Anvullende indicatoren voor CO <sub>2</sub> emissies.....	47
4.5 Onzekerheden omtrent jaarbudgetten.....	48
4.6 Kort-cyclische koolstof voorraad en consequenties voor jaarbudgetten.....	49
4.7 Grasopbrengst en bodemkwaliteit.....	50
Aanbevelingen.....	51
Dankwoord.....	52
Literatuur.....	53
Appendix I: Informatie meetlocaties.....	57
Appendix II: Flux berekeningen.....	59
Appendix III: Broeikasgasbalans.....	61
Appendix IV: Verloop van R <sub>eco</sub> & NEE in 2017 & 2018.....	62
Appendix V: Maaiveld hoogte volgt grondwaterstanden.....	63
Appendix VI: Slooppeilen.....	65
Appendix VII: Bulk dichtheid.....	67
Appendix VIII: Bodemvocht.....	68
Appendix IX: Vergelijking Reco en GPP met veldmetingen van Tiemeyer en collega's (2016).....	69
Appendix X: Vergelijking van CO <sub>2</sub> uitstoot en waterstanden op intensief gebruikte graslanden.....	70

## Samenvatting

Veen is een belangrijk aspect van de leefomgeving en voor de economische activiteiten in Friesland. Ontwatering van veen leidt tot bodemdaling en hoge broeikasgasemissies, voornamelijk bestaande uit koolstofdioxide (CO<sub>2</sub>) en lachgas (N<sub>2</sub>O) uit gedraineerde veenweidepercelen en methaan (CH<sub>4</sub>) uit watervoerende drainage infrastructuur (vaarten, sloten, greppels). Om bodemdaling en CO<sub>2</sub> emissies uit percelen te reduceren wordt er naar maatregelen gezocht, waar onderwaterdrainage er één van is.

Sinds 2016 experimenteert de Provincie Fryslân in samenwerking met Wetterskip Fryslân op acht proefboerderijen met aanleg en gebruik van onderwaterdrainage in representatieve graslanden (gangbaar gebruik) met een drooglegging van 60 cm.

Vanuit de Radboud Universiteit is in de periode januari 2017 tot januari 2019 onderzoek gedaan naar de effecten van onderwaterdrainage op:

- Netto emissie van CO<sub>2</sub>: CO<sub>2</sub> opname door het gewas en CO<sub>2</sub> uitstoot door bodemprocessen en het gewas
- Gewas opbrengst (CO<sub>2</sub> export)
- Maaiveldhoogtes
- Netto emissie van N<sub>2</sub>O en CH<sub>4</sub>
- Waterstanden en bodemvocht
- Bodemtemperatuur
- Bodemkarakteristieken: pH, dichtheid, koolstofgehalte e.a.
- Uitspoeling van nutriënten

Op totaal 11 percelen zijn de effecten van onderwaterdrainage (vier percelen) en drukdrainage (één perceel) op emissies bepaald en vergeleken met sloot-gestuurde drainage (zes percelen). De meetlocaties zijn verdeeld over Friesland, waarbij locaties aanwezig zijn met en zonder schalterveen en met en zonder (klei-veen) deklaag. De deklaag bestaat uit veen en lutum met organisch stofgehalten van 10-30% (10 g OM/kg bodem). Op 32-38 meetdagen, evenwichtig verspreid over de twee meetjaren, konden broeikasgasemissies direct vergeleken worden tussen een controleperceel (alleen slootgestuurde drainage) en het bijhorende drainageperceel (perceel met onderwaterdrainage/drukdrainage). De metingen op de locatie met drukdrainage zijn in 2018 begonnen. De effecten van een hoger slootpeil in het voorjaar/zomer (hoogzomerpeil) op emissies, waterstanden en maaiveldfluctuaties zijn ook in kaart gebracht op één perceel. Voor emissiemetingen is gebruik gemaakt van de standaardmethode voor kamermetingen, welke in Nederland en wereldwijd veelvuldig toegepast wordt. Waterstanden zijn met behulp van waterstandloggers en aanvullende handmetingen gemeten. Maaiveldhoogtes en seizoenale hoogtelfluctuaties zijn met laser hoogtemetingen in transecten en via handmetingen aan vaste referentiepunten (vier per perceel) in kaart gebracht. Het bodem- en nutriëntenonderzoek is uitgevoerd met herhaaldelijke bodemanalyses tot gemiddeld 70 cm diepte en bemonstering van oppervlaktewater als ook drainagewater. Door het aantal deelnemende proefboerderijen (vijf) en het grote aantal herhalingen in ruimte en tijd, kan dit veldonderzoek een belangrijke bijdrage leveren om CO<sub>2</sub> emissiefactoren voor intensief landgebruik op ontwaterd veen in te schatten en de effecten van onderwaterdrainage op CO<sub>2</sub> emissie te kwantificeren.

De uitstoot van CO<sub>2</sub> leverde de grootste bijdrage aan de totale broeikasgasemissie (>90% van alle emissies). CO<sub>2</sub> emissies waren gemiddeld circa 55 ton CO<sub>2</sub> per ha per jaar (n=19), waarbij er geen verschil tussen percelen met onderwaterdrainage- en controlepercelen is gevonden. In de literatuur worden ook emissies in de orde van 40-80 ton CO<sub>2</sub> per ha per jaar vermeld voor veenweiden met een hoge gewasproductie als gevolg van intensieve bemesting, grondbewerking en ontwatering. De hoogte van de gemeten fluxen op 2 percelen in de westelijke veenweide zijn duidelijk lager. Om dit verschil beter te kwantificeren wordt in het kader van het nationale onderzoeksprogramma veenweide een directe vergelijking van CO<sub>2</sub> emissies tussen vijf verschillende veengebieden in Nederland vanaf 2020 uitgevoerd met parallele metingen.

In de meetjaren 2017 en 2018 was temperatuur de belangrijkste verklarende factor voor de variatie in CO<sub>2</sub> en niet grondwaterstand. In percelen met onderwaterdrainage waren grondwaterstanden tijdens de zomer 10-20 cm hoger en in het extreem droge jaar 2018 zelf tot 30 cm hoger dan in de controlepercelen. Een effect op de CO<sub>2</sub> emissie was echter niet zichtbaar. In de zomer zijn er hogere CO<sub>2</sub> emissies gemeten op dagen dat de top 40 cm van de bodem een hoge vochtvoorziening had (door regen en/of irrigatie) dan op dagen met een droge top 40 cm. Tijdens de zomerperiode in beide jaren is de uitstoot van CO<sub>2</sub> in percelen met onderwaterdrainage bij een aantal metingen zelfs hoger dan in de controlepercelen ondanks hogere grondwaterstanden in percelen met onderwaterdrainage. Waarschijnlijk was de bodem zo ver uitgedroogd dat vocht-limiterende omstandigheden ontstonden voor microorganismen, waardoor de afbraak van organisch materiaal werd geremd in de controlepercelen. Het optreden van hoge CO<sub>2</sub> emissies bij optimale vochtvoorziening van de toplaag (40 cm) is in de literatuur al eerder beschreven op basis resultaten van kolomexperimenten. Interessant is ook dat een extreem droog jaar (2018) tot iets lagere CO<sub>2</sub> emissies (gemiddeld 15%) heeft geleid vergeleken met een even warm jaar (2017) met een matig neerslagtekort en frequente neerslag in de maanden juli en augustus.

Uit de resultaten blijkt dat er geen verschil is in het effect van onderwaterdrainage op CO<sub>2</sub> emissie tussen de locaties met een deklaag en de locatie zonder. Ook de hoogtes van de CO<sub>2</sub> emissies verschillen nauwelijks tussen de locaties, behalve in het jaar 2018. Hier heeft de locatie zonder deklaag en met de hoogste koolstofvoorraad (gemiddeld 97 kg C/m<sup>3</sup> in top 70 cm) een substantieel hogere CO<sub>2</sub> uitstoot (+13 ton CO<sub>2</sub> ha<sup>-1</sup> jaar<sup>-1</sup>) in vergelijking met de locaties met een deklaag (gemiddeld 79 kg C/m<sup>3</sup> in top 70 cm).

Hoogtemetingen laten door het jaar heen een nauw verband zien tussen maaiveldhoogte en grondwaterstanden. Uitzakkende grondwaterstanden van 100 cm hebben een maaivelddaling van 5-10 cm als gevolg. Het grootste deel van deze daling is reversibel, in de winter zwellen de veen- en deklagen namelijk weer op. Dit seizoenaal patroon is ook bekend als 'peatland surface oscillation' of 'mooratumung' en kan door reversibel zwellen, krimpen en zakken van bodemdeeltjes/bodemlagen verklaard worden. In tegenstelling tot CO<sub>2</sub> emissies heeft onderwaterdrainage een duidelijk effect op seizoenale hoogteverschillen gehad. Percelen met onderwaterdrainage lieten 30-40% minder maaiveldschommelingen (3-5 cm fluctuatie) zien dan de controlepercelen. Dit verschil komt goed overeen met het minder ver uitzakken van grondwaterstanden in de zomer bij percelen met onderwaterdrainage. Ook over de periode maart 2017 en maart 2019 zijn er effecten van onderwaterdrainage op maaiveldhoogte gevonden, waarbij de grootste verschillen in het eerste jaar zijn waargenomen. Dit betekent dat de hier gevonden veranderingen in maaiveldhoogtes (seizoenaal en meerjaren) niet vertaald kunnen worden naar CO<sub>2</sub> emissies.

De grasopbrengst (drogestof) en dus CO<sub>2</sub> opname via het gewas (GPP – gross primary production) was hoog (10,5 – 14,5 t ds ha<sup>-1</sup> jaar<sup>-1</sup>). Onderwaterdrainage had geen duidelijk effect op grasopbrengst. In het extreem droge jaar 2018 waren opbrengsten 20-30% lager met slechts één van vijf bedrijven waar een extra snede van het onderwaterdrainageperceel kon worden gehaald terwijl de opbrengst op twee andere bedrijven lager was ten opzichte van de controlepercelen. De potentiële uitspoeling van nutriënten (NPK) is substantieel in zowel onderwaterdrainagepercelen als in controlepercelen. In drainagebuizen zijn hoge fosfor-, nitraat- en ammoniumconcentraties gemeten. De opname en export van nutriënten via het gewas lijkt niet te zijn beïnvloed door onderwaterdrainage.

Uit het onderzoek kan geconcludeerd worden dat door aanleg van onderwaterdrainage waterstanden veranderen (winter lager, zomer hoger), wat het zwellen en krimpen van organisch bodemmateriaal en daarmee het volume van de bodem beïnvloedt. Een effect van onderwaterdrainage op CO<sub>2</sub> emissies ontbreekt in de meetjaren. Op basis van literatuuronderzoek en emissiemetingen zou een CO<sub>2</sub> reductie op veen bereikt kunnen worden door grasproductie bij afbraak-verlagende waterstanden (> - 30 cm) en verlaging van stikstofgehalten in veen/organische bodemlagen. Proeven op praktijkschaal (mildere drooglegging/hoogzomer peil, greppel bevloeiing, lage stickstof giften) vergroot de keuzemogelijkheid voor landbouwbedrijven om CO<sub>2</sub>-neutrale productielijnen op veen te ontwikkelen. Daadwerkelijke CO<sub>2</sub> emissiemetingen zijn vervolgens nodig om de effectiviteit van maatregelen te kwantificeren. De meest effectieve maatregelen zullen helpen om de opgeslagen koolstof in de Friese veenweiden voor volgende generaties te behouden.



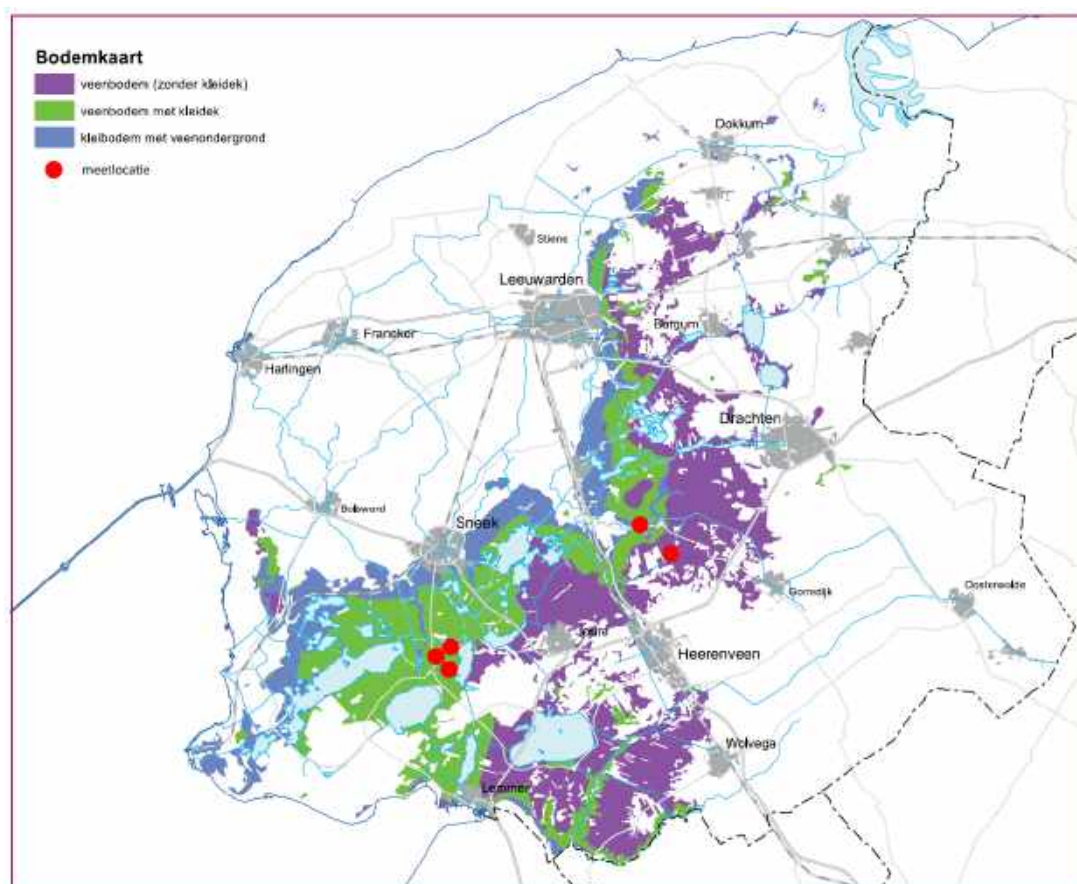
## 1. Inleiding

### 1.1 Algemeen

Sinds de middeleeuwen worden veengebieden in Nederland gedraineerd ten behoeve van de landbouw. Veen bestaat voornamelijk uit organisch materiaal (plantenresten) wat zich over duizenden jaren kan accumuleren tot dikke pakketten welke niet worden afgebroken door de hoge waterstanden (anoxische condities). Door drainage komt de grondwaterstand tot (ver) onder het maaiveld, waardoor bacteriën met behulp van zuurstof het organische materiaal kunnen omzetten naar koolstofdioxide (CO<sub>2</sub>). Het gevolg is het verdwijnen van veenbodems (2000 ha/jaar) (van den Akker et al. 2005), maaiveldddaling (0,8 cm/jaar) (van der Born et al. 2016) en CO<sub>2</sub> emissie (4,2-7 t/jaar) (Kwakernaak et al. 2010, Arets et al. 2018). Met name de maaiveldddaling gaat gepaard met hoge kosten door schade aan infrastructuur en bebouwing (1 miljard euro tot 2050 in het landelijke gebied) (van der Born et al. 2016) en waterbeheer (200 miljoen euro de komende 40 jaar) (van der Born et al. 2016). Om de grondwaterstand voor maaiveldddaling te compenseren wordt het waterpeil continu naar beneden gebracht waardoor maaiveldddaling blijft doorgaan. Hierdoor ontstaan hoogteverschillen tussen natuurlijke veengebieden, bebouwde gebieden (met een hoog waterpeil) en de omliggende landbouwgebieden, waardoor het steeds moeilijker wordt om de natuurgebieden nat te houden en te voorkomen dat bebouwing verzakt (Provincie Fryslân 2015).

### 1.2 Veenweide in de provincie Fryslân

Het Friese veenweidegebied heeft een areaal van 85.000 ha (Figuur 1.1), waarvan 62% wordt gebruikt voor landbouw (met name grasland). In Friesland is de dikte van het veenpakket relatief dun: het grootste deel heeft een dikte minder dan 2 m. In het westen is het veen bedekt met een klei-veen deklaag (zie Figuur 1.1).

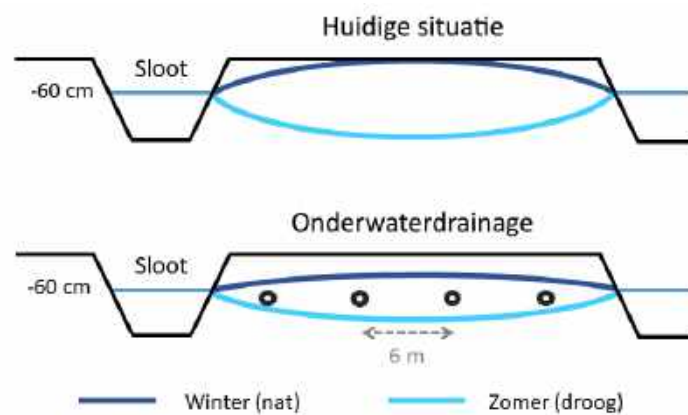


**Figuur 1.1.** Bodemkaart veenweide Friesland (Provincie Fryslân 2015) met de meetlocaties van dit onderzoek.

Voor het ondiepe veen (<1 m) geldt dat als er geen maatregelen worden genomen het veen over 100 jaar verdwenen is. Om het karakteristieke veenweidelandschap in Friesland te behouden is er een ontwikkelingsperspectief tot het jaar 2100 beschreven in de Veenweidevisie (Provincie Fryslân 2015). In een gebied van ongeveer 54.000 ha kunnen maatregelen als peilverhoging of onderwaterdrainage worden toegepast om CO<sub>2</sub> emissie en veenoxidatie te verlagen met als doel meer tijd te hebben om te anticiperen op verdere maaiveldddaling (Provincie Fryslân 2015). Van een ander deel van het veen in Friesland (20.000 ha) is het veenpakket al zo dun of verdwenen dat dergelijke maatregelen niet meer zullen worden toegepast.

### 1.3 Onderwaterdrainage als mitigatie maatregel

Onderwaterdrainage wordt gezien als een optie om de maaiveldddaling (en dus de kosten) uit ontwaterde venen te verminderen. Hierbij worden drainagebuizen op een diepte onder het slootpeil geplaatst met een onderlinge afstand van 4-8 m, zodat de buizen naast een drainerende functie (in de winter) ook water kunnen infiltreren in droge periodes (zomer) (Figuur 1.2).



**Figuur 1.2** Schematische werking van onderwaterdrainage, met drainage buizen net onder slootpeil op 6 m afstand van elkaar (situatie Friesland). De drainagebuizen zorgen voor een lagere waterstand in natte periodes en hogere waterstand in droge periodes.

Dit zorgt voor een verhoging van de grondwaterstand in warmere periodes waardoor de veenafbraak verminderd zou moeten worden. Er wordt op dit moment gerekend met een 50% reductie van CO<sub>2</sub> emissie (van der Born et al. 2016). Deze reductie is gebaseerd op onderzoek in proeflocatie Zegveld. Hierbij is een correlatie gevonden tussen maaiveldddaling en de gemiddelde laagste grondwaterstand (GLG: 3 laagste grondwaterstanden gemiddeld van een jaar, met gemiddeld twee-wekelijkse metingen, met het gemiddelde van deze jaarlijkse waarden over een periode van tenminste 8 jaar). Onderwaterdrainage (OWD) reduceert de lage grondwaterstanden in de zomer en dus GLG. De fysieke verklaring waarom de relatie tussen GLG en maaiveldddaling bestaat is tot nu toe speculatief. Een hypothese is dat dieper veen sneller afbreekt dan minder diep veen.

De reductie van maaiveldddaling wordt één op één gerelateerd aan CO<sub>2</sub> emissie m.b.v. een model gebaseerd op de relatie tussen GLG en bodemdaling (Stowa 2015, Arets et al. 2018), waardoor ook een reductie van 50% CO<sub>2</sub> emissie wordt verwacht (van den Akker et al. 2008). Of deze aanname klopt is niet in de praktijk getoetst: de effecten van onderwaterdrainage zijn niet eerder door emissiemetingen in kaart gebracht.

## 1.4 Emissiemetingen van CO<sub>2</sub> en andere broeikasgassen in de Friese veenweiden

In het algemeen zijn in de veenweidegebieden in Nederland maar weinig metingen aan emissies van CO<sub>2</sub>, methaan (CH<sub>4</sub>) en lachgas (N<sub>2</sub>O) verricht. De handvol percelen die gemeten zijn beperken zich op de westelijke veenweiden (Jacobs et al. 2007, Schrier-Uijl et al. 2014). Schattingen van CO<sub>2</sub>-emissies uit gedraineerd veen in Noord-Nederland (Friesland, Groningen en Drenthe) beperken zich tot modellen (Jacobs et al. 2007, Arets et al. 2018). Ook metingen van maaiveldddaling en grondwaterstand gestuurde hoogteschommelingen zijn niet gepubliceerd voor de Friese veenweide. Om maaiveldddaling van hoogteschommelingen te onderscheiden zijn langjarige metingen en correctie van volumeverandering van het veen nodig, omdat seizoensgebonden hoogteverschillen (krimp en zwel door variatie in grondwaterstand) veel groter zijn dan de daling door veenoxidatie (Eggelsmann 1976, Schipper & Mcleod 2002, Fritz 2006).

Om dus zowel de werking van onderwaterdrainage op bodemdaling als veenoxidatie in Friesland te valideren is het nodig dat er langjarige metingen plaatsvinden. Voor veenoxidatie is het meten van CO<sub>2</sub> emissies de meest directe manier, omdat bodemkoolstof omgezet wordt naar CO<sub>2</sub> en een zeer klein deel naar CH<sub>4</sub>. Maaiveldddaling door oxidatie is onomkeerbaar in gedraineerde percelen, omdat er geen veenvormende, koolstofvastleggende vegetatie aanwezig is. Het nadeel van het meten van CO<sub>2</sub> emissies is dat niet alleen veenoxidatie voor CO<sub>2</sub> uitstoot verantwoordelijk is, maar er ook plant- en bodemrespiratie plaatsvindt. Daarbij wordt er koolstof aan het systeem toegevoegd door mest en wordt er koolstof verwijderd door grasopbrengst. Al deze koolstoffluxen moeten daarom ook in kaart gebracht worden (zie paragraaf 2.3).

## 1.5 Doelstelling onderzoek

In opdracht van Provincie Fryslân zijn sinds oktober 2016 CO<sub>2</sub> emissies gemonitord om koolstofverliezen (door veenoxidatie en afbraak van organisch materiaal) met en zonder onderwaterdrainage op vijf locaties in Friesland (zie Figuur 1.1) in kaart te brengen. Door o.a. maaiveldddaling en andere omgevingsvariabelen te meten, kan gekeken worden of de bestaande methodes om veenoxidatie te berekenen toereikend zijn. De invloed van onderwaterdrainage op de andere belangrijke broeikasgassen methaan (CH<sub>4</sub>) en lachgas (N<sub>2</sub>O) is ook meegenomen in het onderzoek.

Naast broeikasgassen en bodemdaling zijn ook grasopbrengst en –kwaliteit en de water- en bodemkwaliteit op de verschillende locaties gemeten en met elkaar vergeleken. Het doel is om daarmee inzicht te krijgen in de invloed van onderwaterdrainage en de verschillende diktes van de deklaag op de dynamiek van de vocht- en nutriëntenhuishouding

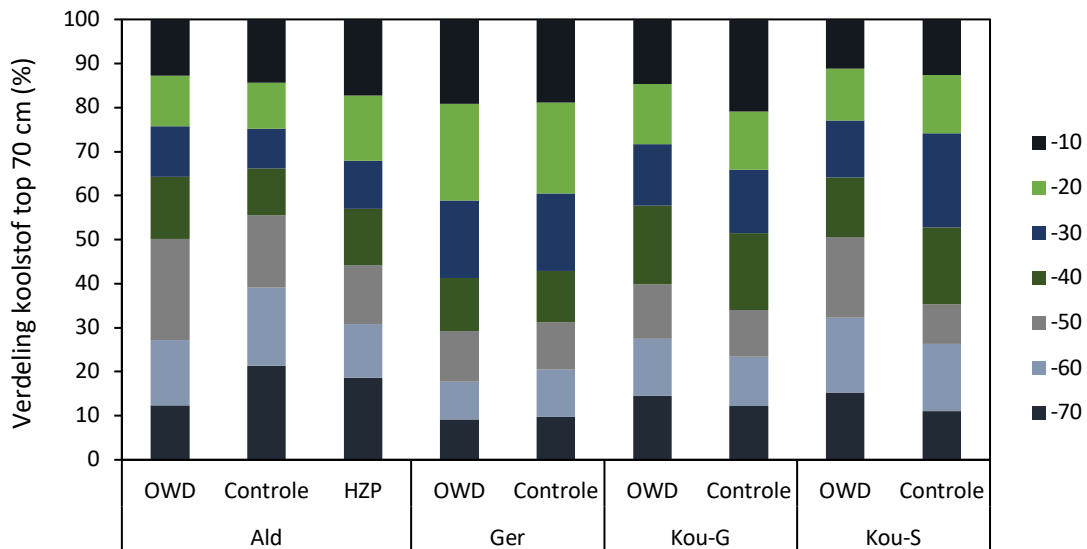
Een belangrijke vraag van dit onderzoek is of door het toepassen van onderwaterdrainage CO<sub>2</sub>-emissies met ongeveer 50% op jaarbasis gereduceerd kunnen worden. De reductie in CO<sub>2</sub>-uitstoot zal gekoppeld zijn aan minder afbraak van organisch materiaal (e.g. veenoxidatie). Verder is de verwachting dat grondwaterpeilen op percelen met onderwaterdrainage in de zomer duidelijk hoger zijn (+ 20/ +40 cm) en vochtgehalten in de wortelzone hoog genoeg om in periodes van neerslagtekorten grasgroei te stimuleren ten opzichte van controlepercelen.

Deze rapportage geeft de belangrijkste bevindingen van dit onderzoek weer, waarbij globale conclusies getrokken worden uit de resultaten.

## 2. Meetmethodes

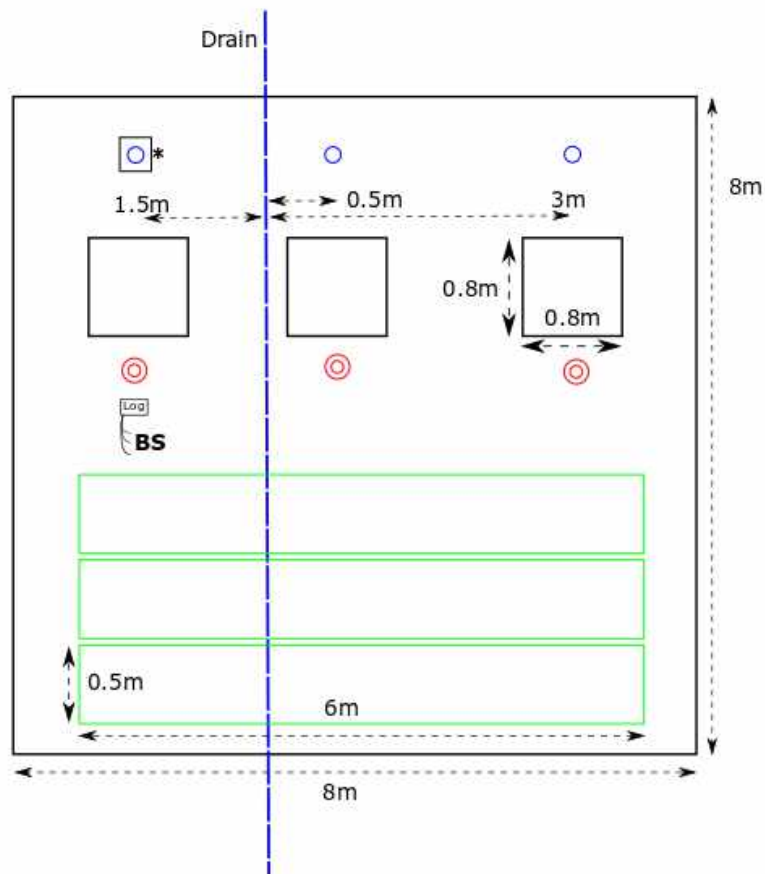
### 2.1 Meetlocaties

Er zijn in totaal vijf locaties in Friesland uitgezocht (Figuur 1.1), waarbij op vier locaties de werking van onderwaterdrainage (OWD) en op één locatie drukdrainage (DD) wordt onderzocht. Op de drie locaties in Koufurderrige (twee OWD: Kou-G en Kou-S; één DD Kou-B) is schalterveen aanwezig, een slecht waterdoorlatende veenlaag van 5-10 cm onder de deklaag op een diepte van 30-40 cm onder maaiveld. Op veel locaties is deze laag tijdens extreme droogte gescheurd, wat de doorlatendheid bevordert. Op de locatie Gersloot (Ger) is er geen klei-veen deklaag aanwezig. De overige locaties hebben een deklaag variërend tussen de 20-45 cm. Deze deklaag heeft een zeer hoog koolstofgehalte (5-19% gewicht) waar veen doorheen gemixt zit (van Berkum 2018), waardoor er per liter bodem weinig verschil is tussen koolstof in deze deklaag en de veenbodem eronder (Figuur 2.1). De locatie zonder deklaag (Ger) heeft wel een duidelijk hoger aandeel koolstof in de bovenste 20 cm in vergelijking met de locaties met een klei-veen deklaag. Ook is de totale hoeveelheid koolstof iets hoger in de top 70 cm (97 g C/L) dan in de locaties met deklaag (gemiddeld 79 g C/L) (zie ook Tabel 3.5). Er is één locatie (Aldeboarn – Ald) waar biologisch wordt geboerd en ook een weidevogelperceel met een hoogzomerpeil (HZP) aanwezig is, wat ook is meegenomen in dit onderzoek. Een gedetailleerde beschrijving van de locaties en de historie van de percelen is te vinden in Appendix I.



**Figuur 2.1** Verdeling van koolstof in de diepte in de top 70 cm van het bodemprofiel, met om de 10 cm een meetpunt. Gersloot (Ger) is de enige locatie zonder. Er zijn te weinig metingen van de drukdrainage locatie (Kou-B), zodat deze niet is meegenomen in de grafiek. Aanvullende informatie is te vinden in Appendix VII.

Op de vier OWD locaties is per locatie één perceel ingericht voor OWD naast een controleperceel. Hiervoor zijn in de zomer van 2016 drainagebuizen op 70 cm diepte met een onderlinge afstand van 6 m geïnstalleerd. Op de acht percelen is een plot van 8 bij 8 m afgezet waar verschillende metingen door de RU zijn uitgevoerd (Figuur 2.2). In 2018 is de proef uitgebreid met een boerderij waar DD wordt getest. Bij DD wordt met extra druk het water via de drains in het veld gelaten. De druk ontstaat doordat er een ton op de verzameldrain is aangesloten die bij een grondwaterstand van onder de -40 cm actief water in de ton pompt waardoor de druk in het systeem toeneemt. Bij een grondwaterstand van boven de -40 cm pompt de ton actief water uit. Hierdoor is de grondwaterstand beter te reguleren. Voor de proef is een plot aangelegd in het perceel met DD en in een controleperceel.



**Figuur 2.2** Plotoverzicht drainageperceel. Zwarte vierkant = gasfluxmeetplot; blauwe cirkel = peilbuis (\*verankerd in de zandlaag inclusief waterstandslogger, overige peilbuizen voor handmetingen); rode cirkel = maaiveldpin (\*verankerd in de zandlaag); groene rechthoek = maaistrook grasopbrengst; BS = locatie bodemsensoren (temperatuur en bodemvocht) gekoppeld aan een logger. Voor het controleperceel is dezelfde indeling en afstand van de grepel gebruikt.

In de meetplot zijn drie subplots gemaakt waarin de gasmetingen zijn uitgevoerd. Hiervoor zijn PVC frames (80 x 80 cm) in de grond geplaatst tot 20 cm diep. Bij het OWD perceel liggen de middelpunten van de subplots op 0,5, 1,5 en 3,0 m afstand van een drainagebuis. Peilbuizen zijn bij de subplots geplaatst voor het meten van de grondwaterstand. Op 1,5 meter van de drainagebuis is er een datalogger met telemetrie (ElliTrack-D) geplaatst die tijdens de monitoringsperiode elk uur freatische grondwaterstanden heeft gemeten in een peilbuis die verankerd is in de zandlaag met 1 m filter in het veenpakket beginnend onder de schalterlaag (Figuur 2.3). Op verschillende plaatsen in het perceel zijn extra peilbuizen geplaatst (10 – 15 stuks) voor het monitoren van de ruimtelijke variatie van de grondwaterstand. Per boerderij is er een peilbuis geplaatst met het filter in de onderliggende zandlaag om te bepalen of er kwel of wegzijging plaatsvindt. Er zijn metalen pinnen in het veld geplaatst die in de zandlaag verankerd zijn en functioneren als referentiehoogetes voor het meten van maaiveld daling (Figuur 2.3). De pinnen zijn voorzien van een mantelbuis in de bovenste 50 cm om vrijwing tussen veen en pin te minimaliseren.

Dataloggers hebben continu bodemtemperatuur op -5 cm, -10 cm en -20 cm en bodemvocht op -6 tot -16 cm gemeten. Deze sensoren liggen op 1,5 m van de drainagebuis in het OWD perceel (Figuur 2.2).



**Figuur 2.3** Links boven: Een metalen pin die vaststaat in de onderliggende zandlaag. Rechtsboven: Een transparante meetkamer die gebruikt is voor CO<sub>2</sub> fluxen. Linksonder: Peilbuis met grondwaterstand telemetrie. Rechtsonder: Meetplot in locatie Ger-OWD tijdens een meetdag.

## 2.2 Gasfluxen

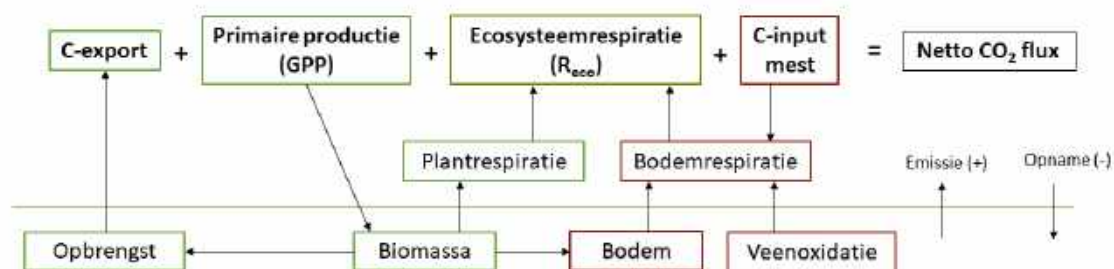
CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> en N<sub>2</sub>O fluxen zijn gemeten in de periode van januari 2017 tot januari 2019. In het groeiseizoen (april – oktober) is er twee keer per maand gemeten en in de winterperiode (november – maart) één keer per maand. In totaal zijn er gemiddeld per boerderij 35 meetcampagnes geweest in twee jaar tijd. De meetpunten zijn verdeeld over 3 subplots (Figuur 2.2). Hiervoor zijn frames geplaatst waar de kamers (80 x 80 x 50 cm) luchtdicht op passen. De verandering die plaats vindt, als gevolg van respiratie en fotosynthese is een gasflux, deze is berekend volgens een standaardmethode (Almeida et al. 2016, zie Appendix II). De methode voor de gasfluxen is gebaseerd op de standaardmethoden zoals beschreven in Tiemeyer et al. (2016).

**Tabel 2.1** Aantal gasflux meetdagen per boerderij voor de jaren 2017 en 2018. In totaal zijn 147 directe vergelijkingen (controle-OWD en controle-DD) van gasfluxen uitgevoerd.

Locatie	2017	2018	Totaal
Ald	17	17	34
Ger	18	20	38
Kou-G	15	17	32
Kou-S	17	18	35
Kou-B		8	8
<b>Totaal</b>	<b>67</b>	<b>80</b>	<b>147</b>

### 2.2.1 CO<sub>2</sub> fluxen

Er is tijdens een meetdag gemeten met donkere, ondoorzichtige kamers om de ecosysteemrespiratie ( $R_{eco}$ ) te bepalen en metingen met een transparante kamer voor de “net ecosystem exchange” (NEE). NEE is de  $R_{eco}$  plus de opnamen van CO<sub>2</sub> door planten voor fotosynthese, ook wel de “gross primary production” (GPP) genoemd. Door de donkermeting van de lichtmeting af te trekken kan dus ook de GPP worden berekend.



**Figuur 2.4** Koolstofschema voor het bepalen van de netto CO<sub>2</sub> flux. Tijdens de metingen wordt met transparante kamers  $GPP + R_{eco}$  bepaald, en met donkere kamers uitsluitend  $R_{eco}$ .

Tijdens een meetdag is er gestreefd om een gradiënt in bodemtemperatuur te krijgen en een variatie in fotosynthetisch actieve straling (PAR). Over een dag zijn de subplots in intervallen gemeten met de donkere en transparante kamer. Hierbij is ook gebruik gemaakt van schaduwdoek om variatie in PAR te krijgen tijdens de lichtmetingen.

Om een jaarbalans voor CO<sub>2</sub> te kunnen maken moeten  $R_{eco}$  en GPP op alle dagen waarop niet gemeten is gesimuleerd worden met vergelijkingen waarvan de parameters gefit worden op de gemeten data. De standaardmethode om de gemeten  $R_{eco}$  uit te rekenen voor een jaarbalans is gebaseerd op bodemtemperatuur (Lloyd & Taylor 1994). Voor GPP is het standaard model de light response curve (Falge et al. 2001), wat alleen afhankelijk is van fotosynthetisch actieve straling (PAR).  $R_{eco}$  en GPP zijn, indien mogelijk, voor elke meetdag gefit en de parameters tussen de meetdagen linear geïnterpoleerd, om voor elk uur met de gemeten PAR en bodemtemperatuur de  $R_{eco}$  en GPP te berekenen om zo tot een jaarbalans te komen. Op deze manier zijn er veel CO<sub>2</sub> budgetten in Nederland gemeten en berekend (Hiraishi et al. 2014, Schrier-Uijl et al. 2014). De gebruikte berekeningen voor  $R_{eco}$  en GPP zijn te vinden in Appendix II.

Om de volledige balans van CO<sub>2</sub> te kunnen bepalen is het ook nodig om de export van het gewas (maaisel) en de input van koolstof door mest te weten (Figuur 2.4). Wanneer dan de koolstofexport, GPP en R<sub>eco</sub> bij elkaar op worden geteld, kan de netto CO<sub>2</sub> flux bepaald worden. Met een positieve flux verliest de bodem organisch koolstof, bij een negatieve flux zal de bodem organisch koolstof opslaan (bijv. in een natuurlijk veengebied). Gedraineerde veengebieden verliezen altijd organisch koolstof door veenoxidatie en daardoor zal de flux dus positief zijn. Daarnaast kan het ook zijn dat relatief nieuw koolstof vrijkomt, dat geaccumuleerd is in de toplaag (door variaties in opslag en respiratie tussen de verschillende jaren), waardoor mogelijk niet alle CO<sub>2</sub> emissie veroorzaakt wordt door veenoxidatie. Meerjarige metingen zijn daarom nodig om die variatie eruit te halen.

### 2.2.2 CH<sub>4</sub> en N<sub>2</sub>O

CH<sub>4</sub> en N<sub>2</sub>O zijn gemeten volgens de methode als CO<sub>2</sub>, behalve dat N<sub>2</sub>O fluxen over het algemeen lager zijn en daardoor een langere meettijd nodig is. Voor N<sub>2</sub>O is gebruik gemaakt van een donkere kamer en deze is tussen 480 en 600 seconden op een frame geplaatst. De jaarbudgetten van CH<sub>4</sub> en N<sub>2</sub>O zijn gemaakt door de fluxen lineair te interpoleren tussen de verschillende meetdagen. De metingen zijn aangepast naar agrarisch beheer, er is geen speciale planning gemaakt voor meten na bemesting of maaien.

## 2.3 Maaiveldaling

Maaiveldfluctuatie is gemeten volgens de methode van Fritz et al. (2008) met behulp van vaste hoogtepunten. Dit is gedaan door met een laser de maaiveldhoogte te meten langs drie raaien met elk 15 meetpunten. Twee raaien haaks op de drainage richting, terwijl de derde raai tussen deze raaien ligt op 1,5 meter van een drainagebuis. De lengte van deze raaien variëren tussen de 40 en 120 meter (breedte en lengte van het perceel).

Om steeds op hetzelfde punt te meten zijn er metalen plaatjes in het veld geplaatst. Deze zijn door middel van een metaaldetector terug te vinden.

Deze metingen zijn drie keer gedaan in de monitoringsperiode: voorjaar 2017, voorjaar 2018 en voorjaar 2019. Hierbij is gepoogd de metingen uit te voeren bij vergelijkbare freatische grondwaterstanden. De metalen pinnen (Figuur 2.2 en 2.3) functioneren als nulpunt voor de lasermetingen.

Tijdens de velddagen zijn tevens de afstanden van de bovenkant van de metalen pinnen, ten opzichte van de grondwaterstand gemeten om de seizoensgebonden krimp en zwelling van de bodem in kaart te brengen.

## 2.4 Gewasopbrengst

De grasopbrengst is vijf keer per jaar gemeten door stroken van ongeveer 6 meter te maaien. Hierbij is er eerst over de lengte van de strook grashoogte gemeten en vervolgens is de exacte gemaaide oppervlakte bepaald. Het gemaaide gras is gewogen, waarna er twee samples van genomen zijn om te drogen. Het drooggewicht is bepaald door de samples minimaal 48 uur te drogen bij een temperatuur van 70°C.

## 2.5 Bemesting

Op verschillende momenten in het jaar is er bemest met drijfmest, in en rondom de meetplots. In 2017 is de gehele plot door de boer met de sleepvoetbemester bemest. In 2018 is ervoor gekozen om handmatig te bemesten, waarvoor drijfmest is verdund (1 liter mest met 0,5 liter water) en gehomogeniseerd. De mest is met de hand in stroken aangebracht op de plots, in totaal 7,5 liter mest per m<sup>2</sup> verdeeld over 4 keer bemesten (totaal 75 m<sup>3</sup> mest per hectare in 2018). Het lagere mestvolumen in 2018 was een gevolg van de langdurende droogte.



## 2.6 Vochtgehalten in de bodem

Bodemmonsters zijn op verschillende manieren verzameld in de loop van het jaar. Indien mogelijk zijn de monsters genomen met een guts en Russische klapboor. Wanneer de bodem te droog en te hard was, zijn er monsters verzameld met een edelmanboor. Bij het verzamelen is er elke 10 cm een monster genomen tot een diepte van 70 cm, met drie replica's per diepte. Hierbij is rekening gehouden met de aanwezige horizonten in de bodem, dus klei en veen zijn gescheiden gehouden. De monsterlocatie was buiten het meetplot op een afstand van 1,5 meter van de drainagebuis en representatief voor het perceel wat betreft vegetatie en bemesting.

Het gravimetrische vochtgehalte is bepaald door de monsters te drogen en het gewichtsverlies te bepalen. Voor veemonsters was dat bij 70°C, tot er geen gewichtsverlies meer plaatsvond. Kleimonsters zijn nagedroogd bij een temperatuur van 105°C, tot het gewicht stabiel bleef. Voor het volumetrische vochtgehalte is de bulkdichtheid bepaald met het vaste volume van de guts of is er gebruik gemaakt van cups met een bekend volume die gevuld werden met bodem.

Aanvullende bodemvochtmetingen zijn gedaan met een Fieldscout bodemvochtmeter met 12 cm pinnen. Deze zijn uitgevoerd in de meetplots tijdens het meten van de gas fluxen. Bodemvocht is daarnaast ook continue gemeten in de graszode op een diepte van -6 tot -16 cm op 1,5 meter van de drainagebuis.

## 2.7 Meststoffen, zwavel en ijzer in bodemvocht, bodem en oppervlaktewater

Het oppervlaktewater in de sloten is om de maand bemonsterd. Hierbij zijn tevens watermonsters genomen uit de drainagebuis. Verder zijn aan het begin en het einde van het groeiseizoen bodemonsters genomen (elke 10 cm tot een diepte van 70 cm). Om van de bodems planten-beschikbare ammonium- en nitraatconcentraties te krijgen zijn er zoutextracties gedaan met de bodemonsters.

Aan de watermonsters en bodemextracties zijn een set van meststoffen en biogeochemische parameters (pH, alkaliniteit, nitraat, ammonium, kalium, zwavel, fosfaat, ijzer) bepaald met behulp van een pH meter, een Inductively Coupled Plasma Spectrofotometer (ICP) en Auto Analyzers (AA) (zie Geurts et al. 2010 voor details).

## 2.8 Bodemincubatie

Op 26 oktober 2017 zijn op alle percelen elke 10 cm bodemonsters genomen tot 70 cm diepte. Een deel van de monsters is gebruikt om koolstofgehalte, stikstofgehalte, fosforgehalte, bulkdichtheid en vochtgehalte te bepalen. Het andere deel is zo veel mogelijk onverstoorde en zonder aanpassing van het vochtgehalte bij 15 °C aerob (onder invloed van zuurstof) in luchtdichte flesjes geïncubeerd over een periode van 40 dagen. Iedere 5 dagen zijn er gasmonsters genomen, waarmee de potentiële CO<sub>2</sub>-productie is berekend.

## 2.9 Statistiek

Verschillen in grasopbrengst, nutriëntengehalten en -afvoer, bodemvocht en andere bodemkarakteristieken tussen OWD percelen en controlepercelen zijn statistisch getest met een independent samples t-test met een betrouwbaarheidsinterval van 95%.

Correlaties zijn gemaakt tussen alle variabelen en de gemeten  $R_{eco}$  om een beeld te krijgen welke variabele het meest sturend is.

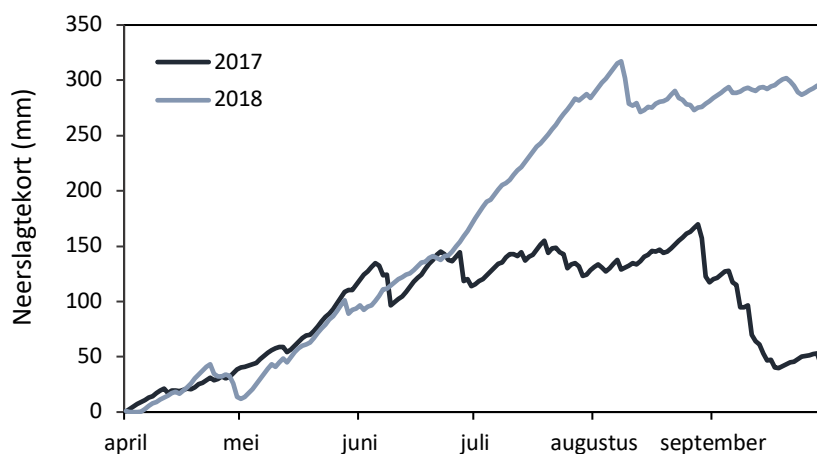
Om zowel het effect van OWD en de afstand tot de drain op  $R_{eco}$  te testen is gebruik gemaakt van linear mixed models. Waarbij daggemiddelde gemeten  $R_{eco}$  is gebruikt (afhankelijke variabele), met de meetdatum als repeated measure, locatie als random factor en behandeling (OWD vs controle) of afstand tot de drain als fixed factor. De test is voor de twee meetjaren apart uitgevoerd. De analyse is uitgevoerd in SPSS (IBM SPSS Statistics version 25).

## 3. Resultaten

### 3.1 Hydrologie

#### 3.1.1 Meteorologische omstandigheden

Meteorologisch zijn er tussen de jaren 2017 en 2018 duidelijke verschillen maar ook een aantal analogieën. Een belangrijke overeenkomst tussen de jaren zijn de hoge gemiddelde jaartemperaturen van 10,3 °C en 10,7 °C in 2017 en 2018, in vergelijking met 9,8 °C als 30 jaar gemiddelde (KNMI). Ook kenmerkten 2017 en 2018 zich door een droog voorjaar tot eind juni (zie Figuur 3.1). Eind juni was het neerslagtekort in de twee jaren met 150 mm duidelijk hoger dan de landelijke mediaan van ca. 85 mm. Echter, in 2018 bleef het neerslagtekort verder oplopen tot een maximum van 317 mm ten opzichte van een maximum van 170 mm in 2017 (KNMI, Station Leeuwarden). Zo was in 2018 ook sprake van een meteorologische uitschieter (extra droog en zeer warm) die voor het laatst in 1976 gemeten is.



**Figuur 3.1** Neerslagtekort in mm (geschatte verdamping minus neerslag) voor de periode april t/m september in 2017 en 2018. Het maximum tekort was 170 mm in 2017 en 317 mm in 2018 tegenover de landelijke mediaan van slechts 110 mm. Er was sprake van een droog en een extreem droog jaar.

#### 3.1.2 Effect van onderwaterdrainage op infiltratie en drainage

De grondwaterstanden volgen drie hoofdfactoren: neerslag, drainage en verdamping (evapotranspiratie). Infiltratie vanuit de sloot en grondwatergestuurde kwel of wegzijging kunnen het seizoenale patroon van grondwaterstanden beïnvloeden. Bij OWD is er sprake van infiltratie via drainagebuizen. In 2017 is de periode dat er gedraineerd wordt langer dan er geïnfilteerd wordt op de OWD-percelen (Figuur 3.2). Toch is het totale effect op de jaargemiddelde grondwaterstand nagenoeg nul t.o.v. de controle percelen (-40 cm controle versus -41 cm OWD). Drainage vindt voornamelijk in de wintermaanden plaats en kan oplopen tot 18 cm verschil in gemiddelde grondwaterstanden (bijvoorbeeld in Gersloot). In 2018 is er een langere periode van infiltratie geweest als gevolg van het uitzonderlijk hoge neerslagtekort door de extreme droogte (Figuur 3.1, 3.2).

Om de invloed van extreem natte en extreem droge periodes in de analyse van waterstanden te beperken, wordt er gebruik gemaakt van de mediaan door de tijd (Tabel 3.1). Een mediaan van 35 cm geeft aan dat voor de helft van het jaar (182,5 dagen) grondwaterstanden op 1,5 m van de drainagebuis lager dan 35 cm onder maaiveld lagen. Voor die periode wordt dan ook van een goede tot zeer goede draagkracht voor machines en grondbewerking uitgegaan (c.f. Stowa 2015, Kooistra Advies). De grootste verschillen in medianen zijn in Koufurderrige (Kou-S) gemeten waar de grondwaterstand van het controleperceel 18 cm lager lag voor de helft van de tijd in 2018 dan van het OWD-perceel. Gemiddelde grondwaterstanden waren in 2017 hoger (-31 cm tot -53 cm) dan in 2018 (-41 cm tot -67 cm). Ook voor de gemiddelde

grondwaterstanden laten de percelen van Kou-S de grootste verschillen tussen de percelen zien. Het effect van OWD op jaargemiddelde grondwaterstanden is echter beperkt, ook in 2018 (Figuur 3.2, Tabel 3.1).

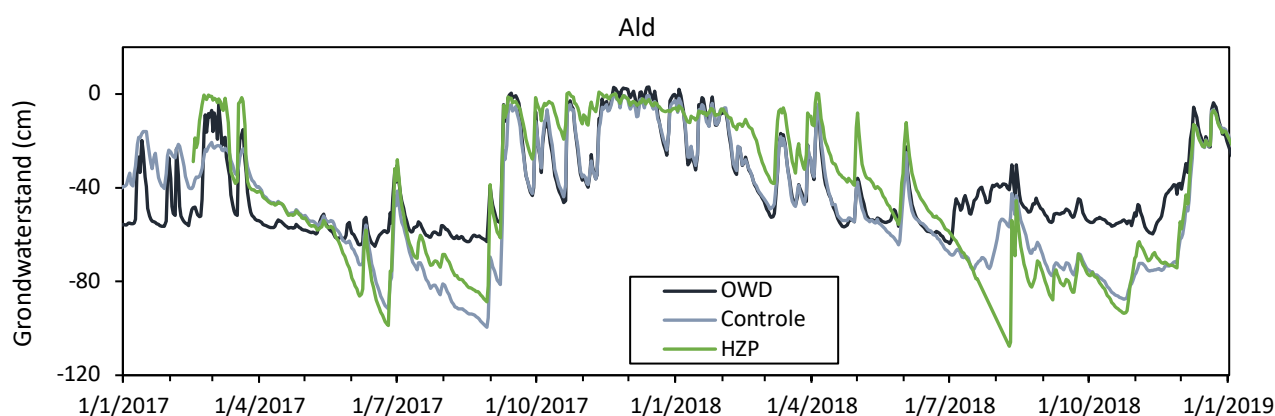
De laagste grondwaterstanden (laagste 12.5 % van de metingen zoals in Van Essen et al. 2011) in 2017 zijn 9-18 cm hoger en in 2018 20-26 cm hoger in OWD-percelen vergeleken met de controlepercelen (Tabel 3.1). Zoals verwacht is er een irrigatie-effect van de drainagebuizen die in ieder geval tot 1,5 meter afstand van de buis zichtbaar is. In Gersloot heeft de extra drainage tot duidelijk lagere grondwaterstanden in natte perioden geleid, met hoogste grondwaterstanden van -25 cm en -37 cm in de OWD-percelen vergeleken met -5 cm en -21 cm in de controle percelen.

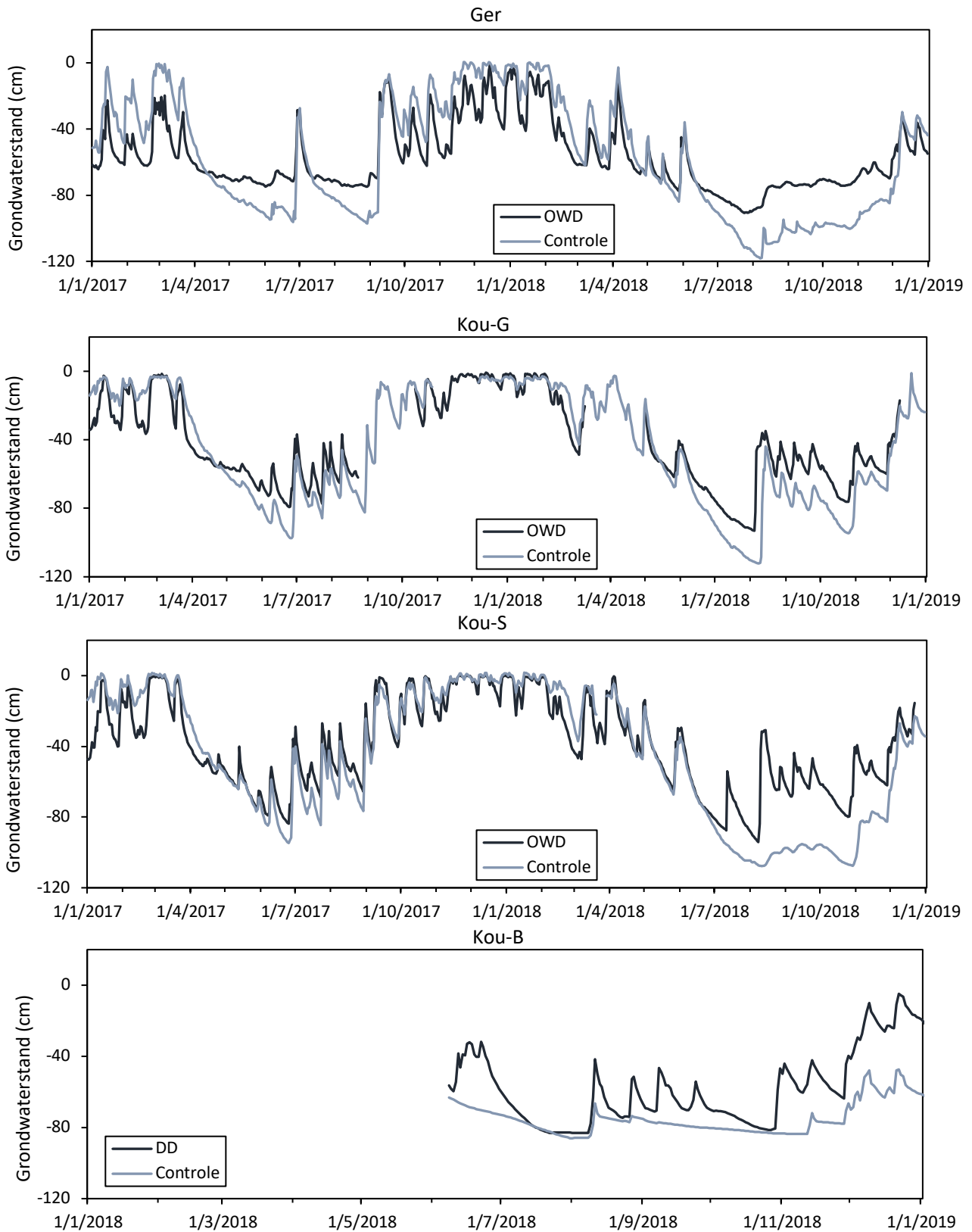
Op basis van de metingen kunnen we concluderen dat door aanleg van OWD het verloop van de grondwaterstanden door het jaar heen verandert. Zowel verhoging als verlaging van grondwaterstanden zijn een direct gevolg van de aanleg van OWD en de hoogte van de slootpeilen.

**Tabel 3.1** Grondwaterstanden in cm ten opzichte van maaiveld. HG = 12,5% hoogste grondwaterstand, LG = 12,5% laagste grondwaterstand.

Locatie	Behandeling	Mediaan 2017	Mediaan 2018	Gemiddelde 2017	Gemiddelde 2018	HG 2017	HG 2018	LG 2017	LG 2018
Ald	Controle	-39	-55	-43	-51	-8	-17	-81	-75
Ald	OWD	-52	-46	-40	-41	-4	-17	-60	-55
Ger	Controle	-42	-74	-47	-67	-5	-21	-90	-102
Ger	OWD	-60	-66	-53	-61	-25	-37	-72	-79
Kou-G	Controle	-18	-57	-35	-51	-5	-8	-77	-92
Kou-G	OWD	-32	-48	-34	-45	-4	-14	-65	-74
Kou-S	Controle	-18	-63	-31	-59	-1	-6	-72	-102
Kou-S	OWD	-32	-45	-32	-45	-1	-11	-63	-76
Drainage effect		-15	11	-1	9	-4	-7	15	22

In de OWD-percelen zijn slootpeilen verhoogd om infiltratie te bevorderen. Op de bedrijven Ald, Kou-G en Kou-S was er dan ook sprake van een dynamisch peilbeheer (Tabel 3.2). Enkel het bedrijf Ger had een slootpeil wat met vaste peilen van het peilbesluit (ca. -60 cm) overeenkwam. Op het bedrijf Ald lijken grondwaterstanden op 1,5 m van de drainagebuizen gekoppeld aan het slootpeil van het bijhorende perceel (Figuur 3.2, Appendix VI). Een directe verbinding (via macroporiën) tussen slootpeil via drainagebuis en peilbuis kan niet uitgesloten worden. Waterstanden op 0,5 m van de drainagebuis (handmetingen) wijzen op een vergelijkbaar patroon.





**Figuur 3.2** Grondwaterstanden van de vijf meetlocaties (Ald, Ger, Kou-G, Kou-S, Kou-B) op 1,5 m van de drainagebuizen (bij OWD en DD) of 10-20 m van de greppel (bij controle en HZP). Waterstanden zijn gemeten ten opzichte van de maaiveldhoogte in maart 2018. Hoogteschommelingen van het maaiveld zijn buiten beschouwing gelaten in deze grafiek.

**Tabel 3.2** Waterstanden in de sloot in cm ten opzichte van de maaiveldhoogte in de meetplots. Zomer omvat de groeiperiode van april t/m oktober.

Locatie	Behandeling	2017		2018	
		Jaar	zomer	jaar	zomer
Ald	Owd	-50	-50	-46	-43
	Controle	-68	-67	-66	-62
	HZP	-54	-53	-51	-49
Ger	Owd	-65	-65	-68	-69
	Controle	-64	-63	-65	-65
Kou-G	Owd	-44	-42	-42	-38
	Controle	-44	-42	-42	-38
Kou-S	Owd	-48	-46	-49	-44
	Controle	-100	-99	-102	-99

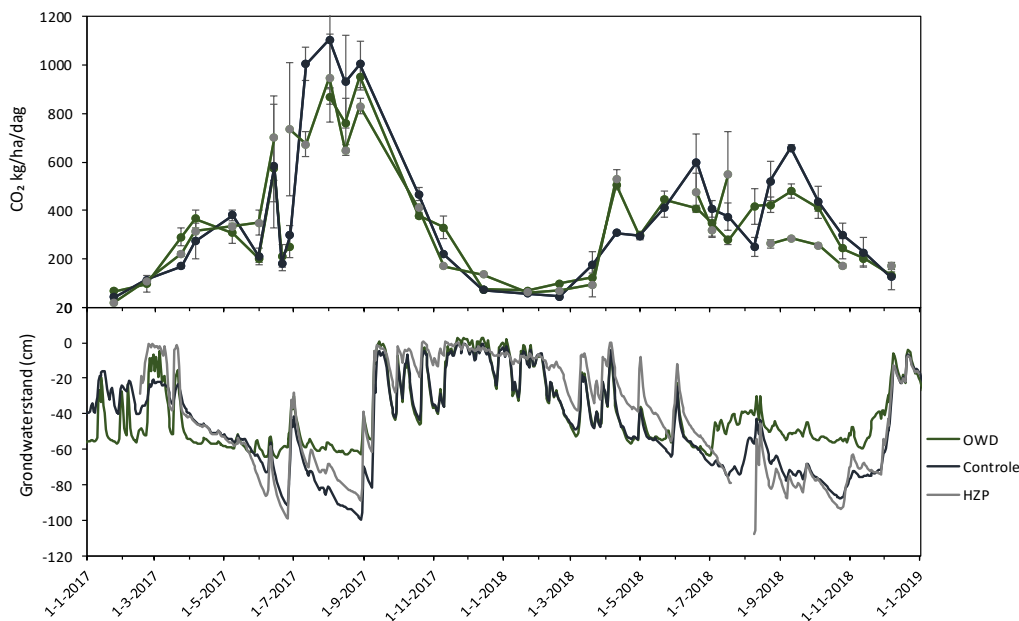
## 3.2 Broeikasgasemissies

### 3.2.1 Koolstofdioxide (CO<sub>2</sub>)

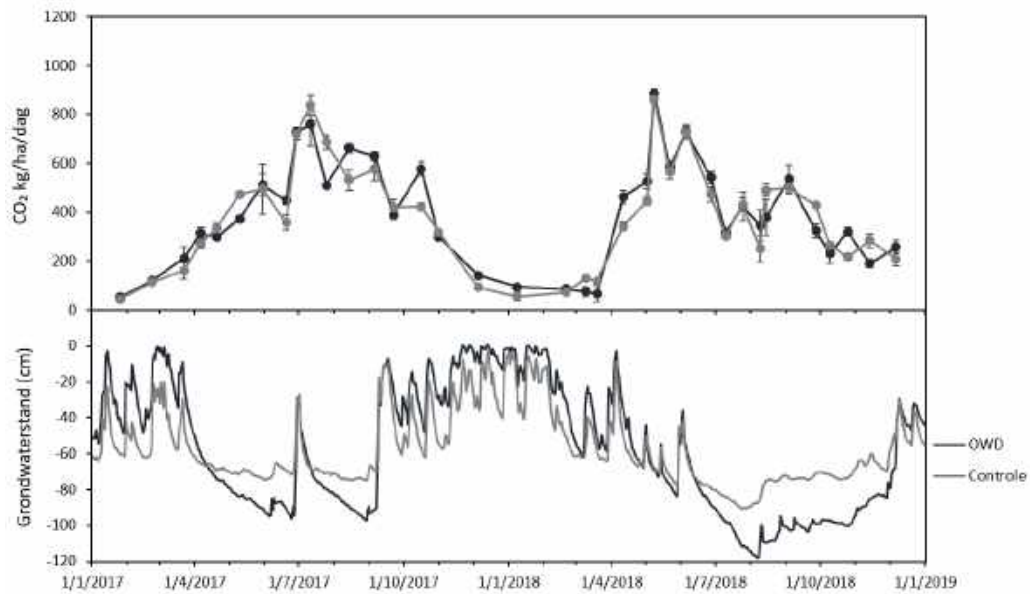
Gross Primary Production (GPP, zie paragraaf 2.2) is een maat voor de opname van CO<sub>2</sub> door het gewas. In de jaren 2017 en 2018 waren GPP en gewasopbrengst nauw met elkaar gecorreleerd. Verschillen in GPP konden 94% van de variatie in gewasopbrengst (C-export) verklaren ( $p < 0,001$ , F-waarde 20,9, DenDF 18,9 in een mixed linear effect model). De nauwe relatie tussen GPP en gewasopbrengst ( $r^2 = 0,942$ ) was door de droogte in 2018 beïnvloed ( $p < 0,05$ , F-waarde 9,0, DenDF 13,3 in een mixed linear effect analyse). Onderwaterdrainage had geen effect op de relatie tussen GPP en gewasopbrengst ( $p > 0,05$ ), wat betekent dat er slechts één relatie voor alle percelen voor mogelijke validatie doeleinden kan worden gebruikt.

Door op een meetdag zowel het OWD- als het controleperceel te meten is er een directe vergelijking mogelijk van de ecosysteemrespiratie ( $R_{eco}$ , zie paragraaf 2.2) van die dag waarop dezelfde condities gelden. De meetplots worden op dezelfde manier en op hetzelfde moment behandeld wat betreft maaien en bemesting, waardoor op momenten met verschil in waterstand en vochtgehalte de grootste verschillen in  $R_{eco}$  worden verwacht door een verschil in veenoxidatie.

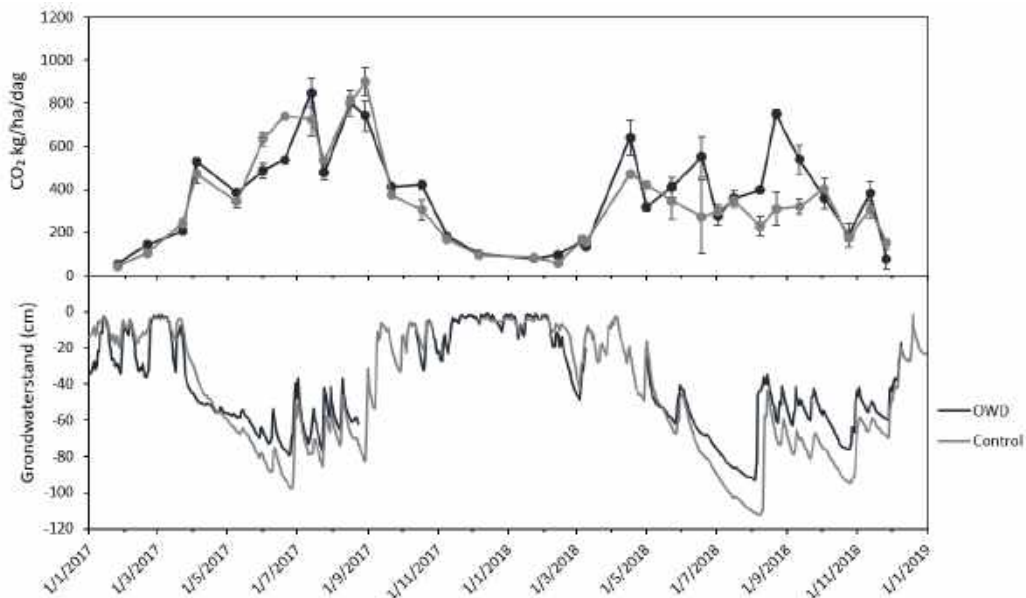
In figuren 3.3 t/m 3.6 is er echter over de twee jaren geen duidelijk verschil in  $R_{eco}$  tussen de OWD-, HZP- en controlepercelen te zien. Onafhankelijk van het verschil in grondwaterstand is op sommige momenten de  $R_{eco}$  hoger in de OWD-percelen en op andere momenten in de controle-percelen. In 2017 was de  $R_{eco}$  gemiddeld 7% lager voor de OWD percelen en in 2018 4% hoger. Deze verschillen waren wel significant ( $p < 0,001$ ), maar over de twee jaren gezien niet meer dan 3% lager voor OWD.



**Figuur 3.3** Jaarverloop van gemeten ecosysteemrespiratie ( $R_{eco}$ ) inclusief de standaardfout wat de variatie tussen de drie subplots weergeeft (boven) en grondwaterstanden (beneden) voor het bedrijf Ald.



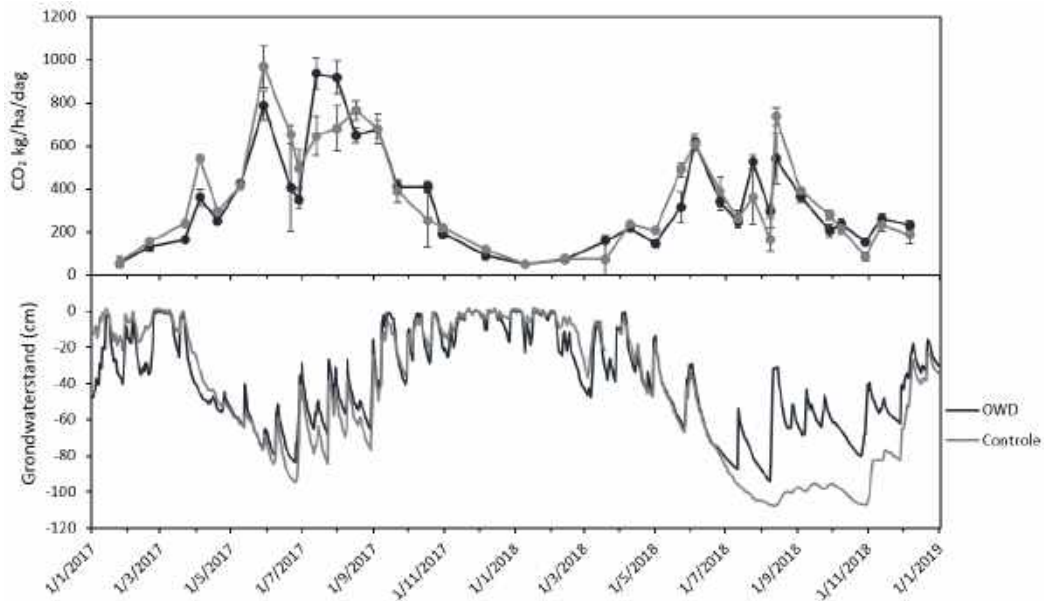
**Figuur 3.4** Jaarverloop van gemeten ecosysteem respiratie ( $R_{eco}$ ) inclusief de standaardfout wat de variatie tussen de



drie subplots weergeeft (boven) en grondwaterstanden (beneden) voor het bedrijf Ger.

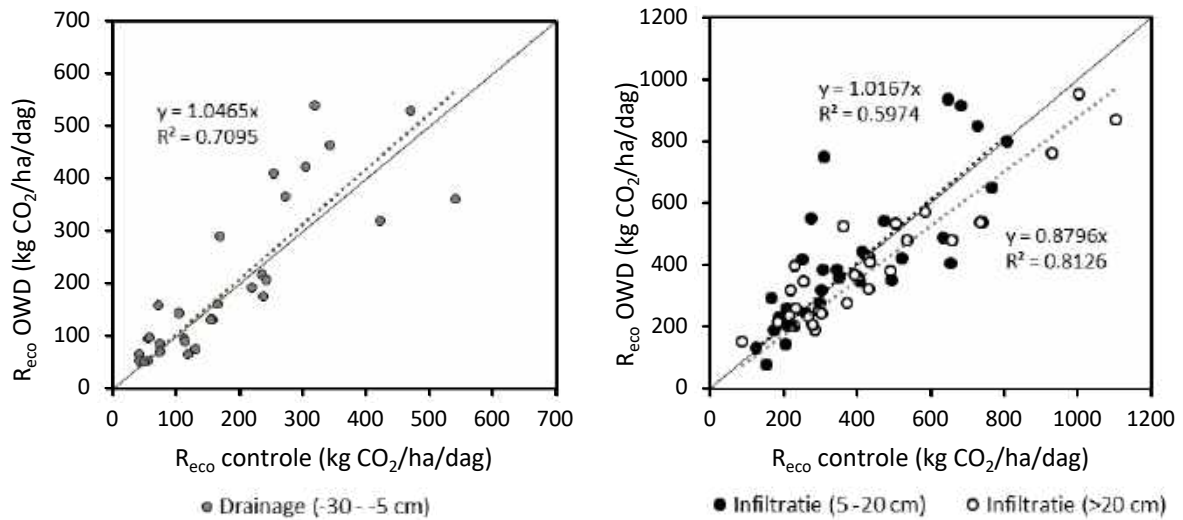
**Figuur 3.5** Jaarverloop van gemeten ecosysteem respiratie ( $R_{eco}$ ) inclusief de standaardfout wat de variatie tussen de drie subplots weergeeft (boven) en grondwaterstanden (beneden) voor het bedrijf Kou-G.

— OWD  
— Controle



**Figuur 3.6** Jaarverloop van gemeten ecosysteem respiratie ( $R_{eco}$ ) inclusief de standaardfout wat de variatie tussen de drie subplots weergeeft (boven) en grondwaterstanden (beneden) voor het bedrijf Kou-S.

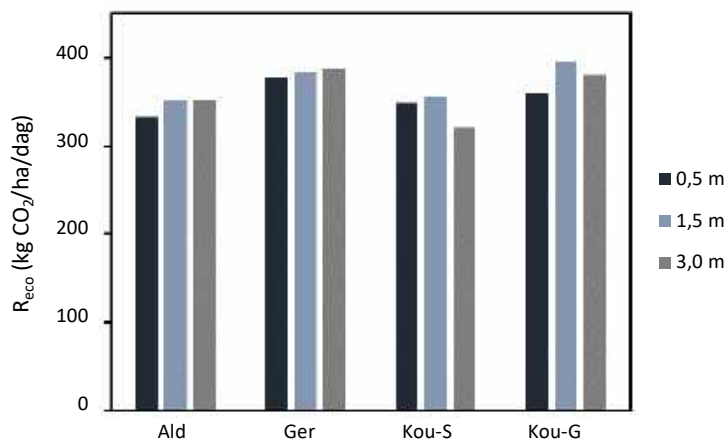
De kleine verschillen in  $R_{eco}$  tussen OWD- en controlepercelen worden zichtbaar in Figuur 3.7. Daar wordt duidelijk dat pas vanaf een infiltratie die resulteert in een grondwaterstandverschil van >20 cm,  $R_{eco}$  met gemiddeld 12% gereduceerd wordt. Een verhoging van de grondwaterstand van >20 cm is in de twee meetjaren gemiddeld 70 dagen per jaar (19%) voorgekomen. Dit verschil in  $R_{eco}$  wordt voor een groot deel gecompenseerd in de rest van het jaar, waarin een lichte verhoging van de  $R_{eco}$  wordt waargenomen in de OWD-percelen (Appendix III & IV).



**Figuur 3.7** Daggemiddelde van de gemeten  $R_{eco}$  van het OWD-perceel uitgezet tegen het bijbehorende controle-perceel, waarbij de data van de vier locaties Ald, Ger, Kou-G, Kou-S en de twee meetjaren 2017 en 2018 zijn samengevoegd. De data is opgesplitst in drainage met een grondwaterstandverlaging bij OWD van 5 tot 30 cm (links, grijze cirkels), infiltratie met een grondwaterstandverhoging tussen 5 tot 20 cm (rechts, zwarte cirkels) en infiltratie met een grondwaterstandverhoging van >20 cm (rechts, open cirkels). De gestippelde lijnen zijn de regressielijnen door de meetpunten heen, met in zwart 5-20 cm infiltratie en in grijs >20 cm infiltratie.



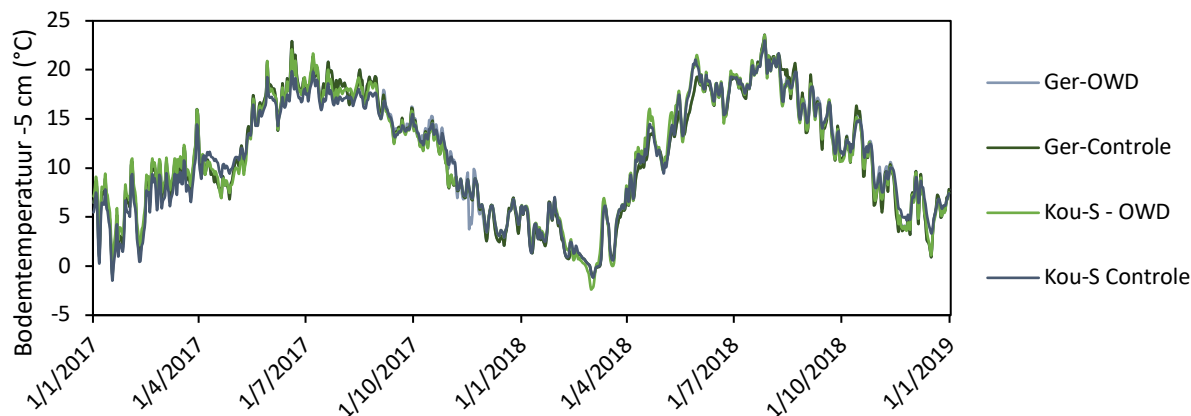
De afstand tot de drain, van 0,5 m tot midden tussen de drains (3,0 m) blijkt een klein effect te hebben op  $R_{eco}$  met gemiddeld over alle locaties de hoogste  $R_{eco}$  op 1,5 m afstand, gevolgd door 0,5 m afstand (7% lager,  $p < 0.01$ ) en 3,0 m afstand (9% lager,  $p < 0.01$ ) maar dit effect wisselt tussen de verschillende locaties (Figuur 3.8).



**Figuur 3.8** Gemiddelde gemeten donkerflux voor CO<sub>2</sub> ( $R_{eco}$ ) in 2017-2018 op verschillende afstanden van de drain (0,5, 1,5, 3,0 m).

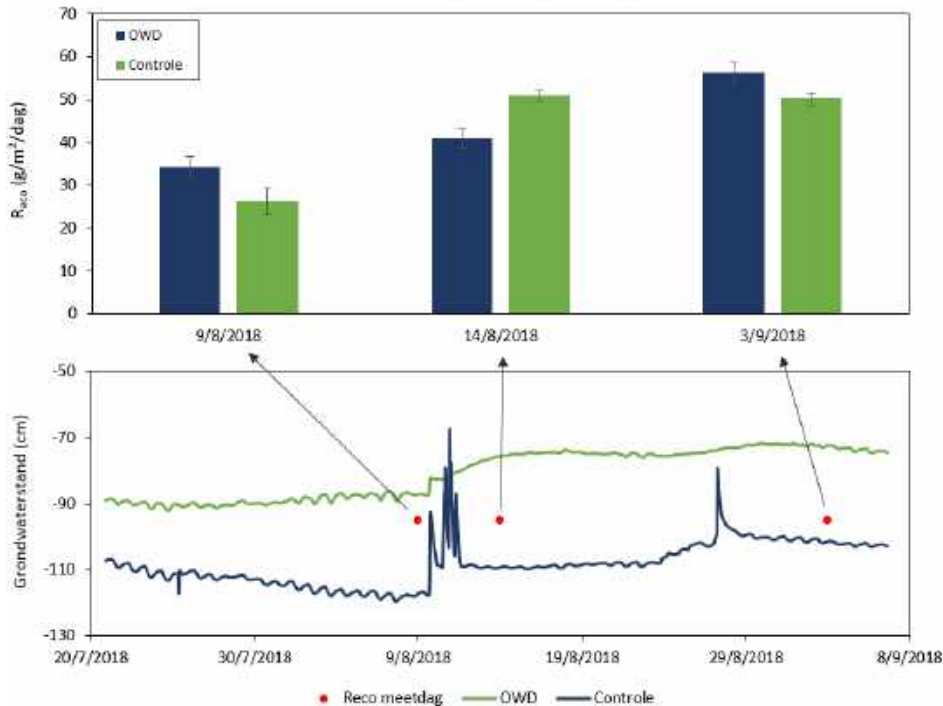
De  $R_{eco}$  heeft wel een duidelijk seizoensverloop, wat zowel het verloop van de grondwaterstand als van de bodemtemperatuur volgt. De correlatie met bodemtemperatuur (5 cm) blijkt echter bijna twee keer zo sterk te zijn ( $r = 0,67$ ,  $p < 0,001$ ) dan met grondwaterstand ( $r = -0,38$ ,  $p < 0,001$ ). Wanneer de data gecorrigeerd worden voor temperatuur verdwijnt zelfs de relatie met grondwaterstand. Er zit weinig verschil tussen de verschillende locaties in bodemtemperatuur (Figuur 3.9) en per locaties worden ongeveer dezelfde relaties gevonden tussen  $R_{eco}$  en temperatuur, waardoor we ook weinig verschil zien in  $R_{eco}$  tussen de locaties. We zien gemiddeld over alle locaties een lagere  $R_{eco}$  in 2018 (115 ton CO<sub>2</sub>/ha/jaar) dan in 2017 (152 ton CO<sub>2</sub>/ha/jaar), wat verklaard kan worden door de droogte in 2018. De planten worden minder actief, maar ook droogt de bodem uit, waardoor water limiterend wordt voor micro-organismen en daarmee afbraakprocessen in de top 40 cm van de bodem (bodemrespiratie en veenoxidatie) vermindert.

Dit is ook duidelijk zichtbaar in Figuur 3.10, waarbij na de lange droge periode in 2018 weer een regenbui viel.  $R_{eco}$  vóór de neerslag was lager dan daarna. Hieruit blijkt ook dat grondwaterstand geen hoofdfactor is, aangezien in de droge zomer van 2018 het verschil in grondwaterstand tussen OWD- en controleperceel maximaal is. Ook de matige relatie tussen  $R_{eco}$  en grondwaterstand en verschillen in grondwaterstand suggereert dat andere factoren in deze periode een grotere rol speelden.



**Figuur 3.9** Temperatuur in de bodem op een diepte van 5 centimeter, gemiddeld per dag voor de twee locaties Ger en Kou-S.

De bodemtemperatuur heeft een duidelijk seizoenaal verloop dat vooral gestuurd wordt door de luchttemperatuur. Opvallend is de afwezigheid van verschillen in temperatuur tussen de percelen ondanks dat lagere waterstanden in het voorjaar bij de OWD-percelen tot hogere bodemtemperaturen zouden kunnen leiden. De afstand tussen de boerderijen heeft ook geen invloed op de temperatuur. De globale patronen zijn voor alle gemeten boerderijen gelijk.



**Figuur 3.10** Boven:  $R_{reco}$  op drie meetdagen in Gersloot na een lange periode van droogte in 2018 (9/8/2018), 3 dagen na intense neerslag (14-8-2018) en 23 dagen na intense neerslag (3-9-2018). Onder: de bijbehorende grondwaterstand in het OWD- en controleperceel. De eenheid  $g\ CO_2/m^2/dag$  kan met factor 10 omgerekend worden naar  $kg\ CO_2/ha/dag$ .

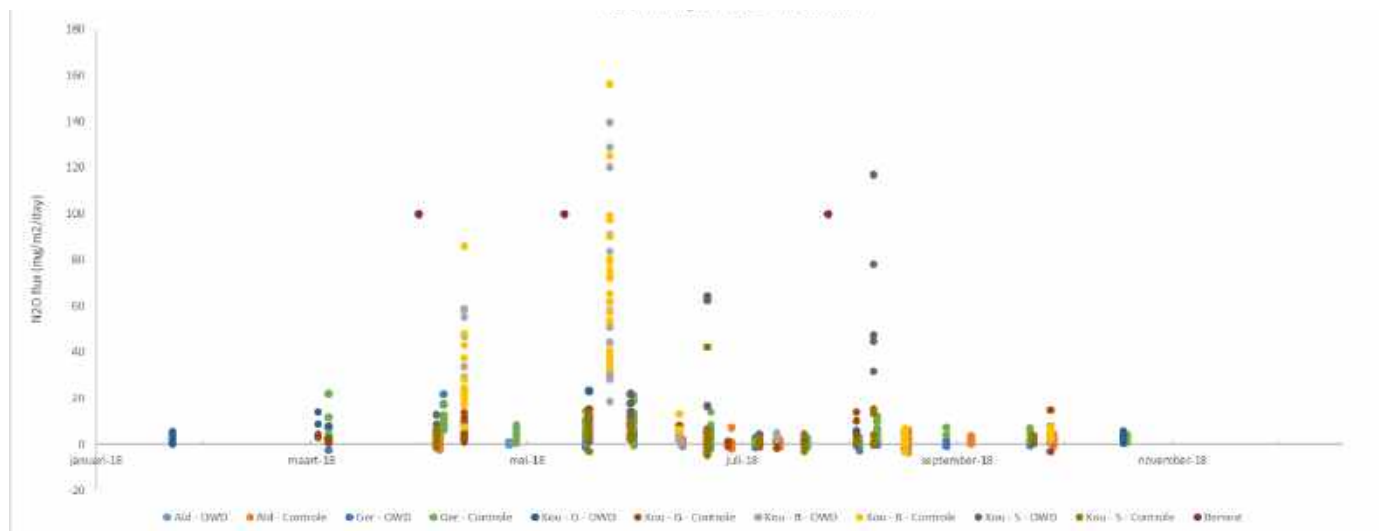
### 3.2.2 Methaan ( $CH_4$ ) en lachgas ( $N_2O$ )

Voor de methaanemissie zijn er drie hoofdfactoren die bepalend zijn tijdens het meten: hoge grondwaterstand, droge bodem en bemesting. In een situatie waar de grondwaterstand tot aan het maaiveld staat of zelfs plassen gevormd worden, is er sprake van methaanproductie. Deze situaties komen echter niet zo vaak voor. In veel gevallen is er een lichte opname van methaan. Over het algemeen nemen graslanden methaan van de atmosfeer op (Soussana et al. 2004) wat in de bodem wordt omgezet naar  $CO_2$ . Bemesting is een andere factor die methaanemissie positief beïnvloedt. Dit effect is echter van korte duur, maar is wel zichtbaar in de metingen. In de meeste gevallen is de totale methaanbalans negatief (opname).

Het meten van  $N_2O$  is aan grote onzekerheden gebonden. De emissie van  $N_2O$  is afhankelijk van bemestingsgraad, neerslag en vochtgehalte. Als er na bemesting genoeg vocht aanwezig is, kan de  $N_2O$  emissie pieken, waarna de emissie geleidelijk weer afneemt. Als het na bemesting niet vochtig genoeg is, treedt deze piek pas op als er weer voldoende vocht beschikbaar is, zoals na neerslag. We hebben gekozen om het schema van de reguliere veldmetingen aan te houden, onafhankelijk van bemesting en neerslag. In Figuur 3.11 zijn alle  $N_2O$  metingen te zien die om de twee weken uitgevoerd zijn op alle boerderijen in 2018. Hier vallen meteen de vier meetdagen op met een hogere flux. Voor de locatie Kou-B is er zowel in april als eind mei een hoge piek zichtbaar. Het DD-perceel en het controleperceel laten een vergelijkbare  $N_2O$  flux zien. Op alle boerderijen is het bemesten altijd op dezelfde momenten en op dezelfde manier gedaan, maar

toch vindt er in april een piek plaats bij Kou-B, terwijl op dezelfde dag bij Kou-G geen sprake was van een verhoogde N<sub>2</sub>O flux.

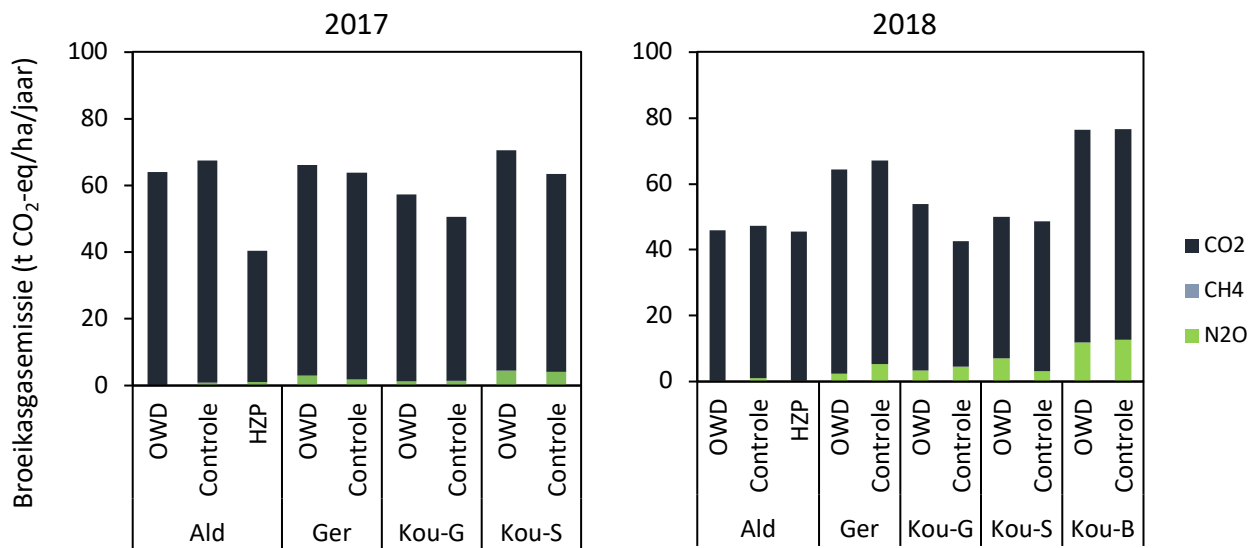
Dit maakt voorspellingen en interpolatie van N<sub>2</sub>O emissie moeilijk. Gezien het meetinterval van twee weken is de kans aanwezig dat de emissie onderschat of overschat wordt als pieken wel of niet gemeten worden. Door deze onzekerheid is het ook niet te zeggen of er een effect is van OWD op de emissie van N<sub>2</sub>O.



**Figuur 3.11.** Gemeten N<sub>2</sub>O fluxen in 2018.

### 3.2.3 Broeikasgasbalans

De geïnterpoleerde emissies van de drie broeikasgassen (N<sub>2</sub>O, CH<sub>4</sub> en CO<sub>2</sub>) over het jaar heen laten zien dat CO<sub>2</sub>, zoals verwacht, de dominante speler is in de broeikasgasbalans, waarbij alle fluxen zijn omgerekend naar CO<sub>2</sub>-equivalenten (zie Figuur 3.12). CO<sub>2</sub> emissies (inclusief import en export) maken gemiddeld meer dan 90% van de broeikasgasbalans uit. Door de lage grondwaterstanden speelt methaan geen rol in de totale balans. De gemiddelde jaaremissies van methaan liggen tussen de -0,12 en 0,06 t CO<sub>2</sub>-eq per hectare per jaar. Voor N<sub>2</sub>O lijkt de locatie invloed te hebben op de hoogte van de N<sub>2</sub>O emissie: in Aldeboarn zijn de laagste emissies gemeten en op de DD locatie in Koufunderigge (Kou-B) zijn de hoogste emissies gemeten, waar N<sub>2</sub>O tot 17% bijdraagt aan de totale emissie. De bemestingswijze en hoeveelheid (ketsplaat vs. sleepvoet) zou hierbij een rol kunnen spelen. Omdat N<sub>2</sub>O emissies in piekmomenten komen is het voorspellen en het interpoleren van de data zoals gezegd erg onzeker. Dat betekent dat de hier gepresenteerde data zowel hoger als lager kunnen uitvallen wanneer piekmomenten zijn gemist of juist relatief vaak zijn gemeten. Deze data moeten dus met behoedzaamheid worden geïnterpreteerd.



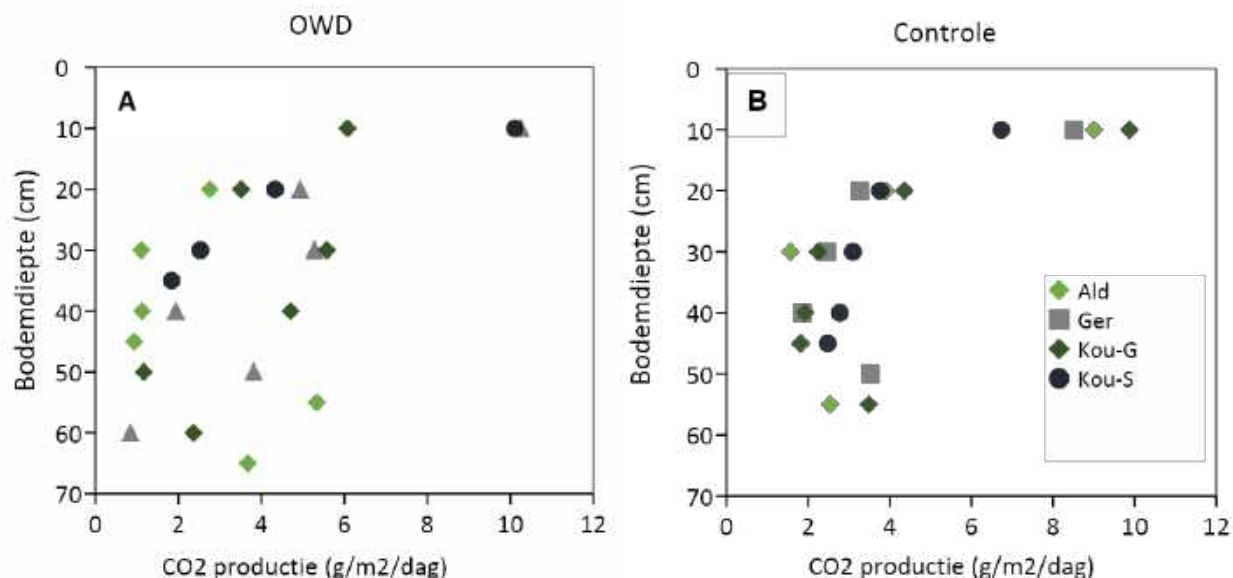
**Figuur 3.12** Broeikasgasbalans van de vijf locaties in de jaren 2017 en 2018. Met voor CO<sub>2</sub> de balans van R<sub>eco</sub>, GPP, gewasopbrengst en bemesting. CH<sub>4</sub> en N<sub>2</sub>O zijn omgerekend naar CO<sub>2</sub>-equivalenten, met een GWP<sub>100</sub> van 34 voor CH<sub>4</sub> en 298 voor N<sub>2</sub>O (IPCC, 2013).

De totale emissies zijn in beide jaren voor alle locaties hoog: tussen de 40 en 76 t CO<sub>2</sub>-eq per hectare per jaar, met gemiddeld minder dan 4 t CO<sub>2</sub>-eq verschil tussen de twee jaren, ondanks dat 2018 een uitzonderlijk warm en droog jaar was. De gemiddelde CO<sub>2</sub> emissies (rekening houdend met koolstofimport en -export) tussen het perceel met en zonder OWD verschilde over de twee jaren 5%, met gemiddelde een CO<sub>2</sub> emissie van de OWD percelen (DD niet meegenomen) was 56 t CO<sub>2</sub> per hectare per jaar in vergelijking met 54 t CO<sub>2</sub> per hectare per jaar van de controlepercelen (zie ook Appendix III). Alleen voor 2018 is er een hogere emissie gevonden voor de locatie zonder (klei-veen) deklaag (Ger) vergeleken met de locaties met een deklaag. En er is in 2017 een lagere CO<sub>2</sub> emissie gevonden voor het HZP perceel in Aldeboarn t.o.v. de andere percelen. Dit verschil is echter in het extreem droge jaar 2018 niet meer zichtbaar. In de controlepercelen waren CO<sub>2</sub> emissies in 2018 niet substantieel hoger dan in 2017 ondanks de droogte en duidelijk lagere grondwaterstanden in de zomer (Tabel 3.1).

### 3.2.4 Bodemincubaties en potentiële CO<sub>2</sub> productie op verschillende dieptes

Om de potentiële afbreekbaarheid van de bodemlagen in de zone met veel grondwaterstandfluctuatie te bepalen zijn bodemincubaties bij 15°C tot een diepte van 70 cm uitgevoerd. De geïncubeerde bodemonsters laten zien dat in het hele profiel oxidatie en afbraak van organisch materiaal plaatsvindt (Figuur 3.13). De laag van 20-70 cm draagt opgeteld 69% (18,3 g CO<sub>2</sub> m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup>) bij aan de totale potentiële CO<sub>2</sub>-productie bij 15°C. Per diepte vergeleken zijn er weinig verschillen tussen de CO<sub>2</sub>-productie in bodemlagen met veel veen (Ger 0-60 cm, Ald en Kou-G/-S 40-70 cm) en veen gemengd met klei (deklaag in Ald en Kou-G/-S).

Tot een diepte van 40-50 cm neemt de productie af, en vervolgens neemt de productie weer iets toe (zie Figuur 3.13). Het verschil in productie over de verschillende dieptes heeft mogelijk met het verschil in koolstofgehalte en afbreekbaarheid te maken. De bovenste 10 cm kan potentieel meer CO<sub>2</sub> produceren dan andere lagen (0,99 g kg C<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup>). Deze laag wordt gedurende het groeiseizoen met vers koolstof uit fotosynthese voorzien en bevat per liter bodem meer koolstof dan diepere lagen. Deze koolstofimport wordt in de GPP metingen (CO<sub>2</sub> opname) meegenomen naast koolstofopname in de plant (onderdeel van de kortcyclische koolstof voorraad).



**Figuur 3.13** CO<sub>2</sub> productie van geïncubeerde bodemonsters afkomstig van een diepte tussen 0 en 70 cm in lagen van 10 cm. De punten zijn gebaseerd op twee replica's.

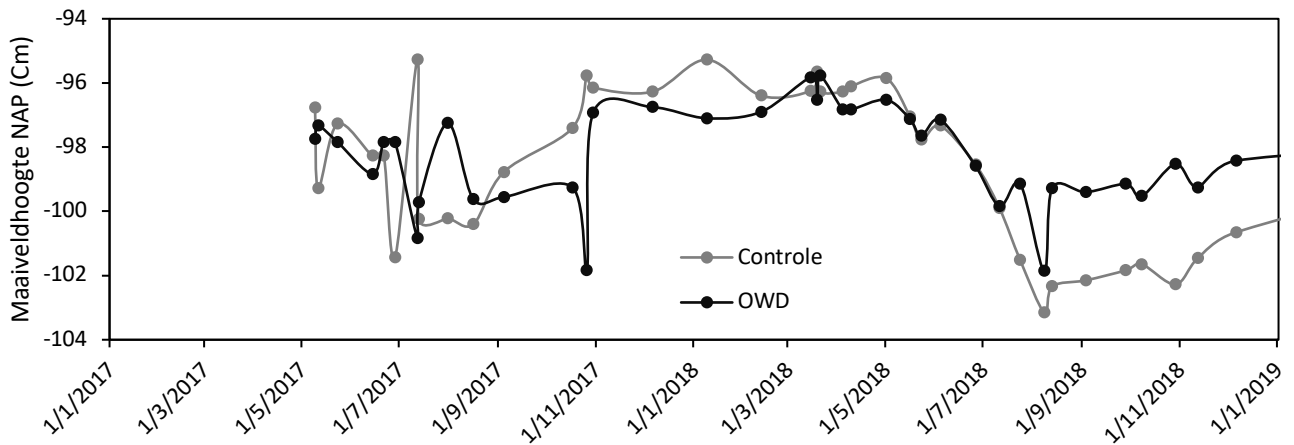
### 3.3 Maaiveldfluctuatie

In gebieden met snelle bodemdaling (>1 cm per jaar) kan op lange termijn (meer dan 15-20 jaar) een grove inschatting gemaakt worden van de veenoxidatie door middel van bodemhoogtemetingen (Schothorst 1977, Schipper & McLeod 2002, Fritz et al. 2008, Stowa 2015). Op kortere termijn wordt de schatting onmogelijk gemaakt door het op en neer bewegen van het veenpakket, veroorzaakt door zwellen en krimpen van veen (en in mindere mate van klei en humus) (Figuur 3.14). Dit proces is onderhevig aan hysteresis (Eggelsmann 1984, Schwärzel et al. 2002, Fritz et al. 2008). Het maaiveld daalt sneller bij zakkende waterstanden dan het weer stijgt ('terug uitdijen') bij toenemende waterstanden (Figuur 3.15, voorjaar 2018 in het controleperceel).

Vaste punten in het perceel zijn tijdens de twee meetjaren om de 2-4 weken gemeten en laten een interessant beeld zien van de krimp en zwel die door de tijd heen plaatsvindt.

De maaiveldfluctuatie heeft een duidelijke relatie met grondwaterstand: bij een overvloed aan neerslag zwelt het veen op als een spons en neemt het in volume toe. Bij het dalen van de grondwaterstand droogt het veen uit en krimpt het veenpakket weer. Deze respons kenmerkt twee eigenschappen: een directe zwel als gevolg van neerslag en een soort hysteresis response waar het een verlate zwel heeft als gevolg van neerslag. Dit is bijvoorbeeld goed te zien in het najaar van 2017. In september 2017 is er in een korte periode veel regen gevallen. Dit zorgde ervoor dat de bodem snel waterverzadigd was, maar het veenpakket zwol pas na een langere periode weer op.

Een duidelijk verschil tussen de percelen is ook zichtbaar in het meetjaar van 2018. Bij veel locaties, zoals bij locatie Kou-S, is er een duidelijke reactie op de verhoging van de grondwaterstand als gevolg van neerslag en verhoging van de grondwaterstand als gevolg van infiltratie. Echter, bij de controle percelen waar deze kunstmatige verhoging van het grondwaterpeil niet heeft plaatsgevonden herstelt de bodem niet van de droogte.



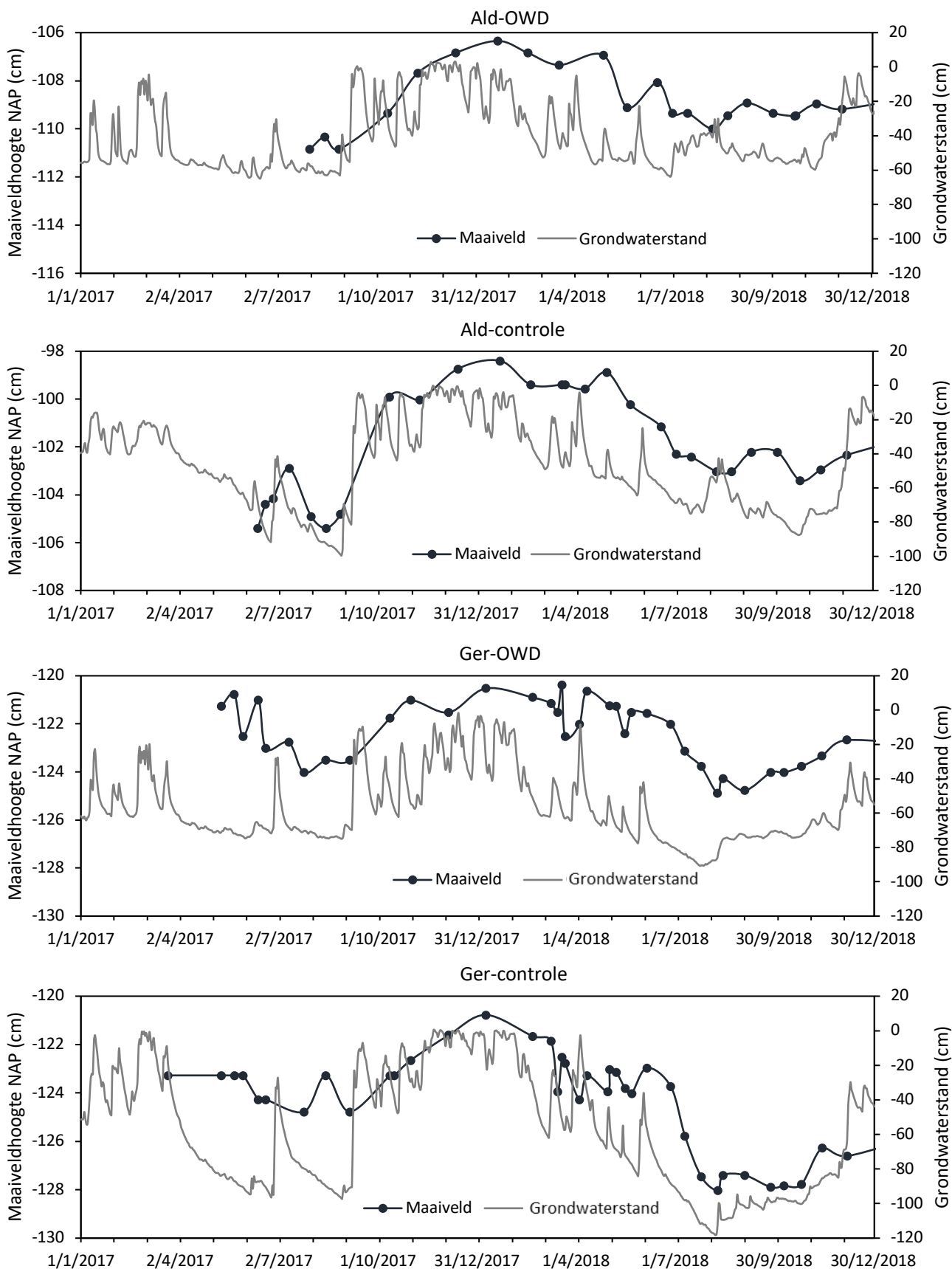
**Figuur 3.14** Maaiveldschommelingen over de meetperiode op locatie Kou-S.

De uitkomsten van het maaiveldhoogte-onderzoek laten zien dat de 'peat surface oscillation coefficient' (OSC) 0,04 tot 0,10 cm/cm is in Fries veen (Tabel 3.3). Dat betekent dat 100 cm uitzakkend grondwater een reversibel uitzakken van het maaiveld van 4-10 cm tot gevolg heeft.

Een oscillerende maaiveldhoogte van meer dan 4 cm is ook gevonden met behulp van satellietdata (Bosma pers. communicatie, Waternet pers. communicatie) en in metingen op de proefboerderij in Zegveld (Schothorst 1977).

**Tabel 3.3** Maximale maaiveldval en -stijging in cm (maximale hoogte minus minimale hoogte ten opzicht van een vaste referentiehoogte, naar Fritz et al. 2008). Het HZP-perceel in Ald steeg en daalde met 6,7 cm. De grootste verschillen traden op in 2018.

Bedrijf	Controle	OWD
Ald	7.0	4.5
Ger	7.3	4.5
Kou-G	9.8	6.6
Kou-S	7.9	6.1



**Figuur 3.15** Grondwaterstanden en maaivelddaling voor de locatie Ald and Ger voor OWD and controle. Grafieken van de overige locaties bevinden zich in de appendix V.

De winter van 2017 – 2018 was erg nat, er is veel neerslag gevallen en de bodems zijn lange tijd verzadigd geweest met water. Dit is zichtbaar in sommige OWD-percelen, waar de gemeten maaiveldhoogte van 2018 ten opzichte van 2017 boven de nulmetingen uitkomt (Tabel 3.4), waar het maaiveld dus hoger is geworden. De zomer van 2018 was erg droog, gekenmerkt door grote krimp. Ook de winterperiode was droog, met een tekort aan water. De bodem is in deze periode nooit verzadigd geweest. Het is heel goed mogelijk dat het verschil in de metingen veroorzaakt wordt door de lange en intensieve droogte van zomer/najaar 2018. Naast de seizoenscyclus van krimp in voorjaar en zomer en zwel in najaar en winter zit er ook een lange termijn effect van natte periodes en droge periodes, waardoor het lastig is om over een korte periode te zeggen wat het aandeel veenoxidatie, krimp, zwel en compactie is op de hoogte van het maaiveld. Lange monitoringsperiodes zijn noodzakelijk om deze patronen te kunnen verklaren.

**Tabel 3.4** Maaiveld dalingen gemeten op vaste punten in het voorjaar binnen de verschillende percelen. Weergegeven is de verandering in hoogte gedurende de meetperiode ten opzichte van het nulpunt, de eerste meting van 2017. Voor locatie Ald zijn er geen metingen uitgevoerd voor 2018. SE = Standard Error.

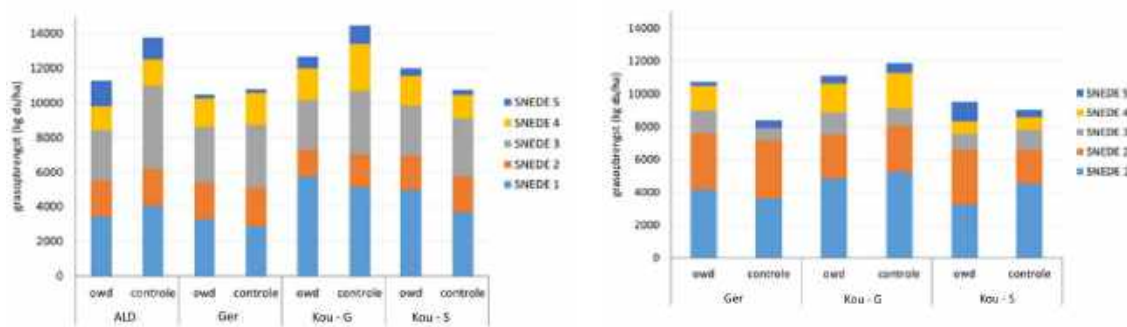
Locatie	Behandeling	2018	SE	2019	SE
Ald	OWD	*		0.4	0.3
	Controle	*		-0.1	0.3
	HZP	*		-0.6	0.6
Ger	OWD	-2.2	0.4	-4.7	0.5
	Controle	-2.2	0.3	-4.7	0.4
Kou-G	OWD	0.7	0.2	-1.8	0.5
	Controle	0.0	0.3	-2.7	0.4
Kou-S	OWD	0.5	0.2	-2.6	0.2
	Controle	-1.0	0.3	-4.4	0.3

\* niet gemeten

### 3.4 Gewasopbrengst en export van koolstof, stikstof, fosfor en kalium

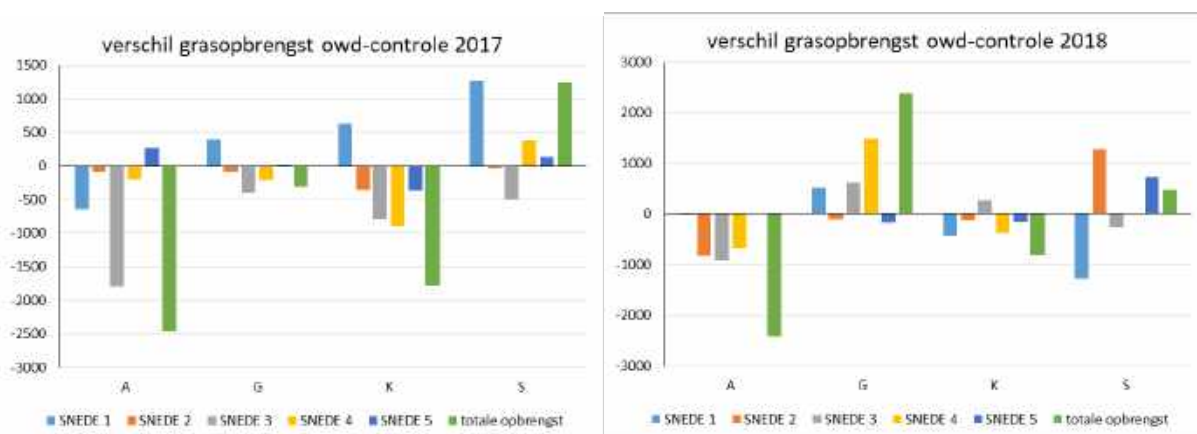
Gemiddeld gezien zijn er geen significante verschillen gevonden in grasopbrengst tussen de OWD- en controlepercelen in 2017 (11,6 t ds ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup> vs. 12,1 t ds ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup>) en in 2018 (9,7 ds ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup> vs. 9,2 ds ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup>) (Figuur 3.16). Op percelen met hoge CO<sub>2</sub>-opname van de plant (GPP – Appendix III) worden ook hogere opbrengsten gemeten. Gemiddeld over alle bedrijven heeft snede 3 in 2017 een significant hogere grasopbrengst opgeleverd op de controlepercelen (P=0.034). De extreme droogte in 2018 heeft tot 20% lagere opbrengsten geleid. In 2018 werd de proef op boerderij Ald bij de eerste en de laatste snede verstoord door grazende koeien in de plot, waardoor deze snedes niet meegenomen zijn.





**Figuur 3.16** Grasopbrengst van de verschillende snedes op de OWD- en controlepercelen van de vier boerderijen in 2017 (links) en 2018 (rechts). In 2018 ontbreekt boerderij Ald (zie tekst voor uitleg).

Per snede waren er wel verschillen (Figuur 3.17). Zo was in 2017 bij Ald de grasopbrengst van snede 3 ( $P=0.007$ ) en in 2018 de grasopbrengst van snede 2, 3 en 4 op het OWD-perceel significant lager dan op het controleperceel ( $P<0.05$ ). Bij Kou-G was de grasopbrengst van de 3<sup>e</sup> en 5<sup>e</sup> snede van 2017 en de 1<sup>e</sup> snede van 2018 significant lager op het OWD-perceel ( $P<0.05$ ), terwijl de opbrengst op het OWD-perceel juist significant hoger was bij de 2<sup>e</sup> en 5<sup>e</sup> snede van 2018 ( $P<0.05$ ). Bij Kou-S was de grasopbrengst van snede 1 en 5 in 2017 hoger op het OWD-perceel ( $P<0.05$ ). Bij Ger was de grasopbrengst van snede 3 en 4 in 2018 ook significant hoger op het OWD-perceel ( $P<0.001$ ). Er waren geen verschillen in grasopbrengst op verschillende afstanden van de drains.

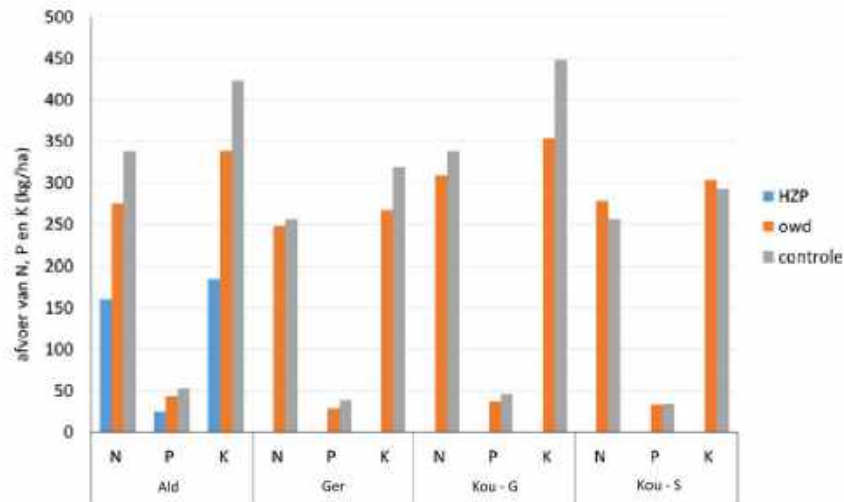


**Figuur 3.17.** Verschil in grasopbrengst tussen het OWD-perceel en het controleperceel in 2017 (links) en 2018 (rechts), weergegeven per boerderij en per snede. Afkorting staan voor A-Ald, G-Ger, K-Kou-G en S-Kou-S.

De percelen van Ger, Kou-G en Kou-S hadden een lagere opbrengst in 2018 (12-22% minder dan in 2017), behalve het OWD-perceel van Ger (2.5% meer dan in 2017).

In 2017 had het gras gemiddeld genomen een lager %K op de OWD-percelen ( $P=0.001$ ) dan op de controlepercelen. Voor Ald geldt dat ook een lager %K gemeten werd in het gras van het HZP-perceel t.o.v. het controleperceel. In 2018 was het %N en %P in het gras juist significant lager op het HZP-perceel t.o.v. het controleperceel (resp.  $P=0.009$  en  $P=0.003$ ).

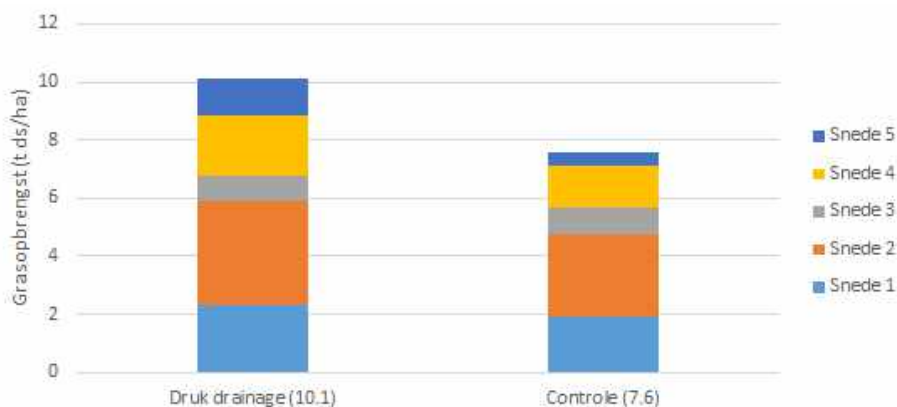
Snede 1 van 2017 (OWD-con  $P=0.016$ ), snede 4 van 2017 ( $P=0.032$ ) en snede 2 van 2018 (OWD-con  $P=0.032$ ) hadden een significant lager %K op de OWD-percelen. Het %N in het gras van snede 3 van 2017 was hoger op de OWD-percelen (OWD-con  $P=0.044$ ).



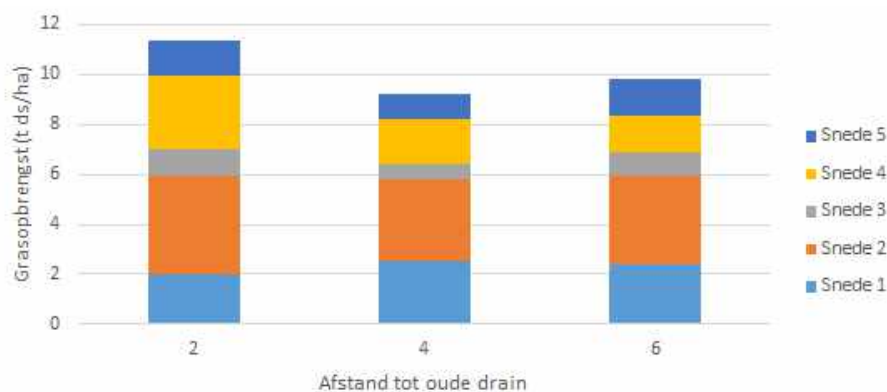
**Figuur 3.18** Totale afvoer van N, P en K in de vijf snedes in 2017 op de verschillende percelen van de vier boerderijen.

Ook de totaal via het gras afgevoerde hoeveelheden N, P en K verschilden niet significant tussen deze percelen. Opvallend is wel dat in 2017 bij het maaien van de controlepercelen meer N, P en K afgevoerd is in vergelijking met de OWD-percelen bij zowel Ald, Ger en Kou-G. Dit geldt voor de eerste vier snedes, want bij de vijfde snede was er geen verschil. Bij Kou-S werd juist meer N en K afgevoerd van het OWD-perceel, met als uitzondering de derde snede. Dit wordt waarschijnlijk veroorzaakt door een minder goed werkende OWD bij boerderij S. In 2018 waren de resultaten minder eenduidig: bij boerderij G werden juist meer nutriënten afgevoerd van de OWD-percelen (vooral in de eerste snede), terwijl bij boerderij K wel een vergelijkbare trend te zien was als in 2017. Bij boerderij S werden in 2018 opvallend veel nutriënten afgevoerd van het controleperceel bij de eerste snede in vergelijking met het OWD-perceel.

Bij locatie Kou-B (drukdrainage) is de droge stof opbrengst van het DD-perceel 25% hoger dan van het controleperceel (Figuur 3.19). Vooral in de periode na de droogte herstelt het DD-perceel sneller en neemt de opbrengst weer toe terwijl het controleperceel achter blijft. Ook hier is er een effect te zien van de oude drainage op de gewasopbrengst (Figuur 3.20). Stroken dwars op de oude drainagebuizen zijn nodig om een ruimtelijke representatieve inschatting van de opbrengsten te kunnen geven.



**Figure 3.19** Grasopbrengst van het DD-perceel en het controleperceel in 2018.

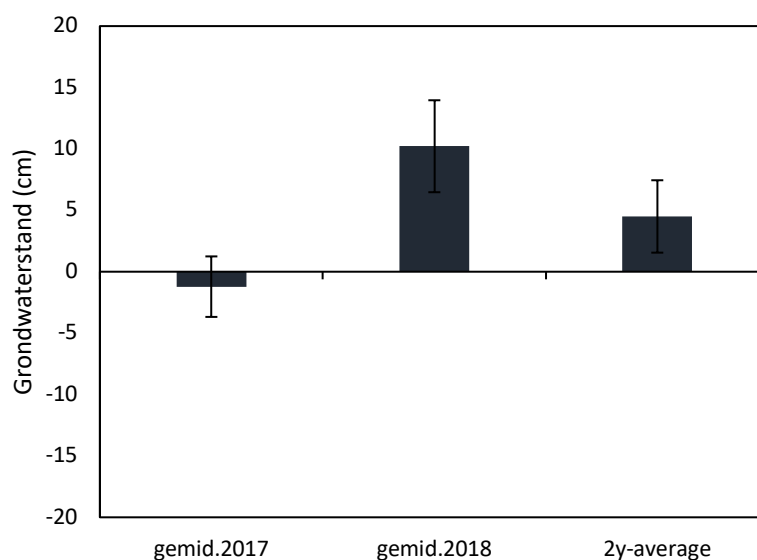


**Figuur 3.20** Grasopbrengst van het DD-perceel. De aanwezigheid van de oude drains leidt tot een hogere grasopbrengst, vooral in de periode na de droogte (snede 4 en 5).

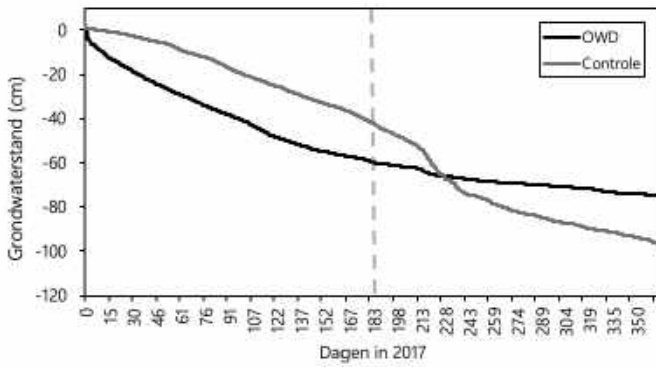
### 3.5. Grondwaterstanden en bodemvocht in ruimte en tijd

#### 3.5.1 Drainage- en infiltratie-effect

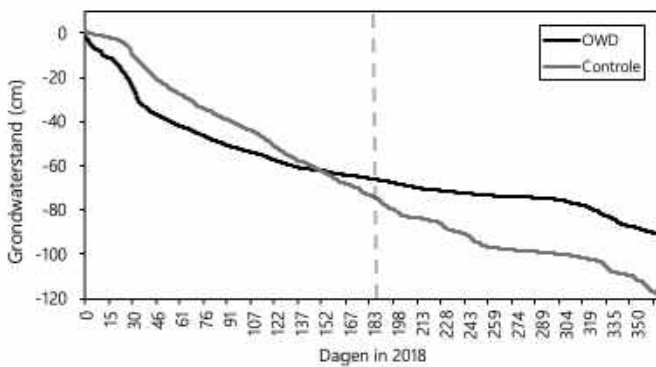
Met behulp van duurlijnen kunnen de verschillen in waterstanden (mediaan en gemiddelde) door de tijd geanalyseerd worden. Figuur 3.21 maakt duidelijk dat door extra drainage en infiltratie in Gersloot zeer hoge (linksboven) en zeer lage waterstanden (rechtsonder) minder vaak voorkomen. In het extreem droge jaar 2018 zien we dan ook een duidelijk irrigatie-effect door aanleg van OWD (Figuur 3.23). In het minder droge jaar 2017 heeft OWD langer invloed op de grondwaterstanden dan infiltratie: de twee lijnen kruisen pas na 228 dagen (Figuur 3.22). Deze drainerende werking van OWD vinden we ook in de mediaan grondwaterstanden terug (Tabel 3.1: -42 cm controleperceel versus -60 cm OWD-perceel). Er zijn ook percelen met op elkaar lijkende grondwaterstanden. Bij Kou-S houdt het drainage effect tot 245 dagen aan in 2017 en is er weinig effect van irrigatie op grondwaterstanden (Figuur 3.24). Dit verloop bij Kou-S verklaart het grote verschil tussen mediaan en gemiddelde waterstand in Kou-S (Tabel 3.1)



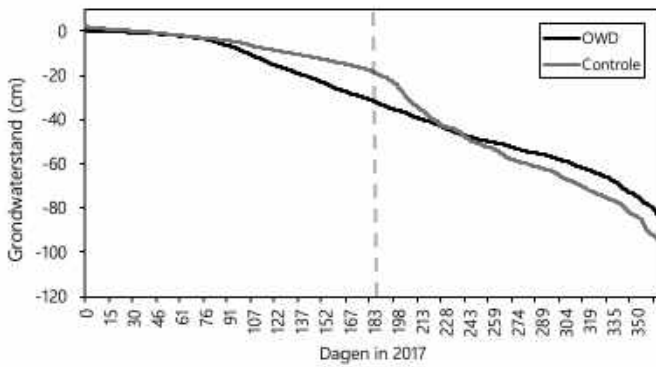
**Figuur 3.21** De werking van OWD op de grondwaterstanden als verschil OWD-perceel minus controleperceel (jaargemiddelde).



**Figuur 3.22** Duurlijn Gersloot 2017. Na 228 dagen (rechts van stippelijijn - mediaan) kruisen de duurlijnen - langere periode met drainage.



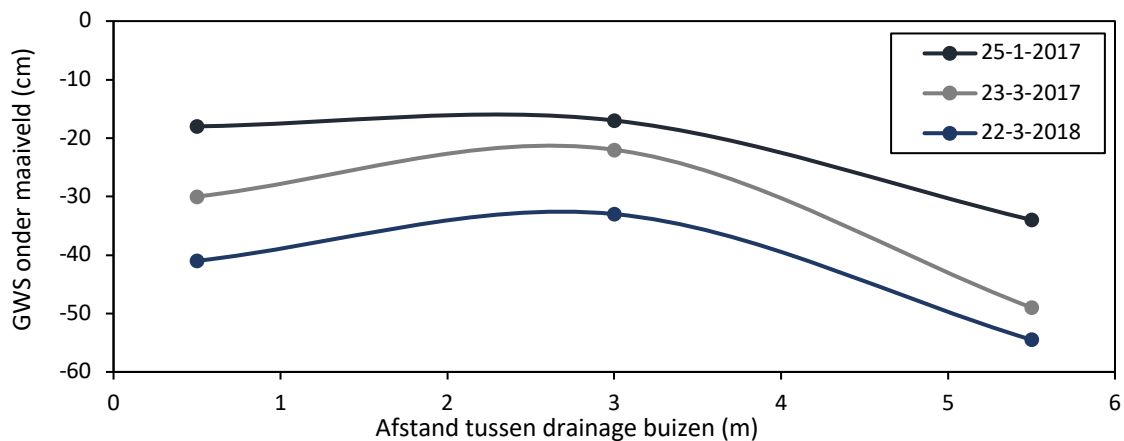
**Figuur 3.23** Duurlijn Gersloot 2018. Na 152 dagen (links van stippelijijn - mediaan) kruisen de duurlijnen - langere periode met irrigatie.



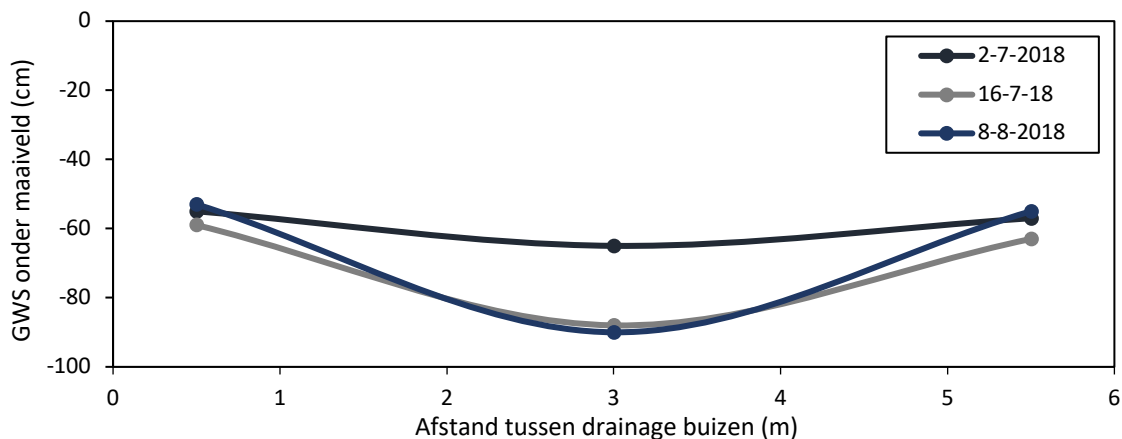
**Figuur 3.24** Duurlijn Kou-S 2017. Duurlijnen kruisen elkaar na 230 en 245 dagen - langere periode met drainage. Waterstanden verschillen weinig waardoor de duurlijnen zeer op elkaar lijken.

### 3.5.2 Opbolling en uitzakking tussen de drainagebuizen

De drainagebuizen liggen 6 meter uit elkaar. Alleen op locatie Kou-S is de drainafstand 5 meter. Om de ruimtelijke variatie van de grondwaterstanden t.o.v. de drains in OWD-percelen te bepalen zijn er extra metingen buiten de gasflux plots met extra peilbuizen van Wetterskip Fryslân uitgevoerd: tussen 2 drains zijn 3 buizen geplaatst (op 3 meter midden tussen de drains en telkens 2 op 0,5 m afstand van de drains; Figuur 3.25). In de winter vindt er opbolling plaats tussen de buizen (Figuur 3.25). Midden tussen de drains kunnen grondwaterstanden 10-20 cm hoger zijn dan op korte afstand wat duidt op onvoldoende afvoer van een wateroverschot via de drains.



**Figuur 3.25** Opbolling tussen de drainagebuizen in de winter. OWD-perceel Kou-G.



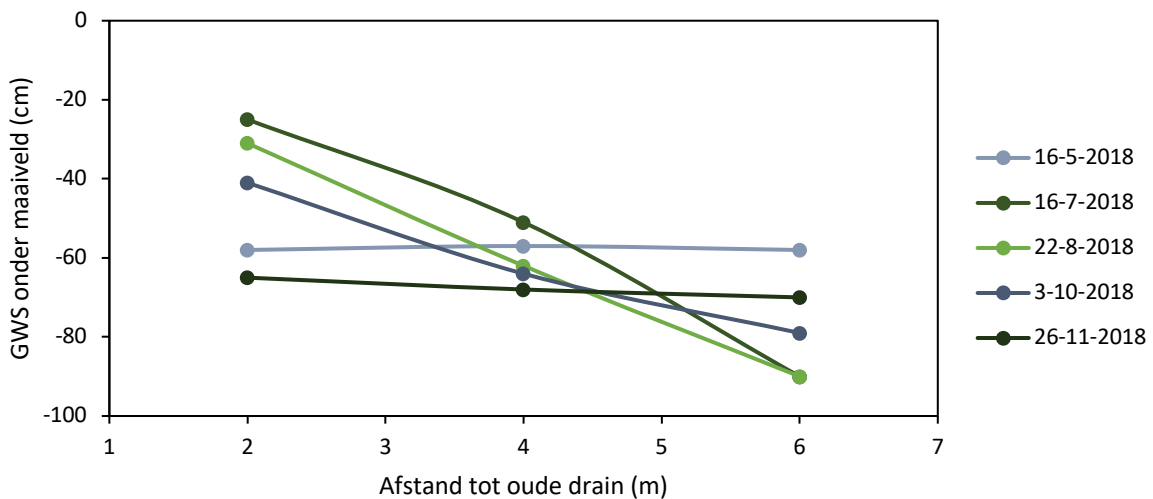
**Figure 3.26** Uitzakking tussen de drains in de zomer. Op 50 meter van de sloot. OWD-perceel Kou-G.

In de zomer is er sprake van uitzakking tussen de drains (Figuur 3.26). De beperkte werking van infiltratie vanuit de drainagebuis kan oplopen tot >40 cm. Het hoge slootpeil in de maand augustus 2018 (-20 cm; flexibel slootpeil) heeft de beperkte infiltratie vanuit de drainagebuizen niet kunnen opheffen.

Ruimtelijke variatie kan ook ontstaan waar oude drainagebuizen aanwezig zijn. Op locatie Kou-B is drukdrainage aangelegd. Hier zijn nieuwe drainagebuizen tussen de oude drainagebuizen gelegd. Deze oude buizen zijn in 1989 aangelegd op een diepte van 1 meter, maar nu liggen deze op een diepte van 70 cm onder maaiveld. De oude buizen liggen 15 meter uit elkaar. Bij de werking van de drukdrainage treedt een opvallend fenomeen op: het water stroomt omhoog bij de oude drainagebuizen (tot bijna aan maaiveld) met als gevolg dat de nieuwe drainagebuizen een lagere waterdruk hebben. Figuur 3.27 maakt het patroon duidelijk: onder de donkergroene banden (hoger gras) liggen oude drainagebuizen.



**Figuur 3.27** Overzichtsfoto van het perceel met drukdrainage. Donkergroene banden tonen waar de oude drainagebuizen liggen. Afstand tussen de oude drainagebuizen is 15 meter.



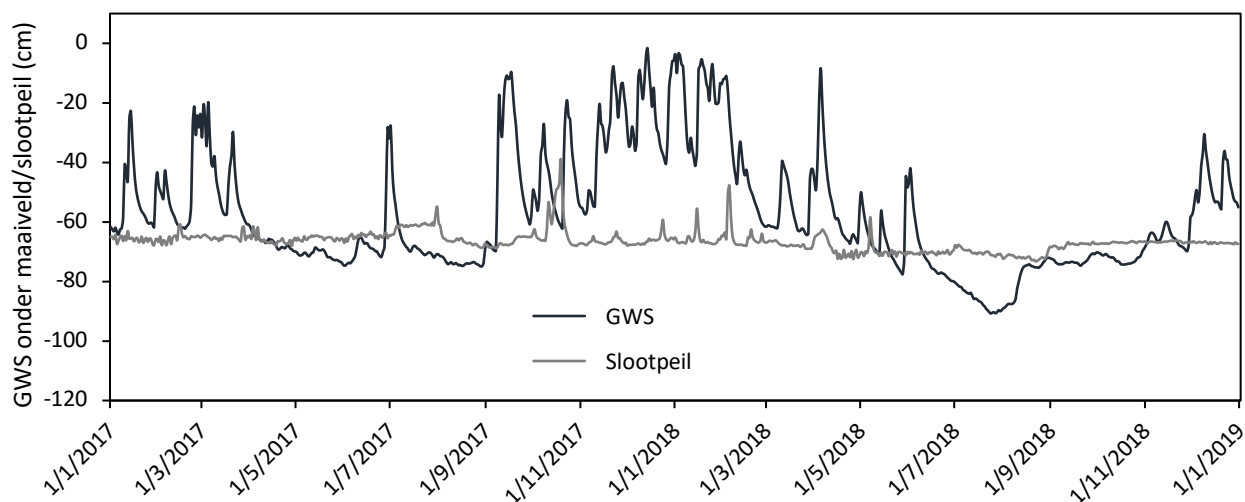
**Figuur 3.28** Gradiënt in grondwaterstand onder invloed van drukdrainage. Alleen op 16-7 en 22-8 was de pomp in werking. Gemeten in de gasflux plot.

Op het moment dat de drukdrainage pomp in werking komt tijdens de zomerperiode stijgt de grondwaterstand langs de oude drain, terwijl de grondwaterstand langs de nieuwe drain laag blijft. Dit is goed zichtbaar in Figuur 3.28, waarin een dwarsdoorsnede van de grondwaterstand in het groeiseizoen wordt getoond: op de x-as de afstand tot de oude drainagebuis en op 5 meter van de oude drainage buizen de druk drainagebuizen. In mei is de pomp aangegaan en in oktober is de pomp uitgegaan.

In de zomer, tijdens het hoogtepunt van de droogte, was er sprake van plassen en drassige grond boven de oude drains terwijl op een afstand van 3 meter de toplaag van de bodem kurkdroog was.

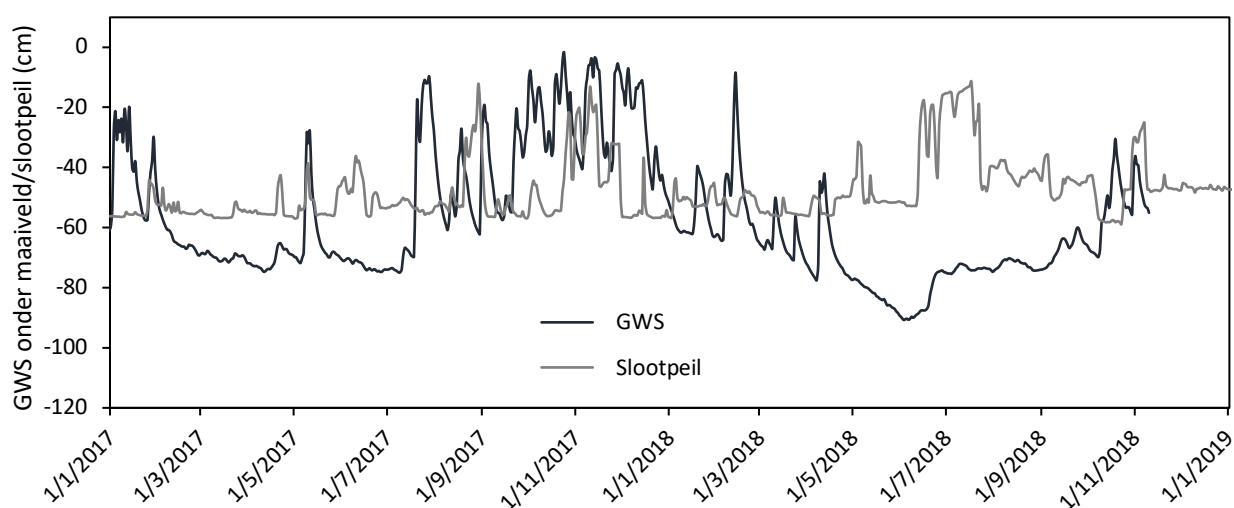
### 3.5.3 Slootpeilen

OWD wordt gestuurd door het slootpeil. De proef is ingesteld op een veranderlijk slootpeil van -20, -40 en -60 cm onder maaiveld in de infiltratieperiode (Kou-G, Kou-S/Ald, Ger). In de wintermaanden is het slootpeil ingesteld op -60 cm. De inlaat van de drains ligt in de winter 10 cm onder het wateroppervlak van de sloot. Op het bedrijf Ger heeft het slootpeil via de drains invloed op de grondwaterstanden (Figuur 3.29).



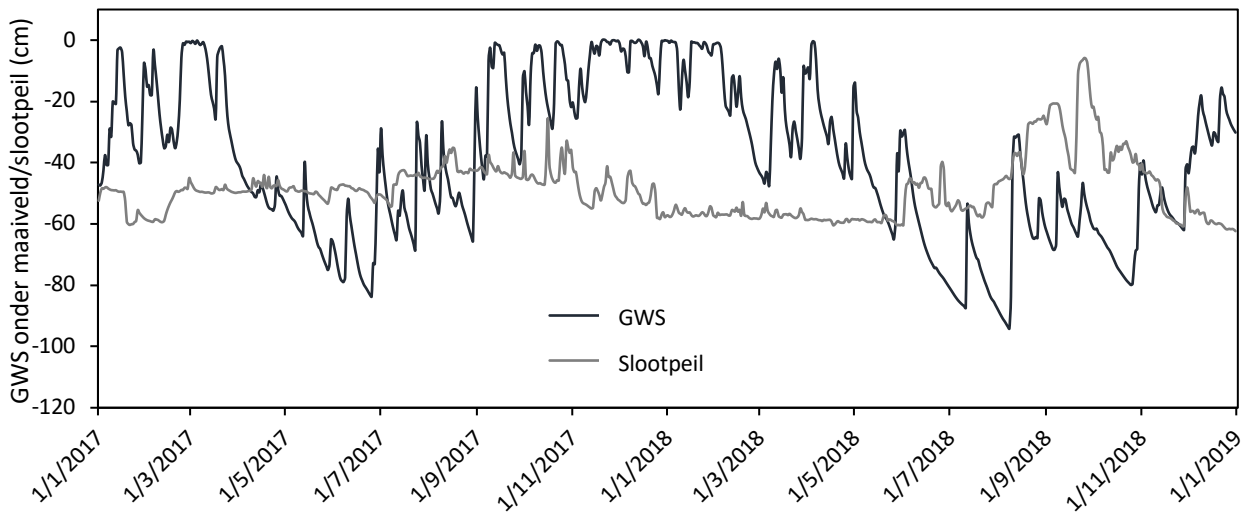
**Figuur 3.29** Grondwaterstand op 1,5 meter van de drainagebuis en het slootpeil t.o.v. maaiveld voor locatie Ger-OWD.

Tijdens de proef zijn er ook momenten geweest waar er een verhoogd slootpeil werd ingesteld om de invloed van de drains te vergroten. Zo is bijvoorbeeld bij het bedrijf Ald in de zomer van 2018 het peil in de sloot sterk verhoogd om de infiltratie van water vanuit de drainagebuizen te verhogen (Figuur 3.30). Het peil in het veld steeg met 20 cm nadat een slootpeilverhoging van 30 cm was uitgevoerd begin juli.

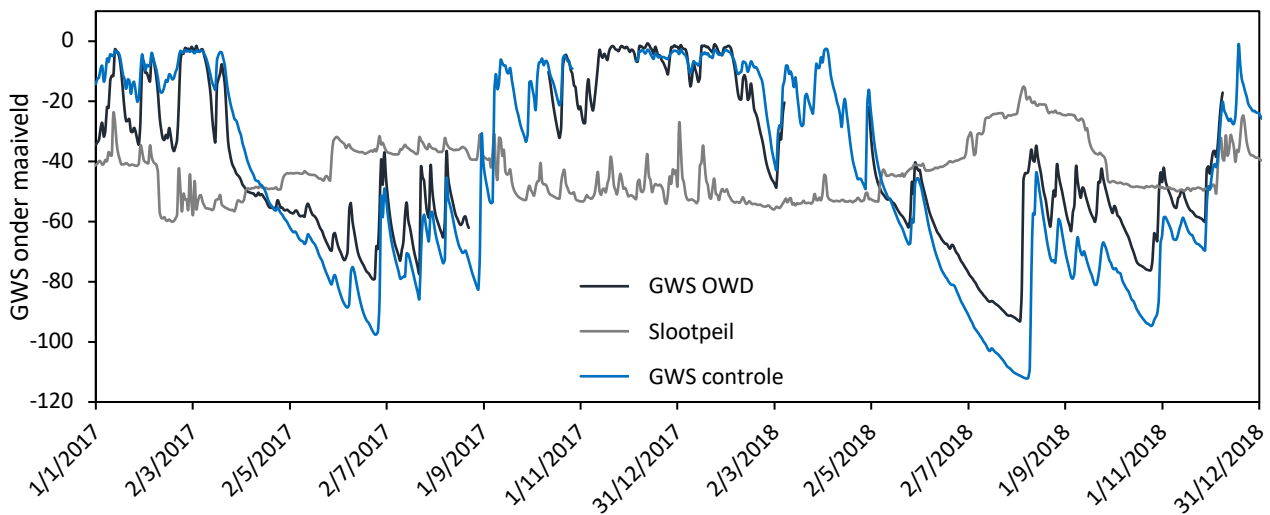


**Figuur 3.30** Grondwaterstand op 1,5 meter van de drainagebuis en het slootpeil t.o.v. maaiveld voor locatie Ald-OWD.

Op de bedrijven Kou-G en Kou-S heeft het verhoogde slootpeil ook een verhogend effect op de grondwaterstanden na regenval. Bij Kou-S zakt het peil in het perceel naar -95 cm bij een slootpeil van -25 cm (Figuur 3.31). Pas na intensieve neerslag begin augustus 2018 stijgt de grondwaterstand. Hier lijkt de combinatie van neerslag en een verhoogd slootpeil tot een verhoging van de grondwaterstand te leiden. In augustus 2018 remt het hoge slootpeil op bedrijf Kou-G de drainagewerking na hevige neerslag, wat tot een kortstondige verhoging van de grondwaterstanden leidt (Figuur 3.32). Interessant is dat grondwaterstanden op het controleperceel ook beïnvloed worden door het slootpeil na intensieve neerslag. Op locatie Kou-G zijn zowel het OWD-perceel als het controleperceel aangesloten op dezelfde sloot. De combinatie van beperkte drainage door een hoog slootpeil (hoog zomerpeil) en neerslag leidt in het controleperceel tot hogere grondwaterstanden. Verder onderzoek naar de effecten van een hoog zomerpeil (met en zonder OWD) op CO<sub>2</sub> emissies en drainagewerking wordt gemotiveerd door de resultaten in Figuur 3.32 en 3.5.



**Figuur 3.31** Grondwaterstand op 1,5 meter van de drainagebuis en het slootpeil t.o.v. maaiveld voor locatie Kou-S-OVD.

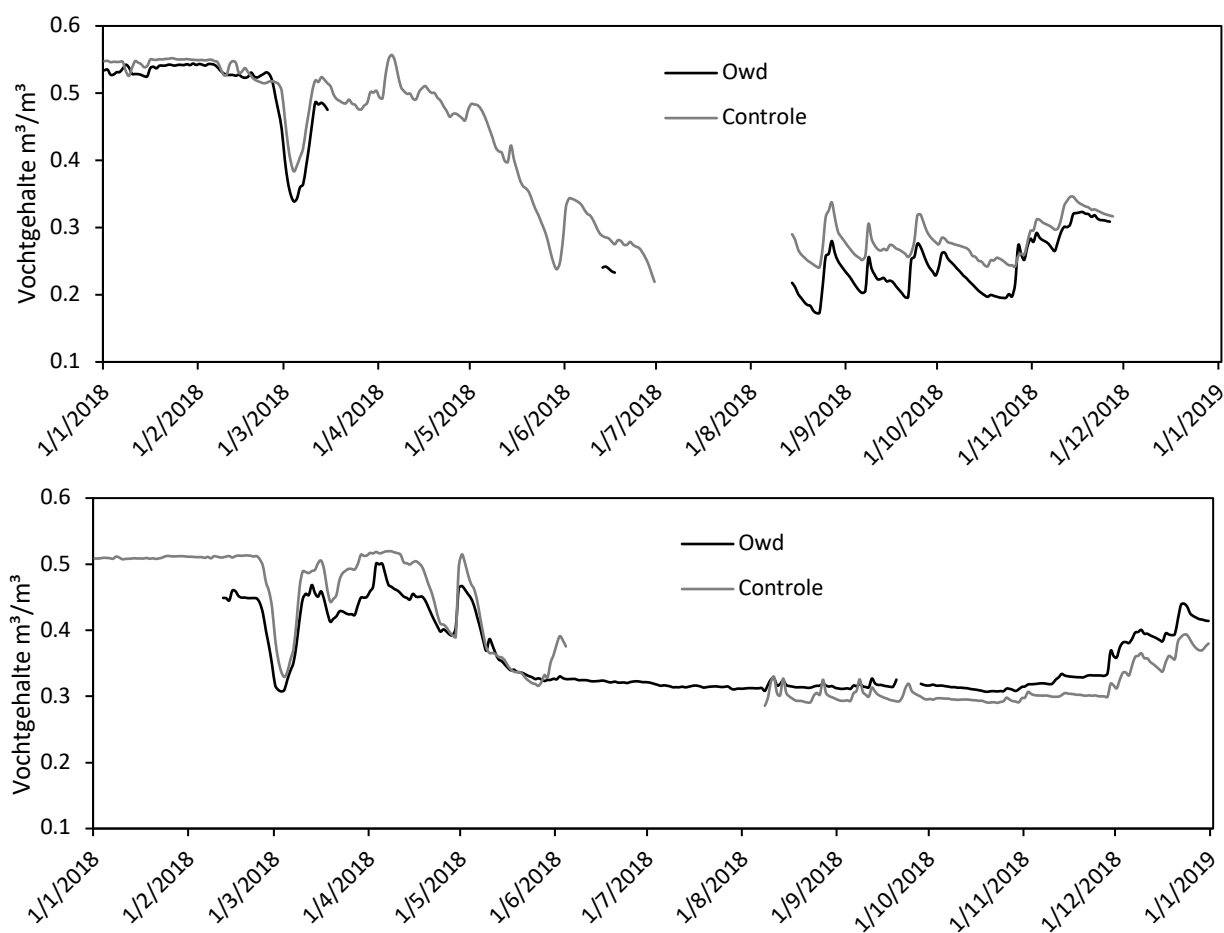


**Figuur 3.32** Grondwaterstand op 1,5 meter van de drainagebuis en het slootpeil t.o.v. maaiveld voor locatie Kou-G (OWD+controle).



### 3.5.4 Bodemvocht

Tijdens de meetperiode is het vochtgehalte in de graszode gemeten om verschillen in seizoenale patronen in kaart te brengen. De verschillen tussen controleperceel en OWD-perceel vallen regelmatig in de foutmarge van  $0.04 \text{ m}^3/\text{m}^3$ . De absolute waarden van vochtgehalten zijn slechts indicatief omdat individuele sensoren niet geïjkt konden worden in de zware klei die aanwezig was op de meeste percelen. Vraat aan de datakabels en mechanische beschadiging hebben continue metingen belemmerd.

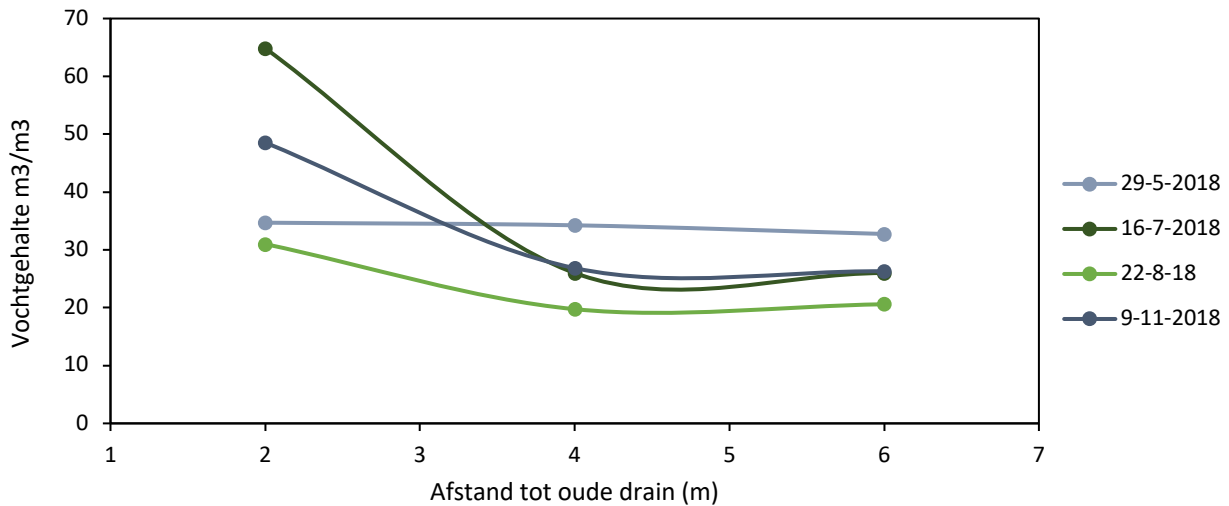


**Figuur 3.33** Bodemvochtmetingen (Hobo - FDR logger) voor locatie Ger (boven) en Kou-S (onder). Schade door muizen leidde tot discontinue data.

Figuur 3.33 geeft hiervan de resultaten. In de winter of natte periode zorgt OWD voor een versnelde afname van het bodemvocht. Tijdens de droge periode is er juist sprake van een kleine verhoging van het bodemvocht in de wortelzone bij Kou-S, hoewel het effect erg klein is. De winter en het voorjaar waren erg nat en de bodem is ook lange tijd verzadigd geweest. In mei is het vochtgehalte gedaald tot  $0.33 \text{ m}^3/\text{m}^3$ , wat is blijven zakken tot een dieptepunt van  $0.31 \text{ m}^3/\text{m}^3$ . Pas vanaf begin december is het vochtgehalte in de graszode weer toegenomen.

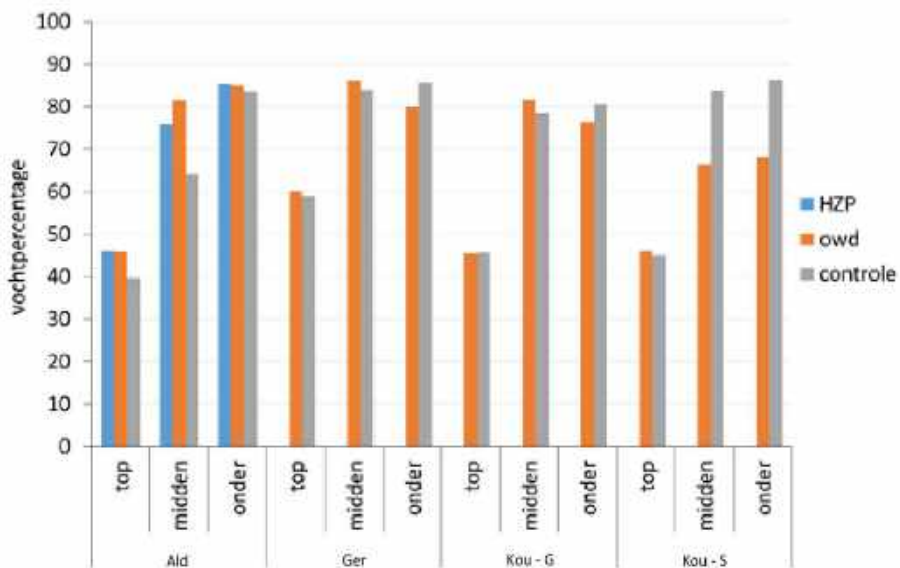
Een soortgelijk patroon is zichtbaar voor het vochtgehalte op het bedrijf Ger. Hier is geen klei aanwezig en reageert het veen sneller op neerslag dan dat extreem uitgedroogde klei dat doet. Hier laat het perceel met OWD lagere bodemvochtgehalten zien in de vorm van een constante offset in 2018 (mogelijk als gevolg van luchtgevulde poriën langs de sensor). Zie Appendix VIII voor handmetingen bodemvocht.

Voor de drukdrainage geeft Figuur 3.34 een duidelijk verloop weer op verschillende afstanden van de oude drains. Voordat de pomp aanging was het verschil tussen de oude drains minimaal maar door de werking van de drukdrains steeg het vochtgehalte in de bodem enorm naast de oude drains. Ook nadat de pomp was uitgezet, in oktober, bleef de bodem vochtiger naast de oude drains omdat deze nooit zo sterk was uitgedroogd als tussen de oude drains.



**Figuur 3.34** Ruimtelijke variatie in bodemvocht (TDR techniek, Fieldscout) op 0-12,5 cm in het DD-perceel.

Er zijn weinig algemene trends te ontdekken in het vochtgehalte van de bodem op verschillende dieptes wanneer de OWD-percelen worden vergeleken met de controlepercelen (Figuur 3.35). Variatie is over het algemeen hoog. In september 2016, januari 2017 en augustus 2017 was het vochtgehalte in de controlepercelen significant hoger op een diepte van resp. 60 cm, 55 cm en 50 cm dan op dezelfde diepte in de OWD-percelen. In oktober 2017 was het vochtgehalte bovenin het profiel (0-35 cm) lager in de OWD-percelen. De bodemdichtheid onderin het profiel (>60 cm) is significant hoger in de controlepercelen dan in de OWD-percelen in oktober 2017.

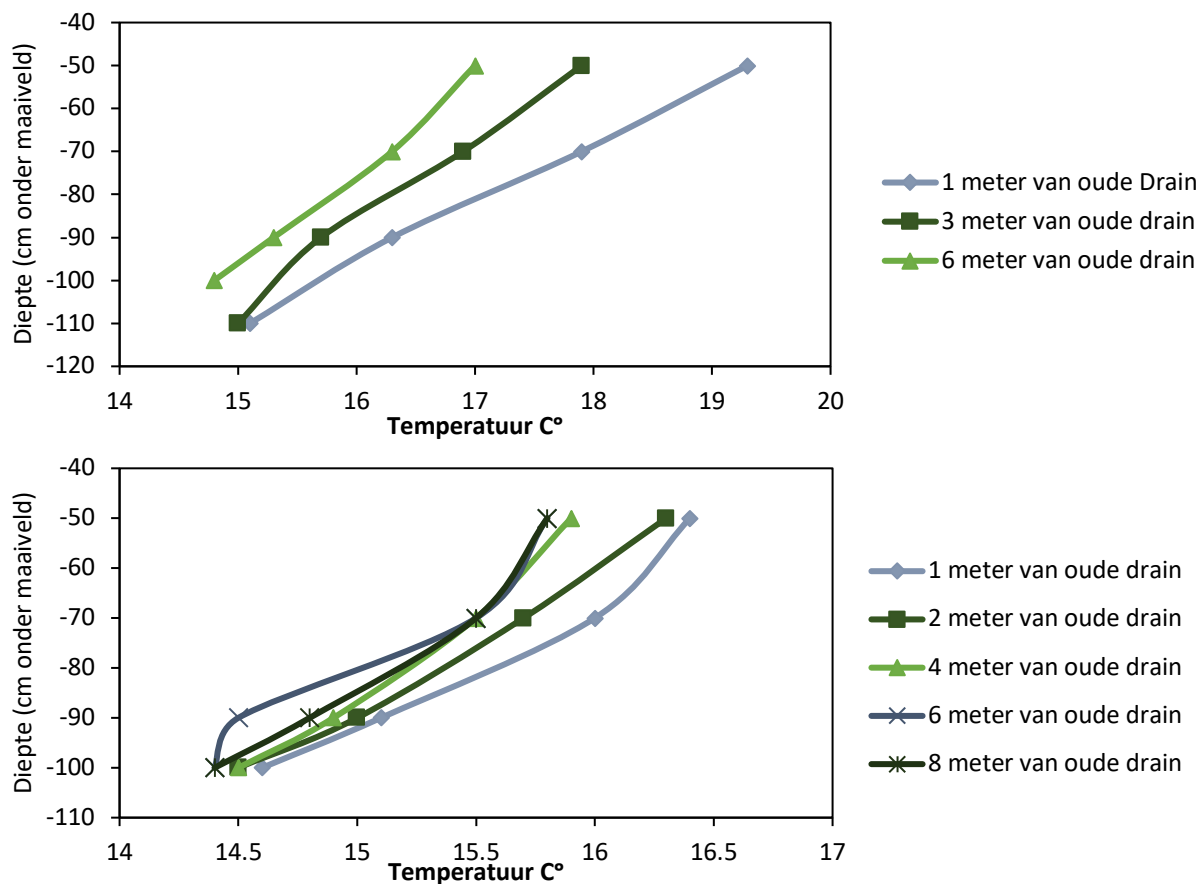


**Figuur 3.35** Gravimetrische vochtpercentages ( $g\ g^{-1}$ ) op verschillende dieptes in het profiel (eind maart 2018). Top = 0-30 cm, midden = 40-60 cm, onder = >60 cm.

### 3.6 Effect van onderwaterdrainage en drukdrainage op temperatuur

Gezien de grote invloed van de DD-pomp op de grondwaterstand en vochtgehalte hebben we tevens gekeken naar de bodemtemperatuur. Op 22 augustus en op 11 september zijn er temperatuurprofielen gemeten in de diepte (Figuur 3.36). De temperatuurprofielen laten een relatie tussen temperatuur en afstand tot de drainagebuis zien. De instroom van warm slootwater (21 °C) lijkt voor een temperatuurgradiënt in de bodem te zorgen.

Op 11 september 2019 is dit nogmaals gedaan (Figuur 3.36). In september is de gradiënt kleiner, mogelijk omdat de sloottemperatuur (15 °C) lager was.



**Figuur 3.36** Diepteprofielen van de bodemtemperatuur waar warm slootwater door middel van DD in de veenbodem gedrukt/gepompt wordt. Boven: 18-8-2018 (3 afstanden). Beneden: 11-9-2018 (5 afstanden).

### 3.7 Bodem- en waterkwaliteit

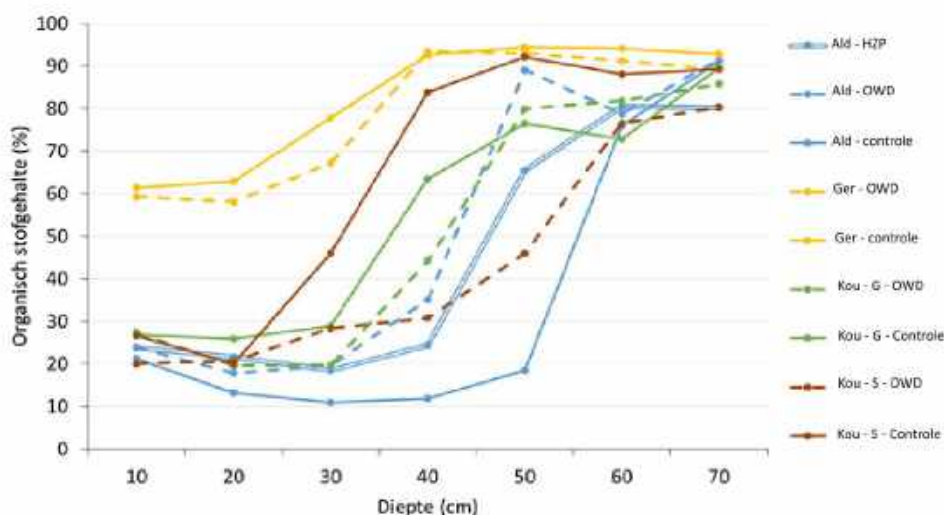
De bulkdichtheid van de bodem was in maart 2018 significant hoger in het midden van het profiel in het controleperceel bij boerderij Ald dan in het OWD-perceel ( $P=0.008$ ). Bij boerderij Kou-S was de bulkdichtheid hoger in het midden en onderin het profiel van het OWD-perceel ( $P=0.000$  en  $P=0.021$ ). Bij boerderij Ger is geen deklaag aanwezig, maar bevat de toplaag wel minder organische stof en is de bulk density groter (Tabel 3.5).

Als gekeken wordt naar de bovenste 70 cm van het bodemprofiel van alle onderzochte percelen, dan valt op dat er ondanks verschillen in kleidikte (0 tot 45 cm) en organisch stofgehalte (27% tot 81%) maar relatief weinig verschil zit in de koolstofdichtheid (67 tot 107 g/l) en dus in de totale hoeveelheid koolstof in de bovenste 70 cm (47 tot 75 kg /m<sup>3</sup>, Tabel 3.5).

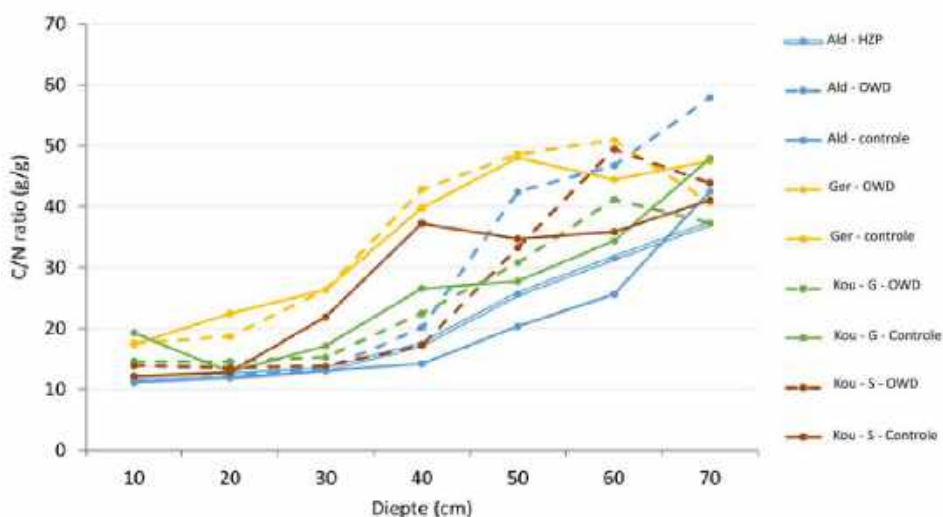
**Tabel 3.5** Bodemkarakteristieken van de bovenste 70 cm van de verschillende percelen van de vier locaties met OWD.

naam	% OS	%C	g C/l	g DW/cm <sup>3</sup>	%N	g N/l	C:N	g P/l	kg C/m <sup>2</sup> /70cm	kg N/m <sup>2</sup> /70cm	kg P/m <sup>2</sup> /70cm	deklaag (cm)
<b>Ald</b>												
HZP	45.6	21.1	67.7	0.495	0.9	3.7	21.4	0.37	47.4	2.6	0.26	40
OWD	38.6	28.0	76.3	0.605	0.9	3.6	29.2	0.43	53.4	2.5	0.30	35
controle	26.8	16.6	67.2	0.777	0.7	3.8	19.8	0.47	47.0	2.6	0.33	45
<b>Ger</b>												
OWD	76.8	39.7	97.2	0.297	1.2	3.9	34.6	0.41	68.1	2.7	0.29	0
controle	80.6	41.8	107.0	0.288	1.4	4.3	32.8	0.34	74.9	3.0	0.24	0
<b>Kou-G</b>												
OWD	47.9	25.5	80.4	0.469	1.0	4.1	23.0	0.25	56.3	2.9	0.17	35
controle	50.4	24.5	86.4	0.499	1.0	4.3	23.5	0.22	60.5	3.0	0.15	35
<b>Kou-S</b>												
OWD	37.5	19.6	85.1	0.621	0.8	4.4	23.3	0.22	59.6	3.1	0.16	35
controle	60.8	29.4	90.6	0.449	1.1	4.2	26.9	0.33	63.4	3.0	0.23	25

Voor het organisch stofgehalte (Figuur 3.37), het koolstofgehalte en de bulkdichtheid zijn de trends in de diepte gelijk, maar per bemonsteringsdiepte zijn er wel grote verschillen tussen de percelen door het verschil in dikte deklaag. Verschillen tussen percelen zijn veel kleiner als naar de koolstofdichtheid gekeken wordt in plaats van naar het koolstofgehalte, zeker vanaf een diepte van 40 cm zijn de verschillen relatief klein. Op de percelen in deze proef zijn deklaag en onderliggend veen in het verleden door bodembewerking gemengd (van Berkum 2018, Kooistra Advies pers. communicatie). De schalterlaag is mogelijk aangeduid door de verhoogde koolstofdichtheden en -gehalten in het midden van het profiel.



**Figuur 3.37** Gemiddelde organisch stofgehaltes op verschillende dieptes in het profiel (n=6).

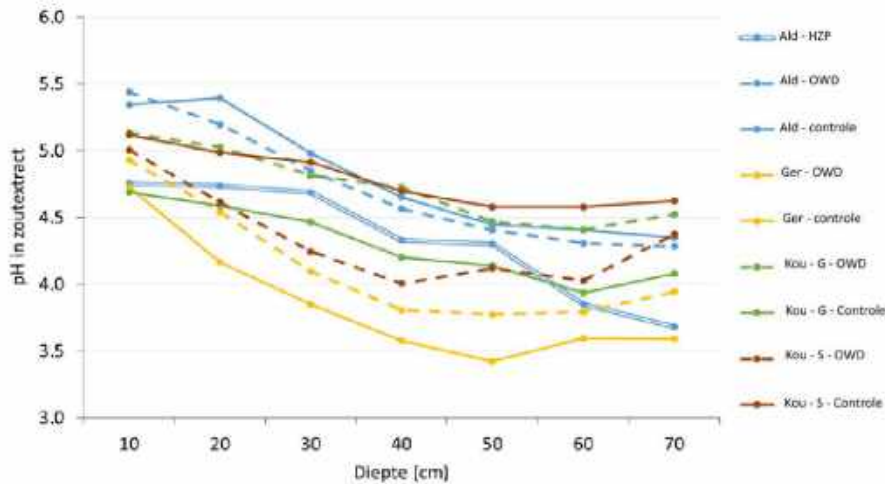


**Figuur 3.38** Gemiddelde C:N ratio op verschillende dieptes in het profiel (n=3).

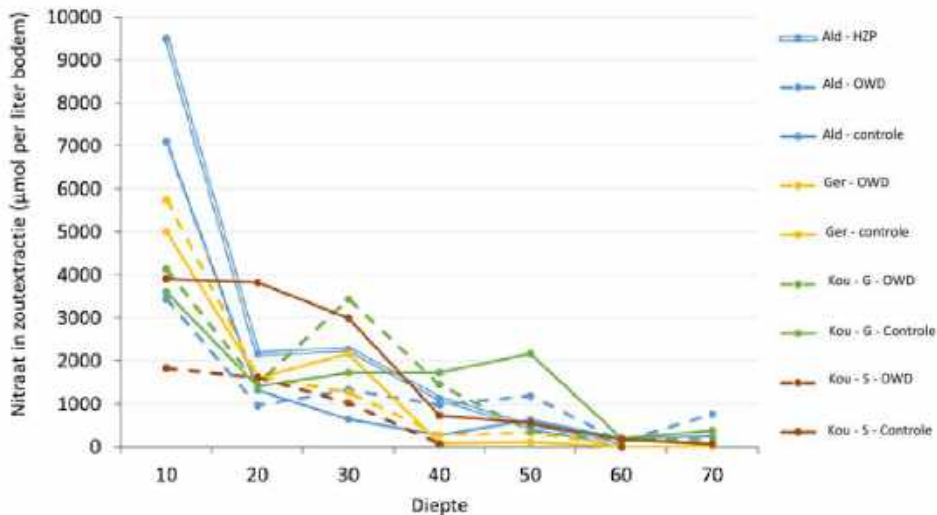
In het gehele bodemprofiel is de pH in de OWD-percelen van locaties Ger en Kou-G significant hoger dan in de controlepercelen, terwijl dit bij locatie Kou-S juist andersom is (Figuur 3.39). Bij locatie Ald is de pH in het HZP-perceel in het hele profiel lager dan in de andere percelen. De zwavelgehalten nemen in sommige gevallen toe in de diepte en in andere gevallen af in de diepte. Opvallend is wel dat het zwavelgehalte op een diepte van 30-40 cm heel dicht bij elkaar ligt bij alle percelen.

Bodemextracties laten ook weinig verschillen zien tussen de OWD-percelen en controlepercelen. Verder bevat de toplaag in augustus 2018 significant meer nitraat in de controlepercelen van locaties Ger en Kou-S dan in de OWD-percelen. Deze verschillen zijn dus niet eenduidig en waren daarom vermoedelijk al aanwezig voordat de proef met OWD begon. Redox-indicatoren geven geen indicatie voor een verschil in grondwaterstand tussen OWD-percelen en controlepercelen.

Nitraatconcentraties zijn altijd veel hoger in de toplaag van de bodem (Figuur 3.40), vooral na de eerste bemesting in het vroege voorjaar (maart 2018). Ammoniumconcentraties verschillen sterk door het jaar heen. Zo waren de concentraties in augustus 2017 juist hoger in de toplaag, terwijl in maart 2018 hogere concentraties onderin het profiel werden gemeten. P concentraties blijken door het jaar heen opvallend laag te zijn net onder de toplaag (20-40 cm).



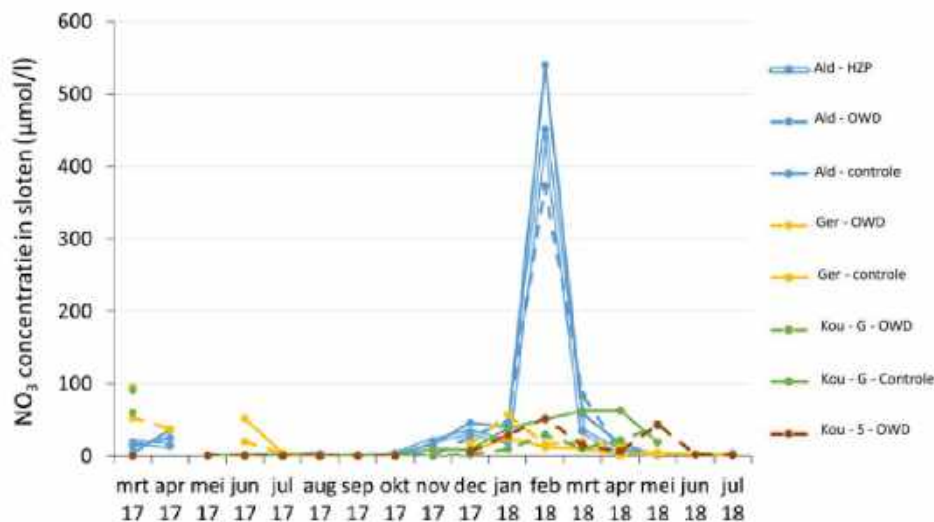
**Figuur 3.39.** Gemiddelde pH-waarde in een zoutextractie op verschillende dieptes in het profiel (n=4).



**Figuur 3.40** Gemiddelde nitraatconcentratie in een zoutextractie op verschillende dieptes in het profiel (n=3).

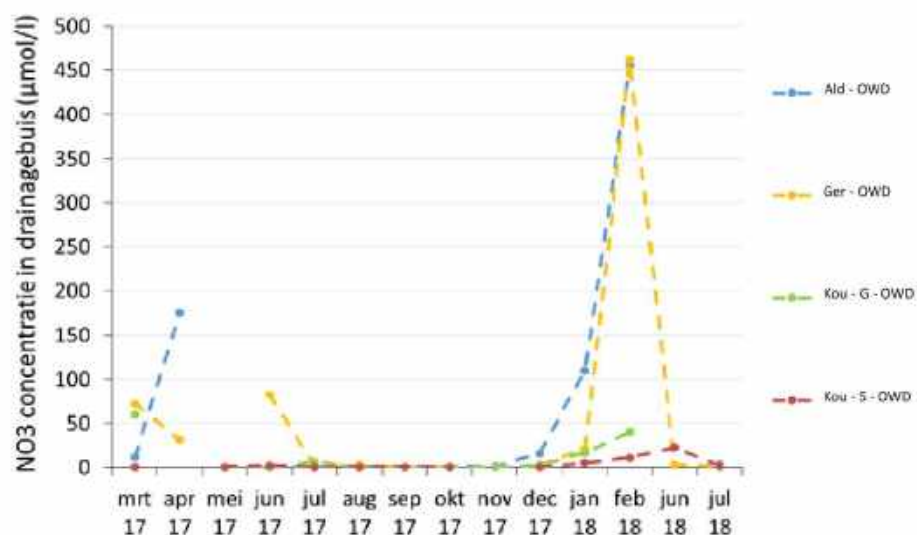
### 3.8 Kwaliteit van slootwater, bodemvocht en drainagewater

Er is geen eenduidig verschil in slootwaterkwaliteit (in P, NO<sub>3</sub>, NH<sub>4</sub> en S) te ontdekken tussen de controle- en OWD-percelen. Wel zijn in een aantal sloten duidelijk hogere nutriëntenconcentraties gemeten, maar dit wordt vaak veroorzaakt door lage waterstanden in de betreffende sloten. Pieken in de nitraatconcentratie vallen samen met de eerste bemesting (zie Figuur 3.41).



**Figuur 3.41** NO<sub>3</sub> concentraties in de sloten van de onderzochte percelen over de tijd.

De nitraatconcentraties in de drainagebuizen laten bij twee boerderijen een piek zien in februari 2018, wat samenvalt met hogere nitraatconcentraties in de sloten en de eerste bemesting (zie Figuur 3.42). De ammonium-, fosfaat- en zwavelconcentraties in de drainagebuizen volgen bij alle boerderijen opvallend genoeg hetzelfde patroon. Deze concentraties zijn hoger in het voorjaar en najaar, wanneer water via de drainagebuizen wordt afgevoerd, maar juist lager in de zomer, wanneer “schoon” slotwater via de drainagebuizen wordt aangevoerd.



**Figuur 3.42** NO<sub>3</sub> concentraties in de drainagebuizen van de OWD-percelen over de tijd.

## 4. Discussie en conclusies

### 4.1 Algemeen

De metingen van broeikasgasemissies (2016–2018) in de Friese veenpercelen met en zonder onderwaterdrainage en met en zonder (klei-veen) deklaag geven een duidelijk beeld: 95% van alle emissies zijn in de vorm van CO<sub>2</sub> en gemiddeld stoot een ontwaterd veenperceel 56 ton CO<sub>2</sub> per hectare per jaar uit (55 t CO<sub>2</sub>/ha/jaar bij inclusie van emissies van het hoogzomerpeilperceel).

Lachgas (N<sub>2</sub>O) draagt gemiddeld over alle percelen nog een extra van 4 ton CO<sub>2</sub>-equivalent per hectare per jaar bij. Totale emissies van broeikasgassen resulteerden in 60 ton CO<sub>2</sub>-equivalent per hectare per jaar in 2017 en 56 ton CO<sub>2</sub>-equivalent per hectare per jaar in 2018. De IPCC rekent voor veenweidebodems—met gemiddeld duidelijk lagere gewasopbrengsten dan de Friese Veenweidegebieden—gelegen in een gematigd klimaat een emissie van 19,4–22,4 ton CO<sub>2</sub> per hectare per jaar (Hiraishi et al. 2014). Op één bedrijf nabij Gouda (westelijke veenweide) vonden Schrier-Uijl en collega's (2014) CO<sub>2</sub> emissies in de orde van 20 ton CO<sub>2</sub> per hectare per jaar met een mogelijk maximale emissie van 50 ton CO<sub>2</sub> per hectare per jaar. De metingen zijn midden in de jaren 2000 uitgevoerd op één perceel met een deklaag gebruikt voor gangbaar voederproductie (gras) en beweiding (Schrier-Uijl et al. 2014). Worden emissies vergeleken op basis van productiviteit (GPP, drogestof opbrengst) dan komen de gemeten emissies in Friesland overeen met recentere metingen (> 50 ton CO<sub>2</sub> per hectare per jaar, c.f. Eickenscheidt et al. 2015, Tiemeyer et al. 2016, Jurasinski unpubl.). In Appendix IX wordt een directe vergelijking tussen veldmetingen in Friesland en literatuurwaarden gemaakt. Worden intensieve en extensieve percelen bij elkaar opgeteld dan vallen gemiddelde emissies lager uit (ca. 25 ton CO<sub>2</sub> per hectare per jaar; Tiemeyer et al. 2016, Barthelmes 2018). Zoals al in de Friese Veenweidevisie vermeld is de grote meerderheid van de percelen in Friesland intensief (>170 kg N ha<sup>-1</sup> jaar<sup>-1</sup>, weinig grondbewerking) tot zeer intensief gebruikt (>300 kg N ha<sup>-1</sup> jaar<sup>-1</sup>, diepe grondbewerking mogelijk) waarbij 60 cm of dieper wordt ontwaterd. Het middelen van emissies met disproportioneel veel data van extensieve percelen zoals in (Hiraishi et al. 2014, Tiemeyer et al. 2016) zou de representativiteit van emissiefactoren belemmeren.

De substantiële verschillen in grondwaterstanden in de zomer hadden dit onderzoek netto geen verlagend effect op de jaaremmissies voor CO<sub>2</sub>. Vooral in het uitzonderlijk warme en droge jaar 2018, met grote verschillen in grondwaterstand in de warmste periode, was er gemiddeld geen verschil gevonden in de CO<sub>2</sub> emissies. Het drukdrainageperceel had een uitstoot van 64 ton CO<sub>2</sub> per hectare per jaar, ondanks hogere waterstanden in de zomer. De verschillen in minerale deklagen (dikte deklaag varieerde van 0–50 cm en het aandeel veen varieerde) hadden nauwelijks invloed op broeikasgasemissies of maaiveldhoogte schommeling. Een (klei-veen) deklaag correctie in Friesland is niet nodig voor deklaagdiktes < 50 cm. Alleen het hoogzomerpeilperceel toonde lagere emissies in 2017 (41 CO<sub>2</sub> per hectare per jaar) in vergelijking met de andere percelen, mogelijk als direct gevolg van extensivering of hogere slootpeilen in het voorjaar.

Door aanleg van onderwaterdrainage en slootpeilverhoging is het zwellen en krimpen van het veenpakket veranderd ten opzichte van het controle perceel: er is minder seizoensale, reversibele krimp en compactie gemeten. Veranderingen in maaiveldhoogtes waren gerelateerd aan veranderingen in grondwaterstanden. CO<sub>2</sub> uitstoot (proxy voor koolstof verliezen) en veranderingen in maaiveldhoogtes waren niet gecorreleerd ( $p > 0,05$ ). De 2-jaar trend in maaiveldhoogte laat geen duidelijk effect van onderwaterdrainage zien.

### 4.2 Onderwaterdrainage effect op emissies van CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> en N<sub>2</sub>O

Gemiddeld over alle bedrijven kan er geen duidelijk effect van onderwaterdrainage op CO<sub>2</sub> emissies worden aangetoond (gemiddeld waren CO<sub>2</sub> emissies zelfs 2,4 ton CO<sub>2</sub> per hectare per jaar hoger over beide jaren in percelen met onderwaterdrainage). Zelfs in het extreem droge jaar 2018 werd geen effect gevonden, terwijl in de warmste periode de grootste verschillen in grondwaterstand tussen OWD en controle percelen zijn gevonden. Dit is tegen de verwachting in die is gewekt in de proeflocatie Zegveld, waar 50% reductie van maaiveldhoogte veranderingen/bodemdaling is gemeten met onderwaterdrainage. Echter, in een andere



studie met CO<sub>2</sub> metingen m.b.v. de eddy covariance methode in het groeiseizoen in Zegveld (Dirks et al. 2000) is bij twee percelen met een verschil in gemiddelde slootwaterstand van 30 cm (–30 en –60 cm) een twee keer zo grote maaiveld daling gevonden voor het perceel met de lagere grondwaterstand maar geen verschil in de netto ecosysteem exchange (NEE), zie ook Appendix X. Een nauwe relatie tussen bodemdaling en CO<sub>2</sub> uitstoot (of koolstofverliezen) is tot heden nog niet aangetoond.

Idem zijn de effecten van extra drainbuizen op CH<sub>4</sub> en N<sub>2</sub>O emissies klein. Over het algemeen is te verwachten dat snellere drainage tot een verbetering van omstandigheden voor CH<sub>4</sub>-oxidatie leidt (Boeckx et al. 1997). In het huidige onderzoek hebben we geen duidelijk effect van onderwaterdrainage op CH<sub>4</sub> emissies gevonden, mede omdat deze emissies in ontwaterd veen van nature zeer klein zijn. In tegenstelling tot CH<sub>4</sub> zijn er op Friese veenweidepercelen substantiële N<sub>2</sub>O emissies van 1–7 ton CO<sub>2</sub>-equivalent per hectare per jaar gevonden (c.f. Kuikman et al. 2005). De locatie Ald met een deklaag > 40 cm en biologische bedrijfsvoering toont lagere N<sub>2</sub>O emissies. Duidelijk verhoogde N<sub>2</sub>O emissies (~12 ton CO<sub>2</sub>-equivalent per hectare per jaar) zijn in 2018 in de polder Koufurderrige gemeten. Het optreden van zeer hoge N<sub>2</sub>O pieken op het perceel met drukdrainage en het bijhorende controleperceel wijzen op ruimtelijke hotspots van nitrificatie/denitrificatie (Chen et al. 1999). Nader onderzoek zou de mogelijke verhoging van N<sub>2</sub>O emissies door snel wisselende vochtgehalten door de werking van drukdrainage en het bestaande drainage netwerk moeten toetsen.

De resultaten van dit onderzoek laten wel een duidelijk effect van onderwaterdrainage op het verloop van grondwaterstanden door het jaar heen zien. Tijdens de droogte in 2018 zijn bij een meerderheid van de bedrijven de bodemlagen dieper dan 60 cm natter in de drainage-percelen dan in de controlepercelen. In een extreem droog jaar zoals 2018 kunnen door de irrigatie-werking van de drainbuizen grondwaterstanden gemiddeld met 10 cm verhoogd worden. De 12,5% laagste grondwaterstanden zijn dan ook meer dan 20 cm hoger vergeleken met de controlepercelen. Ondanks de irrigatie-werking blijven de bovenste 60 cm gedraineerd tijdens de zomer in zowel controle- als drainagepercelen. Een onverwacht meetresultaat is dat de CO<sub>2</sub> opname door planten (GPP, zie Appendix III) nauwelijks beïnvloed wordt door extra drainage/irrigatie (Appendix IV: geen verschil tussen onderwaterdrainage- en controleperceel). Het kleine verschil in GPP komt wel overeen met gewasopbrengsten ( $p < 0,001$ ) terwijl gewasopbrengsten geen duidelijk effect van onderwaterdrainage laten zien (Appendix III, STOWA 2015 en literatuur erin).

### 4.3 Welke factoren beïnvloeden het effect van onderwaterdrainage op CO<sub>2</sub> emissie?

Temperatuur is een zeer belangrijke factor voor CO<sub>2</sub> emissies in gedraineerd veen (Blodau 2002, Veenendaal et al. 2007, Couwenberg et al. 2011, Tiemeyer et al. 2016). In meetjaren 2017 en 2018 is het verloop van de temperatuur in de top 20 cm nauwelijks beïnvloed door aanleg van extra drainagebuizen en irrigatie. Op het moment dat de temperatuur gelijk blijft tussen percelen zullen microbiële/fysiologische processen die verantwoordelijk zijn voor decompositie en bodemrespiratie ook onveranderd snel CO<sub>2</sub> produceren. Een substantiële daling van enkele graden Celsius zou wel een lagere emissie als gevolg kunnen hebben (Figuren 3.3-3.6, Lloyd & Taylor 1994). In plaats van een temperatuurdaling wijzen de ruimtelijke temperatuurmetingen bij percelen met veel drainagebuizen (met name het drukdrainageperceel) eerder op een temperatuurverhoging. Hogere bodemtemperaturen rondom de drainbuizen komen goed overeen met de aanvoer van warm slootwater (Figuur 3.35).

Bodemvocht kan CO<sub>2</sub> emissies substantieel beïnvloeden en ook deze relatie is niet lineair maar is er sprake van een optimum. Gedroogd veen kan jaren bewaard blijven zonder dat micro-organismen het organische materiaal kunnen afbreken ondanks hoge temperaturen en voldoende zuurstof. CO<sub>2</sub> productie van organisch materiaal lijkt het hoogste als 50–95% van de poriën gevuld zijn met water, afhankelijk van veeneigenschappen (Taggart et al. 2012, Berglund & Berglund 2011, Säurich et al. 2019). In de zomer van 2018 was de top 30 cm van de bodem zeer droog (0,2–0,3 cm<sup>3</sup>/cm<sup>3</sup>) waardoor het zeer waarschijnlijk vochtlimiterend werd voor micro-organismen. Vanaf 50 cm diepte had het veen een hoog vochtgehalte (0,8–0,9 cm<sup>3</sup>/cm<sup>3</sup>). Om het vochtgehalte om te rekenen naar het percentage met-water-gevulde poriën, zijn echter meer metingen nodig (met tensiometers en waterspanningscurves). Voor vochtgehalten zijn absolute waarden minder indicatief. Het is vooral belangrijk om te erkennen dat zeer hoge vochtgehalten (dicht tegen verzadiging aan) vaak geassocieerd worden met optimale vochtgehalten voor koolstofmineralisatie (Säurich

et al. 2019 en discussie erin), veenafbraak en vervolgens CO<sub>2</sub> emissies uit veen, maar de lage diffusiesnelheid van zuurstof in natte lagen kan echter beperkend zijn voor koolstofmineralisatie. Interessant is ook dat een vochttekort (te droog) koolstofmineralisatie duidelijk meer kan remmen (Toberman et al. 2008) dan zeer hoge vochtgehalten (nagenoeg verzadiging, Glatzel et al. 2006, Säurich et al. 2019, Yin et al. 2019). In de meetjaren 2017 en 2018 heeft onderwaterdrainage weinig invloed op vochtgehalten in de top 20 cm. In bodemlagen tussen 20 en 60 cm (lagen boven de drainbuis) is te verwachten dat bodemvocht vaker het vocht optimum voor koolstofmineralisatie benadert in de percelen met onderwaterdrainage. Aanvullend onderzoek zou de relatie tussen frequentie van vocht optimum en zomerse infiltratie in het bodemprofiel moeten testen. Tijdens de winter zullen de lagen van 0–40 cm vaker het vocht optimum bereiken door de extra drainage in de onderwaterdrainagepercelen (Figuren 3.21–3.23), waarbij temperatuur dan wel lager is en remmend werkt voor de koolstofmineralisatie.

Waterstanden worden regelmatig als indicator gebruikt voor het gedeelte van het bodemprofiel wat blootgesteld is aan indringen van lucht en dus zuurstof. Bij aanwezigheid van zuurstof als elektronenacceptor kunnen aerobe processen domineren, zoals aerobe respiratie en aerobe koolstofmineralisatie. In de zomermaanden 2017 en 2018 laten de data van het onderzoek in Friesland zien dat onderwaterdrainage zich beperkt tot een verhoging van de waterstanden tot circa 60 cm onder maaiveld. Uit het huidige onderzoek blijkt tevens dat de verhoging van de grondwaterstand in de zomer weinig effect heeft gehad op de totale CO<sub>2</sub> emissies, wat tegen eerdere verwachting in gaat maar wel in line is met recent onderzoek (Säurich et al. 2019). In de meeste literatuur wordt een lineaire relatie met grondwaterstand beschreven (van den Bos & van de Plassche 2003, Lloyd 2006, Wilson et al. 2016, Couwenberg 2018), hoewel er ook studies zijn waar geen effect van grondwaterstand op CO<sub>2</sub> emissies is gevonden (Lafleur et al. 2005, Parmentier et al. 2009, Tiemeyer et al. 2016, Appendix X). In de studies waar geen effect van grondwaterstand op CO<sub>2</sub> emissies wordt gevonden, wordt de beperkte verandering in bodemvocht boven de grondwaterstand als reden genoemd. Metingen in de zomermaanden wijzen op een droogte-effect op veenafbraak in de top 30 cm en op de vegetatie met duidelijk lagere R<sub>eco</sub> waarden in de extreem droge zomer van 2018 vergeleken met 2017. Ook was de totale CO<sub>2</sub> emissie was bijna 10 ton per hectare per jaar lager in 2018 dan in 2017.

Het toepassen van drukdrainage leidt tot een verhoging van grondwaterstanden tot 35 cm onder maaiveld gedurende enkele uren/dagen na het activeren van de pomp. In percelen met onderwaterdrainage of drukdrainage blijven de bovenste 35–60 cm dus blootgesteld aan aerobe afbraak van veen. De anaerobe afbraak in de waterverzadigde zone gaat nog wel door. Hoeveel er anaeroob afgebroken kan worden is afhankelijk van de concentratie elektronacceptoren (anders dan zuurstof) in deze zone. De chemische samenstelling van het infiltratiewater in de proeflocaties wijkt duidelijk af van anoxische porievocht (i.e. in afwezigheid van zuurstof) in waterverzadigd veen (Smolders et al. 2013, Hoogland et al. 2019). Het effect van elektronenacceptoren (afkomstig uit slootwater), zoals zuurstof en sulfaat, op veenoxidatie is niet gekwantificeerd. Een kwantificatie van de effecten van elektronenacceptoren in het infiltratiewater (vaak slootwateren) verdient aandacht in een vervolgonderzoek. Ten slotte, de verhouding van aerobe tot anaerobe afbraaksnelheden varieert van 1,2 tot 6 wat betekent dat veenafbraak in waterverzadigd veen een substantiële bijdrage aan CO<sub>2</sub> emissie kan leveren, met of zonder extra elektronenacceptoren (Blodau 2002, Geurts et al. 2010).

Uit incubatieproeven met veen uit verschillende dieptes van de verschillende locaties (Figuur 3.12), alsmede uit recent wetenschappelijk onderzoek (van de Riet et al. 2013, Karki et al. 2016, Säurich et al. 2019) wordt duidelijk dat de top 40–60 cm juist een zeer grote bijdrage aan de totale CO<sub>2</sub> emissies kan leveren. Onderzoek met 122 emissie-jaarbudgetten op veenweiden toont aan dat de laagste CO<sub>2</sub> emissie te vinden is bij een grondwaterstand van 0 tot -20 cm en dat vanaf een gemiddelde grondwaterstand lager dan -60 cm de gemiddelde emissie niet toeneemt (Tiemeyer et al. 2016). Het vernatten van oude landbouwgrond in het Horstermeer tot een grondwaterstand van -10 cm heeft ertoe geleid dat het systeem netto CO<sub>2</sub> opneemt in plaats van uitstoot (Hendriks et al. 2007). Aanvullend onderzoek zou de effecten van het vaker optreden van waterstandfluctuaties in de onderwaterdrainagepercelen ('drying wetting cycles') op koolstofmineralisatie en emissie in het groeiseizoen moeten uitwijzen. Beneden wordt de discussie over waterstanden verder uitgebreid.

Tijd is mogelijk een factor welke invloed heeft op de effecten van onderwaterdrainage op de productie en emissie van CO<sub>2</sub>. De resultaten van dit onderzoek tonen de emissies van de tweede en derde zomer na aanleg

van de drainagebuizen. In het huidige onderzoek blijven de effecten van onderwaterdrainage beperkt tot verandering van het verloop van grondwaterstanden (Figuur 3.2, Figuur 3.23) en de eruit resulterende schommelingen van de maaiveldhoogte (Figuur 3.14, Schothorst 1977, Fritz et al. 2008).

De intensiteit van het landgebruik (hoeveelheid en timing bemesting, gewassamenstelling, grondbewerking, interval van maaien en begrazing) beïnvloeden het vermogen van graslanden om koolstof te binden of juist te verliezen (Smith 2014, Renou-Wilson et al. 2016, Ward et al. 2016). Door onderwaterdrainage zal het landgebruik weinig veranderen, hooguit dat in een nat voorjaar bemesting of de uitspoeling ervan mogelijk toeneemt door snellere drainage en draagkracht voor bemestingsapparatuur toeneemt ten opzichte van huidige drainage (sloten en greppels). Echter moet er ook van uitgegaan worden dat de CO<sub>2</sub> export via gewasopbrengsten door extra drainage toe kan nemen in een najaar met veel neerslag. Zowel intensiteit van landgebruik als verhoging van opbrengsten (GPP) zijn gerelateerd aan een verhoging van CO<sub>2</sub> emissies op gedraineerd veen (Beetz et al. 2013, Hölzel et al. 2016, Tiemeyer et al. 2016, Renou-Wilson et al. 2016).

Samenvattend kan geconcludeerd worden dat door aanleg van onderwaterdrainage hoofdfactoren van veenafbraak onveranderd blijven: de top 70 cm van de veenweidebodems (het grootste gedeelte van het veenpakket wat zich normaal boven de grondwaterstand bevindt) blijven blootgesteld aan hoge temperaturen, voldoende vocht, zuurstof/elektronenacceptoren en intensief landgebruik/input van nutriënten.

#### 4.4 Anvullende indicatoren voor CO<sub>2</sub> emissies

Door het groot aantal herhalingen en de meteorologische verschillen tussen 2017 en 2018 kan met het onderzoek de relatie tussen CO<sub>2</sub> emissies en omgevingsvariabelen getoetst worden. Op het eerste gezicht lijkt het verrassend dat de percelen met een (klei-veen) deklaag van 35–50 cm dik nagenoeg even hoge emissies laten zien als de percelen op puur veen. Alleen in 2018 zien we hogere emissies op percelen met puur veen (22% hoger dan het gemiddelde van percelen met deklaag). Beperkt zich de vergelijking van bodemeigenschappen echter tot de koolstofgehalten in de onverzadigde zone (top 70 cm) dan vallen de verschillen tussen percelen laag uit. Uit bodemonderzoek komt voor dat de deklaag veel organisch materiaal bevat (Tabel 3.5), door bijvoorbeeld veen doorheen gemengd als gevolg van grondbewerking (van Berkum 2018). Veenresten in de top 30 cm zijn op allen percelen met een deklaag gevonden (Appendix I). De effecten van onderwaterdrainage op CO<sub>2</sub> emissie uit veenbodems lijkt niet gemoduleerd door dekragen. In het geval dat zich de analyse beperkt tot percelen zonder deklaag (Ger) wordt er ook geen verlaging of verhoging van CO<sub>2</sub> emissie uit veenbodems door werking van onderwaterdrainage gevonden ( $p > 0,05$ ). Omdat percelen met een deklaag bijna evenveel koolstof bevatten lijkt dit patroon een logische consequentie uit de koolstof voorraad. Klei/lutum-addities kunnen resulteren in aanvoer van extra koolstof, wat vervolgens tot een groter afbreekbare voorraad van koolstof leidt (Eickenscheidt et al. 2015). Toevoegingen van mineralen (zoals kationen en micronutriënten) kunnen bovendien veenafbraak stimuleren (Thomas & Pearce 2004). De rol van minerale bodemdeeltjes op de afbraak van organisch materiaal zoals veen verdient nader onderzoek.

Laagste grondwaterstanden (Tabel 3.1) tonen geen positieve relatie met  $R_{eco}$ . Deze beperking van de indicatorwaarde van laagste grondwaterstanden is eerder gevonden (van den Bos & van de Plassche 2003, Lafleur et al. 2005, Parmentier et al. 2009). Evenmin lijken metingen van maaiveldhoogtes over enkele jaren een indicatie van koolstofverliezen te kunnen geven. Het huidige onderzoek toont aan dat de vertaling van maaiveldhoogteverandering naar CO<sub>2</sub> emissies afhankelijk is van onder meer de bepaling van koolstofgehalten per vierkante meter perceeloppervlakte over het hele veenprofiel. Drainage veroorzaakt zetting in de bodemlagen boven en onder de grondwaterstand, gevolgd door secundaire compressie en compactie door evaporatie in de bovenste lagen (Kasimir-Klemetsson 1997). Na enkele tot tientallen jaren zal oxidatie de maaiveldddaling domineren afhankelijk van de drainage-historie en watergehalten in verschillende veenlagen (Schothorst 1977, Fritz et al. 2008, Leifeld et al. 2011). Maar zelfs na een lange periode van drainage (>100 jaar) kan de bijdrage van veenoxidatie aan maaiveldddaling variëren van 28–64 % (Leifeld et al. 2011). Om uit maaiveldddaling toch de CO<sub>2</sub> emissie te kunnen bepalen is het nodig om de bulk density en koolstofgehalte in de bodem voor en na de maaiveldddaling te weten (Grønlund et al. 2008). Alleen

maaiveldhoogte is onvoldoende om een juiste inschatting te kunnen maken (Kasimir-Klemedtsson 1997, Leifeld et al. 2011).

Onderzoek naar klimaatmitigatiemaatregelen op veen is afhankelijk van voldoende ruimtelijke spreiding. Het effect van een maatregel (b.v. onderwaterdrainage) of factoren voor veenafbraak (e.g. waterstanden) kan voor één bedrijf duidelijke verschillen opleveren (STOWA 2015, Tiemeyer et al. 2016, Jurasinski unpubl. data). Maar zoals in het huidige onderzoek getoond zijn netto-effecten pas betrouwbaar op het moment dat meerdere representatieve bedrijven op dezelfde manier gemeten worden. In dit onderzoek is gekozen voor twee verschillende percelen voor onderwaterdrainage en controle. Om de ruimtelijke variatie nog kleiner te maken, zou het beter zijn om één perceel te splitsen in maatregel en controle.

#### 4.5 Onzekerheden omtrent jaarbudgetten

In het huidige onderzoek werd de meest gebruikte methode om de emissies van CO<sub>2</sub> en andere broeikasgassen te kwantificeren toegepast (c.f. Hiraishi et al. 2014, Tiemeyer et al. 2016). In een vergelijkend onderzoek laat Poyda et al. (2017) zien dat zowel de eddy covariance als ook de kamermethode ('closed chamber') overeenstemmende resultaten voor gedraineerde veenbodems met intensieve grasproductie opleveren. Omdat de kamermethode in de meeste gevallen niet-continue data verzamelt is het nodig om de emissies tussen de meetdagen te interpoleren op basis van sturende factoren zoals temperatuur, licht, gewasbiomassa en mogelijke bodemfysische parameters (van den Bos & van de Plassche 2003, Beetz et al. 2013, Poyda et al. 2017). In het huidige onderzoek zijn er periodes opgetreden waar uitval van dataloggers en meetapparatuur de continue stroom van temperatuur- en lichtdata heeft onderbroken. Dit gebeurt regelmatig in soortgelijk praktijkonderzoek. De gaten in de omgevingsdata werden opgevuld door standaard 'gap-filling' procedures (zie paragraaf 2.2). In 2017 zijn echter ook door gebrek aan voldoende spreiding van de CO<sub>2</sub>-metingen over de lichtdata, meerdere meetdagen geclusterd, waardoor de variatie door het jaar heen minder goed is gemodelleerd. Ondanks dat kamermetingen een standaardmethode zijn, zullen er altijd onzekerheden zijn in het interpoleren van de data naar een jaarbudget. Jaarbudgetten kennen een onzekerheid in de orde van 5-8 ton CO<sub>2</sub> per hectare per jaar (Poyda et al. 2017, Lucas-Moffat et al. 2018) en mogelijk 10-15 ton CO<sub>2</sub> per hectare per jaar bij zeer hoge emissies zoals gemeten in Friese veenbodems. Mogelijke onzekerheden van jaarbudgetten worden aanzienlijk lager wanneer er continu gemeten wordt met automatische kamers of (meerdere) eddy covariance systemen (Lucas-Moffat et al. 2018).

Een directe vergelijking tussen het OWD en controle-perceel staat los van onzekerheden omtrent interpolaties voor het bepalen van jaarbudgetten. In het geval dat  $R_{eco}$  het gros van de CO<sub>2</sub> uitstoot bepaalt zou GPP (gewasopbrengst) weinig verschil tussen het OWD en controle-perceel moeten tonen. Om de robuustheid van de kamermethoden te testen zijn GPP en gewasopbrengst met elkaar vergeleken. GPP is een maat voor de opname van CO<sub>2</sub> door het gewas. We vonden een zeer goede relatie tussen GPP en gewasopbrengst ( $r^2=0,942$ ) met een hoge significantie ( $p<0,001$ ). Deze relatie is gelijk over alle percelen onafhankelijk van de aanwezigheid van onderwaterdrains. Doordat de gewasopbrengst (en dus GPP) nauwelijks verschilde tussen het OWD en controle-perceel (Figuur 3.17), is een vergelijking op basis van  $R_{eco}$  waarnemingen mogelijk. Appendix IV laat zien dat verschillen in CO<sub>2</sub> opname (GPP) tussen het OWD en controle-perceel verwaarloosbaar waren. Wanneer  $R_{eco}$  en opbrengsten direct worden vergeleken kan dit onderzoek echter geen effect van onderwaterdrainage vinden.

De omstandigheden voor het testen van onderwaterdrainage waren ideaal met één droog en één extreem droog jaar waarbij duidelijke verschillen in waterstanden zijn gemeten. De effecten van onderwaterdrainage op emissies, maaiveldhoogte en waterstanden kunnen op basis van de herhaaldelijke directe vergelijkingen ( $n=125$ ) geschat worden. Door de directe vergelijking van de CO<sub>2</sub> fluxen op meetdagen (32–38 dagen per boerderij) kunnen de effecten van onderwaterdrainage onafhankelijk van een interpolatie procedure getoetst worden, doordat de meetplots op dezelfde manier behandeld worden m.b.t. maaien en bemesten.

#### 4.6 Kort-cyclische koolstof voorraad en consequenties voor jaarbudgetten

Het verdwenen organisch materiaal in de vorm van CO<sub>2</sub> hoeft niet alleen te zijn ontstaan door veenoxidatie, maar kan ook door oxidatie en afbraak van kort-cyclisch organisch materiaal zijn ontstaan. Dit betekent dat er een disbalans is tussen de aanvoer van organisch materiaal naar de bodem door de planten en wat er wordt afgebroken. Er is dus een verlies aan kort-cyclisch organisch materiaal, wat betekent dat er in de jaren ervoor meer koolstof zou moeten vastgelegd dan afgebroken zijn (dus een netto opname). Lange-termijn koolstof verliezen uit veenbodems worden gemeten door middel van een koolstofbalans (e.g. Net Ecosystem Carbon Balance) op basis van CO<sub>2</sub> fluxen (paragraaf 2.3, Appendix III) en de verandering in de kortcyclische koolstofvoorraad kan dit beïnvloeden (Smith 2014 en discussie erin). Veel studies gaan er van uit dat koolstofvoorraden zoals bovengrondse plantenresten, strooisel verwerkt in de bodem, wortels, anderen ondergrondse organen en recent humus zowel makkelijk afbreekbaar wat tot leidt dat deze kort-cyclische fracties binnen enkele maanden tot enkele jaren weer opgebouwd kunnen worden (Vertes et al. 2007, Bader et al. 2017). Een uniforme definitie van de kort-cyclische koolstofvoorraad lijkt niet te bestaan. Meetreeksen over meerderen jaren suggereren dat kort-cyclische verliezen zich beperken tot 0–4 ton CO<sub>2</sub> ha<sup>-1</sup> jaar<sup>-1</sup> oftewel 0–1 ton C ha<sup>-1</sup> jaar<sup>-1</sup> (Vertes et al. 2007, Soussanna et al. 2007, Smith 2014). Een typisch voorbeeld is de grondbewerking in graslanden gevolgd door inzaai en vormen van een nieuwe graszode (Oberholzer et al. 2014). De voorraad van koolstof in de top 10 cm ('graszode') neemt direct na de grondbewerking af (e.g. 5 cm frezen). In de eerste maanden na inzaai vormt zich een nieuwe graszode waardoor binnen één jaar een groot deel (~70%) van de kort-cyclische koolstofvoorraad weer opgebouwd is (Vertes et al. 2007, Smith 2014). Op veengronden zijn kort-cyclische veranderingen in de koolstofvoorraad vergelijkbaar met die van minerale gronden. In vier opeenvolgende jaren vinden Renou-Wilson et al. (2016) slechts 1 ton CO<sub>2</sub> ha<sup>-1</sup> jaar<sup>-1</sup> verschil in de koolstofvoorraad tussen de jaren. Met behulp van isotopenonderzoek in permanente graslanden op ontwaterd veen concluderen Bader et al. (2017) dat kort-cyclische koolstofverliezen en -opbouw tussen de 1,4 en 2,9 ton CO<sub>2</sub> ha<sup>-1</sup> jaar<sup>-1</sup> variëren.

In de huidige proef heeft er geen grondbewerking tijdens de meetperiode plaatsgevonden. De vraat door muizen aan de graszode in meetplots is kleiner dan 3%. Op het bedrijf Kou-S en Kou-B zijn in 2015 zowel het perceel met onderwaterdrainage als ook het controleperceel gefreesd en opnieuw ingezaaid. Initiële koolstofverliezen (e.g. door grondbewerking) worden daarom gevolgd door jaren van koolstofvastlegging (e.g. inzaai en opbouw nieuwe grasmat) (cf. Vertes et al. 2007, Smith 2014). Hierdoor is het mogelijk dat de CO<sub>2</sub> uitstoot in 2017 en 2018 (2–4 jaar na inzaai) enkele tonnen CO<sub>2</sub> ha<sup>-1</sup> jaar<sup>-1</sup> lager is dan zonder inzaai en opbouw van een nieuwe grasmat. Omdat grasproductie, samenstelling van de graszode, aanvoer van organische mest en grondbewerking door gebruik van onderwaterdrainage niet veranderd is in de loop van de proef, zullen verschillen in de kort-cyclische koolstofvoorraad tussen percelen verwaarloosbaar zijn ten opzichte van de netto CO<sub>2</sub> uitstoot (Appendix III).

Aanvullende meetjaren zijn nodig om CO<sub>2</sub> emissies uit de Friese Veenweiden in een groter perspectief te kunnen plaatsen, omdat de netto CO<sub>2</sub> emissies op basis van emissiemetingen en jaarbudget-interpolatie hoger uitvallen dan emissies uit eerder onderzoek in de westelijke veenweiden (20–25 ton CO<sub>2</sub> per hectare per jaar; c.f. Jacobs et al. 2003 & Schrier-Uijl et al. 2014), maar ook duidelijk lager dan onderzochte emissies in veengebieden buiten Nederland (tot 115 ton CO<sub>2</sub> per hectare per jaar c.f. Kasimir-Klemedtsson 1997) en even hoog als gemeten emissies in recenter onderzoek (Appendix IX, Tiemeyer et al. 2016). Het lijkt aannemelijk dat lagere CO<sub>2</sub> emissies (30–50 ton CO<sub>2</sub> ha<sup>-1</sup> jaar<sup>-1</sup>) gemeten worden in duidelijk koelere jaren (zomers) als in 2017/2018. Voor de vergelijkbaarheid is het wel nodig dat de CO<sub>2</sub> balans (cf. Appendix III) rekening houdt met de aanvoer en afvoer van koolstof zoals gewasopbrengsten.

Ten slotte, veranderingen in de kort-cyclische koolstofvoorraad lijken 1–2 ordes van grootte kleiner dan CO<sub>2</sub> emissies (> 40 ton CO<sub>2</sub> ha<sup>-1</sup> jaar<sup>-1</sup>) zoals gemeten in de Friese Veenweide en andere veengebieden met hoge gras productie (Beetz et al. 2013, Tiemeyer et al. 2016).

#### 4.7 Grasopbrengst en bodemkwaliteit

Over het algemeen is er geen effect van onderwaterdrainage op de grasopbrengst, ook niet in het extreem droge jaar 2018. Dat komt overeen met resultaten uit andere proeven met onderwaterdrainage (Hoving et al. 2013, Hoving et al. 2015). Wel had het onderwaterdrainageperceel op locatie Ger in 2018 als enige een hogere grasopbrengst dan in 2017. Per snede waren er wél verschillen, zij het niet eenduidig. Er waren geen verschillen in grasopbrengst op verschillende afstanden van de drains. Ook de totaal via het gras afgevoerde hoeveelheden N, P en K verschilden niet significant tussen deze percelen (zie ook Velstra et al. 2016). Daarnaast is er een trend dat er minder N en K via het gewas benut is in onderwaterdrainage-percelen in 2017.

Ondanks hogere grondwaterstanden in de zomer, werden er nauwelijks effecten op het vochtgehalte in lagen 40–80 cm waargenomen en waren er geen effecten op redox-indicatoren op een diepte van 60–80 cm (zoals ijzer, fosfor en ammonium). De meest waargenomen verschillen tussen de percelen waren waarschijnlijk al aanwezig voordat de proef met onderwaterdrainage begon, zoals de hogere pH van de bodem in een aantal percelen.

Verschillen in organisch stof- en koolstofgehalte en bulk density tussen de percelen (tot een factor 3) worden vooral veroorzaakt door de verschillen in dikte van de deklaag (0/20 tot 45 cm). De koolstofdichtheid en dus de totale hoeveelheid koolstof blijken minder verschillend te zijn (minder dan 30%).

Gemiddeld gezien is er geen verschil in slootwaterkwaliteit tussen de controle- en onderwaterdrainagepercelen. De eerste bemesting leidt wel tot pieken van de nitraatconcentratie in de drainagebuizen (bij 2 boerderijen) en in het slootwater (bij 1 boerderij). De ammonium-, fosfaat- en zwavelconcentratie in de drainagebuizen zijn bij alle boerderijen hoger in het voor- en najaar, maar juist lager in de zomer.

## Aanbevelingen

Onzekerheden omtrent emissiefactoren zouden verlaagd moeten worden door daadwerkelijke veldmetingen: De in de Friese Veenweidevisie gebruikte emissiefactoren voor broeikasgasemissies komen niet overeen met emissiemetingen in Friesland in de jaren 2017 en 2018. Ook wijst de literatuur voor percelen met een vergelijkbare bedrijfsvoering hogere emissie uit dan gebruikt in de Friese Veenweidevisie. Voor een revisie van de emissiefactoren zijn emissiemetingen van 5 jaar op minimaal 4 controle percelen wenselijk. Een uitbreiding van metingen in het bestaande meetnetwerk naar 2020 en 2021 is hiervoor nodig.

Gezien de beperkingen van onderwaterdrainage en drukdrainage zou er breder praktijkonderzoek ingezet moeten worden naar maatregelen welke de oxidatie van veen/organisch materiaal in de top 40 cm beperken alsook effectief de CO<sub>2</sub> productie (deels anaerobe) in diepere lagen (40–100 cm) remmen. Het CO<sub>2</sub> reductiepotentiaal van greppelinfiltratie, hoogzomerpeilen, mildere drooglegging in het voorjaar en maatregelen om transpiratieverliezen te beperken zou met behulp van CO<sub>2</sub> veldmetingen en/of bodemkoolstofbalansen (tot aan minerale basis) bepaald moeten worden.

Literatuur studies wijzen op lage CO<sub>2</sub> emissies in de zomer in ontwaterd veen als waterstanden binnen -30 cm / -20 cm van het maaiveld fluctueren ondanks hoge bodemtemperaturen. Het lijkt doelmatig om in Friesland ervaring op te doen met productie-grassen en bedrijfsvoering (e.g. machines aangepast op lagere draagkracht) welke voederproductie en CO<sub>2</sub> reductie combineert. Om afbraak-verlagende waterstanden te stabiliseren zou bij voorkeur regenwater vastgehouden moeten worden. In tegenoverstelling tot regenwater kan irrigatiewater afkomstig uit sloten tot een hoger CO<sub>2</sub> productie (met of zonder zuurstof) leiden.

Er zou meer focus op andere maatregelen moeten komen dan uitsluitend het (lichte) verhogen van zomerse grondwaterstanden of het verhogen van de kort-cyclische koolstofvoorraad (door bodembeheer en organische mest). De resultaten van dit onderzoek laten de laagste CO<sub>2</sub> uitstoot op het perceel met de laagste bemesting zien terwijl waterstanden zelf verder uitzakten dan in andere percelen met een hoger CO<sub>2</sub> uitstoot. Literatuuronderzoek wijst naast temperatuur en zuurstof op de centrale rol van stikstof, andere nutriënten en ijzer voor veenafbraak. Referentie CO<sub>2</sub> veldmetingen voor extensieve (< 100 kg N ha<sup>-1</sup> jaar<sup>-1</sup>) en zeer extensieve percelen (< 40 kg N ha<sup>-1</sup> jaar<sup>-1</sup>) als ook ervaring opdoen met het inpassen van de gewasopbrengst in de bedrijfsvoering, lijken kansrijk om in de komende 5 jaar extra CO<sub>2</sub> reductie maatregelen beschikbaar te kunnen stellen.

Nitraatuitspoeling voorkomen en daarmee gedeeltelijk veenafbraak over het hele profiel verlagen (minder elektronenacceptoren en minder N<sub>2</sub>O), kan een kleine bijdragen leveren aan het verlagen van CO<sub>2</sub> en N<sub>2</sub>O emissies.

Op dit moment wordt een nationaal onderzoek opgezet waarbij op vijf locaties verdeeld over Nederland CO<sub>2</sub> emissies van veenbodems met en zonder onderwaterdrainage/drukdrainage gemeten worden. Investerings in CO<sub>2</sub> reductie maatregelen in veengebieden met doorgaande drainage kunnen pas met de resultaten het nationaal onderzoek en lopend onderzoek in Friesland (emissie metingen 2019) onderbouwd worden.

De samenwerking met bedrijven welke diversificatie van perceel gebruik toepassen (b.v. een deel van de percelen worden voor voederproductie in combinatie met klimaatdoelen gebruikt) zou verdiept moeten worden om CO<sub>2</sub>-arme productietechnieken in de praktijk te testen. Veenweide bedrijven die CO<sub>2</sub> uitstoot/-vastlegging in productie en bedrijfsvoering effectief inbedden zouden als model-bedrijven voor een zelfregulerende CO<sub>2</sub> reductie kunnen dienen.

## Dankwoord

Het onderzoek is mogelijk gemaakt door samenwerking tussen Wetterskip Fryslân, het projectteam onderwaterdrainage van de Provincie Fryslân en de proefbedrijven. Het onderzoeksteam van de Radboud Universiteit Nijmegen dankt het groot aantal mensen welke het veldwerk en de velen emissiemetingen bij elk weertype mogelijk gemaakt hebben: Peter Cruijssen, Renske Vroom, Peter Schramm, Bart Weideveld, Lester van Dinteren, Jens Schepers, Reinder Nouta, Weier Liu, Roel Jan Wijma, Hessel de Boer, Thomas Krabben, Robert Atema, Nicolas Hebert, Tatiana Stepina, Lisanne Hendriks, Iris van Eck, Sebastiaan Schmoutziguer, Tim Dubbelddam, Renske Boelens, Fleur Boelens, Esmeralda Wienen, Jolieke Siepman, Klaas Kooistra, Margit Gosen.

De Rijksuniversiteit Groningen (Sanderine Nonhebel, Weier Liu), de Hogeschool Van-Hall-Larenstein (Jasper van Belle) en de Rhine Waal Education & Research Foundation hebben door ondersteuning bij emissiemetingen, planning en data-analyse aan dit onderzoek bijgedragen.

Onderzoekscentrum B-Ware (Fons Smolders, José van Diggelen, Gijs van Dijk, Mark van Mullekom) heeft toegang verleend tot de B-Ware soil database en data van veenafbraak en CO<sub>2</sub> productie ter beschikking gesteld. De veld emissiemetingen zijn uitgevoerd mede met dank aan de bijdragen en advies van Ko van Huissteden (Vrije Universiteit Amsterdam). De Universiteit Utrecht (Mariet Hefting, Joost Keuskamp) heeft aanvullend bodems uit de proefpercelen geïncubeerd.

Dank aan de kritische discussie en aanvullingen op een eerdere versie hebben Margit Gosen, Jos Schouwenaars, Jan van den Akker, Rob Hendriks, Gerard Velthof en Bouwe Bakker bijgedragen aan dit rapport.

De resultaten van dit onderzoek zijn eerder dit jaar op de conferentie 'Water management in organic soils under agriculture' in Oldenburg (georganiseerd door het Gröndland Centrum) en op de European Geosciences Union General Assembly gepresenteerd. Dank aan de organisatoren van de conferenties.

Prof Pascal Boeckx (Universiteit Gent) heeft deze rapportage met een kritische review voorzien.



## Literatuur

- Almeida, R.G., Nóbrega, G.N., Junger, P.C., Figueriredo, A.V., Andrade, A.S., de Moura, C.G.B. (2016) High Primary Production Contrasts with Intense Carbon Emission in a Eutrophic Tropical Reservoir. *Frontiers in Microbiology*, 7, 717
- Armentano, T. V & Menges, E.S. (1986) Patterns of change in the carbon balance of organic soil-wetlands of the temperate zone. *The Journal of Ecology*, 74, 755–774.
- Bader, C., Müller, M., Schulin, R. & Leifeld, J. (2017) Amount and stability of recent and aged plant residues in degrading peatland soils. *Soil Biology and Biochemistry*, 109, 167–175.
- Barthelmes, A. (2018) *Reporting greenhouse gas emissions from organic soils in the European Union: challenges and opportunities*. Greifswald.
- Beetz, S., Liebersbach, H., Glatzel, S., Jurasinski, G., Buczko, U. & Höper, H. (2013) Effects of land use intensity on the full greenhouse gas balance in an Atlantic peat bog. *Biogeosciences*, 10(2), 1067–1082.
- Berglund, Ö. & Berglund K. (2011) Influence of water table level and soil properties on emissions of greenhouse gases from cultivated peat soil. *Soil Biology & Biochemistry*, 43, 923–931.
- Blodau, C. (2002) Carbon cycling in peatlands: A review of processes and controls. *Environmental Reviews*, 10(2), 111–134.
- Boeckx, P., Van Cleemput, O. & Villaralvo, I. (1997) Methane oxidation in soils with different textures and land use. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 49(1), 91–95.
- Chen, X., Boeckx, P., Shen, S. & Van Cleemput, O. (1999) Emission of N<sub>2</sub>O from rye grass (*Lolium perenne* L.). *Biology and Fertility of Soils*, 28(4), 393–396.
- Couwenberg, J., Thiele, A., Tanneberger, F., Augustin, J., Bärtsch, S., Dubovik, D., Liashchynskaya, N., Michaelis, D., Minke, M., Skuratovich, A. & Joosten, H. (2011) Assessing greenhouse gas emissions from peatlands using vegetation as a proxy. *Hydrobiologia*, 674(1), 67–89.
- Couwenberg, J. (2018). Some facts on submerged drains in Dutch peat pasture. *IMCG Bulletin*: June/July, 9–21.
- Dirks, B.O.M, Hensen, A., Goudriaan, J. (2000) Effect of drainage on CO<sub>2</sub> exchange patterns in an intensively managed peat pasture. *Climate research*, 14, 57–63.
- Eggelsmann, R. (1976) Peat consumption under influence of climate, soil condition and utilization. in *Proceedings of the fifth international peat congress*, 233–247.
- Eggelsmann, R.F. (1984) Subsidence of peatland caused by drainage, evaporation and oxidation. in *Proceedings of the Third International Symposium on Land Subsidence*, 497–505.
- Eickenscheidt, T., Heinichen, J. & Drösler, M. (2015) The greenhouse gas balance of a drained fen peatland is mainly controlled by land-use rather than soil organic carbon content. *Biogeosciences*, 12(17), 5161–5184.
- Fritz, C. (2006) *Surface oscillation in peatlands: How variable and important is it?* The University of Waikato.
- Fritz, C., Campbell, D.I. & Schipper, L.A. (2008) Oscillating peat surface levels in a restiad peatland, New Zealand - Magnitude and spatiotemporal variability. *Hydrological Processes*, 22(17), 3264–3274.
- Fritz, C., Geurts, J., Weideveld, S., Temmink, R., Bosma, N., Wichern, F. & Lamers, L. (2017) Meten is weten bij bodemdaling-mitigatie. Effect van peilbeheer en teeltkeuze op CO<sub>2</sub>-emissies en veenoxidatie. *Bodem*, (2), 20–22.
- Geurts, J.J.M., Smolders, A.J.P., Banach, A.M., van de Graaf, J.P.M., Roelofs, J.G.M. & Lamers, L.P.M. (2010) The interaction between decomposition, net N and P mineralization and their mobilization to the surface water in fens. *Water research*, 44(11), 3487–3495.
- Glatzel, S., Lemke, S. & Gerold, G. (2006) Short-term effects of an exceptionally hot and dry summer on decomposition of surface peat in a restored temperate bog. *European Journal of Soil Biology*, 42, 219–229.
- Grønlund, A., Hauge, A., Hovde, A. & Rasse, D.P. (2008) Carbon loss estimates from cultivated peat soils in Norway: a comparison of three methods. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 81(2), 157–167.

- Hendriks, D.M.D., van Huissteden, J., Dolman, A.J. & van der Molen (2007) The full greenhouse gas balance of an abandoned peat meadow. *Biogeosciences*, 4, 411-424.
- Heathwaite, A.L. & others (1993) *Mires: process, exploitation and conservation*. John Wiley & Sons Ltd.
- Hiraishi, T., Krug, T., Tanabe, K., Srivastava, N., Baasansuren, J., Fukuda, M. & Troxler, T.G. (2014) 2013 supplement to the 2006 IPCC guidelines for national greenhouse gas inventories: Wetlands. IPCC, Switzerland. Geneve.
- Hölzel, N., Hickler, T., Kutzbach, L., Joosten, H., van Huissteden, J. & Hiederer, R. (2016) Environmental Impacts—Terrestrial Ecosystems. in Quante, M. and Colijn, F. (eds) *North Sea Region Climate Change Assessment*. Springer, Cham, 341–372.
- Hoogland, F., Roelandse, A., de La Loma Gonzalez, B. & Vos, A. de (2019) Bacteriën bepalen de snelheid van veenafbraak. *H2O-Online*, (7), 1–9.
- Hoving, I.E., Massop, H.T.L., van Houwelingen, K.M., van den Akker, J.J.H. & Kollen, J. (2015) Hydrologische en landbouwkundige effecten toepassing onderwaterdrains in polder Zeevang: vervolgonderzoek gericht op de toepassing van een zomer-en winterpeil. Alterra, Wageningen. Alterra-rapport 875. 90p.
- Hoving, I.E., Vereijken, P.F.G., van Houwelingen, K.M. & Pleijter, M. (2013) Hydrologische en landbouwkundige effecten toepassing onderwaterdrains bij dynamisch slootpeilbeheer op veengrond. Alterra, Wageningen. Alterra-rapport 719. 54p.
- IPCC (2013) *Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* [Stocker, T.F., D. Qin, G.-K. Plattner, M. Tignor, S.K. Allen, J. Boschung, A. Nauels, Y. Xia, V. Bex and P.M. Midgley (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.
- Jacobs, C.M.J., Jacobs, A.F.G., Bosveld, F.C., Hendriks, D.M.D., Hensen, A., Kroon, P.S., Moors, E.J., Nol, L., Schrier-Uijl, A. & Veenendaal, E.M. (2007) Variability of annual CO<sub>2</sub> exchange from Dutch grasslands. *Biogeosciences Discussions*, 4(3), 1499–1534.
- Jacobs, C.M.J., Moors, E.J., van der Bolt, F.J.E. (2003). Invloed van waterbeheer op gekoppelde broeikasgasemissies in het veenweidegebied by ROC Zegveld. Alterra, Wageningen. Alterra-rapport 840. 93p.
- Kasimir-Klemedtsson, Å., Klemedtsson, L., Berglund, K., Martikainen, P., Silvola, J. & Oenema, O. (1997) Greenhouse gas emissions from farmed organic soils: a review. *Soil use and management*, 13, 245–250.
- Kuikman, P.J., den Akker, J.J.H. & De Vries, F. (2005) Emissie van N<sub>2</sub>O en CO<sub>2</sub> uit organische landbouwbodems. Kwakernaak, C., van den Akker, J., Veenendaal, E., van Huissteden, K. & Kroon, P. (2010) Veenweiden en klimaat broeikasgasbalansen. *Bodem*, 3(3), 1–8.
- Lafleur, P.M., Moore, T.R., Roulet, N.T. & Frolking, S. (2005) Ecosystem respiration in a cool temperate bog depends on peat temperature but not water table. *Ecosystems*, 8(6), 619–629.
- Leifeld, J., Müller, M. & Fuhrer, J. (2011) Peatland subsidence and carbon loss from drained temperate fens. *Soil Use and Management*, 27(2), 170–176.
- Lloyd, J. & Taylor, J.A. (1994) On the Temperature Dependence of Soil Respiration. *Functional Ecology*, 8(3), 315–323.
- Lloyd, C.R. (2006). Annual carbon balance of a managed wetland meadow in the Somerset Levels, UK. *Agricultural and Forest Meteorology*, 138(1–4), 168–179.
- Lucas-Moffat, A.M., Huth, V., Augustin, J., Brümmer, C., Herbst, M. & Kutsch, W.L. (2018) Towards pairing plot and field scale measurements in managed ecosystems: Using eddy covariance to cross-validate CO<sub>2</sub> fluxes modeled from manual chamber campaigns. *Agricultural and Forest Meteorology*, 256–257, 362–378.
- Oberholzer, H.R., Leifeld, J. & Mayer, J. (2014) Changes in soil carbon and crop yield over 60 years in the Zurich Organic Fertilization Experiment, following land-use change from grassland to cropland. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 177(5), 696–704.
- Parmentier, F.J.W., van der Molen, M.K., de Jeu, R.A.M., Hendriks, D.M.D & Dolman, A.J. (2009) CO<sub>2</sub> fluxes and evaporation on a peatland in the Netherlands appear not affected by water table fluctuations. *Agricultural and Forest Meteorology*, 149(6–7), 1201–1208.

- Poyda, A., Reinsch, T., Skinner, R.H., Kluß, C., Loges, R. & Taube, F. (2017) Comparing chamber and eddy covariance based net ecosystem CO<sub>2</sub> exchange of fen soils. *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde*, 180(2), 252–266.
- Provincie Fryslân (2015) Veenweidevisie - Een duurzame toekomst voor het Friese Veenweidegebied.
- Renou-Wilson, F., Müller, C., Moser, G. & Wilson, D. (2016) To graze or not to graze? Four years greenhouse gas balances and vegetation composition from a drained and a rewetted organic soil under grassland. *Agriculture, Ecosystems & Environment*. Elsevier, 222, 156–170.
- Säurich, A., Tiemeyer, B., Dettmann, U. & Don, A. (2019) How do sand addition, soil moisture and nutrient status influence greenhouse gas fluxes from drained organic soils? *Soil Biology and Biochemistry*, 135, 71–84. doi: 10.1016/J.SOILBIO.2019.04.013.
- Schipper, L.A. & McLeod, M. (2002) Subsidence rates and carbon loss in peat soils following conversion to pasture in the Waikato Region, New Zealand. *Soil Use and Management*, 18(2), 91–93.
- Schothorst, C.J. (1977) Subsidence of low moor peat soils in the western Netherlands. *Geoderma*. Elsevier, 17(4), 265–291.
- Schrier-Uijl, A.P., Kroon, P.S., Hendriks, D.M.D., Hensen, A., Van Huissteden, J., Leffelaar, P.A., Berendse, F. & Veenendaal, E.M. (2014) Agricultural peatlands: towards a greenhouse gas sink—a synthesis of a Dutch landscape study. *Biogeosciences*, 11(16), 4559–4576.
- Schwärzel, K., Renger, M., Sauerbrey, R. & Wessolek, G. (2002) Soil physical characteristics of peat soils. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 165(4), 479–486.
- Smith, P. (2014) Do grasslands act as a perpetual sink for carbon? *Global Change Biology*, 20(9), 2708–2711. doi: 10.1111/gcb.12561.
- Smolders, A.J.P., van Diggelen, J.M.H., Loermans, J., van Dijk, G., van Mullekom, M. & Lamers, L.P.M. (2013) Het veen-gebied: pompen en verzuipen? *De levende Natuur*, 114(4), 127.
- Soussana, J.-F., Loiseau, P., Vuichard, N., Ceschia, E., Balesdent, J., Chevallier, T. & Arrouays, D. (2004) Carbon cycling and sequestration opportunities in temperate grasslands. *Soil use and management.*, 20(2), 219–230.
- Soussana, J.-F., Allard, V., Pilegaard, K., Ambus, P., Amman, C., Campbell, C., Ceschia, E., Clifton-Brown, J., Czóbel, S.Z., Domingues, R. & others (2007) Full accounting of the greenhouse gas (CO<sub>2</sub>, N<sub>2</sub>O, CH<sub>4</sub>) budget of nine European grassland sites. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 121(1–2), 121–134.
- Taggart, M., Heitman, J.L., Shi, W. & Vepraskas, M. (2012) Temperature and water content effects on carbon mineralization for sapric soil material. *Wetlands*, 32, 939-944.
- STOWA, Hendriks, R., van den Akker, J. & Heijkers, J. (2015) *Stowa factsheets onderwaterdrainage*. Wageningen.
- Thomas, P.A. & Pearce, D.M.E. (2004) Role of cation exchange in preventing the decay of anoxic deep bog peat. *Soil Biology and Biochemistry*. Elsevier, 36(1), 23–32.
- Tiemeyer, B. et al. (2016) High emissions of greenhouse gases from grasslands on peat and other organic soils. *Global Change Biology*, 22(12), 4134–4149.
- Toberman, H., Evans, C.D., Freeman, C., Fenner, N., White, M., Emmett, B.A. & Artz, R.R.E. (2008) Summer drought effects upon soil and litter extracellular phenol oxidase activity and soluble carbon release in an upland Calluna heathland. *Soil Biology and Biochemistry*. Pergamon, 40(6), 1519–1532. doi: 10.1016/J.SOILBIO.2008.01.004.
- van Berkum, J. (2018) Verslag BCS (BodemConditieScore) – Tweede beoordeling proefpercelen OWD oktober/november 2017. Aequator groen & ruimte, Harderwijk.
- van den Akker, J.J.H. (2005) Maaiveld daling en verdwijnende veengronden. in *Veenweide 25x belicht; een bloemlezing van het onderzoek van Wageningen UR*, 11–13.
- van den Akker, J.J.H., Kuikman, P.J., De Vries, F., Hoving, I.E., Pleijter, M., Hendriks, R.F.A., Wolleswinkel, R.J., Simões, R.T.L. & Kwakernaak, C. (2008) Emission of CO<sub>2</sub> from agricultural peat soils in the Netherlands and ways to limit this emission. in *Proceedings of the 13th International Peat Congress After Wise Use--The Future of Peatlands*, Vol. 1 Oral Presentations, Tullamore, Ireland, 8--13 June 2008, 645–648.

- van den Born, G.J., Kragt, F., Henkens, D., Rijken, B.C., Bommel, B. van, van der Sluis, S.M., Polman, N., Bos, E.J., Kuhlman, T., Kwakernaat, C., Akker, J. van den, Diogo, V., Koomen, E., de Lange, G. & van Bakel, J. (2016) Dalende bodems, stijgende kosten: mogelijke maatregelen tegen veenbodemdaling in het landelijk en stedelijk gebied: beleidsstudie. Planbureau voor de Leefomgeving.
- van den Bos, R. & van de Plassche, O. (2003) Chapter 2 Incubation experiments with undisturbed cores from coastal peatlands (western Netherlands ): carbon dioxide fluxes in response to temperature and water-table changes. Vrije Universiteit Amsterdam.
- Veenendaal, E.M., Kolle, O., Leffelaar, P.A., Schrier-Uijl, A.P., Van Huissteden, J., Van Walsem, J., Möller, F. & Berendse, F. (2007) CO<sub>2</sub> exchange and Carbon balance in two grassland sites on eutrophic drained peat soils. *Biogeosciences Discussions*, 4(3), 1633–1671.
- Velstra, J., van der Gaast, J., Kruisdijk, E., Verbruggen, M., Hoving, I., Smolders, F., Lucassen, E. & van Houwelingen, K. (2016) Sturen op Nutriënten. Acacia Water, Gouda.
- Ward, S.E., Smart, S.M., Quirk, H., Tallowin, J.R.B., Mortimer, S.R., Shiel, R.S., Wilby, A. & Bardgett, R.D. (2016) Legacy effects of grassland management on soil carbon to depth. *Global Change Biology*, 22(8), 2929–2938.
- Wilson, D., Blain, D., Couwenberg, J., Evans, C.D., Murdiyarso, D., Page, S.E., Renou-Wilson, F., Rieley, J.O., Sirin, A., Strack, M. & Tuittila, E.-S. (2016) Greenhouse gas emission factors associated with rewetting of organic soils. *Mires and Peat*, 17, 1-28.
- Yin, S., Bai, J., Wang, W., Zhang, G., Jia, J., Cui, B. & Liu, X. (2019) Effects of soil moisture on carbon mineralization in floodplain wetlands with different flooding frequencies. *Journal of Hydrology*, 574, 1074–1084.

## Appendix I: Informatie meetlocaties

Locatie			Perceel eigenschappen					Bemesting (m <sup>3</sup> )		Snedes		
Plaats	Boerderij naam	Behandeling	Maaiveldhoogte (cm-NAP)	Afmeting perceel (m)		Drainafstand (m)	Beheer	Bemesting	2017	2018	2017	2018
Aldeboarn	Ald	OWD	-111	100	300	6	Beweiden	Ketsplaat	65	70	2	3
		Controle	-103	70	85		Beweiden	Ketsplaat	65	70	2	3
		HZP	-107	100	265		Beweiden	Ketsplaat	40	40		
Gersloot	Ger	OWD	-124	55	470	6	Beweiden	Sleepvoet	50	60	1	1
		Controle	-130	55	470		Beweiden	Sleepvoet	50	60	1	1
Koufunderigge	Kou-G	OWD	-90	50	300	6	Maaaien	Sleepvoet	103		5	
		Controle	-97	75	560		Maaaien	Sleepvoet	103		5	
Koufunderigge	Kou-S	OWD	-101	35	600	5	Maaaien	Sleepvoet	88	75	4	5
		Controle	-99	70	600		Maaaien	Sleepvoet	88	75	4	5
Koufunderigge	Kou-B	OWD	-118	100	250	5	Maaaien	Sleepvoet	60	75	4	5
		Controle	-117	100	125		Maaaien	Sleepvoet	60	75	4	5

		Snedes		Beweid		Bodemeigenschappen				Bijzonderheden	
Boerderij naam	Behandeling	2017	2018	2017	2018	Deklaag	Schalter aanwezig	Dikte veen	Zandlaag		Kwel (+) / wegzijging (-)
Ald	OWD	2	3	5	5	35 - 45 cm	nee	>1m	195	+	Weidevogel beheer Verzamel drain
	Controle	2	3	5	5	30 - 38 cm	nee	>1m	240	+	
	HZP					35 - 45 cm	nee	>1m	215	+	
Ger	OWD	1	1	6	5	-	nee	>1m	140	-	Verzamel drain
	Controle	1	1	6	4	-	nee	>1m	140	-	
Kou-G	OWD	5				30-35 cm	ja	>1m	165	-0.3- -0.1 mm/d	Verzamel drain
	Controle	5				30-35 cm	ja	>1m	130	-0,3- -0,1 mm/d	
Kou-S	OWD	4	5			25-35 cm	ja	>1m	130	<-0,3 mm/d	Verzamel drain
	Controle	4	5			20-25 cm	ja	>1m	135	-0,1- 0,1	
Kou-B	OWD	4	5	1		20-25 cm	ja	<1m	110	-0,1- 0,1	Drukdrainage
	Controle	4	5	1		20-25 cm	ja	<1m	110	-0,1- 0,1	

	Muize schade	% schade	Muizen aanpak	Ingezaaid	Grondbewerking
Ald	-			Voor 1990	Voor 1990 - frezen ploegen, kilveren.
Ger	2014	30%	Bevloeien	2012	2012 - ploegen, kilveren
Kou-G	2014	25%	Bevloeien	1999	Ploegsporen in klei en veen
Kou-S	2014	groot	Frezen	2015	2015 - frezen, ploegen en egalizeren
Kou-B	2004 - 2014	groot	Frezen	2005 - 2015	2005 - geploegd tot 20 cm - 2015 - frezen

## Appendix II: Flux berekeningen

### Flux berekening

Gasfluxen zijn berekend met behulp van de helling van de gas concentratie over tijd.

$$F = \frac{V}{A} * slope * \frac{P * F1 * F2}{R * T}$$

F= Gasflux (mg C m<sup>2</sup> d<sup>-1</sup>)

V= Kamer volume

A= Kameroppervlakte (0.64 m<sup>2</sup>)

Slope= relatie tussen CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> en N<sub>2</sub>O en tijd (ppm/seconde)

P= Luchtdruk (kPa)

F1= molecuul gewicht CO<sub>2</sub> en N<sub>2</sub>O (44 g mol<sup>-1</sup>) of CH<sub>4</sub> (16 g mol<sup>-1</sup>)

F2= Conversie factor seconden naar dagen

R= Gasconstante (8.3144 J K<sup>-1</sup> mol<sup>-1</sup>)

T= Temperatuur in Kelvin (K)

### R<sub>eco</sub> modellering

Voor een CO<sub>2</sub> jaar balans, R<sub>eco</sub> en GPP moeten gefit worden met behulp van de gemeten data voor de dagen dat er niet gemeten is. Voor R<sub>eco</sub> word bodem temperatuur gebruikt voor het fitten van Lloyd Taylor model.

$$Reco = Reco_{T_{ref}} * e^{E_0 * \left( \frac{1}{T_{ref} - T_0} - \frac{1}{T - T_0} \right)}$$

R<sub>eco</sub> = Ecosysteem respiratie (R<sub>eco</sub>)

R<sub>ecoT<sub>ref</sub></sub> = respiratie bij referentie temperatuur

E<sub>0</sub> = lange termijn ecosysteem gevoeligheid coëfficiënt (308.56, Lloyd-Taylor 1994)

T<sub>0</sub> = temperatuur tussen 0 en T (227.13, Lloyd-Taylor 1994)

T = geobserveerde temperatuur (T-bodem -5 cm in K)

T<sub>ref</sub> = referentie temperatuur (10 graden C, 283.15 K)

### GPP Modelering

De relatie tussen de opname van CO<sub>2</sub> door het gras (GPP) en PAR kan gemodelleerd worden door middel van een Light response curve. GPP wordt berekend door de gemeten R<sub>eco</sub> van de gemeten NEE aftrekken.

$$GPP = \frac{\alpha * PAR * GPP_{max}}{GPP_{max} + \alpha * PAR} - Reco_{day}$$

GPP = Gross primaire productie

$\alpha$  = ecosysteem quantum yield ( $\mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ ), helling bij lange licht intensiteit (<400  $\mu\text{mol m}^{-2} \text{ s}^{-1}$  in Falge et al 2001)

PAR = fotosynthetisch actieve straling (photosynthetic photon flux density) ( $\mu\text{mol quantum m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ )

GPP<sub>max</sub> = Bruto primaire productie at optimum

R<sub>eco</sub> = Berekend met Lloyd-Taylor functie.



## Appendix III: Broeikasgasbalans

De balans bestaat uit componenten van CO<sub>2</sub> (Reco, GPP, NEE, C-export en bemesting), CH<sub>4</sub> en N<sub>2</sub>O. Voor de totale balans zijn CH<sub>4</sub> en N<sub>2</sub>O omgerekend naar CO<sub>2</sub>-equivalenten (GWP<sub>100</sub>: 34 voor CH<sub>4</sub> en 298 voor N<sub>2</sub>O, IPCC 2013).

### 2017

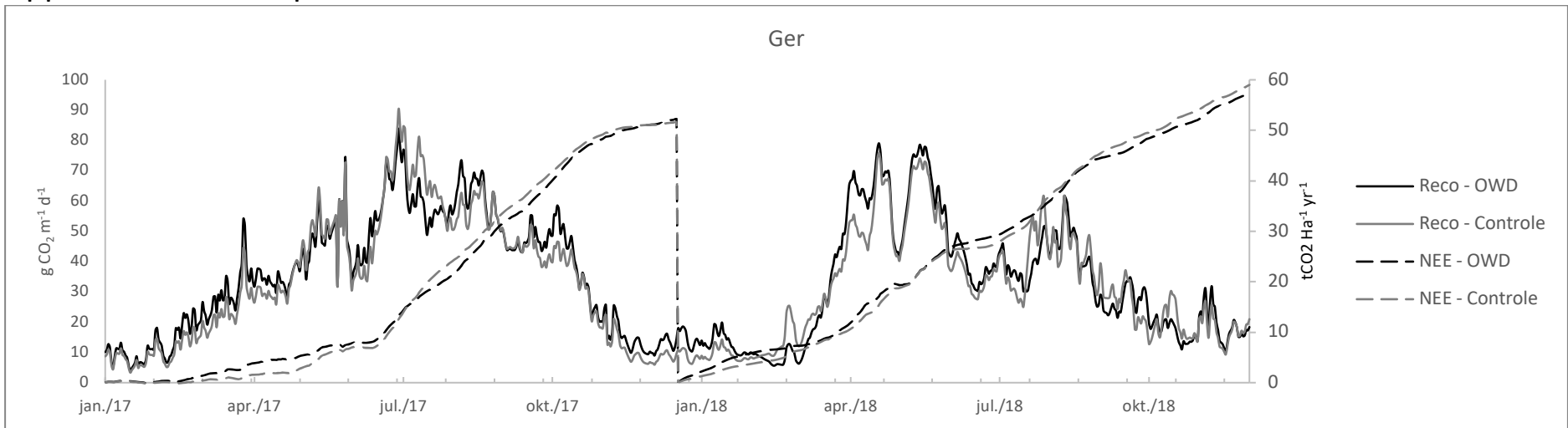
Locatie	Behandeling	CO <sub>2</sub> (ton/ha/jaar)					CH <sub>4</sub> , N <sub>2</sub> O (ton/ha/jaar)		Totaal (ton CO <sub>2</sub> -eq/ha/jaar)			
		Reco	GPP	NEE	C-export	Bemesting	CH <sub>4</sub>	N <sub>2</sub> O	CO <sub>2</sub>	CH <sub>4</sub>	N <sub>2</sub> O	Totale balans
Ald	OWD	129.4	-75.2	54.2	16.6	-6.9	-0.0002	0.0003	63.9	-0.007	0.1	<b>64.0</b>
	Controle	134.1	-79.8	54.3	19.3	-6.9	-0.0014	0.0024	66.7	-0.048	0.7	<b>67.3</b>
	HZP	110.2	-75.7	34.5	8.95	-4.2	-0.0022	0.0034	39.2	-0.076	1.0	<b>40.2</b>
Ger	OWD	133.7	-80.6	53.1	15.3	-5.3	-0.0012	0.0099	63.1	-0.041	3.0	<b>66.0</b>
	Controle	125.9	-74.0	51.9	15.5	-5.3	-0.0007	0.0058	62.1	-0.024	1.7	<b>63.8</b>
Kou-G	OWD	136.3	-91.4	44.9	22.1	-10.9	-0.0008	0.0037	56.1	-0.027	1.1	<b>57.2</b>
	Controle	129.3	-92.6	36.7	23.3	-10.9	0.0003	0.0046	49.1	0.010	1.4	<b>50.5</b>
Kou-S	OWD	134.1	-74.6	59.6	15.7	-9.3	0.0004	0.0148	66.0	0.014	4.4	<b>70.4</b>
	Controle	129.6	-77.4	52.2	16.3	-9.3	0.0018	0.0135	59.2	0.061	4.0	<b>63.3</b>

### 2018

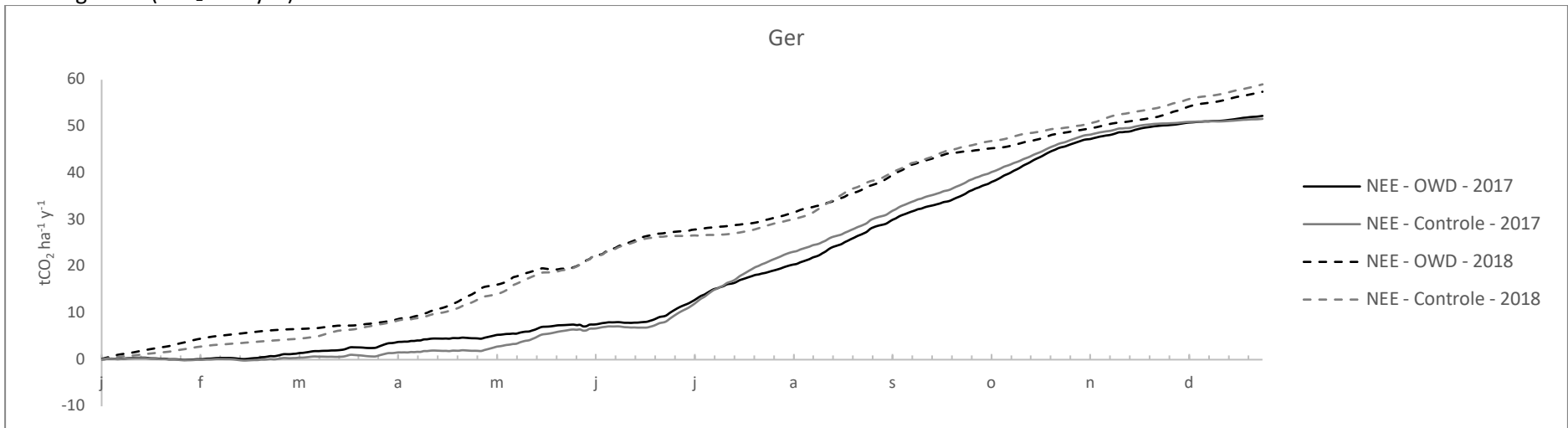
Locatie	Behandeling	CO <sub>2</sub> (ton/ha/jaar)					CH <sub>4</sub> , N <sub>2</sub> O (ton/ha/jaar)		Totaal (ton CO <sub>2</sub> -eq/ha/jaar)			
		Reco	GPP	NEE	C-export	Bemesting	CH <sub>4</sub>	N <sub>2</sub> O	CO <sub>2</sub>	CH <sub>4</sub>	N <sub>2</sub> O	Totale balans
Ald	OWD	98.3	-59.3	39.0	14	-7.4*	-0.0015	0.0006	45.6	-0.052	0.2	<b>45.7</b>
	Controle	102.8	-63.3	39.5	14	-7.4*	-0.0037	0.0034	46.1	-0.124	1.0	<b>47.0</b>
	HZP	88.5	-52.8	35.7	13.70	-4.2*	-0.0024	0.0006	45.2	-0.081	0.2	<b>45.3</b>
Ger	OWD	117.5	-60.1	57.4	13.8	-9.3	-0.0013	0.0079	61.9	-0.044	2.3	<b>64.2</b>
	Controle	112.5	-53.5	59.0	12.2	-9.3	-0.0001	0.0173	61.9	-0.004	5.2	<b>67.1</b>
Kou-G	OWD	109.7	-65.6	44.1	15.7	-9.3	-0.0033	0.0109	50.5	-0.113	3.2	<b>53.7</b>
	Controle	90.0	-58.5	31.5	15.8	-9.3	-0.0021	0.0146	38.1	-0.072	4.4	<b>42.4</b>
Kou-S	OWD	84.2	-45.2	39.0	13.4	-9.3	-0.0027	0.0232	43.1	-0.093	6.9	<b>49.9</b>
	Controle	89.6	-46.8	42.8	12.0	-9.3	0.0007	0.0104	45.5	0.024	3.1	<b>48.6</b>
Kou-B	OWD	107.1	-48.1	59.0	14.9	-9.3	0.0002	0.0393	64.6	0.006	11.7	<b>76.4</b>
	Controle	92.8	-30.8	62.0	11.1	-9.3	-0.0021	0.0425	63.9	-0.071	12.7	<b>76.5</b>

\*Bemestings data zijn voorlopige gegevens op basis van observaties en persoonlijke communicatie.

### Appendix IV: Verloop van $R_{eco}$ & NEE in 2017 & 2018

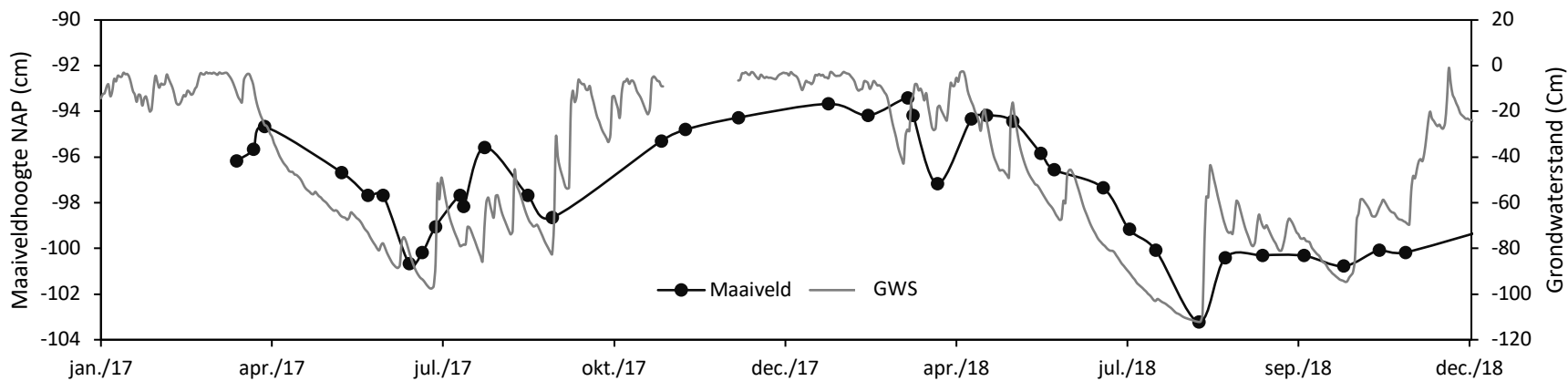
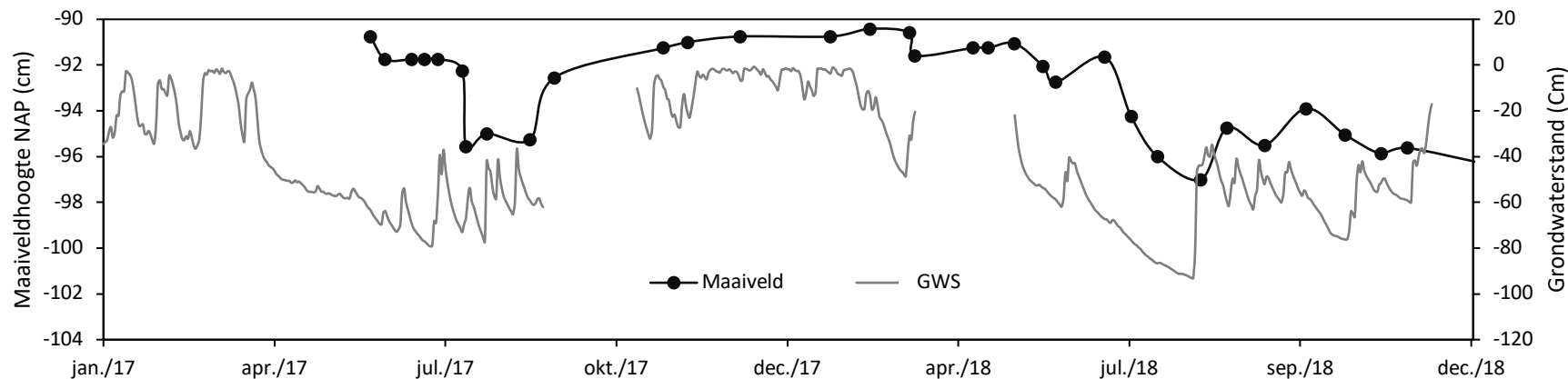


Op de Y-as Geïnterpoleerde  $R_{eco}$  ( $g\ CO_2\ m^{-1}\ d^{-1}$ ) voor de jaren 20017 en 2018 voor locatie Ger. Met op de secondaire y-as. Cumulatieve Net ecosystem exchange NEE ( $tCO_2\ Ha^{-1}\ yr^{-1}$ )

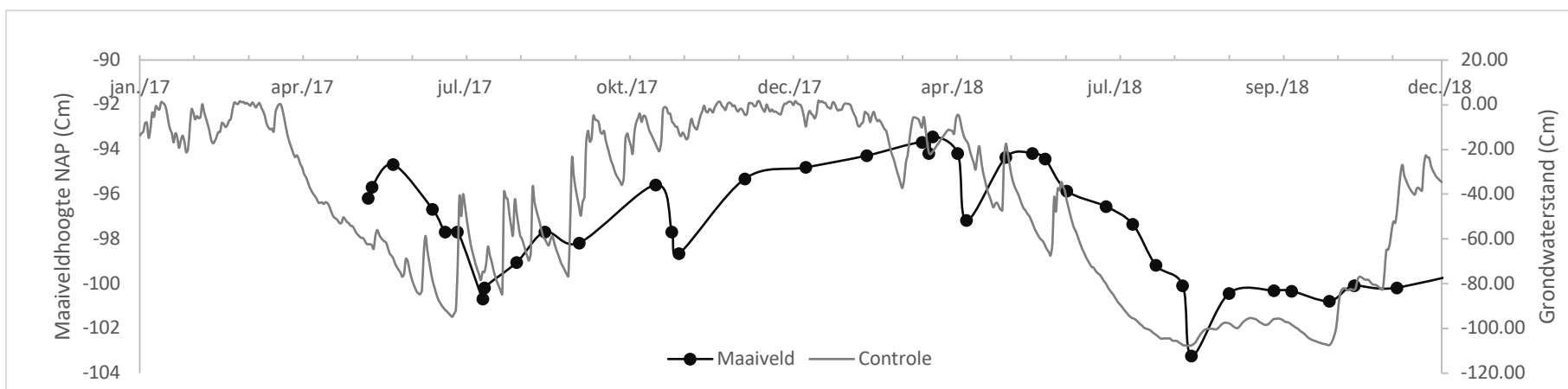
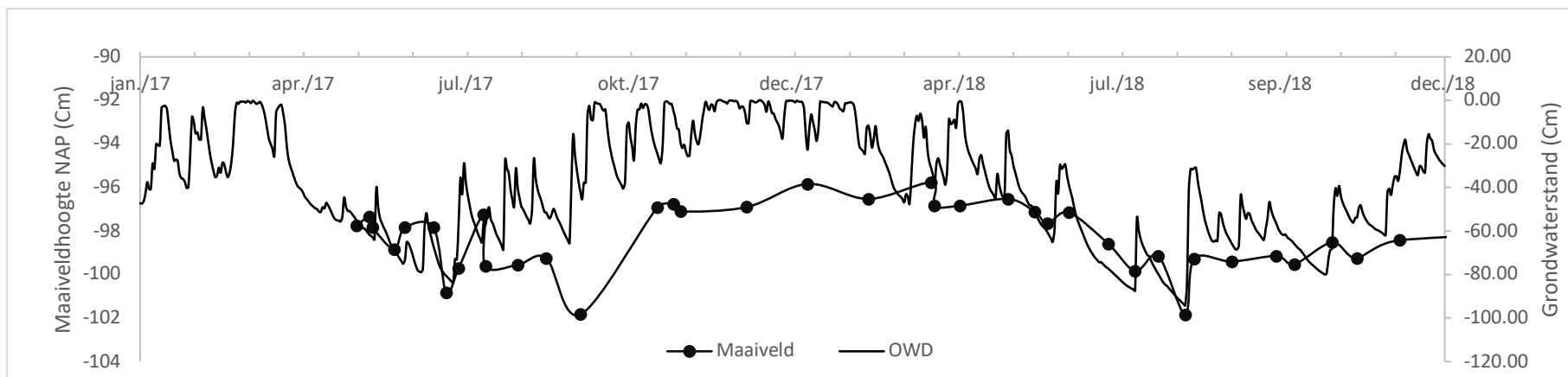


Cumulatieve Net ecosystem exchange NEE ( $tCO_2\ ha^{-1}\ jaar^{-1}$ ) voor jaren 2017 en 2018.

## Appendix V: Maaiveld hoogte volgt grondwaterstanden

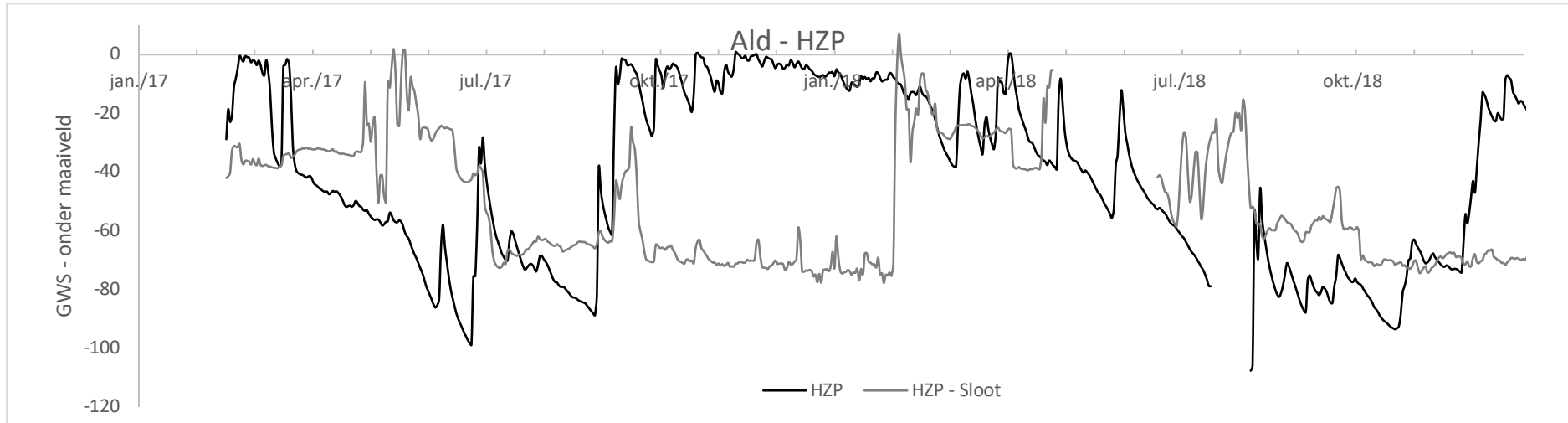
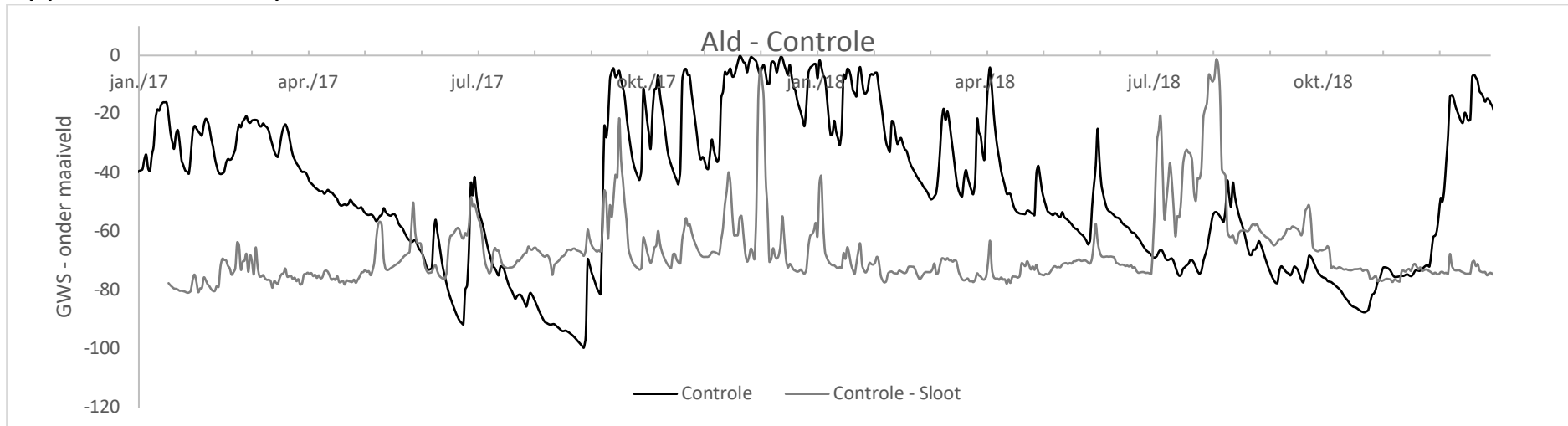


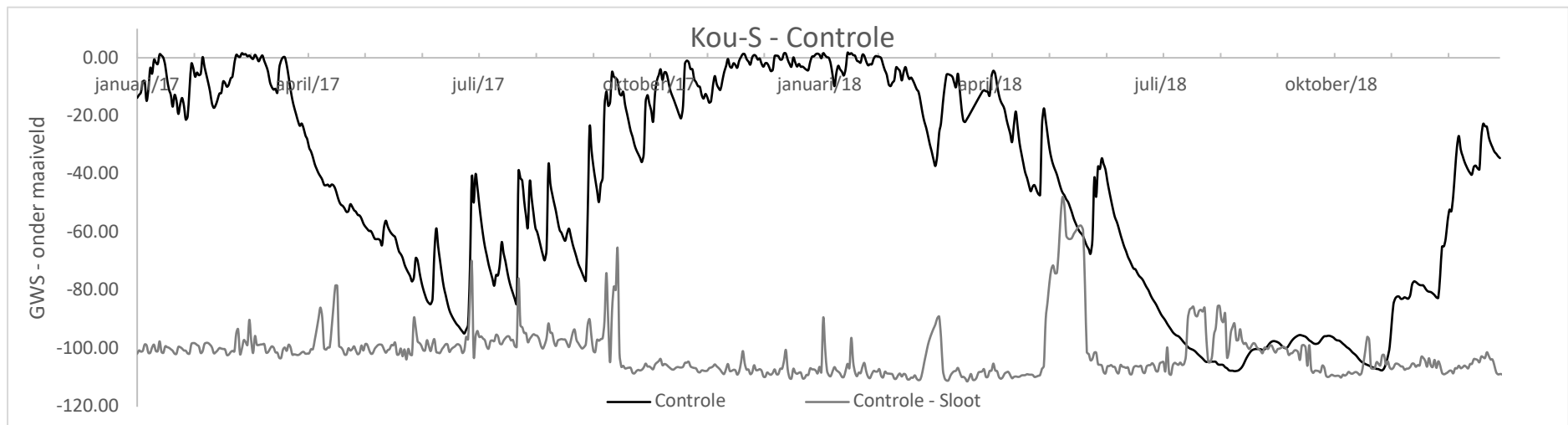
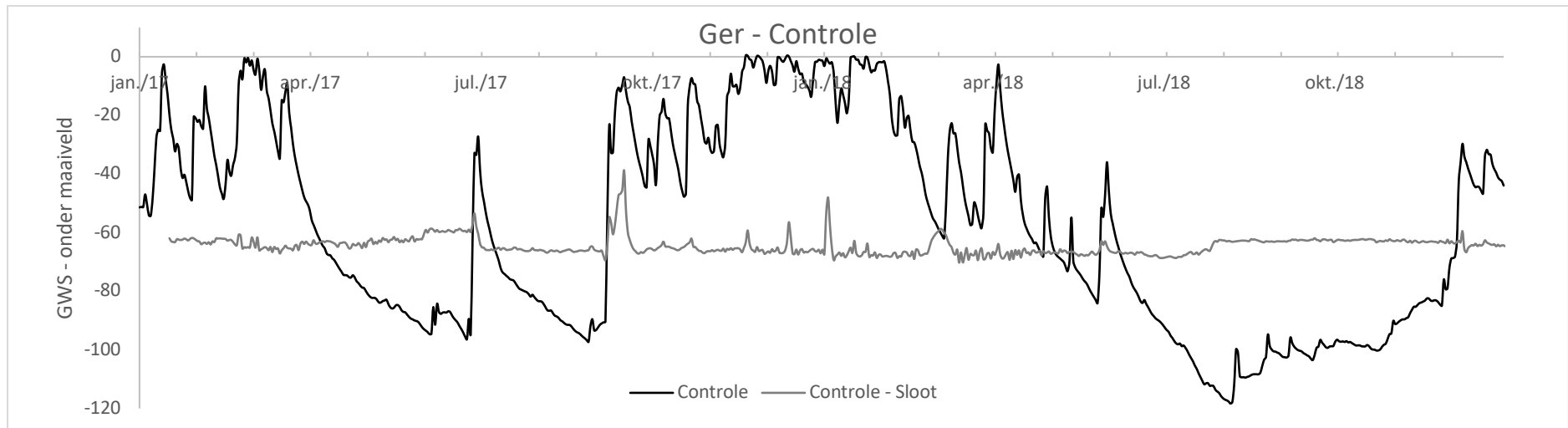
Maaiveld hoogte en grondwaterstand locatie Kou – G met boven OWD en onder controle.



Maaiveld hoogte en grondwaterstand locatie Kou – S

## Appendix VI: Slootpeilen



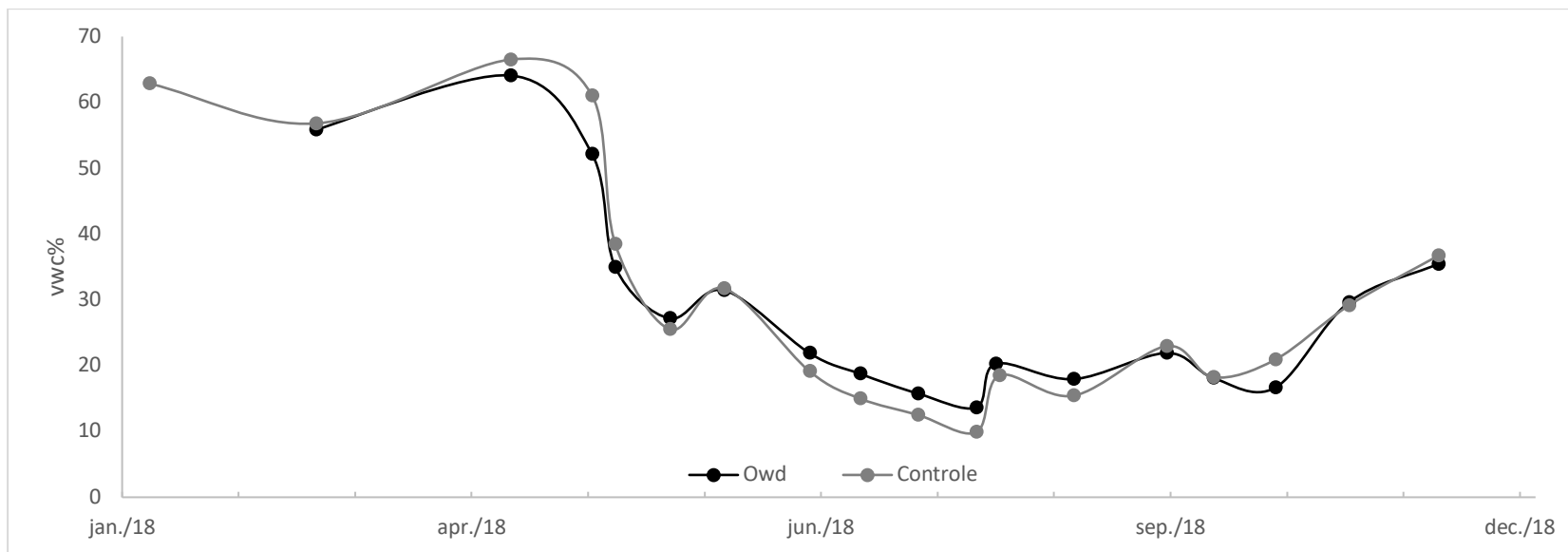


## Appendix VII: Bulk dichtheid

kg bodem	DW/l	Ald			Ger		Kou-G		Kou-S	
		DRN	SHD	HZP	DRN	SHD	DRN	SHD	DRN	SHD
0 - 10		0.67	0.66	0.68	0.38	0.42	0.57	0.48	0.81	0.71
10 - 20		0.99	1.04	0.84	0.35	0.42	0.87	0.86	0.93	0.86
20 - 30		0.84	1.01	0.72	0.24	0.28	0.89	0.76	0.76	0.82
30 - 40		0.80	0.97	0.83	0.17	0.15	0.44	0.48	0.27	0.25
40 - 50		0.35	0.88	0.22	0.13	0.12	0.14	0.18	0.21	0.16
50 - 60		0.21	0.24	0.18	0.12	0.11	0.15	0.17	0.14	0.12
60 - 70		0.20	0.20	0.17	0.12	0.11	0.16	0.12	0.14	0.11

Droge bulk dichtheid in kg DWper l bodem van alle locaties.

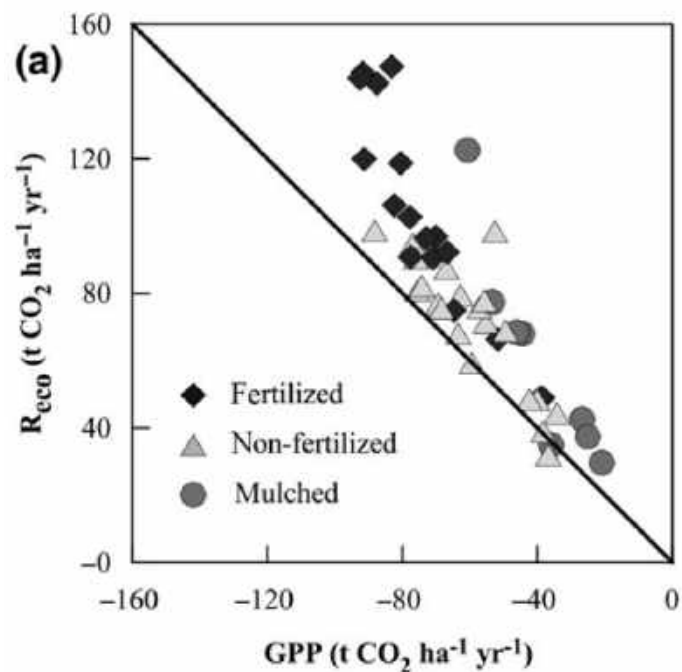
### Appendix VIII: Bodemvocht



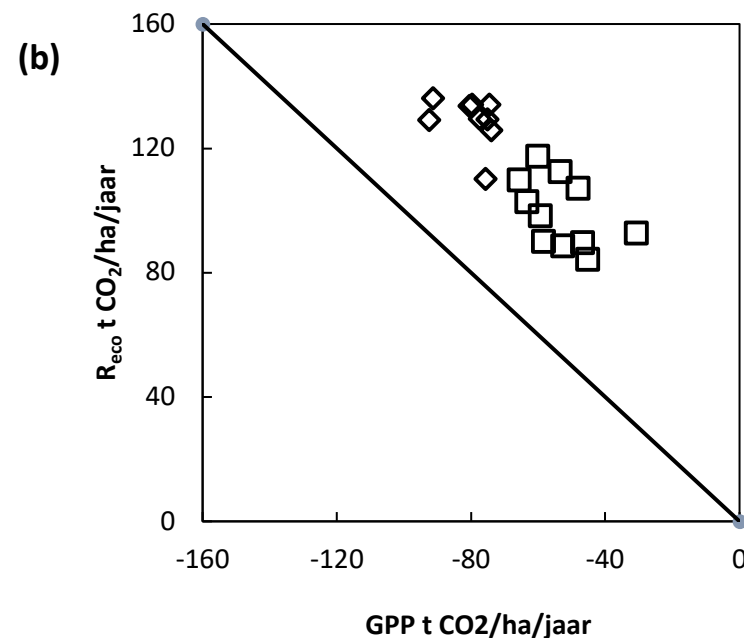
Bodemvocht metingen (TDR techniek) op 0-12 cm op de dagen van emissie metingen. Metingen zijn gemiddeld per perceel. Locatie Ger.



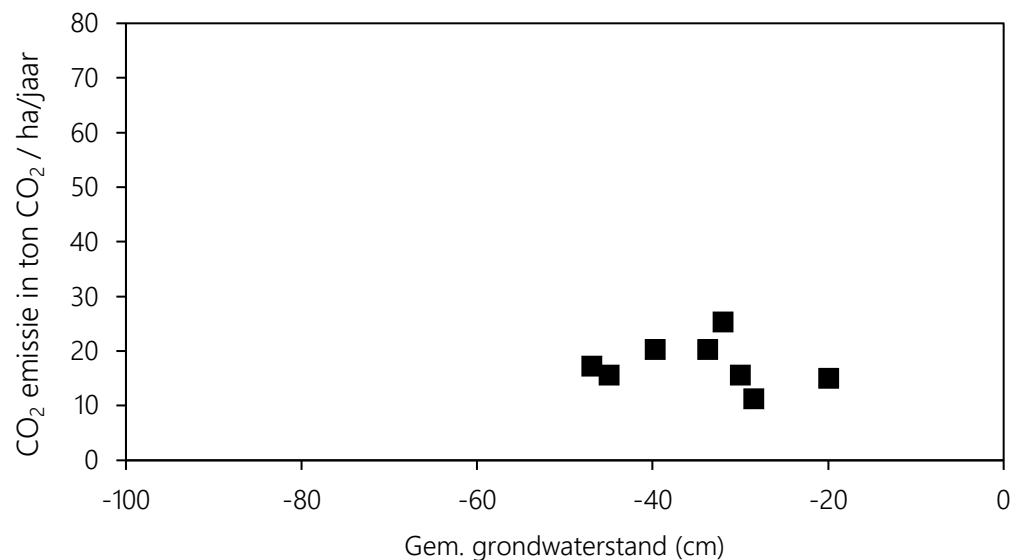
## Appendix IX: Vergelijking Reco en GPP met veldmetingen van Tiemeyer en collega's (2016)



Appendix IX (a): Overzicht van GPP (maat voor CO<sub>2</sub> opname) en R<sub>eco</sub> (maat voor CO<sub>2</sub> uitstoot) uit venen in Duitsland welke qua klimaat en bodemopbouw vergelijkbaar zijn met venen in Nederland (Tiemeyer et al. 2016). 'Fertilized' betekend bemest waarbij stikstofgiften in de bovenstaande data lager of duidelijk lager zijn dan in Friesland.



Appendix IX (b): Een vergelijking van GPP en R<sub>eco</sub> op basis van de data gepresenteerd in Appendix III voor 2017 (ruit) en 2018 (vierhoek). Jaarbudgetten op de 1:1 lijn betekenen een net ecosystem exchange van null. In deze gevallen worden CO<sub>2</sub> emissies door gewasoogst (C-export) en bemesting (C-import) bepaald. In grasslanden op minerale bodems is GPP vaak groter dan R<sub>eco</sub> (links van de 1:1 lijn) zie ook Smith 2014 en literatuur erin.

Appendix X: Vergelijking van CO<sub>2</sub> uitstoot en waterstanden op intensief gebruikte graslanden

Appendix X: Er is geen relatie tussen grondwaterstanden en CO<sub>2</sub> emissies ( $r^2=0,035$ ) op veenpercelen met hoge productiviteit (>10 t ds per hectare), intensieve bemesting (>170 kg N per hectare per jaar) en regelmatige grondbewerking (c.f. gangbare melkveehouderij op veen). Data afkomstig van metingen in de westelijke Veenweide nabij Gouda (Oukoop, Zegveld; Jacobs et al. 2003, Veenendaal et al. 2007, Schrier et al. 2014). Dat grondwaterstanden en CO<sub>2</sub> emissies niet gecorreleerd zijn bij dezelfde intensiteit van landgebruik komt ook in de CO<sub>2</sub> emissie metingen in Friesland naar voren (Tabel 3.1, Figuur 3.12, Appendix III).

