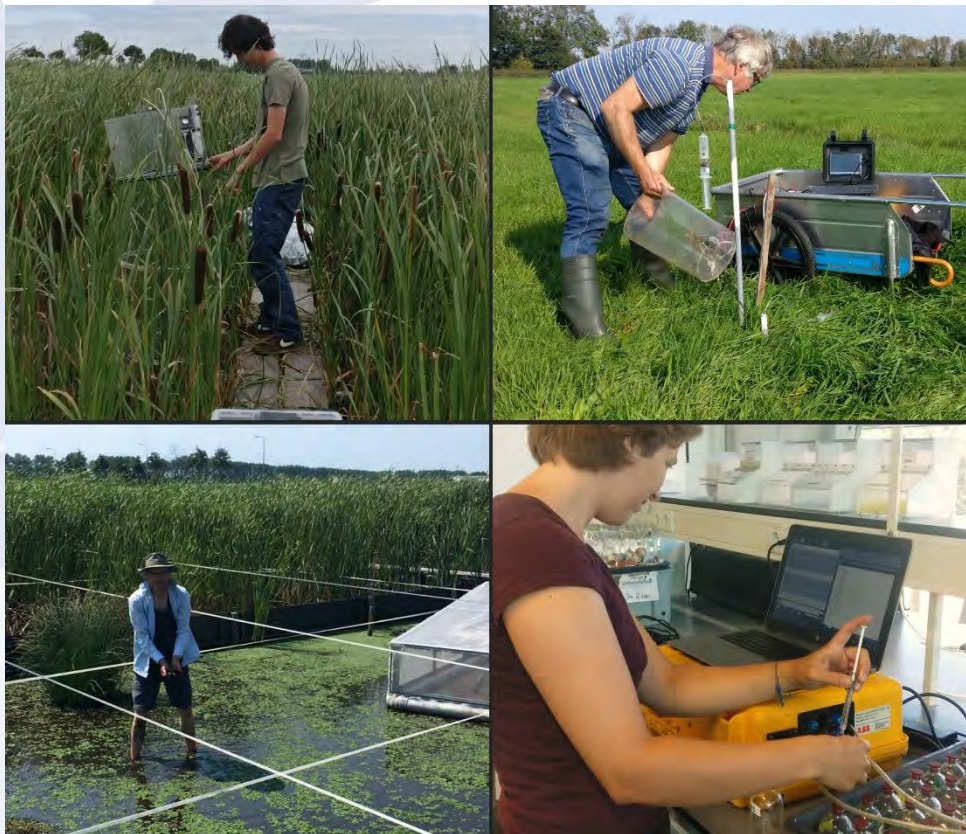




Natte teelten en veeteelt bij een verhoogd (grond)waterpeil in de veenweiden: de effecten van vernattingsmaatregelen op biogeochemie & broeikasgasemissies

Innovatieprogramma Veen - Eindrapportage



Opdrachtgever: Vereniging Agrarisch Natuur- en Landschapsbeheer Water, Land & Dijken & Stichting Landschap Noord-Holland • Projectnummer: PR17.151 • Rapportnummer: RP-17.151.19.91

Auteurs: Thomas Gremmen, Bas van de Riet, Merit van den Berg, Renske Vroom, Stefan Weideveld, Ko van Huissteden, Piet-Jan Westendorp & Fons Smolders • Datum: 4 mei 2022

Innovatie Programma Veen

Deelonderzoek Bodem & Water

Eindrapportage



Radboud Universiteit



Niets uit dit rapport mag worden gereproduceerd, opnieuw vastgelegd, vermenigvuldigd of uitgegeven door middel van druk, fotokopie, microfilm, langs elektronische of elektromagnetische weg of op welke andere wijze dan ook zonder schriftelijke toestemming van de auteurs.

Titel rapport: *Natte teelten en veeteelt bij een verhoogd (grond)waterpeil in de veenweiden: de effecten van vernattingsmaatregelen op biogeochemie & broeikasgasemissies*
Innovatieprogramma Veen - Eindrapportage

Opdrachtgever: *Vereniging Agrarisch Natuur- en Landschapsbeheer Water, Land & Dijken & Stichting Landschap Noord-Holland*

Auteurs: *Thomas Gremmen, Bas van de Riet, Merit van den Berg, Renske Vroom, Stefan Weideveld, Ko van Huissteden, Piet-Jan Westendorp & Fons Smolders*

Rapportnummer: *RP-17.151.19.91*

Informatie:

Bezoekadres

B-WARE Research Centre
Radboud Universiteit Nijmegen
Toernooiveld 1
6525 ED Nijmegen
Tel: 024-3652816
info@b-ware.eu

Postadres

B-WARE Research Centre
Radboud Universiteit Nijmegen
Postbus 6558
6503 GB Nijmegen

Dankwoord

Dit onderzoeksrapport is tot stand gekomen met een financiële bijdrage van Provincie Noord-Holland, Hoogheemraadschap Hollands Noorderkwartier en de Gebiedscommissie Laag Holland. Het is uitgevoerd in opdracht van Stichting Landschap Noord-Holland en Vereniging Agrarisch Natuur- en Landschapsbeheer Water, Land & Dijken. We hebben nauw samengewerkt en kennis uitgewisseld met het Nationaal Onderzoeksprogramma Broeikasgassen Veenweide (NOBV) en de veldproeven met grote kroosvaren zijn uitgevoerd in het kader van het NWO-TTW project AzoPro. De collega's van de afdeling Microbiologie van de Radboud Universiteit, Katinka van de Pas-Schoonen, Theo Alen en Huub Op den Camp, hebben Amplicon DNA sequentieanalyses uitgevoerd aan monsters uit het drukdrainagesysteem; we willen hen hartelijk bedanken voor hun bijdrage aan het zwavelonderzoek.

Specifiek willen we familie Kramer bedanken voor hun gastvrijheid en ondersteuning bij de uitvoering van het onderzoek in Assendelft en Zuiderveen-Oost. Ook danken wij Corn.Bak BV en het personeel van de Research Kassen van de Radboud Universiteit voor de praktische ondersteuning bij de uitvoering van de teeltproeven. Speciaal noemen we daarbij Harry van Zijlen, Walter Hendrickx en Koos Janssen. Tot slot een woord van dank aan alle studenten en stagiaires die hebben bijgedragen aan het onderzoek.

Inhoudsopgave

SAMENVATTING EN CONCLUSIES	9
1 INLEIDING EN ONDERZOEKSVRAGEN	17
2 INRICHTING PROEFLOCATIES EN OPZET BIOGEOCHEMISCH ONDERZOEK	21
2.1 INRICHTING PROEFLOCATIES & OPZET VAN DE PRAKTIJKPROEVEN	21
2.2 DEELPROJECT BODEM & WATER: ONDERZOEKSOPZET & -METHODEN	27
3 DRUKDRAINAGE EN GREPPELINFILTRATIE: BIOGEOCHEMISCH ONDERZOEK	41
3.1 DRUKDRAINAGEPERCEEL IN ASSENDELFT	41
3.2 DRAINEREN VIA DRUKDRAINS: EFFECTEN OP DE ZWAVELCYCLUS EN DE WATERKWALITEIT IN DE SLOOT	53
3.3 DRUKDRAINAGE EN GREPPELINFILTRATIE IN ZUIDERVEEN-OOST: EFFECTEN OP GASFLUXEN EN BIOGEOCHEMIE	59
4 PALUDICULTUUR: BIOGEOCHEMISCH ONDERZOEK	69
4.1 FYSISCH-CHEMISCHE EIGENSCHAPPEN VAN DE BODEM IN DE PROEFTUIN	69
4.2 OPPERVLAKTEWATERCHEMIE	70
4.3 PORIEWATERCHEMIE (BODEMVOCHT)	74
4.4 EFFECTEN VAN LAAG WATERPEIL OP BIOGEOCHEMIE EN METHAANEMISSIE	76
4.5 BEPERKTE GROEI VAN GROTE EN KLEINE LISDODDE: BIOGEOCHEMISCHE VERGELIJKING VAN BEGROEIDE EN ONBEGROEIDE LOCATIES	78
4.6 GEWASOPBRENGSTEN KLEINE EN GROTE LISDODDE	82
4.7 MOGELIJKHEDEN OM UIT TE MIJNEN MET LISDODDE	84
4.8 AZOLLATEELT: TEELTERVARINGEN EN GEWASOPBRENGST	85
4.9 AZOLLATEELT: AANTASTING DOOR PLAGEN	89
5 BROEIKASGASSEN: DRUKDRAINAGE EN PALUDICULTUUR	91
5.1 ASSENDELFT DRUKDRAINAGE	91
5.2 ZUIDERVEEN WEST PALUDICULTUUR	94
6 BROEIKASGASMODELLERING	99
6.1 INDIVIDUELE METINGEN	99
6.2 VARIATIE GASFLUXEN OVER HET MEETJAAR	101
6.3 ANALYSE VAN BEPALENDE FACTOREN	103
6.4 MODELSIMULATIES PEATLAND-VU	106
7 DISCUSSIE EN CONCLUSIES	111
7.1 BIOGEOCHEMISCH ONDERZOEK AAN DRUKDRAINAGE & GREPPELINFILTRATIE	111
7.2 EFFECTEN VAN GREPPELINFILTRATIE OP BIOGEOCHEMIE & GASFLUXEN	115
7.3 BIOGEOCHEMISCH ONDERZOEK AAN NATTE TEELTEN	118
7.4 BROEIKASGASEMISSIES BIJ DRUKDRAINAGE & NATTE TEELTEN	122
7.4.2 PALUDICULTUUR MET AZOLLA, GROTE EN KLEINE LISDODDE (ZUIDERVEEN-WEST)	123
REFERENTIES	129
BIJLAGEN	133
BIJLAGE I: BEWERKING VAN BODEMMONSTERS	133
BIJLAGE II: BEMONSTERING OPPERVLAKTE-, GRONDWATER EN BODEMVOCHT	135
BIJLAGE III: BEWERKING VAN VEGETATIEMONSTERS	137

.....

BIJLAGE IV: GEWASANALYSEN NATTE TEELTEN, GRASLAND DRUKDRAINAGE & REFERENTIE _____	139
BIJLAGE V: WAARDERING VAN HET GEZAMENLIJKE KLIMAATEFFECT VAN VERSCHILLENDE BROEIKASGASSEN. _____	141

Samenvatting en conclusies

Biogeochemisch onderzoek richt zich op de kringlopen van chemische elementen, zoals koolstof, stikstof, fosfor, zwavel en ijzer en hun interacties met en opname door planten, dieren en micro-organismen. Denk daarbij aan processen als veenafbraak, dat leidt tot de uitstoot van CO₂, maar ook tot het vrijkomen van stikstof en zwavel of oxidatie- en reductieprocessen die de beschikbaarheid van voedingsstoffen beïnvloeden voor planten. Oxidatieprocessen vinden meestal plaats wanneer veenbodems droger worden en er zuurstof in de bodem komt die kan reageren met de daar aanwezige stoffen. Reductieprocessen vinden meestal juist plaats wanneer de veenbodem helemaal verzadigd is met water en er geen zuurstof meer in de bodem aanwezig is.

Kennis van deze biogeochemische processen is essentieel om de effecten van de verschillende vernattingsmaatregelen die in het IPV zijn uitgetest te kunnen doorgronden. Kortgezegd draagt het sterk bij aan het mechanistisch begrip. Op die manier biedt die kennis mogelijkheden om de effectiviteit van de vernattingsmaatregelen te verbeteren via aanpassingen in (water)beheer. Hierdoor kunnen de biogeochemische sleutelprocessen worden gestuurd: meer oxidatieprocessen bij lagere grondwaterstanden en meer reductieprocessen bij hogere grondwaterstanden. Zo kunnen we proberen om de impact van de vernattingsmaatregelen op klimaat, gewasproductie en/of gewaskwaliteit te optimaliseren of eventuele ongewenste neveneffecten, bijvoorbeeld op de chemische water- en bodemkwaliteit, te minimaliseren.

In het IPV is het biogeochemisch onderzoek uitgevoerd door Onderzoekcentrum B-WARE in samenwerking met Kytalyk Carbon Cycle Research en de Afdeling Aquatische Ecologie & Milieubiologie van de Radboud Universiteit. We vatten de belangrijkste onderzoeksresultaten samen voor achtereenvolgens: (1) drukdrainage en greppelinfiltratie, (2) natte teelten (grote lisdodde, kleine lisdodde en azolla) en (3) de effecten van de diverse maatregelen/natte teelten op de broeikasgasemissies.

1. Pompgestuurde drainage & greppelinfiltratie

Effecten van infiltratie via pompgestuurde drains

Via pompgestuurde drukdrainage kon de grondwaterstand in het graslandperceel flink verhoogd worden omdat hierdoor actief oppervlaktewater wordt geïnfiltrerd. De effecten zijn het grootst in droge jaren, omdat het diep uitzakken van de grondwaterstand wordt voorkomen. In Assendelft is gewerkt met een hoog streefpeil van maar liefst 25-30 cm onder maaiveld, waardoor een groot verschil in grondwaterstand kon worden gerealiseerd in vergelijking met een naastgelegen graslandperceel zonder drukdrains (referentie).

De nattere omstandigheden in de bodem van het drukdrainageperceel zorgen ervoor dat zuurstof minder ver de bodem in kan dringen. Dit leidt tot minder oxidatie- en méér reductieprocessen. Het poriewater in het drukdrainageperceel heeft een lagere concentratie sulfaat vanwege een verminderde oxidatie van pyriet, een zwavel-ijzerverbinding. Daardoor heeft het een hogere pH en hogere bicarbonaatconcentratie in vergelijking met het referentieperceel. Ook zijn de nitraatconcentraties lager bij drukdrainage, omdat de nitrificatie—de omzetting (oxidatie) van ammonium in nitraat—geremd is en het veen minder snel mineraliseert. Ammonium en fosfor zijn juist weer hoger bij drukdrainage.

Deze veranderingen in chemie leiden ook tot verschillen in de kwaliteit van het gewas. Niet alleen in de periode dat het gras in de nazomer gelig verkleurt in vergelijking met de referentie, maar gedurende de hele zomer is de concentratie stikstof (N) in het gras lager bij toepassing van

.....

drukdrainage. Een lager N-gehalte in het gras hoeft niet per definitie negatief te zijn; het kan ook leiden tot een betere stikstofbenutting op het bedrijf.

Effecten van drainage via pompgestuurde drains

Naast infiltratie worden de drains in perioden van aanhoudende neerslag ook gebruikt om percelen actief te draineren. Tijdens drainage wordt water met hoge concentraties fosfor, ammonium en opgelost organisch stof (DOC) vanuit de drainbuizen en de pompput uitgedrukt naar de sloot. Dit leidt tot een behoorlijke belasting van het oppervlaktewater met nutriënten, opgelost organische stof en bijna zuurstofloos drainagewater.

De toepassing van drukdrainage zou op de langere termijn echter ook kunnen leiden tot een verminderde sulfaatbelasting van het oppervlaktewater, omdat er minder oxidatie plaatsvindt en dus minder sulfaat vrijkomt. Dit zal bijdragen aan een verbetering van de waterkwaliteit. De uitspoeling van andere nutriënten zou dan wel moeten verminderen. Doordat drainwater op een centraal punt wordt verzameld, biedt dit ook mogelijkheden om het water op een slimme manier te zuiveren alvorens het geloosd wordt op het oppervlaktewater. De diffuse belasting door uit- en afspoeling en bodemerosie uit het veenweideperceel spelen echter ook een belangrijke rol bij eutrofiëring van het oppervlaktewater.

In brakke veenweiden, zoals in Laag Holland, leidt actief draineren via het drukdrainagesysteem tot accumulatie van zwavel in de pompput en drainbuizen. Hoge concentraties sulfiden, afkomstig uit de zuurstofloze bodemlagen, kunnen door micro-organismen worden geoxideerd tot elementair zwavel op het moment dat deze via de drainbuizen in een zuurstofhoudende omgeving, zoals de pompput, terecht komen. Hierbij vindt er voornamelijk onvolledige oxidatie plaats van sulfide tot elementair zwavel, omdat de beschikbaarheid van zuurstof beperkend is. Deze zwavelvorming ondermijnt het technisch functioneren van het drukdrainagesysteem, doordat drainbuizen en pompen verstopt raken met zwavelafzettingen al dan niet in de vorm van slijmvormige bacterievlokken. In de pompput veroorzaken de sulfiden bovendien ook een flinke corrosie van de metalen constructie en aantasting van het beton.

Greppelinfiltratie

Bij greppelinfiltratie wordt oppervlaktewater via permanent wervoerende greppels aangevoerd om de grondwaterstand in het perceel te verhogen. In het Zuiderveen had de combinatie van een hoog slootpeil (20 cm -mv) bij greppelinfiltratie met een onderlinge greppelafstand van 6, 12 of 24 meter een wisselend resultaat in vergelijking met de respectievelijke referenties (grasland met droogstaande greppels). Over het algemeen kon de grondwaterstand tot maximaal 10-20 centimeter worden verhoogd bij een greppelafstand van 6 en 12 meter. De effectiviteit van greppelinfiltratie wisselde echter sterk tussen percelen en helaas bleek op het onderzoeksperceel met volle greppels met een onderlinge afstand van 12 m géén verhoging van de grondwaterstand gerealiseerd te zijn.

Ondanks dat met greppelinfiltratie de grondwaterstanden op het onderzoeksperceel niet significant verhoogd zijn, laten de chlorideconcentraties in het poriewater duidelijk zien dat de bodem wel onder invloed staat van de greppels. Het effect wordt echter snel minder naarmate de afstand tot de greppel groter wordt. Effecten van greppelinfiltratie op de CO₂-emissies konden we in de veldproef niet vaststellen. Wel waren de wervoerende greppels en de drassige oevers een bron van methaan. De precieze omvang van de methaanfluxen behoeft verder onderzoek om vast te stellen of deze een significante impact hebben op de totale broeikasgassenuitstoot.

2. Natte teelten: grote lisdodde, kleine lisdodde & azolla

In het Zuiderveen hebben we in de proeftuin voor natte teelten drie verschillende gewassen geteeld, te weten grote kroosvaren (*Azolla filiculoides*), kleine lisdodde (*Typha angustifolia*) en grote lisdodde

.....

(*Typha latifolia*). Met deze natte teelten was geen of slechts beperkte ervaring en daarom was het voornaamste doel om praktijkervaring op te doen met het groeien van de drie gewassen. De focus lag daarbij op het optimaliseren van de gewasproductie en het vaststellen van de effecten van natte teelten op de waterkwaliteit. Daarnaast hebben we getest welke effecten bemesting heeft op de broeikasgasemissies uit lisdoddeteelt en of een verlaging van de waterstand tot net onder maaiveld een effectieve maatregel is om de methaanemissies bij lisdoddeteelt te reduceren.

Grote en kleine lisdodde

Twee belangrijke factoren beïnvloeden de gewasopbrengst van kleine lisdodde en grote lisdodde: (1) de relatief lage nutriëntenbeschikbaarheid in de bodem, doordat bij inrichting de voedselrijke bouwvoor is verwijderd; en (2) de aantasting van de planten door de rupsen van de egelskop- en/of lisdoddeboorder. Er zijn geen aanwijzingen dat de groei van de lisdodden significant werd beperkt door voor planten potentieel giftige verbindingen, zoals sulfiden, ammonium, natrium of chloride. Daarbij wel de opmerking dat het water in het Zuiderveen vrij brak is en de natrium- en chlorideconcentraties aan de bovengrens zitten van waar grote lisdodde vitaal bij kan groeien.

Kleine lisdodde had in het Zuiderveen een gewasopbrengst (drooggewicht) van circa 7 ton ha⁻¹ jaar⁻¹ in de onbemeste (afgeplagde) situatie. Door bemesting met N en P kon de potentiële opbrengst worden vergroot tot 12-18 ton droge biomassa ha⁻¹ jaar⁻¹. grote lisdodde had van begin af aan moeite om de proeftuinvakken te koloniseren als gevolg van insectenvraatschade door de lisdoddeboorder. De gewasopbrengst in zowel de onbemeste als de bemeste vakken was daardoor beperkt tot 4-5 ton ha⁻¹ jaar⁻¹. Op de delen die niet of minder aangetast waren werd een 'potentiële' opbrengst van 6-14 ton ha⁻¹ jaar⁻¹ gemeten in de onbemeste proefvlakken. Bemesting vergrootte de opbrengst op die delen tot maximaal 17-21 ton ha⁻¹ jaar⁻¹. Het laat zien dat de beschikbaarheid van voldoende voedingsstoffen én bestrijding van plagen van belang is voor het behalen van een goede productie. Dit zijn belangrijke aandachtspunten voor de verdere ontwikkeling van natte teelten. Specifiek voor de lisdoddeboorder is de verwachting dat de impact beperkt wordt op het moment dat lisdoddevelden jaarlijks geoogst worden, omdat de eitjes overwinteren op de bladeren.

Bijmesten met N en P leidt dus tot een fors grotere gewasopbrengst bij lisdoddeteelt. Bemesting van het oppervlaktewater vergroot echter ook het risico op vermesting van het oppervlaktewater (eutrofiëring) en (blauw)algenbloei, wanneer de toegevoegde nutriënten niet snel genoeg worden opgenomen door de vegetatie.

Lisdodden zijn prima geschikt als gewas om de bodem uit te mijnen. Dat is een methode om via de oogst van het gewas zoveel mogelijk stikstof en fosfor uit bodem en/of het oppervlaktewater te verwijderen. Daarvoor zou je in principe beter niet bemesten. Wanneer er wordt bemest heeft het mislukken van de oogst door ziekten- of plagen een grote invloed op de capaciteit om uit te mijnen. Bij bemesten bestaat dan namelijk het risico dat er netto veel meer N en P wordt toegevoegd dan via de biomassa kan worden verwijderd.

Azolla (grote kroosvaren)

Azolla kan onder veldcondities in de eerste helft van het groeiseizoen een hoge productiviteit bereiken van maximaal 117 tot 130 kilo droge biomassa per hectare per dag. Als gevolg van de aantasting door de azollasnuitkever konden we helaas geen opbrengsten bepalen over een compleet groeiseizoen, maar de potentiële gewasopbrengst wordt geschat op minstens 12-15 ton droge biomassa ha⁻¹ jaar⁻¹, mits de azollasnuitkever effectief kan worden bestreden.

Het verhogen van de beschikbaarheid van fosfor door aanvoer via oppervlaktewater (doorstroming) of door bemesting lijkt noodzakelijk indien de gewasproductie gedurende het groeiseizoen op een hoog niveau moet worden gehouden. Het bemesten van het oppervlaktewater met fosformest

vergroot het risico op eutrofiëring en blauwalgenbloei indien de azolladrijfmat het wateroppervlak niet voldoende bedekt.

De aanwezigheid van de azollasnitkever beperkt de teelt van azolla enorm. Deze Noord-Amerikaanse kever is bewust of onbewust in Nederland terecht gekomen en is inmiddels een algemene verschijning in de westelijke veenweiden. Voor het succes van de azollateelt is het van belang om chemische of biologische manieren van bestrijding te ontwikkelen, die een zo min mogelijke negatieve impact hebben op de (aquatische) omgeving.

3. Broeikasgasemissies

Effecten van drukdrainage op broeikasgasemissies

In Assendelft hebben we de effectiviteit van drukdrainage op broeikasgasuitstoot onderzocht in de jaren 2019 en 2020. Hiervoor hebben we op twee percelen, één met drukdrainage en één referentieperceel, meetplots aangelegd voor het meten van de broeikasgasemissies (gasfluxen van CO₂ en methaan) en de omgevingsvariabelen (temperatuur, fotosynthetisch actieve straling en grondwaterstand). In 2019 zijn 12 meetcampagnes uitgevoerd met zowel automatische als handmatig bediende kamers voor het meten van koolstofdioxide- (CO₂) en methaan(CH₄)-fluxen. In 2020 hebben we vanaf april continu met automatische kamers van het Nationaal Onderzoeksprogramma Broeikasgassen Veenweiden (NOBV) gemeten. De broeikasgasbalans, zeg maar de totale uitstoot per jaar uitgedrukt in CO₂-equivalenten, is met behulp van de meetresultaten op twee verschillende manieren berekend, namelijk met een gestandaardiseerde interpolatiemethode en met het procesmodel PEATLAND voor CO₂- en CH₄ emissie.

In Assendelft kon in 2019 en 2020 met behulp van het drukdrainagesysteem de grondwaterstand flink verhoogd worden tot maar liefst een gemiddelde zomergrondwaterstand van 26 respectievelijk 33 cm onder maaiveld (referentieperceel: 49 en 58 cm onder maaiveld). Doordat we de grondwaterstand in de zomer zo goed konden verhogen lijkt drukdrainage in de gemeten jaren een effectieve maatregel om broeikasgasemissies als gevolg van veenoxidatie te reduceren.

In 2019 hebben we een reductie van de broeikasgasemissies van rond de 40 procent gevonden en in 2020 was de reductie zelfs twee keer zo hoog, rond de 80 procent. De uit het procesmodel berekende emissiereductie is 43-44 procent over deze twee jaren. De grootte van de emissiereductie is afhankelijk van de waterstand die in het drukdrainageperceel wordt gerealiseerd. Weersomstandigheden kunnen zorgen voor een sterke variatie tussen meetjaren. Zo is de relatieve reductie van de broeikasgasemissies groter in jaren met langdurige droge periodes en diep uitzakkende grondwaterstanden in het referentieperceel.

Als gevolg van de hogere grondwaterstanden komt bij de toepassing van drukdrainage iets meer CH₄ uit de bodem. Het effect op de totale broeikasgasbalans van dit methaan is echter verwaarloosbaar. Er blijft dus voldoende zuurstof aanwezig in de toplaag van de bodem om de CH₄ te oxideren wanneer de grondwaterstand onder het maaiveld blijft.

Effecten van natte teelten op broeikasgasemissies

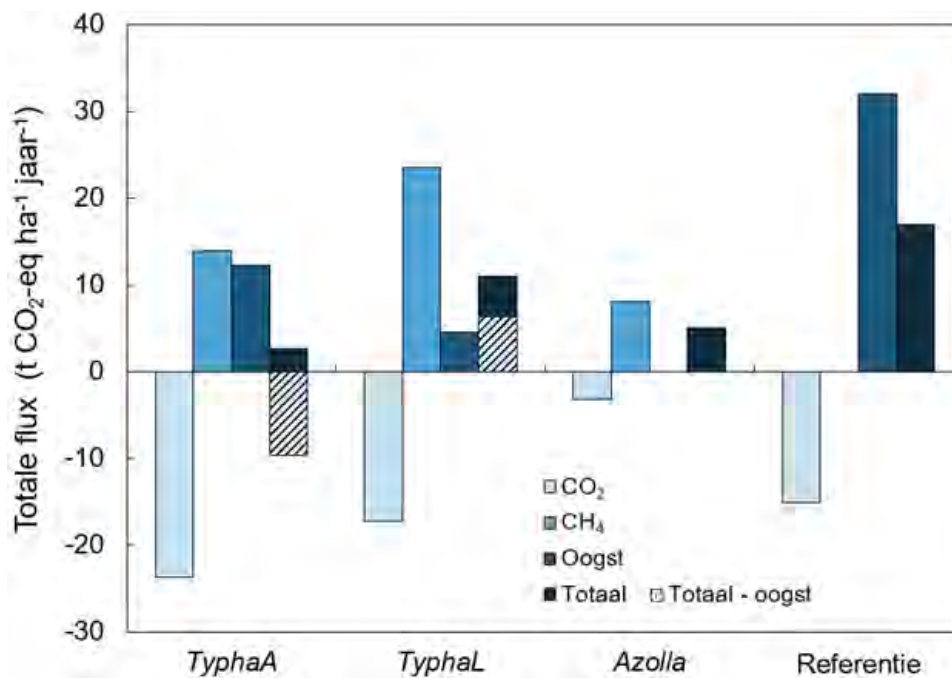
In 2020 hebben we met automatische kamers en handmatig bediende kamers CH₄- en CO₂-fluxen gemeten in de proeftuin in het Zuiderveen. Hier zijn voor kleine lisdodde, grote lisdodde en grote kroosvaren (azolla) zowel diffuse gasfluxen met fluxkamers als bubbels gemeten met bubbelvallen. Zo kon de emissie van CH₄ via beide gastransportwijzen in beeld worden gebracht. Alle metingen samen maken het mogelijk de emissie van de twee broeikasgassen over het seizoen en uiteindelijk op jaarbasis weer te geven.

Vergeleken met het grasland op het referentieperceel zorgen de natte teelten voor een zeer sterke reductie van de CO₂-emissie door veenoxidatie. Daartegenover staat echter een behoorlijke toename

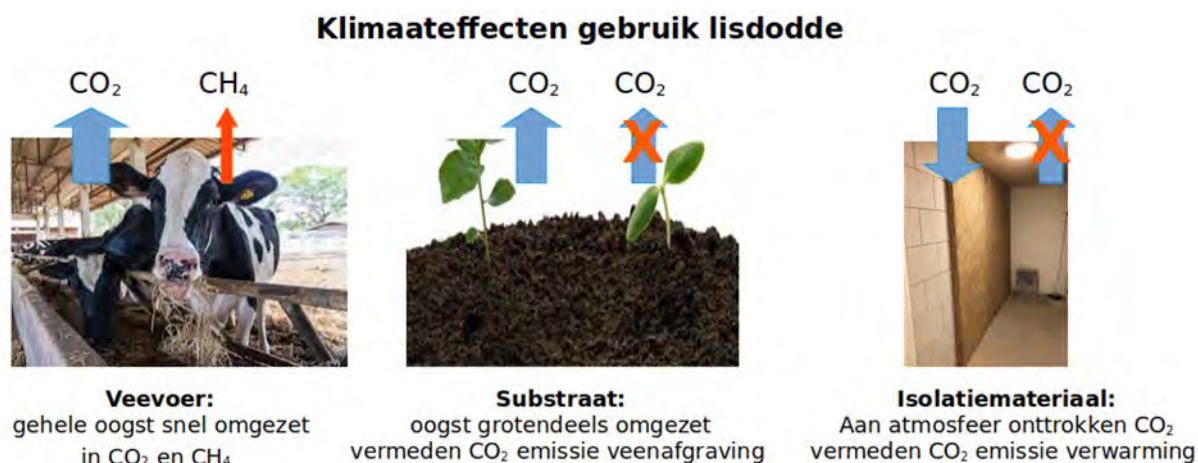
.....

van de CH₄-emissie vanuit de compleet verzadigde waterbodem. Dit geldt vooral voor de grote en kleine lisdodde, doordat ze in de bodem wortelen. Via de wortels worden makkelijk afbreekbare chemische verbindingen (wortellexudaten) uitgescheiden, zoals suikers en organische zuren, die vermoedelijk een goede voedingsbodem zijn voor methaanproducerende bacteriën. Bovendien kan bij lisdodden via intern gastransport het CH₄ ook weer via het wortelstelsel en de bovengrondse delen worden afgevoerd naar de atmosfeer (het 'schoorsteeneffect'). Opvallend is dat ondanks dat beide lisdoddesoorten methaan kunnen transporteren, er een 70 procent hogere CH₄-emissie wordt gevonden bij grote lisdodde dan bij kleine lisdodde. De methaanemissie van de azollateelt is geringer.

De klimaatimpact van natte teelten is positief in vergelijking met veenweidegrasland (zie Figuur 1). De totale broeikasgasbalans is lager door de zeer sterke CO₂-reductie. Bovendien wordt de klimaatimpact ook bepaald door hoe de producten uit natte teelten worden gebruikt. Bij toepassingen waarbij het vastgelegde koolstof in de biomassa gedurende lange tijd aan de atmosfeer blijft onttrokken, is het positieve effect op het klimaat het grootst. Bij gebruik als veevoer wordt het geogste gewas weer op korte termijn omgezet in CO₂ en CH₄ en bij gebruik als isolatie- en bouw materiaal wordt er langdurig CO₂ aan de atmosfeer onttrokken (Figuur 2). Mogelijk wordt in geval van isolatie ook nog extra CO₂/CH₄-emissie uit het verbranden van fossiele brandstoffen vermeden.



Figuur 1: Broeikasgasbalans voor de paludicultuurgewassen (kleine lisdodde = TyphaA; grote lisdodde = TyphaL, grote kroosvaren = Azolla) t.o.v. veenweidegrasland (het referentieperceel in Assendelft). De jaarbalans (Totaal; donkerblauw) bestaat uit net ecosystem exchange (CO₂), CH₄ en oogst. Alle fluxen zijn uitgedrukt in CO₂ equivalent per hectare per jaar. De totale flux is ook exclusief oogst (gearceerd) meegenomen voor lisdodde. Bij kleine lisdodde is dan zelfs sprake van netto koolstofvastlegging. CH₄ is omgerekend met de global warming potential over 100 jaar (GWP₁₀₀) van 27,2 (IPCC AR6, Forster et al., 2021).



Figuur 2: Het klimaat effect voor de verschillende toepassing van het gebruik van lisdodde.

Daarnaast zijn er teeltmaatregelen om de methaanuitstoot te beperken en de klimaatwinst verder te vergroten. De teelt van lisdodden bij een waterstand van enkele centimeters onder maaiveld is zeer effectief om methaanemissies sterk te verlagen. Bij kleine lisdodde leidt dat tot gemiddeld 3 keer lagere methaanfluxen en bij grote lisdodde zijn de fluxen zelfs 5,5 keer lager dan in de vakken met een hoge waterstand. De gewasopbrengsten van zowel grote als kleine lisdodde zijn bij een lage waterstand echter wel fors lager vergeleken met de opbrengsten bij een hoge waterstand. Bemesting kan in dat geval de opbrengst van beide lisdoddesoorten enigszins verhogen, maar voor hoge gewasopbrengsten is een hoge waterstand beslist noodzakelijk. Bemesten met ureum (N) en tripelsuperfosfaat (P) zorgde bij een laag peil voor een gemiddelde verlaging van de methaanuitstoot van 18 % en 69% bij respectievelijk kleine en grote lisdodde. Bij een hoog peil zorgde bemesting juist voor een toename van circa 15% bij zowel kleine als grote lisdodde.

Bouwstenen voor een klimaatneutraal veenweidelandschap

De urgentie om de klimaatdoelstellingen te behalen is groot, omdat wereldwijd de risico's op ecologische, economische en maatschappelijke schade zeer groot zijn wanneer de opwarming van de aarde niet binnen de 1,5 of 2 °C blijft. Om die doelstellingen te bereiken is het noodzakelijk dat alle bedrijven, sectoren en landen in 2050 klimaatneutraal produceren. Vanaf 2050 moeten zelfs negatieve koolstof emissies zijn gerealiseerd, dat wil zeggen dat er meer CO_2 aan de atmosfeer moet worden onttrokken dan dat er wordt uitgestoten. Die transitie is een enorme opgave waar iedereen in de komende jaren voor aan de lat staat.

Voor de veenweidegebieden is het met betrekking tot die klimaatdoelstellingen van belang om het landgebruik te verduurzamen: de CO_2 -emissies vanuit drooggelegd fossiel veen moeten sterk worden verminderd, en waar mogelijk moeten netto negatieve emissies worden gerealiseerd, bijvoorbeeld door koolstofvastlegging in de vorm van *biobased* materialen of aangroeiend veen. Het Innovatieprogramma Veen (IPV) heeft in de afgelopen jaren verschillende technische maatregelen en alternatieve vormen van landgebruik uitgetest. Daarmee zijn belangrijke bouwstenen voor een klimaatneutrale toekomst gelegd.

Het biogeochemisch onderzoek binnen het IPV richtte zich voor een belangrijk deel op het onderzoeken van de effectiviteit van de genomen maatregelen en landgebruiksalternatieven om de uitstoot van broeikasgassen, inclusief die van methaan, te verminderen. Met dit onderzoek konden bovendien belangrijke biogeochemische processen worden doorgrond die de veenafbraak en de uitstoot van broeikasgasemissies reguleren. Die kennis helpt om praktisch uitvoerbare aanpassingen aan het landgebruik door te ontwikkelen. Het IPV heeft waardevolle handvatten opgeleverd om de

.....
impact van de vernattingmaatregelen op klimaat, gewasproductie en/of gewaskwaliteit te optimaliseren en om eventuele ongewenste neveneffecten, bijvoorbeeld op de chemische water- en bodemkwaliteit, te beperken.

Het IPV wordt na 4 jaar afgesloten, maar het onderzoek krijgt vervolg in aanverwante programma's als het VIPNL en het Nationaal Onderzoeksprogramma Broeikasgassen Veenweiden (NOBV). Vanuit de ervaringen met het biogeochemisch onderzoek in het IPV daarom een aantal aanbevelingen en focuspunten voor de toekomst:

1. *Meer meten is meer weten*: De broeikasgasemissies en de ingeschatte emissiereductie variëren sterk tussen jaren onder meer als gevolg van verschillen in droge en natte jaren. Door meerdere jaren te meten, zoals nu ook in het NOBV gebeurt, kan een veel nauwkeuriger inschatting worden gemaakt van de effecten van de vernattingsmaatregelen op de emissies van CO₂ en methaan. Bovendien kunnen modellen, zoals het PEATLAND procesmodel, verder worden ontwikkeld om betere inschattingen te maken van de broeikasgasbalansen en de uitstoot gerelateerd aan veenoxidatie.

2. *Vergelijk de klimaatimpact met behulp van een Levenscyclusanalyse (LCA)*: om de impact van de productie van enerzijds zuivel en anderzijds producten uit natte teelten op het klimaat reëel te kunnen inschatten en onderling te vergelijken is het aan te bevelen om per product een levenscyclusanalyse uit te voeren. Daarin zit naast de uitstoot van broeikasgassen uit landgebruik, ook de uitstoot gerelateerd aan grondstoffen, diergebonden emissies, verwerking en transport. Voor lisdodde werd aangetoond dat de wijze van toepassing van de biomassa (veevoeder versus isolatiemateriaal) van belang is voor de mate van emissiereductie.

3. *Stimuleer de doorontwikkeling van natte teelten/paludicultuur*: Met natte teelten is beperkt ervaring in vergelijking met de conventionele melkveehouderij. Tegenslagen op vlak van teelt, oogst of verwerking komen niet onverwacht en moeten en kunnen we te boven komen. Dat kan mogelijk vrij snel als gebruik wordt gemaakt van reeds bestaande kennis uit de agrarische sector. Een doorontwikkeling is aan te bevelen voor die teelten die veelbelovend zijn vanuit klimaatwinst, ecologie en markt. Belangrijke stappen zijn om de geleverde ecosysteemdiensten, zoals broeikasgasreductie, koolstofopslag, waterzuivering en waterberging, (financieel) te waarderen.

Om een snelle uitvoering van vernattingsmaatregelen te stimuleren zou een slim vergoedingensysteem opgezet moeten worden. 'Hierbij kan gedacht worden aan een systeem waarbij (1) een minimumvergoeding wordt gegarandeerd wanneer een vernattingsmaatregel wordt genomen, gekoppeld aan (2) een ontmoediging van het niet-nemen van maatregelen op de langere termijn, bijvoorbeeld door de uitstoot van broeikasgassen te beprizen.

4. *Stimuleer integrale oplossingsrichtingen*: Naast de effectiviteit om broeikasgasemissies te verminderen is het tevens van belang om doelstellingen van andere beleidsterreinen mee te nemen in te ontwikkelen plannen. Denk aan de effecten van pompgestuurde drainage op de biologische of chemische waterkwaliteit of van eventuele bemesting van natte teelten op vermessing van het aquatisch milieu. Zorg voor een integraal monitorings-/onderzoeksplan welke de ontwikkeling van integrale oplossingen stimuleert op vlak van klimaat, kaderrichtlijn water (KRW) en biodiversiteit (CBD).

1 Inleiding en onderzoeksvragen

In Nederland is ongeveer 270.000 ha aan veen ontwaterd, waarvan het overgrote deel voor landbouwkundig gebruik. Door het kunstmatig laaghouden van de grondwaterstand dringt er zuurstof (O₂) de bodem in, wordt het veen afgebroken (oxidatie) en verdwijnt het opgeslagen koolstof als het broeikasgas CO₂ naar de atmosfeer. De uitstoot van CO₂ uit het Nederlandse veenweidegebied wordt geschat op 4,7 Mt CO₂-equivalenten per jaar (Kwakernaak et al., 2010). Vanuit het klimaatakkoord ligt er de komende periode een belangrijke opgave om de uitstoot van broeikasgassen vanuit landgebruik fors te reduceren met jaarlijks 1 Mt vanaf 2030 (Klimaatakkoord, 2019).

Naast de substantiële CO₂-uitstoot zorgt de oxidatie van veen –in combinatie met krimp, klink en zetting– voor bodemdaling. De snelheid van de daling is voornamelijk afhankelijk van het type veen en de ontwateringsdiepte (Schothorst, 1977; Van den Akker et al., 2008). In de Hollandse veenweidegebieden die in gebruik zijn voor de melkveehouderij, bedraagt de drooglegging gemiddeld 60 centimeter, met een bodemdaling van 0,5 - 1 centimeter per jaar tot gevolg (Van den Akker, 2008). Dit resulteert in een vicieuze cirkel van voortdurende ontwatering om het huidige landgebruik te faciliteren, gevolgd door verdere bodemdaling. Wanneer maatregelen uitblijven zal de veenbodem verder blijven dalen tot de minerale lagen zijn bereikt.

Beide aspecten van de veenweideproblematiek zijn aanleiding geweest voor het Innovatieprogramma Veen. Om bodemdaling en de uitstoot van broeikasgassen tegen te gaan is vernatting van het veen noodzakelijk. Door de grondwaterstand te verhogen wordt de indringing van O₂ beperkt en de oxidatie van het veen geremd of zelfs gestopt. Als de grondwaterstand rond maaiveld ligt of daarboven kan afhankelijk van de vegetatie en onder de juiste fysische en chemische condities zelfs aangroei van veen mogelijk zijn (Van de Riet et al, 2018). Bij herstel van veenvorming wordt dus niet alleen voorkomen dat fossiel veen wordt afgebroken en als CO₂ in de atmosfeer terecht komt ('avoidance'), maar wordt ook nog eens actief koolstof vastgelegd en langdurig opgeslagen in nieuw veen. Dat biedt mogelijkheden voor natuur of voor 'carbon farming'.

Naast het omvormen tot natte natuur zijn aanpassingen van het landbouwkundig gebruik mogelijk die helpen om broeikasgasemissies en bodemdaling te reduceren of zelfs te stoppen. Diverse maatregelen zijn daarvoor uitgedacht, welke variëren van technische aanpassingen binnen het huidige landgebruik tot transitie naar het productief gebruik van nieuw gecreëerde 'wetlands', paludicultuur ook wel natte teelten genoemd.

Vereniging Agrarisch Natuur- en Landschapsbeheer Water, Land & Dijken (WLD) en Landschap Noord-Holland (LNH) hebben in het veenweidegebied van Laag-Holland in het kader van het Innovatie Programma Veen (IPV) een aantal proefprojecten geïnitieerd, waarbij verschillende experimentele maatregelen zijn getest in zogenoemde praktijkexperimenten die de veenbodem vernatten met als doel om de bodemdaling tegen te gaan en broeikasgasemissies te reduceren.

Specifiek gaat het om de volgende vernattingsmaatregelen:

1. Veenweidegraslanden waarin drukdrainage is aangelegd;
2. Veenweidegrasland met beperkte drooglegging (20 cm - mv) waar via greppelinfiltratie werd de veenbodem werd vernat; en
3. Natte teelten, waar drie alternatieve gewassen, grote kroosvaren (*Azolla filiculoides*), kleine lisdodde (*Typha angustifolia*) en grote lisdodde (*Typha latifolia*), werden verbouwd onder permanent natte condities.

Het biogeochemisch onderzoek dat als deelproject Bodem & Water is uitgevoerd binnen het IPV, richt zich op de kringlopen van chemische elementen, zoals koolstof, stikstof, fosfor, zwavel en ijzer en hun interacties met en opname door planten, dieren en micro-organismen. Denk daarbij aan

processen als veenaafbraak dat leidt tot de uitstoot van CO₂ of oxidatie- en reductieprocessen die de beschikbaarheid van voedingsstoffen beïnvloeden voor planten. Kennis van deze biogeochemische processen is essentieel om de effecten van de verschillende vernattingsmaatregelen die in het IPV zijn uitgetest te doorgronden. Kortgezegd draagt het bij aan het mechanistisch begrip. Op die manier biedt het mogelijkheden om de effectiviteit van de vernattingsmaatregelen te verbeteren via aanpassingen in (water)beheer om zodoende de biogeochemische sleutelprocessen te sturen.

Bovendien kan die kennis worden gebruikt om de impact van de vernattingmaatregelen op klimaat, gewasproductie en/of gewaskwaliteit te optimaliseren of eventuele ongewenste neveneffecten, bijvoorbeeld op de chemische water- en bodemkwaliteit, te minimaliseren.

Onderzoeksvragen

Het deelproject Bodem & Water heeft onderzoek verricht op alle proeflocaties van IPV. Het onderzoek heeft zich primair gericht op het praktijkexperiment met pompgestuurde drainage in Assendelft en diverse natte teelten/paludicultuurgewassen in de proeftuin in het Zuiderveen. Daarnaast is aanvullend onderzoek uitgevoerd aan greppelinfiltratie en drukdrainage in het oostelijk deel van het Zuiderveen.

Het onderzoek heeft zich in de afgelopen 4 jaar gericht op de volgende onderzoeksvragen:

1. Wat is het effect van de vernattingsmaatregelen op de uitstoot van CO₂ en methaan? Hoeveel emissiereductie kan worden gerealiseerd door toepassen van de diverse maatregelen?
2. Wat is het effect van de verschillende vernattingsmaatregelen op de bodem- en (oppervlakte)waterkwaliteit?
3. Welke biogeochemische processen zijn sturend waar het gaat om veenbehoud? Welke aanvullende (beheer)maatregelen zijn mogelijk om:
 - a) de effectiviteit van de maatregelen op veenbehoud te vergroten, danwel
 - b) eventuele negatieve impact van de vernattingsmaatregelen, onder meer op waterkwaliteit, te beperken?

Projectopzet, uitvoering & samenwerking met aanverwante projecten

In het IPV is het biogeochemisch onderzoek uitgevoerd door onderzoekcentrum B-WARE in samenwerking met Kytalyk Carbon Cycling Research en de Afdeling Aquatische Ecologie & Milieubiologie van de Radboud Universiteit. Voor de uitvoering van dit deelproject van het IPV is nauw samengewerkt met het door NWO gefinancierde onderzoeksprogramma [TTW AzoPro](#), waar het gaat om teeltproeven met Azolla in het Zuiderveen en de daar mee samenhangende monitoring van broeikasgasemissies en biogeochemie. Daarnaast is gedurende het project de IPV-meetlocatie in Assendelft onderdeel geworden van het in 2019 gestarte Nationaal Onderzoeksprogramma Broeikasgassen Veenweiden ([NOBV](#)). Meetgegevens zijn tussen beide programma's uitgewisseld en voor een deel van de emissiemetingen voor dit rapport is gebruik gemaakt worden van continue kamermetingen die zijn uitgevoerd als onderdeel van het NOBV.

Leeswijzer

.....

In dit eindrapport worden de uitkomsten van het onderzoek Bodem & Water beschreven dat is uitgevoerd in het kader van het Innovatieprogramma Veen in de periode van 2018 tot 2022. Na een korte inleiding en de onderzoeksvragen (hoofdstuk 1) komen in **hoofdstuk 2** de inrichting van de verschillende proeflocaties, de onderzoeksopzet en -methoden aan bod met zowel een toelichting op de uitvoering van de broeikasgasmetingen en jaarbalansberekeningen als de biogeochemische monitoring. De hoofdstukken daarna volgen de onderzoeksresultaten welke zijn verzameld aan de diverse vernattingsmaatregelen. **Hoofdstuk 3** bevat de resultaten van de biogeochemische monitoring in Assendelft, inclusief het onderzoek naar de effecten van drukdrainage op de waterkwaliteit en zwavelproblematiek in het drukdrainsysteem. Tevens zijn hier de resultaten opgenomen van het onderzoek aan greppelinfiltratie en drukdrainage in het Zuiderveen. In **hoofdstuk 4** staan de resultaten van het biogeochemisch onderzoek naar natte teelten (paludicultuur), waarin aspecten van de teelt en gewasproductie van grote kroosvaren (*Azolla filiculoides*), kleine lisdodde (*Typha angustifolia*) en grote lisdodde (*Typha latifolia*) worden behandeld. Ook hier is aandacht voor de effecten op de bodem- en waterkwaliteit. Tevens zijn enkele aanvullende maatregelen onderzocht, te weten een verlaagde waterstand en bemesting, op de gewasopbrengst, methaanemissies en de waterkwaliteit. Alle resultaten van de broeikasgasmetingen staan in **hoofdstuk 5 en 6**. In **hoofdstuk 5** zijn de meetresultaten en de berekeningen van de jaarbalansen opgenomen, voor zowel de drukdrainage, als de verschillende natte teelten en is de vergelijking gemaakt met de uitstoot uit een referentiegrasland. Deze berekeningen zijn gedaan op basis van statistische interpolatie van handmatige en automatische kamermetingen. In **hoofdstuk 6** is mede op basis van de gasmetingen uit het IPV, met behulp van het procesmodel PEATLAND de uitstoot bij de diverse vernattingsmaatregelen gemodelleerd. Bij deze modeluitkomsten moet er rekening mee worden gehouden dat deze nog een mate van onzekerheid kennen en dat het model in de komende jaren verder doorontwikkeld en gekalibreerd moet worden. In **hoofdstuk 7** wordt als slot een synthese van het geheel gegeven plus de belangrijkste conclusies, waarna het rapport wordt afgesloten met de lijst van gebruikte literatuur en bijlagen.

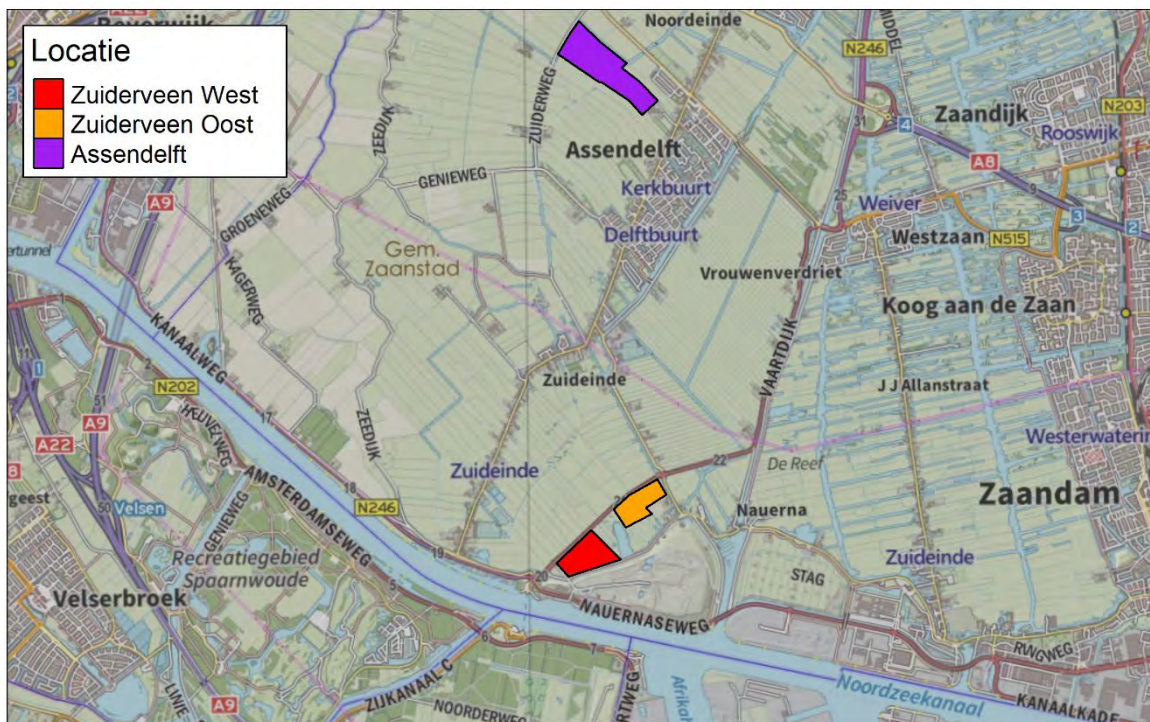
.....

2 Inrichting proeflocaties en opzet biogeochemisch onderzoek

In dit hoofdstuk wordt beschreven op welke manier de praktijkexperimenten met drukdrainage, greppelinfiltratie en paludicultuur (natte teelten) zijn ingericht op de diverse locaties (2.1). Vervolgens worden de diverse proefopzetten en onderzoeksmethoden van het biogeochemisch onderzoek beschreven (2.2).

2.1 Inrichting proeflocaties & opzet van de praktijkproeven

Water, Land & Dijken en Landschap Noord-Holland hebben voor de praktijkproeven drie verschillende locaties geselecteerd. Twee locaties liggen in het Zuiderveen (Figuur 2.1), een natuurterrein van Landschap Noord-Holland. De voor het IPV geselecteerde delen in dit gebied bestonden uit graslandpercelen. Voor de uitvoering van het IPV is het gebied zodanig ingericht dat in Zuiderveen West (Figuur 2.1) teeltproeven gedaan konden worden met verschillende paludicultuurgewassen (kleine & grote lisdodde en grote kroosvaren). Hiervoor zijn compartimenten ("sawa's") ingericht waarbinnen de waterstand op of boven maaiveld kan worden gehouden. In een deel van Zuiderveen Oost (Figuur 2.1) is drukdrainage aangelegd, waarna het graslandgebruik werd voortgezet. Tevens is in 2020 in een deel van Zuiderveen Oost greppelinfiltratie aangelegd. Een tweede locatie met drukdrainage ligt op een melkveebedrijf in Assendelft, 4 km ten noorden van het Zuiderveen (Figuur 2.1).

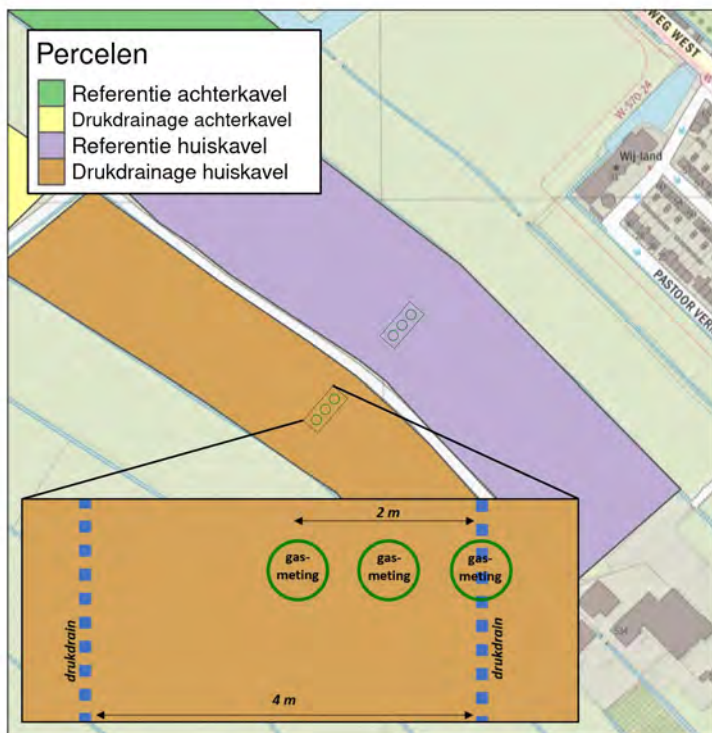


Figuur 2.1: Globaal overzicht van de drie onderzochte gebieden: de praktijkproeven met drukdrains zijn uitgevoerd bij melkveebedrijf Kramer te Assendelft (paars) en in Zuiderveen Oost (oranje), waar tevens de proeven met greppelinfiltratie plaatsvonden; in Zuiderveen West (rood) zijn verschillende paludicultuurgewassen geteeld.

2.1.1 Graslandpercelen met pompgestuurde drainage te Assendelft

Het onderzoek aan drukdrainage heeft zich primair gericht op twee graslandpercelen te Assendelft. Het betreft een veenweidegrasland op gedraineerd veen ten behoeve van de melkveehouderij. In 2018 is hier op twee percelen drukdrainage aangelegd (Figuur 2.2). Twee naastgelegen percelen fungeren als controle.

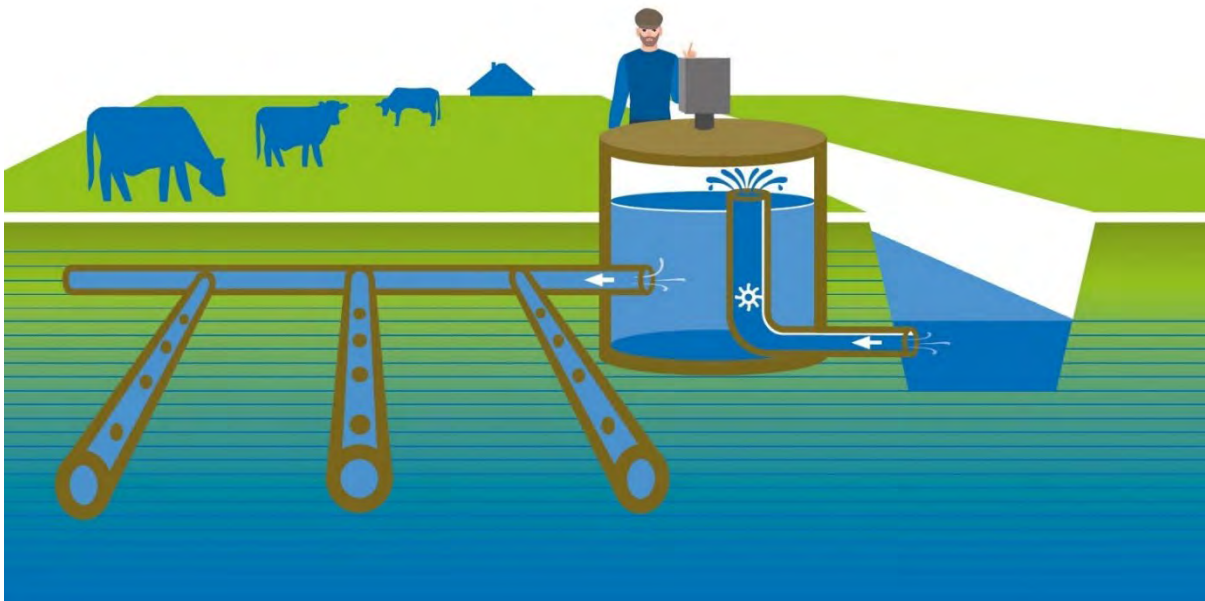
Bij drukdrainage zijn er over het hele perceel evenwijdig drainagebuizen gelegd op een onderlinge afstand van 4 m en op een diepte van ongeveer 50 centimeter onder maaiveld. Deze buizen zijn via een verzameldrain op een verhoogde waterput aangesloten, die door middel van zwaartekracht opgebouwde druk oppervlaktewater het perceel in "pompt" (Figuur 2.4). Het idee is dat op deze manier het grondwaterpeil tot boven de drains gestuurd kan worden zodat het grondwater in de zomer dicht bij het maaiveld kan blijven, het veen natter blijft en de veenoxidatie en bijkomende bodemdaling geremd worden. Naast het kunstmatig verhogen van de grondwaterstand kan drukdrainage ook gebruikt worden voor het versneld verlagen van de grondwaterstand. Dit is voordelig voor de agrariër, onder meer omdat die hierdoor in natte perioden mogelijk eerder het land op kan, maar het kan ook zorgen voor verlies van nutriënten door uitspoeling.



Figuur 2.2: Schematische overzichtskartaal van de proeflocatie drukdrainage op de boerderij van Elmer Kramer te Assendelft. Met in oranje het perceel waar drukdrainage is aangelegd; en in lila het referentieperceel zonder drukdrainage. De uitgerasterde proefvlakken worden weergegeven door de zwarte kaders, met in de uitsnede de positie van de drie ringen (t.b.v. broeikasgasmetingen) ten opzichte van de drukdrains.



Figuur 2.3: Het huiskavel in Assendelft met pompgestuurde drainage. Foto: Bas van de Riet.



Figuur 2.4: Schematische weergave van de infiltratie via pompgestuurde drainage, kortweg drukdrainage genoemd. Het uitzakken van het grondwater wordt zoveel mogelijk voorkomen door via drainbuizen oppervlaktewater in de veenbodem te infiltreren. In natte perioden worden de drains gebruikt om overtollig water actief af te voeren. Bron: IPV, 2020.

In februari 2019 zijn proefvlakken ingericht om het effect van drukdrainage in veenweide op veenoxidatie/bodemdaling en de biogeochemische processen in de bodem te onderzoeken. Er zijn twee meetplots ingericht op het huiskavel; het ene plot bevindt zich op het drukdrainageperceel, het andere op het naastgelegen referentieperceel (Figuur 2.2). In elke plot zijn permanent drie PVC-ringen ($\text{\O} 50 \text{ cm}$) $\pm 10 \text{ cm}$ de bodem in geslagen ten behoeve van de broeikasgasmetingen met handmatige kamers. Op het drukdrainageperceel zijn de ringen op 0 cm (ring 1), 100 cm (ring 2) en

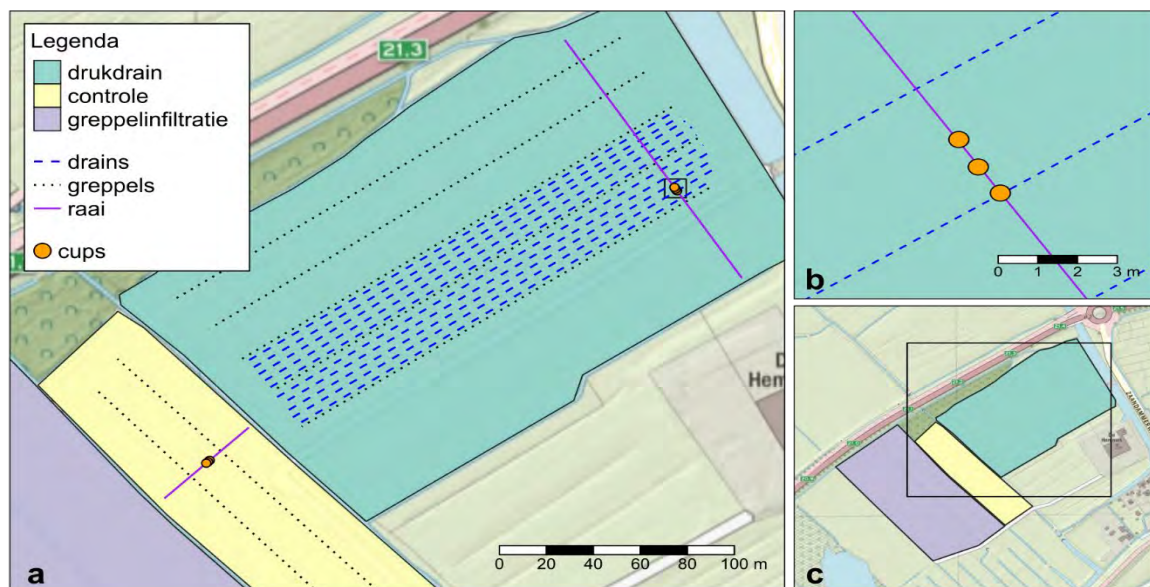
200 cm (ring 3; halverwege 2 drainbuizen) van een drain geplaatst. Op het referentieperceel zijn de ringen op dezelfde manier t.o.v. van de meest westelijk gelegen greppel geplaatst. Ook zijn er naast iedere ring keramische cups op 45 centimeter - mv geplaatst om poriewater te kunnen bemonsteren. Dit poriewater wordt geanalyseerd op concentraties macronutriënten en overige elementen (zie bijlage II voor methode). De vegetatie binnen iedere ring is in het groeiseizoen van 2019 tweemaal geknipt en gedroogd, en geanalyseerd op chemische samenstelling (destructie en C/N, zie bijlage II voor methode). In elk plot is een peilbuis met logger geïnstalleerd om de grondwaterstand te monitoren en zijn temperatuursensoren geplaatst die ieder kwartier de bodemtemperatuur op 5 en 15 cm diepte meten. De PAR (= fotosynthetisch-actieve straling) werd iedere 30 seconden gemeten met een PAR-sensor die op twee meter hoogte naast de pompput was geplaatst.

2.1.2 Graslandpercelen met drukdrainage en greppelinfiltratie in Zuiderveen-Oost

Binnen de locatie Zuiderveen-Oost zijn twee maatregelen onderzocht; drukdrainage en greppelinfiltratie (Figuur 2.5). De percelen waar deze maatregelen zijn aangelegd maken deel uit van het natuurreservaat Zuiderveen van Landschap Noord-Holland. De graslanden worden extensief beheerd, wat betekent dat er wordt bemest met ruige stalmest en pas na half juni wordt gemaaid. Op de delen met de drukdrains worden deze gebruikt om een hoog streefpeil te realiseren van 10-20 cm - mv; actief draineren via de drains wordt slechts beperkt gedaan.

1. Drukdrainage

De drains op het drukdrainageperceel (2.5a en b) liggen parallel aan de greppels met een onderlinge afstand van 4 meter. Zowel op het drukdrainage-perceel, als het naastgelegen controle-perceel zijn over de breedte van de percelen raaien uitgezet (paarse lijnen in Figuur 2.5a) waarlangs zowel de broeikasgasmetingen als de poriewater-bemonstering hebben plaatsgevonden. De keramische cups voor het bemonsteren van poriewater zijn op het drukdrainage-perceel op 0, 1 en 2 meter van de tweede drain na de eerste greppel vanaf het pad geplaatst. Op iedere plek is zowel op 45-50 cm (wisselvochtige laag in referentieperceel) als 120-125 cm (permanent geïnundeerd) een cup geplaatst. Op het controle-perceel zijn de cups op een vergelijkbare manier geplaatst, op dezelfde afstand vanaf de eerste greppel (vanaf het beheerpad) als op het drukdrainage-perceel.



Figuur 2.5: Overzichtskaart van het drukdrainage- en referentieperceel (a) in Zuiderveen-Oost, met in subfiguur b de positie van de cups op het drukdrainage-perceel t.o.v. de drains. Subfiguur c geeft de overzichtskaart van Zuiderveen-Oost weer, inclusief het greppelinfiltratie-perceel.

2. Greppelinfiltratie

Bij greppelinfiltratie wordt oppervlaktewater vanuit een hoogwatersloot passief het perceel opgebracht via een netwerk van ca. 30 cm diepe greppels, met als beoogd effect een hogere grondwaterstand in het perceel en een verminderde veenafbraak (Figuur 2.6). De drooglegging van de percelen is ca. 20 cm. De greppels zijn aangelegd op verschillende afstanden van elkaar: 6 m, 12m en 24 m. Het biogeochemisch onderzoek en enkele meetcampagnes met broeikasgasmetingen hebben plaatsgevonden op één perceel met een greppelafstand van 12 m. Daarvoor werden 2 raaien met bemonsteringspunten gelegd op het referentiedeel (droge greppels) en 2 raaien op het deel met permanent watervoerende greppels (Figuur 2.7).



Figuur 2.6: Voor het praktijkexperiment met greppelinfiltratie zijn op verschillende percelen greppels aangebracht op 6m, 12m en 24 m afstand van elkaar. Per perceel is gewerkt met een 'interne referentie', wat wil zeggen dat de greppels daar niet-watervoerend zijn gemaakt (links). Foto's: Bas van de Riet.



Figuur 2.7: Voorbeeld van een raai ten behoeve van het biogeochemisch onderzoek op het deel met greppelinfiltratie. Op een gradiënt vanuit de greppel naar het midden van het perceel werden diverse bemonsteringspunten geïnstalleerd. Foto: Bas van de Riet.

2.1.3 Paludicultuur in het Zuiderveen-West

De proeven met paludicultuur, ook wel natte teelten genoemd, zijn uitgevoerd in het westelijk deel van het Zuiderveen. Op deze locatie zijn grote teeltvelden aangelegd ten behoeve van het

deelonderzoek 'Paludicultuur in de praktijk' en een proeftuin met verschillende proeftuinvakken waarin geëxperimenteerd kon worden met verschillende waterstanden en bemesting. Ook zijn in de proeftuin diverse onderzoeksfaciliteiten gerealiseerd, zoals stroompunten, loopvloners en damwandconstructies tussen de verschillende gewassen.

Teeltvakken

In het Zuiderveen zijn 16 sawa's van elk circa 35 x 70 m ingericht als teeltvakken (TV) voor grote lisdodde en kleine lisdodde. Hierin is beperkt biogeochemisch onderzoek uitgevoerd ter ondersteuning van praktijkproeven met aanleg, beheer en oogst van lisdodde (Korthorst et al., 2022). In vier teeltvakken is in maart 2019 bagger uit de nabijgelegen Braak ingebracht (Figuur 2.8; geel omlijnd), nadat uit vooronderzoek was gebleken dat de bagger een gunstige ijzer:fosfor ratio in het poriewater heeft en daardoor mogelijk als 'natuurlijke bemesting' kan dienen. Hierom is er voor gekozen om twee teeltvakken zonder, en twee teeltvakken met ingebrachte bagger te monitoren, te weten TV 1 en 2 (zonder bagger) en 8 en 9 (met bagger). Per meetronde zijn er in de desbetreffende teeltvakken per teeltvak één oppervlaktewater- en twee poriewatermonsters genomen. In de vakken met bagger is het poriewater zowel in de baggerlaag, als in het onderliggende veen bemonsterd.

Omdat in drie van de vier vakken die werden gemonitord (teeltvak 3, 8 en 9) na het eerste groeiseizoen (2019) nauwelijks of geen lisdodde was aangeplant, is in mei 2020 besloten om de monitoring daar te stoppen en in plaats daarvan teeltvakken 2 en 6 te monitoren. In teeltvak 1 is de



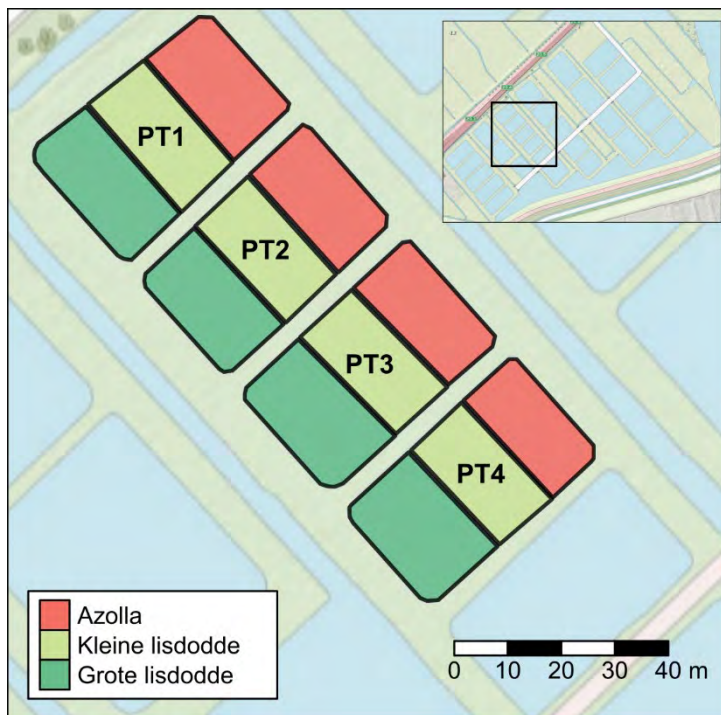
Figuur 2.8: Overzichtskartaal van de teeltvakken in het Zuiderveen West met daarin de nummering van de teeltvakken en de sloten. Op de locaties met nummers die paars en/of rood omrand zijn is de chemische kwaliteit van oppervlaktewater en poriewater gemonitord. Paars omrand is gemonitord in de periode februari 2019 - april 2020, en rood omrand is gemonitord in de periode mei 2020 - december 2020.

.....

monitoring in 2020 voortgezet. In dit teeltvak is in de winter 2019/2020 de vegetatie in de helft van het vak geoogst, en is in mei 2020 de monitoring uitgebreid om zowel het geoogste deel als het niet-geoogste deel te bemonsteren en zo inzicht te krijgen in het effect van het oogsten op de chemie van het oppervlakte- en poriewater.

Proeftuin paludicultuur

Het biogeochemisch onderzoek aan paludicultuurgewassen heeft zich primair gericht op de proeftuin. De paludicultuur-proeftuin in het Zuiderveen West is opgedeeld in 4 proeftuinvakken (Figuur 2.9) waarin verschillende behandelingen zijn toegepast, te weten: Proeftuinvak 1 (laag peil), Proeftuinvak 2 (hoog peil), Proeftuinvak 3 (hoog peil met bagger ingebracht als bemesting) en Proeftuinvak 4 (hoog peil met mineraal N+P bemesting). De proeftuinvakken zijn door middel van scheidingswanden opgedeeld in drie sub-vakken per proeftuinvak (~230 m²), met in ieder vak een ander gewas (Azolla, kleine lisdodde en grote lisdodde).



Figuur 2.9: Overzichtskartaal van de proeftuin met de vier proeftuinvakken (PT1-4) in Zuiderveen-West. De verschillende kleuren geven de drie geteelde gewassen (azolla, kleine lisdodde en grote lisdodde) in de respectievelijke sub-vakken weer.

De lisdodde is deels aangeplant in het najaar van 2018 en een tweede deel eind maart 2019. Er werden linten gespannen en de vakken werden afgerasterd om vraat door onder meer

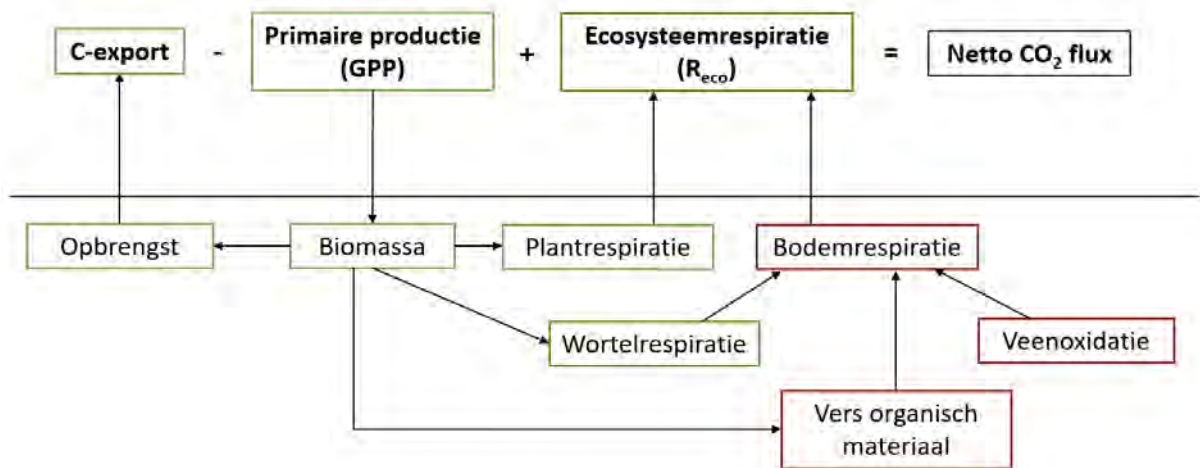
ganzen tegen te gaan. Tijdens de aanleg van de proeftuinvakken is de nutriëntenrijke toplaag (20-30 cm) afgegraven ten behoeve van de aanleg van de dijkjes. Daarom is in half maart 2019 in proeftuinvak 3 bagger uit de nabij liggende plas De Braak aangebracht als 'natuurlijke bemesting'. De bagger had een relatief gunstige (lage) Fe:P ratio wat de fractie labiel P in het bodemvocht kan verhogen. Daarnaast is er in de groeiseizoenen 2020 en 2021 in proeftuinvak 4 bemest met mineraal N (ureum, 46% N) en P (tripelsuperfosfaat, 45% P). In 2020 is er bemest op drie momenten in de periode mei-juli met een totale gift van 210 kg N ha⁻¹ j⁻¹. In 2021 is er bemest op vier momenten in de periode april-juli met een totale gift van 140 kg N ha⁻¹ j⁻¹.

2.2 Deelproject Bodem & Water: onderzoeksopzet & -methoden

Het deelonderzoek Bodem & Water valt grofweg uiteen in (1) onderzoek naar broeikasgasemissies bij de verschillende vernattingsmaatregelen en (2) de biogeochemische monitoring van bodem, water en vegetatie. Voor beide onderdelen wordt beschreven op welke manier de metingen zijn uitgevoerd en hoe vervolgens de data zijn verwerkt.

2.2.1 Onderzoek aan broeikasgassen

CO₂ wordt gemeten om te weten hoeveel veenoxidatie er plaats vindt. De hoeveelheid koolstof die wordt vastgelegd in de planten wordt bepaald (gross primary production, GPP) en daarnaast wat er gerespireerd (geademd) wordt door zowel de bodem (veenoxidatie) als planten (het totaal is de ecosysteem respiratie, R_{eco}). Om een netto jaarbalans te kunnen maken, moet de totale GPP, R_{eco} en de afvoer van koolstof door oogst (C-export) worden bepaald (Figuur 2.10). In het donker ontbreekt fotosynthese (vastlegging van koolstof) en wordt er dus alleen R_{eco} gemeten. In het licht wordt er een combinatie uit GPP en R_{eco} gemeten. Om GPP te bepalen wordt van de "lichtflux" de R_{eco} ("donkerflux" gecorrigeerd voor temperatuur) afgetrokken. Als de netto CO₂ flux positief is, dan verliest het systeem koolstof in de vorm van CO₂ wat gelijk gesteld kan worden aan het verlies van organisch materiaal bijvoorbeeld als gevolg van de oxidatie van veen (veenafbraak). Wanneer de flux negatief is neemt het systeem CO₂ uit de atmosfeer op en is er sprake van koolstofopslag.



Figuur 2.10: De verschillende koolstofcomponenten die bijdragen aan de netto CO₂ flux. Ecosysteemrespiratie is de totale respiratie van planten en bodem en wordt gemeten in donkere condities. Gross primary production (GPP) is de opname van CO₂ door planten door fotosynthese en wordt bepaald in door van de fluxen in lichtcondities de R_{eco} af te trekken.

Handmatige kamermetingen

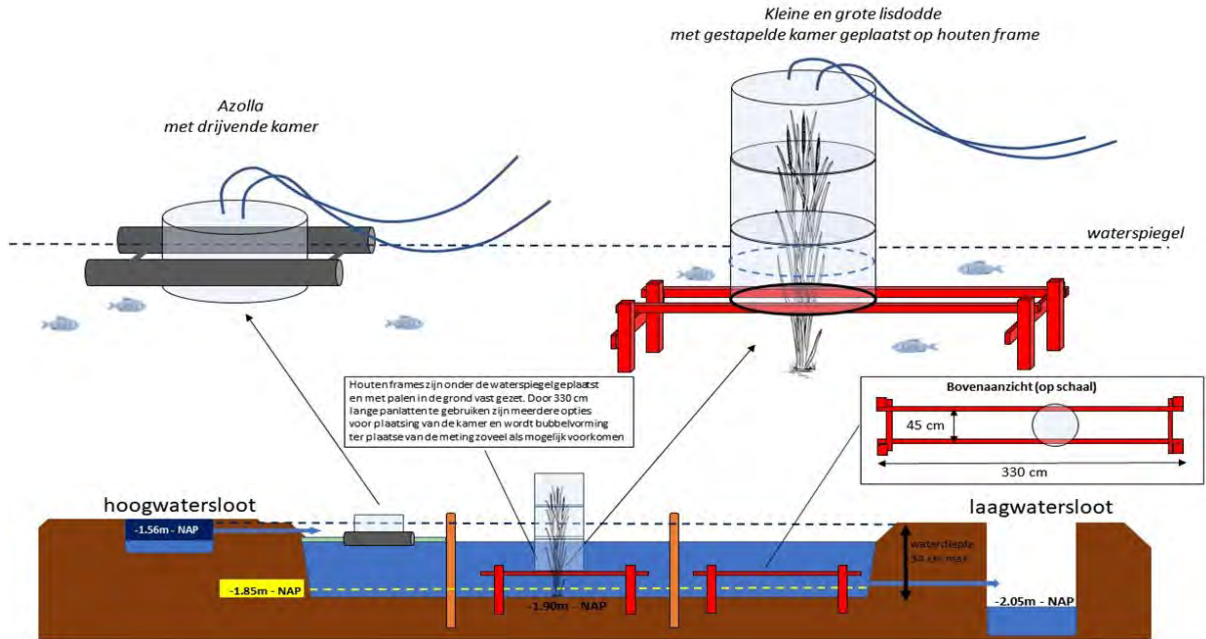
Binnen het IPV-project zijn er zowel handmatige als continue (24-72u) broeikasgasemissiemetingen uitgevoerd. Bij de handmatige metingen werd een plexiglas "kamer" gebruikt (Figuur 2.11), die door middel van kunststof-slangen (polyurethaan) verbonden is aan een gas analyzer die de broeikasgassen CO₂ en CH₄ nauwkeurig kan meten (Figuur 2.11, boven, gele koffer). De gebruikte gasanalyzer is een Los Gatos Ultraportable Greenhouse Gas Analyzer en een Licor 7810 (beide CH₄, CO₂, H₂O); De meetfrequentie is 1 meting per seconde. De fluxkamers werden voorzien van een ventilator voor homogenisatie van de lucht. De luchttemperatuur in de kamer en de fotosynthetisch actieve straling werden continu gelogd.

Om de kamers luchtdicht af te sluiten zijn voor de metingen op de graslandpercelen te Assendelft gebruik gemaakt van PVC-ringen die 10-15 cm de bodem in zijn geslagen, waar vervolgens de kamers op geplaatst kunnen worden. De kamers zijn voorzien van een schuimrubberen tochtstrip om lekkage van lucht te voorkomen.



Figuur 2.11: Handmatige kamermetingen in de graslanden in Assendelft (boven) en in grote lisdodde in het Zuiderveen West. De lichtmetingen zijn uitgevoerd onder verschillende condities ten behoeve van de berekening van de jaarbalans. Voor de metingen aan lisdodde zijn modulaire kamers gebruikt die verhoogd konden worden naarmate de vegetatie hoger werd. Foto's: Thomas Gremmen en Bas van de Riet.

Bij de metingen aan lisdodde in de proeftuinvakken in Zuiderveen-West is gebruik gemaakt van een houten frame dat op ongeveer 5 cm onder het wateroppervlak en 5 cm boven de bodem is geplaatst (Figuur 2.11, onder en 2.12). Door de kamers op dit frame te plaatsen is de kamer luchtdicht afgesloten en de verstoring van de bodem minimaal. Ook is er gebruik gemaakt van een zogenaamd modulair kamersysteem, welke door het gebruik van stapelbare ringen mee kan groeien met de vegetatie gedurende het groeiseizoen (Figuur 2.12, rechts). Voor Azolla is gebruik gemaakt van drijvende kamers (Figuur 2.12, links)



Figuur 2.12: Impressie van de methode van broeikasgasmetingen in de proeftuin: Azolla wordt gemeten met drijvende fluxkamers en in de Lisdodde worden stapelbare kamers gebruikt die op een frame worden geplaatst.



Figuur 2.13: Schematische weergave van de proeftuinvakken in het Zuiderveen (elk ca. 8 x 30 m) met daarin subvakken waarin grote lisdodde, kleine lisdodde en azolla werden geteeld. In de proeftuinvakken kon gevarieerd worden met waterstand en werden nutriënten toegevoegd door inbreng van bagger (PT3) of bemesting (PT4). Diverse sensoren werden geplaatst waarmee fotosynthetisch actieve straling, water- en bodemtemperatuur en waterstanden continu werden geregistreerd. In alle proeftuinvakken werden veranderingen in (porie)waterchemie gemonitord. De broeikasgasmetingen ten behoeve van de jaarbalansberekeningen werden uitgevoerd in proeftuinvak 2 (in 2019 in proeftuinvak 4 toen deze nog niet bemest was).

Doordat de kamer luchtdicht is afgesloten en een gesloten systeem vormt met de gas analyzer zal de concentratie CO₂ en CH₄ lineair toe- of afnemen en kan door middel van de onderstaande formule de gasflux uitgerekend worden in aantal mg CO₂ of methaan per vierkante meter per dag:

$$F = \frac{V}{A} * helling * \frac{P * F_1 * F_2}{R * T}$$

Daabij is F de gasflux (g m⁻² d⁻¹), V het volume van de kamer (m³), A de oppervlakte van de kamer (m²), $helling$ de helling van de relatie tussen de concentratie gas (ppm) en de tijd (seconden), P de atmosferische druk (Pa), F_1 de molmassa van het gas (g mol⁻¹), F_2 de conversiefactor van seconden naar dagen, R de gasconstante en T de temperatuur (Kelvin).

Tijdens de metingen werden de volgende parameters bijgehouden (Figuur 2.13):

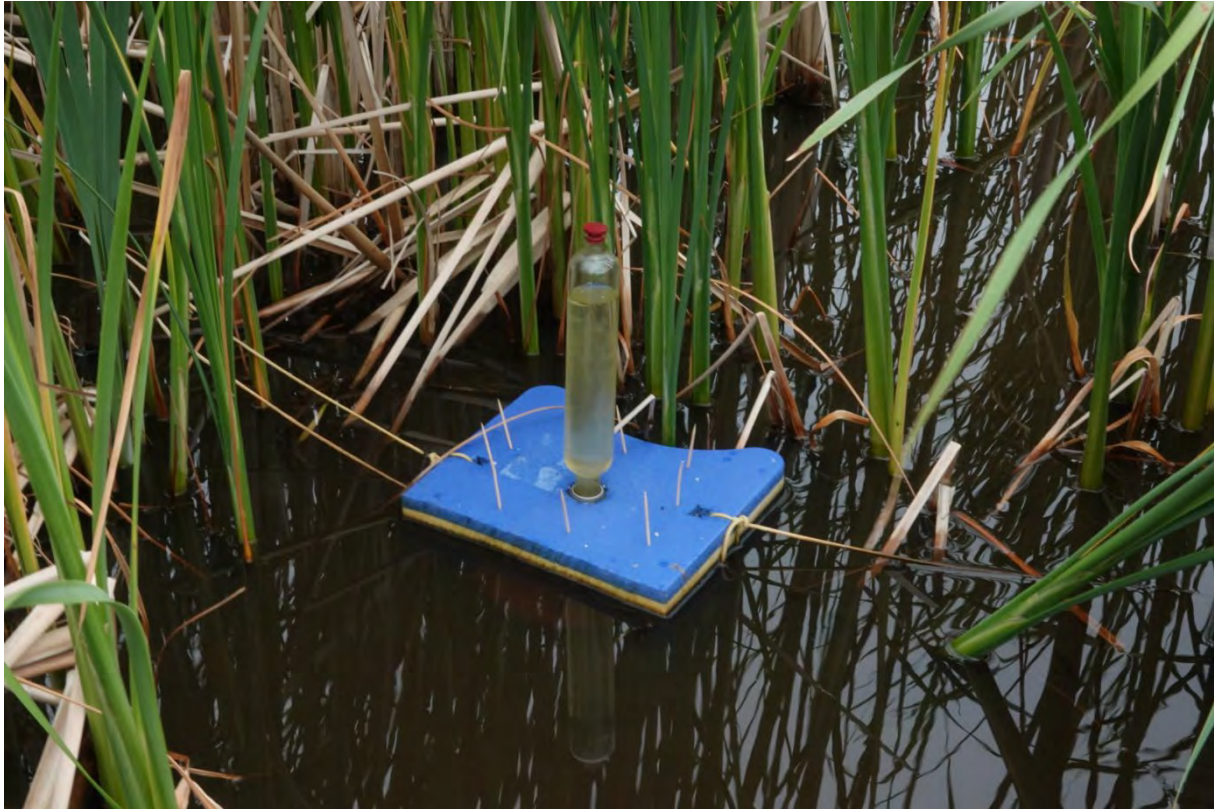
- Bodemtemperatuur;
- Bodemvochtigheid;
- Luchttemperatuur;
- Fotosynthetisch actieve straling (PAR);
- Watertemperatuur.

Op de locatie Assendelft (drukdrainage en referentie) is in 2019 verspreid over het jaar in totaal 9 keer met de handmatige kamers gemeten, waarvan 6 in het groeiseizoen (april - september), en 3 er buiten (oktober - maart). Op de locatie Zuiderveen West (proeftuinvakken) is in 2020 verspreid over het jaar in totaal 10 keer met handmatige kamers gemeten, waarvan 6 in het groeiseizoen en 4 daarbuiten. In 2020-2021 zijn in de periode februari - september 10 aanvullende meetronden uitgevoerd in proeftuinvak 1 en 4 om de effecten van bemesting en waterstand op de methaanemissies te onderzoeken.

Bubbelvallen voor methaan

Methaan kan op drie manieren van de bodem naar de atmosfeer getransporteerd worden: 1) via diffusie in de bodem/waterlaag; 2) door planten; 3) via bubbels door de oververzadigde bodem. De gemeten diffusieve CH₄ fluxen met kamers zijn een combinatie van planttransport en diffusie in de bodem/waterlaag. In het Zuiderveen in de proeftuinen is ook de flux door bubbels bepaald met bubbelvallen.

De bubbelvallen bestonden uit trechters met een diameter van 20 cm waar een glazen fles bovenop was gemonteerd (Figuur 2.14). Deze trechters hingen onderwater, en de bubbels die uit de bodem kwamen werden opgevangen in de glazen fles. Het gas kon uit de fles worden gehaald door een dik rubber septum aan de bovenkant van deze fles. Hiervan kon dan het volume en de concentratie methaan worden bepaald. De flessen werden twee keer per maand bemonsterd.



Figuur 2.14: Bubbelval geplaatst tussen de lisdodde. Boven in de glazen fles zitten de ingevangen bubbels.

Verwerking van fluxgegevens en berekening van jaarbalansen

Om van de gemeten fluxen tot een jaarbalans te komen, moeten R_{eco} en GPP geïnterpoleerd worden tussen de meetcampagnes in. Dit wordt gedaan door per meetcampagne de relatie tussen R_{eco} en bodemtemperatuur te bepalen (Lloyd & Taylor, 1994) en te gebruiken voor de interpolatie. Voor GPP is per meetcampagne de relatie tussen GPP en lichtintensiteit (light response curve) bepaald en gebruikt.

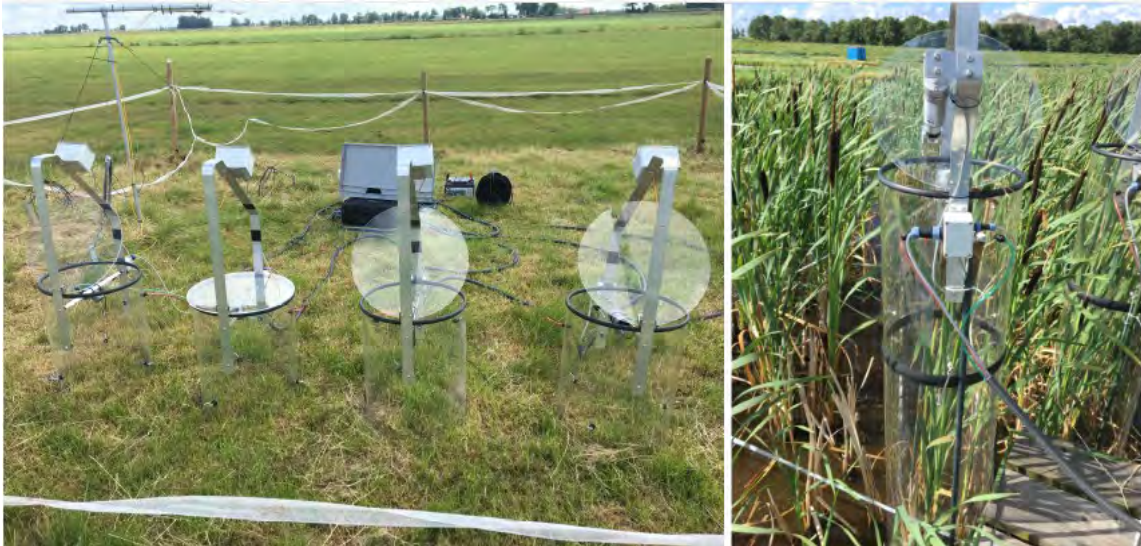
Voor de complete jaarbalans is ook de afvoer van koolstof door oogst meegenomen. Van de biomassa die van het veld afgehaald is, is de droge stof bepaald en de hoeveelheid koolstof per gram droge stof. Dit is vervolgens omgerekend naar CO_2 , ervan uitgaande dat de biomassa verteerd/omgezet wordt naar CO_2 . In Assendelft zijn de opbrengsten niet heel nauwkeurig bepaald en zit er daarom wat onzekerheid in de getallen. In de proeftuinvakken in het Zuiderveen is de biomassa van lisdodde bepaald op een andere plek dan de meetplots. Hierdoor is de biomassa gecorrigeerd voor het verschil in aantal stengels per m^2 . Daarbij is er in 2019 niet geoogst. De biomassa die is blijven staan (geschat op het aantal stengels per m^2) is van de oogst afgetrokken voor de jaarbalans.

Omdat GPP en R_{eco} door het jaar heen sterk variëren (door de afhankelijkheid van temperatuur, licht en biomassa), moet er regelmatig in het jaar en over een dag (voor lichtvariatie) gemeten worden. CH_4 emissie is vooral afhankelijk van temperatuur en grondwaterstand en vereist daarom minder metingen.

Automatische kamermetingen (Kytalyk)

Naast de handmatige kamermetingen zijn door op de meetlocaties in de proefvelden in het Zuiderveen en het 'huiskavel voor' in Assendelft door Kytalyk Carbon Cycle Research automatische kamers ingezet om metingen van CO_2 en CH_4 fluxen uit te voeren. In de proefvelden in het Zuiderveen zijn metingen gedaan in de proeftuinvakken met grote en kleine lisdodde en azolla, in Assendelft op het

drukdrainageperceel en een naastgelegen referentieperceel. De metingen in het Zuiderveen zijn in 2019 gestart in de proeftuinvakken PT2, en in 2020 verplaatst naar proeftuinvak PT4. In proeftuinvak PT2 was de lisdodde-begroeiing minder dicht, en stonden ook de beide soorten deels door elkaar. Daarom zijn in PT2 de lisdodde-soorten vanuit één locatie bemonsterd en zijn de kamers beurtelings op een groep grote danwel kleine lisdoddeplanten geplaatst. In de azolla-vakken is in de zomer gemeten onder een beschermende constructie met fijn gaas, die geplaatst is om insectenvraat te voorkomen; dit heeft de hoeveelheid licht beïnvloed. In 2020 is in de zomer ook buiten de gaasconstructie gemeten, maar azolla buiten de gaasconstructie stierf naarmate het groeiseizoen vorderde grotendeels af als gevolg van de vraat door de Azollasnuitkever.



Figuur 2.15: Automatische fluxkamers zonder verlengstukken in Assendelft (links); in de proeftuin in het Zuiderveen werden de kamers verhoogd met verlengstukken tot 1.5 m om kleine en grote Lisdodde te kunnen meten. Foto's: Ko van Huissteden/Kytalyk Carbon Cycle Research.

De vier automatische kamers bestaan uit een transparante acrylaat cilinder van 35 cm doorsnede en 50 cm hoogte (Figuur 2.15). Voor metingen van CH_4 is het noodzakelijk de planten niet te beschadigen om de emissie van gas via de planten, het zogenoemde schoorsteen-effect, niet te verstoren. De kamers konden verlengd worden tot een hoogte van 1.5 meter om over Lisdodde-planten heen te passen. Dit beperkt overigens sterk de weersomstandigheden waarbij gemeten kan worden: bij harde wind bestaat het risico van omvallen van de constructie met kans op veel schade aan de apparatuur,

De kamers zijn voorzien van een ventilator voor homogenisatie van de lucht in de kamers in gesloten toestand, en het voor doorspoelen als de kamers geopend zijn. Ze zijn voorzien van een temperatuur sensor om te corrigeren voor toename van temperatuur in de kamer tijdens het sluiten.

Het scharnierende deksel aan de bovenzijde wordt bediend met een draad op een katrol. Deze aansturing legde wel beperkingen op in het gebruik van de kamers: bij harde wind (> 4 Bft), bestaat de kans op lekkage. Na april 2020 is een verbeterde versie van de kamers gebruikt waarbij het deksel wordt aangestuurd door een lineaire actuator, die ook bij harde wind het deksel goed dicht drukt.

De kamers worden aangestuurd via control box met een Raspberry Pi computer, die ook als datalogger dienst doet. Een circulatiepomp in de controlbox en magneetkleppen regelen de gastoevoer van kamers naar de gasanalyzer. Het systeem registreert ook bodemtemperaturen en luchtdruk. De sluittijd van de kamers is 150 seconden, met een doorspoelingstijd van 1 minuut tussen openen en sluiten van de kamers. De gebruikte gasanalyzer is een Los Gatos Ultraportable Greenhouse Gas Analyzer (CH_4 , CO_2 , H_2O); vanaf mei 2020 een Los Gatos Microportable Greenhouse Gas Analyzer M-GGA-918. De meetfrequentie is 1 meting per seconde.

Voor de dataverwerking wordt gebruik gemaakt van Matlab scripts. Iedere afzonderlijke meting wordt visueel gecontroleerd op mogelijke verstoringen, door de grafieken van CO₂ en CH₄ concentratie te plotten tegen de tijd. Hierbij wordt rekening gehouden met de effecten van verschillen in lichtsterkte op fotosynthese overdag, en de effecten van ebullitie-emissie (bubbels) bij hoge CH₄ fluxen, die een onregelmatige toe- of afname van de gasconcentratie kunnen veroorzaken. De eerste 40 seconden van de meting is vaak beïnvloed door vertraging in de gasstroom in de leidingen naar de kamers, en wordt daarom niet meegenomen in de berekening. De fluxen worden berekend met lineaire regressie. De standaarddeviatie van de helling van de regressielijn wordt ook berekend als maat voor de kwaliteit en onzekerheid van de meting. Ter controle wordt de flux ook berekend met de integratiemethode. Afwijkingen tussen beide methoden kunnen ook gebruikt worden als maat voor de kwaliteit. Voor de CH₄ metingen wordt eveneens een ebullitie-index uitgerekend. Deze index geeft aan in welke mate de voor ebullitie kenmerkende stapsgewijze toename van de methaanconcentratie optreedt. Metingen met ebullitie worden als geldig beschouwd omdat ebullitie-fluxen een integraal onderdeel van het ecosysteem zijn.

Er is gewerkt met 1 kamerset, die beurtelings 3 tot 5 dagen in de verschillende vegetatietypen is ingezet. De meetreeksen zijn daarom niet continu, maar geven wel een nauwkeurig beeld van het verloop van de dagelijkse variatie van de netto uitwisseling van het ecosysteem met de atmosfeer. Hieruit wordt voor de dagen waarop gemeten is, de nachtelijke CO₂ emissie berekend, als benadering voor de ecosysteem-respiratie (R_{eco}), de netto ecosysteem uitwisseling over 24 uur (Net Ecosystem Exchange, NEE) en de 24 uren CH₄ flux.

De metingen geven geen direct uitsluitsel over de hoeveelheid oxidatie van veen. Het dichtste erbij komt R_{eco} , maar deze bevat ook de oxidatie van andere organische stof componenten in de bodem zoals uitscheidingsproducten van wortels (exudaten) en de respiratie van de vegetatie. Om in Assendelft zo dicht mogelijk de bodem-respiratie flux van CO₂ te benaderen en de respiratie van bovengrondse plantendelen uit te schakelen is in de eerste metingen tot en met juni 2019 het gras afgeknipt tot op de grond.

Het meetgebied is volgens KNMI gegevens het deel van Nederland met gemiddeld de hoogste windsnelheden. Dat heeft de metingen een aantal keren flink beperkt. Om schade te voorkomen is de apparatuur een paar keer tijdens een meetcampagne afgeschakeld en verwijderd uit het veld. De gegevens van een van de meetcampagnes zijn naderhand afgekeurd vanwege onvoldoende kwaliteit van de data door te hoge windsnelheden.

In april 2020 is de Vrije Universiteit in het kader van het NOBV project gestart in Assendelft met metingen met twee automatische kamersets (NOBV, 2020). Deze meten nagenoeg continue, maar worden wel regelmatig verplaatst om effecten van de kamers op bodem en vegetatie te voorkomen. Voor de data vanaf april 2020 is gebruik gemaakt van deze gegevens. Er is een test gedaan of beide kamersystemen dezelfde meetresultaten opleveren. Deze verschillen waren statistisch niet significant.

Modelberekeningen met Peatland VU

Door het Peatland-VU model aan de meetdata te fitten kunnen jaarbalansen geschat worden en kan meer inzicht in de hoeveelheid veenoxidatie verkregen worden. Tevens levert dit een model een inschatting van de fluxen over het hele jaar op; het model wordt daarbij gebruikt om te interpoleren tussen de metingen.

Dit model simuleert de opname van CO₂ door de vegetatie, de CO₂ productie door aerobe oxidatie van organische stof in de bodem en productie van CH₄, inclusief het transport van CH₄ via planten en ebullitie naar de atmosfeer (Van Huissteden et al., 2006; 2009). Het model heeft als input een

.....
 profielbeschrijving van de bodem inclusief organische stof gehalten en waterretentie curves, en generieke weerstation gegevens, zoals luchttemperatuur, zonnestraling, verdamping, neerslag. Hiervoor zijn de weerstationsgegevens van Schiphol gebruikt als meest nabije weerstation.

Omdat het model een aantal parameters bevat die over het algemeen niet per meetlocatie beschikbaar zijn en ook lastig te meten zijn (sommige vegetatie-karakteristieken, CH₄ productiesnelheid, aerobe afbraakconstanten) is het nodig deze parameters te schatten door kalibratie van het model op de metingen. Hierbij worden onbekende parameters gevarieerd tot het model zo goed als mogelijk de meetgegevens reproduceert. Metingen van afbraakconstanten van veen uit de proefvelden ontbreken, maar zijn wel beschikbaar uit NOBV-gegevens van Assendelft.

Voor kalibratie wordt gebruik gemaakt van een monte-carlo methode (Van Huissteden et al. 2009) waarbij het model voor een groot aantal willekeurig geschatte parameter waarden gedraaid wordt. De model resultaten worden vervolgens vergeleken met de metingen. Hieruit wordt een getal berekend dat weergeeft hoe goed het model de metingen benadert. Verschillende van dergelijke 'objective functions' om de model-data fit te beoordelen zijn mogelijk; hier is het Kling-Gupta efficiency getal gebruikt. Dit weegt in één getal de absolute afwijkingen van data en model, de correlatie tussen modelresultaten en data, en de bias van het model. De beste resultaten worden vervolgens geselecteerd en daarvan een gemiddelde en standaarddeviatie berekend. Deze standaarddeviatie is een maat voor de parameter-onzekerheid van het model.

2.2.2 Biogeochemisch onderzoek aan bodem, water en vegetatie

Bodemchemische samenstelling

Ervaring leert dat de bodemchemie relatief constant blijft over het jaar in vergelijking met de chemische samenstelling van porie- en oppervlaktewater, welke sterk kan fluctueren door de seizoenen. Naast de in 2017 uitgevoerde biogeochemische nulmeting (Van de Riet & Smolders, 2017), is binnen het monitoringsprogramma daarom uitgegaan van een eenmalige bemonstering van de bodem. Het porie- en oppervlaktewater is veel frequenter bemonsterd, omdat hiermee relevante biogeochemische processen kunnen worden gevolgd.

Bemonstering:

Voor de bemonstering van de graslandpercelen is uitgegaan van een bemonstering van de bodemchemie op drie tot vier verschillende diepten, te weten toplaag (0-20 cm), onverzadigde (wisselvochtige) zone (~40 - 60 cm) en de permanent waterverzadigde zone (~100 - 120 cm - mv of dieper). De precieze bemonsteringsdiepte is in het veld bepaald op basis van de bodemopbouw. In geval van afwijkende bodemlagen (bijv. kleilagen) zijn deze extra bemonsterd. In de paludicultuurvelden is alleen de toplaag (0-20 cm) bemonsterd, omdat deze permanent waterverzadigd zijn.

Bodemanalyses:

Aan de bodemmonsters werden de volgende analyses uitgevoerd:

- DWOS: bepaling van versgewicht, drooggewicht, vochtgehalte en organisch stofgehalte (o.b.v. gloeiverlies); deze bepalingen zijn tevens noodzakelijk voor de verdere verwerking van de analyseresultaten verkregen uit de extracties en destructie.
- Destructie: door de bodem te destrueren (ontsluiten) in een sterk zuur is het mogelijk de totale concentratie van elementen in het bodemmateriaal te bepalen. Daarbij worden de totaalconcentraties geanalyseerd van Al, Fe, Ca, Mg, K, Cl, Mn, Na, S, P, Si en Zn.
- Zout extractie: hierbij worden aan het bodemadsorptiecomplex gebonden ionen verdrongen door natrium en chloride; in het extract wordt de pH en o.a. de hoeveelheid uitwisselbaar

NH_4^+ , NO_3^- , Al^{3+} en Ca^{2+} bepaald. De P-z concentratie is een goede maat voor de concentratie labiel gebonden fosfaat.

- Oxalaat extractie: door bepaling van de concentratie ijzer- en aluminiumgebonden fosfaat is een inschatting te maken van de mate van fosfaatverzadiging.
- Olsen extractie: ter bepaling van de hoeveelheid plantbeschikbaar fosfaat wordt een hoeveelheid droog bodemmateriaal met een oplossing van NaHCO_3 uitgeschud.
- CN-analyse: voor de analyse van de totale hoeveelheid koolstof en stikstof wordt een deel van het verzamelde bodem- of plantmateriaal fijngemalen. Een kleine hoeveelheid van het gemalen materiaal wordt in een CNS-elementenanalyser geanalyseerd.

Chemische samenstelling bodemvocht (poriewater) en oppervlaktewater

Voor de gasmetingen is uitgegaan om minimaal 8 x verspreid over het jaar te meten. De poriewaterchemie werd zoveel mogelijk gelijktijdig bemonsterd met de verschillende meetronden voor de gasemissies. Het bodemvocht werd anaeroob verzameld middels vacuüm spuiten verbonden aan een op de gewenste diepte in de bodem geplaatste poreuze keramische cup (Figuur 2.16, 2.17 en 2.18). Deze keramische cups zijn op maat te produceren; zodoende kunnen bodemlagen van de wortelzone tot enkele meters diepte worden bemonsterd. Dezelfde cups werden gebruikt om anaeroob bodemvocht te verzamelen in glazen exetainers ten behoeve van de analyse van in het water oplost methaan en sulfide.



Figuur 2.16: Bemonstering met keramische cup in de wortelzone van kleine lisdodde. Het poriewater wordt verzameld door een vacuüm spuit aan de cup te hangen.

.....
Bemonstering poriewater:

- poriewater werd in de drukdrainagepercelen en in de greppelinfiltratie verzameld op twee diepten (45/50 cm en 120/125 cm - mv in percelen met drukdrainage). In paludicultuur is steeds van 1 diepte verzameld (10/15 cm - mv);
- oppervlaktewater werd bemonsterd op vaste locaties in sloten, greppels en proefvelden; daarbij werd een het watermonster verzameld van ca. 10 cm onder het wateroppervlak.
- de bemonsteringsfrequentie was van 8-10 x per jaar.

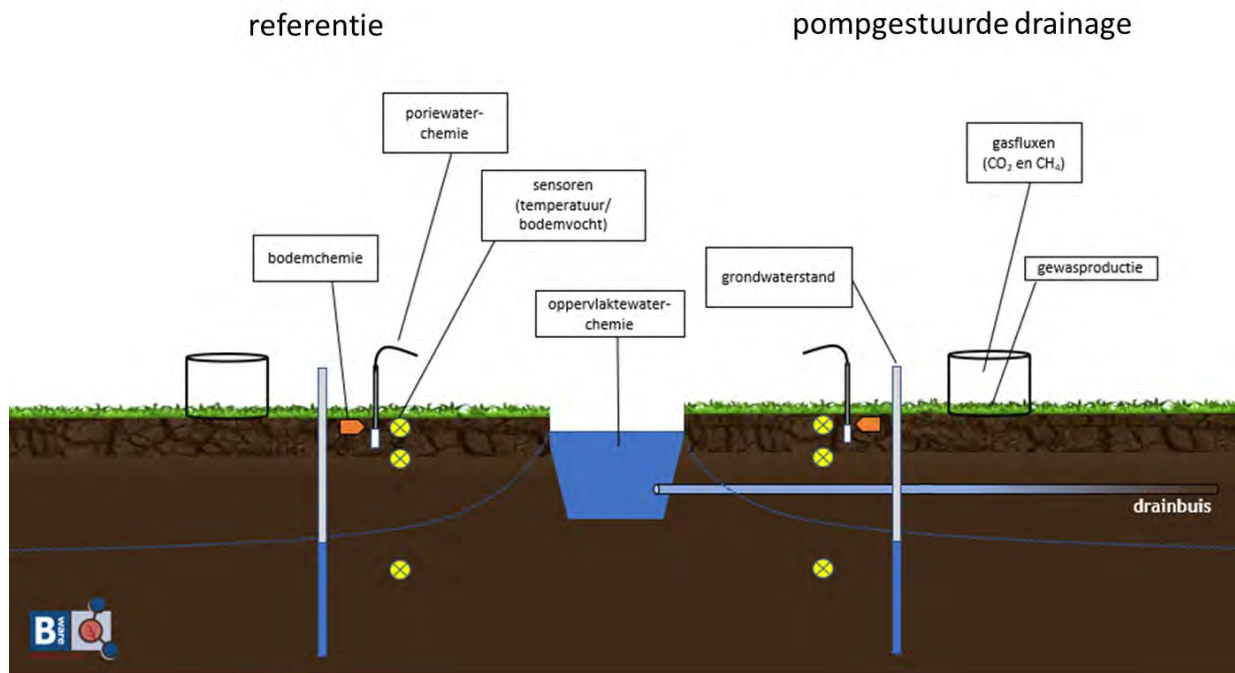
Analysen poriewater:

Op de verzamelde porie- en oppervlaktewatermonsters worden de volgende analyses uitgevoerd:

- Opgeloste ionen, te weten: NO_3^- , NH_4^+ , PO_4^{3-} , Na^+ , K^+ , Cl^- (gemeten op een AutoAnalyzer) en Al, Ca, Fe, K, Mg, Mn, Na, P, S, Si en Zn (gemeten op een ICP).
- TIC: totaal anorganisch koolstof (m.b.t. pH om te rekenen in CO_2 en HCO_3^-)
- pH en het EGV
- Methaan: de hoeveelheid methaan dat opgelost is in het bodemvocht wordt op locatie gefixeerd met een 4% HCl-oplossing in gasdichte vacuüm glazen buizen. De methaanconcentratie wordt gemeten met een specifieke gaschromatograaf. De uiteindelijke methaanconcentratie wordt teruggerekend naar het oorspronkelijke volume van het bodemvocht.
- Sulfide: de hoeveelheid sulfide dat is opgelost in het bodemvocht wordt op locatie gefixeerd met een 4% HCl-oplossing in gasdichte vacuüm glazen buizen. De sulfideconcentratie wordt gemeten met een specifieke gaschromatograaf. De uiteindelijke sulfideconcentratie wordt teruggerekend naar het oorspronkelijke volume van het bodemvocht.
- DOC/TOC en DON/TON: DOC (opgelost organisch koolstof), TOC (totaal organisch koolstof), DON (opgelost organisch stikstof), TON (totaal organisch stikstof) worden in water gemeten met behulp van een TOC-L CPH/CPN analyser (Shimadzu). Vooraf wordt het monster in de monsterbuis aangezuurd met een HCl-oplossing, gemengd en vervolgens doorborreld met een inert gas voor verwijdering van TIC (totaal anorganisch koolstof). Via een katalytische oxidatie wordt al het C en N omgezet in CO_2 , NO en NO_2 . Deze gassen worden vervolgens gemeten, CO_2 met een Niet Dispersieve Infrarood (NDIR) sensor en NO en NO_2 met een chemiluminiscentie detector (CLD).

Oppervlaktewaterchemie

Gelijktijdig met de bemonstering van het poriewater wordt ook oppervlaktewater verzameld. Afgezien van opgelost sulfide en methaan zijn de analyses die worden uitgevoerd hetzelfde als bij het poriewater.



Figuur 2.17: Impressie van de metingenopzet en de bemonstering die is uitgevoerd in het kader van het biogeochemisch onderzoek in Assendelft. Rechts het perceel met pompgestuurde drainage (drukdrainage); links het referentieperceel.



Figuur 2.18: Bemonstering ten behoeve van de biogeochemische monitoring in het Zuiderveen. Met een keramische cup wordt poriewater verzameld naast de locatie waar broeikasgassen worden gemeten (links); met dezelfde keramische cups wordt in een glazen exetainers bodemvocht verzameld om de hoeveelheid opgelost methaan en sulfide te meten (midden); de oppervlakte- en poriewatermonsters worden geanalyseerd en de volgende dag geanalyseerd in het laboratorium (rechts). Foto's: Bas van de Riet.

Chemische samenstelling vegetatie en biomassaproductie

Zowel in 2020 als in 2021 is de vegetatie in de proeftuinvakken zowel in mei (jonge planten) als in september (volgroeide planten) geknipt. In ieder subvak (met ofwel kleine of grote lisdodde) is per bemonstering op twee locaties de vegetatie binnen een kwadrant van 1 m² afgeknipt op ongeveer 10

.....

cm boven het maaiveld (laag peil: PT1) of wateroppervlak (hoog peil: PT2, PT3 en PT4). De locatie van de kwadranten was in 2020 en mei 2021 uitgekozen op vegetatie-dichtheid die bij benadering representatief was voor het respectievelijke subvak. In september 2021 is er voor gekozen om locaties uit te kiezen waar de vegetatie goed ontwikkeld was, dat wil zeggen dat plekken zijn gekozen waar geen of slechts beperkte aantasting was van de lisdoddeboorder. Op deze manier werd een potentiële gewasopbrengst bepaald.

Van de geknipte vegetatie is de totale verse biomassa per kwadrant gewogen en de maximale stengellengte bepaald. Vervolgens is een representatief deelmonster van 10 stengels genomen, waarvan het vers- en drooggewicht is bepaald na 7 dagen drogen bij 70 °C. De droge biomassa is vervolgens gemalen, waarna de chemische samenstelling is bepaald door middel van een destructie gevolgd door ICP- en CN-analyse (zie bijlage II). Vanaf de oogst in september 2020 is bij iedere oogst ook gekeken naar hoeveel stengels (uit een deelmonster van 10-20 stengels) waren aangetast door de egelskop- en/of lisdoddeboorder (zie paragraaf 4.5).



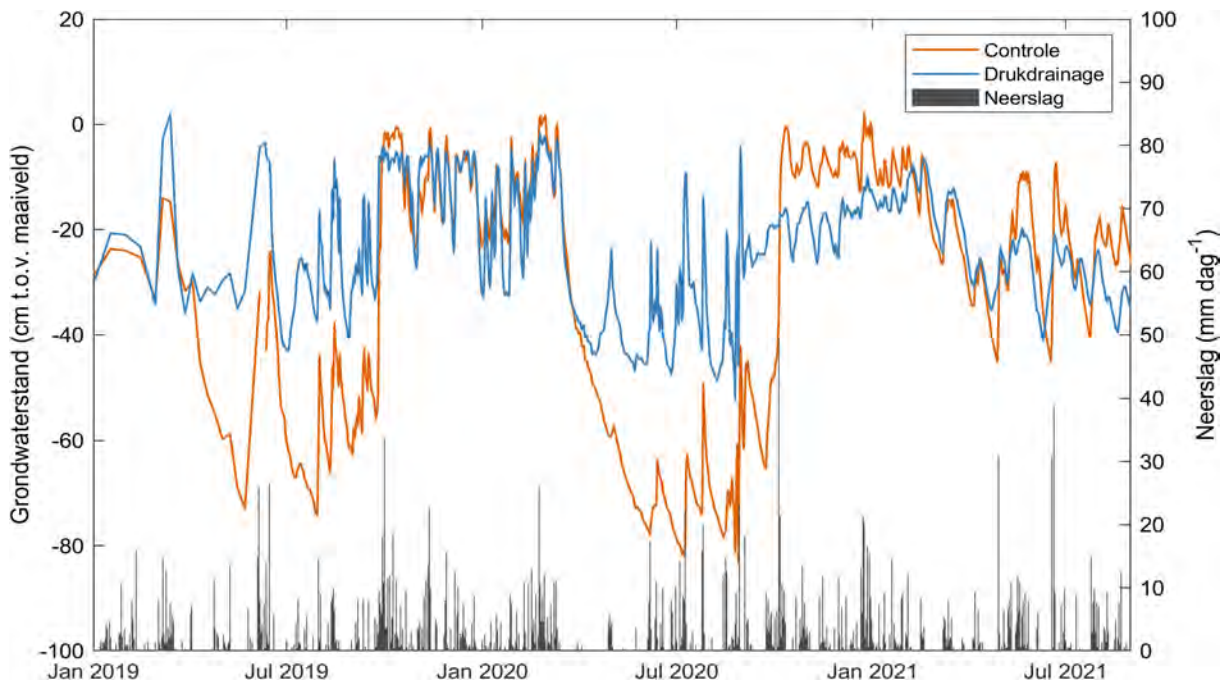
Figuur 1: Impressie van lisdodde-oogst, met een kwadrant van 1 m² in het veld (linksboven) en verschillende deelmonsters van geknipte stengels van kleine lisdodde en grote lisdodde. Duidelijk is dat de door bemesting beide soorten in lengte toenemen. Foto's: Thomas Gremmen.

3 Drukdrainage en greppelinfiltratie: biogeochemisch onderzoek

3.1 Drukdrainageperceel in Assendelft

Met de aanleg van drukdrainage in het perceel bij de huiskavel in Assendelft is getracht om het grondwaterpeil kunstmatig te sturen met een streefpeil van 26 tot 35 cm -mv. Zowel de handmatige, perceel-dekkende peilmetingen (Hoving et al., 2021) als de continu gemeten grondwaterstand in de meetplots door middel van een diver (Figuur 3.1) laten een duidelijk verschil over de tijd zien tussen het drukdrainage- en referentieperceel.

Met name in het groeiseizoen van 2018 en 2020 was er een duidelijk effect van de drukdrainage op het grondwaterpeil te zien. Waar het grondwater op het referentieperceel in de zomer van 2018 uitzakte tot 100 cm -mv, zakte het peil op het drukdrainageperceel niet onder de 60 cm -mv. Het streefpeil van 35 cm -mv werd in 2018 echter niet gehaald. In de periode 2019-2021 werd het streefpeil beter benaderd, wat deels verklaard kan worden door een natter groeiseizoen, met name in 2021, maar ook in 2019. Ook zijn de drains na het droge jaar 2018 scherper aangestuurd, en is de pomp in 2020 vervangen door een automatisch aangestuurde pomp. In 2021 is in het groeiseizoen dusdanig veel neerslag gevallen dat de grondwaterstand zelfs hoger was in het referentieperceel t.o.v. het drukdrainageperceel (Figuur 3.1), mogelijk doordat de pomp in deze periode water uit het perceel heeft gepompt. In 2019, het jaar dat er jaarrond broeikasgasemissies zijn gemeten in de meetplots, was er echter wel een duidelijk positief effect op de grondwaterstand in het drukdrainageperceel. In het referentieperceel zakte het grondwater uit tot ~70 cm -mv, tegenover ~40 cm -mv in het drukdrainageperceel (Figuur 3.1).



Figuur 3.1: Gemeten grondwaterstand (cm -mv) op de huiskavel in het referentieperceel (rood) en het drukdrainageperceel (blauw) en de neerslag (mm per dag) in de periode 2019-2021. De metingen in de periode 1-1-2019 – 11-06-2019 bestaan uit wekelijkse handmetingen met een peillood met lineaire interpolatie tussen de metingen. Daarna is er in de meetplots van zowel het controle- als het drukdrainageperceel een peilbuis met diver geplaatst om de grondwaterstand continu te meten. De neerslagdata is t/m 30-03-2021 afkomstig van het KNMI-metstation op Schiphol, en voor de resterende tijd van een plaatselijke metingen verricht binnen het project NOBV, die sinds 2020 gebruik maken van dezelfde meetlocatie.

3.1.1 Fysisch-chemische bodemeigenschappen

Zowel de bodems bemonsterd op het drukdrainageperceel als het referentieperceel zijn venig of moerig. Op beide percelen is het organisch stofpercentage in de eerste bodemlaag (0-10 cm -mv) rond 40% of lager, maar in de tweede bodemlaag (30-70 cm -mv) is de bodem op het drukdrainageperceel wat rijker aan organische stof ($56 \pm 5,7 \%$) ten opzichte van het referentieperceel ($34 \pm 11 \%$) (Tabel 3.1). Het organisch stofgehalte in de diepere bodemlaag 3 (>120 cm -mv) is op beide percelen hoog (~80%). Dit verloop in organisch stofgehalte kan lokaal variëren door de aanwezigheid van kleilaagjes die in het verleden zijn afgezet tijdens overstromingen. In het referentieperceel is de tweede bodemlaag (30-70 cm - mv) een stuk rijker aan aluminium, een goede indicator voor de hoeveelheid klei, ten opzichte van dezelfde bodemlaag in het drukdrainageperceel (respectievelijk 293 ± 97 en 90 ± 20 mmol l⁻¹ verse bodem). Ook de hoeveelheid totaal calcium, ijzer, natrium en fosfor is een stuk hoger in de wisselvochtige laag (laag 2) van het referentieperceel ten opzichte van het drukdrainageperceel (Tabel 3.1).

Daarnaast is in beide percelen een duidelijke verticale gradiënt aanwezig: langdurige ontwatering van de veenbodem tot gevolg gehad dat het bovenste deel van de oorspronkelijke veenbodem sterk is geoxideerd en ingeklonken. Het koolstof is als kooldioxide verdwenen naar de atmosfeer. De minerale bestanddelen, zoals ijzer- en aluminiumhydroxiden en lutumdeeltjes, zijn achtergebleven en hebben zich opgehoopt in de bovenste bodemlagen. Naarmate het organische stofgehalte van de bodem afneemt, neemt de bodemdichtheid (ook wel massavolume genoemd, kilogram droge bodem per liter bodemvolume) toe (Tabel 3.1). Naarmate de veenbodem sterker is aangetast door drainage en oxidatie is de toplaag dus armer aan organisch stof en heeft deze tevens een hogere bodemdichtheid (hoger massavolume). Dit laatste is van belang bij de interpretatie, omdat planten wortelen in een bepaald bodemvolume. Daarom is voor de beschikbaarheid van nutriënten, de concentratie per liter bodemvolume belangrijker dan de concentratie per kg droge bodem. Bij een gelijke concentratie per kg droge bodem zal de voorraad voor een bodem met een hoger massavolume hoger zijn dan voor een bodem met een lager massavolume.

Bij de oxidatie van organisch materiaal komen naast kooldioxide ook nutriënten als ammonium en fosfaat vrij. In de zuurstofrijke toplaag wordt ammonium door bacteriën omgezet in nitraat (nitrificatie). Hierdoor zijn de bovenste bodemlagen op zowel het drukdrainageperceel als het referentieperceel relatief nitraat-rijk ten opzichte van de hoeveelheid ammonium (Tabel 3.1). In de diepe, zuurstofloze, laag is er nauwelijks nitraat aanwezig doordat hier geen nitrificatie plaats vindt. Hierdoor accumuleert het ammonium dat vrijkomt bij anaerobe afbraakprocessen, wat met een concentratie van ~1400 µmol l⁻¹ bodem in beide percelen ook duidelijk uit de metingen komt.

De hoeveelheid totaal fosfor (P-tot) en plantbeschikbaar-fosfor (Olsen-P) zijn juist het hoogst in de toplaag. Dit komt doordat bij de oxidatie van organische stof geoxideerd ijzer, wat zeer immobiel is, accumuleert waaraan het fosfor dat vrijkomt bij veenaafbraak en/of is toegediend door bemesting zeer efficiënt kan binden. De toplaag van zowel het drukdrainageperceel als het referentieperceel zijn erg fosfaatrijk met respectievelijk $2,6 \pm 0,44$ en $2,2 \pm 0,32$ mmol l⁻¹ bodem Olsen-P in de bovenste 10 centimeter. In de diepere laag (laag 3, ~120 cm -mv) is de hoeveelheid P-tot en Olsen-P in zowel het drukdrainageperceel als het referentieperceel velen malen lager (respectievelijk $0,9 \pm 0,14$ en $0,73 \pm 0,078$ mmol l⁻¹ bodem P-tot, en $0,054 \pm 0,021$ en $0,042 \pm 0,032$ mmol l⁻¹ bodem Olsen-P). In deze laag is vrijwel al het aanwezige ijzer in gereduceerde vorm (Fe²⁺) aanwezig, wat in veel mindere mate dan geoxideerd ijzer (Fe³⁺) in staat is om fosfaat te binden. Daarentegen bindt gereduceerd zwavel (S²⁻) juist erg goed aan gereduceerd ijzer, waardoor er ook minder ijzer beschikbaar is om fosfaat te binden en uitspoeling te voorkomen.

Tabel 3.1: Fysisch-chemische samenstelling van de bodem op het drukdrainage- en referentieperceel te Assendelft. Bodemmateriaal werd verzameld uit 3 bodemlagen: 1: de toplaag (0-10 cm -mv); 2: wisselvochtige laag (30 ~ 70 cm -mv); 4: waterverzadigde zone, > 120 cm -mv (permanent onder het grondwater). Getoonde waarden zijn gemiddeldes \pm S.D. (n=4).

Parameter	Eenheid	Behandeling en bodemlaag					
		Drukdrainage			Referentie		
		1	2	3	1	2	3
Vochtgehalte	%	38 \pm 3,7	72 \pm 3,4	88 \pm 2,7	49 \pm 7,7	53 \pm 9,3	90 \pm 1,1
Bodemdichtheid	kg ds l ⁻¹	0,50 \pm 0,022	0,25 \pm 0,037	0,12 \pm 0,029	0,43 \pm 0,045	0,55 \pm 0,11	0,10 \pm 0,011
Organisch stofgehalte	%	33 \pm 3,3	56 \pm 5,7	78 \pm 17	41 \pm 3,3	34 \pm 11	82 \pm 2,9
pH-NaCl		5,1 \pm 0,14	4,5 \pm 0,19	6,9 \pm 0,33	5,8 \pm 0,26	5,7 \pm 0,14	6,9 \pm 0,35
Verse bodem							
NO ₃ -NaCl	μ mol l ⁻¹	258 \pm 116	163 \pm 75	11 \pm 2,1	217 \pm 127	397 \pm 294	8,6 \pm 4,0
NH ₄ -NaCl	μ mol l ⁻¹	168 \pm 111	77 \pm 35	1442 \pm 439	108 \pm 77	115 \pm 191	1427 \pm 173
Al-tot	mmol l ⁻¹	262 \pm 56	90 \pm 20	2,9 \pm 1,8	183 \pm 32	293 \pm 97	2,3 \pm 0,75
Ca-tot	mmol l ⁻¹	78 \pm 7,1	56 \pm 5,5	38 \pm 9,9	89 \pm 9,5	141 \pm 37	36 \pm 3,8
Cl-tot	mmol l ⁻¹	55 \pm 4,8	29 \pm 4,8	28 \pm 13	48 \pm 7,4	58 \pm 15	25 \pm 11
Fe-tot	mmol l ⁻¹	166 \pm 46	73 \pm 18	57 \pm 23	105 \pm 14	207 \pm 99	66 \pm 17
K-tot	mmol l ⁻¹	21 \pm 5,1	7,4 \pm 2,3	2,6 \pm 0,96	16 \pm 4,0	23 \pm 7,6	1,9 \pm 0,21
Na-tot	mmol l ⁻¹	0,87 \pm 0,42	7,9 \pm 3,3	48 \pm 4,3	28 \pm 53	29 \pm 31	37 \pm 3,9
P-tot	mmol l ⁻¹	33 \pm 8,1	7,5 \pm 2,0	0,90 \pm 0,14	25 \pm 2,4	21 \pm 13	0,73 \pm 0,078
S-tot	mmol l ⁻¹	44 \pm 7,9	139 \pm 39	185 \pm 58	52 \pm 9,7	81 \pm 38	179 \pm 35
Olsen-P	mmol l ⁻¹	2,6 \pm 0,44	0,42 \pm 0,088	0,054 \pm 0,021	2,2 \pm 0,32	1,3 \pm 0,76	0,042 \pm 0,032
Droge bodem							
NO ₃ -NaCl	μ mol kg ⁻¹	517 \pm 230	644 \pm 308	90 \pm 23	512 \pm 289	685 \pm 430	85 \pm 43
NH ₄ -NaCl	μ mol kg ⁻¹	337 \pm 228	309 \pm 161	12326 \pm 4743	270 \pm 210	215 \pm 360	13838 \pm 1451
Al-tot	mmol kg ⁻¹	523 \pm 93	355 \pm 43	22 \pm 7,9	426 \pm 32	525 \pm 111	22 \pm 5,4
Ca-tot	mmol kg ⁻¹	157 \pm 18	223 \pm 16	317 \pm 33	208 \pm 6,7	270 \pm 108	345 \pm 32
Cl-tot	mmol kg ⁻¹	109 \pm 5,7	114 \pm 4,0	248 \pm 142	113 \pm 11	105 \pm 11	244 \pm 109
Fe-tot	mmol kg ⁻¹	332 \pm 85	290 \pm 78	471 \pm 159	246 \pm 28	363 \pm 110	632 \pm 131
K-tot	mmol kg ⁻¹	41 \pm 9,0	29 \pm 6,0	21 \pm 3,8	37 \pm 6,0	42 \pm 12	18 \pm 1,5
Na-tot	mmol kg ⁻¹	1,8 \pm 0,91	31 \pm 14	413 \pm 95	61 \pm 115	56 \pm 59	355 \pm 32
P-tot	mmol kg ⁻¹	67 \pm 18	30 \pm 11	7,5 \pm 0,59	59 \pm 4,6	39 \pm 22	7,0 \pm 0,48
S-tot	mmol kg ⁻¹	89 \pm 16	543 \pm 94	1526 \pm 259	121 \pm 15	162 \pm 111	1727 \pm 248
Olsen-P	mmol kg ⁻¹	5,2 \pm 1,0	1,7 \pm 0,43	0,48 \pm 0,25	5,1 \pm 0,73	2,4 \pm 1,3	0,43 \pm 0,35

De concentraties aan chloride (Cl) en zwavel (S) laten duidelijk zien dat dit gebied sterk onder invloed staat van brak grondwater. Ondanks de lage bodemdichtheid in de diepste laag zijn de concentraties chloride (28 \pm 13 en 25 \pm 11 mmol l⁻¹ bodem) en zwavel (185 \pm 58 en 179 \pm 35 mmol l⁻¹ bodem) behoorlijk hoog. De geoxideerd toplagen op beide percelen zijn duidelijk minder zwavelrijk, wat verklaard kan worden doordat geoxideerd zwavel (sulfaat) erg mobiel is en makkelijk uitspoelt of opgenomen wordt door vegetatie.

3.1.2 Effecten drukdrainage op porie- en oppervlaktewater

De samenstelling van het poriewater wordt grotendeels gestuurd door de grondwaterstand en de daarmee samenhangende aan- of afwezigheid van zuurstof (zie Box 1). In het veenweidegebied wordt de grondwaterstand bepaald door de hoeveelheid neerslag en de waterstand in de afvoerende sloten. In percelen met drukdrainage komt daar het effect van de maatregel bij.

Zoals eerder is beschreven is er in droge periodes een duidelijk effect zichtbaar van de drukdrainage op de grondwaterstand. Hierdoor staan de cups, die op 45-50 cm diepte zijn geplaatst, op het drukdrainageperceel jaarrond in de permanent waterverzadigde-zone, waar de cups op het referentieperceel op dezelfde diepte alleen gedurende periodes van veel neerslag in de waterverzadigde zone staan. Hierdoor zal zuurstof op deze diepte een belangrijkere rol spelen in het

.....

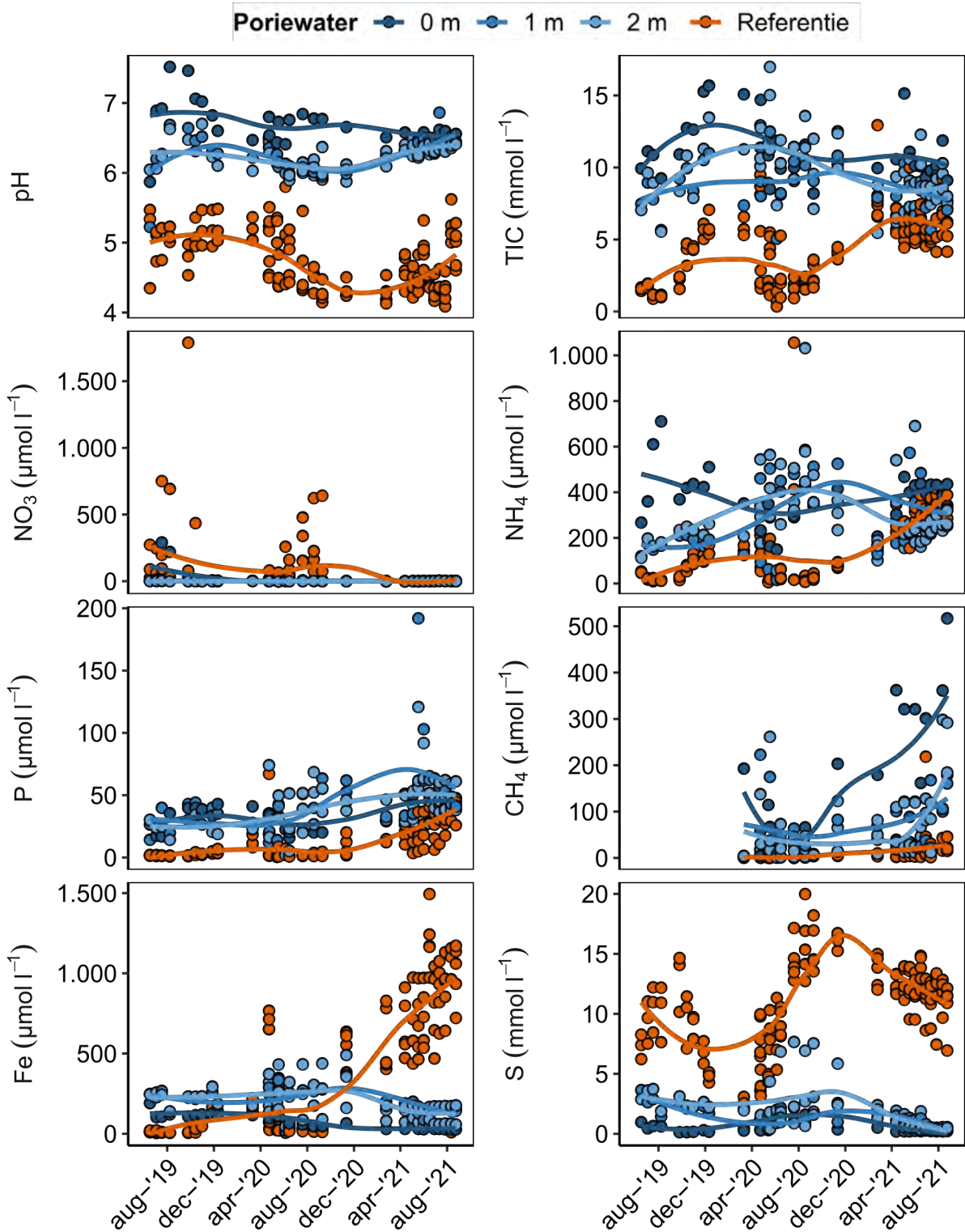
referentieperceel dan in het drukdrainageperceel. Op de momenten dat het grondwater uitzakt op het referentieperceel dringt zuurstof de bodem in en vindt er oxidatie van onder andere van pyriet plaats, waarbij zuur wordt geproduceerd wat uiteindelijk zal leiden tot een verlaging van de pH. Dit komt ook duidelijk naar voren komt in de gemeten pH-waarden (Figuur 3.3). In het referentieperceel is de pH jaarrond beduidend lager (4-4,5) ten opzichte van het drukdrainageperceel (6-6,5). Door de lagere pH in het referentieperceel is een groter deel van het anorganische koolstof (TIC) aanwezig in de vorm van CO_2 (zie Box 1), dat bij een lage grondwaterstand kan ontsnappen naar de atmosfeer en uiteindelijk kan leiden tot een lagere TIC concentratie (Figuur 3.3).

De concentratie zwavel in het poriewater is ook beduidend hoger in het referentieperceel (5-15 mmol l^{-1}) ten opzichte van het drukdrainageperceel (0-5 mmol l^{-1}), waarbij op 0 m vanaf de drain de laagste concentraties werden gemeten (Figuur 3.3). Dit kan verklaard worden doordat er in het referentieperceel onder invloed van zuurstof pyriet (FeS_2) wordt geoxideerd, en zwavel in de vorm van sulfaat (SO_4) vrijkomt. Dit sulfaat lost gemakkelijk op in water en wordt dan ook in hoge concentraties gemeten in het poriewater. Het gelijktijdig vrijkomende ijzer (Fe^{2+}) oxideert gemakkelijk door naar ijzer(III)(hydr)oxides die slecht oplosbaar zijn en waaraan fosfaat (PO_4^{3-}) goed kan binden. IJzer wordt dan ook niet in dezelfde mate als sulfaat terug gemeten in het poriewater. In het najaar van 2020 is er een duidelijke toename van opgelost ijzer in het poriewater van het referentieperceel van 11-50 $\mu\text{mol l}^{-1}$ in augustus, tot 400-600 $\mu\text{mol l}^{-1}$ in november, waarna het tot de laatste meting in augustus 2021 hoog (> 500 $\mu\text{mol l}^{-1}$) blijft. Dit kan verklaard worden door de nattere (en dus zuurstof-arme) omstandigheden in het referentieperceel vanaf de herfst 2020, die er voor zorgen dat de aanwezige ijzer(III)(hydr)oxiden worden gereduceerd. Gereduceerd ijzer (Fe^{2+}) is relatief goed oplosbaar en kan ophopen in zuurstofloos poriewater. Dit gaat samen met een toename in opgelost P in dezelfde periode, wat onder zuurstofrijke condities aan geoxideerd ijzer gebonden zit, maar vrij kan komen zodra dit ijzer gereduceerd wordt. De fosforconcentraties in het poriewater zijn dan ook hoger in het drukdrainageperceel dan in het referentieperceel.

Ook de concentratie nitraat (NO_3) is in 2019 en 2020 een stuk hoger in het poriewater van het referentieperceel, met uitschieters tot > 500 $\mu\text{mol l}^{-1}$ ten opzichte van het drukdrainageperceel (Figuur 3.3). In het relatief natte 2021 is de concentratie nagenoeg gelijk in de twee percelen, maar neemt de concentratie ammonium (NH_4) sterk toe, wat verklaard kan worden door de toegenomen denitrificatie en verminderde nitrificatie in het referentieperceel.



Figuur 3.2: Chemisch onderzoek naar de effecten van drukdrainage op waterkwaliteit in de sloot. Foto: Bas van de Riet.



Figuur 3.3 Poriewaterchemie (~45 cm –mv): relevante parameters op 0, 1 en 2 meter vanaf de drainbuis in het drukdrainageperceel (blauw) en het referentieperceel (oranje). Tot en met mei 2020 is op het drukdrainageperceel op elke respectievelijke afstand vanaf de drain in enkelvoud gemeten ($n=1$), en op het referentieperceel in drievoud ($n=3$). Vanaf mei 2020 is gebruik gemaakt van de data die is verzameld binnen het NOBV project, waar op zowel het referentieperceel als op 2 meter afstand vanaf de drain op het drukdrainageperceel respectievelijk 5 en 3 cups zijn geplaatst.

De drukdrains hebben ook een duidelijk effect op de concentratie opgelost methaan (CH_4) in het poriewater. Waar de concentratie in het referentieperceel – op een uitschieter in 2021 na – onder de $40 \mu\text{mol l}^{-1}$ blijft, werden in het drukdrainageperceel regelmatig concentraties $> 250 \mu\text{mol l}^{-1}$ gemeten (Figuur 3.3). Dit was met name het geval op 0 m vanaf de drain, waar de concentratie in 2021 opliep tot $> 300 \mu\text{mol l}^{-1}$.

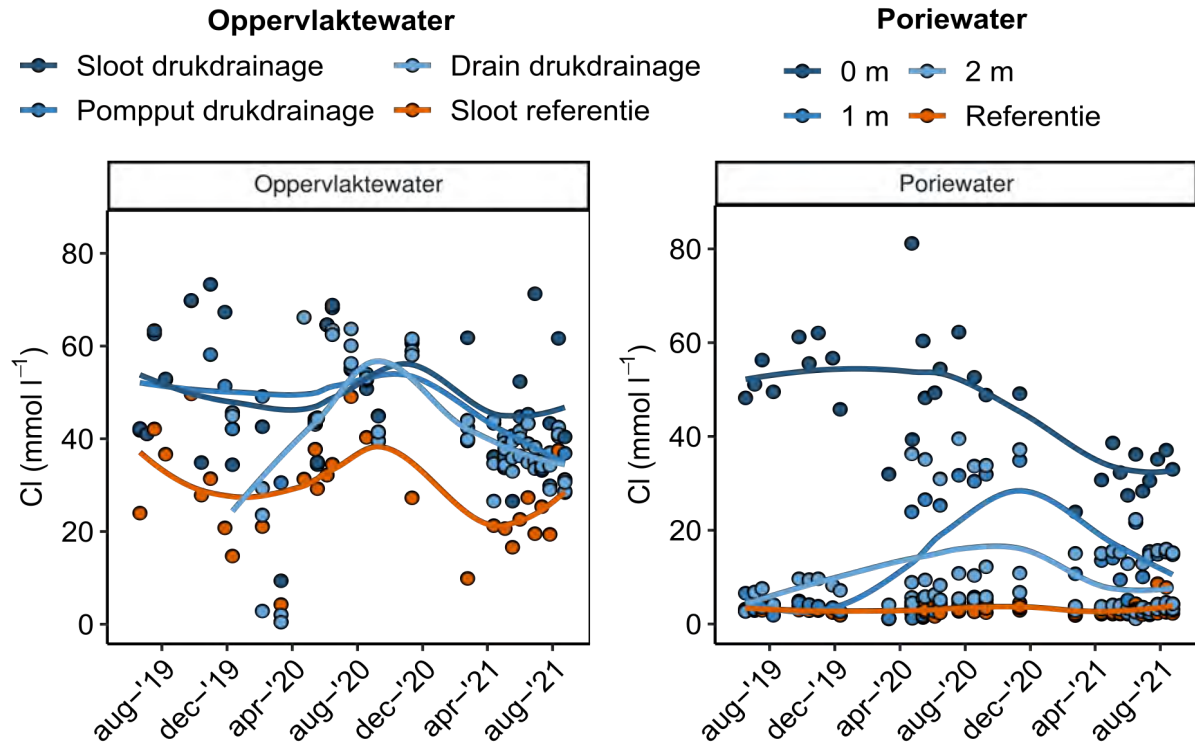
Om meer inzicht te krijgen in hoeverre boezemwater dat via de drukdrains wordt ingebracht doordringt in het perceel kan naar de concentratie chloride gekeken worden. Doordat chloride erg mobiel is en nauwelijks betrokken bij oxidatie/reductie reacties is het erg geschikt als "tracer" (Geilfus, 2019). Daarnaast is de concentratie chloride in de sloot waar de pomp voor de drukdrainage op aangesloten zit relatief hoog ($\sim 50 \text{mmol l}^{-1}$, Figuur 3.5), en kan het dus goed gevolgd worden. Er is dan ook een duidelijke gradiënt in de chloride concentratie loodrecht op de drainage buis, met nagenoeg dezelfde concentraties op 0 m vanaf de drain als in de sloot, en op 2 m vanaf de drain is dit nog maar $5\text{-}10 \text{mmol l}^{-1}$. De concentratie in het referentieperceel is met 3mmol Cl l^{-1} jaarrond relatief laag. In 2021 daalt de concentratie op 0 m vanaf de drain naar 30mmol l^{-1} , terwijl dit in de sloot in veel mindere mate het geval is. Dit kan verklaard worden doordat er vanwege de vele neerslag minder (chloride-rijk) boezemwater is ingepompt.

Het gebruik van drukdrains kan naast een effect op biogeochemische processen in het perceel op het moment dat er water ingepompt wordt, ook effect hebben op het oppervlaktewater op het moment dat actief gedraineerd wordt en water het uit het perceel naar de sloot wordt gepompt. Door bestaande verschillen in waterkwaliteit tussen de sloten bij het drukdrainageperceel en referentieperceel, in combinatie met een verschillend perceelbeheer, zijn mogelijke effecten van drainage op de oppervlaktewaterkwaliteit echter moeilijk te meten. Er zijn wel indicaties dat er nutriënten en opgelost koolstof (DOC) uitspoelen via de drains. In het najaar en voorjaar zijn er duidelijk hogere concentraties PO_4 , NH_4 gemeten in zowel de drains als de pompput (Figuur 3.6). Ook de concentratie opgelost organisch stof, DOC, is met name in het najaar en voorjaar een stuk hoger ($4\text{-}7 \text{mmol l}^{-1}$) in de drain en pompput op het drukdrainageperceel dan in zowel de sloot bij het drukdrainage- als het referentieperceel ($2\text{-}3 \text{mmol l}^{-1}$).

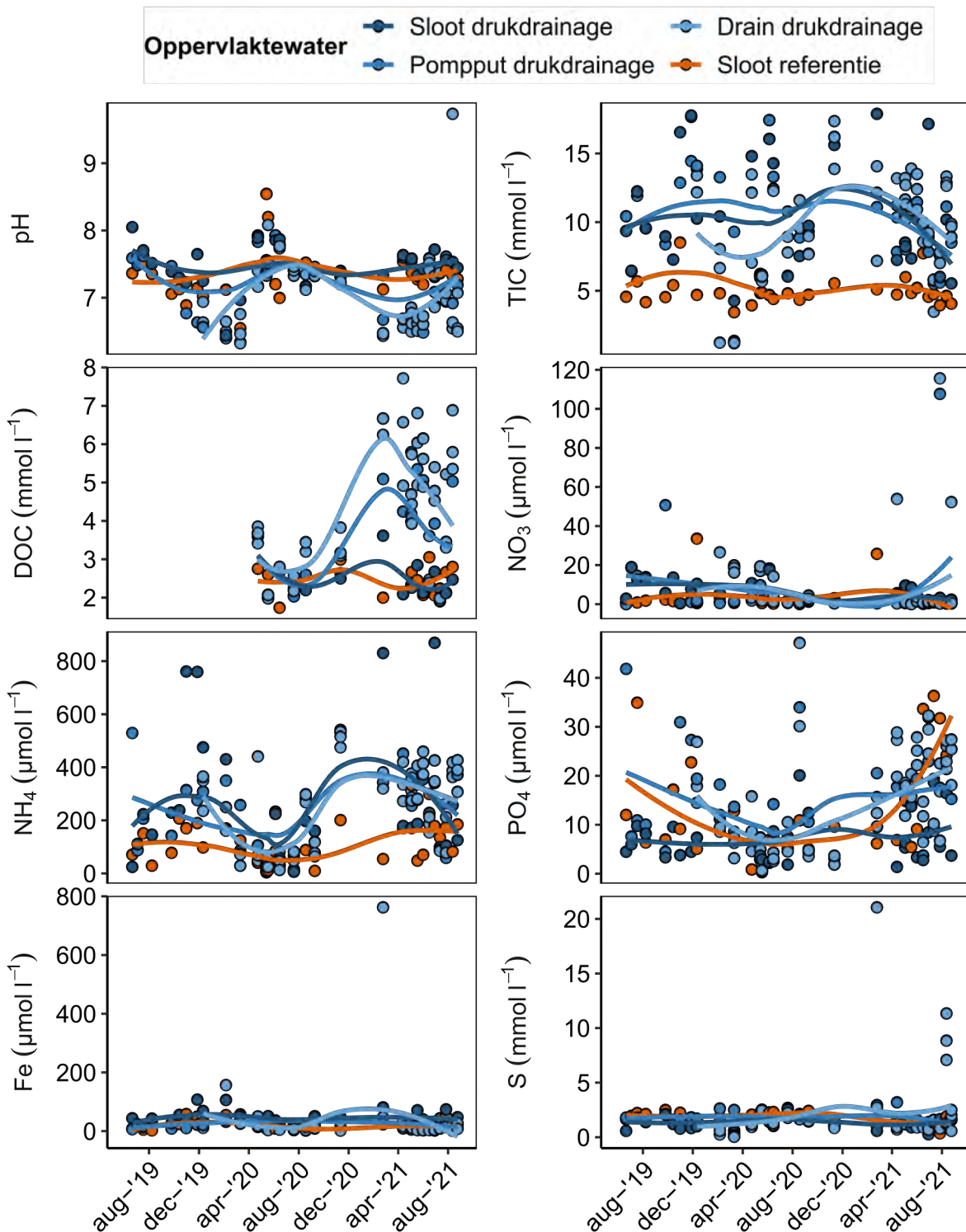
In aanvulling op de reguliere chemische monitoring welke elke 3-4 weken is uitgevoerd (figuur 3.3 en 3.4) is in oktober 2021 tijdens een periode van actieve drainage enkele weken intensief bemonsterd om de effecten van drukdrainage op de uitspoeling van nutriënten en de kwaliteit van het oppervlaktewater te kunnen vaststellen. Deze onderzoeksresultaten worden in de volgende paragraaf beschreven.



Figuur 3.4: Chemisch onderzoek naar de effecten van drukdrainage op waterkwaliteit in de sloot. Foto: Stefan Weideveld.



Figuur 3.5: Chloride concentratie over de tijd in het oppervlaktewater (links) van de sloot naast het drukdrainageperceel (donkerblauw) en het referentieperceel (oranje), en in de pompput (blauw) en drainbuis (lichtblauw) op het drukdrainageperceel. Rechts de chloride concentratie in het poriewater (~45 cm -mv) op 0 (donkerblauw), 1 (blauw) en 2 (lichtblauw) meter vanaf de drainbuis in het drukdrainageperceel, en het referentieperceel (oranje). Tot en met mei 2020 is op het drukdrainageperceel op elke respectievelijke afstand vanaf de drain in enkelvoud gemeten ($n=1$), en op het referentieperceel in drievoud ($n=3$). Vanaf mei 2020 is gebruik gemaakt van de data die is verzameld binnen het NOBV project, waar op zowel het referentieperceel als op 2 meter afstand vanaf de drain op het drukdrainageperceel respectievelijk 5 en 3 cups zijn geplaatst.



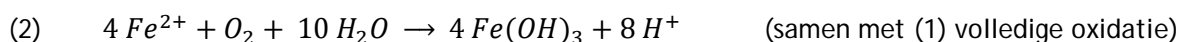
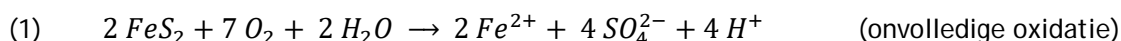
Figuur 3.6: Relevante oppervlaktewater-parameters bij het drukdrainageperceel in de sloot (donkerblauw, n=1), pompput (blauw, n=1) en drain (lichtblauw, n=3), en in de sloot bij het referentieperceel (oranje, n=1). Vanaf mei 2020 is gebruik gemaakt van de data die is verzameld binnen het NOBV project.

Box 1: kort overzicht van relevante oxidatie- en reductieprocessen in veenweidebodems

Voor de locatie Assendelft vergelijken we de poriewaterchemie in de wisselvochtige laag (~40 cm -mv) tussen het perceel met drukdrainage en het referentieperceel. In het referentieperceel zakken de grondwaterstanden dieper uit in de zomer, waardoor zuurstof verder in de bodem kan dringen in vergelijking met het drukdrainperceel.

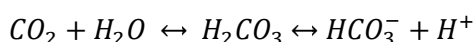
Wanneer er zuurstof doordringt in de bodem zal de afbraak van organisch materiaal plaatsvinden onder invloed van zuurstof (aeroob). Hierbij treedt zuurstof als electronenacceptor op. We zien hierbij dat bij benadering netto geen zuur wordt geproduceerd of geconsumeerd. Omdat het geproduceerde kooldioxide gemakkelijk kan uitgassen uit de relatief droge bodem accumuleert er maar weinig anorganisch koolstof (TIC, bicarbonaat) in het poriewater.

Het zuurstof reageert ook met gereduceerde verbindingen in de bodem waarbij zuur wordt geproduceerd. Eén van de belangrijke zuurvormende processen in deze bodems is de oxidatie van gereduceerde zwavelverbindingen (vooral ijzersulfide in de vorm van pyriet(FeS_2)). Deze kan volledig of onvolledig verlopen. Wanneer de oxidatie onvolledig verloopt komt er behalve sulfaat ook gereduceerd ijzer vrij (reactie 1); bij een volledige oxidatie wordt ook het gereduceerde ijzer geoxideerd tot ijzer(III)hydroxides (reactie 1 en 2 samen).



Naast H^+ -ionen wordt onder de zuurstofrijke condities sulfaat geproduceerd (reactie 1). Dit komt omdat er onder invloed van zuurstof meer gereduceerd zwavel wordt geoxideerd en er veel minder sulfaat wordt gereduceerd tot sulfide. Een belangrijke bron van de hoge sulfaatconcentraties in het oppervlaktewater van het veenweidegebied, die indirect leiden tot een slecht waterkwaliteit, is dan ook de oxidatie van de veenbodems.

Bij hogere waterstanden, zoals het geval is in de percelen met drukdrainage, dringt er veel minder zuurstof door in de bodems. Hierdoor vindt de afbraak van organisch materiaal anaeroob plaats, waarbij in plaats van zuurstof met name driewaardig ijzer (Fe^{3+}) en sulfaat (SO_4^{2-}) optreden als zogenaamde alternatieve electronenacceptor. We zien dat er bij deze reactie netto protonen worden geconsumeerd. Hierdoor wordt een deel van het CO_2 dat vrijkomt omgezet in HCO_3^- (bicarbonaat):



(wanneer protonen worden onttrokken verschuift het evenwicht naar rechts)

Tevens wordt er gereduceerd ijzer gevormd en/of sulfide. IJzer en sulfide kunnen neerslaan als FeS . In waterverzadigde bodems kan het gevormde anorganische koolstof accumuleren, omdat kooldioxide minder gemakkelijk kan uitgassen naar de atmosfeer. Dit leidt tot hogere TIC-concentraties in het poriewater, maar dit wil dus niet zeggen dat er ook meer afbraak plaatsvindt in de anaerobe bodems.

Dit laatste proces heeft mogelijk een belangrijke implicatie, namelijk dat anaerobe bodems netto minder gasvormig CO_2 uitstoten, omdat mogelijk een deel van het vrijgekomen koolstof (CO_2) chemisch wordt omgezet naar bicarbonaat (HCO_3^-). Het aandeel hiervan in de koolstofkringloop moet verder worden uitgezocht en vraagt mogelijk een experimentele benadering. Het is hierbij van belang dat ook de aan- en afvoer van koolstof van en naar het oppervlaktewater hierbij meegenomen wordt.

3.1.4 Effecten van drukdrainage op het grasland en gewaskwaliteit

In de nazomer van 2019, 2020 en 2021 werd vastgesteld dat het gras op het drukdrainage-perceel van de huiskavel een lichtgroene/-gele verkleuring vertoonde, terwijl dit in het controle-perceel niet het geval was. Om die reden zijn in september 2020 op beide percelen bodemchemische analyses gedaan aan de wortelzone van de grasmat (0-20 cm) en zijn gewasmonsters verzameld en geanalyseerd.



Figuur 3.7: Geelgroene verkleuring van de grasmat op het perceel met drukdrainage (links), terwijl het referentieperceel het gras groen blijft (rechts). Foto: B. van de Riet, eind september 2019, Assendelft huiskavel.

Anorganisch N in de toplaag (0-20 cm) van zowel het drukdrainageperceel als het controleperceel bestaat vrijwel volledig uit nitraat (>95%). De hoeveelheid nitraat in het drukdrainageperceel is met $\sim 330 \mu\text{mol l}^{-1}$ bodem lager dan de $560 \mu\text{mol l}^{-1}$ in het controleperceel (Tabel 3.2). Eenzelfde beeld komt naar voren in de hoeveelheid plant-beschikbare kationen (K, Ca, Fe, Mg, Al). Dit kan verklaard worden door een verminderde mineralisatie van de veenbodem in het drukdrainageperceel, met als resultaat een verminderde beschikbaarheid van de daarbij vrijkomende nutriënten. Daarnaast lijken de nattere condities in het drukdrainageperceel ook effect te hebben het vochtpercentage in de toplaag (0 - 20 cm): waar het vochtpercentage $53 \pm 0,5\%$ is op het drukdrainageperceel is het met $47 \pm 1,01\%$ net wat lager in het referentieperceel. Onder natte omstandigheden spoelen kationen en anionen makkelijker uit. Ook de beschikbaarheid fosfor (gemeten als Olsen-P) is lager in het drukdrainageperceel ($1,5 \pm 0,12 \text{ mmol l}^{-1}$ bodem) ten opzichte van het controleperceel ($2,9 \pm 0,44 \text{ mmol l}^{-1}$ bodem). In de hoeveelheid zware metalen zijn geen grote verschillen gevonden.

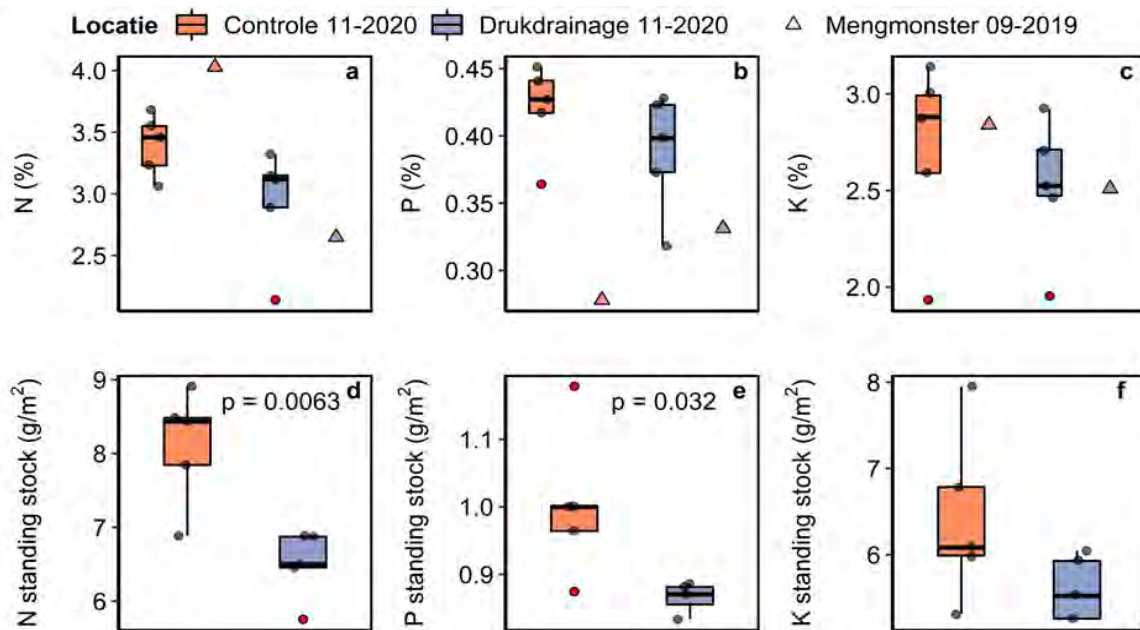
Het verschil in de beschikbaarheid van nutriënten in de bodem is ook terug te zien in de grasvegetatie. Zowel de hoeveelheid N als de hoeveelheid P en K is gemiddeld lager in de vegetatie van het drukdrainageperceel (Figuur 3.8). Het K-gehalte en P-gehalte in het gras valt in beide percelen binnen de bereiken van 2,2-3,5% voor K en 0,3 - 0,6% voor P die in de literatuur worden aangegeven voor optimale groei van grassen (Campbell, 2000). De hoeveelheid N is zowel in het drukdrainageperceel (2,9%) als in het controleperceel (3,4%) lager dan het bereik dat wordt genoemd voor optimale groei (4-5%). De N-concentraties liggen echter wel in dezelfde range die in eerder onderzoek werd gemeten op graslandpercelen zonder drukdrainage op de proefboerderij in Zegveld.

Als de gewasopbrengst wordt meegenomen dan zijn zowel de gemiddelde hoeveelheid N als P per vierkante meter ('standing stock') significant lager op het drukdrainageperceel dan op het controleperceel ($6,5 \text{ g N/m}^2$ en $0,87 \text{ g P/m}^2$ versus $8,1 \text{ g N/m}^2$ en $1,0 \text{ g P/m}^2$, respectievelijk) (Figuur 3.8). Het lagere N-gehalte bij drukdrainage werd ook in vegetatiemonsters op andere momenten in het groeiseizoen geconstateerd (juli-okt) en was dus niet beperkt tot de periode waarin het gras op de het drukdrainage perceel in Assendelft geel verkleurde (Figuur 3.9). Verder zijn de zwavelgehalten van de grassen op het drukdrainageperceel redelijk laag in vergelijking met het referentieperceel. De concentraties liggen lager dan de kritische concentraties van 0,2% uit literatuur (Campbell, 2000). Sowieso zijn de S-concentraties in het gewas in Assendelft (drukdrainage- en referentieperceel) veel lager dan in vergelijkbare graslanden in Zegveld (bestaande meetgegevens B-WARE). De

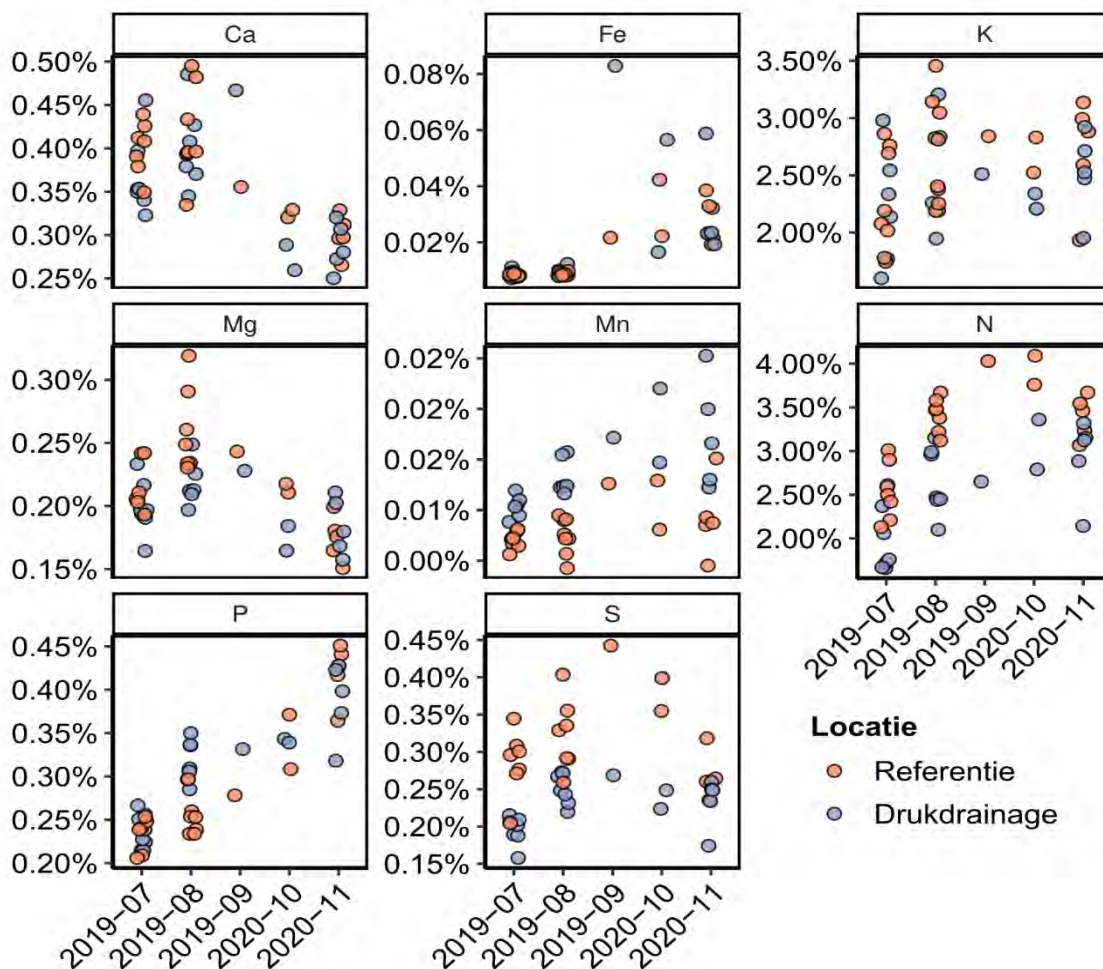
geelverkleuring die werd gevonden is ook heel karakteristiek voor zwavelgebrek. Tot slot zijn de mangaanconcentraties in het gras op het drukdrainageperceel structureel hoger dan op het referentieperceel. Geelverkleuring als gevolg van mangaantoxiciteit sluiten we echter uit; de gevonden concentraties vallen binnen hetzelfde bereik van eerdere metingen in Zegveld.

Tabel 3.2: Fysisch-chemische samenstelling van de toplaag van de bodem op het drukdrainage te Assendelft. Bodemmateriaal werd in september 2020 verzameld uit de wortelzone, 0-20 cm . Getoonde waardes zijn gemiddeldes \pm S.D. (n=4).

	Drukdrainage		Controle		
	gemiddeld	SE	gemiddeld	SE	
Vochtgehalte (%)	53	0,50	47	1,01	
Massa / volume (kg/L)	0,51	0,01	0,68	0,03	
Organische stof (%)	37	0,44	26	1,39	
pH-NaCl	5,3	0,031	5,2	0,067	
NH ₄	13	3,4	8,4	1,1	
NO ₃	327	99	564	39	
Al	23	3,9	26	5,2	
Ca	22549	894	27758	1199	
Plant-beschikbaar (μ mol/L _{bodem})	Fe	15	2,1	5,1	1,0
	K	613	252	1044	438
	Mg	16713	1115	17563	1013
	Mn	282	21	259	104
	P	6,5	1,6	15	7,2
	S	1213	277	355	23
	Si	397	21	805	80
	Zn	7,9	0,80	15	3,0
Olsen-P (mmol/L _{bodem})	1,5	0,12	2,9	0,44	
Al	308	7,3	460	21	
Ca	95	2,4	125	18	
Cl	44	5,5	18	6,2	
Fe	197	6,9	357	33	
K	44	1,2	66	4,4	
Mg	89	2,6	131	8,8	
Mn	2,9	0,15	10	3,2	
Na	22	4,1	10	1,1	
P	29	1,4	76	23	
S	55	1,0	44	3,4	
Si	22	3,5	31	2,9	
Zn	891	20	1579	193	
As	0	0	0,53	0,53	
B	690	77	950	97	
Ba	46	4,2	35	5,5	
Cd	0,11	0,029	0,20	0,040	
Co	0,65	0,17	0,88	0,29	
Cr	7,5	1,9	10	1,9	
Cu	78	4,8	102	5,9	
Hg	0	0	0	0	
Mo	0	0	0,048	0,048	
Ni	8,8	1,3	45	28	
Pb	1,8	0,86	2,0	0,52	
Sr	53	6,0	78	7,7	



Figuur 3.8: De concentratie stikstof (N), fosfor (P) en kalium (K) in de bovengrondse biomassa en de nutriënten uitgedrukt als standing stock (g/m^2). Verschillen zijn niet significant ($p=0.05$) tenzij aangegeven.

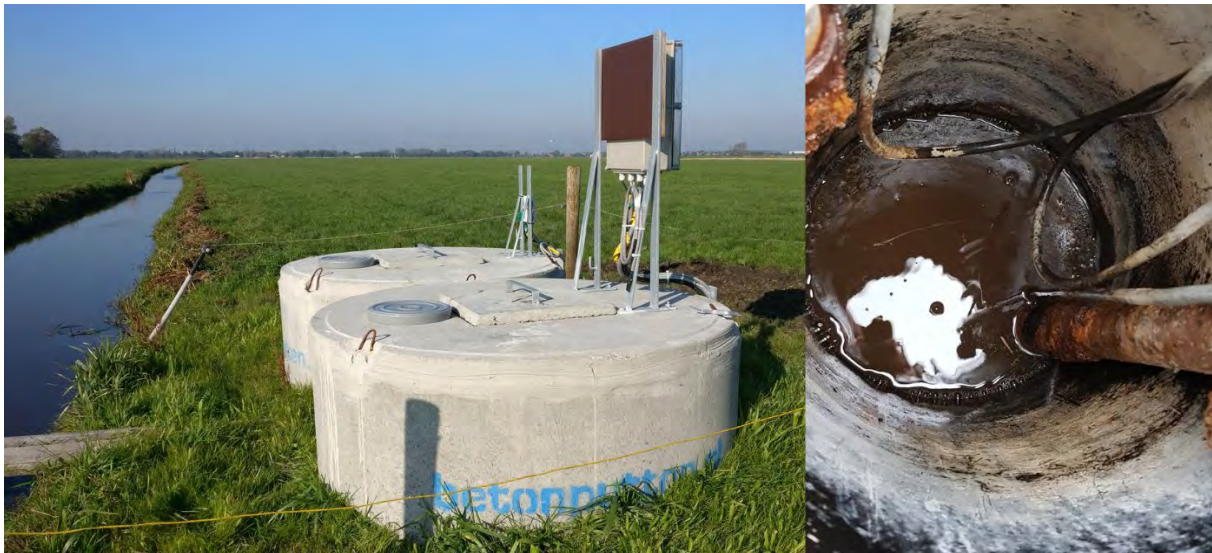


Figuur 3.9: Veranderingen in de nutriëntconcentraties in de grasvegetatie te Assendelft. De concentratie calcium (Ca), ijzer (Fe), kalium (K), magnesium (Mg), mangaan (Mn), stikstof (N), fosfor (P) en zwavel (S) in de bovengrondse biomassa van het perceel met drukdrainage (blauw) en de referentie (rood).

3.2 Draineren via drukdrains: effecten op de zwavelcyclus en de waterkwaliteit in de sloot

3.2.1 Zwavelproblematiek

Sinds de aanleg van de drukdrainage wordt jaarlijks tijdens de drainagemomenten waargenomen dat het water in de pompput gaat stinken naar rotte eieren, het wordt troebel door witte of grijze deeltjes in de waterkolom en aan de binnenzijde van de pompput ontstaan witte afzettingen (Figuur 3.10 en 3.11). Het vermoeden was dat dit veroorzaakt wordt door een omzetting van zwavelverbindingen als gevolg van actieve drainage via de drukdrains. De witte substantie bestaat zeer waarschijnlijk uit elementair zwavel dat kan ontstaan door de oxidatie van gereduceerd zwavel (sulfide). Het water wordt uitgepompt naar de sloten en kan daar tot een extra belasting van het oppervlaktewater leiden met zwavel of andere nutriënten. Een ander probleem van deze zwavelvorming is dat het leidt tot defecten aan het technisch systeem. In sommige jaren moesten de drains worden doorgespoten of leidden witte klonten tot verstopping van de pompen.

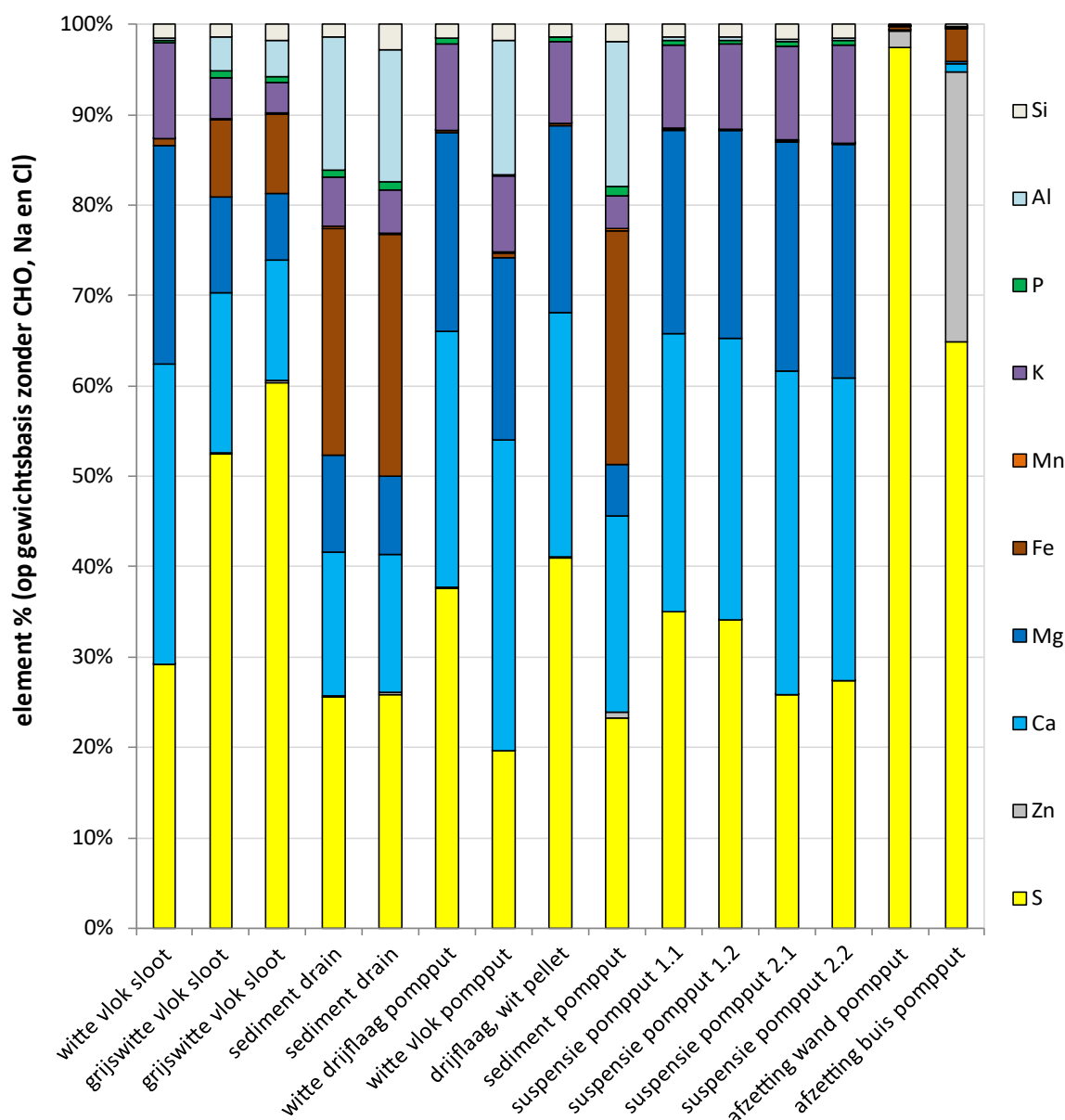


Figuur 3.10: Tijdens perioden van draineren wordt anaeroob, zwavelrijk grondwater uit de het perceel gepompt. Wanneer dit water in een omgeving komt met zuurstof worden de gereduceerde zwavelverbindingen, zogeheten sulfiden, geoxideerd en ontstaan witte afzettingen en vlokken. Deze leiden tot verstoppingen in het drukdrainagesysteem en corrosie van metaal en beton. Foto's: Bas van de Riet (31 oktober 2019) en Stefan Weideveld, pompput huiskavel Assendelft, 11 november 2021.



Figuur 3.11: Diverse verschijningsvormen van witte zwavelrijke verbindingen die ontstaan tijdens actieve drainage. Van links naar rechts: witte minerale afzettingen op de wand van de pompput, drijflaag van vlokken uit de pompput, spuit met watermonster uit de pompput met witte suspensie, drijvende slijmerige vlok uit de pompput en een slijmerige vlok van de bodem van de sloot. Foto's: Bas van de Riet, Stefan Weideveld & Thomas Gremmen; Assendelft oktober 2020 en 2021.

De chemische analyses ondersteunen het vermoeden dat er op het moment dat het drukdrainagesysteem in Assendelft en Zuiderveen gebruikt wordt om te draineren zwavelvorming optreedt. De diverse minerale afzettingen en drijvende slijmvlokken bleken rijk aan elementair zwavel (Figuur 3.12). Zo hechtte zich op de wanden van de pompput een minerale afzetting die voor >95% uit zwavel bestond. Na een aantal dagen draineren vulde de pompput zich met een witte troebele suspensie (~2,7 g vaste stof per liter), welke voor 40% uit zwavel en verder voornamelijk uit calcium en magnesium bestond. De witte, slijmerige vlokken welke de pompen en drainbuizen kunnen verstopen bleken voor 30-60% uit zwavel te bestaan.



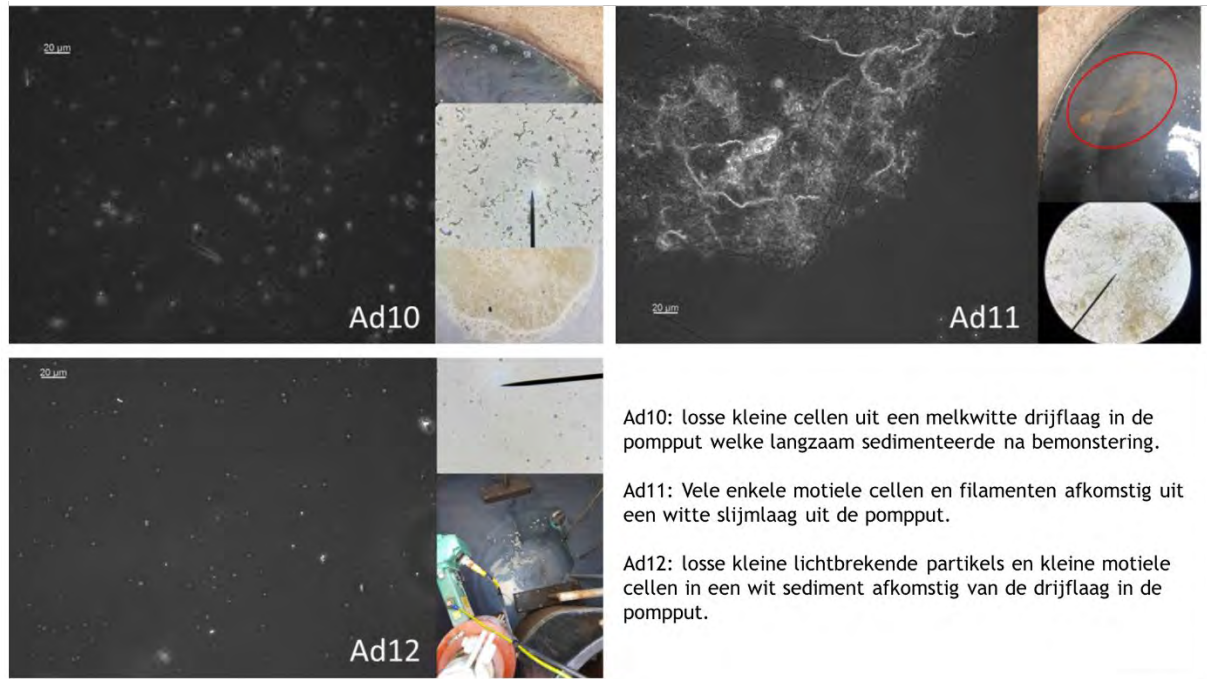
Figuur 3.12: Elementaire samenstelling van diverse witte verbindingen die ontstaan tijdens actieve drainage. Het gele deel van de balk geeft het aandeel zwavel aan op basis van het drooggewicht. De massa is gecorrigeerd voor eventueel aanwezige organische stof en de massa van natrium en chloride, omdat deze ionen tot vaste stof werden na indampen van het brakke oppervlaktewater. Het hoge Zn-gehalte in het laatste monster wordt overigens veroorzaakt doordat het monster van een gegalvaniseerde buis is afgeschraapt die flink gecorrodeerd was. Assendelft oktober 2021.

.....

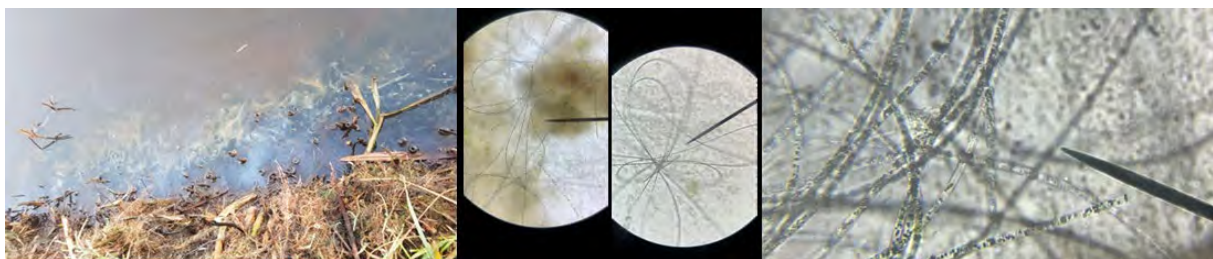
Naast de chemische analyses van de diverse zwavelrijke verbindingen zijn door de Afdeling Microbiologie van de Radboud Universiteit nadere analyses gedaan. Microscopisch onderzoek liet duidelijk zien dat de monsters rijk waren aan diverse soorten microorganismen (Figuur 3.13). Het eerste vermoeden was dat de problematiek met zwavel veroorzaakt zou worden door een bacterie van het genus *Beggiatoa*. Deze bacteriën zijn in staat om sulfiden te oxideren waarbij elementair zwavel wordt gevormd wat weer kan leiden tot verstoppingen in bijvoorbeeld waterzuiveringsinstallaties. Hoewel in Assendelft in eerdere monsters uit de greppels op het referentieperceel wel *Beggiatoa* leek te zijn aangetroffen (Figuur 3.14), bleek deze na microscopisch onderzoek niet in de monsters uit het drukdrainsysteem aanwezig te zijn. Vervolgens is een aantal monsters geselecteerd voor een DNA analyse (16S rRNA amplicon analyse) om de samenstelling en de abundantie van de bacterie- en archaea-gemeenschappen te bepalen (Van Alen et al., 2022). In de monsters uit de pompput werden grote hoeveelheden zwavel oxiderende bacteriën aangetroffen. Een groot deel (>75%) behoorde tot het genus *Thiovirga*. De drijvende slijmvlokken hadden een hoge abundantie van sulfide-oxiderende bacteriën van de genera *Sulfurovum*, *Sulfuricurvum* en *Sulfuromonas*. De hoge abundantie van deze sulfideoxiderende bacteriën in de geanalyseerde monsters past goed bij de waargenomen zwavelafzettingen in het drukdrainsysteem.

Het lijkt er dus op dat door de toepassing van drukdrains de groei van dergelijke sulfide-oxideerders sterk wordt gestimuleerd. De hoge concentraties sulfiden, die voorkomen in de anaerobe waterverzadigde bodemlagen, worden tijdens actieve drainage via de drains afgevoerd naar de pompput. Specifieke micro-organismen oxideren deze sulfiden tot elementair zwavel met behulp van zuurstof (of nitraat) op het moment dat deze in een zuurstofhoudende omgeving terecht komen, zoals de pompput. Hierbij vindt er voornamelijk onvolledige oxidatie plaats tot elementair zwavel (en niet tot sulfaat), omdat de beschikbaarheid van zuurstof (of nitraat) nog steeds beperkend is. De oxidatie van gereduceerde zwavelverbindingen ondermijnt het technisch functioneren van het drukdrainagesysteem, doordat drainbuizen en pompen verstopt kunnen raken met afzettingen van elementair zwavel of polysulfiden al dan niet in slijmvormige bacterievlokken. Naast het risico op verstoppingen leidt actieve drainage via het drukdrainagesysteem in Assendelft en Zuiderveen ook tot corrosie van de metalen constructie en aantasting van het beton door de sulfideverbindingen. Dit probleem van sulfide uitspoeling en zwavelvorming in drukdrainagesystemen lijkt vooralsnog beperkt te blijven tot locaties met een brakke, zwavelrijke ondergrond. Of dergelijke problemen (op den duur) ook kunnen optreden in drukdrainsystemen elders is onbekend.

Het ontstaan van zwavelafzettingen en bacterievlokken in de drukdrains is lastig te voorkomen. Beluchten van de waterkolom in de pompput zou mogelijk kunnen leiden tot een verdere oxidatie naar sulfaat, maar dat is gebaseerd op theoretische kennis van de reactievergelijkingen en niet in de praktijk getest. Daarentegen is het belangrijk te realiseren dat ontwatering in het veenweidegebied leidt tot een grote *diffuse* belasting van het oppervlaktewater met sulfaat (Vermaat et al., 2013; Smolders et al., 2013). Drukdrainage lijkt de uitspoeling van sulfaat juist tegen te gaan omdat de oxidatie van zwavel in de ondergrond wordt geremd (zie paragraaf 3.1). In dat opzicht verandert drukdrainage de *diffuse sulfaatbelasting* vanuit het perceel in een *puntbelasting*, namelijk de uitstroom van de pompput. Dat geeft de mogelijkheid om de afwenteling van zwavel uit de brakke ondergrond naar de sloot te sturen en wellicht geeft het door slimme technische aanpassingen van het drukdrainsysteem de mogelijkheid om de belasting van het oppervlaktewater uit veenweidegebieden op termijn te verminderen. Bijvoorbeeld door het sulfide of de elementaire zwavelverbindingen die gevormd worden op een innovatieve manier af te vangen. Een vergelijking van de zwavelbalans van percelen mét en zonder drukdrainage, zou daar zicht op kunnen geven. Een dergelijke balans kan op basis van dit onderzoek nog niet worden gemaakt, omdat de diffuse uitspoeling van sulfaat van drukdrain- en referentieperceel nu niet bekend zijn.



Figuur 3.13: Microscopische opnamen van losse kleine bewegende cellen en een netwerk, zoals op 31 oktober 2021 tijdens drainage aangetroffen in diverse monsters uit het oppervlaktewater in de pompput van het drukdrainageperceel in Assendelft. Van deze monsters zijn DNA analyses uitgevoerd om te achterhalen welke micro-organismen aanwezig zijn. Foto's: Katinka van de Pas-Schoonen/Afdeling Microbiologie Radboud Universiteit; Stefan Weideveld & Bas van de Riet.



Figuur 3.14: In de slootkant en de greppels van het referentieperceel in Assendelft ontstonden witte slijmvlokken en daarin werd een motiele bacterie gevonden met lange filamenten. Vermoedelijk is dit *Beggiatoa*, een sulfide oxiderende bacterie, maar aan het monster is geen DNA-bepaling gedaan om dat te bevestigen. Foto's: Stefan Weideveld & Bas van de Riet.

3.2.2 Effecten van drukdrainage op de waterkwaliteit

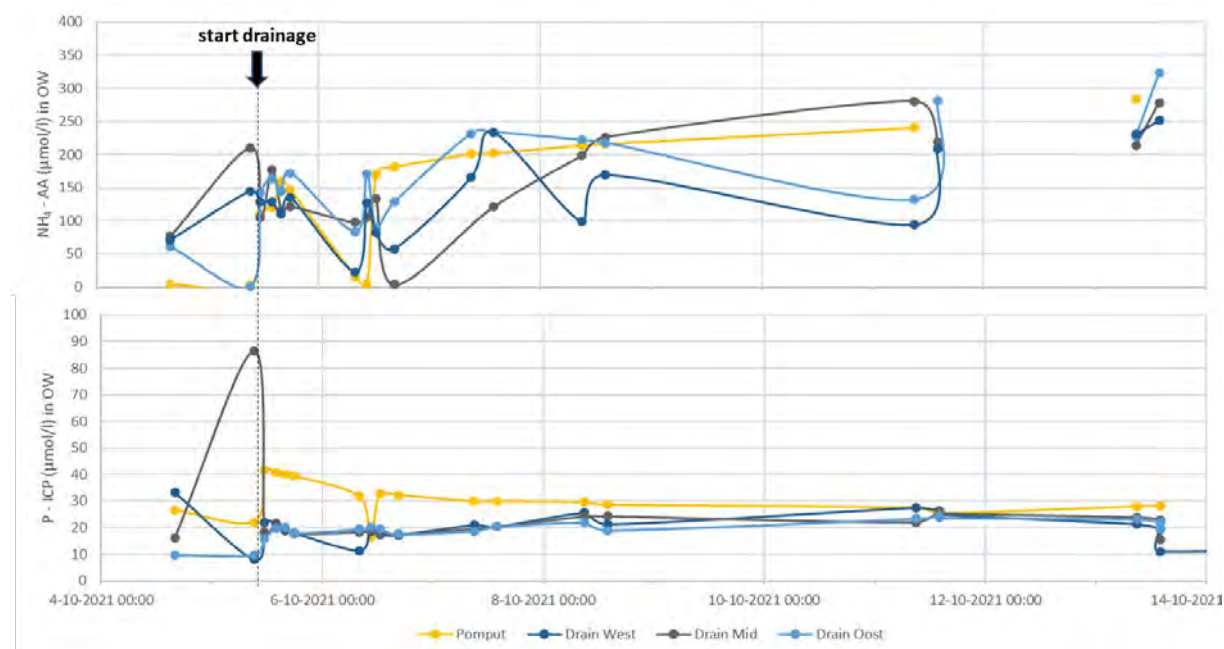
Het gebruik van drukdrains kan naast een effect op biogeochemische processen in het perceel op het moment dat er water ingepompt wordt, ook effect hebben op het oppervlaktewater op het moment dat er water het perceel uit wordt gepompt. De reguliere biogeochemische monitoring (paragraaf 3.1) gaf al indicaties dat nutriënten en labiel koolstof (DOC) uitspoelen, aangezien in het najaar en voorjaar duidelijk hogere concentraties DOC, PO₄ en NH₄ worden gemeten in de drainbuizen en de pompput. Deze concentraties waren vaak (veel) hoger dan de concentraties in het oppervlaktewater. Met het oog op zowel de bedrijfsvoering (behoud van nutriënten voor het gras), als de mogelijke effecten op de biologische en chemische waterkwaliteit (Kaderrichtlijn Water) is dit nader onderzocht.

Om een beter beeld te krijgen van de effecten van actief draineren op de waterkwaliteit werd begin oktober 2021 gedurende twee weken een intensieve chemische bemonstering uitgevoerd van het

oppervlaktewater, de drainbuizen en de pompput op de huiskavel. Het doel daarbij was om voor het huiskavel in Assendelft een beeld te krijgen welke nutriënten naar de sloot toe verdwijnen en hoe die fluxen door de tijd heen veranderen.

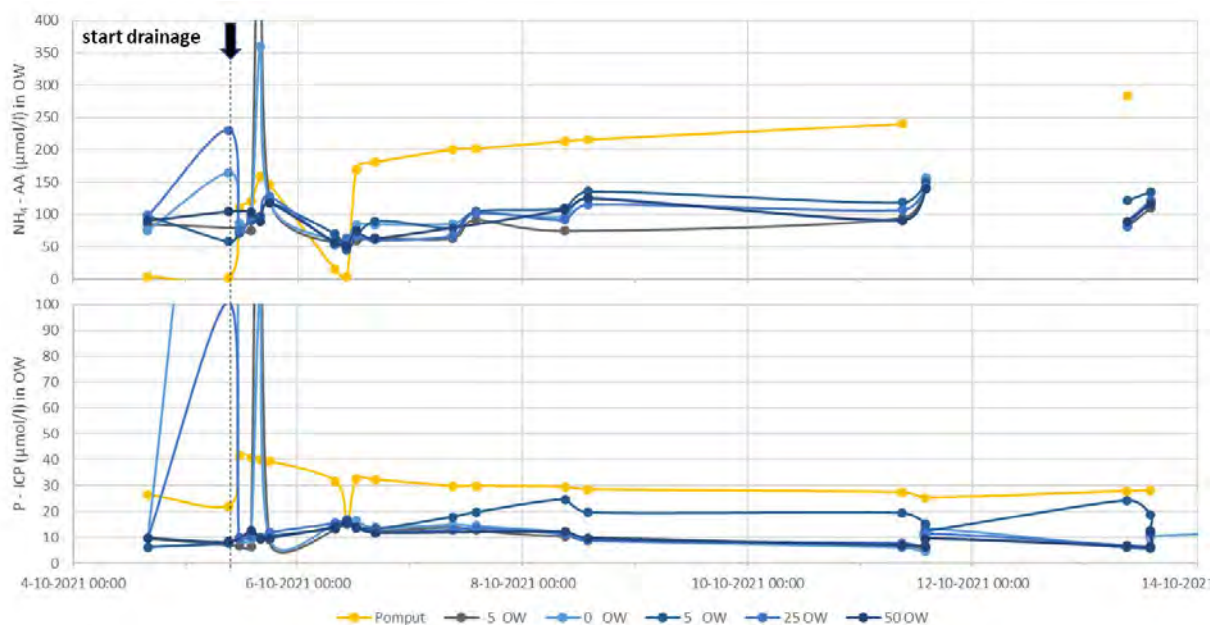
Eén dag voordat de pomp werd aangezet zijn verschillende watermonsters verzameld om een beeld te krijgen van de uitgangssituatie. Na aanschakelen van de pomp op 5 oktober 2021 werden gedurende twee weken de veranderingen in de waterchemie gemonitord. Op basis van de automatische debietmetingen is vastgesteld dat in deze periode 436 m³ drainwater uit het perceel op de sloot is geloosd.

Tijdens het actief draineren stegen de P-concentraties in de drie drainbuizen geleidelijk naar 23-28 $\mu\text{mol P l}^{-1}$ en in de pompput maar liefst tot 30-40 $\mu\text{mol P l}^{-1}$ (Figuur 3.15). Ammoniumconcentraties in de drainbuizen lagen tussen de 60-200 $\mu\text{mol NH}_4 \text{ l}^{-1}$. Na starten van de drainage loopt de concentratie NH_4 in de pompput snel op van $\sim 5 \mu\text{mol l}^{-1}$ naar 170 tot 240 $\mu\text{mol l}^{-1}$ (Figuur 3.15). De zuurstofconcentratie in het water in de drains en de pompput zijn laag; het water is nagenoeg anaeroob (0,11 - 0,23 mg $\text{O}_2 \text{ l}^{-1}$). Overigens werden in het drukdrainagesysteem in het Zuiderveen vergelijkbare nutriëntenconcentraties gemeten: tot 52 $\mu\text{mol P/l}$ en tot 300 $\mu\text{mol NH}_4/\text{l}$ in de pompput in oktober 2020.

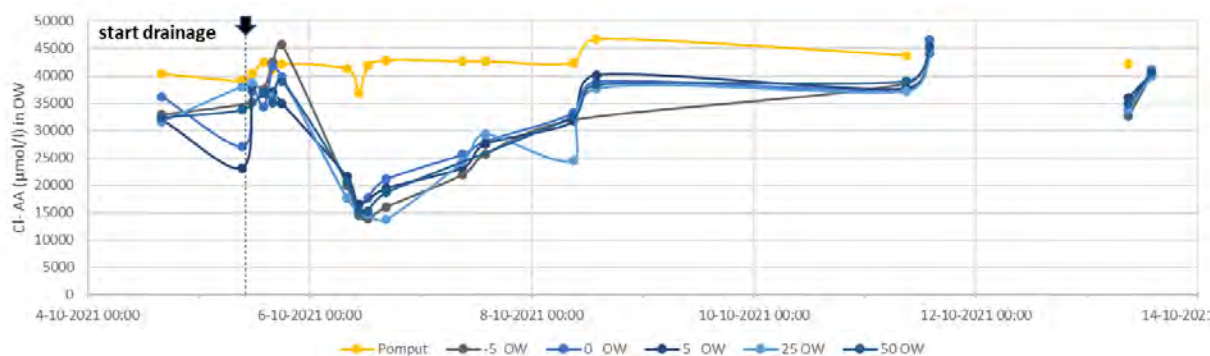


Figuur 3.15: Waterkwaliteit in het drukdrainagesysteem. Het verloop van de concentratie ammonium (NH_4) en fosfor (P) in de pompput en drie drainbuizen. De zwarte pijl geeft de start van de periode van actieve drainage aan.

De metingen in de drains en pompput laten zien dat via actieve drainage een behoorlijke hoeveelheid NH_4 en P in de sloot terecht kan komen. In het oppervlaktewater worden soms ook zeer hoge concentraties gemeten tot wel 270 $\mu\text{mol P/l}$ en 700 $\mu\text{mol NH}_4/\text{l}$, maar daarbij is niet altijd sprake van een duidelijke relatie tussen de afstand vanaf de uitstroomopening van de pompput en de concentratie (Figuur 3.16). Dat komt doordat de concentraties in de sloot beïnvloed worden door meer nutriëntenstromen dan alleen de aanvoer vanuit de pompput. Tijdens perioden met flinke neerslag, zoals 5 en 6 oktober 2021, wordt de oppervlaktewaterkwaliteit in de sloot waarschijnlijk ook bepaald wordt door uit- en afspoeling en vermoedelijk ook door erosie van bodemdeeltjes vanuit het veenweideperceel naar de sloot. Tegelijk vindt er op dat moment verdunning plaats van de concentraties, zoals te zien is aan het verloop van de chlorideconcentraties over die periode (Figuur 3.17).



Figuur 3.16: Waterkwaliteit in de sloot en de pompput. Het verloop van de concentratie ammonium (NH_4) en fosfor (P) in de pompput en op 5 locaties in de sloot. De zwarte pijl geeft de start van de periode van actieve drainage aan. De cijfers geven het aantal meters aan vanaf het monsterspunt waar oppervlaktewater is verzameld (OW) tot aan de pompput.



Figuur 3.17: Waterkwaliteit in de sloot en de pompput. Het verloop van de concentratie chloride (Cl) in de pompput en op 5 locaties in de sloot. Duidelijk is het verdunningseffect te zien als gevolg van de flinke neerslag op 5 en 6 oktober. De cijfers geven het aantal meters aan vanaf het monsterspunt waar oppervlaktewater is verzameld (OW) tot aan de pompput.

Dit onderzoek heeft duidelijk laten zien dat sprake is van een eutrofiërend effect als gevolg van actieve drainage via drukdrainage. Het gaat voornamelijk om ammonium en fosfor. Voor een berekening van de *extra* belasting door drukdrainage zijn ook metingen van de andere 'posten' noodzakelijk, zoals uit- en afspoeling en bodemerosie vanaf de percelen. Dergelijke processen spelen op zowel het drukdrainage- als het referentieperceel, maar mogelijk heeft de hoge grondwaterstand in het drukdrainperceel ook effect op het verloop van deze nutriëntenstromen. Verder onderzoek hiernaar is gewenst, omdat wanneer grote oppervlakten veenweiden worden voorzien van drukdrainage dit een risico geeft op een verslechtering van de waterkwaliteit. Het remmen van bodemdaling en reduceren van de broeikasgasemissies zou dan knellen met de doelstellingen voor waterkwaliteit (Kaderrichtlijn Water). In gebieden met een waardevolle oever- en watervegetaties kunnen ook de natuurwaarden onder druk komen staan.

3.3 Drukdrainage en greppelinfiltratie in Zuiderveen-Oost: effecten op gasfluxen en biogeochemie

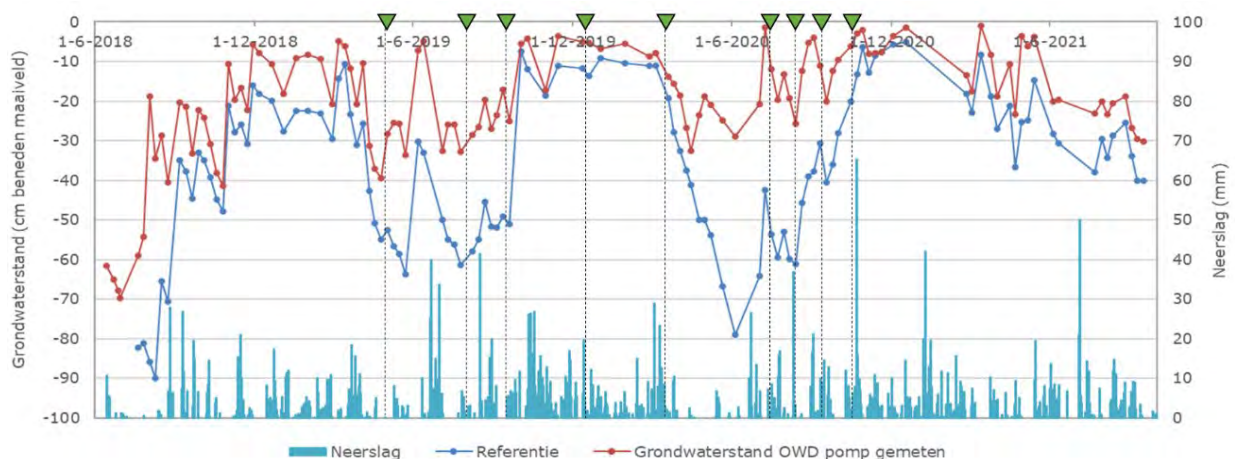
In Zuiderveen Oost zijn op een aantal graslandpercelen met natuurfunctie praktijkproeven uitgevoerd met drukdrainage en greppelinfiltratie. Het gebied heeft relatief hoge slootpeilen (drooglegging ~20 cm) en is in beheer als vochtig hooiland/fauna- en kruidenrijk grasland. Op deze locaties is een intensieve monitoring uitgevoerd naar de effecten van de vernattingsmaatregelen op de grondwaterstanden (Hoving et al., 2021) en in het perceel met drukdrainage ook naar de effecten op natuur, in concreto grasgroei en voedselbeschikbaarheid voor weidevogels (Visbeen et al. 2021).

Aanvullend op deze onderzoeken is nagegaan welke effecten drukdrainage en greppelinfiltratie hebben op de broeikasgasemissies en de daarmee samenhangende biogeochemische processen. In vergelijking met het onderzoek in de graslandpercelen in Assendelft is in Zuiderveen-Oost gekozen voor een minder intensieve monitoring, waardoor de verkregen uitkomsten alleen indicatief te gebruiken zijn (is er een effect, en zo ja welke ordegrootte?). Voor de berekening van een jaarbalans van de broeikasgassen en goed gefundeerde onderbouwing van de gerealiseerde emissiereductie zou een veel uitgebreidere meetinspanning nodig zijn geweest.

Zowel bij drukdrainage als bij greppelinfiltratie zijn de fluxen van CO₂ en CH₄ gemeten met handmatige kamermetingen (door Kytalyk Carbon Cycle Research; zie H2.2.1 voor beschrijving van de methode). Daarvoor zijn vaste raaien met meetpunten uitgezet en deze zijn vier maal gemeten, verspreid over het groeiseizoen. De fluxmetingen aan drukdrainage zijn uitgevoerd in 2019 en 2020; in de greppelinfiltratieproef zijn alleen metingen uitgevoerd in 2020. De biogeochemische monitoring (poriewater- en oppervlaktewaterchemie) is uitgevoerd op de momenten waarop ook de gasfluxen zijn gemeten.

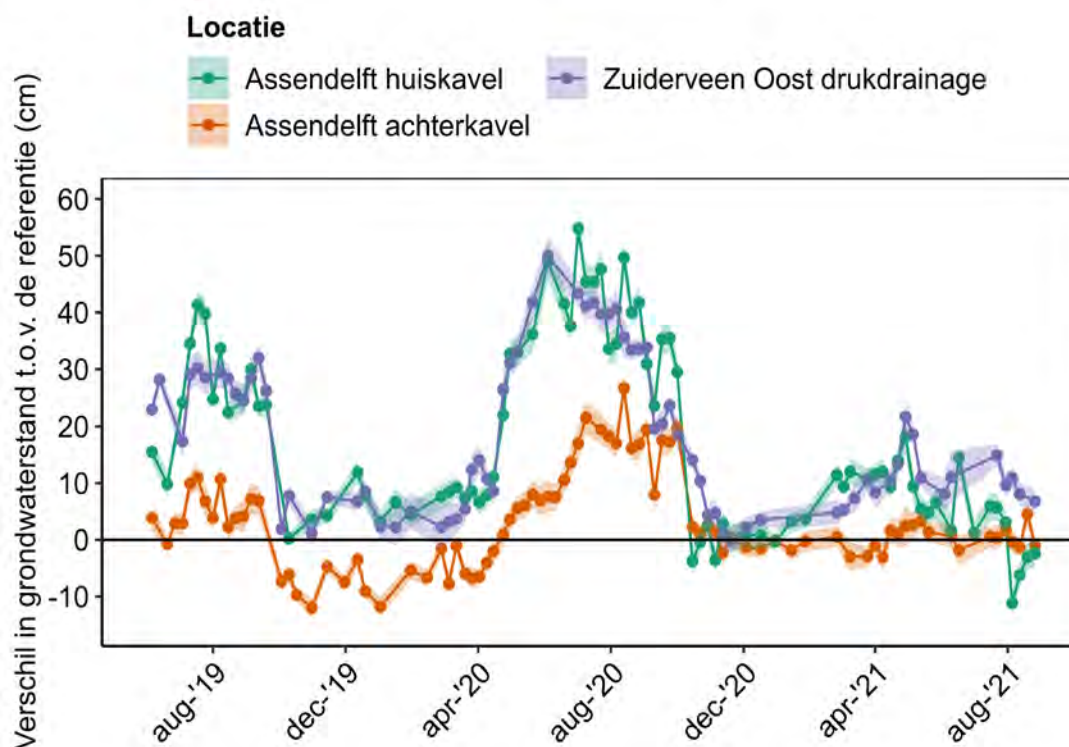
3.3.1 Drukdrainage weidevogelperceel Zuiderveen-Oost

De grondwaterstand in het drukdrainperceel kon in 2018-2019 op een niveau van 30-40 cm - mv gehouden worden (figuur 3.18; Hoving et al. ,2021). In het voorjaar van 2020 zijn aanpassingen gedaan aan het systeem waardoor vanaf juni 2020 de grondwaterstand met drukdrains op 10-20 cm onder maaiveld gehouden kon worden. In het referentieperceel zakte de grondwaterstanden in droge perioden 30 tot 50 cm dieper uit dan in het drukdrainageperceel. In 2021 was door de vele neerslag het verschil tussen het drukdrainage- en het referentieperceel veel kleiner.



Figuur 3.18: Grondwaterstanden (cm - mv) in het perceel met drukdrains (rood) en een nabij gelegen referentieperceel (blauw). Tevens is de hoeveelheid neerslag weergegeven (mm/dag). De momenten dat de monitoring is uitgevoerd staan aangegeven met groene symbolen en stippellijn. Bron: Hoving et al. , 2021; www.knmi.nl.

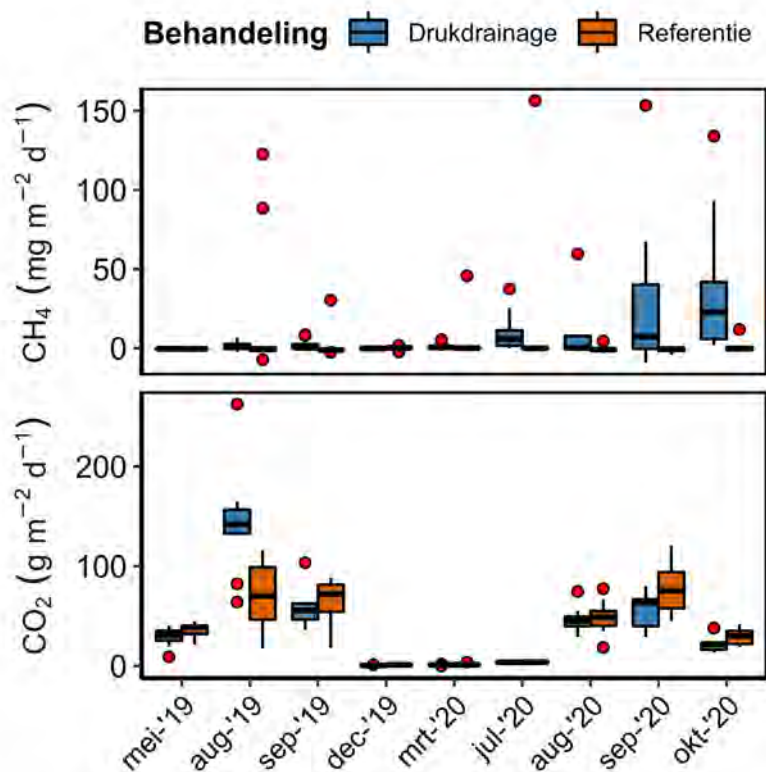
Drukdrainage had een vergelijkbaar effect op de grondwaterstand als het drukdrainageperceel op de locatie Assendelft (huiskavel) (Figuur 3.19). Door een verbeterde effectiviteit van de aansturing vanaf begin juni 2020 werd het streefpeil van 10-20 cm – mv goed benaderd en was het verschil tussen drukdrainage en referentie dan ook het grootst (40-50 cm hoger dan de referentie; figuur 3.19). Door de relatief grote hoeveelheid neerslag in 2021 was het verschil met de referentie toen een stuk kleiner, maar werd in het Zuiderveen het streefpeil van 10-20 cm –mv wel gehandhaafd (fig. 3.18). De effecten van drukdrainage op het achterkavel in Assendelft zijn overigens veel kleiner dan op het huiskavel, mogelijk door een andere aansturing van de pomp en/of ander streefpeil. In het natte jaar van 2021 is er geen effect van drukdrainage op de grondwaterstand in vergelijking met het referentieperceel.



Figuur 3.19: Absolute verschil in grondwaterstand als gevolg van drukdrainage op drie verschillende percelen in het IPV. Een positief getal betekent een toename van de grondwaterstand in vergelijking met de desbetreffende referentie. Gegevens: Water, Land & Dijken/WUR.

De broeikasgasmetingen zijn uitgevoerd met donkere kamers en op die manier wordt de ecosysteemrespiratie gemeten: de som van plantrespiratie en microbiële respiratie, inclusief de oxidatie van de fossiele veenbodem. De ecosysteemrespiratie in het Zuiderveen is met 20-150 g m⁻² d⁻¹ vergelijkbaar met zowel de referentie- en drukdrainagepercelen in Assendelft als de greppelinfiltratie in Zuiderveen Oost. Over het algemeen waren de gemiddelde CO₂-fluxen op het drukdrainageperceel iets lager t.o.v. het referentieperceel, maar de verschillen waren klein (Figuur 3.20). In september 2019 bijvoorbeeld, was dit respectievelijk 57 ± 6 (s.e.) en 65 ± 7 (s.e.) g m⁻² d⁻¹, en in september 2020 respectievelijk 56 ± 6 (s.e.) en 78 ± 8 (s.e.) g m⁻² d⁻¹. De ecosysteemrespiratie die in juli 2020 is gemeten was met 3,7 ± 0,4 (s.e.) en 3,9 ± 0,3 (s.e.) g m⁻² d⁻¹ veel lager dan de rest van de fluxen gemeten in zowel het groeiseizoen van 2020 als 2019. Dit kan verklaard worden doordat eind juni 2020 de percelen gemaaid zijn, waardoor er tijdens de meetcampagne van juli 2020 relatief weinig bovengrondse biomassa aanwezig was. De meting van juli 2020 laat duidelijk zien dat het effect van bovengrondse biomassa op de ecosysteemrespiratie groot is. De gemeten fluxen liggen wat grootte betreft dicht bij de metingen van maart 2020 (0,96 ± 0,14 en 1,28 ± 0,26 g m⁻²

d⁻¹ voor respectievelijk drukdrainage en referentie), en zijn een factor 16 lager dan de gemiddelde fluxen in september 2019 (Figuur 3.20). De impact van bovengrondse biomassa op de ecosysteemrespiratie kan ook een mogelijke verklaring zijn voor de extreem hoge fluxen die zijn gemeten in augustus 2019, met een uitschieter van 262 g m⁻² d⁻¹. Waarom de CO₂-flux op dat moment veel groter is op het drukdrainageperceel dan op het referentieperceel blijft onduidelijk.

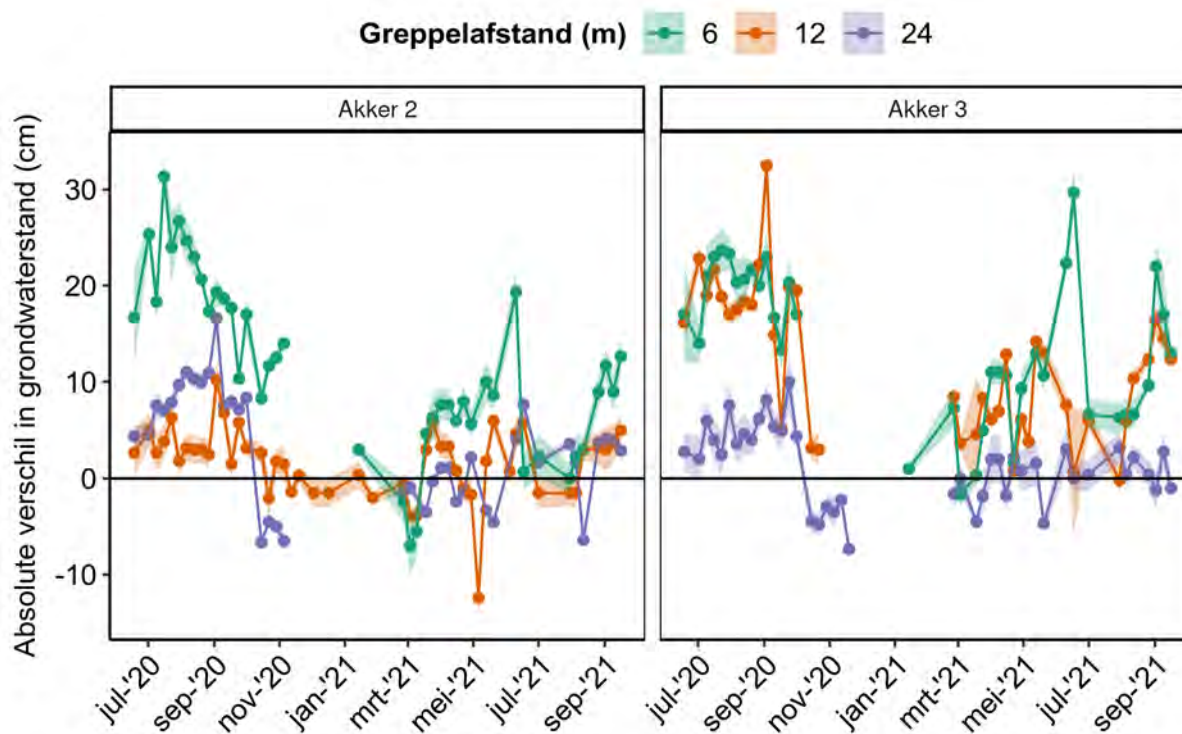


Figuur 3.20: De fluxen van CH₄ (boven) en CO₂ (onder) over de tijd op het drukdrainage- (blauw) respectievelijk het referentieperceel (oranje) in Zuiderveen Oost. De CO₂ fluxen representeren de ecosysteemrespiratie, omdat gemeten is met donkere kamers. De fluxen zijn gemeten op raaien dwars over de respectievelijke percelen (zie gebiedsbeschrijving) (n=8-11). De rode punten geven de uitschieters weer (> 1,5 maal de interkwartielafstand vanaf het eerste of derde kwartiel). Gegevens: Kytalyk Carbon Cycle Research.

In tegenstelling tot het drukdrainage- en referentieperceel in Assendelft, zijn er op beide percelen in Zuiderveen Oost op sommige punten langs beide raaien relatief hoge CH₄ emissies gemeten (Figuur 3.20). Met name in september en oktober 2020 waren de emissies op het drukdrainageperceel relatief hoog: 32 ± 18 (S.E.) respectievelijk 39 ± 16 (S.E.) mg CH₄ m⁻² d⁻¹. De spreiding was echter groot (-9-153 mg m⁻² d⁻¹), wat verklaard kan worden doordat de raaien (en dus de meetlocaties) ook over drainage-greppels liepen. De hoge emissies zijn dan ook gemeten op punten vlak naast deze greppels. Met grondwaterstanden van 10-20 cm -mv (Figuur 3.18) is het denkbaar dat de greppels dusdanig nat zijn dat er methaanproductie plaatsvindt. De grondwaterstand op het referentieperceel was een stuk lager (20-50 cm t.o.v. het drukdrainageperceel). Hier zijn de methaanemissies dan ook minimaal. Op beide percelen zijn er ook uitschieters gemeten van 100-150 mg m⁻² d⁻¹, maar dit waren steeds metingen aan de slootkant, die door verstoring van de bodem, en daarmee gepaard gaande vrijkomende methaanbubbels mogelijk onbetrouwbaar zijn. De precieze omvang van de methaanfluxen uit greppels en slootkanten is dus niet goed te bepalen, maar wel kan worden vastgesteld dat ze waarschijnlijk een hotspot zijn en op die manier significant kunnen bijdragen aan de totale emissie.

3.3.2 Greppelinfiltratie

De combinatie van een hoog sloot peil (20 cm -mv) en greppelinfiltratie met een onderlinge greppelafstand van respectievelijk 6 m, 12 m of 24 m hadden een wisselend resultaat op de grondwaterstand in vergelijking met de respectievelijke referenties. Over het algemeen was de grondwaterstand hoger in de gedeelten met volle greppels, maar dit wisselde sterk per akker, greppelafstand en over de tijd (Figuur 3.21).



Figuur 3.21: Absolute verschil in grondwaterstand als gevolg van greppelinfiltratie met verschillende greppelafstanden. Een positief getal betekent een toename van de grondwaterstand in vergelijking met de desbetreffende referentie. Gegevens: Water, Land & Dijken/WUR.

Met name de delen van het perceel met een greppelafstand van 6 m laten een duidelijk verschil in grondwaterstand zien. Zowel op akker 2 als akker 3 is de grondwaterstand in de zomer van 2020 gemiddeld 10-20 cm hoger t.o.v. de referentie. Bij een greppelafstand van 12 m waren de resultaten een stuk minder eenduidig. Op akker 3 waren de verschillen tussen de behandeling en referentie vergelijkbaar met 6 m greppelafstand, maar op akker 2 was er nauwelijks een effect op de grondwaterstand. Mogelijk werd dit veroorzaakt doordat de greppel in 2020 niet goed geschoond was. Dit gold zowel voor 2020 als het veel nattere 2021. Het deel met een greppelafstand van 24 m had in de zomer van 2020 een gemiddelde grondwaterstand die 0-10 cm hoger lag t.o.v. de referentie. In de zomer van 2020 zakte hier de grondwaterstand, echter uit tot 40-70 cm -mv, ondanks de relatief geringe drooglegging van 20 cm -mv. In het nattere 2021 was er bij deze greppelafstand nauwelijks verschil en meermaals waren de waterstanden in de referentie zelfs hoger (Figuur 3.21). In de winter en het vroege voorjaar was door de nattere omstandigheden er nauwelijks een effect waarneembaar. Dit gold voor alle greppelafstanden.

Fysisch-chemische eigenschappen bodem meetlocatie

Net als de veenweidepercelen in Assendelft is de bodem op het greppelinfiltratie-perceel venig of moerig (Tabel 3.3). Ook hier zijn klei- en zandlagen aanwezig die duiden op afzettingen door overstromingen in het verleden. De toplaag (0-20 cm -mv) is sterk verzaamd met een organisch stofgehalte van $18 \pm 4,7$ %. Het organisch stofgehalte neemt fors toe in de diepere lagen, met $88 \pm$

7,2 % op 100-120 cm -mv. De hoeveelheid aluminium – een goede maat voor het kleigehalte – in de toplaag is met $314 \pm 58 \text{ mmol l}^{-1}$ verse bodem vors hoger dan de diepere lagen ($13 \pm 7,5 \text{ mmol l}^{-1}$ verse bodem op 100-120 cm -mv). In de wisselvochtige laag (40-60 cm -mv) is de variatie in aluminiumgehalte tussen de monsterpunten groot, met $174 \pm 158 \text{ mmol l}^{-1}$ verse bodem, wat verklaard kan worden door de aan- dan wel afwezigheid van klei-afzettingen.

Evenals de percelen in Assendelft is de nitraatconcentratie het hoogst in de toplaag maar neemt dezesnel af in de diepte doordat hier geen zuurstof aanwezig waardoor er enerzijds geen nitrificatie plaats vindt, en anderzijds het aanwezige nitraat snel wordt gedenitrificeerd. Ook hier accumuleert ammonium in de diepere lagen. Maar, zowel de concentratie nitraat in de toplaag als de concentratie ammonium in de 100-120 cm -mv-laag zijn wel een factor 3-4,5 hoger in Assendelft t.o.v. van dezelfde lagen op het greppelinfiltratie-perceel. Ook de concentraties fosfor en ijzer laten een vergelijkbaar patroon zien met de locatie Assendelft, met relatief hoge concentraties in de toplaag t.o.v. de diepere lagen. De concentratie chloride op 100-120 cm -mv is met $123 \pm 26 \text{ mmol l}^{-1}$ verse bodem wel een stuk hoger dan in Assendelft ($14-41 \text{ mmol l}^{-1}$ verse bodem). Wat aangeeft dat dit gebied in nog grotere mate onder invloed staat van brak grondwater.

Tabel 3.3: Fysisch-chemische samenstelling van de bodem op het greppelinfiltratie- en referentieperceel in het Zuiderveen-Oost. Bodemmateriaal werd verzameld uit 3 bodemlagen: 1: de toplaag (0-20 cm -mv); 2: wisselvochtige laag (40 ~ 60 cm -mv); 3: waterverzadigde zone, 100 - 120 cm -mv (permanent onder het grondwater). Getoonde waardes zijn gemiddeldes \pm S.D. (n=4).

Parameter	Eenheid	Bodemlaag		
		1	2	3
Vochtgehalte	%	$32 \pm 5,2$	70 ± 10	$81 \pm 2,1$
Bodemdichtheid	kg ds l^{-1}	$0,52 \pm 0,087$	$0,25 \pm 0,12$	$0,17 \pm 0,025$
Organisch stofgehalte	%	$18 \pm 4,7$	57 ± 24	$88 \pm 7,2$
pH-NaCl		$4,5 \pm 0,21$	$4,4 \pm 0,24$	$5,3 \pm 0,35$
Verse bodem				
$\text{NO}_3\text{-NaCl}$	$\mu\text{mol l}^{-1}$	79 ± 32	10 ± 23	$4,0 \pm 1,1$
$\text{NH}_4\text{-NaCl}$	$\mu\text{mol l}^{-1}$	115 ± 26	390 ± 155	330 ± 47
Al-tot	mmol l^{-1}	314 ± 58	174 ± 158	$13 \pm 7,5$
Ca-tot	mmol l^{-1}	$37 \pm 6,7$	$41 \pm 6,3$	$42 \pm 5,6$
Cl-tot	mmol l^{-1}	45 ± 12	67 ± 12	123 ± 26
Fe-tot	mmol l^{-1}	152 ± 36	82 ± 70	$13 \pm 7,9$
K-tot	mmol l^{-1}	$21 \pm 4,1$	14 ± 13	$1,2 \pm 0,54$
Na-tot	mmol l^{-1}	$3,5 \pm 0,82$	$7,0 \pm 3,3$	$13 \pm 3,9$
P-tot	mmol l^{-1}	$15 \pm 4,6$	$3,7 \pm 2,6$	$0,79 \pm 0,20$
S-tot	mmol l^{-1}	$18 \pm 4,8$	50 ± 10	$52 \pm 5,6$
Olsen-P	mmol l^{-1}	$1,4 \pm 0,26$	$0,22 \pm 0,19$	$0,047 \pm 0,021$
Droge bodem				
$\text{NO}_3\text{-NaCl}$	$\mu\text{mol kg}^{-1}$	152 ± 58	35 ± 65	$24 \pm 7,1$
$\text{NH}_4\text{-NaCl}$	$\mu\text{mol kg}^{-1}$	226 ± 72	1714 ± 575	1937 ± 316
Al-tot	mmol kg^{-1}	621 ± 152	559 ± 363	80 ± 53
Ca-tot	mmol kg^{-1}	74 ± 19	194 ± 80	244 ± 41
Cl-tot	mmol kg^{-1}	88 ± 32	330 ± 161	727 ± 179
Fe-tot	mmol kg^{-1}	299 ± 80	277 ± 148	82 ± 52
K-tot	mmol kg^{-1}	42 ± 12	44 ± 31	$7,4 \pm 4,0$
Na-tot	mmol kg^{-1}	$7,0 \pm 2,7$	$29 \pm 8,1$	77 ± 25
P-tot	mmol kg^{-1}	30 ± 11	$14 \pm 5,5$	$4,8 \pm 1,6$
S-tot	mmol kg^{-1}	37 ± 15	234 ± 92	308 ± 47
Olsen-P	mmol kg^{-1}	$2,8 \pm 0,81$	$0,75 \pm 0,45$	$0,28 \pm 0,13$

.....
Effecten van greppelinfiltratie op poriewaterchemie

De raaien voor de poriewater- en broeikasgasmetingen waren gelegen op akker 2 bij een greppelafstand van 12 m (Figuur 3.22 en 3.25). Achteraf bleek dat dit het deel was waar nauwelijks een effect op de grondwaterstand was waargenomen (Figuur 3.21). Dat betekent ook dat er nauwelijks tot geen effecten konden worden vastgesteld van greppelinfiltratie op de poriewaterchemie en de gasfluxmetingen.

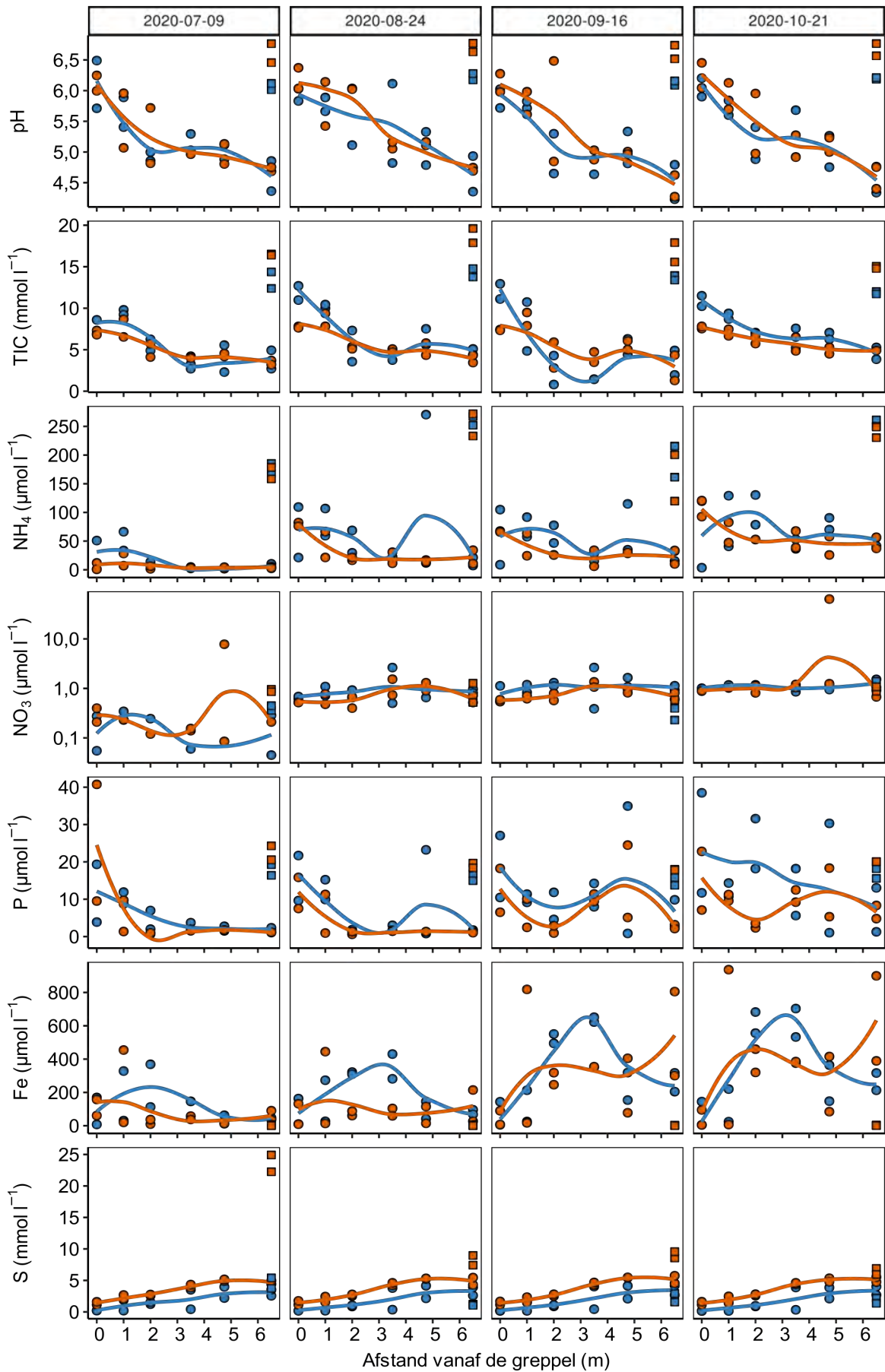
De keramische cups waren op een diepte van 45-50 en 115-120 cm -mv geplaatst, wat betekent dat cups zowel bij de referentie als de behandeling in de wisselvochtige zone en de permanent waterverzadigde zone staan. Met een drooglegging van 20 cm -mv en permanent volle greppels, zou een effect op de poriewaterchemie in de wisselvochtige laag zichtbaar moeten zijn indien de grondwaterstand ook daadwerkelijk gedurende langere perioden hoger is geweest. In tegenstelling tot de greppelinfiltratie in Assendelft is hier echter geen sprake van een duidelijk verschil in pH, TIC of ijzer (Figuur 3.23). De zwavelconcentratie is wel consequent hoger bij de referentie (1,14-5,74 mmol l⁻¹) ten opzichte van de greppelinfiltratie (0,15-4,18 mmol l⁻¹). Zowel over de tijd als op de verschillende punten vanaf de greppel, al zijn de verschillen relatief klein (Fig. 3.23).

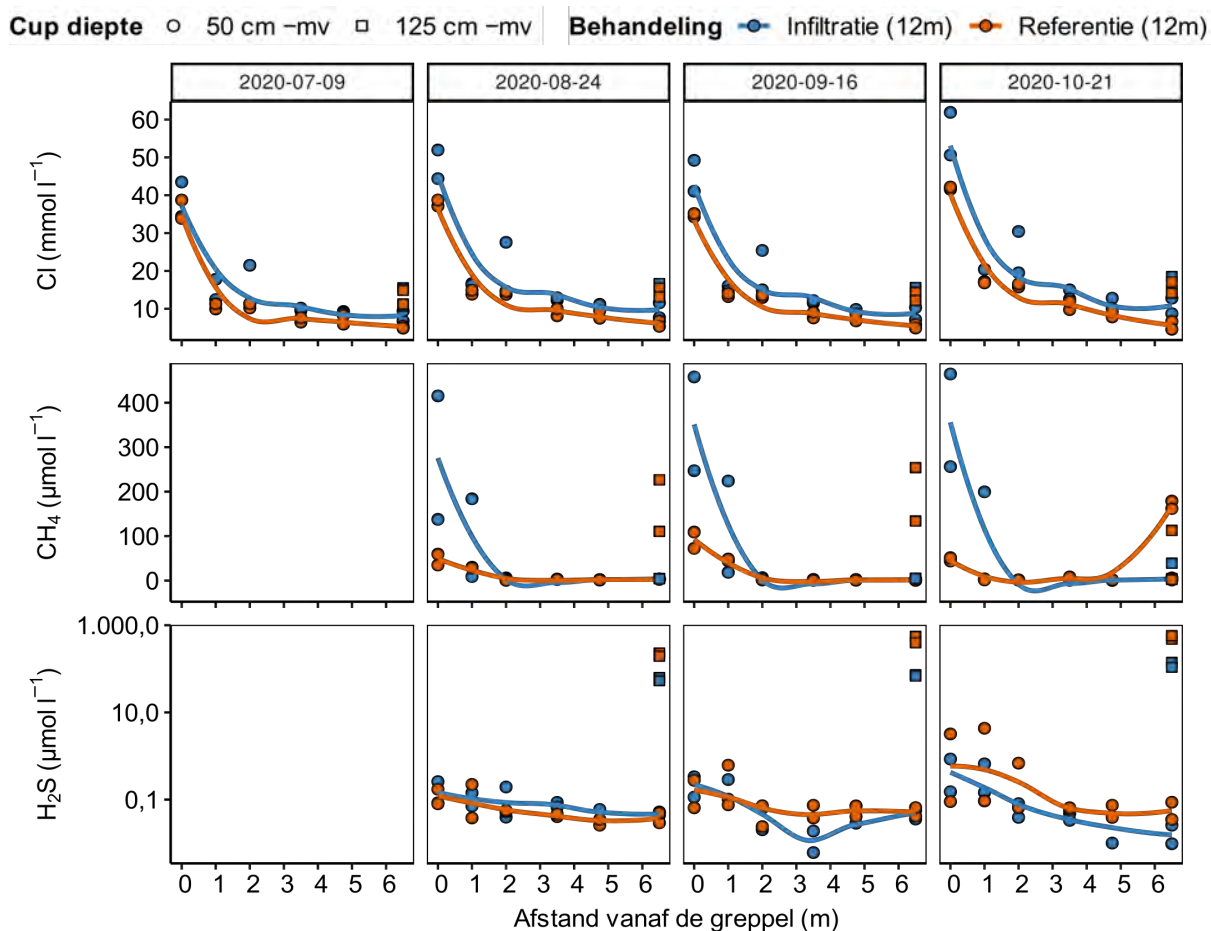
Ondanks dat de greppels een gering effect lijken te hebben op de grondwaterstand en de poriewaterchemie, zijn er zowel bij de greppelinfiltratie als de referentie duidelijke gradiënten te zien in de poriewaterchemie vanaf de greppel naar het midden van het perceel (Figuur 3.23). Op beide percelen is er een duidelijke afname in pH vanaf de greppel (0 m, pH ~6) tot halverwege de volgende greppel (6 m, pH ~4,5). Dit geldt ook voor de chlorideconcentratie, waar in de greppel concentraties van 40-60 mmol l⁻¹ gemeten werden, was dit op 6 m nog maar 1-10 mmol l⁻¹. Dit laat zien dat de bodem wel onder invloed staat van de greppels (tot ca. 2 meter), maar dat dit effect snel minder wordt naarmate de afstand tot de greppel groter wordt. De concentratie opgelost methaan (CH₄) in het poriewater laat duidelijk zien dat de greppels bij de greppelinfiltratie (een stuk) natter zijn dan de greppels van de referentie. Bij de referentie is de concentratie in de greppel slechts 50-100 µmol CH₄ l⁻¹ t.o.v. 100-450 µmol CH₄ l⁻¹ bij permanent watervoerende greppels. De sulfide concentraties op 45-50 cm diepte in het poriewater zijn consistent laag (<10 µmol S²⁻ l⁻¹), maar een stuk hoger op 115-120 cm diepte. Net als de zwavelconcentratie is ook de sulfideconcentratie hier hoger bij de referentie (196-577 µmol l⁻¹) t.o.v. de greppelinfiltratie (54-140 µmol l⁻¹). Dit kan verklaard worden doordat de concentratie zwavel (in de vorm van sulfaat) hoger is en er dieper in de bodem dus ook meer sulfaat gereduceerd kan worden tot sulfide.



Figuur 3.22: Poriewaterbemonstering in het perceel met greppelinfiltratie. Links de permanent watervoerende greppel. De keramische cups zijn in een gradient geplaatst vanaf de greppel (0 m) tot aan het midden van het perceel (6 m). Foto: Bas van de Riet, 9 juli 2020.

Cup diepte ○ 50 cm -mv □ 125 cm -mv **Behandeling** ● Infiltratie (12m) ● Referentie (12m)



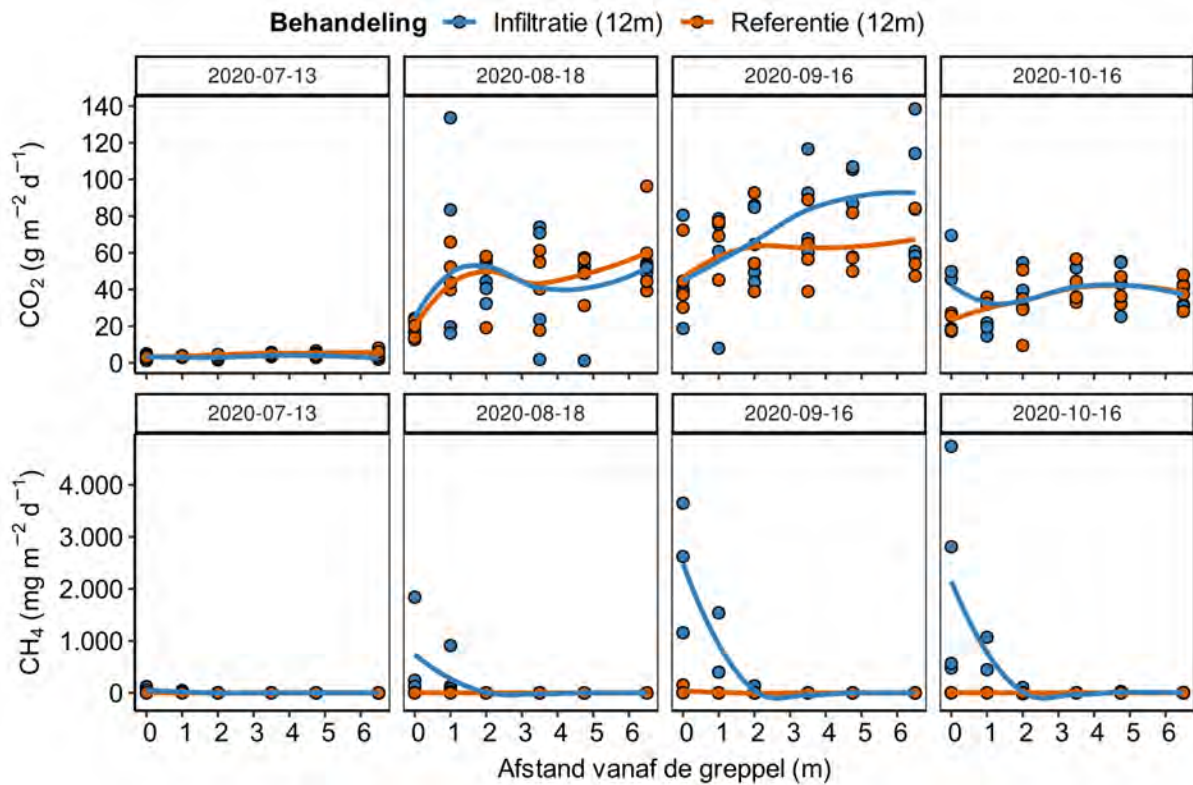


Figuur 3.23: Veranderingen in de poriewaterchemie op 50 cm - mv (cirkels) en 125 cm - mv (vierkantjes) in een gradiënt vanaf de greppel (0 meter) op twee raaien met permanent volle greppels (infiltratie, blauw) en een greppelafstand van 12 m, en twee raaien met lege greppels (referentie, rood). De grafieken zijn gesplitst over de tijd (links naar rechts) en per gemeten parameter (boven naar onder). De lijnen geven de trend weer door middel van een LOESS-functie. N.B. de grafieken zijn verdeeld over 2 pagina's.

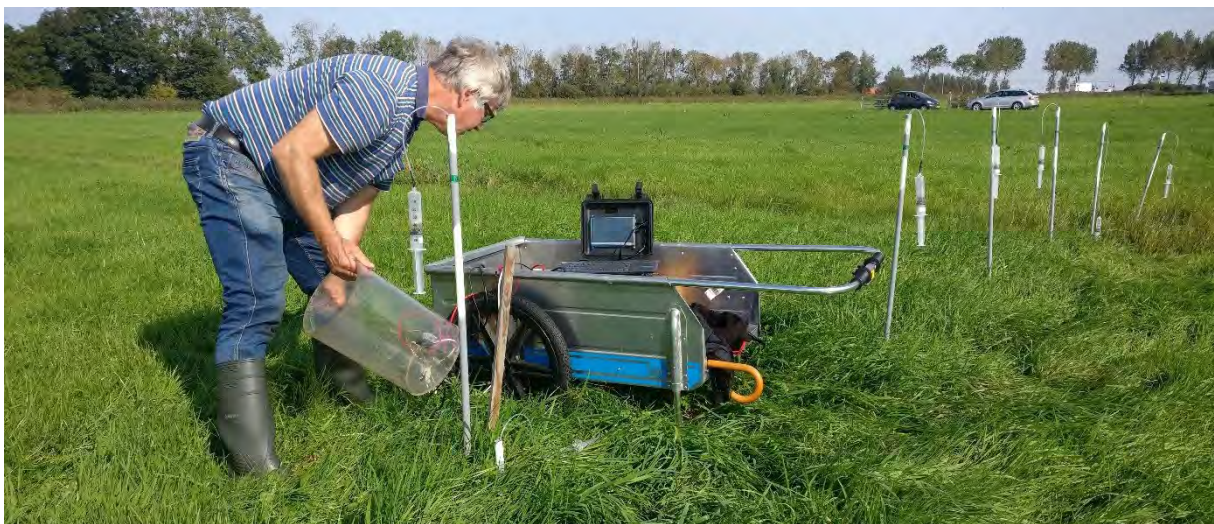
Effect van greppelinfiltratie op broeikasgasemissies

De verhoogde concentratie opgelost CH₄ in het poriewater van de greppels resulteerde ook in hoge CH₄-emissies in de greppels van de greppelinfiltratie-behandeling (Figuur 3.24). Hier moet wel bij opgemerkt worden dat met de gebruikte meetmethode de hoogte van de emissies een overschatting is omdat bij het plaatsen van de meetapparatuur het slib in de greppels verstoord wordt waardoor het CH₄ dat in de vorm van kleine belletjes in het slib zit in één keer vrij komt. De resultaten illustreren echter wel dat de greppels potentiële bronnen van CH₄-emissie zijn. Om te bepalen hoe groot de daadwerkelijke fluxen zijn zal aanvullend onderzoek nodig zijn, bijvoorbeeld met gefixeerde opstelplaatsen voor de meetkamers.

De ecosysteemrespiratie is met 20-100 g CO₂ m⁻² d⁻¹ vergelijkbaar met de referentie- en drukdrainagepercelen van zowel Zuiderveen-Oost (weidevogelpercelen) als Assendelft. Er zijn geen duidelijke verschillen gevonden tussen de volle greppels (infiltratie) en lege greppels (referentie) (figuur 3.24). Ook was er geen verband tussen de gemeten fluxen en de afstand tot de greppel. Het effect van bovengrondse biomassa op de ecosysteemrespiratie komt wel duidelijk naar voren uit de metingen. Eind juni 2020 is het perceel gemaaid, waardoor er tijdens de meetcampagne van 13 juli relatief weinig bovengrondse biomassa aanwezig was. Dit is dan ook duidelijk te zien in de gemeten ecosysteemrespiratie (figuur 3.24), waar de gemeten flux met < 10 g CO₂ m⁻² d⁻¹ een stuk lager was dan tijdens de overige meetcampagnes.



Figuur 3.24: Resultaten van de gasfluxmetingen. De ecosysteemrespiratie (boven) en CH_4 -emissie (onder) in een gradiënt vanaf de greppel (0 meter) op twee raaien met volle greppels (greppelinfiltratie, blauw) en een greppelafstand van 12 m, en twee raaien met lege greppels (referentie, rood). De grafieken zijn gesplitst over de tijd (links naar rechts). De lijnen geven de trend weer door middel van een LOESS-functie. N.B. de omvang van de methaanfluxen uit de volle greppel en oever (0 en 1 m) zijn een overschatting van de werkelijke fluxen vanwege beperkingen van de gehanteerde meetmethode.



Figuur 3.25: Voorbeeld van een gasfluxmeting in een raai op het perceel met greppelinfiltratie. De meetkamer wordt verduisterd op moment van uitvoering van de fluxmeting. Tegelijkertijd wordt in de raai met behulp van keramische cups het poriewater verzameld ten behoeve van het biogeochemisch onderzoek. Foto: Bas van de Riet, 16 september 2020.

4 Paludicultuur: biogeochemisch onderzoek

4.1 Fysisch-chemische eigenschappen van de bodem in de proeftuin

Bij de inrichting in Zuiderveen-West is een deel van de bouwvoor afgegraven om de dijkjes van de proeftuinvakken en teeltvakken aan te kunnen leggen. Om een goed inzicht te krijgen in de abiotiek in de proeftuinvakken na inrichting is daarom in november 2018 de (nieuwe) toplaag (0-20 cm) van de proeftuinvakken bemonsterd. In Tabel 4.1 staan de analysesresultaten samengevat.

In het veld valt op dat de bodem behoorlijk heterogeen is door de aanwezigheid van dunne kleilagen in de veenbodem. Gemiddeld genomen is de bodem venig (75-81% organisch stof). Voor planten beschikbaar stikstof is voornamelijk aanwezig in de vorm van ammonium; deze is met 600-800 $\mu\text{mol NH}_4 \text{ l}^{-1}$ bodem redelijk hoog. In de subvakken met grote lisdodde is de variatie wat groter met vrij lage tot redelijk hoge concentraties.

De concentratie totaal fosfor is met 3,6-6,8 mmol P-tot l^{-1} niet heel hoog en de hoeveelheid plantbeschikbaar fosfor is erg laag: rond de 300 $\mu\text{mol Olsen-P l}^{-1}$ bodem in de subvakken voor Azolla en kleine lisdodde. Ook hier geldt dat in het subvak van grote lisdodde de variatie wat groter is met 300-600 $\mu\text{mol Olsen-P l}^{-1}$ bodem, maar die concentraties zijn nog steeds laag tot redelijk laag.

De bodem van de proeftuinvakken is relatief rijk aan ijzer (40-100 mmol Fe-tot l^{-1} bodem), maar ze bevatten over het algemeen ook meer zwavel (70-110 mmol S-tot l^{-1} bodem). De aanwezigheid van zwavel heeft potentieel een grote invloed op het al dan niet vrijkomen van fosfaat na vernatting, omdat gereduceerd zwavel kan binden aan ijzer kan de mobiliteit van fosfor in de bodem toenemen. Indien er meer zwavel dan ijzer aanwezig is kan het aanwezige fosfor makkelijker mobiliseren.

Al met al is de nutriëntenbeschikbaarheid voor de paludicultuurgewassen in de proeftuinvakken beperkt. In de biogeochemische nulmeting (Van de Riet & Smolders, 2017) werd dit reeds benoemd als risico van te diep afgraven van de proeflocatie. De in de proeftuinvakken gemeten waarden komen goed overeen met de concentraties die voorafgaand aan de inrichting zijn gemeten op een diepte van 20-30 cm - mv.



Grote lisdodde geteeld in proeftuinvak 4C. Foto: Bas van de Riet, 25 augustus 2021.

Tabel 4.1: Fysisch-chemische samenstelling van de bodem in de proeftuinvakken in Zuiderveen West. Getoonde waardes zijn gemiddeldes \pm S.D. van mengmonsters verzameld in de vier proeftuinvakken (n=4) en uitgesplitst per gewas (subvak).

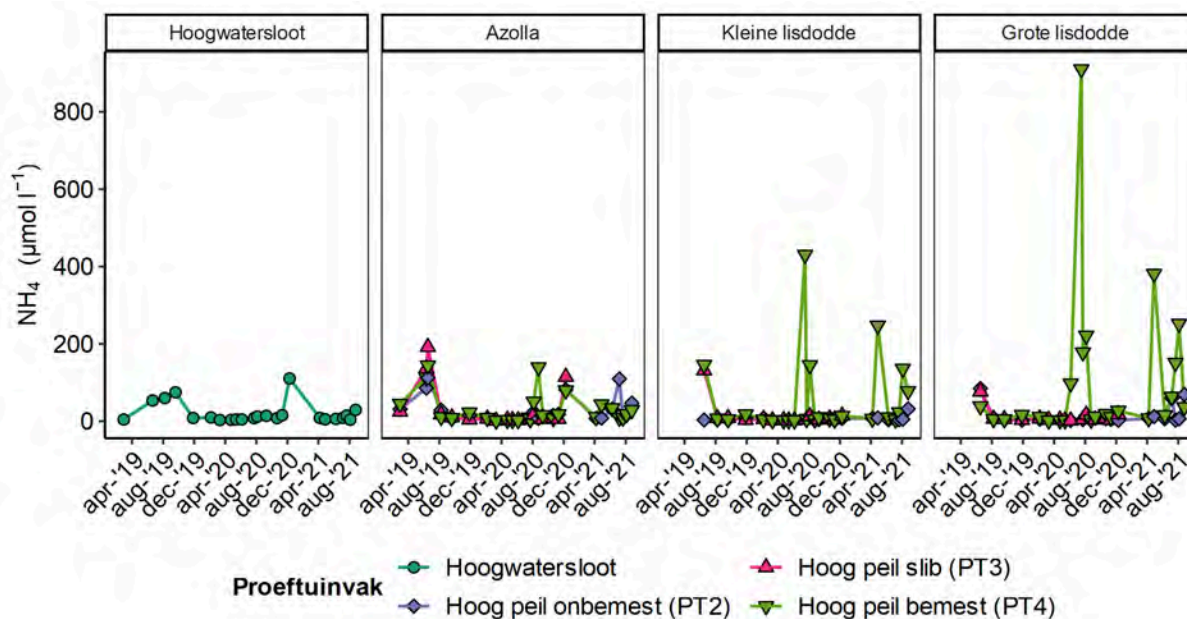
Parameter	Eenheid	Gewas		
		Azolla	Kleine lisdodde	Grote lisdodde
Vochtgehalte	%	76 \pm 3,4	81 \pm 2,4	75 \pm 6,9
Bodemdichtheid	kg ds l ⁻¹	0,25 \pm 0,036	0,20 \pm 0,025	0,27 \pm 0,093
Organisch stofgehalte	%	54 \pm 8,6	69 \pm 5,0	58 \pm 19
pH-NaCl		5,2 \pm 0,39	5,3 \pm 0,34	5,5 \pm 0,21
Verse bodem				
NO ₃ -NaCl	μ mol l ⁻¹	18 \pm 4,9	13 \pm 4,1	41 \pm 53
NH ₄ -NaCl	μ mol l ⁻¹	797 \pm 100	663 \pm 41	802 \pm 437
Al-tot	mmol l ⁻¹	128 \pm 37	78 \pm 18	142 \pm 125
Ca-tot	mmol l ⁻¹	55 \pm 6,7	51 \pm 6,0	68 \pm 13
Cl-tot	mmol l ⁻¹	162 \pm 13	144 \pm 30	192 \pm 52
Fe-tot	mmol l ⁻¹	60 \pm 15	47 \pm 5,9	75 \pm 43
K-tot	mmol l ⁻¹	17 \pm 4,7	11 \pm 2,7	19 \pm 15
Na-tot	mmol l ⁻¹	62 \pm 3,3	56 \pm 5,6	65 \pm 6,6
P-tot	mmol l ⁻¹	5,4 \pm 0,29	3,6 \pm 0,60	6,8 \pm 2,7
S-tot	mmol l ⁻¹	96 \pm 12	74 \pm 9,1	92 \pm 10
Olsen-P	mmol l ⁻¹	0,31 \pm 0,042	0,21 \pm 0,053	0,37 \pm 0,21
Droge bodem				
NO ₃ -NaCl	μ mol kg ⁻¹	72 \pm 25	65 \pm 20	196 \pm 268
NH ₄ -NaCl	μ mol kg ⁻¹	3198 \pm 157	3406 \pm 522	2869 \pm 1020
Al-tot	mmol kg ⁻¹	507 \pm 101	393 \pm 45	448 \pm 299
Ca-tot	mmol kg ⁻¹	226 \pm 50	262 \pm 25	281 \pm 121
Cl-tot	mmol kg ⁻¹	661 \pm 127	745 \pm 223	830 \pm 472
Fe-tot	mmol kg ⁻¹	240 \pm 52	240 \pm 42	262 \pm 69
K-tot	mmol kg ⁻¹	70 \pm 14	54 \pm 8,6	60 \pm 36
Na-tot	mmol kg ⁻¹	251 \pm 42	286 \pm 22	261 \pm 81
P-tot	mmol kg ⁻¹	22 \pm 2,4	18 \pm 3,1	25 \pm 5,9
S-tot	mmol kg ⁻¹	393 \pm 97	377 \pm 31	367 \pm 113
Olsen-P	mmol kg ⁻¹	1,2 \pm 0,18	1,1 \pm 0,20	1,3 \pm 0,37

4.2 Oppervlaktewaterchemie

Door het verwijderen van de nutriëntenrijke toplaag is de vegetatie in de proeftuin in sterke mate afhankelijk van de toevoer aan nutriënten via de hoogwatersloot. De ammoniumconcentraties in de hoogwatersloot waren met gemiddeld circa 20 μ mol NH₄ l⁻¹ echter relatief laag gedurende de looptijd van het project. Tijdens het groeiseizoen werden de hoogste concentraties gemeten in het eerste jaar (2019, zie Figuur 4.1). Vergelijkbaar lage of nog lagere ammoniumconcentraties werden gemeten in zowel de vakken met kleine lisdodde als de vakken met grote lisdodde. Hier neemt de NH₄ concentratie snel af naar <10 μ mol l⁻¹, en blijft laag in zowel 2020 als 2021. Dit wordt waarschijnlijk verklaard door de snelle opname van ammonium door de vegetatie (Vroom et al., 2018).

De NH₄-concentratie in de vakken met kleine lisdodde en grote lisdodde van proeftuinvak 4 nemen sterk toe in de zomers van 2020 en 2021 tot gemiddeld 127 μ mol NH₄ l⁻¹ en pieken tot ~900 μ mol NH₄ l⁻¹, omdat deze bemest zijn met ureum en tripelsuperfosfaat (zie paragraaf 2.1.3). Het ureum wordt vervolgens omgezet naar ammonium. Het Azollavak is overigens niet met ureum bemest, alleen met fosfaatmeststof.

Ook in de fosfaat- (PO₄) en fosfor (P) concentraties van het oppervlaktewater komt de bemesting van PT4 duidelijk naar voren, waar zowel in de zomer van 2020 als 2021 de hoogste concentraties gemeten werden (Figuur 4.2, boven). De fosfaatconcentratie in de hoogwatersloot laat ook een duidelijk seizoenspatroon zien, met hoge (> 5 μ mol l⁻¹) concentraties in de zomer, en lage (<1 μ mol l⁻¹)

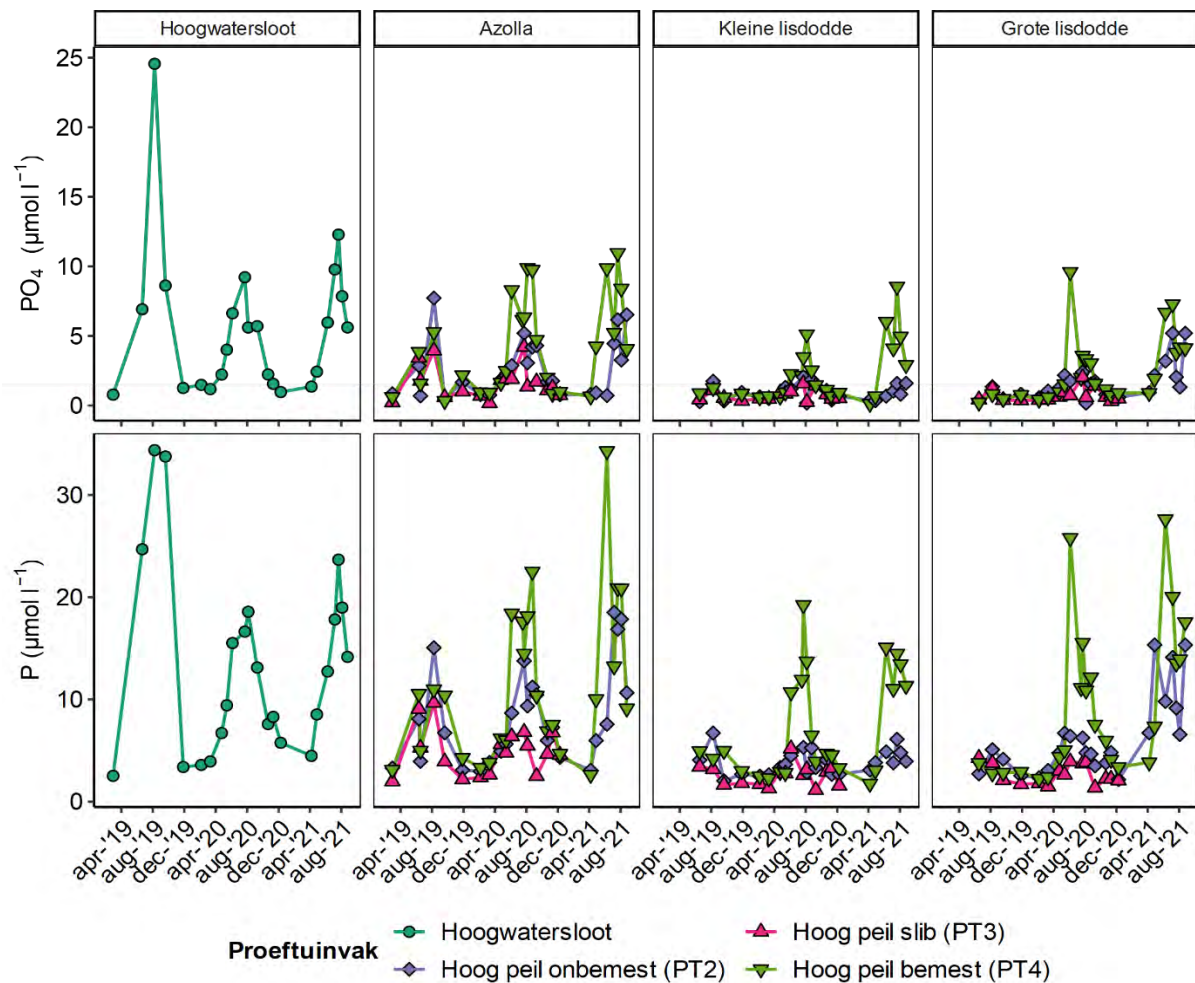


Figuur 4.1: Ammonium (NH_4) concentratie in het oppervlaktewater van de hoogwatersloot en de drie proeftuinvakken met een hoog peil (± 20 cm boven maaiveld) over de tijd, uitgesplitst per teelt.

concentraties in de winter. Eenzelfde patroon is zichtbaar in de fosfor concentratie (Figuur 4.2, onder).

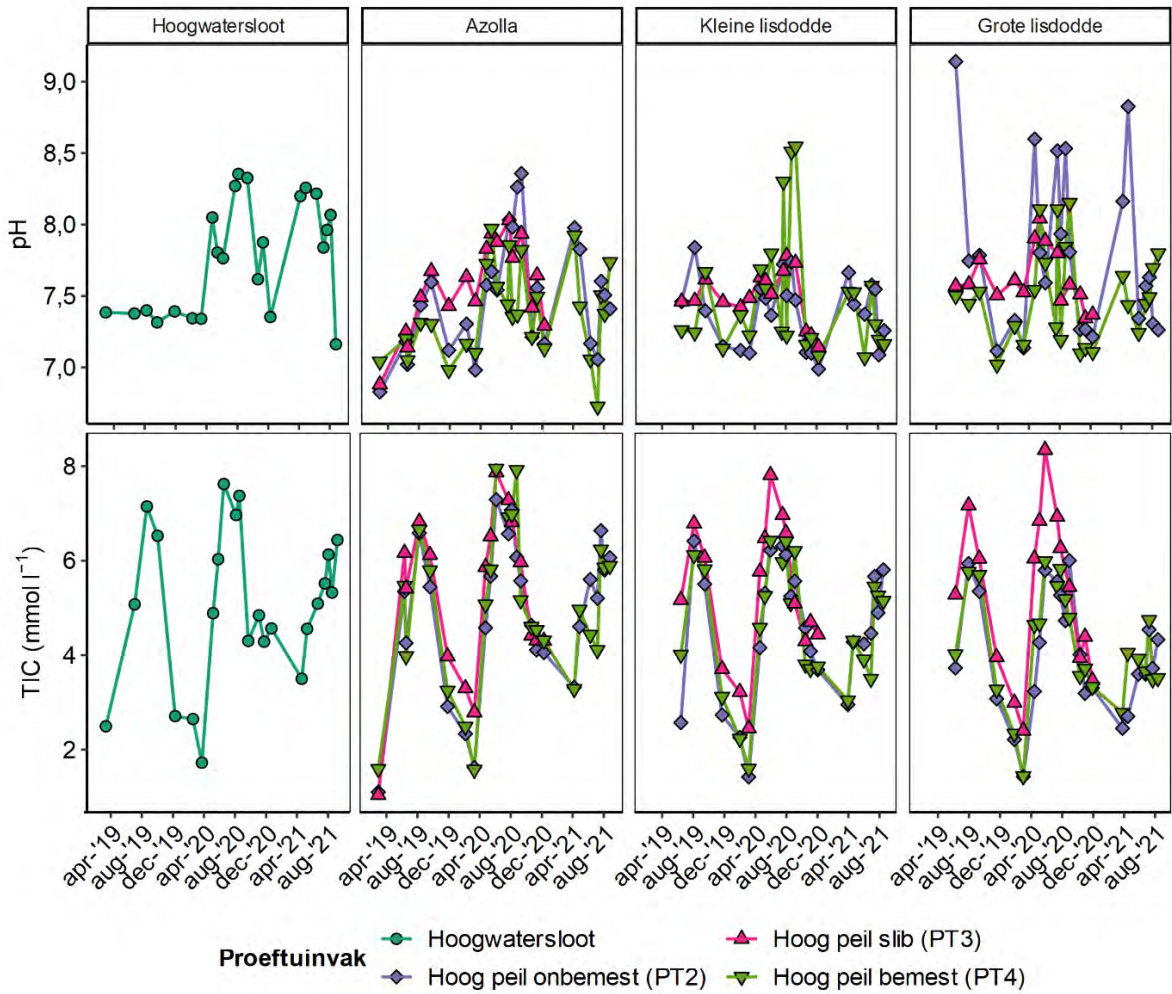
In de subvakken met lisdodde was er in veel mindere mate sprake van een seizoenspatroon in de PO_4 en P concentraties. Doordat de lisdodden PO_4 opnemen uit de waterlaag blijven de PO_4 en de P concentratie ook in de zomer relatief laag. In proeftuinvak 4, waar de bemesting in de groeiseizoenen van 2020 en 2021 voor duidelijke pieken in de PO_4 en P concentratie zorgde, blijven de concentraties hoog tot $>10 \mu\text{mol PO}_4/\text{l}$ en $>20 \mu\text{mol P/l}$. In het bemestte vak met grote lisdodde liggen de concentraties ammonium en met name fosfor en fosfaat hoger dan in kleine lisdodde. Dat is waarschijnlijk het gevolg van de slechte groei van grote lisdodde, waardoor minder nutriënten zijn opgenomen. Hetzelfde is zichtbaar in het onbemeste vak: ook daar zijn door de slechte groei de P-concentraties in het oppervlaktewater in grote lisdodde veel hoger dan bij kleine lisdodde (Figuur 4.2, onder).

Ook de TIC concentratie laat zowel in de hoogwatersloot als de proeftuinvakken een duidelijk seizoenspatroon zien (Figuur 4.3, onderste deelfiguur). In de loop van het groeiseizoen nam de concentratie snel toe tot $7-8 \text{ mmol l}^{-1}$, waarna deze weer af nam in september. Dit gold zowel voor het groeiseizoen van 2019 als 2020. In 2021 was de zomerpiek lager dan de voorgaande twee jaar, wat het gevolg is van de combinatie van een grotere hoeveelheid neerslag en verminderde verdamping in het groeiseizoen en de daarmee gepaarde verdunning van het boezemwater.

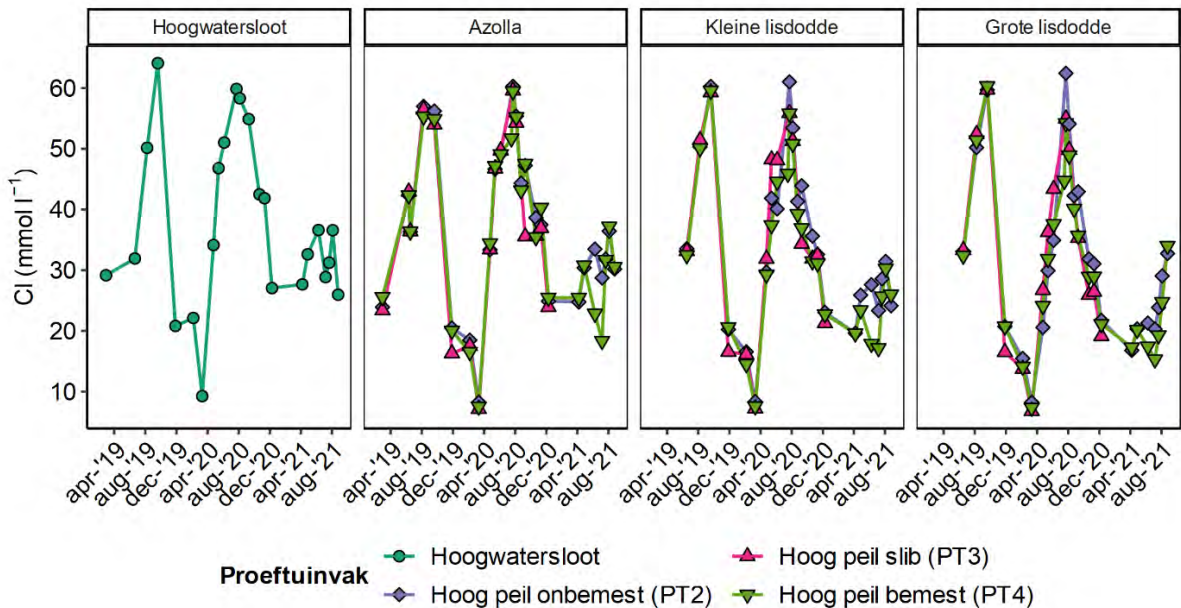


Figuur 4.2: Fosfaat (PO_4 , boven) en totaal-P (onder) in het oppervlaktewater van de hoogwatersloot en de drie proeftuinvakken met een hoog peil (± 20 cm boven maaiveld) over de tijd, uitgesplitst per teelt.

Het Zuiderveen is een gebied dat historisch gezien onder invloed staat van brak water. Dit is duidelijk terug te zien in de chlorideconcentraties van het oppervlaktewater (Figuur 4.4). In de zomers van 2019 en 2020 werden zowel in de hoogwatersloot, als de in de proeftuinvakken concentraties gemeten van >50 mmol Cl/l. Ook hier is een duidelijk seizoenspatroon zichtbaar, met hoge waarden in de zomer, en een sterke afname de winter tot 10 - 30 mmol/l. De Cl-concentraties in de proeftuinvakken verschilden niet noemenswaardig met de hoogwatersloot.



Figuur 4.3: pH (boven) en totaal anorganisch koolstof (TIC, onder) concentratie in het oppervlaktewater van de hoogwatersloot en de drie proeftuinvakken met een hoog peil (± 20 cm boven maaiveld) over de tijd, uitgesplitst per teelt.



Figuur 4.4: Chloride (Cl) concentratie in het oppervlaktewater van de hoogwatersloot en de drie proeftuinvakken met een hoog peil (± 20 cm boven maaiveld) over de tijd, uitgesplitst per teelt.

4.3 Poriewaterchemie (bodemvocht)

In het bodemvocht was veel minder sprake van seizoenspatronen, maar zijn wel duidelijk effecten gemeten van behandelingen te weten bemesting en lage waterstand (Figuur 4.5). In vergelijking met beide lisdodden accumuleerde ammonium in het poriewater van de subvakken met azolla, waarschijnlijk door de afwezigheid van een in de bodem wortelende vegetatie. In PT1 (laag peil) is dit effect duidelijk te zien. Bij aanvang van het project in 2019 is subvak PT1A vegetatieloos en schommelt de NH_4 -concentratie tussen de 150-300 $\mu\text{mol l}^{-1}$. In 2020 kwam er spontaan wortelende vegetatie (o.a. liesgras en kleine lisdodde) op en nam de concentratie NH_4 snel af naar minder dan 35 $\mu\text{mol l}^{-1}$ en in 2021 zelfs minder dan 5 $\mu\text{mol l}^{-1}$. In de vakken met kleine lisdodde en grote lisdodde van PT1 en PT2 (hoog peil) daalt de NH_4 -concentratie al in 2019 naar waarden < 70 $\mu\text{mol l}^{-1}$ (Figuur 4.5, rij 3). Dit verschil in NH_4 in het bodemvocht bij de aan- of afwezigheid van wortelende vegetatie is ook duidelijk te zien in het gewogen gemiddelde voor de looptijd van het project (17-06-2019 t/m 25-08-2021): in het PT1 (zonder of met spaarzame vegetatie) was dit ruim 100 $\mu\text{mol NH}_4 \text{ l}^{-1}$, in PT1 kleine lisdodde 16 $\mu\text{mol l}^{-1}$ en in PT1 grote lisdodde 10 $\mu\text{mol l}^{-1}$. In PT2, met een permanent hoog peil, was dit respectievelijk ~380, 18 en 12 $\mu\text{mol NH}_4 \text{ l}^{-1}$.

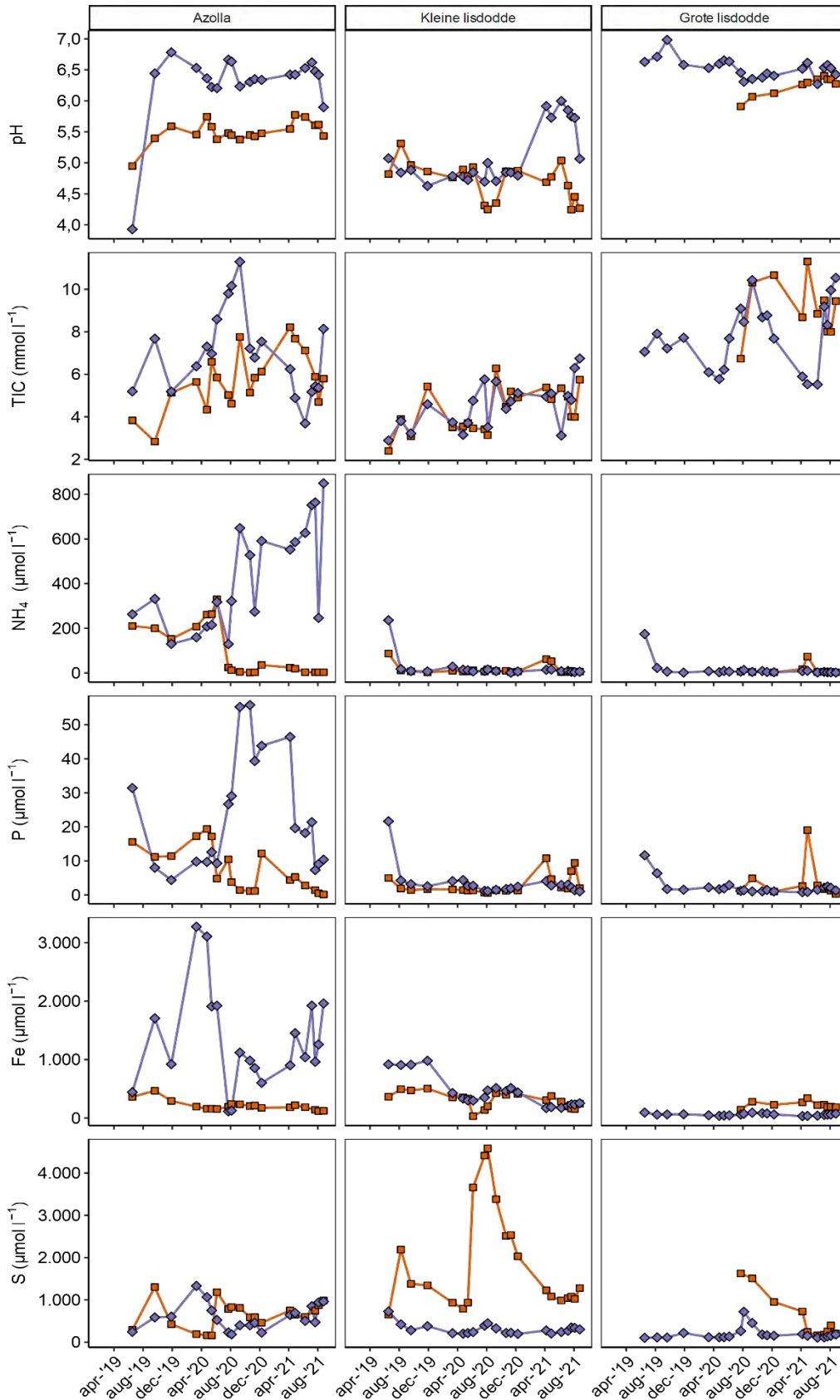
Ook de fosforconcentratie in het bodemvocht van de vakken met kleine lisdodde en grote lisdodde was relatief laag. In PT2, onbemest met permanent hoog peil, was het gewogen gemiddelde respectievelijk 3,4 en 2,1 $\mu\text{mol P l}^{-1}$ bij kleine lisdodde en grote lisdodde, tegenover 23,8 $\mu\text{mol l}^{-1}$ in het azolla-subvak (Figuur 4.5, rij 4). In het vak met slib, PT3, was dit 12,7 en 7,1 $\mu\text{mol l}^{-1}$ bij kleine lisdodde en grote lisdodde en 30,3 $\mu\text{mol l}^{-1}$ bij azolla (Figuur 4.6, rij 4).

In PT4 waren de fosforconcentraties in het poriewater hoger, met gewogen gemiddeldes van 43, 26 en 42 $\mu\text{mol P l}^{-1}$ in respectievelijk het subvak met azolla, grote lisdodde en kleine lisdodde (Figuur 4.6, rij 4). Dit komt door de bemesting met tripelsuperfosfaat in dit proeftuinvak in de groeiseizoenen van 2020 en 2021.

Verschillen tussen kleine lisdodde en grote lisdodde wat betreft de poriewaterchemie waren het duidelijkst voor pH (Figuur 4.5 en 4.6, rij 1). In zowel PT1, PT2 als PT3 was de pH in het bodemvocht beduidend lager in het vak met kleine lisdodde (gewogen gemiddelde van respectievelijk 4,8, 5,1 en 4,4) ten opzichte van grote lisdodde (gewogen gemiddelde van respectievelijk 6,3, 6,5 en 5,8) In PT4 was dit echter niet het geval en verschilde de pH in het bodemvocht nauwelijks tussen de drie subvakken.

Verschillen in opgelost ijzer (Fe) tussen de verschillende teelten waren minder eenduidig (Figuur 4.5 en 4.6, rij 5). Zo was de Fe concentratie in PT1 en PT3 bij kleine lisdodde gemiddeld lager (gewogen gemiddelde respectievelijk 350 en 2550 $\mu\text{mol Fe l}^{-1}$) ten opzichte van grote lisdodde (respectievelijk 520 en ~3450 $\mu\text{mol Fe l}^{-1}$). Bij PT2 en PT4 was dit omgekeerd, met hogere gemiddelde concentraties bij kleine lisdodde (respectievelijk 500 en 1530 $\mu\text{mol l}^{-1}$) en lagere gemiddelde concentraties bij grote lisdodde (respectievelijk ~60 en 560 $\mu\text{mol l}^{-1}$). Dergelijke grote variatie wordt waarschijnlijk veroorzaakt door de heterogeniteit in de bodem, met meer venige en meer kleiige locaties die bemonsterd zijn.

De zwavel (S)-concentratie was gemiddeld lager in de vakken met kleine lisdodde, maar de verschillen waren relatief klein (Figuur 4.5 en 4.6, rij 6). In de vakken met kleine lisdodde was het gewogen gemiddelde 1804, 297, 1046 en 387 $\mu\text{mol l}^{-1}$ voor respectievelijk PT1, PT2, PT3 en PT4. In de vakken met grote lisdodde was dit 1600, 180, 950 en 290 $\mu\text{mol l}^{-1}$. Wel waren er duidelijke verschillen tussen hoog en laag peil. Zowel in PT1 kleine lisdodde als grote lisdodde fluctueert de S-concentratie sterk door de tijd, met piek-concentraties van >4000 $\mu\text{mol l}^{-1}$ aan het eind van de zomer van 2020. In de zomer van 2021 bleef een hoge piek in PT1 echter uit, omdat er minder sulfaatoxidatie op is getreden.



Figuur 4.5: Poriewaterchemie in de onbemeste proeftuinvakken 1 (laag peil, oranje) en 2 (hoog peil, blauw). pH, TIC (totaal anorganisch koolstof), NH₄, P, Fe en S in de subvakken met azolla (alleen in proeftuinvak 2) (links), kleine lisdodde (midden) en grote lisdodde (rechts) uitgezet tegen de tijd. De lijnen in de grafiek geven onderscheid tussen de verschillende proeftuinvakken. Let op: eenheden verschillen tussen de variabelen.

4.4 Effecten van laag waterpeil op biogeochemie en methaanemissie

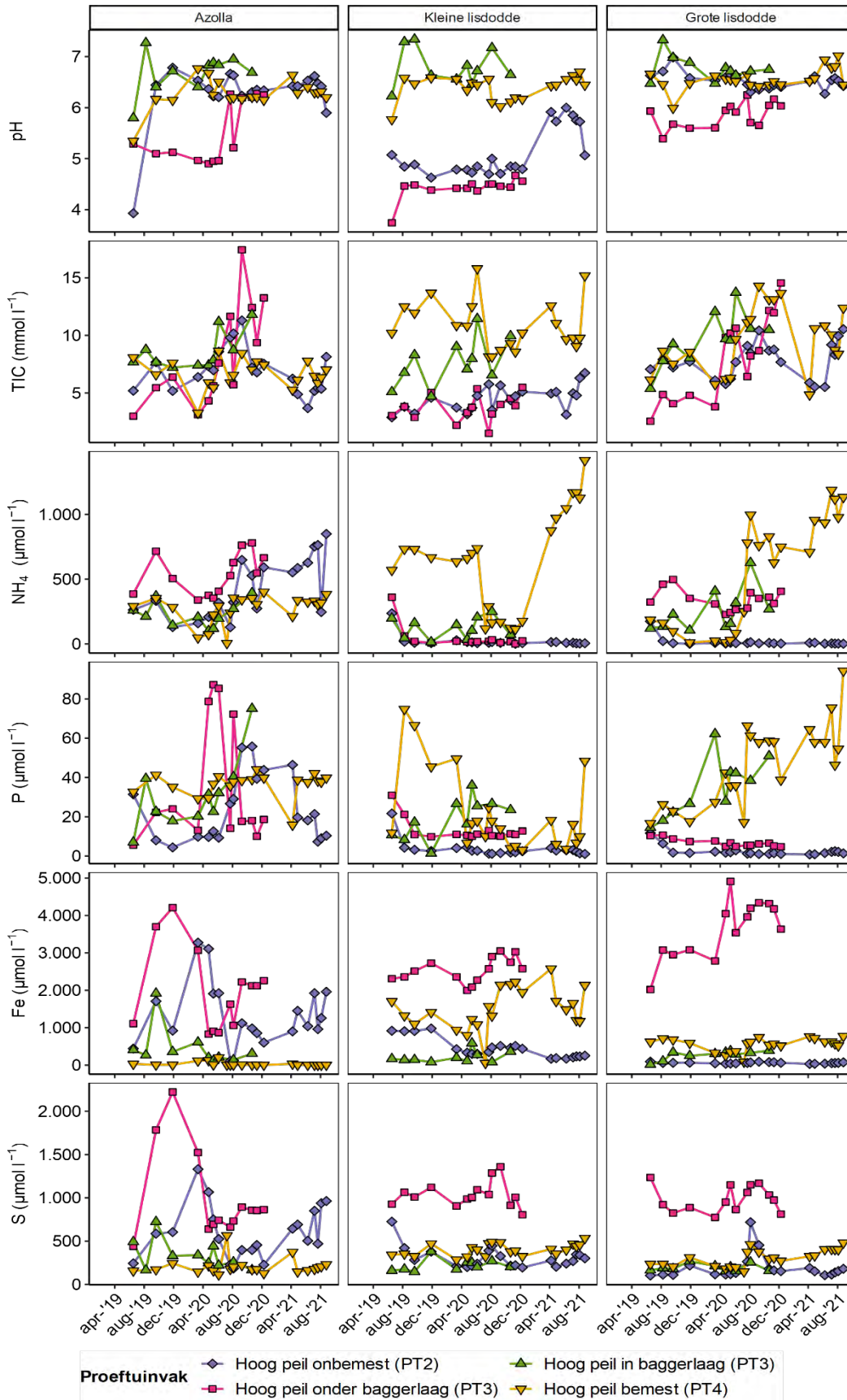
Grote en kleine lisdodde zijn in de proeftuin geteeld bij een waterstand van ca. 20 cm boven maaiveld (PT2, 3 en 4). In één proeftuinvak (PT1) is een laag peil ingesteld tot net onder maaiveld met het idee dat een verlaging van de waterstand een effectieve maatregel kan zijn om de methaanemissies te verlagen. Dit is gerealiseerd door de waterinlaat vanuit de hoogwatersloot meest van de tijd af te sluiten en de overstort tot vlak onder maaiveld in te stellen. Gedurende de looptijd van het project (2019-2021) is op die manier in proeftuinvak 1 een gemiddelde grondwaterstand van $5,6 \pm 4,6$ S.D. cm onder maaiveld gerealiseerd. De waterinlaat van de overige proeftuinvakken stond permanent open, waardoor de waterstand gelijk was aan de hoogwatersloot. Dat resulteerde in een permanent hoge waterstand van $18,7 \pm 2,5$ S.D. cm boven maaiveld.

In vergelijking met PT2, onbemest met een hoge waterstand, zijn in de poriewaterchemie in PT1 vooral duidelijk verschillen te zien in sulfaatconcentraties en pH. Op moment dat de grondwaterstanden in proeftuinvak 1 in droge perioden enigszins uitzakken treedt oxidatie van pyriet op. Daarbij wordt zwavel (sulfaat) geproduceerd en komen protonen vrij. Daardoor nemen de sulfaatconcentraties in het poriewater toe, soms tot 4000-5000 $\mu\text{mol S/l}$, en de pH neemt op de meeste plekken af.

De ammoniumconcentraties zijn ook lager bij een lage waterstand als gevolg van versnelde omzetting naar nitraat (nitrificatie), maar dit is vooral zichtbaar in het subvak dat spaarzaam begroeid is. In de proeftuinvakken met een hoge waterstand zijn de ammoniumconcentraties weliswaar ook laag, maar dit hoogstwaarschijnlijk meer het gevolg van opname door de in de bodem wortelende lisdodden.

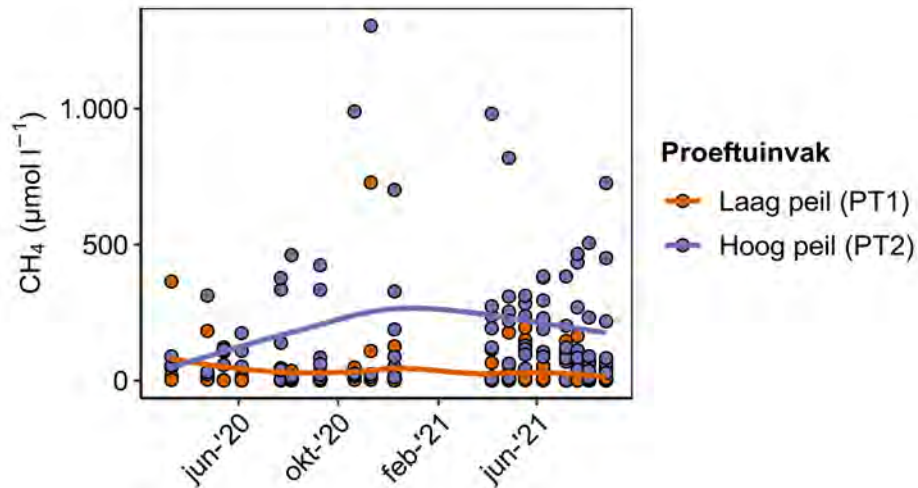
Het beoogde effect van reductie van de methaanproductie door een laag waterpeil in te stellen komt duidelijk naar voren in de concentratie opgelost CH_4 in het bodemvocht (Figuur 4.7). In proeftuinvak 1 is in alle drie de subvakken de concentratie opgelost methaan veel lager in vergelijking met de drie proeftuinvakken met een hoog waterpeil. In de subvakken met Azolla, waar destijds geen vegetatie groeide, zijn de hoogste concentraties gemeten (tot 2260 $\mu\text{mol CH}_4 \text{ l}^{-1}$ in PT4). Dit kan verklaard worden door de combinatie van zuurstofarme condities in de bodem en de afwezigheid van wortelende vegetatie die voor oxidatie van CH_4 kunnen zorgen door middel van zuurstofverlies vanuit de wortels. De lage concentraties opgelost methaan bij een lage waterstand liggen in lijn met de lagere methaanfluxen die zijn gemeten tijdens de broeikasgasmetingen (Figuur 4.8).

In 2020 en 2021 een uitgebreide meetcampagne geweest gericht op de effecten van lage waterstand en bemesting op de methaanemissies uit lisdoddeteelt. De gemeten diffuse CH_4 fluxen laten een nog duidelijker beeld zien als de concentraties opgelost methaan in poriewater. Bij een hoge waterstand in de onbemeste situatie zijn de diffuse CH_4 fluxen significant hoger bij zowel kleine lisdodde als grote lisdodde in vergelijking met een lager waterstand. Lisdoddeteelt bij een verlaagde waterstand (net onder maaiveld) leidt in geval kleine lisdodde tot een methaanemissie die ruim 3 keer lager is dan bij een hoge waterstand; bij grote lisdodde is de methaanuitstoot zelfs 5-6 keer lager (Figuur 4.8).

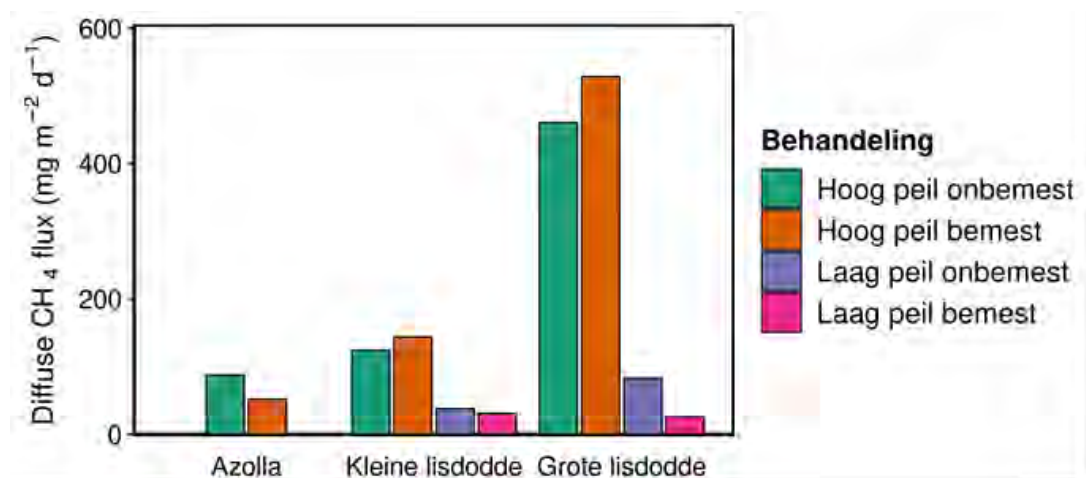


Figuur 4.6: Poriewaterchemie in de proeftuinvakken met een hoog waterpeil (PT2, 3 en 4). pH, TIC (totaal anorganisch koolstof), NH₄, P, Fe en S in de subvakken met azolla (alleen in proeftuinvak 2) (links), kleine lisdodde (midden) en grote lisdodde (rechts) uitgezet tegen de tijd. De lijnen in de grafiek geven onderscheid tussen de verschillende proeftuinvakken. Let op: eenheden verschillen tussen de variabelen.

Bemesting ($140 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$ en $32 \text{ kg P ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$ in 4 mest rondes per jaar) had een minder eenduidig, maar wel significant effect (Mixed ANOVA, $p < 0,05$). Het zorgde bij een laag peil voor een gemiddelde verlaging van de methaanuitstoot van 18 % en 69% bij respectievelijk kleine en grote lisdodde. Bij een hoog peil zorgde bemesting juist voor een toename van circa 15% in zowel kleine als grote lisdodde. De oorzaak van dat verschil is op dit moment onduidelijk. Mogelijk leidt bemesting tot een betere doorworteling waardoor bij laag peil meer zuurstof in de bodem wordt gelekt, terwijl bij hoog peil meer methaan uit de bodem kan verdwijnen door de 'schoorsteenfunctie'.



Figuur 4.7: CH_4 concentratie in het poriewater van het proeftuinvak met laag peil (PT1) en hoog peil (PT2) over de tijd. De lijnen geven de trend weer.



Figuur 4.8: Diffuse methaanfluxen van grote lisdodde, kleine lisdodde en azolla geteeld bij een waterstand van $20 \text{ cm} + \text{mv}$ (hoog peil) en een verlaagde waterstand (net onder maaiveld). Azolla werd niet geteeld bij laag waterpeil. Voor grote en kleine lisdodde zijn de fluxen ook gemeten in de N + P bemeste delen. Weergegeven zijn de berekende geïnterpoleerde methaanfluxen op basis van 11 meetcampagnes in de groeiseizoenen van 2020 en 2021.

4.5 Beperkte groei van grote en kleine lisdodde: biogeochemische vergelijking van begroeide en onbegroeide locaties

Vanaf de aanplant in voorjaar 2019 tot de afronding van het project in 2021 ontwikkelde de lisdodde in de proeftuin zich niet optimaal. Dit was met name het geval bij grote lisdodde (Figuur 4.9), maar

ook in mindere mate bij de kleine lisdodde. Waar de vegetatie in proeftuinvak 1 (laag peil) mogelijk stress ondervond van de relatief lage waterstand, was het onduidelijk wat hieraan ten grondslag lag bij proeftuinvakken 2 en 4 welke beide een hoog waterpeil hadden. In proeftuinvak 4 werden zowel bij kleine lisdodde als bij grote lisdodde open plekken in de begroeiing aangetroffen, wat mogelijk duidt op stressfactoren in de bodem, zoals sulfide- of ammoniumtoxiciteit of osmotische stress door hoge chlorideconcentraties. Echter, in de monitoringsdataset van de poriewaterchemie kwam dit niet duidelijk naar voren. Om dit nader te onderzoeken is in het groeiseizoen van 2021 op drie momenten het poriewater op twee dieptes in de wortelzone (10 en 30 cm) bemonsterd in proeftuinvakken 1, 2 en 4. Indien er duidelijke open plekken in de vegetatie aanwezig waren is zowel op de open- als de begroeide plekken bemonsterd.

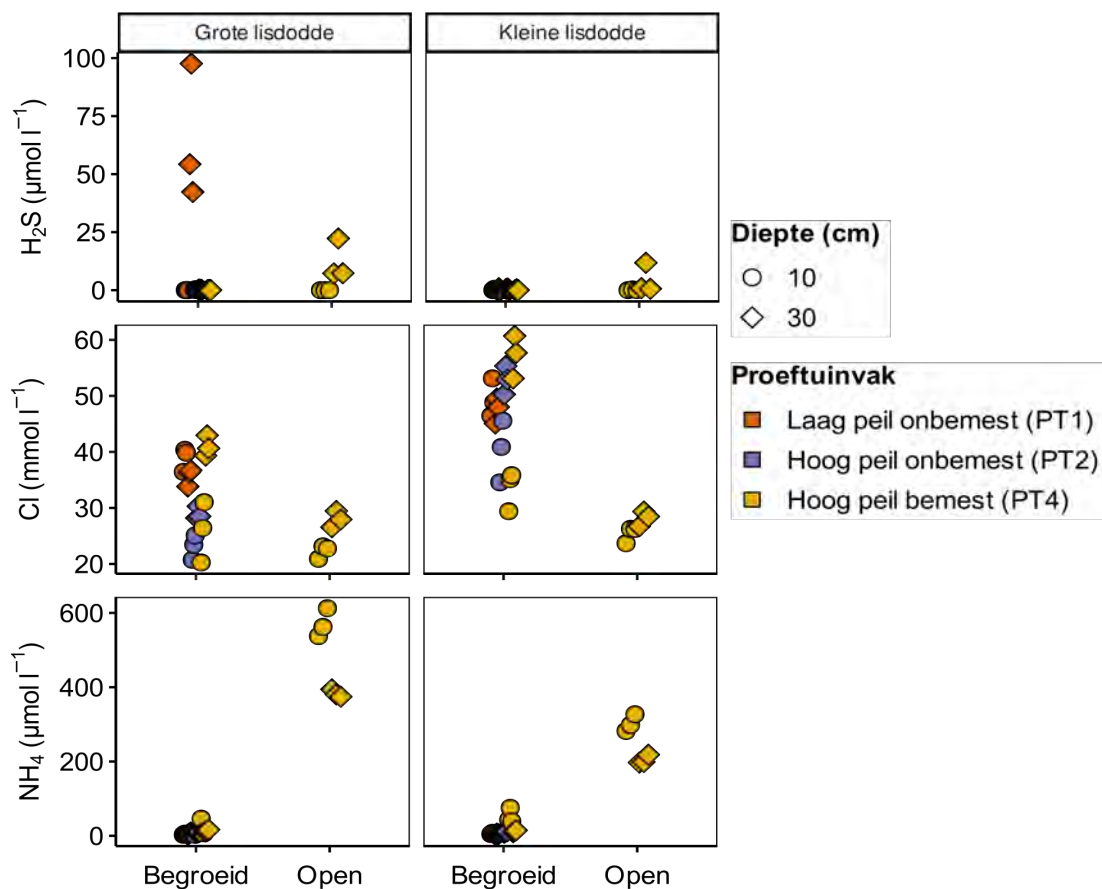


Figuur 4.9: Een voorbeeld van een locatie met slecht ontwikkelde grote lisdodde in het onbemeste proeftuinvak (PT2C). Na aanplant in 2018/2019 hebben de planten het proeftuinvak maar beperkt gekoloniseerd. Foto: Bas van de Riet, 4 augustus 2021.

Ondanks dat het Zuiderveen historisch gezien sterk werd beïnvloed door brak, zwavelrijk water waren de gemeten sulfide (H_2S) concentraties laag (Figuur 4.10). Enkel bij grote lisdodde in proeftuinvak 1 (laag peil) op 30 cm diepte werden concentraties van 30-100 $\mu\text{mol l}^{-1}$ gemeten. Op de overige locaties waren de gemeten concentraties < 25 $\mu\text{mol l}^{-1}$ en op 10 cm diepte zelfs < 1 $\mu\text{mol l}^{-1}$. Al deze concentraties liggen ver onder het maximale tolerantieniveau van grotere helofyten, zoals lisdodden (~ 900 $\mu\text{mol l}^{-1}$) (Lamers et al., 2013).

Een ander element dat in moerasgebieden voor planten toxisch kan zijn is ammonium. Ammoniumtoxiciteit kan in het Zuiderveen gezien de relatief lage concentraties van 0-600 $\mu\text{mol NH}_4 \text{l}^{-1}$ worden uitgesloten. De concentraties op de goed begroeide plekken liggen wel een stuk lager (0-75 $\mu\text{mol l}^{-1}$) dan op de open plekken (200-600 $\mu\text{mol l}^{-1}$), maar dit duidt eerder op beperkte opname van NH_4 door het ontbreken van vegetatie op de open plekken, dan op een toxiciteitseffect.

De gemeten chlorideconcentraties zijn vanwege de ligging van het Zuiderveen aan het Noordzeekanaal behoorlijk hoog met 20 - 60 mmol Cl I⁻¹ (Figuur 4.10). In een literatuurstudie van Ter Heerd (1995) zijn diverse ranges gedefinieerd ten aanzien van de tolerantie van grote en kleine lisdodden voor hoge zoutconcentraties. In de zoektocht naar een verklaring voor de slechte groei in onze teeltvakken is de zogenoemde *fysiologisch potentiële range* relevant, i.e. de maximum range in zoutgehalten waarbij een soort kan overleven. Deze fysiologische range ligt voor grote lisdodde tussen 0-200 mmol Cl I⁻¹ met een optimum range van 0 tot maximaal 85 mmol Cl I⁻¹. Kleine lisdodde kent een wat ruimere fysiologische range van 0 tot 450 mmol Cl I⁻¹ en een fysiologische optimum range tot 200 mmol Cl I⁻¹. De zogenoemde *ecologische range*, gebaseerd op zoutconcentraties gemeten op natuurlijke groeiplaatsen, ligt voor beide soorten echter een stuk lager dan de fysiologische ranges omdat het natuurlijk voorkomen niet alleen bepaald wordt door de zoutconcentraties, maar ook door concurrentie met glycofyten, waterdiepte, etc. Ter Heerd (1995) geeft aan dat beide soorten lisdodde kunnen goed groeien en/of dominant kunnen worden bij een ecologische range van 0-56 mmol Cl I⁻¹. Voor het Zuiderveen kunnen we in ieder geval vaststellen dat voor beide lisdoddesoorten de chlorideconcentraties aan de bovenkant zitten van de *ecologische range*, maar daarmee is niet onomstotelijk bewezen dat chloride de beperkte kolonisatie en groei veroorzaakt. Gegeven dat grote lisdodde fysiologisch gevoeliger is voor hoge zoutconcentraties dan kleine lisdodde kan het wel zijn dat grote lisdodde meer stress heeft van de hoge chlorideconcentraties. Uiteindelijk kan dat leiden tot geremde groei in grote lisdodde, maar het zal waarschijnlijk niet de primaire oorzaak zijn geweest van de beperkte ontwikkeling. Mogelijk speelt wel een interactie met de aantasting door plagen een rol.



Figuur 4.10: Poriewaterchemie op 10 en 30 cm diepte in de bodem op locaties met goed ontwikkelde en slecht ontwikkelde vegetatie met grote respectievelijk kleine lisdodde.

Een andere verklaring voor de soms beperkte kolonisatie van de lisdodden zijn namelijk herbivorie en insectenschade. De lisdoddeteelt in het Zuiderveen heeft in meer of mindere mate schade ondervonden van vraat door ganzen, meerkoeten en muskusratten. Daarnaast zijn diverse insecten gevonden die op lisdodden foerageren maar verder weinig schade veroorzaakten, zoals het Lisdoddetorretje (*Telmatophilus typhae*) en de lisdoddesnuitmot (*Calamotropha paludella*). De grootste impact op de lisdoddeteelt in het Zuiderveen werd echter veroorzaakt door de egelskopboorder (*Globia sparganii*) en mogelijk ook door de lisdoddeboorder (*Nonagria typhae*) (det. Anthonie Stip). Beide zijn nachtvlinders uit de familie van de uiltjes (Noctuidae) en hebben een vergelijkbare ecologie (www.vlinderstichting.nl). De vliegtijd is in één generatie van begin juli tot begin oktober. De soorten overwinteren als eieren die worden afgezet op het blad van de waardplant (naast grote en kleine lisdodde, ook gele lis, mattenbies en grote egelskop). De rupsen leven in de stengels waar ze het binnenste van de plant wegvreten (Figuur 4.11). Ze verpoppen vervolgens in de stengel nabij een van tevoren gemaakt gat. Daaraan zijn de aangetaste planten in het veld ook gemakkelijk te herkennen. In 2020 en 2021 was naar schatting meer dan 90% van de stengels van grote lisdodde aangetast. Bij kleine lisdodde werd in 2020 slechts sporadisch schade vastgesteld, maar in 2021 werd ook hier in >90% van de stengels boorgaten aangetroffen.

De aangetaste lisdoddeplanten leken met name in de eerste helft van het groeiseizoen slecht te groeien en nadat de vlinders zijn uitgevlogen herstelde de groei zich. Door de groeiachterstand was grote lisdodde beperkt in staat om de proeftuin verder te koloniseren. Hetzelfde was het geval in sommige teeltvakken. De verwachting is echter dat de schade door de egelskopboorders en lisdoddeboorders sterk zal verminderen wanneer de lisdodde grootschalig geoogst wordt, omdat de eieren en larven dan met de biomassa afgevoerd worden. Tijdens de proef werden de proefvlakken niet vlakdekkend gemaaid en vermoedelijk konden de egelskop- en lisdoddeboorders zich daarom steeds verder uitbreiden.



Figuur 4.11: Grote lisdodde aangetast door de Lisdoddeboorder (*Nonagria typhae*). Aan de basis van de stengel een kenmerkend boorgat (linkss). Dezelfde stengel op dwarsdoorsnede laat zien dat het hart van de plant is weggevreten (midden). De rups verpopt binnen in de stengel, vlak onder het boorgat (rechtsonder) en en groeit uit tot een vlinder. Foto's: Bas van de Riet, 28 juni 2020. Foto vlinder: [wikimedia/Ben Sales](https://commons.wikimedia.org/wiki/File:Nonagria_typhae.jpg).

4.6 Gewasopbrengsten kleine en grote lisdodde

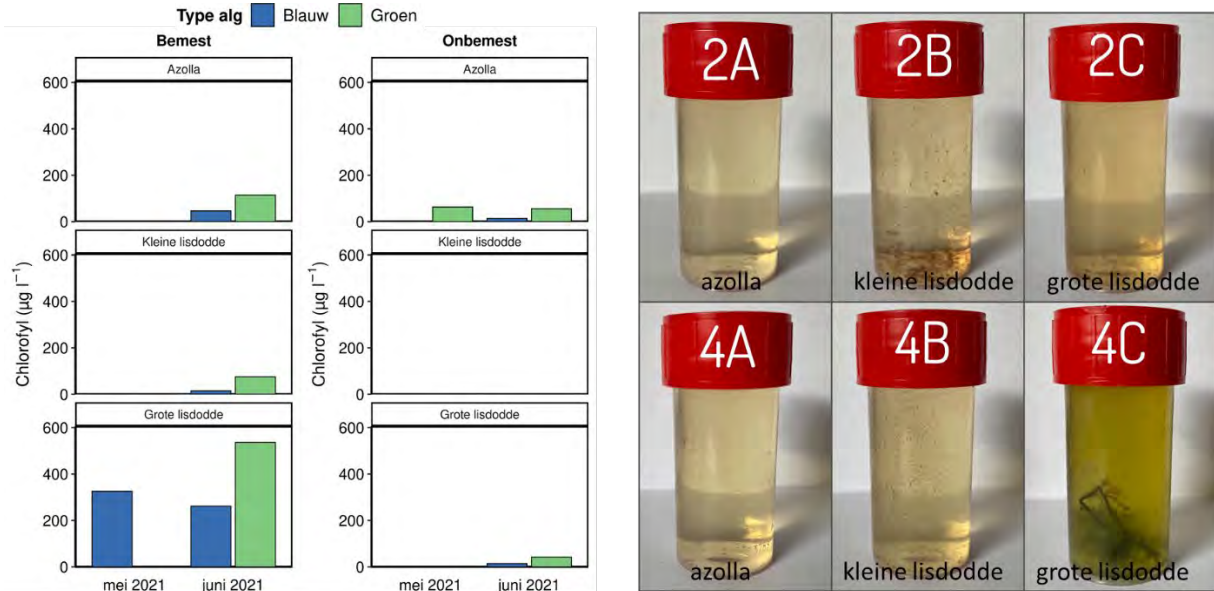
De biochemische monitoring van de teeltproeven had naast het mechanistisch begrip van de belangrijkste sturende processen ook tot doel om de teelt te begeleiden en de gewasopbrengsten te optimaliseren. Uit bovenstaande resultaten kunnen we opmaken dat de groei en ontwikkeling van de planten in de proeftuin- en teeltvakken hoofdzakelijk door twee factoren zijn beïnvloed: (1) de relatief lage nutriëntenbeschikbaarheid in de bodem, doordat bij inrichting de voedselrijke bouwvoor is verwijderd; en (2) de aantasting van de planten door de rupsen van de egelskop- en/of lisdoddeboorder (zie hoofdstuk 4.5). Er zijn geen aanwijzingen dat de groei van de lisdodden significant werd beperkt door voor planten potentieel giftige verbindingen, zoals sulfiden, ammonium; hoewel de natrium en chloride concentraties wel aan de bovenkant van de ecologische range liggen waarbij grote lisdodde voor komt. Door experimentele bemesting (met ureum en tripelsuperfosfaat) en variatie in waterstanden konden de effecten op de gewasopbrengsten worden onderzocht.

In 2020 zijn opbrengstbepalingen gedaan op locaties binnen de proefvlakken die representatief waren voor lisdodden met aantasting. In 2021 is gekozen om juist locaties binnen de proefvakken te selecteren die geen of minder vraatschade hadden, waardoor die meer te beschouwen zijn als een *potentiële* opbrengst (Tabel 4.1). Kleine lisdodde had in het Zuiderveen een gewasopbrengst (uitgedrukt in drooggewicht) van circa 7 ton/ha/jaar in de onbemeste situatie. Door bemesting met N en P kon de potentiële opbrengst worden vergroot tot 12-18 ton droge biomassa/ha/jaar. Grote lisdodde had van begin af aan moeite om de proeftuinvakken te koloniseren als gevolg van insectenvraatschade. De gewasopbrengst in zowel de onbemeste als de bemeste vakken was daardoor beperkt tot 4-5 ton/ha/jaar. Op de delen die niet of minder aangetast waren werd in 2021 een 'potentiële' opbrengst van 6-14 ton/ha/jaar gemeten in de onbemeste proefvlakken. Bemesting vergrootte de opbrengst op die delen tot maximaal 17-21 stof/ha/jaar. Het laat zien dat de beschikbaarheid van voldoende voedingsstoffen én bestrijding van plagen van belang zijn voor het behalen van een goede productie. Dit zijn belangrijke aandachtspunten voor de verdere ontwikkeling van natte teelten.

Tabel 4.1: De gewasopbrengsten van kleine en grote lisdodde (ton droge biomassa/ha) en de hoeveelheid koolstof, stikstof, fosfor en kalium in de bovengrondse vegetatie (kg/ha). Het betreft lisdodde geteeld bij een waterstand van ca. 20 cm + mv. De totale mestgift in 2020 was 210 kg N en 48 kg P/ha /jaar en in 2021 140 kg N en 32 kg P/ha/jaar.

		Hoog peil onbemest (PT2)		Hoog peil bemest (PT4)	
		kleine lisdodde	grote lisdodde	kleine lisdodde	grote lisdodde
Q3 2020					
Opbrengst	ton ha ⁻¹	6,8 - 7,4	3,9 - 5	16,4 - 17,7	3,8 - 4,4
C	kg ha ⁻¹	3108 - 3409	1755 - 2196	7681 - 8225	1723 - 1961
N	kg ha ⁻¹	109 - 115	72 - 81	330 - 380	82 - 92
P	kg ha ⁻¹	11 - 13	7,8 - 8,5	31 - 34	8 - 8,9
K	kg ha ⁻¹	54 - 81	49 - 56	140 - 170	71 - 79
Q3 2021					
Opbrengst	ton ha ⁻¹	6,7 - 6,8	6 - 14	11 - 12	17 - 21
C	kg ha ⁻¹	3133 - 3155	2683 - 6106	4903 - 5643	7369 - 9618
N	kg ha ⁻¹	132 - 138	113 - 312	258 - 327	404 - 478
P	kg ha ⁻¹	14 - 15	13 - 29	25 - 33	41 - 48
K	kg ha ⁻¹	67 - 72	63 - 158	85 - 118	214 - 257

Bijmesten met N en P leidt dus tot een fors grotere gewasopbrengst bij lisdodde-teelt (Tabel 4.1). Bemesting van het oppervlaktewater vergroot echter ook het risico op vermesting van het oppervlaktewater (eutrofiëring) en (blauw)algenbloei, wanneer de toegevoegde nutriënten niet snel genoeg worden opgenomen door de vegetatie (Figuur 4.12 en 4.13). Het verdelen van de bemesting over 5 giften verspreid over het groeiseizoen kon dit niet voorkomen.



Figuur 4.12: De hoeveelheid groen- en blauwalgen in het oppervlaktewater uitgedrukt als chlorofylconcentratie ($\mu\text{g/l}$) in het bemestte proeftuinvak (PT4) en het onbemestte proeftuinvak (PT2) (links). Bemesting met N en P leidde met name in het vak met grote lisdodde (4C) tot flinke bloei van groen- en blauwalgen (cyanobacteriën) (rechts). Foto's: Bas van de Riet, 17 juni 2021.



Figuur 4.13: In proeftuinvak 4 werd lisdodde bemest met ureum en triplesuperfosfaat. Dit leidde tot een hogere productie van bovengrondse biomassa. Ondanks dat de mestgift gespreid werd over het seizoen leidde bemesting met name in het vak met grote lisdodde tot eutrofiëring van de waterlaag en algenbloei. Foto: Bas van de Riet, 23 juli 2020.

De gewasopbrengsten van zowel grote als kleine lisdodde zijn bij een lage waterstand echter fors lager vergeleken met de opbrengsten bij een hoge waterstand, te weten circa 4-5 ton in plaats van circa 6,8 ton droge stof/ha in geval van kleine lisdodde en 1,7-2,4 ton in plaats van 6-14 ton droge stof/ha voor grote lisdodde. Bemesting kan in dat geval de opbrengst van kleine en grote lisdodde enigszins verhogen tot 5-6 ton/ha (Figuur 4.14), maar voor hoge gewasopbrengsten lijkt een hoge waterstand noodzakelijk.



Figuur 4.14: In proeftuinvak 1 werd jaarrond gestreefd naar een waterstand net onder maaiveld. In enclosures (4 x 2 meter) werden grote lisdodde en kleine lisdodde bemest met ureum en triplesuperfosfaat (aangegeven binnen de gele lijn). Dit leidde tot een grotere biomassaproductie. Foto: Bas van de Riet, 23 juli 2020.

4.7 Mogelijkheden om uit te mijnen met lisdodde

Uitmijnen is een vorm van natuurontwikkeling voor de langere termijn, waarbij het maaien en afvoeren van de biomassa gericht is op het verwijderen van fosfor en stikstof. Lisdoddeteelt zou mogelijk kunnen worden ingezet als graduele overgang van intensieve landbouw naar natuur of paludicultuur.

In de onderstaande tabel (Tabel 4.2) wordt de minimale en maximale netto verwijdering van stikstof (N) en fosfor (P) gegeven voor de bemeste en niet bemeste vakken. In 2020 is er respectievelijk 210 kg N en 48 kg P per hectare bemest in de bemeste plots (PT4) en in 2021 respectievelijk 140 kg N en 32 kg P per hectare. We zien dat in de onbemeste behandelingen er steeds netto N en P wordt verwijderd uit het systeem, ondanks de veel lagere gewasopbrengsten. Door te bemesten wordt er netto iets meer stikstof verwijderd, maar de gewasopbrengst is veel hoger. Voor P geldt dat 10 tot 20 kg/ha aan P wordt verwijderd wanneer er niet wordt bemest. Dit zijn waarden die overeenkomen met de afvoer die je verwacht door maaien en afvoeren van natuurpercelen.

Door bemesting wordt in de 2021 (lagere bemesting) netto P afgevoerd (9-16 kg/ha) via de teelt van grote lisdodde, maar niet via de teelt van kleine lisdodde. In de laatste blijft in 2021 netto P achter, dat wil zeggen dat niet alle opgebrachte P wordt verwijderd en er sprake is van een netto aanvoer. In 2020 (hogere bemesting) bleef er meer P achter in de kleine lisdodde teelt dan in 2021. Voor de grote lisdoddeteelt geldt dat in de bemeste proefvakken er in 2020 veel meer N en P werd aangevoerd dan er werd verwijderd. Dit komt omdat in 2020 een groot deel van de oogst werd aangetast door de lisdoddeboorder, waardoor de gewasopbrengst achterbleef. In 2021 werd de lisdoddeboorder ook

.....

aangetroffen in de grote lisdodden maar werden alleen gezonde, niet aangetaste delen van de proefvlakken geoogst om de potentiële opbrengst te bepalen.

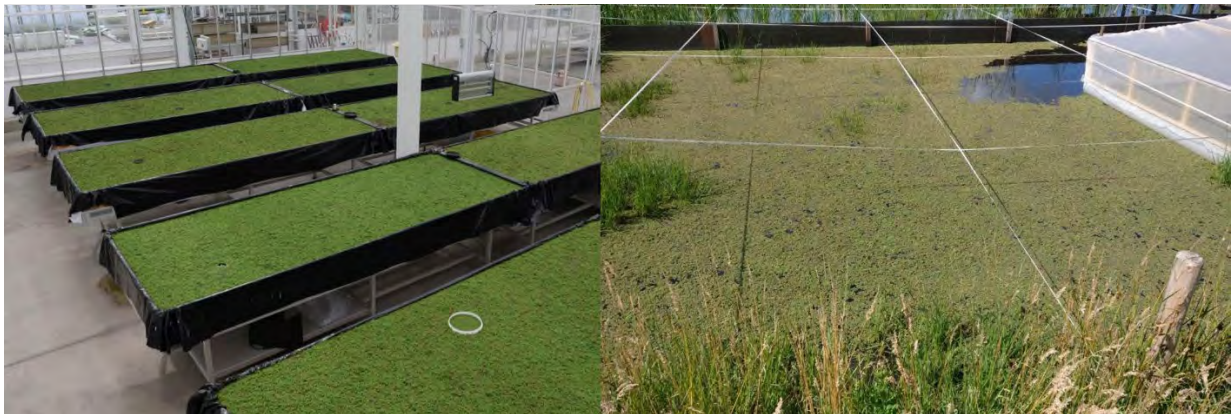
Tabel 4.2: Netto verwijdering van N en P in de Lisdodde oogsten kg/ha/jaar. De negatieve getallen betekenen een netto aanvoer van N of P.

		Hoog peil onbemest (PT2)				Hoog peil bemest (PT4)			
		K. lisdodde		G. lisdodde		K. lisdodde		G. lisdodde	
		MIN	MAX	MIN	MAX	MIN	MAX	MIN	MAX
2020	N	109	115	72	81	120	170	-128	-118
	P	11	13	7,8	8,5	-17,16	-14,16	-40,16	-39,26
2021	N	132	138	113	312	118	187	264	338
	P	14	15	13	29	-7,11	0,89	8,89	15,89

Lisdodden zijn prima geschikt als gewas om de bodem uit te mijnen. Daarvoor zou je in principe beter niet bemesten. Voor P geldt zelfs dat er netto minder P wordt onttrokken wanneer er wordt bemest. Ingeval van bemesten heeft het mislukken van de oogst door ziekten of plagen een grote invloed op de capaciteit om uit te mijnen. Bij bemesten bestaat dan namelijk het risico dat er netto veel meer N en P wordt toegevoegd dan via de biomassa kan worden verwijderd.

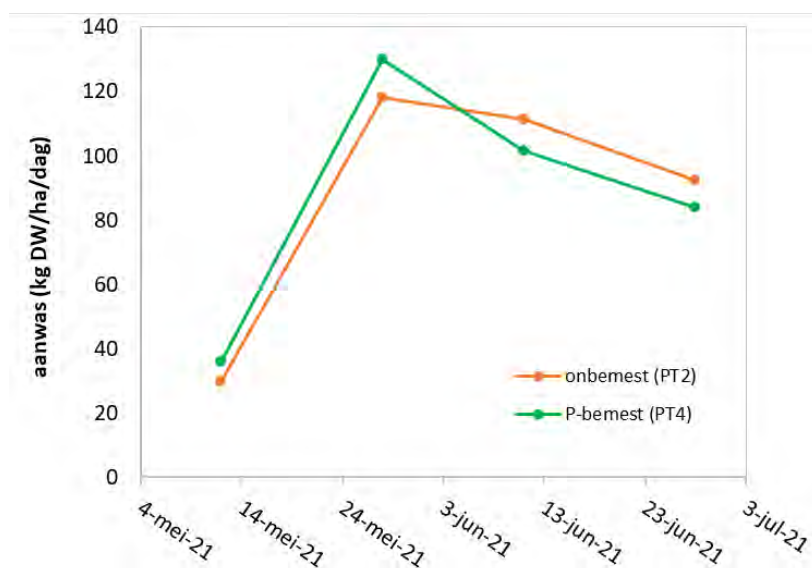
4.8 Azollateelt: teeltervaringen en gewasopbrengst

In de kassen van de Radboud Universiteit werden planten voorgekweekt en jaarlijks werd dit in de proeftuinvakken ingebracht (Figuur 4.15). In 2021 werd de biomassaproduktie nauwkeurig bepaald om de jaaropbrengsten te kunnen inschatten. Eind april 2021 werd het plantgoed geïntroduceerd in het veld. Eén proeftuinvak (PT2) bleef onbemest (P-concentratie in het oppervlaktewater ca. 5 µmol/l) en in een ander vak werd P toegediend, zodat de concentratie in het water gedurende het groeiseizoen werd verhoogd naar 10 - 35 µmol P/l. De azollaplanten werden steeds na 2 weken geoogst tot circa 1 kg versgewicht/m² resteerde. Op die manier werd in de periode eind april - begin juli vijf maal azolla geoogst.



Figuur 4.15: Opzet van de azollateelt. 'Uitzaaien' van plantgoed is nog niet mogelijk en daarom werd startmateriaal opgekweekt in de kassen van de Radboud Universiteit (links). Deze voorkweek werd in het voorjaar overgebracht naar de proeftuinvakken in het Zuiderveen om de buitenteelt op te starten (rechts). Foto's: Bas van de Riet/NWO-TTW AzoPro.

In het Zuiderveen bereikte azolla een hoge productiviteit van maximaal 117 tot 130 kg droge stof per hectare per dag in het onbemeste, respectievelijk bemeste proeftuinvak. Als gevolg van de aantasting door de azollasnuitkever (*Stenopelmus rufinasus*) (zie hoofdstuk 4.9 en Figuur 4.21) ging begin juli echter de volledige oogst verloren en was het niet mogelijk om de rest van het groeiseizoen te benutten. Daardoor konden helaas geen jaaropbrengsten worden bepaald. Een indicatieve inschatting van de potentiële gewasopbrengst kan echter wel worden berekend door aan te nemen dat het groeiseizoen vier of vijf maanden duurt met een gemiddelde productie van 100 kg/ha/dag. In het geval dat de snuitkevers afwezig zouden zijn of succesvol kunnen worden bestreden zou de gewasopbrengst dan 12-15 ton droge stof/ha in een heel groeiseizoen kunnen bedragen. Het groeiseizoen zal mogelijk langer kunnen duren, maar in voor- en najaar zal de biomassa productie veel lager liggen dan als gevolg van lagere temperaturen.



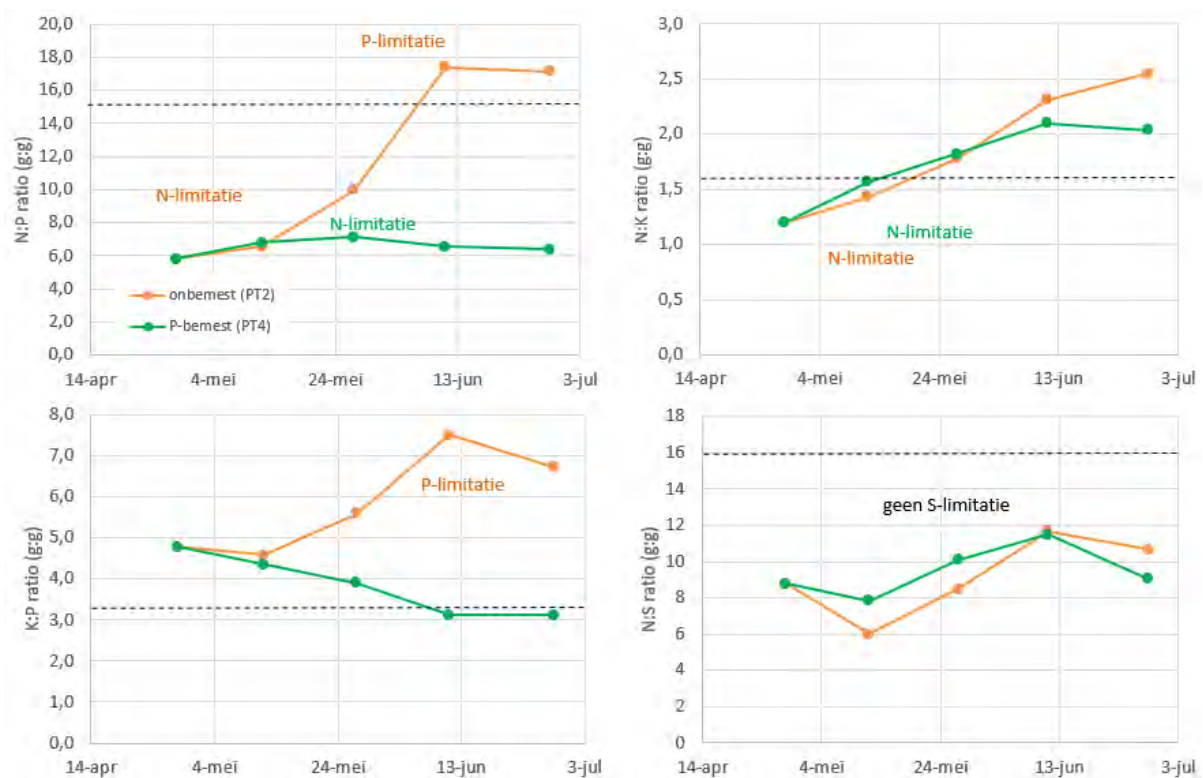
Figuur 4.16: Productiviteit van azolla in de proeftuinvakken in 2021 uitgedrukt in kg per hectare per dag. Begin juli werd de teelt vernietigd door de azollasnuitkever. Data: TTW AzoPro.

Bemesting met fosfor leidde in 2021 in het veld weliswaar nog niet tot een veel hogere gewasproductie. Dat kan worden verklaard doordat het plantgoed tijdens de voorkweek zoveel fosfor heeft opgenomen (luxue consumptie: 5,5 mg P/g oftewel 179 mmol P/kg droge biomassa) dat de P-concentraties in het water in de eerste weken in het veld niet tot verschillen leidden in groeisnelheid. De N- en P-gehalten in het gewas laten echter duidelijk zien dat in het onbemeste proeftuinvak de groei vanaf half juni door fosfor beperkt begon te raken ($N:P > 17$, $K:P > 6$). Het verhogen van de beschikbaarheid van fosfor door aanvoer via oppervlaktewater (doorstroming) of door bemesting lijkt dan ook noodzakelijk om de gewasproductie gedurende het groeiseizoen op een hoog niveau te houden. Dat verminderde groei als gevolg van fosforgebrek in het Zuiderveen kon optreden werd in 2019 al vastgesteld in enclosures met en zonder P-bemesting: de groei in enclosures met P-bemesting nam sterk toe, terwijl zonder P-bemesting de planten veel minder snel groeiden en rood kleurden (Figuur 4.17).

Kalium is een ander macronutriënt dat mogelijk de groei kan beperken met name wanneer de azollavegetatie productief is en er sprake is van stilstaand oppervlaktewater. In kasexperimenten is gevonden dat azolla de kaliumvoorraad in het water vrij snel kon opnemen. Bij azollateelt zonder doorstroming zou dat tot een gebrek kunnen leiden. Mogelijk dat de vrij lage K:P ratio in de bemeste proefvak in juni en juli 2021 een aanwijzing is dat dit op den duur ook in het veld kan optreden (Figuur 4.18).

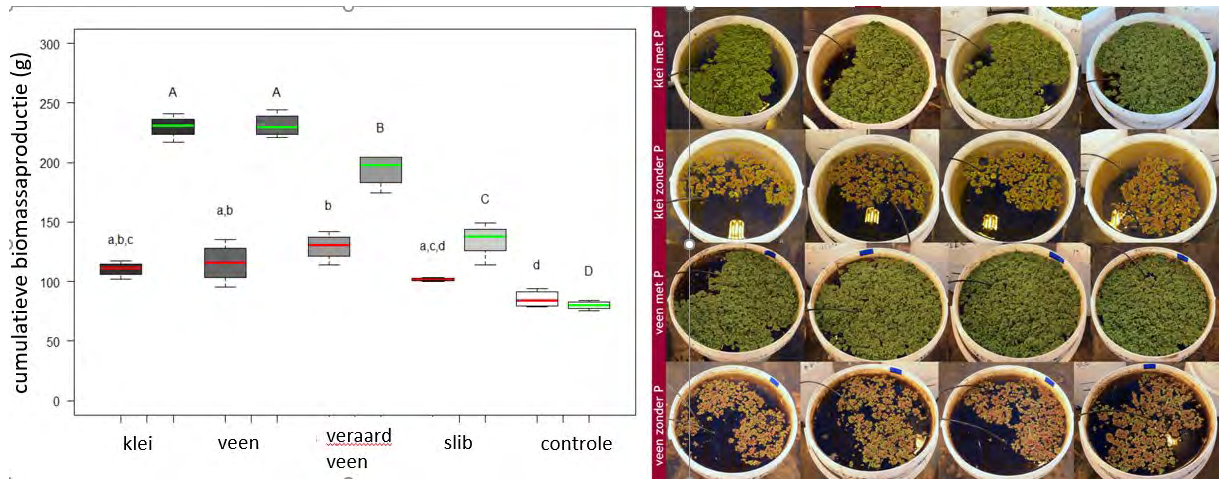


Figuur 4.17: Fosforgebrek bij azollateelt in 2019. Links een enclosure waaraan P-meststof is toegediend met groene, snelgroeende azolladrijfmat; rechts de onbemeste controle met rode planten die veel minder productief waren. Foto: Bas van de Riet, 10 september 2019/TTW AzoPro.



Figuur 4.18: Verhouding van verschillende nutriënten in de azollabiomassa in 2021. De ratio's geven een indicatie van welke elementen limiterend zijn voor de groei. De stippellijn geeft de grenswaarde weer. Data zijn verzameld in het kader van NWO-TTW AzoPro. Bron: Olde-Venterink et al., 2003; Koerselman & Meuleman, 1996; Campbell, 2000; Goh & Kee, 1978.

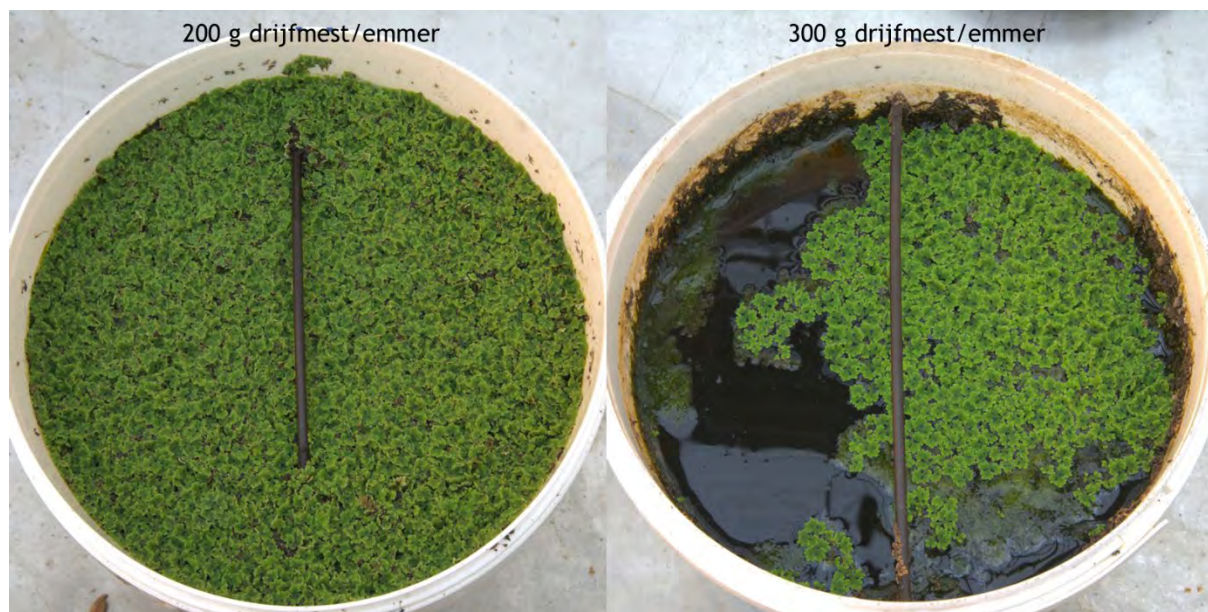
In een kasexperiment met diverse bodemtypen uit het Zuiderveen (o.a. klei, veen, veraard veen uit de bouwvoor) werd eerder al geconstateerd dat het risico op P-gebrek aanwezig is, omdat de nalevering van fosfor vanuit de verschillende bodemtypen beperkt is. Deze lage nalevering van P lijkt dus een knelpunt voor het telen van Azolla, omdat daarmee in het veld niet de hoge groeisnelheden kunnen worden bereikt. Het toedienen van fosfor aan het water laat zien dat de biomassa-productie van azolla soms kon worden verdubbeld, wat er op duidt dat de groei vooral wordt beperkt door een gebrek aan fosfor. Andere co-limitaties (bijvoorbeeld ijzergebrek) bleken hier niet uit.



Figuur 4.19: Cumulatieve biomassa productie van azolla op verschillende bodemtypen uit het Zuiderveen. In rood de onbemeste serie op boezemwater; in groen de serie waar extra P-bemesting is toegediend. Controleserie is alleen boezemwater. Data: TTW AzoPro, Corné Mennen. Foto's: Bas van de Riet.

In geval van bemesting moet echter rekening worden gehouden dat aanrijken van het oppervlaktewater met fosformest het risico op eutrofiëring vergroot. Vooral wanneer de azolladrijfmat het wateroppervlak niet voldoende bedekt kunnen (blauw)algen snel dominant worden. Ook kan bij afsterven van de azollamat, bijvoorbeeld in geval van ziekte- en plagen, het fosfor dat is opgeslagen in de biomassa gemakkelijk weer vrij komen in het oppervlaktewater en op die manier zorgen voor P-vermesting.

In plaats van toedienen van een P-meststof kan ook azolla ook worden geteeld op langzaam doorstromend oppervlaktewater dat relatief rijk is aan P (>10 µmol/l). Op die manier kan azollateelt een bijdrage leveren aan de zuivering van het oppervlaktewater. In het IPV is ook bescheiden ervaring opgedaan met de inzet van azolla in de kringlooplandbouw door azolla te kweken op een medium met drijfmest van het melkveehouderijbedrijf in Assendelft, zodat mineralen uit mest of uit erfafspoeling kunnen worden teruggewonnen (Figuur 4.20).



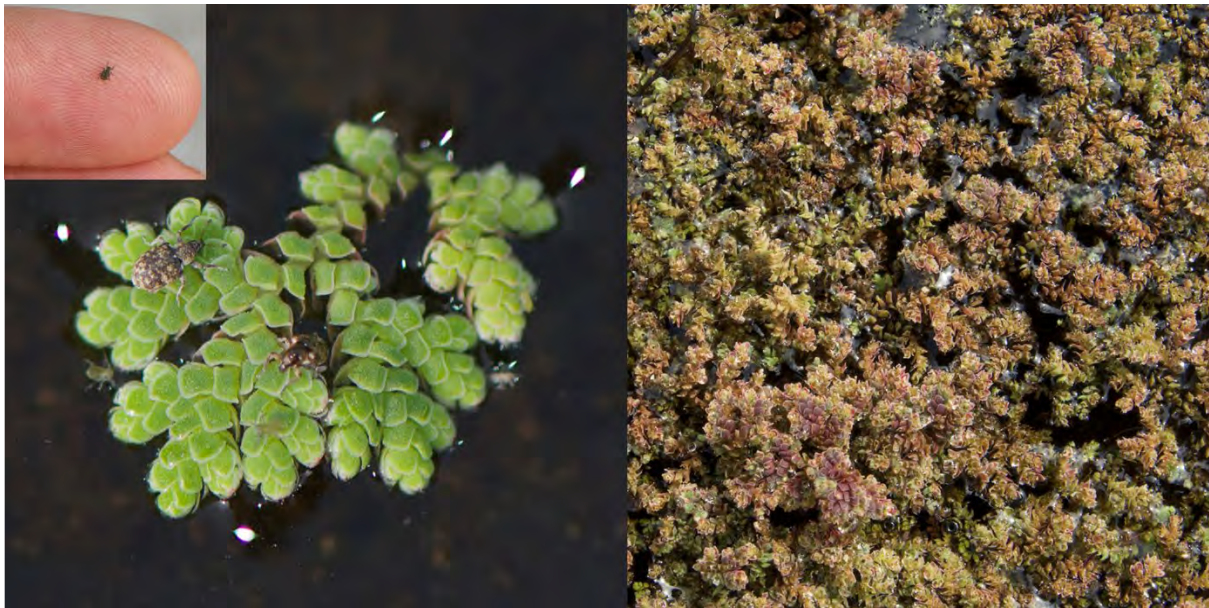
Figuur 4.20: Azolla op een medium met drijfmest. Wanneer de dosering drijfmest niet te hoog is kan een goede productie worden behaald. Bij een te hoge dosering zijn de ammoniumconcentraties waarschijnlijk te hoog en sterven de planten af. Foto's: Bas van de Riet.

4.9 Azollateelt: aantasting door plagen

De azollateelt heeft in het Zuiderveen van begin af aan veel last gehad van de Azollasnuitkever oftewel het kroosvarensnuittorretje (*Stenopelmus rufinusus*) (Figuur 4.21). Deze kever komt oorspronkelijk uit Noord-Amerika en is in 1920 voor het eerst in Nederland gevonden. De laatste tien jaar wordt de soort steeds vaker waargenomen, al dan niet als gevolg van opzettelijke introductie als bestrijder van azolla (<https://www.azollacontrol.com>). De kevers zijn klein (3-4 mm) en als de dichtheden laag zijn, zijn ze vrij lastig te ontdekken. In alle jaren werden snuitkevers aangetroffen in de proeftuin. Op het moment dat de kevers werden ontdekt waren de dichtheden van adulten en volgroeide larven reeds zo hoog dat de drijfmat binnen 2-3 weken compleet werd vernietigd.

Naast azollasnuitkevers werden in het veld ook bladluizen aangetroffen op de azolla. Hoewel bekend is dat deze flinke schade kunnen veroorzaken (o.a. de waterleliebladluis oftewel *Rhopalosiphum nymphaeae*) zijn in het Zuiderveen vooral hogere dichtheden bladluizen gevonden op azolla nadat deze al flink was aangetast door snuitkevers. De kroosvlinder (*Cataclysta lemnae*) heeft in de teeltproeven in het Zuiderveen geen schade veroorzaakt. Ook herbivorie door watervogels heeft geen significante impact gehad op de azollateelt in de proeftuinvakken.

De azollasnuitkever is inmiddels een algemene verschijning en om de azollateelt succesvol te kunnen laten zijn is van belang om chemische of biologische manieren van bestrijding te ontwikkelen welke een zo klein mogelijke negatieve impact heeft op de (aquatische) omgeving.



Figuur 4.21: Volwassen Azollasnuitkevers (*Stenopelmus rufinusus*) op azolla (links). Vergevoerde vrachtschade door larven en snuitkevers (rechts). Foto's: Bas van de Riet/NWO-TTW AzoPro.

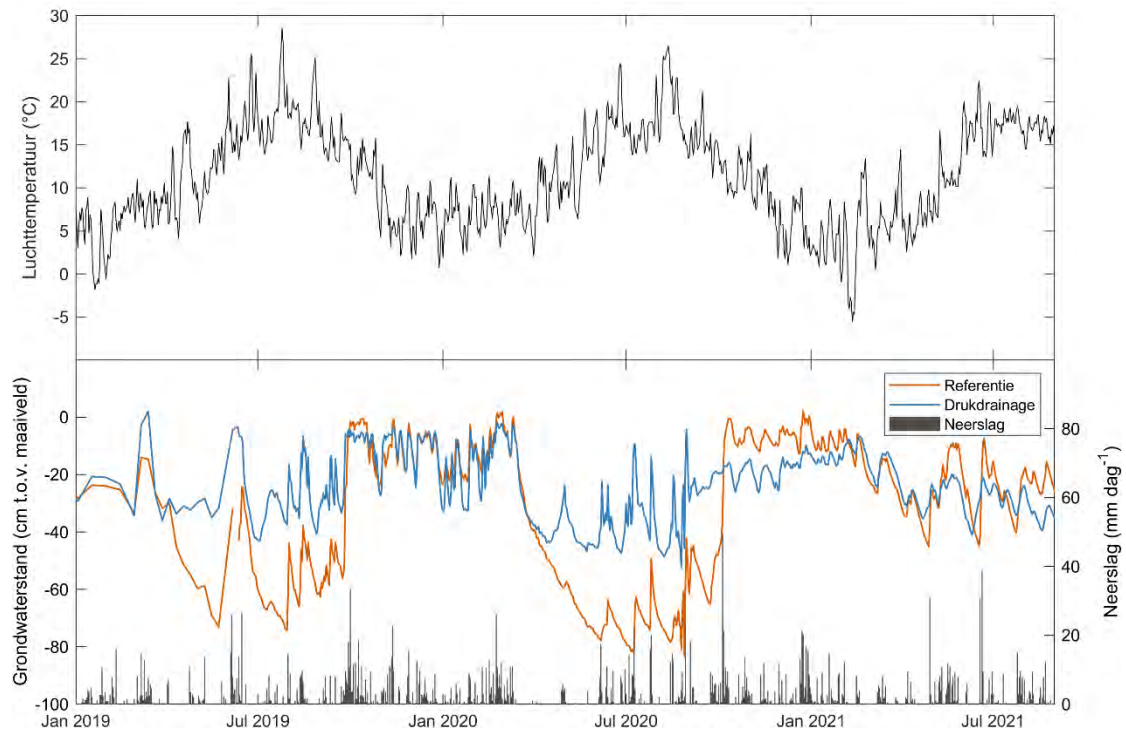
.....

5 Broeikasgassen: drukdrainage en paludicultuur

De broeikasgasmetingen binnen het IPV zijn met twee verschillende meet- en analysemethodes benaderd: handmatige metingen gevolgd door interpolatie tussen de metingen om tot een jaarbalans te komen, en automatische metingen gevolgd door modelberekeningen met het Peatland-VU model om tot een schatting van de jaarbalans te komen (zie 2.2.1 voor methode). Dit hoofdstuk beschrijft de resultaten van de handmatige metingen in Assendelft (drukdrainage) en Zuiderveen West Proeftuin (paludicultuur). De resultaten van de Peatland-VU model-berekeningen staan beschreven in hoofdstuk 6.

5.1 Assendelft drukdrainage

De meetperiode 2019/2020 wordt gekenmerkt door relatief hoge temperaturen (11,3 en 11,6 °C voor 2019 en 2020, t.o.v. het 20 jaar gemiddelde van 10,9 °C, KNMI Schiphol) en weinig neerslag in de zomerperiode, zodat de effectiviteit van de drukdrainage op de grondwaterstand optimaal is (zie Figuur 5.1). In een kouder en natter jaar zoals in 2021, is de effectiviteit gering tot zelfs een omgekeerd effect (zie ook Figuur 5.1), echter valt dit meetjaar buiten de meetperiode van het IPV zodat het effect op broeikasgasemissies niet is meegenomen in dit rapport. Het Nationaal Onderzoeksprogramma Broeikasgassen Veenweide (NOBV) zal hier verder onderzoek naar doen.



Figuur 5.1: Daggemiddelde luchttemperatuur (boven), grondwaterstand voor referentie en drukdrainage perceel (onder) en dagsom van neerslag (onder) voor de periode 01-01-2019 t/m 31-08-2021. Data voor het jaar 2019 zijn afkomstig van het IPV of KNMI, en data van 2020 en 2021 van het NOBV.

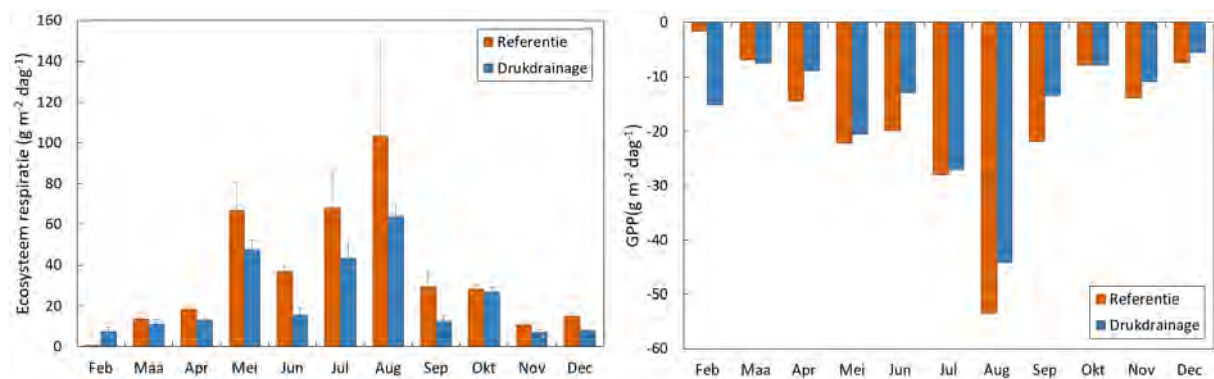
5.1.1 Broeikasgasfluxen Assendelft 2019-2020

In 2019 zijn de CO₂ en CH₄ fluxen over het jaar met zowel automatische (Kytalyk) als handmatige kamers (B-WARE) gemeten. In 2020 is het NOBV gestart met het meten van CO₂ fluxen, de IPV metingen zijn in Assendelft toen gestopt en de resultaten van het NOBV voor het jaar 2020 zijn in dit rapport verwerkt.

Voor CO₂ zijn de fluxen te onderscheiden in ecosysteemrespiratie (R_{eco} , gemeten in donkercondities) en gros primary production (GPP, opname van CO₂ door planten gemeten overdag), zie paragraaf 2.2.1. In de gemiddelde R_{eco} data in 2019 is duidelijk te zien dat in de zomermaanden de respiratie

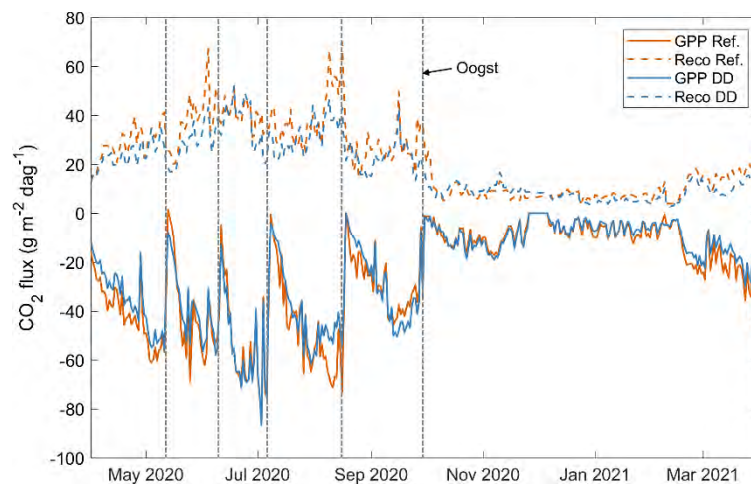
.....

hoger is in het referentieperceel dan in het drukdrainage perceel, dit verschil wordt niet gecompenseerd door een hogere GPP (Figuur 5.2). In juni is een duidelijk lagere R_{eco} gemeten, wat verklaard kan worden door een toename in grondwaterstand (30 cm hoger dan in juli voor het referentieperceel) en een 5 °C lagere temperatuur t.o.v. juli. Ook is er in juni direct voor de metingen geogst, waardoor de R_{eco} en GPP lager kunnen liggen dan in mei. Daarnaast is er in juni met automatische kamers gemeten, waardoor de R_{eco} bepaald is met nachtmetingen en met handmatige kamers wordt overdag donkermetingen gedaan om R_{eco} te bepalen. Overdag is de temperatuur van de kamer hoger en kan er (m.n. door planten) een hogere respiratie optreden.



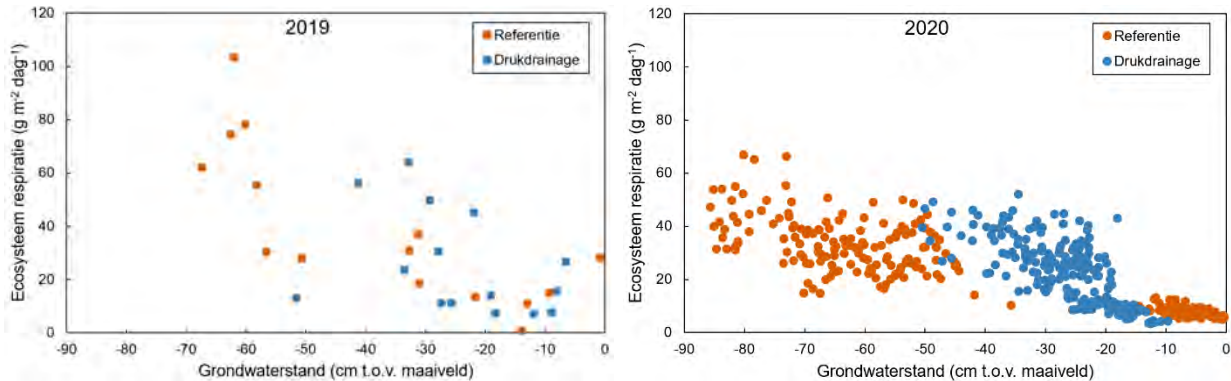
Figuur 5.2: Gemiddelde ecosysteemrespiratie en gros primary production (GPP, opname van CO_2 door fotosynthese) per maand in het jaar 2019. In februari, maart, april, juni en november zijn de fluxen met automatische kamers gemeten en in mei, juli augustus oktober en december met handmatige kamers. In september met beide methodes en zijn de meetcampagnes gemiddeld. De standaarddeviatie geeft de variatie tussen de plots en in de tijd weer. Voor GPP was het niet mogelijk eenzelfde standaarddeviatie te berekenen omdat de GPP voor handmatige kamers ingeschat zijn op basis van een light response curve per meetcampagne en voor automatische kamers een optelsom is per dag.

In Figuur 5.3 is de R_{eco} en GPP, bepaald uit gemeten NEE, te zien voor het jaar 2020/2021 gemeten met de automatische kamers van het NOBV. In de GPP zijn de oogstmomenten duidelijk zichtbaar en is de R_{eco} ook het hoogst op het moment dat de grondwaterstand het laagst is. De R_{eco} is over het algemeen lager dan in 2019, terwijl er meer opname is van CO_2 door planten (GPP).



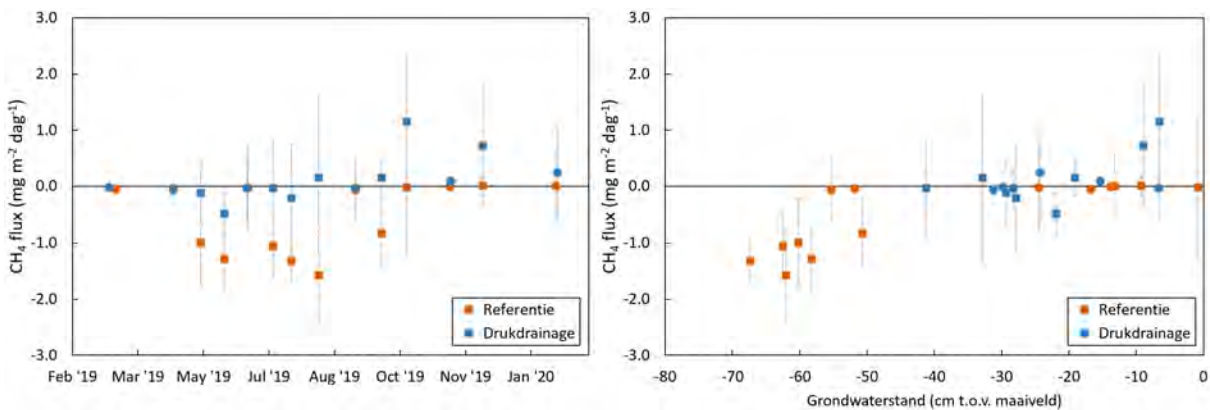
Figuur 5.3: Gros primary production (GPP) en ecosysteemrespiratie (R_{eco}) bepaald a.h.v. continu gemeten fluxdata van het NOBV in het jaar april 2020 t/m maart 2021. Oogstmomenten zijn aangegeven met verticale stippellijnen.

De relatie tussen grondwaterstand en R_{eco} is te zien in Figuur 5.4, waarbij een duidelijke toename in R_{eco} te zien is bij een lagere grondwaterstand in 2019 die dus de verschillen in R_{eco} tussen referentie- en drukdrainageperceel kunnen verklaren. Voor 2020 is de relatie niet zo duidelijk, er lijkt vooral een grote afname in R_{eco} op het moment dat de grondwaterstand boven de -20 cm komt, en tussen de -70 en -20 cm lijkt er nauwelijks effect van de grondwaterstand op de R_{eco} te zijn. Deels kan het effect van hele lage fluxen boven de -20 cm ook door temperatuur verklaard worden, aangezien deze grondwaterstanden in de winter voorkomen. De fluxen zijn over het algemeen hoger in 2019 dan in 2020. Daarnaast lijkt er in 2020 sprake van een forse toename van de ecosysteemrespiratie wanneer de waterstand meer dan 70 cm uitzakt.



Figuur 5.4: Relatie tussen grondwaterstand en gemiddelde ecosysteemrespiratie per meetcampagne voor zowel referentie al drukdrainage perceel in het jaar 2019 links en 2020 rechts. In 2019 is gemeten met automatische kamers (cirkels) en handmatige kamers (vierkanten).

Ook CH_4 emissie lijkt een relatie te hebben met grondwaterstand, waarbij er een lichte opname te zien is wanneer de grondwaterstand onder de -50 cm terecht komt, en vanaf -10 cm een lichte emissie. Over het hele jaar gezien (lineair geïnterpoleerd) zijn de fluxen van zowel het referentieperceel als maatregelperceel laag (-0,04 vs. 0,01 t CO_2 -eq ha^{-1} jaar $^{-1}$), en zijn ze verwaarloosbaar ten opzichte van de totale broeikasgasbalans (Tabel 5.1).



Figuur 5.5: Gemiddelde methaan (CH_4) flux per meetcampagne gemeten met automatische kamers (cirkels) en handmatige kamers (vierkanten) over het meetjaar 2019 (links) en uitgezet tegen grondwaterstand (rechts). De standaarddeviatie geeft de variatie over de verschillende plots en in de tijd per meetcampagne weer.

Omdat tot en met juni 2019 nog geen bodemtemperatuur en PAR metingen werden uitgevoerd en het maairegime tussen automatische kamers en handmatige kamers anders was, is het niet mogelijk de data te interpoleren met de standaard methodes (zie paragraaf 2.2.1). Daarom zijn R_{eco} en GPP op jaarbasis geschat door middel van lineaire interpolatie. De jaarbudgetten zijn daardoor erg onzeker en zijn daarom alleen gebruikt om een relatieve reductie van drukdrainage te bepalen. Voor inschatting van de absolute waarden is het jaarbudget van 2020 gebaseerd op continue fluxdata van

het NOBV betrouwbaarder. In 2019 zien we een CO₂ reductie van rond de 40% voor het drukdrainage perceel in vergelijking met het referentieperceel (zie Tabel 5.1). Voor het NOBV worden permanente automatische kamers ingezet, zodat er niet tot nauwelijks interpolatie van de data nodig is (voor gedetailleerde beschrijving, zie rapportage NOBV 2020-2021). Bij het NOBV wordt tot op heden nog geen CH₄ gemeten, dus kan alleen het CO₂ jaarbudget worden gemaakt. Maar uit de data van 2019 wordt al duidelijk dat CH₄ geen rol speelt in de broeikasgasbalans (-0.04 vs 0.01 t CO₂-eq ha⁻¹ jaar⁻¹ voor referentie en drukdrainage perceel).

Het CO₂ jaarbudget over het gehele jaar is in 2020 vrij laag ondanks dat het een droog en warm jaar was (zie Tabel 5.1). Het reductiepercentage in 2020 ligt rond de 80%. Dat zou wel deels verklaard kunnen worden met de nog lagere grondwaterstand in het referentieperceel, wat in de zomerperiode (maart t/m september) van 2019 op -49 cm lag en in 2020 op -58 cm. Maar daar staat tegenover dat de grondwaterstand in het drukdrainage perceel in 2020 weer gemiddeld 6 cm lager stond in de zomerperiode.

Tabel 5.1: Jaarbudget in CO₂-eq ha⁻¹ jaar⁻¹ voor referentie- en drukdrainageperceel bestaande uit de som van netto CO₂ flux (NEE, net ecosystem exchange), opbrengst en CH₄ flux uitgedrukt in CO₂-equivalenten (GWP100 = 27,2, IPCC AR6, Forster et al., 2021). NEE is een som van GPP en R_{eco}.

Jaar	Perceel	GPP	R _{eco}	NEE	Opbrengst	CH ₄ flux	Totaal
2020	Referentie	-95	79	-16	32	Geen data	16
	Drukdrainage	-88	66	-22	25	Geen data	3

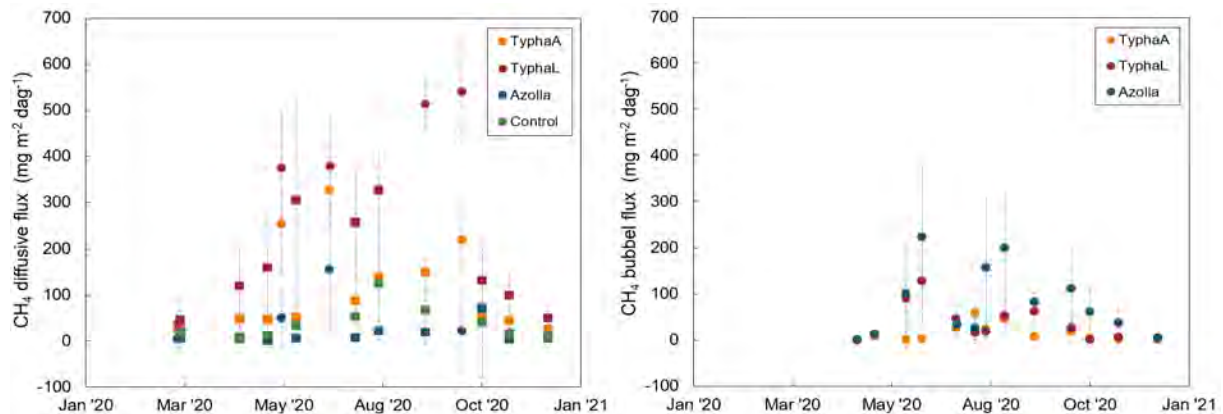
5.2 Zuiderveen West Paludicultuur

In 2020 zijn er met automatische kamers (Kytalyk) en handmatige kamers (B-WARE) methaan (CH₄) en CO₂ fluxen gemeten in proeftuinvak 2, voor zowel kleine lisdodde (*Typha angustifolia*), grote lisdodde (*Typha latifolia*) en grote kroosvaren (*Azolla filiculoides*). Daarbij zijn bubbels gemeten met bubbelvallen, om zo de emissie van CH₄ door deze gastransportwijze in beeld te brengen. Alle metingen samen maken het mogelijk de emissie van de twee broeikasgassen over het seizoen en uiteindelijk op jaarbasis weer te geven. Doordat er niet continu is gemeten zijn data tussen de meetmomenten geïnterpoleerd zoals beschreven in paragraaf 2.2.1 om tot een jaartotaal te komen.

5.2.1 Methaanfluxen

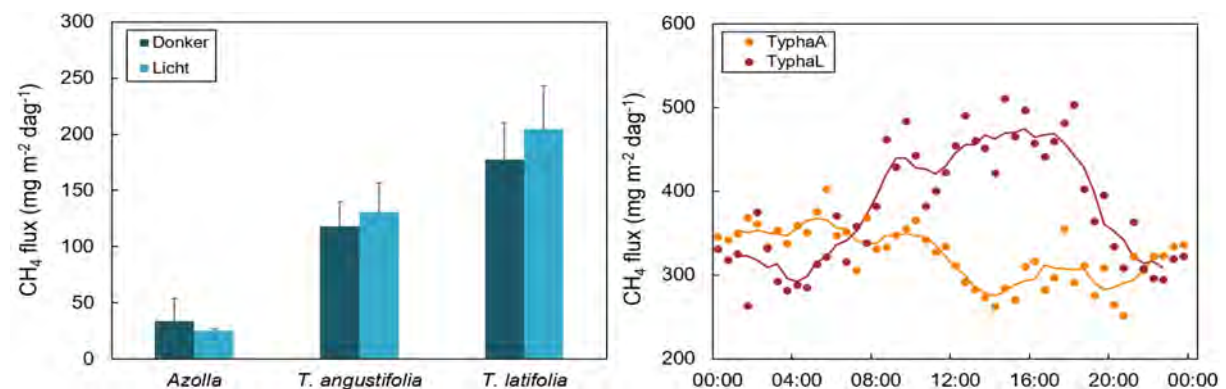
Methaan kan op drie manieren van de bodem naar de atmosfeer getransporteerd worden: 1) via diffusie in de bodem/waterlaag; 2) door planten; 3) via bubbels door de oververzadigde bodem. De gemeten diffusieve CH₄ fluxen zijn een combinatie van planttransport en diffusie in de bodem/waterlaag. Deze fluxen laten een duidelijke seizoengebonden trend zien (zie Figuur 5.6), met de hoogste fluxen in de zomer. De grootste toename van CH₄ fluxen is voor lisdodde, waarbij de hoogste fluxen bij grote lisdodde gemeten zijn en de laagste voor kroosvaren en de controle (geen planten). De CH₄ emissie uit bubbels laat een andere trend zien, waarbij juist de meeste CH₄ uit kroosvaren komt en de laagste uit lisdodde, waarbij kleine lisdodde nog iets lager is dan grote lisdodde. Deze variatie kan goed verklaard worden door het verschil in vegetatietypes. Zo is kroosvaren een drijvende plant zonder wortels in de bodem. Hierdoor wordt er zowel minder makkelijk afbreekbaar koolstof de bodem in gebracht als dat er ook geen CH₄ transport door de planten plaatsvindt. Bij lisdodde is dit wel het geval, en wordt CH₄ productie opgevoerd door de toevoer van koolstof via de wortels en tegelijkertijd kan CH₄ de wortels in diffunderen en via de

stengel en bladeren naar buiten getransporteerd worden (Whiting & Chanton, 1993). Het transport van CH_4 van de bodem naar de atmosfeer via de planten en de transport van zuurstof naar de bodem, zorgt ervoor dat de CH_4 concentratie in de bodem afneemt. Hierdoor ontstaan er minder bubbels, wat ook goed te zien is in de bubbel flux (zie Figuur 5.6). Het transport van gassen in de plant zelf wordt via drukopbouw bevorderd zodat er een circulatiesysteem ontstaat via de stengels waar de druk wordt opgebouwd naar de wortel(stokken) en vervolgens via stengels zonder drukopbouw naar de atmosfeer. Dit wordt *pressurized flow* genoemd. Deze vorm van circulatie, en daarmee het transport van CH_4 , neemt toe naarmate de planten ouder worden. Dit geldt ook voor de toevoer van makkelijk afbreekbaar koolstof, dit zal ook toenemen in de loop van het seizoen als de planten groter worden.



Figuur 5.6: Gemiddelde gemeten diffuse methaan (CH_4) flux en standaarddeviatie per meetcampagne met handmatige kamers (vierkanten) en automatische kamers (cirkels)(links). Gemiddelde CH_4 bubbel flux om de week gemeten met bubbelvallen (rechts). Kleine lisdodde = TyphaA (geel), grote lisdodde = TyphaL (rood), azolla = blauw, controle = zonder vegetatie (groen).

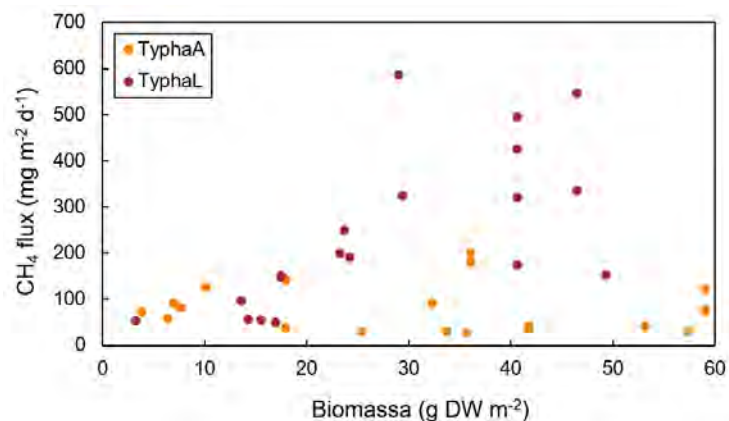
Het CH_4 transport door lisdodde van de bodem naar de atmosfeer wordt dus gereguleerd door de hierboven genoemde *pressurized flow*. De drukopbouw in de stengel die hiervoor verantwoordelijk is, is afhankelijk van de opening van de huidmondjes (dus van licht), van temperatuur en van relatieve luchtvochtigheid. Hierdoor is de grootste gastransport midden op de dag en de laagste 's nachts. Gemiddeld over het hele jaar met allebei de meetmethodes zien we geen significant verschil tussen de donkermetingen en lichtmetingen (zie Figuur 5.7a), waarbij de kanttekening moet worden geplaatst dat met handkamers donkermetingen overdag zijn gedaan (zie paragraaf 2.2.1) waardoor alleen licht beperkt is en niet temperatuur.



Figuur 5.7: Gemiddelde donker en licht methaan (CH_4) flux (links) gemeten met automatische kamers (nacht vs dag) en handkamermetingen waarbij donker en lichtmetingen overdag zijn gedaan. De standaard deviatie geeft de variatie tussen de verschillende plots weer. Rechts is een gemiddelde dag- nachtcyclus van kleine lisdodde (TyphaA) en grote lisdodde (TyphaL) geplot met een "moving average" van 2,5 uur om het patroon zichtbaar te maken. De fluxen zijn gemeten met de automatische kamers voor de meetperiodes 27-06-2020 t/m 01-07-2020 (TyphaA) en 01-07-2020 t/m 05-07-2020 (TyphaL).

Wanneer we naar de automatische kamers kijken voor een meetcampagne in juni, dan zien we een duidelijk dag-nacht patroon voor grote lisdodde, maar niet voor kleine lisdodde (zie Figuur 5.7b). Dit is verrassend, aangezien uit de literatuur blijkt dat kleine lisdodde in staat is een grotere druk op te bouwen in de stengel vergeleken met grote lisdodde (Bendix et al., 1994). Daarbij was in 2020 90% van de grote lisdodde aangevreten door de egelskop- en/of lisdoddeboorder (zie paragraaf 4.5), wat de *pressurized flow* kan verminderen.

Ook in de relatie tussen biomassa en CH₄ fluxen wordt duidelijk dat grote lisdodde een groter effect heeft op de CH₄ fluxen dan kleine lisdodde (zie Figuur 5.8).



Figuur 5.8: Relatie tussen biomassa en CH₄ flux gemeten met handmatige kamers, voor kleine lisdodde (TyphaA) en grote lisdodde (TyphaL).

Om tot een jaartotaal te komen zijn de fluxen tussen de meetcampagnes lineair geïnterpoleerd (zie Tabel 5.2). De totale som aan CH₄ flux is dus het hoogst voor grote lisdodde en het laagst voor kroosvaren.

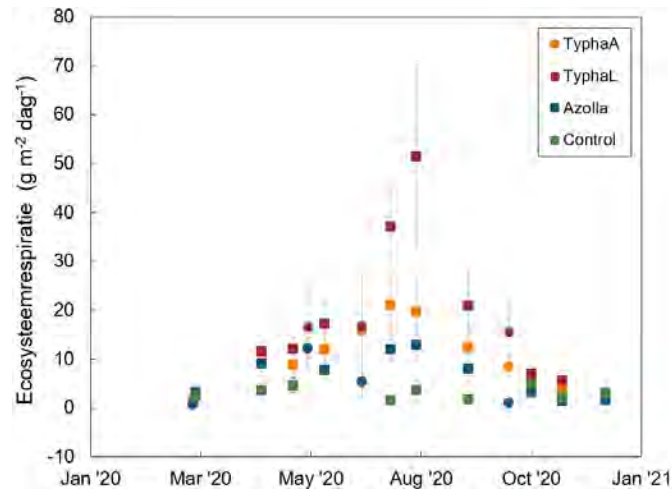
Tabel 5.2: Totale CH₄ flux voor 2020 uitgedrukt in kg CH₄ ha⁻¹ jaar⁻¹ voor kleine lisdodde (*Typha angustifolia*), grote lisdodde (*Typha latifolia*) en kroosvaren (*Azolla filiculoides*). De totale flux bestaat uit diffusieve flux (gemeten met kamers) en ebullition flux (CH₄ in bubbels, gemeten CH₄ bubbelvallen).

Gewas	CH ₄ diffusie	CH ₄ bubbels	Totaal	Aandeel bubbels %
<i>Typha angustifolia</i>	484	31	515	6
<i>Typha latifolia</i>	778	88	866	10
<i>Azolla filiculoides</i>	111	190	301	63

5.2.2 CO₂ fluxen en broeikasgasbalans

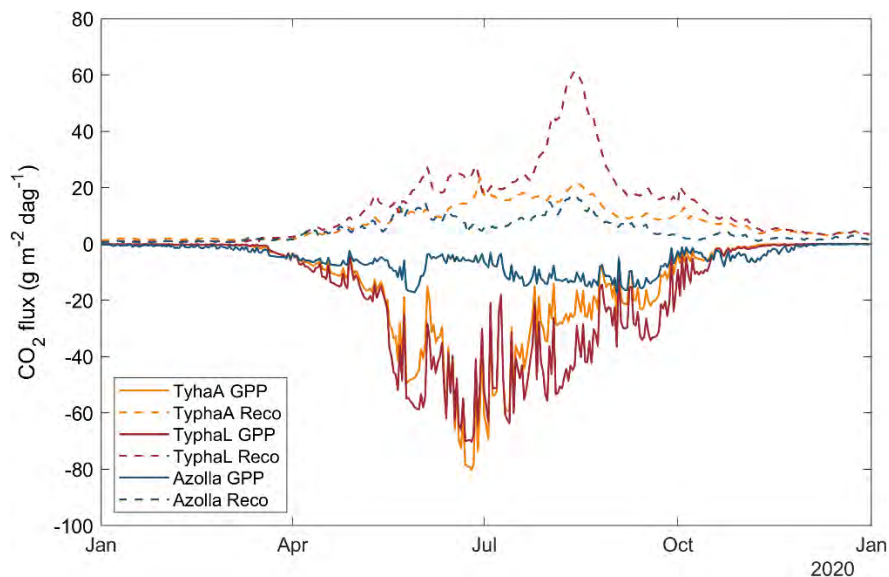
CO₂ fluxen geven altijd een combinatie van verschillende processen weer: overdag vindt er opname van CO₂ plaats door fotosynthese van planten, de planten zelf respireren CO₂ door onderhoud en groei en in de bodem wordt organisch materiaal afgebroken door micro-organismen tot CO₂. De combinatie van bodem- en plantrespiratie noemen we ecosysteemrespiratie (R_{eco}) en kan gemeten worden in de nacht of in het donker (met donkere kamers) wanneer er geen fotosynthese plaats vindt. De combinatie van gross primary production (GPP, de opname van CO₂ door de planten) en ecosysteemrespiratie is de net ecosystem exchange (NEE) en wordt in lichtcondities gemeten. De GPP kan dan bepaald worden door van de NEE de R_{eco} af te trekken.

De ecosysteemrespiratie laat een groot verschil zien tussen de verschillende vegetaties en over het seizoen en wordt bepaald door de temperatuur en de groei van de planten (zie Figuur 5.9). Hierbij zijn ook weer de hoogste fluxen voor grote lisdodde.



Figuur 5.9: Gemiddelde gemeten donker-/nachtflux (ecosysteemrespiratie) per meetcampagne, gemeten met automatische kamers (cirkels) en handmatige kamers (vierkanten).

Om tot een jaarbalans te komen moeten de fluxen over het hele jaar geïnterpoleerd worden. Hierbij is er per meetcampagne een relatie tussen R_{eco} en temperatuur en GPP en licht gebruikt om de tussenliggende data in te schatten (zie Figuur 5.10). De som van beide fluxen is de netto flux (NEE).



Figuur 5.10: Daggemiddelde geïnterpoleerde CO₂ flux bestaande uit opname door fotosynthese (gross primary production, GPP) en ecosysteemrespiratie (R_{eco}) van kleine lisdodde (TyphaA), grote lisdodde (TyphaL) en kroosvaren (Azolla).

Om de koolstofbalans kloppend te maken moet de biomassa die er van het veld wordt gehaald mee worden genomen als koolstof die op een later moment weer de lucht in gaat als CO₂. Tenminste als het wordt gebruikt voor b.v. veevoer. Wanneer het gewas wordt gebruikt om langdurig op te slaan, in bijvoorbeeld isolatiemateriaal, dan hoeft dit niet nog extra te worden meegenomen in de broeikasgasbalans (zie Tabel 5.3). In totaal zien we dat de netto opname van CO₂ (negatieve NEE) groter is dan de opbrengst, waarde de CO₂ balans dus resulteert in een kleine opname van het systeem voor alle gewassen. Hierbij moet gezegd worden dat het systeem zeer waarschijnlijk nog niet in balans is, doordat de gewassen pas sinds 2020 in de redelijke vorm groeien en de opname koolstof in de

.....

bodem nog in evenwicht zal komen met de afbraak op een iets langere termijn (een aantal jaren). Daarnaast zien we wel dat de totale CH₄ emissie voor lisdodde groot is, waardoor broeikasgasemissie voor grote lisdodde groter is dan voor de referentie (veenweide perceel in Assendelft). Voor kleine lisdodde en Azolla is de emissie ~40% respectievelijk ~60% lager dan de referentie.

Rondom de getallen in deze broeikasgasbalans zitten veel onzekerheden door de variatie in het veld, de metingen (ander klimaat in de kamers) en de interpolatie van de fluxen. Deze onzekerheden zijn niet allemaal goed te kwantificeren, maar er dient wel rekening gehouden te worden dat deze getallen anders kunnen zijn en ook per jaar kunnen verschillen.

Tabel 5.3: Broeikasgasbalans bestaande uit net ecosystem exchange (NEE), de oogst en CH₄ flux uitgedrukt in CO₂ equivalent per hectare per jaar en de totale flux exclusief en inclusief opbrengst. Hierbij is de CH₄ omgerekend met de global warming potential over 100 jaar (GWP100) van 27,2 (IPCC AR6, Forster et al., 2021). De opbrengst van Typha is gecorrigeerd voor de hogere dichtheid aan stengels in de meetplots t.o.v. de oogstplots en gecorrigeerd voor de biomassa was in 2019 is blijven staan. Als referentie is het referentiegrasland in Assendelft genomen met data verkregen van het NOBV in 2020.

Gewas	NEE	Oogst	CH ₄ flux	Totaal - oogst	Totaal
<i>Typha angustifolia</i>	-24	13	14	-10	3
<i>Typha latifolia</i>	-17	5	24	7	12
<i>Azolla</i>	-3	n.v.t.	8	n.v.t.	5
Referentie	-16	32	n.v.t.	n.v.t.	16

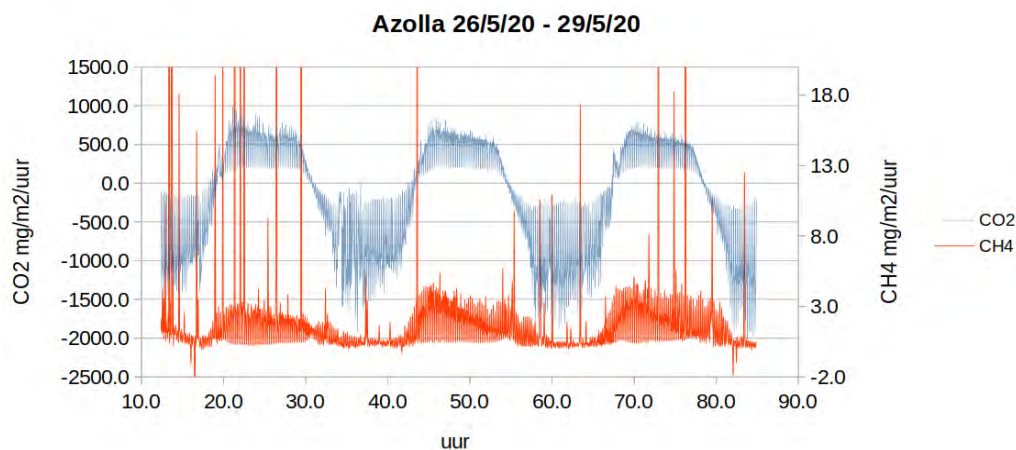
6 Broeikasgasmodellering

Zowel in Assendelft (drukdrainage) als in Zuiderveen West (paludicultuur) zijn CO₂ en CH₄ fluxen over het jaar gemeten doormiddel van automatische kamermetingen. In Assendelft vond dit plaats in 2019 en in Zuiderveen West in 2019 en 2020. Deze metingen zijn gebruikt om met behulp van het Peatland-VU model de respectievelijke jaarbalansen per behandeling (referentie, drukdrainage, Azolla, kleine lisdodde, grote lisdodde) te kunnen schatten. Dit hoofdstuk beschrijft zowel de resultaten van de individuele meetcampagnes als van het Peatland-VU model.

Het Peatland model dat de koolstofcyclus van bodem en vegetatie simuleert bevat een aantal parameters die niet makkelijk te meten zijn. In dit geval kunnen de parameters bepaald worden door het model te kalibreren op de waarnemingen. Dat betekent dat het Peatland model steeds in ontwikkeling is en naarmate meer meetgegevens van broeikasgassen beschikbaar komen het model steeds beter gekalibreerd kan worden. Bij de interpretatie van de modelresultaten, met name veenoxidatie, moet rekening worden gehouden dat deze een behoorlijke onzekerheid kennen.

6.1 Individuele metingen

De individuele metingen geven een goed beeld van het dagelijkse verloop van de CO₂ fluxen. Daaruit zijn enkele interessante observaties af te leiden omtrent de fluxen, vooral over CH₄ en de relatie daarvan met de vegetatie. Hieronder wordt een aantal voorbeelden besproken.



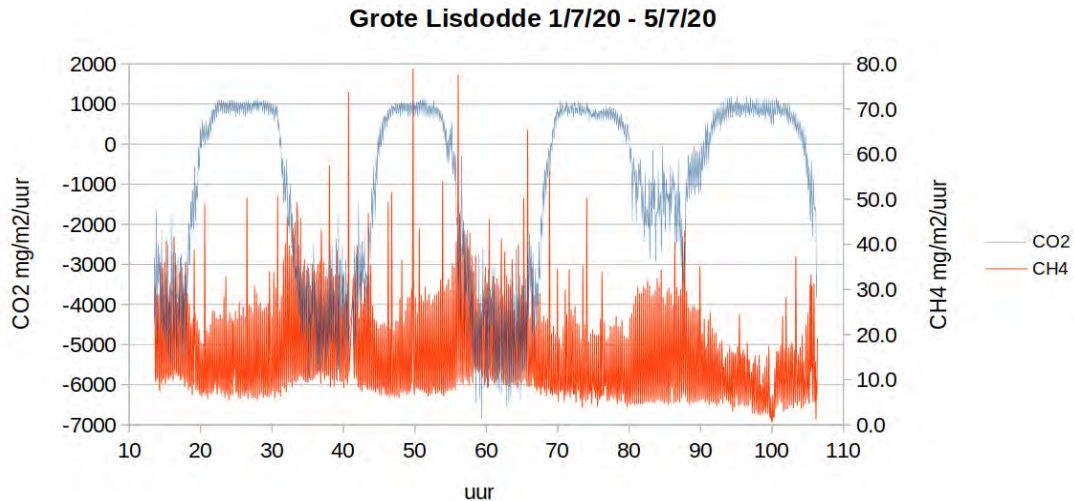
Figuur 6.1.: CO₂ (blauw) en CH₄ fluxen (rood) van alle kamers op Azolla van 26/5/20 tot en met 29/5/20. De schaal voor CH₄ is beperkt tot maximaal 20 mg.m⁻².uur⁻¹ om de dagelijkse variatie van de fluxen te tonen.

Figuur 6.1 toont drie dagen metingen, gestart op 26/5/20, in het Azollavak. Deze dagen waren zonnig met een geleidelijke afname van de temperatuur (daggemiddelde De Bilt achtereenvolgens 16.2, 15.5, 14.7°C; de gemeten watertemperatuur neemt af van 17.3 naar 16.3°C). De blauwe lijn geeft de CO₂ fluxen, de rode lijn de CH₄ fluxen; de datapunten zijn de metingen voor iedere kamer. Negatieve getallen zijn opname uit de atmosfeer door het ecosysteem, positieve getallen is een flux naar de atmosfeer. De variatiebreedte in de lijnen geeft de variatie tussen de kamers. Voor de CO₂ fluxen is deze variatie overdag groot, door verschillen in biomassa en lichtinval tussen de kamers; voor de nacht (positieve fluxen / CO₂ emissie) is de variatie kleiner. Dit zien we bij alle vegetatietypen. De nachtelijke CO₂ flux vertoont een duidelijke trend in de tijd: geleidelijk lagere nachfluxen, waarschijnlijk gerelateerd aan de afname van de temperatuur.

De CH₄ flux laat geen duidelijke trend zien. In absolute waarden is de CH₄ flux laag ten opzichte van de lisdodden. Ook geringe opname-fluxen komen soms voor (CH₄ opname door methanotrofe bacteriën). Er zijn echter wel incidenteel hoge ebullitie-fluxen; de hoogste meting is een flux van 142.6 mg.m⁻².uur⁻¹. Het aantal ebullitie-fluxen is het hoogst kort na plaatsing van de kamers; deze

.....
zijn niet meegenomen in verdere analyse. De ebullitie is afkomstig uit de modderlaag op de bodem van het water.

De CH₄ fluxen vertonen ook een heel duidelijke dagelijkse variatie, met de laagste fluxen overdag, daarna sterke toename van de flux aan het einde van de dag gevolgd door geleidelijke afname tijdens de nacht.



Figuur 6.2: CO₂ (blauw) en CH₄ fluxen (rood) van alle kamers op grote Lisdodde van 1/7/20 tot en met 5/7/20.

De fluxen van grote lisdodde in juli 2020 worden getoond in Figuur 6.2. Het daggemiddeld temperatuursverloop vertoont de eerste dagen weinig variatie, gevolgd door een daling op de laatste meetdag: 17.7, 17.5, 17.5, 16.6°C); watertemperaturen zijn alleen voor de laatste twee dagen beschikbaar door problemen met de temperatuursensor; de gemeten temperaturen zijn vrij hoog, 30-33°C. Het weer was de eerste dagen zonnig met ongeveer 40-50% van de maximale zonneschijnduur, de laatste dag geheel bewolkt.

Het patroon van de CO₂ fluxen is hetzelfde als dat van Azolla, maar met een veel grotere dagelijkse amplitude door de grotere hoeveelheid biomassa per kamer. De laatste dag is een donkere dag met minder CO₂ opname.

De CH₄ flux is hoog maar neemt de laatste nacht sterk af. Er is weer een duidelijke dagelijkse trend, maar sterk verschillend van die van Azolla. De flux is in de ochtend bij de toename van de fotosynthese-activiteit het hoogst, neemt gedurende de dag af, om vervolgens in de nacht weer geleidelijk toe te nemen. De laatste nacht neemt de flux af, waarschijnlijk door de lagere temperatuur. Een andere mogelijke factor is waarschijnlijk een geringere productie van fotosyntheseproducten de voorgaande dag. Fotosyntheseproducten die via exudaten van de plantenwortels de bodem bereiken zijn vermoedelijk het belangrijkste substraat van methaanbacteriën, en hun productie kan al binnen een tijdsbestek van 24 uur de productie van CH₄ beïnvloeden (King en Reeburgh 2002).

De emissie van CH₄ via lisdoddeplanten wordt gedreven door verschillende factoren, waaronder ouderdom van de planten en opening van de stomata (Yavitt & Knapp, 1995). Hier lijkt de CH₄ emissie door Lisdodde door fotosynthese gedreven met een duidelijke dagelijkse amplitude.

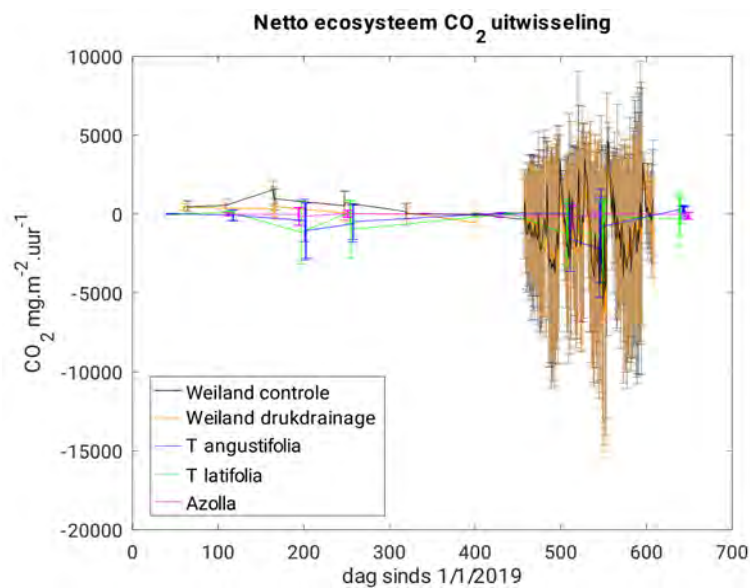
6.2 Variatie gasfluxen over het meetjaar

In Tabel 6.1 zijn de gemiddelden en standaarddeviaties van de gemeten fluxen aangegeven. N.B.: dit zijn geen jaargemiddelden; de in de tabel gegeven gemiddelden zijn sterk afhankelijk van selectie van meetdagen.

Tabel 6.1: Gemiddelden en standaarddeviaties van alle meetdagen voor de nachtelijke ecosysteemrespiratie (R_{eco}), netto ecosysteemuitwisseling (NEE) en CH_4 , omgerekend naar ton gas/ha/jaar. NB: dit zijn geen jaarbalansen; de gemiddelden worden sterk beïnvloed door het tijdstip van de metingen en verschillen in meetmethode.

	R_{eco}	NEE	CH_4	R_{eco}	NEE	CH_4	R_{eco}	NEE	CH_4
	Alle jaren			2019			2020		
Kleine lisdodde	35.5±28.2	-33.8±85.1	1.12±1.34	29.0±27.6	-29.7±37.2	1.57±1.83	41.6±28.4	-37.5±77.8	0.70±0.40
Grote lisdodde	43.4±11.9	-34.3±83.9	1.23±1.13	28.4±30.9	-19.0±46.1	1.23±1.57	54.2±33.7	-45.3±62.3	1.23±0.75
Azolla	16.6±15.6	-4.3±23.2	0.07±0.1	18.2±14.2	-1.5±6.0	0.05±0.04	14.9±17.8	-7.4±5.5	0.10±0.13
Assendelft Ctrl	320.8±136.1	-74.1±164.0	0.00±0.00	96.4±48.4	60.8±39.2	0.00±0.00	336.8±125.8	-83.7±165.3	0.00±0.00
Assendelft Mtr	268.8±115.8	-89.3±147.0	0.00±0.01	45.7±16.2	23.0±14.8	0.00±0.00	289.0±98.4	-99.4±149.4	0.03±0.02

De gemeten daggemiddelden van de netto CO_2 uitwisseling van de verschillende vegetatietypen laten duidelijke verschillen tussen de natte teelten en het grasland in Assendelft zien (Figuur 6.3). De standaarddeviaties van de gemiddelden zijn groter naarmate de absolute waarde van de flux hoger is. Alle vegetaties vertonen netto opname in het zomerseizoen.

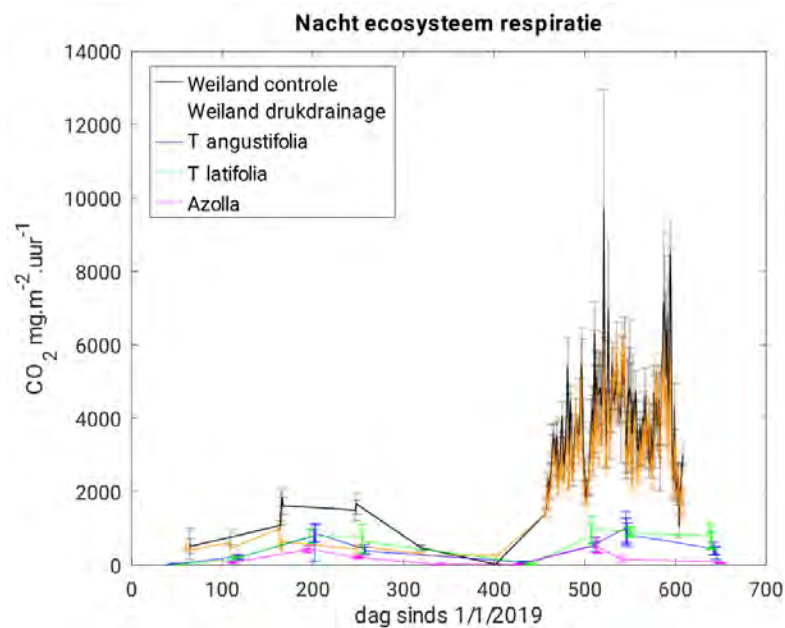


Figuur 6.3: Daggemiddelde van de CO_2 fluxen (Net Ecosystem Exchange) over 24 uur voor alle natte teelten en het grasland in Assendelft. De verticale lijnen geven de standaarddeviatie van de metingen aan.

Vergeleken met de natte teelten is de CO_2 opname van het gras in het weiland groter, maar dit neemt sterk af na oogst. Overigens is in het jaar 2019 bij alle metingen voorafgaand aan de meetdagen het gras geknipt; dat is slechts incidenteel gedaan bij de continue metingen in 2020 om oogst te simuleren. Het verschil met de lisdodde teelt is overigens niet groot, kamers met een grotere biomassa bij de lisdodde-teelt benaderen de opname van het gras.

De gemiddelde CO_2 flux in de nacht kan gebruikt worden als benadering van de ecosysteem-respiratie R_{eco} , hoewel de werkelijke R_{eco} overdag iets hoger kan liggen door een wat hogere bodemtemperatuur van de bovenste decimeter van de bodem. Figuur 6.4 toont ook duidelijke verschillen in de ecosysteem respiratie. Deze is voor beide weilandpercelen 2 tot 3 keer hoger dan voor de natte teelten. Het verschil is kleiner in 2019, toen het gras op de weilandlocaties geknipt werd; er moet

daarom rekening gehouden met verschillen in respiratie van de bovengrondse plantendelen. Aan de hoge R_{eco} flux in het weiland draagt ook oxidatie van veen bij.

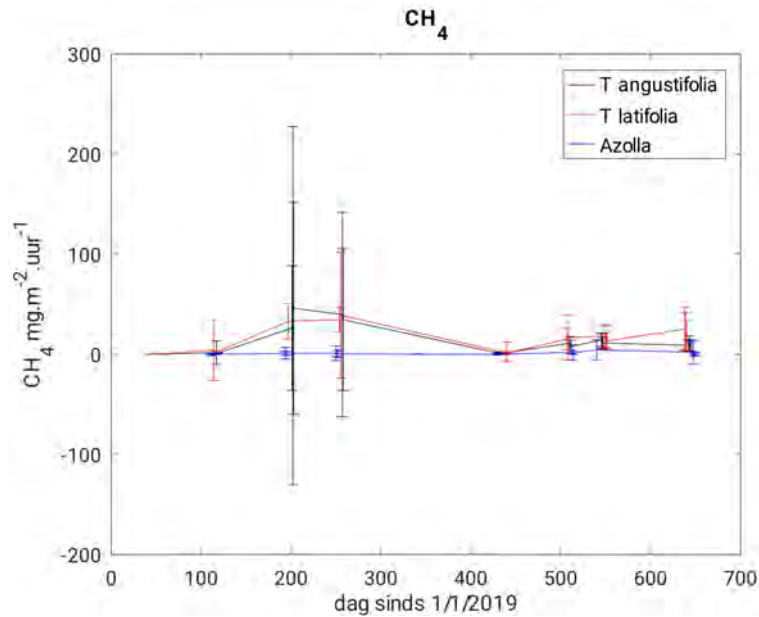


Figuur 6.4: Gemiddelde van de nachtelijke CO_2 fluxen tussen 0 en 2 uur 's nachts (benadering R_{eco}) voor alle gemeten vegetatietypen. De verticale lijnen geven de standaarddeviatie van de metingen aan.

In Assendelft zijn de R_{eco} fluxen van het drukdrainage perceel significant lager dan die van het controle-perceel (t-test, $p < 0.05$). Het verschil is het sterkst in 2019, vooral in de periode dat de vegetatie geknipt werd voorafgaand aan de metingen. Voor de NEE is ook de netto CO_2 opname het grootst voor het drukdrainageperceel.

Bij de dagelijkse gemiddelde CH_4 fluxen (Figuur 6.5) vertonen de beide lisdodden de grootste fluxen, een factor 10 tot 30 hoger dan die van Azolla. De data van zomer van 2019 hebben een grotere meetonzekerheid dan die van 2020, door problemen met bij het meten met verhoogde kamers. De verschillen tussen grote en kleine lisdodde zijn klein en statistisch niet significant (t-test).

In Figuur 6.5 zijn de CH_4 fluxen van de weilanden niet opgenomen. Die zijn praktisch gelijk aan 0 (Tabel 6.1). In het drukdrainage-perceel zijn wel iets hogere fluxen gemeten bij hoge grondwaterstand in de winter, maar er is geen statistisch verschil tussen beide percelen. Na april 2020 zijn de CH_4 fluxen niet meer gemeten in Assendelft.



Figuur 6.5: Dagelijks gemiddelde van de CH₄ fluxen, met standaardafwijking.

6.3 Analyse van bepalende factoren

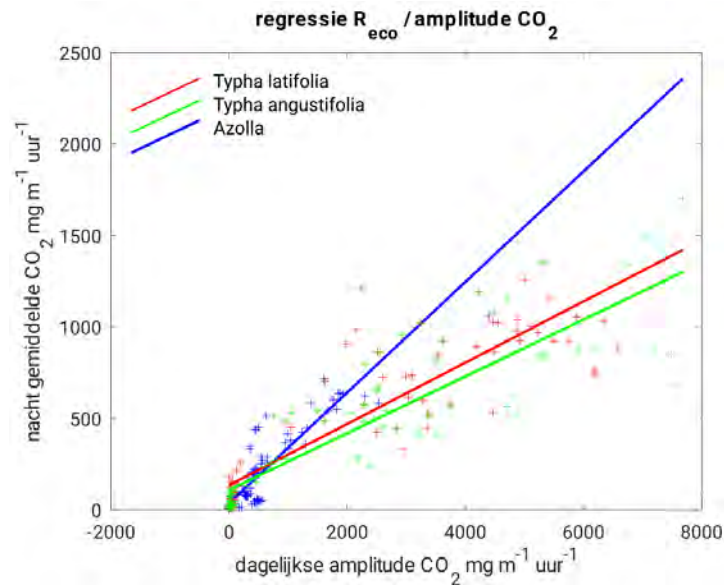
6.3.1 Biomassa

De hoeveelheid groene biomassa verschilt per kamer. Dat heeft invloed op de opnamefluxen van CO₂ overdag, en op het door planten gedreven deel van de CH₄ flux. De nachtelijke CO₂ fluxen per kamer verschillen veel minder dan de fluxen overdag. Het is lastig om op de meetlocatie de hoeveelheid biomassa te oogsten voor bepaling van de hoeveelheid; na oogst zijn eventuele metingen daarna verstoord, en bij hoge vegetatie zoals lisdodde verandert ook de lichtinval op naburige locaties.

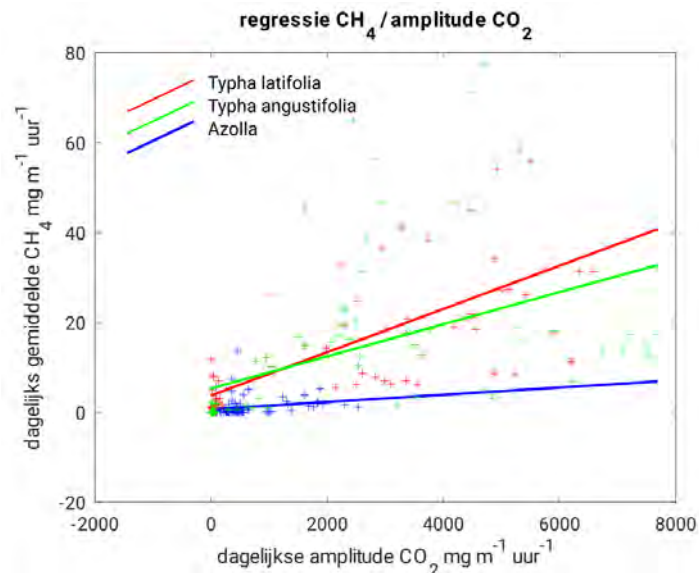
Een benadering voor de hoeveelheid biomassa is het verschil (amplitude) tussen het CO₂ flux gemiddelde tussen 0 en 2 uur 's nachts en 12-14 uur overdag. Dat kan per kamer bepaald worden. Deze benadering moet nog getest worden met oogstdata; daarvoor wordt binnen het NOBV onderzoek gedaan aan grasland-oogst en CO₂ flux metingen.

Wanneer de nachtelijke CO₂ flux of CH₄ flux voor alle kamers uitgezet wordt tegen de amplitude van de CO₂ flux, geeft dit een indicatie voor de biomassa-afhankelijkheid van de ecosysteemrespiratie R_{eco} en CH₄ flux (Figuur 6.6 en 6.7).

Voor R_{eco} en CH₄ zijn regressielijnen op de CO₂-amplitudes berekend. De azolla-populatie heeft een sterke relatie tussen amplitude/biomassa en R_{eco} . Bij de beide lisdodden is dit minder sterk. Er zijn ook duidelijke relaties tussen CH₄ emissie en CO₂-amplitude voor de lisdodden, maar de spreiding rond de regressielijnen is groot. Alle relaties zijn statistisch significant, $p \ll 0.05$.



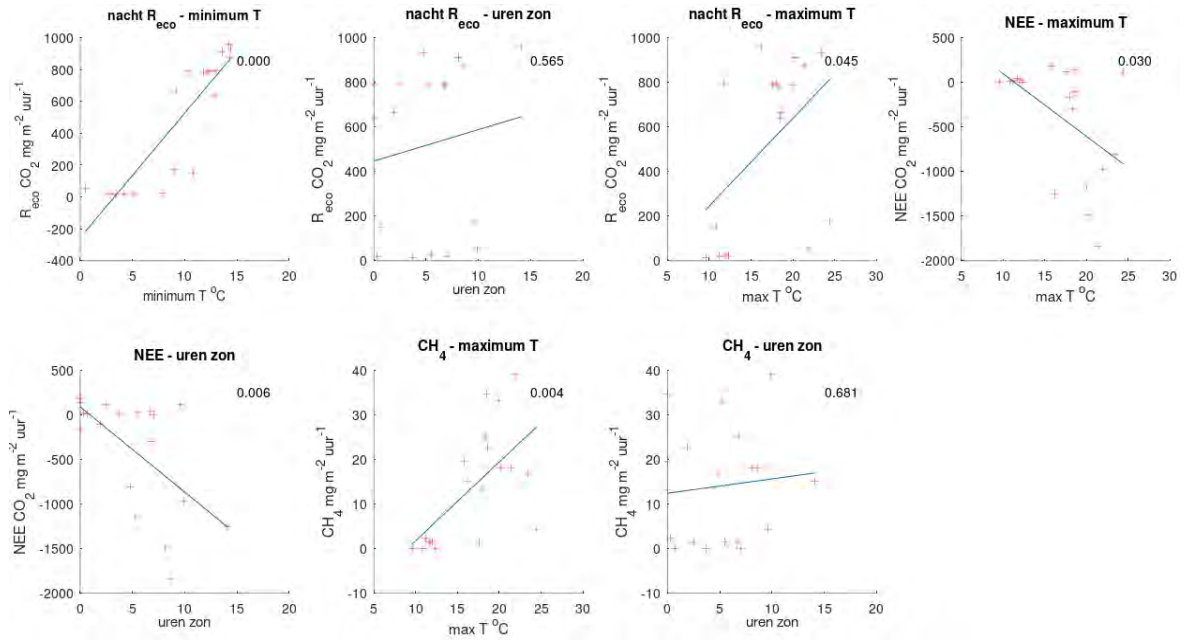
Figuur 6.6: Relatie tussen nachtelijke CO₂ uitwisseling (als maat voor R_{eco}) en de dagelijkse amplitude van CO₂ uitwisseling (als maat voor groene biomassa); de datapunten vertegenwoordigen individuele kamers.



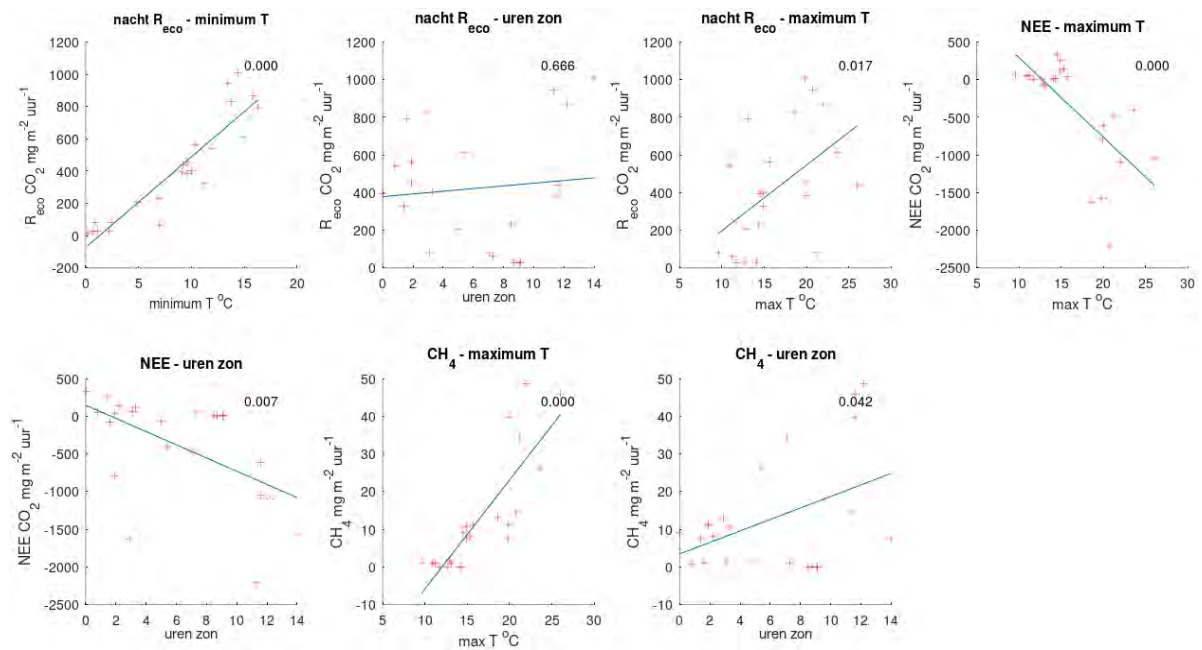
Figuur 6.7: Relatie tussen dagelijks gemiddelde CH₄ flux en de dagelijkse amplitude van CO₂ uitwisseling (als maat voor groene biomassa); de datapunten vertegenwoordigen individuele kamers.

6.3.2 Temperatuur- en lichtafhankelijkheid

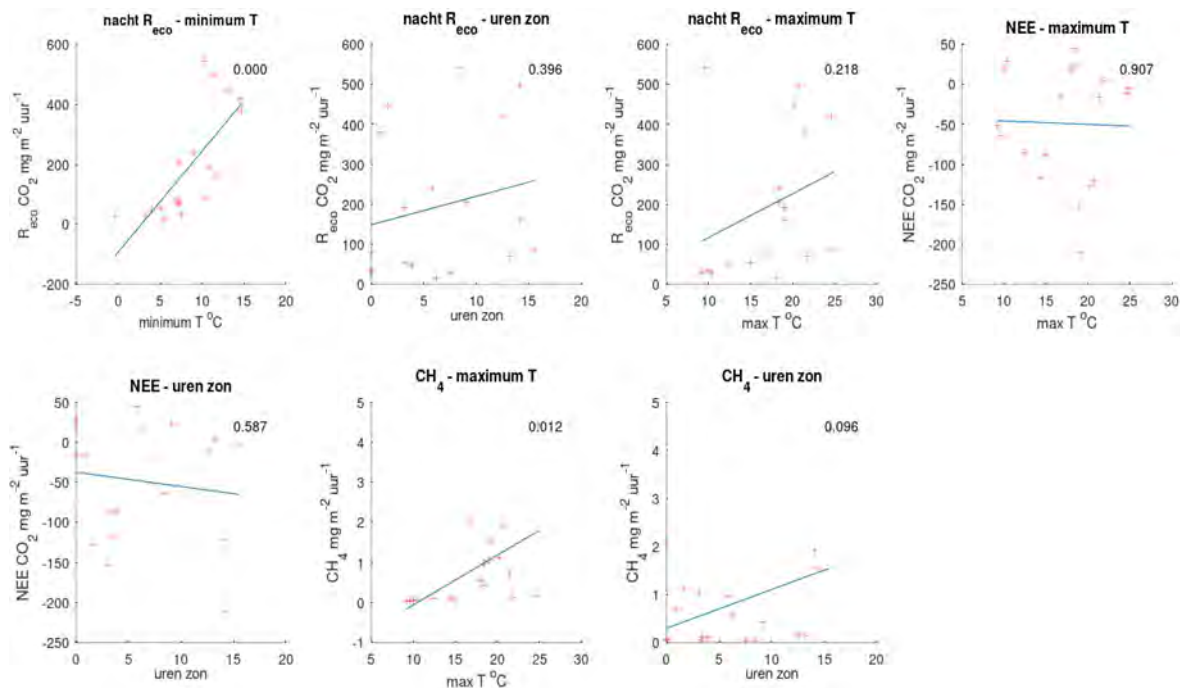
Ook voor temperatuurs- en lichtafhankelijkheid van de verschillende componenten van de CO₂ en CH₄ flux is regressie-analyse toegepast om het effect van temperatuur en uren zon te onderzoeken (Figuur 6.8-6.10). Voor R_{eco} is ook het aantal uren zon en de maximumtemperatuur van de vorige dag meegenomen, om na te gaan in hoeverre productie van vers organisch materiaal door fotosynthese hierop van invloed is. Hierbij moet opgemerkt worden dat de regressoren maximum temperatuur en zonlicht onderling gecorreleerd zijn, hoewel ze ieder een eigen effect op de fluxen hebben via bodemtemperatuur en fotosynthese. De temperaturen en aantal uren zon zijn afgeleid van dagelijkse weergegevens van luchthaven Schiphol; de fluxen zijn de dagelijkse gemiddelden per locatie.



Figuur 6.8: Regressielijnen voor de temperatuurs- en lichtafhankelijkheid van R_{eco} , NEE en CH_4 fluxen voor de metingen grote lisdodde. Het getal rechtsboven iedere grafiek geeft de significantie van de regressielijn (p-waarde F-test).



Figuur 6.9: Regressielijnen voor de temperatuurs- en lichtafhankelijkheid van R_{eco} , NEE en CH_4 fluxen voor de metingen op kleine lisdodde. Het getal rechtsboven iedere grafiek geeft de significantie van de regressielijn (p-waarde F-test).



Figuur 6.10: Regressielijnen voor de temperatuurs- en lichtafhankelijkheid van R_{eco} , NEE en CH_4 fluxen voor de metingen op Azolla. Het getal rechtsboven iedere grafiek geeft de significantie van de regressielijn (p -waarde F -test).

De metingen voor de lisdodden en azolla laten een sterke afhankelijkheid van R_{eco} van de nachttemperatuur (minimumtemperatuur) zien (hogere temperatuur - grotere R_{eco} ; $p < 0.01$). Voor de lisdodden is ook de regressielijn voor de temperatuur van de vorige dag significant ($p < 0.05$). Voor geen van de teelten heeft het aantal uren zon van de vorige dag een significante invloed op de fluxen.

De NEE van de lisdodden wordt wel sterk beïnvloed door het aantal uren zon; hoe meer zon, hoe meer CO_2 opname, en hoe hoger de temperatuur, hoe meer CO_2 opname ($p < 0.05$; voor kleine lisdodde $p < 0.01$). Voor Azolla is er echter geen significante relatie tussen NEE en uren zon of maximum temperatuur.

Voor alle teelten is de relatie tussen maximumtemperatuur en CH_4 significant ($p < 0.05$; voor kleine lisdodde $p < 0.01$). De relatie van CH_4 met aantal uren zon is alleen voor kleine lisdodde ($p < 0.05$) significant; een mogelijk gevolg van het effect van fotosynthese op de door de plant gestuurde CH_4 flux.

6.4 Modelsimulaties PEATLAND-VU

De modelsimulaties met het Peatland-VU model worden gebruikt om tussen de metingen te interpoleren en zo een jaarbalans te berekenen, om in te schatten hoeveel oxidatie van veen plaatsvindt. Op basis van de gemiddelden van de metingen is dit niet mogelijk (zie Tabel 6.1). Het model heeft een run-in periode van 20 jaar (vanaf 1-1-2000), om de verschillende koolstofreservoirs te stabiliseren. De modelresultaten simuleren daardoor noodgedwongen een vegetatie die al 20 jaar aanwezig is, terwijl 2019 het jaar is waarin de teelten in de proefvakken gestart zijn; transitie-effecten konden helaas niet in het model meegenomen worden. Het model kan vooralsnog geen vegetatie met een drijfslag zonder wortels simuleren; daarom is simulatie van de azolla-teelt achterwege gelaten. Bovendien waren de metingen problematisch omdat deze deels zonder

.....

natuurlijke lichtinval zijn uitgevoerd, en ook daarom moeilijker te modelleren. De jaarbalans is gemodelleerd voor de periode 15-12-2018 tot 15-12-2020.

Voor de natte teelten is de waterstand continu op 0 cm aangenomen, omdat dat niet anders kan in het model. Voor de grondwaterstanden in Assendelft zijn met behulp van de hydrologische module van Peatland grondwaterstanden gesimuleerd voor de hele periode vanaf 1-1-2000; vanaf juni 2019 en voor 2020 aangevuld met ter plaatse gemeten grondwaterstanden.

Modellen die op enigszins gedetailleerd de koolstofcyclus van bodem en vegetatie simuleren bevatten een aantal parameters die niet makkelijk te meten zijn, en vaak ook niet standaard gemeten worden omdat dit langdurige incubatie-experimenten in het laboratorium vereist of veldexperimenten. Voorbeelden zijn de productiesnelheid van methaan, de afbraaksnelheid van verschillende klassen organische stof in de bodem, en parameters die de groeisnelheid en respiratie van planten bepalen. Deels zijn deze parameters wel uit de literatuur af te leiden, maar dan nog is de exacte waarde op locatie niet bekend.

In dit geval kunnen de parameters bepaald worden door het model te kalibreren op de waarnemingen. Hiervoor zijn verschillende methoden beschikbaar. Hier is gekozen voor de GLUE (Generalized Likelihood Uncertainty Estimation) methode (Beven, 2009; Van Huissteden et al., 2009). Met deze methode wordt een groot aantal (enkele duizenden) modelruns uitgevoerd. Voor iedere model run wordt een schatting gemaakt van de parameters die gekalibreerd worden, door een willekeurig getal te nemen binnen het bereik waarin de parameterwaarden kunnen liggen. De uitkomst van iedere model run (de CO₂- en CH₄-fluxen) worden vergeleken met de gemeten fluxen. Hieruit wordt een getal berekend dat aangeeft, hoe goed de modelresultaten overeenkomen met de metingen, de 'objective function'. Verschillende benaderingen voor de 'objective function' zijn mogelijk. Hier is gekozen voor het Kling-Gupta getal (Gupta et al., 2009). Dit getal combineert drie maten voor de prestatie van het model: de correlatie tussen de model en metingen, het verschil in het gemiddelde van beide (bias van het model) en de varianties van beide. De benadering is in het bijzonder geschikt voor tijdreeksen met grote variatie in de tijd. Hoe hoger het getal, hoe beter de prestaties van het model; de maximum waarde is 1.

Overigens nemen kalibratiemethodes de onzekerheid van de inschatting van deze parameters niet helemaal weg. Het is altijd mogelijk dat de gebruikte kalibratiemethode meerdere verschillende sets van parameterwaarden vindt waarvoor de modeluitkomsten goed overeenkomen met de data. Met behulp van de GLUE methode is dit overigens wel te detecteren.

Uit alle modelresultaten worden vervolgens de best presterende modelruns gekozen als modelresultaat. Deze zullen onderling afwijkend zijn. Het gemiddelde van deze modelruns vertegenwoordigt de beste schatting van de fluxen volgens het model, de standaarddeviatie kan opgevat worden als de onzekerheid in de modelresultaten gegeven de onzekerheid in de modelparameters. Op basis van deze modelresultaten kan dan vervolgens een jaarbalans van de broeikasgasfluxen berekend worden.

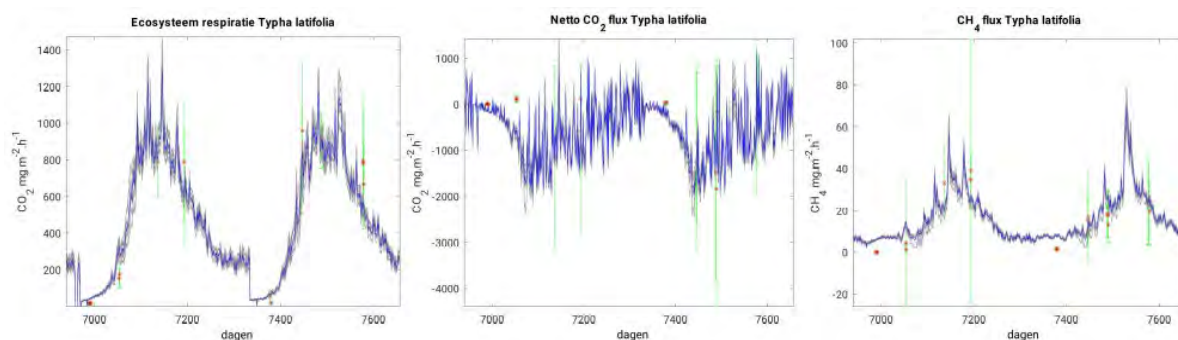
Het model is gekalibreerd op zowel de nachtelijke R_{eco}, de dagelijkse NEE CO₂ en de dagelijkse CH₄ fluxen. Dit garandeert dat de vegetatieparameters van het model zo goed mogelijk ingeschat kunnen worden, en daarmee ook de koolstof aan- en afvoer in de bodem. De andere parameters zijn de productiesnelheid van CH₄, de snelheid van afvoer van CH₄ door planten, de afbraakconstante van veen en wortellexudaten, en de temperatuurgevoeligheid hiervan.

De model fit (Kling-Gupta getal) voor de modelsimulaties ligt dichtbij het midden van het bereik van waarden voor een acceptabele model fit (0 - 1). Kalibratie van het model op drie koolstofluxen tegelijk verlaagt de model fit; voor R_{eco}, NEE en CH₄ afzonderlijk worden model fits in de orde van 0.6 tot 0.9 bereikt.

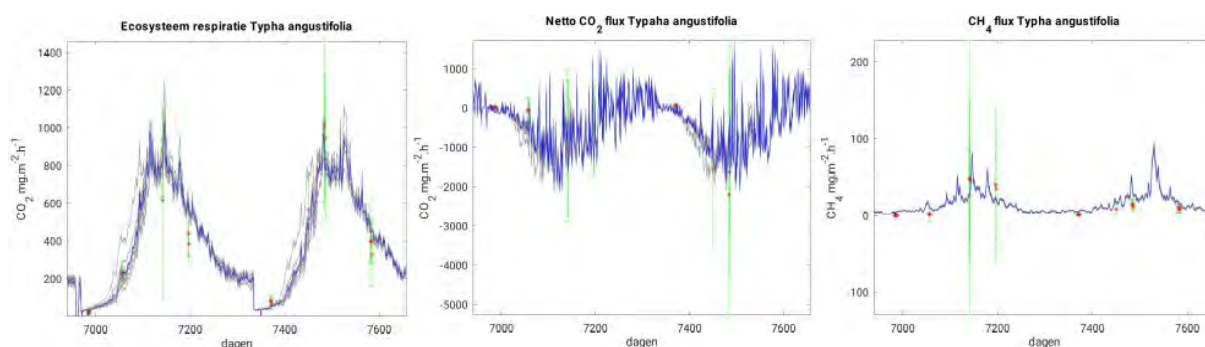
Het model houdt rekening met oogst. Voor beide lisdodden is een oogst op dag 45 van het jaar aangenomen. Tabel 6.2 geeft de gemodelleerde jaarbalansen en hun onzekerheid van de teelten.

Tabel 6.2: Jaarbalans van CO₂ en CH₄ emissie berekend met het Peatland-VU model. Eenheid: in ton_{gas}/ha/jaar. De jaarbalans is gemodelleerd voor de periode 15/12/2018 tot 15/12/2020. De model fit geldt voor 2019 en 2020. Bij de interpretatie moet rekening worden gehouden dat het model nog in ontwikkeling is en onzekerheden kent.

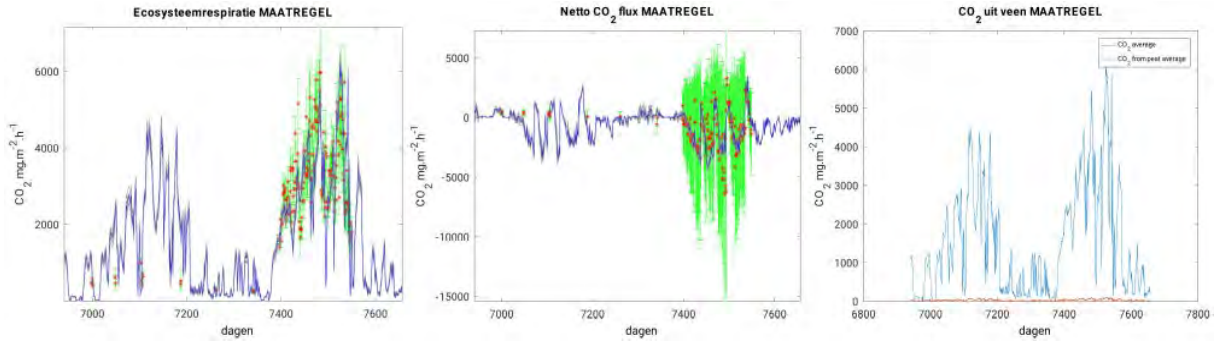
Gemodelleerde emissies	R _{eco}	NEE	CH ₄	CO ₂ Veenoxidatie	Model fit
	t CO ₂ /ha/jaar	t CO ₂ /ha/jaar	t CH ₄ /ha/jaar	t CO ₂ /ha/jaar	(Kling-Gupta getal)
2019					
grote lisdodde	38,90 ± 0,18	-46,62 ± 0,45	1,290 ± 0,006	–	0,46 - 0,49
kleine lisdodde	32,84 ± 0,19	-30,23 ± 0,44	1,179 ± 0,004	–	0,44- 0,46
Assendelft drukdrainage	112,58 ± 0,37	-35,40 ± 0,75	–	2,00 ± 0,01	0,54
Assendelft referentie	128,01 ± 0,39	-37,07 ± 0,65	–	3,60 ± 0,03	0,44 - 0,45
2020					
grote lisdodde	40,16 ± 0,18	-46,62 ± 0,46	1,447 ± 0,007	–	
kleine lisdodde	34,06 ± 0,18	-30,21 ± 0,44	1,325 ± 0,004	–	
Assendelft drukdrainage	151,73 ± 0,41	-58,80 ± 0,80	–	2,62 ± 0,02	
Assendelft referentie	167,38 ± 0,38	-47,24 ± 0,72	–	4,58 ± 0,04	



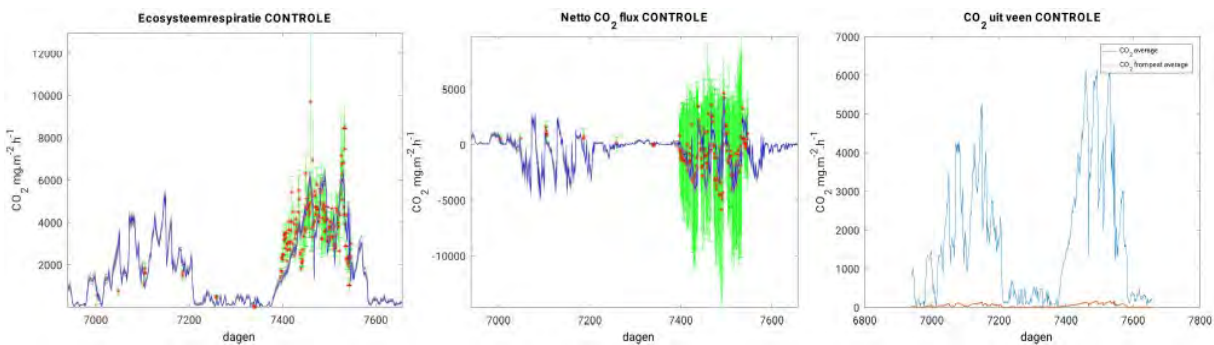
Figuur 6.11: Modelresultaten voor de grote lisdodde voor 2019 en 2020. De rode punten zijn het gemiddelde van het metingen, de groenen lijnen de standaarddeviatie. De grijze lijnen zijn de individuele modelresultaten van de best met de data overeenkomende model runs, de blauwe lijn het gemiddelde daarvan. De dagen op de x-as zijn de dagnummers van het model, daaronder is de bijbehorende datum weergegeven.



Figuur 6.12: Modelresultaten voor kleine lisdodde voor 2019 en 2020. De rode punten zijn het gemiddelde van het metingen, de groenen lijnen de standaarddeviatie. Legenda zie Figuur 6.11.



Figuur 6.13: Modelresultaten voor het drukdrainageperceel in Assendelft voor 2019 en 2020. De rode punten zijn het gemiddelde van de metingen, de groenen lijnen de standaarddeviatie. Legenda zie Figuur 6.11. Gemodelleerde CO_2 emissie uit veenoxidatie vergeleken met gemiddeld gemodelleerd R_{eco} .



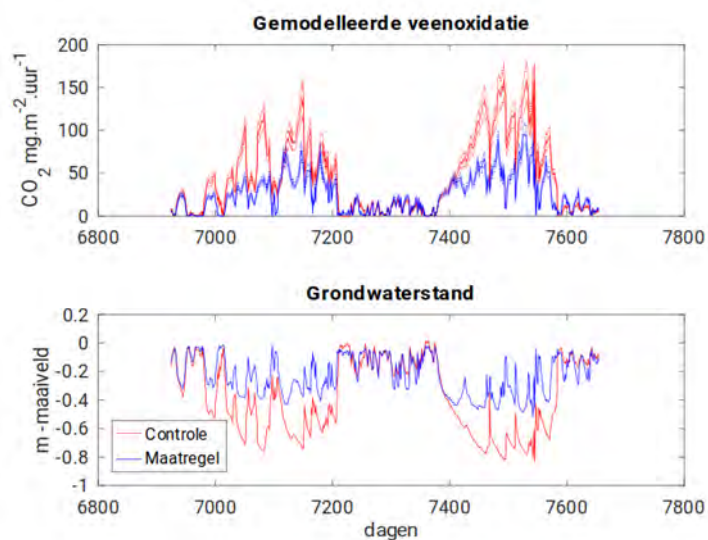
Figuur 6.14: Modelresultaten voor Assendelft Controle voor 2019 en 2020. De rode punten zijn het gemiddelde van de metingen, de groenen lijnen de standaarddeviatie. Legenda zie Figuur 6.12 Gemodelleerde CO_2 emissie uit veenoxidatie vergeleken met gemiddeld gemodelleerd R_{eco} .

Kalibratie op de nachtelijke R_{eco} , NEE en CH_4 fluxen tegelijk is niet altijd gelukt; voor het drukdrainageperceel in Assendelft is de CH_4 flux apart gesimuleerd na ijking van NEE en R_{eco} . Negatieve fluxen met incidenteel positieve fluxen zijn moeilijker te simuleren met de CH_4 module dan hogere, continu positieve fluxen. Het gemiddelde van de gemeten fluxen werd correct benaderd, maar de timing van CH_4 flux pieken kwam niet overeen met de data. Voor het referentieperceel in Assendelft is geen CH_4 flux gesimuleerd.

Figuur 6.11 en 6.13 laten de modelresultaten zien van de lisdodden voor R_{eco} , NEE en CH_4 , samen met de meetdata. Figuur 6.13 en 6.14 geven voor Assendelft de gemodelleerde CO_2 fluxen en de gemodelleerde veenoxidatie. De lisdodden hebben geen gemodelleerde emissie uit veenoxidatie door de aangenomen hoge grondwaterstand aan het oppervlak; het model simuleert geen anaerobe omzetting van organische stof, anders dan methaanvorming.

Voor de CO_2 fluxen van de lisdodden volgt het model redelijk de data. Het model heeft in het najaar voor de kleine lisdodde de neiging iets te hoge R_{eco} fluxen te simuleren, voor de grote lisdodde iets te laag. De scherpe val in de R_{eco} flux in de winter wordt veroorzaakt door de gesimuleerde oogst, waarbij ook een grote hoeveelheid CO_2 producerend plantenmateriaal wordt verwijderd in het model. De model fit voor CH_4 is minder goed, al liggen de gemodelleerde waarden doorgaans wel binnen de onzekerheidsmarge van de waarnemingen en wordt bijvoorbeeld een scherpe toename van de CH_4 flux in de zomer voor kleine lisdodde wel correct gesimuleerd. De model fit wordt beter als voor de temperatuurgevoeligheid (Q_{10} waarde) van methaanproductie hoge waarden wordt aangenomen, maar dat leidt ook tot hoge gesimuleerde zomer-extremen die niet door data ondersteund worden. De extreme Q_{10} waarden liggen dan ook in een minder waarschijnlijk bereik.

Voor het referentieperceel in Assendelft onderschat het model de waargenomen R_{eco} in het voorjaar enigszins. Dalen in de emissie door oogst (inclusief knippen bij plaatsen van de kamers in 2019) is goed gesimuleerd. Bij het referentie-proefvlak volgt het model ook niet helemaal de hoogste pieken in de data. De gemodelleerde veenoxidatie is laag vergeleken met R_{eco} (1.7-1.8% voor drukdrainage, 2.7-2.8% voor referentie). De waarden voor de afbraak-constante van veen zijn gebaseerd op lokale metingen in het kader van het NOBV. Ook in deze meetwaarden zit echter onzekerheid. Een probleem met laboratoriummetingen van de afbraaksnelheid is dat de monsters daarvoor uit de context van de natuurlijke bodemomgeving wordt gehaald. De werkelijke veenoxidatie kan hoger zijn, door onder meer het priming effect (verhoging van de afbraak door de aanwezigheid van labiel vers organisch materiaal). De veenoxidatie kan daarom in werkelijkheid hoger zijn dan de modelresultaten als de veenoxidatie met incubatiedata wordt gemodelleerd. Een andere bron van onzekerheid is de mogelijkheid dat ook anaerobe veenoxidatie optreedt, door nitraat-reductie en reductie van ijzeroxiden of sulfaat, waarbij het aandeel van nitraat-reductie het grootst zal zijn. Deze processen zijn nog niet ingebouwd in het model. Bij kalibratie van het model wordt deze CO_2 -bron opgenomen in de totale ecosysteem-respiratie.



Figuur 6.15: Gemodelleerde veenoxidatie voor Assendelft drukdrainage (maatregel) en referentie (controle). De doorlopende lijnen zijn het gemiddelde van de beste model runs, de gestippelde lijnen de standaardafwijking van de model runs. De onderste grafiek geeft de grondwaterstand aan.

Wanneer de gemodelleerde veenoxidatie van drukdrainage en referentie vergeleken worden (Figuur 6.15) blijkt dat vooral in het voorjaar en vroege zomer van 2019 en 2020 de verschillen het grootst zijn. Beide jaren hadden een droog voorjaar met een scherpe daling van de grondwaterstand. Later in de zomer nemen de verschillen af, en komt de veenoxidatie in het maatregel perceel soms zelfs iets boven die van het controle-perceel uit. Het model bevat een correctie van de afbraakconstantes voor aerobe oxidatie voor droogte; droge organische stof breekt trager af dan onder vochtige omstandigheden; dat kan een verklaring zijn voor dit resultaat. De reductie van CO_2 emissie uit veenoxidatie door drukdrainage is volgens het model voor 2019 44%, voor 2020 43%.

Ondanks de onzekerheid in de totale veenoxidatie kunnen we er wel van uit gaan, dat de gemodelleerde onderlinge verhouding van veenoxidatie tussen drukdrainage en referentie wel correct is. In Peatland-VU is het priming effect ingebouwd. De veensamenstelling tussen beide locaties verschilt nauwelijks, en ook de biomassa op de locaties vertoont geen grote verschillen.

7 Discussie en conclusies

Het Innovatieprogramma Veen heeft zich 5 jaar lang gericht op het uitproberen van een aantal vernattingsmaatregelen in de veenweiden van Laag Holland. De maatregelen varieerden van technische aanpassingen binnen het huidige landgebruik, de melkveehouderij, tot aan proefteelten met nieuwe gewassen die groeien onder permanent natte condities (natte teelten of paludicultuur). Het doel van deze maatregelen is om bodemdaling tegen te gaan en broeikasgasemissies te reduceren, en tegelijkertijd perspectief te bieden aan landgebruikers om inkomsten uit vernat veen te kunnen genereren.

Binnen het IPV heeft het project Bodem & Water heeft zich gericht op onderzoek aan biogeochemische kringlopen en broeikasgasemissies. De effectiviteit van de maatregelen met betrekking tot het behoud van de fossiele veenbodem is onderzocht en met het inzicht in de sturende processen (mechanistisch begrip) kan worden getracht om de effectiviteit van de maatregelen of de gewasopbrengsten te verbeteren.

In dit hoofdstuk worden de meetresultaten uit de diverse onderzoekenvelden (biogeochemie, teeltmethoden en broeikasgasemissies) geïntegreerd en wordt per maatregel een overzicht gegeven van de belangrijkste bevindingen en de daarbij behorende conclusies. Het gaat om (1) drukdrainage (paragraaf 7.1) en greppelinfiltratie (paragraaf 7.2), (2) natte teelten, te weten kleine lisdodde, grote lisdodde en grote kroosvaren, ookwel Azolla genoemd (paragraaf 7.3). Vervolgens wordt specifiek ingegaan op de belangrijkste resultaten van het onderzoek aan broeikasgassen (paragraaf 7.4). Tot slot worden enkele aanbevelingen gedaan hoe op de lange termijn te komen tot een klimaatneutraal en duurzaam veenweidelandschap (paragraaf 7.5).

7.1 Biogeochemisch onderzoek aan drukdrainage & greppelinfiltratie

In het IPV zijn verschillende technieken getest om veenweidegrasland te vernatten. In Assendelft is op een melkveehouderij drukdrainage aangelegd en in een aantal weidevogelgraslanden is geëxperimenteerd met drukdrainage en greppelinfiltratie. In het onderzoek is met name gekeken naar de effecten op biogeochemie. In Assendelft is intensief gemeten aan broeikasgasemissies met als doel de effecten van drukdrainage in beeld te brengen en jaarbalansberekeningen te maken (paragraaf 5.1). In het Zuiderveen-Oost is gekozen om vergelijkenderwijs op een controle- en een maatregelperceel de gasfluxen te meten met als doel om een *indicatie* te krijgen van de effecten van greppelinfiltratie en drukdrainage op de broeikasgassen; de meetinspanning en -frequentie is niet voldoende om een volledige jaarbalans te kunnen berekenen.

7.1.1 Effecten van drukdrainage op biogeochemie

Grondwaterstanden en pompdebieten

De drukdrains werden in Assendelft in het voorjaar van 2018 aangelegd; begin 2019 is gestart met het biogeochemisch onderzoek. Met name in het groeiseizoen van 2018 en 2020 was er een duidelijk effect van de drukdrainage op het grondwaterpeil te zien. Waar het grondwater op het referentieperceel in de zomer van 2018 uitzakte tot 100 cm -mv, zakte het peil op het drukdrainageperceel niet onder de 60 cm -mv. Het streefpeil van 30 cm -mv werd in 2018 echter niet gehaald. Na het vervangen van de pomp en een betere monitoring van de grondwaterstand in de periode 2019-2021 werd het streefpeil beter benaderd. In 2021 speelde de grote hoeveelheid neerslag ook een grote rol. In 2021 is in het groeiseizoen dusdanig veel neerslag gevallen dat de grondwaterstand zelfs hoger was in het referentieperceel dan in het drukdrainageperceel, omdat de pomp in deze periode water uit het perceel heeft gepompt (1.900 m³ in de periode mei tot en met augustus). In 2019, het jaar dat er jaarrond broeikasgasemissies zijn gemeten in de meetplots, was er echter wel een duidelijk positief effect op de grondwaterstand in het drukdrainageperceel. In het

.....
referentieperceel zakte het grondwater in de zomer uit tot -70 cm -mv terwijl door middel van de drukdrainage de grondwaterstand in het maatregelperceel op -40 cm -mv kon worden gehouden.

Op basis van de debietmetingen is vanaf april 2020 een inschatting te maken van de hoeveelheid water die is gebruikt voor infiltratie en hoeveel water via het drukdrainagesysteem actief is uitgepompt naar de sloot (gegevens M. Bijman, Water, Land & Dijken). In de periode april - december 2020 werd voor de huiskavel in Assendelft (ca. 4 ha) ruim 10.000 m³ actief geïnfilteerd via de drukdrains (idem wanneer gesommeerd wordt voor de periode april-20 tot april 2021). In 2021 werd veel minder water geïnfilteerd, namelijk 3.370 m³, omdat als gevolg van de vele neerslag veel minder infiltratie nodig was om de grondwaterstanden hoog te houden. De drukdrains worden in perioden waarin veel neerslag valt ook gebruikt om actief water uit het perceel te pompen. In Assendelft werd in 2020/2021 op jaarbasis bijna 6.000 m³ uitgepompt (april 2020 - april 2021). Hoewel 2021 veel natter was werd er minder water uitgepompt, namelijk 3.650 m³ (jan-begin december 2021).

Overigens werd in het drukdrainageperceel in het Zuiderveen (ca. 3,5 ha) een vergelijkbare hoeveelheid water geïnfilteerd als in Assendelft, namelijk 9.900 m³ in de periode april - december 2020 en 2.660 m³ tussen januari tot begin december 2021. De natuurpercelen in het Zuiderveen werden veel minder gedraineerd, namelijk ruim 2.100 m³ en 900 m³ in respectievelijk 2020 en 2021.

Fysisch-chemische eigenschappen bodem

De bodemchemische eigenschappen op het drukdrainage- en het referentieperceel zijn goed vergelijkbaar. Beide percelen zijn venig of moerig. Door langdurige ontwatering zijn de bovenste bodemlagen sterk geoxideerd en ingeklonken. Op beide percelen is het organisch stofpercentage in de toplaag (0-10 cm -mv) rond 40% of lager. De tweede bodemlaag (30-70 cm -mv) is in het drukdrainageperceel wat rijker aan organische stof ($56 \pm 5,7\%$) dan in het referentieperceel ($34 \pm 11\%$). Het organisch stofgehalte in de diepe, onaangetaste laag (>120 cm -mv) is op beide percelen hoog (~80%).

Bij de oxidatie van organisch materiaal komen naast kooldioxide ook nutriënten, zoals ammonium en fosfaat vrij. In de zuurstofrijke toplaag wordt ammonium door bacteriën omgezet in nitraat (nitrificatie). Hierdoor zijn de bovenste bodemlagen op zowel het drukdrainageperceel als het referentieperceel relatief nitraat-rijk (220-260 $\mu\text{mol NO}_3 \text{ l}^{-1}$ bodem). In de diepere waterverzadigde bodem is er nauwelijks nitraat aanwezig doordat hier geen nitrificatie plaats vindt. Hierdoor accumuleert het ammonium dat vrijkomt bij anaerobe afbraakprocessen, wat met gemeten een concentratie van ~1400 $\mu\text{mol l}^{-1}$ bodem in beide percelen ook duidelijk blijkt uit de metingen.

De hoeveelheid totaal fosfor (P-tot) en plantbeschikbaar-fosfor (Olsen-P) zijn juist het hoogst in de toplaag. Dit komt doordat bij de oxidatie van organische stof geoxideerd ijzer, wat zeer immobiel is, accumuleert. Dit geoxideerde ijzer kan het fosfor dat vrijkomt bij veenafbraak en/of is toegediend door bemesting zeer efficiënt binden. De toplaag van zowel het drukdrainageperceel als het referentieperceel zijn rijk aan fosfor met respectievelijk 2.600 en 2.200 μmol plantbeschikbaar Olsen-P l^{-1} bodem in de bovenste 10 centimeter en 33 en 25 mmol P-tot l^{-1} bodem. In de diepere bodemlaag (-120 cm -mv) is de hoeveelheid P-tot en Olsen-P in zowel het drukdrainageperceel als het referentieperceel velen malen lager, omdat deze veenlagen nog in tact zijn en geen aanrijking heeft plaatsgevonden door bemesting (respectievelijk 0,9 en 0,73 mmol l^{-1} bodem P-tot en 54 en 42 μmol Olsen-P l^{-1} bodem).

De concentraties aan chloride (Cl) en zwavel (S) laten duidelijk zien dat dit gebied sterk onder invloed staat van brak grondwater. Ondanks de lage bodemdichtheid in de diepste laag zijn de concentraties chloride (gemiddeld 28 en 25 $\text{mmol Cl-tot l}^{-1}$ bodem) en zwavel (gemiddeld 185 en 179 mmol l^{-1} bodem) behoorlijk hoog. De geoxideerde toplagen op beide percelen zijn duidelijk minder zwavelrijk (54 en 52 mmol S l^{-1} bodem), wat verklaard kan worden doordat geoxideerd zwavel (sulfaat) erg

.....
 mobiel is en makkelijk uitspoelt naar diepere bodemlagen en het oppervlaktewater of opgenomen wordt door vegetatie.

Effecten van infiltratie van oppervlaktewater via drukdrainage

Drukdrainage heeft heel duidelijke effecten op de samenstelling van het bodemvocht. De chemische samenstelling van dit poriewater wordt grotendeels gestuurd door de grondwaterstand en de daarmee samenhangende aan- of afwezigheid van zuurstof. De drukdrains liggen in Assendelft op ca. 50 cm diepte en door de hogere grondwaterstand blijft deze bodemlaag (45-50 cm-mv) permanent met water verzadigd. In hoeverre boezemwater dat via de drukdrains wordt ingebracht doordringt in het perceel kan worden afgeleid uit de chlorideconcentratie in het porie- en oppervlaktewater. Chloride is erg mobiel en niet betrokken bij oxidatie/reductie reacties. Daardoor is het erg geschikt als "tracer" (Geilfus, 2019). Daarnaast is de chlorideconcentratie in de sloot waar de pomp voor de drukdrainage op aangesloten zit relatief hoog (~ 50 mmol l⁻¹) en kan het dus goed gevolgd worden. Er is dan ook een duidelijke gradiënt in de chloride concentratie loodrecht op de drainagebuis, met nagenoeg dezelfde concentraties op 0 m vanaf de drain als in de sloot, terwijl op 2 m vanaf de drain deze nog maar 5-10 mmol l⁻¹.

Bij het referentieperceel zakt gedurende het groeiseizoen het grondwater veel dieper uit kan een groot deel van de zomerperiode zuurstof de bodem in dringen. Daardoor vinden er oxidatieprocessen plaats, waaronder de oxidatie van pyriet (FeS₂). Hierbij wordt zuur geproduceerd wat leidt tot een verlaging van de pH in het referentieperceel (pH 4-4,5 op 45 cm diepte) ten opzichte van het drukdrainageperceel (6-6,5). Door de lagere pH verschuift ook het anorganisch koolstof-evenwicht van HCO₃ naar CO₂, wat deels ontsnapt naar de atmosfeer en zorgt voor een lager totaal anorganisch koolstof (TIC) concentratie in het referentieperceel (1-5 mmol l⁻¹) t.o.v. het drukdrainageperceel (5-15 mmol l⁻¹).

Als gevolg van de oxidatie van pyriet is ook de concentratie zwavel (sulfaat) in het poriewater beduidend hoger in het referentieperceel (5-15 mmol l⁻¹) ten opzichte van het drukdrainageperceel (0,5-5 mmol l⁻¹). Opvallend is ook dat dicht bij de drainbuis de laagste concentraties opgelost S werden gemeten. Dit sulfaat lost makkelijk op in water en wordt dan ook in hoge concentraties gemeten in het poriewater. Het gelijktijdig vrijkomende geoxideerde ijzer (Fe³⁺) is juist erg moeilijk oplosbaar en accumuleert als ijzer(III)(hydr)oxides. Hieraan binden negatief geladen ionen zoals fosfaat (PO₄³⁻). Het geoxideerde ijzer wordt dan ook niet in dezelfde mate als sulfaat terug gemeten in het poriewater. Vanaf het najaar stijgt de grondwaterstand in het referentieperceel door de toegenomen neerslag en worden reductie-processen dominant. Hierbij worden de ijzer(hydr)oxides weer gereduceerd tot tweewaardig ijzer dat goed oplosbaar is. In het najaar van 2020 neemt de concentratie opgelost ijzer in het poriewater sterk toe van 11-50 µmol l⁻¹ in augustus, tot 400-600 µmol l⁻¹ in november.

In het referentieperceel is in 2019 en 2020 ook de concentratie nitraat (NO₃) een stuk hoger met uitschieters tot >500 µmol l⁻¹, dan in het drukdrainageperceel. In het nattere 2021 is de nitraatconcentratie in beide percelen nagenoeg gelijk, maar neemt de concentratie ammonium (NH₄) sterk toe, wat verklaard kan worden door de toegenomen denitrificatie (reductie van nitraat tot stikstofgas) en verminderde nitrificatie (oxidatie van ammonium naar nitraat) in het referentieperceel.

De drukdrains hebben ook een duidelijk effect op de concentratie opgelost methaan (CH₄) in het poriewater. Waar de concentratie in het referentieperceel – op een uitschieter in 2021 na – onder de 40 µmol l⁻¹ blijft, werden in het drukdrainageperceel regelmatig concentraties > 250 µmol l⁻¹ gemeten (40/45 cm diepte). Dit was met name het geval dicht bij de drainbuis, waar de concentratie in 2021 opliep tot > 300 µmol l⁻¹.

Effecten op het grasland en gewaskwaliteit

In de nazomer van 2019, 2020 en 2021 werd vastgesteld dat het gras op het drukdrainage-perceel van de huiskavel een lichtgroene/-gele verkleuring vertoonde, terwijl dit in het controle-perceel niet het geval was. Om die reden zijn in september 2020 op beide percelen bodemchemische analyses gedaan aan de wortelzone (0-20 cm) en is het gewas geanalyseerd.

Mineraal N in de toplaag van de bodem (0-20 cm) van zowel het drukdrainageperceel als het controleperceel bestond op dat moment vrijwel volledig uit nitraat (>95%). De hoeveelheid nitraat in het drukdrainageperceel was met $\sim 330 \mu\text{mol liter}^{-1}$ bodem beduidend lager dan de ruim $560 \mu\text{mol liter}^{-1}$ in het controleperceel. Eenzelfde beeld komt naar voren in de hoeveelheid plant-beschikbare kationen (K, Ca, Fe, Mg, Al). Dit is waarschijnlijk een gevolg van een verminderde mineralisatie van de veenbodem in het drukdrainageperceel, met als resultaat een verminderde beschikbaarheid van de daarbij vrijkomende nutriënten.

Deze verschillen in nutriënten in de bodem zijn ook terug te zien in de grasvegetatie. Zowel de hoeveelheid N als de hoeveelheid P en K is gemiddeld lager in de vegetatie van het drukdrainageperceel. Het K-gehalte en P-gehalte in het gras valt in beide percelen binnen het bereik van 2,2-3,5% K en 0,3 - 0,6% P dat in de literatuur wordt aangegeven voor optimale groei van grassen. De hoeveelheid N is zowel in het drukdrainageperceel (2,9%) als in het controleperceel (3,4%) lager dan het bereik dat wordt genoemd voor optimale groei (4-5%). De N-concentraties liggen echter wel in dezelfde range als in eerder onderzoek werd gemeten op graslandpercelen zonder drukdrainage op de proefboerderij in Zegveld. Als de gewasopbrengst wordt meegenomen dan zijn zowel de gemiddelde hoeveelheid N als P per vierkante meter significant lager op het drukdrainageperceel dan op het controleperceel ($6,5 \text{ g N/m}^2$ en $0,87 \text{ g P/m}^2$ versus $8,1 \text{ g N/m}^2$ en $1,0 \text{ g P/m}^2$, respectievelijk). Het lagere N-gehalte bij drukdrainage werd ook op andere momenten in het groeiseizoen geconstateerd (juli-okt) en was niet beperkt tot de periode dat het gras geel verkleurde. De zwavelgehalten van de grassen waren in zowel het drukdrainage- als het controle perceel laag, veel lager dan in Zegveld, waarbij ze het laagste waren in het drukdrainageperceel. De geelverkleuring die werd gevonden is ook heel karakteristiek voor zwavelgebrek.

Biogeochemische effecten van actief draineren via drukdrainage

Het gebruik van drukdrains kan naast een effect op biogeochemische processen in het perceel op het moment dat er water ingepompt wordt, ook effect hebben op het oppervlaktewater op het moment dat er water het perceel uit wordt gepompt. De reguliere biogeochemische monitoring gaf indicaties dat nutriënten en labiel koolstof (DOC) uitspoelen, aangezien in het najaar en voorjaar duidelijk hogere concentraties DOC, PO_4 en NH_4 worden gemeten in de drainbuizen en de pompput. Deze concentraties waren vaak (veel) hoger dan de concentraties in het oppervlaktewater.

Om een beter beeld te krijgen van de effecten van actief draineren op de waterkwaliteit werd begin oktober 2021 gedurende twee weken een intensieve chemische bemonstering uitgevoerd van het oppervlaktewater, de drainbuizen en de pompput op de huiskavel. Het doel daarbij was om een beeld te krijgen welke nutriënten naar de sloot toe verdwijnen en hoe die fluxen door de tijd heen veranderen.

Eén dag voordat de pomp werd aangezet zijn verschillende watermonsters verzameld om een beeld te krijgen van de uitgangssituatie. Na aanschakelen van de pomp op 5 oktober 2021 werden gedurende twee weken de veranderingen in de waterchemie gemonitord. Op basis van de automatische debietmetingen is vastgesteld dat in deze periode 436 m^3 drainwater uit het perceel op de sloot is geloosd.

Tijdens het actief draineren stegen de P-concentraties in de drie drainbuizen geleidelijk naar $23\text{-}28 \mu\text{mol P l}^{-1}$ en in de pompput maar liefst tot $30\text{-}40 \mu\text{mol P l}^{-1}$. Ammoniumconcentraties in de drainbuizen

.....

lagen tussen de 60-200 $\mu\text{mol l}^{-1}$. Na starten van de drainage loopt de concentratie NH_4 in de pompput snel op van $\sim 5 \mu\text{mol l}^{-1}$ naar 170 tot 240 $\mu\text{mol l}^{-1}$. De zuurstofconcentratie in het water in de drains en de pompput zijn laag. Het water is nagenoeg anaeroob (0,11 - 0,23 mg $\text{O}_2 \text{l}^{-1}$).

De aanhoudende regenval op 6 oktober is van invloed op de chemische samenstelling van het drainwater. Er vindt een duidelijk maar kort moment van uitspoeling van nitraat plaats (150 $\mu\text{mol NO}_3 \text{l}^{-1}$). Verder zorgt het voor verdunning van het drainwater, waardoor nutriëntenconcentraties soms behoorlijk kunnen verschillen tussen drainbuizen (preferente toestroom?) of opeenvolgende meetmomenten.

De metingen in de drains en pompput laten zien dat via actieve drainage een behoorlijke hoeveelheid NH_4 en P in de sloot terecht kan komen. In het oppervlaktewater worden soms ook zeer hoge concentraties gemeten, maar daarbij is niet altijd sprake van een duidelijke relatie tussen de afstand vanaf de uitstroomopening van de pompput en de concentratie. Dat betekent waarschijnlijk dat de oppervlaktewaterkwaliteit in de sloot eveneens bepaald wordt door uit- en afspoeling, en vermoedelijk ook erosie van bodemdeeltjes, vanuit het veenweideperceel naar de sloot.

Zwavelproblematiek bij actieve drainage via drukdrains

Chemische analyses lieten zien dat er op het moment dat het drukdrainagesysteem in Assendelft en Zuiderveen gebruikt wordt om te draineren zwavelvorming optreedt. De diverse minerale afzettingen en drijvende slijmvlokken bleken rijk aan elementair zwavel. Zo hechte zich op de wanden van de pompput een minerale afzetting die voor >95% uit zwavel bestond. Na een aantal dagen draineren vulde de pompput zich met een witte troebele suspensie ($\sim 2,7$ g vaste stof per liter), welke voor 40% uit zwavel en verder voornamelijk uit calcium en magnesium bestond. De witte, slijmerige vlokken welke de pompen en drainbuizen kunnen verstopen bleken voor 30-60% uit zwavel te bestaan.

Middels DNA sequencing methoden is van een aantal monsters de samenstelling van de bacterie- en archaea-gemeenschappen bepaald. In de monsters uit de pompput werden grote hoeveelheden zwavel oxiderende bacteriën aangetroffen. Een groot deel (>75%) behoorde tot het genus *Thiovirga*. De drijvende slijmvlokken hadden een hoge abundantie van sulfide-oxiderende bacteriën van de genera *Sulfurovum*, *Sulfuricurvum* en *Sulfuromonas*. Dit komt overeen met de waargenomen zwavelafzettingen in het drukdrainsysteem. Hoge concentraties sulfiden, afkomstig uit de anaerobe bodemlagen, kunnen door deze micro-organismen worden geoxideerd tot elementaire zwavel op het moment dat deze in een zuurstofhoudende omgeving terecht komen, zoals de pompput. Hierbij vind er voornamelijk onvolledige oxidatie plaats (tot elementair zwavel en niet tot sulfaat) omdat de beschikbaarheid van zuurstof beperkend is.

In Assendelft en Zuiderveen leidt actieve drainage via het drukdrainagesysteem tot verplaatsing van sulfiden uit de waterverzadigde veenbodem. In de pompput veroorzaken de sulfiden ook corrosie van de metalen constructie en aantasting van het beton. Ook de oxidatie van gereduceerde zwavelverbindingen ondermijnt het technisch functioneren van het drukdrainagesysteem, doordat drainbuizen en pompen verstopt kunnen raken met afzettingen van elementair zwavel of polysulfiden al dan niet in slijmvormige bacterievlokken. Dit probleem van zwavelvorming in drukdrainagesystemen lijkt vooralsnog beperkt te blijven tot locaties met een brakke, zwavelrijke ondergrond.

7.2 Effecten van greppelinfiltratie op biogeochemie & gasfluxen

7.2.1 Grondwaterstanden

De combinatie van een hoog sloot peil (20 cm -mv) en greppelinfiltratie met een onderlinge greppelafstand van 6 m, 12 m of 24 m hadden een wisselend resultaat op de grondwaterstand in

vergelijking met de respectievelijke referenties. Over het algemeen was de grondwaterstand hoger in de gedeelten met volle greppels, maar dit wisselde sterk per akker, greppelafstand en over de tijd. Met name de delen van het perceel met een greppelafstand van 6 m laten een duidelijk verschil in grondwaterstand zien van gemiddeld 10-20 cm hogere grondwaterstand in de zomer van 2020. Bij een greppelafstand van 12 m waren de resultaten een stuk minder eenduidig: op perceel 3 waren de verschillen in grondwaterstand tussen maatregel en referentie 10-20 cm, maar op akker 2 was er nauwelijks een effect op de grondwaterstand. Dit gold zowel voor 2020 als het veel nattere 2021. Het deel met een greppelafstand van 24 m had in de zomer van 2020 een gemiddelde grondwaterstand die 0-10 cm hoger lag t.o.v. de referentie. Echter zakte hier in de zomer van 2020 de grondwaterstand – ondanks de relatief geringe drooglegging van 20 cm -mv – uit tot 40-70 cm -mv.

7.2.2 Biogeochemie & gasfluxen

In 2020 zijn de biogeochemische en de gasfluxmetingen uitgevoerd aan het perceel met een greppelafstand van 12 m. De metingen zijn uitgevoerd in een 4 raaien dwars op de greppel. Helaas bleek achteraf dat de volle greppels nauwelijks invloed hebben gehad op de grondwaterstand, waardoor ook in de poriewaterchemie geen effecten van greppelinfiltratie werden vastgesteld. Toch heeft het onderzoek een aantal relevante resultaten opgeleverd. Zo zijn er zowel bij de greppelinfiltratie als de referentie duidelijke gradiënten in de raaien te zien. Op beide percelen is er een duidelijke afname in pH vanaf de greppel (0 m, pH ~6) tot halverwege de volgende greppel (6 m, pH ~4,5). Deze daling van de pH wordt veroorzaakt doordat de grondwaterstand midden tussen de greppels dieper uitzakt, waardoor meer pyriet oxideert. Dit is veroorzaakt ook de toenemende concentraties sulfaat langs de gradiënt. Ook de chlorideconcentratie, waar in de greppel concentraties van 40-60 mmol l⁻¹ gemeten werden, was dit op 6 m nog maar 1-10 mmol l⁻¹. Dit laat zien dat de bodem wel onder invloed staat van de greppels, maar dat dit effect snel minder wordt naarmate de afstand tot de greppel groter wordt.

De sulfideconcentraties in het poriewater zijn consistent laag (<10 µmol l⁻¹) op de 45-50 cm diepte, maar een stuk hoger op 115-120 cm diepte. Net als de zwavelconcentratie (sulfaat) is ook de sulfide concentratie hoger bij de referentie (196-577 µmol l⁻¹) t.o.v. de greppelinfiltratie (54-140 µmol l⁻¹). Dit kan verklaard worden doordat de concentratie zwavel (in de vorm van sulfaat) hoger is en er dus ook meer zwavel gereduceerd kan worden tot sulfide.

De gasfluxmetingen zijn uitgevoerd langs de gradiënt dwars op de watervoerende respectievelijk droge greppel. Duidelijke effecten van greppelinfiltratie op de broeikasgasfluxen waren slechts beperkt, omdat de maatregel op het onderzoeksperceel niet leidde een significante verhoging van de grondwaterstand. Wel kon worden vastgesteld dat de methaanemissies uit het grasland zeer laag zijn. Echter, in de volle greppel en de drassige oever van de greppel (1 m) wordt wel methaan geproduceerd. Vanwege beperkingen van de handmatige kamer methode kon de precieze omvang van deze methaanfluxen in de greppels niet goed worden bepaald, maar de gasfluxmetingen laten duidelijk laten zien dat de volle greppels een significante bron van methaan zijn. Dit wordt bevestigd door de veel hogere concentratie opgelost methaan in het poriewater in de volle greppels in vergelijking met controle (100-450 µmol CH₄ l⁻¹ versus 50-100 µmol l⁻¹). De CO₂ fluxen (donkermetingen) leken op het midden van het perceel met greppelinfiltratie gemiddeld wat hoger dan op het controleperceel. Mogelijk werd dit veroorzaakt door verschillen in de hoeveelheid biomassa (plantrespiratie) of organisch stofgehalte van de bodem. De bodemopbouw in dit deel van het Zuiderveen is vrij heterogeen met kleiafzettingen en zandbanen die zijn afgezet op het veen.

Conclusies drukdrainage

- Via drukdrainage kon de grondwaterstand in het graslandperceel flink verhoogd worden. De effecten van drukdrainage op de biogeochemie zijn het grootst in droge jaren, omdat in vergelijking met de referentie het diep uitzakken van de grondwaterstand wordt voorkomen. In de veldproef is gewerkt met een hoog streefpeil van 25-30 cm - mv, waardoor een groot verschil in grondwaterstand kon worden gerealiseerd in vergelijking met het referentieperceel. .
- Chloride (als tracer van het oppervlaktewater) laat een duidelijk verminderde invloed van infiltratie zien naarmate de afstand tot de drain groter wordt.
- De nattere omstandigheden in de bodem van het drukdrainageperceel zorgen ervoor dat de wisselvochtige zone dichter op het maaiveld komt te liggen, waardoor zuurstof minder ver de bodem in kan dringen. Dit leidt tot meer reductie-processen in het drukdrainageperceel dan in het referentieperceel. Het poriewater in het drukdrainageperceel heeft in vergelijking met de referentie (1) een hogere pH en TIC (bicarbonaatconcentratie) en lagere sulfaatconcentratie vanwege een verminderde pyrietoxidatie, (2) meer ammonium en minder nitraat als gevolg van geremde nitrificatie, en (3) hogere concentraties opgelost ijzer en fosfor.
- De concentraties opgelost methaan zijn veel hoger in het drukdrainageperceel dan in het referentieperceel. De broeikasgasmetingen laten echter zien dat dit nauwelijks effect heeft op de methaanfluxen. In het geval dat het opgelost methaan naar de atmosfeer ontsnapt, wordt het waarschijnlijk geoxideerd in de goed ontwaterde toplaag van het perceel
- De toepassing van drukdrainage leidt tot lagere N , P en S gehalten in het gras. Dit is niet alleen meetbaar op het moment dat het grasland in de nazomer/herfst wat geler verkleurd, maar ook al in de zomer. De lagere nutriëntenconcentraties in het gras zijn waarschijnlijk het gevolg van de verminderde veenmineralisatie.
- Door de aanleg van drukdrainage ontstaat een 'puntbron' van nutriënten, doordat tijdens perioden van actieve drainage water met hoge concentraties P, NH₄ en DOC vanuit de drainbuizen en de pompput naar de sloot uitspoelt. Dit leidt tot een behoorlijke belasting van het oppervlaktewater met nutriënten, opgelost organische stof en bijna zuurstofloos water.
- De *diffuse* nutriëntenbelasting uit veenweidepercelen van het oppervlaktewater is echter ook groot. De metingen in het oppervlaktewater laten soms grote variatie in nutriëntenconcentraties, welke niet te herleiden zijn tot belasting vanuit de pompput. Zeer waarschijnlijk spelen uit- en afspoeling en bodemerosie uit het veenweideperceel ook een belangrijke rol bij eutrofiëring van het oppervlaktewater.
- De toepassing van drukdrainage zou op de langere termijn kunnen leiden tot een verminderde sulfaatbelasting van het oppervlaktewater. Dat zal bijdragen aan een verbetering van de waterkwaliteit. De uitspoeling van andere nutriënten zou dan wel moeten verminderen. Doordat een drainwater op een centraal punt wordt verzameld biedt dit mogelijkheden om het water op een slimme manier te zuiveren en alvorens het geloosd wordt op het oppervlaktewater.
- In brakke veenweiden leidt actief draineren via het drukdrainagesysteem tot accumulatie van zwavel in de pompput en drainbuizen. Dit wordt veroorzaakt bacteriën die gereduceerde zwavelverbindingen oxideren op moment dat het water in contact komt met zuurstof. De zwavelvorming leidt tot verstoppingen van buizen en pompen. De metalen constructies en het beton in de pompput wordt aangetast door corrosie, welke waarschijnlijk wordt veroorzaakt door de vrijgekomen sulfiden.

Conclusies greppelinfiltratie

- De combinatie van een hoog sloot peil (20 cm -mv) en greppelinfiltratie met een onderlinge greppelafstand van 6 m, 12 m of 24 m had een wisselend resultaat op de grondwaterstand in vergelijking met de respectievelijke referenties. Over het algemeen kon de grondwaterstand tot maximaal 10-20 cm worden verhoogd bij een greppelafstand van 6 en 12 meter. De effectiviteit van greppelinfiltratie wisselde sterk echter sterk tussen percelen.
- Ondanks dat met greppelinfiltratie de grondwaterstanden op het onderzoeksperceel niet significant verhoogd zijn laten de chlorideconcentraties in het poriewater duidelijk zien dat de bodem wel onder invloed staat van de greppels. Het effect wordt echter snel minder wordt naarmate de afstand tot de greppel groter wordt.
- De watervoerende greppels en de drassige oevers zijn een bron van methaan. De precieze omvang van de methaanfluxen behoeft verder onderzoek om vast te stellen of deze een significante impact hebben op de totale broeikasgassenuitstoot.

7.3 Biogeochemisch onderzoek aan natte teelten

In het Zuiderveen zijn in de proeftuin voor natte teelten drie verschillende paludicultuurgewassen geteeld, te weten grote kroosvaren (*Azolla filiculoides*), kleine lisdodde (*Typha angustifolia*) en grote lisdodde (*Typha latifolia*). Met diverse experimenten in de proeftuin werden verschillende aspecten van de natte teelten onderzocht met als doel de gewasproductie te optimaliseren en de effecten van natte teelten op de waterkwaliteit te onderzoeken. Daarnaast werd getest welke effecten bemesting heeft op de broeikasgasemissies uit lisdoddeteelt en of een verlaging van de waterstand tot net onder maaiveld een effectieve maatregel is om de methaanemissies bij lisdoddeteelt te verlagen.

7.3.1 Teelt en biomassaproductie bij lisdoddeteelt

Sturende biogeochemische factoren

Bij inrichting van de proeftuinvakken is de bouwvoor verwijderd en daardoor is de beschikbaarheid van nutriënten in de bodem relatief laag. De gewassen in de proeftuin waren daardoor in sterke mate afhankelijk van de toevoer van nutriënten via het oppervlaktewater. Experimentele bemesting met stikstof (N) en fosfor (P) in 2021 heeft laten zien dat door bemesting de potentiële opbrengst voor grote lisdodde toenam van 6 - 14 tot 17-21 ton droge stof/ha en voor kleine lisdodde van -6,7 ton tot -12 ton droge stof/ha. Het feit dat de toename van biomassa na bemesten gepaard ging met een toename van zowel het fosfor- als stikstofgehalte in de planten indiceert sterk dat er sprake was van een co-limitatie van stikstof en fosfor.

Naast gebrek aan nutriënten is het ook mogelijk dat de groei van planten wordt geremd door accumulatie van toxische stoffen. In de proeftuinvakken gaat het dan mogelijk om ammonium, sulfide en chloride. Ammoniumtoxiciteit kan gezien de relatief lage concentraties in het poriewater worden uitgesloten. De concentraties in goed ontwikkelde lisdoddevegetaties waren weliswaar een stuk lager (0-75 $\mu\text{mol NH}_4/\text{l}$) dan locaties die onbegroeid bleven (200-600 $\mu\text{mol/l}$), maar dit duidt eerder op een beperkte opname op de open plekken door het ontbreken van planten dan dat de planten op die locaties niet konden groeien als gevolg van ammoniumtoxiciteit.

De sulfideconcentraties in de proeftuinvakken zijn relatief laag. In de wortelzone van grote lisdodden werd op een enkele locatie 30 - 100 $\mu\text{mol sulfide/l}$ gemeten op 30 cm diepte. Op alle andere locaties waren de concentraties <25 $\mu\text{mol/l}$ en op 10 cm diepte zelfs < 1 $\mu\text{mol/l}$. Ondanks de grote invloed van brak water, dat van nature rijk is aan zwavel, liggen de sulfideconcentraties ruim onder het kritische niveau voor grote helofyten, zoals grote en kleine lisdodde (~900 $\mu\text{mol/l}$; Lamers et al., 2013).

In de zomers van 2019 en 2020 werden in de hoogwatersloot en de proeftuinvakken regelmatig chlorideconcentraties gemeten van 50-60 mmol Cl I-1. Uit eerder onderzoek is bekend dat dergelijke

.....

concentraties voor azolla niet hoeven te leiden tot een verminderde productiviteit (Van Kempen et al., 2013). Voor grote lisdodde liggen deze concentraties echter in de buurt van de bovengrens van het fysiologische optimum voor volwassen planten (84 mmol Cl/l; Ter Heerdt, 1995), terwijl die bovengrens voor kleine lisdodde veel hoger ligt (~200 mmol Cl/l). In de studie van Kaijser et al. (2019) komt kleine lisdodde voor op locaties met 1-200 mmol Cl/l en grote lisdodde op locaties met 1-45 mmol Cl/l wat indiceert dat kleine lisdodde beter is bestand tegen hogere zoutgehalten dan grote lisdodde.

Biotische factoren: aantasting door plagen

De lisdoddeteelt in het Zuiderveen heeft in meer of mindere mate schade ondervonden van vraat door ganzen, meerkoet en muskusrat. Daarnaast zijn diverse insecten gevonden die op lisdodden foerageren maar verder weinig schade geven, zoals het lisdoddetorretje (*Telmatophilus typhae*) en de Lisdoddesnuitmot (*Calamotropha paludella*). De grootste impact op de lisdoddeteelt in het Zuiderveen werd veroorzaakt door de egelskopboorder (*Globia sparganii*) en mogelijk ook door de lisdoddeboorder (*Nonagria typhae*). Beide zijn nachtvlinders uit de familie van de uiltjes (Noctuidae) en hebben een vergelijkbare ecologie (www.vlinderstichting.nl). De vliegtijd is in één generatie van begin juli tot begin oktober. De soorten overwinteren als eieren die worden afgezet op het blad van de waardplant (naast grote en kleine lisdodde, ook gele lis, mattenbies en grote egelskop). De rupsen leven in de stengels waar ze het binnenste van de plant wegvreten. Ze verpoppen vervolgens in de stengel nabij een van tevoren gemaakt gat. Daaraan zijn de aangetaste planten in het veld ook gemakkelijk te herkennen. In 2020 en 2021 was naar schatting meer dan 90% van de stengels van grote lisdodde aangetast. Bij kleine lisdodde werd in 2020 slechts sporadisch schade vastgesteld, maar in 2021 werd ook hier in >90% van de stengels boorgaten aangetroffen. De aangetaste lisdoddeplanten leken met name in de eerste helft van het groeiseizoen slecht te groeien en nadat de vlinders zijn uitgevlogen herstelde de groei zich. Door de groeiachterstand was grote lisdodde beperkt in staat om de proeftuin verder te koloniseren. Hetzelfde was het geval in sommige teeltvakken. De aangetaste locaties betreft lisdodde die sinds aanplant nooit werd geoogst. De verwachting is echter dat de schade door de egelskopboorders en lisdoddeboorders sterk zal verminderen wanneer de lisdodde grootschalig geoogst wordt, omdat de eieren en larven dan met de biomassa afgevoerd worden.

Mogelijkheden om uit te mijnen met lisdodde

In 2020 is er respectievelijk 210 en 48 kg N en P per hectare bemest in de bemeste plots en in 2021 respectievelijk 140 en 32 kg N en P per hectare. We zien dat in de onbemeste behandelingen er steeds netto N en P wordt verwijderd uit het systeem, ondanks de veel lagere gewasopbrengsten. Door te bemesten wordt er netto iets meer stikstof verwijderd, maar de gewasopbrengst is veel hoger. Voor P geldt dat met grote en kleine lisdodde 8 tot 30 kg/ha aan P wordt verwijderd wanneer er niet wordt bemest. Dit zijn waarden die overeenkomen met de afvoer die je verwacht door maaien en afvoeren van natuurpercelen.

Door bemesting wordt in 2021 (lagere bemesting) netto P afgevoerd (9-16 kg/ha) in de grote lisdodde teelt maar, niet in de kleine lisdoddeteelt. In het laatste geval blijft in 2021 netto P achter. Dus niet alle opgebrachte P wordt verwijderd en er is dus sprake van een netto aanvoer door bemesting. In 2020 (hogere bemesting) bleef er meer P achter in de kleine lisdoddeteelt dan in 2021 (14-17 kg P/ha). Voor de grote lisdodde geldt dat in de bemeste proefvakken er in 2020 veel meer N en P werd aangevoerd dan er werd verwijderd (120-130 kg N/ha en 40 kg P/ha). Dit komt omdat in 2020 een groot deel van de oogst werd aangetast door de lisdoddeboorder waardoor de gewasopbrengst achterbleef. In 2021 werd de lisdoddeboorder ook aangetroffen in de grote lisdodde maar werden

alleen gezonde, niet aangetaste delen van de proefvlakken geoogst. Dit leverde dus een beeld op van de oogst die mogelijk is zonder dat er sprake is van aantasting door de lisdoddeboorder.

Voor het uitmijnen van N en P is zou je in principe beter niet bemesten. Bemesten leidt alleen tot een hogere opbrengst van biomassa maar niet tot netto meer onttrekking van N of P. Voor P geldt zelfs dat er netto minder P wordt onttrokken wanneer er wordt bemest. Wanneer er wordt bemest heeft het mislukken van de oogst door ziekten- of plagen (lisdodde-/egelskopboorder in grote lisdodde in 2020) een grote invloed op de nutriëntenbalans.

Conclusies Lisdoddeteelt (*Typha latifolia* & *T. angustifolia*)

- De gewasopbrengst van kleine en grote lisdodde werd sterk beïnvloed door de relatief lage nutriëntenbeschikbaarheid in de bodem en door de wijdverbreide aantasting door de egelskop- en/of lisdoddeboorder.
- Kleine lisdodde heeft in het Zuiderveen geeft opbrengst circa 7 ton droge stof/ha/jaar in de onbemeste situatie (2020 en 2021). Door bemesting met N en P kan de opbrengst worden vergroot tot maximaal 18 ton droge stof/ha/jaar in 2020 en circa 12 ton/ha/jaar in 2021.
- Grote lisdodde had moeite om de proeftuinvakken te koloniseren als gevolg van insectenvraatschade. De gewasopbrengst in zowel de onbemeste als de N+P bemeste vakken was daardoor beperkt tot 4-5 ton/ha/jaar in 2020. In 2021 werd op de delen die minder aangetast waren een 'potentiële opbrengst' van 6-14 ton droge stof/ha/jaar gemeten in de onbemeste proefvlakken; bemesting vergrootte de opbrengst tot maximaal 17-21 ton droge stof/ha/jaar.
- Bijmesten met N en P leidt dus tot een fors grotere gewasopbrengst. Bemesting van het oppervlaktewater vergroot echter ook het risico op eutrofiering en (blauw)algenbloei, wanneer de toegevoegde nutriënten niet snel genoeg kunnen worden opgenomen door de vegetatie (door een te hoge dosering van de mestgift en/of slechte groei door aantasting door lisdodde- of egelskopboorder).
- Voor het uitmijnen van N en P is zou je lisdodden in principe beter niet bemesten. Voor P geldt dat met grote en kleine lisdodde 8 tot 30 kg/ha aan P wordt verwijderd wanneer er niet wordt bemest. Bemesten leidt alleen tot een hogere opbrengst van biomassa, maar niet tot netto meer onttrekking van N of P. Voor P geldt zelfs dat er netto minder P wordt onttrokken wanneer er wordt bemest. Wanneer er wordt bemest heeft het mislukken van de oogst door ziekten- of plagen een grote invloed op de nutriëntenbalans (lisdodde-/egelskopboorder in grote lisdodde in 2020) en daardoor bestaat het risico dat er door bemesting netto veel meer N en P wordt toegevoegd dan via de biomassa wordt verwijderd.
- Bemesten met ureum (N) en triplesuperfosfaat (P) heeft geen significante effecten op de emissies van CO₂ en methaan. Zowel bij hoge waterstand als bij lage waterstand zijn geen significante verschillen gemeten in de gasfluxen.
- De teelt van lisdodden met een waterstand enkele centimeters onder maaiveld is zeer effectief om methaanemissies te verlagen. Bij kleine lisdodde leidt dat tot gemiddeld 3x lagere methaanfluxen en bij grote lisdodde zijn de fluxen zelfs 5,5 keer lager dan in de vakken met een hoge waterstand (19 cm + mv; onbemeste vakken).
- De gewasopbrengsten van zowel grote als kleine lisdodde zijn bij een lage waterstand echter fors lager vergeleken met de opbrengsten bij een hoge waterstand, te weten circa 4-5 ton in plaats van circa 6,8 ton droge stof/ha in geval van kleine lisdodde en 1,7-2,4 ton in plaats van 6-14 ton droge stof/ha voor grote lisdodde. Bemesting kan in dat geval de opbrengst van kleine en grote lisdodde enigszins verhogen tot 5-6 ton/ha, maar voor hoge gewasopbrengsten is een hoge waterstand noodzakelijk.

7.3.2 Teelt en biomassaproductie bij azollateelt

Sturende biogeochemische factoren

In de kassen van de Radboud Universiteit werden planten voorgekweekt en jaarlijks werd dit in de proeftuinvakken ingebracht. In 2021 werd de biomassaproductie nauwkeurig bepaald om de jaaropbrengsten te kunnen inschatten. Eind april 2021 werd het plantgoed geïntroduceerd in het veld. Eén proeftuinvak (PT2) bleef onbemest (P-concentratie in het oppervlaktewater ca. 5 $\mu\text{mol/l}$) en in een ander vak werd P toegediend, zodat de concentratie in het water gedurende het groeiseizoen werd verhoogd naar 10 - 35 $\mu\text{mol P/l}$. De azollaplanten werden steeds na 2 weken geoogst tot circa 1 kg versgewicht/ m^2 resteerde. Op die manier werd in de periode eind april - begin juli vijf maal azolla geoogst.

In het Zuiderveen bereikte azolla een hoge productiviteit van maximaal 117 tot 130 kg droge stof per hectare per dag in het onbemeste, respectievelijk bemeste proeftuinvak. Als gevolg van de aantasting door de azollasnuitkever (*Stenopelmus rufinusus*) ging begin juli echter de volledige oogst verloren en was het niet mogelijk om de rest van het groeiseizoen te benutten. Daardoor konden helaas geen jaaropbrengsten worden bepaald. Een indicatieve inschatting van de potentiële gewasopbrengst kan echter wel worden berekend door aan te nemen dat het groeiseizoen vier of vijf maanden duurt met een gemiddelde productie van 100 kg/ha/dag. In het geval dat de snuitkevers afwezig zouden zijn of succesvol kunnen worden bestreden zou de gewasopbrengst dan 12-15 ton droge stof/ha in een heel groeiseizoen kunnen bedragen. Het groeiseizoen zal mogelijk langer kunnen duren, maar in voor- en najaar zal de biomassaproductie veel lager liggen dan als gevolg van lagere temperaturen.

Bemesting met fosfor leidde in het veld weliswaar nog niet tot een veel hogere gewasproductie. Dat kan worden verklaard doordat het plantgoed tijdens de voorkweek zoveel fosfor heeft opgenomen (luxe consumptie) dat de P-concentraties in het water in de eerste weken in het veld niet tot verschillen leidden in groeisnelheid. De N- en P-gehalten in het gewas laten echter duidelijk zien dat in het onbemeste proeftuinvak de groei vanaf half juni door fosfor beperkt begon te raken (N:P > 17, K:P > 6). Het verhogen van de beschikbaarheid van fosfor door aanvoer via oppervlaktewater (doorstroming) of door bemesting lijkt dan ook noodzakelijk indien de gewasproductie gedurende het groeiseizoen op een hoog niveau moet worden gehouden. Daarbij moet rekening worden gehouden dat bemesten van het oppervlaktewater met fosformest het risico op eutrofiëring vergroot. Vooral wanneer de azolladrijfmat het wateroppervlak niet voldoende bedekt kunnen (blauw)algen snel dominant worden.

Biotische factoren: aantasting door plagen

De azollateelt heeft in het Zuiderveen van begin af aan veel last gehad van de Azollasnuitkever (*Stenopelmus rufinusus*). Deze kever komt oorspronkelijk uit Noord-Amerika en in 1920 voor het eerst in Nederland gevonden. De laatste tien jaar wordt de soort steeds vaker waargenomen, al dan niet als gevolg van opzettelijke introductie als bestrijder van azolla. De kevers zijn klein (3-4 mm) en als de dichtheden laag zijn, zijn ze vrij lastig te ontdekken. In alle jaren werden snuitkevers aangetroffen in de proeftuin. Op het moment dat de kevers werden ontdekt waren de dichtheden van adulten en volgroeide larven reeds zo hoog dat de drijfmat binnen 2-3 weken compleet werd vernietigd.

Naast azollasnuitkevers werden in het veld ook bladluizen aangetroffen op de azolla. Hoewel bekend is dat deze flinke schade kunnen veroorzaken (o.a. de waterleliebladluis oftewel *Rhopalosiphum nymphaeae*) zijn in het Zuiderveen vooral hogere dichtheden bladluizen gevonden op azolla nadat deze al flink was aangetast door snuitkevers. De kroosvlinder (*Cataclysta lemnae*) heeft in de teeltproeven in het Zuiderveen geen schade veroorzaakt. Ook herbivorie door watervogels heeft geen significante impact gehad op de azollaproductie.

Conclusies azollateelt

- Azolla kan onder veldcondities in de eerste helft van het groeiseizoen een hoge productiviteit bereiken van maximaal 117 tot 130 kg droge stof per hectare per dag. Als gevolg van de aantasting door de azollasnuitkever konden geen helaas opbrengsten worden bepaald. Een indicatieve inschatting van de potentiële gewasopbrengst voor de situatie waarin de snuitkevers succesvol worden bestreden kan worden gemaakt door aan te nemen dat het groeiseizoen vier of vijf maanden duurt met een gemiddelde productie van 100 kg/ha/dag. In dat geval zou de gewasopbrengst 12-15 ton droge stof/ha/jaar zijn.
- Bemesting met fosfor (tot 10-35 $\mu\text{mol P/l}$ in het oppervlaktewater) leidde in het veld weliswaar nog niet tot een duidelijk hogere gewasproductie door azolla, maar de N- en P-gehalten in het gewas laten zien dat in het onbemeste proeftuinvak de groei vanaf half juni wel door fosfor beperkt begon te raken. Het verhogen van de beschikbaarheid van fosfor door aanvoer via oppervlaktewater (doorstroming) of door bemesting lijkt noodzakelijk indien de gewasproductie gedurende het groeiseizoen op een hoog niveau moet worden gehouden. Het bemesten van het oppervlaktewater met fosformest vergroot het risico op eutrofiëring en blauwalgenbloei indien de azolladrijfmat het wateroppervlak niet voldoende bedekt.
- De teelt van azolla wordt sterk beperkt door de aanwezigheid van de azollasnuitkever. In 2020 en 2021 werden de drijfmatten rond begin juli volledig vernietigd. De azollasnuitkever is inmiddels een algemene verschijning en om de azollateelt succesvol te kunnen laten zijn is van belang om chemische of biologische manieren van bestrijding te ontwikkelen welke een zo klein mogelijke negatieve impact heeft op de (aquatische) omgeving.

7.4 Broeikasgasemissies bij drukdrainage & natte teelten

7.4.1 Grasland met drukdrainage en referentieperceel (Assendelft)

In Assendelft is de effectiviteit van drukdrainage op broeikasgasuitstoot onderzocht in de jaren 2019 en 2020. Hiervoor zijn op twee percelen, één met drukdrainage en één referentieperceel, meetplots aangelegd voor het meten van gasfluxen en de omgevingsvariabelen (temperatuur, fotosynthetisch actieve straling en grondwaterstand). In 2019 zijn 12 meetcampagnes uitgevoerd met zowel automatische als handmatig bediende kamers voor het meten van koolstofdioxide (CO_2) en methaan (CH_4) fluxen. In 2020 is vanaf april continu met automatische kamers van het Nationaal Onderzoeksprogramma Broeikasgassen Veenweiden (NOBV) gemeten. De broeikasgasbalans is op twee verschillende manieren berekend: (1) met een gestandaardiseerde interpolatiemethode en (2) met het procesmodel PEATLAND voor CO_2 - en CH_4 emissie om de emissie uit de verschillende koolstofbronnen (o.a. planten, wortels en veen) te kunnen bepalen.

De zomers van 2019 en 2020 waren zeer droog en warm. Door infiltratie via het drukdrainsysteem kon er een groot verschil in grondwaterstand worden bereikt tussen het referentie- en drukdrainage perceel, tot maximaal 53 cm verhoging in 2019 en maximaal 73 cm verhoging in 2020. De gemiddelde zomergrondwaterstand was hoog in het drukdrainage perceel met -26 cm in 2019 en -33 cm in 2020, t.o.v. -49 cm in 2019 en -58 cm in 2020 voor het referentie perceel. Dit was ook zichtbaar in de fluxmetingen, waarbij in 2019 rond de 40% reductie van de CO_2 emissie werd gevonden en zelfs rond de 80% reductie in 2020. De modelberekeningen komen op 43-44% reductie uit over de twee jaren. Een goede verklaring voor het verschil tussen de twee jaren kan niet gegeven worden. Er zijn echter ook veel onzekerheden in de interpolatie en gewasopbrengst in het jaar 2019, en de relatieve reductie moet eerder als indicatie worden gezien van wat in de praktijk bereikt kan worden.

In de gemeten data is duidelijk een patroon tussen ecosysteemrespiratie (fluxen gemeten in het donker/de nacht) en grondwaterstand te zien, waarbij in 2020 er een groot verschil is tussen fluxen

.....

bij grondwaterstanden dieper dan 20 cm en hoger dan 20 cm (Figuur 5.4). Dit lijkt erop te wijzen dat vernatten tot boven 20 cm - mv zeer effectief is om de CO₂ emissies te verlagen. In de data zit echter ook een temperatuurcomponent als gevolg van de seizoenen (lage temperaturen bij hoge grondwaterstanden en andersom) die ook invloed heeft op de CO₂ flux. Ook leiden hogere waterstanden in de toplaag tot hogere pH en meer bicarbonaatvormig, waardoor mogelijk minder CO₂ verliezen optreden. Binnen het NOBV zal de ontrafeling van de invloed van deze twee factoren komende jaren verder plaatsvinden.

Voor de jaarbalans van 2020 (gebaseerd op NOBV data) was er bijna geen interpolatie noodzakelijk en was de gewasopbrengst nauwkeurig bepaald. Voor dat jaar kwam de CO₂ balans op 16 ton ha⁻¹ jaar⁻¹ uit voor het referentieperceel en op 3 ton ha⁻¹ jaar voor het drukdrainageperceel. De referentie CO₂ uitstoot komt heel goed overeen met een ander onderzoek uit Nederland op gedraineerd veen (Stein en Oukoop, Veenendaal et al. 2007), maar is weer een stuk lager dan de bevindingen van Van den Bos et al. (2003) of richting de ondergrens van fluxen gemeten op 48 meetlocaties in Tiemeyer et al. (2016).

Het gemodelleerde verschil in nachtelijke ecosysteemrespiratie tussen referentieperceel en drukdrainageperceel bedroeg in 2019 15.4 ± 0.53 ton CO₂ ha⁻¹ jaar⁻¹ en in 2020 16.0 ± 0.56 ton ha⁻¹ jaar⁻¹. Dit verschil kan een indicatie zijn voor het totale verschil in CO₂ uitstoot. De gemeten en gemodelleerde ecosysteemrespiratie is een som van CO₂ uit plantenrespiratie, CO₂ uit een korte cyclus van omzetting van plantenmateriaal, en CO₂ uit veenoxidatie. De veenoxidatiecomponent is in de metingen niet direct te scheiden van de overige kortcyclische CO₂ fluxen en wordt beïnvloed door verschillen in biomassa tussen maatregel- en referentieperceel en weersinvloeden. Ook hier geldt dat metingen op langere termijn en met meerdere technieken, zoals in het NOBV worden uitgevoerd belangrijk zijn voor het verder ontwikkelen van het procesmodel. Zo kan in de toekomst hopelijk meer zekerheid worden gegeven over de exacte grootte van de veenoxidatiecomponent.

Ondanks dat de grondwaterstand in de zomer tot dichtbij het maaiveld is gebracht (tussen -20 en -40 cm), was er in 2019 slechts een hele kleine uitstoot van CH₄ te zien (0.01 ton CO₂-eq ha⁻¹ jaar⁻¹), wat verder verwaarloosbaar klein is ten opzichte van de totale jaaruitstoot van CO₂. Er blijft dus voldoende zuurstof in de bodem om de CH₄ te oxideren wanneer de grondwaterstand onder het maaiveld blijft (Figuur 5.5).

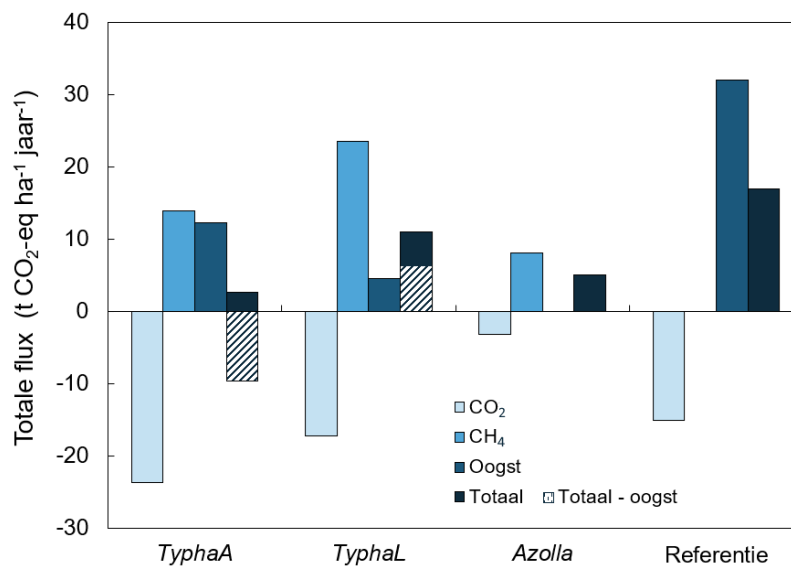
7.4.2 Paludicultuur met azolla, grote en kleine lisdodde (Zuiderveen-West)

In 2020 zijn er met automatische kamers en handmatige kamers CH₄ en CO₂ fluxen gemeten in de paludicultuurproeftuin in het Zuiderveen. Hier zijn voor kleine lisdodde (*Typha angustifolia*), grote lisdodde (*Typha latifolia*) en grote kroosvaren (*Azolla filiculoides*) zowel diffusieve gasfluxen met fluxkamers als bubbels gemeten met bubbelvallen, om zo de emissie van CH₄ door alle gastransportwijzen in beeld te brengen. Alle metingen samen maken het mogelijk de emissie van de twee broeikasgassen over het seizoen en uiteindelijk op jaarbasis weer te geven.

Met het onder water zetten ontstaan er zuurstofloze omstandigheden in de bodem waardoor CH₄ wordt geproduceerd. Uit onze metingen blijkt dat de vegetatie een grote rol speelt bij de hoeveelheid CH₄ die geëmitteerd wordt. Hierbij heeft grote lisdodde de hoogste CH₄ emissie heeft en azolla de laagste. De verschillen kunnen veroorzaakt worden door gastransport dat via de planten plaats vindt. Lisdodde heeft de mogelijkheid om CH₄ via luchtholtes in de wortels en stengels naar de atmosfeer te transporteren, door een drukopbouw in de stengels. Hierdoor kan CH₄ uit de bodem de oxiderende waterlaag overslaan. Tegelijkertijd wordt via de lisdoddeplanten ook meer zuurstof de bodem in getransporteerd, waardoor meer CH₄ oxideert tot CO₂. Echter brengen lisdodden via hun wortels ook gemakkelijk afbreekbaar koolstof in de bodem in de vorm van wortellexudaten. Deze wortellexudaten zijn weer een belangrijke koolstofbron voor methaanproducerende microorganismen. Een drijvende plant als azolla heeft de wortels boven in de waterkolom, waardoor er geen exudaten in de bodem

wordt gebracht. Daarbij is er geen sprake van gastransport via de plant van of naar een anaerobe bodem.

Door het CH₄-transport en de bodemoxidatie is de concentratie opgelost CH₄ in het poriewater lager voor lisdodde en daardoor is de absolute en relatieve hoeveelheid bubbelemissie lager bij lisdodde (6-10% van totale emissie) dan bij azolla (63% van totale emissie). Ondanks dat zowel grote lisdodde als kleine lisdodde gas kunnen transporteren, is er toch een groot verschil te zien tussen de twee soorten. Zo laat grote lisdodde een sterkere toename van de CH₄ emissie zien bij een toename van de biomassa dan kleine lisdodde. De totale CH₄ emissie op jaarbasis is 70% hoger voor grote lisdodde dan kleine lisdodde: 0.86 versus 0.52 t CH₄ ha⁻¹ jaar⁻¹ (omgerekend in CO₂-equivalenten is dit 24 vs. 14 ton CO₂-eq ha⁻¹ jaar⁻¹). De model geïnterpoleerde jaarlijkse CH₄ fluxen voor lisdodde komen iets hoger uit, namelijk op 1,37 ton CH₄ ha⁻¹ jaar⁻¹ voor grote lisdodde en 1,25 ton CH₄ ha⁻¹ jaar⁻¹ voor kleine lisdodde.



Figuur 7.1: Broeikasgasbalans voor de paludicultuurgewassen (kleine lisdodde = TyphaA; grote lisdodde = TyphaL, grote kroosvaren = Azolla) t.o.v. de referentie perceel in Assendelft. De balans (Totaal) bestaat uit net ecosystem exchange (CO₂), CH₄ en oogst. Alle fluxen zijn uitgedrukt in CO₂ equivalent per hectare per jaar. De totale flux is ook exclusief oogst (gearceerd) meegenomen voor lisdodde. CH₄ omgerekend met de global warming potential over 100 jaar (GWP₁₀₀) van 27,2 (IPCC AR6, Forster et al., 2021).

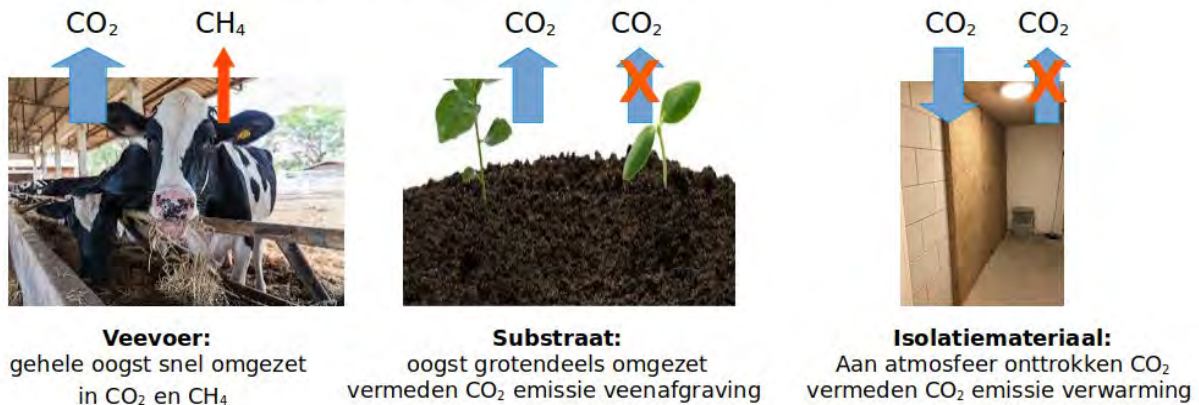
De broeikasgasbalans in 2020, waar CO₂, CH₄ en oogst is meegenomen, laten voor alle drie de paludicultuurgewassen een netto emissie zien (zie Figuur 7.1). De emissies uit de drie onderzochte gewassen zijn alle lager dan de totale emissie van het referentiegrasland in Assendelft (donkerblauwe staven; kleine lisdodde: 3; grote lisdodde: 12; azolla: 5; referentie: 17 t CO₂-eq ha⁻¹ jaar⁻¹).

Alvorens conclusies te trekken over de impact op het klimaat is het belangrijk te realiseren dat de manier waarop het geoogste gewas wordt gebruikt een grote invloed op de broeikasgasbalans. Zo wordt geoogst gras gebruikt als veevoer en het opgeslagen koolstof zal daarom binnen korte tijd weer omgezet worden naar CO₂ en CH₄. Lisdodde kan ook als veevoer worden gebruikt, wat hetzelfde effect heeft als gras op de jaarbalansberekening, maar de biomassa kan ook worden gebruikt als substraat, bouw- of isolatiemateriaal. Wanneer het plantenmateriaal wordt gebruikt als substraat en daarmee veenafgraving elders wordt gereduceerd, dan heeft dat meer klimaatwinst dan toepassing als veevoeder. De grootste klimaatwinst is echter te behalen als het plantenmateriaal langdurig kan worden opgeslagen, zoals in isolatie- en bouwmaterialen (Figuur 7.2). In onze berekeningen is inzichtelijk gemaakt wat het effect van de toepassing van de biomassa is door de oogst wel of niet mee te tellen in de totale broeikasgasbalans. Voor de toepassing als veevoeder is uitgegaan van de

.....
 omzetting van de biomassa naar CO₂ en niet naar CH₄ en dus zal de jaarbalansberekening een onderschatting zijn voor het gebruik van het gewas als veevoer.

Hoewel op basis van dit onderzoek geen complete Life Cycle Assessment (LCA) kan worden gemaakt is wel een inschatting te geven van het effect van deze langdurige opslag van koolstof op de jaarbalans door de totale balans minus de oogst te berekenen (gearceerde staven in figuur 7.1). In geval van langdurige koolstofopslag in bouw- en isolatiematerialen zal kleine lisdodde een netto opname hebben van -10 t CO₂-eq ha⁻¹ jaar⁻¹) en grote lisdodde een kleine emissie van +3 t CO₂-eq ha⁻¹ jaar⁻¹).

Klimaat effecten gebruik lisdodde



Figuur 7.2: Het klimaat effect voor de verschillende toepassing van het gebruik van lisdodde.

We zien dat de CH₄ emissie van lisdodde in het Zuiderveen lager is dan de ~30 CO₂-eq ha⁻¹ jaar⁻¹ die in Zegveld gemeten is door het NOBV (zie rapportage NOVB 2020-2021). Het verschil zou verklaard kunnen worden doordat de lisdodde in het Zuiderveen een jaar voor de fluxmetingen is aangelegd, waarbij het ontbrak aan een hoge dichtheid van de vegetatie en er sprake was van een nog niet volgegroeid rhizoomnetwerk in de bodem. Dit kan leiden tot een hogere netto CO₂ vastlegging en een lagere CH₄ emissie doordat er minder wortellexudaten in de bodem komen. Ook zou mee kunnen spelen dat het Zuiderveen een brakwaterveengebied is en hier in vergelijking met Zegveld de concentraties sulfaat in de bodem en het oppervlaktewater veel hoger zijn. Uit literatuur (Koebisch et al., 2018; Loveley & Klug, 1983) is bekend dat sulfaat de CH₄ productie kan remmen. Verschillen in omstandigheden, zoals koolstof- en nutriëntentoevoer via het oppervlaktewater en bemesting kan ook een rol spelen, daar zijn echter geen data om dit te vergelijken tussen beide locaties.

Voor het vergelijken van het klimaat effect van natte teelten en drukdrainage moeten CO₂ en CH₄ emissies met elkaar vergeleken worden. De standaardmethode is het omrekenen van CH₄ emissies naar CO₂ equivalenten met behulp van het *global warming potential* (GWP) over 100 jaar. Daarnaast is het van belang om de juiste posten in de broeikasgasbalans te vergelijken. Voor de CO₂ emissie komen twee componenten in aanmerking: de totale broeikasgasbalans en de CO₂ uit veenoxidatie. De laatste is het meest zuiver, omdat de broeikasgasbalans veel kortcyclische CO₂ componenten heeft die afhankelijk zijn van lokale biomassa. Om de veenrespiratie uit de CO₂ flux metingen te halen moet er of langjarig gemeten worden, of met een goed gekalibreerd procesmodel de verschillende koolstofbronnen gemodelleerd worden. Binnen het NOBV wordt zowel gewerkt aan langjarige metingen als aan het optimaliseren van procesmodellen.

Conclusies broeikasgasemissies (drukdrainage & natte teelten):

- In Assendelft kon in 2019 en 2020 met behulp van het drukdrainagesysteem de grondwaterstand flink verhoogd worden tot maar liefst een gemiddelde zomergrondwaterstand van 26 respectievelijk 33 cm onder maaiveld (referentieperceel: 49

en 58 cm - mv). Doordat de grondwaterstand in de zomer zo goed kon worden verhoogd lijkt drukdrainage in de gemeten jaren een effectieve maatregel om broeikasgasemissies als gevolg van veenoxidatie te reduceren.

- In 2019 is een reductie van de broeikasgasemissies van rond de 40% gevonden en in 2020 met metingen van het NOBV was de reductie twee keer zo hoog, rond de 80%. De modelberekeningen komen uit op 43-44% uit over de twee jaren. De grootte van de emissiereductie is afhankelijk van de waterstand die in het drukdrainageperceel wordt gerealiseerd en de weersomstandigheden in beide meetjaren. Uit de modelsimulaties blijkt dat de meeste CO₂ uit veenoxidatie ontstaat bij diep uitzakken van de grondwaterstand in extreem droge periodes. De relatieve reductie van de broeikasgasemissies is groter in jaren met langdurige droge periodes en diep uitzakkende grondwaterstanden in het referentieperceel.
- Als gevolg van de hogere grondwaterstanden komt bij de toepassing van drukdrainage iets meer CH₄ uit de bodem. Het effect op de totale broeikasgasbalans is echter verwaarloosbaar, met een gemiddelde opname in het referentieperceel van 0.04 t CO₂-eq ha⁻¹ jaar⁻¹, naar een uitstoot van 0.01 t CO₂-eq ha⁻¹ jaar⁻¹ in het drukdrainageperceel.
- Vergeleken met het grasland op het referentieperceel zorgen de natte teelten voor een zeer sterke reductie van de CO₂ emissie door veenoxidatie. Daartegenover staat een toename van de CH₄ emissie vanuit de compleet verzadigde waterbodem. Dit geldt vooral voor grote en kleine lisdodde (0.86 respectievelijk 0.52 t CH₄ ha⁻¹ jaar⁻¹), doordat ze in de bodem wortelen en hun wortellexudaten vermoedelijk een goed substraat zijn methaanproducerende bacteriën. Bovendien kan bij lisdodden via intern gastransport het CH₄ ook weer via het wortelstelsel naar de bovengrondse delen worden afgevoerd naar de atmosfeer (het 'schoorsteeneffect'). De methaanemissie (som van diffuse fluxen en bubbels) van de azollateelt is geringer (0.30 t CH₄ ha⁻¹ jaar⁻¹).
- Ondanks dat beide lisdoddesoorten CH₄ kunnen transporteren, is er een 70% hogere CH₄ emissie gevonden bij grote lisdodde dan bij kleine lisdodde in de gemeten fluxen (0.86 versus 0.52 t CH₄ ha⁻¹ jaar⁻¹). De model geïnterpoleerde jaarlijkse CH₄ fluxen voor lisdodde komen iets hoger uit, namelijk op 1,37 ton CH₄ ha⁻¹ jaar⁻¹ voor grote lisdodde en 1,25 ton CH₄ ha⁻¹ jaar⁻¹ voor kleine lisdodde. Het is niet duidelijk of de hoogte van de CH₄ fluxen op het moment van meten (los van weersomstandigheden) stabiel zijn of op de langere termijn nog zullen veranderen.
- De effectiviteit van de diverse onderzochte maatregelen om de broeikasgasemissies te reduceren wordt ook bepaald door hoe de producten uit natte teelten gebruikt worden. Bij toepassingen waarbij het vastgelegde koolstof in de biomassa gedurende lange tijd aan de atmosfeer onttrokken blijft is het positieve effect op het klimaat het grootst. Bij gebruik als veevoer wordt het geoogste gewas weer op korte termijn omgezet in CO₂ en CH₄; bij gebruik als alternatief substraat wordt CO₂ emissie elders door afgraving van veen vermeden, en bij gebruik als isolatie- en bouw materiaal wordt er langdurig CO₂ aan de atmosfeer onttrokken en wordt mogelijk nog extra CO₂/CH₄ emissie uit het verstoken van fossiele brandstoffen vermeden.

Onzekerheden en aanbevelingen voor vervolgonderzoeken inzake broeikasgasemissies

1. De jaarbalansberekeningen laten zien dat de broeikasgasemissies en de te behalen emissiereducties onder invloed van neerslag, droogte, zoninstraling en temperatuur sterk kunnen verschillen tussen jaren. Door langjarige meetinspanning kan de te realiseren emissiereductie nauwkeuriger worden ingeschat. Wanneer meerdere jaren achter elkaar gemeten wordt kan ook beter inzicht verkregen in hoe klimaatverandering de effectiviteit van de diverse maatregelen zal beïnvloeden.
2. De proefvakken voor paludicultuurgewassen zijn in de tweede helft van 2018 ingericht en geïnundeerd en in maart 2019 is de lisdodde aangeplant. De broeikasgasmetingen zijn uitgevoerd aan een relatief jonge, deels nog vestigende vegetatie. Als de dichtheid van de vegetatie zou toenemen zijn er ook hogere fluxen te verwachten. Daarbij is het ook niet duidelijk of het effect van de aanleg (zoals het vrijkomen van fossiel CH₄ en veranderingen in de bodemsamenstelling of -structuur) nog gaande is. Metingen op de langere termijn zijn

nodig om na te gaan of er een stabilisatie optreedt. Om op kortere termijn hier zicht op te krijgen is het te overwegen om ook broeikasgasemissies te meten in goed ontwikkelde, langer bestaande begroeiingen van grote en kleine lisdodde (>5-10 jaar oud).

3. Hoewel GWP_{100} de standaard is voor het berekenen van de Global Warming Potential en het rapporteren van broeikasgasemissies, is sinds enige tijd discussie of dit wel de juiste maatstaf is voor het vergelijken van CO_2 en CH_4 emissies van de diverse (landbouw)ecosystemen (Allen et al., 2018). Een alternatieve maatstaf is GWP^* , welke een veel betere relatie heeft tussen de emissies en het verwarmen of verkoelen van de atmosfeer. De natte teelten laten volgens de eerste berekeningen met GWP^* een netto verkoelend effect zien. De wetenschappelijke discussie over welk van beide methoden het best kan worden gebruikt om de klimaateffecten op een juiste manier met elkaar te vergelijken, dient nog verder gevoerd te worden.
4. In de huidige vergelijking van de jaarbalansen tussen het referentiegrasland en de natte teelten zijn geen N_2O emissies meegenomen. De lachgasemissies zijn waarschijnlijk hoger voor veeteelt dan voor paludicultuurgewassen. Omdat lachgasfluxen vooral gestuurd worden door bemesting en waterstand is de verwachting dat de N_2O emissies die momenteel in Zegveld in het kader van het NOBV worden bepaald goed bruikbaar zijn voor inschattingen in andere gebieden.
5. Het procesmodel PEATLAND, waarmee het aandeel veenoxidatie wordt gescheiden van de plantrespiratie, is nog in ontwikkeling. Onzekerheden rondom kortcyclisch koolstof (uit plantbiomassa) ten opzichte van fossiel koolstof uit veenoxidatie kunnen ondervangen worden door langjarige meetprogramma's, combinatie met andere meettechnieken en verbetering van procesmodellen (o.a. PEATLAND), zoals nu in het NOBV gebeurt.

7.5 Bouwstenen voor een klimaatneutraal en duurzaam veenweidelandschap

De urgentie om de klimaatdoelstellingen te behalen is groot, omdat wereldwijd de risico's op ecologische, economische en maatschappelijke schade zeer groot zijn wanneer de opwarming van de aarde niet binnen de 1,5 of 2 °C blijft. Om die doelstellingen te bereiken is het noodzakelijk dat alle bedrijven, sectoren en landen in 2050 klimaatneutraal produceren. Vanaf 2050 moeten zelfs negatieve koolstof emissies zijn gerealiseerd, dat wil zeggen dat er meer CO_2 aan de atmosfeer moet worden onttrokken dan dat er wordt uitgestoten. Die transitie is een enorme opgave waar iedereen in de komende jaren voor aan de lat staat.

Voor de veenweidegebieden is het met betrekking tot die klimaatdoelstellingen van belang om het landgebruik te verduurzamen: de CO_2 -emissies vanuit drooggelegd fossiel veen moeten sterk worden verminderd, en waar mogelijk moeten netto negatieve emissies worden gerealiseerd, bijvoorbeeld door koolstofvastlegging in de vorm van *biobased* materialen of aangroeiend veen. Het Innovatieprogramma Veen (IPV) heeft in de afgelopen jaren verschillende technische maatregelen en alternatieve vormen van landgebruik uitgetest. Daarmee zijn belangrijke bouwstenen voor een klimaatneutrale toekomst gelegd.

Het biogeochemisch onderzoek binnen het IPV richtte zich voor een belangrijk deel op het onderzoeken van de effectiviteit van de genomen maatregelen en landgebruiksalternatieven om de uitstoot van broeikasgassen, inclusief die van methaan, te verminderen. Met dit onderzoek konden bovendien belangrijke biogeochemische processen worden doorgrond die de veenafbraak en de uitstoot van broeikasgasemissies reguleren. Die kennis helpt om praktisch uitvoerbare aanpassingen aan het landgebruik door te ontwikkelen. Het IPV heeft waardevolle handvatten opgeleverd om de impact van de vernattingmaatregelen op klimaat, gewasproductie en/of gewaskwaliteit te optimaliseren en om eventuele ongewenste neveneffecten, bijvoorbeeld op de chemische water- en bodemkwaliteit, te beperken.

Het IPV wordt na 4 jaar afgesloten, maar het onderzoek krijgt vervolg in aanverwante programma's als het VIPNL en het Nationaal Onderzoeksprogramma Broeikasgassen Veenweiden (NOBV). Vanuit de

.....
ervaringen met het biogeochemisch onderzoek in het IPV daarom een aantal aanbevelingen en focuspunten voor de toekomst:

1. *Meer meten = meer weten*: De broeikasgasemissies en de ingeschatte emissiereductie variëren sterk tussen jaren onder meer als gevolg van verschillen in droge en natte jaren. Door meerdere jaren te meten, zoals nu in het NOBV gebeurt, kan een nauwkeuriger inschatting worden gemaakt van de effecten van de vernattingsmaatregelen op de emissies van CO₂ en methaan. Bovendien kunnen modellen, zoals het PEATLAND procesmodel, verder worden ontwikkeld om betere inschattingen te maken van de broeikasgasbalansen en de uitstoot gerelateerd aan veenoxidatie.

2. *Vergelijk de klimaatimpact met behulp van een Levenscyclusanalyse (LCA)*: om de impact van de productie van enerzijds zuivel en anderzijds producten uit natte teelten op het klimaat reëel te kunnen inschatten en onderling te vergelijken is het aan te bevelen om per product een levenscyclusanalyse uit te voeren. Daarin zit naast de uitstoot van broeikasgassen uit landgebruik, ook de uitstoot gerelateerd aan grondstoffen, diergebonden emissies, verwerking en transport. Voor lisdodde werd aangetoond dat de wijze van toepassing van de biomassa (veevoeder versus isolatiemateriaal) van belang is voor de mate van emissiereductie.

3. *Stimuleer de doorontwikkeling van natte teelten/paludicultuur*: Met natte teelten is beperkt ervaring in vergelijking met de conventionele melkveehouderij. Tegenslagen op vlak van teelt, oogst of verwerking komen niet onverwacht en moeten en kunnen we te boven komen. Dat kan mogelijk vrij snel als gebruik wordt gemaakt van reeds bestaande kennis uit de agrarische sector. Een doorontwikkeling is aan te bevelen voor die teelten die veelbelovend zijn vanuit klimaatwinst, ecologie en markt. Belangrijke stappen zijn om de geleverde ecosysteemdiensten, zoals broeikasgasreductie, koolstofopslag, waterzuivering en waterberging, (financieel) te waarderen.

4. *Organiseer een slim systeem voor de handel in emissierechten*. Een interessant voorbeeld van een dergelijk systeem is uitgedacht door het Thünen Instituut in Duitsland*. Deze gaat er van uit dat de overheid grondeigenaren tot 2040 jaarlijks gratis emissierechten geeft. Deze kunnen worden gebruikt voor voortzetting van conventionele, op drainage gebaseerde landbouw, óf ze kunnen -na het nemen van vernattingsmaatregelen- worden verkocht als CO₂-certificaten. De overheid stelt vooraf een minimumprijs vast voor de CO₂-certificaten (bijvoorbeeld 50 euro/ton in 2022 en 100 euro per ton in 2040) en compenseert de landeigenaar als certificaten op de markt minder opleveren. Rond 2045 wordt gestopt met de uitgifte van gratis emissierechten en indien landeigenaren op veengronden op conventionele wijze blijven gebruiken moeten zij de nodige emissierechten op de beurs kopen.

Bovenstaande zou er toe moeten leiden dat het aantrekkelijk wordt om vernattingsmaatregelen te nemen én om ze snel uit te voeren: hoe eerder wordt vernat, des te meer geld wordt gegenereerd. De gronden blijven bovendien in bezit van hun eigenaren en zij houden zeggenschap over het beheer. Het is een evenwicht tussen belangen: op de middellange termijn gaat het om bescherming van het vertrouwen en op de lange termijn, tegen 2050, geldt het beginsel 'de vervuiler betaald'. Tegen 2050 is het niet meer mogelijk om CO₂-certificaten te verhandelen. Natte teelten, CO₂-vastlegging of andere diensten zullen dan het inkomen op landbouwkundig gebruikte gronden moeten garanderen.

* [Thünen Institut Deutschland, 2019: Working Paper 136, p. 48 e.v. Einbeziehung des Agrarsektors in die CO₂-Bepreisung.](#)

5. *Stimuleer integrale oplossingsrichtingen*: Naast de effectiviteit om broeikasgasemissies te verminderen is het tevens van belang om doelstellingen van andere beleidsterreinen mee te nemen in te ontwikkelen plannen. Denk aan de effecten van pompgestuurde drainage op de biologische of chemische waterkwaliteit of van eventuele bemesting van natte teelten op vermessing van het aquatisch milieu. Zorg voor een integraal monitorings-/onderzoeksplan welke de ontwikkeling van integrale oplossingen stimuleert op vlak van klimaat, kaderrichtlijn water (KRW) en biodiversiteit.

Referenties

- Allen, M. R., Shine, K. P., Fuglestvedt, J. S., Millar, R. J., Cain, M., Frame, D. J., & Macey, A. H. (2018). A solution to the misrepresentations of CO₂-equivalent emissions of short-lived climate pollutants under ambitious mitigation. *Npj Climate and Atmospheric Science*, 1(1), 1-8.
- Bendix, M., Tornbjerg, T., & Brix, H. (1994). Internal gas transport in *Typha latifolia* L. and *Typha angustifolia* L. 1. Humidity-induced pressurization and convective throughflow. *Aquatic Botany*, 49(2-3), 75-89.
- Beven, K. (2009). Environmental modelling: An uncertain future?, *Environmental Modelling: An Uncertain Future*.
- Campbell, C. R. (2000). Reference sufficiency ranges for plant analysis in the southern region of the United States. Southern Region Agricultural Experiment Station. <https://digital.ncdcr.gov/digital/collection/p249901coll22/id/538743>
- Forster, P., Storelvmo, T., Armour, K., Collins, W., Dufresne, J.-L., Frame, D., Lunt, D., Mauritsen, T., Palmer, M., & Watanabe, M. (2021). The Earth's energy budget, climate feedbacks, and climate sensitivity.
- Geilfus, C.-M. (2019). Chloride in soil: From nutrient to soil pollutant. *Environmental and Experimental Botany*, 157, 299-309. <https://doi.org/10.1016/j.envexpbot.2018.10.035>
- Goh, K. M., & Kee, K. K. (1978). Effects of nitrogen and sulphur fertilization on the digestibility and chemical composition of perennial ryegrass (*Lolium perenne* L.). *Plant and Soil*, 50(1), 161-177. <https://doi.org/10.1007/BF02107166>
- Gupta, H. V., Kling, H., Yilmaz, K. K., & Martinez, G. F. (2009). Decomposition of the mean squared error and NSE performance criteria: Implications for improving hydrological modelling. *Journal of hydrology*, 377(1-2), 80-91.
- Hoving et al. (2021). Bedrijfstechnisch-/economisch onderzoek IPV natte veeteelt. Eindrapportage IPV uitvoering WLR 2018-2020. Wageningen University & Research.
- Kaijser, W., Kosten, S., & Hering, D. (2019). Salinity tolerance of aquatic plants indicated by monitoring data from the Netherlands. *Aquatic Botany*, 158, 103129. <https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2019.103129>
- King, J. Y., & Reeburgh, W. S. (2002). A pulse-labeling experiment to determine the contribution of recent plant photosynthates to net methane emission in arctic wet sedge tundra. *Soil Biology and Biochemistry*, 34(2), 173-180. [https://doi.org/10.1016/S0038-0717\(01\)00164-X](https://doi.org/10.1016/S0038-0717(01)00164-X)
- Koebisch, F., Winkel, M., Liebner, S., Liu, B., Westphal, J., Schmiedinger, I., Spitz, A., Gehre, M., Jurasinski, G., Köhler, S., Unger, V., Koch, M., Sachs, T., & Böttcher, M. E. (2019). Sulfate deprivation triggers high methane production in a disturbed and rewetted coastal peatland. *Biogeosciences*, 16(9), 1937-1953. <https://doi.org/10.5194/bg-16-1937-2019>
- Koerselman, W., & Meuleman, A. F. (1996). The vegetation N: P ratio: A new tool to detect the nature of nutrient limitation. *Journal of applied Ecology*, 1441-1450.
- Korthorst et al., 2022. Paludicultuur in de praktijk. Eindrapportage IPV. Natuurlijke Zaken, Heiloo.
- Kwakernaak, C., Akker, J. J. H. van den, Veenendaal, E. M., Huissteden, J. van, & Kroon, P. (2010). Mogelijkheden voor mitigatie en adaptatie Veenweiden en klimaat. *Bodem*, 2010(juni), 6-8.
- Lamers, L. P. M., Govers, L. L., Janssen, I. C. J. M., Geurts, J. J. M., Van der Welle, M. E. W., Van Katwijk, M. M., Van der Heide, T., Roelofs, J. G. M., & Smolders, A. J. P. (2013). Sulfide as a soil phytotoxin—A review. *Frontiers in Plant Science*, 4. <https://doi.org/10.3389/fpls.2013.00268>

Lloyd, J., & Taylor, J. A. (1994). On the Temperature Dependence of Soil Respiration. *Functional Ecology*, 8(3), 315-323. JSTOR. <https://doi.org/10.2307/2389824>

Lovley, D. R., & Klug, M. J. (1983). Sulfate reducers can outcompete methanogens at freshwater sulfate concentrations. *Applied and Environmental Microbiology*, 45(1), 187-192.

Olde Venterink, H., Wassen, M. J., Verkroost, A., & De Ruiter, P. (2003). Species richness-productivity patterns differ between N-, P-, and K-limited wetlands. *Ecology*, 84(8), 2191-2199.

van Alen, T.A., van de Pas-Schoonen, K., Pelsma, K.A.J. & H.J.M. Op den Camp (2022). Sulfur oxidation in a pressure drainage system: a 16S rRNA amplicon analysis. Department of Microbiology, Radboud Institute for Biological and Environmental Research, Radboud University, Nijmegen, the Netherlands. Internal report, 3 March 2022.

Schothorst, C. J. (1977). Subsidence of low moor peat soils in the western Netherlands. *Geoderma*, 17(4), 265-291. [https://doi.org/10.1016/0016-7061\(77\)90089-1](https://doi.org/10.1016/0016-7061(77)90089-1)

Smolders, A., J. van Diggelen, J. Geurts, M. Poelen, J. Roelofs, E. Lucassen & L. Lamers (2013). Waterkwaliteit in de veenweiden. De complexe interacties tussen oever, waterbodem en oppervlaktewater. *Landschap 30* (3): 145-153.

ter Heerdt, G. N. J. (1995). Planten in de Peiling—Literatuuronderzoek naar de invloed van het zoutgehalte in de bodem op de ontwikkeling van helofyten.

Tiemeyer, B., Albiac Borraz, E., Augustin, J., Bechtold, M., Beetz, S., Beyer, C., Drösler, M., Ebli, M., Eickenscheidt, T., & Fiedler, S. (2016). High emissions of greenhouse gases from grasslands on peat and other organic soils. *Global change biology*, 22(12), 4134-4149.

van de Riet, B. P., & Smolders, A. J. P. (2017). Biogeochemische nulmeting Zuiderveen & Assendelft (RP-17.054.17.60; p. 35). Onderzoekcentrum B-WARE.

van de Riet, B., Van Den Elzen, E., Hogeweg, N., Smolders, F., & Lamers, L. (2018). Herstel van een veenvormende veenmosvegetatie op voormalige landbouwgrond in veenweidegebieden (Eindrapport RP-17.055.17.99; p. 66). https://www.landschapnoordholland.nl/files/2020-01/Van%20de%20Riet%20et%20al%202018_Eindrapportage%20Omhoog%20het%20het%20Veen%202013-2017_def.pdf

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. (2010). Emission of CO₂ from agricultural peat soils in the Netherlands and ways to limit this emission. *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 Akker, J. J. H. van den, Hoogland, T., & Heidema, A. H. (2008). Maaiveld daling en drooglegging in Groot Mijdrecht nu en in de toekomst. *Alterra*. <https://edepot.wur.nl/42833>

van den Bos, R. (2003). Restoration of former wetlands in the Netherlands; effect on the balance between CO₂ sink and CH₄ source. *Netherlands Journal of Geosciences*, 82(4), 325-331.

van Huissteden, J., van den Bos, R., & Marticorena Alvarez, I. (2006). Modelling the effect of water-table management on CO₂ and CH₄ fluxes from peat soils. *Netherlands Journal of Geosciences - Geologie en Mijnbouw*, 85(1), 3-18. Cambridge Core. <https://doi.org/10.1017/S0016774600021399>

van Huissteden, K., Parmentier, F., Petrescu, R., van Beek, L., Karsanaev, S., Maximov, T., van der Molen, M., & Dolman, H. (2009). CH₄ and CO₂ flux observations in northeast Siberian tundra and its implications for modelling of CH₄ fluxes. 2009, B41C-0330.

.....
van Kempen, M. M., Smolders, A. J., Bögemann, G. M., Lamers, L. L., Visser, E. J., & Roelofs, J. G. (2013). Responses of the *Azolla filiculoides* Stras.-*Anabaena azollae* Lam. Association to elevated sodium chloride concentrations: Amino acids as indicators for salt stress and tipping point. *Aquatic botany*, 106, 20-28.

Veenendaal, E., Kolle, O., Leffelaar, P., Schrier-Uijl, A., Van Huissteden, J., Van Walsem, J., Möller, F., & Berendse, F. (2007). CO₂ exchange and carbon balance in two grassland sites on eutrophic drained peat soils. *Biogeosciences*, 4(6), 1027-1040.

Vermaat, J., J. Harmsen, F. Hellman, H. van der Geest, J. de Klein, S. Kosten, A. Smolders, J. Verhoeven, R. Mes & M. Ouboter (2013). Sulfaatbronnen in het Hollandse veenlandschap. *Landschap* 30 (1): 5-13.

Visbeen, F., W. Non & I. Wynia (2021). Eindrapportage natuuronderzoek IPV deel II. Kansen precisiewatermanagement voor natuur. *Natuurlijke Zaken*, Heiloo.

Vroom, R. J. E., Xie, F., Geurts, J. J. M., Chojnowska, A., Smolders, A. J. P., Lamers, L. P. M., & Fritz, C. (2018). *Typha latifolia* paludiculture effectively improves water quality and reduces greenhouse gas emissions in rewetted peatlands. *Ecological Engineering*, 124(December), 88-98. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2018.09.008>

Whiting, G. J., & Chanton, J. P. (1993). Primary production control of methane emission from wetlands. *Nature*, 364(6440), 794-795. <https://doi.org/10.1038/364794a0>

Yavitt, J. B., & Knapp, A. K. (1995). Methane emission to the atmosphere through emergent cattail (*Typha latifolia* L.) plants. *Tellus B: Chemical and Physical Meteorology*, 47(5), 521-534. <https://doi.org/10.3402/tellusb.v47i5.16065>

Bijlagen

Bijlage I: Bewerking van bodemmonsters

Drooggewicht en organisch stofgehalte

Om het vochtgehalte van het verse bodemmateriaal te bepalen werd het vochtverlies gemeten door bodemmateriaal in duplo af te wegen in aluminiumbakjes. De bakjes werden precies tot aan de rand afgevuld (volume = 40,5 ml), zodat de soortelijke massa van de bodem kan worden bepaald. De bodems werden gedurende minimaal 48 uur gedroogd in een stoof bij 60°C. Vervolgens werd het bakje met bodemmateriaal opnieuw gewogen en werd het vochtverlies berekend. De fractie organisch stof in de bodem werd berekend door via het gloeiverlies bepaald. Hiertoe werd gedroogd bodemmateriaal gedurende 4 uur verast in een oven bij 550°C. Na het uitgloeien werd het bakje met bodemmateriaal weer gewogen en werd het gloeiverlies berekend. Het gloeiverlies komt bij benadering overeen met het gehalte aan organisch materiaal in de bodem.

Destructie

Door de bodem te destrueren (ontsluiten) is het mogelijk de totale concentratie van bijna alle elementen in het materiaal te bepalen. Hiervoor werd 200 mg fijn gemalen bodemmateriaal nauwkeurig afgewogen en in teflon destructievaatjes overgebracht. Aan het bodemmateriaal werd 5 ml geconcentreerd salpeterzuur (HNO₃, 65%) en 2 ml waterstofperoxide (H₂O₂ 30%) toegevoegd, waarna de vaatjes in een destructie-magnetron (Milestone microwave type mls 1200 mega of Ethos Easy) werden geplaatst. De monsters werden vervolgens gedestruëerd in gesloten teflon vaatjes. Na destructie werd het destruaat nauwkeurig overgebracht in 100 ml maatcilinders en aangevuld tot 100 ml met demiwater. Het destruaat werd bewaard bij 4 °C tot verdere analyse op de ICP-OES.

Olsenextractie

Aan de hand van een Olsen-extractie kan de concentratie plantbeschikbaar fosfaat worden bepaald. Hiertoe werd aan 3 gram fijn gemalen droog bodemmateriaal 60 ml 0,5 mol l⁻¹ natriumbicarbonaat (NaHCO₃) toegevoegd. De pH van het extractiemedium werd op pH 8,5 gesteld met behulp van NaOH. Gedurende 30 minuten werden de monsters uitgeschud op een schudmachine (105 rpm) waarna het supernatant onder vacuüm werd verzameld met behulp van teflon poriewaterbemonsteraars. Het extract werd bewaard bij 4 °C tot verdere analyse op de ICP-OES.

Water- en zoutextractie

Met een water- en zoutextractie kunnen de vrij in de bodem aanwezige ionen of de zoutuitwisselbare ionen bepaald worden. Hiervoor werd 17,5 gram verse bodem met 50 ml zoutextract (0,2 mol l⁻¹ NaCl) of 50 ml demiwater gedurende 2 uur geschud op een schudmachine bij 105 rpm. De pH werd gemeten met een HQD pH-electrode. De extracten werden gefilterd met behulp van rhizons. Voor analyse op de ICP-OES werd een deel van het filtraat aangezuurd met salpeterzuur (eindconcentratie 1%) en bewaard bij 4 °C tot verdere analyse. Voor analyse op de auto-analyzers werd niet-aangezuurd filtraat bewaard bij -18 °C tot verdere analyse.

C/N-analyse bodem- en plantmateriaal

Voor de analyse van de totale hoeveelheid koolstof en stikstof werd een deel van het verzamelde bodem- of plantmateriaal fijn gemalen in een kogelmaler. Afhankelijk van het soortelijk gewicht van het materiaal en de verwachte concentraties, werd een kleine hoeveelheid (3-40 mg) van het gemalen materiaal in een tinnen container afgewogen, waarna het in een CNS-elementenanalyser (Vario Micro Cube, Elementar) werd geanalyseerd.

Oxalaatextractie

Met een oxalaatextractie kan de concentratie ijzer- en aluminiumgebonden fosfaat worden bepaald. Hiervoor werd vers materiaal ingewogen overeenkomstig met 2,5 gram droog materiaal en met 50 ml extractiemedium ($(\text{COONH}_4)_2 \cdot \text{H}_2\text{O}$: $0,12 \text{ mol l}^{-1}$ en $\text{H}_2\text{C}_2\text{O}_4$: $0,12 \text{ mol l}^{-1}$) uitgeschud op een schudmachine bij 105 rpm. De extracten werden gefilterd met behulp van rhizons en het filtraat werd niet-aangezuurd bewaard bij $4 \text{ }^\circ\text{C}$ tot verdere analyse op de ICP-OES.

Bijlage II: Bemonstering oppervlakte-, grondwater en bodemvocht

Oppervlaktewatermonsters werden 10 cm onder het wateroppervlak verzameld en luchtdicht afgesloten in HDPE potten. Voor het bemonsteren van grondwater werd de grondwaterbuis leeggepompt waarna vers toestromend grondwater werd verzameld in luchtdicht afgesloten HDPE potten. Bodemvocht werd anaeroob verzameld met ceramische cups of rhizon bodemvochtbemonsteraars (Eijkelkamp Agrisearch Equipment) waaraan een vacuüm getrokken 60 ml injectiespuit werd verbonden.

Standaardmetingen oppervlakte-, grondwater en bodemvocht

De pH werd gemeten met een standaard Ag/AgCl₂ elektrode verbonden met een radiometer (Copenhagen, type TIM840). De hoeveelheid opgelost anorganisch koolstof (TIC: CO₂ en HCO₃) werd bepaald met behulp van infrarood gas analyse (ABB Advance Optima IRGA). De alkaliniteit werd bepaald door een deel van het monster te titreren met 0,01 mol l⁻¹ zoutzuur tot pH 4,2. De toegevoegde hoeveelheid equivalenten zuur per liter is hierbij de alkaliniteit. De EGV werd bepaald met een HACH EGV-probe verbonden met een HQD-meter. De turbiditeit van de oppervlaktewatermonsters werd bepaald met een Dentan Turbidimeter (model FN-5). De extinctie (450 nm) van de oppervlaktewatermonsters werd bepaald met een Biotek plaatreader. De monsters voor de auto-analyzer werden bewaard bij een temperatuur van -20 °C tot aan de analyse. De monsters voor de ICP-OES werden aangezuurd voor analyse en bewaard bij 4 °C.

Methaananalyse

Het bodemvocht werd op locatie gefixeerd met een 4% HCl-oplossing. De methaanconcentratie werd gemeten met een specifieke gaschromatograaf. De uiteindelijke methaanconcentratie werd teruggerekend naar het oorspronkelijke volume van het bodemvocht.

Sulfide-analyse

Het bodemvocht werd op locatie gefixeerd met een 4% HCl-oplossing. De sulfideconcentratie werd gemeten met een specifieke gaschromatograaf. De uiteindelijke sulfideconcentratie werd teruggerekend naar het oorspronkelijke volume van het bodemvocht.

TOC/DOC meting

TOC (totaal organisch koolstof), TN (totaal stikstof) en/of DOC (opgelost organisch koolstof), DON (opgelost organisch stikstof) werd in water gemeten met behulp van een TOC-L CPH/CPN analyser (Shimadzu). Vooraf werd het monster in de monsterbuis aangezuurd met een HCl-oplossing, gemengd en vervolgens doorborreld met een inert gas voor verwijdering van TIC (totaal anorganisch koolstof). Via een katalytische oxidatie werd al het C en N omgezet in CO₂, NO en NO₂. Deze gassen werden vervolgens gemeten, CO₂ met een Niet Dispersieve Infrarood (NDIR) sensor en NO en NO₂ met een chemiluminiscentie detector (CLD).

Chemische analyses

De concentraties calcium (Ca), magnesium (Mg), aluminium (Al), ijzer (Fe), mangaan (Mn), fosfor (P), zwavel (S; als maat voor sulfaat), silicium (Si) en zink (Zn) werden bepaald met behulp van een Inductively Coupled Plasma Spectrofotometer (ICP-OES, ICAP 6300, Thermo Fisher Scientific of, ARCOS MV, Spectro). De concentraties nitraat (NO₃⁻), ammonium (NH₄⁺) en fosfaat (PO₄³⁻) werden

.....

colorimetrisch bepaald met een Seal auto-analyser III met behulp van resp. salicylaatreagens, hydrazinesulfaat en ammoniummolybdaat/ascorbinezuur. Chloride (Cl⁻) werd colorimetrisch bepaald met een Bran+Luebbe auto-analyser III systeem met behulp van mercuritiocyanide. Natrium (Na⁺) en kalium (K⁺) werden vlamfotometrisch bepaald met een Sherwood Model 420 Flame Photometer.

Bijlage III: Bewerking van vegetatiemonsters

De verzamelde vegetatiemonsters zijn gedroogd in een stoof bij 70°C en vervolgens fijngemalen. Hierna werd de totale hoeveelheid koolstof en stikstof bepaald. Hiertoe werd een klein deel (3 mg) van het gemalen plantmateriaal in een tinnen container geplaatst waarna het in een CNS element analyser (EA NA 1500 en EA100 van Carlo Erba-Thermo Fisher Scientific) werd geanalyseerd op koolstof (C) en stikstof (N) .

Van het resterende plantmateriaal werd per monster nauwkeurig 200 mg afgewogen en in teflon destructievaatjes overgebracht. Aan het plantmateriaal werd 5 ml geconcentreerd salpeterzuur (HNO₃, 65%) en 2 ml waterstofperoxide (H₂O₂ 30%) toegevoegd en de vaatjes werden geplaatst in een destructie-magnetron (Milestone microwave type mls 1200 mega). De monsters werden vervolgens gedestruëerd in gesloten teflon vaatjes. Na destructie werden de monsters overgegoten in 100 ml maatcilinders en aangevuld tot 100 ml door toevoeging van milli-Q water. De destruatens werden vervolgens geanalyseerd op de ICP. De plantmonsters zijn geanalyseerd op: calcium (Ca), magnesium (Mg), aluminium (Al), ijzer (Fe), mangaan (Mn), fosfor (P), zwavel (S), silicium (Si) en zink (Zn).

Bijlage IV: Gewasanalysen natte teelten, grasland drukdrainage & referentie

Plantchemie. Gemiddelde concentraties (\pm SE) van de verschillende gewassen bij diverse behandelingen.

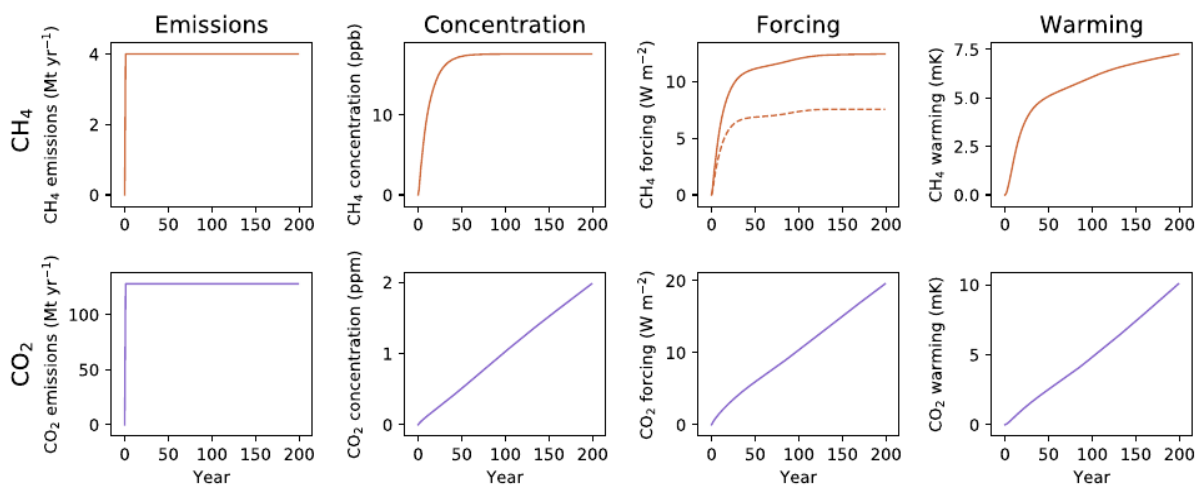
plant	Azolla		Kleine lisdodde				Grote lisdodde				Gras	
	bemest	onbemest	hoog	laag	hoog	laag	hoog	laag	hoog	laag	drukdrainage	referentie
parameter												
behandeling												
waterstandl												
eenheid												
Al	394 \pm 204	382 \pm 128	15 \pm 2	91 \pm 75	20 \pm 3,4	32 \pm 4,9	16 \pm 2,9	17 \pm 1,9	20 \pm 2,8	19 \pm 2,3	154 \pm 43	106 \pm 22
Ca	6621 \pm 891	7298 \pm 1400	6329 \pm 410	7217 \pm 703	6715 \pm 356	6846 \pm 682	7463 \pm 432	11127 \pm 576	8551 \pm 575	10544 \pm 569	3557 \pm 142	3746 \pm 130
Cl	134 \pm 10	125 \pm 17	89 \pm 23	112 \pm 53	57 \pm 16	69 \pm 18	97 \pm 22	140 \pm 69	73 \pm 25	89 \pm 25	53 \pm 2,5	39 \pm 2,2
Fe	3163 \pm 649	2842 \pm 1054	71 \pm 12	68 \pm 17	61 \pm 7,1	67 \pm 12	80 \pm 8,8	72 \pm 19	75 \pm 7,5	78 \pm 14	195 \pm 43	160 \pm 24
K	15 \pm 1,6	12 \pm 1,3	11 \pm 0,88	9,8 \pm 1,2	9,5 \pm 0,91	11 \pm 1,1	17 \pm 1,3	13 \pm 1,3	11 \pm 1,2	12 \pm 0,95	24 \pm 0,91	26 \pm 0,96
Mg	3853 \pm 158	3915 \pm 222	1655 \pm 72	1571 \pm 142	1554 \pm 63	1381 \pm 77	2716 \pm 146	3343 \pm 75	2364 \pm 115	2679 \pm 105	2012 \pm 53	2210 \pm 84
Mn	1859 \pm 208	2120 \pm 629	611 \pm 68	795 \pm 161	699 \pm 113	657 \pm 108	400 \pm 27	1111 \pm 138	662 \pm 54	1129 \pm 100	136 \pm 9,6	82 \pm 5,6
Na	14491 \pm 745	14401 \pm 921	7678 \pm 692	6509 \pm 1397	7976 \pm 483	6437 \pm 696	10000 \pm 803	6568 \pm 1633	7459 \pm 283	6046 \pm 854	3332 \pm 210	6380 \pm 617
P	4321 \pm 421	2830 \pm 868	2121 \pm 90	1643 \pm 272	1712 \pm 100	1480 \pm 132	2319 \pm 142	1815 \pm 279	1922 \pm 94	1842 \pm 109	3104 \pm 136	2938 \pm 170
S	3531 \pm 373	3212 \pm 492	2104 \pm 86	1966 \pm 243	1926 \pm 80	2036 \pm 145	1557 \pm 68	1370 \pm 314	1390 \pm 88	1466 \pm 88	2285 \pm 70	3090 \pm 124
Si	435 \pm 30	442 \pm 30	37 \pm 8,3	51 \pm 22	50 \pm 8,8	65 \pm 15	32 \pm 8,1	52 \pm 26	57 \pm 13	44 \pm 9,1	223 \pm 11	223 \pm 11
Zn	19 \pm 3,5	21 \pm 4	14 \pm 1,7	11 \pm 4,7	13 \pm 1	15 \pm 2,2	15 \pm 1,5	12 \pm 3,6	15 \pm 1,3	14 \pm 2,2	30 \pm 1,1	36 \pm 1,2
N	30 \pm 1,4	28 \pm 1,3	21 \pm 1	19 \pm 2,2	16 \pm 1,2	18 \pm 1,5	22 \pm 1,2	19 \pm 3	19 \pm 1,3	19 \pm 1,1	25 \pm 1,2	32 \pm 1,2
C	439 \pm 6,2	436 \pm 1,8	453 \pm 3,9	454 \pm 9,7	454 \pm 2,4	454 \pm 5,4	432 \pm 3,8	434 \pm 8,3	444 \pm 3,7	438 \pm 2,8	427 \pm 1,7	428 \pm 2,1

Bijlage V: Waardering van het gezamenlijke klimaateffect van verschillende broeikasgassen.

In dit rapport is de emissie van twee broeikasgassen gekwantificeerd, CO₂ en CH₄. Een derde broeikasgas dat uit (landbouw)ecosystemen vrij kan komen, is lachgas (N₂O). Dat is in dit geval niet gemeten vanwege het ontbreken van de juiste apparatuur en de zeer intensieve meetinspanning die nodig is om een betrouwbare inschatting te maken van de lachgasemissies. Er is aangenomen op basis van eerdere ervaring, dat in de hier gemeten, relatief weinig verstoorde en bemeste ecosystemen de N₂O emissie gering zal zijn; N₂O wordt hier ook verder buiten beschouwing gelaten.

De verschillende broeikasgassen hebben een verschillend klimaateffect, gebaseerd op hun levensduur in de atmosfeer, en de radiatieve eigenschappen van het gas en zijn afbraakproducten. Hiermee moet terdege rekening worden gehouden bij het beoordelen van de emissies. De theorie hieromtrent is de laatste jaren sterk veranderd (IPCC AR6 Ch. 7, Forster et al., 2021).

CO₂ heeft een radiatieve efficiëntie van $1.36 \times 10^{-5} \text{ W m}^{-2} \text{ ppb}^{-1}$; voor CH₄ is dat $3.77 \times 10^{-4} \text{ W m}^{-2} \text{ ppb}^{-1}$, een factor 28 keer zo hoog. CO₂ wordt door verschillende processen uit de atmosfeer verwijderd, waarvan sommige op een zeer lange geologische tijdschaal; CO₂ wordt dan ook gezien als een langlevend broeikasgas. Een groot deel van de antropogene CO₂ emissies zal voor duizenden jaren in de atmosfeer achterblijven en het klimaat beïnvloeden. De levensduur van CH₄ is veel korter, het meeste CH₄ wordt door oxidatie met het hydroxyl radicaal (OH) uit de atmosfeer verwijderd, en daarbij omgezet in CO₂ en waterdamp, beide ook broeikasgassen. Rekening houdend met deze omzettingen, wordt CH₄ gezien als een kortlevend broeikasgas, met een levensduur van 11.8 ± 1.8 jaar (Forster et al., 2021). Sinds IPCC AR5 (Myrhe et al., 2013) wordt ook een verschil gemaakt tussen biogeen (recent omgezet organisch materiaal) CH₄ en fossiel CH₄ (uit fossiele brandstofwinning), omdat voor biogeen CH₄ recent ook CO₂ uit de atmosfeer is opgenomen.



Figuur 1: Verschillen in effect op het klimaat van kortlevende broeikasgassen (CH₄ als voorbeeld) en langlevend broeikasgas CO₂. Uit Lynch et al., 2020.

Om de klimaat-effecten van een combinatie van verschillende broeikasgasemissies te beoordelen zijn verschillende maatstaven ontwikkeld; vanwege het verschil in levensduur is daar altijd een tijdschaal aan gekoppeld. Sinds het Kyoto protocol is het gebruikelijk geweest om broeikasgassen te vergelijken op basis van het Global Warming Potential (GWP) over een tijdschaal van 100 jaar (GWP₁₀₀), en het is volgens de regels voor het rapporteren van broeikasgasemissies van het UNFCCC nog steeds de aangewezen methode.

Het GWP_{100} van CO_2 is per definitie 1, het GWP_{100} van CH_4 is in de loop van de tijd in de verschillende IPCC rapporten gewijzigd van 24 naar 27.2 ± 11 voor biogeen CH_4 en 29.8 ± 11 voor fossiel CH_4 . Daarnaast wordt in de IPCC rapporten ook altijd een kortere tijdschaal genoemd, het GWP over 20 jaar (GWP_{20}). Daarin komt ook het effect van de korte levensduur en hoge radiatieve effecten van CH_4 tot uiting: voor biogeen CH_4 80.8 ± 25.8 (Forster et al., 2021). Per definitie is het GWP de over de tijd geïntegreerde radiatieve forcering van het klimaat, ten gevolge van een *puls*-emissie (vrijkomen van een massa gas over zeer korte tijd) van een broeikasgas ten opzichte van een puls-emissie van een gelijke massa CO_2 .

Deze benadering is om verschillende redenen onbevredigend in de situatie van veranderingen in ecosystemen, zoals hier bij natte teelten, en kan misleidend werken (Pierrehumbert et al., 2014; Neubauer & Megonigal, 2015; Lynch et al., 2020; Smith et al., 2021; Collins et al., 2020):

1. De keuze van de tijdschaal is nogal arbitrair. Bijvoorbeeld, gezien de korte tijdsduur die we hebben om de klimaatdoelstellingen (opwarming tot 1,5 graad beperken) van het klimaatakkoord van Parijs te halen, zou er evengoed reden zijn om GWP_{20} te gebruiken in plaats van GWP_{100} . Gebruik van GWP_{100} leidt tot een relatief gunstige beoordeling van sterke, maar kortlevende broeikasgassen als CH_4 . Dit is een algemeen probleem bij op pulsen gebaseerde emissies; het klimaat-effect van een puls-emissie van een kortlevend broeikasgas neemt over een tijdsduur langer dan de levensduur sterk af (Forster et al., 2021).

2. Bij landbouw-ecosysteemveranderingen, zoals vernatting of wijzigingen in teelten, is er doorgaans geen sprake van een puls-emissie, maar van een stapsgewijze verandering, waarna de emissies over de jaren op eenzelfde niveau blijven. Het effect van een stapsgewijze toename van een kortlevend broeikasgas als CH_4 benadert veel meer dat van een puls-emissie van CO_2 , die een langdurig en cumulatief effect heeft op het klimaat (Lynch et al., 2020). Het opwarmend effect van stapsgewijze emissie over de tijd neemt namelijk ook niet, of in geringe mate af (Forster et al., 2021). Voor een stapsgewijze verandering van emissies is het ook onlogisch dat het opwarmend effect sterk afhankelijk van de tijdschaal van de GWP berekening is; hier zou meer de duur van de verandering mee moeten tellen, of de duur tot een bepaalde tijdshorizon, zoals het jaar waarin een beleidsmatige emissie-doelstelling bereikt moet zijn (Collins et al., 2020).

3. In de GWP benadering is onzeker hoe rekening moet worden gehouden met een *afname* van emissies van kortlevende broeikasgassen.

Voor de de Klimaatovereenkomst in Parijs werd nog aanbevolen om GWP_{100} te gebruiken voor nationale inventarisaties (Collins et al., 2020), maar in IPCC AR6 (Forster et al., 2021) worden daarnaast andere maatstaven besproken en aanbevolen.

Een andere benadering is GWP^* (Cain et al., 2019; Lynch et al., 2020; Smith et al., 2021), waarbij het klimaateffect van een kortlevend broeikasgas niet tegen CO_2 wordt afgezet, maar tegen een basissituatie over een periode van 20 jaar met een gegeven broeikasgasemissie. De methode werkt met een correctieformule op het GWP, waarin de grootte van de stapsgewijze verandering wordt meegenomen. De methode legt de nadruk op het opwarmende effect van een broeikasgas, en drukt het effect uit in 'CO₂ warming equivalent' ($CO_{2\ we}$) in de vorm van een temperatuuroptoe name in plaats van een dimensieloze ratio. Voor de vergelijking van het CH_4 GWP^* in $CO_{2\ we}$ met het temperatuurseffect van CO_2 emissie kan CO_2 omgerekend worden naar $CO_{2\ we}$ met gebruikmaking van de Transient Climate Response to cumulative carbon Emissions (TCRE), $0,42^\circ K$ per Gigaton CO_2 .

Volgens de GWP^* benadering is een jaarlijkse afname van 0,3% van de CH_4 emissie voldoende om het opwarmende effect van een stapsgewijze toename van CH_4 te stabiliseren. Een grotere afname leidt tot afkoeling; gelijkblijvende emissie of toename leidt tot toename van de hoeveelheid CH_4 in de atmosfeer en dus tot opwarming.

Belangrijk in de context van dit rapport is, dat op de korte termijn de toename van methaan-emissies een opwarmend effect heeft, maar op de langere termijn is reductie van CO₂ emissies effectiever (Lynch et al., 2020). Op basis van radiatieve modellering tonen Günther et al. (2020) ook aan dat snelle reductie van CO₂ emissies uit gedraineerde veengebieden onmiddellijk bijdraagt aan beperking van de opwarming van het klimaat, ondanks eventueel hogere CH₄ emissies.

Een voordeel van GWP* is ook, dat GWP* aansluit bij GWP en gebruikt maakt van een eenvoudige correctieformule, in plaats van de meer gecompliceerde modellering van radiatieve forcering. Lynch et al. (2020) tonen aan dat dit GWP* redelijk nauwkeurig temperatuurotoename volgt. De berekeningsformule voor GWP* volgens Lynch et al. (2020) is:

$$E_{CO_2weq} = \left(0.75H \frac{\Delta E_{CH_4}}{20} - 0.25E_{CH_4} \right) \times GWP_H$$

E_{CO_2weq} is het CO₂ opwarmingsequivalent van de CH₄ emissie toename in milliKelvin (1/1000e graad); H de gekozen tijdshorizon; GWP_H het Global Warming Potential van CH₄ over de tijdshorizon; E_{CH_4} de CH₄ emissie gemiddeld over 20 jaar voorafgaand aan de CH₄ toename (Gigaton CH₄ per jaar); ΔE_{CH_4} de toename van de CH₄ emissie. Om met CO₂ te vergelijken wordt de CO₂ emissie in de gehele beschouwde periode omgerekend met behulp van TCRE (zie boven); de totale CO₂ emissie waarvoor de opwarming berekend wordt zou dan kunnen benaderd worden met $H \times$ CO₂ emissie gemiddeld over 20 jaar voorafgaand aan de CH₄ toename.

Een tweede benadering is het Combined Global Temperature Change Potential (CGTP) die het effect van een stapsgewijze verandering van een kortlevend broeikasgas vergelijkt met dat van puls-emissie van CO₂ op de temperatuurverandering van de aarde (Collins et al., 2020). Dit is een maatstaf die het resulterende opwarmende effect na een aantal jaren geeft, een 'eindpunt maatstaf (endpoint metric)'. De eenheid is in jaren, omdat een voortdurende emissie over een aantal jaren vergeleken wordt met een puls-emissie van CO₂.

Neubauer & Magonigal (2015) hebben een 'Sustained Global Warming Potential' (SGWP) en een 'Sustained Global Cooling Potential' (SGCP) ontwikkeld om met stapsgewijze veranderingen in ecosystemen, zoals vernatting, rekening te houden. Deze maatstaven worden overigens niet in IPCC AR6 besproken, en zijn specifiek op ecosysteemveranderingen gericht. Het is net als GWP een dimensieloze massa-massa ratio, waarbij het SGWP een maat is voor de hoeveelheid CO₂ (kg m² jaar⁻¹) die uit door het ecosysteem vastgelegd moet worden om de hoeveelheid CH₄ of N₂O te compenseren. Het SGCP geeft aan, hoeveel CO₂ vastgelegd moet worden om hetzelfde afkoelingseffect te bereiken als de afname van de andere broeikasgassen. SGWP is aanzienlijk hoger dan GWP, en verschilt ook flink met tijdshorizon. Daarentegen is SGCP weer veel hoger dan SGWP, waardoor een reductie van kortlevende broeikasgassen veel hoger wordt aangeslagen.

Voor dit rapport zijn de volgende eigenschappen van de metrics van belang:

1. GWP* (Lynch et al, 2020) is eenvoudig toepasbaar, en lijkt berekende opwarmingseffecten van emissieveranderingen goed te volgen.
2. CGTP en CGWP (Collins et al., 2020) is eveneens eenvoudig toe te passen via een soortgelijke tabel als GWP, maar vergelijkt alleen een puls emissie van CO₂ met een stapsgewijze emissie van CH₄, en geen stapsgewijze emissieverlaging van CO₂.
3. Het gebruik van SGWP en SGCP van Neubauer & Magonigal (2015) is meer specifiek gericht op ecosystemen die ook een CO₂ sink functie hebben, en niet op landbouw-ecosystemen, waar de CO₂ sink een landbouwproduct is dat na kortere of langere tijd door verbranding of consumptie weer de opgenomen CO₂ in de atmosfeer vrij geeft. Deze maatstaven hebben ook het nadeel dat het levensduur-effect van kortlevende broeikasgassen minder duidelijk in de benadering is meegenomen.

De vraag is ook, welke eenheden uit de metingen en modellering gebruikt moeten worden in het berekenen van klimaateffecten. Bij voorkeur zijn dit eenheden die ook werkelijk gemeten worden in het veld, maar dat is niet altijd mogelijk. Zo is de meest zuivere benadering het gebruik van CO₂ uit veenoxidatie, maar dat wordt niet rechtstreeks gemeten, wel de ecosysteemrespiratie R_{eco}, als we ervan uitgaan dat nachtelijke metingen hier representatief voor zijn. Verschillen in oxidatie van veen tussen teelten zullen echter vaak geen even grote verschillen in R_{eco} veroorzaken, want R_{eco} bevat voor het grootste deel plantenrespiratie en omzetting van recente fotosynthese-producten en organische mest, eveneens een product van recente opname van CO₂. CO₂ uit omzetting van veen als onderdeel van R_{eco} kan hierdoor bij sterk verschillende teelten gemaskeerd worden door verandering in snelle omzetting van recente organische stof bij andere vegetatie.

Voor vergelijkbare vegetaties - bijvoorbeeld gras op een perceel met of zonder onderwaterdrainage - zou R_{eco} wel direct vergeleken kunnen worden, maar bij omzetting naar een sterk verschillende vegetatie - gras naar lisdodde-teelt bijvoorbeeld - is er veel meer onzekerheid. CO₂ uit veenoxidatie kan weliswaar benaderd worden via modellering met ijking van het model op de metingen, maar dat introduceert weer extra model-onzekerheid.

De NEE (Net Ecosystem Exchange) is evenmin een goede benadering; dat is zeer variabel door weersomstandigheden. NEE heeft bovendien alleen zin als de opname van CO₂ door planten wordt omgezet in een product dat voor zeer lange tijd aan de koolstofcyclus onttrokken wordt, zoals bouwhout of isolatie-materiaal.

Direct gebruik van CH₄ uit de metingen is wel mogelijk. Maar wanneer vergeleken wordt met een basis-landgebruik waarin ook vee is betrokken, moet ook rekening worden gehouden met CH₄ emissies van vee, die niet met kamermetingen gemeten kunnen worden (wel met eddy correlatie).

De tijdshorizon is ook een discussiepunt. De tijdshorizon van in de politiek gepresenteerde plannen voor emissiereductie of 'klimaatneutraal' maken van delen van de economie, liggen over het algemeen tussen 2030 en 2050 - een periode van 10 tot 30 jaar. Dit zou keuze voor GWP₂₀ rechtvaardigen. Maar de toename van CH₄ emissie bij vernatting van veenbodems voor moerasnatuur of paludicultuur wordt over het algemeen pas na een bepaalde periode gecompenseerd door afname van CO₂ emissie of CO₂ vastlegging; die periode kan langer zijn dan de beleidshorizon van 10 tot 30 jaar (Petrescu et al., 2015). Daarmee zou langere termijn broeikasgasreductie uit het zicht kunnen verdwijnen. Een derde overweging met betrekking tot de tijdshorizon is ook de levensduur van projecten - over hoeveel jaar wordt een paludicultuur-project voortgezet? GWP* biedt mogelijkheid om de effecten van emissietrajecten over de tijd te berekenen (Lynch et al., 2020).

Een andere benaderingswijze is modelleren van de radiatieve forcering. Günther et al. (2020) hebben dit met een relatief eenvoudig radiatief forceringsmodel toegepast op het globale oppervlak aan veenbodems voor verschillende vernattings-scenario's: verdergaande toename van drainage van veen, geen verandering van gedraineerd oppervlak, vernatting na 2025, gedeeltelijke vernatting, en snelle volledige vernatting. Hieruit blijkt dat snelle vernatting het grootste afkoelend effect heeft ondanks hogere methaan-emissies; alle vernattings-scenarios dragen bij aan vermindering van netto radiatieve forcering ondanks toename van CH₄, terwijl uitstel van vernatting leidt tot toename van radiatieve forcering.

Hieronder volgt een rekenvoorbeeld voor het effect van GWP (IPCC AR6), GWP* (e.g. Lynch et al., 2020) en SGWP en SGCP (Neubaer & Megonigal 2015). CGTP en CGWP van Collins et al., 2020 zijn minder eenvoudig toepasbaar op een situatie waarbij reductie van CO₂ en toename van CH₄ afgewogen moeten worden, vanwege de ingebouwde vergelijking met een puls-benadering van CO₂.

Stel, dat een grootschalige vernatting van veenbodems in Nederland in jaar X een stapsgewijze toename van CH₄ emissie van 1 Gt CH₄ per jaar zou veroorzaken, en een afname van CO₂ met 10 Gt per jaar. Voor GWP wordt dit omgerekend naar puls-emissies aan het begin van de tijdshorizon, door

.....
 te vermenigvuldigen met 20 of 100; $GWP_{20} = 80,8$ $GWP_{100} = 27,2$. Voor GWP^* is uitgegaan van een basisemissie van CH_4 van 2 Gt/jaar. Voor SGCP en SGWP is de emissie omgerekend naar $kg/m^2/jaar$. De verschillende maatstaven zouden dan het volgende opleveren:

	20 jaar	100 jaar	eenheid
GWP (IPCC AR6)	608	360	CO ₂ equivalent (massa ratio)
GWP^*	17	-304	CO ₂ warming equivalent mK
SGWP - SGCP	2070	843	CO ₂ equivalent (massa ratio)

De vergelijking laat zien dat het effect van een stapsgewijze toename van CH_4 en een afname van CO_2 emissie over langere tijd gunstiger is dan over kortere tijd, door de interactie tussen de sterke radiatieve forcing van CH_4 en de korte levensduur ten opzichte van die van CO_2 . Bij gebruik van GWP en $SGWP - SGCP$ blijft echter het netto afkoelende effect over langere tijd van de emissieverandering buiten beeld.

Referenties

Cain M., Lynch J., Allen M.R., Fuglestvedt J.S., Frame D.J., Macey A.H. 2019, Improved calculation of warming-equivalent emissions for short-lived climate pollutants. NPJ Clim Atmos Sci. <https://doi.org/10.1038/s41612-019-0086-4>.

Collins, W.J., D.J. Frame, J.S. Fuglestvedt, K.P. Shine 2020, Stable climate metrics for emissions of short and long-lived species - combining steps and pulses. Environ. Res. Lett. 15 024018

Forster, P., T. Storelvmo, K. Armour, W. Collins, J. L. Dufresne, D. Frame, D. J. Lunt, T. Mauritsen, M. D. Palmer, M. Watanabe, M. Wild, T H. Zhang, 2021, The Earth's Energy Budget, Climate Feedbacks, and Climate Sensitivity. In: Climate Change 2021: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Sixth Assessment C Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Masson-Delmotte, V., P. Zhai, A. Pirani, S. L. E Connors, C. Péan, S. Berger, N. Caud, Y. Chen, L. Goldfarb, M. I. Gomis, M. Huang, K. Leitzell, E. Lonnoy, J.B.R. Matthews, T. K. Maycock, T. Waterfield, O. Yelekçi, R. Yu and B. Zhou (eds.)]. Cambridge J University Press, in press.

Günther, A., A. Barthelmes, V. Huth, H. Joosten, G. Jurasinski, F. Koebisch, J. Couwenberg, 2020, Prompt rewetting of drained peatlands reduces climate warming despite methane emissions. Nature Communications 11:1644 <https://doi.org/10.1038/s41467-020-15499-z>

King, J. Y., W.S. Reeburgh, W. S. 2002, A pulse-labeling experiment to determine the contribution of recent plant photosynthates to net methane emission in arctic wet sedge tundra. Soil Biology and Biochemistry, 34(2), 173-180

Lynch, J., Cain, M., Pierrehumbert, R., Allen, M. 2020, Demonstrating GWP^* : a means of reporting warming-equivalent emissions that captures the contrasting impacts of short- and long-lived climate pollutants. Environ. Res. Lett. 15, 044023

Myhre G, Shindell D, Breéon F-M, Collins W, Fuglestvedt JS, Huang J, Koch D, Lamarque J-F, Lee D, Mendoza B, Nakajima T, Robock A, Stephens G, Takemura T, Zhang H. 2013. Anthropogenic and natural radiative forcing. In: Stocker TF, Qin D, Plattner G-K, Tignor M, Allen SK, Boschung J, Nauels A, Xia Y, Bex V, Midgley PM, editors. Climate change 2013: The physical science basis.

Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge, UK: Cambridge University Press p. 659-740.

Neubauer, S.C., Mezonigal, J.P. 2015, Moving beyond Global warming Potentials to quantify the climate role of ecosystems. *Ecosystems* 18:1000-1013.

Petrescu, A. M. R., Lohila, A., Tuovinen, J. P., Baldocchi, D. D., Desai, A. R., Roulet, N. T., ... & Cescatti, A. (2015). The uncertain climate footprint of wetlands under human pressure. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 112(15), 4594-4599.

Pierrehumbert R.T. 2014, Short-lived climate pollution. *Annu. Rev. Earth. Planet Sci.* 42:341-79. doi:10.1146/annurev-earth-060313-054843.

Smith, M.A., M. Cain, M. R. Allen, 2021, Further improvement of warming-equivalent emissions calculation. *Climate and Atmospheric Science* (2021)4:19 ; <https://doi.org/10.1038/s41612-021-00169-8>