



Kennisimpuls
WATERKWALITEIT

Monitoring en modellering nutriënten voor gebiedsgerichte aanpak

Bijlage rapport

Titel	<i>Monitoring en modellering nutriënten voor gebiedsgerichte aanpak Bijlage rapport</i>
Opdrachtgever	Kennisimpuls Waterkwaliteit
Auteurs	Peter Schipper ¹ , Piet Groenendijk ¹ , Luuk van Gerven ² , Arnaut van Loon ³ , Bas van de Grift ³ , Janine de Wit ³ , Jeroen Geurts ³ , Jelmer Nijp ³ , Joachim Rozemeijer ⁴ , Kevin Ouwerkerk ⁴ , Simon Buijs ⁴ , Vince kaandorp ⁴ , Saskia Lukács ⁵ , ¹) Wageningen Environmental Research ²) Waterschap Aa en Maas ³) KWR Water Research ⁴) Deltares ⁵) RIVM
STOWA-Rapportnummer	Bijlagen bij KIWK hoofdrapport KIWK 2022-22
Datum	15 mei 2022
Contactgegevens	<i>E-mail: p.schipper@wur.nl Tel: +31(0)31 317 484997</i>
Copyright	De informatie uit dit rapport mag worden overgenomen, mits met bronvermelding. De in het rapport ontwikkelde dan wel verzamelde kennis is om niet verkrijgbaar.
Disclaimer	Deze uitgave is met de grootst mogelijke zorg samengesteld. Niettemin aanvaarden de auteur(s) en de uitgever geen enkele aansprakelijkheid voor mogelijke onjuistheden of eventuele gevolgen door toepassing van de inhoud ervan.

BIJLAGEN

1	Monitoring Vinkenloop met routings.....	1
1.1	Methode	1
1.2	Resultaten routings	2
1.3	Vergelijking tussen routings.....	11
1.4	Validatie metingen	11
1.5	Conclusies routings Vinkenloop	12
1.6	Referenties	13
2	Monitoring Vuursteentocht met routings.....	14
2.1	Inleiding	14
2.2	Methode	15
2.3	Resultaten routings	16
2.4	Vergelijking tussen routings.....	27
2.5	Validatie metingen	28
2.6	Conclusies	29
2.7	Referenties	30
3	Verwerking continue metingen.....	31
3.1	Stappen correctie en verwerking	31
3.2	Controle op uniforme tijd	31
3.3	Controle op minimale en maximale waarden	32
3.4	Controle op vastgelopen meetwaarden	32
3.5	Verwijderen meetperioden met storingen.....	33
3.6	Ruisfilterverwijdering individuele meetwaarden (uitschieters)	33
3.7	Gaten opvullen op basis van relaties tussen parameters	34
3.8	Lineaire correctie lab-metingen en onderhoudsmomenten	35
3.9	Conversie naar meetreeksen met uniforme tijdstappen.....	36
4	Continue metingen oppervlaktewater Vinkenloop.....	37
4.1	Opzet continue monitoring	37
4.2	Volledige reeks	37
4.3	Reactie op buien	39
4.4	Dag-nachtritmes	42
4.5	Nitraatuitspoeling bij beregening	43
4.6	Maaierwerkzaamheden	44
4.7	Stuwproef.....	44
4.8	Opening duiker en bui.....	45
4.9	Hoge pieken in december	47
4.10	Vrachten.....	48
5	Continue metingen oppervlaktewater Vuursteentocht.....	50
5.1	Opzet continue monitoring	50
5.2	Volledige reeks	50
5.3	Reactie op buien	52
5.4	Dag-nachtritmes	54
5.5	Fosfaatpieken tijdens maaierwerkzaamheden.....	55
5.6	Nitraat en ammoniumpiek door een directe lozing	56
5.7	Vrachten.....	57

6	Risicofactoren voor nutriëntenverliezen vanuit remote sensing	59
6.1	Introductie.....	59
6.2	Achtergrond en aanleiding.....	59
6.3	Doel.....	59
6.4	Aanpak.....	60
6.5	Resultaten	61
6.6	Conclusies	64
7	Resultaten SorbiCells	65
7.1	Passive sampling	65
7.2	Methoden	65
7.3	Resultaten Vuursteentocht oppervlaktewater.....	68
7.4	Resultaten Vuursteentocht perceeldrains	70
7.5	Resultaten Vinkenloop oppervlaktewater	73
7.6	Conclusies	75
7.7	Referenties	75
8	Monitoring chemie grondwater en drains Vinkenloop.....	76
8.1	Doel.....	76
8.2	Situatieschets.....	76
8.3	Meetopstelling	79
8.4	Normen en indicatoren.....	79
8.5	Resultaten grondwaterchemie	80
8.6	Resultaten chemie drainagewater	91
8.7	Conclusies	95
9	Nutriëntenverliezen uit percelen met geleidbaarheid sensoren	97
9.1	Doel.....	97
9.2	Meetopstelling	97
9.3	Resultaten lelieperceel	99
9.4	Cichoreiperceel	106
9.5	Drainage (lelie- en chicoreiperceel).....	111
9.6	Conclusies	114
10	Isotopen monitoring Vinkenloop.....	115
10.1	Inleiding	115
10.2	Situatieschets.....	118
10.3	Aanpak: meetstrategie	120
10.4	Aanpak bronnenanalyse	121
10.5	Referentiemetingen	123
10.6	Aanpak bemonstering grond-, drain- en oppervlaktewater.....	125
10.7	Typering stikstofbronnen.....	125
10.8	Herkomst nitraat in grondwater.....	127
10.9	Herkomst nitraat in drain- en oppervlaktewater.....	131
10.10	Herkomst ammonium in grond-, drain- en oppervlaktewater	133
10.11	Conclusies	136
10.12	Literatuur	137

1 Monitoring Vinkenloop met routings

1.1 Methode

De routing kan varend door of lopend langs de watergang worden uitgevoerd. Dit is afhankelijk van toegankelijkheid en begroeiing. In de Vinkenloop zijn de routings lopend gedaan. Tijdens de routing worden ook zijsloten en eventueel lopende drains bemeten. Ook op locaties met opvallend hoge concentraties wordt gekeken of er drains of zijsloten zichtbaar zijn waar een extra meting kan worden gedaan om de herkomst exacter te bepalen.

EC en temperatuur

Bij de routing worden in ieder geval metingen uitgevoerd aan de EC van het water, waarbij ook de temperatuur wordt gelogd. Deze meting is vrij eenvoudig uit te voeren met een CTD-Diver of EC-meter. Voor de Vinkenloop wordt de EC GPS-Rod toegepast, hierbij wordt een CTD-Diver gecombineerd met een gps, die gekoppeld metingen leveren van EC, temperatuur en locatie. Hiermee kan vervolgens door het gebied worden gegaan. Deze methode is toegepast in de Haarlemmermeerpolder (Delsman, 2015) en Twente (Kaandorp, 2019) en verder ontwikkeld in het kader van het NUFFIC-project in Egypte. Bij de Vinkenloop was het mogelijk om met een hengel vanaf de oever een drijver met de EC GPS-Rod door de waterloop te trekken (figuur B1.1).

Door een referentie-diver te installeren bij het uitstroompunt kan voor de temperatuur gecorrigeerd worden voor de dagelijkse variatie. De ruimtelijke verschillen in temperatuur worden dan uitgedrukt in het temperatuurverschil ten opzichte van de referentie. Deze extra diver is gebruikt vanaf de tweede routing in februari.



Figuur B1.1 Routing met de EC GPS-Rod, bevestigd aan een drijver aan een hengel.

Nitraat

Nitraatmetingen worden uitgevoerd met de Nitraatapp. In de Vinkenloop wordt grofweg iedere 100 m een meting uitgevoerd. Hiernaast worden de zijsloten met afvoer naar de Vinkenloop bemeten. Lokaal worden ook monsters uit (verzamel)drains bemeten. Metingen worden in duplo gedaan om de onzekerheid te verkleinen, bij grote afwijkingen wordt ook een derde meting gedaan. Voor alle monsters voor nitraat is ook de EC gemeten met een handheld EC meter (Hanna). Vanaf de vierde routing in oktober 2021 kan dit rechtstreeks met de vernieuwde versie van de Nitraatapp uitgelezen worden.



Figuur B1.2 Gebruik van de Nitraat App voor metingen van nitraatconcentraties (links) en EC (middel en rechts)

De teststrips geven een indicatieve meting van de nitraatconcentraties. De nauwkeurigheid hebben we hiervan in eerder onderzoek vastgesteld op $\pm 30\%$. Om de veldmetingen tijdens de routings te valideren, worden op dezelfde dag door Aquon ook op reguliere wijze monsters genomen voor analyse van de waterkwaliteit in het lab. Deze lab-metingen worden gebruikt om de metingen in het veld te valideren.

1.2 Resultaten routings

26 oktober 2020

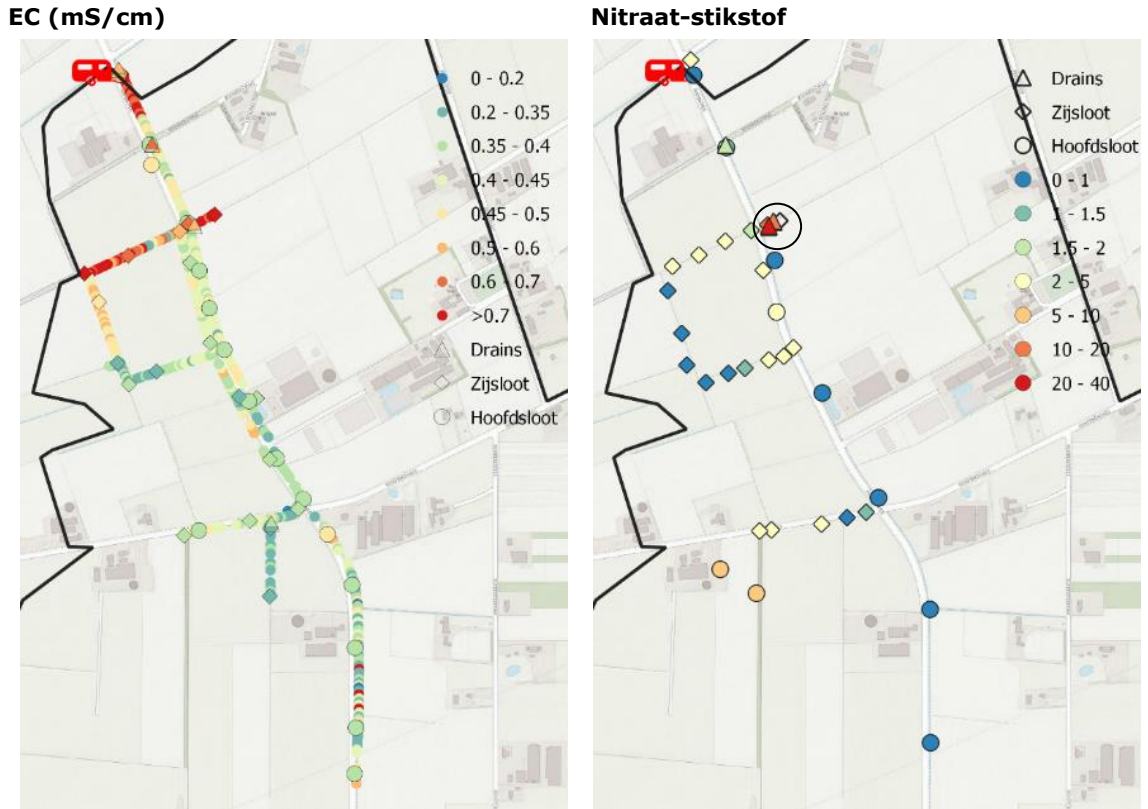
Figuur B1.3 geeft de resultaten voor EC, nitraat en temperatuur voor de routing in oktober 2020. Voor nitraat wordt vooral bij het slootje en de drains van het proefperceel veel nitraat gemeten (zie cirkel). Het slootje dat het meetperceel afwatert, had de hoogste concentraties in het gebied (ca. 21 mg/L $\text{NO}_3\text{-N}$ bij de uitstroom in de Vinkenloop, 47 mg/l $\text{NO}_3\text{-N}$ bij het eerste stukje met afvoer). De concentratie in de drains was met 9-16 mg $\text{NO}_3\text{-N}$ iets lager, dus waarschijnlijk is het uittredende bovenste grondwater hier ook een belangrijke route.

Bovenstrooms van de monding van het slootje bij het proefperceel is de concentratie 0 mg/L in de Vinkenloop, benedenstrooms 1-2 mg/L. Hieruit blijkt dat de vracht van nitraat uit deze sloot dominant is voor de nitraatvracht vanuit het gehele stroomgebied. Mogelijk draagt de afvoer vanuit het 'vierkantje' van de sloten aan de andere kant van de weg met concentraties van 2-3 mg/L $\text{NO}_3\text{-N}$ hier ook nog enigszins aan bij. In het zuidwesten van het stroomgebied zijn ook sloten met verhoogde nitraatconcentraties aangetroffen (6-10 mg/L $\text{NO}_3\text{-N}$).

De EC laat over het algemeen dezelfde patronen zien als nitraat. Stroomafwaarts van het proefperceel en in de sloot tegenover het proefperceel zijn de hoogste waarden te vinden. In de Vinkenloop zelf is stroomafwaarts van de monding van deze sloten de EC pas na zo'n 200 m verhoogd. Waarschijnlijk blijft de afvoer vanuit de zijsloten eerst wat aan de randen voordat het volledig mengt. Opvallend is ook de variatie in het meest stroomopwaartse (zuidelijke) gedeelte van de Vinkenloop, waar hoge en lage waarden elkaar op korte afstand afwisselen. Waarschijnlijk heeft ook dit te maken met de geringe diepte en slechte menging van water in dit deel.

Tijdens deze routing is geen referentie-diver opgehangen om te kunnen corrigeren voor de dagelijkse variatie in temperatuur. De temperatuur liep gedurende de routing op, wat het ruimtelijke patroon

heeft verstoord. De invloed van ijzerrijke kwel is wel duidelijk te zien aan de roodbruine ijzeroxideneerslag in de Vinkenloop en in een deel van de zijsloten (figuur B1.4). Vooral in de bovenloop van de Vinkenloop en in enkele zijsloten lijkt een groot deel van de afvoer uit kwelwater te bestaan. Deze kwel wordt mede veroorzaakt door een breuk in de ondergrond, parallel aan de Vinkenloop (wijstverschijnselen).



Figuur B1.3 Resultaten routing oktober 2020.



Figuur B1.4 Ophoping van ijzeroxide in de Vinkenloop (benedenstrooms foto links en bovenstrooms foto midden) en in een kwelsloot.

18 februari 2021

De routing van 18 februari 2021 is in een natte periode gedaan, vlak na een vorstperiode met veel sneeuwval. Er is plasvorming op de percelen, actieve oppervlakkige afstroming en ook sporen van erosie (figuur B1.5). Op enkele percelen zijn greppels gegraven om plaswater af te voeren naar de sloot. Doordat de oppervlakkige afstroming geen bodempassage heeft gehad, zit er geen nitraat in. Een deel van de sloten is nog gevuld met sneeuw en ijs (figuur B1.6).



Figuur B1.5 Plasvorming, oppervlakkige afstroming via greppels en sporen van erosie op 18 februari 2021.

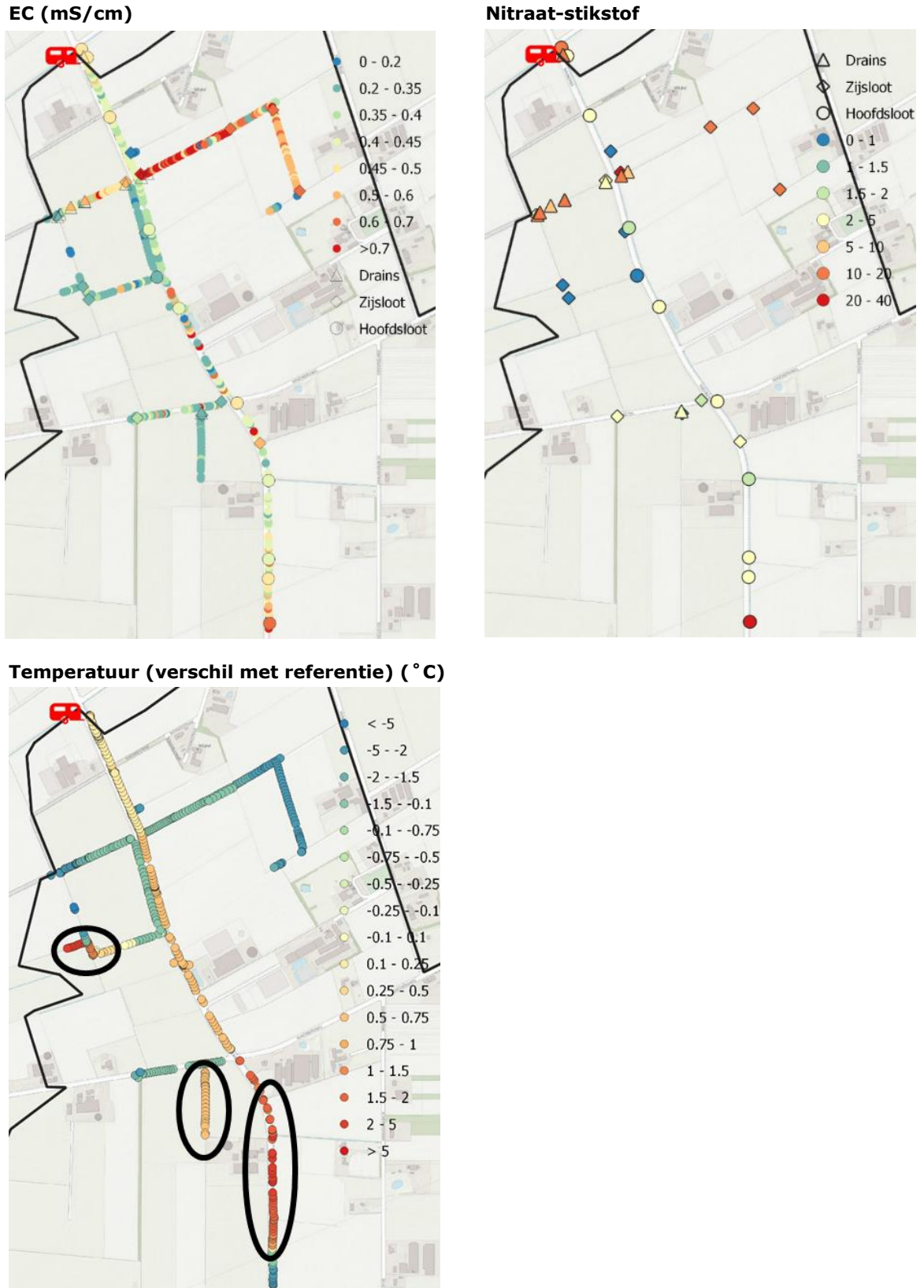


Figuur B1.6 Sneeuw- en ijsresten in zijsloten en op de voorgrond de monding van het relatief warme, meest westelijke slotje met relatief veel kwel.

Qua nitraatconcentraties in het oppervlaktewater is het beeld wat diffuser dan in oktober (figuur B1.7). Nitraat komt voor in het hele gebied. De sloot bij het proefperceel had wel weer de hoogste concentraties (ca. 30 mg/L $\text{NO}_3\text{-N}$ bij de monding in de Vinkenloop). De nitraatconcentraties in de bemeten drains zijn over het algemeen hoger dan in de sloten. Opvallend is ook de enkele hoge nitraatwaarde (ca. 25 mg/L $\text{NO}_3\text{-N}$) helemaal bovenstrooms in de Vinkenloop. Door de beperkte afvoer en de verdunning met kwelwater blijft deze hoge concentratie beperkt tot het zuidelijkste stuk en nemen de nitraatconcentraties benedenstrooms snel af. De smeltende sneeuw- en ijsresten hebben tot gevolg dat plaatselijk de EC sterk afneemt, vooral in enkele zijsloten.

De temperatuurmetingen laten zien dat enkele sloten relatief warm zijn door een grotere invloed van kwel. Dit geldt bijvoorbeeld voor het meest westelijke slotje en de bovenloop van de Vinkenloop (met uitzondering van het meest zuidelijke stuk). Dit beeld wordt bevestigd door ijzrneerslag.

Ook de omcirkelde zuid-noord georiënteerde sloot westelijk van de Vinkenloop is relatief warm en vangt relatief veel kwel. De relatief koude stukken sloot (bijvoorbeeld rond het proefperceel) worden juist relatief veel vanuit het bovenste grondwater gevoed, deels via drains. De koude locaties op de meest stroomopwaartse locaties in de zijsloten werden beïnvloed door smeltende sneeuw. Dit verstoort het beeld van de verschillen in invloed van kwel enigszins.



Figuur B1.7 Resultaten routing februari 2021.

22 april 2021

Tijdens de routing van 22 april 2021 waren de omstandigheden relatief droog. Er werd ook beregend op het proefperceel (figuur B1.8). In deze periode zijn de opkomende lelies op het proefperceel ook beregend tegen nachtvorst. Figuur laat de resultaten van de routing zien van 22 april 2021. Nitraat wordt in het gebied aangetroffen op dezelfde locaties als in oktober 2020, met veruit de hoogste concentraties bij het proefperceel (ca. 13 mg/L NO₃-N). Het beregeningswater op het proefperceel bevatte ook nitraat (8-9 mg/L NO₃-N).

De sloot die aan de andere kant van de weg in de Vinkenloop uitkomt, bevat ook weer wat nitraat (2-4 mg/L NO₃-N). Bovenstrooms van deze zijsloten is nauwelijks nitraat aangetroffen. Dit beeld komt overeen met de EC-metingen. Stroomafwaarts van het proefperceel zien we veel variatie in EC. Dit komt waarschijnlijk door onvolledige menging van het nitratrijke water met nitrataarm water, mede onder invloed van vegetatie.

Er zijn vrij grote verschillen in temperatuur. Waar in februari niet het gehele westelijke 'vierkantje' een groot verschil in temperatuur heeft, is dat nu wel het geval. Waarschijnlijk worden de temperatuurverschillen veroorzaakt door verschil in diepte en oriëntatie van de sloten. Ondiepe, stilstaande en noord-zuid georiënteerde sloten warmen sneller op door de zon.

In het meest stroomopwaartse gedeelte van de Vinkenloop zijn duidelijke indicatoren van kwel te zien: ijzeroxideneerslag en een olieachtig bacterievliesje.

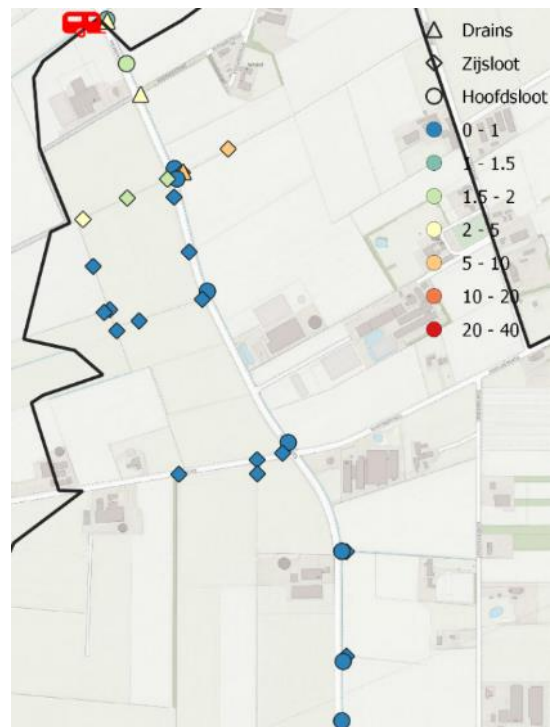


Figuur B1.8 Beregening met nitratrijk water op het proefperceel.

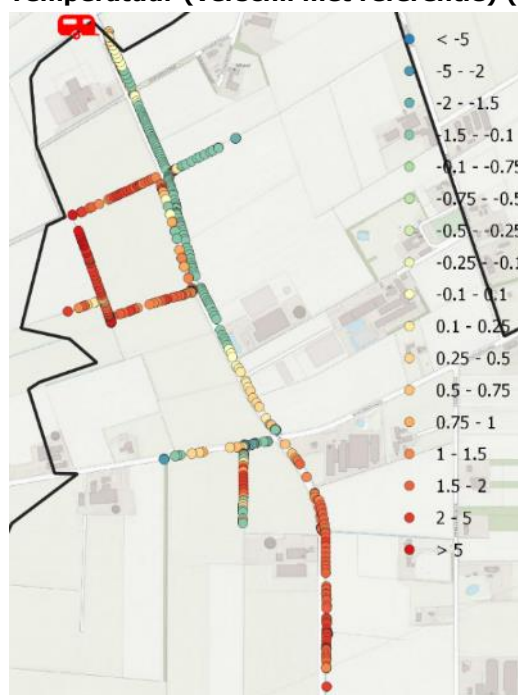
EC (mS/cm)



Nitraat-stikstof



Temperatuur (verschil met referentie) (°C)



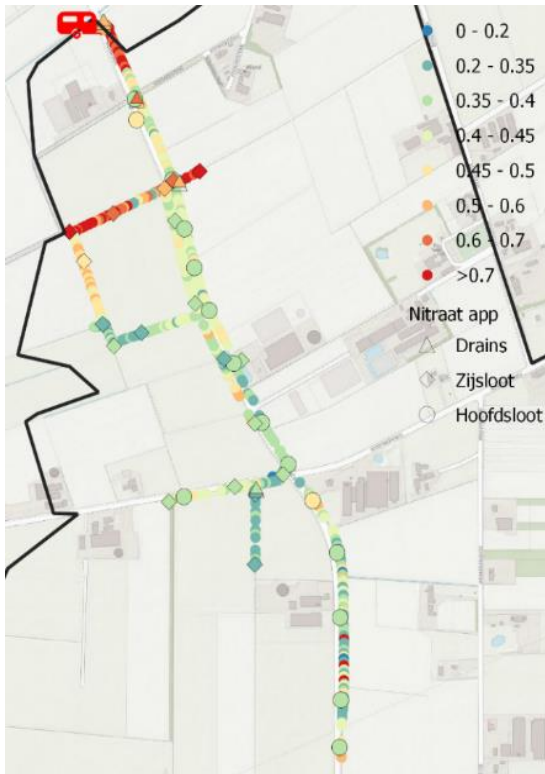
Figuur B1.9 Resultaten routing april 2021.

7 oktober 2021

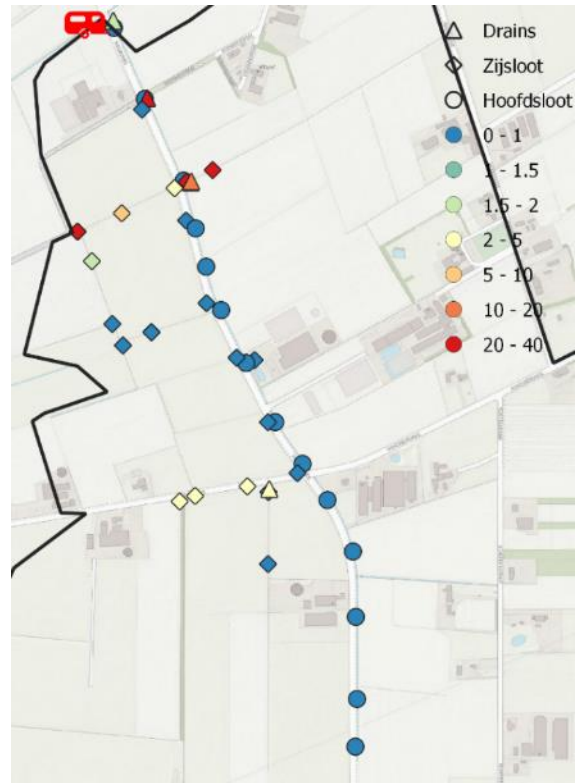
De routing van 7 oktober is nog in een relatief droge periode uitgevoerd, maar wel nadat de Vinkenloop gemaaid is. Figuur laat de resultaten van de routing zien. Nitraat wordt in het gebied aangetroffen op dezelfde locaties als in oktober 2020, namelijk in het proefperceel (ca. 27 mg/L NO₃-N bij de monding in de Vinkenloop) en de westelijke sloot aan de overkant van de weg (4 mg/L NO₃-N bij de monding). De drainmetingen (driehoek) bij het proefperceel hebben concentraties rond de 15 mg/L NO₃-N. Daarnaast wordt ook weer nitraat gevonden in de zuidwestelijke zijssloot van de Vinkenloop, langs de weg 'Boveneind'. De EC-metingen komen overeen met het ruimtelijke beeld in de nitraatconcentraties. Daarnaast laten de EC-metingen weer de onvolledige menging zien in het meest noordelijke en meest zuidelijke gedeelte van de Vinkenloop. De temperatuurverschillen in de

sloten tonen de kwelgebieden. In oktober kwelt warmer grondwater in de sloten in het stroomafwaartse gedeelte en in het westelijke 'vierkantje'.

EC (mS/cm)



Nitraat-stikstof



Temperatuur (verschil met referentie) (°C)



Figuur B1.10 Resultaten routing oktober 2021.

10 februari 2022

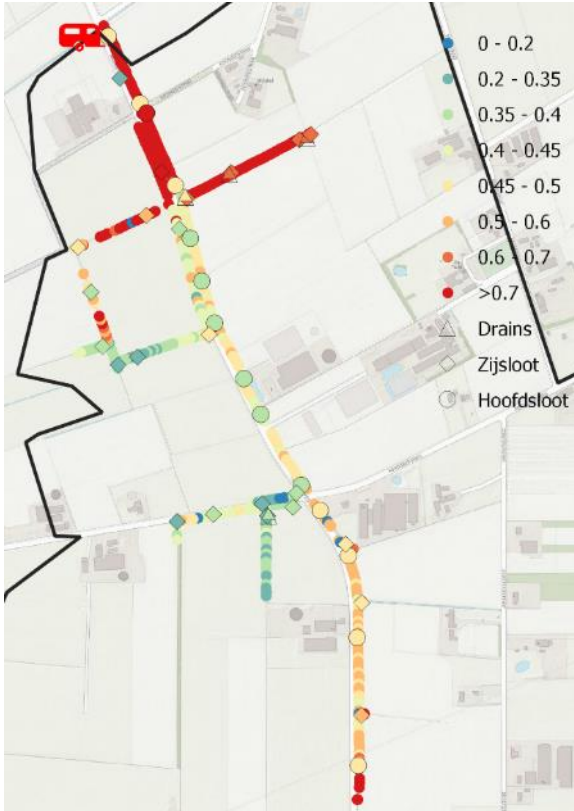
De routing in februari 2022 heeft plaatsgevonden na een redelijk natte periode. De meeste drains voerden water af en het slootpeil stond relatief hoog. De routing laat heel duidelijk de verschillen zien tussen het stroomopwaartse deel van de Vinkenloop en het laatste gedeelte van de Vinkenloop, inclusief de twee zijsloten (figuur B1.12). In het stroomopwaartse gedeelte worden lage nitraatconcentraties (meestal < 2 mg/L $\text{NO}_3\text{-N}$) gemeten en een lage EC. In het laatste, meest zuidelijke gedeelte van de Vinkenloop vinden we hogere nitraatconcentraties (ca. 12 mg/L $\text{NO}_3\text{-N}$) en dus ook een hogere EC. De zijslot met het meeste nitraat komt weer vanaf het proefperceel (ca. 27 mg/L $\text{NO}_3\text{-N}$ bij de monding in de Vinkenloop). De sloot aan de overzijde van de weg voert water met ca. 6 mg/L $\text{NO}_3\text{-N}$ af. De hoogste nitraatconcentratie bij deze routing is aangetroffen bij de regelbare drainageput van het perceel ten noorden van het proefperceel (figuur B1.11). De nitraatconcentratie van de afvoer was boven het meetbereik van de Nitraatapp (> 50 mg/L $\text{NO}_3\text{-N}$). Bij de routing van oktober 2021 was de nitraatconcentratie op deze plek met ca. 29 mg/L ook al hoog. Bij de eerdere routings waren de nitraatconcentraties in de uitstroom van deze drainageput juist erg laag (1-3 mg/L $\text{NO}_3\text{-N}$). Waarschijnlijk heeft deze toename te maken met het gewas; in 2020 is er gerst geteeld en in 2021 tulpen.

Aan de temperatuur zijn ook de plaatsen met lokale kwel te herkennen. In februari waren dit het meest stroomopwaartse gedeelte waar de oorsprong ligt van de Vinkenloop en het zijslotje in het 'vierkantje' (blauwe cirkels in figuur B1.12).

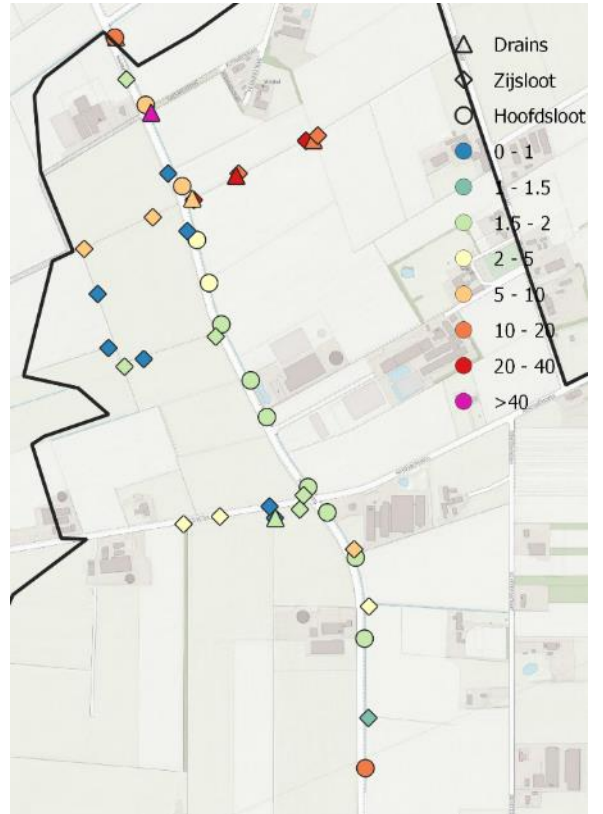


Figuur B1.11 Regelbare drainageput met afvoer naar de Vinkenloop met hoge nitraatconcentratie in de routing van 10 februari 2022.

EC (mS/cm)



Nitraat-stikstof



Temperatuur (verschil met referentie) (°C)

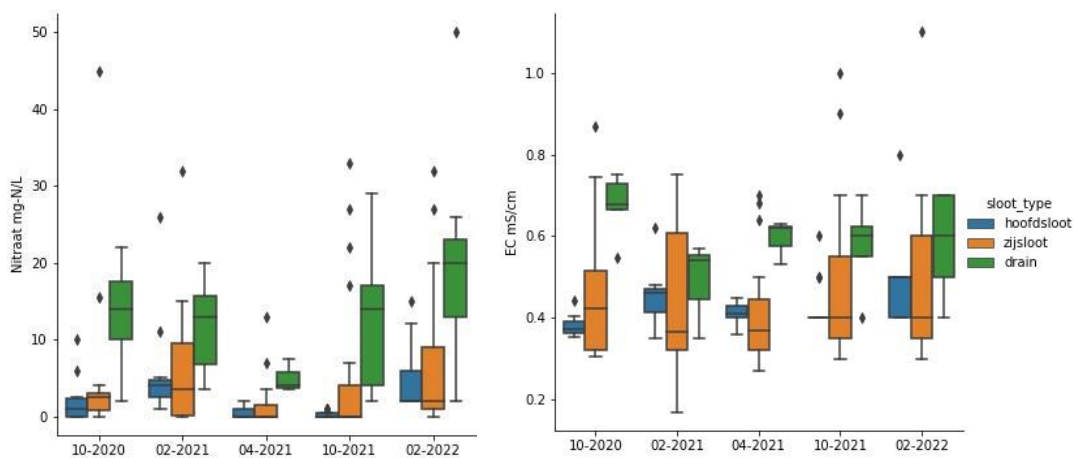


Figuur B1.12 Resultaten routing februari 2022.

1.3 Vergelijking tussen routings

In figuur B1.13 staan boxplots voor nitraat en EC per routing. Deze boxplots zijn gebaseerd op de handmatige metingen met de Nitraatapp. Hierbij hebben we onderscheid gemaakt tussen de hoofdsloot (Vinkenloop), de zijsloten (alle sloten die op de Vinkenloop uitkomen) en de drains.

Voor nitraat is er een duidelijk patroon te zien waarbij de hoogste concentraties gemeten zijn in de drains en de laagste in de Vinkenloop zelf. Hieruit blijkt dat drains een belangrijke route zijn voor nitraatuitspoeling. In de Vinkenloop wordt het nitraatrijke uitspoelingswater verdund met kwel en water vanaf onbemest terrein. Voor EC geldt ook dat de hoogste concentraties in de drains zijn gemeten. Daarnaast is voor de zijsloten een hogere variatie in EC te zien ten opzichte van de Vinkenloop. Die grotere variatie heeft te maken met verschillen tussen zijsloten in de nitraatuitspoeling die ze ontvangen en de invloed van kwelwater. In de Vinkenloop worden de extremen gemengd en is minder variatie.



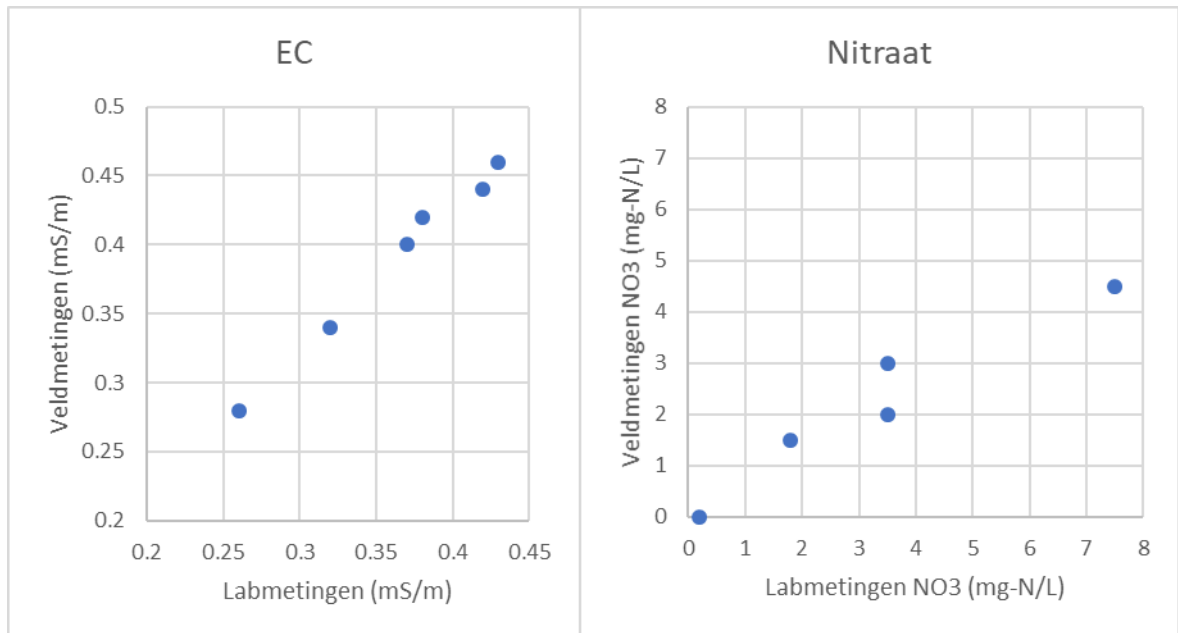
Figuur B1.13 Boxplots voor nitraat (links) en EC (rechts) voor de verschillende routings per watertype.

1.4 Validatie metingen

De metingen van de conventionele bemonsteringen door Aquon zijn vergeleken met de veldmetingen op dezelfde locatie en tijd (figuur B1.14). Het gaat om drie locaties in de Vinkenloop voor de routings van april en februari. Bij de andere routings zijn de conventionele metingen niet op dezelfde dag gedaan. Bij deze conventionele metingen wordt de EC direct in het veld gemeten, terwijl nitraat in het laboratorium geanalyseerd wordt.

Voor EC zijn we uitgegaan van de metingen met de Hanna Dist4, uitgelezen met de Nitraatapp. Voor de EC vallen die iets hoger uit dan de conventionele metingen door Aquon. Het verschil is gemiddeld echter slechts ongeveer 0,025 mS/m. Daarnaast is ook het verloop van de EC-metingen van de routing goed lineair ten opzichte van de conventionele metingen.

De vergelijking voor de nitraatmetingen is gebaseerd op zes metingen, die allemaal wat in het lage concentratiebereik vielen. Bij één meting is de afwijking wat groter dan de 30% die voor de Nitraatapp-metingen gebruikelijk is (4,5 in het lab en 7,5 mg-N/L met de app). Het blijft derhalve verstandig om bij het trekken van conclusies je te baseren op meer dan één nitraatmeting. Voor het in kaart brengen van ruimtelijke verschillen is op basis van eerder onderzoek en deze vergelijking de Nitraatapp goed geschikt.



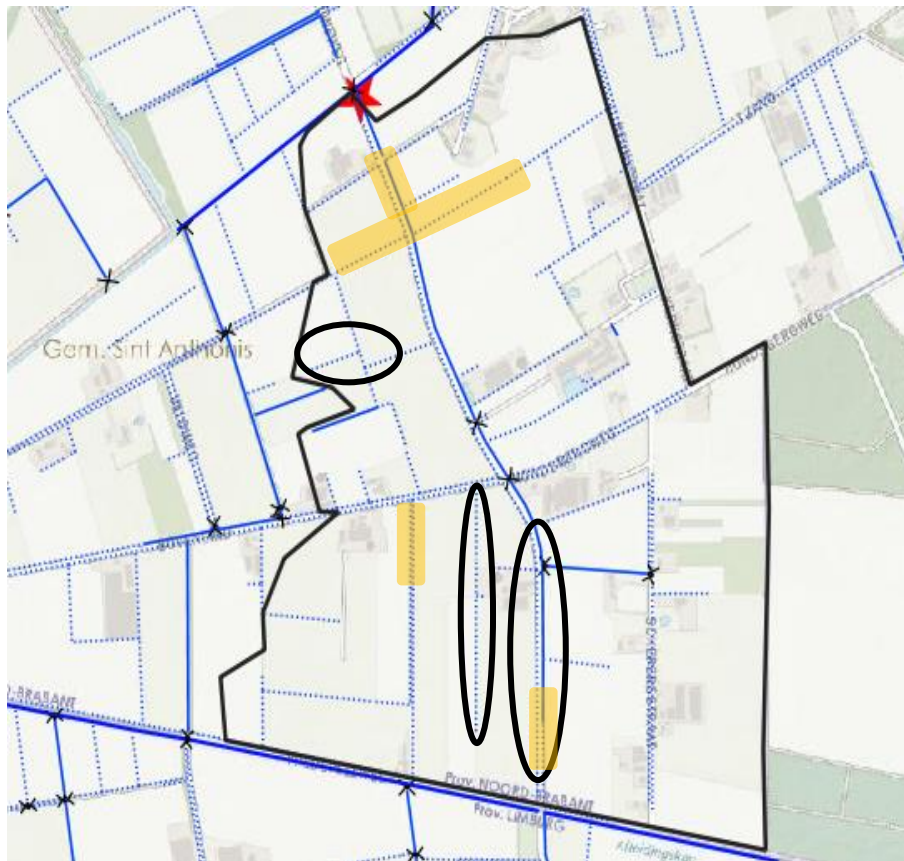
Figuur B1.14 Vergelijking tussen de veldmetingen en de lab-metingen voor EC en nitraat.

1.5 Conclusies routings Vinkenloop

De routings hebben duidelijk in kaart gebracht waar in het stroomgebied nitraat vandaan komt. Vooral uit de percelen rondom de in figuur 4.1 oranje gemarkeerde sloten spoelt (vooral in het uitspoelingsseizoen) relatief veel nitraat uit. Dit wordt bevestigd door zowel metingen in de sloten zelf als in de drains.

De concentratie bij het uitstroompunt van de Vinkenloop wordt vooral door de oranje gemarkeerde percelen in het noorden bepaald. De hoogste concentraties kwamen bij elke routing vanuit de oostelijke sloot vanaf het proefperceel. Ook tijdens de routings in relatief droge perioden (april 2021 en oktober 2021 en 2022) spoelde uit deze percelen nog nitraat uit, terwijl de concentraties in de rest van het stroomgebied laag waren. In april 2021 speelde hierbij de beregning van het proefperceel met nitraathoudend water ook een rol. In het drainageseizoen 2021/22 werden ook zeer hoge concentraties aangetroffen in het water vanuit een samengestelde drainageput op het perceel ten noorden van het proefperceel. De hotspots zijn gerelateerd aan de teelt van zeer uitspoelingsgevoelige gewassen (lilies, tulpen).

In het stroomopwaartse, zuidelijke deel van het stroomgebied spoelt vooral in natte perioden ook nitraat uit. Door middel van temperatuurmetingen is aangetoond waar in het stroomgebied de sloten gevoed worden door kwel. In figuur B1.15 staan die gebieden zwart omringd. Uit de routings is ook duidelijk geworden dat het water in deze haarvaten soms niet snel mengt; het is belangrijk hier rekening mee te houden bij het kiezen van meetlocaties en het interpreteren van meetresultaten.



Figuur B1.15 Stroomgebied van de Vinkenloop met kwelsloten (zwarte ovaal) en nutriënten-hotspots (oranje rechthoek).

1.6 Referenties

Delsman, J., 2015. Saline groundwater – surface water interaction in coastal lowlands. Proefschrift VU University Amsterdam, 194 pp.

Kaandorp, V., 2019. Groundwater in Streams. Understanding the dynamics of travel times, nutrients and temperature. Proefschrift Utrecht University.

2 Monitoring Vuursteentocht met routings

2.1 Inleiding

Binnen het project Kennisimpuls Nutriëntenmaatregelen wordt onderzoek gedaan naar de nutriëntenstromen in het stroomgebied van de Vuursteentocht in de Flevopolder. Onderdeel hiervan is het uitvoeren van routings, om voor het gebied een overzicht te krijgen van de ruimtelijke variatie van de waterkwaliteit en de belangrijkste bronnen en routes van nutriënten in het stroomgebied. Deze routings leveren nuttige informatie op voor het begrijpen van kleinschalige processen en het lokaliseren van hotspots van nutriëntenuitspoeling.

De Vuursteentocht is een watergang die van noord naar zuid door het stroomgebied stroomt. Halverwege stroomt vanuit het oosten de Overijsselse tocht in de Vuursteentocht (figuur B2.1). Verder naar het zuiden sluit de Vuursteentocht aan op de Lage Vaart. Bij de duiker onder de Wisentweg door bevindt zich een MNLSO-locatie en worden nutriënten continu gemeten in een meetcabine. Halverwege kruist de Vuursteentocht via een duiker de Elandweg. Aan de noordkant van het stroomgebied gaat de Vuursteentocht onder het spoor en de N307 door.



Figuur B2.1 Stroomgebied van de Vuursteentocht tussen Lelystad en Dronten.

De routing wordt hoofdzakelijk uitgevoerd in de Vuursteentocht, maar er wordt ook gemeten aan de (eventuele) uitstroom van zijsloten, drains en oppervlakkige afstroming. De routing wordt verschillende malen herhaald, verspreid over het jaar, om zo verschillen in de tijd te kunnen monitoren. Herhalingen vinden telkens na ongeveer drie maanden plaats. De routings vinden plaats op dagen zonder intensieve neerslag en worden bij voorkeur gepland op dagen dat reeds bemonstering voor lab-analyse van waterkwaliteit plaatsvindt vanuit reguliere monitoring. De droogste perioden in de zomer zijn vermeden, omdat er dan geen afvoer vanuit de kavelsloten is en er veelal ook niet of nauwelijks nitraat in de tochten zit. In deze memo staan resultaten van de routings van september 2020, januari 2021, april 2021, oktober 2021 en januari 2022.

2.2 Methode

De routing wordt varend door of lopend langs de watergang uitgevoerd. Dit is afhankelijk van toegankelijkheid en begroeiing. In de Vuursteentocht zijn de routings deels lopend en deels met de kano gedaan. Tijdens de routing worden ook zijsloten en eventueel lopende drains bemeten. Ook op locaties met opvallend hoge concentraties wordt gekeken of er drains of zijsloten zichtbaar zijn waar een extra meting kan worden gedaan.

EC en temperatuur

Bij de routing worden in ieder geval metingen uitgevoerd aan de EC van het water, waarbij ook de temperatuur wordt gelogd. Deze meting is vrij eenvoudig uit te voeren met een CTD-Diver of EC-meter. Voor de Vuursteentocht wordt de EC GPS-Rod toegepast; hierbij wordt een CTD-Diver gecombineerd met een gps, die gekoppeld metingen leveren van EC, temperatuur en locatie. Hiermee kan vervolgens door het gebied worden gegaan. Deze methode is toegepast in de Haarlemmermeerpolder (Delsman, 2015) en Twente (Kaandorp, 2019) en verder ontwikkeld in het kader van het NUFFIC-project in Egypte. Bij de Vuursteentocht is de EC GPS-Rod aan een drijver bevestigd en met een kano door de tochten getrokken (figuur B2.2). Bij de routings met voldoende afvoer vanaf de proefpercelen is de drijver lopend langs de oever met een hengel door de kavelsloot getrokken.

Door een referentie-diver te installeren bij het uitstroompunt kan voor de temperatuur gecorrigeerd worden voor de dagelijkse variatie. De ruimtelijke verschillen in temperatuur worden dan uitgedrukt in het temperatuurverschil ten opzichte van de referentie. Deze extra diver is gebruikt vanaf de tweede routing in februari.



Figuur B2.2 Routing in de Vuursteentocht vanuit kano's (links); op de voorgrond de kano van waaruit reguliere monsters genomen worden, op de achtergrond de kano met drijver voor de EC GPS-Rod. Rechts: bemonstering van water in een kavelsloot en een drain.

Nitraat

Nitraatmetingen worden uitgevoerd met de Nitraatapp. In de Vuursteentocht en de Overijsselse tocht wordt grofweg iedere 100 m een meting uitgevoerd vanuit de kano. Hiernaast worden de zijsloten met afvoer naar de Vuursteentocht bemonsterd vanaf de oever. Lokaal worden ook monsters uit (verzamel)drains bemeten. De teststrips geven een indicatieve meting van de nitraatconcentraties. De nauwkeurigheid hebben we hiervan in eerder onderzoek vastgesteld op $\pm 30\%$. Metingen worden in duplo gedaan om de onzekerheid te verkleinen, bij grote afwijkingen wordt ook een derde meting gedaan. Voor alle monsters voor nitraat is ook de EC gemeten met een handheld EC-meter (Hanna). Vanaf de vierde routing in oktober 2021 kan dit rechtstreeks met de vernieuwde versie van de Nitraatapp uitgelezen worden.

Waterschapsmetingen

Gedurende de routings zijn door Waterschap Zuiderzeeland ook conventionele monsters genomen voor analyse van de waterkwaliteit in het lab. Deze monsters zijn verspreid over het gebied genomen, deels vanuit een kano en deels vanaf de oever. De monsters worden voor analyse in het lab gefilterd en een deel aangezuurd. In het veld worden de monsters bemeten op EC, temperatuur, pH en zuurstof.

De reguliere metingen zijn deels gedaan om de veldmetingen tijdens de routings te valideren. Daarnaast kunnen de reguliere bemonsteringen gebruikt worden om naar ruimtelijke verschillen voor een breder pakket aan parameters te kunnen kijken.

2.3 Resultaten routings

Beperkte routing 8 augustus 2020

Op 8 augustus 2020 is een beperkte routing in zeer droge condities gedaan; de kavelsloten stonden droog en er is nergens in de tochten nitraat aangetroffen.

In deze droge periode was het water in de tochten roodbruin van kleur (figuur 3.1). Deze kleur duidt op een dominante invloed van ijzerrijk kwelwater en zuurstofarme condities bij de waterbodem. Het ijzer vanuit het kwelwater komt dan pas in de waterkolom in contact met zuurstof en oxideert tot het roestkleurige ijzeroxide. Bij nattere condities is er meer zuurstof en treedt deze oxidatie al in de waterbodem op.



Figuur B2.3 Roodbruin water in de Vuursteentocht in augustus 2020 bij droge condities.

8 september 2020

Eind augustus werden de omstandigheden natter en op 8 september is een eerste uitgebreide routing uitgevoerd. De kavelsloten voeren bijna allemaal weer water af. Op verschillende plaatsen zijn ook sporen van recente oppervlakkige afstroming zichtbaar (figuur B 2.4). Tijdens deze routing is nog geen referentie-diver opgehangen om te kunnen corrigeren voor de dagelijkse variatie in temperatuur. Tijdens de routing viel op dat er in de Vuursteentocht minder begroeiing is dan in de Overijsselse tocht, waarschijnlijk door de grotere diepte van de Vuursteentocht.

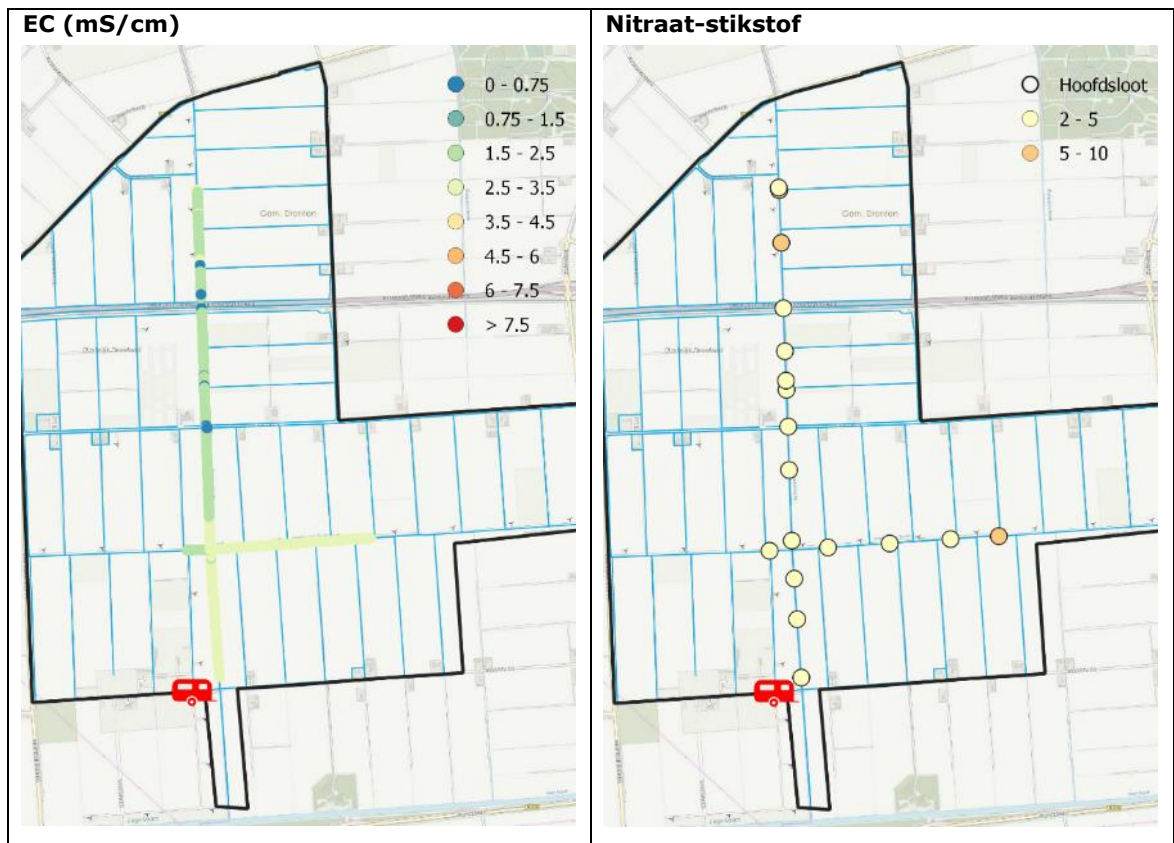


Figuur B2.4 Resten van plasvorming en sporen van oppervlakkige afstroming tijdens de routing van 8 september 2020.

Figuur B1.3 geeft de resultaten voor EC en nitraat. Nitraat spoelt op meerdere plaatsen in het stroomgebied uit via de kavelsloten. De hoogste concentraties zijn gemeten in een kavelsloot in het noorden van de Vuursteentocht (ca. 15 mg/L NO₃-N, zie cirkel) en in een op de Overijsselse tocht uitkomende kavelsloot (ca. 17 mg/L NO₃-N, zie cirkel). De laagste concentraties (0 mg/L NO₃-N) zijn aangetroffen in de zijsloten die het terrein tussen het spoor en de N307 draineren. De meeste kavelsloten hebben concentraties tussen de 5 en 10 mg/L NO₃-N. De concentraties in de Vuursteentocht zelf zijn het hoogst in het deel ten noorden van het spoor en de N307 (ca. 7 mg/L NO₃-N), ten zuiden daarvan zijn de concentraties ca. 4 mg/L, zowel in de Vuursteentocht als in de Overijsselse tocht.

In de tocht en in sommige zijsloten laten de meetstrips ook verhoogde concentraties nitriet zien. Dit gebeurt niet vaak in natuurlijk oppervlaktewater en is een teken van actieve denitrificatie (omzetting van nitraat via nitriet naar stikstofgas).

De EC laat niet hetzelfde patroon zien als het nitraat. In de Vuursteentocht wordt de EC voornamelijk door de hoeveelheid zoute kwel bepaald. Het lijkt erop dat de Overijsselse tocht tijdens deze routing meer onder invloed staat van kwelwater dan de Vuursteentocht. Vanaf de kruising van beide tochten is ook in de Vuursteentocht de EC hoger.



Figuur B2.5 Resultaten routing september 2020.

12 januari 2021

Figuur B1.7 laat de resultaten van de routing zien van januari 2021. De routing vond plaats in een natte periode waaronder enkele dagen met meer dan 15 mm neerslag, bijvoorbeeld op de dag voor deze routing. Alle sloten en drains voeren water af (figuur B2.6) en er zijn veel plassen en sporen van oppervlakkige afstroming.

Het beeld is diffuser dan in oktober (figuur 3.4). Nitraat komt nu voor in het hele gebied. Wel worden de hoogste concentraties op dezelfde plaatsen gemeten als in september. De omcirkelde kavelsloot in het noorden voerde deze keer water af met een concentratie van ca. 30 mg/L. In de omcirkelde kavelsloot die vanuit noordelijke richting op de Overijsselse tocht uitkomt, is bij deze routing ca. 15 mg/L $\text{NO}_3\text{-N}$ gemeten. Aan de overkant van de Overijsselse tocht komt vanuit zuidelijke richting een kavelsloot waarin binnen dit gebiedsdeel de hoogste concentraties gevonden zijn, ca. 27 mg/L $\text{NO}_3\text{-N}$. Iets westwaarts komt nog een kavelsloot vanuit dezelfde richting met een concentratie van ca. 20 mg/L $\text{NO}_3\text{-N}$. De laagste concentraties zijn gemeten in enkele wegsloten. De meeste kavelsloten hebben concentraties rond de 6 mg/L $\text{NO}_3\text{-N}$.

Tijdens de routing is ook plaswater gemeten rond een niet-afgedekte hoop vaste stalmest. De nitraatconcentratie in dit water viel buiten de meetrange van de Nitraatapp (>50 mg/L $\text{NO}_3\text{-N}$). Op het moment van meten stroomde dit water niet direct de kavelsloot of tocht in, maar aan sporen was zichtbaar dat dit eerder wel gebeurd was. Op enkele andere plaatsen waar plassen overliepen naar de sloten of de tocht zijn een zeer lage nitraatconcentratie en EC gemeten.



Figuur B2.6 Flinke afvoer vanuit de kavelsloten via duikers naar de Vuursteentocht; de grijzige kleur van het water in de tocht komt door fijn sediment vanuit de kavelsloten.

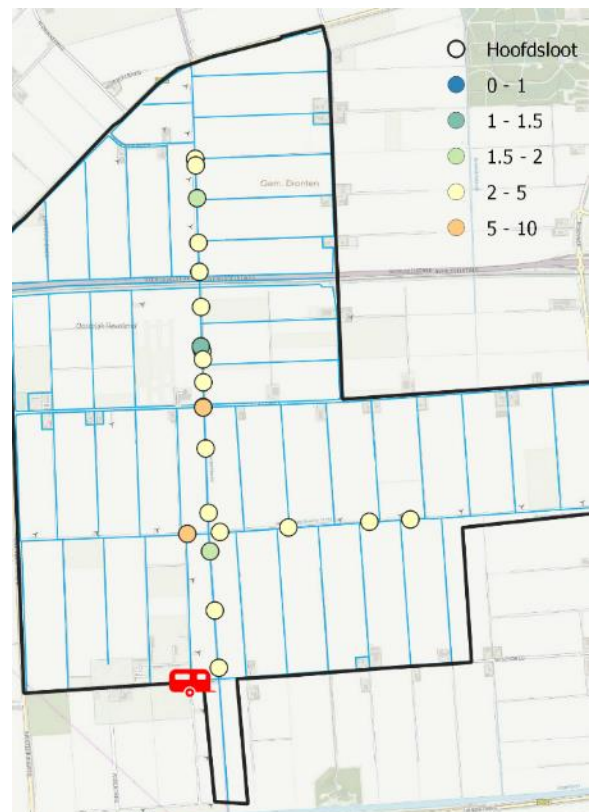
In het zuidelijke deel van de tocht liggen de nitraatconcentraties rond de 4 mg/L NO₃-N. Ten noorden van de Elandweg beginnen de nitraatconcentraties op te lopen tot ca. 7 mg/L NO₃-N bij het spoor en de N307 tot ca. 11 mg/L NO₃-N in het meest noordelijke deel. De nitraatconcentratie in de Overijsselse tocht is ondanks de input vanuit de kavelsloten met de hoogste concentraties iets lager dan in de Vuursteentocht (ca. 2-3 mg/L NO₃-N). In het stukje van de Overijsselse tocht aan de westkant van de Vuursteentocht is de concentratie juist wat hoger dan in de Vuursteentocht (ca. 6 mg/L NO₃-N).

De temperatuurmetingen laten zien dat het noordelijkste deel van de Vuursteentocht en de Overijsselse tocht relatief warm zijn, waarschijnlijk door een grotere invloed van relatief warm kwelwater. Het middelste gedeelte van de Vuursteentocht lijkt relatief minder kwel af te vangen en meer ondiep water, vandaar de iets lagere temperatuur en lagere EC (zie cirkel).

EC (mS/cm)



Nitraat-stikstof



Temperatuur (verschil met referentie) (°C)



Figuur B2.7 Resultaten routing januari 2021.

28 april 2021

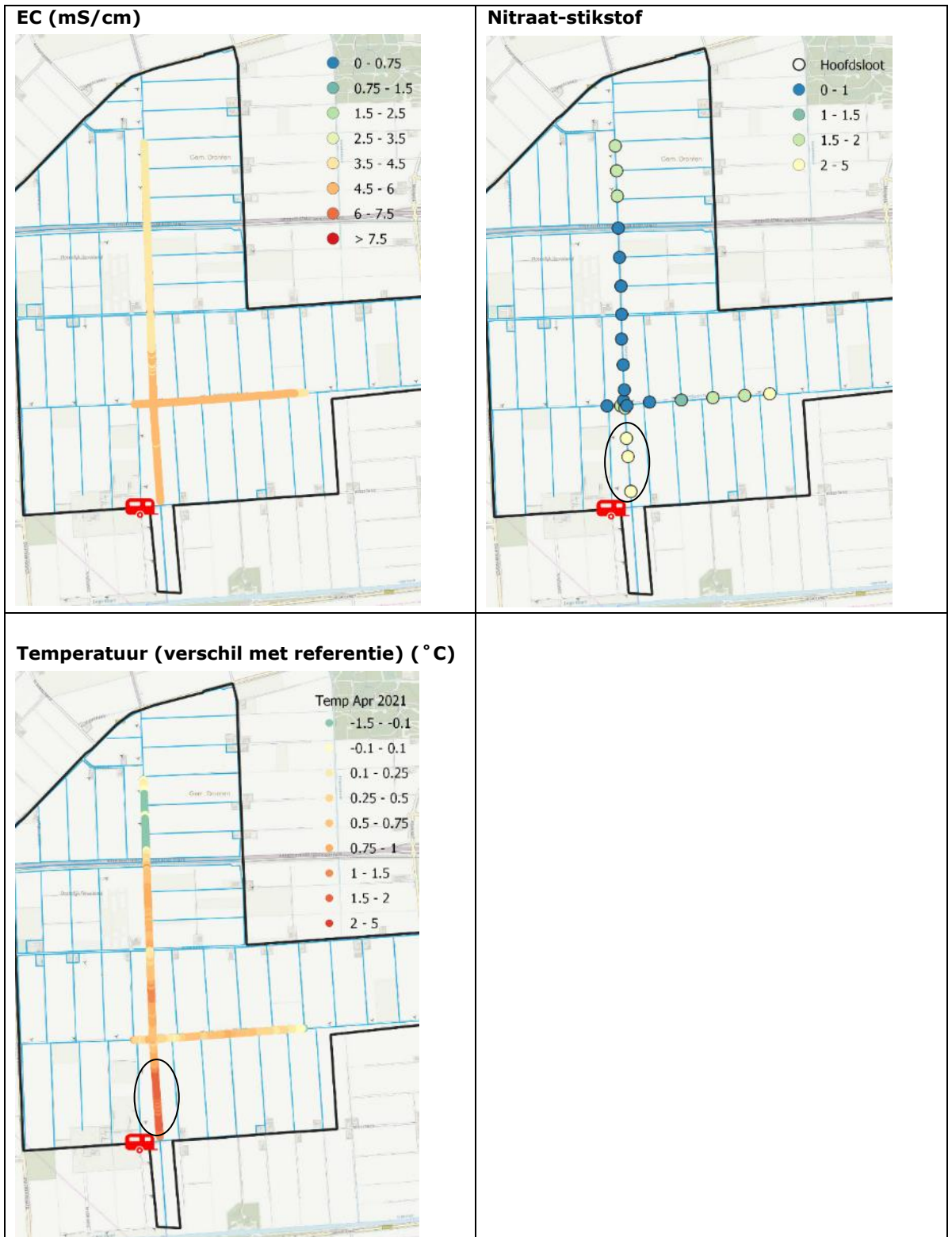
Figuur laat de resultaten van de routing zien van april 2021. De routing is gedaan aan het eind van een relatief droog voorjaar. Tijdens de routing stond er een harde wind vanuit het oosten. Deze wind zorgt voor opstuwing en veel menging door golven in de Overijsselse tocht.

De concentraties nitraat zijn veel lager dan in september en januari. In de meeste kavelsloten die nog water afvoeren, is geen nitraat gevonden. In een enkele kavelsloot komen hogere concentraties voor tot een maximale concentratie van 4 mg/L NO₃-N.

In de tocht is het opvallend dat de hoogste nitraatconcentraties (rond 3 mg/L NO₃-N) in het meest zuidelijke deel van de Vuursteentocht gemeten zijn, stroomafwaarts van de kruising met de Overijsselse tocht. Ten noorden van het spoor en de N307 zijn de nitraatconcentraties ca. 2 mg/L NO₃-N. In het deel van de Vuursteentocht hiertussen zijn de concentraties 0-1 mg/L NO₃-N (blauwe punten in figuur B2.8). In de Overijsselsetocht variëren de concentraties tussen de 0 en 2 mg/L NO₃-N. De hogere nitraatconcentraties in het zuiden lijken niet vanuit de kavelsloten in het stroomgebied te komen. De bacteriologische omzetting van ammonium (vanuit kwel) naar nitraat (door nitrificatie) kan hier de oorzaak van zijn. Het is echter ook mogelijk dat dit nitraat vanuit de Lage Vaart komt. In droge perioden met veel beregening zoals eind april 2021 draait de stromingsrichting soms gedurende een deel van de dag om en kan water vanuit de Lage Vaart in noordelijke richting het stroomgebied in komen.

De EC in de Vuursteentocht en de Overijsselse tocht zijn tijdens deze routing veel hoger dan bij de eerdere routings. Het noordelijke deel van de Vuursteentocht is met een EC rond de 4 mS/cm nog het minst brak, maar in het zuidelijke deel van de Vuursteentocht en in de Overijsselse tocht is de EC opgelopen tot rond de 5 mS/cm. Deze hoge EC duidt op een relatief groot aandeel kwelwater in de tochten tijdens deze routing.

De EC van de zijsloten die nog water afvoeren (zie bijvoorbeeld cirkel) hebben een beduidend lagere EC dan de tochten zelf. Er zijn nu duidelijke temperatuurverschillen te zien tussen het noordelijke gedeelte (relatief koud) en het zuidelijke gedeelte (relatief warm). Het relatief koude water in het noorden kan veroorzaakt zijn door een relatief groot aandeel kwelwater. Het relatief warme stuk Vuursteentocht in het zuiden is mogelijk veroorzaakt door water vanuit de Lage Vaart.



Figuur B2.8 Resultaten routing april 2021.

7 oktober 2021

Oktober 2021 was een relatief natte periode en veel van de kavelsloten voerden water af. De nitraatconcentraties in de kavelsloten lopen wederom nogal uiteen. Figuur laat een diffuser beeld zien dan de routing van bijvoorbeeld september 2020. Vanuit veel percelen spoelt nitraatrijk water uit richting de tochten, meestal met concentraties rond de 10 mg/L NO₃-N. Vooral de kavelsloten richting de Overijsselse tocht hebben hoge concentraties nitraat, tot ca. 20 mg/L NO₃-N (zie cirkel). In een drain vanuit een recentelijk gerooid aardappelperceel (figuur B2.9) werd een nitraatconcentratie van ca. 37 mg/L NO₃-N gevonden.

De hoogste nitraatconcentratie is tijdens deze routing, net als in september 2020, gemeten in water dat uitspoelde vanuit een hoop vaste stalmest. Deze hoop was afgedekt met aarde, maar de nitraatconcentratie was weer boven de range van de Nitraat App (> 50 mg/L NO₃-N). Tijdens deze routing stroomde dit water ook rechtstreeks de tocht in.

Benedenstrooms van de kruising met de Overijsselse tocht ligt de concentratie in de Vuursteentocht rond de 5 mg/L NO₃-N. Bovenstrooms van deze kruising is de concentratie lager (ca. 3 mg/L NO₃-N). De bijdrage van de Overijsselse tocht (met concentraties van 4 tot 7 mg/L NO₃-N) zorgt derhalve voor hogere concentraties in het zuidelijke deel van de Vuursteentocht.

Opvallend zijn de grote temperatuurverschillen tussen het noordelijke deel van de Vuursteentocht en de Overijsselse tocht. Een relatief groot aandeel kwelwater speelt waarschijnlijk een rol bij de hogere temperaturen in het noordelijke deel van de Vuursteentocht. Voor de Overijsselse tocht was in eerdere routings ook aan de hand van de EC vastgesteld dat de invloed van kwel relatief groot is. Dat het water er toch kouder is, heeft waarschijnlijk te maken met de geringere waterdiepte, waardoor het water sneller afkoelt.



Figuur B2.9 Recentelijk gerooid aardappelperceel met hoge nitraatconcentraties in het drainwater.



Figuur B2.10 Resultaten routing oktober 2021.

25 januari 2022

Figuur B2.12 laat de resultaten van de routing zien van januari 2022. Deze routing is in een natte periode uitgevoerd en alle kavelsloten voeren water af.

De hoogste nitraatconcentraties worden gevonden in de kavelsloten die uitkomen op de Overijsselse tocht. De hoogste concentratie in deze kavelsloten was ca. 27 mg/L $\text{NO}_3\text{-N}$, voor de meeste van deze kavelsloten lag de concentratie op 10-15 mg/L $\text{NO}_3\text{-N}$. Ook in het noordelijke deel van de Vuursteentocht is een kavelsloot gevonden met ca. 20 mg/L $\text{NO}_3\text{-N}$, maar voor de meeste noordelijke kavelsloten lag de concentratie onder de 10 mg/L $\text{NO}_3\text{-N}$. De enige zijsloten zonder nitraat zijn weer de sloot tussen het spoor en de N307 en enkele wegsloten, die minder of niet onder invloed staan van bemest land.

De hoogste concentratie tijdens deze routing is weer aangetroffen in water dat vanuit een onafgedekte hoop vaste stalmest naar de tocht stroomde (figuur B2.11). De concentratie in dit water was weer boven de meetrage van de Nitraatapp (>50 mg/L $\text{NO}_3\text{-N}$).

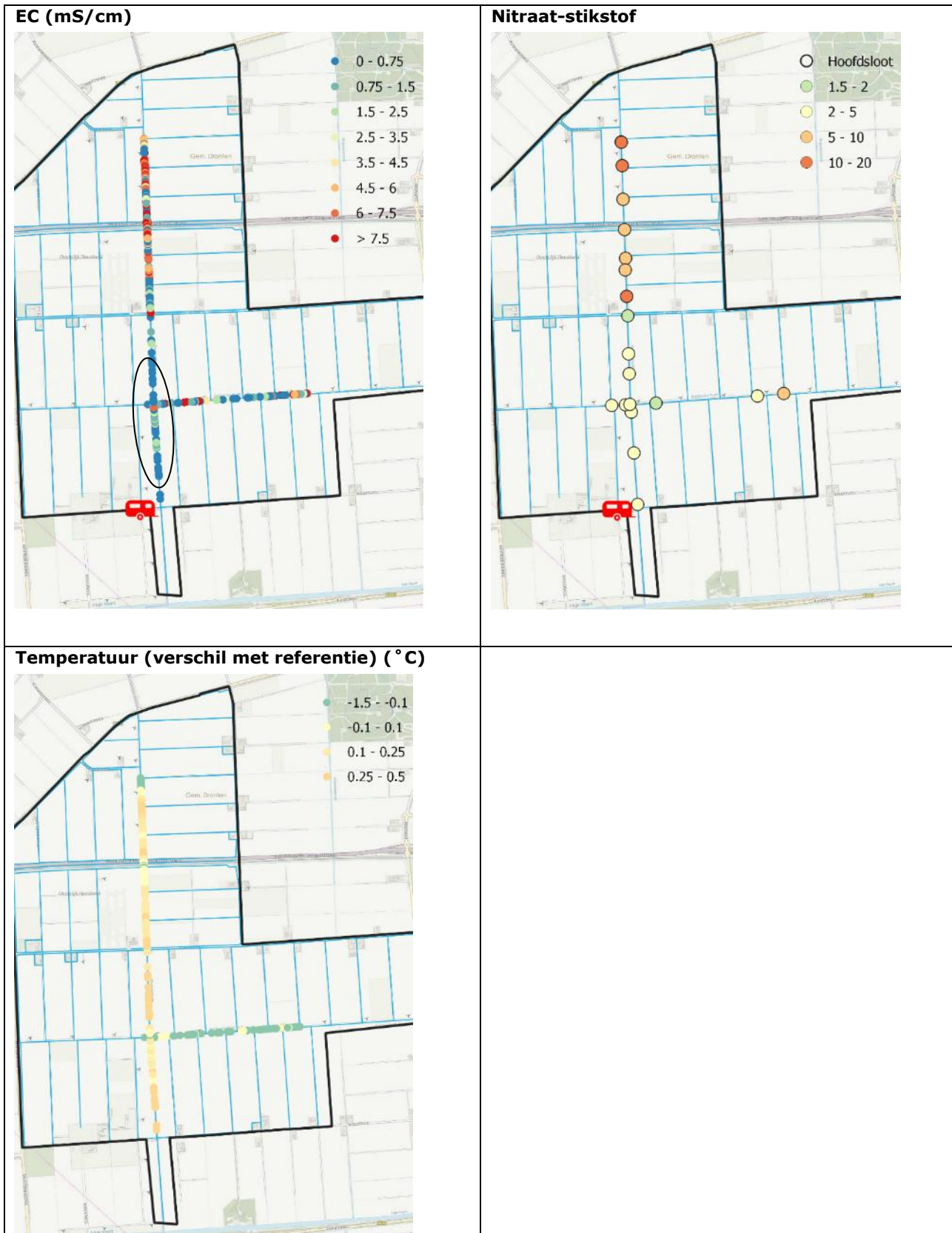
Tijdens deze routing zijn ook enkele drains bemonsterd die direct op de Vuursteentocht afwaterden, maar tijdens eerdere routings niet opgemerkt zijn. Nu vielen ze op doordat er weinig vegetatie langs de tocht stond en er roodbruin ijzeroxide zichtbaar was (zie figuur 3.8). De betreffende drains voeren blijkbaar voor een deel ijzerrijk kwelwater af. Er zat echter ook nitraat in dit drainwater (3-9 mg/L $\text{NO}_3\text{-N}$), wat duidt op uitspoelwater vanaf het perceel.

In de Vuursteentocht zelf ligt de nitraatconcentratie tijdens deze routing op ongeveer 4 mg/L $\text{NO}_3\text{-N}$. Vanaf de Elandweg begint de concentratie in de Vuursteentocht richting het noorden toe te nemen, tot ca. 7 mg/L $\text{NO}_3\text{-N}$ bij het spoor en de N307 en tot ca. 11 mg/L $\text{NO}_3\text{-N}$ bij het noordelijkste stuk. In de Overijsselse tocht varieert de nitraatconcentratie van ca. 2 mg/L $\text{NO}_3\text{-N}$ in het oosten tot 5 mg/L $\text{NO}_3\text{-N}$ in het westen.

In het noordelijke deel van de Vuursteentocht is de EC vrij hoog. Deze neemt stroomafwaarts af, waarschijnlijk door de afvoer van relatief zoet uitspoelwater vanuit de kavelsloten. De laagste temperaturen zijn gemeten in de Overijsselse tocht. Dit komt waarschijnlijk door de afvoer van relatief koud water vanuit de vele kavelsloten en door de geringe diepte van de Overijsselse tocht ten opzichte van de Vuursteentocht.



Figuur B2.11 Uitspoelend water vanuit een hoop vaste stalmest met hoge nitraatconcentratie (links) en een drain die direct op de tocht uitkomt en gezien de ijzeroxideneerslag ijzerrijk kwelwater lijkt af te voeren (rechts).



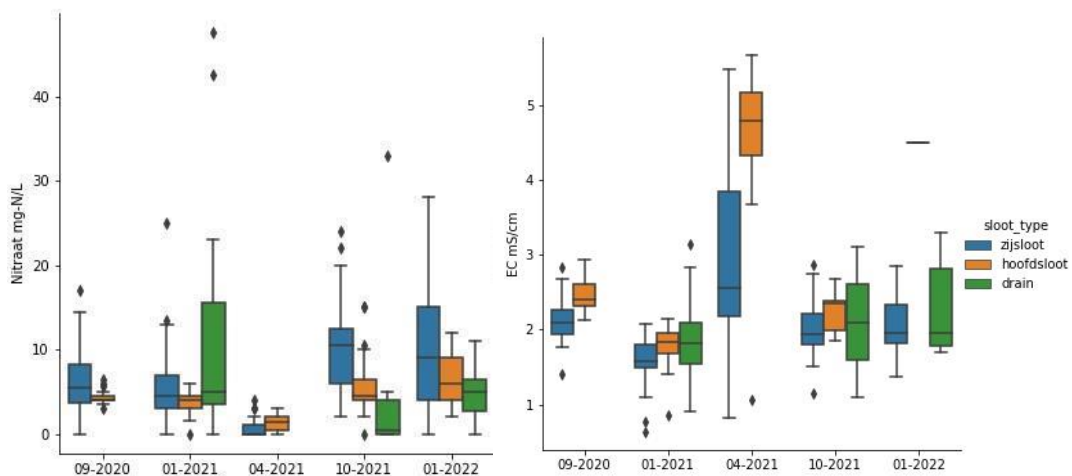
Figuur B2.12 Resultaten routing januari 2022.

2.4 Vergelijking tussen routings

In figuur B2.13 staan boxplots voor nitraat en EC per routing. Deze boxplots zijn gebaseerd op de handmatige metingen met de Nitraatapp. Hierbij hebben we onderscheid gemaakt tussen de hoofdsloot (Vuursteentocht en Overijsselsetocht), de zijsloten (kavelsloten die op de tocht uitkomen) en de drains.

Voor nitraat zien we dat de kavelsloten een veel grotere variatie hebben ten opzichte van de tochten. Ook zijn de nitraatconcentraties in de kavelsloten hoger dan in de tochten. Alleen bij de routing in april 2021 waren de concentraties in de tocht hoger, maar toen stonden bijna alle kavelsloten droog. Het nitraat in de tocht was waarschijnlijk omgezet ammonium vanuit kwelwater en/of water vanuit de Lage Vaart. Vooral in de routings in januari konden relatief veel drains gemeten worden. In oktober 2020 zijn slechts vier drains gemeten, wat geen representatief beeld geeft. Vooral in januari 2021 hebben veel drains nog hogere concentraties (tot 47,5 mg-N/l) dan de kavelsloten. In januari 2022 zijn juist relatief lage concentraties in drains aangetroffen, maar dit betrof ook een aantal drains die deels kwelwater afvoeren.

De EC is in de tochten meestal hoger dan in de kavelsloten. Vooral bij de routing in droge omstandigheden in april 2021 is de EC in de tochten erg hoog. De hoge EC duidt op een grotere invloed van brak kwelwater. Deze kwel gaat voornamelijk naar de tochten en in droge perioden domineert dit water de samenstelling van de tocht. De EC in de kavelsloten is ook wat hoger in de routing van april 2021; de kavelsloten die dan nog water afvoeren, bestaan op dat moment ook voor een groter deel uit kwelwater.

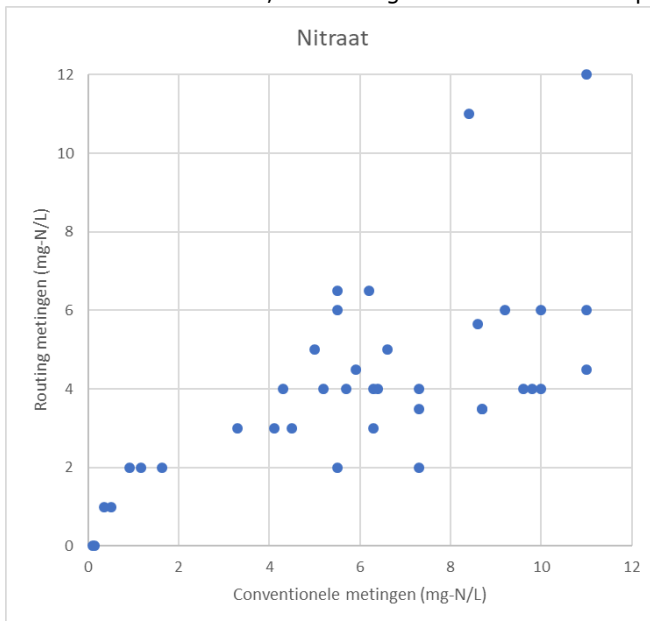


Figuur B2.13 Boxplots voor nitraat (links) en EC (rechts) voor de verschillende routings per watertype.

2.5 Validatie metingen

De metingen van de conventionele bemonsteringen zijn vergeleken met de veldmetingen op dezelfde locatie en dag (Figuur 3.11). Bij deze conventionele metingen wordt nitraat in het laboratorium geanalyseerd.

De vergelijking voor de nitraatmetingen zijn gebaseerd op 38 metingen van voornamelijk de Vuursteentocht en Overijsselse tocht zelf, met concentraties van 0 tot 12 mg NO₃-N/L. Bij 18 van de 38 metingen is de afwijking groter dan de 30% die voor Nitraatapp-metingen gebruikelijk is. Dit ondanks het feit dat de metingen in duplo (en bij afwijkingen in triplo) gedaan zijn door ervaren Nitraatapp-gebruikers. Opvallend is dat de afwijkingen allemaal aan dezelfde kant van de een-op-eenlijn liggen; de laboratoriummetingen gaven daar een hogere waarde dan de Nitraatapp. Wat hier mogelijk speelt, is nitrificatie (omzetting van ammonium naar nitraat) tussen het moment van monsternamen en de analyse in het laboratorium. Bij de veelal hoge ammoniumconcentraties in de Vuursteentocht kan dit, ondanks gekoeld monstertransport en -opslag, een rol spelen.



Figuur B2.14 Vergelijking tussen de veld- en lab-metingen voor EC en nitraat.

2.6 Conclusies

Hotspots en routes van nitraatverliezen

In het stroomgebied van de Vuursteentocht komt nitraat in natte perioden via drains en kavelsloten vanuit landbouwpercelen in de tochten terecht. Bijna alle zijsloten voeren in natte perioden nitraatrijk water af, meestal met concentraties tussen de 5 en 15 mg/L NO₃-N. De kavelsloten met de hoogste nitraatconcentraties (> 20 mg/L NO₃-N) wisselen per afvoerseizoen en wateren percelen af met voor de regio gangbare gewassen (aardappel, ui, suikerbiet, granen). In zijsloten vanaf onbemest terrein (tussen het spoor en de N307 en enkele wegsloten) zit geen nitraat. In droge perioden voeren de kavelsloten niet of nauwelijks water en nitraat af en zijn ook de nitraatconcentraties in de tochten laag.

In het noordelijke deel van de Vuursteentocht is een van de kavelsloten vanaf het oosten in het afvoerseizoen van 2020/21 een duidelijke hotspot, maar in 2021/22 niet meer. In beide jaren werden aardappel, winterpeen, tarwe en uien geteeld op de percelen langs deze kavelsloot.

In de Overijsselsetocht komen vrij veel kavelsloten uit met hogere concentraties dan de sloten die op de Vuursteentocht uitkomen. In het afvoerseizoen 2020/21 komen de hoogste concentraties vanuit een kavelsloot vanaf het noorden, met aardappel, ui en suikerbiet op de naastgelegen percelen. In het afvoerseizoen van 2021/22 hebben juist twee sloten vanaf het zuiden de hoogste concentraties. Op de percelen bij deze sloot werd aardappel, suikerbiet, ui en gras geteeld.

In de natte perioden zijn plasvorming en oppervlakkige afstroming waargenomen. De nitraatconcentraties en ook de EC in dit water zijn laag. Oppervlakkige afstroming kent te weinig bodempassage om nitraat en andere zouten op te nemen. Oppervlakkige afstroming is door het meevoeren van bodemdeeltjes vaak wel een belangrijke route voor verliezen van fosfaat, ammonium en organisch materiaal naar het oppervlaktewater.

De oppervlakkige afstroming vanuit plassen rond onafgedekte hopen vaste stalmest had juist zeer hoge concentraties nitraat, die zelfs buiten de meetrange van de Nitraatapp vielen (> 50 mg/L). Doordat de hopen niet afgedekt zijn, kan regenwater erdoorheen trekken en gaat een deel van de nutriënten verloren naar het oppervlaktewater.

In de meeste gevallen voeren de drains relatief zoet en nitraatrijk water af. Dit is grotendeels uitspoelend water vanaf de percelen; met name via preferente stroming (opgevolde kleischeuren) kan nitraat vrij snel de drains en de kavelsloten bereiken. Het aandeel kwelwater dat de drains bereikt, is beperkt; de kwel trekt voornamelijk direct naar de tochten. Langs de tocht zijn wel enkele drains gevonden die naast uitspoelwater ook ijzerrijk kwelwater af lijken te voeren.

Ruimtelijke patronen in de tochten

Uit de routings komen ook ruimtelijke verschillen binnen de Vuursteentocht en Overijsselse tocht naar voren. In het meest noordelijke deel van de Vuursteentocht (figuur B2.14) waren de nitraatconcentraties vaak het hoogst. Tegelijk laten de temperatuur en de EC zien dat de bijdrage van kwelwater in dit deel relatief groot is. Benedenstreams hiervan tot aan de kruising met de Overijsselse tocht namen de nitraatconcentraties en de EC over het algemeen wat af. Er komen op dit traject geen kavelsloten op de Vuursteentocht uit. Waarschijnlijk komt er naast kwel op dit traject wel nog ondiep grondwater bij vanaf de naastgelegen percelen.

De Overijsselsetocht wijkt vaak sterk af van de Vuursteentocht. De nitraatconcentraties zijn meestal wat hoger dan in het zuidelijke deel van de Vuursteentocht, maar minder hoog dan in het meest noordelijke deel van de Vuursteentocht. De Overijsselse tocht heeft meestal een hoge EC en lijkt relatief veel invloed van kwel te hebben. Tegelijk is de Overijsselse tocht minder diep dan de Vuursteentocht. Dit zorgt ervoor dat de Overijsselse tocht sneller afkoelt of opwarmt en daardoor qua temperatuur afwijkt. Daarnaast is door de geringe diepte de gemiddelde verblijftijd korter; bij een natte periode kan het oude, door kwel gedomineerde water dan sneller weggedrukt worden door de hoge afvoeren vanuit de kavelsloten. Een ander gevolg van de geringe diepte is de grotere hoeveelheid

vegetatie in de Overijsselse tocht, wat vooral in het voorjaar en de zomer voor meer opname kan zorgen.

In het zuidelijke deel van de Vuursteentocht zijn door de samenkomst met de Overijsselse tocht de nitraatconcentraties meestal weer wat hoger. In droge condities kan water vanuit de Lage Vaart in dit deel invloed hebben.



Figuur B2.14 Stroomgebied van de Vuursteentocht met mogelijke kwelrijke gebieden (zwarte ovaal) en nutriëntenhotspots (oranje rechthoek) en een gedeelte in de Vuursteentocht zonder zijsloten (blauwe rechthoek).

2.7 Referenties

Delsman, J., 2015. Saline groundwater – surface water interaction in coastal lowlands. Proefschrift VU University Amsterdam, 194 pp.

Kaandorp, V., 2019. Groundwater in Streams. Understanding the dynamics of travel times, nutrients and temperature. Proefschrift Utrecht University.

3 Verwerking continue metingen

3.1 Stappen correctie en verwerking

De meetcabines voor continue waterkwaliteitsmetingen (figuur 1) zijn uitgerust met de volgende sensoren en auto-analysers:

- pH, EGV, T en O₂: Hydrolab-4
- NO₃: Hach Nitratex plus sc UV 1 mm padlengte
- NH₄: Hach Amtax sc (0.05-20 mg/l NH₄-N) in combinatie met Filtrax filterunit
- Ptot: Hach Phosphax Sigma (5 mg/l) in combinatie met Sigmatex2 monsternamesonde

In de Vinkenloop en de Vuursteentocht zijn korven met daarin een pomp geplaatst, die continu water naar de doorstroombak in de trailer pompt. De Hydrolab-4 en de Nitratex staan in deze doorstroombak. Voor de Amtax wordt water vanuit de doorstroombak opgezogen door een filtersysteem (Filtrax). Ook voor de Phosphax wordt water opgezogen door een monsternamesonde (Sigmatex).



Figuur B3.1 De meetcabine in de Vinkenloop.

Sensoren geven niet altijd direct goed en betrouwbare meetresultaten. De ruwe sensordata zijn daarom met verschillende methoden opgeschoond. Het veldlogboek was hierbij erg belangrijk om bij de dataverwerking de oorzaken van afwijkende metingen te kunnen achterhalen. Ook de reguliere laboratoriummetingen door de waterschappen waren erg waardevol. De methoden die bruikbaar zijn voor de datacorrecties en de parameterinstellingen van deze methoden kunnen verschillen per sensor en per meetlocatie.

Bij de correctie van de continue meetreeksen van dit project doorlopen we in vaste volgorde de volgende stappen:

1. Controle op uniforme tijd;
2. Controle op minimale en maximale waarden;
3. Controle op vastgelopen meetwaarden;
4. Verwijderen van meetperioden met storingen;
5. Ruisfilter voor het verwijderen van individuele meetwaarden boven en onder de reeks;
6. Lineaire correctie op laboratoriummetingen en onderhoudsmomenten;
7. Gaten opvullen op basis van relaties tussen parameters;
8. Conversie naar meetreeksen met uniforme tijdstappen.

Per stap geven we hieronder uitleg en indien relevant een visueel voorbeeld.

3.2 Controle op uniforme tijd

Bij het inzoomen op individuele concentratiepieken, maar ook bij het leggen van relaties tussen parameters en het berekenen van vrachten, is het van belang dat voor de verschillende reeksen dezelfde tijd gebruikt wordt. Bij voorkeur gebruiken we hiervoor de Nederlandse wintertijd (UTC+1).

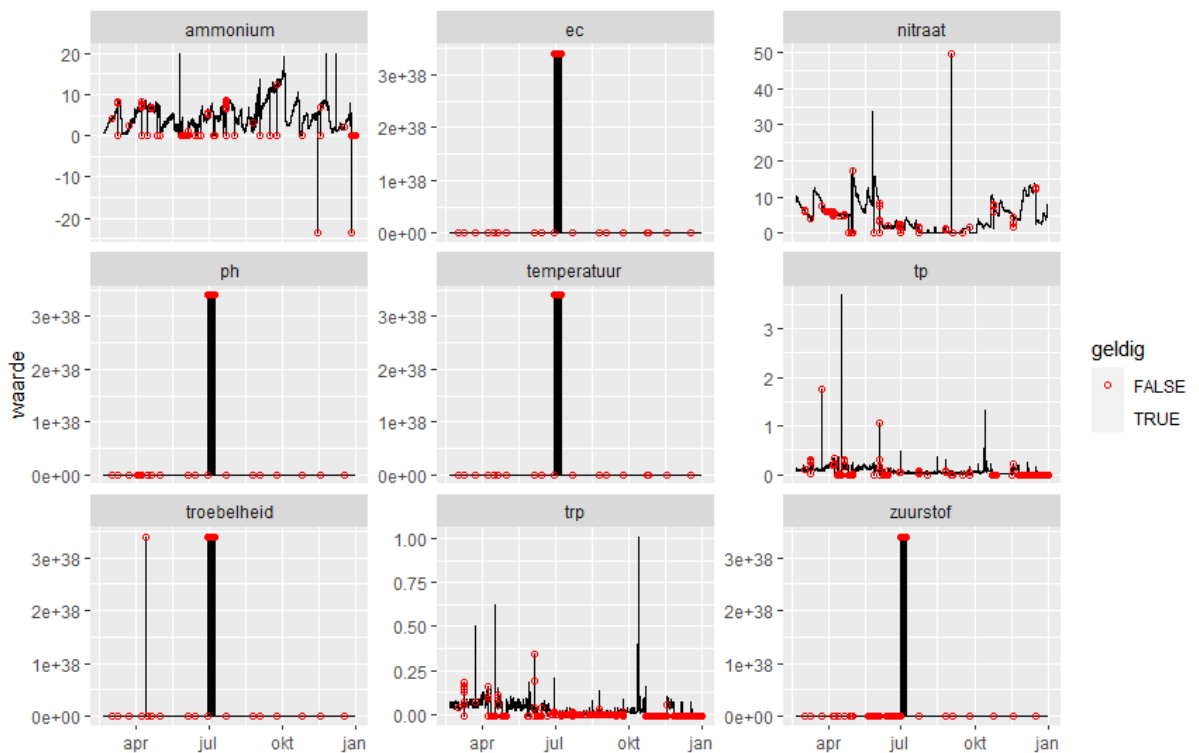
Reeksen die in een andere tijd worden weergegeven, schuiven we op naar NL wintertijd. We wisselen in de reeksen niet tussen winter- en zomertijd, waardoor de tijden in de zomer 1 uur achter lopen op de werkelijke zomertijd (UTC+2).

3.3 Controle op minimale en maximale waarden

Het kan voorkomen dat de sensor door een verstoring meetwaarden doorgeeft die buiten de mogelijke range vallen. Metingen buiten de in onderstaande tabel B3.1 aangegeven minimale en maximale waarden worden uit de reeks verwijderd (figuur B3.1).

Tabel B3.1 Minimale en maximale waarden die uit de meetreeksen zijn verwijderd.

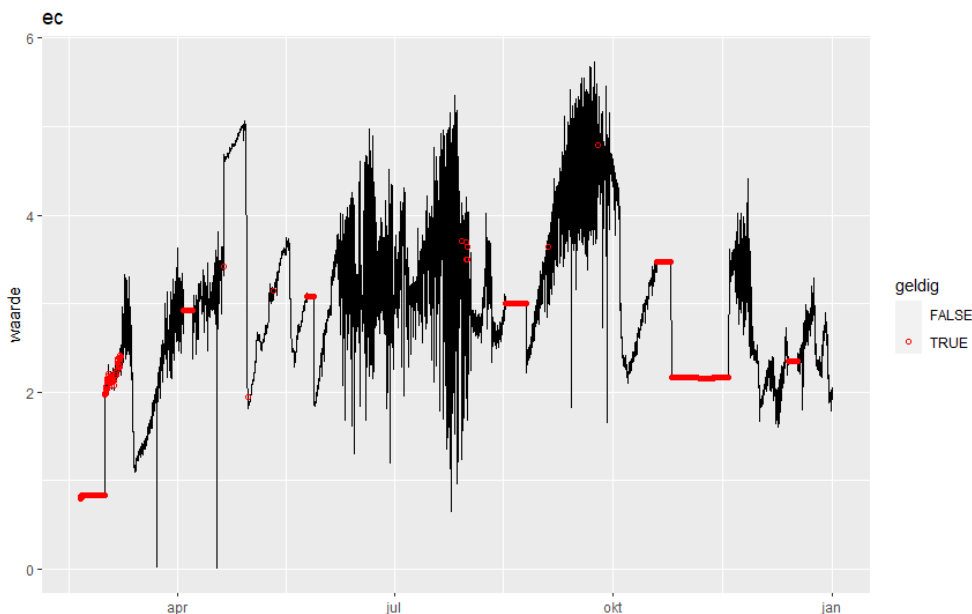
Parameter (eenheid)	Minimale waarde	Maximale waarde
Ptot (mgP/L)	0	100000
NO3 (mg NO3-N/L)	0	100000
NH4 (mg NH4-N/L)	0	100000
EC (mS/cm)	0.01	100000
pH (-)	0	14
Troebelheid (NTU)	0	10000
Zuurstof (mg/l)	0	30



Figuur B3.1 Verwijderen van extreme waarden zoals beschreven in tabel 1. Waarden buiten het bereik zijn gemarkeerd als niet-geldig.

3.4 Controle op vastgelopen meetwaarden

Bij storingen van de meetapparatuur wordt vaak blijvend de laatste meetwaarde doorgegeven. In sommige gevallen varieert de meetwaarde van vastgelopen sensoren nog minimaal. Dit is het best te detecteren op basis van een nul-waarde van de lopende standaarddeviatie tussen twee meetpunten.



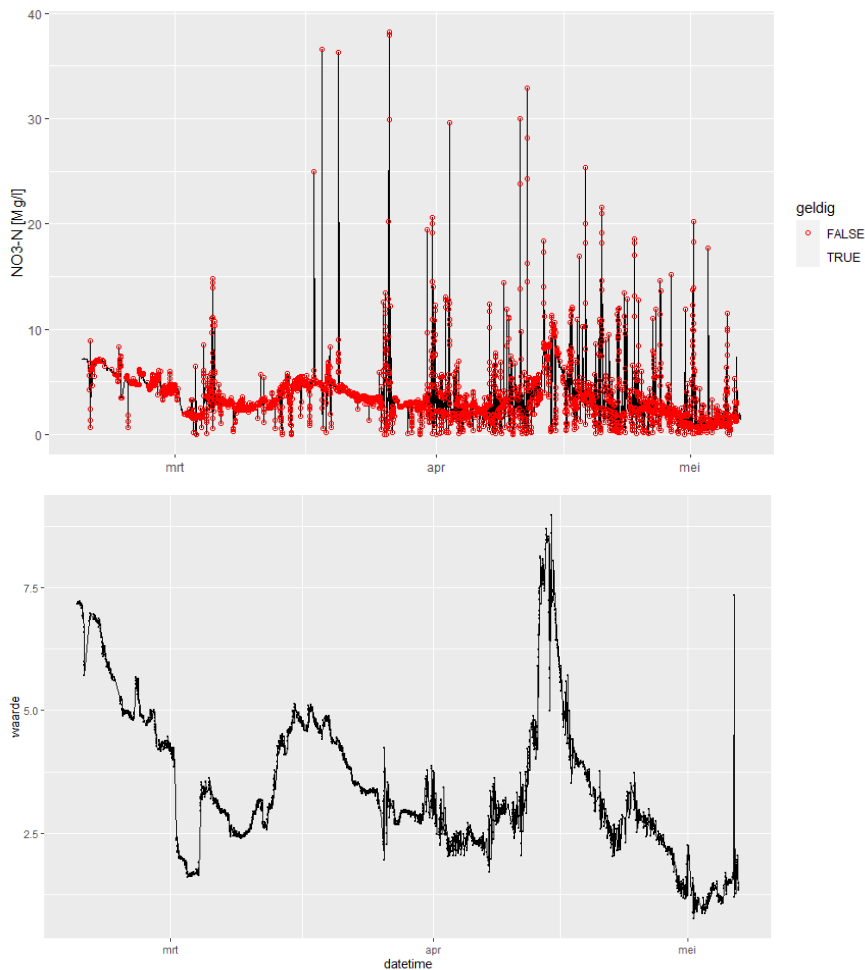
Figuur B3.2 Voorbeeld van het filteren van een signaalstoring voor de geleidbaarheid waar de waarde vast blijft zitten op een constante waarde.

3.5 Verwijderen meetperioden met storingen

In enkele gevallen zijn storingen vastgesteld in het veld of achteraf op basis van vergelijking met de conventionele metingen. De meetwaarden tijdens deze storingen zijn handmatig verwijderd. Een voorbeeld uit de eerste maanden van de metingen in de Vinkenloop is de drift naar beneden van de ammoniumwaarden als het filter te veel was dichtgeslibd met ijzeroxide.

3.6 Ruisfilterverwijdering individuele meetwaarden (uitschieters)

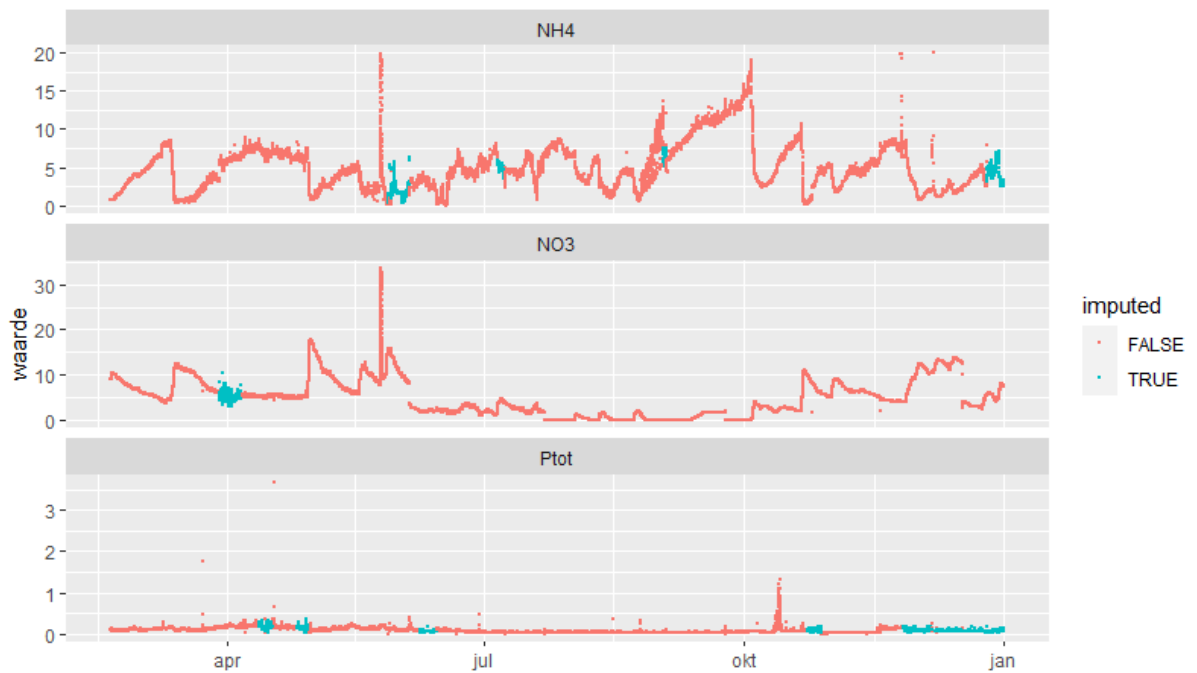
Sensoren laten vaak wat ruis en/of eenmalig afwijkende meetwaarden zien. Een enkele meetwaarde van een sensor ver boven of onder de reeks is meestal het gevolg van een storing en niet van een heel korte, daadwerkelijke verandering van de concentraties. Veelal gaan deze eenmalige uitschieters ook niet samen met veranderingen in andere parameters (zoals neerslag, afvoer, andere chemische parameters), wat ze onderscheidt van de meeste echt voorkomende extremen. Om de ruis en eenmalig afwijkende meetwaarden uit de meetreeks te halen, maken we gebruik van het Hampel-filter. Dit is een veelgebruikt filter voor de detectie van afwijkende meetwaarden op basis van de mediaan en standaarddeviatie binnen een 'sliding window' rondom elke meetwaarde. De grootte van het window en het aantal standaarddeviaties dat een meetwaarde mag afwijken, kunnen worden ingesteld. Wijkt een meetwaarde meer af dan het opgegeven aantal standaarddeviaties van alle metingen binnen het window, dan wordt dit aangemerkt als afwijkende meetwaarde. De resultaten van het Hampel-filter moeten goed gecontroleerd worden; er is – afhankelijk van de instellingen – een mogelijkheid dat daadwerkelijk optredende pieken als afwijkende meetwaarde worden aangemerkt. Het voorbeeld in figuur B3.3 is op basis van de TriOS-nitraatsensor in de Vinkenloop van het project Sensor Gestuurd Boeren van Waterschap Aa en Maas. De nutriëntenmetingen van de Kennisimpuls vertoonden minder van dit soort afwijkingen.



Figuur B3.3 Visualisatie van waarden die als afwijkend worden gezien na gebruik van het Hampel-filter (voorbeeld o.b.v. TriOS UV-metingen Vinkenloop Waterschap Aa en Maas, Sensor Gestuurd Boeren).

3.7 Gatenvullen op basis van relaties tussen parameters

Perioden met storingen en onbruikbare metingen kunnen ingevuld worden op basis van relaties tussen de continu gemeten parameters. Een voorbeeld is dat in veel gevallen nitraatconcentraties en EC-waarden een vergelijkbare reactie laten zien op neerslag. Eventueel kan ook de relatie met continue afvoer-, grondwaterstand- en/of neerslagmetingen gebruikt worden voor het invullen van gaten. De relaties tussen parameters kunnen vastgelegd worden in een eenvoudig statistisch model (bijv. lineaire regressie) of in complexere statistische of procesmatige modellen). Een belangrijk aandachtspunt is dat de relaties tussen de verschillende parameters plaats-specifiek zijn en niet zonder meer bruikbaar voor andere locaties. Hiernaast is het mogelijk dat de relaties tussen de parameters in de tijd veranderen en bijvoorbeeld seizoensafhankelijk zijn. Een voorbeeld is de dag-nachtdynamiek in waterkwaliteitsparameters die in de groeiperiode in het voorjaar opkomt en in het najaar weer minder wordt. Ook de relatie tussen neerslag en waterkwaliteit kan verschillen tussen zomer en winter. Voor het opvullen van gaten in de meetreeks gebruiken we daarom bij voorkeur relaties met andere parameters in een beperkte periode voor en na het gat.



Figuur B3.4 Visualisatie van het opvullen van gaten (imputatie) in de meetreeks aan de hand van een machinelearningmodel in de Vuursteentocht (random forest).

3.8 Lineaire correctie lab-metingen en onderhoudsmomenten

De combinatie van regelmatige conventionele bemonstering met sensorgegevens levert de betrouwbaarste continue meetreeksen op. In de nabewerking kunnen we de kracht van beide type metingen combineren; de conventionele laboratoriummetingen bepalen het absolute concentratieniveau, terwijl de sensormetingen de temporele variatie tussen de laboratoriummetingen kunnen invullen. We corrigeren de continue meetreeksen op basis van een lineaire regressie van het verschil tussen de laboratoriummetingen en de bijbehorende sensormetwaarden op twee of meer achtereenvolgende bemonsteringsmomenten. Omdat ook bij conventionele laboratoriummetingen afwijkingen voor kunnen komen, is ook bij deze correctie een goede visuele controle nodig. Ook is het beter om bemonsteringen tijdens snel veranderende concentraties niet te gebruiken, omdat het tijdstip van de bemonstering niet altijd nauwkeurig vastgelegd wordt. Een sensor heeft een vaste afwijking (absoluut of relatief) ten opzichte van de laboratoriummetingen, ofwel een oplopende afwijking (drift). Eenmalige laboratoriummetingen die een afwijkend verschil laten zien, moeten buiten deze correctie gelaten worden.

De momenten van onderhoud aan de sensoren moeten meegenomen worden in deze correctiestap. In sommige gevallen verandert het absolute niveau van de meting door het onderhoud, bijvoorbeeld als er drift is geweest als gevolg van vervuiling van de sensor die tijdens het onderhoud verwijderd wordt. Als de absolute meetwaarden voor en na een onderhoudsmoment verschillen, moet de correctie op basis van laboratoriummetingen voor de periode voor en na onderhoud apart uitgevoerd worden. De sensorwaarden voor onderhoud moeten ook aangesloten worden op de (meer betrouwbare) meetwaarden na het onderhoud. Dit doen we door de (evt. gecorrigeerde) sensormetwaarde van direct na het onderhoud mee te nemen als een betrouwbare laboratoriummeting voor de correctie van de sensormetingen van voor het onderhoud.

Voor de ammonium- en fosformetingen was de correctie op laboratoriummetingen niet nodig, omdat de metingen van de auto-analysers goed overeen kwamen met de sensormetingen. Voor de nitraatconcentraties vanuit de UV-sensor waren wel correcties nodig.



Figuur B4.5 De volledige meetreeks voor nitraat na correctie op laboratoriummetingen voor de Vinkenloop.

3.9 Conversie naar meetreeksen met uniforme tijdstappen

De verschillende sensoren meten met verschillende frequenties en op verschillende tijdstippen. Voor het verdere gebruik van de gegevens, zoals voor het bereken van vrachten, is het nodig om reeksen te hebben met een uniform tijdsinterval. We doen dit door de meetreeksen om te zetten in een functie en vervolgens deze functie op kwartierbasis uit te lezen. Dit betekent dat er op basis van interpolatie tussen de originele meetmomenten van de sensor een zo exact mogelijke meetwaarde voor de uniforme tijdstappen wordt bepaald.

4 Continue metingen oppervlaktewater Vinkenloop

4.1 Opzet continue monitoring

Bij het uitstroompunt van de Vinkenloop zijn vanaf 19 februari 2021 met sensoren en auto-analysers continue metingen van nutriëntenconcentraties gedaan (nitraat, ammonium en totaal-fosfor). De apparatuur voor deze metingen is ingebouwd in een meetcabine (figuur B4.1). Voor meer details over de meetmethoden en de gegevensverwerking verwijzen we naar bijlage 3 van dit rapport.

In de figuren is gebruikgemaakt van verschillende gegevensbronnen voor de afvoer (Waterschap Aa en Maas) en neerslag (KNMI en meetcabine). Voor een groot deel van 2021 zijn alleen onbetrouwbare continue afvoermetingen van een verdronken V-stuw beschikbaar. Deze metingen zijn in enkele figuren wel gebruikt als indicatieve reactie van de afvoer op buien. Vanaf 25 november 2021 zijn er betere continue afvoermetingen beschikbaar, die ook voor enkele figuren gebruikt zijn. Deze afvoermetingen komen goed overeen met gemodelleerde dagafvoergegevens. Deze gemodelleerde dagafvoeren zijn ook voor enkele figuren gebruikt, zoals voor het patroon over heel 2021 en voor de vrachtschattingen.

Voor de neerslag is in de meeste gevallen gebruikgemaakt van uurwaarden van het KNMI-station Volkel. In enkele gevallen is echter gebruikgemaakt van de neerslagmeting op de meetcabine zelf, aangezien de neerslag in het voorjaar en de zomer soms erg lokaal was. Door de bomerrij langs de weg zijn de meetcabine-metingen qua totaalhoeveelheid minder betrouwbaar, maar de timing van de neerslag klopt vaak beter.

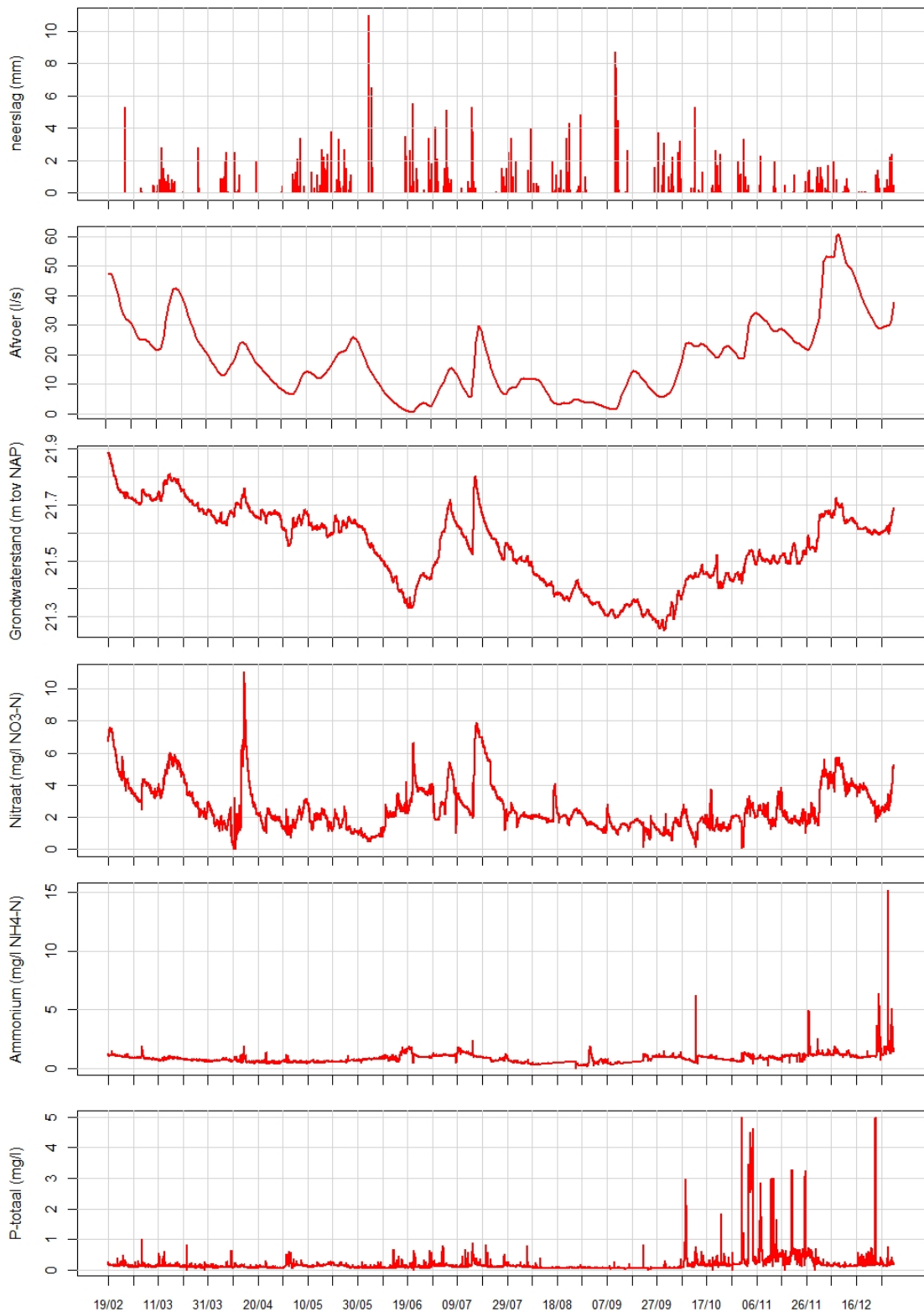


Figuur B4.1 Meetcabine bij de Vinkenloop.

4.2 Volledige reeks

We gaan in deze rapportage in op de eerste continue metingen vanaf 19 februari tot en met 31 december 2021. De volledige reeksen voor neerslag, afvoer, grondwaterstand, nitraat, ammonium en fosfor zijn afgebeeld in figuur B4.2. In de volgende paragrafen zoomen we in op de meetreeksen om nader in te gaan op enkele opvallende patronen.

Uit figuur B4.22 met de volledige reeks valt wel al een aantal patronen op. Allereerst valt de link op tussen de nitraatconcentraties en de afvoer en de grondwaterstanden. Over het algemeen zijn de nitraatconcentraties hoger bij hogere grondwaterstanden en hogere afvoeren. Dit hangt samen met de grotere relatieve bijdrage van het nitraatrijke bovenste grondwater en drainwater in natte perioden. Er is ook een licht seizoenspatroon zichtbaar in de afvoer, grondwaterstanden en nitraatconcentraties (hoog in de winter, laag in de zomer), maar dit wordt verstoord door een relatief natte periode in juni en juli.



Figuur B4.2 Neerslag, afvoer, grondwaterstanden en gecorrigeerde sensormetingen voor de Vinkenloop (uitstroompunt) van 19 februari tot 31 december 2021. De neerslaggegevens zijn uurwaarden van KNMI-station Volkel, de afvoeren zijn gemodelleerde dagafvoeren.

De ammoniumconcentraties liggen over het algemeen rond de 1 mg/L $\text{NH}_4\text{-N}$, wat goed overeenkomt met de ammoniumconcentratie in het lokale kwelwater. Er zijn echter ook pieken vastgesteld, die over het algemeen onder de 2,5 mg/L $\text{NH}_4\text{-N}$ blijven. In het najaar zijn ook hogere ammoniumpieken vastgesteld tot boven de 15 mg/L $\text{NH}_4\text{-N}$. Het ammonium komt in deze concentratiepieken niet vanuit de lokale kwel, maar komt waarschijnlijk juist via snelle routes (waarschijnlijk oppervlakkige afstroming) in het oppervlaktewater terecht.

Voor P-totaal zien we ook een relatief lage basisconcentratie van 0,05-0,15 mg/L en komen er veel concentratiepieken voor. In het voorjaar en in de zomer bleven deze concentratiepieken onder de 1 mg/L, maar in het najaar zijn concentratiepieken tot 5 mg/L geconstateerd. Deze concentratiepieken hangen samen met de invloed van sediment op het fosfortransport. Onder hydrologisch rustige condities wordt fosfor vanuit het bovenste grondwater bij het uittreden in een drain of een sloot vastgelegd aan ijzer(hydr)oxiden die zich ophopen op de waterbodem. Bij afvoergolven wordt sediment opgewerveld, wat voor concentratiepieken in fosfor zorgt. Soms speelt erosie van fosfaatrijke bodemdeeltjes vanaf de percelen tijdens buien een mogelijk een rol.

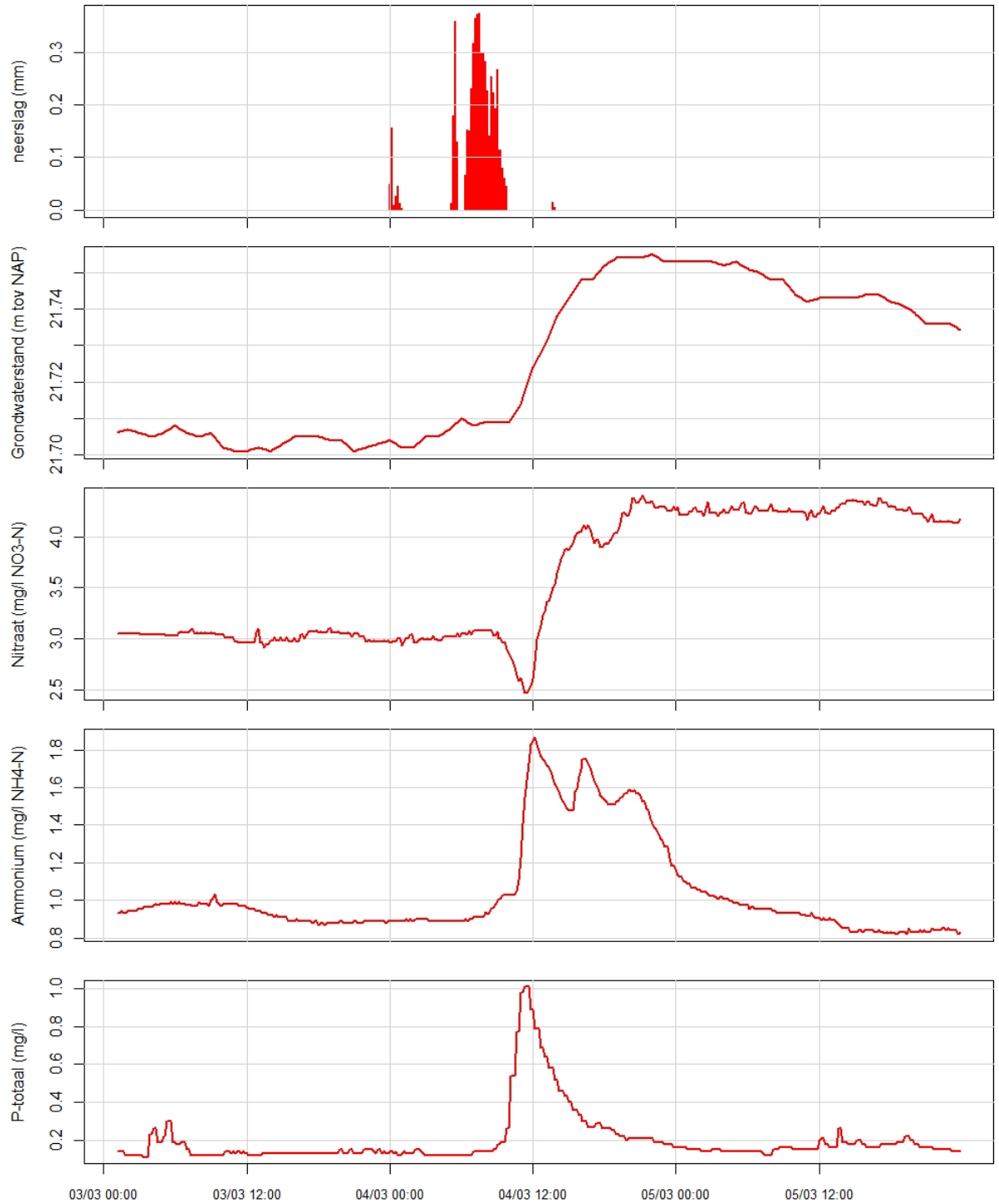
4.3 Reactie op buien

De samenstelling van het water in de Vinkenloop is, afgezien van de biochemische processen, het resultaat van een menging van lokaal kwelwater, het bovenste grondwater en snelle afvoer. Het lokale kwelwater is anoxisch en bevat geen nitraat, maar wel wat ammonium (ca. 1 mg/L $\text{NH}_4\text{-N}$). Het bovenste grondwater is juist rijk aan nitraat en heeft relatief lage ammoniumconcentraties. De zeer snelle afvoer (oppervlakkige afstroming, preferente stroming) heeft door een gebrek aan interactie met de bodemmatrix juist lage nitraatconcentraties. Wel kan er in deze snelle afvoercomponent wat ammonium en fosfaat meegevoerd worden.

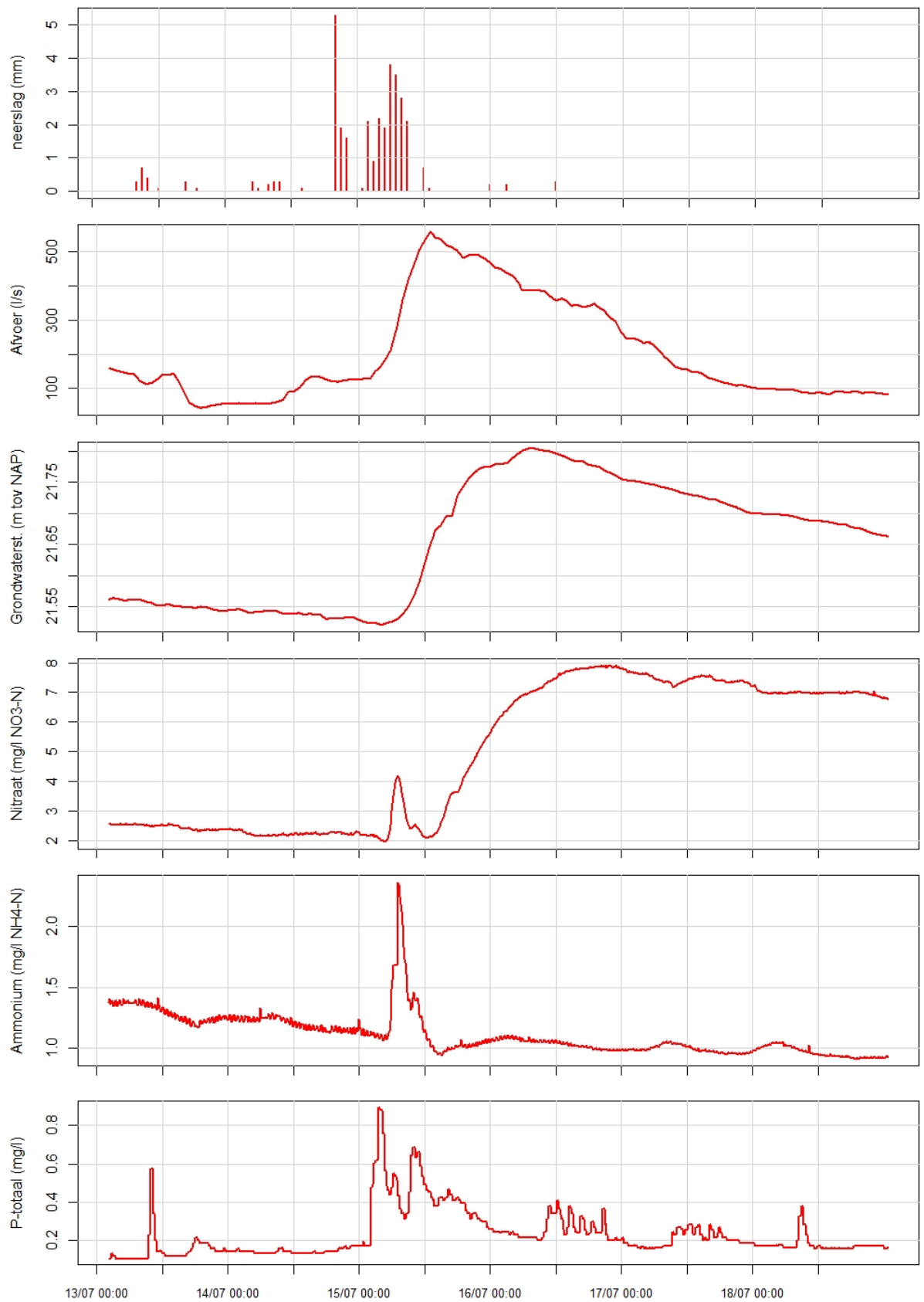
In figuur B4.3 is de reactie van de grondwaterstand en de nitraat-, ammonium- en fosforconcentraties op een bui in maart weergegeven. Dit was een lokale bui en in figuur B4.3 zijn neerslagmetingen van de meetcabine gebruikt, omdat er in Volkel op dat moment geen bui was. De afvoermetingen voor deze periode zijn niet betrouwbaar en lieten geen duidelijke respons zien. Enkele uren na de piek van de bui is er een korte daling in de nitraatconcentratie en een piek in de ammonium- en fosforconcentratie. De dip in nitraat komt door de snelle afvoer van water dat weinig nitraat heeft kunnen opnemen uit de bodem. De korte piek in fosfor wordt hoofdzakelijk veroorzaakt door het opwervelen van fosforrijk sediment. De piek in ammonium komt mogelijk voor een deel door het opwervelen van de waterbodem, maar waarschijnlijk is snelle afvoer vanaf de percelen belangrijker. Via deze snelle afvoer kan ammonium afgevoerd worden dat nog niet is genitrificeerd. Dat de snelle afvoer van ammonium waarschijnlijk belangrijker is, blijkt ook uit het tweede piekje rond 16.00 uur, als ook de nitraatconcentratie weer even zakt door dezelfde snelle afvoer. De fosforconcentraties reageren hier nauwelijks op, waarschijnlijk doordat het beschikbare transporteerbare fosforrijke sediment al weg is.

Na de initiële dip stijgen de nitraatconcentraties tot net boven de 4 mg/L $\text{NO}_3\text{-N}$. Dit komt door de grotere bijdrage aan afvoer van het nitraatrijke bovenste grondwater, deels via grotere drainafvoeren. Door de hogere grondwaterstanden en de vertraagde afvoer houdt deze stijging langer aan. De ammoniumconcentraties (en het aandeel snelle afvoer) zakken veel eerder en zijn ca. 14 uur na de piek weer op het niveau van voor de bui. De fosfaatpiek door het opwervelen van sediment is het kortst en duurt slechts ca. 6 uur.

In figuur B4.4 is de reactie op een buiige periode half juli weergegeven. In deze figuur staan uurwaarden voor neerslag van KNMI-station Volkel en indicatieve afvoeren van de verdrongen V-stuw. De fosfaatconcentratie reageert het eerst en laat ook een dubbele piek zien, doordat de neerslag rond middernacht ook even stopt. De reactie door de snelle afvoer komt iets later en zorgt bij deze bui voor zowel een piek in de nitraat- als in de ammoniumconcentratie. Bij deze bui wordt er kennelijk ook wat nitraat meegevoerd met de snelle afvoer, mogelijk in de vorm van kunstmestzout. De dubbele neerslagpiek smelt bijna samen in de snelle afvoer-respons van nitraat en ammonium door de snelle afvoer. Na de bui stijgt de nitraatconcentratie en deze stijging gaat weer ongeveer gelijk op met de grondwaterstand. De ammonium- en fosforconcentratie nemen snel na de bui weer af. In de eerste dagen na de bui lijkt er wel overdag wat fosfor vrij te komen uit het sediment. In de ammoniumconcentraties zijn na de bui ook dag-nachtritmes door biochemische processen zichtbaar. Op deze dag-nachtritmes gaan we in de volgende paragraaf nader in.



Figuur B4.3 Reactie van de grondwaterstand en de nitraat-, ammonium- en fosforconcentraties op een bui begin maart. Voor deze bui zijn de 10min-neerslagdata van de meetcabine gebruikt en waren er geen betrouwbare afvoermetingen beschikbaar.

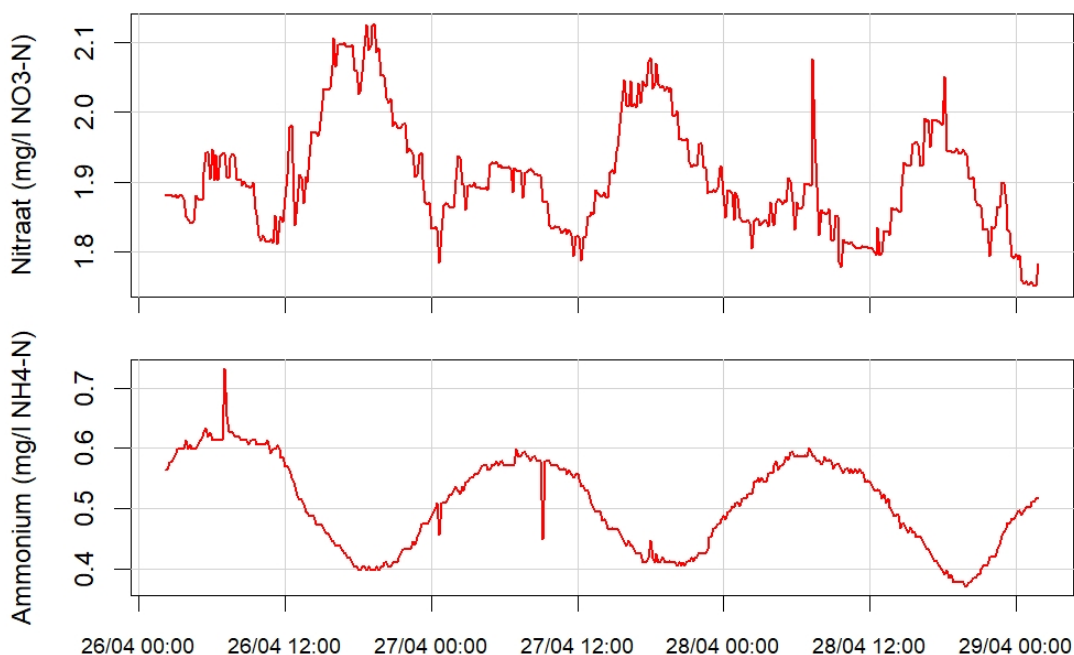


Figuur B4.4 Reactie van de afvoer, grondwaterstand en de nitraat-, ammonium- en fosforconcentraties op een bui begin maart. Voor deze bui zijn de uurneerslagdata van het KNMI-station Volkel gebruikt. De afvoermetingen zijn van de verdronken V-stuw en zijn indicatief.

4.4 Dag-nachtritmes

Vanaf maart tot en met oktober laten de continue metingen in meer of mindere mate dag-nachtritmes zien in de concentraties ammonium en nitraat. Deze dag-nachtritmes zijn niet veroorzaakt door temperatuurgevoeligheid in de meetinstrumenten. De auto-analyser voor ammonium brengt het monster voorafgaand aan de meting op een vaste temperatuur. De UV-sensor voor nitraat heeft een zeer beperkte temperatuurgevoeligheid (Hooijboer et al., 2021).¹

Als voorbeeld voor de dag-nachtritmes staat in figuur B4.5 de meetreeks gedurende drie droge dagen in april weergegeven. Er is in die periode geen neerslag en de afvoer en grondwaterstanden zijn stabiel. De patronen in de ammoniumconcentraties zijn het duidelijkst, met de hoogste waarden van ca. 0,6 mg/L NH₄-N in de vroege ochtend (rond 06.00 uur) en de laagste waarden van ca. 0,4 mg/L NH₄-N in de vroege avond (rond 18.00 uur).



Figuur B4.5 Voorbeeld van dag-nachtritmes in nitraat- en ammoniumconcentraties in de Vinkenloop (april 2021)

Waarschijnlijk wordt er gedurende de dag ammonium omgezet in nitraat (nitrificatie). Het ammonium wordt aangevuld vanuit de lokale kwel, zodat de concentratie gedurende de nacht weer kan toenemen. Het patroon in de nitraatconcentraties is wat complexer, mede door wat meer ruis in het sensorsignaal bij deze kleine concentratieverschillen. De concentraties fluctueren tussen de 1,8 en 2,1 mg/L NO₃-N. De hoogste waarden voor nitraat vallen samen met de laagste waarden voor ammonium in de vroege avond. De laagste nitraatconcentraties komen voor rond middernacht en rond de middag. Daartussen is juist weer een lichte verhoging van de nitraatconcentratie met een hoogste waarde rond 06.00 uur.

Het nitraat dat gedurende de dag wordt gevormd, wordt vervolgens grotendeels weer opgenomen en/of omgezet in stikstofgas (denitrificatie). Daardoor nemen de nitraatconcentraties ook weer af. Het is niet duidelijk waarom de nitraatconcentraties in de vroege ochtend weer wat toenemen; mogelijk speelt de grotere beschikbaarheid van ammonium hier een rol bij.

Als we ervan uitgaan dat het gevormde nitraat wordt opgenomen of gedenitrificeerd, is de fluctuatie in de ammoniumconcentraties bepalend voor de hoeveelheid retentie van stikstof. Voor de getoonde

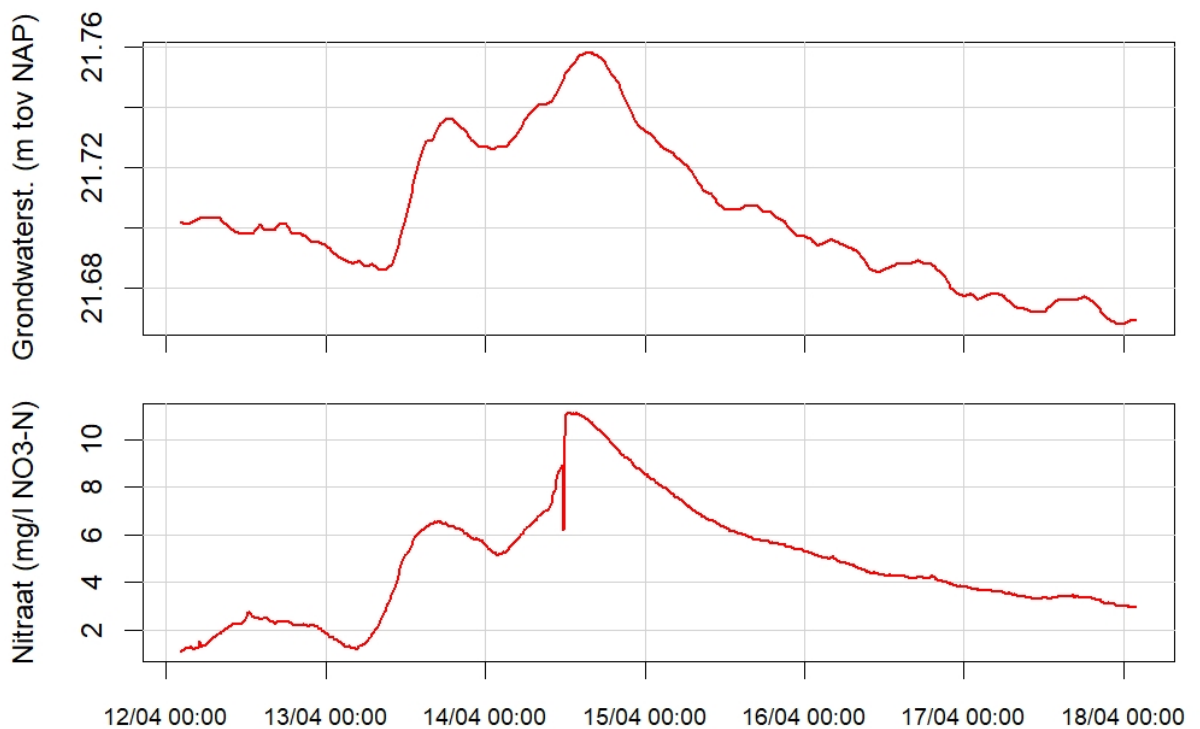
¹ Hooijboer, A., E. Tenner, J. Rozemeijer, 2021. WaterSNIP Meetcampagne Nitraatsensoren Een vergelijking van acht verschillende sensoren die hoogfrequent nitraat meten in oppervlaktewater. RIVM-rapport 2021-0141.

periode wordt ongeveer een derde van het ammonium omgezet naar nitraat of direct opgenomen. Dit is ca. 8% van de concentratie anorganisch N ($\text{NH}_4 + \text{NO}_3$) en ca. 6% van het N-totaal.

4.5 Nitraatuitspoeling bij beregening

De hoogste nitraatconcentraties (tot ca. 11 mg/L $\text{NO}_3\text{-N}$) bij het uitstroompunt van de Vinkenloop zijn gemeten in een periode met nauwelijks neerslag in april 2021. In figuur B4.6 zijn de grondwaterstand en de nitraatconcentratie afgebeeld voor 12 tot en met 18 april. De hoge nitraatconcentraties in deze droge periode wijken af van het normale patroon, waarbij de nitraatconcentraties juist in natte perioden het hoogst zijn. De concentraties ammonium en fosfor laten in deze periode geen afwijkende waarden zien.

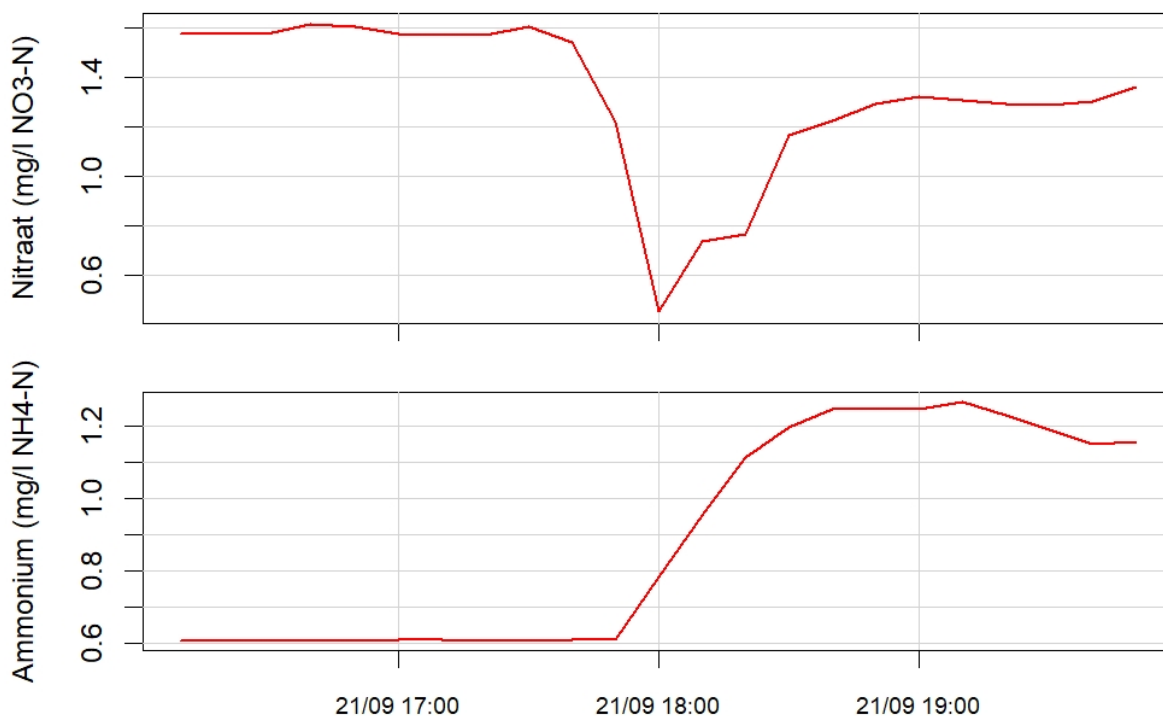
De hoge nitraatconcentraties in de Vinkenloop worden waarschijnlijk veroorzaakt door intensieve beregening op het lelieperceel. De beregening zorgt ook voor een lichte verhoging in de grondwaterstanden. Er werd op dit perceel in deze periode veel beregend, in dit geval voor nachtvorstbescherming en later ook tegen de droogte (zie ook de resultaten van de percelenmonitoring). Waarschijnlijk is er door de grote hoeveelheid beregening ook extra nitraat uitgespoeld vanuit het perceel. Het beregeningswater zelf was waarschijnlijk ook nitraathoudend. Een week later, tijdens de routing van 22 april, is vastgesteld dat het beregeningswater op het perceel een nitraatconcentratie had van ca. 8 mg/L $\text{NO}_3\text{-N}$. Ook was de nitraatrijke afvoer vanaf het proefperceel op dat moment de enige bron van nitraat in de Vinkenloop in het stroomgebied.



Figuur B4.6 Hoge nitraatconcentraties in een periode met veel beregening (april 2021). Op 14 april is onderhoud uitgevoerd aan de sensoren.

4.6 Maaiwerkzaamheden

Op 21 september 2021 zijn er maaiwerkzaamheden uitgevoerd aan de Vinkenloop. In de avond is hierdoor een tijdelijke verandering in de nitraat- en ammoniumconcentraties waargenomen, terwijl er geen neerslag was en de afvoer en grondwaterstanden stabiel waren. De nitraatconcentraties daalden van 1,6 tot 0,5 mg/L $\text{NO}_3\text{-N}$, terwijl de concentratie ammonium steeg van 0,6 tot 1,2 mg/L $\text{NH}_4\text{-N}$ (figuur B4.7). Waarschijnlijk zijn deze concentratieveranderingen het gevolg van het mobiliseren van water dat voor het maaien stagneerde tussen de begroeiing. Door het stagneren kan het water zuurstof- en nitraatarm worden en juist wat rijker aan ammonium. Mogelijk is er tijdens de maaiwerkzaamheden ook sediment gemobiliseerd en een piek in de fosforconcentraties geweest. Er zijn voor deze periode echter geen fosforconcentraties beschikbaar.



Figuur B4.7 Effect van maaiwerkzaamheden op de nitraat- en ammoniumconcentraties op 21 september.

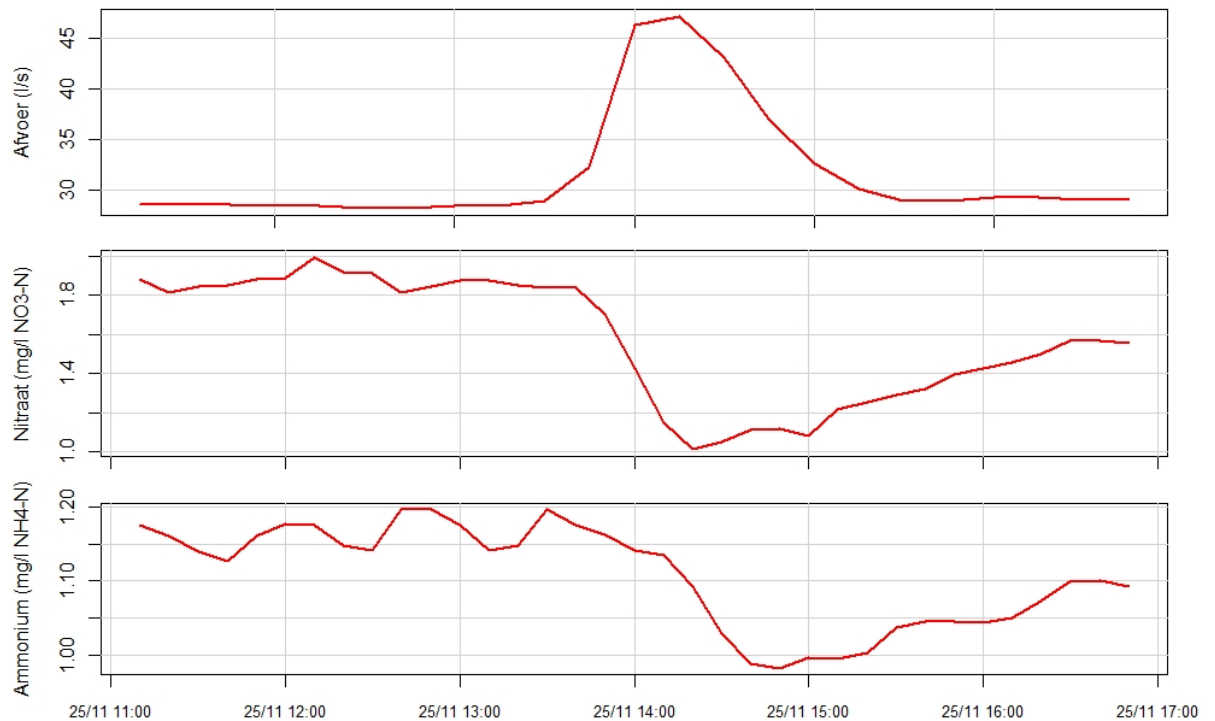
4.7 Stuwproef

Op 25 november 2021 is door Waterschap Aa en Maas een experiment opgezet waarbij een kunstmatige afvoergolf door de Vinkenloop is gegaan. Hiertoe is een stuw ongeveer 1 km bovenstrooms van het uitstroompunt één dag eerder opgezet en op 25 november 12:45 gestreken. Er zijn tijdens de proef ook conventionele bemonsteringen uitgevoerd. Helaas zijn er zowel vanuit de meetcabine als vanuit de monstername geen P-totaal metingen beschikbaar voor deze proef. Wel is met sedimentvallen het actieve sediment opgevangen en geanalyseerd. Een uitgebreidere rapportage over de proef is opgesteld door Waterschap Aa en Maas (Van Herpen et al., in prep.).

In figuur B4.8 is de respons van de stuwproef op de afvoer en de nitraat- en ammoniumconcentraties bij het uitstroompunt van de Vinkenloop te zien. Het duurt bijna een uur voordat de afvoer en de concentraties reageren. Zowel de nitraat- als de ammoniumconcentraties nemen af. De afname in de sensormetingen komt goed overeen met de afname die met conventionele bemonstering vastgesteld is. De afname in de concentraties is het gevolg van extra water met relatief lage nitraat- en ammoniumconcentraties dat van achter de stuw tot afvoer komt.

Tijdens de afvoergolf wordt het water ook erg troebel en is er veel sediment opgewerveld (figuur B4.9). Dit transport van sediment heeft niet voor een ammoniumpiek gezorgd. Dit bevestigt dat de ammoniumpieken door snelle afvoer vanaf de percelen komen en niet doordat het loskomt vanuit het

sediment. Het sedimenttransport heeft waarschijnlijk ook voor een concentratiepiek in fosfor gezorgd, maar dit is niet met metingen vastgesteld. Wel is het actieve sediment opgevangen in drie sedimentvallen. De resultaten bevestigen dat dit sediment erg rijk is aan ijzer (66-68 mg/g) en aan fosfor (0,68-0,75 mg/g). Een relatief lage fosfaatverzadigingsgraad (0,018-0,020) in het sediment laat zien dat er bij deze ijzergehaltenes nog veel meer binding van fosfaat mogelijk is.



Figuur B4.8 Effect van de stuwproef op 25 november op de afvoer en op de nitraat- en ammoniumconcentraties. De afvoermetingen zijn van de nieuwe (betrouwbare) installatie in de duiker.

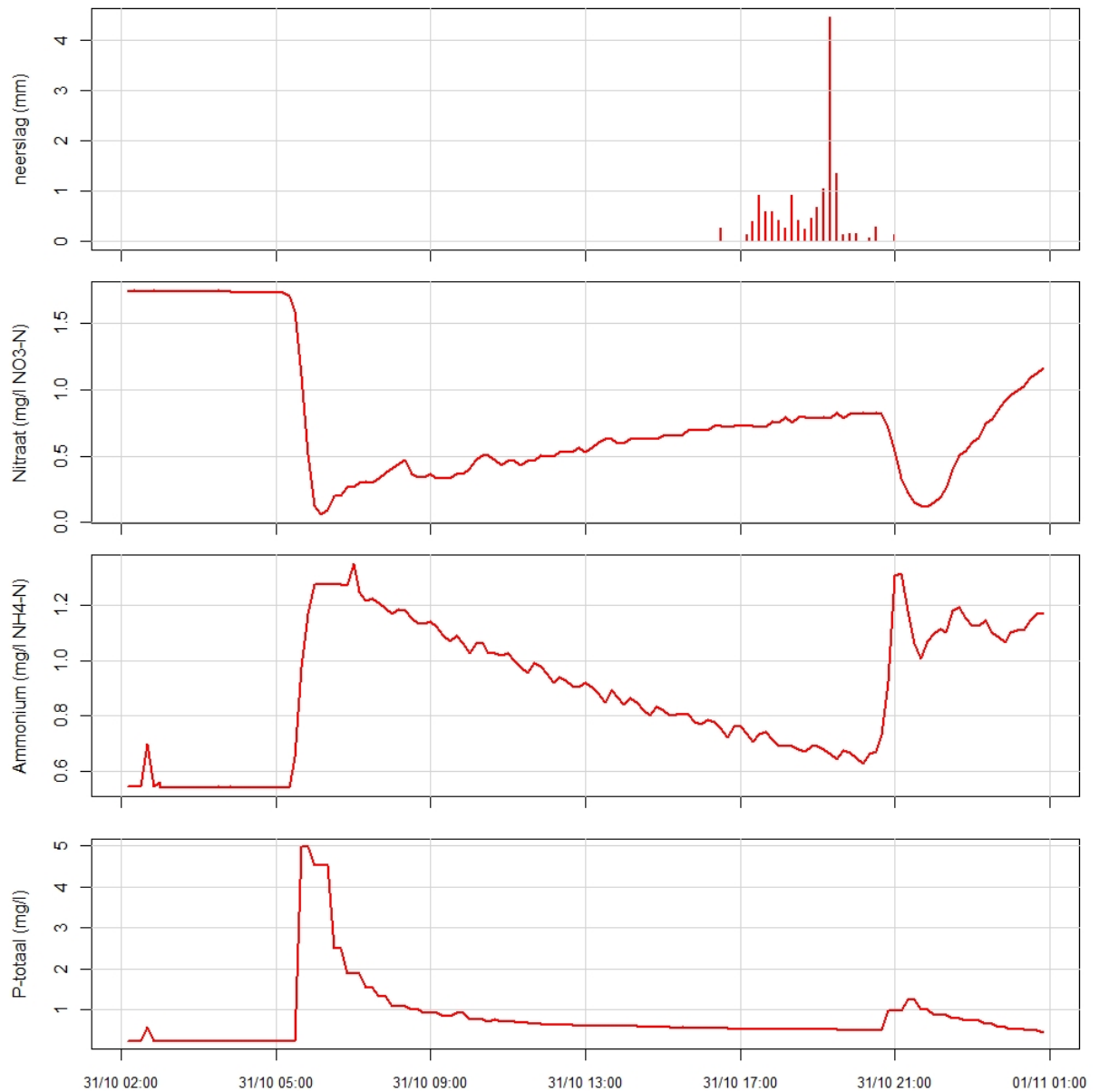


Figuur B4.9 Troebel, roodbruin water vanuit de Vinkenloop bij de monding in de Strijpse beek tijdens de afvoergolf van de stuwproef op 25 november (links) en opgevangen actief sediment in een van de sedimentvallen (rechts).

4.8 Opening duiker en bui

In oktober waren er problemen met verstopte duikers in de Vinkenloop, die op 3 november zijn schoongemaakt door Waterschap Aa en Maas. Op 31 oktober zijn er om 05.00 uur in de ochtend plotselinge concentratieveranderingen te zien zonder dat er neerslag is (zie figuur B4.10). De afvoermetingen laten op hetzelfde tijdstip ook een toename zien, maar zijn qua hoeveelheid en

fluctuaties niet betrouwbaar. Later op de dag is er ook een bui, waar de concentraties op een andere manier op reageren.



Figuur B4.10 Effect van de vermoedelijke doorbraak van een verstopte duiker in de ochtend van 31 oktober en een bui in de avond. De neerslaggegevens zijn 10min-data van de meetcabine. Geen betrouwbare afvoergegevens beschikbaar.

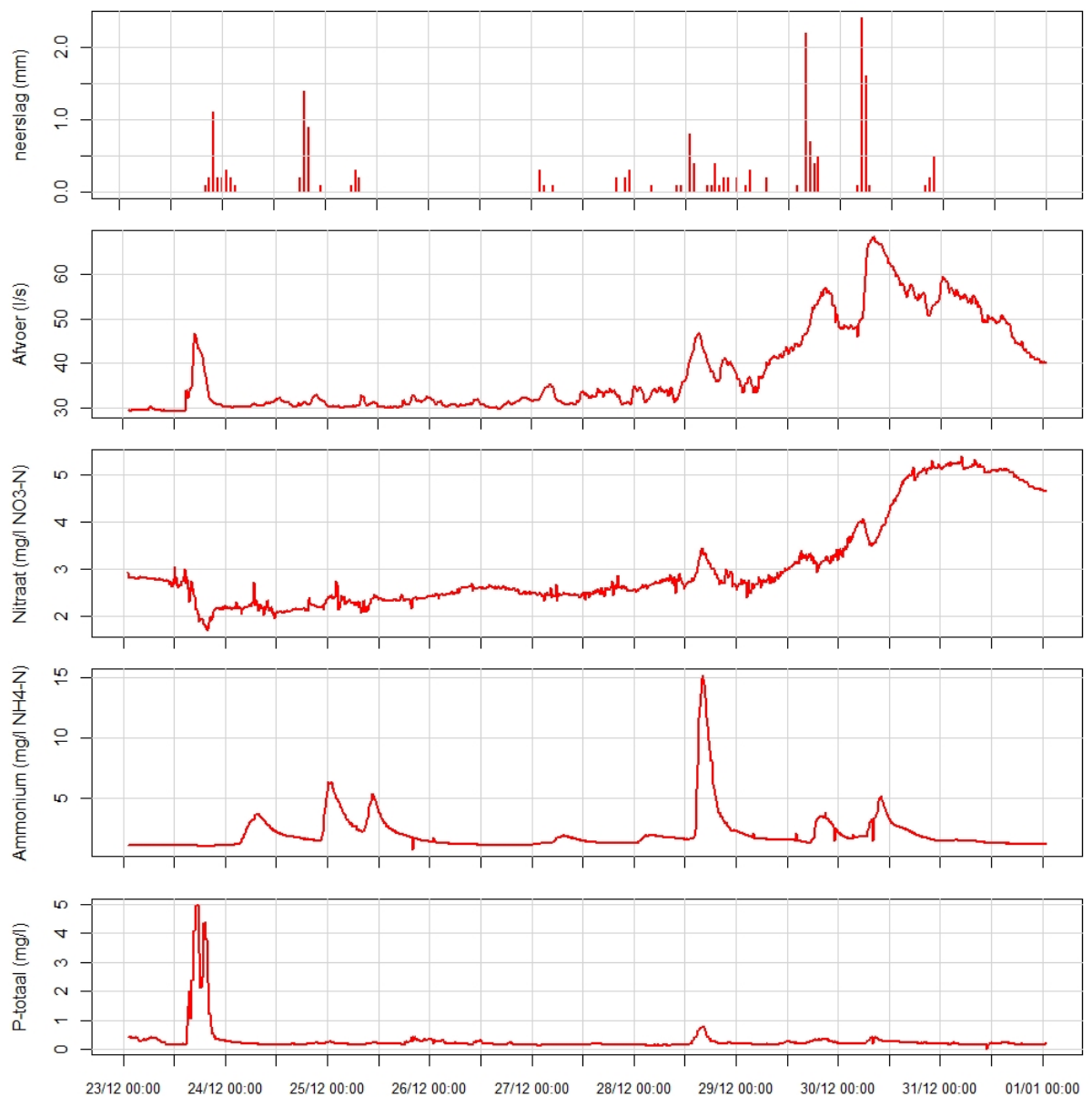
Vermoedelijk is er voorafgaand aan dit moment een duiker verstopt geraakt, die op 31 oktober in de vroege ochtend weer is opengebroken. Gezien het vroege tijdstip is dit waarschijnlijk niet met de hand gedaan, maar de toenemende waterdruk kan er ook voor zorgen dat de verstopping weggedrukt wordt.

Gezien de hoge piek in fosforconcentraties is er door de plotselinge snelle stroomsnelheden veel fosforrijk sediment opgewerveld en getransporteerd. De fosforpiek van 5 mg/L is de hoogste concentratie van de meetreeks. De troebelheidsensor laat ook een piek zien, terwijl er een dip in de zuurstofconcentraties en de pH is gesignaleerd. Enkele dagen na dit moment was de pomp ook dichtgeslagen met sediment en gaf kortsluiting. De nitraatconcentratie neemt snel af en neemt daarna gedurende de dag weer langzaam toe. Het patroon van de ammoniumconcentratie is gespiegeld, met een snelle toename en daarna een geleidelijke afname gedurende de dag. De veranderingen in nitraat- en ammoniumconcentraties zijn waarschijnlijk het gevolg van de andere samenstelling van het water

bovenstrooms van de duikerverstopping. Waarschijnlijk was een duiker verstopt die bovenstrooms van de sloot vanaf het proefperceel met de hoogste nitraatconcentraties lag. De reactie op de bui later op de dag lijkt op het eerder beschreven patroon in maart. Er is weer een korte piek in ammonium en een korte dip in nitraat door snelle afstroming en hierna een toename in de nitraatconcentratie. De fosforconcentraties laten weer een korte piek zien.

4.9 Hoge pieken in december

Op 23 december is aan het eind van de middag een plotselinge piek tot 5 mg/L in de fosforconcentraties vastgesteld (figuur B4.11). Deze piek treedt al op voordat het (licht) begint te regenen. De fosforpiek gaat ook gepaard met een snelle afname in de zuurstofconcentratie. Ook de afvoer nam toe en de nitraatconcentraties gaan wat naar beneden. Vanaf dit moment treden er al tijdens kleine buien hoge pieken op in de ammoniumconcentraties, met op 29 december zelfs concentraties boven de 15 mg/L $\text{NH}_4\text{-N}$.



Figuur B4.11 Hoge concentratiepieken in fosfor en vervolgens ammonium in december. De afvoermetingen zijn van de nieuwe (betrouwbare) installatie in de duiker, de neerslagwaarden van KNMI-station Volkel.

Het is niet duidelijk wat de precieze oorzaak is van de plotselinge hoge fosfaatpiek en de hoge ammoniumpieken die daarop volgen. De snelle toename in de fosfaatconcentratie zonder dat er neerslag was, duidt op een directe lozing of op werkzaamheden waarbij veel fosforrijk sediment is gemobiliseerd. De ammoniumpieken die vervolgens steeds na buien optreden, laten zien dat er ook na dit moment nog iets in of bij de Vinkenloop ligt waaruit bij neerslag veel ammonium gemobiliseerd wordt.

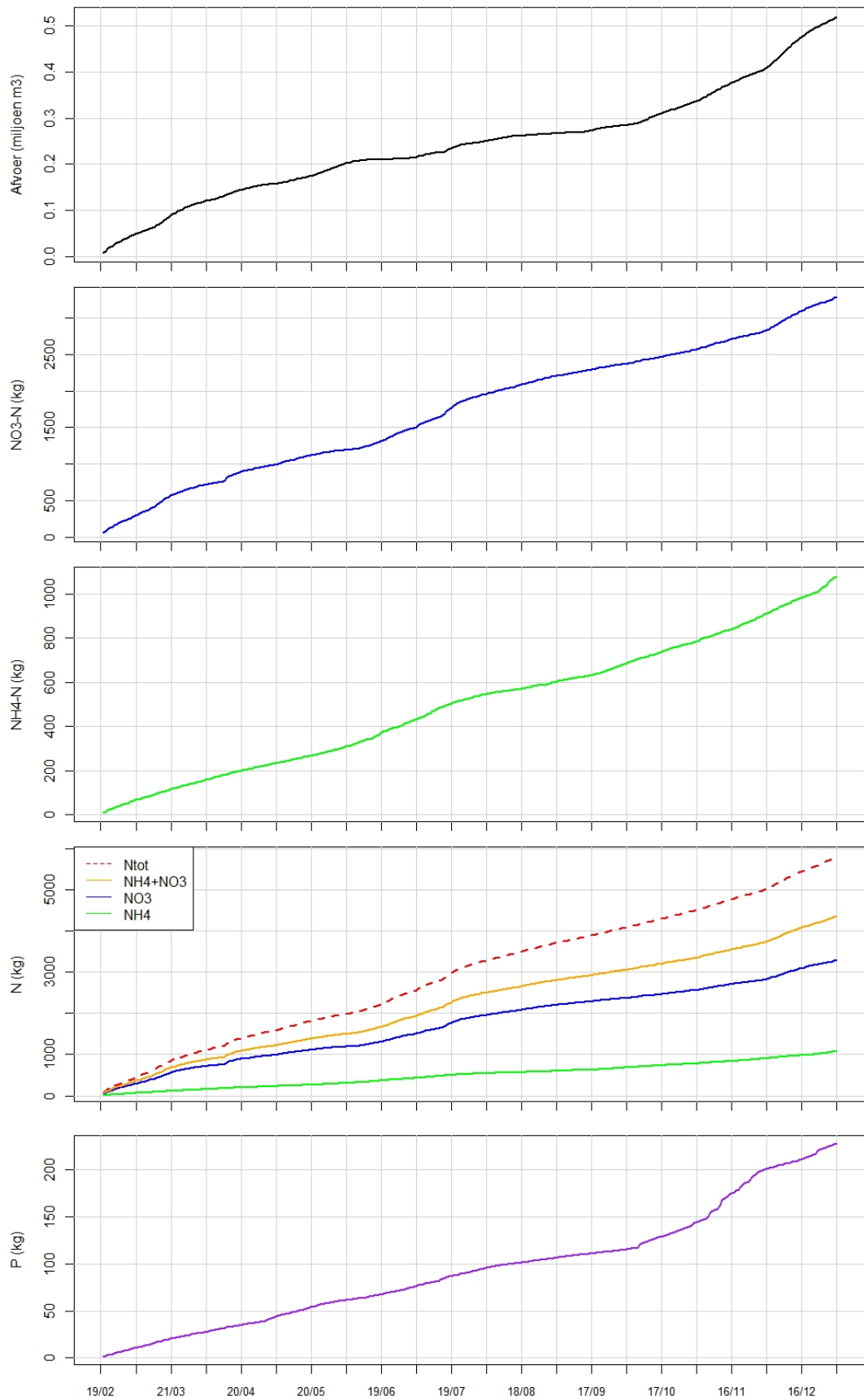
4.10 Vrachten

Op basis van de continue sensormetingen van concentraties kan een vrij nauwkeurige inschatting van de vrachten gemaakt worden. Hierbij zijn gemodelleerde afvoeren gebruikt, omdat er niet voor de hele meetperiode betrouwbare afvoermetingen beschikbaar zijn.

De cumulatieve afvoer en nutriëntenvrachten voor de periode van 19 februari tot 31 december 2021 (317 dagen) zijn weergegeven in figuur B412. De totale afvoer over deze periode is ingeschat op iets meer dan 0,5 miljoen m³. De stikstofvracht in de vorm van nitraat was ca. 3,3 ton (10 kg/dag). Per hectare komt dit neer op een nitraat-stikstofvracht van ca. 17 kg. De totale stikstofvracht in de vorm van ammonium was ca. 1 ton (3,4 kg/dag). Om ook een inschatting te maken van de totale stikstofvracht, is op basis van de conventionele metingen de hoeveelheid N-organisch bepaald. De schatting van de totale stikstofvracht komt uit op ca. 5,8 ton (18 kg/dag; 30 kg/ha). Van deze totaal-stikstofvracht is ca. 57% in de vorm van nitraat, ca. 19% in de vorm van ammonium en ca. 25% in de vorm van organisch N. De nitraatvracht is voornamelijk afkomstig van de uitspoeling van het bovenste grondwater uit percelen naar de drains en sloten. De ammoniumvracht is deels afkomstig uit de lokale kwel (achtergrondbelasting) en deels uit snelle afvoer vanaf de percelen tijdens buien.

Voor zowel ammonium als nitraat valt op dat de lijn met de cumulatieve vrachten vrij gelijkmatig oplopen. Alleen in het wat drogere voorjaar en najaar vlakt de lijn wat af doordat het wat droger is. In juni en juli was het relatief nat en waren de vrachten groter. Over het zomerhalfjaar (april tot en met september) is de stikstofvracht ca. 1,7 ton (16,5 kg/dag), waarvan ca. 56% in de vorm van nitraat en ca. 18% in de vorm van ammonium.

De totale fosforvracht voor 19 februari tot en met 31 december 2021 is ingeschat op 228 kg (ca. 0,72 kg/dag; 1,2 kg/ha). De fosforvracht neemt vooral toe in het najaar, zowel door hogere concentratiepieken als door hogere fosforconcentraties in de perioden tussen de concentratiepieken.



Figuur B4.12 Cumulatieve afvoer en nutriëntenvrachten van 19 februari tot en met 31 december 2021. Let op: het organisch-N deel in de N-totaal vracht is niet continu gemeten, maar ingeschat op basis van conventionele monsternamen.

5 Continue metingen oppervlaktewater Vuursteentocht

5.1 Opzet continue monitoring

Bij het uitstroompunt van de Vuursteentocht zijn vanaf 19 februari 2021 met sensoren en auto-analysers continue metingen van nutriëntenconcentraties gedaan (nitraat, ammonium en totaal-fosfor). De apparatuur voor deze metingen is ingebouwd in een meetcabine (figuur B5.1). Voor meer details over de meetmethoden en de gegevensverwerking verwijzen we naar bijlage 3 van dit rapport. Hier ligt de focus op de gemeten dynamiek in de nutriëntenconcentraties in de Vuursteentocht.



Figuur B5.1 Meetcabine bij de Vuursteentocht.

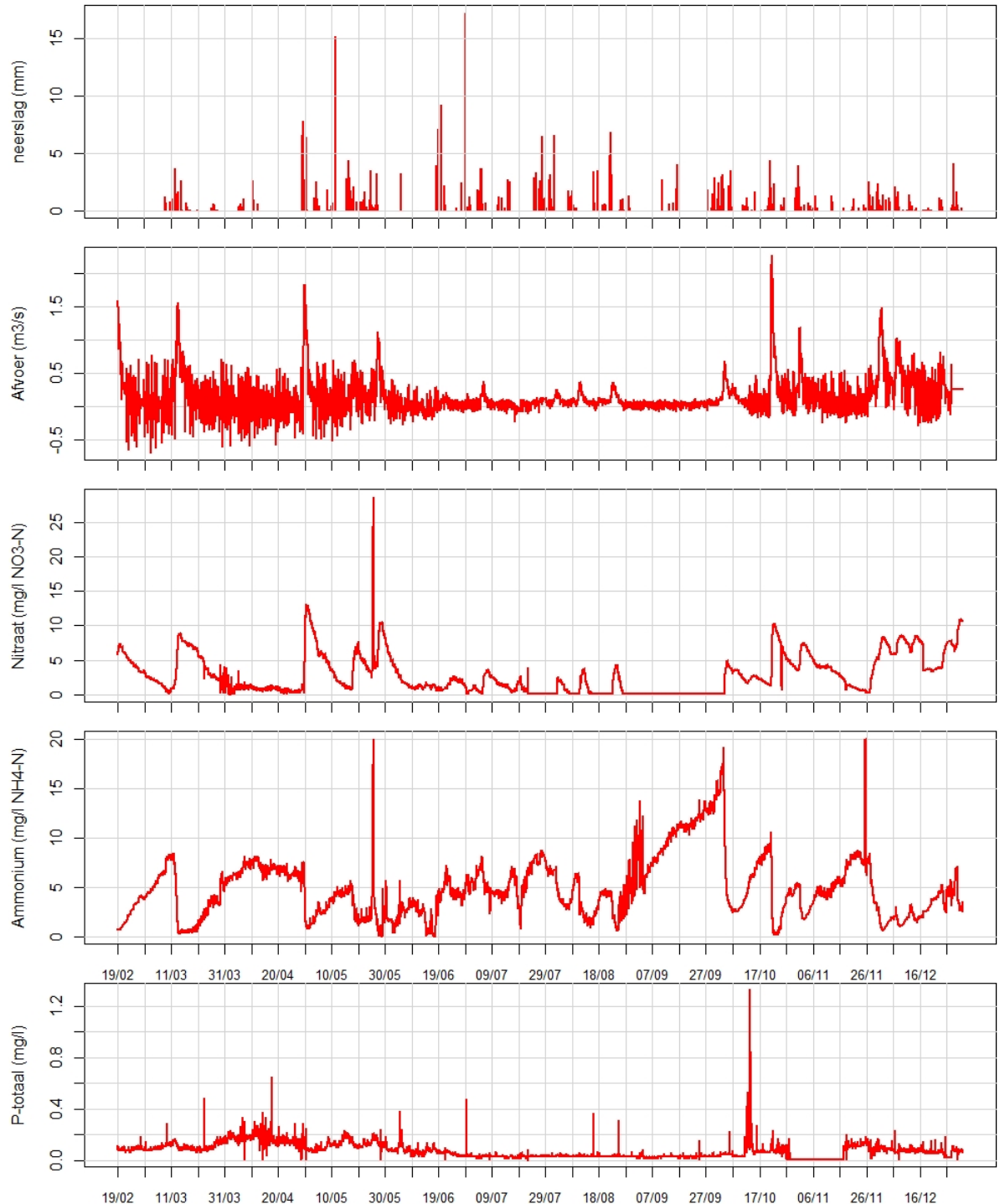
5.2 Volledige reeks

We gaan in deze rapportage in op de eerste continue metingen vanaf 19 februari tot en met 31 december 2021. De volledige reeksen voor neerslag, afvoer, nitraat, ammonium en fosfor zijn afgebeeld in figuur B5.2. In de volgende paragrafen zoomen we in op de meetreeksen om nader in te gaan op enkele opvallende patronen. Uit figuur 2 met de volledige reeks valt wel al een aantal patronen op. Allereerst is te zien dat de afvoer erg variabel is en alleen bij veel neerslag een echte afvoerpiek laat zien die boven deze kortetermijnschommelingen uitstijgt. Ook heeft de afvoer over de gehele reeks korte perioden met negatieve waarden. De stroming gaat dan even het stroomgebied in, in plaats van het gebied uit. Netto is er wel het gehele jaar door sprake van afvoer vanuit het Vuursteentocht-stroomgebied. De fluctuaties en het soms een stukje terugstromen van het water hebben te maken met de wisselwerking met de Lage Vaart. Het waterpeil in de Lage Vaart wordt beïnvloed door het bemalingsregime, de wind en door scheepvaart.

Voor nitraat en ammonium valt op dat ze over het algemeen een tegengesteld patroon laten zien. Bij flinke buien treedt een snelle stijging op van de nitraatconcentraties en een snelle daling van de ammoniumconcentraties. Als het vervolgens droog blijft, lopen de nitraatconcentraties weer langzaam terug en gaan de ammoniumconcentraties weer omhoog. De nitraatpieken treden het hele jaar op, maar zijn in de winter hoger dan in de zomer. In de zomer zijn er ook droge perioden zonder nitraat in de Vuursteentocht.

De fosforconcentraties (P-totaal) blijven over het algemeen laag ($< 0,2$ mg/L). Er is wel een seizoenspatroon zichtbaar met iets hogere concentraties in de winter. Mogelijk werkt vastlegging van fosfaat vanuit kwelwater in de waterbodemp minder goed bij lagere temperaturen. Dit is eerder vastgesteld op basis van continue metingen in een stedelijke polder met nutriëntenrijke kwel in

Amsterdam (Yu et al., 2018).² In de zomer blijven de fosforconcentraties vrijwel altijd onder de 0,1 mg/L; de vastlegging in de waterbodem van fosfaat vanuit kwel werkt bij hogere temperaturen goed en opgelost fosfaat kan ook opgenomen worden door algen en waterplanten. De piek in oktober is veroorzaakt door maaiwerkzaamheden in de tocht en komt verderop in dit hoofdstuk in meer detail aan bod.



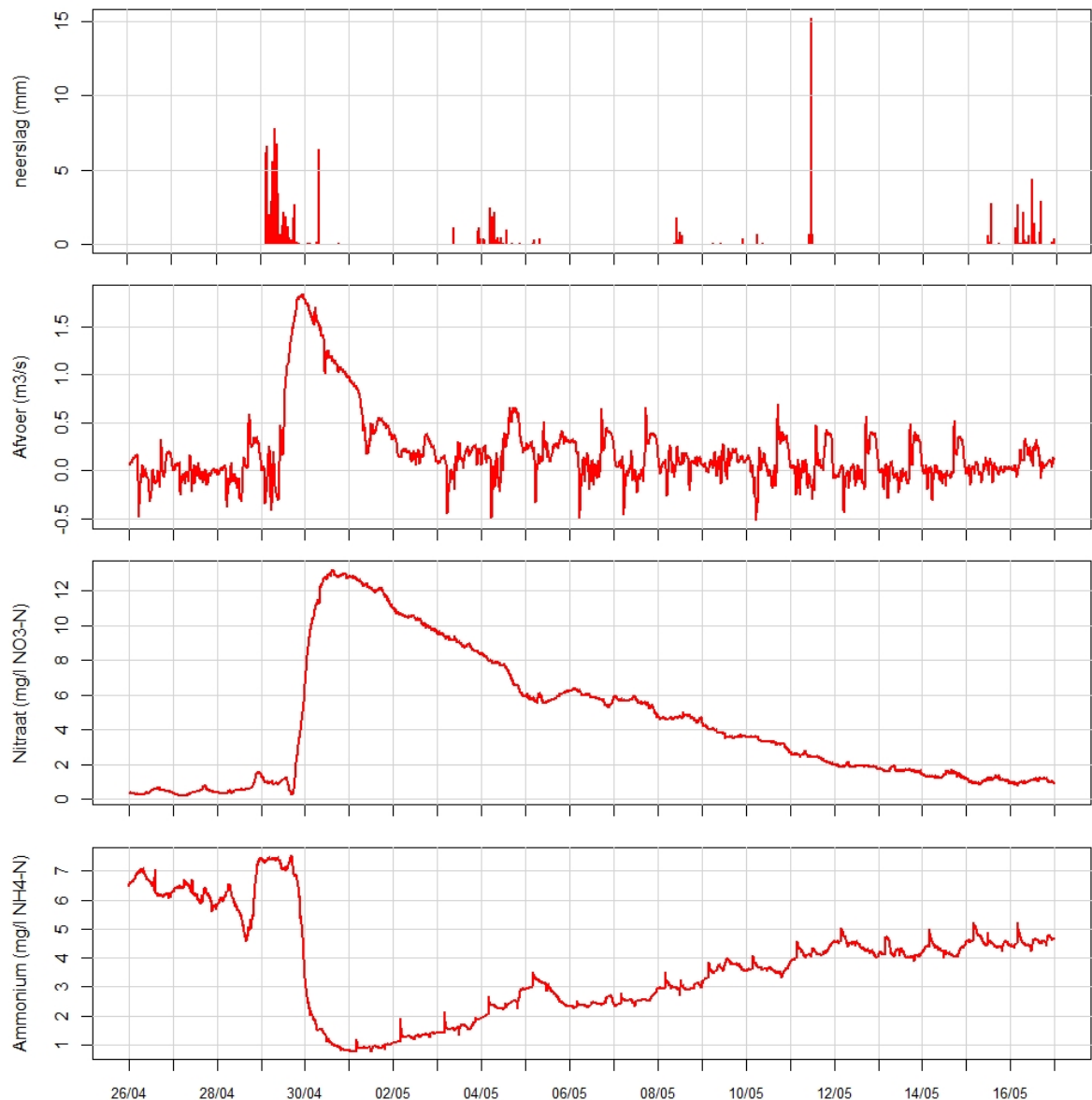
Figuur B5.2 Neerslag, afvoer en gecorrigeerde sensormetingen voor de Vuursteentocht (duiker Wisentweg) van 19 februari tot 31 december 2021. De neerslagwaarden zijn van KNMI-station Lelystad airport.

² L. Yu, J.C. Rozemeijer, H.P. Broers, B.M. Van Breukelen, J.J. Middelburg, M. Ouboter, 2020. Drivers of nitrogen and phosphorus dynamics in a groundwater-fed urban catchment revealed by high frequency monitoring. *Hydrology and Earth System Sciences* 25 (1), 69-87.

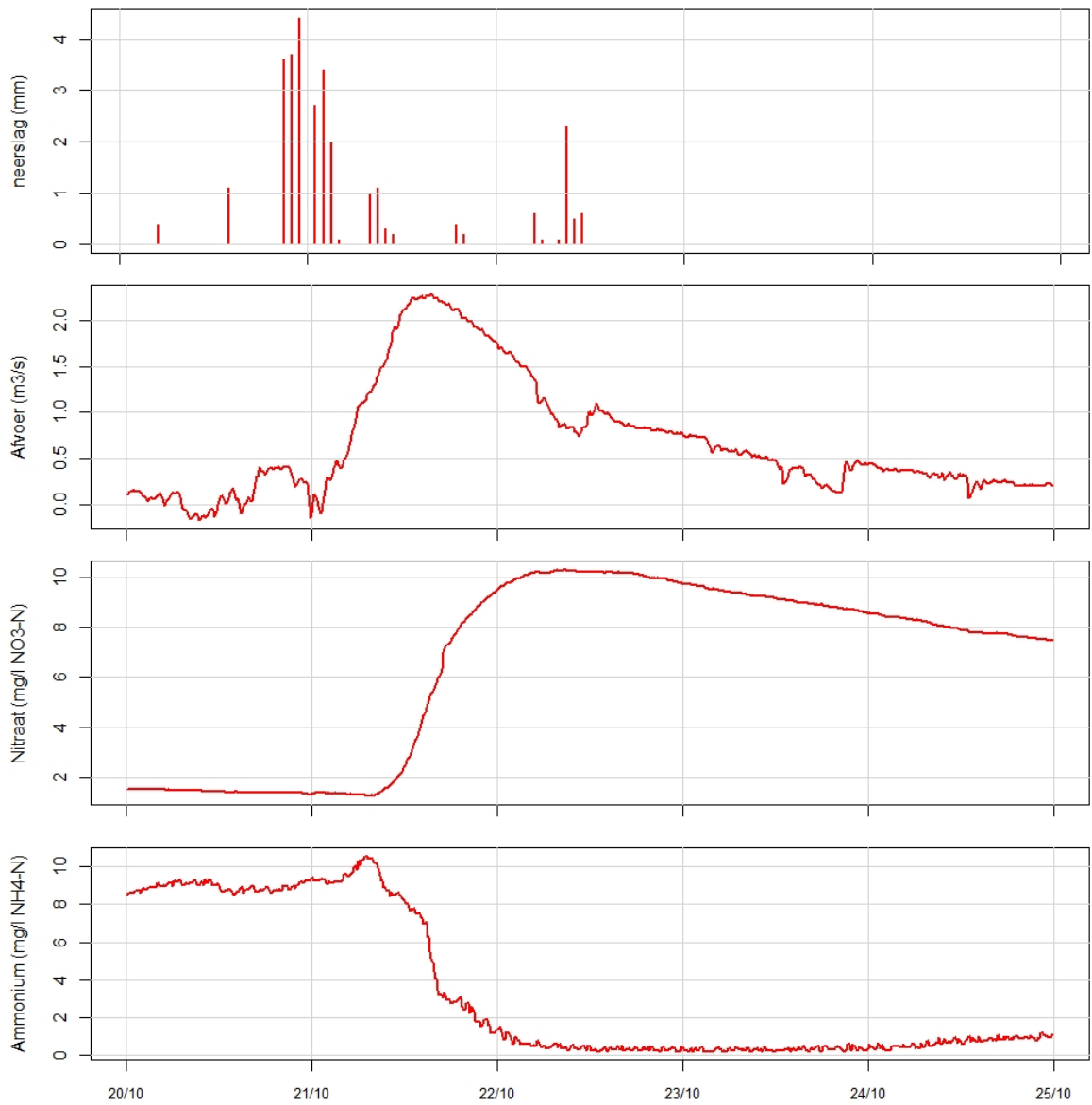
5.3 Reactie op buien

De samenstelling van het water in de Vuursteentocht is het resultaat van een menging van diepe kwel met een vrij constante aanvoer met een zeer dynamische bijdrage van uitspoelwater vanuit de kavelsloten. Het kwelwater bevat hoge concentraties ammonium (gemiddeld ca. 20 mg/L $\text{NH}_4\text{-N}$) en geen nitraat. Het uitspoelingswater dat voornamelijk via drains en vervolgens via de kavelsloten naar de tocht stroomt bevat juist nauwelijks ammonium (<1 mg/L $\text{NH}_4\text{-N}$), maar wel nitraat (rond de 10 mg/L $\text{NO}_3\text{-N}$). In droge perioden neemt het aandeel kwelwater in de Vuursteentocht langzaam toe. Dit gaat gepaard met een afname in de nitraatconcentratie en een toename in de ammoniumconcentratie.

Ook de EC neemt in zo'n droge periode langzaam toe, doordat het kwelwater brak is. Tijdens een flinke bui kan de samenstelling van de Vuursteentocht snel veranderen. De nitraatrijke afvoer vanuit de kavelsloten drukt het oude water dan het gebied uit. In figuur B5.3 en B5.4 is de reactie van de concentraties ammonium en nitraat afgebeeld voor een bui in het voorjaar (eind april/begin mei) en een bui in het najaar (oktober). In beide gevallen stijgt de nitraatconcentratie van ca. 1 mg/L $\text{NO}_3\text{-N}$ naar een piek van 10-13 mg/L $\text{NO}_3\text{-N}$, om daarna geleidelijk weer af te nemen. De ammoniumconcentratie daalt tijdens de bui juist van 7-10 mg/L $\text{NH}_4\text{-N}$ naar 0,5-1 mg/L $\text{NH}_4\text{-N}$. Het verschil tussen droge en natte omstandigheden en consequenties voor de nitraat- en ammoniumconcentraties zijn conceptueel weergegeven in figuur B5.5.

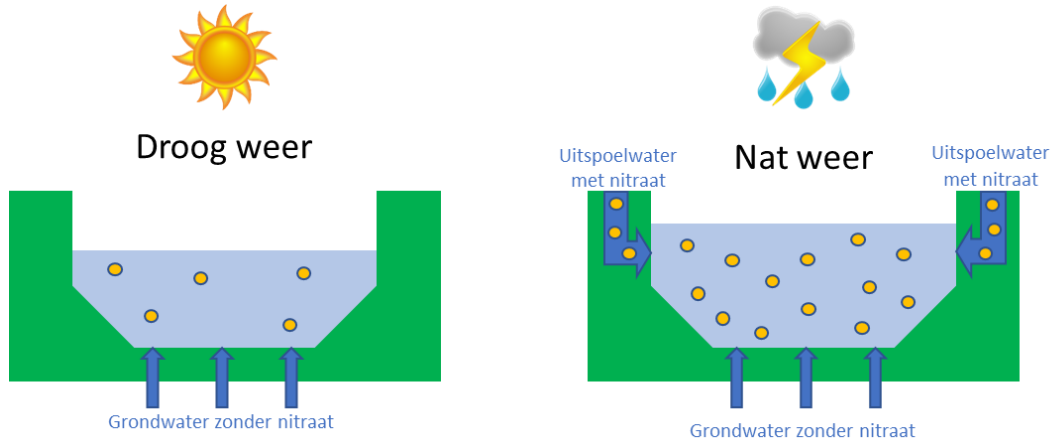


Figuur B5.3 Reactie van de afvoer, nitraat- en ammoniumconcentraties op een bui eind april/begin mei .

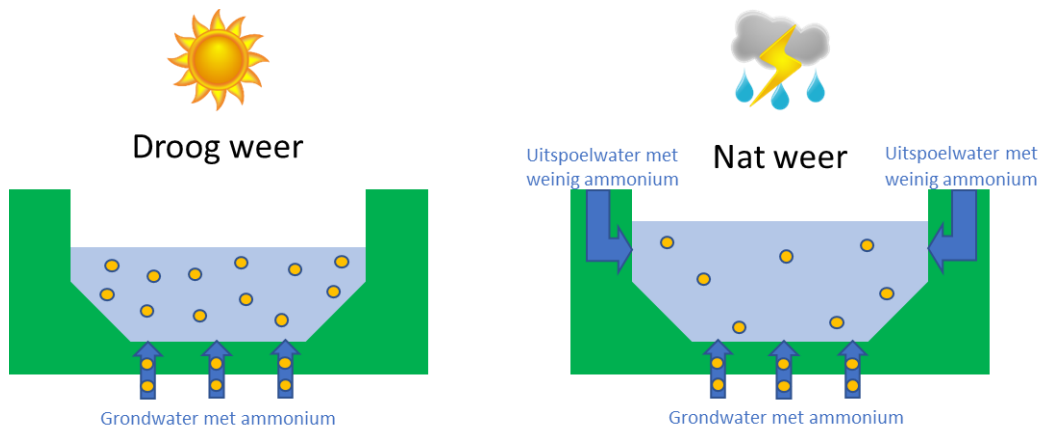


Figuur B5.4 Reactie van de afvoer en de nitraat- en ammoniumconcentraties op een bui in oktober 2021.

Nitraat



Ammonium



Figuur B5.5 Conceptuele weergave van de nitraat- en ammoniumdynamiek in de Vuursteentocht.

5.4 Dag-nachtritmes

Vanaf maart tot en met oktober laten de continue metingen in meer of mindere mate dag-nachtritmes zien in de concentraties ammonium en nitraat. Deze dag-nachtritmes zijn niet veroorzaakt door temperatuurgevoeligheid in de meetinstrumenten. De auto-analyser voor ammonium brengt het monster voorafgaand aan de meting op een vaste temperatuur. De UV-sensor voor nitraat heeft een zeer beperkte temperatuurgevoeligheid (Hooijboer et al., 2021).³

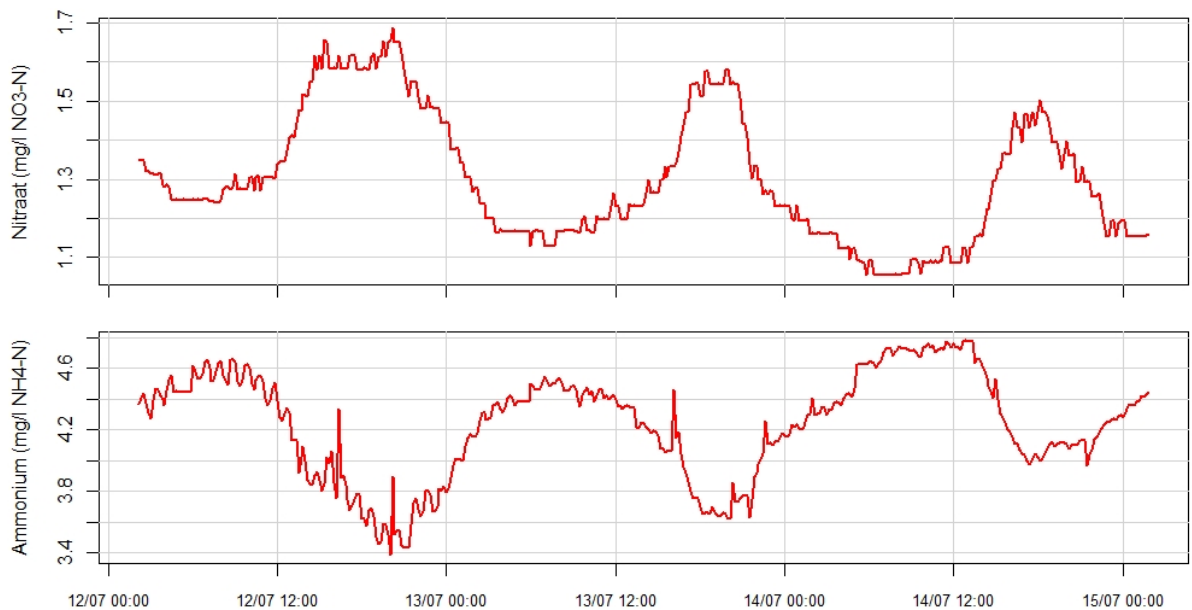
Als voorbeeld voor de dag-nachtritmes in figuur B5.6 de meetreeks gedurende drie droge dagen in juli weergegeven. De nettoafvoer en stroomsnelheden in de tochten zijn in die periode beperkt. De nitraatconcentraties bereiken hun laagste waarden rond 06.00 uur en de hoogste waarden rond 18.00 uur. Voor ammonium is het ritme andersom; de hoogste waarden liggen rond 06.00 uur en de laagste waarden rond 18.00 uur. In dit voorbeeld voor juli bedraagt het verschil tussen de hoogste en laagste nitraatconcentraties ongeveer 0,4 mg/L $\text{NO}_3\text{-N}$. Voor ammonium is de amplitude met ongeveer 1 mg/L $\text{NH}_4\text{-N}$ wat groter.

De dag-nachtritmes zijn te verklaren door de omzetting van ammonium naar nitraat (nitrificatie) gedurende de dag. Mogelijk wordt ammonium voor een deel ook direct opgenomen. Ondanks de aanvoer van ammonium vanuit kwel zorgen de omzetting en opname voor een afname van de ammoniumconcentraties gedurende de dag. Het gevormde nitraat wordt vervolgens grotendeels weer

³ Hooijboer, A., E. Tenner, J. Rozemeijer, 2021. WaterSNIP Meetcampagne Nitraatsensoren Een vergelijking van acht verschillende sensoren die hoogfrequent nitraat meten in oppervlaktewater. RIVM-rapport 2021-0141.

opgenomen en/of omgezet in stikstofgas (denitrificatie). Deze consumptie van het gevormde nitraat zorgt voor de kleinere amplitude en voor een afname van de nitraatconcentraties in de avond en nacht. De ammoniumconcentratie kan zich in de avond en nacht juist weer herstellen door de verminderde omzetting en de doorgaande aanvoer vanuit kwel.

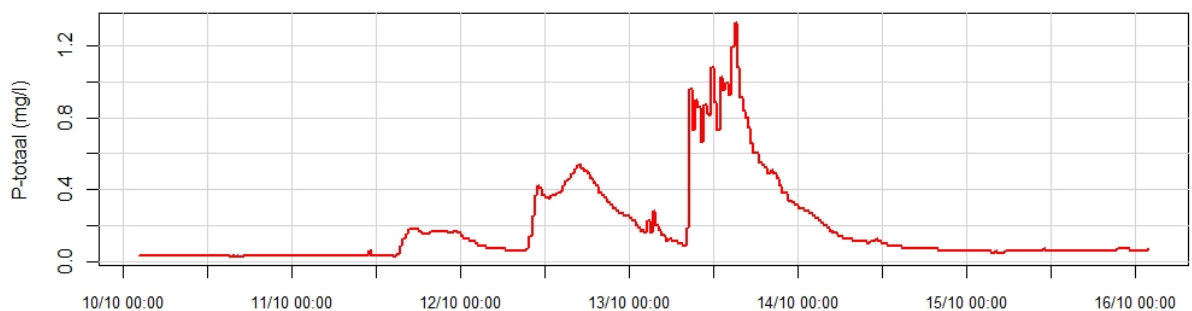
Als we ervan uitgaan dat het gevormde nitraat wordt opgenomen of gedenitrificeerd, is de fluctuatie in de ammoniumconcentraties bepalend voor de hoeveelheid retentie van stikstof. Voor de getoonde periode wordt ongeveer 25% van het ammonium omgezet naar nitraat of direct opgenomen. Ondanks deze retentie is er de gehele zomer voldoende ammonium aanwezig vanuit het kwelwater.



Figuur B5.6 Voorbeeld van dag-nachtritmes in nitraat- en ammoniumconcentraties in de Vuursteentocht (juli 2021).

5.5 Fosfaatpieken tijdens maaiwerkzaamheden

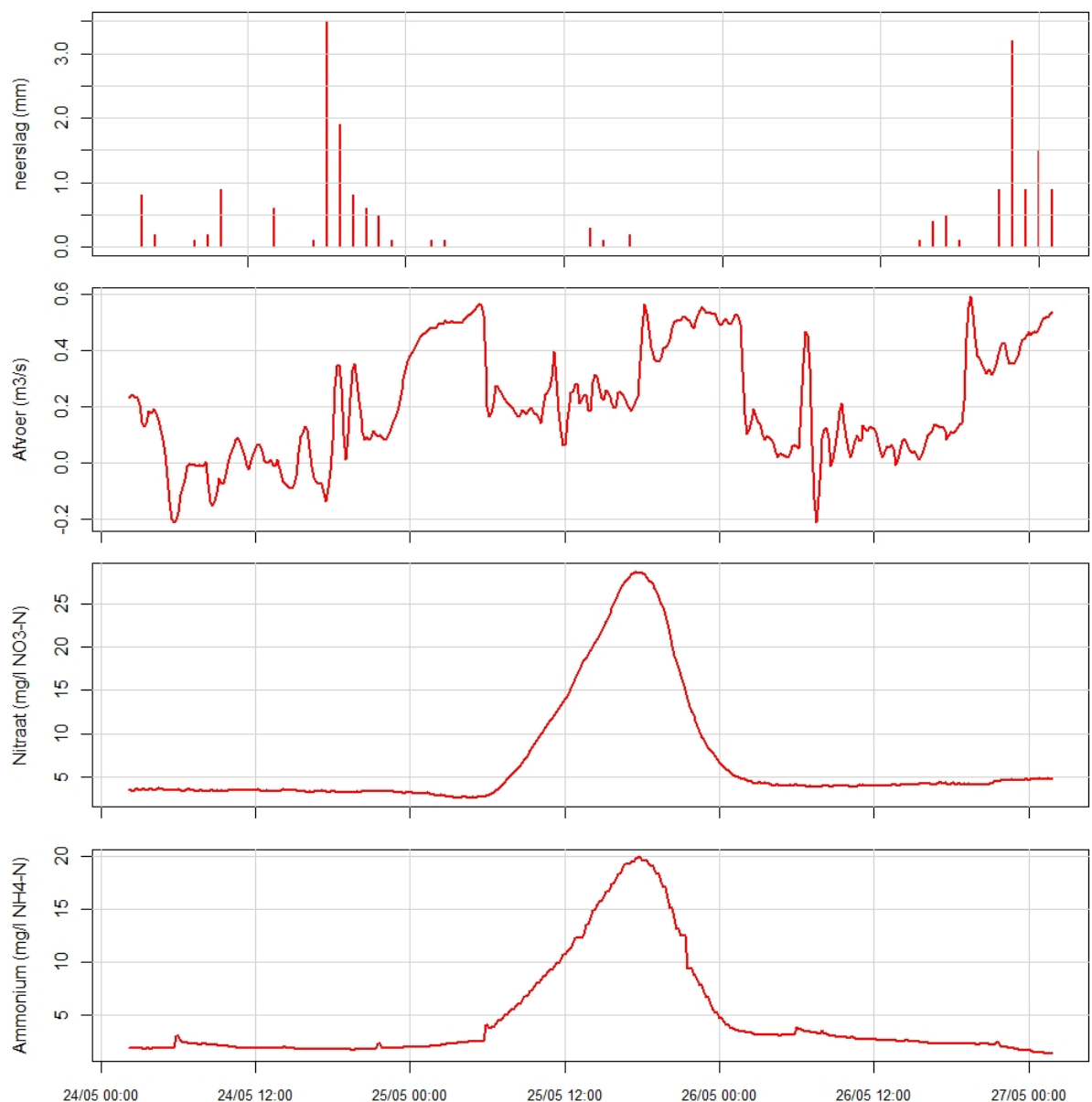
De fosforconcentraties hebben in 2021 geen duidelijke concentratiepieken laten zien als gevolg van buien. Ook is er in de zomerperiode geen verhoogde concentratie als gevolg van nalevering vanuit de waterbodem vastgesteld. Wel zijn de fosfaatconcentraties in de winterperiode iets verhoogd ten opzichte van de zomer. Dat er wel veel fosfaat in de waterbodem aanwezig is, werd duidelijk tijdens maaiwerkzaamheden in de Vuursteentocht in oktober. Gedurende drie achtereenvolgende dagen is de onderwatervegetatie uit de tochten verwijderd. Dit is de enige periode met duidelijke pieken in de fosfaatconcentraties tot 1,3 mg/L (figuur B5.7). Bij het verwijderen van de vegetatie wordt veel fosfaatrijk sediment opgewerveld, wat voor deze concentratiepieken zorgt. Door de korte duur van de concentratiepieken en de beperkte afvoer is de vracht beperkt; ca. 4,4 kg P over drie dagen, wat ca. 1% van de jaarvracht is. De concentratiepieken voor fosfaat gingen gepaard met zeer lage zuurstofconcentraties en mogelijk zuurstofloosheid.



Figuur B5.7 Pieken in fosfaatconcentraties tijdens maaiwerkzaamheden in de Vuursteentocht.

5.6 Nitraat en ammoniumpiek door een directe lozing

Op 25 mei is een piek in de nitraat- en ammoniumconcentraties vastgelegd die sterk afwijkt van de reguliere dynamiek in de concentraties (figuur B5.8). Op het moment van de concentratiepiek is er nauwelijks neerslag en ook geen piek in de afvoer. Hiernaast laten nitraat en ammonium synchroon een piek zien, waar ze als reactie op buien juist een tegengesteld patroon hebben. De concentratiepieken op 25 mei zijn ook min of meer symmetrisch. Na buien zijn de pieken in nitraatconcentraties en de dalen in de ammoniumconcentraties juist sterk asymmetrisch; tijdens de bui veranderen de concentraties snel en na de bui neemt de nitraatconcentratie langzaam weer af en de ammoniumconcentratie langzaam toe. Ten slotte zijn de concentraties tijdens de piek in mei de hoogste van de gehele meetreeks (nitraat tot 28 mg/L $\text{NO}_3\text{-N}$ en ammonium tot 20 mg/L $\text{NH}_4\text{-N}$).



Figuur B5.8 Neerslag, afvoer en nitraat- en ammoniumconcentraties van 24 tot 27 mei 2021 met een concentratiepiek als gevolg van een directe lozing.

Gezien de afwijkende eigenschappen van de concentratiepiek op 25 mei is het vermoeden dat het hier om een directe en zeer lokale input van nutriënten in de Vuursteentocht gaat. Bij een korte puntlozing ontstaat door dispersie een symmetrische concentratiepiek. Dispersie betekent dat een deel van het water in de tocht sneller stroomt dan de gemiddelde stroomsnelheid en een evenredig deel langzamer.

De totale vracht tijdens de piek was ca. 358 kg NO₃-N en ca. 265 kg NH₄-N. Het vermoeden van een directe lozing is versterkt door het aantreffen van resten organische mest bij de duiker van de Elandweg, ongeveer 2 km bovenstrooms van de meetlocatie (figuur B5.9).



Figuur B5.9 Resten organische mest aangetroffen bij de duiker van de Elandweg enkele dagen na de nitraat- en ammoniumpiek van 25 mei.

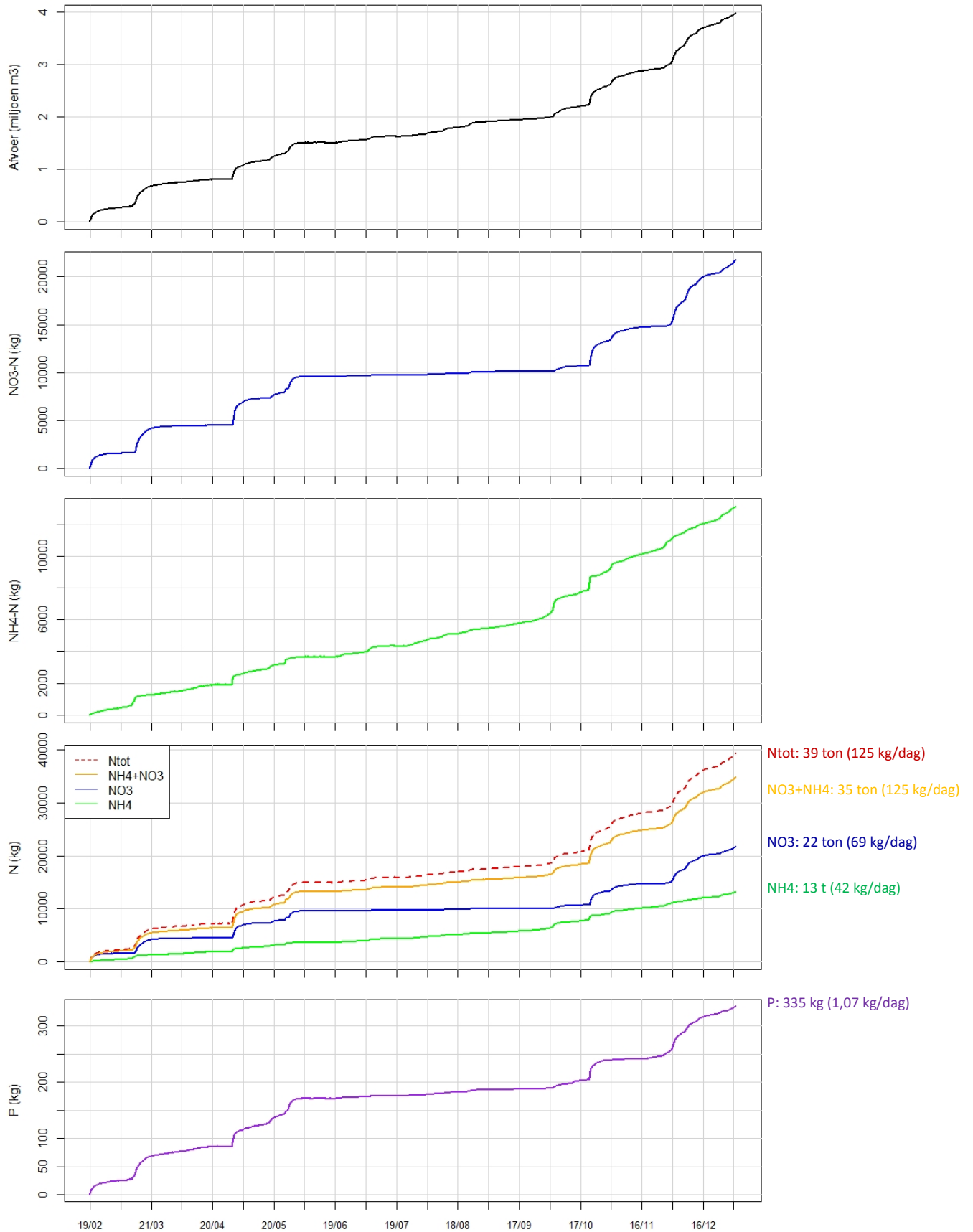
5.7 Vrachten

Op basis van de continue sensormetingen van concentraties en afvoer kan een vrij nauwkeurige inschatting van de vrachten gemaakt worden. De cumulatieve afvoer en nutriëntenvrachten voor de periode van 19 februari tot 31 december 2021 (317 dagen) zijn weergegeven in figuur B5.10. De totale afvoer over deze periode was bijna 4 miljoen m³. De stikstofvracht in de vorm van nitraat was ca. 22 ton (69 kg/dag). De totale stikstofvracht in de vorm van ammonium was ca. 13 ton (41 kg/dag). Om ook een inschatting te maken van de totale stikstofvracht is op basis van de tweewekelijkse conventionele metingen de hoeveelheid N-organisch bepaald. De schatting van de totale stikstofvracht komt uit op ca. 39 ton (124 kg/dag). Per hectare komt dit neer op een stikstofvracht van 30 kg. Van deze totaal-stikstofvracht is ca. 57% in de vorm van nitraat, ca.33% in de vorm van ammonium en ca. 10% in de vorm van organisch N. De nitraatvracht is voornamelijk afkomstig van de uitspoeling vanuit percelen naar de drains en kavelsloten. De ammoniumvracht is voornamelijk afkomstig vanuit kwel (achtergrondbelasting).

Voor ammonium valt op dat de lijn met de cumulatieve vracht vrij gelijkmatig oploopt. Dit duidt op een vrij constante toevoer van ammonium via het kwelwater. Wel loopt de lijn in het vroege voorjaar en in het najaar steiler (hogere vrachten) dan in de periode van mei tot en met september. De lagere vrachten in de zomerperiode zijn het gevolg van de opname en omzetting van ammonium door biochemische processen.

De nitraatvrachten zijn veel variabelere dan de ammoniumvrachten. In natte perioden gaat zowel de afvoer als de nitraatconcentratie omhoog, wat leidt tot extra hoge nitraatvrachten. In droge perioden is er regelmatig nauwelijks afvoer van stikstof in de vorm van nitraat (de cumulatieve lijn loopt dan horizontaal). De afvoer gaat het hele jaar wel door, maar de nitraatconcentraties gaan in langere droge perioden naar 0 mg/L. Over het zomerhalfjaar als geheel (april tot en met september) is de stikstofvracht ca. 12 ton (64 kg/dag), waarvan ca. 48% in de vorm van nitraat en ca. 40% in de vorm van ammonium.

De totale fosforvracht voor 19 februari tot en met 31 december 2021 is ingeschat op 335 kg (ca. 1,06 kg/dag). De vracht vindt vooral in het voorjaar en najaar plaats als de fosforconcentraties hoger zijn dan in de zomerperiode. De grootste vrachten vinden plaats tijdens afvoergolven. De concentraties zijn tijdens die afvoerpieken niet toegenomen, de grotere vracht is toe te schrijven aan de grotere afvoer.



Figuur B5.10 Cumulatieve afvoer en nutriëntenvrachten van 19 februari tot en met 31 december 2021. Let op: het organisch-N deel in de N-totaal vracht is niet continu gemeten, maar ingeschat op basis van tweewekelijkse monsternamen.

6 Risicofactoren voor nutriëntenverliezen vanuit remote sensing

6.1 Introductie

Vanuit de Kennisimpuls Nutriëntenmaatregelen is via een stageonderzoek een verkenning gedaan naar het gebruik van satellietbeelden voor het in kaart brengen van risicofactoren voor nutriëntenverliezen (plasvorming en kale plekken) op landbouwpercelen. Het stageonderzoek is uitgevoerd door Elissavet Antonopoulou en werd begeleid door dr. Wiebe Nijland (Universiteit Utrecht) en dr. Joachim Rozemeijer (Deltares). Deze notitie geeft een korte samenvatting van de achtergronden en de resultaten van het onderzoek. Voor de details verwijzen we naar het Engelstalige stagerapport (Antonopoulou, 2020).⁴

6.2 Achtergrond en aanleiding

Met de huidige generatie satellieten (Sentinel) is het ruimtelijke detail van de beelden zodanig dat ze informatie op perceelschaal opleveren. In Nederland worden deze gedetailleerde satellietbeelden al ingezet in bijvoorbeeld de GroenMonitor (WUR) en Boer&Bunder (DACOM). Andere overheden maken in pilots ook gebruik van satellietbeelden voor bijvoorbeeld het schouwen van sloten (waterschappen) en het controleren van plas-dras-subsidies (RVO) en het controleren op vanggewas (NVWA). Ook de overheid in het Verenigd Koninkrijk (Defra) past aardobservatie toe voor het in beeld brengen van de goede landbouwpraktijk. Binnen dit onderzoek is gekeken of risicofactoren voor nutriëntenverliezen met satellietbeelden te karteren zijn. In eerste instantie is dit gericht op plasvorming, gewasbedekking en kale plekken op percelen. Enkele voor- en nadelen van satellietbeelden ten opzichte van andere mogelijkheden voor aardobservatie zijn weergegeven in tabel B1.1.

Plasvorming is in Nederland een indicatie voor het optreden van oppervlakkige afstroming, wat een risico vormt voor verliezen van nutriënten (vooral P) en organisch materiaal. Plasvorming duidt ook op bodemverdichting en een slechte structuur met verminderde sponswerking. Een goede bodemstructuur is van belang voor de vocht- en nutriëntenhuishouding, de biodiversiteit en de weerbaarheid tegen droogte, wateroverlast en gewasziektes en plagen.

Onbedekte percelen en kale plekken binnen percelen zijn een risicofactor voor nutriëntenverliezen, aangezien er geen gewasopname is en omdat de bodem makkelijker loslaat en erodeert bij oppervlakkige afstroming. Ook binnen de akkerbouw wordt daarom steeds meer gestreefd naar een jaarronde bodembedekking door het telen van vanggewassen, wintergewassen en groenbemesters.

6.3 Doel

Het doel van dit onderzoek was:





Kunnen we risicofactoren voor nutriëntenverliezen met satellietbeelden in kaart brengen voor de KINM pilotstroomgebieden Vuursteentocht en de Vinkenloop?

Daarbinnen heeft het onderzoek zich gericht op de volgende deelvragen:

- Zijn onbedekte percelen en kale plekken binnen begroeide percelen te detecteren met Sentinel-gegevens?
- Is plasvorming in de pilotgebieden te detecteren met Sentinel-gegevens?

⁴Antonopoulou, H.E. 2020, Risk factors for nutrient losses through Remote Sensing, Deltares

Tabel B1.1 Voor- en nadelen van verschillende type aardobservatie.

Type aardobservatie	Voordelen	Nadelen
Satelliet 	<ul style="list-style-type: none"> • Gratis (voor niet-commerciële missies) • Wereldwijde data • Regelmatige interval (bijv. 6 dagen voor Sentinel-1) • Gestandaardiseerde cloud opslag en beeldverwerking 	<ul style="list-style-type: none"> • Multispectrale beelden niet door wolken, radar wel • Relatief lage resolutie (tot 10 m voor Sentinel) • Tijdstip/locatie niet flexibel
Vliegtuig 	<ul style="list-style-type: none"> • Gerichte inzet (gebied/tijdstip) • Mogelijk voor groot gebied (~100km²) • Hoge resolutie mogelijk (dm schaal) 	<ul style="list-style-type: none"> • Duur • Niet overal kan/mag gevlogen worden op gewenste hoogte • Vaak eenmalig • Niet bij (lage) bewolking, harde wind • Milieuvriendelijk
Drone 	<ul style="list-style-type: none"> • Relatief goedkoop • Gerichte en flexibele inzet (gebied/tijdstip) • Hoge resolutie mogelijk (mm schaal) 	<ul style="list-style-type: none"> • Alleen kleine oppervlaktes (~1km²) • Niet bij harde wind • Niet overal mag gevlogen worden • Zware data-processing
Vaste camera 	<ul style="list-style-type: none"> • Relatief goedkoop • Continu beeld • Hoge resolutie (cm schaal) 	<ul style="list-style-type: none"> • Alleen kleine oppervlaktes (~1ha) • Investering vaste, hoge installatie en datatransfer • Weinig flexibel

6.4 Aanpak

Voor de Kennis Impuls-Nutriëntenmaatregelen pilot-stroomgebieden de Vuursteentocht (Flevoland) en de Vinkenloop (ZO-Brabant) zijn Sentinel-1- en -2-beelden (resolutie 10 m) verzameld, verwerkt en geanalyseerd. Voor de bewerking van de beelden is gebruikgemaakt van Google Earth Engine.

De Sentinel-1-missie (vanaf 2015) bestaat uit twee satellieten die SAR (Synthetic Aperture Radar) beelden verzamelen. Voor elke zes dagen is een beeld beschikbaar. Het voordeel van SAR is dat de beelden geen last hebben van bewolking. De Sentinel-2-missie (vanaf 2015) bestaat ook uit twee satellieten met optische multi-spectrale camera's (dertien spectrale banden). Voor elke twee-drie dagen is een beeld beschikbaar, maar alleen de beelden op wolkenvrije dagen zijn te gebruiken.

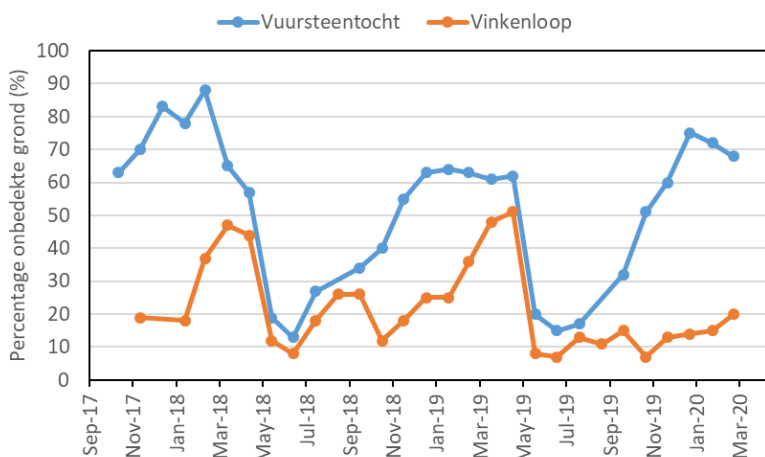
De detectie van onbedekte percelen en kale plekken binnen percelen is gedaan op basis van de NDVI (Normalized Difference Degetation Index). De NDVI is een specifieke combinatie van meetwaarden uit verschillende spectrale banden die veel gebruikt wordt voor vegetatiekartering. Voor de detectie van plassen zijn naast de NDVI nog twee andere indices gebruikt die meer gericht zijn op de detectie van wateroppervlakken, de NDWI ((Normalized Difference Water Index) en de MNDWI (Modification of Normalized Difference Water Index). Om ook op bewolkte dagen de ontwikkeling van plassen te kunnen volgen, is ook gebruikgemaakt van de SAR-beelden.

6.5 Resultaten

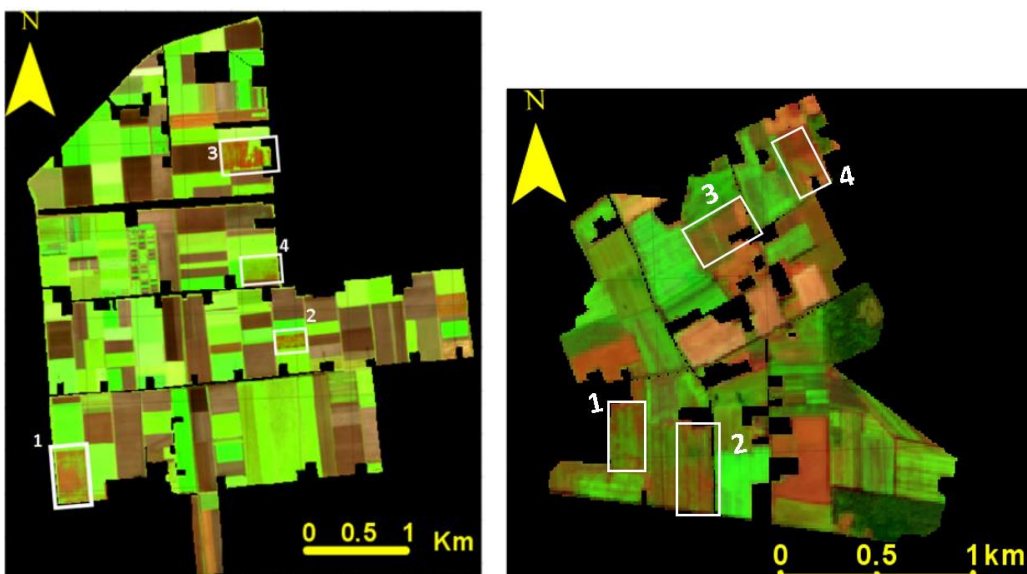
Onbedekte grond en kale plekken

In figuur B6.1 is het percentage onbedekte grond weergegeven voor de Vuursteentocht en de Vinkenloop in de periode najaar 2017 tot en met voorjaar 2020. Het aandeel onbedekte grond is in de Vuursteentocht hoger dan in de Vinkenloop. Ook het seizoensverloop verschilt; in de Vuursteentocht is in het najaar al veel grond onbedekt, terwijl het aandeel onbedekte grond in de Vinkenloop tot en met januari laag blijft. In beide gebieden neemt het aandeel onbedekte grond in mei het sterkst af en is in de periode juni-juli op het laagste niveau van 10-20%. Het verschil tussen de gebieden in het najaar hangt mogelijk samen met het grotere relatieve aandeel van grasland in de Vinkenloop en met een betere ontwikkeling van vanggewassen in het najaar.

Enkele voorbeelden van de detectie van kale plekken binnen begroeide percelen zijn weergegeven in figuur B6.2. In beide gebieden zijn vier percelen aangegeven waar dit voorkomt. De oorzaak van deze gedeeltelijke bedekking is niet bekend. Mogelijk is de bodemconditie op de kale delen van deze percelen minder goed en komt het (vang)gewas daar minder goed tot ontwikkeling. Het beeld in de Vinkenloop is van augustus 2018 en de droogte speelt daar mogelijk ook een rol.



Figuur B6.1 Percentage onbedekte percelen in de Vuursteentocht en de Vinkenloop.



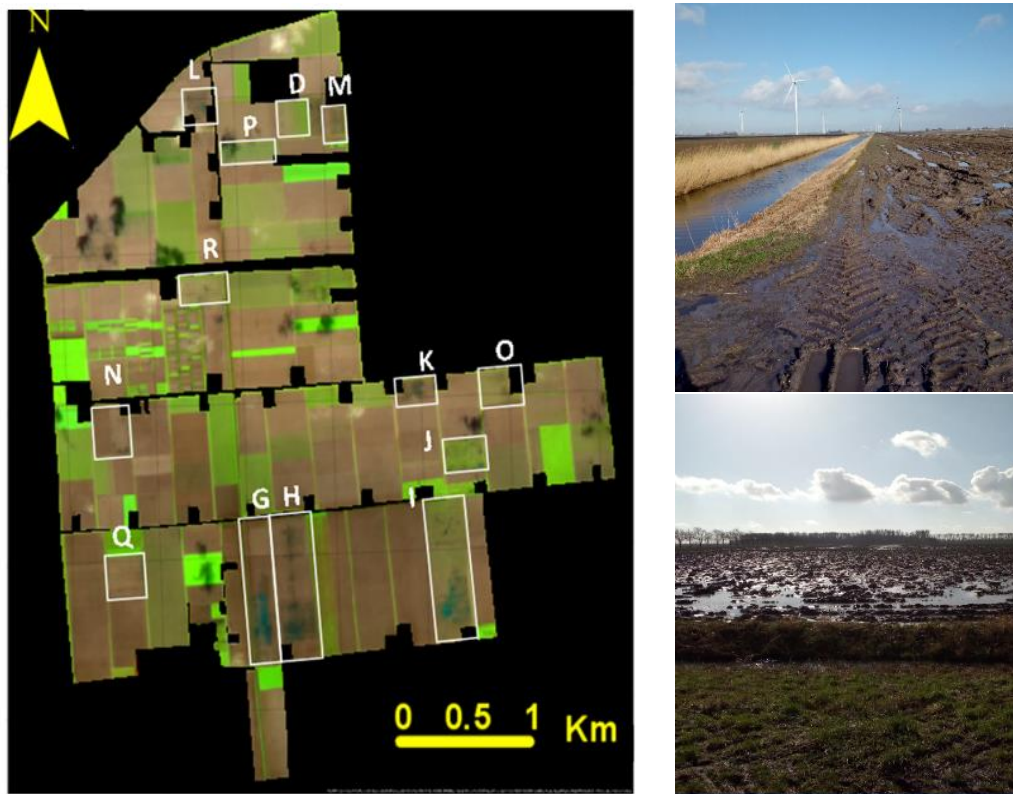
Figuur B6.2 Voorbeelden van detectie van plekken binnen bedekte percelen die minimaal één maand kaal bleven, vier gevallen per gebied (links Vuursteentocht 30 okt 2019, rechts Vinkenloop 6 aug 2018). Bruin is onbedekt, groen is bedekt.

Plasvorming

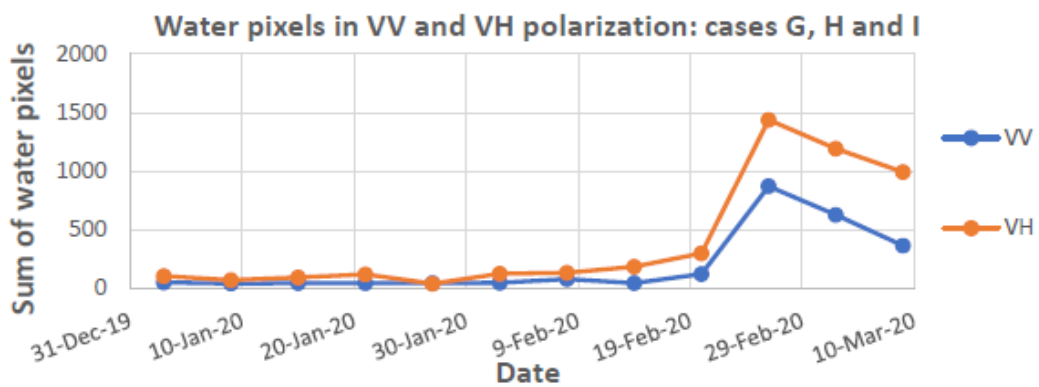
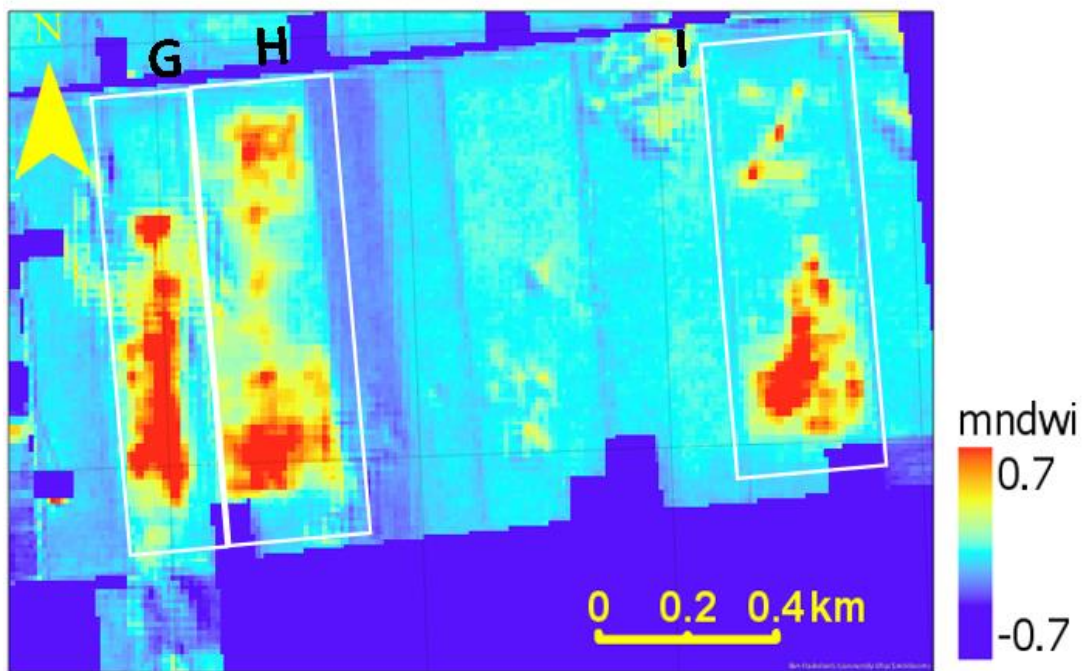
Voor de Vuursteentocht zijn voorbeelden van gedetecteerde plassen in het voorjaar van 2020 weergegeven in figuur B6.3. Ook gedeeltelijke plasvorming (bijvoorbeeld in rijsporen en tussen ruggen) is goed te detecteren. De plasvorming treedt op bij specifieke percelen zonder dat er een duidelijk ruimtelijk patroon is. Dat duidt erop dat vooral verschillen in landgebruik per perceel bepalen of er plasvorming optreedt of niet. Ook al is plasvorming op bedekte percelen goed waar te nemen (met de MNDWI), de plasvorming trad uitsluitend op onbedekte percelen op.

Figuur B6.4 toont het verloop van de plasvorming op percelen G, H en I. Dit verloop is gebaseerd op SAR-beelden. Deze radarbeelden hebben geen last van bewolking, waardoor er voor elke vijf dagen een beeld van het plassenoppervlak beschikbaar is.

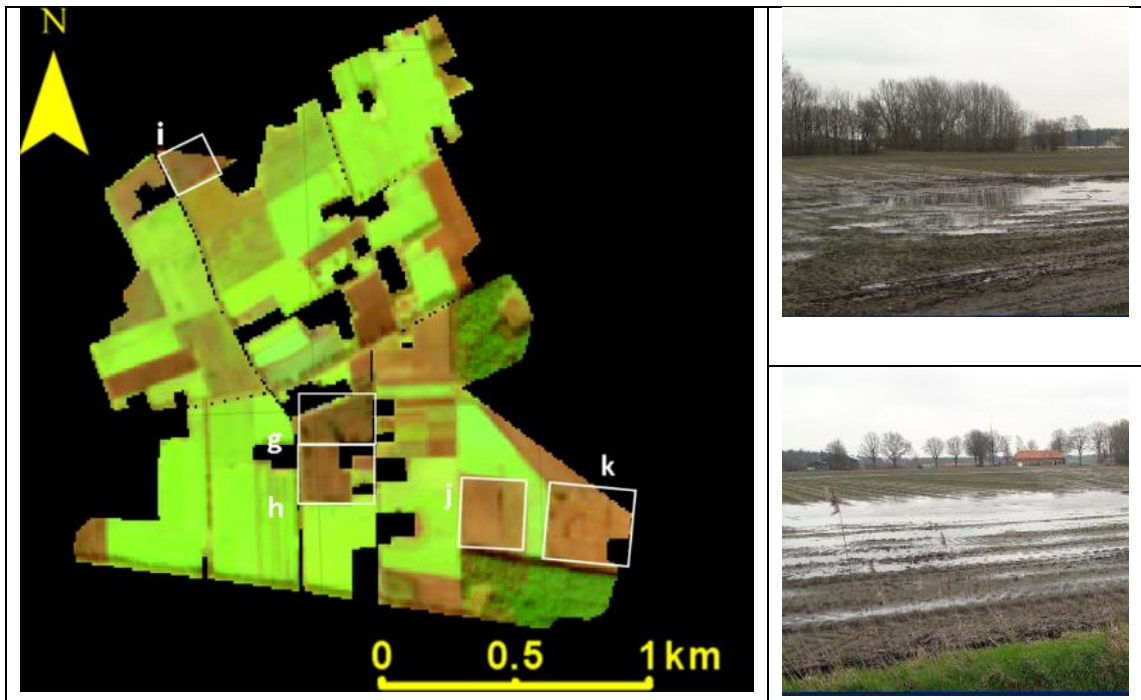
Voor de Vinkenloop zijn minder vaak plassen gedetecteerd met de optische beelden, waarschijnlijk doordat ze door de zandige ondergrond minder lang blijven bestaan. Als voorbeeld zijn de percelen met plasvorming in maart 2020 weergegeven in figuur B6.5. Ook in de Vinkenloop is het voorkomen van plassen perceel-specifiek en zonder een duidelijk ruimtelijk patroon. De plasvorming trad ook hier alleen op de onbedekte percelen op.



Figuur B6.3 Voorbeelden van detectie van plassen op het land in maart 2020 in de Vuursteentocht, satellietbeeld van 16 maart 2020 (bruin is onbedekt, groen is bedekt, blauw/turquoise is plasvorming, witte kaders geven blijvende plassen van november 2019 tot maart 2020 aan). Rechts veldfoto's van 3 maart 2020.



Figuur B6.4 Boven: detailbeeld van de MNSWI (Modification of Normalized Difference Water Index) op 3 maart 2020 voor percelen G, H en I. Onder: het verloop van de omvang van de plasvorming op percelen G, H en I op basis van SAR (VH en VV zijn verschillende polarisaties van de radarbeelden).



Figuur B6.5 Voorbeelden van detectie van plassen op het land in maart 2020 in de Vinkenloop, satellietbeeld van 18 maart 2020 (bruin is onbedekt, groen is bedekt, blauw/turquoise is plasvorming, witte kaders geven blijvende plassen van november 2019 tot maart 2020 aan). Rechts veldfoto's van 5 maart 2020.

6.6 Conclusies

De resultaten van dit onderzoek laten zien dat het goed mogelijk is om onbedekte percelen, kale plekken binnen percelen en plasvorming te detecteren met Sentinel-satellietbeelden. Dit resultaat biedt perspectief voor agrariërs en overheden om satellietinformatie in te zetten voor:

- het volgen van de bodembedekking en de inzet van vanggewassen in landbouwgebieden;
- de detectie van percelen met veel plasvorming als gevolg van een slechte bodemstructuur;
- het relateren van plasvorming aan het landbouwkundig handelen op deze percelen (handelingsperspectief);
- de detectie van verschillen in gewasbedekking en plasvorming binnen percelen.

Op percelen met plasvorming, onbedekte percelen en percelen met kale plekke is het risico op extra nutriëntenverliezen groot, wat zowel ongunstig is voor de agrariër als voor de kwaliteit van het ontvangende grond- en oppervlaktewater.

7 Resultaten SorbiCells

7.1 Passive sampling

Binnen de Kennisimpuls Nutriëntenmaatregelen is geëxperimenteerd met SorbiCells, een passieve sampling-meetmethode waarmee gemiddelde concentraties van nutriënten en andere stoffen gemeten kunnen worden. Vooral bij sterk variërende concentraties geven gemiddelde concentratiemetingen meestal een beter beeld dan de momentopnames bij conventionele bemonstering (Rozemeijer et al., 2010). Het doel van de inzet van SorbiCells was om te onderzoeken of deze methode meerwaarde biedt ten opzichte van conventionele meetmethoden binnen een meetprogramma voor de gebiedsgerichte aanpak van nutriënten.

In deze memo beschrijven we de methode, de inzet in de pilotgebieden, de resultaten en we sluiten af met conclusies.

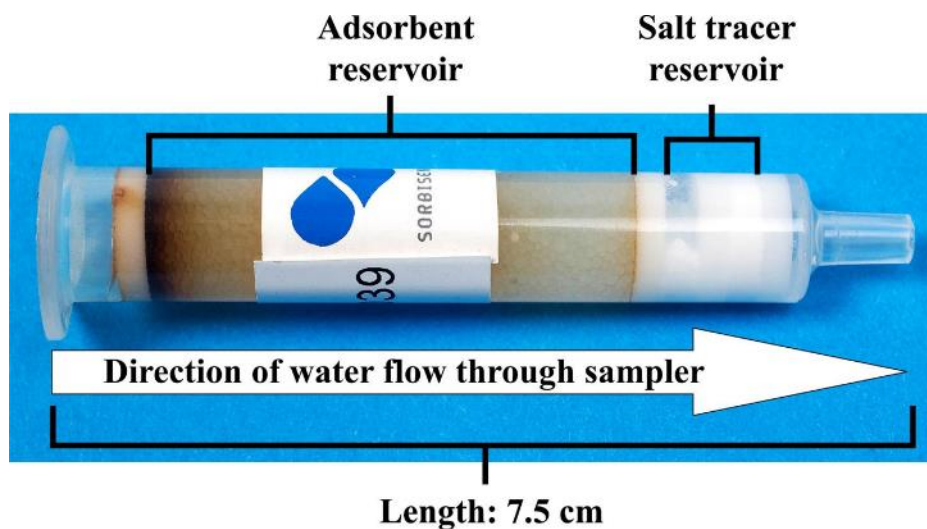
7.2 Methoden

Passive sampling is een verzamelnaam voor meettechnieken waarbij een medium gedurende een langere periode aan water wordt blootgesteld en waarop of waarin stoffen kunnen accumuleren. Dit maakt het mogelijk om tijd-geïntegreerde metingen te doen over de installatieperiode van de sampler.

Passive sampling wordt momenteel voornamelijk toegepast voor het meten van gewasbeschermingsmiddelen, organische verontreinigingen en geneesmiddelen. Voor nutriënten is passieve sampling minder gebruikelijk, maar sinds enkele jaren wel mogelijk met de door het Deense bedrijf SorbiSense ontwikkelde SorbiCells (De Jonge & Rothenberg, 2005).

De SorbiCell bestaat uit twee compartimenten waar een deel van het te bemonsteren water langzaam doorheen stroomt: een adsorbent reservoir en een tracer reservoir (figuur B7.1). Terwijl het monster door de SorbiCell sijpelt, wordt de te meten stof vastgelegd in het adsorbent reservoir. Vervolgens stroomt het water door een tracer reservoir, waarin een zout met een bekende oplosbaarheid wordt opgelost. Na de bemonsteringsperiode wordt de SorbiCell gewisseld en meegenomen naar het laboratorium. Hier wordt de te meten stof geëxtraheerd uit het adsorbent en geanalyseerd. Dit levert de totale hoeveelheid (massa) van de stof in het bemonsterde water op. Tevens wordt aan de hand van de gewichtsafname gemeten hoeveel zout er uit het tracer reservoir is opgelost, wat een nauwkeurige maat is voor het volume van het bemonsterde water. Uit deze twee getallen (massa en volume) wordt een gemiddelde concentratie in het bemonsterde water over de installatieperiode berekend. In tegenstelling tot andere passieve sampling-technieken is de SorbiCell niet gebaseerd op min of meer constante diffusie of absorptie, maar op advectieve stroming door de sampler. Dit principe maakt de SorbiCell bij uitstek geschikt voor het meten van representatieve gemiddelde concentraties in water met variabele concentraties.

Een nadeel van SorbiCells ten opzichte van sensoren en auto-analysers is dat er geen informatie over de variabiliteit van de concentraties binnen de bemonsteringsperiode wordt verkregen. SorbiCells zijn echter veel eenvoudiger op veel locaties te installeren en er is geen elektriciteit nodig. De analysekosten van SorbiCell-metingen zijn vergelijkbaar met de analysekosten voor steekmonsters. De particuliere fractie die wordt meegenomen bij de SorbiCell-metingen is afhankelijk van de poriegrootte van het filter bij de instroomopening (links in figuur B7.1). Deze poriegrootte kan worden gevarieerd en de fractie die de SorbiCell in kan, wordt meegenomen in de meting.



Figuur B7.1 Basiscomponenten van een SorbiCell.

De SorbiCells worden in oppervlaktewater geïnstalleerd door ze te bevestigen in een reservoir (zie figuur B7.2). Deze reservoirs zijn verzwaard aan de onderkant en worden op circa 50 cm onder de waterspiegel of op de bodem geïnstalleerd. Het reservoir wordt op luchtdruk gehouden via een luchtslang. Door de waterdruk boven het reservoir kan water via de SorbiCell het reservoir indruppelen. Binnen dit project zijn de SorbiCell-reservoirs opgehangen aan sensormeetpalen van het waterschap.



Figuur B7.2 Reservoirs waarin de SorbiCells bevestigd worden.

De Flowcap is een installatiemethode voor SorbiCells aan drains, die het ook mogelijk maakt om debiet-proportionele gemiddelde concentraties en vrachten te meten (Vendelboe et al., 2016). Door het water uit bijvoorbeeld een drain op te vangen in een buis met een uitstroomopening in een Sutro-profiel (Eiffeltoren-vorm), wordt een debiet-proportioneel deel van de totale waterstroom bemonsterd door de SorbiCells (figuur B7.3).



Figuur B7.3 Flowcap geïnstalleerd aan een verzameldrain voor het meten van vrachten.

De SorbiCells zijn in duplo geplaatst op vier locaties in de Vuursteentocht en op vier locaties in de Vinkenloop waar ook regelmatig op conventionele manier de waterkwaliteit werd bemonsterd. Vanaf september 2020 tot en met maart 2021 zijn de SorbiCells steeds na een maand verwisseld. In verband met strenge vorst duurde de installatieperiode in januari tot februari één week langer. Bij het verwisselen van de SorbiCells is steeds het in het reservoir opgevangen watervolume gemeten met een maatcilinder. Bij een te hoog volume (> 450 ml) is het reservoir iets hoger opgehangen om de waterdruk te verminderen. Het reservoir heeft een volume van 500 ml en zodra dat bereikt is, stopt de doorstroming van de SorbiCell. Bij een te laag bemonsterd volume (< 150 ml) wordt de concentratiemeting minder betrouwbaar. Lage veldvolumes kwamen alleen voor bij de Vinkenloop, waar de reservoirs niet dieper konden, aangezien ze al op de bodem stonden. In de Vuursteentocht is één reservoir verloren gegaan, waarschijnlijk door plantenresten die na maaierwerkzaamheden achter de staalraad bleven hangen.

In de Vuursteentocht zijn de SorbiCells ook op perceelschaal ingezet voor metingen aan drainagebuizen. Aan zes individuele drains zijn Flowcaps geplaatst met daarin twee SorbiCells met verschillende weerstanden. Drains kunnen namelijk gedurende de meetperiode heel veel water afvoeren of juist helemaal geen. Door het gebruik van twee weerstanden, zal er altijd één SorbiCell zijn waarvoor het doorstroomde watervolume binnen het juiste meetbereik valt. Helaas zijn in de eerste meetperiode alleen SorbiCells met lage weerstand geplaatst: NIP 998. In de tweede periode alleen SorbiCells met hoge weerstand: NIP 090. In deze perioden zijn dus echte duplo's uitgevoerd. In de daaropvolgende perioden zijn wel beide weerstanden in elke Flowcap gebruikt.

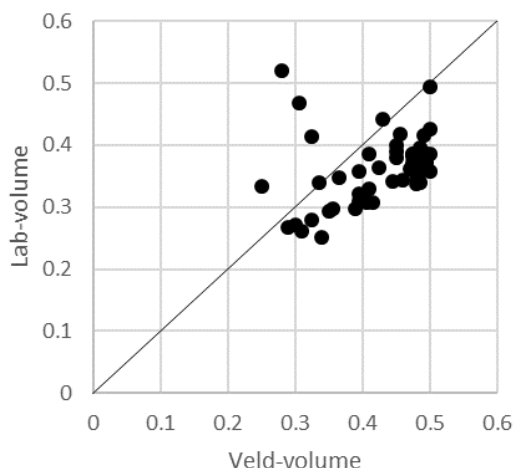


Figuur B7.4 Flowcap geïnstalleerd aan individuele drain op een perceel in de Vuursteentocht.

7.3 Resultaten Vuursteentocht oppervlaktewater

Lab-volume versus veldvolume

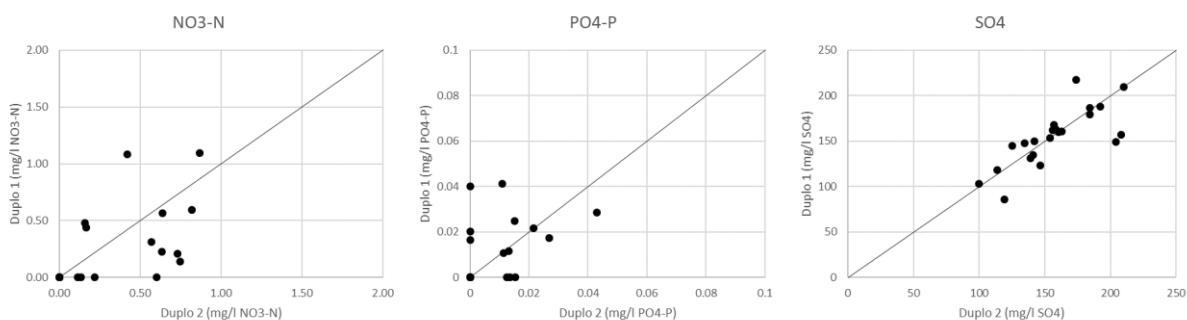
Het watervolume dat door de SorbiCells bemonsterd is, wordt in het laboratorium gemeten door de hoeveelheid overgebleven tracer zout te wegen (lab-volume) en in het veld door het watervolume in de reservoirs te meten (veldvolume). Beide volumes zijn voor de Vuursteentocht uitgezet in figuur B7.5. In de meeste gevallen liggen de punten iets onder de een-op-eenlijn en zijn de lab-volumes wat lager dan de veldvolumes. De volumes liggen bijna altijd boven de 300 ml, wat ruim voldoende is voor een betrouwbare concentratiemeting. Bij enkele metingen was het veldvolume 500 ml. Het reservoir is dan vol en de laatste dagen van de installatieperiode zijn dan niet meer meegenomen.



Figuur B7.5 Watervolumes Vuursteentocht vastgesteld in het laboratorium (op basis van het tracerzout) en in het veld door de hoeveelheid water in het reservoir te meten.

Duplo-metingen

Op alle locaties zijn de SorbiCell-metingen in duplo gedaan. In figuur B7.6 zijn de resultaten van de duplo-metingen tegen elkaar uitgezet. Voor NO_3 en PO_4 zijn de afwijkingen groot. De gemeten concentraties zijn ook erg laag en vaak in de buurt van de detectielimiet. Voor SO_4 zijn de concentraties veel hoger en liggen de duplo-metingen wel redelijk goed langs de een-op-eenlijn.



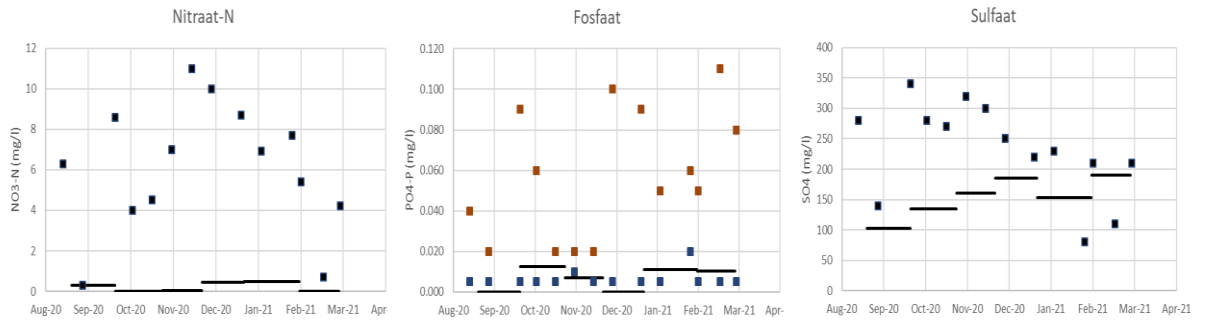
Figuur B7.6 Resultaten van de duplo-metingen in de Vuursteentocht tegen elkaar uitgezet.

SorbiCell versus conventionele metingen

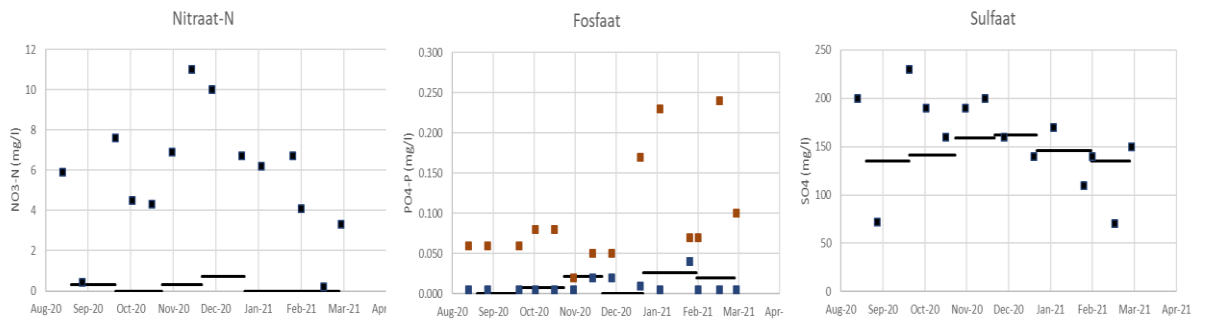
Op alle locaties in de Vuursteentocht met SorbiCells zijn door Waterschap Zuiderzeeland ook monsters genomen. In figuur B7.7 tot en met B7.10 zijn de SorbiCell-metresultaten vergeleken met de conventionele laboratoriummetingen. De met SorbiCell gemeten concentraties zijn in deze figuren weergegeven als een streep over de installatieperiode. De conventionele metingen zijn als punten weergegeven en bij fosfaat zijn voor ortho-fosfaat blauwe punten en voor totaal-fosfaat rode punten gebruikt.

Voor nitraat is te zien dat de concentraties die met de SorbiCells gemeten zijn in alle gevallen veel lager zijn dan de conventionele metingen. Voor fosfaat liggen de SorbiCell-concentraties op het

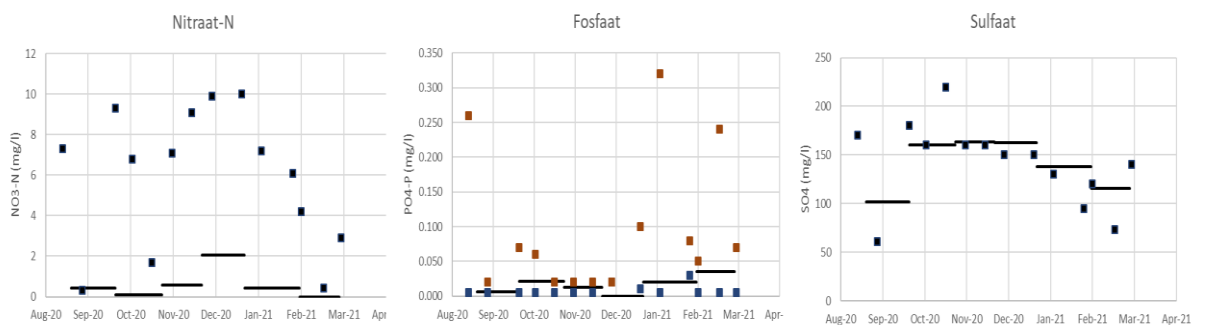
niveau van de ortho-fosfaatconcentraties die met conventionele metingen bepaald zijn. Deze concentraties zijn wel gedurende de gehele meetperiode en op alle locaties erg laag en vaak ook onder de detectielimiet. Voor sulfaat liggen de SorbiCell-metingen bij het uitstroompunt (Figuur B7.7) en in de Overijsselse tocht (figuur B7.10) in het najaar lager dan de conventionele metingen, terwijl ze in het voorjaar wel op hetzelfde niveau zitten. Op de andere meetlocaties, waar de sulfaatconcentraties lager zijn, liggen de SorbiCell-metingen en de conventionele metingen op hetzelfde niveau.



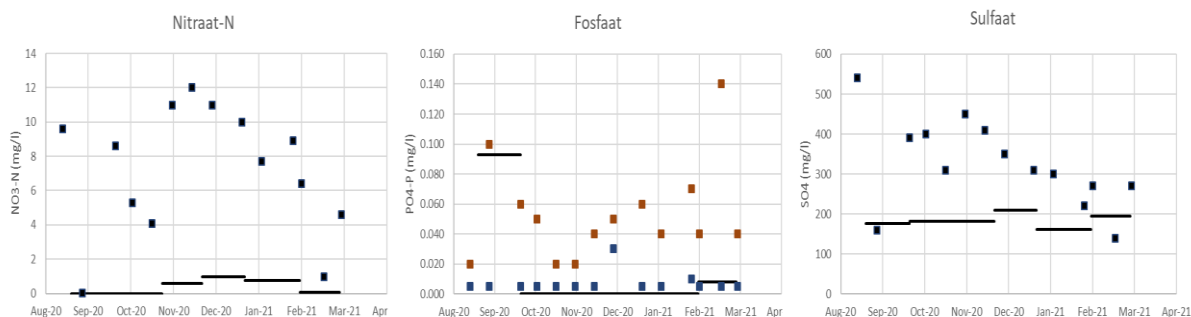
Figuur B7.7 SorbiCell-metingen (strepes) en conventionele metingen (punten) voor het uitstroompunt Vuursteentocht duiker Wisentweg. Voor Fosfor is ortho-fosfaat weergegeven als blauwe punten en totaal-fosfaat als rode punten.



Figuur B7.8 SorbiCell-metingen (strepes) en lab-metingen (punten) voor Vuursteentocht duiker Elandweg. Voor Fosfor is ortho-fosfaat weergegeven als blauwe punten en totaal-fosfaat als rode punten.



Figuur B7.9 SorbiCell-metingen (strepes) en lab-metingen (punten) voor Vuursteentocht duiker Overijsselseweg N307. Voor Fosfor is ortho-fosfaat weergegeven als blauwe punten en totaal-fosfaat als rode punten.

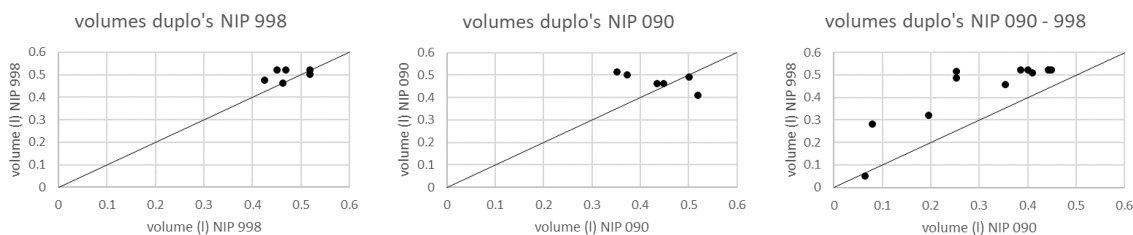


Figuur B7.10 SorbiCell-metingen (strepen) en lab-metingen (punten) voor Overijsselse tocht. Voor Fosfor is ortho-fosfaat weergegeven als blauwe punten en totaal-fosfaat als rode punten.

7.4 Resultaten Vuursteentocht perceeldrains

Volumes

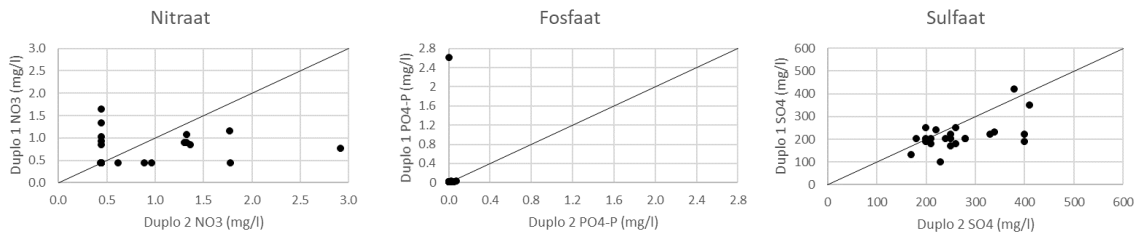
Het watervolume dat door de SorbiCells bemonsterd is, wordt in het laboratorium bepaald door de hoeveelheid overgebleven tracer zout te wegen. Door het gebruik van de Flowcaps is het niet mogelijk om een veldvolume te bepalen, zoals in het oppervlaktewater. In elke Flowcap zijn twee SorbiCells geplaatst met verschillende weerstanden (par. 10.2). Helaas zijn in de eerste periode alleen SorbiCells met lage weerstand geplaatst: NIP 998. In de tweede periode zijn alleen SorbiCells met hoge weerstand geplaatst: NIP 090. In deze perioden zijn dus echte duplo's uitgevoerd. In de derde en vierde meetperiode zijn wel verschillende weerstanden geplaatst. In figuur B7.11 zijn de volumes van de verschillende duplo's tegen elkaar uitgezet. Vrijwel alle volumes liggen boven de 300 ml. Overschrijding van het maximale meetvolume van 520 ml kwam regelmatig voor bij de laagste weerstand NIP 998. Dat was precies de reden waarom er twee weerstanden geplaatst zijn. De NIP 090 van de betreffende drains had in die gevallen wel goede volumes (zie meest rechter plaatje van figuur B7.11). Voor de concentraties van die meetperiode zijn dan alleen de gegevens gebruikt van de SorbiCell met de hoogste weerstand, NIP 090. In één meetperiode was het volume van één SorbiCell onder het minimaal benodigde meetvolume van 50 ml. Daar konden geen concentraties uit bepaald worden. Waarschijnlijk is er slechts heel weinig water door de drain gekomen, want ook de andere SorbiCell had maar een volume van ca. 60 ml.



Figuur B7.11 Watervolumes SorbiCell duplo's in perceeldrains in de Vuursteentocht, vastgesteld in het laboratorium (op basis van het tracerzout).

Duplo metingen

In alle Flowcaps zijn de SorbiCell-concentratie-metingen in duplo gedaan, maar dan wel in principe met twee verschillende weerstanden. In figuur B7.12 zijn de resultaten van de duplo-metingen tegen elkaar uitgezet. Voor nitraat lijken de afwijkingen groot, maar de meeste waarden liggen onder de detectielimiet (laagste dl 0,44 mg/l), zowel bij lage als bij hoge weerstand en de overige waarden zijn ook extreem laag voor akkerbouw op kleigrond (vergelijk LMM Kleiregio). Voor fosfaat liggen alle waarden, behalve 1, onder de detectielimiet. Voor sulfaat zijn de concentraties hoger en liggen de duplo-metingen wel iets beter langs de een-op-eenlijn.

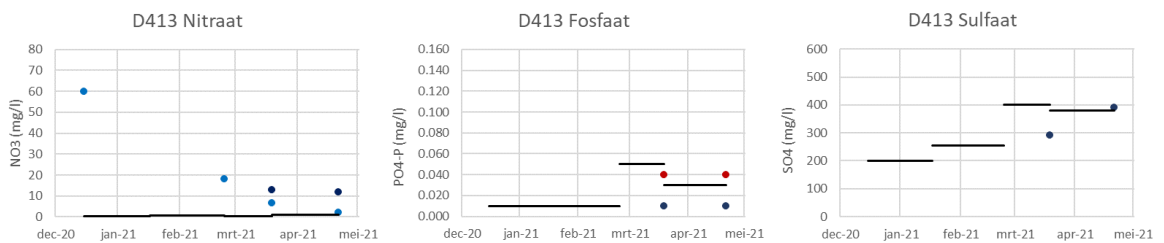


Figuur B7.12 Resultaten van de duplo metingen in de drains tegen elkaar uitgezet.

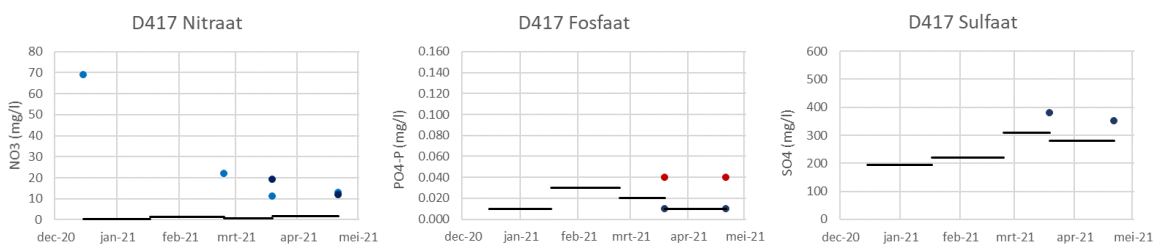
SorbiCell- vs. lab-metingen en metingen met de Nitraatapp

Bij alle drains op het perceel in de Vuursteentocht met SorbiCells zijn in het voorjaar van 2021 ook watermonsters genomen, die in het laboratorium zijn geanalyseerd. Aanvullend zijn bij de drains watermonsters genomen die met de Nitraatapp van Deltares zijn gemeten. Voor de SorbiCell-metingen zijn alleen metingen gebruikt, waarbij het maximale volume van de SorbiCells niet overschreden was. Uitzondering hierop zijn de metingen in de eerste periode bij Drain 413, waar bij beide SorbiCells het maximale volume was overschreden. In figuur B7.13 tot en met B7.18 zijn de SorbiCell-metresultaten vergeleken met de conventionele laboratoriummetingen en de Nitraatapp-metingen. De met SorbiCell gemeten concentraties zijn in deze figuren weergegeven als een streep over de installatieperiode. De conventionele metingen zijn als donkerblauwe punten weergegeven. De Nitraatapp-metingen zijn lichtblauwe punten. Bij fosfaat zijn voor ortho-fosfaat donkerblauwe punten en voor totaal-fosfor rode punten gebruikt.

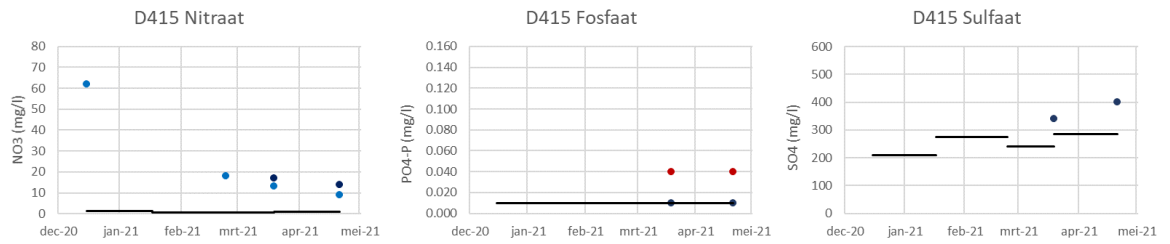
Voor nitraat is te zien dat de concentraties die met de SorbiCells gemeten zijn, in alle gevallen veel lager zijn dan de conventionele metingen en de metingen van de Nitraatapp. De Nitraatapp-metingen zijn in de eerste meetperiode relatief hoog en komen redelijk overeen met de metingen van de Nitrachek, die toen ook uitgevoerd zijn (hier niet getoond). Voor fosfaat liggen de SorbiCell-concentraties op het niveau van de ortho-fosfaatconcentraties die met conventionele metingen bepaald zijn. Deze concentraties zijn wel gedurende de gehele meetperiode en op alle locaties erg laag en vaak ook onder de detectielimiet. Voor sulfaat liggen de SorbiCell-concentraties op hetzelfde niveau of iets lager dan de lab-metingen.



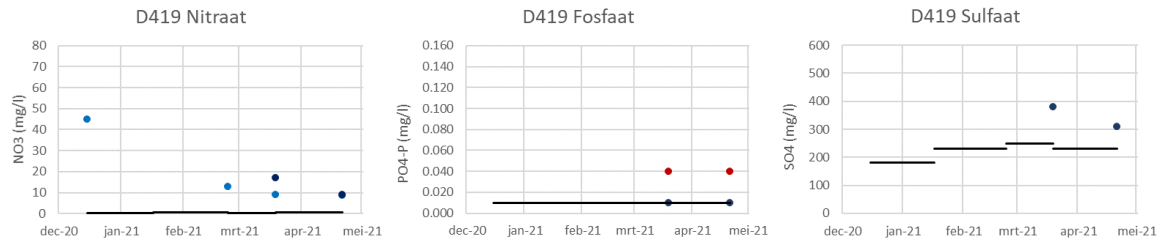
Figuur B7.13 SorbiCell-metingen (strepen) en labmetingen (donkerblauwe punten) voor Drain 413. Voor Nitraat zijn metingen van de Nitraatapp weergegeven als lichtblauwe punten. Voor Fosfor is ortho-fosfaat weergegeven als donkerblauwe punten en totaal-fosfor als rode punten.



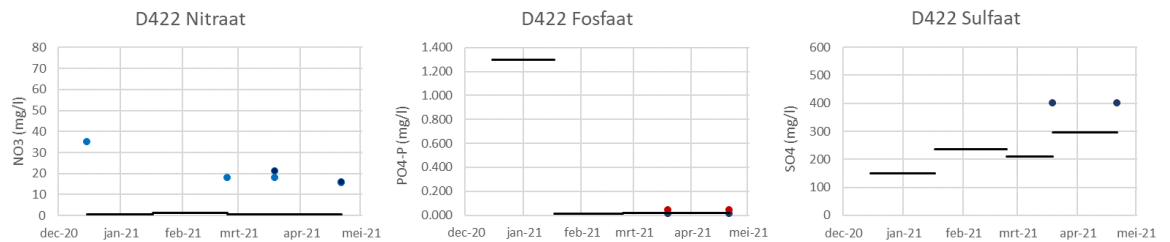
Figuur B7.14 SorbiCell-metingen (strepen) en lab-metingen (donkerblauwe punten) voor Drain 415. Voor Nitraat zijn metingen van de Nitraatapp weergegeven als lichtblauwe punten. Voor Fosfor is ortho-fosfaat weergegeven als donkerblauwe punten en totaal-fosfor als rode punten.



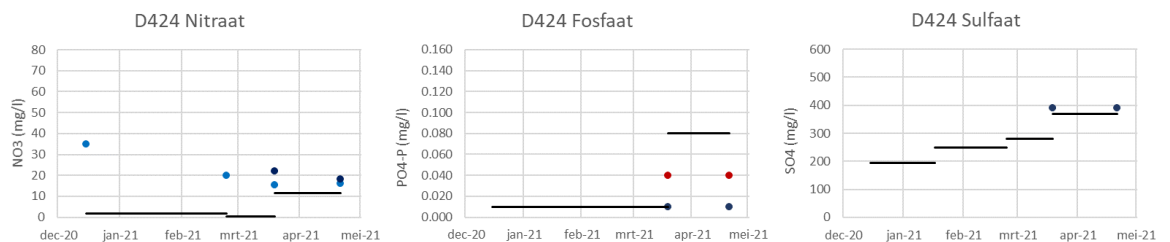
Figuur B7.15 SorbiCell-metingen (strepen) en lab-metingen (donkerblauwe punten) voor Drain 417. Voor Nitraat zijn metingen van de Nitraatapp weergegeven als lichtblauwe punten. Voor Fosfor is ortho-fosfaat weergegeven als donkerblauwe punten en totaal-fosfor als rode punten.



Figuur B7.16 SorbiCell-metingen (strepen) en lab-metingen (donkerblauwe punten) voor Drain 419. Voor Nitraat zijn metingen van de Nitraatapp weergegeven als lichtblauwe punten. Voor Fosfor is ortho-fosfaat weergegeven als donkerblauwe punten en totaal-fosfor als rode punten.



Figuur B7.17 SorbiCell-metingen (strepen) en lab-metingen (donkerblauwe punten) voor Drain 422. Voor Nitraat zijn metingen van de Nitraatapp weergegeven als lichtblauwe punten. Voor Fosfor is ortho-fosfaat weergegeven als donkerblauwe punten en totaal-fosfor als rode punten.

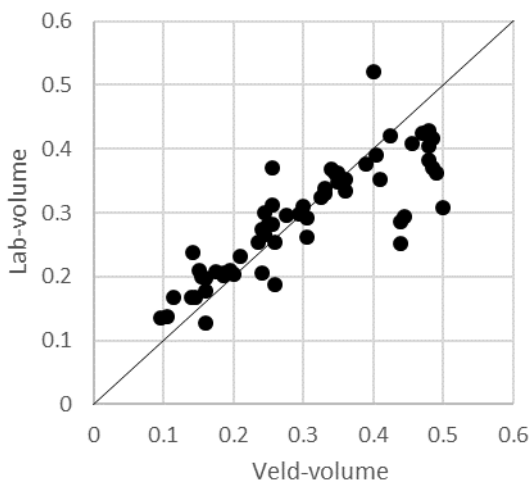


Figuur B7.18 SorbiCell-metingen (strepen) en lab-metingen (donkerblauwe punten) voor Drain 424. Voor Nitraat zijn metingen van de Nitraatapp weergegeven als lichtblauwe punten. Voor Fosfor is ortho-fosfaat weergegeven als donkerblauwe punten en totaal-fosfor als rode punten.

7.5 Resultaten Vinkenloop oppervlaktewater

Lab-volume versus veldvolume

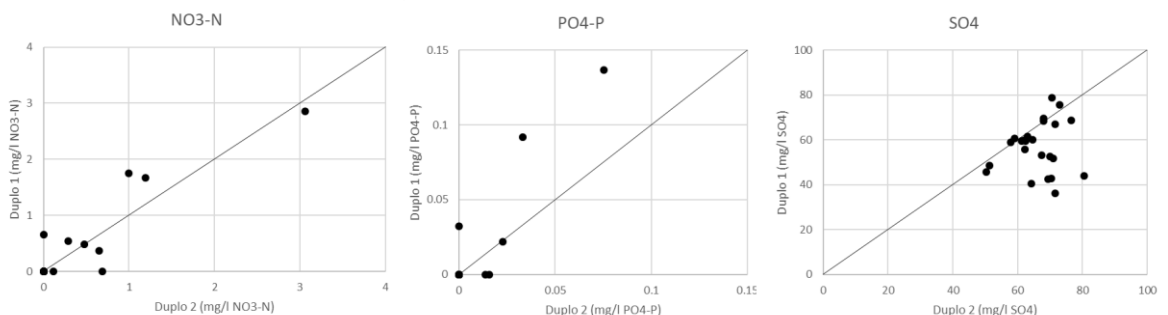
Het watervolume dat door de SorbiCells bemonsterd is, wordt in het laboratorium gemeten door de hoeveelheid overgebleven tracer zout te wegen (lab-volume) en in het veld door het watervolume in de reservoirs te meten (veldvolume). Beide volumes zijn voor de Vinkenloop uitgezet in figuur B7.19. In de meeste gevallen liggen de punten rond de een-op-eenlijn en komen de lab-volumes goed overeen met de veldvolumes. De volumes liggen bijna altijd boven de 150 ml, wat voldoende is voor een betrouwbare concentratiemeting. Vooral bij de hogere veldvolumes (> 400 ml) was het lab-volume wat lager (onder de een-op-eenlijn). Bij slechts één meting was het reservoir vol en zijn mogelijk de laatste dagen van de installatieperiode niet meer meegenomen in de meting.



Figuur B7.19 Watervolumes Vinkenloop vastgesteld in het laboratorium (op basis van het tracerzout) en in het veld door de hoeveelheid water in het reservoir te meten.

Duplo metingen

Op alle locaties zijn de SorbiCell-metingen in duplo gedaan. In figuur B7.20 zijn de resultaten van de duplometingen tegen elkaar uitgezet. Voor NO_3 en PO_4 geldt dat veel van de metingen onder de detectielimiet waren. De duplometingen boven de detectielimiet liggen voor NO_3 in de buurt van de een-op-eenlijn. Voor PO_4 zijn de concentraties lager, waardoor de relatieve afwijking groter is. De SO_4 -concentraties liggen allemaal tussen de 50 en 80 mg/L. Een deel van de duplometingen ligt dicht bij de een-op-eenlijn, maar voor een deel wijken de concentraties ook af.

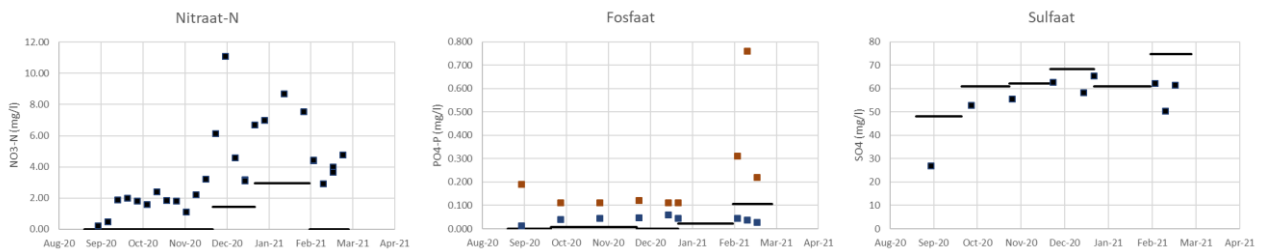


Figuur B7.20 Resultaten van de duplometingen in de Vuursteentocht tegen elkaar uitgezet.

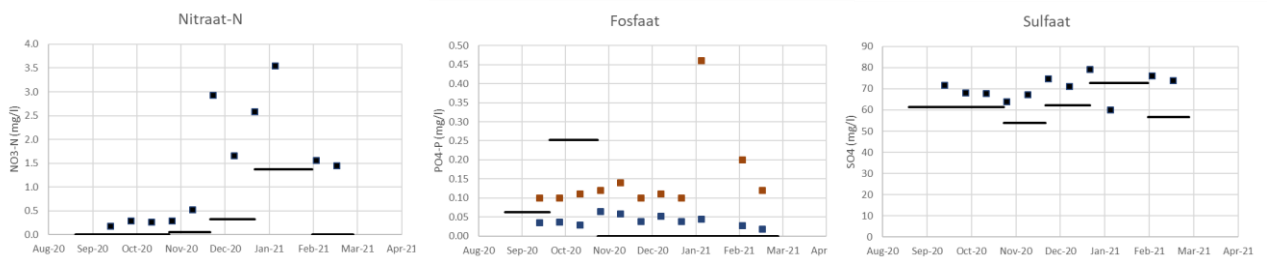
SorbiCell versus conventionele metingen

Op drie van de vier locaties met SorbiCells zijn door Waterschap Aa en Maas ook monsters genomen. Eén locatie is hier niet meegenomen, omdat de locatie voor de conventionele bemonstering is verplaatst. In figuur B7.21 tot en met B7.23 zijn de SorbiCell-metresultaten vergeleken met de conventionele laboratoriummetingen. De met SorbiCell gemeten concentraties zijn in deze figuren weergegeven als een streep over de installatieperiode. De conventionele metingen zijn als punten weergegeven en bij fosfaat zijn voor ortho-fosfaat blauwe punten en voor totaal-fosfaat rode punten gebruikt.

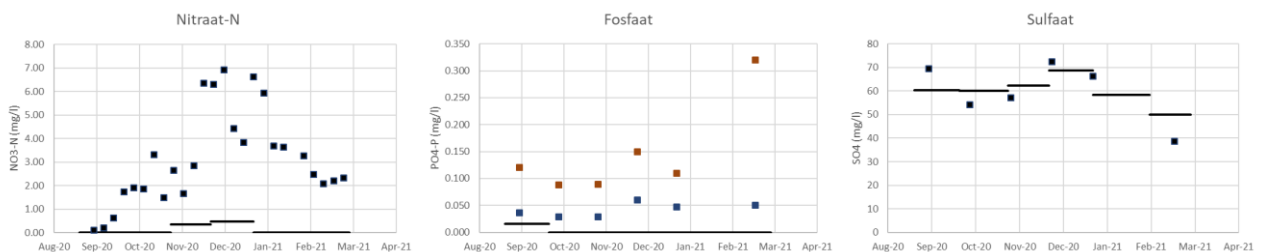
Voor nitraat is te zien dat de concentraties die met de SorbiCells gemeten zijn in alle gevallen lager zijn dan de conventionele metingen. Wel komt het verloop met de hoogste concentraties rond januari overeen. Voor fosfaat liggen de SorbiCell-concentraties op het niveau van de ortho-fosfaatconcentraties die met conventionele metingen bepaald zijn. Deze concentraties zijn wel gedurende de gehele meetperiode en op alle locaties erg laag en vaak ook onder de detectielimiet. Voor sulfaat liggen de SorbiCell-metingen en de conventionele metingen op alle locaties ongeveer op hetzelfde niveau.



Figuur B7.21 SorbiCell-metingen (strepen) en conventionele metingen (punten) voor het uitstroompunt Vinkenloop (O3). Voor Fosfor is ortho-fosfaat weergegeven als blauwe punten en totaal-fosfaat als rode punten.



Figuur B7.22 SorbiCell-metingen (strepen) en conventionele metingen (punten) voor het bovenstroomse deel van de Vinkenloop (U4). Voor Fosfor is ortho-fosfaat weergegeven als blauwe punten en totaal-fosfaat als rode punten.



Figuur B7.23 SorbiCell-metingen (strepen) en conventionele metingen (punten) voor de westelijke zijslot naar de Vinkenloop (O1). Voor Fosfor is ortho-fosfaat weergegeven als blauwe punten en totaal-fosfaat als rode punten.

7.6 Conclusies

Met de inzet van SorbiCells wilden we onderzoeken of deze methode meerwaarde biedt ten opzichte van conventionele meetmethoden binnen een meetprogramma voor de gebiedsgerichte aanpak van nutriënten. Op basis van de resultaten concluderen we dat de meetwaarden met de gebruikte SorbiCells te onzeker zijn en te veel afwijken van conventionele metingen. Het theoretische voordeel van gemiddelde concentratiemetingen ten opzichte van de momentopnames van de conventionele metingen komt door deze onzekerheid niet goed naar voren.

Enkele meer specifieke observaties en conclusies zijn:

- De SorbiCells zijn gebruiksvriendelijk in het veld; de materialen zijn eenvoudig te installeren en de SorbiCells zijn eenvoudig te verwisselen.
- De lage lab-volumes ten opzichte van de veldvolumes (vooral bij de wat hogere veldvolumes) duidt mogelijk op wat lekkage.
- De met SorbiCells gemeten nitraatconcentraties waren (veel) te laag. Mogelijk komt dit door verzadiging van het adsorbent met andere stoffen.
- De gemeten fosfaatconcentraties waren zowel met de SorbiCells als met de conventionele metingen erg laag.
- Voor sulfaat lagen de SorbiCell- en de conventionele metingen over het algemeen op hetzelfde niveau. De SorbiCell-concentraties in slootwater blijven wel onder de 200 mg/L, mogelijk treedt er vanaf die concentratie verzadiging van het adsorbent op.

7.7 Referenties

De Jonge, H., and G. Rothenberg. 2005. New device and method for flux-proportional sampling of mobile solutes in soil and groundwater. *Environ. Sci. Technol.*, 39, 274-282.

Rozemeijer, J.C., Y. Van der Velde, H. De Jonge, F.C. Van Geer, H.P. Broers, M.F.P. Bierkens, 2010. Application and evaluation of a new passive sampler for measuring average solute concentrations in a catchment-scale water quality monitoring study. *Environ. Sci. Technol.*, 44, 1353-1359.

Vendelboe, A.L., Rozemeijer, J., Wollesen de Jonge, L., De Jonge, H., 2016. Continuous 'Passive' flow-proportional monitoring of drainage using a new modified Sutro weir (MSW) unit. *Environ Monit Assess* 188:190.

8 Monitoring chemie grondwater en drains Vinkenloop

8.1 Doel

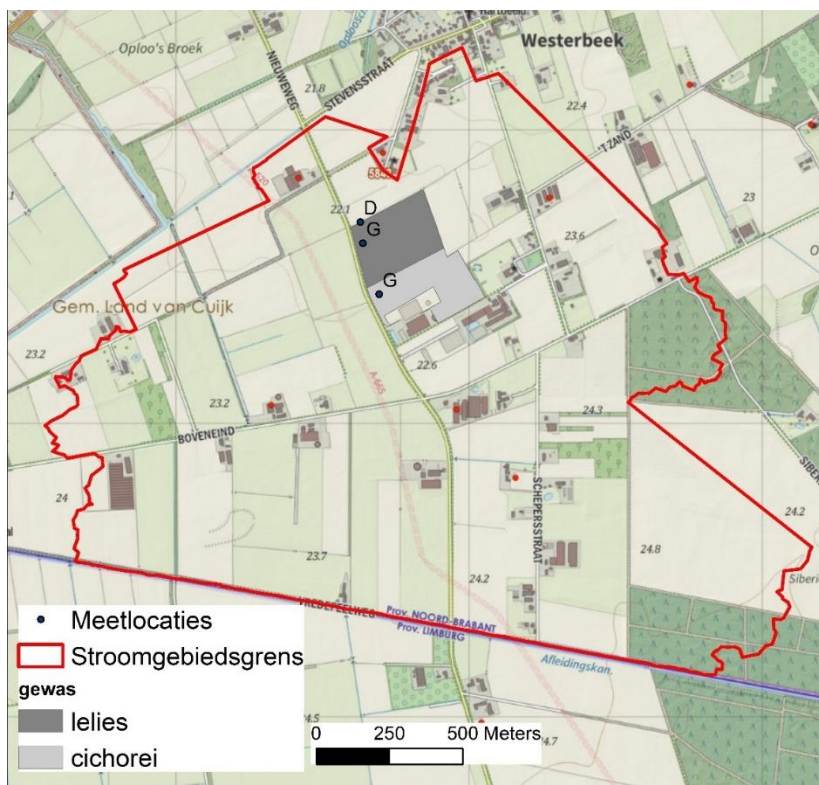
Op twee gewaspercelen in het stroomgebied van de Vinkenloop zijn de kwaliteit van grondwater en drainwater gedetailleerd gemonitord. De doelen van deze monitoring betroffen:

- (1) In beeld brengen van nitraatconcentraties in het grondwater en drainagewater ten behoeve van bewustwording en inzicht in nutriëntenverliezen;
- (2) Identificeren van de invloed van denitrificatie op de belasting van het oppervlaktewater met nitraat ten behoeve van systeeminzicht.

8.2 Situatieschets

Landbouwactiviteiten en drainage

De monitoring is uitgevoerd voor een gedraineerd perceel dat is opgedeeld in twee gewaspercelen (Figuur B8-1). Op het eerste gewasperceel werden in 2020 en 2021 lelies geteeld. Lelies zijn gevoelig voor nitraatuitspoeling door de beperkte beworteling en vastlegging in biomassa, vooral in het eerste teeltjaar. Op het tweede gewasperceel werden in 2020 zaaui en x-beet (knolgewas) geteeld en in 2021 cichorei. Cichorei is een diep wortelend gewas, dat in de eerste maanden na zaai vooral investeert in het wortelstelsel en in die periode relatief weinig stikstof opneemt. Vanaf juni begint de opbouw van bovengrondse biomassa en worden nutriënten vanuit grotere diepte opgenomen en in het gewas vastgelegd. De mestgiften op beide teeltpercelen is in Tabel 8-1 weergegeven.



Figuur B8-1 Ligging van de onderzoekspercelen en meetpunten op het perceel (G) en bij de uitstroompunten van de drains (G).

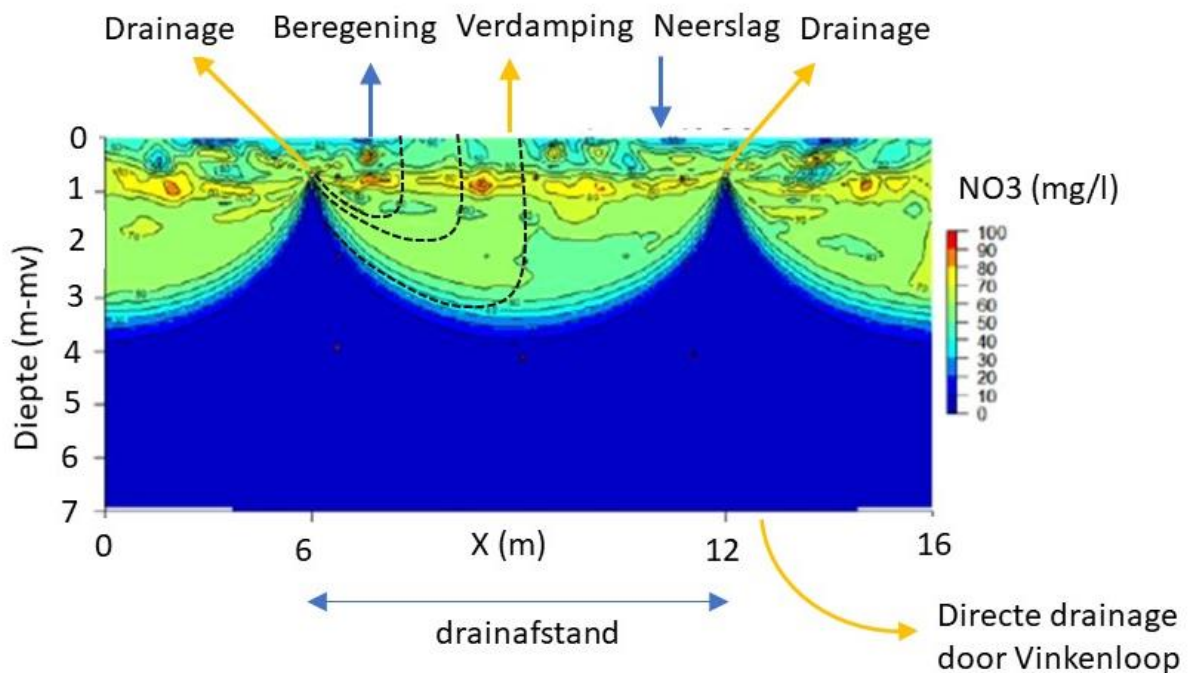
De drains liggen dwars op de teeltpercelen, waardoor ze water uit beide teeltpercelen afvoeren. In de drains mengt het water dat over de drainlengte wordt afgevangen. De chemische samenstelling van het drainagewater is hierdoor het netto resultaat van de bijdrages uit beide gewaspercelen. Naast menging van water met verschillende herkomst, vindt in de drains menging plaats van water met

verschillende verblijftijd in de ondergrond, doordat drains grondwater afvangen dat van uiteenlopende diepte komt toestromen. Een klein deel van dit grondwater kan van buiten het perceel toegestroomd zijn (Figuur B8-2).

Tabel 8-1 Overzicht van bekende mestgiftten op het lelie- en cichoreiperceel in 2020 en 2021. Gegevens zijn aangeleverd door de agrariër.

Lelieperceel		
Datum	Mestgift	Omvang (kg N/ha)
Feb 2020	Drijfmest	Onbekend
Maart 2021	Kunstmest (NTS)	105
Juni 2021	Kunstmest (KNO ₃ en MgO)	20

Cichoreiperceel		
Datum	Mestgift	Omvang (kg N/ha)
April 2020	Kunstmest (KAS)	27
Juni 2020	Kunstmest (KAS)	68
Aug 202	Kunstmest (KAS)	40
Maart 2021	Drijfmest	70
April 2021	Kunstmest (Ammonium-Polyfosfaat)	65



Figuur B8-2 Conceptuele weergave van de balansstermen en stromingspatronen tussen twee drains, weergegeven op gemiddelde nitraatconcentraties in bodemvocht en grondwater voor 2020. Het model betreft Hydrus 2D op dynamisch evenwicht.

Ondergrond

De ondergrond bestaat tot ongeveer 10-15 m diepte uit zand, met daarin lokaal leemlagen en venige lagen. Zo bestaat de ondergrond onder het cichoreiperceel tot een diepte van 5,5 m alleen uit matig fijn en zeer fijn zand, terwijl onder het lelieperceel tussen 1,90 en 2,30 m een zandige leemlaag is aangetroffen. Als voor nabijgelegen percelen gekeken wordt naar boorbeschrijvingen uit het DINO-loket, valt op dat in een aantal boorprofielen het opboren van leem wordt vermeld, maar in andere weer niet. Ook ERT-metingen geven aanwijzingen voor een discontinue leemlaag onder het perceel. Bij voldoende omvang en weerstand kunnen dergelijke leemlagen het stromingspatroon beïnvloeden,

waardoor de drains lokaal ondieper en jonger grondwater afvoeren ten opzichte van locaties waar het pakket volledig uit zand bestaat.

De aanwezigheid van organische stof onder de grondwaterspiegel kan leiden tot denitrificatie, de omzetting van nitraat in stikstofgas. Voldoende reactiviteit en aanwezigheid van organische stof kan dempend werken op de nitraatuitspoeling naar het oppervlaktewater. Het organischestofgehalte in het sediment is niet bekend. Wel zijn er aanwijzingen voor verschillen binnen het perceel: onder het cichoreiperceel zijn tussen 1,10 en 2,20 m en verspreid over het pakket grove houtresten aangetroffen (**Error! Reference source not found.**), die niet in het boorprofiel onder het lelieperceel aanwezig waren. Dergelijke houtresten worden vaker in het gebied aangetroffen, o.a. bij het graven van een 8 m diepte sleuf voor de aanleg van een horizontale beregeningsput. Grove houtresten en ander zichtbaar organisch materiaal zijn echter niet het enige organisch materiaal dat denitrificatie kan veroorzaken. Om de aanwezigheid van organische materiaal in sediment vast te stellen, zijn specifieke analyses voor het gehalte aan organische materiaal noodzakelijk.



Figuur B8-3 Boorprofiel onder het cichoreiperceel tussen 1,1 en 2,2 m -mv grove houtresten, aangegeven met de rode cirkels.

8.3 Meetopstelling

Onder beide gewaspercelen is een serie minifilters tot 6 m diepte via een boorgat geïnstalleerd. Dit betekent dat de meetopstelling mogelijk de overgang van lokaal, jong grondwater naar ouder grondwater met een andere herkomst doorsnijdt. De minifilters hebben tot 80 cm onder drainniveau (tot 1,8 m diepte) een onderlinge afstand van 0,4 m en daaronder (vanaf 1,8 m diepte) een onderlinge afstand van 1 m. De minifilters die hier zijn toegepast, hebben een opening van 5 mm, zodat de grondwatermonsters representatief zijn voor een klein en specifiek volume grondwater. Met andere woorden, de monsters uit minifilters betreffen grondwater dat in een kort tijdsbestek is geïnfiltreerd en beïnvloed. Dit in tegenstelling tot gangbare bemonstering met filters van 1 m lengte, waarmee grondwatermonsters worden verzameld die representatief zijn voor grondwater dat met 1-2 jaar in ouderdom varieert. De gemiddelde ouderdom van het bemonsterde grondwater is afhankelijk van de filterstelling en het stromingspatroon. Volgens Hydrus 2D-modelleringen (Figuur B8-2) is de ouderdom van het grondwater op 4 m diepte ongeveer 6 jaar oud.

Drie drains zijn via een inspectiebuis bij de uitstroompunten bemonsterd. De drains liggen op een onderlinge afstand van 7 m en op 1 m diepte. De drainbuizen zijn zo'n 300 m lang en worden voor 5/6^e bedekt door de lelieteelt en voor 1/6^e deel door cichorei.

Grondwater- en drainwatermonsters zijn met intervallen van gemiddeld 5 weken verzameld voor de periode 13 oktober 2020 en 25 november 2021. De jaren 2018, 2019 en in mindere mate 2020 waren extreem droog, terwijl 2021 extreem nat was met jaarrond veel neerslag en enkele extreme zomerbuien.

8.4 Normen en indicatoren

Nitraat

Voor grondwater geldt een norm van 50 mg NO₃/L (11,3 mg N-NO₃/L) volgens de Grondwaterrichtlijn en Nitraatrichtlijn.

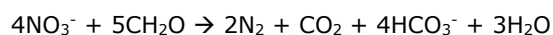
Omdat de Vinkenloop geen KRW-waterlichaam is, geldt voor het oppervlaktewater geen stikstofnorm. Wel is er een streefwaarde van 2-4 mg Ntot/L.

Bicarbonaat

Bicarbonaat in grondwater kan het gevolg zijn van het oplossen van kalk én van reducerende processen, zoals denitrificatie, onder invloed van organische stof.

Kalk is van nature in de bodem aanwezig of wordt toegediend via bekalking. Het kalk gaat in oplossing als gevolg van toediening (bijv. via atmosferische stikstofdepositie) of productie van zuren (bijv. humuszuren). Hierbij gaan calcium, magnesium en bicarbonaat in oplossing. Bij kalkoplossing door een sterk zuur komt op molbasis evenveel hardheid als bicarbonaat vrij. Tevens kan kalk oplossen door CO₂, dat door plantenwortels en ander bodemleven wordt geproduceerd. Hierbij komt twee keer meer bicarbonaat vrij dan calcium en magnesium (de totale hardheid) bij elkaar opgeteld. Afhankelijk van de zuurgraad (4 < pH < 8) wordt een deel van het bicarbonaat omgezet in koolzuurgas (koolstofdioxide).

Denitrificatie vindt hoofdzakelijk plaats onder zuurstofloze omstandigheden, die ontstaan onder volledige waterverzadiging, en de aanwezigheid van een reductor in het sediment. In het stroomgebied van de Vinkenloop kan denitrificatie optreden onder invloed van organische stof (de reductor). Voor dit proces geldt de volgende gemiddelde reactievergelijking:



Hierbij staat CH_2O voor organische stof. Volgens deze vergelijking resulteert denitrificatie in het vervangen van nitraat door evenveel bicarbonaat. Het stikstof wordt omgezet in stikstofgas en is irrelevant voor de stikstofopgave.

Zodra nitraat uit het grondwater door denitrificatie is verdwenen, zal sulfaat onder invloed van organische stof omgezet worden. Bij deze reactie ontstaat waterstofsulfide en eveneens bicarbonaat.

Binnen de te verwachten pH-range van 6-7, wordt een deel van het geproduceerde bicarbonaat gedeeltelijk omgezet in koolstofdioxide (CO_2). De mate waarin dat gebeurt, is afhankelijk van de zuurgraad. Voor een pH van 6,7 is de bicarbonaatconcentratie zo'n 1,5 keer groter dan de CO_2 -concentratie. Dit proces verstoort de boven beschreven verhoudingen tussen NO_3 , HCO_3 en CO_2 .

Uit bovenstaande volgt dat een toename van bicarbonaat een indicator voor denitrificatie onder invloed van organische stof is, indien:

- Nitraat bij pH-neutrale condities met toenemende diepte wordt vervangen door (ongeveer) evenveel bicarbonaat.
- Bicarbonaatconcentraties hoger dan twee keer de totale hardheid zijn.

Een afname van sulfaat met de diepte die gepaard gaat met een toename van het bicarbonaatconcentratie wijst erop dat daarboven denitrificatie heeft plaatsgevonden. Sulfaatreductie treedt namelijk alleen maar op indien het grondwater geen nitraat meer bevat.

Deze indicatoren zijn indicatief, omdat diverse versturende processen, zoals bicarbonaat- CO_2 -evenwichten niet meegenomen worden.

Overige indicatoren; aandeel magnesium in totale hardheid

Magnesium in het grondwater kan het gevolg zijn van het oplossen van kalk dat van nature in de bodem aanwezig is, en de aanvoer via bemesting en bekalking.

Het kalk dat in Nederland in de ondergrond aanwezig is, bestaat voor 10-15% uit MgCO_3 en voor 85-90% uit CaCO_3 . Gaat deze kalk in oplossing, dan bedraagt de verhouding tussen magnesium en de totale hardheid (magnesium + calcium) dus 10-15%.

In de landbouw wordt veelal bekalkt met Mg-rijkere dolomietkalk. Het lelieperceel is bekalkt met magnesiumoxide. Ook dierlijke mest bevat vaak een hoger Mg-aandeel doordat vee extra magnesium gevoerd krijgt. In dat geval is het aandeel Mg in de totale hardheid hoger dan op basis van de samenstelling van kalk in de Nederlandse ondergrond verwacht kan worden (Jalink en Van Beek, 2001; Van Beek et al., 2006). Overigens kan het Mg-aandeel ook weer afnemen door uitwisseling van Mg voor Ca in kleihoudende lagen. Indien het aandeel van magnesium in de totale hardheid hoger is dan 15%, is dat een indicator voor de invloed van bekalking of dierlijke mest.

8.5 Resultaten grondwaterchemie

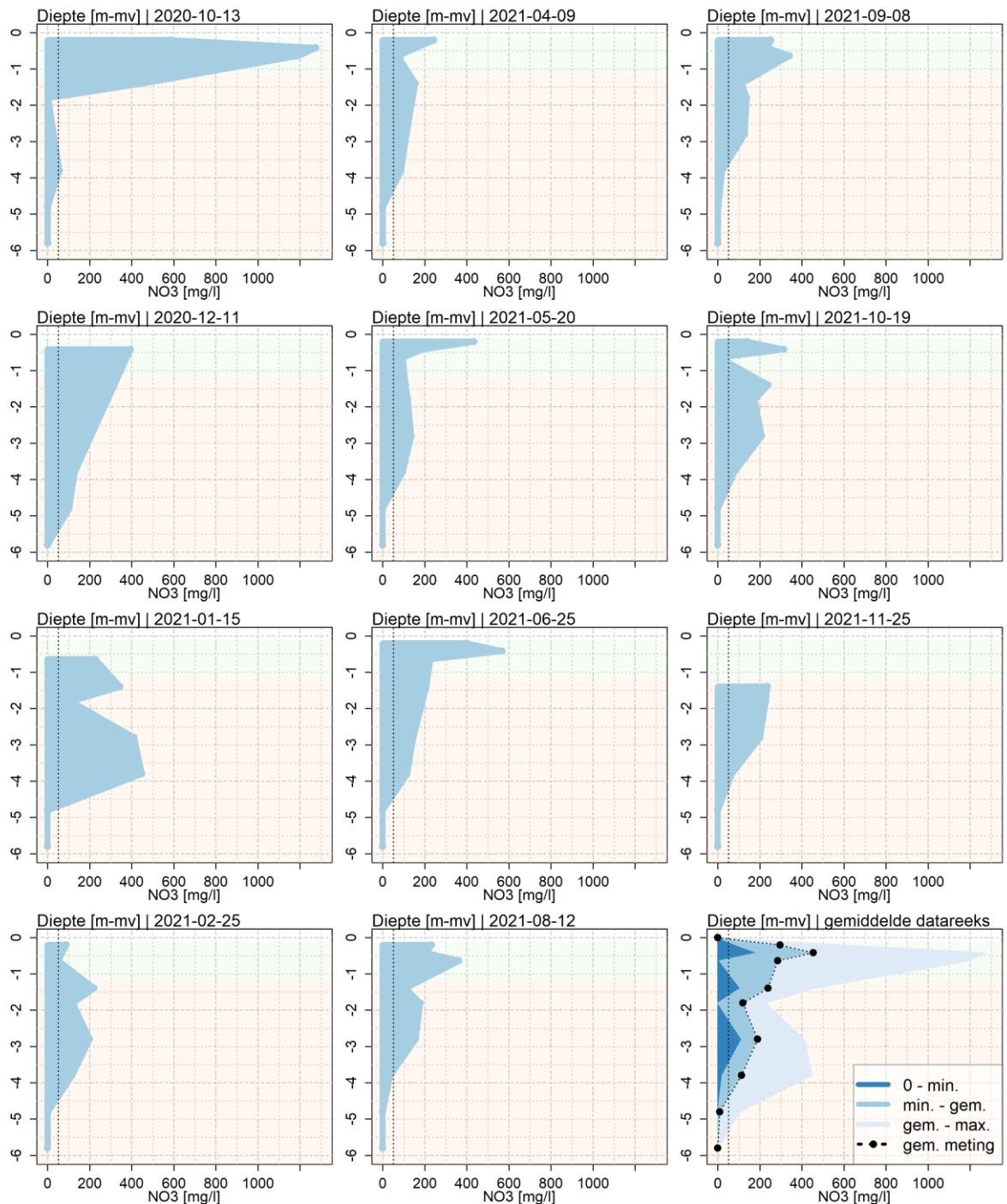
Lelieperceel, Nitraat

In Figuur B8-4 staan de waargenomen nitraat-diepteprofielen voor opeenvolgende meetmomenten weergegeven. Tevens zijn het gemiddelde en de maximale waarde voor de elf meetmomenten weergegeven. Deze figuur laat zien dat tijdens alle monsterrondes nitraat tot 4-5 m diepte in concentraties boven de norm is aangetroffen. Vanaf 5 m diepte is de nitraatconcentratie lager dan de rapportagegrens.

De hoogste nitraatconcentraties zijn waargenomen in de onverzadigde zone en het bovenste grondwater in oktober 2020. Deze hoge concentraties hangen waarschijnlijk samen met de (relatief) droge zomer van 2020, in combinatie met de geringe stikstofopname door het gewas; lelies worden niet volvelds geteeld en in het eerste jaar is nauwelijks sprake van beworteling. In de winter van 2020-

2021 spoelt het nitraat voor een deel uit, getuige de afname van de nitraatconcentratie in het bodemvocht en bovenste grondwater, en de toename van nitraat in het diepere grondwater.

In het zomerseizoen van 2021 lopen de nitraatconcentraties in de onverzadigde zone weer tijdelijk op. Deze toenames zijn voorafgegaan door kunstmestgiften in maart en juni. De maanden daarna neemt ook de nitraatconcentratie in het diepere grondwater toe. Uitspoeling en uitzakken van nitraatfronten vond plaats onder invloed van intensieve voorjaarsberegening en natte zomer perioden met grondwateraanvulling.



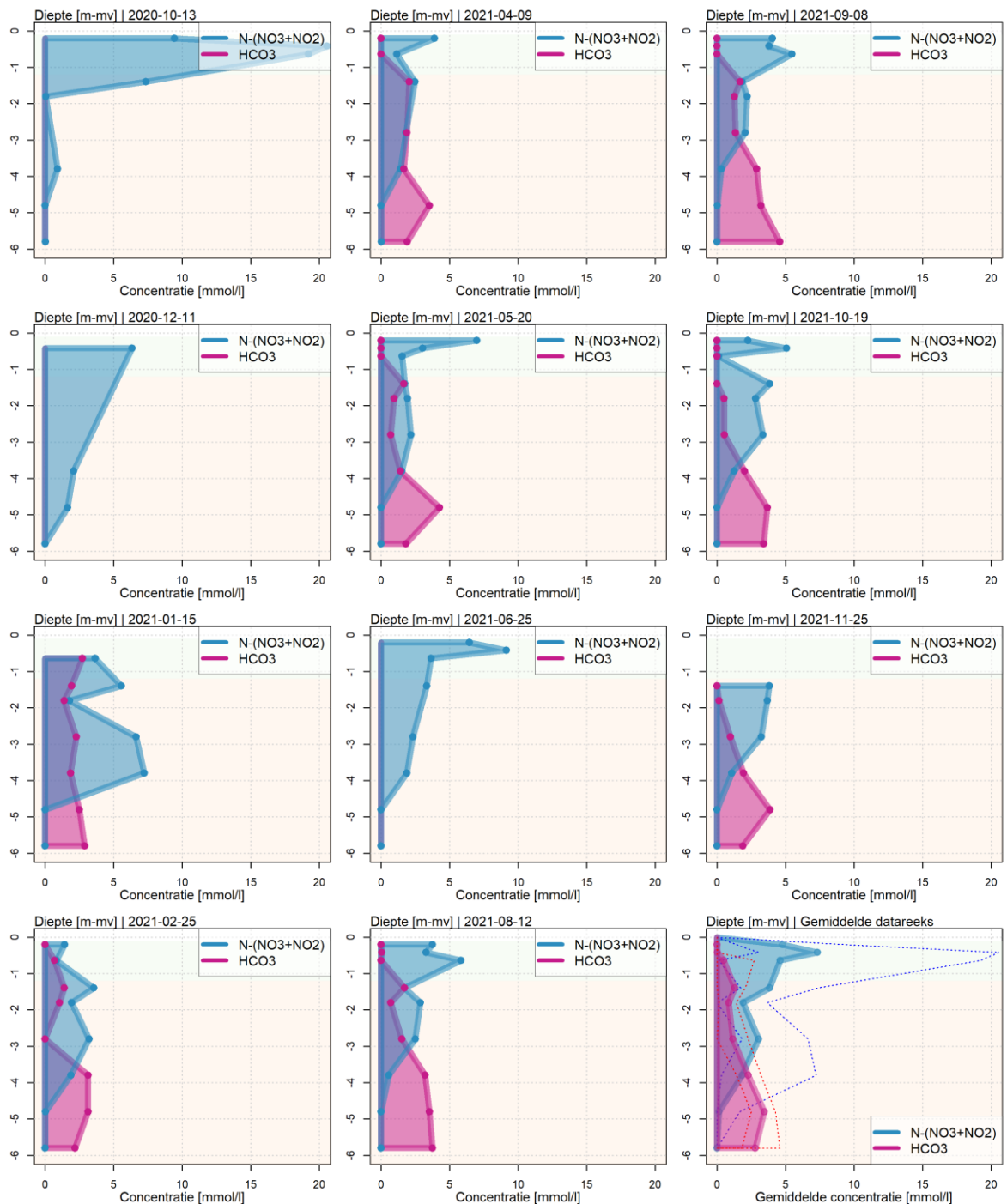
Figuur B8-4 Nitraatdiepteprofielen waargenomen op verschillende momenten onder het lelieperceel. De nitraatnorm van 50 mg/L is met een verticale stippellijn weergegeven. De macro-rhizons leverden niet altijd voldoende monsters voor een nitraatanalyse, waardoor de profielen niet altijd compleet zijn.

Lelieperceel, Bicarbonaat

In Figuur B8-5 zijn de nitraatdiepteprofielen van Figuur B8-4 aangevuld met diepteprofielen van bicarbonaat, voor zover die gemeten zijn. Uit deze figuur blijkt dat bicarbonaatconcentraties voor alle monsterrondes toeneemt met de diepte. In het bodemvocht en bovenste grondwater zijn de bicarbonaatconcentraties laag door de relatief lage pH van ongeveer 6 (range 6,0-6,3). Hierdoor zijn bicarbonaat en CO₂ in een verhouding van 30:70 opgelost. Vanaf 3m diepte neemt de bicarbonaatconcentratie vrijwel evenredig toe met de afname van nitraat en is de pH iets gestegen (6,5-7,0). Nitraat wordt in deze zone dus vervangen door evenveel, of iets meer, bicarbonaat. Dit komt vrijwel overeen met de stochiometrische verhoudingen in de reactievergelijking voor denitrificatie.

Op sommige meetmomenten is een iets grotere toename van bicarbonaat waargenomen dan op basis van denitrificatie verwacht kan worden. Deze toename wordt waarschijnlijk veroorzaakt door het oplossen van kalk, gegeven de lichte toename van de totale hardheid ten opzichte van bicarbonaat, en een beperkte toename van de pH, waardoor de anorganische koolstofevenwichten meer naar bicarbonaat verschuiven. Mogelijk is hier sprake van een ander watertype, namelijk oud grondwater dat van buiten het perceel toegestroomd komt.

De vervanging van nitraat door bicarbonaat is daarom waarschijnlijk een gevolg van denitrificatie onder invloed van organische stof in het zandpakket tussen 3 en 5 m diepte. Organische stof is niet visueel aangetroffen in de boorprofielen, maar is waarschijnlijk wel aanwezig; een bepaling van het organischestofgehalte in het sediment kan dit verifiëren.



Figuur B8-5 Concentratiediepteprofielen voor nitraat en bicarbonaat waargenomen op verschillende momenten onder het lelieperceel. De macro-rhizons leverden niet altijd voldoende monsters voor een nitraatanalyse, waardoor de profielen niet altijd compleet zijn.

Lelieperceel, Overige indicatoren

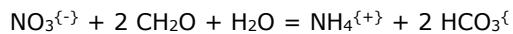
In Figuur B8-6 zijn de nitraat- en bicarbonaatprofielen van Figuur B8-5 verder aangevuld, zodat een overzicht ontstaat van de profielen van de vier dominante anionen en vier dominante kationen. Voor de anionen zijn chloride en zwavel (sulfaat) toegevoegd, en voor de kationen calcium, natrium, kalium en magnesium. In tegenstelling tot voorgaande figuren zijn de concentraties voor anionen en kationen

gesommeerd, zodat het relatieve aandeel van de verschillende ionen in de waterbalans in beeld wordt gebracht.

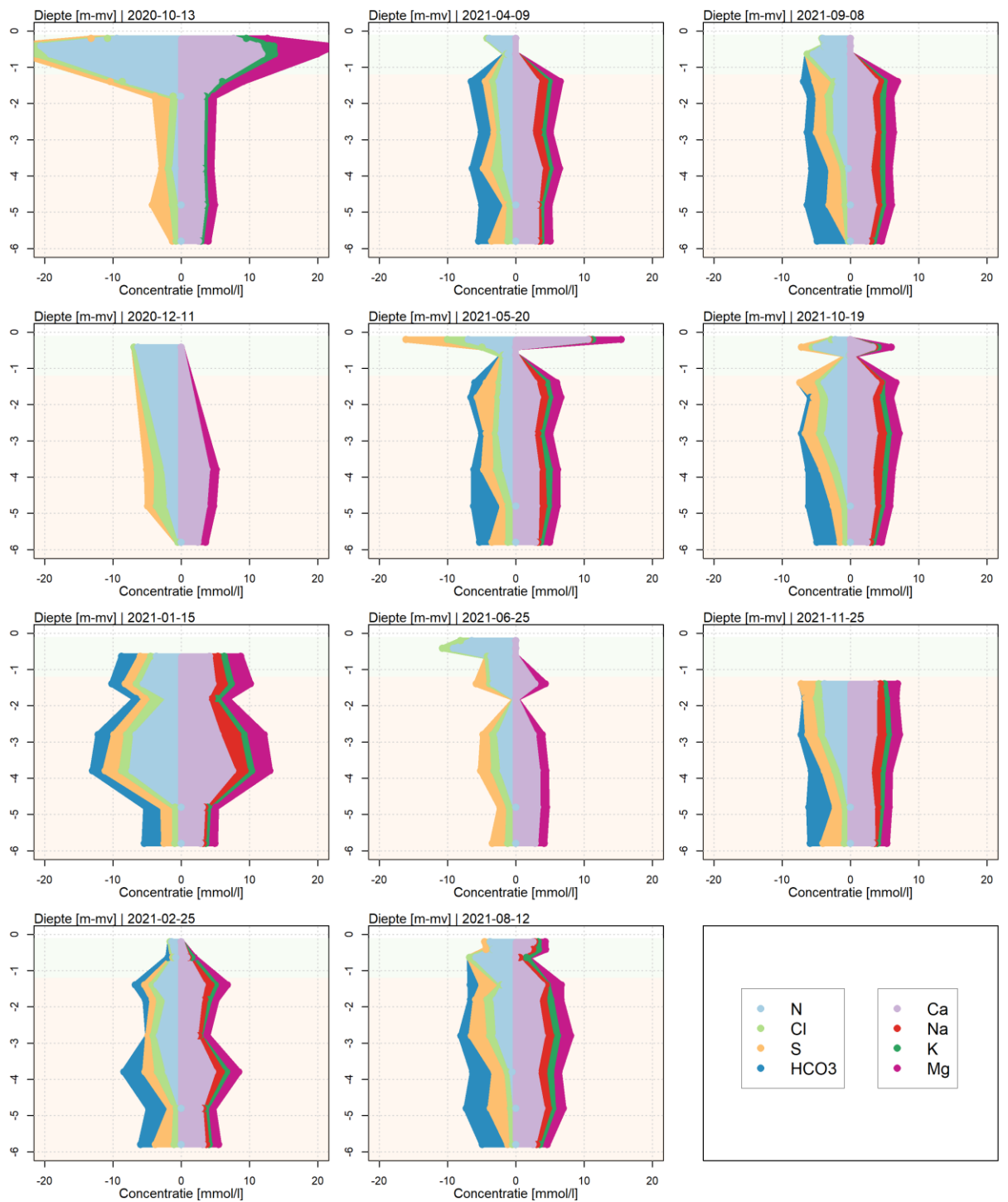
Figuur B8-6 laat zien dat in het grondwater de concentraties voor sulfaat, chloride, calcium, natrium, kalium en magnesium vrij weinig variatie over de diepte en in de tijd vertonen. De grootste veranderingen hangen samen met het vervangen van nitraat door bicarbonaat. In de samenstelling van het water is geen effect te zien van het leemlaagje dat op 2 m diepte is aangetroffen of van een overgang van jong, lokaal grondwater naar oud, toestromend grondwater. Kennelijk speelt dit leemlaagje geen rol van betekenis in de verspreiding en uitspoeling van nitraat.

Over de gehele diepte heeft magnesium een relatief hoog aandeel (> 25%) in de totale hardheid van het water. Dit wijst op beïnvloeding van de waterkwaliteit uit dierlijke mest of bekalking over de volledig bemonsterde diepte.

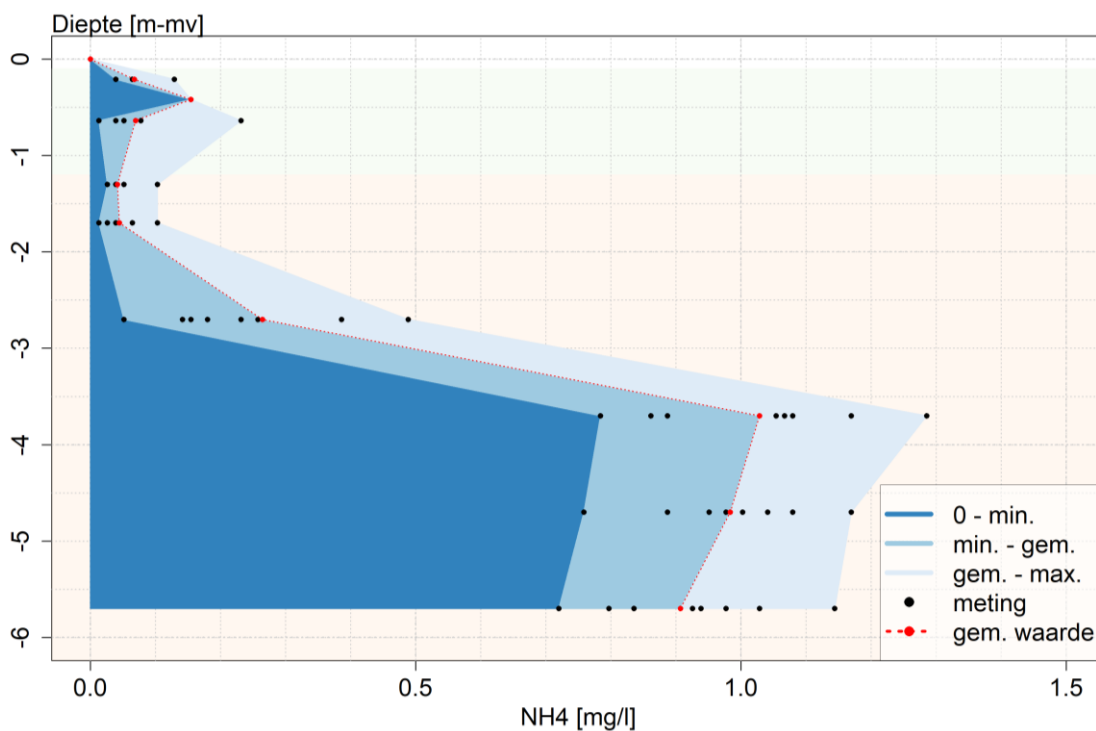
Ten slotte valt op dat de ammoniumconcentratie vanaf 4 m diepte sterk toeneemt (Figuur B8-7). Van 0-4m diepte bedraagt de ammoniumconcentratie maximaal 0,2 mg/L, enkele uitschieters uitgezonderd. Op 4,8 m diepte zijn concentraties van 0,2-0,8 mg/L en op 5,8 m van 0,7-1,1 mg/L aangetroffen. Deze toename is waargenomen in de zone waar ook denitrificatie onder invloed van organische stof plaatsvindt en kan daarmee samenhangen met anorganische afbraak van organische stof. Echter, het ammonium kan ook zijn ontstaan door omzetting van nitraat in ammonium (nitraat ammonificatie) via het DNRA-proces (dissimilatory nitrate reduction to ammonium):



Voor dit proces is een overmaat aan labiel organisch materiaal noodzakelijk, die voort kan komen uit uitspoeling uit het bodemprofiel, bijvoorbeeld als gevolg van toediening van drijfmest. Ammonificatie vormt daarmee een alternatieve bron van stikstof voor de eerdergenoemde volledige denitrificatie naar N₂.



Figuur B8-6 Concentratieprofielen van de vier dominante anionen en vier dominante kationen op verschillende momenten onder het lelieperceel.



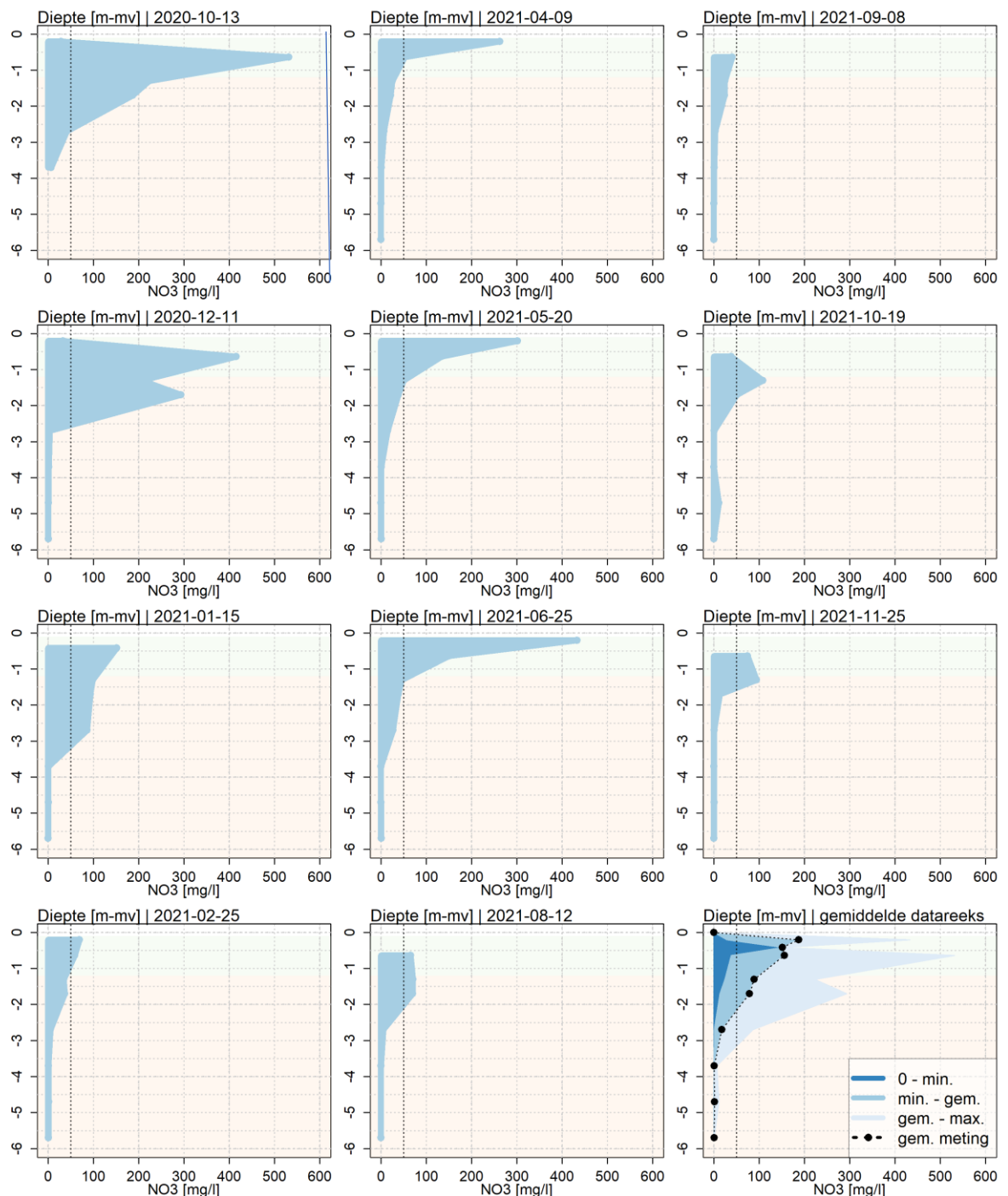
Figuur B8-7 Ammoniumdiepteprofielen op basis van minimaal, gemiddelde en waargenomen concentraties onder het lelieperceel.

Cichoreiperceel, Nitraat

In Figuur B8-8 staan de waargenomen nitraatdiepteprofielen voor opeenvolgende meetmomenten onder het cichoreiperceel weergegeven. Tevens zijn het gemiddelde en de maximale waarde voor de elf meetmomenten weergegeven.

Deze figuur laat zien dat de nitraatconcentraties in het bodemvocht en de bovenste meter grondwater aan grote variatie onderhevig is. Aan het einde van 2020 zijn de concentraties ver boven de norm, maar gedurende de eerste maanden van 2021 nemen de concentraties door uitspoeling snel af. Deze afname zet zich voort tot de aanvang van het groeiseizoen en het opbrengen van mest eind maart en eind april 2021; de nitraatconcentratie in het bodemvocht neemt daarna weer toe. In de daarop volgende maanden dalen de nitraatconcentraties in de bovenste 2 m tot vlak bij of onder de nitraatnorm. Ten opzichte van het lelieperceel zijn de concentraties een factor 2 tot 3 lager.

Op alle meetmomenten is een scherpe afname van de nitraatconcentratie binnen het dieptetraject 1-3 m -mv waargenomen. Vanaf 3 m diepte is er geen of nauwelijks nitraat meer aangetroffen. Dat is 2 m hoger in het profiel ten opzichte van het lelieperceel.



Figuur B8-8 Nitraatdiepteprofielen waargenomen op verschillende momenten onder het lelieperceel. De nitraatnorm van 50 mg/L is met een verticale stippellijn weergegeven.

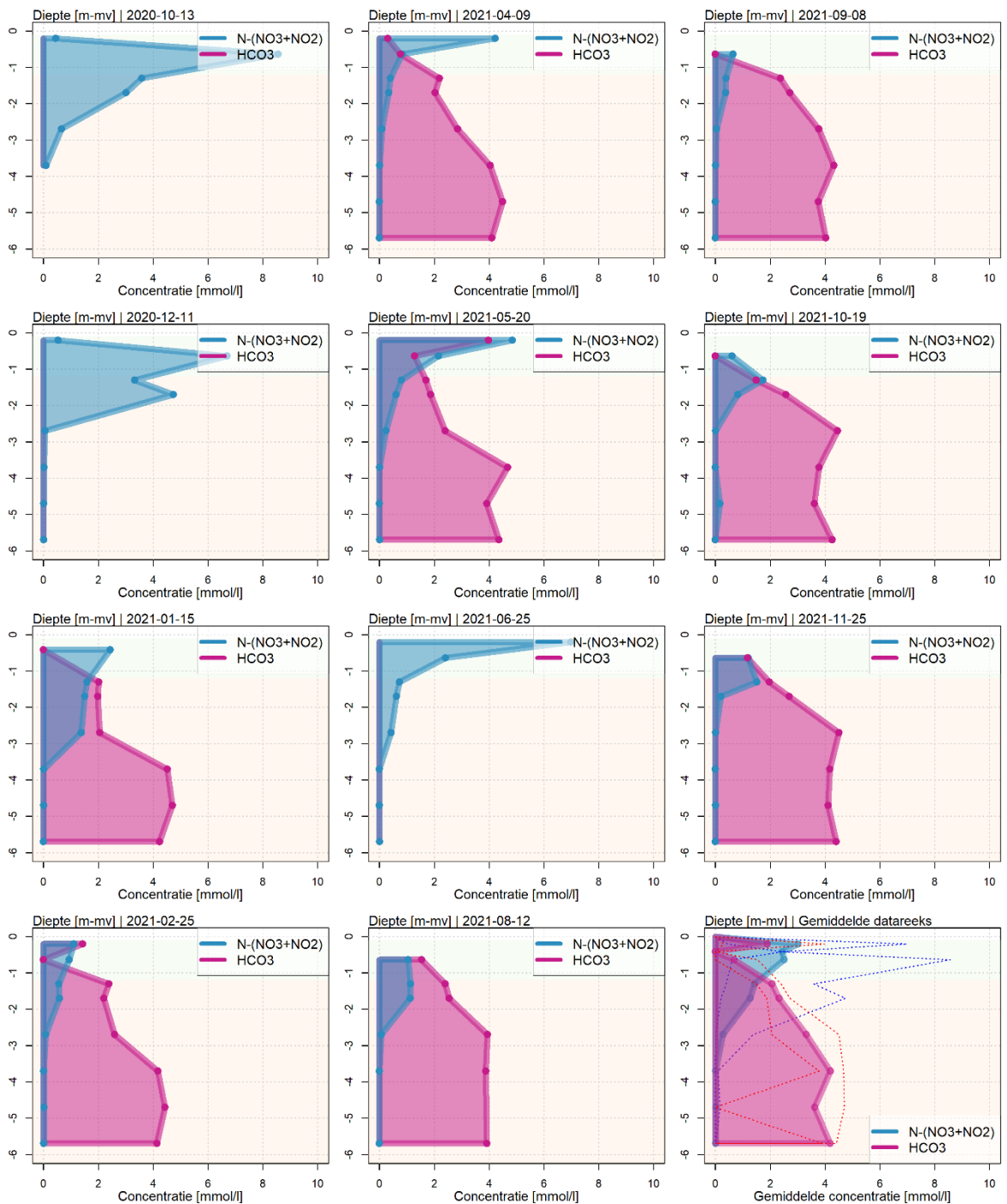
Cichoreiperceel, Bicarbonaat

In Figuur B8-9 zijn de nitraatdiepteprofielen van Figuur B8-8 aangevuld met diepteprofielen van bicarbonaat, voor zover die gemeten zijn. Uit deze figuur blijkt dat bicarbonaatconcentraties voor alle monsterrondes toeneemt met de diepte. Door de relatief hoge pH ten opzichte van het lelieperceel ($6,4 < \text{pH} < 7,5$), zijn de bicarbonaatconcentraties hier hoger.

Over het dieptetraject van 1-4 m -mv zijn de grootste toenames van bicarbonaat waargenomen. In een deel van dit traject (1-3 m) vindt ook de grootste afname van nitraat plaats en zijn grove houtresten in het boorprofiel aangetroffen. De toename van bicarbonaat kan daarom gedeeltelijk toegeschreven worden aan denitrificatie onder invloed van organische stof.

De bicarbonaatconcentratie neemt over het dieptetraject waarin nitraat verdwijnt verder toe dan op basis van stochiometrische verhoudingen in het denitrificatieproces verwacht kan worden. Dit verschil hangt samen met sulfaatreductie onder invloed van organische stof; sulfaat verdwijnt namelijk in dit dieptetraject (Figuur B8-10). Bij sulfaatreductie wordt eveneens bicarbonaat geproduceerd (in een verhouding 1 SO_4 :2 HCO_3) en stijgt de pH. Vanaf 3 m diepte is de bicarbonaatconcentratie ook hoger dan twee keer de totale hardheid. Dit geeft aan dat de toename van bicarbonaat niet alleen het gevolg kan zijn van het oplossen van kalk, maar dat reductieve processen daar een aandeel in kunnen hebben.

De scherpe afname van nitraat, de toename van bicarbonaat en de aanwezigheid van houtresten in het dieptetraject van 1-3 m bevestigen de dempende invloed van denitrificatie onder invloed van organische stof op nitraatuitspoeling.



Figuur B8-9 Concentratiediepte profielen voor nitraat en bicarbonaat, waargenomen op verschillende momenten onder het cichoreiperceel.

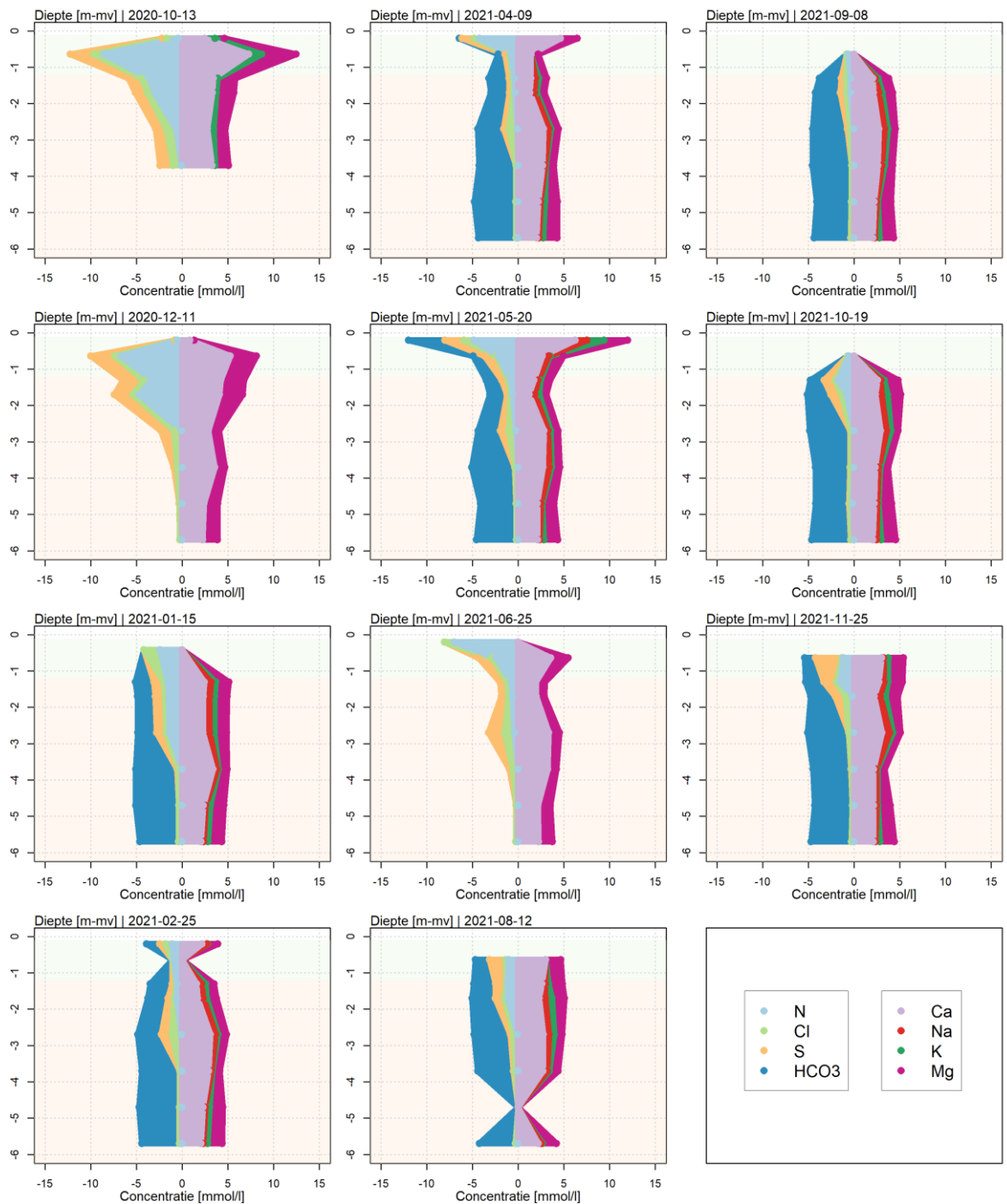
Cichoreiperceel, overige indicatoren

In Figuur B8-10 zijn de nitraat- en bicarbonaatprofielen van Figuur B8-9 verder aangevuld, zodat een overzicht ontstaat van de profielen van de vier dominante anionen en vier dominante kationen. Voor de anionen zijn chloride en zwavel (sulfaat) toegevoegd, en voor de kationen calcium, natrium, kalium en magnesium. In tegenstelling tot voorgaande figuren zijn de concentraties voor anionen en kationen gesommeerd, zodat het relatieve aandeel van de verschillende ionen in de waterbalans in beeld wordt gebracht.

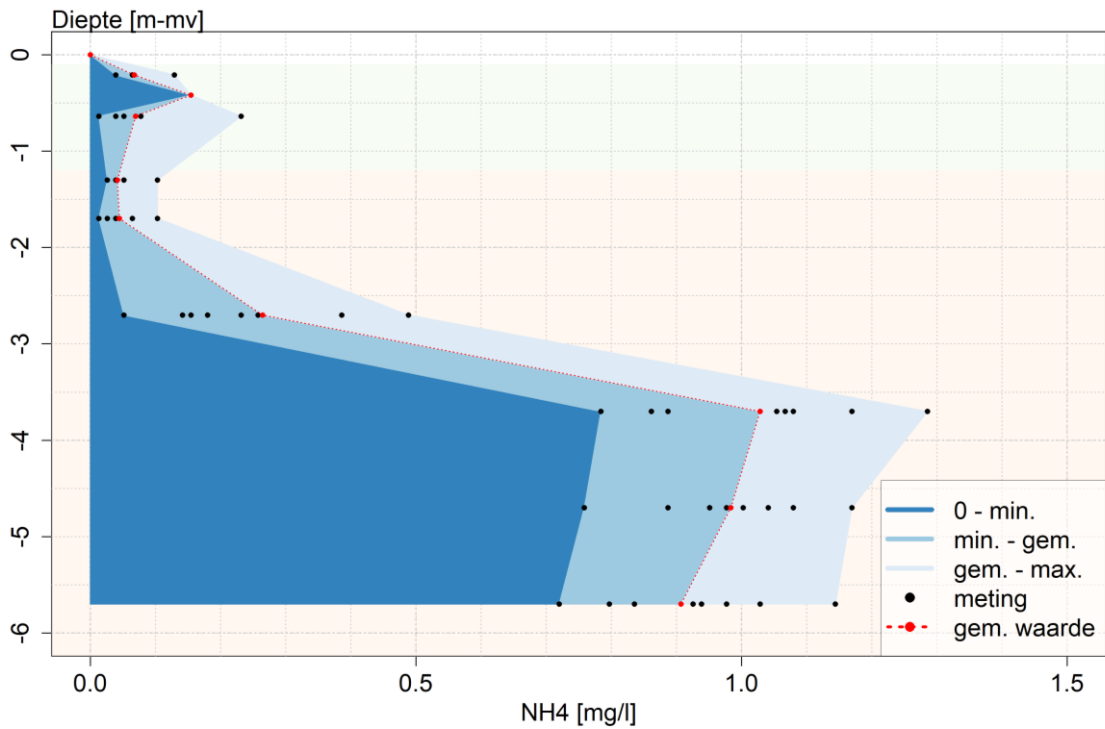
Figuur B8-6 laat zien dat in het grondwater de concentraties voor de kationen (calcium, natrium, kalium en magnesium) vrij weinig variatie over de diepte en in de tijd vertonen. De grootste veranderingen hangen samen met het vervangen van nitraat, en daarna sulfaat, door bicarbonaat. Sedimentair organisch materiaal of uitspoelend opgelost organisch materiaal leidt dus achtereenvolgens tot denitrificatie en sulfaatreductie.

Over de gehele diepte heeft magnesium een relatief hoog aandeel (20-45%) in de totale hardheid van het water. Dit wijst op beïnvloeding van de waterkwaliteit uit dierlijke mest of bekalking over de volledig bemonsterde diepte. Chloride is vanaf 4 m diepte niet meer aanwezig. Dit geeft aanwijzingen dat op deze diepte de overgang naar een ander grondwatersysteem zit. Dit komt overeen met gemodelleerde stromingspatronen met Hydrus 2D (Figuur B8-2), maar niet met de chloridepatronen onder het lelieperceel.

Ten slotte valt op dat de ammoniumconcentratie vanaf 3 m diepte sterk toeneemt (Figuur B8-7). Van 0-2m diepte bedraagt de ammoniumconcentratie maximaal 0,1 mg/L, enkele uitschieters uitgezonderd. Op 2,7 m diepte zijn concentraties 0,5 mg/L en op vanaf 3,7 m diepte tot 1,2 mg/L aangetroffen. Deze toename is waargenomen in de zone waar ook denitrificatie en sulfaatreductie onder invloed van organische stof plaatsvinden en kan daarmee samenhangen met anorganische afbraak van organische stof. Echter, het ammonium kan ook zijn ontstaan door omzetting van ammonium (nitraat ammonificatie) via het DNRA-proces (dissimilatory nitrate reduction to ammonium).



Figuur B8-10 Concentratieprofielen van de vier dominante anionen en vier dominante kationen op verschillende momenten onder het cichoreiperceel.

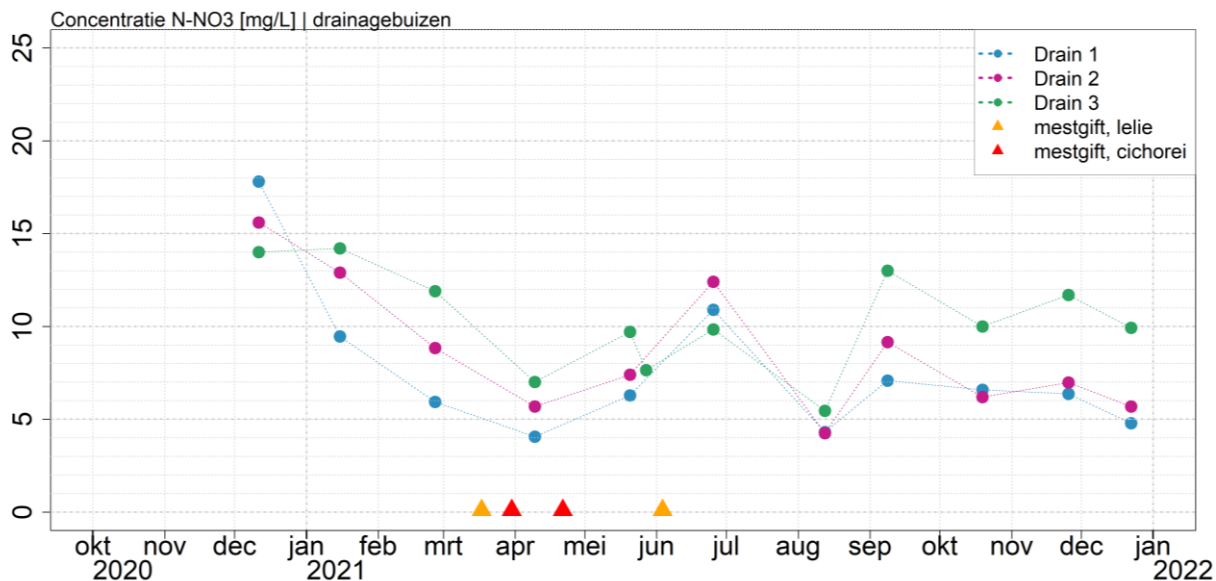


Figuur B8-11 Ammoniumdiepteprofielen op basis van minimaal, gemiddelde en waargenomen concentraties onder het cichoreiperceel.

8.6 Resultaten chemie drainagewater

Buisdrainage, Nitraat en bicarbonaat

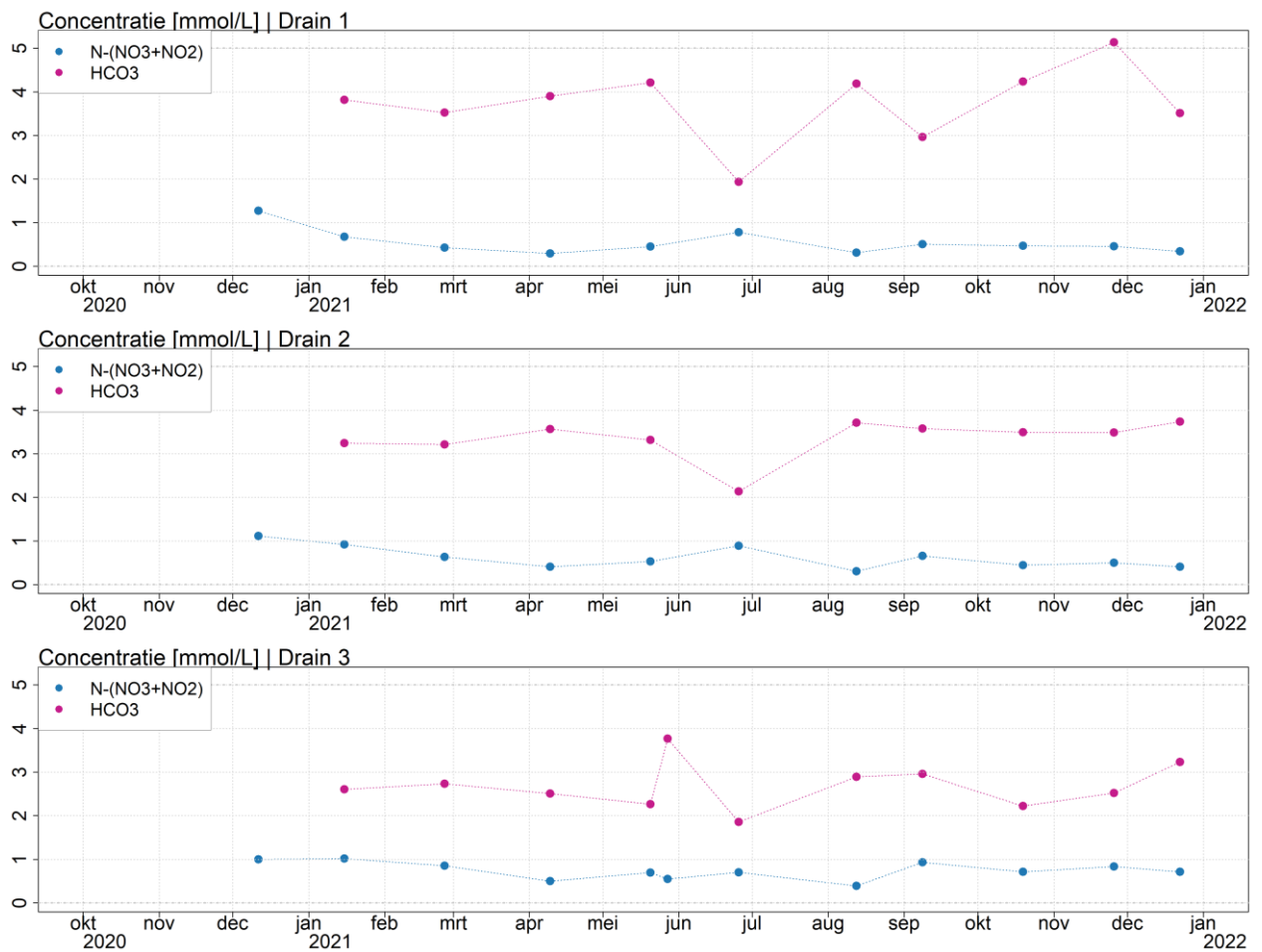
In Figuur B8-12 staan de waargenomen nitraatconcentraties in drie drains tijdens de periode december 2020-december 2021 weergegeven. Uit deze figuur blijkt dat de nitraatconcentratie in de drains varieert van 4-17 mg N-NO₃/L (minimaal en maximaal gemeten waarde). Hierbij is de nitraatconcentratie in drain 3 10-20% hoger dan in drain 2, en 20-40% hoger dan in drain 1. Ter vergelijking: de gemiddelde nitraatconcentratie in de bovenste 3 m grondwater (december 2020 t/m december 2021) bedraagt 42 mg/L N-NO₃ onder het lelieperceel en 14 mg/L N-NO₃ onder het cichoreiperceel.



Figuur B8-12 Waargenomen nitraatconcentratie in de drie drains onder het lelie-cichoreiperceel.

In Figuur B8-13 zijn de nitraat- en bicarbonaatconcentraties in de drie drains weergegeven. Hieruit blijkt dat de bicarbonaatconcentraties in de drains zich tegengesteld verhouden ten opzichte van nitraatconcentraties; drain 1 bevat meer bicarbonaat dan drain 2 en drain 3. Ook de dynamiek van beide stoffen is tegengesteld aan elkaar; een toename van nitraat gaat gepaard met een afname van bicarbonaat en andersom. Hieruit volgt dat denitrificatie ook een dempend effect heeft op de uitspoeling van nitraat naar de drains en dat ruimtelijke verschillen in denitrificatie een deel van de variatie aan nitraatmissies naar het oppervlaktewater kan verklaren.

Opvallend is dat de nitraatconcentraties in de drains in december 2020 het hoogst waren. Waarschijnlijk is dit het gevolg van relatief hoge uitspoeling in het voorafgaande jaar door beperkte gewasopname door de lelies. Ook een afname van denitrificatie door een lagere temperatuur kan hier een beperkte rol in spelen, maar metingen ontbreken om de invloed van deze factoren te bevestigen. Tevens valt op dat de nitraatconcentratie in de drains in de periode april-juli 2021 toenam, terwijl de bicarbonaatconcentratie afnam. Dit duidt op een verhoogde invloed van ondiep, niet-gedenitrificeerd grondwater aan de drainafvoer. Hieruit volgt dat dit patroon samenhangt met een verhoogde uitspoeling van nitraat in deze periode.

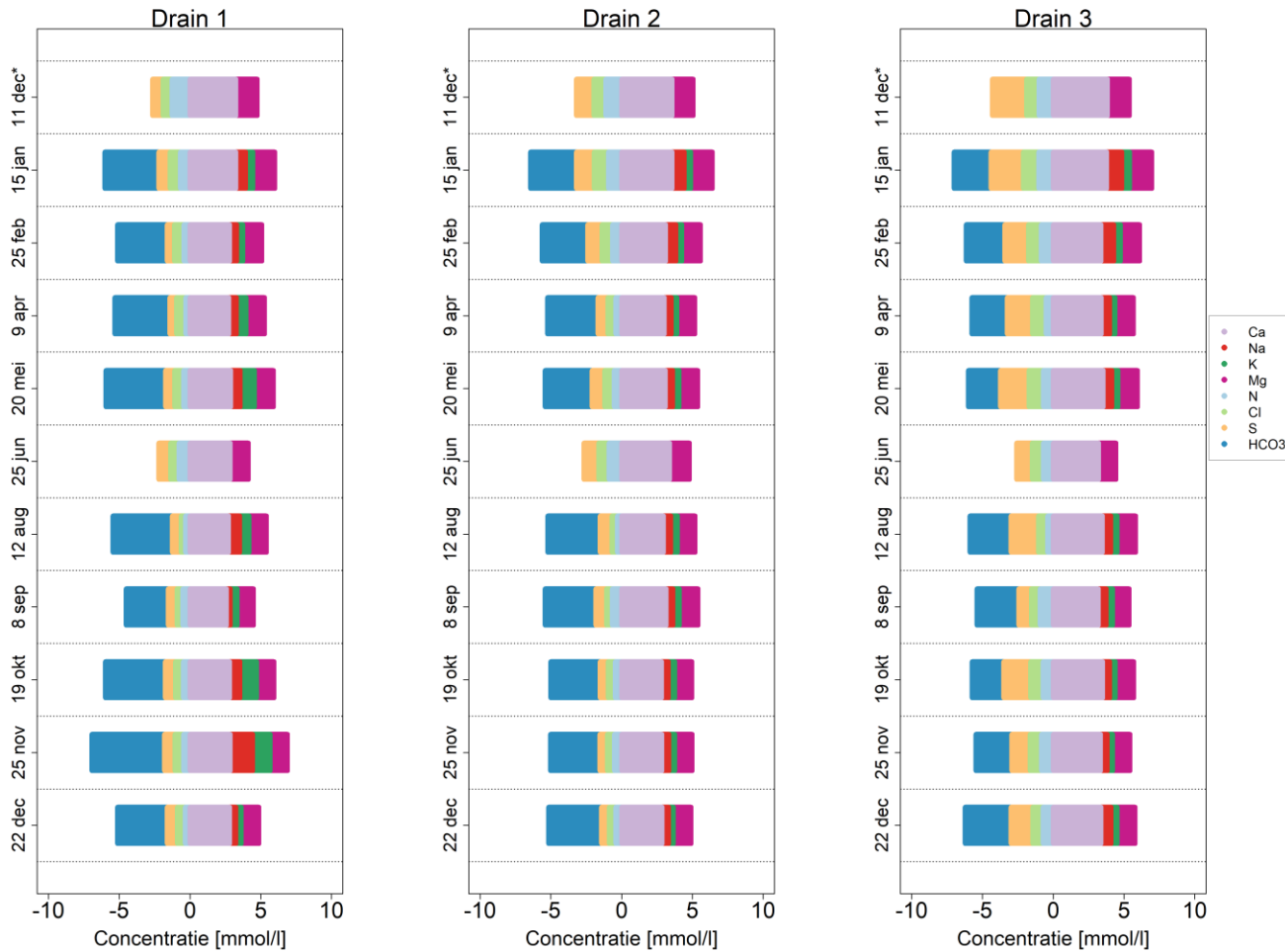


Figuur B8-13 Waargenomen nitraat- en bicarbonaatconcentraties in drie drains tijdens de periode december 2020 en december 2022.

Buisdrainage, algehele samenstelling

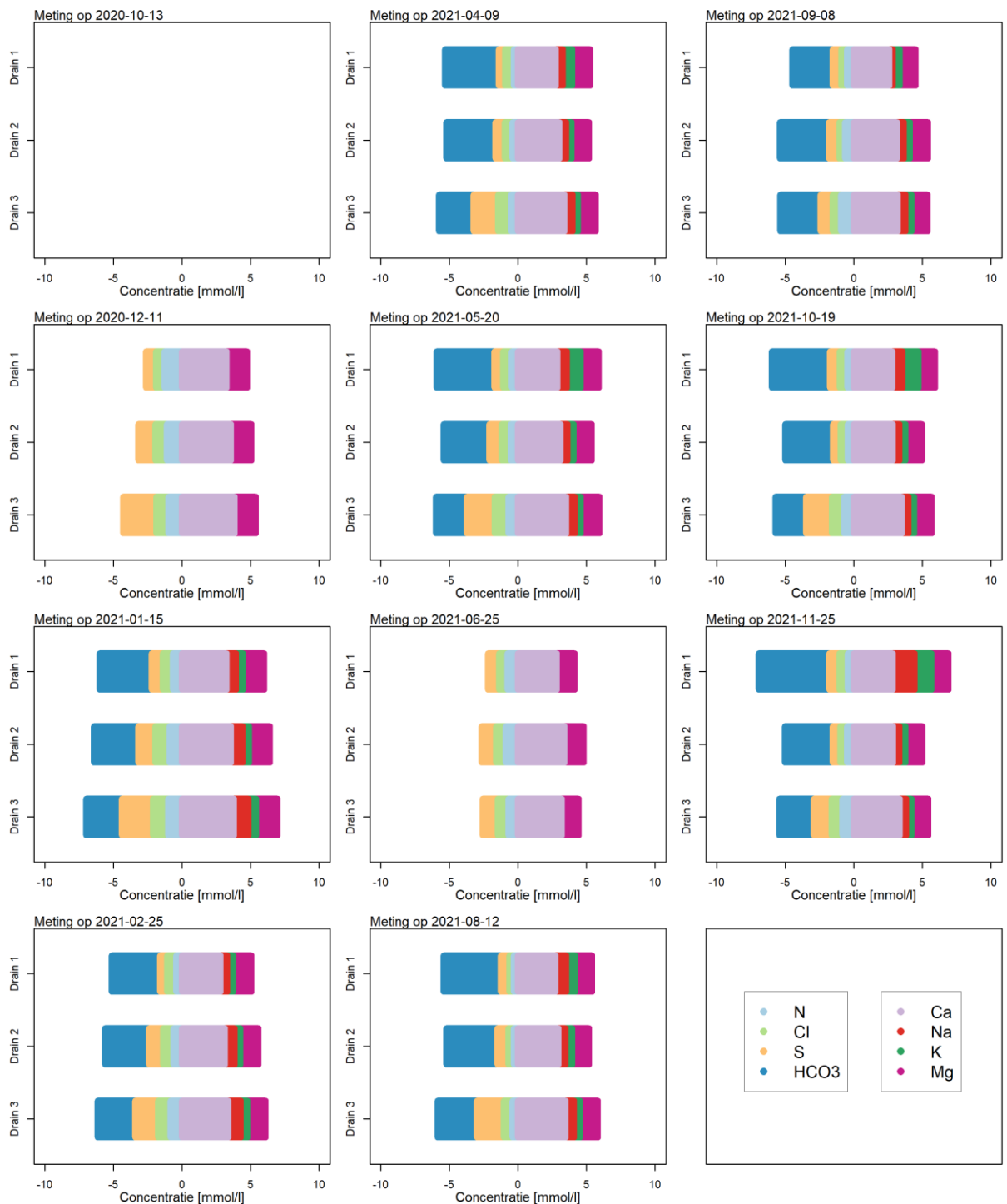
In Figuur B8.1 zijn de waargenomen concentraties van de belangrijkste anionen en kationen in drainwater weergegeven.

Drain 3 bevat duidelijk meer sulfaat en minder bicarbonaat dan drain 1 en 2. Dit is de drain waar de invloed van denitrificatie op nitraat en bicarbonaat het kleinst is. Wellicht is ook de invloed van sulfaatreductie in deze drain kleiner dan bij drain 1 en 2. Dit zou betekenen dat sulfaatreductie, en daarmee denitrificatie, voor de andere twee drains wel op grotere schaal plaatsvindt.



Figuur B8-14 Waargenomen concentraties van anionen (negatief) en kationen (positief) in drie drains tijdens de periode december 2020 en november 2021.

In Figuur B8.1 zijn de waargenomen concentraties van de belangrijkste anionen en kationen in drainwater weergegeven. Drain 3 bevat duidelijk meer sulfaat en minder bicarbonaat dan drain 1 en 2. Dit is de drain waar de invloed van denitrificatie op nitraat en bicarbonaat het kleinst is. Wellicht speelt sulfaatreductie in deze drain door heterogeniteit een minder belangrijke rol. Dit zou betekenen dat sulfaatreductie voor de andere twee drains wel op grotere schaal plaatsvindt en dus dat de aangetroffen houtresten op meer plaatsen aanwezig zijn.



Figuur B8.15 Waargenomen concentraties van anionen (negatief) en kationen (positief) in drie drains tijdens de periode december 2020 en november 2021.

8.7 Conclusies

Stikstofuitspoeling

- Onder het lelieperceel zijn (zeer) hoge nitraatconcentraties in de bovenste meters grondwater aangetroffen. Dit bevestigt dat teelten met slecht wortelende gewassen uitspoelingsgevoelig zijn. Het vermijden van uitspoelingsgevoelige gewassen is daarmee een effectieve maatregel om de waterkwaliteit te verbeteren.
- De nitraatconcentraties nemen sterk af met de diepte. Onder het lelieperceel is op 5 m diepte geen nitraat meer aangetroffen en onder het cichoreiperceel op 2 m diepte. De verschillen in diepte waarop nitraatloos grondwater is aangetroffen, geven aan dat de

redoxovergang van oxisch naar suboxisch (nitraat-reducerend) niet enkel bepaald wordt door de hydrologische situatie. In uitspoelingsmodellen is het gebruikelijk om deze redoxovergang te schatten op basis van de balans tussen recentelijk geïnfiltrerd, nitraathoudend grondwater, en kwel van ouder, nitraatloos grondwater. Met Hydrus 2D is de diepte van deze overgang op zo'n 4 m geschat. De ondiepere aanwezigheid van sedimentair organisch materiaal of uitspoelend, opgelost organisch materiaal kan echter leiden tot een ondiepere redoxovergang. Dit heeft tot gevolg dat een groter deel van het uitspoelende nitraat door denitrificatie in het onschadelijke stikstofgas wordt omgezet dan op basis van stromingspatronen of waterbalansen verwacht kan worden.

- Door de ondiepe ligging van de redoxovergang naar nitraat reducerende omstandigheden, voeren de drains een mengsel van nitraathoudend en nitraatloos grondwater af. De dempende invloed van denitrificatie onder invloed van organisch materiaal op de nitraatconcentratie in drains is zichtbaar in een verhoogde bicarbonaatconcentratie. De aanwezigheid, reactiviteit en diepte van organisch materiaal (opgelost of sedimentair) rond de drains, in combinatie met het stromingspatroon en verblijftijden, zijn daarmee medebepalend voor de belasting van het oppervlaktewater met nitraat uit drainagewater. Stimuleren van denitrificatie door inbrengen of inspoelen van reactief organisch materiaal of forceren van diepere grondwaterstroming door peilgestuurde drainage met diepliggende drains, kan bijdragen aan het verbeteren van de oppervlaktewaterkwaliteit. De effectiviteit van dergelijke maatregelen hangt echter wel af van lokale omstandigheden, het ontwerp en de aansturing. Daarnaast is door de productie van lachgas (een broeikasgas) afwenteling op de klimaatopgave een punt van aandacht. Ook zou het denitrificerend vermogen van de ondergrond meegewogen kunnen worden in de ruimtelijke planning van uitspoelingsgevoelige teelten; deze worden bij voorkeur niet verbouwd op percelen waar de redoxovergang ondiep in het profiel zit. Dit vereist echter voldoende gedetailleerd inzicht in de diepte van de redoxovergang, zodat heterogeniteit en patronen voldoende in beeld zijn. De diepte van redoxovergangen kan vaak op basis van boorprofielen of hydrologische modellen geschat worden.
- Sedimentair of inspoelend organisch materiaal is niet alleen een sink van stikstof (door denitrificatie), maar ook een bron van bicarbonaat en mogelijk ook ammonium indien mineralisatie op enkele meters diepte de oorzaak is van hogere ammoniumconcentraties. Nitraat-ammonificatie kan echter ook de hogere ammoniumconcentraties op enkele meters diepte veroorzaakt hebben. In dat geval zou de vermindering van nitraatuitspoeling bij kunnen dragen aan het verlagen van de ammoniumconcentraties. Dit is relevant, aangezien directe drainage van grondwater door het oppervlaktewatersysteem een relevante bijdrage kan zijn aan de ammoniumbelasting van het oppervlaktewater, vooral in tijden dat drains niet afvoeren.

Meetopstelling

- De reeks boven elkaar geplaatste minifilters laten grote verschillen in nitraatconcentraties in de diepte zien. Deze verschillen worden niet zichtbaar gemaakt met gangbare bemonsteringsmethodes met filters van 1 m lengte. De minifilters geven daarmee een specifiekere respons op activiteiten, gebeurtenissen en omstandigheden, zodat uitspoelingsprocessen beter zichtbaar en begrepen kunnen worden. De plaatsing en bemonstering van minifilters is echter wel specialistisch werk en de kosten zijn ongeveer 1000 euro voor materialen en installatie.

9 Nutriëntenverliezen uit percelen met geleidbaarheid sensoren

9.1 Doel

Om nutriëntenverliezen uit landbouwpercelen te kunnen beperken, is het voor agrariërs, landbouwadviseurs en waterbeheerders nuttig om inzicht te hebben in de factoren en omstandigheden die de uitspoeling van mestzouten bepalen. De uitspoeling van mestzouten is echter een zeer grillig proces, dat o.a. wordt bepaald door de omvang, timing en aard van toegepaste meststoffen en andere landbouwactiviteiten, de gewasopname en het weer. Gangbare methodes voor grondwaterkwaliteitsmonitoring, op basis van bemonstering van filters, zijn echter niet geschikt om de uitspoeling van mestzouten op een voldoende hoog detailniveau te meten. Door het gebruik van meetfilters van 1 tot 2 m lengte zijn de (grond)watermonsters onvoldoende specifiek om uitspoelingsgebeurtenissen te kunnen detecteren. Bovendien is bemonstering te arbeidsintensief om de dynamiek van uitspoeling goed in beeld te kunnen brengen.

Op een landbouwperceel in het stroomgebied van de Vinkenloop is een meetnet ingericht om de uitspoeling van mestzouten hoogfrequent in beeld te brengen en te kunnen relateren aan landbouwactiviteiten en weergebeurtenissen. Het meetnet bestaat uit bodemvocht- en watersensoren voor het meten van het elektrisch geleidingsvermogen van bodemvocht of grond- en drainwater. Het elektrisch geleidingsvermogen is een maat voor de somconcentratie aan ionen en kan een proxy zijn voor nitraat, indien nitraat een constant en belangrijk aandeel in de ionenbalans heeft. Het doel van deze meetopstelling is om te verifiëren of geleidbaarheidssensoren bruikbaar zijn om de momenten en omstandigheden van nutriëntenverliezen (mestzouten, en specifiek nitraat) in beeld te brengen. Dit draagt bij aan bewustwording en kennisontwikkeling van nutriëntenverliezen.

9.2 Meetopstelling

In het najaar van 2020 zijn twee meetopstellingen ingericht voor zowel continuumonitoring van bodemvocht en grondwater (hoeveelheden en geleidbaarheid) als bemonstering voor chemische analyse. Een meetopstelling bevond zich onder een deel van het perceel waar lelies werden geteeld, de andere onder een deel waar cichorei werd geteeld. In deze paragraaf geven we een overzicht van de geïnstalleerde sensoren. Veldbezoeken voor bemonstering hebben vrijwel maandelijks plaatsgevonden op: 13-10-2020, 11-12-2020, 15-01-2021, 25-02-2021, 09-04-2021, 20-05-2021, 25-06-2021, 12-08-2021, 08-09-2021, 19-10-2021, 25-11-2021, en 22-12-2021. De chemische analyses zijn gebruikt als referentie voor de geleidbaarheidssensoren.

Monitoring bodemvocht

Bodemvochtgehalten zijn op twee locaties met 5TE-sensoren (Figuur B9.1) gemeten. De bodemvochtsensoren zijn geïnstalleerd op drie dieptes: 21 cm, 42 cm en 64 cm. De sensoren meten zowel het bodemvochtgehalte, het elektrische geleidingsvermogen (EGV) als de bodemtemperatuur. Elke 15 minuten is een waarneming geregistreerd en deze zijn dagelijks geautomatiseerd uitgelezen en ontsloten via een telemetrieservice (ZentraCloud i.c.m. Rstudio).

Als referentie voor de geleidbaarheidssensoren is het bodemvocht tevens bemonsterd door middel van macro-rhizons (Figuur B3 1). De rhizons zijn onder een hoek van 45 graden geïnstalleerd op drie dieptes: 0,21 cm, 0,42 cm en 0,64 cm diepte. Ze zijn bemonsterd met behulp van Luer-lock spuitjes (Figuur 9 1, onder). Bemonstering van het bodemvocht was echter niet altijd mogelijk, o.a. doordat het bodemvochtgehalte te laag was of door bevriezing van de slangetjes.

Error! Reference source not found. Bodemvochtsensor, type 5TE, (links) en een macro-rhizon (rechts) g eïnstalleerd op het perceel te Westerbeek. Het bodemvocht wordt bemonsterd via macro-rhizons (rood omcirkel, onder) met behulp van BD spuitjes.

Monitoring grondwater

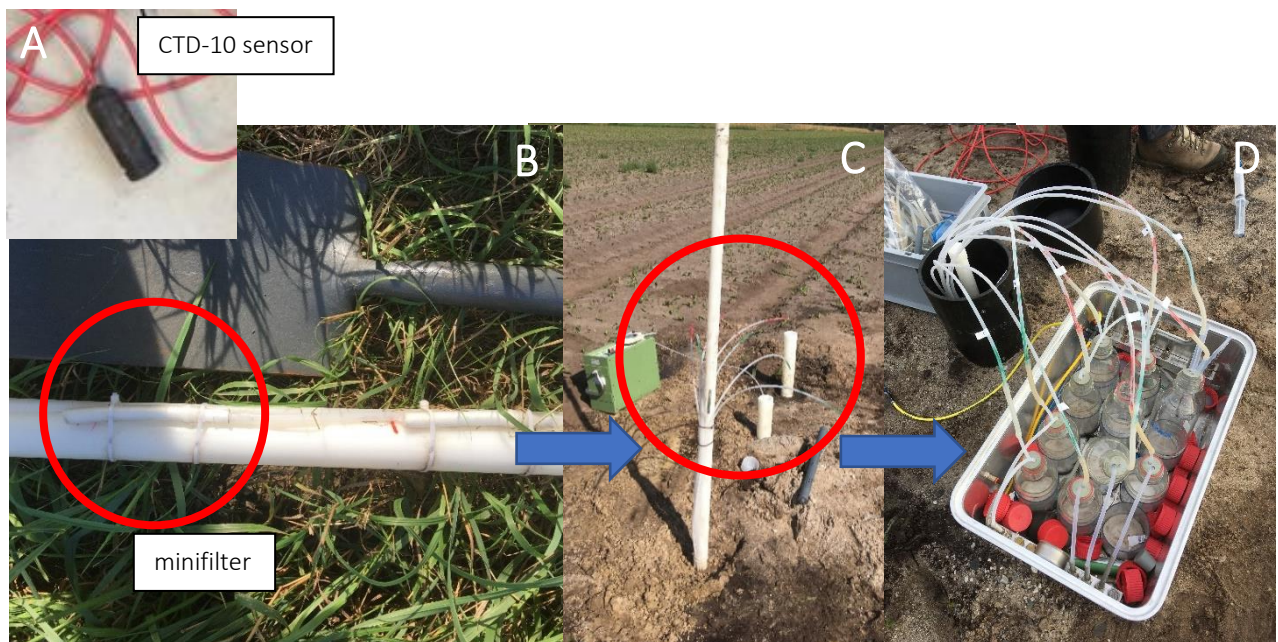
De grondwaterstand en het EGV van het grondwater zijn waargenomen in volkomen filters tot een diepte van 3m -mv. Hiervoor zijn CTD-10-sensoren geïnstalleerd, waarmee elke 15 minuten registraties plaatsvinden (Figuur B9.1A). De geregistreerde waarnemingen zijn dagelijks geautomatiseerd uitgelezen en ontsloten via een telemetrie service (ZentraCloud i.c.m. Rstudio).

Het bovenste grondwater is bemonsterd via het bovenste van een reeks minifilters met een onderlinge verticale afstand van 25 cm (Figuur B9.1 C). In het lelieperceel bevonden de bovenste minifilters zich op 100 of 140 cm diepte, en in het cichoreiperceel op 90 cm of 130 cm diepte. De minifilters zijn bemonsterd door met een handpomp onderdruk te creëren (Figuur B9.1D).

Monitoring drainagewater

De kwaliteit van het drainagewater is in drie opeenvolgende drains, met een onderlinge afstand van 7 m, gemonitord met sensoren en chemische analyse van watermonsters. De drainbuizen liggen dwars over beide gewaspercelen en voeren daardoor grondwater uit beide gewaspercelen af. Over ongeveer 4/5 van de drainlengte werden lelies verbouwd, over 1/5 cichorei. De debietmetingen voor de drains zijn onvoldoende nauwkeurig voor vrachtberekeningen.

De meetopstelling bestaat uit drie inspectieputten, die uitmonden in de drainagebuis (Figuur B9.2). Het EGV van het drainwater is elke 15 minuten geregistreerd met een Mini-Diver die in inspectieputten zijn geïnstalleerd (Figuur B9.2). Bemonstering van het drainagewater is tevens via de inspectieputten uitgevoerd.



Figuur B9.1 De grondwaterstand wordt gemonitord met een CTD-10-sensor (A). Het bovenste grondwater wordt gemonitord met minifilters (B-rood omcirkeld), die boven de grond (C-rood omcirkeld) worden bemonsterd met vacuümflessen (D).



Figuur B9.2 Inspectieputten (rood omcirkelt) van drie drainagebuizen (links). In elke inspectieput is een CTD-diver geïnstalleerd (rechts).

9.3 Resultaten lelieperceel

Situatieschets

De uitgevoerde landbouwactiviteiten op het lelieperceel in 2021 zijn opgesomd in Tabel B9.1. De lelies zijn in 2020 gestekt (schubben) en rond november 2021 geoogst. In 2020 ontkiemden de schubben, waarbij er zich zeer beperkt beworteling en biomassa ontwikkelden, en nutriëntenopname zeer beperkt was. In het voorjaar 2021 is het lelieperceel meerdere keren bemest met grotere en kleinere hoeveelheden kunstmest. Tijdens het groeiseizoen van 2021 zijn de lelies ook intensief en gelijkmatig beregend door middel van een permanente sprinklerinstallatie. In de loop van 2021 ontwikkelden de lelies zich verder tot een volgroeid gewas, zonder dat sprake was van volledige grondbedekking en beworteling (Figuur B9.3).

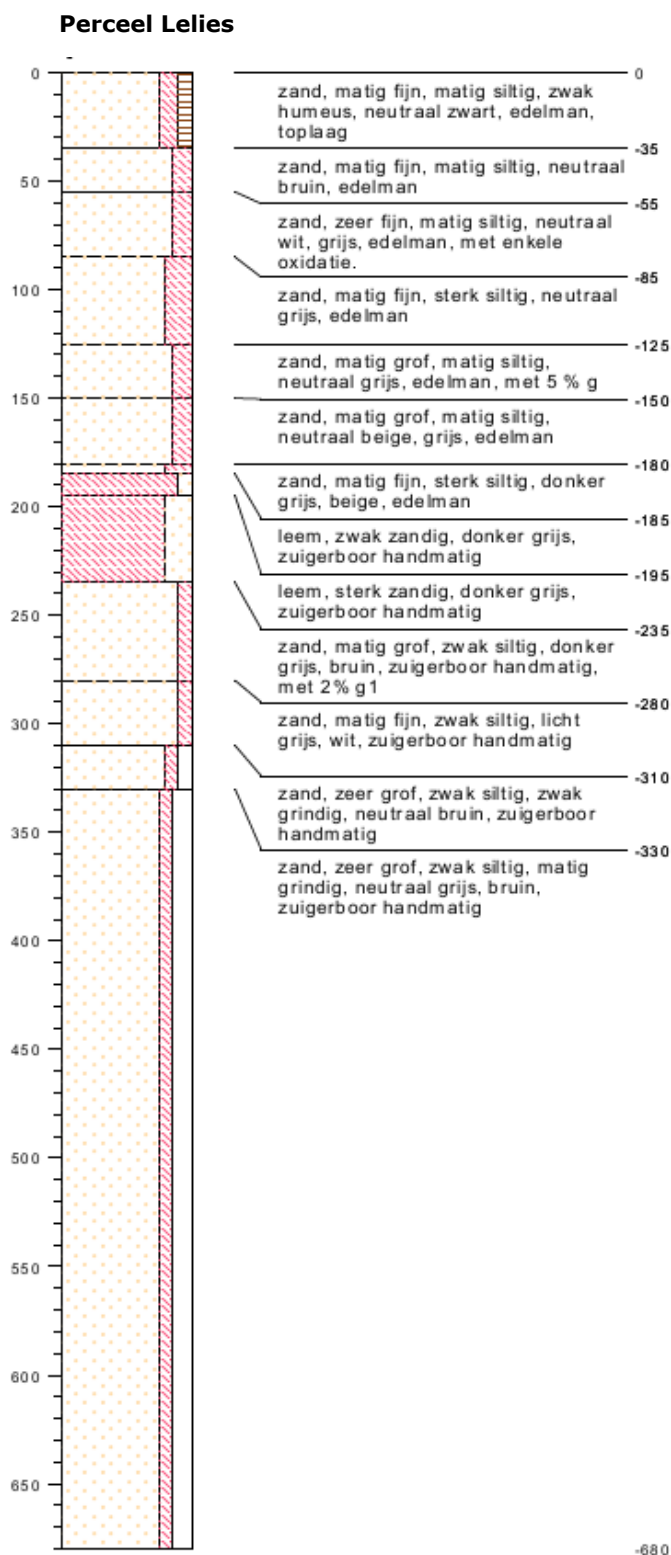


Figuur B9.3 Impressies van het lelieperceel gedurende 2021. De volgroeide lelies leiden niet tot volledige bodembedekking en beworteling.

Tabel B9.1 Overzicht landbouwactiviteiten lelie- en cichoreiperceel in 2021. Gegevens zijn aangeleverd door de agrariër. De kleine kunstmestgiften zijn toegepast op het blad en zijn qua omvang irrelevant voor de stikstofbalans.

Datum	Landbouwactiviteit	Omvang (kg N/ha)
17-03-2021	Mestgift groot, kunstmest	105
08-05-2021	Mestgift klein, kunstmest	1
12-05-2021	Mestgift klein, kunstmest	1
17-05-2021	Mestgift klein, kunstmest	1
03-06-2021	Mestgift middel, kunstmest	20
12-06-2021	Mestgift klein, kunstmest	1

Het perceel is gedraineerd met drainagebuizen op 1 m diepte met een onderlinge afstand van 7 m. Ter plaatse van de meetlocaties bestaat de bodem tot 1,80 m diepte uit matig tot zeer fijn zand (Figuur). De bovenste 40 cm is zwak humeus.

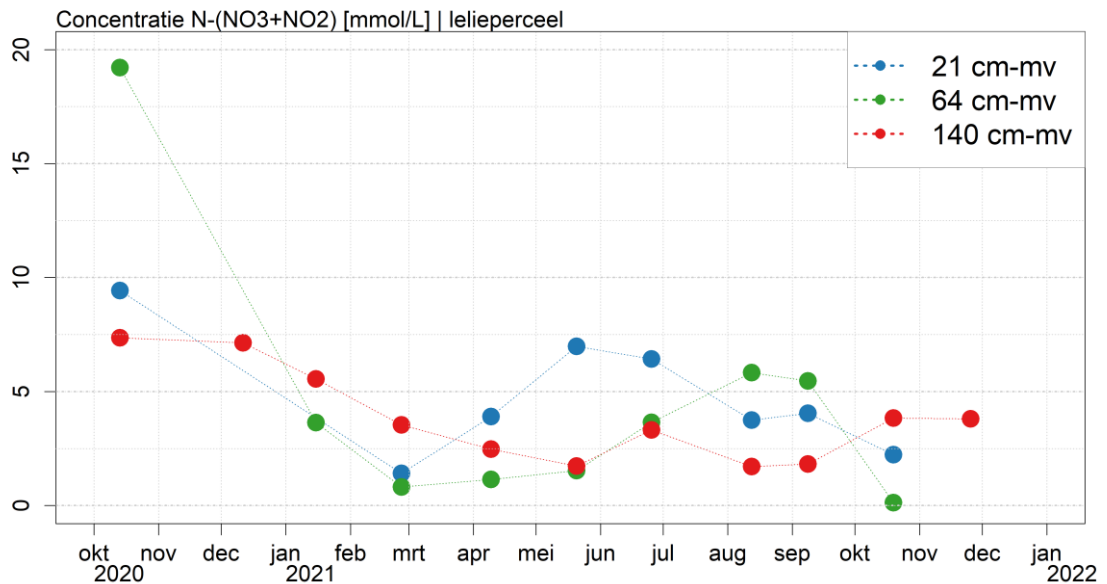


Figuur B9.5 Bodemopbouw bij de peilbuizen op het lelieperceel. Boorbeschrijvingen zijn gemaakt door Avallo Advies d.d. 17-09-2020.

Nitraat in het bovenste grondwater lelieperceel

De nitraatconcentratie in het bodemvocht en het bovenste grondwater is vrijwel maandelijks gemeten (Figuur B9.6). Globaal gezien neemt de nitraatconcentratie af gedurende de meetperiode (okt. 2020-dec. 2021). De hoge nitraatconcentratie die is waargenomen in oktober 2020 hangt waarschijnlijk samen met het lagere neerslagoverschot en het ontbreken van substantiële gewasopname doordat de lelies in het eerste groeijjaar nog nauwelijks wortels hadden ontwikkeld. Onder invloed van het winters

neerslagoverschot dalen de nitraatconcentraties over het hele bodemprofiel. Pas na de eerste mestgift(en) stijgt eerst de nitraatconcentratie in het bodemvocht op 21 cm -mv, daarna in het bodemvocht op 64 cm -mv en daarna in het bovenste grondwater op 140 cm -mv. Door dempende processen in de onverzadigde zone nemen de piekconcentraties met de diepte af en treden ze later op. In het bodemvocht is tevens het uitputten van de beschikbare hoeveelheid uitspoelbaar stikstof zichtbaar; onder invloed van neerslag dalen de nitraatconcentraties tijdens het groeiseizoen alweer (Figuur B9.4).



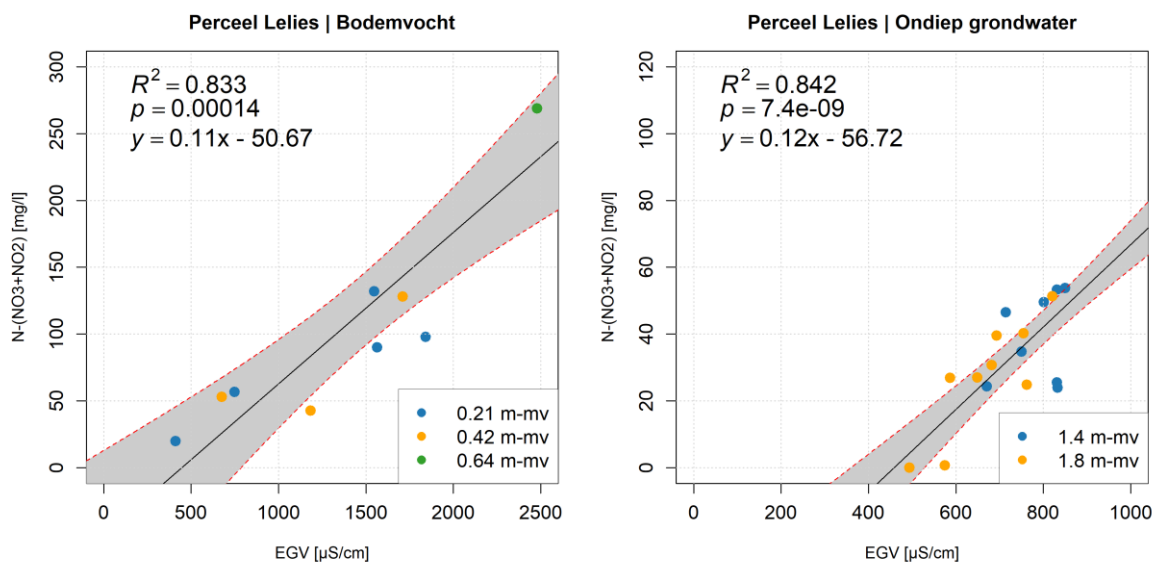
Figuur B9.6 Gemeten concentratie nitraat in het bovenste bodem- en grondwater op het lelieperceel (21 cm, 64 cm, 140 cm diepte).

Geleidbaarheid als proxy voor nitraat

In Figuur zijn de correlaties tussen nitraat en EGV voor zowel het bodemvocht als het ondiepe grondwater weergegeven. Om over voldoende gegevens te beschikken, zijn de waarnemingen voor bodemvocht op drie dieptes als uniform beschouwd, en voor het grondwater de waarnemingen op twee dieptes. In beide gevallen is sprake van een redelijk goede correlatie met een verklaarde variantie (R^2) hoger dan 80%. De regressielijnen voor bodemvocht ($y = 0.11x - 50.67$) wijken nauwelijks af van die voor ondiep grondwater ($y = 0.12x - 56.72$). Wel is het 95%-betrouwbaarheidsinterval voor het bodemvocht aanmerkelijk breder dan voor het ondiepe grondwater (Figuur). Dit komt doordat er voor het bodemvocht minder metingen beschikbaar waren dan voor het ondiepe grondwater.

Geleidbaarheid bodemvocht lelieperceel

In Figuur B9.4 zijn de waargenomen EGV en het bodemvochtgehalte op 21 cm -mv en 64 cm -mv weergegeven. In de onderste panelen van deze figuur is het EGV omgerekend naar de somconcentratie kationen of anionen (somconcentratie kationen = somconcentratie anionen = $EGV/100$) en naar de som kationen of anionen, door te vermenigvuldigen met het bodemvochtgehalte.



Figuur B9.7 Waargenomen EGV uitgezet tegen de nitraatconcentratie in het bodemvocht (21 cm, 42 cm, 64 cm diepte) en in het ondiepe grondwater (140 cm en 180 cm diepte). De regressielijn met bijbehorende statistieken zijn linksboven weergegeven. Het grijze vlak geeft het 95%-betrouwbaarheidsinterval weer.

Seizoensdynamiek lelieperceel

De sensor op 21 cm diepte laat een duidelijke seizoensdynamiek in 2021 zien. In de winter (jan-maart) is het EGV relatief laag, doordat er weinig mestzouten beschikbaar zijn voor uitspoeling en er wel een neerslagoverschot is. Vanaf half maart 2021 neemt het EGV van het bodemvocht vrij snel toe. Deze toename valt nagenoeg samen met de eerste geregistreerde mestgiften. Ook de toename van mineralisatie van bodemorganische stof als gevolg van opwarming van de bodem, in combinatie met beperkte gewasopname, draagt bij aan de toename van de geleidbaarheid van het bodemvocht tot half mei. Van half mei tot oktober is sprake van een nettodaling van het EGV. Deze hangt samen met gewasopname door cichorei en de grote hoeveelheid neerslag. Na oktober daalt het EGV verder doordat het neerslagoverschot een permanent karakter krijgt en de voorraad uitspoelbare mestzouten langzaam uitput.

De geleidbaarheid op 64 cm -mv vertoont een veel geleidelijker verloop, maar ook daar is een gedempte seizoensdynamiek zichtbaar: van januari-april daalt de concentratie mestzouten onder invloed van het neerslagoverschot, van april-juli stijgt de concentratie mestzouten door verhoogde uitspoeling en van augustus-december is er een geleidelijke daling waargenomen.

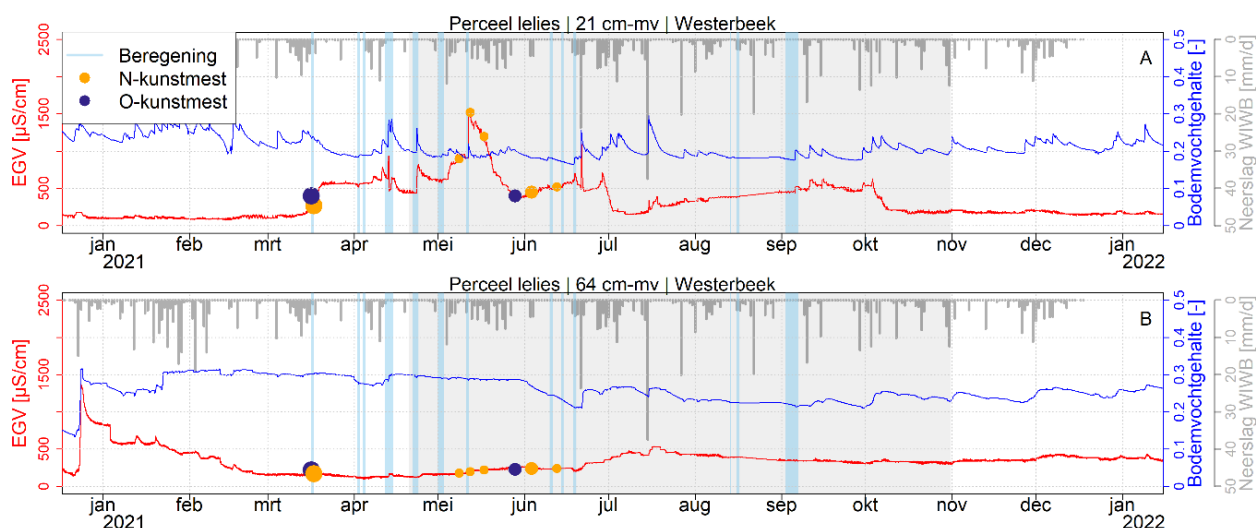
Gebeurtenissen lelieperceel

Naast de seizoensdynamiek in de voorraad mestzouten in het bodemprofiel, geven de sensoren aanwijzingen voor de volgende uitspoelingsgebeurtenissen.

- Half maart is een eerste kunstmestgift toegediend en ingeregend. Tegelijkertijd neemt het EGV op 21 cm diepte toe, terwijl het EGV op 64 cm diepte gelijk blijft. De kunstmestgift heeft de hoeveelheid mestzouten boven in het bodemprofiel verhoogd, maar deze spoelt door de afwezigheid van neerslag, en getuige de afname van het bodemvochtgehalte, niet direct uit.
- In april zijn vijf kleinere en grotere beregeningsgiften toegediend. Vooral de beregening gericht op het voorkomen van vorstschade in april was intensief. De grotere beregeningsgiften leidden tot een scherpe toename in het bodemvochtgehalte op 21 cm diepte. Tegelijk met het bodemvocht steeg in deze periode ook kortstondig het EGV. Kennelijk leidde deze beregening tot uitspoeling van mestzouten of bevatte het beregeningswater zelf hoge concentraties aan ionen. Dit laatste is alleen tijdens de voorjaarsberegening waargenomen, toen de beregeningsvraag zo hoog was dat ook uit andere bronnen (waar onder oppervlaktewater) is onttrokken. Het EGV op 64 cm stijgt in deze periode gestaag, terwijl het bodemvochtgehalte op deze diepte nagenoeg

constant blijft (Figuur B9.4B en D). Dit is een aanwijzing dat de intensieve beregening leidt tot uitspoeling van mestzouten zodat die onbereikbaar worden voor gewasopname.

- Begin mei begint een wat nattere periode, met een aantal zeer kleine mestgiften en een lichte beregeningsbeurt. Het bodemvochtgehalte en (vooral) het EGV op 21 cm diepte neemt in deze periode toe, om daarna weer langzaam te dalen. Kennelijk leidt de beregening in combinatie met de neerslag tot het verplaatsten van een deel van de voorraad opgeloste mestzouten van boven in het bodemprofiel naar grotere diepte.
- In juni en juli zijn twee zeer intensieve buien over het perceel getrokken. Het effect van deze buien is zichtbaar in een toename van het bodemvochtgehalte op 21 cm diepte. Tijdens de eerste bui is ook een tijdelijke, maar sterke toename van het EGV op deze diepte waargenomen. Ook het EGV op 64 cm diepte begint vanaf dit moment sterker te stijgen. Dit duidt op de uitspoeling van mestzouten naar een diepte die onbereikbaar is voor het beperkte wortelstelsel van de lilies. Tijdens de tweede bui neemt de geleidbaarheid van het bodemvocht op 21 cm diepte veel minder sterk toe en begint het EGV op 64 cm diepte langzaam maar gestaag te dalen. Dit kan duiden op het uitputten van de voorraad uitspoelbare mestzouten door de voorafgaande bui en nattere periode.



Figuur B9.4 Gemeten elektrisch geleidingsvermogen (linker y-as in rood), gemeten bodemvochtgehalte (rechter y-as in blauw) en gemeten neerslag door het WIWB (rechter y-as in grijs) in 2021 voor de diepten 21 cm (A) en 64 cm (B).

Geleidbaarheid grondwater lelieperceel

In Figuur B9.5 zijn de handmatig en continu gemeten stijghoogte en EGV op het lelieperceel weergegeven. Tevens zijn de schattingen weergegeven van de verwachtingswaarde en het 95%-betrouwbaarheidsinterval voor de nitraatconcentratie in het grondwater. Deze schattingen zijn gebaseerd op het EGV van het grondwater en het regressiemodel voor EGV en nitraat dat is afgeleid op basis van handmetingen.

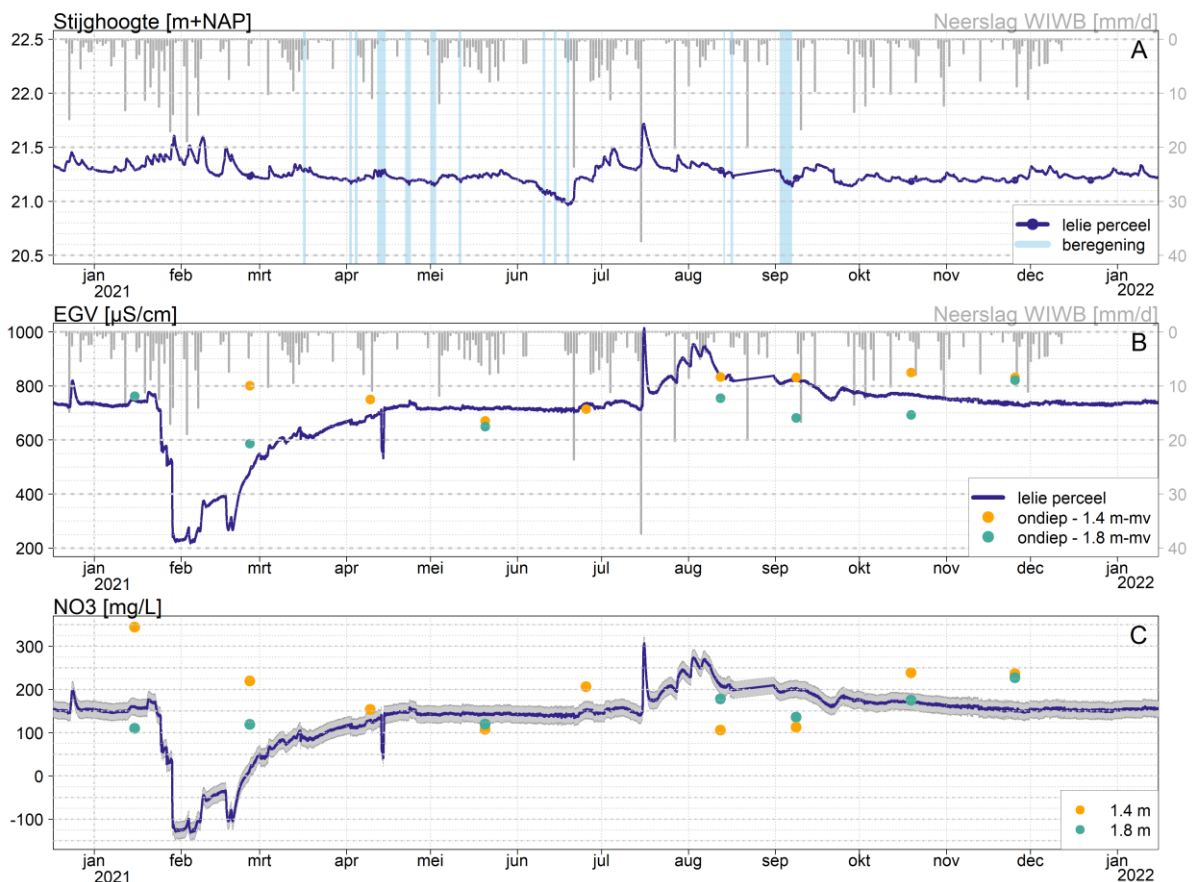
Het stijghoogteverloop geeft aan dat er van maart tot en met mei in de grondwaterstand tijdelijk stijgingen hebben plaatsgevonden en dat deze daarna onder invloed van drainage gedaald zijn. Ook onder invloed van buien van half juni tot half juli is de grondwaterstand flink gestegen. Deze stijgingen duiden op gebeurtenissen van grondwateraanvulling. Tijdens deze gebeurtenissen kan een deel van de opgeloste mestzouten die in de onverzadigde zone aanwezig is, uitspoelen naar het grondwater, en na verloop van tijd via de drains in het oppervlaktewater terechtkomen.

Opvallend aan het verloop van het waargenomen EGV is de plotselinge daling eind januari. Kennelijk is het filter in korte tijd ververst met recentelijk geïnfilterd regenwater waar nog weinig mestzouten

in opgelost waren. De dip in EGV werd voorafgegaan door een natte periode, met veel neerslag en relatief ondiepe grondwaterstanden. Wellicht was dit een periode met relatief hoge grondwateraanvulling en een beperkte beschikbaarheid van uitspoelbare mestzouten als gevolg van uitputting van de voorraad tijdens het winterseizoen. Een meetartefact kan echter niet uitgesloten worden, omdat referentiehandoelingen niet beschikbaar zijn voor de periode.

De gemeten geleidbaarheidssensor geeft een zeer geleidelijk verloop van het EGV over de periode maart tot en met mei. De uitspoelingsgebeurtenissen zijn kennelijk zo klein in omvang dat ze niet waargenomen kunnen worden in de bovenste meters grondwater. De extreme neerslaggebeurtenis in juli leidt wel tot een tijdelijke, maar scherpe toename van het EGV. De opgeloste mestzouten die door voorgaande buien al op diepte waren gekomen, bereiken nu het grondwater, zodat de uitspoelbare voorraad mestzouten tijdelijk uitput.

Tijdens de dip in het EGV in januari is het gehele 95%-betrouwbaarheidsinterval voor de geschatte nitraatconcentratie lager dan 0 mg/L NO₃. Het regressiemodel is niet in staat om op basis van EGV realistische nitraatconcentraties te beschrijven. Buiten deze periode kon de nitraatconcentratie op basis van het EGV geschat worden met een nauwkeurigheid van +/- 25 mg/L NO₃. Deze marges maakt de continue monitoring van nitraat op basis van het EGV onbruikbaar, omdat de nitraatconcentratie over het algemeen niet zo veel fluctuatie kent. Alleen voor het effect van de extreme neerslaggebeurtenis geeft deze methode een redelijke indicatie van de nitraatconcentratie; de uit de EGV afgeleide nitraatconcentratie neemt in zeer korte periode tijd na de neerslag toe van 140 +/- 25 naar 300 +/- 25 mg/L NO₃.



Figuur B9.5 Gemeten stijghoogte, beregeningsmomenten en neerslag (A), gemeten EGV in de peilbuis en via de minfilters op 140 cm en 180 cm diepte (B) en de geschatte nitraatconcentratie vergeleken met de gemeten nitraatconcentratie op 140 en 180 cm diepte (C) op het lelieperceel te Westerbeek. De neerslag is gebaseerd op WIWB-gegevens. Beregeningsmomenten zijn bepaald aan de hand van waargenomen veranderingen in de stijghoogte op het cichoreiperceel.

9.4 Cichoreiperceel

Situatieschets

De uitgevoerde landbouwactiviteiten op het cichoreiperceel in 2021 zijn opgesomd in Tabel B9.1. In 2020 was het perceel in gebruik voor de teelt van zilverui en x-beet. In dit jaar heeft het perceel vier kleinere kunstmestgiften ontvangen. In de drie voorafgaande jaren is het perceel bemest met drijfmest.

In het voorjaar 2021 is het perceel door middel van grondbewerking zaaiklaar gemaakt. In het voorjaar zijn er twee mestgiften geweest, bestaande uit drijf- en kunstmest (Tabel 3-1). De cichorei is op 22 april gezaaid. Beregening heeft enkel op 3 september plaatsgevonden, hoewel het meetpunt waarschijnlijk binnen de invloedssfeer van de beregening voor de lilies ligt. De cichorei is op 15 december geoogst.

Cichorei is een diep wortelend gewas dat zich in de eerste maanden traag ontwikkelt. Van april tot juni investeert het gewas vooral in wortelgroei, daarna komt het bovengrondse deel tot ontwikkeling. Cichorei neemt hierdoor in de eerste maanden na zaai nauwelijks stikstof op, maar is in de zomer juist in staat om stikstof tot grotere diepte op te nemen. Figuur geeft een impressie van de ontwikkeling van cichorei op basis van foto's.



Figuur B9.10 Impressie van het cichoreiperceel in 2021.

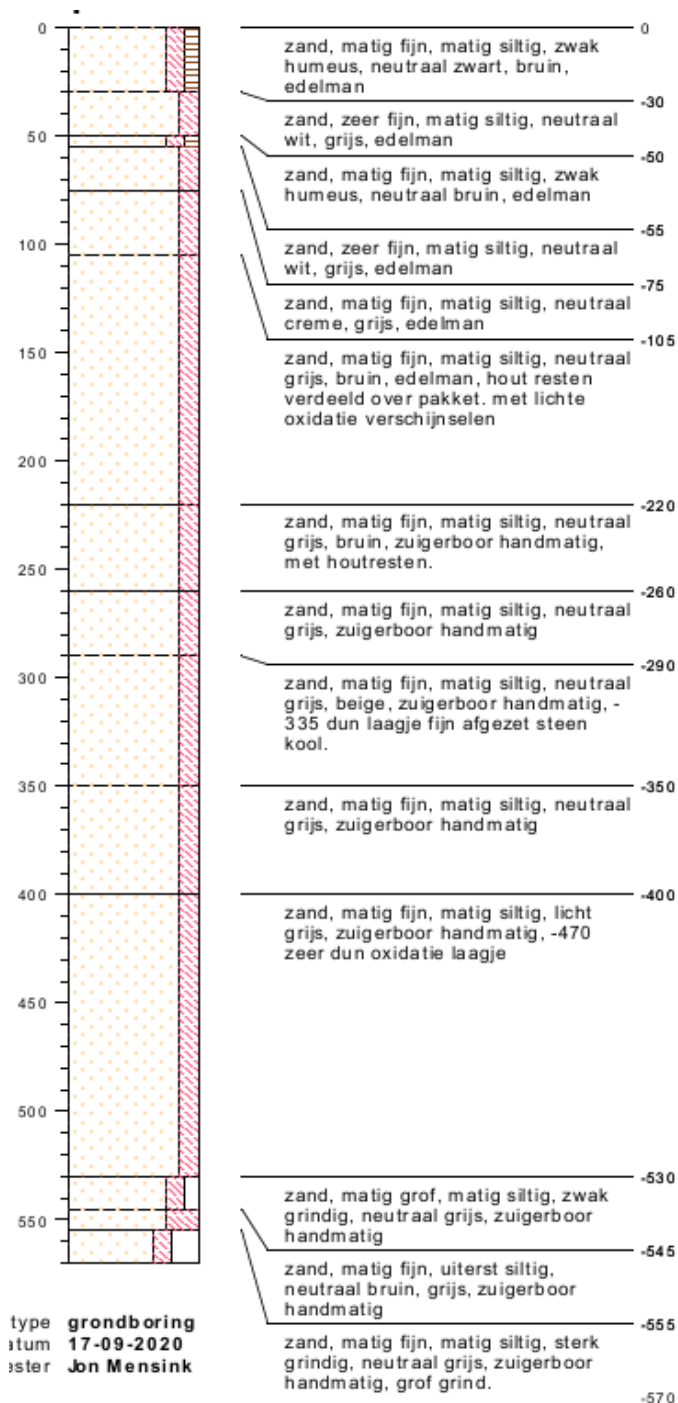
Tabel B9.2 Overzicht landbouwactiviteiten op het cichoreiperceel in 2021. Gegevens zijn aangeleverd door de agrariër.

Datum	Landbouwactiviteit	
30-03-2021	Mestgift, rundvee drijfmest	70
06-04-2021	Ploegen	
21-04-2021	Mestgift, kunstmest + rotorkopeg	65
22-04-2021	Zaaien	
03-09-2021	Beregening	
15-12-2021	Oogsten	

Het cichoreiperceel is met dezelfde drainagebuizen als het lelieperceel gedraineerd. De drainagebuizen liggen op 1 m diepte met een onderlinge afstand van 7 m.

Ter plaatse van de meetlocatie bestaat de bodem tot 2 m diepte uit matig tot zeer fijn zand. De bovenste 40 cm is zwak humeus (Figuur).

Perceel Cichorei



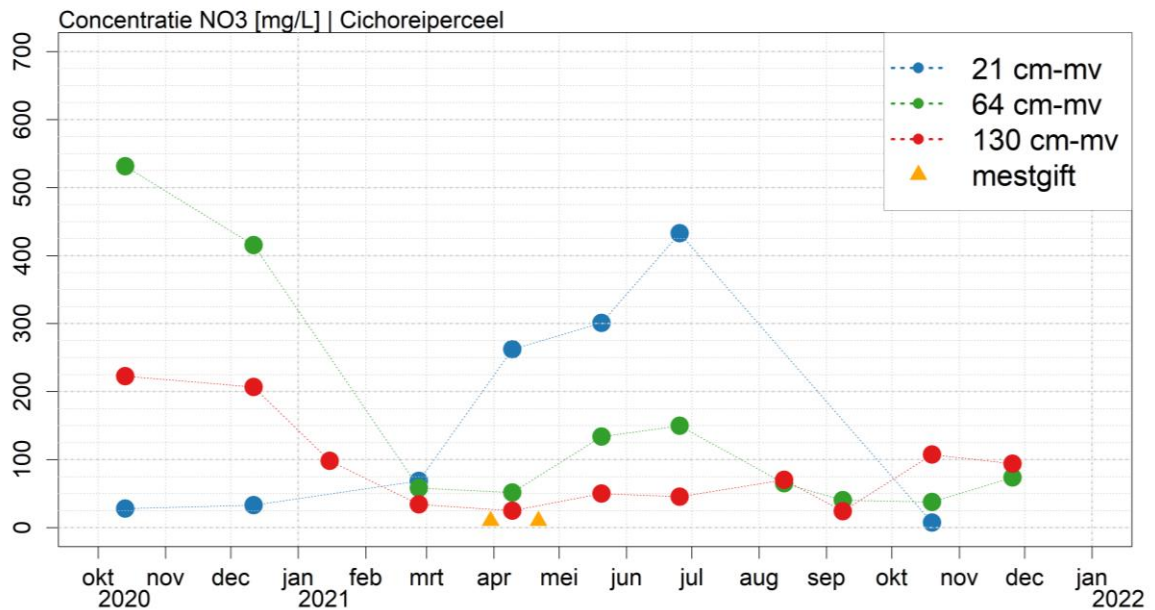
Figuur B9.11 Bodemopbouw bij de peilbuizen op het cichoreiperceel. Boorbeschrijvingen zijn gemaakt door Avallo Advies d.d. 17-09-2020.

Nitraat in bovenste grondwater cichoreiperceel

De nitraatconcentratie in het bovenste grondwater is vrijwel maandelijks gemeten op het cichoreiperceel (Figuur B9.6). De waargenomen nitraatconcentraties vertonen een duidelijke seizoensdynamiek. De nitraatconcentraties op 64 en 130 cm diepte waren eind 2021 relatief hoog, terwijl die op 21 cm diepte relatief laag is. Kennelijk heeft in de voorgaande maanden aanzienlijke nitraatuitspoeling plaatsgevonden en is de voorraad op 21 cm diepte dan al ver uitgeput. Van oktober 2020 tot en met februari 2021 verversst het hele bodemprofiel op deze manier. Vanaf de periode met de eerste mestgift (30 maart) verandert het uitspoelingspatroon: de nitraatconcentratie op 21 cm diepte stijgt over de periode april-juni van 5 naar 31 mg NO₃/L als gevolg van mestgiften, toegenomen

mineralisatie en dan nog beperkte gewasopname door cichorei. De nitraatconcentraties op 64 en 130 cm diepte reageren vertraagd en gedempt, duidend op uitspoeling naar het grondwater. De waargenomen daling op 64 cm diepte van juli tot en met september hangt waarschijnlijk voor een deel samen met stikstofopname door cichorei, dat in deze periode al een diep wortelstelsel heeft en bovengrondse biomassa ontwikkelt.

Uit Figuur B9.6 blijkt ook dat de nitraatconcentraties op 64 en 130 cm eind 2021 duidelijk lager zijn dan eind 2020. Dit heeft waarschijnlijk te maken met de hogere mestgift en drogere omstandigheden in de jaren 2018-2020.



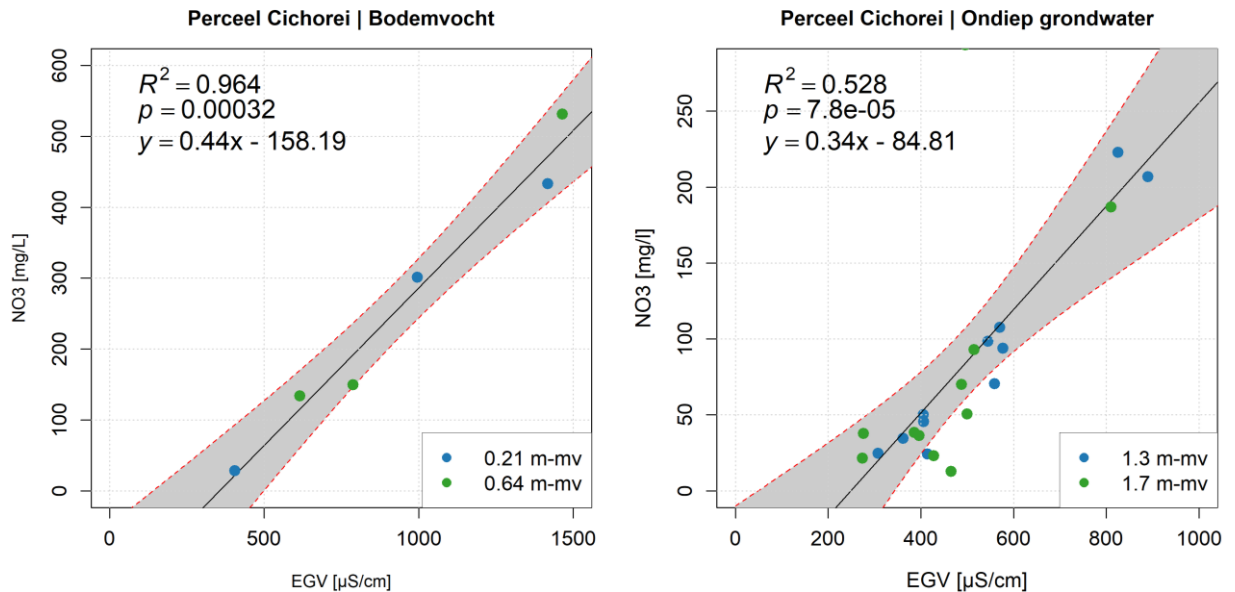
Figuur B9.6 Gemeten nitraatconcentratie in het bovenste bodem- en grondwater op het cichoreiperceel (21 cm, 64 cm, 130 cm diepte).

Geleidbaarheid als proxy voor nitraat cichoreiperceel

In Figuur B9.7 zijn de lineaire regressielijnen tussen nitraat en EGV voor zowel het bodemvocht als het ondiepe grondwater weergegeven. Om over voldoende gegevens te beschikken, is de regressie uitgevoerd door gegevens op verschillende diepteniveaus te clusteren. Voor het bodemvocht is een uniforme relatie tussen EGV en nitraat op de drie diepteniveaus verondersteld, en voor het grondwater een uniforme relatie tussen EGV en nitraat ter plaatse van de bovenste twee minifilters. Met andere woorden: de bijdrage van nitraat in de ionenbalans is constant verondersteld in de onverzadigde zone en de bovenste 1 tot 1,5 m grondwater, zodat patronen op verschillende diepteniveaus met een regressievergelijking voor de onverzadigde zone en een vergelijking voor het bovenste grondwater worden beschreven.

Voor het bodemvocht is sprake van een zeer goede correlatie met een verklaarde variantie (R^2) van 96%. Desondanks is de onzekerheidsmarge rond de geschatte nitraatconcentratie op basis van het EGV erg groot, namelijk +/- 25 mg/L nitraat.

Voor het ondiepe grondwater is sprake van een matige correlatie met een verklaarde variantie van 53%. Kennelijk heeft nitraat hier geen constant aandeel in de ionenbalans van het grondwater; er is een door de tijd heen wisselend aandeel van andere ionen, bijvoorbeeld ionen die ook in meststoffen aanwezig zijn. Wel is het aandeel van nitraat in de ionenbalans kleiner in het grondwater dan in het bodemvocht. Deze verschuiving kan alleen veroorzaakt worden door bodemchemische processen, zoals denitrificatie waarbij nitraat wordt omgewisseld voor bicarbonaat. Door de matige verklaarde variantie is het 95%-betrouwbaarheidsinterval rond het regressiemodel voor het grondwater breed; schattingen van de nitraatconcentratie op basis van het EGV hebben een foutenmarge van +/- 25 mg/L nitraat nauwkeurig.



Figuur B9.7 Het gemeten EGV met bijbehorend gemeten nitraatconcentratie per monster in het bodemvocht (21 cm, 42 cm, 64 cm diepte) en in het ondiepe grondwater (130 cm en 170 cm diepte). De regressielijn met bijbehorende statistieken zijn linksboven weergegeven. Het grijze vlak geeft het 95%-betrouwbaarheidsinterval weer.

Geleidbaarheid bodemvocht cichoreiperceel

In Figuur B9.8 zijn het waargenomen EGV en bodemvochtgehalte op 21 cm -mv en 64 cm -mv weergegeven. In de onderste panelen van deze figuur is het EGV omgerekend naar de somconcentratie kationen of anionen (somconcentratie kationen = somconcentratie anionen = $EGV/100$) en naar de som kationen of anionen door te vermenigvuldigen met het bodemvochtgehalte.

Seizoensdynamiek cichoreiperceel

Het EGV van het bodemvocht op 21 cm diepte vertoont een seizoensdynamiek die de resultante is van mineralisatiesnelheden, gewasopname, verdunning en indamping. Hierdoor is de geleidbaarheid, als maat voor de hoeveelheid mestzouten, van maart tot en met juli relatief hoog. Binnen deze periode zijn variaties waargenomen die toegeschreven kunnen worden aan een aantal gebeurtenissen (zie hieronder). Ondanks dat cichorei te boek staat als een rustgewas, is er geen duidelijk verschil in geleidbaarheid van het bodemvocht voor en na de teelt te zien.

Het EGV van het bodemvocht op 64 cm diepte verloopt veel geleidelijker als gevolg van dempende mechanismen. Processen en gebeurtenissen die leiden tot een verhoging van de uitspoelbare hoeveelheid mestzouten werken niet direct en sterk gedempt door naar het diepere bodemvocht. Toch is ook op deze diepte een aantal tijdelijke toenames zichtbaar die samenhangen met specifieke gebeurtenissen.

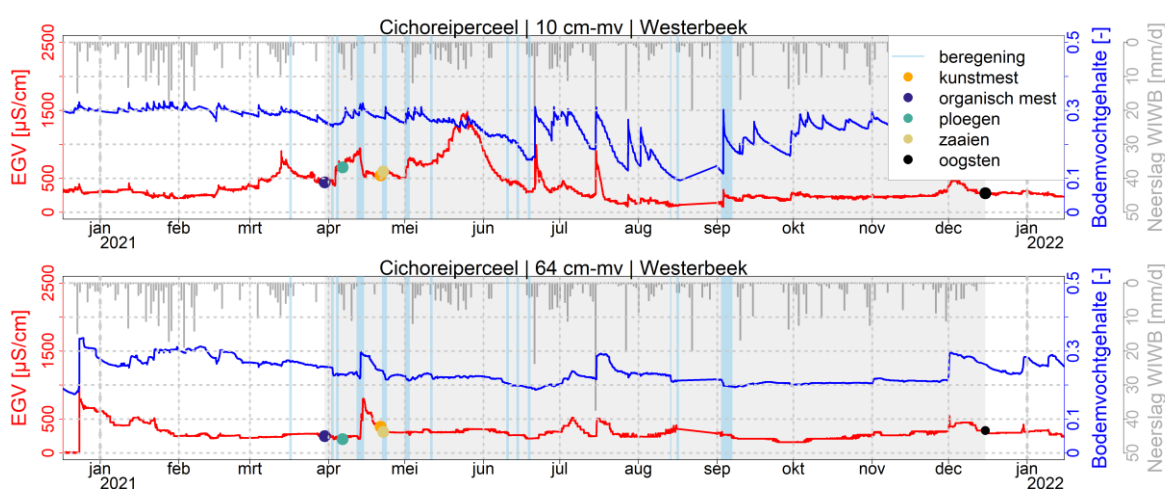
Gebeurtenissen Cichorei perceel

Naast de seizoensdynamiek in de voorraad mestzouten in het bodemprofiel, geven de sensoren aanwijzingen voor de volgende uitspoelingsgebeurtenissen.

- Eind maart is op het perceel drijfmest uitgereden en een paar dagen later is een kunstmestgift toegediend. Door mee-bereggen met het lelieperceel en een aantal buien regenden de meststoffen in, resulterend in een scherpe toename van de geleidbaarheid van het bodemvocht op 21 cm diepte. De regen kon boven in het profiel geborgen worden, zodat de mestgift niet direct uitspoelde naar de diepte, maar nog beschikbaar bleef voor gewasopname.
- Half april werd intensief beregend om vorstschade aan de lilies te voorkomen. Het meetpunt is hierbij mee beregend. De hoeveelheid beregging was dermate groot dat het bodemvochtgehalte op 21 cm én op 64 cm diepte stegen. Tegelijkertijd nam het EGV van

het bodemvocht op 21 cm diepte scherp af en die op 64 cm diepte juist scherp toe. Dit geeft aanwijzingen dat de intensieve voorjaarsberegening niet alleen leidde tot grondwateraanvulling, maar ook tot het uitspoelen van mestzouten naar het grondwater en, diensgevolge, het gedeeltelijk uitputten van de uitspoelbare voorraad mestzouten in het bovenste deel van het bodemprofiel. Overigens leidden ook de daaropvolgende beregeningsgiften en buitjes in april en mei tot een toename van het EGV op 21 cm diepte, dus tot inspoeling van mestzouten, maar werd geen respons van het EGV op 64 cm diepte waargenomen.

- In juni, juli en (in mindere mate) augustus is een aantal intensieve buien overgetrokken. Het bodemvochtgehalte op 21 cm diepte steeg sterk tijdens deze buien. Ook het EGV van het bodemvocht steeg tijdelijk, duidend op uitspoeling van mestzouten. In augustus reageerde nog wel het bodemvochtgehalte op deze buien, maar het EGV niet meer. Kennelijk is de voorraad uitspoelbare mestzouten dan al uitgeput als gevolg van uitspoeling en gewasopname.



Figuur B9.8 Gemeten elektrische geleidingsvermogen (linker y-as in rood), gemeten bodemvochtgehalte (rechter y-as in blauw) en gemeten neerslag door het WIWB (rechter y-as in grijs) in 2021 voor de diepten 10 cm (A) en 64 cm (B). Het grijze blok geeft de perioden weer vanaf het groei- tot oogstmoment van de cichorei.

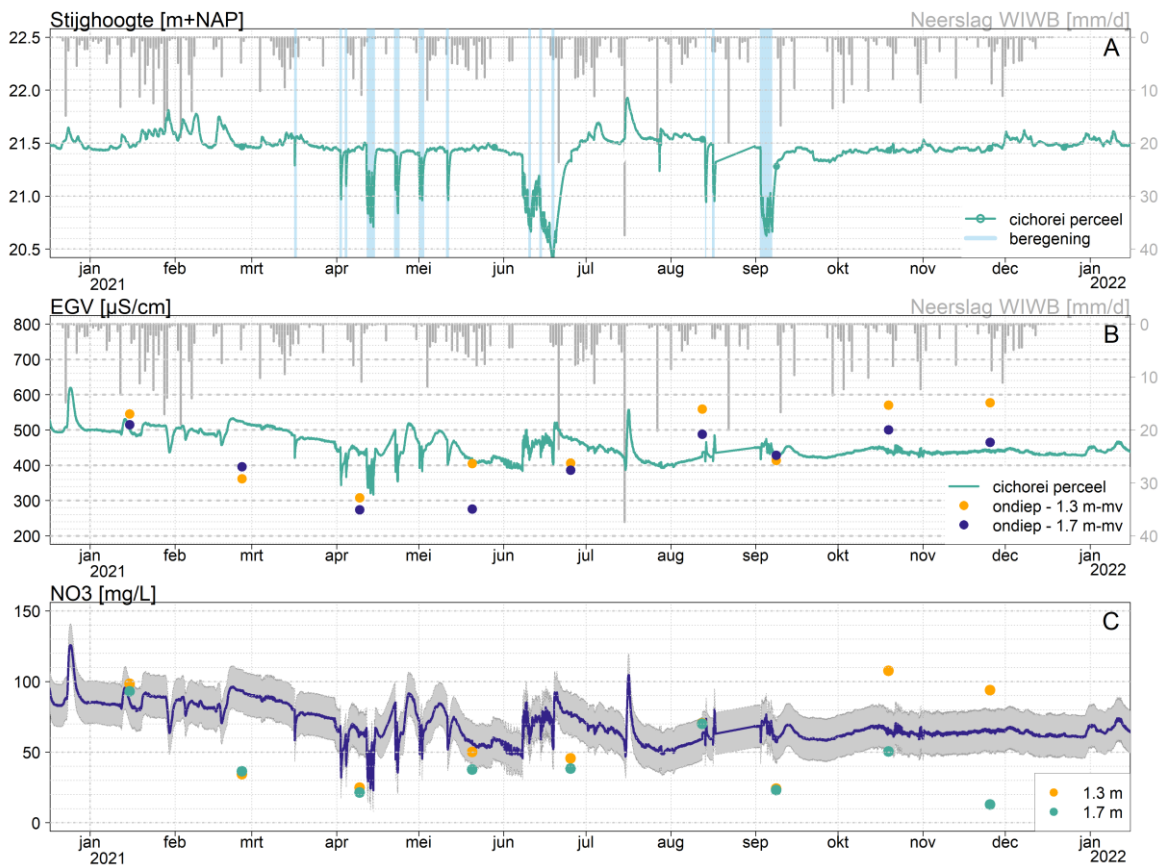
Geleidbaarheid grondwater cichoreiperceel

In Figuur B9.9 zijn de handmatig en continu gemeten stijghoogte en EGV op het cichoreiperceel weergegeven. Tevens is de geschatte nitraatconcentratie in de bovenste 1,5-2 m grondwater op basis van gemeten EGV weergegeven.

Het stijghoogteverloop vertoont tijdelijke verlagingen die het gevolg zijn van de onttrekking van grondwater uit een horizontale put ten behoeve van beregening. Deze put ligt op ongeveer 30 m afstand van het waarnemingspunt. Daarnaast geeft deze stijghoogtereeks aan dat de grondwaterstand onder invloed van neerslag en buien tijdelijk toeneemt en onder invloed van drainage weer naar een evenwichtsniveau daalt. De stijgingen van de grondwaterstand duiden op gebeurtenissen van grondwateraanvulling. Tijdens deze gebeurtenissen kan een deel van de opgeloste mestzouten die in de bodem aanwezig is, uitspoelen naar het grondwater en na verloop van tijd via de drains in het oppervlaktewater terecht komen.

Ook het EGV reageert als gevolg van extra verversing van het filter op de onttrekkingen voor beregening. Hierdoor is de invloed van uitspoelingsgebeurtenissen niet altijd meer goed zichtbaar. Alleen de zeer extreme bui in juli is duidelijk te onderscheiden doordat het EGV tijdelijk sterk stijgt. Op basis van het regressiemodel steeg de nitraatconcentratie in het bovenste grondwater tijdelijk van 65 +/- 25 naar 120 +/- 25 mg/L, om daarna naar een lager niveau van 55 +/- 25 mg/L te zakken. De geleidbaarheidssensor en handgemeten nitraatconcentraties in het bovenste grondwater geven beide

een globale daling van de nitraatconcentratie gedurende de meetperiode aan. De verschillen tussen geschatte en waargenomen nitraatconcentraties zijn echter groot, mede doordat met verschillende meetopstellingen is gewerkt (volkomen filter van 2 m lang versus minifilters van 5 mm lang).

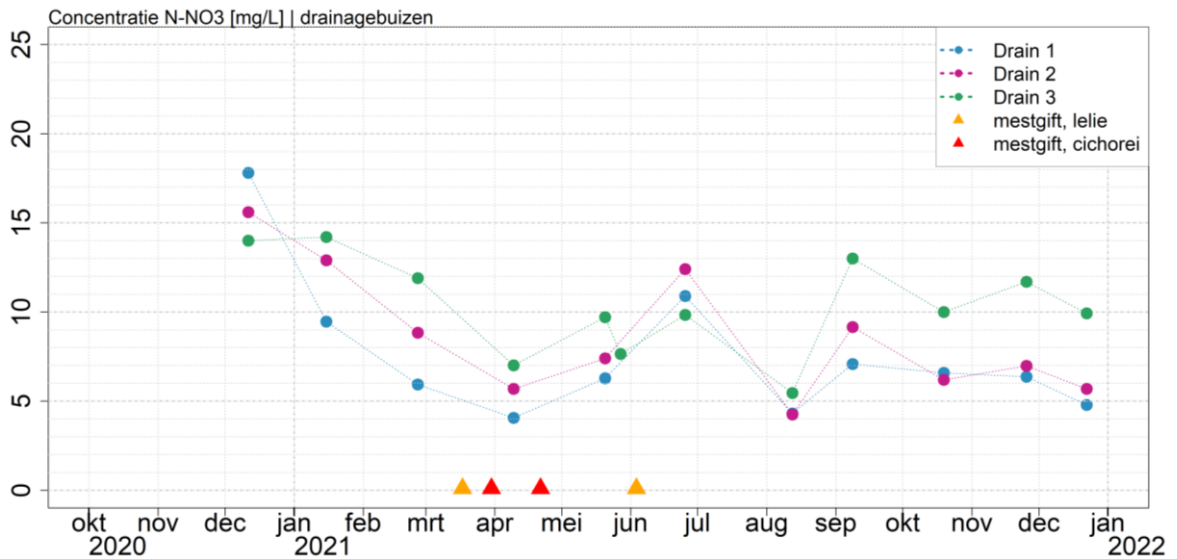


Figuur B9.9 Gemeten stijghoogte, beregeningsmomenten en neerslag (A), gemeten EGV in de peilbuis en via de minifilters op 140 cm en 180 cm diepte (B) en de geschatte nitraatconcentratie vergeleken met de gemeten nitraatconcentratie op 130 en 170 cm diepte (C) op het cichoreiperceel te Westerbeek. De neerslag is gebaseerd op WIWB-gegevens. Beregeningsmomenten zijn bepaald aan de hand van waargenomen dalen in de stijghoogte op het cichoreiperceel.

9.5 Drainage (lelie- en chicoreiperceel)

Nitraat in drainwater

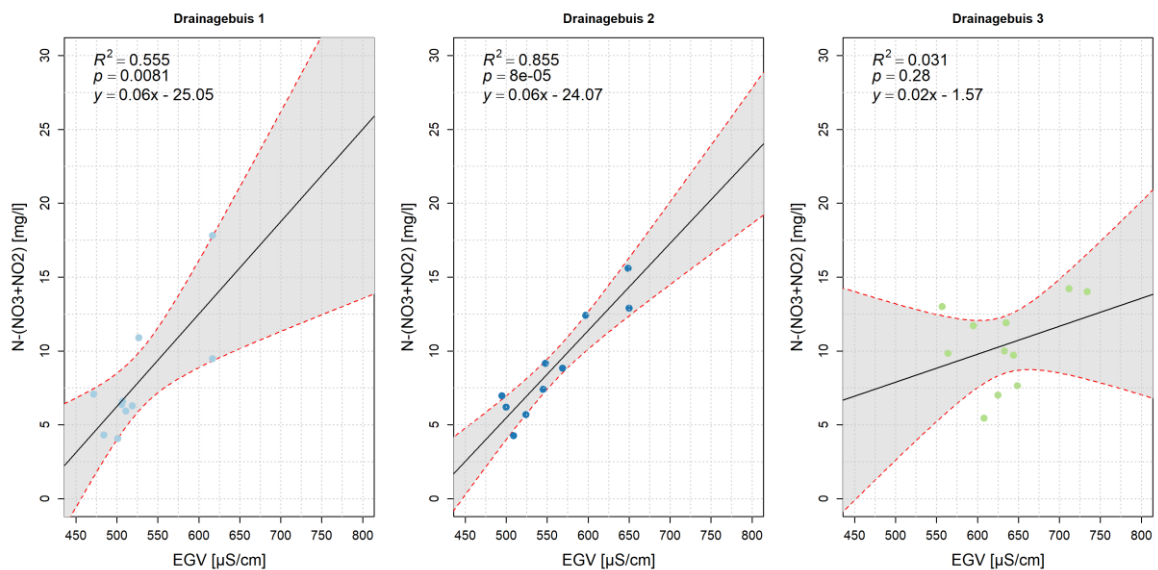
In Figuur B9.10 staan de waargenomen nitraatconcentraties in het drainwater uit drie drainbuizen weergegeven. De nitraatconcentratie in drain 3 is vrijwel permanent hoger dan in drain 2 en in drain 1. De onderlinge verschillen bedragen telkens ongeveer 15%. Wel vertonen de nitraatconcentraties een vergelijkbare dynamiek. In de winter van 2020-2021 nemen de nitraatconcentraties af van 14-18 mg N-NO₃/L naar 4-7 mg N-NO₃/L. In de periode april tot en met juli stijgen de nitraatconcentraties weer flink. In deze periode zijn diverse mestgiften toegediend, vindt weer mineralisatie plaats en is de gewasopname door beide gewassen beperkt. Bovendien hebben in deze periode, voornamelijk als gevolg van intensieve beregening en extreme buien, momenten van grondwataeraanvulling plaatsgevonden, waardoor nitraat kon uitspoelen naar het grondwater en drains. De relatief lage stikstofconcentratie die is waargenomen in augustus (4-5,5 mg N-NO₃/L) hangt waarschijnlijk samen met verdunning als gevolg van de extreme bui half juli.



Figuur B9.10 Gemeten nitraatconcentratie tijdens de bemonsteringsronde op de locaties drain 1, drain 2 en drain 3 te Westerbeek.

Geleidbaarheid als proxy voor nitraat drainwater

In Figuur B9.11 zijn de correlaties tussen nitraat en EGV die zijn waargenomen in het drainagewater uit de drie drains weergegeven. Alleen voor de tweede drainbuis was sprake van een betrouwbaar regressiemodel met een verklaarde variantie van 85%. Voor de derde drainagebuis is geen sprake van een correlatie tussen EGV en nitraat. Dit betekent dat het EGV in deze drain niet als proxy voor de nitraatconcentratie kan worden gebruikt.



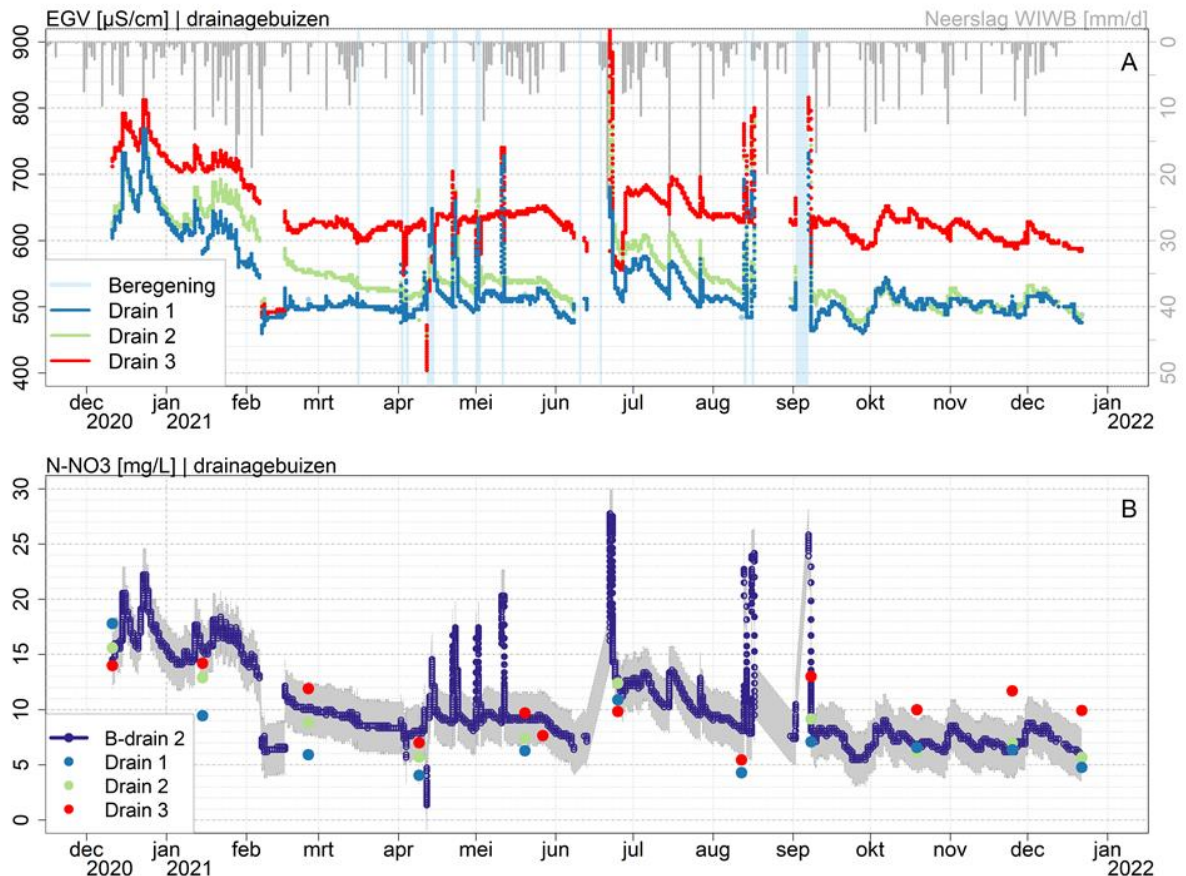
Figuur B9.11 Gemeten EGV uitgezet tegen de gemeten nitraatconcentratie in het drainagewater uit drie drainagebuizen te Westerbeek. De zwarte lijn geeft de regressielijn weer met bijbehorende statistieken linksboven in de figuur. Het grijze vlak met rood gestippelde lijnen geeft het 95%-betrouwbaarheidsinterval van de regressielijn weer.

Toevalligerwijs zijn de regressieparameters voor drainagebuis 1 en 2 vrijwel gelijk. De helling van de regressielijn is met 0,06 lager dan die is berekend voor grondwater en bodemvocht. Dit betekent dat het aandeel van nitraat in de ionenbalans nog verder is afgenomen, o.a. als gevolg van denitrificatie waarbij nitraat wordt verwisseld voor bicarbonaat.

Seizoensdynamiek drainwater

Het EGV van het drainagewater uit de drie drainbuizen heeft op hoofdlijnen een vergelijkbare dynamiek (Figuur B9.12). In het najaar van 2020 is de concentratie mestzouten in alle drains relatief hoog, en

ze nemen tijdens de winter van 2020-2021 geleidelijk af. Dit patroon komt overeen met het jongere grondwater dat door gedeeltelijke uitputting van de hoeveelheid mestzouten in de bodem minder nitraat bevat. Op basis van het EGV van het drainagewater uit de tweede drainbuis is de nitraatconcentratie gedurende 2021 afgenomen van ongeveer 15 mg N-NO₃/L naar ongeveer 7 mg N-NO₃/L (Figuur B9.12).



Figuur B9.12 Gemeten EGV voor drainagebuis 1, 2 en 3 en beregeningsmomenten (A), en de geschatte nitraatconcentratie voor drain 2 (gemiddelde en 95%-betrouwbaarheidsinterval) vergeleken met de gemeten nitraatconcentraties in drains 1, 2 en 3 (B). Gaten in de meetreeks corresponderen met droogval van de drains.

Gebeurtenissen drainwater

Boven op het geleidelijke, seizoensgebonden patroon, hebben enkele gebeurtenissen invloed op de geleidbaarheid van het drainagewater:

- In april en mei is een aantal meer en minder intensieve beregeningsgiften toegediend. Tijdens deze gebeurtenissen stijgt het EGV van het drainagewater in drain 1 en drain 2. De geleidbaarheid in de drain 3 daalt in de meeste gevallen, maar stijgt in twee gevallen kortstondig. Tijdens de beregeningsgiften neigt het EGV in de drie drains naar elkaar toe. Hieruit volgt dat de berekening leidt tot grondwateraanvulling en uitspoeling van mestzouten naar de drains. Volgens het regressiemodel voor drain 2 stijgt de nitraatconcentratie in het drainwater ten tijde van voorjaarsberegeningsgiften van ongeveer 10 mg N-NO₃/L naar 15-20 mg N-NO₃/L.
- De intensieve neerslaggebeurtenissen in juni, juli en augustus leidden eveneens tot een tijdelijke toename van het EGV. De intensieve bui in juni vond plaats terwijl de drain aanvankelijk geen water afvoerde. Zodra de drain begonnen af te voeren, steeg het EGV sterk. Volgens het regressiemodel nam de nitraatconcentratie hierbij toe van 7 +/- 3 mg/L N-NO₃ (voordat de drain droogviel) naar 27 +/- 3 mg N-NO₃/L (toen de drain weer begon af te voeren). De pieken in juli zijn minder groot. Dit geeft aanwijzingen dat intensieve zomerbuien die voorafgegaan zijn door een droge periode hot moments van nutriëntenverliezen naar het oppervlaktewater zijn.

9.6 Conclusies

Nutriëntenverliezen

- Grote nutriëntenverliezen uit het perceel worden hoofdzakelijk veroorzaakt door de teelt van lelies. De beperkte beworteling, bedekking en biomassaproductie van de lelies leidt tot een beperkte opname van nutriënten en een grote uitspoelingsgevoeligheid en concentraties in het grondwater en drainagewater boven de norm. Ook de intensieve beregening, die zelfs leidde tot grondwateraanvulling en drainage, is ongunstig voor het vasthouden van mestzouten. Vooral intensieve beregening nadat kunstmest is toegediend, leidt tot nutriëntenverliezen naar het grond- en oppervlaktewater. De teelt van gewassen met een beperkte beworteling en/of bedekking en voorjaarsberegening hebben daarmee een hoog risico op hotspots van nutriëntenverliezen naar het oppervlaktewater; vanuit het oogpunt van waterkwaliteit zouden deze teelten vermeden moeten worden. Ook een goede timing van de mestgift ten opzichte van intensieve beregening en zomerse buien kan bijdragen aan het verminderen van nutriëntenverliezen naar het grond- en oppervlaktewater.
- Intensieve zomerbuien, die in de toekomst door klimaatverandering vaker op gaan treden, leiden tot extra nutriëntenverliezen door uitspoeling naar het grondwater en oppervlaktewater.

Meetopstelling

- Geleidbaarheidssensoren zijn robuust en betrouwbaar, maar zijn niet altijd bruikbaar voor het monitoren van nitraatconcentraties doordat (1) de geleidbaarheid en nitraatconcentraties niet altijd voldoende correleren en (2) de gemeten geleidbaarheid tijdelijk buiten het bereik van de referentiemetingen kan vallen, zodat concentraties lager dan 0 worden geschat. De bruikbaarheid van EGV als proxy voor nitraat is beperkt tot de gebieden waar nitraat een constant aandeel in de ionenbalans heeft. Denitrificatie is een van de processen waarbij het aandeel van nitraat in de ionenbalans wijzigt. Ook het toedienen van stoffen, bijvoorbeeld via kunstmest of bekalking, verstoort de stabiele relatie tussen EGV en nitraat. Dit betekent dat EGV geen goede proxy is voor nitraatconcentratie in gebieden waar redoxcondities variëren in de tijd, diepte of ruimte, en onder teelten die intensief bemesten nodig hebben. De toepasbaarheid van deze methode is daarmee waarschijnlijk beperkt tot droge zandgronden met lichte bemesting, en dient bij elke toepassing op basis van referentiemetingen opnieuw geverifieerd te worden.
- Boven elkaar geplaatste bodemvochtsensoren geven een goede indruk van de dynamiek in uitspoeling van mestzouten naar het grondwater. Met de hier gepresenteerde meetopstelling kon achteraf vastgesteld worden welke gebeurtenissen tot uitspoeling van mestzouten leidden en welke (nog) niet.
- De CTD-sensoren in de volkomen filters gaven alleen een duidelijke response op extreme uitspoelingsgebeurtenissen. Voor een deel is dit het gevolg van de meetopstelling; de volkomen filters waren 3 m lang, en zijn daardoor representatief voor de bovenste 2 m grondwater. Om de beperkte dynamiek in concentratie mestzouten in het bovenste grondwater goed te monitoren, zijn kortere filters gewenst, omdat die door minder menging gevoeliger zijn voor veranderingen.
- De CTD-sensoren in de drainagebuizen gaven een duidelijke respons op beregening en intensieve zomerbuien. Door het ontbreken van debietmetingen kon echter niet vastgesteld worden hoe de vrachten op gebeurtenissen reageerden. Hierdoor kunnen uit de CTD-sensoren in de drainagebuizen geen conclusies over het optreden van hot moments worden getrokken.
- Bodemvochtsensoren zijn eenvoudig te installeren en kosten ongeveer 3000 euro, inclusief telemetrieabonnement. Macro-rhizons voor referentiebemonstering zijn wat lastiger te installeren en vanwege de beperkt monsteropbrengst wordt aanbevolen om meerdere rhizons per diepte te plaatsen. Een macro-rhizon kost ongeveer 100 euro per stuk.

10 Isotopen monitoring Vinkenloop

10.1 Inleiding

Probleemschets

Voor een effectieve gebieds- en brongerichte aanpak van de stikstofbelasting van grond- en oppervlaktewater is het noodzakelijk om goed inzicht te hebben in het aandeel van verschillende stikstofbronnen en verliestermen (denitrificatie). Vanzelfsprekend vormt bemesting met kunst- of dierlijke mest een aanzienlijke bron van stikstof voor grond- en oppervlaktewater in agrarisch gebied. Voor grondwater bijvoorbeeld kunnen daarnaast ook atmosferische depositie en mineralisatie van bodemorganische stof daar een wezenlijk aandeel in hebben. Zo heeft atmosferische depositie gemiddeld genomen een aandeel van 15% in de nitraatuitspoeling naar het grondwater (Fraters e.a., 2020). Voor oppervlaktewater kunnen nalevering uit het slib, mineralisatie van organisch materiaal in de onderwaterbodem en de aanvoer van dieper grondwater een extra bron van ammonium zijn. Lokaal kunnen ook andere bronnen, zoals lekkende riolen, lekkende mestkelders en bemesting van (volks)tuinen, daaraan bijdragen. De verhoudingen verschillen echter van plaats tot plaats, ze zijn afhankelijk van specifieke activiteiten en gebeurtenissen, zoals droogteperioden, en ze kunnen door de tijd verschuiven.

Voor oppervlaktewater kunnen de stikstofbronnen o.a. met routings door een gebied in beeld worden gebracht. Dit is echter vrij arbeidsintensief en niet alle bronnen, zoals nalevering en aanvoer via grondwateraanvoer, kunnen op deze manier eenduidig onderscheiden worden. Voor grondwater kunnen stikstofbalansen een eerste indruk van de belangrijkste bronnen geven. De informatie daarvoor is echter niet altijd voorhanden en de grove balansen laten zich lastig doorvertalen naar de doorwerking op de grondwaterkwaliteit. Daarom onderzoeken we hier of isotopenanalyses aanvullende inzichten kunnen opleveren in het relatieve belang van verschillende bronnen van stikstof in grond- en oppervlaktewater. Door de bronnen te identificeren, kan gericht worden bijgedragen aan het ontwikkelen van gebiedsgerichte oplossingen voor verbetering van de waterkwaliteit.

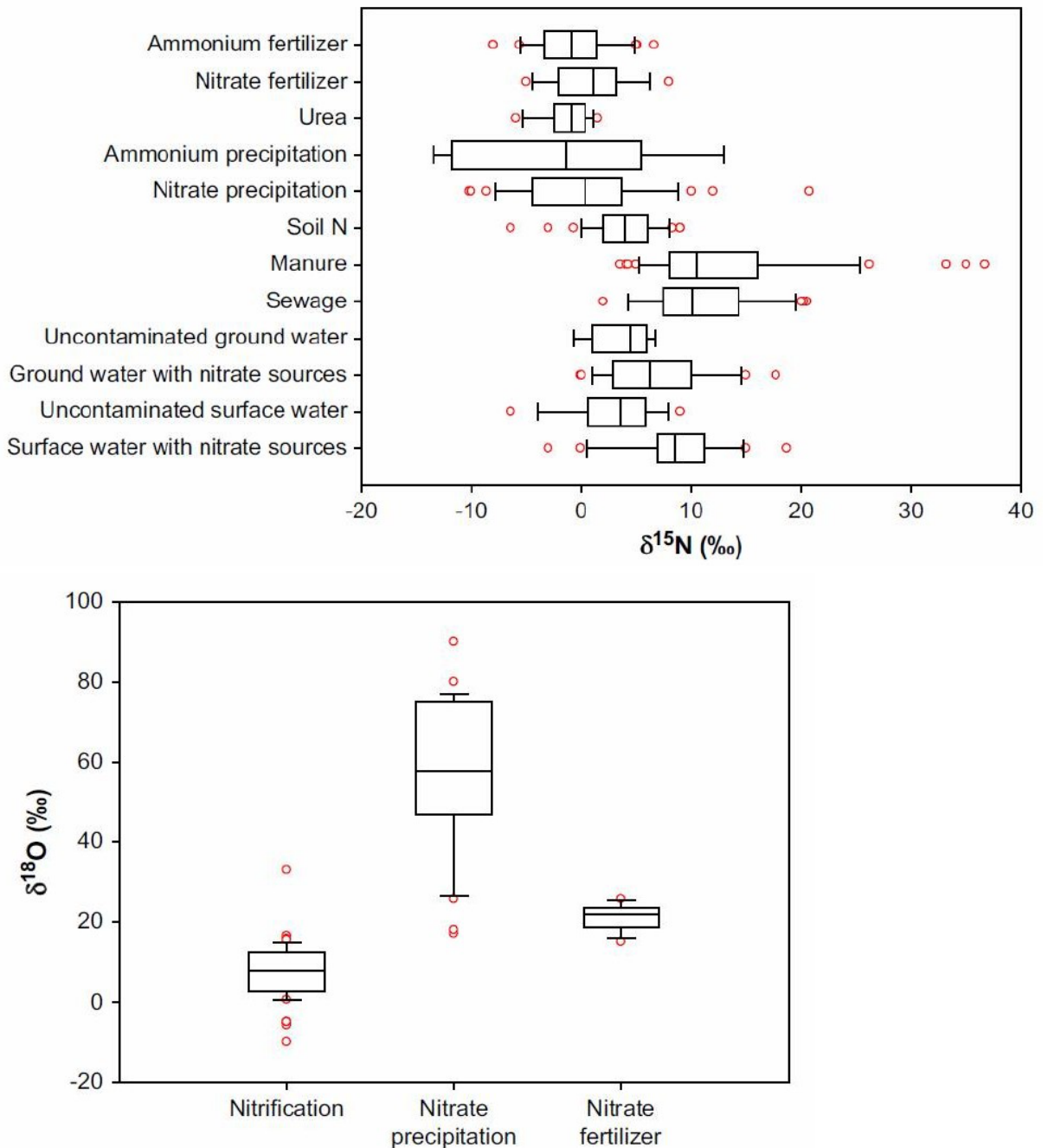
Bronnenanalyse voor grondwater op basis van isotopen

Nitrat- en ammoniumconcentraties worden standaard meegenomen in monitoring van de grondwaterkwaliteit. De herkomst van nitraat blijft echter onderwerp van discussie en voor ammonium zijn de bronnen minder goed bekend. In tegenstelling tot oppervlaktewater, is het praktisch onmogelijk om de herkomst met routings vast te stellen. Ook is het lastiger om, conform Schippers e.a., 2019, de bronnen te onderzoeken door karakteriseren van de dynamiek van verschillende bronnen. Wel kunnen voor grondwater isotopenanalyse worden ingezet (o.a. Van Groenigen, 2005; Kim et al., 2005). Isotopen zijn atomen, in dit geval stikstof en zuurstof, van hetzelfde chemische element, maar met een verschillend aantal neutronen en daarmee een verschillend atoomgewicht. Op basis van de isotopenverhoudingen in de stikstofbronnen en in het water kunnen de bijdrages van een aantal verschillende bronnen met een wezenlijk verschillende isotopenverhouding van elkaar worden gescheiden.

In de literatuur zijn kenmerkende isotopenverhoudingen voor verschillende bronnen reeds bekend (*Figuur B10.1* en *Figuur B10.2*). Omdat de isotopenverhoudingen in verschillende bronnen soms overlap vertonen en kunnen variëren in de tijd, is verificatie van de isotopenverhouding van verschillende stikstofbronnen noodzakelijk. In de literatuur zijn diverse bronnenanalyses op basis van isotopenverhoudingen beschreven, waarin ook oplossingen zijn voorgesteld om met de overlap in isotopenverhoudingen in verschillende bronnen om te gaan. Bujak e.a. (2019) bijvoorbeeld konden met een mixmodel de bijdrages van kunstmest, atmosferische depositie en dierlijke mest en slib voor drie gebieden van elkaar scheiden.

De isotopenverhoudingen in nitraat en ammonium kunnen veranderen onder invloed van biogeochemische processen, zoals denitrificatie van nitraat in grondwater. Doordat de zwaardere isotopen minder gevoelig zijn voor denitrificatie, verschuift de isotopenverhouding van zowel de

stikstof- als de zuurstofatomen in het achtergebleven nitraat naar de zwaardere fracties. Hierdoor nemen $\delta^{15}\text{N}$ - en $\delta^{18}\text{O}$ -waarden onder invloed van denitrificatie beide toe in een onderlinge ratio 2:1 (Seiler, 2005).



Figuur B10.1 Kenmerkende stikstof- en zuurstofisotopenverhouding van verschillende stikstofbronnen (Isonitrate, 2009).

De tekst in dit hoofdstuk is grotendeels gebaseerd op een handleiding van het EU-LIFE Isonitrate project (BRGM, 2009).

Denitrificatie

Bij lage zuurstofgehalten (<0,5 mg l⁻¹) kan denitrificatie een groot effect hebben op isotopenfractionatie en bronidentificatie bemoeilijken. Door denitrificatie nemen zowel $\delta^{15}\text{N}$ als $\delta^{18}\text{O}$ in het nitraat dat overblijft toe, doordat bij het isotoop-fractionatie proces de lichtere isotopen eerder gebruikt worden door denitrificerende bacteriën. Deze toename is exponentieel en wordt naar

gereferereerd als een toename in de fractionatie (negatievere $\delta^{15}\text{N}$ -waarden). Niet alleen de $\delta^{15}\text{N}$ - NO_3 - of NO_3 -concentratie geeft een indicatie van nitraatreductie, ook de isotopenverhouding van stikstofgas ($\delta^{15}\text{N}$ - N_2), wat een reactieproduct is bij de reductie van NO_3 met organisch stof en/of pyriet, geeft belangrijke inzichten. Langs de stroombaan neemt bij reductie de NO_3 -concentratie af en de $\delta^{15}\text{N}$ - NO_3 - $\delta^{15}\text{N}$ - N_2 - en N_2 -concentratie toe. Het bemonsteren van gasen in grondwater vereist specifieke bemonsteringstechnieken.

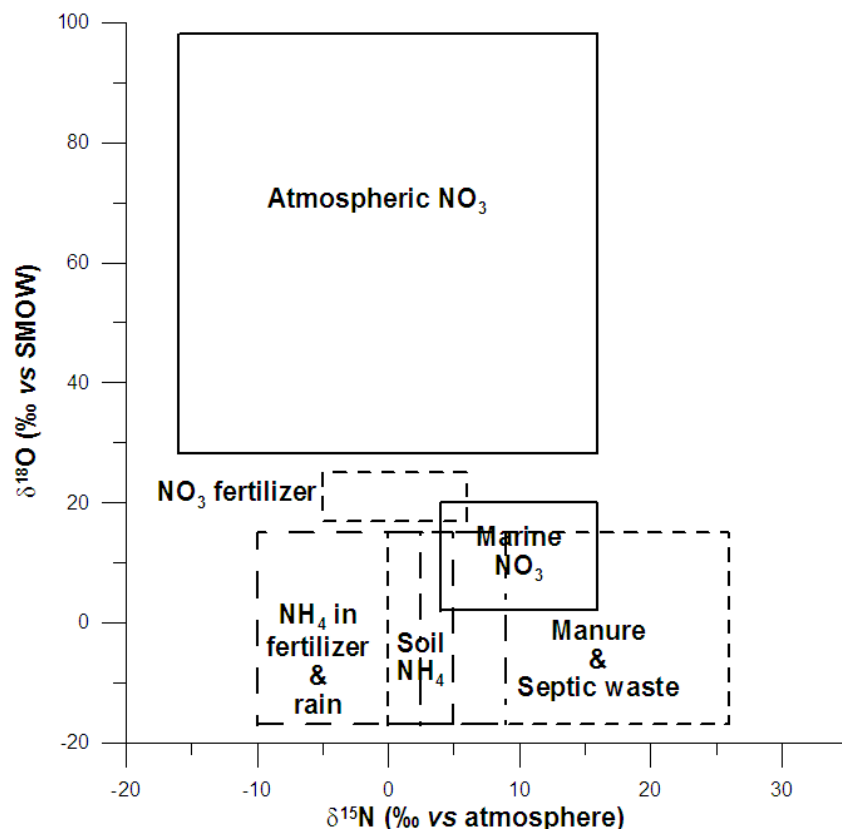
Ammonificatie

Ook ammonificatie en de opeenvolgende nitrificatie kunnen de isotopenfractionatie beïnvloeden en bronidentificatie op basis van stikstofisotopen bemoeilijken of zelfs onmogelijk maken. Kim et al. (2005) laten zien hoe het effect van dit proces gekwantificeerd kan worden met de $\delta^{18}\text{O}$ - NO_3 -concentratie in grondwater.

De waarde van multi-isotopenanalyse

Uit bovenstaande blijkt dat biogeochemische processen in de ondergrond de interpretatie van bronanalyse met behulp van isotopen bemoeilijken. Het gecombineerd meten van de isotopencompositie van stikstof en zuurstof ($\delta^{18}\text{O}$) en boron ($\delta^{11}\text{B}$) maakt het mogelijk om atmosferisch, microbiële en kunstmestbronnen van N-NO_3 te onderscheiden. Uit studies naar grondwater blijkt dat denitrificatie leidt tot een toename van $\delta^{15}\text{N}$ en $\delta^{18}\text{O}$ in de ratio 2:1. Hiermee kan de bijdrage van denitrificatie aan de verandering van isotopensignatuur berekend worden.

Daarnaast kan boron, dat een sporenelement in vrijwel alle watertypen is, gebruikt worden om $\delta^{15}\text{N}$ te duiden. Omdat de isotopencompositie van boron onder normale omstandigheden niet beïnvloed wordt door biogeochemische processen langs de stroombaan, kan boron gebruikt worden om dergelijke processen te identificeren. Ook helpt $\delta^{11}\text{B}$ om onderscheid te maken tussen dierlijke mest en kunstmest, en eventuele aanvoer van rioolwater. De analyse van boron kan alleen door gespecialiseerde laboratoria, tegen hoge kosten en met een doorlooptijd van meerdere maanden, uitgevoerd worden.



Figuur B10.2 Kenmerkende stikstof- en zuurstofisotopenverhoudingen van verschillende stikstofbronnen tegen elkaar uitgezet (Isonitrate, 2009).

Stikstofbronnen in de Vinkenloop

In het stroomgebied van de Vinkenloop zijn kunstmest en dierlijke mest naar verwachting de belangrijkste stikstofbronnen. Beide mestvormen worden op andere momenten toegepast, en ze hebben een ander uitspoelingsgedrag: nitraat uit kunstmest lost snel op in water en spoelt daarom naar verwachting vooral in korte gebeurtenissen uit, terwijl ammonium uit kunstmest en uit dierlijke mest langer na kan leveren als gevolg van traag verlopende processen die niet mobiel (organisch gebonden) stikstof om zetten naar uitspoelbare vormen (vooral nitraat), zoals retentie, mineralisatie en nitrificatie. Op basis van isotopenverhoudingen kunnen beide bronnen mogelijk eenduidig van elkaar onderscheiden worden.

Daarnaast kunnen een aantal naar verwachting kleinere bronnen van belang zijn, en tijdelijk of lokaal zelfs dominant zijn. Hier is gefocust op atmosferische depositie en mineralisatie uit de bodemvoorraad. Atmosferische depositie kan bijvoorbeeld dominant zijn in bos- en natuurgebieden, aangezien daar geen bemesting plaatsvindt. Echter, ook uit de bodemvoorraad kan stikstof vrijkomen. Voor het grondwater onder landbouwpercelen speelt de vraag of nitraat en ammonium afkomstig zijn van uitspoeling uit meststoffen of van nalevering uit de bodem.

Mogelijk werkt ook de ontginningsgeschiedenis nog door op de grond- en oppervlaktewaterkwaliteit. Met het droogleggen en afgraven van het veen werd de mineralisatie versneld. Verwacht kan worden dat daarbij een relatief grote hoeveelheid ammonium vrijkwam. Vanaf 5 m diepte zijn verhoogde concentraties ammonium in het grondwater aangetroffen ($\sim 1 \text{ mg N-NH}_4/\text{L}$). De exacte herkomst van dit ammonium is niet bekend en zo ook niet in hoeverre drainage van dieper, ammonium houdend grondwater een rol speelt in de stikstofbelasting van de Vinkenloop. Vooral tijdens drogere perioden kan dit diepere grondwater in de Vinkenloop terechtkomen en zodoende tot verhoogde ammoniumconcentraties in het oppervlaktewater leiden. Ammonium is voor veel oppervlaktewaterlichamen in Nederland een probleemstof vanwege toxiciteit voor aquatisch leven (Knoben e.a., 2021). De bronnen van ammonium in oppervlaktewater zijn echter vaak niet duidelijk.

Doel en afbakening

In deze bijlage wordt monitoring van stabiele isotopen in grond-, drain- en oppervlaktewater in een deel van het stroomgebied van de Vinkenloop beschreven. Het doel van deze monitoring is tweeledig:

- (1) Inzicht verkrijgen in de informatiewaarde en toepassingsmogelijkheden van stabiele isotopenanalyses voor het bepalen van de bronnen van stikstofbelasting van grond- en oppervlaktewater.
- (2) Het schatten van de relatieve bijdrage van verschillende stikstofbronnen aan de concentraties NO_3 en NH_4 op verschillende posities en momenten in het watersysteem van een deel van de Vinkenloop.

De volgende stikstofbronnen zijn in dit onderzoek meegenomen: kunstmest, dierlijke mest, bodem organische stof, atmosferische depositie (in indicator mossoorten volgens Aggenbach en Geurts, 2022) en ammonium in het diepere grondwater dat mogelijk vrijgekomen is tijdens de ontginning van het gebied.

In de navolgende paragrafen wordt achtereenvolgens ingegaan op de situatie van de twee percelen in de Vinkenloop, de aanpak van het onderzoek (meetstrategie, bronanalyse, referentie bepaling, bemonstering) en de resultaten (typering stikstofbronnen, herkomst in grond-, drain- en oppervlaktewater) en de conclusies.

10.2 Situatieschets

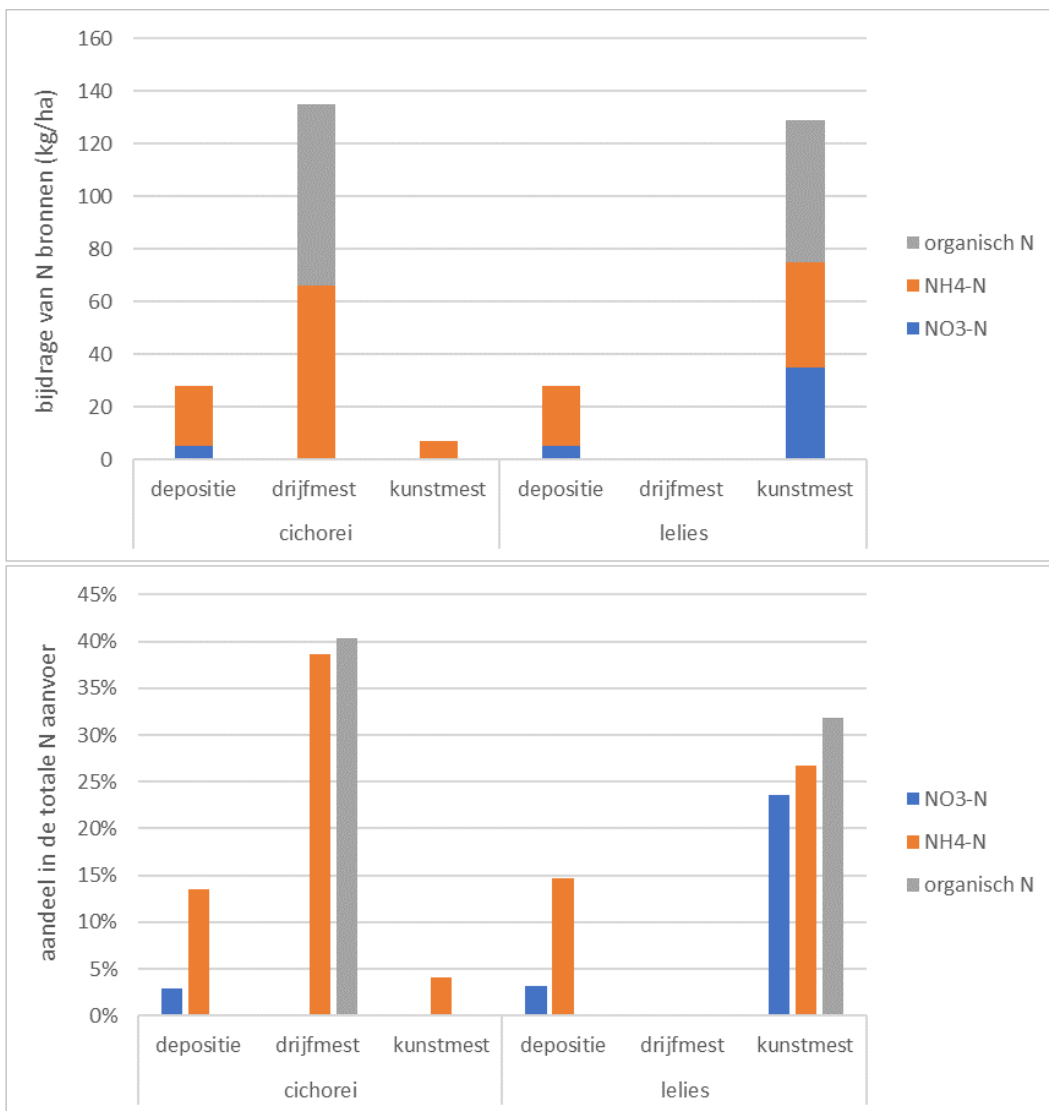
Stabiele isotopen in nitraat en ammonium zijn op verschillende locaties in het stroomgebied van de Vinkenloop bemonsterd. Het zwaartepunt lag daarbij op het grond- en drainagewater van een gedraineerd perceel dat is opgedeeld in twee gewaspercelen. Op het eerste gewasperceel werden in 2020 en 2021 lelies geteeld. Lelies zijn gevoelig voor nitraatuitspoeling door de beperkte beworteling en vastlegging in biomassa, vooral in het eerste teeltjaar. De lelies zijn meerdere keren in 2021

beregend. Op het tweede gewasperceel werden in 2020 zaai-ui en x-beet (knolgewas) geteeld en in 2021 cichorei. Cichorei is een diep wortelend gewas, dat in de eerste maanden na zaai vooral investeert in het wortelstelsel en in die periode relatief weinig stikstof opneemt.

De drains liggen dwars op de teeltpercelen, waardoor ze water uit beide teeltpercelen afvoeren. In de drains mengt het water dat over de drainlengte wordt afgevangen. De chemische samenstelling van het drainagewater is hierdoor het netto resultaat van de bijdrages uit beide gewaspercelen. Naast menging van water met verschillende herkomst, vindt in de drains menging plaats van water met verschillende verblijftijd in de ondergrond, doordat drains grondwater afvangen dat van uiteenlopende diepte komt toestromen.

Beide gewaspercelen hebben in 2021 vergelijkbare hoeveelheden stikstof uit mest ontvangen (resp. 157 en 171 kg N/ha voor de percelen met lelies en cichorei), maar in verschillende vormen (Figuur B10.9). Daarnaast is er N-depositie uit de lucht die voor 16-18% van de N-aanvoer aan maaiveld zorgt. In 2021 zijn de lelies alleen bemest met kunstmest middels een grote initiële gift NTS van 27% in het vroege voorjaar en daarna kleinere giften kunstmest:efficient-N-t28 en KAS door het groeiseizoen heen (tabel 10.1).

In 2021 is het cichoreiperceel in het voorjaar bemest met kunstmest (ammonium-polyfosfaat) en voor het grootste deel met rundveedrijfmest. Daardoor hebben de lelies relatief meer NO₃-N ontvangen en de cichorei relatief meer NH₄-N en organisch N (Figuur B10.9).



Figuur B10.3 Geschat (a) en relatief (b) aandeel van verschillende N-bronnen in de stikstofaanvoer op de onderzoekslocaties.

Tabel 10.1 Overzicht van mestgiften op het lelie- en cichoreiperceel in 2020 en 2021. Gegevens zijn aangeleverd door de agrariër.

Lelieperceel		
Datum	Type mest	Omvang (kg N/ha)
2020	Zeugen drijfmest en kunstmest	onbekend
17-03-2021	Kunstmest: NTS 27%	105
08-05-2021	Kunstmest: Efficiënt-N-t28	1
12-05-2021	Kunstmest: Efficiënt-N-t28	1
17-05-2021	Kunstmest: Efficiënt-N-t28	1
03-06-2021	Kunstmest: kalisalpeter + MgO	20
12-06-2021	Kunstmest: Efficiënt-N-t28	1
Cichoreiperceel		
Datum	Type mest	Omvang (kg N/ha)
2020	4 kunstmestgiften: kalkammonsalpeter	135
30-03-2021	Mestgift: rundvee drijfmest	136
21-04-2021	Kunstmest: ammonium-polyfosfaat	7

10.3 Aanpak: meetstrategie

De informatiewaarde van isotopenanalyses is sterk afhankelijk van de mate waarin verschillende stikstofbronnen een onderscheidende isotopenverhoudingen hebben. Omdat de verhoudingen elkaar kunnen overlappen en in de tijd verschuiven, zijn aanvullende forensische technieken ingezet om de resultaten te ondersteunen en aan te vullen. Hiervoor is een meetstrategie gebruikt die uit de volgende elementen bestond:

- **Bronnenanalyse:** voor kunstmest, dierlijke mest en de bodemvoorraad zijn isotopenverhoudingen voor stikstoftotaal in de vaste fase en voor nitraat en ammonium in extracten bepaald en vergeleken met waarden uit de literatuur. Hieruit volgt of de bronnen een onderscheidende signatuur hebben waarmee hun bijdrages van elkaar gescheiden kunnen worden.
- **Referentie:** Twee referentiepunten voor grondwater onder een vergelijkbare bodem, maar met een wezenlijk ander gewas en/of bemestingsregime. Indien verschuivingen in isotopen-ratio's corresponderen met verschillen in de stikstofbronnen bevestigt dit de resultaten.
- **Ruimtelijke samenhang:** De meetlocaties in grond- en oppervlaktewater zijn op verschillende posities langs één (globale) afvoerroute gekozen. Deze afvoerroute betreft het bovenste grondwater, het diepe grondwater (tot 6 m diepte), drainagewater en oppervlaktewater. Verschillen in isotopenverhoudingen kunnen het gevolg van zijn een wisselende verhouding in de bijdrage van verschillende stikstofbronnen.
- **Volgordelijkheid:** De isotopenverhoudingen van nitraat en ammonium in het water zijn op verschillende momenten bepaald, namelijk (1) op 25 februari 2021, vlak voor de eerste mestgift, (2) op 27 mei 2021, tijdens het groeiseizoen en na een nattere periode en (3) 24 november 2021, na de oogst. Omdat gedurende het jaar het relatieve aandeel van verschillende stikstofbronnen kan verschuiven, zal dit zichtbaar moeten zijn in de isotopenverhoudingen na correctie voor denitrificatie.

Alle isotopenanalyses zijn uitgevoerd door HydroIsotop. De standaardfout van de isotopenverhoudingen is 0,5‰ voor het stikstofisotoop in nitraat en ammonium en 1‰ voor het zuurstofisotoop in nitraat.

In het navolgende wordt de aanpak voor de bronnenanalyse, referentie en bemonsteringen verder toegelicht.

10.4 Aanpak bronnenanalyse

De isotopenverhoudingen in kunstmest, dierlijke mest, bodem en atmosferische depositie zijn, voor zover mogelijk en relevant, bepaald door analyse van (1) stikstoftotaal in de vaste fase en (2) demi-waterextracten (Tabel 10.2).

Tabel 10.2 Aantal en type isotopenanalyses aan stikstofbronnen in de Vinkenloop. Voor de aantallen die tussen haakjes vermeld staan, kon geen isotopenanalyse uitgevoerd worden omdat de concentraties daarvoor te laag waren.

Bron	Vaste fase	Representatief voor	Demi-waterextract		Representatief voor
	Ntot		Nitraat	Ammonium	
Kunstmest	0		2	1 (+1)	2020 of 2021, cichoreiperceel, referentie grasperceel
Drijfmest	3	Mei '21	0	2	Mei of Nov 2021
Bodem	12	Feb '21	3	(3)	Feb '21
Depositie/mossen	4	2018-2021	0	0	

Kunstmest

De kunstmestgiften op het cichoreiperceel van 2020 en 2021 zijn elk bemonsterd. Deze kunstmestgiften verschilden onderling van samenstelling. De mestgift van 2020 betrof kalkammonsalpeter (KAS), dat bevatte stikstof zowel in de vorm van nitraat als van ammonium. De mestgift van 2021 betrof ammonium-polyfosfaat dat enkel stikstof in de vorm van ammonium bevat. Voor beide kunstmestmonsters zijn de isotopenverhoudingen in nitraat en/of ammonium bepaald op basis van demi-waterextracties. Hierbij is de volgende werkwijze gevolgd (protocol conform Kim e.a., 2021):

- Korrels van drie submonsters zijn vermalen en gemengd.
- Van elk submonster is twee keer 1 gram afgewogen en opgelost in 100 ml demi-water.
- De oplossing is gefiltreerd over 0,45 µm filter en verdeeld over 500 ml PE-flessen.
- Beide flessen zijn verder verdund door aanvullen met demi-water tot 500 ml.
- De monsters zijn conform de instructies van HydroIsotop geconserveerd en de isotopen zijn door dat laboratorium geanalyseerd.

Op andere teelten, zoals de lelieteelt, zijn andere kunstmestsoorten toegepast. Deze zijn niet bemonsterd, zodat informatie over de isotopenverhoudingen enkel uit de literatuur beschikbaar is.

Drijfmest

Het cichoreiperceel is in het voorjaar van 2021, net als een aantal andere percelen in het stroomgebied van de Vinkenloop, bemest met runderdrijfmest. Van het betreffende bedrijf zijn in mei en november 2021 drijfmestmonsters direct uit de mestkelder verzameld. Dit mestmonster wijkt af van wat er werkelijk is uitgereden, omdat de ruwe mest eerst een aantal weken tot maanden in een mestsilo wordt opgeslagen. Doordat in de mestsilo biochemische omzetting van stikstof plaatsvindt, zal de isotopensignatuur tijdens opslag wijzigen. Deze aanpak maakt hierdoor slechts een beperkt deel van de mogelijke range aan isotopenverhoudingen in drijfmest zichtbaar.

Vaste fase

Van het mestmonster uit mei is het N-isotoop in de vaste fractie geanalyseerd. Hierbij is de volgende werkwijze gevolgd:

- Drie submonsters zijn geïsoleerd en eerst aan de lucht en vervolgens in een stoof bij 80 graden gedroogd.

- De gedroogde submonsters zijn gemalen om te analyseren op N-gehalte en N isotopen.

Demi-waterextract

Van beide mestmonsters zijn tevens demi-waterextracten gemaakt en is het N-isotoop van ammonium geanalyseerd. Vanwege het sterk anoxische karakter van drijfmest is de nitraatconcentratie te laag voor een isotopenanalyse op N en O in nitraat. Voor de analyse van de extracten is de volgende werkwijze gehanteerd (conform Kim e.a., 2021):

- Van elk monster is 40 gram natte mest opgelost in 400 ml suprapuur demiwater en een uur geschud.
- De suspensie is na centrifugeren, gefilterd over een 0,45 µm filter en verdeeld over 500 ml PE-flessen.
- Beide monsters zijn verdund door de flessen tot 500 ml aan te vullen met demi-water.
- De monsters zijn conform de instructies van HydroIsotop geconserveerd en de isotopen door dat laboratorium geanalyseerd.

Bodem

Op het cichoreiperceel zijn op vier verschillende locaties ongestoorde bodemmonsters (hoogte 7 cm, diameter van 11 cm) gestoken. De bemonsteringslocaties lagen 10-15 m uit elkaar en bevonden zich maximaal 15 m van een grondwaterbemonsteringspunt. Op elke locatie zijn bodemmonsters gestoken op 5-12, 15-22 en 25-32 cm diepte. De monsters zijn gedurende 5 weken geïncubeerd onder optimale omstandigheden (20°C, goed van vocht voorzien door toevoegen gedemineraliseerd water), conform het protocol van Fujita en Aggenbach (2015). Van elk bodemmonster is het N-isotoop in de vaste fase geanalyseerd en het N- en O-isotoop van demi-waterextracten voor de monsters direct naast het grondwaterbemonsteringspunt. Hierbij zijn de volgende werkwijzen gevolgd:

Vaste fase:

- Elk bodemmonster is grondig gemengd en daarna zijn submonsters afgescheiden.
- De submonsters zijn eerst aan de lucht en vervolgens in een stoof bij 80°C gedroogd.
- De gedroogde submonsters zijn gemalen om te analyseren op N-gehalte en N-isotopen.

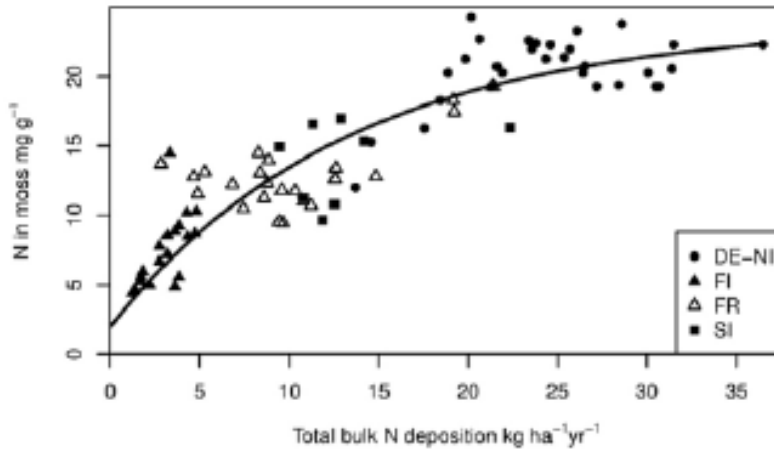
Demi-waterextract:

- Drie bodemmonsters zijn grondig gemengd en daarna is een submonster afgescheiden.
- Uitspoelbaar stikstof is geïsoleerd door spoelen met demi-water door middel van schudden.
- Het extract is na centrifugeren gefiltreerd over 0,45 µm filter, verdeeld over 500 ml PE-flessen, en aangevuld met demi-water.
- De monsters zijn conform de instructies van HydroIsotop geconserveerd en de isotopen zijn door dat laboratorium geanalyseerd.

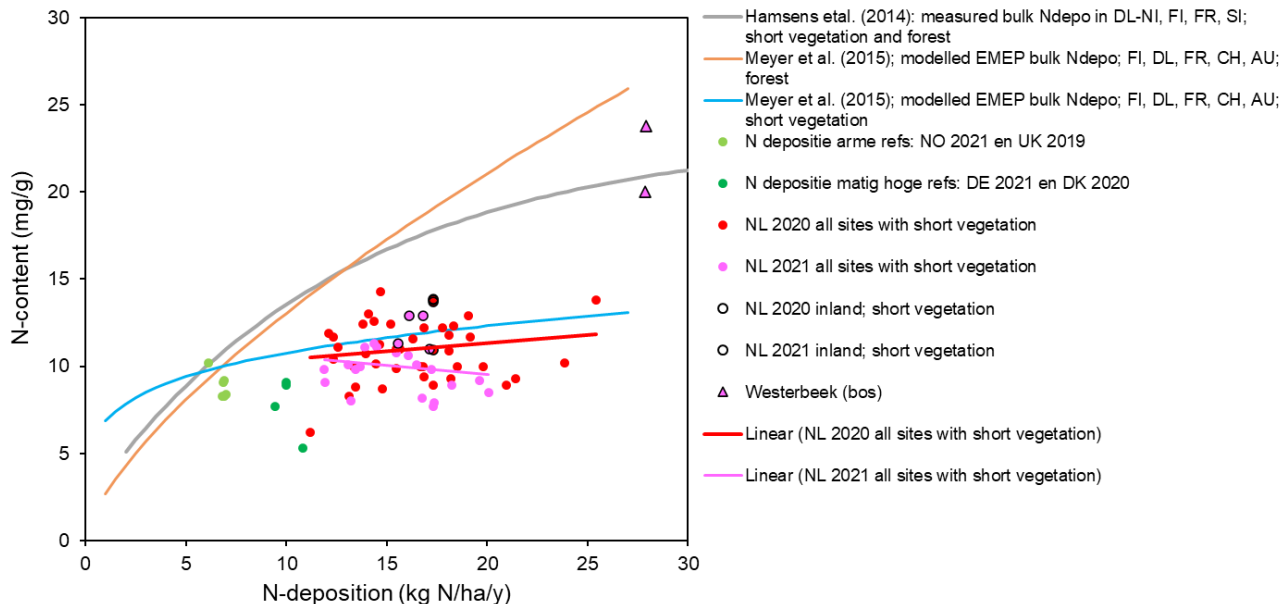
Atmosferische depositie

Atmosferische stikstof wordt gevormd door natte depositie van NO_x dat afkomstig is uit de verbranding van fossiele brandstoffen en door droge depositie van NH₃, dat hoofdzakelijk afkomstig is uit de veehouderij. Het direct bemonsteren van natte en droge stikstofdepositie in voldoende grote volumes (> 300 ml) is praktisch lastig uitvoerbaar. Daarnaast zijn de gangbare bemonsteringsmethodes weinig representatief (bijvoorbeeld bulkvangers) of enkel representatief voor een specifiek deel van de depositie (bijvoorbeeld wet-only samplers; Bleeker, 2018). In het buitenland worden daarom mossen als bio-indicator voor stikstofdepositie ingezet. Het stikstof in mossen geeft een goede indicatie van de bulkdepositie over een langere periode (max. twee groeiseizoenen). Uit recent wetenschappelijk onderzoek blijkt dat het totaalstikstofgehalte van mossen een eenduidige relatie vertoont met de bulk stikstofdepositie tot ongeveer 25-30 kg N/ha/jr. wanneer locaties in bossen meegenomen worden (Figuur B10.4; Harmens e.a., 2014). In open terrein vlakt de relatie al af bij 11 kg N/ha/jr. (Figuur B10.4; Meyer e.a., 2015; Aggenbach en Geurts, 2022). Bij hogere depositiegehaltes treedt N-verzadiging van de mossen op, zodat deze methode niet meer geschikt is om de stikstofdepositie te schatten. In dat geval kan de isotopenverhouding van het stikstof in de mossen ook een vertekend beeld geven.

In het gemengde bos in het oostelijk deel van het stroomgebied van de Vinkenloop is Groot laddermos en Heideklauwtjesmos aangetroffen. Dit zijn algemene mossoorten waarvoor ijklijnen beschikbaar zijn. Binnen een plot van 500 bij 500 m zijn op 25 maart 2021 mengmonsters verzameld. Na drogen, verwijderen van afgestorven materiaal, malen en mengen is het mos geanalyseerd op stikstofgehalte en stikstofisotopen. De gemodelleerde stikstofdepositie (OPS-model) voor dit gebied komt in 2020 uit op 28 kg N/ha/jr., waarvan 5 kg N-NO_x en 23 kg N-NH_y. Het totaalstikstofgehalte van de mossen lag tussen de 20 en 24 mg/g (Figuur B3.3), wat rond de regressielijn van Harmens e.a. (2014) uitkomt. Dit bevestigt dat de gemodelleerde depositie voor het onderzoeksgebied goed is ingeschat.



Figuur B10.4 Relatie tussen bulk stikstofdepositie en het stikstofgehalte in mossen, op open locaties en in bos (Harmens e.a., 2014).



Figuur B10.5 Relatie tussen N-depositie en N-gehalte in mossen in Nederland, vergeleken met internationale literatuur (Uit: Aggenbach & Geurts, 2022).

10.5 Referentiemetingen

Als referentielocaties zijn twee grondwatermeetpunten onder een bodem met wezenlijk andere begroeiing en stikstofgift gebruikt. Deze meetpunten liggen binnen het stroomgebied van de Vinkenloop (meetpunt 2 en 3 in Figuur B10.6). Deze referenties dienen ter verificatie van de invloed van bemesting op de isotopensignatuur van nitraat in grondwater. Hiervoor zijn geselecteerd:

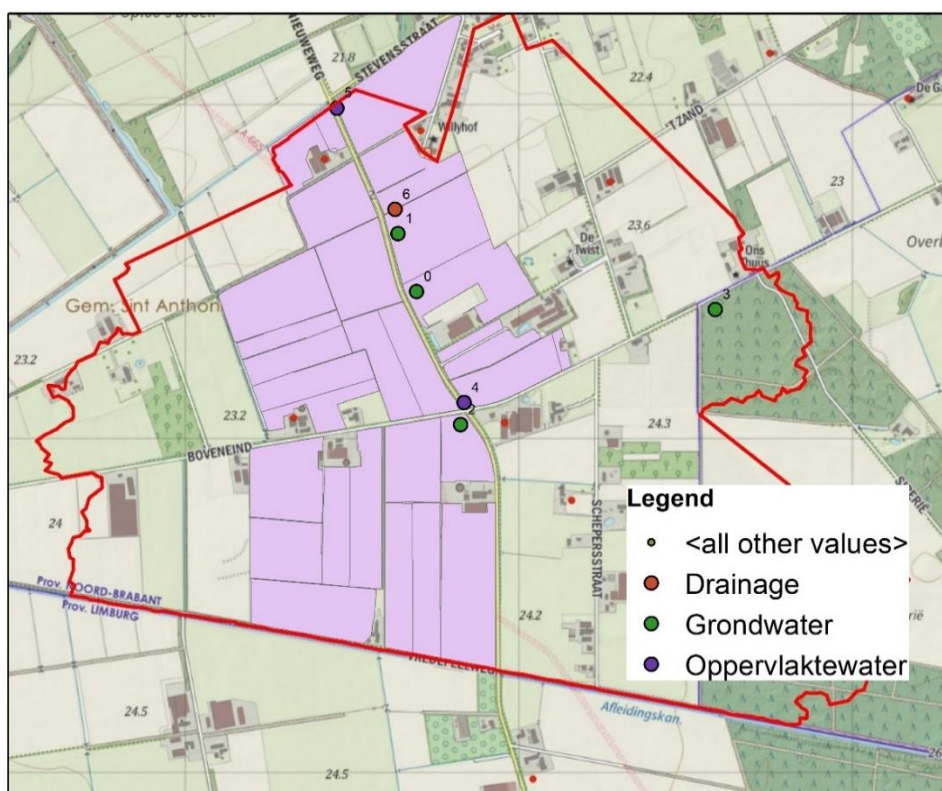
- (1) Een grasperceel, waarbij de stikstofbemesting voor 80% bestaat uit drijfmest en voor 20% uit kunstmest. Gras houdt veel beter stikstof vast dan akkerbouwteelten en wordt met een combinatie van dierlijke mest en kunstmest bemest. In 2020 is maatmest (56 kg N/ha) en mineralenconcentraat (16 kg N/ha) toegepast (beide kunstmest) en is runderdrijfmest toegepast (127,5 kg N/ha). In 2021 is runderdrijfmest aangelengd met 20% mineralenconcentraat. Op basis van deze bemesting verwachten we in de isotopenverhoudingen een dominante invloed van dierlijke mest.
- (2) Een bos op de rand van het stoomgebied dat niet wordt bemest. Door de hoge begroeiing is atmosferische depositie relatief groot. Ook is de bosbodem zeer rijk aan organische stof. Op basis van deze aanvoerposten verwachten we dat de invloed van stikstofdepositie zichtbaar is in de isotopenverhoudingen van nitraat in het grondwater.

Grondwatermonsters zijn verzameld door middel van de openboorgatmethode. Hierbij wordt een tijdelijk boorgat tot aan de grondwaterspiegel gemaakt en wordt water uit het boorgat bemonsterd.

Beide meetlocaties zijn in 2021 drie keer bemonsterd (Tabel 10.3). De bemonsteringsmomenten komen overeen met die van de andere watermonsters.

Tabel 10.3 Aantal bemonsteringslocaties en -momenten voor analyse van isotopen (NO_3) in grondwater op twee referentielocaties.

Referentie	Diepte	Aantal locaties	Bemonsteringsmomenten			Opmerking
			25 feb '21	27 mei '21	24 nov '21	
Grasland	~1,0	1	1	1	1	Drijfmest dominant
Bos	~2,2	1	1	1	1	Depositie en/of bodem dominant



Figuur B10.6 Locatie van monsternamen voor isotopenanalyse in grond-, drain- en oppervlaktewater.

10.6 Aanpak bemonstering grond-, drain- en oppervlaktewater

Tabel 10.4 geeft een overzicht van de monsterlocaties en -momenten en type isotopenanalyses in grond-, drain- en oppervlaktewater. De locaties zijn in Figuur B10.6 op kaart weergegeven.

Grondwater is zowel op het lelieperceel als op het cichoreiperceel op drie diepten en op drie momenten bemonsterd met behulp van minifilters. Deze zijn zo klein dat ze specifiek zijn voor de diepte en representatief zijn voor een klein tijdsinterval. Het bovenste grondwatermonster bevindt zich maximaal enkele decimeters onder het freatisch vlak. Het middelste monster bevindt zich in de zone waar denitrificatie optreedt. De onderste monsters zijn gereduceerd en bevatten alleen stikstof in de vorm van ammonium. Dit grondwater kan door drainage een bron van ammonium in het oppervlaktewater zijn. Omdat het diepe grondwater geen NO₃ bevat, is de isotopenverhouding van NO₃ op de grootste monsterdiepte achterwege gelaten.

Het monster van drainagewater betreft de afvoer uit één drain (drain 3, met de hoogste nitraatconcentratie). Deze drain is zo'n 300 m lang en ligt voor 80% onder het lelieperceel en voor 20% onder het cichoreiperceel. Het drainagewater staat dus zowel onder invloed van de lelieteelt als de opeenvolgende akkerbouwgewassen.

Het oppervlaktewater is bemonsterd op twee locaties, namelijk (1) bij het uitstroompunt van de Vinkenloop en (2) bij het meetpunt bovenstrooms van het lelie- en cichoreiperceel, maar benedenstrooms van het grasperceel en het bos. In theorie zou uit het verschil in isotopenverhouding de invloed van het tussenliggende landgebruik kunnen worden afgeleid.

Tabel 10.4 Monsterlocaties en type isotopenanalyses in grond-, drain- en oppervlaktewater.

Locatie	Diepte	NO ₃			NH ₄		
		25 feb	27 mei	24 nov	25 feb	27 mei	24 nov
Lelieperceel	1,4	1	1	1			
	4	1	1	1			
	6				1	1	1
Cichoreiperceel	1,4	1	1	1			
	4	1	1	1			
	6				1	1	1
Drain		1	1	1	1	1	1
Oppervlaktewater bovenstrooms		1	1	1	1	1	1
Oppervlaktewater benedenstrooms		1	1	1	1	1	1

10.7 Typering stikstofbronnen

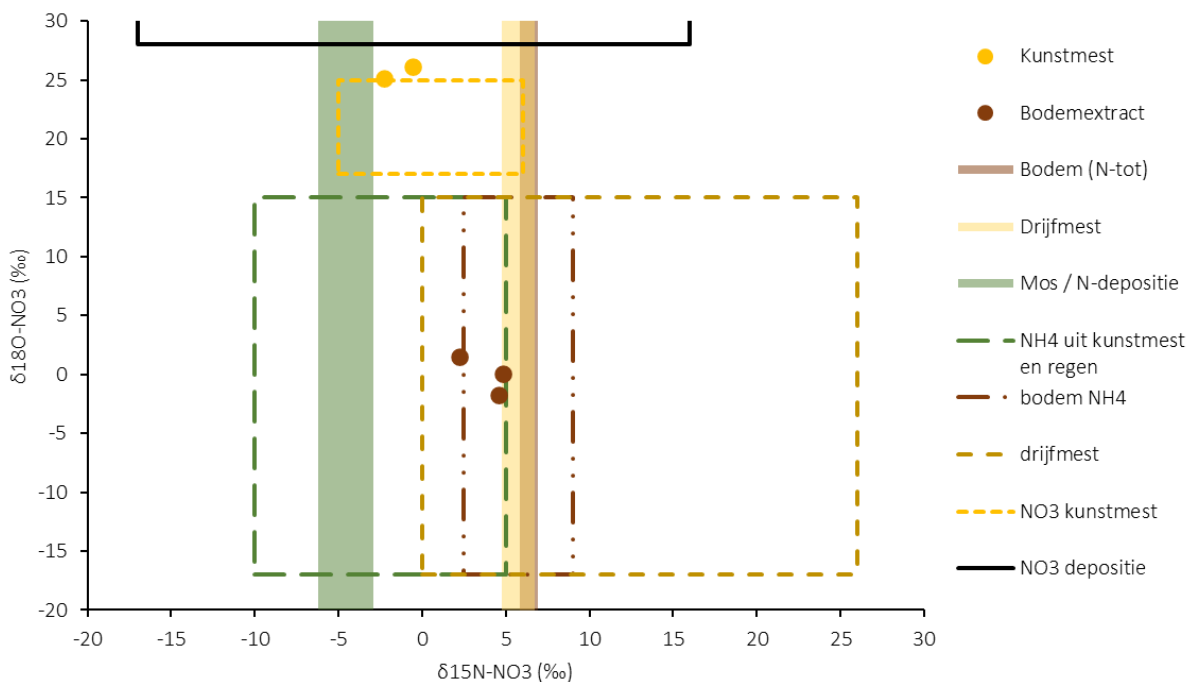
Resultaten nitraat

In Figuur B10.7 zijn voor de monsters van de verschillende stikstofbronnen de gemeten δ¹⁵N- en δ¹⁸O- waarden van nitraat tegen elkaar uitgezet. Ter vergelijking zijn op de achtergrond de grenzen waarbinnen de isotopenverhoudingen van stikstofbronnen zich bevinden volgens literatuur (Isonitrate, 2009) weergegeven. De bronnen depositie, bodem en drijfmest zijn alleen op basis van de vaste fase gekenmerkt, waardoor alleen het N-isotoop geanalyseerd kan worden. Door nitrificatie kan het aan de vaste fase gebonden stikstof in nitraat worden omgezet, zodat de vaste fase een indruk geeft van het nitraat dat daaruit voort kan komen.

Uit Figuur B10.7 blijkt dat waargenomen δ¹⁵N in de vaste fase van drijfmest en bodem elkaar overlappen, en met waarden rond de +5‰ vergelijkbaar zijn in ons onderzoek. De demi-waterextracten van de bodemmonsters hebben een iets lagere δ¹⁵N ten opzichte van de vaste fase. De waargenomen waarden voor bodem komen overeen met waarden uit de literatuur, terwijl dierlijke mest volgens de literatuur vaak een hogere δ¹⁵N heeft. Dit laatste komt waarschijnlijk doordat in deze studie mest van maximaal een aantal dagen oud is bemonsterd, terwijl in de literatuurwaarden ook analyses op monsters van langer opgeslagen mest zitten, bijvoorbeeld uit mestsilo's. Bij langere opslag

kan $\delta^{15}\text{N}$ toenemen onder invloed van biochemische processen onder gereduceerde omstandigheden. Ook andere factoren, zoals het type vee en voer, kunnen van invloed zijn op $\delta^{15}\text{N}$ in dierlijke mest.

Kunstmest en stikstofdepositie onderscheiden zich met een lage $\delta^{15}\text{N}$ (tussen 0 en -5‰) ten opzichte van bodem en drijfmest. Voor kunstmest wordt ook in de literatuur een lage $\delta^{15}\text{N}$ vermeld, met waarden variërend van $+2$ tot -6‰ die passen bij de geanalyseerde kunstmestextracten. De mediane waarde van $\delta^{15}\text{N}$ uit ammoniakdepositie zoals vermeld in de literatuur komt goed overeen met de $\delta^{15}\text{N}$ die is waargenomen in de mossen. Wel geven literatuurwaarden een grote spreiding van $+11$ tot -11‰ . Volgens de literatuur is NO_x -depositie goed te onderscheiden van andere bronnen op basis van een hoge $\delta^{18}\text{O}$ van $+28\text{‰}$ of hoger. Op basis van de stikstofanalyse in mossen is dit onderscheid niet te maken, omdat $\delta^{18}\text{O}$ niet gemeten is.

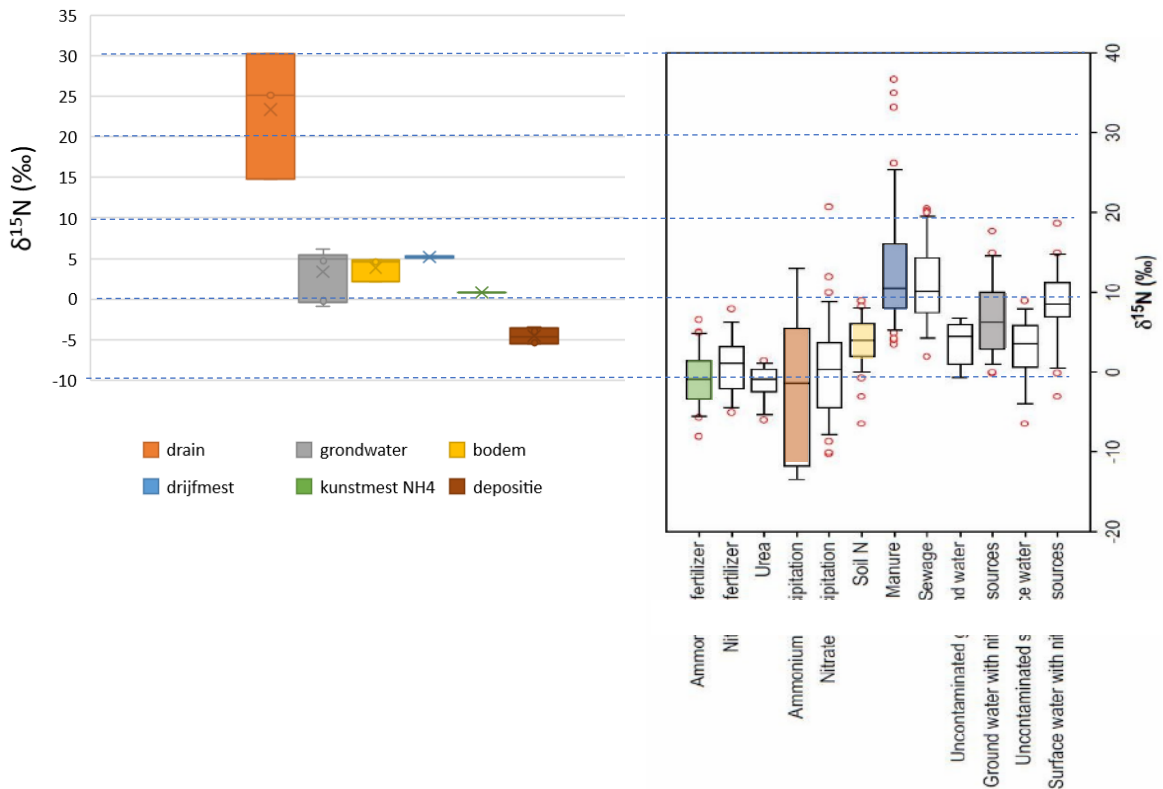


Figuur B10.7 Stikstof- en zuurstofisotopenverhoudingen van verschillende stikstofbronnen in het onderzoeksgebied (bollen en balken) vergeleken met isotopenverhoudingen van stikstofbronnen uit de literatuur (rechthoeken, Isonitrate, 2009). De bolletjes hebben betrekking op demi-waterextracten en de balken op Ntot in de vaste fase. De $\delta^{15}\text{N}$ -waarde heeft als standaard atmosferisch N_2 . De $\delta^{18}\text{O}$ -waarde heeft als standaard Standard Mean Ocean Water (SMOW). Voor mos, bodem, drijfmest is alleen N-isotoop in vaste fase beschikbaar, daarom weergegeven als verticale lijn/range. De rechthoeken geven het bereik van de bronnen uit de literatuur weer, cirkels representeren de metingen.

Resultaten Ammonium

In figuur B10.8

Figuur B10.8 staat de $\delta^{15}\text{N}$ voor ammonium in water en demi-waterextracten van stikstofbronnen voor de Vinkenloop weergegeven. De weergegeven ranges zijn niet onderling vergelijkbaar door verschillen in aantallen monsters. Tevens is de $\delta^{15}\text{N}$ voor een aantal watertypen en stikstofbronnen uit de literatuur weergegeven, in dezelfde kleuren. Deze figuur bevestigt dat ammonium uit kunstmest en stikstofdepositie gekenmerkt worden door relatief lage $\delta^{15}\text{N}$. Ammonium in drijfmest- en bodemextracten en grondwater (op 6 m diepte) hebben vergelijkbare $\delta^{15}\text{N}$, tussen 0 en $+5\text{‰}$. Volgens deze gegevens onderscheiden deze ammoniumbronnen zich niet of nauwelijks op basis van $\delta^{15}\text{N}$. Volgens de literatuur zijn $\delta^{15}\text{N}$ -waarden tot $+25\text{‰}$ goed mogelijk in drijfmest. Het ammonium in het drainwater onderscheidt zich wel duidelijk op basis van een hoge $\delta^{15}\text{N}$ ($15\text{-}30\text{‰}$).



Figuur B10.8 $\delta^{15}\text{N}$ in ammonium in drainwater (uit akkerbouw), grondwater (6 m diepte, onder akkerbouw) en stikstofbronnen van de Vinkenloop (links) en in de literatuur (rechts, Isonitrate, 2009). Met uitzondering van stikstofdepositie is ammonium uit stikstofbronnen gebaseerd op basis van demi-waterextracten. Voor stikstofdepositie is $\delta^{15}\text{N}$ -totaal in mossen weergegeven.

10.8 Herkomst nitraat in grondwater

In Figuur B10.9 is voor de grondwatermonsters uit het lelieperceel, het cichoreiperceel en de referentiepercelen $\delta^{15}\text{N}-\text{NO}_3$ uitgezet tegen $\delta^{18}\text{O}-\text{NO}_3$. Tevens zijn in deze figuren ter referentie de typische ranges in isotopenratio's voor verschillende bronnen en de denitrificatierichting weergegeven.

Lelieperceel, Bovenste grondwater

Op 25 februari is in het bovenste grondwater onder het lelieperceel een $\delta^{15}\text{N}-\text{NO}_3$ waargenomen van ongeveer +5‰ en een $\delta^{18}\text{O}-\text{NO}_3$ van -8‰ (Figuur B10.9a). Deze verhoudingen liggen in de buurt van de verhoudingen in de demi-waterextracten van de bodem (Figuur B10.7). Een dominante, directe invloed van meststoffen ten tijde van de bemonstering (voor de eerste kunstmestgift) is onwaarschijnlijk, aangezien de voorgaande mestgiften toen al minimaal een halfjaar eerder waren toegediend en uit kunstmest, met een afwijkende isotopensignatuur, bestond. Het is daarmee waarschijnlijk dat het nitraat in het bovenste grondwater afkomstig is uit stikstofmineralisatie in de bodem.

In het monster van het bovenste grondwater dat op 27 mei is verzameld, blijft $\delta^{15}\text{N}-\text{NO}_3$ nagenoeg gelijk ten opzichte van voorgaande monsternamen, terwijl $\delta^{18}\text{O}-\text{NO}_3$ toeneemt van -8 naar +5‰ (Figuur B10.9a). Alleen een toenemende invloed van nitraat uit NO_x -depositie en kunstmest kunnen deze verschuiving verklaren. De NO_x -depositie is echter vele malen kleiner dan de kunstmestgift die in maart aan de lilies is toegediend (Tabel 10.1, figuur B10.3). Deze verschuiving in isotopenratio's geeft daarmee aan dat een deel van de kunstmestgift binnen enkele weken is uitgespoeld naar het bovenste grondwater. De isotopenverhoudingen geven echter nog steeds een gemengde signatuur aan, duidend op invloed van meerdere stikstofbronnen, waarschijnlijk uit drijfmest en de bodemvoorraad.

Van 27 mei naar 24 november neemt $\delta^{15}\text{N-NO}_3$ toe van 5 naar 8‰. (Figuur B10.9a). Deze verschuiving kan gerelateerd zijn aan stikstofmobilisatie uit de bodemvoorraad door intensivering van bodembioologische processen, maar de verschillen zijn te klein om conclusies te kunnen trekken.

Lelieperceel, diep grondwater

Op 25 februari is in het grondwater op 4 m diepte onder het lelieperceel een $\delta^{15}\text{N-NO}_3$ waargenomen van ongeveer +7‰ en een $\delta^{18}\text{O-NO}_3$ van -5‰ (Figuur B10.9b). Ten opzichte van het monster van 25 februari zijn op 27 mei $\delta^{15}\text{N-NO}_3$ en $\delta^{18}\text{O-NO}_3$ met respectievelijk 3 en 10‰ toegenomen (Figuur B10.9b). $\delta^{15}\text{O-NO}_3$ neemt daarmee verder toe dan op basis van denitrificatie verwacht kan worden. Deze extra toename wijst op een toegenomen invloed van kunstmest of depositie ten opzichte van drijfmest of de bodemvoorraad.

In het monster van 24 november zijn $\delta^{15}\text{N-NO}_3$ en $\delta^{18}\text{O-NO}_3$ nagenoeg in een verhouding 2:1 toegenomen ten opzichte van voorgaande monsters. $\delta^{15}\text{N-NO}_3$ bedraagt dan 27‰ (Figuur B10.9b). Volgens de literatuur komen dergelijk hoge waarden uitsluitend in drijfmest voor (Figuur B10.8). Aangezien de drijfmest die is uitgereden eerst nog een aantal weken was opgeslagen in een mestsilo voordat het werd uitgereden, is een hogere $\delta^{15}\text{N}$ dan is waargenomen in de mestmonsters goed mogelijk, omdat reducerende processen leiden tot een toename van $\delta^{15}\text{N-NO}_3$. De isotopenverhoudingen geven daarmee aan dat het nitraat op 4 m diepte hoofdzakelijk afkomstig is uit drijfmest en dat de doorwerking op de nitraatconcentraties vanaf 4 m diepte (of ondieper) wordt gedempt door denitrificatie.

Cichoreiperceel, ondiep grondwater

Op 25 februari is in het bovenste grondwater onder het cichoreiperceel een $\delta^{15}\text{N-NO}_3$ waargenomen van ongeveer +4‰ en een $\delta^{18}\text{O-NO}_3$ van -4‰ (Figuur B10.9b). Deze verhoudingen liggen in de buurt van de verhoudingen in de demi-waterextracten van de bodem (Figuur B10.7). Een dominante, directe invloed van meststoffen ten tijde van de bemonstering (voor de eerste mestgift) is onwaarschijnlijk, aangezien de voorgaande mestgiften toen al minimaal een halfjaar eerder waren toegediend en kunstmest met een afwijkende isotopensignatuur ($\delta^{15}\text{N-NO}_3 \sim -3‰$ en $\delta^{18}\text{O-NO}_3 \sim 20‰$) en bestond. Het is daarmee waarschijnlijk dat het nitraat in het bovenste grondwater voornamelijk afkomstig is uit stikstofmineralisatie in de bodem.

In het monster van het bovenste grondwater dat op 27 mei is verzameld, neemt $\delta^{15}\text{N-NO}_3$ met 3‰ toe ten opzichte van het eerste monster, en $\delta^{18}\text{O-NO}_3$ met 6‰ (Figuur B10.9b). De relatief grotere stijging van $\delta^{18}\text{O-NO}_3$ wijst op een (licht) gewijzigde verhouding tussen stikstofbronnen. Waarschijnlijk neemt vooral de invloed van nitraat uit kunstmest toe, dat op 21 april is toegediend. Een toenemende invloed van drijfmest, dat op 30 maart is toegediend, kan echter niet uitgesloten worden.

In het monster van november bedraagt $\delta^{15}\text{N-NO}_3$ 22‰ en $\delta^{18}\text{O-NO}_3$ 12‰. Dergelijk hoge $\delta^{15}\text{N-NO}_3$ zijn bij uitzondering in drijfmest aangetroffen (figuur B10.8) en kunnen door opslag in de mestsilo ook in de uitgereden drijfmest voorkomen. Ten opzichte van de voorgaande monsters is $\delta^{18}\text{O-NO}_3$ verder gestegen dan op basis van denitrificatie verwacht kan worden. Uit hydrochemische monitoring blijkt dat denitrificatie op deze diepte beperkt is en pas vanaf 2 m diepte zichtbaar wordt in de chemische samenstelling. Waarschijnlijk betreft het hier een gemengde invloed van bronnen, aangezien de isotopenverhouding afwijkt ten opzichte van het ondiepe grondwater onder het lelieperceel, waar enkel kunstmest is toegepast.

Cichoreiperceel, diep grondwater

Onder het cichoreiperceel was de nitraatconcentratie op 4 m diepte alleen op 27 mei voldoende hoog voor isotopenanalyse. Op 25 februari en 24 november waren de concentraties lager dan de detectielimiet. Uit hydrochemische analyse is gebleken dat denitrificatie onder invloed van sedimentair organisch materiaal hier de oorzaak van is.

Volgens de isotopenanalyse op het monster van 27 mei bedroeg $\delta^{15}\text{N}-\text{NO}_3$ -2‰ en $\delta^{18}\text{O}-\text{NO}_3$ $+18\text{‰}$ (Figuur B10.9b). Deze isotopenverhouding komt overeen met in de literatuur gerapporteerde waarden voor kunstmest en in iets minder mate met de in deze studie geanalyseerde demi-waterextracten van kunstmest (Figuur B10.7). De negatieve $\delta^{15}\text{N}-\text{NO}_3$ kan in ieder geval niet voortkomen uit drijfmest of de bodemvoorraad, omdat deze bronnen (normaal gesproken) gekenmerkt worden door een positieve waarde ($\sim 5\text{‰}$) en denitrificatie deze waarde alleen maar verder verhoogt. Deze waarneming geeft daarmee aanwijzingen voor de doorwerking van uitspoeling van nitraat uit kunstmest op de diepe grondwaterkwaliteit. Deze kunstmestgift is waarschijnlijk al enkele jaren (~ 5 jaar) geleden toegepast.

Grasland

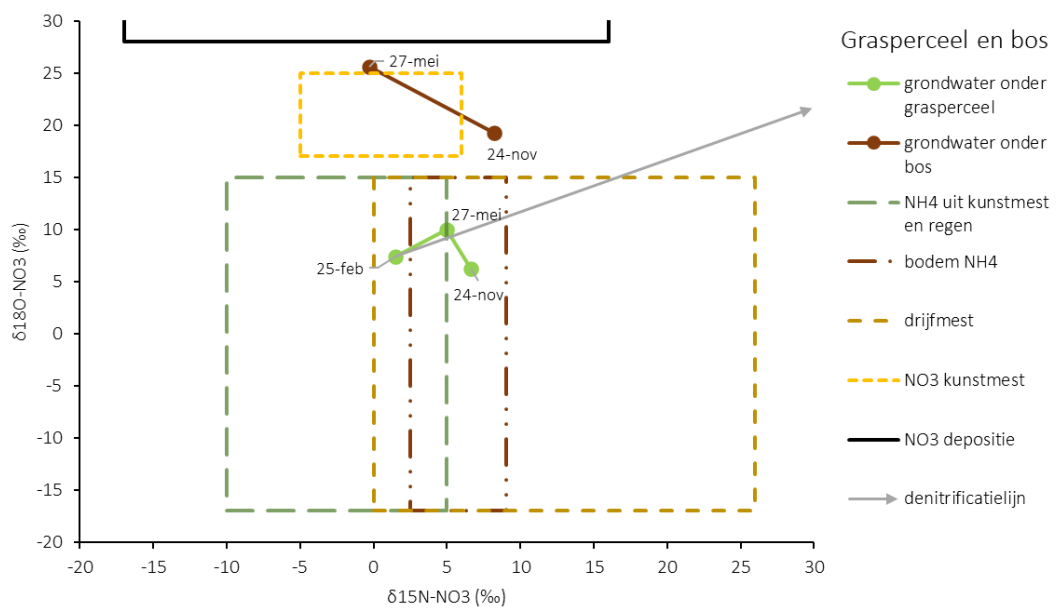
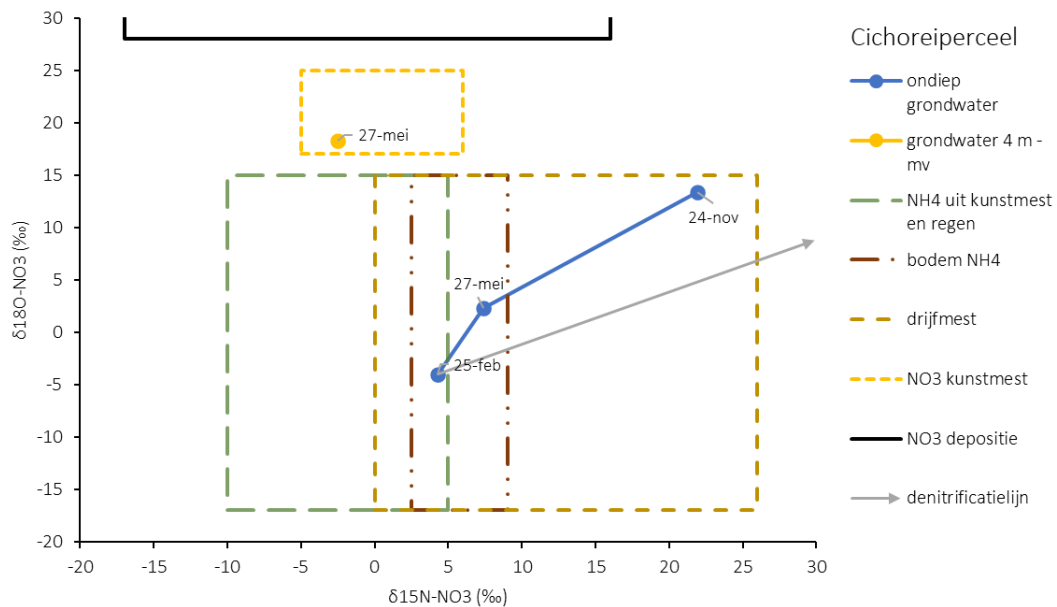
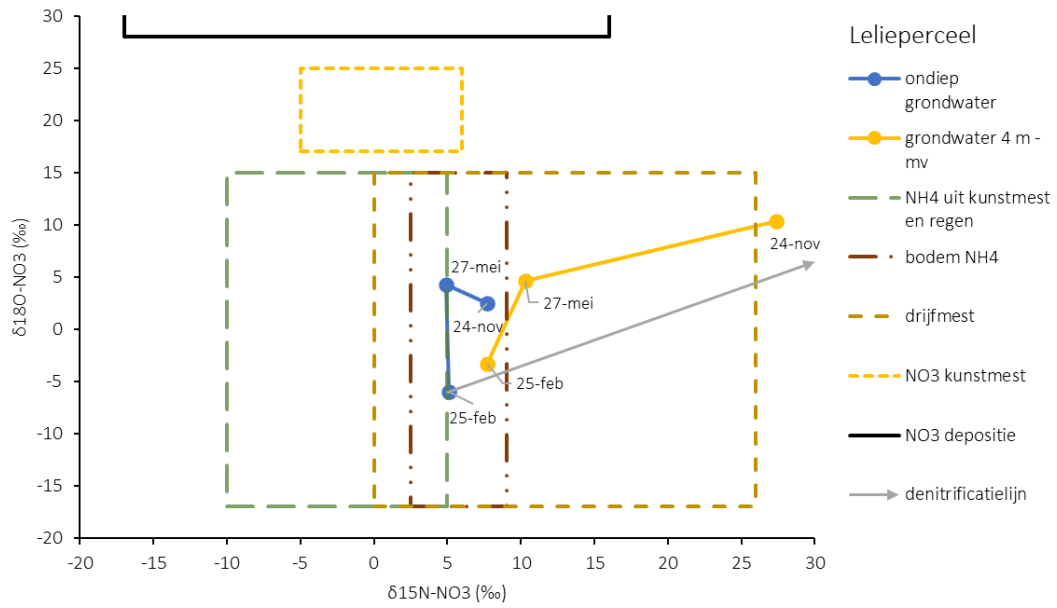
De isotopenverhoudingen van nitraat in het bovenste grondwater onder het grasland varieerden van $+2\text{‰}$ $\delta^{15}\text{N}-\text{NO}_3$ op 25 februari tot $+7\text{‰}$ $\delta^{15}\text{N}-\text{NO}_3$ op 24 november, en van $+7\text{‰}$ $\delta^{18}\text{O}-\text{NO}_3$ op 24 november tot $+10\text{‰}$ $\delta^{18}\text{O}-\text{NO}_3$ op 27 mei (Figuur B10.9c). Ten opzichte van de ondiepe grondwatermonsters uit het lelie- en cichoreiperceel is $\delta^{15}\text{N}-\text{NO}_3$ van vergelijkbare omvang, maar is $\delta^{18}\text{O}-\text{NO}_3$ zo'n 5-10% ‰ verhoogd. Deze verhoging kan niet met de extractieanalyses voor de bodemvoorraad worden verklaard, maar past nog wel binnen de marges die in de literatuur voor drijfmest en de bodemvoorraad zijn vermeld (Figuur B10.7). Een verhoogde invloed van kunstmest is vrijwel uitgesloten, omdat kunstmestgiften op het grasperceel klein waren en niet voor de eerste bemonstering zijn toegediend.

Bos

De isotopenverhoudingen van nitraat in het bovenste grondwater onder het bos varieerden van 0‰ $\delta^{15}\text{N}-\text{NO}_3$ op 27 mei tot $+8\text{‰}$ $\delta^{15}\text{N}-\text{NO}_3$ op 24 november, en van $+20\text{‰}$ $\delta^{18}\text{O}-\text{NO}_3$ op 24 november tot $+23\text{‰}$ $\delta^{18}\text{O}-\text{NO}_3$ op 27 mei (Figuur B10.9c). De verhoudingen zitten in de buurt van het bereik dat in de literatuur voor nitraatkunstmest wordt vermeld, maar de invloed van kunstmest ter plaatse van het monsterpunt is uitgesloten. Waarschijnlijk worden de gematigd hoge $\delta^{18}\text{O}-\text{NO}_3$ veroorzaakt door een gemengde invloed van atmosferisch stikstof ($+28$ - $+100\text{‰}$ $\delta^{18}\text{O}-\text{NO}_3$) en stikstof uit de bodemvoorraad (-18 - $+18\text{‰}$ $\delta^{18}\text{O}-\text{NO}_3$), alhoewel maar een klein deel van de atmosferische depositie (18%) uit NO_x bestaat. Ook de $\delta^{15}\text{N}-\text{NO}_3$ -waarden kunnen volgens literatuurwaarden en eigen metingen voortkomen uit een gemengde invloed van atmosferisch stikstof en bodemvoorraad.

Het verschil in isotopenverhoudingen tussen beide meetrondes wijst op een toegenomen invloed van bodemstikstof ten opzichte van atmosferisch stikstof. Dit past bij de te verwachten seizoensdynamiek van stikstofmineralisatie en nitrificatie die sneller verlopen bij hogere temperaturen en goede vochtvoorziening, omstandigheden waar in de zomer in ieder geval tijdelijk sprake van was.

Figuur B10.9 (Volgende pagina) waargenomen stikstof- en zuurstofisotopenverhoudingen van nitraat in grondwatermonsters onder (1) het lelieperceel, (2) het cichoreiperceel en (3) de referentiepercelen (gras en bos), vergeleken met verschillende stikstofbronnen uit de literatuur (Isonitrate, 2009). Ook de denitrificatielijn is weergegeven, uitgaande van een verandering van $\delta^{15}\text{N}$ en $\delta^{18}\text{O}$ in de ratio 2:1 (Seiler, 2005). Rechthoeken zijn referentiewaarden uit literatuur, cirkels de meetwaarden.



10.9 Herkomst nitraat in drain- en oppervlaktewater

In *Figuur B10.10* is voor de drainwatermonsters onder het lelieperceel, het cichoreiperceel en voor twee oppervlaktewatermeetpunten in de Vinkenloop de waargenomen $\delta^{15}\text{N-NO}_3$ uitgezet tegen $\delta^{18}\text{O-NO}_3$. Tevens zijn in deze figuren ter referentie de typische ranges in isotopenratio's voor verschillende bronnen en de denitrificatierichting weergegeven.

Drainagewater

Ten opzichte van 25 februari geven de analyses voor 27 mei en 24 november verschuivingen weer van $\delta^{15}\text{N-NO}_3$ en $\delta^{18}\text{O-NO}_3$ in een verhouding van ongeveer 2:1 (*Figuur B10.10a*). Wel is $\delta^{18}\text{O-NO}_3$ iets verder toegenomen dan op basis van verdergaande denitrificatie verwacht kan worden. Dit kan duiden op een toegenomen invloed van nitraat uit kunstmest dat op beide percelen in maart (lelies) en april (cichorei) is toegediend (Tabel 10.1). Deze toenemende invloed van kunstmest is ook in het grondwater zichtbaar (zie paragraaf 10.3).

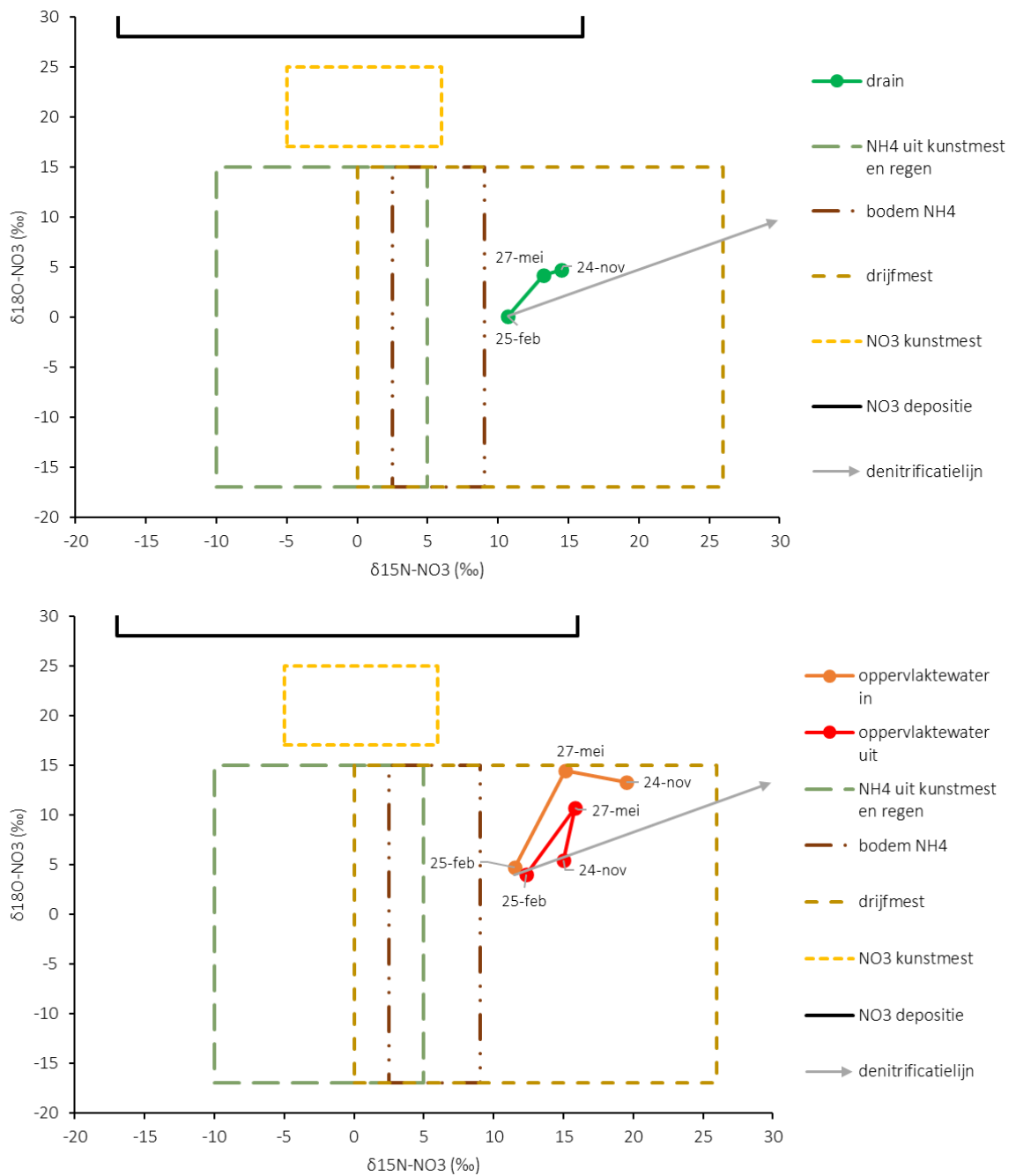
In *Figuur B10.11* is de nitraatconcentratie in verschillende watermonsters uitgezet tegen $\delta^{15}\text{N-NO}_3$. Door het drainagewater te vergelijken met het grondwater onder het lelie-/cichoreiperceel, bevestigt deze figuur dat nitraat in het drainagewater uit het lelie-/cichoreiperceel het resultaat is van menging van grondwater met uiteenlopende leeftijden (diepte) en herkomst (lelieperceel versus cichoreiperceel). Het nitraat is daarmee het resultaat van verschillende stikstofbronnen, terwijl de nitraatconcentratie in het drainwater gedempt wordt door denitrificatie.

Oppervlaktewater

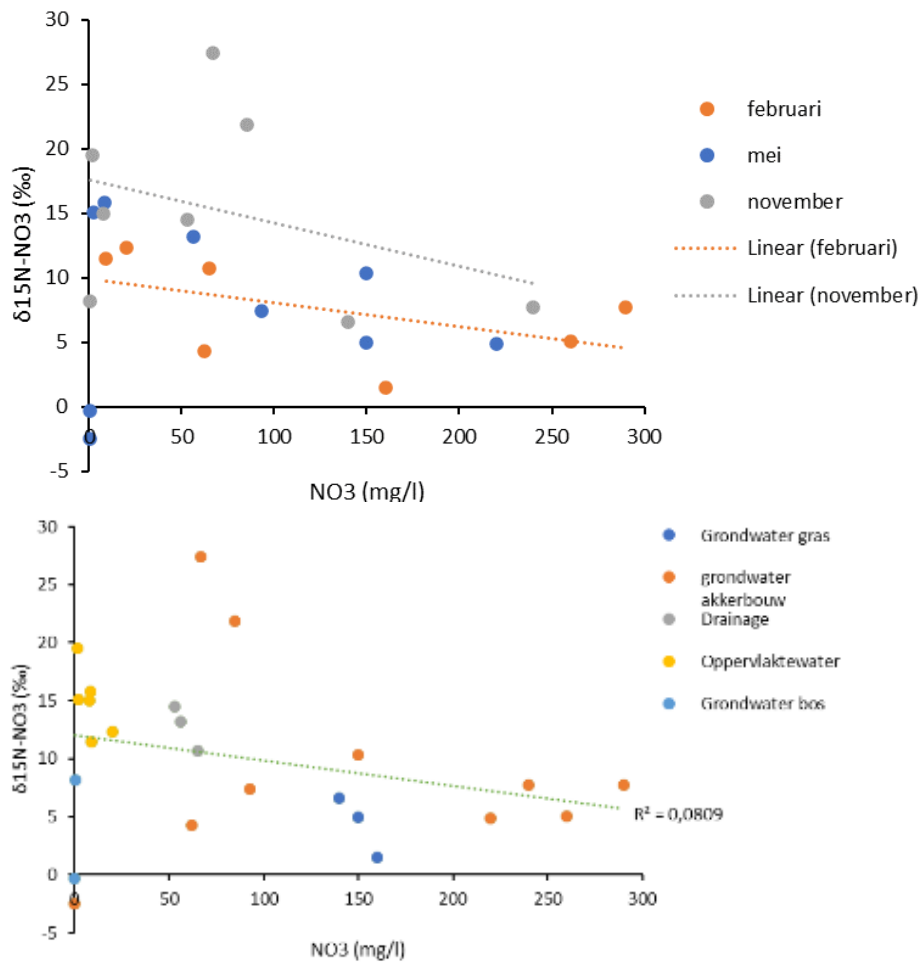
De nitraatconcentratie in oppervlaktewater is relatief laag ten opzichte van de nitraatconcentratie in het drainwater uit het lelie-/cichoreiperceel, terwijl $\delta^{15}\text{N-NO}_3$ meestal vergelijkbaar is (*Figuur B10.11*). Dit patroon past bij verdunning van drainagewater met nitraatarmer water en bevestigt dat drainagewater uit het lelie-/cichoreiperceel een dominante bron van nitraat in oppervlaktewater is. Routings hebben aangetoond dat dit perceel inderdaad een hotspot van nutriëntenverliezen langs de Vinkenloop is.

In *Figuur B10.10* is te zien dat $\delta^{15}\text{N-NO}_3$ en $\delta^{18}\text{O-NO}_3$ op 25 februari vergelijkbaar zijn voor de twee oppervlaktewatermeetpunten. Op 27 mei zijn beide isotopen verder verhoogd dan op basis van denitrificatie alleen verwacht kan worden. De extra toename in $\delta^{18}\text{O-NO}_3$ doet een toegenomen bijdrage van nitraat uit kunstmest of atmosferische depositie vermoeden.

In tegenstelling tot voorgaande monstermomenten wijken de isotopenverhoudingen op 24 november sterk van elkaar af. Dit geeft aan dat tussen de twee oppervlaktewatermeetpunten een extra nitraatbron aanwezig is. De afname van zowel $\delta^{15}\text{N-NO}_3$ als $\delta^{18}\text{O-NO}_3$ tussen het uitstroompunt en het bovenstrooms gelegen meetpunt geeft aanwijzingen dat drijfmest of de bodemvoorraad deze extra nitraatbron is. Deze bron bevindt zich tussen het uitstroompunt en bovenstrooms gelegen meetpunt in.



Figuur B10.10 Waargenomen stikstof- en zuurstofisotopenverhoudingen van nitraat in grondwatermonsters in drainwater (boven) en oppervlaktewater (onder), vergeleken met verschillende stikstofbronnen uit de literatuur (Isonitrate, 2009). Oppervlaktewater in staat voor het meetpunt bovenstrooms van het onderzoeksperceel, en oppervlaktewater uit voor het meetpunt bij het uitstroompunt van de Vinkenloop. Ook de denitrificatielij is weergegeven, uitgaande van een verandering van $\delta^{15}\text{N}$ en $\delta^{18}\text{O}$ in de ratio 2:1 (Seiler, 2005).

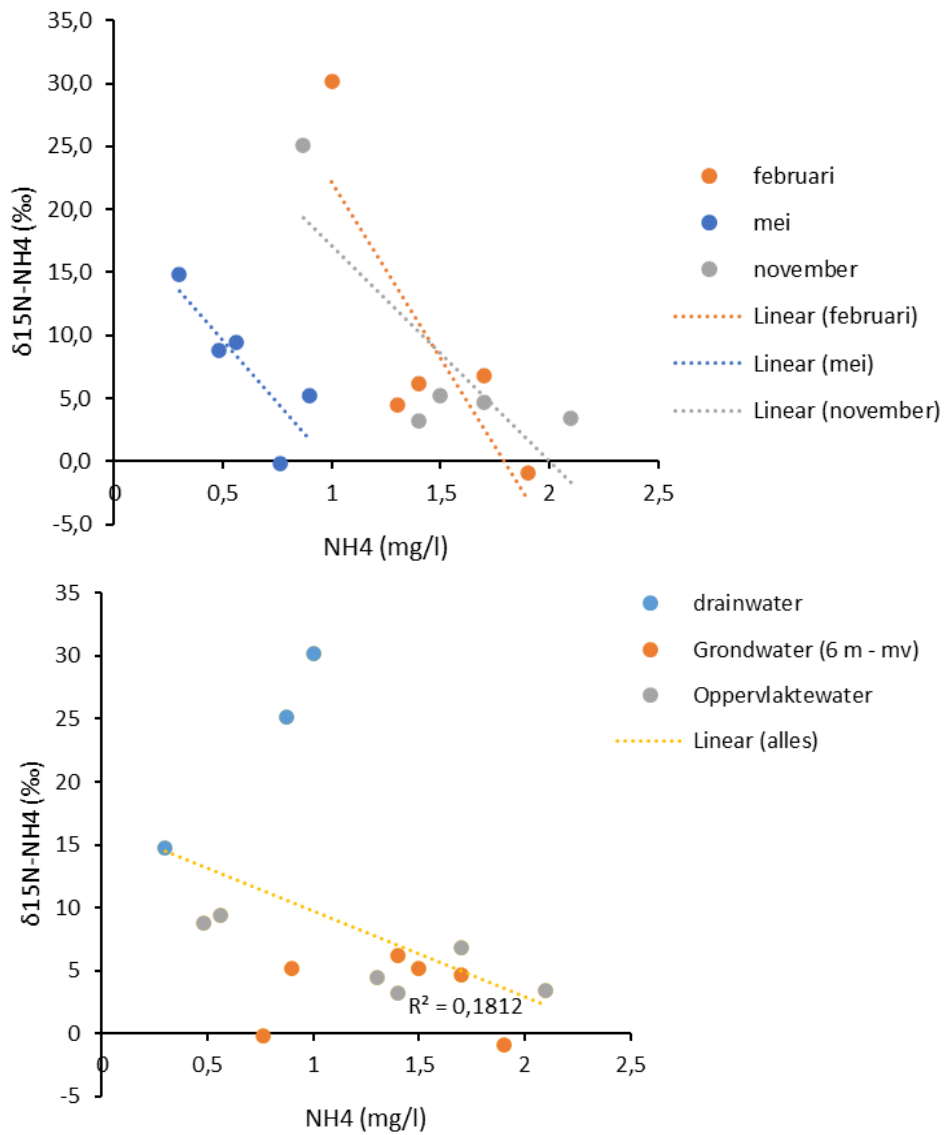


Figuur B10.11 Nitraat uitgezet tegen $\delta^{15}\text{N-NO}_3$ met onderscheid naar bemonsteringsdatum (boven) en naar grond-, drain- en oppervlaktewater (onder). Met akkerbouw wordt hier verwezen naar het lelie-/cichoreiperceel.

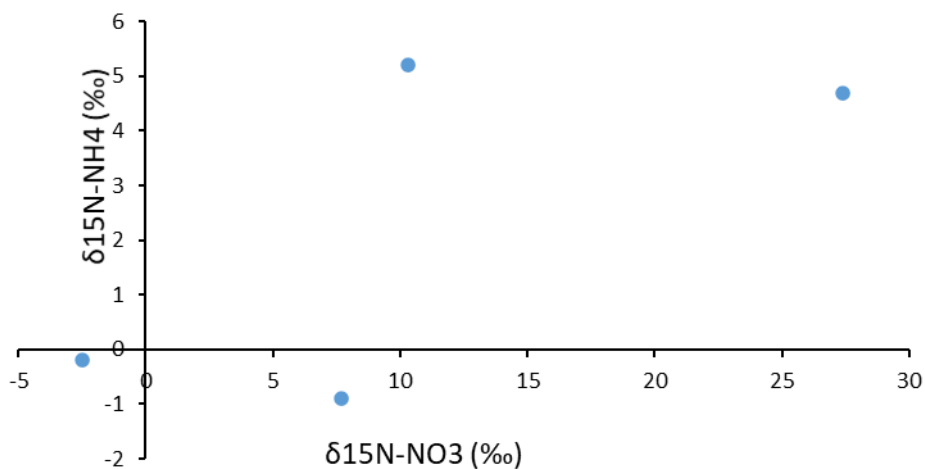
10.10 Herkomst ammonium in grond-, drain- en oppervlaktewater

Grondwater

Ammoniumprofielen geven aanwijzingen dat ammonium in het grondwater op 6 m diepte afkomstig is uit mineralisatie van sedimentair organisch materiaal of als gevolg van ammonificatie van nitraat. De gemeten $\delta^{15}\text{N-NH}_4$ -waarden geven aanwijzingen voor mineralisatie als bron; $\delta^{15}\text{N-NH}_4$ in het grondwater op 6 m diepte onder het lelie-/cichoreiperceel varieert van -1 tot +6‰ (Figuur B10.12). Deze waarden vallen binnen de range die voor bodemstikstof zijn gerapporteerd (Figuur B10.8). Ook is er geen duidelijk verband zichtbaar tussen $\delta^{15}\text{N-NH}_4$ op 6 m diepte en $\delta^{15}\text{N-NO}_3$ op 4 m diepte (Figuur B10.13), wat nitraat als bron van ammonium onwaarschijnlijk maakt. De isotopenanalyses leveren echter geen sluitend bewijs, aangezien deze waarden ook het gevolg kunnen zijn van een gecombineerde invloed van verschillende bronnen, zoals menging van ammonium-kunstmest met drijfmest en/of atmosferische depositie.



Figuur B10.12 Ammonium uitgezet tegen $\delta^{15}\text{N-NH}_4$, met onderscheid naar bemonsteringsdatum (boven) en naar grond-, drain- en oppervlaktewater (onder).

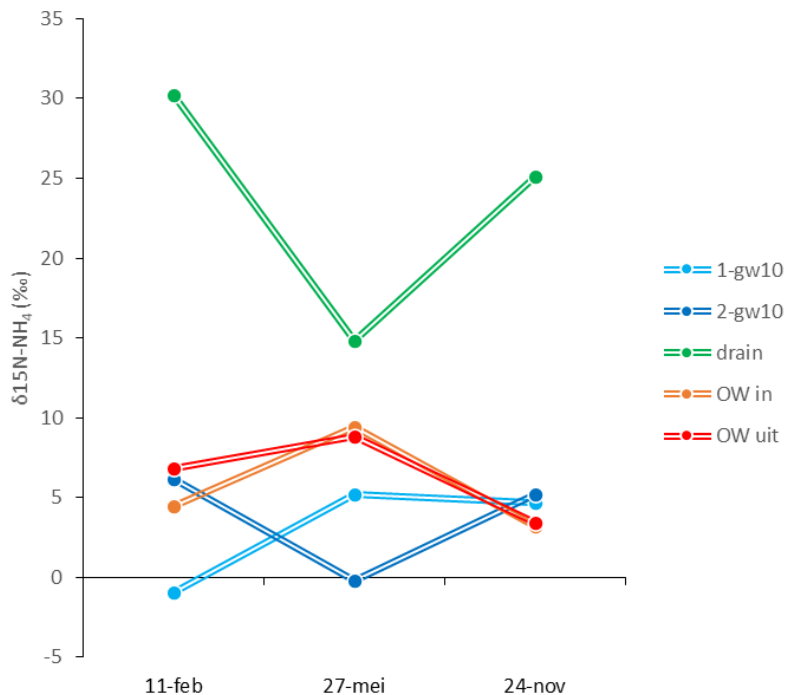


Figuur B10.13 $\delta^{15}\text{N-NO}_3$ waargenomen op 4 m diepte, uitgezet tegen $\delta^{15}\text{N-NH}_4$ waargenomen op 6 m diepte. Monsters zijn zowel genomen onder het cichoreiperceel als voor het lelieperceel.

Drain- en oppervlaktewater

In *Figuur B10.14* is de ammoniumconcentratie in verschillende watermonsters uitgezet tegen $\delta^{15}\text{N-NH}_4$. Uit deze figuur blijkt dat het ammonium in drainwater een andere signatuur heeft dan het grondwater; de ammoniumconcentraties zijn vaak lager, terwijl $\delta^{15}\text{N-NH}_4$ duidelijk hoger is. Dit geeft aan dat het grondwater op 6 m diepte geen of een zeer beperkte bijdrage aan ammonium in drainagewater levert. Volgens ammoniumprofielen is het ammonium uit grondwater waarschijnlijk afkomstig uit sedimentair organisch materiaal. De relatief hoge $\delta^{15}\text{N-NH}_4$ in drainagewater vallen binnen de ranges die voor drijfmest in de literatuur worden vermeld ($\delta^{15}\text{N-NH}_4 = 5\text{-}30\text{‰}$, *Figuur B10.2*), maar kan ook het gevolg zijn van denitrificatie van nitraat dat afkomstig is uit ammoniumkunstmest of bodemorganische stof.

Zoals in *Figuur B10.12* is te zien, zijn ammoniumconcentraties en $\delta^{15}\text{N-NH}_4$ -waarden vergelijkbaar in oppervlaktewater en het grondwater op 6 m diepte. Het drainwater wijkt daar duidelijk van af. Het lijkt er daarmee op dat directe drainage van grondwater door de Vinkenloop een relatief grote bron van ammonium in het oppervlaktewater was (*Figuur B10.12*). Dit zou betekenen dat de bijdrage van de drainafvoer aan de ammoniumbelasting van de Vinkenloop klein is ten opzichte van de belasting via directe drainage. Vanwege het kleine aantal monsters kunnen de waargenomen patronen echter ook op toeval berusten en zijn ze niet representatief voor piekafvoeren, omdat die niet bemonsterd zijn.



Figuur B10.14 Verschuivingen in $\delta^{15}\text{N-NH}_4$ in het grondwater op 6 m diepte onder het lelie-/cichoreiperceel, drainwater en oppervlaktewater.

10.11 Conclusies

Herkomst nitraat

Isotopenanalyses geven aanwijzingen voor uitspoeling van stikstof uit kunstmest uit het lelieperceel in mei, en voor uitspoeling van stikstof uit drijfmest én kunstmest uit het cichoreiperceel. De intensieve beregening in april, nadat kunstmestgiften zijn toegediend, kan deze uitspoeling hebben veroorzaakt. Ook in het drainagewater en oppervlaktewater zijn aanwijzingen voor verhoogde uitspoeling van nitraat uit kunstmest gevonden. De isotopenanalyses bevestigen tevens dat denitrificatie de nitraatconcentratie verlaagt in diep grondwater, drainagewater en oppervlaktewater.

Herkomst ammonium

Isotopenanalyses kunnen geen uitsluitsel geven over de herkomst van ammonium in het drain- en grondwater uit het lelie-/cichoreiperceel, doordat denitrificatie de isotopenverhoudingen in onbekende mate heeft beïnvloed. Wel geven de analyses aan dat de dominante bronnen drijfmest, ammoniumkunstmest of bodemorganische stof zijn. Ze wijzen tevens op een dominante invloed van ammonium in diep grondwater (6 m diepte) op de oppervlaktewaterkwaliteit. Dit zou betekenen dat de belasting van het oppervlaktewater via de drains veel kleiner is dan de belasting door directe drainage door de Vinkenloop.

Uit ammonium-diepteprofielen blijkt dat het ammonium in het diepe grondwater afkomstig is uit mineralisatie van sedimentair organisch materiaal of omzetting van nitraat in ammonium (ammonificatie). Isotopenverhoudingen geven aanwijzingen dat het sedimentair organisch materiaal de belangrijkste bron is, omdat (1) in vlak boven elkaar genomen monsters het stikstofatoom van nitraat afwijkt van ammonium en (2) de isotopenverhouding van stikstof in ammonium binnen de ranges aan waarden voor organische stof zoals vermeld in de literatuur valt. Dit zou betekenen dat landbouwmaatregelen beperkt bij kunnen dragen aan het verminderen van de ammoniumbelasting van het grondwater en oppervlaktewater. De herkomst van ammonium in diep grondwater moet echter nog verder bevestigd worden op basis van analyses van sedimentair en opgelost organisch materiaal en mineralisatie-experimenten. De waargenomen patronen zijn echter niet representatief voor piekafvoeren, omdat die niet bemonsterd zijn. Dergelijke hot moments kunnen daarentegen voor een dominante bijdrage aan de belasting van ammonium aan grond- en oppervlaktewater zorgen.

Bruikbaarheid isotopen voor bronnenanalyse

Stabiele isotopen voor nitraat zijn onderscheidend voor kunstmest, atmosferische depositie en drijfmest/bodemvoorraad. De waarden komen doorgaans overeen met in literatuur gepresenteerde waarden; de ranges voor bronnen zoals vermeld in de literatuur zijn echter erg groot, doordat alle gevonden variatie daarin is opgenomen. Toch is er ook overlap tussen bronnen en kunnen signaturen in de tijd wijzigen. Aanvullend brononderzoek kan de bruikbaarheid van isotopenanalyses verbeteren, zodat de ranges specifiek worden gemaakt voor de lokale situatie. Zo is het ontbreken van een monster uit de meststilo een ommissie in de analyse gebleken, aangezien de isotopenverhouding van stikstof in mest onder invloed van microbiologische processen waarschijnlijk is gewijzigd. Kwantificering van de invloed van bronnen is, zeker zonder aanvullende kennis van de lokale situatie en processen, onmogelijk.

De inzet van stabiele isotopen voor bronnenonderzoek vereist goed inzicht in de hydrochemische patronen en processen. Met een hydrochemische voorstudie was al duidelijk dat nitraat op enkele meters diepte door denitrificatie verdwenen is, en dat ammonium in grondwater op 6 m diepte afkomstig is uit sedimentair of uitspoelend organisch materiaal of ammonificatie. Op basis van deze informatie konden de isotopenanalyses gericht worden ingezet en het belang van deze processen beter in beeld worden gebracht, zodat gerichtere maatregelen getroffen kunnen worden.

Isotopenratio's worden door verschillende processen en menging van verschillende bronnen beïnvloed, zodat uit een beperkt aantal analyses geen eenduidige conclusies kunnen worden getrokken. Door isotopenratio's te beschouwen in samenhang met andere grondwaterkwaliteitsparameters kan daarom meer informatie over dominante bronnen en processen worden vergaard. Ook is een gerichte inzet

gericht op het toetsen van specifieke hypothesen noodzakelijk om uit isotopenanalyses bruikbare informatie te halen. Dit betekent dat de spreiding van isotopenverhoudingen in de ruimte en tijd voor de relevante bronnen en wateren specifiek voor de casus in beeld moet worden gebracht.

Isotopenanalyses leveren bruikbare aanvullende informatie voor het vaststellen van de dominante bronnen en processen achter achtergrondconcentraties van stikstof in grond- en oppervlaktewater. Ze kunnen het beste ingezet worden in combinatie met chemische monitoring en modellen en dragen bij aan het verkrijgen van handelingsperspectieven voor agrariërs en waterbeheerders. Zo bevestigen de isotopenanalyses dat de achtergrondconcentratie van ammonium in de Vinkenloop samenhangt met drainage van anoxisch en oud grondwater op enkele meters diepte. Ook geven ze samen met hydrochemische analyses aanwijzingen dat dit ammonium ontstaat door mineralisatie van sedimentair organisch materiaal. Daarmee zou de achtergrondbelasting losstaan van agrarische activiteiten, zodat landbouwmaatregelen geen effect hebben op de achtergrondbelasting met ammonium. Een verdere onderbouwing van deze hypothese op basis van modellen en analyses van sedimentair organisch materiaal is noodzakelijk om meer zekerheid over de handelingsperspectieven te verkrijgen.

De bemonstering, analyse en interpretatie van stabiele isotopen is specialistisch werk en vereist maatwerk. De kosten bedragen ongeveer 200 euro per isotoop. De kosten voor analyse van het boorisotoop, waarmee voor denitrificatie gecorrigeerd kan worden, zijn ongeveer 1000 euro.

10.12 Literatuur

Aggenbach, C.J.S., Nijp, J.J., Huyge, P., en Diggelen, R. van, 2020. Invloed van met nutriënten verrijkt grondwater op kwelafhankelijke ecosystemen. Rapport nummer 2020 OBN/OBN242-BE, VBNE, Driebergen.

Bleeker, A., 2018. Quantification of nitrogen deposition and its uncertainty with respect to critical load exceedances. <https://research.vu.nl/ws/portalfiles/portal/56818852/chapter+2+-+Nitrogen+deposition.pdf>.

Fraters, B., Hooijboer, A.E.J., Vrijhoef, A., Plette, A.C.C., Duijnhoven, N. van, Rozemeijer, J.C., Gosseling, M., Daatselaar, C.H.G., Boskam, J.L., Begeman, H.A.L., 2020. Landbouwpraktijk en waterkwaliteit in Nederland: toestand (2016-2019) en trend (1992-2019). De nitraatrapportage 2020 met de resultaten van de monitoring van de effecten van de EU Nitraatrichtlijn actieprogramma's. RIVM, Bilthoven, RIVM-rapport 2020-0121.

Fujita, Y. en Aggenbach, C. (2015) Patterns of soil development and plant species diversity in Grey Dunes in Meijndel., KWR, Nieuwegein, BTO 2015.009.

Van der Grift, B. en Stuyfzand, P.J., 2019. Uitloging geochemisch buffervermogen ondergrond. KWR, Nieuwegein, BTO 2019.036. <https://library.kwrwater.nl/publication/59953526/>

all, N.L.; Dvonch, J.T.; Marsik, F.J.; Barres, J.A.; Landis, M.S. An Artificial Turf-Based Surrogate Surface Collector for the Direct Measurement of Atmospheric Mercury Dry Deposition. *Int. J. Environ. Res. Public Health* 2017, 14, 173.

Harmens, H., Schnyder, E., Thoni, L., Cooper, D.M., Mills, G., Leblond, S., Mohr, K., Poikolainen, J., Santamaria, J., Skudnik, M., Zechmeister, H.G., Lindroos, A.-J., Hanus-Ilmar, A.H., 2014. Relationship between site-specific nitrogen concentrations in mosses and measured wet bulk atmospheric nitrogen deposition across Europe. *Environmental Pollution*, 50-59.

Isonatrate, 2009. N, O and B isotopes to evaluate nitrate pollution in water. Analytical and practical manual: a user manual. December 2009.

Kim, H., Kaown, D., Mayer, B., Lee, J.-Y., Hyun, Y. & Lee, K.-K. (2015) Identifying the sources of nitrate contamination of groundwater in an agricultural area (Haeon basin, Korea) using isotope and microbial community analyses. *Science of The Total Environment*, **533**, 566-575.

- Kim, S.H., Kim, H., Yu, S., Kang, H., Hyun, I., Song, Y., Kim, H. en Yun, S. (2021). Shift of nitrate sources in groundwater due to intensive livestock farming on Jeju Island, South Korea: with emphasis on legacy effects on water management. *Water Research*, 191, 116814.
- Knoben, R., Verhagen, F., Schoffelen, N., en Rost, J., 2021. Ex ante analyse waterkwaliteit. Royal Haskoning-DHV, BH7109WMP2109281159.
- Schipper, P., Renaud, L., Boekel, E. van, 2019. Bronnenanalyse nutriënten stroomgebied Maas. Wageningen Environmental Research, Wageningen, Rapport 2931. <https://edepot.wur.nl/468844>
- Van Beek, C. L., Heinen, M., Clevering, O. A., & van Kleef, J. (2005). Nitraatconcentraties in het bovenste grondwater in een bufferstrook en aangrenzende akker; resultaten van twee jaar experimenteel onderzoek aan een grasbufferstrook op zandgrond op akkerbouwbedrijf Vredepeel. Alterra rapport No. 1263.
- Van Galen, F., Osté, L., en Boekel, E. van, 2020. Nationale analyse waterkwaliteit: onderdeel van de Delta-aanpak waterkwaliteit. PBL, Den Haag, PBL-publicatienummer 4002. https://www.pbl.nl/sites/default/files/downloads/pbl-2020-nationale-analyse-waterkwaliteit-4002_0.pdf
- Van Groenigen (2005) Gebruik van stabiele isotopen in mest en mineralenonderzoek.
- Van Loon, A.H., en Fraters, D., 2016. De gevolgen van mestgebruik voor waterwinning: een tussenbalans. KWR 2016b.023. <https://library.kwrwater.nl/publication/53794096/>