

# Kartering van grondwaterspiegeldiepten in de polders en wetlands van Friesland

MARTIN KNOTTERS, DENNIS WALVOORT EN PAUL GERRITSEN

*Informatie over de verticale afstand van het maaiveld tot de grondwaterspiegel is belangrijk, bijvoorbeeld bij het schatten van emissies van broeikasgassen, bij beoordeling van de landbouwkundige en ecologische mogelijkheden en bij de beheersing van overstromingsrisico's. In het verleden werd deze afstand 'grondwaterstandsdiepte' of kortweg 'grondwaterstand' genoemd. Beide termen zijn niet correct. Daarom spreken we nu over 'grondwaterspiegeldiepte', dat ook beter aansluit bij het Engelse '(ground)water table depth'. In dit artikel, een bewerking van een artikel in Geoderma (Knotters e.a., 2022), beschrijven we hoe we met onder meer directe metingen van de grondwaterspiegeldiepte in boorgaten een kaart maakten. De boorgatlocaties selecteerden we door loting. Dat lijkt ongebruikelijk bij het maken van een kaart, maar we hadden er goede redenen voor.*

Artikel

## Inleiding

In een groot deel van Nederland bevindt de grondwaterspiegel zich nabij de wortelzone. Wereldwijd is dit onder circa 7-17 % van het aardoppervlak het geval (Fan e.a., 2013). Ondiepe grondwaterspiegels zijn belangrijk voor landbouw en ecologie en van invloed op de uitspoeling van nutriënten en pesticiden. Bij moerige en veengronden is de grondwaterspiegeldiepte een belangrijke factor in de uitstoot van CO<sub>2</sub> als gevolg van oxidatie door drainage. Nauwkeurige en actuele informatie over de grondwaterspiegeldiepte is daarom noodzakelijk voor de onderbouwing van klimaat-, landbouw-, natuur- en milieubeleid.

Dit artikel is gericht op het karteren van karakteristieken voor de dieptes waar-tussen de grondwaterspiegel fluctueert in vlakke kustgebieden met klei- en veengronden en een gematigd klimaat. Karakteristieken zijn bijvoorbeeld de gemiddeld kleinste en grootste grondwaterspiegeldiepte, voorheen bekend als gemiddeld hoogste en laagste grondwaterstand, en daarom in dit artikel afgekort als GHG en GLG, zie Ritzema e.a. (2012, 2018) voor definities.

Ruimtelijke patronen van GHG's en GLG's kunnen worden beschreven met een fysisch-mechanistisch model voor grondwaterstroming, zoals bijvoorbeeld door Kelbe e.a. (2016) en Xiao e.a. (2016). Deze modellen vereisen invoer over locaties van sloten, drainageweerstand, pakketdiktes, hydrologische randvoorwaarden en bodemfysische eigenschappen. Deze informatie is vaak niet op veldschaal beschikbaar voor grote gebieden.

Ruimtelijke patronen van GHG en GLG kunnen ook worden gemodelleerd met geostatistische interpolatietechnieken. Deze vragen een aanzienlijke en mogelijk onrealistische hoeveelheid veldwaarnemingen, die echter kan worden gereduceerd door gebruik te maken van gebiedsdekkend beschikbare hulpinformatie (*covariates*) die samenhangt met GHG en GLG (Finke e.a., 2005; Hoogland e.a., 2010). Tijdreeksmodellen voor de relatie tussen neerslagoverschot en grondwaterspiegeldiepte kunnen worden geregionaliseerd tot geostatistische ruimte-tijdmodellen (Changnon e.a., 1988; Knotters en Bierkens, 2001; Yuan e.a., 2008). De tijdreeksmodellen kunnen lineair of niet-lineair zijn, meer of minder fysisch gebaseerd, puur deterministisch of met een additieve ruiscomponent.

Voor oostelijk Nederland, met voornamelijk zandige sedimenten, een licht golvende topografie en vrije afwatering, karteerden Finke e.a. (2005) karakteristieken van de grondwaterspiegeldiepte met een ruimtelijke resolutie van 25 x 25 m. Voor het westelijke deel van Nederland, met polders en *wetlands* met kleiige en venige afzettingen, is alleen de grondwatertrappenkaart schaal 1 : 50.000 beschikbaar (Van Heesen (1970), met een actualisatie door Hoogland e.a. (2014)). Omdat de indeling in grondwatertrappen veelal te grof is voor actuele toepassingen in water-, milieu- en natuurbeheer, is informatie over GHG's en GLG's nodig. De actualisatie door Hoogland e.a. (2014) gaf een eerste aanzet voor laag Nederland om naast kaarten van grondwatertrappen, GHG's en GLG's ook gekwantificeerde informatie over onzekerheid te bieden voor toepassing in onzekerheids- en risicoanalyse. Deze actualisatie had om budgettaire redenen echter een relatief geringe waarnemingsdichtheid.

Dit artikel heeft als doel de introductie van een nieuwe methode van de kartering van grondwaterspiegeldieptes, gebaseerd op kanssteekproeven en robuuste regressie, voor toepassing in poldergebieden en *wetlands*, waar bestaande methoden niet voldoende toereikend zijn. De methode is toegesneden op poldergebieden met percelen die door sloten van elkaar zijn gescheiden, met bodems van klei en veen, en waar de meeste variatie van GHG's en GLG's zich afspeelt op korte afstanden binnen percelen tussen sloten. De gegenereerde kaarten worden onderdeel van de Basisregistratie Ondergrond (BRO), in aanvulling op de kaarten voor oostelijk, hoog Nederland van Finke e.a. (2005), en ter verfijning en actualisatie van de kaart van Hoogland e.a. (2014).

## Waarom loten?

Loten (een kanssteekproef) lijkt niet zo voor de hand te liggen als je informatie in het veld moet verzamelen om een kaart te maken. Bij een bodemkartering bijvoorbeeld kies je de boorlocaties juist heel gericht, om de ruimtelijke patronen zo goed mogelijk in kaart te brengen. Een gerichte steekproef dus. Kanssteekproeven daarentegen worden toegepast om één getal voor een heel gebied te berekenen, bijvoorbeeld een gebiedsgemiddelde of -totaal, of een oppervlaktefractie (Brus en De Gruijter, 1997; De Gruijter e.a., 2006; Brus, 2022). Toch kwamen we op een kanssteekproef uit, nadat we volgens het schema van De Gruijter e.a. (2006) op een rijtje hadden gezet wat het doel van de kartering is, wat voor type informatie moet worden geleverd, op welke ruimtelijke schaal, onder welke budgettaire en praktische randvoorwaarden en met welke kwaliteit.

De karterstrategie moest voldoen aan de volgende randvoorwaarden:

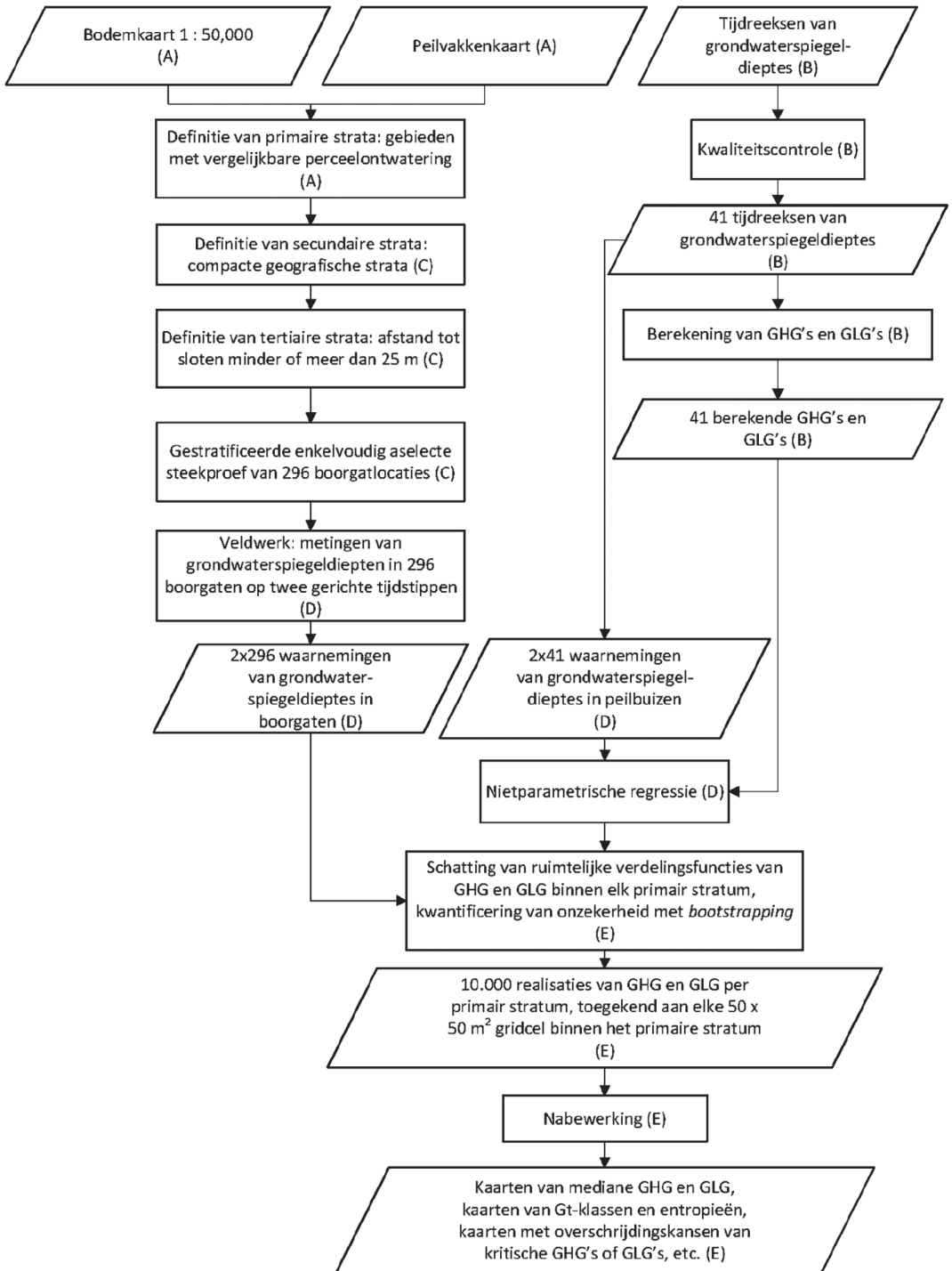
- 1 de kaart moet bruikbaar zijn voor beleidsontwikkeling en besluitvorming op landelijke en regionale schaal, maar hoeft geen beslissingen te ondersteunen op bedrijfs- of perceelsniveau;
- 2 de kaart moet geschikt zijn als referentie bij validatie van fysisch gebaseerde modellen zoals het Nationaal Hydrologisch Instrumentarium (De Lange e.a., 2014; Verkaik e.a., 2021). Daarom mag de kwaliteit van de referentiekaart niet afhangen van de validiteit van modelveronderstellingen, wat betekent dat de kartermethode modelvrij moet zijn of dat modelveronderstellingen in elk geval eenvoudig verifieerbaar moeten zijn;
- 3 de kaart moet toepasbaar zijn in onzekerheids- en risicoanalyses, dus de onzekerheid moet zijn gekwantificeerd;
- 4 het veldwerk moet beperkt zijn tot één jaar en het aantal boorgatlocaties voor metingen van de grondwaterspiegeldiepte tot 300.

*Ad 1:* In vrij afwaterende gebieden is de grondwaterspiegeldiepte sterk gecorreleerd met maaiveldhoogte, waardoor gebruik van het Actueel Hoogtebestand Nederland (AHN) als hulpinformatie bij de kartering van grondwaterspiegeldiepten voor de hand ligt. Dit deden Finke e.a. (2005) bij de kartering van GHG's en GLG's in de Nederlandse zandgronden. Het AHN maakte het mogelijk om kaarten te maken met een resolutie van 25x25 meter. Zo'n hoge resolutie suggereert wellicht dat de kaart op bedrijfs- of perceelsschaal kan worden toegepast. Hoge resolutie moet echter niet worden verward met hoge nauwkeurigheid. Het is dus belangrijk om een balans te vinden tussen resolutie en nauwkeurigheid. Als informatie over de nauwkeurigheid los van de kaart van hoge resolutie wordt gepresenteerd, dan blijft deze nauwkeurigheidsinformatie mogelijk onbenut. Daarom is het belangrijk informatie over nauwkeurigheid te integreren in de kaart met ruimtelijke voorspellingen, zodat gebruikers informatie over onzekerheid optimaal kunnen benutten bij besluitvorming.

*Ad 2:* Alle kartermethoden die in de inleiding zijn opgesomd zijn gebaseerd op modellen: geostatistische, fysische en tijdreeksmodellen. De kwaliteit van de kaarten hangt af van de validiteit van de modelveronderstellingen. Het is niet wenselijk dat de uitkomst van een validatiestudie afhangt van de validiteit van modelveronderstellingen die zijn gebruikt bij het construeren van de referentie.

*Ad 3:* Met geostatistische methoden is het mogelijk om onzekerheid te kwantificeren, maar alleen *gegeven* de modelveronderstellingen. Deze zijn echter wel te toetsen door validatie. In kwantitatieve onzekerheids- en risicoanalyse beschik je bij voorkeur over onzekerheidsinformatie die *alle* bronnen van onzekerheid dekt, en wil je niet afhankelijk zijn van de validiteit van modelveronderstellingen.

*Ad 4:* In poldergebieden met sloten treedt de ruimtelijke variatie van GHG's en GLG's vooral op over korte afstand in de percelen tussen de sloten en wordt deze variatie minder bepaald door de maaiveldhoogte, zoals in gebieden met vrije afwatering. Zou je die patronen tussen de sloten op basis van waargenomen grondwaterspiegeldieptes willen karteren met geostatistische interpolatie en met een hoge ruimtelijke resolutie, dan heb je een onrealistisch dicht moni-



Afbeelding 1: Stroomschema van de karterstrategie, referenties naar paragrafen met hoofdletters tussen haakjes

toringnetwerk nodig. Je zou hulpvariabelen kunnen gebruiken in één of andere vorm van *co-kriging* of *regression kriging*, zie bijvoorbeeld Finke e.a. (2005), maar dan moet de relatie tussen hulp- en doelvariabele voldoende sterk zijn om nauwkeurige ruimtelijke voorspellingen te doen. Als alternatief voor rasterkaarten van hoge resolutie zou je kaarten met informatie voor grotere ruimtelijke eenheden kunnen construeren met *block-kriging*. Er is dan echter wel een model van ruimtelijke variatie nodig.

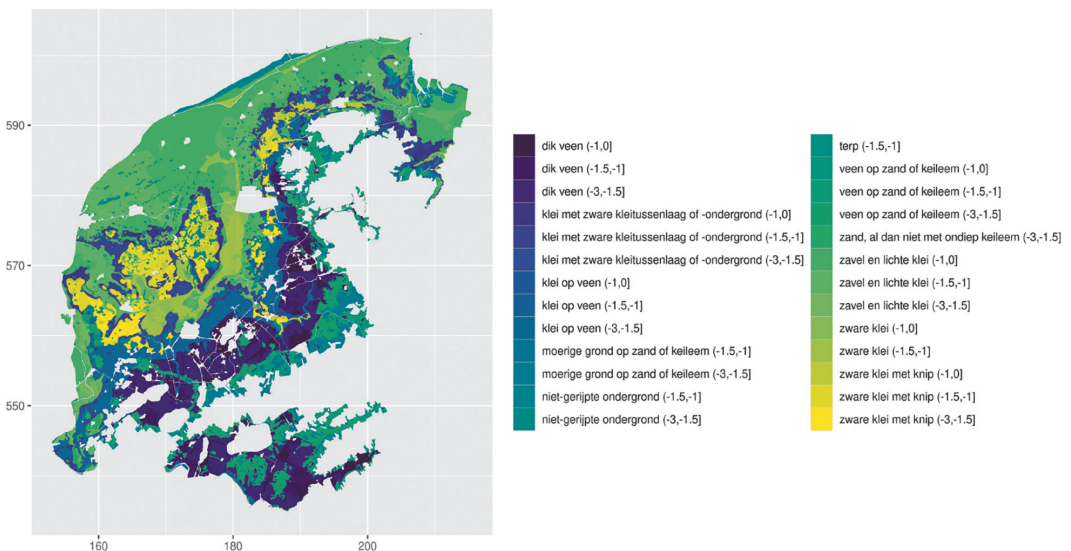
Kanssteekproeven maken het mogelijk om de ruimtelijke verdeling van GHG's en GLG's modelvrij te schatten (randvoorwaarde 2 en 4) voor deelgebieden die passen bij de regionale of nationale schaal van besluitvorming (randvoorwaarde 1), met gekwantificeerde onzekerheid (randvoorwaarde 3). Een kernelement van de steekproefstrategie is het onderscheiden van deelgebieden op basis van kennis over de perceelontwatering, die bepalend is voor de variatie van GHG's en GLG's binnen percelen. Deze kennis is ontleend aan de Bodemkaart van Nederland, schaal 1 : 50.000, omdat deze kaart de ruimtelijke verdeling van bodemtypen met verschillende hydrologische eigenschappen weergeeft. Daarnaast is een peilenkaart gebruikt. In een gestratificeerde enkelvoudig aselechte steekproef wordt deze kennis benut.

## De karterstrategie

Afbeelding 1 geeft een stroomschema van de karterstrategie. De hoofdletters in het schema verwijzen naar de onderdelen die we in de navolgende paragrafen beschrijven.

## Studiegebied, voorinformatie (A)

Het studiegebied (1.945 km<sup>2</sup> onbebouwd gebied, zonder water, wegen en erven) ligt in Friesland. Het gebied bestaat uit polders en *wetlands* met kunstma-



**Afbeelding 2:** Deelgebieden (*primaire strata*) met vergelijkbare *perceelontwatering*. Range van oppervlaktewaterpeilen in intervalnotatie, m t.o.v.

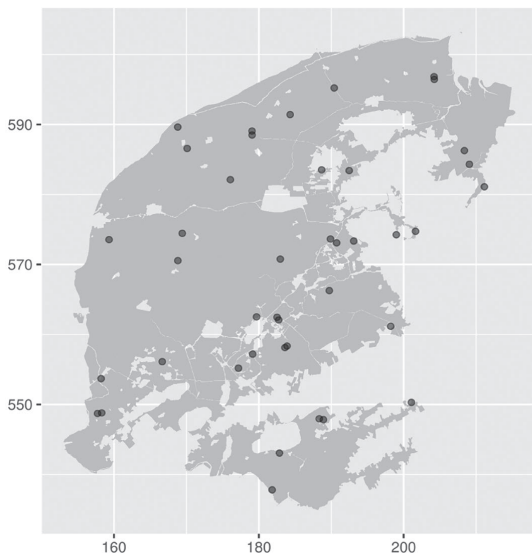
tig peilbeheer en is opgebouwd uit holocene klei- en veenafzettingen. Het land is vooral in gebruik bij akkerbouwers en melkveehouders. Akkerbouw vindt vooral plaats op de lichtere zavel- en kleigronden in het noordoostelijke deel. Semi-permanent grasland voor melkveehouderij komt vooral voor op de zwaardere kleigronden en veengronden in het centrale en zuidwestelijke deel.

In het studiegebied bevinden zich 226 kaarteenheden van de bodemkaart 1 : 50.000. Deze zijn op basis van drainage-eigenschappen samengevoegd tot elf eenheden. Deze elf eenheden combineerden we met de peilvakken waaruit het studiegebied is opgebouwd. Dit resulteerde in 26 deelgebieden waarbinnen we een relatief homogene perceelontwatering veronderstellen, zie afbeelding 2. Voor deze 26 deelgebieden schatten we de ruimtelijke verdelingsfuncties van GHG en GLG. In het steekproefontwerp zijn deze 26 deelgebieden de primaire strata.

### Berekening van GHG's en GLG's uit tijdreeksen (B)

Uit de DINO-database (Zaadnoordijk e.a., 2019) selecteerden we tijdreeksen van 41 peilbuizen om GHG's en GLG's te berekenen (zie afbeelding 3), op basis van de volgende criteria:

- 1 Het filter moet in of iets onder de fluctuatieszone van de grondwaterspiegel staan;
- 2 De peilbuis moet in het doelgebied staan, dus onbebouwd gebied, niet op erven, in tuinen, verhardingen, bermen of taluds;
- 3 De tijdreeks moet ononderbroken zijn gemeten gedurende ten minste de laatste vier jaar, en de fluctuaties mogen niet beïnvloed zijn door ingrepen in het waterbeheer;
- 4 De waarnemingsfrequentie moet ten minste halfmaandelijks zijn;
- 5 (Automatische) metingen moeten beschikbaar zijn voor de dagen van de gerichte opnames in boorgaten (zie verderop).



**Afbeelding 3:** Locaties van de 41 geselecteerde peilbuizen

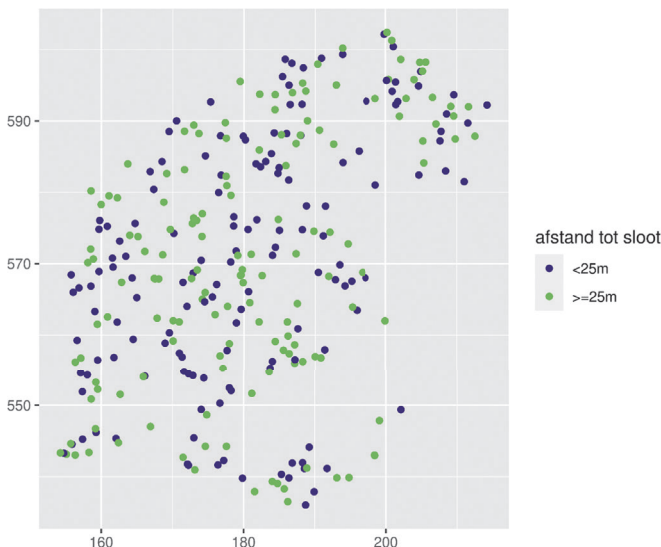
Uit de geselecteerde tijdreeksen werden de GHG's en GLG's berekend als beschreven in Ritzema e.a. (2012). Wij pasten in dit project geen 'conditionering op klimaat' toe (reeksverlenging tot 30 jaar met behulp van een transfer-ruis-model met neerslagoverschot als invoer), omdat we het effect hiervan op de berekende GHG's en GLG's in gebieden met beheerste peilen en ondiepe grondwaterspiegels gering veronderstellen (Knotters e.a., 2011).

## Selectie van boorgatlocaties voor gerichte metingen van grondwaterspiegeldiepte (C)

Om de ruimtelijke variatie van GHG's en GLG's in de 26 deelgebieden te beschrijven, hebben we niet genoeg aan 41 tijdreeksen. Daarom verzamelden we aanvullende waarnemingen van de grondwaterspiegeldiepte in een groot aantal boorgaten.

De boorgatlocaties selecteerden we met een gestratificeerde, enkelvoudig aselechte steekproef met drie niveaus van stratificatie. De 26 deelgebieden waarvoor we de ruimtelijke verdelingsfuncties van GHG en GLG schatten zijn de primaire strata (afbeelding 2). Om ruimtelijke spreiding van de boorgatlocaties te bewerkstelligen verdeelden we elk primair stratum in een aantal secundaire, compacte geografische strata met de R-package *spsosa* (Walvoort e.a., 2010, 2021). Om ruimtelijke spreiding binnen percelen te bevorderen, verdeelden we de secundaire strata in gebieden met relatief kleine afstand tot sloten (< 25 m) en gebieden op grotere afstand tot sloten ( $\geq 25$  m). Dit zijn de tertiaire strata.

Binnen elk secundair stratum lootten we vier boorgatlocaties: twee in elk van beide tertiaire strata. De reden is dat twee het minimum is om een variantie te kunnen schatten. Omdat het aantal boorgatlocaties maximaal 300 mag bedragen, selecteerden wij 296 boorgatlocaties, verspreid over 74 secundaire strata ( $296 = 2 \times 2 \times 74$ ), zie afbeelding 4.



Afbeelding 4: Locaties van de 296 geselecteerde boorgatlocaties

## Regressie met gerichte waarnemingen van de grondwaterspiegeldiepte (D)

Voor de 296 boorgatlocaties berekenden we GHG's en GLG's met 'stambuisregressie' (Te Riele en Brus, 1991). Hierbij wordt de grondwaterspiegeldiepte in de  $n = 41$  peilbuizen en  $m = 296$  boorgaten gelijktijdig gemeten op gericht gekozen momenten: wanneer de grondwaterspiegeldieptes zich rond de GHG- en GLG-niveaus bevinden. Vervolgens fitten we een lineair regressiemodel dat de relatie beschrijft tussen de GHG's en GLG's die uit de 41 tijdreeksen zijn berekend en de grondwaterstanden die op de gerichte momenten in de 41 peilbuizen zijn berekend:

$$y_i = \beta_0 + \beta_1 x_i + \epsilon_i \quad (1)$$

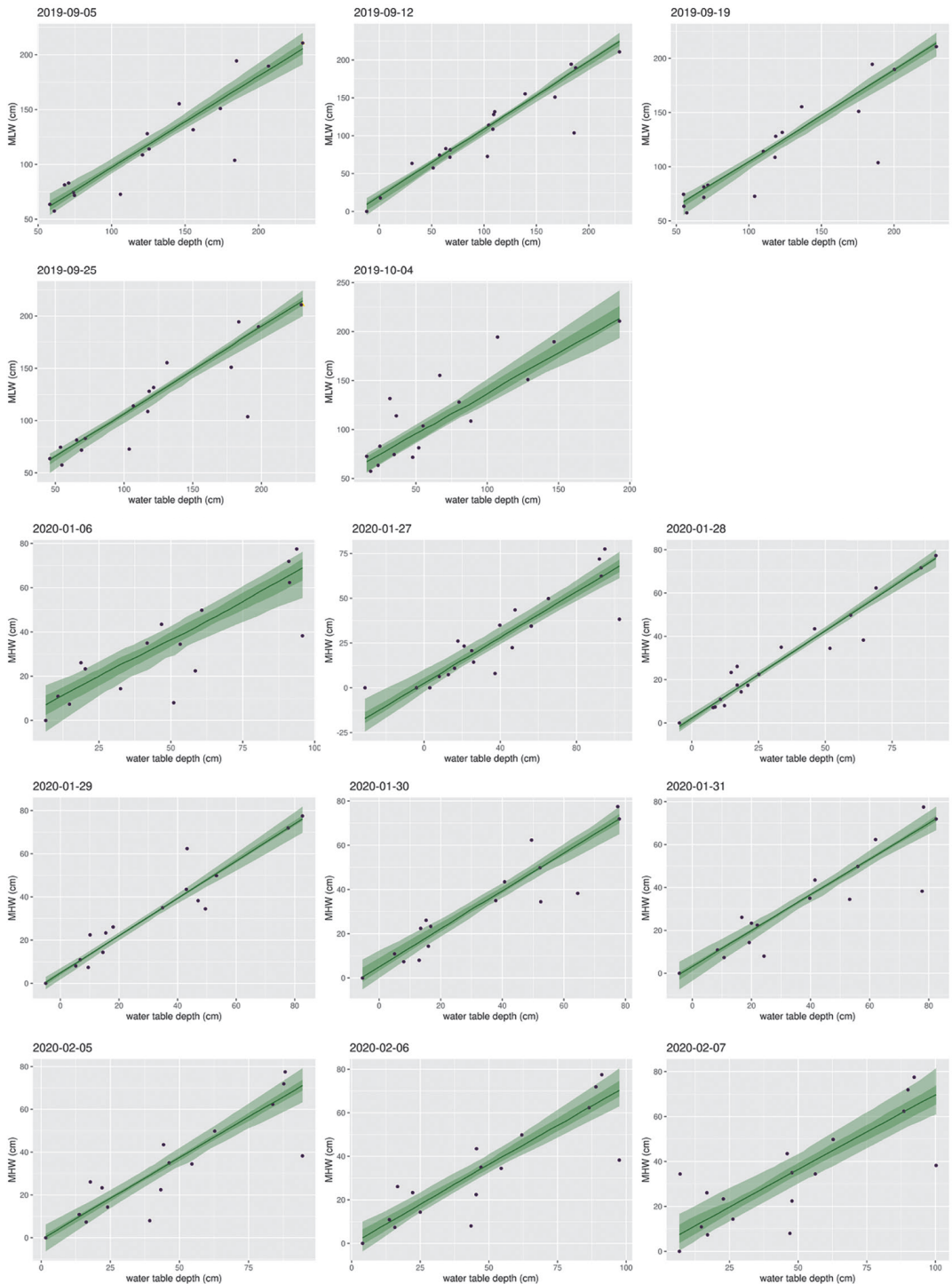
waarin  $y_i$  de GHG (GLG), uit een tijdreeks berekend voor peilbuislocatie  $i$  is ( $i = 1 \dots n$ ),  $x_i$  de grondwaterspiegeldiepte die in de peilbuis op locatie  $i$  is waargenomen,  $\beta_0$  de interceptcoëfficiënt is,  $\beta_1$  de richtingscoëfficiënt en  $\epsilon_i$  het regressieresidu. Dit lineaire model gebruikten we om de GHG's (GLG's) te berekenen voor de 296 boorgatlocaties. Impliciet veronderstelden we daarbij dat de grondwaterspiegel op alle locaties in het studiegebied gelijktijdig het diepste en ondiepste punt bereikt. Deze veronderstelling is redelijk voor snel reagerende systemen zoals polders en *wetlands*.

Waargenomen grondwaterspiegeldieptes kunnen rechts-gecensureerd zijn, wat betekent dat we alleen weten dat de grondwaterspiegel zich dieper bevindt dan de onderkant van een filter of een boorgat. 15 % van de 296 metingen op het GHG-moment was rechts-gecensureerd en 12 % op het GLG-moment. Laat je deze waarnemingen weg, of vervang je ze door de censorgrens (de diepte van het boorgat), dan introduceer je een vertekening. Je kunt rekening houden met gecensureerde waarnemingen door *maximum likelihood*-regressie of niet-parametrische regressie toe te passen. Wij volgden het advies van Helsel (2004) om niet-parametrische regressie toe te passen als het aantal waarnemingen kleiner is dan 50. Voor details verwijzen wij naar Gerritsen e.a. (2021) en Knotters e.a. (2022).

## Ruimtelijke cumulatieve verdelingsfuncties van GHG en GLG (E)

Voor elk van de 26 deelgebieden (primaire strata) schatten we de ruimtelijke cumulatieve verdelingsfunctie (RCVF) van GHG en GLG met behulp van zogeheten *bootstrap*-trekkingen. Deze procedure levert per deelgebied 10.000 RCVF's op die twee bronnen van onzekerheid weergeven: het stambuisregressiemodel (1) en de steekproef van boorgatlocaties. Gerritsen e.a. (2021) en Knotters e.a. (2022) geven de details van de procedure. Uit deze 10.000 RCVF's kunnen allerlei samenvattende statistieken van GHG en GLG worden berekend. De mediaan (middelste waarde) kan bijvoorbeeld worden berekend als schatting voor de GHG (GLG) in een deelgebied. De interkwartielafstand (het interval rond de mediaan waarin 50 % van de waarden ligt) geeft een indicatie van de spreiding. Ook kan de kans worden berekend dat een bepaald kritisch niveau wordt overschreden. GHG's en GLG's kunnen worden geclassificeerd tot grondwatertrappen (Gt's). Uit de RCVF van Gt's kunnen statistieken worden berekend zoals de meest voorkomende (modus) in een deelgebied of de middelste Gt.

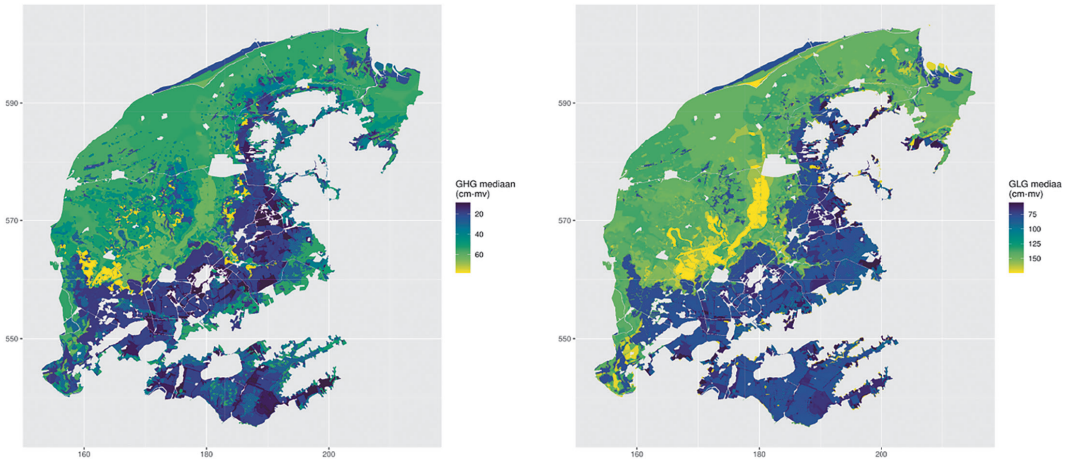




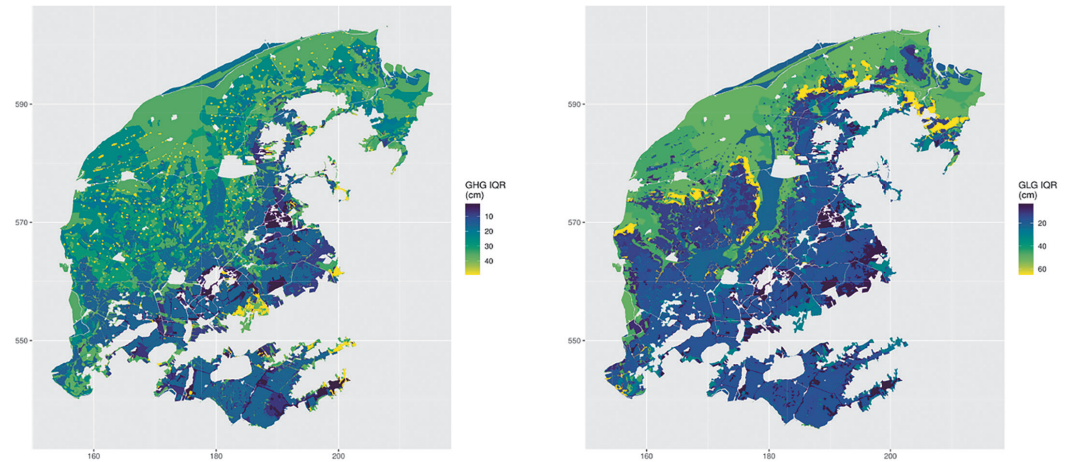
**Afbeelding 5:** Niet-parametrische regressiemodellen voor de relatie tussen GHG (GLG) en grondwaterspiegeldiepte op gerichte tijdstippen in 41 peilbuizen (Afbeelding 3). Bovenste vijf: GLG, onderste negen: GHG. Donkergroen: 50%-betrouwbaarheidsinterval. Lichtgroen: 90%-betrouwbaarheidsinterval

## Resultaten

Afbeelding 5 toont de niet-parametrische lineaire regressiemodellen voor de relatie tussen GHG (GLG) en de grondwaterspiegeldiepten die op de gerichte tijdstippen zijn waargenomen in de 41 peilbuizen. Afbeelding 6 toont kaarten van de mediane GHG (GLG), de diepte dus die naar schatting in 50 % van een deelgebied wordt overschreden. Afbeelding 7 geeft de ruimtelijke variatie van GHG (GLG) binnen de 26 deelgebieden weer middels berekende interkwartielafstanden.



Afbeelding 6: Geschatte mediane GHG (links) en GLG

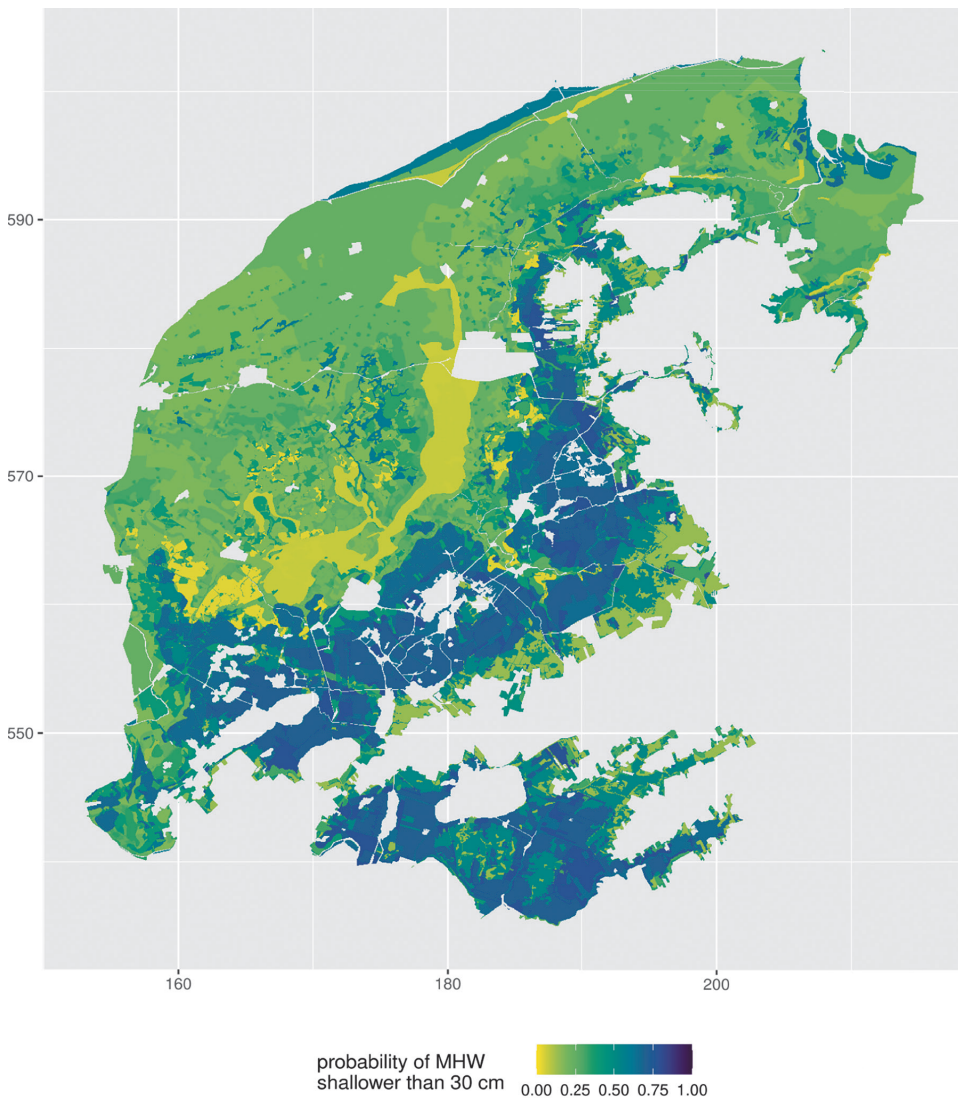


Afbeelding 7: Berekende interkwartielafstanden van GHG (links) en GLG

Afbeelding 6 en 7 zijn gebaseerd op de geschatte RCVF's en geven geen informatie over de onzekerheid hierover. De onzekerheid is gekwantificeerd met de 10.000 gesimuleerde realisaties van de RCVF's, waaruit statistieken kunnen worden berekend die de onzekerheid uitdrukken. Zo kunnen bijvoorbeeld kaarten worden gemaakt die de kans weergeven dat een bepaald kritisch niveau van GHG (GLG) wordt over- of onderschreden. Afbeelding 8 toont bijvoorbeeld een kaart met de kans dat de GHG ondieper is dan 30 cm. Een kans van 1 betekent

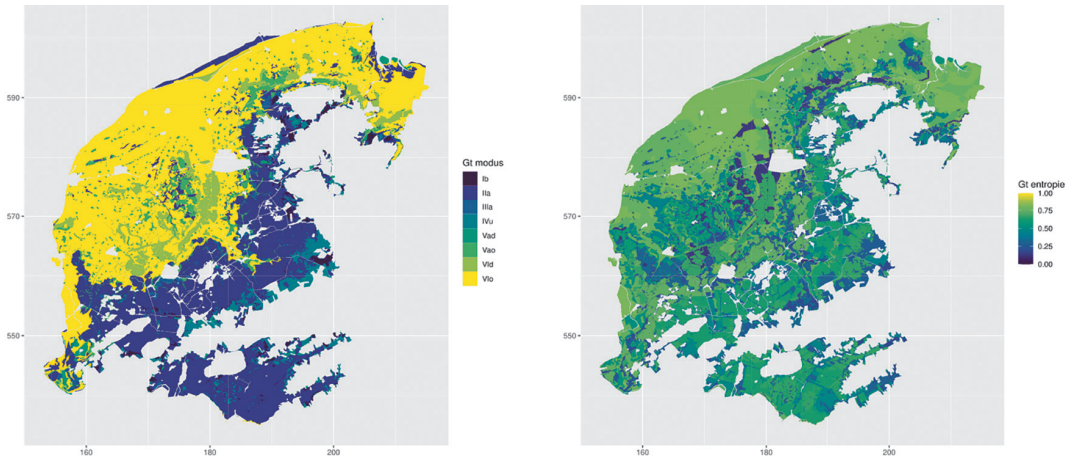
dat de GHG zeker ondieper is dan 30 cm op enige locatie binnen de kaarteenheid, terwijl een kans van 0 betekent dat de GHG zeker dieper is dan 30 cm op enige locatie binnen de kaarteenheid. Een kans van 0,5 geeft de maximale onzekerheid weer: het is even waarschijnlijk dat de GHG zich onder als boven 30 cm bevindt op enige locatie binnen een kaarteenheid.

Kansen zoals in afbeelding 8 kunnen worden vertaald in risico's door ze met effecten te vermenigvuldigen. Een grote kans op een GHG < 30 cm in een akkerbouwgebied kan bijvoorbeeld worden vertaald in een groot risico op opbrengstderving als gevolg van te natte omstandigheden, terwijl een grote kans op een GHG > 30 cm in veengronden kan worden vertaald in een groot risico van bodemdaling door oxidatie van organische stof.



**Afbeelding 8:** Kans op GHG ondieper dan 30 cm

Afbeelding 9 toont de meest voorkomende Gt en de variatie in Gt's binnen de kaartenheden. De linker kaart toont de modale (meest voorkomende) Gt-klasse en de rechterkaart geeft de entropie als maat voor heterogeniteit. Een entropie van 0 betekent dat er slechts één Gt-klasse voorkomt, terwijl een entropie van 1 betekent dat alle Gt's even vaak voorkomen.



**Afbeelding 9:** Modus (links) en entropie van grondwatertrappen in de 26 primaire strata

## Discussie

De kaarten in afbeelding 6 tot en met 9 zijn zogeheten choroplethkaarten. Deze geven statistische informatie, geaggregeerd over vooraf gedefinieerde gebieden, de 26 primaire strata. Deze kaarten verschillen van rasterkaarten van hoge resolutie met continue velden van kwantitatieve variabelen, die gemaakt worden met geostatistische en fysische modellering. We noemen deze kaarten kortweg 'rasterkaarten' in het vervolg. Het verschil tussen choropleth- en rasterkaarten hangt samen met het verschil tussen globale en lokale informatie als antwoord op respectievelijk de vragen 'Hoeveel?' en 'Waar?' (Brus en De Gruijter, 1997). De vraag wat de RCVF van de GxG in een bepaald gebied is, is een voorbeeld van 'Hoeveel?', terwijl de vraag wat de GxG op een bepaalde locatie is een voorbeeld is van 'Waar?'. Tussen 'Hoeveel?' en 'Waar?' zit een overgang van grotere naar kleinere ruimtelijke eenheden. Rasterkaarten van hoge resolutie beantwoorden vooral de waar-vraag: ze geven voor kleine rastercellen antwoord op de hoeveel-vraag. Choroplethkaarten beantwoorden de hoeveel-vraag met geaggregeerde statistieken voor vooraf gedefinieerde deelgebieden (strata). De mate waarin een choroplethkaart de waar-vraag beantwoordt hangt af van het ruimtelijk detail van de stratificatie. Bij het beantwoorden van de waar-vraag is echter niet alleen het ruimtelijk detail belangrijk, maar ook de grondgedachte achter de stratificatie. Wij streefden een balans na tussen de mate van ruimtelijk detail, de nauwkeurigheid van de kaart en de randvoorwaarden voor het veldwerk. Dat resulteerde in een indeling in 26 deelgebieden. Deze werden gedefinieerd als gebieden met relatief homogene perceelontwatering, op basis van de bodemkaart en informatie over het peilbeheer. Deze indeling sluit beter aan bij toepassingen in het waterbeheer dan wanneer het gebied ingedeeld zou zijn geweest in 26 aaneengesloten geometrische eenheden, zoals cellen van een vierkantsgrid.

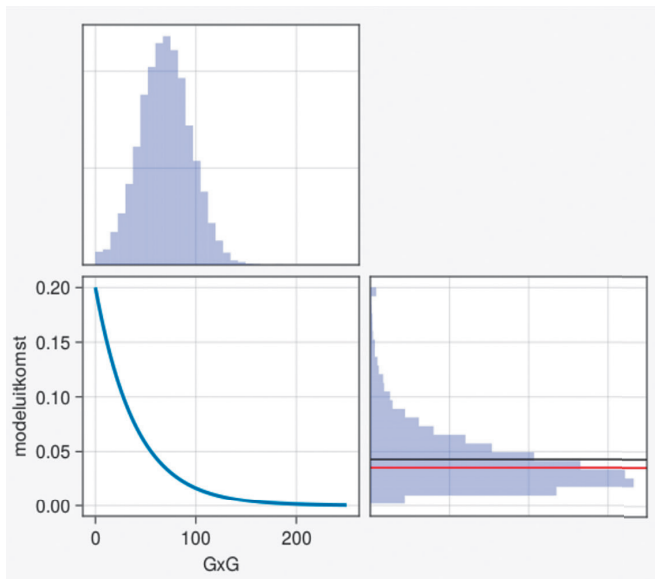
Nu we steeds vaker naar kaarten op beeldschermen kijken in plaats van naar papieren kaarten, moeten we ons ervan bewust zijn dat de nauwkeurigheid van de kaart niet verandert met in- en uitzoomen. Bovendien betekent een hoge ruimtelijke resolutie niet noodzakelijkerwijs een hoge nauwkeurigheid. De resolutie van de choroplethkaarten in afbeelding 6 tot en met 9 is gekozen met de toepassing van de kaart op landelijke en regionale schaal in het achterhoofd. Bij de weergave van de ruimtelijke verdeling van continue variabelen op rasterkaarten in geografische informatiesystemen, kunnen kaartgebruikers zelf het aantal intervallen bepalen waarmee de variabele wordt weergegeven. Hierdoor kunnen resolutie en nauwkeurigheid uit evenwicht raken. Hoge resolutie kan hoge nauwkeurigheid suggereren, vooral als de kaart met ruimtelijke voorspellingen los wordt gepresenteerd van onzekerheidsinformatie zoals standaardfouten en voorspellingsintervallen, of wanneer onzekerheidsinformatie helemaal niet wordt gepresenteerd. Dit kan worden voorkomen door ruimtelijke voorspellingen en onzekerheidsinformatie te integreren in één kaart, zoals bijvoorbeeld een kaart met overschrijdingskansen (afbeelding 8). Een dergelijke kaart kan toegepast worden in besluitvorming, vooral als daarbij waarde wordt gehecht aan kwantitatieve en objectieve informatie over onzekerheid en risico.

Met objectiviteit bedoelen we dat de resultaten niet afhangen van veronderstellingen of oordelen waarvan de validiteit niet eenvoudig kan worden geverifieerd. De eerste potentiële bron van subjectiviteit is de selectie van de locaties waar waarnemingen worden verzameld (de steekproefpunten). Bij een gestratificeerde, enkelvoudig aselechte steekproef, zoals wij die hebben uitgevoerd, is objectiviteit bewerkstelligd door de steekproefpunten binnen de strata te *loten*, en door te wegen naar stratumoppervlakte bij de verwerking van de gegevens. Bij geostatistische of fysische modellering hoeven de waarnemingslocaties niet te zijn geloot, maar kunnen ze gericht zijn geselecteerd op 'representatieve' locaties of gemakshalve op goed bereikbare locaties. Dat brengt een element van subjectiviteit met zich mee.

De tweede bron van subjectiviteit vormen de modellen waarmee karakteristieken van de grondwaterspiegeldiepte worden berekend. Zogeheten ontwerpgebaseerde schattingen die gebaseerd zijn op kanssteekproeven kunnen geheel modelvrij zijn. In deze studie was het gebruik van een model echter onvermijdelijk, omdat tijdreeksen van grondwaterspiegeldieptes slechts beschikbaar waren voor 41 locaties, die niet met een kanssteekproef waren geselecteerd. Wij pasten een lineair regressiemodel (vergelijking 1) toe om de GHG (GLG) te kunnen voorspellen uit de grondwaterspiegeldieptes die op de 296 boorgatlocaties waren gemeten. De validiteit van de veronderstelling van lineariteit is geverifieerd met afbeelding 5. Zoals vermeld veronderstellen we dat de grondwaterspiegel op elk punt in het studiegebied gelijktijdig het diepste en ondiepste punt bereikt, wat redelijk is in snel reagerende, ondiepe systemen. Vergeleken met geostatistische en fysische modellering is de rol van modelveronderstellingen beperkt in de gepresenteerde methode en konden deze eenvoudig worden geverifieerd.

De 10.000 realisaties van GHG, GLG en Gt waarmee wij onzekerheid kwantificeerden zijn nuttig in onzekerheids- en risicoanalyses (Morgan e.a., 1990) en

gevoeligheidsanalyses (Saltelli e.a., 2019). Maar ook bij een deterministische modelberekening kunnen de 10.000 realisaties als invoer van belang zijn. Als het model namelijk niet-lineaire transformaties bevat, dan zal de modeluitkomst niet correct zijn wanneer als invoer alleen het rekenkundig gemiddelde gebruikt. Afbeelding 10 illustreert dit. Beter is om 10.000 realisaties door te rekenen, en uit de 10.000 modeluitkomsten het rekenkundig gemiddelde te berekenen. Ook voor het berekenen van ruimtelijke onzekerheid zijn realisaties van belang, vanwege de samenhang tussen ruimtelijke patronen (Goovaerts, 1997, hoofdstuk 8; Bierkens, 2006).



**Afbeelding 10:** Modelinvoer bestaande uit 10.000 realisaties (paneel linksboven) ondergaat een niet-lineaire transformatie (paneel linksonder). Het resultaat staat in het paneel rechtsonder. De horizontale zwarte lijn is het gemiddelde van de realisaties. Dit is het werkelijke gemiddelde. De rode lijn wordt verkregen wanneer het gemiddelde van de modelinvoer wordt getransformeerd.

## Enkele concluderende opmerkingen

Kaarten van de grondwaterspiegeldiepte die gemaakt zijn met geostatistische of fysisch-mechanistische modellering kunnen worden beschouwd als modellen van de ruimtelijke variatie van de grondwaterspiegeldiepte. De kwaliteit van deze kaarten kan worden gekwantificeerd met een validatiesteekproef. Kaarten die zijn gebaseerd op een kanssteekproef, zoals in deze studie, geven samenvattende statistieken over de ruimtelijke variatie van de grondwaterspiegeldiepte. De kwaliteit van deze informatie is impliciet gekwantificeerd. Dit maakt deze kaarten geschikt als referentie in kwaliteitsbeoordeling van geostatistische en fysisch-mechanistische modellen.

Wij pasten een gestratificeerde, enkelvoudig aselechte steekproef toe met drie niveaus van stratificatie. In toekomstige karteringen kan deze steekproefstrategie eenvoudig worden aangepast aan nieuwe omstandigheden. Voor kartering

van gebieden met slecht bereikbare percelen kan bijvoorbeeld een tweetraps-steekproef worden ontworpen. Een mogelijke opzet is dan: 1) definitie van primaire strata, zoals in deze studie; 2) loting van percelen binnen de primaire strata, en 3) loting van boorgatlocaties binnen de gelote percelen.

Een belangrijke reden voor de ontwikkeling van de gepresenteerde methode was dat een groot deel van de ruimtelijke variatie van GHG's, GLG's en Gt's in poldergebieden zich afspeelt binnen percelen tussen sloten, en dat deze korte-afstandsvariatie niet beschreven kan worden met geostatistische en fysisch-mechanistische modellen tegen redelijke kosten of nauwkeurigheid. De choroplethkaarten die wij presenteren geven minder ruimtelijk detail weer dan de rasterkaarten met hoge resolutie die verkregen worden met geostatistische of fysisch-mechanistische modellering. Resolutie en nauwkeurigheid moeten echter met elkaar in balans zijn. Dit geldt niet alleen voor kaarten van de grondwaterspiegeldiepte, maar voor kaarten in het algemeen. Met een kaart van hoge resolutie, maar van onbekende en mogelijk lage nauwkeurigheid, is het moeilijk besluiten nemen. Bij de gepresenteerde methode is de resolutie bepaald door de 26 primaire strata, die zijn gedefinieerd met het oog op toepassingen in het waterbeheer, en de kwaliteit is gekwantificeerd voor elke kaartenheid.

Voor gewassen en vegetaties die grondwaterafhankelijk zijn is de grondwaterspiegeldiepte relevanter dan de grondwaterstand ten opzichte van NAP. Wij bevelen daarom aan om niet alleen grondwaterstanden ten opzichte van een vast referentieniveau op kaarten te presenteren, maar ook grondwaterspiegeldieptes.

## Dankwoord

Dit artikel presenteert de resultaten van onderzoek voor Wettelijke Onderzoekstaken Natuur en Milieu (WOT-04-013-004), gefinancierd door het Ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit (LNV).

## Literatuur

- Bierkens, M.F.P.** (2006) Designing a monitoring network for detecting groundwater pollution with stochastic simulation and a cost model; in: Stochastic Environmental Research and Risk Assessment, vol 20, pag 335-351.
- Brus, D.J.** (2022) Spatial sampling with R.  
<https://dickbrus.github.io/SpatialSamplingwithR/>.
- Brus, D.J. en J.J. de Gruijter** (1997) Random sampling or geostatistical modelling? Choosing between design-based and model-based sampling strategies for soil (with Discussion); in: Geoderma, vol 80, pag 1-44.
- Changnon, S., F. Huff en C.F. Hsu** (1988) Relations between precipitation and shallow groundwater in Illinois; in: J. Clim., vol 1, pag 1239-1250.
- Fan, Y., H. Li en G. Miguez-Macho** (2013) Global patterns of groundwater table depth; in: *Science*, vol 339, pag 940-943.  
<https://doi.org/10.1126/science.1229881>.
- Finke, P.A., D.J. Brus, M.F.P. Bierkens, T. Hoogland, M. Knotters en F. de Vries** (2005) Kartering van de grondwaterdynamiek met behulp van geo-informatie van hoge resolutie; in: Stromingen, vol 11(1), pag 2-41.

- Gerritsen, P., D.J.J. Walvoort en M. Knotters** (2021) Kartering grondwaterspiegeldiepte in laag Friesland; Actualisatie van een deel van het grondwaterspiegeldieptemodel van de Basisregistratie Ondergrond (BRO). Wettelijke Onderzoekstaken Natuur & Milieu, rapport 131.
- Goovaerts, P.** (1997) Geostatistics for natural resources evaluation; Oxford University Press, Oxford/New York.
- Gruijter, J. de, D. Brus, M. Bierkens en M. Knotters** (2006) Sampling for natural resource monitoring. Springer, Berlijn.
- Heesen, H.C. van** (1970) Presentation of the seasonal fluctuation of the water table on soil maps; in: Geoderma, vol 4, pag 257-278.
- Helsel, D.R.** (2004) Nondetects and data analysis: statistics for censored environmental data. Wiley, New York.
- Hoogland, T. G.B.M. Heuvelink en M. Knotters** (2010) Mapping water-table depths over time to assess desiccation of groundwater-dependent ecosystems in the Netherlands; in: Wetlands, vol 30, pag 137-147. <https://doi.org/10.1007/s13157-009-0011-4>.
- Hoogland, T., M. Knotters, M. Pleijter en D.J.J. Walvoort** (2014) Actualisatie van de grondwatertrappenkaart van holoceen Nederland. Wageningen, Alterra-rapport 2612.
- Kelbe, B.E., A.T. Grundling en J.S. Price** (2016) Modelling water-table depth in a primary aquifer to identify potential wetland hydrogeomorphic settings on the northern Maputaland Coastal Plain, KwaZulu-Natal, South Africa; in: Hydrogeol. J., vol 24, pag 249-265. <https://doi.org/10.1007/s10040-015-1350-2>.
- Knotters, M. en M.F.P. Bierkens** (2001) Predicting water table depths in space and time using a regionalised time series model; in: Geoderma, vol 103, pag 51-77. [https://doi.org/10.1016/S0016-7061\(01\)00069-6](https://doi.org/10.1016/S0016-7061(01)00069-6).
- Knotters, M., T. Hoogland en M. Pleijter** (2011) Actualisatie van de grondwatertrappenkaart van holoceen Nederland. Opzet van het onderzoek. Wageningen, Alterra-rapport 2280.
- Knotters, M., D. Walvoort en P. Gerritsen** (2022) Mapping water table depths in wetlands and polder areas by probability sampling; in: Geoderma, vol 422, 115928. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2022.115928>.
- Lange, W.J. de, G.F. Prinsen, J.C. Hoogewoud, A.A. Veldhuizen, J. Verkaik, G.H.P. Oude Essink, P.E.V. van Walsum, J.R. Delsman, J.C. Hunink, H.T.L. Massop en T. Kroon** (2014) An operational, multi-scale, multi-model system for consensus-based, integrated water management and policy analysis: The Netherlands Hydrological Instrument; in: Environmental Modelling and Software, vol 59, pag 98-108. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2014.05.009>.
- Morgan, M.G., M. Henrion en M. Small** (1990) Uncertainty: A guide to dealing with uncertainty in quantitative risk and policy analysis; Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Riele, W.J.M. te en D.J. Brus** (1991) Methoden van gerichte grondwaterstandsmetingen voor het schatten van de GHG. Wageningen, DLO-Staring Centrum, rapport 158.
- Ritzema, H.P., G.B.M. Heuvelink, M. Heinen, P.W. Bogaart, F.J.E. van der Bolt, M.J.D. Hack-ten Broeke, T. Hoogland, M. Knotters, H.T.L. Massop en H.R.J. Vroon** (2012) Meten en interpreteren van grondwaterstanden. Ana-



lyse van methodieken en nauwkeurigheid. Wageningen Alterra, rapport 2345. <https://library.wur.nl/WebQuery/wurpubs/fulltext/215081>.

**Ritzema, H.P., G.B.M. Heuvelink, M. Heinen, P.W. Bogaart, F.J.E. van der Bolt, M.J.D. Hack-ten Broeke, T. Hoogland, M. Knotters, H.T.L. Massop, H.R.J. Vroon en H. van den Bosch** (2018) Review of the methodologies used to derive groundwater characteristics for a specific area in The Netherlands; in: Geoderma Regional, vol 14, e00182.

<https://doi.org/10.1016/j.geodrs.2018.e00182>.

**Saltelli, A., K. Aleksankina, W. Becker, P. Fennell, F. Ferretti, N. Holst, S. Li en Q. Wu** (2019) Why so many published sensitivity analyses are false: A systematic review of sensitivity analysis practices; in: Environmental Modelling & Software, vol 114, pag 29-39, doi: 10.1016/j.envsoft.2019.01.012.

**Verkaik, J., J.D. Hughes, P.E.V. van Walsum, G.H.P. Oude Essink, H.X. Lin en M.F.P. Bierkens** (2021) Distributed memory parallel groundwater modeling for the Netherlands Hydrological Instrument; in: Environmental Modelling and Software, vol 143. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2021.105092>.

**Walvoort, D.J.J., D.J. Brus en J.J. de Gruijter** (2010) An R package for spatial coverage sampling and random sampling from compact geographical strata by *k*-means; in: Computers and Geosciences, vol 36, pag 1261-1267.

<https://doi.org/10.1016/j.cageo.2010.04.005>.

**Walvoort D., D. Brus, J. de Gruijter** (2021) Spatial Coverage Sampling and Random Sampling from Compact Geographical Strata. R package version 0.4-0, <https://CRAN.R-project.org/package=spcosa>.

**Xiao, H., D. Wang, S.C. Hagen, S.C. Medeiros en C.R. Hall** (2016) Assessing the impacts of sea-level rise and precipitation change on the surficial aquifer in the low-lying coastal alluvial plains and barrier islands, east-central Florida (USA); in: Hydrogeol. J., vol 24, pag 1791-1806.

<https://doi.org/10.1007/s10040-016-1437-4>.

**Yuan, X., Z. Xie en M. Liang** (2008) Spatiotemporal prediction of shallow water table depths in continental China; in: Water Resources Research, vol 44. <https://doi.org/10.1029/2006WR005453>.

**Zaadnoordijk, W.J., S.A.R. Bus, A. Lourens en W.L. Berendrecht** (2019) Automated time series modeling for piezometers in the National Database of the Netherlands; in: Groundwater, vol 57, pag 834-843.

<https://doi.org/10.1111/gwat.12819>.

## Summary Mapping water table depths in the polders and wetlands of Friesland

*Information on water table depth (WTD) in polder areas and wetlands is important in, for example, estimating emissions of greenhouse gases, assessing the agricultural and ecological potential, and flood risk management. The seasonal variation of WTDs is summarized with averages of the yearly highest (shallowest) and lowest (deepest) water tables (MHW and MLW). These characteristics show short-distance variations within the fields in polder areas, which cannot be mapped using geostatistical interpolation techniques or physical modelling against reasonable costs or with acceptable accuracy. The within-field variations depend on soil type and water management. MHW and MLW were determined from auger hole measurements of WTDs at locations being selected*

*following stratified simple random sampling in subareas classified by soil type and water management. Within these subareas, a further classification was made on the basis of distance to ditches. For each subarea spatial distribution functions of MHW and MLW were made, taking censored observations into account. Uncertainty was quantified by 10,000 bootstrap realisations of the spatial distribution functions. From these realisations maps depicting summary statistics for the spatial distribution of WTD-characteristics within the subareas were derived, as well as a map with probabilities of exceedance of a critical level that can serve as input for risk analysis. The results are discussed with respect to the level of spatial detail, objectivity, and utilisation of information on uncertainty, i.e. the 10,000 bootstrap realisations.*

## **Auteurs**

MARTIN KNOTTERS

Wageningen University & Research  
*martin.knotters@wur.nl*

DENNIS WALVOORT

Wageningen University & Research  
*dennis.walvoort@wur.nl*

PAUL GERRITSEN

Wageningen University & Research  
*paul.gerritsen@wur.nl*