



Potentiële emissiereductie broeikasgassen Fries veenweidegebied

Waterhuishoudkundige en bodembeheermaatregelen om broeikasgasemissies te beperken

J.J.H. van den Akker, H.T.L. Massop en R.P.J.J. Rietra



WAGENINGEN
UNIVERSITY & RESEARCH

Potentiële emissiereductie broeikasgassen Fries veenweidegebied

Waterhuishoudkundige en bodembeheermaatregelen broeikasgasemissies te beperken

J.J.H. van den Akker, H.T.L. Massop en R.P.J.J. Rietra

Dit onderzoek is uitgevoerd door Wageningen Environmental Research in opdracht van en gefinancierd door de provincie Friesland (projectnummer 5200044501).

Wageningen Environmental Research
Wageningen, november 2018

Rapport 2905
ISSN 1566-7197

Van den Akker, J.J.H; H.T.L. Massop en R.P.J.J. Rietra, 2018. *Potentiële emissiereductie broeikasgassen Fries veenweidegebied; Waterhuishoudkundige en bodembeheermaatregelen om broeikasgasemissies te beperken*. Wageningen, Wageningen Environmental Research, Rapport 2905. 100 blz.; 23 fig.; 22 tab.; 110 ref.

Het rapport geeft een globaal inzicht in de potentiële emissiereductie van broeikasgassen voor het Friese veenweidegebied. Daarbij zijn een aantal waterhuishoudkundige beheermaatregelen beschouwd met beperkte droogleggingen in de zomer; dynamisch peil; combinaties van beperkte drooglegging en toepassing van onderwaterdrains en sturing van de grondwaterstand met drukdrains. De berekende potentiële reducties bleken tussen de 11 tot 77% te liggen. Een goede aanleg en onderhoud van de onderwaterdrains zijn wel een vereiste om het mogelijke potentieel ook te realiseren. Uit een literatuurstudie blijkt dat bodembeheermaatregelen in het algemeen tot een beperkte netto-vermindering van CO₂-emissies leiden. Opbrengen van een laag bagger dikker dan 80 cm levert wel een drastische reductie aan CO₂-emissies. De hoeveelheid beschikbare bagger is echter relatief beperkt. Beperken van bodemverdichting en bevorderen van de bodemstructuur verhogen de infiltratie en efficiënt nutriëntegebruik en verminderen het ontstaan van lachgas (N₂O) en versterken de voordelen van toepassing van onderwaterdrains.

Trefwoorden: veenafbraak, veenoxidatie, maaivelddaling, bodemdaling, BKG, onderwaterdrainage, zomerpeilen, dynamisch peil, drukdrains, pompgestuurde onderwaterdrainage, sturen op grondwaterpeil

Dit rapport is gratis te downloaden van <https://doi.org/10.18174/464675> of op www.wur.nl/environmental-research (ga naar 'Wageningen Environmental Research' in de grijze balk onderaan). Wageningen Environmental Research verstrekt *geen* gedrukte exemplaren van rapporten.

© 2018 Wageningen Environmental Research (instituut binnen de rechtspersoon Stichting Wageningen Research), Postbus 47, 6700 AA Wageningen, T 0317 48 07 00, www.wur.nl/environmental-research. Wageningen Environmental Research is onderdeel van Wageningen University & Research.

- Overname, verveelvoudiging of openbaarmaking van deze uitgave is toegestaan mits met duidelijke bronvermelding.
- Overname, verveelvoudiging of openbaarmaking is niet toegestaan voor commerciële doeleinden en/of geldelijk gewin.
- Overname, verveelvoudiging of openbaarmaking is niet toegestaan voor die gedeelten van deze uitgave waarvan duidelijk is dat de auteursrechten liggen bij derden en/of zijn voorbehouden.

Wageningen Environmental Research aanvaardt geen aansprakelijkheid voor eventuele schade voortvloeiend uit het gebruik van de resultaten van dit onderzoek of de toepassing van de adviezen.



De certificering volgens ISO 9001 onderstreept ons kwaliteitsniveau.

Wageningen Environmental Research Rapport 2905 | ISSN 1566-7197

Foto omslag: Willy de Groot

Inhoud

	Samenvatting	5
1	Inleiding	9
	1.1 Aanleiding	9
	1.2 Doel	9
	1.3 Resultaat	10
2	Basismateriaal en Methoden	11
	2.1 Veengebied	11
	2.2 Drooglegging	14
	2.3 Keuze GLG of drooglegging voor bepaling maaiveldddaling	17
	2.4 Relaties voor maaiveldddaling en emissie als gevolg van maaiveldddaling	18
	2.5 Rekenscenario's	19
3	Werkwijze	24
4	Resultaten	26
	4.1 Omvang van het veengebied	26
	4.2 Maaiveldddaling	27
	4.3 CO ₂ -emissie	30
	4.4 N ₂ O-emissie	31
	4.5 Totale CO ₂ - en N ₂ O-emissie in CO ₂ -equivalenten	32
	4.6 Samenvatting	33
5	Beantwoording verdere vragen opdrachtgever en discussie	35
	5.1 Kosten	35
	5.2 Neveneffecten	37
	5.3 Kansrijkheid van de maatregelen	38
	5.4 Betrouwbaarheid resultaten	38
	5.5 Monitoring	42
6	Bodemkundige maatregelen	48
	6.1 Inleiding	48
	6.2 Samenvatting bodemmaatregelen	49
	6.3 Uitwerking van berekening van emissiereductie per maatregel	51
	6.3.1 Verdichting en vertrapping	51
	6.3.2 Verwerken van groene reststromen	53
	6.3.3 Toepassen van bagger	54
	6.3.4 Bagger, mest en compost	57
	6.3.5 Gebruik van bagger die nu gebruikt wordt voor verondieping	57
	6.3.6 Toepassing steenmeel/klei	58
	6.3.7 Toepassing van monomestvergisting	59
	6.3.8 Ruige mest/mestscheiding	59
	6.3.9 Minder kunstmest.	60
7	Conclusies	61
	Literatuur	63

Bijlage 1	Vergelijking GLG-puntenbestand met GLG-kaart volgens FTM (Acacia) en MIPWA	69
Bijlage 2	Relatie tussen de GLG en de drooglegging	72
Bijlage 3	Maaiveldalingssnelheden	86
Bijlage 4	Gemiddelde maaiveldaling uitgesplitst naar bodemtype	91
Bijlage 5	Gemiddelde CO₂-emissie uitgesplitst naar bodemtype	93
Bijlage 6	N-CO₂-equivalent uitgesplitst naar bodemtype	95
Bijlage 7	CO₂-eq-emissie totaal naar bodemtype	97

Samenvatting

In Friesland bedraagt het totale areaal veengronden 58539 ha, waarvan 22197 ha een dun kleidek heeft en 36342 geen kleidek. Veengronden met een dun kleidek hebben een kleidek met een dikte van minimaal 15 en maximaal 40 cm. Daarnaast is er 14551 ha aan kleigronden met veen binnen 80 cm (klei op veen). Volgens de bodemclassificatie zijn dit geen veengronden, maar zijn deze wel in de Veeweidevisie en daarom in deze studie opgenomen. Het areaal moerige gronden bedraagt 28894 ha. Moerige gronden hebben een veenlaag dunner dan 40 cm en zijn in de Veenweidevisie en in deze studie niet meegenomen, hoewel ze wel gevoelig zijn voor bodemdaling en bijdragen aan de CO₂-emissie. Het totaal aan veengronden en kleigronden met veen in de ondergrond is 73091 ha, waarvan 52767 ha in landbouwkundig gebruik. Deze studie richt zich specifiek op deze 52767 ha in landbouwkundig gebruik. Bij 9889 ha daarvan is het veen ondieper dan 80 cm. In de opdracht is aangegeven dat voor deze ondiepe venen geen maatregelen worden genomen. In ieder geval een deel van deze ondiepe venen ligt in peilgebieden met diepere venen. Bij een peilverhoging zal dan ook bij de percelen met ondiep veen het peil hoger worden. Er is daarom besloten om de ondiepe venen als aparte categorie te behandelen waar wel voor wordt berekend wat de effecten van de maatregelen zijn, maar vervolgens bij de sommatie geheel of gedeeltelijk buiten beschouwing kunnen worden gelaten.

De doelstelling van dit onderdeel van het onderzoek is het bepalen van de potentiële emissiereductie van broeikasgassen met waterhuishoudkundige maatregelen. Deze maatregelen zijn peilverhogingen, al dan niet gecombineerd met dynamisch peil (boerenverstandpeil), toepassing van onderwaterdrains of drukdrains. NB Indien in een peilvak de drooglegging in de huidige situatie kleiner is dan de voorgestelde drooglegging, dan blijft die huidige drooglegging bestaan. Dit resulteerde in zes rekenscenario's:

0. Huidige situatie
1. Gemiddelde drooglegging veengebied en klei-op-veen per peilvak is niet dieper dan 90 cm
2. Gemiddelde drooglegging veengebied en klei-op-veen per peilvak is niet dieper dan 60 cm
3. Gemiddelde drooglegging veengebied en klei-op-veen per peilvak is niet dieper dan 60 cm, gecombineerd met onderwaterdrains
4. Gemiddelde drooglegging veengebied en klei met veenondergrond per peilvak is 40 cm (stelt dynamisch peilbeheer/boerenverstandpeil voor)
5. Gemiddelde drooglegging veengebied en klei met veenondergrond per peilvak is 40 cm (stelt dynamisch peilbeheer/boerenverstandpeil voor), gecombineerd met onderwaterdrains
6. Toepassing van drukdrains waarbij een GLG van 40/45 cm kan worden gerealiseerd

Dit heeft geresulteerd in de volgende twee tabellen met potentiële broeikasgasemissies en -reducties in ton CO₂-eq/jaar respectievelijk ton CO₂-eq/ha/jaar:

nr	Scenario	Scenario Veen < 80 cm	Veen < 80 cm ton/jaar	Veen- grond ton/jaar	Veen met kleidek ton/jaar	Klei-op- veen ton/jaar	CO ₂ -eq Totaal ton/jaar	CO ₂ -eq- reductie (%)
0	Huidige situatie	0	344323	491492	357484	133137	1326435	0.0
1	Zomerpeil 90 cm	1	317439	449996	315951	100211	1183597	10.8
2	Zomerpeil 60 cm	2	247365	347805	204084	57483	856737	35.4
3	Zomerpeil 60 cm en onderwaterdrains	2	247365	194654	121411	31306	594737	55.2
4	Zomerpeil 40 cm (in dynamisch peil)	4	179118	253146	118990	36624	587879	55.7
5	Zomerpeil 40 cm en onderwaterdrains	4	179118	126573	59495	18312	383511	71.1
6	GLG 40/45 cm d.m.v. drukdrains	4	179118	87218	45203	0	311539	76.5
	Oppervlakte per bodemcategorie (ha)		9889	13886	17332	11661	52768	

nr	Scenario	Scenario Veen < 80 cm	Veen < 80 cm t/ha/jaar	Veen- grond t/ha/jaar	Veen met kleidek t/ha/jaar	Klei-op- veen t/ha/jaar	CO ₂ -eq Gem. t/ha/jaar	CO ₂ -eq- reductie (%)
0	Huidige situatie	0	34.8	35.4	20.6	11.4	25.1	0.0
1	Zomerpeil 90 cm	1	32.1	32.4	18.2	8.6	22.4	10.8
2	Zomerpeil 60 cm	2	25.0	25.0	11.8	4.9	16.2	35.4
3	Zomerpeil 60 cm en onderwaterdrains	2	25.0	14.0	7.0	2.7	11.3	55.2
4	Zomerpeil 40 cm (in dynamisch peil)	4	18.1	18.2	6.9	3.1	11.1	55.7
5	Zomerpeil 40 cm en onderwaterdrains	4	18.1	9.1	3.4	1.6	7.3	71.1
6	GLG 40/45 cm d.m.v. drukdrains	4	18.1	6.3	2.6	0.0	5.9	76.5
	Oppervlakte per bodemcategorie (ha)		9889	13886	17332	11661	52768	

De veengronden ondieper dan 80 cm zijn bijna geheel veengronden zonder dun kleidek. Bij deze ondiepe veengronden is ervan uitgegaan dat er geen onderwaterdrains worden aangelegd, omdat deze dan (deels) onder de veenlaag kunnen liggen.

Bij de scenario's met alleen een peilverhoging moet er rekening mee worden gehouden dat het huidige ontwateringssysteem dan misschien moet worden aangepast om voldoende afwatering, maar ook om voldoende infiltratie te krijgen. Juist dit laatste is nodig om hogere grondwaterstanden in de zomer te krijgen en conservering van het veen. Per situatie zal moeten worden beoordeeld of smallere percelen en meer sloten noodzakelijk zijn. Uit eerdere experimenten met hoge zomerpeilen met een drooglegging van 50-70 cm blijkt dat het gemiddelde zomergrondwaterpeil 0-30 cm kan stijgen ten opzichte van een 'gewone' drooglegging van ca. 90 cm. Daarbij gaat de eventueel aanwezige drainage in een aantal gevallen bij peilverhoging deels functioneren als infiltratiemiddel. Deze stijging van het gemiddelde zomerpeil komt overeen met een reductie van 0-45% van de maaiveldafval en de CO₂-emissie. De emissiereductie in scenario 2 van 35,4% ligt goed in deze range van 0-45%.

Wat betreft de kosten voor de melkveehouder blijkt uit de eerdere experimenten met hoger zomerpeil dat een zomerpeil met een drooglegging van 60 cm niet problematisch is. Een goede kosten-batenanalyse wat betreft toepassing van onderwaterdrains is op dit moment moeilijk, omdat ervaringen met onderwaterdrains zijn gebaseerd op de situatie in het Groene Hart en de polder Zeevang in Noord-Holland. De situatie in Friesland met zijn diepere ontwatering, plaatselijk slechter doorlatende venen, dunnere veenlagen en bredere percelen is toch anders. Voor de aanleg van onderwaterdrains wordt ruwweg gerekend met een € 1,- per meter aangelegde drain. Per hectare is dit € 1670 tot € 2400 per hectare, afhankelijk van de drainafstand. Voor drukdrains moet men rekening houden met het dubbele van deze investeringskosten, waar nog energiekosten en onderhoud bijkomen. Worden geen onderwaterdrains toegepast maar alleen peilen verhoogd, dan zal ook rekening moeten worden gehouden met investeringen in de waterhuishouding (o.a. sloten) omdat anders de ontwatering, maar vooral de infiltratie beperkt zal zijn. Naast investeringskosten betekent dit ook meer onderhoud en hogere bedrijfskosten en verlies aan oppervlakte grasland. Bij de toepassing van onderwaterdrains zullen waarschijnlijk nat- en droogteschade afnemen. De stikstoflevering door mineralisatie neemt af, wat voor de grasopbrengst een nadeel is (maar voor het milieu een voordeel). Bij peilverhogingen zonder onderwaterdrains, maar wel aanvullende aanleg van sloten e.d. zal de kans op natschade waarschijnlijk toenemen, maar de kans op droogteschade afnemen. De algemene inschatting is dat met de verschillende maatregelen vooral wat betreft beperking van de broeikasgasemissies, beperking van de bodemdaling en verlies van organische stof de grootste winst kan worden gemaakt.

De investeringskosten per ton CO₂-emissiereductie zijn voor zowel onderwaterdrains als voor drukdrains laag. Daarbij kan men uitgaan van een gemiddelde investering voor onderwaterdrains van € 2000 per hectare en voor drukdrains € 4000 per hectare. Om per jaar 1 ton CO₂ te besparen, zijn de eenmalige investeringskosten in onderwaterdrains bij een drooglegging van 60 cm bij veen zonder kleidek € 66 en bij veen met een dun kleidekje € 89. Bij een drooglegging van 40 cm zijn deze investeringen € 59 respectievelijk € 76. Voor drukdrains zijn deze investeringen € 102 respectievelijk € 146. Deze investeringen kunnen worden afgeschreven over de levensduur van onderwaterdrains, die minimaal 20 tot 30 jaar is. Daarbovenop komen nog de financieringskosten en onderhoud en bij de drukdrains de energiekosten.

Monitoring van de CO₂-emissies zou kunnen via monitoring van de maaiveldddaling. Het gebruik van het AHN (Algemeen Hoogtebestand Nederland), dat regelmatig wordt geüpdatet, ligt dan voor de hand. Een vergelijking tussen AHN3 en AHN2, die 6 tot 8 jaar na elkaar zijn opgenomen, bleek echter teleurstellende resultaten op te leveren. De vliegbanen bleken zichtbaar te worden en zandgronden bleken bijvoorbeeld gestegen. Wellicht dat hierin in de toekomst verbetering komt of dat monitoring van maaiveldddaling uit data van satellieten mogelijk worden.

In het algemeen zullen de resultaten van de scenario's aan de optimistische kant zijn. Er wordt namelijk aangenomen dat de maatregelen volgens het boekje worden uitgevoerd en gemanaged. De praktijk leert dat bij uitvoering vaak wat grotere drainafstanden worden genomen dan geadviseerd (berekend) en nogal lange drains in verband met de kosten. Ook wordt vaak bij dynamisch peil te laat het peil opgezet. Daarnaast hebben we nog onderhoud van bijvoorbeeld de sloten, dat vaak niet optimaal is. Feitelijk zou er dus een zekere marge moeten worden genomen tussen wat theoretisch kan en wat in de praktijk wordt gerealiseerd.

Bodemmaatregelen kunnen leiden tot een beperkte nettovermindering van de CO₂-emissies, maar zijn relatief kostbaar. Desondanks is een aantal bodemmaatregelen aantrekkelijk, omdat ze samenhangen met goed bodem- en milieubeheer en duurzaamheid. Beperken van bodemverdichting en bevorderen van een goede bodemstructuur verhogen de infiltratie en efficiënt nutriëntengebruik en verminderen het ontstaan van lachgas (N₂O). Het versterkt daarmee ook de voordelen van toepassing van onderwaterdrains en maakt deze aantrekkelijker voor de melkveehouderij. Steenmeel is, doordat het een alternatief is voor kalk, een relatief goedkope maatregel om CO₂-emissies te vermijden. Het ophogen van land met bagger geeft bij een laag dikker van ca. 80 cm een drastische vermindering van de afbraak van veen. Het aantal hectaren dat kan worden afgedekt, is echter beperkt door de relatief geringe hoeveelheid regionaal beschikbare bagger. Baggers die over grotere afstanden wordt aangevoerd, kosten veel geld, energie en CO₂-uitstoot en de balans is dan pas op lange termijn gunstig. Een rigoureuze maatregel is het keren van het bodemprofiel bij een dunne veenlaag. De veenlaag wordt daarbij diep begraven tot onder de grondwaterstand. Afhankelijk van de kwaliteit van de ondergrond kan dit een optie zijn, maar deze is verder niet uitgewerkt in verband met de mogelijk maatschappelijke weerstand daartegen.

1 Inleiding

1.1 Aanleiding

In een tussenstap bekijkt de provincie Fryslân of ze met de uitvoering van de Feangreidefisy nog op de juiste koers zitten. Reductie van de CO₂-uitstoot uit veen krijgt daarbij een zwaarder gewicht dan tot nu toe het geval was. Hiervoor is input nodig.

Het nieuwe regeringsakkoord beschrijft de ambities van het rijk voor de vermindering van de uitstoot aan broeikasgassen uit landbouw- en landgebruik. Veenweide neemt daar een prominente plaats in. Het Bestoerlijk Oerlis Feangreide bereidt een voorstel voor hoe het Friese veenweidegebied aan de rijksopgave kan bijdragen. Ook hiervoor is input nodig.

In IPO-verband beraden de provincies zich op de bijdragen die zij aan de klimaatopgaven uit het regeringsakkoord kunnen leveren. Waarschijnlijk wordt het PBL om een quickscan van het potentieel gevraagd. Dit gaat niet alleen over veenweide, maar over de hele opgaven voor landbouw- en landgebruik (incl. natuur). Het is goed om de IPO-gegevens aan eigen informatie te kunnen spiegelen.

Binnen Fryslân zijn er verschillende boeren die aangeven dat de wijze waarop zij met hun veenbodem om (willen) gaan de veenoxidatie ook vertraagt, en wel zodanig dat die vorm van bodembeheer een alternatief kan zijn voor hogere peilen. Er is behoefte aan een deskundigenoordeel op dit punt.

1.2 Doel

- a. Een globaal inzicht geven in het **potentieel van emissiereductie** van broeikasgassen (per ha en totaal) voor het Friese veenweidegebied. Met een uitsplitsing naar de bijdragen van verschillende maatregelen. Hierbij moeten we naar het totale effect van uitstoot van broeikasgassen kijken, dus niet alleen van CO₂, maar ook van N₂O en CH₄.
- b. Een globaal inzicht geven in de **kosten** van de verschillende maatregelen om een inschatting te kunnen maken van de kostenefficiëntie.
- c. Een globaal inzicht geven **in andere substantiële effecten** van de beoordeelde maatregelen, zoals meerwaarde voor bepaalde belangen of juist negatieve effecten of andere zaken die een obstakel voor de uitvoering kunnen zijn.
- d. **Een ordening naar meer en minder kansrijke klimaatmaatregelen.**

En verder:

- e. Inzicht geven in de **betrouwbaarheid** van de gebruikte gegevens over uitstoot van BKG, kosten.
- f. Inzicht geven in **gegevens die ontbreken** en hoe we die kunnen verwerven.
- g. Voor de meer kansrijke maatregelen een globale aanduiding geven van hoe we effecten (incl. een nulmeting) kunnen **monitoren**.

Wat de effecten betreft:

De te nemen peilmaatregelen hebben gevolgen voor het functioneren van het **watersysteem**. In de rapportage moet globaal inzicht worden gegeven in de negatieve effecten op het functioneren van het bestaande watersysteem en de mogelijk maatregelen om dit teniet te doen.

Het nemen van peilmaatregelen om de grondwaterstand te verhogen en het bodemvocht te laten toenemen, heeft een positief effect op beperking CO₂-uitstoot, maar kan een negatief effect hebben op de uitstoot van lachgas. Zo kan ruige mest voor de bodem een welkome mestvorm zijn en bijdragen aan een beter bodemleven, een betere bodemvochttoestand en organische stof toevoegen aan de bodem, maar als de potstal meer methaan uitstoot, kan er per saldo weleens geen positief effect zijn.

Bij het doorrekenen van bovenstaande maatregelen moeten positieve en negatieve effecten in beeld blijven en ook gesaldeerd worden.

1.3 Resultaat

Het resultaat van dit project is een beknopte rapportage die een globaal inzicht geeft in het potentieel van emissiereductie van broeikasgassen (per ha en totaal) voor het Friese veenweidegebied, met een korte aanduiding van de kosteneffectiviteit en van andere belangrijke effecten, die tezamen de kansrijkheid bepalen.

In het rapport worden in de hoofdstukken 2 t/m 5 de waterhuishoudkundige maatregelen onderzocht. De bodemkundige aspecten komen in hoofdstuk 6 ter sprake. Conclusies worden getrokken in hoofdstuk 7.

2 Basismateriaal en Methoden

2.1 Veengebied

Volgens de veenweidevisie (2015) is het huidige veenweidegebied 85 000 ha groot en bestaat voor 62% (ca. 52700 ha) uit landbouwgronden (overwegende grasland), voor 17% uit natuurgebieden, voor 17% uit water en voor 4% uit bebouwing en infrastructuur.

Uit de bodemkaart 2014 zijn de arealen veengrond, opgesplitst naar dikte kleidek, kleigronden met veen in de ondergrond en moerige gronden afgeleid (tabel 1).

Tabel 1 Arealen veengrond, moerige gronden en kleigronden met veen binnen 80 cm in Friesland.

Bodemtype			ha	%
Veengronden	V,aV,zV,hV, AAP,AP	1	36342	35,6%
Veengronden met dun kleidek (< 40 cm)	kV,pV	2	22197	21,8%
Kleigronden met veen binnen 80 cm	Mv	3	14552	14,3%
Moerige gronden	W	4	28894	28,3%
Totaal			101985	100%

Het totale areaal veengronden bedraagt 58539 ha, daarnaast is er 14552 ha kleigronden met veen binnen 80 cm. Het areaal moerige gronden bedraagt 28894 ha. Veengronden met een dun kleidek hebben een kleidek met een dikte van minimaal 15 en maximaal 40 cm. Moerige gronden hebben een veendek dunner dan 40 cm en zijn in deze studie niet meegenomen. Deze gronden zijn, evenals de veengronden en kleigronden met veen in de ondergrond, gevoelig voor bodemdaling en dragen eveneens bij aan de emissie van CO₂. Voor de bepaling van de totale CO₂-emissie dienen deze gronden ook meegenomen te worden. Anderzijds zijn kleigronden met veen binnen 80 cm wel meegenomen, hoewel deze volgens de Nederlandse en internationale (FAO) classificering niet tot de veengronden behoren. Uitgangspunt was dat deze studie zich richt op de veengronden en kleigronden met veen in de ondergrond, totaal 73091 ha.

Voor deze studie is gebruikgemaakt van de kaart die P.C. Jansen heeft gemaakt voor Friesland. Hij heeft de veengebieden en kleigebieden met veen in de ondergrond ingedeeld in drie klassen, nl.:

- veengebieden (10),
- veengebieden met een dun (< 40 cm) kleidek (20),
- kleigebieden (kleidek > 40 cm) met een veenondergrond (30).

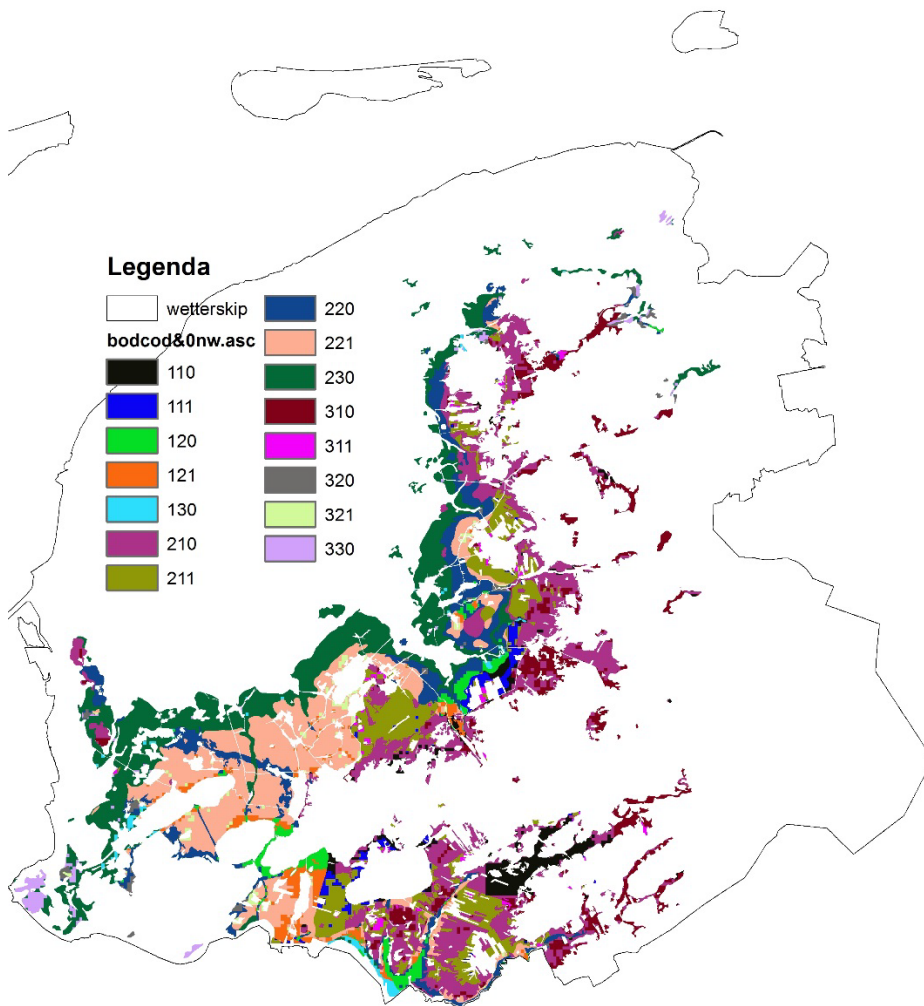
Verder is de doorlatendheid¹ van het veen meegenomen, daarbij is onderscheid gemaakt in:

- eutroof en mesotroof veen (0),
- oligotroof veen (1).

Als derde factor is de kwelintensiteit meegenomen, nl.:

- wegzijging > 0,5 mm/d (100),
- Intermediair (200),
- Kwel > 0,5 mm/d (300).

¹ Deze indeling is niet recht evenredig met de doorlatendheid. In het algemeen is de doorlatendheid van het oligotrofe veenmosveen duidelijk lager dan andere veensoorten. Daarnaast wijkt de verticale doorlatendheid vaak sterk af van de horizontale doorlatendheid per veensoort. Ze wisselt sterk en is van grote invloed op de doorlatendheid welke in direct verband staat met het landbouwkundig gebruik (pers. med. Klaas Kooistra).



Figuur 1 Bodemclassificatie veengebieden in Friesland (Bron: P.C. Jansen).

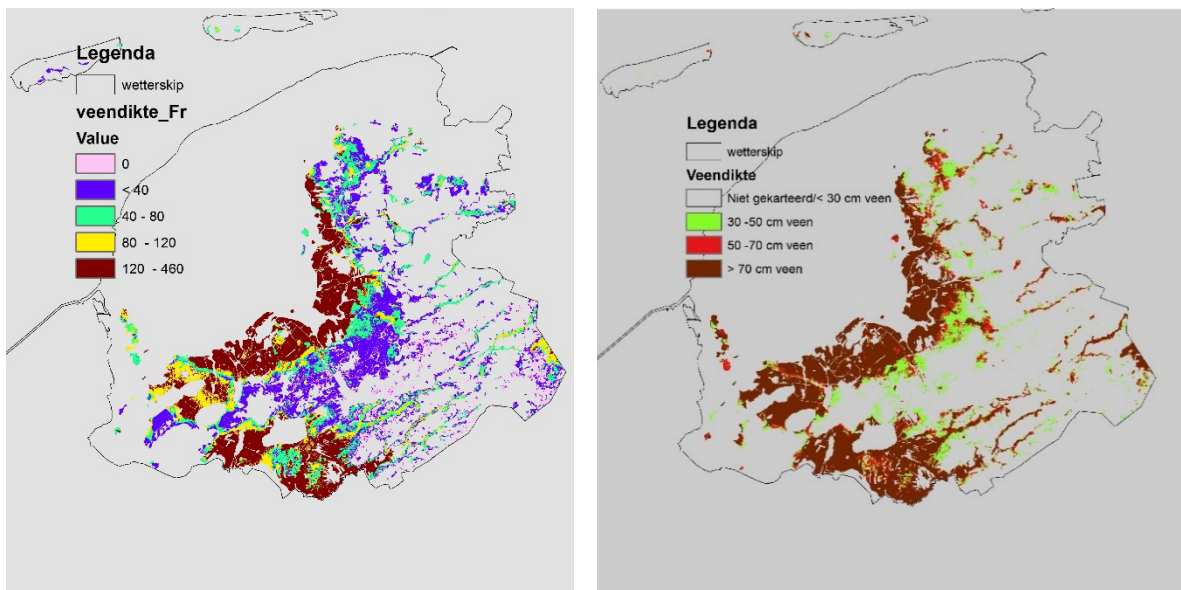
Deze drie factoren zijn gecombineerd en weergegeven in figuur 1. De code 221 betekent veengebied met kleidek (20), bestaande uit oligotroof veen (1) gelegen in een intermediair gebied (200).

Door de Provincie is in de opdracht aangegeven dat veengronden waar op 80 cm diepte GEEN veen voorkomt, buiten beschouwing moeten worden gelaten. Provincie/Wetterskip wil vooral/alleen maatregelen nemen in gebieden waar veen voorkomt op 80 cm –maaiveld en dieper. Voor de keuze van maatregelen is het dus belangrijk of op het niveau van 80 cm –maaiveld veen voorkomt. Om dit te bepalen, is voor de drie bodemgroepen nagegaan welke bodemtypen qua areaal het meest voorkomen binnen de bodemgroep. Vervolgens is op basis van De Vries (1999) het bijbehorende bodemprofiel gezocht.

- Veen hVz (12,9% areaal) 0-20 cm venige klei-op-veen
Vz (9% areaal) 0 cm klei-op-veen
- Veen met kleidek kVs (13,8%) 30 cm klei-op-veen
- Klei met veenondergrond Mv41C (18,8% areaal) 50 cm klei-op-veen

Omdat sommige bodems die tot de veengronden zijn gerekend, zijn afgedekt met een dun laagje venige klei is – gebaseerd op boorprofielen in BIS – voor veengronden een gemiddelde kleidikte aangehouden van 10 cm, voor veen met een kleidek is een gemiddelde kleidikte van 30 cm aangehouden en voor klei met een veen ondergrond is een gemiddelde kleidikte van 50 cm boven het veen aangehouden. De inschatting van de kleidikte is nodig om aan de hand van de veendikte te bepalen of op 80 cm-mv veen aanwezig is.

De bodemkundige informatie over de veendikte is recentelijk geactualiseerd (De Vries et al., 2014). Als de huidige veendikte binnen 80 cm –maaiveld geringer is geworden dan 40 cm zijn het geen veengronden meer, maar worden het moerige gronden. Voor de veendikte is gebruikgemaakt van deze veendiktekaart (zie figuur 2).



Figuur 2 Veendiktekaart (2014) (links) en geclassificeerd (rechts).

Voor de bepaling van het voorkomen van veen op 80 cm diepte is de volgende werkwijze gevolgd. De kaart van P.C. Jansen geeft de volgende bodemcodes:

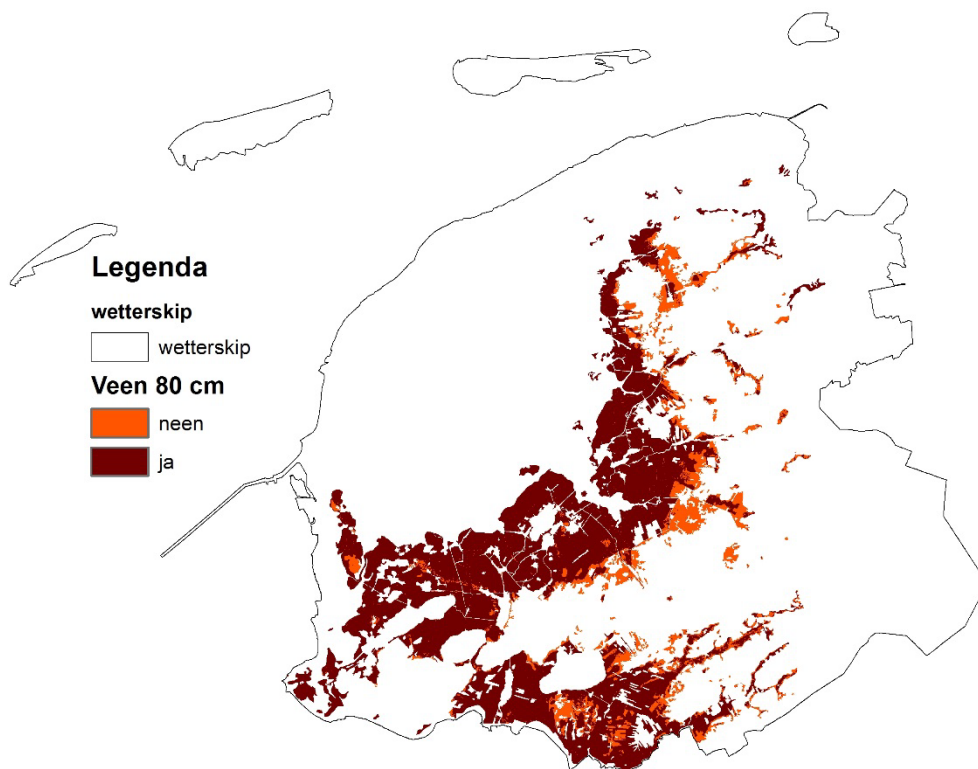
- veengronden (code 10)
- veengronden met een dun kleidek (code 20)
- kleigronden met veen in de ondergrond (code 30)

Deze kaart is gecombineerd met de geclassificeerde veendikte kaart (figuur 2 rechts). In tabel 2 is de veendikte verdeeld in 4 klassen en aangegeven hoe beide kaarten zijn vertaald naar de kaart met het voorkomen van veen op 80 cm –maaiveld (figuur 3).

Tabel 2 Voorkomen van veen op 80 cm –maaiveld.

Veen op 80 cm-mv Bodemtype	Veendikte			
	< 30 cm (1)	30-50 cm (2)	50-70 cm (3)	> 70 cm (4)
Veengronden (10)	neen	neen	neen	ja
Veengronden met kleidek (20)	neen	neen	ja	ja
Kleigronden met veen in de ondergrond (30)	ja ²	ja	ja	ja

² Omdat kleigronden met veen in de ondergrond (Mv) niet zijn gekarteerd, is aangenomen dat de veendikte ter plaatse > 30 cm bedraagt.



Figuur 3 Veen op 80 cm –maaiveld.

In tabel 3 zijn de arealen weergegeven op basis van de kaart van P.C. Jansen.

Tabel 3 Arealen veengrond en kleigrond met veenondergrond verdeeld naar trofiegraad, kwelintensiteit en voorkomen van veen op 80 cm³.

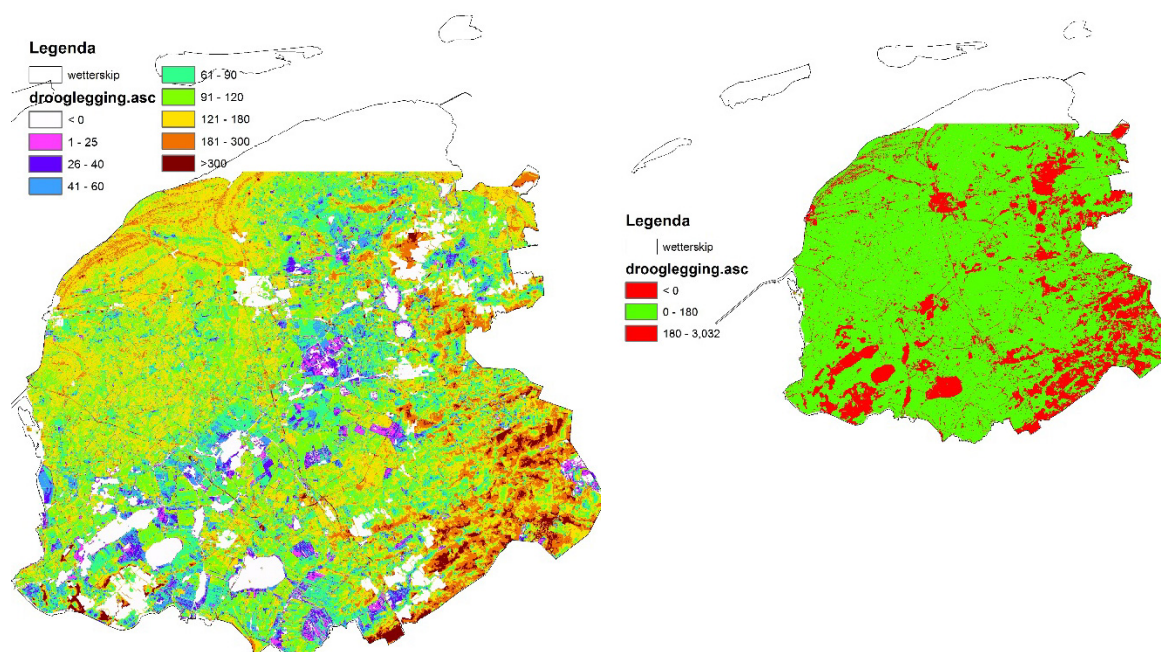
Bodem	Trofie	Veen ondieper dan 80 cm			Veen dieper dan 80 cm			Totaal
		Wegzijging	Intermediair	Kwel	Wegzijging	Intermediair	Kwel	
Veen	Meso/Eutroof veen	1000	6266	3178	1332	6649	1906	20332
	Oligotroof veen	69	906	214	917	6043	367	8517
Veen met kleidek	Meso/Eutroof veen	124	625	114	1493	5573	518	8445
	Oligotroof veen	37	170	18	1655	11083	558	13522
Klei met veenondergrond	Meso/Eutroof veen	0	0	0	497	12629	904	14030
Totaal		1230	7967	3525	5894	41977	4253	64845

Van het totale areaal op de kaart van P.C. Jansen komt bij 52124 ha veen voor op 80 cm-mv; bij 12722 ha is de veendikte dusdanig gering dat op 80 cm-mv geen veen voorkomt.

2.2 Drooglegging

Wetterschip Fryslan heeft een droogleggingskaart aangeleverd op basis van het AHN 2 met een gridgrootte van 25 m (figuur 4).

³ Het areaal van ca. 65000 ha in tabel 2 betreft meerdere landgebruiksvormen; als we het areaal beperken tot de landbouwgronden (tabel 5 en 6), dan bedraagt het areaal ca. 53000 ha en komt overeen met het getal genoemd in de Veenweidevisie.



Figuur 4 Droogleggingskaart (bron: Wetterskip Fryslân).

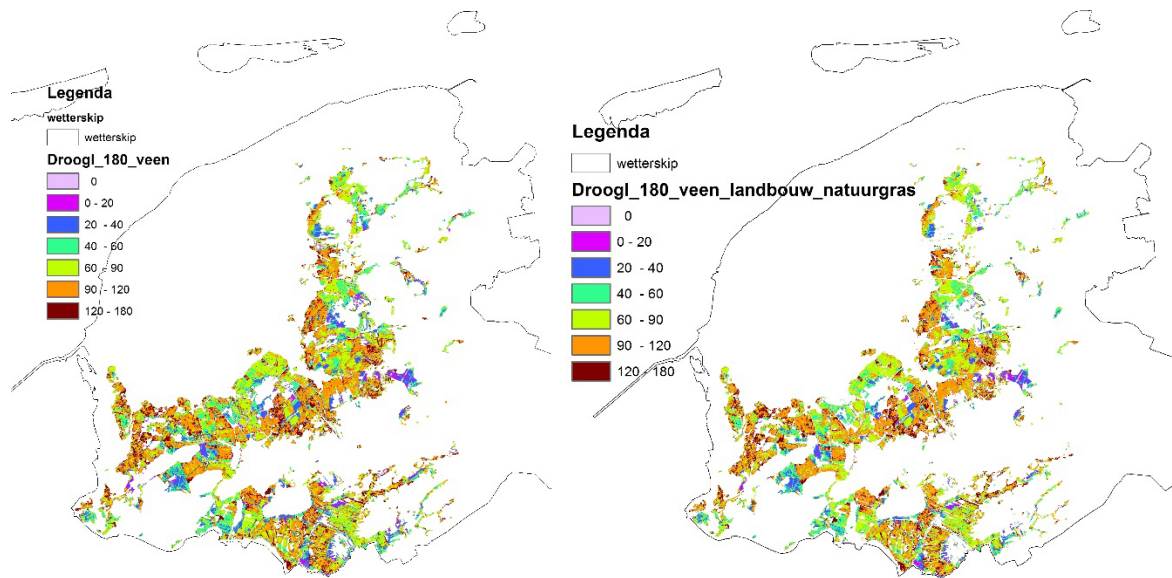
In de droogleggingskaart komen extremen voor, droogleggingen < 0 cm en ook zeer diepe droogleggingen. Voor de verdere analyse zijn enigszins arbitrair alleen de waarden gebruikt in het droogleggingsinterval 0-180 cm⁴.

In een volgende stap is de kaart uitgesneden op basis van de kaart met de bodemcode (figuur 1).

Omdat we stedelijk en natuur niet mee willen laten tellen, is de kaart verder opgeschoond. Hierbij is gebruikgemaakt van de LGN7 (LandGebruik Nederland, versie 7). Er is een masker gemaakt op basis van de landbouwkundige gridcellen (code 1 t/m 10 en 61). De natuurgraslanden (code 45) beslaan 5778 ha en zijn vanwege de omvang toegevoegd aan de kaart. De cellen in de droogleggingskaart die niet landbouwkundig in gebruik zijn volgens LGN7, excl. Natuurgrasland, zijn vervolgens verwijderd. Het resultaat is weergegeven in figuur 5⁵.

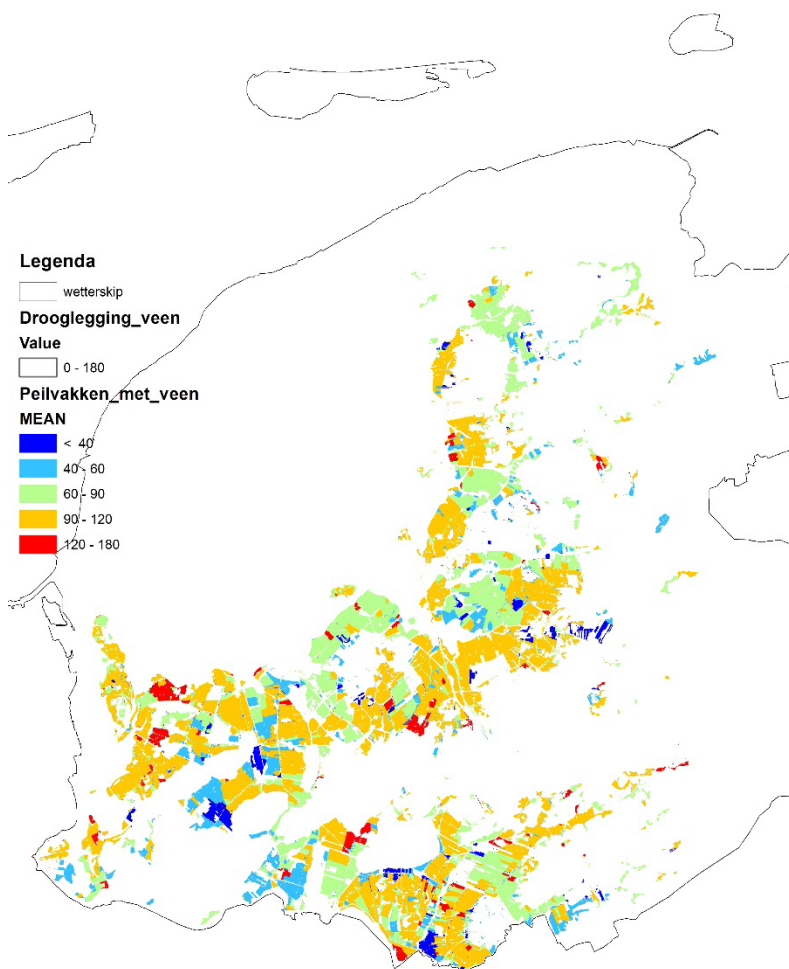
⁴ Het areaal van de oorspronkelijke droogleggingskaart van Friesland is 311918 ha. Na verwijdering van de waarden < 0 en > 180 is het areaal van de droogleggingskaart nog 259653 ha.

⁵ Het areaal van veengrond na overlay van de bodemkaart van P.C. Jansen met de droogleggingskaart bedraagt 62474 ha. Na verwijdering van niet-landbouw resteert een areaal van 48833 ha. Indien natuurgrasland wordt meegenomen, is het areaal 54416 ha.



Figuur 5 Drooglegging landbouwgebied binnen de veengronden in Friesland (links) en na verwijdering niet-landbouwkundig gebruik excl. Natuurgrasland (rechts).

Waterhuishoudkundige maatregelen, zoals peilverhogingen, worden op het niveau van peilvakken genomen. Wetterskip Fryslân heeft een peilvakkenkaart geleverd. Uit deze peilvakkenkaart zijn de peilvakken geselecteerd die geheel of gedeeltelijk zijn bedekt met veengronden of kleigronden met veen in de ondergrond. Deze peilvakkenkaart is vervolgens gebruikt om de gemiddelde drooglegging per peilvak te bepalen. Voor de bepaling van de gemiddelde drooglegging per peilvak zijn alleen de landbouwkundig in gebruik zijnde gridcellen genomen met veengrond of kleigronden met veen in de ondergrond. Voor de gemiddelde drooglegging is natuurgrasland niet meegenomen. Het resultaat staat in figuur 6.



Figuur 6 Gemiddelde drooglegging landbouwgebied binnen de veengronden en kleigronden met veen in de ondergrond in Friesland.

Een groot deel van de peilvakken heeft een drooglegging dieper dan 90 cm.

2.3 Keuze GLG of drooglegging voor bepaling maaiveldddaling

De grootte van de maaiveldddaling is voor een deel afhankelijk van de lengte van de periode en de diepte waarop de grondwaterstand in de zomer uitzakt. Een maat hiervoor de GLG, de Gemiddeld Laagste Grondwaterstand. Voor Friesland zijn twee kaarten beschikbaar, nl. de GLG uit het MIPWA-model en een GLG-kaart gemaakt door Acacia (FTM-GLG). Verder is bij Alterra uit BIS een puntenbestand beschikbaar met veldschattingen van de GLG. In bijlage 1 zijn beide kaarten vergeleken ten opzichte van het puntenbestand. De MIPWA-GLG is gemiddeld ca. 20 cm droger dan de kaart van Acacia; dit betekent dat het gebruik van de MIPWA-kaart leidt tot grotere broeikasgasemissies. Bij het afleiden van kaart door Acacia is het puntenbestand uit BIS gebruikt. De kaart van Acacia is niet gebiedsdekkend. Als we aannemen dat het puntenbestand een goede schatting geeft van de GLG ter plaatse, dan is naar het oordeel van het Wetterskip de kaart afgeleid door Acacia geschikter voor de bepaling van de maaiveldddaling dan de MIPWA-kaart.

In bijlage 2 is gezocht naar relaties tussen de GLG en de drooglegging. Hierbij is onderscheid gemaakt naar bodemtype en naar kwelsituatie. Er worden goede relaties gevonden voor de verschillende combinaties, waarbij de R^2 veelal groter is dan 0,8. De relaties zijn toch niet gebruikt, omdat deze soms tot niet-logische combinaties van GLG en droogleggingen leiden. Bijvoorbeeld: uitgaande van een drooglegging van 60 cm geven verschillende relaties (bijlage 2, opgesplitst naar kwelsituatie en

veenprofiel) soms een GLG die ongeveer gelijk is aan de drooglegging. Dit lijkt niet logisch, want uit metingen op verschillende locaties in het veenweidegebied blijkt dat bij een drooglegging van 60 cm GLG's horen die zeker 20 tot 40 cm dieper liggen. Het kan ook zijn dat er geen verband is tussen de drooglegging en de GLG. Dit is echter onwaarschijnlijk, omdat de drooglegging dient om grondwater af te voeren naar de sloot. Indien het perceel te nat is, zal men de drooglegging groter maken. Omdat de percelen in Friesland in het algemeen veel breder zijn dan in het westelijk veenweidegebied, zijn in Friesland diepere droogleggingen noodzakelijk. Zelfs met deze diepere drooglegging is de ontwatering niet voldoende voor de melkveehouderij. Dit is ook de reden waarom percelen zijn gedraineerd, om een GT III* of een V* te realiseren (pers. med. Klaas Kooistra). Omdat de afvoer van grondwater wordt bevorderd en de infiltratie vanuit de sloot maar beperkt is, zal zelfs bij een drooglegging van bv. 60 cm in een droge periode het grondwater diep uitzakken en zijn GLG's van 80 cm en meer te verwachten. Bij diepere droogleggingen is de infiltratie nihil of er wordt misschien zelfs nog steeds grondwater afgevoerd. GLG's kunnen dan dieper dan 100 cm worden.

Het zou kunnen dat de geschatte GLG's te ondiep zijn ingeschat. Het schatten van de GLG in veen is moeilijk, vooral bij veenmosveen. Al snel worden te ondiepe GLG's geschat. Als dit bij te veel boorpunten is gebeurd, dan zijn de gevonden relaties voor het verband tussen GLG en drooglegging niet bruikbaar.

Voor de bepaling van de maaiveldddaling is daarom uiteindelijk gebruikgemaakt van de relatie met de drooglegging.

2.4 Relaties voor maaiveldddaling en emissie als gevolg van maaiveldddaling

Relaties voor maaiveldddaling

In bijlage 3 zijn de gebruikte relaties om de maaiveldddaling te berekenen weergegeven, deze zijn ontleend aan de studie van P.C. Jansen et al. (2009). Door Jansen zijn maaivelddalingsrelaties gegeven waarbij op basis van de drooglegging de maaiveldddaling kan worden berekend. Als eerste stap wordt de drooglegging gecorrigeerd voor de kwelintensiteit. Vervolgens is op basis van bodem en trofiegraad een bepaalde maaivelddalingsrelatie van toepassing. Bij de bepaling van de maaiveldddaling wordt dus geen gebruikgemaakt van de relatie tussen maaiveldddaling en GLG, maar van de relatie tussen drooglegging en GLG.

Voor elke combinatie van bodemtype en veentype worden drie trajecten onderscheiden, die per bodemtype verschillen in dikte. De maaivelddalingsrelatie voor elk traject is van het type:

$$\text{maaiveldddaling} = a * \text{Drooglegging} + b$$

Als de drooglegging groter is dan het traject waarvoor de relatie geldt, dan is aangenomen dat de dalingssnelheid gelijk is aan maximale dalingssnelheid voor het traject waarvoor de relatie geldt. Is de drooglegging geringer, dan wordt gebruikgemaakt van een lineaire afname tussen de minimale dalingssnelheid voor het traject waarvoor de relatie geldt en een dalingssnelheid van 0 aan het maaiveld.

Dynamisch peilbeheer

Bij dynamisch peilbeheer wordt ervan uitgegaan dat in het voorjaar en de zomer het peil zo nodig wordt opgezet om te voorkomen dat de grondwaterstand uitzakt. In de opdracht wordt aangegeven dat het streven is om de grondwaterstand tussen de 30 en 60 cm –maaiveld te houden. Echter om de grondwaterstand niet onder de 60 cm-mv te laten komen, zijn zeer hoge slootpeilen nodig. Ervaringen in Zegveld geven aan dat dit een constante drooglegging vereist van 20 cm of minder. Daarbij moet worden bedacht dat de doorlatendheid van het zeggeveen in Zegveld redelijk is, terwijl dit in grote delen van het veenweidegebied in Friesland matig tot slecht is. Door Hoving et al. (2016) is in de polder Zeevang een pilot met en zonder onderwaterdrains in combinatie met een zomerpeil van 40 cm-mv en een winterpeil van -60 cm uitgevoerd. Een overeenkomst tussen de polder Zeevang en

Friesland dat het veenpakket dun is (ca. 1m dik) en de breedte van de percelen (ca. 100 m) net als in Friesland groter is dan in het Groene Hart. De bij de pilot betrokken melkveehouders gaven aan dat een hoger slootpeil dan -40 cm niet is gewenst. Voor het scenario 'dynamisch slootpeil' houden we daarom een drooglegging aan van 40 cm. Dit houdt in dat de grondwaterstand toch dieper kan wegzakken dan de gewenste 60 cm-mv.

Onderwaterdrainage

Voor situaties met onderwaterdrains is aangenomen dat de snelheid waarmee het maaiveld daalt, de helft is van de snelheid zonder onderwaterdrains bij dezelfde drooglegging. Dit is gebaseerd op metingen in Zegveld met een vergelijkbare situatie met betrekking tot waterpeilen, waar door toepassing van onderwaterdrains de bodemdaling minstens kon worden gehalveerd. Omdat de bodemdaling voor het overgrote deel wordt veroorzaakt door veenoxidatie, wordt gesteld dat ook de CO₂-emissies door veenoxidatie worden gehalveerd (zie bijlage 3). Dit is eveneens van toepassing op de Friese situatie.

Drukdrain/Putdrainage/Precisiegrondwatermanagement/Sturen op grondwaterpeil

Dit zijn allemaal benamingen voor een systeem waarbij onderwaterdrains op een verzameldrain zijn aangesloten, die op zijn beurt weer uitkomt op een vat (put) waar water in en uit wordt gepompt om het waterpeil in het vat op een bepaald dynamisch peil te houden. Daarmee wordt binnen vrij nauwe grenzen op een gewenste grondwaterstand gestuurd. Bij toepassing van drukdrains wordt ervan uitgegaan dat op deze wijze een GLG van 40/45 cm kan worden gerealiseerd. Voor veengronden wordt ervan uitgegaan dat een GLG van 40 cm kan worden gerealiseerd en voor veengronden met een kleidek een GLG van 45 cm, omdat klei een geringe bergingscapaciteit heeft. Daarom is een iets lagere GLG voor kleigronden wenselijk om te natte situaties te vermijden. Deze situatie komt het best overeen met wat de Provincie / het Wetterskip bedoelt met grondwater-gestuurd peilbeheer, waarbij de grondwaterstand het hele seizoen zo vlak mogelijk wordt gehouden. De grondwaterstand begint hierbij niet hoger zoals bij dynamisch peilbeheer en zakt ook niet dieper uit.

CO₂-emissie en verrekening N₂O- en CH₄-emissies

Voor de berekening van de CO₂-emissie wordt onderscheid gemaakt naar de trofiegraad van het veen (bijlage 3). Voor veenmosveen (oligotroof) wordt gerekend met een CO₂-emissie van 2,1 ton CO₂ per ha per mm maaiveldddaling. Voor alle andere veensoorten wordt gerekend met 2,26 ton CO₂ per ha per mm maaiveldddaling (Kuikman et al., 2007; Van den Akker et al., 2008). Om de totale emissie onder één noemer te kunnen brengen, wordt de N₂O-emissie omgerekend naar CO₂-equivalenten. De CH₄-emissie van veenweide is nihil (Van den Pol-Van Dasselaar et al., 1997) en alleen sloten hebben een relevante CH₄-emissie. Uitgedrukt in CO₂-equivalenten is deze per eenheid van oppervlakte veel lager dan van het perceel. In de LULUCF-rapportage voor de broeikasemissies wordt de oppervlakte aan sloten toebedeeld aan het perceel. Daarmee worden de oppervlakte en de totale emissie van veenweidepercelen overschat. Deze overschatting compenseert in ruim voldoende mate het buiten beschouwing laten van de CH₄-emissies van de sloten. In dit rapport houden we dezelfde systematiek aan. In bijlage 3 is in een figuur een vergelijking aangegeven tussen directe metingen van CO₂-emissies en berekende CO₂-emissies uit gemiddelde jaarlijkse maaivelddalings gemeten in veengebieden in West- en Noord-Nederland. Dit laat zien dat uit zakking berekende en direct gemeten waarden goed overeenkomen.

2.5 Rekenscenario's

In het offerteonderzoek zijn de volgende peil- en drainagemaatregelen genoemd:

- Beperking van de drooglegging tot max. 90 en 60 cm gemiddeld per peilvak, voor dikker veen (minstens 80 cm diep) en voor drie bodemtypes: puur veen, veen met een dun kleidek, klei-op-veen (kleidek dikker dan 40 cm). Met onderscheid naar goed en slecht doorlatend veen. Rekening houdend met de arealen die de bodemtypes innemen. Zonder extra drainerende of infiltrerende maatregelen.
- Als a, voor een drooglegging van 60 cm, ondersteund met onderwaterdrainage op basis van slootpeil; gezamenlijk bespreken voor welke deelgebieden met OWD rekening wordt gehouden.

- c. Invoering van een dynamisch, grondwater gestuurd peilbeheer (Boerenverstandpeil) voor het hele Friese veenweidegebied (of delen daarvan), met als *doel* om de grondwaterspiegel constant te houden op 30-60 cm –maaiveld in droge en natte perioden (in de praktijk zal dat niet altijd haalbaar blijken), zonder extra infiltrerende of drainerende maatregelen. Dit wordt als scenario doorgerekend met een zomerpeil van 40 cm. Dit zomerpeil zal in de praktijk van dynamisch peilbeheer dus in droge perioden hoger worden opgezet dan die 40 cm drooglegging. Limiterend hierbij is dat percelen niet vlak liggen en dat in een peilvak hogere en lagere percelen liggen. In de praktijk zal het daardoor niet mogelijk zijn om in zeer droge perioden te voorkomen dat het grondwater onder de 60 cm diepte zakt.
- d. Als c, ondersteund met onderwaterdrainage op basis van slootpeilbeheer.
- e. Als d, maar dan met drukdrainage/peilgestuurde drainage op basis van een aparte regelbare put waarbij het putpeil los van het slootpeil geregeld kan worden. Het slootpeil kan dan op bijvoorbeeld op 60 cm-mv worden gehandhaafd. Er wordt gestuurd op een grondwaterstand van 40-45 cm diepte.

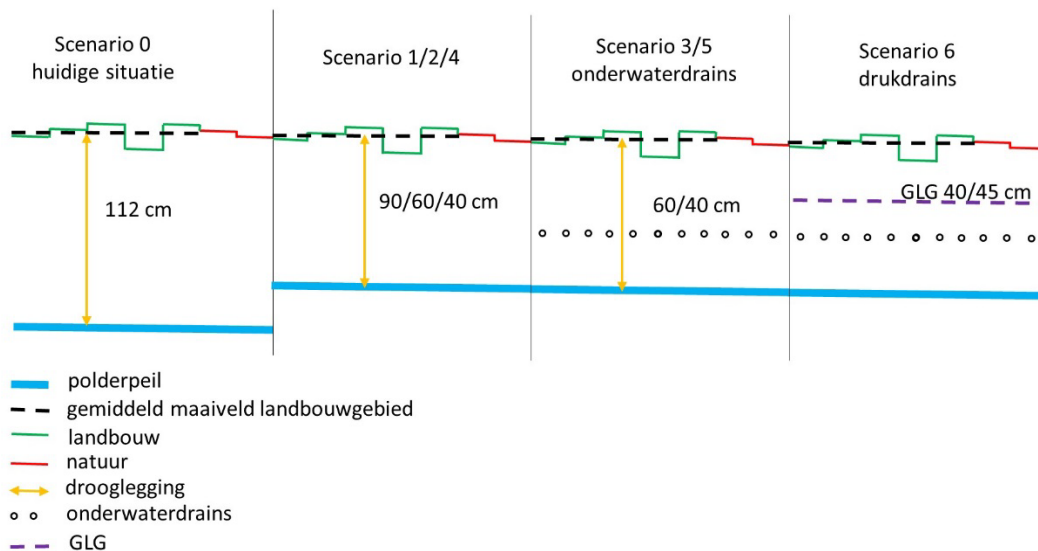
Bij drukdrains komen de onderwaterdrains uit op een verzameldrain, die weer verbonden is met een vat (put) met een regelbare waterstand. Die waterstand wordt geregeld door met een pomp water in of uit de put te pompen.

De genoemde maatregelen zijn vertaald in de volgende 7 scenario's (tabel 4):

Tabel 4 Doorgerekende scenario's.

Scenario	Omschrijving
0	Huidige situatie
1	Gemiddelde drooglegging veengebied en klei met veenondergrond per peilvak is < 90 cm
2	Gemiddelde drooglegging veengebied en klei met veenondergrond per peilvak is < 60 cm
3	Gemiddelde drooglegging veengebied en klei met veenondergrond per peilvak is < 60 cm en toepassing onderwaterdrains
4	Gemiddelde drooglegging veengebied en klei met veenondergrond per peilvak is 40 cm (stelt dynamisch peilbeheer/Boerenverstandpeil voor)
5	Gemiddelde drooglegging veengebied en klei met veenondergrond per peilvak is 40 cm (stelt dynamisch peilbeheer/Boerenverstandpeil voor) en toepassing onderwaterdrains
6	Toepassing van drukdrains waarbij een GLG van 40/45 cm kan worden gerealiseerd.

De scenario's zijn schematisch weergegeven in figuur 7.

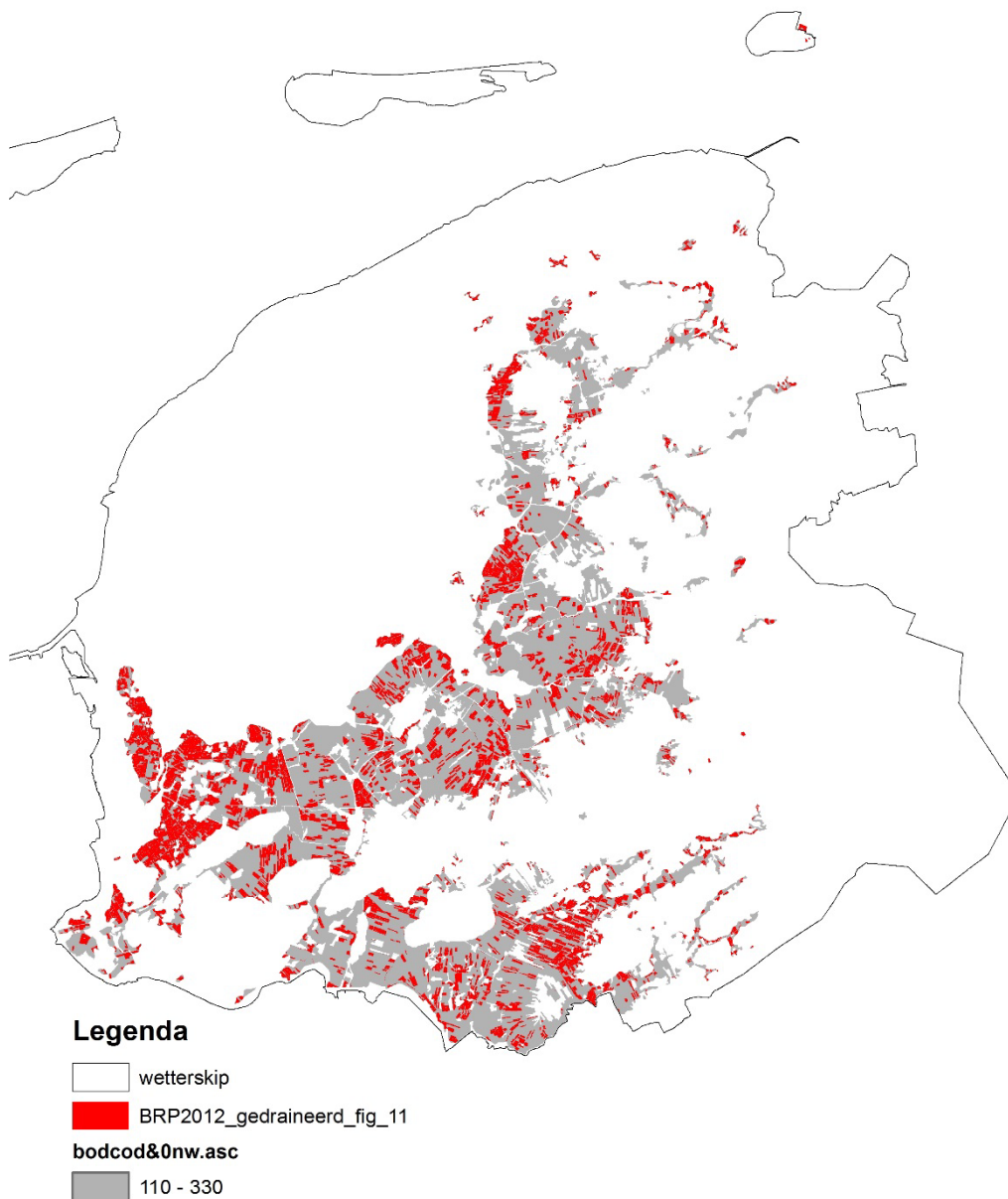


Figuur 7 Schematische voorstelling van de doorgerekende scenario's.

Bij scenario 0, de huidige situatie, is voor alle combinaties van drooglegging en bodemcode (combinatie, bodem, trofie, kwel en voorkomen van voor op 80 cm-mv) de maaiveldddaling berekend en hiermee zijn vervolgens de CO₂-emissie en N₂O-emissie in CO₂-equivalenten berekend. De CH₄-emissies zijn verrekend door de oppervlakte aan sloten bij de percelen te trekken. De daardoor te veel berekende CO₂-emissie uit het perceel compenseert ruim voldoende de CH₄-emissie uitgedrukt in CO₂-eq.

Binnen een polder liggen grids van 25*25 m² met verschillende droogleggingen als gevolg van variatie in maaiveldhoogte. Voor elke polder is de gemiddelde drooglegging van het landbouwgebied (excl. natuurgraslanden) bepaald. Deze waarde is gebruikt om de drooglegging van de individuele grids aan te passen voor de scenario's 1, 2 en 4. Als in geval van scenario 1 de gemiddelde drooglegging van het landbouwgebied in de polder dieper is dan 90 cm, bv. 112 cm, dan wordt de drooglegging van alle grids binnen deze polder (landbouw en natuurgrasland) verminderd met 22 cm. Indien in een andere polder de drooglegging al kleiner is dan 90 cm, blijft de drooglegging gelijk aan de drooglegging in scenario 0. Vervolgens wordt op basis van de nieuwe drooglegging de maaiveldddaling voor scenario 1 berekend, evenals de CO₂-emissie en N₂O-emissie in CO₂-equivalenten. Voor scenario 2 en 4 is dezelfde werkwijze gevolgd, waarbij de maximale gemiddelde drooglegging van het landbouwgebied gelijk is aan resp. 60 en 40 cm.

De scenario's zijn alleen van toepassing voor de gebieden waarvoor het peil wordt aangepast. Bij een maximum drooglegging van 60 cm, scenario 2, wordt alleen het peil aangepast voor peilgebieden waarvoor de gemiddelde drooglegging van de veengebieden en kleigebieden met veen in de ondergrond dieper is dan 60 cm. Voor deze gebieden wordt de maaiveldddaling berekend bij een drooglegging van 60 cm. Voor het resterende gebied, met een peil ondieper dan 60 cm, blijft het peil onveranderd en wordt uitgegaan van de huidige maaiveldddaling.



Figuur 8 Percelen in het veenweidegebied die nu al zijn gedraineerd (Massop en Schuiling, 2016).

Scenario 4 stelt het scenario voor met een dynamisch slootpeil met als doel grondwaterstanden van 30-60 cm diepte te realiseren. Uit ervaringen in het westelijk veenweidegebied blijkt dat om de grondwaterstand boven de 60 cm diepte te houden, het slootpeil zeer hoog moet zijn (drooglegging van 15 tot 20 cm of kleiner!). Voor het met dynamisch slootpeil realiseren van grondwaterstanden die niet dieper komen dan 60 cm onder maaiveld, is in de zomer een zeer hoog slootpeil nodig. In de praktijk zal het niet mogelijk zijn om zelfs met een zeer hoog slootpeil de grondwaterstand boven de 60 cm diepte te houden. In natte perioden zou het slootpeil in de praktijk wel naar beneden kunnen om natschade voor het perceel te voorkomen. Voor de inschatting van het dynamisch peilbeheer gaan we daarom uit van een fictieve drooglegging in de zomer van 40 cm.

In het Friese veenweidegebied zijn de percelen in het algemeen veel breder dan in het westelijk veenweidegebied. Bekijken we oude kaarten, dan zien we dat ook in Friesland vroeger de perceelbreedte vrij smal was en ongeveer overeenkwam met de perceelbreedten in het westelijk veenweidegebied.

Omdat in Friesland de droogleggingen veel groter zijn dan in West-Nederland, was het mogelijk om veel sloten te dempen, waardoor de brede Friese percelen ontstonden. Feitelijk zouden dus bij verhoging van de slootpeilen om de grondwaterstanden te verhogen, ook weer sloten moeten worden gegraven om infiltratie, maar ook drainage, weer op het oude peil te brengen indien geen extra

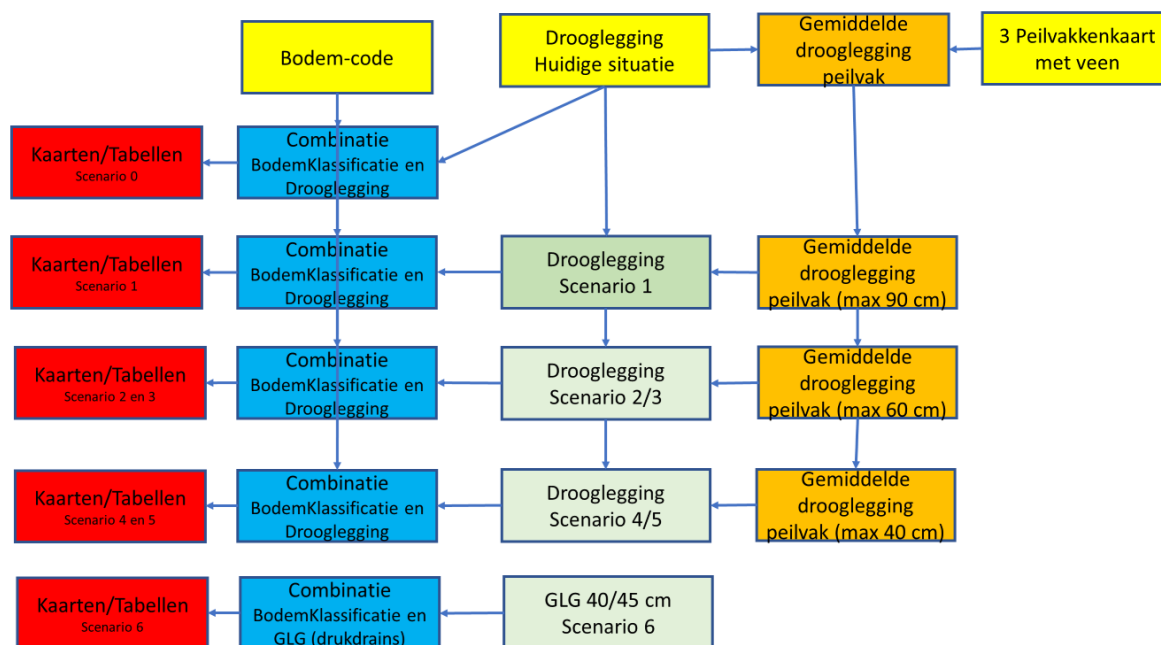
drainage wordt aangelegd als vervanging van de sloten. Echter, ten opzichte van de vroegere situatie met veel sloten zijn nu veel Friese percelen gedraineerd (zie figuur 8). Bij een peilverhoging komen deze drains onder water te staan, zodat de drains niet alleen draineren, maar ook kunnen infiltreren. Een aandachtspunt is wel of de drains goed werken voor infiltratie als er lucht in heeft gezeten; mogelijk raakt lucht opgesloten omdat drains niet geheel vlak of onder afschot liggen. Dat de bestaande drains wel kunnen functioneren om slootwater te infiltreren, is ook gemeten tijdens de eerdere experimenten met hoog zomerpeil. Het is wel zo dat de onderlinge drainafstanden veel groter zijn dan bij onderwaterdrains, zodat de infiltratie beperkt is wat betreft hoeveelheden en effectiviteit om de grondwaterstand omhoog te krijgen. Verder hebben veel percelen al op vrij geringe diepte een zandondergrond, waarbij de slootbodem tot in het zand zit. Dit zal ook deels voor een wat betere drainage en infiltratie van het perceel zorgen. Dit kan wel sterk worden beperkt door een slecht doorlatende laag op de overgang van veen naar zand (gliede). Uit eerdere experimenten met hoge zomerpeilen met een drooglegging van 50-70 cm blijkt dat het gemiddelde zomergrondwaterpeil 0-30 cm kan stijgen ten opzichte van een 'gewone' drooglegging van ca. 90 cm (Hoekstra et al., 2005). Deze stijging van het gemiddelde zomerpeil komt overeen met een reductie van 0-45% van de maaiveldvaling en de CO₂-emissie, wat ongeveer overeenkomt met de waarden in de tabel met scenario's. Voor deze rapportage gaan we ervan uit dat de peilverhogingen ongeveer even effectief zijn als in het westelijk veenweidegebied. Dit is wel een essentieel aandachtspunt als peilverhogingen daadwerkelijk in de praktijk worden uitgevoerd. Daarnaast is er in Friesland sprake van een extremere verandering in het grondwaterbeheer dan bij de aanleg van onderwaterdrainage in West-Nederland en uit praktijkproeven zal moeten blijken hoe effectief peilverhogingen en toepassing van onderwaterdrains zijn.

Voor scenario 3 en 5 wordt uitgegaan van respectievelijk de drooglegging van 60 cm zoals bij scenario 2 en van 40 cm zoals bij scenario 4; ze verschillen doordat wordt uitgegaan van de aanwezigheid van onderwaterdrains.

Bij scenario 6 wordt gebruikgemaakt van drukdrains, waarbij een GLG van 40/45 cm kan worden gerealiseerd. We gaan daarbij uit van de eerste ervaringen in Zegveld, waar na enig experimenteren een vrijwel constante grondwaterstand van 40 cm diepte kon worden gerealiseerd. Deze experimenten en ervaringen ontbreken momenteel in Friesland, zodat een en ander nog wel moet worden bevestigd in praktijkexperimenten. De ervaring in het westelijk veenweidegebied leert dat men moet leren omgaan met het regelen van de grondwaterstand met behulp van drukdrains en dat deze in het begin ook niet altijd optimaal infiltreren. Door in droge perioden de slootpeilen hoog te zetten, voorkomt men dat er veel water naar de sloot draineert waarbij het water als het ware wordt rondgepompt. Door het slootpeil te verhogen, kan men de benodigde pompcapaciteit met meer dan de helft reduceren.

3 Werkwijze

In figuur 9 is schematisch de werkwijze weergegeven.



Figuur 9 Werkwijze bij de bepaling van de maaiveldaling, CO₂-emissie en N-N₂O-emissie.

De gele kaarten in figuur 9 zijn de basiskaarten. De kaart bodemcode bevat informatie over bodemtype, veentype, kwel en wel of niet voorkomen van veen op 80 cm –maaiveld. Verder is er de kaart met de indeling in peilvakken en de droogleggingskaart.

Als eerste stap is de droogleggingskaart van de huidige situatie gecombineerd met bodemcodekaart. Voor de berekening van de maaiveldaling is de drooglegging gecorrigeerd voor de kwelintensiteit (bijlage 3). Vervolgens is op basis van bodemtype en veentype de maaiveldaling met behulp van de gecorrigeerde drooglegging berekend (bijlage 3). De maaiveldaling is gebruikt om de CO₂-emissie en de N-N₂O-emissie te berekenen. De resultaten kunnen worden verwerkt tot kaarten en tabellen.

Voor scenario 1 is de gemiddelde drooglegging per peilvak bepaald van het inliggende landbouwgebied op veengrond en op kleigrond met veen in de ondergrond. Deze kaart is vervolgens gebruikt om een nieuwe gemiddelde droogleggingskaart per peilvak af te leiden. Als de gemiddelde drooglegging in het peilvak groter is dan 90 cm, wordt de gemiddelde drooglegging in het peilvak op 90 cm gezet; is de gemiddelde drooglegging van het peilvak ondieper dan 90 cm, dan blijft deze ongewijzigd. Het verschil in de gemiddelde drooglegging van het peilvak tussen de huidige situatie en de nieuwe situatie met een maximum van 90 cm, wordt vervolgens verwerkt in de droogleggingskaart. Op basis van deze nieuwe droogleggingskaart, gecombineerd met de bodemcodekaart, worden wederom de maaiveldaling en de CO₂-emissie en N-N₂O-emissie berekend. De gebruikte relaties zijn weergegeven in bijlage 3.

Voor scenario 2 wordt dezelfde werkwijze toegepast als bij scenario 1, met dit verschil dat de gemiddelde drooglegging in het peilvak wordt verhoogd naar 60 cm als deze dieper is dan 60 cm.

Voor scenario 3, gemiddelde drooglegging veengebied en klei met veenondergrond per peilvak is 60 cm en toepassing onderwaterdrains, wordt gebruikgemaakt van een correctie op de maaivelddaling (bijlage 3). Op basis van deze nieuwe maaivelddaling worden de CO₂-emissie en de N-N₂O-emissie berekend.

Voor scenario 2 en 4 wordt dezelfde werkwijze toegepast als bij scenario 1, met dit verschil dat de gemiddelde drooglegging in het peilvak wordt verhoogd naar 60, resp. 40 cm als deze dieper is dan 60, resp. 40 cm.

Scenario 5 is identiek aan scenario 3, toepassing onderwaterdrains, echter de bijbehorend gemiddelde drooglegging is 40 cm.

Bij scenario 6 worden drukdrains toegepast, waarmee een GLG van 40/45 cm kan worden gerealiseerd. Voor de berekening van de maaivelddaling is – in tegenstelling tot scenario 0 t/m 5 – gebruikgemaakt van de GLG en niet van de drooglegging (bijlage 3).

4 Resultaten

4.1 Omvang van het veengebied

De bodem classificatiekaart uit figuur 1 is gecombineerd met de droogleggingskaart in figuur 5 rechts. Op basis van deze gecombineerde kaart is het areaal veengronden en kleigronden met veen in de ondergrond bepaald waarvoor deze analyse wordt uitgevoerd. Het areaal landbouwgrond verdeeld naar bodemtype, veentype, voorkomen van veen op 80 cm en kwelintensiteit is weergegeven in tabel 5.

Tabel 5 Oppervlak in ha aan landbouwgrond en natuurgrasland verdeeld naar bodemtype, trofie, voorkomen van veen op 80 cm-mv en kwelintensiteit.

ha		Veen ondieper dan 80 cm			Veen dieper dan 80 cm			Totaal
Bodemgroep	Trofie	Wegzijging	Intermediair	Kwel	Wegzijging	Intermediair	Kwel	
Veen	Meso/Eutroof veen	795	5251	2546	1170	5599	1502	16862
	Oligotroof veen	43	722	154	771	5100	232	7021
Veen met kleidek	Meso/Eutroof veen	88	504	79	1333	4888	455	7348
	Oligotroof veen	12	74	6	1320	9531	425	11368
Klei met veenondergrond		0	0	0	362	10706	749	11816
Totaal		938	6551	2785	4955	35823	3363	54416

Het totale areaal bedraagt 54416 ha, volgens de Veenweidevisie is het areaal ca. 52700, waarbij deze zich beperkt tot landbouwgrond.

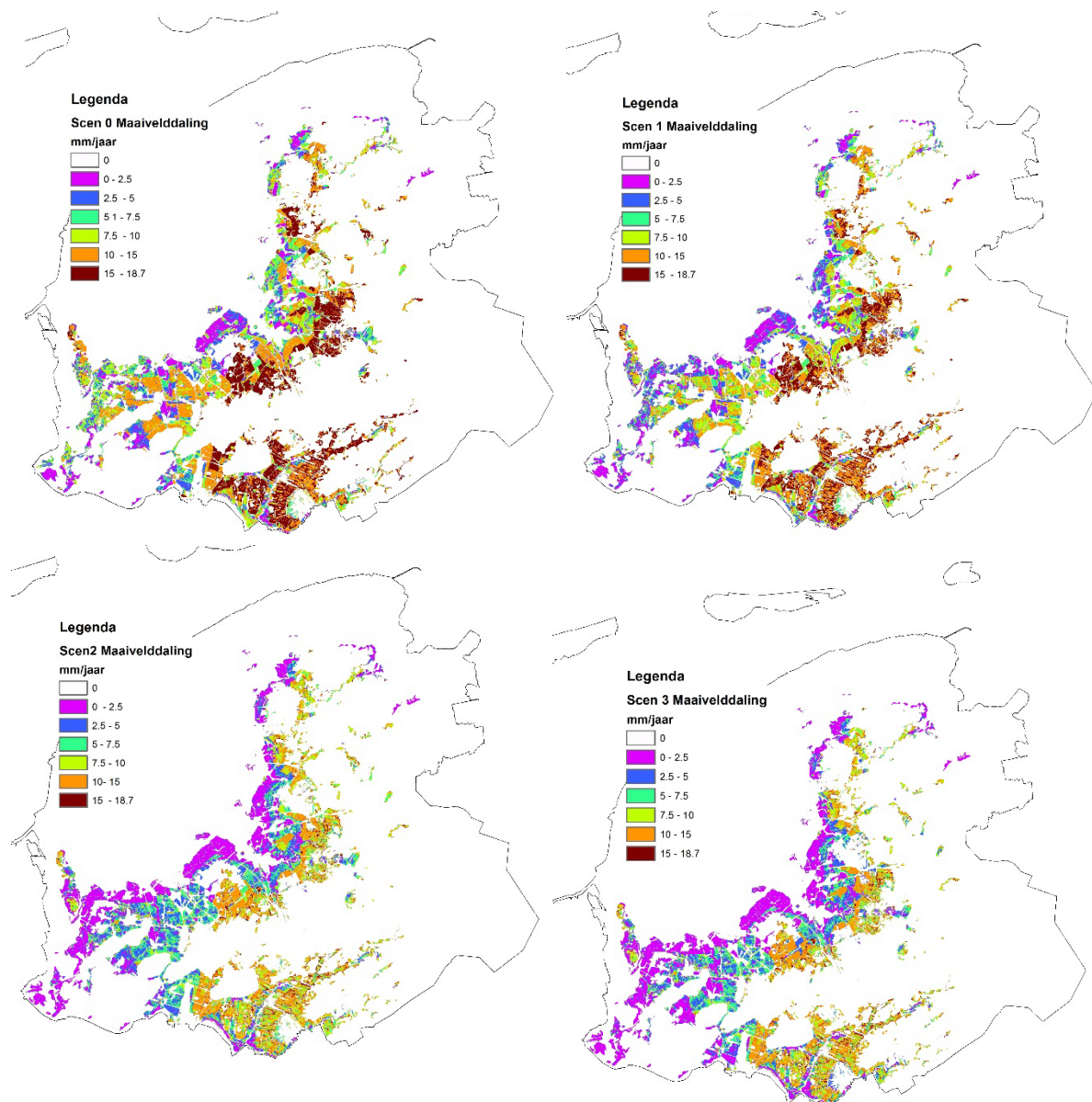
Bij het doorrekenen van de verschillende scenario's wordt gebruikgemaakt van de peilvakkenkaart om de droogleggingskaart aan te passen. De peilvakkenkaart wordt hiervoor o.a. omgezet naar een gridkaart; bij deze procedure gaat een klein deel van het areaal uit tabel 1 verloren. Veel van dit areaal is natuurgrasland (zonder officieel peil). Dit betekent dat het basisscenario is gebaseerd op 54416 ha (tabel 5) en de overige scenario's op 52767 ha (tabel 6), dit is bijna gelijk aan het areaal genoemd in de Veenweidevisie als landbouwgrond.

Tabel 6 Oppervlak in ha aan landbouwgrond en natuurgrasland verdeeld naar bodemtype, trofie, voorkomen van veen op 80 cm-mv en kwelintensiteit.

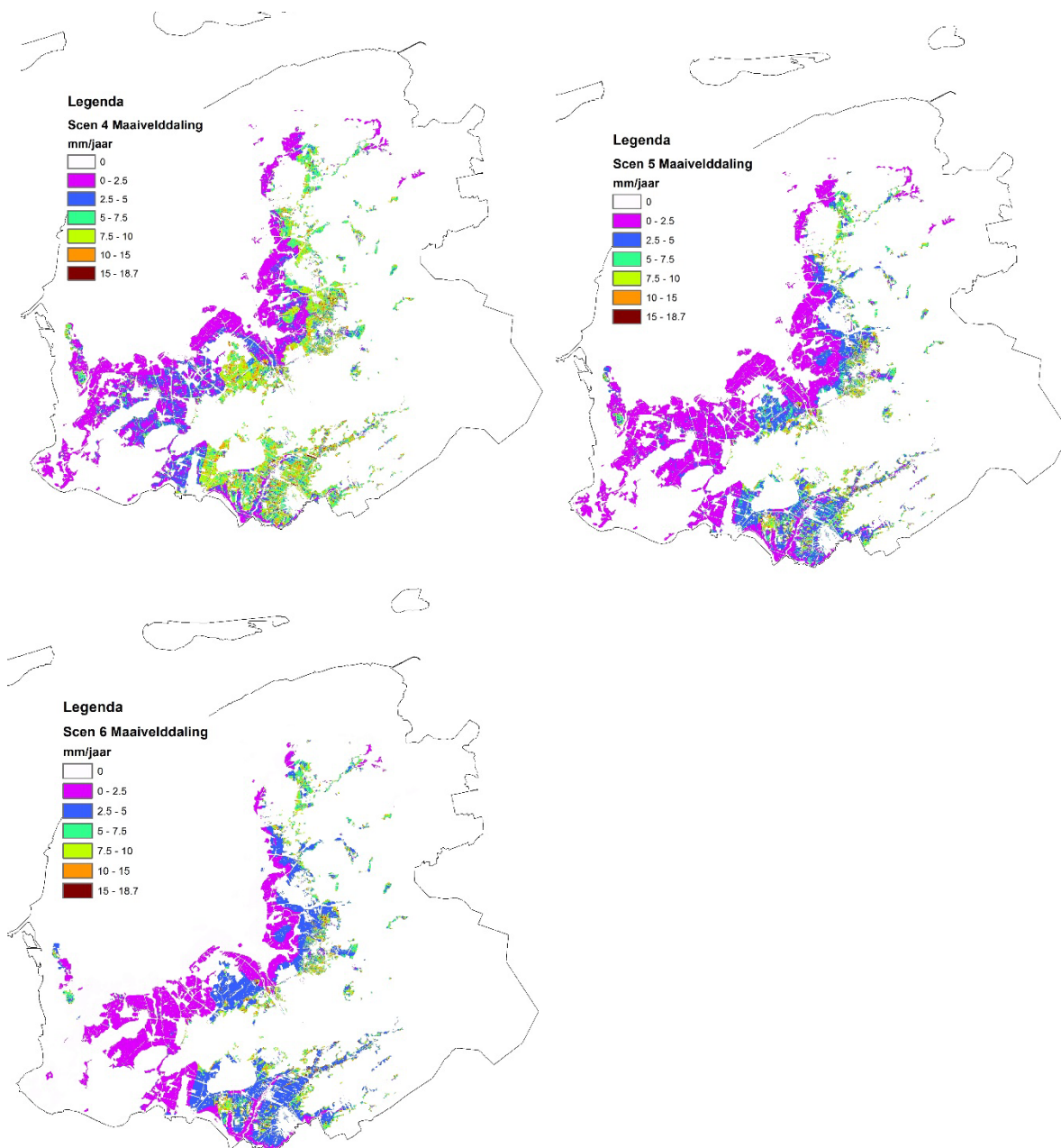
ha		Veen ondieper dan 80 cm			Veen dieper dan 80 cm			Totaal
		Wegzijging	Intermediair	Kwel	Wegzijging	Intermediair	Kwel	
Veen	Meso/Eutroof veen	781	5046	2446	1152	5424	1366	16215
	Oligotroof veen	39	711	152	743	4987	214	6846
Veen met kleidek	Meso/Eutroof veen	83	492	74	1303	4777	443	7171
	Oligotroof veen	7	55	3	1282	9151	377	10875
Klei met veenondergrond		0	0	0	352	10568	741	11661
Totaal		910	6304	2675	4832	34907	3141	52767

4.2 Maaiveldddaling

In bijlage 4 is de gemiddelde maaiveldddaling weergegeven, opgesplitst naar combinatie van bodemtype, veentype (oligotroof (veenmosveen) en meso/eutroof veen), veenvoorkomen op 80 cm en kwel. In figuur 10a en 10b zijn de ruimtelijke plaatjes voor scenario 0 t/m 7 weergegeven.



Figuur 10a Maaiveldddaling voor de 8 scenario's: scenario's 0 t/m 3.



Figuur 10b Maaiveldddaling voor de 8 scenario's: scenario's 4 t/m 6.

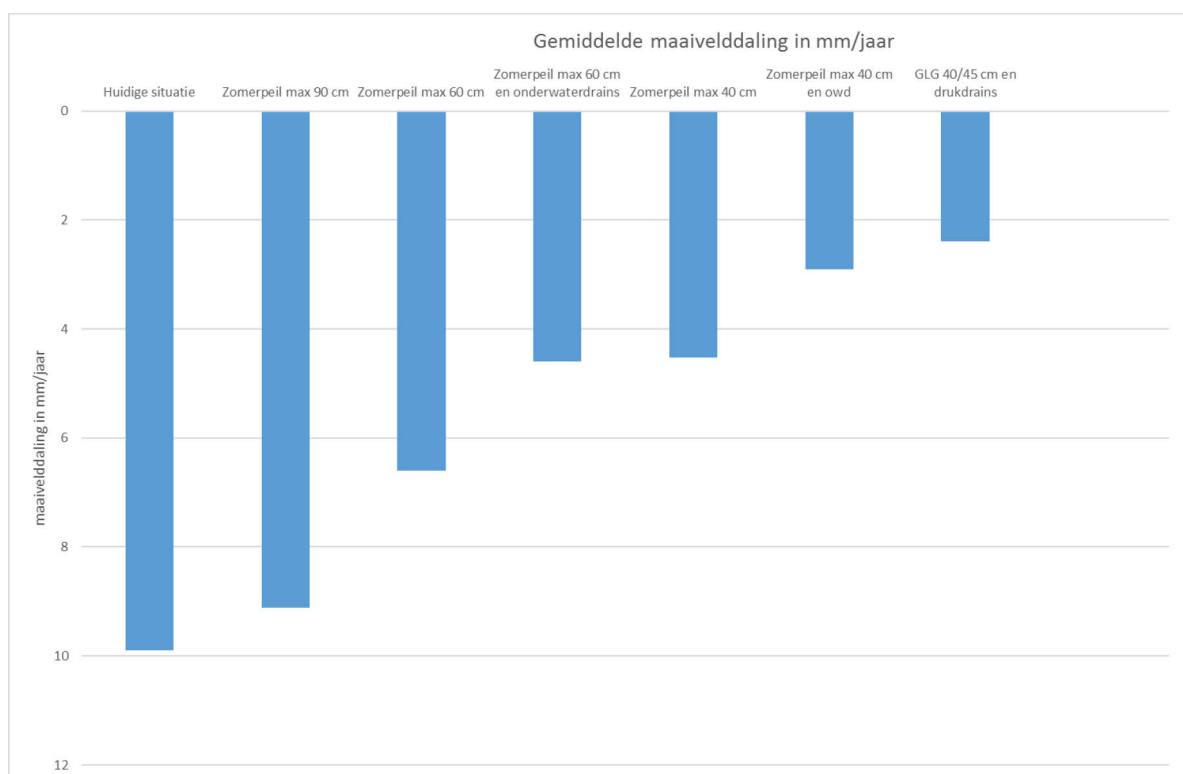
Samengevat naar bodemtype zijn de gemiddelde maaiveldddalingen voor de zeven scenario's in tabel 7 weergegeven.

Tabel 7 Gemiddelde maaiveldddaling in mm/jaar voor de onderscheiden scenario's verdeeld naar bodemtype.

Bodemtype	scenario						
	0 ⁶	1	2	3	4	5	6
Veengrond	13.9	13.2	10.3	7.6	7.5	5.3	4.6
Veengrond met kleidek	8.2	7.6	4.9	3.0	2.9	1.5	1.2
Klei- met veenondergrond	4.5	3.4	2.0	1.1	1.2	0.6	0

De vermindering van de gemiddelde drooglegging (scenario 1) tot maximaal 90 cm heeft relatief weinig effect, verdere vermindering heeft een aanzienlijk effect, vooral in combinatie met de toepassing van onderwaterdrains. De toepassing van onderwaterdrains bij scenario 3 geeft een forse afname van de maaiveldddaling te zien. Het meeste effect heeft de toepassing van drukdrains of een zeer geringe ontwatering in combinatie met onderwaterdrains.

De gemiddelde maaiveldddaling per scenario is weergegeven in figuur 11.



Figuur 11 Gemiddelde maaiveldddaling per scenario.

⁶ Uit verschil in maaiveldhoogte tussen AHN2 en AHN3 wordt een gemiddelde maaiveldddaling per jaar afgeleid voor veengronden van 9,6 mm/jaar, voor veengrond met een kleidek van 6,8 mm/jaar en voor kleigebieden met veen in de ondergrond 4,9 mm/jaar (zie tabel 15). Deze waarden hebben betrekking op het gehele veengebied en niet enkel op het landbouwgebied.

4.3 CO₂-emissie

In bijlage 5 is de CO₂-emissie weergegeven, opgesplitst naar combinatie van bodemtype, veentype, veenvoorkomen op 80 cm en kwel.

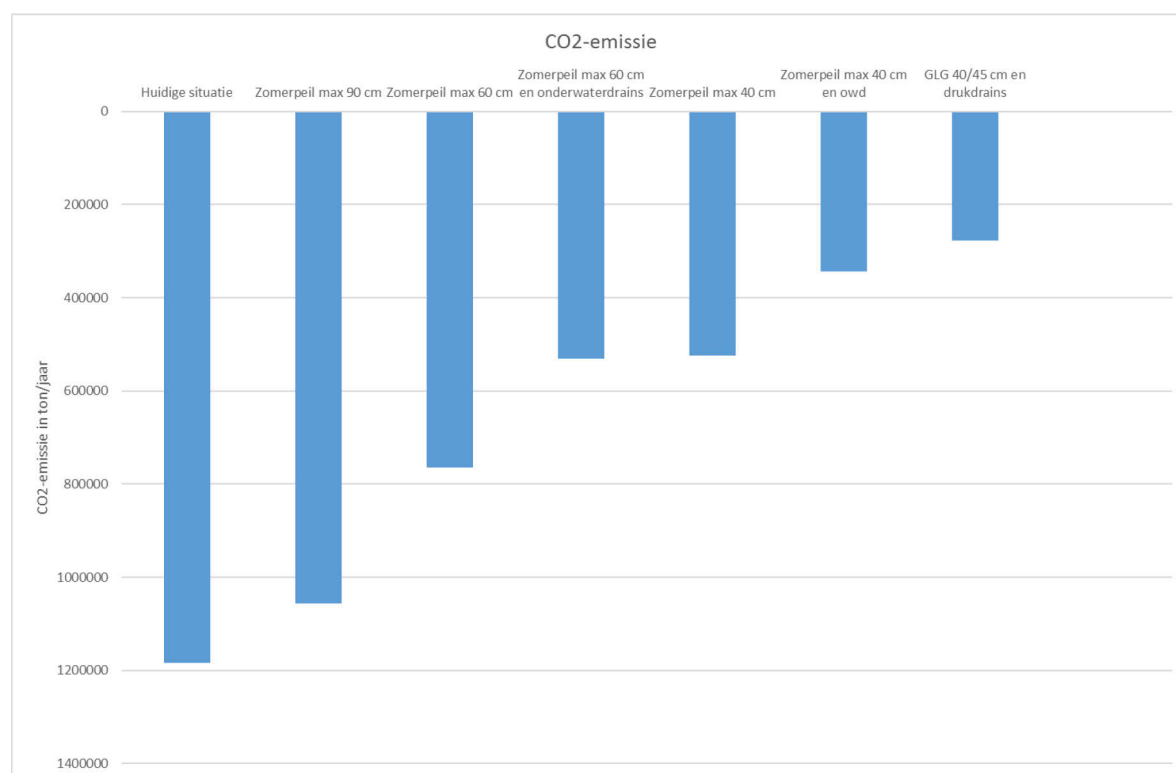
Samengevat naar bodemtype is de CO₂-emissie voor de zeven scenario's in tabel 8 weergegeven.

Tabel 8 CO₂-emissie in ton/jaar voor de onderscheiden scenario's, verdeeld naar bodemtype.

Bodem	scenario						
	0	1	2	3	4	5	6
Veengrond	732725	673170	523279	386537	381130	268130	232979
Veengrond met kleidek	332720	294139	190341	116526	111062	57941	45181
Klei- met veenondergrond	118872	89474	51324	27952	32700	16350	0
Totaal	1184317	1056783	764944	531015	524892	342421	278160

De afname van de maaivelddaling vertaalt zich in een afname van de CO₂-emissie.

De CO₂-emissie in ton/jaar per scenario is weergegeven in figuur 12.



Figuur 12 CO₂-emissie in ton/jaar per scenario.

4.4 N₂O-emissie

In bijlage 6 is de N₂O-emissie als CO₂-equivalent weergegeven, opgesplitst naar combinatie van bodemtype, veentype, veenvoorkomen op 80 cm en kwel.

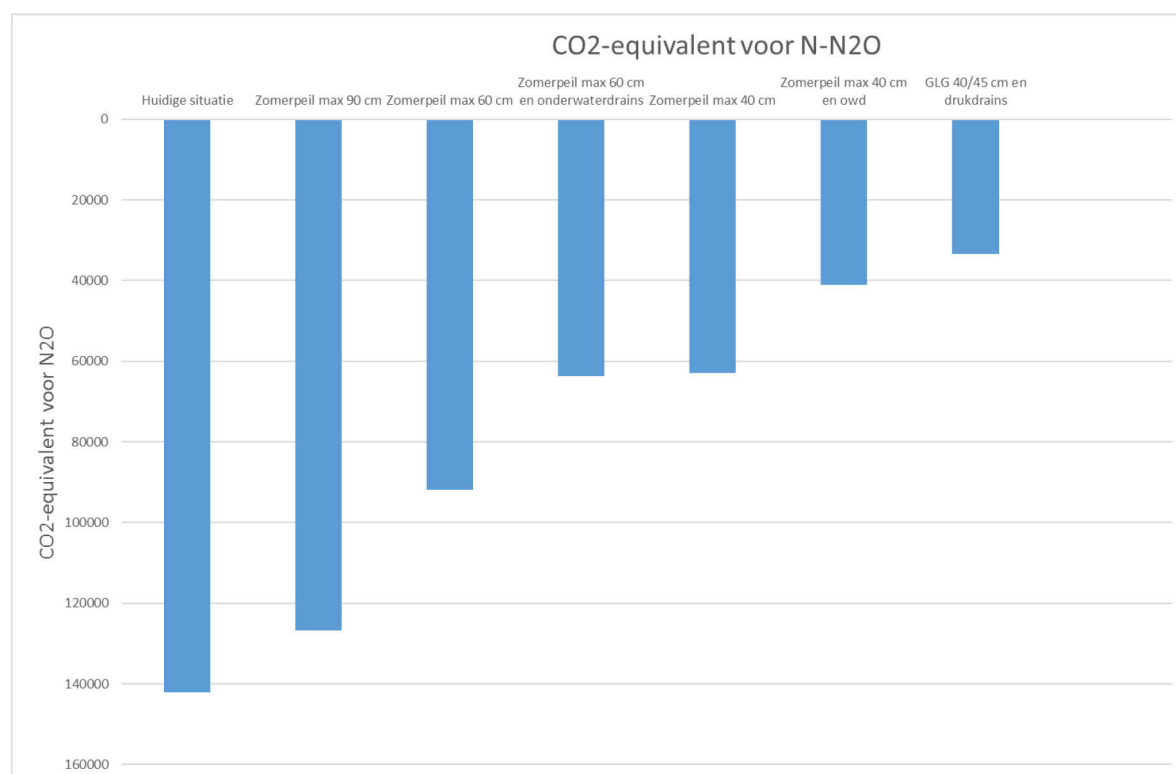
Samengevat naar bodemtype is de N₂O-emissie als CO₂-equivalent in ton/jaar voor de zeven scenario's in tabel 9 weergegeven.

Tabel 9 N₂O-emissie als CO₂-equivalent in ton/jaar voor de onderscheiden scenario's, verdeeld naar bodemtype.

Bodem	scenario						
	0	1	2	3	4	5	6
Veengrond	87927	80780	62793	46384	45736	32176	27958
Veengrond met kleidek	39926	35297	22841	13983	13327	6953	5422
Klei- met veenondergrond	14265	10737	6159	3354	3924	1962	0
Totaal	142118	126814	91793	63722	62987	41091	33379

De N₂O-emissie omgezet naar CO₂-equivalent is aanzienlijk geringer dan de CO₂-emissie.

De N₂O-emissie omgezet naar CO₂-equivalent in ton/jaar per scenario is weergegeven in figuur 13.



Figuur 13 N-N₂O-emissie in CO₂-equivalent in ton/jaar per scenario.

4.5 Totale CO₂- en N₂O-emissie in CO₂-equivalenten

De totale CO₂-emissie (CO₂ en N₂O in CO₂-equivalent is weergegeven in tabel 10 (gebied met veen ondieper dan 80 cm), 11 (gebied met veen dieper dan 80 cm) en 12 (totaal). Voor het gebied met veen ondieper dan 80 cm wordt verondersteld dat GEEN onderwaterdrains of drukdrains worden aangelegd, omdat deze dan wellicht geheel of gedeeltelijk in de zandondergrond terechtkomen. Voor dit gebied worden wel de peilverhogingen aangenomen, maar niet de aanleg van onderwaterdrains of drukdrains. Om dit verschil in scenario's te benadrukken zijn deze in de tabellen 10 en 12 aangegeven in rood.

Tabel 10 Totale emissie in CO₂-eq in ton/jaar voor het gebied met veen ondieper dan 80 cm.

Bodem	scenario						
	0	1	2	2	4	4	4
Veengrond	329160	303954	238267	238267	173719	173719	173719
Veengrond met kleidek	15163	13485	9098	9098	5399	5399	5399
Klei- met veenondergrond							
Totaal	344323	317439	247365	247365	179118	179118	179118
Emissiereductie		26884	96958	96958	165205	165205	165205
Emissiereductie (%)		7.8	28.2	28.2	48.0	48.0	48.0

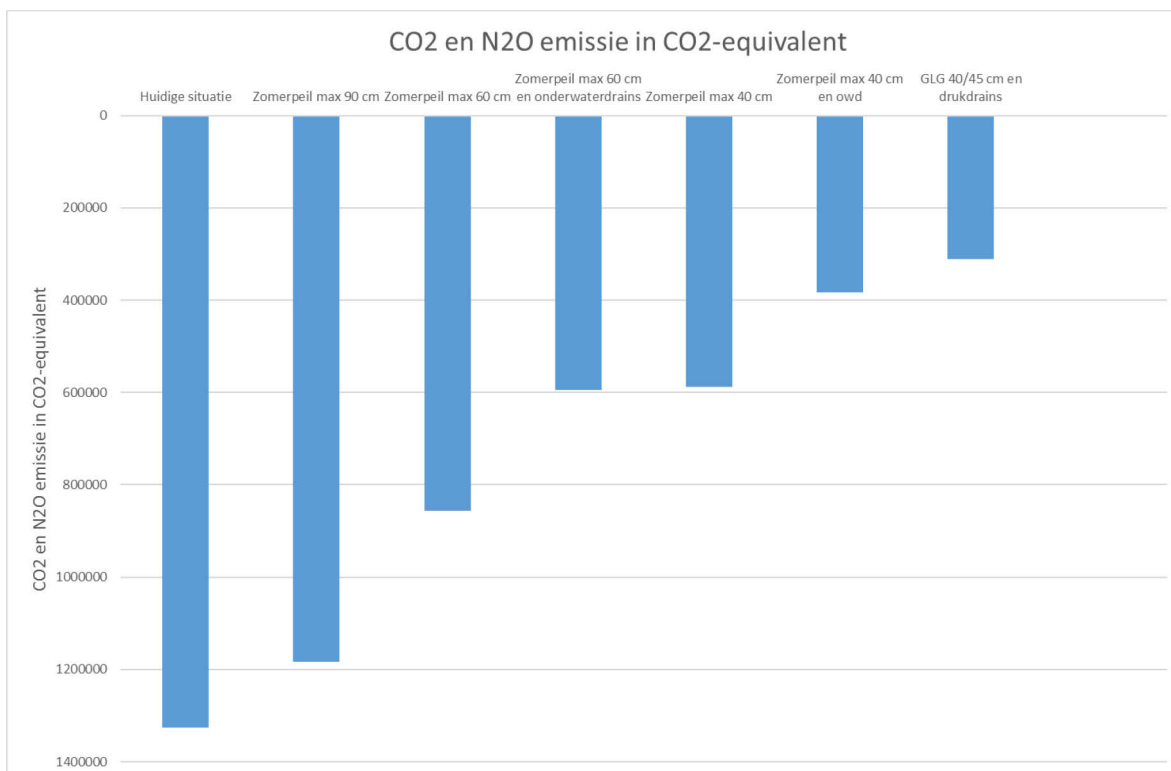
Tabel 11 Totale emissie in CO₂-eq in ton/jaar voor het gebied met veen dieper dan 80 cm.

Bodem	scenario						
	0	1	2	3	4	5	6
Veengrond	491492	449996	347805	194654	253146	126573	87218
Veengrond met kleidek	357484	315951	204084	121411	118990	59495	45203
Klei- met veenondergrond	133137	100211	57483	31306	36624	18312	0
Totaal	982113	866158	609372	347371	408760	204380	132421
Emissiereductie		115955	372741	634672	573353	777733	844212
Emissiereductie (%)		11.8	38.0	64.6	58.4	79.2	86.0

Tabel 12 Totale emissie in CO₂-eq in ton/jaar voor veengebied en kleigebied met veen in de ondergrond.

Bodem	scenario						
	0	1	2	3/2	4	5/4	6/4
Veengrond	820652	753950	586072	432922	426865	300305	260937
Veengrond met kleidek	372646	329436	213182	130509	124390	64894	50602
Klei- met veenondergrond	133137	100211	57483	31306	36624	18312	0
Totaal	1326435	1183597	856737	594737	587879	383512	311539
Emissiereductie		142838	469698	731698	738556	942924	1014896
Emissiereductie (%)		10.8	35.4	55.2	55.7	71.1	76.5

De totale CO₂-emissie in ton/jaar per scenario is weergegeven in figuur 14.



Figuur 14 Totale CO₂-emissie in ton/jaar per scenario.

4.6 Samenvatting

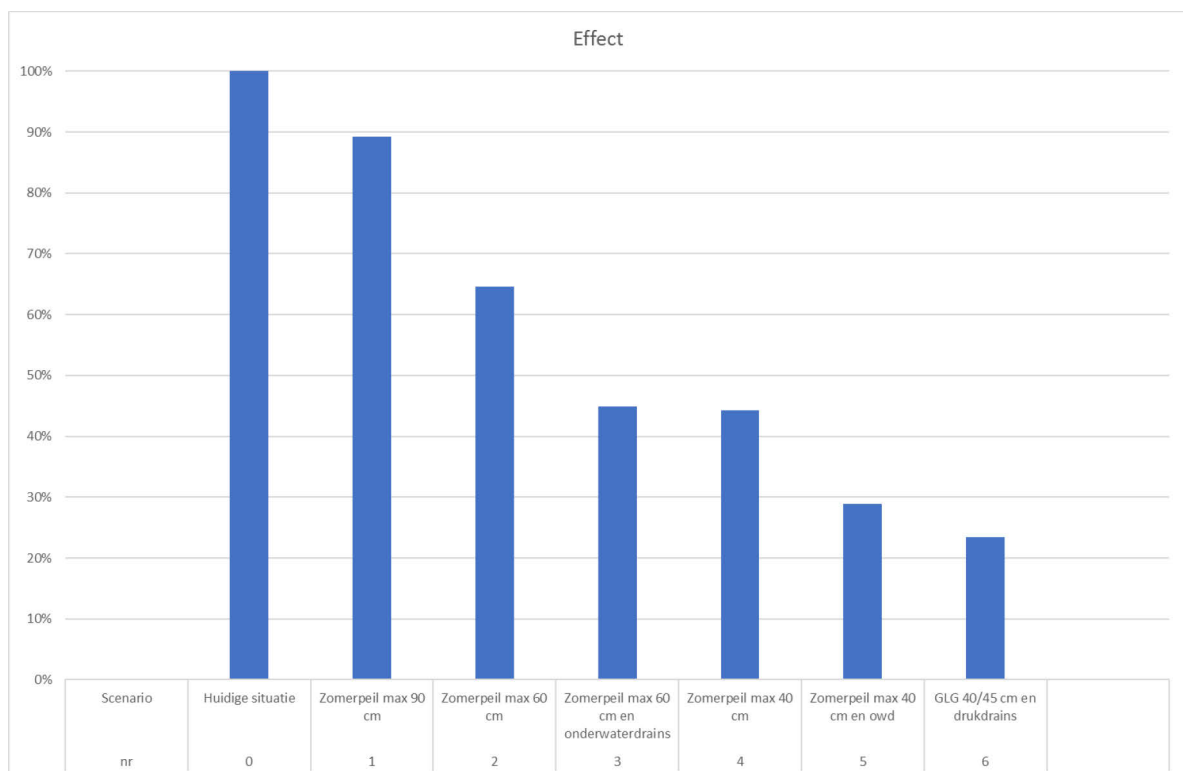
In de tabellen 13a en 13b zijn de resultaten van de scenario's samengevat weergegeven en in figuur 15 het resterende percentage van de huidige CO₂-emissie bij de gebiedsdekkende doorvoering van de verschillende scenario's. NB Indien in een peilvak de drooglegging in de huidige situatie kleiner is dan de voorgestelde drooglegging, dan blijft die huidige drooglegging bestaan. Indien bijvoorbeeld de slootpeilen worden verhoogd van 'huidig' naar een drooglegging van 90 cm, dan doet misschien ongeveer de helft van de oppervlakte veengronden mee.

Tabel 13a Samenvatting resultaten in tonnen CO₂-eq per jaar voor veen ondieper dan 80 cm-mv met de scenario's 1, 2 en 4 en voor het gebied met veen op 80 cm en dieper voor veen zonder kleidek, veen met dun kleidek en klei op veen met scenario's 1 t/m 6

nr	Scenario	Scenario Veen < 80 cm	Veen < 80 cm ton/jaar	Veen- grond ton/jaar	Veen met kleidek ton/jaar	Klei-op- veen ton/jaar	CO ₂ -eq Totaal ton/jaar	CO ₂ -eq- reductie (%)
0	Huidige situatie	0	344323	491492	357484	133137	1326435	0.0
1	Zomerpeil 90 cm	1	317439	449996	315951	100211	1183597	10.8
2	Zomerpeil 60 cm	2	247365	347805	204084	57483	856737	35.4
3	Zomerpeil 60 cm en onderwaterdrains	2	247365	194654	121411	31306	594737	55.2
4	Zomerpeil 40 cm (in dynamisch peil)	4	179118	253146	118990	36624	587879	55.7
5	Zomerpeil 40 cm en onderwaterdrains	4	179118	126573	59495	18312	383511	71.1
6	GLG 40/45 cm d.m.v. drukdrains	4	179118	87218	45203	0	311539	76.5
	Oppervlakte per bodemcategorie (ha)		9889	13886	17332	11661	52768	

Tabel 13b Samenvatting resultaten in gemiddeld aantal tonnen CO₂-eq per hectare per jaar voor veen ondieper dan 80 cm-mv met de scenario's 1, 2 en 4 en voor het gebied met veen op 80 cm en dieper voor veen zonder kleidek, veen met dun kleidek en klei op veen met scenario's 1 t/m 6. Dit zijn gemiddelden over het Friese veenweidengebied met daarin peilvakken met verschillende droogleggingen.

nr	Scenario	Scenario Veen < 80 cm	Veen < 80 cm t/ha/jaar	Veen- grond t/ha/jaar	Veen met kleidek t/ha/jaar	Klei-op- veen t/ha/jaar	CO ₂ -eq Gem. t/ha/jaar	CO ₂ -eq- reductie (%)
0	Huidige situatie	0	34.8	35.4	20.6	11.4	25.1	0.0
1	Zomerpeil 90 cm	1	32.1	32.4	18.2	8.6	22.4	10.8
2	Zomerpeil 60 cm	2	25.0	25.0	11.8	4.9	16.2	35.4
3	Zomerpeil 60 cm en onderwaterdrains	2	25.0	14.0	7.0	2.7	11.3	55.2
4	Zomerpeil 40 cm (in dynamisch peil)	4	18.1	18.2	6.9	3.1	11.1	55.7
5	Zomerpeil 40 cm en onderwaterdrains	4	18.1	9.1	3.4	1.6	7.3	71.1
6	GLG 40/45 cm d.m.v. drukdrains	4	18.1	6.3	2.6	0.0	5.9	76.5
Oppervlakte per bodemcategorie (ha)			9889	13886	17332	11661	52768	



Figuur 15 Resterende totale CO₂-emissie bij gebiedsdekkende toepassing van de verschillende scenario's.

5 Beantwoording verdere vragen opdrachtgever en discussie

Dit betreft een globaal inzicht in de kosten, of er nog substantiële neveneffecten zijn, kansrijkheid van maatregelen, betrouwbaarheid en gegevens die ontbreken en hoe een en ander te monitoren.

5.1 Kosten

In tabel 14 is een overzicht van het resulterende saldo van kosten en baten gegeven voor een aantal scenario's. Deze tabel is gebaseerd op een tabel in Van den Akker et al. (2010) en resultaten van Hoving et al. (2009, 2011) en is gebaseerd op onderzoek in het westelijk veenweidegebied.

Voor drie varianten a, b en g zonder onderwaterdrains met respectievelijk droogleggingen van 20, 60 en 80 cm en een variant c met onderwaterdrains met een drooglegging van 60 cm zijn bedrijfseconomische berekeningen uitgevoerd. Variant g is in dit rapport als de referentiesituatie genomen, omdat die nog het best de Friese situatie representeert, hoewel de drooglegging minder groot is dan in Friesland gebruikelijk. In tabel 14 zijn de zelfvoorziening voor ruwvoer en het verschil in kosten ten opzichte van de referentievariant gepresenteerd. Positieve getallen in de tabel zijn kosten, negatieve getallen baten. Variant c met drains, waarbij de kosten van aanleg 100% worden gesubsidieerd, leveren een kleine baat op. Moet de veehouder deze investering in drains zelf volledig dragen, dan zijn de jaarlijkse kosten € 128 per ha per jaar, bij een veronderstelde levensduur van 20 jaar.

Tabel 14 Mate van zelfvoorziening voor ruwvoer en verschil in totale kosten (€·ha⁻¹) voor vier varianten voor de weerjaren 1992-2001 bij een 25% lagere en een 50% hogere aankoop prijs voor ruwvoer en al of niet hogere loonwerkkosten (verhoging voor de varianten a en b met respectievelijk 20 en 10%). De kosten van de drains zijn € 165,- per ha per jaar (Hoving et al., 2009).

Correctie voerprijs (%)	-25		0		50		Zelf-
Differentiatie loonwerkkosten	nee	ja	nee	ja	nee	ja	voorz.
a) Geen drains, drooglegging 20 cm	143	221	210	288	345	423	76%
b) Geen drains, drooglegging 60 cm	-12	27	2	41	31	70	88%
c) Drains, drooglegging 60 cm	-36	-37	-37	-37	-36	-36	100%
c2) Variant c inclusief kosten drains	129	128	128	128	129	129	100%
g) Geen drains, drooglegging 80 cm	0	0	0	0	0	0	100%

De verhogingen van de loonwerkkosten voor de varianten a en b komen overeen met wat voorkomt in de praktijk van de melkveehouderij in het veenweidegebied, hoewel variant a met een drooglegging van slechts 20 cm wel erg extreem is. Door de nattere omstandigheden bij de varianten a en b ten opzichte van de varianten c en g wordt de capaciteit voor mest uitrijden en voederwinning beperkt, wat zich uit in hogere tarieven.

De kosten van de aanleg van de drains is (inclusief leggen per meter) € 1,- (Hoving et al., 2009).

Drukdrains zijn wat betreft kosten en baten nog niet goed doorgerekend. De kosten zijn ongeveer het dubbele van gewone drains (pers comm. Idse Hoving, Livestock Research), dus per meter € 2,-.

Bij een scenario met een verhoogd slootpeil, zoals variant b in tabel 14, zullen in Friesland nog extra kosten moeten worden gemaakt om het perceel geschikt te maken voor deze drooglegging, die feitelijk hoort bij een smaller perceel dan in Friesland gebruikelijk is geworden.

Een belangrijke potentiële baat zijn mogelijk de CO₂-credits. Momenteel gelden die niet voor besparing van emissies uit veengronden. De waarde van CO₂-credits heeft wel een mogelijkheid om de

maatschappelijke baten in geld uit te drukken. Deze waarde is lange tijd laag geweest, circa € 5 per vermeden ton CO₂. Momenteel (oktober 2018) is het € 18 per vermeden ton CO₂ en de verwachting is dat deze in de toekomst minstens € 30 tot € 60 per vermeden ton CO₂ wordt. Wat betreft milieuwinst voor de Nederlandse maatschappij kunnen onderwaterdrains en zelfs drukdrains dan zeker rendabel zijn. Een belangrijk voordeel is ook dat eventuele subsidiëring door de overheid wordt verstrekt in de vorm van een eenmalige investering voor een periode van 20 tot 30 jaar. Dit is een belangrijk voordeel ten opzichte van jaarlijkse subsidiëring/vergoeding voor bijvoorbeeld bedrijfseconomische schade door verhoogde slootpeilen.

De kosten voor aanpassing van het watersysteem zijn per scenario moeilijk in te schatten en het is de vraag of deze per scenario per ton vermeden CO₂-emissie veel zullen verschillen.

Een eenvoudige methode om een beeld te krijgen of een investering of subsidie rendabel is, is het berekenen van de terugverdientijd. Indien we uitgaan van een onderlinge drainafstand van 5 meter en kosten van € 1,- per meter drain inclusief aanleg et cetera, dan zijn de kosten € 2000,- per hectare. Voor de aanleg van drukdrains wordt gerekend op een tweemaal zo hoge investering, dus van € 4000,- per hectare. De mogelijke hoeveelheid besparing aan CO₂-eq ligt sterk aan de beginsituatie. Bij een huidige situatie met een drooglegging van bijvoorbeeld 100 cm kan veel meer bespaard worden dan bij een huidige situatie met een drooglegging van 60 cm. In tabel 15 is een overzicht gegeven van de CO₂-eq-emissies in de verschillende scenario's. Voor de huidige situatie wordt daarbij als voorbeeld een drooglegging van 100 cm aangehouden.

Tabel 15 Aantal tonnen CO₂-eq emissie per hectare per jaar voor veen ondieper dan 80 cm-mv met de scenario's 1, 2 en 4 en voor veen op 80 cm en dieper voor veen zonder kleidek, veen met dun kleidek en klei- op-veen met scenario's 1 t/m 6. Voor de huidige situatie is een drooglegging van 100 cm aangenomen. Voor de scenario's 3 en 5 met onderwaterdrains en scenario 5 met drukdrains zijn ten opzichte van scenario 0 de investeringen berekend om jaarlijks 1 ton CO₂-eq per hectare te besparen.

nr	Scenario	Scenario Veen < 80 cm	Veen < 80 cm t/ha/jaar	Veen- grond t/ha/jaar	Veen met kleidek t/ha/jaar	Klei-op- veen t/ha/jaar
0	Huidige situatie, drooglegging 100 cm	0	46.1	46.1	30.2	14.3
1	Zomerpeil 90 cm	1	42.1	42.1	26.3	10.4
2	Zomerpeil 60 cm	2	30.4	30.4	14.5	4.9
3	Zomerpeil 60 cm en onderwaterdrains	2	30.4	15.2	7.3	2.5
4	Zomerpeil 40 cm (in dynamisch peil)	4	22.6	22.6	6.7	3.3
5	Zomerpeil 40 cm en onderwaterdrains	4	22.6	11.3	3.4	1.6
6	GLG 40/45 cm d.m.v. drukdrains	4	22.6	6.8	2.8	0.0
	Besparing bij scenario 3 t.o.v. scenario 0			30.9	22.9	11.9
	Investering om jaarlijks 1 ton CO ₂ -eq-emissie te besparen			€ 65.91	€ 88.80	€ 171.42
	Besparing bij scenario 5 t.o.v. scenario 0			34.8	26.8	12.7
	Investering om jaarlijks 1 ton CO ₂ -eq-emissie te besparen			€ 58.50	€ 75.85	€ 160.31
	Besparing bij scenario 6 t.o.v. scenario 0			39.2	27.4	14.3
	Investering om jaarlijks 1 ton CO ₂ -eq-emissie te besparen			€ 101.95	€ 145.98	€ 278.95

De terugverdientijd ligt uiteraard sterk aan de CO₂-eq-prijs. Indien deze bijvoorbeeld € 10 per ton vermeden emissie is, dan zijn de investeringen in 7 tot 28 jaar terugverdiend. Zijn deze € 30 per ton vermeden emissie, dan zijn slechts iets meer dan 2 jaar tot 10 jaar nodig. Momenteel (augustus 2018) zijn deze € 18 per ton CO₂. Wel moet worden bedacht dat op dit moment vermeden CO₂-emissies uit veengronden niet op de Emissiemarkt kunnen worden verhandeld. Het is nu vooral een manier om het maatschappelijk belang van CO₂-reducties in geld te kunnen uitdrukken.

5.2 Neveneffecten

Elke maatregel waarbij de grondwaterstand wordt verhoogd kost water, dat zal moeten worden ingelaten in de polder (Jansen et al., 2009; Hendriks et al., 2014). Dit betreft in de eerste plaats extra gewas- en bodemverdamping doordat het gras minder verdroogt en door open-watervedamping (hogere slootpeilen) en vooral ook extra wegzijging of verminderde kwel. Voor gebieden met een probleem met aanvoer van water kan dit in droge jaren een groot probleem zijn. Hierbij speelt ook de kwaliteit van het aangevoerde water een mogelijk probleem. Voor de Friese situatie lijkt deze kwestie minder nijpend dan in het westen. Wel zal er rekening mee moeten worden gehouden dat de drainage door de toepassing van onderwaterdrains wordt verbeterd, maar dat voor de opvang van hevige regenval de berging in het gebied door de hogere slootpeilen minder zal worden. Voor de opvang van hevige droogte is de situatie juist andersom en leveren de hoge slootpeilen juist een zekere buffer en kan de bodem efficiënt zo vol mogelijk worden gehouden in de periode voordat werkelijke watertekorten optreden. Voor zowel wateraanvoer als waterafvoer zullen scenariostudies moeten worden uitgevoerd om de effecten van nieuw waterbeheer met en zonder onderwaterdrains door te rekenen.

Een ander punt is de waterkwaliteit. In het algemeen verbetert de chemische waterkwaliteit in het oppervlaktewater (Hendriks en Van den Akker, 2012; Hendriks et al., 2013, 2014; Van den Akker et al., 2013). Daarnaast zal een hoger slootpeil, en dus meer en dieper water in de sloot, ook voor de biologische kwaliteit positief zijn. Hiervoor zullen de sloten wel op diepte moeten worden gehouden om dichtslibben en meer baggervorming te voorkomen.

Voor weidevogels geldt dat de verhoogde draagkracht door toepassing van onderwaterdrains zich ook uit in een hogere weerstand voor de snavel. Anderzijds zijn er wel meer mogelijkheden om in het voorjaar bepaalde percelen met goede randvoorwaarden voor weidevogels tijdelijk natter te maken en deze percelen na de broedperiode snel en effectief te draineren.

De scenario's waarbij niet wordt gewerkt met onderwaterdrains, maar de slootpeilen worden verhoogd om de grondwaterstand omhoog te krijgen, zijn gunstig voor weidevogels. Het land zal immers in het algemeen aanzienlijk natter worden in het voorjaar. In West-Nederland is er beperkt onderzoek gedaan naar het effect op de indringweerstand voor vogelsnavels bij toepassing van onderwaterdrains. Er werd daarbij soms wel (Van den Akker et al., 2016) en soms geen effect gevonden (Van der Zijden en Kruk, 2011; Kruk en Van der Zijden, 2013). Onderzoek naar het effect van toepassing van onderwaterdrains op de hoeveelheid wormen en engerlingen als voer voor weidevogels liet ook geen significant effect zien (Van der Zijden en Kruk, 2011; Kruk en van der Zijden, 2013). Onderzoek door Deru et al. (2014) naar het effect van onderwaterdrains op de bodembioïologie laat zien dat deze niet van elkaar te onderscheiden is. In Spengen (West-Utrecht) start in 2019 een experiment om met drukdrainage de omstandigheden voor weidevogels te stimuleren (pers. mededeling Erik Jansen).

De melkveehouderij in het Friese veenweidebedrijf zal zwaar worden benadeeld indien maatregelen worden genomen die nadelig zijn voor de opbrengst en omstandigheden voor het veenweidebedrijf. Indien daar geen compensatie voor wordt geboden in de vorm van subsidie/vergoedingen/investeringen, zal de economische schade in de vorm van gederfde inkomsten en investeringen in de melkveehouderij en het daarvan afhankelijke bedrijfsleven en de industrie groot zijn.

Een gunstig neveneffect is de beperking van de bodemdaling en vooral ook de beperking van de verschillen in bodemdaling. Niet alleen bodemdaling, maar vooral verschillen in bodemdaling leiden immers tot een toename van peilgebieden, het ontstaan van veenkaden, aanleg van kaden langs hoogwatersloten, verdroging van hoger gelegen natuur en woongebieden, schade aan infrastructuur en bebouwing, toename risico overstromingen en investeringen in waterwerken en waterkeringen etc. Door Hendriks et al. (2010) zijn scenario's doorgerekend die laten zien dat met een strategische inzet van onderwaterdrains verschillen in maaiveldhoogte kunnen worden verkleind. Ook kan binnen één peilvak een laag gebied (zonder onderwaterdrains) met een geringe drooglegging worden gecombineerd met een hoger gebied (met onderwaterdrains). Het lage gebied kan dan dienen als waterbergingsgebied bij stortbuien.

5.3 Kansrijkheid van de maatregelen

De kansrijkheid van de maatregelen hangt vooral af van de kosten en in hoeverre voldoende rekening wordt gehouden met alle deelbelangen. Met het verhogen van een peil van bijvoorbeeld 100 cm drooglegging naar 60 cm zonder onderwaterdrains wordt de CO₂-emissie beperkt tot ca 2/3^e van de oorspronkelijke CO₂-emissie. Omdat het verhogen van slootpeilen tot minder dan 60 cm drooglegging zonder onderwaterdrains mogelijk zal leiden tot vernatting en verslechterde omstandigheden voor de melkveehouderij, zal dit weerstand oproepen. De praktijk leert dat aanzienlijke peilverhogingen doorgaans zeer moeilijk en feitelijk niet of in beperkte mate zijn door te voeren. Toepassing van onderwaterdrains en drukdrains levert niet alleen een aanzienlijke verdere reductie van de CO₂-emissies, maar biedt meer handelingsperspectief en zekerheid voor de melkveehouderij, vermindert kans op nat- en droogteschade en maakt het bedrijf toekomstbestendiger. De forse investering is voor de melkveehouderij wel een (te) grote drempel, omdat de baten vooral in de toekomst liggen. Hierdoor zal in het algemeen een investeringssubsidie noodzakelijk zijn, waardoor ook op kortere termijn een investering in onderwaterdrains voor de melkveehouderij aantrekkelijk en rendabel wordt.

5.4 Betrouwbaarheid resultaten

De betrouwbaarheid van de resultaten is vooral gebaseerd op de betrouwbaarheid van de gebruikte methode en van kwaliteit van de aanleg en het onderhoud van de onderwaterdrains en het watermanagement. Op beide aspecten wordt apart ingegaan.

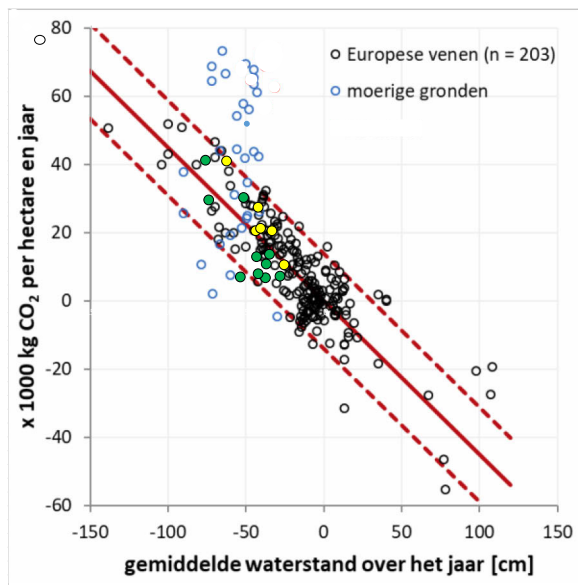
Betrouwbaarheid van de methode

Maaiveldddaling wordt voor een groot gedeelte door oxidatie (veenafbraak) bepaald. Grønland et al. (2008) geven aan dat ongeveer 50% van de maaiveldddaling aan veenafbraak kan worden toegeschreven. Eggelsmann (1976) komt op 70% en Schothorst (1977) op 85% voor veenweiden die al eeuwen in landbouwkundig gebruik zijn. De veenafbraak veroorzaakt naast maaiveldddaling ook CO₂-emissies. Daardoor zijn maaiveldddaling en CO₂-emissies sterk aan elkaar gerelateerd. Schothorst (1977, 1982) relateerde de afbraak en het verlies van organische stof al aan de maaiveldddaling. Om het aandeel van de afbraak in de maaiveldddaling te bepalen, beschouwde hij de relatieve toename van de minerale delen in de bovenste bodemlagen ten opzichte van de oorspronkelijke massa aan minerale delen, zoals deze kan worden bepaald in de diepere veenlagen. Ter controle relateerde Schothorst (1977, 1982) het verlies aan organische stof met de hoeveelheid vrijgekomen hoeveelheid stikstof door de veenafbraak (stikstofmineralisatie). Een soortgelijke aanpak is ook uitgevoerd door Grønland et al. (2008) voor Noorse veengronden in agrarisch gebruik. Bovendien vergelijkt Grønland et al (2008) de bepaalde CO₂-emissies uit maaiveldddaling en uit stikstofmineralisatie met CO₂-emissies gemeten met de gesloten-kamermethode, met als conclusie dat deze drie bepalingsmethoden goed op elkaar aansluiten.

De door ons gebruikte methode gebaseerd op maaiveldddalingen waaruit CO₂-emissies worden berekend, wordt dus ondersteund door breed gedragen onderzoek gepubliceerd in peer-reviewed, internationale tijdschriften. Een belangrijk voordeel van de berekening van de CO₂-emissies uit maaiveldddaling is dat het een gemiddelde maaiveldddaling betreft over een groot aantal jaren. In feite wordt gekeken naar de cumulatieve afbraak over een bepaalde periode. In ons geval is dat 15 tot 25 jaren. De invloed van natte en droge jaren en bijvoorbeeld graslandvernieuwing wordt zo meegenomen en uitgemiddeld over de jaren. De methode is ook gebruikt voor de berekening van CO₂-emissies in het LULUCF- (Land Use and Land Use Change and Forestry) en IPPC-kader van de rapportage van emissies uit organische gronden (veengronden) (Kuikman et al., 2005) en is dan ook door het IPPC erkend als goede methode. De berekeningsmethode wordt niet alleen in Nederland gebruikt, maar ook in onderzoek in Duitsland (Höper et al., 2008; Kluge et al., 2008) en Zwitserland (Leifeld et al., 2011) en zelfs voor tropische venen (Couwenberg en Hooijer, 2013). Door Kluge et al. (2008) en Leifeld et al. (2011) zijn daarbij ook bodemprofielen met historische gegevens betreffende de voorraad koolstof of organische stof vergeleken met de voorraden in recenter gestoken monsters uit het profiel. De resultaten blijken ook goed vergelijkbaar te zijn met op andere wijze verkregen

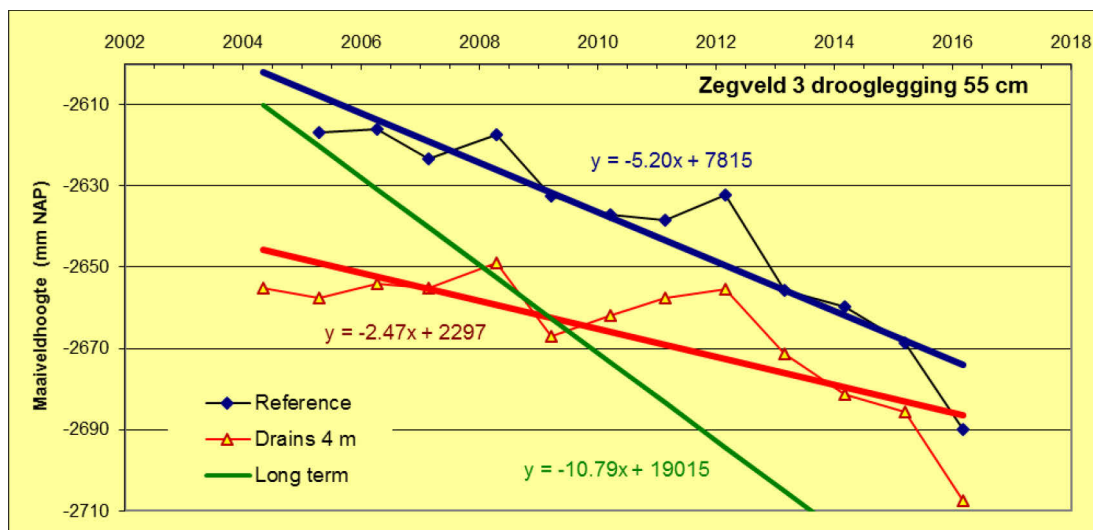
CO₂-emissies, zoals blijkt uit Couwenberg en Hooijer, (2013), Grønland et al. (2008), Kasimir-Klemetsson et al. (1997) en wat betreft afbraak Schothorst (1977, 1982).

Ter vergelijking zijn in figuur 16 gemeten maaivelddalingen op percelen in West-Nederland en Friesland omgezet in CO₂-emissies en in een grafiek gezet met direct gemeten emissies, gemeten in Europa. De berekende emissies uit maaivelddaling blijken goed in het beeld te passen.

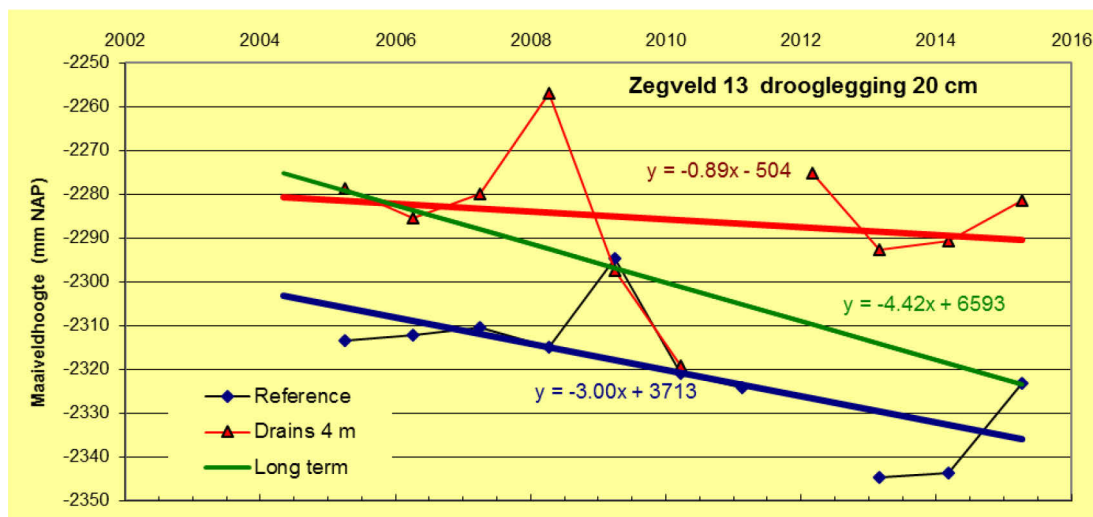


Figuur 16 Vergelijking tussen directe metingen van CO₂-emissies zoals bijeengebracht door Couwenberg van het Greifswald Mire Centre (Duitsland) en daarin opgenomen berekende CO₂-emissies uit gemiddelde jaarlijkse maaivelddalingen gemeten in veengebieden in West- en Noord-Nederland. Groen is met een dun kleidek en geel is zonder kleidek. Uit zakking berekende en direct gemeten emissiewaarden komen goed overeen.

Door van den Akker et al. (2007) wordt aangegeven dat halvering van de maaivelddaling door gebruik van onderwaterdrains mogelijk is. Helaas worden de maaivelddalingen bij pilots met onderwaterdrains in het algemeen niet langer dan enkele jaren gemonitord. Een uitzondering zijn de percelen 3 en 13 bij het vroegere ROC Zegveld en het tegenwoordige VIC en KTC Zegveld. De resultaten van deze monitoring zijn gepresenteerd in de figuren 17 en 18 en deze bevestigen een halvering van de maaivelddaling. Naast deze twee percelen zijn er bij meer percelen op Zegveld en bij andere pilots hoogtemetingen verricht, maar dit was meer op incidentele basis en de data is nog niet goed uitgewerkt. Onlangs is een project gestart waarin de beschikbare data op een rij zullen worden gezet en gerapporteerd (Van den Akker et al., 2018).



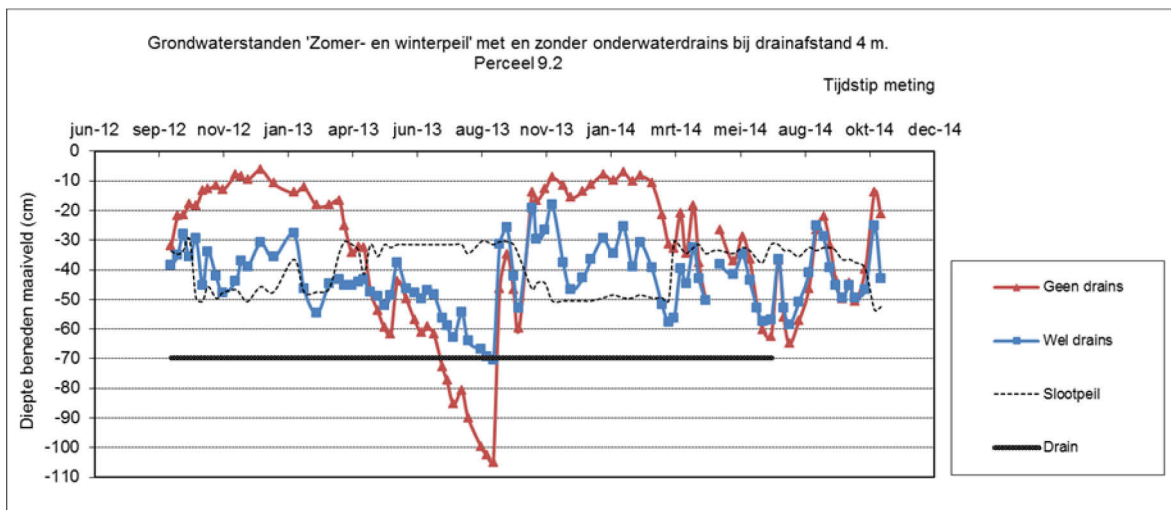
Figuur 17 Maaiveldddaling op perceel Zegveld 3 voor situatie met en zonder onderwaterdrains h.o.h. 4 m.



Figuur 18 Maaiveldddaling op perceel Zegveld 13 voor situatie met en zonder onderwaterdrains h.o.h. 4 m.

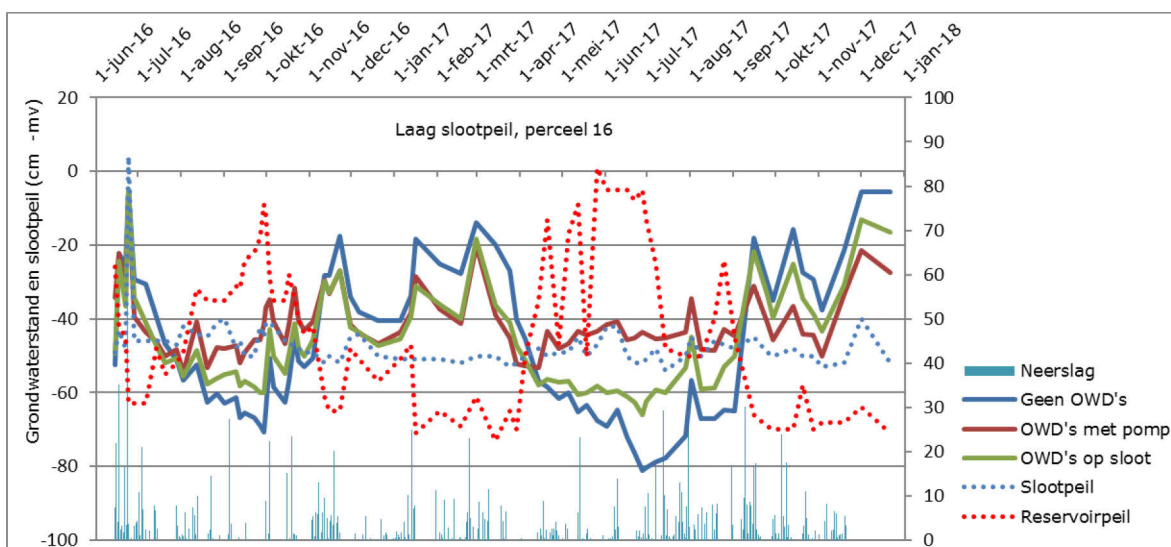
De halvering van de CO₂-emissies bij toepassing van onderwaterdrains is gebaseerd op deze hoogtemetingen aan delen van percelen met en zonder onderwaterdrains in Zegveld. Omdat bij een veengrond in de loop der tijd het aandeel van de maaiveldddaling voor een steeds groter deel door de veenoxidatie wordt bepaald (Kasimir-Klemetsson et al., 1997; Schothorst 1977, 1982), is bij onze oude veengronden de mate van CO₂-emissie zeer sterk gerelateerd aan de maaiveldddaling. Halvering van de maaiveldddaling door veenoxidatie komt daardoor goed overeen met een halvering van de CO₂-emissie. Uiteraard moeten er in de toekomst broeikasgasmetingen worden verricht op perceeldelen met en zonder onderwaterdrains en met drukdrains. Deze metingen zullen over minimaal 3 tot 5 jaren moeten lopen om uitsluitsel te kunnen geven. Momenteel wordt bij een aantal Friese pilots broeikasgasmetingen verricht aan percelen met en percelen zonder onderwaterdrains. Het is echter prematuur om aan de metingen enige waarde toe te kennen, omdat nog slechts het beginjaar is bemeaten en de aanleg van de onderwaterdrains en de historie van de percelen een onbekende, maar waarschijnlijk grote, invloed hebben.

Figuur 19 laat zien dat een dynamisch peil, waarbij in dit geval het slootpeil in de zomer wordt verhoogd tot een drooglegging van 30 cm, de combinatie met onderwaterdrains erg effectief kan zijn om de grondwaterstand te verhogen (Hoving et al., 2015).



Figuur 19 Grondwaterstandverloop in polder Zeevang met en zonder onderwaterdrains (Hoving et al., 2015).

In figuur 20 worden de resultaten gepresenteerd van een proef met pomp-gestuurde onderwaterdrains (drukdrains) (Hoving et al., 2018). Daarbij worden grondwaterstanden gepresenteerd van perceeldelen met en zonder onderwaterdrains en onderwaterdrains die zijn aangesloten op een waterreservoir. Met een pomp wordt in het waterreservoir een hoger of lager waterniveau gerealiseerd om de grondwaterstand op ca. 40 cm diepte te stabiliseren. De resultaten tot nu toe laten zien dat met de pomp-gestuurde drains goede resultaten kunnen worden bereikt om de grondwaterstand op ca. 40 cm diepte te houden.



Figuur 20 Het verloop van de grondwaterstand per drainbehandeling (geen onderwaterdrains, traditionele onderwaterdrains op de sloot en pomp-gestuurde onderwaterdrains), slootpeil en reservoirpeil voor perceel PR16 bij een vast 'laag' slootpeil met een drooglegging van 55 cm – maaiveld.

Betrouwbaarheid van onderwaterdrains en drukdrains in de praktijk

In het algemeen zullen de resultaten van de scenario's aan de optimistische kant zijn. Er wordt namelijk aangenomen dat de maatregelen volgens het boekje worden uitgevoerd en gemanaged. De praktijk leert dat bij uitvoering vaak wat grotere drainafstanden worden genomen dan geadviseerd (berekend) en nogal lange drains worden toegepast om de aanlegkosten te beperken. Uit een beschouwing van de resultaten van een infiltratieberekening bij toepassing van onderwaterdrains blijkt

dat het effect van een vergroting van de drainafstand erg groot kan zijn (zie berekening drainafstand bij o.a. Hoving et al., 2015). Een vergroting van de drainafstand van 4 naar 6 m resulteert globaal in een halvering van de infiltratie uitgedrukt in mm en een verdubbeling van de uitholling van de grondwaterspiegel tussen de drains. Een verdubbeling van de uitholling van bijvoorbeeld 15 naar 30 cm betekent dat er bij veengronden zonder kleidek 3 mm minder maaiveldddaling wordt gereduceerd, oftewel een halvering van het effect van toepassing van onderwaterdrains bij een drooglegging van 60 cm.

Ook wordt vaak bij dynamisch peil te laat het peil opgezet. Dan moet grondwater dat eerst uit het profiel is gedraineerd weer worden geïnfiltreerd. Daarnaast komt het nog voor dat onderhoud aan bijvoorbeeld de sloten niet optimaal is. Feitelijk zou er dus een vrij grote marge moeten worden genomen tussen wat theoretisch en technisch kan en wat er in de praktijk wordt gerealiseerd. Voorgesteld wordt om voor scenario 4 (toepassing onderwaterdrains bij een drooglegging van 60 cm) de eerder vermelde halvering van het effect aan te houden. Bij veengronden zonder kleidek betekent dat, dat de CO₂-emissie door toepassing van onderwaterdrains niet met 15,2, maar slechts met de helft daarvan, dus met 7,6 ton CO₂-eq per ha per jaar afneemt (zie tabel 16).

Tabel 16 Marges toepassing onderwaterdrains en drukdrains bij slechter functioneren dan gedacht. Aantal tonnen CO₂-eq-emissie per hectare per jaar voor veen ondieper dan 80 cm-mv met de scenario's 1, 2 en 4 en voor veen op 80 cm en dieper voor veen zonder kleidek, veen met dun kleidek en klei op veen met scenario's 1 t/m 6. Voor de huidige situatie is een drooglegging van 100 cm aangenomen. Voor de scenario's 3 en 5 met onderwaterdrains en scenario 5 met drukdrains is ten opzichte van tabel 15 het effect van de onderwaterdrains op de reductie gehalveerd. De drukdrains realiseren nu geen GLG van 40/45 cm, maar een GLG van 45/50 cm.

nr	Scenario	Scenario Veen < 80 cm	Veen < 80 cm t/ha/jaar	Veen- grond t/ha/jaar	Veen met kleidek t/ha/jaar	Klei-op- veen t/ha/jaar
0	Huidige situatie, drooglegging 100 cm	0	46.1	46.1	30.2	14.3
1	Zomerpeil 90 cm	1	42.1	42.1	26.3	10.4
2	Zomerpeil 60 cm	2	30.4	30.4	14.5	4.9
3	Zomerpeil 60 cm en onderwaterdrains	2	30.4	22.8	10.9	3.7
4	Zomerpeil 40 cm (in dynamisch peil)	4	22.6	22.6	6.7	3.3
5	Zomerpeil 40 cm en onderwaterdrains	4	22.6	16.9	5.0	2.5
6	GLG 45/50 cm d.m.v. drukdrains	4	22.6	9.9	3.3	0.0
3	Zomerpeil 60 cm en onderwaterdrains (marge t.o.v. tabel 15)			7.6	3.6	1.2
5	Zomerpeil max. 40 cm en onderwaterdrains (marge t.o.v. tabel 15)			5.6	1.7	0.8
6	GLG 40/45/50 cm d.m.v. drukdrains (marge t.o.v. tabel 15)			3.1	0.5	0.0

5.5 Monitoring

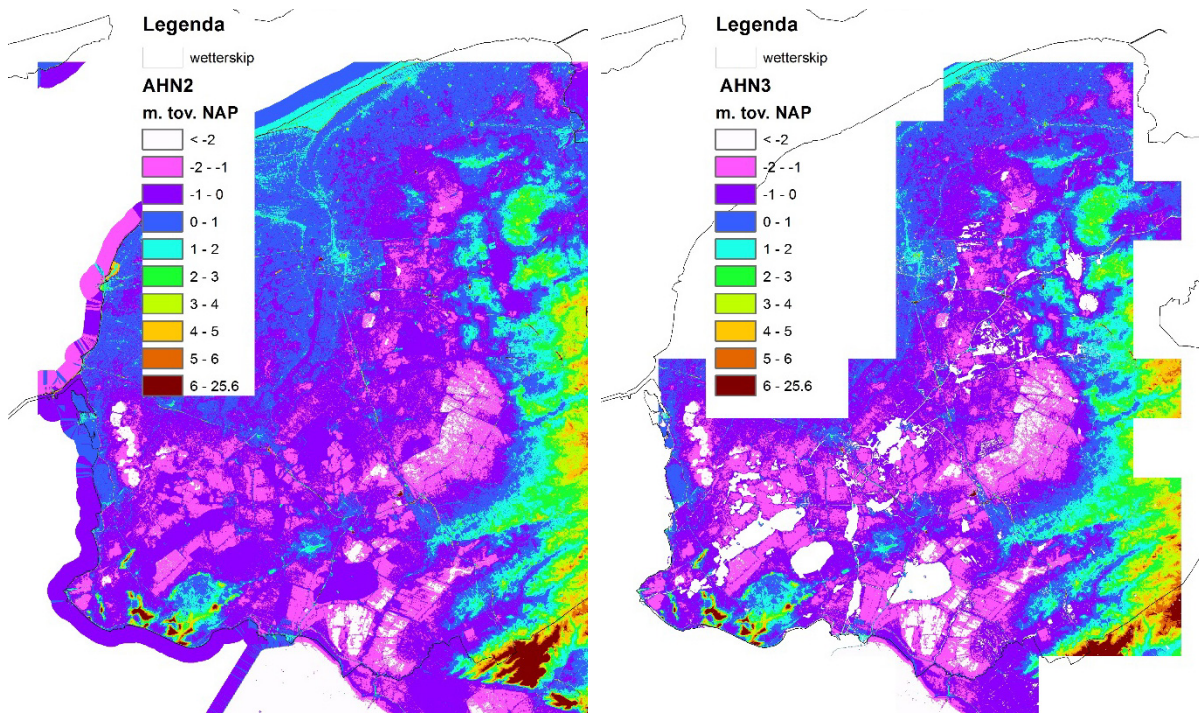
Een mogelijke gebiedsdekkende monitoring zou wellicht kunnen met behulp van het Algemeen Hoogtebestand Nederland (AHN) die regelmatig wordt vernieuwd. Uit de verschillende versies van het AHN kan dan uit het verschil de bodemdaling worden gehaald. De maaiveldddaling kan vervolgens worden omgezet naar CO₂-emissies. We hebben dit onderzocht voor de twee recentste AHN-bestanden van Friesland.

Het blijkt dat het AHN een goed potentieel heeft, maar dat de nauwkeurigheid momenteel manco's vertoont.

Maaiveldddaling afgeleid uit verschil in maaiveldhoogte in AHN2 en AHN3

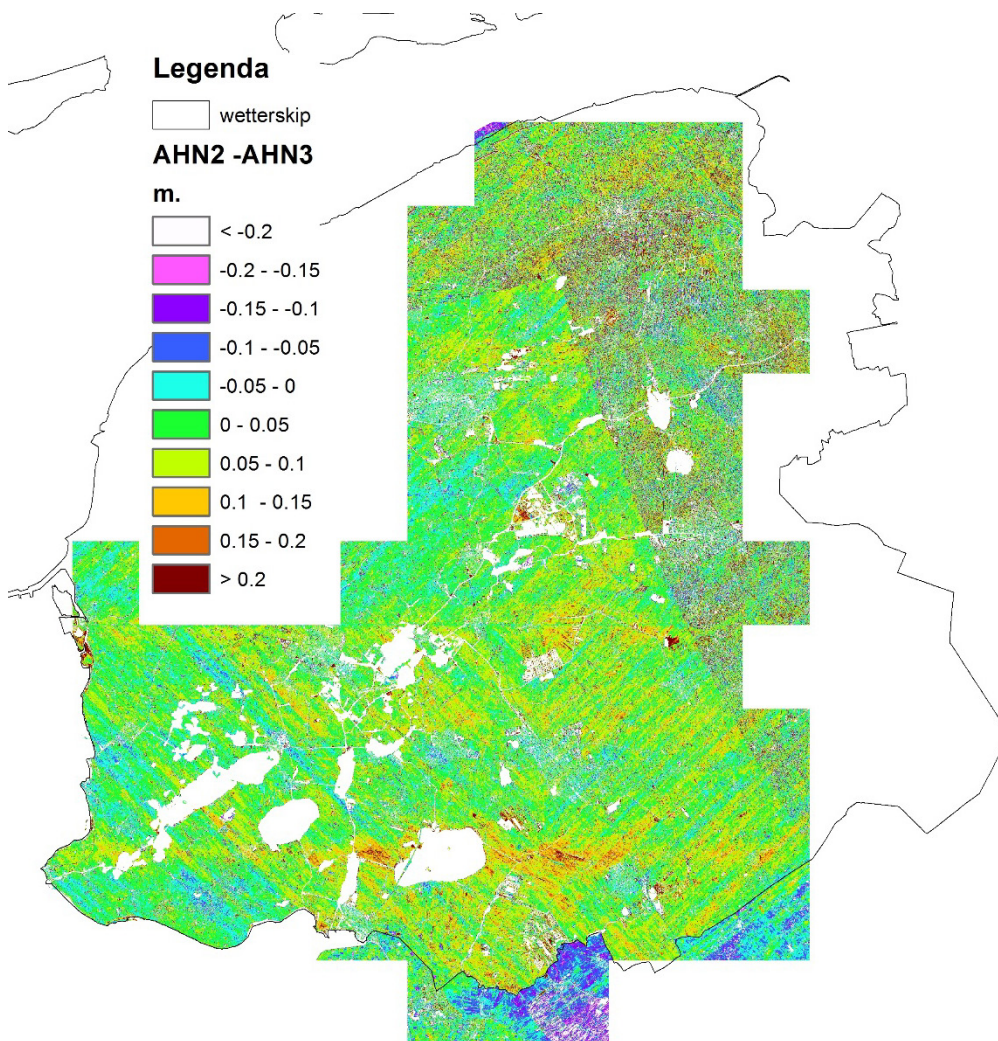
Voor Wetterskip Fryslân zijn twee recente hoogtekaarten beschikbaar, nl. de AHN2 en de AHN3. De inwinjaren voor deze AHN-kaarten binnen Wetterskip Fryslân zijn respectievelijk:

- AHN2 2008
- AHN3 2014



Figuur 21 Hoogtekaarten voor Fries veenweidegebied, AHN2 (links) en AHN3 (rechts).

Om het verschil te bepalen, zijn beide kaarten van elkaar afgetrokken (figuur 22).

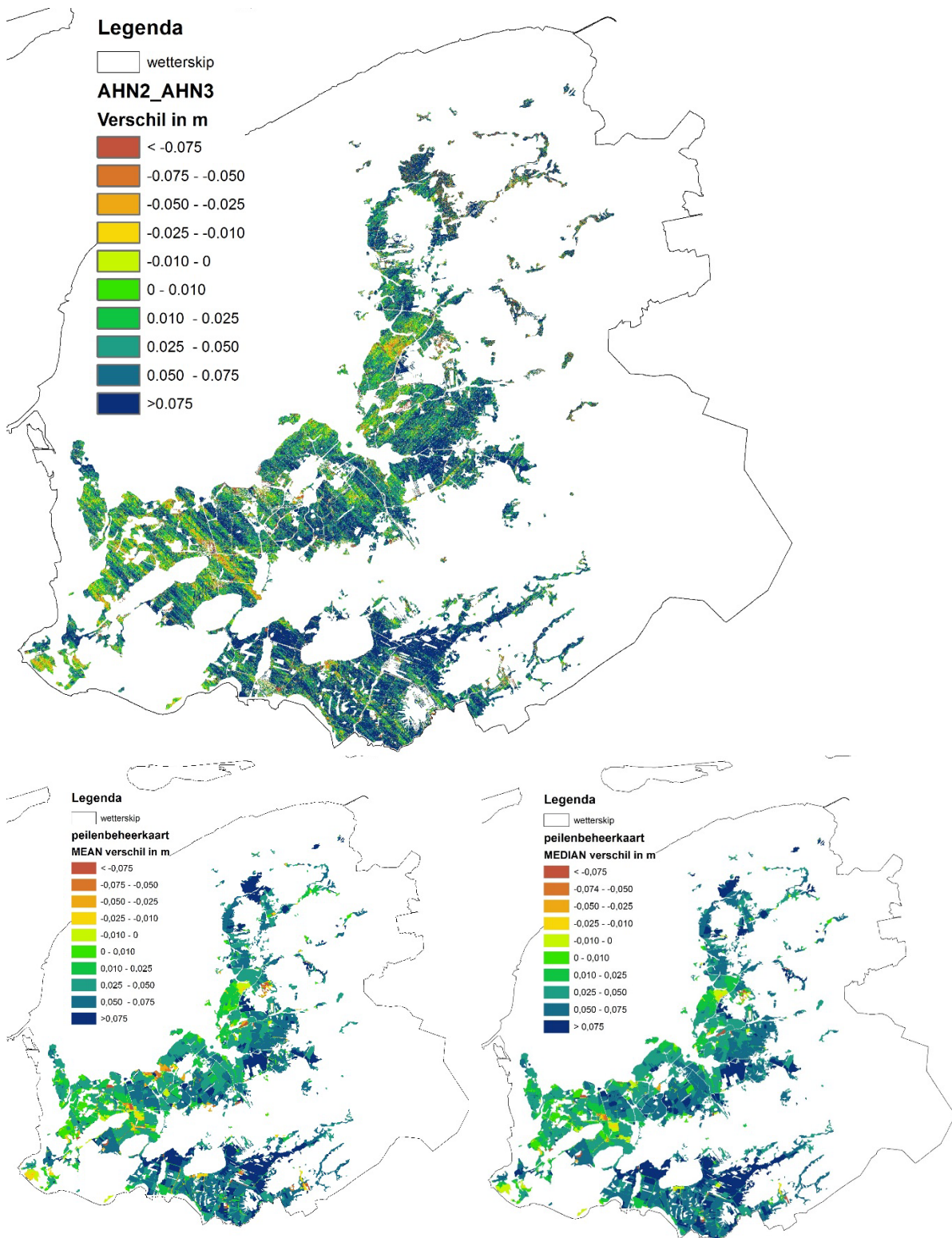


Figuur 22 Verschil in maaiveldhoogte tussen AHN2 en AHN3.

Aan figuur 22 vallen enkele dingen op, nl.:

- De waterschapsgrens tussen Wetterskip Fryslân en Waterschap Drents Overijsselse Delta (WDOD) laat verschillende maaiveldddaling zien: Fryslân is opgenomen in resp. 2008 en 2014, terwijl WDOD is opgenomen in 2012 en 2016.
- In WDOD zien we gebieden waar het maaiveld lijkt te zijn gestegen.
- Binnen Wetterskip Fryslân zien we verschillen in structuur ter weerszijden van twee scherpe lijnen, die min of meer van west naar oost en vervolgens van noordwest naar zuidoost verlopen.
- Er zijn enkele langwerpige structuren zichtbaar die van noordwest naar zuidoost lopen waar het maaiveld lijkt te zijn gestegen.

Op basis van de verschilkaart (figuur 22) is de gemiddelde maaiveldverandering tussen AHN2 en AHN3 per peilvak bepaald. Hierbij zijn alleen de arealen met veengebieden en de kleigronden met veen binnen 80 cm beschouwd, in figuur 23 zijn het verschil per grid en het gemiddelde en de mediaan per peilvak weergegeven.



Figuur 23 Verschil tussen AHN3 en AHN2 voor het veengebied en kleigebied met veen in de ondergrond in m (boven) en de gemiddelde verandering maaiveld van het veengebied per peilvak in m, gemiddeld (linksonder) en mediaan (rechtsonder).

Voor de veengebieden en kleigronden met een veenlaag beginnend binnen 80 cm-mv is de AHN2 vergeleken met de AHN3. Bij de vergelijking is rekening gehouden met het effect van de slootranden. Hiervoor is al het oppervlaktewater uit de TOP10NL geselecteerd, zowel lijnvormig als vlakvormig water. Om alle geselecteerde wateren is een buffer van 5 m gelegd. Van het oppervlaktewater met buffer is een masker gemaakt. De gridcellen binnen de buffer zijn vervolgens verwijderd uit de verschilkaart (AHN2-AHN3). In tabel 17 is de mediaan van het verschil tussen de AHN2-AHN3 weergegeven.

Tabel 17 Mediaanwaarden⁷ van verschil in maaiveldhoogte over 6 jaar in m tussen AHN2 en AHN3 opgesplitst naar bodemprofiel, veentype en kwelintensiteit.

Mediaan	Kwel > 0,5 mm/d (300)	Intermediair (200)	Wegzijing > 0,5 mm/d (100)
Veengebieden (10)			
eutroof en mesotroof veen (0)	0,061	0,061	0,088
oligotroof veen (1)	0,059	0,060	0,077
Veengebieden met een dun (< 40 cm) kleidek (20)			
eutroof en mesotroof veen (0)	0,055	0,047	0,062
oligotroof veen (1)	0,048	0,043	0,059
Kleigebieden (kleidek > 40 cm) met een veenondergrond (30)			
eutroof en mesotroof veen (0)	0,031	0,032	0,037

Uit tabel 17 is een duidelijk effect te zien dat in wegzijgingsgebieden het maaiveld meer is gedaald dan in kwel en intermediaire gebieden.

Naast de mediaanwaarde zijn ook gemiddelden bepaald per bodemprofiel, kwelintensiteit en veentype (tabel 18 t/m 20).

Tabel 18 Gemiddelde verandering maaiveld in m over 6 jaar per bodemtype.

Profieltype	Verskil AHN2-AHN3 in m
Veengebieden (10)	0,060
Veengebieden met een dun (< 40 cm) kleidek (20)	0,043
Kleigebieden (kleidek > 40 cm) met een Veenondergrond (30)	0,033

Uit tabel 18 blijkt duidelijk dat de gemiddelde maaiveldddaling in veengebieden het grootst is, gevolgd door de veengebieden met een dun kleidek. De geringste maaiveldddaling wordt gevonden bij kleigronden met veen in de ondergrond. Het gemiddelde geeft lagere waarden dan de mediaan (tabel 17).

Tabel 19 Gemiddelde verandering maaiveld in m over 6 jaar naar kwelintensiteit.

Kwelintensiteit	Verskil AHN2-AHN3 in m
Kwel > 0,5 mm/d (300)	0,052
Intermediair (200)	0,045
Wegzijing > 0,5 mm/d (100)	0,066

Uit tabel 19 volgt, evenals uit tabel 17, dat in wegzijgingsgebieden de grootste maaiveldddaling wordt waargenomen. De verschillen tussen duidelijke kwelgebieden en intermediaire gebieden zijn niet duidelijk.

Tabel 20 Gemiddelde verandering maaiveld in m over 6 jaar naar veentype.

Veentype	Verskil AHN2-AHN3 in m
Eutroof en mesotroof veen (0)	0,049
Oligotroof veen (1)	0,046

⁷ De waarden in de tabel hebben betrekking op 59878 ha, ze betreffen het veengebied volgens figuur 1 en niet enkel de landbouwgebieden.

Uit tabel 20 volgt, evenals uit tabel 17, dat het veentype nauwelijks onderscheidend is als verklarende factor voor verschil in verandering van het maaiveld tussen AHN2 en AHN3.

Alle voorgaande verschillen hebben betrekking op een periode van 6 jaar, voor de zuivere veengebieden is de mediaan van de maaiveldddaling ca. 1 cm/jaar.

6 Bodemkundige maatregelen

6.1 Inleiding

Een landelijk overzicht van GHG-emissies wordt gegeven in de National Inventory Report (NIR) 2017 (Coenen et al.). In het verplichte Kyoto-protocol 'common reporting format' (CRF) betreft dat naast de emissies van huishoudens en industrie ook de emissies vanuit de landbouwsector. Naast de verplichte rapportage worden ook de emissies van landbouwgronden en bossen gegeven, maar dat is apart ondergebracht onder de term KP-LULUCF (Kyoto Protocol Land Use Change and Forestry) (Arets et al., 2017). Relevant voor het Fries veenweidegebied is dat emissies veroorzaakt door de productie van kunstmest, gebruik van machines, methaan van koeien etc. horen bij de verplichte CRF, terwijl de emissies van veengrond horen bij de vrijwillige rapportage KP-LULUCF. Vanaf 2021 wordt de emissie uit veengronden wel echt meegenomen in de broeikasgasbalans van Nederland (Erbach, 2018). De emissies worden gerapporteerd in kg CO₂-eq per ha, waarbij de emissies van de andere broeikasgassen (CH₄ en N₂O) worden omgerekend naar CO₂-equivalenten. Overzichten van de emissies uit de sector landbouw per provincie worden gegeven door CLM (Rougoor & Van Well, 2016).

Overzichten van effecten van maatregelen worden door diverse onderzoekers gegeven en volgen geen protocol, maar meestal wel de bronnen en terminologie uit de NIR. Maatregelen worden echter ook vaak gerapporteerd op basis van een sector of product. Bij de melkveehouderij worden veel maatregelen toegerekend naar CO₂-eq per kg melk, waarbij duidelijk gedefinieerd dient te zijn welk deel van de emissie wordt toegerekend aan het product melk en welk deel aan het product vlees.

Recente overzichten van potentiële broeikasgas-emissie maatregelen zijn gegevens voor:

1. Landbouw (Koelemeijer et al., 2017; Daniels et al., 2016);
2. Melkveehouderij (van den Pol-Dasselaar et al., 2013);
3. Specifiek voor de enterische methaan-emissie uit melkveehouderij (Sebek et al., 2016);
4. De producten kaas en melk uit melkveehouderij (Broekema & Kramer, 2014);
5. Friesland (Rougoor & van Well, 2016);
6. Landbouwbeleid (Lesschen et al., 2012; Lesschen & Kuikman, 2017).

Bij het geven van een overzicht van potentiële maatregelen in het veenweidegebied van Friesland worden de maatregelen geciteerd uit bovenstaande referenties en uit de gestelde vragen (tabel 22).

Maatregelen die generiek toepasbaar zijn (en op dezelfde manier toepasbaar zijn in het veenweidegebied) worden niet besproken, tenzij de effecten afwijkend zijn in het veenweidegebied. Voor een goed begrip worden de belangrijkste generieke landbouwgerelateerde maatregelen hier benoemd.

Tabel 21 Belangrijkste voorgestelde generieke maatregelen voor emissiereductie (tabel 16 en 17 uit (Koelemeijer et al., 2017))*.

	Technisch potentieel Mton CO ₂ eq	Nationale kosten Meuro/jaar	Euro/ton CO ₂
Levensduurverlenging melkvee	0,5	0	0
Methaanoxidatie mest	2,5	11	5
Nitrificatieremmers	0,4	30	75
Precisiebemesting	0,4	38	95
Rantsoenaanpassingen melkvee	1,7	245	145
Monovergisting van mest	4,7	930	200
LULUCF			
Onderwaterdrainage	0,4	9	22
Passieve vernatting	0,5	14	28
Verhogen koolstofvastlegging landbouwgrond	0,8	40	50
Landbouwgrond naar natte landbouw	0,05	3,5	70
Landbouwgrond naar natuur	0,1	14	140
Gebruiksverandering moerige veengronden	0,2	75	375
Vergroten bosareaal	0,2	100	500

* totale emissie NL is 212 Mton CO₂ eq.

Te zien is dat vrijwel alle maatregelen in de LULUCF gerelateerd zijn aan veen- en moerige gronden. Hierdoor is het niet eenvoudig een onderscheid te maken tussen generieke/landelijke maatregelen en additionele maatregelen in Fries veenweide.

Andere (bodem)maatregelen die niet direct gerelateerd zijn aan beleid ten aanzien van emissies, maar wel specifiek relevant zijn voor emissies in het veenweidegebied worden wel genoemd. Bijvoorbeeld maatregelen t.a.v. bodemverdichting (Aequator-Groen&Ruimte, 2016) en het ophogen van land met onder ander bagger (Oliveira, 2017).

6.2 Samenvatting bodemmaatregelen

Uit tabel 22 volgt dat de gesuggereerde Friese bodemmaatregelen kunnen leiden tot een nettovermindering van de CO₂-emissies, maar relatief kostbaar zijn. Deels zijn de maatregelen al een onderdeel van eerder gemaakte landelijke analyses, zoals het verminderen van het gebruik van stikstofkunstmest en monomestvergisting. De maatregel om steenmeel te gebruiken i.p.v. kalk is landelijk niet eerder meegenomen omdat het een kleine bijdrage is. Aangezien het een relatief goedkope maatregel kan zijn (euro per ton vermeden CO₂), is het toch interessant. Het verminderen van de verdichting is gerelateerd aan andere (landelijke) maatregelen, zoals het gebruik van precisiebemesting, nitrificatieremmers en drainage. Het is echter specifiek relevant voor beweidde natte graslanden, zoals het Friese veenweidegebied. Het gebruik van mestscheiding en het verwerken van groene reststromen wordt op zich weinig relevant geacht. Het kan een onderdeel zijn van andere maatregelen, bijvoorbeeld mestvergisting. Het verhogen van land is de meest bodem-/regiospecifieke maatregel, omdat het in combinatie met een grondwaterstandverhoging kan leiden tot een drastische vermindering van de afbraak van veen. Een nadere beschouwing geeft echter aan dat de mogelijkheden om meer land dan nu met bagger te bedekken, veel geld/energie/CO₂-uitstoot geeft als de bagger van verder weg moet komen, maar op lange termijn gunstig is.

Tabel 22 Specifieke effecten van bodemmaatregelen op Fries veenweidegebied op het potentieel van emissiereductie van broeikassen (CO₂, CH₄ en N₂O) (generieke/landelijk effecten niet meegerekend).

§	Maatregel	%land	Netto-effect t CO ₂ -eq./ha	Interactie met andere maatregelen	Specifieke maatregel	Kosten €/ton CO ₂ -eq.	Substantiële (neven)effecten	Mate van gegevens	Betrouwbaarheid en monitorings- mogelijkheden	Kans- rijkheid
6.3.1	Minder verdichting	100%	1,3	-precisiebemesting -nitrificatieremmers	-beweidingsduur verkorten, met name bij vochtige grond	€ 92	+grasopbrengst	1x akker, 2 x lab	Gering	Eenvoudig
6.3.2	Verwerking groene reststromen		0							
6.3.3	Verhoging land m.b.v. bagger	150 ha per jaar	0-10	Grondwaterpeil- verhoging	Transport bagger	Dalen per jaar, na 11 jaar: € 115	Onbekend in combinatie met peilverhoging	Geen metingen	Goed	Goed
	topsurf									
6.3.4	Klei/Steenmeel	100%	0,038			€ 113	+micronutriënten		Op basis van verkoopcijfers	Goed
6.3.5	Digestaat van monovergisters	0-100%	0-1,5*	Duurzame energie	Mestvergister, jumpstart & SDE- subsidie					
6.3.6	Ruige mest/ mestscheiding		0							
6.3.7	Minder kunstmest	100%	0-0,4	-beperkt mogelijk in natte bodems	Management					

* vermeden CH₄ emissie, vermeden fossiele energie is niet meegerekend.

Uitgangspunten: de gebruikte definities zoals door IPCC. Effecten van broeikasgassen, CO₂, methaan en lachgas worden zo veel mogelijk uitgedrukt in CO₂-equivalenten.
Begrenzing: de effecten hangen sterk af van de uitgangspunten. Waarschijnlijk is dat de hoeveelheid bagger die in NL geproduceerd wordt niet zal toenemen. Bagger kan op een perceel bepaalde positieve effecten hebben, maar die toepassing heeft netto geen effect als het effect op elke bodem/landgebruik hetzelfde is.

6.3 Uitwerking van berekening van emissiereductie per maatregel

Landelijke maatregelen worden genoemd indien ze ook relevant zijn voor het Friese veenweidegebied. De volgende paragrafen zijn specifiek gericht op het Friese veenweidegebied.

6.3.1 Verdichting en vertrapping

Inleiding

Verdichting van de natte bovengrond zou kunnen leiden tot situaties die leiden tot meer lachgasvorming (Kuikman et al., 2004; Van Groenigen et al., 2005a; Gregorich et al., 2014; Harrison-Kirk et al., 2015). Het voorkomen en verbeteren van de bodemstructuur is niet opgenomen in de generieke/landelijke maatregelen die in diverse lijstjes zijn verzameld zoals Koelemeijer et al. (2017). Voorkomen van lachgasemissie is een belangrijke doelstelling en verdichting is in klei-op-veen en veen gerelateerd aan het landgebruik.

Er is een sterke relatie met andere thema's: verdichting is ook gerelateerd aan betere infiltratie en drainage, en wordt dus deels al meegenomen bij de maatregel onderwaterdrainage (tabel 1). Behalve via een betere infiltratie en drainage wordt verdichting ook voorkomen door minder te beweiden op natte kei- en veengrond, en gebruik te maken van lagere wioldruk bij machines door lagedrukbanden met lage bandspanningen (0,8-1,0 bar). Minder verdichting heeft ook een relatie met de samenstelling van de bodem, welke beïnvloed kan worden via meer zand en minder organische stof en klei in de zode, en daarmee met de maatregel het verhogen van land met bagger. Een verminderde beweiding is een generieke maatregel om de lachgasemissie te verminderen.

Denitrificatie – afbraak van nitraat – neemt snel toe onder natte omstandigheden, gekwantificeerd door een pF hoger dan 2 (De Klein & Van Logtestijn, 1996) en zoals ook is gemeten in veldmetingen op veengrond (Pleijter et al., 2011). Een ongewenst effect is de vorming van lachgas: de lachgasemissies zijn het hoogste bij natte bemeste bodems in combinatie met verdichting, en wordt nog eens versterkt bij het steeds weer nat en droog maken van grond (Ruser et al., 2006).

Effecten van management op verdichting

Veel typen van graslandmanagement op klei en veengronden hebben invloed op bodemverdichting, zoals o.a. beweiding door vee, oogsten van gras, de bemestingsmethode en de daarvoor gebruikte machines. Daarnaast is het herstel van bodemverdichting mogelijk via bodemmanagement. Dat kan enerzijds via grondbewerking en anderzijds via het stimuleren van bodemleven (Van Eekeren & Philipsen, 2014). Factoren die een positieve invloed hebben op regenwormen zijn het verlengen van de periode onder gras (na een periode van mais), bekalking, klaver en dierlijke mest (Van Eekeren et al., 2014).

Zodebemesting uitrijden leidde tot minder regenwormen in het strooisel, maar meer pendelaars (wormen die verticale tunnels maken) dan bij bovengronds mest (De Goede et al., 2003). De pendelaars zijn belangrijk voor een goede waterafvoer. Een grondbewerking die bij grasland kan leiden tot minder bodemverdichting is graslandvernieuwing, of veel minder ingrijpend, woelen. De positieve ervaringen op zandgrond worden nu ook onderzocht bij kleigrond (De Boer, 2017). Grondbewerking heeft echter als groot nadeel dat de organisch stof toegankelijk wordt voor zuurstof en het bodemleven, waardoor de afbraak wordt gestimuleerd en CO₂- en N₂O-emissies toenemen. Het beweidingssysteem kan ook invloed hebben op de bodemverdichting. Recent onderzoek bij KTC Zegveld laat zien dat een ander beweidingssysteem – korte begrazing via het zogenoemde 'kurzrasensysteem' – een positieve invloed had op de draagkracht van de veengrond (Hoekstra et al., 2017).

Effecten van verdichting op broeikasgasemissies.

In één veldonderzoek is gedurende drie jaar onderzocht wat het effect van verdichten is op de lachgasemissie. Het betreft een lemige kleigrond met akkerbouw. De verdichting bestond uit het bereiden van de grond met een zwaar geladen trekker op een natte grond in de lente. De verdichting leidde tot een twee à drie keer zo hoge lachgasemissie gedurende drie jaar (Gregorich et al., 2014). In een 80 dagen durende laboratorium- en veldproef met een Nederlandse zandgrond leidt verdichting tot een sterk verhoogde lachgasemissie bij aanwezigheid van urine of mest (Van Groenigen et al., 2005a). In een recente, 35 dagen durende laboratoriumproef met urinebemesting in een leemgrond leidde verdichting tot een verhoogde lachgasemissies (Harrison-Kirk et al., 2015). Bij gebruik van een helemaal bereden Nederlands grasland is een 15-45% hogere lachgasemissie gemeten t.o.v. een vast rijpadensysteem na bemesting met dunne rundveemest in een periode van twee maanden (Mosquera et al., 2007). In één recent experiment is lachgasemissie van 7,4 en 2,6 kg N₂O-N ha⁻¹ bepaald respectievelijk bij een verdichte en een niet-verdicht grasland bemest met een identieke urine, oftewel 68% minder bij de niet-verdichte bodem (Van der Weerden et al., 2017b).

Bovenstaande informatie kan niet kwantitatief geëxtrapoleerd worden naar grasland op veen en kleigrond, behalve dat aannemelijk is dat combinaties van urine, dierlijke mest en verdichting ook bij beweiding op klei- en veengronden zullen optreden en tot hogere lachgasemissies zullen leiden. Beweiding door vee kan leiden tot verdichting. Hangplekken voor rundvee moeten voorkomen worden, en tevens moet begrazing van vochtige bodems beperkt worden om lachgasemissie te voorkomen (Van Groenigen et al., 2005b). Het voorkomen van de lachgasemissie met behulp van nitrificatieremmers is onderzocht. Effecten van nitrificatieremmers op lachgasemissies uit grasland na beweiding, en met name door urine, zijn echter niet altijd meetbaar (Bell et al., 2015). Daarentegen bleek recentelijk toedienen van een relatief hoge hoeveelheid nitrificatieremmer aan het voer wel effectief (Minet et al., 2018), maar dat is alleen toepasbaar bij koeien die geen melk geven, omdat anders die stoffen in de melk komen. Effecten van verschillende typen voer op de lachgasemissies worden soms gemeten, maar hebben nog niet geleid tot een advies (Van Groenigen et al., 2005b). De effecten van de bemestingsmethoden met dierlijke mest op lachgasemissies is relatief veel onderzocht. Het effect van het aanwenden van mest verdund met water kan leiden tot minder ammoniakemissie op klei- en veengrond. Hierdoor kan mest aangebracht worden met de gebruikelijke sleepvoettechniek en is het mogelijk niet nodig om over te gaan op de ammoniak emissiearmere techniek mestinjectie (Van Schooten & Huijsmans, 2015). De effecten van het toedienen van water op de lachgasemissie is niet bepaald.

Beweiding door vee heeft veel invloed op lachgasemissies doordat met name bij bemesting van grond met urine hotspots ontstaan met relatief veel N₂O-emissies (Oenema et al., 1997). Het verminderen van de dagelijkse beweidingduur is een generieke maatregel om de N₂O-emissie te verminderen (Van den Pol-Dasselaar et al., 2013; Van der Weerden et al., 2017a). Het verminderen van de beweiding door vee in perioden dat er relatief veel verdichting optreedt, is locatie-specifiek en is gerelateerd aan de textuur en de grondwaterstand. Bij een hoge grondwaterstand, en bij meer organische stof en klei of minder zand, neem de gevoeligheid voor vertrapping toe, zo is vastgesteld in Friesland (Pieters, 1961). Daarom zijn veen- en kleigronden gevoelig voor vertrapping onder natte omstandigheden (Velthof, 2000). Scenario's voor specifieke maatregelen op veengrond zijn gegeven door Velthof et al. (2000). Bij een standaard bemeste grasland op veengrond kan de N₂O-emissie dalen van 24 kg N/ha naar 18 kg N/ha door beperkte beweiding. De specifieke effecten van vertrapping op lachgasemissies zijn echter niet gekwantificeerd (Velthof, 2000).

Effecten van maatregelen op broeikasgasemissies

Verdichting door beweiding met vee is gerelateerd aan grasopbrengst, waardoor het voorkomen hiervan past in een normaal graslandmanagement. Vertrapping van gras leidt tot minder grasopbrengst, zo is vastgesteld op veengrond (Beuving et al., 1989; Holshof et al., 1994), een effect dat is opgenomen in het Waterpas, een model voor nat- en droogteschadeberekeningen (De Vos et al., 2008). Bij minder beweiding is er naast minder lachgasemissie ook minder nitraatuitspoeling, maar treedt er ook enige afwenteling op: in de stal kan een hogere ammoniak- en methaanemissie optreden doordat er meer mestopslag is (Velthof, 2000; Kuikman et al., 2004).

Weidegang in Nederland daalde van 2001 tot 2015 van 90% tot 65% (Blokland et al., 2017). In het westelijke veenweidegebied is de weidegang met 90% nog hoog en in het noordelijke weidegebied is het met 67% gemiddeld (CBS, 2016; Hoekstra et al., 2017). Maatregelen om de beweiding op natte bodems verder te verlagen zijn mogelijk beperkt, omdat er de ambitie is om de weidegang te behouden.

Samenvattend kan gesteld worden dat op diverse aspecten in het graslandmanagement gelet kan worden om de emissie van lachgas te verminderen. Deze zijn vaak specifiek voor het landgebruik en de vochtige bodems in Friesland doordat de emissie van N₂O sterk gerelateerd is aan N-bemesting en de lachgasemissie uit de bodem. Het is op dit moment niet mogelijk een betrouwbare schatting te doen van het verminderen van verdichting op broeikasgasemissies. De kosten van de maatregel – minder beweiding – is al genoemd in de landelijke maatregelen (Van den Pol-Dasselaar et al., 2013): 92 euro per ton CO₂ eq (als gevolg van extra bijvoeren ruwvoer). Niet specifiek benoemd is om de beweiding vooral te verminderen op verdichte bodem in de tijd dat dergelijke bodems vochtig zijn. Bij gebrek aan gegevens over het percentage verdichte natte bovengrond in het Fries veenweidegebied wordt 10% gebruikt. Als we de N₂O-emissie bij veengrond stellen op 1% van de dierlijke N-gift van 250 kg N, en 3% van kunstmest N van 127 kg N (Velthof & Mosquera, 2011; Hooijboer et al., 2017), dan is de N₂O-emissie 6,3 kg N₂O-N per ha/jaar, of 1,9 t CO₂ per ha/jaar. Op basis van maar één experiment (Van der Weerden et al., 2017b) is het effect van niet-verdicht t.o.v. verdicht 68%. Als we dat hanteren als *maximaal* haalbaar, dan is de emissievermindering als gevolg van vermindering van de verdichting 1,3 ton CO₂ eq per ha/jaar in dat deel van het gebied dat een natte, verdichte bovengrond heeft.

6.3.2 Verwerken van groene reststromen

De toepassing van groene reststromen kan de hoeveelheid bodemorganische stof op een perceel verhogen. Over het algemeen zijn de organische-stofgehalten van klei-op-veen en veengronden al hoog. De hoeveelheid groene reststromen op een melkveehouderijbedrijven is gelimiteerd, tenzij meer bermgras, slootmaaisel of andere reststromen worden verzameld. Bijvoorbeeld het bermgras dat nu mag blijven liggen (Van der Stok, 2014). Bij een gelimiteerde hoeveelheid reststromen zijn twee aspecten van belang: 1) bij welke verwerkingsproces (incl. transport) zijn de emissies van broeikasgassen het laagst, 2) wat zijn de emissies na toepassing op of in de bodem en 3) zijn de effecten in de bodem bodemspecifiek, d.w.z. leidt het op de ene bodem tot meer of minder GHG dan op een andere bodem?

De verwerking van groene reststromen, zoals bermgras en slootmaaisel, bladafval etc., gaat in Nederland voornamelijk als compost en wordt direct ingewerkt in aangelegen percelen akkers (Vrijstelling Plantenresten) of gebruikt bij vergisting. Er zijn geen statistieken van de hoeveelheden bermmaaisel en slootmaaisel die blijven liggen (mogelijk 50% van bermmaaisel volgens Van der Stok, 2014) en de hoeveelheden die in nabijgelegen akkers gebruikt worden. Indien de stikstofrijke resten nat op de kant gezet worden zonder verdere verwerking, zijn er risico's op lachgasemissies (Beek et al., 2010). In Nederland is spreiding van de bagger op de kant over het land echter normaal. Vaak laat men wel het gemaaid bermgras liggen. Het bermgras bevat over het algemeen weinig stikstof.

Alternatieve verwerkingsmogelijkheden, zoals bokashi, kunnen leiden tot een verhoging of verlaging van de emissie van broeikasgassen. Bij compost wordt meer organische stof afgebroken dan bij bokashi, waardoor soms de hypothese aangenomen wordt dat bokashi leidt tot minder emissie dan composteren. Bij direct inwerken van groene reststromen komt bij het verwerkingsproces geen koolstof vrij. Daarbij dient echter meegenomen te worden dat de koolstof die na compostering achterblijft relatief stabiel is, terwijl de koolstof in bokashi in de bodem alsnog zal vrijkomen, zoals ook koolstof vrijkomt bij direct inwerken van groene reststromen. Het is onbekend of er nettoverschillen zijn tussen compost, bokashi of direct inwerken. Bij gebrek aan metingen hierover wordt de hypothese gehanteerd dat er geen verschillen zijn voor stabiele koolstof tussen de verwerkingsprocessen. De verwerking en de toepassing in de bodem kunnen wel verschillen geven in de methaan- en lachgasemissie. Composteren leidt tot minder CH₄- en NO_x-emissies dan direct inwerken van groenresten. Er is rekenmodel om de broeikasgasemissies bij de verwerking van groenafval en vergelijkbare reststromen te berekenen (www.bvor.nl).

Samenvattend kan gesteld worden dat de maatregel generiek toepasbaar is en niet specifiek is voor het veenweidegebied. Het is op voorhand onduidelijk of de maatregel leidt tot een verlaging of zelfs verhoging van de CO₂-eq-emissies.

6.3.3 Toepassen van bagger

Inleiding

Toepassing van bagger kan de bodem en de draagkracht verhogen en de afbraak van het onderliggende organische stof vertragen. Bij de afbraak van veen komt CO₂ vrij. Het maximaal bereikbare is dat de totale koolstofmineralisatie van de oorspronkelijk bovengrond stopt (Oliveira, 2017). Dit vereist een dikke laag bagger, waardoor de oorspronkelijke veenlaag begraven wordt. Door een hoger grondwaterpeil in te stellen, wordt de oorspronkelijke laag nat gehouden en wordt de afbraak van organische stof gestopt. Het gaat hierbij dus om een combinatie van aanbrengen van een dikke laag bagger & grondwaterstandverhoging. Zonder het verhogen van de waterstand leidt het bedekken van moerige of veenbodems waarschijnlijk tot weinig effect, omdat de zuurstofgehalten in de moerige of veenlaag de afbraaksnelheid bepalen.

In Nederland wordt de verspreidbare bagger voornamelijk op de kant gezet en door boeren over een aanliggend perceel verspreid. Een deel van de niet op aanliggende percelen verspreidbare bagger (bijvoorbeeld afkomstig uit de bebouwde kom) wordt gebruikt voor het ophogen van laaggelegen percelen via zogenaamde weilanddepots. Hierbij wordt 20 à 30 cm van de bovengrond van een perceel ontgraven en gebruikt om een kade om een perceel te maken. Binnen de kade wordt bagger aangebracht die via persleidingen wordt aangevoerd uit de omgeving. Om de bagger door de leiding te transporten, wordt water toegevoegd. In het weilanddepot wordt de bagger ontwaterd. Binnen drie jaren worden de kades – de oorspronkelijke bovengrond – weer over de ontwaterde bagger verspreid. Er blijft dan een perceel over dat ongeveer 20 à 30 cm hoger ligt dan het oorspronkelijke perceel (Maat, 2011). Op dit moment is de afstand tussen het te baggeren tracé en de aanleg van een weilanddepot begrensd tot 2 km. In toekomstig verspreidingsbeleid – herziening Besluit Bodemkwaliteit/Omgevingswet – wordt dit waarschijnlijk ruimer (Waterschap-Noorderzijlvest, 2017).

Huidig gebruik van bagger

De hoeveelheid beschikbare bagger in Nederland bestaat uit bagger uit waterwegen en sloten. Een deel van de bagger uit havens, vaarwegen en vaarten in steden is verontreinigd met zware metalen en organische contaminanten door emissies uit het verleden. De omvang van baggerspecie is naar schatting 19,8 miljoen ton j⁻¹ of 13,3 miljoen m³j⁻¹, de omvang 'hergebruik grond en baggerspecie' is naar schatting 79 miljoen ton j⁻¹ of 52,7 miljoen m³ j⁻¹, waarvan 4 miljoen bestemd is voor diepe plassen (MWH, 2014). Bagger uit sloten buiten steden, en met name in regio's zonder puntverontreinigingen – zoals Friesland –, zijn toepasbaar in de landbouw volgens de huidige regelgeving (Kamp et al., 2008; Harmsen et al., 2012). In 2007 bleek 85% van de bagger schoon (Klasse 0 binnen de regelgeving van dat moment) en zonder restricties verspreidbaar (Quist, 2008). De totale hoeveelheid geproduceerde bagger uit zoetwater in Friesland was zo'n 3 mln. in-situ m³ j⁻¹ (Rijkswaterstaat, 2004). Verspreid over Friesland zou dat ongeveer tot een ophoging van 1 mm kunnen leiden. Indien alle bagger gebruikt zou worden voor 50 cm ophoging (welke inklinkt tot ongeveer 25 cm), kan er zo'n 600 ha per jaar verhoogd worden. Aangenomen wordt dat de huidige verdeling van het baggergebruik over direct verspreiden en weilanddepots ongeveer 4:1 is. Ingeschat wordt dat dus 120 ha per jaar opgehoogd wordt als weilanddepot. Bij het verhogen van veen met bagger moet ook rekening gehouden worden met de stevigheid van veen. Bij het gebruik van 2 m bagger bleek de oorspronkelijke laag veen 20 cm te zakken (Oliveira, 2017); onduidelijk is of dat deels reversibel is. De bagger moet in fasen aangebracht worden, niet in één keer.

Het Wetterskip Fryslân geeft voor het baggeren van 490 km watergang per jaar jaarlijks 1,2 miljoen euro uit aan verspreidbare bagger en 21 k€ aan niet-verspreidbare bagger zodat aannemelijk is dat bijna alles verspreidbaar is (Friesland, 2006). De kosten voor verwerking liggen in Friesland daarom lager dan in de meeste andere waterschappen (Waves, 2017). Verspreiden van bagger op land is met 3 euro per m³ de goedkoopste verwerkingsmethode van bagger, terwijl storten (28 euro per m³) of verwerken (28 euro per m³) duurdere opties zijn die bijvoorbeeld noodzakelijk zijn bij verontreinigde bagger (Beerda et al., 2004). Dit geeft aan dat in Friesland veel bagger verspreid wordt. Voor bagger

in weilanddepots bedragen de kosten ongeveer 11,40 euro per m³ (HHNK, 2014). Weilanddepots zijn dus veel duurder dan bagger op de kant en het daarna verspreiden. Direct verspreiden op het aanliggende perceel is daarom ook het voorkeursscenario in Friesland.

De CO₂-emissies bij baggeren als gevolg van het energiegebruik zijn aanzienlijk. Voor bepaalde projecten zijn de emissies berekend door baggerbedrijven. Het baggeren en het verspreiden op het belendende weiland geeft 0,99 kg CO₂ per in-situ m³, bij de inzet van schuifboot met kraan en vrachtauto 3,03 kg CO₂ per in-situ m³ en bij inzet van een cutterzuiger met booster 4,34 kg CO₂ per in-situ m³ (BiggelaarGroep, 2017) (citaties uit ketenanalyse van Van der Lee bv.). De CO₂-emissies variëren sterk door de ontgravingstechniek (0,65-2,2 kg CO₂ per in-situ m³) en variaties in transport: bij transport met vrachtauto naar een depot is de extra CO₂-emissie 0,09 kg CO₂ per m³.km, en per kipper 0,27-0,31 kg CO₂ per m³.km (BiggelaarGroep, 2017). Als alle bagger die nu op de kant wordt gezet, verzameld zou worden voor het ophogen van 1 ha met 5000 m³ bagger, geeft dat een extra emissie als gevolg van het transport van 0,45 (vrachtauto) of 1,3-1,6 t CO₂ (kipper) per ha per km. Bij 5 km transport is dat dus 2,2 of 6,5-8 t CO₂ per ha. Bij een kosteninschatting van 1 euro per m³km⁻¹ in-situ (Roijen et al., 2011) vergt dat 25000 euro per ha.

Bij baggeren en aanleg van weilanddepots wordt veel gebruikgemaakt van persleidingen. De extra CO₂-emissie door verhoogd energiegebruik door de inzet van een booster/tussenstation is 0,9-1,6 kg CO₂ m³ (BiggelaarGroep, 2017). Onduidelijk is hoeveel km extra dat geeft, het varieert per bagger. Bij het vergroten van de transportafstand van 1 naar 3 km is de extra CO₂-emissie 0,3 kg CO₂ per m³.km (Muilwijk, 2017). Met het energiegebruik nemen ook de kosten van transport van bagger via persleidingen toe; ongeveer 1 euro per m³km⁻¹ in-situ bagger (Roijen et al., 2011). Bij een weilanddepot ter grootte van 1 ha gevuld met 5000 m³ bagger kost 1 km extra transport 5000 euro en 1,5 t CO₂.

De baggerspecie in Zuidwest-Friesland bevat 19% organische stof en 16% lutum (Kamp et al., 2007). Het gemiddelde organische-stofgehalte van de bovengrond (0-0,5 m –mv) in Zuidwest- en Zuidoost-Friesland is 23,1% bij veen en 8,1% bij klei. Het gemiddelde organische-stofgehalten in de ondergrond (0,5-1,0 m –mv) is 35,7% bij veen en 8,8% bij klei (CSO, 2006). Beschouwd per regio maakt het niet uit welke bagger gebruikt wordt, als aangenomen wordt dat baggeren moet gebeuren, en omdat het nu ook al gebeurt. De CO₂-emissie uit de bagger telt daarom niet mee bij het berekenen van het effect van een maatregel. Wel maakt uit op welke bodem de weilanddepots komen te liggen. Bovendien moet de grondwaterstand verhoogd kunnen worden om de CO₂-emissie uit de bodems te verlagen. Dit kan met een lokale grondwaterverhoging of door een geheel ontwateringsgebied te verhogen. Dit laatste maakt het noodzakelijk bagger uit een groot gebied te verzamelen.

Emissies uit veenweide

Gezocht worden dus locaties waar de emissie uit veen het hoogste is, omdat daar de bagger het effectiefst gebruikt kan worden om de emissie te verlagen. De emissie van broeikasgassen uit veenweidegebied is te berekenen op basis van de veenafbraak, het stikstofgehalte van veen en een emissiefactor voor N₂O (Kuikman et al., 2005). De veenafbraak is een functie van de ontwatering. De gemiddelde CO₂-emissie uit moerige gronden is per jaar 19 t CO₂ per ha en veengrond 13 t CO₂ per ha (Arets et al., 2017; pagina 60-61). Bij bodems zonder moerige laag of veen is netto geen CO₂-emissie. Er is een kaart beschikbaar van veen en moerige gronden met de grondwaterstanddaling per jaar (Arets et al., 2017). Dit maakt het mogelijk om in te schatten waar bagger het effectiefst gebruikt kan worden. De gebieden met een hoge CO₂-emissie vallen samen met het veenweidegebied in Friesland. Het maakt dus veel uit op welke bodem bagger en grondwaterstandverhoging gebruikt wordt. Door verhoging van het land met 0,2 à 0,3 m kan het grondwaterpeil met een vergelijkbare hoogte verhoogd worden. Het is onbekend wat de effecten zijn van zo'n grondwaterpeiltoename op de CO₂-emissies nadat die verhoogd is met bagger. Het gewicht van bagger op veenbodems leidt ook tot extra inklinking van de ondergrond. Afhankelijk van de dikte en samendrukbaarheid van de slappe lagen in de ondergrond, leidt dit gedurende enkele jaren tot een te berekenen eenmalige bodemdaling.

Te verwachten emissievermindering bij gebruik bagger in veenweide

Op dit moment worden weilanddepots aangelegd zonder grondwaterpeiltoename. Bovendien is de grondwaterpeiltoename een maatregel die al benoemd is (tabel 1) en niet dubbel geteld mag worden.

De referentie is dat bagger op dit moment gebruikt wordt op bodems met CO₂-emissies die variëren van 0 tot ongeveer gemiddeld 19 t CO₂ ha⁻¹j⁻¹. Het is onbekend hoe die verdeling nu is: aangenomen wordt dat het nu gebruikt wordt op bodems met 10 t CO₂ ha⁻¹ j⁻¹ zonder peilverhoging.

Indien door een goede selectie alle bagger gebruikt zou worden op locaties met gemiddeld hoge CO₂-emissies (19 t CO₂ ha⁻¹j⁻¹) in combinatie met grondwaterpeilverhoging, kan de emissie verlaagd worden met *maximaal* 19-10 = 9 t CO₂ ha⁻¹j⁻¹ als gevolg van een betere selectie. Het is *maximaal*, omdat er ook na grondwaterstandverhoging nog CO₂-emissie kan zijn uit de onderliggende bodem. Zoals eerder gezegd, worden de emissies uit bagger niet meegeteld omdat die emissies nu ook optreden, en dus door de maatregel niet veranderen. Ter illustratie: als bagger met bijvoorbeeld 16% organische stof wordt gebruikt voor het ophogen van een zandgrond, zal deze op die zandgrond dezelfde emissies hebben als op een veengrond. Uiteraard zal de veenondergrond daar nog zijn eigen emissies aan toevoegen, deels geremd door de ophooglaag.

Bij een laag van 50 cm bagger per ha, oftewel 5000 in-situ m³ ha⁻¹ en 6 km extra transport is de extra CO₂-emissie door transport 9 t CO₂ per ha⁸. Dat geeft aan dat bij grofweg 6 km extra transport van bagger t.o.v. de huidige situatie, de extra CO₂-emissie gelijk is aan maximaal mogelijk te verminderen CO₂-emissie van één jaar. Dat maakt duidelijk dat een maatregel om weilanddepots aan te leggen op bodems met een hoge CO₂-emissie na één jaar effectief is bij minder dan 6 km extra transport. Het veenweidegebied is met 850 km² ongeveer een kwart van Friesland (3341 km² land). Als alle bagger in Friesland gebruikt wordt, is er – zoals eerder gezegd – bagger voor zo'n 600 ha. Bij een transportafstand van minder dan 6 km is er alleen lokale bagger beschikbaar uit het veenweidegebied: een kwart van 600 ha is 150 ha. Aangenomen wordt dat op dit moment 80% direct verspreid wordt en 20% in weilanddepots: dus 30 ha. Door goede selectie kan de bagger toegepast worden op grond met een hoge CO₂-emissie. Door ook de bagger te verzamelen die nu op de kant gezet wordt, kan potentieel nog 120 ha extra land opgehoogd worden.

Maatregel 1 Huidige verspreidbare bagger die nu op de kant wordt gezet gaat gebruikt worden voor weilanddepots op bodems met een hoge CO₂-emissie

Op die manier kan naar schatting 120 ha veenweidegebied opgehoogd worden. Dat kan leiden tot een CO₂-emissie verlaging van *maximaal* 10 t CO₂ per ha als het gecombineerd zou worden met een grondwaterstandverhoging. Als alle bagger in weilanddepots gebruikt wordt, is er meer CO₂-emissie als gevolg van het transport naar het depot t.o.v. het direct verspreiden. De kosten en CO₂-emissie van het egaliseren worden niet meegerekend, omdat dergelijke kosten ook bij direct verspreiden optreden. Bij het direct verspreiden wordt de bagger met een graafmachine op de kant gezet. Bij gebruik in een depot wordt de bagger in een vrachtauto, kipper of boot geladen. De extra CO₂-emissie door transport is 0,09 kg CO₂ per m³.km, en per kipper 0,27-0,31 kg CO₂ per m³.km. De CO₂-emissies door transport per boot zijn lager, maar dat is slechts beperkt mogelijk bij brede vaarten. Bij 5 km transport is dat, zoals eerder gezegd, 2,2 (vrachtauto) of 6,5-8 t CO₂ (kipper) per ha. Netto geeft dat (5 km transport met vrachtauto) een CO₂-emissie verlaging van *maximaal* 10-2,2 = 8,8 t CO₂ per ha in het eerste jaar, voor 25000 euro of € 2840/ t CO₂ (bij 5 km transport). Na die eenmalige investering, en CO₂-emissies door transport, zijn de vermeden CO₂-emissies *maximaal* 10 t CO₂ per ha per jaar. Beredeneerd kan worden dat als jaarlijks 120 ha opgehoogd wordt voor 25000 euro per ha, de vermeden emissies jaarlijks toenemen en daarmee ook de kosten per ton CO₂, tot € 115 per t CO₂ na 11 jaar.

Maatregel 2 Huidige weilanddepots worden aangelegd op locaties met hoge CO₂-emissies

Op die manier wordt nu al naar schatting 30 ha veenweide per jaar met bagger opgehoogd in Friesland. Dat kan leiden tot een CO₂-emissieverlaging van *maximaal* 10 t CO₂ per ha als het gecombineerd zou worden met een grondwaterstandverhoging. Bij 30 ha is de totale emissiedaling 300 t CO₂ per jaar, waarbij de daling jaarlijks toeneemt, omdat er steeds 30 ha bijkomt. Elke kilometer extra transport zorgt echter voor een extra CO₂-emissie. De kosten en CO₂-emissie bij extra transport zijn hoog. Indien we aannemen dat door betere selectie van bodems de bagger 1 km verder getransporteerd wordt dan nu het geval is, dan vergt dat al 1,5 t CO₂ per ha extra, en 5000 euro per

⁸ 7 km x 0,3 kg CO₂ m⁻³ km⁻¹ x 5000 in-situ m³ ha⁻¹ = 10 t CO₂ per ha.

ha extra. Hieruit volgt dat aanpassen van het ophogen van land met bagger, met het oog op het verminderen van de CO₂-emissie uit veenweide, bij aanvang kostbaar is.

Conclusie: de CO₂-emissie verlaging uit veenweide bodem kan verlaagd worden met bagger die nu op de kant wordt gezet en met bagger die nu in depots wordt gebruikt, in combinatie met grondwaterstandverhoging. De kosten per vermeden CO₂ zijn, bij de gemaakte veronderstellingen, afhankelijk van de transportafstand en de tijd die beschouwd wordt.

6.3.4 Bagger, mest en compost

Ophogen van veenweide is onderdeel van het concept Topsurf waarvoor een bedrijf is opgericht onder dezelfde naam. Onderzoek vindt plaats door Hoogheemraadschap Schieland en Krimpenerwaard met partners in 'using sediment as a resource'. Het initiatief wordt mogelijk in de toekomst gesteund door een Green Deal. Het ophogen van veenweide heeft als doel het dalen van veenweide te stoppen. Gedacht wordt aan bagger, mest en plantenresten. Het verminderen van de emissies van broeikasgassen is een van de doelen. Er zijn nog geen rapportages beschikbaar.

Voor het concept geldt hetzelfde als voor bagger. Daarnaast is mest, groenafval of compost nodig. Mest wordt nu direct verspreid op de percelen van de landbouwer. Groenafval zal ook moeten worden aangevoerd. Hoe dik de uiteindelijk toe te passen laag kan en mag zijn, is nog onduidelijk. Het toepassen van dergelijke materialen in de bodem is beperkt toegestaan in de wet Bodemkwaliteit en de Meststoffenwet. Het verlies van fosfor uit mest en groenafval is eventueel te verminderen door het vast te leggen door ijzerhoudende materialen te gebruiken. In dat geval zijn er risico's op verhoogde gehalten aan zware metalen in goedkope partijen ijzerhoudend materiaal. Het verlies van stikstof uit een mengsel van bagger, mest en groenafval is het belangrijkste risico: stikstof kan uitspoelen of vrijkomen in de vorm van lachgas. Het is onbekend of er een proces is waarbij mest, groenafval en bagger gemengd kunnen worden zonder degelijke emissies.

Aangezien de kosten per vermeden CO₂ bij gebruik van bagger zeer hoog zijn, is het de vraag of door gebruik van mest en groenafval de kosten aanzienlijk verlaagd kunnen worden.

6.3.5 Gebruik van bagger die nu gebruikt wordt voor verondieping

Er zijn in Friesland ook plassen die nu of in de toekomst mogelijk verondiept gaan worden. Naar schatting 8% van de hoeveelheid grond en bagger in Nederland wordt in diepe plassen toegepast. De meeste herkomstlocaties van grond en bagger die gebruikt worden in diepe plassen liggen binnen 30 km van de plas waarin ze toegepast worden (MWH, 2014). Om te komen tot meer gebruik van bagger in het veenweidegebied moet dus bagger uit andere delen van Friesland gebracht worden naar het veenweidegebied. Het is niet zeker of dat leidt tot extra transportkosten en emissies t.o.v. het huidige gebruik in plassen (diepe zandwinputten).

Een voordeel van gebruik van bagger in plassen is dat er door de zuurstofloze omstandigheden geen CO₂-emissie van de koolstof zal zijn, terwijl bij toepassingen op land er wel emissies optreden. Als er dus meer bagger toegepast zou gaan worden in plassen, zou dat kunnen leiden tot minder emissies. Echter door de hoge CO₂-emissies per km transport, is dat alleen mogelijk bij toepassing van bagger in plassen die op zeer korte afstand liggen van de baggerlocatie. Dat is zelden het geval.

Voor het ophogen van land met bagger die nu voor verondieping wordt gebruikt, is de som ingewikkeld. In dat geval is het eventuele voordeel – het mogelijk maken van grondwaterstandverhoging na ophoging – sterk afhankelijk van de transportafstand die nu nodig is om de bagger naar de plas te brengen. De emissies die optreden bij dat transport kunnen eventueel bespaard worden bij toepassing op land. Aangezien toepassing op land ook op dit moment goedkoper is en er toch in die gevallen gekozen is voor toepassing in plassen, ligt het niet voor de hand dat toepassing op land eenvoudig mogelijk is.

Voor begraven van veen zou ook zand uit de ondergrond gebruikt kunnen worden (omzanden). Die optie is nog niet uitgewerkt. In West-Nederland is het vaak toegepast om grasland op veen om te

zetten in bollengrond op zand. Hoewel de kosten (ook energie en CO₂-emissies) hoog zullen zijn, neemt in Nederland het oppervlak bollengrond nog steeds toe. Indien daarbij nu ook hoge kosten (Groenewoud, 2007; Visscher et al., 2008) (en bijbehorende emissies) gemaakt worden, is het mogelijk gunstig voor de CO₂-emissies om die omvorming te laten plaatsvinden in het Friese veenweidegebied i.p.v. elders.

Bovenstaande tekst is complex. Vandaar een korte samenvatting:

- Het meeste van de beschikbare bagger wordt al verspreid (> 80%) over direct aangrenzend land. Verspreiden van de in Friesland beschikbare bagger leidt nu tot een verhoging van ongeveer 1 mm per jaar (dat is dus de huidige situatie).
- Aanleggen van een weilanddepot in combinatie met grondwaterstandverhoging kan een lagere CO₂-emissie geven.
- Aan de hand van de beschikbare hoeveelheid bagger kan maximaal 30 tot 160 ha land per jaar in het veenweidegebied worden verhoogd met 25 cm.
- Het noodzakelijke transport van baggerspecie voor een verhoging doet bij veel kilometers transport de vermeden CO₂ teniet en kost relatief veel geld per vermeden CO₂.

6.3.6 Toepassing steenmeel/klei

Bij de toepassing van kalk (CaCO₃) komt CO₂ vrij doordat de kalk oplost in de bodem waarbij het de pH van de bodem licht verhoogt. Agrariërs houden zodoende de pH ongeveer op pH 5 à 6 omdat die zonder bekalking daalt naar pH 3 à 4, wat niet gunstig is voor de gewasgroei. Bij steenmeel (bijvoorbeeld CaSiO₃ of fijngemalen basalt, een product of bijproduct voor wegebouw in Duitsland en dijken in Nederland) i.p.v. kalk komt geen CO₂ vrij en wordt de pH van de bodem ook op peil gehouden door verwerking van specifieke mineralen in de steenmelen. Bij gebruik van steenmeel i.p.v. kalk is de verminderde kalkconsumptie dus gelijk aan de verminderde CO₂-emissie. De totale CO₂-emissie door kalk in de Nederlandse landbouw is in de National Inventory Report opgenomen (Coenen et al., 2017; UN, 2017) en bedraagt 0,0687 Mton CO₂ eq en dat is 0,04% van totale antropogene emissie van 195 Mton CO₂ eq (excl. LULUCF voor het jaar 2015). Het CO₂-emissie door kalkgebruik, verdeeld over alle landbouwgrond in Nederland is 0,038 t CO₂ per ha. De CO₂-emissie per ton kalk is 0,44 t CO₂ (UN, 2017), wat resulteert in slechts 0,0167 ton CO₂/ha/jr. De kosten van steenmeel liggen per kg neutraliserende waarde hoger dan kalk. Het is nog onbekend wat de neutraliserende waarde is van steenmelen.

Steenmelen variëren sterk en verwerken soms heel traag. Als aangenomen wordt dat op de lange termijn steenmeel dezelfde neutraliserende waarde heeft als kalk, dan kunnen de kosten per vermeden CO₂ berekend worden. Landbouwkalk kost bij levering ongeveer € 100 per ton, terwijl steenmeel op dit moment ongeveer € 150 per ton kost. De hogere kosten van steenmeel worden door een klein deel van de markt nu al betaald, omdat ook andere waarden aan steenmeel worden toegekend. De kosten per vermeden CO₂ zijn daarom € 113 per t CO₂ indien de markt die nu kalk gebruikt, bereid is om steenmeel te kopen, onder de aanname dat steenmeel even goed werkt als kalk.

Naast steenmelen wordt de toepassing van klei overwogen om de afbraak van organische stof te vertragen (Lenssinck, 2018). Het principe dat mineralen, met name de niet-kristallijne metaalhydroxiden met een groot specifieke oppervlak, deels verantwoordelijk zijn voor het stabiliseren van organische stof, is bekend uit het bestuderen van bodemprofielen (Torn et al., 1997). Onbekend is wat de effecten zijn van het toevoegen van dergelijke stoffen – kleien, steenmeel, metaalhydroxiden – op bestaande organische stof in de bodem.

Samenvattend kan gesteld worden dat de steenmeelmaatregel generiek toepasbaar is, en niet alleen specifiek is voor veenweidegebied. De maatregel is vanwege het kleine effect van de totale landbouw (<0,04%) niet opgenomen bij de generieke maatregel. Het is wel een betaalbare maatregel. Ook de maatregel met klei is niet specifiek voor veengrond, omdat ook in minerale bodems boeren streven naar een behoud van bodemorganische stof. De maatregel met klei is wel specifiek om de afbraak van organische stof te verlagen.

Overigens worden steenmelen/silicaten ook onderzocht om CO₂ te binden (Beerling et al., 2018). In dat geval wordt veel meer steenmeel gebruikt dan voor landbouwkundige toepassing nodig is om te komen tot relevante CO₂-onttrekking uit de lucht. Dat is hier niet in meegenomen, omdat dat alleen lukt als er een systeem (carbon credits) is waarbij de agrariër betaald wordt voor extra diensten.

6.3.7 Toepassing van monomestvergisting

Mestvergisting leidt tot minder broeikasgasemissies en minder emissies van ammoniak. Dat komt voornamelijk doordat de emissies die bij mestopslag plaatsvinden, bij vergisting worden opgevangen in de vergistingsinstallatie (Zwart et al., 2006). Vergisting kan ook de emissies bij het verspreiden van de mest veranderen. De maatregel is generiek toepasbaar en is niet specifiek voor veenweidegebied. De bijdrage van methaan uit mest is berekend als 0,15 kg CO₂ eq per kg melk (Doornewaard et al., 2017). Bij 15000 kg melk ha⁻¹ j⁻¹ in veenregio (www.agrimatie.nl) is dat 2,25 t CO₂ eq ha⁻¹ j⁻¹. Via mestvergisting is dus maximaal 2,25 t CO₂ eq ha⁻¹ j⁻¹ te voorkomen. Aangezien mestvergisting alleen past bij bedrijven met meer dan 120 melkkoeien en een dichte vloer of 150 melkkoeien bij een roostervloer (www.jumpstartua.nl), niet alle mest verzameld kan worden en er ook lekkages kunnen optreden, is het niet mogelijk om dit maximum te realiseren. Aangezien het aantal melkveebedrijven met meer dan 100 melkkoeien veruit het grootste is in Friesland⁹, zijn de kansen in deze provincie het gunstigst voor monomestvergisting.

Vergisting van dierlijke mest leidt tot een andere type mest en zou invloed kunnen hebben op de bodemorganische stof. Vergisting leidt tot minder organische stof in mest, maar dat is voornamelijk een labiele vorm van organische stof die in de bodem ook snel afbreekt. Proeven wijzen daarom dan ook uit dat de hoeveelheid bodemorganische stof na een aantal jaren niet lager is bij bemesting met digestaat i.p.v. dierlijke mest (Thomsen et al., 2013). Daarnaast leidt vergisten tot het versneld vrijkomen van stikstof in de vorm van ammonium uit de labiele organische stof. Dat laatste is te vergelijken met kunstmest (zie § 3.7).

Samenvattend kan gesteld worden dat monomestvergisting kan bijdragen aan de vermindering van de CO₂-eq-emissies. De maatregel is niet specifiek voor veenweidegebied. Mogelijk is het wel relevanter voor Friesland dan voor andere provincies vanwege de aanwezige grote bedrijven.

6.3.8 Ruige mest/mestscheiding

De toepassing van mest kan de hoeveelheid bodemorganische stof op een perceel verhogen. Er is een beperkte hoeveelheid ruige mest beschikbaar in de regio. Als we aannemen dat de hoeveelheid niet verandert, dan kan alleen de toepassing aangepast worden en de bijbehorende emissie aangepast worden. Toepassing van die beschikbare hoeveelheid ruige/vaste mest op land heeft alleen effect op broeikasgassen als het op een bepaalde locatie de broeikasemissies meer vermindert dan op een andere locatie.

Bij mestbewerking is methaanemissie te voorkomen: negen maatregelen met een hoge reductiepotentiaal zijn uitgewerkt voor drijfmest en twee voor vast mest (Sebek et al., 2016) (composteren, afdekken). De maatregelen zijn niet bodemspecifiek.

Zoals eerder aangegeven, hebben verschillende mestsoorten enig effect op het gedrag en de aanwezigheid van biota, met name regenwormen. Vaste mest t.o.v. dunne mest is gunstig voor het aantal regenwormen. De pendelaars onder de wormen kunnen de verdichting van de bodem verminderen en daarmee de lachgasemissie (De Goede et al., 2003). Het toepassen van vaste/ruige mest, specifiek op bodems die verdicht zijn, zou daarom een goede toepassing kunnen zijn van de beschikbare vaste/ruige mest. Recent bleek dat op veengrond in Zegveld (Rashid et al., 2014) geen relatie was tussen het hogere aantal wormen (via bekalking) en de lachgasemissie, terwijl literatuuronderzoek daar wel op wijst (Lubbers et al., 2013). De onderzochte bodem was echter niet verdicht.

⁹ <http://www.melkvee100plus.nl/Artikelen/Buitenland/2018/1/Grootste-bedrijven-staan-in-Friesland-231270E/>

Samenvattend

Er zijn geen redenen aan te wijzen waarom wel/niet toepassen van ruige mest specifiek bij veenweidegebied leidt tot andere broeikasgasemissies dan bij andere bodems of de afbraak van veen. Mogelijk is dat het toepassen van ruige mest/vaste mest op verdichte/vertrapte bodems netto leidt tot minder lachgasemissies (§ 3.1). Er zijn echter nauwelijks veldmetingen waarin precies dat is getoetst.

6.3.9 Minder kunstmest.

Minder kunstmest kan op twee manieren een effect hebben op de CO₂-emissies. Generiek, en dus niet specifiek voor het veenweidegebied, kan het verlagen van het gebruik van N-kunstmest leiden tot minder gebruik van fossiele brandstof (aardgas bij productie, transport). Het verminderde gebruik aan kunstmest N kan in grasland deels gecompenseerd worden door biologische stikstofbinding met klaver (Lesschen & Kuikman, 2017). De bijdrage van kunstmest is berekend als 0,04 kg CO₂ eq per kg melk (Doornewaard et al., 2017). Bij 15000 kg melk ha⁻¹ j⁻¹ in veenweidegebied is dat 0,9 t CO₂ ha⁻¹ j⁻¹ die te besparen is door stikstofkunstmest weg te laten en klaver als alternatief te gebruiken. Op klei- en veengronden met een hoge grondwaterstand is echter de teelt van grasklaver moeilijk (De Wit, 2004).

Over het algemeen wordt aangenomen dat als kunstmest leidt tot meer biomassa en wortels, het ook leidt tot meer bodemorganische stof (Ladha et al., 2011). Stikstofkunstmest zou echter ook invloed hebben op de afbraaksnelheid van bodemorganische stof door een hoger microbieel gebruik van koolstof en kunnen leiden tot minder organische stikstof in de bodem (Mulvaney et al., 2009). Naar aanleiding van de studie van Mulvaney et al. is een meer uitgebreide studie gedaan op basis van 114 langetermijnproeven. Die laat gemiddeld een hoger organische-stofgehalte zien in veldjes met stikstofkunstmest in vergelijking tot vergelijkbare veldjes zonder stikstofkunstmest (Ladha et al., 2011). Er zijn dus geen aanwijzingen dat stikstofkunstmest leidt tot een versnelde afbraak van organische stof of veen.

Naast het bovenstaande effect kan organische stof verloren gaan door de reactie met nitraat. In bodems waar de bovengrens van het grondwater in contact staat met bodemorganische stof vindt denitrificatie plaats: hierbij wordt nitraat afgebroken en organische stof geconsumeerd. Naarmate het verlies aan nitraat hoger is, bijvoorbeeld door overbemesting, neemt de kans op afbraak van bodemorganische stof toe. Denitrificatie op een onbemest gemaaid grasland op veen was 34 kg N/ha/yr en nam bij bemesting en begrazing toe tot 81 kg N/ha/yr waarbij 25-40% toegewezen kon worden aan denitrificatie in de ondergrond (20-40 cm -mv) (Koops et al., 1997). Verlies van organische stof door denitrificatie (81 kg C) (aanneمة dat het proces 1:1 verloopt) (Velthof et al., 2004)) is dus relatief gering¹⁰.

Als aangenomen wordt dat de hoeveelheid biomassa, en dan met name de wortels van planten, niet verandert onder invloed van kunstmest en/of dierlijke mest, dan neemt de hoeveelheid bodemorganische koolstof en stikstof ook niet toe of af onder invloed van kunstmest. Vanzelfsprekend zorgt dierlijke mest wel voor een aanvoer van organische koolstof.

Samenvattend kan gesteld worden dat de maatregel generiek toepasbaar is. Grasklaver is niet erg geschikt voor veenweidegebied en daarom is de maatregel niet of minder goed toepasbaar. Kunstmest leidt niet tot een snellere afbraak van bodemorganische stof of veen.

¹⁰ Bij 2% afbraak van bodemorganische stof bij 2,5 à 10% bodem koolstof, gaat respectievelijk 700 à 2800 kg C per ha per jaar (0-10 cm). Een verlies van 80 kg C is dan relatief gering.

7 Conclusies

Bij de berekeningen voor het effect van de waterhuishoudkundige maatregelen is gebruikgemaakt van de drooglegging omdat deze goed bekend was. Op zich gaat de voorkeur uit naar het toepassen van grondwaterstanden en vooral de gemiddeld laagste grondwaterstand (GLG), omdat deze een veel betere relatie heeft met de toestand van het veen wat betreft het uitdrogen en de diepte van indringing van zuurstof in het veen en de daarmee gepaard gaande veenoxidatie. De GLG's in de beschikbare databestanden riepen echter te veel vraagtekens op. In oktober 2018 komt wel een Gt-kaart van laag-Nederland beschikbaar met daarin informatie van de GLG's. Aanbevolen wordt om hiervan gebruik te maken om de resultaten in dit rapport te controleren en eventueel opnieuw te berekenen.

Het Algemeen Hoogtebestand Nederland (AHN) zou op het eerste gezicht een goed middel zijn om maaiveld dalingen te monitoren en CO₂-emissies te berekenen. Het van elkaar aftrekken van AHN2 en AHN3 levert echt resultaten die aangeven dat er vrij grote systematische fouten in de AHN zitten. Aanbevolen wordt om de AHN kritisch te beschouwen en zo mogelijk te (laten) verbeteren, zo nodig in volgende versies. Dit maakt het wellicht mogelijk om in de toekomst de AHN voor monitoring van maaiveld dalingen en CO₂-emissies te gebruiken.

Volgens de veenweidevisie is de jaarlijkse uitstoot van CO₂ ca 1,5 miljoen ton. Voor de huidige situatie (scenario 0) wordt een jaarlijkse uitstoot in CO₂-eq van 1,32 miljoen ton per jaar berekend. Deze is ca. 10% lager. Dit komt waarschijnlijk door gebruik van recentere data.

Beperken van de drooglegging tot 90 cm in de peilvakken die in het landbouwgebied op dit moment een diepere gemiddelde drooglegging hebben dan 90 cm, leidt tot een CO₂-eq-reductie van ca. 0,14 miljoen ton CO₂-eq, overeenkomend met een afname van 11%.

Beperken van de drooglegging tot gemiddeld 60 cm in de peilvakken die nu een diepere gemiddelde drooglegging hebben dan 60 cm, leidt tot een CO₂-eq-reductie van ca. 0,46 miljoen ton CO₂-eq, overeenkomend met een afname van 35%. Daarbij is gerekend met een effectiviteit van het watersysteem om te draineren en te infiltreren van een situatie in het Groene Hart. Om dit werkelijkheid te laten worden, zal het watersysteem in Friesland op perceelniveau waarschijnlijk in aantal gevallen moeten worden aangepast.

Door de peilverhogingen tot 60 cm –mv te combineren met gebiedsdekkende toepassing van onderwaterdrains kan een totale reductie van 0,73 miljoen ton CO₂-eq worden gerealiseerd. Hierdoor neemt de CO₂-eq-emissie af met 55% t.o.v. van de huidige situatie.

Een scenario dat gebruikt is om dynamisch peil te simuleren, is het beperken van de drooglegging tot gemiddeld 40 cm in de peilvakken die nu een diepere gemiddelde drooglegging hebben dan 40 cm. Dit leidt tot een CO₂-eq-reductie van ca. 0,74 miljoen ton CO₂, overeenkomend met een afname van 56%.

Als we dit scenario combineren met gebiedsdekkende toepassing van onderwaterdrains met dynamisch peil, is de totale afname van de CO₂-eq-emissie 94 miljoen ton CO₂-eq, overeenkomend met een afname van 71%.

Het laatste scenario is de gebiedsdekkende toepassing van drukdrains; hiermee wordt verondersteld dat de GLG op 40/45 cm kan worden gehouden en wordt een totale afname van de CO₂-eq-emissie berekend van 1,01 miljoen ton CO₂-eq, overeenkomend met een afname van 77%. Dit gaat in de richting van het klimaatdoel van 2050 om de CO₂-eq-uitstoot naar 0 te brengen.

In het algemeen zullen de resultaten van de scenario's aan de optimistische kant zijn. Er wordt namelijk aangenomen dat de maatregelen volgens het boekje worden uitgevoerd en gemanaged. De praktijk leert dat bij uitvoering vaak wat grotere drainafstanden worden genomen dan geadviseerd (berekend) en nogal lange drains in verband met de kosten. Ook wordt vaak bij dynamisch peil te laat het peil opgezet. Daarnaast hebben we nog onderhoud van bijvoorbeeld de sloten, dat vaak niet optimaal is. Feitelijk zou er dus een vrij grote marge moeten worden genomen tussen wat theoretisch kan en wat in de praktijk wordt gerealiseerd. Om een indruk te krijgen, is het effect beschouwd als onderwaterdrains wat betreft infiltratie maar half zo goed zouden werken als gedacht. De winst van de scenario's met onderwaterdrains en een drooglegging van 60 cm kan dan voor $2/3^e$ aan de peilverhoging en nog steeds voor $1/3^e$ aan de onderwaterdrains worden toegeschreven. Daarbij moeten worden bedacht dat de melkveehouder zonder de toepassing van onderwaterdrains waarschijnlijk de peilverhoging niet zou willen.

Bodemmaatregelen blijken maar een bescheiden bijdrage te kunnen leveren en zijn relatief erg duur. Echter, maatregelen als voorkomen bodemverdichting en daardoor verbeteren van de structuur en infiltratie zijn uit milieukundig en bedrijfsmatig oogpunt op zich al nastrevenswaardig en versterken bovendien het effect van toepassing van onderwaterdrains. Steenmeel als alternatief voor kalk voor 'bekalken' levert vrij gemakkelijk een (kleine) besparing aan CO₂-emissie op. Ophogen met bagger dient ook als verwerking van de bagger en kan effectief veel CO₂-emissie besparen, echter het betreffende aantal hectaren is door de beperkte regionale beschikbaarheid van bagger beperkt.

Literatuur

- Aequator-Groen&Ruimte 2016. Verdichting in het Noorden.
- Akker, J.J.H. van den, J. Beuving, R.F.A. Hendriks en R.J. Wolleswinkel, 2007. Maaiveldddaling, afbraak en CO₂-emissie van Nederlandse veenweidegebieden. Leidraad Bodembescherming, afl. 83. SDU-uitgevers.
- Akker, J.J.H. van den, Rob Hendriks, Idse Hoving en Matheijs Pleijter, 2010. Toepassing van onderwaterdrains in veenweidegebieden. Effecten op maaiveldddaling, broeikasgasemissies en het water. Werkgemeenschap voor Landschapsonderzoek (WLO), Utrecht, Landschap 27/3, 137-149.
- Akker, J.J.H. van den, R.F.A. Hendriks, I.E. Hoving, J. van Kleef, B. Meerkerk, M. Pleijter en A. van den Toorn, 2013. Pilot onderwaterdrains Krimpenerwaard. Wageningen, Alterra Wageningen UR (University & Research Centre), Alterra-rapport 2466. 114 blz.
- Akker, J.J.H. van den, J.M.H. van Diggelen, K. van Houwelingen, J. van Kleef, M. Pleijter, A.J.P. Smolders, L.G. Turlings, S. van der Wielen, 2016. Praktijkproef onderwaterdrains Wormeren Jisperveld. Wageningen, Wageningen Environmental Research (Alterra), Rapport 2765. 68 blz.
- Arets, E.J.M.M., van der Kolk, J.W.H., Hengeveld, G.M., Lesschen, J.P., Kramer, H., Kuikman, P.J. & Schelhaas, M.J., 2017. Greenhouse gas reporting for the LULUCF sector in the Netherlands : methodological background, update 2016, Statutory Research Tasks Unit for Nature & the Environment, Wageningen.
- Beek, C., Rietra, R., Harmsen, J. & van der Bolt, F., 2010. De effecten van baggeren op emissies naar water en lucht. H2O: tijdschrift voor watervoorziening en afvalwaterbehandeling, 2010, 34-35.
- Beerda, D., Colin, J. & Rienks, J., 2004. Programmering en monitoring tienjarensceario waterbodems: tussentijdse monitoring 2002-2003, AKWA.
- Beerling, D.J., Leake, J.R., Long, S.P., Scholes, J.D., Ton, J., Nelson, P.N., Bird, M., Kantzas, E., Taylor, L.L., Sarkar, B., Kelland, M., DeLucia, E., Kantola, I., Müller, C., Rau, G. & Hansen, J., 2018. Farming with crops and rocks to address global climate, food and soil security. Nature Plants, 1-10.
- Bell, M.J., Rees, R.M., Cloy, J.M., Topp, C.F.E., Bagnall, A. & Chadwick, D.R., 2015. Nitrous oxide emissions from cattle excreta applied to a Scottish grassland: Effects of soil and climatic conditions and a nitrification inhibitor. Science of the Total Environment, 508, 343-353.
- Beuving, J., Oostindie, K. & Vellinga, T., 1989. Vertrappingsverliezen door onvoldoende draagkracht van veengrasland. In., Staring Centrum.
- BiggelaarGroep, 2017. Ketenanalyse baggerwerken CO2-Prestatieladder Biggelaar Groep <http://www.vandenbiggelaargroep.nl/file.aspx?id=65264b59-209c-46ce-b772-a0909247feaf>.
- Blokland, P.W., van den Pol-van Dasselaar, A., Rougoor, C., van der Schans, F. & Sebek, L., 2017. Maatregelen om weidegang te bevorderen : inventarisatie en analyse, Wageningen Economic Research, Wageningen.
- Broekema, R. & Kramer, G., 2014. LCA of Dutch semi-skimmed milk and semi-mature cheese. Blonk Consultants, Netherlands.
- CBS, 2016. Weidegang van melkvee; weidegebied. In.
- Coenen, P.W.H.G., van der Maas, C.W.M., Zijlema, P.J., Arets, E.J.M.M., Baas, K., van den Berghe, A.C.W.M., van Huis, E.P., Geilenkirchen, G., Hoogsteen, M., Spijker, J., te Molder, R., Dröge, R., Montfoort, J.A., Peek, C.J., Vonk, J., Oude Voshaar, S. & Dellaert, S. Greenhouse gas emissions in the Netherlands 1990-2015 : National Inventory Report 2017. In: Emissies van broeikasgassen tussen 1990 en 2015. Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu RIVM.
- CSO, 2006. Bodembeheersplan Zuidwest Fryslan <http://diensten.iszf.nl/bkk/>.
- Couwenberg, J., Hooijer, A., 2013. Towards robust subsidence-based soil carbon emission factors for peat soils in south-east Asia, with special reference to oil palm plantations. Mires and Peat, Volume 12 (2013), Article 01, 1-13. <http://www.mires-and-peat.net/>, ISSN 1819-754X
- Daniels, B., Hekkenberg, M., Koelemeijer, R., Menkveld, M., Tigchelaar, C., Vethman, P., Volkers, C., Ros, J., van Schijndel, M., van den Born, G.J. & Geilenkirchen, G., 2016. Effort sharing regulation: gevolgen voor Nederland, ECN, Petten.

- De Boer, H.C., 2017. Grasland woelen op kleigrond.
<https://www.verantwoordeveehouderij.nl/nl/Verantwoorde-Veehouderij-2/show-5/-Grasland-woelen-op-kleigrond-.htm>.
- De Goede, R., Brussaard, L. & Akkermans, A., 2003. On-farm impact of cattle slurry manure management on biological soil quality. *NJAS-Wageningen Journal of Life Sciences*, 51, 103-133.
- De Klein, C. & Van Logtestijn, R., 1996. Denitrification in grassland soils in the Netherlands in relation to irrigation, N-application rate, soil water content and soil temperature. *Soil Biology and Biochemistry*, 28, 231-237.
- De Vos, J., van Bakel, P. & Hoving, I., 2008. Waterpas nat-en droogteschadeberekeningen ten behoeve van landbouwkundige doelrealisatie: plan van aanpak. In., Alterra.
- de Wit, J., 2004. Handboek grasklaver : teelt en voeding van grasklaver onder biologische omstandigheden, Louis Bolk Instituut, Driebergen.
- Deru, J., F. Lenssinck, I.E. Hoving, J.J.H. van den Akker, J. Bloem, N. van Eekeren, 2014. Effect onderwaterdrainage op bodemkwaliteit veenweiden. *V-focus juni 2014*, pp 27-29.
- Doornewaard, G.J., Reijs, J.W., Beldman, A.C.G., Jager, J.H. & Hoogeveen, M.W., 2017. Sectorrapportage Duurzame Zuivelketen: prestaties 2016 in perspectief. (No. 2017-087). Wageningen Economic Research.
- Eggelsmann, R., 1976. Peat consumption under influence of climate, soil condition and utilization. In: *Proceedings of the fifth international peat congress*, vol 1. Poznan, Poland, pp 233-247.
- Frysland, W., 2006. Baggeruitvoerplan.
- Gregorich, E.G., McLaughlin, N.B., Lapen, D.R., Ma, B.L. & Rochette, P., 2014. Soil compaction, both an environmental and agronomic culprit: Increased nitrous oxide emissions and reduced plant nitrogen uptake. *Soil Science Society of America Journal*, 78, 1913-1923.
- Groenewoud, C., 2007. Compensatie bollengrond: aanvullend onderzoek, Arcadis Regio.
- Grønlund, A., A. Hauge, A. Hovde, D.P. Rasse, 2008. Carbon loss estimates from cultivated peat soils in Norway: a comparison of three methods. *Nutr Cycl Agroecosyst* (2008) 81:157-167. DOI 10.1007/s10705-008-9171-5
- Harmsen, J., Rietra, R.P.J.J., Groenenberg, J.E., Lahr, J., van den Toorn, A. & Zweers, H.J., 2012. Verspreiden van bagger op het land in klei- en veengebieden, STOWA, Amersfoort.
- Harrison-Kirk, T., Thomas, S.M., Clough, T.J., Beare, M.H., van der Weerden, T.J. & Meenken, E.D., 2015. Compaction influences N₂O and N₂ emissions from 15N-labeled synthetic urine in wet soils during successive saturation/drainage cycles. *Soil Biology and Biochemistry*, 88, 178-188.
- Hendriks, R.F.A en J.J.H. van den Akker, 2012. Effecten van onderwaterdrains op de waterkwaliteit in veenweiden: modelberekeningen met SWAP-ANIMO voor veenweide-eenheden naar veranderingen van de fosfor-, stikstof- en sulfaatbelasting van het oppervlaktewater bij toepassing van onderwaterdrains in het westelijke veenweidegebied. Wageningen, Alterra, Alterra-rapport 2354.
- Hendriks, R.F.A., J.J.H. van den Akker, K. van Houwelingen, J. van Kleef, M. Pleijter en A. van den Toorn, 2013. Pilot onderwaterdrains Utrecht. Wageningen, Alterra Wageningen UR (University & Research Centre), Alterra-rapport 2479.
- Hendriks, R.F.A., J.J.H. van den Akker, P.C. Jansen en H.Th.L. Massop, 2014. Effecten van onderwaterdrains op maaivelddaling, waterbeheer, wateroverlast en waterkwaliteit in peilvak 9 van polder Groot-Wilnis Vinkeveen. Wageningen, Alterra Wageningen UR (University & Research Centre), Alterra-rapport 2480.
- HHNK, 2014. Rekenkameronderzoek baggerbeleid bij Hoogheemraadschap Hollands Noorderkwartier.
- Hoekstra, J.R., L. Bos, H.R.G. de Ruiter, C.N. de Boer, E.A. van Esen, J. van Berkum en G.J. Landheer, 2005. Faen – Wetter – Buorkje: Experiment met hogere zomerpeilen in het Friese veenweidegebied. Eindrapportage 2002 t/m 2004. Samenwerkingsverband van Provincie Fryslân, Wetterskip Fryslân, vijf Friese melkveehouderijbedrijven, m.m.v. NLTO, uitvoering DLV Adviesgroep en CLM Onderzoek en Advies BV. 35 blz.
- Hoekstra, N., van Eekeren, N., Holshof, G., Rijneveld, H., van Houwelingen, K. & Lenssinck, F., 2017. Systeeminnovatie Beweiden Veenweiden : eindrapportage 2015‐2016, Louis Bolk Instituut, Driebergen.
- Holshof, G., Vellinga, T.V. & Beuving, J., 1994. Vertrapping en grasaanbod op veengrasland met een slechte draagkracht= Poaching and herbage allowance on peat grassland with a low bearing capacity. In., Proefstation voor de Rundveehouderij, Schapenhouderij en Paardenhouderij.

- Hooijboer, A.E.J., de Koeijer, T., Prins, H., Vrijhoef, A., Boumans, L.J.M. & Daatselaar, C.H.G., 2017. Landbouwpraktijk en waterkwaliteit op landbouwbedrijven aangemeld voor derogatie in 2015, Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu, Bilthoven.
- Höper, H., Augustin, J., Cagampang, J.P., Drösler, M., Lundin, L., Moors, E., Vasander, H., Waddington, J.M. & Wilson, D., 2008. Restoration of peatlands and greenhouse gas balances. In: Peatlands and climate change (ed. M. Strack), pp. 182–210. International Peat Society, Jyväskylä.
- Hoving, I.E., G. André, J.J.H. van den Akker en M. Pleijter, 2008. Hydrologische en landbouwkundige effecten gebruik 'onderwaterdrains' op veengrond. Animal Sciences Group van WUR, Lelystad. Rapport 102.
- Hoving, I.E., J.J.H. van den Akker & M. Pleijter, 2009. Hydrologische en landbouwkundige effecten toepassing 'onderwaterdrains' in polder Zeevang. Rapport 188 Animal Sciences Group, Wageningen UR. 67 blz.
- Hoving, I.E., J.J.H. van den Akker, M. Pleijter en K. van Houwelingen, 2011. Hydrologische en landbouwkundige effecten toepassing onderwaterdrains in polder Zeevang. Wageningen UR Livestock Research, rapportnummer 449.
- Hoving, I.E., P. Vereijken, K. van Houwelingen en M. Pleijter, 2013. Hydrologische en landbouwkundige effecten toepassing onderwaterdrains bij dynamisch slootpeilbeheer op veengrond. Lelystad, Wageningen-UR Livestock Research. Rapport 719.
- Hoving, I.E., H. Massop, K. van Houwelingen, J.J.H. van den Akker en J. Kollen, 2015. Hydrologische en landbouwkundige effecten toepassing onderwaterdrains in polder Zeevang; Vervolgonderzoek gericht op de toepassing van een zomer- en winterpeil. Wageningen, Wageningen UR (University & Research centre) Livestock Research, Livestock Research Rapport 875
- Hoving et al., 2018 (in prep.). Precisiewatermanagement met pompgestuurde onderwaterdrains op veenweidegrond. Wageningen Livestock Research, Report xx.
- Jansen, P.C., R.F.A. Hendriks en C. Kwakernaak, 2009. Behoud van veenbodems door ander peilbeheer; Maatregelen voor een robuuste inrichting van het westelijk veenweidegebied. Wageningen, Alterra-rapport 2009.
- Jansen, P.C., E.P. Querner en J.J.H. van den Akker, 2009. Onderwaterdrains in het veenweidegebied en de gevolgen voor de inlaatbehoefte, de afvoer van oppervlaktewater en voor de maaivelddalning. Wageningen, Alterra, Alterra-rapport 1872. 54 blz.
- Kamp, J., Middelkoop, J., Meijer, G., Romkens, P. & Rietra, R., 2008. Risicoanalyse bij hergebruik van baggerslib in de landbouw. Bodem, 18, 16.
- Kamp, J.A.L.M., Neessen, I.M.J.G., Meijer, G.A.L., Middelkoop, J.C. v., Romkens, P.F.A.M. & Rietra, R.P.J.J., 2007. Risico-analyse Hergebruik van baggerslib in de landbouw. In., Animal Sciences Group, Lelystad.
- Kasimir-Klmedtsson, A., Klmedtsson, L., Berglund, K., Martikainen, P., Silvola, J. & Oenema, O. 1997. Greenhouse gas emission from farmed organic soils – a review. Soil Use and Management, 13, 245–250
- Kluge, B., G. Wessolek, M. Facklam, M. Lorenz, K. Schwärzel, 2008. Long-term carbon loss and CO₂-C release of drained peatland soils in northeast Germany. European Journal of Soil Science, 2008, 59, 1076–1086.
- Koelemeijer, R., Koutstaal, P., Danie, Is, B. & Boot, P., 2017. Nationale kosten energietransitie in 2030, PBL Netherlands Environmental Assessment Agency, The Hague.
- Koops, J., Van Beusichem, M. & Oenema, O., 1997. Nitrogen loss from grassland on peat soils through nitrous oxide production. Plant and Soil, 188, 119–130.
- Kuikman, P., van Groenigen, J.W., Velthof, G., Walvoort, D., van der Bolt, F., van Beek, C. & van den Pol-van Dasselaar, A., 2004. Reductie van lachgasemissie door ontwikkeling van "Best management practices": Beperking van lachgasemissie uit beweide grasland : eindrapport voor Reductieplan overige broeikasgassen Landbouw Cluster 1, Alterra, Wageningen.
- Kuikman, P.J., J.J.H. van den Akker en F. de Vries, 2005. Emissie van N₂O en CO₂ uit organische landbouwbodems, Wageningen, Alterra-rapport 1035-2.
- Kruk, M. en A. van der Zijden, 2013. Effecten van onderwaterdrainage op indringweerstand en bodemfauna veenbodems - 2012. Landschapsbeheer Zuid-Holland, Waddinxveen.
- Ladha, J.K., Reddy, C.K., Padre, A.T. & Van Kessel, C., 2011. Role of nitrogen fertilization in sustaining organic matter in cultivated soils. Journal of environmental quality, 40, 1756–1766.
- Leifeld, J., M. Müller, J. Fuhrer, 2011. Peatland subsidence and carbon loss from drained temperate fens. Soil Use and Management, 27, 170–176.

- Lenssinck, F., 2018. Nieuw in 2018! Klei voor behoud veen. <http://www.veenweiden.nl/klei-voor-behoud-veen/nieuw-in-2018-klei-voor-behoud-veen/>. In.
- Lesschen, J.P., Heesmans, H., Mol-Dijkstra, J., Verkaik, E., van den Wyngaert, I., Kuikman, P. & van Doorn, A., 2012. Mogelijkheden voor koolstofvastlegging in de Nederlandse landbouw en natuur, Alterra, Wageningen.
- Lesschen, J.P. & Kuikman, P., 2017. Klimaatmaatregelen en het gemeentelijk landbouwbeleid : verkenning naar mogelijkheden voor versterking van klimaatmaatregelen binnen het toekomstig GLB in Nederland, Wageningen Environmental Research, Wageningen.
- Lubbers, I.M., Van Groenigen, K.J., Fonte, S.J., Six, J., Brussaard, L. & Van Groenigen, J.W., 2013. Greenhouse-gas emissions from soils increased by earthworms. *Nature Climate Change*, 3, 187-194.
- Maat, N., 2011. Weilanddepots: regel het maar! <https://www.baggernet.info/doc/27jan11-NicoMaat.pdf>.
- Massop, H.Th.L. en C. Schuiling, 2016. Buisdrainagekaart 2015. Update landelijke buisdrainagekaart op basis van de landbouwmeitellingen van 2012. Wageningen, Alterra-rapport 2700.
- Minet, E.P., Ledgard, S.F., Grant, J., Murphy, J.B., Krol, D.J., Lanigan, G.J., Luo, J. & Richards, K.G., 2018. Feeding dicyandiamide (DCD) to cattle: An effective method to reduce N₂O emissions from urine patches in a heavy-textured soil under temperate climatic conditions. *Science of the Total Environment*, 615, 1319-1331.
- Mosquera, J., Hol, J.M.G., Rappoldt, C. & Dolfig, J., 2007. Precise soil management as a tool to reduce CH₄ and N₂O emissions from agricultural soils, Animal Sciences Group, Lelystad.
- Muilwijk, J., 2017. Kleinschalig baggerwerk [http://www.deheerlandenwater.nl/mod/Upload02/Files/Ketenanalyse%20Kleinschalig%20baggere n%20\(V3\).pdf](http://www.deheerlandenwater.nl/mod/Upload02/Files/Ketenanalyse%20Kleinschalig%20baggere n%20(V3).pdf).
- Mulvaney, R., Khan, S. & Ellsworth, T., 2009. Synthetic nitrogen fertilizers deplete soil nitrogen: a global dilemma for sustainable cereal production. *Journal of environmental quality*, 38, 2295-2314.
- MWH, 2014. Overcapaciteit in Nederland? Resultaten van een onderzoek naar de capaciteit van diepe plassen (lopende projecten en in voorbereiding zijnde initiatieven) in Nederland, Arnhem.
- Oenema, O., Velthof, G.L., Yamulki, S. & Jarvis, S.C., 1997. Nitrous oxide emissions from grazed grassland. *Soil Use and Management*, 13, 288-295.
- Oliveira, B.R.F., 2017. Lift up of Lowlands : beneficial use of dredged sediments to reverse land subsidence. In., Wageningen University, Wageningen.
- Pieters, J., 1961. Gevoeligheid van grasland voor vertrapping. *Landbouwvoorlichting*, 18, 377-383.
- Pleijter, M., Beek, C. v. & Kuikman, P., 2011. Emissie van lachgas uit grasland op veengrond: monitoring lachgasfluxen op melkveeproefbedrijf Zegveld in de periode 2005-2009: 'De Zegveld database'. In., Alterra.
- Provincie Friesland, 2015. Veenweidevisie. Een duurzame toekomst voor het Friese Veenweidegebied.
- Quist, J., 2008. Bijlagenrapport definitiestudie praktijkonderzoek verspreiden baggerspecie op het land gesprekken en workshop TCB-projectnummer p43.
- Rashid, M.I., Goede, R.G.M. d., Corral Nunez, G.A., Brussaard, L. & Lantinga, E.A., 2014. Soil pH and earthworms affect herbage nitrogen recovery from solid cattle manure in production grassland. In. Rijkswaterstaat, 2004. Programmering en Monitoring Tienjarensscenario Waterbodems, RIZA werkdokument 2004.094x.
- Roijen, B. & al., e. 2011. Baggerproblematiek Boskoop. Studentverslag InHolland <http://greenportboskoop.nl/wp-content/uploads/2015/10/Oplossingen-Baggerproblematiek-in-Boskoop.pdf>.
- Rougoor, C. & van Well, E., 2016. Landbouw en klimaatverandering in Fryslân, CLM, Culemborg.
- Ruser, R., Flessa, H., Russow, R., Schmidt, G., Buegger, F. & Munch, J., 2006. Emission of N₂O, N₂ and CO₂ from soil fertilized with nitrate: effect of compaction, soil moisture and rewetting. *Soil Biology and Biochemistry*, 38, 263-274.
- Sebek, L.B., Mosquera, J. & Bannink, A., 2016. Rekenregels voor de enterische methaan-emissie op het melkveebedrijf en reductie van de methaan-emissie via mesthandling, het handelingsperspectief van het voerspoor inzichtelijk maken met de Kringloopwijzer, Wageningen Livestock Research, Wageningen.
- Schothorst, C.J., 1977. Subsidence of low moor peat soils in the Western Netherlands, *Geoderma*, 17, 265-291.

- Schothorst, C.J., 1982. Drainage and Behaviour of Peat Soils. Proc. Symp. on Peatlands below Sea Level. 1982. ILRI publication 30, Wageningen, The Netherlands: 130-163.
- Torn, M.S., Trumbore, S.E., Chadwick, O.A., Vitousek, P.M. & Hendricks, D.M., 1997. Mineral control of soil organic carbon storage and turnover. *Nature*, 389, 170.
- UN, 2017. National Inventory Submissions 2017
http://unfccc.int/national_reports/annex_i_ghg_inventories/national_inventories_submissions/items/10116.php.
- Van den Akker, J.J.H., P.J. Kuikman, F. de Vries, I. Hoving, M. Pleijter, R.F.A. Hendriks, R.J. Wolleswinkel, R.T.L. Simões and C. Kwakernaak, 2008. Emission of CO₂ from agricultural peat soils in the Netherlands and ways to limit this emission. In: Farrell, C and J. Feehan (eds.), 2008. Proceedings of the 13th International Peat Congress After Wise Use – The Future of Peatlands, Vol. 1 Oral Presentations, Tullamore, Ireland, 8 – 13 June 2008. International Peat Society, Jyväskylä, Finland. ISBN 0951489046. pp 645-648.
- Van den Akker, J.J.H., R.F.A. Hendriks, 2017. Diminishing peat oxidation of agricultural peat soils by infiltration via submerged drains. FAO 2017. Proceedings of the Global Symposium on Soil Organic Carbon 2017. Food and Agriculture Organization of the United Nations. Rome, Italy. pp. 436-439.
<http://www.fao.org/documents/card/en/c/d6555d8d-1b19-4c04-a25d-74474e6c0a11/>
- van den Pol-van Dasselaar, A., Blonk, H., Dolman, M., Evers, A., de Haan, M., Reijs, J., Sebek, L., Vellinga, T. & Wemmenhove, H., 2013. Kosteneffectiviteit reductiemaatregelen emissie broeikasgassen zuivel, Wageningen UR Livestock Research, Lelystad.
- Van den Pol-van Dasselaar, A., M.L. van Beusichem and O. Oenema, 1997. Effects of grassland management on the emission of methane from intensively managed grasslands on peat soil. *Plant and Soil* 189, Kluwer Academic Publishers. pp 1-9.
- van der Stok, T., 2014. Van bermgras naar groengras <http://edepot.wur.nl/313417>. Grondig, juli 2013, 24-25.
- van der Weerden, T.J., Laurenson, S., Vogeler, I., Beukes, P.C., Thomas, S.M., Rees, R.M., Topp, C.F.E., Lanigan, G. & de Klein, C.A.M., 2017a. Mitigating nitrous oxide and manure-derived methane emissions by removing cows in response to wet soil conditions. *Agricultural Systems*, 156, 126-138.
- van der Weerden, T.J., Styles, T.M., Rutherford, A.J., de Klein, C.A.M. & Dynes, R., 2017b. Nitrous oxide emissions from cattle urine deposited onto soil supporting a winter forage kale crop. *New Zealand Journal of Agricultural Research*, 60, 119-130.
- van Eekeren, N., Bokhorst, J., Deru, J. & de Wit, J., 2014. Regenwormen op het melkveebedrijf: handreiking voor herkennen, benutten en managen. In., Louis Bolk Instituut.
- van Eekeren, N. & Philipsen, A., 2014. Goed bodembeheer op veen boert beter: maatregelen voor duurzaam bodembeheer voor melkveehouders op veen. In., Louis Bolk Instituut.
- Van Groenigen, J.W., Kuikman, P.J., De Groot, W.J.M. & Velthof, G.L., 2005a. Nitrous oxide emission from urine-treated soil as influenced by urine composition and soil physical conditions. *Soil Biology and Biochemistry*, 37, 463-473.
- Van Groenigen, J.W., Velthof, G.L., Van Der Bolt, F.J.E., Vos, A. & Kuikman, P.J., 2005b. Seasonal variation in N₂O emissions from urine patches: Effects of urine concentration, soil compaction and dung. *Plant and Soil*, 273, 15-27.
- van Schooten, H. & Huijsmans, J., 2015. Water bij de mest. *Grondig*, 2, 50-51.
- Velthof, G.L., 2000. Reductie van lachgasemissie door ontwikkeling van "Best management practices": Beperking van lachgasemissie uit beweide grasland : een systeemanalyse, Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte, Wageningen.
- Velthof, G.L., Beek, C.L. v., Brouwer, F., Burgers, S.L.G.E., Fraters, B., Groenendijk, P., Hack-ten Broeke, M.J.D., Kekem, A.J. v., Oosterom, H.P., Schoumans, O.F., Vries, F. d., Willems, W.J. & Zwart, K.B., 2004. Denitrificatie in de zone tussen bouwvoor en het bovenste grondwater in zandgronden. In.
- Velthof, G.L. & Mosquera, J., 2011. Calculation of nitrous oxide emission from agriculture in the Netherlands : update of emission factors and leaching fraction, Alterra, Wageningen.
- Visser, J., Dekker, P., de Boer, H., Brommer, E., Clevering, O., van Dam, A., van Geel, W., de Haan, M., Hoving, I. & van der Klooster, A., 2008. Perspectieven bedrijfsmaatregelen voor duurzaambodembeheer: kosten en effectiviteit van vijf maatregelen. In., Animal Sciences Group.
- Vries, G. de, 1999. Karakterisering van Nederlandse gronden naar fysisch-chemische kenmerken. Wageningen, SC-rapport 654.

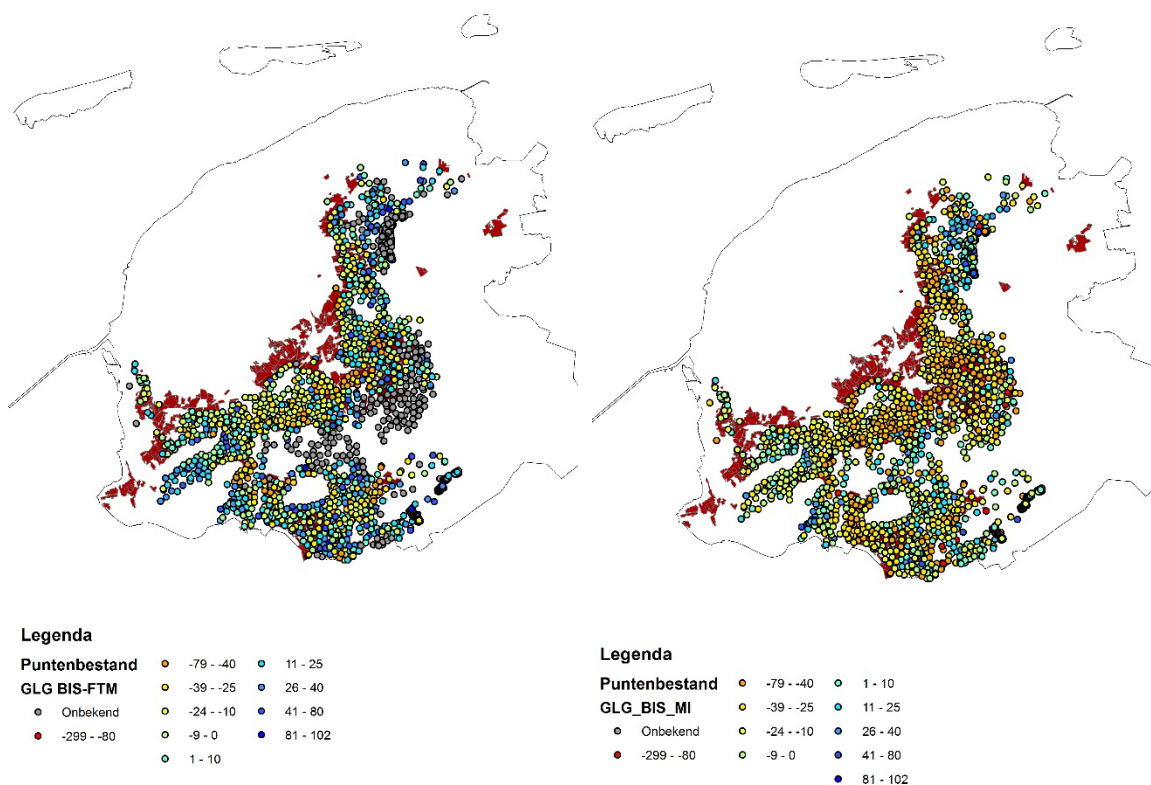
-
- Vries, F. de, D.J. Brus, B. Kempen, F. Brouwer en A.H. Heidema, 2014. Actualisatie bodemkaart veengebieden; Deelgebied 1 en 2 in Noord-Nederland, Wageningen, Alterra Wageningen UR (University & Research Centre), Alterra-rapport 2556.
- Waterschap-Noorderzijlvest, 2017. Waterbodembeleidsplan 2017-2027.
- Waves, 2017. Totale kosten per km uitgevoerd werk (2014)[euro]
https://waves.databank.nl/jive?Presel_code=bag35. In. (ed W. w. A.-e. verbetersysteem).
- Zijden, A. van der en M. Kruk, 2011. Effecten van onderwaterdrainage op indringweerstand en bodemfauna veenbodems. Landschapsbeheer Zuid-Holland, Waddinxveen.
- Zwart, K., Oudendag, D., Ehlert, P. & Kuikman, P., 2006. Duurzaamheid co-vergisting van dierlijke mest, Alterra, Wageningen.

Bijlage 1 Vergelijking GLG-puntenbestand met GLG-kaart volgens FTM (Acacia) en MIPWA

Beschikbare gegevens:

- Puntenbestand van WENR met GHG en GLG op basis veldopnamen bij GT-actualisatie
- GLG uit MIPWA
- GLG berekend met model Acacia (FTM, deze is niet gebiedsdekkend)
- GTkaartWestNL2014, met GLGmediaan, GLGmedp05 en GLGmedp95 op basis gerichte opnamen en ca 100 realisaties van de GLG.

Het puntenbestand is over beide kaarten gelegd en de waarden ter plaatse uit beide kaarten zijn toegevoegd aan het puntenbestand. Vervolgens is de afwijking tussen de GLG volgens het puntenbestand en beide kaarten bepaald. De verschillen zijn weergegeven in figuur B1.1.



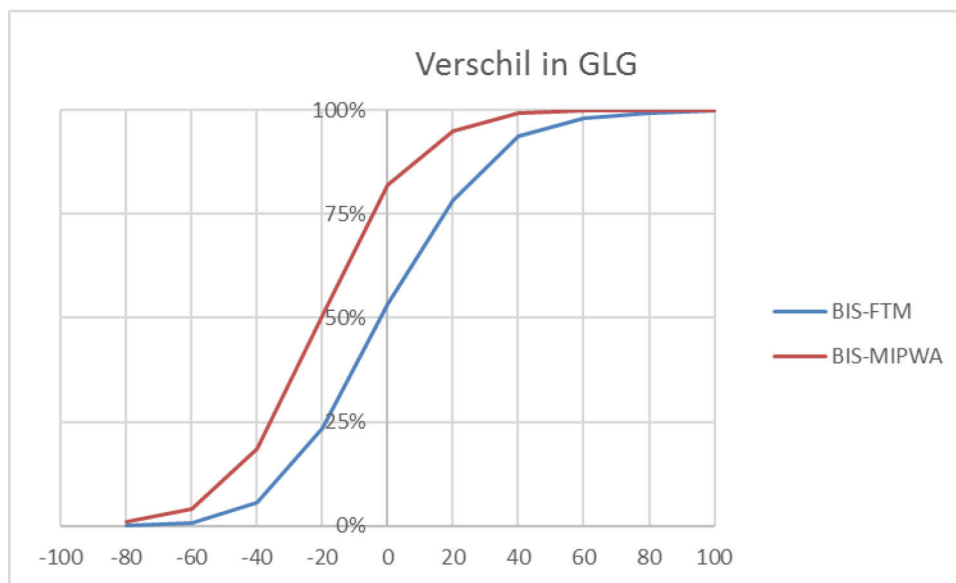
Figuur B1.1 Verschil tussen puntenbestand en model Acacia (links) en MIPWA (rechts).

In tabel B1.1 zijn de statistieken van de verschillen weergegeven.

Tabel B1.1 Statistieken van de verschillen tussen puntenbestand en model Acacia resp. MIPWA.

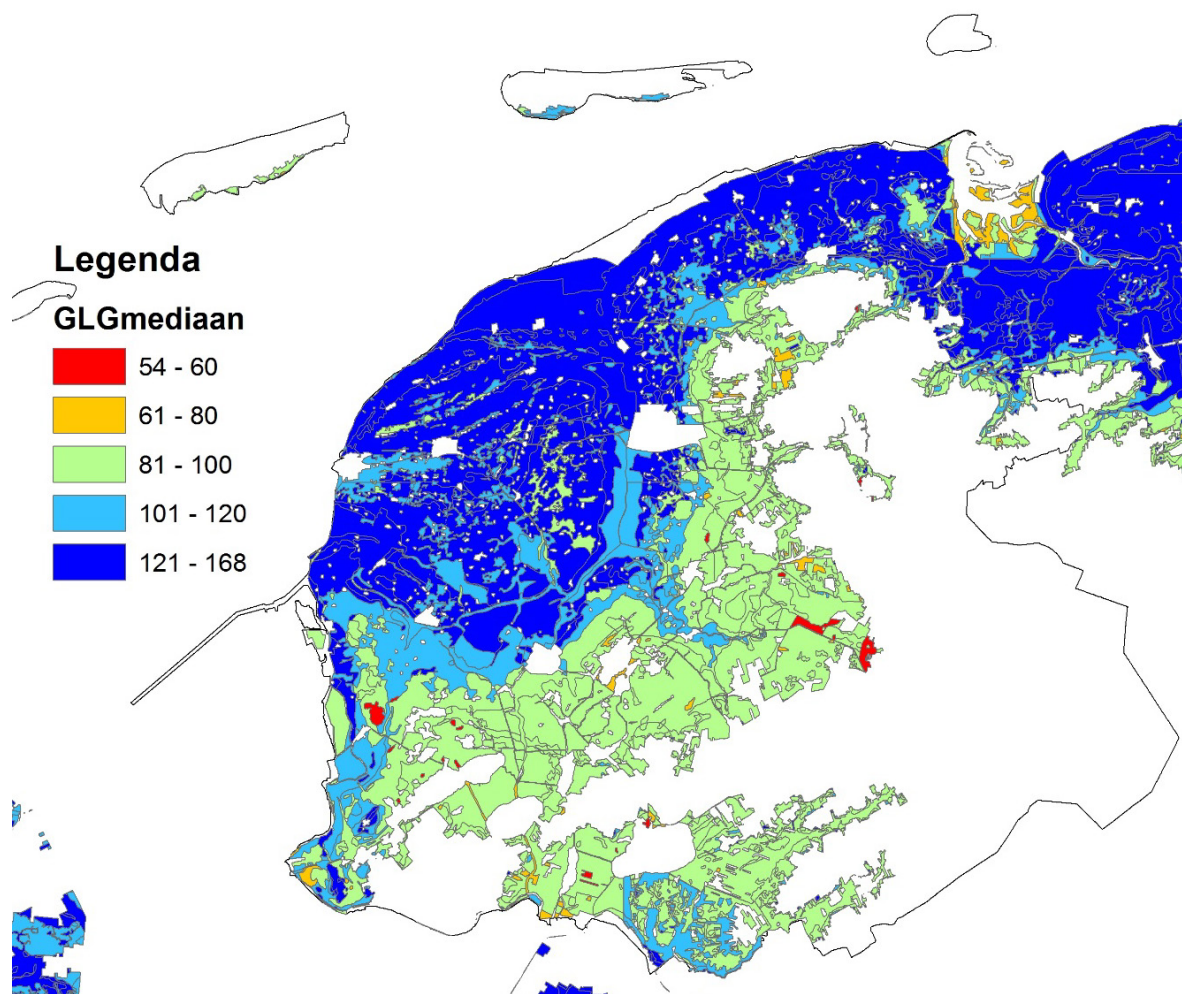
	GLG_BIS_FT	GLG_BIS_MI
Mean	-0.21	-19.46
Standard Error	0.69	0.61
Median	-2	-20
Mode	-17	-27
Standard Deviation	26.45	23.36
Sample Variance	699.73	545.85
Kurtosis	0.44	0.64
Skewness	0.30	0.04
Range	193	193
Minimum	-91	-119
Maximum	102	74
Sum	-319	-28884
Count	1484	1484
Largest(1)	102	74
Smallest(1)	-91	-119
Confidence Level (95.0%)	1.35	1.19

Uit tabel B1.1 blijkt dat het gemiddelde en de mediaan van de verschillen voor het model van Acacia dicht bij 0 ligt en dat de GLG volgens MIPWA ca. 20 cm te droog aangeeft. In figuur B1.2 is de cumulatieve frequentie uitgezet.



Figuur B1.2 Cumulatieve frequentie van het verschil tussen puntenbestand en model Acacia resp. MIPWA.

In figuur B1.3 zijn kaartvlakken met de GLGmediaan uit de kaart GTkaartWestNL2014 weergegeven.



Figuur B1.3 GLGmediaan uit kaart GTkaartWestNL2014.

De beste keus lijkt het gebruik van de kaart van Acacia.

Bijlage 2 Relatie tussen de GLG en de drooglegging

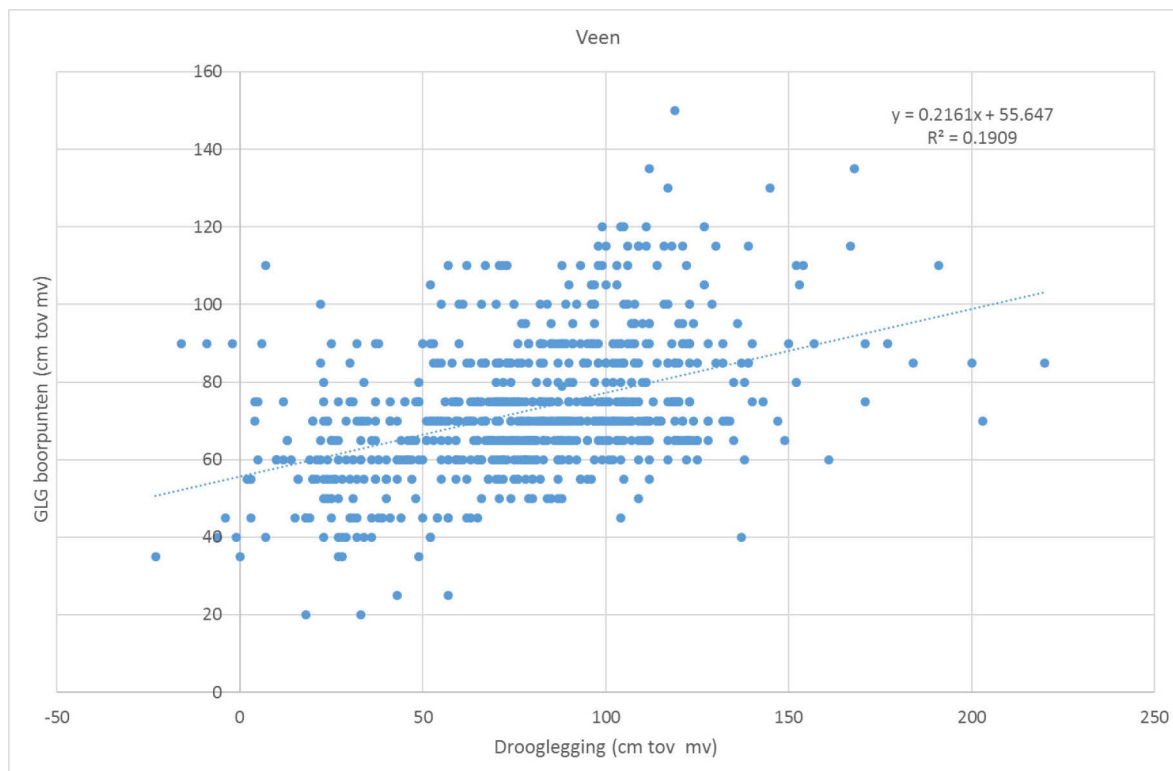
De maaiveldaling wordt in grote mate bepaald door de diepte tot waar de grondwaterstand uitzakt. Een goede maat hiervoor is de GLG. Voor het Friese veenweidegebied is een GLG-kaart gemaakt door Acacia (GLG_FTM). Dit betreft dus geen GLG-kaart berekend met het grondwatermodel MIPWA. Vaak wordt de maaiveldaling ook gerelateerd aan de drooglegging, deze relatie is minder sterk maar vaak wel gebiedsdekkend beschikbaar. Wetterskip Fryslân heeft de droogleggingskaart beschikbaar gesteld. Voor Friesland is verder een puntenbestand beschikbaar met veldschattingen van de GHG en de GLG. Aan deze punten zijn waarden gekoppeld van de GLG uit de kaart van Acacia en de droogleggingskaart van het wetterskip. Om de maaiveldaling of de relatie tussen GLG en drooglegging nader te kunnen specificeren, speelt de aanwezigheid en de dikte van het kleidek alsmede de kwelintensiteit een rol. Door Jansen is een kaart gemaakt van het Friese veenweidegebied, waarbij het gebied is opgesplitst naar dikte kleidek, veentype en kwelsituatie (bijlage 1).

Als eerste stap is op basis van de dikte van het kleidek de set opgesplitst in drie subsets, nl.:

- veenprofielen
- veenprofielen met kleidek
- kleiprofielen met veenondergrond

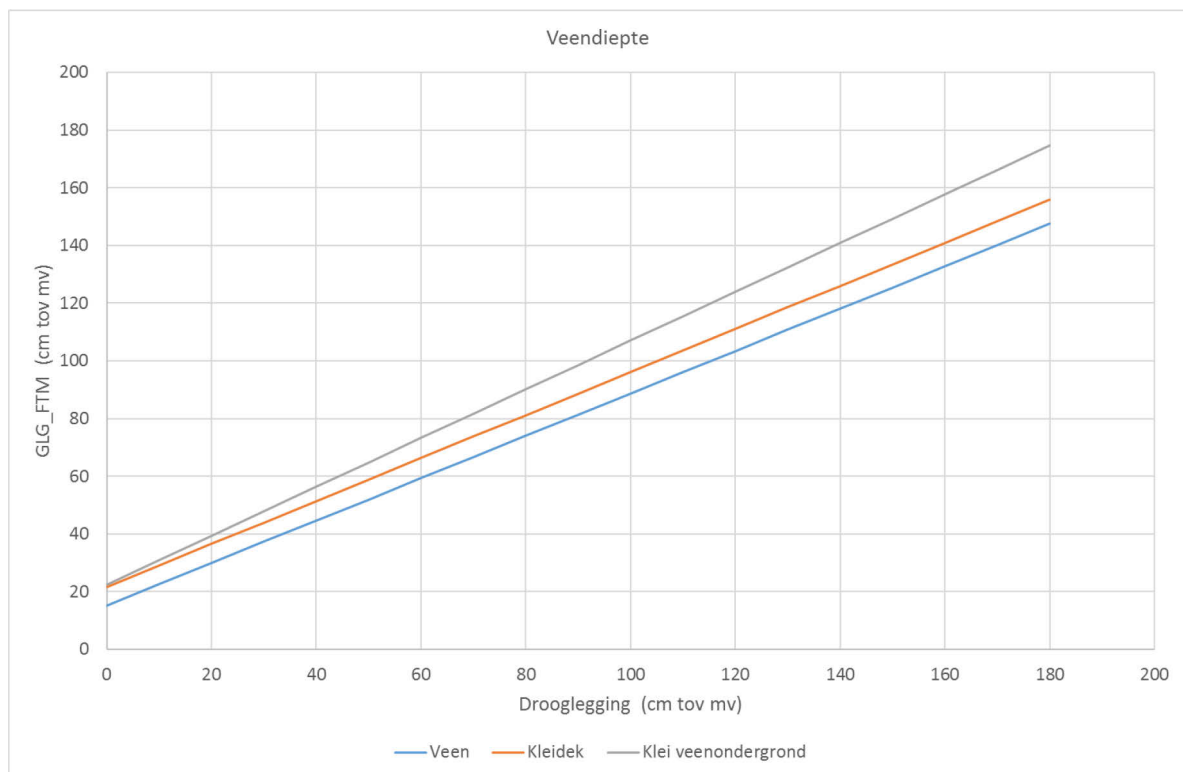
De statistieken voor de drie subsets staan in Annex 1, 2 en 3 weergegeven.

In eerste instantie is gezocht naar een relatie tussen de geschatte GLG ter plaatse van de boorpunten, (bij het uitvoeren van de boring is de GHG en de GLG geschat aan de hand van het boorprofiel) en de drooglegging ter plaatse. Deze relatie blijkt niet erg sterk. In figuur B2.1 is de relatie voor veenprofielen weergegeven. De relatie voor veenprofielen met een kleidek geeft een vergelijkbaar beeld (Annex 2) met een R^2 van 0,22.



Figuur B2.1 Relatie tussen drooglegging en de geschatte GLG in de boorpunten voor veenprofielen.

Omdat de relatie met de boorpunten niet zo sterk is, is vervolgens gekeken naar de relatie tussen de GLG-kaart (GLG_FTM) en de drooglegging, deze blijkt veel sterker (Annex 1 t/m 3). In figuur B2.2 zijn de afgeleide relaties op basis van de drie dataset, opgesplitst naar dikte kleidek, weergegeven.

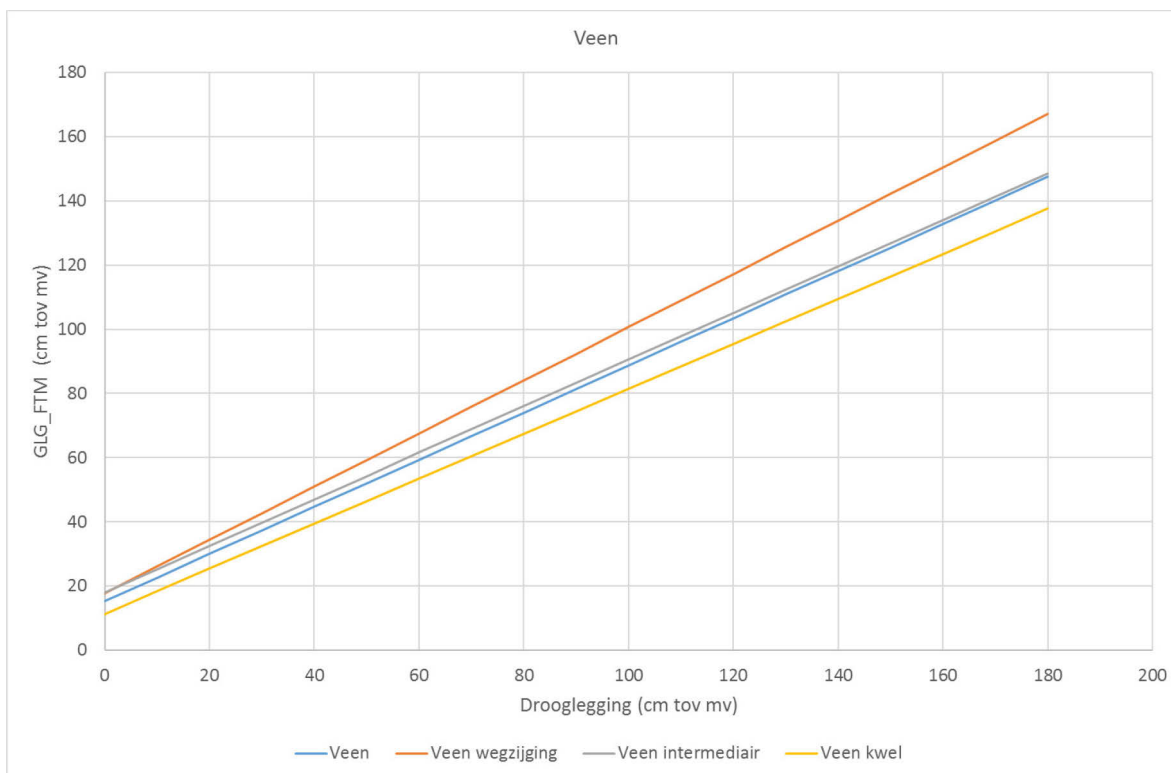


Figuur B2.2 Relatie tussen drooglegging en GLG voor verschillende diktes van het kleidek.

De relaties voor veenprofielen en veenprofielen met een kleidek, lopen min of meer parallel. De GLG bij een drooglegging van 100 cm is voor het veenprofiel 89 cm en voor het veenprofiel met een kleidek 96 cm, een verschil van 7 cm. Bij een drooglegging van 50 cm is de GLG resp. 52 en 59 cm, een verschil van 7 cm. De relatie van kleigronden met een veenondergrond wijkt sterk af, deze is gebaseerd op slechts 9 punten en de R^2 is slechts 0,38, veel lager dan de R^2 voor veenprofielen (0,88) en veenprofielen met kleidek (0,86). De verschillen zijn mogelijk te verklaren door verschillen in profielopbouw/eigenschappen.

Vervolgens zijn de datasets voor de veenprofielen en de veenprofielen met kleidek opgesplitst in drie subsets op basis van de kwelintensiteit, nl. wegzijging (> 0,5 mm wegzijging), intermediair (kleiner dan 0,5 mm kwel/wegzijging) en kwel (> 0,5 mm kwel), de kwel is berekend met een grondwatermodel (§ 2.1). De set voor kleigrond met veenondergrond is niet verder opgesplitst vanwege de grootte van de dataset. Voor de opgesplitste dataset zijn de statistieken en de relaties eveneens weergegeven in Annex 1, 2 en 3.

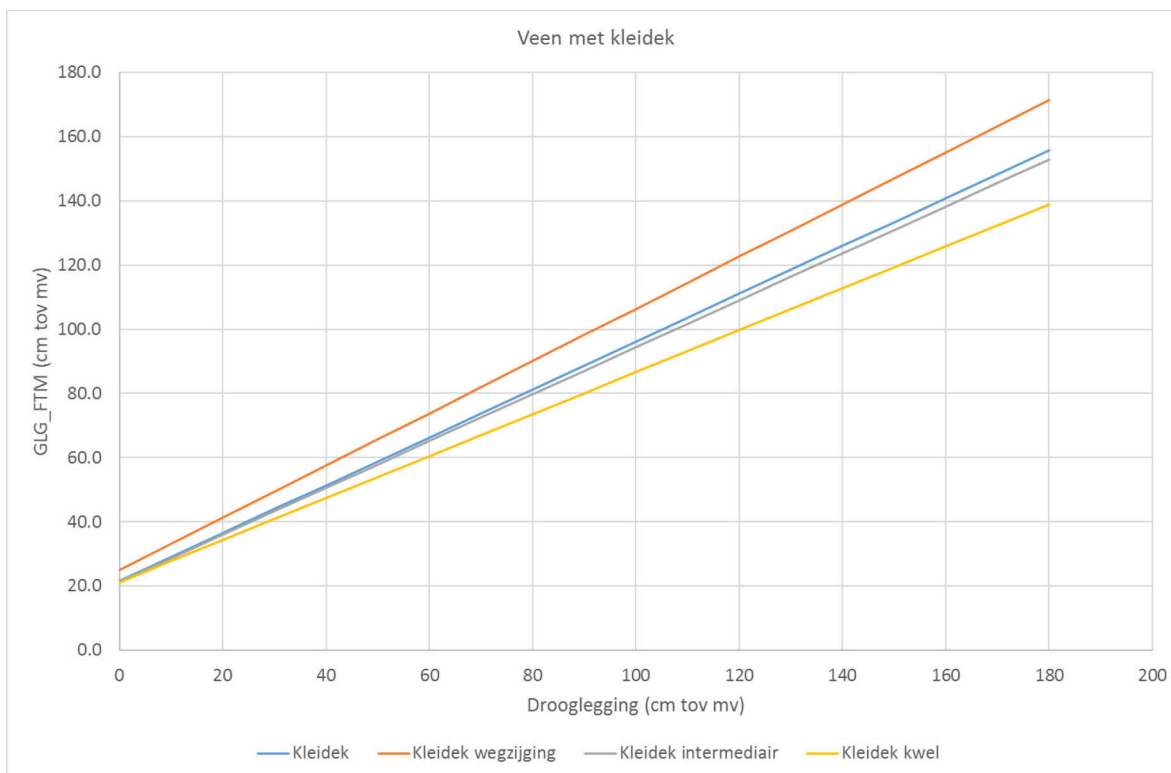
In figuur B2.3 zijn de relaties voor veenprofielen weergegeven voor de gehele dataset en opgesplitst naar kwelintensiteit.



Figuur B2.3 Relatie tussen GLG en drooglegging voor veenprofielen, voor de gehele dataset en opgesplitst naar intensiteit van de kwel.

De relatie voor intermediair (geringe kwel/wegzijging) komt sterk overeen met het gemiddelde voor de gehele dataset. Bij een drooglegging van 100 cm is de GLG bij een wegzijgingsprofiel 101 cm en bij een kwelprofiel 81 cm, een verschil van 20 cm. De intermediaire waarde ligt hier tussenin, met 91 cm. Bij een drooglegging van 50 cm is de GLG 59 cm in wegzijgingsprofiel en 46 cm in een kwelprofiel.

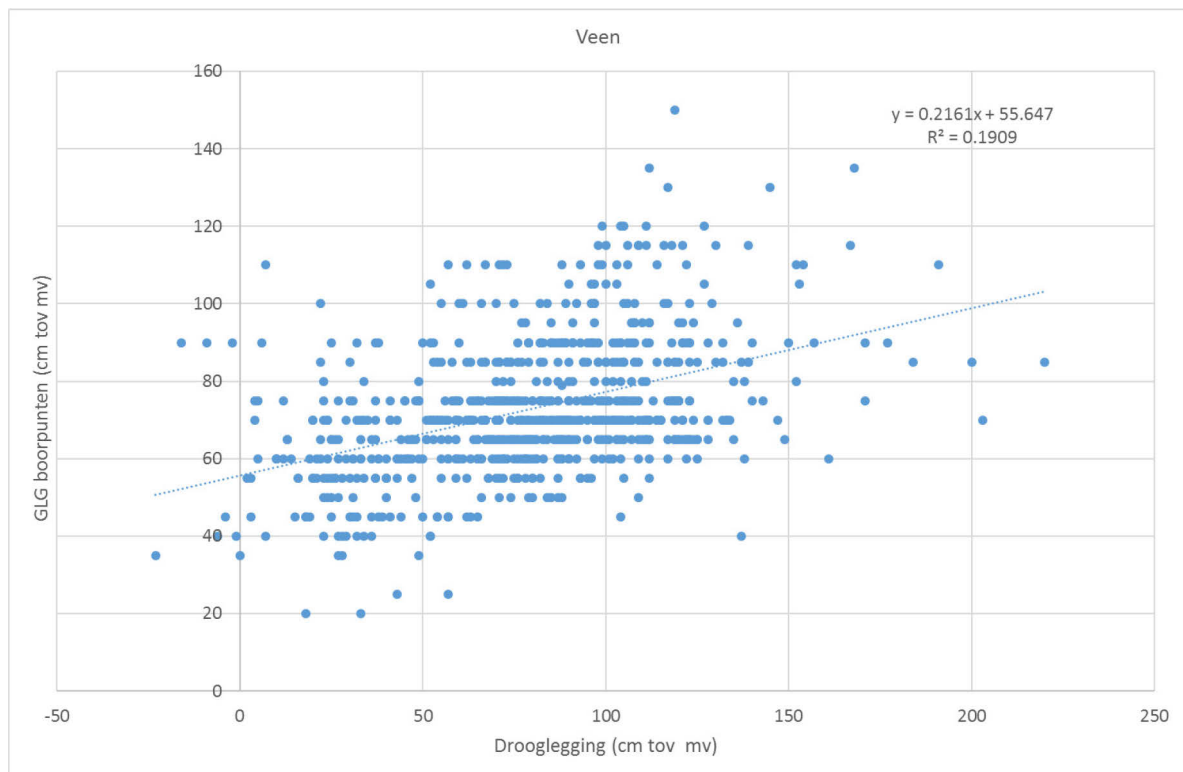
In figuur B2.4 zijn de relaties voor veenprofielen met een kleidek weergegeven voor de gehele dataset en opgesplitst naar kwelintensiteit.



Figuur B2.4 Relatie tussen GLG en drooglegging voor veenprofielen met een kleidek, voor de gehele dataset en opgesplitst naar intensiteit van de kwel.

De relatie voor geringe kwel/wegzijging komt sterk overeen met de gemiddelde voor de gehele dataset. Bij een drooglegging van 100 cm is de GLG bij een wegzijgingsprofiel 106 cm en bij een kwelprofiel 87 cm, een verschil van 19 cm. De intermediaire waarde ligt hier tussenin, met 94 cm. Bij een drooglegging van 50 cm is de GLG 66 cm in wegzijgingsprofiel en 54 cm in een kwelprofiel. Het verschil is afgenomen naar 12 cm.

Annex 1 Veenprofielen zonder kleidek



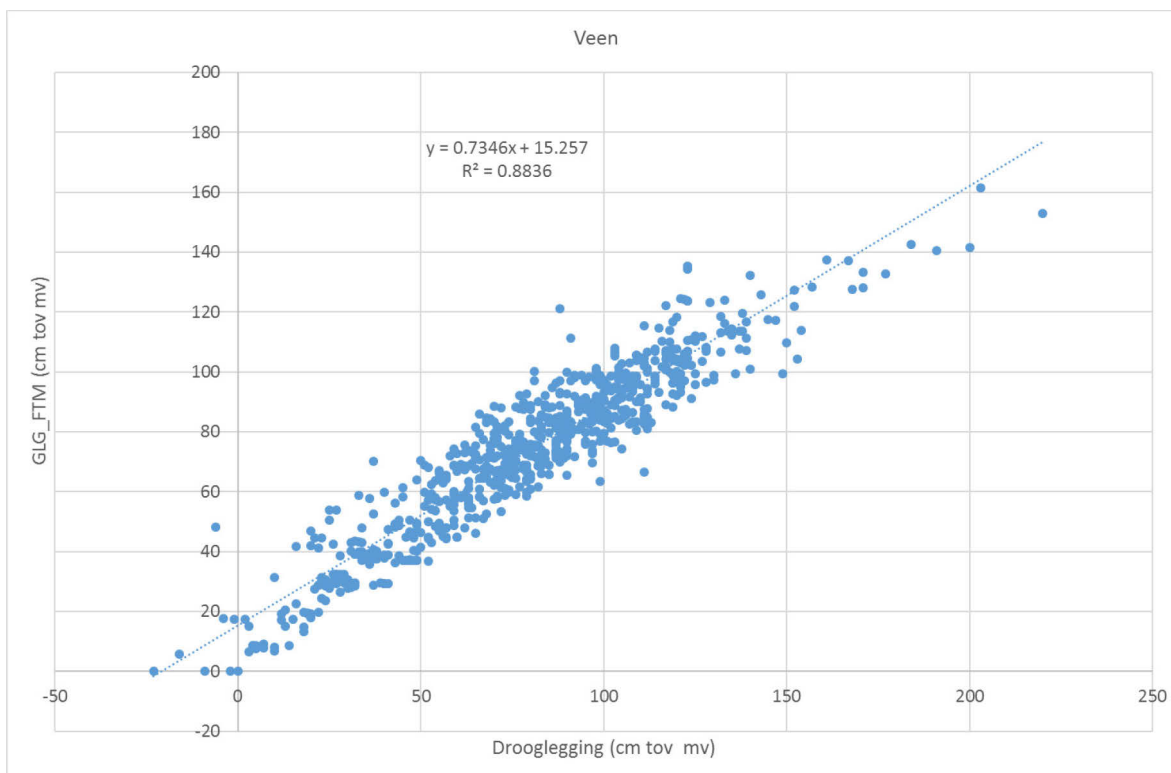
Figuur A1.1 Relatie tussen GLG (boorpunten) en drooglegging (wetterskip) voor alle puntopnamen in veengebied zonder kleidek.

Tabel A1.1 Dataset voor veenprofielen zonder kleidek.

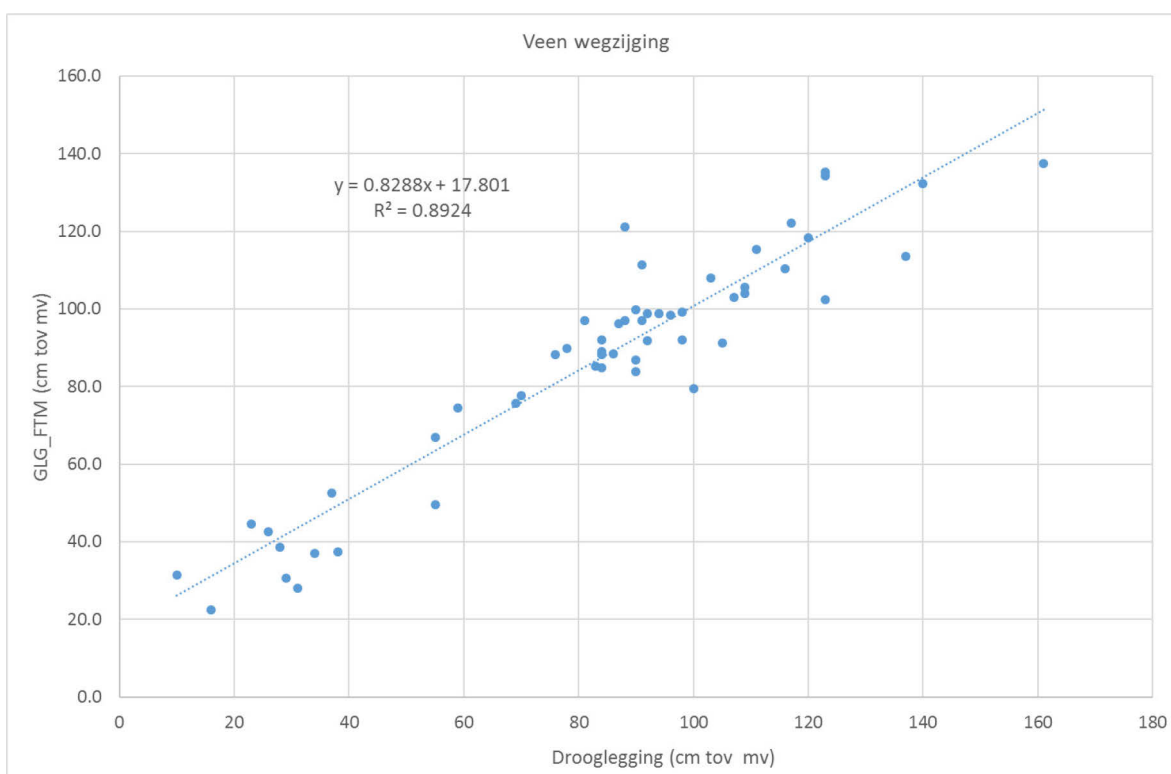
	GLG_FTM	Droogl_Wie	GLG_boorpunten
Mean	73.60	79.42	72.81
Standard Error	1.00	1.28	0.63
Median	76.35	81	70
Mode	83.30	90	70
Standard Deviation	27.52	35.21	17.41
Sample Variance	757.25	1239.98	303.25
Kurtosis	-0.03	0.41	1.19
Skewness	-0.28	0.02	0.62
Range	161	243	130
Minimum	0	-23	20
Maximum	161	220	150
Sum	56081	60519	55479
Count	762	762	762
Largest (1)	161	220	150
Smallest (1)	0	-23	20
Confidence Level (95.0%)	1.96	2.50	1.24

Tabel A1.2 Opgesplitste dataset voor veenprofielen zonder kleidek.

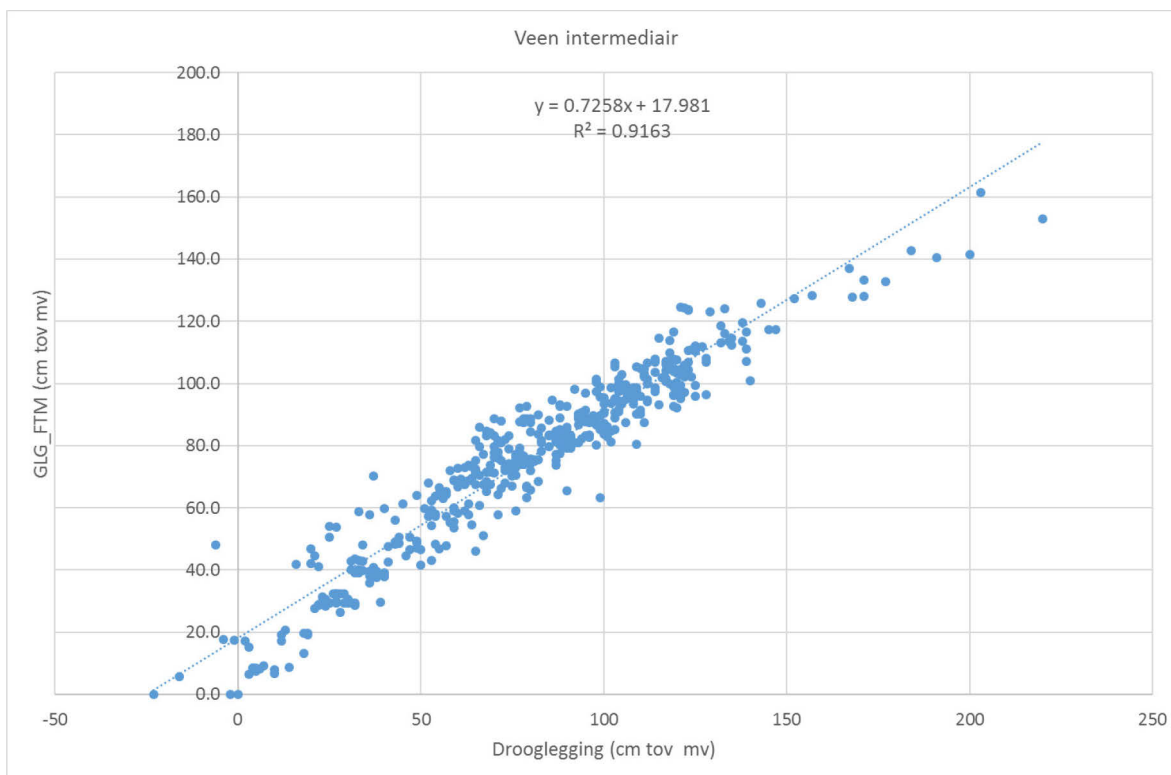
Statistieken	Wegzijing			Intermediair			Kwel		
	GLG	GLG_FTM	Droogl_Wie	GLG	GLG_FTM	Droogl_Wie	GLG	GLG_FTM	Droogl_Wie
Mean	72.13	87.01	83.50	72.76	76.20	80.21	73.06	65.23	76.88
Standard Error	2.24	4.03	4.59	0.82	1.32	1.74	1.10	1.41	1.91
Median	70	91.95	89	70	81.45	82.5	70	68.10	78.5
Mode	65	97.10	84	70	83.30	88	70	72.40	97
Standard Deviation	16.44	29.58	33.71	17.83	28.77	37.95	16.84	21.63	29.26
Sample Variance	270.38	874.87	1136.44	317.90	827.90	1440.09	283.43	467.81	856.32
Kurtosis	2.99	-0.28	-0.15	0.96	0.05	0.33	1.51	0.07	0.18
Skewness	1.54	-0.60	-0.39	0.50	-0.45	0.03	0.74	-0.35	-0.02
Range	90	114.90	151	115	161.40	243	125	122	163
Minimum	40	22.5	10	20	0	-23	25	0	-9
Maximum	130	137.40	161	135	161.40	220	150	122	154
Sum	3895	4698.50	4509	34489	36118.20	38021	17095	15263.90	17989
Count	54	54	54	474	474	474	234	234	234
Largest (1)	130	137.40	161	135	161.40	220	150	122	154
Smallest (1)	40	22.5	10	20	0	-23	25	0	-9
Confidence Level (95.0%)	4.49	8.07	9.20	1.61	2.60	3.43	2.17	2.79	3.77



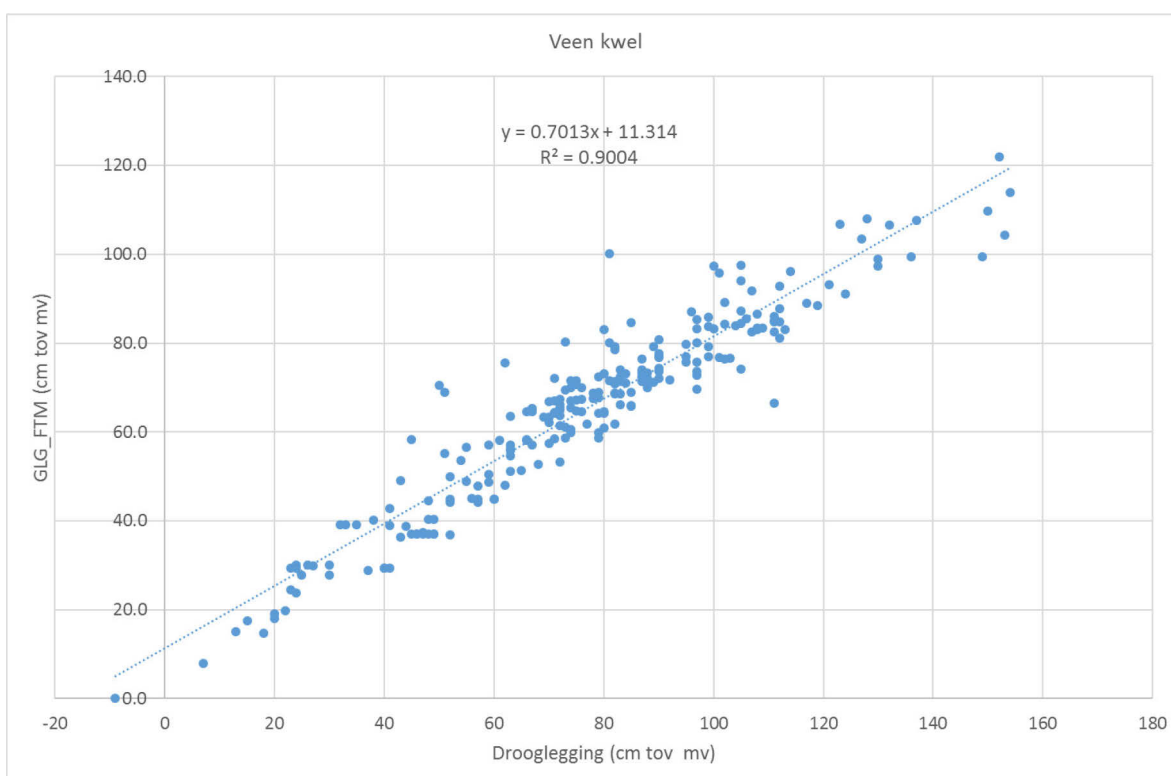
Figuur A1.2 Relatie tussen GLG (GLG_FTM Acacia) en drooglegging (wetterskip) voor alle puntlocaties in veengebied zonder kleidek.



Figuur A1.3 Relatie tussen GLG (GLG_FTM Acacia) en drooglegging (wetterskip) voor alle puntlocaties in veengebied zonder kleidek met wegzijging.

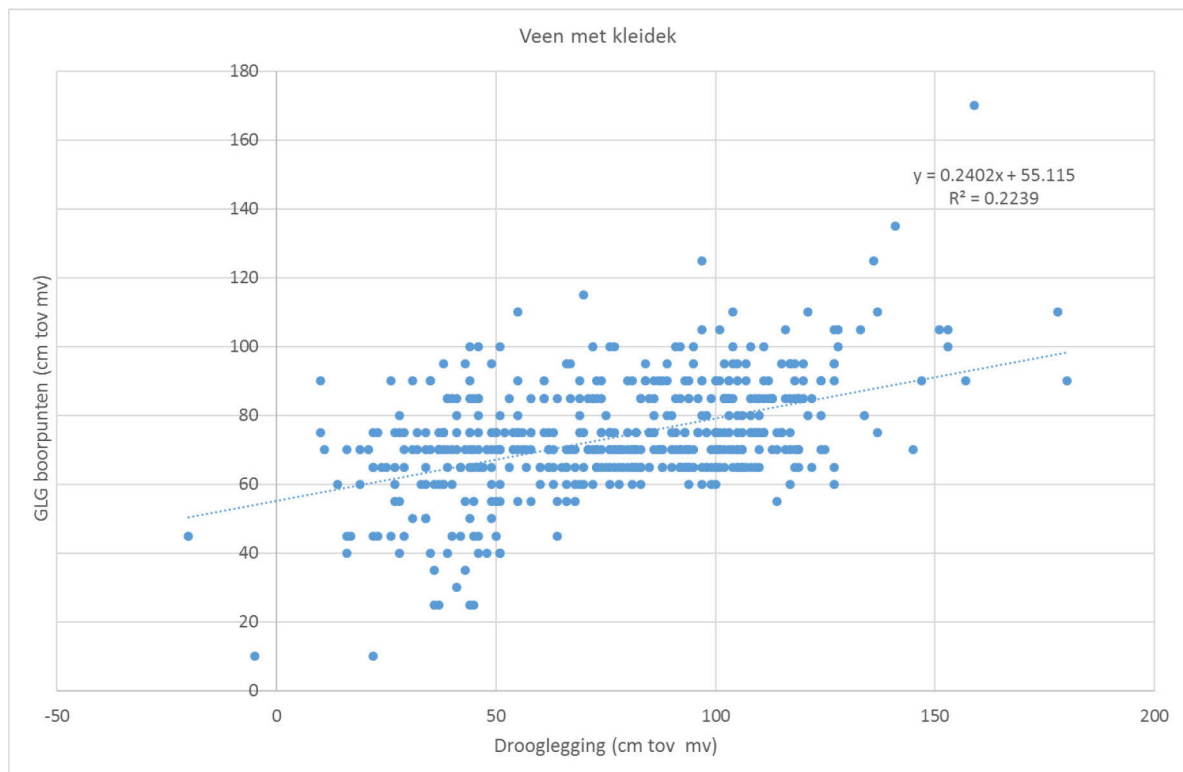


Figuur A1.4 Relatie tussen GLG (GLG_FTM Acacia) en drooglegging (wetterskip) voor alle puntlocaties in veengebied zonder kleidek intermediair.



Figuur A1.5 Relatie tussen GLG (GLG_FTM Acacia) en drooglegging (wetterskip) voor alle puntlocaties in veengebied zonder kleidek met kwel.

Annex 2 Veenprofielen met kleidek



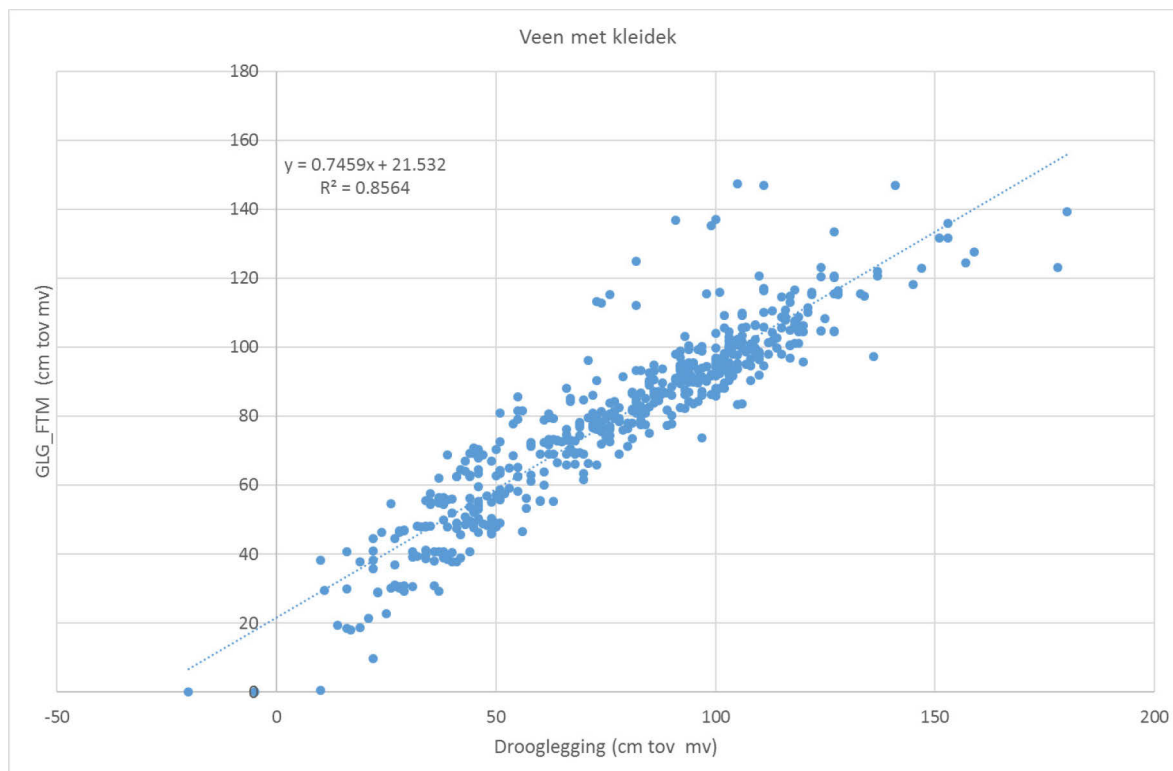
Figuur A2.1 Relatie tussen GLG (boorpunten) en drooglegging (wetterskip) voor alle puntopnamen in veengebied met kleidek.

Tabel A2.1 Dataset voor veenprofielen met kleidek.

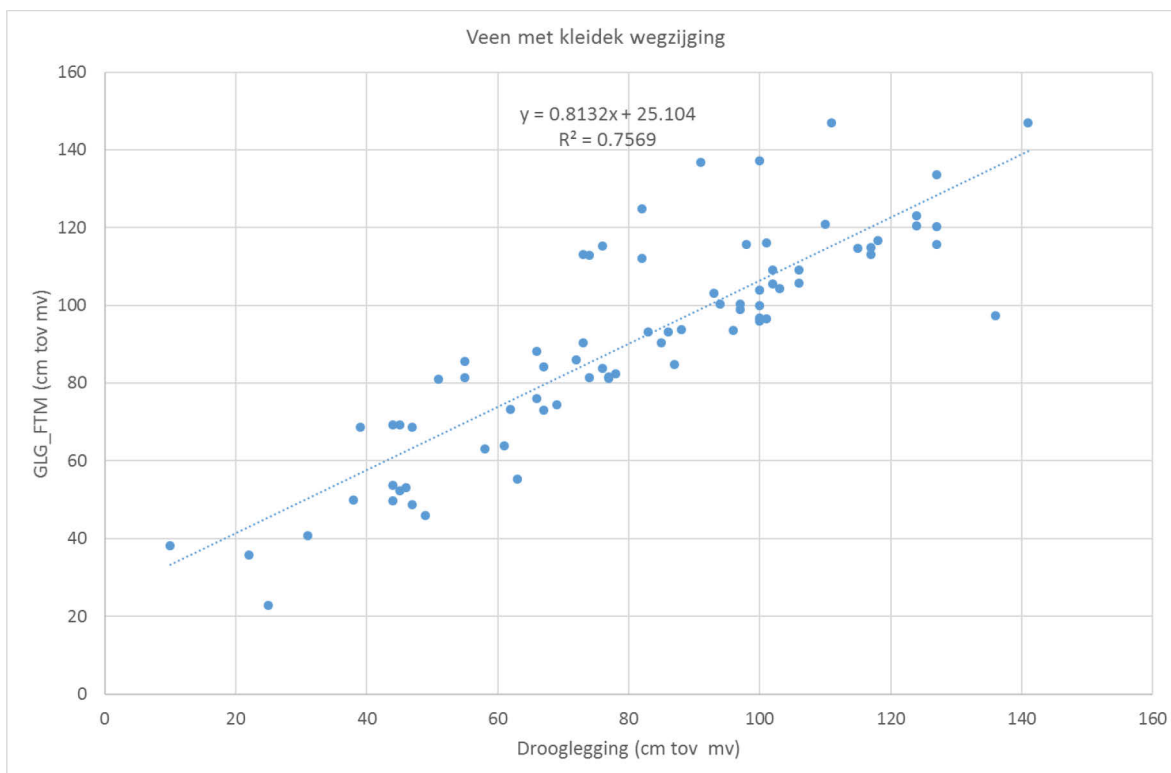
	GLG_FTM	Droogl_Wie	GLG
Mean	79.43	77.63	72.81
Standard Error	1.15	1.43	0.63
Median	82.5	81	70
Mode	41	100	70
Standard Deviation	25.97	32.22	17.41
Sample Variance	674.54	1038.31	303.25
Kurtosis	-0.07	-0.43	1.19
Skewness	-0.30	-0.03	0.62
Range	147.5	200	130
Minimum	0	-20	20
Maximum	147.5	180	150
Sum	40353	39436	55479
Count	508	508	762
Largest (1)	147.5	180	150
Smallest (1)	0	-20	20
Confidence Level (95.0%)	2.26	2.81	1.24

Tabel A2.2 Opgesplitste dataset voor veenprofielen met kleidek.

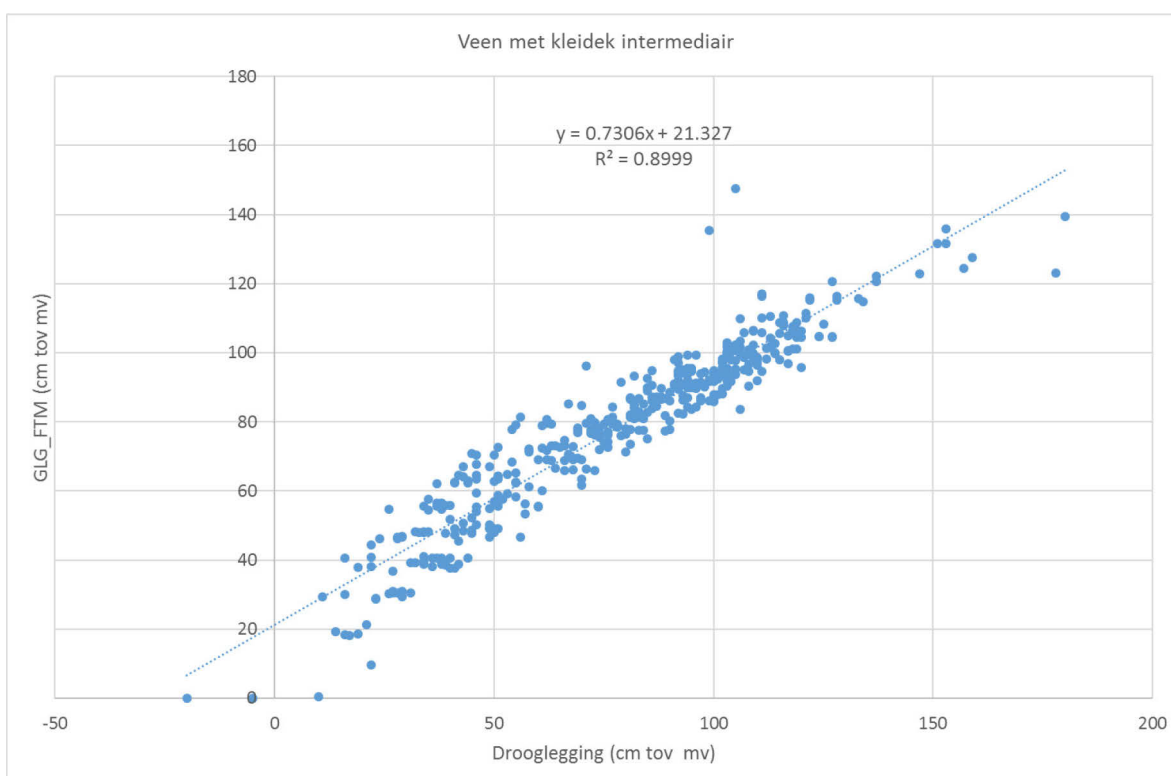
	Weg-zijging			Intermediair			Kwel		
	GLG	GLG_FT M	Droogl_ Wie	GLG	GLG_FT M	Droogl_ Wie	GLG	GLG_FT M	Droogl_ _Wie
Mean	75.13	90.80	80.79	74.27	78.23	77.87	57.11	60.26	59.68
Standard Error	1.75	3.15	3.37	0.78	1.23	1.60	5.13	5.20	7.35
Median	70	93.40	82	75	81.90	82	60	55.10	46
Mode	70	115.6	100	70	94.70	92	40	#N/A	48
Standard Deviation	15.25	27.43	29.35	15.86	25.07	32.55	22.38	22.67	32.05
Sample Variance	232.65	752.51	861.32	251.53	628.41	1059.29	500.88	513.72	1027.45
Kurtosis	3.29	-0.35	-0.60	4.21	0.07	-0.35	-0.61	0.99	1.18
Skewness	1.35	-0.27	-0.16	0.25	-0.44	-0.05	0.24	0.86	1.29
Range	90	124.2	131	160	147.5	200	75	89.00	118
Minimum	45	22.80	10	10	0	-20	25	29.30	27
Maximum	135	147	141	170	147.5	180	100	118.3	145
Sum	5710	6900.8	6140	30675	32307	32162	1085	1145	1134
Count	76	76	76	413	413	413	19	19	19
Largest (1)	135	147	141	170	147.5	180	100	118.3	145
Smallest (1)	45	22.80	10	10	0	-20	25	29.30	27
Confidence Level (95.0%)	3.49	6.27	6.71	1.53	2.42	3.15	10.79	10.92	15.45



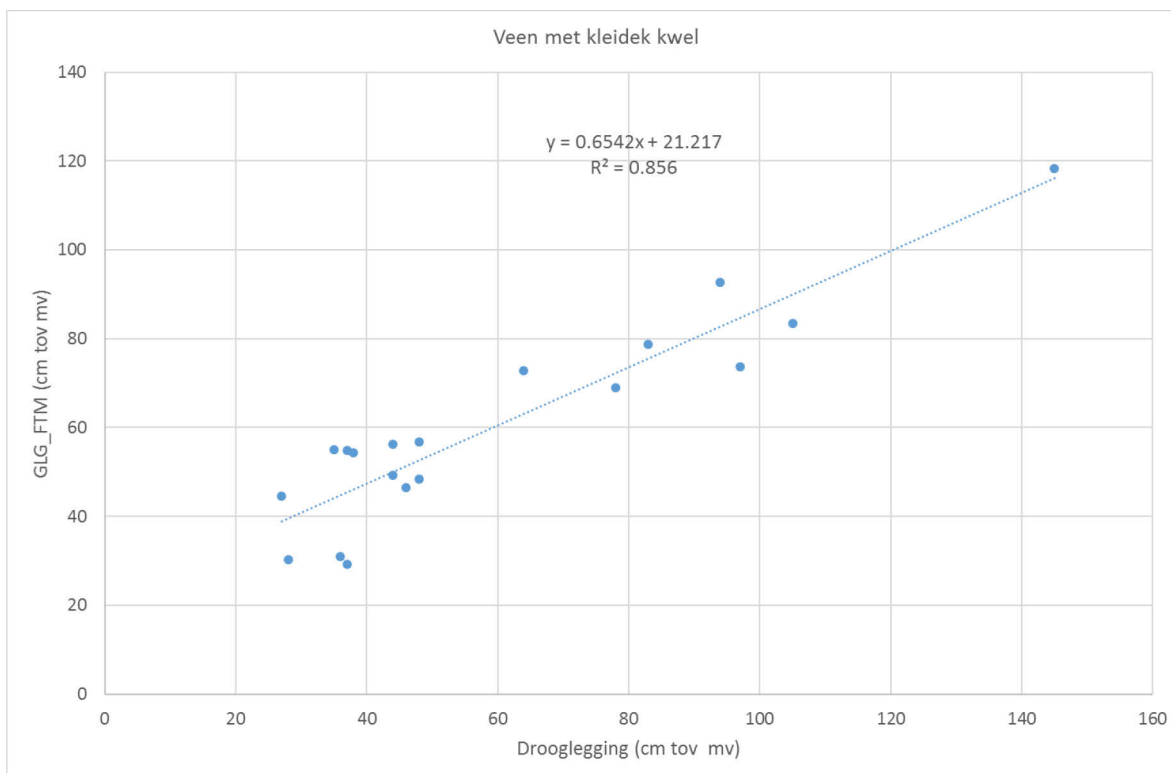
Figuur A2.2 Relatie tussen GLG (GLG_FTM Acacia) en drooglegging (wetterskip) voor alle puntopnamen in veengebied met kleidek.



Figuur A2.3 Relatie tussen GLG (GLG_FTM Acacia) en drooglegging (wetterskip) voor alle puntopnamen in veengebied met kleidek met wegzijging.

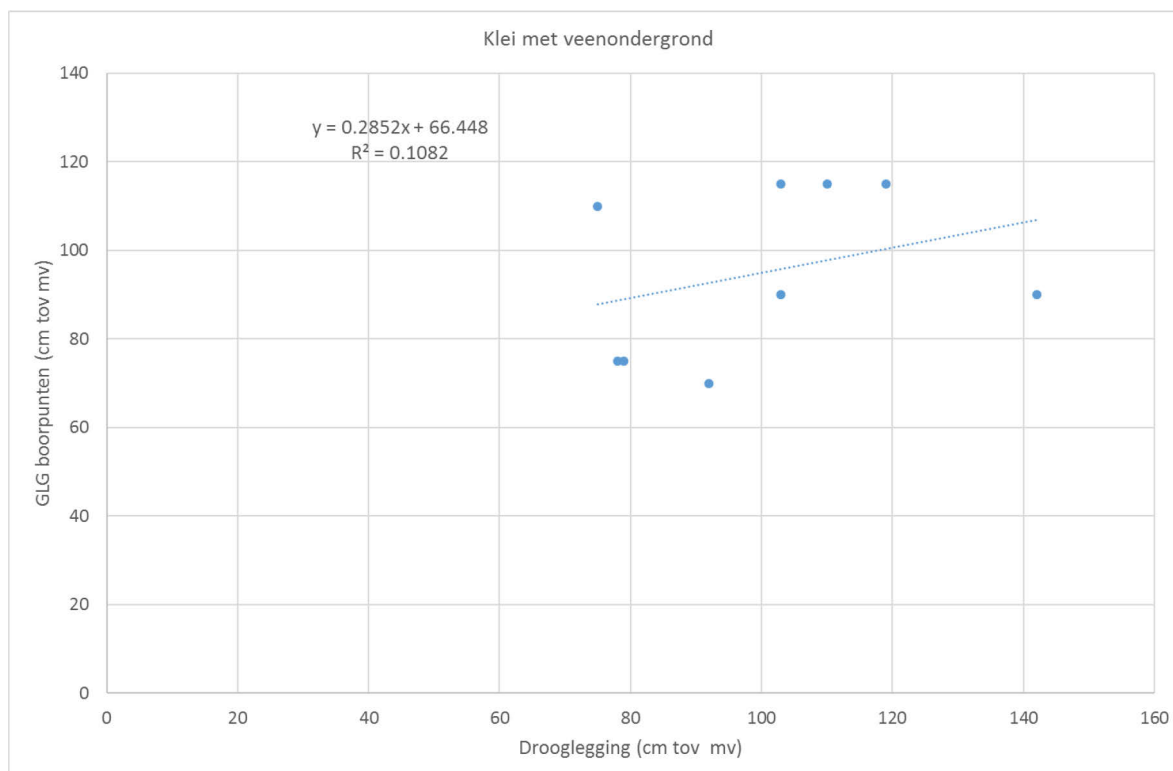


Figuur A2.4 Relatie tussen GLG (GLG_FTM Acacia) en drooglegging (wetterskip) voor alle puntopnamen in veengebied met kleidek intermediair.



Figuur A2.5 Relatie tussen GLG (GLG_FTM Acacia) en drooglegging (wetterskip) voor alle puntopnamen in veengebied met kleidek met kwel.

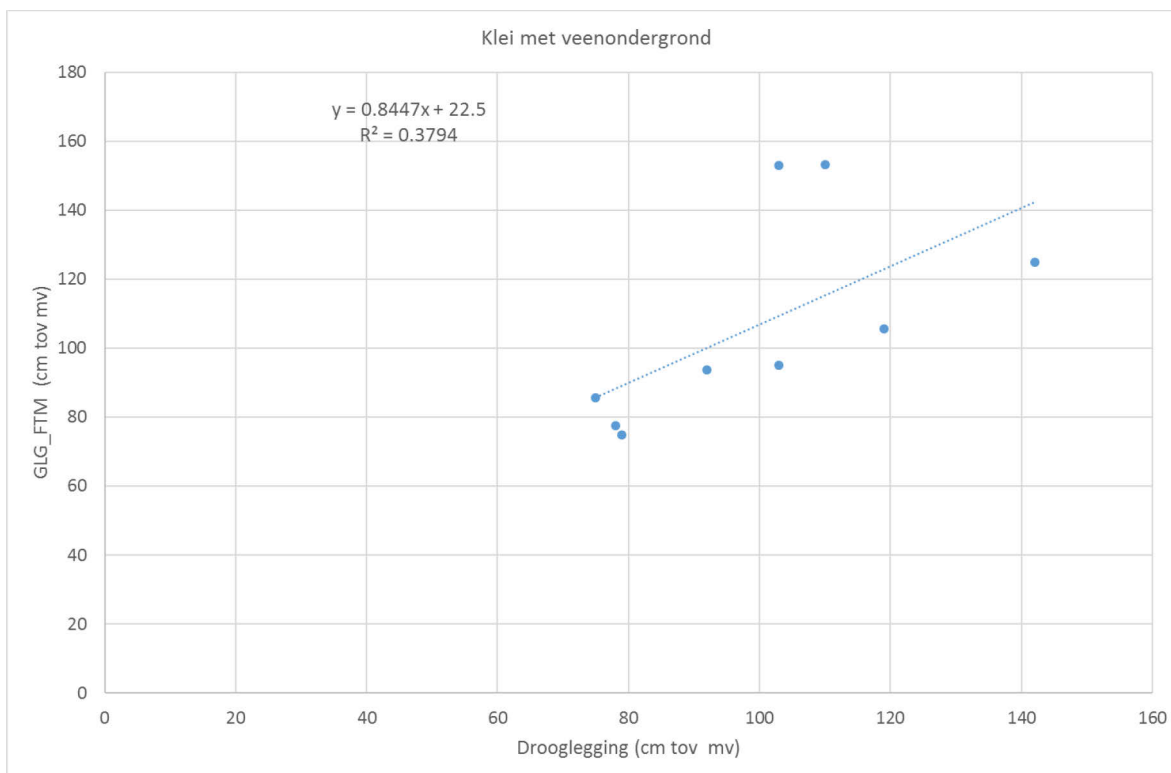
Annex 3 Kleiprofielen met veenondergrond



Figuur A3.1 Relatie tussen GLG (Boorpunten) en drooglegging (wetterskip) voor alle puntopnamen in kleigebied met veenondergrond.

Tabel A3.1 Dataset voor veenprofielen zonder kleidek.

	GLG_FTM	Droogl_Wie	GLG
Mean	107.07	100.11	95
Standard Error	10.04	7.32	6.35
Median	95.099998	103	90
Mode	#N/A	103	115
Standard Deviation	30.11	21.96	19.04
Sample Variance	906.75	482.11	362.5
Kurtosis	-0.93	0.10	-2.04
Skewness	0.75	0.68	-0.10
Range	78.40	67	45
Minimum	74.800003	75	70
Maximum	153.2	142	115
Sum	963.59999	901	855
Count	9	9	9
Largest (1)	153.2	142	115
Smallest (1)	74.800003	75	70
Confidence Level (95.0%)	23.15	16.88	14.64

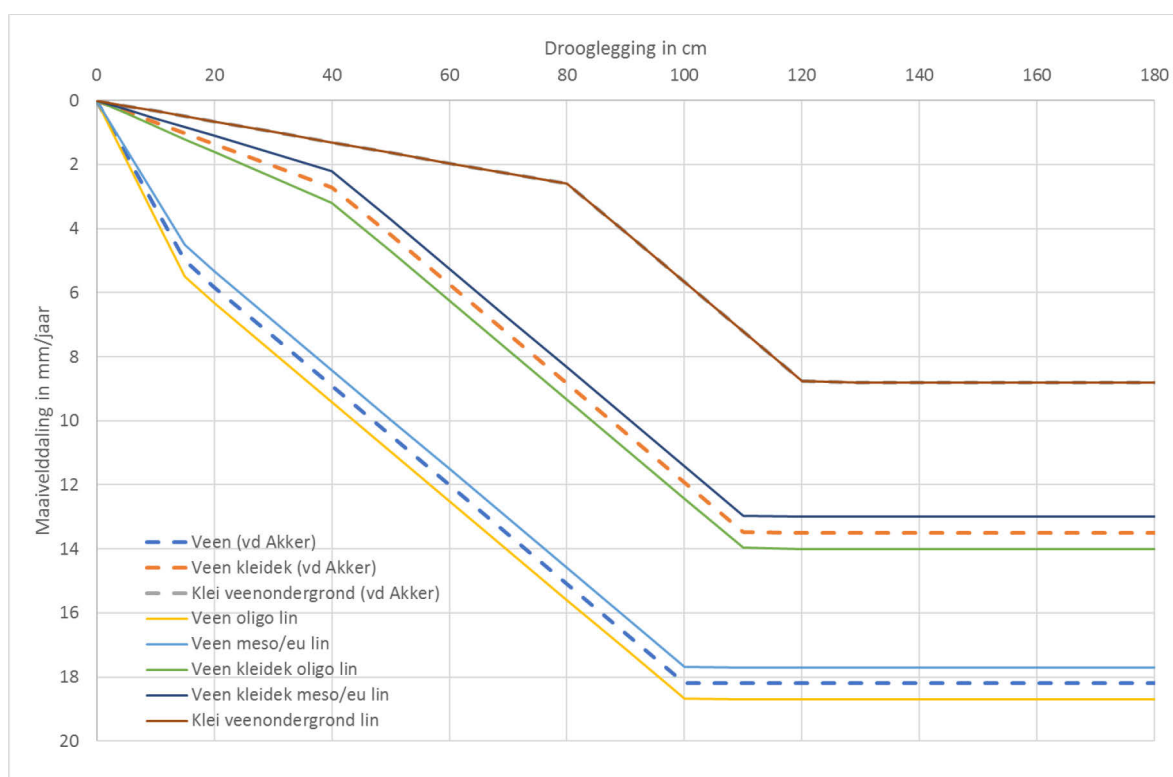


Figuur A3.2 Relatie tussen GLG (GLG_FTM Acacia) en drooglegging (wetterskip) voor alle puntopnamen in kleigebied met veenondergrond.

Bijlage 3 Maaiveldalingssnelheden

Er is een relatie tussen de maaiveldalingssnelheid en de GLG. De huidige GLG, maar ook de GLG na uitvoering van maatregelen, is echter niet altijd goed bekend. Wat wel goed bekend is, is de drooglegging, deze is relatief gemakkelijk te bepalen uit maaiveldhoogte en zomerpeil.

Van den Akker heeft relaties afgeleid tussen maaiveldaling in mm/jaar en de drooglegging of GLG. Door Jansen et al. (2009) zijn nuanceringen in de maaiveldalingssnelheid aangebracht als gevolg van veentype en kwelintensiteit. In figuur B3.1 zijn de relaties gegeven zoals afgeleid door Van den Akker (gestippelde lijnen) voor drie bodemtypen. Door rekening te houden met de doorlatendheid van het veen kan de door Van den Akker afgeleide relatie worden opgesplitst in een relatie voor oligotroof veen en een relatie voor mesotroof/eutroof veen. De relaties gelden voor een bepaald traject. Dat het maaiveld in oligotroof veen sneller daalt dan in meso- en eutrofe gebieden is gebaseerd op metingen uit de periode 1944-1973 (Jansen et al., 2009).



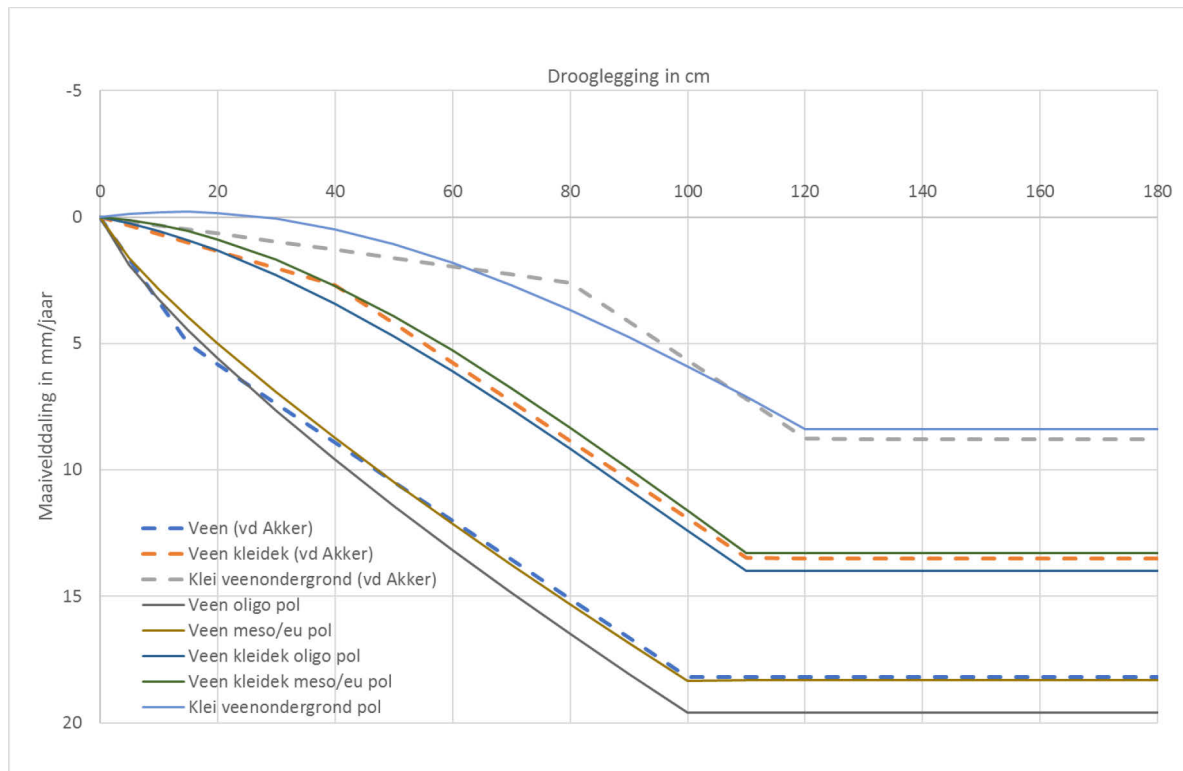
Figuur B3.1 Relaties maaiveldaling volgens Van den Akker en de hieruit afgeleide relaties voor oligotroof en meso/eutroof veen.

Ook de kwelintensiteit heeft effect op de grootte van de maaiveldaling. Dit kan worden meegenomen door een correctie van de drooglegging.

Tabel B3.1 Correctie drooglegging d.m.v. kwelklasse.

Kwelintensiteit	Aanpassing drooglegging	
Kwel > 0,5 mm/d	-10 cm	300
< 0, kwel > -0,5 mm/d	-4 cm	200
Wegzijing > 0,5 mm/d	+2 cm	100

Jansen et al. (2009) hebben polynomen gefit door de geknikte lijnen in figuur B3.1, zie figuur B3.2.

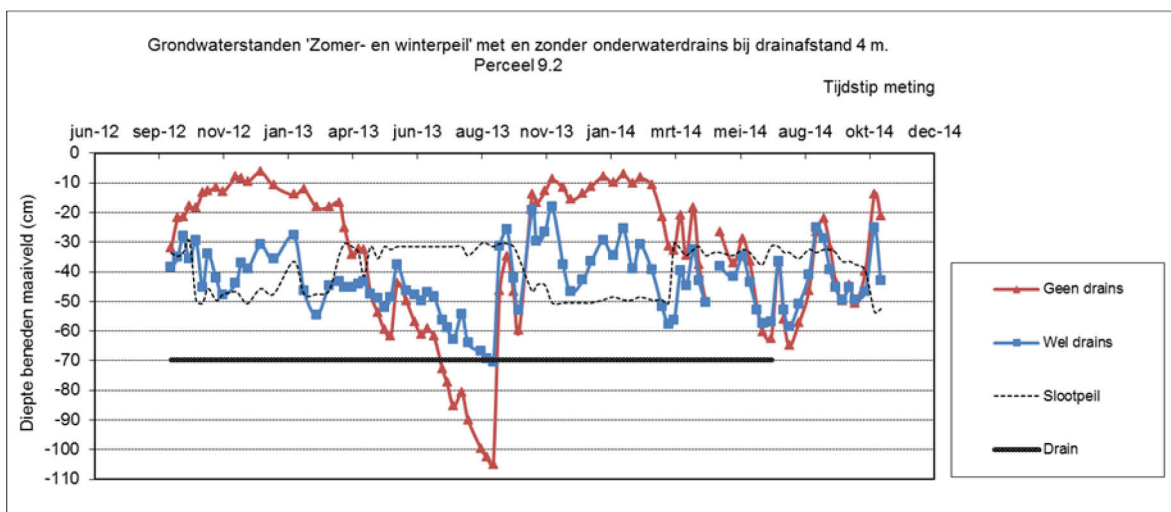


Figuur B3.2 Vergelijking relaties maaiveldddaling volgens Van den Akker met de afgeleide polynomen.

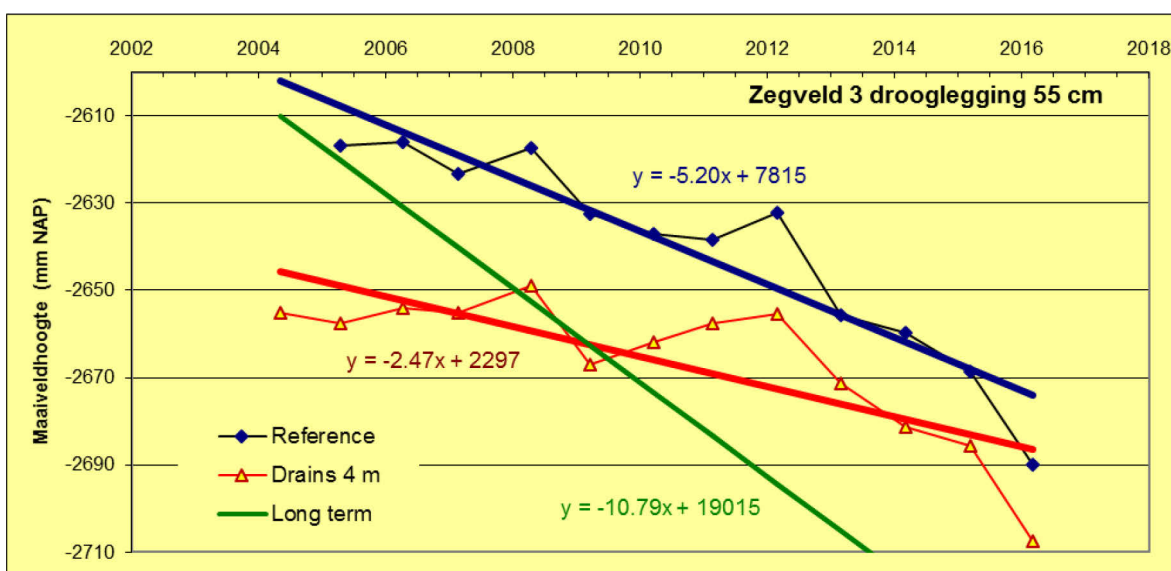
Uit figuur B3.2 blijkt dat de polynomen soms afwijken van de relaties uit figuur B3.1.

In de Annex bij bijlage 3 zijn de relaties weergegeven.

Door toepassing van onderwaterdrains zakt de grondwaterstand in de zomer minder diep uit en neemt de maaiveldddaling af. Uit onderzoek in o.a. de polder Zeevang en Zegveld (Van den Akker et al., 2010, 2013, 2016, 2018, Hendriks et al., 2013, Hoving et al 2008, 2009, 2011, 2013, 2015, 2018); figuur B3.3 en figuur B3.4) blijkt dat de grondwaterstanden worden beïnvloed door de infiltratie via de onderwaterdrains. Door dynamisch slootpeilbeheer waarbij in de zomerperiode het slootpeil hoog wordt gezet, kan de grondwaterstand zo zelfs sterk worden beïnvloed (zie figuur B3.3) dat de maaiveldddaling minstens halveert bij de toepassing van onderwaterdrains. Voor dit scenario is bij de berekeningen aangenomen dat de maaiveldddaling gelijk is de helft van de maaiveldddaling in de situatie zonder onderwaterdrains.



Figuur B3.3 Grondwaterstandsverloop in polder Zeevang met en zonder onderwaterdrains.



Figuur B3.4 Maaiveld daling op perceel Zegveld 3 voor situatie met en zonder onderwaterdrains.

Annex 1 bij Bijlage 3 Relaties voor maaiveldddaling

Overzicht relaties afgeleid door Van den Akker

Veen zonder kleidek: Maaiveldddaling (mm/jaar) = $15,455 * \text{drooglegging (m)} + 2,73$
Veen met kleidek: Maaiveldddaling (mm/jaar) = $15,455 * \text{drooglegging (m)} - 3,53$
Veen zonder kleidek: Maaiveldddaling (mm/jaar) = $23,537 * \text{GLG (m)} - 6,68$
Veen met kleidek: Maaiveldddaling (mm/jaar) = $23,537 * \text{GLG (m)} - 10,47$

Relaties

Veen kleidek (0-15 cm): Maaiveldddaling (mm/jaar) = $15,455 * \text{drooglegging (m)} + 2,73$
Veen met kleidek (15-40): Maaiveldddaling (mm/jaar) = $15,455 * \text{drooglegging (m)} - 3,53$ ($X > 0,23$)
Klei met veen ondergrond (40-80 cm): Maaiveldddaling (mm/jaar) = $15,455 * \text{drooglegging (m)} - 9,79$ ($X > 0,63$)

Gebruikte lineaire relaties in deze studie

Bodem	Drooglegging	Relatie	Oligotroof veen	Meso-/eutroof
Veen	0-15	$33,3 X$	$36,7 X$	$30 X$
	15-100	$15,455 X + 2,73$	$15,455 X + 3,23$	$15,455 X + 2,23$
	> 100	$18,2$	$18,7$	$17,7$
Veen met kleidek	0-40	$6,75 X$	$8 X$	$5,5 X$
	40 -110	$15,455 X - 3,53$	$15,455 X - 3,03$	$15,455 X - 4,03$
	> 110	$13,5$	$14,0$	$13,0$
Klei met veenondergrond	0-80	$3,25 X$	$3,25 X$	$3,25 X$
	80 -120	$15,455 X - 9,79$	$15,455 X - 9,79$	$15,455 X - 9,79$
	> 120	$8,8$	$8,8$	$8,8$

Bij oligotroof is de maaiveldddaling 1,0 mm/jaar sneller dan bij meso-eutroof veen, dit is verwerkt in bovenstaande relaties.

Om het effect van de kwelintensiteit mee te nemen, kan de drooglegging worden gecompenseerd.

Kwelintensiteit	Aanpassing drooglegging
Kwel > 0,5 mm/d	-10 cm
< 0, kwel > -0,5 mm/d	-4 cm
Wegzijging > 0,5 mm/d	+2 cm

Polynomen afgeleid door P.C. Jansen (niet gebruikt in deze studie)

Bodem	Maaiveldddalingssnelheid Oligotroof veen (1)	Meso-/eutroof (0)
Veen	$0,54X^{0,78}$	$0,44X^{0,81}$
Veen met kleidek	$-4E-06X^3 + 0,0012X^2 + 0,044X$	$-5E-06X^3 + 0,0015X^2 + 0,016X$
Klei met veenondergrond	$-3E-06X^3 + 0,0012X^2 - 0,031X$ ($X > 0,28$)	

Scenario 3 en 5 Toepassing onderwaterdrains

Onderwaterdrains worden gebiedsdekkend toegepast, toepassing van onderwaterdrains halveert de maaiveldddaling.

Scenario 6 Toepassing drukdrains

Bij toepassing van drukdrains kan de GLG op een hoog niveau worden gehouden, dit is 40 cm voor veengronden en 45 cm voor veengronden met een kleidek.

In Kuikman et al. (2005) zijn relaties gegeven tussen maaiveldddaling (in mm/jaar) en GLG (in m), nl.:

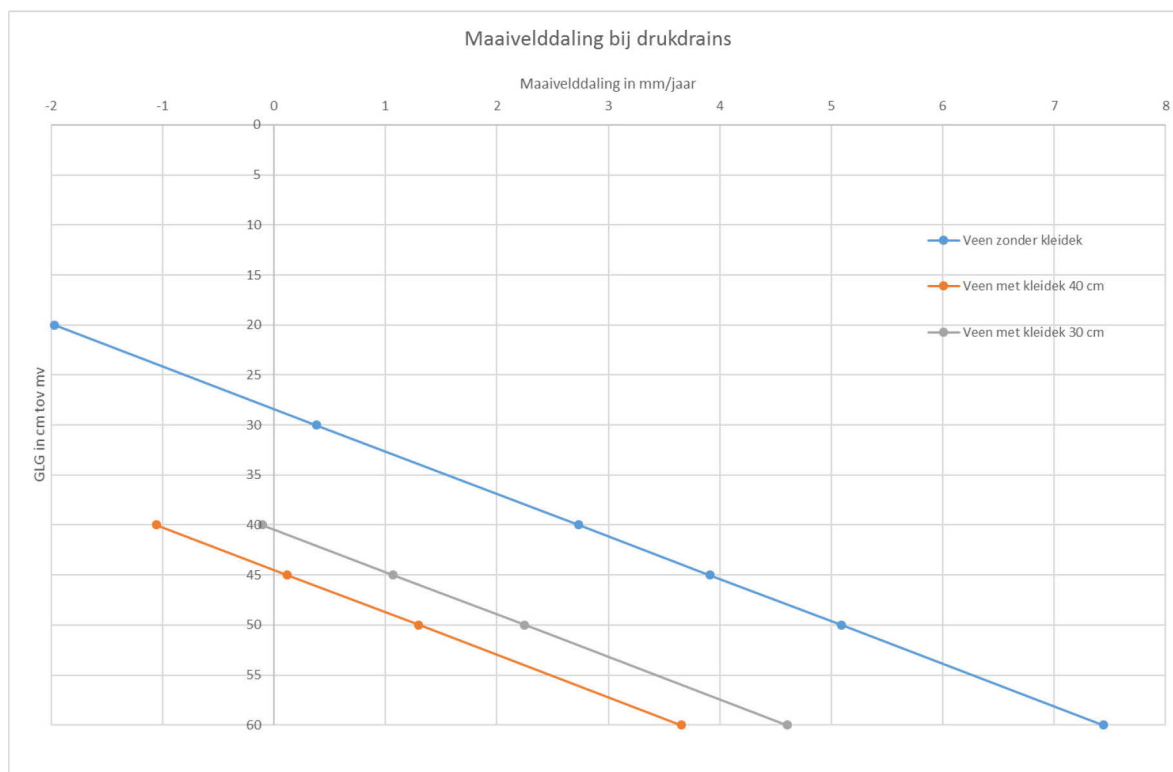
Veengronden: $\text{maaiveldddaling} = 25,537 * \text{GLG} - 6,69$

Veengronden met een kleidek: $\text{maaiveldddaling} = 25,537 * \text{GLG} - 10,47$

De laatste relatie is afgeleid voor veengronden met een kleidek van 40 cm. Omdat het kleidek geringer is, nl. ca. 30 cm, is de formule aangepast; door de lijn te verschuiven, is de richting van de veengronden naar rato van de dikte van het kleidek (figuur B3.6). De toegepaste formule is:

Veengronden met een kleidek (30 cm): $\text{maaiveldddaling} = 25,537 * \text{GLG} - 9,52$

Met drukdrains kan voor veengronden een GLG van 40 cm worden gerealiseerd. Omdat klei door een geringer bergingsvolume sterker uitdroogt dan veen, is aangenomen dat in veengronden met een kleidek van 30 cm een GLG van 45 cm kan worden gerealiseerd.



Figuur B3.6 Gebruikte relaties voor maaiveldddaling bij toepassing drukdrains.

Tabel B3.1 Maaiveldddaling in mm/jaar bij toepassing drukdrains.

Bodem	Maaiveldddaling (mm/jaar)
Veengronden	2,7
Veengronden met een kleidek	1,1
Klei met veenondergrond	0

Bijlage 4 Gemiddelde maaiveldddaling uitgesplitst naar bodemtype¹¹

Tabel B4a Gemiddelde maaiveldddaling huidige situatie.

Gemiddelde mvdaling		Veen ondieper dan 80 cm		Veen dieper dan 80 cm			Totaal	
		Wegzijging	Intermediair	Kwel	Wegzijging	Intermediair	Kwel	
Veen	Meso/Eutroof veen	16.2	13.9	12.2	15.3	13.8	12.5	13.7
	Oligotroof veen	14.9	16.1	15.2	15.1	14.2	13.0	14.5
Veen met kleidek	Meso/Eutroof veen	8.7	8.1	6.6	9.3	7.8	6.9	8.1
	Oligotroof veen	8.0	7.3		10.0	8.3	5.4	8.4
Klei met veenondergrond					6.4	4.5	3.5	4.5
Totaal		15.4	13.6	12.2	11.6	8.8	8.9	9.9

Tabel B4b Gemiddelde maaiveldddaling bij max. zomerpeil 90 cm.

Gemiddelde mvdaling		Veen ondieper dan 80 cm		Veen dieper dan 80 cm			Totaal	
		Wegzijging	Intermediair	Kwel	Wegzijging	Intermediair	Kwel	
Veen	Meso/Eutroof veen	15.6	13.3	11.5	14.2	12.9	11.6	12.9
	Oligotroof veen	15.3	15.6	14.4	14.7	13.6	12.6	13.9
Veen met kleidek	Meso/Eutroof veen	8.7	7.5	6.1	8.5	7.1	6.2	7.3
	Oligotroof veen	9.6	8.0		9.4	7.6	5.3	7.7
Klei met veenondergrond					4.9	3.4	2.6	3.4
Totaal		14.9	13.0	11.5	10.8	7.9	8.0	9.1

Tabel B4c Gemiddelde maaiveldddaling bij max. zomerpeil 60 cm.

Gemiddelde mvdaling		Veen ondieper dan 80 cm		Veen dieper dan 80 cm			Totaal	
		Wegzijging	Intermediair	Kwel	Wegzijging	Intermediair	Kwel	
Veen	Meso/Eutroof veen	12.4	10.4	9.0	10.7	9.8	8.4	9.9
	Oligotroof veen	12.9	12.3	10.7	11.6	10.9	9.6	11.1
Veen met kleidek	Meso/Eutroof veen	6.2	5.0	3.5	5.4	4.3	3.6	4.5
	Oligotroof veen	7.5	6.1		6.6	5.0	3.8	5.2
Klei met veenondergrond					2.6	2.0	1.6	2.0
Totaal		11.9	10.2	8.9	7.7	5.6	5.6	6.6

Tabel B4d Gemiddelde maaiveldddaling bij max. zomerpeil 60 cm en onderwaterdrains.

Gemiddelde mvdaling		Veen ondieper dan 80 cm		Veen dieper dan 80 cm			Totaal	
		Wegzijging	Intermediair	Kwel	Wegzijging	Intermediair	Kwel	
Veen	Meso/Eutroof veen	12.4	10.4	9.0	5.6	5.5	4.7	7.8
	Oligotroof veen	12.9	12.3	10.7	6.7	6.2	5.7	7.0
Veen met kleidek	Meso/Eutroof veen	6.2	5.0	3.5	3.0	2.4	2.0	2.7
	Oligotroof veen	7.5	6.1	0.0	3.9	3.1	2.6	3.2
Klei met veenondergrond					1.3	1.1	0.9	1.1
Totaal		11.9	10.2	8.9	4.3	3.2	3.2	4.6

¹¹ De getallen in de tabellen zijn oppervlaktegewogen (zie tabel 5 en 6)

Tabel B4e Gemiddelde maaivelddaling bij max. zomerpeil 40 cm.

Gemiddelde mvdaling		Veen ondieper dan 80 cm			Veen dieper dan 80 cm			Totaal
		Wegzijging	Intermediair	Kwel	Wegzijging	Intermediair	Kwel	
Veen	Meso/Eutroof veen	9.6	7.6	6.3	7.7	7.1	5.5	7.1
	Oligotroof veen	10.2	9.5	7.5	9.1	8.1	7.0	8.3
Veen met kleidek	Meso/Eutroof veen	3.6	3.0	1.9	3.0	2.3	1.9	2.5
	Oligotroof veen	5.3	4.1		4.2	3.0	2.5	3.1
Klei met veenondergrond					1.7	1.3	0.9	1.2
Totaal		9.0	7.4	6.3	5.3	3.7	3.7	4.5

Tabel B4f Gemiddelde maaivelddaling bij max. zomerpeil 40 cm en onderwaterdrains.

Gemiddelde mvdaling		Veen ondieper dan 80 cm			Veen dieper dan 80 cm			Totaal
		Wegzijging	Intermediair	Kwel	Wegzijging	Intermediair	Kwel	
Veen	Meso/Eutroof veen	9.6	7.6	6.3	3.9	3.5	2.8	5.5
	Oligotroof veen	10.2	9.5	7.5	4.6	4.1	3.5	4.8
Veen met kleidek	Meso/Eutroof veen	3.6	3.0	1.9	1.5	1.2	1.0	1.4
	Oligotroof veen	5.3	4.1	4.1	2.1	1.5	1.2	1.6
Klei met veenondergrond					0.8	0.6	0.5	0.6
Totaal		9.0	7.4	6.3	2.6	1.9	1.8	2.9

Tabel B4g Gemiddelde maaivelddaling bij GLG 40/45 cm en toepassing drukdrains.

Gemiddelde mvdaling		Veen ondieper dan 80 cm			Veen dieper dan 80 cm			Totaal
		Wegzijging	Intermediair	Kwel	Wegzijging	Intermediair	Kwel	
Veen	Meso/Eutroof veen	9.6	7.6	6.3	2.6	2.6	2.4	5.0
	Oligotroof veen	10.2	9.5	7.5	2.6	2.6	2.3	3.5
Veen met kleidek	Meso/Eutroof veen	3.6	3.0	1.9	1.1	1.1	1.0	1.2
	Oligotroof veen	5.3	4.1		1.1	1.1	1.1	1.1
Klei met veenondergrond					0	0	0	0
Totaal		9.0	7.4	6.3	1.6	1.2	1.5	2.4

Bijlage 5 Gemiddelde CO₂-emissie uitgesplitst naar bodemtype

Tabel B5a CO₂-emissie in huidige situatie in ton/jaar.

Ton CO ₂ per jaar		Veen ondieper dan 80 cm			Veen dieper dan 80 cm			Totaal
Grids		Wegzijging	Intermediair	Kwel	Wegzijging	Intermediair	Kwel	
Veen	Meso/Eutroof veen	29102	164175	69974	40412	173903	42326	519893
	Oligotroof veen	1334	24402	4905	24442	151409	6340	212832
Veen met kleidek	Meso/Eutroof veen	1736	9226	1183	28003	86477	7057	133682
	Oligotroof veen	205	1138	49	27692	165166	4787	199038
Klei met veenondergrond					5237	107704	5931	118872
Totaal		32378	198941	76112	125786	684659	66441	1184317

Tabel B5b CO₂-emissie bij max. zomerpeil is 90 cm in ton/jaar.

Ton CO ₂ per jaar		Veen ondieper dan 80 cm			Veen dieper dan 80 cm			Totaal
Grids		Wegzijging	Intermediair	Kwel	Wegzijging	Intermediair	Kwel	
Veen	Meso/Eutroof veen	27501	151191	63658	36857	158095	35908	473210
	Oligotroof veen	1259	23185	4595	22871	142397	5654	199960
Veen met kleidek	Meso/Eutroof veen	1622	8291	1023	25091	76486	6155	118667
	Oligotroof veen	143	929	33	25176	145014	4178	175472
Klei met veenondergrond					3853	81258	4363	89474
Totaal		30523	183596	69308	113848	603250	56258	1056783

Tabel B5c CO₂-emissie bij max zomerpeil is 60 cm in ton/jaar.

Ton CO ₂ per jaar		Veen ondieper dan 80 cm			Veen dieper dan 80 cm			Totaal
Grids		Wegzijging	Intermediair	Kwel	Wegzijging	Intermediair	Kwel	
Veen	Meso/Eutroof veen	21912	118355	49630	27804	119877	25967	363545
	Oligotroof veen	1056	18373	3412	18148	114441	4304	159734
Veen met kleidek	Meso/Eutroof veen	1150	5538	589	15746	45959	3551	72533
	Oligotroof veen	111	707	28	17750	96181	3031	117808
Klei met veenondergrond					2025	46702	2597	51324
Totaal		24229	142974	53659	81472	423160	39450	764944

Tabel B5d CO₂-emissie bij max zomerpeil is 60 cm en onderwaterdrains in ton/jaar.

Ton CO ₂ per jaar		Veen ondieper dan 80 cm			Veen dieper dan 80 cm			Totaal
Grids		Wegzijging	Intermediair	Kwel	Wegzijging	Intermediair	Kwel	
Veen	Meso/Eutroof veen	21912	118355	49630	14512	66785	14437	285632
	Oligotroof veen	1056	18373	3412	10503	65022	2538	100905
Veen met kleidek	Meso/Eutroof veen	1150	5538	589	8893	26134	2038	44343
	Oligotroof veen	111	707	28	10529	58748	2061	72184
Klei met veenondergrond					1059	25378	1515	27952
Totaal		24229	142974	53659	45497	242068	22588	531015

Tabel B5e CO₂-emissie bij max zomerpeil is 40 cm in ton/jaar.

Ton CO2 per jaar								
Grids		Veen ondieper dan 80 cm			Veen dieper dan 80 cm			Totaal
		Wegzijging	Intermediair	Kwel	Wegzijging	Intermediair	Kwel	
Veen	Meso/Eutroof veen	16840	86082	34878	20124	86478	16975	261377
	Oligotroof veen	837	14086	2383	14193	85125	3128	119752
Veen met kleidek	Meso/Eutroof veen	667	3273	311	8690	24873	1925	39739
	Oligotroof veen	78	470	22	11163	57640	1950	71323
Klei met veenondergrond					1317	29811	1572	32700
Totaal		18422	103911	37594	55488	283926	25551	524892

Tabel B5f CO₂-emissie bij max zomerpeil is 40 cm en onderwaterdrains in ton/jaar.

Ton CO2 per jaar		Veen ondieper dan 80 cm			Veen dieper dan 80 cm			Totaal
Grids		Wegzijging	Intermediair	Kwel	Wegzijging	Intermediair	Kwel	
Veen	Meso/Eutroof veen	16840	86089	34883	10062	43239	8488	199601
	Oligotroof veen	837	14086	2383	7097	42562	1564	68529
Veen met kleidek	Meso/Eutroof veen	667	3273	311	4345	12437	962	21995
	Oligotroof veen	78	470	22	5582	28820	975	35946
Klei met veenondergrond					659	14905	786	16350
Totaal		18423	103918	37598	27744	141963	12775	342421

Tabel B5g CO₂-emissie bij GLG 40/45 cm en toepassing drukdrains in ton/jaar.

Ton CO2 per jaar								
Grids		Veen ondieper dan 80 cm			Veen dieper dan 80 cm			Totaal
		Wegzijging	Intermediair	Kwel	Wegzijging	Intermediair	Kwel	
Veen	Meso/Eutroof veen	16840	86082	34878	6701	31428	7374	183303
	Oligotroof veen	837	14086	2383	4122	27200	1048	49676
Veen met kleidek	Meso/Eutroof veen	667	3273	311	3210	11514	1024	19998
	Oligotroof veen	78	470	22	2931	20847	834	25182
Klei met veenondergrond					0	0	0	0
Totaal		18422	103911	37594	16963	90988	10281	278160

Bijlage 6 N-CO₂-equivalent uitgesplitst naar bodemtype

Tabel B6a N-CO₂-equivalent in huidige situatie in ton/jaar.

N-CO ₂ -equivalent per jaar		Veen ondieper dan 80 cm			Veen dieper dan 80 cm			Totaal
Grids		Wegzijging	Intermediair	Kwel	Wegzijging	Intermediair	Kwel	
Veen	Meso/Eutroof veen	3492	19701	8397	4849	20868	5079	62387
	Oligotroof veen	160	2928	589	2933	18169	761	25540
Veen met kleidek	Meso/Eutroof veen	208	1107	142	3360	10377	847	16042
	Oligotroof veen	25	137	6	3323	19820	574	23885
Klei met veenondergrond					628	12924	712	14265
Totaal		3885	23873	9133	15094	82159	7973	142118

Tabel B6b N-CO₂-equivalent bij max. zomerpeil 90 cm in ton/jaar.

N-CO ₂ -equivalent per jaar		Veen ondieper dan 80 cm			Veen dieper dan 80 cm			Totaal
Grids		Wegzijging	Intermediair	Kwel	Wegzijging	Intermediair	Kwel	
Veen	Meso/Eutroof veen	3300	18143	7639	4423	18971	4309	56785
	Oligotroof veen	151	2782	551	2744	17088	678	23995
Veen met kleidek	Meso/Eutroof veen	195	995	123	3011	9178	739	14240
	Oligotroof veen	17	111	4	3021	17402	501	21057
Klei met veenondergrond					462	9751	524	10737
Totaal		3663	22032	8317	13662	72390	6751	126814

Tabel B6c N-CO₂-equivalent bij max. zomerpeil 60 cm in ton/jaar.

N-CO ₂ -equivalent per jaar		Veen ondieper dan 80 cm			Veen dieper dan 80 cm			Totaal
Grids		Wegzijging	Intermediair	Kwel	Wegzijging	Intermediair	Kwel	
Veen	Meso/Eutroof veen	2629	14203	5956	3336	14385	3116	43625
	Oligotroof veen	127	2205	409	2178	13733	517	19168
Veen met kleidek	Meso/Eutroof veen	138	665	71	1890	5515	426	8704
	Oligotroof veen	13	85	3	2130	11542	364	14137
Klei met veenondergrond					243	5604	312	6159
Totaal		2907	17157	6439	9777	50779	4734	91793

Tabel B6d N-CO₂-equivalent bij max. zomerpeil 60 cm en onderwaterdrains in ton/jaar.

N-CO ₂ -equivalent per jaar		Veen ondieper dan 80 cm			Veen dieper dan 80 cm			Totaal
Grids		Wegzijging	Intermediair	Kwel	Wegzijging	Intermediair	Kwel	
Veen	Meso/Eutroof veen	2629	14203	5956	1741	8014	1732	34276
	Oligotroof veen	127	2205	409	1260	7803	305	12109
Veen met kleidek	Meso/Eutroof veen	138	665	71	1067	3136	245	5321
	Oligotroof veen	13	85	3	1264	7050	247	8662
Klei met veenondergrond					127	3045	182	3354
Totaal		2907	17157	6439	5460	29048	2711	63722

Tabel B6e N-CO₂-equivalent bij max. zomerpeil 40 cm in ton/jaar.

N-CO ₂ -equivalent per jaar		Veen ondieper dan 80 cm			Veen dieper dan 80 cm			Totaal
Grids		Wegzijging	Intermediair	Kwel	Wegzijging	Intermediair	Kwel	
Veen	Meso/Eutroof veen	2021	10330	4185	2415	10377	2037	31365
	Oligotroof veen	100	1690	286	1703	10215	375	14370
Veen met kleidek	Meso/Eutroof veen	80	393	37	1043	2985	231	4769
	Oligotroof veen	9	56	3	1340	6917	234	8559
Klei met veenondergrond					158	3577	189	3924
Totaal		2211	12469	4511	6659	34071	3066	62987

Tabel B6f N-CO₂-equivalent bij max. zomerpeil 40 cm (dynamisch peilbeheer) en onderwaterdrains in ton/jaar.

N-CO ₂ -equivalent per jaar		Veen ondieper dan 80 cm			Veen dieper dan 80 cm			Totaal
Grids		Wegzijging	Intermediair	Kwel	Wegzijging	Intermediair	Kwel	
Veen	Meso/Eutroof veen	2021	10331	4186	1207	5189	1019	23952
	Oligotroof veen	100	1690	286	852	5107	188	8223
Veen met kleidek	Meso/Eutroof veen	80	393	37	521	1492	115	2639
	Oligotroof veen	9	56	3	670	3458	117	4314
Klei met veenondergrond					79	1789	94	1962
Totaal		2211	12470	4512	3329	17036	1533	41091

Tabel B6g N-CO₂-equivalent bij GLG 40/45 cm en toepassing drukdrains in ton/jaar.

N-CO ₂ -equivalent per jaar		Veen ondieper dan 80 cm			Veen dieper dan 80 cm			Totaal
Grids		Wegzijging	Intermediair	Kwel	Wegzijging	Intermediair	Kwel	
Veen	Meso/Eutroof veen	2021	10330	4185	804	3771	885	21996
	Oligotroof veen	100	1690	286	495	3264	126	5961
Veen met kleidek	Meso/Eutroof veen	80	393	37	385	1382	123	2400
	Oligotroof veen	9	56	3	352	2502	100	3022
Klei met veenondergrond					0	0	0	0
Totaal		2211	12469	4511	2036	10919	1234	33379

Bijlage 7 CO₂-eq-emissie totaal naar bodemtype

Tabel B7a CO₂-eq-emissie totaal in huidige situatie in ton/jaar.

CO ₂ -eq ton per jaar		Veen ondieper dan 80 cm			Veen dieper dan 80 cm			Totaal
Grids		Wegzijging	Intermediair	Kwel	Wegzijging	Intermediair	Kwel	
Veen	Meso/Eutroof veen	32595	183876	78371	45262	194771	47405	582280
	Oligotroof veen	1494	27330	5494	27375	169578	7101	238372
Veen met kleidek	Meso/Eutroof veen	1945	10333	1325	31363	96854	7904	149724
	Oligotroof veen	230	1275	55	31015	184986	5362	222922
Klei met veenondergrond					5866	120628	6643	133137
Totaal		36263	222814	85245	140880	766818	74414	1326435

Tabel B7b CO₂-eq-emissie totaal bij max. zomerpeil 90 cm in ton/jaar.

CO ₂ -eq ton per jaar		Veen ondieper dan 80 cm			Veen dieper dan 80 cm			Totaal
Grids		Wegzijging	Intermediair	Kwel	Wegzijging	Intermediair	Kwel	
Veen	Meso/Eutroof veen	30801	169334	71297	41280	177066	40217	529995
	Oligotroof veen	1410	25968	5146	25615	159485	6332	223955
Veen met kleidek	Meso/Eutroof veen	1816	9286	1146	28101	85664	6894	132907
	Oligotroof veen	160	1040	37	28198	162415	4679	196529
Klei met veenondergrond					4316	91009	4887	100211
Totaal		34186	205628	77625	127510	675640	63009	1183597

Tabel B7c CO₂-eq-emissie totaal bij max. zomerpeil 60 cm in ton/jaar.

CO ₂ -eq ton per jaar		Veen ondieper dan 80 cm			Veen dieper dan 80 cm			Totaal
Grids		Wegzijging	Intermediair	Kwel	Wegzijging	Intermediair	Kwel	
Veen	Meso/Eutroof veen	24541	132558	55586	31140	134263	29083	407171
	Oligotroof veen	1183	20578	3821	20325	128173	4821	178902
Veen met kleidek	Meso/Eutroof veen	1288	6203	660	17635	51474	3977	81237
	Oligotroof veen	124	792	32	19880	107723	3395	131945
Klei met veenondergrond					2268	52307	2909	57483
Totaal		27137	160131	60098	91249	473939	44184	856738

Tabel B7d CO₂-eq-emissie totaal bij max. zomerpeil 60 cm en onderwaterdrains in ton/jaar.

CO ₂ -eq ton per jaar		Veen ondieper dan 80 cm			Veen dieper dan 80 cm			Totaal
Grids		Wegzijging	Intermediair	Kwel	Wegzijging	Intermediair	Kwel	
Veen	Meso/Eutroof veen	24541	132558	55586	16253	74800	16170	319907
	Oligotroof veen	1183	20578	3821	11764	72825	2843	113014
Veen met kleidek	Meso/Eutroof veen	1288	6203	660	9960	29270	2282	49664
	Oligotroof veen	124	792	32	11793	65798	2308	80846
Klei met veenondergrond					1186	28423	1696	31306
Totaal		27137	160131	60098	50957	271116	25299	594737

Tabel B7e CO₂-eq-emissie totaal bij max. zomerpeil 40 cm in ton/jaar.

CO ₂ -eq ton per jaar								
Grids		Veen ondieper dan 80 cm			Veen dieper dan 80 cm			Totaal
		Wegzijging	Intermediair	Kwel	Wegzijging	Intermediair	Kwel	
Veen	Meso/Eutroof veen	18860	96412	39063	22539	96855	19013	292743
	Oligotroof veen	938	15777	2669	15897	95340	3504	134122
Veen met kleidek	Meso/Eutroof veen	747	3665	348	9733	27858	2156	44508
	Oligotroof veen	87	526	25	12503	64556	2184	79881
Klei met veenondergrond					1475	33388	1761	36624
Totaal		20633	116380	42105	62147	317997	28617	587879

Tabel B7f CO₂-eq-emissie totaal bij max. zomerpeil 40 cm en onderwaterdrains in ton/jaar.

CO ₂ -eq ton per jaar								
Grids		Veen ondieper dan 80 cm			Veen dieper dan 80 cm			Totaal
		Wegzijging	Intermediair	Kwel	Wegzijging	Intermediair	Kwel	
Veen	Meso/Eutroof veen	18861	96420	39069	11270	48427	9506	223553
	Oligotroof veen	938	15777	2669	7948	47670	1752	76753
Veen met kleidek	Meso/Eutroof veen	747	3665	348	4867	13929	1078	24635
	Oligotroof veen	87	526	25	6251	32278	1092	40260
Klei met veenondergrond					738	16694	880	18312
Totaal		20633	116388	42110	31073	158999	14308	383512

Tabel B7h CO₂-eq-emissie totaal bij GLG 40/45 cm en toepassing drukdrains in ton/jaar.

CO ₂ -eq ton per jaar								
Grids		Veen ondieper dan 80 cm			Veen dieper dan 80 cm			Totaal
		Wegzijging	Intermediair	Kwel	Wegzijging	Intermediair	Kwel	
Veen	Meso/Eutroof veen	18860	96412	39063	7505	35199	8259	205300
	Oligotroof veen	938	15777	2669	4616	30464	1174	55637
Veen met kleidek	Meso/Eutroof veen	747	3665	348	3595	12895	1147	22398
	Oligotroof veen	87	526	25	3282	23349	935	28204
Klei met veenondergrond						0	0	0
Totaal		20633	116380	42105	18999	101907	11515	311539

Wageningen Environmental Research
Postbus 47
6700 AA Wageningen
T 0317 48 07 00
www.wur.nl/environmental-research

Wageningen Environmental Research
Rapport 2905
ISSN 1566-7197

De missie van Wageningen University & Research is 'To explore the potential of nature to improve the quality of life'. Binnen Wageningen University & Research bundelen Wageningen University en gespecialiseerde onderzoeksinstituten van Stichting Wageningen Research hun krachten om bij te dragen aan de oplossing van belangrijke vragen in het domein van gezonde voeding en leefomgeving. Met ongeveer 30 vestigingen, 5.000 medewerkers en 10.000 studenten behoort Wageningen University & Research wereldwijd tot de aansprekende kennisinstellingen binnen haar domein. De integrale benadering van de vraagstukken en de samenwerking tussen verschillende disciplines vormen het hart van de unieke Wageningen aanpak.



To explore
the potential
of nature to
improve the
quality of life



Wageningen Environmental Research
Postbus 47
6700 AB Wageningen
T 317 48 07 00
www.wur.nl/environmental-research

Rapport 2905
ISSN 1566-7197

De missie van Wageningen University & Research is 'To explore the potential of nature to improve the quality of life'. Binnen Wageningen University & Research bundelen Wageningen University en gespecialiseerde onderzoeksinstituten van Stichting Wageningen Research hun krachten om bij te dragen aan de oplossing van belangrijke vragen in het domein van gezonde voeding en leefomgeving. Met ongeveer 30 vestigingen, 5.000 medewerkers en 10.000 studenten behoort Wageningen University & Research wereldwijd tot de aansprekende kennisinstellingen binnen haar domein. De integrale benadering van de vraagstukken en de samenwerking tussen verschillende disciplines vormen het hart van de unieke Wageningen aanpak.

