



Laboratorium voor Toegepaste
Geologie en Hydrogeologie
Geologisch Instituut
Krijgslaan 281, S8 B-9000 Gent
Tel.: 09/264 46 48
09/264 46 55

Interprovinciaal Proefcentrum voor
de Aardappelteelt (PCA) vzw
Karreweg 6 B-9700 Kruishoutem
T: +32 (0)9 381 86 90
E: pca@proefcentrum-kruishoutem.be
W: www.PCAinfo.be

Vakgroep Omgeving
Onderzoeksgroep Bodemvruchtbaarheid
en nutriëntenbeheer
Coupure links 653 9000 Gent
Tel. 09 264 60 53
09 264 60 66

Proefcentrum voor Sierteelt (PCS) vzw
Schaessestraat 18 B-9070 Destelbergen
T: +32 (0)9 353 94 94
F: +32 (0)9 353 94 95
E: info@pcsierteelt.be
W: www.pcsierteelt.be

Project

**Gebiedsgerichte monitoring en
regionale attenuatiefactor
(APLM/2018/1)**

Deelrapport luik 3

Opdrachtgever

VLM

Leiding:

Prof. Dr. K. Walraevens
Prof. Dr. ir. S. De Neve

Studie en verslag:

M. Van Camp
J. De Waele

Dossiernummer: TGO 19/04

Datum: febr 2023

INHOUD

1 Inleiding

2 Interpretatie van de meetgegevens van testsite Huise

2.1 Grondwaterpeilmetingen

2.2 Slugtesten

2.3 In situ nitraatmetingen

2.3.1 grondwater

2.3.2 drainwater

2.3.3 oppervlaktewater

2.4 Continue nitraatmetingen

2.5 Wateranalysen

2.5.1 Grondwater

2.5.2 Drainwater

2.5.3 Oppervlaktewater

2.6 Systeemanalyse en conceptueel model

3 Interpretatie van de meetgegevens van testsite Maldegem

3.1 Grondwaterpeilmetingen

3.2 Slugtesten

3.3 In situ nitraatmetingen (grondwater, drainwater, oppervlaktewater)

3.4 Continue nitraatmetingen

3.5 Wateranalysen (grondwater, drainwater, oppervlaktewater)

3.6 Systeemanalyse en conceptueel model

4 Grondwaterstromingsmodellen

4.1 Testsite Huise

4.1.1 Beschrijving van het grondwatermodel

4.1.2 Resultaten

4.2 Testsite Maldegem

4.2.1 Beschrijving van het grondwatermodel

4.2.2 Resultaten

5 EU-Rotate_N berekening nitraatinput naar grondwater

5.1 Resultaten testsite Huise

5.2 Resultaten testsite Maldegem

6 Afleiden van attenuatiefactoren oppervlaktewater met de balans methode

6.1 Methodiek

- 6.2 Testsite Huise
 - 6.2.1 Invoer in het balansmodel
 - 6.2.2 Resultaten
- 6.3 Testsite Maldegem
 - 6.3.1 Invoer in het balansmodel
 - 6.3.2 Resultaten
- 7 Afleiden attenuatiefactoren oppervlaktewater met de empirische methode
 - 7.1 Methodiek
 - 7.2 Vergelijking van de EU-Rotate_N simulaties met het empirisch model
 - 7.3 Resultaten
 - 7.4 Seizoenale attenuatiefactoren
- 8 Afleiden attenuatiefactoren grondwater
 - 8.1 Testsite Huise
 - 8.2 Testsite Maldegem

LIJST DER FIGUREN

- Fig 2.1 Ligging van de peilbuizen in testsite Huise
- Fig 2.2 Manuele grondwaterpeilmetingen in testsite Huise (ondiepe peilbuizen)
- Fig 2.3 Manuele grondwaterpeilmetingen in testsite Huise (ondiepe peilbuizen met weinig seizoensfluctuatie)
- Fig 2.4 Manuele grondwaterpeilmetingen in testsite Huise (ondiepe peilbuizen met veel seizoensfluctuatie)
- Fig 2.5 Manuele grondwaterpeilmetingen in testsite Huise (diepe peilbuizen)
- Fig 2.6 Manuele grondwaterpeilmetingen in testsite Huise (multi level peilbuizen)
- Fig 2.7 Wintermaxima en zomerminima van de grondwaterpeilen in testsite Huise
- Fig 2.8 Seizoensfluctuatie van de grondwaterpeil in testsite Huise
- Fig 2.9 Ligging van de 4 peilbuizen waarin continue peilmetingen werden uitgevoerd (PB11, PB4, PB8 en DB2F1)
- Fig 2.10 Grondwaterdiepte (onder maaiveld) in de 4 opgevolgde peilbuizen
- Fig 2.11 Principe van een slugtest
- Fig 2.12 Voorbeeld van de interpretatie van een slugtest : de test in PB7
- Fig 2.13 Evolutie van de nitraatconcentratie in de peilbuizen in Huise
- Fig 2.14 Locatie van de multi level wells ML1 in de Gansstraat
- Fig 2.15 Locatie van de multi level wells ML2 in de Boviestraat
- Fig 2.16 Locatie van de multi level wells ML3 in de Terwedeweg
- Fig 2.17 Ligging van de drains in testsite Huise die door PCA werden opgevolgd
- Fig 2.18 Nitraatconcentratie en stroomdebiet van de drains (alle metingen)
- Fig 2.19 Evolutie van het stromingsdebiet van de belangrijkste drains in testsite Huise
- Fig 2.20 Evolutie van de nitraatconcentratie in de belangrijkste drains in testsite Huise
- Fig 2.21 Stromingsdebiet en nitraatconcentratie van de drains tijdens de winter van 2019-2020
- Fig 2.22 Stromingsdebiet en nitraatconcentratie van de drains tijdens de winter van 2020-2021
- Fig 2.23 Ligging van de oppervlaktewatermeetpunten die door PCA werden opgevolgd
- Fig 2.24 Evolutie van de nitraatconcentratie in de oppervlaktewatermeetpunten
- Fig 2.25 Continu gemeten nitraatconcentratie in testsite Huise in april 2020
- Fig 2.26 Continu gemeten nitraatconcentratie in testsite Huise in mei 2020
- Fig 2.27 Continu gemeten nitraatconcentratie in testsite Huise in juni 2020
- Fig 2.28 Continu gemeten nitraatconcentratie in testsite Huise in juli 2020
- Fig 2.29 Continu gemeten nitraatconcentratie in testsite Huise in augustus 2020
- Fig 2.30 Continu gemeten nitraatconcentratie in testsite Huise in september 2020
- Fig 2.31 Continu gemeten nitraatconcentratie in testsite Huise in oktober 2020
- Fig 2.32 Continu gemeten nitraatconcentratie in testsite Huise in november 2020
- Fig 2.33 Continu gemeten nitraatconcentratie in testsite Huise in december 2020
- Fig 2.34 Continu gemeten nitraatconcentratie in testsite Huise in januari 2021
- Fig 2.35 Continu gemeten nitraatconcentratie in testsite Huise in februari 2021
- Fig 2.36 Continu gemeten nitraatconcentratie in testsite Huise in maart 2021
- Fig 2.37 Schematisering van het nitraatverloop in perioden
- Fig 2.38 Wateranalyses meetronde 1 : crossplots van geselecteerde parameters
- Fig 2.39 Wateranalyses meetronde 2 : crossplots van geselecteerde parameters

- Fig 2.40 Wateranalyses grondwater : crossplots van geselecteerde parameters
- Fig 2.41 Wateranalyses drains : crossplots van geselecteerde parameters
- Fig 2.42 Wateranalyses oppervlaktewater : crossplots van geselecteerde parameters
- Fig 2.43 CDF van de met EU-rotet_N berekende nitraatconcentraties in het bodempercolaat in het jaar 2020 in testsite Huise
- Fig 3.1 Ligging van de peilbuizen in testsite Maldegem
- Fig 3.2 Manuele grondwaterpeilmetingen in testsite Maldegem
- Fig 3.3 Continue peilmetingen van peilbuis PB3 in testsite Maldegem
- Fig 3.4 Continue peilmetingen van peilbuis PB7 in testsite Maldegem
- Fig 3.5 Continue peilmetingen van peilbuis PB11 in testsite Maldegem
- Fig 3.6 Continue peilmetingen van peilbuis PB12 in testsite Maldegem
- Fig 3.7 Continue peilmetingen van peilbuis DB2F1 in testsite Maldegem
- Fig 3.8 Locatie van multi-level well ML3
- Fig 3.9 Ligging van de drains die door PCS opgevolgd werden
- Fig 3.10 Ligging van de 16 oppervlaktewaterpunten die door PCS werden opgevolgd
- Fig 3.11 Nitraatverloop in de oppervlaktewatermeetpunten in het westen van het afstroomgebied
- Fig 3.12 Nitraatverloop in de oppervlaktewatermeetpunten in het zuiden van het afstroomgebied
- Fig 3.13 Nitraatverloop in de oppervlaktewatermeetpunten in het oosten van het afstroomgebied
- Fig 3.14 Nitraatconcentraties en stromingsdebiet aan het debietsmeetpunt op de Ede In testgebied Maldegem : eerste halfjaar van 2020
- Fig 3.15 Nitraatconcentraties en stromingsdebiet aan het debietsmeetpunt op de Ede in testgebied Maldegem : tweede halfjaar van 2020
- Fig 3.16 Nitraatconcentraties en stromingsdebiet aan het debietsmeetpunt op de Ede in testgebied Maldegem : eerste halfjaar van 2021
- Fig 3.17 Relatie tussen nitraatconcentratie en stromingsdebiet aan het debietsmeetpunt op de Ede in testsite Maldegem
- Fig 3.18 Nitraatverloop in de MAP meetpunten en het stromingsdebiet van de Ede
- Fig 3.19 Nitraat en ijzerconcentraties in de watermonsters van de eerste meetronde
- Fig 3.20 Nitraat en ijzerconcentraties in de watermonsters van de tweede meetronde
- Fig 3.21 Bicarbonaat en nitraatconcentraties in de watermonsters van de eerste meetronde
- Fig 3.22 Bicarbonaat en nitraatconcentraties in de watermonsters van de tweede meetronde
- Fig 3.23 Chloride en nitraatconcentraties in de watermonsters van de eerste meetronde
- Fig 3.24 Chloride en nitraatconcentraties in de watermonsters van de tweede meetronde
- Fig 3.25 Bicarbonaat en calciumconcentraties in de grondwatermonsters van beide meetronden
- Fig 3.26 IJzer en nitraatconcentraties in de oppervlaktewatermonsters van beide meetronden
- Fig 4.1 Ligging van het modflow modelnetwerk van het grondwatermodel van het Plankbeek afstroomgebied in Huise
- Fig 4.2 Afgedekte tertiair geologische kaart van de omgeving van het modelgebied van Huise
- Fig 4.3 Isohypsen van de top van de Formatie van Kortrijk ("leperiaanklei)

- Fig 4.4 Isopachen van de Formatie van Tielt (“leperiaanzand”)
- Fig 4.5 Isopachen van het Quartair en topografie
- Fig 4.6 Lange termijn gemiddelde grondwateraanvulling volgens Wetspass
- Fig 4.7 Berekende stijghoogteverdeling van de watertafel
- Fig 4.8 Porositeit in functie van de korrelgrootte (naar Johnson, 1967)
- Fig 4.9 Berekende stroomlijnen in het modelgebied van Huise
- Fig 4.10 Berekende reistijden van het grondwater naar de discharge zone in het modelgebied van Huise
- Fig 4.11 CDF van de grondwaterreistijden naar de discharge zone van de Plankbeek
- Fig 4.12 Ligging van het modflow modelnetwerk van het grondwatermodel van het Ede bekken in Maldegem
- Fig 4.13 Topografie en hydrografie binnen het modelgebied van de Ede in Maldegem
- Fig 4.14 Afgedekte tertiair geologische kaart
- Fig 4.15 Dikte van de quartaire opvulling in het modelgebied
- Fig 4.16 Isohyphen van de top van het substraat in het modelgebied
- Fig 4.17 Lange termijn gemiddelde grondwateraanvulling volgens Wetspass
- Fig 4.18 Berekende gemiddelde stijghoogten van de watertafel
- Fig 4.19 Berekende stroomlijnen met MODPATH
- Fig 4.20 Berekende reistijden tot het waterlopenstelsel
- Fig 4.21 CDF van de berekende reistijden tot het waterlopenstelsel
- Fig 5.1 Berekende gemiddelde grondwateraanvulling (1968-2020) voor de testsite Huise
- Fig 5.2 Berekende gemiddelde nitraatconcentratie in het bodempercolaat (1968-2020) voor de testsite Huise
- Fig 5.3 Berekende gemiddelde grondwateraanvulling (2010-2020) voor de testsite Huise
- Fig 5.4 Berekende gemiddelde nitraatconcentratie in het bodempercolaat (2010-2020) voor de testsite Huise
- Fig 5.5 Berekende gemiddelde grondwateraanvulling (1968-2020) voor de testsite Maldegem
- Fig 5.6 Berekende gemiddelde nitraatconcentratie in het bodempercolaat (1968-2020) voor de testsite Maldegem
- Fig 5.7 Berekende gemiddelde grondwateraanvulling (2010-2020) voor de testsite Maldegem
- Fig 5.8 Berekende gemiddelde nitraatconcentratie in het bodempercolaat (2010-2020) voor de testsite Maldegem
- Fig 6.1 Concept van twee parallele lineaire reservoirs voor het berekenen van baseflow en drainflow
- Fig 6.2 Relatie tussen de hoeveelheid runoff en de neerslaghoeveelheid bij de CN methode
- Fig 6.3 Berekende runoff met de CN methode voor de testsite Huise
- Fig 6.4 Ligging van de huishoudelijke lozingspunten in de testsite Huise
- Fig 6.5 Berekende maandelijkse waterbalans voor de testsite Huise voor de periode 2010-2020
- Fig 6.6 Berekende attenuatiefactoren voor de testsite Huise voor de periode 2010-2020 met de simpele methode
- Fig 6.7 Berekende attenuatiefactoren voor de testsite Huise voor de periode

- 2010-2020 met de balans methode
- Fig 6.8 Berekende runoff met de CN methode voor de testsite Maldegem
- Fig 6.9 Ligging van de huishoudelijke lozingspunten in de testsite Maldegem
- Fig 6.10 Berekende seizoenale waterbalans voor de testsite Maldegem voor de periode 2010-2020
- Fig 6.11 Berekende attenuatiefactoren voor de testsite Maldegem voor de periode 2010-2020 met de simpele methode
- Fig 6.12 Berekende attenuatiefactoren voor de testsite Maldegem voor de periode 2010-2020 met de balans methode
- Fig 7.1 De gemiddelde grondwateraanvulling in Vlaanderen berekend met WETSPASS
- Fig 7.2 De gemiddelde grondwateraanvulling in de 12 meteostations
- Fig 7.3 De voedingscoëfficiënt in de 12 meteostations
- Fig 7.4 Relaties tussen grondwatervoeding, neerslag en neerslagverlies
- Fig 7.5 Vergelijking van de met het EU_rotate_N en het empirisch model berekende nitraatconcentraties
- Fig 7.6 Resultaten van het empirisch model voor testsite Huise
- Fig 7.7 Resultaten van het empirisch model voor testsite Maldegem
- Fig 7.8 Resultaten van het empirisch model voor testsite Staden (Luikbeek)
- Fig 7.9 Resultaten van het empirisch model voor testsite Wortegem
- Fig 7.10 Resultaten van het empirisch model voor testsite Balegem
- Fig 7.11 Resultaten van het empirisch model voor testsite Brecht
- Fig 7.12 Resultaten van het empirisch model voor testsite Overijse
- Fig 7.13 Resultaten van het empirisch model voor testsite Peer
- Fig 7.14 Resultaten van het empirisch model voor testsite Lubbeek
- Fig 7.15 Resultaten van het empirisch model voor testsite Asse
- Fig 7.16 Resultaten van het empirisch model voor testsite Assenede
- Fig 7.17 Crossplot van de winter en zomer AF van de testsites

LIJST DER TABELLEN

- Tabel 2.1 Tijdstip van de 12 meetronden in testsite Huise
- Tabel 2.2 Doorlatendheden bepaald uit de slugtesten in testsite Huise
- Tabel 2.3 Nitraatconcentraties in de ondiepe peilbuizen bepaald met een reflectometer.
- Tabel 2.4 Nitraatconcentraties in de multi level wells ML2 bepaald met een reflectometer.
- Tabel 2.5 Nitraatconcentraties in de multi level wells ML2 bepaald met een reflectometer.
- Tabel 2.6 Nitraatconcentraties in de diepe peilbuizen bepaald met een reflectometer.
- Tabel 2.7 Tijdstip van de 12 nitraatmeetronden op de drains en de oppervlaktewaters in testsite Huise uitgevoerd door PCA
- Tabel 2.8 Nitraatconcentraties op de meetpunten van het oppervlaktewater
- Tabel 3.1 Tijdstip van de 12 meetronden in testsite Maldegem
- Tabel 3.2 Resultaten van de slugtesten in de testsite Maldegem
- Tabel 3.3 Nitraatconcentraties in de ondiepe peilbuizen
- Tabel 3.4 Nitraatconcentraties in de multi-level wells
- Tabel 3.5 Nitraatconcentraties in de diepe peilbuizen
- Tabel 3.6 Nitraatconcentraties in de 29 door PCS opgevolgde drains
- Tabel 3.7 De 16 oppervlaktewatermeetpunten
- Tabel 3.8 Nitraatconcentratie in de 16 OW meetpunten
- Tabel 6.1 Maandelijkse wegingsfactoren voor het verdelen van de totale jaarlijkse grondwateraanvulling in testsite Huise
- Tabel 6.2 Parameters van het baseflow-drainflow systeem voor de testsite Huise
- Tabel 6.3 Maandelijkse wegingsfactoren voor het verdelen van de totale jaarlijkse grondwateraanvulling in testsite Maldegem
- Tabel 6.4 Parameters van het baseflow-drainflow systeem voor de testsite Maldegem
- Tabel 7.1 Voedingscoëfficiënten voor 12 meteostations dicht bij de testsites van het attenuatie en nitraatbronnen project
- Tabel 7.2 Seizoenale attenuatiefactoren bepaald met het empirisch model
- Tabel 9.1 Overzicht van de minimale AF, de maximale nitraatconcentratie in het bodempercolaat en de maximale nitraatresiduwaarde nodig om binnen de limiet van 50 mg/l in het oppervlaktewater te blijven

1 Inleiding

Dit document bevat het deelverslag van luik 3 van het project “Gebiedsgerichte monitoring en regionale attenuatiefactor (Bestek nr. APLM/2018/1)”. De aanvangsdatum van het project was 1 september 2019. Het rapport van luik 3 moest opgeleverd worden eind februari 2023.

In tabel 1.1 staat een overzicht van de verschillende posten die onder luik 3 vallen. Dit rapport volgt echter niet de nummering van de posten, maar een logischer opbouw.

Tabel 1.1 Overzicht van de verschillende posten in Luik 3 van het project

post	beschrijving
3.1	Opstellen conceptueel model 2 StroomGebieden
3.2	Berekening attenuatiefactor grondwater op 2 SG
3.3	Berekening runoff met CN-methode (2 SG)
3.4	EU-Rotate berekening nitraatinput naar grondwater (2 SG)
3.5	MODFLOW modellen 2 stroomgebieden
3.6	Ontwikkeling balansmodel en toepassing op 2 SG
3.7	Ontwikkeling empirisch model en toepassing op 2 SG
3.8	Berekening regionale attenuatiefactoren opp.water 2 SG
3.9	Uitbreiding naar 10 andere gebieden
3.10	Rapportage Luik 3

Hoofdstukken 2 en 3 bevatten de interpretatie van de uitgevoerde veldmetingen in de twee testsites, resp Huise en Maldegem. Dat zijn de grondwaterpeilmetingen en nitraatmetingen, de metingen op de drains en de waterlopen, de wateranalyses van grondwater, drainwater en oppervlaktewater. De resultaten van deze metingen werden reeds in het rapport van luik 2 opgenomen, maar ze werden nog niet besproken en geïnterpreteerd. Sommige grafieken die in het rapport van luik 2 zijn opgenomen, worden hier herhaald om het volgen van de tekst gemakkelijker te maken. Aansluitend wordt op het einde van elk hoofdstuk a.d.h.v. een conceptueel model beschreven hoe de testgebieden hydrogeologisch functioneren en het nitraattransport gebeurt.

In hoofdstuk 4 worden de modflow-modellen van de twee testsites besproken.

In hoofdstuk 5 worden de resultaten van het onverzadigde zone model voor de twee testgebieden gegeven.

In hoofdstuk 6 wordt de balansmethode voorgesteld waarmee de attenuatiefactoren oppervlaktewater in de twee testsites bepaald werden.

In hoofdstuk 7 worden attenuatiefactoren oppervlaktewater afgeleid met een empirische methode die eenvoudiger werkt dan de balansmethode en die ook werd toegepast op de testsites van het nitraatbronnen project.

In hoofdstuk 8 worden de attenuatiefactoren grondwater afgeleid.

2 Interpretatie van de meetgegevens van testsite Huise

2.1 Grondwaterpeilmetingen

2.1.1 Manuele peilmetingen

De grondwaterdiepten in de 13 peilbuizen werden tijdens 12 meetronden opgemeten, telkens wanneer de in situ nitraatconcentraties bepaalde werden (tabel 2.1). De meetperiode begon bij het begin van de opvolperiode in de winter 2019-2020 en liep gans 2020 door, maar tijdens de zomer van 2020 werden in juli, augustus en september geen metingen uitgevoerd. Tussen meetronden 8 en 9 ligt dus een hiaat van 3 maanden. De meetronden werden hervat in oktober om de opvolperiode van de winter 2020-2021 en de stijging van het grondwaterpeil te kunnen opvolgen. De laatste meetronde vond plaats in januari 2021. Peilbuis PB2 was vanaf meetronde 6 verdwenen, peilbuis PB6 vanaf meetronde 10.

De diepe peilbuizen hebben telkens 3 filters op verschillende niveaus. Ze werden later geplaatst zodat er pas vanaf meetronde 6 metingen zijn (fig 2.1). De peilverschillen tussen de verschillende filterniveaus zijn echter niet groter dan enkele cm. In DB2 staat het grondwater ongeveer een meter dieper dan in DB1. Deze laatste peilbuis ligt wel meer stroomopwaart, in het westen van het afstroomgebied, maar ligt wel dicht bij de Plankbeek dan DB2. Het peilverloop in deze 2 peilbuizen is vrijwel identiek. De laagste peilen werden tijdens meetronde 9 vastgesteld, in oktober, dus tijdens de eerste meetronde na de zomeronderbreking. In november en december 2020 kwam een beperkte peilstijging voor maar in januari 2021 lagen de peilen plots bijna een meter hoger. De recessie tijdens het voorjaar van 2020, de periode april – juni, verliep heel gelijkmatig.

Tijdens het wintermaximum ligt het grondwaterpeil meestal op minder dan een meter diepte (fig 2.2). Dicht bij de Plankbeek staat het peil heel ondiep, maar zelfs in peilbuis PB11 die verder van de beek ligt, staat de watertafel op het einde van de winter vrij hoog. Het freatisch reservoir wordt dus tijdens de opvolperiode grotendeels gevuld met neerslag water. Maar na de afvloeiperiode komen grote verschillen voor.

Hoewel de precieze stijghoogten niet kunnen berekend worden, kan op basis van de opgemeten waterdiepten wel het stijghoogtepatroon benaderend uit de topografie afgeleid worden. De topografische hoogteverschillen zijn in het afstroomgebied immers groter dan de variatie in grondwaterdiepte. Het stijghoogtepatroon volgt grosso modo de hoogtekaart waarbij de grondwaterstroming vanop de valleiflanken naar de Plankbeek toestroomt. Omdat de waterdiepte op het einde van de zomer groter is onder de valleiflanken dan in de vallei, neemt het stijghoogteverschil, en dus de laterale gradiënt, af in de zomer.

Tabel 2.1 Tijdstip van de 12 meetronden in testsite Huise

meetronde	datum
1	22 okt 2019
2	27 nov 2019
3	7 jan 2020
4	4 febr 2020
5	3 maart 2020
6	14 april 2020
7	12 mei 2020
8	10 juni 2020
9	22 okt 2020
10	17 nov 2020
11	14 dec 2020
12	19 jan 2021

2.1.2 Continue peilmetingen

Continue peilregistratie is nuttig om de respons van de watertafel op regenval te onderzoeken.

In de periode tussen 17 dec 2021 en 5 maart 2022 werden in 4 geselecteerde peilbuizen ook continue hoogfrequente peilmetingen uitgevoerd d.m.v. druksondes (van het merk Van Essen). De geselecteerde peilbuizen zijn:

- PB11: deze peilbuis ligt in het oostelijk dus stroomafwaarts deel van het bekken, en ligt op de noordelijke valleiflank van de Plankbeek.
- PB4 en PB8 liggen halfweg het afstroombekken dicht tegen de Plankbeek op de noord- en zuidoever.
- DB2F1 ligt stroomopwaarts in het westelijk einde van het afstroomgebied.

De geregistreerde waterpeilen zijn als grondwaterdiepten voorgesteld op fig 2.9 samen met de dagelijkse neerslaghoeveelheden in het meteostation van Zingem (opgevraagd via het waterinfo portaal). Uit deze grafiek kunnen de volgende conclusies getrokken worden:

- In droge perioden tonen de peilbuizen PB11 en DB2F1 een recessie van ca 2 cm/dag. In PB11 is het 1.86 cm/dag en in DB2F1 2.10 cm/dag.
- In PB4 en PB8 komt geen echte recessie voor. Deze peilbuizen liggen te dicht bij de Plankbeek waardoor het peil gestabiliseerd wordt.
- Na regendagen treedt een verhoging van de watertafel op en de verhogingen zijn groter in PB11 en DB2F1 dan in de andere peilbuizen.

2.2 Slugtesten

Methodologie

Via slugtesten kan men de doorlatendheid rondom peilbuizen inschatten. Bij een slugtest wordt een gewicht plots in de peilbuis neergelaten waardoor het waterpeil ogenblikkelijk stijgt (fig 2.11). Met een logger wordt dan de daling van het waterpeil naar zijn rustpeil opgevolgd. Uit dit verloop kan de doorlatendheid afgeleid worden. Hiervoor werd de methode van Hvorslev gebruikt, waarbij de peilverhoging t.o.v. de plotse peilstijging semi-lineair met de tijd wordt geplot. Een voorbeeld van interpretatie van de proef in PB7 wordt getoond in fig 2.12.

Resultaten

Er was een enkele dag voorzien om testen uit te voeren, waardoor niet op elke peilbuis een test kon uitgevoerd worden. De tests vonden plaats op 15 maart 2022. Er konden 11 tests uitgevoerd worden. De resultaten van de interpretaties zijn opgenomen in tabel 2.2. Bij ondiepe peilbuizen bevindt de filter zich steeds in de dekzanden. Bij de diepere filters van DB1 en DB2 is dat in het "leperiaanzand" (Formatie van Tielt, Lid van Egem). De gemiddelde doorlatendheid van de dekzanden bedraagt 0.623 m/d, van het leperiaanzand 1.521 m/d. De deklaag in Huise bestaat uit sterk leemhoudend materiaal, wat de lagere doorlatendheid verklaart t.o.v. de leperiaanafzettingen.

Tabel 2.2 Doorlatendheden bepaald uit de slugtesten in testsite Huise

peilbuis	Deklaag (m/d)	leperiaanzand (m/d)
PB3	0.544	
PB4	0.417	
PB5	0.982	
PB7	0.221	
PB9	0.609	
PB13	0.692	
DB1F1	0.677	
DB1F2		2.342
DB2F1	0.846	
DB2F2		1.171
DB2F3		1.050

2.3 In situ nitraatmetingen (grondwater, drainwater, oppervlaktewater)

2.3.1 Grondwater

Tijdens 12 meetronden (tabel 2.1) werd de nitraatconcentratie in het grondwater bepaald a.h.v. een reflectometer. Dit geeft een benaderend beeld. Concentraties lager dan 5 mg/l kunnen niet gedetecteerd worden, de bovenlimiet bedraagt 250 mg/l. Indien de concentratie minder dan 5 mg/l bedraagt, werd ook de ijzerconcentratie bepaald om te controleren of het water gereduceerd is. Verhoogde ijzerconcentraties wijzen op reducerende condities waarin nitraat niet voorkomt. De resultaten van de bepalingen staan in tabel 2.3.

Tabel 2.3 Nitraatconcentraties (mg/l) in de ondiepe peilbuizen bepaald met een reflectometer.

put	PB1	PB2	PB3	PB4	PB5	PB6	PB7	PB8	PB9	PB10	PB11	PB12	PB13
ronde1	LOW	33	6	143	8	22	56	129	LOW	43	LOW	LOW	5
ronde2	LOW	45	12	103	LOW	9	27	69	8	20	13	LOW	LOW
ronde3	LOW	51	LOW	108	LOW	15	43	82	LOW	LOW	20	LOW	LOW
ronde4	LOW	48	LOW	101	LOW	13	37	70	LOW	LOW	20	LOW	LOW
ronde5	22	47	LOW	83	LOW	24	29	89	LOW	LOW	12	LOW	LOW
ronde6	33	46	LOW	93	LOW	23	29	52	LOW	LOW	37	LOW	LOW
ronde7	LOW	57	17	117	LEEG	27	43	80	LOW	12	22	LOW	LOW
ronde8	14	59	LOW	112	LOW	27	48	74	LOW	15	21	LOW	LOW
ronde9	LOW		LOW	111	LOW	LOW	35	72	10	15		LOW	LOW
ronde10	LOW		LOW	118	LOW		42	79	LOW	15		LOW	LOW
ronde11	LOW		LOW	114	LOW		39	78	LOW	LOW		LOW	LOW
ronde12	12		LOW	119	LOW		38	78	LOW	18	LOW	LOW	LOW

Uit de resultaten blijkt dat de nitraatconcentraties sterk variëren van plaats tot plaats, en minder in functie van de tijd. Peilbuizen met hoge concentraties geven bijna steeds hoge waarden, terwijl in andere peilbuizen de concentraties bijna steeds onder de 5 mg/l liggen.

Er zijn 2 peilbuizen waarin steeds hoge concentraties voorkomen : PB4 en PB8. Deze liggen halfweg het stroombekken, op noord- en zuidoever. De concentraties zijn hier steeds boven de 50 mg/l.

Peilbuizen PB2, PB6, PB7, PB10 en PB11 hebben concentraties die meestal wel onder de 50 mg/l liggen, maar toch duidelijk verhoogd zijn.

In PB1, PB3, PB5, PB9, PB12 en PB13 zijn de concentraties meestal lager dan 5 mg/l.

Het nitraatprobleem in het freatisch grondwater is in testsite Huise blijkbaar eerder beperkt. Eigenlijk komen er slechts op 2 plaatsen continu concentraties boven de 50 mg/l voor, bij nog 2 plaatsen zijn er sporadisch overschrijdingen.

Multi level wells

Op 3 plaatsen werden langs de stroomafwaartse grens van een perceel telkens 3 ondiepe korte filters geplaatst op toenemende diepte. De bedoeling was om de verticale variatie in nitraatconcentraties te kennen in het bovenste, ondiepe deel van de freatische laag. Het zou dan mogelijk zijn vast te stellen op welk diepteniveau de belangrijkste nitraatuitspoeling uit percelen optreedt.

ML1 bevindt zich in de Gansstraat (figt 2.13) dicht bij de stroomafwaartse grens van het stroombekken. De filters werden geplaatst tussen het perceel en de Plankbeek, die langsheen het perceel loopt. De filters bevinden zich op resp 2.25, 2.47 en 2.90 m onder maaiveld (onderkant filterbuis). De filters zijn telkens 25 cm lang. Verrassend genoeg werden in deze filters nooit nitraatconcentraties van meer dan 5 mg/l gevonden.

ML2 bevindt zich in de Boviestraat (fig 2.14) halfweg het stroombekken op de zuidoever. De filters zitten langsheen de toegangsweg tot een boerderij, tussen twee velden. De filters bevinden zich op resp 2.75, 3.25 en 3.55 m onder maaiveld. De

opgemeten nitraatconcentraties staan in tabel 2.4. In de 2 bovenste filters werd steeds nitraat aangetroffen, maar de concentraties liggen onder de 50 mg/l. Ze waren hoger tijdens de winter van 2019-2020 dan tijdens de winter van 2020-2021. De hoogste waarden kwamen in het voorjaar van 2020 voor (mei en juni 2020). In de diepste filter (3.55 m) zijn de nitraatconcentraties heel variabel. T.e.m. april 2020 werd geen nitraat gevonden, misschien is er wel nitraatreductie opgetreden. Na april worden concentraties boven de 50 mg/l gemeten.

ML3 bevindt zich in de Terwedeweg (fig 2.15) op de noordoever in het stroomopwaarts deel van de stroombekken. De filters bevinden zich op resp 2.75, 3.01 en 3.25 m onder maaiveld en zitten zijdelings van de weg. De grondwaterstroming is van links naar rechts op de foto. In elk van de 3 filters werden nitraten gevonden, maar niet in elke meetronde. De concentraties liggen ook onder de 50 mg/l.

Tabel 2.4 Nitraatconcentraties (mg/l) in de multi level wells ML2 bepaald met een reflectometer.

meetronde	ML2_1	ML2_2	ML2_3
diepte(m)	2.75	3.20	3.55
3	28	19	8
4	36	25	LOW
5	28	32	LOW
6	35	30	LOW
7	19	49	67
8	23	41	69
9	13	24	20
10	15	22	63
11	11	22	54
12	12	23	28

Tabel 2.5 Nitraatconcentraties (mg/l) in de multi level wells ML3 bepaald met een reflectometer.

meetronde	ML3_1	ML3_2	ML3_3
diepte(m)	2.78	3.01	3.25
3	11	38	17
4	8	LOW	19
5	LOW	22	LOW
6	10	23	17
7	28	17	37
8	6	48	44
9	LOW	22	LOW
10	LOW	17	LOW
11	46	17	LOW
12	23	15	LOW

Diepe peilbuizen

Elk van de 2 diepe peilbuizen heeft 3 filters. Daarbij werd getracht de diepste filter in de top van de reductiezone te plaatsen. De gemeten nitraatconcentraties staan in tabel 2.6. Vermits deze diepe peilbuizen later geplaatst werden, konden ze pas vanaf meetronde 6 opgevolgd worden (april 2020).

Tabel 2.6 Nitraatconcentraties (mg/l) in de diepe peilbuizen bepaald met een reflectometer.

meetronde	DB1_F1	DB1_F2	DB1_F3	DB2_F1	DB2_F2	DB2_F3
6	13	38	LOW	78	32	14
7	LOW	59	LOW	LOW	10	65
8	12	64	LOW	105	9	LOW
9	45	12	LOW	16	98	
10	LOW	60	19	LOW	23	102
11	LOW	52	17	LOW	24	92
12	LOW	54	16	LOW	22	110

DB1 bevindt zich halfweg het stroombekken op de zuidoever (fig 2.1). De 3 filters zitten op een diepte van resp 5, 10 en 11.5 m. In elke filter werd nitraat gevonden, maar niet tijdens elke meetronde. Enkel in de tweede filter, op 10 m diepte, werden nitraatconcentraties van meer dan 50 mg/l gemeten. In deze filter werd ook tijdens elke meetronde nitraat gevonden. De laagste concentraties worden hier in filter 3 gevonden.

DB2 bevindt zich in het stroomopwaarts deel van het stroombekken (fig 2.1). De 3 filters zitten hier op een diepte van resp. 11, 19 en 23.3 m onder maaiveld. In de bovenste filter varieert de nitraatconcentratie heel sterk: soms hoge waarden, soms minder dan 5 mg/l. In de tweede filter werd tijdens alle meetronden nitraat gevonden. In de diepste filter komen de hoogste concentraties voor, al werd er ook éénmaal geen nitraat gemeten. Deze filter zit dus blijkbaar niet in de reductiezone.

De resultaten van de diepe peilbuizen tonen dat in de heuvels met leperiaanzand tot op grote diepte nitraat voorkomt, maar wel sterk variabel, zowel met de diepte als in de tijd.

2.3.2 Drainage water

Door PCA werd gedurende 18 maandelijkse meetronden de nitraatconcentratie in drainagewater gemeten met een reflectometer. De precieze tijdstippen van de meetronden staan in tabel 2.7. De meetronde van december 2019 werd iets vroeger uitgevoerd, nl eind november. Uiteraard kunnen enkel drains die werken opgemeten worden. Ook werd het debiet van de drains gemeten. Dit gebeurde met de bucketmethode waarbij de tijd nodig om een volume te vullen werd gechronometreerd.

Deze debietsmetingen blijven wel puntmetingen op een bepaald tijdstip. Eerst werden door PCA de bestaande drains opgezocht en de ligging bepaald. Deze zijn aangegeven op fig 2.17.

Tabel 2.7 Tijdstip van de 12 nitraatmeetronden op de drains en de oppervlaktewaters in testsite Huise uitgevoerd door PCA

meetronde	datum
1	30 okt 2019
2	13 nov 2019
3	26 nov 2020
4	7 jan 2020
5	7 febr 2020
6	4 maart 2020
7	6 april 2020
8	14 mei 2020
9	11 juni 2020
10	17 juli 2020
11	17 aug 2020
12	18 sep 2020
13	14 okt2020
14	20 nov 2020
15	16 dec 2020
16	18 jan 2021
17	16 feb 2021
18	15 maart 2021

Uit een grafiek van de metingen uit alle meetronden (debiet en nitraatconcentratie voorgesteld op bi-logaritmische assen, fig 2.18) blijkt er een grote variatie in stromingsdebiet te bestaan. Enerzijds vallen de drains droog in de zomermaanden en zullen de debieten in de overgangsmoanden laag zijn, anderzijds komen grote stromingsverschillen voor tussen de drains. Bovendien werken de drains niet synchroon : ze beginnen dus niet allemaal op hetzelfde moment te functioneren. De nitraatconcentraties schommelen tussen iets minder dan 10 mg/l (minimum) tot wel 200 mg/l (maximum). De meeste metingen vallen in de range van 10 tot 100 mg/l. De meeste metingen vallen wel onder de 50 mg/l.

Uit de grafiek kan geconcludeerd worden dat niet alle drains in dezelfde mate bijdragen tot de nitraatconcentratie die aan het MAP meetpunt gemeten wordt. Drains met lage debieten kunnen slechts een beperkte nitraatvracht bijdragen. Alleen drains met hoge debieten zijn van belang, ook als ze lage nitraatconcentraties hebben. Hun bijdrage zal dan immers het beekwater verdunnen en de concentraties verlagen. Het is de

mengverhouding van de drains met hoge debieten die bepalend is. Drains met hoge debieten zijn: 14, 27, 35, 5 en 9 en met medium debieten: 36, 3, 33 en 4.

Voor de drains met hoge debieten (14, 27, 35, 5, 9) werd de evolutie van het debiet en de nitraatconcentratie grafisch voorgesteld (fig 2.19 en 2.20). De labels op fig 2.19 zijn de nitraatconcentratie, de labels van fig 2.20 zijn het debiet. Drain 27 heeft het hoogste debiet, maar dit schommelt sterk van maand tot maand, het maximum in de winter 2019-2020 werd gemeten in maart, dus op het einde van de aanvulperiode, wanneer de watertafel op zijn hoogste stand was. Maar een maand later in april is het debiet al sterk teruggevallen. In de volgende winter 2020-2021 lijkt de piek minder scherp, maar de constante waarde van drain 27 is wellicht niet realistisch. Drain 14 is de enige drain die ook in de zomer water leverde. De nitraatconcentratie lag er dan rond de 50 mg/l. De nitraatconcentraties variëren wel van drain tot drain, maar minder voor eenzelfde drain. Toch zijn maandelijkse metingen onvoldoende om de nitraatpieken nauwkeurig in kaart te brengen. Dat hebben de continue nitraatmetingen duidelijk aangetoond. De variatie van het debiet is blijkbaar een grotere tijdsvariabele factor dan de nitraatconcentratie zelf. Vermits de drains niet synchroon werken, verandert ook de mengverhouding tussen de drains in de loop van de winterperioden.

Voor de twee winters werden de meetwaarden afzonderlijk voorgesteld (fig 2.21 en 2.22) waarbij een kleurcode gebruikt is voor de maand van de meting. Op deze grafieken kunnen de belangrijkste drains herkend worden. De hoogste debieten en concentraties komen voor in februari en maart.

2.3.3 Oppervlaktewater

Door PCA werd ook op 10 plaatsen (fig 2.23) het oppervlaktewater gemeten, tijdens de meetronden voor het drainwater. Acht meetplaatsen liggen op de Plankbeek zelf en zijn genummerd van stroomopwaarts (OW1) naar stroomafwaarts (OW8). Punt OW8 ligt bij de debietmeter in de Gansstraat, punt OW4 nabij het MAP meetpunt. De overige twee meetpunten bevinden zich op zijbeken van de Plankbeek. De gemeten nitraatconcentraties zijn opgenomen in tabel 2.8.

Tabel 2.8 Nitraatconcentraties (mg/l) op de meetpunten van het oppervlaktewater

OW 1	OW 2	OW 3	OW 4	OW 5	OW 6	OW 7	OW 8	OW 9	OW 10
24	33	26	19	23	28	24	22	-	5
14	28	25	17	20	22	23	23	-	26
23	28	19	9	15	23	17	17	56	5
10	23	5	16	28	31	24	29	43	28
116	66	38	45	51	49	45	35	5	41
91	64	44	46	43	42	39	35	48	33
86	54	39	32	35	36	30	27	59	36
87	64	41	33	34	41	31	24	71	29
28	43	33	30	35	31	10	10	64	5
14	42	34	26	29	28	21	17	79	5
13	38	22	13	16	14	13	5	85	-
7	31	32	13	33	12	5	11	-	-
9	24	20	13	20	17	5	16	21	5
16	29	22	14	22	22	19	19	57	22
104	30	24	19	25	26	22	22	30	33
168	84	54	58	53	43	46	45	38	40
71	53	38	28	31	32	31	24	31	31
114	55	29	20	30	30	30	29	-	32

De evolutie van de nitraatconcentratie op de meetpunten op de Plankbeek (OW1 t.e.m. OW8) is voorgesteld op fig 2.24. Uit deze grafiek blijkt:

- Dat de nitraatconcentratie afneemt in stroomafwaartse richting
- Alleen in het stroomopwaarts deel van het bekken boven de 50 mg/l stijgt.
- Hoge concentraties in de winter voorkomen: van jan tot mei 2020 en van dec 2020 tot maart 2021
- In de zomer liggen de concentraties veel lager wanneer de drains niet werken.

Samenvattend kan geconcludeerd worden dat de nitraatinstroming vooral via de drains gebeurt en dan wel in het stroomopwaarts deel van het bekken, aan de westzijde. Wellicht zijn de leperiaanafzettingen hier meer geoxideerd omdat ze dicht bij de top van de heuvel liggen.

2.4 Continue nitraatmetingen

Ter hoogte van het debietsmeetpunt in de Gansstraat werd gedurende ongeveer een jaar een continue registratie van de nitraatconcentratie gedaan. Na kalibratie en validatie werd deze dataset door de opdrachtgever ter beschikking gesteld. De meetperiode liep van april 2020 t.e.m. maart 2021. Deze metingen werden grafisch voorgesteld per maand (fig 2.25 t.e.m. 2.36), samen met het stroomdebiet aan het meetpunt en de dagelijkse regenval in meteostation Zingem. Ook de nitraatmetingen

(met een reflectometer) aan het meetpunt OW8, uitgevoerd door PCA, werden op de grafieken aangegeven. De verticale schalen voor het debiet en de regenval kunnen per grafiek verschillen. Het minimum stromingsdebiet dat kan gemeten worden bedraagt 1 l/sec. Vermits de debieten in l/sec worden afgerond, vertonen lage debieten op de grafieken een blokjespatroon omdat ze telkens een eenheid verspringen. De regenhoeveelheden worden in de bargrafiek voorgesteld op het midden van de betreffende dag (dus het middaguur) omdat het gebaseerd is op dagtotalen. Maar de regen hoeft niet noodzakelijk rond de middag gevallen te zijn.

De belangrijkste kenmerken van het tijdsverloop zijn:

In april 2020 ligt het stromingsdebiet rond de 10 l/sec. In het midden van de maand en op het einde komen enkele regendagen voor (10 mm/dag). Deze veroorzaken verhoogde pieken in de nitraatconcentratie. Opmerkelijk is dat tussen 20 en 25 april er ook (verhoogde) pieken in de nitraatconcentratie voorkomen die niet gekoppeld zijn aan regenval en/of een verhoging van het debiet. Het is onduidelijk hoe deze pieken dan ontstaan zijn.

In mei 2020 daalt het stroomdebiet in de eerste helft van de maand, wellicht door droogvallen van de drains, en zakt het debiet naar de minimumwaarde van 1 l/sec. Wanneer het debiet terugvalt daalt ook de nitraatconcentratie van ca 30 mg/l naar ca 10 mg/l. De laatste waarde reflecteert wellicht de concentratie in het instromend grondwater wanneer er geen drainwater meer bijvloeit.

In juni 2020 is de nitraatconcentratie laag, rond de 10 mg/l, maar komen enkele regendagen voor (> 10 mm/dag). Deze geven kortstondige pieken in het debiet en veroorzaken een verhoging van de nitraatconcentratie tot ca 30 mg/l. Vermoedelijk hebben deze regendagen dan toch tijdelijk voor wat drainflow gezorgd.

Begin juli 2022 komen drie regendagen voor die pieken geven in de nitraatconcentratie. Rond de helft van de maand neemt de nitraatconcentratie toe van minder dan 10 naar 20 mg/l, al is daarvoor geen aanwijsbare reden. Het stroomdebiet blijft, op de enkele regendagen na, minimaal.

In augustus 2022 verandert het patroon van de nitraatconcentratie totaal. Er komen veelvuldig pieken voor ook al valt er geen neerslag of neemt het debiet niet toe. In de tweede helft van de maand komen wel enkele neerslagdagen voor.

De eerste drie weken van september 2020 zijn droog. Toch komen enkele kleine pieken in het verloop van de nitraatconcentratie voor. Rond 15 september begint de nitraatconcentratie te stijgen. In de laatste week komen meerdere regendagen voor maar deze veroorzaken zowel pieken als dalen. In deze regenweek stijgt ook het debiet tot (soms) meer dan 100 l/sec. In de tweede helft van september is er een systematische stijging van de nitraatconcentratie van minder dan 10 tot ca 30 mg/l.

In oktober 2020 ligt de nitraatconcentratie rond de 20 mg/l. Er komen veel verspreide maar weinig intensieve regendagen voor waardoor het debiet meestal enkele l/sec is. Er komen meerdere dalen voor die zeer lage nitraatconcentraties bereiken.

In november 2020 ligt de nitraatconcentratie tussen 20 en 30 mg/l en er komt slechts één enkel groot dal voor rond het midden van de maand. Deze valt na een hevige regendag en geeft een sterke verlaging van de concentratie.

In december 2020 komen een aantal verspreide regendagen voor die pieken geven in het debiet en overeenkomen met dalen in de nitraatconcentratie.

Hetzelfde vindt plaats in januari 2021 waarbij in de tweede helft van de maand op sommige momenten heel lage nitraatconcentraties worden opgetekend. Op het einde van de maand ligt de nitraatconcentratie rond de 50 mg/l.

In februari 2021 daalt de nitraatconcentratie geleidelijk, onderbroken door enkele dalen ten gevolge van enkele regendagen.

In maart 2021 ligt de concentratie rond de 30 mg/l, maar een regenweek in het midden van de maand leidt slechts tot geringe dalingen van de concentratie.

Op fig 2.37 is de ganse meetperiode van de continue monitoring voorgesteld en wordt het nitraatverloop in seizoenale perioden opgesplitst:

	trend	NO ₃ ⁻ -conc	pieken
Voorjaar	dalend	40 naar 20	hoger
Zomer	constant	5 – 10	hoger
Najaar	stijgend	10 -40	lager

Pieken kunnen verhogend (zomer) of verlagend (najaar) zijn.

2.5 Wateranalysen (grondwater, drainwater, oppervlaktewater)

Naast de nitraatmetingen werden ook analyses uitgevoerd waarbij de volledige macrochemische samenstelling van de waters bepaald werd. De monsternamen gebeurde tijdens twee campagnes: een eerste in mei 2020, de tweede in januari 2021. De resultaten van de wateranalysen zijn beschikbaar in de digitale dataset maar worden hier niet in tabelvorm weergegeven. De analyses omvatten 27 grondwaters, 11 drains en 10 oppervlaktewater monsters.

De samenstelling van grond-, drain en oppervlaktewater kan vergeleken worden op de crossplots van geselecteerde parameters (fig 2.38 voor meetronde 1 en 2.39 voor meetronde 2).

Op de crossplot van ijzer vs nitraat is te zien dat de ijzerconcentratie van de drains (groene symbolen) tijdens meetronde 1 meestal zeer laag is. Enkel drain 24 bevat ca 3 mg/l ijzer en levert dus gereduceerd water. De nitraatconcentratie in deze drain is dan ook laag. Tijdens meetronde 2 lagen de ijzerconcentraties iets hoger, maar wel steeds onder de 1 mg/l. Ook drain 24 leverde dan nitraatrijk water. Misschien zorgt een hogere watertafelstand in januari (meetronde 2) voor iets meer gereduceerde condities en dus iets hogere ijzerconcentraties.

Het grondwater (rode symbolen) vertoont veel meer variatie in waarden. De ijzerconcentratie schommelt tussen minder dan 0.1 mg/l en meer dan 10 mg/l, terwijl de nitraatconcentraties tussen 1 en 100 mg/l liggen.

Het oppervlaktewater is steeds een mix van drainwater en van grondwater. Daarom liggen deze punten op de crossplot dicht bij mekaar. Vooral tijdens de eerst meetronde.

2.5.1 Grondwater

Enkele crossplots werden opgesteld voor de grondwateranalyses alleen (fig 2.40). Daarop is te zien dat de ijzerconcentratie tijdens de eerste meetronde wat hoger lag dan tijdens de tweede ronde. Lagere nitraatconcentraties komen overeen met hogere bicarbonaat concentraties. Reductie door organisch materiaal kan dus voor een verlaging van het nitraat zorgen. Er is een duidelijke correlatie tussen calcium en bicarbonaat. De range van concentraties is een factor van 2 tot 3. Kalkoplossing komt dus zichtbaar in variërende graad voor.

2.5.2 Drainwater

Het water uit de drains (fig 2.41) bevat weinig ijzer, vaak onder de detectielimiet, wat er op wijst dat dit ondiep geoxideerd water is waarin nitraatreductie zich niet kan voordoen. Er is wel een correlatie tussen de calcium- en de bicarbonaatconcentraties wat op kalkoplossing kan wijzen. De Ca^{2+} en HCO_3^- concentraties zijn wel hoger tijdens de tweede meetronde (in januari 2021), de kalkoplossing zou dan intenser geweest zijn.

2.5.3 Oppervlaktewater

Er is een duidelijke positieve correlatie tussen de nitraat- en de chlorideconcentratie. Het chloride moet dus een co-contaminant zijn. De calcium- en bicarbonaatconcentraties zijn hoger tijdens de tweede meetronde.

2.6 Steemanalyse en conceptueel model

Uit de voorgaande interpretaties kan een conceptueel model van de nitraatverspreiding in de testsite Huise opgesteld worden.

Het grondwater in het afstroomgebied bevat variabele nitraatconcentraties tussen 0.1 en 100 mg/l, maar de meeste peilbuizen hebben minder dan 50 mg/l.

Maandelijkse debiets- en nitraatmetingen gedurende 18 maanden op de drains toont dat er een grote variatie in zowel debiet als nitraatconcentratie is. De drains werken ook niet synchroon. Enkel drains met hoge debieten zijn van belang voor de nitraatconcentratie aan het MAP meetpunt, en dat geldt voor zowel nitraatarme drains, die verdunnend werken, als nitraatrijke drains, die de concentratie verhogen. De metingen tonen dat de nitraatconcentratie vooral varieert van drain tot drain, maar

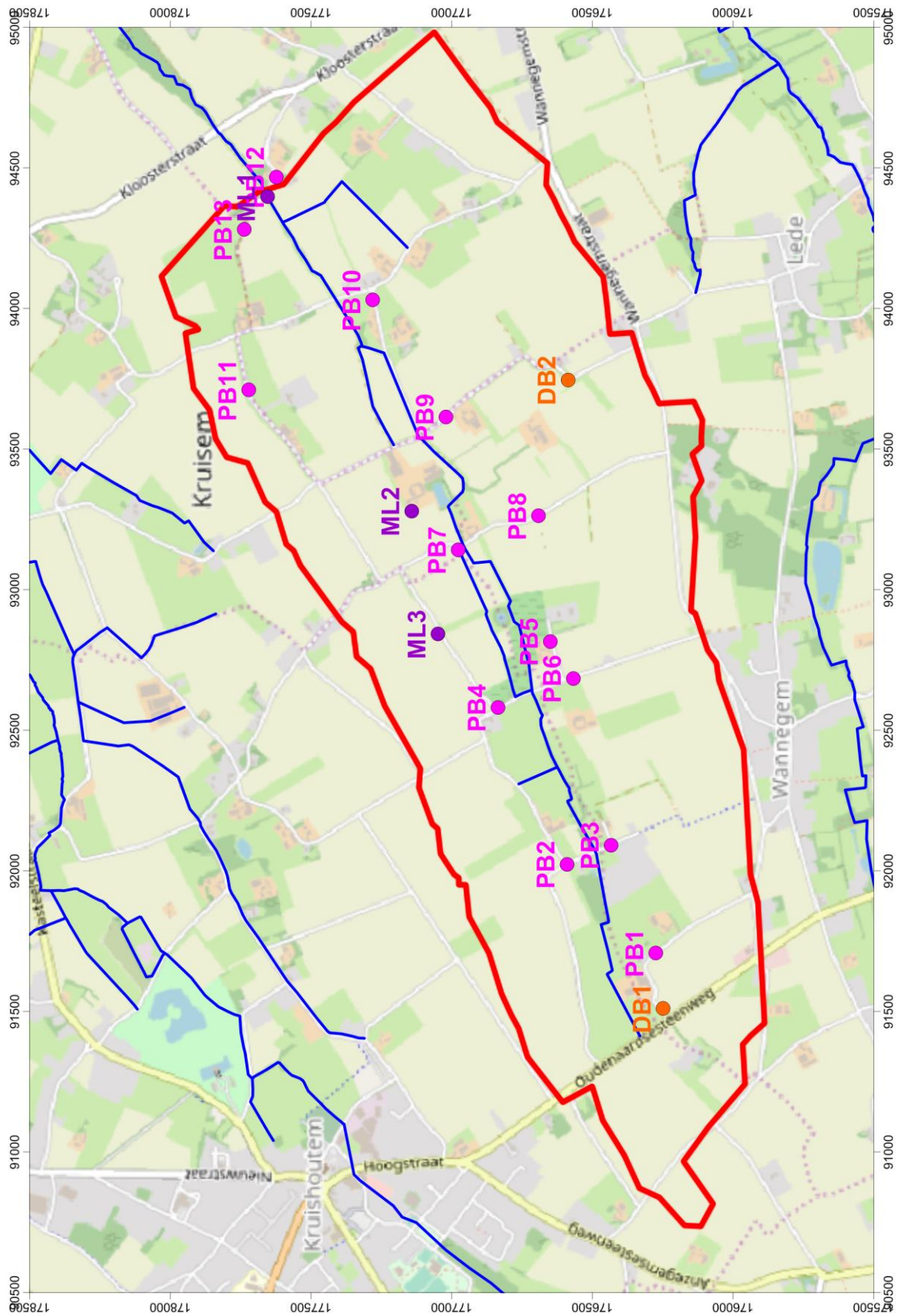
niet zozeer in de tijd. Wel heel tijdsvariabel is het debiet van de drains dat piekt naar het einde toe. De drains leveren bijna steeds ondiep geoxideerd water, slechts een enkele drain geeft ijzerhoudend gereduceerd water. Toch ligt de nitraatconcentratie in de meeste drains onder de 50 mg/l. Het zijn een handvol drains met een groot debiet en vrij hoge nitraatconcentraties die een hoge nitraatvrucht veroorzaken. Nitraatmetingen op 8 plaatsen op de Plankbeek tonen dat de hoogste nitraatconcentraties in de beek stroomopwaarts voorkomen en dat deze verlaagt in stroomafwaartse richting. De nitraatconcentratie is ook sterk seizoenaal met hoge winterwaarden. Het bevestigt dat de drains de belangrijkste input van nitraat vormen in de Plankbeek en dan vooral in het stroomopwaartse deel. Dit heeft mogelijk te maken met het feit dat het stroomopwaarts deel van de vallei grondwater ontvangt uit het bovenste deel van de heuvelrug die meer geoxideerd is.

De continue nitraatmetingen geven aan dat de relatie tussen debiet en nitraatconcentratie niet eenduidig is. In het voorjaar en de zomer komen pieken in de afvoer, ten gevolge van regendagen, overeen met een stijging van de nitraatconcentratie aan het debietsmeetpunt. Maar in het najaar zijn het stroomdebiet en concentratie negatief gecorreleerd en treden neerwaartse pieken in het nitraatverloop op.

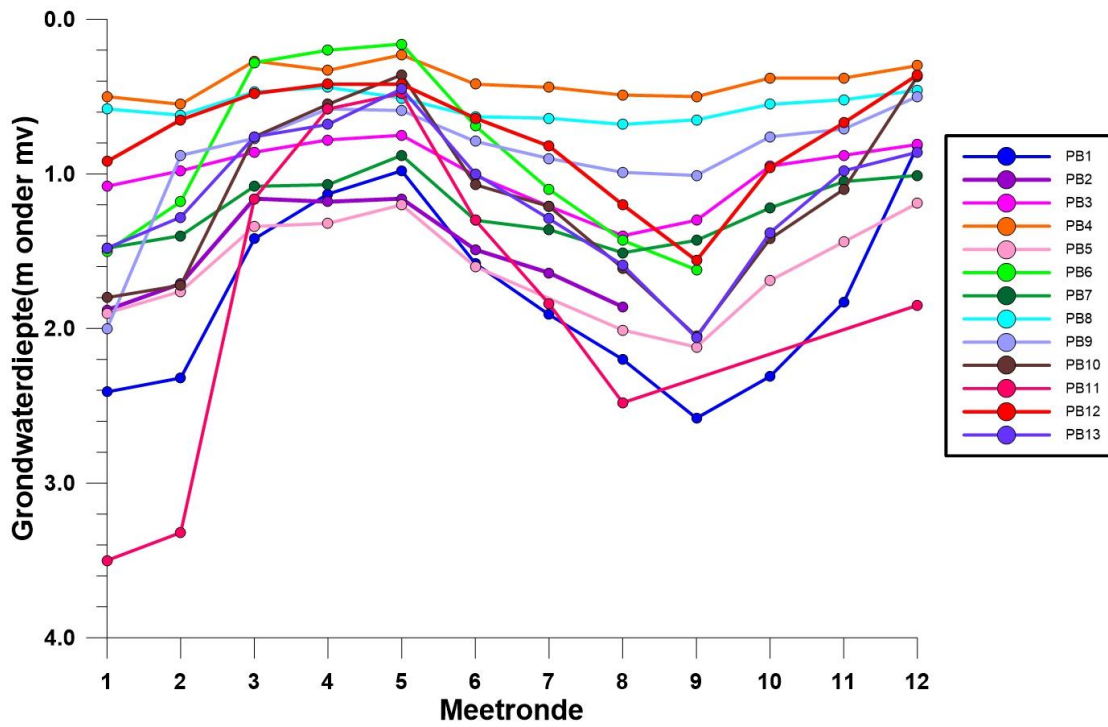
De ruimtelijke verdeling van de nitraatconcentratie in het grondwater toont dat in de ondiepe peilbuizen de concentraties meestal ofwel zeer hoog (> 50 mg/l), ofwel zeer laag (vaak < 5 mg/l) zijn. En dat ze consistent hoog of laag blijven gedurende de 18 maanden durende monitoring periode. Het hoge leemgehalte in de deklagen en de kleine doorlatenheid van de freatische laag zorgen voor een hoofdzakelijk verticale stroming met weinig laterale verplaatsing en dus weinig laterale vermenging. Het water dat in een peilbuis wordt aangetroffen moet dus in de onmiddellijke nabijheid geïnfiltreerd zijn. En de input is wellicht heel variabel van plaats to plaats en van perceel tot perceel. De CDF curve van de met EU-Rotate_N berekende nitraatconcentraties in het bodempercolaat in het jaar 2020 (fig 2.43) toont de grote variatie in waarden die binnen het gebied optreden (de concentratie-as is logaritmisch). Nadat het nitraat doorheen de deklagen is gepercoleerd, zal het zich via de onderliggende zanden van het leperiaan Aquifersysteem lateraal naar de beek toe bewegen. De grondwaterstromingsrichting is in de Plankbeekvallei steeds naar de as van de vallei, naar de Plankbeek, toe gericht.

Het grondwater heeft de grootste variatie in nitraatconcentratie, variërend van minder dan 1 tot ongeveer 100 mg/l. De meeste drains hebben nitraatconcentraties van minstens 10 mg/l. Ze voeren ondiep, geoxideerd water af. Het oppervlakte water is een mengsel van zowel grond- als drainwater en is hierdoor homogener, het vertoont minder variatie.

Fig 2.1 Ligging van de peilbuizen in testsite Huise



**Fig 2.2 Manuele grondwaterpeilmetingen in testsite Huise
(ondiepe peilbuizen)**



**Fig 2.3 Manuele grondwaterpeilmetingen in testsite Huise
(ondiepe peilbuizen met weinig seizoensfluctuatie)**

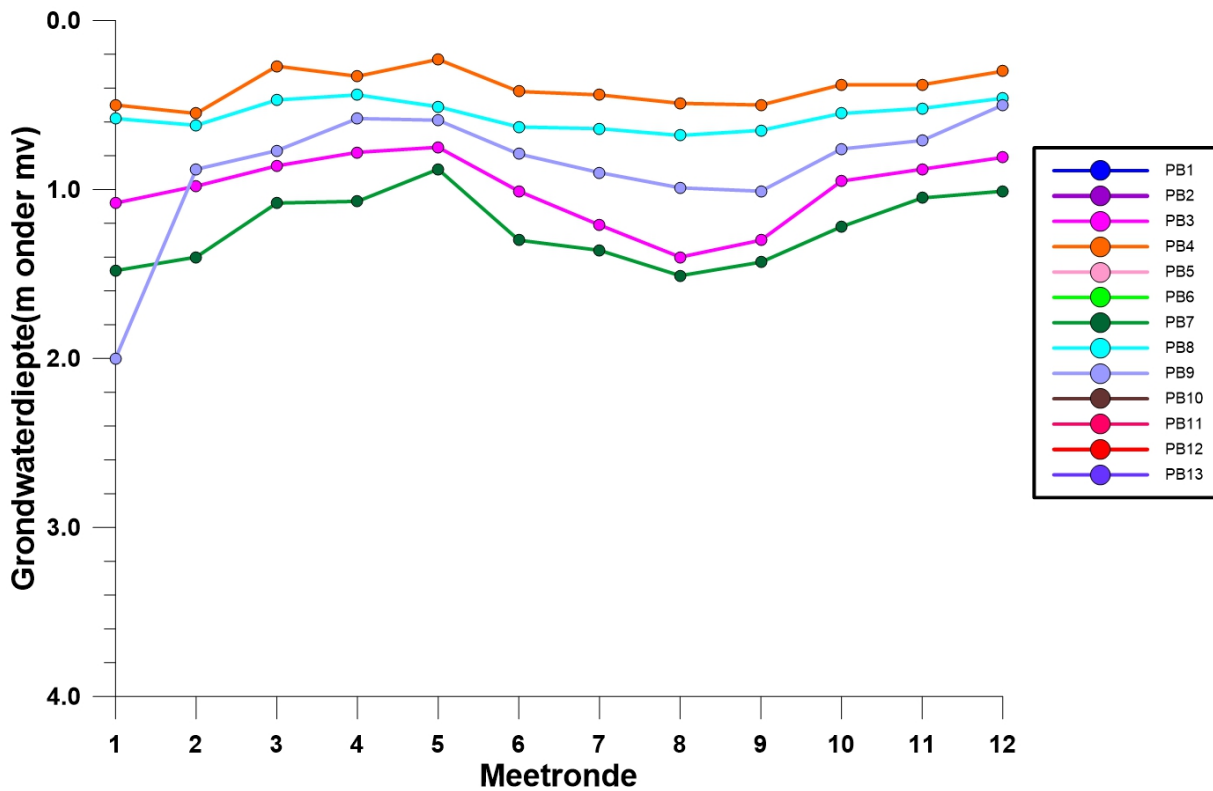


Fig 2.4 Manuele grondwaterpeilmetingen in testsite Huise (ondiepe peilbuizen met veel seizoensfluctuatie)

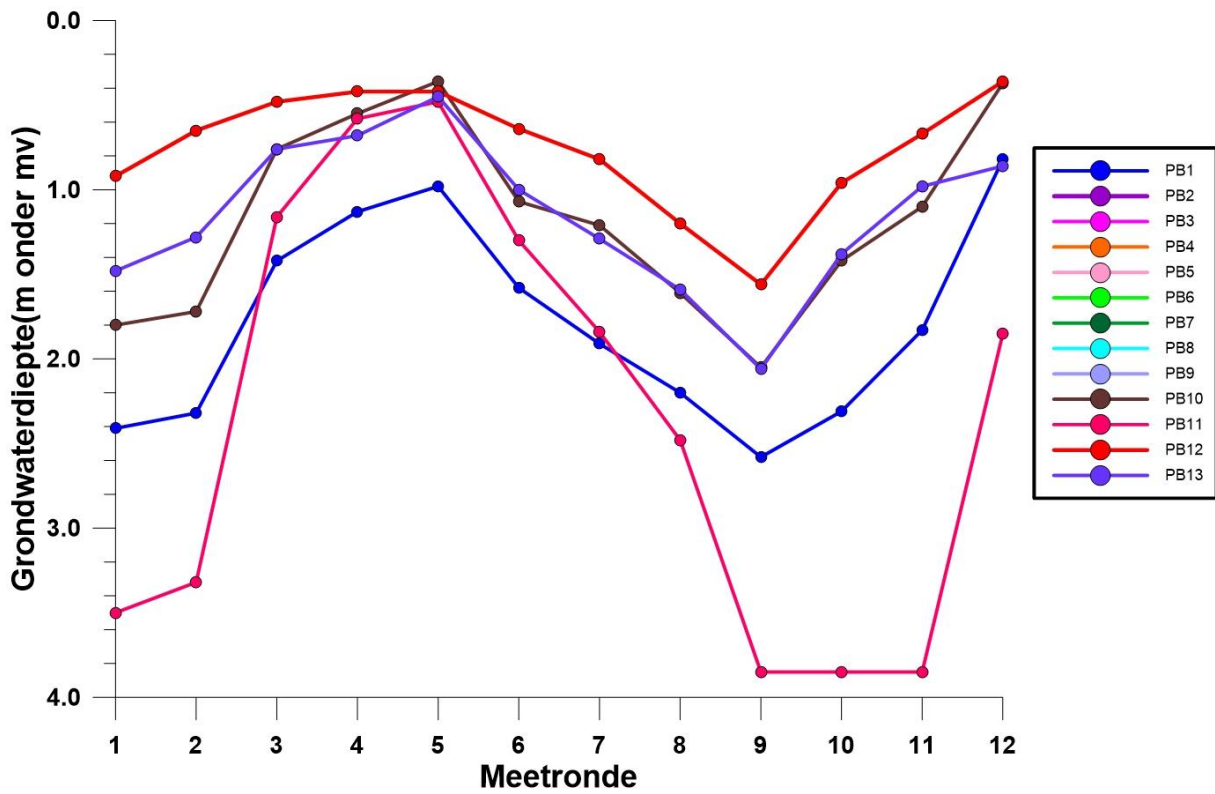


Fig 2.5 Manuele grondwaterpeilmetingen in testsite Huise (diepe peilbuizen)

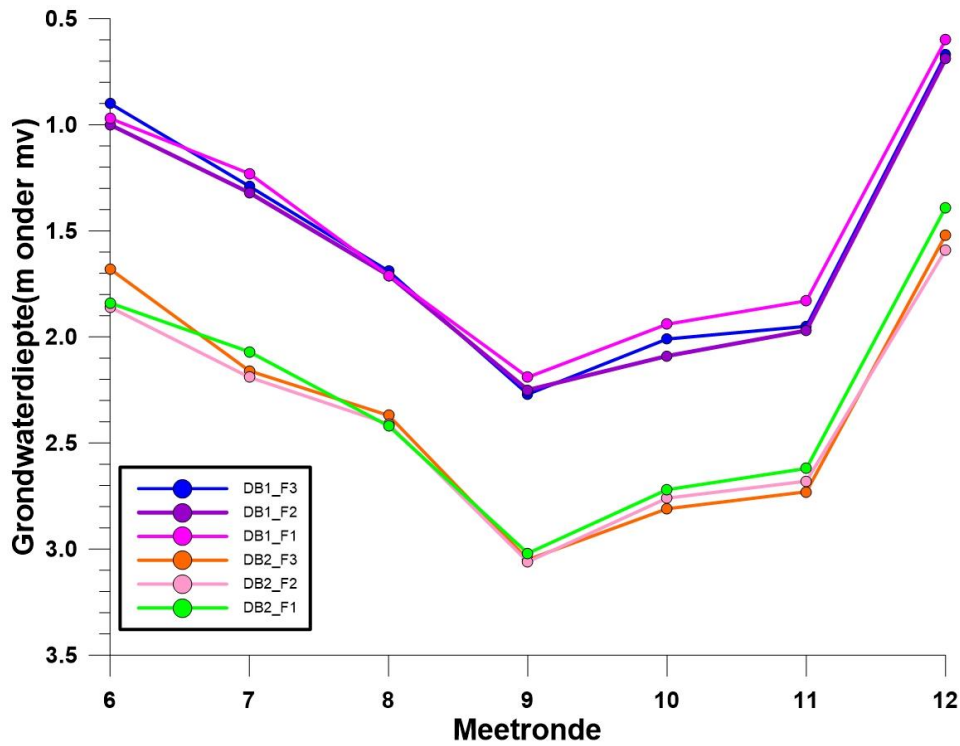


Fig 2.6 Manuele grondwaterpeilmetingen in testsite Huise (multi level peilbuizen)

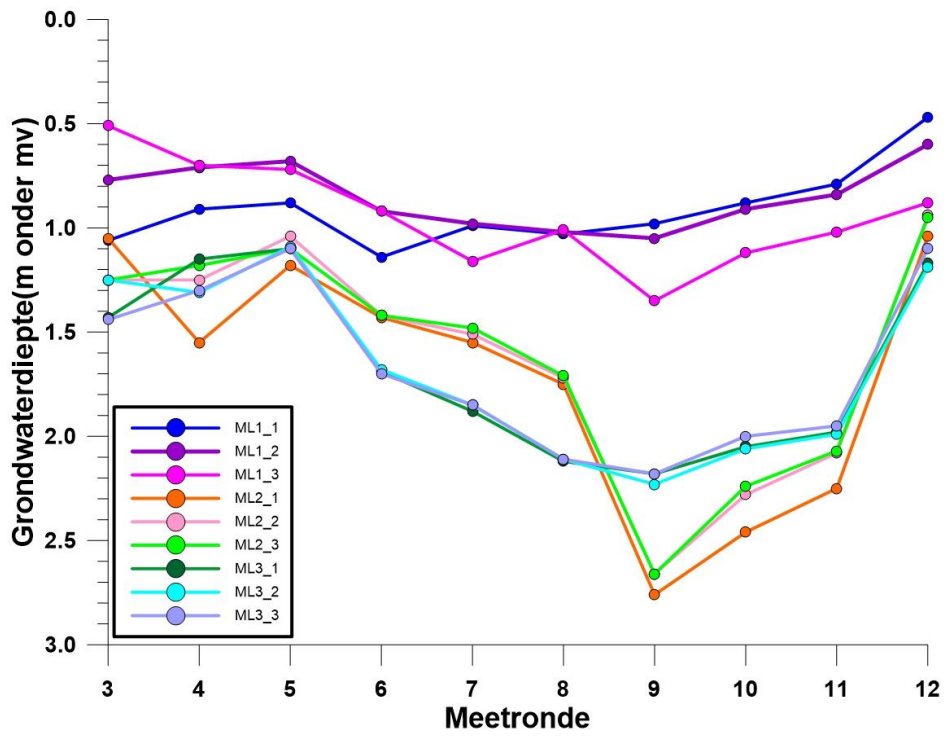


Fig 2.7 Wintermaxima en zomerminima van de grondwaterpeilen in testsite Huise

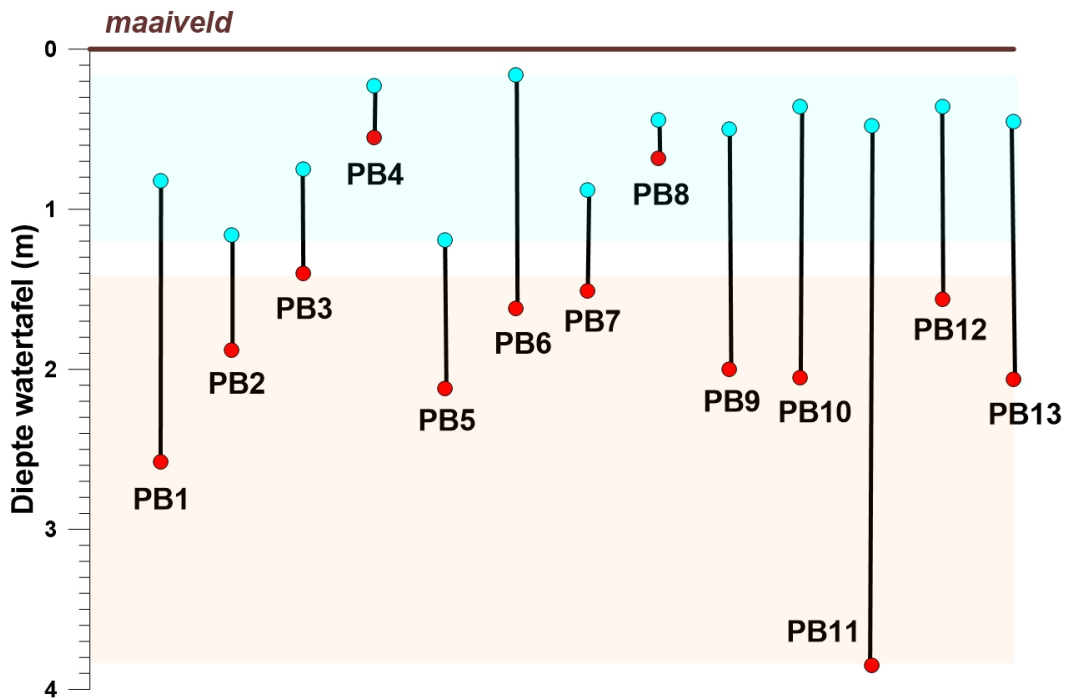


Fig 2.8 Seizoensfluctuatie van de grondwaterpeil in testsite Huise

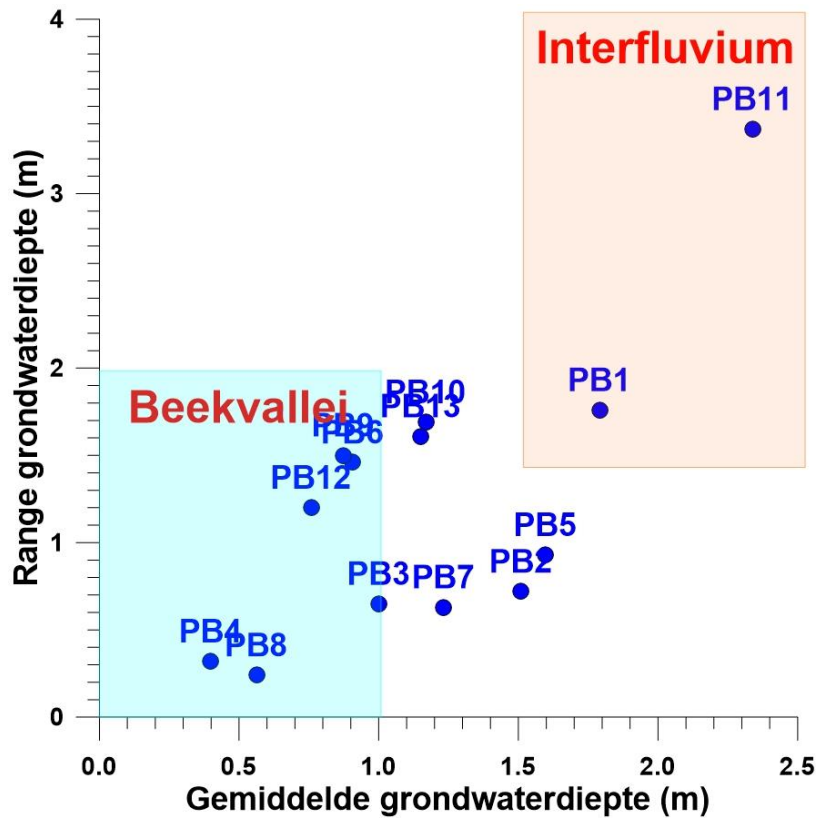


Fig 2.9 Ligging van de 4 peilbuizen waarin continue peilmetingen werden uitgevoerd (PB11, PB4, PB8 en DB2F1)

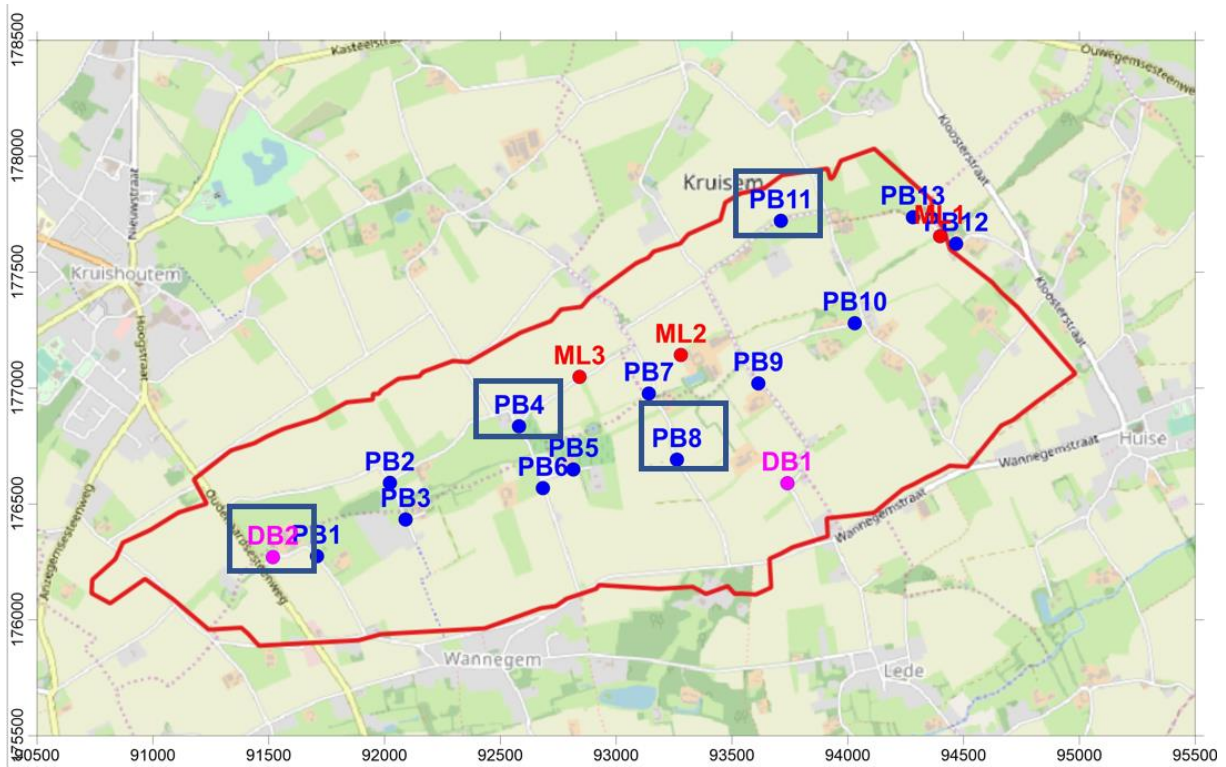


Fig 2.10 Grondwaterdiepte (onder maaiveld) in de 4 opgevolgde peilbuizen

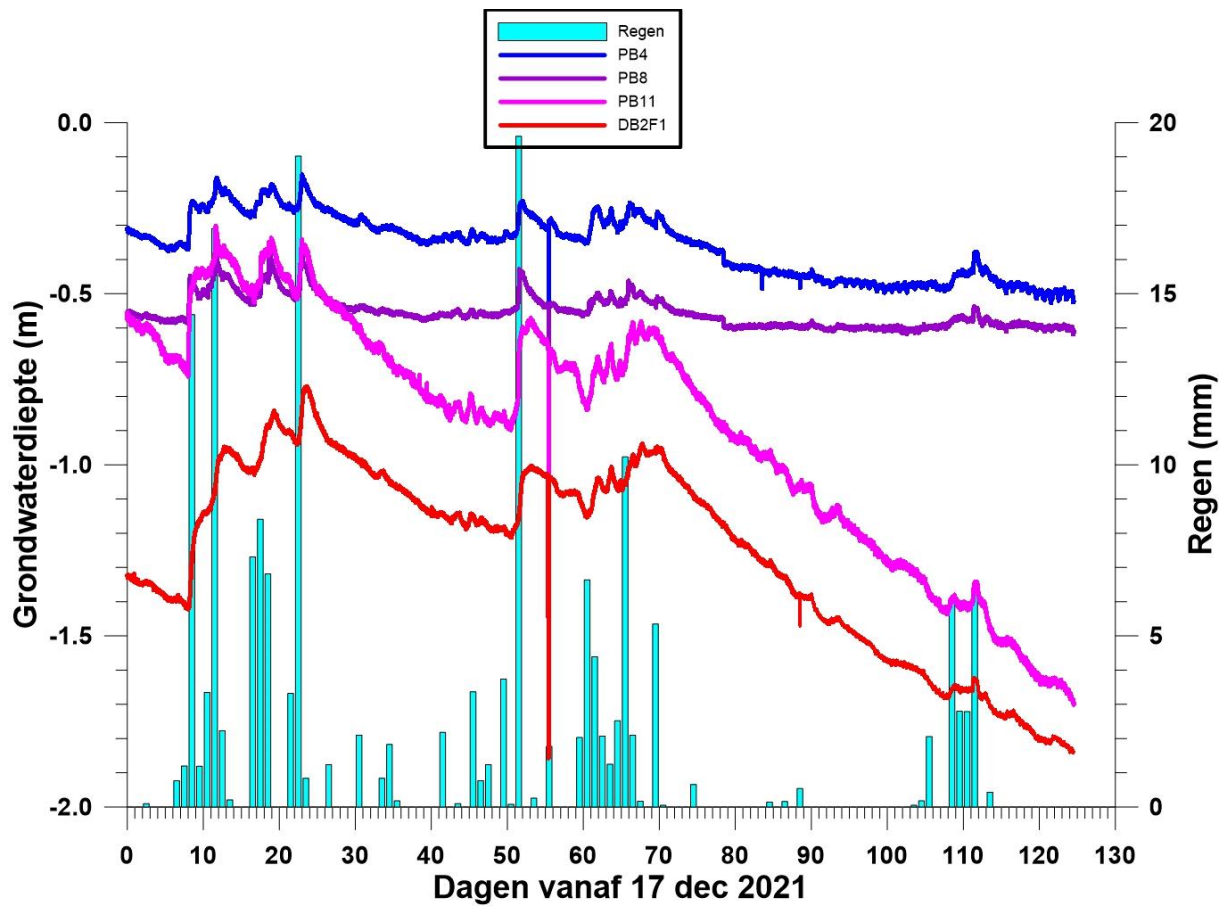


Fig 2.11 Principe van een slugtest

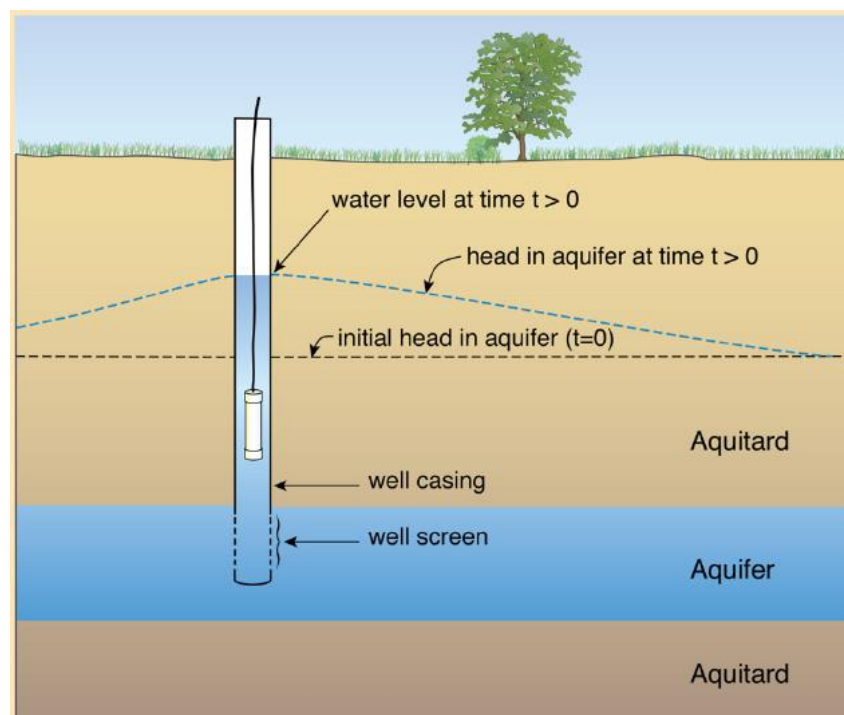


Fig 2.12 Voorbeeld van de interpretatie van een slugtest : de test in PB7

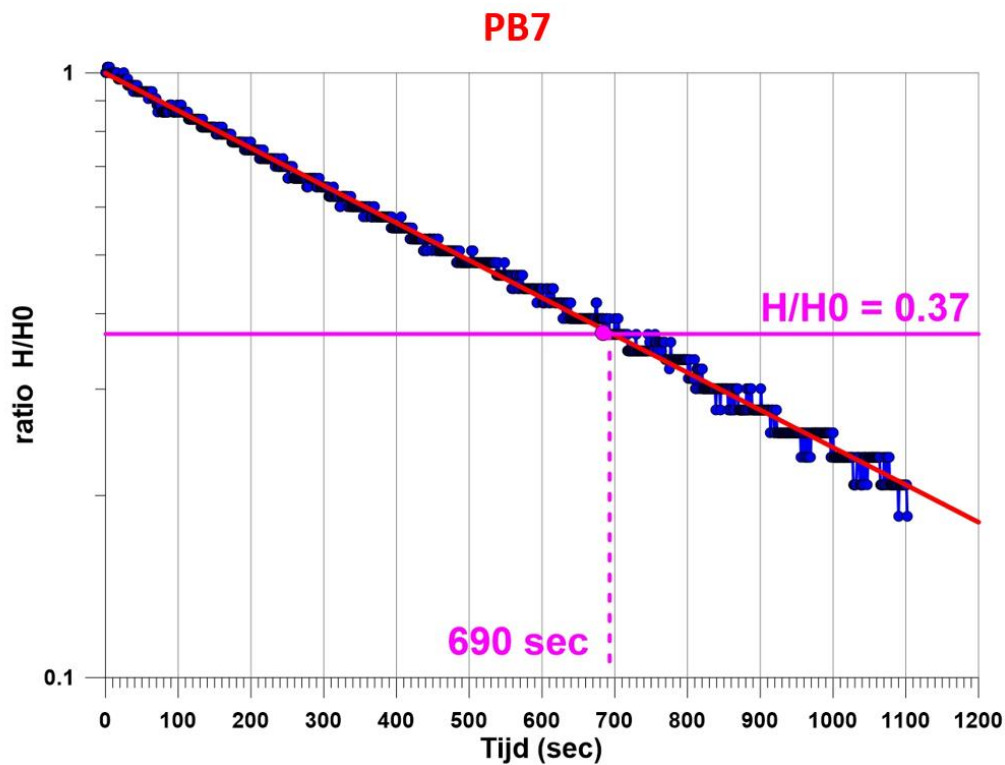


Fig 2.13 Evolutie van de nitraatconcentratie in de peilbuizen in Huise

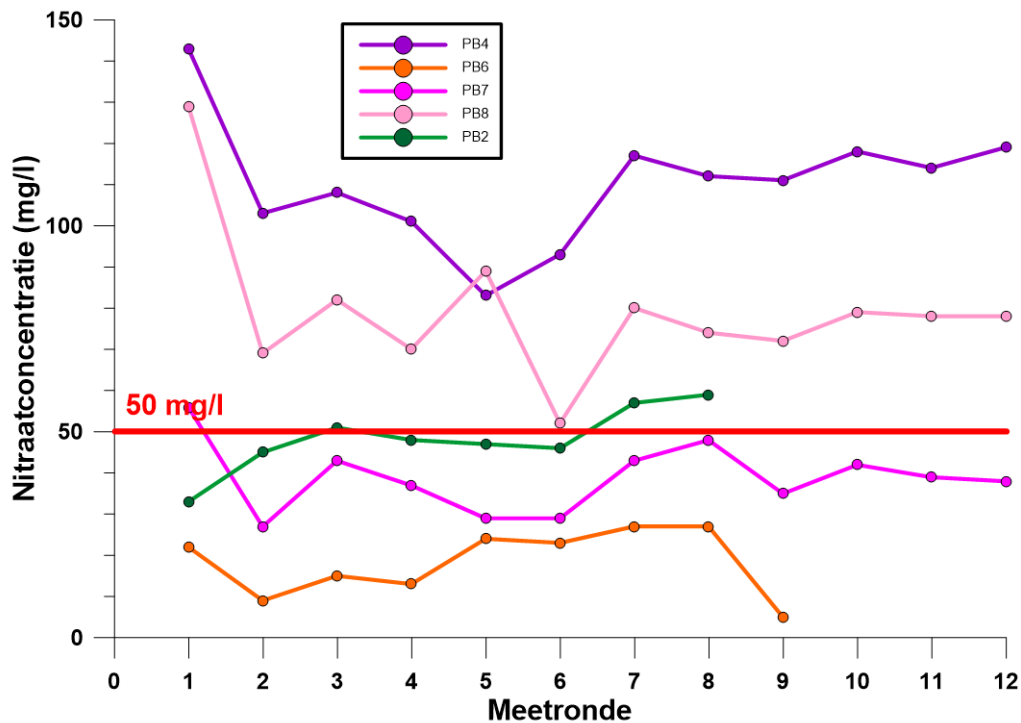


Fig 2.14 Locatie van de multi level wells ML1 in de Gansstraat



Fig 2.15 Locatie van de multi level wells ML2 in de Boviestraat



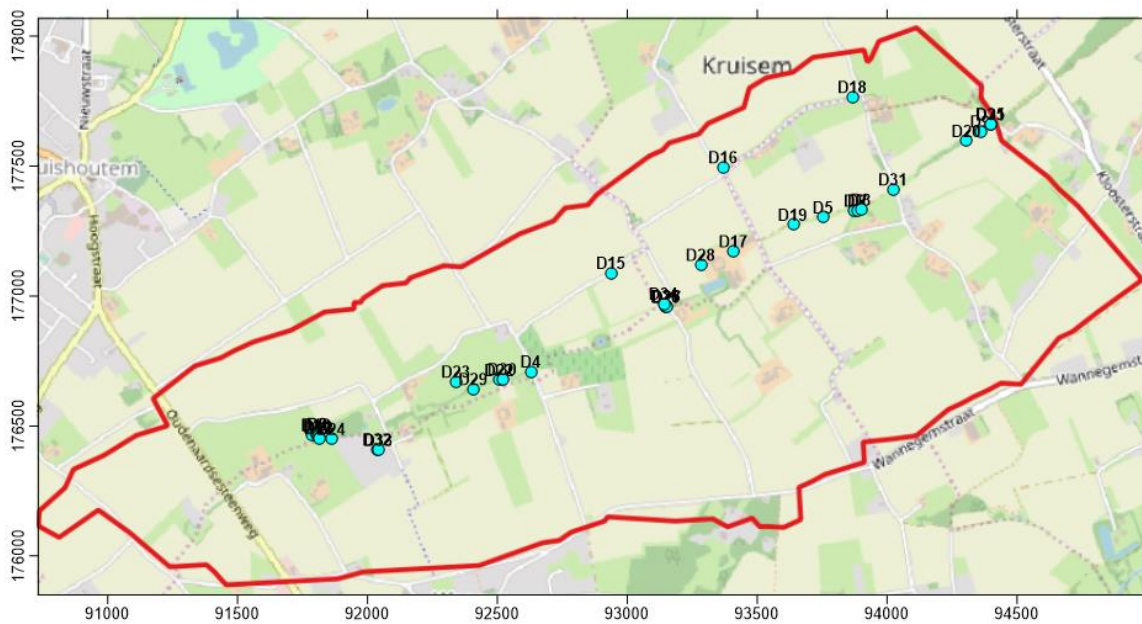
Fig 2.16 Locatie van de multi level wells ML3 in de Terwedeweg**Fig 2.17 Ligging van de drains in testsite Huise die door PCA werden opgevolgd**

Fig 2.18 Nitraatconcentratie en stroomdebiet van de drains (alle metingen)

De labels betreffen het nummer van de drain

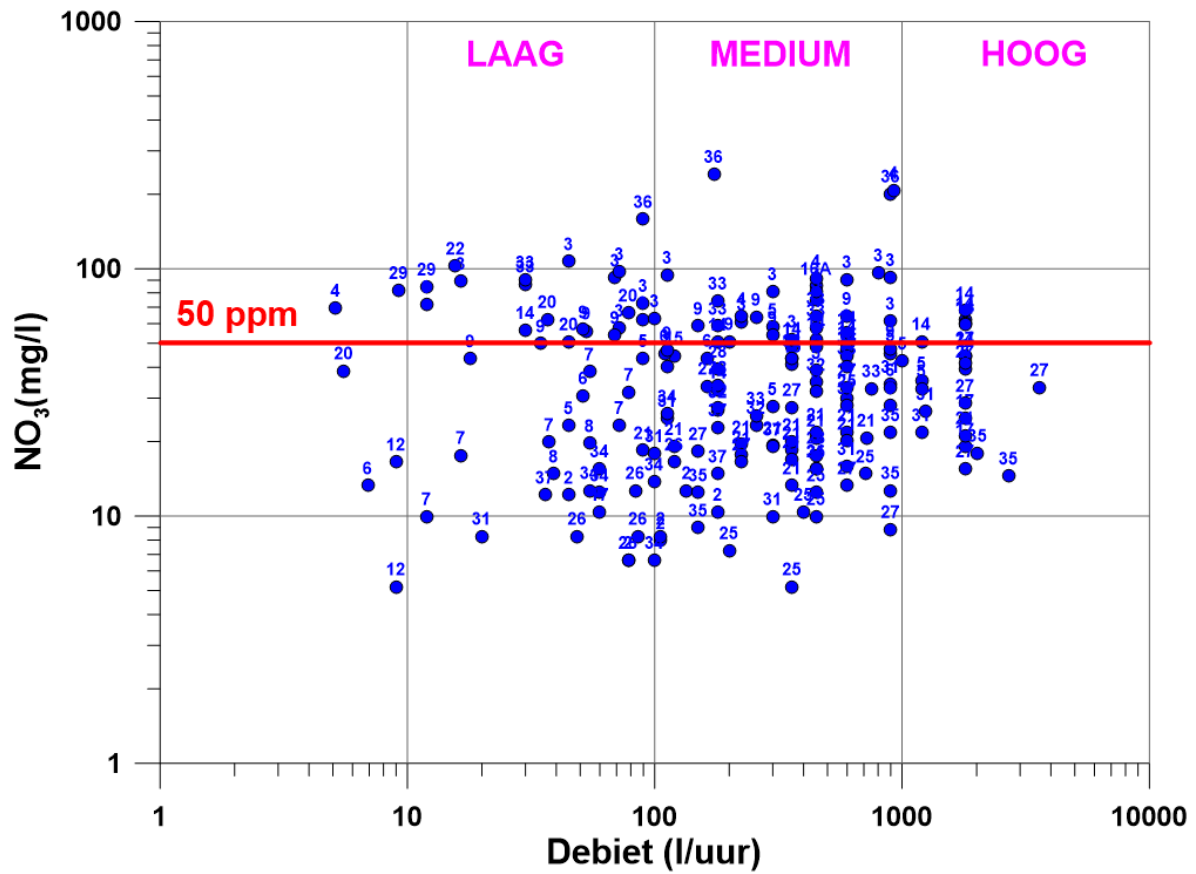


Fig 2.19 Evolutie van het stromingsdebiet van de belangrijkste drains in testsite Huise

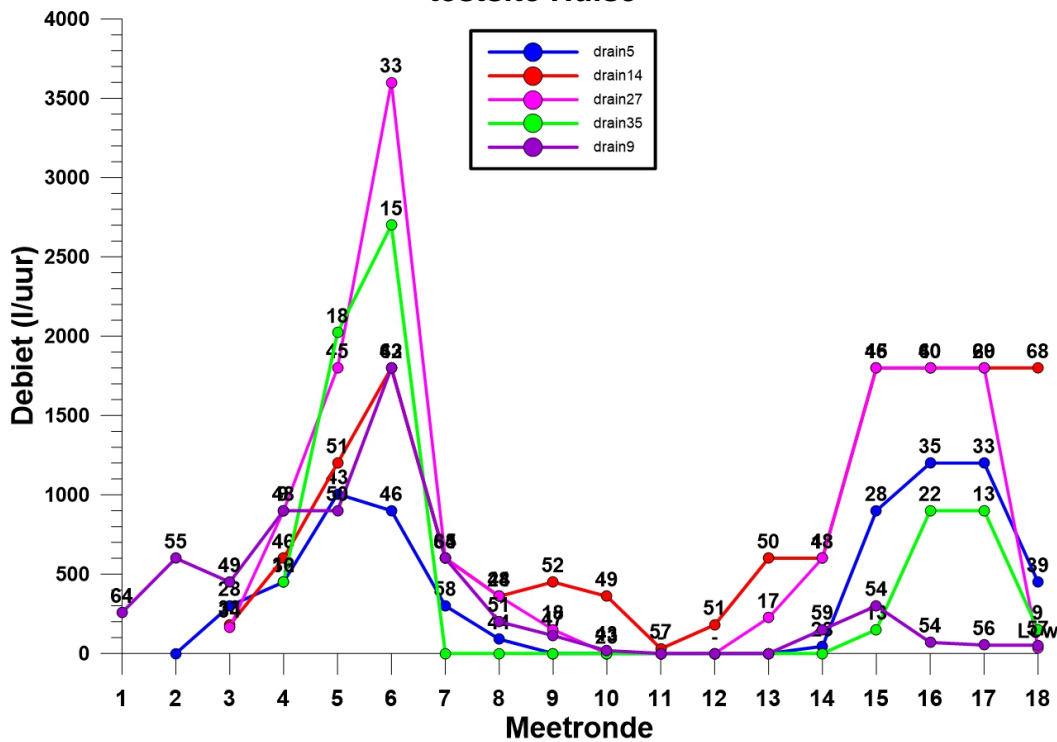


Fig 2.20 Evolutie van de nitraatconcentratie in de belangrijkste drains in testsite Huise

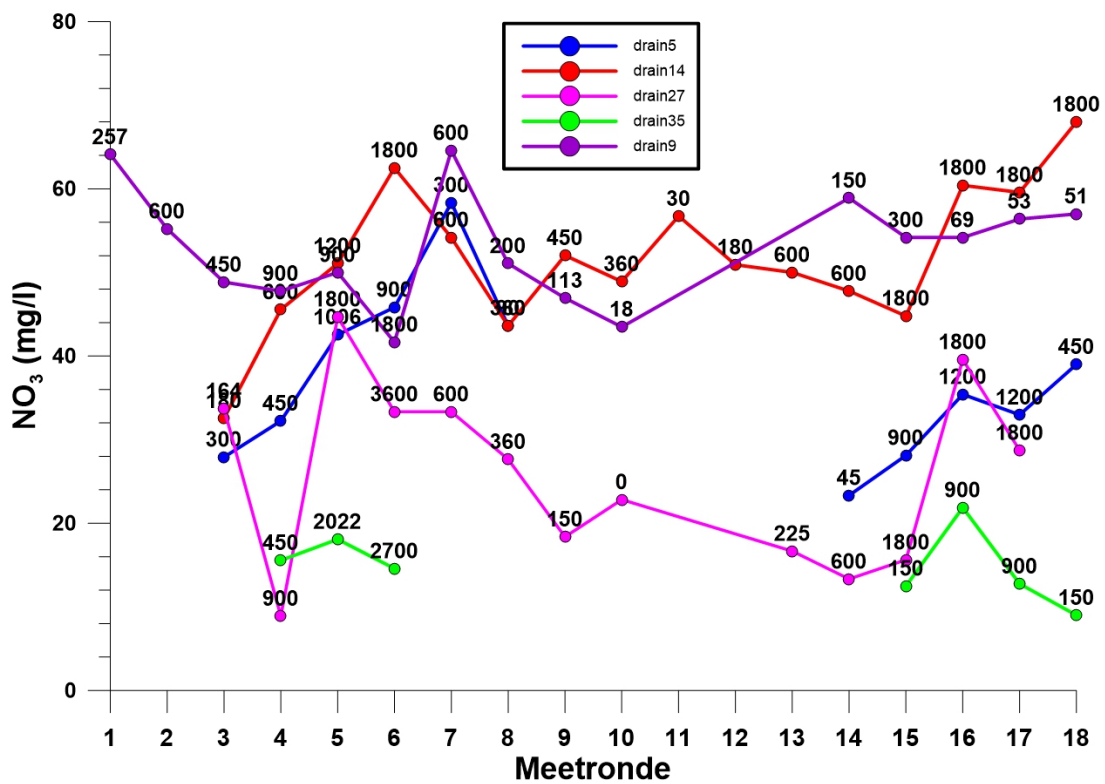


Fig 2.21 Stromingsdebiet en nitraatconcentratie van de drains tijdens de winter van 2019-2020

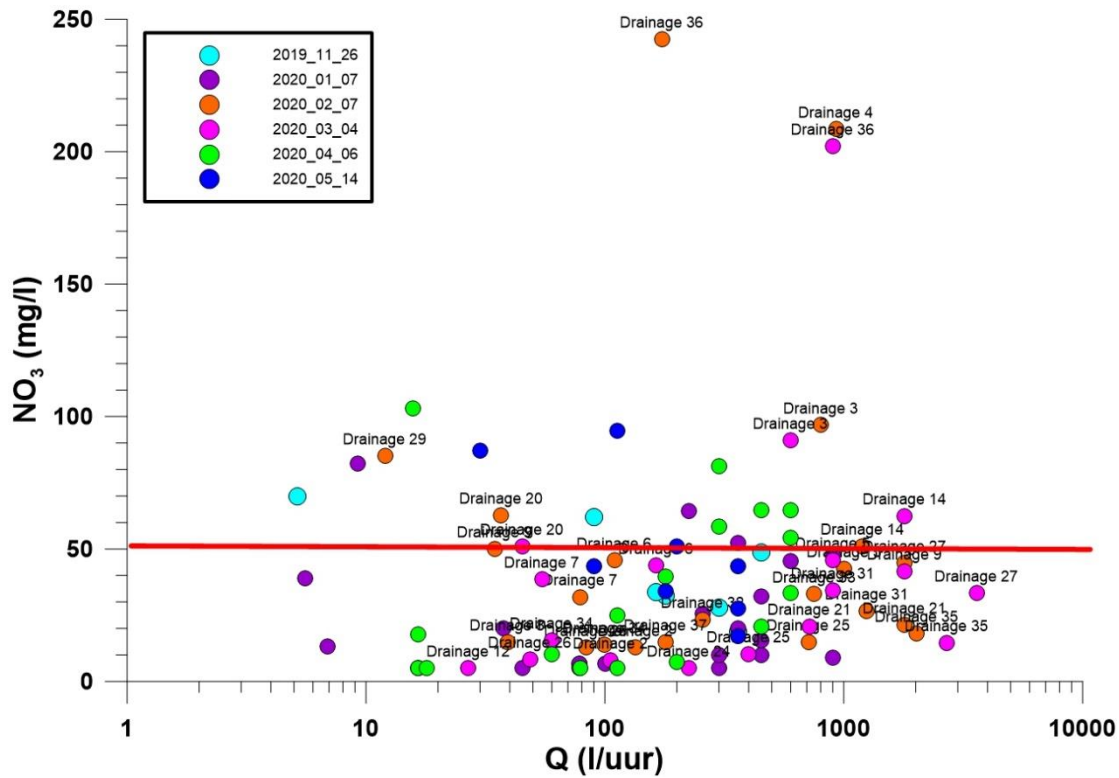


Fig 2.22 Stromingsdebiet en nitraatconcentratie van de drains tijdens de winter van 2020-2021

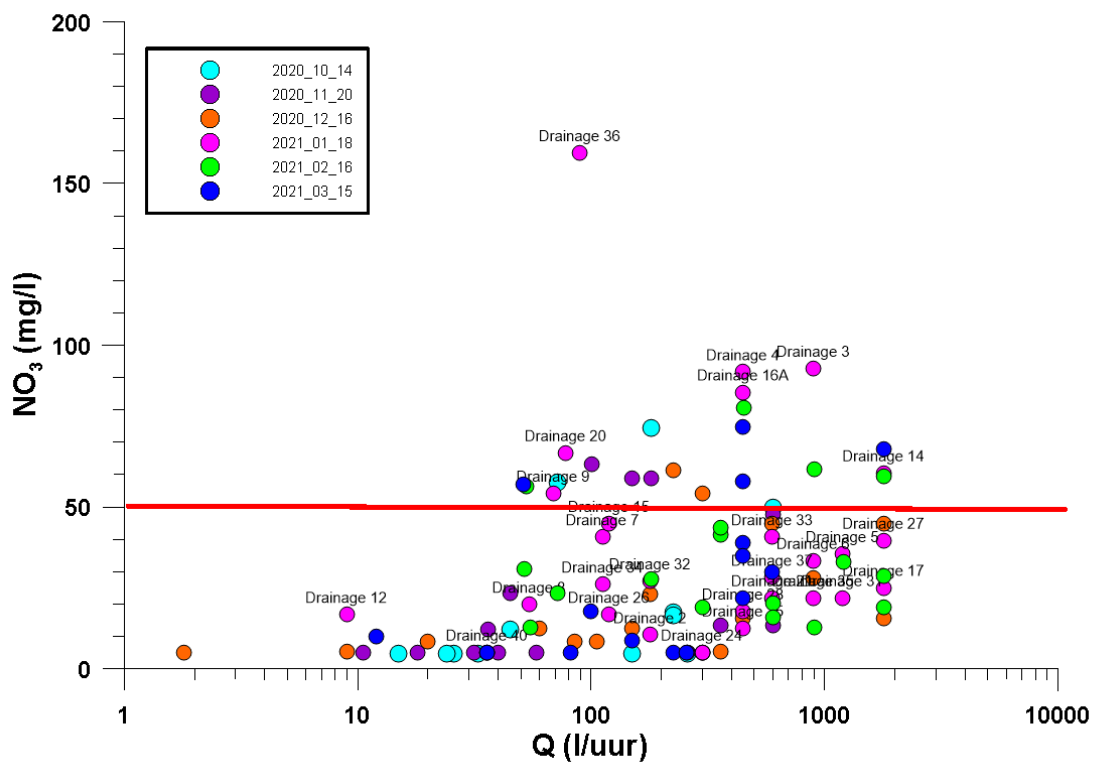


Fig 2.23 Ligging van de oppervlaktewatermeetpunten die door PCA werden opgevolgd



Fig 2.24 Evolutie van de nitraatconcentratie in de oppervlaktewatermeetpunten

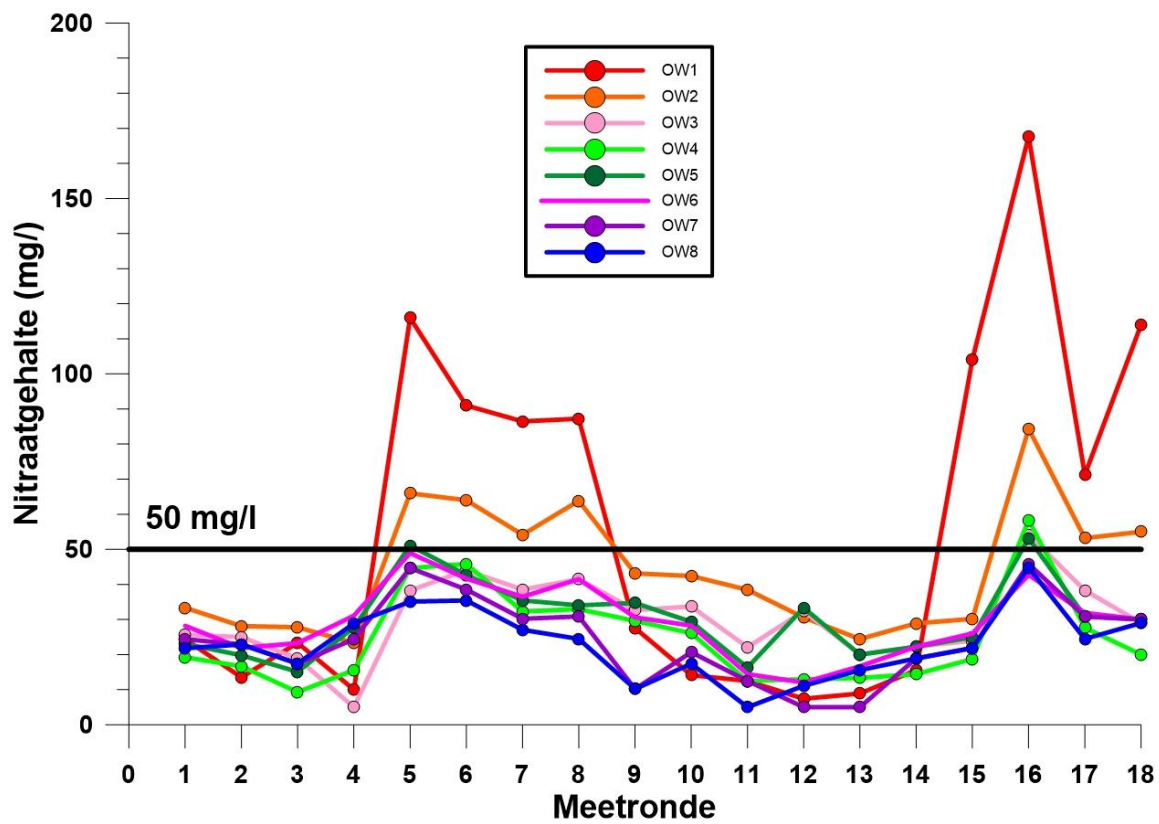


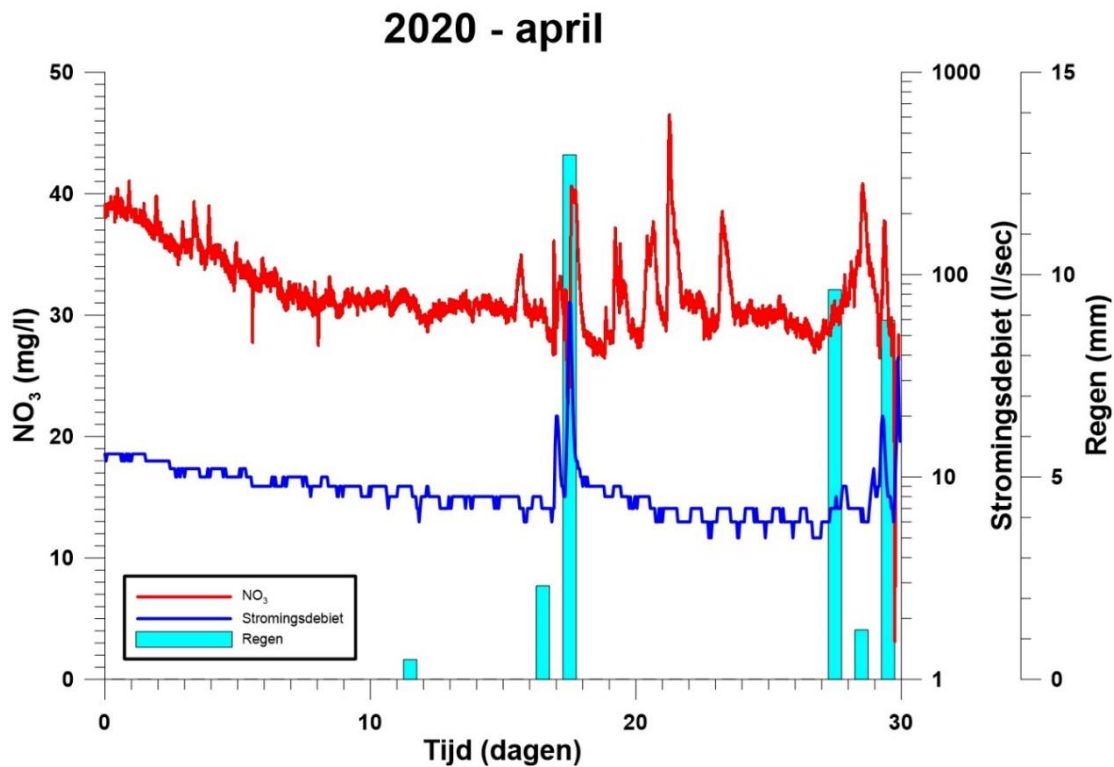
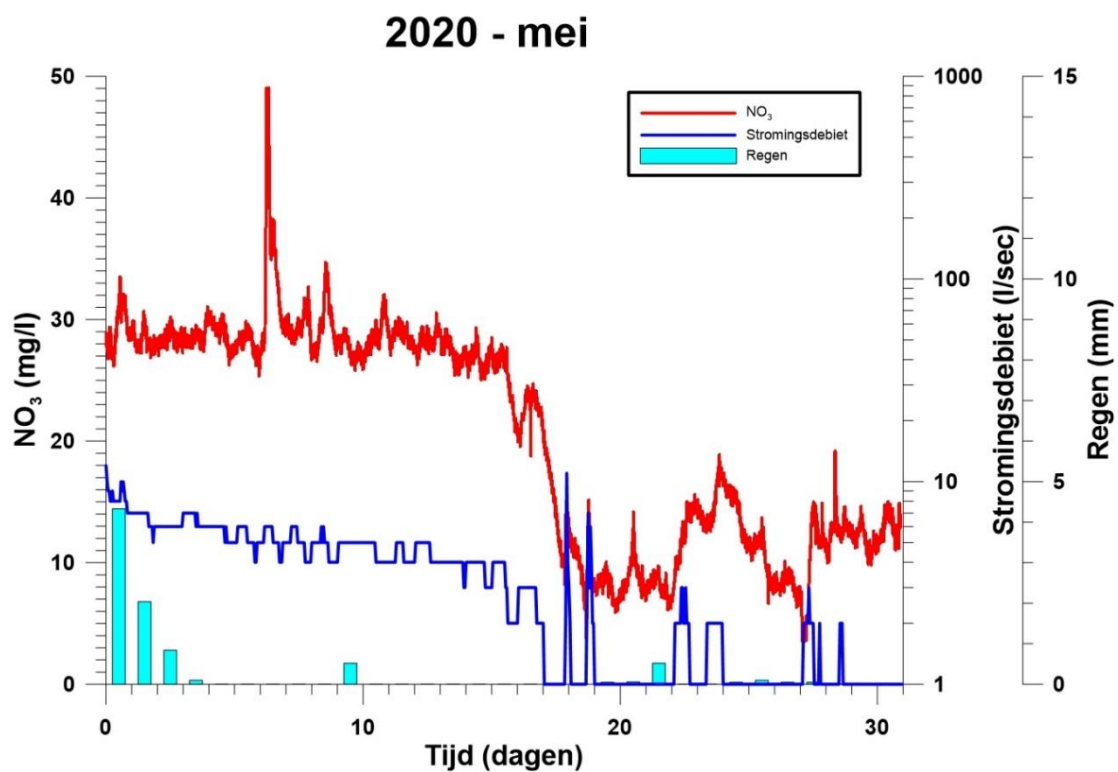
Fig 2.25 Continu gemeten nitraatconcentratie in testsite Huise in april 2020**Fig 2.26 Continu gemeten nitraatconcentratie in testsite Huise in mei 2020**

Fig 2.27 Continu gemeten nitraatconcentratie in testsite Huise in juni 2020

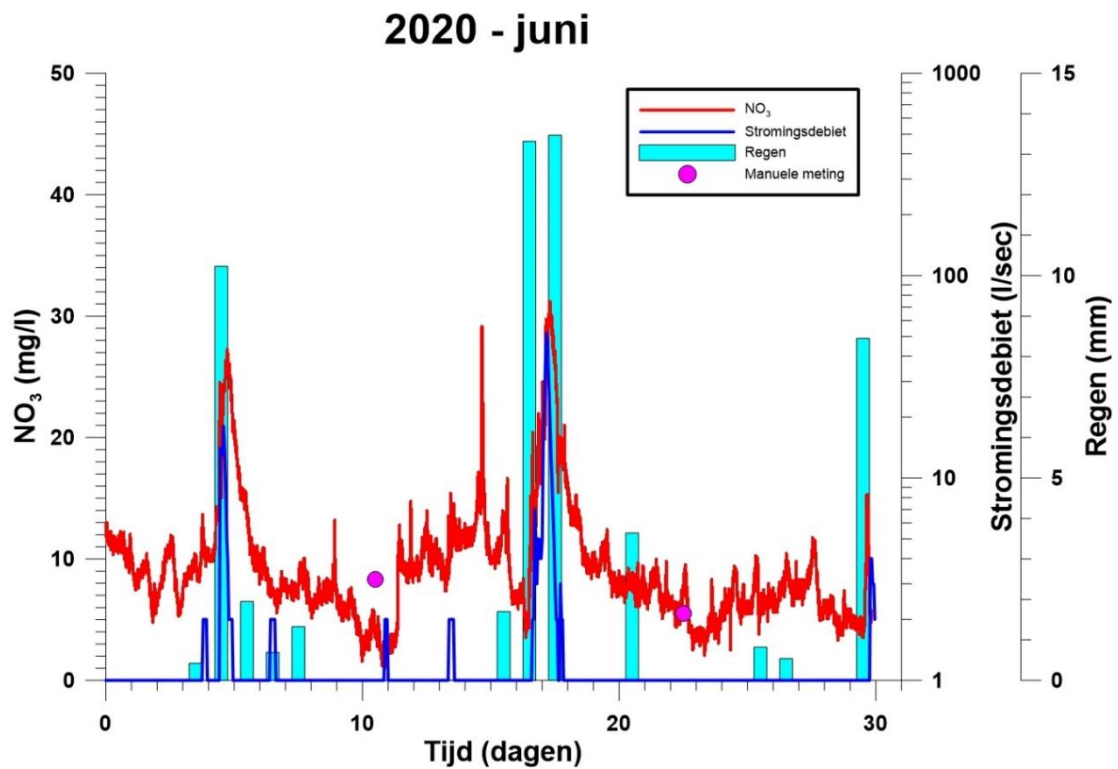


Fig 2.28 Continu gemeten nitraatconcentratie in testsite Huise in juli 2020

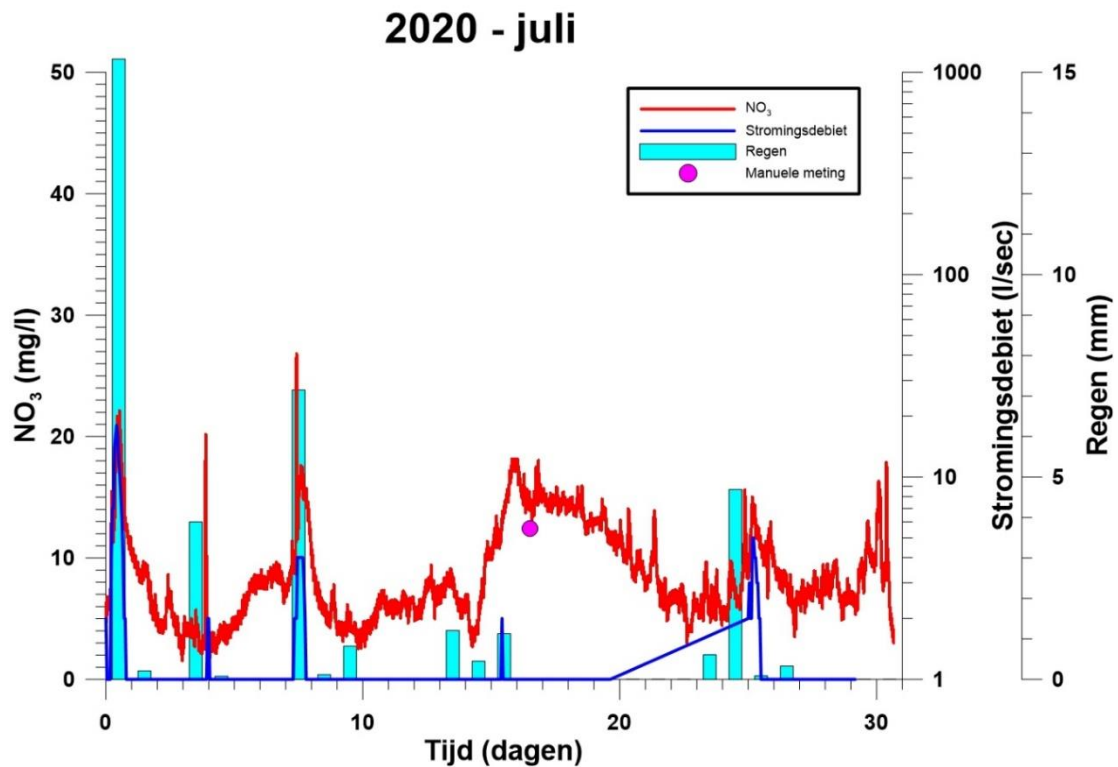


Fig 2.29 Continu gemeten nitraatconcentratie in testsite Huise in augustus 2020

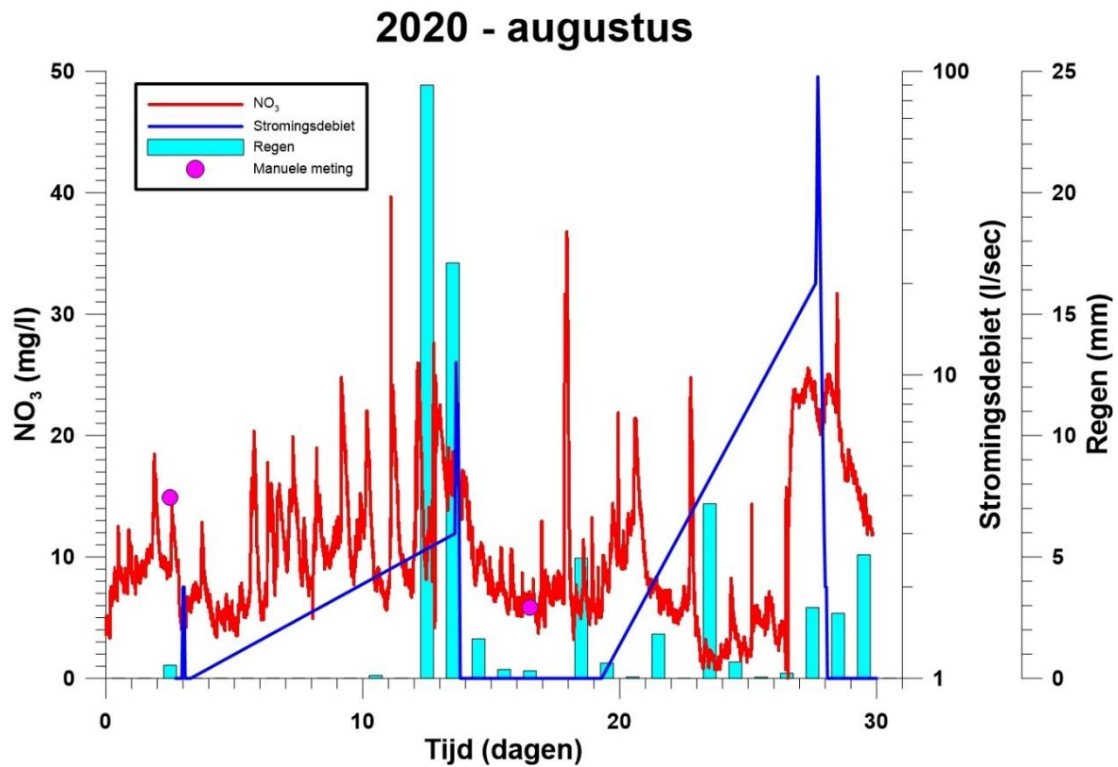


Fig 2.30 Continu gemeten nitraatconcentratie in testsite Huise in september 2020

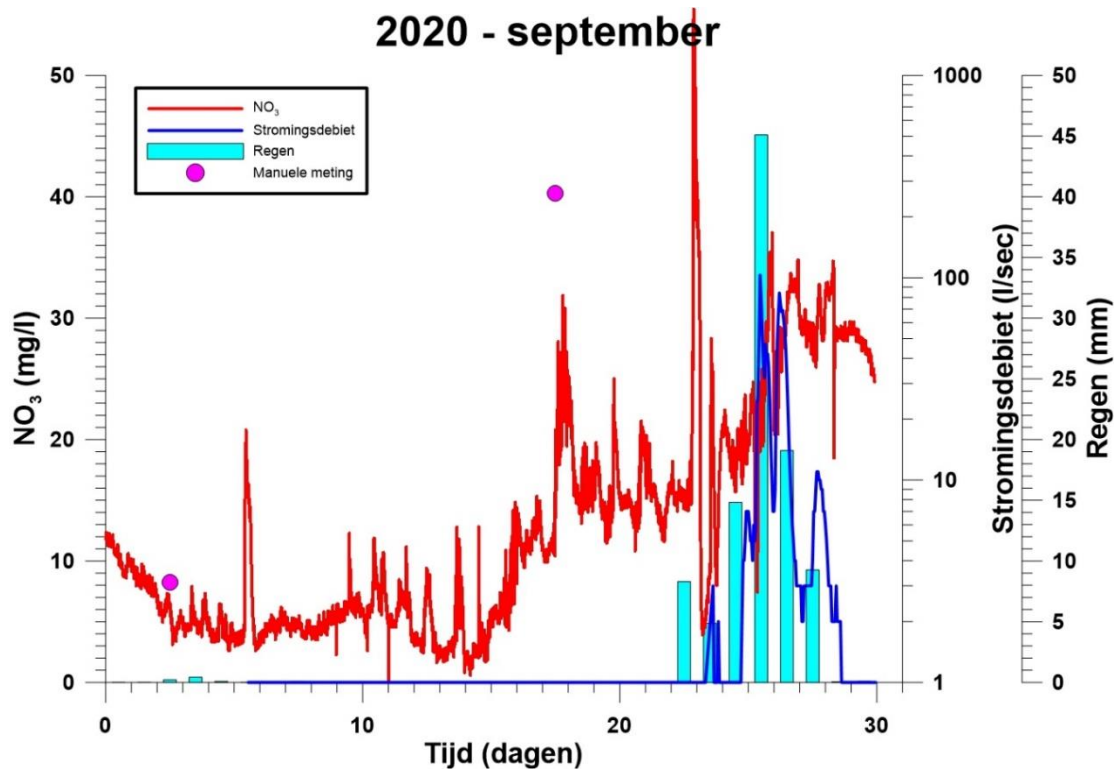


Fig 2.31 Continu gemeten nitraatconcentratie in testsite Huise in oktober 2020

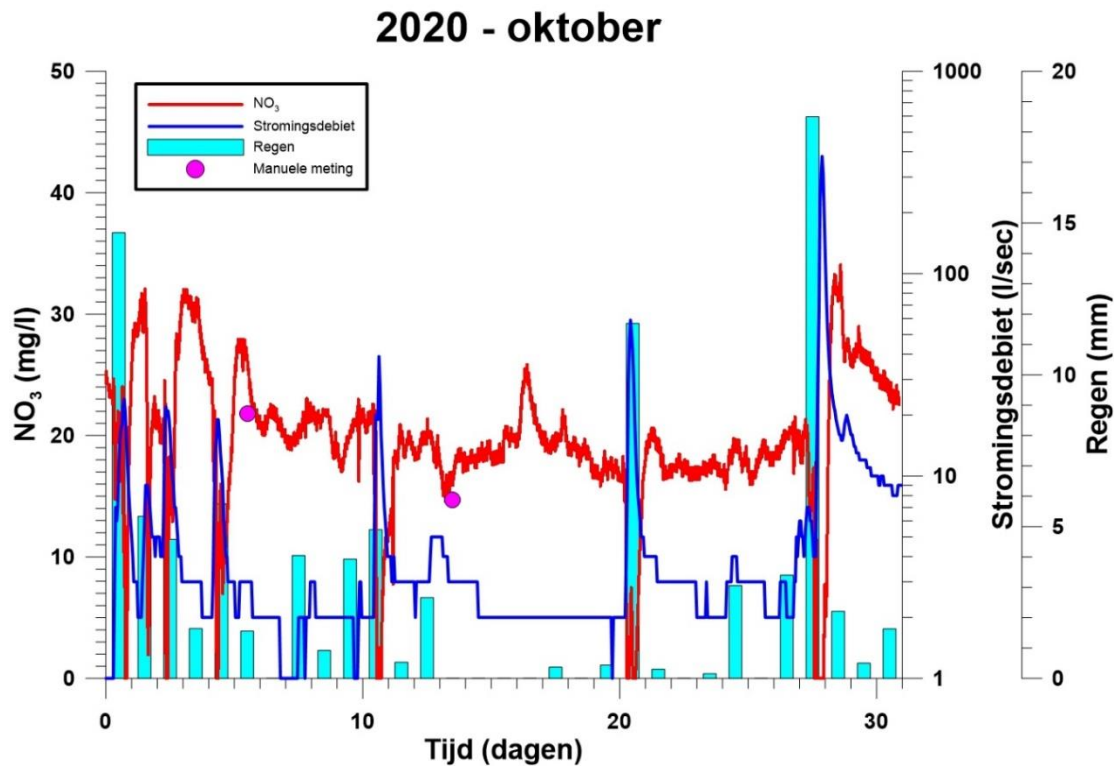


Fig 2.32 Continu gemeten nitraatconcentratie in testsite Huise in november 2020

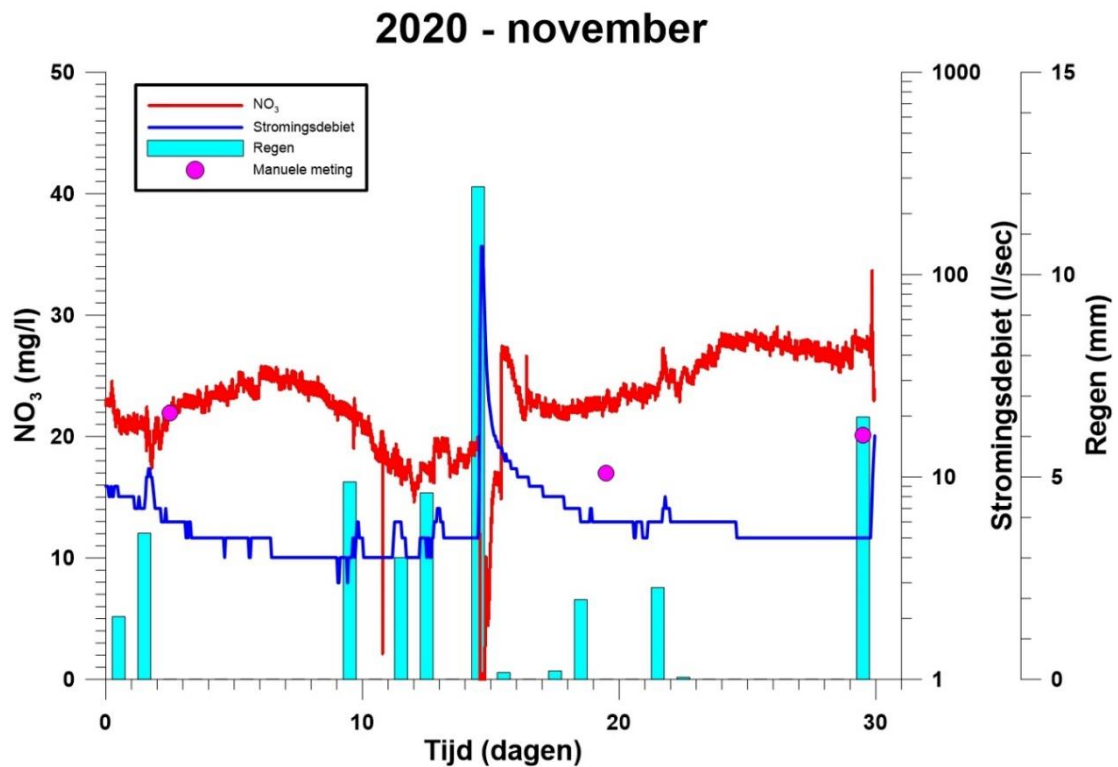


Fig 2.33 Continu gemeten nitraatconcentratie in testsite Huise in december 2020

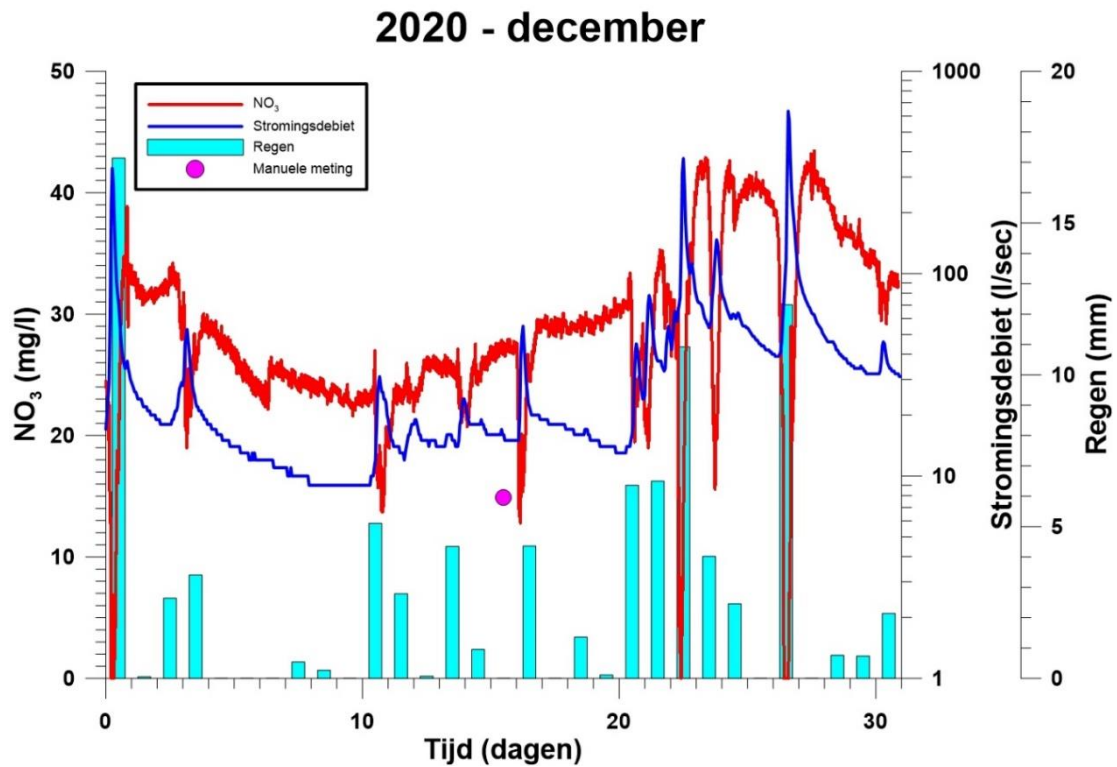


Fig 2.34 Continu gemeten nitraatconcentratie in testsite Huise in januari 2021

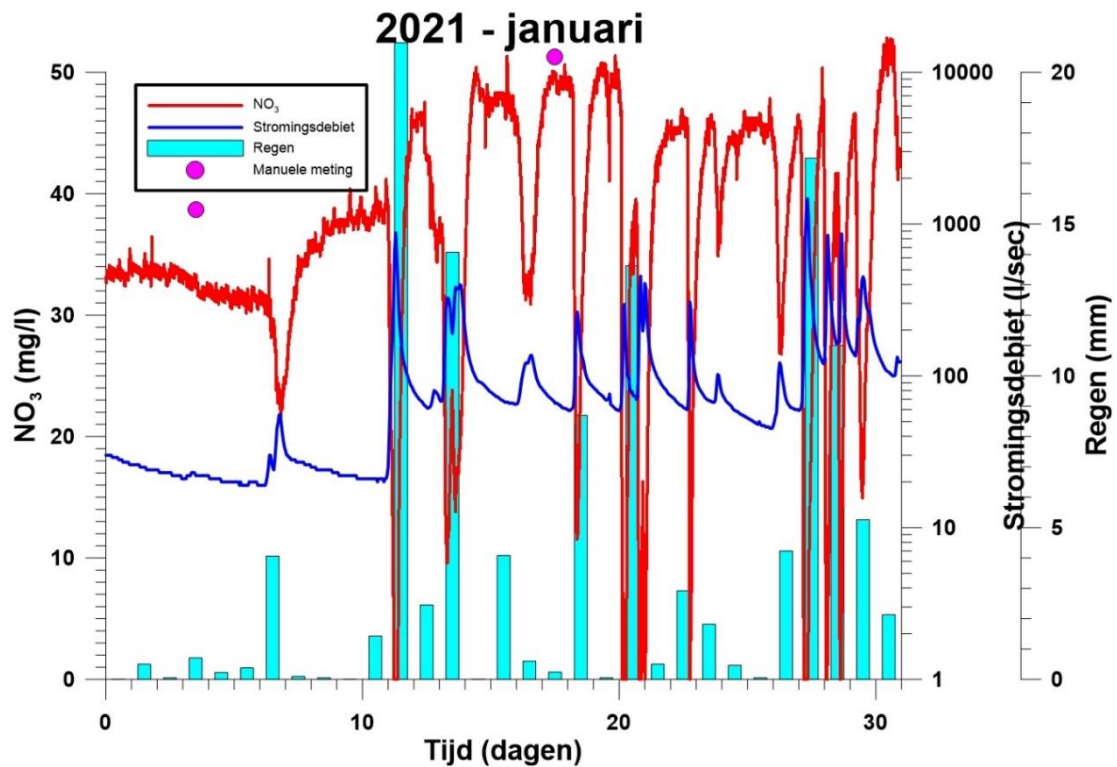


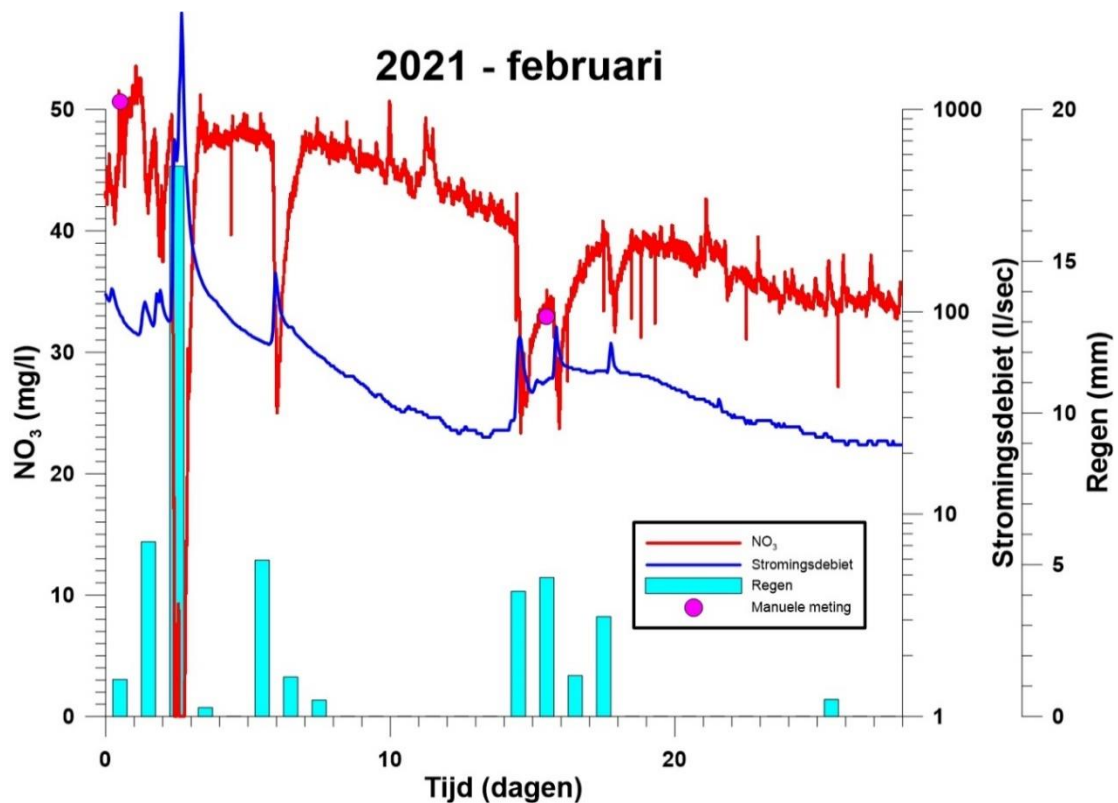
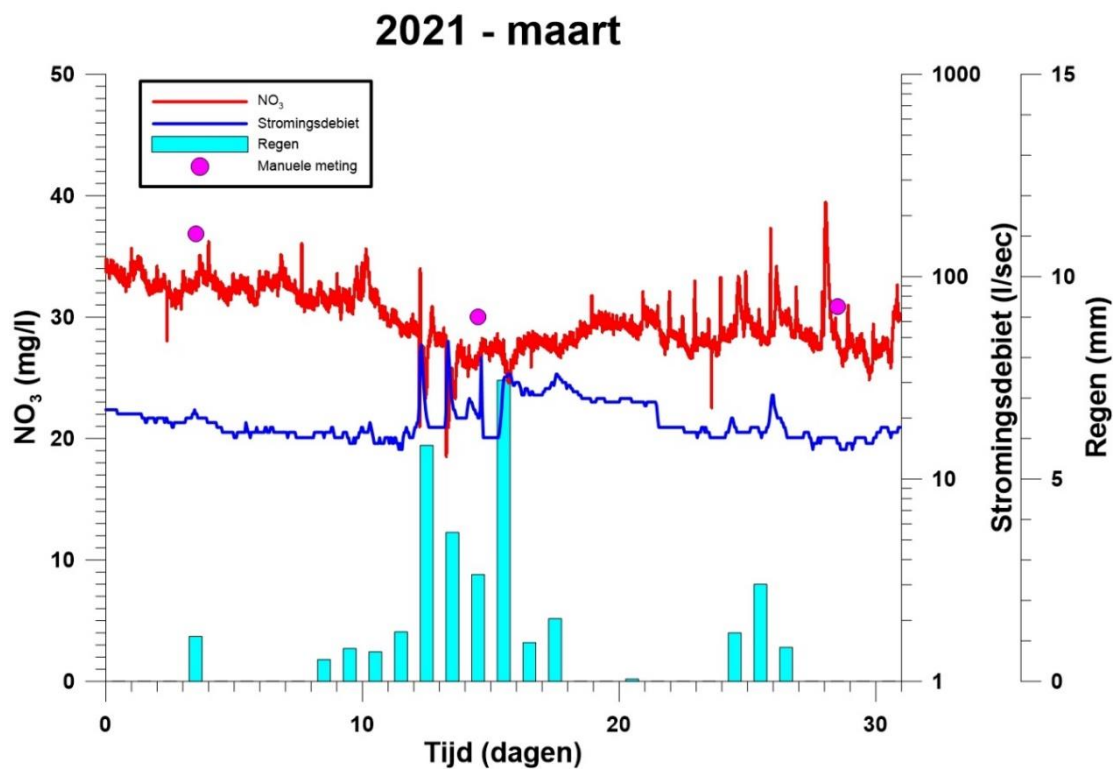
Fig 2.35 Continu gemeten nitraatconcentratie in testsite Huise in februari 2021**Fig 2.36 Continu gemeten nitraatconcentratie in testsite Huise in maart 2021**

Fig 2.37 Schematisering van het nitraatconcentratieverloop in perioden

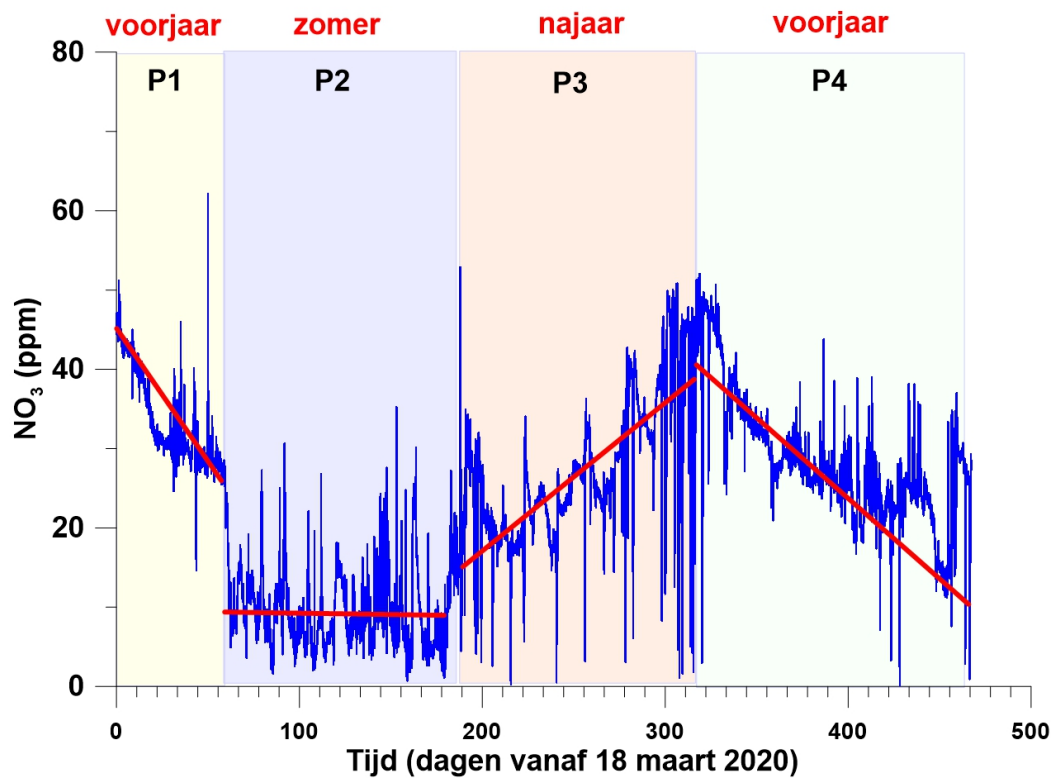


Fig 2.38 Wateranalysen meetronde 1
Crossplots van geselecteerde parameters

Testsite 1 : Huise – meetronde 1

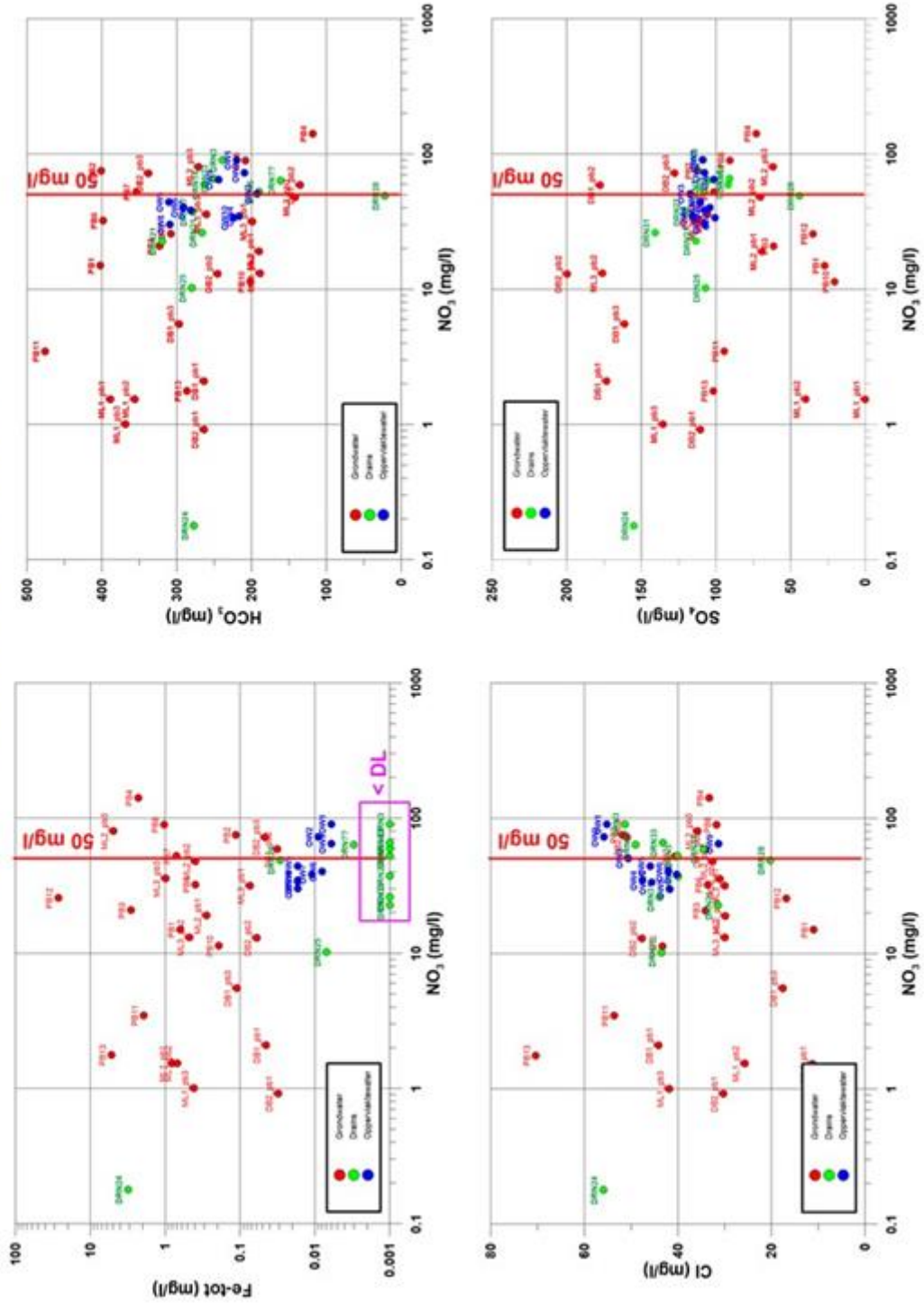
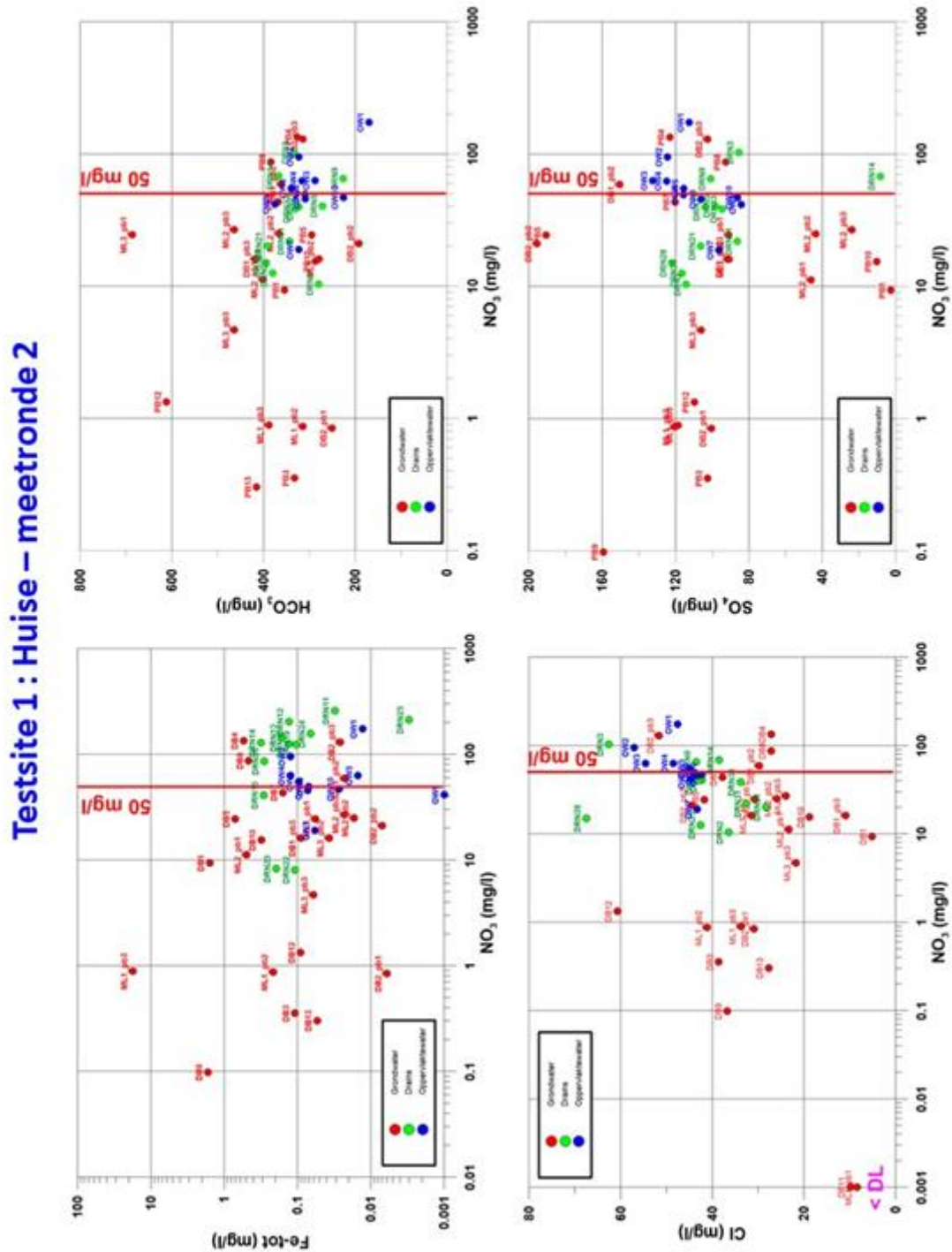
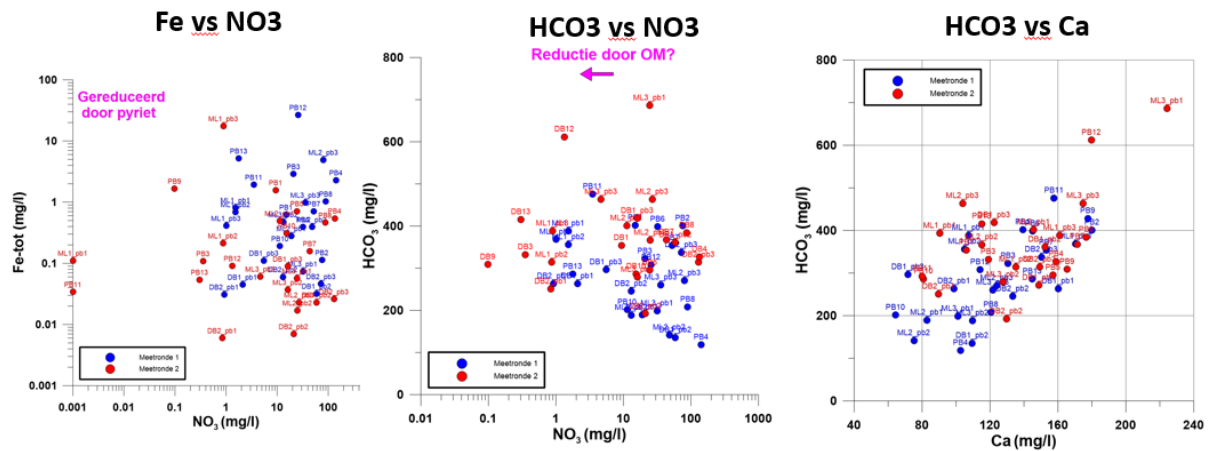


Fig 2.39 Wateranalysen meetronde 2
Crossplots van geselecteerde parameters



**Fig 2.40 Wateranalysen grondwater :
crossplots van geselecteerde parameters**



**Fig 2.41 Wateranalysen drains :
Crossplots van geselecteerde parameters**

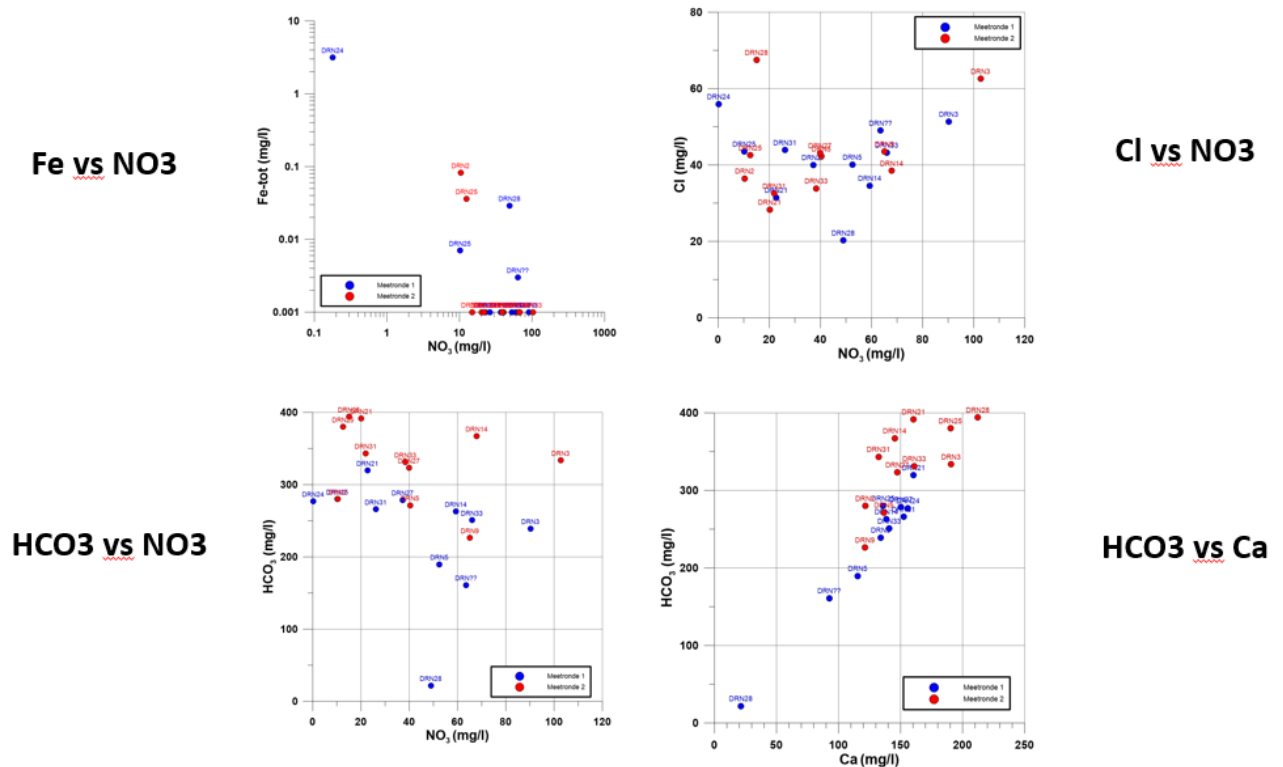


Fig 2.42 Wateranalysen oppervlaktewater : crossplots van geselecteerde parameters

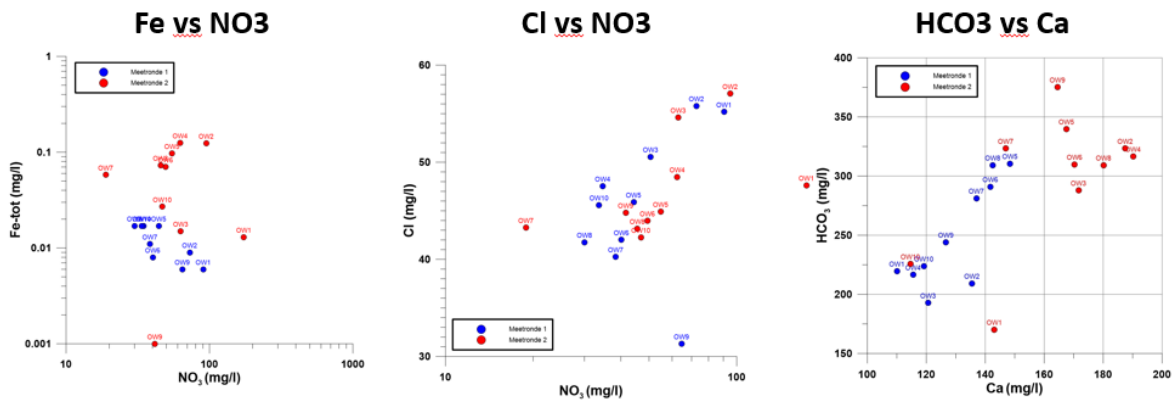
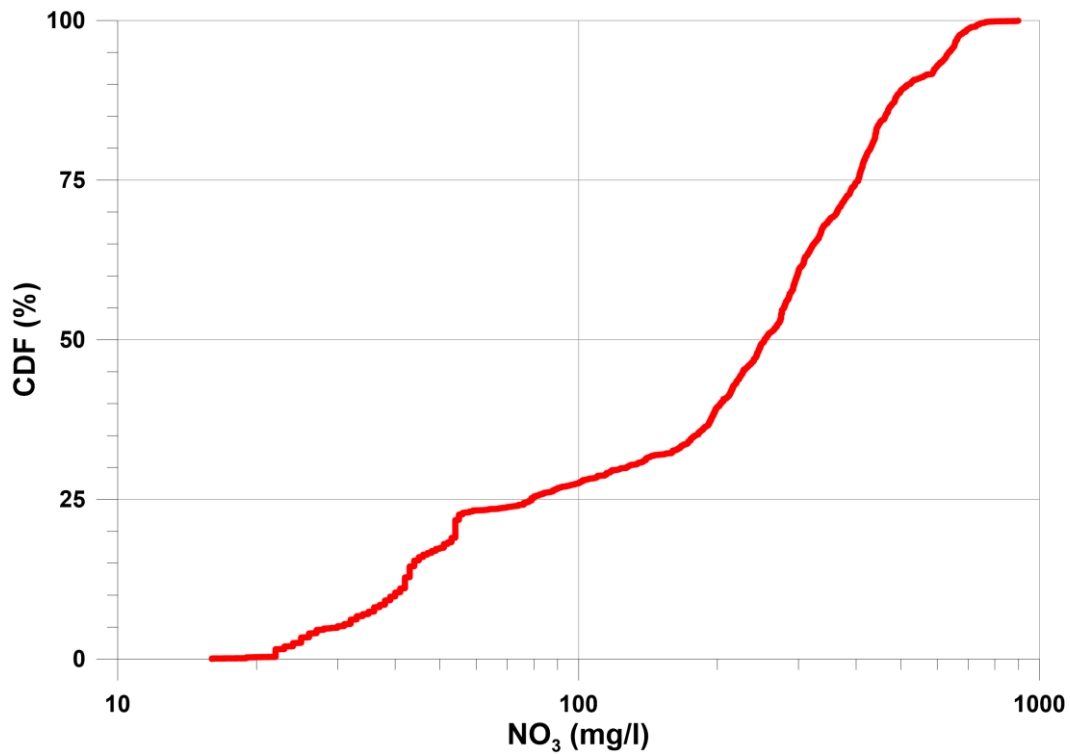


Fig 2.43 CDF van de met EU-rotate_N berekende nitraatconcentraties in het bodempercolaat in het jaar 2020 in testsite Huise



3 Interpretatie van de meetgegevens van testsite Maldegem

3.1 Grondwaterpeilmetingen

3.1.1 Manuele peilmetingen

De grondwaterdiepten in de 13 peilbuizen werden tijdens 12 meetronden opgemeten, telkens wanneer de in situ nitraatconcentraties bepaald werden (tabel 3.1). De meetperiode begon bij het begin van de opvulperiode in de winter 2019-2020 en liep gans 2020 door, maar tijdens de zomer van 2020 werden in juli, augustus en september geen metingen uitgevoerd. Tussen meetronden 8 en 9 ligt dus een hiaat van 3 maanden. De meetronden werden hervat in oktober om de opvulperiode van de winter 2020-2021 en de stijging van het grondwaterpeil te kunnen opvolgen. De laatste meetronde vond plaats in januari 2021. Peilbuis PB9 was vanaf meetronde 9 verdwenen. Sommige peilbuizen vallen in de zomermaanden droog wanneer de watertafel te diep staat. De 3 multi-level wells en 2 diepe peilbuizen werden pas later geplaatst zodat die minder meetronden hebben. De multi-level wells zijn zeer ondiep en vallen daardoor dikwijls droog. De diepe peilbuizen hebben telkens 3 filters op verschillende diepten. De vastgestelde peilverschillen tussen de verschillende filterniveaus zijn echter niet meer dan enkele cm.

De opgemeten waterdiepten van de 13 watertafelpeilbuizen staan samen in een enkele grafiek voorgesteld (fig 3.2). De putten zijn niet gewaterpast, zodat de waterdiepten niet naar stijghoogten konden omgerekend worden. De verticale diepteas werd zo ingesteld dat het diepteverloop met het stijghoogteverloop overeenkomt.

Tijdens de winter van 2019-2020 werden de hoogste peilen (kleinste diepten) tijdens meetronde 5 vastgesteld, dat was in maart 2020. Dat blijkt in bijna alle peilbuizen zo te zijn, behalve in PB8 waarin het hoogste peil al in februari bereikt werd. De zomer van 2020 was, zoals ook de voorgaande jaren, droog waardoor het peilmaximum van maart gevolgd werd door een snelle recessie. De laagste peilen werden in de meeste putten in meetronde 8 opgemeten, dat was in juni, maar de volgende 3 maanden werd niet gemeten. In oktober (meetronde 9) stond het peil in de putten al hoger. Alleen in PB8 werd het laagste peil pas in november bereikt. Het precieze zomerminimum werd niet opgemeten en ligt wellicht nog wat dieper dan de peilen van meetronde 8. De seizoenale schommeling ligt voor de meeste putten rond de 1 m.

Tabel 3.1 Tijdstip van de 12 meetronden in testsite Maldegem

meetronde	datum
1	17 okt 2019
2	28 nov 2019
3	9Jan 2020

4	5 febr 2020
5	5 maart 2020
6	15 april 2020
7	12 mei 2020
8	10 juni 2020
9	22 okt 2020
10	17 nov 2020
11	14 dec 2020
12	21 jan 2021

3.1.2 Continue peilmetingen

Op 5 peilbuizen werden gedurende een periode van 3 maanden continue peilmetingen uitgevoerd. Het betreft de peilbuizen PB3, PB7, PB11, PB12 en DB1F1. De metingen liepen van 16 dec 2021 tot 15 maart 2022. De meetreeksen werden barometrisch gecompenseerd en de waterpeilfluctuaties werden grafisch voorgesteld samen met de dagelijkse neerslaghoeveelheden in Boekhoute.

De reeksen vertonen scherpe stijgingen gevolgd door vrij snelle peildalingen met regelmatige recessies tijdens tussenliggende droge perioden.

In PB3 (fig 3.3) komt één piek voor in december, één in januari en drie pieken in februari. De tweede helft van januari en de eerste helft van maart is er recessie.

In PB7 (fig 3.4) zijn de pieken heel scherp: het peil stijgt zeer snel tijdens regendagen, maar valt ook snel terug op het peil van voor de regendag.

Dit is ook het geval in PB11 (fig 3.5) maar hier komt in de droge perioden geen recessie voor: het peil blijft dan nagenoeg constant.

In PB12 (fig 3.6) zijn de pieken niet zo scherp: het duurt altijd een aantal dagen vooraleer de peilstijging van de regenperiode gedissipeerd is.

In DB2F1 (fig 3.7) zijn de pieken eerder klein, niet meer dan 10 cm. De recessie van begin maart bedraagt meer dan 30 cm en toont een exponentieel karakter.

De scherpste van de pieken en de snelheid waarmee de pieken terugvallen na de regenperiode hangen wellicht mede af van de aanwezigheid van drains in de omgeving van de peilbuis. Hierbij spelen het aantal en de afstand tot de drains een rol. De drains zullen het water dat geïnfiltreerd is tijdens de regenperiode sneller afvoeren waardoor de watertafel sneller daalt.

3.2 Slugtesten

Methodologie

Dezelfde methodologie en interpretatiemethode werd gebruikt als in de testsite Huise.

Resultaten

Er was een enkele dag voorzien om testen uit te voeren, waardoor niet op elke peilbuis een test kon uitgevoerd worden. De tests vonden plaats op 16 maart 2022. Er konden 6 tests uitgevoerd worden. De resultaten van de interpretaties zijn opgenomen in tabel 3.2. De peilbuizen bevinden zich steeds in de quartaire afzettingen. De doorlatendheden liggen tussen 0.51 en 3.71 m/d, met een gemiddelde van 1.385 m/d.

Tabel 3.2 Resultaten van de slugtesten in de testsite Maldegem

peilbuis	Doorlatendheid (m/d)
PB2	0.923
PB4	3.714
PB8	1.711
PB10	0.609
PB11	0.508
DB2F1	0.846

3.3 In situ nitraatmetingen (grondwater, drainwater, oppervlaktewater)

3.3.1 Grondwater

Ondiepe peilbuizen

Tijdens de 12 meetronden (tabel 3.1) werd de nitraatconcentratie met een reflectometer bepaald in de peilbuizen. De resultaten voor de ondiepe peilbuizen staan in tabel 3.1. PB9 was vanaf peilronde 9 verdwenen.

Uit deze cijfers kunnen volgende conclusies getrokken worden:

- In slechts 3 van de 13 peilbuizen worden continu hoge nitraatconcentraties vastgesteld: in PB3, PB4 en PB8. De hoogste concentraties werden gevonden in PB8: deze lagen systematisch boven de bovenlimiet (250 mg/l) van de meter. In PB4 ligt de concentratie tussen de 100 en 200 mg/l. In PB3 waren de concentraties tijdens de winter van 2020-2021 hoger (100 – 200 mg/l) dan in de winter van 2019-2020.
- In PB2, PB6, PB7 en PB12 wordt nitraat gevonden met schommelende waarden. Soms minder dan 5 mg/l, soms tot boven de 50 mg/l.
- In de andere peilbuizen ligt de nitraatconcentratie meestal onder de 5 mg/l.

Tabel 3.3 Nitraatconcentraties in de ondiepe peilbuizen

peilbuis	PB1	PB2	PB3	PB4	PB5	PB6	PB7	PB8	PB9	PB10	PB11	PB12	PB13
R1	8	40	32	134	LOW	7	LOW	DROOG	DROOG	DROOG	LOW	LOW	DROOG
R2	LOW	27	50	50	LOW	LOW	143	DROOG	DROOG	LOW	LOW	12	DROOG
R3	LOW	LOW	66	61	LOW	LOW	44	HIGH	24	LOW	LOW	52	8
R4	LOW	LOW	41	161	LOW	LOW	LOW	HIGH	LOW	LOW	LOW	93	LOW
R5	LOW	9	67	203	2.4	7.6	6.3	HIGH	LOW	LOW	LOW	91	LOW
R6	LOW	LOW	93	168	LOW	LOW	LOW	HIGH	LOW	LOW	LOW	58	LOW
R7	LOW	14	33	222	LOW	HIGH	DROOG	HIGH	LOW	LOW	DROOG	54	LOW
R8	LOW	22	37	HIGH	LOW	DROOG	DROOG	HIGH	DROOG	DROOG	41	DROOG	DROOG
R9	LOW	74	122	193	LOW	LOW	LOW	DROOG	N/A	DROOG	LOW	27	DROOG
R10	LOW	LOW	197	199	<5	56	20	HIGH	N/A	LOW	LOW	42	16
R11	LOW	LOW	124	133	LOW	65	23	HIGH	N/A	LOW	LOW	10	8
R12	LOW	20	97	168	LOW	38	LOW	HIGH	N/A	LOW	LOW	57	LOW

Multi-level wells

Op 3 plaatsen werden langs de stroomafwaartse grens van een perceel telkens 3 ondiepe korte filters geplaatst op toenemende diepte. De bedoeling was om de verticale variatie in nitraatconcentraties te kennen in het bovenste, ondiepe deel van de freatisch laag. Het zou dan mogelijk zijn vast te stellen op welk diepteniveau de belangrijkste nitraatuitspoeling uit percelen optreedt.

In ML1 en ML2 werden nooit nitraatconcentraties boven de detectielimiet (5 mg/l) vastgesteld.

ML3 bevindt zich in het oosten van de testsite, in de Kraailokerweg (fig 3.8). De filters bevinden zich op een diepte van 1.2, 1.6 en 1.8 m. In ML3 werden in de drie filterniveaus nitraten gevonden, maar steeds minder dan 50 mg/l.

Tabel 3.4 Nitraatconcentraties in de multi-level wells

peilbuis	ML1_1	ML1_2	ML1_3	ML2_1	ML2_2	ML2_3	ML3_1	ML3_2	ML3_3
R1									
R2									
R3	LOW	LOW	LOW	LOW	LOW	LOW	27	21	26
R4	LOW	LOW	LOW	LOW	LOW	LOW	8	32	22
R5	LOW	LOW	LOW	LOW	LOW	LOW	7	23	12
R6	LOW		LOW	LOW	LOW	LOW		16	17
R7	DROOG	DROOG	DROOG	DROOG	DROOG	DROOG	30	32	DROOG
R8	DROOG	DROOG	DROOG	DROOG	DROOG	DROOG	DROOG	DROOG	DROOG
R9	DROOG	DROOG	DROOG	LOW	LOW	7	46	35	LOW
R10	13	LOW	LOW	LOW	LOW	9	42	19	LOW
R11	LOW	LOW	LOW	LOW	LOW	LOW	38	28	LOW
R12	LOW	LOW	LOW	LOW	LOW	LOW	25	27	LOW

Diepe peilbuizen

De twee diepe peilbuizen, DB1 en DB2, werden pas later geplaatst en konden daardoor pas vanaf de vijfde meetronde opgemeten worden. In elke peilbuis zijn 3 filters aanwezig. De filterdiepten in DB1 zijn resp 1.25, 1.50 en 2.00 m. In DB2 resp. 1.10, 1.25 en 1.60 m. De drie filters zitten dus alle 3 kort onder de watertafel. De putten vielen in de zomermaanden van 2020 dan ook droog. Alleen in de bovenste filter van DB1 werden hoge nitraatconcentraties gemeten. Deze lagen tussen 79 en 182 mg/l. In DB2 werd nooit nitraat aangetroffen.

Tabel 3.5 Nitraatconcentraties in de diepe peilbuizen

peilbuis	DB1_F1	DB1_F2	DB1_F3	DB2_F1	DB2_F2	DB2_F3
R1						
R2						
R3						
R4						
R5	LOW	14	36	LOW	LOW	14
R6	LOW	LOW	15		LOW	LOW
R7	11	DROOG	DROOG	DROOG	DROOG	DROOG
R8	DROOG	DROOG	44	DROOG	DROOG	DROOG
R9	166	DROOG	DROOG	DROOG	DROOG	DROOG
R10	182	48	LOW	LOW	LOW	LOW
R11	165	LOW	LOW	LOW	LOW	LOW
R12	79	LOW	LOW	LOW	LOW	LOW

3.3.2 Drainagewater

Door PCS werd over een periode van 18 maanden in een selectie van drains de nitraatconcentratie opgevolgd. Door de grootte van testsite Maldegem (ca 45 km²) was het niet mogelijk om alle drains in het afstroomgebied op te meten. Er komen wellicht honderden drains voor. Er werden 29 drains gemonitord gelegen in 2 deelgebieden, in resp het westen en het oosten van het gebied. Verder westwaarts werden ook nog 2 drains gevolgd (fig 3.9).

Tabel 3.6 Nitraatconcentraties in de 29 door PCS opgevolgde drains

	12/11/2019	18/12/2019	10/01/2020	5/02/2020	4/03/2020	7/04/2020	14/05/2020	11/06/2020	15/07/2020	19/08/2020	16/09/2020	21/10/2020	16/11/2020	15/12/2020	19/01/2021	17/02/2021	16/03/2021	14/04/2021
Drainage 1		12	8	23	25	45	5	5	5	5	5	5	7	14	8	7	5	5
Drainage 2		48	39	37	24							76	107	116		49	49	60
Drainage 3		51	35	37	26							74		121	74	49	30	
Drainage 4		37	23	20	13								67	73	29	24	26	
Drainage 5		36	23	17	12								71	74	26	23	26	
Drainage 6	152	117	66	106	106								139	113	38	61	16	
Drainage 7	185	74	96	70	60								61	44	89	42	56	
Drainage 8		44	41	41	29	5						54	106	106	55	58	61	69
Drainage 9			35	35	26									60	86	44	35	
Drainage 10			92	76	65									107	130	59		
Drainage 11			232	266	180							311	396	401	231	190	311	
Drainage 12			260	266	163							250	325	358	260	148	207	
Drainage 13	70	71	67	70	66							216	311	259	154	74	67	
Drainage 14		94	108	95	72							216	288	368	135	108	101	
Drainage 15		64	170	48	13							59	5	156	44	35	41	15
Drainage 16		186	57		86								420	368	125	100	128	
Drainage 17		140	140	114														
Drainage 18		115	99	66	34									54	24	26	26	95
Drainage 19		202	170	144	26								111	182	149	99	102	
Drainage 20		88	42	39	78								137	127	71	73	74	
Drainage 21		135	98	94	68									42	6	35	18	
Drainage 22		177	131	117	67								29	19	13	16	21	
Drainage 23		105	83	71	33									12	12	8	11	
Drainage 24		250	204	171	117								297	255	158	166	100	
Drainage 25		225	225	165	32								311	274	210	108	161	
Drainage 26	255	250	260	215	122								144	203	145	102	81	
Drainage 27		208	203	141	73								198	200	72	54	52	
Drainage 28		33	25	20	6	48							65	60	21	15	24	31
Drainage 29		137	260	112	61	67							135	202	5	75	66	75

3.3.3 Oppervlaktewater

Door PCS werd in een periode van 18 maanden, gelegen tussen november 2019 en april 2021, van 16 meetpunten (tabel 3.6) de nitraatconcentratie in het oppervlaktewater maandelijks opgevolgd. De meetpunten liggen verspreid over het testgebied (fig 3.10). De resultaten zijn opgenomen in tabel 3.7 en worden voorgesteld in grafieken. Daarbij waren de meetpunten opgedeeld in 3 groepen naargelang van hun ligging: in het westen van het gebied (fig 3.11), in het zuiden (fig 3.12) en in het oosten (fig 3.13). In de zomermaanden zijn nog weinig drains actief zodat er tijdens deze meetronden weinig metingen uitgevoerd konden worden. De concentraties gaan tijdens de winterperiodes naar een maximum wanneer de drains op hun maximum werken, en dalen dan naar de zomer toe. Dan vallen de drains droog en ook de meeste OW meetpunten. Tijdens de tweede winterperiode werden hogere concentraties bereikt dan tijdens de eerste.

Tabel 3.7 De 16 oppervlaktewatermeetpunten

OW 1	Debietmeter VMM
OW 2	MAP 764200
OW 3	afstroomgebied MAP 764200 Kraailokerweg
OW 4	afstroomgebied MAP 764200 Kraailokerweg
OW 5	MAP 764530
OW 6	afstroomgebied MAP 764530 Drongengoed
OW 7	afstroomgebied MAP 764530 veldweg Groot Burkeldreef
OW 8	MAP 764600
OW 9	afstroomgebied MAP 764600 zijtak Biezeveldstraat
OW 10	afstroomgebied MAP 764600 zijtak Nieuwstraat
OW 11	afstroomgebied MAP 764200 Kraailokerweg
OW 12	afstroomgebied MAP 764200 Maasbone
OW 13	afstroomgebied MAP 764530 Groot Burkelkalseide
OW 14	afstroomgebied MAP 764530 Grote Nieuwhofdreef
OW 15	afstroomgebied MAP 764600 Francis De Meeuwsaan
OW 16	afstroomgebied MAP 764600 Hoogstraat

Tabel 3.8 Nitraatconcentratie in de 16 OW meetpunten

(mg/l NO ₃)	8/11/2019	26/11/2019	9/01/2020	4/02/2020	3/03/2020	6/04/2020	13/05/2020	11/06/2020	15/07/2020	19/08/2020	16/09/2020	20/10/2020	17/11/2020	14/12/2020	18/01/2021	16/02/2021	15/03/2021	13/04/2021
OW 1	23	18	72	51	43	22	15	15	18	5	10	37	86	109	71	42	36	17
OW 2	41	45	60	44	27	21	7	5	5	5		109	122	104	63	38	36	20
OW 3	19	51	101	79	48	65							143	113				
OW 4		47	115	84	58	27							161	142				
OW 5	38	56	78	55	31	10	5	5				5	99	133	71	35	23	5
OW 6	5	21	14	7	6	5						5	20	24				
OW 7	23	39	60	55	38	6	5					211	185	118	66	37	26	5
OW 8	28	32	83	72	56	43	7	5	5	5	5	47	139	157	99	60	56	26
OW 9	35	32	60	78	60	30						58	158	145				
OW 10		44	174		111								112	145				
OW 11	54	58	51	26	20	14				5		206	112	89	47	28	25	11
OW 12	29	28	76	61	30	16	5	5	11	5		47	139	120	74	43	41	20
OW 13	60	29	126	111	68	13	5	5				5	69	172	118	61	36	14
OW 14	30	55	48	33	19	9						208	98	104	49	29	21	5
OW 15	28	39	77	73	46	41	5	5	5			76	139	146				
OW 16	54	54	171	149	115	29	5					47	197	236	161	82	70	17
Alternatief 4	21	32	65	54	42	12	10					88	130	101				

3.4 Continue nitraatmetingen

In de testsite Maldegem konden geen continue nitraatmetingen om technisch-praktische redenen gerealiseerd worden. In de plaats daarvan werd twee-wekelijks manueel een monster genomen. De gemeten nitraatconcentraties worden grafisch voorgesteld samen met het stromingsdebiet in de Ede (fig 3.14 tem 3.16).

Op de grafieken is duidelijk te zien dat het verloop van de nitraatconcentratie sterk gekoppeld is aan de stromingsdebieten: hoog in de winterperiode en laag in de zomerperiode. De reden is vrij simpel: hogere debieten worden veroorzaakt door een grotere bijdrage van drainwater dat altijd hoge nitraatconcentraties heeft.

Uit een crossplot van de nitraatconcentratie en het stromingsdebiet (fig 3.17) kan een fittingvergelijking bepaald worden. De beste fit is met een powerfunctie :

$$\text{NO}_3 \text{ (mg/l)} = 60.83 * Q^{0.61}$$

Deze fit heeft een r^2 van 0.65.

3.5 Wateranalysen (grondwater, drainwater, oppervlaktewater)

Er werden twee monsternamecampagnes uitgevoerd, in resp. mei 2020 (eerste ronde) en januari 2021 (tweede ronde) voor het uitvoeren van volledige analyses die de macrochemie bepalen. Dit laat toe de correlatie tussen chemische parameters en de optredende hydrochemische processen vast te stellen.

Er werden 27 grondwatermonsters genomen tijdens ronde 1 en 15 tijdens ronde 2, 28 drains in ronde 1 en 15 drains in ronde 2, en 6 oppervlaktewatermonsters in ronde 1 en 10 monsters in ronde 2. Het aantal werd o.a. bepaald door het droogvallen van peilbuizen, het lopen van de drains en het stromen van water in de beken aan de meetpunten. De volledige analyseresultaten werden in digitale vorm opgeleverd, maar worden hier niet in tabelvorm gepresenteerd. Geselecteerde parameters worden grafisch voorgesteld in crossplots, die logaritmische concentratieschalen gebruiken (fig 3.18 t.e.m. 3.26).

3.5.1 Grondwater

De grafieken van de redoxparameters ijzer en nitraat (fig 3.19 en 3.20) tonen de verschillen in redoxcondities tussen de verschillende waters

De nitraatconcentraties zijn sterk variërend, van minder dan 1 mg/l tot meer dan 100 mg/l, maar de meeste peilbuizen hebben concentraties van minder dan 50 mg/l. De ijzerconcentraties liggen tussen 0.1 tot ca 10 mg/l. Bij de monsters met lage nitraatconcentraties komen de hogere ijzerconcentraties voor (> 1 mg/l), deze waters zijn gereduceerd en hier is dan nitraatreductie opgetreden. De waarden in PB8 zijn extreem hoog, maar wellicht niet representatief voor het freatisch reservoir.

De grafieken HCO_3^- - NO_3^- tonen dat in sommige GW verhoogde bicarbonaatconcentraties samengaan met lage nitraatconcentraties (max enkele mg/l). In deze waters is blijkbaar nitraatreductie door organisch materiaal opgetreden. De bicarbonaatconcentraties kunnen hier oplopen tot enkele honderden mg/l.

De chlorideconcentratie van enkele peilbuizen is sterk verhoogd tot honderden mg/l. Dit moet te wijten zijn aan lokale contaminatie.

De grafiek van bicarbonaat en calcium van het GW toont een correlatie tijdens de tweede meetronde (jan 2021) maar vreemd genoeg niet tijdens de eerste meetronde.

Deze correlatie wijst op kalkoplossing maar deze zou dus alleen in de winterperiode optreden, wat moeilijk verklaarbaar is.

3.5.2 Drainwater

De waters uit de drains verschillen minder van samenstelling: de ijzerconcentraties zijn laag, minder dan 0.1 mg/l tijdens de eerste meetronde, maar wel iets hoger tijdens de tweede meetronde, tussen 0.1 en 1 mg/l. De nitraatconcentraties zijn steeds minstens 10 mg/l, het drainwater is dus geoxideerd water, afkomstig van heel geringe diepte. De meeste drains hebben concentraties van boven de 50 mg/l.

De grafieken van de Cl^- vs NO_3^- concentratie tonen dat in de waters met veel nitraat ook hogere chlorideconcentraties voorkomen. Chloride moet dan een co-contaminant van nitraat zijn. De Cl^- concentraties blijven wel steeds onder de 100 mg/l. Tijdens de tweede meetronde hebben twee drains lage Cl^- concentraties (< 10 mg/l), ze hebben een nitraatconcentratie van ca 10 mg/l.

In de drainagewaters (DW) wordt geen nitraatreductie door organisch materiaal vastgesteld. De bicarbonaatconcentraties zijn maximaal ca 100 mg/l.

3.5.3 Oppervlaktewater

Het oppervlaktewater bestaat deels uit grondwater deels uit drainwater. In de winterperiode, zoals tijdens de tweede meetronde, zal drainwater de belangrijkste bijdrage vormen. Tijdens de eerste meetronde liggen de nitraat- en ijzerconcentraties tussen die van het drainwater (groene symbolen) en de gespreide grondwaters. In de tweede meetronde vallen de oppervlaktewaters bijna samen met het drainwater.

De chloride concentratie in de OW toont veel minder spreiding dan het DW en zeker het GW: de concentratie Cl ligt tussen 20 en 50 mg/l.

Op de grafiek van de ijzerconcentratie vs nitraat van het OW (fig 3.26) is duidelijk te zien dat de ijzerconcentraties tijdens de tweede meetronde hoger zijn dan tijdens de eerste. Toch heeft het OW tijdens de tweede meetronde hoge nitraatconcentraties. In de winter zorgt de mix van gereduceerd ijzerhoudend grondwater en nitraathoudend geoxideerd DW voor de combinatie van wat hogere ijzerconcentraties en toch hoge nitraatconcentraties.

3.6 Systeemanalyse en conceptueel model

Testgebied Maldegem is een groot afstroomgebied en het freatisch reservoir bestaat hier uit de quartaire afzettingen die zich ingesneden hebben in het tertiair kleisubstraat van de Formatie van Maldegem (de zgn "Bartoonklei"). In dit kleisubstraat is er een geulensysteem ontwikkeld dat ongeveer overeenkomt met de belangrijkste waterlopen

en een drietal valleien omvat die zich samenvoegen in het noorden. Buiten dit geulensysteem zit het kleisubstraat meestal zeer ondiep, vaak op niet meer dan een meter diepte. Dit heeft verregaande consequenties voor de grondwaterstroming want waar het kleisubstraat heel ondiep zit, valt de freatische laag droog in de zomer en is er geen lokale grondwaterstroming meer. De enige stroming die dan nog optreedt, vindt plaats in de uitgesleten geulen die een sedimentopvulling van wel 5 tot 10 m dikte hebben.

In heel het gebied zijn veel drains aanwezig, zo veel dat ze niet alle konden opgevolgd worden. In de plaats werd een beperkte selectie opgevolgd. Deze metingen tonen aan dat zowel de debieten als de nitraatconcentraties van de drains heel variabel zijn. Ook het moment dat ze in het najaar beginnen werken en in het voorjaar terug droogvallen, varieert van drain tot drain. Hoe dan ook zorgen de drains voor de belangrijkste nitraat input in het waterlopenstelsel. Dit zorgt er voor dat de hoogste nitraatpieken in de winter voorkomen. In de zomer zijn de drains drooggevallen en bestaat de voeding van de waterlopen hoofdzakelijk uit baseflow instroom waarbij het instromend grondwater afkomstig is uit het quartair geulsysteem. In zijn diepere delen (meer dan een meter of 3 diep) bevatten de sedimenten reactief organisch materiaal dat voor nitraatreductie zorgt. Dit dieper quartair grondwater is daardoor armer aan nitraat waardoor in de zomermaanden de nitraatconcentraties in de waterlopen sterk terugvallen.

Waar het kleisubstraat ondiep zit en de laag droogvalt in de zomer kan er geen transport van nitraat over langere afstanden plaatsvinden. Grondwater in dit gebied moet dan ook vrij jong water zijn dat het jaar zelf geïnfiltreerd is.

De wateranalyses tonen dat de drains bijna steeds hoge nitraatconcentraties hebben, van tientallen tot honderden mg/l, en zeer lage ijzerconcentraties. Het is dus altijd geoxideerd water waarin geen nitraatreductie is opgetreden. Maar de grondwaters in de ondiepe peilbuizen (met filters net onder de watertafel) tonen een bredere range aan nitraatconcentraties, ze zijn niet steeds hoog, en ook komen soms hogere ijzerconcentraties voor. Sommige van de peilbuizen bevatten dus wel gereduceerd water. De samenstelling van het oppervlaktewater bestaat deels uit drainwater en deels uit grondwater, de samenstelling ligt daardoor tussen die van de drains en het grondwater in. In de winter is het vooral drainwater, in de zomer het dieper freatisch water dat de kwaliteit bepaalt. De nitraatmetingen aan het debietsmeetpunt tonen daar een goede correlatie tussen het debiet en de nitraatconcentratie.

Fig 3.1 Ligging van de peilbuizen in testsite Maldegem

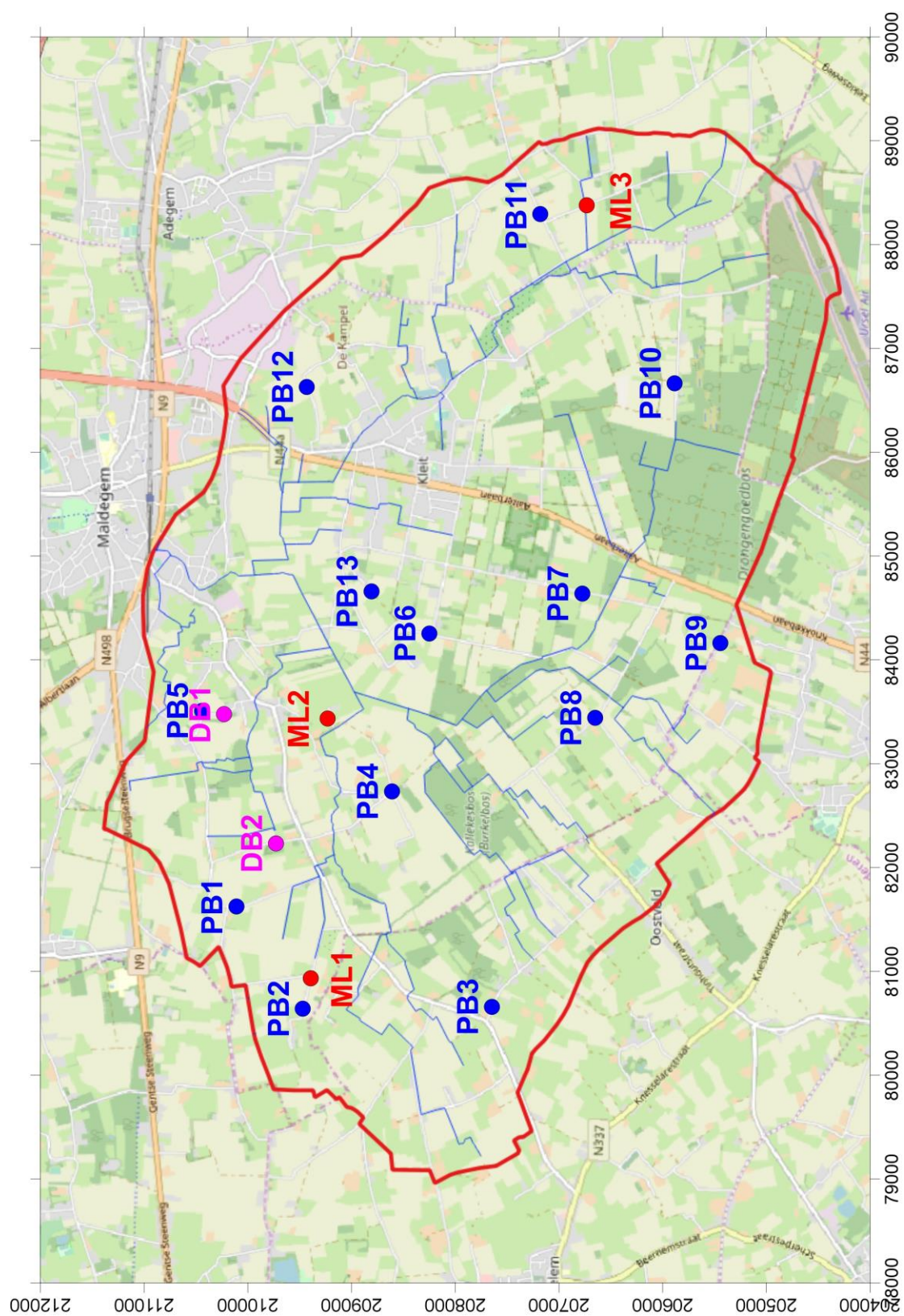


Fig 3.2 Manuele grondwaterpeilmetingen in testsite Maldegem

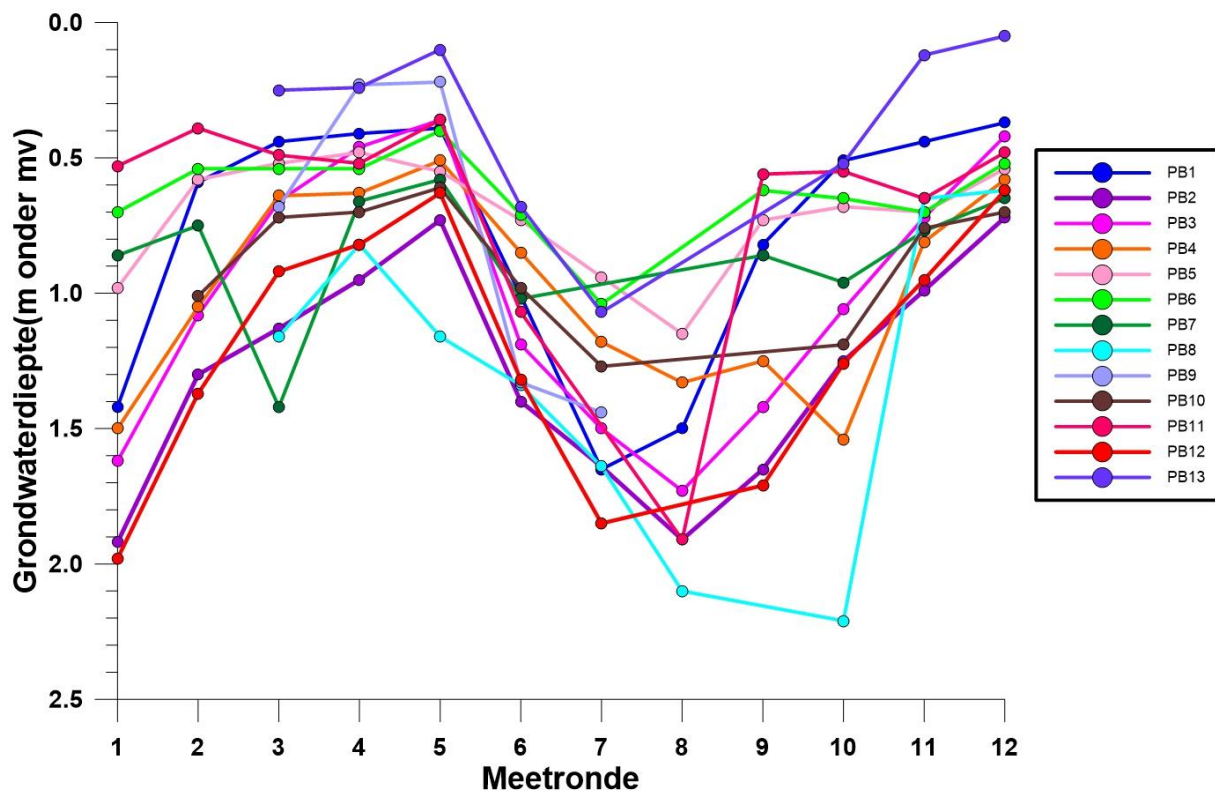


Fig 3.3 Continue peilmetingen van peilbuis PB3 in testsite Maldegem

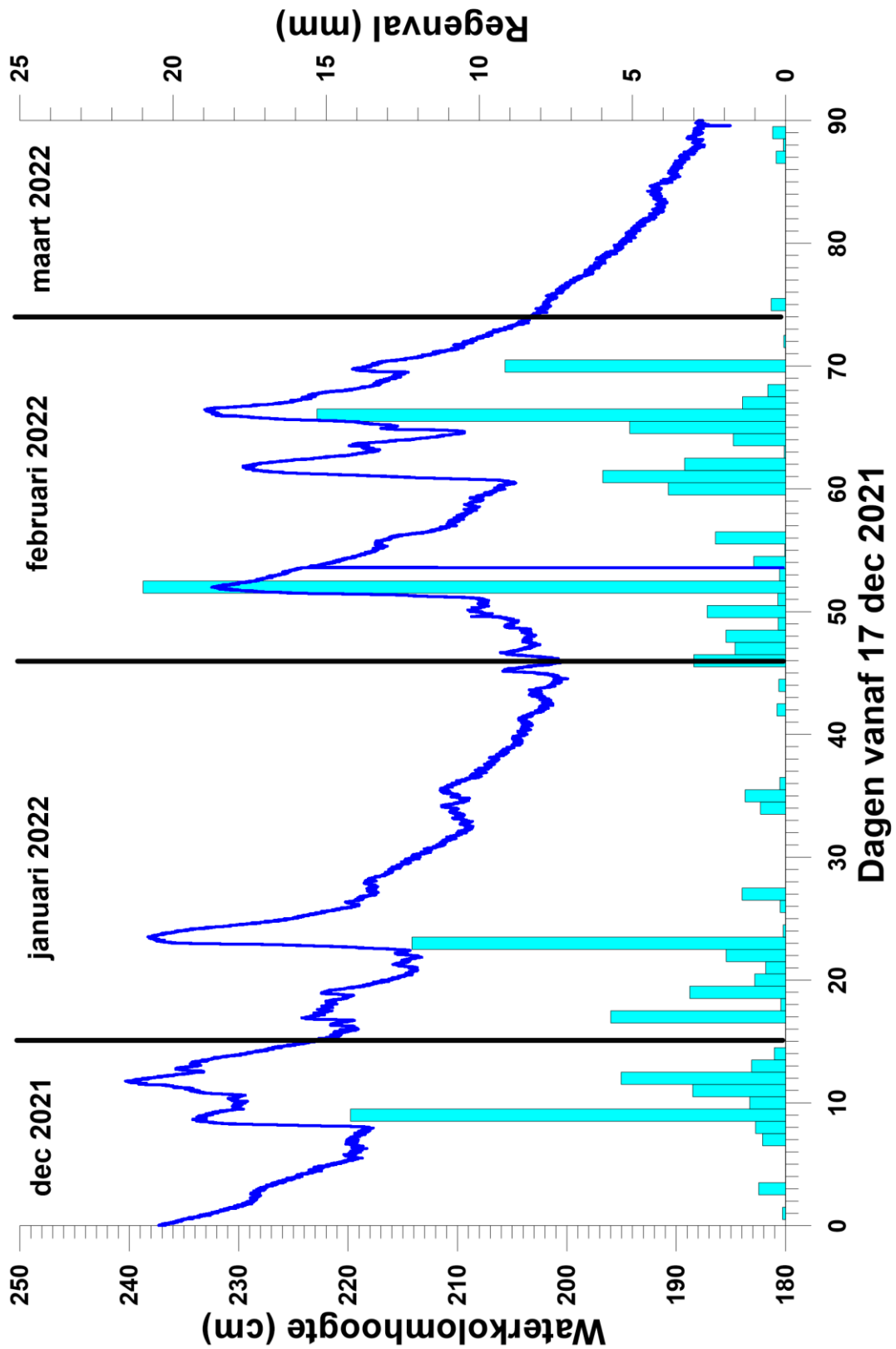


Fig 3.4 Continue peilmetingen van peilbuis PB7 in testsite Maldegem

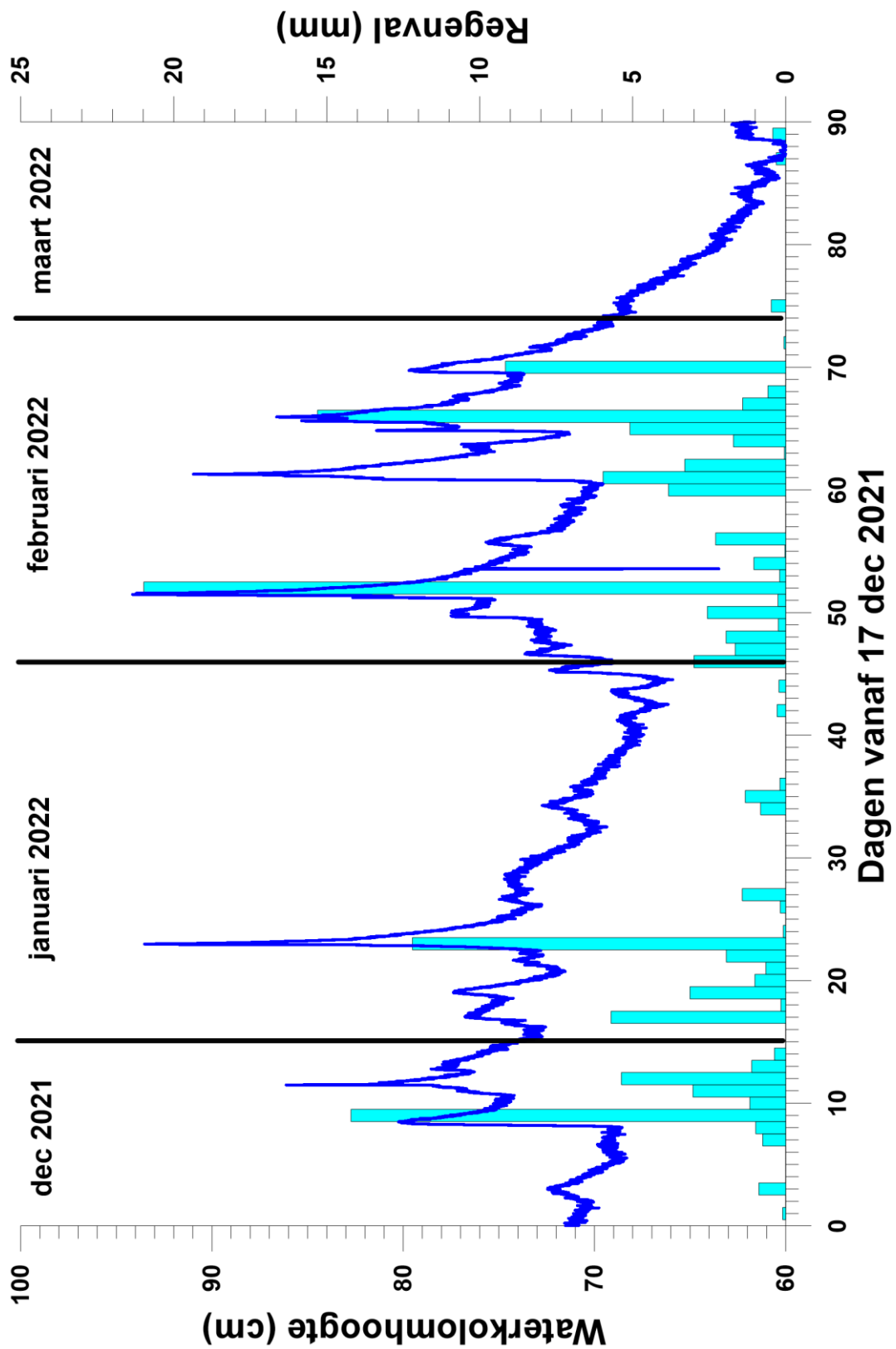


Fig 3.5 Continue peilmetingen van peilbuis PB11 in testsite Maldegem

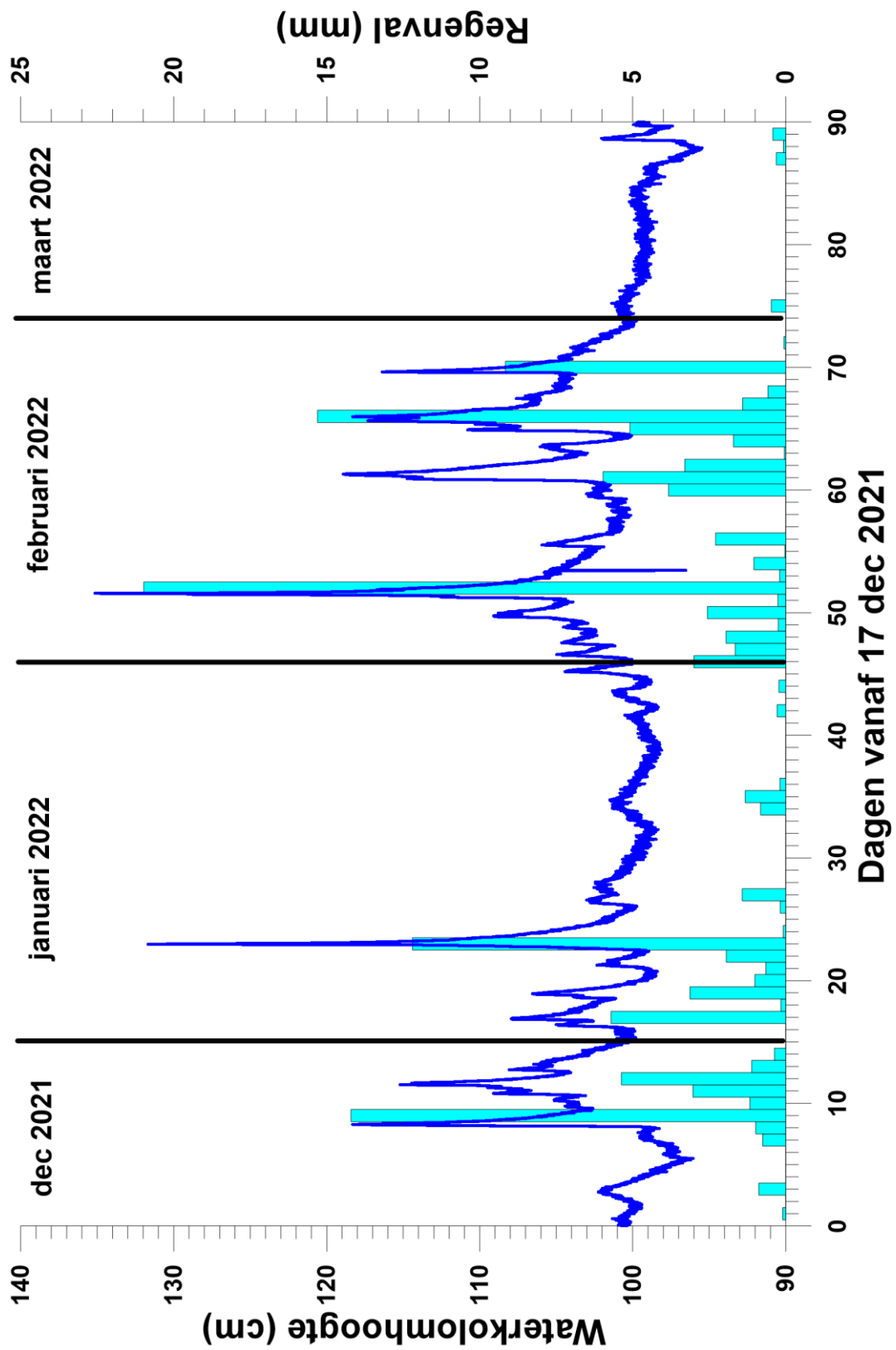


Fig 3.6 Continue peilmetingen van peilbuis PB12 in testsite Maldegem

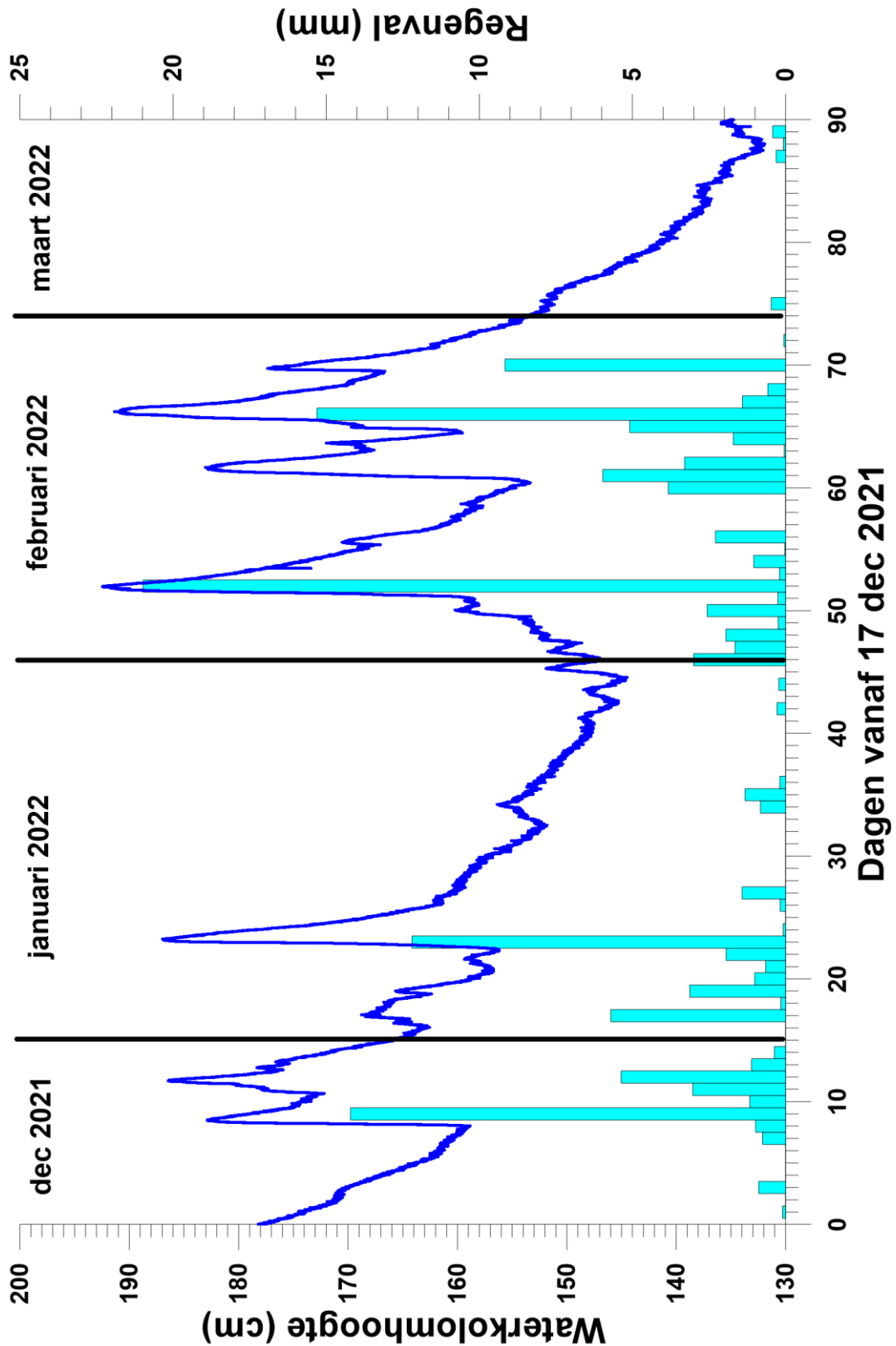


Fig 3.7 Continue peilmetingen van peilbuis DB2F1 in testsite Maldegem

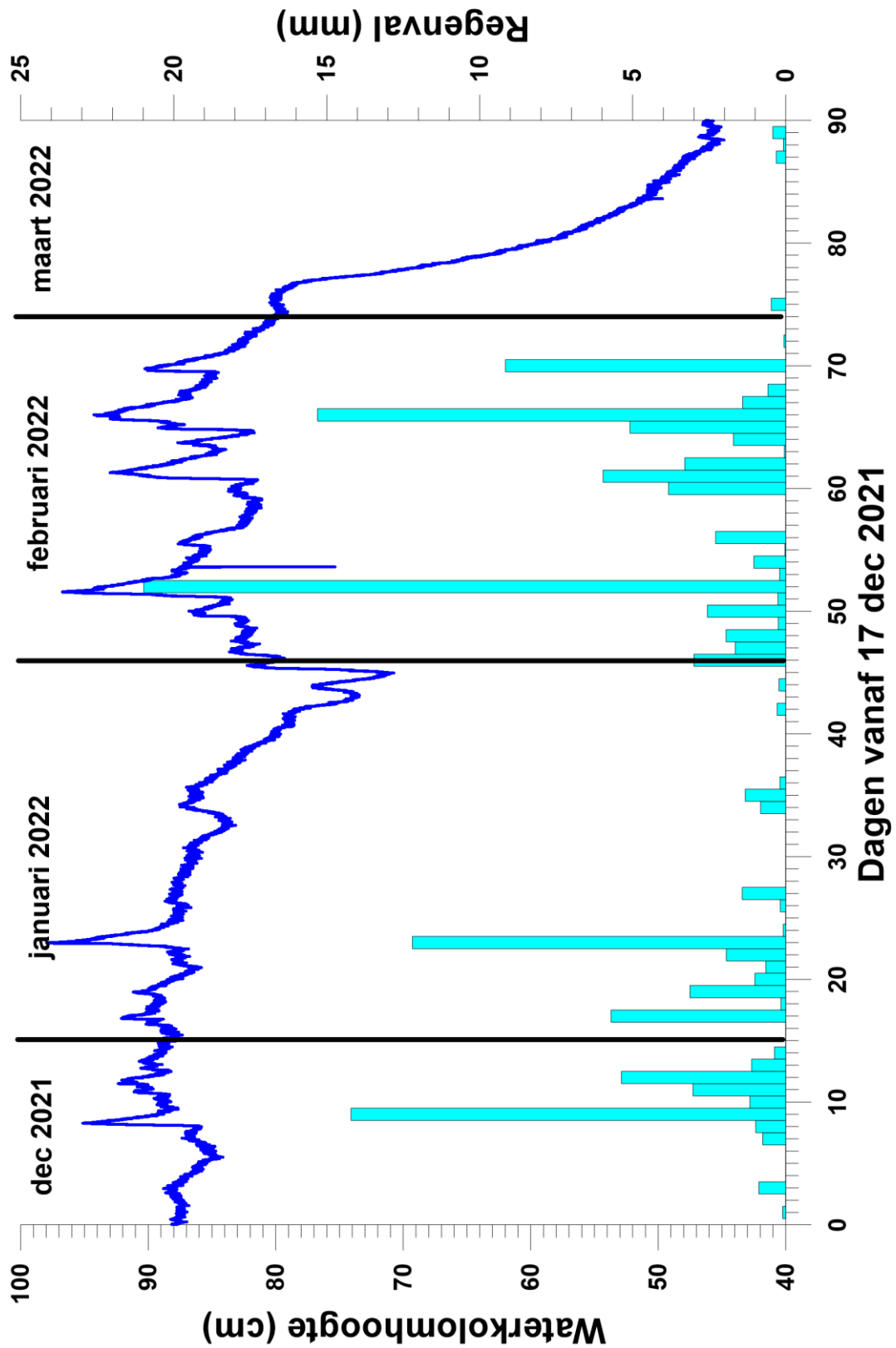


Fig 3.8 Locatie van multi-level well ML3



Fig 3.9 Ligging van de drains die door PCS opgevolgd werden

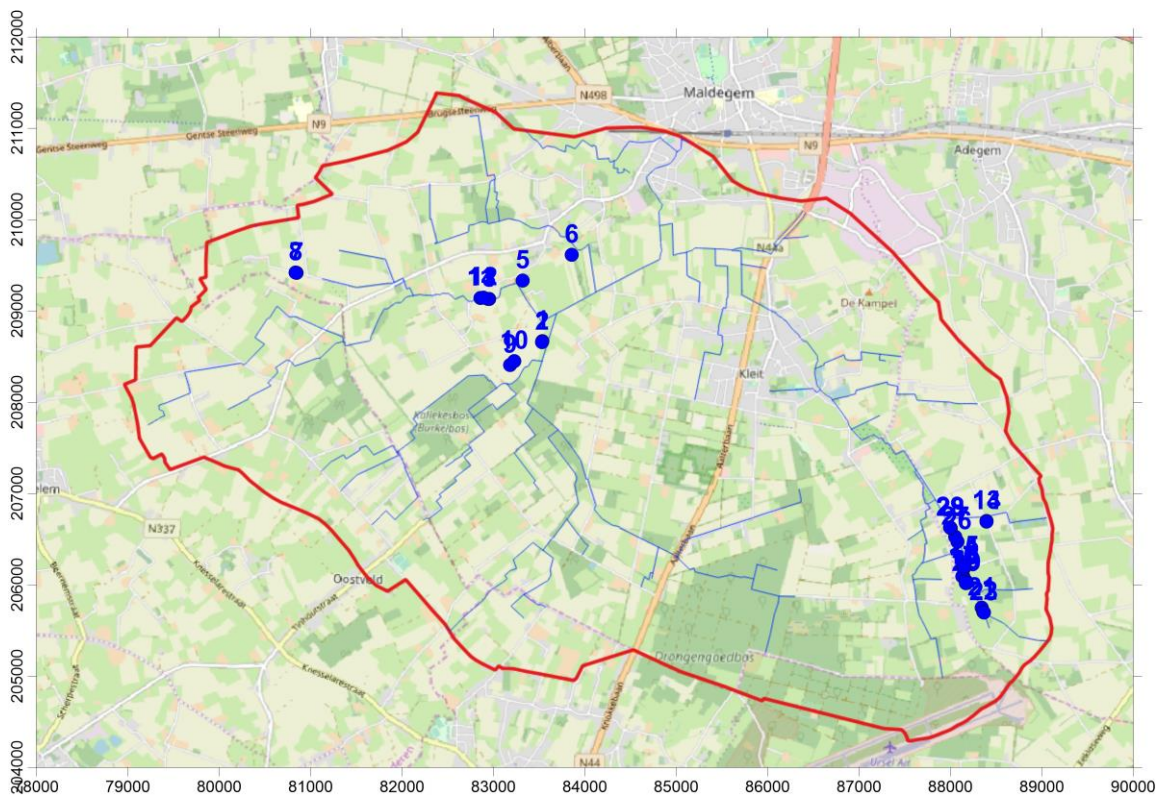


Fig 3.10 Ligging van de 16 oppervlaktewaterpunten die door PCS werden opgevolgd

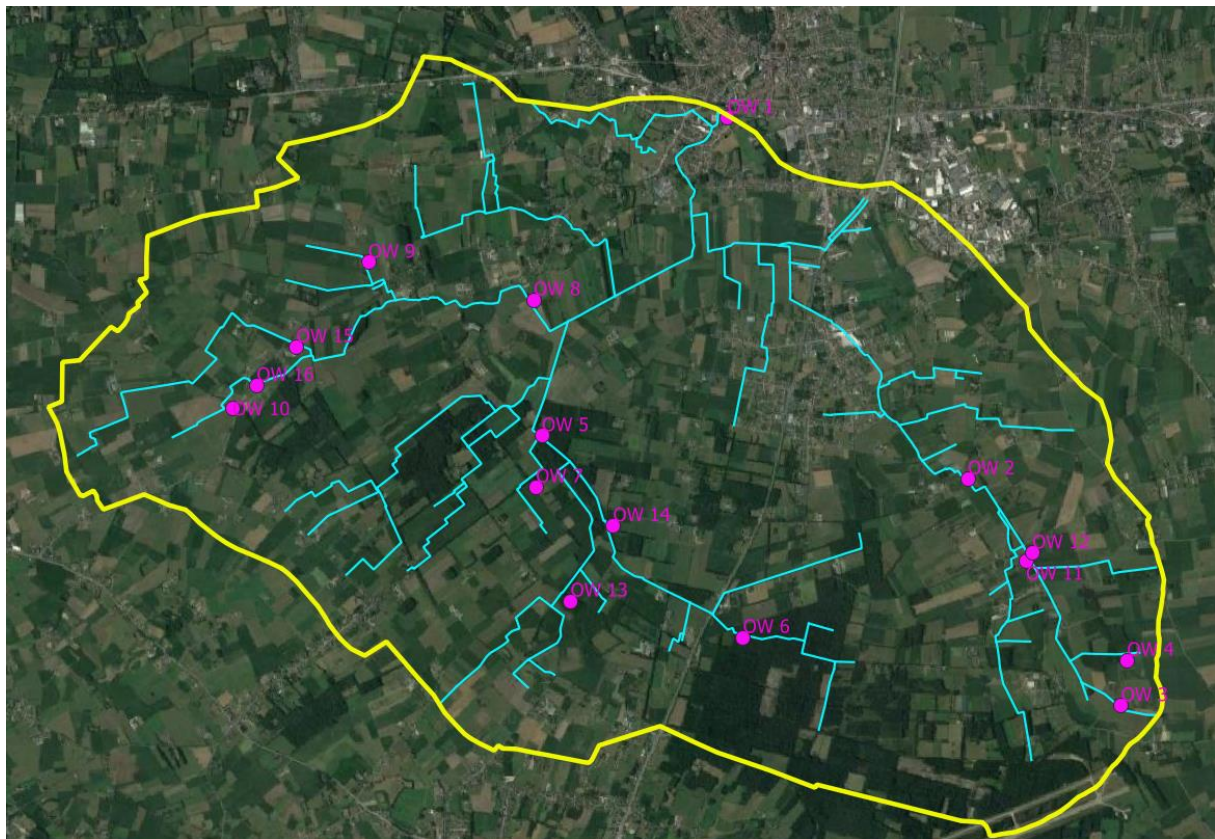


Fig 3.11 Nitraatverloop in de oppervlaktewatermeetpunten in het westen van het afstroomgebied

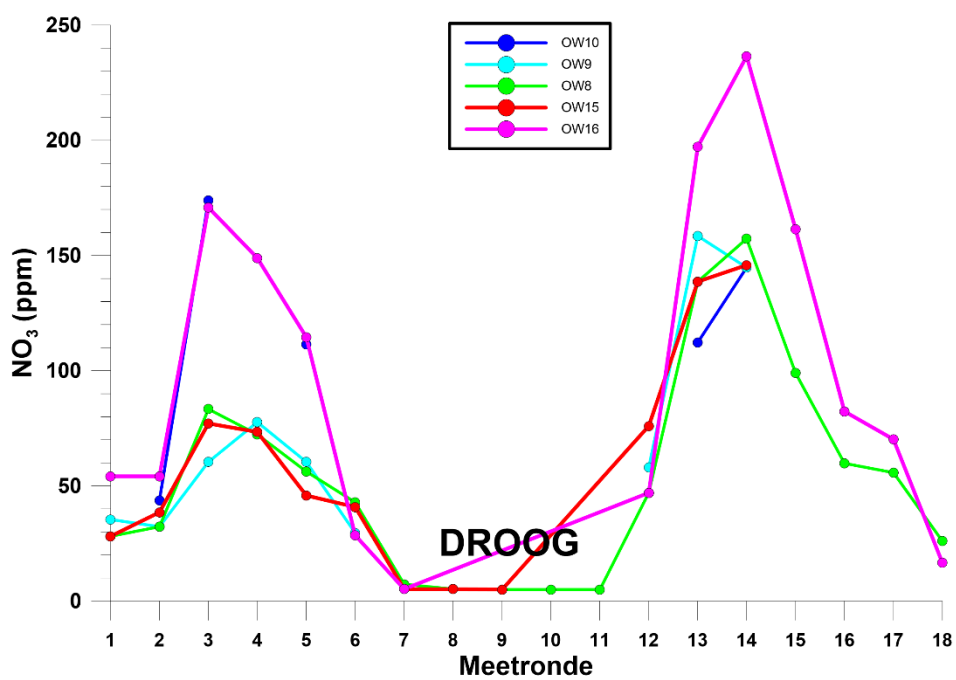


Fig 3.12 Nitraatverloop in de oppervlaktewatermeetpunten in het zuiden van het afstroomgebied

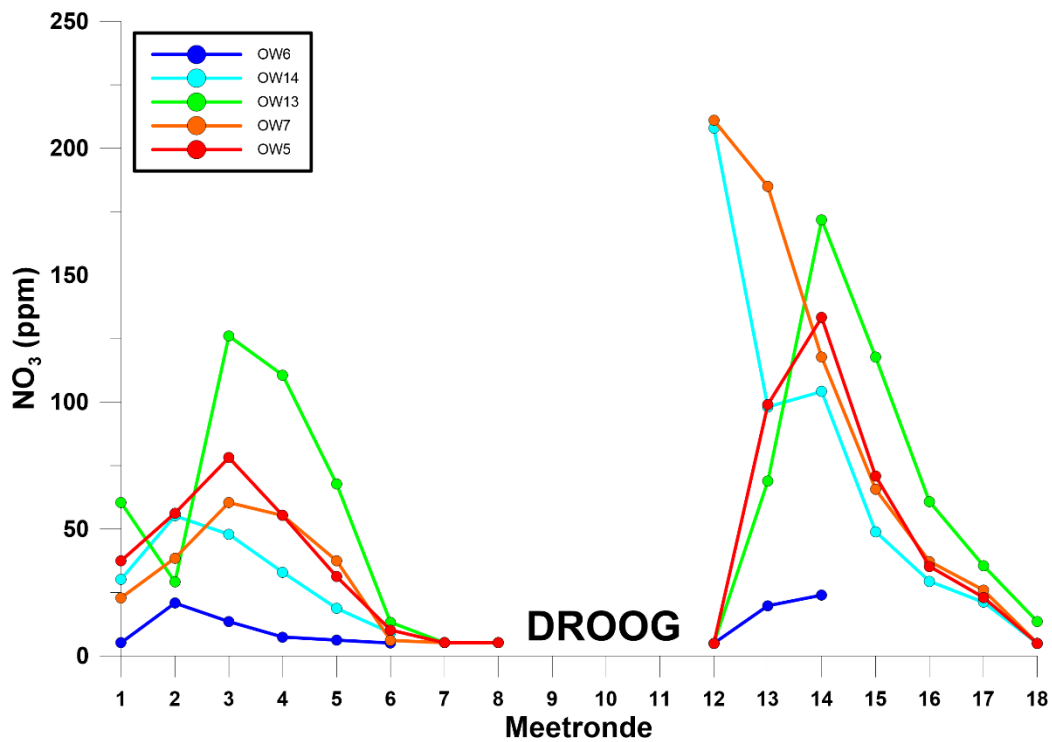


Fig 3.13 Nitraatverloop in de oppervlaktewatermeetpunten in het oosten van het afstroomgebied

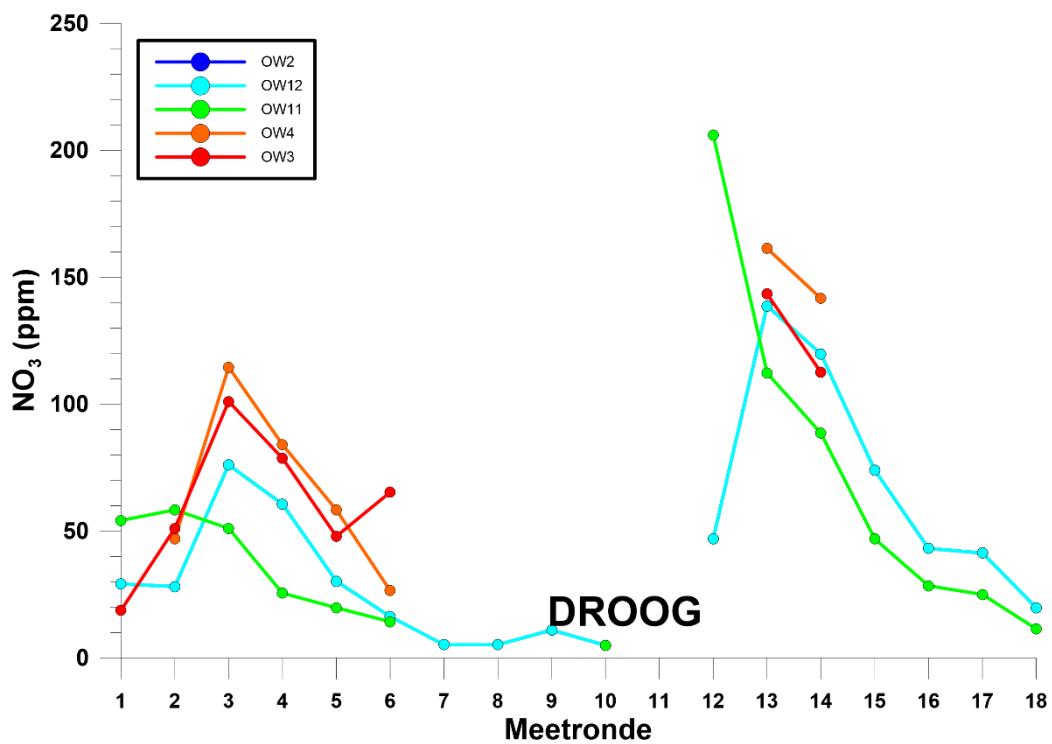


Fig 3.14 Nitraatconcentraties en stromingsdebiet aan het debietsmeetpunt op de Ede in testgebied Maldegem : eerste halfjaar van 2020

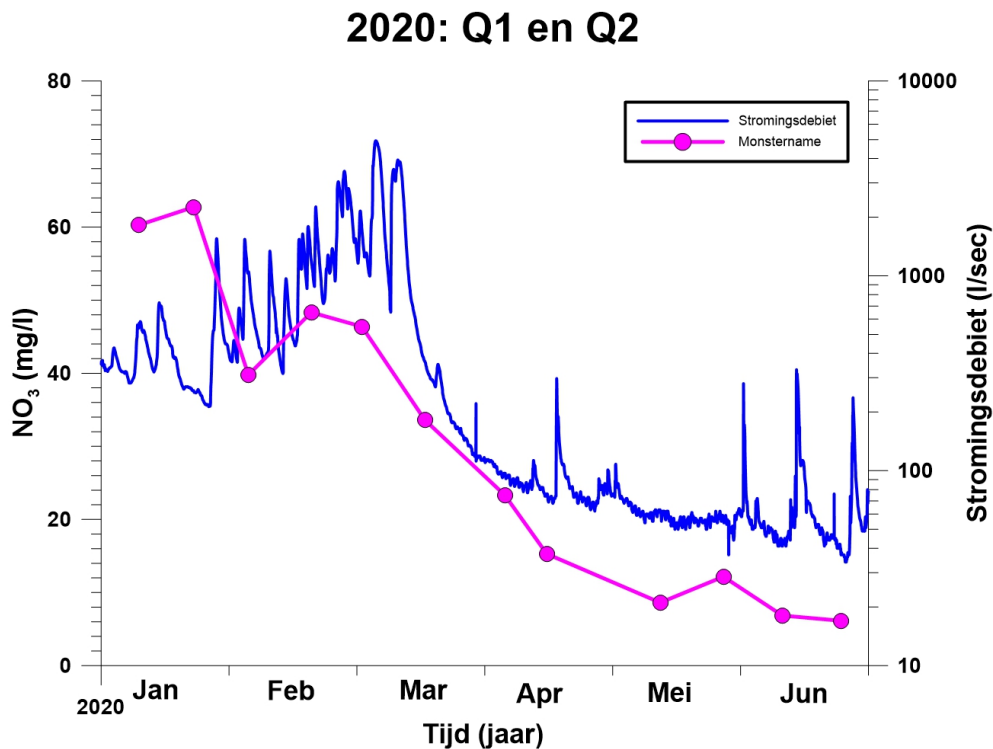


Fig 3.15 Nitraatconcentraties en stromingsdebiet aan het debietsmeetpunt op de Ede in testgebied Maldegem : tweede halfjaar van 2020

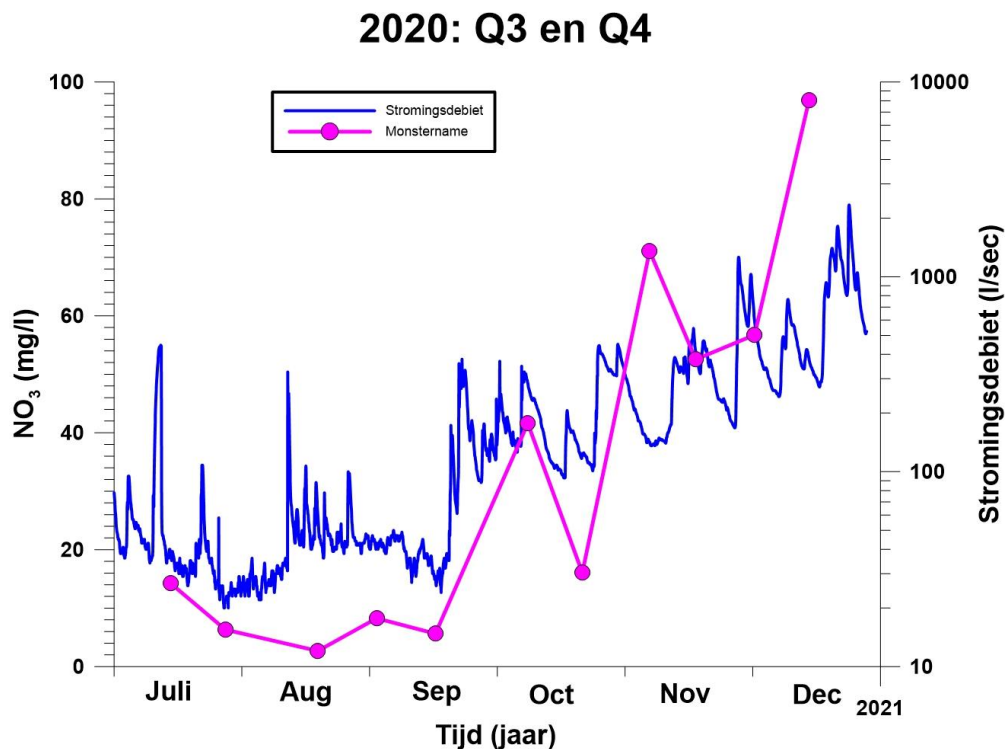


Fig 3.16 Nitraatconcentraties en stromingsdebiet aan het debietsmeetpunt op de Ede in testgebied Maldegem : eerste halfjaar van 2021

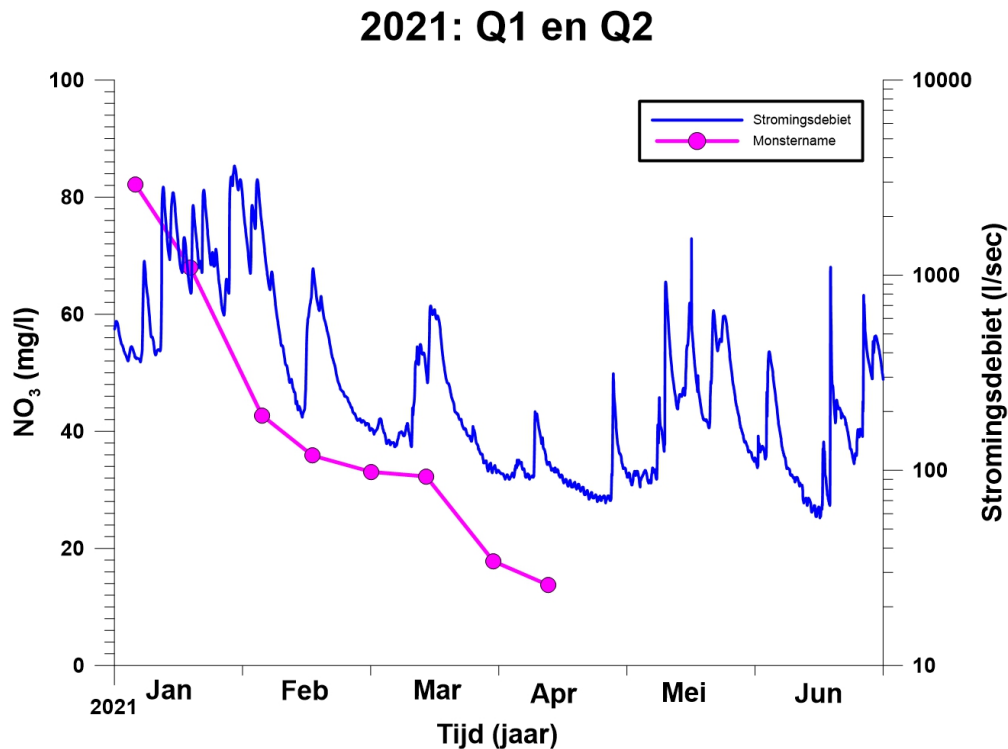


Fig 3.17 Relatie tussen nitraatconcentratie en stromingsdebiet aan het debietsmeetpunt op de Ede in testsite Maldegem

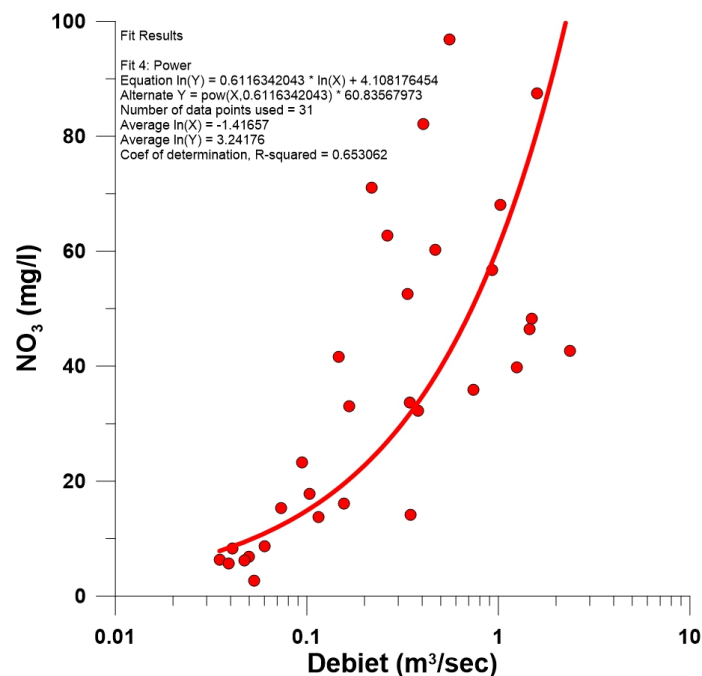


Fig 3.18 Nitraatverloop in de MAP meetpunten en het stromingsdebiet van de Ede

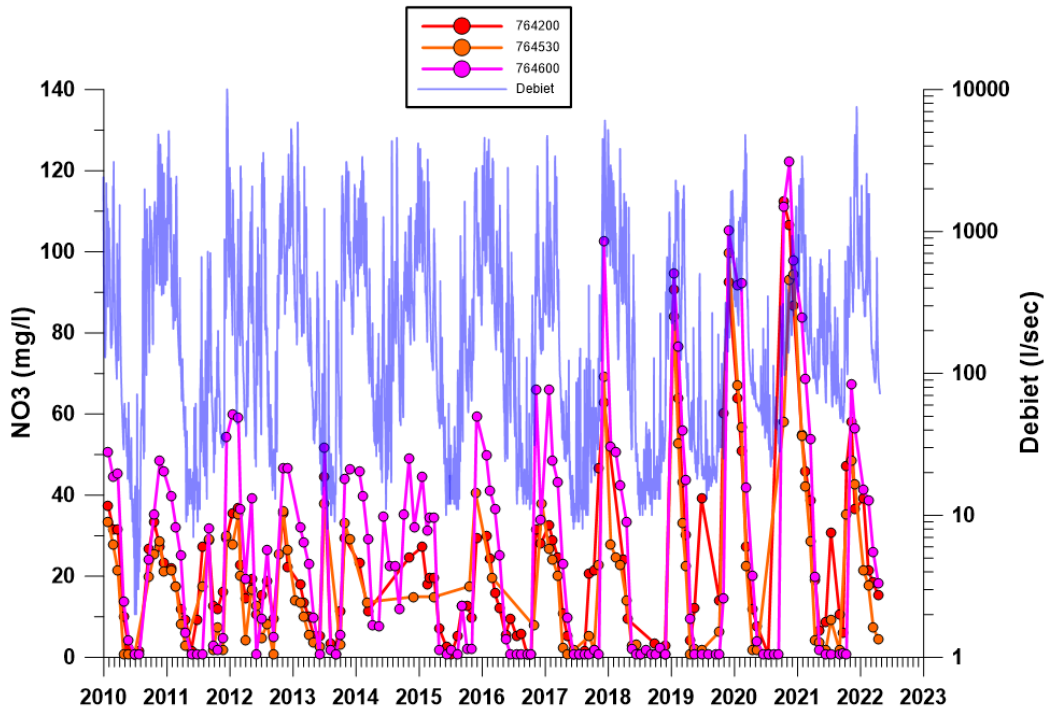


Fig 3.19 Nitraat en ijzerconcentraties in de watermonsters van de eerste meetronde

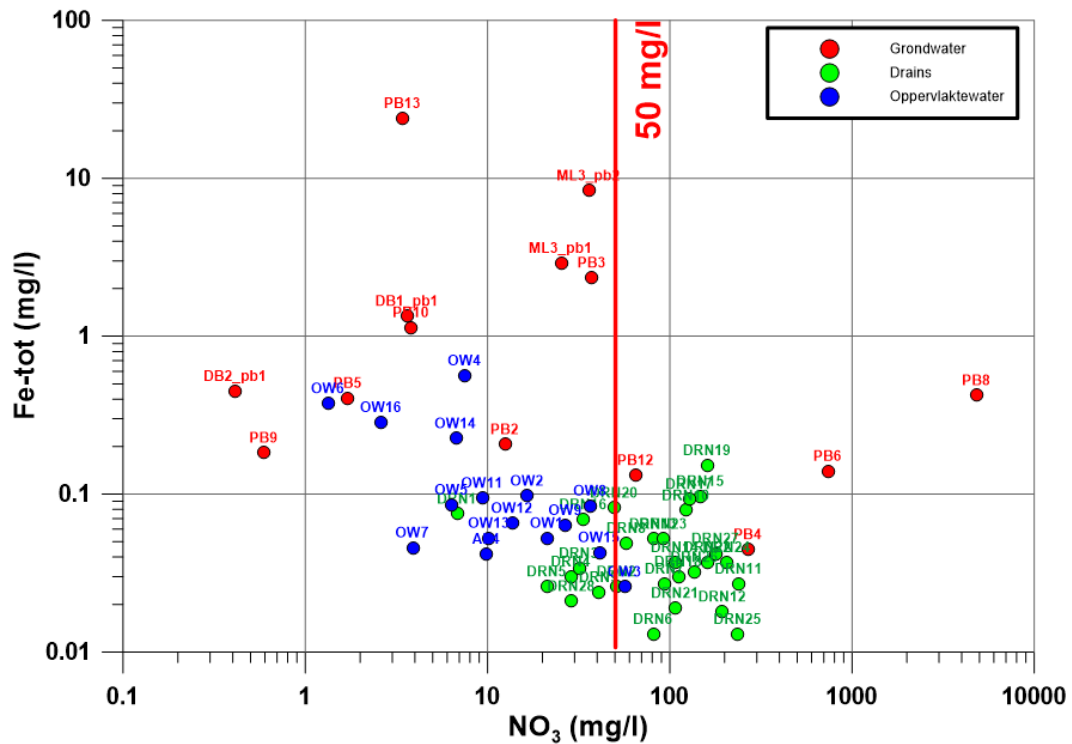


Fig 3.20 Nitraat en ijzerconcentraties in de watermonsters van de tweede meetronde

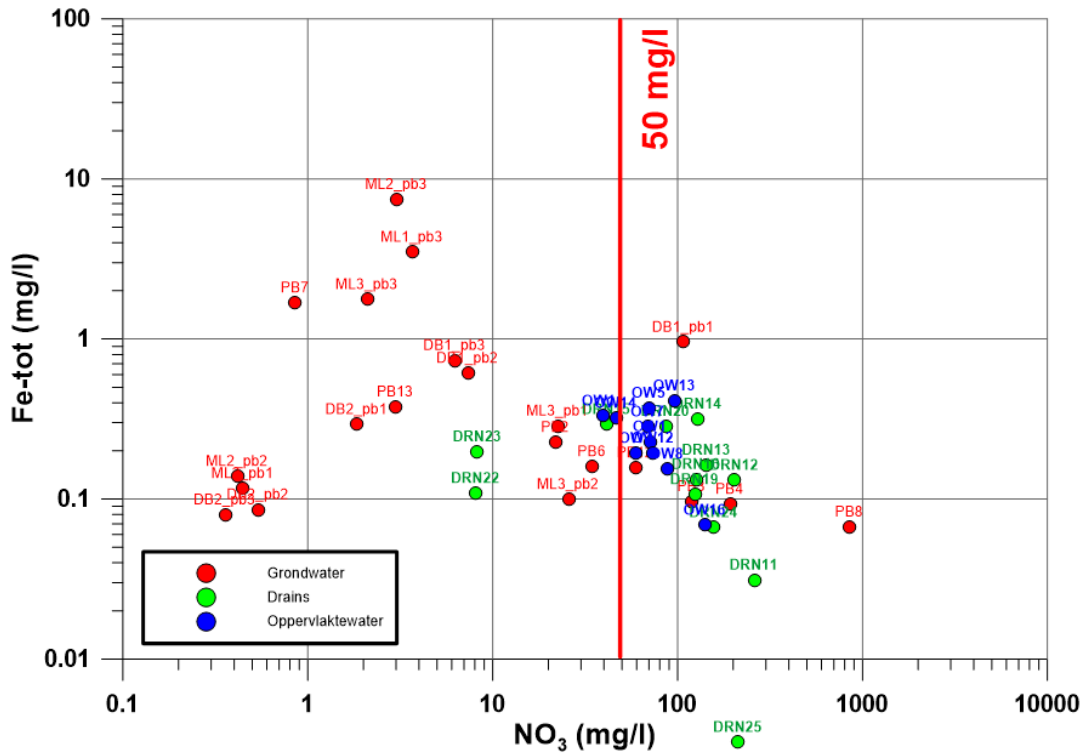


Fig 3.21 Bicarbonaat en nitraatconcentraties in de watermonsters van de eerste meetronde

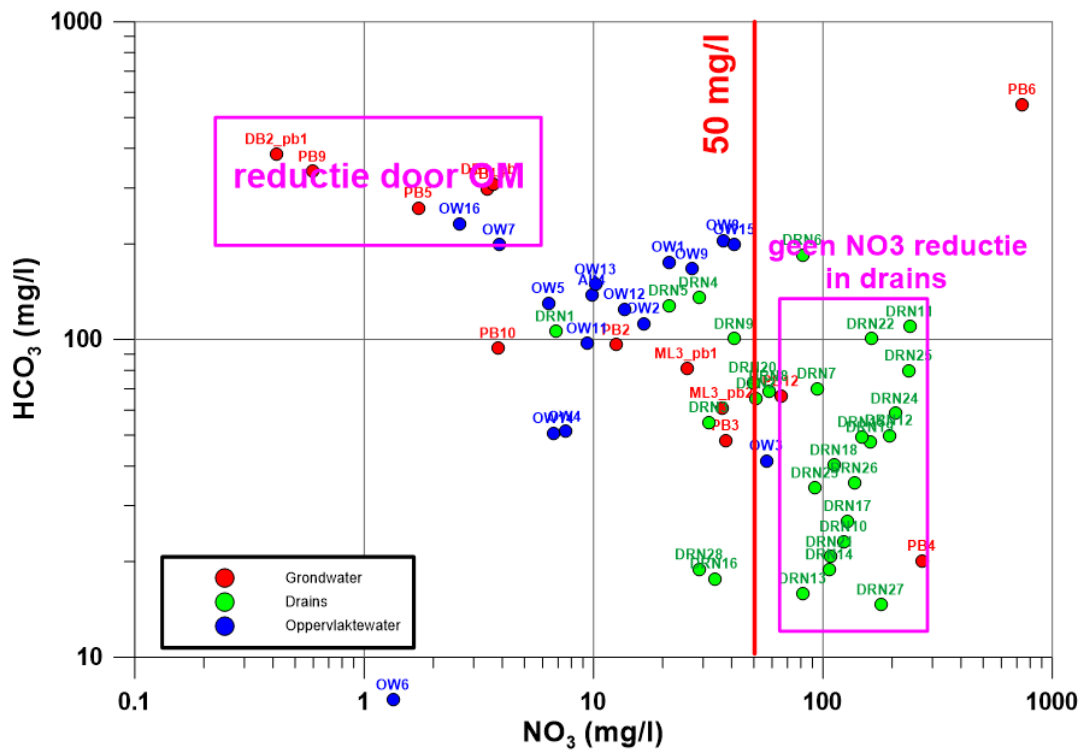


Fig 3.22 Bicarbonaat en nitraatconcentraties in de watermonsters van de tweede meetronde

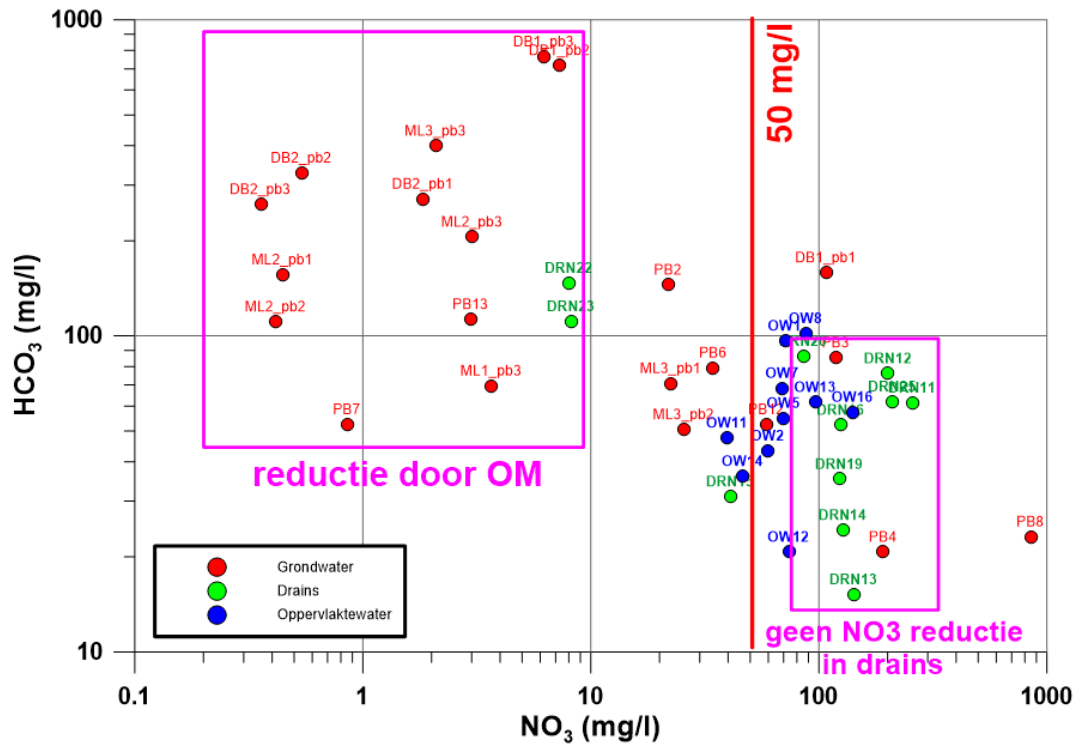


Fig 3.23 Chloride en nitraatconcentraties in de watermonsters van de eerste meetronde

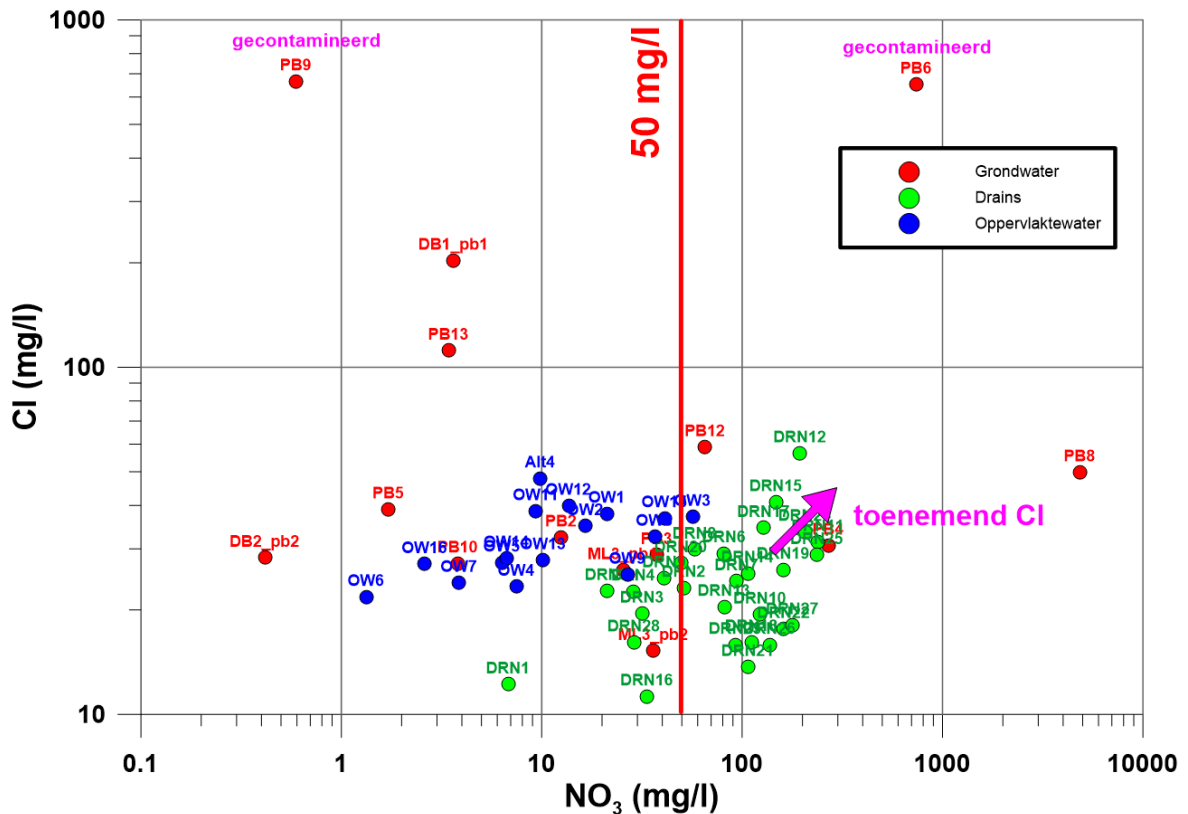


Fig 3.24 Chloride en nitraatconcentraties in de watermonsters van de tweede meetronde

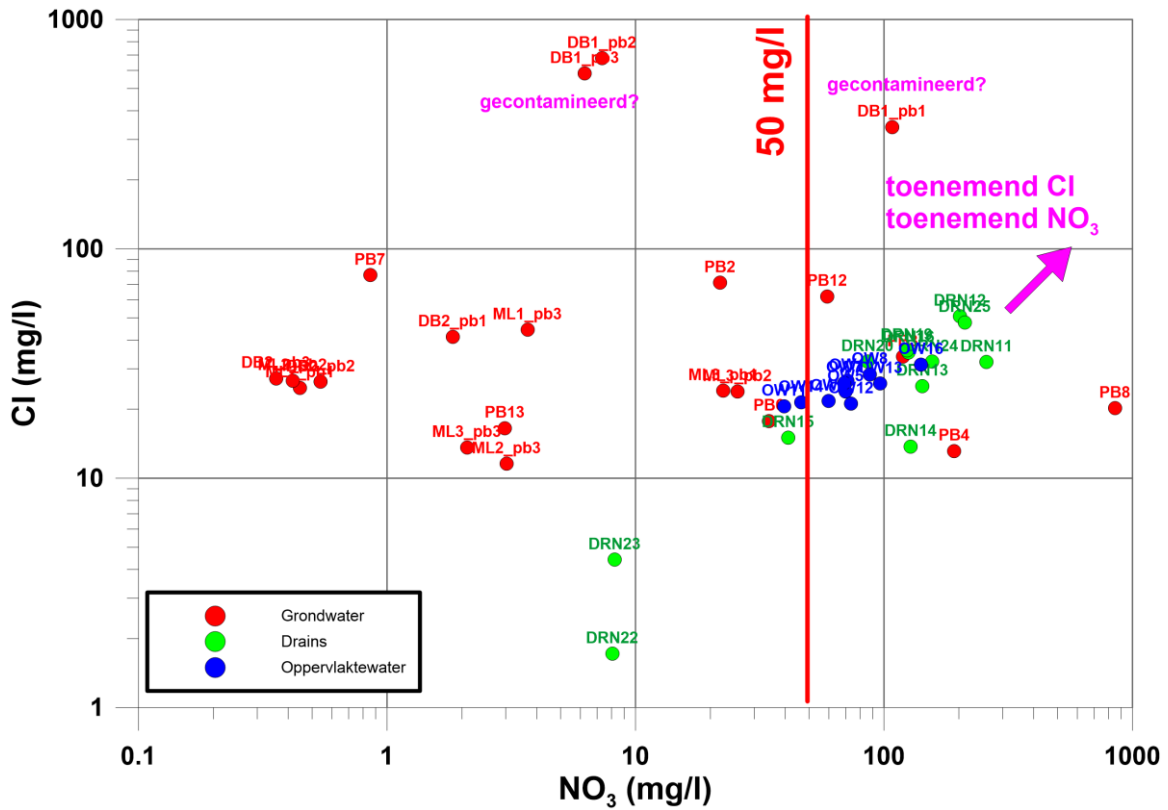


Fig 3.25 Bicarbonaat en calciumconcentraties in de grondwatermonsters van beide meetronden

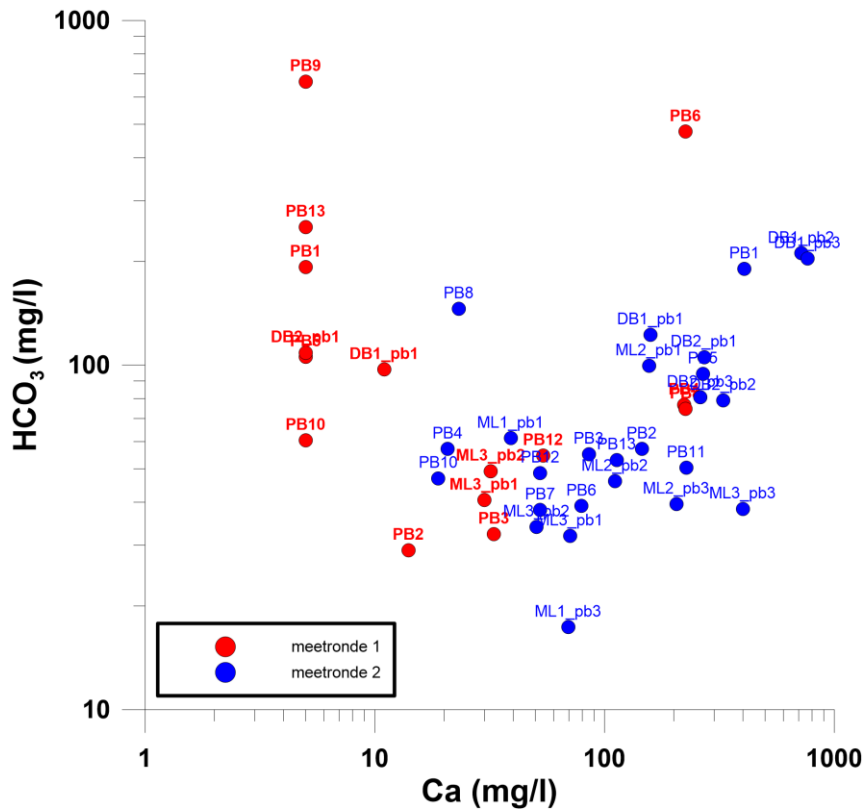
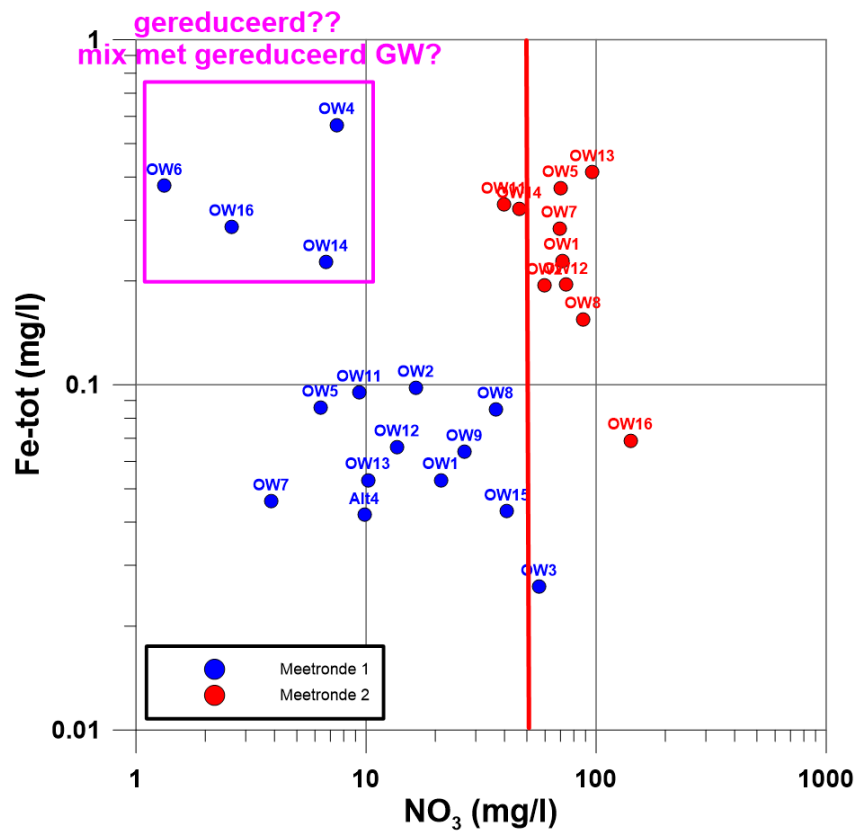


Fig 3.26 IJzer en nitraatconcentraties in de oppervlaktewatermonsters van beide meetronden

4 Grondwaterstromingsmodellen

Het doel van de grondwatermodellen is een beeld te krijgen van de reistijden en verblijftijden van het grondwater in de studiegebieden. Daartoe werden met de MODFLOW-2000 simulator (HARBAUGH et al, 2000) grondwatermodellen geïmplementeerd en steady state simulaties uitgevoerd die de gemiddelde grondwaterstroming weergeven. Daarna werd met het MODPATH programma (Pollock, 2012) stroomlijnen gegenereerd en de reistijden tussen het vertrek aan de watertafel en het toekomen in het waterlopenstelsel afgeleid. Het was niet de bedoeling alle aspecten van het hydrodynamisch systeem te reproduceren.

4.1 Testsite Huise

4.1 Beschrijving van het grondwatermodel

De begrenzing van het modelgebied is vooral gebaseerd op de topografie. De Plankbeek heeft in de oostflank van de heuvelrug die van Kruisem naar Wortegem loopt een vallei ingesneden, waardoor het reliëf uitgesproken is. De grens van het afstroomgebied volgt een reeks topografische kammen in het noorden, westen en zuiden. De oostgrens ligt ter hoogte van het debietsmeetpunt waar de vallei open is.

Het afstroomgebied van de Plankbeek is ongeveer 4.47 km² groot. Het model gebruikt een spatiale discretisatie van 25 m. Het modelgrid bestaat uit 171 kolommen en 87 rijen. Het netwerk is dus 4.275 km in de west-oostrichting en 2.175 km in de noord-zuid richting. Daarbij ligt de westgrens van het grid op Lambertcoördinaat X=79000. En de oostgrens op X=89100. De noordgrens ligt op Lambert-coördinaat Y=211450. en de zuidgrens op Y=204200. De ligging en uitbreiding van het gemodelleerde gebied zijn aangegeven op fig 4.1.

Topografie

De topografie en hydrografie van het studiegebied zijn sterk met mekaar verbonden (fig 4.2) omdat de Plankbeek in de centrale as van de vallei loopt. Voor de topografie binnen het modelgebied werd gebruik gemaakt van het DEM grid dat onderdeel is van het 3D geologisch model (V3.1) van Vlaanderen.

Hydrostratigrafie

Op de afgedekte tertiairkaart (fig 4.2) is te zien dat de Plankbeekvallei zich op de oostflank van een heuvel bevindt, die bestaat uit de Formatie van Tielt, het Lid van Egem (het vroegere "leperiaanzand"), dat rust bovenop het kleisubstraat van de Formatie van Kortrijk. Helemaal in het westen van het gebied komt nog het onderste deel van de Formatie van Gent voor, maar dit is heel beperkt in dikte. Bovenop de tertiaire afzettingen komt een deklaag voor die bestaat uit quartaire afzettingen. Dit is meestal leemhoudend zand.

De dikte en diepte van de verschillende lagen werd bekomen uit het 3D geologisch model van Vlaanderen (Matthijs et al, 2013). Kaarten worden hier gegeven met :

- De isohypsen van het kleisubstraat (Formatie van Kortrijk, fig 4.3)
- De isopachen van de er bovenop liggende Formatie van Tielt (fig 4.4) . Deze komt in het oosten van het modelgebied, dus in het stroomafwaarts deel, niet meer voor. Hier rust de deklaag rechtstreeks op de Formatie van Kortrijk.
- De dikte van de quartaire deklaag (fig 4.5). Deze is dikker in het centrum van de vallei en neemt toe naar het oosten van het gebied. Op de hogere valleiflanken is de dikte niet meer dan 1 à 2 m.

Hydraulische parameters

Het model bevat twee lagen. De ingevoerde doorlatendheden zijn de gemiddelden bekomen uit de slugtesten en ze hebben een uniforme waarde.

De bovenste modellaag (laag 1) bestaat uit de quartaire deklaag. De doorlatendheid is 0.623 m/d.

De onderste modellaag (laag 2) bestaat uit de Formatie van Tielt. Deze heeft een doorlatendheid van 1.521 m/d.

De doorlatendheid van de bovenste laag is dus kleiner dan die van laag 2. Bij het boren van de peilbuizen werd inderdaad ondervonden dat de deklaag sterk leemhoudend is. Deze bedraagt het gemiddelde van de doorlatendheden die uit de slugtesten bepaald werden, nl 1.385 m/d. De verticale doorlatendheid werd op 10% van de horizontale waarde genomen.

Het MODFLOW model gebruikt de "Layer Property Flow (LPF)" module voor het definiëren van de hydraulische parameters.

Grondwateraanvulling

Het model maakt gebruik van de lange termijn gemiddelde grondwatervoeding zoals berekend met het Wetspass model (Batelaan et al, 2001; Batelaan et al., 2007)). Omdat de resolutie van het originele Wetspass grid 100 m is, en het modelnetwerk hier een spatiale resolutie heeft van 50 m werden de Wetspass waarden d.m.v. bilineaire interpolatie op het modelgrid gepast.

De aanvulling is op kaart voorgesteld (fig 4.6). De waarden liggen tussen 88 en 265 mm/jaar, met een gemiddelde van 208 mm/jaar en een mediaanwaarde van eveneens 208 mm/jaar. Op bijna alle plaatsen ligt de aanvulling net boven de 200 mm/jaar.

Het MODFLOW model gebruikt de RECHARGE module voor de grondwatervoeding.

Hydrografie

Het waterlopenstelsel in het model komt overeen met het vectorieel bestand van de Vlaamse Hydrografische Atlas (in shapefile formaat). Op basis hiervan werden de modelcellen geselecteerd die een riviersectie bevatten. Deze riviercellen zijn aangeduid op fig 4.1. Het waterpeil in elke riviercel werd ingesteld op 1 m onder maaiveld, uniform in het modelgebied. De hydraulische conductantiefactor werd geschat op basis van een breedte van de Plankbeek van 1 m en een hydraulische intreeweerstand in de beek van 1 dag. Dit geeft per cel een hydraulische conductantiefactor van $25 \text{ m}^2/\text{dag}$. Die is dus een maat voor het hydraulisch contact tussen de beek en het grondwaterreservoir.

Het MODFLOW model gebruikt de RIVER module voor het waterlopenstelsel.

Laterale instroming

Uit de modelsimulaties is gebleken dat er een grondwaterstroming over de randen van het modelgebied moet optreden. Zonder in- en uitstromende fluxen zijn de stijghoogten langsheen de noordgrens te hoog, de watertafel staat dan boven het maaiveld, en aan de zuidgrens te laag. De topografische waterscheidingskammen, gebruikt voor het afbakenen van het afstroomgebied en het overeenkomende modelgebied, komen blijkbaar niet overeen met grondwaterscheidingskammen.

Daarom werden langs de noord- en zuidrand een GHB ("General Head Boundary") randvoorwaarde gehanteerd. Daarbij wordt het peil op 3 m onder maaiveld gehouden ter hoogte van de waterscheidingskammen die de modelgrens vormen. Dat is conform met het gemeten waterpeil in de peilbuis op de valleiflank, maar de diepte van 3 m werd wel als een uniforme waarde langsheen de hele grens aangehouden.

Er wordt ook verondersteld dat de stromingsrichting aan de oostgrens loodrecht op de Plankbeek is.

4.1.2 Resultaten

Er werd gebruik gemaakt van de SIP module bij het oplossen van de stromingsvergelijking met een toegelaten afwijking van 0.01 mm.

Stijghoogteverdeling

Het algemeen patroon van de stijghoogteverdeling van de watertafel (fig 4.7) volgt grotendeels de topografie van de vallei. Hierdoor is er een gradiënt naar de Plankbeek toe, met stroming vanuit het noorden op de noordflank en vanuit het zuiden op de zuidflank. Maar de grondwaterstroming volgt ook de algemene helling van de vallei, die afhelt van west naar oost.

Uit de waterbalans blijkt ook hoeveel grondwater over de zuidgrens het model binnenstroomt en over de noordrand het model buitenstroomt. Over de zuidrand stroomt $1951 \text{ m}^3/\text{dag}$ het gebied binnen en $439 \text{ m}^3/\text{d}$ verlaat het gebied over de

noordrand. De grondwateraanvulling bedraagt 2496 m³/dag en de Plankbeek draineert 4047 m³/dag. Dat is dus meer dan de grondwatervoeding binnen het bekken, omdat de beek ook een deel van het vanuit het zuiden instromend grondwater wegdraineert.

Reistijden en verblijftijden

Met het MODPATH programma werden stroomlijnen getraceerd en reistijden berekend. Daartoe wordt er vanuit elke modelcel van aan de watertafel een stroomlijn gevolgd tot deze in het waterlopenstelsel terechtkomt. De stroomlijnen stoppen wanneer ze in een riviercel binnenkomen. Eventueel moet het grondwater dan nog binnen de cel een kleine afstand afleggen tot de beek zelf. Dit kan maximaal een 10 à 15 m zijn vermits de cellen 25 m groot zijn.

Voor het berekenen van reistijden dient de porositeit opgegeven te worden. De inschatting gebeurde a.h.v. de grafiek van Johson (1967, fig 4.8).

De stroomlijnen binnen het modelgebied zijn getekend op fig 4.9. Voor elke stroomlijn is op de plaats van vertrek de reistijd naar de Plankbeek met een kleurcodering aangegeven op fig 4.10. Al deze reistijden zijn verwerkt in een CDF diagramma (fig 4.11). Uit de kaart van fig 4.10 kan opgemaakt worden dat de reistijden vanop de valleiflanken hoog kunnen oplopen: de reistijd bedraagt hier meestal tussen 25 en 50 jaar. Van aan de buitengrens van het bekken kan de reistijd zelfs boven de 50 jaar liggen. De mediaanouderdom op het CDF diagramma ligt rond de 25 jaar. Grondwater dat dicht bij de Plankbeek is geïnfilterd, heeft uiteraard veel kortere reistijden.

Fig 4.1 Ligging van het MODFLOW modelnetwerk van het grondwatermodel van het Plankbeek afstroomgebied in Huisse

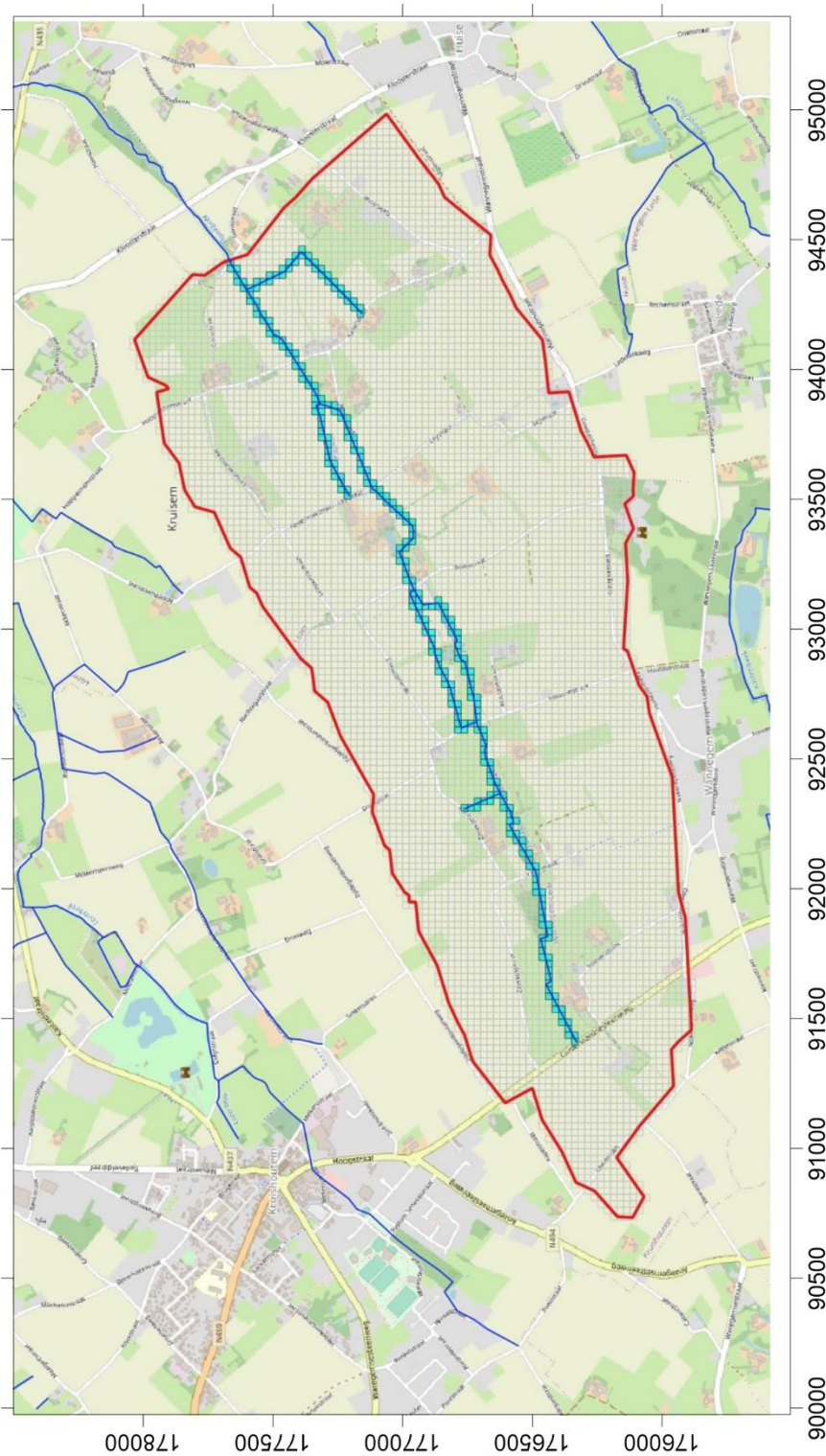


Fig 4.2 Afgedekte tertiair geologische kaart van de omgeving van het modelgebied van Huise

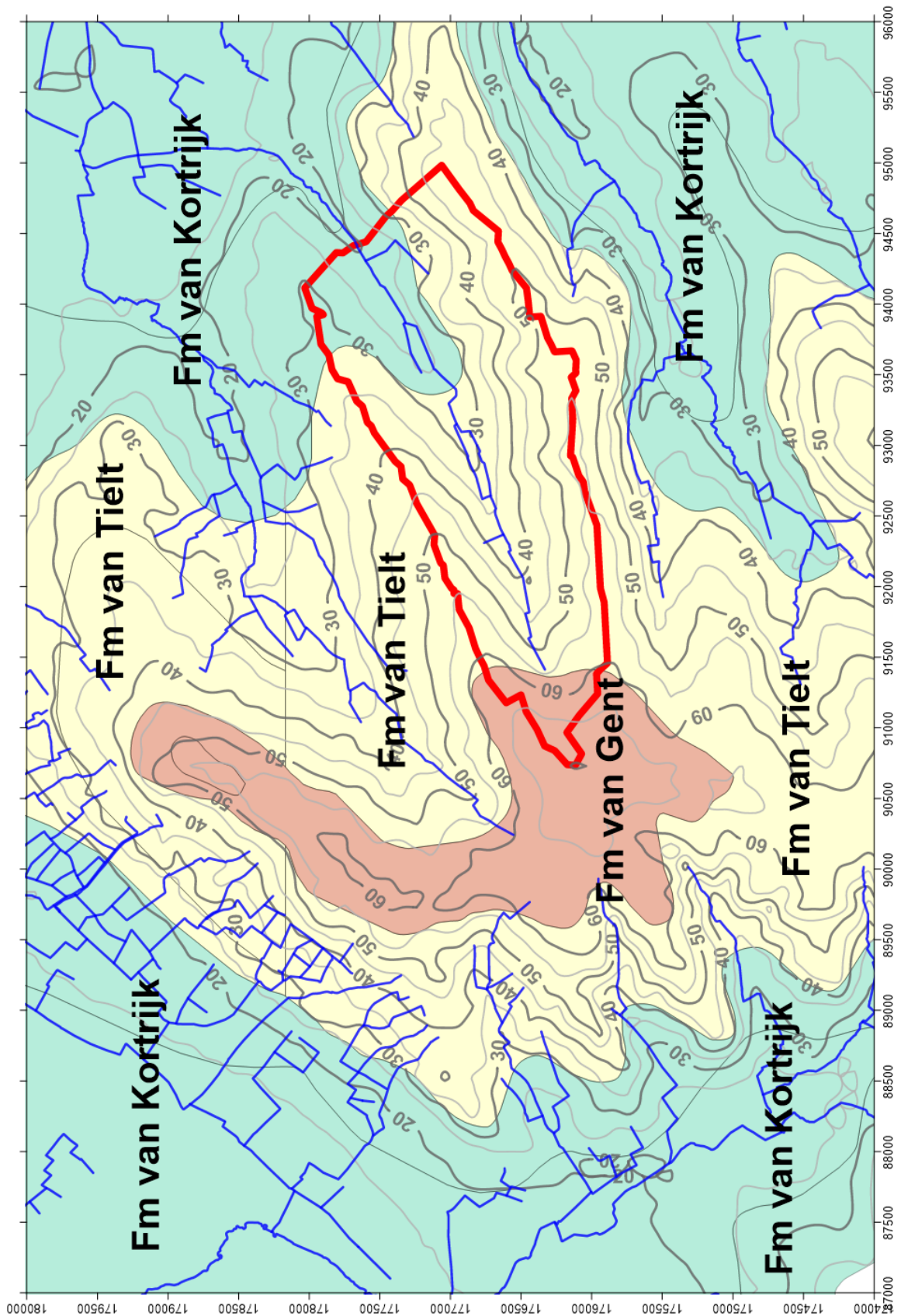


Fig 4.3 Isohypsen van de top van de Formatie van Kortrijk ("leperiaanklei")

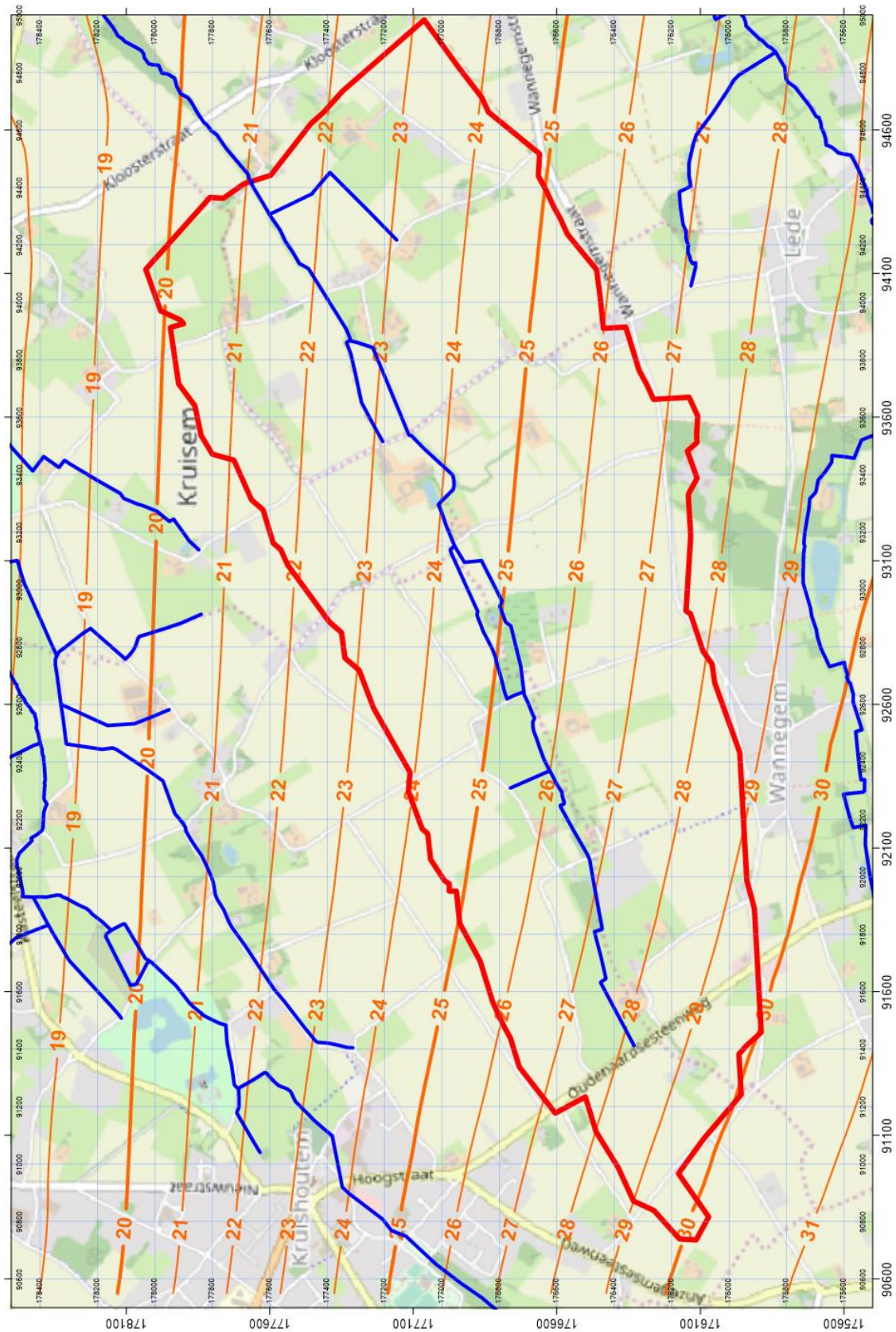


Fig 4.4 Isopachen van de Formatie van Tielt (“leperiaanzand”)

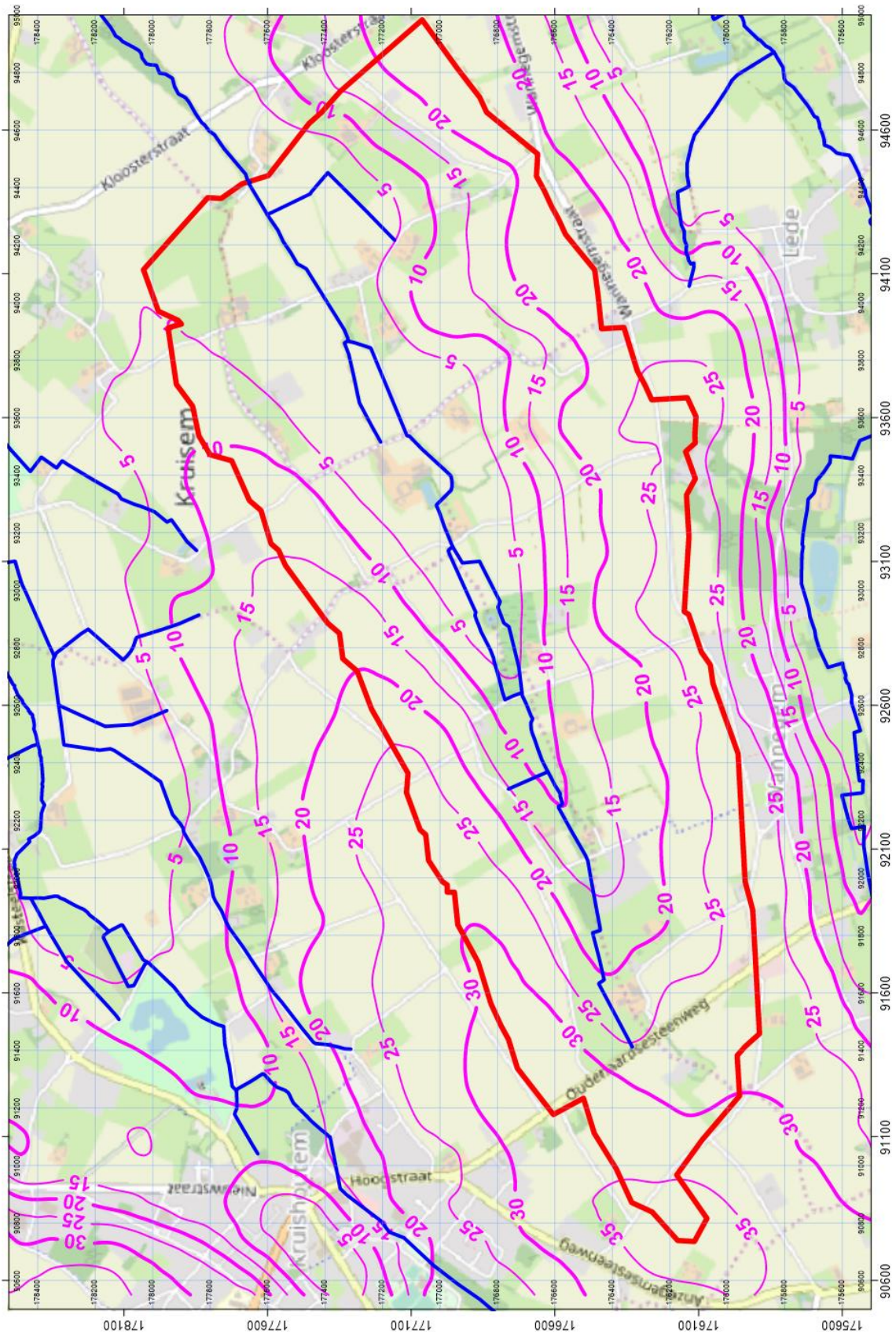


Fig 4.5 Isopachen van het Quartair en topografie
De isopachen zijn de paarse lijnen, de topografie de grijze lijnen

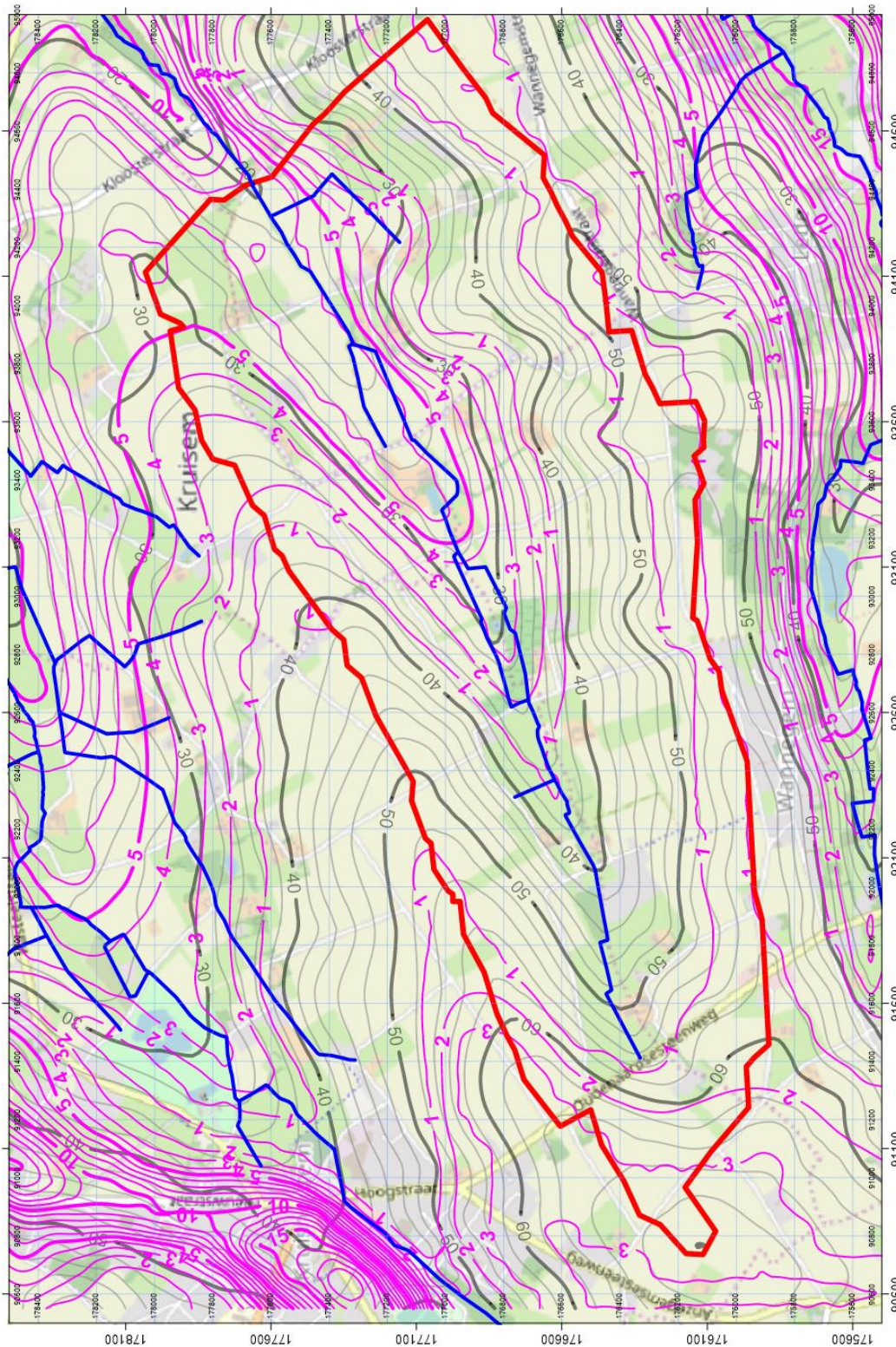


Fig 4.6 Lange termijn gemiddelde grondwateraanvulling volgens Wetspass

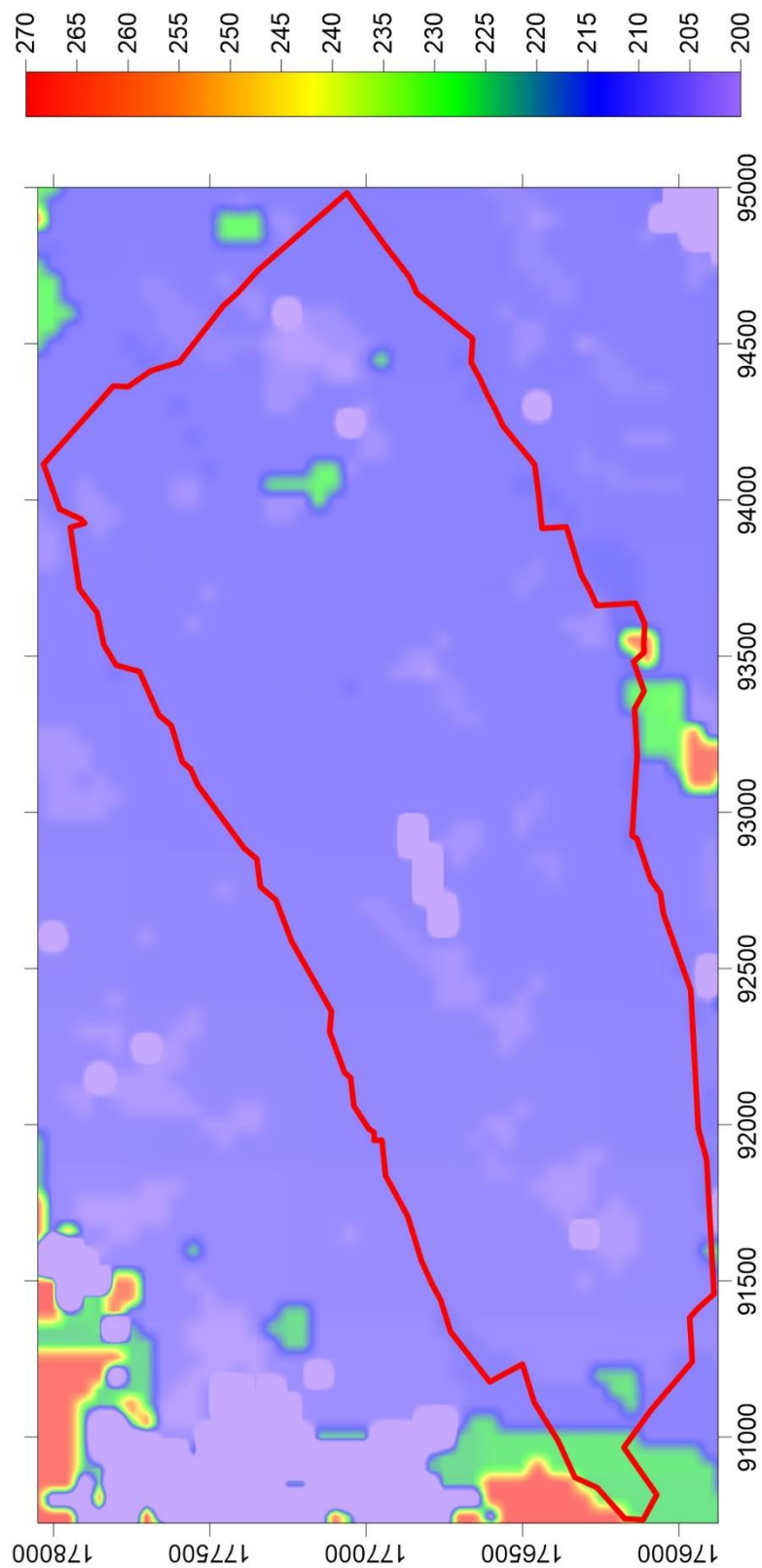
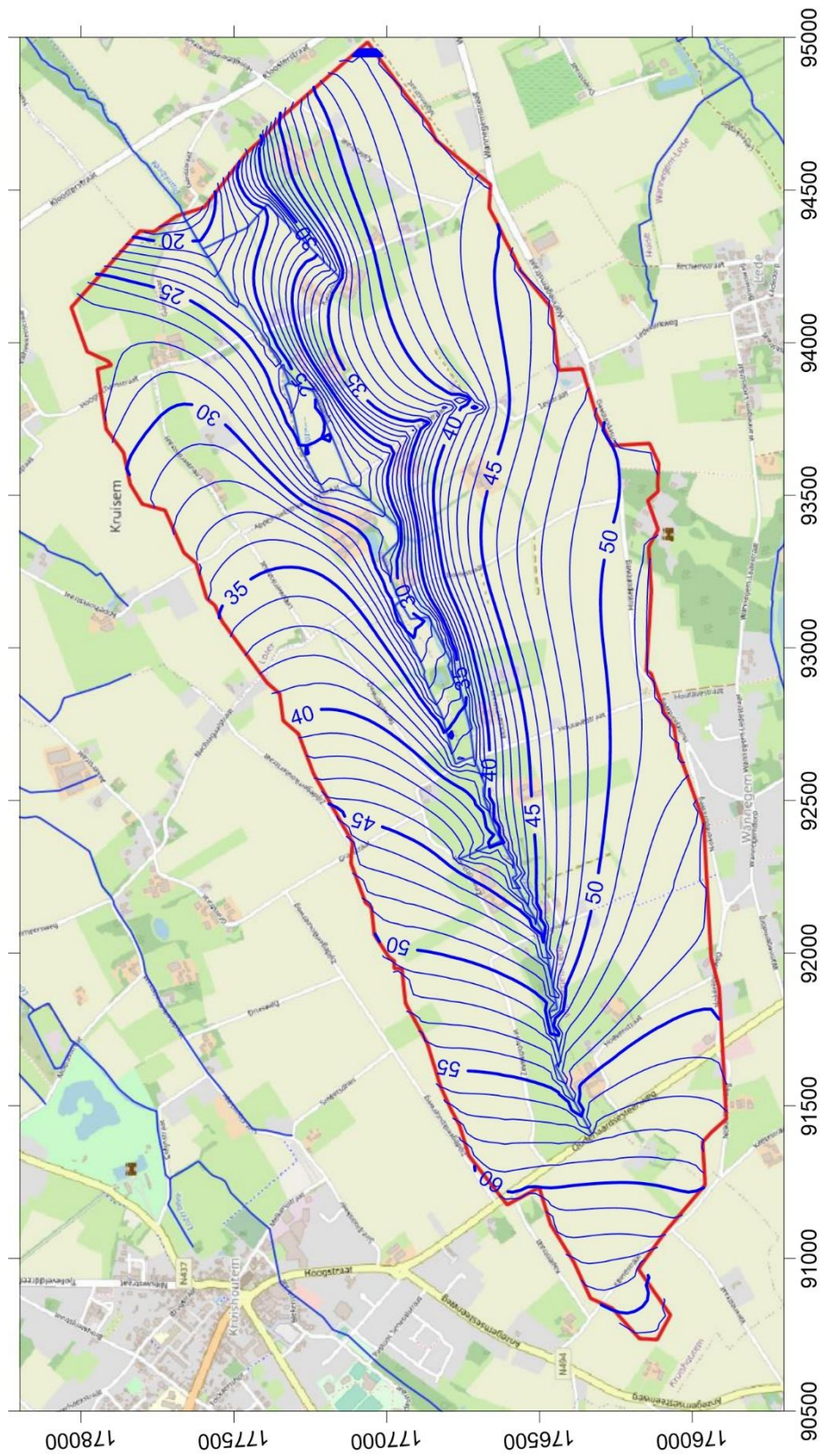


Fig 4.7 Berekende stijghoogteverdeling van de watertafel



**Fig 4.8 Porositeit in functie van de korrelgrootte
(naar Johnson, 1967)**

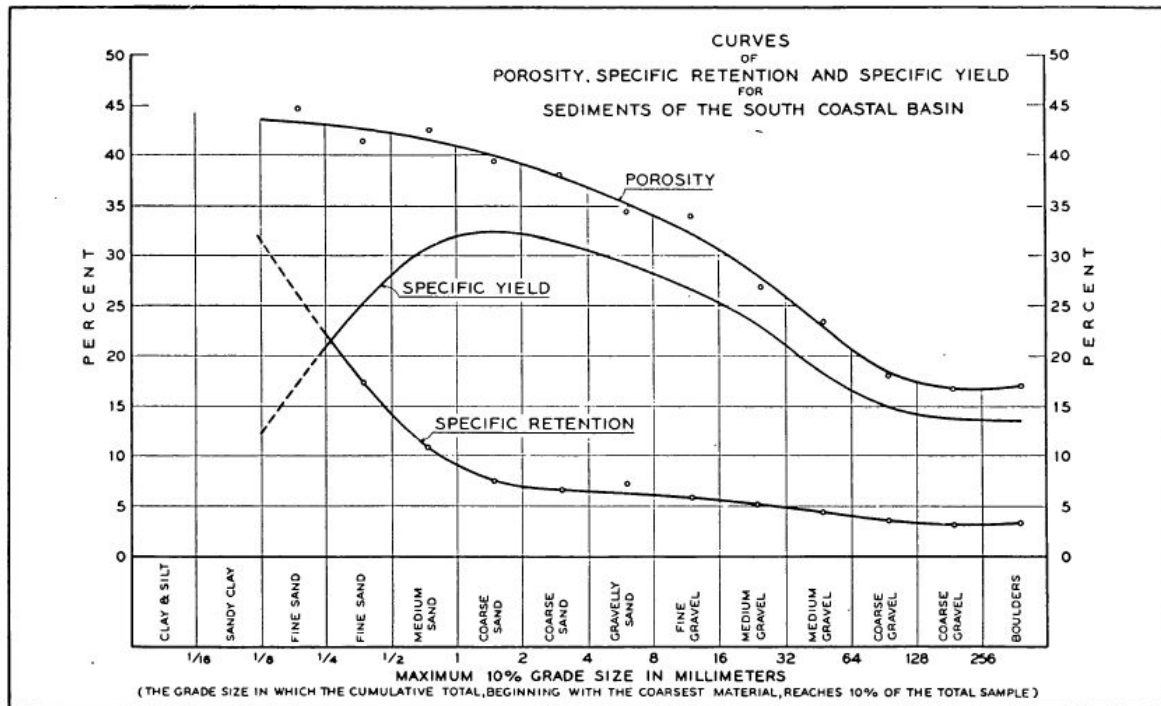


Fig 4.9 Berekende stroomlijnen in het modelgebied van Huise

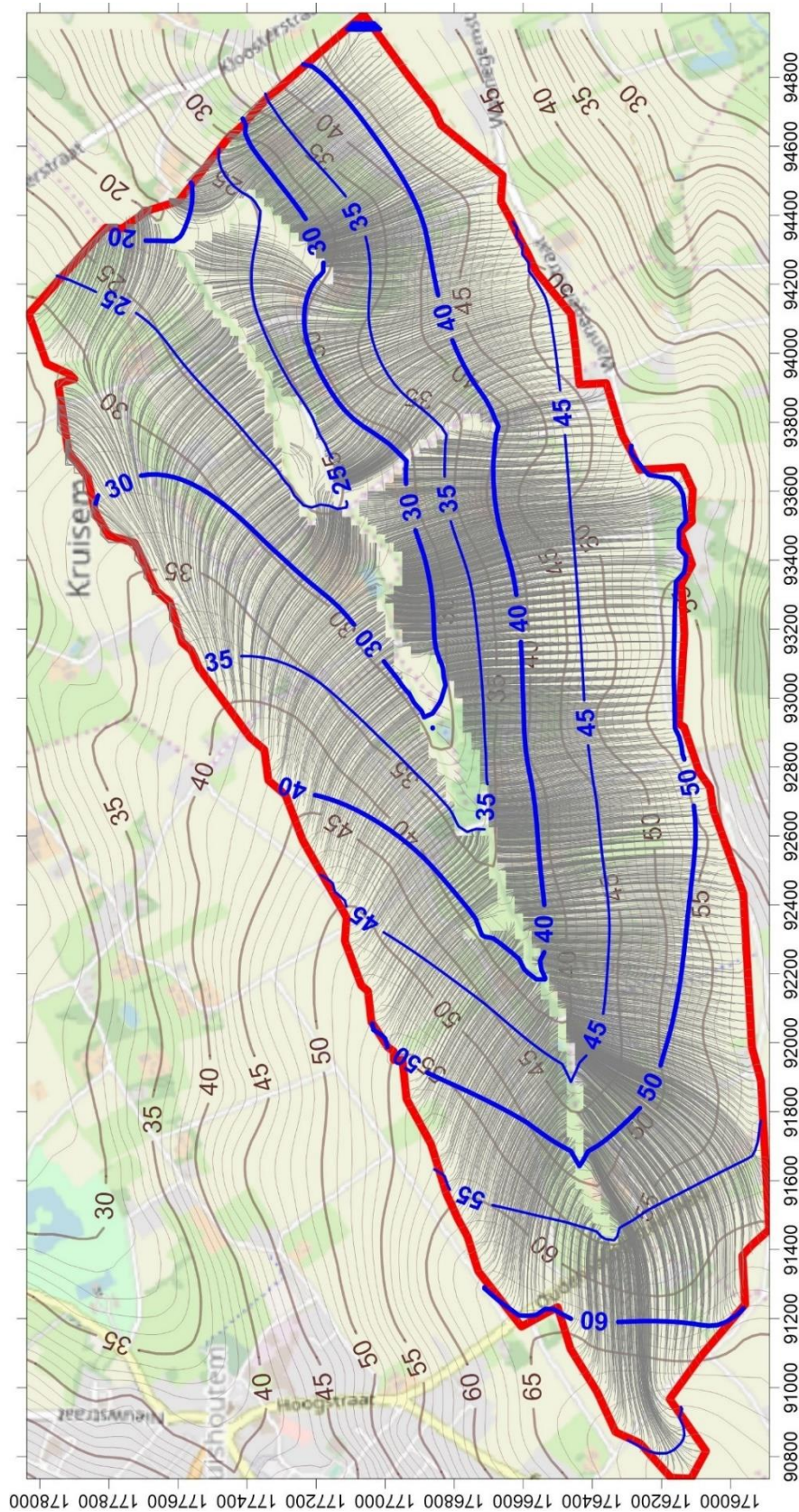


Fig 4.10 Berekende reistijden in jaren van het grondwater naar de discharge zone in het modelgebied van Huise

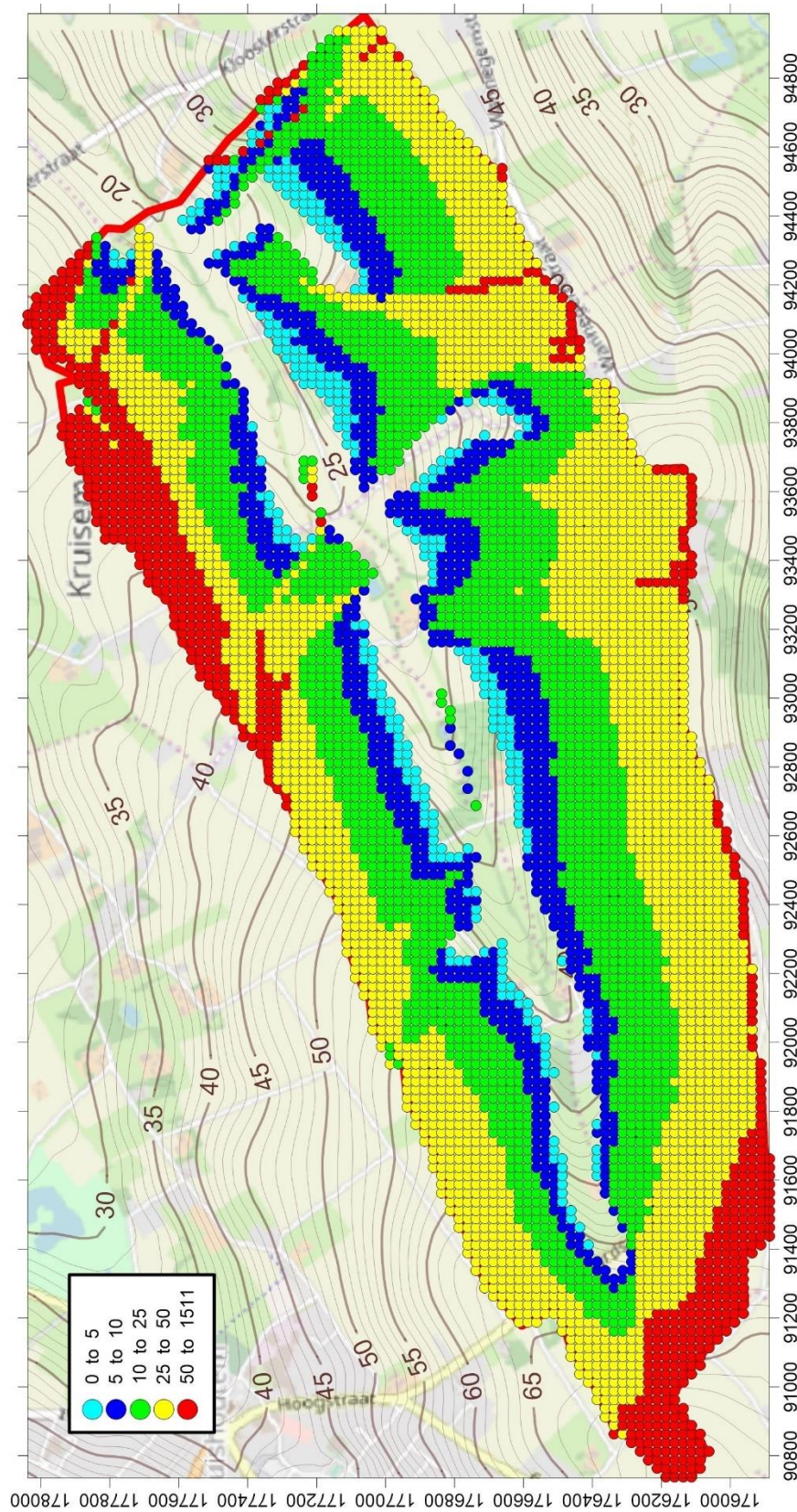
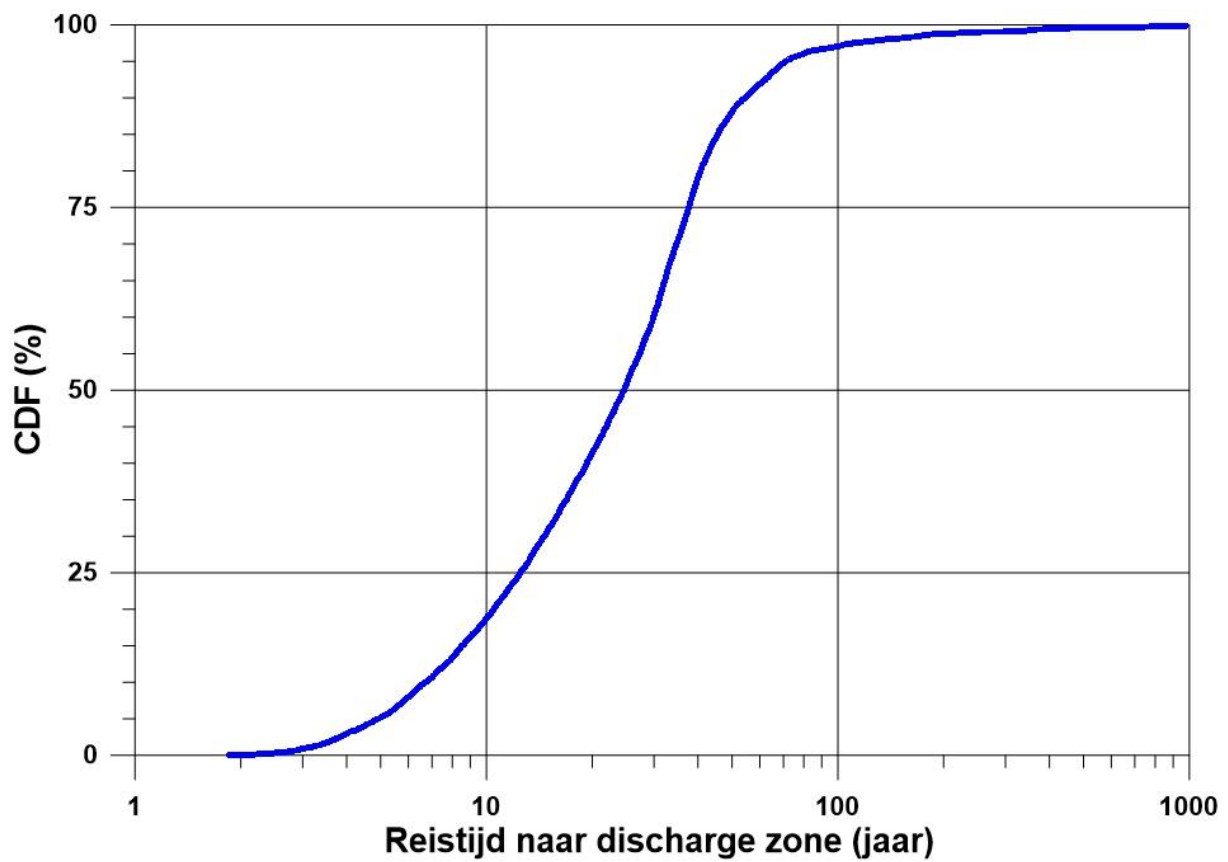


Fig 4.11 CDF van de grondwaterreistijden naar de discharge zone van de Plankbeek



4.2 Testsite Maldegem

4.2.1 Beschrijving van het grondwatermodel

De begrenzing van het modelgebied is vooral gebaseerd op de topografie en volgt een reeks topografische kammen in het westen, zuiden en oosten van het gebied. Het noorden van het modelgebied ligt ter hoogte van het debietsmeetpunt. De Ede stroomt evenwel nog verder noordwaarts, het grondwatermodel van de Ede omvat dus eigenlijk enkel het deel van het bekken stroomopwaarts van de debietmeter.

Het model van het Edebekken beslaat een veel groter gebied dan het Huisebekken, nl ca 45 km², en gebruikt daarom een grotere spatiale discretisatie van 50 m. Het modelgrid bestaat uit 202 kolommen en 145 rijen. Het netwerk is dus 10.1 km in de west-oostrichting en 7.25 km in de noord-zuid richting. Daarbij ligt de westgrens van het grid op Lambertcoördinaat X=79000. En de oostgrens op X=89100. De noordgrens ligt op Lambert-coördinaat Y=211450 en de zuidgrens op Y=204200. De ligging en uitbreiding van het gemodelleerde gebied is aangegeven op fig 4.12.

Topografie

De topografie en hydrografie van het studiegebied zijn sterk met mekaar verbonden (fig 4.13). Voor de topografie binnen het model werd gebruik gemaakt van het DEM grid dat onderdeel is van het 3D geologisch model (V3.1) van Vlaanderen.

Hydrostratigrafie

De opbouw van het grondwaterreservoir is tamelijk eenvoudig: de freatische laag bestaat uit de Quartair opvulling van de Vlaamse Vallei die rust op een tertiair substraat dat vooral bestaat uit compacte klei van de Formatie Van Maldegem.

Het tertiair substraat (fig 4.14) bestaat in het grootste deel van het modelgebied uit het Lid van Ursel van de Formatie van Maldegem (MazUr). Aan de oostrand, waar de topografie hoger is, komen ook de leden voor die bovenop het Lid van Ursel rusten, resp de leden van Onderdale, Zomergem, Buisputten en Onderdijke. Nabij de zuidrand, in een geul waar het quartair wat dieper is ingesneden, komt het onderste deel van de Formatie van Maldegem voor: het Lid van Asse en het Lid van Wemmel. Volgens de geologische kaart zou in een zeer smalle zone het Lid van Oedelem van de Formatie van Aalter dagzomen. Dit is hoe dan ook van weinig belang voor de grondwaterstroming in de Quartaire laag (toch binnen het modelgebied).

De dikte en basis van het Quartair werd bekomen uit het grid van het geologisch 3D model van Vlaanderen. Omdat het modelgrid een hogere spatiale resolutie heeft dan het geologisch model werd een resampling toegepast, gebaseerd op een bilineaire interpolatie.

De kaarten van de dikte en basis van het Quartair (fig 4.15 en 4.16) tonen duidelijk de grote verschillen in dikte die voorkomen. De loop van de Ede zelf bevindt zich in een ingesneden vallei die centraal in het modelgebied tot in het zuiden doorloopt. In het noorden is het quartair hier tot 15 m dik, maar in het zuiden is dit beperkt tot amper

enkele meters. Twee zijftakkingen van deze insnijding lopen naar het zuidwesten en naar het zuidoosten. Deze zijgeulen zijn minder diep, tussen 5 en 10 m.

Maar buiten deze zijgeulen is de dikte van de freatische laag zeer beperkt. Meestal minder dan 2 m, maar op sommige plaatsen, ook vastgesteld tijdens het plaatsen van de peilbuizen, werd het kleisubstraat op minder dan één meter aangetroffen. Door het ondiep voorkomen van het kleisubstraat valt de freatische laag hier meestal seizoensaal droog. Er is dan geen grondwaterstroming meer.

Het MODFLOW model gebruikt de LPF module voor het inbrengen van de hydraulische parameterisatie.

Hydraulische parameters

Het model bevat slechts een enkele laag en deze heeft een uniforme doorlatendheid. Deze bedraagt het gemiddelde van de doorlatendheden die uit de slugtesten bepaald werd, nl 1.385 m/d. De verticale doorlatendheid werd op 10% van de horizontale waarde genomen (dus 0.1385 m/d). Interpoleren tussen de puntwaarden heeft geen zin omdat het aantal slugtesten te klein is om de werkelijke variatie van doorlatendheid juist in beeld te brengen. Ongetwijfeld zal de doorlatendheid binnen het (grote) modelgebied variëren, maar er wordt aangenomen dat het gemiddelde van de slugtesten overeenkomt met het gemiddelde van het werkelijke doorlatendheidsveld.

Grondwateraanvulling

Het model maakt gebruik van de lange termijn gemiddelde grondwatervoeding zoals berekend met het Wetspass model. Omdat de resolutie van het originele Wetspass grid 100 m is, en het modelnetwerk hier een spatiale resolutie heeft van 50 m, werden de Wetspass waarden d.m.v. bilineaire interpolatie op het modelgrid gepast.

De aanvulling is op kaart voorgesteld (fig 4.17). De waarden liggen tussen 77 en 321 mm/jaar, met een gemiddelde van 264 mm/jaar en een mediaanwaarde van 274 mm/jaar. Het MODFLOW model gebruikt de RECHARGE module voor de grondwatervoeding.

Hydrografie

Het waterlopenstelsel in het model komt overeen met het vectorieel bestand van de Vlaamse Hydrografische Atlas (in shapefile formaat). Op basis hiervan werden de modelcellen geselecteerd die riviersectie bevatten. Deze riviercellen zijn aangeduid op fig 4.12. Het waterpeil in elke riviercel werd ingesteld op 1 m onder maaiveld, uniform in het modelgebied. Het MODFLOW model gebruikt de RIVER module voor het waterlopenstelsel.

4.2.2 Resultaten

Er werd gebruik gemaakt van de SIP module bij het oplossen van de stromingsvergelijking met een toegelaten afwijking van 0.01 mm.

Stijghoogteverdeling

Het algemeen patroon van de stijghoogteverdeling van de watertafel (fig 4.18) volgt grotendeels de topografie, omdat de belangrijkste controlerende factor de hydrografie is die gecorreleerd is aan het reliëf. De hoogste stijghoogten komen voor in het zuiden van het bekken, en dalen naar het noorden toe. De laagste waterpeilen bevinden zich in het noorden, in de vallei van de Ede, nabij de outlet uit het bekken. Hogere watertafels bevinden zich ook op de interfluvia tussen de verschillende zijbeken van de Ede en langsheen de west- en oostgrens van het modelgebied.

Reistijden en verblijftijden

Met het MODPATH programma werden stroomlijnen getraceerd en reistijden berekend. Daartoe wordt er vanuit elke modelcel van aan de watertafel een stroomlijn gevolgd tot deze in het waterlopenstelsel terechtkomt. De stroomlijnen stoppen wanneer ze in een riviercel binnenkomen. Eventueel moet het grondwater dan nog binnen de cel een kleine afstand afleggen tot de beek zelf. Dit kan maximaal een 10 a 15 m zijn vermits de cellen 25 m groot zijn.

Het traceren van stroomlijnen wordt in dit gebied gecompliceerd door 2 problemen, die er voor zorgen dat de door MODPATH berekende reistijden sterk overschat kunnen zijn

- Afwezigheid van drains in het model

In het MODFLOW/MODPATH model zijn de talrijke drains in het gebied niet individueel ingebracht, simpelweg omdat er geen dataset van alle bestaande drains bestaat. Infiltrerend grondwater op gedraineerde percelen zal vooral via de lokale drains worden afgevoerd, wat de stroomlijnen en reistijden sterk inkort.

- Droogvallen van de freatische laag

In de zomer valt door de lage watertafelstanden de freatische laag tijdelijk droog, wanneer het tertiair kleisubstraat op geringe diepte voorkomt. En dit is in een ruim deel van het modelgebied het geval. Op deze plaatsen is er tijdens de boringen onderaan de quartaire sequentie een roestkleuring en ijzeraanrijking waargenomen. Het betreft mogelijk ijzer dat afkomstig is van de oxidatie van pyriet dat in het onderliggende kleisubstraat aanwezig is, en dat nadien wanneer in het najaar de watertafel opnieuw stijgt, gemobiliseerd wordt en opwaarts migreert. Op de plaatsen waar de freatische laag droogvalt, komt dus niet het ganse jaar door een continue grondwaterstroming voor. Vanuit modelcellen waarin de watertafel zakt tot op het niveau van de basis van de laag, werden geen stroomlijnen getraceerd. Deze cellen zijn dus eigenlijk droog,

maar dat betekent niet dat er tijdens de aanvulperiode in de winter geen tijdelijke stroming kan gebeuren. Op deze plaatsen is de freatische laag heel dun, vaak minder dan een meter, en kan dus gemakkelijk tijdens natte wintermaanden tijdelijk vol met water komen te staan. Maar dit sterk seizoenaal gedrag kan niet accuraat met een steady state simulatie benaderd worden.

De getraceerde stroomlijnen zijn aangegeven op fig 4.19. De reistijd van elke stroomlijn naar het waterlopenstelsel is met een kleurcode aangeduid op fig 4.20. De CDF van de reistijden staat in fig 4.21. Maar zoals reeds opgemerkt zal in veel gevallen de reistijd veel korter zijn dan wat met MODPATH berekend werd.

Fig 4.12 Ligging van het MODFLOW modelnetwerk van het grondwatermodel van het Ede beken in Maldegem

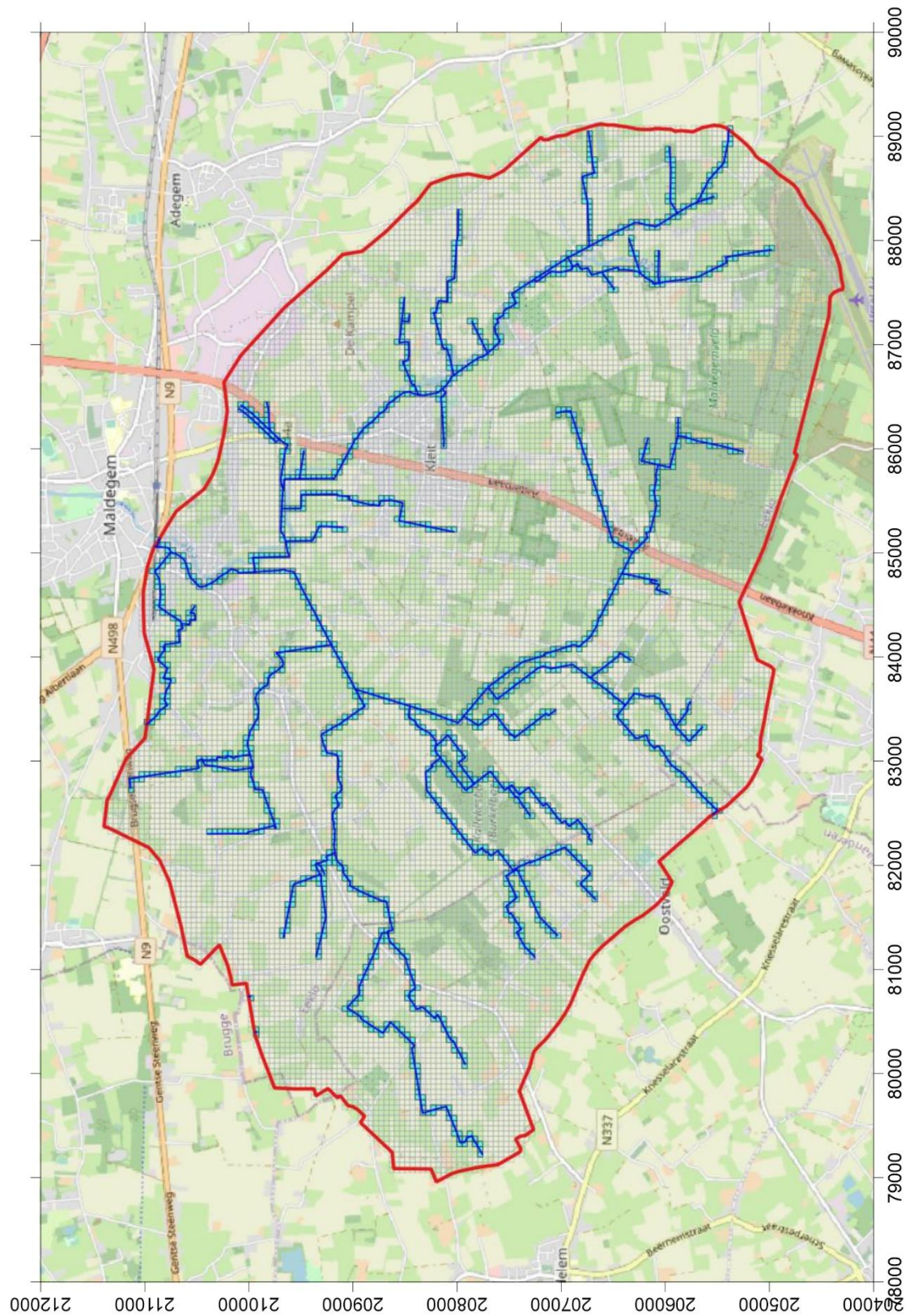


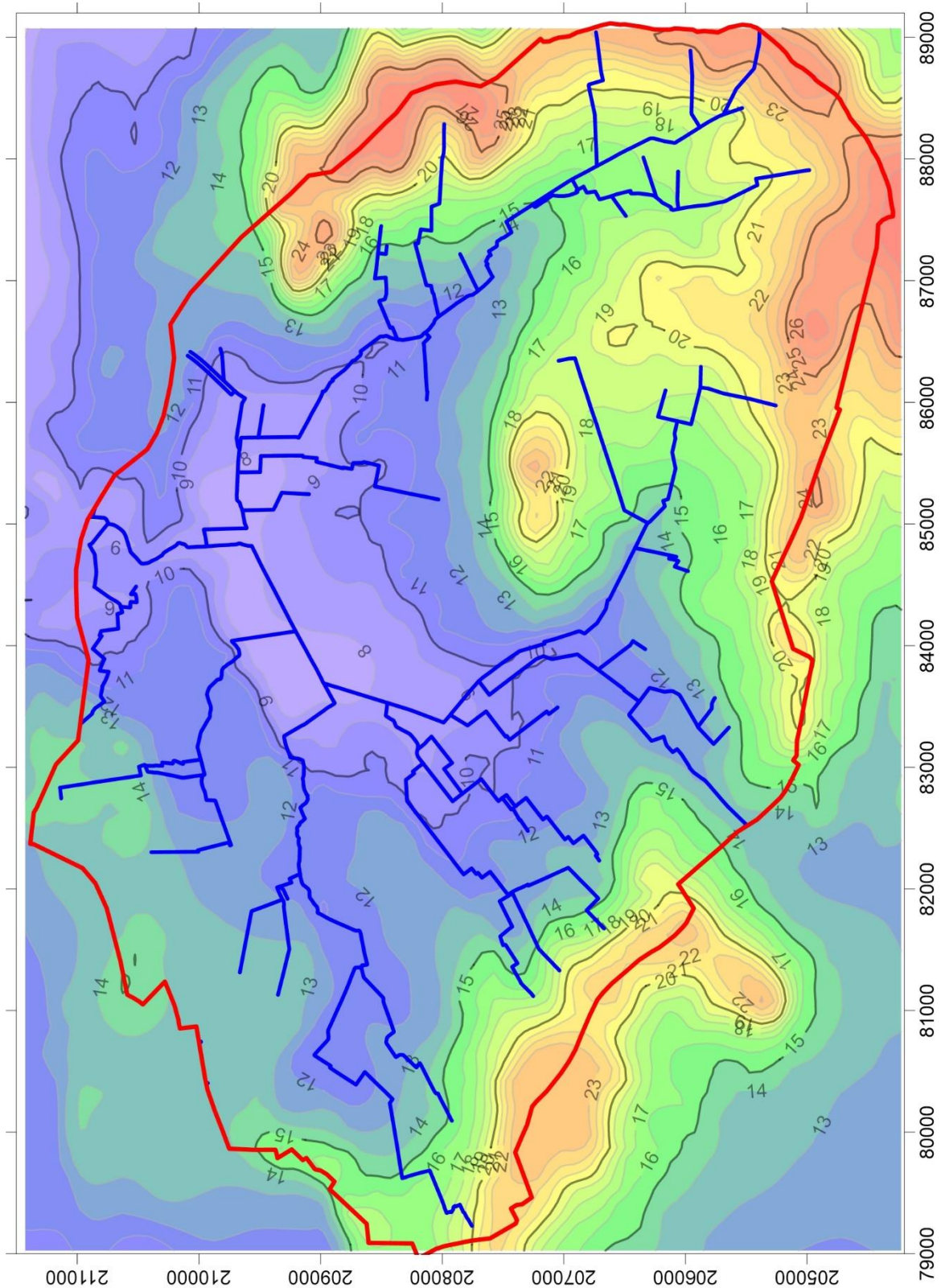
Fig 4.13 Topografie en hydrografie binnen het modelgebiede van de Ede in Maldegem

Fig 4.14 Afgedekte tertiair geologische kaart

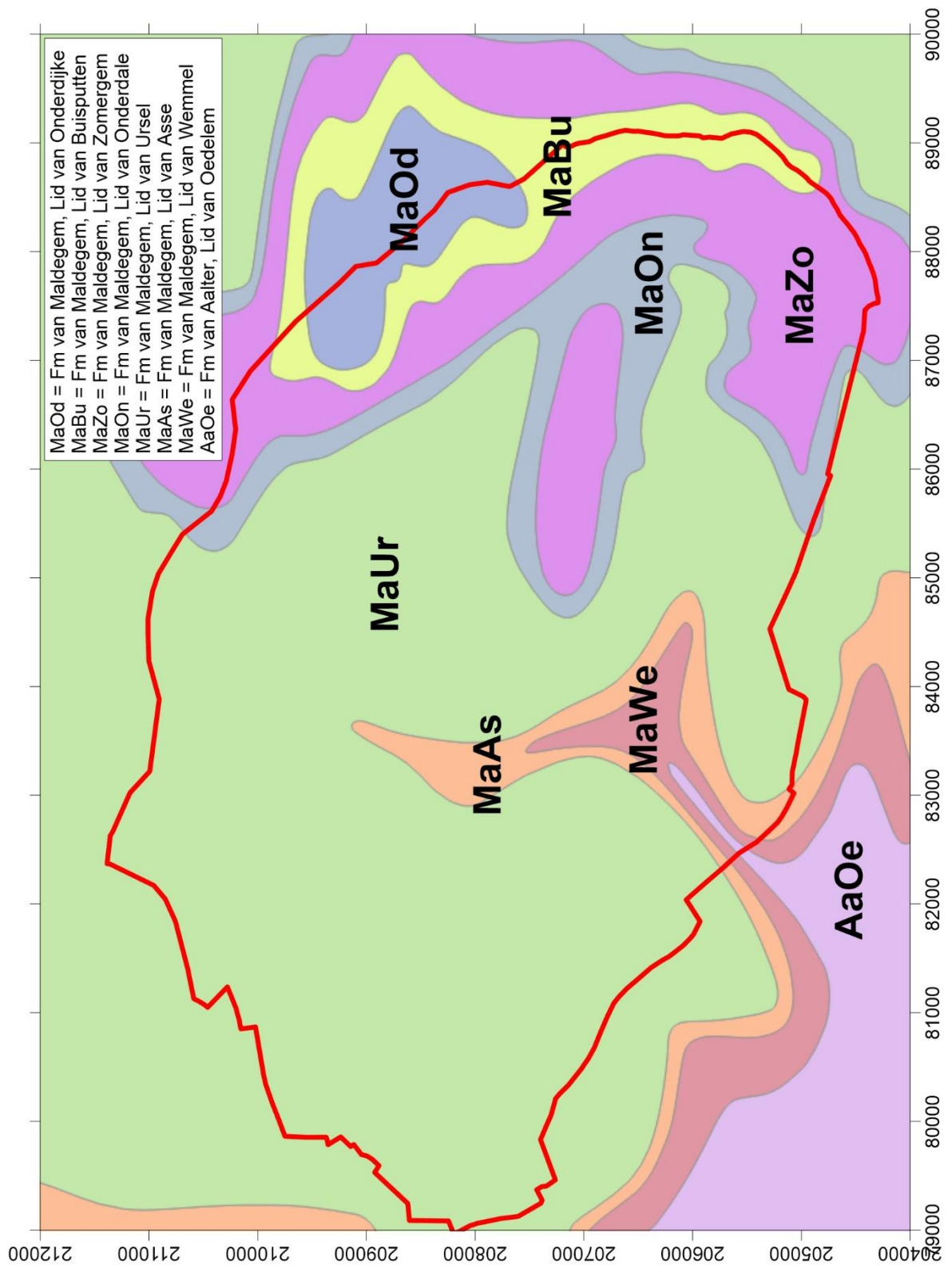


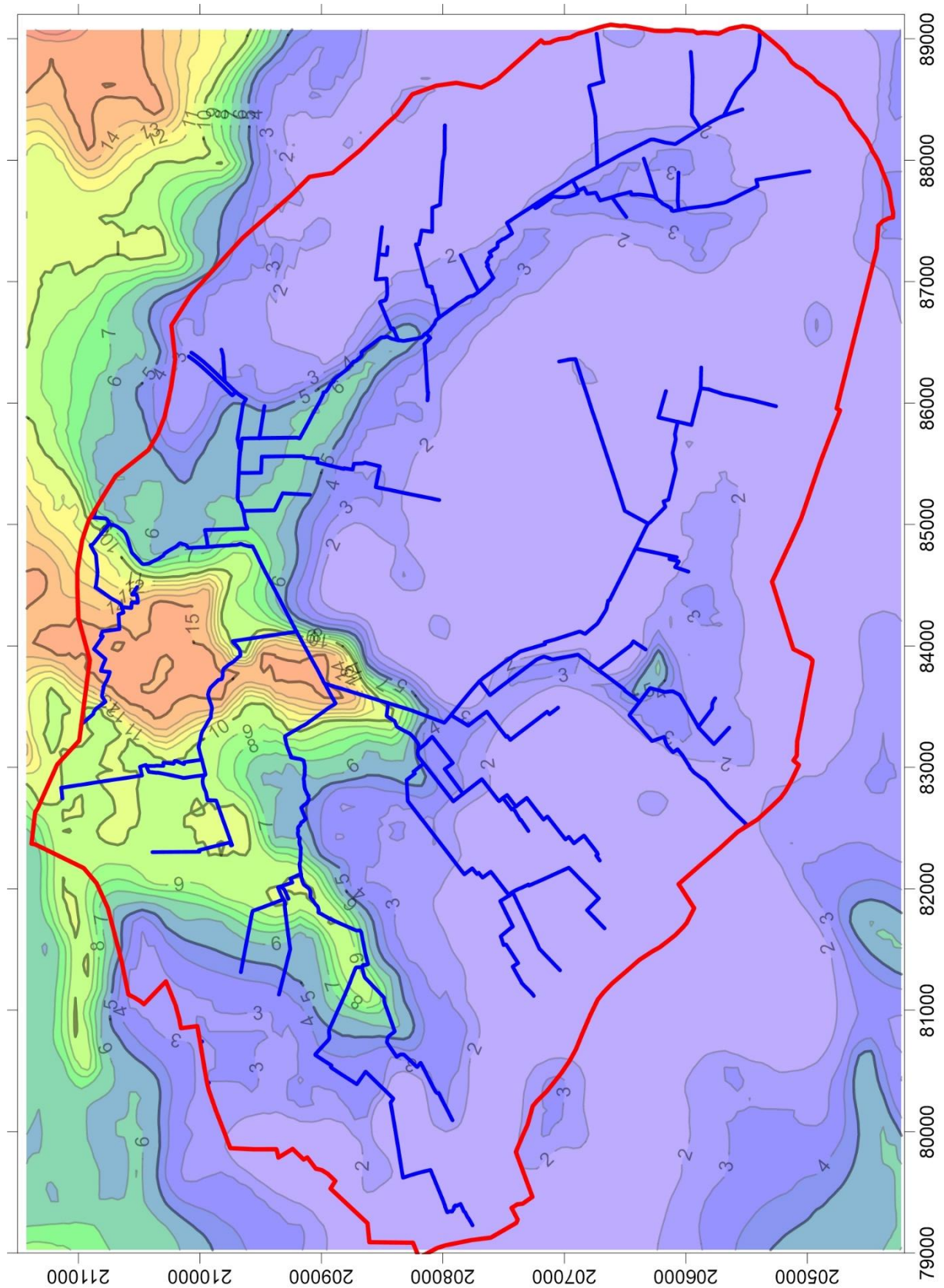
Fig 4.15 Dikte van de quartaire opvulling in het modelgebied

Fig 4.16 Isohypsen van de top van het substraat in het modelgebied

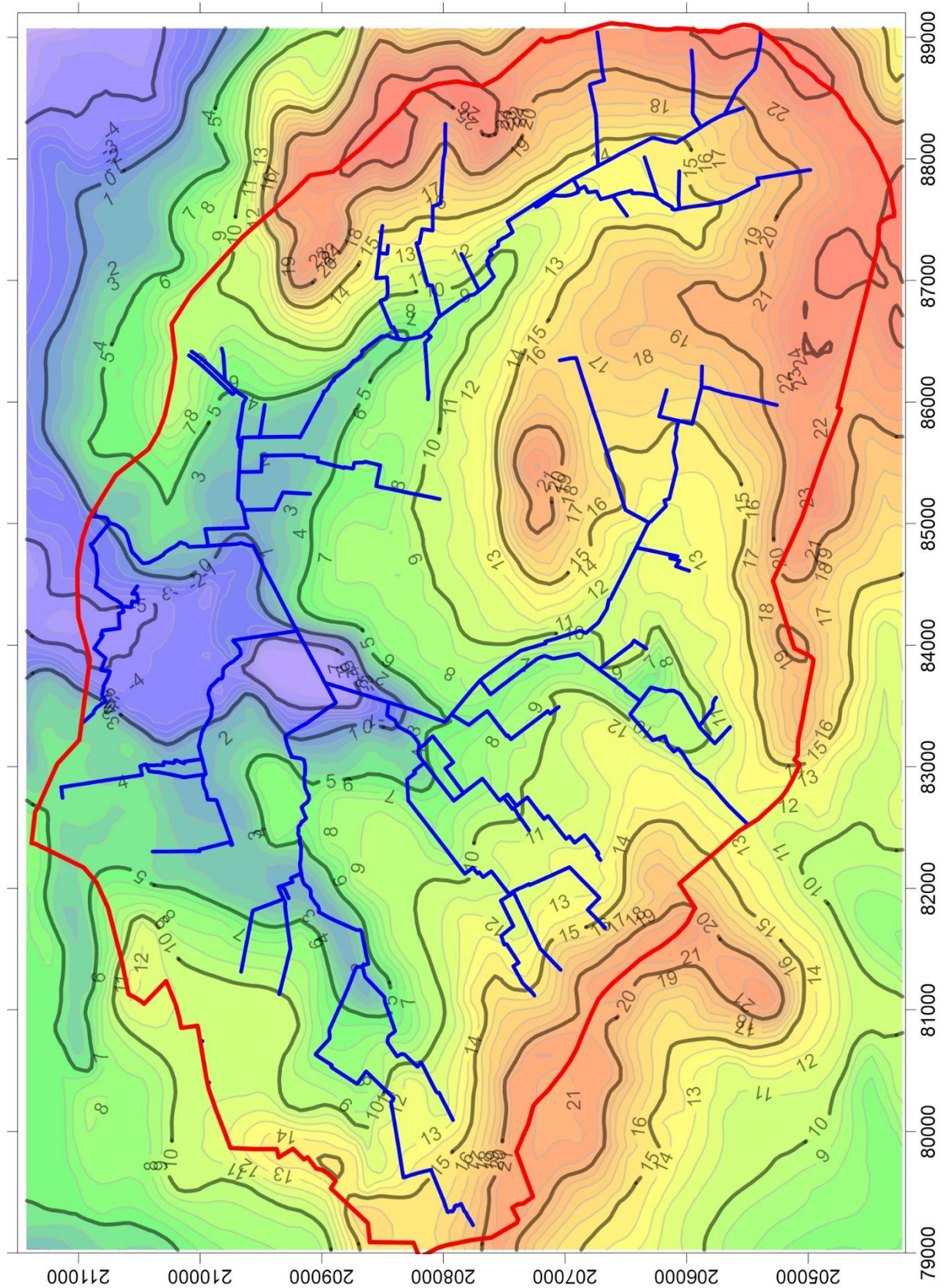


Fig 4.17 Lange termijn gemiddelde grondwateraanvulling volgens Wetspass

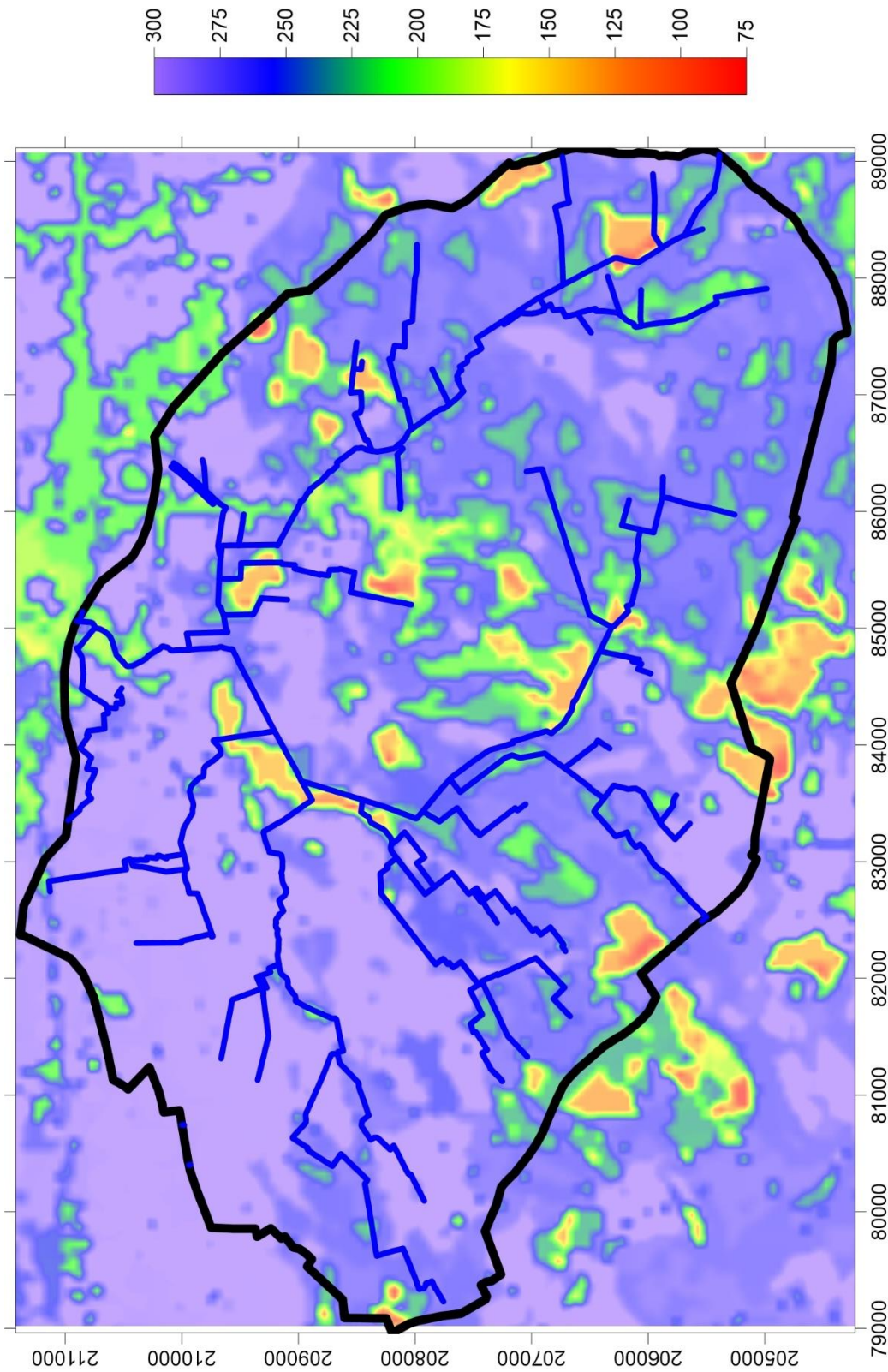


Fig 4.18 Berekende gemiddelde stijghoogten van de watertafel

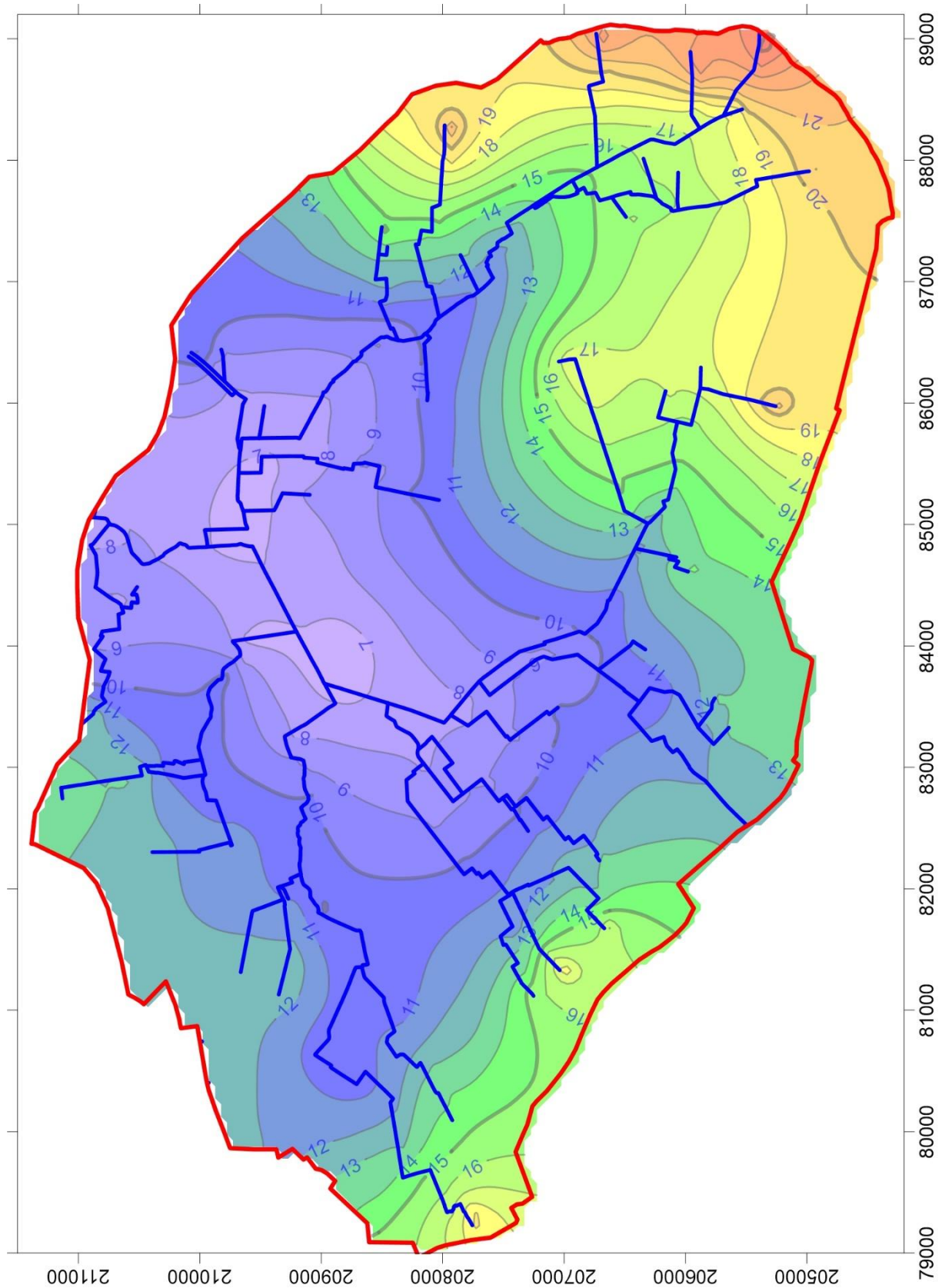


Fig 4.19 Berekende stroomlijnen met MODPATH

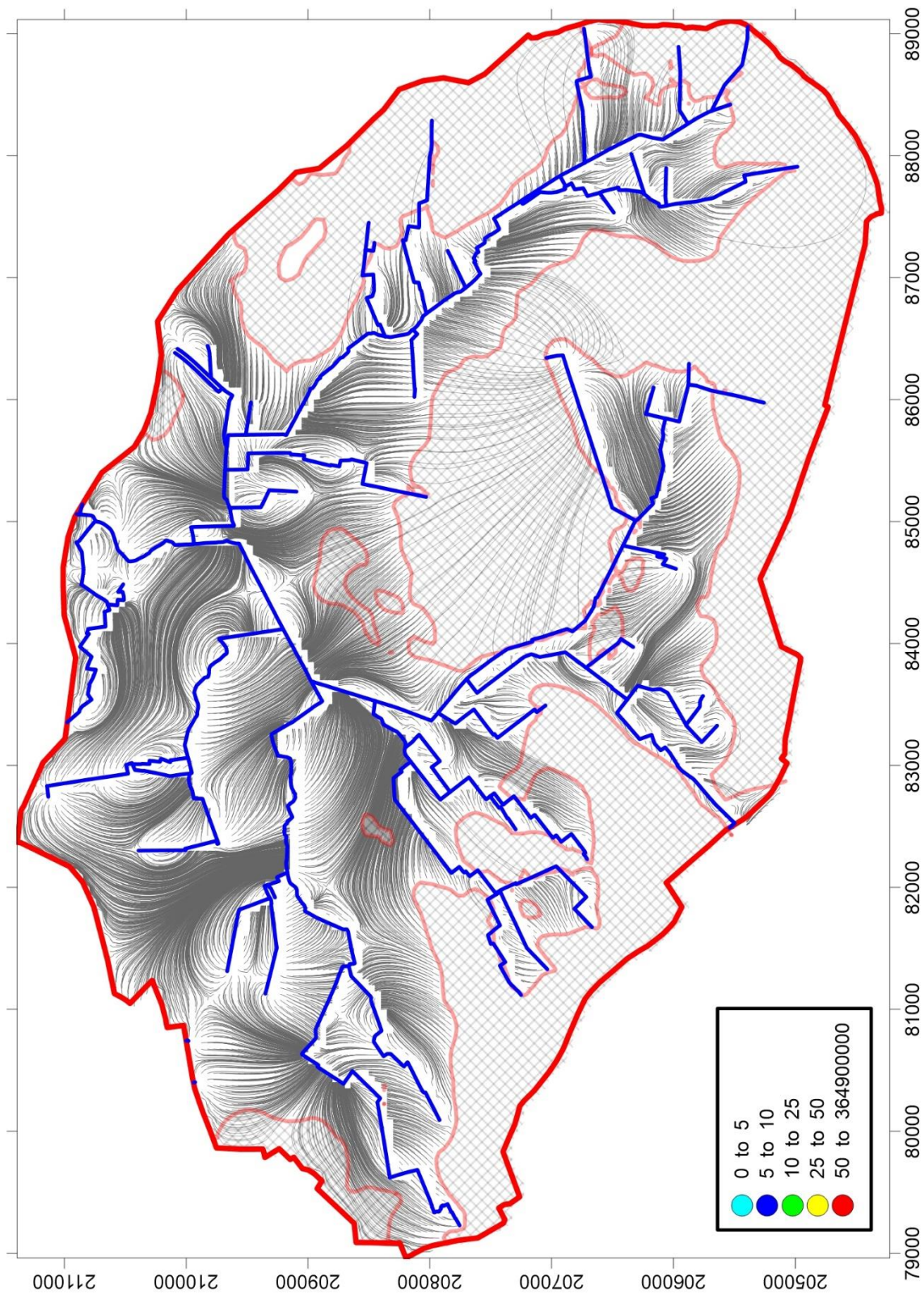


Fig 4.20 Berekende reistijden in jaren tot het waterlopenstelsel

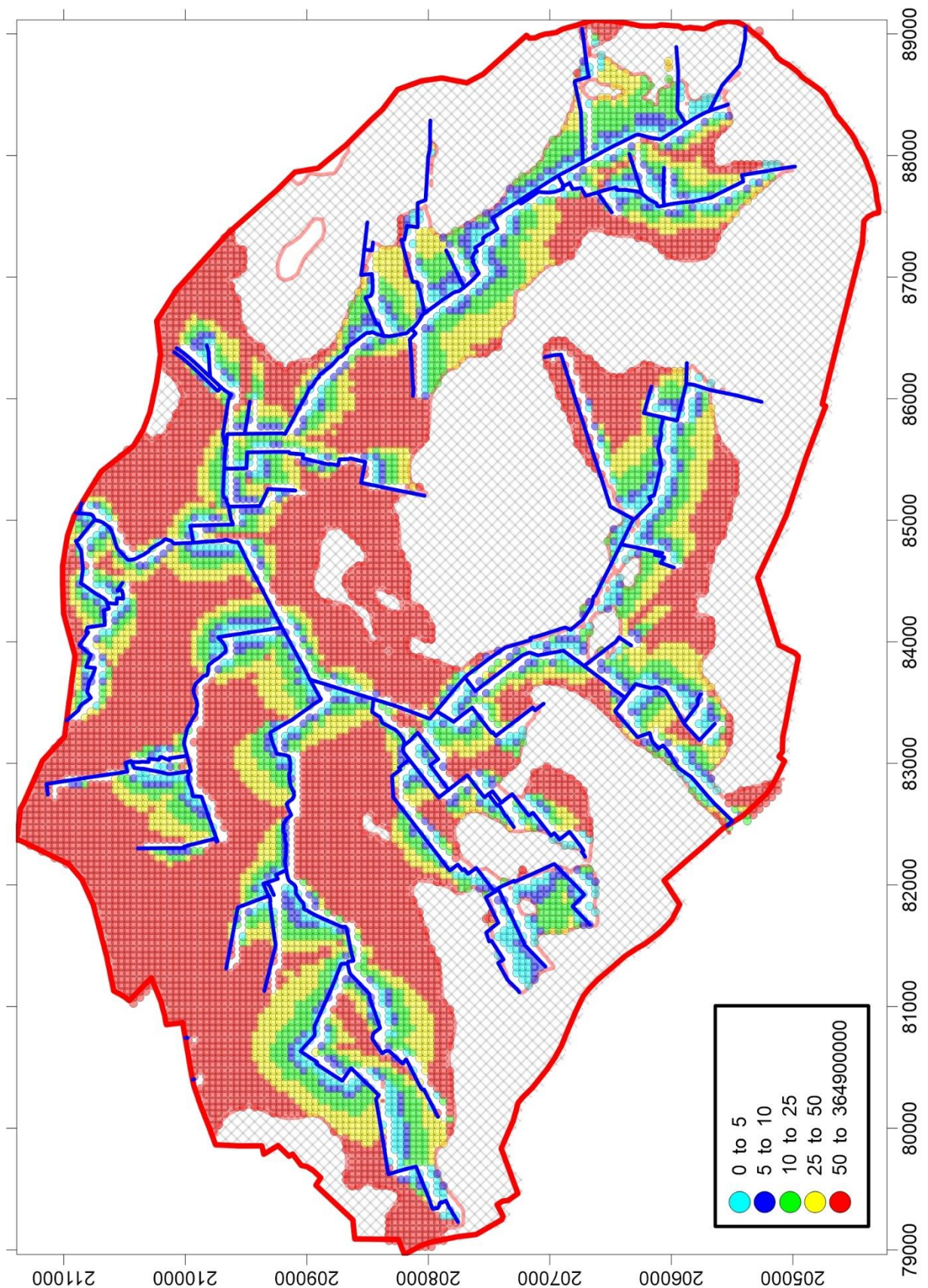
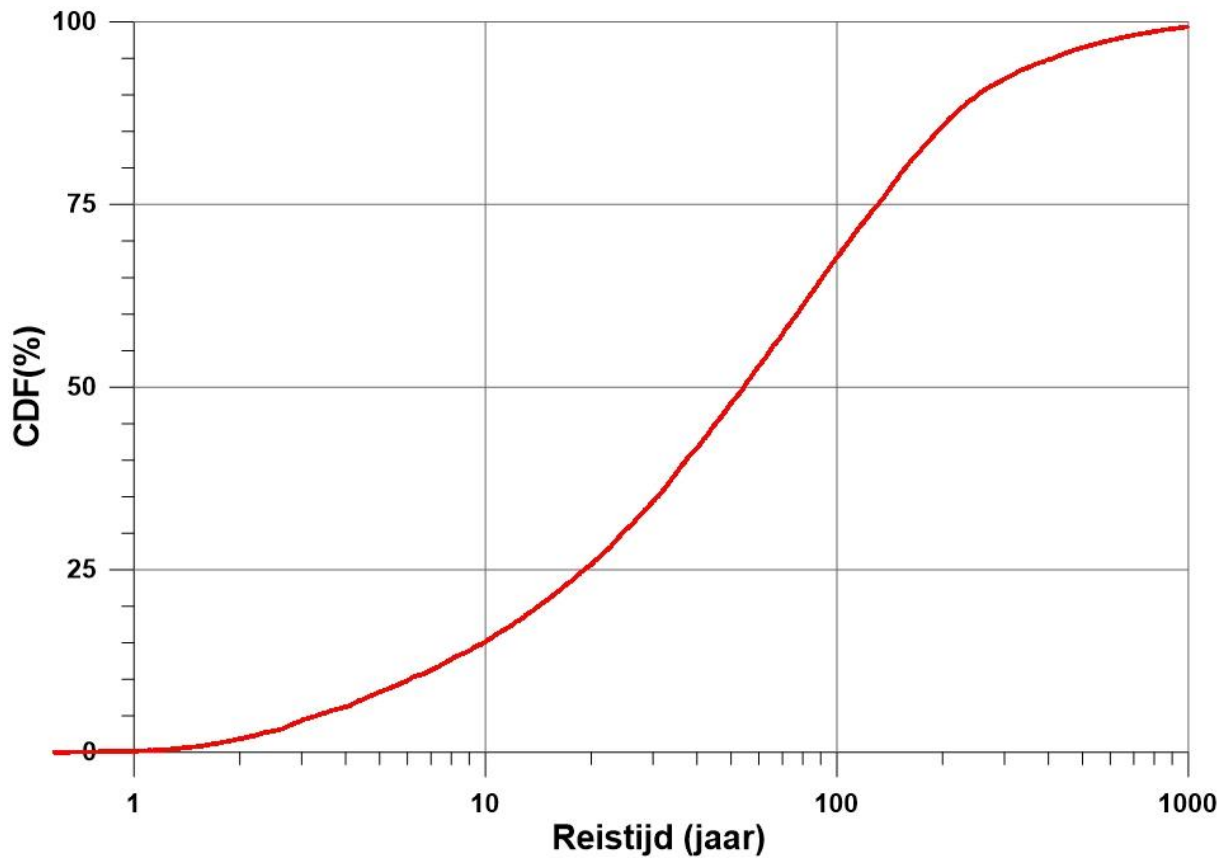


Fig 4.21 CDF van de berekende reistijden tot het waterlopenstelsel

5 EU-Rotate_N berekening nitraatinput naar grondwater

5.1 Resultaten testsite Huise

Met het EU-rotate_N model werd de evolutie van de grondwatervoeding en de nitraatconcentratie in het bodempercolaat tijdens de periode 1969 t.e.m. 2020 gesimuleerd, een periode van 53 jaar. Het model gebruikt een gebiedsdekkend regelmatig grid waarbij het EU-rotate_N model voor elk gridpunt gerund wordt. Alle parameters en invoerdata worden van op perceelsniveau aan de gerelateerde gridpunten toegekend.

De resultaten worden hier grafisch gegeven in de vorm van grafieken die de gemiddelde grondwateraanvulling en de gemiddelde nitraatconcentratie in het bodempercolaat weergeven. Dergelijke grafieken zouden per gridpunt kunnen opgesteld worden. De voorstellingen met de gemiddelden geven een beeld van de algemene trends binnen de testgebieden. Er worden grafieken gegeven van de hele simulatieperiode en een detailbeeld vanaf 2010.

5.1 Resultaten testsite Huise (fig 5.1 t.e.m. 5.4)

De gemiddelde grondwatervoeding over de hele simulatieperiode is 160.2 mm/jaar. Het gemiddelde sinds 2010 bedraagt 165.5 mm, dus iets hoger, ondanks het voorkomen van droge zomers in de laatste jaren. De jaarlijkse waarden variëren tussen ca 100 en ca 300 mm, wat toch een vrij grote range is. Dit is b.v. te zien in de aanvulling voor de jaren 2010 (bijna 300 mm) en het volgende jaar 2011 (rond de 100 mm).

De nitraatconcentratie in het bodempercolaat toont een sterke stijging in de eerste helft van de jaren 1970 (al hebben 1975 en 1976 lagere waarden), en waarden die hoog blijven en pieken rond 1990. Concentraties gaan dan tot meer dan 1000 mg/l. Daarna volgt een daling tot rond 2005. Hierna liggen de concentraties onder de 300 mg/l. De laatste 10 jaar schommelen ze tussen 100 en 250 mg/l.

5.2 Resultaten testsite Maldegem (fig 5.5 t.e.m. 5.8)

De gemiddelde grondwatervoeding over de hele simulatieperiode is 228.7 mm/jaar. Het gemiddelde sinds 2010 bedraagt 267 mm, dus iets hoger. Tijdens sommige natte jaren ligt de voeding boven de 400 mm, maar in droge jaren kan deze zakken tot minder dan 100 mm.

Ook hier geldt het beeld dat de nitraatconcentraties sterk stegen in de eerste helft van de jaren 1970, en dan hoog bleven tot rond 1990. In deze periode kwamen concentraties voor tot bijna 1000 mg/l. Na 1990 daalden de concentraties en ze stabiliseerden vanaf ca 2010. Na 2010 lagen de concentraties meestal tussen 100 en 150 mg/l.

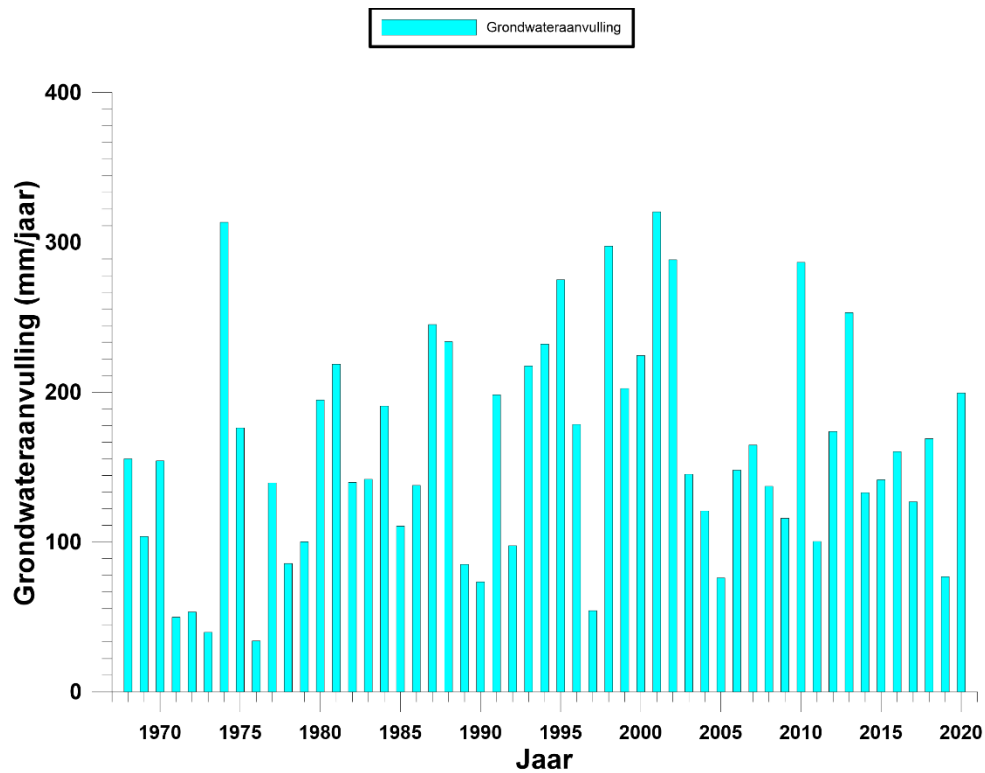
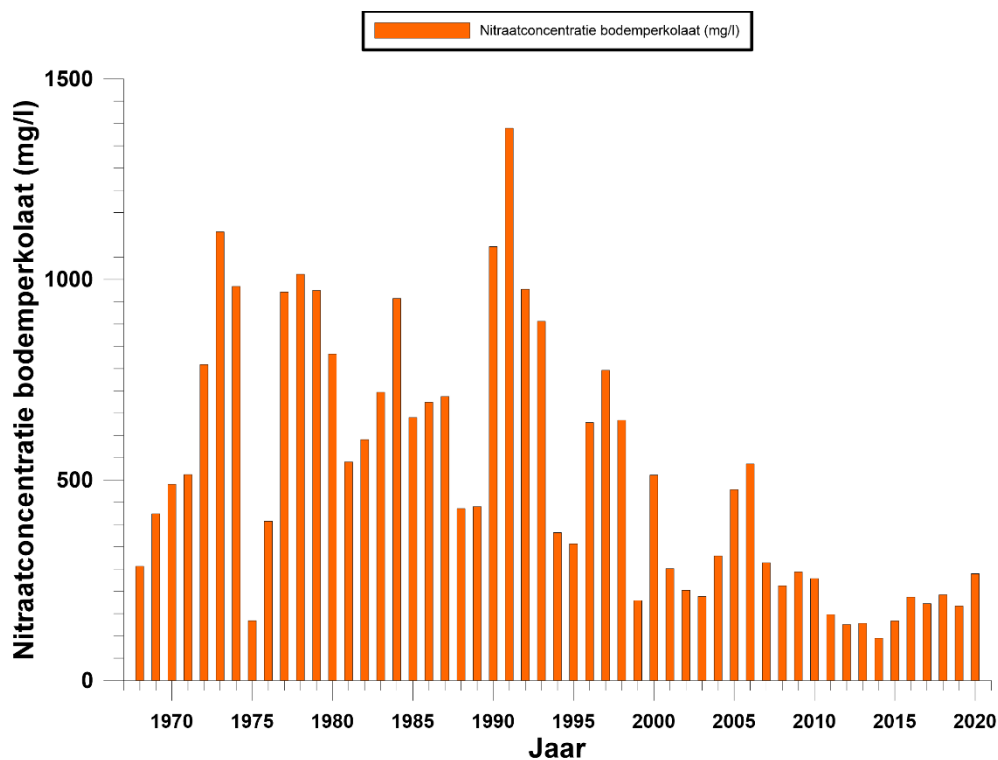
Fig 5.1 Berekende gemiddelde grondwateraanvulling (1968-2020) voor de testsite Huise**Fig 5.2 Berekende gemiddelde nitraatconcentratie in het bodemperkolaat (1968-2020) voor de testsite Huise**

Fig 5.3 Berekende gemiddelde grondwateraanvulling (2010-2020) voor de testsite Huise



Fig 5.4 Berekende gemiddelde nitraatconcentratie in het bodemperkolaat (2010-2020) voor de testsite Huise

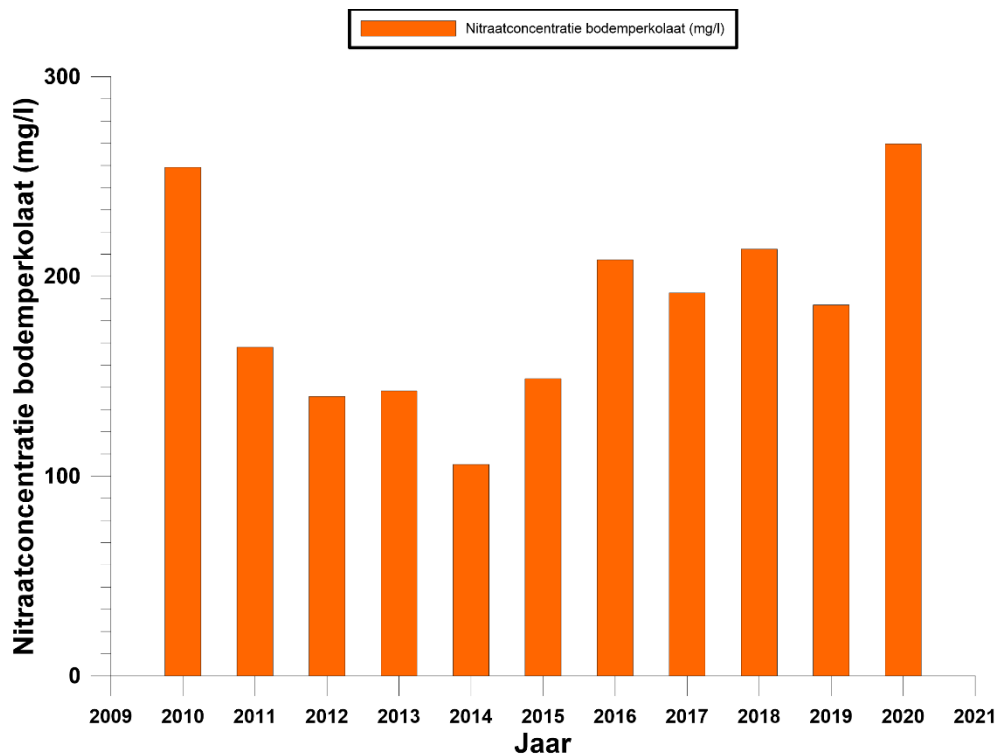


Fig 5.5 Berekende gemiddelde grondwateraanvulling (1968-2020) voor de testsite Maldegem

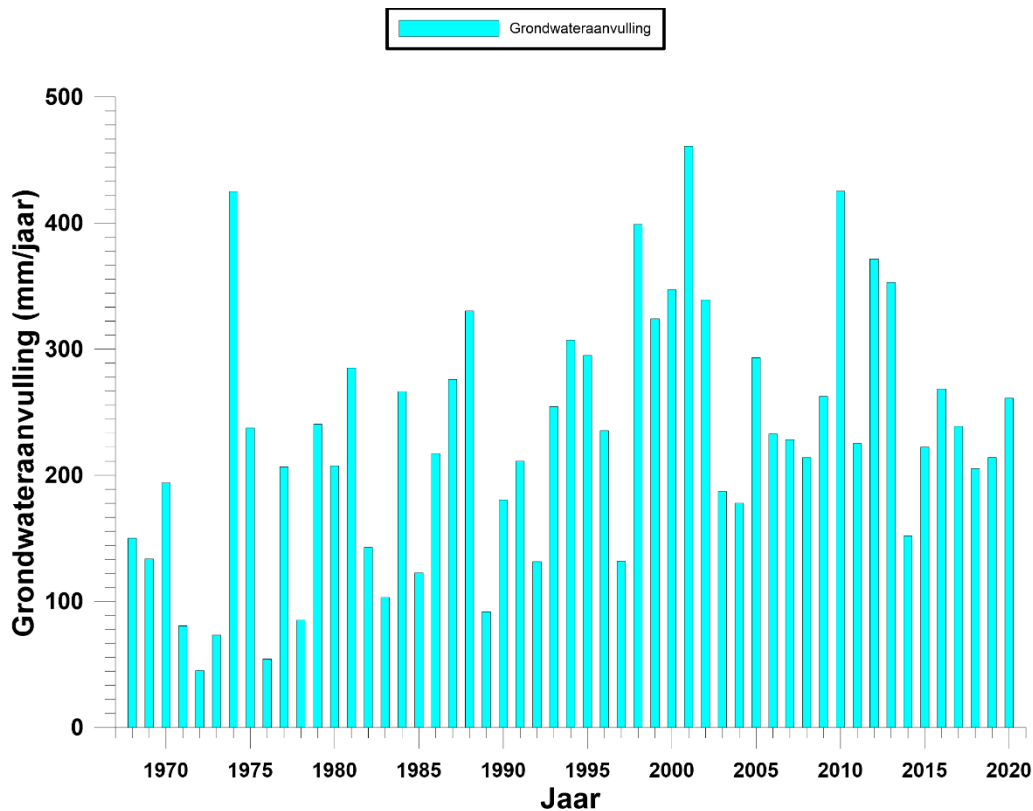


Fig 5.6 Berekende gemiddelde nitraatconcentratie in het bodempercolaat (1968-2020) voor de testsite Maldegem

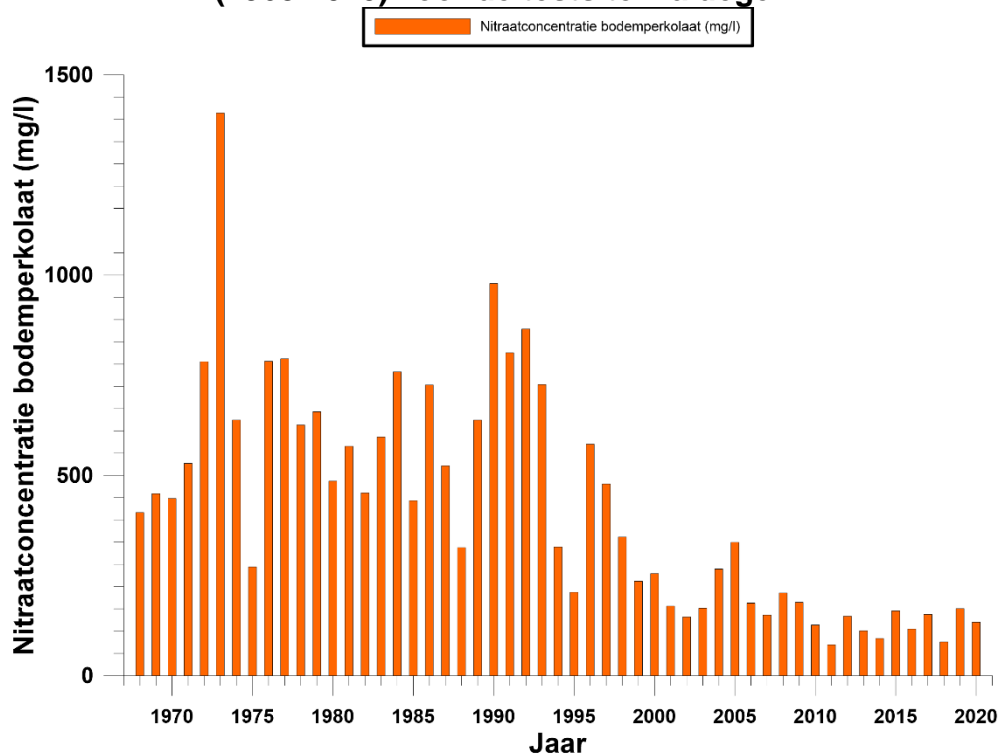


Fig 5.7 Berekende gemiddelde grondwateraanvulling (2010-2020) voor de testsite Maldegem

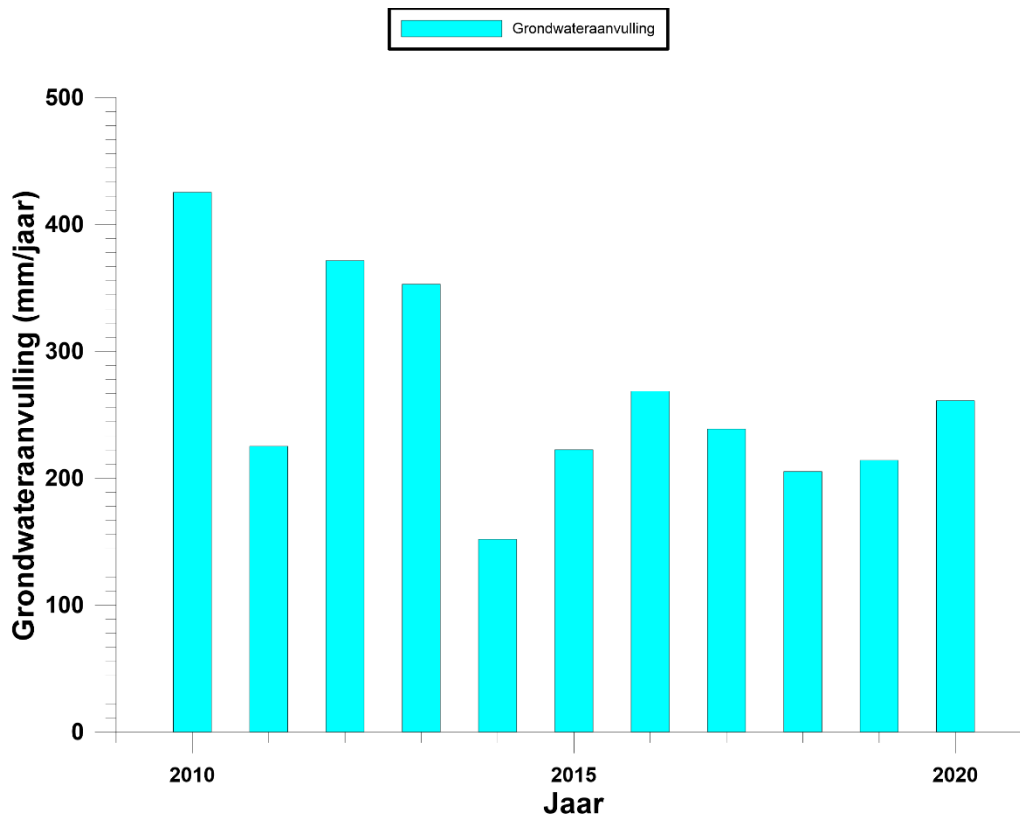
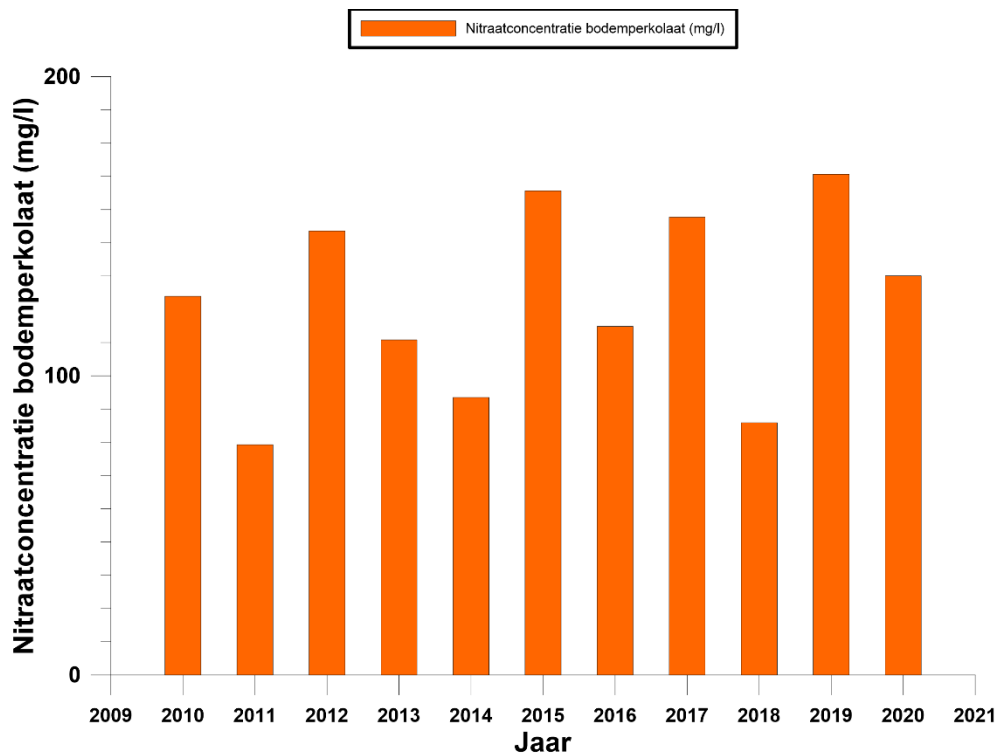


Fig 5.8 Berekende gemiddelde nitraatconcentratie in het bodempercolaat (2010-2020) voor de testsite Maldegem



6 Afleiden van attenuatiefactoren oppervlaktewater met de balans methode

6.1 Methodiek

Als attenuatiefactoren (AF) bepaald worden door vergelijking van bodempercolaatconcentraties met de gemeten nitraatconcentraties aan de MAP meetpunten, dan zijn deze AF ook beïnvloed door de bijdragen van oppervlakkige afvoer (runoff) en lozing van afvalwater. De concentraties aan nitraat in deze componenten zijn zeer laag in vergelijking met de input vanuit het grond- en drainwater, waardoor deze verdunnend werken. Om de AF precies te kunnen inschatten moet er gecompenseerd worden voor dit verdunnend effect. De methodiek steunt daarom op het kwantificeren van drie balansvergelijkingen:

De grondwaterbalans

$$Q_{RECH} - Q_{POM} = Q_{BF} + Q_{DRN}$$

waarbij:

Q_{RECH} = de grondwateraanvulling binnen het bekken

Q_{POM} = de grondwaterwinning binnen het bekken uit de freatische laag

Q_{BF} = de baseflow component ,

Q_{DRN} = de uitvloeit uit drains

De oppervlaktewaterbalans

$$Q_{TOT} = Q_{BF} + Q_{DRN} + Q_{RO} + Q_{AW}$$

Met:

Q_{TOT} = totale oppervlaktewaterdebiet

Q_{BF} = de baseflow component

Q_{DRN} = de uitvloeit uit drains

Q_{RO} = oppervlakkige afvoer (runoff)

Q_{AW} = lozing van afvalwater

De nitraatbalans

$$NO_3 = Q_{BF} * C_{BF} + Q_{DRN} * C_{DRN} + Q_{RO} * C_{RO} + Q_{AW} * C_{AW}$$

Met :

NO_3 nitraatconcentratie in het oppervlaktewater

C_{BF} nitraatconcentratie in de baseflow

C_{DRN} nitraatconcentratie in het drainwater

C_{RO} nitraatconcentratie in de runoff

C_{AW} nitraatconcentratie in het geloosde afvalwater

Vermits nitraatconcentraties aan de MAP meetpunten meestal een sterk seizoenaal verloop hebben, dient de balansmethode te werken met tijdstappen die toelaten om seizoenale variaties te simuleren. Daarom werkt de methode met maandelijkse tijdstappen, en kunnen attenuatiefactoren (AF) per maand bekomen worden, wat een goed beeld geeft hoe de AF gedurende het jaar variëren.

Het balansmodel gebruikt diverse methoden om de verschillende componenten te begroten.

De grondwaterbalans

De grondwateraanvulling wordt bekomen uit de berekeningen van het EU-rotate_N model, waaruit jaarlijkse gemiddelde aanvullingsfluxen voor het gehele bekken bekomen worden. Deze jaartotalen dienen verdeeld te worden over de 12 maanden, waarvoor wegingsfactoren gebruikt worden. Deze wegingsfactoren zijn constant over de simulatieperiode.

De grondwaterpompingen, een component van de grondwaterbalans, werden opgezocht via het DOV portaal. Het betreft steeds de vergunde debieten.

De baseflow en drainflow worden gesimuleerd met een combinatie van 2 lineaire reservoirs (fig 6.1), resp een traag voor het grondwatersysteem en een snel voor het drainagesysteem, die parallel naast mekaar werken. In een lineair reservoir is de outflow Q proportioneel aan de stockage in het reservoir S volgens een lineaire relatie $Q = S \times k$. De constante k wordt de stockage coëfficiënt genoemd en wordt uitgedrukt in reciproke tijdseenheden (bv 1/dag). Separatie van de grondwateraanvulling tussen de twee reservoirs gebeurt a.d.h.v. een enkele fractioneringscoëfficiënt FRDRN. Elk van de 2 reservoirs heeft zijn eigen coëfficiënt, waarbij die van het trage reservoir voor de baseflow kleiner is dan die voor de drains. Het systeem wordt dus gekenmerkt door 3 parameters; k_1 , k_2 en FRDRN. Deze dienen door calibratie bepaald te worden, en daarvoor wordt een seizoenale waterbalans gebruikt.

De grondwaterbalans wordt opgesteld voor de hele simulatieperiode van het EU-rotate_N model (1968-2020). Omdat de balans een spinup nodig heeft wordt de hele periode enkele malen herhaald (opeenvolgend) en wordt de laatste cyclus gebruikt voor verdere verwerking. Uit deze 53 jarige reeks werd een gemiddelde seizoenale waterbalans voor de jaren 2010-2020 opgesteld door voor elke maand de grootte van de balanscomponenten uit te middelen over de periode 2010-2020 (deze periode is makkelijk instelbaar).

De oppervlaktewaterbalans

De grootte van QBF en QDRN wordt bekomen uit de grondwaterbalans. De lozingsdebieten worden ingeschat a.d.h.v. het aantal lozingspunten binnen het

stroomgebied (een gis bestand met de ligging werd door de opdrachtgever aangeleverd) en cijfers voor het gemiddeld waterverbruik van een gemiddeld gezin. Daarbij wordt aangenomen dat dit waterverbruik ook geloosd wordt.

De runoff werd begroot a.d.h.v. berekeningen met de Curve Number (CN) methode (USDA, 2021; fig 6.2). Er werden voor elke site een reeks berekeningen gedaan met oplopende CN waarde met de dagelijkse neerslaggegevens van het dichtstbijgelegen meteostation. Voor de periode 2010-2020 werden de gemiddelde maandelijkse totalen bepaald en het jaargemiddelde. Uit een simulatie met de balansmethode zonder runoff in rekening te brengen, kon het deficiet op de waterbalans afgeleid worden, door het gemiddeld berekende stroomdebiet (excl runoff) te vergelijken met het gemiddeld gemeten stroomdebiet. Dan werd de CN geselecteerd waarvoor het deficiet op de balans het beste kon ingevuld worden.

De nitraatbalans

De nitraatbalans werd gebruikt om de gemeten maandgemiddelde nitraatconcentraties te corrigeren voor de hoeveelheid runoff en afvalwater die bijdragen tot de verdunning van de nitraatconcentraties. Zo konden de nitraatconcentraties verkregen worden die gemeten zouden zijn indien er geen runoff zou zijn en er geen afvalwater zou worden geloosd. De aldus bepaalde AF's geven een juist beeld van welke fractie nitraat in de waterloop terecht komt.

Berekenen attenuatiefactoren

De AF(m) worden per maand berekend door de verhouding te maken tussen de nitraatconcentraties in het bodempercolaat, die met het EU-Rotate_N model berekend zijn als jaargemiddelden, en de maandgemiddelde gemeten nitraatconcentraties aan het MAP meetpunt.

$$\mathbf{AF1(m) = cNO3\text{-referentie} / cNO3\text{-MAP (m)} \quad \text{(vgl. 1)}}$$

$$\mathbf{AF2(m) = cNO3\text{-referentie} / cNO3\text{-MAP (m)}_{\text{cor}} \quad \text{(vgl. 2)}}$$

AF1(m) is hierbij de niet-gecorrigeerde maandelijkse attentuatiefactor (de "simpele methode"), bepaald op basis van de gemeten nitraatconcentratie in het MAP-meetpunt. AF2(m) is de maandelijkse gecorrigeerde attenuatiefactor, waarbij de gemeten nitraatconcentratie in het MAP-meetpunt gecorrigeerd werd voor de verdunning door runoff en afvalwater.

cNO3-referentie is een NO_3^- - referentieconcentratie die een beeld geeft van de nitraatconcentratie in het bodempercolaat dat de bron vormt voor het afstroomdebiet van het oppervlaktewater, en die bestaat uit 2 bijdragen:

Bijdrage 1: de concentratie van het water uit de drains

Er wordt aangenomen dat drainwater van heel recente ouderdom is en hetzelfde jaar geïnfiltreerd is. Dus water dat bvb in 2015 uit de drains komt gelopen is ook in 2015 op het gedraineerde perceel geïnfiltreerd. Deze fractie geeft de grootte FRDRN van de

grondwateraanvulling en heeft een nitraatconcentratie van het bodempercolaat van 2015.

Bijdrage 2: de concentratie van het grondwater

Hierbij wordt rekening gehouden met variabele ouderdommen. Grondwater is namelijk een mengsel van waters die over meerdere jaren zijn geïnfiltreerd. Daarbij wordt een lineaire wegingsfunctie gebruikt die afneemt met de leeftijd, van 1 voor recent water tot nul voor een maximale opgegeven ouderdom. Is die maximale ouderdom b.v. 10 jaar, dan krijgt tijdens het jaar 2015 de bijdrage van bodempercolaat van 2015 een wegingsfactor 1, van 2014 een wegingsfactor 0.9, van 2013 een wegingsfactor 0.8, enz... Nadien worden de wegingsfactoren genormaliseerd. Voor elk jaar van de periode waarvoor de attenuatiefactoren worden opgesteld, b.v. 2010-2020, wordt de nitraatconcentratie van het instromend grondwater op die manier berekend. De grondwatercomponent van de referentieconcentratie in 2020 is dus een functie van het bodempercolaat over de periode 2010-2020, de concentratie in 2015 over de periode 2005-2015, enz.. Daarna worden de jaarlijkse grondwaterinstroom-concentraties uitgemiddeld over de hele periode, dus bv. over 2010-2020 worden 11 jaarlijkse waarden uitgemiddeld tot 1 enkele gemiddelde concentratie.

Deze fractie heeft een grootte van 1-FRDRN.

Correctie van de gemeten nitraatconcentraties

De concentraties aan het MAP meetpunt worden niet alleen beïnvloed door de instroom van drain- en grondwater, maar ook door oppervlakkige afvoer (runoff) en lozing van afvalwater. Deze laatste werken verdunnend, de nitraatconcentraties zijn veel lager dan de concentratieranges in drain- en grondwater, die meestal enkele tientallen mg/l bedragen, soms zelfs hoger. Als de AF gedefinieerd wordt als de verhouding tussen de concentraties in het bodempercolaat en de concentratie in het grond- en drainwater dat in de waterloop terechtkomt, moeten de gemeten nitraatconcentraties herschaald worden voor de bijdragen van runoff en lozingswater. Dit kan alleen als de waterbalans van het afstroombekken gekend is. Ter correctie worden de gemeten nitraatconcentraties vermenigvuldigd met een factor die bestaat uit de verhouding van het totaal stroomdebiet en het totaal debiet verminderd met de runoff en de lozingen:

$$\text{Correctiefactor} = (Q_{BF} + Q_{DRN} + Q_{RO} + Q_{LOZ}) / (Q_{BF} + Q_{DRN})$$

Berekenen AF

De AF worden per maand berekend door de nitraat referentieconcentratie te vergelijken met de gemiddelde opgemeten nitraatconcentratie in het MAP-meetpunt in die maand. Deze gemiddelden worden berekend over een tijdspanne van minstens enkele jaren, b.v. 5 of 10 jaar. Door de 12 maandelijks AF is de seizoenaliteit goed te herkennen. De resultaten werden grafisch voorgesteld in grafieken die de gemiddelde maandelijks nitraatconcentraties aan het MAP meetpunt combineren met de AF in de vorm van een staafdiagram.

6.2 Testsite Huise

6.2.1 Invoer in het balansmodel

Grondwateraanvulling

De met EU-Rotate_N berekende totale jaarlijkse grondwateraanvulling, gemiddeld 160 mm/jaar (1968-2020), werd verdeeld over het jaar met wegingsfactoren die werden afgeleid uit simulaties met het SWAT model voor het naburige Stampkotbeek afstroombekken. Deze berekeningen behoren evenwel niet tot deze studie. De waarden zijn gemiddelden voor de periode 2010-2021 (tabel 6.1). Het grootste deel van de aanvulling gebeurt in vier maanden: van december t.e.m. maart. De gemiddelde jaarlijkse aanvulling van 160 mm/jaar komt overeen met een stromingsdebiet aan het debietsmeetpunt van 22.71 l/sec, maar uiteraard schommelt dit zeer sterk seizoenaal. De gemiddelde jaarlijkse precipitatie in meteostation Zingem bedraagt 720 mm/jaar. De voedingscoëfficiënt bedraagt aldus ca 22 %.

Tabel 6.1 Maandelijks wegingsfactoren voor het verdelen van de totale jaarlijkse grondwateraanvulling in testsite Huise

maand	% van jaartotaal
Jan	22.05
Feb	15.97
Mar	17.34
Apr	2.86
Mei	4.47
Jun	5.28
Jul	3.14
Aug	4.26
Sep	2.97
Oct	3.99
Nov	6.66
Dec	10.94

Baseflow en drainflow

De parameters van het baseflow-drainflow systeem werden op basis van trial and error bepaald door de afwijkingen op de maandelijks waterbalans manueel te optimaliseren (tabel 6.2). Van de grondwateraanvulling wordt 75% door de drains afgevoerd. Het eerste reservoir, dat de baseflow component levert en het trage reservoir is, heeft een k waarde van 0.01 dag^{-1} . Dit betekent dat dit reservoir per dag 1% leegloopt. Het

tweede reservoir, dat de drainflow berekent, heeft een k waarde van 0.15 dag^{-1} . Dit betekent dat dit reservoir per dag 15% leegloopt. Deze waarden werden door calibratie bepaald.

Tabel 6.2 Parameters van het baseflow-drainflow systeem voor de testsite Huise

Parameter	Waarde
k1	0.01
k2	0.15
Fractie drainafvoer	75%

Runoff

Met de CN methode werd met de neerslaggegevens van meteo station Zingem de runoff berekend. Daarbij werd een range van CN waarden gebruikt om de variatie in hoeveelheid runoff te bekomen. De resultaten werden grafisch voorgesteld (fig 6.3). Op basis van deze figuur werd een geschikte CN waarde gekozen om de gemiddelde seizoensale waterbalans te doen sluiten. Uit berekeningen bleek dat met de gemiddelde grondwatervoeding zoals bekomen met het EU-Rotate_N model en de geschatte hoeveelheden voor lozing van afvalwater en pumping van grondwater er een deficit van gemiddeld ongeveer 7.25 l/sec is op de waterbalans. Met een CN waarde van 88 wordt ongeveer 7.81 l/sec oppervlakkige afvoer gegenereerd (lange termijn gemiddelde). De gemiddelde maandelijkse runoff debieten (in l/sec) berekend met de CN waarde van 88 werden in het balansmodel gebruikt.

Lozing huishoudelijk afvalwater

In het afstroomgebied Huise (dat 4.47 km^2 beslaat) zijn er 57 lozingspunten (fig 6.4). Op basis van een gemiddelde gezinsgrootte van 2.3 personen en een gemiddeld waterverbruik van 89 l/dag, betekent dit een gebruik van 204.7 l/dag. Voor alle lozingen samen komt dit neer op een gemiddeld lozingsdebiet van 0.135 l/sec. Dit is een ruwe inschatting, er wordt van uit gegaan dat alle verbruikte water ook geloosd wordt, maar deze component is klein in vergelijking met andere componenten zoals drainflow en baseflow en valt wellicht niet te meten rekening houdend met de nauwkeurigheid waarmee deze andere componenten kunnen bepaald worden.

Grondwaterpumping

Binnen het afstroomgebied Huise is grondwaterwinning enkel mogelijk in het Ieperiaan aquifersysteem, de quartaire deklagen zijn leemhoudend en hun doorlatendheid is te klein om significante hoeveelheden water te winnen. Er zijn 4 winningen in het Ieperiaan aquifersysteem geregistreerd, met een totaal vergund pompdebiet van $7204 \text{ m}^3/\text{jaar}$. Het betreft hier landbouwbedrijven. Dit totaal komt overeen met een debiet

van 0.228 l/sec, wat net als de lozingen erg weinig is in vergelijking met de andere waterbalanscomponenten.

6.3.2 Resultaten

Berekend met de simpele methodiek (AF1(m), vgl. 1; fig 6.5), waarbij de nitraatconcentraties aan het MAP meetpunt niet gecorrigeerd worden, ligt de attenuatiefactor in de winter rond 5 (januari tot maart) en stijgt in de zomer tot waarden boven de 10 in september, waarna de attenuatiefactor terug snel daalt.

Berekend met de balansmethode waarbij de nitraat concentraties aan het MAP-meetpunt wel gecorrigeerd worden voor verdunning (AF2(m), vgl. 2; fig 6.6) is er veel minder seizoenaliteit in het nitraatverloop en daardoor blijft ook de attenuatiefactor stabiel, met waarden tussen 5 à 6 in de zomer en 9 waarden in het najaar (september en oktober).

6.3 Testsite Maldegem

6.3.1 Invoer in het balansmodel

Grondwateraanvulling

De met EU-Rotate_N berekende totale jaarlijkse grondwateraanvulling, gemiddeld 229 mm/jaar (1968-2020), werd verdeeld over het jaar met wegingsfactoren die werden afgeleid uit simulaties met het SWAT model voor dit stroomgebied. Deze berekeningen behoren evenwel niet tot deze studie. De waarden zijn gemiddelden voor de periode 2010-2021 (tabel 6.3). Het grootste deel van de aanvulling gebeurt in zes maanden: van oktober t.e.m. maart. De gemiddelde jaarlijkse aanvulling van 229 mm/jaar komt overeen met een stromingsdebiet aan het debietsmeetpunt van 326 l/sec, maar uiteraard schommelt dit zeer sterk seizoenal. De gemiddelde jaarlijkse neerslag in meteostation Boekhoute bedraagt 803 mm/jaar. De voedingscoëfficiënt bedraagt aldus ca 28.5%.

Tabel 6.3 Maandelijke wegingsfactoren voor het verdelen van de totale jaarlijkse grondwateraanvulling in testsite Maldegem

maand	% van jaartotaal
Jan	21.83
Feb	14.15
Mar	10.25
Apr	1.50

Mei	1.46
Jun	0.92
Jul	1.22
Aug	0.95
Sep	1.63
Oct	8.40
Nov	16.63
Dec	21.01

Baseflow en drainflow

De parameters van het baseflow/drainflow systeem werden bepaald door calibratie. De drains voeren, op jaarbasis, 25% van de grondwateraanvulling af.

Het eerste reservoir, dat de baseflow component levert en het trage reservoir is, heeft een k waarde van 0.04 dag^{-1} . Dit betekent dat dit reservoir per dag 4% leegloopt. Het tweede reservoir, dat de drainflow berekent, heeft een k waarde van 0.25 dag^{-1} . Dit betekent dat dit reservoir per dag 25% leegloopt, dus ca 6 maal sneller dan het eerste reservoir.

Tabel 6.4 Parameters van het baseflow-drainflow systeem voor de testsite Maldegem

Parameter	Waarde
k1	0.04
k2	0.25
Fractie drainafvoer (FRDRN)	25%

Runoff

Met de CN methode werd met de neerslaggegevens van meteo station Boekhoute de runoff berekend. Daarbij werd een range van CN waarden gebruikt om de variatie in hoeveelheid runoff te bekomen. De resultaten werden grafisch voorgesteld (fig 6.8). Op basis van deze figuur werd een geschikte CN waarde gekozen om de gemiddelde seizoenale waterbalans te doen sluiten. Uit berekeningen bleek dat met de gemiddelde grondwatervoeding zoals bekomen met het EU-Rotate_N model en de geschatte hoeveelheden voor lozing van afvalwater (5.15 l/sec) en pomping van grondwater

(3.75 l/sec) er een deficiet van gemiddeld ongeveer 73 l/sec is op de waterbalans. Met een CN waarde van 87 wordt ongeveer 76 l/sec oppervlakkige afvoer gegeneerd (lange termijn gemiddelde). De gemiddelde maandelijkse runoff debieten (in l/sec) berekend met de CN waarde van 87 werden in het balansmodel gebruikt.

Lozing huishoudelijk afvalwater

In het afstroomgebied Maldegem zijn er 2174 lozingspunten (fig 6.9, het afstroomgebied is immers 45 km² groot). Op basis van een gemiddelde gezinsgrootte van 2.3 personen en een gemiddeld waterverbruik van 89 l/dag, betekent dit een gebruik van 204.7 l/dag. Voor alle lozingen samen komt dit neer op een gemiddeld lozingsdebiet van 5.15 l/sec. Dit is een ruwe inschatting, er wordt van uit gegaan dat alle verbruikte water ook volledig geloosd wordt, maar deze component is klein in vergelijking met andere componenten zoals drainflow en baseflow en valt wellicht binnen de nauwkeurigheid waarmee deze andere componenten kunnen bepaald worden.

Grondwaterpomp

Binnen het afstroomgebied Maldegem zijn er 25 winningen in het Quartair geregistreerd. De vergunde debieten zijn beschikbaar via het DOV portaal. Er is evenwel één enkele winning die een weinig realistisch debiet heeft van een half miljoen m³ per jaar. Het lijkt weinig waarschijnlijk dat deze hoeveelheid op deze plaats kan gewonnen worden. Daarom werd deze winning buiten beschouwing gelaten. De overige 24 winningen hebben een totaal debiet van 118327 m³/jaar. Dat komt overeen met een stromingsdebiet van 3.75 l/sec.

Nitraatconcentraties

Het balansmodel gebruikt gemiddelde maandelijkse nitraatconcentraties aan de outlet van het afstroomgebied, en jammer genoeg vertoont de meetreeks van dat punt grote hiaten. Daarom werd de serie van MAP punt 764200 gebruikt.

6.3.2 Resultaten

De waterbalans is weergegeven in fig 6.10. De attenuatiefactoren berekend met de simpele methode zijn voorgesteld in fig 6.11, die met de balansmethode in fig 6.12.

Vermits de nitraatconcentraties sterk seizoenaal fluctueren, bepaald door het functioneren van de drains, is dat ook zichtbaar in het verloop van de AF. In de zomer liggen de nitraatconcentraties rond de 10 mg/l, vrij laag dus, maar ze lopen in de winter

op tot meer dan 40 mg/l door bijdrage van de drains. Vooral in het najaar (oktober), is er een snelle stijging van de concentratie wanneer de drains opnieuw beginnen lopen. De AF liggen in de winter rond ca 2, maar lopen in de zomer op tot ruim 10.

Bij correctie van de nitraatconcentraties met de waterbalans (fig 6.12) is de variatie van de AF over het jaar merkkelijk kleiner. In de zomermaanden ligt de gecorrigeerde AF lager omdat de runoff in deze maanden hoger ligt (fig 6.10) door het optreden van zomeronweders. Deze runoff werkt verdunnend waardoor de ongecorrigeerde AF verhoogt. Corrigeren voor deze verdunning leidt tot een lagere AF. In de zomer bedraagt de gecorrigeerde AF rond de 5.

Fig 6.1 Concept van twee parallelle lineaire reservoirs voor het berekenen van baseflow en drainflow

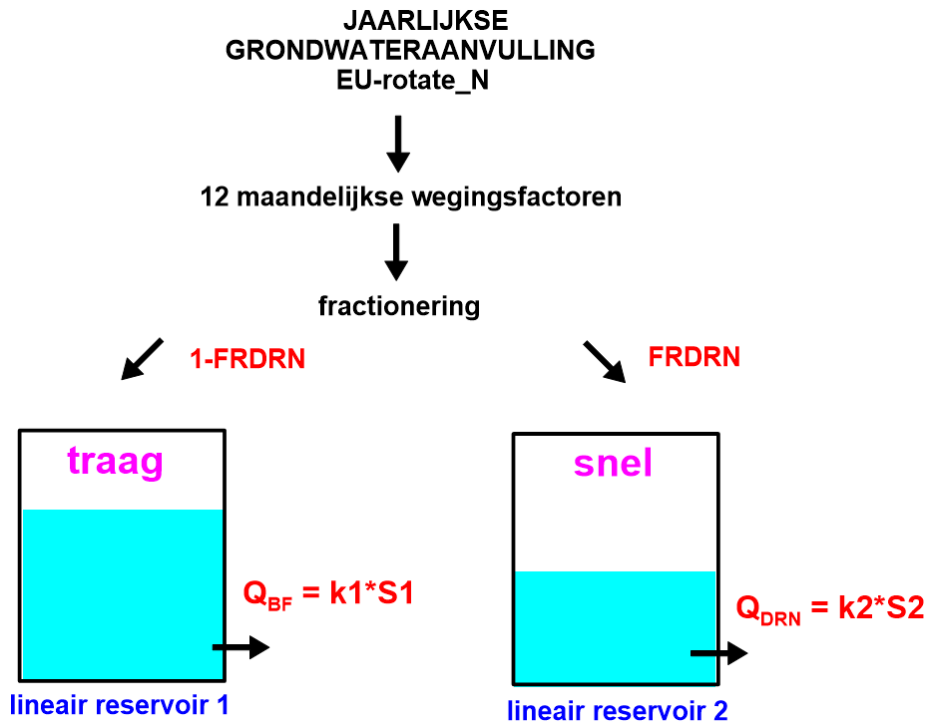


Fig 6.2 Relatie tussen de hoeveelheid runoff en de neerslaghoeveelheid bij de CN methode

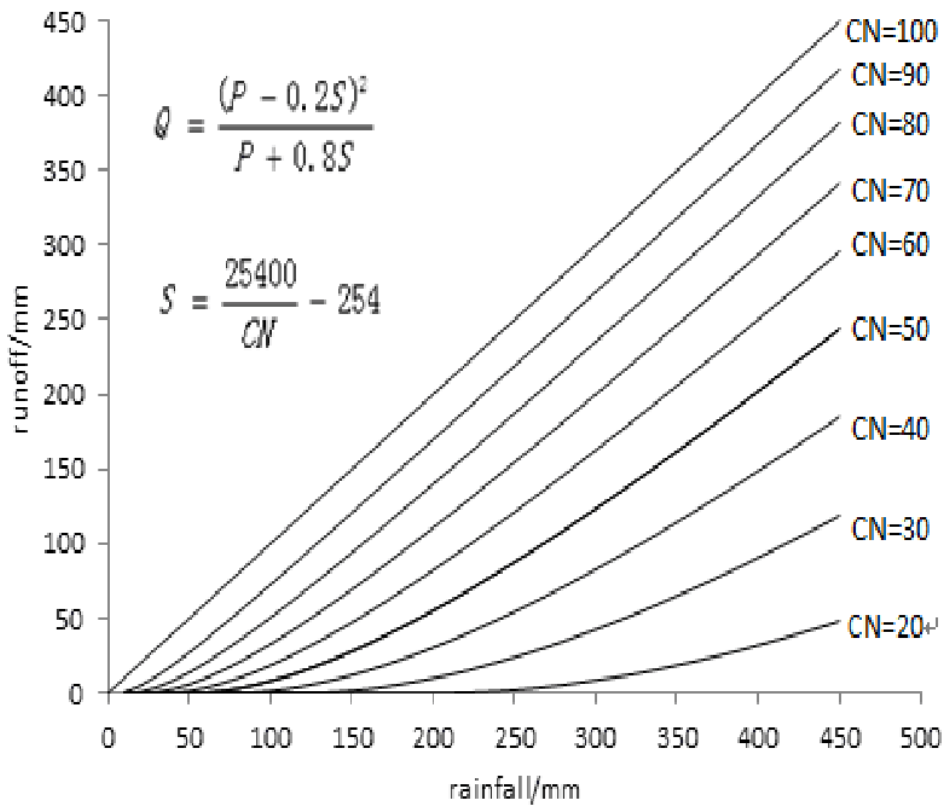


Fig 6.3 Berekende runoff met de CN methode voor de testsite Huise

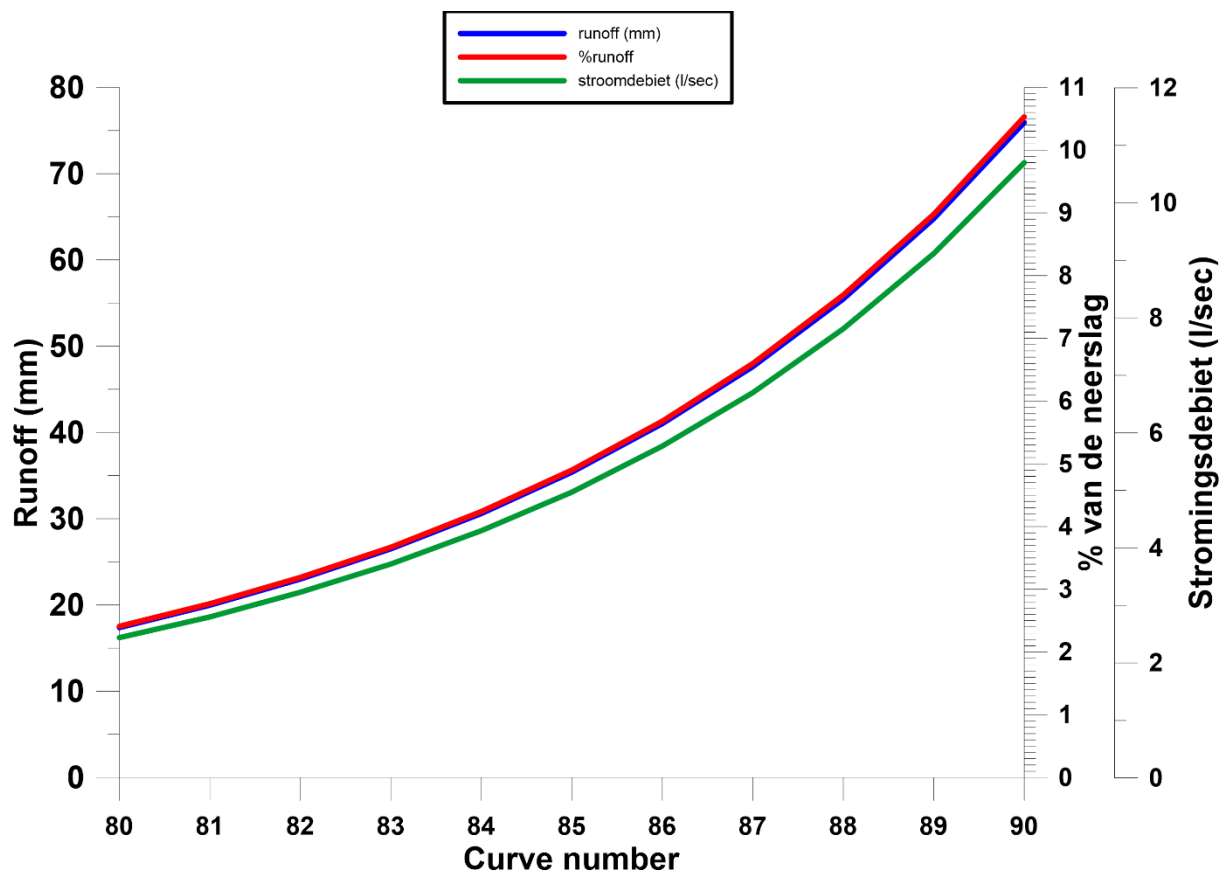


Fig 6.4 Ligging van de huishoudelijke lozingspunten in de testsite Huise

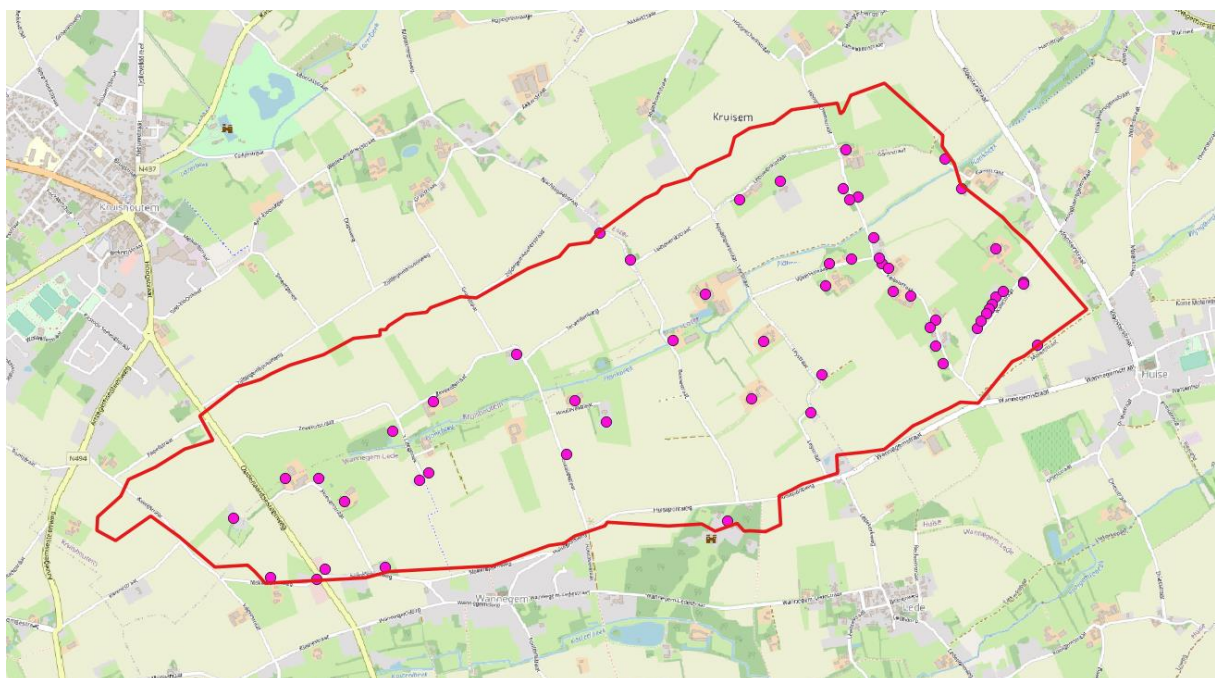


Fig 6.5 Berekende maandelijkse waterbalans voor de testsite Huise voor de periode 2010-2020

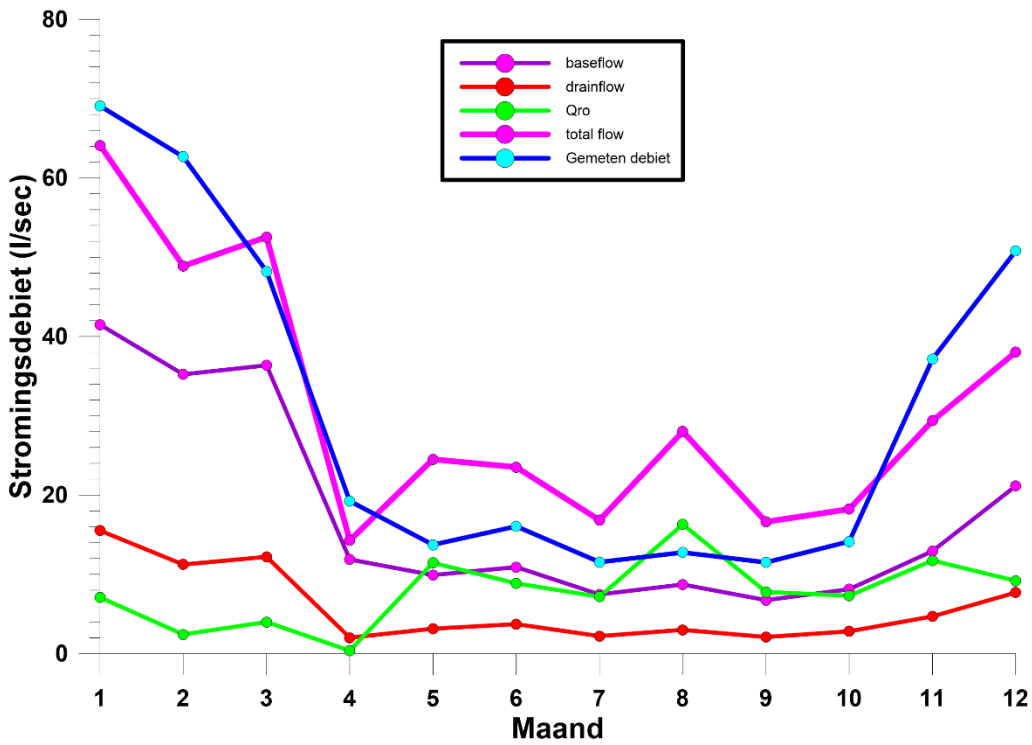


Fig 6.6 Berekende attenuatiefactoren voor de testsite Huise voor de periode 2010-2020 met de simpele methode

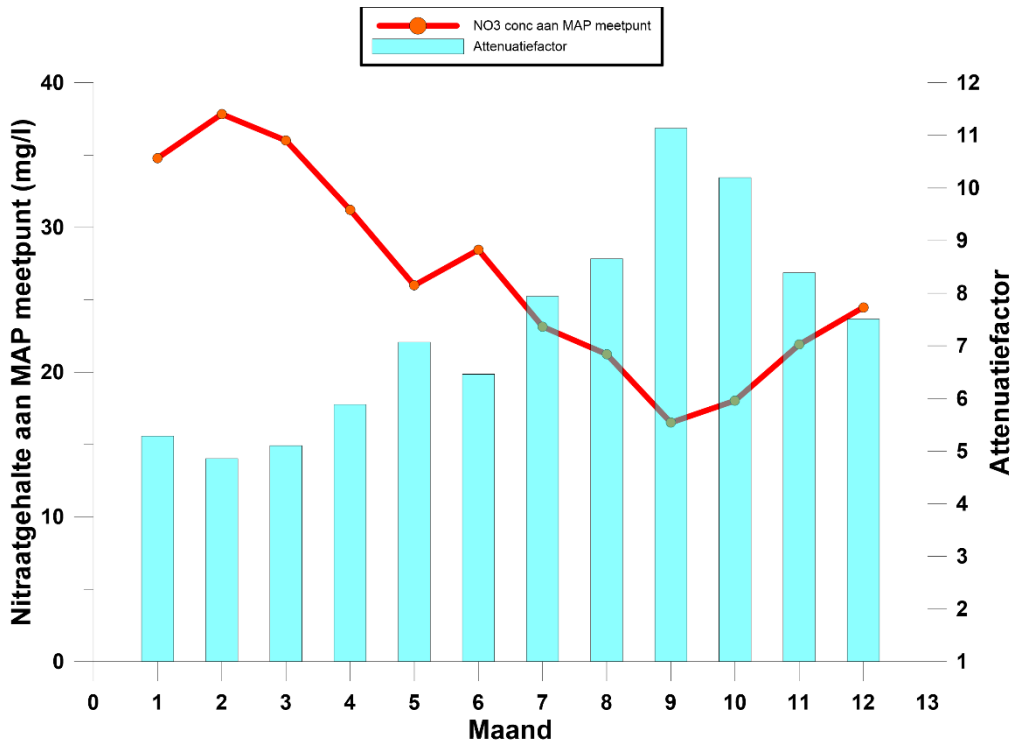


Fig 6.7 Berekende attenuatiefactoren voor de testsite Huise voor de periode 2010-2020 met de balans methode
 (de nitraatconcentraties aan het MAP meetpunt zijn gecorrigeerd voor het effect van verdunning door runoff en afvalwater)

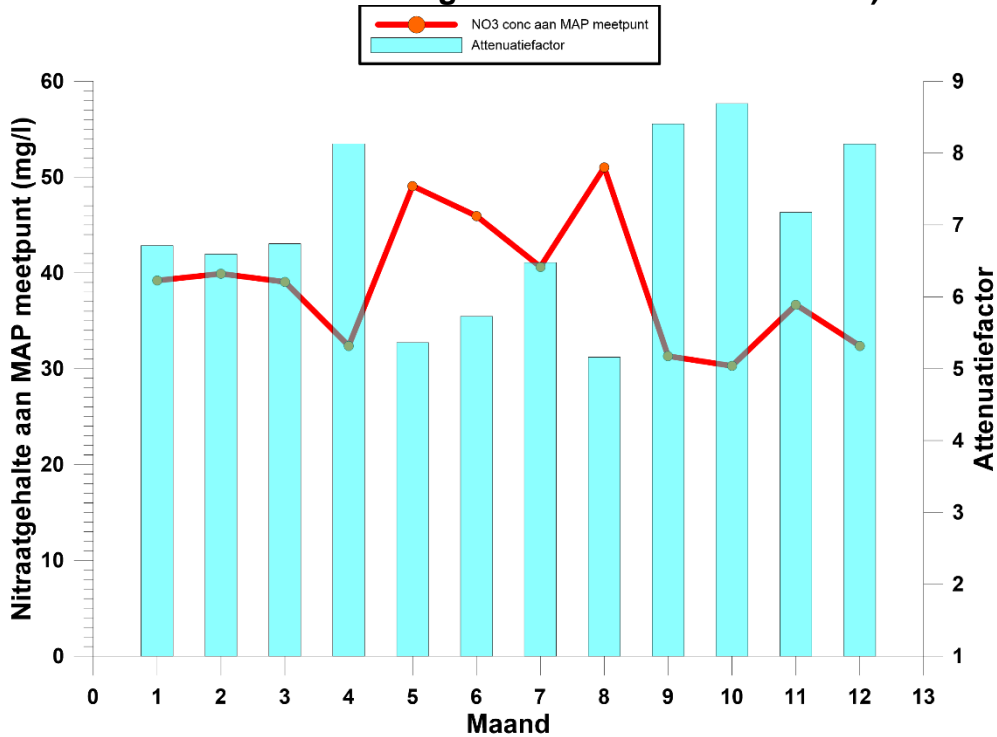


Fig 6.8 Berekende runoff met de CN methode voor de testsite Maldegem

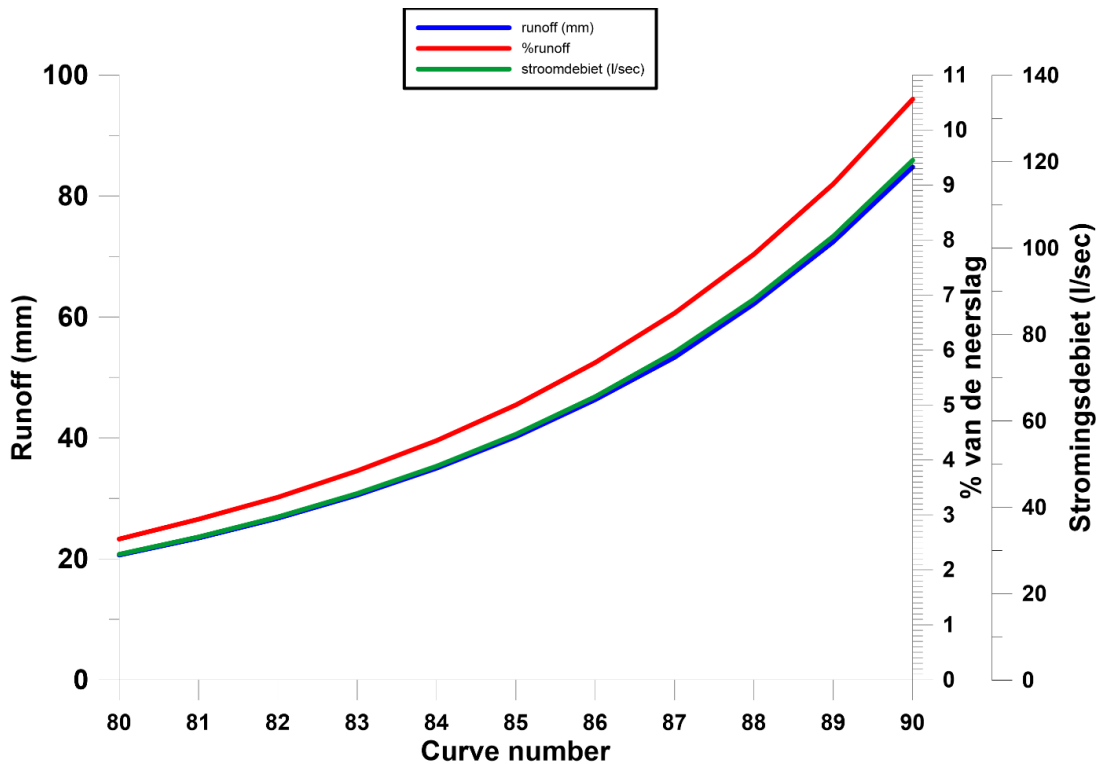


Fig 6.9 Ligging van de huishoudelijke lozingspunten in de testsite Maldegem

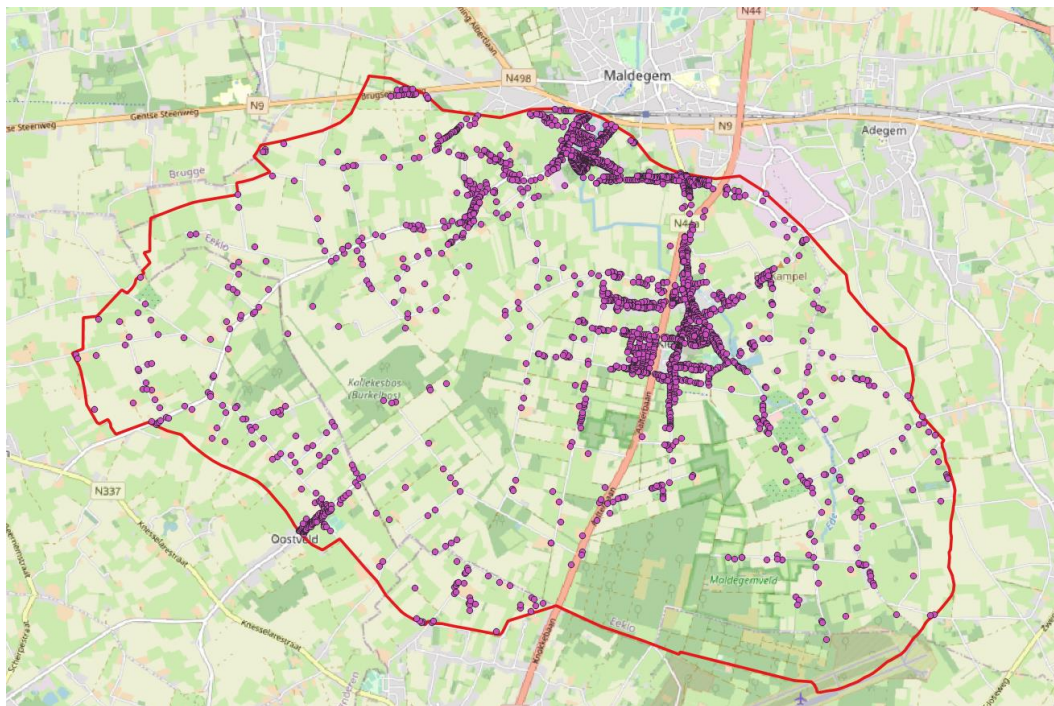


Fig 6.10 Berekende seizoenale waterbalans voor de testsite Maldegem voor de periode 2010-2020

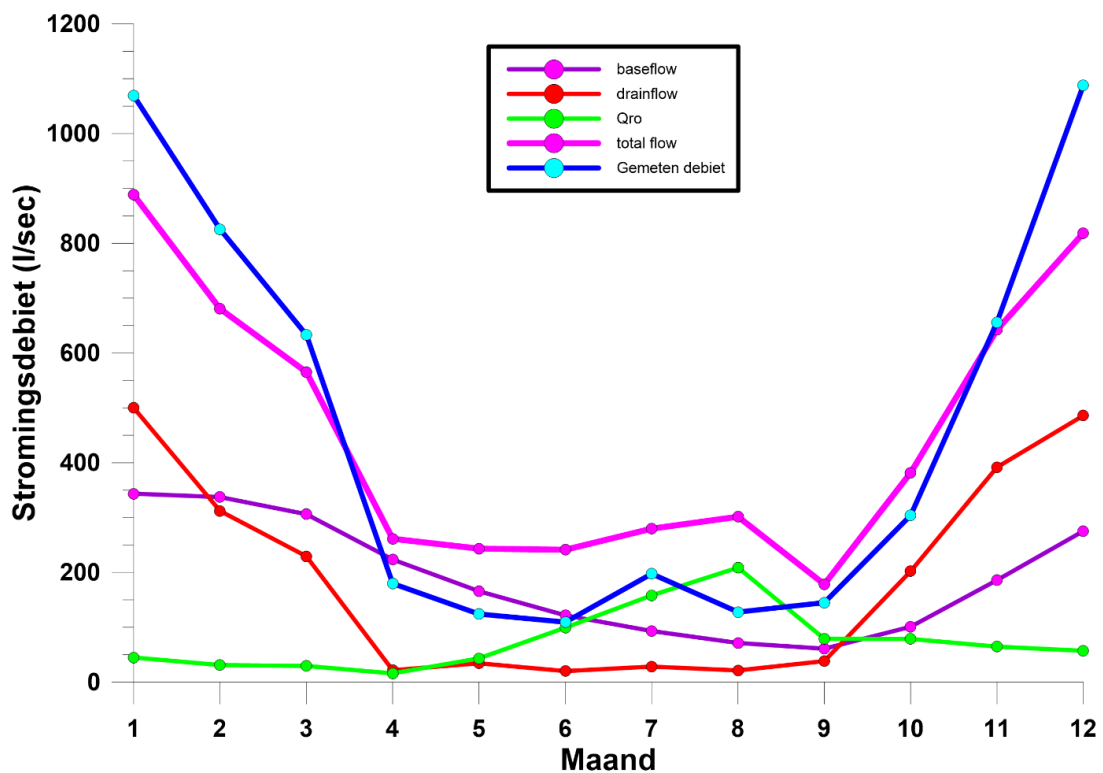


Fig 6.11 Berekende attenuatiefactoren voor de testsite Maldegem voor de periode 2010-2020 met de simpele methode

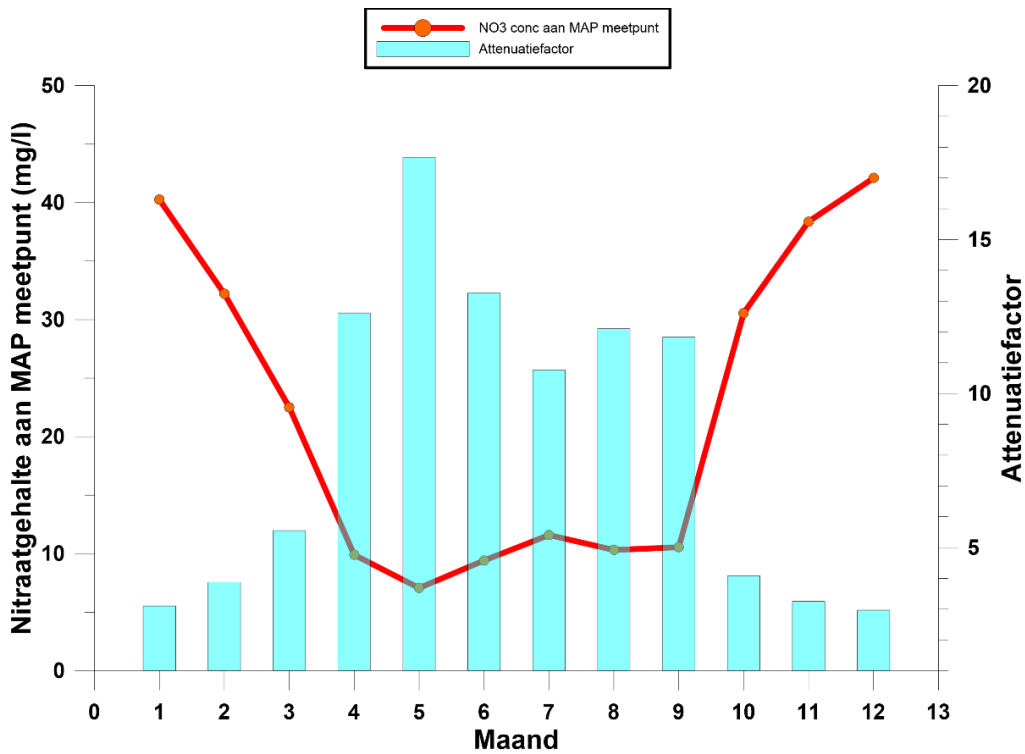
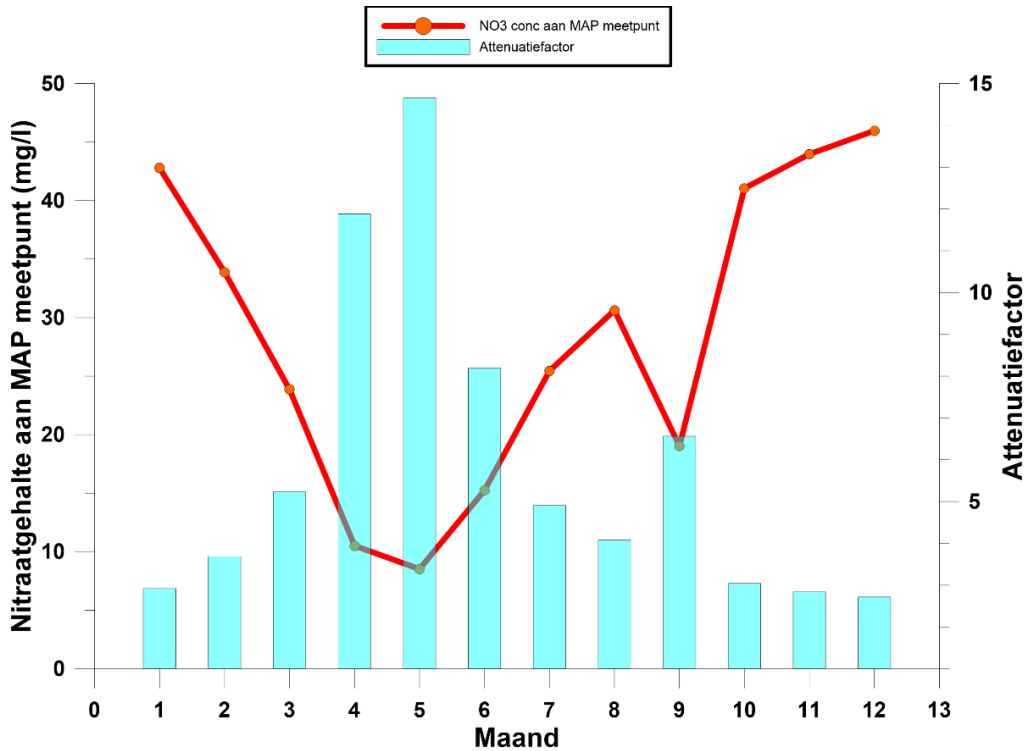


Fig 6.12 Berekende attenuatiefactoren voor de testsite Maldegem voor de periode 2010-2020 met de balans methode (de nitraatconcentraties aan het MAP meetpunt zijn gecorrigeerd voor het effect van verdunning door runoff en afvalwater)



7 Afleiden attenuatiefactoren oppervlaktewater met de empirische methode

7.1 Methodiek

In de meeste gevallen zullen er voor een MAP afstroomgebied geen EU-Rotate_N simulaties uitgevoerd zijn, of ontbreken de gegevens of eenvoudigweg de tijd om deze berekeningen uit te voeren. De nitraatconcentratie in het bodempercolaat is dan niet gekend, en er kunnen geen attenuatiefactoren (AF) berekend worden. In dit geval wordt een eenvoudige methode voorgesteld om de bodempercolaatconcentratie te begroten uitgaande van bestaande nitraatresidumetingen en een ingeschatte waarde van de grondwateraanvulling. Er wordt hierbij dus aangenomen dat het nitraatresidu elk jaar uitgespoeld en opgelost wordt door het percolerende bodemwater.

De voorgestelde methodiek wordt hier de “empirische methodiek” genoemd en is geïmplementeerd in de vorm van een reeks tools die toelaten de methode eenvoudig en snel toe te passen.

Het basisprincipe van de methode is dat er voor een referentieperiode, en dat is hier de periode waarvoor er nitraatresidumetingen beschikbaar zijn (2007-2021), de gemiddelde nitraatconcentratie in het bodempercolaat wordt berekend. Deze wordt vergeleken met de 12 maandgemiddelde nitraatconcentraties die aan het MAP meetpunt werden gemeten. De verhouding levert dan 12 maandelijks AF op. Deze 12 waarden geven een beeld van de seizoenale variatie van AF.

STAP 1: opvragen nitraatresidu metingen

Deze zijn beschikbaar vanaf 2007 t.e.m. 2021 en werden gecompileerd in een reeks bestanden, één voor elk kalenderjaar, waarin de locatie (Lambert coördinaten) en de meetwaarde zijn opgenomen, maar verder geen supplementaire informatie is voorzien (zoals bvb. de eigenaar van het betreffende perceel). Voor een gegeven afstroomgebied kunnen dan voor elk jaar de metingen geselecteerd worden die binnen het bekken vallen. Hiervan wordt het gemiddelde berekend als een spatiaal representatieve waarde voor elk jaar. Om statistisch stabiel te zijn moeten er wel voldoende metingen binnen het bekken zelf zijn uitgevoerd. Een simpele empirische regel zegt dat er minstens 5 waarden moeten gebruikt worden om een rekenkundig gemiddelde betrouwbaar te berekenen. Deze regel kan hier best ook gevolgd worden. Bij kleinere MAP bekkens kan het nodig zijn niet enkel binnen het bekken te zoeken, maar ook in de ruimere omgeving. Dat kan gebeuren door i.p.v. de outline van het afstroombekken te gebruiken als zoekperimeter, een radius op te geven rond het centrum van het bekken, waarbij de radius dan groter is dan het bekken zelf. Op deze wijze wordt een reeks van 15 jaarlijkse gemiddelden bekomen, representatief voor de jaren 2007 t.e.m. 2021.

STAP 2: bepalen grondwateraanvulling

Voor elk van de 15 jaar in de periode 2007-2021 dient ook de grondwateraanvulling gekend te zijn. Dit wordt bekomen in een tweestaps proces:

STAP 2A : begroten van de voedingscoëfficiënt

Deze kan berekend worden uit de verhouding tussen de lange termijn grondwateraanvulling zoals berekend met het WETSPASS model en beschikbaar als een gebiedsdekkend grid voor Vlaanderen (fig 7.1) , en de gemiddelde neerslag in een dichtbij gelegen meteostation.

Richtinggevende waarden kunnen in tabel 7.1 teruggevonden worden. Hierin staat voor 11 meteostations die het dichtst bij de testsites van het attenuatiefactor- en het nitraatbronnenproject liggen (de testsite heuvelrug is groter en daarom buiten beschouwing gelaten) de voedingscoëfficiënt berekend door de gemiddelde WETSPASS grondwateraanvulling te delen door de gemiddelde jaarlijkse neerslag (fig 7.2 en 7.3). De waarden variëren tussen ongeveer 25 en 45%.

Om de relatie voeding – neerslag flexibeler te maken wordt een lineaire vergelijking gebruikt die ook een intercept op de Y-as omvat. Dat is een hoeveelheid water (in mm) die wordt afgetrokken van de jaarlijkse regenval, vooraleer er wordt vermenigvuldigd met de voedingscoëfficiënt (de term LOSS in onderstaande vergelijking).

$$\text{RECH} = (\text{PREC}-\text{LOSS}) \cdot \text{VC}$$

RECH (mm/jr) = de jaarlijkse grondwatervoeding

PREC (mm/jr) = de jaarlijkse neerslag

VC = de voedingscoëfficiënt (fractioneel tussen 0 en 1)

LOSS (mm/jr) = het neerslagverlies. Dit is het deel van de neerslag dat niet bijdraagt tot de grondwatervoeding.

De relatie tussen RECH en PREC voor geselecteerde waarden van VC en LOSS staan voorgesteld in fig 7.4.

STAP 2B : jaarlijkse grondwatervoeding

Een tijdreeks met jaarlijkse grondwatervoeding kan eenvoudig bekomen worden door de neerslagreeks met totale jaarlijkse regenhoeveelheden, zoals geregistreerd in een meteostation, te vermenigvuldigen met de voedingscoëfficiënt.

Tabel 7.1 Voedingscoëfficiënten voor 11 meteostations dicht bij de testsites van de attenuatiefactor- en nitraatbronnen projecten

Site	meteostation	gem(2007-2021)	Wetspass(mm/jaar)	VC(%)
Maldegem	<u>Boekhoute</u>	770.66	264.87	34.69
<u>Huise</u>	Zingem	739.56	208.34	28.16
Luikbeek	<u>Zarren</u>	770.78	195.33	25.34
<u>Wortegem</u>	Zingem	739.56	207.59	28.07
<u>Balegem</u>	<u>Massemem</u>	718.62	195.26	27.17
Brecht	Loenhout	795.99	341.13	42.86
Overijse	<u>Korbeek</u>	711.08	227.55	32.00
Peer	Overpelt	725.25	319.38	44.04
Lubbeek	Tienen	690.28	208.55	30.21
Asse	Liedekerke	725.36	180.58	24.90
Assenede	<u>Boekhoute</u>	770.66	294.56	38.22

STAP 3: bepalen maandgemiddelde nitraatconcentratie aan het MAP meetpunt

De meetgegevens aan het MAP meetpunt worden gebruikt om een seizoensgrafiek van maandelijkse gemiddelde nitraatconcentraties in de periode 2007-2021 op te stellen.

STAP 4 : Berekenen nitraatconcentratie in bodempercolaat

Op basis van het jaarlijks gemiddeld gemeten nitraatresidu (STAP 1) en de jaarlijkse grondwatervoeding (STAP 2) wordt de nitraatconcentratie in het bodempercolaat berekend door de nitraatmassa die met het residu overeenkomt te delen door het volume van de grondwateraanvulling per oppervlakteenheid (m²). Er wordt dus aangenomen dat alle nitraatresidu tijdens hetzelfde jaar volledig uitspoelt. De bekomen nitraatconcentratie is dan een jaarlijks gemiddelde, maar kan gedurende het jaar in realiteit wel variëren.

STAP 5: Berekenen attenuatiefactoren

Vervolgens worden 12 maandelijkse AF berekend met:

$$AF(m) = NO3\text{-bodempercolaat} / NO3\text{-MAP}(m)$$

waarbij:

AF(m) = de attenuatiefactor in de maand m

$\text{NO}_3\text{-MAP}(m)$ = de gemiddelde nitraatconcentratie aan het MAP meetpunt in de maand m (2007-2021)

$\text{NO}_3\text{-bodempercolaat}$ = de gemiddeld nitraatconcentratie in het bodempercolaat (2007-2021)

7.2 Vergelijking van de EU-rotate_N simulaties met het empirisch model

Vergelijking van de gemiddelde nitraatconcentraties in de periode 2007-2021 (testgebieden Huise en Maldegem) of 2007 – 2017 (de testgebieden van het nitraatbronnen project) met het EU-rotate_N model en met het empirisch model (fig 7.5) voor elk afstroomgebied leert dat de concentraties van het empirisch model slechts 58.46% bedragen van de waarden berekend met het EU_rotate_N model. Mogelijke redenen zijn dat op het moment dat de nitraatresidus gemeten werden er reeds een deel was uitgespoeld naar het grondwater en het feit dat het EU-Rotate_N model ook rekening houdt met N mineralisatie.. Het empirisch model heeft daarom de mogelijkheid de berekende concentraties te corrigeren met een correctiefactor. Er wordt aangeraden daarvoor een factor 1.71 (nl $1/0.58$) te gebruiken. In fig 7.5 zijn de met het empirisch model berekende concentraties met deze factor vermenigvuldigd (gecorrigeerde dataset): de beste lineaire fit van de gecorrigeerde waarden ligt zeer dicht tegen de 1:1 lijn.

7.3 Resultaten

Het empirisch model werd toegepast op de twee testsites van dit project en op de testsites van het nitraatbronnen project. De testsite heuvelrug werd niet gebruikt omdat dit een groot gebied is waarvan de bedoeling was de stromingssituatie in een volledige heuvelrug te onderzoeken, maar geen individueel MAP meetpunt te simuleren. Deze heuvelrug omvat een hele reeks MAP meetpunten, waardoor voor ieder MAP meetpunt een afzonderlijk empirisch model zou moeten opgesteld worden.

De resultaten van het empirisch model worden grafisch voorgesteld in de vorm van 4 grafieken, die voor elke site in een 2 x 2 schikking gecombineerd zijn. Op de grafieken staat voorgesteld:

Grafiek 1 (linksboven):

Hier staat de nitraatevolutie aan het MAP meetpunt dat gebruikt werd om de attenuatiefactoren te bepalen.

Grafiek 2 (rechtsboven):

Hier staat het aantal nitraatresidumetingen dat voor elk jaar binnen het afstroomgebied of binnen de geselecteerde radius beschikbaar zijn, en het gemiddelde nitraatresidu voor elk jaar.

Grafiek 3 (linksonder):

Hier staat de berekende grondwateraanvulling voorgesteld met een bargrafiek, het gemiddeld nitraatresidu en de berekende nitraatconcentratie in het bodempercolaat.

Grafiek 4 (rechtsonder):

Hier staan de berekende attenuatiefactoren (AF) voorgesteld, berekend met de nitraatconcentratie op basis van de nitraatresidumetingen (rode lijn) volgens de empirische methode en met behulp van het EU-rotate-N mode (roze lijn). De EU-rotate_N modelberekeningen werden uitgevoerd in het kader van de nitraatbronnenstudie. Ook aangegeven is de maandelijkse gemiddelde nitraatconcentratie aan het MAP meetpunt (blauwe lijn).

Testsite Huise (fig 7.6)

Het MAP meetpunt vertoont een uitgesproken seizoenaliteit met hoge winter en lage zomerwaarden. Voor 2019 zijn er jaarlijks slechts enkele nitraatresidumetingen binnen het afstroomgebied uitgevoerd, het is een klein bekken, waardoor het gemiddelde weinig stabiel is en een grote variatie vertoont. Hierdoor toont ook de berekende nitraatconcentratie in het bodempercolaat grote variatie met de tijd. De berekende attenuatiefactoren, enerzijds op basis van de nitraatresidus en anderzijds op basis van de EU-rotate_N simulaties komen vrij goed overeen. De AF heeft een sterke seizoenaliteit, is laag in de winter, rond 5 à 6, stijgt dan naar het voorjaar toe wanneer de drains stoppen met lopen en bereikt een maximum in september wanneer de AF boven de 10 ligt.

Testsite Maldegem (fig 7.7)

In testsite Maldegem werd MAP meetpunt 764530 geselecteerd als representatief omdat deze reeks het meest volledige en continue beeld geeft. Deze testsite is ca 45 km² groot waardoor er veel nitraatresidumetingen bestaan, meestal tussen de 100 en 200 waarden. Het berekende gemiddelde is dus zeker statistisch solide. Wat opvalt is dat de gemiddelde nitraatresidu waarde na 2014 enorm is gestegen, al is deze trend in 2020 en 2021 terug verlaagd. Dit resulteert in een analoog patroon in de nitraatconcentratie in het bodempercolaat. De berekende attenuatiefactoren zijn laag in de winter, minder dan 5, maar nemen sterk toe in het voorjaar wanneer de drains droogvallen en de nitraatconcentratie aan het MAP meetpunt sterk daalt. De AF met de empirische methode piekt hier op ca 40 maar is wel veel hoger dan op basis van de EU-rotate_N simulaties berekend wordt. In de zomermaanden juli en augustus daalt de AF sterk om in het najaar terug te stijgen. Vanaf oktober zakt de AF naar de lage winterwaarden.

Testsite Staden, Luikbeek (fig 7.8, testsite 1 van het nitraatbronnen project)

Het MAP meetpunt vertoont een sterke seizoenaliteit met hoge winter- (> 50 ppm) en lage zomerwaarden. In de zomer komt soms stilstaand water voor waardoor plaatselijke reducerende condities ontstaan, resulterend in zeer lage nitraatconcentraties. De metingen van het jaar 2018 waren niet beschikbaar. Het aantal nitraatresidu metingen binnen het afstroomgebied is vrij beperkt en bedraagt meestal minder dan 10. De gemiddelde nitraatresidu-waarde vertoont een sterke variatie met zeer lage waarden in 2012 en 2013 oplopend tot een maximum in 2016 dat bijna 200 bedroeg. Daarna gestaag dalend tot ca 60 in 2021. De grondwatervoeding ligt rond de 200 mm/jaar.

In de winter, wanneer de drains werken, ligt de AF rond de 3. In de zomer wanneer de drains droog vallen, loopt de AF gestaag op en bereikt op het einde van de zomer (augustus) een piekwaarde van meer dan 10. De nitraatconcentraties in de beek zijn dan zeer laag. De AF afgeleid met EU-Rotate_N liggen wat hoger dan die van de empirische methode.

Testsite Wortegem-Petegem (fig 7.9, testsite 2 van het nitraatbronnen project)

De MAP meetreeks toont sterke seizoendale fluctuaties maar zakt zelden onder 50 mg/l en is dus bijna constant zeer hoog. Maxima in de zomer, in de winter mogelijk verdunning door meer runoff bijmenging. Vermits het bekken slechts 3 km² groot is, is er slechts een beperkt aantal nitraatresidumetingen. Vooral in 2016 en 2017 te weinig om representatief te zijn. De grondwatervoeding bedraagt gemiddeld iets meer dan 200 mm/jaar. De laagste AF komen in de zomer voor en liggen rond ca 3. In de winter wat hoger tot ca 4.

Testsite Balegem (fig 7.10, testsite 3 van het nitraatbronnen project)

De MAP meetreeks heeft een sterke seizoenaliteit maar met hoge zomerwaarden (> 50 ppm) en lage winterwaarden (ca 20 ppm). Het is een klein bekken, daarom zijn er zelden meer dan 5 nitraatresidumetingen per jaar. Vanaf 2018 is er een dalende trend in gemiddeld nitraatresidu. De grondwatervoeding is gemiddeld 195 mm/jaar. De attenuatiefactoren liggen hoger bij de empirische methode dan op basis van de EU_rotate_N resultaten. In de zomer komen de laagste AF voor, rond de 4 (volgens de empirische methode). In de winter loopt de AF op tot 7 en zijn de nitraatconcentraties dus kleiner.

Testsite Brecht (fig 7.11, testsite 4 van het nitraatbronnen project)

De testsite Brecht heeft een discontinue grondwaterstromingssituatie, vermits hier in de zomer de freatische laag volledig droogvalt en er geen stroming meer optreedt. Vanaf 2009 zijn er een ruim aantal nitraatresidumetingen uitgevoerd in het

afstroomgebied, vanaf 2011 meer dan 100 metingen per jaar. Dat maakt de gemiddelde nitraatresidu-waarde zeer betrouwbaar. Vanaf 2014 verhogen de nitraatresidu-waarden merkkelijk. De grondwateraanvulling ligt rond de 200 mm/jaar. Door de verhoging van de nitraatresidu-waarden verhoogt ook de nitraatconcentratie in het bodempercolaat sterk. De laagste nitraatconcentraties aan het MAP meetpunt komen voor in het voorjaar, de hoogste in het najaar. In de zomer is er geen grondwaterstroming. De attenuatiefactor is het kleinste in het najaar en ligt tussen 1 en 2. In het voorjaar stijgt hij tot boven 3.

Testsite Overijse (fig 7.12, testsite 5 van het nitraatbronnen project)

In de testsite Overijse wordt het MAP meetpunt sterk beïnvloed door een drainagebuis die in een aangrenzende heuvel water uit het Brusseliaan aquifersysteem aftapt, dat via een vijver naar het MAP meetpunt loopt. Technische informatie over de drainagebuis is niet beschikbaar.

Testsite Peer (fig 7.13, testsite 6 van het nitraatbronnen project)

In Peer heeft het MAP meetpunt bijna constant hoge nitraatconcentraties. Slechts sporadisch komen sterk verlaagde waarden voor, wellicht verdund door hevige regenval. Er zijn veel nitraatresidumetingen, en het aantal is gestegen met de jaren tot meer dan 200 recent. Sinds 2015 ligt het gemiddeld nitraatresidu wel hoger waardoor ook het bodempercolaat meer nitraat bevat. De berekende grondwateraanvulling ligt hier rond de 200 mm/jaar. Doordat de nitraatconcentratie steeds hoog is, is de afgeleide AF gedurende het jaar steeds laag: met de empirische methode rond de 2, op basis van de EU-rotate_N simulaties rond de 3.

Testsite Lubbeek (fig 7.14, testsite 7 van het nitraatbronnen project)

Het MAP meetpunt vertoont een sterke seizoenaliteit, maar wel met hoge waarden in de zomer. De nitraatinput is hier vooral vanuit de baseflow, niet afkomstig uit drains. Vanaf 2011 zijn er veel nitraatresidumetingen. De berekende nitraatconcentratie in het bodempercolaat ligt vanaf 2015 hoger. De waarden voor 2010 zijn wellicht niet erg betrouwbaar want gebaseerd op te weinig residumetingen. De AF volgens de empirische methode ligt tussen 4 en 6 en wat hoger met de EU-rotate_N cijfers. De laagste waarden liggen rond de 4 en komen tijdens de zomerpiekconcentraties voor.

Testsite Asse (fig 7.15, testsite 8 van het nitraatbronnen project)

Ook testsite Asse heeft een sterke seizoenaliteit met zomerpieken die flirten met de 50 mg/l. Sinds 2011 zijn er jaarlijks ongeveer 10 residumetingen die kunnen gebruikt worden. Het gemiddeld nitraatresidu toont de laatste 10 jaar wel een stijgende trend.

De AF tonen, net zoals de nitraatconcentratie, ook een duidelijke seizoenaliteit, met lage waarden in de zomer, de AF ligt dan tussen 5 en 6, maar stijgt naar ongeveer 10 in de winter. De op basis van EU-rotate_N afgeleide AF zijn wel maar ongeveer half zo groot.

Testsite Assenede (fig 7.16, testsite 9 van het nitraatbronnen project)

In Assenede is de seizoenaliteit sterk, met winterpieken. Het aantal residumetingen is beperkt, behalve in 4 jaar (2011-2014). De AF is hier ook sterk seizoenaal, met lage winterwaarden, minder dan 5, maar hoge zomerwaarden, tot meer dan 20. Zowel de empirische als de EU-rotate_N gebaseerde inschatting geven vergelijkbare resultaten.

7.4 Seizoenale attenuatiefactoren

De maandelijkse attenuatiefactoren werden gecombineerd in 4 seizoenale AF, door telkens de waarden van 3 maanden uit te middelen:

Winter : december, januari en februari

Lente : maart, april en mei

Zomer : juni, juli en augustus

Herfst : september, oktober, november

De afgeleide seizoenale factoren staan opgelijst in tabel 7.2

Een vergelijking van zomer en winter AF (fig 7.17) geeft volgende conclusies:

- In testsites met hoge winterpieken en lage zomer concentraties, zoals Luikbeek (Staden), Maldegem, Assenede en Huise, ligt de AF tijdens de winter tussen 4 en 6. In de zomer, wanneer de concentraties naar een minimum gaan, stijgt de AF naar waarden tussen 10 tot meer dan 20.
- In testsites waar de concentraties pieken in de zomer en lager liggen in de winter, zoals Asse, Balegem en Lubbeek, ligt de AF tijdens de zomer rond de 5. In de winter ligt de AF hier hoger, tussen 5 en 10.
- Op het Kempisch plateau, in Peer, en in de Noorderkempen, in Brecht, liggen de AF rond de 2 wat resulteert in hoge nitraatconcentraties aan het MAP meetpunt. In Overijse en in Wortegem liggen de AFs iets hoger, tussen 3 en 5, maar er is weinig verschil tussen winter en zomer, wat ook hier resulteert in steeds hoge nitraatconcentraties.

**Tabel 7.2 Seizoenale attenuatiefactoren bepaald met het empirisch model
(DJF = December, Januari, Februari; MAM = Maart, April, Mei;
JJA=Juni, Juli, Augustus; SON=September, Oktober, November)**

site	DJF	MAM	JJA	SON
Maldegem	4.20	14.28	13.44	5.82
Huise	6.00	6.62	8.51	11.32
Staden	3.86	5.05	11.37	8.35
Wortegem	3.88	3.20	2.62	3.06
Balegem	7.25	6.45	4.03	5.05
Brecht	1.74	3.30	1.67	1.54
Overijse	2.84	2.60	2.90	2.61
Peer	2.09	1.72	1.84	2.00
Lubbeek	5.53	4.43	4.19	5.08
Asse	11.08	9.44	5.93	6.98
Assenede	3.97	6.84	21.92	10.84

Fig 7.1 De gemiddelde grondwateraanvulling in Vlaanderen berekend met WETSPASS

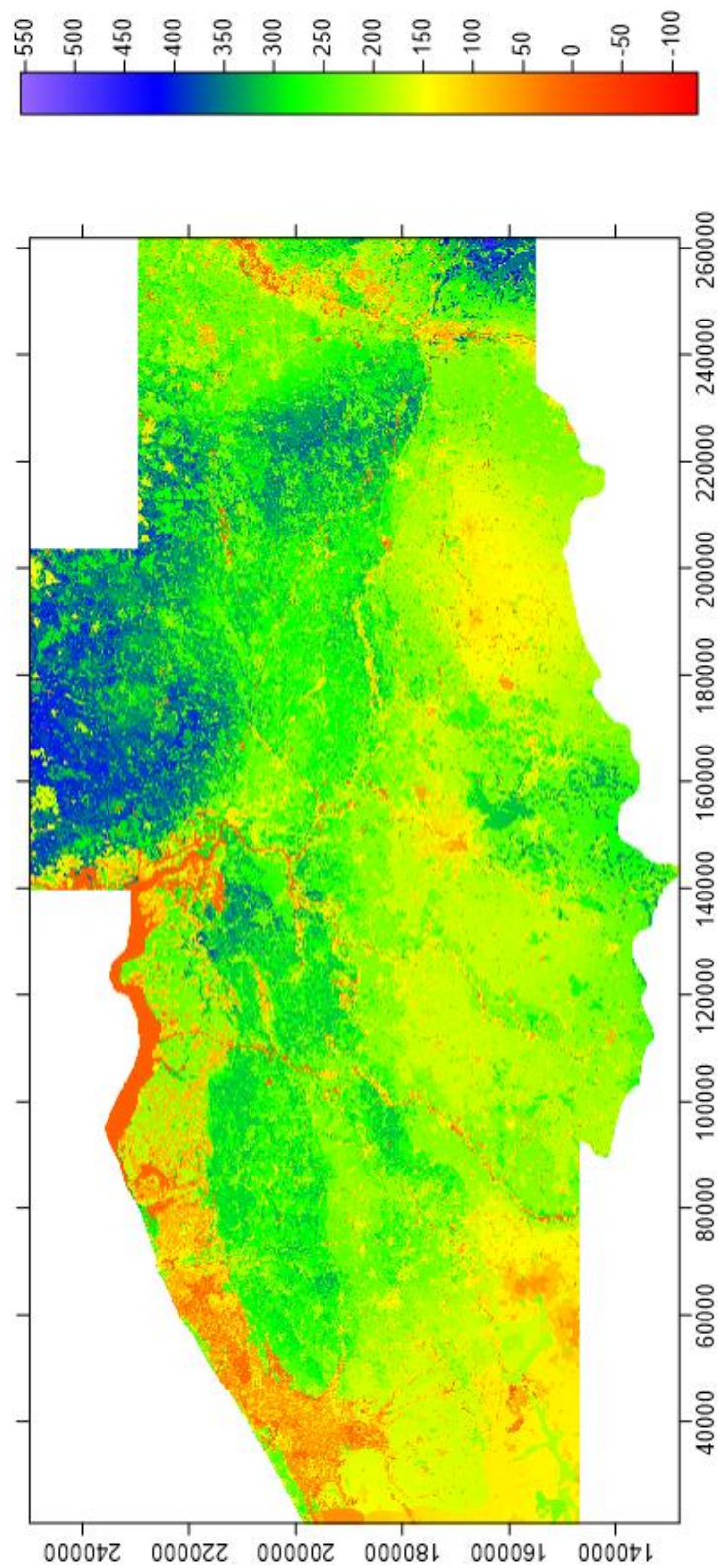


Fig 7.2 De gemiddelde grondwateraanvulling in de 9 meteostations

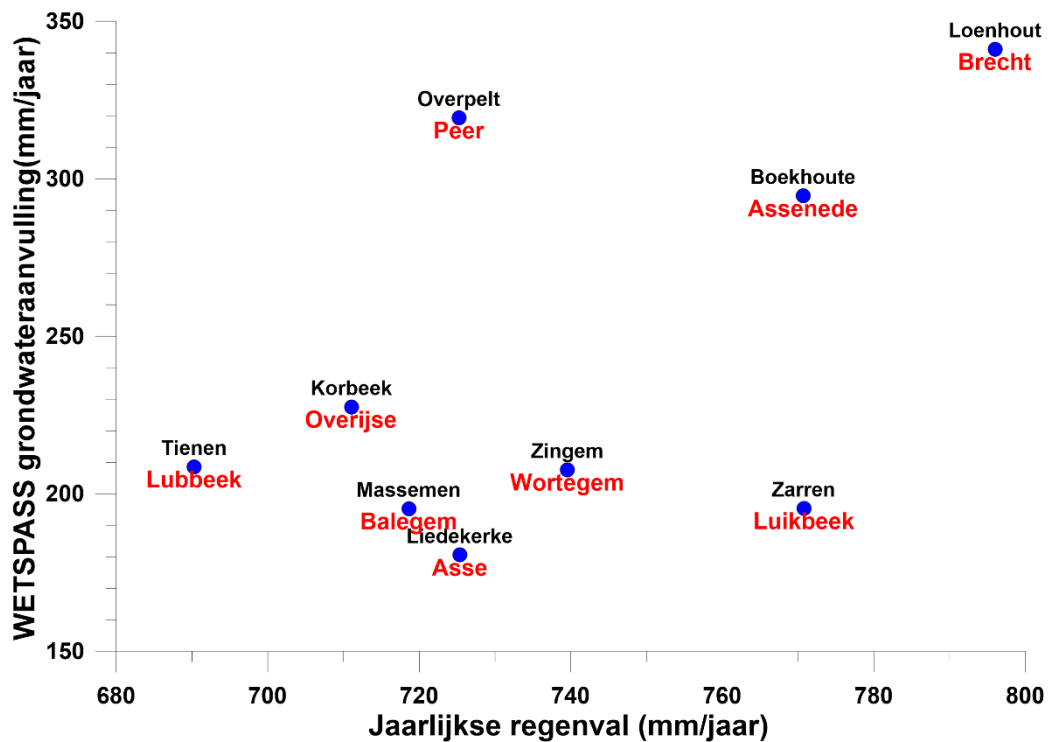


Fig 7.3 De voedingscoëfficiënt in de 9 meteostations

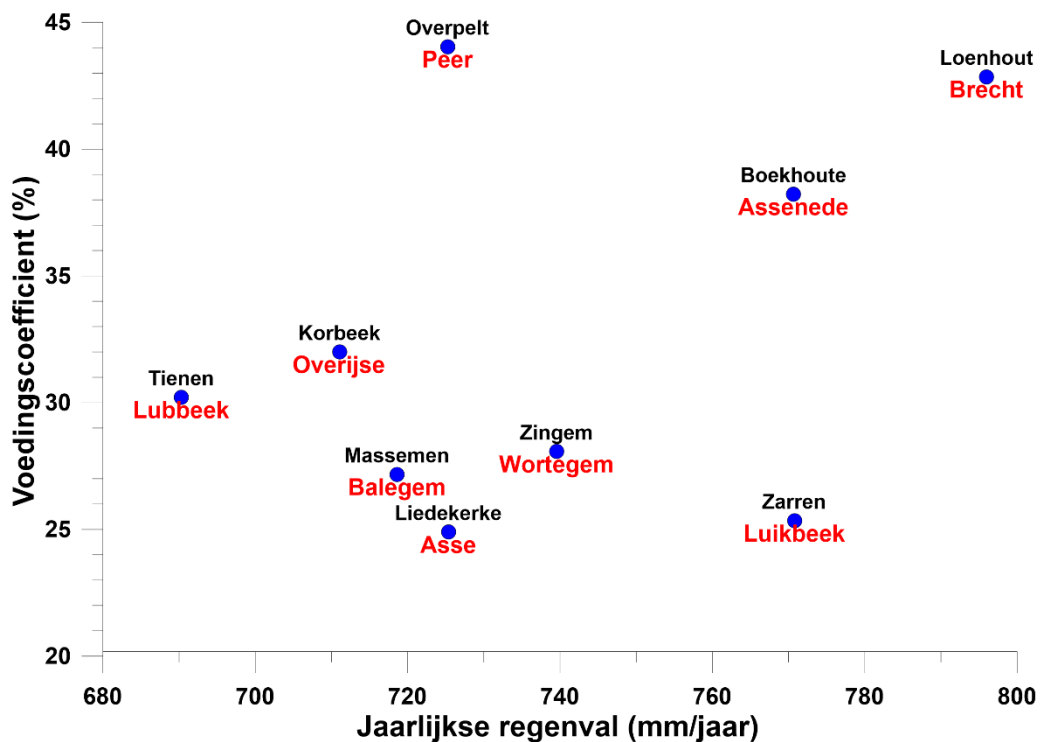


Fig 7.4 Relaties tussen grondwatervoeding, neerslag en neerslagverlies

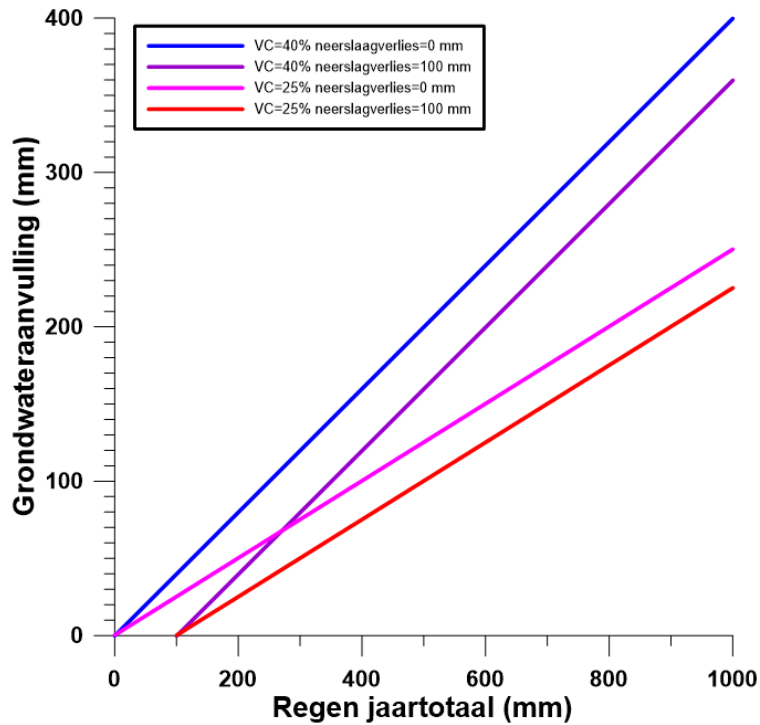


Fig 7.5 Vergelijking van de met EU-rotate_N en het empirisch model berekende nitraatconcentraties (lichtblauw; donkerblauw: gecorrigeerd x 1.71)

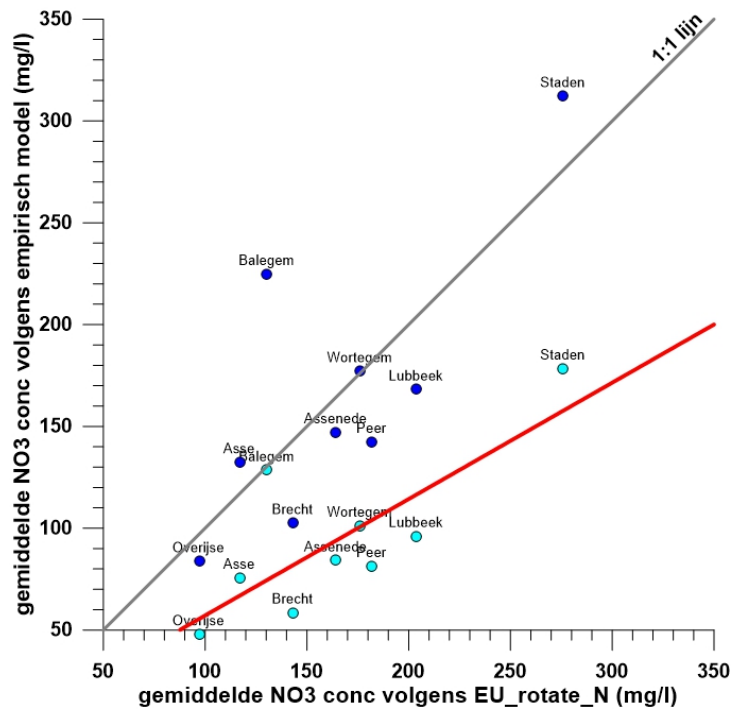


Fig 7.6 Resultaten van het empirisch model voor testsite Huise

Testsite Huise (Plankbeek): MAP 409400

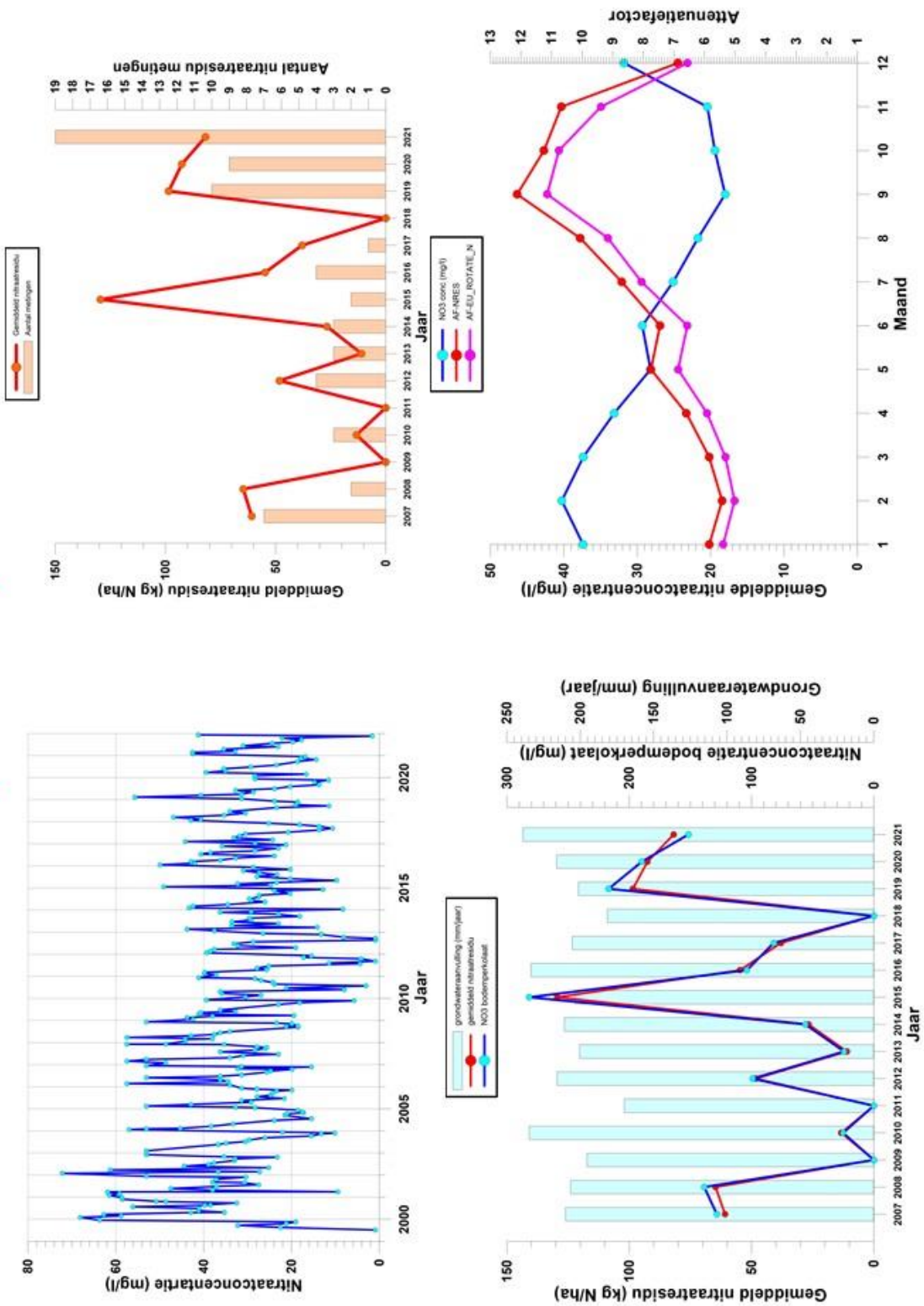


Fig 7.7 Resultaten van het empirisch model voor testsite Maldegem

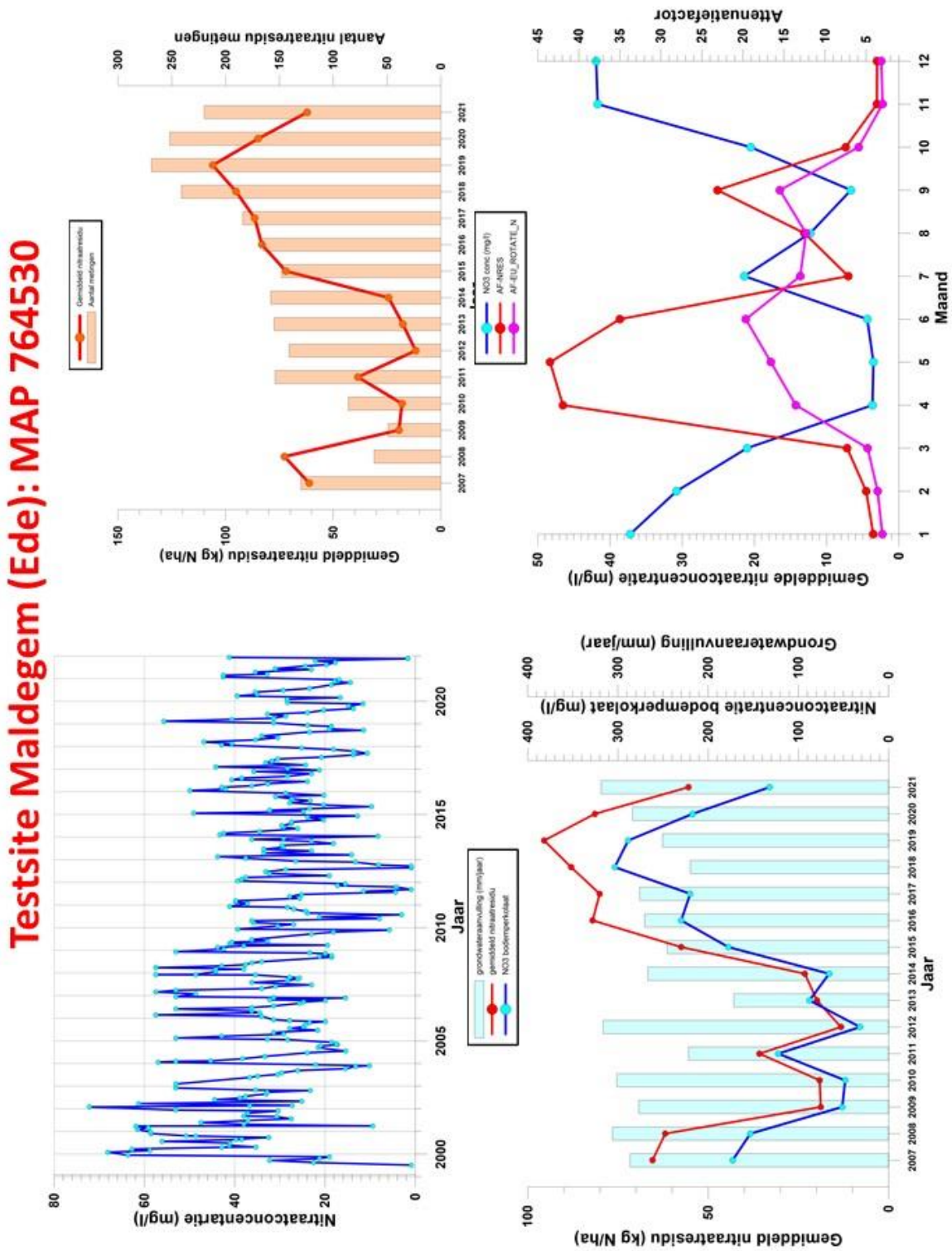


Fig 7.8 Resultaten van het empirisch model voor testsite Staden (Luikbeek)

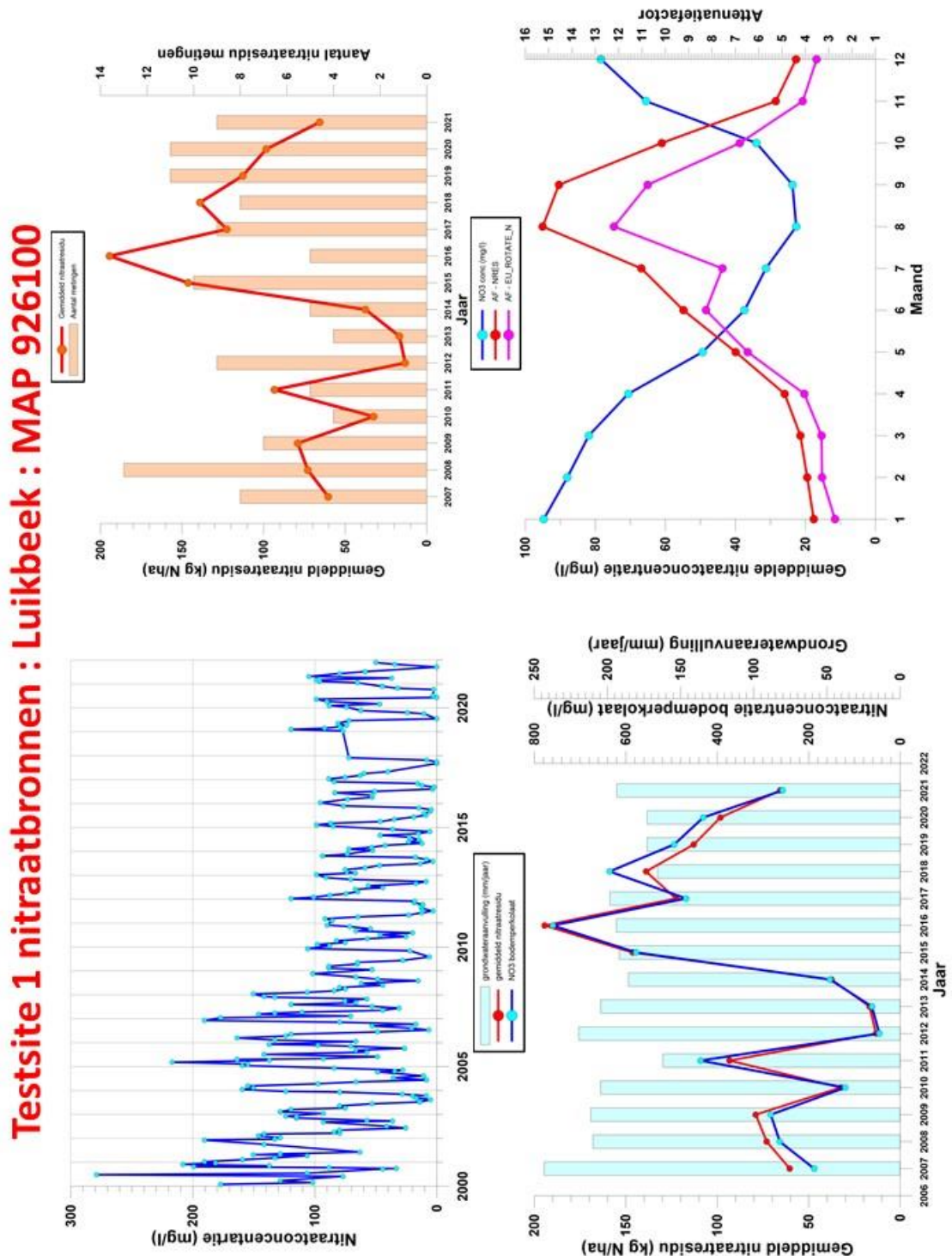


Fig 7.9 Resultaten van het empirisch model voor testsite Wortegem

Testsite 2 nitraatbronnen: Wortegem-Petegem : MAP 710800

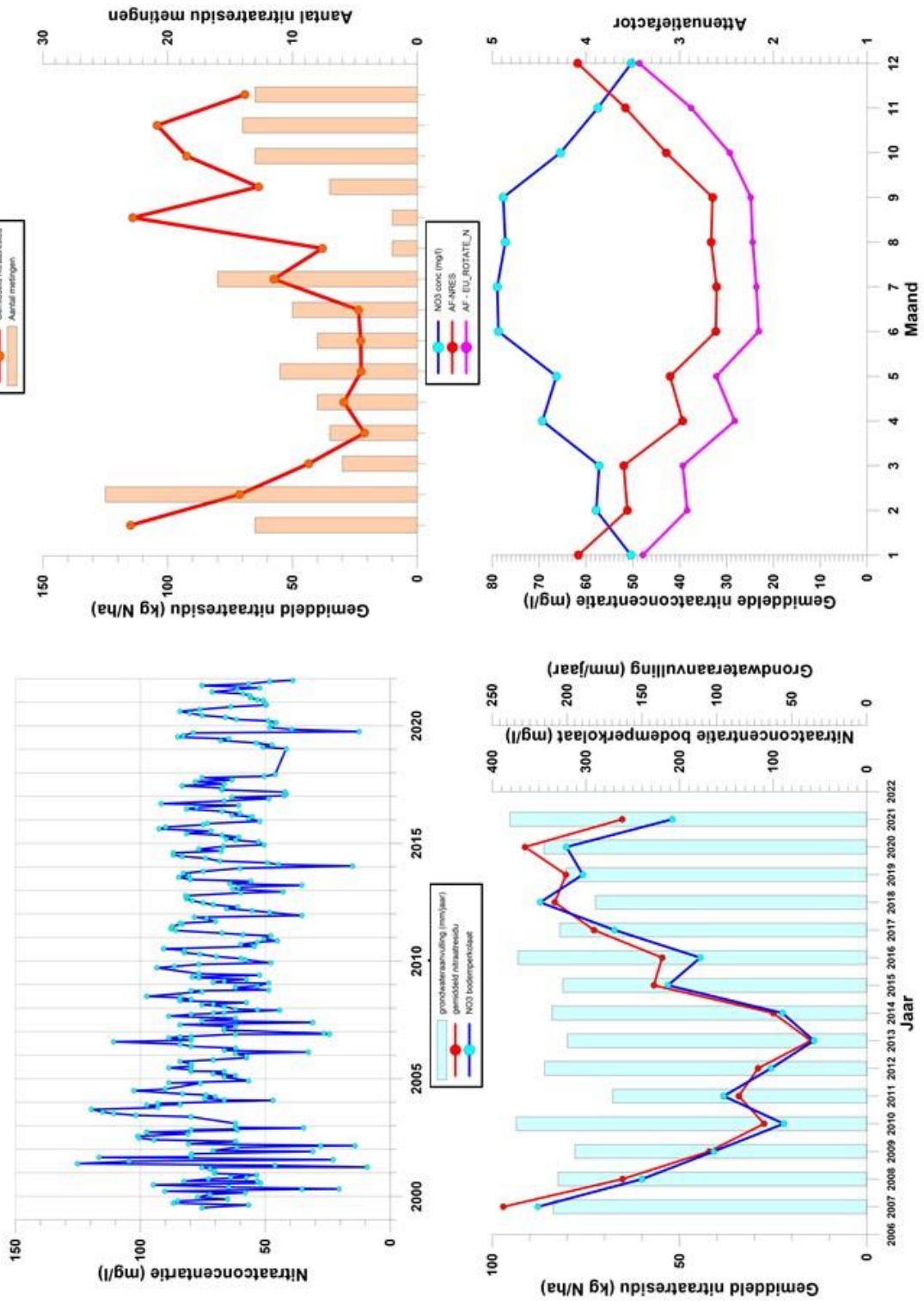


Fig 7.10 Resultaten van het empirisch model voor testsite Balegem

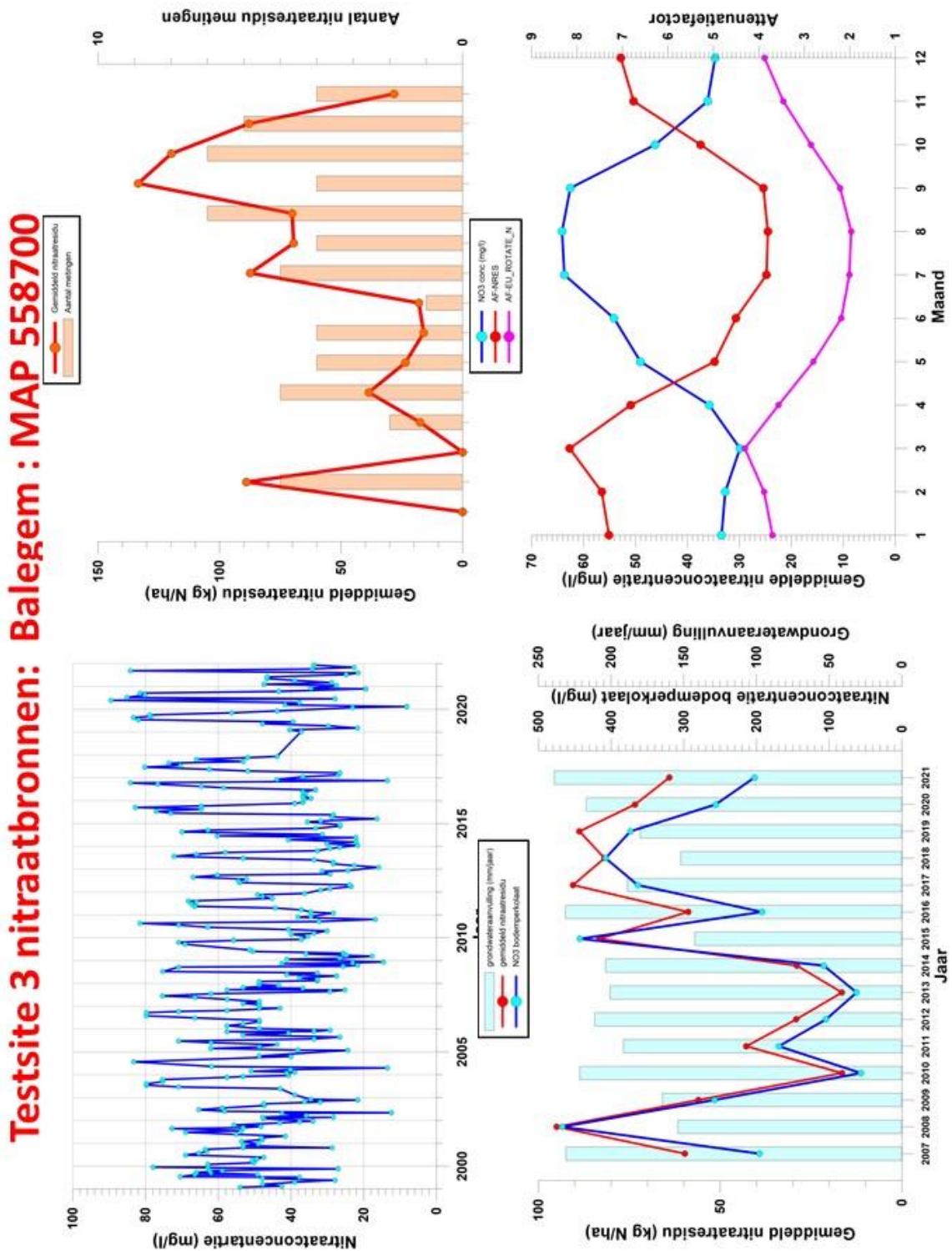


Fig 7.11 Resultaten van het empirisch model voor testsite Brecht

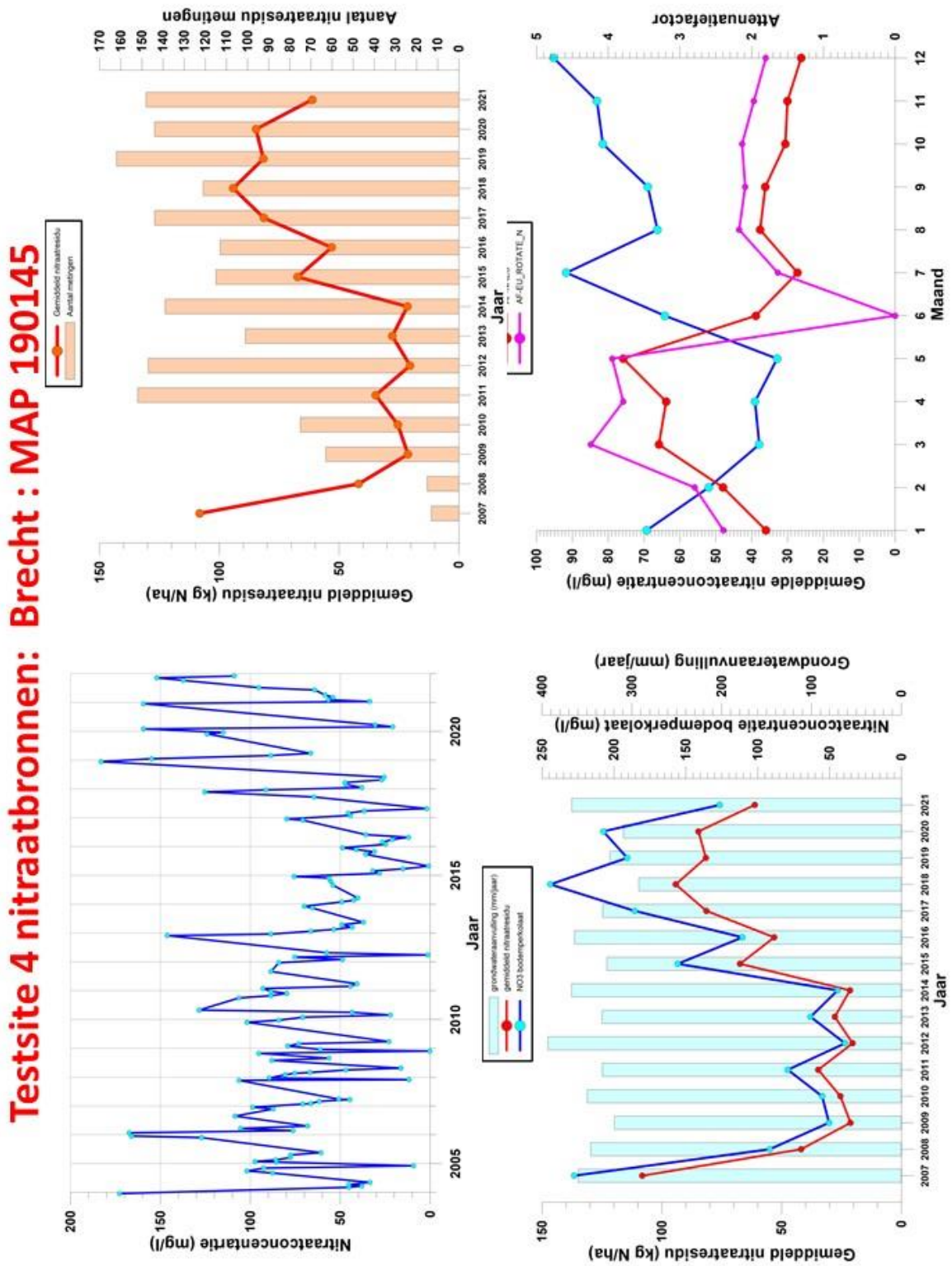


Fig 7.12 Resultaten van het empirisch model voor testsite Overijse

Testsite 5 nitraatbronnen: Overijse : MAP 489400

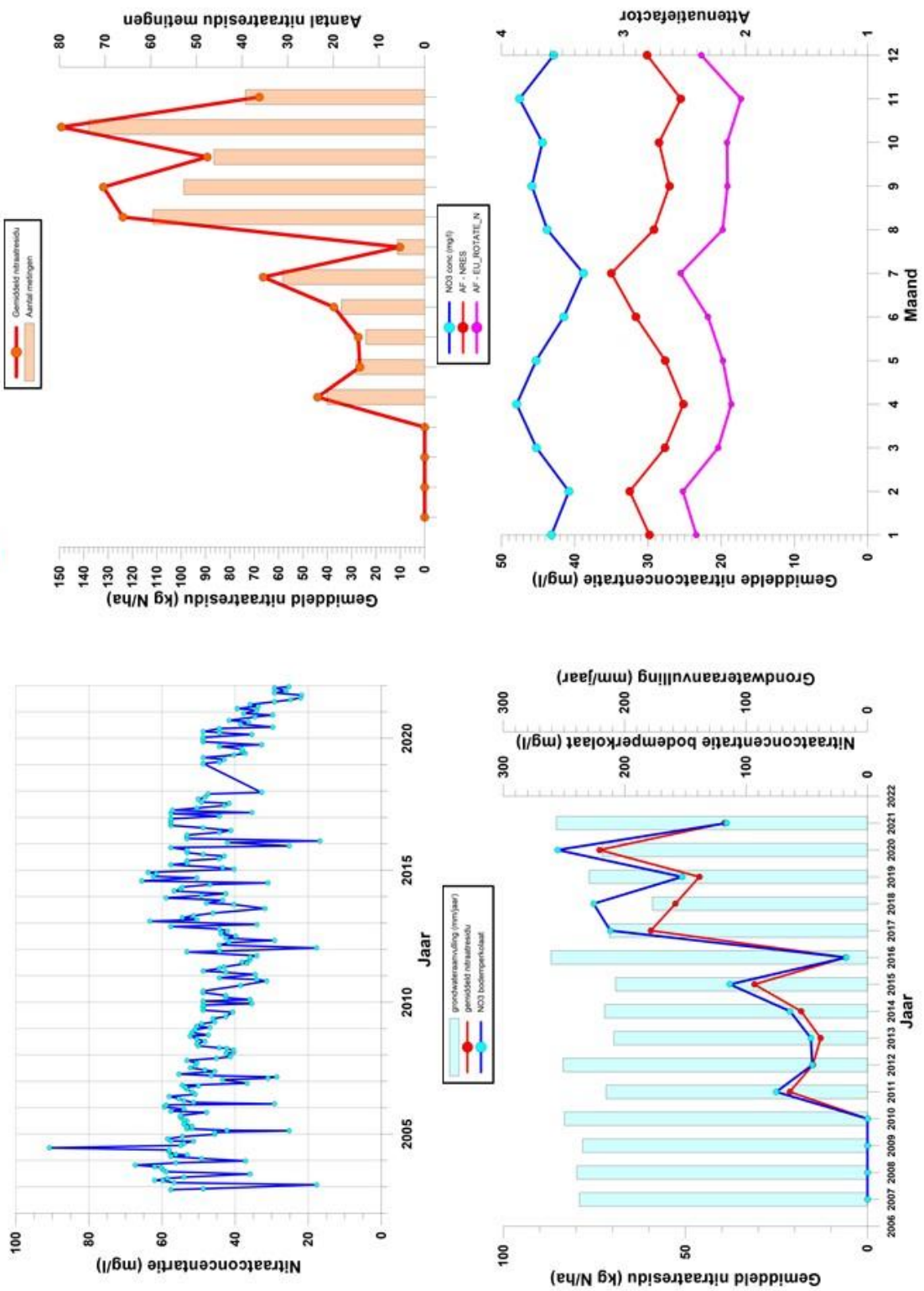


Fig 7.13 Resultaten van het empirisch model voor testsite Peer

Testsite 6 nitraatbronnen: Peer : MAP 99580

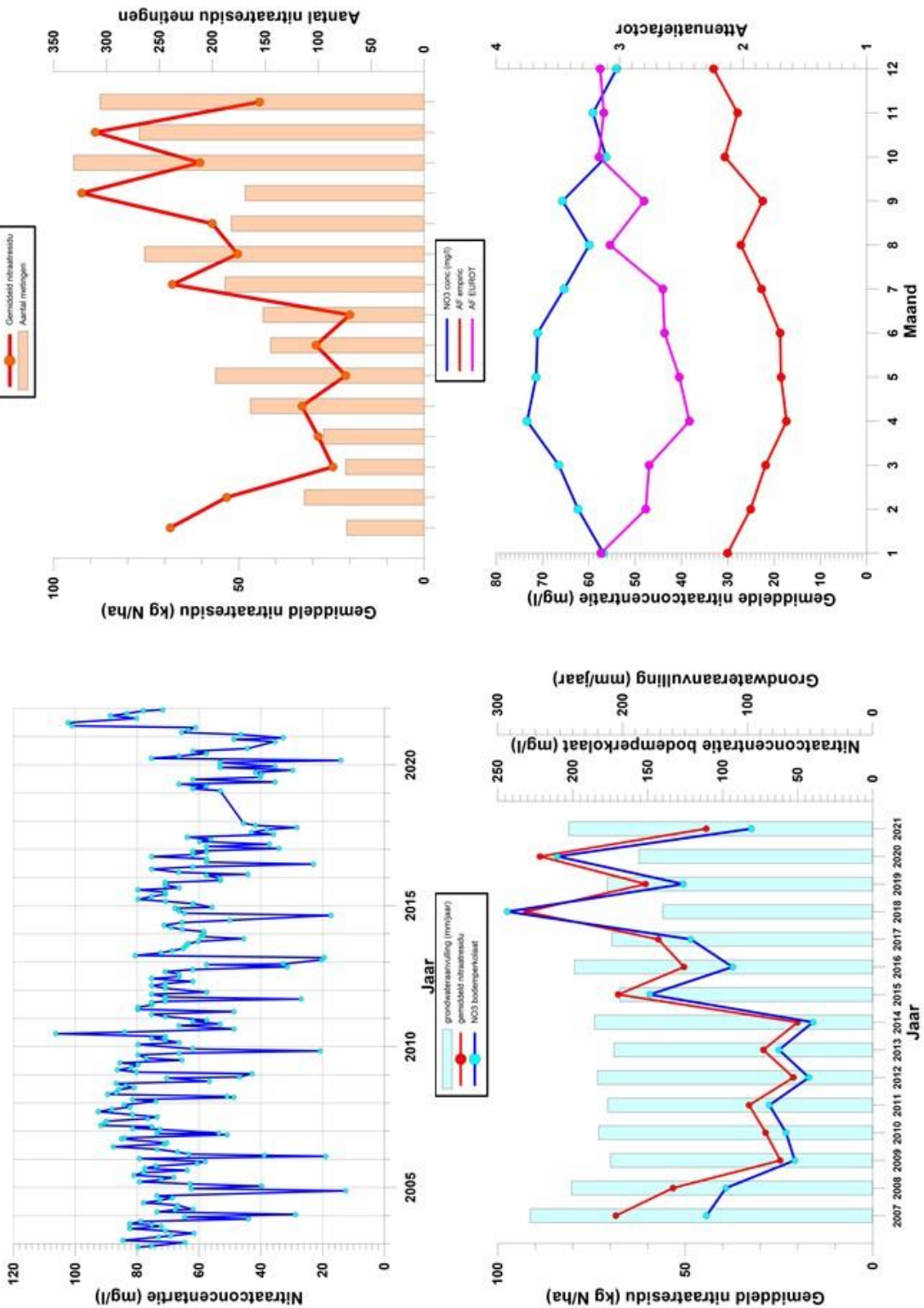


Fig 7.14 Resultaten van het empirisch model voor testsite Lubbeek

Testsite 7 nitraatbronnen: Lubbeek : MAP 408725

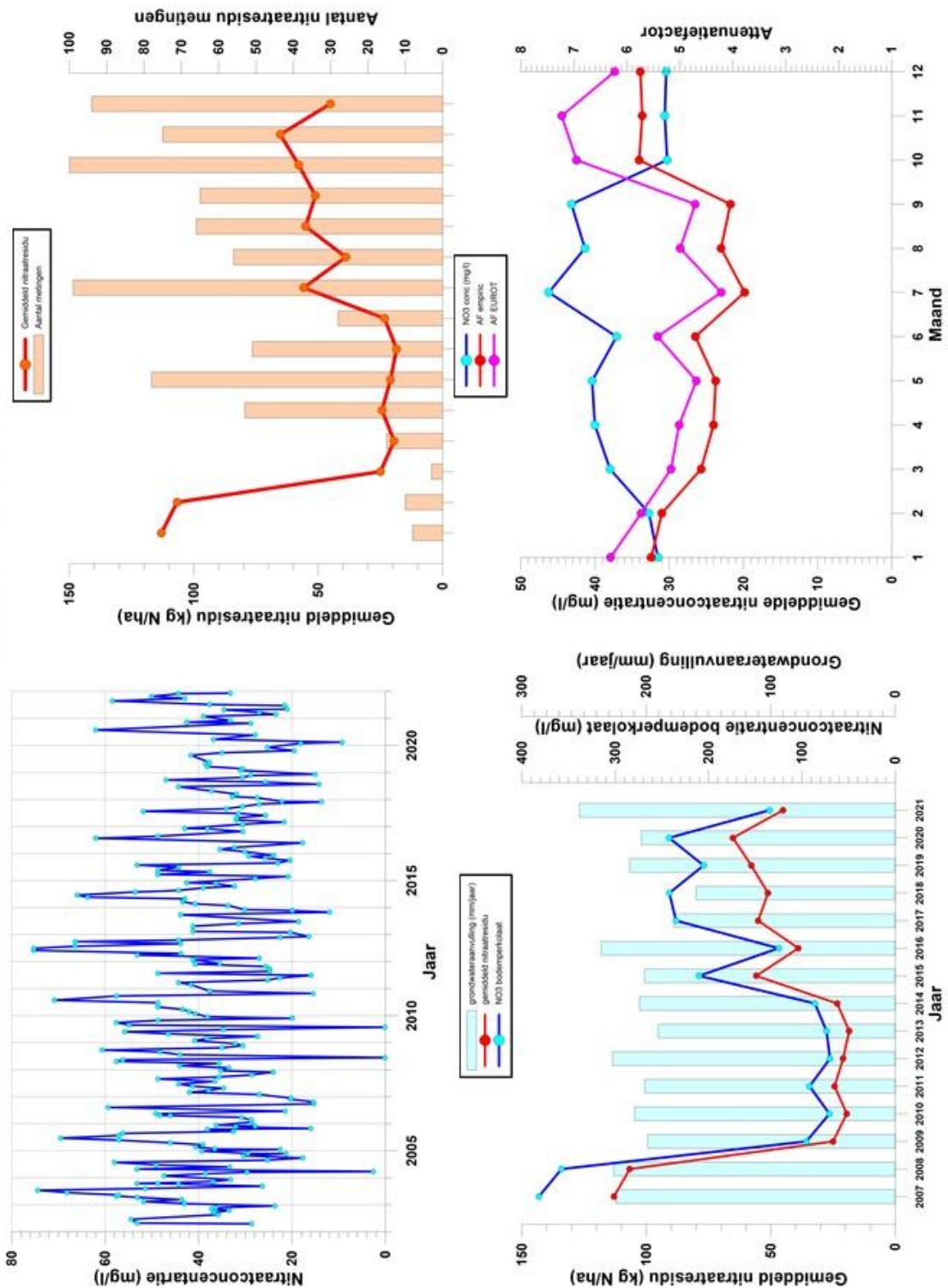


Fig 7.15 Resultaten van het empirisch model voor testsite Asse

Testsite 8 nitraatbronnen: Asse : MAP 232900

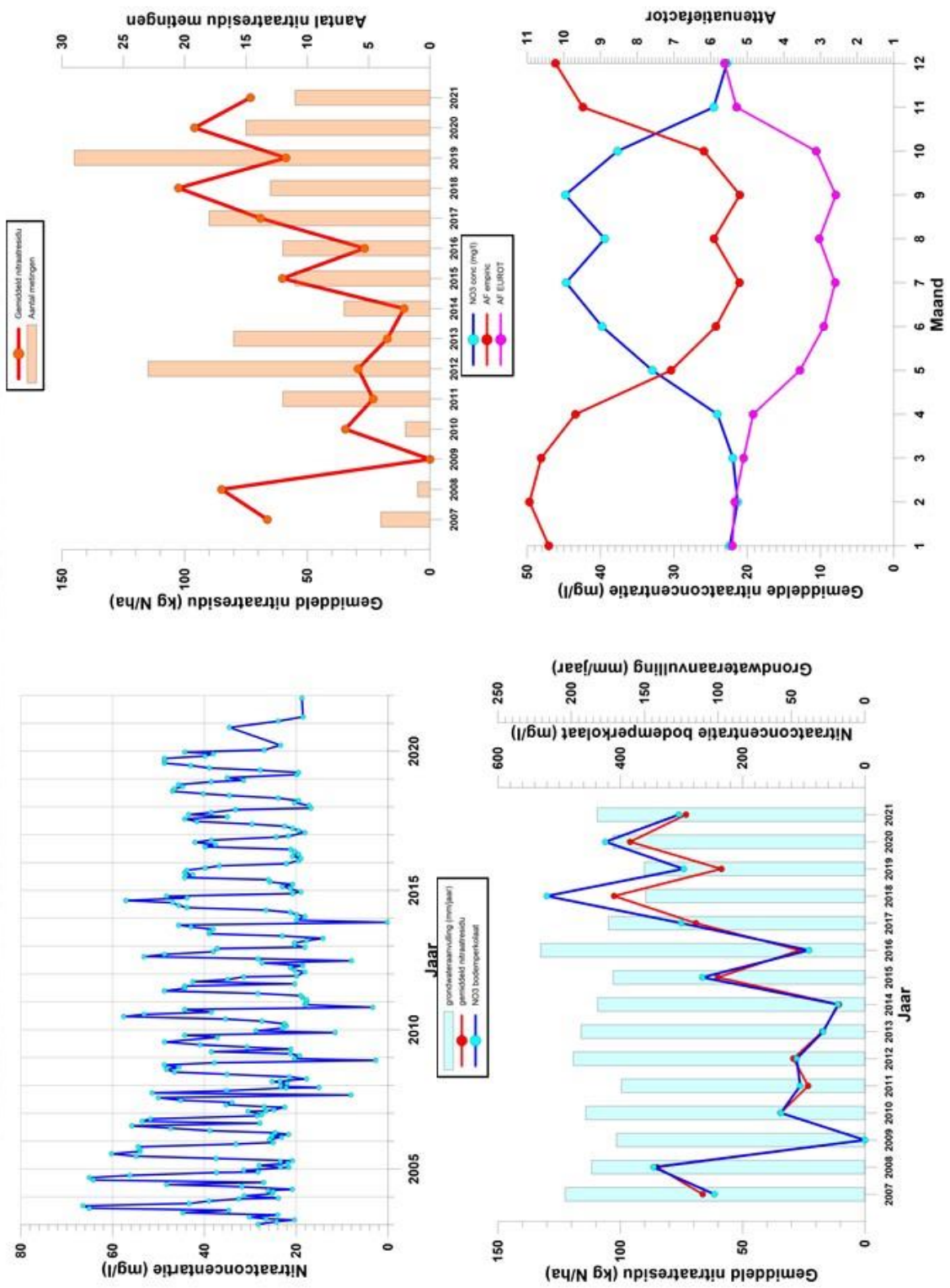


Fig 7.16 Resultaten van het empirisch model voor testsite Assenede

Testsite 9 nitraatbronnen: Assenede : MAP 19000

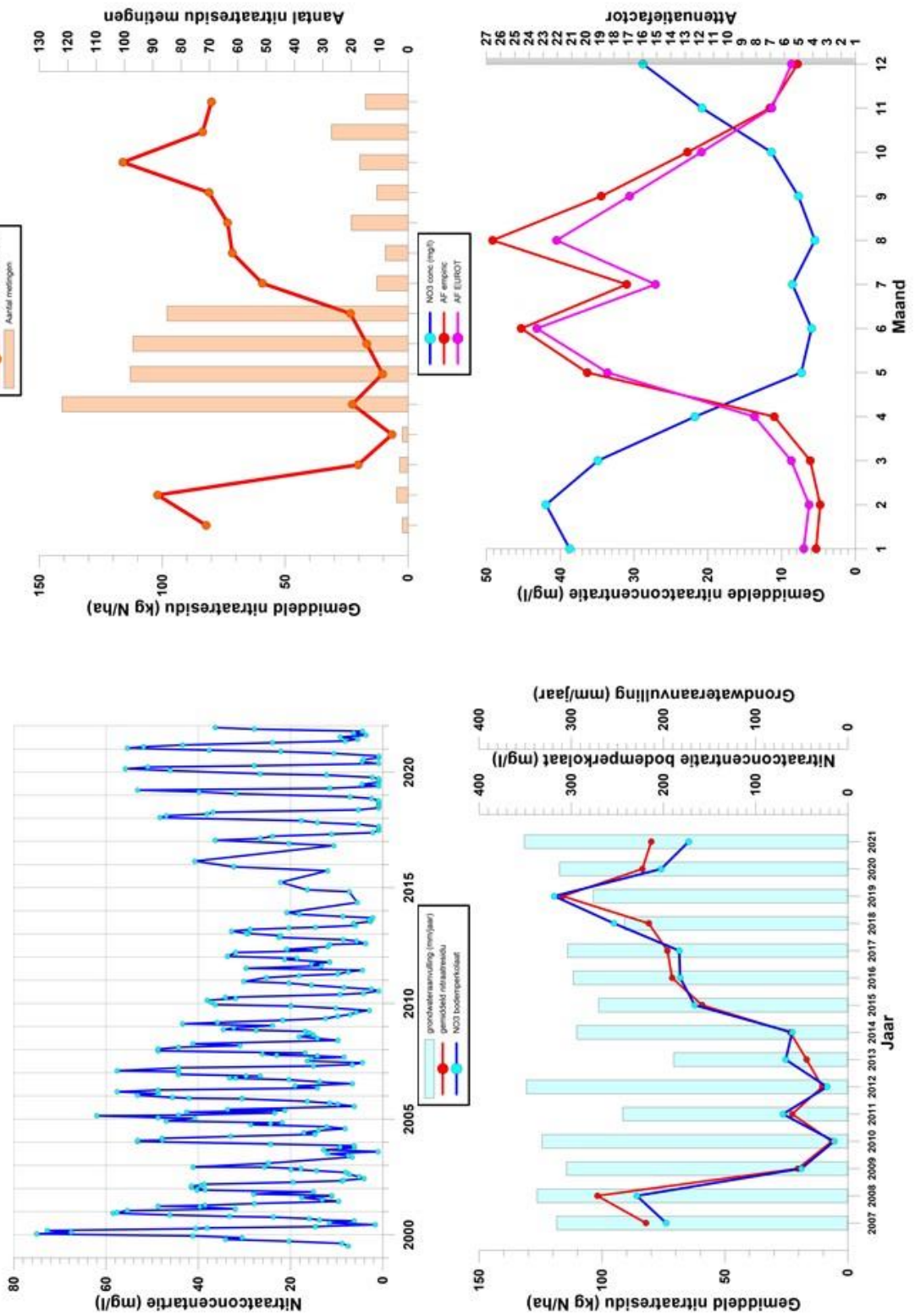
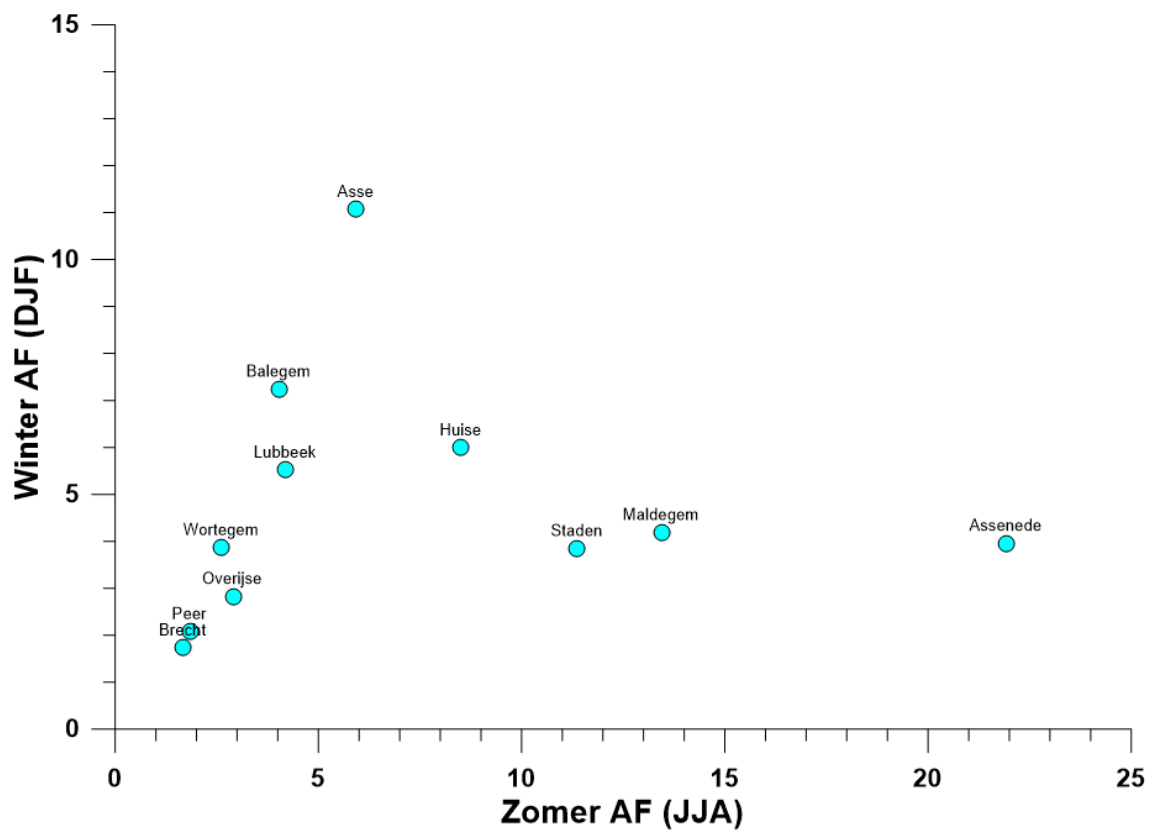


Fig 7.17 Crossplot van de winter en zomer AF oppervlaktewater, bepaald met de empirische methode, van de 11 testsites



8 Afleiden attenuatiefactoren grondwater

Attenuatiefactoren grondwater dienen afgeleid te worden door vergelijking van de nitraatconcentratie in het bodempercolaat met de nitraatconcentratie in het ondiep grondwater. Hierbij werd rekening gehouden met de ouderdommen van het grondwater. Op basis van de filterdiepten van de peilbuizen werd a.d.h.v. ingeschatte verticale snelheden de reistijd van aan de watertafel tot de filter berekend. Daarna wordt elke nitraatmeting met behulp van deze reistijd tijdsgerefereerd aan het bodempercolaat waarvan de nitraatconcentraties met EU-Rotate_N berekend zijn. Uit de verhouding kan dan de AF-GW bepaald worden.

In elke van de twee testites werden 13 peilbuizen geïnstalleerd waarvan de filter net onder de watertafel werd geplaatst, en meer specifiek de zomerstand, om te verhinderen dat de peilbuizen in de zomer zouden droogvallen. Toch gebeurde dit soms, vooral in de testsite Maldegem. Deze 13 peilbuizen, ruimtelijk verdeeld over het hele studiegebied, laten toe een beeld te krijgen van de gemiddelde nitraatconcentraties net onder de watertafel. Het spatiaal gemiddelde kan vergeleken worden met het spatiaal gemiddelde in het bodempercolaat. Het aantal peilbuizen (13) is voldoende groot om deze uitmiddeling zinvol te maken. Hoewel de filters van deze dertien peilbuizen ondiep zitten, kunnen de reistijden van aan de watertafel tot aan de filters niet verwaarloosd worden. In het projectvoorstel werd daarom een methodologie voorgesteld waarbij deze reistijden ingeschat worden en de nitraatmetingen in de peilbuizen, 12 meetronden over een periode van 18 maanden, door verrekening van deze reistijden een precieze tijdreferentie krijgen. Zo zal een meting die midden 2020 is uitgevoerd en waarbij de reistijd van de watertafel naar de filter 2 jaar bedraagt, betrekking hebben op bodempercolaat in 2018.

Daarnaast werden in de testsites ook telkens 3 multi level wells met elk 3 korte filters geplaatst, langsheen de randen van percelen, met de bedoeling de nitraatuitstroom vanuit percelen in functie van de diepte in detail te kunnen vaststellen. Maar deze peilbuisjes waren bedoeld om laterale nitraatfluxen vast te stellen, niet de verticale. Bovendien bleken vele van de multi-level wells, in tegenstelling tot de verwachting, slechts lage nitraatconcentraties te hebben.

Per site zijn er ook twee diepere peilbuizen gestoken, met elk drie filters. Deze hadden tot doel het voorkomen van nitraat tot op grotere diepte te verkennen, en geven daardoor geen beeld van de nitraatconcentratie net onder de watertafel. Deze peilbuizen kunnen best apart geëvalueerd worden.

Om de voorgestelde methode zinvol te kunnen toepassen moeten de peilbuizen waarvan de metingen gebruikt worden ruimtelijk verdeeld liggen over het afstroombekken en bovendien in het aanvullingsgebied liggen. Peilbuizen in de riparische zone zijn hiervoor niet geschikt. Hier treedt voornamelijk opwaartse stroming van dieper water op en geen neerwaartse stroming van bodempercolaat. De stroming in riparische zones is ook convergerend, waarbij stroomlijnen die van verschillende afstanden komen dicht bij mekaar voor een menging in een smalle zone zorgen. Om deze redenen zijn de testsites van het nitraatbronnen project niet geschikt om AF grondwater op de voorgestelde wijze af te leiden.

8.1 Testsite Huise

Voor elke peilbuis werd de gemiddelde grondwaterdiepte berekend uit de peilmetingen, en samen met de diepte van de top en de basis van het filterelement, kan dan berekend worden op welke diepte onder de gemiddelde watertafel top en basis van de filter zich bevinden. Met een schatting van de verticale snelheidscomponent, gerelateerd aan de grondwateraanvulling, kan de tijd berekend worden om van de watertafel naar respectievelijk de top en de basis van de filter te reizen. Dit bepaalt een tijdsinterval waarbinnen de ouderdom van een watermonster uit de peibuis moet liggen. Vermits de peilbuizen ondiep zijn, bedraagt deze reistijd maximaal enkele jaren (tabel 8.1).

Voor het inschatten van de verticale component werd eerst gedacht om de grondwateraanvullingsflux te laten afnemen met de diepte tot de basis van het reservoir, maar de deklagen in Huise zijn sterk leemhoudend zodat de grondwaterstroming zich toch vooral verticaal zal manifesteren in de deklagen, en de aanvullingsflux aanhouden tot aan de filter een betere optie is. De porositeit van de leemhoudende deklagen werd geschat op 43% (Johnson, 1967). De gemiddelde aanvullingsflux, zoals berekend met het EU-Rotate_N model, bedraagt 153 mm/jaar in de periode 2011-2020 (10 jaar). De reistijden naar de top en de basis van de filter werden berekend alsook een gemiddelde reistijd als het rekenkundig gemiddelde van deze twee.

Tijdens 12 meetronden over een periode van 18 maanden (eind 2019-begin 2021) werd met een reflectometer de nitraatconcentratie in de peilbuizen bepaald. Dit was uiteraard niet mogelijk als de peilbuis droog stond. Vaak ook lag de nitraatconcentratie onder de drempelwaarde van 5 mg/l, aan deze metingen werd dan de waarde van 5 mg/l toegekend. Voor al deze nitraatmetingen werd uitgaande van het tijdstip van meting en de gemiddelde reistijd tot de betreffende filter (tabel 8.1) het tijdstip bepaald waarop het grondwatermonster aan de watertafel moet zijn vertrokken. Deze tijden werden gebruikt om de gemeten nitraatconcentraties te plotten (fig 8.1). Daarbij geeft de horizontale as de tijd aan waarop het water van de betreffende meting aan de watertafel vertrokken is.

Vervolgens werden de gemiddelde concentraties in tijdsbanden van een jaar (dus bv 2017, 2018,..) vergeleken met de gemiddelde nitraatconcentratie in het bodempercolaat zoals berekend met het EU-Rotate_N model. Uit de verhouding kunnen de attenuatiefactoren grondwater berekend worden (tabel 8.2). De AF die bepaald werden voor de jaren 2013 tem 2015 liggen gemiddeld rond de 3. Daarna stijgen de AF. De bijzonder hoge waarde van 42 voor 2018 wordt veroorzaakt doordat er voor 2018 enkel metingen waren die onder de meetlimiet van 5 mg/l vielen. Ook in 2017 waren de meeste metingen onder de meetlimiet, wat het gemiddelde erg verlaagt en de AF verhoogt. In testsite Huise blijken de peilbuizen ofwel zeer lage (meestal dan onder de meetlimiet) ofwel zeer hoge nitraatconcentraties te hebben. De nitraatverdeling is er blijkbaar heel heterogeen. Waar er hoge nitraatconcentraties voorkomen ligt de AF wellicht rond de 3. Maar waar de concentraties laag zijn, kan de AF oplopen tot tientallen.

Wanneer de gemeten nitraatconcentratie onder de meetlimiet (van 5 mg/l) bleef, werd ook de ijzerconcentratie gemeten. Verhoogde ijzerconcentraties wijzen op gereduceerde condities die nitraatreductie mogelijk maken.

In de volgende peilbuizen in Huise werden weinig of geen nitraten aangetroffen:

PB1 : hier werden geen verhoogde ijzerconcentraties vastgesteld

PB3 : hier werden geen verhoogde ijzerconcentraties vastgesteld

PB5 : hier werden geen verhoogde ijzerconcentraties vastgesteld

PB5 : hier werden geen verhoogde ijzerconcentraties vastgesteld

PB9 : hier werden soms hoge ijzerconcentraties gemeten (tot 10 mg/l).

PB10: hier werden geen verhoogde ijzerconcentraties vastgesteld

PB12: hier werden soms verhoogde ijzerconcentraties vastgesteld

PB13: hier werden soms verhoogde ijzerconcentraties vastgesteld

Het is natuurlijk mogelijk dat in de deklaag nitraatreductie door organisch materiaal voorkomt. Maar dat kan zonder volledige analyse niet bevestigd worden

Attenuatiefactor grondwater bepaald met een vereenvoudigde methodologie

De factoren berekend door gebruik te maken van de ingeschatte waarden van de reistijden geven waarden die blijkbaar sterk verschillen van jaar tot jaar, wat de betekenis minder duidelijk maakt. Daarom werd een gemiddelde attenuatiefactor grondwater berekend door de gemiddelde nitraatconcentratie in het grondwater, bekomen als het gemiddelde van alle 12 meetronden in de 13 ondiepe peilbuizen, te vergelijken met de gemiddelde bodempercolaatconcentratie zoals berekend met het EU-Rotate_N model. In Huise bedraagt de gemiddelde nitraatconcentratie in de peilbuizen bijna 28 mg/l (27.97 mg/l). Dit is het gemiddelde van 145 in situ metingen. Mogelijk is het werkelijke gemiddelde iets lager omdat voor de metingen met een "low" uitlezing, die aangeeft dat de concentratie minder dan 5 mg/l is, de waarde van 5 mg/l werd aangehouden (dus een worst case scenario). De nitraatconcentratie in het bodempercolaat gedurende de laatste 10 jaar (berekend met EU-Rotate_N) bedraagt 188 mg/l, gedurende de laatste 5 jaar zelfs 213 mg/l. Als men stelt dat de reistijden van aan de watertafel tot aan de filters in een tijdsvenster van de laatste 5 jaar vallen, dan kan men de AF berekenen op basis van de concentratie van 28 mg/l in het grondwater en 213 mg/l in het bodempercolaat. De gemiddelde AF grondwater bedraagt dan 7.62 (tabel 8.2).

De vaststelling is dat in Huise in de 13 ondiepe peilbuizen de nitraatconcentraties ofwel zeer hoog (boven de 50 mg/l), ofwel zeer laag zijn (soms nooit boven de 5 mg/l). Tusseliggende concentraties komen weinig voor. Een mogelijke verklaring is dat in de sterk leemhoudende deklagen de stroming hoofdzakelijk verticaal gebeurt, zonder veel horizontaal transport en laterale menging. In dit geval hangt de nitraatconcentratie in een peilbuis vooral af van de hoeveelheid nitraat die in de directe omgeving van de peilbuis uit het bodemprofiel naar beneden beweegt. Op sommige plaatsen is er een

hoge nitraatconcentratie in het bodempercolaat en dan worden in de peilbuis constant hoge concentraties gevonden. Ofwel is er slechts een heel geringe lek van nitraat en worden constant lage concentraties gevonden.

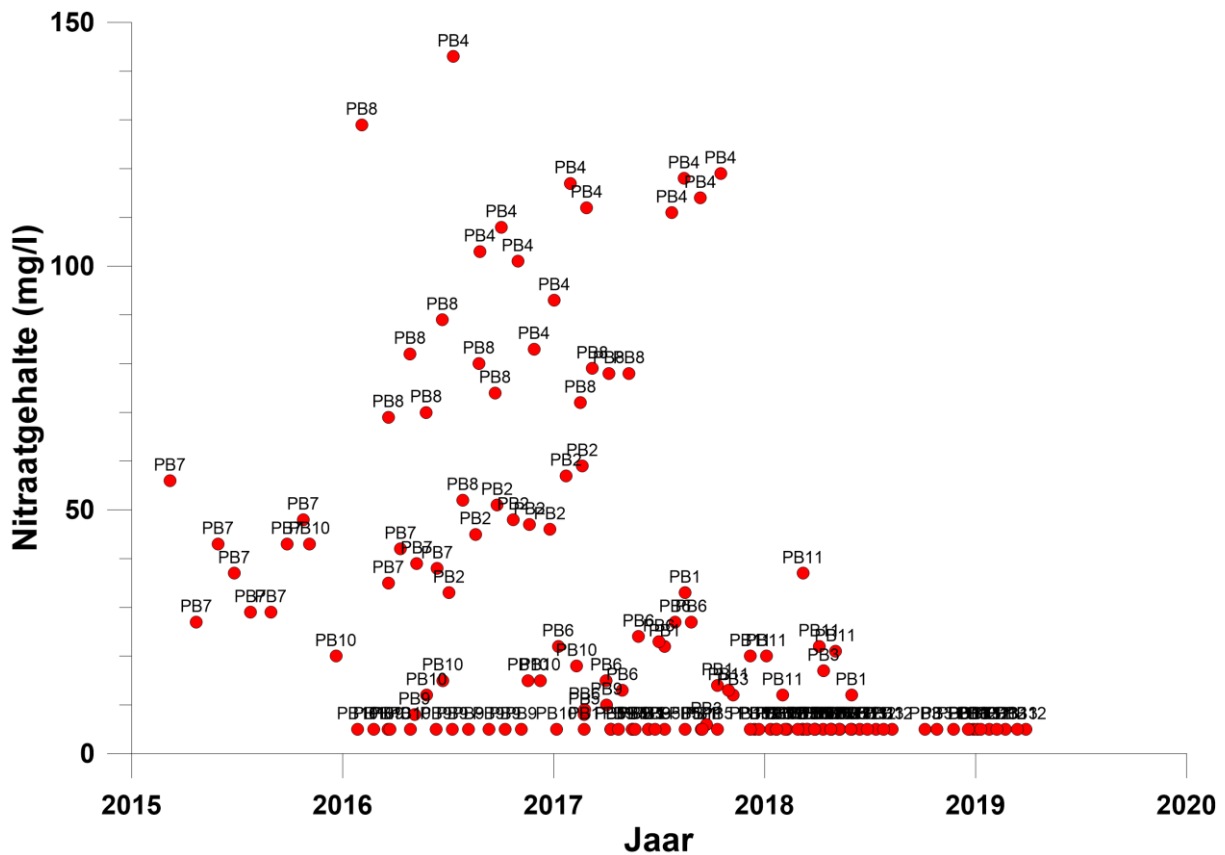
Tabel 8.1 Diepte van de filters in de ondiepe peilbuizen in testsite Huise en overeenkomende reistijden naar de filter

	col 1 = peilbuis	col 2 = WK hoogte tot top filter (m)	col 3 = WK hoogte tot basis filter (m)	col 4 = reistijd(j) tot top filter	col 5 = reistijd(j) tot basis filter	col 6 = gemiddelde reistijd (j)
PB1	0.779999971	1.77999997	2.18644047	4.98956966	3.58800507	
PB2	1.089999991	2.089999991	3.05541039	5.85853910	4.45697498	
PB3	0.500000000	1.500000000	1.40156448	4.20469332	2.80312896	
PB4	1.080000004	2.079999992	3.02737951	5.83050823	4.42894363	
PB5	0.780000091	1.78000009	2.18644094	4.98956966	3.58800530	
PB6	0.839999974	1.839999991	2.35462832	5.15775728	3.75619268	
PB7	1.730000002	2.730000002	4.84941339	7.65254211	6.25097752	
PB8	1.289999996	2.289999996	3.61603618	6.41916513	5.01760054	
PB9	1.229999990	2.230000002	3.44784832	6.25097752	4.84941292	
PB10	1.409999997	2.409999985	3.95241165	6.75554037	5.35397625	
PB11	0.509999990	1.509999999	1.42959571	4.23272467	2.83116007	
PB12	0.379999995	1.38000011	1.06518900	3.86831832	2.46675372	
PB13	0.399999976	1.399999998	1.12125146	3.92438054	2.52281594	

Tabel 8.2 Berekende grondwater AF in testsite Huise

col 1 = jaar	col 2 = aantal metingen	col 3 = gemiddeld NO3 conc (mg/l)	col 4 = bodempercolaat NO3 (mg/l)	col 5 = AF
2013	5	38.4000015	142.699997	3.71614552
2014	17	33.6470604	105.900002	3.14737749
2015	38	53.6315804	148.800003	2.77448487
2016	33	26.0000000	208.300003	8.01153851
2017	39	8.48717976	191.800003	22.5987911
2018	13	5.00000000	213.699997	42.7399979
totaal aantal metingen		=	145	
algemeen gem NO3 in GW (ppm)		=	27.9724140	
gem bodempercolaat NO3 (laatste 10 j)		=	176.759995	
algemene AF (10 j)		=	6.31908274	
gem bodempercolaat NO3 (laatste 5 j)		=	213.180008	
algemene AF (laatste 5 j)		=	7.62107992	

Fig 8.1 Nitraatmetingen met tijdsreferentie naar bodempercolaat in testsite Huise



8.2 Testsite Maldegem

De resultaten voor de testsite Maldegem staan in de tabellen 8.3 en 8.4. De berekende reistijden tot de filters zijn vrij kort (tabel 8.3). De AF-GW voor de tijdsreferentie 2017 is onbetrouwbaar want slechts gebaseerd op 1 meting. Die van de volgende 3 jaar zijn zeker gebaseerd op voldoende metingen en wijzen ook op consistente waarden, die resp 1.51, 2.95 en 3.45 zijn (tabel 8.4). Dat geeft een gemiddelde AF-GW van 2.63.

Attenuatiefactor grondwater bepaald met een vereenvoudigde methodologie

Ook in Maldegem werd de AF grondwater volgens de meer eenvoudige methodologie berekend. In Maldegem bedraagt de gemiddelde nitraatconcentratie in de peilbuizen 51.86 mg/l. Dit is het gemiddelde van 134 in situ metingen (sommige peilbuizen stonden tijdens de zomer droog). Mogelijk is het werkelijke gemiddelde iets lager omdat voor de metingen met een "low" uitlezing, die aangeeft dat de concentratie minder dan 5 mg/l is, de waarde van 5 mg/l werd aangehouden (dus een worst case scenario). De nitraatconcentratie in het bodempercolaat gedurende de laatste 10 jaar (berekend met EU-rotate_N) bedraagt 124.65 mg/l, gedurende de laatste 5 jaar iets hoger: 130.91 mg/l. Als men stelt dat de reistijden van aan de watertafel tot aan de filters in een tijdsvenster van de laatste 5 jaar vallen, dan kan men voor de AF grondwater een waarde berekenen van 2.52, merkkelijk lager dan in Huise.

Tabel 8.3 Diepte van de filters in de ondiepe peilbuizen in testsite Maldegem en overeenkomende reistijden naar de filter

col 1 = peilbuis

col 2 = WK hoogte tot top filter (m)

col 3 = WK hoogte tot basis filter (m)

col 4 = reistijd(j) tot top

col 5 = reistijd(j) tot basis

col 6 = gemiddelde reistijd (j)

PB1	0.619999945	1.62000012	1.03745008	2.71075726	1.87410367
PB2	0.540000081	1.539999996	0.903585792	2.57689238	1.74023914
PB3	0.409999967	1.41000009	0.686055720	2.35936260	1.52270913
PB4	0.429999948	1.430000007	0.719521821	2.39282870	1.55617523
PB5	0.000000000	0.959999919	0.000000000	1.60637438	0.803187191
PB6	0.000000000	0.449999988	0.000000000	0.752988040	0.376494020
PB7	0.000000000	0.259999990	0.000000000	0.435059726	0.217529863
PB8	0.000000000	0.690000057	0.000000000	1.15458179	0.577290893
PB9	0.000000000	0.469999909	0.000000000	0.786454022	0.393227011
PB10	0.000000000	0.389999986	0.000000000	0.652589619	0.326294810
PB11	0.000000000	0.629999995	0.000000000	1.05418324	0.527091622
PB12	0.000000000	0.740000010	0.000000000	1.23824704	0.619123518
PB13	0.000000000	0.480000019	0.000000000	0.803187251	0.401593626

Tabel 8.4 Berekende grondwater AF in testsite Maldegem

col 1 = jaar

col 2 = aantal metingen

col 3 = gemiddeld NO3 conc (mg/l)

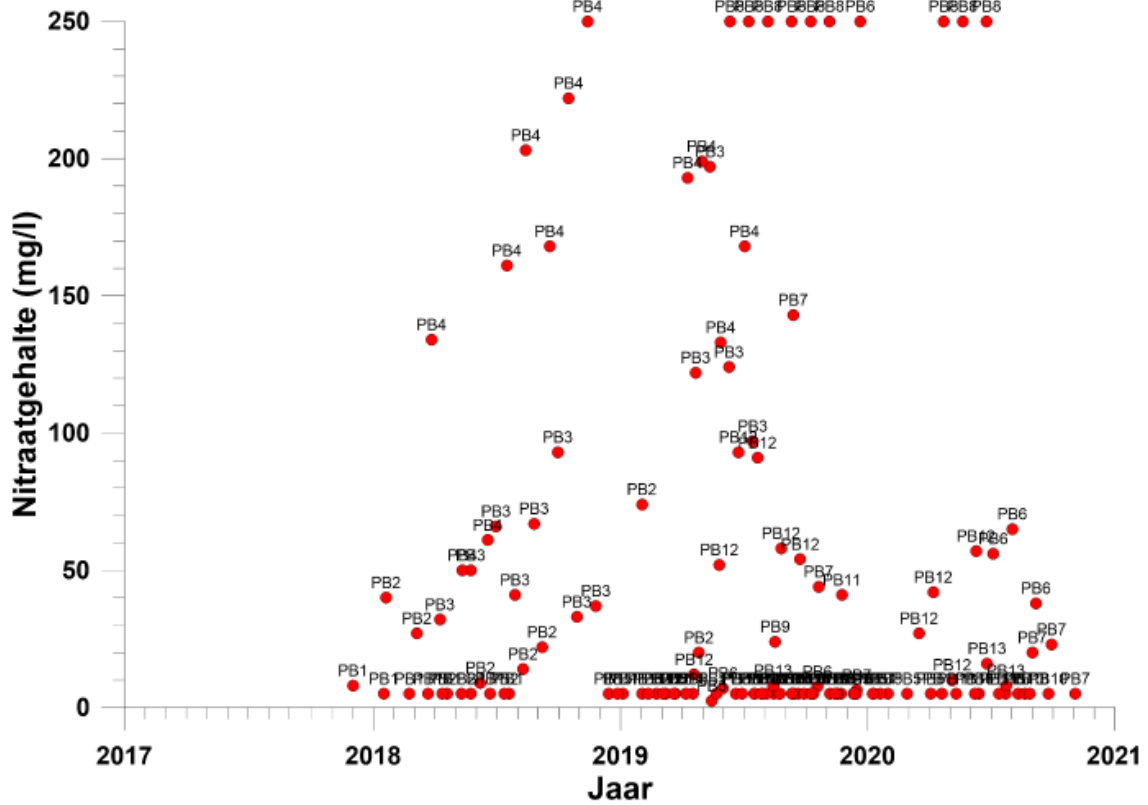
col 4 = bodempercolaat NO3 (mg/l)

col 5 = AF

2017	1	8.00000000	153.000000	19.1250000
2018	33	55.7575760	84.3000031	1.51190221
2019	69	56.5985527	167.399994	2.95767260
2020	31	38.6129036	133.399994	3.45480347

totaal aantal metingen	=	134
algemeen gem NO3 in GW (ppm)	=	51.8679085
gem bodempercolaat NO3 (laatste 10 j)	=	124.659996
algemene AF (10 j)	=	2.40341282
gem bodempercolaat NO3 (laatste 5 j)	=	130.919998
algemene AF (laatste 5 j)	=	2.52410412

Fig 8.2 Nitraatmetingen met tijdsreferentie naar bodempercolaat in testsite Maldegem



REFERENTIES

Batelaan, O. en F. De Smedt, 2001. WetSpass: a flexible, GIS based, distributed recharge methodology for regional groundwater modelling. In: Gehrels, H., Peters, J., Hoehn, E., Jensen, K., Leibundgut, C., Griffioen, J., Webb, B. and Zaadnoordijk, W-J. (Eds.). Impact of Human Activity on Groundwater Dynamics, IAHS Publ. No. 269: 11-17

Batelaan O., Meyus Y., De Smedt F. (2007). De grondwatervoeding van Vlaanderen. Congres watersysteemkennis 2006/2007: recente ontwikkelingen in het grondwateronderzoek in Vlaanderen Water: Tijdschrift over Integraal Waterbeleid 28:64-71

Harbaugh, A.W., Banta, E.R., Hill, M.C. Mc Donald, M.G. (2000) MODFLOW-2000, the U.S. Geological Survey Modular Ground-Water Model : User Guide to Modularization Concepts and the Ground-Water Flow Process. Reston, VA : Denver, CO :U.S. Geological Survey ; Branch of Information Services [distributor]

Johnson, A. I. (1967). Specific Yield—Compilation of Specific Yields for Various Materials. U.S. Geological Survey Water-Supply Paper, 1662-A.

Matthijs, J., Lanckacker, T., De Koninck, R., Deckers, J., Lagrou, D., Broothaers, M., (2013). Geologisch 3D lagenmodel van Vlaanderen en het Brussels Hoofdstedelijk Gewest – versie 2, G3Dv2. Studie uitgevoerd door VITO in opdracht van de Vlaamse overheid, Departement Leefmilieu, Natuur en Energie, Afdeling Land en Bodembescherming, Ondergrond, Natuurlijke Rijkdommen, 21p., VITO-rapport 2013/R/ETE/43,

Pollock, D.W. (2012) User Guide for MODPATH Version 6—A Particle-Tracking Model for MODFLOW: U.S. Geological. Survey Techniques and Methods 6–A41, 58 p.

USDA (2021). Engineering Field Handbook. Chapter 2 Estimating Runoff Volume and Peak Discharge. 43p.