



**TOPSOIL DUURZAME WATERKWALITEIT DRENTHE –  
Rapportage classificatie bodem en grondgebruik  
SWAP/SWAT**

Definitief

**Opdrachtgever**  
Contactpersoon

**Waterschap Hunze en Aa's**  
Marian van Dongen

**RPS advies- en ingenieursbureau bv**

Referentienummer

1603390A00-R19-226

Projectleider

Lotte Rippen

Datum

27 februari 2019

Versie

Eindversie

## INHOUDSOPGAVE

<b>1. INLEIDING .....</b>	<b>4</b>
1.1. Inleiding.....	4
1.2. Doelstelling Topsoil project.....	4
1.3. Fasering aanpak Topsoil project.....	4
<b>2. PROJECTONDERDEEL CORRECTIE AFVOERREEKS SCHIPBORG .....</b>	<b>6</b>
2.1. Inleiding.....	6
2.1.1. Aanleiding .....	6
2.1.2. Doel.....	6
2.1.3. Afbakening .....	7
2.2. Gegevensbronnen .....	8
2.3. resultaten en producten .....	9
2.3.1. Bepaling van de NAP hoogte van peilschaal Schipborg .....	9
2.3.2. Analyse van waterpeil- en waterdieptegegevens .....	10
2.3.3. Correctie van de waterstand meetreeks .....	11
2.3.4. Analyse van de afvoermetingen van het waterbedrijf Groningen .....	14
2.3.4.1. Analyse van de afvoercurve .....	14
2.3.5. Ontwikkeling van een nieuwe QH-curve.....	16
2.3.6. Onzekerheid in de afvoerberekeningen.....	19
2.3.7. Vergelijking van afvoertijdseries .....	19
2.4. Conclusie .....	21
2.4.1. Aanbevelingen .....	21
<b>3. REISTIJDENSTUDIE DRENTSCHE AA .....</b>	<b>22</b>
3.1. Inleiding.....	22
3.2. Aanpak van de studie .....	22
3.2.1. Veldmetingen .....	23
3.2.2. Modelleren van stroomsnelheden met SWAT .....	24
3.3. Resultaten .....	25
3.3.1. Stroomsnelheden en reistijden .....	25
3.3.2. Dispersie .....	28
<b>4. MODELLERING VAN STROMINGSPADEN MET SWAP .....</b>	<b>30</b>
4.1. Inleiding.....	30
4.1.1. Risico factoren .....	30
4.1.2. Bodemschematisatie .....	31
4.1.3. SWAP model.....	32
4.2. SWAP model parameterisatie.....	33
4.2.1. Bodemschematisatie .....	34
4.2.1.1. Eerste aggregatie.....	34
4.2.1.2. Vergelijking met de keileemkaart.....	35
4.2.2. Interactie met oppervlaktewater.....	36
4.2.2.1. Oppervlaktewaterniveau .....	36
4.2.2.2. Drainageweerstand .....	38
4.2.2.3. Buisdrainage .....	38
4.2.3. Kwel/wegzijing .....	39
4.2.4. Meteorologie .....	40
4.2.5. Gewas.....	40
4.3. Resultaten .....	41
4.3.1. Gt vergelijking .....	41

4.3.2.	Risicokaarten .....	42
4.4.	Verdere aggregatie bodemprofielen voor SWAT .....	49
4.5.	Verklaring van trends en modelgevoeligheid .....	51
<b>5.</b>	<b>STROOMGEBIEDBEGRENZINGEN DRENTSCHE AA EN HUNZE .....</b>	<b>53</b>
5.1.	Afbakening van het stroomgebied Drentsche Aa in SWAT .....	53
5.2.	Afbakening van het stroomgebied van de Hunze in SWAT .....	55
5.3.	Definitie van Unieke Landschap Eenheden (HRU) .....	56
5.4.	Karakterisering van de watergangen Drentsche Aa .....	57
5.5.	Vernattingsgebieden en reservoirs .....	60
5.6.	Wateronttrekking uit de Drentsche Aa .....	60
5.7.	Puntbron rioolwaterzuiveringinstallatie Gieten, Hunze .....	60
5.8.	Nutriënten en gewasbeschermingsmiddelen in bodem- en beekwater .....	60
<b>6.</b>	<b>RUIMTELIJKE INFORMATIE GRONDGEBRUIK .....</b>	<b>62</b>
6.1.	Informatie bronnen grondgebruik .....	62
<b>7.</b>	<b>RUIMTELIJKE INFORMATIE BODEM .....</b>	<b>68</b>
7.1.	Achtergrond .....	68
7.2.	Werkwijze en resultaat .....	68
7.2.1.	STONE model bodeminvoer .....	68
7.2.2.	Verfijnde bodemschematisatie .....	69
<b>8.</b>	<b>METEOROLOGISCHE GEGEVENS .....</b>	<b>72</b>
<b>9.</b>	<b>ATMOSFERISCHE STIKSTOF DEPOSITIE .....</b>	<b>73</b>
<b>10.</b>	<b>GEWASBESCHERMINGSMIDDELEN .....</b>	<b>74</b>
10.1.	Concentraties in bodem .....	76
<b>11.</b>	<b>BEMESTING .....</b>	<b>78</b>
<b>12.</b>	<b>GROND- EN GEWASBEWERKINGEN .....</b>	<b>80</b>
<b>13.</b>	<b>KALIBRATIE VAN SWAT MODELLEN .....</b>	<b>82</b>
13.1.	Algemene kalibratieprocedure .....	82
13.2.	Kalibratie .....	83
13.3.	Drentsche Aa .....	84
13.4.	Hunze .....	86
13.5.	Gevoeligheid voor gegevens en parameters .....	88
<b>14.</b>	<b>AFVOER EN EXPORT VAN STOFFEN .....</b>	<b>91</b>
14.1.	Inleiding .....	91
14.1.1.	Stroomgebied Drentsche Aa .....	91
14.1.1.1.	Hydrologie .....	92
14.1.1.2.	Nutriënten .....	94
14.1.1.3.	Gewasbeschermingsmiddelen .....	96
14.1.2.	Stroomgebied Hunze .....	99
14.1.2.1.	Nutriënten .....	100
14.1.2.2.	Bijdrage rioolwaterzuiveringsinstallatie Gieten .....	103
<b>15.</b>	<b>CONCLUSIES EN AANBEVELINGEN .....</b>	<b>104</b>
15.1.	Conclusies .....	104
15.2.	Aanbevelingen .....	105
<b>16.</b>	<b>LITERATUUR .....</b>	<b>106</b>

## Samenvatting

In dit rapport wordt de opbouw van het modelinstrumentarium voor het bepalen van water- en stoftransport uit landschapseenheden beschreven. Tevens worden alle gebruikte invoergegevens beschreven die de modellen hebben gevoed. De huidige studie dient modellen op te leveren voor de stroomgebieden van de Drentsche Aa en de Hunze waarmee klimaat- en grondgebruikscenario's doorgerekend kunnen worden om inzicht te krijgen in ruimtelijke veranderingen in de afvoer en stoftransport. In het verleden is STONE gebruikt om nutriëntenexport uit de Drentsche Aa te simuleren.

Het project werd in twee stappen uitgevoerd:

- 1) Verkrijgen van een betere bodemschematisatie waarbij het 1-D SWAP model is gebruikt voor het simuleren van afvoerroutes.
- 2) Het gebruiken van de verfijnde bodemschematisatie, met andere gegevens, in het SWAT model om inzicht te verkrijgen in waterstromen en stofstromen in de stroomgebieden van de Hunze en de Drentsche Aa.

Het bodemfysisch SWAP model is gebruikt, gevoed met de meest recente informatie over de bodems in het gebied, om een verfijnde bodemschematisatie op te stellen. Met SWAP zijn op basis van de gedetailleerde bodemprofielen risicokaarten voor snelle afvoer ontwikkeld. Deze snelle afvoerroutes worden gezien als belangrijk voor de afvoer van nutriënten en gewasbeschermingsmiddelen naar het oppervlaktewatersysteem. Op basis van risicokaarten voor snelle afvoerroutes zijn tevens bodemprofielen geaggregeerd als invoer in het SWAT model.

Het SWAT model is een stroomgebiedsmodel wat wereldwijd gebruikt wordt voor het simuleren van afvoer en stoftransport – nutriënten en gewasbeschermingsmiddelen. Het te modelleren stroomgebied is onderverdeeld in substroomgebieden, waarbinnen hydrologische eenheden gedefinieerd zijn op basis van unieke combinaties van bodem en grondgebruik. Het SWAT model heeft een groot aantal parameters om water- en nutriëntenkrinlopen te simuleren en gebruikt GIS kaarten van de topografie, grondgebruik, en bodem als invoer, samen met gegevensbanken van gewasrotaties, bemesting, gebruik van gewasbeschermingsmiddelen, meteorologie en atmosferische N invoer. De uitvoer bestaat uit kaarten van export van stoffen uit de landschapseenheden en tijdseries van hydrologische parameters en stoftransport.

SWAT is geijkt op gegevens van afvoermeetstations en vrachten berekend uit chemische analyses van watermonsters genomen bij deze stations. De simulaties van SWAT resulteren in kaarten waarop de ruimtelijke export van stoffen uit landschapseenheden getoond worden, en uit informatie over de fluxen uit landschapseenheden en substroomgebieden. Twee modellen zijn ontwikkeld voor de Hunze en voor de Drentsche Aa, waarmee scenario's voor stroming van water, stikstof, fosfor en een select aantal prioritaire gewasbeschermingsmiddelen doorgerekend kunnen worden. De modellen tonen duidelijke ruimtelijke verschillen aan in het gebied voor de uitstroom van stoffen uit landschapseenheden, afhankelijk van bodem en grondgebruik.

Het SWAT model is ook gebruikt om een reistijdenkaart te maken voor het transport van conservatieve stoffen in de waterlopen binnen het stroomgebied van de Drentsche Aa naar het inlaatstation van de waterwinning bij De Punt.

De SWAT modellen van de Hunze en de Drentsche Aa zijn inzetbaar voor het doorrekenen van klimaat- en grondgebruikscenario's waarbij het doel is om de uitstroom van nutriënten en gewasbeschermingsmiddelen te verminderen in verband met de opgave voor de KRW doelstellingen.

## 1. INLEIDING

### 1.1. Inleiding

Om te anticiperen op effecten van klimaatverandering hebben waterschap Hunze en Aa's, provincie Drenthe en waterschap Noorderzijlvest een gezamenlijk project opgezet binnen Topsoil Interreg. Het hoofddoel van het project is om te bepalen met welke haalbare en betaalbare maatregelen ingespeeld kan worden op de gevolgen van klimaatverandering ten aanzien van uit- en afspoeling van nutriënten en gewasbeschermingsmiddelen (GBM). Hierbij wil de opdrachtgever dat de agrariërs in beide stroomgebieden bij het onderzoek betrokken worden. De opdracht richt zich op de noodzaak om in de toekomst 1) aan KRW-richtlijnen te blijven voldoen en 2) de drinkwatervoorziening veilig te stellen.

### 1.2. Doelstelling Topsoil project

Voor het Topsoil project zijn de volgende doelen geformuleerd:

Drentsche Aa Fase 1 (december 2016 – december 2017):

- 1) Actualiseren van het watersysteemonderzoek en het in kaart brengen van landbouwpercelen van het stroomgebied van de Drentsche Aa waar af- en uitspoeling van fosfor en GBM richting het oppervlaktewater het meest plaatsvindt en in welke mate. Mogelijke transportroutes zijn diepe en ondiepe grondwaterstroming, oppervlakkige afvoer en drainafvoer.
- 2) Reistijden bij verschillende afvoerscenario's van GBM in het beekstelsysteem (calamiteiten).

Hunze (december 2016 – december 2018)

- 1) Actualiseren van het watersysteemonderzoek ten aanzien van het hydrologisch functioneren van het systeem zodat inzicht ontstaat in de hydrologische transportroutes van fosfor en stikstof. Het bepalen van de te verwachten vrachten van fosfor en stikstof (en de rol van andere stoffen daarin zoals sulfaat), per deelstroomgebied (veenoxidatie, uitspoeling, afspoeling, actuele of historische bemesting, kwel etc.).

Actualisering van de watersysteemkennis, gevolgen van klimaatverandering, bijdragen van landbouw, en realistische maatregelen ten aanzien van uit- en afspoeling van stoffen in de landbouwgebieden van de Drentsche Aa en de Hunze staan in het project centraal. Voor de Drentsche Aa ligt de focus op fosfor (P) en gewasbeschermingsmiddelen (GBM) en voor de Hunze op systeemkennisontwikkeling, en op fosfor (P) en stikstof (N) uit- en afspoeling. Hoewel de stroomgebieden verschillend zijn in grootte, geologie, morfologie en landgebruik en beschikbaarheid van gegevens kan de aanpak voor de studies in grote lijnen hetzelfde zijn.

### 1.3. Fasering aanpak Topsoil project

Het project is voor de Drentsche Aa opgedeeld in twee fasen. Na de eerste fase, die vooral is gebaseerd op bestaande gegevens, wordt samen met de opdrachtgever bepaald hoe fase 2 wordt voortgezet. Fase 2 is beoogd uit te voeren van ca. december 2017 – december 2018. Het doel van deze fase is:

- 1) Het inventariseren van onderbouwde (ook doorgerekende), haalbare en betaalbare maatregelen die de agrariërs in het gebied kunnen nemen om het uit- en afspoelen van fosfor en GBM tegen te gaan.
- 2) Scenarioberekeningen met het SWAT model, voor huidig en toekomstig klimaat, die zicht geven op de meest efficiënte, effectieve, haalbare maatregelen op perceels- en bedrijfsniveau om het af- en uitspoelen tegen te gaan. Voor zowel de agrarische bedrijfsvoering als voor de opdrachtgever. De uitkomsten vormen de basis voor later uit te voeren pilots.

Zowel voor de Hunze als de Drentsche Aa worden de effecten van klimaatverandering op de hydrologie en af- en uitspoeling van stoffen via scenarioberekeningen onder het huidige klimaat, en



een nader te definiëren toekomstig klimaatscenario bepaald. Bij de Drentsche Aa worden ook de effecten van maatregelen onder een toekomstig klimaatscenario bepaald.

Het eerste deel van deze studie (hoofdstuk 2) maakt deel uit van Fase 1 van het Topsoil project, waarin kalibratie en validatie van het SWAT model één van de activiteiten is die dient te worden uitgevoerd. Hiervoor zijn meetreeksen van de afvoer van de waterlopen nodig.

Het tweede deel van deze studie (hoofdstuk 3) maakt deel uit van Fase 2. Hierbij is het eendimensionale SWAP model gebruikt om risico gebieden aan te wijzen op snelle stromingspaden van nutriënten. De bodemkarakteristieken van deze risicogebieden worden gebruikt in de vervolgmodellerstap met het SWAT model. Dit rapport geeft aan hoe de ontwikkeling van de ruimtelijke invoer in het SWAP model tot stand is gekomen en welke beslissingen er zijn genomen ten aanzien van aggregatie van de gegevens.

## 2. PROJECTONDERDEEL CORRECTIE AFVOERREEKS SCHIPBORG

### 2.1. Inleiding

#### 2.1.1. Aanleiding

Voor het waterbedrijf Groningen is informatie over de afvoeren van de Drentsche Aa een belangrijk gegeven voor de mogelijke inname van water bij de inlaat van het waterbedrijf bij de Punt. Het waterbedrijf meet daarom handmatig de afvoer bij het meetpunt Schipborg (Stationnummer 06809) in het Schipborger Diep sinds 1973. Sinds 26 februari 1999 wordt met een maandelijks interval gemeten in de wintermaanden en met een twee-wekelijks interval in de zomermaanden, waarbij de gegevens in Excel bestanden opgeslagen worden. De afvoer wordt gemeten vanaf de brug bij Schipborg door het meten van een snelheidsprofiel van de Drentsche Aa met een stroomsnelheidsmeter (Ott GMBH, Duitsland) en bepaling van de natte oppervlakte bij de heersende waterstand, zoals afgelezen van de peilschaal.

Op dezelfde locatie meet het waterschap Hunze en Aa's uurlijks de waterstand met een drukopnemer, waarbij de gegevens telemetrisch beschikbaar worden gesteld, en de afvoer berekend wordt aan de hand van een eerder opgestelde vergelijking waaruit uit het waterpeil de afvoer berekend wordt.

Tussen afvoermetingen van het (waterbedrijf), en de continue afvoeren berekend door het waterschap Hunze en Aa's (waterschap) is een afwijking geconstateerd, met name voor de lage debieten. De door het waterschap gemeten afvoer is altijd hoger dan de meting van het waterbedrijf. Aangenomen wordt dat het met de Ott-molen gemeten debiet het meest nauwkeurig zijn, vooral bij lagere afvoeren. Het waterbedrijf corrigeert dan ook de continue meting van het waterschap om zo een zo goed mogelijke continue reeks te krijgen van de afvoer bij Schipborg. Deze afwijking tussen afvoermetingen van het waterbedrijf en het waterschap is volgens het waterbedrijf sinds 2011/2012 steeds groter geworden. Het maken van een gecorrigeerde continue reeks door het waterbedrijf wordt sinds 2011/2012 steeds lastiger.

In het voorjaar van 2017 is de peilschaal bij het meetpunt in Schipborg, die in de jaren '60 geïnstalleerd was, vervangen. Bij het nameten van het nulpunt van de peilschaal met een nauwkeurig DGPS systeem bleek dat er een afwijking van -0,25 m ten opzichte van de NAP hoogte. De waterstand werd hierdoor 25 cm hoger ten opzichte van de NAP hoogte aangegeven, dan deze in werkelijkheid was. Dit geldt ook voor de door het waterschap geregistreerde waterpeil. Hierbij rees de vraag of dit verschil in hoogte wellicht veroorzaakt werd door verzakking van de peilschaal in de loop van de jaren.

Het meetpunt Schipborg is een belangrijk meetpunt voor de kalibratie van de afvoer in het SWAT model, dat gebruikt wordt voor de simulatie van exports van fosfor en gewasbeschermingsmiddelen uit het stroomgebied van de Drentsche Aa. Hiervoor is het nodig dat bestaande onzekerheden omtrent de juistheid van de afvoerwaarden van het meetpunt geminimaliseerd worden.

De onzekerheid omtrent de correcte NAP hoogte van de peilschaal, en het geconstateerde verschil in de afvoerwaarden van het waterbedrijf en het waterschap vormden de aanleiding voor deze studie naar de afvoer van het meetpunt Schipborg. Het stroomgebied van de Drentsche Aa stroomopwaarts van meetstation Schipborg in het Schipborgerdiep heeft een oppervlakte van ongeveer 222 km<sup>2</sup>.

#### 2.1.2. Doel

Het doel van deze studie was om inzicht te krijgen in onzekerheden in de gemeten waterstanden, en berekende afvoeren van de Drentsche Aa bij de brug te Schipborg over de periode 1995 - 2017. Tussen de afvoermetingen van het waterbedrijf Groningen met de Ott stroomsnelheidsmeter, en de uit de stijghoogte berekende reeks (QH-curve) door het waterschap bestaat een discrepantie, die sinds 2011/2012 groter lijkt te zijn geworden. Tevens is er geconstateerd dat er een verschuiving in de hoogte van de peilschaal is geweest t.o.v. NAP, waardoor de waterstand in 2017 25 cm hoger werd aangegeven dan die in werkelijkheid was. Het is onbekend of, en over welke periode een verschuiving

heeft plaatsgevonden, en of dit een geleidelijk of abrupt proces is geweest. Omdat de afvoer dynamisch is, is het niet goed mogelijk door een simpele visuele inspectie van de gegevens een correctie door te voeren. In deze studie worden in een aantal stappen bepaald hoe afwijkingen in de waterpeilmetingen ontstaan zijn en worden er gecorrigeerde reeksen van waterpeil en afvoer opgesteld. Deze reeksen worden mede gebruikt voor een betrouwbare kalibratie van het SWAT model op deze locatie.

### 2.1.3. Afbakening

Op 11 januari 2018 is er een bijeenkomst geweest met Harry Jager en Theo Vlaar bij het waterbedrijf Groningen om de aanpak van de correctie van de afvoerreeks van het meetstation Schipborg in de Drentsche Aa te bespreken. Tijdens dit overleg zijn beschikbare gegevens gepresenteerd en is gesproken over de kwaliteit van de gegevens en over de aanpak van de studie. Besloten is om gebruik te maken van bestaande gegevens van zowel het waterbedrijf Groningen, als van het waterschap Hunze en Aa's. Er was geen noodzaak om aanvullende metingen te verrichten. Hoewel oudere informatie beschikbaar is, is de periode van de studie beperkt tot de waterstanden en afvoeren tussen 1995-2017.

De stappen in *Tabel 1* werden voorzien, en zo nodig uitgevoerd, om te komen tot een bepaling van de factoren die waterstand en de afvoer beïnvloedden en om te komen tot een nieuwe QH afvoercurve en afvoerreeks voor station Schipborg in het Schipborgerdiep.

Tabel 1: overzicht van de stappen die gepland waren en genomen zijn om te komen tot gecorrigeerde meetreeksen, met de doelen, werkwijze en de producten van elke stap.

Stap	Doel	Werkwijze	Product, Sectie in rapport.
1. Gegevens-analyse van de ruwe Ott afvoer metingen	Verkrijgen van tijdreeksen van gemeten afvoer en waterstand, bepalen van gemiddelde en maximale diepte / breedte van sectie en veranderingen in de tijd,	Ontwikkelen van een python script om uit alle individuele bestanden de gewenste gegevens te trekken en deze statistisch (trends, breaks) te verwerken en te plotten.	Tijdserie van gemeten afvoeren, maximale / gemiddelde waterdiepte, informatie over stabiliteit van de meetsectie tijdens de meetperiode. <b>Secties 2.3.2-2.3.4</b>
2. Gegevens-analyse van de waterstand meetreeks (Waterschap)	Bepaling van hoe de afwijking in de peilschaalhoogte tot stand is gekomen	Statistische benadering van maandelijkse / jaarlijkse minimum, gemiddelde, en maximum waterstanden (trend analyse, breaks).	Informatie over het tijdsverloop van afwijking die geleid heeft tot een 25 cm verschil in NAP tussen de hoogtebepaling bij installatie en die in 2017. <b>Secties 2.3.1-2.3.2.</b>
3. Analyse van jaarlijkse QH-curves	Bepalen of de QH-curve (jaarbasis) significant veranderd is in de periode 1995-2016	Opstellen en plotten van jaarlijkse QH-curves, statistische vergelijking van curves, vergelijking met bestaande QH-curve	Informatie over de veranderingen in de afvoercurve op basis van gemeten waterstand (niet gecorrigeerd) en afvoer. <b>Sectie 2.3.4.1.</b>
4. HBV-light modeltoepassing	Bepalen of afvoer veranderd is door veranderingen in neerslag (invloed op waterstand)	Kalibratie van model op twee aansluitende jaren, gevolgd door validatie in andere jaren, vergelijking	Informatie waarmee informatie uit stap 2 beter geïnterpreteerd kan worden. Controle op toegepaste correcties. <b>Niet nodig gebleken.</b>



		modelresultaat met Ott / waterstand meetreeksen	
5. Correctie op de waterstanden en bijbehorende afvoeren	Het verkrijgen van betrouwbare reeksen van waterstand (NAP) en afvoer voor Schipborg	Combineren van resultaten van stappen 1-4 en opstellen van waterstand correctiefactoren en QH-curve	Betrouwbare reeksen van waterstand t.o.v. NAP, en bijbehorende uurlijkse / dagelijkse afvoeren. <b>Sectie 2.3.3 en verder</b>
6. Rapportage	Informatieoverdracht naar waterschap en waterbedrijf	Rapportage met beschrijving van methoden, de resultaten en toegepaste correctiefactoren	Rapport met illustraties, gecorrigeerde reeksen, aanbevelingen voor toekomst. <b>Deze rapportage.</b>

## 2.2. Gegevensbronnen

Voor de studie is gebruikgemaakt van de volgende gegevensbronnen die zijn aangeleverd door het waterbedrijf Groningen en door waterschap Hunze en Aa's:

- Excel bestanden voor de handmatige afvoermetingen van het waterbedrijf Groningen gedaan tussen 26-2-1999 en 14-11-2016 (452 metingen). De metingen zijn gedaan met een Ott stroomsnelheidsmeter volgens de mid-section methode op 0,2, 0,6 en 0,8 maal de diepte (indien waterdiepte dit toeliet) met een afstand van 0,50 m tussen de meetpunten en een meettijd van 30 s. Bij erg lage afvoeren voldoen deze metingen niet meer aan de NEN norm door de grootte van de propeller. Om dit te corrigeren is recent een Ott ADC aangeschaft voor meting bij lage afvoeren zodat deze metingen ook aan de norm gaan voldoen. Wanneer welk instrument gebruikt wordt moet nog bepaald worden. De Ott molen is in 2013 voor het laatst geijkt. De gegevens over de 452 metingen bevatten de volgende informatie:
  - datum en tijd van de meting;
  - waarnemers;
  - de van de peilschaal afgelezen waterstand;
  - stroomsnelheden op verschillende punten in de horizontaal en verticaal;
  - diepteprofiel dwars op de Drentsche Aa bij de brug te Schipborg ten tijde van de meting, inclusief de maximum diepte;
  - berekende natte oppervlak;
  - uit de meetwaarden van het diepteprofiel en de gemiddelde snelheid berekende afvoer.
- Historische handmetingen van de afvoer van de Drentsche Aa (1976 – 1985) in de vorm van gescande formulieren opgeslagen in PDF bestanden voor ieder jaar.
- Excel bestand met de door het waterschap Hunze en Aa's uurlijks gemeten waterstanden (drukopnemer) en de bijbehorende berekende afvoeren van het meetpunt Schipborg (niet equidistant) sinds 1-1-1995 tot 6-12-2016.
- Excel bestand met dagelijkse waarden van waterstand en afvoer tussen 1954 en 2012.
- De door het waterschap Hunze en Aa's gebruikte debietformule voor het meetpunt Schipborg.
- Informatie over de gemeten NAP hoogte van de referentiebout (12E-126) gemonteerd in de brug te Schipborg.
- Historische informatie over de gemeten NAP hoogten van de peilschaal en bijbehorende correcties.

Tevens werden aangeleverd, maar in deze studie niet gebruikt:

- Door het waterbedrijf Groningen verrichte analyse van de gemeten en berekende afvoeren voor het jaar 2004.

Uit de aangeleverde gegevens werden de volgende parameters gebruikt:

- Gemeten afvoer (Waterbedrijf Groningen):  $Q$  [ $\text{m}^3 \text{s}^{-1}$ ].
- Waterpeil (Waterbedrijf Groningen):  $H_{wb}$  [m NAP].
- Diepte van de Drentsche Aa (Waterbedrijf Groningen):  $D$  [m].
- Maximale diepte van de Drentsche Aa (Waterbedrijf Groningen):  $D_{max}$  [m].
- Minimale hoogte van de bedding van de Drentsche Aa (Waterbedrijf Groningen) berekend als  $H_{wb} - D_{max}$ , indien het waterpeil op deze hoogte is, is er geen afvoer:  $h_0$  [m NAP].
- Maximale gemeten stroomsnelheid van de Drentsche Aa (Waterbedrijf Groningen):  $v_{max}$  [ $\text{m s}^{-1}$ ].
- Gemiddelde van de gemeten stroomsnelheid van de Drentsche Aa (Waterbedrijf Groningen):  $v$  [ $\text{m s}^{-1}$ ].
- Natte oppervlakte van de Drentsche Aa (Waterbedrijf Groningen):  $A$  [ $\text{m}^2$ ].
- Dagnummer behorende bij de afvoermeting van de Drentsche Aa (Waterbedrijf Groningen):  $DN$  [-].
- Uurlijkse metingen van het waterpeil gemeten met de drukopnemer (Waterschap Hunze en Aa's):  $H_{ws}$  [m NAP].

## 2.3. resultaten en producten

### 2.3.1. Bepaling van de NAP hoogte van peilschaal Schipborg

De peilschaal die als referentie gebruikt wordt voor de meting van de waterhoogte in de Drentsche Aa bij de brug in Schipborg in het Schipborger Diep is geplaatst in de jaren '60 van de vorige eeuw. De exacte datum van plaatsing is onbekend. Ter referentie is er ook een hoogtébout (code 12E-126) vast gemonteerd in de brug in Schipborg. Deze bout is een tertiair NAP hoogteterefentiepunt. Zowel de peilschaal als de referentiebout zijn in 2017 opnieuw ingemeten met een DGPS. Tijdens deze laatste hoogtemeting van de peilschaal bleek er een verschil van -0.25 m te zijn tussen het nulpunt van de peilschaal en de correcte NAP hoogtewaarde. Bij nameting van de referentiebout (12E-126) bleek er een verschil met het NAP van -0.065 m. De NAP waarde van de peilschaal wijkt dus -0.185 m af van die van de referentiebout. Een overzicht van de NAP hoogtemetingen en de verschillen in de tijd is gegeven in *Tabel 2*.

Tabel 2: overzicht van historische metingen van de NAP hoogte van de referentiebout (12E-126) in de brug te Schipborg en verschil met de peilschaal (P.S.). Bronnen: 784 Schipborg peilschaalcorrectie PDF document, Waterbedrijf Groningen en pers. Communicatie T. Vlaar en H. Jager. De in cursief weergegeven getallen zijn wellicht fout ingevuld op de formulieren

Datum	NAP hoogte referentiebout [m]	Afwijking bout [m]	Correctie P.S. t.o.v bout [m]
6 november 2017	2,997	-0,065	-0,185 P.S. vernieuwd
15 januari 1985	3,062	-0,019	
4 juli 1979	3,081	-	-0,014
7 juni 1978	3,081	-	-0,009
10 juni 1976	3,081	-	-0,007
9 juli 1975	2,936	-	-0,003
28 augustus 1975	2,936	-	-0,004
19 november 1975	3,081	-	-0,007
17 januari 1974	3,0805	-	-0,008 P.S. verplaatst
25 juli 1973	3,081	-	0,006
23 november 1972	-	-	0,000

De bout die dient als referentiepunt voor de NAP hoogte (code 12E-126), en vast in de brug gemonteerd zit, is in 6 november 2017 ingemeten met een DGPS (gemeten hoogte 2,997 m NAP), en hier kwam een hoogteverschil met de vorige meting van de bout op 15 jan 1985 (3,062 m NAP, kadaster) van -0.065 m uit, en met oudere metingen van 0.019 m (1979). Aangezien dit een tertiair NAP referentiemeetpunt is het mogelijk dat de oude metingen (geodesie) fouten van enkele cm

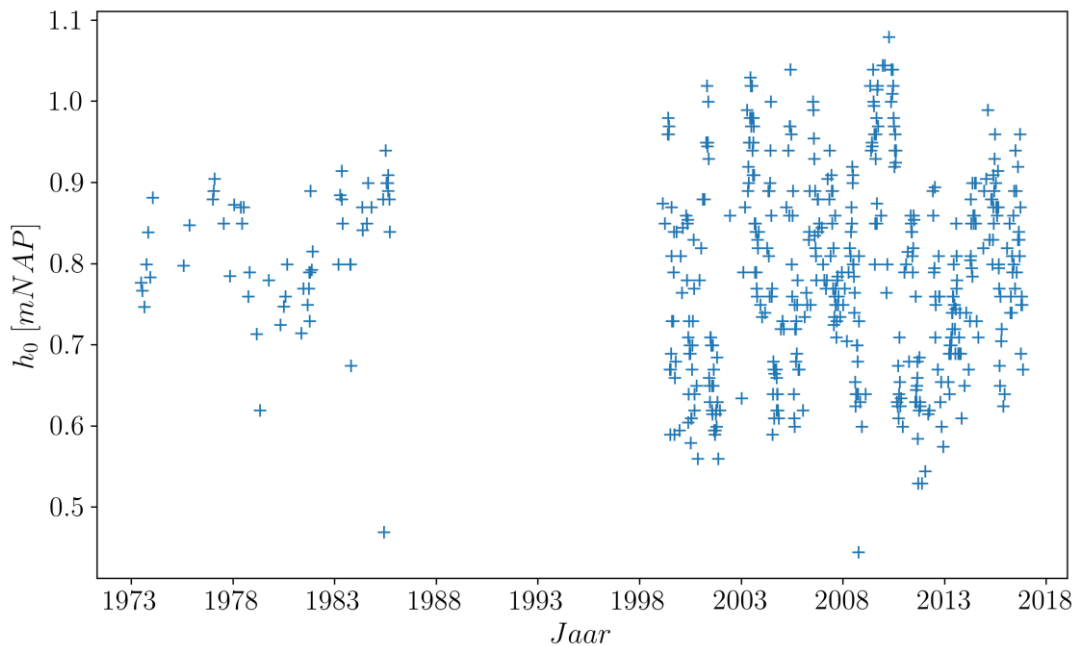
bevatten. In de jaren '70 is de peilschaal enkele keren ingemeten t.o.v. de referentiebout (3.081 m NAP). De hoogte van de peilschaal lijkt over deze jaren veranderd te zijn, echter dit valt binnen de foutenmarge van de metingen. Uit de jaarlijkse metingen gedaan tussen 1972 en 1979 kan niet geconcludeerd worden dat de peilschaal onderhevig was aan verzakking.

In 2017 is de peilschaal vervangen en hierbij is ook de hoogte aangepast aan nieuwe metingen van de NAP hoogte. De vervanging is gebeurd op 4 mei 2017 in de ochtend. De nieuwe peilschaal is geplaatst op de hoogte die de drukopnemer van het waterschap Hunze en Aa's op dat moment aangaf. Op 10 mei 2017 om 7:20 u is de NAP hoogte van de peilschaal ingemeten gemeten. De waterstand was toen volgens de GPS 1,47 m NAP, en de aflezing op de peilschaal was 1,72 m NAP. Er is toen een afwijking van 0,25 cm geconstateerd met de NAP hoogte. Deze afwijking heeft in de drukopnemer registratie voor 10 mei gezeten en vanaf 4 mei ook in de peilschaal. Op 18 september 2017 is een 2<sup>e</sup> NAP hoogtemeting uitgevoerd en zijn zowel drukopnemer als peilschaalhoogte met -0,25 m gecorrigeerd. De drukopnemer meting is aangepast tussen 15:00 u en 16:00 u. De peilschaal is op 18 september 2017 verwijderd en op 4 oktober 2017 teruggeplaatst, waarbij de juiste NAP hoogte is aangehouden.

Uit vergelijking van de peilschaalaflezingen gedaan tijdens het meten van afvoer door het waterbedrijf Groningen en de corresponderende waarden geregistreerd met de drukopnemer van het waterschap Hunze en Aa's bleek dat de drukopnemerwaarde van het waterschap 0,139 m hoger aangaf dan de aflezing op de peilschaal. Daar de NAP hoogte correctie ten opzichte van de drukopnemerwaarde - 0,25 m was, moet de aflezing van de peilschaal van het waterbedrijf Groningen gedaan voor 4 mei 2017 gecorrigeerd worden met -0,111 m, tussen 4 mei 2017 en 18 september 2017 met -0,25 m. Vanaf 18 september 2017 geven zowel peilschaal als drukopnemer de juiste NAP hoogte aan.

### 2.3.2. Analyse van waterpeil- en waterdieptegegevens

Analyse van de waterpeilmetingen, gemaakt met de drukopnemer van het waterschap, vertoonde een stijgende trend en het vermoeden bestond dat dit te wijten zou kunnen zijn aan een verandering in het niveau van de peilschaal in de periode 1995 – 2017, mogelijk door verzakking. Tijdens de afvoermetingen door het waterbedrijf Groningen worden zowel het diepteprofiel van de Drentsche Aa als het waterpeil aangegeven op de peilschaal opgemeten. Indien dit het geval zou zijn zouden de regelmatige metingen van het waterbedrijf Groningen van de NAP hoogte van het diepste punt van de bedding ( $h_0$ ) eenzelfde stijgende trend moeten geven. Om een eventuele trend beter te kunnen beoordelen zijn voor deze analyse, naast de gegevens van 1999 – 2017, ook gegevens van de periode 1973 - 1985 van het waterbedrijf Groningen in de analyse meegenomen. De variatie van de metingen van  $h_0$  in de tijd zijn getoond in *Figuur 1*. De gemiddelde  $h_0$  waarde bedroeg  $0,89 \pm 0,11$  m. Uit de regressieanalyse bleek dat de helling van de regressielijn niet significant afweek van 0 ( $p=0.56$ ), en dat er derhalve geen verandering in de hoogte  $h_0$ , en derhalve van de peilschaal kon worden aangetoond.



Figuur 1.: gemeten variatie in de hoogte van de bedding ( $h_0$ ) van de Drentsche Aa in de periode 1973 en 2017. N.B. de hoogte  $h_0$  is gegeven zoals deze is gemeten vanaf de peilschaalaflezing door de waarnemers in deze periode, en is derhalve niet gecorrigeerd voor de meest recente verandering in NAP hoogtemeting in mei 2017 (-0,111 m).

### 2.3.3. Correctie van de waterstand meetreeks

Op basis van 452 metingen van afvoer uitgevoerd door het Waterbedrijf Groningen in de periode 26 februari 1999 en 14 november 2016 zijn gemeten waterstanden ( $H_{wb}$ ), via aflezing van de peilschaal bekend. Bij deze 452 observaties werd de corresponderende waterstand, zoals geregistreerd door de drukopnemer van het waterschap ( $H_{ws}$ ), opgezocht. Uit deze informatie is met de studenten t-toets bepaald of er een significant verschil was tussen de aflezing van de peilschaal door het waterbedrijf Groningen en de automatische registratie van het waterpeil door het waterschap. De resultaten zijn weergegeven in Tabel 3. Uit de analyse van de uurlijkse waterstandsgegevens blijkt dat er zeer waarschijnlijk twee correcties uitgevoerd zijn op de automatisch gemeten waterstand, namelijk op 29 januari 2006 om 13:00 uur, en op 11 maart 2012 om 8:00 uur.

Tabel 3.: bepaling van significante verschillen tussen de waterstand afgelezen van de peilschaal door het waterbedrijf ( $H_{wb}$ ), en die geregistreerd door het Waterschap ( $H_{ws}$ ) in de periode 1999 - 2016. Hierbij is  $n$  het aantal metingen, en  $p$  de significantie van het verschil, waarbij een waarde van  $p < 0,05$  als significant wordt beschouwd.

Begindatum	Einddatum	$H_{wb}$ [m NAP]	$H_{ws}$ [m NAP]	$n$	$p$	Correctie [m]
26/2/1999	15/2/2006	$1,63 \pm 0,23$	$1,51 \pm 0,24$	170	0,00	0,120
15/3/2006	14/3/2012	$1,74 \pm 0,25$	$1,74 \pm 0,25$	155	0,50	0,000
4/4/2012	14/11/2016	$1,73 \pm 0,26$	$1,87 \pm 0,25$	127	0,00	-0,139

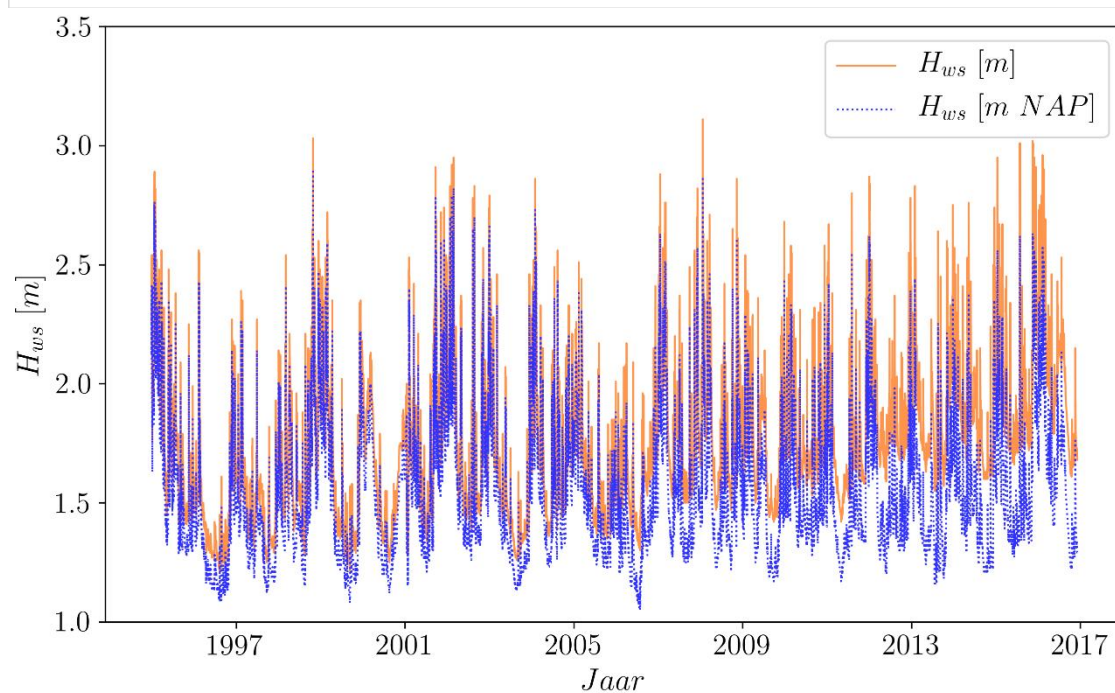
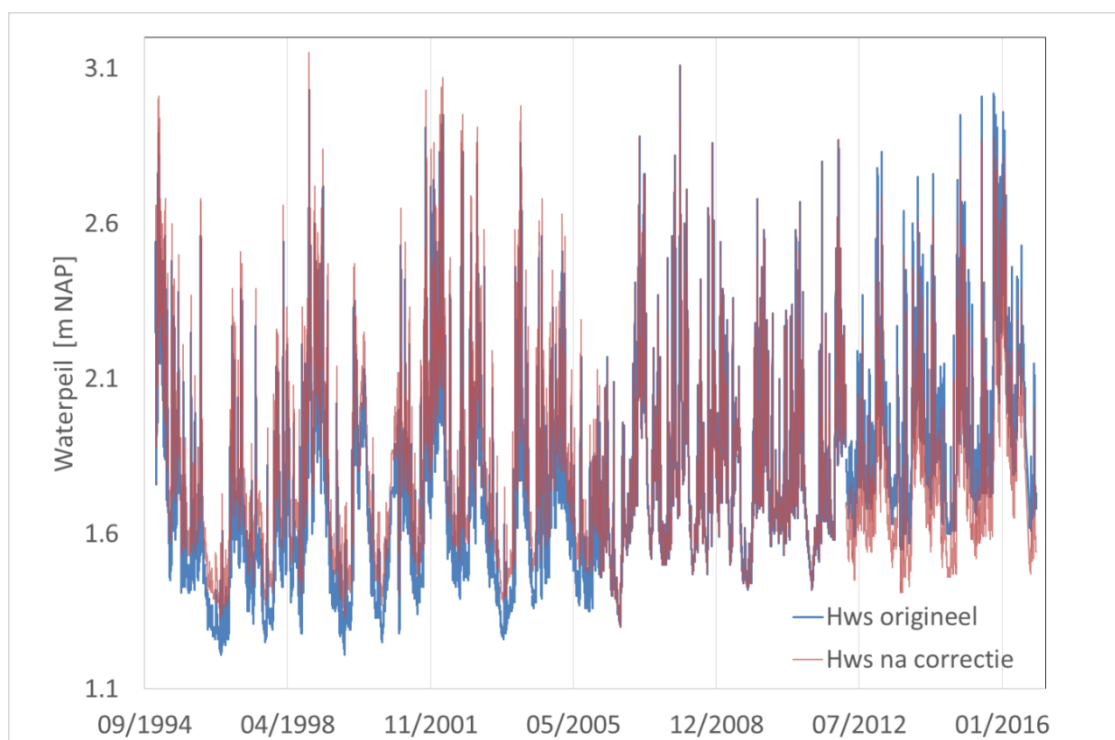
Uit Tabel 3 blijkt dat de waterpeilen, zoals geregistreerd door het waterschap, correctie behoeven met 0,120 m voor de periode voor 29 januari 2006, en met -0,139 m voor de periode na 11 maart 2012. De oorspronkelijke waterpeil meetreeks van waterschap Hunze en Aa's voor het meetpunt Schipborg in het Schipborgerdiep en de gecorrigeerde reeks zijn getoond in Figuur 2. Uit de laatste metingen van de NAP hoogte van de peilschaal bleek dat deze een correctie behoeft van -0,111 m. De originele ongecorrigeerde tijdserie van  $H_{ws}$ , en de gecorrigeerde tijdserie voor de verandering van NAP hoogte, worden getoond in Figuur 3.

Uit analyse van de dagelijkse waterstanden in de historische tijdreeks (1954-1995) en de afvoermetingen in de periode 1973-1979 bleek dat er geen correctie nodig was op deze tijdserie. Wel



is deze tijdserie ook gecorrigeerd met -0,111 m op basis van de laatste NAP hoogtemeting van de peilschaal.

Bovenstaande analyse en de resultaten maakte toepassing van het HBV model om te bestuderen of verandering in neerslag een factor zou kunnen zijn in veranderingen in het waterpeil en de afvoer onnodig.



Figuur 2.: originele waterstandreeksen zoals geregistreerd door het waterschap Hunze en Aa's en de gecorrigeerde reeks die overeenkomt met de peilhoogte gemeten door het Waterbedrijf Groningen. Op de laatste moet nog een correctie naar NAP hoogte gedaan worden van 0,111 m.

Figuur 3.: originele  $H_{ws}$  waterpeilreeksen zoals geregistreerd door het waterschap Hunze en Aa's, en de gecorrigeerde reeks waarbij de correcties voor verschillen tussen metingen van  $H_{wb}$  en  $H_{ws}$ , en de correctie (-0,111 m) voor de meest recente NAP hoogtegegevens van de peilschaal zijn toegepast.

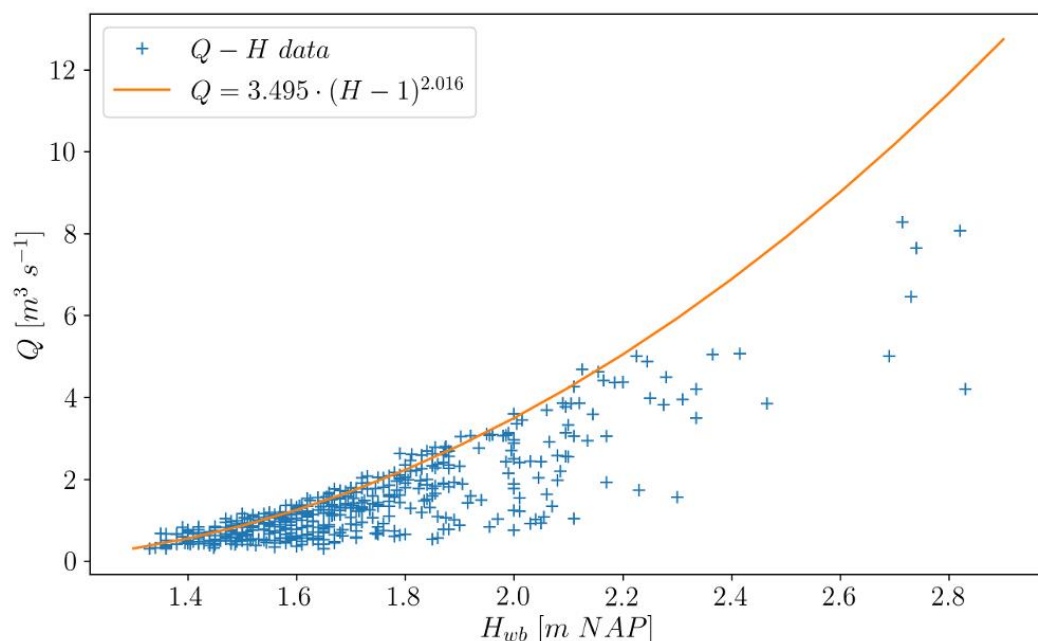
## 2.3.4. Analyse van de afvoermetingen van het waterbedrijf Groningen

### 2.3.4.1. Analyse van de afvoercurve

De door het waterschap gebruikte QH-curve is een standaard vergelijking voor de omzetting van de waterstand naar afvoer en is machtsfunctie van de vorm:

$$Q = C_e \cdot (H - h_0)^\alpha \quad 1$$

Hier is  $Q$  de afvoer [ $m^3 s^{-1}$ ],  $C_e$  een coëfficiënt met een waarde van  $C_e = 3,495$ ,  $H$  het waterpeil zoals afgelezen van de peilschaal [m],  $h_0$  de waterstand ( $h_0 = 1.0$  m) waarbij de afvoer naar nul gaat en  $\alpha$  een coëfficiënt met een waarde van  $\alpha = 2,016$ . Deze curve is geplot samen met de 452 waterpeil en corresponderende afvoer gemeten door het waterbedrijf Groningen. Het waterpeil werd voor en na de afvoermeting direct afgelezen van de peilschaal en er werd geen correctie doorgevoerd voor verschil met de laatst gemeten NAP hoogte van de peilschaal. De bovenstaande afvoercurve en de QH-metingen van het waterbedrijf Groningen zijn getoond in *Figuur 4*.

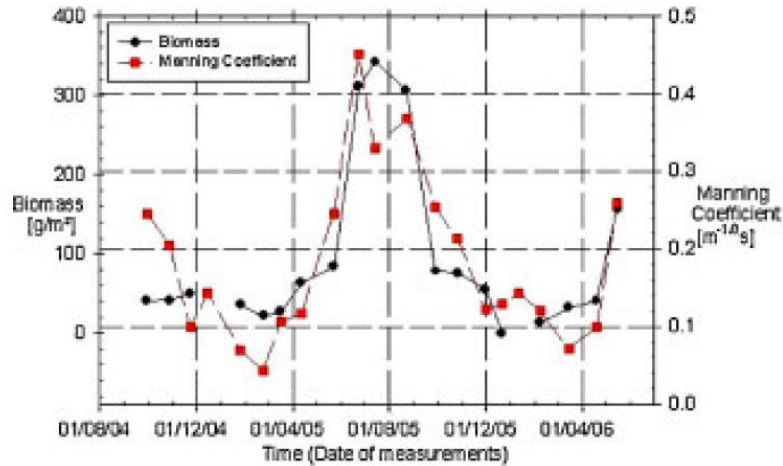


Figuur 4: metingen van waterstand, zoals afgelezen van de peilschaal, tegen afvoermetingen gedaan door het waterbedrijf Groningen, en de door het waterschap Hunze en Aa's gebruikte QH-curve.

Uit *Figuur 4* blijkt direct dat de door het waterschap gebruikte QH-curve de afvoer in toenemende mate overschat bij hogere waterstanden ( $H > 1,5$  m). Tevens blijkt uit de gegevens dat er een aanmerkelijke variatie in de gemeten afvoer is bij een bepaald waterpeil. Een mogelijke oorzaak voor deze variatie was dat er door veranderingen in de meting van de waterstand tussen jaren (bijvoorbeeld door het langzaam verzakken van peilschaal) variatie tussen jaren zou ontstaan die het geobserveerde patroon zouden kunnen verklaren. Eerder is echter al gebleken dat de peilschaalhoogte niet veranderd was in de tijd (Sectie 2.3.2).

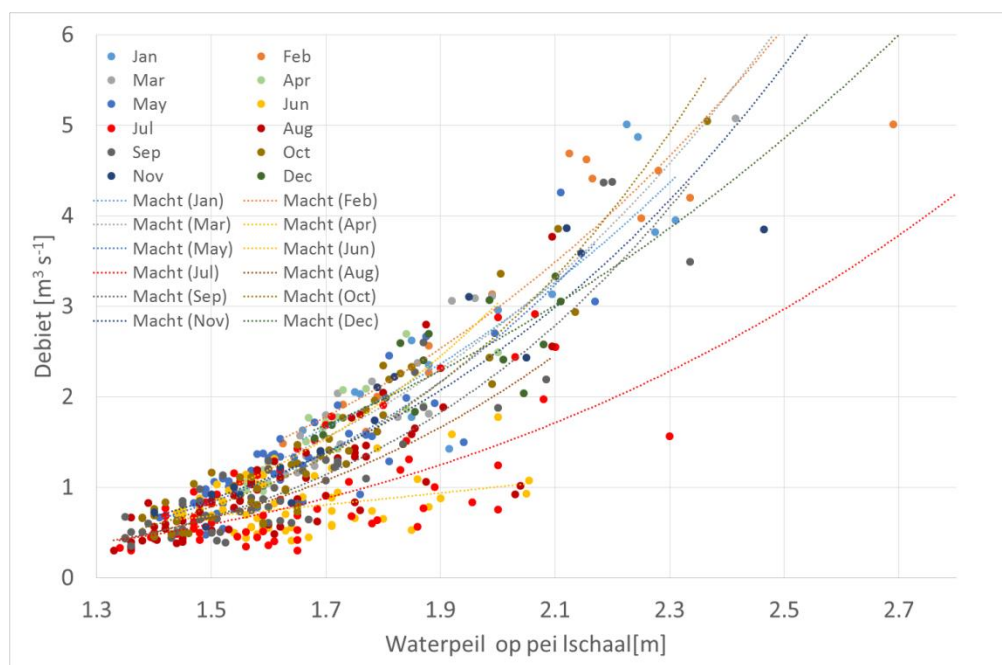
In de waterlopen van de Drentsche Aa komt echter ook begroeiing voor, die een hogere weerstand tegen stroming veroorzaakt en verandering in het waterpeil en de stroomsnelheid ten gevolge van stuwing kan veroorzaken. Dit verschijnsel is eerder geconstateerd in studies door De Doncker et al. (2009) en Keizer-Vlek en Verdonschot (2015). De metingen van biomassa van De Doncker et al. (2009) vertonen een piek in de biomassa in juli, en lage waarden tijdens de wintermaanden (*Figuur 5*). De begroeiing heeft dus een seizonaal patroon, met de hoogste waarden in de zomer. Dit zou

betekenen dat metingen van afvoer bij een bepaalde waterstand in de zomer een lagere waarde zouden geven, dan wintermetingen bij dezelfde waterstand.



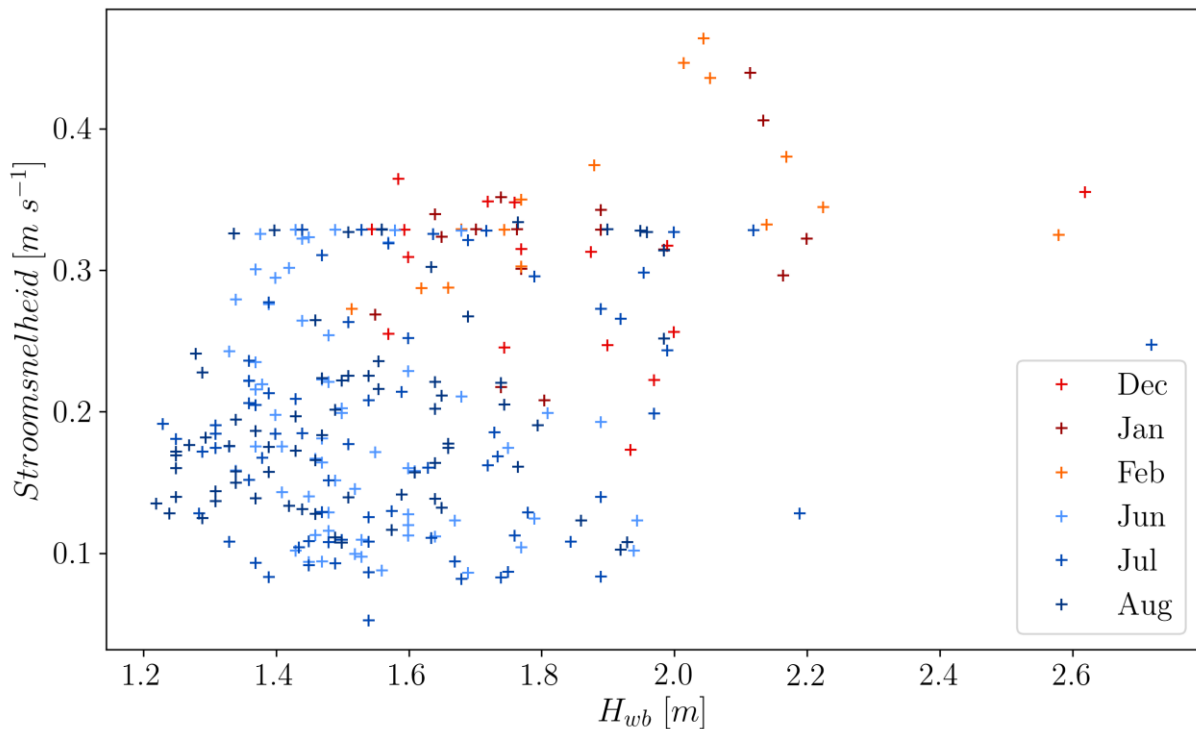
Figuur 5: hoeveelheid biomassa in de rivier de Aa in de periode september 2004-maart 2006, en de Manning's coëfficiënt die de weerstand tegen stroming aangeeft (bron: De Doncker et al., 2009).

Om bovenstaande hypothese te testen werden per maand machtsfuncties door de QH-gegevens gefit. Het resultaat is geïllustreerd in *Figuur 6*. Het bleek dat de curves van de zomermaanden een aanmerkelijk lagere afvoer voorspelden bij een zekere waterstand dan die in de wintermaanden. De inter-jaarlijkse variatie bleek minimaal te zijn. Indien begroeiing inderdaad de bepalende factor was zou dit ook een verschil in winter- en zomerwaarden van de gemiddelde stroomsnelheid moeten veroorzaken (Keizer-Vlek en Verdonschot, 2015). Dit werd getest door de stroomsnelheid voor de wintermaanden (december, januari en februari) en die van de zomermaanden (juni, juli en augustus) uit te zetten tegen de gemeten waterstanden. Het resultaat is weergegeven in *Figuur 6*.



Figuur 6: gefitte machtsfuncties op maandelijkse QH-gegevens van metingen gedaan door het waterbedrijf Groningen.





Figuur 7: gemiddelde stroomsnelheden in winter- en zomermaanden uitgezet tegen gemeten waterstanden op basis van metingen gedaan door het Waterbedrijf Groningen.

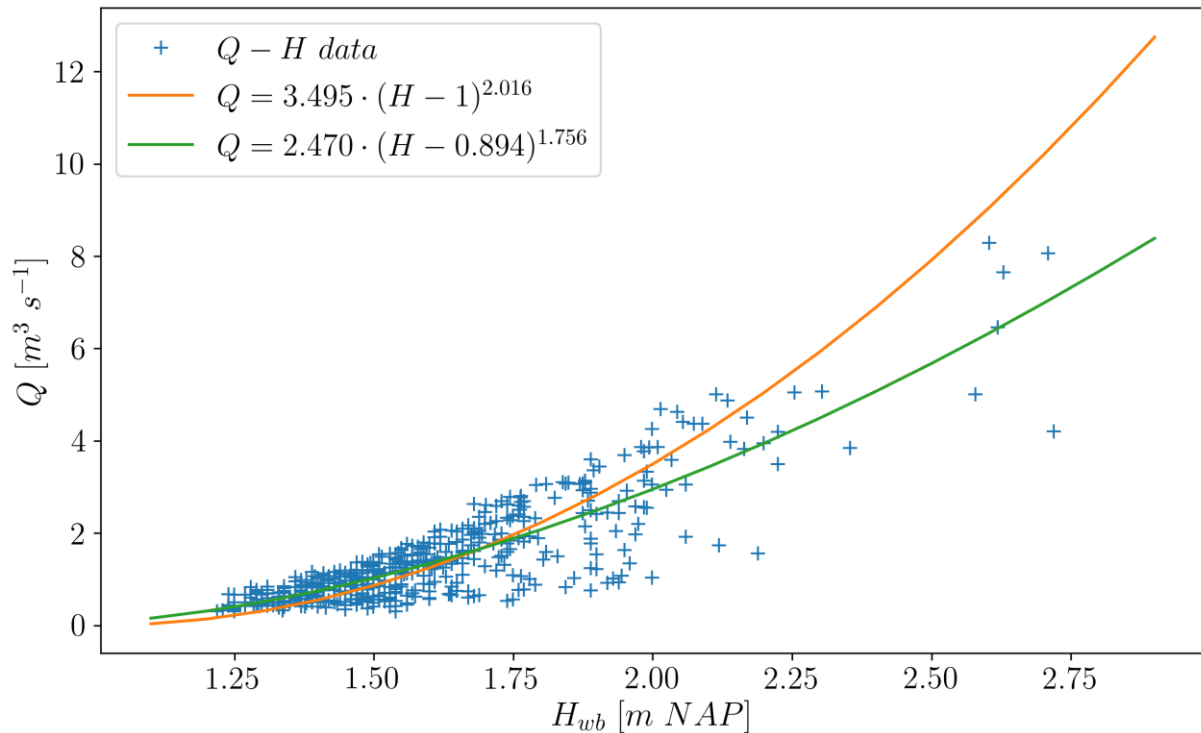
De hogere stroomsnelheden in de wintermaanden ten opzichte van de zomermaanden (Figuur 7) bevestigde dat de weerstand tegen stroming in de zomer verhoogd was, en dat de variatie in afvoer bij een bepaalde waterstand waarschijnlijk aan veranderingen in de begroeiing te wijten viel.

### 2.3.5. Ontwikkeling van een nieuwe QH-curve

Op basis van de informatie over de verandering in NAP hoogte, en de seizonale variatie in de afvoer bij een bepaalde waterstand maakte het nodig om een nieuwe QH-curve te ontwikkelen. Hiervoor werden alle handmetingen van waterpeil, afgelezen van de peilschaal gecorrigeerd naar de juiste NAP hoogte met een factor van -0,111 m. Ook werden 58 historische handmetingen gedaan tussen 1973 en 1985 toegevoegd zodat er in totaal 510 metingen waren waarop gefit werd. Indien geen rekening wordt gehouden met seizonale variatie worden zijn de coëfficiënten in vergelijking 1 gegeven in Tabel 4, en de bijbehorende QH-curve en basisgegevens zijn getoond in Figuur 8.

Tabel 4: coëfficiënten en statistiek voor de QH-vergelijking waarbij geen rekening wordt gehouden met seizonale variatie in stroomsnelheid.

Coëfficiënt		Waarde	St. fout	Statistische criteria	Waarde
$C_e$		2,470	0,451	Chi-square	150
$h_0$		0,894	0,098	Reduced Chi square	0,30
$A$		1,756	0,187	Akaike info crit	-597



Figuur 8: originele en nieuw ontwikkelde QH-curves, met correctie voor NAP hoogte van de peilschaal (-0,111 m) en zonder seizonale variatie in stroomsnelheid.

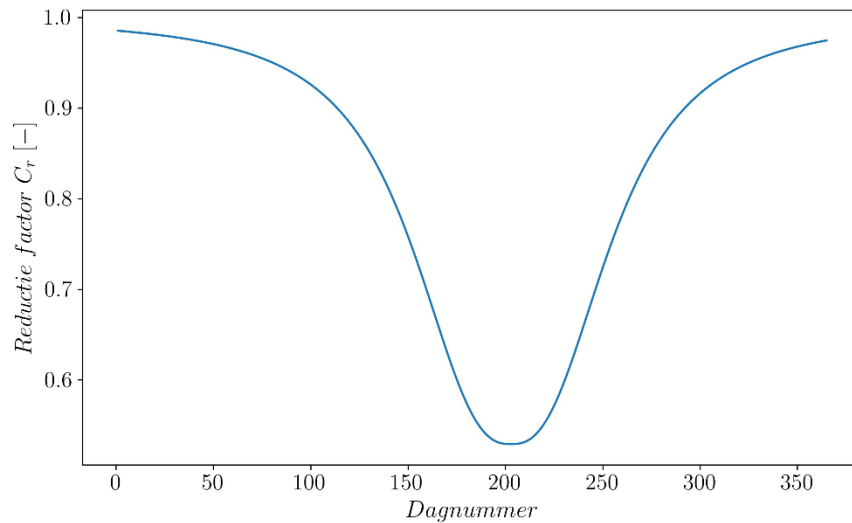
Om het effect van begroeiing op de afvoer te simuleren werd op basis van het dagnummer ( $DN$ , 1-366) een correctie functie ontwikkeld, waarvan de coëfficiënten door niet-lineaire regressie bepaald werden.

$$C_r = 1 - \frac{F}{1 + \left| \frac{DN - \mu}{\sigma} \right|^{2 \cdot S}} \quad 2$$

Hier is  $C_r$  de reductiefactor bij een bepaald dagnummer  $DN$ ,  $F$  de maximale mate van reductie,  $\mu$  het dagnummer waarbij de reductie maximaal is,  $\sigma$  de mate van spreiding rond  $\mu$ , en is  $S$  een vormfactor. Deze functie heeft een omgekeerde bel-vorm en geeft een lage reductie in afvoer in de wintermaanden en een hoge in de zomermaanden, zoals geïllustreerd in *Figuur 9*. De waarde van vormfactor  $S$  is zo gekozen dat de curve een vergelijkbare vorm heeft als de experimentele waarnemingen van biomassa in *Figuur 5*. Hieruit volgt de volgende QH-vergelijking, waarin correctie voor de seizonale variatie in  $Q$  met  $H$  is meegenomen:

$$Q = C_r \cdot C_e \cdot (H - h_0)^\alpha \quad 3$$

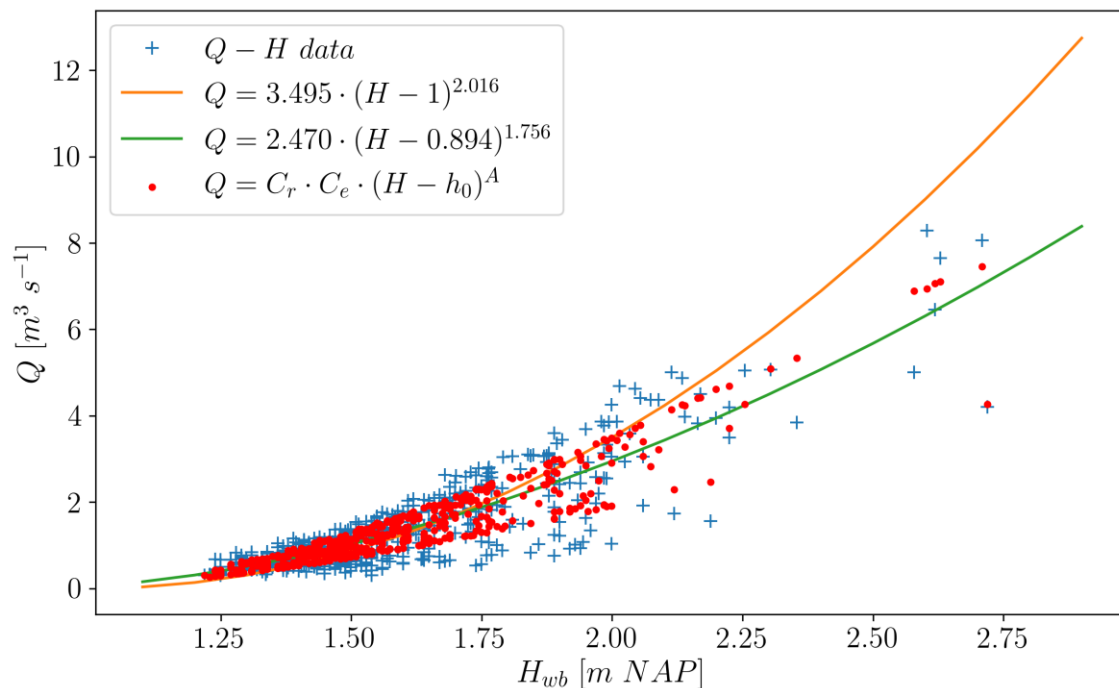
Tegelijk met de bepaling van de coëfficiënten voor de reductiefactor werden ook de coëfficiënten voor de afvoervergelijking bepaald. De coëfficiënten voor de uiteindelijke vergelijking (3) met reductie in de afvoer op basis van het dagnummer zijn gegeven in *Tabel 5*. De statistische criteria geven aan dat dit model een betere fit geeft dan die zonder correctie voor seizonale variatie in stroomsnelheid.



Figuur 9: reductiefactor  $C_r$  als functie van het dagnummer.

Tabel 5: coëfficiënten voor de uitgebreide QH curve, waarin seizonale variatie via het dagnummer is meegenomen. Het aantal gegevenspunten is n. Peilschaal correctie naar NAP -0,111 m.

Coëfficiënt	Waarde	St. fout	Statistische criteria	Waarde
$F$	0.4695	0.0212	Chi square	90
$\mu$	203.6	2.7	Reduced Chi square	0.18
$\sigma$	54.2	5.3	Akaike info crit.	-871
$S$	1.3	0.3	n	510
$C_e$	3.2416	0.3996		
$h_0$	0.93	0.07		
$A$	1.5517	0.1302		



Figuur 10: afvoer uitgezet tegen het waterpeil voor verschillende QH curves. De rode punten geven de resultaten weer indien seizonale variatie in stroomsnelheid wordt meegenomen zoals in vergelijking 3.

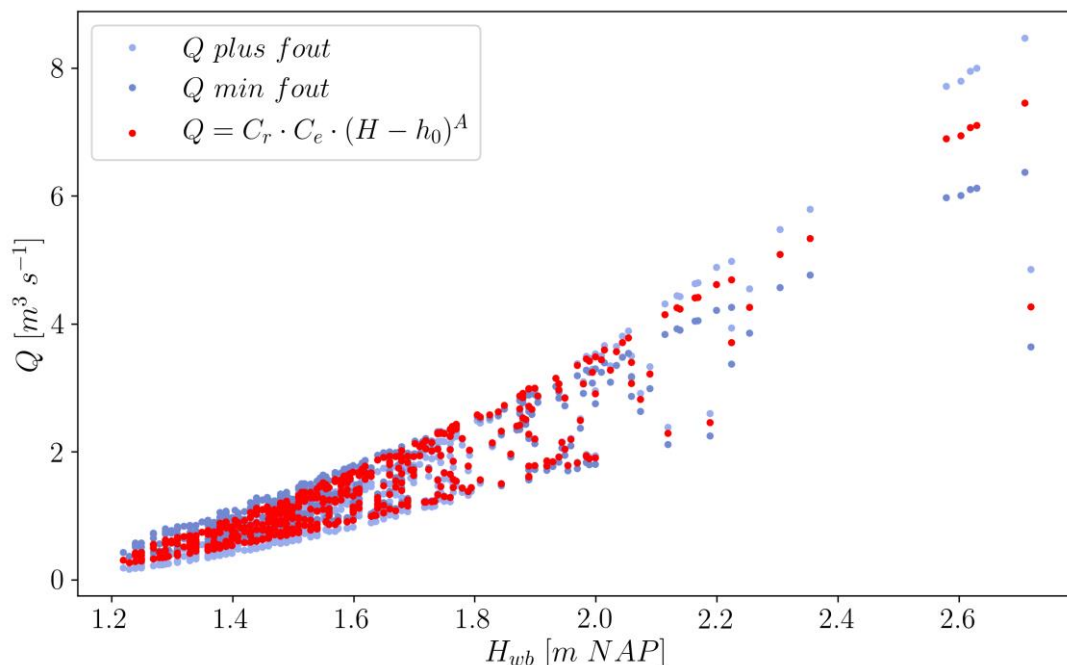
De uiteindelijke QH-curve wordt dan gegeven door:

$$Q = \left( 1 - \frac{0.4695}{1 + \left| \frac{DN - 203.6}{54.2} \right|^{2.6}} \right) \cdot 3.2416 \cdot (H - 0.93)^{1.5517} \quad 3$$

Waarbij  $Q$  de afvoer [ $m^3 s^{-1}$ ] is,  $DN$  het dagnummer (1-366) en  $H$  het waterpeil [m NAP] is.

### 2.3.6. Onzekerheid in de afvoerberekeningen

Zoals aangegeven door de standaard fouten van de coëfficiënten gegeven in Tabel 5 is er enige onzekerheid in de berekende waarde van de afvoer uit vergelijking 3. Deze wordt veroorzaakt door de spreiding in de waarnemingen, fouten in de waterstand en variatie in de begroeiing die de stroomsnelheid beïnvloedt. De coëfficiënt  $C_e$  heeft een standaard fout van 12% en ook  $\alpha$  en  $h_0$  hebben standaard fouten in de orde van 8-9%. Indien we deze standaardfouten doorvoeren in de QH-vergelijking en daarmee de afvoer berekenen wordt de spreiding zoals aangegeven in Figuur 11. Hierbij is nog geen rekening gehouden met variatie in  $C_r$ . Er moet derhalve rekening mee gehouden worden dat de fout in de berekende afvoerwaarden 10-20% kan bedragen.

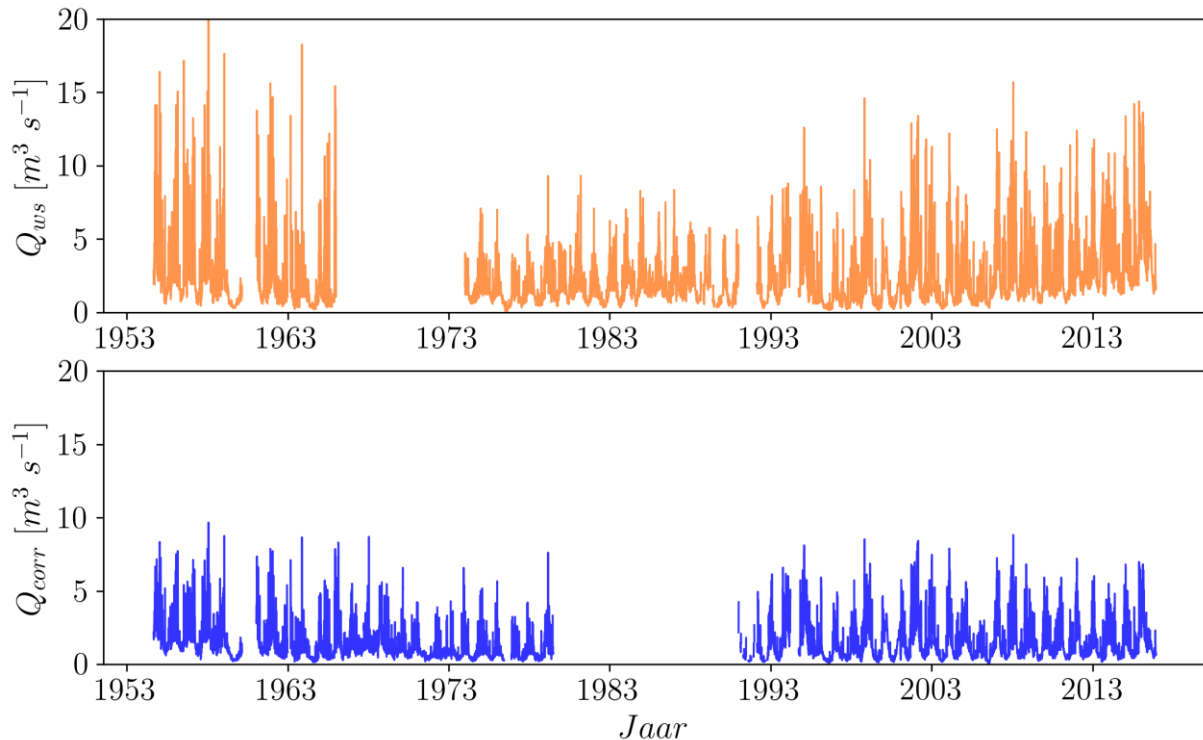


Figuur 11: illustratie van de afwijkingen in de afvoerberekening veroorzaakt door standaard fouten in de gebruikte coëfficiënten  $C_e$ ,  $h_0$  en  $\alpha$ .

Tijdens hoge peiken in de afvoer, waarbij de Drentsche Aa buiten haar oevers treedt, zal de afvoercurve niet meer gelden en wordt de afvoer waarschijnlijk sterk onderschat. Het is goed mogelijk dat hierdoor de jaarlijkse afvoer met enkele tientallen mm onderschat wordt.

### 2.3.7. Vergelijking van afvoertijdseries

Op basis van de gecorrigeerde waterstandgegevens en de nieuw ontwikkelde QH vergelijking 3 is de afvoer berekend voor de periode 1954-2016. De resulterende tijdseries van afvoer, en de originele tijdseries, zijn getoond in Figuur 12.

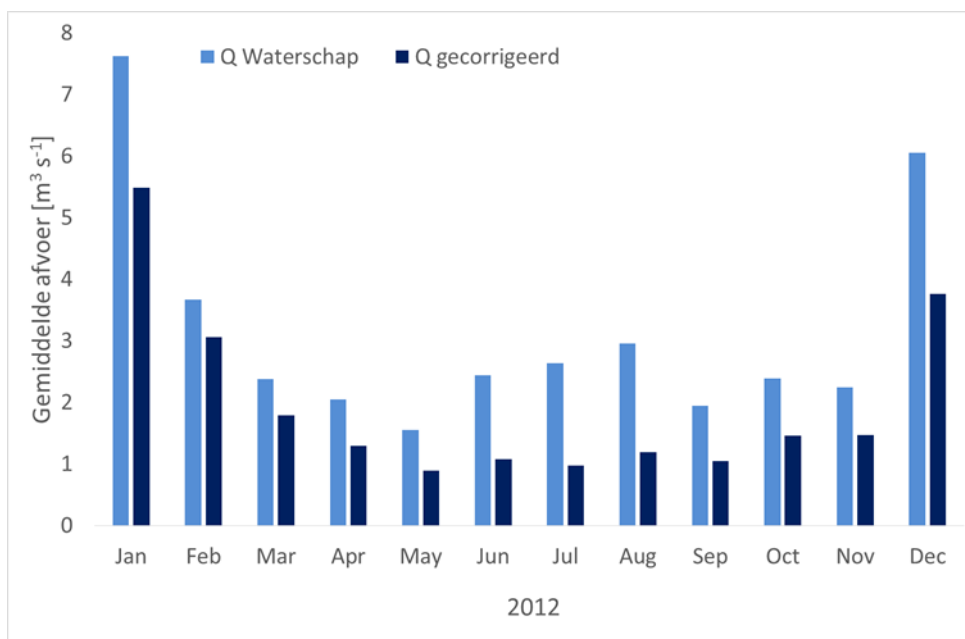


Figuur 12: tijdseries van afvoer bij meetstation Schipborg, zoals berekend met de afvoerformule van het Waterschap Hunze en Aa's (boven), en na toepassing van de nieuw ontwikkelde QH vergelijking (onder). Het verdeelwerk Loon is in 1965 geïnstalleerd en de peilschaal is in het begin van de jaren '70 vervangen.

Duidelijk waarneembaar in *Figuur 12* is dat:

- 1) De maximum afvoeren bij hoge neerslag aanmerkelijk lager zijn dan voor de correctie.
- 2) De toename in afvoer zoals te zien in de originele waarden, met name na 2012, gecorrigeerd is door de correctie op de door het waterschap gemeten waterstanden.
- 3) De historische afvoeren (1963-1995) eenzelfde patroon geven als die na 1995.
- 4) De afvoeren van voor 1965 hoger liggen, daar het verdeelwerk Loon in september 1965 geïnstalleerd werd waardoor een gedeelte van de afvoer het gebied uit werd geleid. Er is ook onzekerheid over de peilschaalhoogte, en hoe het debiet in de periode 1954 – 1973 gemeten is.
- 5) Er een periode is tussen 1980-1990 dat er wel historische afvoerwaarden zijn, maar niet de bijbehorende waarnemingen van de waterstand. Voor deze periode lijkt een andere QH vergelijking gebruikt te zijn dan die gebruikt na 1995 (Vergelijking 1).

Als voorbeeld voor de invloed van de correctie op de maandelijkse gemiddelde afvoer is het jaar 2012 genomen. De invloed van de nieuwe vergelijking op de afvoer is aanmerkelijk, en resulteert met name in de zomer in lagere afvoerwaarden, zoals te zien in *Figuur 13*. De jaarafvoer berekend uit de afvoergegevens van het Waterschap bedroeg 450 mm, terwijl de afvoer berekend met de nieuw ontwikkelde QH vergelijking resulteerde in een gemeten jaarafvoer van 278 mm bij Schipborg in 2012. Dit betekent dat de nieuwe vergelijking een reductie in de afvoer naar 62% van de oorspronkelijk berekende afvoer veroorzaakte in 2012. De gemiddelde neerslag voor 10 neerslagstations in de omgeving bedroeg 872 mm, wat betekent dat de verdamping door toepassing van de nieuwe vergelijking van 422 mm naar 594 mm steeg in 2012. De laatste waarde is vergelijkbaar met de Makkink referentieverdamping die in 2012 563 mm bedroeg.



Figuur 13: vergelijking tussen gemiddelde maandelijkse afvoer berekend met de QH vergelijking van het Waterschap, en de in deze studie ontwikkelde vergelijking.

## 2.4. Conclusie

De analyse van de waterstand en afvoergegevens heeft aangetoond dat correcties op beide tijdseries nodig waren. De waterstanden zijn gecorrigeerd op sprongen in de tijd en daarna voor de gemeten verandering in de NAP hoogte van de peilschaal. Er is geen reden om te denken aan verzakking van de peilschaal in de tijd, aangezien de hoogte van de bedding constant bleef.

Op basis van 510 metingen van waterstand en afvoer uitgevoerd door waterbedrijf Groningen tussen 1972 en 2016 is een nieuwe QH vergelijking ontwikkeld, waar ook seizonale variatie in de relatie waterstand – afvoer bij betrokken is, ten gevolge van veranderingen in de begroeiing in de Drentsche Aa. Toepassing van de nieuwe vergelijking resulteerde in lagere afvoerwaarden, die meer realistisch bleken in relatie tot de neerslag en referentieverdamping in het gebied.

De gegevens van voor 1995 vertonen vanaf het jaar 1965 een vergelijkbaar patroon als die van na 1995. Het zou kunnen dat de peilschaalhoogte voor 1965 afweek van die na 1965 en het Verdeelwerk Loon heeft ook invloed gehad op de afvoer bij Schipborg.

### 2.4.1. Aanbevelingen

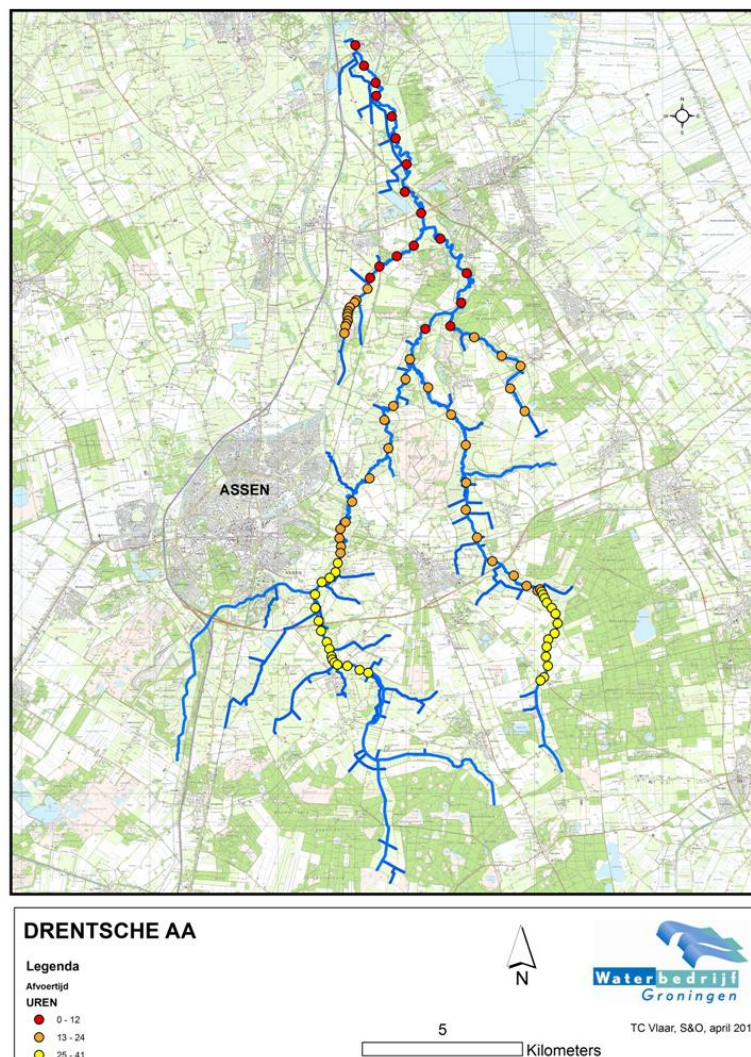
De gegevens zijn verwerkt tot 18 september 2017, waarna zowel de drukopnemer en de peilschaal op de juiste NAP hoogte is gezet zijn. Er is na deze datum geen correctie op het waterpeil meer noodzakelijk. Het wordt aanbevolen de meetreeks van waterstand compleet te maken en te corrigeren tot het moment van installatie van de nieuwe peilschaal. Daarna kan de afvoer berekend worden met de nieuwe QH-relatie uit het gemeten waterpeil.

Om verschillen in de drukopnemerregistratie en de aflezing van het peil op de peilschaal te voorkomen is het nuttig om regelmatig een vergelijking te maken tussen de aflezing op de peilschaal en de corresponderende registratie met de drukopnemer.

### 3. REISTIJDENSTUDIE DRENTSCHE AA

#### 3.1. Inleiding

Waterbedrijf Groningen neemt oppervlaktewater in vanuit de Drentsche Aa bij De Punt. Het waterbedrijf heeft biologisch waarschuwingssysteem om de inlaat van vervuild water te voorkomen. In het geval van een calamiteit in het gebied, waarbij een vervuilende stof in het oppervlaktewater terecht komt is het van belang een schatting te hebben van de tijd die het duurt voordat de vervuilende stof bij De Punt is aangekomen en hoe lang het dan duurt voordat het vervuild water voorbij getrokken is. Er was een reistijdenkaart beschikbaar, gemaakt op basis van het Sobek model (waterschap Hunze en Aa's, 2006). Deel van het Topsoil project was om deze kaart te verbeteren. Dit hoofdstuk beschrijft de aanpak voor de reistijdenstudie en het resultaat.



Figuur 14: reistijdenkaart van het Waterbedrijf Groningen voor de waterlopen van de Drentsche Aa op basis van het SOBEK model (Waterschap Hunze en Aa's, 2006).

#### 3.2. Aanpak van de studie

De studie bestond uit twee onderdelen, namelijk een veldbepaling van de stroomsnelheden in verschillende waterlopen en de daaraan gekoppelde modellering van de stroomsnelheid in het hele

gebied met het SWAT model. De veldmetingen zijn gebruikt ter verificatie van de gemodelleerde snelheden en geven ook informatie over de dispersie, ofwel de spreiding van de vervuilende stof rond de piek zoals deze waargenomen wordt in de afvoer. Dit laatste geeft informatie over de eerste aankomst van de vervuiling op een bepaald punt en over hoe lang het duurt voordat de staart van de vervuilingsgolf bij dit punt gepasseerd is.

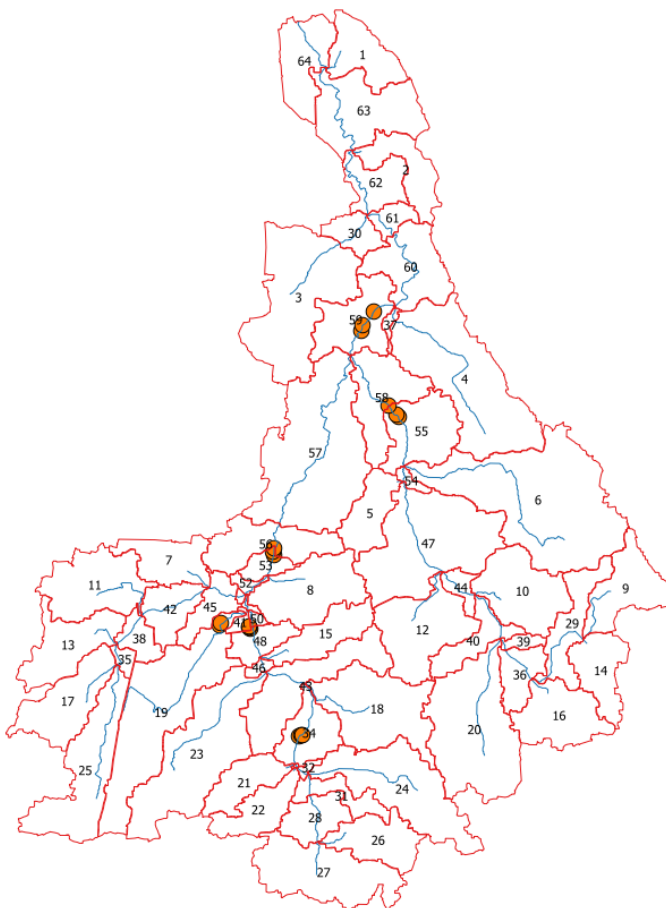
### 3.2.1. Veldmetingen

In overleg met het waterschap Hunze en Aa's, het waterbedrijf Groningen en de provincie is gekozen voor meting van de stroomsnelheid met een tracer. Hiervoor is zout (NaCl) gebruikt, waarbij er zorg voor gedragen werd dat de concentratie tijdens de proef niet dermate hoog werd dat er schade aan de aquatische ecologie zou kunnen ontstaan.

Metingen zijn gedaan op verschillende locaties (*Figuur 15*) tijdens een "gemiddelde" afvoer. In de praktijk is een 100 l vat gevuld met beekwater, waaraan 8-10 kg zout werd toegevoegd. Deze hoeveelheid was voldoende klein in vergelijking met de afvoeren in de beeksegmenten dat verdunning tijdens de injectie zodanig was dat de elektrische geleidbaarheid laag bleef tijdens de proef. Op twee afstanden stroomafwaarts van het injectiepunt werden CTD Divers (van Essen, Nederland) geplaatst die de geleidbaarheid continu registreerden.

De gemiddelde snelheid van het reizen van de piek werd bepaald door de afstand tussen de twee metingen te delen door het aantal seconden dat de piek nodig had om van het eerste meetpunt naar het tweede meetpunt te reizen. De dispersie werd gemeten door de tijd-as te delen door de tijd van aankomst van de piek op een meetpunt. Dit geeft een fractie onder de 1 voor de eerste aankomst van de stof bij het meetpunt, en een fractie van boven de 1 voor de stof onder een bepaalde minimumgrens komt (staart van de ingebrachte zoutoplossing).





Figuur 15: locaties van de metingen van stroomsnelheid in het stroomgebied van de Drentsche Aa.

De metingen zijn uitgevoerd op tijdstippen dat de Drentsche Aa een gemiddelde afvoer zou hebben, op 28 september 2017 (Oudemolensweg, Gasterensediep) en op 15 mei 2018. De laatste meting werd uitgevoerd enkele dagen na een extreme neerslag die lokaal leidde tot inundatie. In beide gevallen was er begroeiing aanwezig in de waterlopen, die de stroomsnelheid heeft beïnvloed.

### 3.2.2. Modelling van stroomsnelheden met SWAT

Het SWAT model gebruikt Manning's vergelijking om de snelheden in de hoofdwaterlopen van de 64 substroomgebieden te modelleren. Naast een ijking van de afvoer, is het belangrijk dat de parameters gebruikt om de waterlopen te karakteriseren zo goed mogelijk gekozen worden zodat de gemodelleerde stroomsnelheden de werkelijkheid benaderen. De snelheid wordt in deze formule bepaald door de helling, de diepte en de breedte van de rivierloop, en een ruwheidscoëfficiënt die de weerstand tegen stroming vertegenwoordigt. Om deze goed te benaderen zijn de volgende stappen genomen:

- 1) Voor elk van de 64 waterlopen in het SWAT model zijn de helling, de diepte en breedte van de waterlopen gehaald uit de door het waterschap Hunze en Aa's gemeten profielen, zoals aangeleverd in een GIS bestand met alle gemeten profielpunten in het gebied.
- 2) Een schatting van de ruwheidscoëfficiënt (Manning's  $n$ -waarde) voor elk riviersegment is gemaakt op basis van de beekkaracteristieken, zoals te zien op satellietbeelden van het gebied. Voor een meanderende sectie is een hogere  $n$ -waarde genomen dan voor een rechte sectie. Er is bij de keuze van de waarde van  $n$  ook rekening gehouden met de aanwezigheid van begroeiing in de waterlopen.

### 3.3. Resultaten

#### 3.3.1. Stroomsnelheden en reistijden

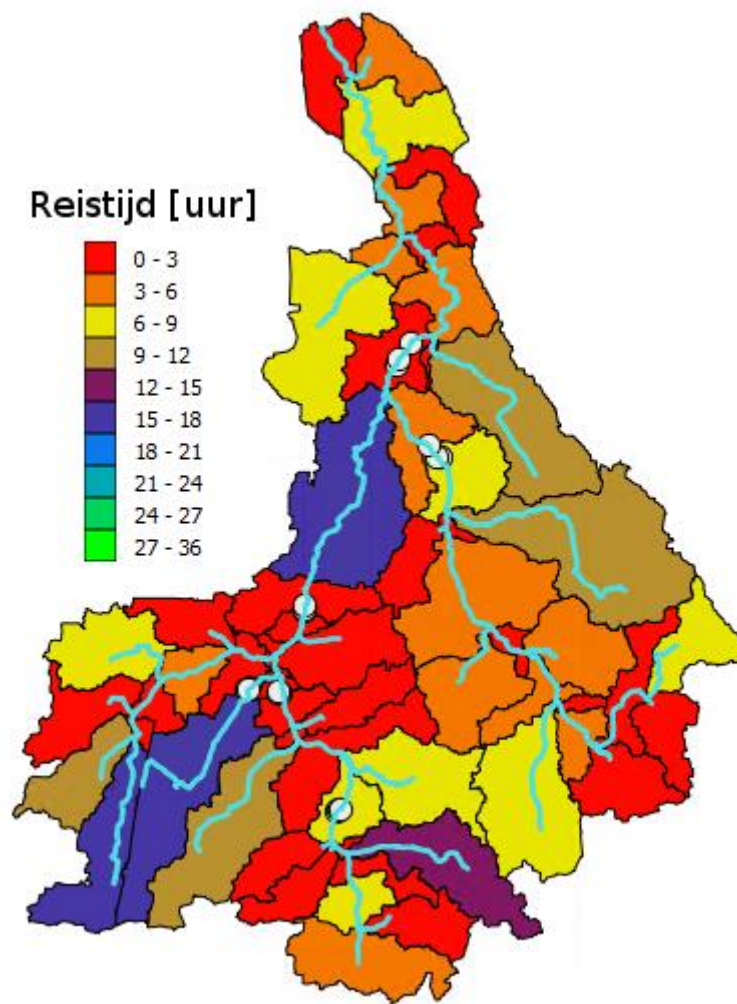
De stroomsnelheden van de piek zoals waargenomen in tijdseries van het elektrisch geleidingsvermogen na injectie van het zout zijn gegeven in *Tabel 6*.

Tabel 6: overzicht van de gemeten en gemodelleerde stroomsnelheden [ $\text{m s}^{-1}$ ] in verschillende waterlopen van de Drentsche Aa. De SWAT stroomsnelheid is die bij een gemiddelde afvoer van  $1 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$  bij Schipborg.

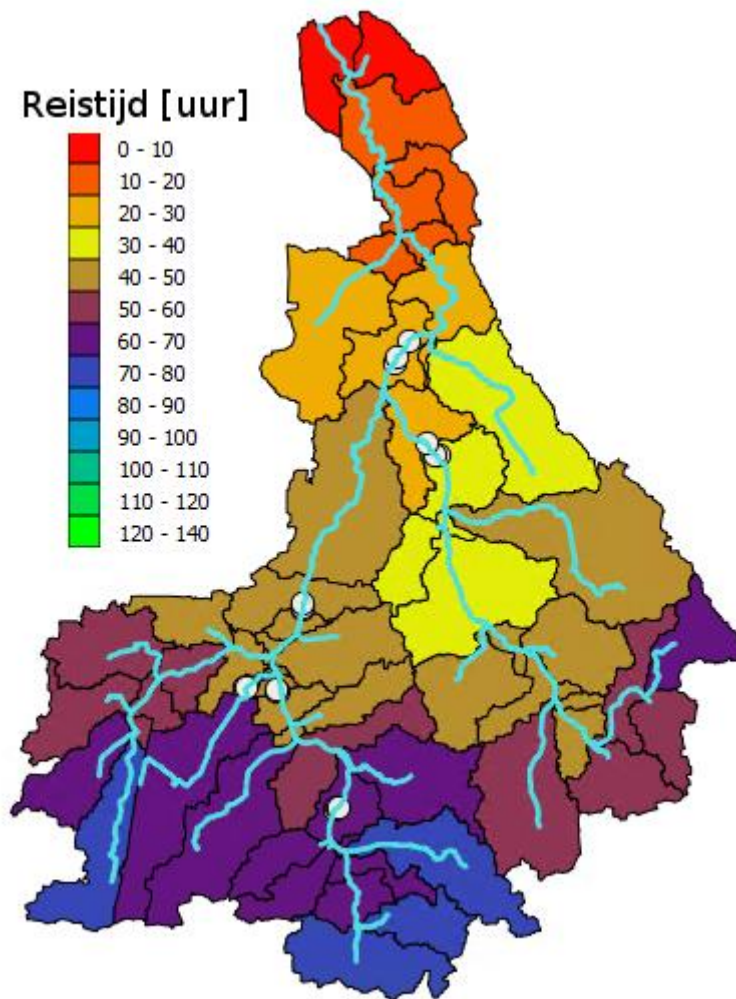
Locatie	Stroomsnelheid	SWAT stroomsnelheid	Stroomgebied nr.
Schipborg	0,1-0,3	$0,31 \pm 0,06$	60
Drentsche Aa - Croneweg	0,29	$0,31 \pm 0,04$	59
Gasterense Diep - Gasterenseweg	0,09	$0,10 \pm 0,02$	55
Deurzerdiep - Rolderhoofdweg	0,23	$0,21 \pm 0,04$	53
Amerdiep - Deurze	0,13	$0,15 \pm 0,03$	48
Amerdiep - Amerweg	0,08	$0,10 \pm 0,02$	34
Anreep - Achterweg	0,14	$0,11 \pm 0,02$	19

De gemeten en gemodelleerde snelheden komen goed overeen. De laatste vier stroomsnelheidsmetingen zijn gedaan na hoge neerslag in mei 2018 en de gemeten snelheden zijn wellicht iets hoger dan die zouden voorkomen tijdens een periode met een afvoer van  $1 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$  bij Schipborg. De metingen van het waterbedrijf Groningen bij Schipborg laten bij een afvoer van  $1 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$  een variatie in stroomsnelheid zien van  $0,1-0,3 \text{ m s}^{-1}$  (*Figuur 7*), en de stroomsnelheid kan oplopen bij hoge afvoer tot  $0,5 \text{ m s}^{-1}$ .

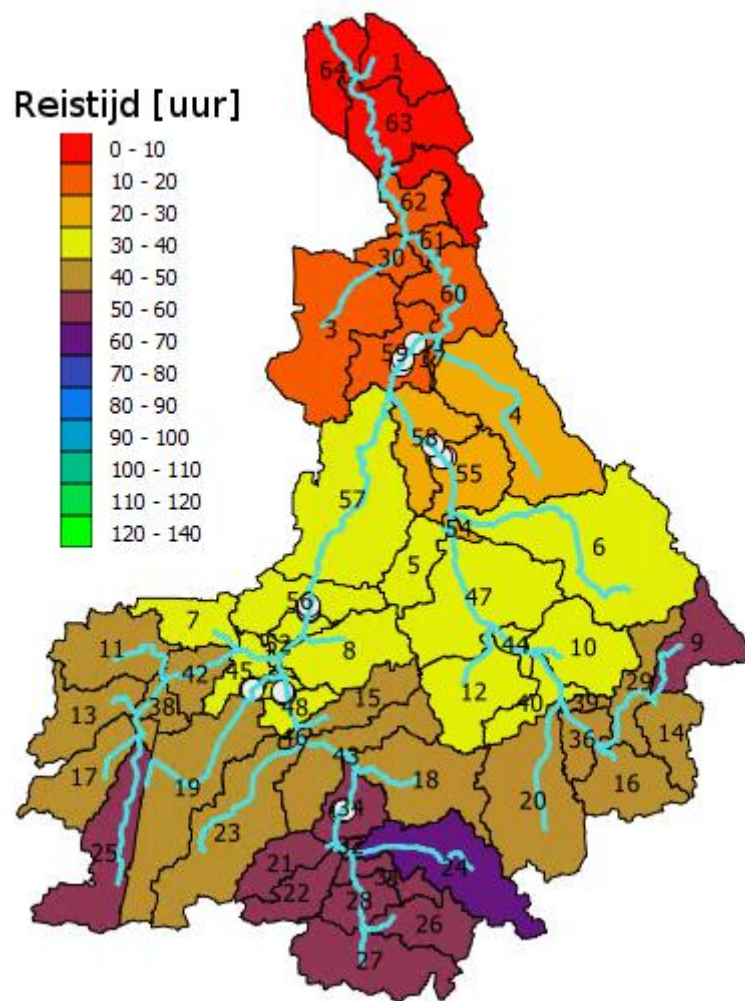
De gemodelleerde stroomsnelheden variëren tussen  $0,04$  en  $0,33 \text{ m s}^{-1}$  bij een afvoer van  $1 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ , en tussen  $0,08$  en  $0,39 \text{ m s}^{-1}$  bij een afvoer van  $7 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ . De bijbehorende ruimtelijke verdeling van reistijd binnen substroomgebieden, en de cumulatieve reistijd vanuit een substroomgebied naar het eindstation De Punt zijn respectievelijk weergegeven in *Figuur 16* en *Figuur 17*. Bij een hogere afvoer van  $7 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$  wordt de maximale reistijd verkort van 74 uur tot 64 uur (*Figuur 18*).



Figuur 16: met het SWAT model gemodelleerde reistijden in de 64 substroomgebieden in het stroomgebied van de Drentsche Aa bij een afvoer bij Schipborg van  $1 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ .



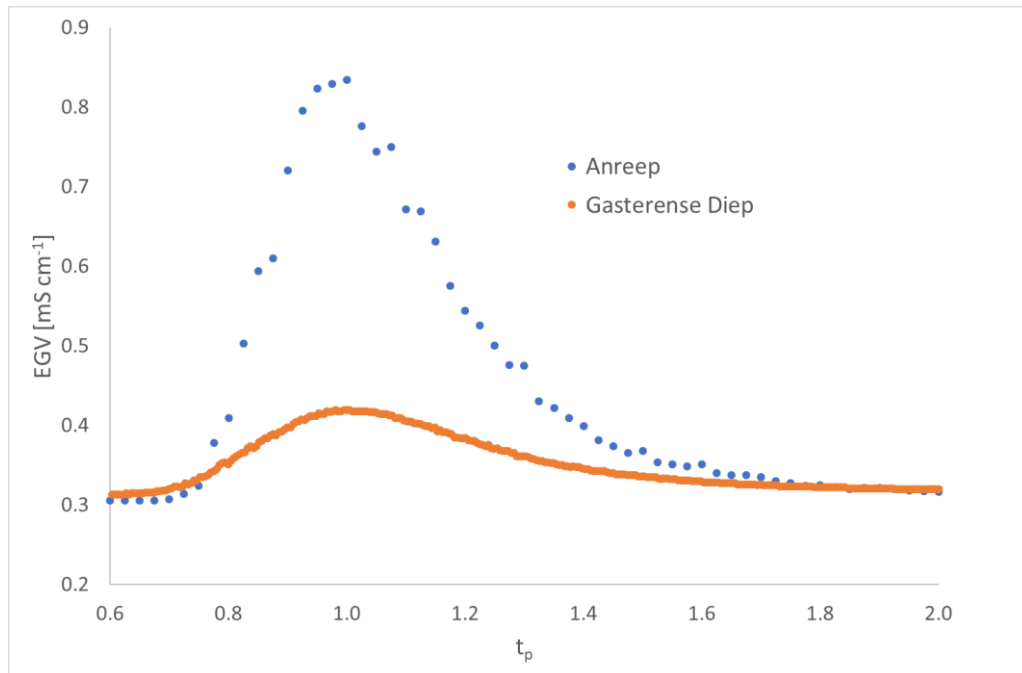
Figuur 17: cumulatieve reistijd bij de meest voorkomende afvoer ( $1 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ ) van de piekconcentratie van een conservatieve opgeloste stof in de waterlopen van de Drentsche Aa naar het station De Punt in het noorden van het gebied. De reistijd voor elk substroomgebied is inclusief de reistijd binnen het substroomgebied zelf.



Figuur 18: cumulatieve reistijd bij hoge afvoer ( $7 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ ) van de piekconcentratie van een conservatieve opgeloste stof in de waterlopen van de Drentsche Aa naar het station De Punt in het noorden van het gebied. De reistijd voor elk substroomgebied is inclusief de reistijd binnen het substroomgebied zelf.

### 3.3.2. Dispersie

De dispersie in de waterloop geeft informatie over de te verwachten eerste aankomst van een stof bij een meetpunt en de duur van de periode waarin de stof in het water waargenomen kan worden tijdens passage. De dispersie voor Anreep en het Gasterense Diep zijn getoond in *Figuur 19*, de overige metingen vertoonden hetzelfde patroon. Dit geeft aan dat de tijd van eerste aankomst van een stof op een bepaald punt in de waterloop ongeveer 70-80% van de tijd van aankomst van de piek is en dat de stof na ongeveer 200% van de piek tijd uit het systeem gespoeld is. Bij een piek reistijd van 10 uur zou de eerste aankomst van de stof 7-8 uur na de injectie zijn en is de stof na 20 uur voorbijgetrokken. Nota bene, hierbij is aangenomen dat de stof zich conservatief gedraagt, niet in de waterlopen aan sediment geabsorbeerd wordt en goed oplosbaar is in water. In de actuele situatie zal er ook nog verdunning optreden naarmate de stof verder door het stroomgebied heenreist, waardoor de concentratie extra verlaagd wordt. Als een stof in een van de kleinere waterlopen in het gebied terecht komt, waarin weinig stroming is, kan deze ook heel geleidelijk een grotere waterloop inlopen waar wel stroming is. In dit geval kan er op die locatie niet meer over een instantane injectie gesproken worden. De concentratie van de stof in de grotere waterloop zal dan veel lager zijn vanwege menging, er wordt geen specifieke piek gevormd en de reistijd wordt aanmerkelijk verlengd, afhankelijk van de snelheid van het uitspoelen uit de kleine waterloop.



Figuur 19: dispersie van de instantane injectie van NaCl in de waterloop, zoals gemeten via het elektrisch geleidingsvermogen (EGV). De tijd-as is genormaliseerd door te delen door de tijd van aankomst van de piek ( $t_p$ ).

## 4. MODELLERING VAN STROMINGSPADEN MET SWAP

### 4.1. Inleiding

Voor de modellering van stoffentransport in de stroomgebieden van de Drentsche Aa en de Hunze is inzicht nodig in de stromingspaden die nutriënten en pesticiden doorlopen vanuit percelen naar het oppervlaktewater. Oppervlakkige afvoer over percelen en afvoer door drainage buizen vormen hierbij mogelijk snelle stromingspaden die kunnen leiden tot verhoogde concentraties in het oppervlaktewater. Via het SWAP model waarin een gedetailleerde bodemschematisatie gebruikt kan worden, worden locaties met hoog risico op oppervlakkige afspoeling en snelle afvoer geïdentificeerd in de twee stroomgebieden.

#### Doel:

Het doel van deze tussenstap met het SWAP model is om te bepalen welke bodemopbouw in de Drentsche Aa en in de Hunze een hoog risico heeft op oppervlakkige en snelle afstroming en daarom gedetailleerd moet worden meegenomen in de volgende modelleringsstap waarbij hydrologie, nutriënten en gewasbeschermingsmiddelen gemodelleerd worden met het SWAT model. Door deze modelvolgorde komt de invloed van de bodemopbouw op nutriënten transport ook realistisch naar voren in SWAT.

Dit leidt tot de volgende onderzoeksvragen binnen deze stap:

- Welke bodemtypes binnen de grenzen van het waterschap zijn gevoelig voor oppervlakkige afspoeling?
- Welke bodemtypes in combinatie met buisdrainage zijn gevoelig voor snelle afstroming via drains?

SWAP (Soil-Water-Atmosphere-Plant) is een gedetailleerd, dynamisch bodem fysisch model voor simulatie van verticaal transport van water, warmte en opgeloste stoffen in een afwisselend waterverzadigde en -onverzadigde bodemkolom op veldschaal (Kroes et al., 2017). Het betreft een ééndimensionaal (1D) model dat rekent voor puntlocaties. De 1D grondkolom heeft een koppeling met het oppervlaktewatersysteem waardoor de doorgerekende puntlocatie representatief kan worden geacht voor een perceel. Op basis van deze aanname worden meerdere representatieve SWAP modellen opgesteld voor de twee stroomgebieden, die elk een unieke combinatie bevatten van bodeminformatie en randvoorwaarden (kwel/wegzijging, stroming via drainagebuizen en oppervlaktewater interactie). De uitkomsten van deze modellen kunnen zo, ondanks dat SWAP een puntmodel is, worden gekoppeld aan specifieke regio's. De gedetailleerde modellering van het watersysteem met SWAP wordt in het vervolg van dit hoofdstuk beschreven.

#### 4.1.1. Risico factoren

Voor oppervlakkige afstroming wordt algemeen onderscheid gemaakt tussen twee oorzaken:

1. De infiltratie capaciteit van de bodem is te laag voor de hoeveelheid neerslag. In dit geval is de bodemkolom niet per se verzadigd, maar is de verticale doorlatendheid van de bovenste bodemlaag beperkend bij de neerslag intensiteit (Horton overland flow).
2. De bodemkolom is compleet verzadigd waardoor er geen berging meer mogelijk is. Alle neerslag wordt hierbij afgevoerd of blijft staan in plassen.

Een eerste inschatting van locaties met risico op oppervlakkige afstroming kan dus worden gemaakt op basis van de verticale doorlatendheid van de bovenste bodemlaag en op basis van de grondwatertrappen (Gt) kaart. Bij slecht doorlatende lagen aan het oppervlak is een hoog risico op het eerste mechanisme waarbij de infiltratiecapaciteit beperkend is. In het geval van lage Gt klassen (grondwaterstand dicht bij maaiveld) is de bergingscapaciteit van de bodem beperkt en treedt mogelijk het tweede mechanisme snel op. Ook het ondiep voorkomen van slecht doorlatende lagen, zoals bijvoorbeeld keileem, kan leiden tot oppervlakkige afspoeling door de bergingscapaciteit in de bovenste bodem-meters te beperken.

Het optreden van oppervlakkige afstroming hangt hiermee sterk af van de bodemopbouw. Om regio's met hoge risico's op oppervlakkige afstroming en buisdrainage aan te wijzen is daarom gedetailleerde kennis van de bodem nodig.

#### 4.1.2. Bodemschematisatie

In het onderzoek “Monitoring Stroomgebieden” is gebruik gemaakt van STONE 2.1. voor de beschrijving van de processen in het landsysteem en de afvoerpaden. Bij deze modellering is gebruik gemaakt van 21 standaardprofielen (PAWN indeling, Wösten et al. 1988) die de bodemsituatie beschrijven tot een diepte van 1.2 meter. Met een beperkt aantal bodemprofielen tot een beperkte diepte kunnen veel situaties die in werkelijkheid voorkomen niet worden gemodelleerd. Dit komt de herkenbaarheid voor de gebruikers van de modeluitkomsten niet ten goede. Daarom is er gekozen voor een verbeterde schematisatie van de bodemopbouw zoals beschreven in “Landsdekkende schematisering en parameterisatie van het topsysteem ten behoeve van hydrologische modellering” (van der Gaast et al., 2015). Hierin zijn geohydrologische en bodemfysische informatie gecombineerd en verwerkt tot in totaal 543 nieuwe standaardprofielen. In de betreffende studie zijn de volgende globale stappen doorlopen:

- De 21 pawneenheden zijn binnen de studie ‘Hydrologie op basis van karteerbare kenmerken’ (van der Gaast et al. 2006) verder verfijnd op basis van de Gt klassen op de bodemkaart (1:50 000). Dit resulteerde in 437 topsysteem-eenheden.
- In “Landsdekkende schematisering en parameterisatie van het topsysteem ten behoeve van hydrologische modellering” zijn hieruit de 134 eenheden geselecteerd die een oppervlak beslaan groter dan 5000 ha.
- De geselecteerde 134 eenheden zijn verder verfijnd op basis van de Gt en beschikbare informatie uit ca. 300 000 detailkarteringen in het archief van Alterra. Dit resulteert in 543 standaardprofielen die representatief kunnen worden geacht voor één of meerdere Gt-klassen binnen een topsysteemheid zoals gehanteerd in ‘Hydrologie op basis van karteerbare kenmerken’ (van der Gaast et al., 2006). Deze beslaan in totaal ongeveer 80% van het oppervlak van Nederland. De profielen zijn verdiept tot ca. 20 m door informatie uit detailkarteringen die dieper gaan dan 1.2 m (tot ca. 3.2 m) en door de geohydrologische opbouw uit het NHI voor grotere dieptes (*Figuur 20*).

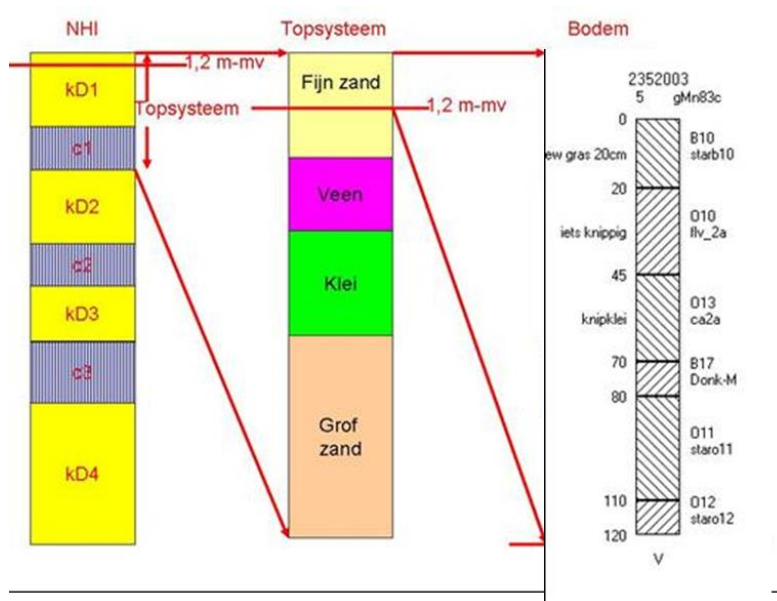
In de verfijnde en verdiepte profielen zijn vervolgens bodemfysische parameters toegekend aan bodemhorizonten, genomen uit de Priapus-database (Alterra database). Deze zijn gebaseerd op individuele bodemmonsters.

Ten opzichte van de 21 PAWN eenheden geven de verdiepte profielen gedetailleerdere informatie over de gelaagdheid van de bodem (gebaseerd op 300 000 detailkarteringen in het veld), gedetailleerdere bodemfysische eigenschappen per bodemhorizont (vanuit de Priapus-database in plaats van de Staringreeksen) en informatie tot op grotere diepte (ca. 20 m t.o.v. 1.2 m). Bodemgelaagdheid en anisotropie in de doorlatendheid van bodemhorizonten heeft een grote invloed op de infiltratiecapaciteit van de bodem en de stromingspaden in de bodem. Daarmee is deze informatie van groot belang voor het inschatten en modelleren van snelle stromingspaden in de bodem. Daarnaast kan met de grotere diepte van de profielen de werkelijke dikte van het hydrologisch systeem worden gesimuleerd (dunner bij buisdrainage en veel dikker bij een vrij afwaterend beekstelsel).

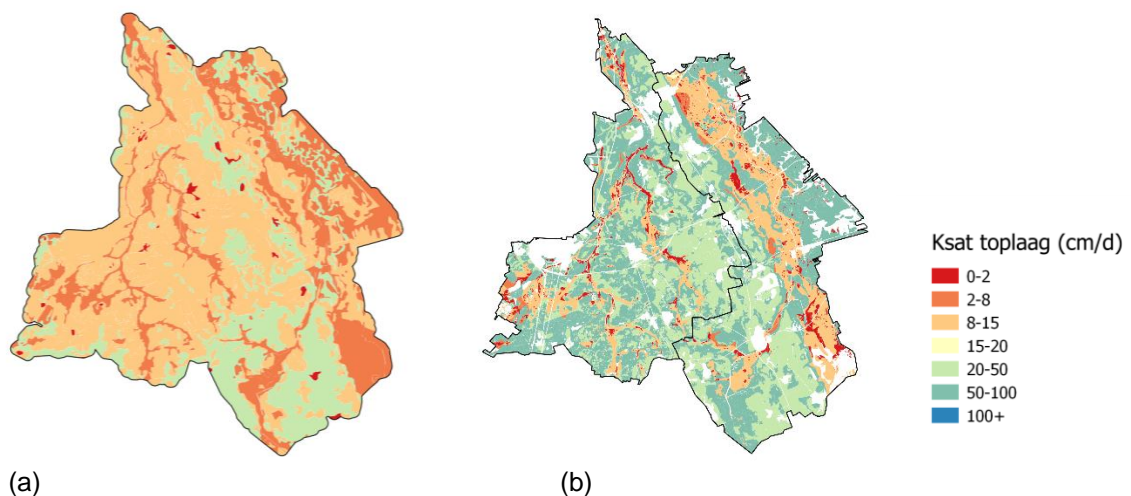
Om het nut van de verfijnde bodemschematisatie ten opzichte van de PAWN eenheden te illustreren is het mogelijk een eerste inschatting te maken van risico gebieden op oppervlakkige afstroming op basis van de doorlatendheid van de bovenste bodemlaag. *Figuur 21* laat de verdeling van verzadigde doorlatendheid  $K_{sat}$  zien op basis van de 21 PAWN profielen zoals gebruikt in STONE 2.1 (*Figuur 21a*) en op basis van de verdiepte profielen uit de studie “Landsdekkende schematisering en parameterisatie van het topsysteem ten behoeve van hydrologische modellering” (*Figuur 21b*, er zijn geen profielen toegekend aan stedelijk gebied). De verdiepte profielen maken een gedetailleerder beeld mogelijk dan te krijgen is op basis van slechts 21 profielen uit PAWN.

Om het risico op oppervlakkige afspoeling nauwkeuriger te kwantificeren gebruiken we het SWAP model dat, naast bodemopbouw, ook de randvoorwaarden (i.e. interactie met oppervlakte water en diepere grondwater) meeneemt.





Figuur 20: in de studie 'Landsdekkende schematisering en parameterisatie van het topsysteem ten behoeve van hydrologische modellering' (Van der Gaast et al., 2015) zijn bodemprofielen verdiept door een combinatie van verschillende gegevensbronnen: voor de bovenste 1.2 tot ruim 3 m is bodemkundige informatie uit de bodemkaart en uit detailkarteringen gebruikt; tot een diepte van 5-10 m zijn deze profielen verlengd op basis van het Topstelsysteem (ca. 300000 boringen tot enkele meters diepte); voor grotere diepte tot 20 m is de geohydrologische opbouw uit het NHI gebruikt. Zo ontstaat een verfijning van informatie naar boven toe.



Figuur 21: verzadigde doorlatendheid  $K_{sat}$  van de bovenste bodemlaag gebaseerd op de 21 PAWN bodemprofielen (a) en de verdiepte profielen uit (Van der Gaast et al. 2015) gebruikt in deze studie (b).

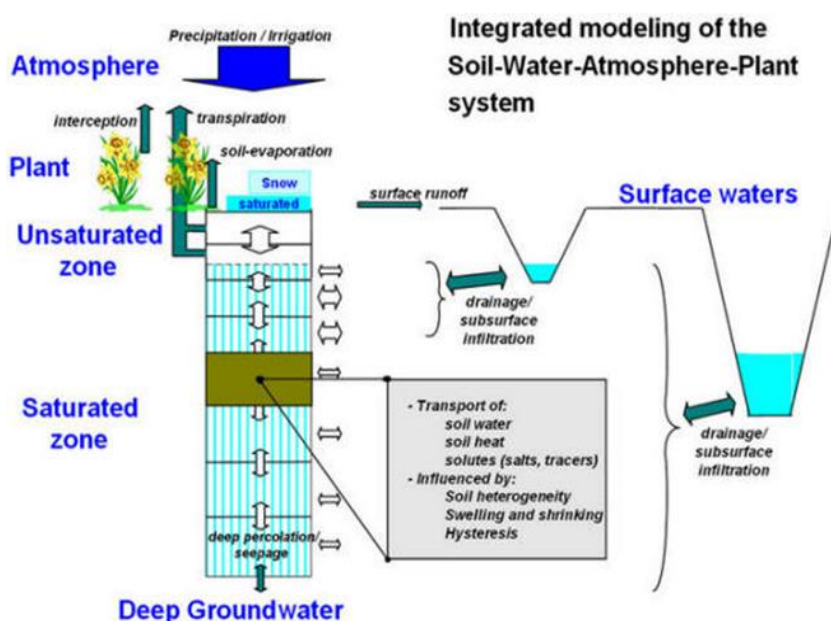
#### 4.1.3. SWAP model

Verticale waterstroming in de bodemkolom wordt binnen het model berekend met de Richards' vergelijking. SWAP lost deze vergelijking integraal op voor de onverzadigde-verzadigde zone met een numeriek schema op basis van ingevoerde karakteristieken voor waterretentie en (on)verzadigde doorlatendheid. Voor de verticale discretisatie is de bodemkolom opgedeeld in compartimenten met een toenemende dikte van boven naar beneden. Temporele discretisatie wordt verkregen met een dynamische tijdstapgrootte die afhankelijk is van de dynamiek van het doorgerekende systeem.

Uitwisseling van water vindt plaats met de domeinen aan de randen: de atmosfeer aan de bovenrand, ontwateringsmiddelen aan de zijrand en het diepere grondwater aan de onderrand (Figuur 22). SWAP is een eendimensionaal model waardoor de interactie met oppervlaktewater in de horizontale richting niet op een fysische manier wordt berekend. Deze interactie wordt daarom beschreven aan de hand van meerdere oppervlaktewatercompartimenten met ieder hun eigen waterniveau en drainageweerstand. Deze factoren samen bepalen de interactie tussen de grondwaterstand in de bodemkolom en het oppervlaktewater.

Door de gemodelleerde grondkolom via de zijrand te koppelen aan het oppervlaktewatersysteem wordt de eendimensionale grondkolom quasi-2D doorgerekend. Toch blijft SWAP een puntmodel dat ruimtelijk gezien dimensieloos is. Dit betekent dat het grondwaterstandsverloop in het model voor een belangrijk gedeelte afhankelijk is van de parameters die de interactie van grondwater met het oppervlaktewater beschrijven, dit zijn de drainageweerstand en het waterniveau die aan het model worden opgegeven. Dit betekent dat de modelresultaten met betrekking tot oppervlakkige afspoeling gevoelig zijn voor de keuzes die worden gemaakt met betrekking tot deze parameters. Dit geldt vooral voor het geval dat oppervlakkige afspoeling wordt veroorzaakt door verzadiging van de bodemkolom (hoge grondwaterstanden). Indien oppervlakkige afspoeling vooral plaatsvindt door een lage infiltratiecapaciteit van de bodem hebben deze parameters minder invloed. Het is dus van belang bewust te zijn van de in het model gehanteerde modelconcepten aangezien de gebruikte modelconcepten van invloed zijn op de gebruiksmogelijkheden van het model. Bij de parametrisering van het model is het daarom van belang rekening te houden met de vragen waarop het modelresultaat antwoord moet geven.

In de volgende paragraaf wordt de parameterisatie van het model op basis van beschikbare gegevens verder uitgelegd.



Figuur 22: schematische weergave van het met SWAP gemodelleerde domein (Kroes et al., 2017)

#### 4.2. SWAP model parameterisatie

Om met het eendimensionale model SWAP een gebiedsdekkende kaart te maken van risico gebieden voor snelle stromingspaden van nutriënten moet een groot aantal SWAP modellen worden opgezet. Deze modellen bestaan uit een unieke combinatie van bodemprofiel en randvoorwaarden zoals kwel/wegzijing en interactie met het oppervlaktewater. De modelparameterisatie is gebaseerd op een

groot aantal gegevensbronnen. Deze staan hier kort beschreven en worden in de paragrafen daarna verder toegelicht:

- **Bodemschematisatie:** Voor de bodemschematisatie worden de verdiepte profielen gebruikt. Daarnaast is in het gebied op meerdere plekken keileem ondiep aanwezig. Deze bodemsoort heeft een slechte waterdoorlatendheid waardoor hij van groot belang is voor de modellering van stromingspaden. De keileemverspreiding is door het waterschap in eerdere studies gedetailleerd in kaart gebracht door middel van een groot aantal boringen, resulterend in de MIPWA keileemkaart. Door de mogelijk grote invloed van de aanwezigheid van keileem op de modelresultaten zijn de bodemprofielen verder aangepast op basis van deze kaart.
- **Onderrand van het model:** kwel/wegzijging. Voor de kwel/wegzijging in het gebied van de Drentsche Aa zijn kwelkaarten beschikbaar uit het model SIMGRO, deze zijn geleverd door het waterschap. Deze kaarten geven een waarde voor de kwel in de zomer, winter en een gemiddelde waarde. Voor de Hunze is zulke gedetailleerde informatie niet beschikbaar en is daarom de kwelkaart van Alterra gebruikt. Deze geeft een jaargemiddelde waarde.
- **Zij-rand van het model:** De interactie met het oppervlaktewater wordt in het model beschreven aan de hand van meerdere oppervlaktewater compartimenten. Voor deze studie gebruiken we standaard twee oppervlaktewater compartimenten, namelijk één voor het ontwateringssysteem en één voor het afwateringssysteem. De keuze voor deze twee compartimenten is gebaseerd op de beschikbare kaarten voor de drainageweerstand uit de studie 'hydrologie op basis van karteerbare kenmerken' (van der Gaast et al., 2006). In deze studie is een drainage weerstand naar primaire watergangen bepaald (afwateringsweerstand) en naar tertiaire watergangen (ontwateringsweerstand). Secundaire watergangen zijn over de twee categorieën verdeeld. Deze twee kaarten worden dus gebruikt om de drainageweerstand voor ontwaterings en afwateringssysteem te parameteriseren. Het waterniveau in beide compartimenten is wel gelijk gekozen en wordt bepaald op basis van de peilgebieden en oppervlaktewatermeetpunten in de Drentsche Aa. In het geval van buisdrainage is er nog een derde compartiment met drainageweerstand en waterniveau. Voor de locaties en diepte van buisdrainage zijn twee gegevensbronnen beschikbaar: voor een beperkt onderzoeksgebied van de Drentsche Aa is een buisdrainage kaart beschikbaar uit een Natura2000 studie, voor het overige gebied en voor de Hunze wordt de MIPWA drainage kaart gebruikt.

#### 4.2.1. Bodemschematisatie

##### 4.2.1.1. Eerste aggregatie

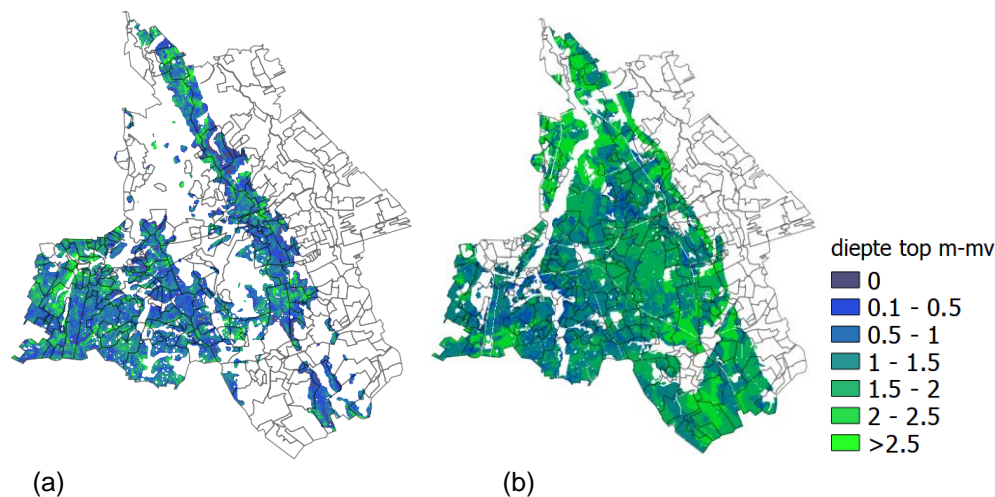
Voor het doorrekenen van de bodemprofielen in SWAP is een verdere aggregatie gemaakt met als start uitgangspunt de topsysteem eenheden uit "Hydrologie op basis van karteerbare kenmerken" (van der Gaast et al., 2006). Hiervan liggen 335 profielen binnen de grenzen van het waterschap Hunze en Aa's. Om het aantal SWAP modellen te reduceren zijn deze profielen in een aantal stappen geaggregeerd tot 74 verdiepte profielen zoals die beschreven zijn in de studie "Landsdekkende schematisering en parameterisatie van het topsysteem ten behoeve van hydrologische modellering" (van der Gaast, 2015). Deze stappen zijn als volgt:

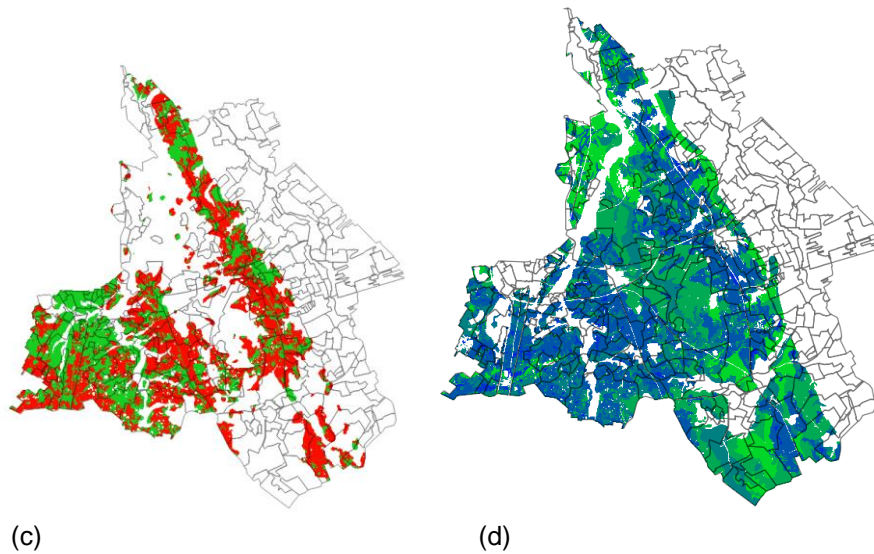
- De 335 profielen zijn gereduceerd naar 271 eenheden door terug te gaan naar 1 meteo-regio (dit waren er initieel twee binnen het gebied).
- Eenheden met een oppervlakte kleiner dan 1 ha zijn verwijderd, dit resulteert in 220 eenheden.
- Profielen van kleine vlakken zijn handmatig samengevoegd en verwijderd op basis van een vergelijkbaar bodemtype met een groter oppervlak. Dit resulteert in 204 eenheden. (expert knowledge).
- Ontbrekende gegevens zijn ingevuld en profielen zijn toegekend aan soortgelijke eenheden resulterend in 141 profielen (expert knowledge).
- De profielcodes uit "Hydrologie op basis van karteerbare kenmerken" zijn vertaald naar de verdiepte profielen uit "Landsdekkende schematisering...". Hierbij komen een aantal verdiepte profielen meerdere keren voor, waardoor 74 verdiepte profielen overblijven.

#### 4.2.1.2. Vergelijking met de keileemkaart

In het gebied komt op meerdere locaties ondiep keileem voor. Door de zeer geringe doorlatendheid van keileem (<1 cm/d) heeft de aanwezigheid van deze bodemlaag een mogelijk grote invloed op de stromingspaden van water. Bij ondiep voorkomende keileemlagen is er daardoor een grote kans op oppervlakkige afstroming. Het is dus belangrijk dat de aanwezigheid van keileem terugkomt in de geaggregeerde profielen die worden doorgerekend in SWAP. Om na te gaan of de verdiepte bodemeenheden in overeenstemming zijn met het voorkomen van ondiepe keileemlagen in het onderzoeksgebied is een vergelijking gemaakt van de verdiepte profielen met de keileemkaart zoals gebruikt in MIPWA. *Figuur 23a* laat de diepte van de bovenkant van de keileem zien ten opzichte van maaiveld binnen de gebiedsgrenzen van het stroomgebied van de Hunze en de Drentsche Aa. Voor de geaggregeerde verdiepte profielen is ook gekeken of keileem aanwezig is en op welke diepte. Het resultaat van de keileemdiepte voor deze profielen is te zien in *Figuur 23b* (stedelijk gebied is hierbij niet meegenomen). De verdiepte profielen geven een grotere verbreiding van keileem weer. Dit wordt mogelijk veroorzaakt doordat andere slecht doorlatende lagen onterecht zijn geïdentificeerd als keileem. We gaan er wel van uit dat de bodemfysische eigenschappen van deze lagen kloppen.

Een vergelijking op basis van de keileemdiepte laat zien dat de diepte van de keileem in de profielen meestal groter is dan in de keileemkaart. *Figuur 23c* laat de gebieden zien waar de keileemkaart aangeeft dat de keileem meer dan 20 cm hoger ligt dan in de verdiepte profielen het geval is (aangegeven in rood, stedelijk gebied is hierbij niet meegenomen). Voor deze gebieden zijn daarom extra profielen aangemaakt waarbij de dikte en diepte van de keileemlaag is aangepast in overeenstemming met de keileemkaart (*Figuur 23d*). Dit resulteert in 37 extra profielen. Om de keileemlaag naar boven te trekken zijn de lagen boven de keileem aangepast of verwijderd vanaf de onderste naar boven toe. Door de profielaanpassingen zijn 111 verschillende bodemprofielen gedefinieerd in het gebied van de Drentsche Aa en de Hunze.





Figuur 23: a. diepte van de bovenkant van de keileemlaag in de MIPWA keileemkaart. b. Diepte van de bovenkant van de keileemlaag in de 74 verdiepte bodemprofielen. c. Locaties waar de keileemkaart van MIPWA een keileemdikte geeft die meer dan 20 cm hoger ligt dan het geval is voor de 74 verdiepte bodemprofielen (in rood). Voor deze gebieden zijn extra profielen aangemaakt waarbij de keileemdikte is aangepast. d. Diepte van de bovenkant van de keileemlaag voor de 74 profielen met 37 aangepaste profielen op basis van de keileemkaart. Dit resulteert in 111 bodemprofielen.

#### 4.2.2. Interactie met oppervlaktewater

De interactie tussen de eendimensionale bodemkolom en het oppervlaktewater vindt in elke SWAP berekening plaats via 2 of 3 oppervlaktewatercompartimenten. Standaard gebruiken we voor elk model een compartiment voor het afwateringssysteem en een compartiment voor het ontwateringssysteem. In het geval van buisdrainage vormt deze het derde compartiment. Voor elk van deze compartimenten wordt de interactie tussen de grondwaterstand in de bodemkolom ( $\phi_{avg}$ ) en het drainageniveau ( $\phi_{drain,i}$ ) voor het  $i^e$  compartiment beschreven door (Kroes et al. 2017):

$$q_{drain} = \sum_{i=1}^n \frac{\phi_{avg} - \phi_{drain,i}}{\gamma_{drain,i}}$$

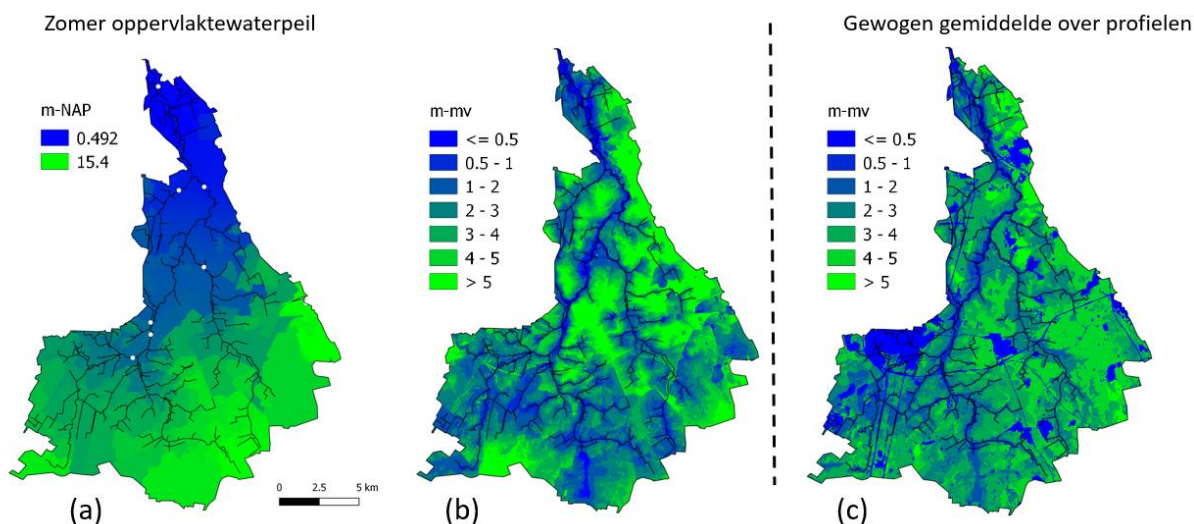
Hierbij is  $q_{drain}$  de som van de flux in of uit de bodemkolom via elk van de compartimenten (eenheid [L/T]) en  $\gamma_{drain,i}$  de drainage weerstand van het  $i^e$  compartiment (water stroomt van bodemkolom richting oppervlaktewater indien  $\phi_{avg} > \phi_{drain,i}$ ). Dit betekent dat voor elk compartiment het drainageniveau en de drainage weerstand moet worden geparаметeriseerd. Voor het afwaterings- en ontwateringssysteem wordt het drainageniveau gelijk genomen aan het oppervlaktewaterniveau, voor buisdrainage wordt deze gelijk genomen aan de diepte van de drains. Hoe deze drainageniveaus en drainage weerstanden zijn bepaald uit de beschikbare kaarten wordt hieronder verder uitgelegd.

##### 4.2.2.1. Oppervlaktewaterniveau

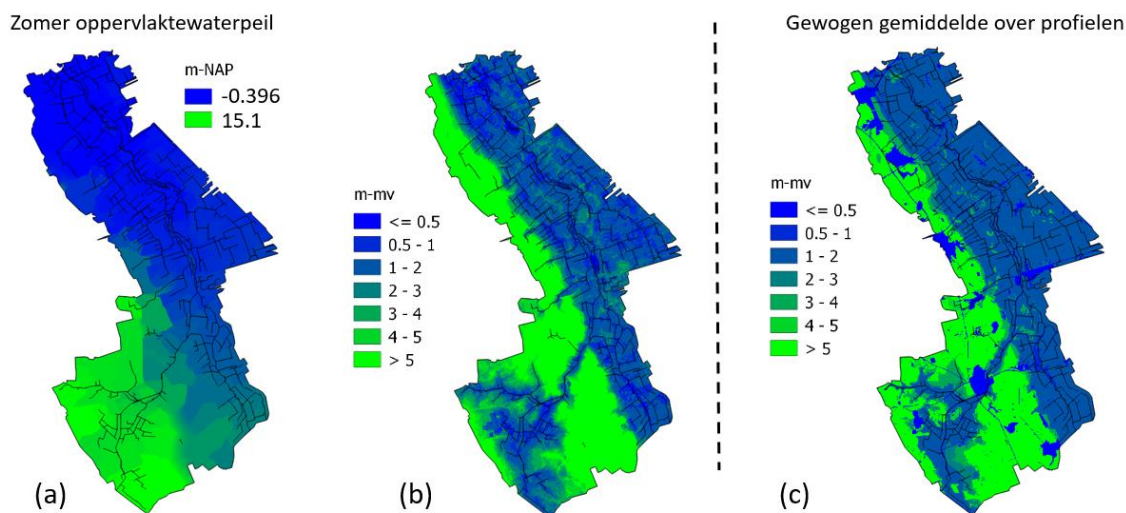
Het oppervlaktewaterniveau voor elke SWAP berekening is bepaald aan de hand van de legger van het waterschap. Hierin staan de zomer en winterpeilen van de peilgebieden in de Drentsche Aa en de Hunze. Voor het vrij-afwaterend gebied van de Drentsche Aa worden geen vaste peilen gehanteerd. Om hier toch een oppervlaktewaterniveau te definiëren zijn de meetpunten van het waterschap gebruikt (Figuur 24a, witte punten). Het waterniveau bij deze meetpunten is seizoensafhankelijk maar de fluctuatie bleek een amplitude te hebben van maximaal 12 cm. Daarom is het jaargemiddelde niveau genomen per meetpunt en zijn deze waardes geïnterpoleerd over het hele peilgebied van de Drentsche Aa. De combinatie van vaste peilen en de vrij afwaterende Drentsche Aa is te zien in Figuur 24a voor het zomerpeil van de Drentsche Aa ten opzichte van NAP. Hetzelfde is gedaan voor het

stroomgebied van de Hunze (Figuur 25a). Om per SWAP berekening een oppervlaktewaterniveau te definiëren is deze kaart omgezet naar waterniveau – maaiveld met behulp van het AHN (5x5 m) (Figuur 24b en Figuur 25b). Vervolgens is per bodemprofiel het gemiddelde peil en de standaarddeviatie bepaald op basis van het gewogen gemiddelde (Figuur 24c en Figuur 25c). Deze stappen zijn doorlopen voor zowel het zomer als winterpeil en in de SWAP berekening wordt deze peilverandering meegenomen.

Omdat door het middelen van oppervlaktewaterpeil binnen bodemprofielen die op meerdere locaties voorkomen in sommige gevallen een grote variatie (grote standaarddeviatie in de verdeling) verloren gaat kan deze makkelijk over of onderschat worden. Daarom wordt het uiteindelijke resultaat van de SWAP berekeningen vergeleken met de Gt kaart en kan het oppervlaktewater met een maximale waarde van de 95<sup>e</sup> percentiel worden aangepast op basis van afwijkingen met de Gt kaart.



Figuur 24: bepaling van het zomerpeil voor elk bodemprofiel in het gebied van de Drentsche Aa: a. uit de legger van het waterschap zijn zomerpeilen gehaald. Voor de vrij afwaterende Drentsche Aa zijn gemiddelde waterniveaus uit de meetpunten (witte punten) geïnterpoleerd. b. het waterniveau is omgezet naar niveau ten opzichte van maaiveld met behulp van het AHN. c. voor elk bodemprofiel is het gewogen gemiddelde van het zomerpeil genomen.

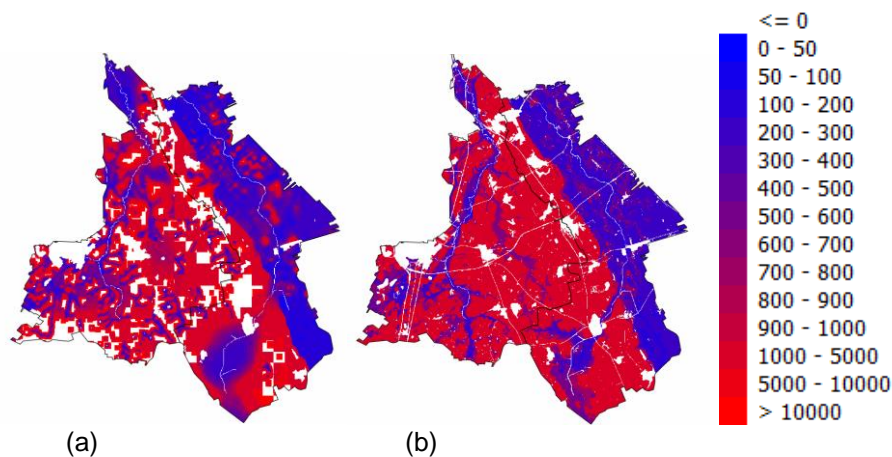


Figuur 25: bepaling van het zomerpeil voor elk bodemprofiel in het gebied van de Hunze: a. uit de legger van het waterschap zijn zomerpeilen gehaald. Voor de vrij afwaterende Drentsche Aa zijn gemiddelde waterniveaus uit de meetpunten (witte punten) geïnterpoleerd. b. het waterniveau is omgezet naar niveau ten opzichte van maaiveld met behulp van het AHN. c. voor elk bodemprofiel is het gewogen gemiddelde van het zomerpeil genomen.

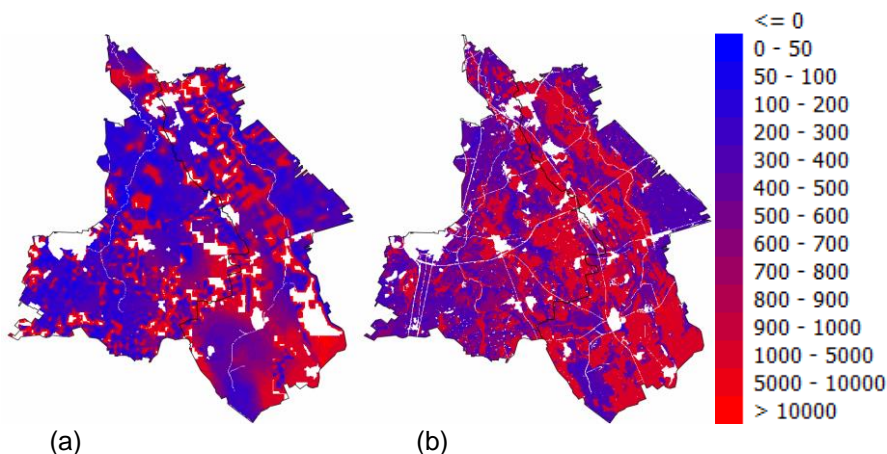
#### 4.2.2.2. Drainageweerstanden

Voor de drainageweerstand van het afwaterings en ontwateringssysteem zijn de Alterra kaarten uit 'hydrologie op basis van karteerbare kenmerken' gebruikt (van der Gaast et al., 2006) voor het afwaterings en ontwateringssysteem. Meerdere manieren van middelen van de kaarten over de bodemprofielen zijn getest en vergeleken met de originele kaarten. De beste manier van middelen bleek in dit geval via de mediaan. *Figuur 26* en

*Figuur 27* laten de Alterra drainagekaarten voor respectievelijk het afwaterings- en ontwateringssysteem zien en het resultaat voor de bodemprofielen. Hoge drainageweerstanden zijn niet beperkt tot een maximale waarde. Een maximale waarde opleggen heeft voor drainageweerstanden groter dan ongeveer 2.000 dagen weinig effect. Deze weerstanden zijn dan dermate hoog dat de stroming in het model nauwelijks beïnvloed wordt door hogere drainageweerstanden.



Figuur 26: drainage weerstand (in dagen) van het afwateringssysteem: a. Alterra kaart, b. mediaan per bodemprofiel. De hoge waarde van 10,000 heeft geen gevolgen voor de berekeningen in SWAP.

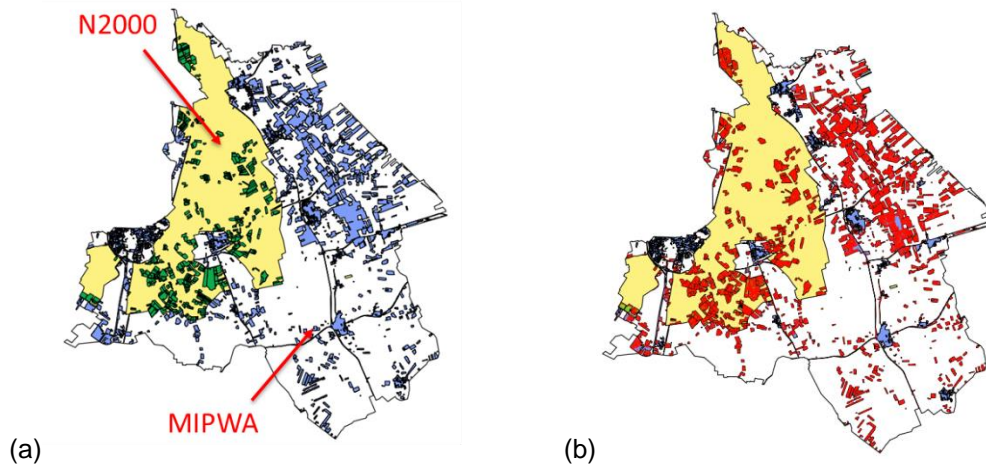


Figuur 27: drainage weerstand (in dagen) van het ontwateringssysteem: a. Alterra kaart, b. mediaan per bodemprofiel. De hoge waarde van 10,000 heeft geen gevolgen voor de berekeningen in SWAP.

#### 4.2.2.3. Buisdrainage

In het afwateringsgebied van de Drentsche Aa en de Hunze zijn percelen met buisdrainage aanwezig. Voor zowel de Drentsche Aa als de Hunze zijn gebieden met mogelijke buisdrainage en hun diepte beschikbaar uit MIPWA 3.0. Daarnaast is via een survey voor bepaalde gebieden in de Drentsche Aa de exacte locaties van buisdrainage bepaald, die te vinden is in de Natura2000 kaart van buisdrainage.

De resultaten van deze survey zijn in een eerdere studie gecontroleerd binnen een beperkt onderzoeksgebied door het waterschap. Voor gebieden die binnen dit onderzoeksgebied vallen is daarom de N2000 kaart gebruikt, voor de andere gebieden is de MIPWA drainagekaart gebruikt (Figuur 28). De gebieden met buisdrainage zijn ingesneden in de bestaande 111 bodemprofielen. Voor elk bodemprofiel met buisdrainage is de diepte van de buisdrainage bepaald aan de hand van het gewogen gemiddelde uit de twee kaarten. Deze diepte is echter aangepast in het geval van de aanwezigheid van keileem. In de realiteit ligt drainage in keileemgebieden in een zandsleuf. Deze geometrie kan niet meegenomen worden in een puntmodel, daarom wordt de diepte van buisdrainage 10 cm boven de keileemlaag geplaatst. Voor keileemlagen die ondieper dan 0.5 m voorkomen is buisdrainage verwijderd. Dit komt in het studiegebied zeer weinig voor, waardoor het verschil niet waarneembaar is op de kaarten in Figuur 28. Na deze stappen zijn 75 extra SWAP berekeningen ontstaan (Figuur 28b).

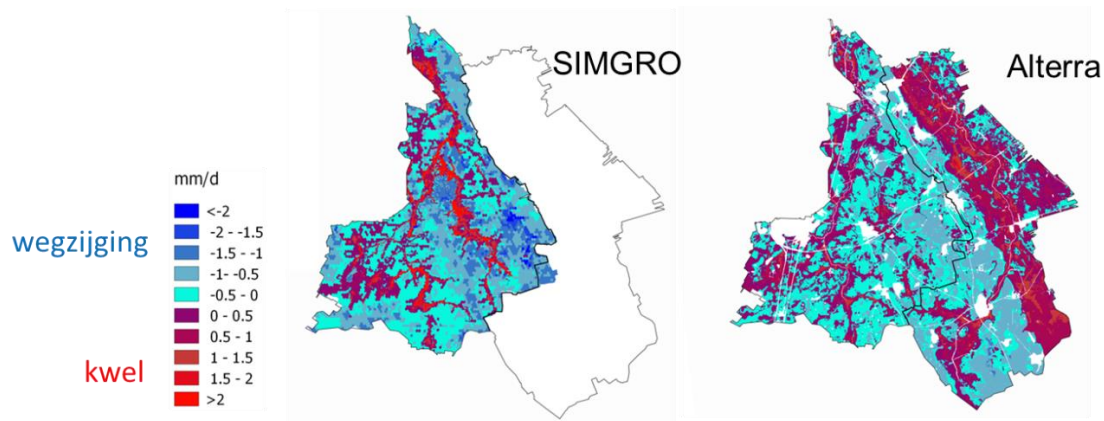


Figuur 28: (a) locaties van buisdrainage in het gebied van de Drentsche Aa en de Hunze. De groene locaties volgen uit de N2000 studie binnen het gele onderzoeksgebied. Daarbuiten is informatie gebruikt uit MIPWA (blauwe gebieden). (b) Kaart zoals in (a) met de locaties van extra 75 profielen met buisdrainage in rood (er liggen geen profielen binnen stedelijk gebied).

#### 4.2.3. Kwel/wegzijing

De onderrandvoorwaarde in de SWAP berekeningen wordt opgegeven met een constante kwel/wegzijingsflux ofwel een tijdsafhankelijke kwel/wegzijingsflux die wordt beschreven door een sinusfunctie die de seizoensfluctuatie in kwel/wegzijing weergeeft. Voor het geval van de Hunze is een constante kwel/wegzijingsflux bepaald per bodemprofiel gebaseerd op het gewogen gemiddelde van de Alterra kwelkaart, voor de Drentsche Aa is gedetailleerdere informatie beschikbaar vanuit het SIMGRO model van het waterschap (Figuur 29). Hieruit zijn zowel de gemiddelde als de zomer en winter waardes te halen. Daarom zijn voor de SWAP berekeningen voor de Drentsche Aa de zomer- en winterwaardes bepaald en wordt de kwel/wegzijing opgegeven door middel van een sinusfunctie. Omdat keileemlagen een zeer slechte doorlatendheid hebben is voor die bodemprofielen met een aangepaste keileemdiepte op basis van de MIPWA keileemkaart de kwel/wegzijingsflux op 0 gezet.





Figuur 29: a. gemiddelde kwel/wegzijgingsflux voor het gebied van de Drentsche Aa uit het SIMGRO model. b. Alterra kwelkaart voor het gebied van de Drentsche Aa en de Hunze.

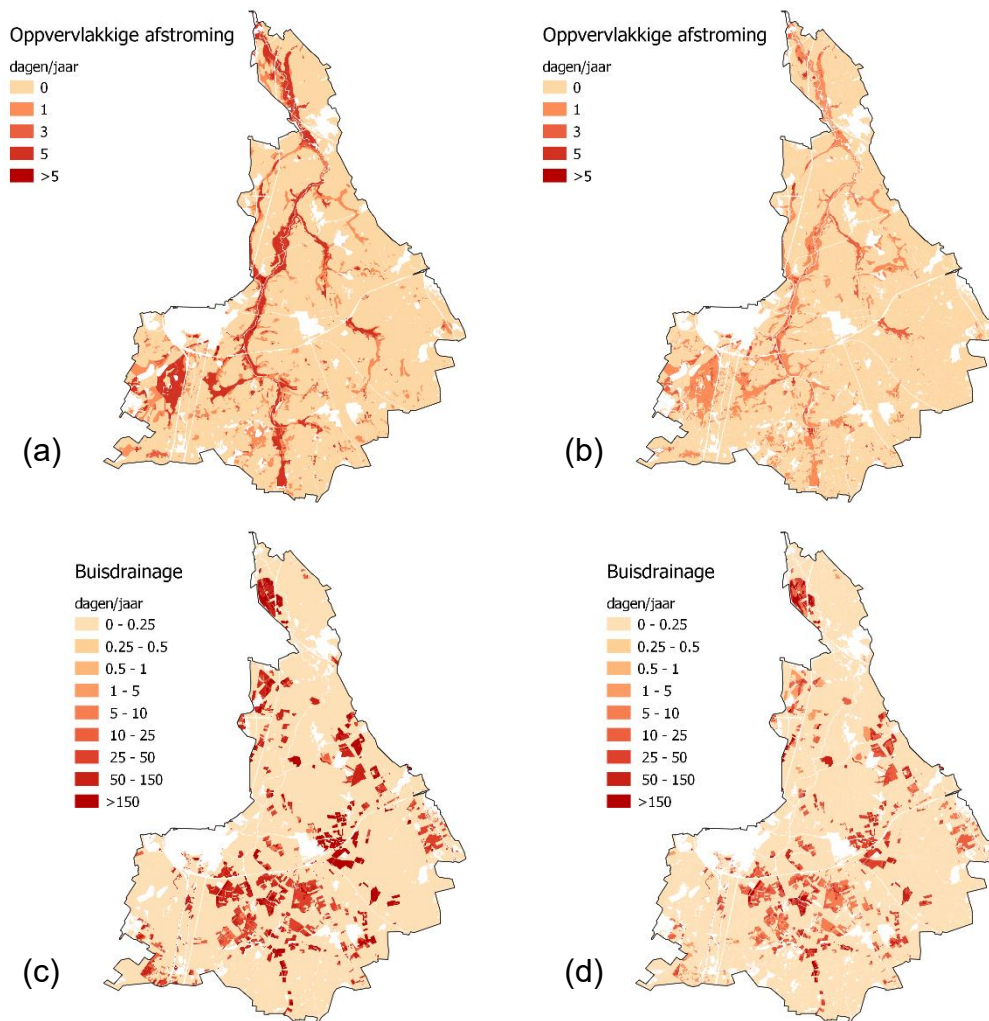
#### 4.2.4. Meteorologie

De SWAP-simulaties zijn uitgevoerd met uurlijkse meteorologische data voor de jaren 2002-2008. Tijdsreeksen van neerslag zijn afkomstig van het KNMI-station Nieuw Buinen. Tijdsreeksen van luchtvochtigheid, straling, temperatuur, en windsnelheid zijn afkomstig van KNMI-station Eelde. De resultaten van het eerste jaar worden niet meegenomen om te vermijden dat de initiële waarden invloed hebben op de uitkomsten. Als gevolg worden de resultaten van SWAP gepresenteerd over zes jaar, van 2003-2008.

#### 4.2.5. Gewas

Verdamping tijdens de SWAP berekeningen is afhankelijk van het gewastype. Om het aantal simulaties te beperken is ervoor gekozen om één type gewas te gebruiken voor het hele gebied. De gevoeligheid van deze keuze is getest door voor de Drentsche Aa de risico's op snelle afstroming te vergelijken op basis van kale bodem en natuur gras. Deze gewassen geven de uiterste kansen op snelle afstroming weer. Natuur gras verdampt relatief veel, en het hele jaar door. Kale bodem verdampt relatief weinig. Gewassen die in het gebied geteeld worden liggen over het algemeen tussen deze uitersten in.

De resultaten van de gevoeligheidsanalyse komen overeen met de verwachtingen (*Figuur 30*). Het aantal dagen met oppervlakkige afstroming en buisdrainage is hoger als kale grond wordt gesimuleerd dan als natuur gras gesimuleerd wordt. De patronen zijn echter wel vergelijkbaar. Oppervlakkige afstroming komt bijvoorbeeld het meeste voor in de beekdalen onder beide landgebruiken. Als gevolg is een verdeling in laag, midden en hoog risico niet gevoelig voor het gekozen gewastype. Op basis van deze bevinding is ervoor gekozen om natuur gras te gebruiken in de volledige SWAP analyse van de stroomgebieden van de Drentsche Aa en de Hunze.



Figuur 30: gemiddeld aantal dagen met oppervlakkige afstroming per jaar berekend voor kale bodem (a) en natuur gras (b) in de periode 2003–2008. Hetzelfde voor buisdrainage, voor kale bodem (c) en natuur gras (d).

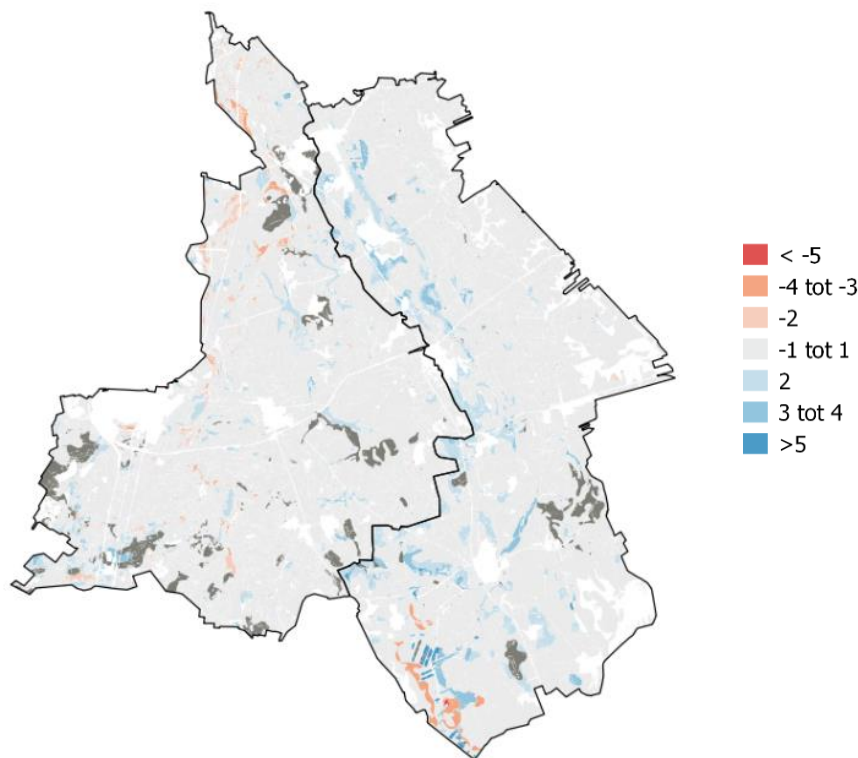
### 4.3. Resultaten

SWAP berekeningen zijn voor alle profielen in de afwateringsgebieden van de Drentsche Aa en de Hunze uitgevoerd met drie oppervlaktewaterniveaus (zie hoofdstuk 2.2.2). Over het algemeen worden de resultaten die gebaseerd zijn op een gemiddeld oppervlaktewaterniveau gebruikt. Waar de berekende grondwatertrap echter lager is dan de Gt kaart wordt het oppervlaktewaterniveau verhoogd tot maximaal de 95<sup>e</sup> percentiel. Als het oppervlaktewaterniveau hoger staat komt ook de berekende grondwaterstand in SWAP hoger te liggen en verkleint afwijking met de Gt kaart. Deze stap is een vorm van eenvoudige kalibratie van het SWAP model.

#### 4.3.1. Gt vergelijking

De ruimtelijke resultaten van SWAP worden in *Figuur 31* vergeleken met de Gt kaart. Hierbij is het verschil bepaald tussen de Gt klasse in het SWAP model en de Gt kaart |( uit de bodemkaart 1:50000), zodat een positief verschil (blauw) gelijk staat aan een grotere Gt klasse in de SWAP berekening ten opzichte van de Gt kaart. Deze vergelijking is geen validatie omdat de Gt kaart ook als referentie gebruikt wordt in de kalibratiestap. Maar de vergelijking geeft wel inzicht in hoeverre de gesimuleerde grondwatertrappen overeenkomen met de werkelijkheid.

De afwijking ten opzichte van de Gt kaart is maximaal één grondwatertrap in 91% van het afwateringsgebied van de Drentsche Aa, en in 86% van het afwateringsgebied van de Hunze. Voor deze gebieden kunnen we aannemen dat het model de grondwaterstandsfluctuatie goed simuleert. In beide gebieden is in meer dan 95% van het gebied de afwijking maximaal twee grondwatertrappen. Een onderschatting van de grondwaterstand (lagere Gt-klasse in het model dan in de Gt-kaart (rode kleuren), bijvoorbeeld in het noordelijke deel van het stroomgebied van de Drentsche Aa en in het zuiden van het stroomgebied van de Hunze, kan ertoe leiden dat de risico op snelle afstroming overschat wordt. Dit is uiteraard alleen het geval voor buisdrainage en oppervlakkige afstroming door verzadiging van de bodem. Oppervlakkige afstroming veroorzaakt door slechte doorlatendheid van de bovenste bodemlaag wordt immers niet beïnvloed door de grondwaterstand. Op dezelfde manier kan het risico op snelle afvoer juist onderschat worden waar de berekende grondwatertrap hoger is dan in werkelijkheid (blauwe kleuren), bijvoorbeeld in het westen van het stroomgebied van de Hunze. De blauwe gebieden waar kans is op een onderschatting van het risico op snelle afvoer bevinden zich voornamelijk in gebieden met relatief hoge Gt-classes op de bodemkaart (*Figuur 33a*). In deze gebieden is sowieso al een kleinere kans op oppervlakkige afspoeling, waardoor de afwijking in de Gt-klasse weinig invloed zal hebben op de modeluitkomsten.



Figuur 31: verschil tussen de grondwatertrap berekend met SWAP en de Gt kaart.

#### 4.3.2. Risicokaarten

De belangrijkste stromingspaden voor snelle afvoer van verhoogde concentraties van nutriënten en pesticiden naar het oppervlaktewater zijn oppervlakkige afstroming en afvoer door drainagebuizen. De SWAP berekeningen zijn gebruikt om het gebied te verdelen in drie risicoklassen (laag, gemiddeld en hoog) voor beide stromingspaden.

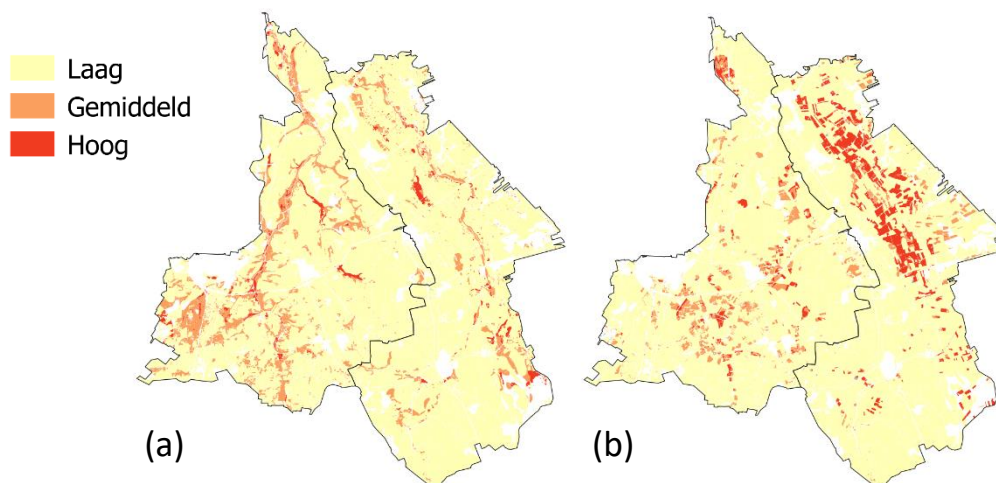
De risicoklassen zijn gebaseerd op het aantal dagen dat de stromingspaden actief zijn, gemiddeld over de periode van zes jaar (zie *Tabel 7*) voor de simulaties met natuurgras. Voor oppervlakkige afstroming is een drempelwaarde van 1 cm/d gebruikt. Hierbij wordt aangenomen dat kleine hoeveelheden water

in de werkelijkheid niet in het oppervlaktewater belanden, maar op het veld blijven staan en op een later moment alsnog infiltreren of verdampen. Voor afvoer door drainagebuizen is geen drempelwaarde gebruikt.

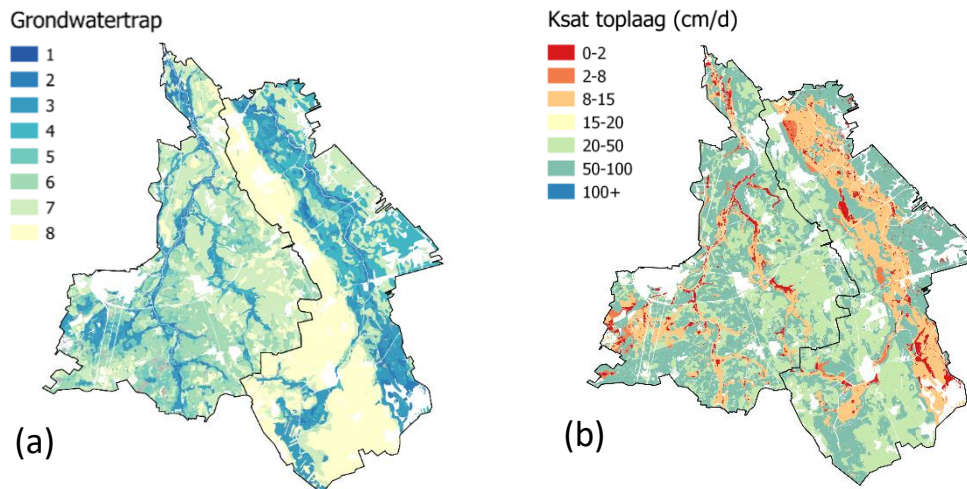
Tabel 7: definitie van risicoklassen voor oppervlakkige afstroming en buisdrainage op basis van SWAP-berekeningen

<i>Risicoklasse</i>	<i>Oppervlakkige afstroming (dagen per jaar)</i>	<i>Buisdrainage (dagen per jaar)</i>
Laag	0-0.5	0-10
Midden	0.5-3	10-90
Hoog	>3	>90

De risicokaarten voor de stroomgebieden van de Drentsche Aa en de Hunze worden in *Figuur 32* weergegeven. Verhoogd risico op oppervlakkige afstroming komt het meest voor in beekdalen en gebieden waar de doorlatendheid van de bovenste bodemlaag slecht is (zie *Figuur 33: risicofactoren voor snelle afstroming: de grondwater trap berekend in SWAP (a) en doorlatendheid ksat van de bovenste bodemlaag (b)*). Afvoer door drainagebuizen komt relatief veel voor waar het berekende grondwater ondiep is. De opvallende stap in de kaart van de grondwatertrap langs de grens van de Drentsche Aa en de Hunze is een gevolg van het feit dat de twee stroomgebieden apart gemodelleerd zijn. De oppervlaktewaterniveau 's voor ieder bodemprofiel worden apart berekend voor de Drentsche Aa en de Hunze, en oppervlaktewaterniveau heeft een grote invloed op berekende grondwaterstanden. In het westen van de Hunze is de berekende grondwatertrap te hoog, terwijl de berekende grondwatertrap in de Drentsche Aa dicht bij de referentiekaart ligt (*Figuur 31*).

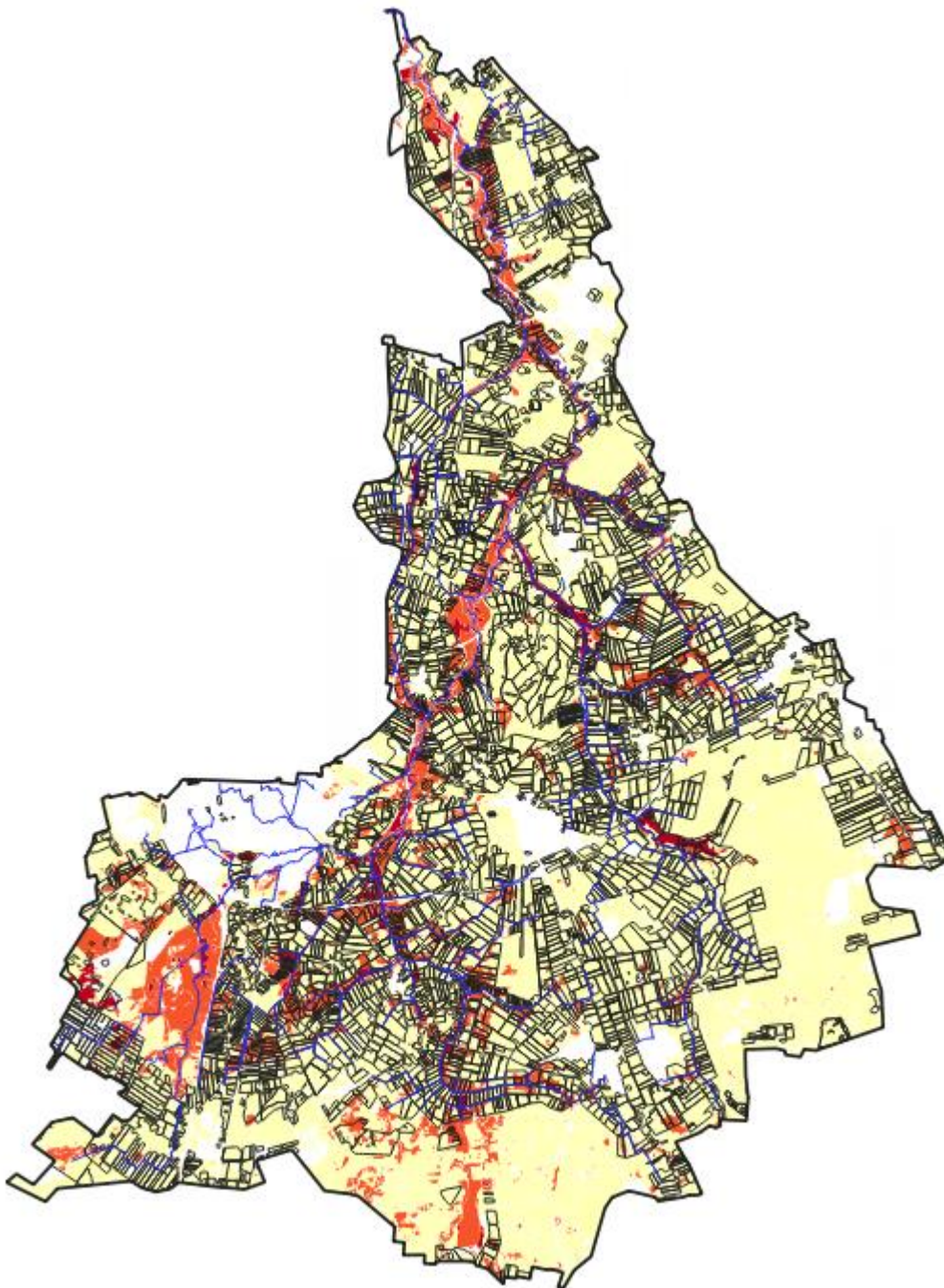


Figuur 32: risicokaarten voor oppervlakkige afstroming (a) en buisdrainage (b) voor de afwateringsgebieden van de Drentsche Aa en de Hunze.

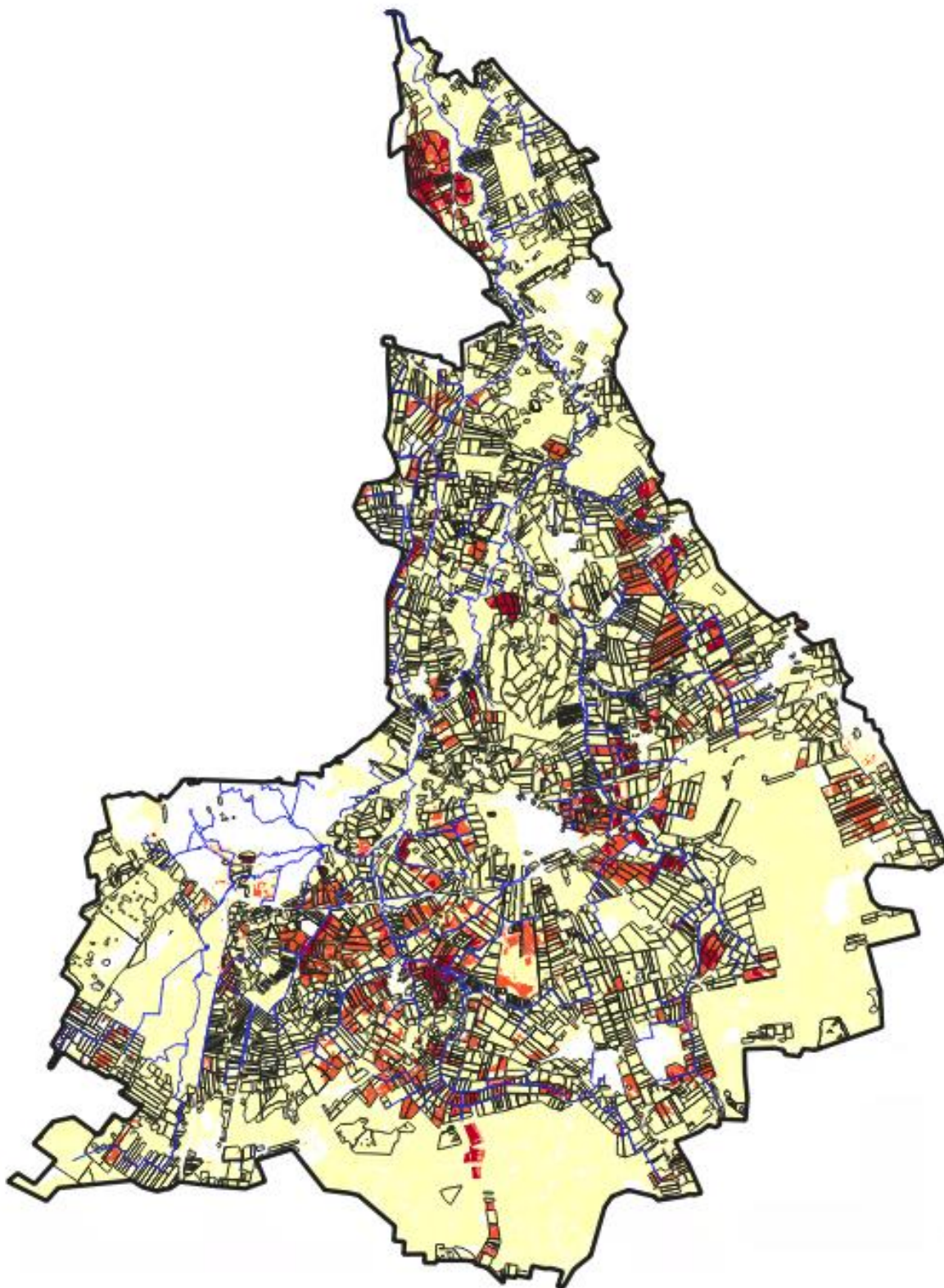


Figuur 33: risicofactoren voor snelle afstroming: de grondwater trap berekend in SWAP (a) en doorlatendheid ksat van de bovenste bodemlaag (b)

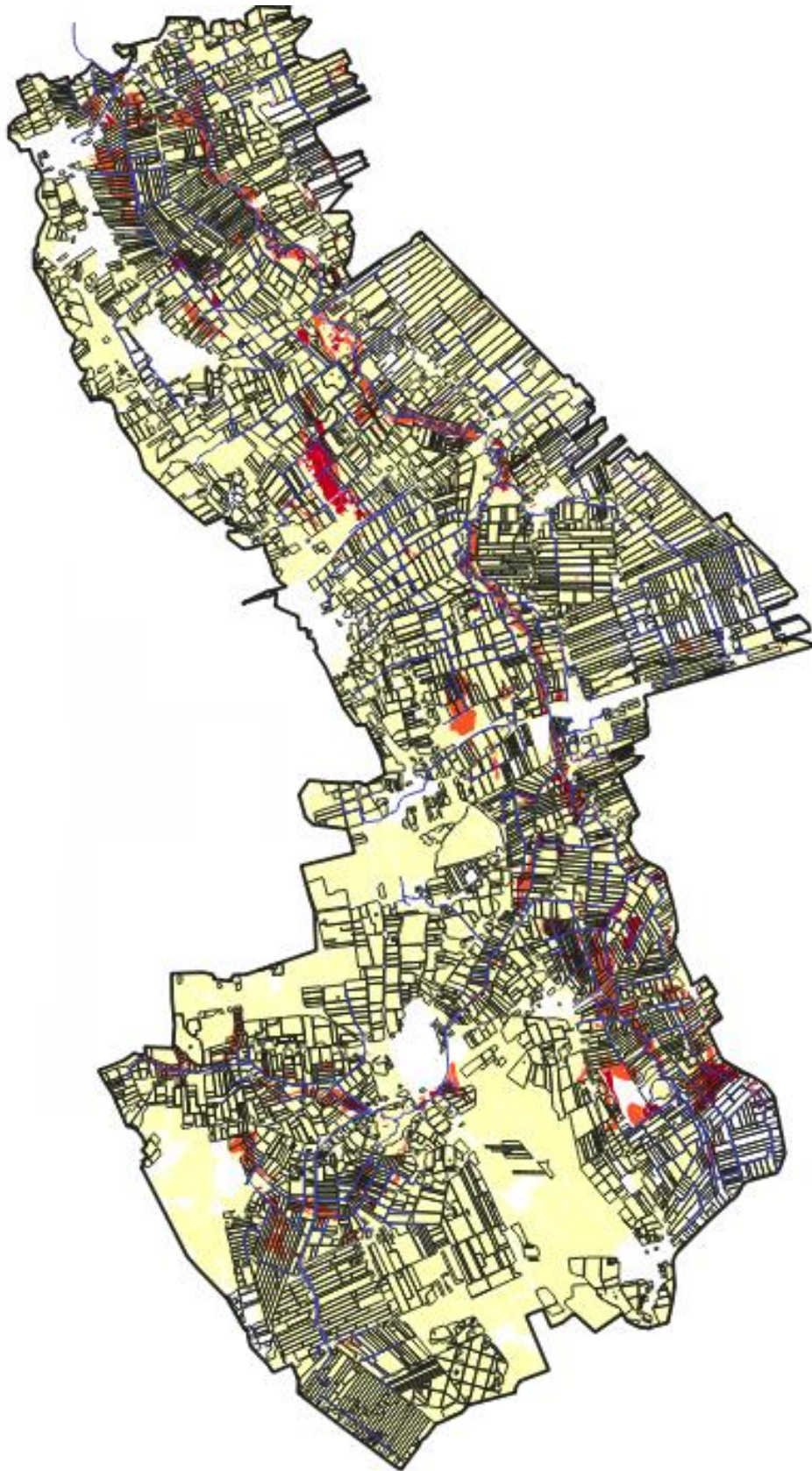
In *Figuur 34* en *Figuur 35* zijn de perceelsgrenzen, zoals geïdentificeerd in de perceelsregistratie in 2016, op de risicokaarten van oppervlakkige afspoeling en drain uitspoeling van het stroomgebied van de Drentsche Aa geprojecteerd. Oppervlakkige afstroming bedroeg maximaal 6,5 dagen per jaar. Drain uitspoeling was veel hoger met een maximum van 195 dagen per jaar. Een groot deel van de risicogebieden voor oppervlakkige afspoeling ligt in natuurgebied en langs de grotere waterlopen, maar een deel ligt ook binnen perceelsgrenzen waarop landbouw wordt bedreven. Drainage zou in principe binnen perceelsgrenzen moeten liggen, maar een deel van de risicogebieden is ook in natuurgebied aangetroffen. Het is mogelijk dat dit voormalige percelen zijn geweest die omgezet zijn naar natuurgebied.



Figuur 34: risicokaart van oppervlakkige afspoeling van het stroomgebied van de Hunze met de perceelsgrenzen van de registratie in 2016.

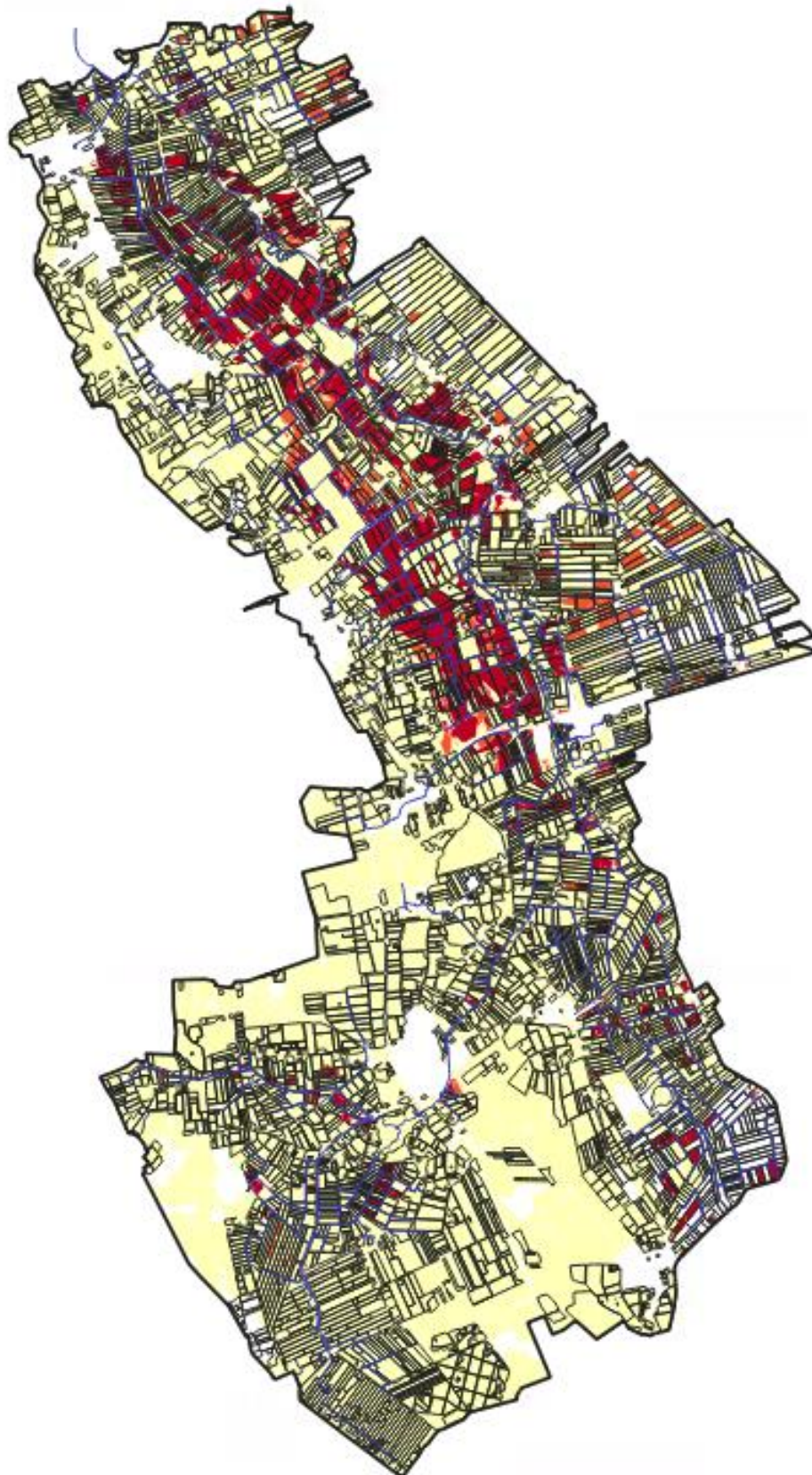


Figuur 35: risicokaart van drainuitspoeling van het stroomgebied van de Drentsche Aa met de perceelsgrenzen van de registratie in 2016.



Figuur 36: risicokaart van oppervlakkige afspoeling van het stroomgebied van de Hunze met de perceelsgrenzen van de registratie in 2016.





Figuur 37: risicokaart van drainuitspoeling van het stroomgebied van de Hunze met de perceelsgrenzen van de registratie in 2016.

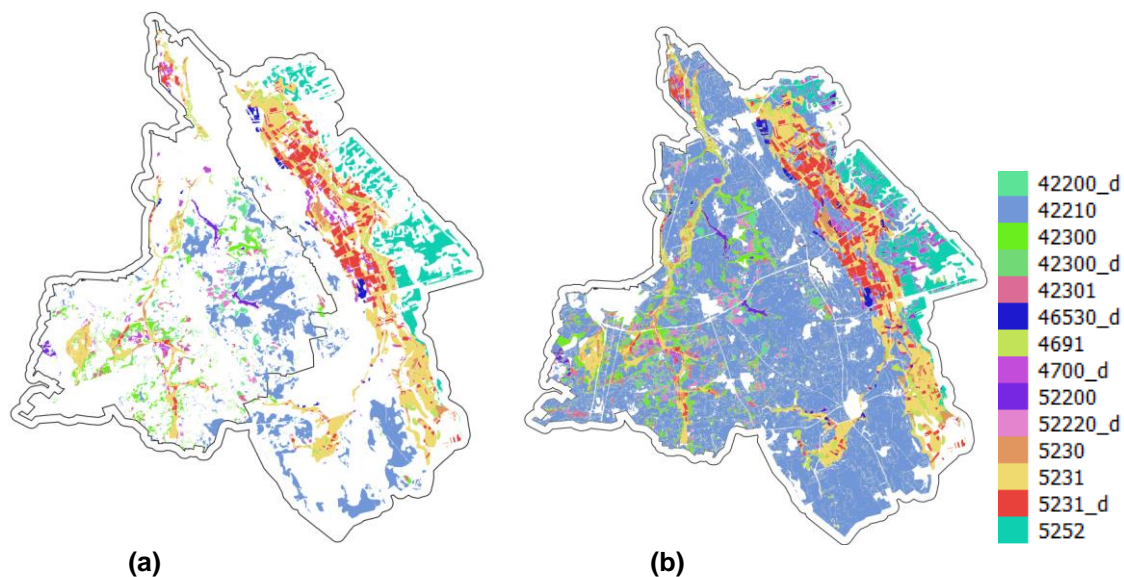
In *Figuur 36* en *Figuur 37* zijn de perceelsgrenzen, zoals geïdentificeerd in de perceelsregistratie in 2016, op de risicokaarten van oppervlakkige afspoeling en drain uitspoeling van het stroomgebied van de Hunze geprojecteerd. In het stroomgebied van de Hunze komt beperkt oppervlakkige afvoer voor, vooral langs de waterlopen. Oppervlakkige afspoeling treedt zowel in percelen als in natuurgebied op. Uitspoeling uit drainage komt vooral voor in het noordelijke deel van het stroomgebied en met name in percelen.

#### 4.4. Verdere aggregatie bodemprofielen voor SWAT

Voor de volgende modelleringsstap in het model SWAT is het niet mogelijk met de grote hoeveelheid bodemprofielen te rekenen die voor de SWAP modellering zijn gebruikt. De SWAP modellering heeft daarom als functie de bodems verder te aggregeren op basis van het risico op snelle stromingspaden van nutriënten via oppervlakkige afvoer of via buisdrainage. Om tot deze aggregatie te komen is de risicokaart voor oppervlakkige afspoeling gecombineerd met de risicokaart op afvoer door drainage buizen. Zoals hiervoor beschreven zijn beide risico's onderverdeeld in drie klassen, namelijk laag, midden en hoog risico. Uit de risicokaarten bleek dat vooral de combinaties voorkomen waarbij risico op oppervlakkige afspoeling in klasse 2 of 3 zit terwijl het risico op buisdrainage in klasse 1 blijft en de combinatie waarbij risico op oppervlakkige afspoeling op 1 zit en op buisdrainage op 2 of 3 zit. Ook zijn er veel gebieden waarbij beide risico's laag zijn. Alleen in het gebied van de Hunze komt het voor een significant oppervlak voor dat het risico op oppervlakkige afspoeling in klasse 2 valt terwijl ook het risico op buisdrainage in klasse 3 zit. Hierdoor zijn er zes risicocombinaties over zoals te zien in *Tabel 8*. Binnen elk van deze combinaties is gekeken welke bodemprofielen het meeste oppervlak beslaan. Voor de Drentsche Aa blijkt dit bij hogere risico's beter te verdelen over 2-4 bodemprofielen, terwijl voor de Hunze voor elke risico categorie een duidelijk profiel is dat het meeste oppervlakte beslaat. De tabel laat het aantal gekozen bodemprofielen per risico combinatie zien en de bijbehorende code. Een code met extensie '\_d' heeft daarbij nog drainage buizen in het profiel liggen. Uiteindelijk is er deels een overlap in de gekozen profielen voor de Drentsche Aa en Hunze, waardoor het totaal resulteert in twaalf verschillende bodemprofielen, waarbij twee zowel met als zonder drainage voorkomen. Een indicatie van het type bodem dat bij elk van deze profielen hoort is te zien in *Tabel 9*. De profielen in de Drentsche Aa en de Hunze met één van deze bodemprofielen zijn onveranderd gebleven, voor de gebieden waar oorspronkelijk een ander profiel lag is een profiel gekozen dat overeen komt met de combinatie van de twee risico klassen. De resulterende bodemaggregatie is te zien in *Figuur 38*.

Tabel 8: Bodemaggregatie op basis van combinaties van het risico op oppervlakkige afvoer en het risico op buisdrainage

<i>Risicoklasse oppervlakkige afvoer</i>	<i>Risicoklasse buisdrainage</i>	<i>Aantal meest voorkomende profielen in de Drentsche Aa (code)</i>	<i>Aantal meest voorkomende profielen in de Hunze (code)</i>
3	1	2 (52200, 5230)	1 (5230)
2	1	4 (42300, 4691, 5231, 42301)	1 (4691)
1	2	2 (42300_d, 52220_d)	1 (4700_d)
1	3	2 (42200_d, 5231_d)	1 (5231_d)
1	1	1 (42210)	1 (5231, 5252)
2	3		1 (46530_d)



Figuur 38: (a) oorspronkelijke locatie van de 14 geaggregeerde bodemprofielen. (b) Kaart van de uiteindelijke bodemaggregatie waarbij alle bodemprofielen zijn toegekend aan één van de 14 geaggregeerde profielen op basis van het risico op oppervlakkige afstroming en buisdrainage (profiel nummers eindigend met een d hebben buisdrainage).

Tabel 9: beschrijving van het bodemtype per profielcode.

SWAP profielcode	Type	Storende laag in bovenste 4 m? (KV<1 cm/d)	KV aan het oppervlak (cm/d)	Risicoklasse oppervlakkige afvoer	Risicoklasse buisdrainage
4691	(Zandig) veen, zand	nee	13	2	-
5230	(Zandig) veen, zand	Ja, veen aan oppervlak en leem op 85 cm diepte	0.19	3	-
5231	(Zandig) veen, zand	nee	13	2	-
5252	Veen, zand	Ja, mesotroof veen op 25 cm diepte	96	1	-
42210	Zand, keileem	Ja, keileem op 180 cm diepte	24	1	-
42300	Zand, keileem	Ja, keileem op 80 cm diepte	18	2	-
42301	Zand, keileem, veen	Ja, keileem op 30 cm diepte	18	2	-
52200	Veen, (sterk lemig) zand, keileem	Ja, mesotroof veen aan oppervlak, leem en keileem op 80 en 120 cm diepte	0.19	3	-
94700	(Zwak lemig) zand	nee	96	1	2

95231	(Zandig) veen, zand	nee	13	1	3
942200	Zand, keileem	Ja, keileem op 280 cm diepte	96	1	3
942300	Zand, keileem	Ja, keileem op 80 cm diepte	18	1	2
946530	Veen, zand, keileem	Ja, keileem op 270 cm diepte	5	2	3
952220	Veen, zand, keileem	Ja, keileem op 245 cm diepte	13	1	2

#### 4.5. Verklaring van trends en modelgevoeligheid

Het hoogste risico op oppervlakkige afspoeling hangt samen met een lage verticale doorlatendheid aan het oppervlak. Dit blijkt uit een vergelijking van de risico kaart en de doorlatendheid aan het oppervlak zoals te zien in *Figuur 33b*. In *Tabel 9* is voor de geaggregeerde bodemprofielen aangegeven of ze storende lagen hebben, wat de doorlatendheid van de bovenste bodemlaag is en in welke risicoklassen de bodem valt. Hieruit is ook duidelijk te zien dat het hoogste risico op oppervlakkige afspoeling voorkomt bij de twee bodemtypes met  $K_v < 1$  cm/d aan het oppervlak. De middelste risicoklasse komt vooral voor bij bodemtypes met storende lagen en lage Gt-klassen.

Bij de interpretatie van de modeluitkomsten moet rekening worden gehouden met de volgende punten:

- SWAP is een 1-D punt model waarbij laterale stromingen worden gemodelleerd door parameterisatie van drainageweerstanden en oppervlaktewaterniveau's. Deze parameters zijn van invloed op de Gt-klasse en het risico op verzadiging van de bodemkolom. De drainageweerstand is moeilijk te bepalen (in dit project is hiervoor de Alterra kaart gebruikt) en het oppervlaktewaterniveau kan grote variaties vertonen binnen eenzelfde bodemprofiel dat verspreid door het gebied voorkomt. Om deze reden is een kalibratiestap toegevoegd aan de hand van de Gt-kaart. Hierbij is voor elke locatie van een bodemprofiel het oppervlaktewaterniveau aangepast binnen het 95<sup>e</sup> percentiel zodat de Gt-klasse zo dicht mogelijk overeen komt met die in de bodemkaart. Hiermee weken de modelresultaten van meer dan 95% van het gebied minder dan 2-Gt klassen af van de Gt-kaart. Dit beschouwen wij als een zeer goed resultaat voor het 1-D model. Een verbetering via een betere inschatting van drainageweerstand en oppervlaktewaterniveau is moeilijk te realiseren doordat beiden niet goed in meer detail te bepalen zijn. Om laterale stromingen beter te simuleren zou een 2-D model noodzakelijk zijn.
- De modelresultaten met het hoogste risico op oppervlakkige afspoeling zijn over het algemeen minder gevoelig voor de model parameterisatie dan de modelresultaten die in de middelste klasse voorkomen: Dit komt doordat het hoogste risico vooral voorkomt door een lage  $K_v$  aan het oppervlak, dat gedetailleerd in kaart is gebracht in de studie "Landsdekkende schematisering en parameterisatie van het topsysteem ten behoeve van hydrologische modellering" (van der Gaast, 2015), terwijl de middelste risico klasse vooral voorkomt door een hoge grondwaterstand en verzadiging van de bodemkolom, waarbij naast het voorkomen van storende bodemlagen vooral de parameterisatie van het oppervlaktewaterniveau en de drainageweerstand een rol spelen. Een mogelijke verbetering van de inschatting van het hoogste risico ligt daarmee in het beter in kaart brengen van de bovenste bodemlaag.
- Doordat het SWAP model een puntmodel is kunnen horizontale variaties in grondwaterstand (bijvoorbeeld de opbolling tussen drains en sloten) en maaiveld niet worden meegenomen. Hierdoor versimpelt het model het proces van oppervlakkige afspoeling: in werkelijkheid kan water dat niet infiltreert in de bodem blijven staan in plassen vanwaar het verdampft of later infiltreert. Dit is in het SWAP model afgevangen door een randvoorwaarde te stellen aan het optreden van oppervlakkige afstroming, waarbij eerst een laag van 1 cm boven de bodemkolom moet worden gevuld met water. Dit water kan nog infiltreren of verdampen voordat het wordt gerekend tot oppervlakkige afstroming. Het werkelijk voorkomen van oppervlakkige afstroming van percelen

naar de sloot wordt in de praktijk niet vaak geobserveerd, en zou beter in kaart moeten worden gebracht.

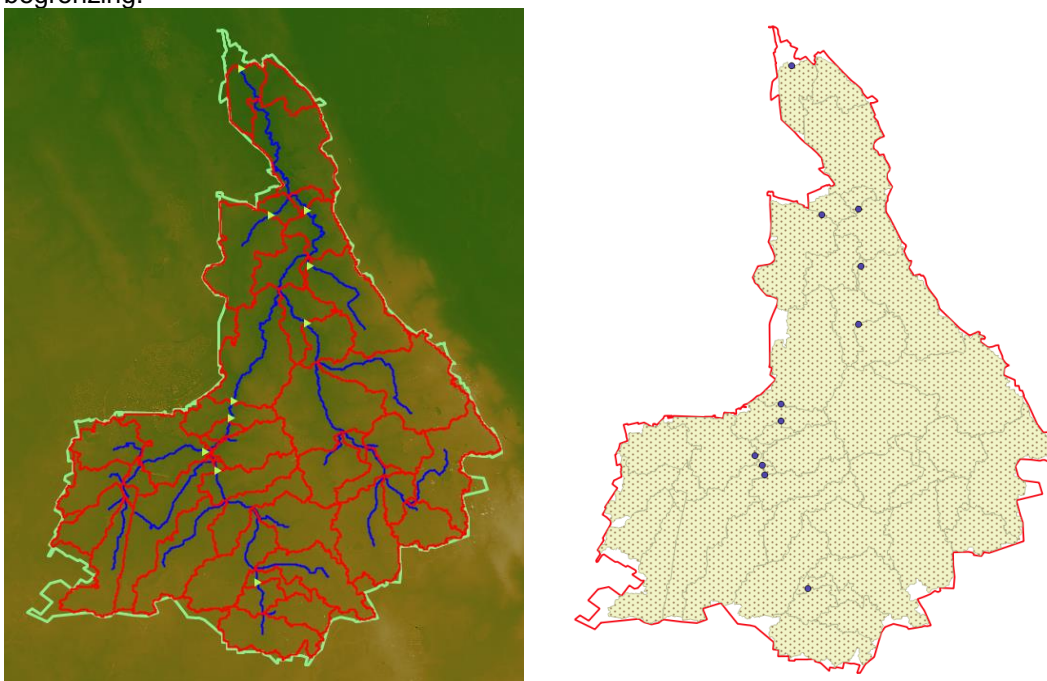
- De locatie van drainagebuizen zoals in de Mipwa kaart beschreven heeft een onzekerheid waar ook de exacte locaties van gebieden met snelle afvoer door drainagebuizen van afhangt. Met het model is echter wel bepaald welk bodemtype in combinatie met buisdrainage vaak voorkomt en welk van deze combinaties extra gevoelig is voor dit stromingspad. Vervolgens kan in het SWAT model een keuze worden gemaakt waar wel of geen drainage wordt neergelegd.

## 5. STROOMGEBIEDBEGRENZINGEN DRENTSCHE AA EN HUNZE

### 5.1. Afbakening van het stroomgebied Drentsche Aa in SWAT

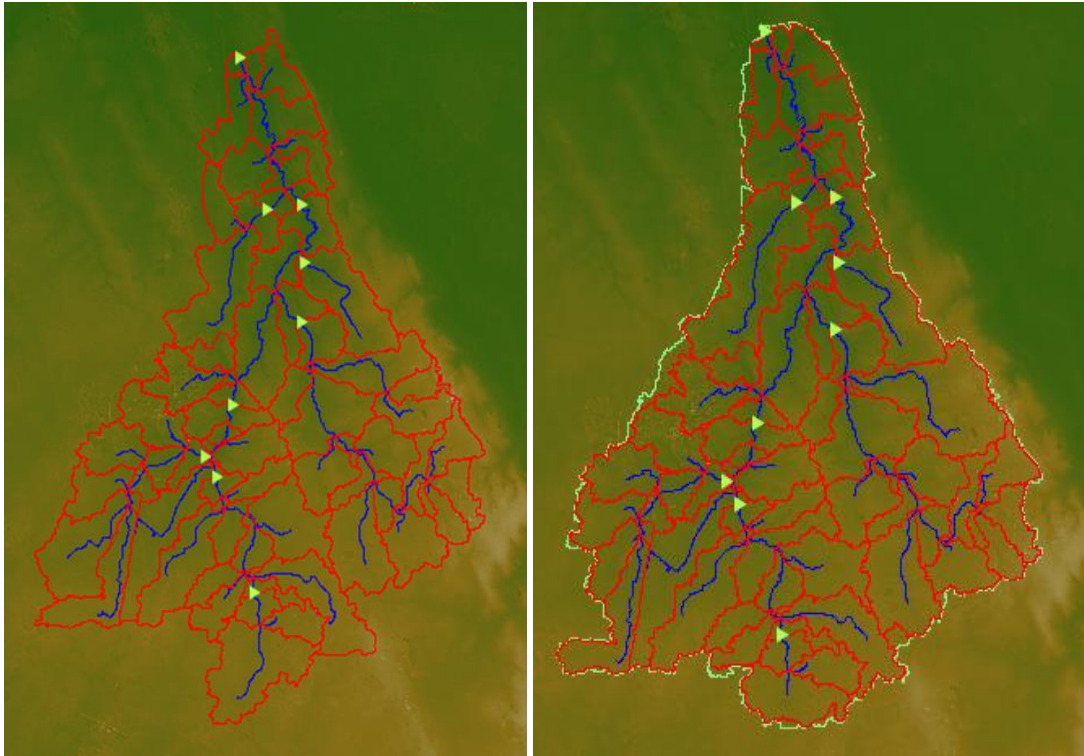
De definities van de stroom- en substroomgebieden is gedaan binnen het MWSWAT GIS. Dit GIS heeft routines om op basis van topografie, rivienetwerk, bestaande meetstations en een masker voor de begrenzing van het stroomgebied een stroomgebiedsgrens, substroomgebieden, en een rivierenetwerk te ontwikkelen dat geschikt is voor het SWAT model.

In overleggen tussen het consortium, waterschap Hunze en Aa's, waterbedrijf Groningen en provincie Drenthe is gesproken over de aanpak voor wat betreft het modelleren van het gebied. Verschillende grenzen van het stroomgebied van de Drentsche Aa zijn mogelijk, nl. op basis van AHN topografie zonder opgelegde begrenzing, met gebruik van de begrenzing van het stroomgebied in de studie Monitoring Stroomgebieden en op basis van de door het waterschap Hunze en Aa's aangeleverde begrenzing.

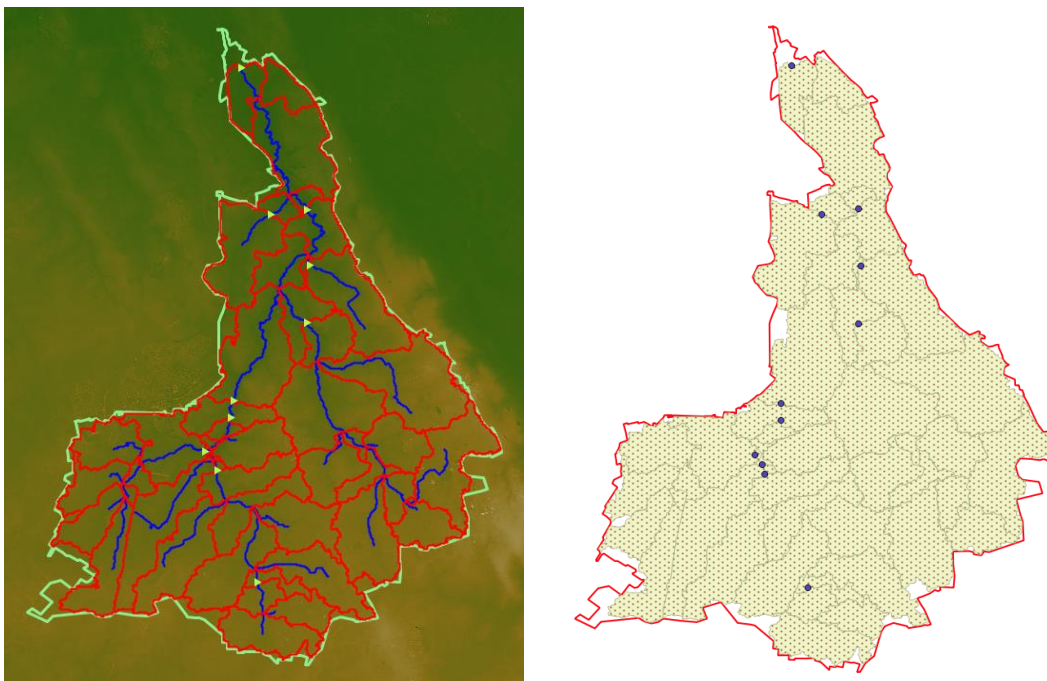


In *Figuur 40* is getoond hoe de verdeling in sub-stroomgebieden is bij het gebruik van de verschillende begrenzingen is. In overleg met het waterschap Hunze en Aa's is besloten om de modelopzet op basis van *Figuur 40* (op basis van de begrenzing zoals gebruikt door het Waterschap) te gebruiken. Hierbij zijn bij de SWAT parameters voor de definitie van substroomgebieden zo aangepast dat de beste overeenkomst werd verkregen tussen de door het waterschap gehanteerde grens en die uit de hoogte- en waterloopkaarten verkregen stroomgebiedsgrens. De verschillen in de stroomgebiedsgrenzen van waterschap en verkregen via terreinanalyse op basis van het AHN zijn klein (*Figuur 40* rechts) en zullen derhalve weinig invloed hebben op de modelsimulaties.

Voor de definitie van het aantal substroomgebieden in het SWAT model is aangenomen dat beken ontspringen in gebieden die een drempelwaarde voor een oppervlak van 2,5 km<sup>2</sup> overschrijden. Deze drempelwaarde is laag gesteld om het aantal substroomgebieden te vergroten zodat er meer detail in de reistijdenstudie verkregen kon worden, en om het aantal HRU's binnen een substroomgebied te beperken. De terreinanalyse leidt op deze manier tot de definitie van 64 substroomgebieden in het stroomgebied van de Drentsche Aa met een oppervlakte van 240 km<sup>2</sup>. Het hoge aantal substroomgebieden zorgt voor relatief lange rekentijden van het SWAT model, ongeveer 8 minuten voor een simulatie van 15 jaar, inclusief een spin-up tijd van 10 jaar.



Figuur 39: indeling van het stroomgebied in sub-stroomgebieden op basis van stroomgebiedsbegrenzing zoals verkregen op basis van het AHN, de hoofdwatergangen en meetpunten, en op basis van stroomgebiedsbegrenzing in de studie Monitoring Stroomgebieden, het AHN, hoofdwatergangen en meetpunten. In beide gevallen is gebruik gemaakt van de terreinanalyses via MWSWAT routines.

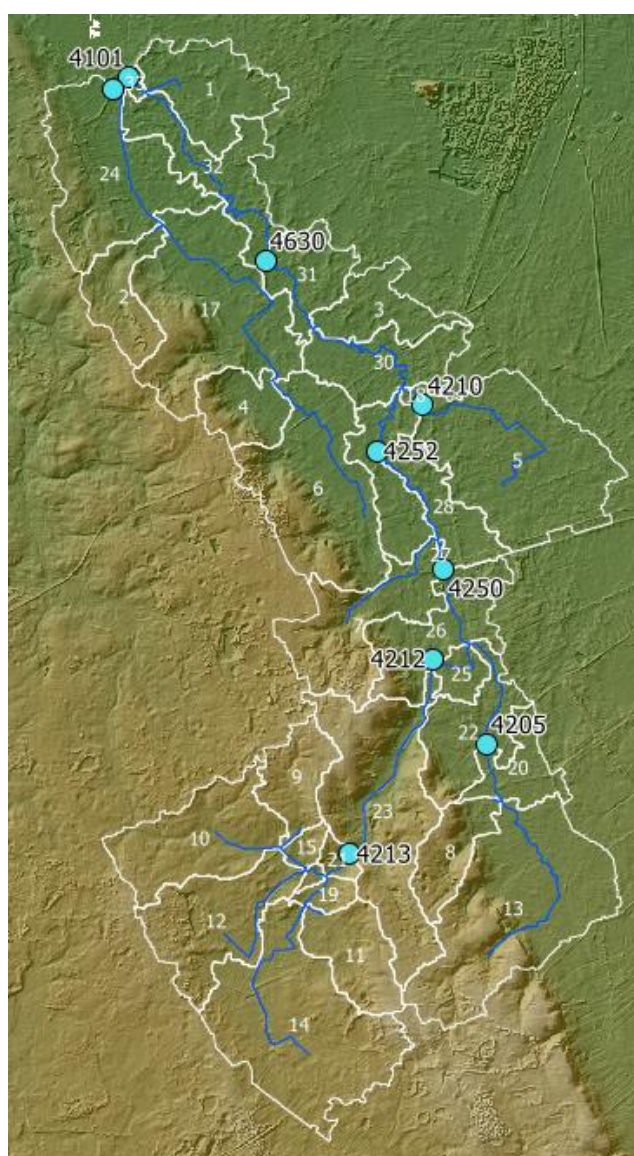


Figuur 40: indeling van het stroomgebied van de Drentsche Aa in sub-stroomgebieden op basis van stroomgebiedsbegrenzing Waterschap Hunze en Aa's, het AHN, hoofdwatergangen en meetpunten met gebruik van de terreinanalyse routines uit MWSWAT. Het rechter figuur toont de verschillen tussen de stroomgebiedsbegrenzings van waterschap en SWAT model. De rode lijn geeft de begrenzing aan die door het Waterschap gebruikt wordt, en het gearceerde gebied geeft het stroomgebied aan zoals door terreinanalyse verkregen uit het AHN, en gebruikt in het SWAT model. De blauwe punten zijn de meetlocaties van het Waterschap.

## 5.2. Afbakening van het stroomgebied van de Hunze in SWAT

De afbakening van de Hunze is op dezelfde manier gedaan als voor de Drentsche Aa, waarbij een hogere drempelwaarde van 4,3 km<sup>2</sup> is aangenomen, omdat bodem en landgebruik minder complex waren dan in de Drentsche Aa zodat het aantal HRU's binnen een substroomgebied beperkt bleef. Dit resulteerde in de definitie van 33 substroomgebieden, zoals aangegeven in *Figuur 41*. De grootte van het stroomgebied is 237 km<sup>2</sup>. Bij dit aantal stroomgebieden was de rekentijd voor een simulatie 15-jaar, inclusief spin-up periode van 10 jaar, ongeveer 4 minuten.

In de Hunze wordt op meerdere locaties afvoer gemeten. De gebruikte meetstations zijn Voorste Diep (4212), Achterste Diep (4205), Oostermoerse Vaart - De Groeve (4101), en de Hoofdleiding Oostermoerse Vaart (4206). Voor een groter aantal locaties zijn fysisch-chemische meetgegevens beschikbaar. Een overzicht van de gedefinieerde substroomgebieden en belangrijke meetstations zijn getoond in *Figuur 41*. Het stroomgebied van de Hunze heeft twee eindafvoerstations in het model, *i.e.* meetpunten De Groeve en de Hoofdleiding Oostermoerse Vaart (*Figuur 41*).



Figuur 41: indeling van het stroomgebied van de Hunze in sub-stroomgebieden op basis van stroomgebiedsbegrenzing Waterschap Hunze en Aa's, het AHN, hoofdwatergangen en meetpunten met gebruik van de terreinanalyse routines uit MWSWAT. Meetpunt 4206 ligt ten zuidwesten van punt 4101.



### 5.3. Definitie van Unieke Landschap Eenheden (HRU)

Binnen de sub-stroomgebieden worden unieke landschap eenheden (Hydrological Response Units – HRU) gebruikt die gedefinieerd worden op basis van verschillen in grondgebruik en bodem. Verschillen in hellingsklassen zijn niet meegenomen in de definitie van HRU's om het aantal HRU's te beperken. Dezelfde combinatie van bodem en grondgebruik (= HRU) kan op verschillende locaties in het stroomgebied voorkomen. De resultaten van het modelleren van een HRU landschapseenheid zijn derhalve niet plaatsgebonden en er vindt geen uitwisseling van water- of stofstromen plaats met naastgelegen eenheden. Rekeningtijden kunnen verkort worden indien er met een groot aantal landgebruik en bodemtypen wordt gewerkt door het aantal HRUs te beperken door grenzen te stellen aan het minimum oppervlak van een bepaald landgebruik of bodem binnen een substroomgebied (Kalcic et al., 2015). We hebben er echter voor gekozen om de hoogste mate van detail te gebruiken en ook kleine HRU's mee te nemen in de simulaties.

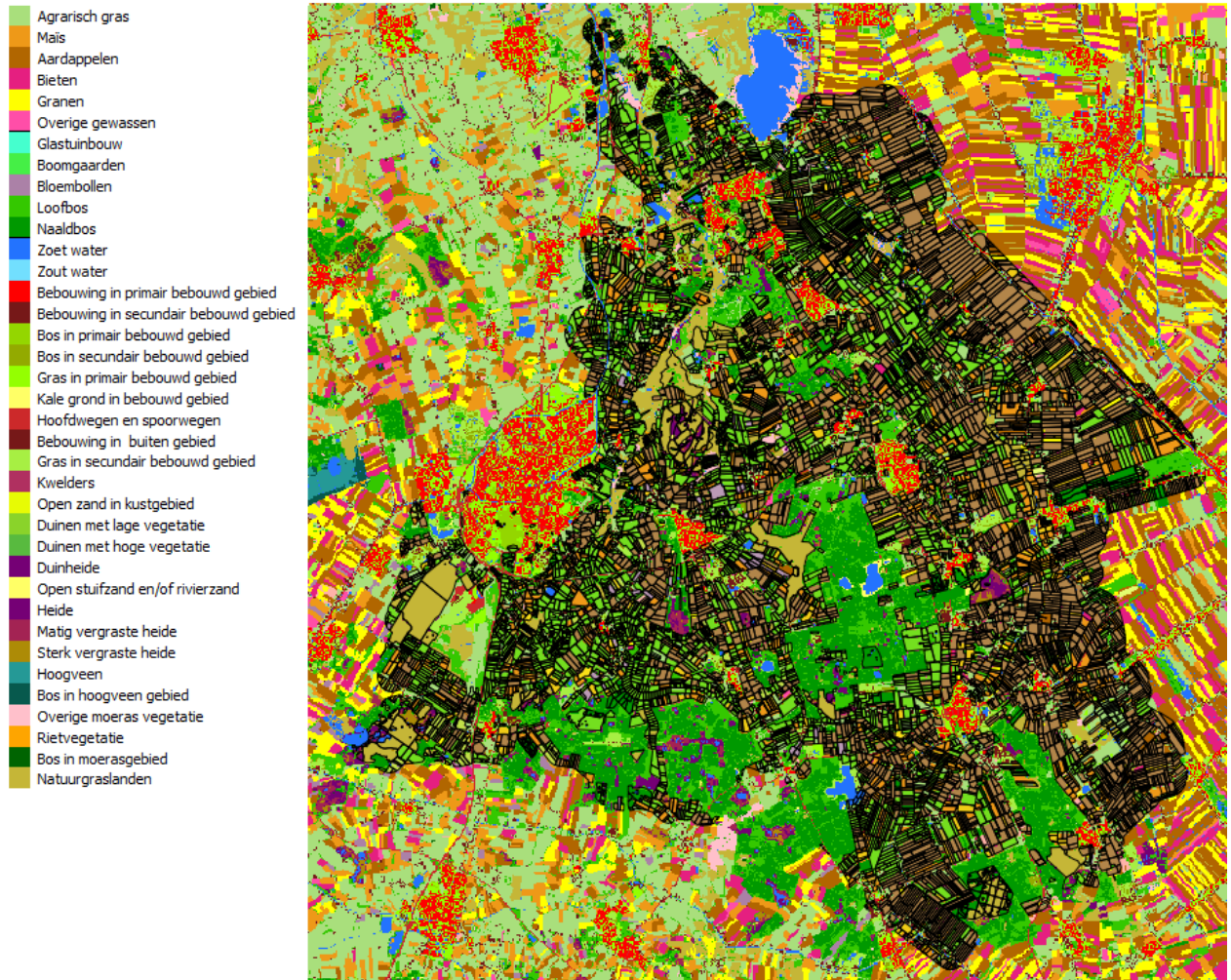
Indien het SWAT model gebruikt wordt om op perceelschaal effecten van maatregelen te bepalen, of resultaten naar agrariërs gecommuniceerd dienen te worden kan er gewerkt worden met perceelsgrenzen om locatiegebonden resultaten te genereren. Ieder perceel dient dan als unieke eenheid gedefinieerd te worden. Om dit te bereiken zou er per perceel een enkele, van naam unieke, bodemeenheid toegekend dienen te worden, naast het landgebruik, zodat ieder perceel een unieke HRU vormt waarvan de locatie derhalve bekend is. Dit betekent dat indien er meerdere bodemeenheden in een perceel voorkomen, alleen de dominante bodemeenheid aan het perceel toegekend kan worden. Dit heeft als nadeel dat kleine maar gevoelige bodemtypen wellicht niet meer aanwezig zijn in de simulaties.

De locaties van de percelen in het stroomgebied van de Drentsche Aa zijn getoond in *Figuur 42*. Het gebruiken van percelen als HRU eenheden betekent dat vooral voor grotere percelen aggregatie van verschillende bodemtypen binnen het perceel plaats zal vinden. De grotere percelen worden echter met name gevormd door natuurterreinen, heide en natuurlijk grasland waardoor de gevolgen voor het modelleren van nutriënten en gewasbeschermingsmiddelen wellicht beperkt zouden kunnen zijn.

Omdat de verscheidenheid aan bodems belangrijk zijn voor het bepalen van waterkwaliteit effecten en agrarisch beleid in veel gevallen geen ruimtelijke variatie kent, waardoor maatregelen dus voor alle percelen in een stroomgebied gelden, is er besloten om de conventionele manier van HRU definitie te gaan gebruiken. Indien het waterschap op een later tijdstip eventueel over zou gaan op zonerings in het beleid ten behoeve van de waterkwaliteit bij het inlaatpunt De Punt bestaat de mogelijkheid om dat alsnog binnen SWAT te realiseren. Hiervoor moet dan wel het hele model opnieuw worden opgezet.

De bodemprofielen aangeleverd door Alterra zijn op basis van SWAP analyses teruggebracht tot veertien verschillende profielen. In de aangeleverde gegevens waren stedelijke gebieden niet meegenomen, en ontbrak een profiel die in de PAWN eenheden wel gedefinieerd is. SWAT werkt ook in stedelijk gebied en om de lege velden zijn ingevuld op basis van de naburige eenheden. De PAWN kaart is gebruikt om het ontbrekende profiel (code 15, homogene zavelgronden) aan de SWAT bodemkaart toe te voegen (SWAT bodemprofiel 1015)

De combinatie van 29 grondgebruikseenheden en 15 eenheden in de verfijnde bodemschematisatie heeft geleid tot de definitie van 2829 HRU eenheden, verdeeld over de 64 substroomgebieden voor het stroomgebied van de Drentsche Aa. Deze zijn getoond in *Figuur 43*. Voor het stroomgebied van de Hunze zijn er 1962 HRU's gedefinieerd in 33 substroomgebieden. Deze zijn getoond in *Figuur 44*.

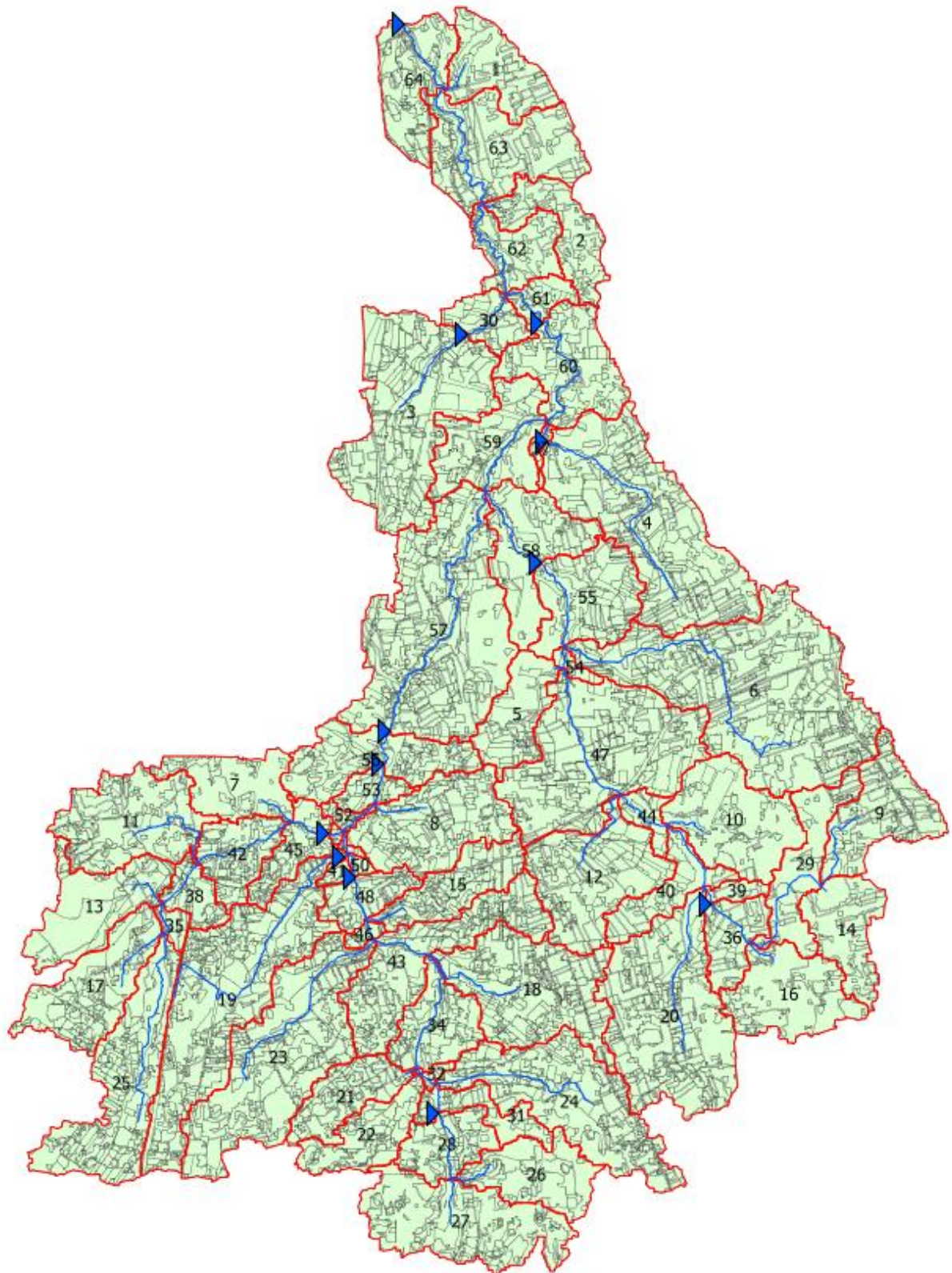


Figuur 42: locaties en grenzen van percelen in de stroomgebieden van de Hunze en de Drentsche Aa, in combinatie met LGN7 informatie over het grondgebruik (bronnen: perceelsregistratie 2010 en LGN7).

#### 5.4. Karakterisering van de watergangen Drentsche Aa

Voor het goed voorspellen van stroomsnelheden in het oppervlaktewatersysteem is het belangrijk dat de karakteristieken van de watergangen voor elk substroomgebied in het model gebracht worden. De breedten, diepten en de hellingen van de hoofdwatergangen zijn voor 57 substroomgebieden uit door het waterschap Hunze en Aa's aangeleverde gemeten profielen gedestilleerd. Voor de overige 7 substroomgebieden waren geen metingen beschikbaar en is informatie uit de legger gebruikt. De breedte van de waterlopen varieerde tussen 0,46 m en 37,00 m, de diepte tussen 0,52 en 2,35 m en de helling tussen 0.0000 en 0.0066 m m<sup>-1</sup>.

De Manning's ruwheidscoëfficiënt (CH\_N2 parameter in SWAT) werd voor ieder substroomgebied ingeschat op basis van de karakteristieken van de waterlopen, zoals gegeven in de Legger. Voor rechte kanalen werd een coëfficiënt van 0,035 gebruikt. Voor sterk meanderende en kleine waterlopen, en waar vegetatie mogelijk een obstructie kon vormen, werden waarden tussen 0,05 en 0,09 gebruikt. Deze waarden zijn overeenkomstig de Manning's n-waarden voor natuurlijke waterlopen, met een variatie tussen 0,03 en 0,10, zoals gepubliceerd in Chow (1959).



Figuur 43: overzicht van substroomgebieden en HRU's in het stroomgebied van de Drentsche Aa gebruikt in het SWAT model.



Figuur 44: overzicht van substroomgebieden en HRU's in het stroomgebied van de Hunze gebruikt in het SWAT model.

## 5.5. Vernattingsgebieden en reservoirs

Vernattingsgebieden kunnen worden gezien als ondiepe reservoirs geplaatst in de waterloop. Een aantal parameters bepalen de berging en stroming in deze reservoirs, waaronder het actueel en maximum volume, en de mate van uitstroom. In de huidige versies van de modellen voor de Drentsche Aa en de Hunze zijn geen reservoirs gedefinieerd. Dit is wel een optie voor het doorrekenen van scenario's, waarbij vernattingsgebieden als ondiepe reservoirs ingebracht kunnen worden.

## 5.6. Wateronttrekking uit de Drentsche Aa

Bij het Verdeelwerk Loon wordt een deel van het water bij hogere waterstanden uit het bovenstroomse gebied naar het afleidingskanaal geleid en dit deel draagt verder niet bij aan de afvoer uit het hele stroomgebied van de Drentsche Aa. Het gaat om 24% van de afvoer uit substroomgebied 56. Deze onttrekking is in SWAT ingebracht via een gemiddelde maandelijkse onttrekking uit de watergang via de *consumptive water use* optie, met maandelijkse hoeveelheden zoals weergegeven in *Tabel 10*.

Tabel 10: maandelijkse waarden van de gemiddelde dagelijkse afvoeren naar de Drentsche Aa en naar het Afleidingskanaal bij het Verdeelwerk Loon over de periode 2004-2013. Bron: H. Jager, Waterschap Hunze en Aa's)

Maand	Drentsche Aa [10 <sup>4</sup> m <sup>3</sup> d <sup>-1</sup> ]	Afleidingskanaal [10 <sup>4</sup> m <sup>3</sup> d <sup>-1</sup> ]
Januari	13,9	3,8
Februari	13,3	2,7
Maart	11,8	0,7
April	7,3	0,1
Mei	5,2	0,0
Juni	3,7	0,5
Juli	4,7	1,0
Augustus	4,9	0,7
September	5,0	0,7
Oktober	5,6	0,6
November	8,0	1,6
December	9,7	2,7
<b>Gemiddelde</b>	<b>7,8</b>	<b>1,3</b>

## 5.7. Puntbron rioolwaterzuiveringsinstallatie Gieten, Hunze

De rioolwaterzuiveringsinstallatie bij Gieten levert een afvoer van gezuiverd water met verhoogde N en P concentraties aan het riviersysteem van de Hunze. Deze RWZI is ingebracht als puntbron in stroomgebied 6. Hiervoor zijn op basis van de aangeleverde meetgegevens constante gemiddelde dagelijkse waarden genomen van 8839 m<sup>3</sup> d<sup>-1</sup> ( $\approx 103$  l s<sup>-1</sup>) voor de afvoer, en 8,58 kg d<sup>-1</sup> en 0.65 kg d<sup>-1</sup> voor de N en P fluxen, respectievelijk.

## 5.8. Nutriënten en gewasbeschermingsmiddelen in bodem- en beekwater

Voor de simulaties van het SWAT model worden een aantal jaren gebruikt om het model in evenwicht te laten komen, dit is de zogenaamde spin-up periode. In deze beginjaren, die niet meegenomen worden in de uiteindelijke simulatie, dienen nutriënten in bodem en water in evenwicht te komen met de giften, opname in bodem en biomassa, en export via waterlopen en oogst. Het toekennen van realistische beginconcentraties in rivier- en bodemwater maakt dat deze sneller in evenwicht komen. Omdat concentraties zowel in ruimte als in tijd variëren en er niet voor elk substroomgebied gegevens zijn, is gekozen om gemiddelde waarden te gebruiken voor de initiële condities. Deze waarden zijn gebaseerd op de waterkwaliteitsmetingen verkregen voor verschillende meetpunten en voor bodem-nutriënten uit het provinciale meetnetwerk. Er was geen informatie beschikbaar over de opslag van gewasbeschermingsmiddelen in de bodem en deze zijn derhalve gebaseerd op in de literatuur



gepubliceerde waarden aan het begin van de spin-up periode. Het bleek wel dat ook na een 10-jarige spin-up periode nog opbouw van stoffen plaatsvond in de bodem. Door tijdsrestricties was het echter niet mogelijk om de spin-up voor de kalibratie te verlengen naar bijvoorbeeld 50 jaar.

## 6. RUIMTELIJKE INFORMATIE GRONDGEBRUIK

### 6.1. Informatie bronnen grondgebruik

Er zijn verschillende bronnen die de basis vormen voor het ontwikkelen van de grondgebruiksklassen en de bouwplannen voor gewasrotaties. Een overzicht van deze bronnen is gegeven in *Tabel 11*.

Tabel 11: ruimtelijke informatiebronnen gebruikt voor de grondgebruiksklasse van de stroomgebieden van de Drentsche Aa en de Hunze.

Type	Beschrijving	Bestandsnaam	Bron
Informatie over agrarisch gebruik	Bodemgebruik - Perceelsregistratie periode 2006-2016, gewasrotaties	2006.shp – 2016.shp	Waterschap Hunze en Aa's
Informatie over niet-agrarisch landgebruik	Landgebruik Nederland versie 7	LGN7_DrentscheAa.tif	Waterschap Hunze en Aa's
Grondgebruik classificatie	Classificatie gebruikt in Monitoring Stroomgebieden studie, alleen Drentsche Aa	plots_draa_geometry.shp	Alterra Monitoring Stroomgebieden
Uitvoerings Programma Drentsche Aa (UPDA)	Indeling agrarisch landgebruik	gewasgroepen-kentallen_2016_gewassen_draa.xlsx	Waterschap Hunze en Aa's
Bouwplannen / gewasrotaties	Informatie over bouwplannen en frequenties van gewassen in rotaties		Delphy (persoonlijk contact Wyncko Tonckerns)

De verschillende bronnen hebben ieder hun eigen grondgebruiksklassificatie. De perceelsregistratie uit 2008 bevat 81 unieke grondgebruikseenheden, terwijl LGN7 er 31 telt, inclusief die voor natuur, water en bebouwing. De basis voor de classificatie in grondgebruiksklassen is de indeling in gewasgroepen die het waterschap Hunze en Aa's aangehouden heeft voor het UPDA van 23 klassen. Deze klassen zijn verder teruggebracht tot 11 hoofdklassen voor agrarisch grondgebruik en een aantal klassen voor natuur, water en infrastructuur/bebouwing. Voor het agrarisch grondgebruik zijn de bodemgebruik - perceelsregistratie over de hele periode gebruikt, waarbij de perceelsgrenzen in 2008 het uitgangspunt waren. Het grondgebruik op de percelen is gebruikt om bouwplannen te definiëren. Hiervoor is de frequentie van het voorkomen van een bepaald grondgebruik/gewasstype op een perceel in de periode van negen jaar (2008-2016) berekend. De resultaten van de analyse voor het stroomgebied van de Drentsche Aa staan in *Tabel 12*, terwijl die voor het stroomgebied van de Hunze in *Tabel 13* zijn weergegeven.

Tabel 12: verdeling in tijd van verschillende gewasgroepen [%] over de agrarische bouwplannen voor het stroomgebied van de Drentsche Aa op basis van perceelsregistratie gegevens 2007-2016. De kleuren geven de mate van dominantie van een gewasgroep binnen een bouwplan aan.

Bouwplan	Gras	Aardappel	Bloembol	Maïs	N. Bos	N. gras	Overig	Bieten	Graan
Agrarisch gras	89%	1%	0%	3%	0%	5%	0%	0%	1%
Maïs	9%	5%	1%	80%	0%	0%	1%	1%	3%
Overig	3%	3%	0%	3%	0%	2%	81%	4%	5%
Natuur bos	2%	0%	0%	1%	94%	1%	1%	0%	0%
N. grasland	15%	0%	0%	0%	8%	76%	1%	0%	0%
Graan	1%	3%	0%	8%	0%	2%	3%	8%	76%
Aardappelen	13%	37%	1%	17%	0%	0%	1%	11%	19%
Bloembollen	8%	0%	24%	23%	2%	0%	6%	19%	17%
Gras-maïs	37%	5%	1%	20%	6%	12%	6%	5%	9%

Tabel 13: verdeling in tijd van verschillende gewasgroepen [%] over de agrarische bouwplannen voor het stroomgebied van de Hunze op basis van perceelsregistratiegegevens 2007-2016. De kleuren geven de mate van dominantie van een gewasgroep binnen een bouwplan aan.

Bouwplan	Gras	Aardappel	Bloembol	Mais	N. Bos	N. gras	Overig	Bieten	Graan
Agrarisch gras	89%	2%	0%	4%	0%	3%	0%	0%	1%
Maïs	14%	5%	0%	73%	0%	0%	1%	4%	4%
Overig	2%	2%	0%	0%	0%	0%	92%	0%	5%
Natuur bos	1%	0%	0%	0%	97%	0%	0%	0%	0%
N. gras	3%	0%	0%	0%	12%	85%	1%	0%	0%
Graan	11%	0%	0%	1%	0%	1%	2%	3%	81%
Aardappelen	7%	41%	0%	8%	0%	0%	1%	15%	29%
Gras-graan	23%	8%	0%	11%	4%	6%	4%	9%	37%

De grondgebruikskaart is verkregen door de perceelsregistratie gewasgroepering als basis te nemen, en de niet agrarische groepen vanuit LGN7 te importeren. Eenheden kleiner dan 0,5 ha zijn samengevoegd met aangrenzende eenheden waarmee de langste grens gedeeld werd. Na aggregatie van de klassen in de perceelsregistratie en LGN7 kaarten zijn er 15 grondgebruiksklassen gedefinieerd voor de SWAP/SWAT modellen. Hierbij is onderscheid gemaakt tussen klassen waar bemesting en GBM toegepast wordt (agrarisch), en anderen waar dat niet gebeurt (natuur). Een overzicht van de verschillende grondgebruiksklassen met bijbehorende gewasgroepen en codes is gegeven in *Tabel 14*. De resulterende grondgebruikskaart is getoond in *Figuur 43*.

Tabel 14: classificatie van grondgebruik volgens LGN7, UPDA en perceelsregistraties voor het grotere gebied waarin de stroomgebieden van de Hunze en de Drentsche Aa liggen en de resulterende geaggregeerde klassen en codes gebruikt voor de SWAP/SWAT grondgebruiksvoer voor de stroomgebieden.

LGN7 (code)	UPDA klasse	RPS-AW (code)	SWAT gewascodes
Agrarisch gras (1)	Grasland Graszoden Rand	Agrarisch gras (1)	PAST (9901)
Maïs (2)	Maïs	Maïs (2)	CORN / SWHT / WWHT
Aardappelen (3)	Pootaardappelen Consumptie aardappelen	Pootaardappelen (3) Consumptie aardappelen (3)	POTA / CORN / SGBT
Bloembollen (10)	Lelie Tulpen Overig bloembollen	Bloembollen (10)	FBLB - LILY / CORN / SGBT / PAST
Bieten (4)	Bieten	Bieten (4)	SGBT
Granen (5)	Graan	Maïs (2)	CORN / SWHT / WWHT
Overige landbouwgewassen (6)	Zaadteelt Koolzaad Hennep Uien Tuinbouw Voedergewas Overig	Overig landbouw (6)	CABG / GBNS / ONIO
Boomkwekerijen (61)	Boomteelt	LoofBos (11)	FRSD
Fruitekwekerijen (62)	Fruit	LoofBos (11)	FRSD



		Bouwplan A (13)	CORN / POTA / PAST / SGBT / WWHT
		Bouwplan E (14)	CORN / PAST / POTA / CABG / SGBT
		Bouwplan F (15)	PAST / CORN / SWHT / FRSD / POTA
Glastuinbouw (8)		Komt niet voor in gebied	
Boomgaarden (9)		Loofbos (11)	FRSD
Loofbos (11)	Loofbomen	Loofbos (11)	FRSD
Naaldbos (12)		Naaldbos (12)	PINE
Zoet water (16)		Water (16)	WATR
Bebouwing in stedelijk en buitengebied (18, 19, 26)		Bebouwing (18)	Residential - medium density
Bos in bebouwd gebied (20, 22)		Natuur bos (11)	FRSD
Gras / kale grond in bebouwd gebied (23, 24, 28)		Natuurgrasland (45)	BERM
Hoofdwegen en spoorwegen (25)		Wegen (18)	Residential - medium density
Open stuifzand / rivierzand (35)		Kale grond (35)	BARR
Heide (36, 37, 38)		Natuurgrasland (45)	BERM
Hoogveen / Bos in hoogveengebied (39, 40)		Komt niet voor in gebied	
Moerasvegetatie (41, 42, 43)		Moeras (41)	WETL
Natuurgraslanden (45)		Natuurgrasland (45)	BERM

De bouwplannen zijn geverifieerd met de specialisten van Delphy (G. Braam, S. Arends en W. Tonckens). Uit het bouwplan aardappelen blijkt dat op de percelen in 37-41% van de tijd aardappelen verbouwd worden, vaak afgewisseld met bieten en graansoorten. Dit duidt op een korte gewasrotatie voor aardappelen van minder dan drie jaar. Delphy beaamt dat op de zandgronden de gewasrotatie van aardappelen vaak een twee-jarige cyclus is, terwijl dat op kleigronden drie jaar is. Een driejarige rotatie lijkt wel in Bouwplan A voor te komen. Maïs en granen zijn in veel bouwplannen belangrijke gewassen. Akkerbouw komt veel minder voor als gewasrotatie, en komt alleen in bouwplan E boven de 10% uit. Met waarden rond de 90% van de dominante gewasgroep is er weinig variatie in de bouwplannen voor agrarisch gras en ook voor natuur gras en natuur bos. De meeste variatie zit in het bouwplan bloembollen (alleen in Drentsche Aa), waar de dominante gewasgroep bloembollen slechts een aandeel van 24% heeft. Dit duidt op een vierjarige rotatie met maïs (4 jaar), bieten (5 jaar) en graan (5 jaar).

De codering in *Tabel 15* werd gebruikt voor combinaties van gewassen van de perceelsregistratiekaarten en LGN7, waarbij de bouwplancode gevolgd wordt door de gewascode, zoals 1201 voor bouwplan maïs met gewas gras in de grondgebruikskaart.

Tabel 15: codering voor landgebruik in de combinatie van bouwplannen en LGN7 codes voor de Hunze en de Drentsche Aa.

Bouwplan	Bouwplancode	Grondgebruik	LGN7 gewascode
Maïs (A)	12	Agrarisch gras	01
Aardappelen (B)	13	Maïs	02
Bloembollen (C)	14	Aardappelen	03
Graan (D)	15	Bieten	04
Gras-maïs (E)	21	Graan	05
Gras-graan (F)	22	Overig akkerbouw	06
Permanent gebruik	99	Bloembollen	10
		Loofbos natuur	11
		Naaldbos natuur	12
		Water	16
		Bebouwd gebied	18
		Stuifzand	35
		Moeras, niet bebost	41
		Natuur gras, heide, etc.	45

De vertaling van kaarteenheden naar bouwplannen en gewassen is gegeven in *Tabel 16*.

Tabel 16: vertaling van grondgebruikcodes naar SWAT bouwplannen en vegetatiecodes.

#	Grondgebruik code	SWAT bouwplan code	Opp. Dr. Aa [km <sup>2</sup> ]	Opp. Hunze [km <sup>2</sup> ]	SWAT vegetatie	Opmerkingen
1	1201	APST	1,08	2,43	PAST	Bouwplan A, Bermudagrass, Cynodon dactylon
2	1202	ACRN	5,20	7,43	CORN	Bouwplan A, Zea mays L.
3	1301	BPST	5,12	0,02	PAST	Bouwplan B, Bermudagrass, Cynodon dactylon
4	1302	BCRN	6,56		CORN	Bouwplan B, Zea mays L.
5	1303	BPOT	16,06	41,99	POTA	Bouwplan B, Solanum tuberosum L.
6	1304	BSGB	5,56	15,30	SGBT	Bouwplan B, Beta vulgaris (saccharifera) L.
7	1305	BWWT	9,61	39,89	WWHT	Bouwplan B, Winter wheat, Triticum aestivum L.
8	1402	CCRN	1,03		CORN	Bouwplan C, Zea mays L.
9	1404	CSGB	0,83		SGBT	Bouwplan C, Beta vulgaris (saccharifera) L.
10	1405	CSWT	1,53		SWHT	Bouwplan C, Spring wheat, Triticum aestivum L.
11	1410	FBLB	1,03		FBLB/LILY	Bouwplan C, Allium cepa L. var cepa
12	1502	DCRN	0,25		CORN	Bouwplan D, Zea mays L.
13	1504	DSGB	0,19		SGBT	Bouwplan D, Beta vulgaris (saccharifera) L.
14	1505	DWWT	1,32	4,84	WWHT	Bouwplan D, Winter wheat, Triticum aestivum L.
15	2101	EPST	1,92		PAST	Bouwplan E, Bermudagrass, Cynodon dactylon
16	2102	ECRN	1,82	0,01	CORN	Bouwplan E, Zea mays L.
17	2103	EPOT	0,46		POTA	Bouwplan E, Solanum tuberosum L.
18	2201	FPST		0,79	PAST	Bouwplan F, Bermudagrass, Cynodon dactylon
19	2202	FCRN		1,49	CORN	Bouwplan F, Zea mays L.
20	2203	FPOT	0,00	1,19	POTA	Bouwplan F, Solanum tuberosum L.
21	2205	FSWT	0,00	2,53	SWHT	Bouwplan F, Spring wheat, Triticum aestivum L.
22	9901	PAST	67,16	61,56	PAST	Agrarisch gras, Bermudagrass, Cynodon dactylon

23	9906	OTHR	0,37	0,38	AGGR	Overige akkerbouw (Agr. Land, row crops)
24	9908	AGRR			AGRR	Glastuinbouw
25	9909	ORCD			ORCD	Orchard (Apples)
26	9910	FBLB	0,01		FBLB	Allium cepa L. var cepa
27	9911	FRSD	28,97	17,20	FRSD	Natuur, Oak, Quercus
28	9912	PINE	25,60	12,09	PINE	Natuur, Pinus
29	9916	WATR	2,49	1,58	WATR	Water
30	9918	URMD	13,99	11,74	URMD	Residential - medium density
31	9935	BARR	0,17	0,06	BARR	Open stuifzand
32	9939	FRSD			FRSD	Hoogveen / bos
33	9940	FRSD			FRSD	Hoogveen / bos
34	9941	WETN	1,91	0,46	WETL	Moeras, niet bebost
35	9945	BERM	39,27	14,09	EGAM	Natuur, Cynodon dactylon, perennial

In 2016 bedroeg het totaaloppervlak van lelie, bloembollen en -knollen 562260 m<sup>2</sup>, waarbij tulp, bloembollen en knollen 198317 m<sup>2</sup>, oftewel 35%, besloeg.

Overige akkerbouwgewassen zijn onderverdeeld in 50% agrarisch gewas met hoge dichtheid (AGRC), 20% peulvrucht (PEAS), 10% sla, 10% bloemkool en 10% asperge.

Bouwplan A is een algemeen bouwplan voor maïs en komt zowel in de Hunze als de Drentche Aa voor. Dit bouwplan is niet opgenomen in een rotatieschema, maar is gedefinieerd als dat op 85% van het areaal maïs (ACRN) wordt verbouwd en dat de overige 15% van het areaal uit agrarisch gras (APST) bestaat.

Bouwplan B komt zowel in de Hunze als de Drentche Aa voor en bestaat uit een rotatie van vijf gewassen, nl. gras, maïs, aardappelen, suikerbieten en wintertarwe die in de volgorde gras – aardappelen – maïs – aardappelen – wintertarwe – aardappelen – suikerbieten – maïs – aardappelen – wintertarwe geteeld worden. Zodoende worden suikerbieten en gras eens in de tien jaar geteeld, maïs en wintertarwe eens per vijf jaar en aardappelen eens per 2.5 jaar.

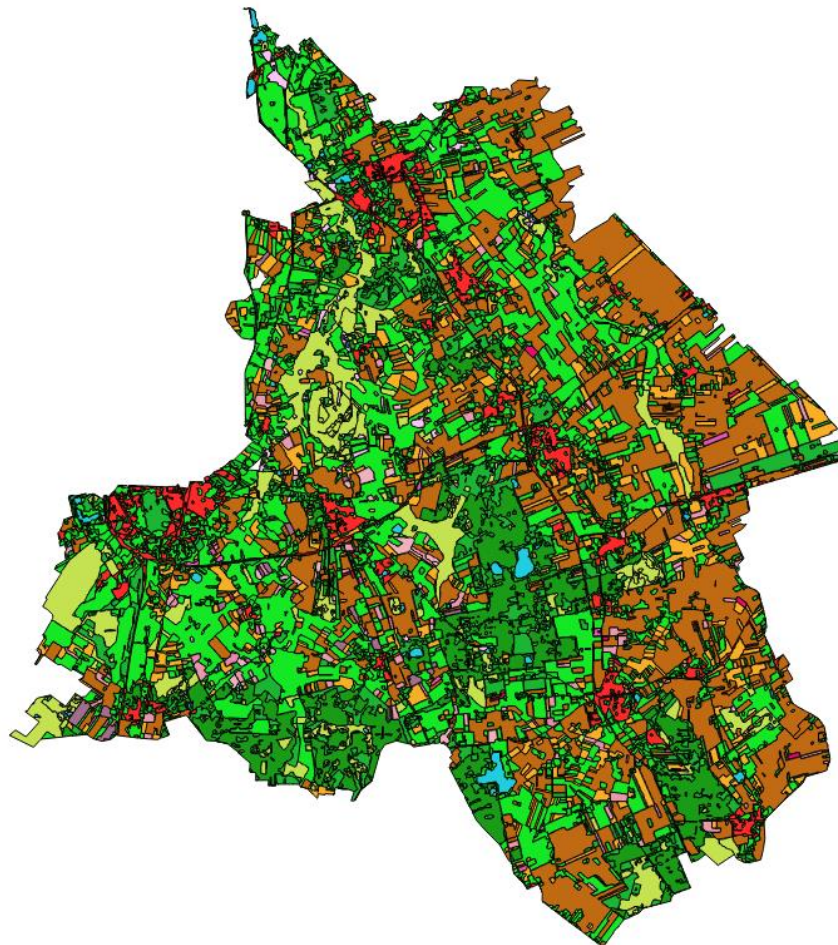
Bouwplan C kent een vierjarige rotatie van maïs, suikerbieten, zomertarwe en lelie, bloembollen en -knollen (voor het gemak bloembollen) die in de volgorde maïs – suikerbieten – zomertarwe – bloembollen geteeld worden. Dit bouwplan komt alleen in de Drentsche Aa voor.

Bouwplan D is bouwplan met overwegend tarwe. Het kent een rotatie van tarwe (DWWT), maïs (DCRN) en suikerbieten (DSGB) in de Drentsche Aa die in de volgorde maïs – wintertarwe – wintertarwe – wintertarwe – wintertarwe – suikerbieten – wintertarwe – wintertarwe – wintertarwe geteeld worden, zodat maïs en suikerbiet eens in de tien jaar geteeld worden en wintertarwe eens per 1.25 jaar. Voor het stroomgebied van de Hunze wordt in dit bouwplan de tarwe (DWWT, 80%) afgewisseld met agrarisch gras (DPST, 20%).

Bouwplan E is een rotatie van agrarisch gras (EPST, 65%), maïs (ECRN, 25%), aardappelen (EPOT, 5%) en zomertarwe (ESWT, 5%) in de Drentsche Aa. In de Hunze wordt dit bouwplan gedomineerd door maïs (ECRN, 75%) en afgewisseld met gras (EPST, 25%).

Bouwplan F komt alleen in de Drentsche Aa voor en kent een rotatie van gras – maïs – gras – gras – zomertarwe – gras – maïs – gras – gras – gras – gras – maïs – gras – gras – zomertarwe – gras – maïs – gras – gras – aardappelen waarbij aardappelen in een rotatie van 1 op 20, suikerbieten van 1 op 10, maïs 1 op 5 en gras in een rotatie van 1 op 2 geteeld worden.

11 - zout water	32 - dunnere met hoge leedegte	65 - uitkwekcelen
12 - zout water	33 - dunnere met lage leedegte	61 - rooikwekcelen
13 - waterdroog	34 - open zand in kustgebied	42 - wateruitgeestanden
14 - rooipoel	30 - kwekcelen	43 - roe in moerasgebied
10 - droewoel	38 - gras in zespandere peronnd gebied	45 - uelgebied
8 - rooimgebied	39 - peronnd in met ruzengebied	41 - ovente moerasgebied
8 - gebiedsruim	32 - rooimgebied en zpoemgebied	40 - roe in rooimgebied
6 - ovente landbouwgebied	34 - kale grond in peronnd gebied	38 - rooim
2 - gras	33 - gras in buure peronnd gebied	38 - sterk leedegte reide
4 - reide	33 - roe in zespandere peronnd gebied	37 - matig leedegte reide
3 - zandgebied	30 - roe in buure peronnd gebied	36 - reide
5 - water	18 - peronnd in zespandere peronnd gebied	32 - open gebied in buure gebied
1 - zandachtig gras	18 - peronnd in buure peronnd gebied	34 - reide



Figuur 45: grondgebruikskaart voor SWAP en SWAT. Kleuren van de grondgebruiksgroepen volgens legenda LGN7.

Voor loof- en naaldbossen in Nederland varieert de droge stof biomassa van 120 ton ha<sup>-1</sup> in grove dennenbossen tot 320 ton ha<sup>-1</sup> in beukenbossen (van Hees, 2001). Voor de initialisatie van SWAT is een biomassa van 75 ton ha<sup>-1</sup> genomen als start biomassa tijdens de spin-up periode van het model. Het model rekent de toename in biomassa verder uit met standaard groeiparameters voor naald- en loofbomen.

## 7. RUIMTELIJKE INFORMATIE BODEM

### 7.1. Achtergrond

Uitgangspunt voor het maken van de bodem type / profiel informatie voor SWAP en SWAT was een nadere onderverdeling van de eenheden die zijn gebruikt binnen het rapport van Van der Gaast et al. (2006), waarin een combinatie van meteorologische omstandigheden, hydrotype, en PAWN eenheden werd gebruikt. In deze studie zijn 335 gedetailleerde bodemprofielen aangeleverd door Alterra, gebaseerd op veldinformatie uit verschillende bronnen, waarmee een verfijnde bodemschematisatie is ontwikkeld. Om deze informatie in SWAT te kunnen gebruiken moest een aggregatie gemaakt worden, omdat de combinatie van 335 bodemprofielen met de grondgebruikseenheden eenheden in de stroomgebieden zou leiden tot een veel te hoog aantal te modelleren HRU eenheden. De aggregatie is gedaan met SWAP, zoals beschreven in Hoofdstuk 4, waarbij de risicokaarten leidend zijn geweest om tot 15 bodemeenheden te komen, waarbij één bodemeenheid (PAWN code 15; *Tabel 17*) direct uit de PAWN kaart is overgenomen omdat deze niet in de aangeleverde bodemprofielen voor het gebied voorkwam.

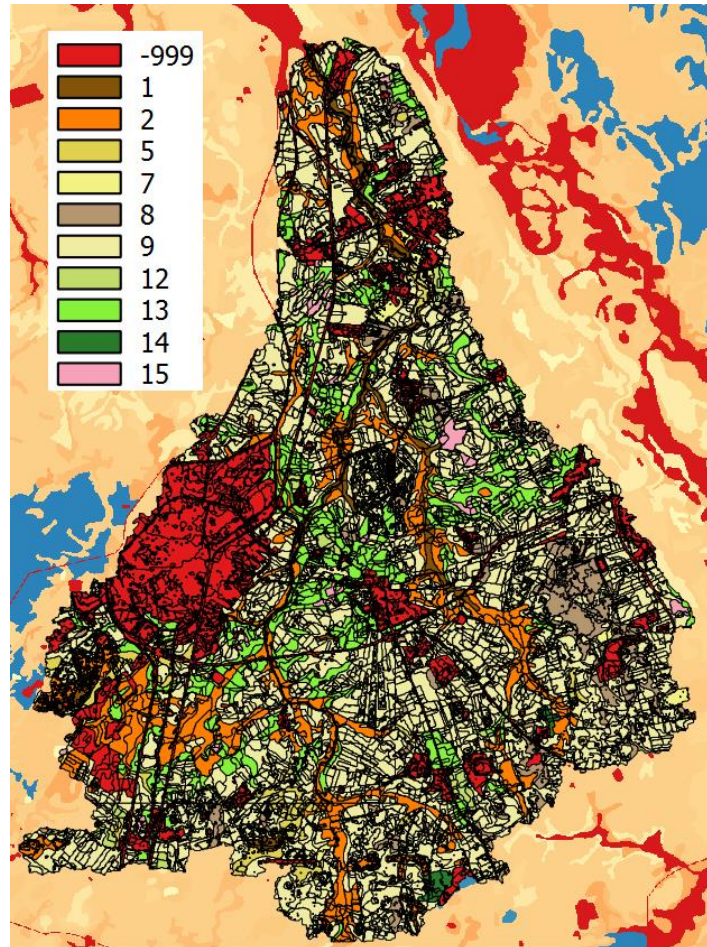
### 7.2. Werkwijze en resultaat

#### 7.2.1. STONE model bodeminvoer

Voor een initiële SWAT analyse is gebruikgemaakt van de PAWN bodemprofielen zoals verwerkt door Alterra in het STONE model. In het stroomgebied van de Drentsche Aa komen 10 profielen voor, zoals aangegeven in *Tabel 17*. Een bodemkaart op basis van deze profielen is gegeven in *Figuur 44*. In de PAWN bodemkaart en het STONE model zijn de bodems in stedelijke gebieden niet geclassificeerd.

Tabel 17: tabel van PAWN bodemprofielen die voorkomen in de stroomgebieden van de Hunze en de Drentsche Aa, met bijbehorende codering zoals verwerkt in SWAT.

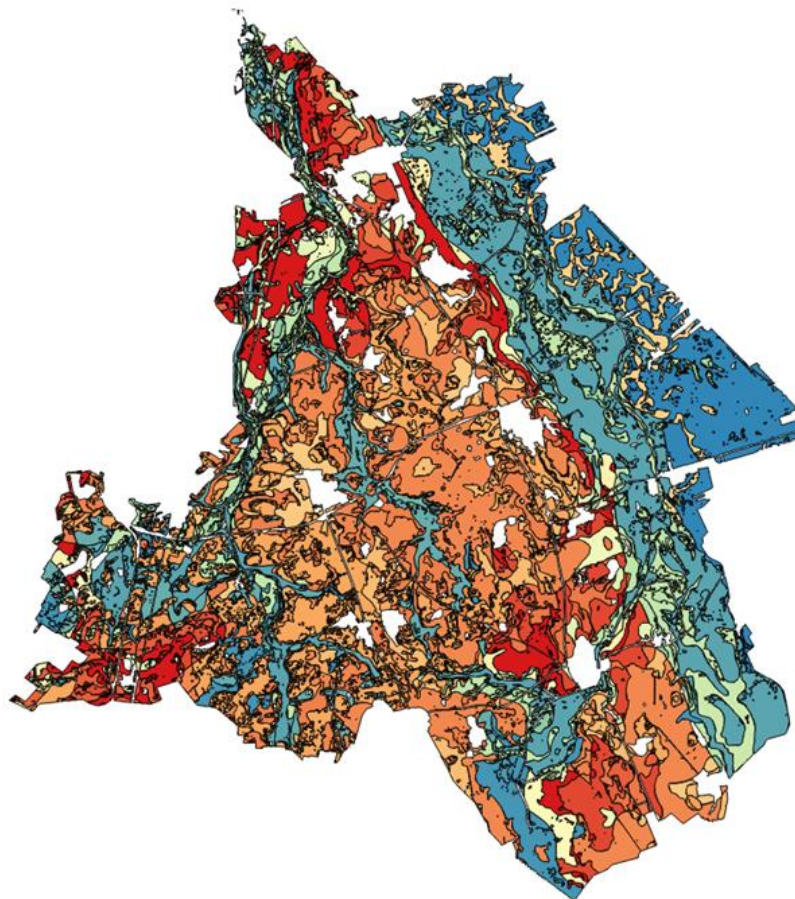
Profielnummer	Bodem	SWAT naam
1	Veengronden met een veraarde bovengrond (koopveengronden)	aV-Avo-hV
2	Veengronden met een veraarde bovengrond en zand in de ondergrond (koopveengronden en madeveengronden)	V-vWp-vWz
5	Veengronden met een zanddek en zand in de ondergrond (meerveengronden)	ABv-ABz-zV-zWp-zWz
7	Stuifzandgronden	U12O-U12OR-U12W-U1617-U17OR
8	Podzolgronden in leemarm, fijn zand	cHd-Hd-Hn
9	Podzolgronden in zwak lemig, fijn zand	cHn-cY
12	Enkeerdgronden in zwak lemig, fijn zand	zEZ
13	Beekeerdgronden in sterk lemig, fijn zand	pZg-pZn-Y-Zb-Zd-Zn
14	Podzolgronden in grof zand	Hn
15	Homogene zavelgronden	KX



Figuur 46: bodemkaart op basis van PAWN profielen, zoals gebruikt in STONE. Bebouwd gebied is weergegeven als -999.

### 7.2.2. Verfijnde bodemschematisatie

De gebruikte methoden om te komen tot een geaggregeerde set van bodemprofielen voor gebruik in het SWAT model is al beschreven in Hoofdstuk 4. Hier volgt een korte beschrijving van de gevolgde procedure. Voor de verfijning van de bodems is door Alterra een gedetailleerde kaart en bodemprofielen geleverd. Eerst is een combinatie gemaakt van de eenheden uit van der Gaast et al (2006) en de grondwatertrappen kaart, wat 335 bodemeenheden opleverde. Door naar een enkele meteorologische zone toe te gaan is deze vereenvoudigd tot 271 eenheden. Na eliminatie van alle eenheden kleiner dan 1 ha werden 220 eenheden gedefinieerd. Een verdere aggregatie is bereikt door handmatig samenvoegen van bijna identieke eenheden, vergelijking met de keileemkaart, het toekennen van profielen en invullen van ontbrekende gegevens en een vertaling naar karteerbare kenmerken en GT combinaties, waarmee 74 standaardprofielen voor het hele gebied zijn gedefinieerd. Deze eenheden zijn in *Figuur 46* getoond.



Figuur 48: kaart met de classificatie van de 74 bodemprofielen in het gebied van de Drentsche Aa en de Hunze.

Deze bodemkaart met gedetailleerde profielen is in het SWAP model gebruikt om risicogebieden te identificeren voor oppervlakkige en snelle afstroming en deze te koppelen aan specifieke bodemprofielen. De risicokaart is gebruikt om het aantal bodemeenheden te reduceren voor het SWAT model, waarbij hoog-risico profielen zijn gehandhaafd, en de laag-risico profielen zijn geaggregeerd.

Voor de gebieden met PAWN code 15 werden door Alterra geen profielen aangeleverd, hiervoor is de PAWN bodemprofielopbouw gebruikt. Ook voor stedelijke gebieden zijn geen profielen beschikbaar, deze zijn gevuld, waarbij de grenzen rond de stedelijke gebieden van de 1:50.000 bodemkaart doorgetrokken zijn als benadering voor de bodems in het stedelijk gebied. Gebieden voorzien van drainage zijn als aparte bodemeenheden geclassificeerd en gecodeerd met een 9 voor de bijbehorende Alterra profielcode. Dit heeft geleid tot identificatie van 15 verschillende bodemtypen. Een overzicht van de gebruikte bodemeenheden, bijbehorende PAWN eenheden, drain diepten en de infiltratiecapaciteit van de toplaag is gegeven in *Tabel 18*.

Tabel 18.:overzicht van de SWAT profielcodes, geassocieerde PAWN codes, drain diepten ( $D_D$ ) en doorlatendheden van de toplaag. De dominante PAWN eenheden geassocieerd met de SWAT profielcodes zijn in vet weergegeven.

SWAP profielcode	PAWN profielcode	Type	$D_D$ [m]	$K_s$ toplaag [ $\text{mm h}^{-1}$ ]
1015 <sup>1</sup>	15	Zavel	-	0,98
4691	<b>1, 2, 7, 13</b>	(Zandig) veen, zand	-	5,6
5230	<b>1, 2, 13</b>	(Zandig) veen, zand	-	0,08
5231	<b>1, 2, 7</b>	(Zandig) veen, zand	-	5,6
5252	<b>2, 5, 7</b>	Veen, zand	-	39,83
42210	<b>5, 7, 8, 9, 13, 14</b>	Zand, keileem	-	9,84

42300	1, 2, 9, 13	Zand, keileem	-	8,38
42301	2, 8, 9, 13	Zand, keileem, veen	-	8,38
52200	1, 2, 7, 9	Veen, (sterk lemig) zand, keileem	-	0,08
94700	2, 5, 7, 8, 9, 13	(Zwak lemig) zand	0,93	39,83
95231	1, 2, 7, 9, 13	(Zandig) veen, zand	0,89	5,6
942200	8, 9, 13, 15	Zand, keileem	1,00	
942210	7, 8, 9, 13	Zand, keileem	1,05	
942300	2, 9, 13	Zand, keileem	0,70	
946530	1, 2, 7	Veen, zand, keileem	0,86	
952220	2, 5, 9, 13	Veen, zand, keileem	0,93	

<sup>1</sup>Dit profiel is direct overgenomen uit de PAWN bodemkaart, omdat deze niet in de verfijnde Alterra schematisatie voorkwam.

Draindiepte in het Natura 2000-gebied varieerde van 0,40 tot 2,20 m, met een gemiddelde van  $0,97 \pm 0,29$  m (naar oppervlakte gewogen gemiddelde draindiepte is  $0,98$  m). De gemiddelde drainafstand was  $9,7 \pm 3,7$  m (bereik 3 - 30 m). Omdat de drainafstand sterk varieerde binnen elk bodemtype is deze voor alle bodems op 10 m gesteld voor het modelleren in SWAT. Voor het modelleren van drainafvoer heeft SWAT ook informatie nodig over de tijd die nodig is om de bodem van verzadigd naar veldcapaciteit te draineren ( $T_D$ ) en over de reistijd van het water in de drain zelf ( $G_D$ ). Op basis van drainafvoer gegevens vanuit het Spaarwater project in Friesland en Groningen zijn  $T_D$  en  $G_D$  respectievelijk gesteld op 60-72 uur en op 1 uur.



## 8. METEOROLOGISCHE GEGEVENS

Meteorologische gegevens die dienen als invoer voor zowel de SWAP en SWAT modellen zijn verkregen bij het KNMI. Het station Eelde (code 280) is gebruikt om dagelijkse gegevens over temperatuur, relatieve vochtigheid, inkomende kortgolvlige straling en windsnelheid voor de periode 1 januari 1965 tot 31 december 2016 te leveren voor het hele gebied. Voor de neerslagverdeling over het hele gebied zijn de dagwaarden van neerslagstations van het KNMI gebruikt als invoer voor SWAT. Deze stations zijn:

- 161 Eelde (53.1167 N, 6.5833 E, 4 m NAP)
- 140 Assen (53.000 N, 6.6000 E, 11.2 m NAP)
- 155 Eext, 53.000 N, 6.7500 E, 18.8 m NAP)
- 152 Gieterveen (53.033 N, 6.8333 E, 3.1 m NAP)
- 139 Groningen (53.1833 N, 6.5833 E, 0.0 m NAP)
- 159 Nieuw Buinen (52.9667 N, 6.9500 E, 6.0 m NAP)
- 158 Onnen (53.1500 N, 6.6833 E, 0.3 m NAP)
- 337 Schoonloo (52.9000 N, 6.7000 E, 18.8 m NAP)
- 147 Veendam (53.1000 N, 6.8333 E, 1.6 m NAP)

Voor het stroomgebied van de Drentsche Aa waren de stations Eelde, Assen, Eext, Onnen en Schoonloo relevant en werden in SWAT als invoer voor neerslag gebruikt. Voor het stroomgebied van de Hunze waren dit de stations Veendam, Gieterveen, Eext, Schoonloo, Nieuw Buinen en Onnen.

## 9. ATMOSFERISCHE STIKSTOF DEPOSITIE

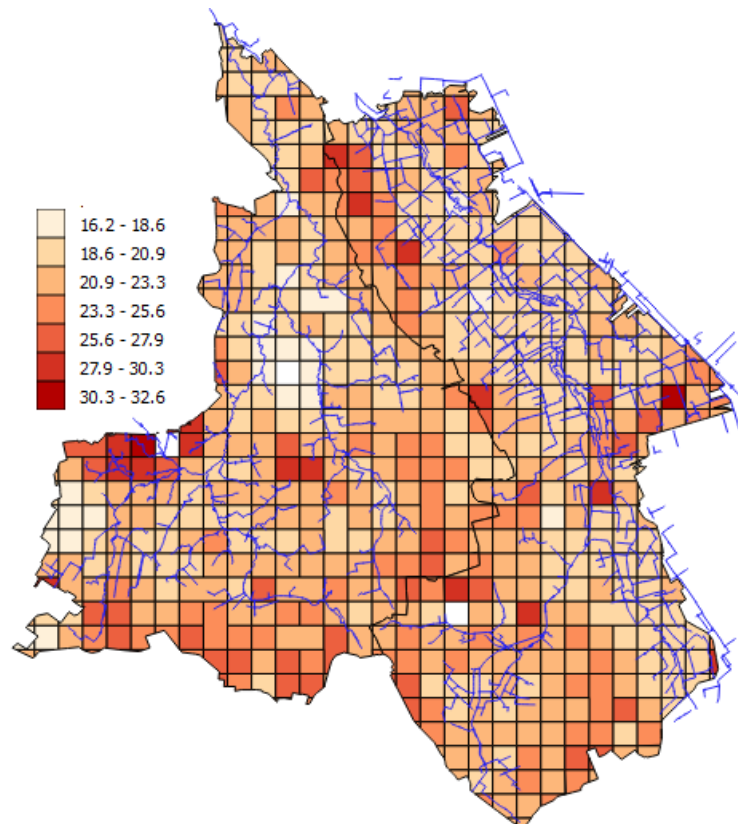
SWAT gebruikt als invoer voor N-depositie vier parameters. Dit zijn de gemiddelde jaarlijkse concentraties van  $\text{NO}_3$  en  $\text{NH}_4$  [ $\text{mg l}^{-1}$ ] in neerslag (natte depositie), en de droge depositie van  $\text{NO}_3$  en  $\text{NH}_4$  [ $\text{kg ha}^{-1}$ ].

De natte depositie in neerslag voor ammonium en nitraat in Drenthe in 2004 bedroegen 1.06 en 1.99  $\text{mg l}^{-1}$ , respectievelijk (van der Swaluw et al., 2010). Deze waarden zijn in SWAT gebruikt als invoer voor de natte depositie van stikstof.

De totale depositie van N (Figuur 49) in de Drentsche Aa varieerde tussen 1160 en 2330  $\text{M N ha}^{-1}$  in 2012 met een gemiddelde van  $1565 \pm 198 \text{ M N ha}^{-1}$  ( $21,9 \pm 2,8 \text{ kg N ha}^{-1}$ ). Voor de Hunze was dit 1140-2800  $\text{M N ha}^{-1}$ , met iets lager gemiddelde van  $1504 \pm 206 \text{ M N ha}^{-1}$  ( $21,1 \pm 2,9 \text{ kg N ha}^{-1}$ ; Velders et al., 2013).

Voor de droge N-depositie gebruikt SWAT waarden voor de depositie van  $\text{NH}_4$  en  $\text{NO}_3$ . Deze zijn berekend uit het verschil tussen de totale N-depositie in 2012 en de concentraties in neerslag zoals hierboven genoemd. Met een gemiddelde neerslag van 837 mm in Eelde over de afgelopen 10 jaar bedragen de natte depositie van  $\text{NO}_3\text{-N}$  en  $\text{NH}_4\text{-N}$  respectievelijk 3,8 en 6,9  $\text{kg N ha}^{-1}$ . De droge depositie kan derhalve geschat worden op 11,2 en 10,4  $\text{kg N ha}^{-1}$  voor de stroomgebieden van de Drentsche Aa en de Hunze respectievelijk. Hiervan bestaat 70% uit depositie van ammoniak (Dönszelmann et al., 2011).

De gemiddelde jaarlijkse droge depositie van  $\text{NH}_4$  en  $\text{NO}_3$  bedragen dan 10,1  $\text{kg NH}_4 \text{ ha}^{-1}$  en 14,9  $\text{kg NO}_3 \text{ ha}^{-1}$  voor het stroomgebied van de Drentsche Aa, en 9,4  $\text{kg NH}_4 \text{ ha}^{-1}$  en 13,8  $\text{kg NO}_3 \text{ ha}^{-1}$  voor het stroomgebied van de Hunze.



Figuur 49: totale stikstofdepositie [ $\text{kg N ha}^{-1}$ ] in 2012 over de stroomgebieden van de Drentsche Aa en de Hunze (Velders et al., 2013).

## 10. GEWASBESCHERMINGSMIDDELEN

Om een indruk te krijgen in welke gebieden een verhoogd risico is te verwachten van uitspoeling van gewasbeschermingsmiddelen voor meer intensief toezicht en handhaving zijn de volgende stoffen in samenwerking met het waterschap geselecteerd om te worden gemodelleerd in SWAT.

- Chloridazon (bieten, bloembollen/knollen).
- Metolachloor (bieten, maïs, bloembollen/knollen).
- MCPA (brede toepassing).
- MCPP (graan).
- Terbutylazine (maïs).
- dimethenamide-P (bieten, maïs en bloembollen).

Voor modellering in SWAT zijn de parameters in aangehouden zoals getoond in *Tabel 19*. De SKOC, HLIFE\_S (veldwaarde) en WSOL waarden zijn, indien beschikbaar, afkomstig uit de PPDB gegevensbank d.d. november 2017 (Lewis et al., 2016). De halfwaardetijd voor de stof op het loof is als volgt berekend (Thomas et al., 2011):

$$HLIFE\_F = 10^{0.51 \cdot \text{Log}(HLIFE\_S + 0.11)}$$

De toepassingsefficiëntie voor gewasbeschermingsmiddelen is geschat op 0.75 voor alle stoffen, zoals aangegeven in de SWAT handleiding. Deze waarde kan als kalibratieparameter gebruikt worden.

Tabel 19: parameterwaarden voor verschillende gewasbeschermingsmiddelen gemodelleerd in SWAT. IPNUM is het nummer van de stof in database, PNAME is de naam van stof, SKOC is de sorptiecoëfficiënt gecorrigeerd naar het organisch stofgehalte in de bodem (100K<sub>d</sub>/‰C), HLIFE\_F is de halfwaardetijd op het blad, HLIFE\_S is de halfwaardetijd in de bodem, AP\_EF is de efficiëntie van toepassing en WSOL is de oplosbaarheid van de stof in water.

IPNUM	PNAME	PESTNAME	SKOC [l kg <sup>-1</sup> ]	WOF [-]	HLIFE_F [dag]	HLIFE_S [dag]	AP_EF [-]	WSOL [mg l <sup>-1</sup> ]
234	Pyramin	Chloridazon	120 <sup>1</sup>	0.60 <sup>5</sup>	5	35 <sup>1</sup>	0.75	422 <sup>1</sup>
88	Dual	Metolachloor	120 <sup>1</sup>	0.60 <sup>4</sup>	6	21 <sup>1</sup>	0.75	530 <sup>1</sup>
235	U46 MCPA	MCPA	20 <sup>2</sup>	0.95 <sup>4</sup>	5	25 <sup>1</sup>	0.75	29390 <sup>1</sup>
236	Mecoprop	Mecoprop (MCP)	47 <sup>1</sup>	0.95 <sup>4</sup>	3	8 <sup>1</sup>	0.75	250000 <sup>1</sup>
237	Calaris	Terbutylazine	220 <sup>6</sup>	0.55 <sup>5</sup>	4	22 <sup>1</sup>	0.75	6.6 <sup>1</sup>
238	Akris	Dimethenamid-P	210- 247 <sup>2</sup>	0.60 <sup>5</sup>	3	7 <sup>1</sup>	0.75	1499 <sup>1</sup>

<sup>1</sup>PPDB gegevensbank d.d. november 2017

<sup>2</sup><http://npic.orst.edu>

<sup>3</sup>[http://www.herbiguide.com.au/Descriptions/hg\\_Terbutylazine.htm](http://www.herbiguide.com.au/Descriptions/hg_Terbutylazine.htm)

<sup>4</sup>Gleams pesticide parameters

<sup>5</sup>Estimated based on solubility

<sup>6</sup>Siris gegevensbank 2012 ([https://siris-pesticides.ineris.fr/bdd\\_siris\\_pesticides](https://siris-pesticides.ineris.fr/bdd_siris_pesticides))

U46 MCPA (MCPA) wordt breed toegepast op aardappelen, zomer- en wintergranen, weiland, akkerranden, en braakliggend land. De maximaal toegelaten toepassing per teeltcyclus varieert tussen 1 en 3 (weiland), met een dosering van de actieve stof tussen 0,50 (aardappelen) en 3,0 kg ha<sup>-1</sup> (Kruijne et al., 2015).

Calaris (terbutylazine) wordt toegepast in de teelt van maïs in de periode mei/juni, waarbij 1 keer bespoten mag worden met een gangbare dosis van 1 l ha<sup>-1</sup> (Kruijne et al., 2015).

Akris (BASF Agricultural) is een blad en wortelherbicide dat in maïs gebruikt wordt en dat de opkomst van nieuwe onkruiden gedurende meerdere weken na de behandeling belet. De toepassing is één keer per jaar maximaal 3 l ha<sup>-1</sup>, en het middel dient toegepast te worden vanaf vóór-opkomst tot het stadium "6 echte bladeren" van maïs. Bij toepassing wordt geadviseerd om een bufferzone van 20 m aan te

houden en te werken met een minimaal 75% driftreducerende techniek. Na de toepassing van Akris in maïs, kunnen na de oogst alle soorten wintergraan gezaaid worden in de herfst na ondiepe grondbewerking (10–12 cm) en alle soorten zomergraan, maïs, koolzaad, erwten, suikerbieten en voedergrassen gezaaid worden. Na diepe grondbewerking (30 cm) kunnen andere gewassen ook na de oogst ingezaaid worden (bron: BASF) .

Tabel 20: overzicht van toepassing van pesticiden in verschillende landgebruikstypen, geverifieerd met Delphy.

Stof	Merk	Concentratie	Gewas	Toepassing
Chloridazon <sup>1</sup>	Pyramin	65%	Bieten	Eenmalig voor opkomst 2-3 kg/ha Na opkomst (max 4x) 0.5-0.95 kg/ha Max. 3 kg/ha per teeltcyclus
			Bloembollen	Toepassing 1 maal per drie jaar toegestaan. Eenmalig voor opkomst 1.5-3 kg/ha Na opkomst (max 6x) 0.5 kg/ha Max. 3 kg/ha per teeltcyclus
Metolachlor <sup>2</sup>	Dual Gold 960 EC	960 g/l	Bieten	Na opkomst (max 4x) 0.25-1 l/ha Max. 1.5 l/ha per teeltcyclus Min. 7 dagen interval
			Maïs	Eenmalig voor opkomst 1.6 l/ha Max. 1.6 l/ha per teeltcyclus
			Tulp/Lelie	Rond opkomst eenmalig 1.5 l/ha voor tulp of voor opkomst 3x 0.25-0.75 l/ha. Max. 1.5 l/ha per teeltcyclus Max. 5 dagen interval
MCPA <sup>3,4,5</sup>	U46 MCPA	500 g/l	Zomer- en wintergranen	Eenmalig na opkomst 2 l/ha (vóór het pluimschieten in april - juni)
			Aardappelen	Halverwege teeltcyclus 0.25-0.5 l/ha
			Weiland	2-4 l/ha Max. 4 l/ha per 12 maanden
Mecroprop-P <sup>6</sup>	Duplosan	600 g/l	Zomer- en wintergranen	Eenmalig na opkomst 2 l/ha (vóór het pluimschieten)
Terbutylazine <sup>7</sup>	Calaris	70 g/l mesotrion 330 g/l terbutylazine	Maïs	Na opkomst (max 2x) 0.5-1 l/ha Max. 1.5 l/ha per teeltcyclus Min. 10 dagen interval
Dimethenamide-P <sup>8</sup>	Akris	280 g/l dimetenamide-P 250 g/l terbutylazine	Maïs	Eenmalig 3 l/ha per teeltcyclus
Dimethanamide-P <sup>9</sup>	Frontier Optima,	64%	Maïs	Eenmalig voor opkomst 1.4 l/ha. Eenmalig na opkomst 1.4 l/ha

	Spectrum (tulp)			Max. 1.4 l/ha per teeltcyclus
			Tulp	Eenmalig voor opkomst 1.4 l/ha Eenmalig na opkomst 1.4 l/ha Max. 1.4 l/ha per teeltcyclus
			Bieten	Na opkomst 0.3/0.45/0.9 l/ha Max. 0.9 l/ha per teeltcyclus
Dimethenamide-P <sup>10</sup>	Wing P	250 g/l pendimethalin 212.5 g/l dimethenamide-P	Bloembollen, niet voor lelies	Eenmalig voor opkomst 3.5 l/ha

<sup>1</sup>[https://www.agro.basf.nl/agroportal/nl/media/migrated/nl/productenboekje\\_app/etiketteksten\\_1/Pyramin\\_DF.pdf](https://www.agro.basf.nl/agroportal/nl/media/migrated/nl/productenboekje_app/etiketteksten_1/Pyramin_DF.pdf)

<sup>2</sup><https://nl-static-agro4all-com.s3.eu-central-1.amazonaws.com/product/prescription/12096/9/366ae77d-7b7a-4bab-6dfd-71dce4ab1279.pdf?token=1511874957>

<sup>3</sup>[http://www.nufarm.com/Assets/21443/7/U46MCPA5LNL\\_Specimen.pdf](http://www.nufarm.com/Assets/21443/7/U46MCPA5LNL_Specimen.pdf)

<sup>4</sup><http://www.nufarm.com/Assets/21504/1/U46MCPA-7737N-Back.pdf>

<sup>5</sup>[http://www.nufarm.com/Assets/21504/2/U46MCPA510LBookNL\\_Specimen.pdf](http://www.nufarm.com/Assets/21504/2/U46MCPA510LBookNL_Specimen.pdf)

<sup>6</sup><https://www.nefyto.nl/getattachment/0a2cbd60-0904-40c4-b256-515c4a5c9ba9/Etiketten-Herbiciden-WG-GA.aspx>

<sup>7</sup><https://nl-static-agro4all-com.s3.eu-central-1.amazonaws.com/product/prescription/12878/2/3534a647-5e82-4f1d-4d55-4f15a416e13d.pdf?token=1511874592>

<sup>8</sup>[www.fytostat.nl/File.aspx?type=BestandsnaamVeiligheidsblad&id=110082](http://www.fytostat.nl/File.aspx?type=BestandsnaamVeiligheidsblad&id=110082)

<sup>9</sup>[https://www.agro.basf.nl/agroportal/nl/media/migrated/nl/productenboekje\\_app/etiketteksten\\_1/Frontier\\_Optima.pdf](https://www.agro.basf.nl/agroportal/nl/media/migrated/nl/productenboekje_app/etiketteksten_1/Frontier_Optima.pdf)

<sup>10</sup>[https://www.agro.basf.nl/agroportal/nl/media/migrated/nl/productenboekje\\_app/etiketteksten\\_1/Wing\\_P.pdf](https://www.agro.basf.nl/agroportal/nl/media/migrated/nl/productenboekje_app/etiketteksten_1/Wing_P.pdf)

Bovenstaande tabel vertaalt zich in de volgende hoeveelheden toegediende pesticiden (kg/ha) per gewas:

Tabel 21: overzicht van de toegediende hoeveelheid pesticiden per gewas (kg/ha).

IPNUM	PESTNAME	Gras	Maïs	Aardappel	Bieten	Graan	Bloembollen
234	Chloridazon				0.49		0.98
88	Metolachlor		1.54		0.29		1.44
235	MCPA	1.50		0.5		1	
236	Mecroprop (MCP)					1.2	
237	Terbutylazine		0.75				
238	Dimethanamide		0.84		0.19		0.74

### 10.1. Concentraties in bodem

Net als voor nutriënten berekent SWAT de concentratie van gewasbeschermingsmiddelen in de bodem. De evenwichtssituatie wordt eerder bereikt als voor deze concentraties een goede initiële waarde kan worden ingevoerd. Er is echter niets bekend over de concentraties van de verschillende

gewasbeschermingsmiddelen in de bodemlagen. Om deze reden is er gewerkt met waarden afkomstig uit de literatuur, zoals aangegeven in *Tabel 22*.

Tabel 22: overzicht van de concentraties in de bodem (ppb<sup>1</sup>).

IPNUM	PESTNAME	Gras	Maïs	Aardappel	Bieten	Graan	Bloembollen
234	Chloridazon				48 <sup>2</sup>		98 <sup>2</sup>
88	Metolachlor		100 <sup>1</sup>		40 <sup>1</sup>		100 <sup>1</sup>
235	MCPA	4.5 <sup>3</sup>		1.5 <sup>3</sup>		3 <sup>3</sup>	
236	Mecroprop (MCP)					0	
237	Terbutylazine		20 <sup>1</sup>				
238	Dimethanamide		0		0		0

<sup>1</sup>Pyne (2015)

<sup>2</sup>Kucharski et al. (2012): Chloridazon: 10% van toegepaste dosis na 128 dagen

<sup>3</sup>Bælum et al., 2006. MCPA tot 3% van dosis na 115 dagen

## 11. BEMESTING

In het SWAT model zijn drie typen bemesting opgenomen, nl. kunstmest N, kunstmest P en dierlijke mest (manure). De karakteristieken voor dierlijke mest zijn gedeeltelijk overgenomen van al gedefinieerde dierlijke mestsoorten in de SWAT database, de overige parameters zijn gebaseerd op bemestingsdata van Alterra. Het stikstofgehalte in dierlijke mest is 0.00697 kg/kg en het fosfor gehalte is 0.00268 kg/kg. Dit komt overeen met andere dierlijke mesttypen zoals gedefinieerd in de SWAT database.

Tabel 23: parameterwaarden voor verschillende meststoffen zoals gemodelleerd in SWAT. IFNUM is het nummer van de meststof in de database, FMINN is de fractie minerale stikstof ( $\text{NO}_3^-$  en  $\text{NH}_4^+$ ), FMINP is de fractie minerale fosfor, FORGN is de fractie organisch stikstof, FORGP is de fractie organisch fosfor, en FNH3N is de fractie ammonia in de minerale stikstof. MANURE geeft weer of het gaat om dierlijke mest.

IFNUM	FERTNM	FERTNAME	FMINN <sup>1</sup>	FMINP <sup>1</sup>	FORGN <sup>2</sup>	FORGP <sup>2</sup>	FNH3N <sup>2</sup>	MANURE
1	Elem-N	Anorganisch Stikstof	1	0	0	0	0	0
2	Elem-P	Anorganisch Fosfor	0	1	0	0	0	0
55	Manure-N	Mest stikstof	0.00697	0	0.03	0	0.99	1
56	Manure-P	Mest fosfor	0	0.00268	0	0.007	0	1

<sup>1</sup>Gebaseerd op bemestingsdata Alterra

<sup>2</sup>Overgenomen uit SWAT database

Mestgift is mogelijk tussen 15 februari en 15 september. Het moment van toedienen van mest is gebaseerd op de plaatsing zoals deze in de bemestingsgegevens van Alterra zijn opgenomen en is geverifieerd met Delphy. Naast de dierlijke mestgift (70% van totaal), waaruit N en P vertraagd vrijkomen wordt in het voorjaar op agrarisch gras ook kunstmest gegeven (30%) voor de snelle opname van stikstof (pers. Comm. Delphy).

Tabel 24: procentuele verdeling van de toe te dienen meststoffen over het jaar voor agrarisch gras en akkerbouw op zand- en kleibodems (bronnen: Monitoring Stroomgebieden, Delphy).

		jan	feb	mrt	apr	mei	jun	jul	aug	sep	okt	nov	dec
Gras	N	0%	0%	28%	9%	25%	20%	13%	5%	0%	0%	0%	0%
	P2O5	0%	35%	40%	25%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%
	Dierlijke mest	0%	4%	11%	15%	19%	19%	15%	11%	6%	0%	0%	0%
Akkerbouw zandbodem	N	0%	0%	0%	50%	50%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%
	P2O5	0%	0%	0%	50%	50%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%
	Dierlijke mest	0%	8%	31%	60%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%
Akkerbouw kleibodem	N	0%	0%	0%	50%	50%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%
	P2O5	0%	0%	0%	50%	50%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%
	Dierlijke mest	0%	10%	15%	15%	0%	0%	0%	30%	30%	0%	0%	0%

Plaatsing vindt plaats op basis van procentuele verdeling van bemestingsdata van Alterra (Bronbestand: X:\Projdirs\720\_topsoil\_duurzame\_waterkwaliteit\_drenthe\data\Operation schedule\170824\_bemestingsdata\_Final\_rdnw.xlsx).

Tabel 25: overzicht van de totale hoeveelheid meststoffen (kg N/ha en kg P/ha) die worden toegediend per gewas en de plaatsing per maand (kg/ha).

		Tot. kg N/ha	Tot. kg P/ha	Plaatsing kg/ha											
				jan	feb	mrt	apr	mei	jun	jul	aug	sep	okt	nov	dec
Grasland	Dierlijk	212		0	1215	3341	4556	5771	5771	4556	3341	1822	0	0	0
			19	0	286	786	1071	1357	1357	1071	786	429	0	0	0
	Kunstmest	204		0	0	57	18.4	51	41	27	10.2	0	0	0	0
			4	0	0	3.3	1.1	0	0	0	0	0	0	0	0
Maïs	Dierlijk	172		0	2091	7667	14905	0	0	0	0	0	0	0	0
			21	0	663	2430	4724	0	0	0	0	0	0	0	0
	Kunstmest	37		0	0	0	19	19	0	0	0	0	0	0	0
			2	0	0	0	0.8	0.8	0	0	0	0	0	0	0
Aardappel	Dierlijk	38		0	459	1682	3269	0	0	0	0	0	0	0	0
			6	0	197	722	1403	0	0	0	0	0	0	0	0
	Kunstmest	206		0	0	0	103	103	0	0	0	0	0	0	0
			12	0	0	0	6.2	6.2	0	0	0	0	0	0	0
Suikerbiet	Dierlijk	5		0	64	234	455	0	0	0	0	0	0	0	0
			0.29	0	9	34	66	0	0	0	0	0	0	0	0
	Kunstmest	138		0	0	0	69	69	0	0	0	0	0	0	0
			18	0	0	0	9.0	9.0	0	0	0	0	0	0	0
Tarwe	Dierlijk	81		0	990	3631	7059	0	0	0	0	0	0	0	0
			15	0	490	1795	3490	0	0	0	0	0	0	0	0
	Kunstmest	135		0	0	0	68	68	0	0	0	0	0	0	0
			6	0	0	0	3.0	3.0	0	0	0	0	0	0	0
+Overig (bloem-bollen)	Dierlijk	7		0	87	318	618	0	0	0	0	0	0	0	0
			1	0	23	86	166	0	0	0	0	0	0	0	0
	Kunstmest	138		0	0	0	69	69	0	0	0	0	0	0	0
			17	0	0	0	8.5	8.5	0	0	0	0	0	0	0



## 12. GROND- EN GEWASBEWERKINGEN

Grofweg vinden er twee typen grondbewerkingen plaats (zogenaamde *Operations* in SWAT), namelijk ploegen en het bereiden van het zaaibed. Verder worden er periodiek meststoffen en/of gewasbeschermingsmiddelen toegediend aan de gewassen.

Het ploegen van het land gebeurt in het najaar (oktober-november) en gaat tot een diepte van 27 cm voor aardappelen op zavel, en tot 37 cm diepte voor bloembollen op zand. Het bereiden van het zaaibed gebeurt in de herfst voor tulpen, maar voor de akkerbouwgewassen in het voorjaar (maart – april). De voorbereiding varieert tussen het frezen van ruggen in twee bewerkingen voor aardappelen (15 cm diepte) en kopeggen voor suikerbieten en uien waarbij de bovenste 5 cm van de bodem vlakgemaakt en omgewoeld wordt als zaaibed.

Tabel 26: parameterwaarden voor verschillende grondbewerkingen zoals gemodelleerd in SWAT. ITNUM is het nummer van grondbewerking in de database, TILLNM is de naam van de grondbewerking, EFTMIX is de efficiëntie waarmee nutriënten door de grond worden gemixt, DEPTIL is de ploegdiepte in mm, en RRNS is de ruwheid (mm) van de bodem na de grondbewerking.

ITNUM	TILLNM	OPNAME	EFTMIX <sup>1</sup>	DEPTIL <sup>1</sup>	RRNS <sup>2</sup>
108	Plowing	Plowing	0.5	270	30
109	Seedbed	Seedbed preparation	0.75	50	10

<sup>1</sup>Pers, comm. Delphy

<sup>2</sup> Gilley, John E. and Kottwitz, E. R., "Random Roughness Assessment by the Pin and Chain Method" (1995). *Biological Systems Engineering: Papers and Publications*. 60.

De verschillende landbewerkingen zijn per gewas gespecificeerd in SWAT als Operation Numbers (OPNUM). Bewerking nummer 8 wordt toegepast in het geval van loofvernietiging bij aardappelen.

Tabel 27: overzicht van de grondbewerkingen (OPNUMs) die plaatsvinden in de stroomgebieden en in het SWAT model geïntegreerd zijn.

OPNUM	Bewerking
1	Planten/Begin groeiseizoen
3	Toedienen meststof
4	Toedienen gewasbeschermingsmiddel
5	Oogst & afsterven van gewas
6	Grondbewerking
7	Enkel oogst (plant kan door blijven groeien)
8	Enkel afsterven van gewas

Per gewas zijn de bovengenoemde landbewerkingen uitgewerkt. Als voorbeeld van een operationeel schema is dat van maïs gegeven in *Tabel 28*, waarbij MGT\_OP overeenkomt met OPNUM, FERT\_ID met IFNUM, PST\_ID met IPNUM, TILLAGE\_ID met ITNUM (zie ook *Tabel 26* en *Tabel 27*).

Tabel 28: parameterwaarden voor de landbewerkingen die plaatsvinden tijdens de teelt van maïs, zoals gemodelleerd in SWAT. MGT\_OP is het nummer van de landbewerking in de database, PLANT\_ID is het nummer van het gewas, FERT\_ID is het nummer van de soort bemesting, FRT\_KG is de hoeveelheid bemesting (kg/ha), PST\_ID is het nummer van de pesticide, PEST\_KG is de hoeveelheid pesticide (kg/ha), en TILLAGE\_ID is het nummer van de grondbewerking.

Maand	Dag	MGT_OP	PLANT_ID	FERT_ID	FRT_KG	PST_ID	PEST_KG	TILLAGE_ID
2	1	3		55	2091			
2	1	3		56	662.7			
3	1	3		55	7667.2			
3	1	3		56	2430			
3	1	6						108
4	1	6						109
4	10	3		1	18.5			

4	10	3		2	0.8			
4	10	3		55	14905.4			
4	10	3		56	4724.1			
4	15	1	19					
5	1	3		1	18.5			
5	1	3		2	0.8			
5	1	4				237	0.75	
5	1	4				238	0.84	
10	1	5						

### 13. KALIBRATIE VAN SWAT MODELLEN

De kalibratie van de SWAT modellen voor de Drentsche Aa en de Hunze is gedaan met het speciaal daarvoor ontwikkelde SWAT-CUP programma (Abbaspour, 2015). Dit programma genereert optimale parameters gebaseerd op vergelijking met geobserveerde gegevens van ondermeer de afvoer en stoffen uit één of meer substroomgebieden binnen het te modelleren stroomgebied. Om dit te bereiken wordt het model enkele honderden keren iteratief gedraaid, steeds met verschillende waarden voor de parameters, binnen grenswaarden opgegeven door de gebruiker. Een modelrun voor een simulatieperiode van 15 jaar, inclusief 10 jaar spin-up, duurde 7-8 minuten voor de Drentsche Aa en ongeveer 3 minuten voor de Hunze. Statistische vergelijkingen werden gemaakt om de simulaties van elke modelrun te vergelijken met de gemeten waarden. Omdat het model een groot aantal keren gedraaid moet worden is dit zeer tijdrovend.

#### 13.1. Algemene kalibratieprocedure

De kalibratie is in verschillende stappen uitgevoerd:

- Kalibratie van de hydrologie.
- Kalibratie van de sedimentlast.
- Kalibratie van N en P export.
- Kalibratie van GBM export.

Voor elk van deze afzonderlijke stappen is de gevoeligheid van een aantal parameters eerst getest door van een gevoeligheidsanalyse uit te voeren. De parameters die gevoelig bleken te zijn voor het modelleren van de doelvariabele (hydrologie, chemie) zijn daarna geoptimaliseerd, waarbij het model iteratief een groot aantal keren uitgevoerd is met variatie in deze parameters. Hieruit is de beste parameterset geselecteerd voor het modelleren van de resultaten. Hoewel het mogelijk is om de kalibratieparameters ruimtelijk te variëren op substroomgebied om een betere overeenkomst te krijgen tussen gemeten en gemodelleerde waarden is hier om redenen van tijdsefficiëntie geen gebruik van gemaakt. De gekalibreerde parameters zijn derhalve uniform over het stroomgebied.

Kalibratie voor de Drentsche Aa werd gedaan op de vijfjarige periode van 1 januari 2007 tot 31 december 2011, waarbij de periode 1-1-1995 – 31-12-2006 als opwarmperiode werd gebruikt. De lengte van de opwarmperiode is lang genomen daar het SWAT model voor de opbouw van P en GBM in de bodem een lange tijd nodig heeft. Het gebruik van initiële P en GBM waarden, in plaats van de standaardparameters, zorgt ervoor dat er na 12 jaar aanzienlijke opbouw van P en GBM is bereikt voor de Drentsche Aa. Voor de Hunze is een 16-jarige opwarmperiode aangehouden, en is de kalibratie gedaan op de periode 2013-2015. De opwarm- en kalibratieperioden voor elk van de stroomgebieden van meer dan 10 jaar zorgt ervoor dat vierjarige rotaties vaker gesimuleerd zijn en dat interjaarlijkse variatie meegenomen is.

De beperkingen in de lengte van de opwarmperioden hebben te maken met de tijdsduur die het kost om een enkele modelrun te maken. Voor de Drentsche Aa was de duur 7-8 minuten per run met een 12-jarige opwarmperiode, terwijl die van het minder complexe Hunze model ongeveer 3 minuten was. Voor elke kalibratie zijn meer dan 100 runs per iteratie gemaakt om de gevoeligheid van de parameters te testen en om de optimale parameterset te kunnen bepalen.

Alle kalibraties zijn gedaan op gegevens uit de waterlopen. Het betreft gegevens van afvoeren, vrachten van N-totaal, P-totaal,  $\text{NH}_4$ ,  $\text{NO}_3$ ,  $\text{PO}_4$ , zwevende stof en van zes gewasbeschermingsmiddelen. De vrachten zijn berekend uit de concentraties van de stof en de corresponderende afvoer ten tijde van monsternamen, waardoor onzekerheden in de afvoer doorwerken in de vrachten.

Voor het maken van risicokaarten zou het beter zijn om ook gegevens te gebruiken over ruimtelijke verschillen op perceelniveau (daadwerkelijke uitspoeling uit perceel, sorptie in de bodem). Deze gegevens zijn echter niet beschikbaar.

Voor de kalibratie van de afvoer zijn over meerjarige perioden gegevens beschikbaar en is er een sterke relatie met de dagelijkse neerslag. Kalibratie op meetwaarden van zwevende stof, nutriënten en GBM is veel complexer. Ten eerste zijn er enkel maandelijkse gegevens beschikbaar wat het moeilijker maakt om patronen en relaties met de afvoer te vinden. Ten tweede wordt er in het model gewerkt met schattingen van mest- en GBM-giften, in een kunstmatig rotatieschema, wat voor wat betreft de toediening van een stof sterk af kan wijken van de werkelijkheid. Voor algemeen en wijd-verbreed toegediende stoffen als de maandelijkse mestgift is op permanent gras is dit een goede benadering. Echter, voor stoffen die minder regelmatig toegediend worden (e.g. GBM op bollen) kan dit verschillen opleveren. Dit betekent bijvoorbeeld dat in het model een bepaalde GBM op 15 mei wordt toegediend op een bloembollenveld in een vijfjarige rotatie, terwijl in werkelijkheid dit een maand eerder kan gebeuren, of dat er in dat jaar in werkelijkheid helemaal geen bollen in het substroomgebied verbouwd werden. Er is dan dus een discrepantie tussen de rotaties van gewassen en daarmee samenhangende toediening van stoffen in het model en de meetwaarden, die een integratie vormen van wat er in de werkelijkheid gebeurd is. Om deze reden is ervoor gekozen om voor deze stoffen te kalibreren op het bereik van de meetwaarden van stoffen in de afvoer, meer dan op overeenkomst in de tijd van voorkomen van pieken in het model en de meetreeksen.

### 13.2. Kalibratie

Tijdens de kalibratie zijn de volgende parameters geoptimaliseerd en gebruikt. Andere parameters zijn op de standaardwaarden gehouden.

Parameter	Beschrijving	Drentsche Aa	Hunze
ALPHA_BF.gw	Basisafvoer recessieconstante [d]	0,10	0.75
GW_DELAY.gw	Grondwater vertraging [d]	1	0,8
GWQMN.gw	Drempelwaarde afvoer uit grondwater [mm]	50	500
GW_REVAP.gw	Verdampingsfactor grondwater [-]	0,09	0,14
REVAPMN.gw	Drempelwaarde verdamping grondwater [mm]	37.5	550
RCHRG_DP.gw	Aanvulling diep grondwater [-]	0,05	0.05
USLE_K(1).sol	Erosie K-waarde bodemlaag 1		-0,06 <sup>r</sup>
SFTMP.bsn	Sneeuwsmelt temperatuur [°C]		0.3
SURLAG.bsn	Opp. Afvoer vertragingsswaarde [d]	1	3,4
PPERCO.bsn	Fosfor percolatie coëfficiënt [m <sup>3</sup> Mg <sup>-1</sup> ]	10,0	11,7
NPERCO.bsn	Stikstof percolatie coëfficiënt [m <sup>3</sup> Mg <sup>-1</sup> ]		0,39
P_UPDIS.bsn	Fosfor plantopname verdeling bodem	20	20
PHOSKD.bsn	Fosfor bodem partitionering [m <sup>3</sup> Mg <sup>-1</sup> ]	175	
PERCOP.bsn	Percolatie coëfficiënt Voor GBM	0,1	
SPCON.bsn	Erosie constante		0,0084
SPEXP.bsn	Erosie exponent		1,45
ESCO.hru	Verdamping compensatie factor bodem [-]	-0,08 <sup>r</sup>	0,87
EPCO.hru	Verdamping compensatiefactor bodem [-]	0,70	1.0
OV_N.hru	Mannings n waarde landoppervlak [-]	0,50 <sup>r</sup>	0,61 <sup>r</sup>
CANMX.hru_FRSD	Kronendak interceptie [mm]		4,7
CANMX.hru_PINE	Kronendak interceptie [mm]		4,1
CANMX.hru_BERM	Kronendak interceptie [mm]		2,1
PSP.bsn	P-sorptie index [-]		0,56
BC4.swq	P mineralisatie oppervlaktewater [d <sup>-1</sup> ]		0,105
RS5.swq	Org. P sedimentatiesnelheid [d <sup>-1</sup> ]		0,013
CN2.mgt	Curve nummer, oppervlakkige afvoer [-]	-0,30 <sup>r</sup>	-0.20 <sup>r</sup>

<sup>r</sup>: relatief t.o.v. originele HRU waarden

Hoewel kalibratie mogelijk is op bodemparameters zoals bulk dichtheid, plant beschikbaar water, organisch stofgehalte en andere bodemparameters die de stofkringlopen kunnen beïnvloeden, is er bewust voor gekozen om deze op de waarden te houden zoals aangeleverd door Alterra, met name omdat deze parameters in het veld bepaald zijn en als invoer voor het model beschouwd dienen te worden. De nutriëntenkringloop en absorptie van gewasbeschermingsmiddelen zijn wel gevoelig voor veranderingen in deze bodemparameters.

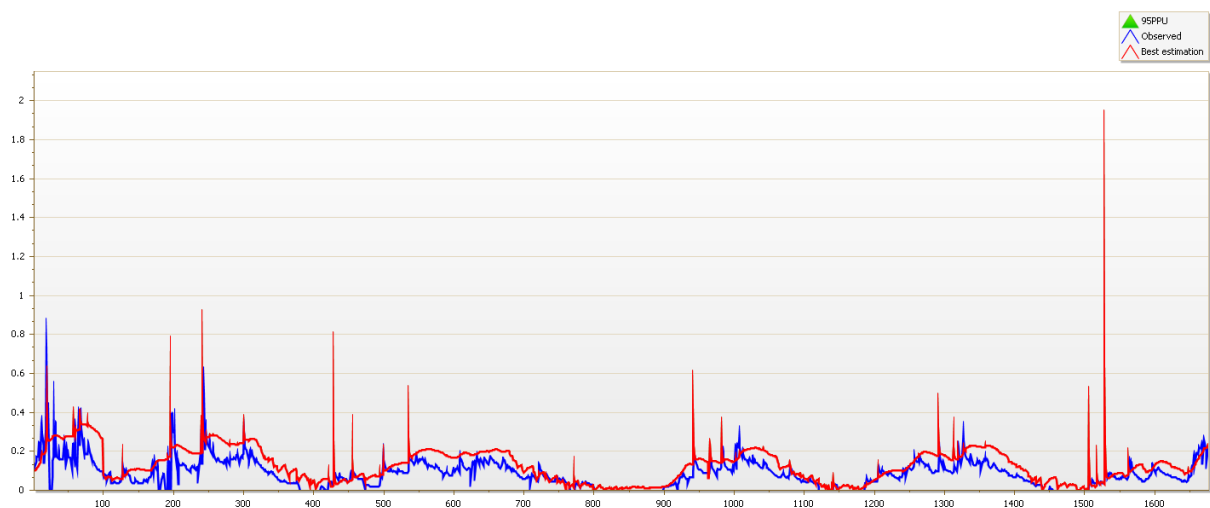
### 13.3. Drentsche Aa

Voor kalibratie van de afvoer van de Drentsche Aa zijn dagwaarden van afvoer gebruikt van de stations Schipborg (benedenstrooms, substroomgebied 60) en van de stuw bij Papenvoort (bovenstrooms, substroomgebied 36) en Halkenbroek. Er zijn grote verschillen in volumes van afvoer tussen Schipborg en de stations in de bovenstroomse gebieden.

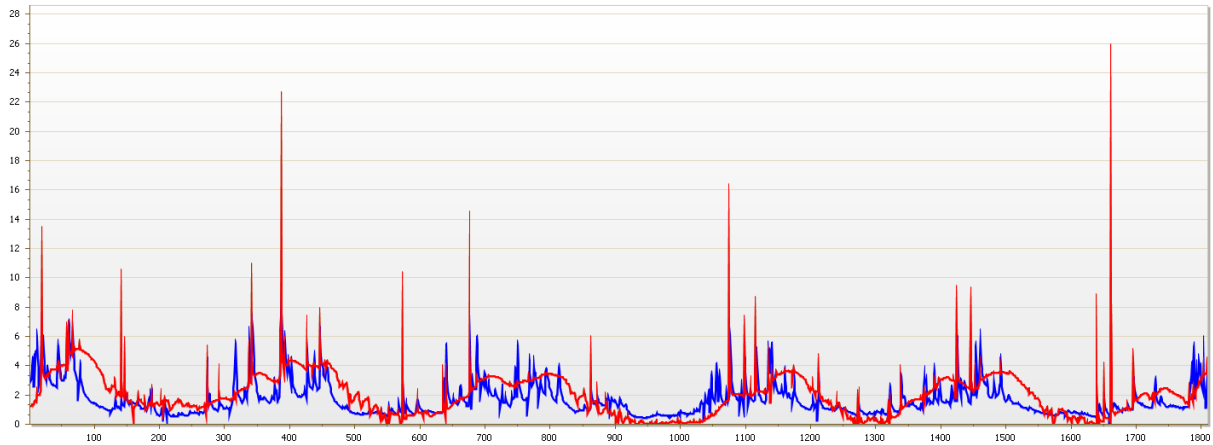
Tijdens de vijfjarige kalibratieperiode was de neerslag relatief hoog. De gemiddelde gemeten afvoer bij Schipborg over de jaren 2007-2011 was  $277 \text{ mm j}^{-1}$ , bij een gemiddelde neerslag van  $918 \text{ mm j}^{-1}$ . De potentiële verdamping bedroeg  $625 \text{ mm jaar}^{-1}$  in dezelfde periode, en de gemodelleerde actuele verdamping was  $504 \text{ mm j}^{-1}$ . Uit de waterbalans zou volgen dat de afvoer bij Schipborg  $414 \text{ mm j}^{-1}$  was, rekening houdende met de invloed van het Verdeelwerk Loon en aannemende dat de regionale stroming uit het gebied verwaarloosbaar is. Dit wijst erop dat de afvoer van Schipborg onderschat is, of dat regionale groundwaterstroming een rol speelt, wat kalibratie bemoeilijkt.

Een factor die bepaling van de afvoer bij Schipborg verder compliceert, is de onzekerheid in de volumes van de grootste piekafvoeren. Tijdens grote neerslaggebeurtenissen treedt de Drentsche Aa uit haar oevers, en is de QH-curve waarmee de afvoer berekend wordt uit het waterpeil niet meer betrouwbaar en wordt zeer waarschijnlijk onderschat. SWAT laat in deze situaties piekvolumes zien die veel hoger zijn dan de meetwaarden, wat de kalibratieresultaten beïnvloedt.

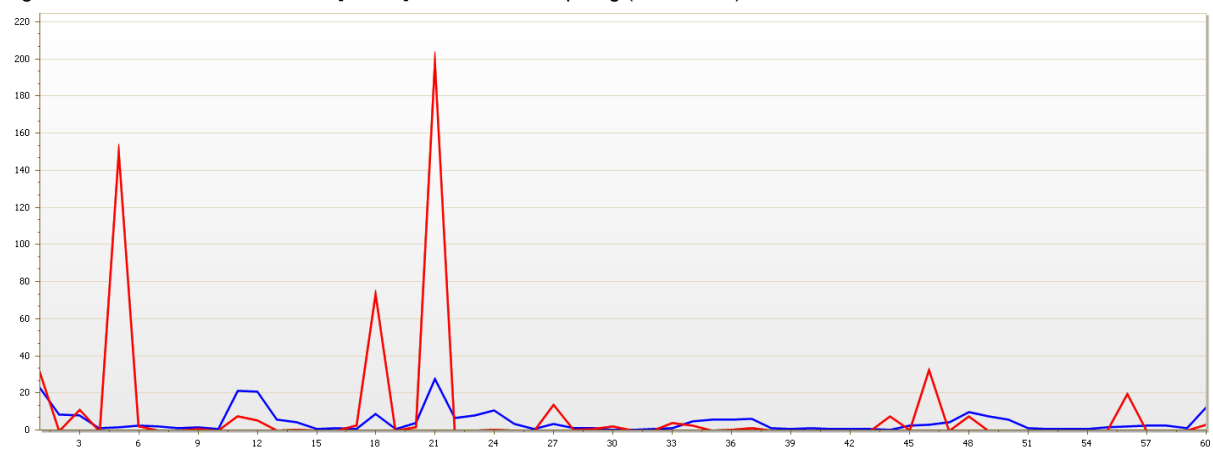
Voor de meeste kalibratieparameters is een uniforme waarde gebruikt over het hele gebied. Een selectie van de resultaten van de kalibratie wordt getoond in *Figuur 50* tot *Figuur 54*. De kalibraties van de afvoer laten zien dat de gemodelleerde pieken bij extreme neerslag hoger zijn dan de gemeten pieken, dat de gemeten afvoer wat sneller reageert en daardoor meer pieken vertoont dan de model-simulaties en dat de basisafvoer in sommige jaren onderschat wordt. De hogere gesimuleerde pieken en lagere basisafvoerwaarden hebben ook consequenties voor de kalibratie van de vrachten van P en MCPA.



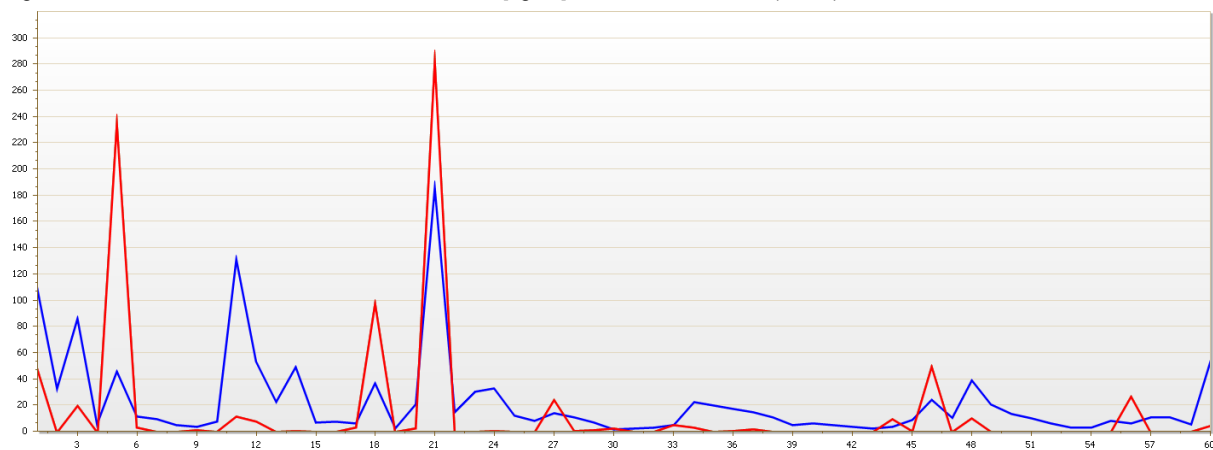
Figuur 50: kalibratie van de afvoer [ $\text{m}^3 \text{ s}^{-1}$ ] van station Halkenbroek (2007-2011).



Figuur 51.: kalibratie van de afvoer [ $\text{m}^3 \text{s}^{-1}$ ] van station Schipborg (2007-2011).

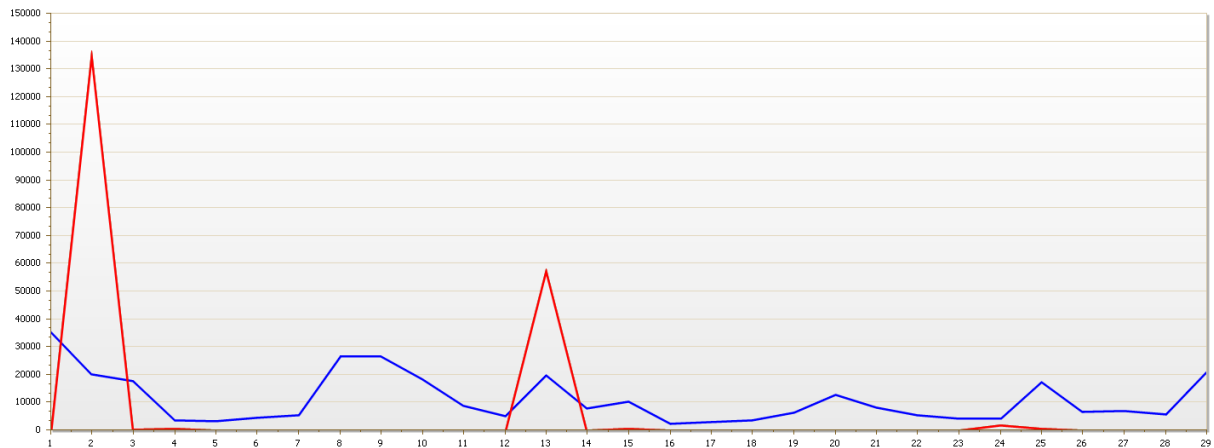


Figuur 52: kalibratie van de vrachten van mineraal P [ $\text{kg d}^{-1}$ ] voor station De Punt ( $n=60$ ).



Figuur 53: kalibratie van de vracht van P-tot [ $\text{kg d}^{-1}$ ] bij station De Punt ( $n=60$ ).

De kalibratie zou waarschijnlijk verbeterd kunnen worden indien de gebruikte kalibratieparameters en met name die parameters die de grondwaterprocessen beïnvloeden, ruimtelijk gevarieerd zouden worden.



Figuur 54: kalibratie van de vrachten van MCPA [ $\text{mg d}^{-1}$ ] bij station De Punt ( $n=29$ ).

De afvoer van de stroomgebieden wordt in grote mate gestuurd door neerslag en verdamping en in mindere mate door de landbouwpraktijk. In het geval van nutriënten en gewasbeschermingsmiddelen hangt de uitspoeling hiernaast ook sterk af van het tijdstip van toepassing van mest of gewasbeschermingsmiddel in het gebied en wat er op dat moment op het veld staat. Het in het model geïntegreerde rotatieschema is een generiek schema, gebaseerd op gemiddelden van rotaties over de periode 2008-2016. De tijdstippen van toepassing van meststoffen of gewasbeschermingsmiddelen wijken daarom af van de realiteit. Echter, de realiteit, als combinatie van de tijdstippen van neerslag, toepassing van de stof op het land en meting in de waterloop, bepaalt wel in zekere mate de meetwaarde. De kalibratie op nutriënten en gewasbeschermingsmiddelen is daarom gecompliceerder dan die voor de afvoeren, waarvoor dagelijkse gegevens beschikbaar waren. Om deze reden is gekozen voor ijking op bereik van de meetwaarden in plaats van op overeenkomst in tijdstip van afvoer.

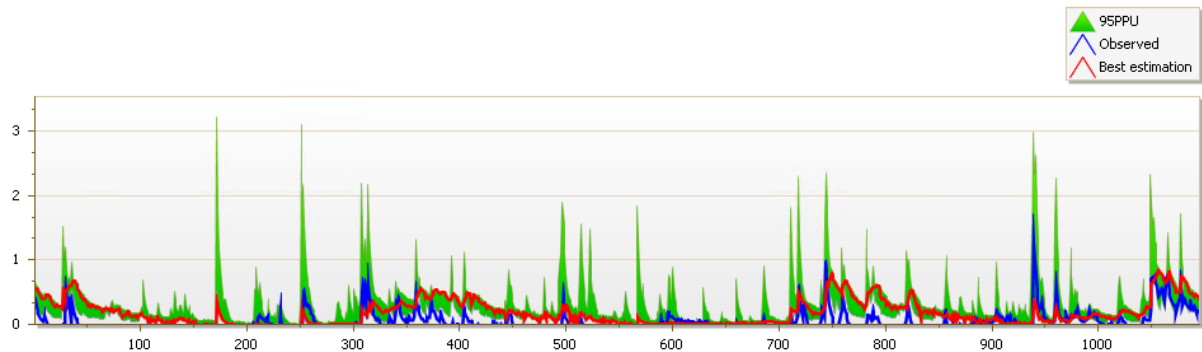
Een deel van de fosfor en gewasbeschermingsmiddelen die het gebied verlaat in de afvoer zit gebonden aan zwevende stof in het water, terwijl een ander deel in opgeloste vorm afgevoerd wordt. Na de kalibratie van de hydrologische condities is het daarom noodzakelijk om op sedimentlast te kalibreren. Zwevende stof is alleen gemeten op station 2201 bij De Punt in de Drentsche Aa en er zijn 60 waarnemingen gedaan tussen januari 2007 en december 2011, waarvan een aantal een zeer lage waarde van  $0 \text{ mg l}^{-1}$  hadden, terwijl het maximum  $30 \text{ mg l}^{-1}$  was. Het gemiddelde zwevende stofgehalte was relatief laag op  $5.1 \pm 7.0 \text{ mg l}^{-1}$ . Eenzelfde aantal metingen waren voor hetzelfde station beschikbaar voor opgelost  $\text{PO}_4^{3-}$  en P-tot, waarop vervolgens gekalibreerd is. Voor de gewasbeschermingsmiddelen waren in deze periode 24 metingen beschikbaar. Er is gekalibreerd op MCPA, vanwege de brede toepassing in het gebied. Voor de stations Halkenbroek ( $n=157$ ) en Papenvoort ( $n=59$ ) zijn de vrachten van  $\text{PO}_4^{3-}$  en P-tot, berekend uit de afvoer en de corresponderende concentraties, gebruikt ter kalibratie.

### 13.4. Hunze

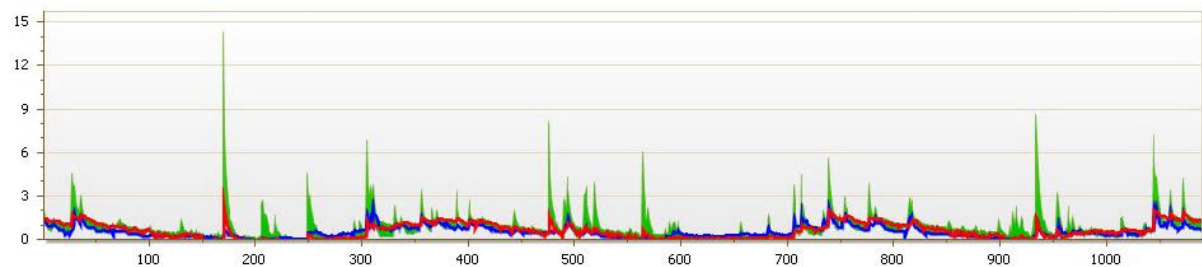
De Hunze heeft een complex afvoersysteem, waarbij water omgeleid wordt en er parallel aan de Hunze afvoerkanalen lopen die water afvangen. Deze complexe situatie is niet in het SWAT model te brengen. Het afvoersysteem is derhalve versimpeld, waarbij de hoofdwaterlopen in met name het benedenstroomse deel een samenvoeging vormen van de verschillende kanalen. Dit maakt het niet mogelijk om voor de individuele kanalen berekeningen te doen, maar zou wel een goede schatting moeten geven voor wat er in totaal uit het stroomgebied ge-exporteerd wordt. Op de ruimtelijke resultaten van de substroomgebieden en op HRU niveau heeft de complexiteit van het drainage-systeem geen invloed.

De kalibratieperiode voor het stroomgebied van de Hunze is bepaald op basis van de beschikbaarheid van afvoergegevens. Voor de Hunze zijn de afvoeren van het Voorste Diep (4212, substroomgebied 23), Achterste Diep (4205, substroomgebied 20), Oostermoer (4206, substroomgebied 24) en De

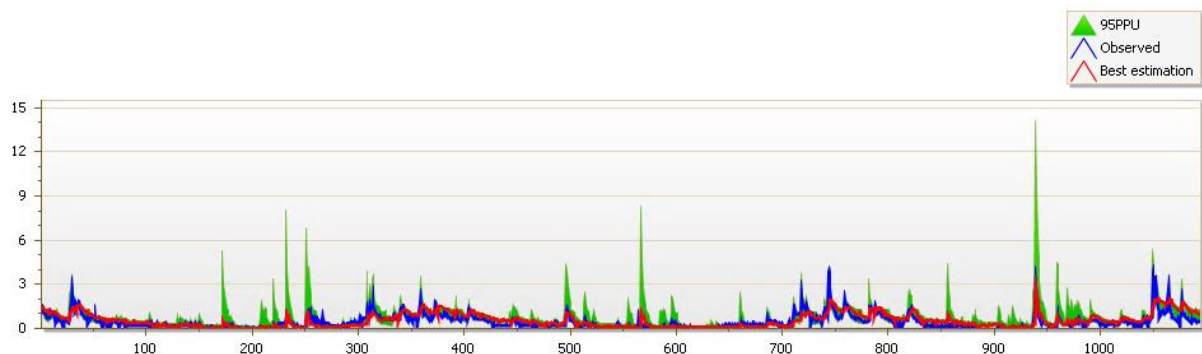
Groeve (4101, substroomgebied 33) gebruikt voor kalibratie over de periode 2013-2016. De kalibraties voor de afvoer zijn getoond in *Figuur 55 - Figuur 58*. Een select aantal kalibraties op gemeten N en P vrachten zijn getoond in *Figuur 59 - Figuur 61*.



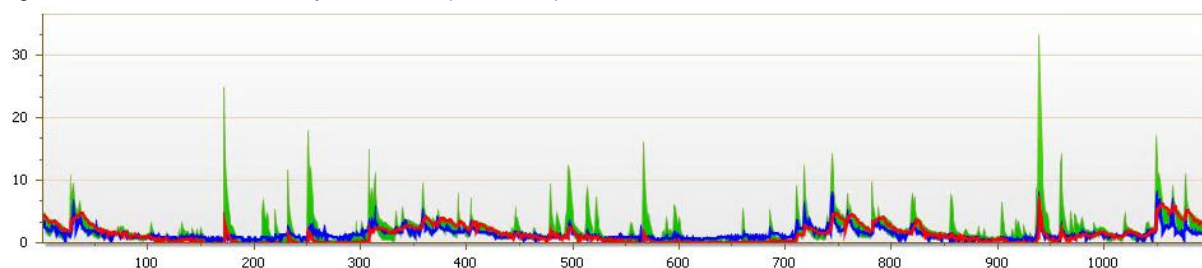
Figuur 55: kalibratie van de afvoer van het Achterste Diep (2013-2015).



Figuur 56: kalibratie op de afvoer van het Voorste Diep (2013-2015).

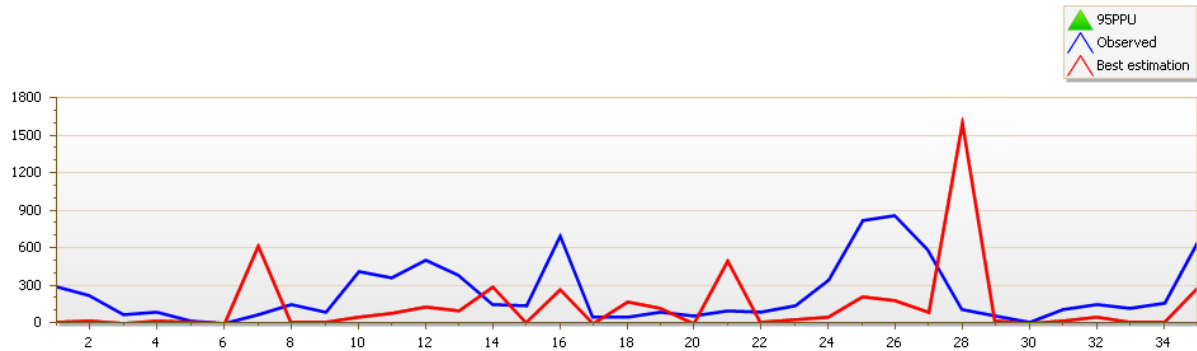


Figuur 57: kalibratie van afvoer bij Oostermoer (2013-2015).

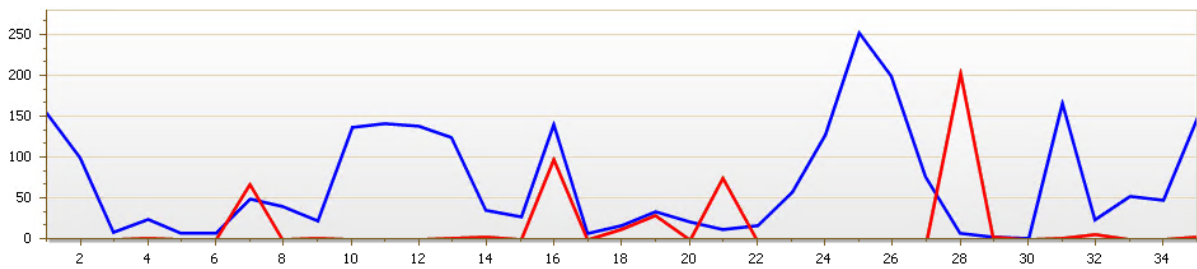


Figuur 58: kalibratie van de afvoer op de gegevens van De Groeve (2013-2015).

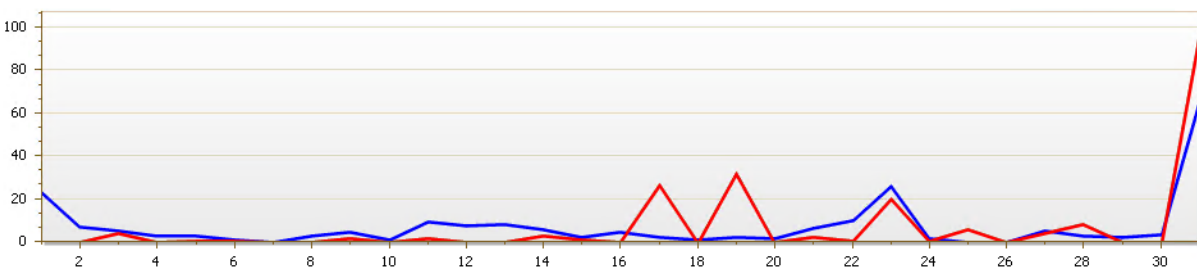




Figuur 59: kalibratie van NO<sub>3</sub>-N vrachten bij meetpunt De Groeve (2013-2015).



Figuur 60: kalibratie van NH<sub>4</sub>-N vrachten bij meetpunt De Groeve (2013-2015).



Figuur 61: kalibratie van P-tot vrachten bij meetpunt Voorste Diep (2013-2015).

Een overzicht van de resultaten voor andere stations en parameters is beschikbaar in de SWAT-CUP iteraties die digitaal worden aangeleverd.

Voor de Hunze waren de gegevens voor zwevende stof beperkt tot vier metingen in 2013 met een gemiddelde van  $10.8 \pm 3.4$  mg l<sup>-1</sup>. Voor de nutriënten N en P waren 24 metingen beschikbaar voor Oostermoer, 31 metingen voor het station Voorste Diep, en 35 metingen voor de stations Achterste Diep en De Groeve.

### 13.5. Gevoeligheid voor gegevens en parameters

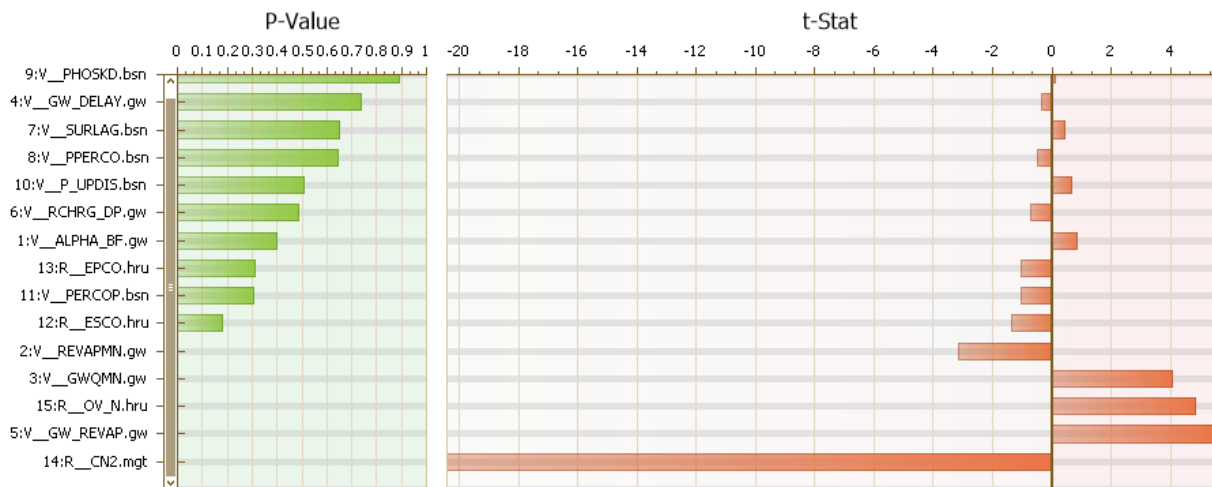
Kalibratie was alleen mogelijk op afvoer en stoftransport in de watergangen, omdat er geen gegevens beschikbaar waren op HRU niveau. Tijdens de kalibratie op bestaande gegevens bleek dat de afvoer niet voor alle substroomgebieden goed gekalibreerd kon worden. Het bleek dat lek mogelijk was bij een afvoerstation in de Drentsche Aa, wat de slechte optimalisatie zou kunnen verklaren. Voor wat betreft de kalibratie op vrachten van nutriënten en GBM, zoals eigen aan SWAT, geldt dat fouten in zowel de gemeten afvoer als de concentraties de meetwaarden beïnvloedden. Het is derhalve voor een goede ijking van zowel de hydrologie, als de stofstromen, uitermate belangrijk dat de afvoer goed gemeten wordt.

Zwevende stof is een belangrijke parameter voor absorptie van P en GBM, en was slechts zeer beperkt beschikbaar (59 metingen voor de Drentsche Aa, en slechts vier metingen in de Hunze). Ook voor de andere stoffen varieerde het aantal kalibratiepunten tussen de 59-157 (Drentsche Aa) en de

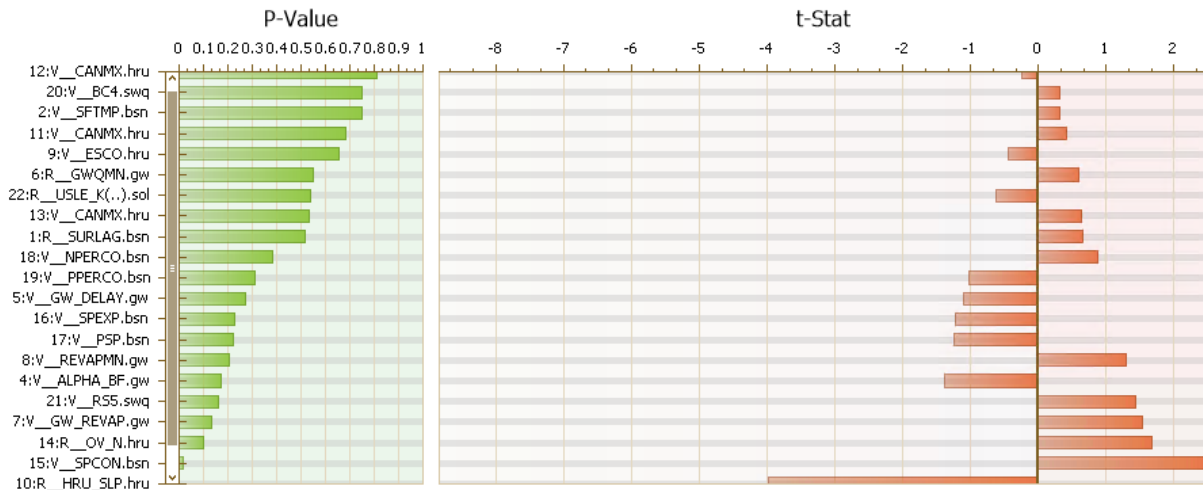
24-35 (Hunze). Voor de stuw Halkenbroek waren wel 157 metingen beschikbaar voor de kalibratieperiode, maar bleek de afvoer onbetrouwbaar wat zich doorvertaalde naar de berekende vrachten. Voor het station De Punt waren slechts 29 analyses beschikbaar voor GBM. In verband met de dagelijkse en seizonale variaties in concentraties en afvoer zou een grotere beschikbaarheid van gegevens de uitkomsten van het model betrouwbaarder maken.

Voor de afvoer zijn dagelijkse waarden beschikbaar, terwijl voor de stoffen in het beste geval maandelijks gegevens beschikbaar waren. Het is zeer waarschijnlijk dat er een aanzienlijke dag-tot-dag variatie in de concentraties van stoffen in de waterlopen bestaat, die afhangt van de tijdstippen van toepassing van mest en gewasbeschermingsmiddelen. In het model worden meststoffen en GBM toegepast op de 15<sup>e</sup> van de maand. Dit betekent dat actueel gemeten vrachten aanzienlijk kunnen afwijken van de door het model berekende waarden door verschillen in de actuele en gemodelleerde rotatieschema's en de toepassing van mest en GBM in deze schema's, wat de kalibratie negatief beïnvloedt.

Een gevoeligheidsanalyse voor de parameters die geoptimaliseerd worden maakt deel uit van de SWAT-CUP analyse. De significantie van de parameters voor de modeluitkomsten worden weergegeven als t-statistiek met een bijbehorende p-waarde. Een lage p-waarde (<0,05) geeft aan dat de parameter significant is. Bij een lage gevoeligheid van een parameter zal de p-waarde niet significant zijn. Voor een aantal van de in de kalibratie meegenomen parameters is de statistische significantie getoond in *Figuur 62* voor de Drentsche Aa en in *Figuur 63* voor de Hunze. Hieruit blijkt dat de meeste parameterwaarden niet significant waren. Voor de Hunze was de helling van de HRU-eenheid significant, en in minder mate de Manning's coëfficiënt voor oppervlakkige afvoer, voor de Drentsche Aa waren dit het Curve Number van de HRU (CN2), de Manning's coëfficiënten voor de waterlopen, verdamping uit bodem, en een grondwater reservoir parameter.



Figuur 62: statistische significantie van de parameters in een kalibratiestap met SWAT-CUP voor de Drentsche Aa.



Figuur 63: statistische significantie van de parameters in een kalibratiestap met SWAT-CUP voor de Hunze.

Het is waarschijnlijk dat een kalibratie met bijvoorbeeld organisch C in de bodem (beschouwd als vaste invoer) of andere bodemparameters een hoge gevoeligheid en daarmee een hoge significantie, op zou leveren in de procedure.

Omdat alleen op de geïntegreerde export van stoffen in het watersysteem gekalibreerd kon worden is het onzeker of de absolute getallen van de export uit de individuele HRU's betrouwbaar zijn. Echter, indien bij het modelleren van scenario's naar verschillen wordt gekeken, kunnen de uitkomsten uit verschillende scenario's wel degelijk inzicht geven in de veranderingen ten gevolge van implementatie van een maatregel.

## 14. AFVOER EN EXPORT VAN STOFFEN

### 14.1. Inleiding

Het SWAT model berekent zowel tijdseries van een groot aantal variabelen (afvoer, verdamping, vrachten van zwevende stof, organisch en mineraal N en P, en gewasbeschermingsmiddelen) voor elk substroomgebied, als ruimtelijke variatie op substroomgebiedsniveau en op het kleinere HRU niveau. In dit hoofdstuk is een keuze gemaakt voor enkele tijdseries en kaarten die illustreren wat het model kan leveren. De uiteindelijke producten worden digitaal aangeleverd, ondermeer als GIS bestanden. Het SWAT model simuleert een groot aantal parameters. Deze kunnen op dag-, maand- of jaarbasis gegenereerd worden. Voor de Drentsche Aa en de Hunze zijn de volgende parameters van belang, waarbij GBM alleen voor de Drentsche Aa wordt gemodelleerd, en N alleen voor de Hunze:

Parameters op waterloopschaal (output.rch)

- Totaal N vrachten (concentraties).
- Totaal P vrachten (concentraties).
- Sedimentvracht.
- Vrachten/concentraties van geselecteerde GBMs.

Parameters op substroomgebiedschaal (output.sub)

- Oppervlakkige afvoer.
- Laterale afvoer.
- Totaal P export.
- Opgeloste P export.
- Organisch gebonden P export.
- Totaal N export.
- Organisch N export.
- NO<sub>3</sub> export.
- NH<sub>4</sub> export.

Parameters op HRU schaal (output.hru, output.pst)

- Oppervlakkige afvoer.
- Laterale afvoer.
- Totaal P export.
- Opgeloste P export.
- Organisch gebonden P export.
- Totaal N export.
- Organisch N export.
- NO<sub>3</sub> export.
- NH<sub>4</sub> export.
- GBM export.

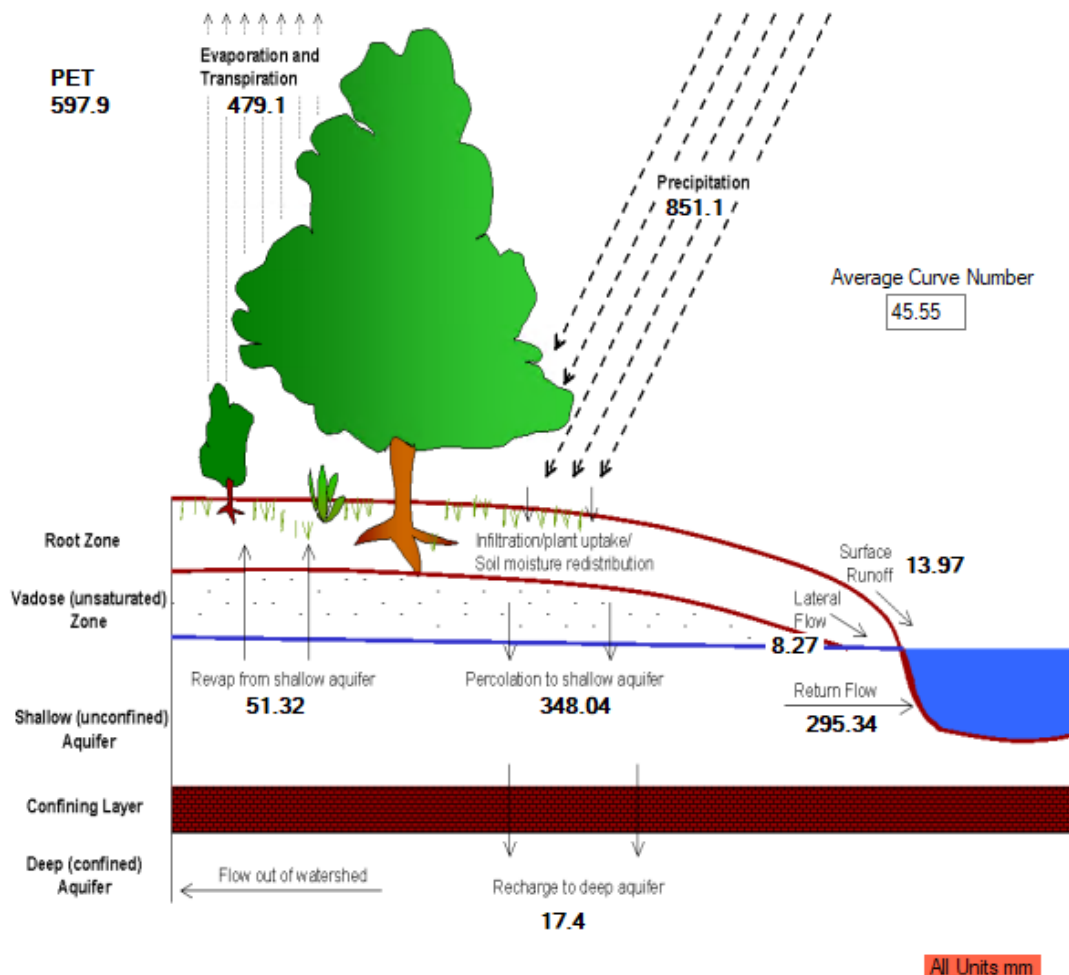
Voor de parameters op waterloop- en substroomgebiedschaal zijn simulaties gemaakt voor de periode 2013-2015. Voor die op HRU basis is de periode verkort tot 2014-2015. De uitvoer van deze parameters is in tekstbestanden en heeft verdere verwerking van de gegevens nodig om als GIS kaart gepresenteerd te kunnen worden. De gegevens op HRU schaal voor de nutriënten nemen zodanig veel ruimte in, dat voor een analyse op dagbasis slechts voor twee jaren een database bestand kan worden gemaakt en verwerkt.

#### 14.1.1. Stroomgebied Drentsche Aa

Het SWAT model levert tijdseries van de vrachten van fosfaat, organisch P en totaal P voor elk van de substroomgebieden. Voor de Drentsche Aa komen hier ook tijdseries uit.

### 14.1.1.1. Hydrologie

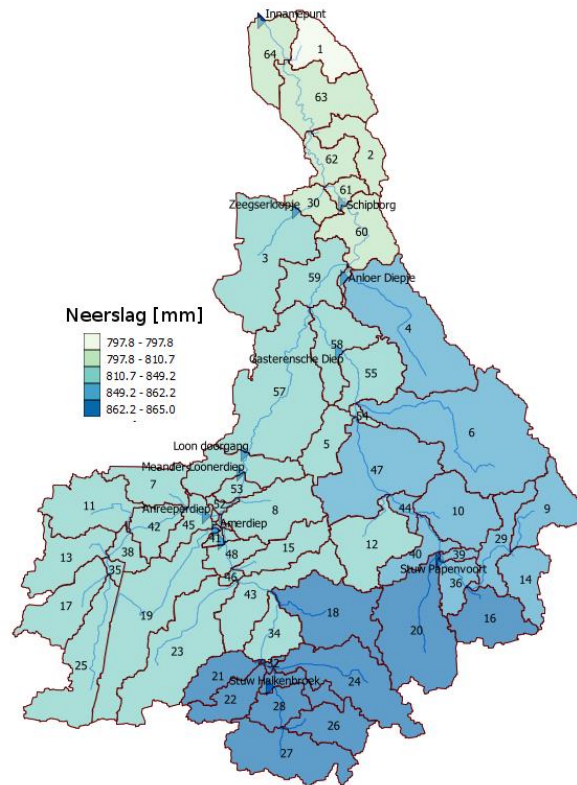
Een schematisch overzicht van de modelsimulatie voor de periode 1968 – 2016 is gegeven in *Figuur 64*. De gemiddelde jaarlijkse neerslag over deze periode bedroeg 851 mm, en de gesimuleerde jaarlijkse afvoer was 317 mm. De afvoercoëfficiënt bedroeg 0,37 en de oppervlakkige afvoer bedroeg 4% van de totale afvoer.



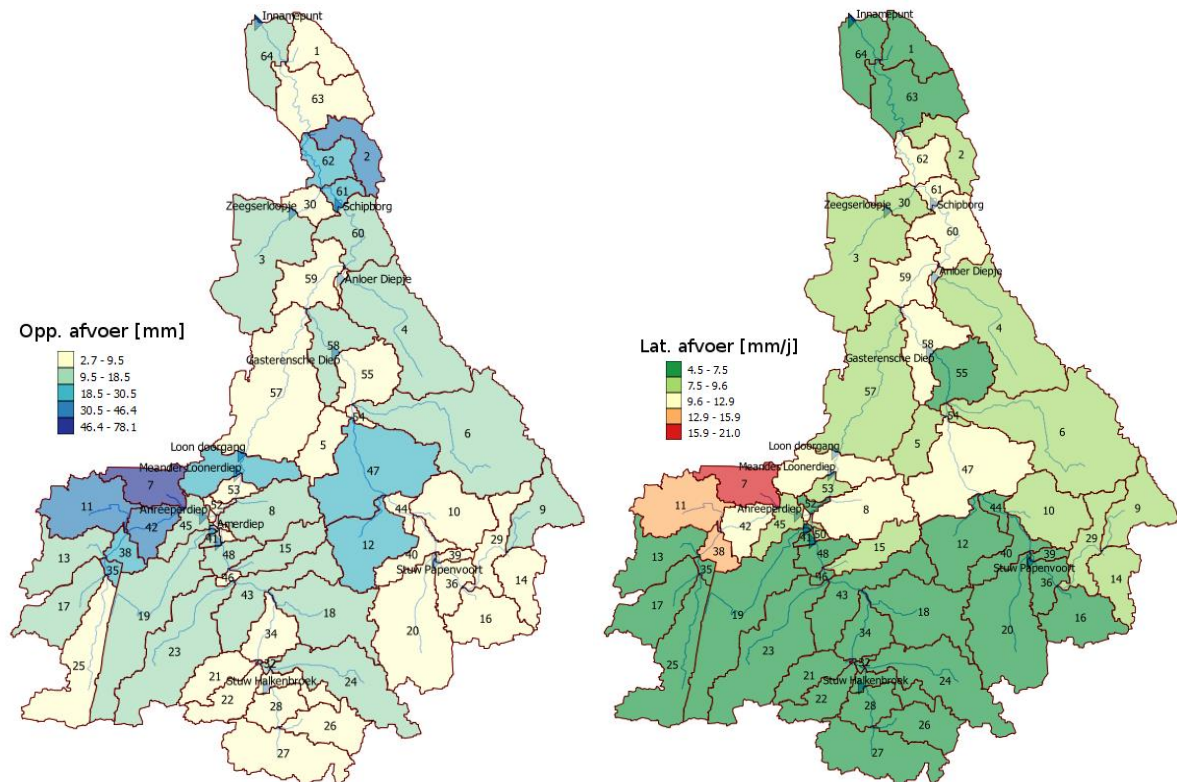
Figuur 64: schematische weergave van de met SWAT gesimuleerde fluxen van water [ $\text{mm j}^{-1}$ ] over de periode 1 januari 1967 tot 31 december 2016 voor het stroomgebied van de Drentsche Aa.

### De ruimtelijke verdelingen van neerslag

De verdeling van de jaarlijkse neerslag over de substroomgebieden en de oppervlakkige en laterale afvoer zijn gegeven in *Figuur 65* en *Figuur 66*. Hierin is te zien dat laterale en oppervlakkige afvoer een klein deel van de neerslag vormen en dat de hoogste waarden voor het stedelijk gebied (Assen) worden gemodelleerd.



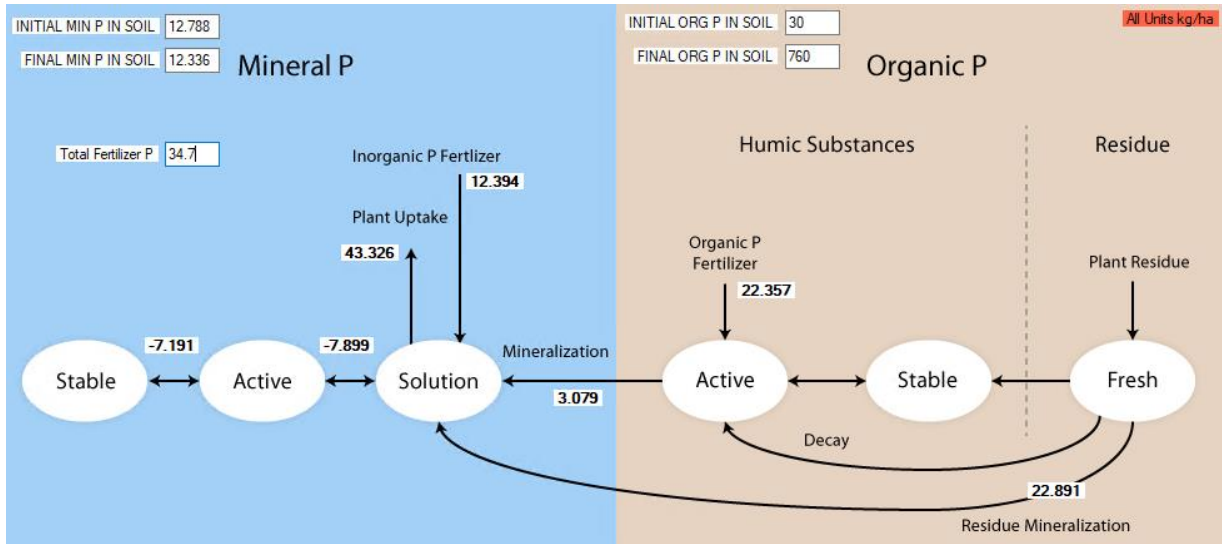
Figuur 65: gemiddelde jaarlijkse neerslag in de verschillende substroomgebieden van de Drentsche Aa (periode 1968-2016).



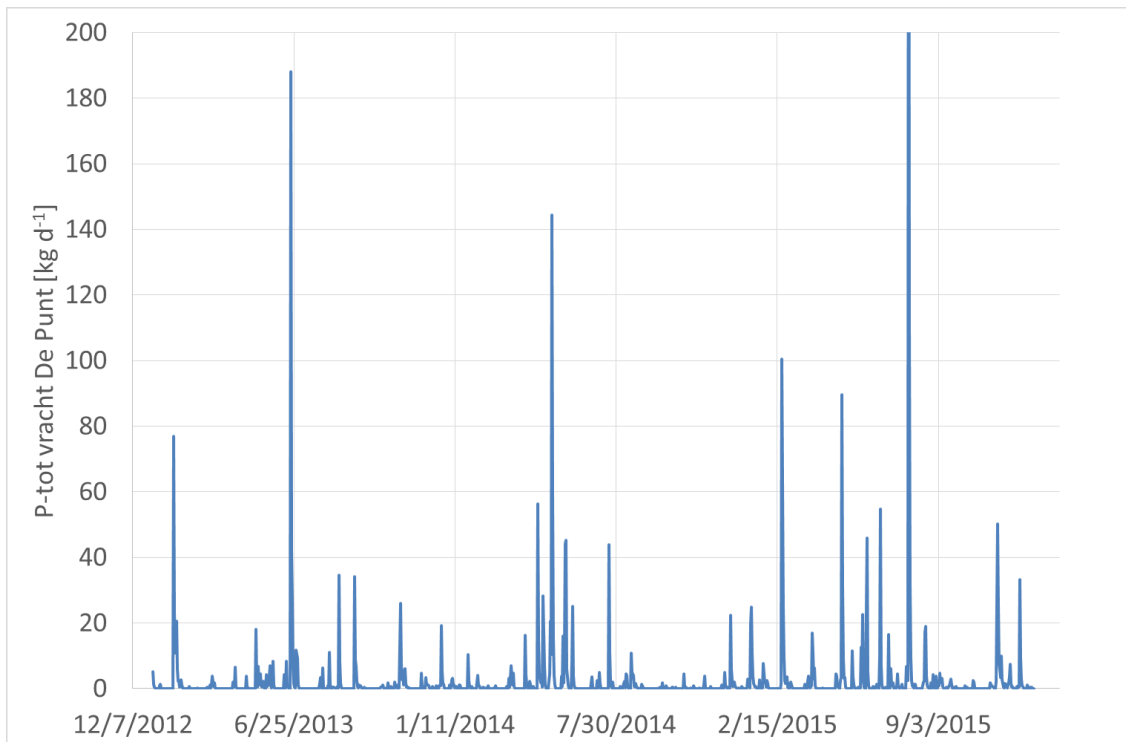
Figuur 66: gemiddelde jaarlijkse oppervlakkige en laterale afvoer naar de waterlopen (1968-2016).

### 14.1.1.2. Nutriënten

De kringloop van fosfor, met de invoer in dierlijke mest en kunstmest, omzettingen in de bodem en opname in bodem en gewassen is weergegeven in *Figuur 67*. Er vindt aanzienlijke opbouw in de bodem plaats van organisch P in de gesimuleerde periode van 1968-2016. De dagelijkse waarden van export van totaal P bij meetstation De Punt zijn weergegeven in *Figuur 68*. De maximale dagelijkse vracht tijdens hoge afvoer in maart 2015 bedroeg 388 kg d<sup>-1</sup>, maar gedurende de basisafvoer lagen de vrachten meestal onder de 10 kg d<sup>-1</sup>. Uit deze vrachten kunnen concentraties van P-totaal berekend worden in combinatie met de gesimuleerde afvoer.

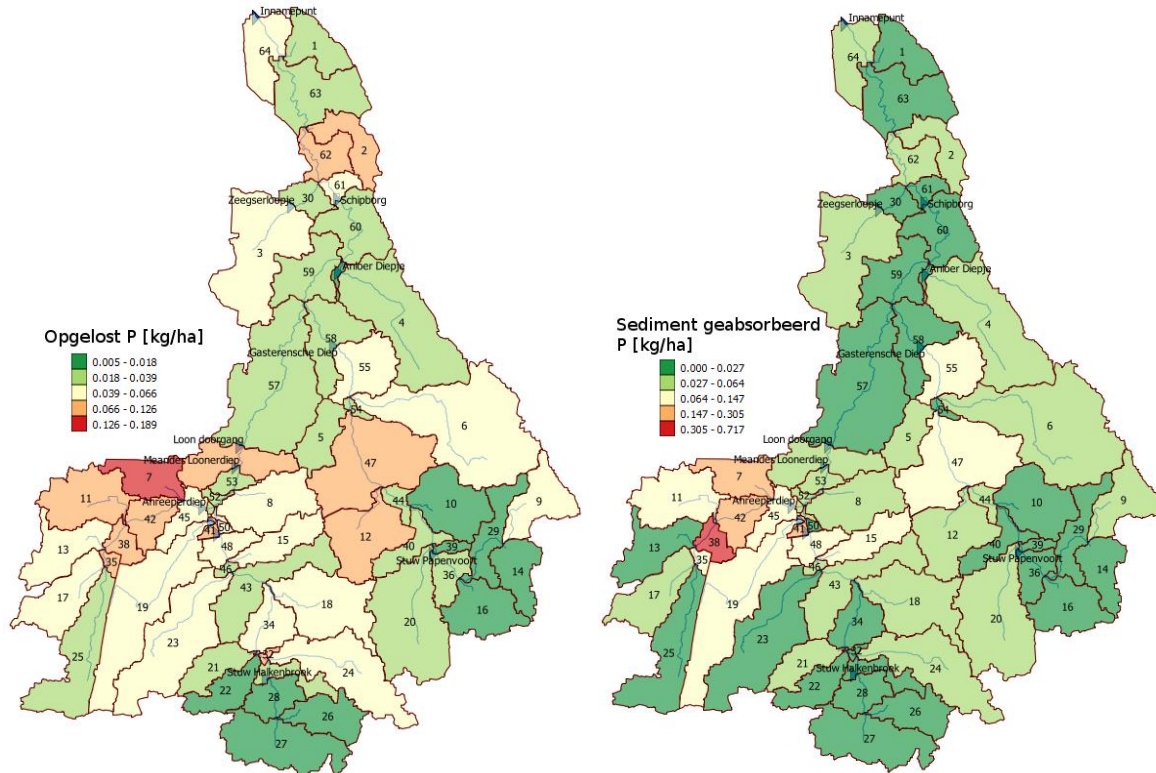


Figuur 67: schematische weergave van de cyclus van fosfor voor het stroomgebied van de Drentsche Aa met jaarlijks gemiddelde fluxen [kg ha<sup>-1</sup>] voor de periode 1968-2016.



Figuur 68: vrachten van P-tot bij De Punt voor de jaren 2013-2015. N.B. de y-as is afgekort, waardoor de maximale vracht van 388 kg d<sup>-1</sup> in maart 2015 niet is weergegeven.

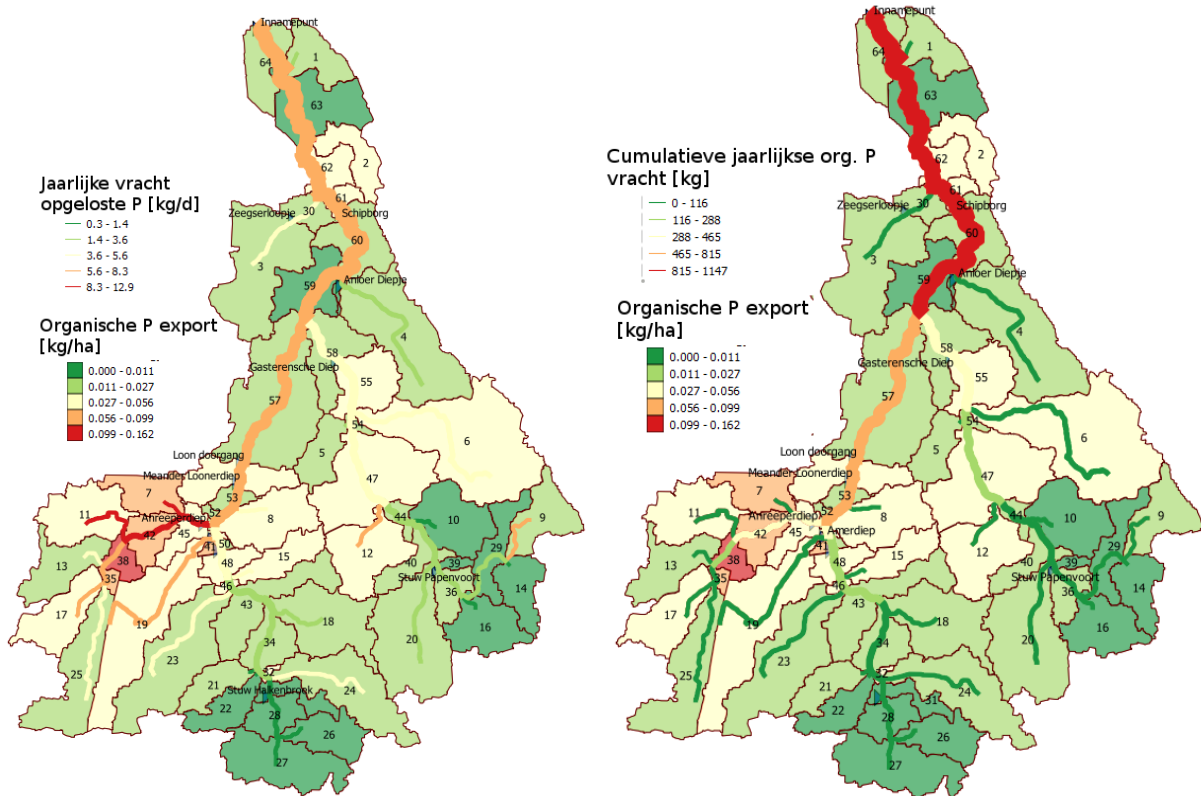
De ruimtelijke variatie van de export vanuit de landeenheden naar de waterlopen van opgelost en aan sediment geabsorbeerde P is gegeven in *Figuur 69*. Zoals verwacht hebben de gebieden die onder natuurgras en bos staan de laagste waarden, terwijl hogere waarden in het stedelijk gebied en in de landbouwgebieden worden gevonden.



Figuur 69: jaarlijkse export van opgelost en aan sediment gebonden P naar de waterlopen vanuit de percelen.

Het SWAT model berekent ook de vrachten van P in de waterlopen van substroomgebieden en de cumulatieve vrachten. Deze zijn als gemiddelde jaarlijkse vrachten gegeven in *Figuur 70*. De opgeloste P-vracht bij de punt is ongeveer  $1100 \text{ kg j}^{-1}$ .

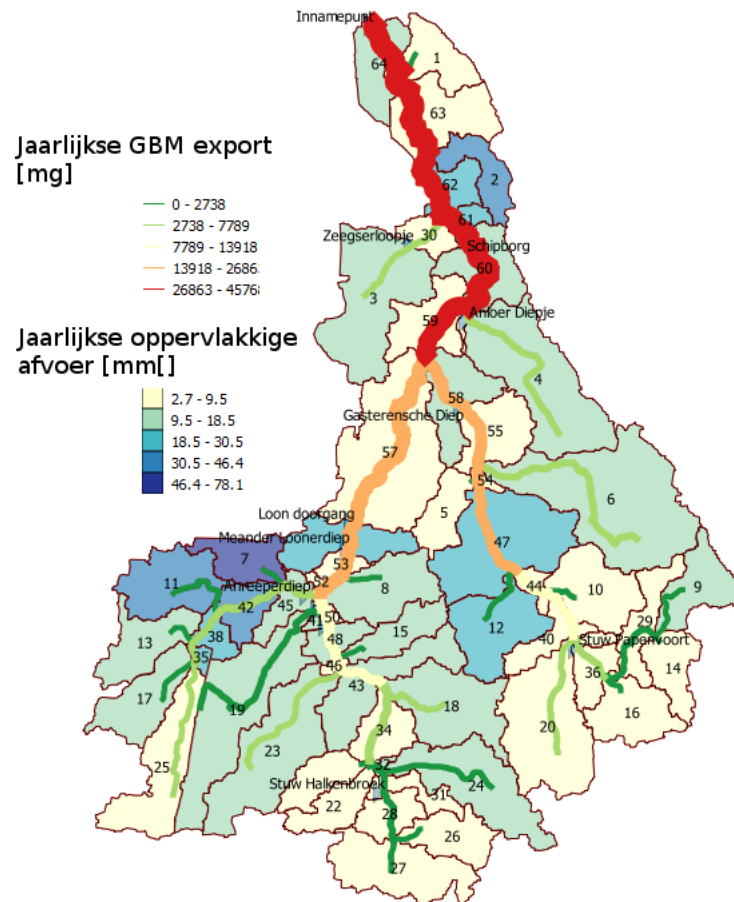




Figuur 70: jaarlijkse export van organisch gebonden P uit substroomgebieden, vrachten van opgeloste P in waterlopen in substroomgebieden (links), en de cumulatieve vrachten van opgeloste P in de waterlopen van de Drentsche Aa (2013-2015; rechts).

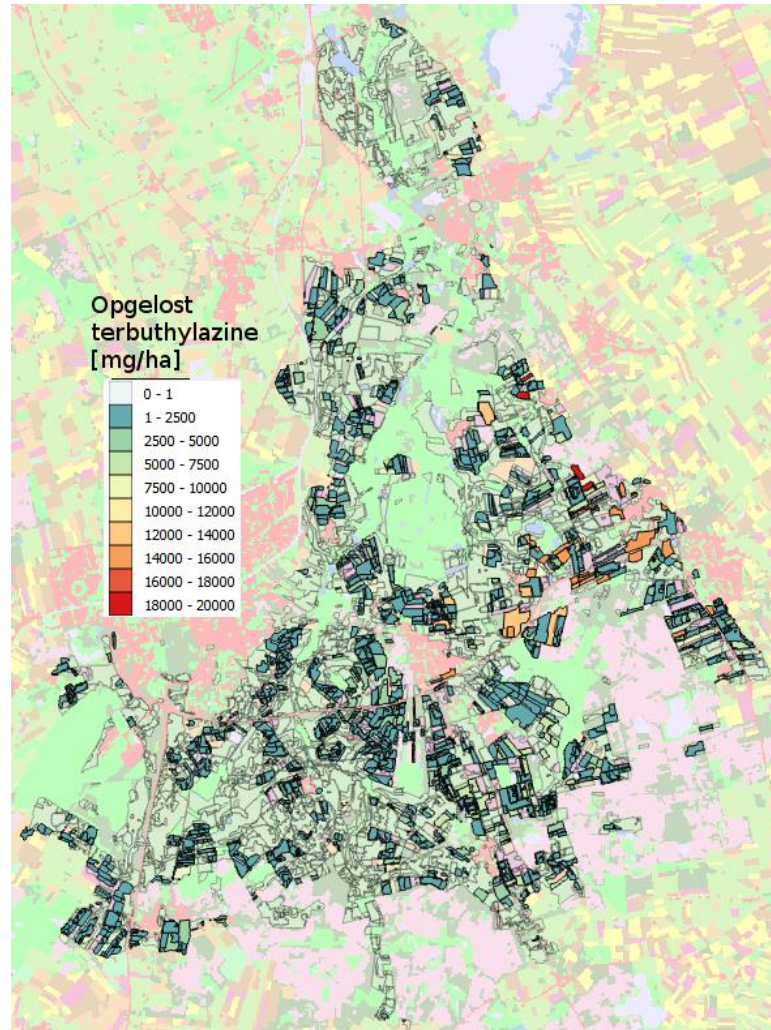
### 14.1.1.3. Gewasbeschermingsmiddelen

Voor gewasbeschermingsmiddelen, in *Figuur 71* is dit cumulatief weergegeven voor terbuthylazine, kunnen de vrachten in de waterlopen ook weergegeven worden, zodat de brongebieden bepaald kunnen worden.

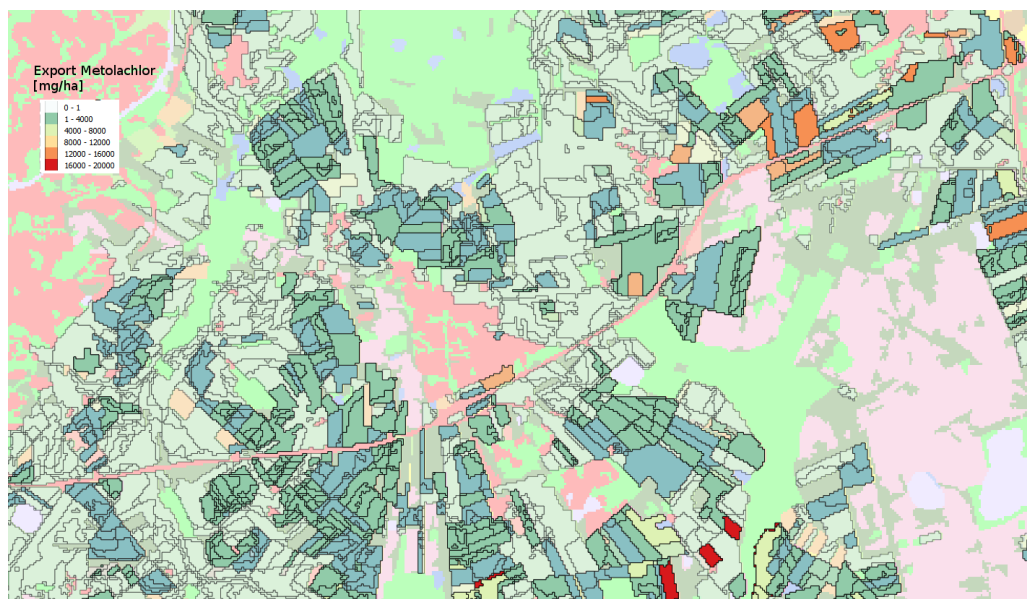


Figuur 71: jaarlijkse oppervlakkige afvoer vanuit substroomgebieden, en de vrachten van terbuthylazine in de waterlopen van de Drentsche Aa (2013-2015).

Op kleinere schaal kunnen dezelfde parameters in meer detail worden weergegeven. Deze HRU eenheden zijn een combinatie van bodem en grondgebruik en er kunnen derhalve meerdere HRU's in een perceel gedefinieerd zijn. Echter, perceelsgrenzen zijn nog wel te herkennen in de kaarten. Een voorbeeld van de jaarlijkse export van terbuthylazine uit HRU's is gegeven in *Figuur 72*, terwijl een detailkaart voor metolachlor gegeven is in *Figuur 73*. Op deze kaarten is duidelijk te zien vanuit welke HRU's een hoge export te verwachten is. Het model heeft met een opwarmtijd van 18 jaar gewerkt, waardoor er verschillende rotaties met gebruik van deze middelen zijn geweest en er opbouw in de bodem plaats heeft gevonden waardoor er ook lage exportwaarden zijn van eerder gebruik van de middelen.



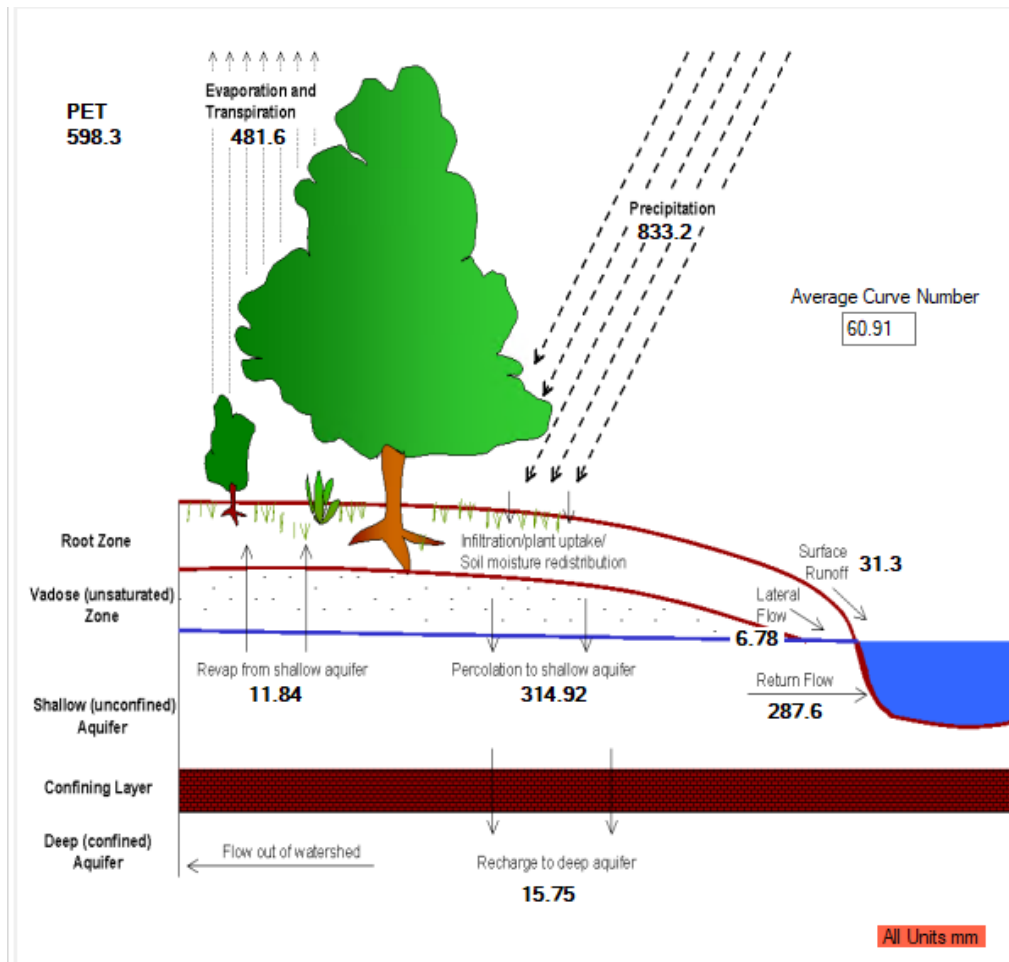
Figuur 72: jaarlijkse gemiddelde export van terbuthylazine uit HRU's (2013-2015).



Figuur 73: detailkaart van de jaarlijkse gemiddelde export van metolachlor uit percelen in de Drentsche Aa (2013-2015).

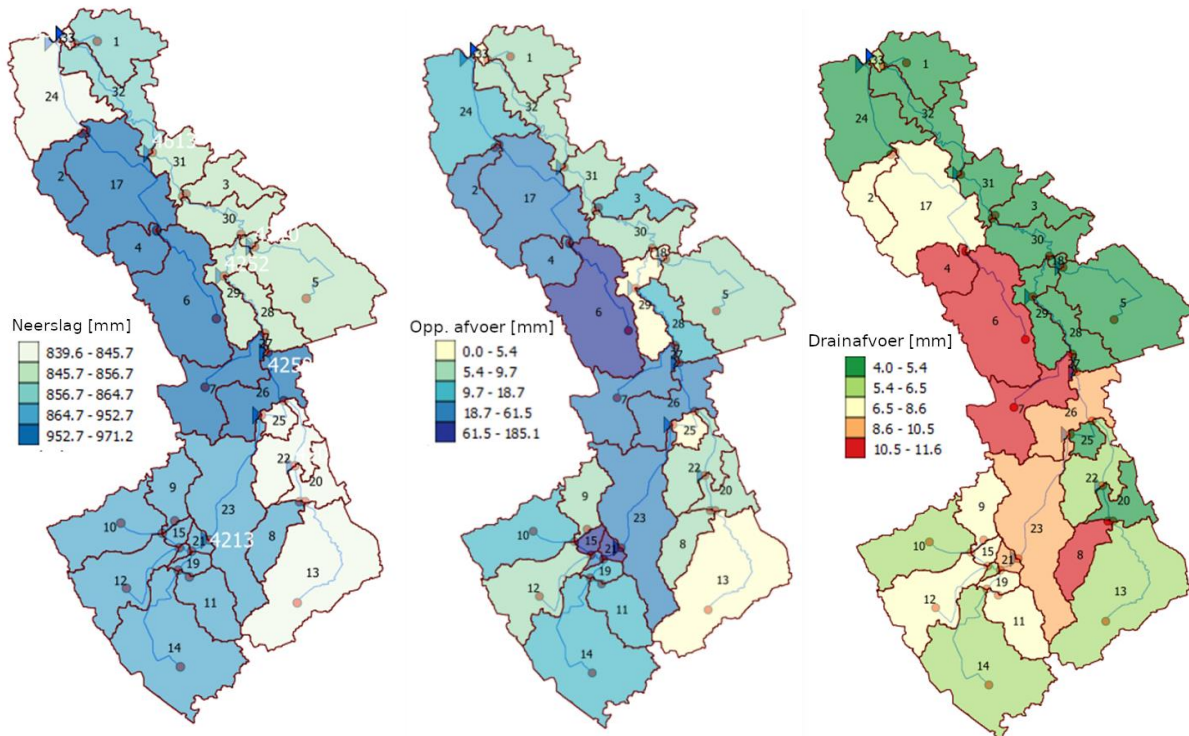
### 14.1.2. Stroomgebied Hunze

Een schematisch overzicht van de gemiddelde hydrologische fluxen over de periode 1967-2016 voor het stroomgebied van de Hunze is getoond in *Figuur 74*. De gemiddelde jaarlijkse neerslag bedroeg 833 mm en de gesimuleerde jaarlijkse actuele verdamping 482 mm. Oppervlakkige afvoer bedroeg 31 mm, terwijl ondiepe afvoer 7 mm bedroeg. De afvoer wordt derhalve gedomineerd door diepere bijdragen van grondwater ter grootte van 288 mm j<sup>-1</sup>.



Figuur 74: schematische weergave van de met SWAT gesimuleerde fluxen van water [mm j<sup>-1</sup>] over de periode 1 januari 1967 tot 31 december 2016 voor het stroomgebied van de Hunze.

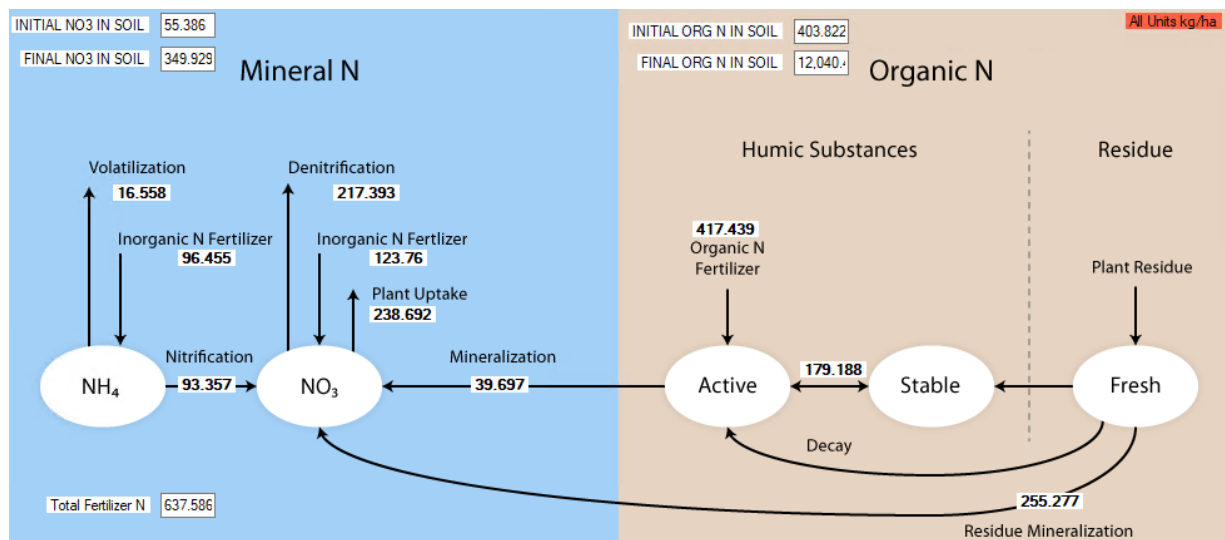
De neerslagverdeling is niet uniform over het stroomgebied van de Hunze, zoals getoond in *Figuur 75*.



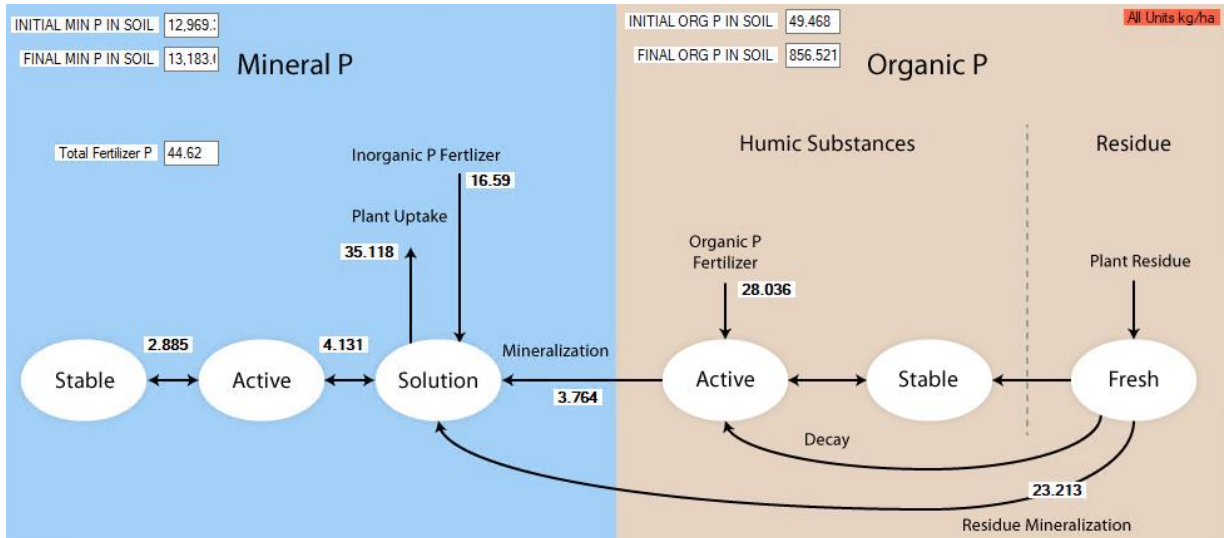
Figuur 75: ruimtelijke verdeling van de gemiddelde jaarlijkse neerslag, op basis van de invoergegevens van de neerslagmeetstations van het KNMI in het gebied, en de door SWAT gesimuleerde oppervlakkige en drain afvoer voor de 33 stroomgebieden van de Hunze over de periode 2013-2015.

#### 14.1.2.1. Nutriënten

De cycli van respectievelijk stikstof en fosfor zijn schematisch weergegeven in *Figuur 76* en *Figuur 77*. Het model geeft aan dat voor beide nutriënten opbouw in de bodem heeft plaatsgevonden in deze periode. Een aanzienlijk deel van de opgebrachte stikstof wordt tot  $N_2$  gedenitrificeerd en een deel wordt in de oogst verwijderd. Verwijdering van fosfor uit het systeem vindt met name via de oogst plaats.

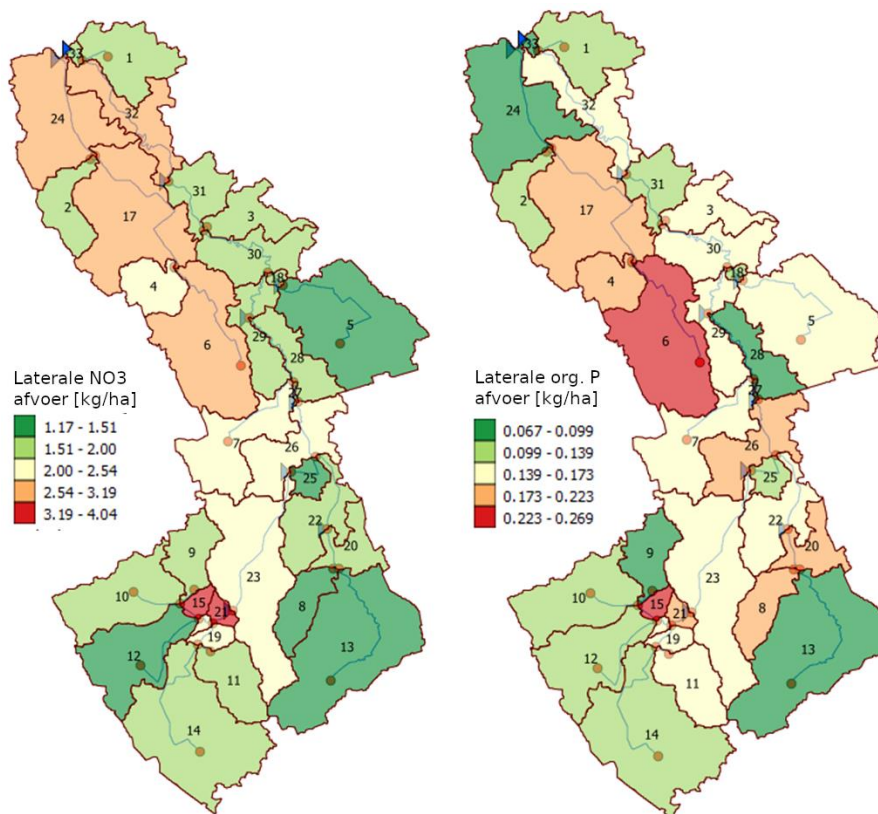


Figuur 76: schematische weergave van de cyclus van stikstof voor het stroomgebied van de Hunze [kg ha<sup>-1</sup>] voor de periode 1967-2016.



Figuur 77: schematische weergave van de cyclus van fosfor voor het stroomgebied van de Hunze [kg ha<sup>-1</sup>] voor de periode 1967-2016.

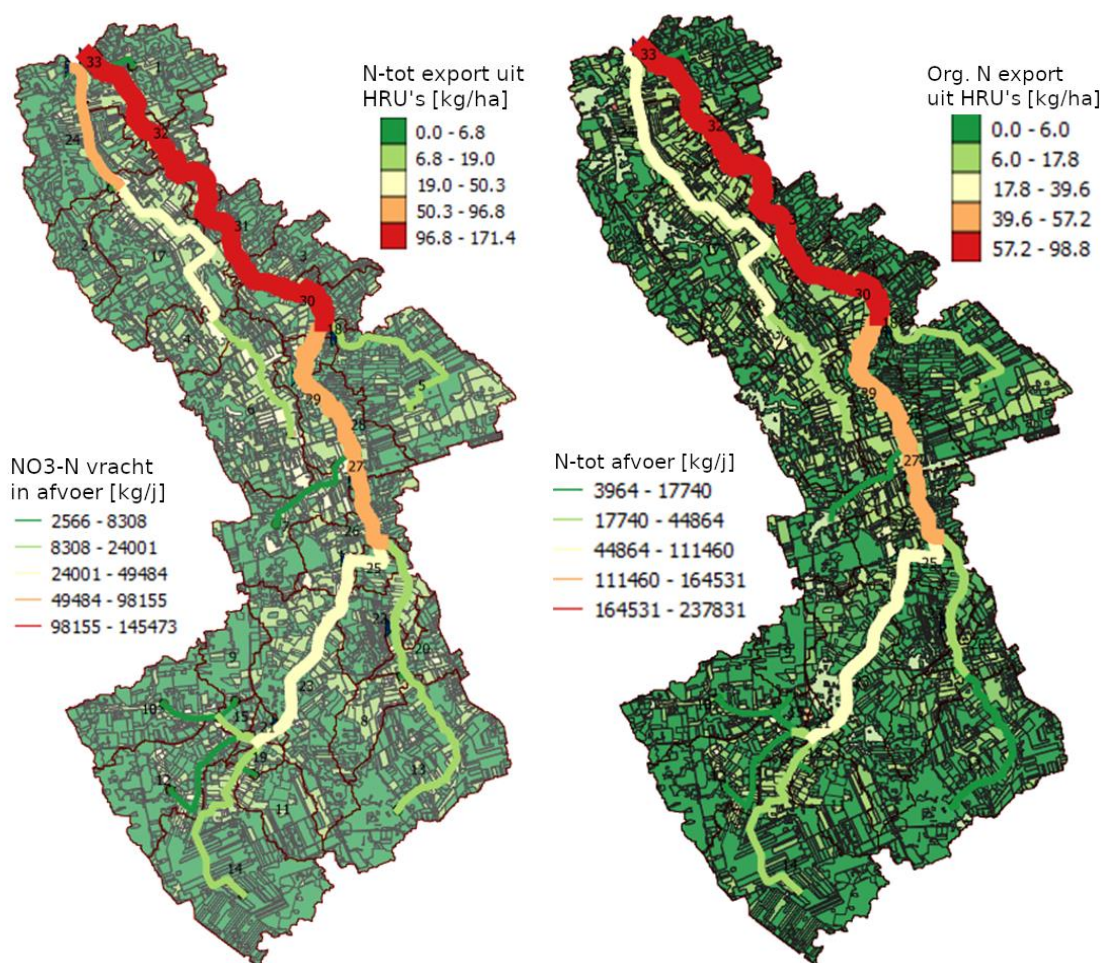
Uitspoeling van N en P vindt gedeeltelijk plaats via snellere laterale stroming, zoals getoond in *Figuur 78* voor NO<sub>3</sub>-N en organisch P.



Figuur 78: laterale afvoer van NO<sub>3</sub>-N en organisch P, zoals gemodelleerd met SWAT voor het stroomgebied van de Hunze (2013-2015).

De vrachten van N-tot en organisch gebonden N uit de HRU's naar de waterlopen en die van NO<sub>3</sub>-N en N-tot via de waterloopsegmenten door het stroomgebied heen zijn getoond in *Figuur 79*. In de

meeste percelen ligt de export van N-tot onder de 20 kg ha<sup>-1</sup>. De vrachten van N nemen geleidelijk toe in stroomafwaartse richting, wat gerelateerd is aan het toenemen van de afvoer.



Figuur 79: NO<sub>3</sub>-N en N-tot vrachten in de waterloopsegmenten van de substroomgebieden in het stroomgebied van de Hunze, en N-tot en organisch N export uit de HRU's (2013-2015).

Vergelijkbare kaarten kunnen gemaakt worden voor de verschillende componenten van P, een voorbeeld van de ruimtelijke verdeling van de organisch-P export uit de HRU's is gegeven in *Figuur 80*. Deze kaart laat een duidelijk patroon zien gerelateerd aan het bodemtype, waarbij de overgangen door de percelen heenlopen. Ook zijn er percelen aan te wijzen met een wat hogere export binnen een bepaald bodemtype. De verschillende kaarten zijn digitaal als GIS bestanden aangeleverd.



Figuur 80: detailkaart van de gemiddelde jaarlijkse export van organisch P uit HRU's in een deel van het stroomgebied van de Hunze (2013-2015).

#### 14.1.2.2. Bijdrage rioolwaterzuiveringsinstallatie Gieten

De rioolwaterzuiveringsinstallatie Gieten is een puntbron en levert bijdragen aan de afvoer en nutriëntenexport uit substroomgebied 6 (zie *Figuur 78* voor locatie). Een analyse van de afvoer en vrachten uit substroomgebied 6 toont dat de bijdrage van de RWZI aan de afvoer van dit substroomgebied ongeveer 4% bedraagt en dat de vrachten van N en P respectievelijk 2,9% en 2,0% van de N en P vrachten uit dit gebied bedragen.



## 15. CONCLUSIES EN AANBEVELINGEN

### 15.1. Conclusies

In deze studie is een stapsgewijze procedure gevolgd om te komen tot het modelleren van de afvoer en stoftransport uit hydrologische eenheden op perceelschaal. Ter voorbereiding van de modelontwikkeling zijn gegevens verzameld over de meteorologie, grondgebruik, bodems, mestgebruik, atmosferische stikstof invoer en gebruik van gewasbeschermingsmiddelen. Speciale aandacht is uitgegaan naar een verfijnde bodemschematisatie op basis van de meest recente bodemfysische gegevens. Er is een correctie gemaakt van de afvoer bij Schipborg wat een betrouwbare afvoerreeks heeft opgeleverd die gebruikt is voor de kalibratie van het stroomgebiedsmodel. De betrouwbaarheid van de gegevens van de andere afvoerstations die gebruikt zijn voor kalibratie is onbekend. De afvoer van stuw Halckenbroek leek onbetrouwbaar, wat ook invloed heeft op berekende vrachten voor dit station.

Er zijn twee modellen ontwikkeld voor de stroomgebieden van de Drentsche Aa en de Hunze, waarmee afvoer en export van nutriënten en gewasbeschermingsmiddelen gesimuleerd kunnen worden. Als eerste stap is het 1-D SWAP model succesvol gebruikt om in 2-D kaarten het risico op snelle stromingspaden van nutriënten naar het oppervlaktewater in beeld te brengen voor de stroomgebieden van de Drentsche Aa en de Hunze. Hierbij is gekeken naar het risico op oppervlakkige afstroming en het risico op snelle afvoer door buisdrainage. Om van een 1-D model naar een 2-D beeld te gaan zijn 186 SWAP modellen opgezet die representatief worden geacht voor regio's met verschillende bodemopbouw en randvoorwaarden in het gebied (van deze 186 modellen liggen 168 in het gebied van de Drentsche Aa en 154 in het gebied van de Hunze). Deze modellen bestaan uit unieke combinaties van bodemopbouw, kwel/wegzijging, drainage weerstand en oppervlaktewater-niveau en de aanwezigheid van buisdrainage, gehaald uit een groot aantal gegevensbronnen. Hierbij is de verticale bodemopbouw zo gedetailleerd mogelijk meegenomen door gebruik te maken van verdiepte profielen uit de studie "Landsdekkende schematisering en parameterisatie van het topsysteem ten behoeve van hydrologische modellering" (van der Gaast, 2015) en de Mipwa keileemkaart. De modeluitkomsten zijn vergeleken met de Gt-kaart (uit de bodemkaart 1:50000) en hierop gekalibreerd.

Voor het ontwikkelen van de uiteindelijke risicokaarten is een classificering gemaakt in drie risico klassen (laag, midden en hoog) voor zowel oppervlakkige afstroming als buisdrainage. De risicokaarten tonen aan dat een hoog risico op oppervlakkige afstroming vooral voorkomt bij bodemprofielen met een lage verticale doorlatendheid aan het oppervlak ( $K_v < 1 \text{ cm}$ ). De middelste risicoklasse bestaat vaak uit een combinatie van lage Gt-classes en al dan niet storende lagen in de bovenste meter van het bodemprofiel. Hierdoor raakt het bodemprofiel bij neerslag snel verzadigd. Op basis van de risico kaarten is een verdere aggregatie gemaakt van de verdiepte profielen zodat deze kunnen worden gebruikt in de volgende modelleringsstap met het SWAT model. Het doel van de aggregatie was voor elke risico klasse één of meerdere representatieve profielen te kiezen die dezelfde gevoeligheid vertonen op oppervlakkige afspoeling en buisdrainage. Op basis hiervan zijn 14 profielen meegenomen naar de volgende model stap. Deze 14 bodems en een extra bodem uit de PAWN serie die niet door Alterra aangeleverd was, zijn als invoer gebruikt in het SWAT model.

De SWAT modellen voor de Hunze en de Drentsche Aa zijn geijkt op afvoer en uitspoeling van nutriënten en GBM waarbij meerdere afvoerstations gebruikt zijn. De ijking varieerde tussen stations, mede omdat uniforme parameters zijn gebruikt voor het hele stroomgebied. Met de geijkte modellen kunnen de afvoer van water, nutriënten en gewasbeschermingsmiddelen op HRU-schaal gesimuleerd worden. Hierbij moet wel aangetekend worden dat er generieke rotaties gebruikt worden en dat kleine verschillen in bodemeigenschappen, zoals bijvoorbeeld in organisch materiaal in de bodem, grote invloed kunnen hebben op de werkelijke export van stoffen uit de bodem. De bodemparameters zijn gebaseerd op meetwaarden en werden derhalve beschouwd als vaste invoerparameters en zijn niet aangepast in de kalibratie van de modellen.

Een deel van de resultaten is gepresenteerd in de vorige hoofdstukken, terwijl een volledige set van kaarten aangeleverd worden als GIS bestanden.

De ontwikkelde modellen kunnen gebruikt worden om scenario's door te rekenen, zoals voorzien in de volgende fase van het Topsoil project. Het is een feit dat de absolute waarden van export op gebieds-eenheidschaal onzeker zijn omdat hier geen kalibratie op mogelijk was. De SWAT modellen geven echter wel een goede schatting van relatieve veranderingen in export bij het uitvoeren van verschillende scenario's.

De interpretatie van de kaarten, het bepalen van door te rekenen scenario's en het doorrekenen van klimaat- en grondgebruikscenario's zal in een volgende stap uitgevoerd worden, in samenwerking met het Waterschap, de Provincie Drenthe en het Waterbedrijf Groningen.

Het SWAT model van de Drentsche Aa is gebruikt om een reistijdenkaart te ontwikkelen, waarbij de cumulatieve reistijd vanuit een substroomgebied naar het Inlaatstation De Punt van het Waterbedrijf Groningen op een kaart is aangegeven. De reistijd bij een afvoer van  $1 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$  varieert van minder dan 10 uur indien een stof dicht bij De Punt in het watersysteem terecht komt tot 4 dagen indien dit in het uiterste zuiden van het gebied gebeurt. Bij een piekafvoer heeft een stof ongeveer 2,5 dagen nodig om het hele gebied door te reizen.

## 15.2. Aanbevelingen

Het SWAT model werkt met afvoer en de daaruit berekende vrachten van stoffen. Voor de kalibratie van zowel de hydrologie, als het stoftransport is het daarom zeer belangrijk dat de gemeten afvoeren zo betrouwbaar mogelijk zijn. Het wordt aangeraden om een evaluatie te maken van de betrouwbaarheid van de afvoergegevens in de stroomgebieden van de Hunze en de Drentsche Aa en hier documentatie voor op te stellen.

Om het modelleren van afvoer van GBM en P te verbeteren, zouden er meer gegevens nodig zijn over de concentratie van zwevende stof in het water, waaraan deze stoffen geabsorbeerd kunnen worden. Het wordt aangeraden om de zwevende stof analyse in de toekomst routinematig uit te laten voeren op de monsters genomen in het normale meetprogramma voor waterkwaliteit.

Ook de hoeveelheid gegevens over de concentraties van fosfor, stikstof en gewasbeschermingsmiddelen waren beperkt. Indien mogelijk zou er gekeken moeten worden naar bemonstering op basis van de hoogte van de afvoer, in plaats van monsternamen op gezette tijden, waardoor afvoerpieken meestal ondervertegenwoordigd worden in de gegevens. Juist tijdens deze pieken kunnen hoge concentraties voorkomen.

Kalibratie van het SWAT model is vanwege beperkingen in de tijd gelimiteerd tot het gebruik van uniforme waarden voor parameters over het hele stroomgebied. Het is mogelijk om op basis van gebiedskennis een meer gedetailleerde kalibratie uit te voeren, op basis van de ruimtelijke verdeling van de verschillende meetstations in het gebied. Om het model te verbeteren zou dit een actie kunnen zijn voor de toekomst.

Voor gewasbeschermingsmiddelen ontbrak elke informatie over de concentraties in de bodem, voor de diepere bodems waren geen gegevens beschikbaar over nutriëntenconcentraties. De gehalten aan organisch materiaal in de verschillende bodemtypen zijn geschat op basis van de PAWN gegevens. Het wordt aanbevolen om voor de 15 gedefinieerde bodemtypen een monsternamen campagne uit te voeren om deze gegevens te bepalen.

Het zou waardevol zijn om gegevens te verkrijgen over de af/uitspoeling van nutriënten en GBM uit verschillende HRU eenheden, en met name uit gebieden met verschillende bodems.

## 16. LITERATUUR

Abbaspour, K.C., 2015. SWAT-CUP: SWAT Calibration and Uncertainty Programs – A User Manual, Department of Systems Analysis, Integrated Assessment and Modelling (SI AM), Eawag. Swiss Federal Institute of Aquatic Science and Technology, Duebendorf, Switzerland. 100 p.

J. Bælum, T. Henriksen, H.C.B. Hansen en C.S. Jacobsen, 2006. Degradation of 4-Chloro-2-Methylphenoxyacetic Acid in Top- and Subsoil Is Quantitatively Linked to the Class III tfdA Gene. Applied and Environmental Microbiology 72(2): 1476-1486.

Doncker, L. de, Troch, P., Verhoeven, R., Bal, K., Desmet, N. & Meire, P., 2009. Relation between resistance characteristics due to aquatic weed growth and the hydraulic capacity of the river Aa. River Res. Applic., 25: 1287–1303.

Dunne, T., en Black, R.D., 1970, Partial area contributions to storm runoff in a small New England watershed. Water Resources Research 6: 1296-1311.

Chow, V.T., 1959, Open-channel hydraulics: New York, McGraw-Hill, 680 p.

Dönszelmann, C.E.P., S. Teeuwisse en K. van Dongen, Luchtkwaliteit in Drenthe, CE Delft - DHV, 2011, Report, 11.8141.30, Delft, 43 p.

Gaast, J.W.J. van der, H.T.L. Massop, H.R.J. Vroon en I.G. Staritsky (2006). Hydrologie op basis van karteerbare kenmerken. Alterra-Rapport 1339, Wageningen.

Gaast, J.W.J. van der, Vroon, H.R.J., Massop, H.T.L., Wesseling, J.G., 2015. Landsdekkende schematisering en parameterisatie van het topsysteem ten behoeve van hydrologische modellering. Alterra, Wageningen, 106 p.

Hees, A.F.M. van, 2001. Biomassa-ontwikkeling in niet meer beheerde bossen. Alterra. Nederlands Bosbouw Tijdschrift. P. 2-5.

Horton R.E., 1933. The role of infiltration in the hydrologic cycle. Transactions, American Geophysical Union 14: 446–460.

Kalcic, M.M., I. Chaubey en J. Frankenberger, 2015. Defining Soil and Water Assessment Tool (SWAT) hydrologic response units (HRUs) by field boundaries. International Journal of Agricultural and Biological Engineering 8(3). pp. 11.

Keizer-Vlek, H.E. en P.F.M. Verdonschot, 2015. Verkenning van de mogelijkheid om waterplanten in te zetten als natuurlijke stuwen. Alterra, Wageningen, 62 p.

Koopmans, G.F., A. van den Toorn, I. C. Regelink en C. van der Salm, 2012. Oppervlakkige afspoeling op landbouwgronden. Incidentele nutriëntenverliezen en speciatie van fosfaat op zware kleigrond. Wageningen, Alterra-rapport 2269.

Kroes, J.G., J.C. van Dam, R.P. Bartholomeus, P. Groenendijk, M. Heinen, R.F.A. Hendriks, H.M. Mulder, I. Supit, P.E.V. van Walsum, 2017. SWAP version 4; Theory description and user manual. Wageningen, Wageningen Environmental Research, Report 2780.

M. Kucharski, J. Sadowski en K. Domaradzki, 2012. Degradation Rate of Chloridazon in Soil as Influenced by Adjuvants, Journal of Plant Protection Research 52(1): 114—117.

Lewis, K.A., Tzilivakis, J., Warner, D. & Green, A., 2016. An international database for pesticide risk



assessments and management. *Human & Ecological Risk Assessment: An International Journal*, 22(4): 1050-1064. <http://dx.doi.org/10.1080/10807039.2015.1133242>.

E. Pyne, 2015. Occurrence and Distribution of Pesticide Residues in Soil as a Result of Long-Term Application. M.Sc. Sustainable Development Thesis. Universiteit Utrecht and Wageningen University and Research. 75 p.

Thomas, P.J., P. Minneau en R. Juraske, 2011. Determining pesticide foliar half-lives from soil half-life value: Not so "cut-and-dry", *Chemosphere* 84: 1531-1533.

H. van de Weerd en R. Torenbeek, 2007. Uitspoeling van meststoffen uit grasland. Rapport 2007-14, STOWA, 52 p. <https://www.stowa.nl/sites/default/files/assets/PUBLICATIES/Publicaties%202000-2010/Publicaties%202005-2009/STOWa%202007-14.pdf>

Wösten, J.H.M., F. de Vries, J. Denneboom en A.F. van Holst, 1988. Generalisatie en bodemfysische vertaling van de bodemkaart van Nederland, 1:250.000, ten behoeve van de PAWN-studie. STIBOKA, rapport nr. 2055, Wageningen.