



Laboratorium voor Toegepaste
Geologie en Hydrogeologie
Geologisch Instituut
Krijgslaan 281, S8
B-9000 Gent
Tel.: 09/264 46 47
Fax: 09/264 49 88

Vakgroep Omgeving
Onderzoeksgroep
Bodemvruchtbaarheid en
nutriëntenbeheer
Coupure links 653
9000 Gent
Tel. 09 264 60 53
Fax 09 264 62 47

Project nitraatrijke bronnen

LUIK 2

Rapport testsite 1

Staden (Luikbeek)

Opdrachtgever

VLM

Leiding:

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

Studie en verslag:

M. Van Camp
J. De Waele
B. Van Nevel

Dossiernummer: TGO 17/02

Datum: febr 2021

INHOUD

- 1 Inleiding
- 2 Beschrijving van het studiegebied
 - 2.1 Ligging en perimeter
 - 2.2 Topografie en hydrografie
 - 2.3 Geologie
 - 2.4 Hydrogeologie en hydrostratigrafie
 - 2.5 Grondwaterstroming
 - 2.6 MAP meetpunt
- 3 Veldwerk
 - 3.1 Installatie peilbuizen
 - 3.2 Wateranalysen
- 4 Beschrijving van het MODFLOW/MODPATH model
 - 4.1 Inleiding
 - 4.2 Opbouw van het MODFLOW model
 - 4.3 Resultaten
- 5 Toepassing van het BFN model : deel onverzadigde zone
 - 5.1 Inleiding
 - 5.2 Werkwijze
 - 5.2.1 Studiegebied
 - 5.2.2 Twee simulatieperiodes
 - 5.2.3 Toekennen van modelparameters
 - 5.2.3.1 Databanken
 - 5.2.3.2 Bodembedekking
 - 5.2.3.3 Bodemorganische stof
 - 5.2.3.4 Bodemtextuur
 - 5.2.3.5 Teelten en nateelten
 - 5.2.3.6 Dierlijke bemesting
 - 5.2.3.7 Minerale bemesting
 - 5.2.3.8 Stikstofdepositie
 - 5.2.3.9 Weersgegevens
 - 5.3 Resultaten
 - 5.3.1 Gesimuleerde uitspoeling in het stroomgebied van de Luikbeek
 - 5.3.2 Nitraatconcentratie voor de verschillende bodembedekkingen
 - 5.3.3 Gesimuleerde bemesting, nitraatresidu en nitraatconcentratie op akkerland en weiland
 - 5.4 Validatie
 - 5.4.1 Validatie nitraatresidu op basis van jaarlijkse nitraatresidumetingen
 - 5.4.2 Validatie op basis van nitraatconcentratie in drainagewater
 - 5.4.3 Perceelsgewijze validatie met aanvullende gegevens
 - 5.4.3.1 Situering
 - 5.4.3.2 Resultaten
 - 5.4.3.3 Samenvatting perceelsgewijze validatie
 - 5.5 Besluit
- 6 Toepassing van het BFN model : deel verzadigde zone
- 7 Synthese en conclusies

LIJST DER FIGUREN

- Fig 2.1 Ligging van het MAP meetpunt 926100 in de testsite Luikbeek (Staden)
- Fig 2.2 Topografie en hydrografie van de testsite Luikbeek en omgeving
- Fig 2.3 Afgedekte geologische kaart van de testsite Luikbeek en omgeving
- Fig 2.4 Isohypsen (in m TAW) van de top van de Formatie van Kortrijk
- Fig 2.5 Isopachen (in m) van de dikte van het freatisch grondwaterreservoir
- Fig 2.6 Evolutie van het nitraatgehalte in het MAP meetpunt 926100 in de testsite Luikbeek
- Fig 2.7 Gemiddelde seizoenale fluctuatie van het nitraatgehalte in het MAP meetpunt 926100 in de testsite Luikbeek
- Fig 2.8 Gemiddelde seizoenale fluctuatie van het nitraatgehalte in het MAP meetpunt 926100 sinds 2008 in de testsite Luikbeek
- Fig 2.9 Maandelijks variatie van het nitraatgehalte in het MAP meetpunt 926100 in de testsite Luikbeek
- Fig 3.1 Voorbereidend veldbezoek van de testsite Luikbeek in juni 2017
- Fig 3.2 Ligging van de 5 geïnstalleerde peilbuizen in testsite Luikbeek
- Fig 3.3 Crossplot van de redoxparameters ijzer en nitraat voor de Grondwatermonsters
- Fig 4.1 Berekende stijghoogteverdeling in de freatische laag in het testgebied Luikbeek
- Fig 4.2 Stroomlijnen in de testsite Luikbeek die enkel door de oxidatiezone passeren
- Fig 4.3 Stroomlijnen in de testsite Luikbeek die door de reductiezone passeren
- Fig 4.4 CDF van de reistijden van alle grondwater
- Fig 4.5 CDF van de reistijden van het grondwater door de oxidatiezone
- Fig 4.6 Vergelijking van de baseflow berekend met het MODFLOW model en een benadering op basis van de grondwateraanvulling
- Fig 5.1 Stroomgebied Luikbeek
- Fig 5.2 Overzicht van de modelinvoer.
- Fig 5.3 Verdeling van de bodembedekking voor het stroomgebied van de Luikbeek.
- Fig 5.4 Verdeling van het bodemorganische stofgehalte (in g BOS g⁻¹ droge bodem) voor het stroomgebied van de Luikbeek.
- Fig 5.5 Verdeling van de bodemtextuur voor het stroomgebied van de Luikbeek. 'Lz + Izl' staat voor gemengde bodems bestaande uit zowel lemig zand als licht zandleem.
- Fig 5.6 Verdeling van de teelten voor de periode 1998-2017 in het stroomgebied van de Luikbeek. Teelten met een aandeel < 1% werden wel opgenomen, maar zijn niet aangeduid in de grafiek.
- Fig 5.7 Dierlijke mestsoort gesimuleerd voor 2012 in het stroomgebied van de Luikbeek.
- Fig 5.8 Evolutie van de dierlijke N-productie per diersoort per ha landbouwgrond in het stroomgebied van de Luikbeek.
- Fig 5.9 Evolutie van de gemiddelde minerale N-bemesting per ha landbouwgrond in België.
- Fig 5.10 Gesimuleerde teelt en nateelt in 2012 en 2013 en waterpercolatie, stikstofuitspoeling en nitraatconcentratie in 2013.
- Fig 5.11 Gesimuleerde jaarlijkse stikstofuitspoeling, waterpercolatie en nitraatconcentratie (op 90 cm diepte) voor het hele stroomgebied.
- Fig 5.12 Langjarig gemiddelde grondwatervoeding voor Vlaanderen in functie van de

- bodemtextuur. Verticale balken geven de standaardafwijking weer.
- Fig 5.13 Gemiddelde, minimum en maximum voor de jaarlijkse gemiddelde gesimuleerde nitraatconcentratie per bodembedekkingstype over de volledige periode (1968-2017). Ook het gemiddelde voor de periode 2007-2017, met 100% implementatie van de bemestingsnorm, is weergegeven.
- Fig 5.14 Gesimuleerde bemesting en nitraatconcentratie (op 90 cm diepte) voor akkerland.
- Fig 5.15 Gesimuleerde bemesting en nitraatconcentratie (op 90 cm diepte) voor weiland.
- Fig 5.16: Gesimuleerd nitraatresidu op 15 oktober en nitraatconcentratie (op 90 cm diepte) voor akkerland.
- Fig 5.17: Gesimuleerd nitraatresidu op 15 oktober en nitraatconcentratie (op 90 cm diepte) voor weiland
- Fig 5.18 Gemeten versus gesimuleerde nitraatresiduen (0-90 cm).
- Fig 5.19 Verloop en lineaire trend van het jaarlijks gemiddelde van de gemeten en gesimuleerde nitraatresiduen (0-90 cm).
- Fig 5.20 Gesimuleerde gewogen jaarlijkse gemiddelde nitraatconcentraties versus de aan drainagebuizen gemeten niet-gewogen jaarlijkse gemiddelde nitraatconcentraties op 8 à 9 percelen in 2012, 2013 en 2014.
- Fig 5.21 Gemiddelde afwijking, gemiddelde absolute afwijking en gemiddelde relatieve absolute afwijking (= absolute afwijking/meetwaarde) tussen gesimuleerde en gemeten minerale N in de bodem (0-90 cm) in het najaar en het voorjaar voor de generieke (Sim 1) en specifieke simulatie (Sim 2).
- Fig 5.22 Gesimuleerde versus gemeten minerale N in de bodem (0-90 cm) voor een selectie van 34 landbouwpercelen in de Luikbeek. Resultaten zijn weergegeven voor zowel de generieke simulatie (Sim 1) als de simulatie op basis van aanvullende gegevens verzameld op perceelsniveau (Sim 2)
- Fig 5.23 Gemiddelde afwijking, gemiddelde absolute afwijking en gemiddelde relatieve absolute afwijking tussen gesimuleerde en gemeten minerale N in de bodem (0-90 cm) in oktober en november, voor de generieke (Sim 1) en specifieke simulatie (Sim 2).
- Fig 5.24 Gemiddelde uitspoeling, percolatie en nitraatconcentratie op een diepte van 90 cm tussen 1 oktober en 31 maart, gesimuleerd voor 34 landbouwpercelen met een generieke (Sim 1) en specifieke simulatie (Sim 2).
- Fig 5.25 Gemiddelde afwijking, gemiddelde absolute afwijking en gemiddelde relatieve absolute afwijking tussen gesimuleerde en gemeten minerale N in de bodem (0-90 cm) in het najaar en in het voorjaar voor de generieke (Sim 1) en specifieke simulatie (Sim 2).
- Fig 5.26 Bodemdichtheid en volumetrisch vochtgehalte bij veldcapaciteit, verwelkingspunt en verzadiging zoals toegepast in de generieke (Sim1) en beide specifieke simulaties (Sim2 en Sim3).
- Fig 5.27 Gesimuleerde versus gemeten minerale N in de bodem (0-90 cm) voor een subselectie van landbouwpercelen in de Luikbeek.
- Fig 5.28 Gemiddelde afwijking, gemiddelde absolute afwijking en gemiddelde relatieve absolute afwijking tussen gesimuleerde en gemeten minerale N in de bodem (0-90 cm) voor de generieke (Sim 1) en specifieke simulaties zonder en met aanvullende bepaling van bodemdichtheid en bodemvochtparameters (resp. Sim 2 en Sim3).
- Fig 5.29 Gesimuleerde versus gemeten minerale N in de bodem (0-90 cm) voor een

selectie van landbouwpercelen (perceel 1 t.e.m. 34) en niet-landbouwpercelen (perceel 35 t.e.m. 41) in de Luikbeek.

- Fig 6.1 Grondwateraanvulling (1968-2017) berekend met het model van de onverzadigde zone
- Fig 6.2 Nitraatconcentratie in het bodemperkolaat (1968-2017) berekend met het model van de onverzadigde zone
- Fig 6.3 Nitraatconcentratie in het bodemperkolaat (2008-2017) berekend met het model van de onverzadigde zone
- Fig 6.4 Reistijden en ouderdom van grondwater dat via de oxidatiezone naar de Luikbeek stroomt
- Fig 6.5 Resultaten van het BFN model van de testsite Luikbeek
- Fig 6.6 Resultaten van het BFN model van de testsite Luikbeek (alternatief)
- Fig 6.7 Vergelijking van de gemeten en berekende nitraatconcentraties aan het MAP meetpunt in de periode 2008-2017

LIJST DER TABELLEN

Tabel 3.1 Coördinaten en diepte van de peilbuizen in de testsite Luikbeek (Staden)

Tabel 3.2 Opgemeten nitraat- en ijzergehalten in de twee meetcampagnes in testsite Luikbeek

Tabel 3.3 Resultaten van de wateranalyses (ronde 1 en ronde 2)

Tabel 5.1 Bodembedekking voor en na herleiding tot 7 klassen in het grid en het overeenkomstige rotatietype.

Tabel 5.2 Bodemparameters per textuurklasse

Tabel 5.3 Bodemvochtparameters per textuurklasse (REW = snel beschikbaar water voor verdamping, VC = veldcapaciteit, VP = verwelkingspunt, SAT = verzadiging).

Tabel 6.1 Maandelijks wegingsfactoren in het BFN model

1 Inleiding

Dit rapport is een onderdeel van de verslaggeving van luik 2 van het project "Nitraatrijke bronnen: invloed van grondwater op oppervlaktewaterkwaliteit". Het bevat de rapportering van de testsite "Luikbeek", de eerste van 10 testsites die geselecteerd werden in het kader van het project. Het bevat de beschrijving en karakterisering van de testsite en de resultaten van de toepassing van de ontwikkelde methodologie en modellering met het ontwikkelde BFN model. De Luikbeek testsite is één van de drie sites waarvoor een grondwaterstromingsmodel werd opgesteld. De beschrijving daarvan is ook opgenomen in dit verslag.

De methodologie en het ontwikkelde model dienen om de toevoer van nitraten via het grondwater naar oppervlaktewaters te kwantificeren. Bij vergelijking van de modelresultaten met meetgegevens moet steeds in beschouwing worden genomen dat de meetwaarden ook beïnvloedt zijn door oppervlakkige afvoer ("run off"), soms in sterke mate, en dat dit proces niet in de model is opgenomen. Dit was conform de projectopdracht ook niet vereist. Oppervlakkige afvoer is een proces dat op dagelijkse basis dient gekwantificeerd te worden en waarvan de invloed ook van dag tot dag variabel is. Het kan de oorzaak zijn dat sommige metingen sterk afwijkende waarden hebben en outliers vormen in de meetreeksen. Het BFN model werkt niet op dagelijkse basis omdat dit niet nodig is voor de doelstelling waarvoor het ontwikkeld is. Men kan niet verwachten dat een model waarin dit proces niet op een adequate wijze ingebouwd is tot een zeer goede overeenstemming met de meetreeksen zou leiden. Het heeft ook weinig zin de huidige modellen te proberen te optimaliseren als een belangrijk proces niet kan worden opgenomen.

Het verslag werd ingedeeld in de volgende hoofdstukken:

Hoofdstuk 2 : beschrijving van de testsite

Hoofdstuk 3 : beschrijving van het uitgevoerde veldwerk en metingen

Hoofdstuk 4 : beschrijving van het MODFLOW/MODPATH model

Hoofdstuk 5 : toepassing van het BFN model : deel onverzadigde zone

Hoofdstuk 6 : toepassing van het BFN model : deel verzadigde zone

Hoofdstuk 7 : synthese en conclusies

2 Beschrijving van het studiegebied

2.1 Ligging en perimeter

De testsite “Luikbeek” ligt in de gemeente Staden in West-Vlaanderen. De perimeter van het studiegebied is het afstroomgebied van MAP meetpunt 926100 (fig 2.1). De perimeter komt overeen met het studiegebied in de studie “Integrale aanpak tot verbetering van de waterkwaliteit en –kwantiteit in de bovenloop van de Luikbeek gelegen in landbouwgebied” van INAGRO (2014).

2.2 Topografie en hydrografie

Topografie

De Luikbeek zelf ligt in het oosten van het studiegebied waar de topografie vlakker is en ligt rond de +25 m TAW nabij het MAP meetpunt in het noordoosten van de testsite en loopt op tot ca +35 m TAW aan het stroomopwaarts einde van de luikbeek en zijn zijbeken. Ten westen hiervan loopt de topografie snel op langsheen de oostflank van de heuvel. Daar worden lokaal peilen van meer dan +45 m TAW bereikt.

Hydrografie

De westelijke topografische kam vormt de westgrens van het afstroomgebied van de Luikbeek. De Luikbeek zelf ontvangt het meeste water vanuit dit westelijk deel, de bijdrage vanaf de rechteroever moet zeer beperkt zijn.

2.3 Geologische opbouw

Het oostelijk deel van testsite Luikbeek ligt binnen het dagzomingsgebied van het Zand van Egem van de Formatie van Tielt (fig 2.3). In het westen waar de topografie oploopt komt op de hoogste punten van de kam nog lokaal de bovenliggende Formatie van Gentbrugge voor. Maar binnen het testgebied liggen geen boringen die dit kunnen bevestigen. Waar dit wel zou voorkomen is het Zand van Egem dan over zijn volledige dikte aanwezig.

Boven de tertiaire afzettingen ligt nog een quartair dek dat uit leemhoudend zand bestaat. Dit dek is meestal niet meer dan enkele meters dik. Op één plaats werd vastgesteld dat in het tertiair substraat een oude vallei heeft ingesneden die nadien is opgevuld met grof quartair materiaal. Deze oude bedolven insnijding moet wel tot ca 10 m diep geweest zijn. Het vallei opvullingsmateriaal bevat blijkbaar weinig reactief materiaal waardoor er geen nitraatreductie kan optreden in. In dit oud valleitje komen daardoor hoge nitraatconcentraties voor.

2.4 Hydrogeologie en hydrostratigrafie

De basis van het freatisch reservoir wordt gevormd door de Formatie van Kortrijk. De top van dit substraat (fig 2.4) bevindt helt binnen de testsite naar het noorden van ongeveer +14 m TAW nabij de zuidrand tot ca +11.5 m TAW nabij de noordrand. De

verticale stromingsflux doorheen deze dikke tertiaire kleilaag is zeer klein in vergelijking met de grondwaterstromingsfluxen in de bovenliggende freatische laag. Het substraat kan in het kader van de problematiek van dit project als ondoorlatend beschouwd worden.

De dikte van de freatische laag, hier gedefinieerd als het verschil tussen de topografie en de top van de Formatie van Kortrijk is voorgesteld op de kaart van fig 2.5. In het oostelijk deel van het studiegebied bedraagt deze dikte tussen 15 en 20 m. In het oostelijk deel neemt de dikte snel toe omdat de topografie op de oostelijke heuvelflank oploopt. Onder de top van de heuvel loopt de dikte op tot meer dan 30 m. Het met grondwater verzadigd deel van de laag is uiteraard kleiner dan de aangegeven dikte en hangt af van de diepte van de watertafel.

Oxidatie-reductiezone

De voornaamste instroming in de Luikbeek is vanuit het westen. Binnenin het afgelijnde instroomgebied ligt één enkele peilbuis van het VMM meetnet. Deze toont hoge nitraatgehalten, maar niet in het bovenste filterniveau, wel tussen 8 en 9 m diepte, wat lijkt aan te geven dat de bron van deze nitraatgehalten verder naar het westen moet gezocht worden. Eén van de 5 peilbuislocaties van dit project bevindt zich waar dit water de beek instroomt en hier werd inderdaad een hoog nitraatgehalte vastgesteld. In de andere peilbuizen is het nitraatgehalte steeds vrij laag tot afwezig wat lijkt aan te geven dat de instroom van nitraatrijk grondwater beperkt is tot een enkele pluim. Controle van de boorbeschrijving leert dat tijdens de plaatsing van de VMM peilbuis tot 10 à 11 m diepte grof materiaal werd aangetroffen. Blijkbaar is de quartaire opvulling hier gebeurd in een geul die tot op de leperiaan klei werd uitgesleten. In andere peilbuizen in de omgeving is de quartaire deklaag hooguit enkele m dik (max 3 – 4 m) waarna het Lid van Egem bereikt wordt. Wellicht bevindt zich hier een paleo vallei, diep ingesneden tot op de leperiaan klei en nadien opgevuld met geoxideerd quartair materiaal. Deze geul heeft dan aanleiding gegeven tot het ontstaan van een nitraatpluim in de richting van de Luikbeek. Het bestaan van de paleo vallei is mogelijk gerelateerd aan de topografische kam. De breedte van de paleo vallei is niet bekend, maar het feit dat in geen andere peilbuizen nitraatrijk water werd aangetroffen, laat vermoeden dat deze breedte eerder beperkt is.

2.5 Grondwaterstroming

Het Luikbeekbekken ligt aan de oostzijde van een heuvelkam, en het is deze topografische gradiënt die vooral de grondwaterstroming bepaalt: van west naar oost. In de beekvallei daalt de topografie naar het noorden toe: dit zorgt voor de tweede grondwaterstromingscomponent die in noordelijke richting loopt.

2.6 MAP meetpunt

De evolutie van het nitraatgehalte aan het MAP meetpunt 926100 (fig. 2.6) in de periode 2000 t.e.m. 2017 toont volgende kenmerken:

- Er is een opvallende en grote seizoenaliteit in de meetreeks met hoge winterwaarden en lage zomerwaarden.
- De wintermaxima waren voor 2008 duidelijk hoger en onregelmatiger dan na 2008
- Elke winterperiode zijn er overschrijdingen van de 50 mg/l norm.
- Voor 2008 lagen de wintermaxima meestal tussen 100 en 200 ppm.
- Vanaf 2008 liggen de wintermaxima meestal iets onder de 100 mg/l en vertonen weinig interjaarlijkse variatie.
- De verandering in de hoogte van de winterpieken laat vermoeden dat er rond 2008 iets veranderd is aan de waterhuishouding in het afstroombekken.
- In de zomer dalen de concentraties tot 20 a 30 mg/l.
- Soms komen heel lage gehalten voor. Mogelijk worden deze veroorzaakt door in situ denitrificatie in stagnerend beekwater door het vele organisch materiaal dat aanwezig is.

Een meer kwantitatief beeld van de seizoenaliteit wordt verkregen door de metingen fractioneel in de tijd voor te stellen : de nitraatconcentraties worden dan geplotted tussen het begin van het jaar (linkerzijde grafiek) en het einde van het jaar (rechterzijde grafiek). Een onderscheid is gemaakt tussen de hele meetreeks (fig 2.7) en de metingen sinds 2008 (fig 2.8). De meetpunten worden gefit met een sinusfunctie die een gemiddelde en regelmatige seizoenale fluctuatie weergeeft. Voor de hele meetreeks, die beïnvloedt is door de hoge winterpieken voor 2008 ligt het gemiddeld wintermaximum rond 115 ppm en het gemiddeld zomerminimum rond 25 ppm. Voor de periode na 2008 (fig 2.7) ligt dat resp op ca 80 ppm en 15 ppm.

De echte seizoenale fluctuatie volgt geen zuivere wiskundige functie. Daarom worden maandelijkse statistische karakteristieken gegeven in de vorm van mediaanwaarden en kwartielen. Er is gekozen voor de mediaanwaarde van de nitraatconcentratie per maand i.p.v. het rekenkundig gemiddelde om de invloed van outliers en extreme waarden te beperken. Een grafische voorstelling (fig 2.9) in de vorm van een boxplot geeft voor elke maand in de vorm van een rechthoek de 25% en 75% kwartielwaarden weer (resp basis en top van de rechthoek). De mediaanwaarde is apart aangegeven met een rood symbool, de mediaanwaarde is als label bijgezet . Boven elke rechthoek zijn de laagste en hoogste meetwaarde aangeduid met een verticale lijn, al kunnen deze extremen outliers zijn.

Op de boxplot kan gemakkelijk afgelezen worden dat de hoogste mediaanconcentratie in januari voorkomt (88.6 ppm) en de laagste in augustus (11.6 ppm). Vanaf november tot en met april ligt de mediaanconcentratie boven de 50 mg/l.

Fig 2.1 Ligging van het MAP meetpunt 926100 in de testsite “Luikbeek” (Staden)

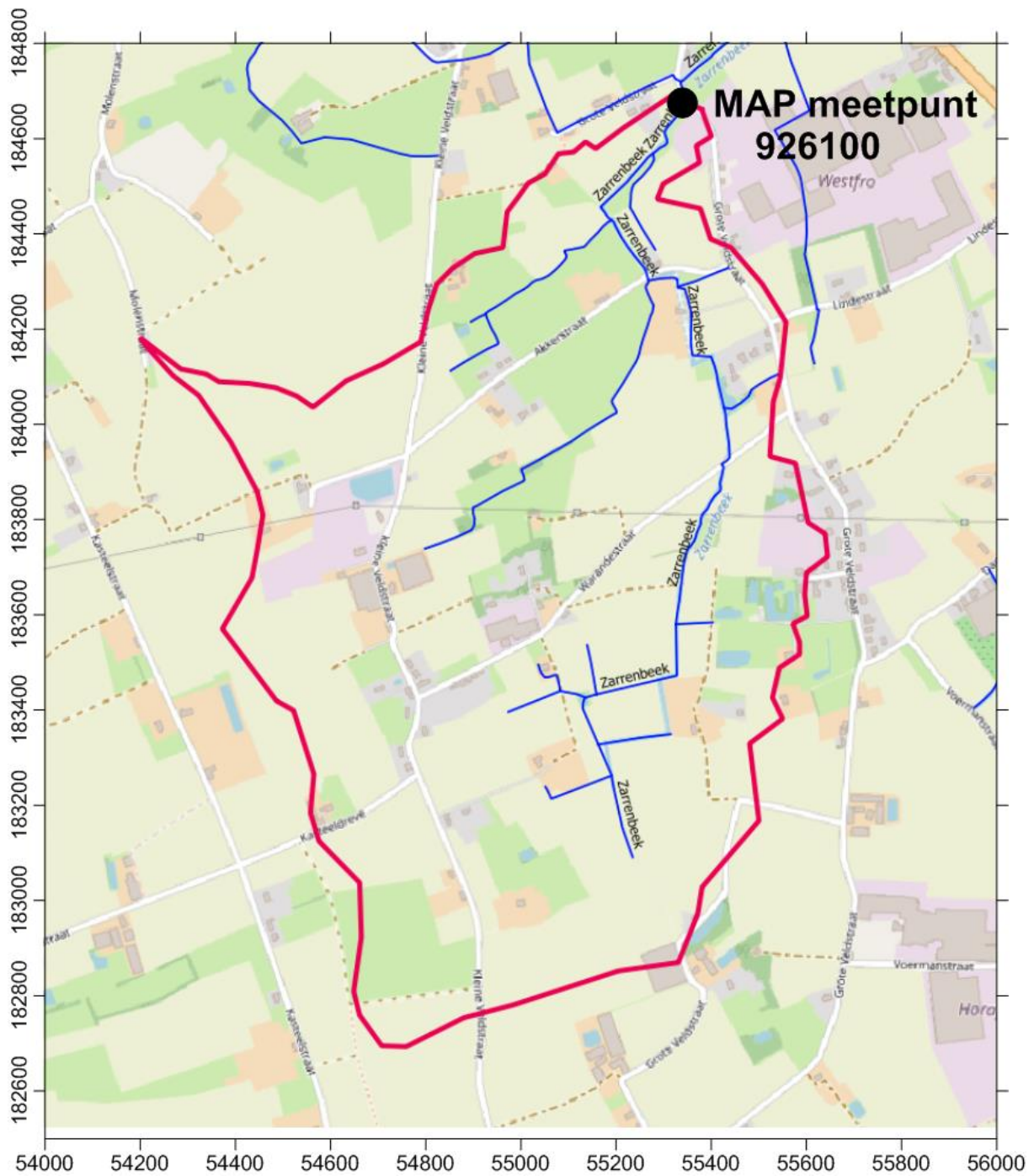


Fig 2.2 Topografie en hydrografie van de testsite Luikbeek en omgeving

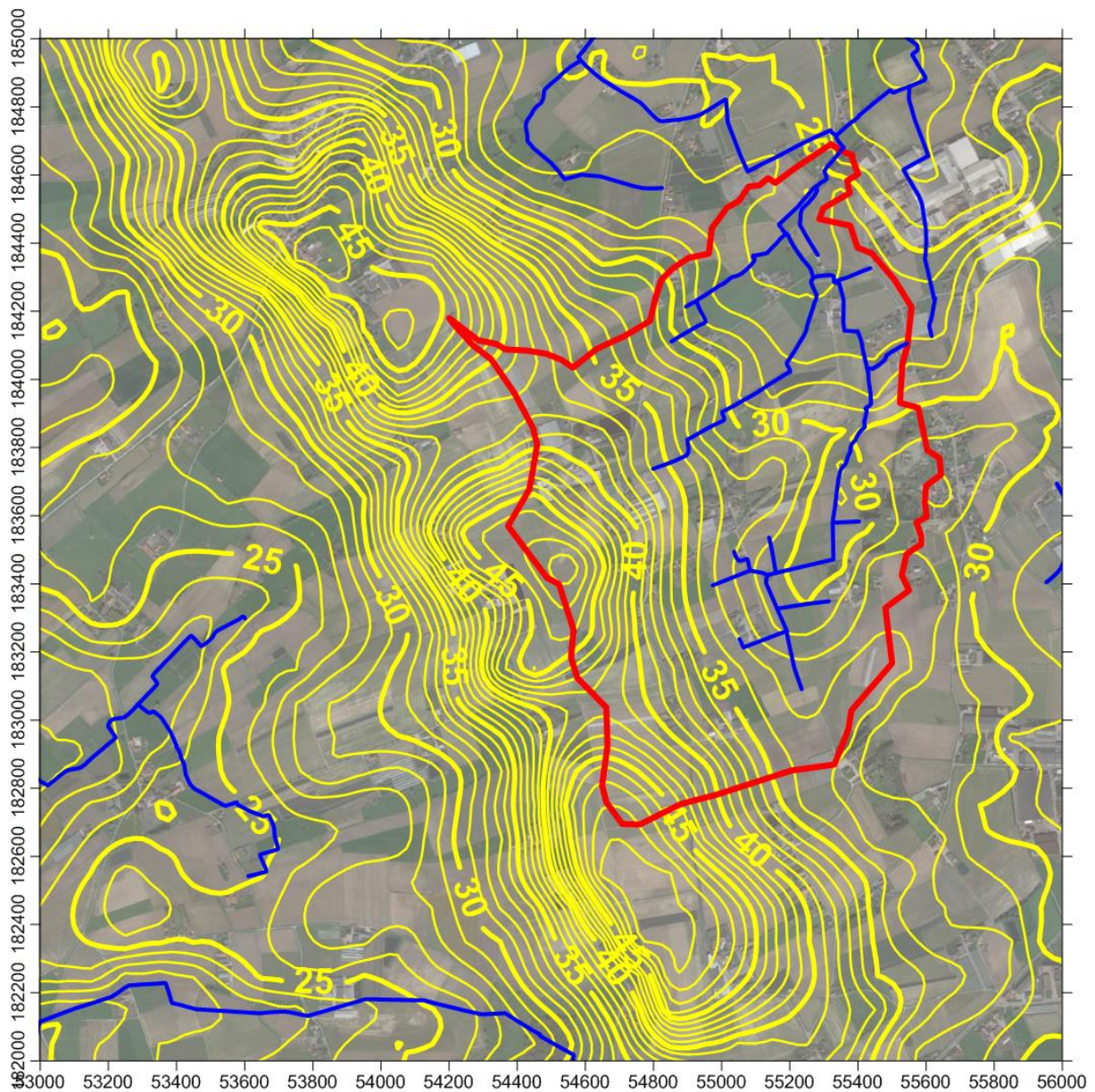


Fig 2.3 Afgedekte geologische kaart van de testsite Luikbeek en omgeving

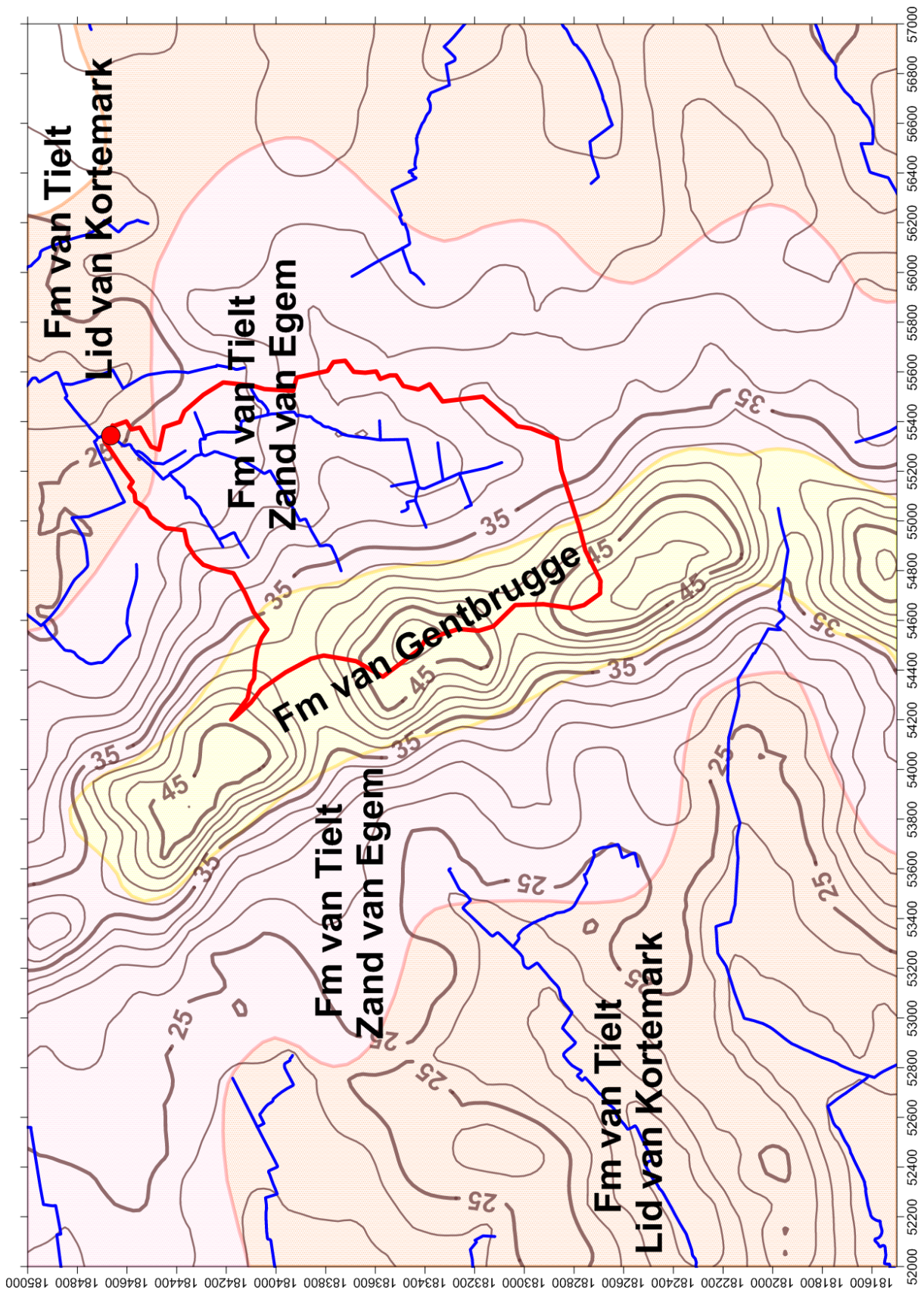


Fig 2.4 Isohypsens (in m TAW) van de top van de Formatie van Kortrijk

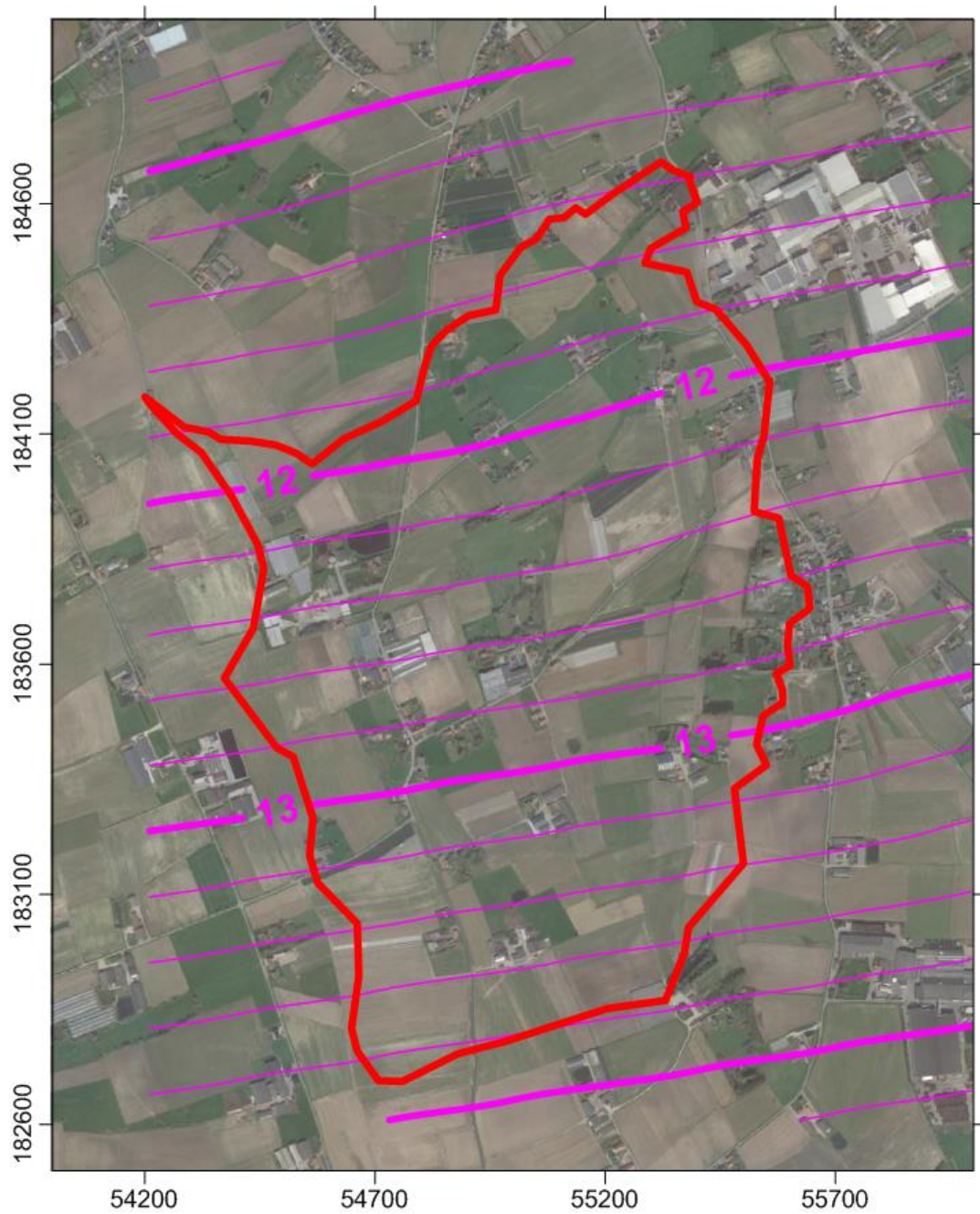


Fig 2.5 Isopachen (in m) van de dikte van het freatisch grondwaterreservoir

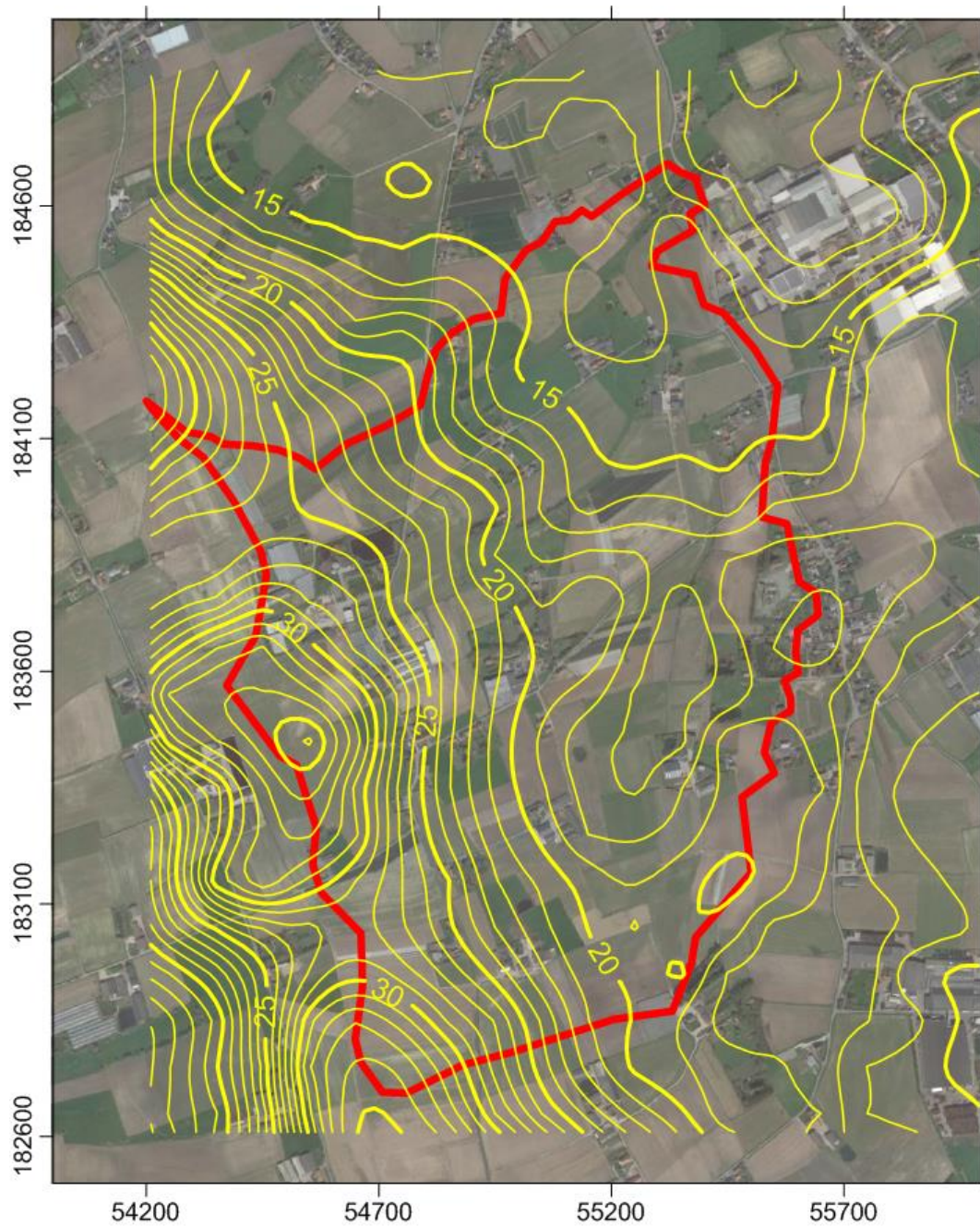


Fig 2.6 Evolutie van het nitraatgehalte in het MAP meetpunt 926100 in de testsite Luikbeek

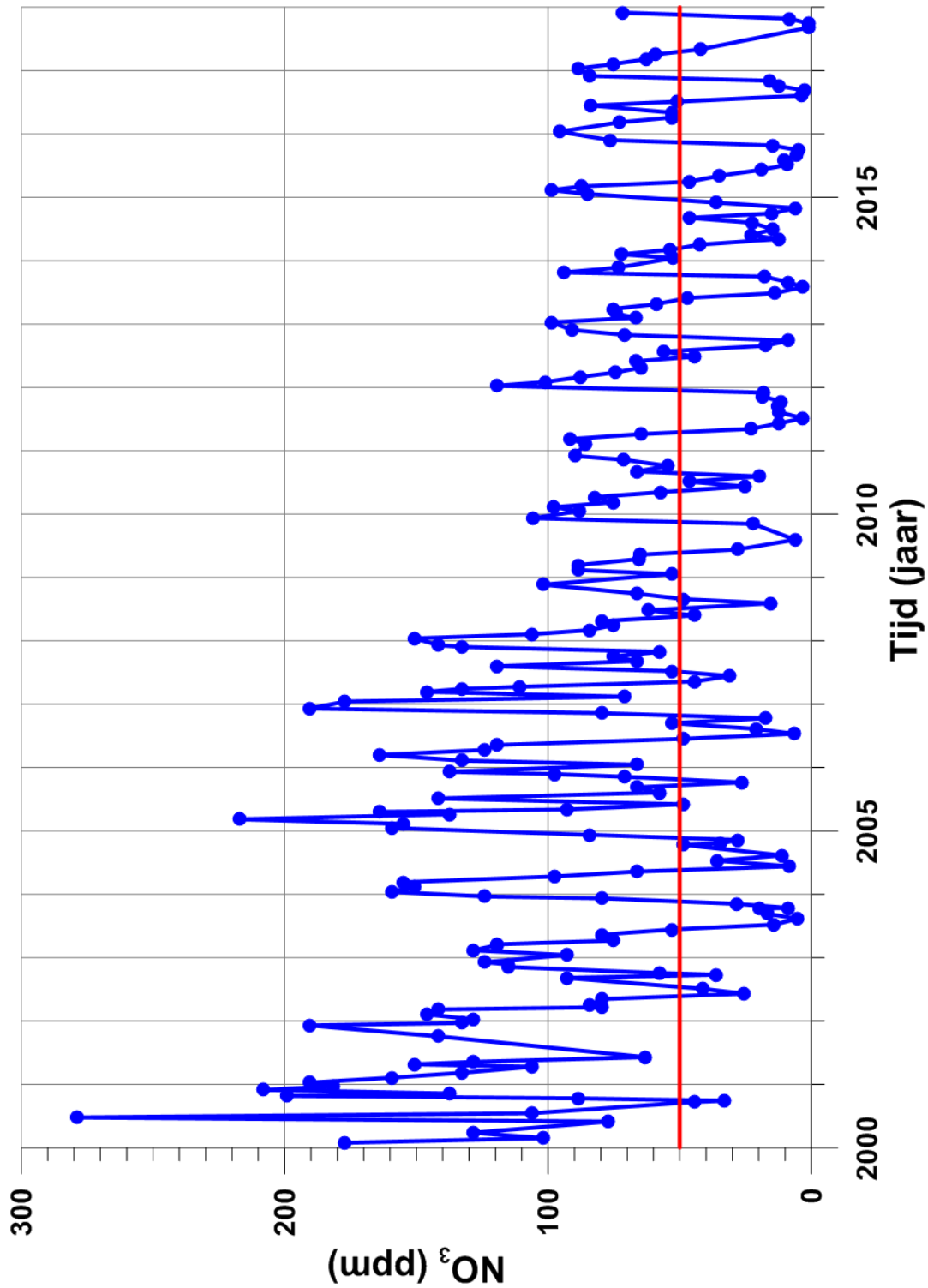


Fig 2.7 Gemiddelde seizoenale fluctuatie van het nitraatgehalte in het MAP meetpunt 926100 in de testsite Luikbeek

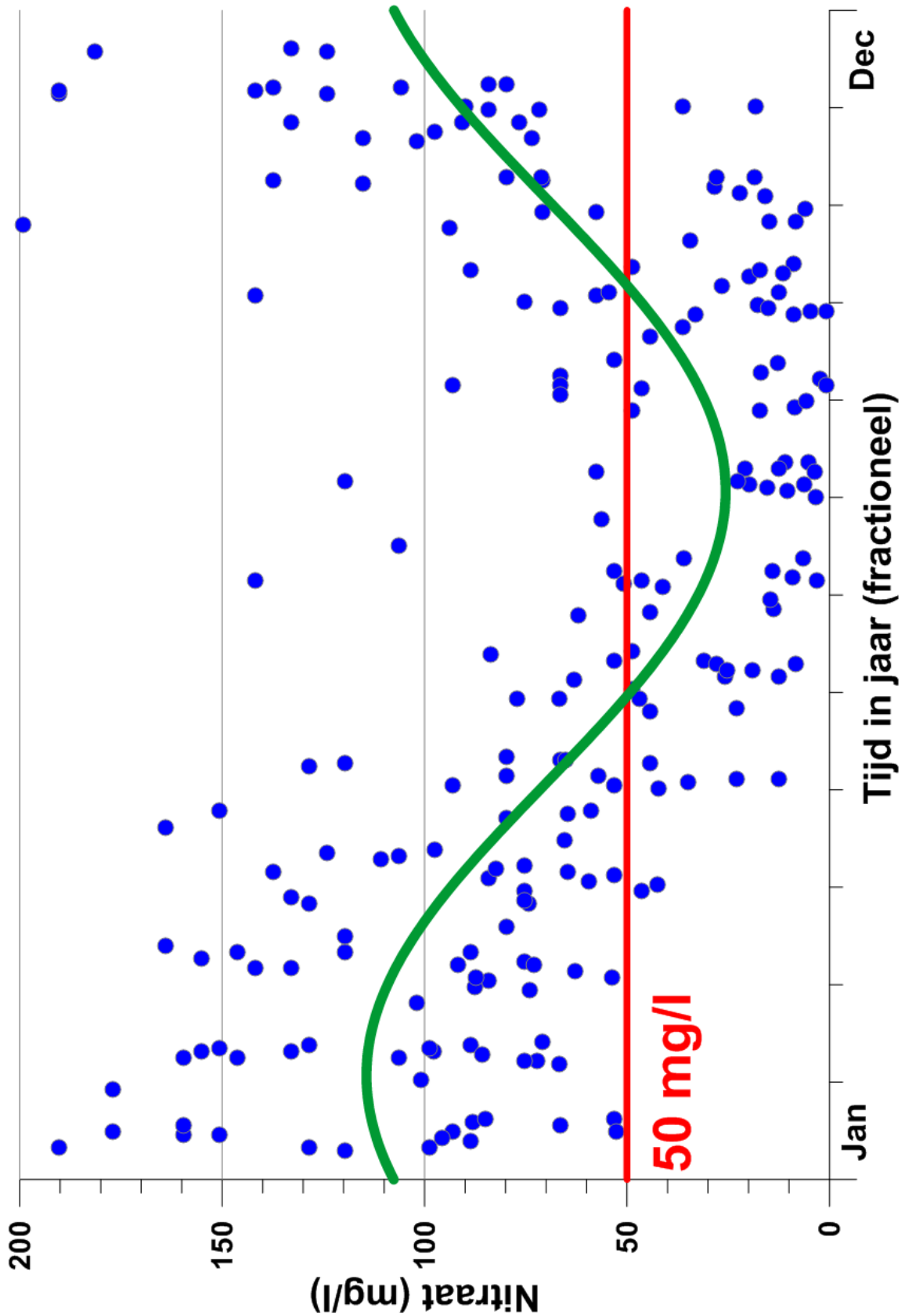


Fig 2.8 Gemiddelde seizoens fluctuatie van het nitraatgehalte in het MAP meetpunt 926100 sinds 2008 in de testsite Luikbeek

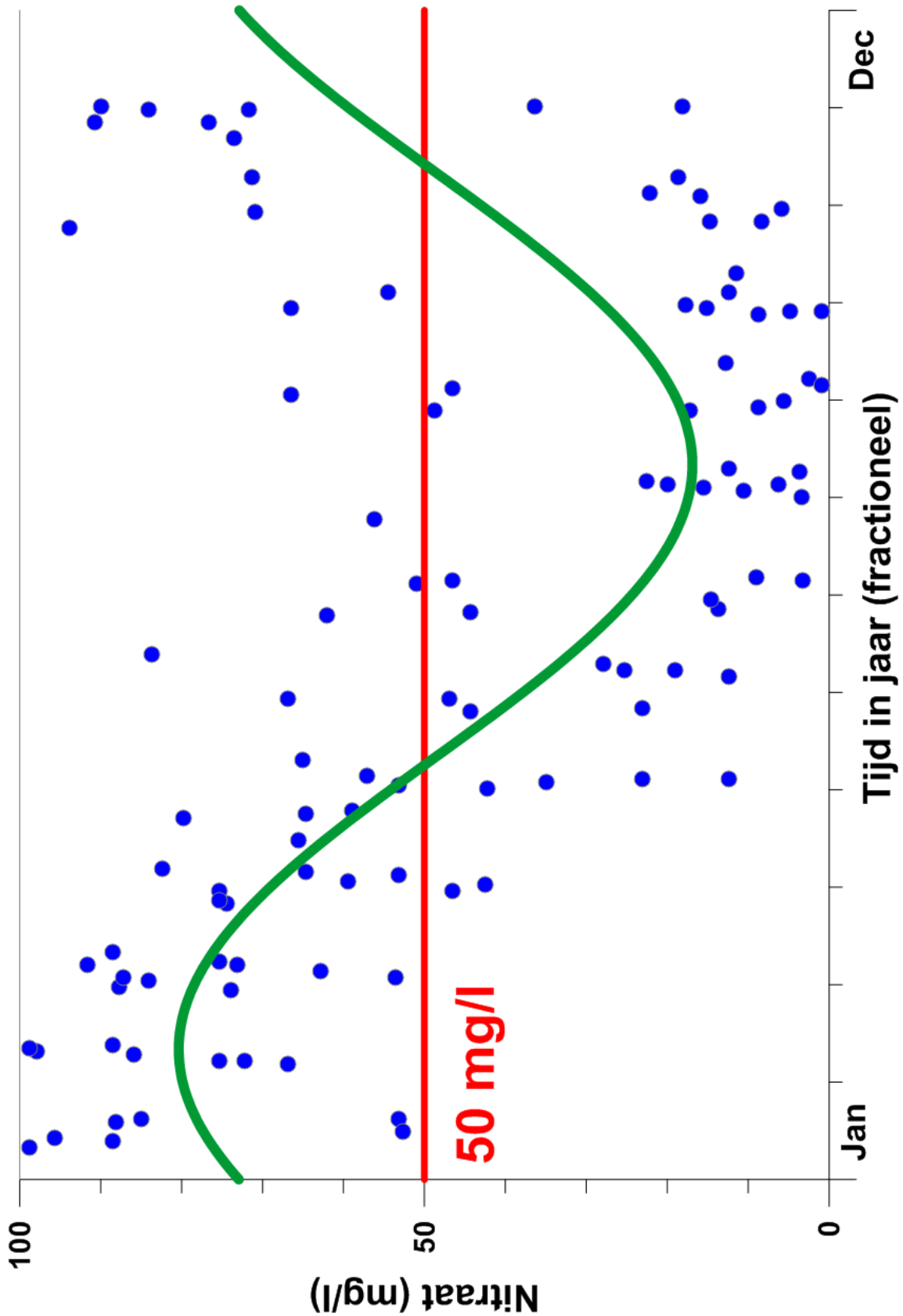
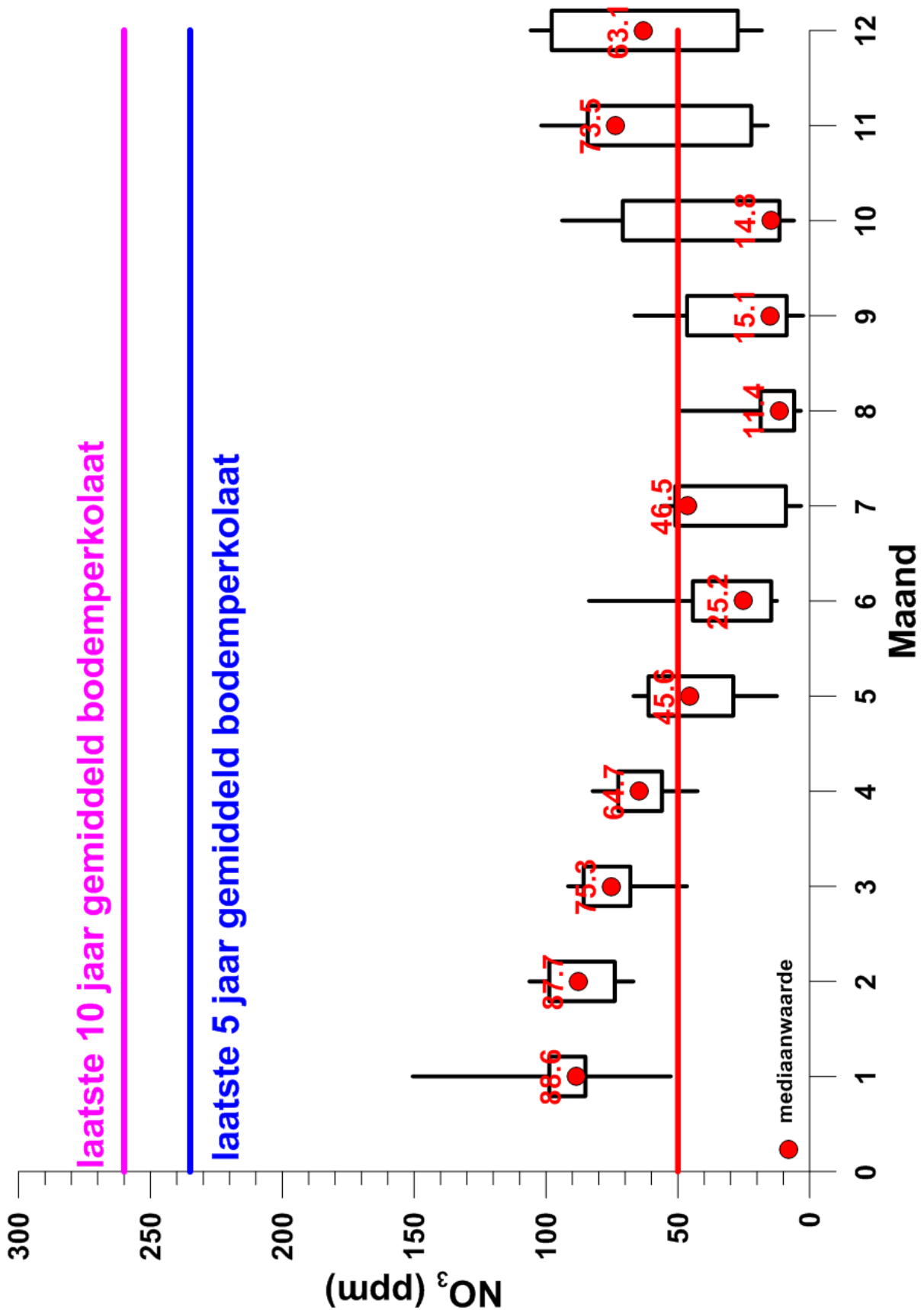


Fig 2.9 Maandelijks variatie van het nitraatgehalte in het MAP meetpunt 926100 in de testsite Luikbeek



3 Veldwerk

3.1 Installatie peilbuizen

Een eerste verkennend veldbezoek vond plaats op 20 juni 2017 samen met INAGRO. Toen werden geschikte plaatsen opgezocht voor het plaatsen van de 5 voorziene peilbuizen en werd ook speciaal gelet op de aanwezigheid van drainagebuizen. Het veldbezoek vond plaats na een lange droge periode, net voor het begin van de zomer, zodat geen werkende drains aanwezig waren. Op dat moment was het stroomdebiet in de Molenbeek.

Na het veldbezoek aan de Luikbeek werden de 5 plaatsen vastgelegd langsheen de beek waar ondiepe peilbuizen geplaatst werden (fig 3.1). Deze werden vervolgens in september 2017 geïnstalleerd. Nadien werd naast de peilbuizen 3 en 5 telkens nog een ondiepe filter bijgeplaatst, zodat het totaal aantal filters 7 bedraagt op 5 locaties.

Alle peilbuizen bestaan uit een PVC buis met een diameter van 63 mm met onderaan een filterelement van 1 m lengte.

Tabel 3.1 Coördinaten en diepte van de peilbuizen in de testsite Luikbeek (Staden)

| Peilbuis | Lambert-X | Lambert-Y | Diepte(m) |
|--------------|-----------|-----------|-----------|
| PB1 | 55267 | 183103 | 2.59 |
| PB2 | 55316 | 183575 | 2.09 |
| PB3 (ondiep) | 55415 | 183905 | 1.95 |
| PB3 (diep) | 55415 | 183905 | 3.17 |
| PB4 | 55193 | 184022 | 2.02 |
| PB5 (ondiep) | 55181 | 184425 | 1.57 |
| PB5 (diep) | 55181 | 184425 | 3.53 |

3.2 Wateranalysen

Op 18 februari 2018 werden tijdens een eerste meetronde watermonsters genomen. Op het einde van de zomer van 2018 werden de peilbuizen een tweede maal bemonsterd. Dit laat toe een vergelijking van beide meetcampagnes te maken. Tijdens de monsternamen werd ook de waterdiepte opgemeten, maar de peilbuizen zijn niet gewaterpast zodat de diepten niet kunnen omgerekend worden naar stijghoogten. De twee metingen zijn ook niet voldoende om een beeld te krijgen van de variatie van de watertafel met de tijd of gedurende de overgang van winter naar zomer.

Op alle watermonsters werden alle belangrijke kationen en anionen bepaald, wat toeliet de ionenbalans van de waters te controleren. De resultaten van de wateranalysen zijn opgenomen in tabellen 3.2 en 3.3.

Tijdens de eerste campagne werd enkel in de ondiepe filter van peilbuis 3 een overschrijding van de 50 mg/l norm vastgesteld (tabel 3.2 en 3.3). In pb1 en pb4

werden wel verhoogde concentraties nitraat opgemeten, maar deze lagen nog steeds duidelijk onder de 50 mg/l. Het hoge nitraatgehalte in peilbuis 3 is gekoppeld aan de specifieke hydrogeologische opbouw ter hoogte van deze peilbuis. Er blijkt hier in het tertiaire substraat een diepe geul te zijn uitgeschuurd die opgevuld werd met grof quartair materiaal. In de omgeving van peilbuis 3 mondt dit oud zijvalleitje uit in de hoofdvallei. Het opvullingsmateriaal van dit oud valleitje moet geoxideerd en geen of weinig reactief materiaal bevatten waardoor er geen denitrificatie kan gebeuren. Via deze geul zal nitraathoudend bodemperkolaat zich gemakkelijk verspreiden. Dit wordt ook bevestigd door een peilbuis van het VMM meetnet 8 die zich toevallig ook in dit oud valleitje bevindt. Ook daar worden in de bovenste 2 filters zeer hoge nitraatgehalten vastgesteld (in het verleden tot ca 800 mg/l).

De hoge waarde in pb3o werd niet bevestigd tijdens de tweede campagne : het nitraatgehalte was toen nauwelijks enkele mg/l. De iets verhoogde waarden in pb1 en pb4 werden ook in de tweede campagne bevestigd. In de overige filters waren de nitraatgehalten steeds zeer laag.

Met uitzondering van pb3o werd het patroon van de eerste campagne ook in de tweede ronde teruggevonden. Het grote verschil in pb3o wijst wellicht op de grote heterogeniteit binnen nitraat beladen pluimen. Vermits het ijzergehalte in de tweede ronde laag was (< 0.5 mg/l) was dit grondwater niet gereduceerd.

Een goed beeld van de heersende redoxcondities in het grondwater wordt verkregen uit een crossplot van de redoxparameters ijzer en nitraat. Hoge nitraatgehalten komen enkel voor in oxiderende omstandigheden waarbij de ijzergehalten (zeer) laag zijn, terwijl hoge ijzergehalten wijzen op de aanwezigheid van tweewaardig ijzer en reducerende condities, waarbij nitraten gereduceerd werden en dus quasi afwezig zijn. De aanwezigheid van zowel hoge(re) ijzergehalten als nitraatgehalten, minstens enkele mg/l, wijst derhalve op een mix van geoxideerd en gereduceerd water, b.v. wanneer het redoxfront zich ter hoogte van de peilbuisfilter bevindt. In dat geval wordt het oppompen van het grondwatermonster zowel een ondiep deel nitraathoudend geoxideerd water, als dieper ijzerhoudend gereduceerd water opgepompt. Vermits het eigenlijk onmogelijk is uit te maken welke fracties zich in het mengsel bevinden, en de concentraties in het niet vermengde water niet gekend zijn, hebben de concentraties op zich dan weinig betekenis. Uit de crossplot (fig 3.3) blijkt dat enkel tijdens de eerste meetronde er in 3 monsters reducerende condities voordeden: in de diepe filters van peilbuizen 3 en 5 en ook in peilbuis 2. Op de grafiek is ook een duidelijk hiaat in nitraatconcentraties te merken tussen de 3 gereduceerde watermonsters (< 0.01 mg/l NO₃, linkerkzijde van de grafiek) en de geoxideerde monsters (> 1 mg/l, rechterzijde van de grafiek).

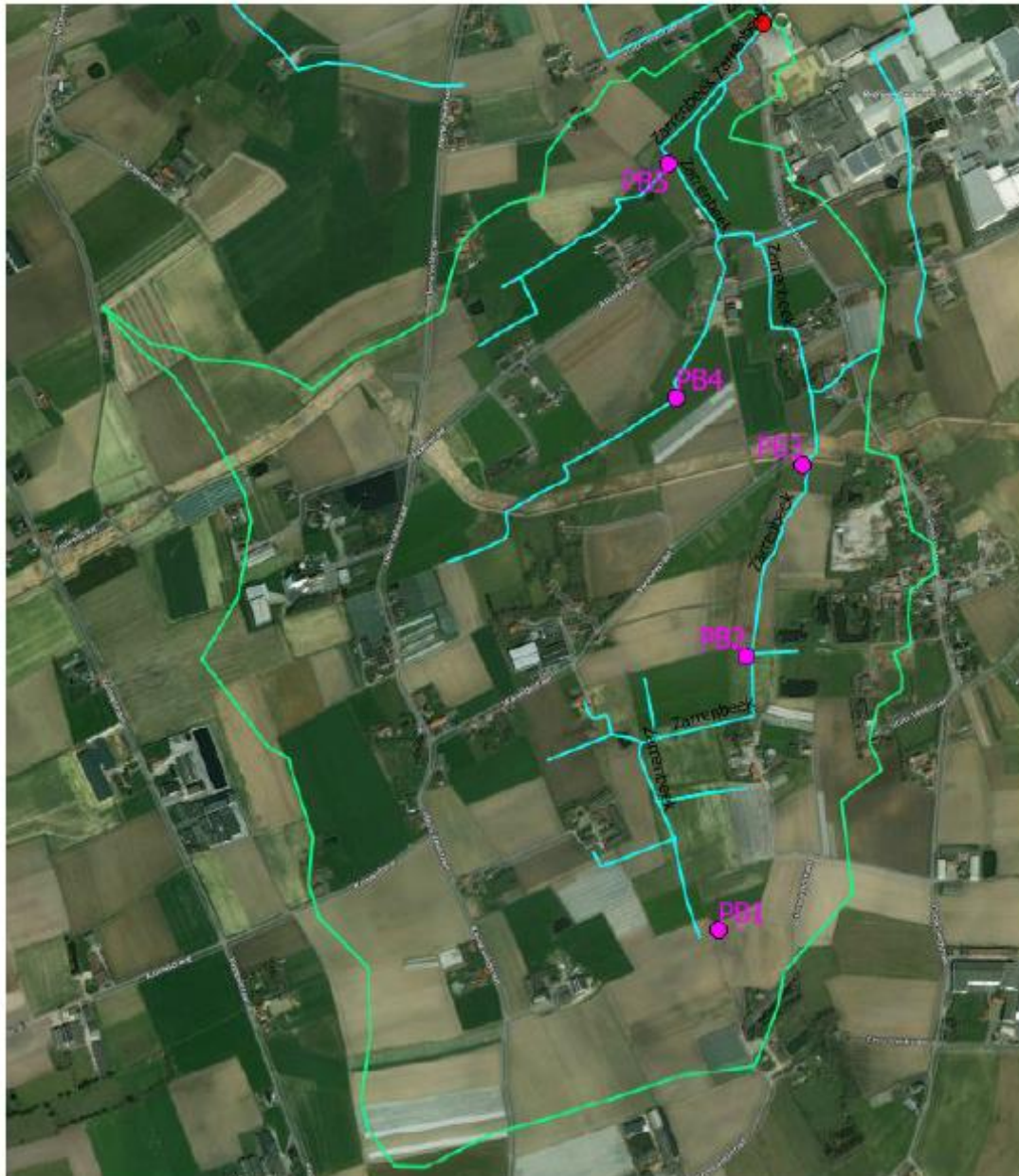
Tabel 3.2 Opgemeten nitraat- en ijzergehalten in de twee meetcampagnes in testsite Luikbeek

| peilbuis | Ronde 1 | | Ronde 2 | |
|----------|----------------|--------------|----------------|--------------|
| | nitraat (mg/l) | ijzer (mg/l) | nitraat (mg/l) | ijzer (mg/l) |
| pb1 | 8.65 | 0.33 | 23.61 | 0.14 |
| pb2 | 0.01 | 0.31 | 1.26 | 0.23 |
| pb3o | 99.99 | 0.54 | 3.71 | 0.48 |
| pb3d | 0.00 | 2.22 | 1.86 | 0.04 |
| pb4 | 16.53 | 0.08 | 24.32 | 0.09 |
| pb5o | 2.67 | 15.72 | 2.22 | 3.07 |
| pb5d | 0.01 | 3.90 | 2.27 | 0.05 |

Fig 3.1 Voorbereidend veldbezoek van de testsite Luikbeek in juni 2017



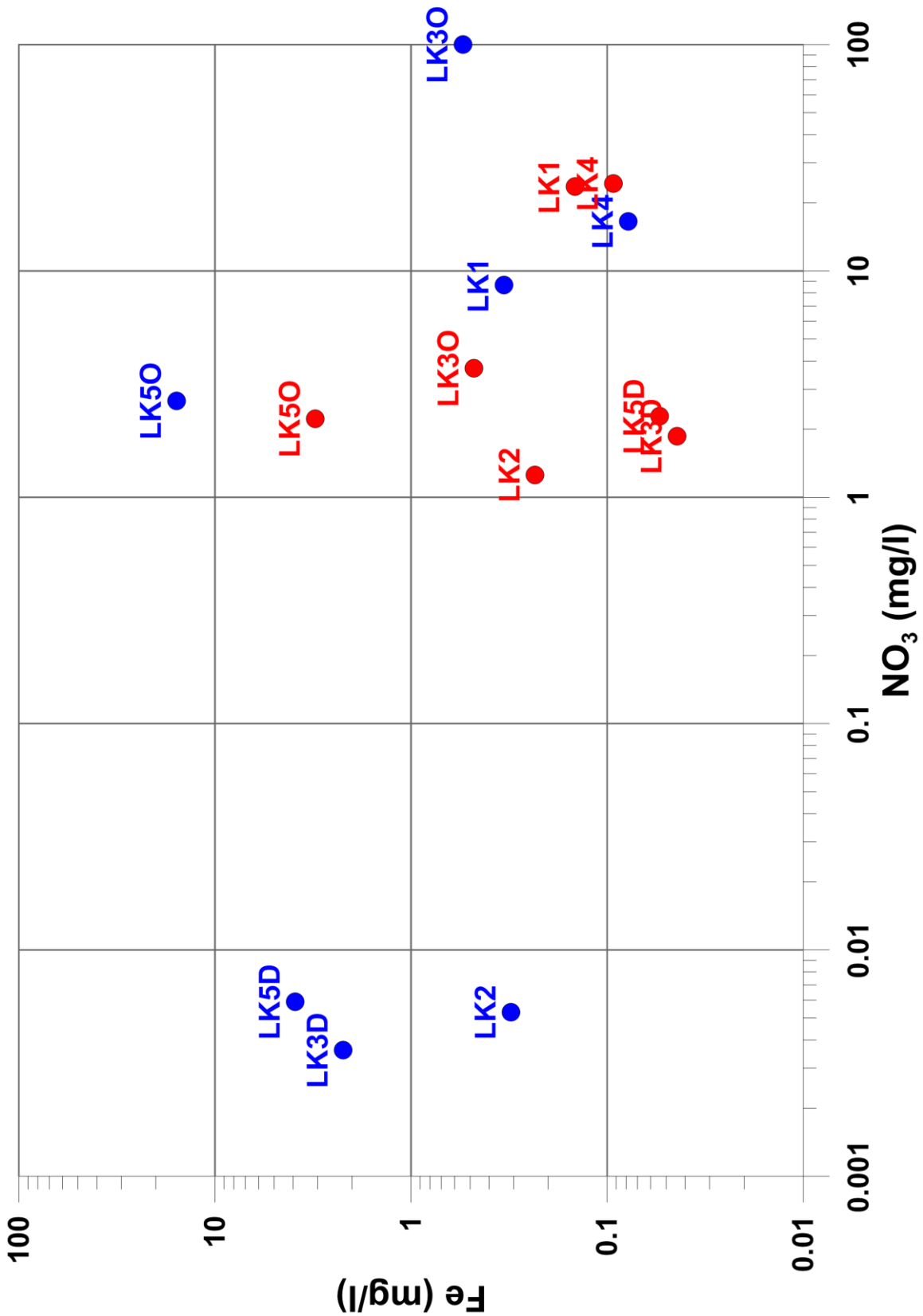
Fig 3.2 Ligging van de 5 geïnstalleerde peilbuizen in testsite Luikbeek



Tabel 3.3 Resultaten van de wateranalyses (ronde 1 en ronde 2)

| peilbuis | meetrunde | PH | COND | Na+(ppm) | K+(ppm) | Ca2+(ppm) | Mg2+(ppm) | Fe2+/Fe3+(ppm) | Mn2+(ppm) | NH4+(ppm) | Cl-(ppm) | NO42-(ppm) | NO3-(ppm) | NO2-(ppm) | HCO3-(ppm) | PO42-(ppm) | TDS(ppm) |
|------------------|-----------|------|------|----------|---------|-----------|-----------|----------------|-----------|-----------|----------|------------|-----------|-----------|------------|------------|----------|
| peilput 1 | 1 | 7.00 | 735 | 31.46 | 2.26 | 93.05 | 12.80 | 0.34 | 0.23 | 0.03 | 45.90 | 131.48 | 8.65 | 0.06 | 181.17 | 0.00 | 507 |
| peilput 2 | 1 | 6.99 | 347 | 36.24 | 5.76 | 15.65 | 6.15 | 0.31 | 0.03 | 0.05 | 31.05 | 26.32 | 0.01 | 0.15 | 100.04 | 1.49 | 223 |
| peilput 3 ondiep | 1 | 6.56 | 1636 | 94.40 | 25.68 | 181.20 | 31.35 | 0.54 | 0.07 | 0.05 | 178.69 | 427.15 | 99.99 | 0.72 | 88.45 | 0.00 | 1128 |
| peilput 3 diep | 1 | 6.66 | 1287 | 52.10 | 5.56 | 212.80 | 15.70 | 2.22 | 0.15 | 0.12 | 77.03 | 465.54 | 0.00 | 0.07 | 94.55 | 0.00 | 926 |
| peilput 4 | 1 | 6.02 | 991 | 45.50 | 6.48 | 96.05 | 27.55 | 0.08 | 0.27 | 0.05 | 102.89 | 288.46 | 16.53 | 0.07 | 16.47 | 0.00 | 600 |
| peilput 5 ondiep | 1 | 6.23 | 727 | 28.80 | 3.08 | 72.35 | 15.25 | 15.72 | 0.59 | 0.87 | 76.97 | 102.90 | 2.67 | 0.18 | 148.23 | 0.00 | 468 |
| peilput 5 diep | 1 | 6.41 | 520 | 25.84 | 3.10 | 54.10 | 9.10 | 3.90 | 0.25 | 0.04 | 52.61 | 57.41 | 0.01 | 0.06 | 129.32 | 0.00 | 336 |
| NAAM | meetrunde | PH | COND | Na+(ppm) | K+(ppm) | Ca2+(ppm) | Mg2+(ppm) | Fe2+/Fe3+(ppm) | Mn2+(ppm) | NH4+(ppm) | Cl-(ppm) | NO42-(ppm) | NO3-(ppm) | NO2-(ppm) | HCO3-(ppm) | PO42-(ppm) | TDS |
| peilput 1 | 2 | 7.03 | 756 | 33.18 | 2.57 | 112.50 | 12.35 | 0.15 | 0.10 | 0.07 | 44.87 | 129.10 | 23.62 | 0.08 | 202.52 | 0.01 | 561 |
| peilput 2 | 2 | 6.49 | 659 | 49.90 | 14.32 | 49.50 | 12.30 | 0.23 | 0.06 | 0.04 | 50.24 | 114.04 | 1.26 | 0.03 | 117.73 | 0.19 | 410 |
| peilput 3 diep | 2 | 6.6 | 1671 | 67.10 | 8.06 | 262.55 | 17.55 | 0.04 | 0.16 | 0.17 | 92.81 | 623.35 | 1.86 | 0.02 | 99.43 | 0.00 | 1173 |
| peilput 3 ondiep | 2 | 6.95 | 1096 | 73.40 | 8.47 | 126.80 | 15.45 | 0.48 | 0.00 | 0.13 | 95.52 | 310.92 | 3.71 | 0.11 | 42.70 | 0.90 | 679 |
| peilput 4 | 2 | 6.02 | 1125 | 56.30 | 12.92 | 108.80 | 28.55 | 0.09 | 0.24 | 0.05 | 105.75 | 331.34 | 24.32 | 0.02 | 22.57 | 0.00 | 691 |
| peilput 5 ondiep | 2 | 6.27 | 669 | 27.48 | 3.09 | 70.65 | 12.60 | 3.08 | 0.42 | 0.49 | 70.93 | 55.64 | 2.22 | 0.16 | 138.17 | 0.13 | 385 |
| peilput 5 diep | 2 | 6.54 | 534 | 22.66 | 3.36 | 61.65 | 8.55 | 0.05 | 0.23 | 0.05 | 51.82 | 42.63 | 2.28 | 0.03 | 125.66 | 0.04 | 319 |

Fig 3.3 Crossplot van de redoxparameters ijzer en nitraat voor de grondwatermonsters



4 Beschrijving van het MODFLOW/MODPATH model

4.1 Inleiding

Testsite Luikbeek is één van drie testsites waarvoor een grondwaterstromingsmodel werd opgesteld. Het grondwaterstromingsmodel MODFLOW werd gekoppeld aan het stroomlijnenprogramma (MODPATH) om een antwoord te bekomen op volgende onderzoekspunten:

- Beter inzicht krijgen in de grondwaterstroming (stijghoogteverdelingen, fluxen)
- Bepalen stroomlijnen : van waar komt grondwater en naar waar stroomt het? In welk deel/segment van de beek komt het infiltratiewater terecht?
- Bepalen reistijden langsheen de stroomlijnen : vooral van belang in de oxidatiezone , vermits in de reductiezone de nitraatvracht quasi nihil is.
- Wat is de verhouding geoxideerd water/ gereduceerd water in de freatische laag
- Wat zijn de controlerende factoren voor deze verhouding
- Wat zijn de controlerende factoren die een invloed hebben op de grondwater reistijden model en hun statistische distributie?

Eerst werd met het MODFLOW model de gemiddelde stromingssituatie berekend a.h.v. een evenwichtsberekening ("steady state"). Voor deze gemiddelde situatie werden stroomlijnen getraceerd en bepaald welke doorheen de oxidatiezone en welke doorheen

4.2 Opbouw van het MODFLOW/MODPATH model

Modelnetwerk en reservoirschematisering

Het MODFLOW model grid gebruikt een spatiale resolutie (celgrootte) van 20 op 20 m. Het grondwaterreservoir is geschematiseerd tot 2 modellagen : een bovenste laag die met de quartaire bedekking overeenkomt en een onderste laag bestaande uit het leperiaan zand (Formatie van Tielt). Er werd ook een 3 lagen schematisering getest, maar deze gaf dezelfde resultaten als het 2 lagen model. De diepte en dikte van de laagvlakken werden opgesteld a.h.v. het G3DV2 model.

Hydraulische parameterisatie

Hydraulische parameters (doorlatendheden) werden ingeschat. Omdat geen gebiedsdekkende set van stijghoogtemetingen binnen het modelgebied (er ligt slechts een enkele peilbuis van het freatisch meetnet binnen de modelperimeter, kan geen echte calibratie van het model op basis van stijghoogten worden uitgevoerd.

Randvoorwaarden

De randvoorwaarden betreffen de grondwateraanvulling en de waterpeilen in de beken.

Voor een evenwichtsberekening ("steady state") werd een gemiddelde grondwateraanvulling gebruikt van 183 mm/jaar, overeenkomend met de gemiddelde areale aanvulling berekend met het EU_rotate_N model.

Voor de ligging van de waterlopen werd het vectorieel bestand van de VHA gebruikt. Het waterpeil in de rivercellen werd ingeschat op basis van de topografie volgens het DHM Vlaanderen. Het gemiddeld waterpeil werd 1 m onder de maaiveldshoogte genomen.

MODPATH

Voor het berekenen van de stroomlijnen en reistijden werd voor de porositeit 42.5% gebruikt, een typische waarde voor fijn zand gebruikt, volgens Morris en Johnson (1967).

Voor het afleiden welke stroomlijnen enkel doorheen de oxidatiezone en welke ook doorheen de reductiezone passeren, wordt de aanname gedaan dat de quartaire bedekking geoxideerd is en de onderliggende tertiaire laag gereduceerd.

4.3 Resultaten

Stijghoogteverdeling

De berekende stijghoogteverdeling van de watertafel voor de evenwichts-berekening wordt gegeven in fig 4.1. Het stijghoogteverloop is sterk gecorreleerd met de topografie : de hoogste peilen komen in het zuiden voor (ca +35 m TAW) en dalen naar het noordoosten waar ze rond de +24 liggen.

Stroomlijnen

De stroomlijnen werden opgesplitst naargelang ze enkel door de oxidatiezone lopen (fig 4.2) of tot in de reductiezone doordringen (fig 4.3). De stroomlijnen die beperkt blijven tot de oxidatiezone kunnen nitraathoudend zijn maar zijn beperkt in lengte en afkomstig van percelen die dicht tegen de waterlopen liggen. Grondwater afkomstig van stroomlijnen die door de reductiezone passeren zijn nitraatvrij en kunnen veel langer zijn. Vergelijking van de kaarten van fig 3.2 en fig 3.3 toont dat de bijdrage van stroomlijnen die enkel door de oxidatiezone passeren beperkt is: het meeste grondwater dat de beken voedt is nitraatarm want gereduceerd water.

Reistijden

Uit de lengte van de stroomlijnen en de stromingssnelheid kunnen de reistijden langsheen de stroomlijnen berekend worden. Belangrijk is een onderscheid te maken

tussen de stroomlijnen die enkel door de oxidatiezone passeren (modellaag 1) en dus nitraathoudend zijn, en stroomlijnen die ook tot in de reductiezone (modellaag 2) doordringen. Deze laatste bevatten geen nitraat waardoor de precieze ouderdom niet relevant is. Aggregatie van de reistijden van alle stroomlijnen in een CDF grafiek (fig 4.4) toont dat deze goed een theoretische exponentiële distributie volgen. Uit de fitting met dit theoretische model volgt een lambda waarde van 0.024 wat overkomt met een gemiddelde reistijd van ca 42 jaar en een mediaan reistijd van ca 29 jaar. Uit de kaarten van fig 4.2 en 4.3 blijkt duidelijke dat de meeste stroomlijnen vrij lang zijn en tot in de reductiezone doordringen. Het lange tracé verklaart de gemiddeld lange transfertijden.

Worden enkel de ondiepe stroomlijnen verrekend die beperkt zijn tot de oxidatiezone (zoals aangegeven op fig 4.2) dan wordt na fitting met het exponentieel model een lambda waarde van 0.21 gevonden wat een gemiddelde reistijd van ca 5 jaar en een mediaan tijd van ca 3 jaar levert. Dit is aanzienlijk kleiner dan de tijden afgeleid voor alle stroomlijnen.

Vergelijking met de grondwateraanvulling berekend met het EU_rotate_N model

Naast de evenwichtstoestand werd ook een tijdsafhankelijke simulatie uitgevoerd over een periode van 30 jaar (1988-2017), waarbij de jaarlijkse grondwateraanvullingen berekend met het EU_rotate_N model gebruikt zijn om jaarlijkse variatie in baseflow te berekenen. Het doel van deze simulatie is om een eenvoudige benadering van de baseflow op basis van de jaarlijkse grondwateraanvullingsreeks in combinatie met een digitale filter en convolutie te vergelijken met de door MODFLOW berekende baseflow (zoals afgeleid uit de MODFLOW RIVER module). Bij toepassing van de algemene methodologie zal immers geen grondwaterstromingsmodel beschikbaar zijn en dient de baseflow ingeschat te worden gebruik makend van andere beschikbare gegevens.

Vergelijking van de resultaten van het MODFLOW model met een hele reeks digitale filters toonde dat bij gebruik van een 2 coëfficiënts filter met coëfficiëntswaarden van resp 0.5 voor het lopende jaar en 0.5 voor het vorige jaar een voldoende goede benadering van de baseflow oplevert (fig 4.6 en 4.7). Dat betekent dus dat de baseflow in een bepaald jaar kan benaderd worden als het gemiddelde van de grondwateraanvulling van het betreffende jaar en die van het jaar voordien. In het geval van de Luikbeek bedragen de coëfficiënten toevallig allebei 0.5 en komen dus overeen met het rekenkundig gemiddelde van de laatste 2 jaar. Maar het is te verwachten dat dit niet steeds het geval is. Deze benaderingsformule wordt door het BFN model gebruikt voor het schatten van de baseflow uit de door EU_rotate_N aangeleverde fluxen, maar de coëfficiënten kunnen per BFN model opgegeven worden. Er wordt steeds een 2 coëfficiënts filter gebruikt waarbij de eerste coëfficiënt wordt ingegeven. De waarde van de tweede bedraagt dan één min de eerste coëfficiënt. Is er geen preciezere informatie bekend over deze coëfficiënten, dan wordt voorgesteld dat de waarden van de Luikbeek site gebruikt worden.

Fig 4.1 Berekende stijghoogteverdeling in de freatische laag in het testgebied Luikbeek

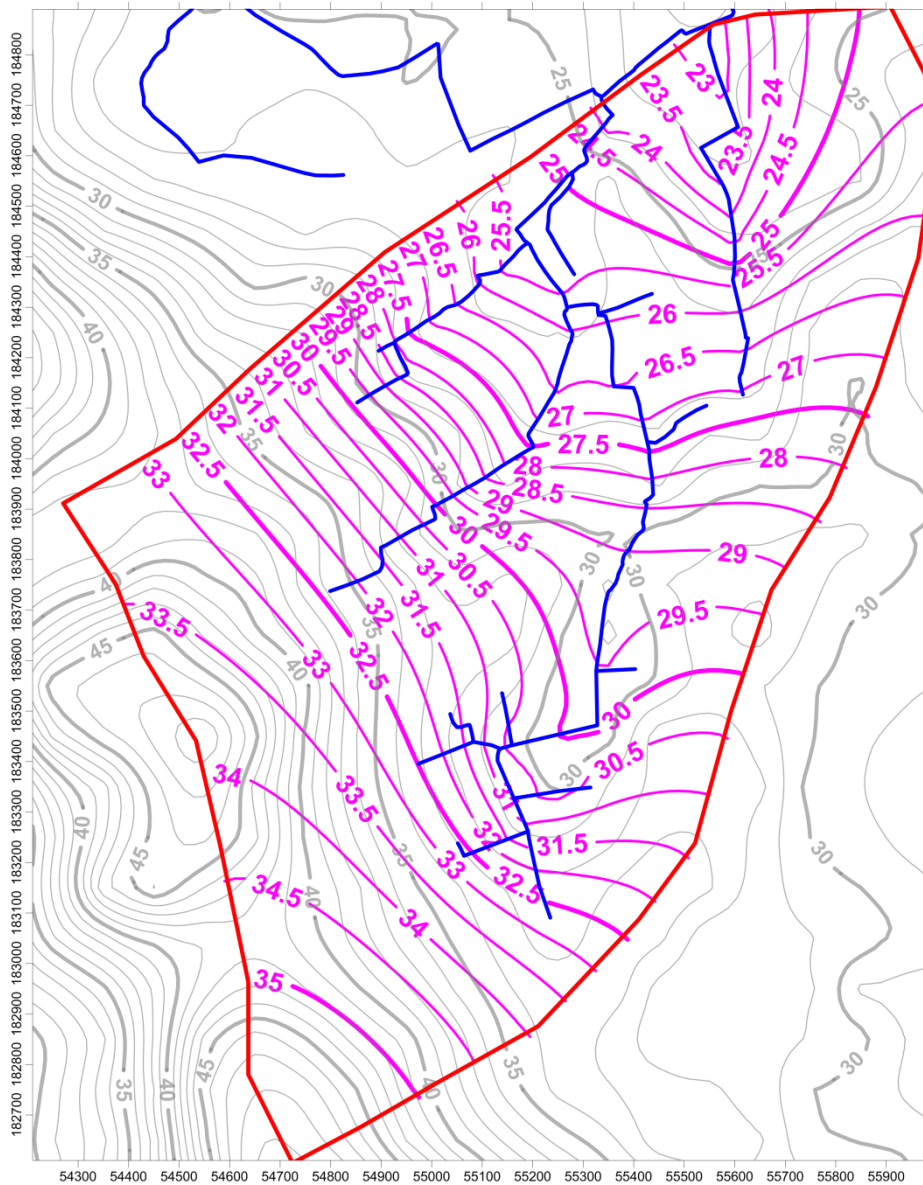


Fig 4.4 CDF van de reistijden van alle grondwater

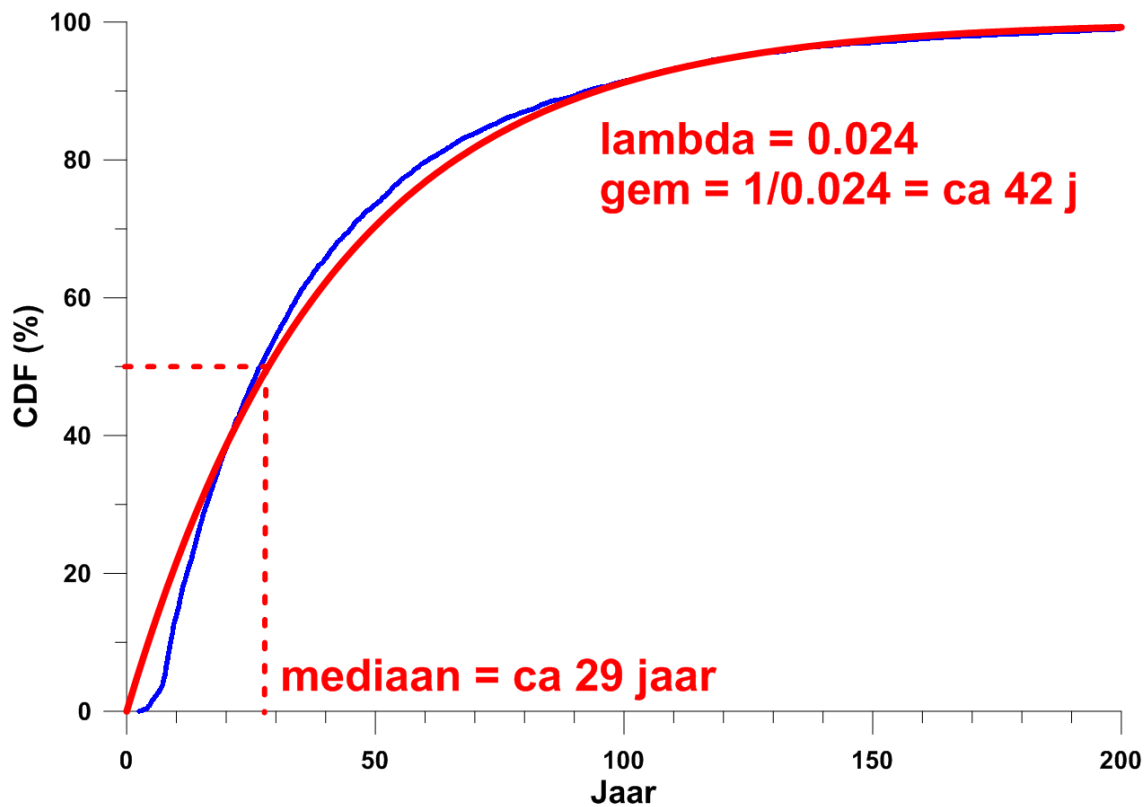


Fig 4.5 CDF van de reistijden van het grondwater door de oxidatiezone

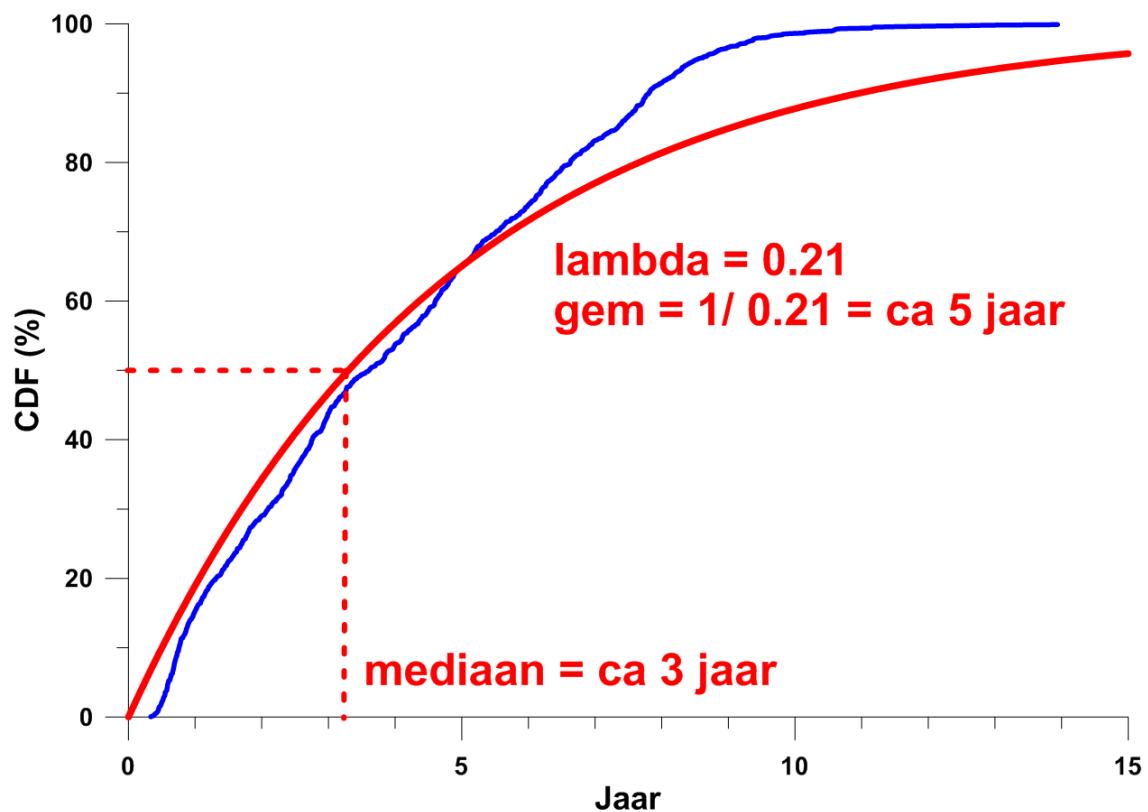


Fig 4.6 Vergelijking van de baseflow berekend met het MODFLOW model en een benadering op basis van de grondwateraanvulling

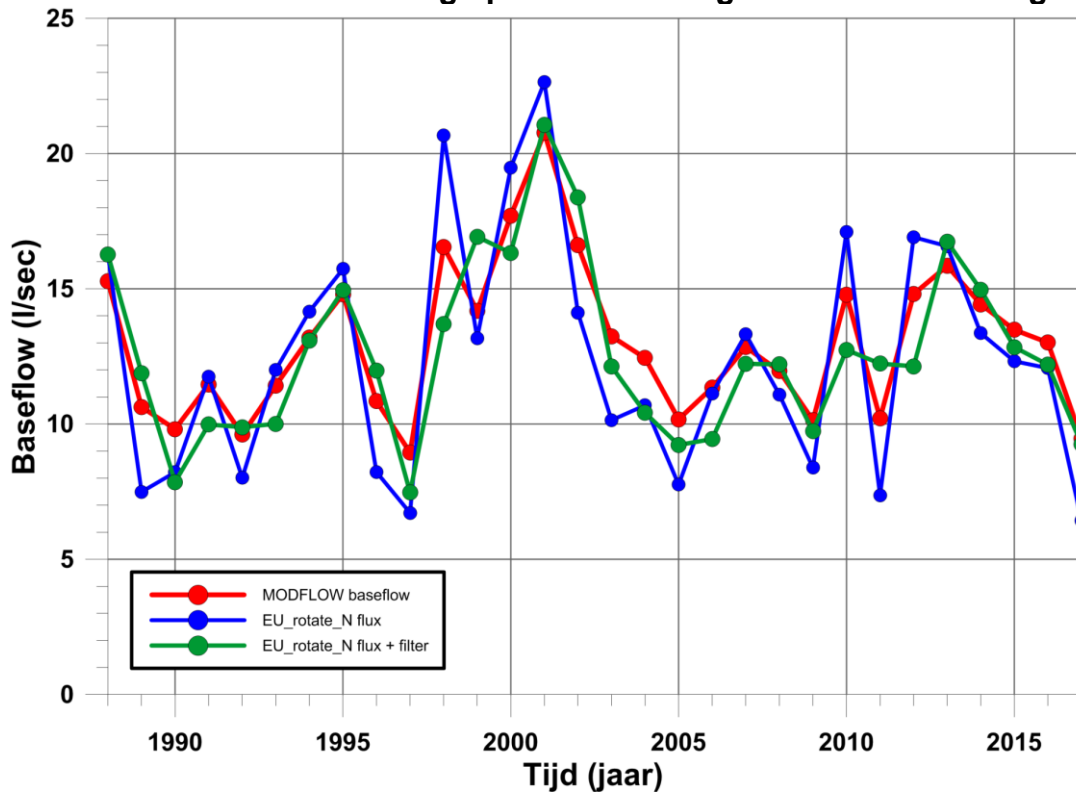
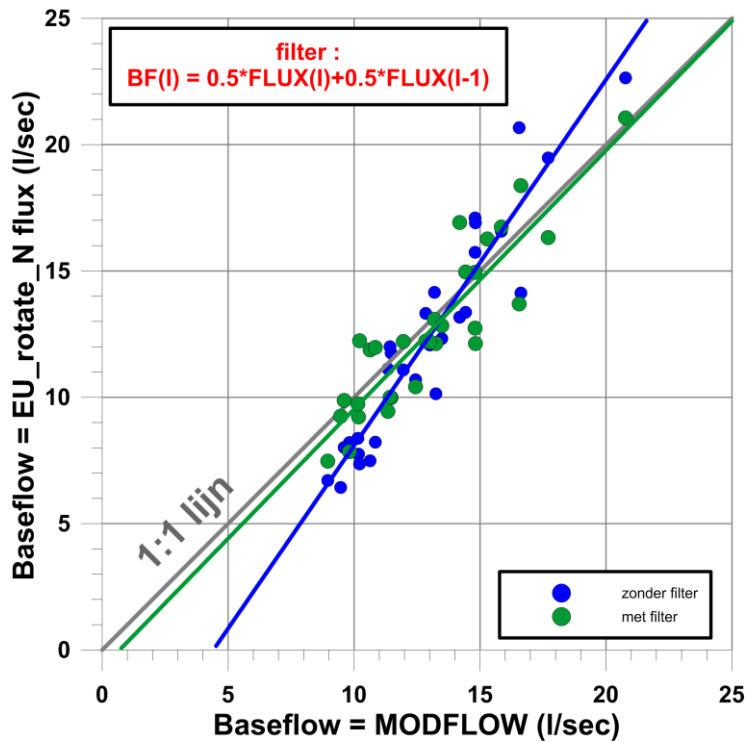


Fig 4.7 Vergelijking van de jaargemiddelden van de baseflow berekend met het MODFLOW model en volgens de benaderingsformule



5 Toepassing van het BFN model : deel onverzadigde zone

5.1 Inleiding

Het natuurlijk aquatisch ecosysteem kan ernstig verstoord worden door hoge nitraatconcentraties in het oppervlaktewater. Deze hoge nitraatconcentraties kunnen veroorzaakt worden door nitraatrijk grondwater, zowel instromend uit echte bronnetjes als onder disperse vorm langsheen de beken. Door de soms lange reistijden van dit grondwater kan de oorsprong van de nitraatverontreiniging zich tot tientallen jaren terug in de tijd situeren.

In dit eerste onderdeel, dat enkel de onverzadigde zone beslaat, werden simulaties uitgevoerd over een periode van 50 jaar (1968-2017), met als doel een inschatting te maken van de historische jaarlijkse aanvoer van nitraten naar het grondwater. De simulaties van de N-dynamiek werden uitgevoerd met het EU-rotate_N model met een ruimtelijke resolutie van 50 bij 50 meter. Het model werd over de gehele periode gevoed met gegevens over de bodem, teelt, bemesting, stikstofdepositie en weer. Op basis van dagelijkse simulatieresultaten konden de jaarlijkse water- en nitraatflux berekend worden op een diepte van 90 cm.

De gegenereerde gegevens werden uiteindelijk ingevoerd in het grondwatermodel, dat verder wordt toegelicht in het tweede onderdeel betreffende de verzadigde zone. Omwille van de ondiepe grondwatertafel in het stroomgebied van de Luikbeek werd aangenomen dat de jaarlijkse fluxen op 90 cm zonder verdere vertraging het grondwater bereikten.

5.2 Werkwijze

Het stroomgebied van de Luikbeek werd afgebakend op basis van de resultaten van het grondwatermodel (**Error! Reference source not found.**). Het afgebakende gebied is 181 ha groot. Het stroomgebied werd ingedeeld in een grid bestaande uit 723 cellen van 50 meter bij 50 meter. Voor elk van de cellen werd een aparte simulatie uitgevoerd.

5.2.1 Studiegebied

Het stroomgebied van de Luikbeek werd afgebakend op basis van de resultaten van het grondwatermodel (**Error! Reference source not found.**). Het afgebakende gebied is 181 ha groot. Het stroomgebied werd ingedeeld in een grid bestaande uit 723 cellen van 50 meter bij 50 meter. Voor elk van de cellen werd een aparte simulatie uitgevoerd.

5.2.2 Twee simulatieperiodes

Het EU-rotate_N model kan maximaal 30 opeenvolgende jaren simuleren. Er werden daarom 2 rotaties van 30 jaar gesimuleerd: van 1965 t.e.m. 1994 en van 1988 t.e.m. 2017. Er is een overlap van enkele jaren aangezien het model een opwarmperiode vereist voor initialisatie van de parameters voor bodemorganische stof. Ook daarom werd maar betrouwbare output gegenereerd vanaf het jaar 1968 t.e.m. het jaar 2017.

5.2.3 Toekennen van modelparameters

5.2.3.1 Databanken

Het model werd gevoed met verschillende parameters (**Error! Reference source not found.**). Elke cel binnen het stroomgebied werd gekarakteriseerd a.d.h.v. de bodembedekking, de bodemtextuur en het bodemorganische stofgehalte. Hiervoor werden gegevens geëxtraheerd uit respectievelijk de bodembedekkingskaart (opname 2012, uitgegeven door AGIV op 4 februari 2016), de bodemkaart (versie 2.0, uitgegeven door DOV op 20 juni 2016 en de kaart 'Soil Organic Carbon Stock Maps for Belgium' (opname 2017, uitgegeven door DOV op 15 januari 2018). Vervolgens werden aan de gridcellen op jaarlijkse basis teelten, nateelten, bemestingsvormen en bemestingshoeveelheden toegewezen, waarbij gebruik gemaakt werd van recente gegevens die ter beschikking werden gesteld door de VLM en oudere gegevens van Statbel. De gemiddelde stikstofdepositie werd berekend op basis van cijfers van de VMM en toegepast over het hele stroomgebied. Het KMI verschaftte specifiek voor de regio van de Luikbeek dagelijkse weersgegevens voor de periode 1965-2017.

5.2.3.2 Bodembedekking

Bodembedekkingsklassen werden samengenomen en herleid tot 7 klassen (**Tabel 5.1**). Op basis van de bodembedekking werd eveneens bepaald welk type rotatie per gridcel werd uitgevoerd. Het grid werd over de bodembedekkingskaart gelegd en elke gridcel kreeg de bodembedekking toegewezen die de grootste oppervlakte van de cel innam.

Het stroomgebied van de Luikbeek bestaat voor 70% uit akkerland en 11% weiland (Fig 5.1). Daarnaast wordt 9% wordt ingenomen door infrastructuur, 8% door tuinen en parken en 2% door bos. Minder dan 1% werd toegewezen aan braakliggende gronden en aan wateroppervlakken.

Tabel 5.1 Bodembedekking voor en na herleiding tot 7 klassen in het grid en het overeenkomstige rotatietype.

| Bodembedekking BBK | Bodembedekking na herleiding (grid) | Type rotatie |
|--|--|--|
| Akker | akkerland | jaarlijkse teelt + nateelt met jaarlijkse dierlijke en minerale bemesting |
| Bomen Bomen (WBN) Bomen (WTZ) | bos | meerjarige teelt zonder bemesting waarbij waarden voor percolatie en uitspoeling worden nagestreefd voor bos zoals uit de literatuur |
| Overig Onafgedekt | braak | geen teelt, geen bemesting |
| Gebouwen Autowegen Spoorwegen Overig Afgedekt | infrastructuur | simulatie zonder percolatie en uitspoeling |
| Gras, Struiken Gras, Struiken (WBN) Gras, Struiken (WBZ) | tuin+park | meerjarige grasteelt met beperkte jaarlijkse minerale bemesting en 5 maaibeurten per jaar |
| Water | water | simulatie zonder percolatie en uitspoeling |

| | |
|-------------------------------------|---|
| Gras, Struiken (Lbgebrperc) weiland | blijvend grasland = meerjarige grasteelt met jaarlijkse dierlijke en minerale bemesting en 5 maaibeurten per jaar |
|-------------------------------------|---|

5.2.3.3 Bodemorganische stof

Het bodemorganisch koolstofgehalte werd eveneens volgens het principe van de grootste oppervlakte toegewezen aan elke gridcel. De kaart vertoont echter plekken waarvoor geen gegevens beschikbaar zijn. Gridcellen die daarmee overlappen kregen waarden toegewezen die m.b.v. interpolatie berekend werden, waardoor weliswaar ook cellen met infrastructuur als bodembedekking een waarde toegewezen kregen. Het bodemorganisch koolstofgehalte werd nadien omwille van de modelinvoer omgezet in het bodemorganische stofgehalte door dit te vermenigvuldigen met een factor 2. Het aandeel koolstof in de bodemorganische stof werd in het model dan ook gepreciseerd als 50%. Het bodemorganische stofgehalte in het stroomgebied van de Luikbeek is weinig variabel en wordt enigszins beïnvloed door het bodemgebruik (Fig 5.1 en Fig 5.4): het is algemeen lager op akkerland en hoger op weiland en tuinen en parken.

5.2.3.4 Bodemtextuur

Ook de bodemtextuur werd volgens het principe van de grootste oppervlakte toegewezen aan elke gridcel. Het stroomgebied van de Luikbeek ligt in de Zandleemstreek en bestaat grotendeels uit lemig zand, licht zandleem en zandleem (**Error! Reference source not found.**). In het westen van het stroomgebied komen lemig zand en licht zandleem naast elkaar voor. Langsheen de beek liggen kleibodems en een klein deel van het stroomgebied is ingenomen door antropogene bodems.

Voor elke bodemtextuurklasse werden waarden toegekend aan de verschillende parameters die nodig zijn als modelinput (**Tabel 5.2**). Per textuurklasse werden gemiddelde zand, klei- en leemfracties gebruikt. Voor de gemengde bodems in dit stroomgebied (lemig zand + licht zandleem) werden aan de parameters de gemiddelden van de twee betrokken textuurklassen toegewezen. De eigenschappen van antropogene bodems werden gelijkgesteld aan die van zandbodems omwille van het frequent voorkomen van grove elementen in dergelijke bodems. Voor alle bodems werd de pH-H₂O eerder neutraal ingeschat, aangezien verondersteld wordt dat landbouwers hun percelen regelmatig bekalken. Hoe dan ook heeft de waarde van de pH in de eerder neutrale zone slechts een beperkte invloed op de nitraatuitspoeling. Voor de bulkdensiteit werden de waarden overgenomen die gehanteerd worden in het Compendium voor bemonsterings- en analysemethodes, zij het dat voor de toplaag aan alle textuurklassen een waarde van 1450 kg m⁻³ werd toegekend. Tot slot werden ook de bodemvochtparameters ingeschat (**Tabel 5.1**) op basis van de door Weynants aangepaste pedotransferfuncties van Vereecken (Weynants, 2009).

Tabel 5.2 Bodemparameters per textuurklasse

| Textuurklasse | zand | leem | klei | pH-H ₂ O | bulkdensiteit (kg/m ³) | | |
|--------------------|------|------|------|---------------------|------------------------------------|----------|----------|
| | m% | m% | m% | | 0-30 cm | 30-60 cm | 60-90 cm |
| Zand (Z) | 91 | 5 | 4 | 6.5 | 1450 | 1500 | 1500 |
| Lemig zand (S) | 75 | 16 | 9 | 6.5 | 1450 | 1500 | 1500 |
| Licht zandleem (P) | 59 | 35 | 6 | 6.5 | 1450 | 1500 | 1500 |
| Zandleem (L) | 33 | 58 | 10 | 6.5 | 1450 | 1500 | 1500 |
| Leem (A) | 8 | 79 | 13 | 6.5 | 1450 | 1500 | 1500 |
| Klei (E) | 41 | 27 | 32 | 7.5 | 1450 | 1500 | 1500 |
| Zware klei (U) | 33 | 8 | 60 | 7.5 | 1450 | 1500 | 1500 |

Tabel 5.1 Bodemvochtparamters per textuurklasse (REW = snel beschikbaar water voor verdamping, VC = veldcapaciteit, VP = verwelkingspunt, SAT = verzadiging).

| Textuurklasse | 0-30 cm | | | | | 30-90 cm | | | |
|--------------------|---------|-------|-------|-------|-------|----------|-------|-------|-------|
| | REW | VC | VP | SAT | PBW | VC | VP | SAT | PBW |
| | mm | vol% | vol% | vol% | vol% | vol% | vol% | vol% | vol% |
| Zand (Z) | 6.849 | 0.171 | 0.050 | 0.404 | 0.121 | 0.167 | 0.049 | 0.396 | 0.118 |
| Lemig zand (S) | 7.922 | 0.223 | 0.085 | 0.410 | 0.138 | 0.219 | 0.083 | 0.402 | 0.136 |
| Licht zandleem (P) | 8.168 | 0.234 | 0.091 | 0.407 | 0.143 | 0.229 | 0.089 | 0.399 | 0.140 |
| Zandleem (L) | 8.949 | 0.272 | 0.118 | 0.412 | 0.154 | 0.267 | 0.115 | 0.404 | 0.152 |
| Leem (A) | 9.480 | 0.292 | 0.123 | 0.416 | 0.169 | 0.286 | 0.121 | 0.408 | 0.165 |
| Klei (E) | 9.814 | 0.347 | 0.213 | 0.440 | 0.134 | 0.341 | 0.209 | 0.432 | 0.132 |
| Zware klei (U) | 10.492 | 0.431 | 0.336 | 0.477 | 0.095 | 0.423 | 0.330 | 0.469 | 0.093 |

5.2.3.5 Teelten en nateelten

Voor gridcellen met bodembedekkingsklasse 'akkerland' werd jaarlijks een teelt en nateelt bepaald. De werkwijze hiervoor is afhankelijk van de simulatieperiode.

Simulatieperiode 1988-2017

Voor de periode 1997-2017 werd het grid over de teeltkaarten gelegd en werd volgens het principe van de grootste oppervlakte aan elke gridcel jaarlijks een teelt toegewezen. Op dezelfde wijze werd jaarlijks een nateelt (inclusief vanggewassen) aan het grid toegewezen.

De teeltgegevens die voor het hele gebied gekend zijn voor de periode 1997-2017 tonen aan dat alle groenten samen 36% van het landbouwareaal in het stroomgebied van de Luikbeek innemen (**Fig 5.6**). De belangrijkste groenten zijn prei, bloemkool, bleekselder, bonen, selder, knolselder en spinazie. De belangrijkste andere gewassen zijn aardappel (30%), maïs (12%) en grasland (12%). Alle door het model gekende teelten in het stroomgebied werden gesimuleerd, waarbij sommige teelten

vervangen werden door vergelijkbare teelten (bv. schorseneer door wortel, triticale door wintertarwe, zomertarwe door zomergerst). Voor de teelten aardbei, asperge, chrysanten, kleinfruit, sierplanten en vlas konden geen modelparameters bepaald worden. Voor deze teelten op akkerland werd, net als voor de categorie andere en onbekende teelten en voor percelen met landbouwinfrastructuur, een éénjarige braak zonder bemesting gesimuleerd. Dit kwam voor het stroomgebied overeen met 5,2% van de totale oppervlakte. Er is in dat geval geen simulatie van de opname, noch van de transpiratie, maar wel van de uitspoeling van minerale N vrijgesteld uit bodemorganische stof en uit de oogstresten van een mogelijke teelt van het voorafgaande jaar.

De precisie van de door de VLM verzamelde teeltgegevens neemt weliswaar toe in de tijd. Zo werd t.e.m. 2006 nog geen opsplitsing gemaakt tussen verschillende soorten groenten. Voor gridcellen met de waarde 'groenten' in die periode werd daarom willekeurig een groenteteelt toegekend die in de periode nadien (2007-2017) op hetzelfde perceel geregistreerd werd. Daarbij werd ook rekening gehouden met de frequentie van voorkomen van die groenteteelt. Indien in de periode 2007-2017 geen groente werd geteeld op het perceel, werd willekeurig een teelt gekozen uit de lijst van de in het stroomgebied geregistreerde groenten. Ook de nateelten en met name de groenbemesters zijn niet altijd precies omschreven. Indien er 'groenbemester' staat wordt er willekeurig een groenbemester gekozen uit een lijst van groenbemesters.

Voor de periode 1988-1996 zijn er op perceelsniveau geen gegevens beschikbaar over de teelten en de nateelten. Er werd daarom voor deze periode elk jaar willekeurig een teelt toegekend die in de periode nadien (1997-2017) op hetzelfde perceel geteeld werd. Daarbij werd ook rekening gehouden met de frequentie van voorkomen van die teelt. Voor de nateelt werd ervan uitgegaan dat voor ingang van het Mestdecreet (dus tot en met 1990) enkel groenbemesters werden geteeld na granen, en dit op 10% van de percelen met granen. Er werd willekeurig een groenbemester gekozen uit een lijst van groenbemesters. Voor de jaren 1991-1997 werd dit percentage voor percelen met granen verhoogd naar 50% en werd er bovendien op 25% van de percelen met snijmaïs een nateelt gras gesimuleerd. Daarnaast werd in de hele periode 1965-1997 een tweede teelt groenten gesimuleerd op 50% van de percelen waar mogelijk na een eerste teelt groenten.

Simulatieperiode 1965-1994

Voor deze periode zijn geen gegevens beschikbaar op perceelsniveau. Voor de recentere jaren 1980-1994 zijn cijfers beschikbaar over de indeling van het landbouwareaal per gemeente (Statbel). De verschillende teelten werden op jaarlijkse basis overeenkomstig hun aandeel in het landbouwareaal van de gemeente Staden willekeurig verdeeld over de gridcellen met bodembedekking 'akkerland'. Voor de teeltcategorie 'groenten' werd willekeurig een groente toegewezen uit een lijst van groenten.

Voor de oudere jaren 1965-1979 zijn geen gegevens beschikbaar op gemeenteniveau, maar wel op niveau van de landbouwstreken (Statbel). Voor het stroomgebied van de Luikbeek werden cijfers van de Zandleemstreek aangewend.

Hierbij werd uitgegaan van de laatst gekende teeltverdeling op gemeenteniveau (jaar 1980) en werd het aandeel van elke teelt terug in de tijd gewijzigd overeenkomstig de gemiddelde evolutie in de Zandleemstreek (met interpolatie per 5 jaar). De verdeling van de teelten over de gridcellen gebeurde opnieuw willekeurig.

5.2.3.6 Dierlijke bemesting

Voor gridcellen met bodembedekkingsklasse 'akkerland' en 'weiland' werd jaarlijks de toediening van dierlijke mest gesimuleerd. Er werd in de meeste gevallen jaarlijks één dosis dierlijke mest toegediend. Enkel voor percelen waarop twee groenteteelten na elkaar worden gesimuleerd, werd de bemesting opgedeeld in twee dosissen, één voorafgaand aan elke teelt. Op groenbemesters werd geen bemesting gesimuleerd. De gevolgde werkwijze voor het berekenen van de dierlijke bemestingsdosis is opnieuw afhankelijk van het jaartal.

Periode 2007-2017

Er werd verondersteld dat de teelt- en textuurspecifieke bemestingsnormen volledig werden gevolgd. Daarbij werd uitgegaan van een maximale invulling van de dierlijke bemestingsnorm, waarbij rekening werd gehouden met de bemestingsnormen voor zowel stikstof als fosfor.

Voor de simulatie van de dierlijke bemesting werd eveneens de mestsoort bepaald, waarbij een keuze gemaakt wordt tussen rundermest, varkensmest, vaste paardenmest en vaste kippenmest. Aan alle percelen van een landbouwbedrijf werd de mestsoort toegewezen die op het bedrijf het grootste aandeel in de totale productie aan dierlijke N innam. Deze cijfers zijn beschikbaar voor de periode 2007-2017 (VLM). In het stroomgebied van de Luikbeek komen voornamelijk varkens voor (Fig 5.2), maar ook runderen, met name in het noorden van het stroomgebied, waar de meeste weilanden liggen. Merk op dat niet aan alle cellen een mestsoort kon worden toegewezen door interpolatie: meestal was dit op percelen met bos of infrastructuur, aan cellen akkerland en weiland waarop de mestsoort ontbrak werd uiteindelijk willekeurig een mestsoort toegewezen, rekening houdend met het relatieve voorkomen van de verschillende mestsoorten in het gebied.

Periode 1965-1995

Voor de jaren voorafgaand aan de ingang van het Mestdecreet (1991) en ook tijdens de eerste fase van het mestactieplan (MAP1, 1991-1995) werd aangenomen dat de geproduceerde dierlijke mest volledig afgezet werd op eigen grond of gronden in de onmiddellijke omgeving van het bedrijf. De jaarlijkse gemiddelde dosis dierlijke N werd dan ook berekend overeenkomstig de berekende uitscheiding op basis van de dieren aantallen, waarbij gebruik gemaakt werd van de oudste richtwaarden voor de mestproductie en mestsamenstelling (VLM). Cijfers over dieren aantallen zijn beschikbaar op gemeentelijk niveau voor de jaren 1980-1995 en op niveau van de landbouwstroken voor de jaren 1965-1980 (Statbel). Er werd, net als voor de teelten, uitgegaan van de laatst gekende dieren aantallen voor de gemeente Staden (jaar 1980), die vervolgens terug in de tijd gewijzigd werden overeenkomstig de evolutie in de Zandleemstreek (Fig 5.8).

Voor de bepaling van de mestsoort werd vertrokken vanuit de oudste gekende situatie (2007) en werd de mestsoort behouden of veranderd volgens probabiliteiten overeenstemmend met jaarlijkse regionale veranderingen in het aandeel van de verschillende mestsoorten (Fig 5.8).

Aangezien ook voor ingang van het mestdecreet al rekening gehouden werd met de stikstofvraag van het gewas, werd de gemiddelde bemestingsdosis per teelt vermenigvuldigd met een factor. Deze teeltfactor werd bepaald door simulaties uit te voeren over een periode van 10 jaar en de gesimuleerde maximale stikstofopname van elke teelt te delen door de gemiddelde maximale stikstofopname van alle teelten. De teeltfactor werd jaarlijks herschaald door de voorwaarde op te leggen dat de gewogen gemiddelde teeltfactor over het hele stroomgebied elk jaar gelijk moet zijn aan 1. Op die manier werd verzekerd dat de bemestingsdruk in het stroomgebied werd gerespecteerd.

Periode 1996-2006

Voor deze overgangperiode werd aangenomen dat de norm nog steeds overschreden werd, zij het in steeds mindere mate door het stijgend aantal mesttransporten en de toename in mestverwerking. Daarom werd jaar na jaar het verschil berekend tussen enerzijds de dierlijke N berekend uit de gemeentelijke dierenaantallen en anderzijds de bemestingsnorm. Dit verschil werd vermenigvuldigd met een met de tijd groter wordende afnamefactor en opgeteld bij de bemestingsnorm zodat er een lineaire afname van de bemesting werd gesimuleerd, tot in 2007 de bemestingsnorm werd gerespecteerd.

5.2.3.7 Minerale bemesting

Op gridcellen met bodembedekkingsklasse 'akkerland' en 'weiland' werd naast een dierlijke bemesting ook jaarlijks de toediening van een dosis kunstmest gesimuleerd, onder de vorm van ammoniumnitraat. Net als voor de dierlijke mest werd deze eenmalig toegediend, maar werd die opgedeeld in twee dosissen wanneer twee groenteteelten na elkaar werden gesimuleerd.

De berekening van de minerale bemestingsdosis is opnieuw afhankelijk van het jaartal.

Periode 2007-2017

Er werd verondersteld dat de teelt- en textuurspecifieke bemestingsnormen volledig werden gevolgd. De minerale N-dosis werd berekend uit het verschil van de totale N-bemestingsnorm en de berekende dierlijke N-dosis. Vanaf 2015 werd het systeem van de werkzame N gehanteerd.

Periode 1965-2006

Voor deze periode werd noodzakelijkerwijs gewerkt met nationale gemiddelden (Statbel en EMVA), aangezien er geen cijfers beschikbaar zijn op regionaal of

gemeentelijk niveau. Tussen 1985 en 1990 ontbraken gegevens en werden de cijfers geïnterpoleerd (Fig 5.3).

5.2.3.8 Stikstofdepositie

Voor de N-depositie in het stroomgebied van de Luikbeek werden gegevens verkregen van het VLOPS-model van de VMM. Aangezien het model niet toelaat om jaarlijkse cijfers in te voeren, werd over de tweede simulatieperiode (1988-2017) een gemiddelde N-depositie berekend en toegepast. Deze bedroeg voor de gemeente Staden 50 kg N ha⁻¹ jaar⁻¹. Aangezien voor de eerste simulatieperiode (1965-1994) geen cijfers over depositie beschikbaar zijn, werd aangenomen dat de gemiddelde jaarlijkse N-depositie vergelijkbaar was in de eerste en de tweede simulatieperiode. Gedurende de eerste periode werd immers een stijging van de N-depositie verondersteld, terwijl in de tweede periode de depositie afnam door specifieke maatregelen.

5.2.3.9 Weersgegevens

Specifiek voor het stroomgebied van de Luikbeek werden ruimtelijk geïnterpoleerde gegevens door het KMI ter beschikking gesteld voor de periode 1965-2017:

- minimale, maximale en gemiddelde dagelijkse temperatuur
- dagelijkse hoeveelheid neerslag
- dagelijkse gemiddelde windsnelheid
- dagelijkse potentiële evapotranspiratie

5.3 Resultaten

5.3.1 Gesimuleerde uitspoeling in het stroomgebied van de Luikbeek

Zowel de nitraatuitspoeling als de waterpercolatie werd op dagelijkse basis gesimuleerd op een diepte van 90 cm en geaccumuleerd tot jaarlijkse cijfers, waarmee ook de gemiddelde jaarlijkse nitraatconcentratie in het percolerend water berekend werd. De ter illustratie weergegeven resultaten voor uitspoeling in Fig 5.4 zijn deze voor 2013, een jaar met een hoeveelheid aan percolerend water (276 mm) ver boven het langjarig gemiddelde voor het stroomgebied van de Luikbeek (169 mm).

De percolatie varieerde in het stroomgebied van 200 tot 400 mm. Deze variatie was het resultaat van de verschillen in bodemtextuur en de diversiteit van teelten en nateelten in 2013. Zo is de percolatie het laagst (200-250 mm) voor maïs geteeld op kleibodems. De percolatie was steeds het hoogst (350-400 mm) op de braakliggende percelen, waar geen transpiratie werd gesimuleerd.

De hoeveelheid uitgespoelde nitraatstikstof in 2013 werd op de meer zandige bodems grotendeels bepaald door de teelt en nateelt in 2013, aangezien de uitspoeling daar in beide winters (2012-2013 en 2013-2014) door de overvloedige regenval voornamelijk voor de jaarwisseling plaats greep. Op bodems met een iets grotere leemfractie hing de nitraatuitspoeling eveneens af van de teelt en de nateelt van 2012, aangezien die op dergelijke bodems deels voor en deels na de

jaarwisseling optrad. Het is voor dit stroomgebied niet vanzelfsprekend om de teeltafhankelijke uitspoeling en nitraatconcentratie te evalueren op basis van deze figuren. Onder bos, tuinen en parken werden kleine hoeveelheden nitraatuitspoeling en lage nitraatconcentraties gesimuleerd.

De jaarlijkse waterpercolatie op 90 cm over het hele stroomgebied (met inbegrip van ondoorlatende oppervlakken) fluctueert sterk en is gemiddeld 169 mm (Fig 5.5). Indien de ondoorlatende oppervlakken niet in rekening worden gebracht is dit gemiddeld 183 mm per jaar. Dit gemiddelde ligt onder het langjarig gemiddelde gesimuleerd door het model Wetspass (Batelaan et al., 2006) voor zand- en zandleembodems in Vlaanderen (fig 5.6).

De gemiddelde jaarlijkse nitraatconcentratie over het hele stroomgebied vertoont net als de waterpercolatie een erg grillig verloop, met waarden tussen 175 en 1888 mg NO₃ L⁻¹ (Fig 5.5). Er is sprake van een opwaartse trend tot begin de jaren '80, gevolgd door een gestage afname vanaf eind de jaren '80 tot een concentratie wordt bereikt die schommelt tussen rond de 200 mg NO₃ L⁻¹ in de meest recente jaren. Pieken in de nitraatconcentratie treden vooral op tijdens en kort na drogere periodes. Tijdens drogere periodes (bv. 1971-1973) spoelt slechts een beperkte hoeveelheid nitraat uit, maar is er ook weinig verdunning. In het nat jaar dat daarop volgt (bv. 1974) spoelen op zand- en zandleembodems de tijdens de drogere periode geaccumuleerde hoeveelheden nitraat snel uit, waardoor de concentratie ondanks de grote hoeveelheid percolerend water ook hoog ligt. Het grillige verloop van de nitraatconcentratie wordt bovendien geaccentueerd doordat de gemiddelde concentratie per kalenderjaar werd berekend: in een droog najaar zullen de nitraten immers pas grotendeels uitspoelen na 1 januari, waardoor er naast kalenderjaren met één periode van intense uitspoeling in het najaar ook kalenderjaren zijn zonder sterke uitspoeling en kalenderjaren met twee periodes van intense uitspoeling, in het voorjaar en in het najaar.

5.3.2 Nitraatconcentratie voor de verschillende bodembedekkingen

De jaarlijkse gemiddelde nitraatconcentratie is in het stroomgebied van de Luikbeek over de hele periode (1968-2017) het hoogst voor weiland en iets lager voor akkerland, heel wat lager voor braakliggende gronden, nog lager voor tuinen en parken en het laagste voor bos (Fig 5.7). De nitraatconcentratie is sinds de volledige implementatie van de bemestingsnormen in 2007 duidelijk afgenomen maar nog steeds veel groter dan 50 mg NO₃ L⁻¹ op akkerland, weiland en de braakliggende gronden.

5.3.3 Gesimuleerde bemesting, nitraatresidu en nitraatconcentratie op akkerland en weiland

De gesimuleerde bemestingsdruk op akkerland vertoont behoorlijk grote veranderingen doorheen de tijd (fig 5.8): er is een snelle toename tot het jaar 1990, waarna het bemestingsniveau enkele jaren hoog blijft om vervolgens sterk te dalen tot in 2007, wanneer de bemestingsnormen ten volle geïmplementeerd worden, min of meer een evenwicht bereikt wordt. De nitraatconcentratie volgt dezelfde trend en

vertoont een maximum van 1973 mg NO₃ L⁻¹ in 1990 en een minimum van 180 mg NO₃ L⁻¹ in 2011.

De gesimuleerde bemestingsdruk op weiland volgt dezelfde trend als op akkerland, zij het dat de bemesting na 2007 groter is dan op akkerland omwille van de hogere bemestingsnorm (Fig 5. 9). Na implementatie van de bemestingsnormen in 2007 is er op weiland een duidelijke daling in de organische bemesting, die echter gepaard gaat met een stijging in de minerale bemesting. Dit is meer uitgesproken dan in andere stroomgebieden aangezien weiland in het stroomgebied van de Luikbeek ook deels met varkensmest wordt bemest, waar in tegenstelling tot rundermest geen derogatie voor bekomen kan worden. De nitraatconcentratie ligt algemeen hoger onder weiland dan onder akkerland omwille van de grotere transpiratie op weiland, wat leidt tot minder waterpercolatie en dus minder verdunning. Door invoer van de norm op basis van werkzame N in 2015 daalt de totale N-bemesting op weiland, wat een gunstig effect lijkt te hebben op de nitraatconcentratie. Ook een langer aanhoudende N-opname in het najaar door hogere temperaturen (klimaatsverandering) kan bijdragen tot de recente lagere nitraatconcentraties. De maximale concentratie van 2857 mg NO₃ L⁻¹ wordt bereikt in 1990, de minimale concentratie van 135 mg NO₃ L⁻¹ in 2017.

Het gesimuleerde nitraatresidu wordt telkens voor 15 oktober weergegeven, zowel op akkerland (fig 5.10) als op weiland (Fig 5.11). De gesimuleerde nitraatconcentratie en het nitraatresidu gaan hand in hand, zij het dat de respons van de nitraatconcentratie op het nitraatresidu soms één jaar later komt wanneer de uitspoeling plaats vindt in het begin van het daaropvolgende kalenderjaar. Op akkerland en weiland wordt op 15 oktober een gemiddeld nitraatresidu gesimuleerd van respectievelijk 405 en 511 kg N ha⁻¹ over de volledige simulatieperiode. Bij implementatie van de bemestingsnormen in 2007-2017 is dat gemiddeld nog 151 en 130 kg N ha⁻¹. Een kanttekening hierbij is dat de groei en N-opname van grasland nog enigszins werden verhoogd op basis van de eerste validaties uitgevoerd voor de stroomgebieden van de Luikbeek en Peer, maar de simulaties voor de Luikbeek waren toen reeds afgerond en verwerkt in de grondwatermodellering. Er werd in dit stroomgebied een maximaal nitraatresidu gesimuleerd van respectievelijk 849 en 1208 kg N ha⁻¹. Op akkerland en weiland schommelen de lagere meer recente nitraatresiduen op 15 oktober rond respectievelijk 150 en 100 kg N ha⁻¹, terwijl de overeenkomstige gemiddelde jaarlijkse nitraatconcentraties rond de 200 mg NO₃ L⁻¹ liggen. Voor weiland is er heel recent wel nog een verdere daling, wellicht als gevolg van de verlaagde bemestingsnorm.

5.4 Validatie

5.4.1 Validatie nitraatresidu op basis van jaarlijkse nitraatresidumetingen

Deze eerste validatie van de modelresultaten werd uitgevoerd a.d.h.v. de door de VLM op jaarlijkse basis (2007-2017) in het stroomgebied gemeten nitraatresiduen tussen 1 oktober en 15 november. De gemeten nitraatresiduen werden vergeleken met de gesimuleerde waarden op 15 oktober, maar een puntsgewijze validatie was niet aan de orde. Het EU-Rotate_N model is gebruikt in eerdere studies waarbij telkens bleek dat indien de bodemeigenschappen van een specifiek perceel gekend en gekalibreerd zijn, de aan- en afvoer van nutriënten effectief gemeten worden en er

precies geweten is welke handelingen wanneer zijn uitgevoerd op het perceel, de simulaties zeer nauw aansluiten bij metingen. In deze studie bevinden we ons echter in een totaal andere situatie. De simulaties gebeuren op basis van gegevens uit databanken (textuur, bodemorganische stof), die niet op perceelniveau verzameld zijn, maar op schaal van het stroomgebied wel betrouwbaar zijn. Daarnaast werd ervan uitgegaan dat vanaf 2007 de bemestingsnormen volledig werden ingevuld. De simulaties zijn als gevolg daarvan niet altijd even accuraat op perceelniveau, maar de gemiddelde output van de verschillende simulaties is op jaarlijkse basis wel relevant voor het stroomgebied.

In deze validatie wordt daarom enkel nagegaan of de nitraatresidumetingen al dan niet systematisch onderschat of overschat werden door de modelresultaten. Enkele extreme meetwaarden ($> 400 \text{ kg N ha}^{-1}$) werden daarbij uitgesloten, aangezien dergelijke meetwaarden hoogstwaarschijnlijk het gevolg zijn van overbemesting, die niet gesimuleerd wordt. De gemiddelde fout (= simulatie - meting) bedraagt voor dit stroomgebied 29 kg N ha^{-1} en toont aan dat de gemeten nitraatresiduen door de simulatie algemeen overschat werden, hoewel er zowel overschattingen als onderschattingen werden vastgesteld (Fig 5.18). De trendanalyse van het nitraatresidu doorheen de tijd (fig 5.19) bevestigt dat er voor enkele jaren (2007 en 2008) sprake is van grote overschattingen, maar dat er nadien kleinere over- als onderschattingen waren, met als uitzondering een grote onderschatting in 2010. Het is meer dan waarschijnlijk dat de initiële overschattingen in 2007 en 2008 (deels) het gevolg zijn van een negatieve bias op de metingen. De gefitte lineaire trend is dan ook iets sterker dalend voor de gesimuleerde dan voor de gemeten nitraatresiduen.

5.4.2 Validatie op basis van nitraatconcentratie in drainagewater

De gesimuleerde jaarlijkse gemiddelde nitraatconcentraties werden eveneens vergeleken met aan drainagebuizen gemeten nitraatconcentraties (Fig 5.20), uitgevoerd door Inagro in het kader van een ander project. De metingen werden in 2012, 2013 en 2014 telkens uitgevoerd op drainagebuizen van 8 tot 9 percelen, op 1 tot 8 tijdstippen in het winterhalfjaar. De gemeten gemiddelde concentraties zijn niet-gewogen gemiddelden aangezien er geen correctie werd uitgevoerd voor het debiet waarmee het water uit de drainagebuizen stroomt. Deze validatie is daarom enkel indicatief. Net als het nitraatresidu wordt ook de gemeten nitraatconcentratie overschat door de simulaties: de gemiddelde afwijking bedraagt $61 \text{ mg NO}_3 \text{ L}^{-1}$, wat overeenkomt met 33% van de gemeten waarden. Deze validatie kan het vertrouwen in de simulaties ondermijnen, maar een deel van de overschatting van zowel nitraatresidu als nitraatconcentratie kan toegeschreven worden aan de constante jaarlijkse stikstofdepositie die in de simulaties gebruikt diende te worden: deze werd ingesteld op 50 kg N ha^{-1} in het stroomgebied van de Luikbeek terwijl de depositie in 2012-2014 er volgens het VLOPS-model gemiddeld slechts 31 kg N ha^{-1} was. Indien we er van uit gaan dat het verschil (19 kg N ha^{-1}) volledig verloren ging aan uitspoeling, komt dit voor de in 2012-2014 gemiddelde waterpercolatie van 237 mm overeen met een overschatting van de nitraatconcentratie van $36 \text{ mg NO}_3 \text{ L}^{-1}$. Hiervoor corrigeren zou de gesimuleerde overschatting reduceren tot $25 \text{ mg NO}_3 \text{ L}^{-1}$ of 14% van de gemeten waarden. Merk op dat de overschatting door toedoen van de constante depositie het grootst is in het stroomgebied van de Luikbeek, omwille van

de hoge depositiewaarden in het verleden. In andere stroomgebieden is deze fout veel kleiner.

5.4.3 Perceelsgewijze validatie met aanvullende gegevens

5.4.3.1 Situering

De validatie op basis van de nitraatresidumetingen van de VLM toonde aan dat er op stroomgebiedniveau meestal goede resultaten worden bekomen, maar dat er op perceelsniveau nog een grote onzekerheid is op de gesimuleerde modeloutput, omwille van de inschattingen die gemaakt worden over de bodem, de teelt en de bemesting. Op stroomgebiedniveau is de modeloutput veel betrouwbaarder aangezien de afwijkingen die ontstaan door deze aannames worden uitgemiddeld. Om na te gaan in welke mate deze onzekerheid op de modeloutput op perceelsniveau het resultaat is van de gemaakte inschattingen, werden binnen het stroomgebied van de Luikbeek 50 percelen geselecteerd als dataset voor een bijkomende validatie. Bij de selectie werd een variatie in bodemgebruik, bodemtextuur, teelt en nateelt vooropgesteld. Gegevens aangaande teelt en bemesting werden doorgegeven door de landbouwers. Voor elk perceel werd voor de bouwvoor (0-30 cm) een manuele texturaanalyse uitgevoerd in het labo. Voor een beperkt aantal stalen werd ter controle eveneens de textuur van de onderliggende lagen (30-60 en 60--90 cm) bepaald maar er werden geen belangrijke verschillen met de textuur van de bouwvoor vastgesteld. Ook werd voor de bouwvoor het gehalte aan bodemorganische stof (BOS) bepaald, a.d.h.v. een CN-analyzer (bij pH-KCl < 6,5) of TOC-analyzer (bij pH-KCl > 6,5). Daarnaast werd op elk perceel in de periode van de zomer van 2018 tot het voorjaar van 2020 het mineraal N-gehalte in de 3 bodemlagen één- tot viermaal bepaald (extractie in 1:5 verhouding met 1M KCl en analyse met segmented flow analyzer). Op 8 percelen (geselecteerd op basis van de textuur en bodemgebruik) werden aanvullend onverstoorde ringmonsters genomen (3 herhalingen voor elk van de 3 bodemlagen) om de bodemdichtheid en het bodemvochtgehalte bij verzadiging, veldcapaciteit en permanent verwelkingspunt te bepalen (a.d.h.v. methode zandbak en drukplaten).

In totaal werden 39 landbouwpercelen geselecteerd uit een lijst van percelen van landbouwers die gekend zijn bij Inagro. Een eerste en doorslaggevend selectie criterium voor de landbouwpercelen was de betrouwbaarheid van de landbouwer: de aangeleverde gegevens rond bemesting en teelt dienen immers in de eerste plaats waarheidsgetrouw te zijn om een correcte validatie mogelijk te maken. Desondanks was de verstrekte informatie rond de bemesting jammer genoeg meestal beperkt of onvolledig, waardoor vaak nog belangrijke aannames gemaakt dienden te worden. De percelen worden niet op een kaart weergegeven om de anonimiteit van de landbouwers te verzekeren.

De resterende 11 percelen waren percelen die op de bodembedekkingskaart anders werden ingekleurd. Er werden 3 privé-tuinen, 4 parkgebieden, 2 bosjes en 2 braakliggende gronden geselecteerd.

Voor elk van de percelen werden 2 simulaties uitgevoerd: een eerste generieke simulatie (Sim1) zonder aanpassingen, zoals die uitgevoerd werd voor het hele

stroomgebied, en een tweede specifieke simulatie (Sim2) waarbij de modelparameters werden aangepast op basis van de uitgevoerde metingen voor textuur en bodemorganische stof en de verzamelde gegevens aangaande bemesting (soort, tijdstip en hoeveelheid) en teelt (zaai- en oogsttijdstip). Voor de 8 percelen waarop bijkomend onverstoorde ringmonsters werden genomen, werd een bijkomende specifieke simulatie (Sim3) uitgevoerd waarbij ook de bodemdichtheid en het bodemvochtgehalte bij verzadiging, veldcapaciteit en permanent verwelkingspunt werden aangepast in het model.

De gesimuleerde resultaten voor het minerale N-gehalte in de bodem (0-90 cm) werden voor de 3 simulaties vergeleken met de gemeten waarden. De 3 simulaties werden vervolgens onderling vergeleken op basis van de gemiddelde afwijking en de gemiddelde absolute afwijking tussen de gesimuleerde en de gemeten waarden en de gemiddelde relatieve absolute afwijking (= absolute afwijking/gemeten waarde). De resultaten worden apart besproken voor landbouwpercelen en niet-landbouwpercelen.

5.4.3.2 Resultaten

Validatie minerale N op 34 landbouwpercelen

Op 34 van de 39 geselecteerde percelen werden bruikbare resultaten verzameld, op de overige 5 percelen (hoofdzakelijk grasland) kon geen validatie uitgevoerd worden. Voor de meeste percelen worden de resultaten van de simulaties weergegeven tot 1 april 2020 (perceel 1 t.e.m. 34, **Error! Reference source not found.**): op die percelen werd nog een eventuele winterteelt gesimuleerd, maar werd geen voorjaarsbemesting en ook geen nieuwe teelt meer gesimuleerd (zij het wél voor blijvend grasland), en dit zowel in de generieke als specifieke simulatie. Voor deze percelen werden voorjaarsstalen ook steeds genomen voorafgaand aan de bemesting. Op een beperkt aantal percelen werd een (laat) voorjaarsstaal genomen na de bemesting. Voor die percelen werden ook de bemesting en teelt in het voorjaar van 2020 gesimuleerd en worden de resultaten weergegeven tot 31 mei 2020.

De gesimuleerde versus de gemeten minerale N ($\text{NO}_3\text{-N} + \text{NH}_4\text{-N}$) in de bodem (0-90 cm) zijn per perceel weergegeven in de figuren gebundeld onder **Error! Reference source not found.** Resultaten voor een reeks extra stalen tot een diepte van 60 cm (*), die genomen werden met het oog op (bij)bemesting, zijn indicatief weergegeven in deze figuren aangezien een inschatting werd gemaakt van het N-gehalte in de onderste laag. In deze inschatting werd het ontbrekende cijfer gelijkgesteld aan het gemeten N-gehalte in de onderste laag in een eerder of later genomen staal als intussen geen uitspoeling werd gesimuleerd, ofwel, in het andere geval, aan het N-gehalte in de bovenliggende laag. Deze indicatieve waarden werden niet meegenomen in de eigenlijke validatie, maar zijn nuttig om de oorzaak achter de afwijkingen te interpreteren. Bij elke figuur worden kort de vermeldenswaardige verschillen tussen de simulaties opgesomd. De afwijkingen voor de generieke en specifieke simulatie variëren sterk van perceel tot perceel: op een aantal percelen zien we kleine afwijkingen voor de simulaties, op andere percelen zijn de afwijkingen groter. Grote afwijkingen voor Sim1 zijn soms het gevolg van verschillen tussen de waargenomen situatie en de generieke gegevens over de bodembedekking, de teelt

of nateelt en de bemestingsdosis. Verschillen in bodemtextuur en BOS-gehalte wegen iets minder zwaar door. Grote afwijkingen voor Sim2 en Sim3 zijn in de meeste gevallen het gevolg van niet-geregistreerde hogere bemestingsdosisen, zoals af te leiden is uit het verloop van de afwijkingen per perceel (**Error! Reference source not found.**).

Uitgemiddeld over 34 landbouwpercelen werd het mineraal N-gehalte onderschat door beide simulaties: met name 21 kg N ha⁻¹ door Sim1 en 37 kg N ha⁻¹ door Sim2 (fig 5.21). De absolute afwijking t.o.v. de gemeten waarde was gemiddeld over alle validatiestalen iets kleiner voor Sim2 (63 kg N ha⁻¹) dan voor Sim1 (67 kg N ha⁻¹), maar dit verschil was niet significant ($p = 0,524$). De relatieve absolute afwijking (dit is de absolute afwijking gedeeld door de gemeten waarde) was gemiddeld wel duidelijk kleiner voor Sim2 (38%) dan voor Sim1 (51%), en marginaal significant ($p = 0,056$). Ook de correlatie (Pearson) was iets beter – zij het nog steeds klein – voor Sim2 (0,37) dan voor de generieke simulatie (0,32) en significant voor beide ($p < 0.01$). Uit Fig 5.22 blijkt dat de onderschatting door de simulaties groter wordt bij hogere meetwaarden, die waarschijnlijk het gevolg zijn van niet-geregistreerde hogere bemestingsdosisen of teeltmislukkingen.

Voor de nitraatuitspoeling is echter vooral de validatie van de minerale N-gehalten in het najaar (oktober-november) belangrijk (Fig 5.23). Deze validatie resulteerde in vergelijkbare resultaten als voor de najaars- en voorjaarsstalen samen. Gemiddeld over alle percelen heen gaven de beperkte verschillen tussen Sim1 en Sim2 geen aanleiding tot grote verschillen in de gesimuleerde uitspoeling en nitraatconcentratie (Fig 5.24)

Validatie minerale N: najaar versus voorjaar

Om het proces van de nitraatuitspoeling zelf te valideren zijn er slechts 4 percelen waarvoor zowel in het najaar als in het daaropvolgende voorjaar minerale N-metingen tot op een diepte van 90 cm beschikbaar zijn. De afname van de afwijkingen tussen najaar en voorjaar (fig x) toont aan dat de simulatie van de nitraatuitspoeling in de winter niet resulteerde in bijkomende onzekerheid, maar min of meer voldeed aan de verwachtingen, zeker door de lichte textuur van deze percelen. De nitraatuitspoeling is immers de reden achter de kleinere afwijking in het voorjaar t.o.v. die in het najaar: het nitraatresidu werd in het najaar gemiddeld onderschat waardoor er in werkelijkheid meer nitraatuitspoeling plaats vond dan er gesimuleerd werd, met als resultaat een betere inschatting van het mineraal N-gehalte in het voorjaar. Dit fenomeen zorgt er ook voor dat afwijkingen veroorzaakt door onzekerheden in de simulaties niet jaar na jaar gaan cumuleren. Gemiddeld was het verschil in minerale N tussen najaar en voorjaar 133 kg ha⁻¹ voor de gemeten stalen en 87 en 118 kg ha⁻¹ gesimuleerd in respectievelijk Sim1 en Sim2.

Validatie minerale N voor bijkomende simulatieparameters (Sim3)

Voor een subset van 5 landbouwpercelen werden ook extra specifieke simulaties (Sim3) met gemeten bodemdichtheid en bodemvochtparameters uitgevoerd. Met name het gemeten vochtgehalte bij veldcapaciteit lag op de meeste percelen

beduidend hoger dan de waarden toegepast in Sim1 en Sim2 (fig X). De andere parameters waren in de meeste gevallen vergelijkbaar voor de 3 simulaties. Voor deze subset van 5 percelen waren geen bruikbare voorjaarsmetingen beschikbaar. De validatie voor de generieke simulatie is voor deze subset gemiddeld beter dan voor beide specifieke simulaties (Fig 5.27 en Fig), voornamelijk omdat in de specifieke simulaties op een aantal percelen met prei en bloemkool ofwel de bemesting werd onderschat, ofwel de opname werd overschat, terwijl dit in de generieke simulatie werd gemaskeerd door een grotere vrijstelling door mineralisatie na een vroeger ingeschatte oogst. Belangrijker is echter dat de verschillen in de validatie tussen Sim2 en Sim3 verwaarloosbaar waren, ondanks de verschillen in het vochtgehalte bij veldcapaciteit. Dit toont wel aan dat de in Sim1 en Sim2 toegepaste inschatting van de bodemdichtheid en de afleiding van de bodemvochtparameters uit de bodemtextuur volstaan om het mineraal N-gehalte in het najaar correct te simuleren. Aangezien de modellering van de nitraatuitspoeling en denitrificatie sterk afhangen van de bodemvochtparameters, is het echter waarschijnlijk dat het mineraal N-gehalte in het voorjaar correcter gesimuleerd kan worden door Sim3. Door het ontbreken van voorjaarsstalen op deze percelen is deze validatie echter niet mogelijk.

Validatie minerale N op niet-landbouwpercelen

Op 7 van de 11 geselecteerde niet-landbouwgronden werden bruikbare resultaten verzameld, op de overige 4 percelen (1x bosgebied, 2x braakliggende grond en 1x tuin+park) kon geen validatie uitgevoerd worden.

Aangezien deze niet-landbouwgronden werden geselecteerd op basis van de bodembedekkingskaart, werden de eigenaars enkel gecontacteerd om toestemming te verkrijgen voor de staalname. Er werden verder geen gegevens opgevraagd. De validatie op deze percelen heeft dus vooral als doel na te gaan hoe groot de afwijking is tussen de gemeten en de gesimuleerde resultaten.

De resultaten zijn erg verschillend en afhankelijk van het effectieve landgebruik (perceel 35 t.e.m. 41, **Error! Reference source not found.**). Onder loofbos (perceel 35) werd een hoog mineraal-N-gehalte gemeten in het najaar, terwijl de simulatie op geen enkel moment een hoog mineraal N-gehalte aangaf. De gesimuleerde nitraatresiduen en overeenkomstige nitraatconcentraties komen nochtans goed overeen met metingen die werden uitgevoerd op diverse bossen in Vlaanderen (Wuyts et al., 2011), zij het dat onder naaldbossen een hogere gemiddelde nitraatconcentratie werd gevonden ($75 \text{ mg NO}_3^- \text{ L}^{-1}$) dan onder loofbossen ($15 \text{ mg NO}_3^- \text{ L}^{-1}$). Een mogelijke verklaring is de 'bemesting' door honden en wandelaars. Onder bodembedekking 'tuin+park' waren de afwijkingen tussen het gemeten en gesimuleerd mineraal N-gehalte in het najaar zeer klein voor privé-gazons (perceel 36-38), maar waren er relatief grote onderschattingen op een extensief beheerd grasland (perceel 39), een schrale paardenweide (perceel 40) en een recent natuurgebied (perceel 41). We vermoeden dat op perceel 39 en 40 toch een zekere hoeveelheid bemesting werd uitgevoerd. Voor perceel 41 is de oorzaak van de afwijking minder voor de hand liggend.

5.4.3.3 Samenvatting perceelsgewijze validatie

De generieke simulatie en de specifieke simulaties werden gevalideerd a.d.h.v. gemeten minerale N-gehalten in de bodem op een selectie van zowel landbouwpercelen als niet-landbouwpercelen. De output van de generieke en specifieke simulaties verschilde vooral sterk bij verschillen in bodembedekking, teelt en bemesting. Het effect van bodemtextuur en BOS-gehalte woog minder zwaar door. Voor een heel aantal landbouwpercelen en ook voor privé-tuinen werden voor de specifieke simulaties consequent zeer kleine afwijkingen tussen het gesimuleerde en het gemeten mineraal N-gehalte bekomen. Ook voor de generieke simulaties werden vaak goede resultaten bekomen. Op een reeks andere landbouwpercelen, een bosperceel en enkele extensief beheerde graslandpercelen waren de afwijkingen veel groter voor ofwel de generieke ofwel de specifieke simulatie, ofwel voor beide. Ondanks de verminderde onzekerheid op de modelinput bleek de specifieke simulatie niet altijd in kleinere afwijkingen te resulteren dan de generieke simulatie, soms was zelfs het tegendeel waar. Uit de resultaten kon echter afgeleid worden dat de geregistreerde gegevens aangaande teelt en bemesting op een aantal percelen niet overeenstemden met wat er in werkelijkheid op het veld gebeurd was. Daarnaast konden hier en daar toch enkele vraagtekens geplaatst worden bij de simulaties, met name bij de soms beperkte gesimuleerde opname van enkele gewassen (o.a. selder en Japanse haver). Voor de landbouwpercelen werden de minerale N-gehalten gemiddeld genomen onderschat door de generieke en specifieke simulaties, zowel in het najaar als in het voorjaar. Dit in tegenstelling tot de validatie op basis van de nitraatresidumetingen van de VLM, waaruit eerder een overschatting bleek. Ondanks de verschillen tussen de generieke en de specifieke simulaties op de individuele percelen, waren de verschillen gemiddeld over alle percelen beperkt, hetgeen zich ook vertaalde in kleine verschillen in de gemiddelde gesimuleerde nitraatuitspoeling en nitraatconcentraties. Dit toont de robuustheid aan van de generieke simulatie op stroomgebiedniveau: de onzekerheid op de modelinput en -output wordt immers uitgemiddeld over het stroomgebied. Op perceelsniveau zal in toekomstige projecten meer aandacht moeten gaan naar de betrouwbaarheid van de verzamelde gegevens.

5.5 Besluit

Het stroomgebied van de Luikbeek ligt in de Zandleemstreek en meer dan 80% van de oppervlakte wordt ingenomen door landbouwgebruik, waarbij twee derden van het areaal bestaat uit aardappelen en groenten. Er is weinig verdunning door het beperkte aandeel bos, tuinen en parken. De historische bemestingsdruk is er hoog t.o.v. de andere stroomgebieden, met name door de intensieve varkenshouderij. De gesimuleerde gemiddelde jaarlijkse nitraatconcentratie in het percolerend water op een diepte van 90 cm bedraagt $786 \text{ mg NO}_3 \text{ L}^{-1}$ voor de periode 1968-2017. Met volledige implementatie van de bemestingsnormen in de periode 2007-2017 werd een gemiddelde jaarlijkse nitraatconcentratie van $282 \text{ mg NO}_3 \text{ L}^{-1}$ gesimuleerd.

Een validatie op basis van de jaarlijkse nitraatresiduen toonde aan dat de nitraatresiduen algemeen enigszins werden overschat door de simulaties, maar niet systematisch doorheen de tijd. De nitraatconcentraties gemeten aan drainagebuizen waren tot een derde lager dan de gesimuleerde nitraatconcentraties, maar deze

validatie was eerder indicatief aangezien er geen gewogen gemiddelde nitraatconcentraties werden berekend. Een perceelsgewijze validatie uitgevoerd op een selectie van zowel landbouwpercelen als niet-landbouwpercelen wees echter eerder op een algemene onderschatting van het mineraal N-gehalte in de bodem, zowel met als zonder bijkomende gegevens over bodem, teelt en bemesting. De grootste winst in de precisie van de simulaties lag in het aanleveren van ter plaatse geverifieerde gegevens aangaande bodembedekking, teelt en bemesting. Op heel wat percelen waren desondanks nog grote onzekerheden over de bij de landbouwers opgevraagde gegevens. Deze validatie toonde echter de robuustheid aan van de generieke simulatie op stroomgebiedniveau: de onzekerheid op de modelinput en modeloutput wordt immers uitgemiddeld over het stroomgebied.

Fig 5.1 Stroomgebied Luikbeek



Fig 5.2 Overzicht van de modelinvoer.

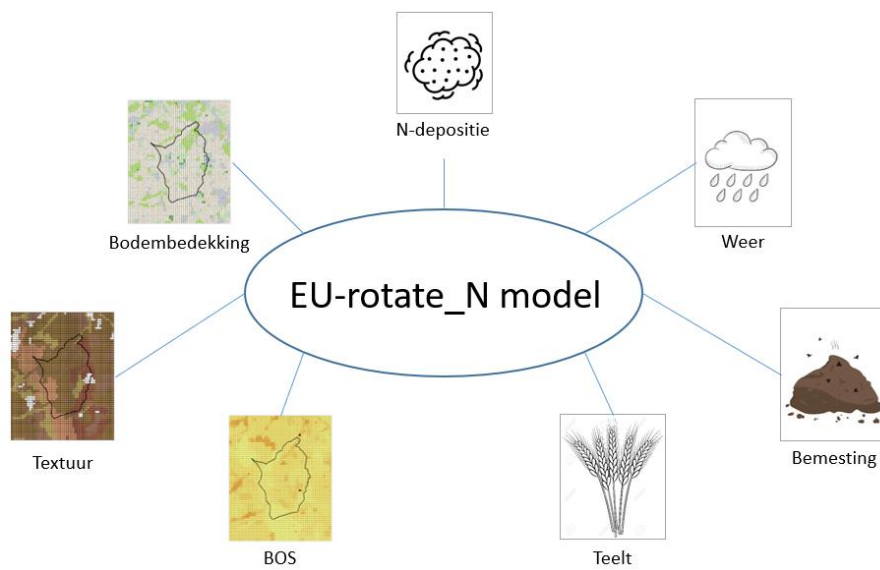


Fig 5.1 Verdeling van de bodembedekking voor het stroomgebied van de Luikbeek.

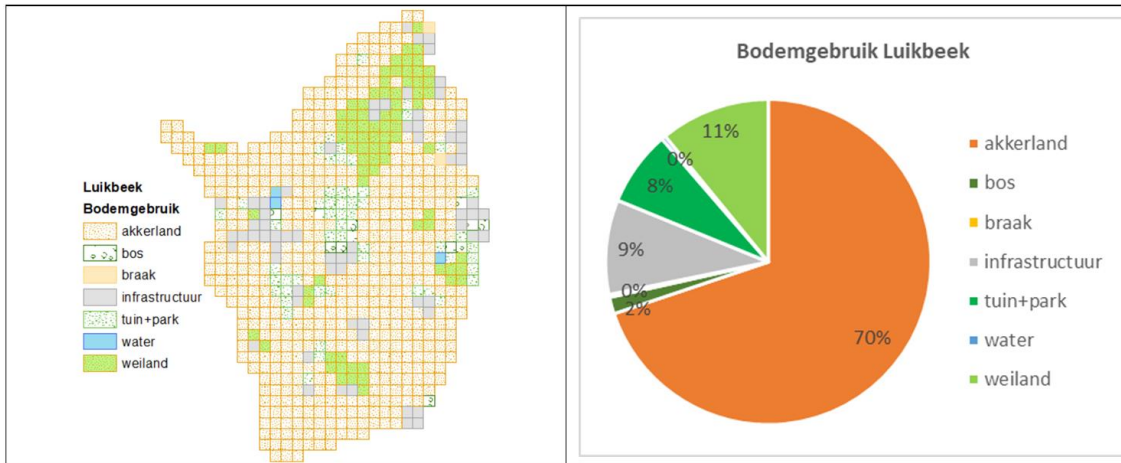


Fig 5.4 Verdeling van het bodemorganische stofgehalte (in g BOS g⁻¹ droge bodem) voor het stroomgebied van de Luikbeek.

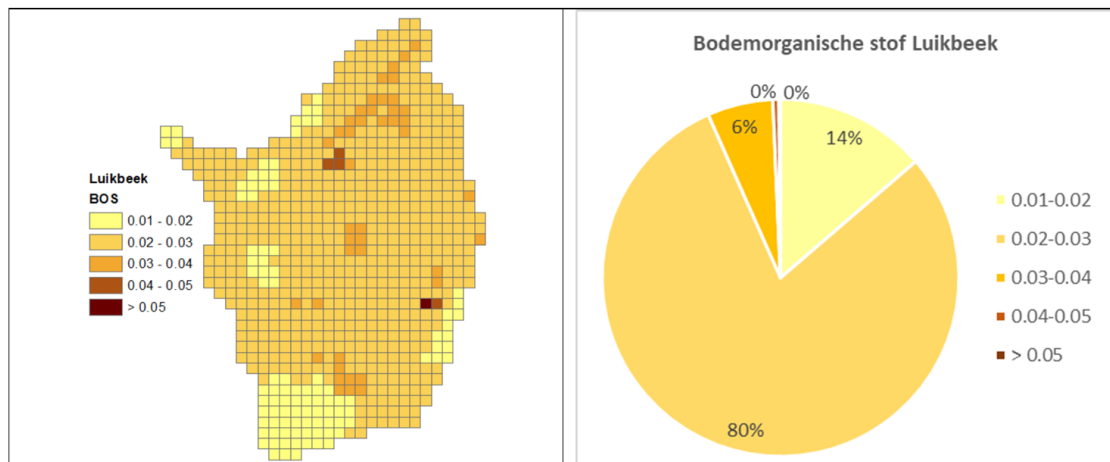


Fig 5.5 Verdeling van de bodemtextuur voor het stroomgebied van de Luikbeek. 'Lz + lzl' staat voor gemengde bodems bestaande uit zowel lemig zand als licht zandleem.

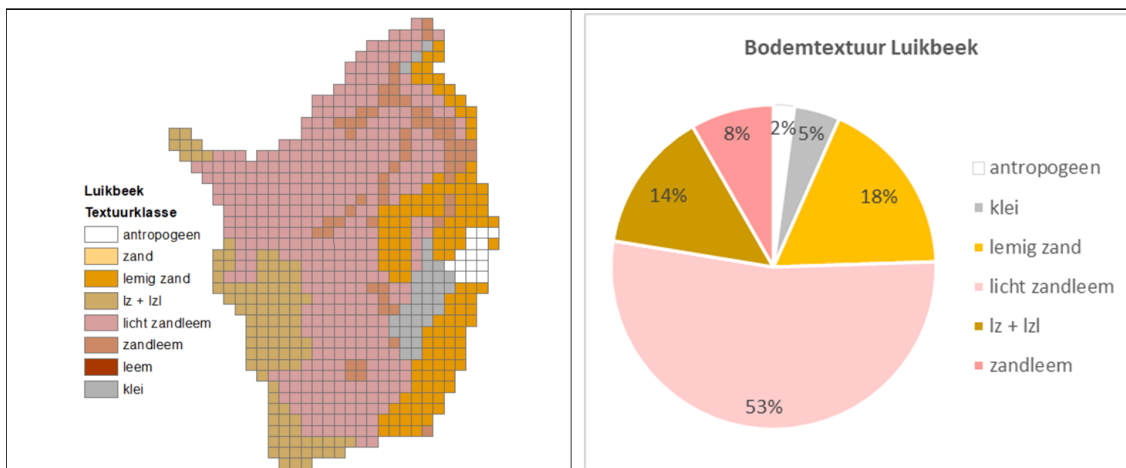


Fig 5.6 Verdeling van de teelten voor de periode 1998-2017 in het stroomgebied van de Luikbeek. Teelten met een aandeel < 1% werden wel opgenomen, maar zijn niet aangeduid in de grafiek.

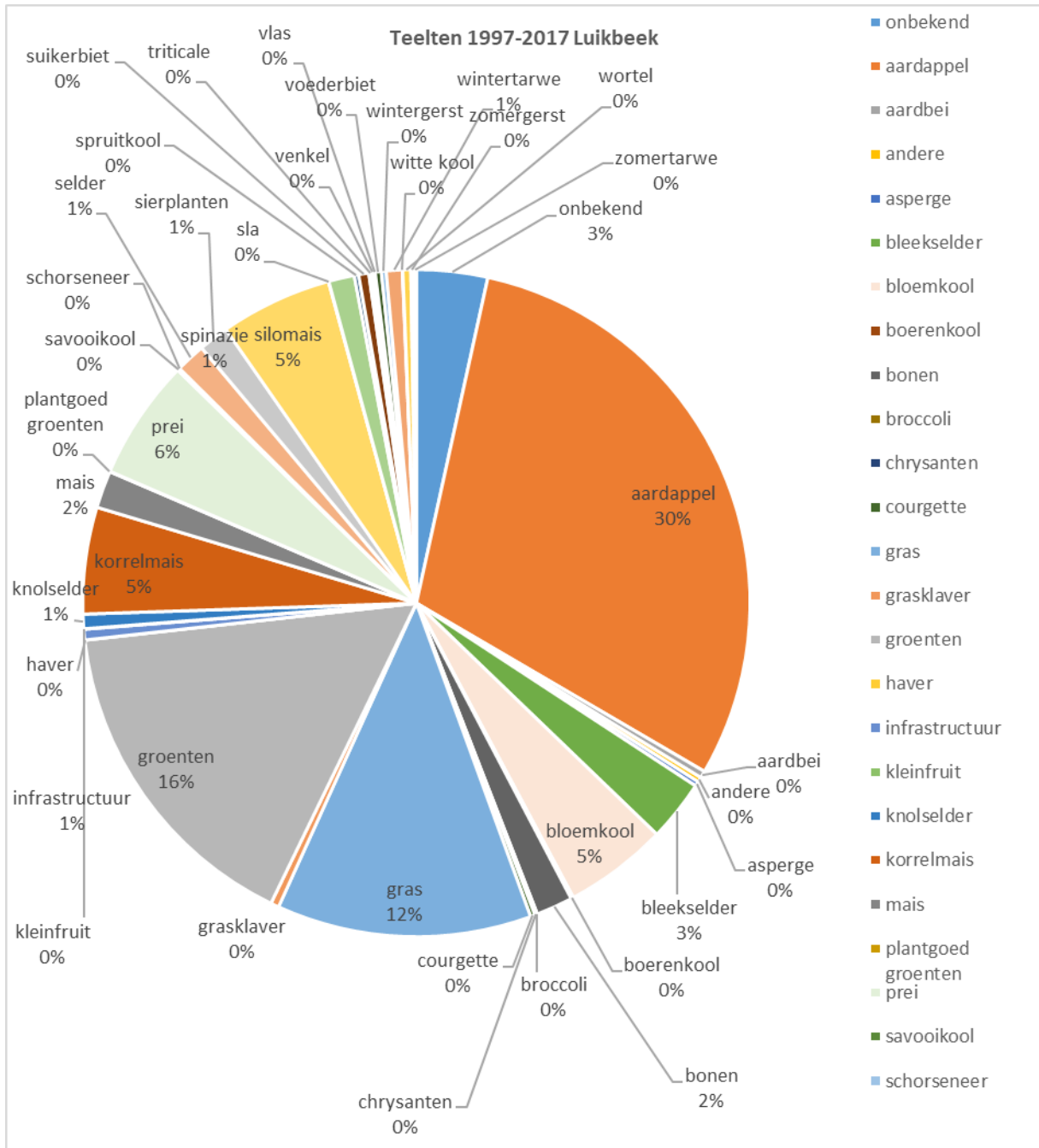


Fig 5.2 Dierlijke mestsoort gesimuleerd voor 2012 in het stroomgebied van de Luikbeek.

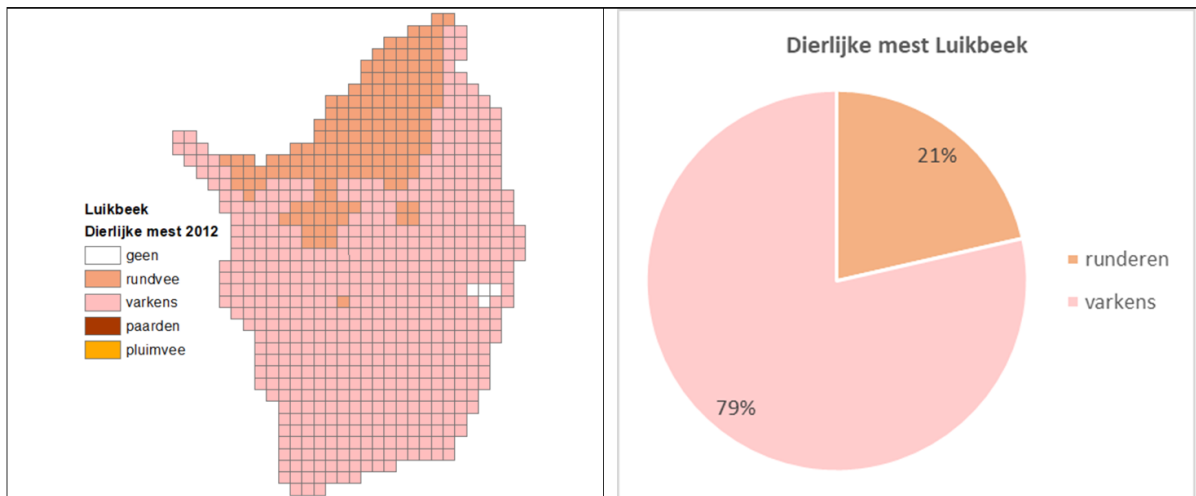


Fig 5.8 Evolutie van de dierlijke N-productie per diersoort per ha landbouwgrond in het stroomgebied van de Luikbeek.

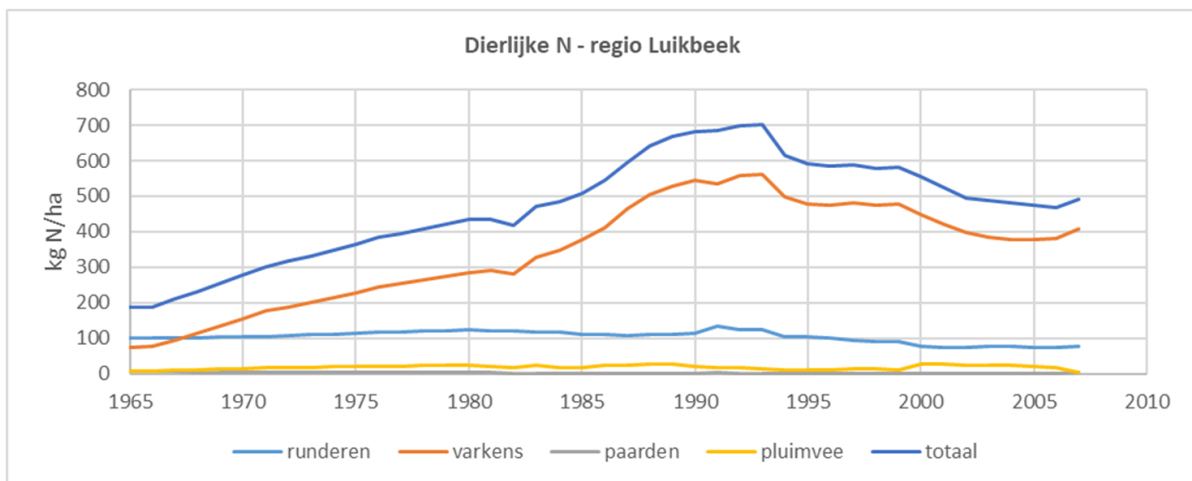


Fig 5.3 Evolutie van de gemiddelde minerale N-bemesting per ha landbouwgrond in België.

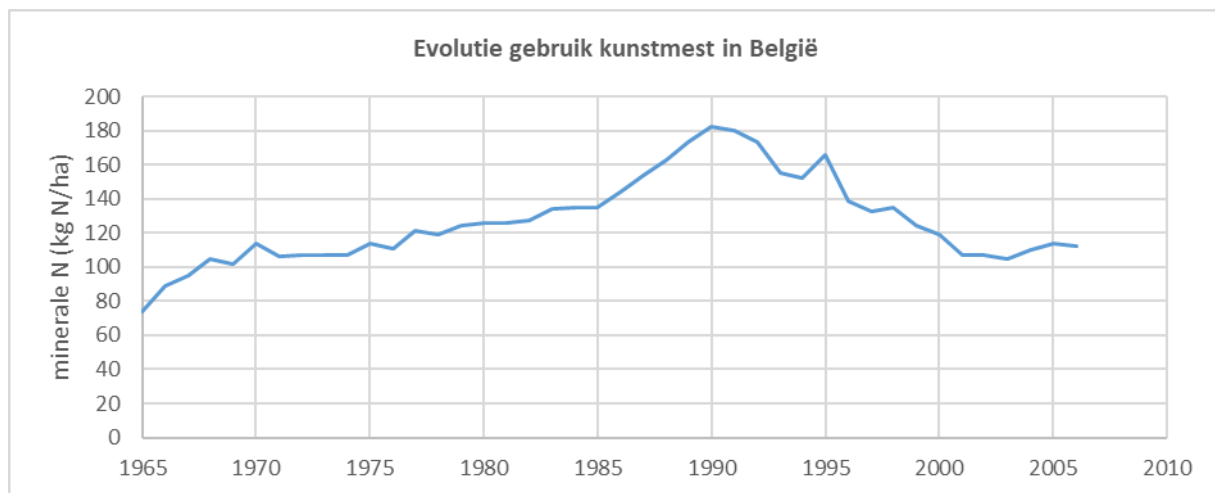
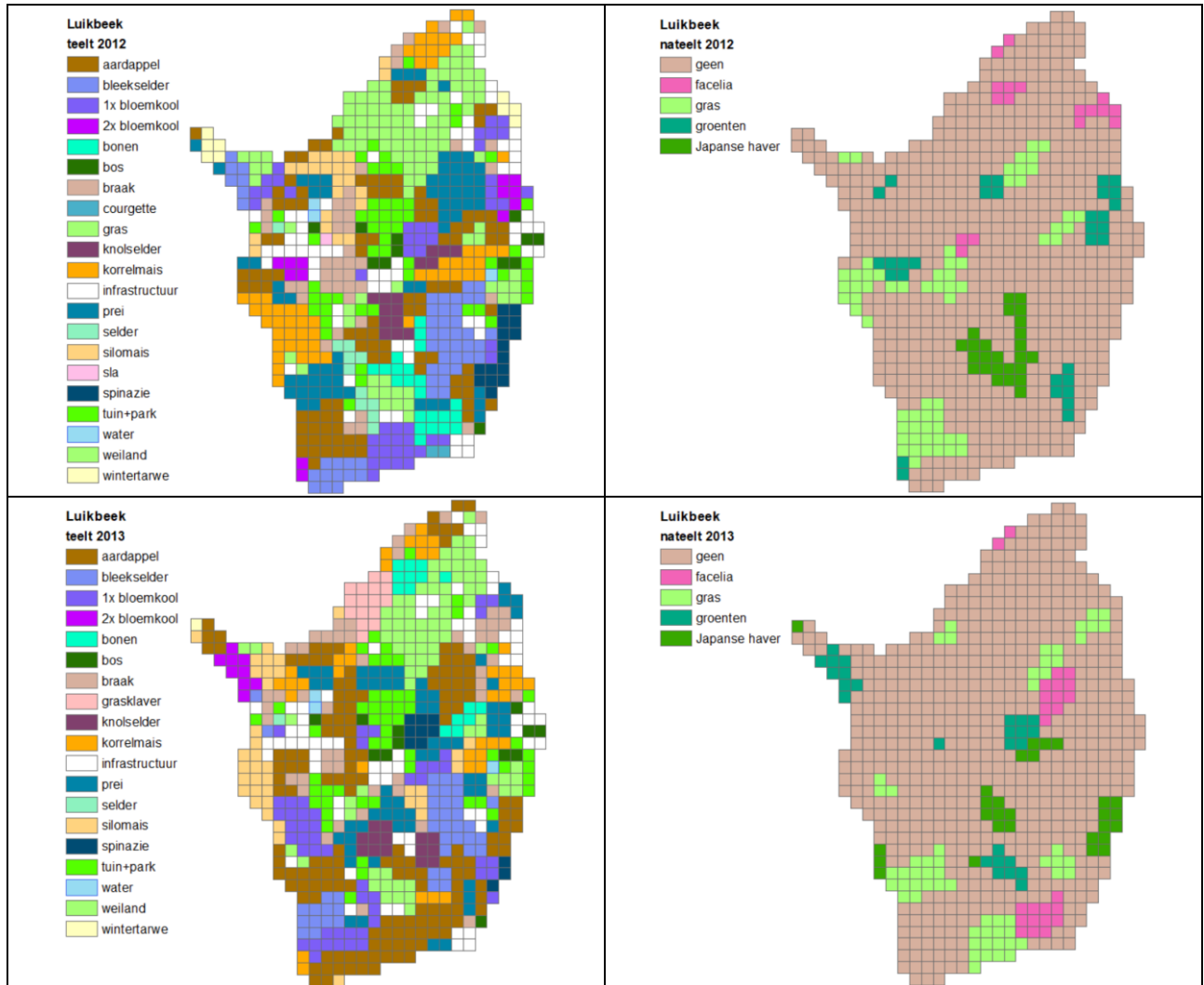


Fig 5.4: Gesimuleerde teelt en nateelt in 2012 en 2013 en waterpercolatie, stikstofuitspoeling en nitraatconcentratie in 2013. De cijfers die hier weergegeven worden zijn gegenereerd op basis van simulaties en kunnen niet eenduidig worden toegewezen aan landbouwpercelen omwille van de berekeningswijze.



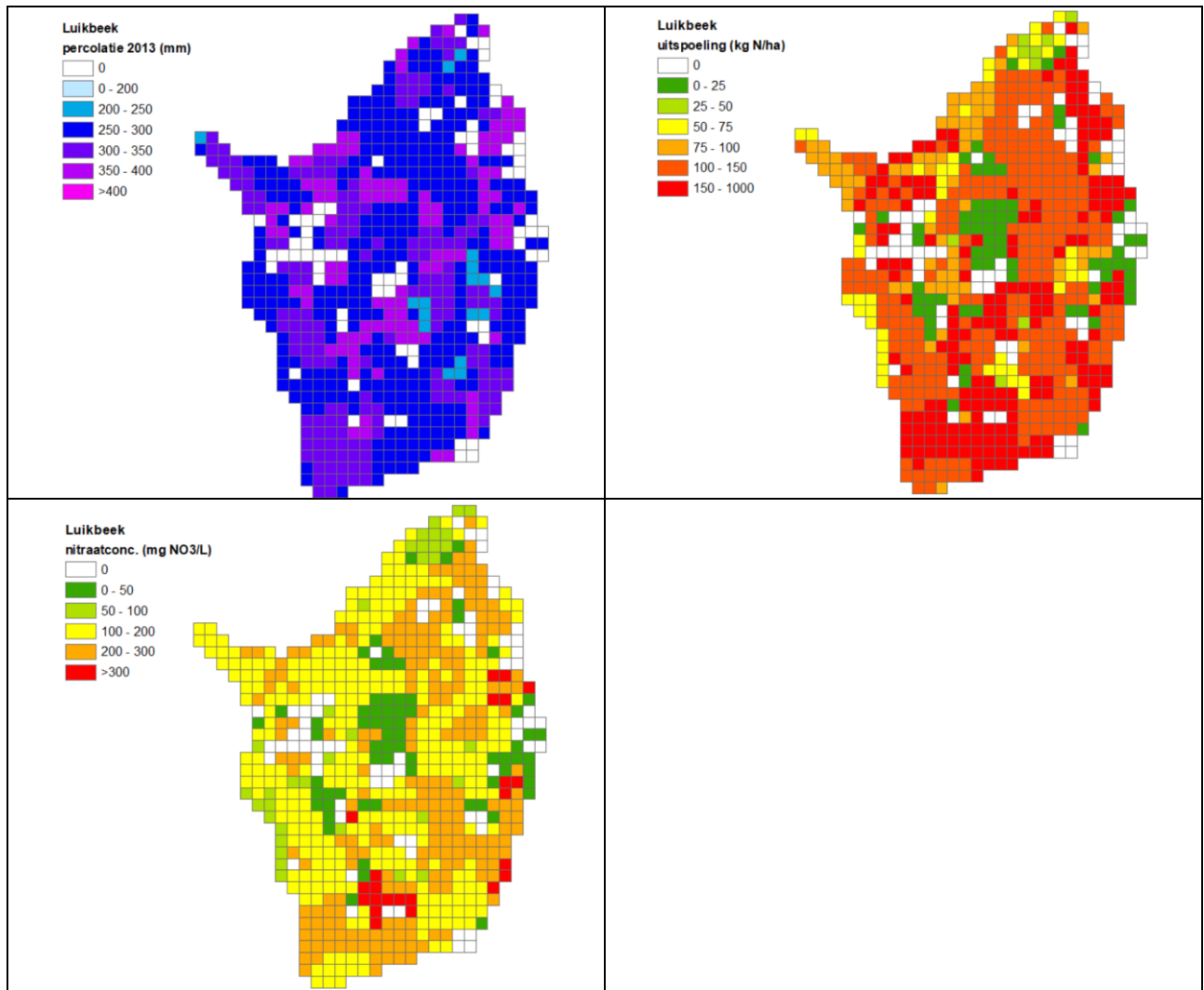


Fig 5.5: Gesimuleerde jaarlijkse stikstofuitspoeling, waterpercolatie en nitraatconcentratie (op 90 cm diepte) voor het hele stroomgebied.

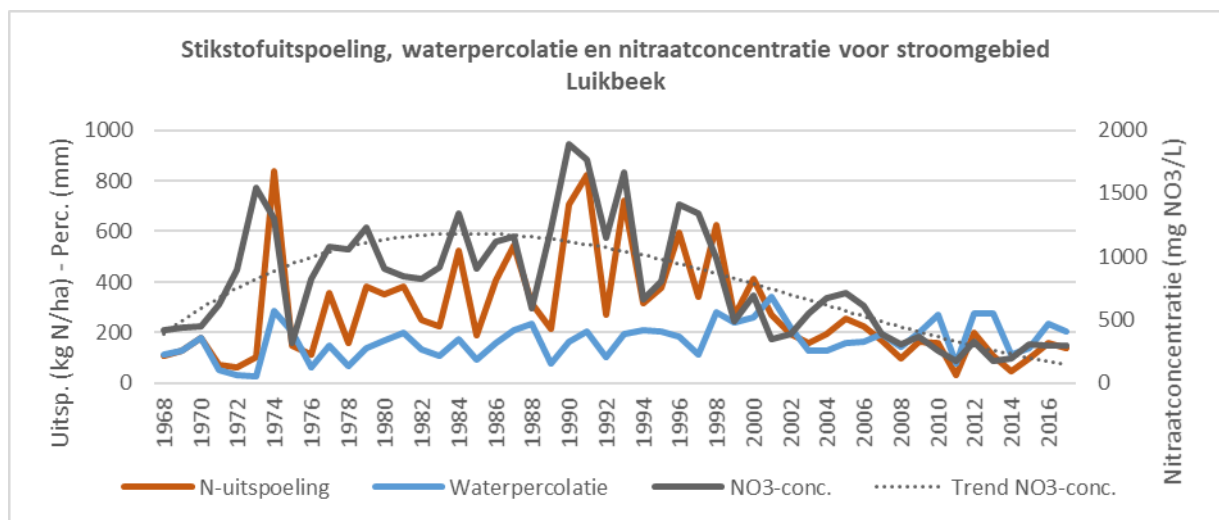


Fig 5.6: Langjarig gemiddelde grondwatervoeding voor Vlaanderen in functie van de bodemtextuur. Verticale balken geven de standaardafwijking weer.

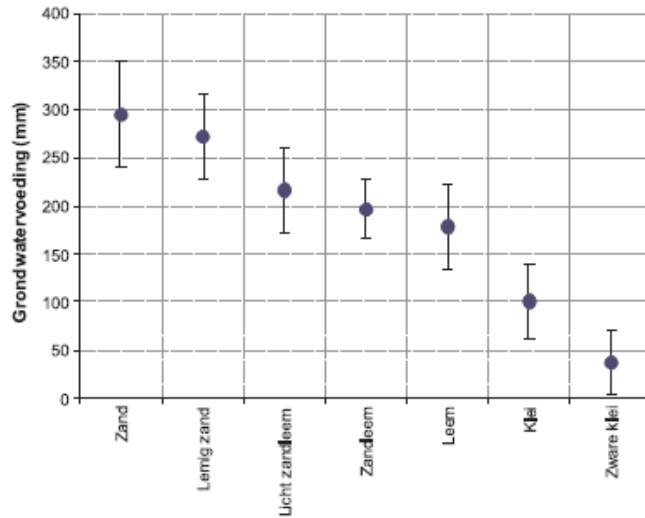


Fig 5.7: Gemiddelde, minimum en maximum voor de jaarlijkse gemiddelde gesimuleerde nitraatconcentratie per bodembedekkingstype over de volledige periode (1968-2017). Ook het gemiddelde voor de periode 2007-2017, met 100% implementatie van de bemestingsnorm, is weergegeven.

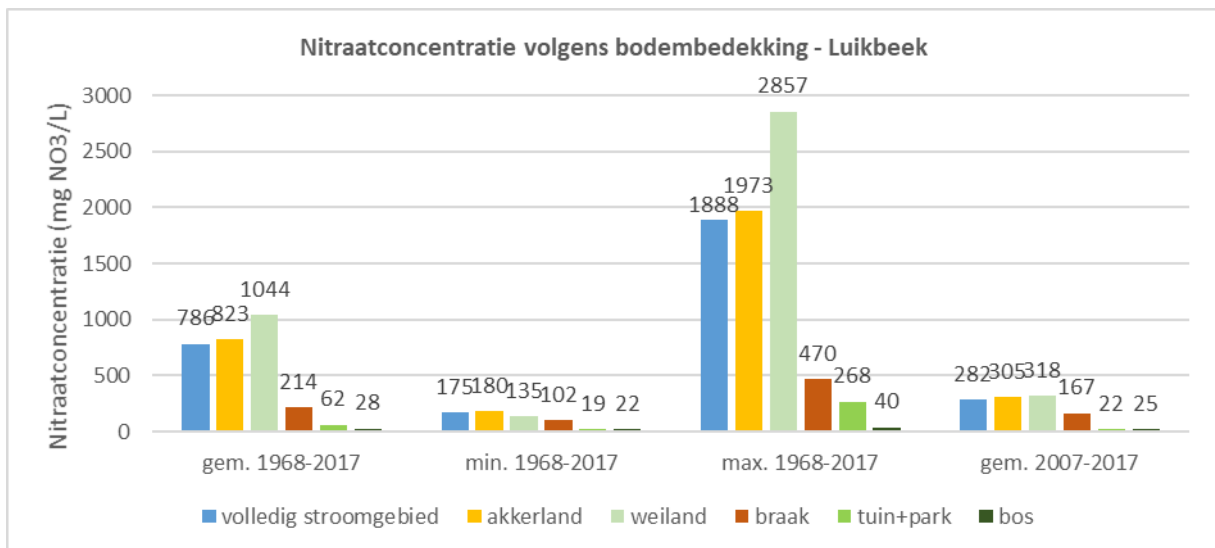


Fig 5.8: Gesimuleerde bemesting en nitraatconcentratie (op 90 cm diepte) voor akkerland.

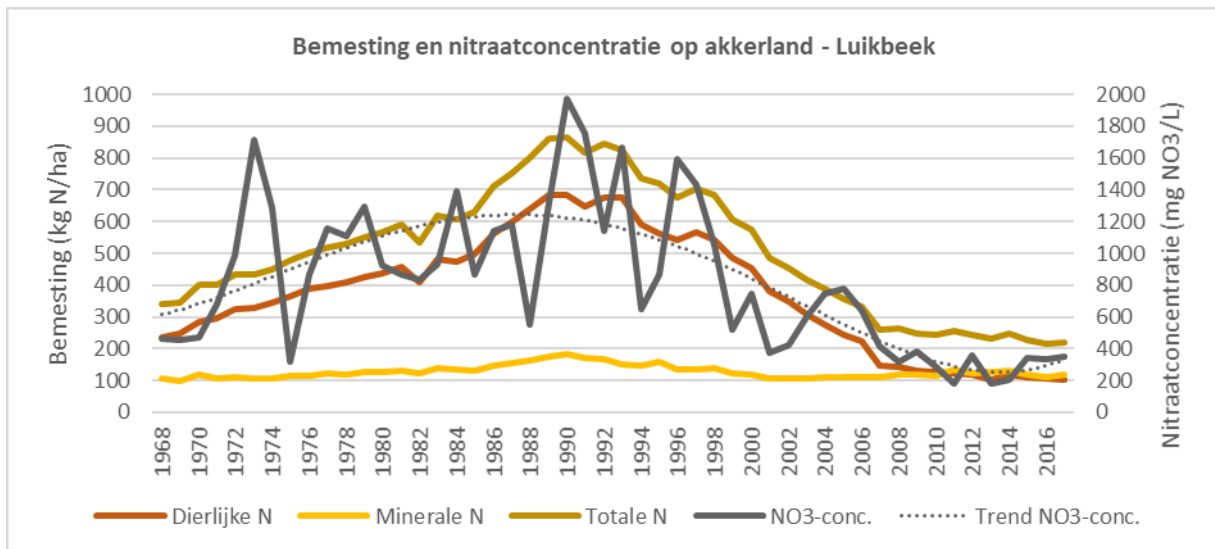


Fig 5.9: Gesimuleerde bemesting en nitraatconcentratie (op 90 cm diepte) voor weiland.

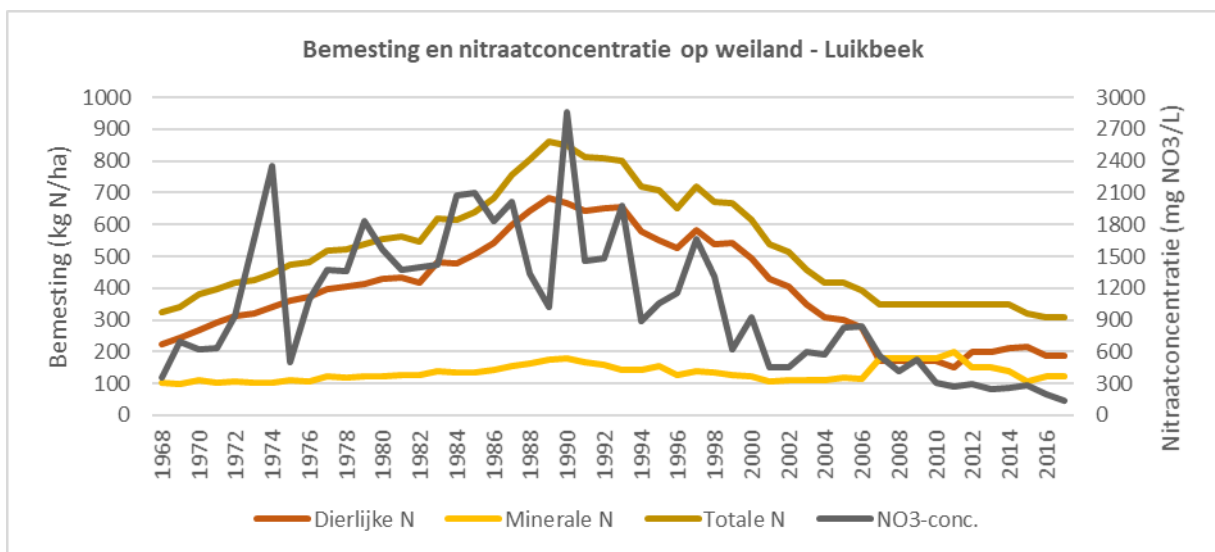


Fig 5.10: Gesimuleerd nitraatresidu op 15 oktober en nitraatconcentratie (op 90 cm diepte) voor akkerland.

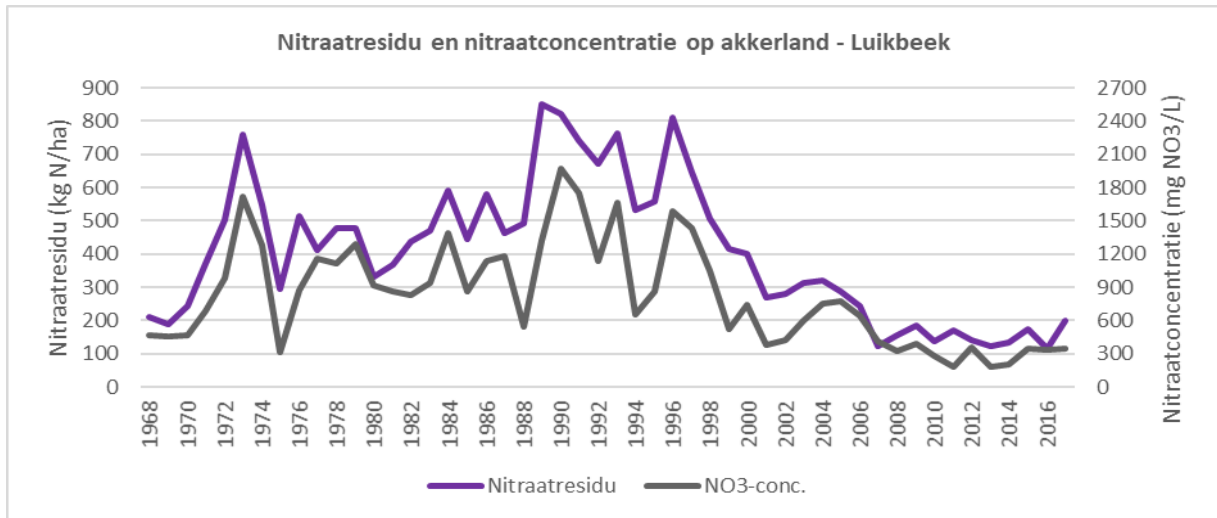


Fig 5.11: Gesimuleerd nitraatresidu op 15 oktober en nitraatconcentratie (op 90 cm diepte) voor weiland.

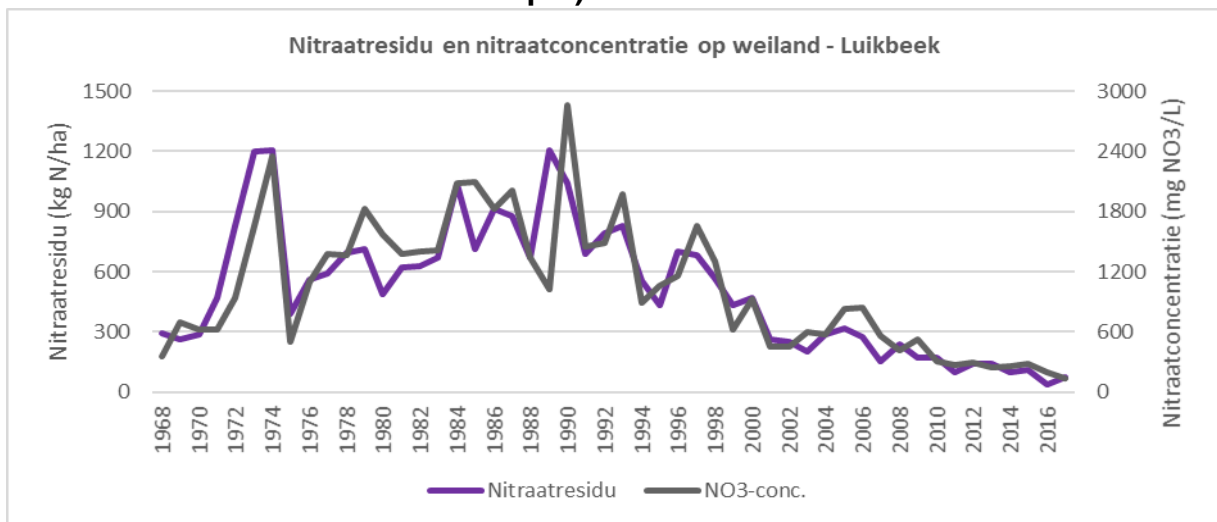


Fig 5.18 Gemeten versus gesimuleerde nitraatresiduen (0-90 cm).

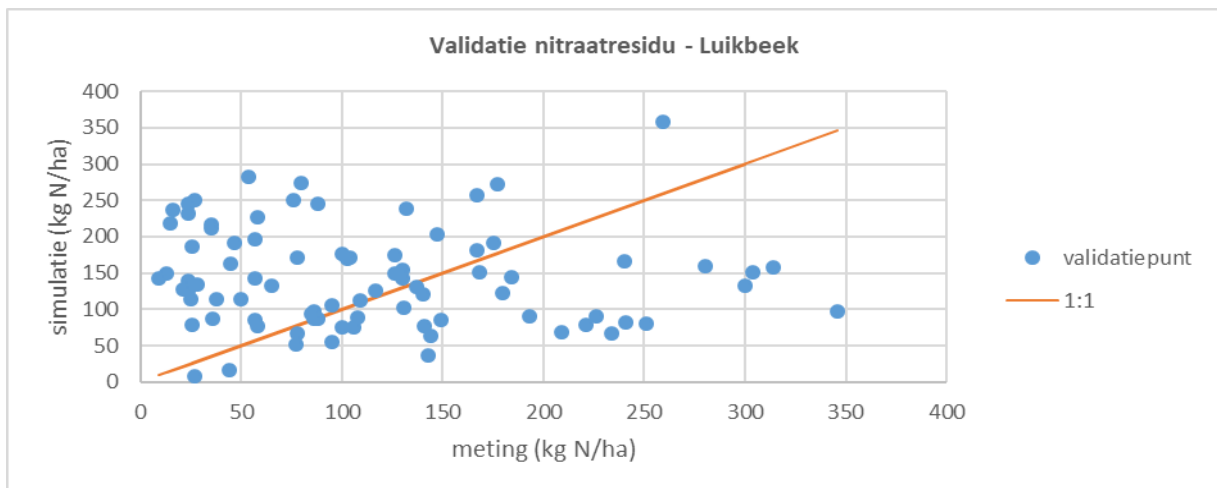


Fig 5.19 Verloop en lineaire trend van het jaarlijks gemiddelde van de gemeten en gesimuleerde nitraatresiduen (0-90 cm).

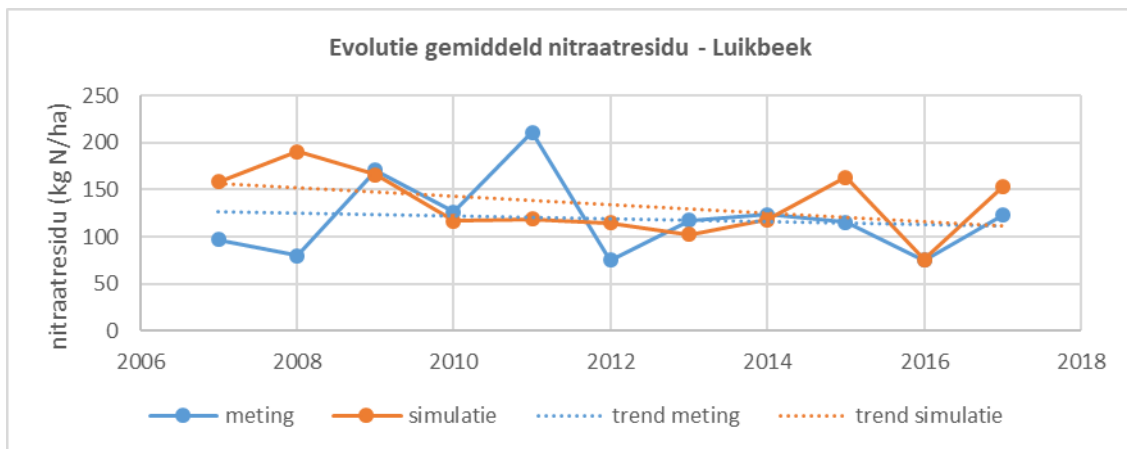


Fig 5.20 Gesimuleerde gewogen jaarlijkse gemiddelde nitraatconcentraties versus de aan drainagebuizen gemeten niet-gewogen jaarlijkse gemiddelde nitraatconcentraties op 8 à 9 percelen in 2012, 2013 en 2014.

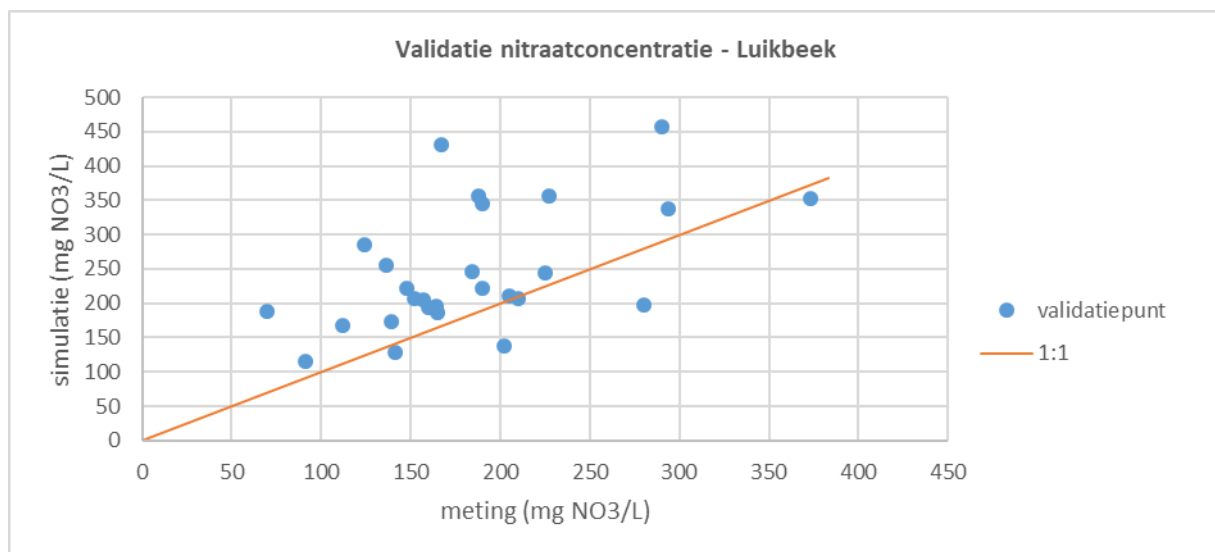


Fig 5.21 Gemiddelde afwijking, gemiddelde absolute afwijking en gemiddelde relatieve absolute afwijking (= absolute afwijking/meetwaarde) tussen gesimuleerde en gemeten minerale N in de bodem (0-90 cm) in het najaar en het voorjaar voor de generieke (Sim 1) en specifieke simulatie (Sim 2).

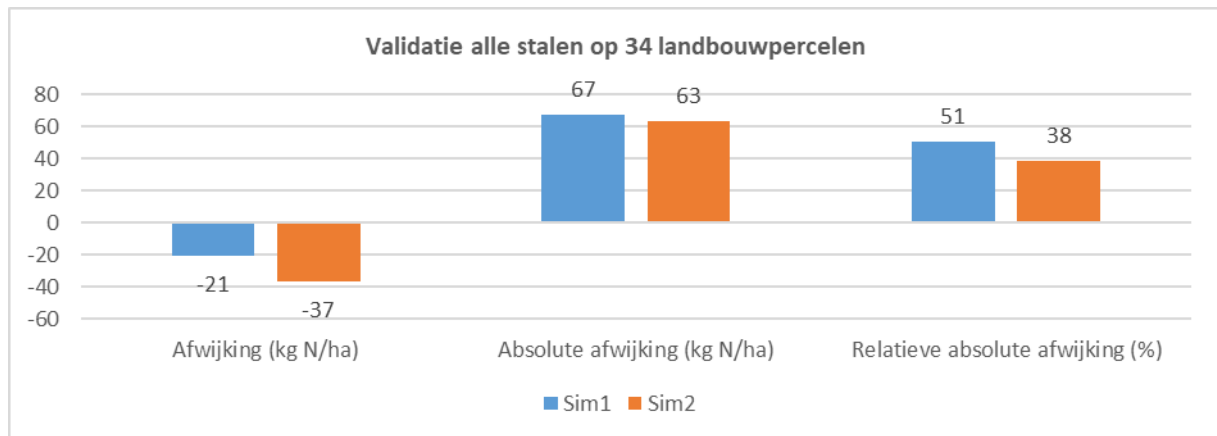


Fig 5.22 Gesimuleerde versus gemeten minerale N in de bodem (0-90 cm) voor een selectie van 34 landbouwpercelen in de Luikbeek. Resultaten zijn weergegeven voor zowel de generieke simulatie (Sim 1) als de simulatie op basis van aanvullende gegevens verzameld op perceelsniveau (Sim 2)

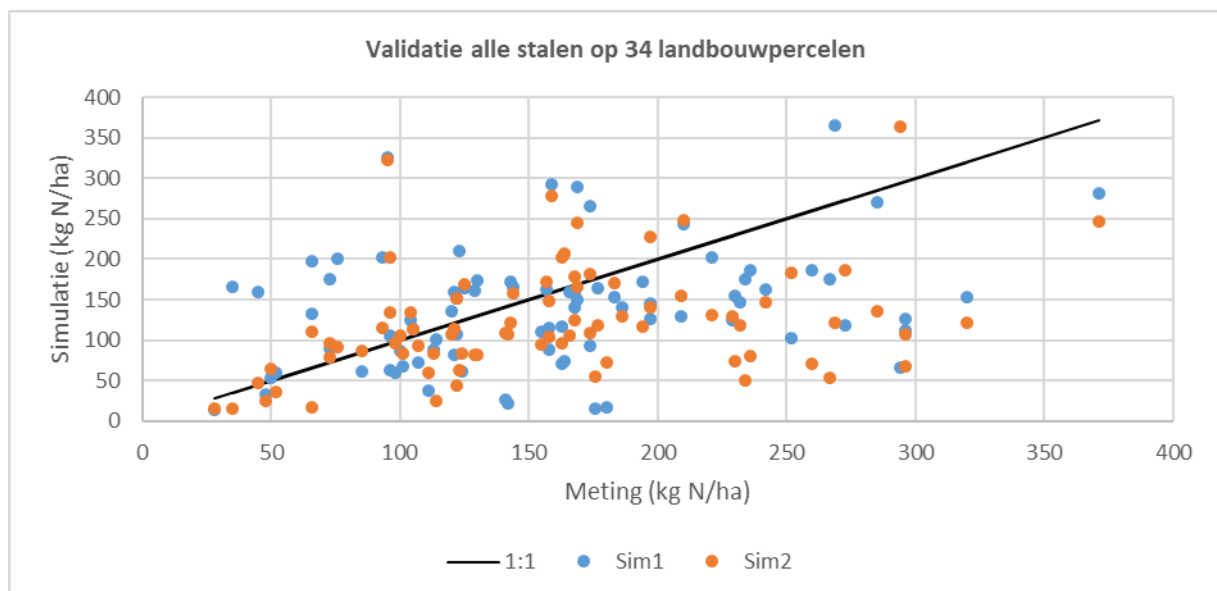


Fig 5.23 Gemiddelde afwijking, gemiddelde absolute afwijking en gemiddelde relatieve absolute afwijking tussen gesimuleerde en gemeten minerale N in de bodem (0-90 cm) in oktober en november, voor de generieke (Sim 1) en specifieke simulatie (Sim 2).

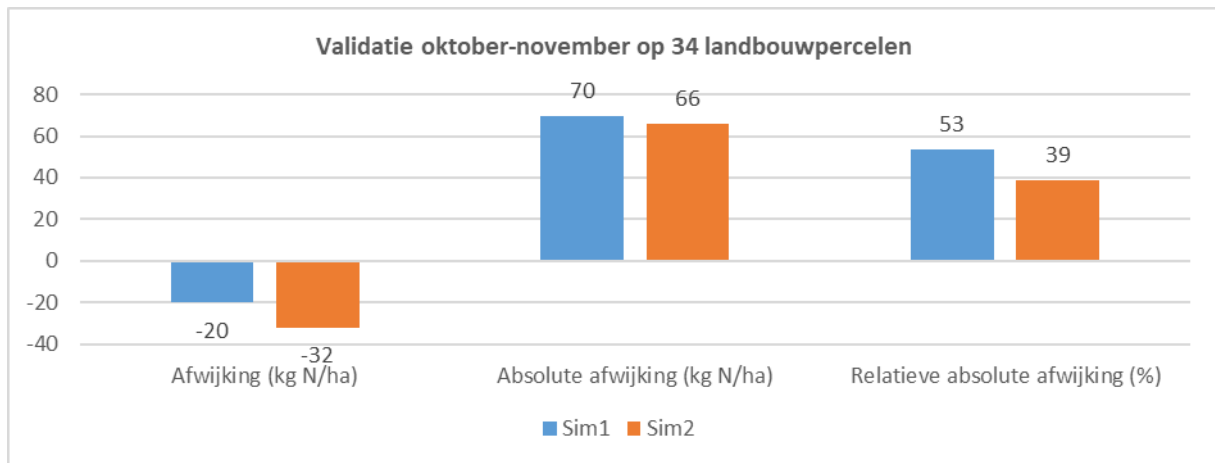


Fig 5.24 Gemiddelde uitspoeling, percolatie en nitraatconcentratie op een diepte van 90 cm tussen 1 oktober en 31 maart, gesimuleerd voor 34 landbouwpercelen met een generieke (Sim 1) en specifieke simulatie (Sim 2).

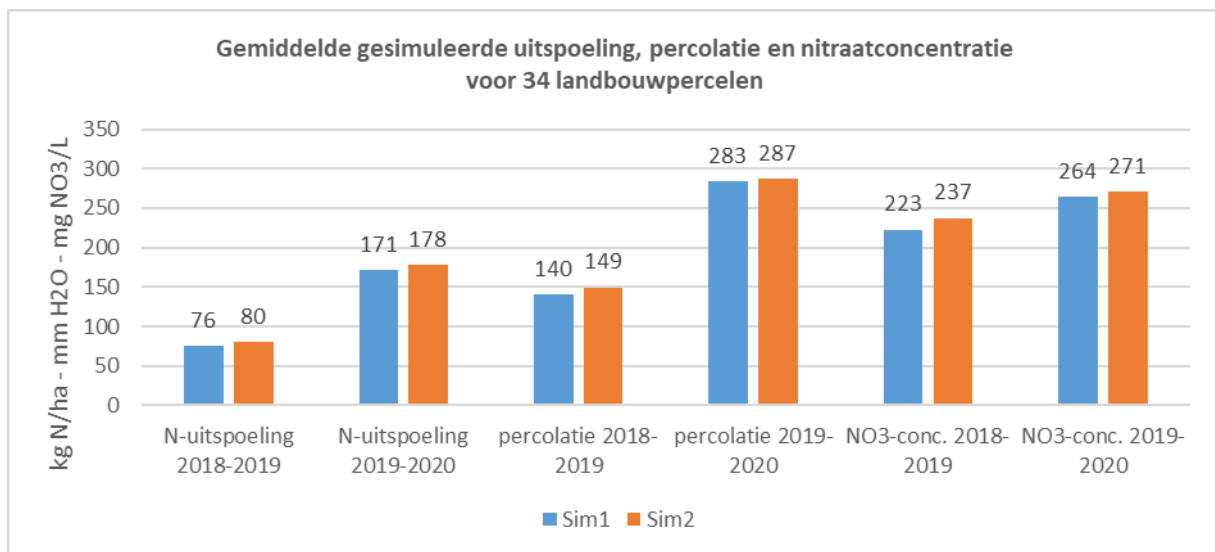


Fig 5.25 Gemiddelde afwijking, gemiddelde absolute afwijking en gemiddelde relatieve absolute afwijking tussen gesimuleerde en gemeten minerale N in de bodem (0-90 cm) in het najaar en in het voorjaar voor de generieke (Sim 1) en specifieke simulatie (Sim 2).

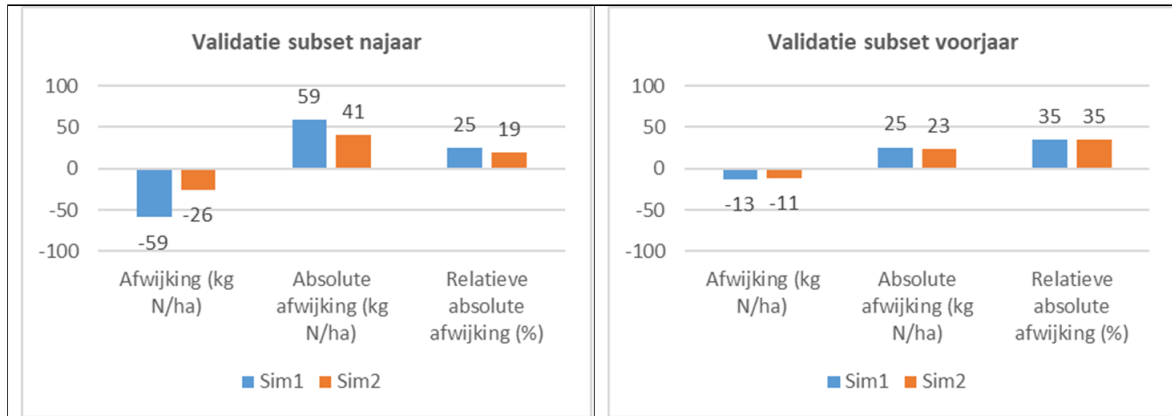


Fig 5.26 Bodemdichtheid en volumetrisch vochtgehalte bij veldcapaciteit, verwelkingspunt en verzadiging zoals toegepast in de generieke (Sim1) en beide specifieke simulaties (Sim2 en Sim3).

Perceelnummers zoals in **Error! Reference source not found.** A, B en C staan voor de bodemlaag van resp. 0-30, 30-60 en 60-90 cm. Voor de gemeten waarden (Sim3) werd ook de standaard afwijking weergegeven (n=3)



Fig 5.27 Gesimuleerde versus gemeten minerale N in de bodem (0-90 cm) voor een subselectie van landbouwpercelen in de Luikbeek.

Resultaten en Pearson correlatiecoëfficiënt met p-waarde zijn weergegeven voor zowel de generieke simulatie (Sim 1) als de simulatie op basis van aanvullende gegevens verzameld op perceelsniveau (Sim 2).

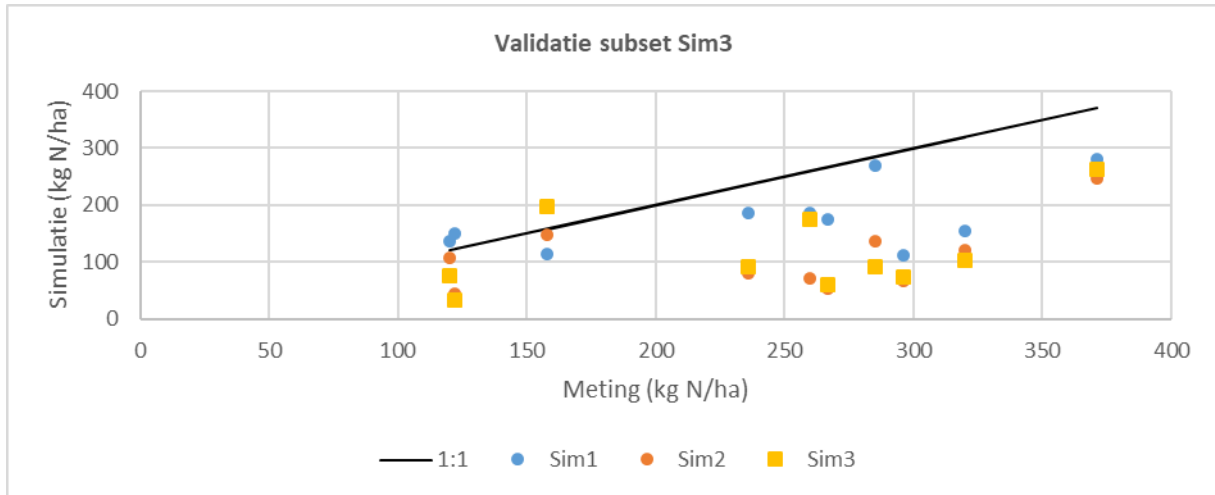


Fig 5.28 Gemiddelde afwijking, gemiddelde absolute afwijking en gemiddelde relatieve absolute afwijking tussen gesimuleerde en gemeten minerale N in de bodem (0-90 cm) voor de generieke (Sim 1) en specifieke simulaties zonder en met aanvullende bepaling van bodemdichtheid en bodemvochtparameters (resp. Sim 2 en Sim3).

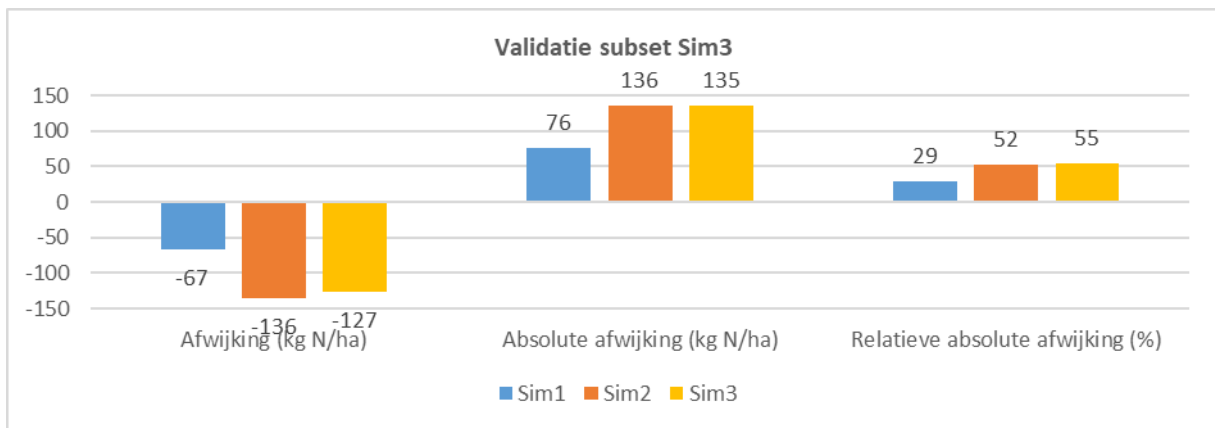


Fig 5.29 Gesimuleerde versus gemeten minerale N in de bodem (0-90 cm) voor een selectie van landbouwpercelen (perceel 1 t.e.m. 34) en niet-landbouwpercelen (perceel 35 t.e.m. 41) in de Luikbeek.

Resultaten voor stalen die genomen werden tot een diepte van 60 cm (*) zijn louter indicatief weergegeven aangezien een inschatting werd gemaakt van het N-gehalte in de onderste laag (60-90 cm). Sim1 = generieke simulatie, Sim2 = specifieke simulatie, Sim3 = specifieke simulatie met bodemvochtparameters.

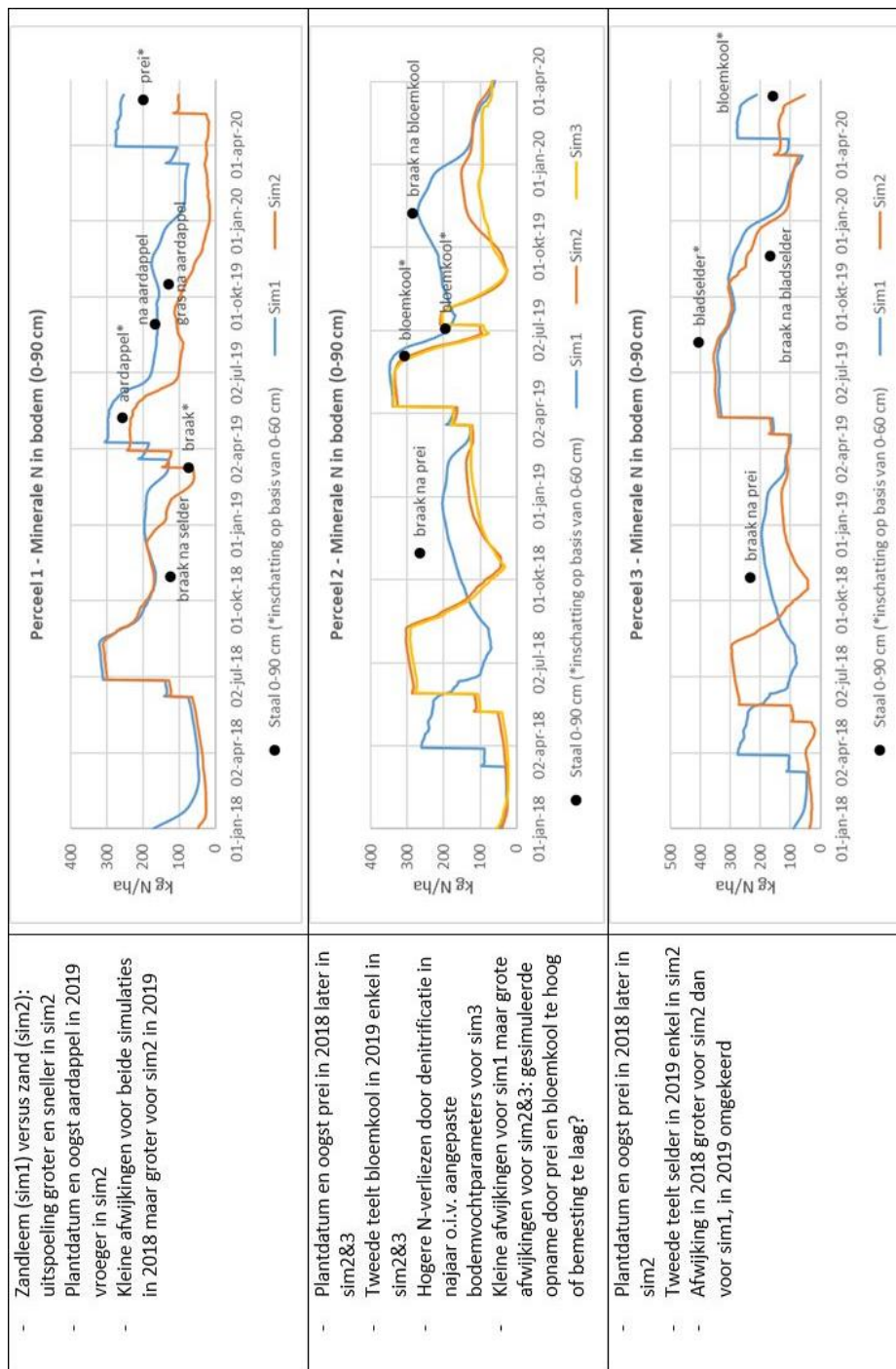


Fig 5.29 (percelen 4-6)

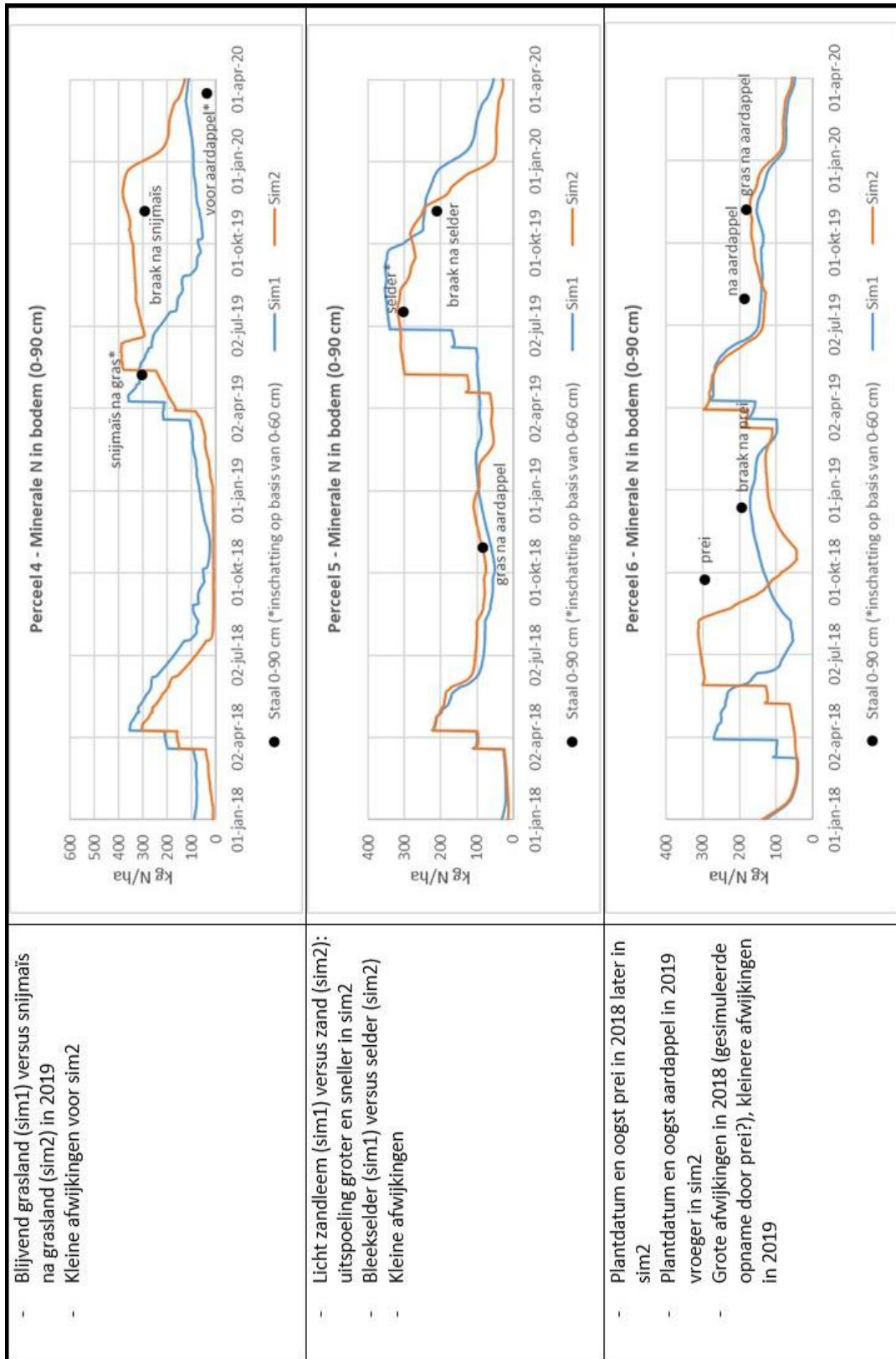


Fig 5.29 (percelen 4-6)

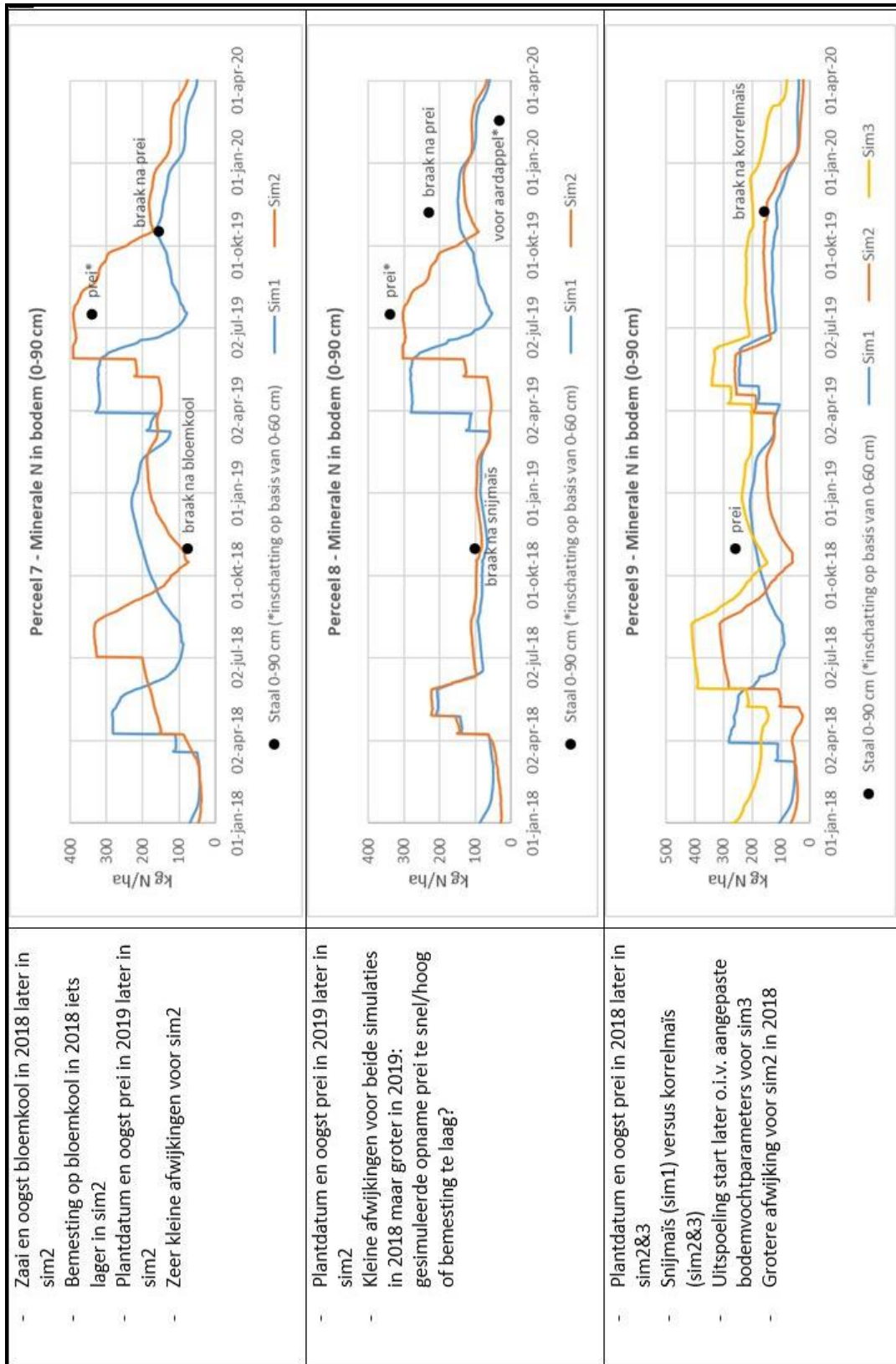


Fig 5.29 (percelen 7-9)

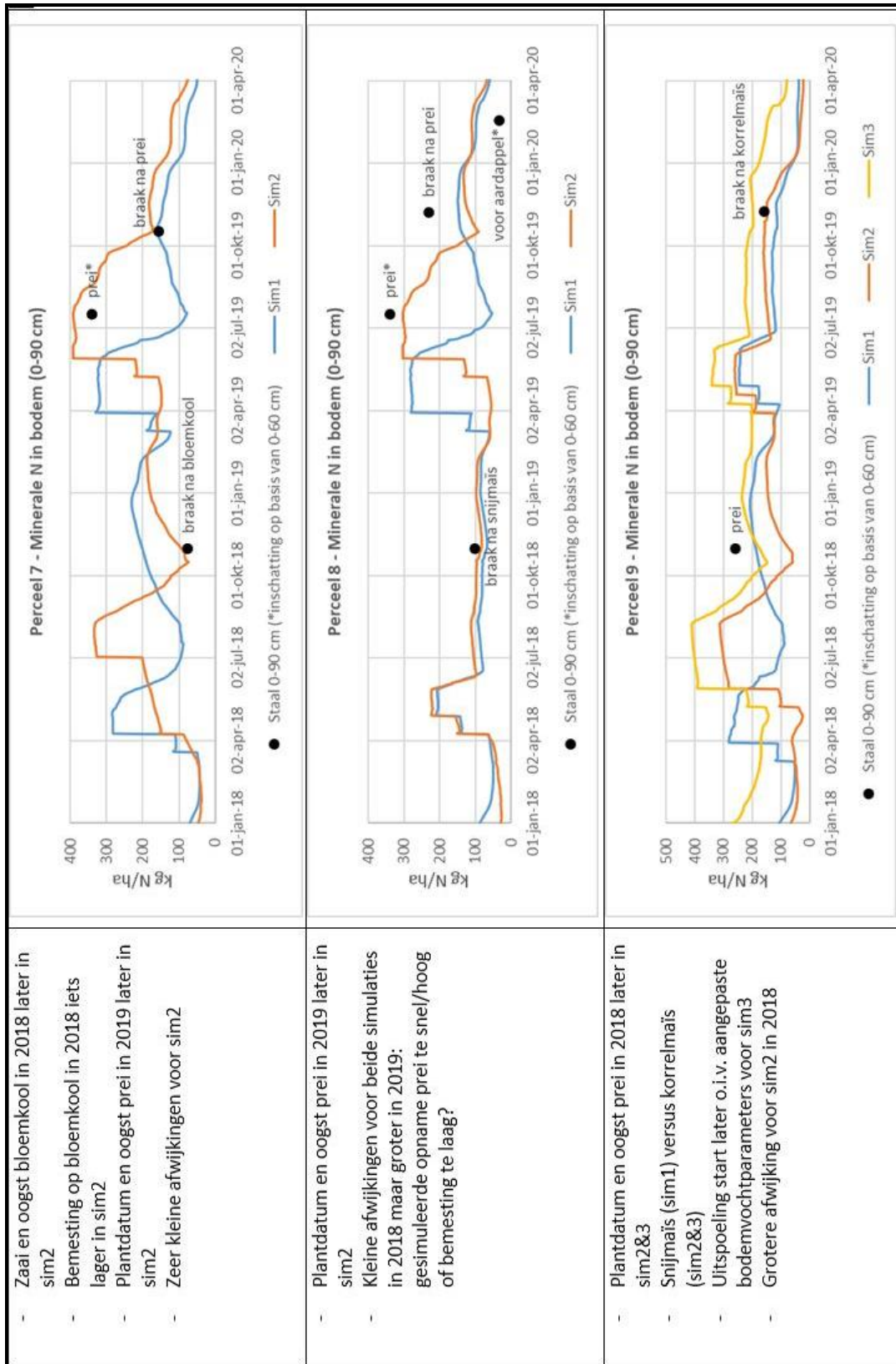


Fig 5.29 (percelen 10-12)

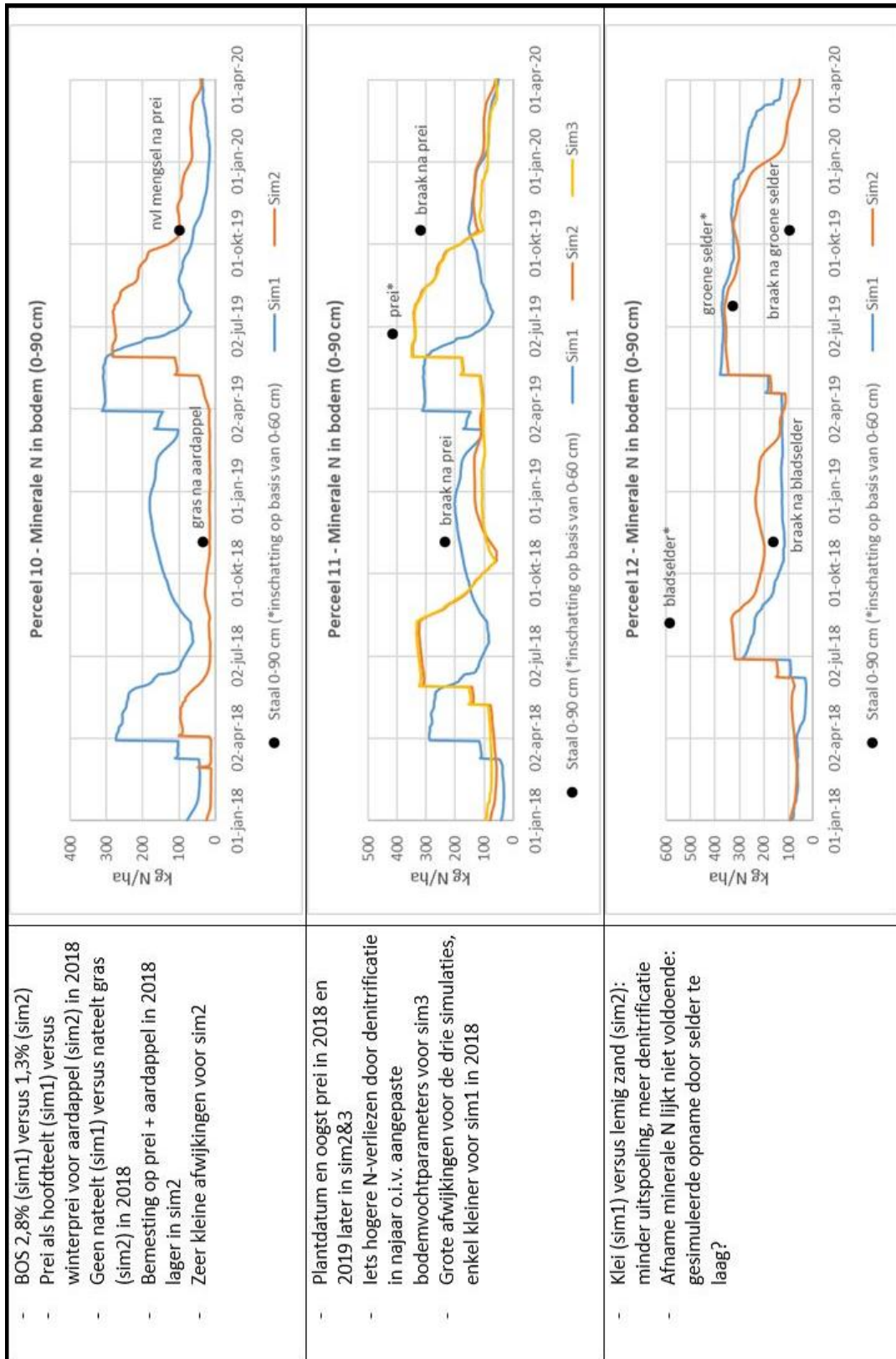


Fig 5.29 (percelen 13-15)

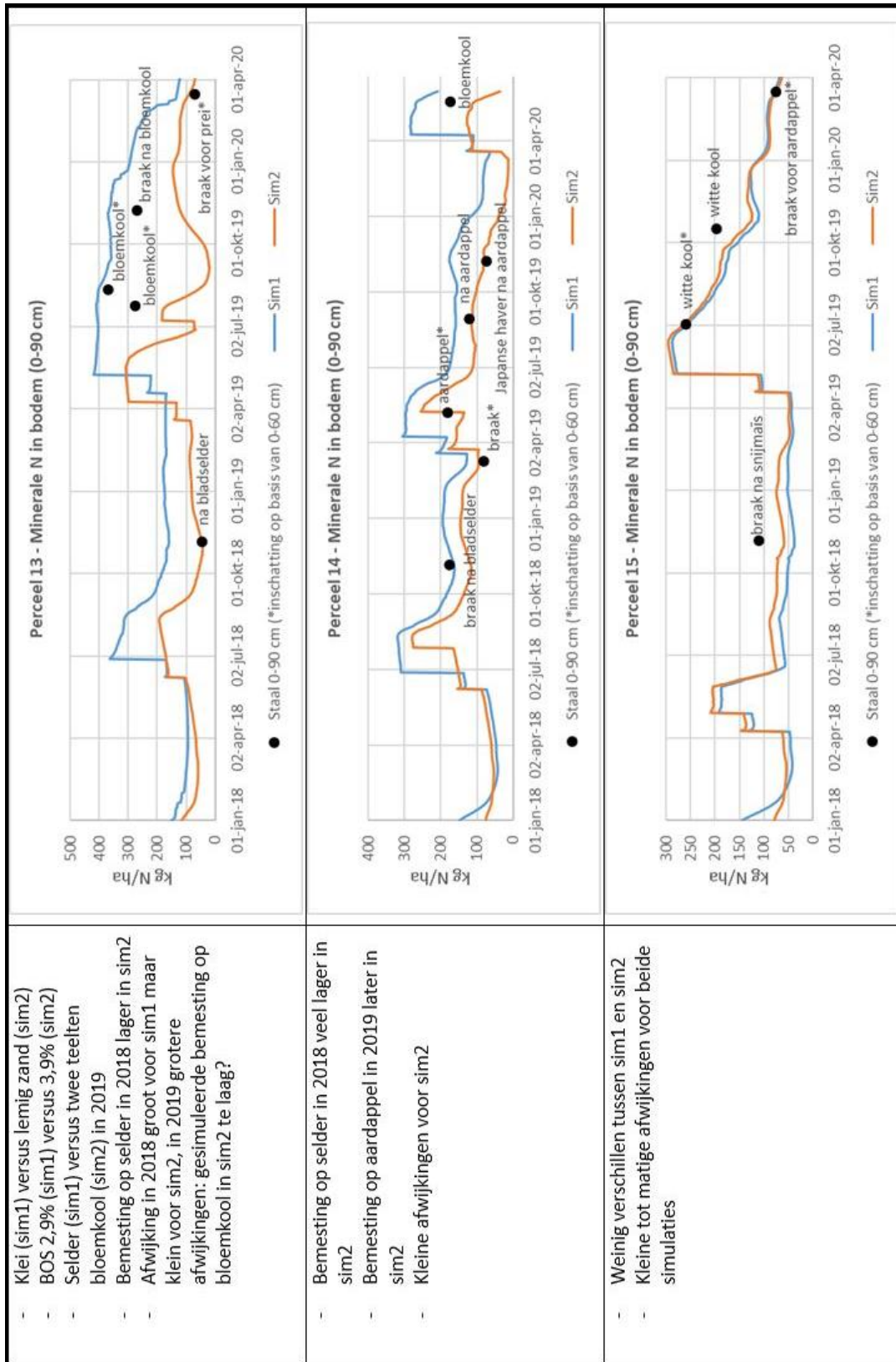


Fig 5.29 (percelen 16-18)

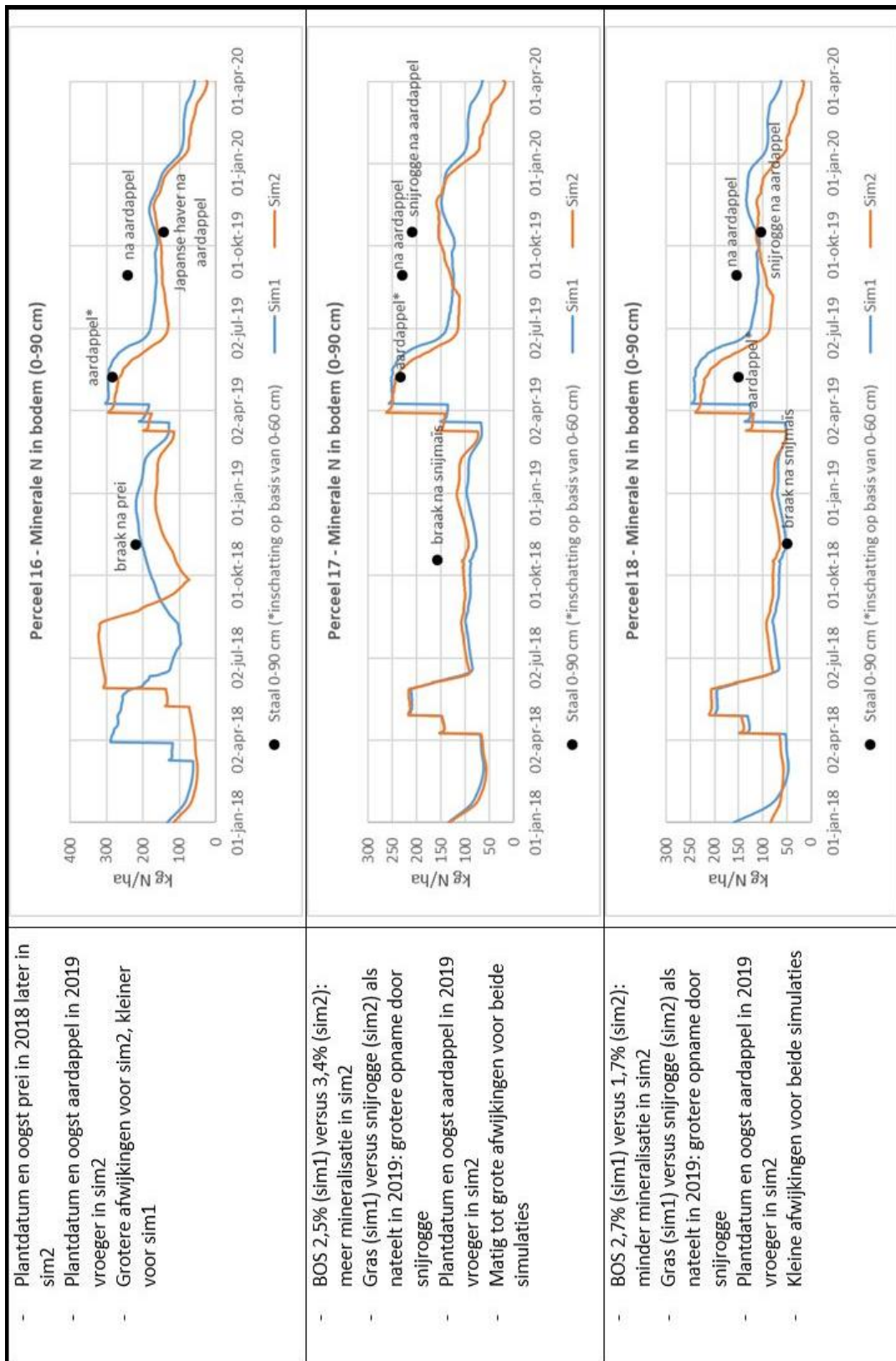


Fig 5.29 (percelen 19-21)

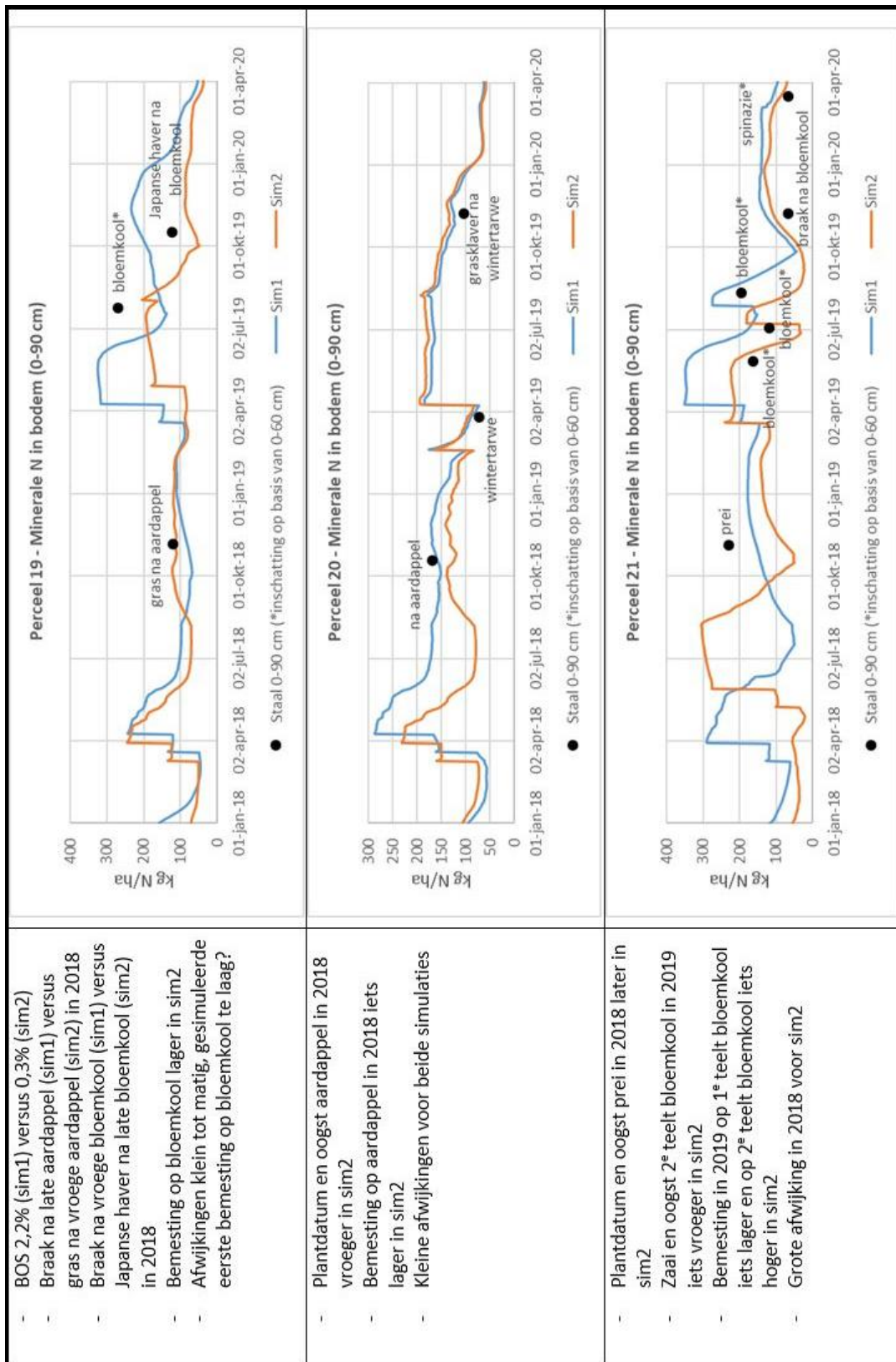


Fig 5.29 (percelen 22-24)

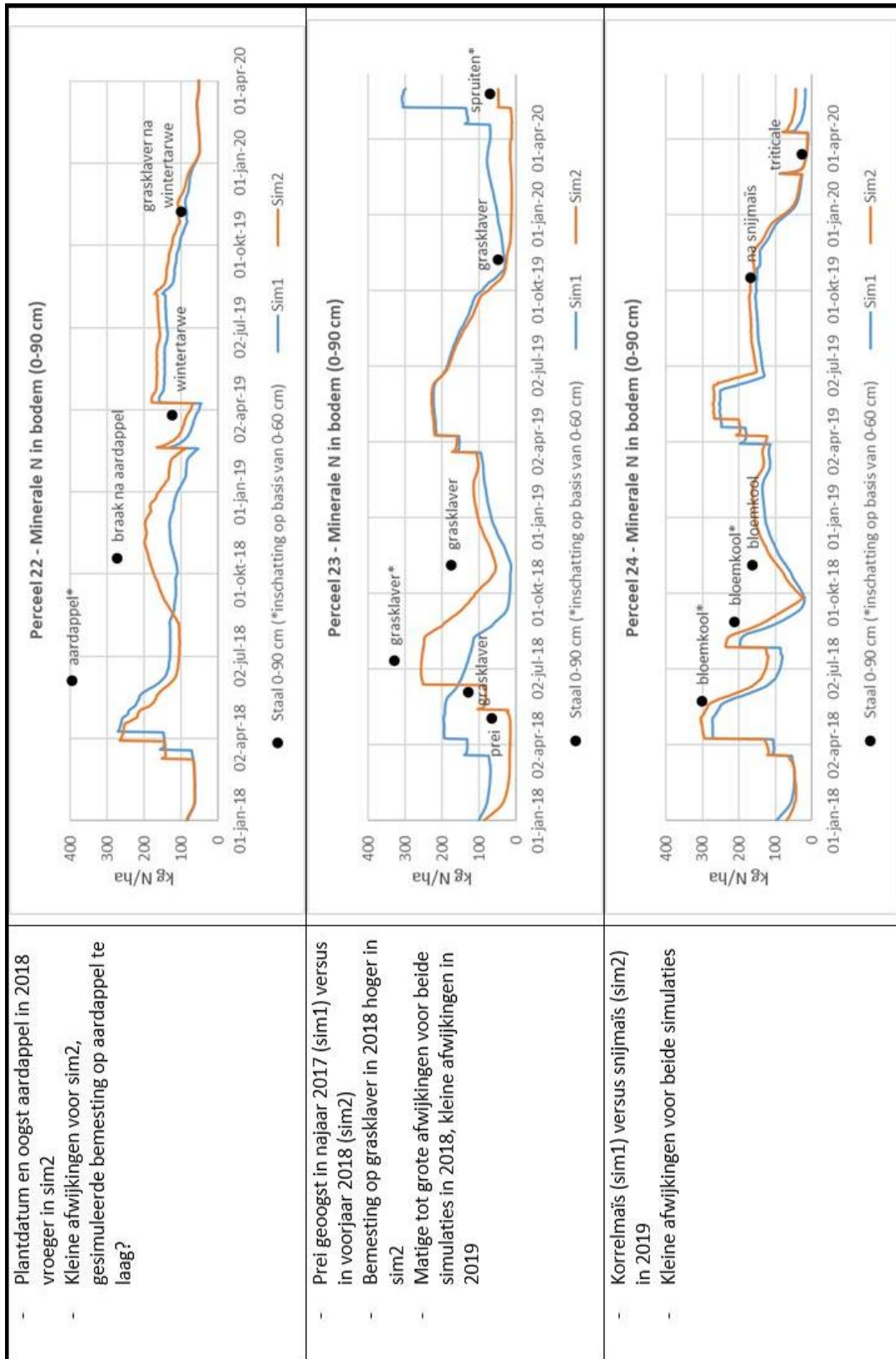


Fig 5.29 (percelen 25-27)

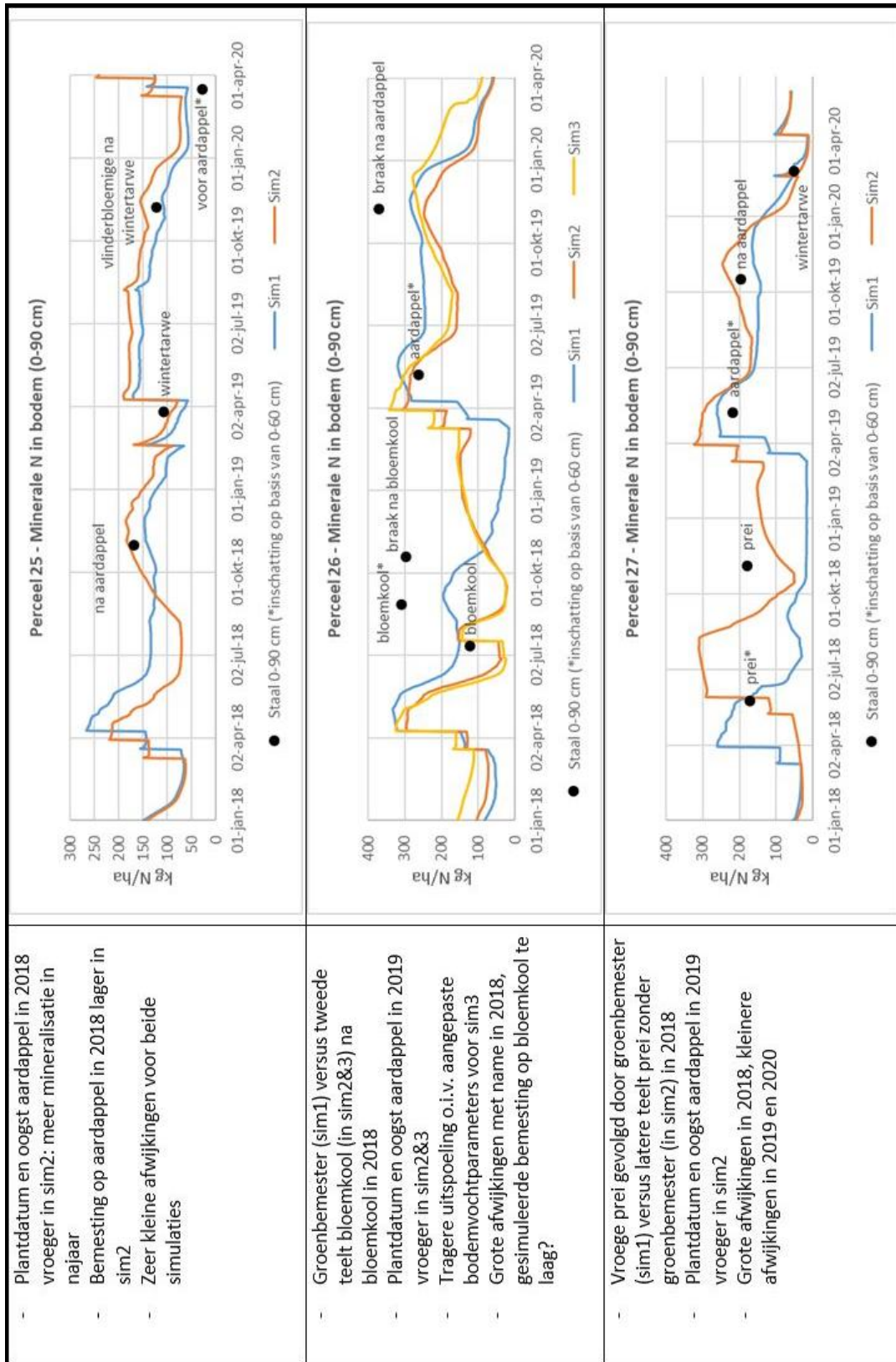


Fig 5.29 (percelen 28-30)

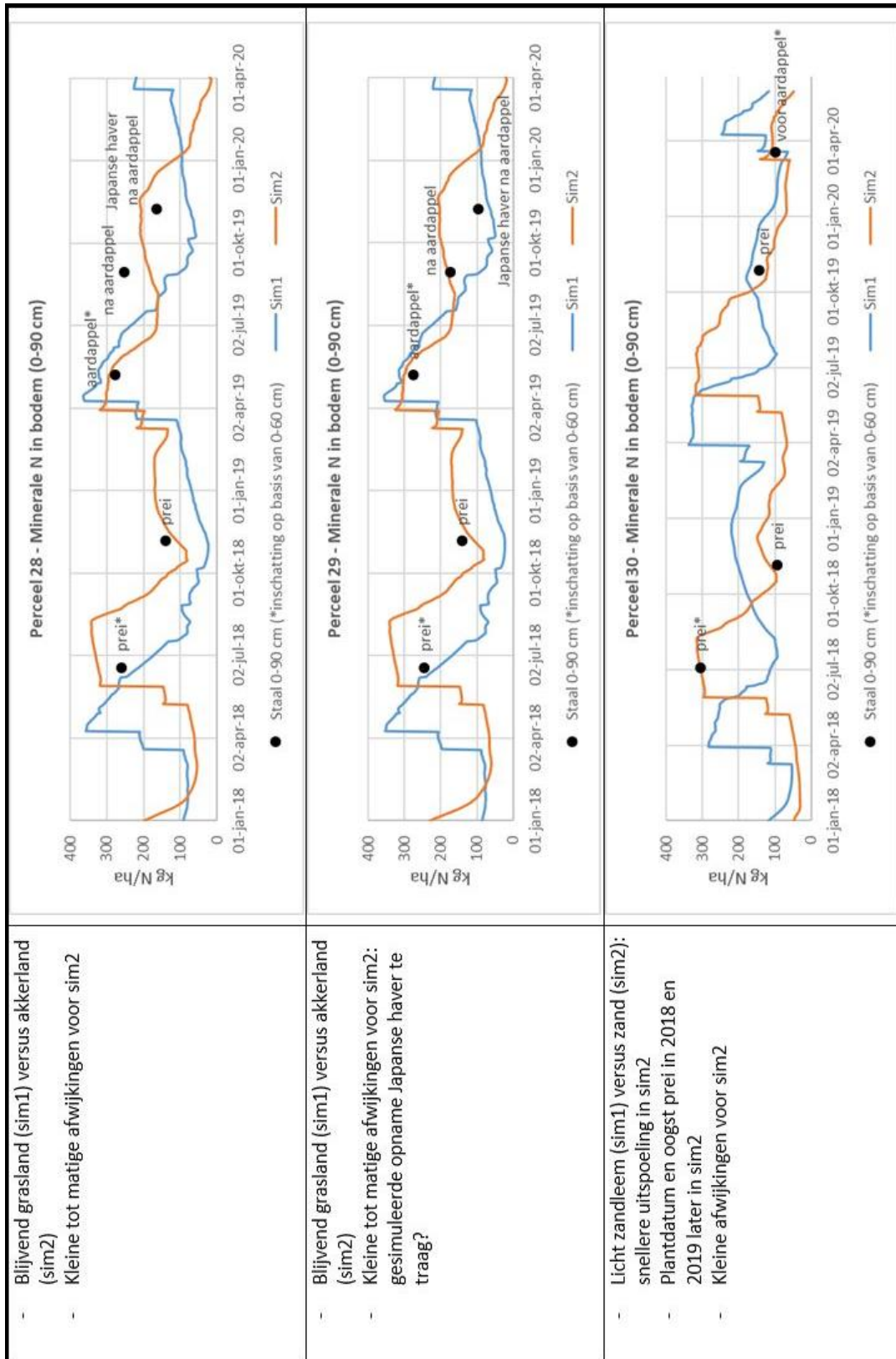


Fig 5.29 (percelen 31-33)

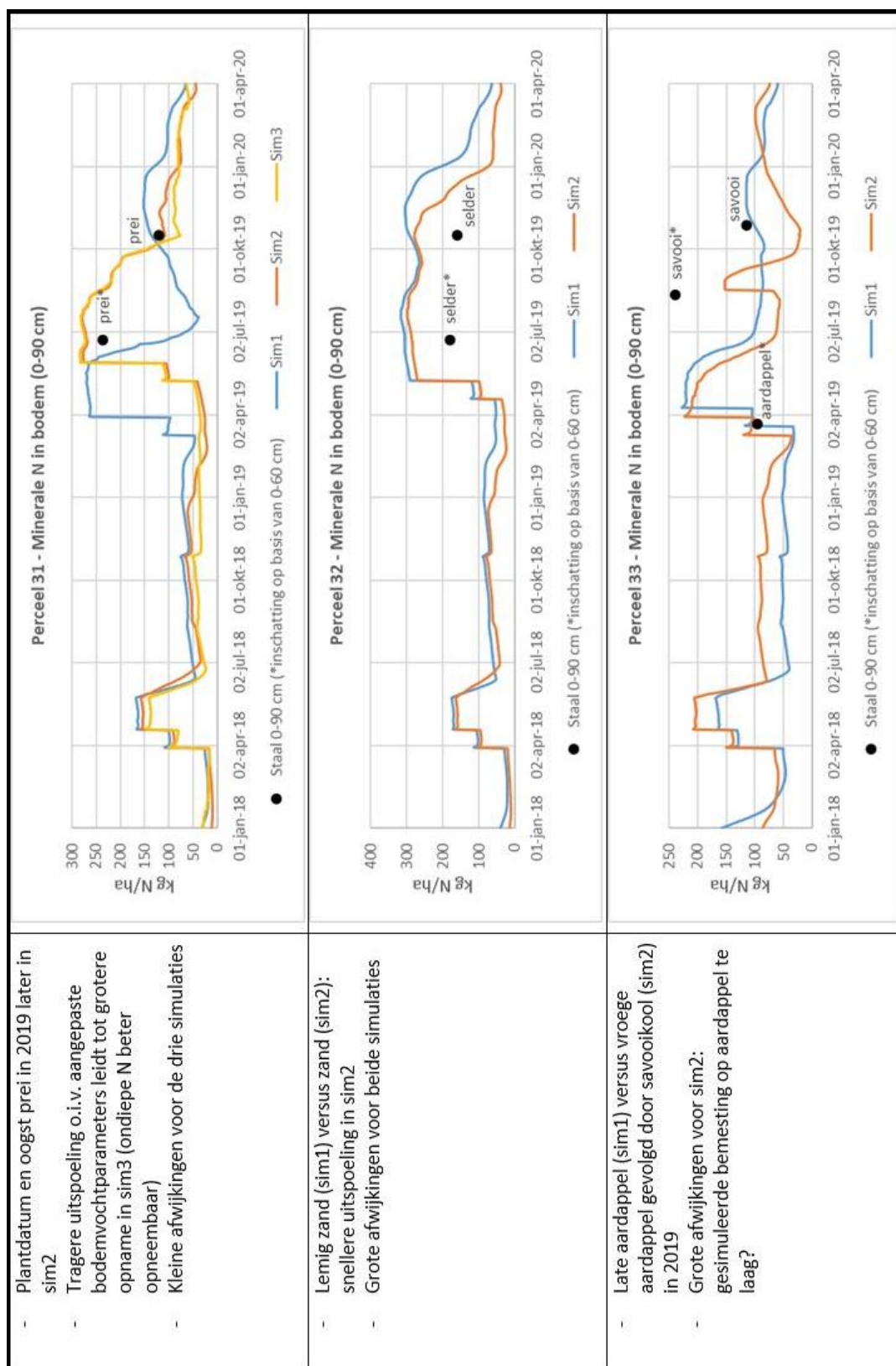


Fig 5.29 (percelen 34-36)

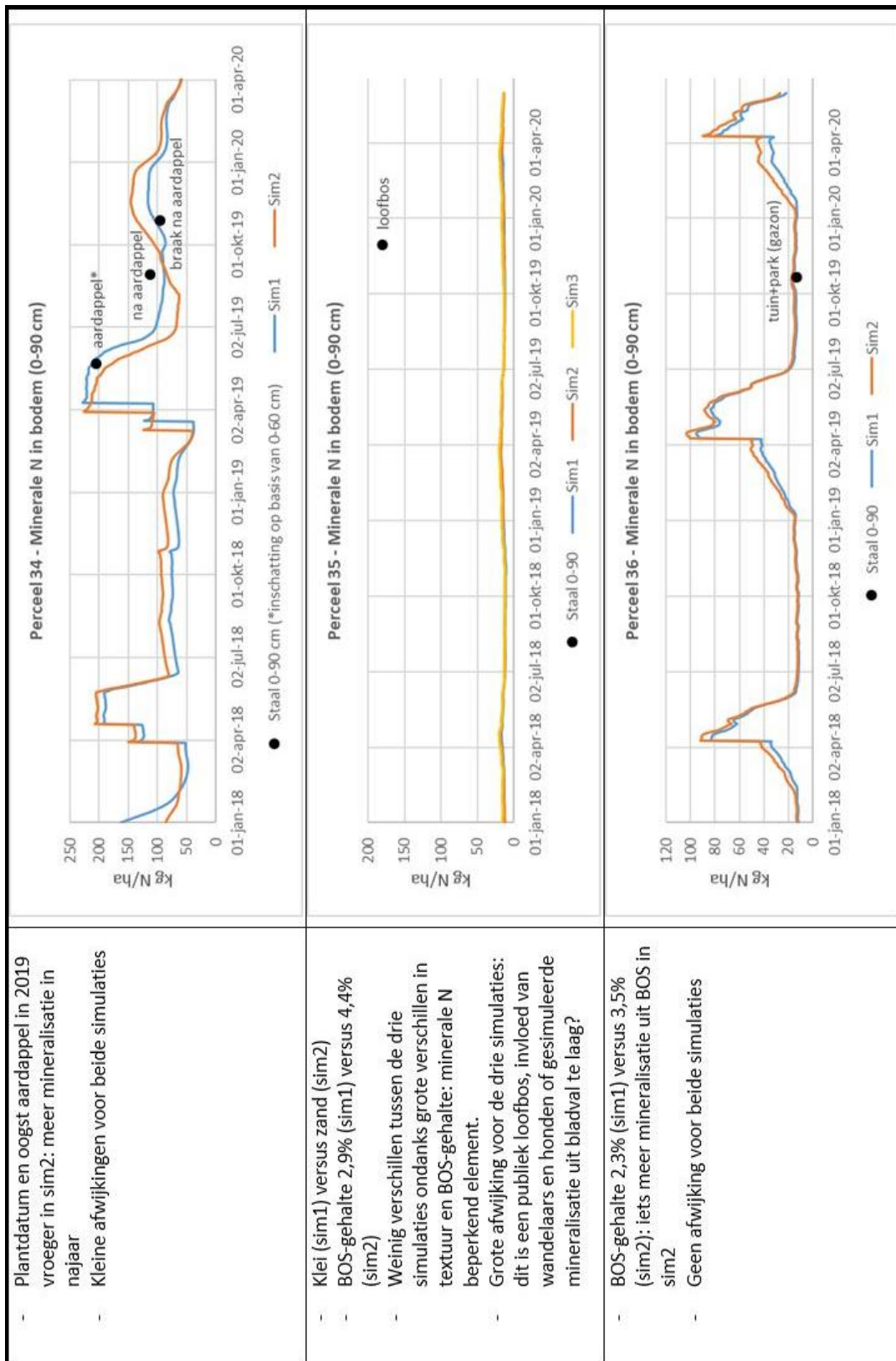


Fig 5.29 (percelen 37-39)

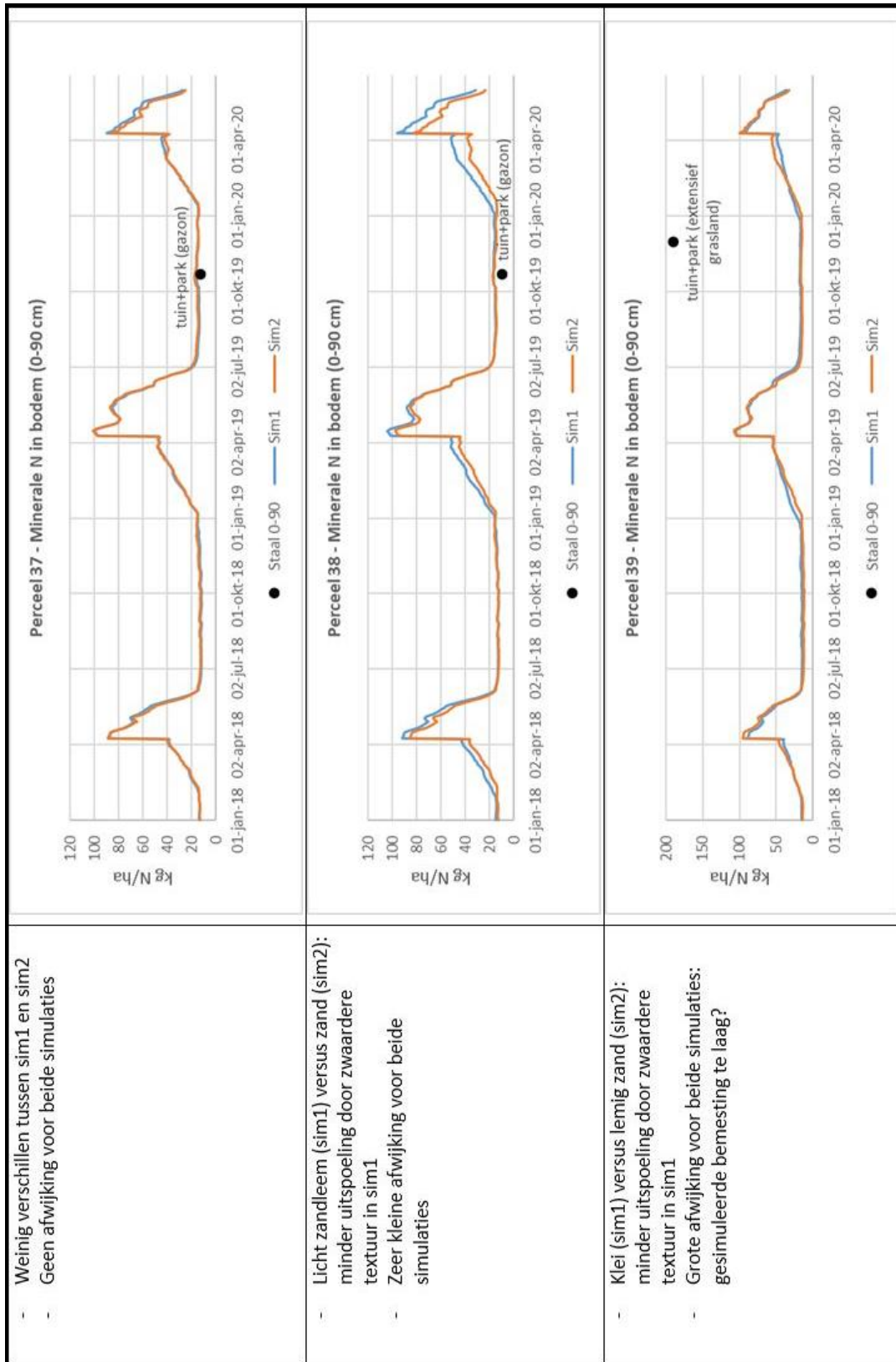
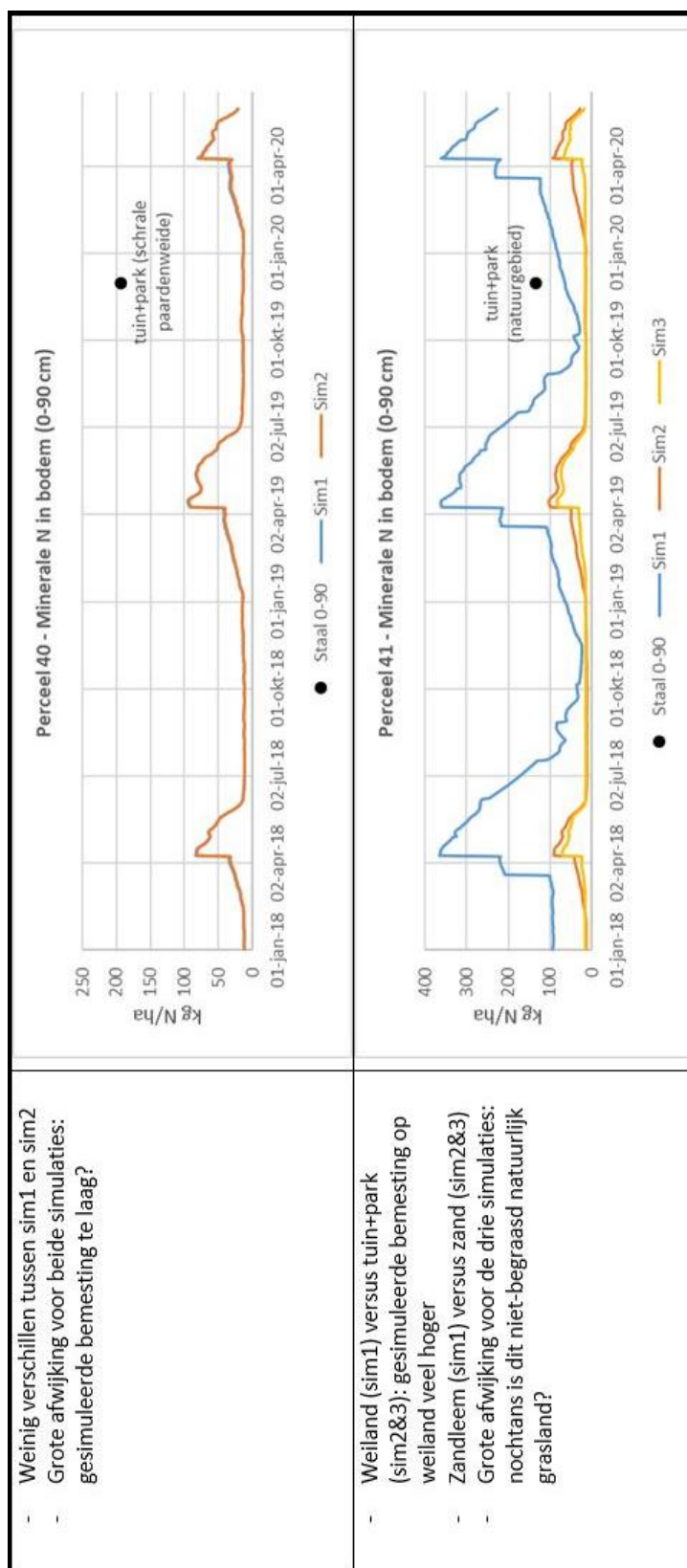


Fig 5.29 (percelen 40-41)



6 Toepassing van het BFN model : deel verzadigde zone

6.1 Modelinvoer

Resultaten model onverzadigde zone

Het BFN model van de verzadigde zone loopt over een periode van 50 jaar (1968-2017). Het model van de onverzadigde zone levert jaarlijkse waarden voor de grondwateraanvulling en de nitraatconcentratie in het bodemperkolaat in elke gridpunt van een netwerk met een spatiale resolutie van 50 m. Deze ruimtelijke distributie werd geaggregeerd in een spatiaal gemiddelde met jaarwaarden voor de gemiddelde aanvulling per jaar en gemiddeld nitraatgehalte. Deze spatiale gemiddelden werden grafisch voorgesteld d.m.v. staafgrafieken.

Het grondwateraanvulling (fig 6.1) heeft over de hele periode een gemiddelde van 183 mm/jaar. In de natste jaren kan de aanvulling oplopen tot meer dan 300 mm/jaar, zoals in de periode rond 2000.

Het nitraatgehalte in het bodemperkolaat (fig 6.2) toont dat vanaf begin jaren 70 tot eind jaren 90 zeer hoge concentraties voorkwamen. Deze lagen in sommige jaren boven de 1000 mg/l. De evolutie sinds 2000 is voorgesteld op fig 6.3. Hier is duidelijk te zien dat vanaf 2007/2008 de waarden verlaagd zijn. Dit wordt ook weerspiegelt in de evolutie in het MAP meetpunt: daar is duidelijk te zien dat sinds 2008 de wintermaxima minder hoog zijn en ook nog weinig variatie tonen. Al blijven ze wel boven de 50 mg/l liggen.

De laatste 10 jaar (2008-2017) bedroeg de gemiddelde nitraatconcentratie in het bodemperkolaat in testite Luikbeek nog 260 mg/l. De laatste 5 jaar (2013-2017) ligt dat nog steeds op 235 mg/l. Deze waarden liggen een factor 4 tot 5 boven de 50 mg/l norm.

Reistijden en grondwater ouderdom

Vermits voor de Luikbeek site een MODFLOW/MODPATH stromingsmodel / stroomlijnen model is opgesteld kan daaruit de verdeling van reistijden in de oxidatiezone afgeleid worden (fig 6.4). De reistijden volgen een exponentiele distributie met een mediaan ouderdom van ongeveer 3 jaar. Deze waarde werd in het BFN model gebruikt.

Fractionerings coëfficiënten en maandelijkse tijdwegingsfactoren

Afvoer via drains is een belangrijke component in de waterbalans bij de Luikbeek. Het feit dat de nitraatconcentraties aan het MAP meetpunt sterk stijgen wanneer de drains beginnen werken in de aanvulperiode tonen dit aan. De fractioneringscoëfficiënt voor de drains is bijgevolg belangrijk en niet erg klein.

Uit de hydrogeologische opbouw, hydrostratigrafie en wateranalyses is gebleken dat de oxidatiezone dun is en beperkt tot het bovenste quartaire dek, dat bestaat uit leemhoudend zand. De grondwaterstroming in de oxidatiezone is bijgevolg vrij beperkt, het meeste grondwater stroomt in de onderliggende tertiaire zanden. De

verdeling die de bijdrage vanuit de oxidatiezone bepaalt zal dus vrij klein zijn, mogelijk niet meer dan enkele percenten van de totale stroming in de freatische laag.

Het bepalen van de exacte waarden van de controlerende coëfficiënten dient te gebeuren door fitting van de modelresultaten met de MAP meetreeks. Dit is een tijdrovend proces als het via “trial and error” dient te gebeuren.

Door modelcalibratie werd bepaald dat 25% van de grondwateraanvulling door drains afgevoerd wordt (de FR_DRN parameter is 0.25). Van het resterende deel dat de freatische laag bereikt, stroomt 2.5% via de oxidatiezone naar de Luikbeek, de overige 75% via de reductiezone (FR_OX is 0.025).

De maandelijkse wegingsfactoren voor de grondwateraanvulling (kolom “GWAanv”), baseflow en drainafvoer staan aangegeven in tabel 6.1. Alle drains leveren water uit de oxidatiezone. De afvoer is snel : binnen hetzelfde kalenderjaar wordt geïnfiltreerd water door de drains afgevoerd. De maandelijkse wegingsfactoren betreffen momenteel louter inschattingen of benaderingen.

Tabel 6.1 Maandelijkse wegingsfactoren in het BFN model

| maand | Gwaanv | baseflow | drains |
|-------|--------|----------|--------|
| Jan | 25 | 2.50 | 1.00 |
| Feb | 11 | 2.75 | 1.00 |
| Mar | 12 | 3.00 | 0.75 |
| Apr | 10 | 2.50 | 0.50 |
| Mei | 5 | 2.00 | 0.25 |
| Juni | 0 | 1.50 | 0.10 |
| Juli | 0 | 1.25 | 0.00 |
| Aug | 0 | 1.00 | 0.00 |
| Sep | 2 | 1.00 | 0.10 |
| Oct | 9 | 1.25 | 0.25 |
| Nov | 18 | 1.50 | 0.50 |
| Dec | 21 | 2.00 | 0.80 |

6.2 Modelresultaten

Bij vergelijking van de modelresultaten met meetgegevens moet steeds in beschouwing worden genomen dat de meetwaarden ook beïnvloedt zijn door oppervlakkige afvoer (“run off”), soms in sterke mate, en dat dit proces niet in de model is opgenomen. Dit was conform de projectopdracht ook niet gevraagd. Oppervlakkige afvoer is een proces dat op dagelijkse basis dient gekwantificeerd te worden en waarvan de invloed ook van dag tot dag variabel is. Het kan de oorzaak

zijn dat sommige metingen sterk afwijkende waarden hebben en outliers vormen in de meetreeksen. Het BFN model werkt niet op dagelijkse basis omdat dit niet nodig is voor de doelstelling waarvoor het ontwikkeld is. Men kan niet verwachten dat een model waarin dit proces niet op een adequate wijze ingebouwd is tot een zeer goede overeenstemming met de meetreeksen zou leiden. Het heeft ook weinig zin de huidige modellen te proberen te optimaliseren als een belangrijk proces niet kan worden opgenomen.

De resultaten van het BFN model zijn voorgesteld op fig 6.5. Hierbij wordt enkel de periode weergegeven waarvoor metingen aan het MAP meetpunt beschikbaar zijn (vanaf 2000). Het model zelf berekent concentraties vanaf 1968. Vermits de reistijden in de oxidatiezone eerder klein zijn (in de orde van enkele jaren) is evolutie voor het jaar 2000 van weinig belang. De piekconcentraties in winter worden bepaald door de afvoer door drains en hebben een snelle respons op de evolutie van het bodemperkolaat.

Alternatief model

Het is mogelijk een parameter configuratie te bepalen die een betere overeenkomst geeft met de hoge piekwaarden die voor 2008 voorkwamen (fig 6.6), maar deze heeft dan weer een minder goede fit voor de periode na 2008. Deze parameter-configuratie heeft een iets lagere bijdrage van de drains (18% van de grondwateraanvulling), waardoor de winterpieken verlagen. Het is wellicht beter een voorkeur te geven aan modellen die een betere reproductie geven van de recente (bv. laatste 10 jaar) metingen.

Validatie van het model

Voor de laatste 10 jaar berekent het model een gemiddeld nitraatgehalte van 62.9 mg/l, terwijl de metingen aan het MAP meetpunt gemiddeld 53 mg/l hebben. De gemiddelde fout bedraagt daardoor 9.9 mg/l. De gemiddelde absolute fout is 20 mg/l. Tussen het model en de meetreeksen komt dus nog een bias (systematische fout) voor van ca 10 mg/l. Wellicht is het mogelijk door fine tuning van de parameters dit bias te verkleinen of zelfs volledig weg te werken. In dat geval zou de gemiddelde absolute fout verkleinen tot ca 10 mg/l. Dat dient dan vergeleken te worden met de gemiddelde gemeten concentratie van 53 mg/l, een gemiddelde relatieve fout van ca 20%. Het is wellicht niet mogelijk een betere overeenkomst te bekomen met een model waarin het effect van runoff niet is opgenomen.

De vergelijking van de individuele meetwaarden met de modelwaarden voor de periode vanaf 2008 staat in fig 6.7. De Pearson correlatiecoëfficiënt bedraagt 0.74 voor 105 metingen.

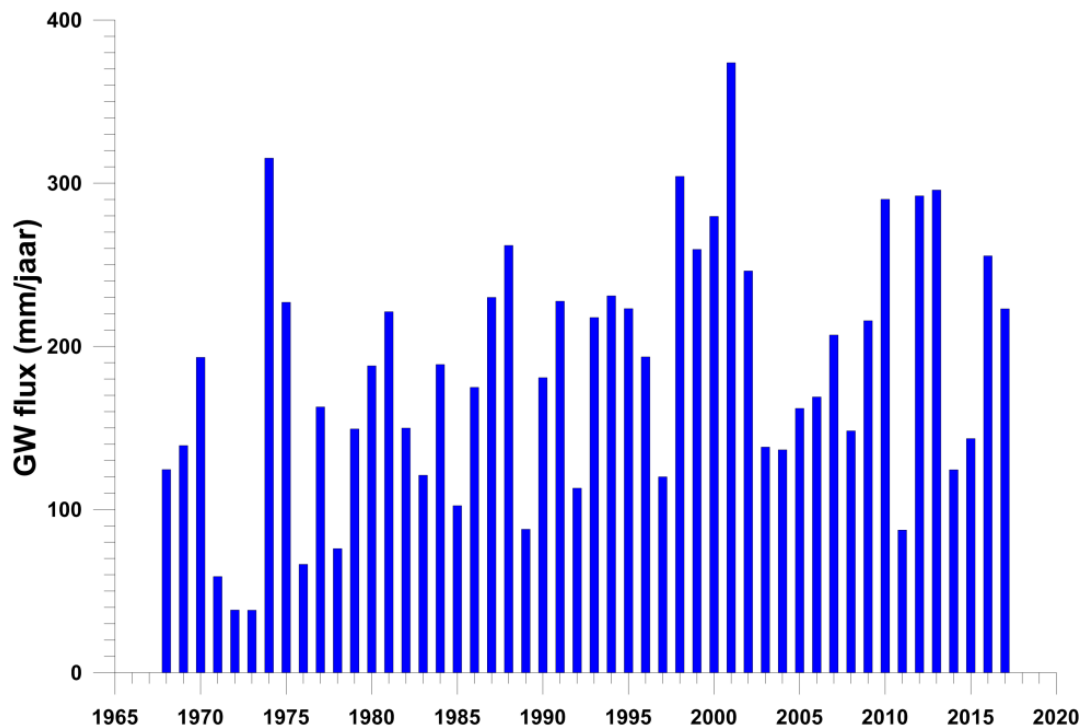
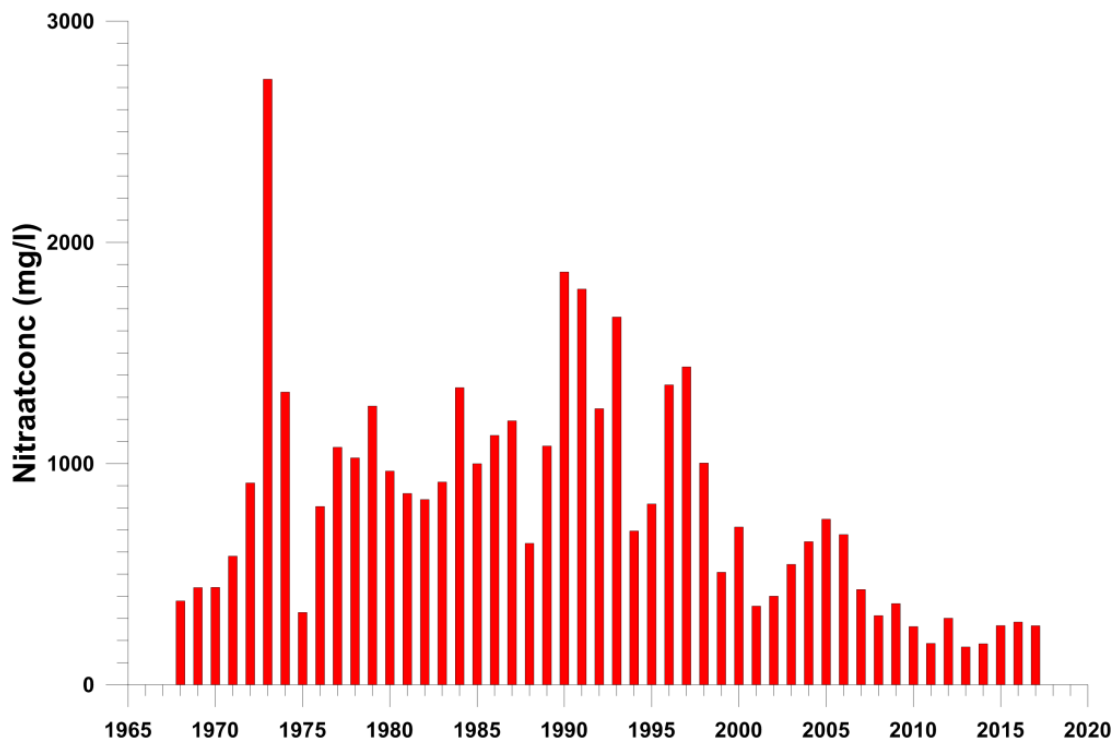
Fig 6.1 Grondwateraanvulling (1968-2017) berekend met het model van de onverzadigde zone**Fig 6.2 Nitraatconcentratie in het bodemperkolaat (1968-2017) berekend met het model van de onverzadigde zone**

Fig 6.3 Nitraatconcentratie in het bodemperkolaat (2008-2017) berekend met het model van de onverzadigde zone

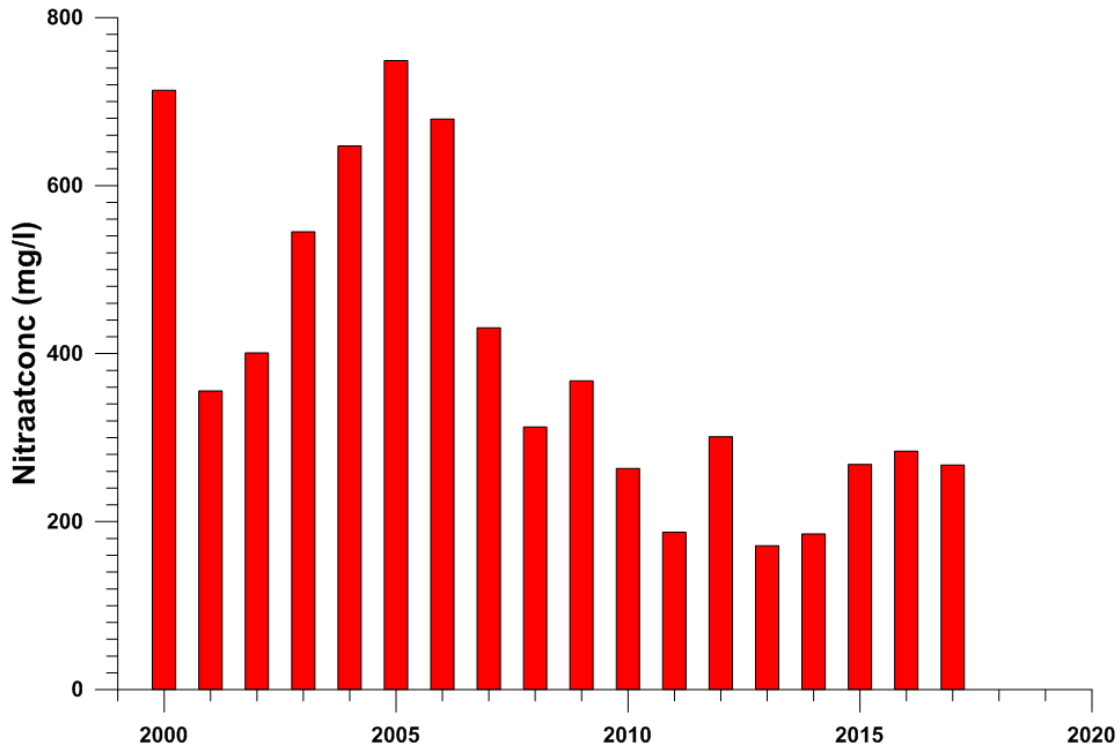


Fig 6.4 Reistijden en ouderdom van grondwater dat via de oxidatiezone naar de Luikbeek stroomt

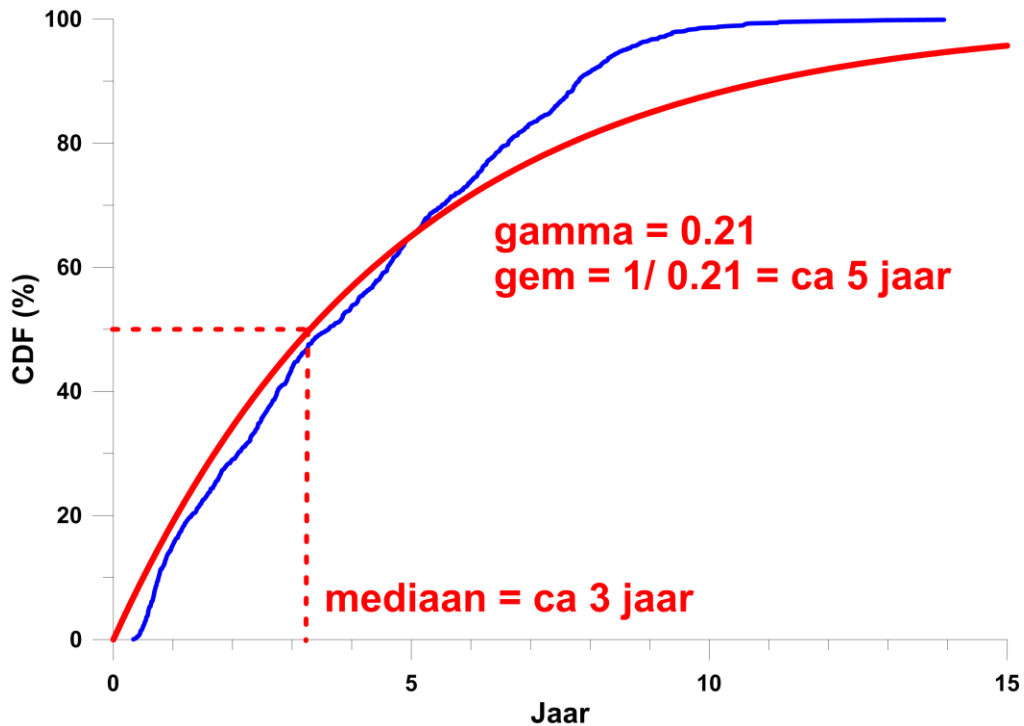


Fig 6.5 Resultaten van het BFN model van de testsite Luikbeek

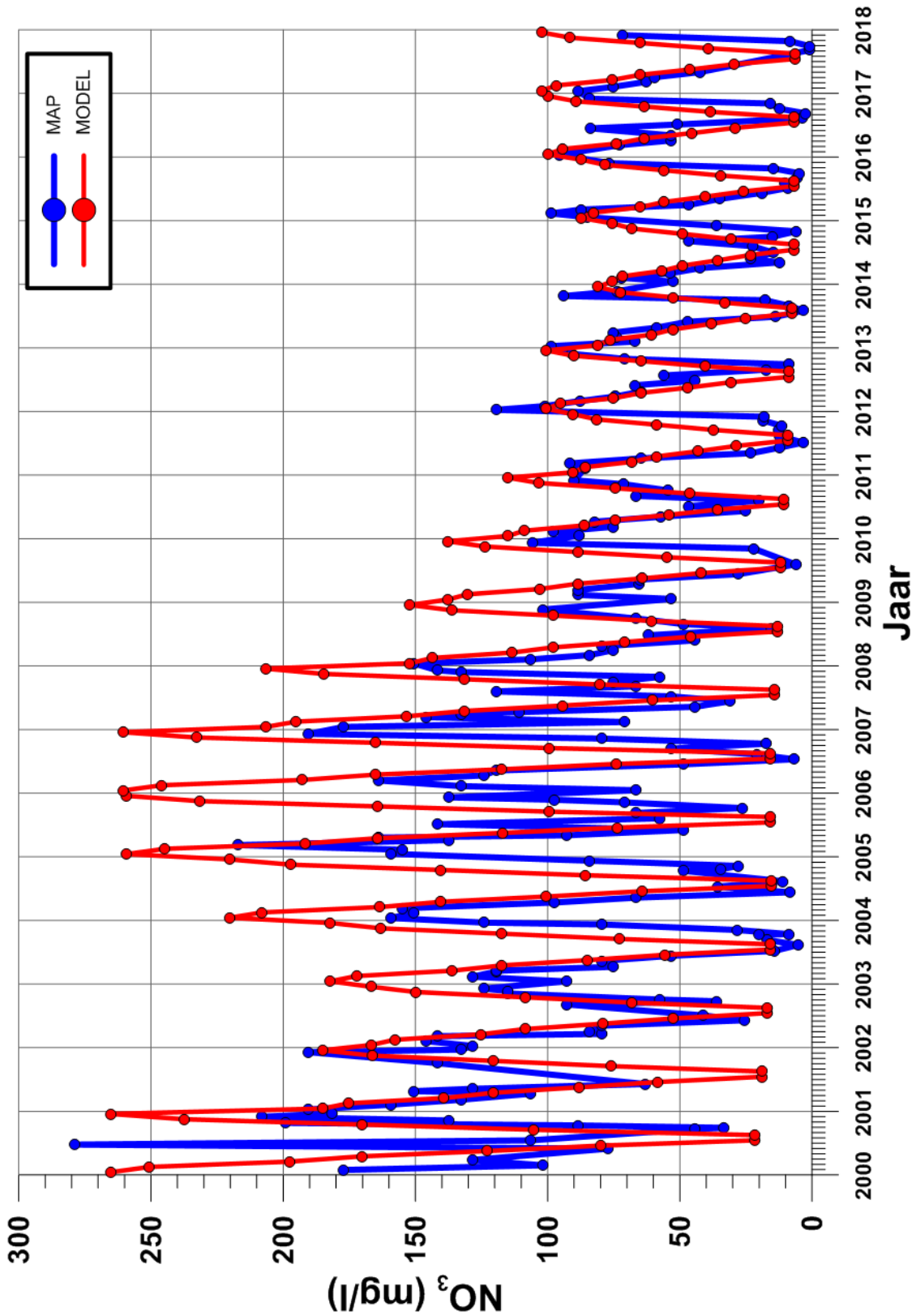


Fig 6.6 Resultaten van het BFN model van de testsite Luikbeek (alternatief)

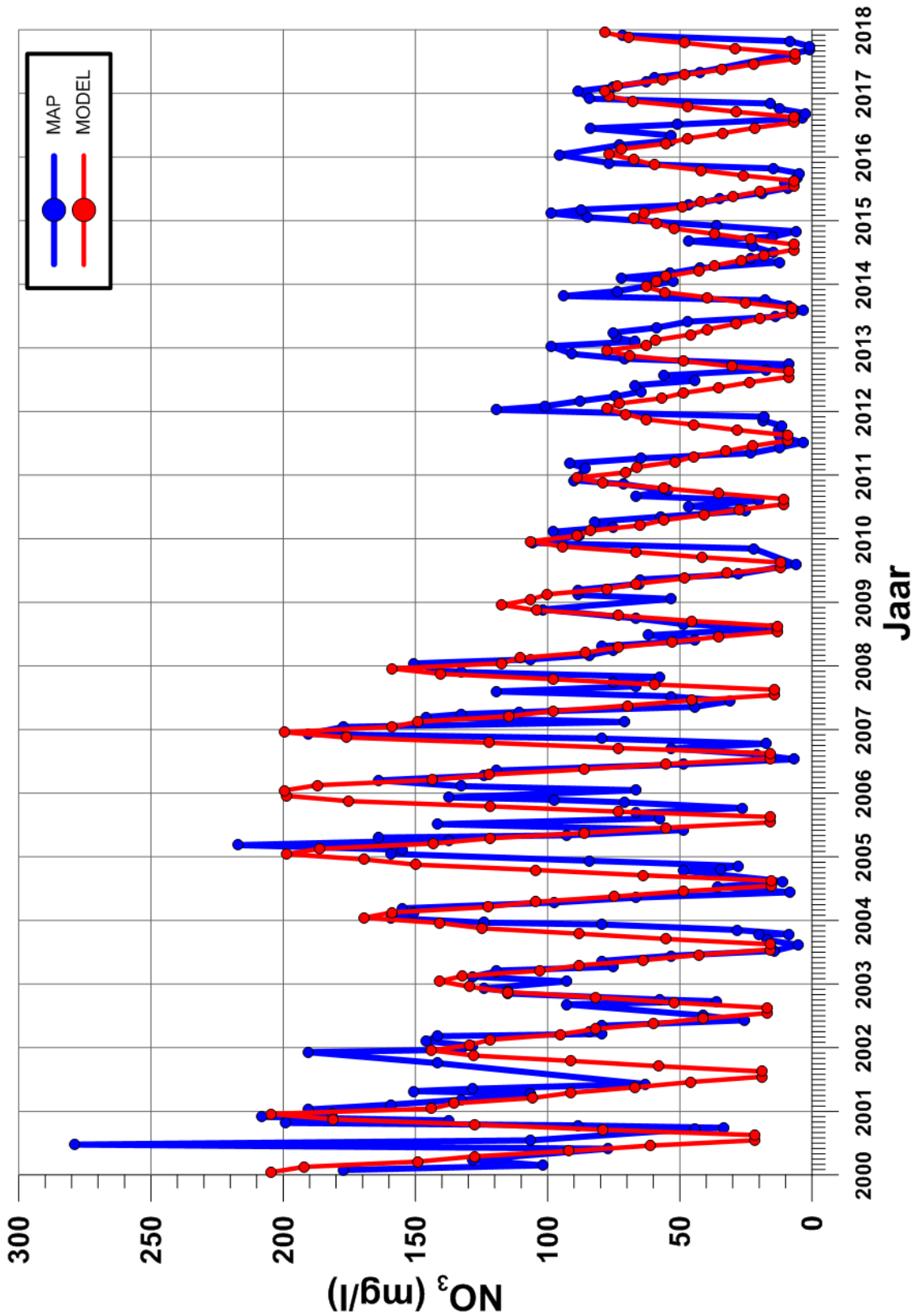
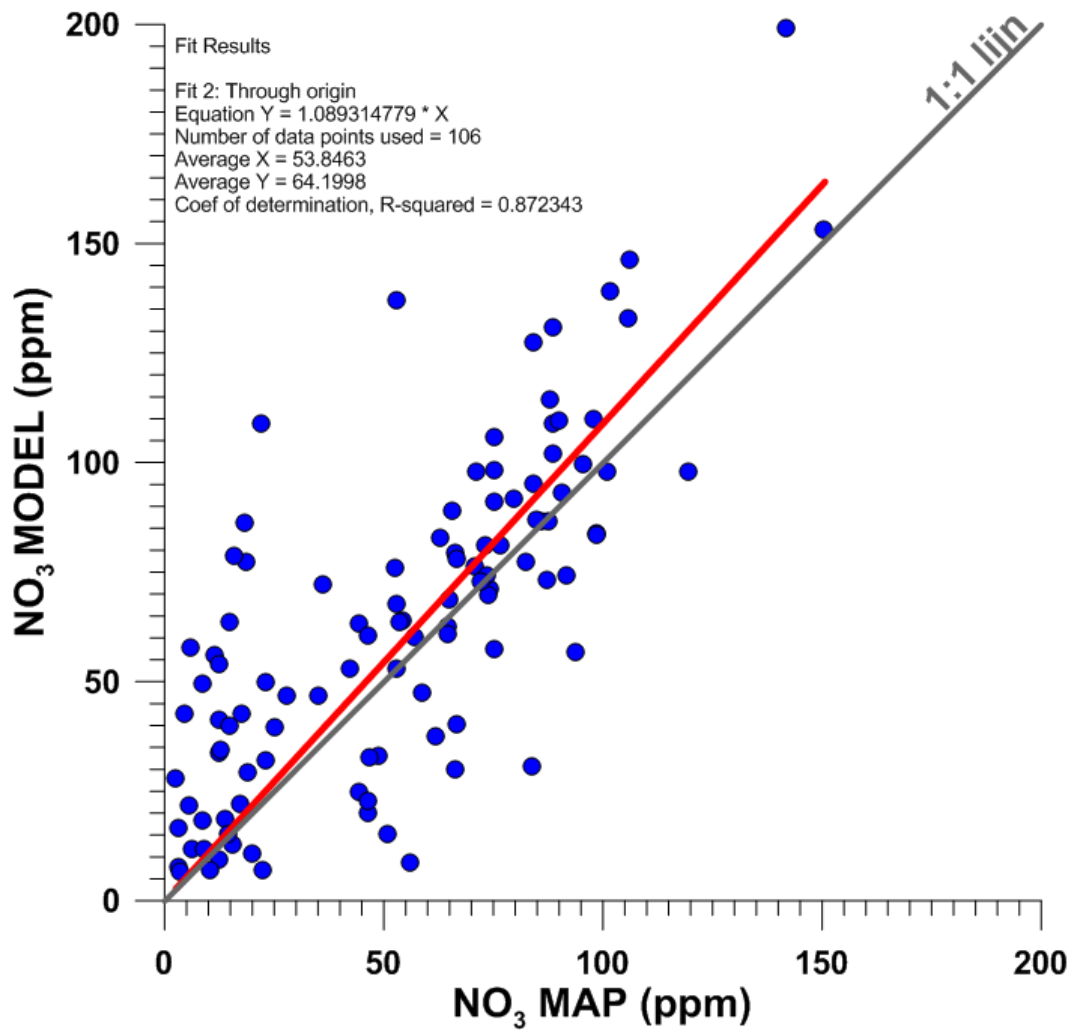


Fig 6.7 Vergelijking van de gemeten en berekende nitraatconcentraties aan het MAP meetpunt in de periode 2008-2017



7 Synthese en conclusies

De testsite Luikbeek, gelegen in Staden in West-Vlaanderen, betreft het afstroomgebied van MAP meetpunt 926100. De site ligt op de oostflank van een heuvel die ruwweg noord-zuid verloopt, waarbij de topografie oploopt van ca 25 m TAW in de vallei van de Luikbeek tot meer dan 45 m TAW op de top van de heuvelkam.

De heuvel bestaat uit "Ieperiaanzand" (Formatie van Egem) waarbij op de top lokaal nog een dun restant van de bovenliggende kleilaag van de Formatie van Gentbrugge bevindt. De basis van het freatisch grondwaterreservoir wordt gevormd door de "Ieperiaanklei" (Formatie van Kortrijk) die zich in de vallei van de Luikbeek op ca 10 m diepte bevindt. Onder de westelijke heuveltop op grotere diepte door de oplopende hoogteligging.

De grondwaterstroming wordt vooral gecontroleerd door de topografische gradiënt, waarbij de stroming enerzijds op de heuvelflank van west naar oost verloopt, en anderzijds van zuid naar noord omdat de afwatering in de vallei van de Luikbeek noordwaarts is. Doordat de quartaire bedekking uit leemhoudend zand bestaat, vindt de grootste toestroom van grondwater naar de Luikbeek via de tertiaire zanden plaats.

De oxidatiezone is beperkt tot de quartaire bedekking en dus maximaal enkele meters dik. Het meeste grondwater dat naar de Luikbeek stroomt passeert door de reductiezone en bevat daardoor geen echte nitraatvrucht.

MAP meetpunt

Het nitraatgehalte in het MAP meetpunt vertoont een duidelijke en grote seizoensaliteit met een afwisseling van (heel) hoge winterwaarden en (heel) lage zomerwaarden. Overschrijdingen van de 50 mg/l norm vinden alleen in de winter plaats. De winter piekwaarden zijn sinds 2008 vrij constant en iets onder de 100 mg/l. Vroeger kwamen hogere waarden voor. De seizoensaliteit werd gekwantificeerd door per maand kwartielen te berekenen van de distributie van meetwaarden. Het nitraatgehalte aan het MAP meetpunt stijgt snel wanneer drains tijdens het najaar beginnen te lopen. In het voorjaar is er een snelle daling.

Peilbuizen en wateranalyses

In de testsite werden 5 ondiepe peilbuizen geïnstalleerd, maar bij 2 peilbuizen (peilbuis 3 en 5) werden later telkens een bijkomende ondiepe filter bijgeplaatst, omdat de eerste filter mogelijk wat te diep onder de watertafel werd aangebracht. De wateranalyses wezen er later inderdaad op dat er grote verschillen tussen de twee filterniveaus kunnen worden vastgesteld.

In de 5 peilbuizen werden 2 bemonsteringscampagnes uitgevoerd in resp het winter- (ronde 1) en zomerseizoen (ronde 2). Uit de analyses bleek slechts in een enkel geval een overschrijding van de 50 mg/l norm, in de ondiepe filter van peilbuis 3. De gemiddelde nitraatconcentratie in meetronde 1 (7 filters) bedraagt 18.3 mg/l, in

meetronde 2 (eveneens 7 filters) 8.5 mg/l. Deze gemeten concentraties liggen op één uitzondering na veel lager dan de piekwaarden die in de winterperiode aan het MAP meetpunt vastgesteld worden. De bron van de hoge nitraatgehalten aan het MAP meetpunt is bijgevolg niet het grondwater. De lage gehalten in het grondwater zijn het gevolg van het feit dat de reductiezone in het grootste deel van de testsite vrij ondiep ligt (niet meer dan enkele meters) waardoor het meeste grondwater via de reductiezone naar de Luikbeek toe stroomt.

De enige plaats waar hoge concentraties in het grondwater voorkomen is een bedolven oud valleitje dat opgevuld is geraakt met grof quartair materiaal dat geoxideerd moet zijn en dus een veel lagere reactiviteit heeft dan het marien zand van de Lid van Egem ("leperiaanzand"). Dit paleo valleitje is ontwikkeld in de oostflank van de heuvelrug.

BFN model onverzadigde zone

Het stroomgebied van de Luikbeek ligt in de Zandleemstreek en meer dan 80% van de oppervlakte wordt ingenomen door landbouwgebruik, waarbij twee derden van het areaal bestaat uit aardappelen en groenten. Er is weinig verdunning door het beperkte aandeel bos, tuinen en parken. De historische bemestingsdruk is er hoog t.o.v. de andere stroomgebieden, met name door de intensieve varkenshouderij. De gesimuleerde gemiddelde jaarlijkse nitraatconcentratie in het percolerend water op een diepte van 90 cm bedraagt 786 mg NO₃ L⁻¹ voor de periode 1968-2017. Met volledige implementatie van de bemestingsnormen in de periode 2007-2017 werd een gemiddelde jaarlijkse nitraatconcentratie van 282 mg NO₃ L⁻¹ gesimuleerd.

Een validatie op basis van de jaarlijkse nitraatresiduen toonde aan dat de nitraatresiduen algemeen enigszins werden overschat door de simulaties, maar niet systematisch doorheen de tijd. De nitraatconcentraties gemeten aan drainagebuizen waren tot een derde lager dan de gesimuleerde nitraatconcentraties, maar deze validatie was eerder indicatief aangezien er geen gewogen gemiddelde nitraatconcentraties werden berekend. Een perceelsgewijze validatie uitgevoerd op een selectie van zowel landbouwpercelen als niet-landbouwpercelen wees echter eerder op een algemene onderschatting van het mineraal N-gehalte in de bodem, zowel met als zonder bijkomende gegevens over bodem, teelt en bemesting. De grootste winst in de precisie van de simulaties lag in het aanleveren van ter plaatse geverifieerde gegevens aangaande bodembedekking, teelt en bemesting. Op heel wat percelen waren desondanks nog grote onzekerheden over de bij de landbouwers opgevraagde gegevens. Deze validatie toonde echter de robuustheid aan van de generieke simulatie op stroomgebiedsniveau: de onzekerheid op de modelinput en modeloutput wordt immers uitgemiddeld over het stroomgebied.

BFN model verzadigde zone

Het BFN model van de verzadigde zone vertrekt van de resultaten van het model van de onverzadigde zone. Dit berekent voor de periode 1968-2017 een gemiddelde grondwateraanvullingsflux van 183 mm/jaar. In natte jaren kan deze wel oplopen tot meer dan 300 mm/jaar. Nitraatconcentraties in het bodemperkolaat waren vroeger

zeer hoog. Vanaf 2008 liggen de waarden meestal tussen ca 200 en 250. Het gemiddelde van de laatste 10 jaar van de simulatieperiode (1968-2017) bedraagt 260 mg/l, de laatste 5 jaar nog 235 mg/l. Dat is ver boven de 50 mg/l norm.

Met het BFN model kan de waargenomen MAP meetreeks en zijn typische grote seizoenaliteit goed gereproduceerd worden.

Vergelijking van de individuele metingen met de modelwaarden (105 data punten) heeft een Pearson correlatie r van 0.74.

Regelmatig metingen uitvoeren aan de afloop van de drains (nitraatgehalte, drainagedebiet) zou het model zeker kunnen verbeteren.

REFERENTIES

INAGRO (2014). Eindrapport Werkjaar 2014. Integrale aanpak tot verbetering van de waterkwaliteit en –kwantiteit in de bovenloop van de Luikbeek gelegen in landbouwgebied

Morris, D.A. and Johnson, A. I.. (1967). *Summary of hydrologic and physical properties of rock and soil materials as analyzed by the Hydrologic Laboratory of the U.S.*