



Opdrachtgever:
Vlaamse Landmaatschappij, Afdeling Mestbank
Gulden-Vlieslaan 72, 1060 Brussel

Bepalen van procesfactoren voor oppervlaktewater en grondwater ter evaluatie van de nitraatstikstofresidu-norm

Eindrapport

Fase 2: Bepalen en evalueren van procesfactoren voor oppervlaktewater en grondwater

Fase 3: Voorstel van nitraatstikstofresidunormen in functie van de bekomen
procesfactoren

Consortium

KULeuven Departement Aard- en Omgevingswetenschappen Celestijnenlaan 200e, 3001 Leuven	 DEPARTEMENT AARD- EN OMGEVINGSWETENSCHAPPEN K.U.LEUVEN
Bodemkundige Dienst van België vzw W. de Croylaan 48, 3001 Leuven-Heverlee	 Bodemkundige Dienst van België vzw
<h3>Onderaannemer</h3>	
Forschungszentrum Jülich GmbH Agrosphere Institute, ICG-4 D52425 Jülich, Duitsland	 JÜLICH FORSCHUNGSZENTRUM

Consortiumleden:

Departement Aard- en Omgevingswetenschappen, K.U.Leuven

Koen Van Overtveld, Philippe Van De Vreken, Luk Peeters, Okke Batelaan, Jos Van Orshoven, Jan Vanderborght en Jan Diels.

Bodemkundige Dienst van België

Davy Vandervelpen, Mia Tits, Annemie Elsen, Jan Bries en Hilde Vandendriessche.

Agrosphere Institute, Forschungszentrum Jülich

Petra Kuhr, Jan Vanderborght en Frank Wendland.

Stuurgroepleden:

Koen Cochez (VLM), Karl Cordemans (VLM), Koen Desimpelaere (VLM), Sofie Ducheyne (VLM), Tom D'heygere (VMM), Ralf Eppinger (VMM), Bruno Fernagut (VLM), Els Lesage (VLM), Hari Neven (LNE), Joost Salomez (LNE-ALBON), Dirk Van Gijsegem (LV-AMS), Kor Van Hoof (VMM).

Wijze van citeren:

Van Overtveld, K., Tits, M., Van De Vreken, P., Vandervelpen, D., Peeters, L., Batelaan, O., Van Orshoven, J., Vanderborght, J., Elsen, A., Bries, J., Vandendriessche, H., Kuhr, P., Wendland, F., Diels, J. (2011). Bepalen van procesfactoren voor oppervlaktewater en grondwater ter evaluatie van de nitraatstikstofresidu-norm. Eindrapport fase 2 en fase 3. Studie uitgevoerd in opdracht van de Vlaamse Landmaatschappij door het Departement Aard- en Omgevingswetenschappen (K.U.Leuven), de Bodemkundige Dienst van België en het Agrosphere Institute, Forschungszentrum Jülich. 216 pp.

Inhoudstafel

Lijst van gebruikte afkortingen.....	5
Samenvatting.....	6
Summary	9
Inleiding	12
1 Fase 2a: Bepalen en evalueren van procesfactoren voor oppervlaktewater.....	16
1.1 Inleiding.....	16
1.2 Het MAP-meetnet oppervlaktewater	17
1.3 Afbakening van de afstroomgebieden voor de MAP-meetpunten oppervlaktewater ...	17
1.4 Verdere karakterisering van de afstroomgebieden	19
1.5 Preselectie van 70 afstroomgebieden	24
1.6 Definitieve selectie van 50 afstroomgebieden.....	29
1.6.1 Feedback van de VMM.....	29
1.6.2 Interpretatie van de feedback en aanpassing van de afstroomgebieden.....	30
1.6.3 Bijdrage van huishoudelijk afvalwater.....	30
1.6.4 Lozing uit glastuinbouw.....	31
1.6.5 Definitieve selectie.....	31
1.7 Berekenen van de gemiddelde nitraatconcentratie onderaan de wortelzone	32
1.7.1 Het analytisch uitspoelingsmodel	33
1.7.2 Koppeling van gegevens aan de afstroomgebieden.....	38
1.7.3 Berekenen van de hoeveelheid en gemiddelde concentratie van het uitgespoeld nitraat	46
1.7.4 Bepalen van de gemiddelde nitraatconcentratie in het oppervlaktewater.....	48
1.7.5 Bijdrage stikstof in huishoudelijk afvalwater	52
1.8 Berekening van de procesfactor oppervlaktewater	56
1.8.1 Statistische analyse van de procesfactoren.....	58
1.8.2 Conclusies procesfactor oppervlaktewater.....	64
1.8.3 Berekening van procesfactoren aan de hand van het WEKU model	64
2 Fase 2b: Bepalen en evalueren van procesfactoren voor grondwater.....	67
2.1 Inleiding.....	67
2.2 Oxidatie-reductie reacties in de verzadigde zone	69
2.3 Karakterisering van de filters in het freatisch meetnet	69
2.3.1 Principale componenten analyse.....	70
2.3.2 Ruimtelijk patroon van de redoxpotentiaal.....	72
2.4 Selectie van de Hydrogeologisch Homogene Zones (HHZ) voor de bepaling van de procesfactor grondwater.....	74
2.4.1 Inleiding.....	74
2.4.2 Selectiecriteria	74
2.5 Bepaling van de intrekgebieden en de reistijd van wortelzone tot filter	78
2.5.1 Berekening van reistijd in de onverzadigde zone en van het gemiddeld vochtgehalte in het bodemprofiel tussen maaiveld en 90 cm diepte.....	79
2.5.2 De verzadigde zone	81
2.5.3 Modelleren van het freatisch vlak.....	83
2.6 Uitwerken van de procedure voor de bepaling van de procesfactor grondwater.....	103

2.6.1	Berekening van de gemiddelde nitraatconcentratie onderaan de wortelzone	103
2.6.2	Berekening van de niraatuitspoeling	109
2.6.3	Weging van de deelpolygonen	109
2.6.4	Koppeling nitraatconcentratie onderaan de wortelzone aan de overeenkomstige nitraatconcentratie in het freatisch meetpunt	111
2.6.5	Bepaling van de procesfactoren grondwater.....	111
2.6.6	Statistische analyse van de procesfactoren grondwater.....	113
2.6.7	Conclusie procesfactor grondwater.....	116
3	Gecombineerde procesfactoren oppervlaktewater-grondwater voor Vlaanderen	118
4	Fase 3: Voorstel van nitraatstikstofresidunormen in functie van de bekomen procesfactoren	121
4.1	Vertaling van de bekomen procesfactoren naar nieuwe nitraatstikstofresidu's	121
4.1.1	Analyse van de scenarioanalyses uit de N-(eco) ² studie	121
4.1.2	Vertaling van de nieuwe procesfactoren oppervlakte- en grondwater naar nitraatresidu's per teeltgroep	124
4.2	Interpretatie van de nieuwe maximale nitraatresidu's	131
4.2.1	Betrouwbaarheid van relatie tussen nitraatresidu en nitraatconcentratie onderaan de wortelzone.....	131
4.2.2	Interpretatie van de betrouwbaarheid van de procesfactoren naar overschrijding van de EU nitraatgrenswaarde.....	132
4.2.3	Vergelijking van de maximale nitraatresidu's op basis van de PFOG-studie met de huidige praktijk.....	137
4.2.4	Invloed van de verdeling van het nitraatresidu over het bodemprofiel.....	146
4.2.5	Aanbevelingen naar de landbouwpraktijk	151
4.3	Suggesties voor een integrale monitoringstrategie	152
4.3.1	Permanent monitoringnetwerk	152
4.3.2	Controlemetingen	155
4.3.3	Meting van het debiet in een aantal MAP meetpunten oppervlaktewater.....	158
4.4	Het gebruik van low-cost wicklysimeters	158
4.5	Metingen van nitraatconcentratie in diepere bodemlagen en drainagebuizen	159
	Lijst van geciteerde publicaties	161
	BIJLAGE 1 - Karakteristieken van de 70 geselecteerde MAP-meetpunten oppervlaktewater.	166
	BIJLAGE 2 - Bespreking van de WEKU-modellering	170

Lijst van gebruikte afkortingen

BDB	Bodemkundige Dienst van België
BOW	Beheerovereenkomst Water
DHM	Digitaal Hoogte Model
GIS	Geografisch Informatie Systeem
GW	Grondwater
HCOV	Hydrogeologische Codering van de Ondergrond in Vlaanderen
HHZ	Hydrogeologisch Homogene Zone
IDW	Inverse distance weighting
KMI	Koninklijk Meteorologisch Instituut
MB	Mestbank; 'Data(set) MB' verwijst naar controlemetingen van het nitraatresidu door de Mestbank
MAP	Mest Actie Plan
OW	Oppervlaktewater
PF	Procesfactor
TAW	Tweede Algemene Waterpassing
VGM	Vlaams Grondwatermodel
VITO	Vlaamse instelling voor technologisch onderzoek
VLM	Vlaamse Landmaatschappij
VMM	Vlaamse Milieu Maatschappij
VMW	Vlaamse Maatschappij voor Watervoorziening

Samenvatting

Deze studieopdracht heeft als doel het evalueren en differentiëren van de huidige nitraatstikstofresidu-norm en de nitraatstikstofresidu-richtwaarde aan de hand van een evaluatie van historische nitraatstikstofresidumetingen en het leggen van de link tussen nitraatstikstofresiduwwaarden en nitraatconcentraties gemeten in het oppervlakte- en grondwater.

Deze studie bestaat uit drie fasen, waarbij in een eerste fase de nitraatresidumetingen van de VLM worden geëvalueerd en op basis hiervan voorspellende modellen worden opgesteld. Deze modellen worden gebruikt in fase twee van het onderzoek om het nitraatresidu te schatten van niet bemonsterde percelen. In een tweede fase worden procesfactoren bepaald voor oppervlaktewater en grondwater. Een procesfactor is een empirische „black box” factor die alle processen omvat die plaatsvinden tussen de nitraatuitspoeling uit het bodemprofiel (vertrekkende van het nitraatresidu in het najaar) en de gemeten nitraatconcentraties in oppervlaktewater of grondwater. Deze procesfactoren leggen dus een link tussen de uitspoeling uit het bodemprofiel en de waterkwaliteitsmetingen in het oppervlaktewater of het grondwater. Een derde fase van dit onderzoek spitst zich toe op het op basis van de wetenschappelijke aannames in deze studie vertalen van deze nieuwe procesfactoren naar maximale nitraatresidu's opdat de grenswaarde van de Europese nitraatrichtlijn (50 mg nitraat per liter water) niet wordt overschreden.

In **fase 1** van het onderzoek analyseerden we de beschikbare nitraatresidumetingen van percelen met een beheersovereenkomst water (BOW; 2000-2008) en van controlemetingen uitgevoerd door de Mestbank (2004-2008). Het gemiddeld nitraatresidu bedroeg bij de BOW 64.8 kg/ha, en bij de controlemetingen 87.2.

Zowel bij de BOW als bij de controlemetingen vertoonde het nitraatresidu een dalende trend over de jaren heen. Deze trend wordt toegeschreven aan het effect van de “Bemestingspraktijk in het jaar van staalname” (BPJS). Dit effect kan beschouwd worden als een combinatie van de verscherping van de bemestingsnormen in de loop der jaren en de progressieve implementatie ervan in de praktijk (soms met terugwerkende kracht), een toenemende aandacht van de landbouwers voor de bemesting en een betere opvolging van de bemestingsadviezen.

In totaal werd de invloed van zevenendertig variabelen op het nitraatresidu statistisch geanalyseerd. Een aantal van deze variabelen werden gebruikt om per gewasgroep een voorspellend MANCOVA-model op te stellen om nitraatresidu's te schatten voor niet-bemonsterde percelen of jaren. De belangrijkste variabelen voor de voorspelling van het nitraatresidu zijn de hoofdteelt van het perceel, de bemestingspraktijk in het jaar van staalname,

de landbouwstreek, de nateelt, de dag van stalname (welke tussen 1 oktober en 15 november gelegen is) en, in mindere mate, de weersomstandigheden en het bedrijfstype.

Fase 2 van dit onderzoek spitste zich toe op het bepalen van procesfactoren voor zowel oppervlaktewater als voor grondwater, alsook op de ruimtelijke differentiatie ervan. De empirische procesfactor kenmerkt de mate van verdunning en afbraak van nitraat, vanaf het moment dat het nitraat de wortelzone op 90 cm onder het maaiveld verlaat tot op het moment dat het ofwel in het oppervlaktewater ofwel in het grondwater terecht komt en gemeten wordt. Bij lage procesfactoren (≈ 1) zal het nitraat dat de wortelzone verlaat in een bijna gelijke concentratie in het oppervlakte- of grondwater terug te vinden zijn, daar waar bij hoge procesfactoren het nitraat verdund en/of afgebroken wordt en dus in een lagere concentratie terug te vinden is in het oppervlakte- of grondwater.

Voor de bepaling van de **procesfactor oppervlaktewater** werd, voor 50 MAP-meetpunten oppervlaktewater, het afstroomgebied berekend in een GIS-omgeving. Daarna werd, voor elk perceel binnen deze afstroomgebieden, de nitraatconcentratie onderaan de wortelzone bepaald door de nitraatuitspoeling over de winterperiode (1 november - 31 maart) te berekenen uit het nitraatresidu aan de hand van een analytisch uitspoelingsmodel. Door de concentraties onderaan de wortelzone van elk perceel te middelen naar hun oppervlakteaandeel werd per afstroomgebied een gemiddelde nitraatconcentratie bekomen. Deze werd op zijn beurt gedeeld door de gemiddelde nitraatconcentratie gemeten in de ontvangende waterloop van dat afstroomgebied. Op deze manier werd voor elk afstroomgebied een procesfactor berekend. De mediane procesfactor oppervlaktewater bedraagt 3.3, maar varieert regionaal. De variatie in deze procesfactoren kan deels worden verklaard door de dominante bodemtextuur van het afstroomgebied en de redoxpotentiaal van de onderliggende aquifer. Deze variabelen werden gebruikt om een voorspellend model op te stellen, waarmee gebiedsdekkende uitspraken konden worden gedaan voor de procesfactor oppervlaktewater.

Voor het bepalen van de **procesfactor grondwater** werd voor 525 meetpunten van het freatisch meetnet het intrekgebied berekend. Dit intrekgebied is een ellipsvormig gebied stroomopwaarts van het meetpunt, waarvan met een bepaalde statistische zekerheid het water afkomstig is dat als neerslag in de bodem dringt en via grondwaterstroming de filter van het meetpunt bereikt. Voor elk perceel binnen de intrekgebieden van deze meetpunten, werd de gemiddelde nitraatconcentratie onderaan de wortelzone berekend uit de nitraatresidu's en gemiddeld over het intrekgebied. Deze gemiddelde nitraatconcentratie werd gekoppeld aan de gemiddelde nitraatconcentratie gemeten in het grondwater, met inachtname van de reistijd. De verhouding van de twee concentraties gaf de procesfactor grondwater. Uit de statistische analyse bleek dat er

geen differentiatie van de procesfactoren grondwater kon worden verricht op basis van de beschikbare gegevens. De mediane procesfactor grondwater bedraagt 2.1.

Tenslotte werden gebiedsdekkend voor Vlaanderen gecombineerde procesfactoren voorgesteld, door in elk gebied de strengste van de twee procesfactoren (gedifferentieerde procesfactor oppervlaktewater en mediane procesfactor grondwater) toe te passen. Deze keuze vloeit voort uit de gedachte dat zowel het oppervlaktewater als het grondwater moeten voldoen aan de Europese nitraatrichtlijn.

In **fase 3** van het onderzoek werden deze gecombineerde procesfactoren vertaald naar maximale nitraatresidu's op basis van de resultaten van een eerdere studie (N-(eco)²) in combinatie met de aannames in deze studie. Deze maximale nitraatresidu's zijn afhankelijk van de bodemtextuur van het landbouwperceel, het verbouwde gewas (effect gewasrest) en het gebruik van een groenbemester na de hoofdteelt. Via betere landbouwpraktijken, zoals een aangepaste vruchtwisseling, een beredeneerde bemesting op basis van grondontleding en bemestingsadvies en het gebruik van groenbemesters, en begeleidende maatregelen kan verdere vooruitgang worden geboekt op de reeds dalende trend van de nitraatresidu's.

Summary

The aim of this study is to evaluate and differentiate the current nitrate residue standard based on a review of historical nitrate nitrogen residue measurements and to link the values of the nitrate residue to the nitrate concentrations measured in surface waters and groundwater.

This study consists of three phases. In a first phase the nitrate measurements of the VLM are evaluated and models for the prediction of the nitrate residue are constructed. These models are used in phase two of the study to assess the nitrate residue in unsampled plots. In a second phase process factors for surface water and groundwater were calculated. A process factor is an empirical "black box" factor that includes all processes that occur between the leaching of nitrate from the soil profile (starting from the nitrate residue in the fall) and the measured nitrate concentrations in surface water or groundwater. These process factors thus impose a link between the nitrate leached out of the soil on the one side and the water quality measurements in surface water or groundwater on the other side. A third phase of this research focuses on translating this new process factors to maximum nitrate residues based on the scientific assumptions of the study in order to comply with the European Nitrates Directive (50 mg per litre of water).

In **phase 1** of the study, we analyzed the available nitrate residue measurements for parcels with a "management agreement water" (BOW; 2000-2008) and of control measurements performed by the "Mestbank" (2004-2008). The average nitrate residue was 64.8 kgN/ha for the parcels with a "management agreement water" and 87.2 kgN/ha for the control measurements.

Both the residues of the "BOW" and the control measurements show a significant decrease over the years. This decrease is due to the effect of the "manuring practice in the year of sampling". This is a combined effect of lower manuring limits and the gradual adoption of these limits in practice, increased attention of the farmers to manuring practices and a better follow up of manuring/fertilization advices.

Thirty-seven variables were found to have a significant impact on the level of the nitrate residue. These variables were used to construct a predictive MANCOVA model to estimate the nitrate residues for unsampled parcels or years. The key variables for the prediction of the nitrate residue are the main crop of the plot, the practice of fertilization in the year of sampling, the agricultural region, the after-crop, the sampling day (which is between October 1 and November 15) and to a lesser extent, the weather and the type of farm.

Phase 2 of this research focused on determining process factors for both surface water and groundwater, as well as the spatial differentiation of these factors. The empirical process factor characterizes the degree of dilution and degradation of nitrate from the moment that the nitrate

leaches out of the root zone at 90 cm below the surface until the moment that it reaches the surface water or the groundwater (where it is being measured). Low process factors (≈ 1) mean that the nitrate leached out of the root zone will be found in an almost equal concentration in the surface water or groundwater, whereas high process factors mean that the nitrate is diluted and/or denitrified and thus that a lower concentration will be measured in surface water or groundwater.

To determine the **process factors** for surface water, a catchment area was determined in a GIS environment for each of the 50 MAP-sample points (which are all chosen in small streams). Then, for each parcel within the catchment, the mean nitrate concentration below the root zone was determined, by calculating the nitrate leaching over the winter period (November 1 to March 31) by means of an analytical nitrate leaching model. The average nitrate concentration below the root zone of each catchment was calculated as a weighted mean over the surface area of each parcel. This average nitrate concentration was in turn divided by the mean nitrate concentration measured in the discharge at the outlet of the catchment. In this way, a process factor was calculated for each of the 50 catchments. The median surface process factor is 3.3, but it varies regionally. The variation in these process factors can be explained partly by the dominant soil texture of the catchment and the redox potential of the underlying aquifer. These variables were used to construct a predictive model, which can be used to make area-covering predictions regarding the process factor for surface waters in Flanders.

To determine the **process factor for groundwater**, the recharge area was determined for 525 sampling points of the phreatic monitoring network. This contributing area is an elliptical region upstream of the sampling point, from which the water, measured in the sampling point originates. The water infiltrates in the soil from precipitation and after recharging the groundwater will flow through the filter of the regarded measuring point. For each parcel within the contributing area of these points, the average nitrate concentration below the root zone was calculated from the nitrate residues. This average nitrate concentration below the root zone was linked to the average nitrate concentration measured in the groundwater, taking into account the travel time of the groundwater. The ratio of the two concentrations defines the process factor for groundwater. A statistical analysis showed that no differentiation of the process factors groundwater could be made based on the available data. The median process factor for groundwater is 2.1.

Finally, combined process factors were proposed for Flanders by adopting the lowest of the two process factors (differentiated process factor for surface water and median process factor for

groundwater). The justification for this approach is based on the need to meet the EU Nitrates Directive standard for both surface water and groundwater.

In **phase 3** of the research, these combined factors are translated into maximum nitrate residues based on the results of an earlier study (N-(eco)², 2002) in combination with the assumptions of this study. These maximum nitrate residues depend on the soil texture of the parcel, the current crop (crop residue effect) and the use of a green manure crop after the main crop.

A further decline of the current measured nitrate residues can be expected if better fertilization practices and accompanying measures are taken.

Inleiding

De studieopdracht ‘Bepalen van procesfactoren voor oppervlaktewater en voor grondwater aan de hand van de nitraatstikstofresidu-metingen en de metingen van de waterkwaliteit met het oog op het evalueren en differentiëren van de huidige nitraatstikstofresidu-norm’ heeft als doel (i) via een statistische analyse na te gaan wat de invloed is van verschillende factoren op de gemeten nitraatresiduwaarden (ii) het opstellen van voorspellende MANCOVA modellen om nitraatresidu’s voor verschillende gewasgroepen te schatten (iii) het evalueren en differentiëren (naar relevante teeltgroepen, bodemtypes als zand, zandleem, leem en klei en grondwaternitraatgevoeligheid van Hydrogeologisch Homogene Zones (HHZ-zones) van de huidige nitraatstikstofresidunorm en de nitraatstikstofresidu-richtwaarde aan de hand van een evaluatie van historische nitraatstikstofresidumetingen, en (iv) het leggen van de link tussen nitraatstikstofresiduwaarden en waterkwaliteit gemeten in het oppervlakte- en grondwater als basis voor een verscherpte onderbouwing van de nitraatresidunorm.

De procesfactor is een soort empirische (of ‘black box’) factor die alle processen omvat die plaatsvinden tussen de nitraatuitloging uit het bodemprofiel (vertrekkende van het nitraatresidu in het najaar) en de gemeten nitraatconcentraties in oppervlaktewater of in grondwater. De procesfactor(en) leggen een link tussen de uitspoeling uit het bodemprofiel en de waterkwaliteitsmetingen in het oppervlaktewater of het grondwater.

De opdracht is opgedeeld in 3 fasen. In een **eerste fase** wordt een statistische analyse van de beschikbare nitraatresidu-metingen uitgevoerd teneinde de beïnvloedende factoren op het nitraatresidu statistisch te begroten. Hierna worden aan de hand van deze factoren voorspellende modellen opgesteld om voor niet bemonsterde percelen of jaren het nitraatresidu te schatten.

In een **tweede fase** worden procesfactoren berekend voor oppervlaktewater en grondwater. De modellen uit fase 1 worden gebruikt om voor verschillende percelen de nitraatresidu’s te schatten, en via een uitspoelingsmodel de nitraatuitspoeling te bepalen over de winterperiode. Deze nitraatconcentraties worden vergeleken met de nitraatconcentraties in oppervlaktewater en grondwater om de procesfactoren te bepalen. Via een statistische analyse wordt nagegaan wat de belangrijkste factoren zijn die de procesfactor verklaren om zo voor Vlaanderen gebiedsdekkende procesfactoren te voorspellen.

In een laatste (**derde**) **fase** worden gedifferentieerde nitraatstikstofresidu’s voorgesteld die rekening houden met deze procesfactoren voor oppervlaktewater en voor grondwater.

Het onderzoek startte op 1 januari 2009.

In dit deel zijn de resultaten en besluiten van **fase 2** en **fase 3** van het onderzoek opgenomen.

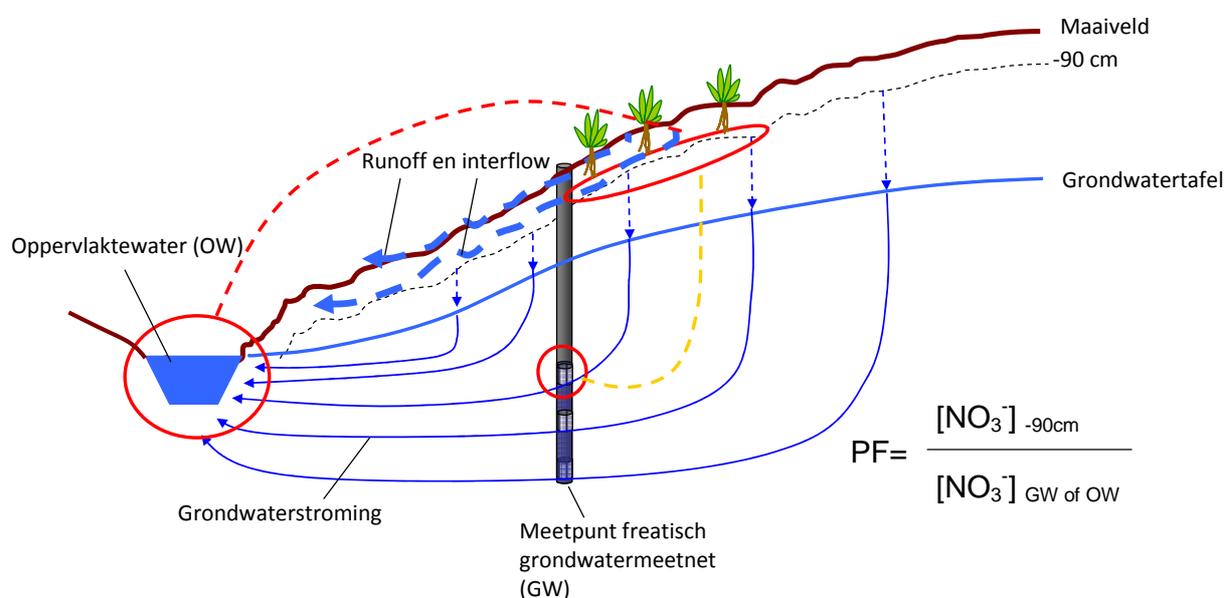
Fase 2:

Bepalen en evalueren van procesfactoren voor oppervlaktewater en grondwater

Fase 2 van dit onderzoek spitst zich toe op het bepalen van procesfactoren voor zowel oppervlaktewater, als grondwater alsook op de ruimtelijke differentiatie van deze procesfactoren. De procesfactor is een empirische factor, die de mate van verdunning en afbraak van nitraat kenmerkt, vanaf het moment dat nitraat de wortelzone op 90 cm onder maaiveld verlaat, tot op het moment dat het ofwel in het oppervlaktewater ofwel in het grondwater terecht komt en gemeten wordt. Bij lage procesfactoren (≈ 1) zal nitraat dat de wortelzone verlaat in een bijna gelijke concentratie in oppervlakte- of grondwater terug te vinden zijn, daar waar bij hoge procesfactoren het nitraat verdund en/of afgebroken wordt en dus in een lagere concentratie terug te vinden is in het oppervlakte- of grondwater.

In Figuur 1 wordt de grondwaterstroming doorheen een hypothetisch profiel weergegeven. De procesfactor oppervlaktewater is de verhouding tussen de gemiddelde nitraatconcentratie onderaan de wortelzone op -90 cm en de gemiddelde nitraatconcentratie in het oppervlaktewater. Het neerslagwater kan via runoff en interflow of via het grondwater, het oppervlaktewater bereiken. Een klein deel van het water komt via directe oppervlakkige afstroming in het oppervlaktewater terecht (zonder aangerijkt te zijn in nitraat). In Vlaanderen is deze component echter te verwaarlozen omwille van de lage topografische gradiënten.

De procesfactor grondwater op zijn beurt is de verhouding tussen de gemiddelde nitraatconcentratie op -90 cm en de gemiddelde nitraatconcentratie in de eerste filter van het meetpunt van het freatisch grondwatermeetnet.



Figuur 1 - Schematische voorstelling van grondwaterstroming en het verband met de procesfactoren oppervlaktewater en grondwater.

De procesfactor oppervlaktewater wordt bepaald als de verhouding tussen de gemiddelde nitraatconcentratie over de winterperiode onderaan de wortelzone en de gemiddelde concentratie in het oppervlaktewater (rode stippellijn).

De procesfactor grondwater wordt bepaald als de verhouding tussen de gemiddelde nitraatconcentratie over de winterperiode onderaan de wortelzone en de gemiddelde concentratie in de eerste filter van een meetpunt van het freatisch grondwatermeetnet (gele stippellijn).

De Europese nitraatrichtlijn (91/676/EEG) stelt dat de grenswaarde voor nitraat in oppervlakte- of grondwater maximaal 50 mg NO₃⁻ per liter water mag bedragen. Procesfactoren voor oppervlakte- en grondwater zijn dus een nuttig middel om de maximale nitraatconcentratie onderaan de wortelzone van een perceel te bepalen, opdat deze grens van 50 mg/l water niet overschreden wordt.

De relatie tussen teelt, het nitraatresidu op een perceel en de nitraatconcentratie onderaan de wortelzone op -90 cm werd in de N-(eco)²-studie (2002) bestudeerd en vervolgens werd voor 4 afstroomgebieden een procesfactor berekend, die vertaald werd naar een gemiddelde procesfactor van 2.4. Met deze factor werden maximale nitraatresidu's bepaald voor verschillende teelten en textuurklassen, opdat met een procesfactor van 2.4 de nitraatconcentratie in oppervlaktewater niet boven 50 mg/l zou uitkomen.

In dit deel wordt de procesfactor voor oppervlaktewater opnieuw berekend en verder gedifferentieerd voor heel Vlaanderen. Verder wordt ook een procesfactor voor grondwater bepaald.

1 Fase 2a: Bepalen en evalueren van procesfactoren voor oppervlaktewater

1.1 Inleiding

De procesfactor oppervlaktewater werd in het N-(eco)² project (2002) gedefinieerd als de verhouding tussen de gemiddelde nitraatconcentratie in het percolatiewater dat de wortelzone verlaat (op -90 cm) en de gemiddelde nitraatconcentratie in het oppervlaktewater en dit voor kleine, door landbouw beïnvloede oppervlaktewatersystemen.

In dit deel wordt de procesfactor oppervlaktewater bepaald voor 50 meetpunten van het MAP-meetnet oppervlaktewater en wordt aan de hand van een statistische analyse getracht de verklarende variabelen voor de variatie in procesfactoren te ontrafelen om zo gebiedsdekkende uitspraken voor Vlaanderen te kunnen doen.

Voor de selectie van 50 MAP-meetpunten wordt telkens het afstroomgebied afgebakend waarvoor de gemiddelde nitraatconcentratie onderaan de wortelzone wordt berekend, door voor elk perceel binnen dit afstroomgebied de gemiddelde nitraatconcentratie onderaan de wortelzone te bepalen voor de winterperiode (1 november tot 31 maart) van vier opeenvolgende jaren (2004 tot 2007). Tijdens de winterperiode is het neerslagoverschot positief en zal er in de bodem een neerwaartse beweging van water ontstaan die o.a. nitraat uit het bodemprofiel meeneemt en verder naar het grondwater en oppervlaktewater transporteert. De tijd die nodig is om dit percolatiewater te transporteren van de wortelzone naar het oppervlaktewater is niet gekend. Bijgevolg is niet geweten wat de gemiddelde “leeftijd” is van het nitraat dat wordt opgevangen in een MAP-meetpunt. Daarom wordt vanuit pragmatische overwegingen een gemiddelde procesfactor berekend voor die 4 jaren, waarvoor via de modellen uit deel 1 het nitraatresidu kon worden berekend.

De gemiddelde nitraatconcentratie onderaan de wortelzone wordt dan gedeeld door de gemiddelde nitraatconcentratie in de ontvangende waterloop om te komen tot een procesfactor per afstroomgebied. De procesfactoren worden dan verder statistisch geanalyseerd en via een voorspellend model kunnen procesfactoren voor heel Vlaanderen worden geschat.

1.2 Het MAP-meetnet oppervlaktewater

Sinds de zomer van 1999 werd het oppervlaktewatermeetnet van de VMM uitgebreid met voor de landbouw specifieke meetpunten. Deze uitbreiding kwam tot stand in overleg met de landbouworganisaties Boerenbond en Algemeen Boerensyndicaat en wordt het MAP-meetnet genoemd (VMM, 2011).

Voor ieder van de geselecteerde MAP-meetpunten gelden volgende criteria:

- Het stroomgebied is hoofdzakelijk agrarisch van karakter;
- Er is geen invloed van industriële afvalwaterbronnen;
- Er is geen invloed van overstorten (op riolen of collectoren) of effluentlozingen van rioolwaterzuiveringsinstallaties geëxploiteerd door de NV Aquafin;
- De hoeveelheid stikstof in het geloosde huishoudelijk afvalwater is berekenbaar, en heeft een beperkte invloed (iedere inwoner loost gemiddeld 10 g stikstof per dag).

Dit meetnet bestaat op dit moment uit 794 meetplaatsen waar de waterkwaliteit meerdere malen per jaar wordt opgemeten. Het betreft kleine waterlopen, waarvan het afstroomgebied gemiddeld ongeveer 300 ha bedraagt en voornamelijk uit landbouwpercelen bestaat.

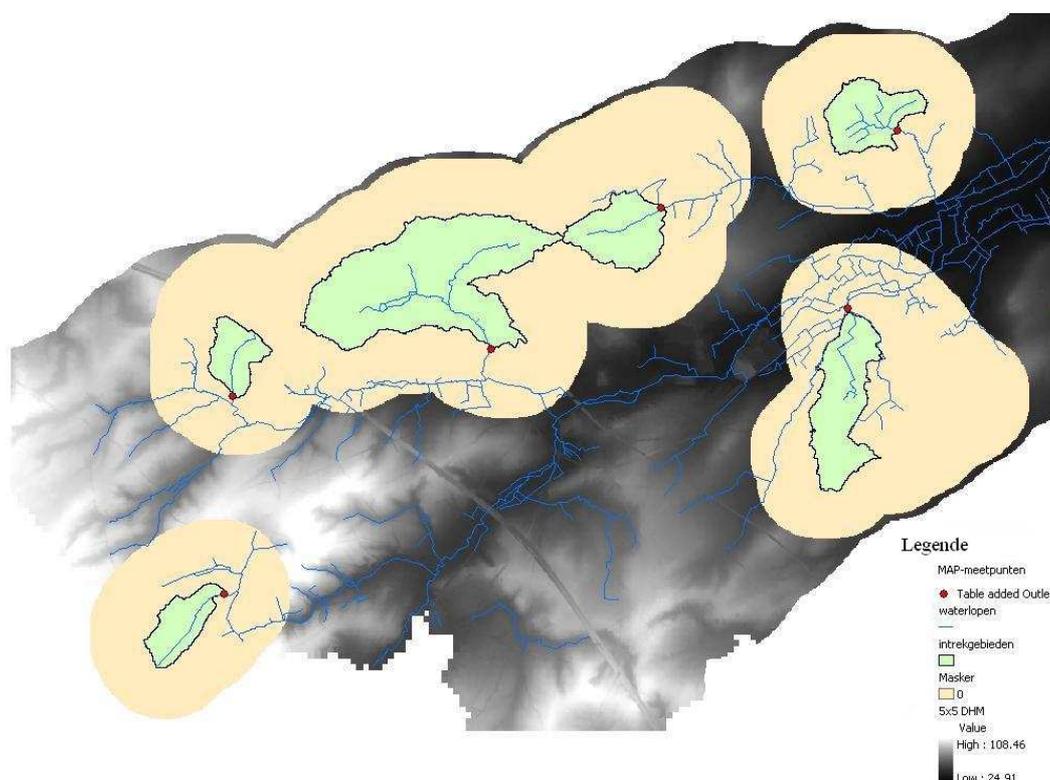
1.3 Afbakening van de afstroomgebieden voor de MAP-meetpunten oppervlaktewater

Voor elk van de 794 MAP-meetpunten oppervlaktewater werd het afstroomgebied ('catchment area') bepaald. Daartoe werd gebruikt gemaakt van ArcSWAT, een extensie van de ArcGIS-software die toelaat om uitgaande van (i) een digitaal hoogtemodel (DHM) en (ii) een hydrografisch netwerk, het afstroomgebied te bepalen voor geselecteerde punten gesitueerd op het hydrografisch net (Di Luzio *et al.* 2002). Als uitgangsggegevens zijn twee Vlaanderen dekkende hoogtemodellen gebruikt, één met rasterresolutie van 100 m en een tweede met resolutie van 5 m, in combinatie met de vectoriële Vlaamse Hydrografische Atlas (VHA) (versie vha20090116_SHP_643; bronschaal: 1/10.000). VHA is een referentie geodataset met o.a. de assen van de bevaarbare en geklasseerde onbevaarbare waterlopen in Vlaanderen. Andere datasets die werden aangewend zijn de geodataset met de MAP-meetpunten oppervlaktewater en de vectoriële geodataset met de afbakening van de rivierdeelbekkens in Vlaanderen.

In deze procedure werd vooreerst gestart met het 100×100 DHM om tot een eerste grove begrenzing van de 794 afstroomgebieden te komen. Voor deze ruwere gebieden, uitgebreid met een bufferzone van 1000 meter, werd vervolgens het 5×5 DHM gebruikt wat geleid heeft tot de finale afstroomgebieden. Voorbewerking van de DHM was nodig om ontbrekende

hoogtewaarden en kunstmatige sinks te verwijderen. Na het doorlopen van de hele ArcSWAT-procedure, die verder identiek is aan de procedure met het 100×100 DHM, zijn de finale afstroomgebieden bekomen.

De procedure voor afbakening zoals hierboven beschreven, werd eerst uitgetest op een selectie van 10 deelbekkens. Deze werden willekeurig gekozen en vertegenwoordigden samen 76 MAP-meetpunten oppervlaktewater. Voor het deelbekken van de Grote Gete zien de afgebakende stroomgebieden voor de 6 MAP-meetpunten, gesitueerd in dit bekken, er uit zoals weergegeven in Figuur 2.



Figuur 2 - Afgebakende afstroomgebieden van de 6 MAP-meetpunten oppervlaktewater, gesitueerd in het deelbekken van de Grote Gete.

Voor elk van de afstroomgebieden werden vervolgens een aantal statistieken berekend: (1) de oppervlakte van het afstroomgebied (km^2), (2) de totale lengte van alle waterlopen binnen het afstroomgebied (km), (3) de drainage-intensiteit van het afstroomgebied (dit is de verhouding van de lengte van de waterlopen binnen het afstroomgebied t.o.v. zijn oppervlakte), (4) de totale oppervlakte van alle landbouwpercelen gesitueerd binnen het afstroomgebied (hiervoor werd gebruik gemaakt van de geodataset met de landbouwpercelen, toestand 2007; op het moment van de berekeningen was de percelendataset 2008 immers nog niet gefinaliseerd) en (5) het

oppervlakteaandeel van landbouwpercelen in het afstroomgebied (dit is de verhouding van de totale oppervlakte van alle landbouwpercelen binnen het afstroomgebied t.o.v. de oppervlakte van het afstroomgebied). Voor de MAP-meetpunten gesitueerd in het deelbekken van de Grote Gete zijn deze statistieken weergegeven in Tabel 1.

Tabel 1 - Statistieken van de MAP-meetpunten gesitueerd in het deelbekken van de Grote Gete.

Naam	Opp. afstroomgebied (km ²)	Lengte waterlopen (km)	Lengte/Opp. (km ⁻¹)	Opp. Landbouw percelen (km ²)	Aandeel landbouwpercelen (%)
Grote Gete_442250	2.10	2.27	1.08	1.64	78.21
Grote Gete_442420	1.44	1.39	0.97	1.18	81.76
Grote Gete_442425	1.34	3.60	2.68	0.97	72.53
Grote Gete_442810	5.74	6.51	1.13	3.70	64.33
Grote Gete_442910	0.80	1.26	1.58	0.65	80.94
Grote Gete_442980	0.88	1.75	2.00	0.84	95.58

De afgebakende afstroomgebieden voor de 76 MAP-meetpunten, gesitueerd in de 10 bestudeerde pilootdeelbekkens, evenals de bijhorende statistieken werden bezorgd aan de VMM. Zo konden de resultaten worden getoetst aan de terreinkennis en expertise van de buitendiensten van de provinciale afdelingen. Na evaluatie door de VMM werd de ontwikkelde procedure verder toegepast op de resterende 92 deelbekkens. Omwille van een aantal tekortkomingen in de beschikbare datasets en het voorkomen van gebieden met een zeer complex waterafvoernetwerk (bv. complex patroon van grachten) kon niet voor alle 794 MAP-meetpunten oppervlaktewater een afstroomgebied worden afgebakend. In totaal ging het om 113 probleemgevallen, zodat er nog 681 meetpunten overbleven waarvoor het afstroomgebied werd afgebakend en de vermelde statistieken berekend.

1.4 Verdere karakterisering van de afstroomgebieden

Voor de eerder afgeleide 681 bruikbare afstroomgebieden werden een hele reeks bijkomende karakteristieken bepaald. In eerste instantie werden de via ArcSWAT berekende polygonen die de afstroomgebieden afbakenen, gekoppeld aan de attribootinformatie van de overeenkomstige MAP-meetpunten oppervlaktewater. Aan elke polygoon werd aldus volgende informatie gekoppeld: (1) een door VMM toegekend uniek nummer voor het bij de polygoon horende MAP-meetpunt; (2) de gemeente waarin het MAP-meetpunt gesitueerd is; (3) de provincie waarin het MAP-meetpunt gesitueerd is; (4) de waterloop waarop het meetpunt gesitueerd is; (5) de X-coördinaat van het meetpunt (projectie = Lambert 72, eenheid = meter); (6) de Y-coördinaat van

het meetpunt (projectie = Lambert 72, eenheid = meter); (7) een aanduiding van het feit of het een actief of slapend MAP-meetpunt betreft; (8) het rivierbekken waarin het meetpunt (en bijgevolg ook het afstroomgebied) gesitueerd is; (9) het deelbekken waarin het meetpunt gesitueerd is; en (10) het waterschap waartoe het MAP-meetpunt behoort. De attribuutinfo m.b.t. het deelbekken (9) en het waterschap (10) is niet opgenomen in de oorspronkelijke geodataset van de MAP-meetpunten oppervlaktewater, maar werd voorafgaandelijk aan deze geodataset gekoppeld.

Vervolgens werd een topologische intersectie gemaakt tussen de geodataset van de afstroomgebieden en de geodataset van de hydrogeologisch homogene zones (HHZ's), waarna de oppervlakteaandelen van de verschillende HHZ's binnen elk afstroomgebied werden berekend (dit is de verhouding van de oppervlakte van een HHZ binnen het afstroomgebied t.o.v. de totale oppervlakte van het afstroomgebied).

In de attribuentabel bij de geodataset die resulteerde uit de voorgaande intersectie werd voor elk van de 681 afstroomgebieden telkens het aantal HHZ's aangegeven die het afstroomgebied doorsnijden. Bovendien werd voor elk afstroomgebied ook de dominante HHZ (dit is de HHZ met het grootste oppervlakteaandeel) en zijn oppervlakteaandeel opgenomen, evenals enkele voor deze HHZ typische parameters zoals (1) hydraulische doorlatendheid; (2) hydraulische gradiënt en dikte van de onverzadigde zone; (3) afzettingshistoriek (kenmerkend voor de oxidatiestatus van de sedimenten); (4) dikte van de oxidatiezone; en (5) reductiecapaciteit. Deze parameters kregen scores toegewezen, variërend van 0 (= verwaarloosbaar) tot 4 (= uiterst goed; alleen voor hydraulische doorlatendheid). Het puntentotaal geeft de potentiële kwetsbaarheid van een zone voor nitraatverontreiniging aan (Eppinger en Thomas, 2007).

In een volgende stap werd de bodemtextuur van elk afstroomgebied bepaald. Daartoe werd vooreerst een topologische intersectie gemaakt tussen de afstroomgebieden-geodataset en de bodemkaart Vlaanderen, zodat de verschillende bodemkaartenheden binnen elk afstroomgebied geïdentificeerd konden worden. Uit de bodemkaartenheden gesitueerd in de niet-polders kon de textuur makkelijk worden afgeleid uit de corresponderende textuurklassen (Ameryckx *et al.*, 1995). Voor de doeleinden van deze studie werden deze textuurklassen geaggregeerd tot volgende 4 klassen: 'Zand' (Z en S), 'Zandleem' (P en L), 'Leem' (A en G), en 'Klei' (E en U). De bodemkaartenheden gesitueerd in de Polders zijn gebaseerd op een geomorfologisch bodemclassificatiesysteem waaruit de bodemtextuurklasse niet onmiddellijk is af te leiden. Dit kon echter wel gebeuren op basis van de informatie van De Leenheer en Van Ruymbeke (1960). Bovenop de textuurklassen: 'Zand', 'Zandleem', 'Leem', en 'Klei', werd nog een 5de klasse gedefinieerd, 'Anders'. Deze werd onder meer toegewezen aan bodemkaartenheden van

antropogene oorsprong, de zogenaamde kunstmatige gronden (codering OA, OB, OC, OE, OG, ...), maar ook aan veengronden, mergelgronden e.d. Eens aan elke bodemkaartenheid één van de 5 mogelijke textuurklassen was toegekend, konden de oppervlakteaandelen van de verschillende textuurklassen binnen elk afstroomgebied worden berekend. In de attribuentabel bij de geodataset van afstroomgebieden werd voor elk afstroomgebied telkens het aantal verschillende textuurklassen binnen het afstroomgebied aangegeven, evenals de dominante textuurklasse en zijn oppervlaktaandeel.

In een vijfde stap werd het landgebruik binnen elk afstroomgebied geïdentificeerd. Daarvoor werd gebruik gemaakt van een landgebruiksgeodataset, toestand 2005, ontwikkeld door VITO. Het betreft een rasterdataset met een ruimtelijke resolutie van 150 m, waarbij aan elke rastercel (150 m × 150 m) een code werd toegekend, die overeenstemt met 1 van 28 onderscheiden vormen van landgebruik. De onderscheiden landgebruiksklassen zijn weergegeven in Tabel 2.

Tabel 2 - De landgebruiksklassen, onderscheiden in de geactualiseerde landgebruiksgeodataset voor Vlaanderen.

RASTERCODE	LANDGEBRUIK	RASTERCODE	LANDGEBRUIK
0	overige	16	akker
1	niet geregistreerd grasland met natuurwaarde	17	bos met natuurbeheer
2	niet geregistreerde landbouwgrond	18	bos met bosbeheer
3	moeras zonder natuurbeheer	19	moeras met natuurbeheer
4	heide zonder natuurbeheer	20	heide met natuurbeheer
5	kustduin zonder natuurbeheer	21	kustduin met natuurbeheer
6	residentiële/commerciële bebouwing	22	slik en schorre
7	agrarische bebouwing	23	recreatie- en sportterrein
8	industrie	24	park
9	zeehaven	25	militaire voorziening
10	luchthaven	26	infrastructuur
11	grasland met natuurbeheer	27	water
12	productiegrasland met natuur- en milieudoelen		
13	productiegrasland		
14	akker met natuurdoelen		
15	akker met milieudoelen		

De rastergeodataset werd vooreerst omgezet naar een vectordataset, waarna een topologische intersectie werd gemaakt met de afstroomgebieden-geodataset. Tenslotte werd op volledig analoge wijze als voor de HHZ's en bodemtextuur het aantal verschillende landgebruiksklassen binnen elk afstroomgebied geïdentificeerd, waarna de oppervlakteaandelen van deze klassen werden berekend.

In de attribuentabel van de afstroomgebiedendataset werden voor elk record (=afstroomgebied) volgende parameters opgenomen: aantal verschillende landgebruiksklassen in

het betreffende afstroomgebied, de dominante landgebruiksklasse, en het oppervlakteaandeel van deze dominante klasse.

In een volgende stap werd voor elk afstroomgebied de totale oppervlakte onder landbouwgebruik berekend a.d.h.v. de mestbank-percelen-geodatasets voor 2000 tot en met 2008. Aangezien deze datasets vectorieel gestructureerd zijn, kan een meer correcte inschatting van het reële landbouwgebruik binnen elk afstroomgebied worden gemaakt dan wanneer gebruik gemaakt wordt van rasterdataset 'landgebruik' met resolutie van 150 m. De via de mestbank-percelendatasets berekende oppervlakteaandelen landbouw, vormden het belangrijkste selectie criterium bij de uiteindelijke selectie van de MAP-meetpunten waarvoor een procesfactor zal worden berekend. Immers, hoe groter deze oppervlakteaandelen, hoe groter de waarschijnlijkheid dat de variatie op de gemeten nitraatwaarden op de MAP-meetpunt-locaties te verklaren zijn door landbouwpraktijken alleen. Tevens werd voor de jaren 2000 tot en met 2008 ook het oppervlakteaandeel berekend voor landbouwpercelen binnen het afstroomgebied waarvoor een beheersovereenkomst water (BOW) is afgesloten. Voor percelen onder BOW gebeurt standaard een bepaling van het nitraatresidu, zodat een hoog oppervlakteaandeel van dergelijke percelen veel residumetingen garandeert, waardoor de procesfactor nauwkeuriger berekend zal kunnen worden. Voor de jaren 2001, 2002, 2006, 2007 en 2008 kunnen de percelen onder BOW rechtstreeks geïdentificeerd worden uit de mestbank-percelen-geodatasets dank zij een daartoe geëigend attribuut. In de percelendatasets van de jaren 2000, 2003, 2004 en 2005 ontbreekt een dergelijk attribuut. Hier moest een beroep worden gedaan op een databank waarin de nitraatresidumetingen zijn samengevat voor de percelen onder BOW. In deze databank wordt voor elke meetwaarde een X- en Y-coördinaat gespecificeerd, waarmee het mogelijk is het perceel te traceren waarop de waarde van toepassing is. Dit gebeurde door deze coördinaten te projecteren op de respectievelijke percelengeodatasets.

In een zevende stap werd a.d.h.v. de resultaten van het WetSpas-model (Batelaan en De Smedt, 2007; Batelaan *et al.*, 2007) de hydrologie van elk afstroomgebied gekarakteriseerd. Het WetSpas-model berekent voor rastercellen van 50 m × 50 m onder meer de jaarlijkse 'runoff' (= de snelle component, het water dat via oppervlakkige afstroom, drainage, interflow,... in het oppervlaktewater terecht komt) en de jaarlijkse 'recharge' (de hoeveelheid neerslagwater, in mm/jaar, die via percolatie in het grondwater terechtkomt; dit is de zogenaamde grondwatervoeding). Van beide parameters werd voor elke rastercel de verhouding runoff/recharge gemaakt, hetgeen in feite de verhouding snelle t.o.v. trage afvoer is. Vervolgens werden voor deze verhoudingen volgende statistieken berekend per afstroomgebied: (1) een gemiddelde waarde van de verhouding; (2) een standaardafwijking; (3) de minimale waarde; (4) de

maximale waarde; en tenslotte (5) de range van de verhouding (= verschil tussen de maximale en minimale waarde).

Voor de bepaling van de procesfactor van elk afstroomgebied is naast kennis van het nitraatresidu op perceelsniveau, ook de nitraatconcentratie gemeten in het bijhorende MAP-meetpunt van belang. Om een inschatting te kunnen maken van het feit of een MAP-meetpunt eerder als slecht (lees: doorgaans hoge nitraatconcentraties) of eerder als goed (lees: doorgaans lage nitraatconcentraties) moet worden bestempeld, werden a.d.h.v. van de beschikbare nitraatmetingen voor de MAP-meetpunten oppervlaktewater (2004-2008) enkele indicatieve nitraatparameters berekend. Deze parameters werden in het verleden ook reeds door VMM berekend voor elk MAP-meetpunt, voor rapportering naar Europa toe. Het gaat om (1) een gemiddelde voor alle nitraatwaarden gemeten vanaf 2004 tot en met 2008; (2) de maximale nitraatwaarde gemeten in deze periode; en (3) de gemiddelde nitraatwaarde in de wintermaanden (oktober tot en met maart). Vervolgens werden de berekende waarden ondergebracht in één van volgende klassen: 'laag': $\leq 10 \text{ mg NO}_3^- \cdot \text{l}^{-1}$; 'matig': $> 10 \text{ mg NO}_3^- \cdot \text{l}^{-1}$ en $\leq 40 \text{ mg NO}_3^- \cdot \text{l}^{-1}$; of 'hoog': $> 40 \text{ mg NO}_3^- \cdot \text{l}^{-1}$. VMM onderscheidt 5 klassen i.p.v. 3 ($\leq 2 \text{ mg NO}_3^- \cdot \text{l}^{-1}$; $> 2 \text{ mg NO}_3^- \cdot \text{l}^{-1}$ en $\leq 10 \text{ mg NO}_3^- \cdot \text{l}^{-1}$; $> 10 \text{ mg NO}_3^- \cdot \text{l}^{-1}$ en $\leq 40 \text{ mg NO}_3^- \cdot \text{l}^{-1}$; $> 40 \text{ mg NO}_3^- \cdot \text{l}^{-1}$ en $\leq 50 \text{ mg NO}_3^- \cdot \text{l}^{-1}$; $> 50 \text{ mg NO}_3^- \cdot \text{l}^{-1}$). De eerste twee VMM-klassen en de laatste twee VMM-klassen werden voor de doeleinden van deze studie geaggregeerd. Bovenop de drie vermelde nitraatparameters werd nog een vierde parameter berekend, met name de gemiddelde waarde voor de jaarmaxima (2004 tot en met 2008). Deze waarden werden eveneens ondergebracht in 1 van 3 mogelijke klassen ('laag', 'matig', of 'hoog'). De klassegrenzen verschillen echter van de eerder gedefinieerde klassegrenzen voor 'laag', 'matig', of 'hoog' (≤ 10 ; > 10 en ≤ 40 ; > 40), daar het gebruik van deze klassegrenzen een te strenge classificatie zou impliceren. De jaarmaxima-gemiddelden werden geclassificeerd als 'laag' indien ze kleiner zijn dan het 25-percentiel, als 'hoog' indien groter dan het 75-percentiel, en als 'matig' indien hun waarde begrepen is tussen het 25- en 75-percentiel van de gegevensverdeling. Op die manier werden voor elk MAP-meetpunt vier parameters berekend, waarbij afhankelijk van de berekende waarden, 4 maal één van drie mogelijke klassen ('laag', 'matig', of 'hoog') aan het MAP-meetpunt werden verbonden. Om tot een finale beoordeling van het MAP-meetpunt te komen m.b.t. de gemeten nitraatconcentraties voor het punt, werd een beslissingsregel toegepast, waarbij op basis van het voorkomen van het aantal klassen, aan het meetpunt een 'globale' klasse (eveneens 'laag', 'matig', of 'hoog') werd toegewezen. Bijvoorbeeld: 4 maal 'hoog' leidt tot een globale beoordeling van 'hoog', 3 maal 'laag' en 1 maal 'matig' wordt 'laag', 3 maal 'matig' en 1 maal 'hoog' wordt 'matig', enzovoort. De volledige beslissingsregel is samengevat in Tabel 3.

Tabel 3 - Beslissingsregel voor de finale beoordeling ('laag', 'matig', of 'hoog') van de MAP-meetpunten oppervlaktewater m.b.t. de gemeten nitraatconcentraties voor het punt.

parameter 1	parameter 2	parameter 3	parameter 4	totale beoordeling
laag	laag	laag	laag	laag
laag	laag	laag	matig	laag
laag	laag	laag	hoog	laag
laag	laag	matig	matig	laag
laag	laag	hoog	matig	laag
matig	matig	matig	matig	matig
matig	matig	matig	laag	matig
matig	matig	matig	hoog	matig
matig	matig	hoog	laag	matig
hoog	hoog	matig	matig	hoog
hoog	hoog	hoog	matig	hoog
hoog	hoog	hoog	hoog	hoog

Tenslotte werd ook het totaal aantal nitraatmetingen voor elke MAP-meetpunt bepaald voor de periode 2004 tot en met 2008. Voor de nauwkeurige berekening van de procesfactor verdient het immers de voorkeur om enkel meetpunten te selecteren waarvoor voldoende nitraatmetingen voorhanden zijn.

1.5 Preselectie van 70 afstroomgebieden

Uit de set van 681 bruikbare afstroomgebieden werden er in eerste instantie 70 geselecteerd. Deze preselectie wordt voorgelegd aan de VMM ter controle, waarbij het de bedoeling was om finaal 50 afstroomgebieden te selecteren voor berekening van de procesfactor.

Voor de preselectie van de 70 afstroomgebieden werd een bijkomende randvoorwaarde opgelegd: de afstroomgebieden oppervlaktewater dienen gelegen te zijn binnen één van de 9 geselecteerde HHZ's waarvoor een procesfactor grondwater zal worden bepaald (HHZ 33, 00, 72, 74, 63, 23, 40, 32 en 21). Om te vermijden dat afstroomgebieden die door meerdere HHZ's worden doorsneden uit de selectie zouden vallen indien één of meerdere van de HHZ's die het afstroomgebied doorsnijden niet behoren tot de HHZ's die werden geselecteerd voor de bepaling voor de procesfactor grondwater, werd enkel gekeken naar de dominante HHZ binnen elk afstroomgebied. Indien de dominante HHZ niet tot één van de 9 geselecteerde HHZ's behoort, wordt het afstroomgebied niet geselecteerd. Door toepassing van dit criterium op de 681 bruikbare afstroomgebieden, bleven er nog 372 over.

Een tweede criterium betreft het verwerpen van afstroomgebieden die te dicht tegen de buitengrens van Vlaanderen gelegen zijn. Zo zijn er duidelijk enkele afstroomgebieden afgebakend in de nabijheid van de grens met Wallonië, Frankrijk en Nederland, waar het

afgebakende afstroomgebied abrupt stopt aan de grens. In werkelijkheid echter gaat het afstroomgebied ook over de grens heen. De reden voor het abrupt eindigen aan de grens van het gesimuleerde afstroomgebied stoelt op het feit dat het DHM, gebruikt voor de afbakening van de afstroomgebieden in de ArcSWAT-omgeving, beperkt is tot het Vlaamse grondgebied.

Alle gesimuleerde afstroomgebieden die zich uitstrekken tot op minder dan 100 meter van de geografische grens van Vlaanderen, werden verwijderd uit de set van 372 overblijvende afstroomgebieden. Toepassen van dit criterium leidde tot de verwerping van 24 bijkomende afstroomgebieden, zodat er finaal 348 afstroomgebieden overbleven, waaruit er 70 geselecteerd moeten worden.

De selectie van de 70 afstroomgebieden (en evenveel MAP-meetpunten oppervlaktewater) diende dusdanig te gebeuren dat ze evenredig – naar oppervlakte – verdeeld zijn over de 11 grote Vlaamse rivierbekkens. Daarom werd het oppervlakteaandeel in Vlaanderen van deze rivierbekkens berekend, alsook het aantal te selecteren MAP-meetpunten (afstroomgebieden) in elk bekken. De resultaten zijn opgenomen in Tabel 4.

Tabel 4 - Oppervlakteaandeel van de Vlaamse rivierbekkens en aantal te selecteren MAP-meetpunten in elk bekken.

BEKKEN	OPP-AANDEEL (%; referentie = opp. Vlaanderen)	AANTAL PUNTEN (totaal = 70)
Ijzer	10.1	7
Brugse Polders	7.7	5
Gentse Kanalen	6.7	5
Beneden Schelde	12.5	9
Leie	7.2	5
Boven Schelde	4.2	3
Dender	5.2	4
Dijle en Zenne	8.2	6
Demer	14.1	10
Nete	12.3	8
Maas	11.8	8

Uit de overblijvende 348 afstroomgebieden werden per bekken de beste afstroomgebieden geselecteerd, waarbij de te respecteren aantallen voor elk bekken zijn aangegeven in Tabel 4. Volgende selectiecriteria werden hierbij in acht genomen: (1) een hoog oppervlakteaandeel aan landbouwpercelen; (2) grote homogeniteit wat betreft bodemtextuur en (3) HHZ-homogeniteit. Het eerste criterium kreeg meer gewicht dan criteria 2 en 3, daar het belangrijk is dat de opgemeten nitraatconcentraties in de MAP-meetpunten zoveel mogelijk zijn toe te schrijven aan landbouwpraktijken, met zo weinig mogelijk beïnvloeding door andere landgebruiksvormen. Hoewel er vooropgesteld was om alleen meetpunten te selecteren waarvoor de dominante HHZ van het intrekgebied tot één van de 9 geselecteerde HHZ's behoort, zijn er 2 rivierbekkens (Dijle-

Zenne en Nete) waar ook meetpunten geselecteerd zijn waarvoor de dominante HHZ van het betrokken afstroomgebied niet tot één van de geselecteerde HHZ's behoort, vanwege het te laag aantal bruikbare afstroomgebieden (veel afstroomgebieden met een te laag oppervlakteaandeel aan landbouwpercelen en eventueel ook te grote bodemtextuur-heterogeniteit en/of te grote HHZ-heterogeniteit). Voor het Nete-bekken hebben 4 van de 8 geselecteerde afstroomgebieden een dominante HHZ die niet tot één van de geselecteerde HHZ's behoort; voor het Dijle-Zenne-bekken hebben 5 van de 6 afstroomgebieden een afwijkende HHZ.

Na toepassen van de 3 selectiecriteria op de afstroomgebieden in de verschillende bekkens, volgens de aantallen voorgesteld in Tabel 4, werden 70 afstroomgebieden geselecteerd. In eerste instantie werd voor de corresponderende meetpunten nagegaan of er voldoende nitraatmetingen in het oppervlaktewater beschikbaar zijn, aangezien de in het oppervlaktewater geregistreerde NO_3^- -concentraties nodig zijn voor de berekening van de procesfactor. Het aantal nitraatmetingen in de periode 2004 tot en met 2008 voor de 70 geselecteerde punten varieerde van 7 tot 71. Punten die minder frequent worden bemonsterd betreffen de zogenaamde slapende MAP-meetpunten, meetpunten waarvoor in het verleden lage nitraatconcentraties werden opgemeten en die omwille van die reden minder intensief worden opgevolgd. Aangezien beoogd werd om in de finale selectie van meetpunten naast punten met hoge en matige nitraatconcentraties ook punten met lage nitraatwaarden te selecteren, werden ook enkele slapende punten geselecteerd. Voor alle punten waarvoor minder dan 50 bemonsteringen zijn gebeurd in de periode 2004-2008, werd nagegaan of een zeker patroon kon herkend worden in de evolutie van de nitraatwaarden doorheen het jaar, door het grafisch weergeven van de opgemeten NO_3^- -concentraties i.f.v. de tijd. A.d.h.v. weerkerende patronen is het immers mogelijk om nitraatwaarden te gaan voorspellen voor periodes waarin weinig of geen bemonsteringen zijn gebeurd. Voor het merendeel van de punten kon een jaarlijks weerkerende winterpiek geïdentificeerd worden, doch voor de punten met slechts 7 bemonsteringen over een periode van 4 jaar, was er geen enkel patroon te herkennen.

Twee meetpunten met 7 meetwaarden werden daarom verwijderd uit de selectie van 70 punten en vervangen door 2 meetpunten waarvoor meer nitraatmetingen in het oppervlaktewater beschikbaar zijn, hoewel voor deze punten enigszins moest toegegeven worden op het selectie criterium 'hoog oppervlakteaandeel aan landbouwpercelen'. In de nieuwe MAP-meetpunten-selectie werden voor het MAP-meetpunt met de minste bemonsteringen 12 nitraatmetingen verricht over de beschouwde periode (2004-2008) en werd voor 71% van de punten (= voor 50 van de 70 punten) meer dan 30 metingen verricht, wat neerkomt op gemiddeld meer dan 6 metingen per jaar.

Wanneer de verdeling van de geselecteerde meetpunten bestudeerd werd over de 3 beoordelingsklassen voor nitraatconcentratie ('laag', 'matig' en 'hoog'), kon worden vastgesteld dat 13% van de geselecteerde punten (9 van de 70) worden ondergebracht in de klasse 'laag', 49% (34 van de 70) in de klasse 'matig' en 39% (27 van de 70) in de klasse 'hoog'. Vergelijking met de beoordelingsklassen m.b.t. nitraat voor de 789 MAP-meetpunten waarvoor NO_3^- -metingen in het oppervlaktewater beschikbaar zijn, waarbij 25% van de meetpunten ressorteert onder de klasse 'laag', 43% onder de klasse 'matig' en 32% onder de klasse 'hoog', maakt duidelijk dat in de selectie er een ondervertegenwoordiging is van meetpunten in de klasse 'laag'. Er is echter niet getracht om de verdeling over de verschillende beoordelingsklassen recht te trekken door het vervangen van geselecteerde punten. Per bekken werden immers de beste punten geselecteerd volgens de eerder vermelde 3 criteria, zodat het vervangen onvermijdelijk zou leiden tot het opnemen van punten met (i) een lager oppervlakteaandeel aan landbouwpercelen, en/of (ii) meer textuur-heterogeniteit, en/of (iii) meer HHZ-heterogeniteit.

Van de 70 geselecteerde meetpunten zijn er 7 (10%) waarvoor in 2008 in het corresponderende afstroomgebied beheersovereenkomsten water (BOW's) zijn afgesloten. Aangezien voor percelen onder BOW standaard een jaarlijkse nitraatresidumeting dient te gebeuren, impliceert een afstroomgebied met een hoog oppervlakteaandeel aan percelen onder BOW veel beschikbare residumetingen. Voor zulke afstroomgebieden kan de procesfactor wellicht correcter geschat worden vergeleken met afstroomgebieden waarvoor de nitraatresidu's op perceelsniveau dienen geschat te worden. Voor 4 van de 7 afstroomgebieden met percelen onder BOW in 2008 bedroeg het oppervlakteaandeel aan BOW-percelen meer dan 40% van de totale oppervlakte.

De verdeling van de 70 geselecteerde afstroomgebieden en de 681 bruikbare afstroomgebieden over de verschillende klassen voor de dominante textuur ('zand', 'zandleem', 'leem', 'klei' en 'anders') is aangegeven in Tabel 5.

Tabel 5 - Procentuele verdeling van de geselecteerde afstroomgebieden en bruikbare afstroomgebieden over de dominante textuurklassen.

Geselecteerde afstroomgebieden		Bruikbare afstroomgebieden	
Dominante textuur	Aandeel (%)	Dominante textuur	Aandeel (%)
Zand	31	Zand	38
Zandleem	37	Zandleem	33
Leem	24	Leem	21
Klei	7	Klei	6
Anders	0	Anders	1

Uit het linker luik van Tabel 5 is duidelijk dat er in de selectie van 70 afstroomgebieden een ondervertegenwoordiging is aan afstroomgebieden met 'Klei' als dominante textuurklasse. Deze

ondervertegenwoordiging is een rechtstreeks gevolg van het feit dat ook voor de 681 bruikbare afstroomgebieden de ‘Klei’-textuurklasse ondervertegenwoordigd is, zoals blijkt uit het rechterluik van Tabel 5. Er wordt verwacht de ‘Klei’-textuurklasse vooral aan te treffen in het bekken van de IJzer en het bekken van de Brugse Polders, doch van de 138 bruikbare afstroomgebieden in deze bekkens zijn er slechts 32 (23%) waarvoor klei de dominante textuur uitmaakt. Een evenredige verdeling van de 70 afstroomgebieden over de verschillende textuurklassen was bijgevolg niet mogelijk.

Tenslotte wordt in Tabel 6 de procentuele verdeling aangegeven van de 70 geselecteerde afstroomgebieden over de verschillende klassen voor de dominante HHZ. In de selectie van 70 afstroomgebieden zijn HHZ 21, HHZ 32, HHZ 40 en HHZ 72 het best vertegenwoordigd, zoals blijkt uit Tabel 6.

Tabel 6 - Procentuele verdeling van de geselecteerde afstroomgebieden over de dominante HHZ-klassen.

HHZ	HHZ-beschrijving	Aandeel (%)
00	Polderafzettingen	7
21	Vlaamse Vallei	24
23	Hoogterrasafzettingen	4
32	Quartair dek op Ieperse klei	20
33	Quartair dek op Paniseliaan klei	3
40	Complex van de Kempen	13
52	Formatie van Mol	1
62kas	Formatie van Kasterlee	1
63	Formatie van Diest	3
64ber	Formatie van Berchem (en Bolderberg)	3
71	Formatie van Brussel	1
72	Onder-Oligoceen	13
75h	Zanden van Mons-en Pevèle in heuvelgebieden	6

De belangrijkste karakteristieken van de 70 geselecteerde afstroomgebieden oppervlaktewater werden samengevat in bijlage 1.

1.6 Definitieve selectie van 50 afstroomgebieden

De preselectie van 70 afstroomgebieden werd ter controle voorgelegd aan de VMM, met als doel de 50 meest geschikte afstroomgebieden te selecteren waarvoor een procesfactor zal worden berekend.

1.6.1 Feedback van de VMM

De preselectie van 70 afstroomgebieden werd voorgelegd aan de VMM voor drie doeleinden:

- (i) Verificatie van de begrenzing van het afstroomgebied: komt het gesimuleerde afstroomgebied overeen met de bevindingen van de VMM-buitendiensten op het terrein, of zijn er terreinkenmerken die niet konden worden afgeleid via het DHM en de VHA?
- (ii) Identificatie a.d.h.v. de VMM-riolendataset, van (a) huishoudens binnen het afstroomgebied die niet zijn aangesloten op het rioleringsnet (zogenaamde disperse huishoudens) en (b) huishoudens waarvan het afvalwater wordt verzameld in een rioleringsstelsel, maar waarbij het rioleringsstelsel niet is aangesloten op een rioolwaterzuiveringsinstallatie (eindpunt van de riolering komt finaal uit in een waterloop). Afstroomgebieden van MAP-meetpunten waarin veel van dergelijke huishoudens gelegen zijn, worden beter niet meegenomen in de finale selectie, omdat de gemeten hoeveelheden nitraat in het oppervlaktewater te sterk door het huishoudelijk afvalwater zouden kunnen worden beïnvloed.
- (iii) Aanwijzen van MAP-meetpunten waarvan bekend is dat ze sterk beïnvloed worden door spuiwaterlozingen afkomstig uit de glastuinbouw. Zulke meetpunten zullen eveneens niet worden meegenomen in de finale selectie, vermits de gemeten nitraatconcentraties in het MAP-meetpunt ook hier beïnvloed worden door de lozingen.

22 Van de 70 afstroomgebieden werden door de VMM als niet (volledig) correct beschouwd. Twee daarvan waren te wijten aan foutieve coördinaten van de MAP-meetpunten bij aanlevering van de data, fouten die pas na de afbakening werden gecorrigeerd. Andere verschillen hadden te maken met specifieke terreinkennis zoals aanwezigheid van duikers, recente aanpassingen van grachten, ophogingen, ... Bepaalde terreineigenschappen konden bovendien niet in rekening worden gebracht bij de berekening via een DHM en een hydrografisch netwerk. Vandaar dat voor sommige MAP-meetpunten het berekende afstroomgebied werd gecorrigeerd door VMM op basis van terreinkennis.

Andere verschillen tussen de vorm van het berekende afstroomgebied en de beoordeling door VMM waren toe te schrijven aan het feit dat de afbakening door de VMM werd verricht via de hoogtelijnen op de topografische kaart, terwijl voor de digitale afbakening een DHM werd gebruikt. Het DHM is echter nauwkeuriger dan de aanduiding van hoogtelijnen op een stafkaart, waardoor het afstroomgebied dat werd berekend a.d.h.v. het DHM, in vele gevallen nauwkeuriger zal zijn dan het a.d.h.v. hoogtelijnen bepaalde afstroomgebied.

Samengevat kunnen we stellen dat bij een verschil tussen berekend afstroomgebied en door de VMM geschat afstroomgebied dat toe te schrijven is aan terreinkennis, het waarschijnlijk is dat de interpretatie van VMM correcter is. Wanneer het verschil is toe te schrijven aan het gebruik van verschillende gegevens over de topografie van het landschap, zal het waarschijnlijker zijn dat de op het DHM/VHA gebaseerde afbakening correcter is.

1.6.2 Interpretatie van de feedback en aanpassing van de afstroomgebieden

Voor elk van de 22 afstroomgebieden waarvoor VMM bepaalde aanpassingen heeft gesuggereerd (uitgezonderd deze met foutieve coördinaten), werden de geformuleerde suggesties systematisch geverifieerd. Hiervoor werd er ingezoomd op elk afstroomgebied in kwestie en werd vooreerst het contrast van het DHM verhoogd, hetgeen toelaat om meer details te zien in hoogteverschillen op een grotere schaal (d.w.z. voor een kleiner gebied). Vervolgens werd het berekende afstroomgebied gevisualiseerd samen met de Google Earth beelden, teneinde een beter beeld te krijgen van het landgebruik binnen het afstroomgebied en van de waterlopen of drainagegrachten in het afstroomgebied (niet elke beek in Vlaanderen werd immers (reeds) gedigitaliseerd en is dus beschikbaar als object in de digitale Vlaamse Hydrografische Atlas). Door beide beelden te combineren werd dan een beslissing genomen over het al dan niet aanpassen van de vorm van het afstroomgebied.

1.6.3 Bijdrage van huishoudelijk afvalwater

Om de bijdrage van de lozing van huishoudelijk afvalwater tot de concentratie van nitraat in het oppervlaktewater in te schatten, werd voor de preselectie van 70 afstroomgebieden het totaal aantal inwoners uit disperse huishoudens berekend alsook het aantal inwoners uit huishoudens waarvan het afvalwater wordt verzameld via een riool, doch waarbij het rioleringswater ongezuiverd in het oppervlaktewater wordt geloosd. Uiteindelijk is geen enkel van de afstroomgebieden uit de preselectie van 70 geweest uit de finale selectie van 50 omwille van teveel vervuilende huishoudens. Wél werd steeds gekozen voor het afstroomgebied met het minst

aantal huishoudens met lozing in het oppervlaktewater, indien er voor een bepaald rivierbekken mogelijkheid tot keuze was.

1.6.4 Lozing uit glastuinbouw

Naast de huishoudens kan ook de glastuinbouwsector bijdragen tot de concentratie nitraat in het oppervlaktewater, via de lozing van spuiwater. Daarom werd aan de VMM-buitendiensten gevraagd om voor de preselectie van 70 afstroomgebieden na te gaan of er al dan niet glastuinbouw voorkomt binnen het berekende afstroomgebied. Enkel vanuit de provincie Antwerpen werd melding gemaakt van glastuinbouw binnen de afstroomgebieden. Er werd beslist om de 2 afstroomgebieden met veel glastuinbouw niet toe te laten in de finale selectie van 50; de 4 afstroomgebieden met weinig glastuinbouw zijn echter wel behouden.

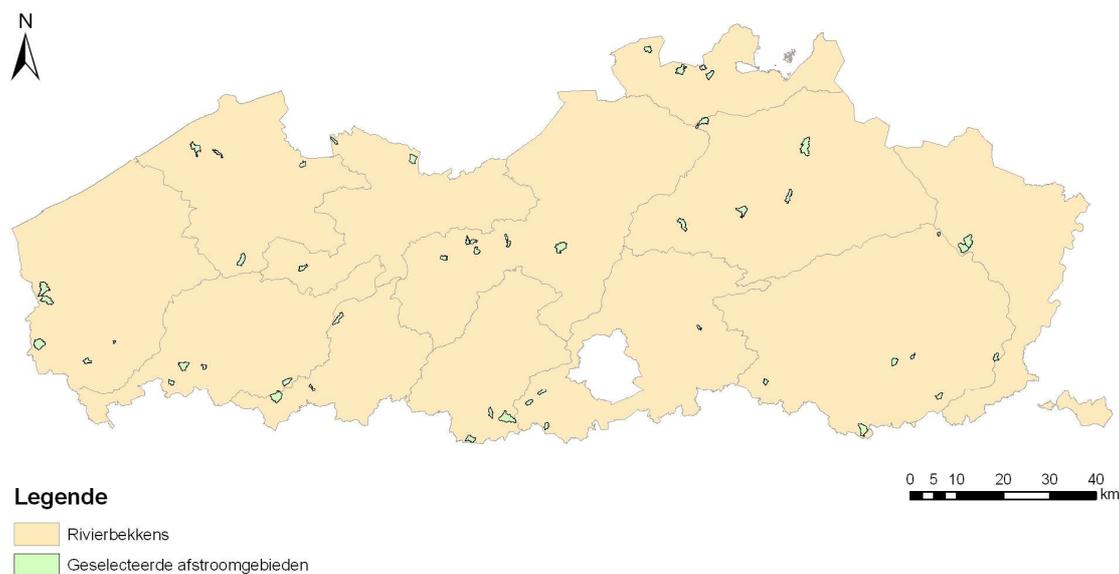
1.6.5 Definitieve selectie

Na weglaten uit de preselectie van afstroomgebieden met foutieve coördinaten voor het overeenkomstige MAP-meetpunt, van afstroomgebieden waarbinnen veel glastuinbouw is gelokaliseerd én van afstroomgebieden waarvan de afbakening door VMM gecontesteerd werd zonder dat nadien een duidelijke beslissing kon genomen worden, werden finaal 50 afstroomgebieden (en evenveel MAP-meetpunten oppervlaktewater) geselecteerd. Aangezien deze afstroomgebieden evenredig – naar oppervlakte – verdeeld dienden te zijn over de 11 grote Vlaamse rivierbekkens werd de selectie mede gebaseerd op het oppervlaktaandeel in Vlaanderen van deze rivierbekkens en het corresponderende aantal te selecteren meetpunten per rivierbekken (Tabel 7).

De locatie van de 50 finaal geselecteerde afstroomgebieden is weergegeven in Figuur 3.

Tabel 7 - Oppervlaktaandeel van de Vlaamse rivierbekkens en aantal te selecteren MAP-meetpunten (en overeenkomstige afstroomgebieden) in elk bekken.

Bekken	Oppervlaktaandeel (%, referentie = oppervlakte Vlaanderen)	Aantal te selecteren meetpunten (totaal = 50)
Ijzer	10.1	5
Brugse Polders	7.7	4
Gentse Kanalen	6.7	3
Beneden Schelde	12.5	6
Leie	7.2	4
Boven Schelde	4.2	2
Dender	5.2	3
Dijle en Zenne	8.2	4
Demer	14.1	7
Nete	12.3	6
Maas	11.8	6



Figuur 3 - Locatie van de 50 geselecteerde afstroomgebieden waarvoor een procesfactor oppervlaktewater zal worden berekend t.o.v. de 11 Vlaamse rivierbekkens.

1.7 Berekenen van de gemiddelde nitraatconcentratie onderaan de wortelzone

De procesfactor oppervlaktewater is zoals reeds uitgelegd het quotiënt tussen de gemiddelde nitraatconcentratie op -90 cm (onderaan de wortelzone) tijdens de winterperiode en de gemiddelde nitraatconcentratie in het oppervlaktewater. Om tot een schatting te komen van de gemiddelde nitraatconcentratie op -90 cm voor elk van de 50 afstroomgebieden, wordt verder deze nitraatconcentratie berekend voor elk van de percelen en daarna gemiddeld. Uitgaande van kennis over elk individueel perceel kan via een uitspoelingsmodel worden berekend hoeveel nitraat er uit dat profiel wordt meegevoerd met het percolatiewater, gegeven een bepaald neerslagoverschot. In dit onderzoek wordt de uitspoeling van nitraat uit het bodemprofiel berekend aan de hand van een analytisch uitspoelingsmodel dat in volgende paragraaf wordt besproken. Een analytisch model heeft als voordeel tegenover een numeriek model dat de berekeningen relatief weinig rekentijd vergen. Voor grote datasets zoals in dit onderzoek is het berekenen van de nitraatuitspoeling aan de hand van een numeriek model binnen het vooropgestelde tijdsbestek onmogelijk omdat de rekentijd een veelvoud is van deze van een analytisch model.

1.7.1 Het analytisch uitspoelingsmodel

Voor elk perceel van een afstroomgebied wordt de gemiddelde nitraatconcentratie onderaan de wortelzone berekend aan de hand van een analytische oplossing van de convectie-dispersie vergelijking. Deze vergelijking is een partiële differentiaalvergelijking die het transport beschrijft van stoffen als nitraat, die in bodem- en grondwater opgelost zijn en door convectie en dispersie verplaats worden door de stroming van bodem- en grondwater. Met deze oplossing wordt de gemiddelde nitraatconcentratie van het water dat tijdens de winterperiode op 90 cm diepte de wortelzone verlaat, berekend uit het nitraatresidu. De verhouding van deze concentratie tot de concentratie in het oppervlaktewater geeft dan de procesfactor voor het oppervlaktewater.

De concentratie op -90 cm is in de eerste plaats bepaald door de minerale stikstofinhoud in het 0-90 cm bodemprofiel bij de aanvang van de winter (het nitraatresidu), maar ook door het winterneerslagoverschot (de hoeveelheid neerslag verminderd met de evapotranspiratie), de textuur van de bodem (0-90 cm) en ondergrond (90 cm tot grondwatertafel) en de diepte van de grondwatertafel. Deze factoren worden in rekening gebracht met de analytische oplossing die in de berekeningen gebruikt worden. Het bepalen van deze factoren voor elk van de beschouwde percelen zal verder in dit rapport worden uitgelegd.

De textuur van de bodem is een cruciale factor in de nitraatuitspoeling, doordat deze bepalend is voor het bodemvochtgehalte. Op basis van de oplossing van de integraalvorm van de Darcy vergelijking (Jury en Horton, 2004, eq. 3.42):

$$-\int_{z_1}^{z_2} dz = \int_{h(z_1)}^{h(z_2)} \frac{dh}{1 + \frac{J_w}{K(h)}} \quad (1)$$

wordt eerst het gemiddelde vochtgehalte van de volledige onverzadigde zone en dus van de 0-90 cm bodemlaag in de winterperiode bepaald uit de bodemtextuur.

Deze vergelijking laat toe om over een homogene bodemlaag van diepte z_1 tot diepte z_2 (cm) het verloop van de drukhoogte $h(z)$ (in cm) te berekenen wanneer de verticale waterflux J_w (cm/dag) constant is in de tijd en gekend, en ook de (onverzadigde) hydraulische conductiviteit $K(h)$ (cm/dag) gekend is voor die bodemlaag. De berekening is ook mogelijk in gelaagde profielen op voorwaarde dat de integratie stapsgewijze gebeurt per laag (van onder naar boven), waarbij voor elke bodemlaag de $K(h)$ relatie van die laag gebruikt wordt. De berekening werd uitgevoerd in Matlab en start bij het freatisch vlak waarvan we de diepte (z_1) en de drukhoogte ($h(z_1)=0$) kennen. We stellen de waterflux J_w gelijk aan het totale neerslagoverschot (geregistreerde neerslag - referentie-evapotranspiratie ET_0) over de periode 1 november - 31 maart van het beschouwde

jaar gedeeld door de lengte van de periode (151 dagen). De $K(h)$ relatie van elke bodemlaag werd geschat uit de textuur, de volumedichtheid en het gehalte aan organische koolstof gebruikmakend van de pedotransferfuncties van Weynants *et al.* (2009). Deze pedotransferfuncties zijn opgesteld op basis van de metingen van hydraulische kenmerken en bijhorende predictorvariabelen op Belgische bodems door Vereecken *et al.* (1989; 1990). Eens het volledige drukhoogteprofiel $h(z)$ berekend is, wordt daaruit het vochtprofiel $\theta(z)$ berekend via de vochtretetiekarakteristiek $\theta(h)$ van elke bodemlaag (eveneens geschat met de pedotransferfunctie van Weynants *et al.* (2009)). Dit laat dan toe om het gemiddeld vochtgehalte van de bodemlaag 0 - 90 cm te berekenen.

Door aan te nemen dat het nitraatresidu in elke laag (0-30 cm, 30-60 cm, 60-90 cm) homogeen verdeeld is in de diepte kan dan in elke laag i de initiële nitraatconcentratie u_i (mg/L) berekend worden als:

$$u_i = \frac{4.43 N_i}{\Delta z \theta} \quad \text{voor } i = 1, 2, 3 \quad (2)$$

waarbij N_i het nitraatresidu (kg N/ha) in laag i is, de factor 4.43 de verhouding is van het moleculair gewicht van nitraat tot het atoomgewicht van stikstof, Δz de dikte van de bodemlaag (30cm) en θ het vochtgehalte.

De nitraatconcentratie op diepte z (90 cm) in functie van het cumulatieve neerslagoverschot I (cm) vanaf het moment van bepaling van het stikstofresidu, wordt dan berekend als:

$$c_f(z, I) = \sum_{i=1}^3 (u_i - u_{i-1}) \frac{1}{2} \left\{ 2 - \operatorname{erfc} \left[\frac{z - z_i - I/\theta}{\sqrt{4I\lambda/\theta}} \right] - \exp\left(\frac{z}{\lambda}\right) \operatorname{erfc} \left[\frac{z + z_i + I/\theta}{\sqrt{4I\lambda/\theta}} \right] - \sqrt{\frac{\lambda\theta}{\pi I}} \exp \left[-\frac{(z - z_i - I/\theta)^2}{4I\lambda/\theta} \right] + \sqrt{\frac{\lambda\theta}{\pi I}} \exp\left(\frac{z}{\lambda}\right) \exp \left[-\frac{(z + z_i + I/\theta)^2}{4I\lambda/\theta} \right] \right\} \quad (3)$$

Waarbij $u_0=0$, $z=90$ cm, $z_1=30$ cm, $z_2=60$ cm, $z_3=90$ cm, λ de dispersiviteit (6 cm), θ het gemiddelde vochtgehalte in 0-90 cm (cm^3/cm^3). Vergelijking (3) is de oplossing van de convectie-dispersie vergelijking voor berekening van concentraties gemiddeld over de waterflux ('flux-averaged'), voor een initiële-waarde-probleem (Initial Value Problem), een halfoneindig transportmedium (bodem begrensd aan het bodemoppervlak), onder een constante waterflux, en

bij een vochtgehalte dat constant is met diepte en tijd (Toride *et al.*, 1993; Toride *et al.*, 1995). De dispersielengte van 6 cm komt overeen met de mediaan van in de literatuur gerapporteerde dispersiviteiten in experimenten met een transportlengte vergelijkbaar met de 90 cm in onze toepassing (Vanderborght en Vereecken, 2007). De originele analytische oplossing zoals voorgesteld door Toride *et al.* (1993, 1995) geeft de oplossing voor de concentratie in functie van diepte en tijd, en veronderstelt dat de (verticale) waterflux constant is. Omdat de waterflux niet constant is in de tijd over de winterperiode, is de tijdscoördinaat getransformeerd in een cumulatieve infiltratie-coördinaat I. Hierbij wordt in de convectie-dispersie vergelijking en in de analytische oplossing van deze vergelijking de tijd t vervangen door I , de poriënwatersnelheid v door $1/\theta$ (θ = vochtgehalte), en de dispersiecoëfficiënt D door λ/θ (Vanderborght en Vereecken, 2007). Dit leidt tot de oplossing in vgl. (2). Deze transformatie wordt vaak gebruikt voor het beschrijven van uitspoeling in veldomstandigheden (Vanderborght *et al.*, 2000), en gaf een goede overeenkomst met experimentele resultaten en met modelberekeningen met een numeriek model dat wel rekening houdt met het feit dat de fluxen variëren in de tijd met het neerslagpatroon (Jury en Horton, 2004).

De oplossing in vgl. (3) geeft de nitraatconcentratie op een bepaalde diepte (90 cm) in functie van I , genomen als het cumulatieve neerslagoverschot vanaf 1 november (het moment van de stikstofresidumeting), en wordt berekend in Matlab. Om de gemiddelde nitraatconcentratie over de gehele winterperiode te bekomen wordt de concentratie $C_f(z,I)$ geïntegreerd over I :

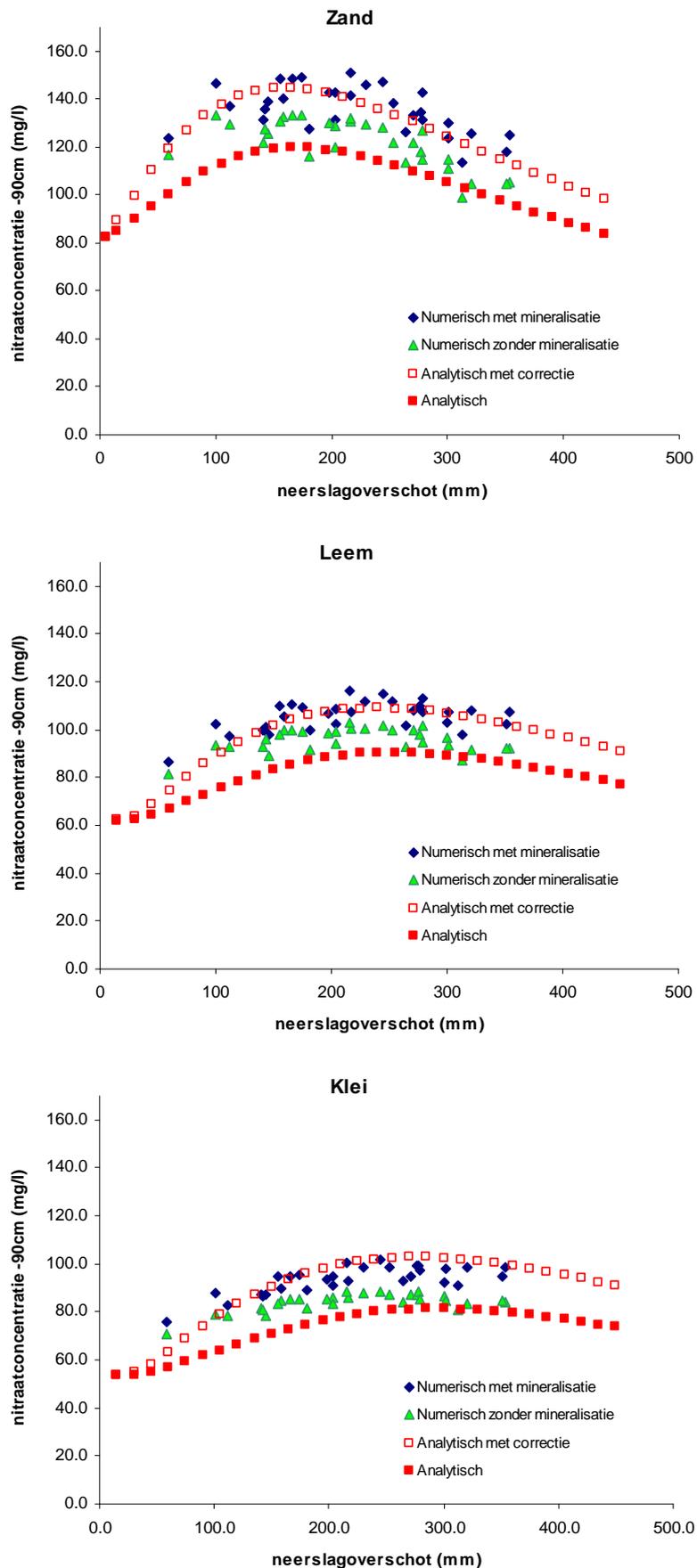
$$\overline{C_f}(z) = \frac{1}{I_{tot}} \int_0^{I_{tot}} C_f(z, I) dI \quad (4)$$

waarbij I_{tot} het totale neerslagoverschot (geregistreerde neerslag - referentie-evapotranspiratie ET_0) over de periode 1 november tot 31 maart van het beschouwde jaar is.

1.7.1.1 Toetsen van de nitraatuitspoeling met het analytisch uitspoelingsmodel tegenover het numerieke model Hydrus-1D

Het analytisch uitspoelingsmodel, dat de concentratie van het uitgespoelde nitraat uit de wortelzone (op -90 cm) berekent, werd getoetst ten opzichte van een numeriek model, meer bepaald Hydrus-1D (Šimůnek *et al.*, 2008), vooraleer de uiteindelijke nitraatuitspoeling werd doorgerekend met het analytisch model. Hierbij werd enerzijds bekeken in hoeverre het (eenvoudige) analytische model overeenkomt met een numerieke berekening, maar anderzijds werd ook de invloed van mineralisatie en denitrificatie begroot, om waar nodig het analytische model te corrigeren.

Bij deze test werd met meteorologische data van het meteostation te Ukkel voor 30 winterjaren (1971 tot 2000) het bodemvochtgehalte en de nitraatuitspoeling van 1 november tot 31 maart gesimuleerd met Hydrus-1D en vergeleken met de nitraatuitspoeling bekomen met het analytisch model voor verschillende neerslagoverschotten. Hierbij werd de nitraatuitspoeling telkens berekend voor drie bodemtypes (zand, leem, klei), met een grondwatertafel op 200 cm onder maaiveld en een nitraatresidu van 90 kg NO₃⁻-N per ha. Het nitraat werd verdeeld over de drie bodemlagen (0-30 cm, 30-60 cm, 60-90 cm) in een verhouding van respectievelijk 45 kg, 30 kg en 15 kg. Er werd in Hydrus eveneens een extra simulatie uitgevoerd voor elke textuurklasse met mineralisatie over de winterperiode. De bekomen waarden werden vergeleken met de nitraatuitspoeling bekomen via het analytisch model met dezelfde bodemparameters en nitraatverdeling als input. De resultaten van deze testen zijn in Figuur 4 weergegeven.



Figuur 4 - Vergelijking tussen de gemiddelde nitraatconcentratie op -90 cm tussen het analytisch model en het numeriek model voor 3 verschillende bodems (zand-leem-klei).

Uit de vergelijking van de simulaties blijkt dat de bekomen nitraatconcentraties onderaan de wortelzone met het analytisch model (volle rode vierkanten) stelselmatig lager liggen dan voor het numerieke model (groene driehoeken). Wanneer mineralisatie in rekening wordt gebracht (blauwe ruiten), wordt dit verschil nog groter. Denitrificatie bleek uit de simulaties een verwaarloosbaar effect te hebben, gelet op de lage temperaturen in de winterperiode.

Om deze discrepantie tussen de analytische oplossing en het numeriek model met mineralisatie op te lossen werd een extra hoeveelheid nitraat in het profiel beschouwd, die enerzijds compenseert voor de discrepantie tussen het analytisch model en het numeriek model en anderzijds corrigeert voor de mineralisatiecomponent.

Na optimalisatie bleek een hoeveelheid van 15 kg/ha voor zandige en lemige bodems en 20 kg/ha voor kleibodems de beste overeenkomst te geven met het numerieke model, op voorwaarde dat deze extra nitraatdosis in de tweede bodemlaag wordt vervat (de laag 30-60 cm). In Figuur 4 wordt de analytische oplossing met correctie weergegeven in rode, open vierkanten. Dit analytische model wordt verder het “gecorrigeerde analytische model” genoemd.

1.7.2 Koppeling van gegevens aan de afstroomgebieden

Nu de definitieve selectie van de 50 afstroomgebieden gekend is, dient aan elk van deze afstroomgebieden de nodige informatie te worden gekoppeld opdat voor elk perceel binnen dit afstroomgebied de gemiddelde nitraatconcentratie onderaan de wortelzone kan worden berekend met het gecorrigeerd analytisch model.

Aan de afstroomgebieden worden in een eerste fase de landbouwpercelen gekoppeld. Hierbij wordt een GIS overlegging gemaakt tussen de afstroomgebieden en de percelenlagen van de jaren 2004, 2005, 2006 en 2007. Voor deze percelenlagen kan een nitraatresidu worden bepaald aan de hand van onder andere het MANCOVA-model (zie verder). De gemiddelde nitraatconcentratie onderaan de wortelzone na de winterperiode (1 november-31 maart) wordt voor elk van deze jaren berekend en daarna gemiddeld over deze 4 jaren. In

Tabel 8 wordt het aantal percelen opgelijst voor elk beschouwd jaar binnen de 50 geselecteerde afstroomgebieden.

Tabel 8 - Aantal percelen voor de 50 afstroomgebieden per jaar

jaar	aantal percelen
2004	5653
2005	5751
2006	5830

2007	6090
------	------

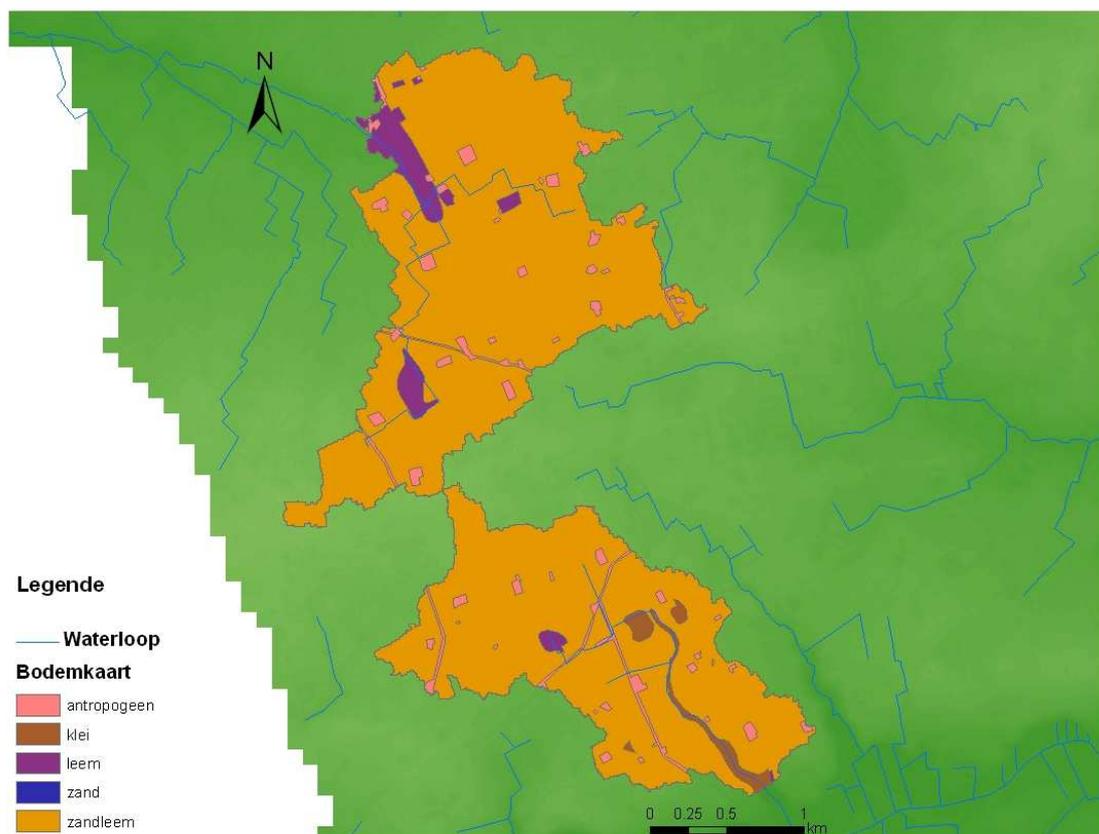
De teelten voor deze 50 afstroomgebieden werden op hun beurt geaggregeerd tot één teeltgroep (Tabel 9), vermits het niet mogelijk is om voor elke teelt een nitraatresidumodel op te stellen. Gebouwen worden als aparte klasse beschouwd en toegevoegd aan de lijst van “niet-landbouwpercelen”, waaraan een apart nitraatresidu wordt toegekend (zie verder).

Tabel 9 - Teeltgroepen voor de 50 afstroomgebieden

Teeltgroep	Percentage van totaal (2004)
aardappelen	6.0
fruitbomen	1.9
geen teelt	8.4
granen	14.7
gras	31.5
groenten	2.4
maïs	27.4
suikerbieten	5.8
vlinderbloemigen	1.1
andere	0.8

Op deze manier werd aan elk perceel binnen de 50 afstroomgebieden een teeltgroep of een categorische variabele “niet-landbouwperceel” toegekend. Maïs en gras zijn de meest frequente teelten en vertegenwoordigen in het jaar 2004 samen bijna 60% van de teelten binnen de 50 afstroomgebieden.

De 50 afstroomgebieden werden in een volgende stap gekoppeld aan de digitale bodemkaart Vlaanderen. De methodiek om de bodemdata te koppelen aan de percelen, verschilt van de methodiek die voor de procesfactor grondwater wordt gebruikt en waarbij de textuurinformatie van elke bodemlaag in elke bodemeenheid werd bekomen via de Aardewerk databank (zie verder fase 2b). Voor de procesfactor oppervlaktewater werd de bodemkaart vereenvoudigd tot een geaggregeerde bodemkaart waarin de bodemseries werden herleid tot polygonen met een eenduidige textuurklasse, met name klei, leem, zand, zandleem of antropogeen (zie ook Figuur 5). In de Belgische bodemkaart worden een aantal bodems gecatalogeerd als kunstmatige gronden (antropogeen). Dit zijn onder meer bebouwde gronden, afgegraven gronden, opgehoogde gronden, enz. Deze kregen in de geaggregeerde bodemkaart de textuurklasse van de dichtste polygoon toegewezen, om alsnog voor deze bodems de nitraatuitspoeling te kunnen doorrekenen.



Figuur 5 - Geaggregeerde bodemkaart voor afstroomgebieden 69033 (Noord) en 913092 (Zuid) met het DHM als achtergrond.

De aanpak van aggregatie resulteert weliswaar in een informatieverlies op perceelsniveau, maar door het grote aantal percelen per afstroomgebied (gemiddeld meer dan 100 per afstroomgebied) worden eventuele over- of onderschattingen op perceelsniveau uitgemiddeld, waardoor de fout op de berekende nitraatuitspoeling klein is. Binnen een textuurklasse, verschilt de uitspoeling weinig tussen verschillende bodemeenheden. De complexe koppeling met de Aardewerk databank wordt hierdoor vermeden.

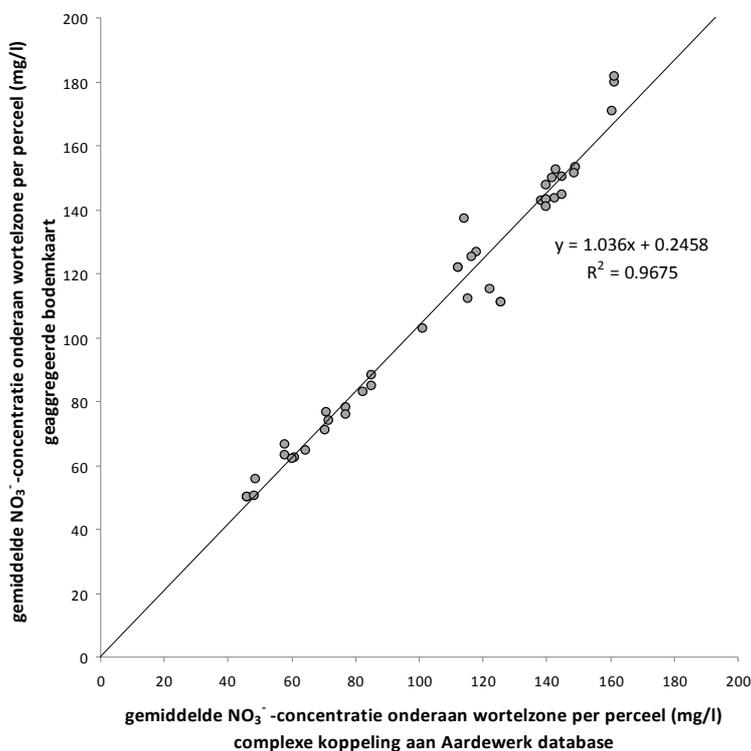
Voor elke textuurklasse wordt verder een gemiddelde korrelgrootteverdeling (%zand/%leem/%klei) en een gemiddeld organisch koolstofgehalte toegewezen. Voor de keuze van het percentage organische koolstof in het bodemprofiel (0-90 cm), werden door de Bodemkundige Dienst van België geanalyseerde waarden van organische koolstof in de bouwvoor (0-30 cm) voor de vier verschillende textuurklassen (zand, zandleem, leem en klei) opgevraagd voor de jaren 2004-2007. Het organische koolstofgehalte van de bouwvoor is echter niet representatief voor de gehele wortelzone (0-90 cm). Vermits het organische koolstofgehalte in de bodem afneemt met de diepte, werd op basis van expertkennis beslist om het organische koolstofgehalte voor de gehele wortelzone gelijk te stellen aan de helft van de waarde in de bouwvoor, gemiddeld over de 4 beschouwde jaren.

De bulkdensiteit voor elk van deze klassen werd bekomen uit de formule van Rawls (1983). In Tabel 10 worden de textuurverdeling, het percentage organisch materiaal en de bulkdensiteit per geaggregeerde bodemklasse opgelijst

Tabel 10 - Gemiddelde textuurverdeling voor de klassen van de geaggregeerde bodemkaart

Geaggregeerde bodemklasse	% zand	% leem	% klei	% organisch materiaal	Bulkdensiteit
Klei	20	20	60	1.55	1.25
Leem	10	80	10	1.02	1.34
Zand	80	10	10	1.38	1.43
Zandleem	40	50	10	1.09	1.24

Om het verschil in uitspoeling te illustreren tussen de complexe koppeling aan de bodemkaart via Aardewerk en de koppeling aan de geaggregeerde bodemkaart werd voor een aantal (38) testpercelen in de buurt van Westerlo-Herenthout de uitspoeling berekend op de twee manieren en vergeleken (Figuur 6). Hieruit blijkt dat het verschil tussen de twee methodes zeer klein is en er geen significante onder- of overschatting is.



Figuur 6 - Vergelijking van de gemiddelde nitraatconcentratie onderaan de wortelzone, berekend voor bodemdata via de Aardewerkkoppeling en voor de geaggregeerde bodemkaart

De gemiddelde nitraatconcentratie onderaan de wortelzone bedraagt gemiddeld 105.6 mg/l voor de koppeling aan de geaggregeerde bodemkaart en 109.6 mg/l via de complexe koppeling. Het verschil tussen beide is dus minder dan 4% in dit geval.

Vervolgens werd aan elk afstroomgebied de informatie gekoppeld omtrent de textuurverdeling van de ondergrond (de lagen dieper dan 90 cm, welke niet uit de bodemkaart zijn af te leiden). Deze informatie werd bekomen uit de boorrapporten die werden opgesteld bij het boren van de meetpunten van het freatisch meetnet in opdracht van de VMM. Voor elk afstroomgebied werd het dichtstbijzijnde meetpunt van het freatisch meetnet geselecteerd, en werden de boorgegevens aan dat afstroomgebied gekoppeld. De granulometrie is in het boorrapport aangegeven als een gecodeerde lithologie (grof zand, zand, middelmatig zand, fijn zand, leem, klei, grind ...). Deze granulometrische klassen worden vertaald naar de USDA textuurklassen waarvoor de (gemiddelde) parameters van het Mualem-van Genuchten model (K-h- θ -relatie) beschikbaar zijn uit de studie van Carsel and Parrish (1988), zodat op deze wijze van elke laag in het boorrapport de hydraulische karakteristieken geschat kunnen worden.

Voor elk perceel binnen het afstroomgebied werd de gemiddelde grondwaterstand bekomen uit het gemodelleerde freatische vlak (25 m \times 25m) dat voor deze studie berekend is (zie verder). Elk perceel kreeg de pixelwaarde toegekend van het freatische vlak voor de centroïde van dat perceel. Voor de polygonen die niet tot de landbouwpercelen behoren werd een gelijkaardige methode gebruikt. Door de vaak langgerekte vorm van deze polygonen (vaak zijn dit wegen) is de grondwaterstand ter hoogte van de centroïde een minder goede schatter en werd de gemiddelde waarde genomen van 16 pixels (dus 200 m \times 200 m) rondom dit punt.

In een voorlaatste stap dienen de klimaatsgegevens per afstroomgebied gekoppeld te worden om het neerslagoverschot per afstroomgebied te kunnen bepalen. Hiervoor werd een selectie uitgevoerd door de VMM van het dichtstbijzijnde meteostation (met hetzij KMI data, hetzij VMM data) voor elk van de 50 afstroomgebieden. Daar er voor de meeste meetstations enkel neerslaggegevens beschikbaar zijn, werd van de winterneerslag (1 november tot 31 maart) telkens een winterevapotranspiratie afgetrokken voor dat afstroomgebied, bekomen via een IDW¹ (Inverse Distance Weighting) van de drie dichtste van 12 meteostations uit de Metagri databank van het KMI. Vermits de variatie tussen de meteostations wat betreft de evapotranspiratie eerder klein is, is deze aanpak te rechtvaardigen. In Tabel 11 wordt het neerslagoverschot voor elk van de afstroomgebieden opgelijst voor elk van de 4 jaren.

¹ Bij IDW wordt de waarde in een bepaald punt (x,y) bekomen als een gewogen gemiddelde van de waarden van de meetpunten, gewogen naar het omgekeerde van de afstand van dat meetpunt tot het punt (x,y)

Tabel 11 - Neerslagoverschot (mm) voor de winterperiode (1 november tot 31 maart) voor elk van de 50 geselecteerde afstroomgebieden en de beschouwde winterperiode.

VMMnr	mm neerslagoverschot winterperiode (1 november tot 31 maart)				VMMnr	mm neerslagoverschot winterperiode (1 november tot 31 maart)			
	2004 - 2005	2005 - 2006	2006 - 2007	2007 - 2008		2004 - 2005	2005 - 2006	2006 - 2007	2007 - 2008
13550	180	265	287	289	495150	210	245	310	262
22400	200	327	332	292	497920	184	229	298	266
65200	284	260	325	322	497950	184	229	298	266
68900	272	294	421	366	537540	188	183	262	277
69500	272	293	419	365	538350	165	200	275	284
79620	273	294	421	367	538970	188	183	262	277
94600	265	241	421	318	542100	183	229	298	266
133100	265	241	422	318	550400	184	228	298	266
232550	207	226	329	242	582943	239	370	392	344
269620	205	232	337	249	631580	187	208	267	204
283650	300	275	363	521	651390	199	233	253	207
303855	250	263	370	272	658730	187	208	266	204
306300	170	128	222	149	666425	199	233	255	206
319120	221	244	301	272	690033	146	253	270	185
365500	163	175	264	252	709623	175	214	263	196
365650	165	200	275	284	738005	182	210	249	208
367700	177	186	276	293	757800	186	223	248	276
389780	170	166	249	230	765055	197	324	329	289
420530	265	241	422	318	868400	175	225	264	187
436900	183	150	177	194	876030	176	226	264	186
437950	185	141	194	214	906750	169	211	224	171
442910	193	154	234	258	913092	146	253	270	185
451570	184	147	168	231	947150	150	196	241	141
451640	184	142	194	215	972021	175	247	288	217
464450	245	231	281	312	990030	174	245	288	218

Een laatste stap in deze fase is de koppeling van de nitraatresidu's aan de percelen. Deze koppeling gebeurt op verschillende niveaus en telkens voor elk van de jaren 2004-2007.

Op het eerste niveau bevinden zich die percelen met een beheersovereenkomst water. Op deze percelen wordt (normaliter) steeds een nitraatresidu bepaald. Voor een klein aantal percelen binnen de 50 afstroomgebieden werd een beheersovereenkomst water afgesloten, bijgevolg zijn er op dit niveau weinig koppelingen. Voor percelen waaraan geen gemeten nitraatresidu's kunnen worden gekoppeld, wordt een koppeling op het volgende niveau betracht.

Op het tweede niveau worden aan de percelen nitraatresidu's gekoppeld, die geschat werden aan de hand van de MANCOVA modellen opgesteld in fase 1 van dit onderzoek. Op dit niveau werd aan ongeveer 50% van de percelen een nitraatresidu toegewezen.

Op het derde niveau bevinden zich de percelen, waarvoor geen modellen bestaan, omdat het een zeldzame teelt is, of omdat er voor dat jaar en/of die textuurklasse geen metingen van het nitraatresidu werden verricht voor die teelt. Voor deze percelen werden de gemiddelde nitraatresidu's toegekend op basis van de teelt en het bodemtype. Voor bepaalde jaren kon echter geen gemiddelde waarde worden geschat (geen metingen voor die gewas-bodemcombinatie) en werd de gemiddelde waarde voor het nitraatresidu geschat uit de gemiddelden voor die gewas-bodemcombinatie in de andere jaren. Vermits echter het gemiddeld nitraatresidu over de volledige dataset een dalende trend vertoont (zie fase 1), dient met deze trend rekening gehouden te worden om voor de ontbrekende jaren het nitraatresidu te schatten uit de gemiddelden van de andere jaren.

Op het vierde niveau bevinden zich die percelen, waartoe gebouwen of waterpartijen behoren. Deze percelen worden verder besproken.

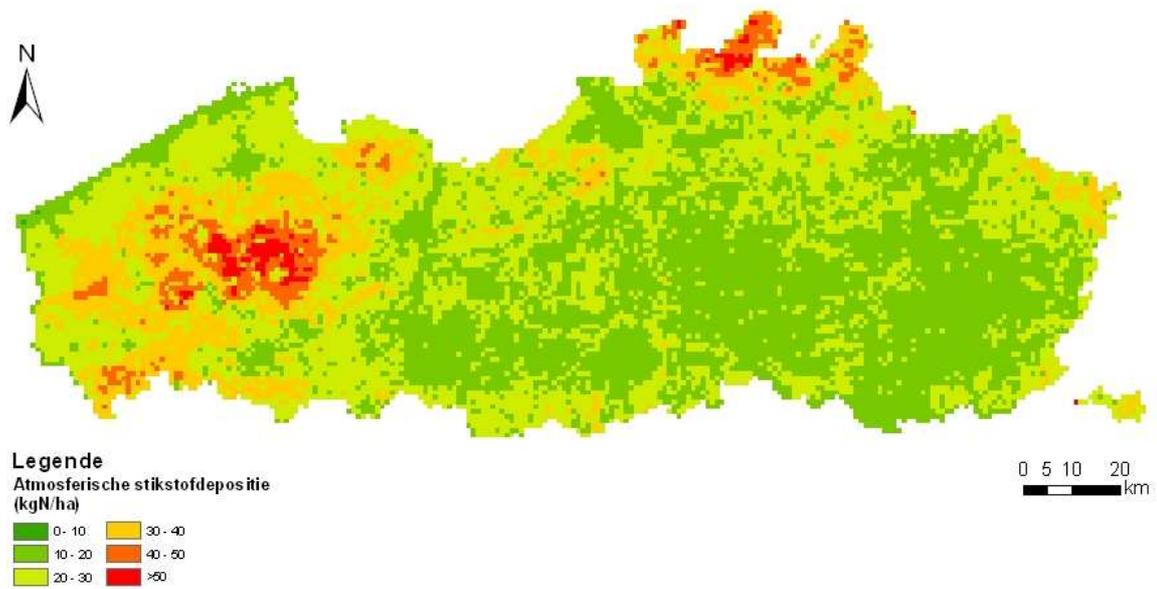
In Tabel 12 wordt het aantal percelen opgelijst dat op elk niveau kon worden gekoppeld.

Tabel 12 - Aantal gekoppelde nitraatresidu's aan de perceelstragen, volgens de 4 koppelingsniveaus.

Jaar	BOW (1)	Nitraatresidu voorspeld (2)	Nitraatresidu gemiddeld (3)	Gebouw of ander (4)	Totaal aantal percelen
2004	157	3161	1858	477	5653
2005	98	3351	1830	472	5751
2006	162	3001	2244	423	5830
2007	161	3426	2155	348	6090

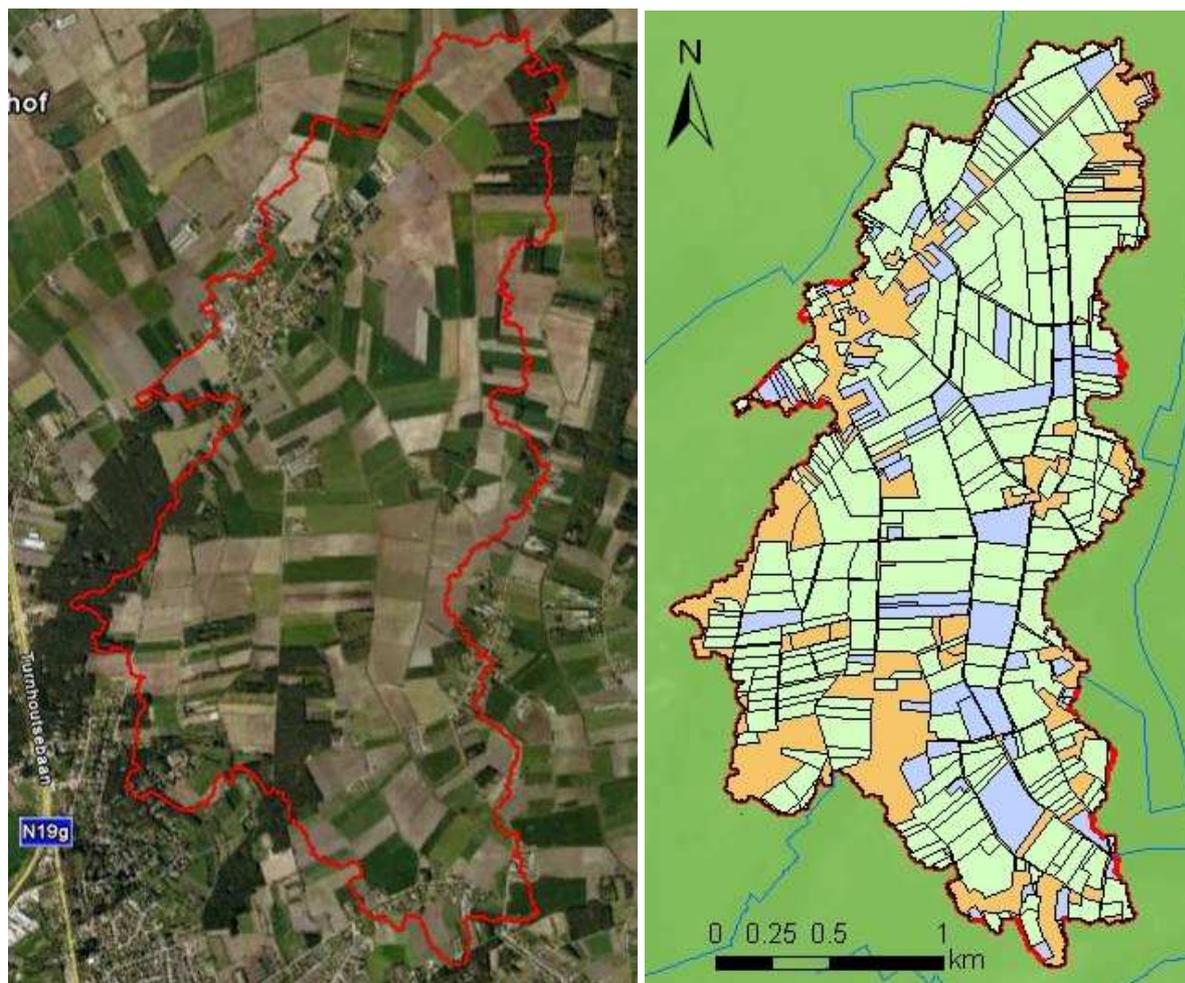
Binnen elk afstroomgebied bevinden er zich een aantal polygonen die geen landbouwperceel zijn, zoals bijvoorbeeld wegen, bos, natuur of bebouwing. Deze percelen werden samen met de gebouwen uit de perceelstragen of de andere percelen uit de percelendatalaag samengevoegd tot een laag "niet-landbouwpercelen". Om de uitspoeling van nitraat uit deze eenheden te schatten, werd het nitraatresidu voor deze percelen gelijkgesteld aan de helft van de atmosferische depositie.

De stikstof uit de atmosferische depositie werd dan over de drie bodemlagen (0-30 cm, 30-60 cm en 60-90 cm) verdeeld op die wijze zoals de beschikbare nitraatresidu's gemiddeld in de mestbankdataset zijn verdeeld over de drie lagen, met name 46%, 32% en 22%. De atmosferische depositie werd ter beschikking gesteld door het labo lucht van de VMM voor de jaren 2004 tot 2006. Voor het jaar 2007 zijn er nog geen gegevens beschikbaar en dus werd voor die winterperiode de atmosferische depositie gelijkgesteld met die van 2006.



Figuur 7 - Vermestende depositie voor het jaar 2006 in Vlaanderen (kgN/ha). (Gegevens VMM)

Op deze manier werd een gebiedsdekkende nitraatresidudataset opgebouwd voor alle percelen binnen de 50 afstroomgebieden, waarbij als voorbeeld de verschillende koppelingen grafisch werden weergegeven in Figuur 8.



Figuur 8 - Mostenloop ten noorden van Kasterlee met links luchtopname in “Google earth” en rechts nitraatresidukoppeling voor het jaar 2004 op 3 niveaus. Groen: koppeling met Mancova model, blauw: koppeling met gemiddelde waarden, oranje: koppeling van “niet-landbouwpercelen”.

1.7.3 Berekenen van de hoeveelheid en gemiddelde concentratie van het uitgespoeld nitraat

Na de koppeling van alle nodige informatie aan de percelendatalaag wordt voor elk winterjaar (2004 - 2007) de gemiddelde nitraatconcentratie onderaan de wortelzone berekend aan de hand van het gecorrigeerde analytisch model. Voor elk afstroomgebied en elk winterjaar wordt de gemiddelde nitraatconcentratie onderaan de wortelzone voor een afstroomgebied bepaald door het gewogen gemiddelde te berekenen van de gemiddelde nitraatconcentratie onderaan de wortelzone van de percelen, gewogen naar het oppervlakteaandeel van dat perceel in het volledige afstroomgebied. Daarna wordt de gemiddelde concentratie onderaan de wortelzone voor elk afstroomgebied bepaald als het gemiddelde van de vier jaren (zie ook Tabel 13).

Tabel 13 - Gemiddelde nitraatconcentratie (mg NO₃/l) onderaan de wortelzone voor de 50 geselecteerde MAP-meetpunten

MAP-meetpunt	Nitraatconcentratie onderaan wortelzone winterperiode 2004-2005	Nitraatconcentratie onderaan wortelzone winterperiode 2005-2006	Nitraatconcentratie onderaan wortelzone winterperiode 2006-2007	Nitraatconcentratie onderaan wortelzone winterperiode 2007-2008	Gemiddelde nitraatconcentratie onderaan wortelzone
13550	130.3	118.0	107.0	66.7	105.5
22400	112.7	125.9	131.6	93.0	115.8
65200	116.3	87.9	86.8	71.3	90.6
68900	106.6	80.4	74.7	67.1	82.2
69500	118.3	86.2	70.8	62.4	84.4
79620	120.9	87.4	72.6	66.5	86.9
94600	125.9	99.1	72.2	74.6	92.9
133100	116.4	99.0	76.0	69.6	90.2
232550	94.5	86.6	71.9	70.6	80.9
269620	70.5	63.9	57.3	55.7	61.8
283650	101.6	84.6	72.9	43.5	75.6
303855	93.5	77.6	68.9	62.6	75.6
306300	123.7	107.4	107.8	88.0	106.7
319120	103.1	89.5	84.3	68.8	86.4
365500	119.9	95.1	130.8	95.6	110.4
365650	100.4	88.8	91.0	77.2	89.4
367700	119.4	111.3	136.3	84.5	112.9
389780	69.4	58.8	70.2	60.5	64.7
420530	74.5	84.7	67.3	61.1	71.9
436900	83.0	65.4	67.3	71.2	71.7
437950	90.3	76.2	79.0	68.5	78.5
442910	98.1	88.5	107.3	91.3	96.3
451570	123.1	96.2	159.9	118.8	124.5
451640	95.0	87.9	112.0	77.3	93.1
464450	101.7	113.3	107.3	78.1	100.1
495150	110.3	90.6	85.0	76.2	90.5
497920	124.9	96.7	92.7	85.3	99.9
497950	128.2	101.7	97.0	89.4	104.1
537540	100.7	97.0	85.1	72.0	88.7
538350	102.2	90.4	110.0	78.0	95.2
538970	120.9	104.0	96.6	80.9	100.6
542100	129.2	101.6	94.5	77.3	100.6
550400	95.5	81.1	77.5	67.7	80.4
582943	136.4	106.1	110.1	85.0	109.4
631580	131.6	119.7	131.9	99.0	120.5
651390	107.8	138.3	156.3	107.5	127.5
658730	110.6	103.8	104.7	86.1	101.3
666425	140.5	130.2	121.5	92.8	121.3
690033	131.4	131.5	138.0	105.2	126.5
709623	157.6	125.5	131.8	109.9	131.2
738005	106.9	111.4	96.4	81.5	99.1
757800	118.4	107.8	95.5	89.4	102.7
765055	126.2	93.9	97.9	83.0	100.2
868400	104.3	108.4	122.0	88.0	105.7
876030	105.5	106.7	112.6	85.3	102.5
906750	125.8	119.8	116.1	103.1	116.2
913092	128.5	136.7	118.5	98.1	120.5
947150	143.1	149.6	173.6	133.8	150.0
972021	110.2	131.2	135.5	106.2	120.8
990030	126.9	125.6	123.9	90.6	116.7

1.7.4 Bepalen van de gemiddelde nitraatconcentratie in het oppervlaktewater

Een volgende stap in het bepalen van de procesfactor oppervlaktewater is het berekenen van de gemiddelde nitraatconcentratie in oppervlaktewater in die MAP-meetpunten waarvoor de afstroomgebieden geselecteerd zijn. Hiervoor worden de tijdsreeksen van de nitraatconcentratie in het oppervlaktewater gebruikt.

1.7.4.1 Weging van de nitraatconcentratie naar debiet

De nitraatconcentratie in het oppervlaktewater is variabel in de tijd en kan fluctueren naargelang het seizoen en/of geleidelijk afnemen of toenemen in de tijd. Sommige meetpunten kennen daarentegen eerder een stabiel verloop van de nitraatconcentratie. Een rekenkundig gemiddelde van de nitraatconcentraties is dan ook niet steeds de beste schatter voor de nitraatconcentratie in een meetpunt. Vaak zijn de nitraatconcentraties in het oppervlaktewater hoger in de winterperiode, wanneer ook de debieten van de waterlopen het hoogst zijn. Daarom dienen we de nitraatconcentraties te wegen naar het debiet, zodat de concentraties op momenten met hoge debieten meer doorwegen dan de concentraties op momenten met lage debieten. Er wordt a.h.w. getracht om de nitraatconcentratie te bepalen van de waterloop alsof de volledige hoeveelheid water zou worden opgevangen, gemengd en waarna hiervan de nitraatconcentratie zou worden bepaald.

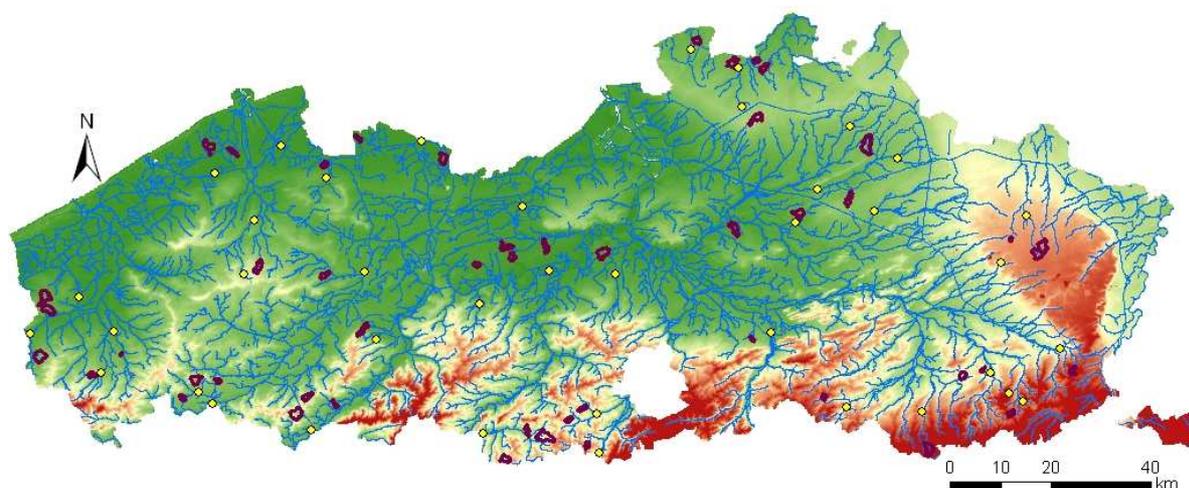
Elke tijdsreeks van nitraatmetingen voor de 50 geselecteerde MAP-meetpunten wordt met het statistische softwarepakket SAS geanalyseerd op 1) het voorkomen van een tijdsafhankelijke component (het maandeffect); 2) het voorkomen van autocorrelatie in de tijdsreeks; en 3) het voorkomen van een trend in de tijdsreeks. Voor de analyse wordt de volledige tijdsreeks gebruikt die voor dat meetpunt beschikbaar is. Dit betekent dat de tijdsreeks zich over een langere periode uitstrekt dan de vier jaar die in rekening worden gebracht voor de berekening van de gemiddelde nitraatconcentratie.

Het finaal model dat gebruikt wordt voor de berekening van de gemiddelde waarde is dus een combinatie van een jaar en/of maandeffect (al dan niet autogecorreleerd). Indien er een maandeffect aanwezig is, wordt de nitraatconcentratie bepaald als het gemiddelde van de gemiddelde maandconcentraties gewogen over een debietfactor (zie verder), waarvan de som der factoren 1 is. Indien er een jaareffect aanwezig is wordt de gemiddelde waarde bepaald over de jaren 2004 - 2007. Indien geen van de effecten aanwezig is wordt het rekenkundig gemiddelde van de meetwaarden berekend.

1.7.4.2 Bepaling van de debietfactor

Voor de bepaling van de debietfactor voor de gewogen nitraatconcentraties, werd door de VMM een lijst met debietmetingen van het Waterbouwkundig Laboratorium (WL) en Hydrologisch Informatie Centrum (HIC) van de Administratie Waterwegen en Zeewezen en van de meetstations van de VMM ter beschikking gesteld.

Uit deze lijst van debietstations werd via de “Spatial Join operatie” via de GIS-software ArcGIS aan elk geselecteerd afstroomgebied het dichtstbijzijnde debietpunt met een volledige meetreeks, gekoppeld (Figuur 9) en werden de debietgegevens opgevraagd.



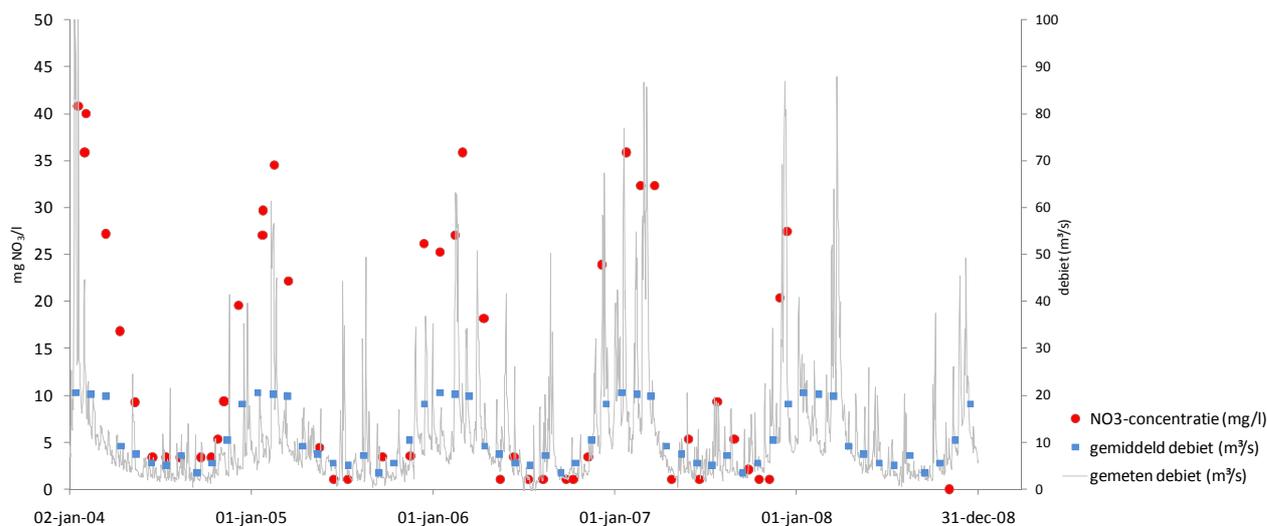
Figuur 9 - Geselecteerde debietpunten (gele punten) en geselecteerde afstroomgebieden (rode polygonen)

Deze debietgegevens werden dan voor de beschikbare jaren uitgemiddeld per maand (zie ook Figuur 10) en dan gewogen ten opzichte van het totaal van de maandgemiddelden. Deze waarden (<1) zijn de gewichtsfactoren voor de weging van de gemiddelde nitraatconcentratie (zie voorbeeld in Tabel 14 voor het debietsmeetpunt, Dender te Dendermonde).

De aanpak wordt geïllustreerd aan de hand van MAP-meetpunt 542100 (Figuur 10). Voor dit meetpunt wordt voor de bepaling van de gemiddelde nitraatconcentratie een dalende trend gebruikt en een weging over de debieten verricht (aan de hand van het debietsmeetpunt Dender te Dendermonde), wat resulteerde in een gemiddelde nitraatconcentratie van 20.6 mg nitraat per liter. Ter vergelijking bedraagt het rekenkundig gemiddelde van de nitraatconcentraties hier 13.8 mg nitraat per liter.

Tabel 14 - Maandelijkse gemiddelde debieten voor debietmeetpunt Dender te Dendermonde berekend uit de dagwaarden van 1/01/2004 tot 31/12/2008

maand	debiet (m ³ /s)	wegingsfactor
januari	20.493	0.154
februari	20.273	0.153
maart	19.865	0.150
april	9.161	0.069
mei	7.439	0.056
juni	5.580	0.042
juli	5.099	0.038
augustus	7.168	0.054
september	3.419	0.026
oktober	5.561	0.042
november	10.493	0.079
december	18.110	0.137
som	132.66	1.000



Figuur 10 - Gemeten nitraatconcentraties voor MAP-meetpunt 542100 (rood) en debietmetingen voor het dichtstbijzijnde debietmeetpunt (Dender te Dendermonde) (grijze lijn) en gemiddelde maandelijkse debieten (blauw).

In Tabel 15 worden de gemiddelde nitraatconcentraties voor de 50 MAP-meetpunten opgelijst, samen met het gebruikte model voor de berekening van deze gemiddelde concentraties. De gemiddelde concentraties variëren tussen 0.8 en 81.5 mg/l

Tabel 15 - Gemiddelde nitraatconcentraties voor de 50 geselecteerde MAP-meetpunten voor de jaren 2004-2007.

VMMNR MAP meetpunt	HIC nummer debietspunt	Gemiddelde NO ₃ ⁻ concentratie (mg/l)	Gebruikt model *
319120	-	0.8	g
306300	-	3.8	g
232550	37	5.8	j/m
876030	-	6.7	g
269620	82	8.3	m
389780	93	10.2	m/auto
538350	-	11.0	g
868400	413	11.3	m
537540	289	14.3	m/auto
437950	-	14.3	j
497920	301	14.8	j/m
464450	168	17.7	m
495150	261	17.7	m
365650	233	18.5	m
542100	261	20.6	j/m
303855	77	20.9	m
538970	233	21.2	m/auto
497950	301	22.1	m
738005	325	23.1	m
365500	233	24.8	m
22400	442	25.5	m/auto
451640	165	28.9	m/auto
658730	325	29.4	m/auto
550400	9	29.5	m
283650	-	29.5	g
757800	446	31.4	m
582943	386	31.5	m
65200	42	31.8	m
13550	442	32.1	m/auto
765055	442	32.5	m
442910	155	34.7	m
68900	44	35.8	j/m
631580	325	36.8	j/m/auto
79620	44	39.7	m/auto
367700	233	39.8	m/auto
451570	-	40.4	g
436900	-	43.3	d
690033	485	44.4	m
69500	44	47.4	m/auto
906750	424	51.7	m
990030	468	52.7	m/auto
94600	16e	58.7	m/auto
913092	468	64.7	m
972021	493	65.2	m
947150	495	70.8	m
709623	34m	71.0	m/auto
666425	286	74.7	m/auto
133100	-	77.1	g
651390	9	79.6	m
420530	23	81.5	m/auto

*: gebruikte model voor de bepaling van de gemiddelde concentratie: g = rekenkundig gemiddelde; j = jaareffect; m = weging naar gemiddelde maandelijks dagdebiet; auto = autocorrelatie

1.7.5 Bijdrage stikstof in huishoudelijk afvalwater

Binnen de 50 geselecteerde afstroomgebieden blijkt in meer of mindere mate de lozing van ongezuiverd huishoudelijk afvalwater plaats te vinden. Bij de selectie van de afstroomgebieden, werden die afstroomgebieden met een hoog aantal huishoudens met lozing van ongezuiverd huishoudelijk afvalwater geweerd uit de selectie, opdat de nitraatconcentratie in het oppervlaktewater een zo goed als mogelijke afspiegeling van de landbouwpraktijken zou zijn. Dat betekent niet dat er geen huishoudelijk afvalwater geloosd wordt in grachten en beken die naar het meetpunt voeren. Op basis van gegevens die door de VMM werden aangeleverd blijken slechts 4 MAP-meetpunten vrij van enige lozing van ongezuiverd huishoudelijk afvalwater (Tabel 16).

Tabel 16 - Berekend aantal inwoners (aantal huishoudens × 2.5) met disperse bewoning of lozing van niet-gezuiverd afvalwater via riolering

VMMNR	Afvalwaterlozing (aantal personen)	VMMNR	Afvalwaterlozing (aantal personen)
420530	0	550400	65.0
437950	0	631580	67.5
451640	0	65200	72.5
947150	0	83900	72.5
451570	2.5	497950	80.0
22400	10.0	906750	90.0
365500	10.0	538350	95.0
876030	10.0	13550	107.5
582943	12.5	69500	107.5
497920	15.0	690033	112.5
651390	17.5	232550	120.0
542100	22.5	389780	120.0
367700	27.5	738005	125.0
365650	32.5	436900	127.5
495150	35.0	537540	127.5
765055	35.0	666425	142.5
68900	37.5	990030	147.5
79620	37.5	464450	195.0
283650	40.0	269620	217.5
972021	40.0	658730	220.0
757800	45.0	303855	275.0
868400	50.0	319120	275.0
913092	50.0	306300	320.0
442910	52.5	709623	382.5
133100	62.5	538970	510.0

In de overige 46 afstroomgebieden komt dus bebouwing voor waarvan het afvalwater niet naar een rioolwaterzuiveringsinstallatie (RWZI) wordt gevoerd en waarbij dus rechtstreeks

huishoudelijk afvalwater in het oppervlaktewater terecht komt. De werkelijk geloosde hoeveelheden afvalwater en stikstofhoeveelheden hierin, zijn echter niet gekend, evenals de debieten aan het MAP-meetpunt. Deze informatie heeft men nodig om de stikstofhoeveelheden te kunnen omrekenen naar concentraties. Er kan echter een schatting gemaakt worden van de grootteorde van de bijdrage door de huishoudens tot de uiteindelijke nitraatconcentratie in het MAP-meetpunt.

Het gemiddeld debiet in het MAP-meetpunt kan geschat worden uit het jaarlijks neerslagoverschot en de oppervlakte van het afstroomgebied vermeerderd met de totale jaarlijkse lozing van afvalwater per capita in het afstroomgebied. Volgens de VMW loost elke Vlaamse inwoner ongeveer 110 liter water per dag.

Rest nog de hoeveelheid nitraat te schatten dat van de huishoudens afkomstig is. Volgens Butler *et al.* (1995) is de hoeveelheid nitraatstikstof die geloosd wordt per dag 78 mg per capita per dag. Anderzijds zou per capita dagelijks 2269 mg ammoniumstikstof per dag geloosd worden, waarvan een deel na nitrificatie wordt omgezet naar nitraat, tijdens het transport van lozingspunt tot meetpunt. Volgens de VMM wordt bovendien dagelijks ongeveer 10g stikstof per capita geloosd (VMM, 2010), die bestaat uit organische stikstof, ammoniumstikstof en nitraat.

Met deze gegevens kunnen de debieten in het MAP meetpunt en de bijdrage tot de concentratie aan nitraat worden geschat.

Hiervoor wordt uitgegaan van drie scenario's:

- Alle stikstof in het afvalwater wordt in nitraat omgezet, wat echter zeer onwaarschijnlijk is;
- Alleen ammonium wordt in nitraat omgezet en het afvalwater bevat dus nitraat afkomstig van het ammonium en van het nitraat. Het is waarschijnlijk dat een groot deel van het ammonium wordt omgezet in nitraat;
- Het afvalwater bevat enkel nitraatstikstof waarbij geen ammonium werd omgezet in nitraat. Gezien de snelle omzetting van ammonium in nitraat, zal dit scenario eveneens onwaarschijnlijk zijn.

In Tabel 17 worden deze waarden voor de drie verschillende scenario's opgelijst voor de 50 afstroomgebieden, samen met enkele andere parameters. We kunnen afleiden dat de invloed van huishoudelijk afvalwater op de uiteindelijke nitraatconcentratie in de geselecteerde afstroomgebieden vermoedelijk klein is. Enkele (5) meetpunten zouden in het uiterste geval voor meer dan 10% beïnvloed worden door huishoudelijk afvalwater.

Tabel 17 - Aandeel van de lozing van huishoudelijk afvalwater op de nitraatconcentratie in de geselecteerde MAP-meetpunten

VMMnr	Gemeten gemiddelde nitraatconcentratie in meetpunt (mg/l)	Totaal aantal inwoners in afstroomgebied	Gemiddeld jaarlijks neerslagoverschot 2004-2007 (mm/j)	Oppervlakte afstroomgebied (ha)	Gemiddeld debiet neerslagoverschot (l/s)	Gemiddeld debiet afvalwater (l/s)	% nitraat uit afvalwater indien totaal nitraat in afvalwater van NO ₃ ⁻ + NH ₄ ⁺ + organische N	% nitraat uit afvalwater indien nitraat in afvalwater van NO ₃ ⁻	% nitraat uit afvalwater van NH ₄ ⁺ + NO ₃ ⁻
420530	81.46	0	308.8	37.54	3.68	0.00	0.00	0.000	0.00
437950	14.30	0	198.2	15.35	9.64	0.00	0.00	0.000	0.00
451640	28.93	0	208.0	55.95	3.69	0.00	0.00	0.000	0.00
947150	70.81	0	234.2	20.53	1.52	0.00	0.00	0.000	0.00
451570	40.37	2.5	214.9	117.68	8.02	0.00	0.37	0.003	0.09
133100	77.09	62.5	309.2	323.70	31.74	0.08	1.31	0.010	0.31
913092	64.74	50	224.6	279.33	19.89	0.06	1.99	0.016	0.47
651390	79.62	17.5	250.4	68.33	5.43	0.02	2.04	0.016	0.48
94600	58.72	72.5	306.0	290.50	28.19	0.09	2.23	0.017	0.52
365500	24.81	10	248.7	112.35	8.86	0.01	2.38	0.019	0.56
582943	31.49	12.5	242.1	92.88	7.13	0.02	2.86	0.022	0.67
22400	25.48	10	242.0	85.33	6.55	0.01	3.13	0.024	0.73
283650	29.50	40	266.5	250.38	21.16	0.05	3.28	0.026	0.77
972021	65.15	40	234.4	123.90	9.21	0.05	3.40	0.027	0.80
79620	39.66	37.5	269.3	160.39	13.70	0.05	3.55	0.028	0.83
367700	39.84	27.5	247.2	104.57	8.20	0.04	4.30	0.034	1.01
666425	74.66	142.5	243.4	265.90	20.52	0.18	4.71	0.037	1.11
690033	44.44	112.5	221.1	384.89	26.99	0.14	4.77	0.037	1.12
906750	51.73	90	236.6	244.43	18.34	0.12	4.85	0.038	1.14
990030	52.72	147.5	230.9	374.71	27.43	0.19	5.20	0.041	1.22
542100	20.56	22.5	243.6	130.42	10.08	0.03	5.62	0.044	1.32
69500	47.41	107.5	264.2	244.22	20.46	0.14	5.65	0.044	1.33
631580	36.82	67.5	292.7	174.40	16.19	0.09	5.78	0.045	1.36
757800	31.35	45	270.0	133.42	11.42	0.06	6.38	0.050	1.50
68900	35.77	37.5	268.0	95.29	8.10	0.05	6.63	0.052	1.56
765055	32.47	35	238.2	107.84	8.14	0.05	6.81	0.053	1.60

VMMnr	Gemeten gemiddelde nitraatconcentratie in meetpunt (mg/l)	Totaal aantal inwoners in afstroomgebied	Gemiddeld jaarlijks neerslagoverschot 2004-2007 (mm/j)	Oppervlakte afstroomgebied (ha)	Gemiddeld debiet neerslagoverschot (l/s)	Gemiddeld debiet afvalwater (l/s)	% nitraat uit afvalwater indien totaal nitraat in afvalwater van NO ₃ ⁻ + NH ₄ ⁺ + organische N	% nitraat uit afvalwater indien nitraat in afvalwater van NO ₃ ⁻	% nitraat uit afvalwater van NH ₄ ⁺ + NO ₃ ⁻
497920	14.85	15	243.7	95.45	7.38	0.02	6.97	0.054	1.63
436900	43.25	127.5	204.5	306.93	19.91	0.16	7.51	0.059	1.76
13550	32.09	107.5	255.2	247.71	20.05	0.14	8.51	0.067	2.00
495150	17.72	35	243.7	140.86	10.88	0.05	9.36	0.073	2.20
65200	31.83	72.5	261.3	147.27	12.20	0.09	9.46	0.074	2.22
365650	18.51	32.5	257.6	108.66	8.88	0.04	10.00	0.078	2.35
876030	6.72	10	242.4	100.40	7.72	0.01	10.07	0.079	2.36
868400	11.34	50	244.3	275.37	21.33	0.06	10.62	0.083	2.49
658730	29.45	220	293.6	380.72	35.44	0.28	10.72	0.084	2.51
550400	29.48	65	273.0	112.20	9.71	0.08	11.57	0.090	2.72
709623	70.99	382.5	285.6	201.74	18.27	0.49	14.73	0.115	3.46
442910	34.68	52.5	195.1	80.28	4.97	0.07	15.45	0.121	3.63
497950	22.13	80	243.7	89.45	6.91	0.10	26.45	0.207	6.21
537540	14.26	127.5	274.6	190.72	16.60	0.16	27.28	0.213	6.40
538970	21.21	510	261.6	469.35	38.94	0.65	31.12	0.243	7.30
303855	20.91	275	314.4	195.46	19.49	0.35	33.98	0.265	7.97
538350	10.97	95	265.2	134.77	11.33	0.12	38.77	0.303	9.10
232550	5.78	120	243.1	349.16	26.92	0.15	39.37	0.308	9.24
738005	23.15	125	299.9	70.11	6.67	0.16	40.51	0.316	9.51
464450	17.65	195	239.0	124.58	9.44	0.25	58.38	0.456	13.70
269620	8.34	217.5	253.7	247.56	19.91	0.28	66.25	0.517	15.55
306300	3.79	320	310.5	491.33	48.37	0.41	88.58	0.692	20.79
389780	10.24	120	212.3	50.81	3.42	0.15	168.40	1.315	39.52
319120	0.83	275	287.3	260.84	23.76	0.35	705.78	5.512	165.65

Vermits in de eerste twee scenario's er enkele meetpunten (389780 en 319120) zijn waarbij volgens de berekeningen het huishoudelijk stikstof hoger is dan de totale vuilvracht aan nitraat in die waterloop, is het aandeel nitraat vanwege huishoudens ergens tussen scenario 2 en 3.

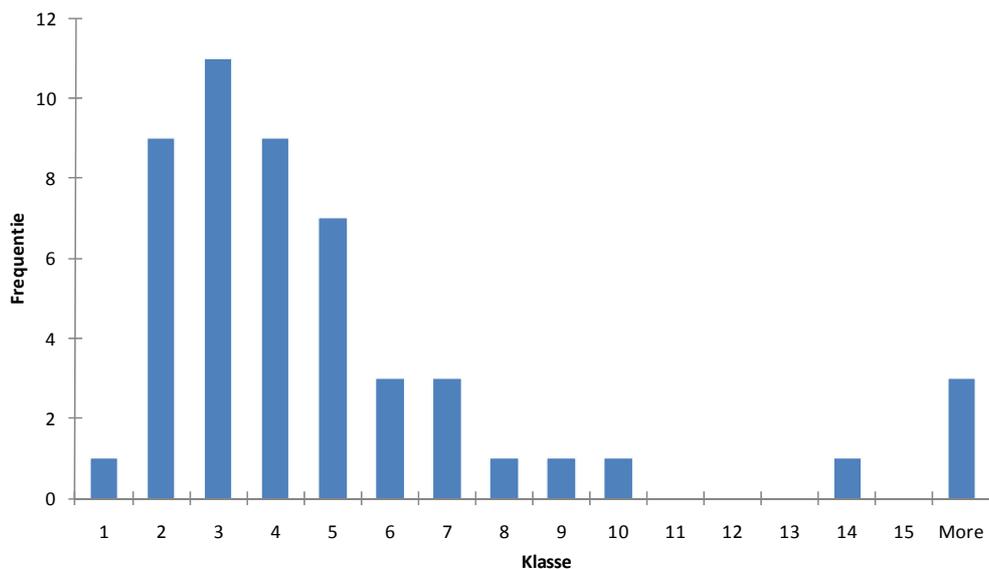
1.8 Berekening van de procesfactor oppervlaktewater

Voor het bepalen van de procesfactor oppervlaktewater rest er nu nog het quotiënt te maken tussen de gemiddelde nitraatconcentratie onderaan de wortelzone (voor de vier beschouwde jaren) en de gemiddelde debietsgewogen nitraatconcentratie in het oppervlaktewater (Tabel 18).

Tabel 18 - Gemiddelde nitraatconcentratie onderaan de wortelzone, gemiddelde nitraatconcentratie in het MAP-meetpunt en procesfactor oppervlaktewater voor elk geselecteerd afstroomgebied

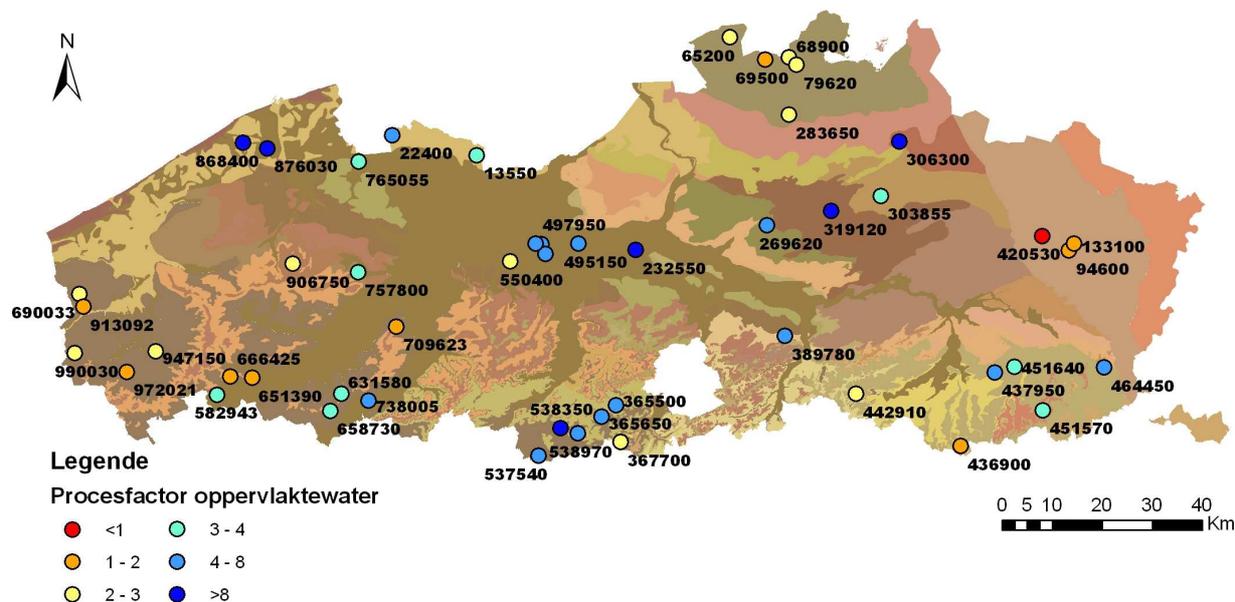
MAP-meetpunt	Gemiddelde nitraatconcentratie onderaan wortelzone	Gemiddelde nitraatconcentratie oppervlaktewater	Procesfactor	MAP-meetpunt	Gemiddelde nitraatconcentratie onderaan wortelzone	Gemiddelde nitraatconcentratie oppervlaktewater	Procesfactor
420530	71.9	81.46	0.9	757800	102.7	31.35	3.3
133100	90.2	77.09	1.2	13550	105.5	32.09	3.3
94600	92.9	58.72	1.6	658730	101.3	29.45	3.4
651390	127.5	79.62	1.6	582943	109.4	31.49	3.5
666425	121.3	74.66	1.6	303855	75.6	20.91	3.6
436900	71.7	43.25	1.7	738005	99.1	23.15	4.3
69500	84.4	47.41	1.8	365500	110.4	24.81	4.4
709623	131.2	70.99	1.8	22400	115.8	25.48	4.5
972021	120.8	65.15	1.9	497950	104.1	22.13	4.7
913092	120.5	64.74	1.9	538970	100.6	21.21	4.7
947150	150.0	70.81	2.1	365650	89.4	18.51	4.8
79620	86.9	39.66	2.2	542100	100.6	20.56	4.9
990030	116.7	52.72	2.2	495150	90.5	17.72	5.1
906750	116.2	51.73	2.2	437950	78.5	14.30	5.5
68900	82.2	35.77	2.3	464450	100.1	17.65	5.7
283650	75.6	29.50	2.6	537540	88.7	14.26	6.2
550400	80.4	29.48	2.7	389780	64.7	10.24	6.3
442910	96.3	34.68	2.8	497920	99.9	14.85	6.7
367700	112.9	39.84	2.8	269620	61.8	8.34	7.4
65200	90.6	31.83	2.8	538350	95.2	10.97	8.7
690033	126.5	44.44	2.8	868400	105.7	11.34	9.3
451570	124.5	40.37	3.1	232550	80.9	5.78	14.0
765055	100.2	32.47	3.1	876030	102.5	6.72	15.3
451640	93.1	28.93	3.2	306300	106.7	3.79	28.1
631580	120.5	36.82	3.3	319120	86.4	0.83	104.4

In Figuur 11 wordt het histogram van de procesfactoren weergegeven. De verdeling van de procesfactor vertoont een duidelijke asymmetrische verdeling. De mediane procesfactor bedraagt 3.3 welke dus hoger is dan de gemiddelde procesfactor van 2.4 die in de N-(eco)² studie werd berekend. In die studie werden slechts 4 afstroomgebieden in beschouwing genomen.



Figuur 11 - Histogram van de procesfactor oppervlaktewater

In Figuur 12 wordt de ruimtelijke verdeling van de procesfactor weergegeven, waarbij een duidelijk patroon zichtbaar is waarbij bepaalde gebieden een duidelijk hogere of lagere procesfactor hebben. Meer bepaald is dit het geval in gebieden zoals de Polders, Hoogterassen of de Noorderkempen.



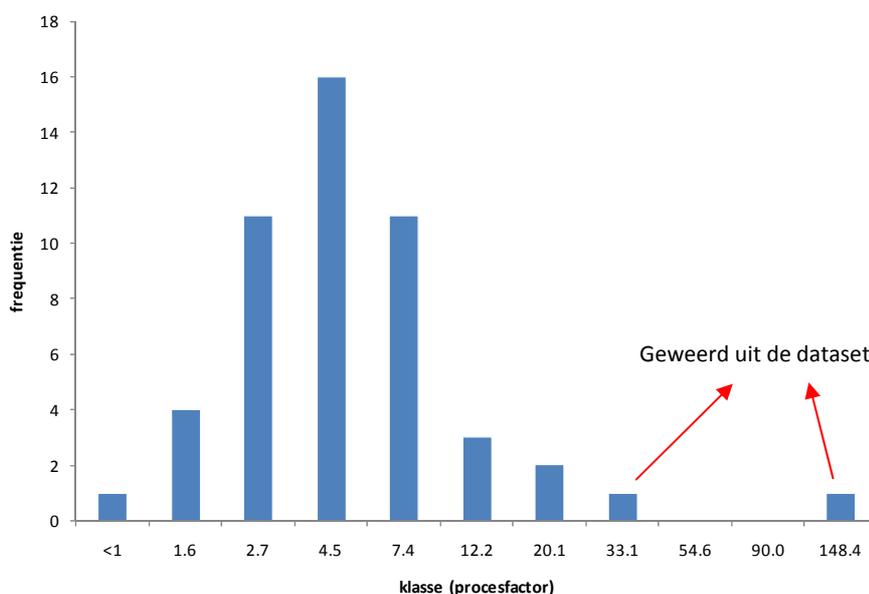
Figuur 12 - Ligging van de afstroomgebieden (met VMMnr) met grootte van de procesfactor in kleurcode.

1.8.1 Statistische analyse van de procesfactoren

1.8.1.1 Distributieanalyse

Alvorens een variantie-analyse uit te voeren op de procesfactoren oppervlaktewater, wordt eerst nagegaan of de procesfactoren normaal verdeeld zijn, zodat parametrische statistiek kan worden toegepast. Vermits het histogram een duidelijke asymmetrie vertoont, worden de procesfactoren eerst getransformeerd tot hun natuurlijk logaritme.

De ln-getransformeerde procesfactoren wordt onderworpen aan de “Kolmogorov-Smirnov Goodness-of-Fit Tests for Normal Distribution”. Voor de steekproef van 50 afstroomgebieden is de p waarde van de nulhypothese dat de steekproef uit een normaalverdeelde populatie komt gelijk aan 0.071. Echter wanneer de afstroomgebieden met de twee hoogste procesfactoren (VMM306300, VMM319120) worden geweerd uit de analyse, volgt de steekproef een betere verdeling met een p-waarde van >0.150 . Deze steekproef van 48 procesfactoren wordt dan ook gebruikt in de verdere statistische analyse.



Figuur 13 - Histogram van de procesfactor oppervlaktewater met de x-as in logaritmische schaal. (Op de x-as zijn de waarden van de procesfactor af te lezen als bovengrens van die klasse)

1.8.1.2 Correlatie

In een volgende stap wordt de Pearson correlatiecoëfficiënt berekend tussen de getransformeerde procesfactor en de verschillende variabelen van de afstroomgebieden.

De factoren die werden getest zijn:

- Oppervlakte van afstroomgebied
- Lengte van de waterlopen binnen het afstroomgebied
- Drainage-intensiteit
- Dominante textuur van het afstroomgebied
- Gemiddelde redoxpotentiaal van de aquifer van dat afstroomgebied
- Snelle afvoercomponent van het afstroomgebied (oppervlakkige afstroming, interflow,...)
- Grondwatervoeding van het afstroomgebied
- Gemiddelde dikte van de onverzadigde zone
- Gemiddelde helling van het afstroomgebied

De significante correlaties worden samen met hun p-waarde weergegeven in Tabel 19

Tabel 19 - Pearson correlatiecoëfficiënt en p-waarde voor variabelen met significante correlatie met de getransformeerde procesfactor

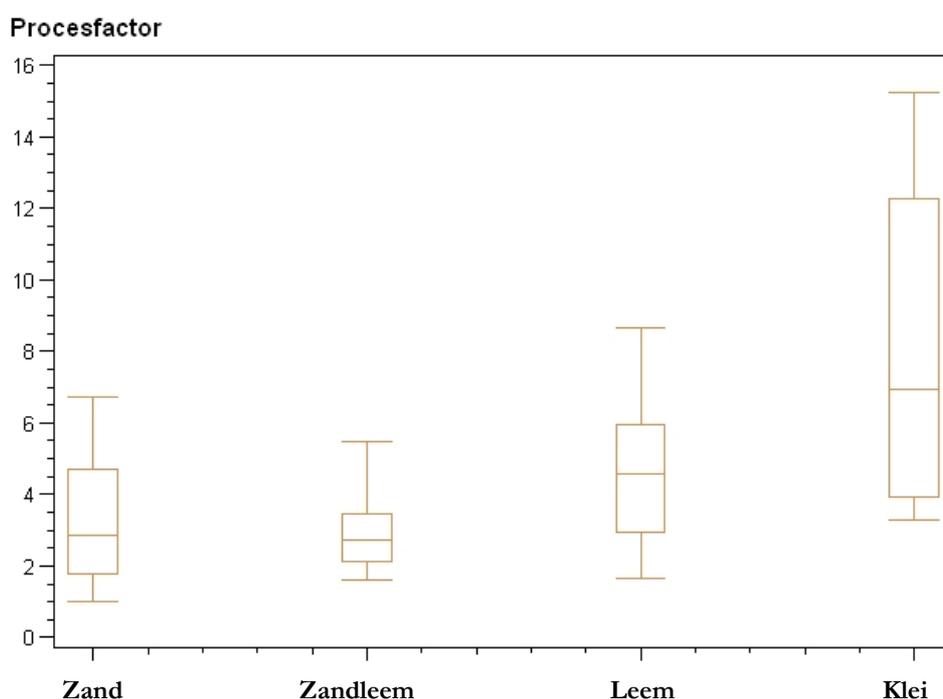
Pearson Correlation Coefficients, N = 48	
Prob > r under H0: Rho=0	
variabele	Correlatie met ln PF
Drainage intensiteit	0.37
p-waarde	0.0102
Redoxpotentiaal	-0.32
p-waarde	0.0249
Snelle afvoercomponent	0.46
p-waarde	0.0009
Grondwatervoeding	-0.38
p-waarde	0.0082

De analyse geeft een significante correlatie voor de variabelen drainage-intensiteit van het afstroomgebied, redoxpotentiaal van de aquifer, runoff en recharge. De positieve correlatie met de snelle afvoercomponent, en de drainage intensiteit zijn echter verrassend, daar een negatieve correlatie verwacht werd. Hierbij wordt waarschijnlijk het textuureffect weerspiegeld, waarbij een zwaardere textuur meer oppervlakkige afvoer heeft en bovendien zijn de meeste kleibodems kunstmatig gedraineerd.

1.8.1.3 Variantie-analyse voor de variabele “textuur”

Vermits de dominante textuur van elk afstroomgebied geen continue variabele is, werd met behulp van een variantie-analyse bepaald of er significante verschillen zijn in de procesfactoren tussen afstroomgebieden met een bepaalde textuur. De textuur van elk afstroomgebied werd eerder al ingedeeld in een textuurklasse zand, zandleem, leem of klei.

Uit de variantie-analyse blijkt dat de getransformeerde procesfactoren van afstroomgebieden met kleibodems significant verschillen van zandbodems. Ondanks dat er geen andere statistische verschillen kunnen aangetoond worden komt uit Figuur 14 naar voren dat de procesfactor stijgt van zandige, over lemige naar kleiige bodems.



Figuur 14 - Boxplot voor de variantie-analyse van de variabele textuur voor de procesfactor oppervlaktewater

Tabel 20 - Gemiddelde voor ln procesfactor per textuurklasse met teruggetransformeerde waarde voor de procesfactor in de rechter kolom

textuur	Aantal meetpunten	Procesfactor (ln)		procesfactor
		gemiddeld	standaarddeviatie	
zand	14	0.98	0.58	2.7
zandleem	18	1.11	0.56	3.0
leem	12	1.43	0.46	4.2
klei	4	1.92	0.69	6.8

1.8.1.4 Opbouw van een voorspellend model voor de procesfactor oppervlaktewater

In een volgende stap wordt een voorspellend model te gebouwd voor de procesfactor oppervlaktewater. Hiervoor werd in de eerste plaats de procesfactor (PF) getransformeerd via een Box-Cox transformatie om te komen tot een normaal verdeelde getransformeerde procesfactor PF_t via de transformatie:

$$PF_t = 2 \times \left(\frac{1}{\sqrt{PF}} - 1 \right) \quad (5)$$

Voor het voorspellend model gebruiken we de twee significante variabelen textuur en redoxpotential om te komen tot volgende vergelijking:

$$PF_t = A + 0.001943 \times \text{redoxpotential (mV)} \quad (n = 47, R^2 = 0.39)$$

PF_t = getransformeerde procesfactor oppervlaktewater (Box - cox $\lambda = -0.5$)

zand : $A = -1.270$

zandleem : $A = -1.241$

leem : $A = -1.650$

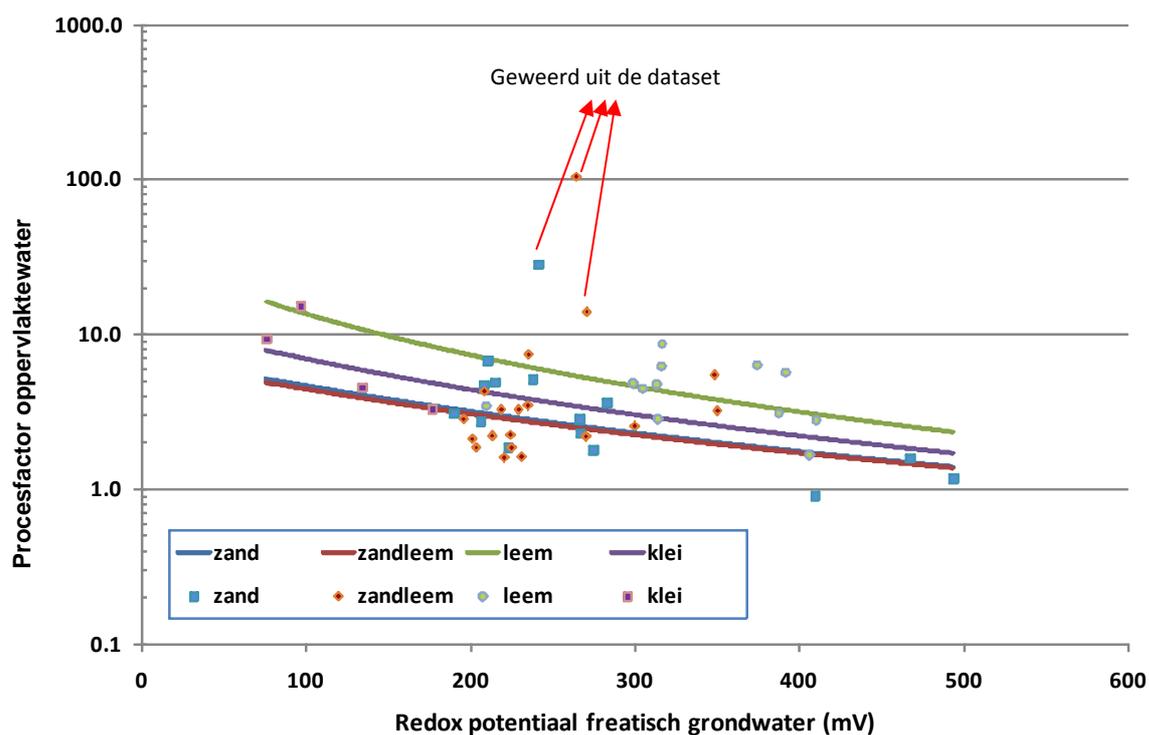
klei : $A = -1.433$

Hierbij werden 3 uitbijters weggelaten.

Om de werkelijke procesfactor te bekomen dient te worden teruggetransformeerd met de formule:

$$PF = \left(\frac{2}{PF_t + 2} \right)^2 \quad (6)$$

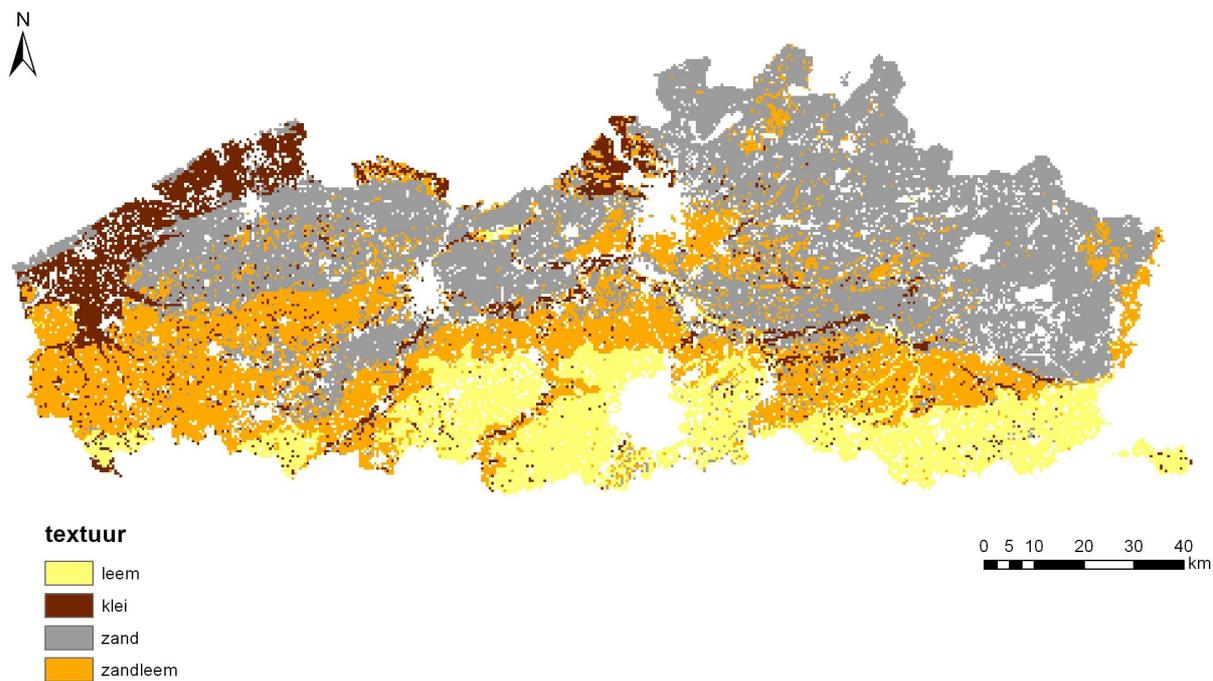
Grafisch bekomen we dan de resultaten in Figuur 15, waarin het textuureffect en redoxeffect op de procesfactor wordt weergegeven.



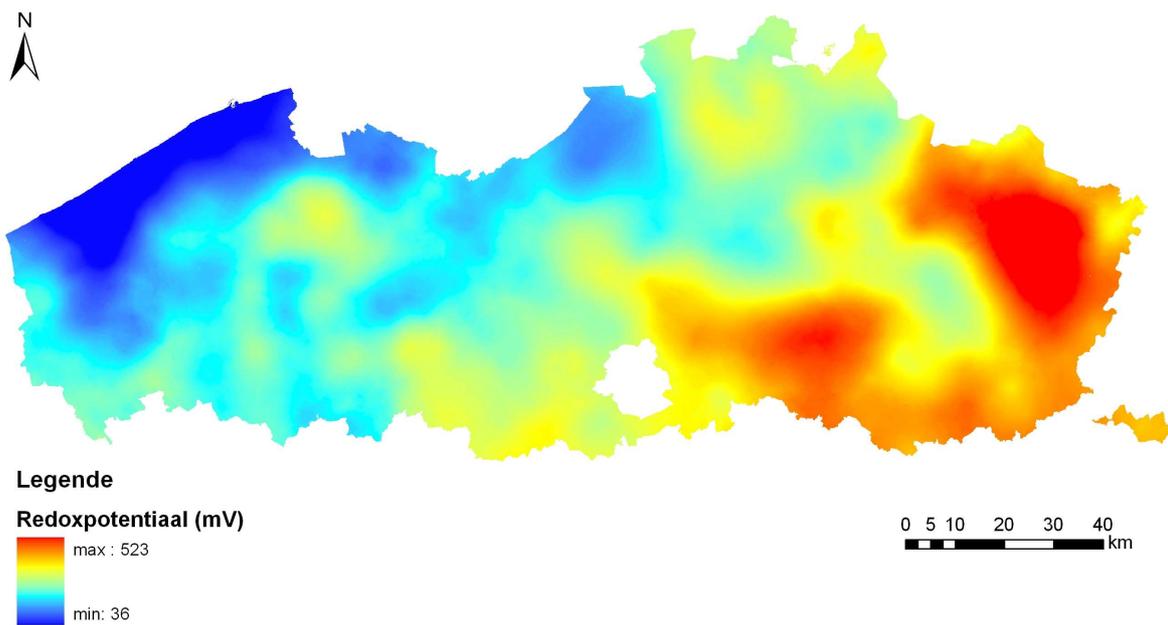
Figuur 15 - Grafische weergave van het voorspellende model voor de procesfactor oppervlaktewater

Aan de hand van dit model kunnen nu gebiedsdekkende voorspellingen gedaan worden door verschillende GIS operaties toe te passen op de datalagen met de textuurinformatie en redoxpotentiaal. De textuurkaart (Figuur 16) werd bekomen aan de hand van de Belgische bodemkaart en de redoxpotentiaal (Figuur 17) werd bekomen door een kriging van de gemiddelde redoxpotentiaal in de eerste filter van elk meetpunt van het freatisch grondwatermeetnet.

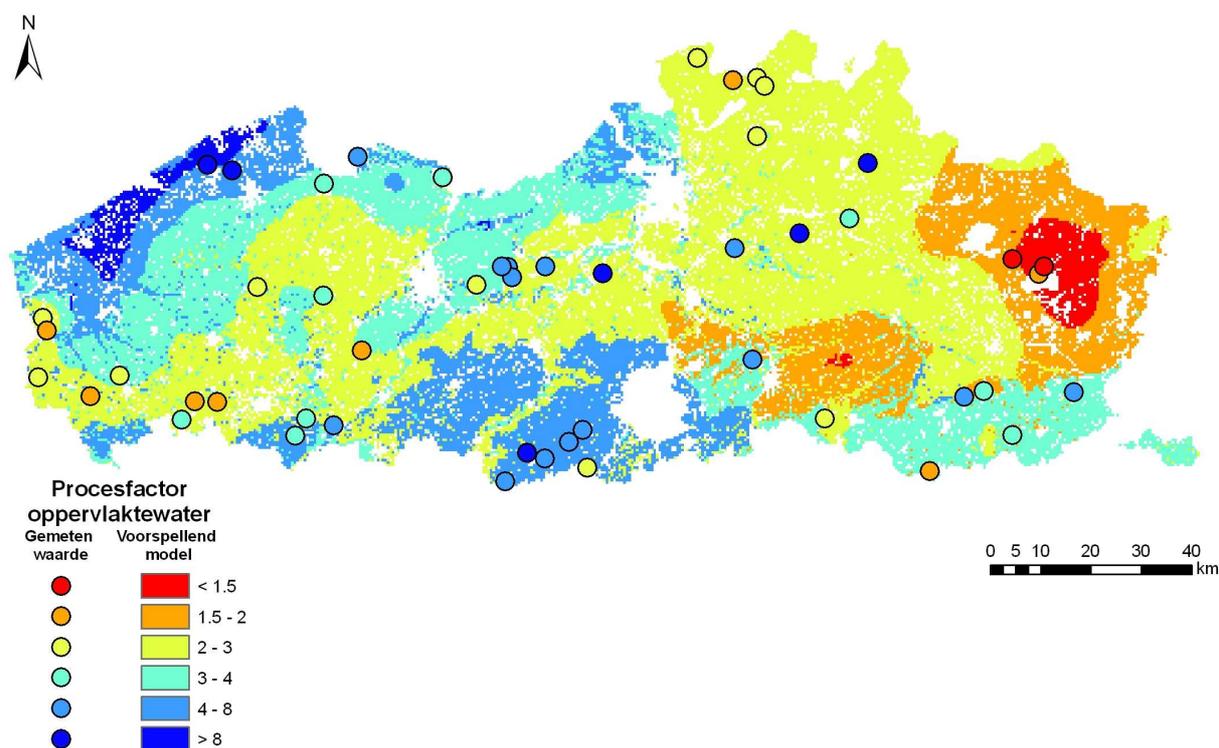
In Figuur 18 wordt de rastervoorspelling van de procesfactor oppervlaktewater weergegeven.



Figuur 16 - Vereenvoudigde textuurkaart voor Vlaanderen



Figuur 17 - Redoxpotentiaal voor Vlaanderen op basis van een kriging interpolatie



Figuur 18 - Rastervoorspelling voor de procesfactor oppervlaktewater alsook de 50 afstroomgebieden oppervlaktewater met de gemeten waarde voor de procesfactor. Raster van 500m × 500m

1.8.2 Conclusies procesfactor oppervlaktewater

De procesfactor oppervlaktewater vertoont een duidelijke regionale variatie, die echter maar ten dele kan worden verklaard. Het voorspellend model dat werd opgebouwd heeft dan ook een R^2 die niet zeer hoog is. Desondanks is het mogelijk om een gebiedsdekkende rasterkaart op te stellen, die de trends duidelijk weergeeft.

De regionale verschillen in procesfactoren oppervlaktewater zullen in de volgende fase moeten worden aangevuld met de procesfactoren grondwater om een uitspraak te doen naar het maximum toelaatbaar nitraatresidu om de nitraatconcentratie in oppervlaktewater en grondwater beneden de nitraatnorm te krijgen.

1.8.3 Berekening van procesfactoren aan de hand van het WEKU model

Het WEKU model (Kunkel & Wendland, 1997) is een rastergebaseerd, stochastisch reistijd/denitrificatiemodel waarmee reistijden van nitraat in het grondwater tot in het oppervlaktewater worden berekend. Daarbovenop wordt de denitrificatie in het grondwater in

rekening gebracht. Hierbij wordt verondersteld dat de denitrificatie verloopt volgens een eerste-orde kinetiek, waarbij de afbraakconstante functie is van de geochemische aard van het grondwater. Het model brengt in rekening dat hoe langer de reistijd doorheen het grondwater is, hoe groter de fractie nitraat die gedenertrificeerd wordt.

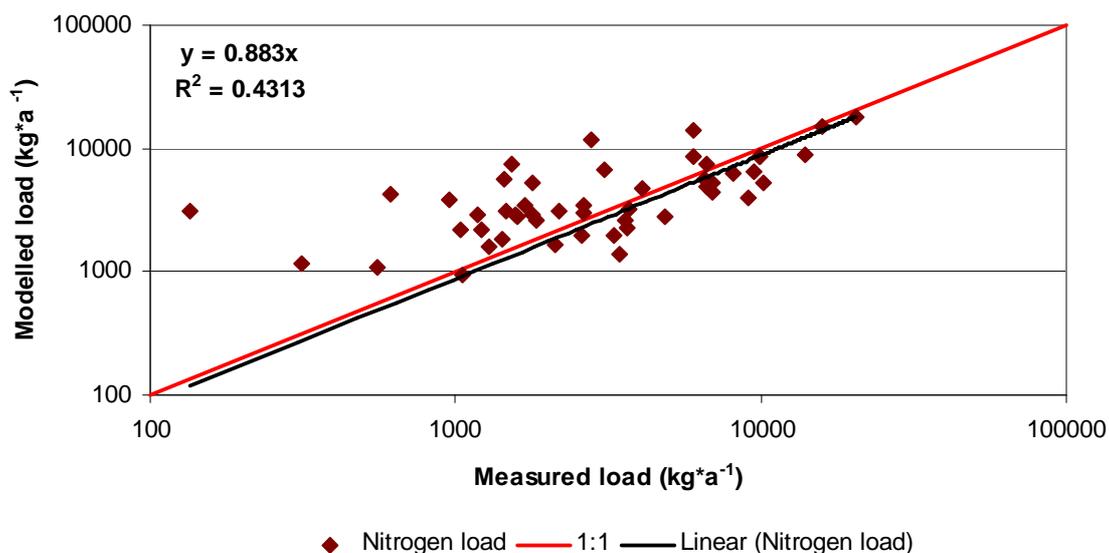
De basisveronderstelling van het model is dat voor elk rasterelement ($25 \text{ m} \times 25 \text{ m}$) in het intrekgebied een deel van het neerslagoverschot als directe afvoer naar het oppervlaktewater stroomt, d.w.z. met een reistijd van minder dan een week, en de rest als basisafvoer via het grondwater naar het oppervlaktewater stroomt. De directe afvoer bestaat uit oppervlakkige afvoer ('overland flow'), drainageafvoer (via grachten en drainagebuizen), en interflow ('subsurface flow').

Voor Vlaanderen is binnen de directe afvoer enkel de drainageafvoer belangrijk. De interflow component is verwaarloosbaar, en ook oppervlakkige afvoer, hoewel belangrijk voor erosie, is verwaarloosbaar klein t.o.v. het neerslagoverschot. Het WEKU model veronderstelt dat de fractie van het nitraat in het percolatiewater onderaan de wortelzone dat via directe afvoer naar het oppervlaktewater gaat, geen denitrificatie ondergaat, terwijl de fractie die via het grondwater gaat, gedeeltelijk denitrificeert. Dat is een correcte veronderstelling voor Vlaanderen daar de directe afvoer vooral uit drainageafvoer bestaat. De mate van denitrificatie hangt af van het feit of de freatische grondwaterlaag denitrificerend is en van de reistijd. De denitrificatiecapaciteit van de aquifer wordt bepaald door de chemische karakteristieken van de aquifer te analyseren en aan elke rastercel een halfwaardetijd van het nitraat te koppelen.

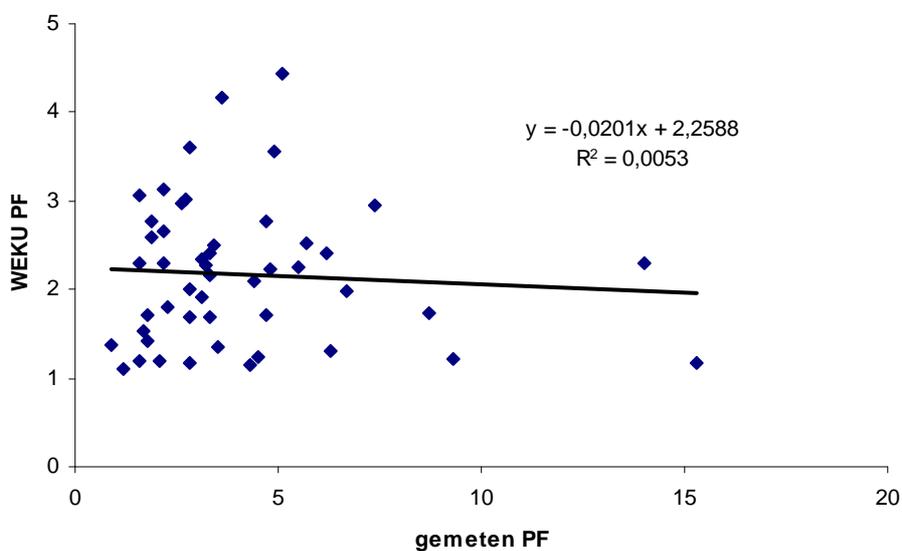
Na het doorrekenen van het WEKU model voor de 50 MAP meetpunten is een voorspelling van de gemiddelde nitraatvracht in het oppervlaktewater voor elk van de 50 MAP meetpunten gedaan. De verhouding van de voorspelde nitraatvracht in het oppervlaktewater tot de gemiddelde nitraatvracht in het percolatiewater onderaan de wortelzone geeft dan de met het WEKU model berekende procesfactor. De voorspelling van de totale nitraatvracht in de MAP-meetpunten vertoont een aanvaardbare correlatie ($R^2 = 0.43$) met de gemeten nitraatvracht in het MAP-meetpunt (Figuur 19).

De validatie van de procesfactoren bekomen met het WEKU model met de gemeten procesfactoren (Figuur 20) toont echter een zeer lage correlatie. De complexiteit van de verschillende chemische en fysische processen op deze eerder kleine schaal, beïnvloedt waarschijnlijk in sterke mate de resultaten van de modellering. Daar waar het WEKU model goede resultaten oplevert voor grote stroombekkens, lijkt het dat op de schaal van deze studie het model minder performant is.

De volledige resultaten en bespreking van de WEKU-modellering zijn in bijlage 2 gevoegd.



Figuur 19 - Validatie van de nitraatvrucht naar het oppervlaktewater, bekomen met het WEKU-model, voor de 50 geselecteerde afstroomgebieden.



Figuur 20 - Validatie van de procesfactoren, bekomen via het WEKU model (y-as) versus gemeten procesfactoren

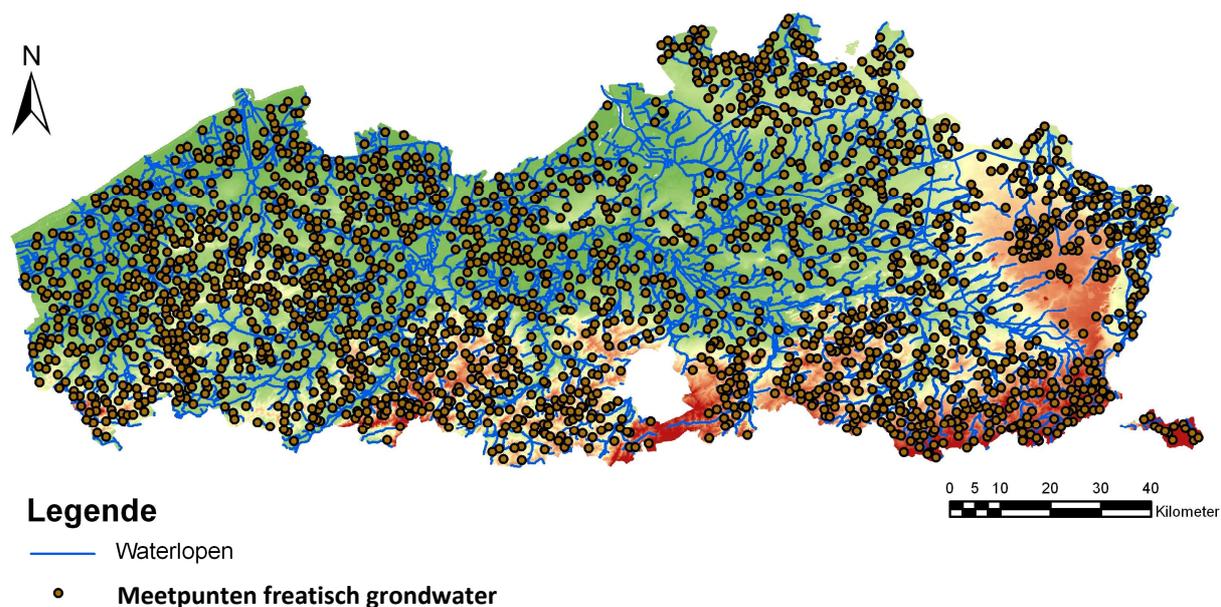
2 Fase 2b: Bepalen en evalueren van procesfactoren voor grondwater

2.1 Inleiding

In tegenstelling tot het oppervlaktewatermeetnet waarbij het water bemonsterd wordt in een waterloop, wordt de kwaliteit van het grondwater opgevolgd via een meetnet van peilbuizen. Daar waar het water in de kleine waterlopen van het MAP-meetnet oppervlaktewater afkomstig is van een groot aantal percelen, is het water, bemonsterd in een filter van het grondwatermeetnet, meestal afkomstig van één of enkele percelen stroomopwaarts (over het freatisch vlak) van het meetpunt. De juiste afbakening van dat gebied vanwaar het water, gemeten in elk grondwatermeetpunt, afkomstig is, is een belangrijke stap in de bepaling van de procesfactor grondwater.

Het freatisch grondwatermeetnet in Vlaanderen is operatief sinds 2004. Het meetnet bestaat uit ongeveer 2100 meetpunten die frequent bemonsterd worden op verschillende kwaliteitsparameters (waaronder nitraat) en waarin ook de freatische grondwaterstanden bepaald worden. Via dit meetnet is het mogelijk om de evolutie van de waterkwaliteit van het freatisch grondwater op te volgen. Dit meetnet heeft onder andere tot doel om na te gaan in hoeverre Vlaanderen voldoet aan de grenswaarde voor nitraat in grondwater, zoals opgelegd in de Europese nitraatrichtlijn (91/676/EEG), met name 50 mg NO₃⁻ per liter water.

Het Freatisch grondwatermeetnet werd uitgebouwd op zodanige wijze dat het landbouwgebied van Vlaanderen zo goed mogelijk gedekt werd en het meetnet een hogere dichtheid heeft in gebieden met hogere potentiële kwetsbaarheid van het freatisch grondwater voor nitraat (Figuur 21).



Figuur 21 - Spreiding van de meetpunten freatisch grondwater over Vlaanderen (Bron gegevens: AGIV, VMM)

Een typisch meetpunt van het freatisch grondwatermeetnet bestaat uit 3 peilbuizen waarvan de filters op verschillende diepte werden geplaatst in de freatische grondwaterlaag om zo een dieptevariatie in kaart te kunnen brengen (Eppinger, 2005). De peilbuizen zijn voorzien van een filterelement dat naargelang het meetpunt bestaat uit 1 of meerdere filters van 0.5 of 1 m lengte. Peilbuizen 1 en 2 (ook wel filter 1 en 2 genoemd) werden indien mogelijk in de geoxideerde zone van het watervoerende laag geplaatst. Deze zone is nog rijk aan opgelost zuurstof, zodat er geen anaerobe nitraatafbreek kan optreden en de uitspoeling van nitraat uit de onverzadigde zone naar de verzadigde, freatische zone kan worden opgevolgd. Filter 3 daarentegen is in regel in de gereduceerde zone aanwezig, waar geen opgelost zuurstof meer voorkomt. In deze zone wordt het nitraat met behulp van micro-organismen afgebroken en door vergassing uit het water verwijderd. Terwijl filters in de geoxideerde zone informatie geven over de verontreiniging van het grondwater met nitraat, kan in filters in gereduceerde zones de achtergrondkwaliteit van het grondwater gemeten worden. (Eppinger, 2005).

Omwille van de stabiliteit van nitraat in de geoxideerde zone van het freatische grondwater, wordt deze zone als referentie beschouwd om de kwaliteit te toetsen aan de nitraatrichtlijn, vermits in deze zone doorgaans de hoogste nitraatconcentraties gemeten worden.

De eerste stap in de bepaling van de procesfactor is dan ook de karakterisatie van de meetpunten, met name welke filters van het meetpunt van het freatisch grondwatermeetnet zich in de geoxideerde of gereduceerde zone bevindt.

2.2 Oxidatie-reductie reacties in de verzadigde zone

Het gedrag van vele ionen en elementen in de bodem wordt direct of indirect beïnvloed door chemische reacties die een transfer van elektronen veroorzaken. De redox status van een element is een functie van de aanwezige elektronen in een systeem (Essington, 2004). De redoxstatus in grondwater zal de mobiliteit of stabiliteit van stoffen sterk beïnvloeden.

Stikstof komt in de bodem onder verschillende vormen voor, als ion (NO_3^- , NO_2^- en NH_4^+) of als gas (N_2 en N_2O). Het voorkomen van de verschillende vormen is afhankelijk van de plaats in en de redoxstatus van de bodem.

De bovenste laag in de freatische zone wordt de oxidatiezone genoemd. In deze zone is opgelost zuurstof aanwezig, wat in microbiële redoxprocessen (vooral afbraak van organische stof) optreedt als electronacceptor. De dieper gelegen reductiezone is arm aan zuurstof maar bevat wel nog andere electronacceptors zoals Fe^{III} -verbindingen, Mn^{IV} , NO_3^- ... Bij gebrek aan zuurstof zullen in deze zone andere oxidantia gebruikt worden in microbiële redoxprocessen, en kan NO_3^- en NO_2^- gereduceerd worden tot N_2 , N_2O of NH_4^+ bij oxidatie van organische stof of pyriet.

De theoretische begrenzing van de geoxideerde en gereduceerde zones is een moeilijke kwestie en de juiste afbakening wordt door verschillende auteurs op verschillende wijze beargumenteerd (Essington, 2004). Eén van de afbakeningen is deze volgens Sposito (1981), waarbij de geoxideerde zone bij pH 7 een redoxpotentiala (E_h) heeft van meer dan 414mV. Liu en Narasimhan (1989) delen de redoxzones in de bodem bij pH7 op als volgt: de zuurstof-stikstof zone ($100 < E_h < 250\text{mV}$), de ijzer zone ($0 < E_h < 100\text{mV}$), de sulfaatzone ($-200 < E_h < 0 \text{ mV}$) en de methaan-waterstofzone ($E_h < -200 \text{ mV}$).

Omdat een meting van de redoxpotentiala in grondwater slechts indicatief is voor de redoxstoestand, wordt de afbakening vaak gemaakt op basis van het voorkomen van bepaalde elementen of moleculen zoals ijzer, mangaan, zuurstof enz. Op basis van theoretische grenzen voor bepaalde ionen en verbindingen (ijzer, mangaan, zuurstof,...) zou een strikte afbakening van de zones mogelijk zijn, echter zijn deze theoretische grenzen omwille van kinetiek en meetproblemen in praktijk weinig bruikbaar. Enkel indien een hogere meetresolutie beschikbaar is (poriënwater- of sedimentanalyse) zou deze afbakening kunnen gebeuren

2.3 Karakterisering van de filters in het freatisch meetnet

Voor de ca 2100 meetpunten van het freatisch meetnet, werden door de Vlaamse Milieu Maatschappij (VMM) de kwaliteits- en stijghoogtemetingen ter beschikking gesteld. De beschikbare meetgegevens zijn: pH, Redoxpotentiala, Elektrische conductiviteit, Temperatuur en

concentraties aan Nitraat, Nitriet, Ammonium, Mangaan, Ijzer, totaal organische koolstof, Fosfaat, Sulfaat en opgeloste zuurstof. Verder werden per filter telkens de gemeten stijghoogtes ter beschikking gesteld en zijn er technische gegevens beschikbaar over de filterlengte en de diepte waarop de filter is geplaatst.

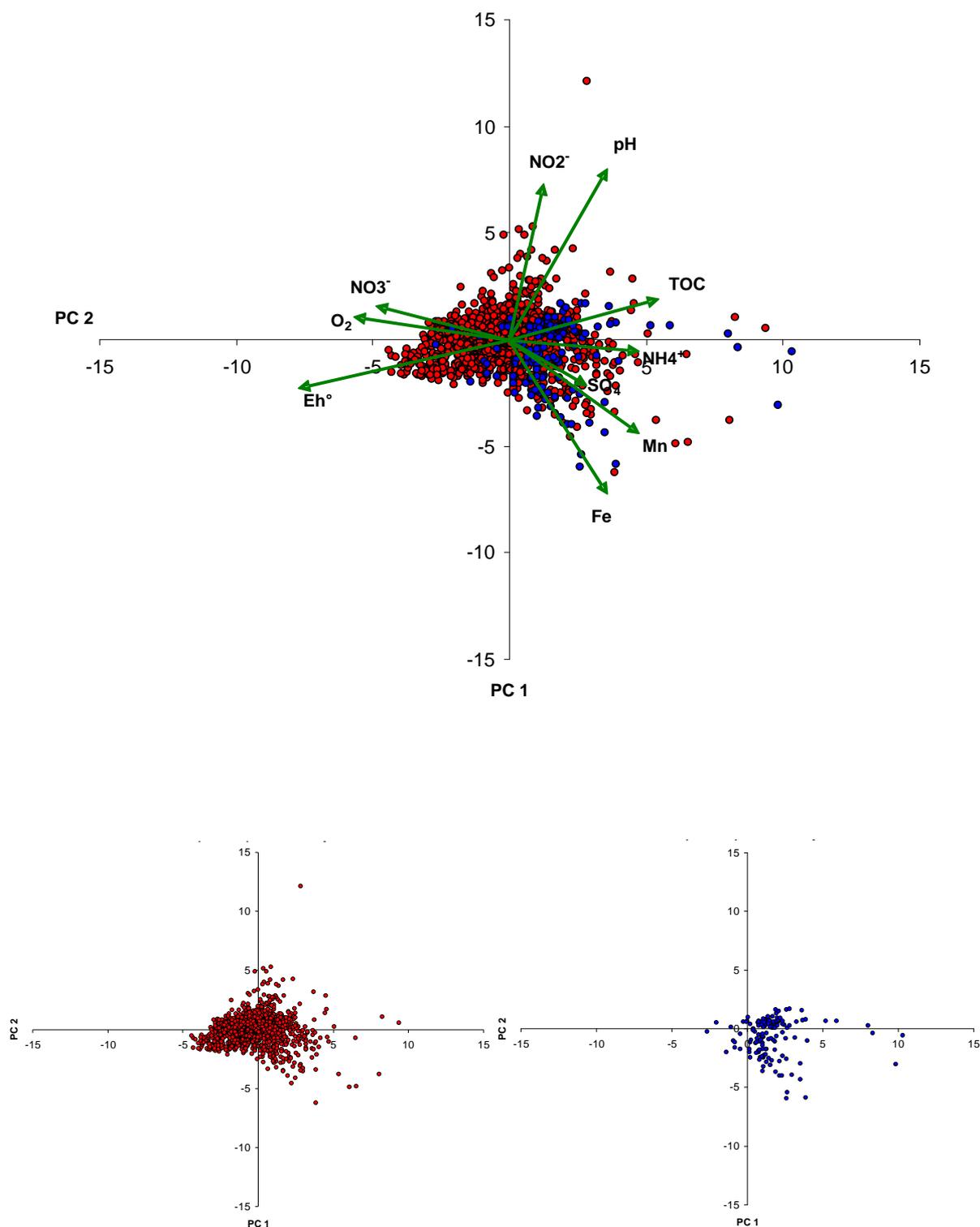
Bij het plaatsen van de peilbuizen voor het freatisch meetnet werden de filterelementen van de eerste en tweede filter indien mogelijk in de geoxideerde zone geplaatst. Aan de hand van een aantal criteria en expertbeoordeling werden de geoxideerde zones afgebakend en werden de filters op een welbepaalde diepte geplaatst (Eppinger, schriftelijke communicatie). Uit de informatie ontvangen van de VMM blijkt volgens de expertbeoordeling dat ongeveer 87% van de filters (1ste filter) zich in de geoxideerde zone bevindt, 7% van de filters in de gereduceerde zone en dat 6% van de filters bevindt zich in een mengzone.

Op basis van een statistische analyse wordt hierna getracht de verschillende filters te karakteriseren.

2.3.1 Principale componenten analyse

Per meetpunt van het freatisch meetnet werd voor de eerste filter voor elke beschikbare kwaliteitsparameter de gemiddelde waarde van die parameter berekend aan de hand van alle beschikbare tijdsreeksen (2004-2007 op moment van de analyse) van metingen. Vervolgens werd een principale componenten analyse (PCA) met standaardisatie van de variabelen uitgevoerd op deze waarden (alle gemeten variabelen behalve temperatuur). De PCA werd uitgevoerd op 1824 van de 2113 meetputten, d.w.z., op deze waarvoor alle geselecteerde variabelen werden gemeten. De eerste twee assen van de PCA verklaren samen 42% van de variatie, de derde 11% en de vierde 10 %. De scores voor de eerste twee principale componenten werden in een biplot uitgezet en de redox opdeling volgens VMM werd aan de scores gekoppeld.

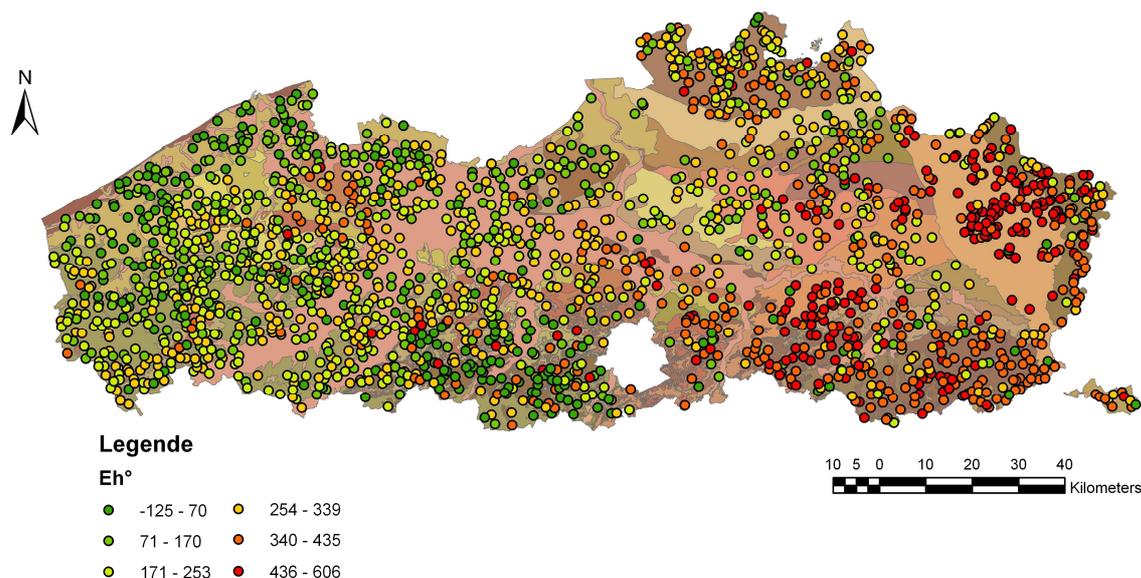
De biplot (Figuur 22) toont duidelijk aan dat de opdeling van de filters in geoxideerd en gereduceerd slechts deels overeenstemt met de chemische karakterisatie. De filters die als gereduceerd werden beschouwd bevinden zich voornamelijk in de rechterhelft van de biplot. Dit deel wordt gekarakteriseerd door lage zuurstof- en nitraatwaarden en een lage redoxpotentiaal en anderzijds hoge waarden aan mangaan en ijzer in oplossing, wat te verwachten is voor de gereduceerde zone. Voor de filters die als geoxideerd werden gekarakteriseerd is echter duidelijk dat deze geen typische chemische karakteristieken vertonen en de in situ opdeling slechts deels gestaafd kan met de chemische karakteristieken.



Figuur 22 - Principale Componenten Analyse van de kwaliteitsparameters voor de eerste filter. Rood: geoxideerde filters volgens VMM-opdeling. Blauw: gereduceerde filters volgens VMM-opdeling. In de figuren onderaan werden de waarden voor de geoxideerde (links) en gereduceerde filters (rechts) gescheiden weergegeven

2.3.2 Ruimtelijk patroon van de redoxpotentiaal

Voorgaande resultaten tonen aan dat de chemische karakterisatie van de filters slechts gedeeltelijk overeenkomt met de in situ opdeling. Bovendien blijkt dat een ruimtelijk patroon aanwezig is in chemische karakteristieken. Figuur 23 brengt een West-Oost gradiënt naar voren in de redoxpotentiaal. Dit ruimtelijk patroon doet vermoeden dat de redoxpotentiaal van een meetpunt sterk beïnvloed wordt door de eigenschappen van de aquifer



Figuur 23 - Ruimtelijke spreiding van de gemiddelde redoxpotentiaal voor de eerste filter in de meetpunten freatisch grondwater (gemiddelde van de meetresultaten 2004-2007, VMM)

2.3.2.1 Conclusie

Uit voorgaande analyse is duidelijk gebleken dat de in situ opdeling van de filters in de geoxideerde zone versus filters in de gereduceerde zone niet eenduidig is. Niet alleen is deze opdeling moeilijk te koppelen aan de chemische karakteristieken van het grondwater, maar bovendien doet het ruimtelijk patroon in de redoxpotentiaal vermoeden dat het type aquifer een grote invloed heeft op de chemische eigenschappen van het watermonster.

Een andere factor die een rol speelt in de oxidatietoestand van het geanalyseerde grondwater is de totale lengte van de filter in het freatisch meetpunt. Een filter is doorgaans 50cm (44 % van de filters) of 1 m (55 % van de filters) in lengte. Hierdoor kan het voorkomen dat water uit zowel de geoxideerde als de gereduceerde zone in het meetpunt terecht komt, zeker wanneer men weet dat de overgang van geoxideerde naar gereduceerde zone bijzonder scherp is (Postma *et al.*, 1991).

Het uitsluiten van de gereduceerde filters uit de verdere analyse voor de procesfactor grondwater kan daarom ook niet onderbouwd worden. Enerzijds is geen duidelijk criterium voorhanden om

een keuze te maken, maar anderzijds zouden voor bepaalde gebieden in Vlaanderen niet voldoende meetpunten geselecteerd kunnen worden, waardoor de procesfactor niet bepaald zou kunnen worden voor deze zones.

Daarom is de meest onderbouwde keuze om a priori geen meetpunten uit te sluiten voor de verdere bepaling van de procesfactor op basis van de redoxtoestand. Vermits de redoxtoestand wel degelijk de denitrificatie in het grondwater tussen freatisch vlak en filterelement beïnvloedt, moet de redoxtoestand van het grondwater ter hoogte van de filter worden meegenomen als een mogelijke predictorvariabele die de ruimtelijke variatie van de procesfactor bepaalt.

2.4 Selectie van de Hydrogeologisch Homogene Zones (HHZ) voor de bepaling van de procesfactor grondwater.

2.4.1 Inleiding

Door Eppinger *et al.* (2002) werd het begrip Hydrogeologisch Homogene Zones (HHZ's) voor Vlaanderen ontwikkeld, i.e. zones met vergelijkbare fysische en chemische randvoorwaarden voor de verspreiding en de afbraak van nitraat in het grondwater van de hiermee geassocieerde freatische (meest ondiepe) watervoerende lagen (Eppinger en Thomas, 2005). De 33 Hydrogeologisch Homogene Zones zijn dus zones waarbinnen eenzelfde kwetsbaarheid voor het overschrijden van de grenswaarde voor nitraat in het freatisch grondwater te verwachten valt. De bepaling van de procesfactor zal in deze studieopdracht gebeuren voor 10 HHZ's, die op basis van hun contrasterende eigenschappen worden geselecteerd.

2.4.2 Selectiecriteria

Voor de selectie van de HHZ's waarvoor een procesfactor zal worden bepaald, werden door de opdrachtgever een aantal criteria vooropgesteld, waaraan de geselecteerde HHZ's moeten voldoen: Er dienen HHZ's te worden geselecteerd met hoge en lage nitraatconcentraties in het grondwater, de HHZ's dienen over de landbouwkundige streken (naar textuurklasse) in Vlaanderen te zijn verdeeld en de rechtstreekse invloed van landbouwactiviteiten dient aanwezig te zijn.

Verder werd er vooropgesteld dat voor de latere statistische verwerking van de gegevens er in totaal minstens 200 meetpunten grondwater dienen te worden geanalyseerd en dat er per HHZ minstens 15 meetpunten worden geanalyseerd. Tevens werd ook een spreiding over de 11 hydrografische bekkens beoogd, om te voldoen aan de voorwaarde voor de procesfactor oppervlaktewater, welke voor dezelfde HHZ's zal berekend worden.

Een ander criterium dat in acht dient te worden genomen in de selectie, is de reistijd van het water dat in de filters wordt bemonsterd. De nitraatconcentratie in de meetpunten zal worden gekoppeld aan de uitspoeling van nitraat uit bepaalde percelen, waarvoor het nitraatresidu dient te worden geschat aan de hand van de modellen uit deel 1 van deze studie. Vermits de voorspellende modellen voor het nitraatresidu voor ten vroegste het jaar 2004 bestaan en de metingen van het freatisch meetnet tot het jaar 2009 kunnen gebruikt worden, mag de maximale reistijd slechts 5 jaar bedragen. Als we er van uitgaan dat water in de onverzadigde zone ongeveer 1 jaar nodig heeft om een meter te zakken, dan legt het water vanaf de onderkant van de

wortelzone (-90 cm), in 5 jaar ca 5 meter af. Dit betekent dat de filters dus maximaal ca. 6 meter diep mogen geplaatst zijn om nog bruikbaar te zijn in de analyse.

HHZ's welke minder dan 30 meetpunten bevatten die zich op een diepte van minder dan 6 meter bevinden, werden bijgevolg geweerd, daar er werd vanuit gegaan dat bij de bepaling van de grondwaterintrekgebieden er nog een deel van de meetpunten zou wegvallen en er dus onvoldoende meetpunten zouden overblijven voor die HHZ voor verdere statistische analyse.

De selectiecriteria die werden gehanteerd worden in tabelvorm (Tabel 21) opgelijst.

Tabel 21 - Selectiecriteria Hydrogeologisch Homogene zones. De geselecteerde HHZ's worden in grijs tint weergegeven.

HHZ	Aantal meetpunten	Aantal meetpunten met filter 1 <6m	Landbouwstreek	Stikstof uitspoeling	Stikstof gebruik	Hydrografisch bekken
90	0	0				
77	11	1				
10	2	2				
71	4	2				
82	25	2				
75	7	6				
78	6	6				
76	45	7				
64bol	8	8				
71h	28	9				
62kat	12	12				
52	17	15				
61	16	16				
64ber	19	19				
34	31	30	z	m	m-h	BP - DZ
51	33	33	k	h	m	S - N
62kas	34	34	k	l	h	N
35	38	36	z	m	m-h	DM
33	38	38	z-zl	h	m-h	BP
73	40	40	z	m	h	BP
63h	93	40	z-zl	m	l	DM
00	41	41	p	l	m-h	I - BP - S - GK
22	85	41	k-zl	h	l-h	M
72	139	42	l-zl	m	l-m	DM
74	46	46	z	m	h	I
63	53	53	k	l	m-h	N
73h	99	63	zl-z	h	l-h	BP
75h	81	65	zl-z	m	m-h	DN
23	129	72	k	h	l-m	M
40	128	122	k	h	h	M
74h	192	170	zl-z	m	m-h	-
32	194	191	zl-l	l	h	I - L
21	417	411	z-zl	m	m-h	GK

Uitgesloten wegens te weinig meetpunten met filter 1 <6m

Stikstof uitspoeling/gebruik: h = hoog, m = gemiddeld, l = laag

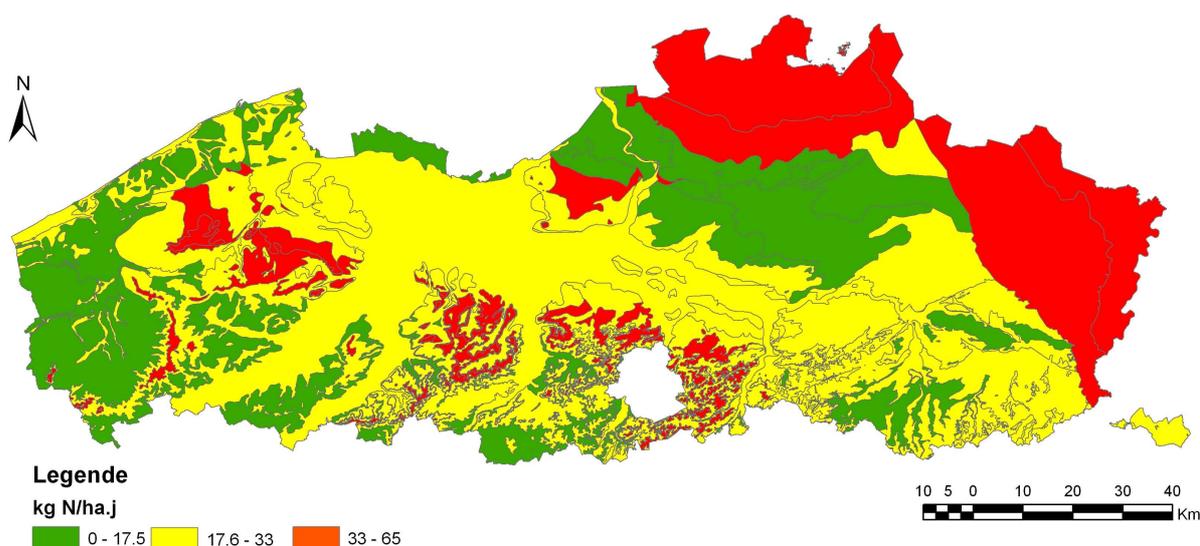
Landbouwstroken: z = zand, k = kempen, p = polders, l = leem, zl = zand-leem

Hydrografische bekkens: BP = Brugse Polders, DZ = Dijle Zenne, N = Nete, DM = Demer, M = Maas, I = Ijzer, L = Leie, DN = Dender, GK, = Gentse kanalen, N = Nete, S = Schelde

HHZ: HHZ-code Volgens Eppinger *et al.*, 2002

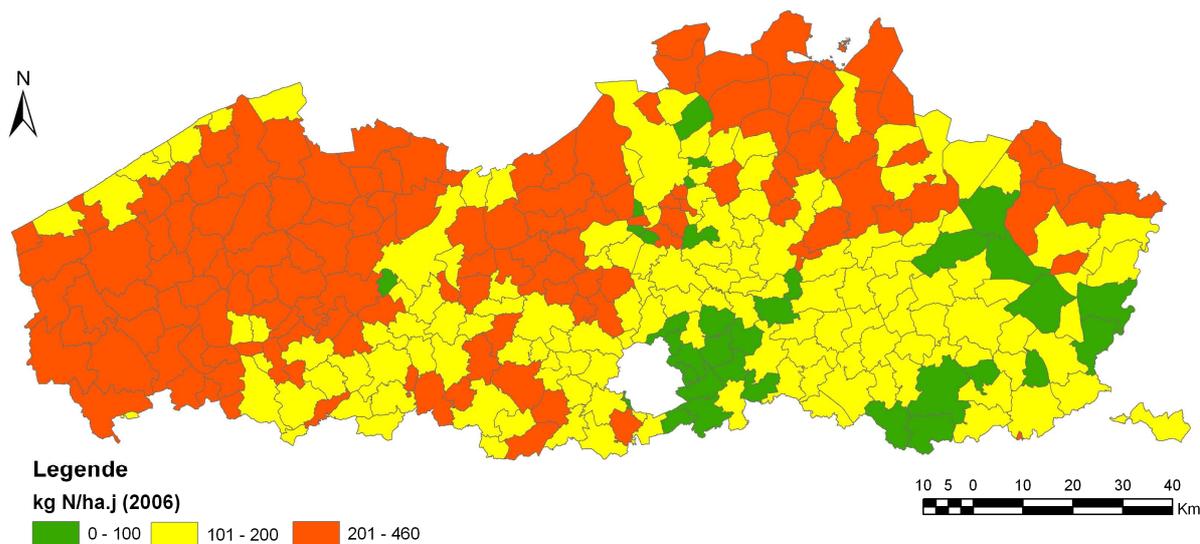
De belangrijkste landbouwstreek waarin een bepaalde HHZ vervat zit, werd opgelijst, eventueel gevolgd door een tweede landbouwstreek, wanneer de HHZ eveneens in deze landbouwstreek vervat zit.

Voor de stikstofuitspoeling werden 3 klassen toegekend op basis van de berekeningen door Eppinger en Thomas (2007). Deze auteurs berekenden de nitraatspoeling van een HHZ door het gemiddelde van de in die zone gemeten nitraatconcentraties in het grondwater te vermenigvuldigen met de gemiddelde grondwatervoeding van die zone. Hun berekeningen geven minimale waarden voor de uitspoeling vermits uitgegaan werd van een procesfactor gelijk aan 1, terwijl er in werkelijkheid verdunnings- en denitrificatieprocessen kunnen optreden. De klassen die gebruikt werden om de HHZ's onder te verdelen zijn laag ($0-17.5 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$), gemiddeld ($17.6-33 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$) en hoog ($>33.1 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$) (Figuur 24).



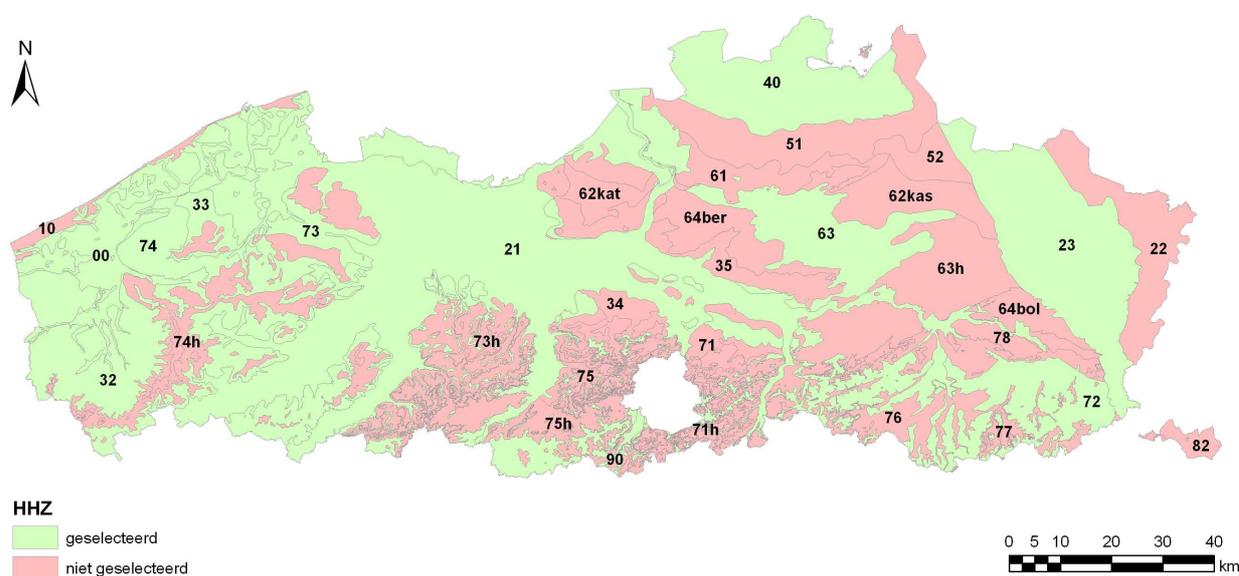
Figuur 24 - Gemiddelde stikstofuitspoeling per HHZ ($\text{kg N ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$) (Naar Eppinger en Thomas, 2007)

Voor het stikstofgebruik werden de gemeentelijke gegevens betreffende het gebruik van dierlijke meststof in 2006 gebruikt (gegevens: VLM, 2009). Er werd eveneens een opdeling gemaakt in laag ($0-100 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$), gemiddeld ($101-200 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$) en hoog ($> 200 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$).



Figuur 25 - Gemiddeld gebruik van dierlijke mest per gemeente (kg N ha⁻¹ j⁻¹) in 2006 (Bron: VLM, 2009)

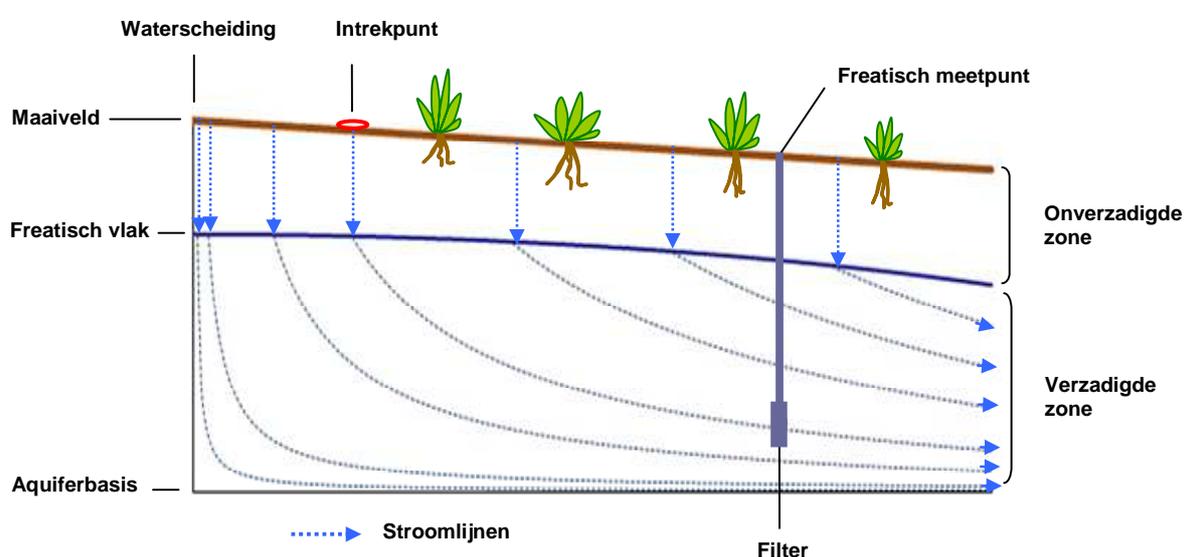
Als laatste werd er per HHZ bepaald tot welk hydrografisch bekken deze behoort. Sommige HHZ's bevinden zich in twee of meerdere hydrografische bekken. Op deze manier werden 10 HHZ's geselecteerd die contrasteren in de vernoemde criteria (Figuur 26).



Figuur 26 - Selectie van de Hydrogeologisch Homogene Zones (Bron afbakening HHZ's: VMM, 2009)

2.5 Bepaling van de intrekgebieden en de reistijd van wortelzone tot filter

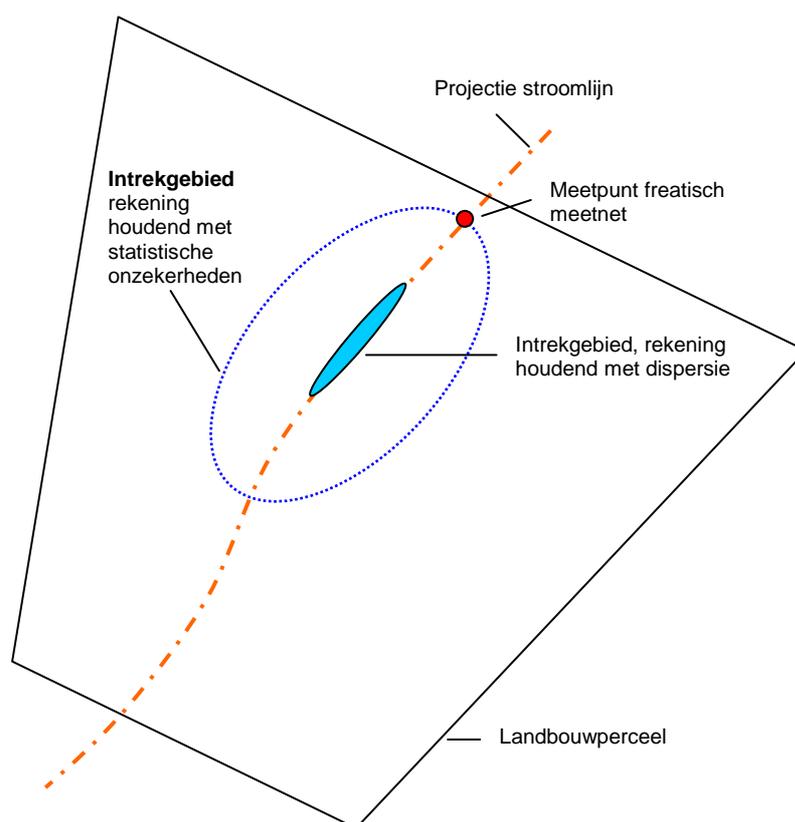
Het water dat in een meetpunt van het freatisch grondwatermeetnet bemonsterd wordt, heeft vanaf het moment dat het als neerslag neerkwam, een hele weg in de bodem afgelegd, waarbij het eerst doorheen de onverzadigde zone en nadien doorheen de verzadigde zone voortbewoog. De juiste ligging van dit intrekgebied is uiteraard van groot belang om de relatie tussen toegediende stikstof en de nitraatconcentratie in de ontvangende filter te bepalen en de procesfactor voor grondwater te berekenen. Het bemonsterde water in een meetpunt van het freatisch grondwatermeetnet, wordt onttrokken 1 of meerdere filters van 0.5 of 1m lengte. Het intrekpunt wordt hier gedefinieerd, als het punt in het veld vanwaar het water beweegt langs een stroomlijn die doorheen het midden van de filter van het grondwatermeetpunt gaat (Figuur 27).



Figuur 27 - Schematische voorstelling van bodem- en grondwaterstroming (*hoogten en afstanden zijn indicatief*)

Vermits de filter een zekere lengte heeft en het water dat doorheen de bodem beweegt aan een zekere dispersie is onderworpen, is het opgevangen water in een filter afkomstig van een sigaarvormige strook rond het intrekpunt.

Omwille van de statistische onzekerheden die bij de bepaling van het intrekpunt optreden ten gevolge van de onzekerheden in de aquifereigenschappen, resulteert dit in de afbakening van een groter ellipsvormig gebied, waarvoor met een bepaalde zekerheid kan worden verwacht dat het intrekgebied binnen de grenzen van deze ellips valt (Figuur 28). In de verdere bespreking zal deze laatste ellips het intrekgebied genoemd worden.



Figuur 28 - Bovenaanzicht van een hypothetisch landbouwperceel met een meetpunt van het freatisch grondwatermeetnet en bijhorend intrekgebied.

Naast de ligging van het intrekgebied wordt ook de reistijd van het water berekend. De reistijd is de gemiddelde tijd tussen het moment dat het nitraat de wortelzone (0-90 cm) verlaat in het intrekgebied en het moment waarop nitraat de filter van het freatisch meetpunt bereikt. Op basis van de reistijd, kan worden bepaald welke meting van het nitraat in het freatisch meetpunt in relatie kan worden gebracht met een bepaald nitraatresidu.

De beweging en reistijd van het nitraat dient opgedeeld te worden in twee componenten, namelijk de beweging in de onverzadigde zone en in de verzadigde (freatische) zone. Vermits nitraat niet aan sorptie onderhevig is, is de transportsnelheid en reistijd dezelfde als die van het water.

2.5.1 Berekening van reistijd in de onverzadigde zone en van het gemiddeld vochtgehalte in het bodemprofiel tussen maaiveld en 90 cm diepte

Bij de selectie van de freatische meetpunten grondwater werden meetpunten met een te lange reistijd uitgesloten. De reistijd werd in deze eerste benadering geschat op 1 jaar per meter neerwaartse verplaatsing, ongeacht de bodemtextuur. Voor de geselecteerde freatische

meetpunten grondwater wordt vervolgens de reistijd in de onverzadigde zone op meer precieze wijze berekend door rekening te houden met de bodemtextuur. De berekening gebeurt door oplossing van de integraalvorm van de Darcy-vergelijking (Jury en Horton, 2004, eq. 3.42):

$$-\int_{z_1}^{z_2} dz = \int_{h(z_1)}^{h(z_2)} \frac{dh}{1 + J_w / K(h)} \quad (7)$$

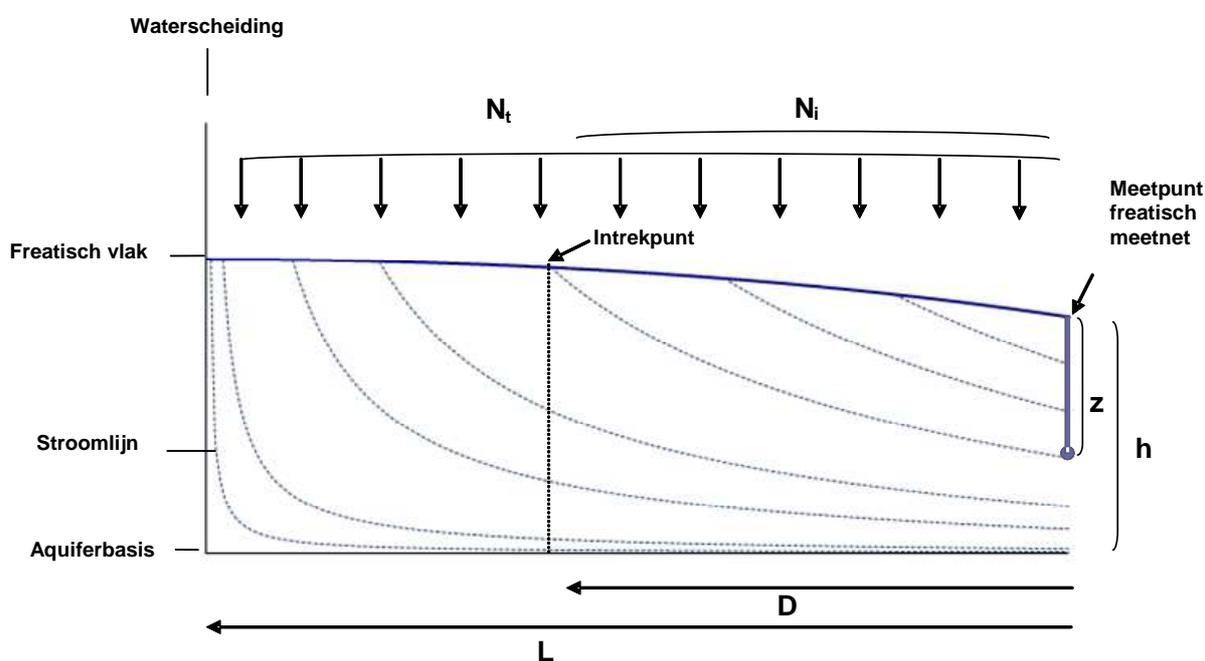
Deze vergelijking laat toe om over een homogene bodemlaag van diepte z_1 tot diepte z_2 (cm) het verloop van de drukhoogte $h(z)$ (in cm) te berekenen wanneer de verticale waterflux J_w (cm/dag) constant is in de tijd en gekend, en ook de (onverzadigde) hydraulische conductiviteit $K(h)$ (cm/dag) gekend is voor die bodemlaag. De berekening is ook mogelijk in gelaagde profielen op voorwaarde dat de integratie stapsgewijze gebeurt per laag (van onder naar boven), waarbij voor elke bodemlaag de $K(h)$ relatie van die laag gebruikt wordt. De berekening werd uitgevoerd in Matlab en start bij het freatisch vlak waarvan we de diepte (z_1) en de drukhoogte ($h(z_1)=0$) kennen. We stellen de waterflux J_w gelijk aan het totale neerslagoverschot (geregistreerde neerslag - referentie-evapotranspiratie ET_0) over de periode 1 november 31 maart van het beschouwde jaar gedeeld door de lengte van de periode (151 dagen). De $K(h)$ relatie van elke bodemlaag werd geschat uit de textuur, de volumedichtheid en het gehalte aan organische koolstof gebruikmakend van de pedotransferfuncties van Weynants *et al.* (2009). Deze pedotransferfuncties zijn opgesteld op basis van de metingen van hydraulische kenmerken en bijhorende predictorvariabelen op Belgische bodems door Vereecken *et al.* (1989; 1990). De extractie van de gegevens, die nodig zijn voor deze pedotransferfuncties, wordt verder besproken in dit rapport en is grotendeels gelijk aan de methodologie die gebruikt werd voor de berekening van de procesfactor oppervlaktewater. Eens het volledige drukhoogteprofiel $h(z)$ berekend is, wordt daaruit het vochtprofiel $\theta(z)$ berekend via de vochtretentiekarakteristiek $\theta(h)$ van elke bodemlaag (eveneens geschat met de pedotransferfunctie van Weynants *et al.* (2009)). Dit laat dan toe om het gemiddeld vochtgehalte van de bodemlaag 0 - 90 cm te berekenen, informatie die vereist is voor de bepaling van de gemiddelde nitraatconcentratie in het percolatiewater op 90 cm diepte. Tevens wordt de reistijd tussen 90 cm diepte en de watertafel berekend door de totale vochtinhoud (in mm) over dat diepte-interval te delen door de gemiddelde jaarlijkse waterflux, zijnde het totale neerslagoverschot gedeeld door 365 dagen.

2.5.2 De verzadigde zone

De intrekgebieden voor de meetpunten grondwater worden bepaald op basis van een aantal veronderstellingen. Vermits de uiteindelijke intrekgebieden die zullen worden geselecteerd voor verdere analyse, zich telkens op korte afstand van het freatisch meetpunt zullen bevinden, kunnen een aantal vereenvoudigingen worden aangenomen: We veronderstellen dat er over het traject van waterscheiding tot intrekgebied een uniform neerslagoverschot N is en dat de aquifer over dit traject een constante porositeit heeft.

Deze aannames kunnen worden verantwoord door de geringe afstand tot het meetpunt enerzijds en het feit dat de onzekerheid op het freatisch oppervlak groter is dan de eventuele fout die wordt veroorzaakt door de gemaakte aannames.

Bij de bepaling van het intrekgebied wordt het midden van de filter als referentiepunt genomen. In Figuur 29 wordt een schematische verticale dwarsdoorsnede gegeven doorheen de watervoerende laag langsheen de grootste gradiënt, waarbij er zich een filter bevindt op diepte z . De bedoeling is om de positie van het intrekpunt te bepalen.



Figuur 29 - Schematische voorstelling grondwaterstroming

Uit Figuur 29 kunnen we het volgende afleiden voor de horizontale grondwaterstroming ter hoogte van het meetpunt:

De totale hoeveelheid water die tussen de bovenkant en de basis van de aquifer stroomt (over dwarssectie met lengte h) is gelijk aan de grondwatervoeding stroomopwaarts van het meetpunt, d.w.z. de grondwatervoeding over lengte L . Vermits stroomlijnen elkaar niet kunnen kruisen, moet al het water dat boven (het midden van) de filter doorstroomt (d.w.z. over verticale dwarssectie met lengte z) afkomstig zijn van grondwatervoeding stroomafwaarts van het intrekpunt, d.w.z. van grondwatervoeding over lengte D . Omdat in een homogene watervoerende laag de horizontale stromingssnelheid niet varieert met de diepte, is de horizontale stromingssnelheid over sectie z gelijk aan de horizontale stromingssnelheid over sectie h . Als de grondwatervoeding constant is over L , volgt daaruit dat (Cook en Böhlke, 1999):

$$\frac{D}{L} = \frac{z}{h} \quad (8)$$

Als de stijghoogte van de freatische aquifer gekend is, kan de afstand L van meetpunt tot waterscheiding langsheen de stroomlijn doorheen het meetpunt bepaald worden. Kennis van de diepte van de filter, en de positie van de basis van de watervoerende laag en het freatisch vlak ter hoogte van het meetpunt laten toe z en h te berekenen. Met vergelijking (8) kan daaruit D en dus de positie van het intrekpunt berekend worden.

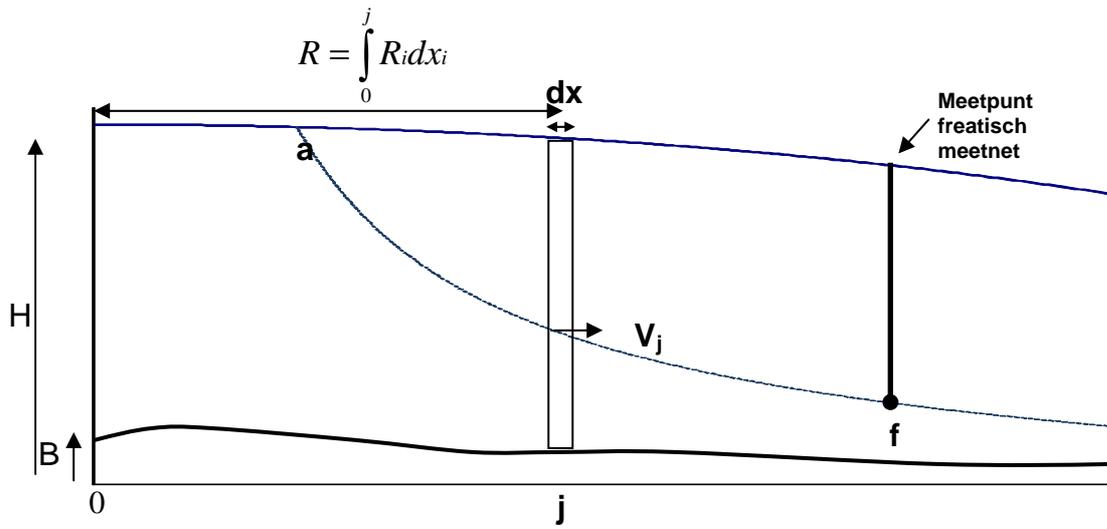
Om de reistijd in de verzadigde zone te berekenen, d.w.z. de tijd die een partikel nodig heeft om de horizontale afstand van het intrekpunt tot het meetpunt langsheen een stroomlijn af te leggen, gaan we uit van het gegeven dat op een willekeurige positie x langs het traject (Figuur 30) de horizontale stromingssnelheid ($m \text{ jaar}^{-1}$) kan berekend worden uit de grondwatervoeding over het stroomopwaarts deel van de stroomlijn:

$$v(x) = \frac{\int_0^x R(x') dx'}{n [H(x) - B(x)]} \quad (9)$$

waarbij in de teller de grondwatervoeding R ($m \text{ jaar}^{-1}$) geïntegreerd wordt van waterscheiding tot positie x (m), waarbij n de effectieve porositeit (-) is, en de term $[H(x) - B(x)]$ de dikte (m) van de freatische aquifer op positie x is. Deze dikte is het verschil tussen de grondwaterstand H (m TAW) en de hoogteligging B (m TAW) van de basis van de aquifer. Vermits de horizontale stromingssnelheid $v = dx/dt$ kunnen we de reistijd Δt (jaar) berekenen door $1/v(x)$ te integreren van het intrekpunt (x_a) tot de peilput (x_p) als:

$$\text{Reistijd} = \int_{x_a}^{x_f} \frac{dx}{v(x)} = \int_{x_a}^{x_f} \frac{n [H(x) - B(x)] dx}{\int_0^x R(x') dx'} \quad (10)$$

Bij de berekening van de reistijd wordt eveneens uitgegaan van een stationaire stromingstoestand, maar kunnen R, H, en B variëren over x.



Figuur 30 - Berekening van de reistijd van het grondwater

De berekening in een Matlab procedure gaat uit van formule (10). Er wordt in discrete stappen van 5 m gewerkt, waarvoor telkens de benodigde tijd wordt berekend.

De totale reistijd is dan de som van deze stappen langsheen de stroomlijn van intrekpunt tot meetpunt:

$$\text{Reistijd} = \sum_{j=a}^f \frac{\Delta x}{v_j} \quad \text{met } v_j = \frac{\sum_{i=1}^j R_i \Delta x_i}{n [H_j - B_j]} \quad (11)$$

2.5.3 Modelling van het freatisch vlak

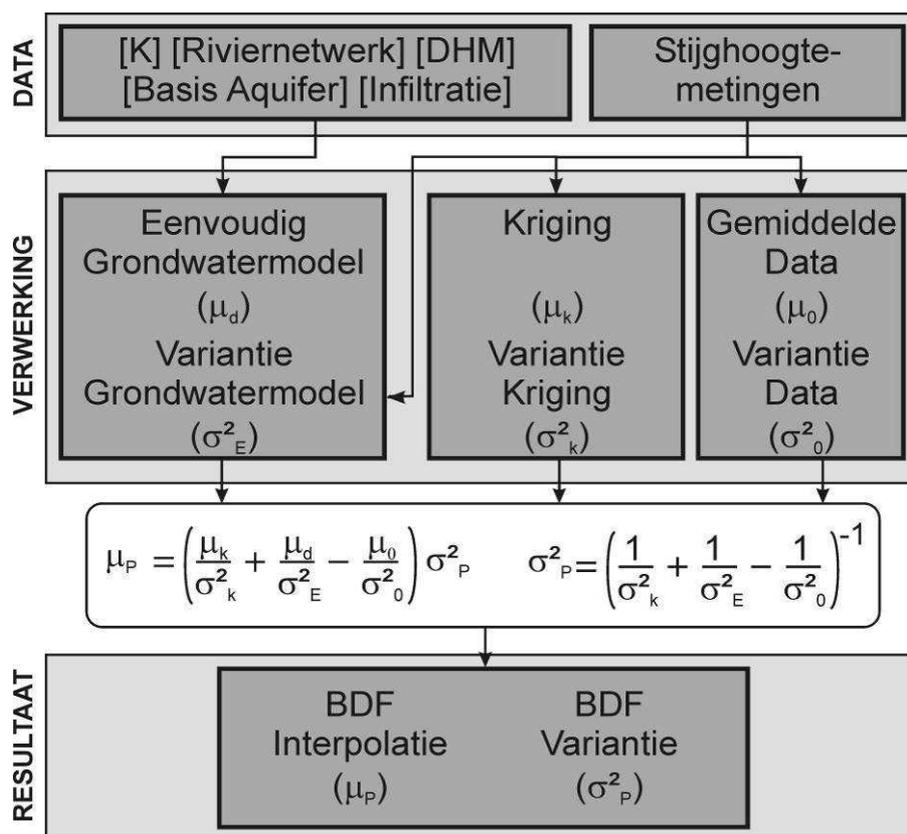
De stroomlijn in het grondwater, die doorheen de filter van het meetpunt gaat, volgt een pad langsheen de grootste gradiënt van het freatisch vlak. Om dit pad én de afstand tot de

grondwaterscheiding te bepalen, werd eerst de stijghoogte van de freatische aquifer bepaald voor heel Vlaanderen.

In deze opdracht werd gekozen om de stijghoogte van de freatische aquifer voor Vlaanderen uit de beschikbare gegevens af te leiden aan de hand van de Bayesian Data Fusion methodologie. Voor de wiskundige onderbouwing van deze methode wordt verwezen naar Bogaert & Fasbender (2007) en Fasbender *et al.* (2008).

Bayesian Data Fusion laat toe een geostatistische interpolatie, zoals kriging, te combineren met een andere gegevensbron, zoals een eenvoudig grondwatermodel. Een geostatistische interpolatie is exact in de meetpunten en bevat impliciet de ruimtelijke structuur van de dataset. Dergelijke interpolatie heeft echter als nadeel dat deze geen rekening houdt met de hydrogeologische realiteit (drainage, grondwatervoeding,...). Een fysisch gebaseerd, ruimtelijk verdeeld, numeriek grondwatermodel (bv. MODFLOW) is in staat een watertafel te berekenen in overeenstemming met de beschikbare informatie over het aquifersysteem. Het opstellen en kalibreren van dergelijke modellen is echter zeer data-intensief en tijdrovend, terwijl er steeds, zelfs bij een gekalibreerd model, een fout blijft bestaan tussen gemeten en berekende stijghoogte.

De Bayesian Data Fusion methode maakt een gewogen som van een kriging-interpolatie en een vereenvoudigd grondwatermodel (Figuur 31). De aldus bekomen interpolatie is exact ter hoogte van de meetpunten en is in overeenstemming met de hydrogeologische informatie verwerkt in het eenvoudig grondwatermodel.



Figuur 31 - Flowchart van de berekening van het freatisch vlak aan de hand van Bayesian Data Fusion (BDF)

2.5.3.1 Gebruikte data

Voor de modellering van het freatisch grondwater dmv de Bayesian Data Fusion zijn verschillende basisgegevens vereist.

Kriging werd uitgevoerd op basis van de stijghoogtemetingen van het Freatisch grondwatermeetnet voor het freatisch vlak, welke door de VMM ter beschikking werden gesteld (zie verder).

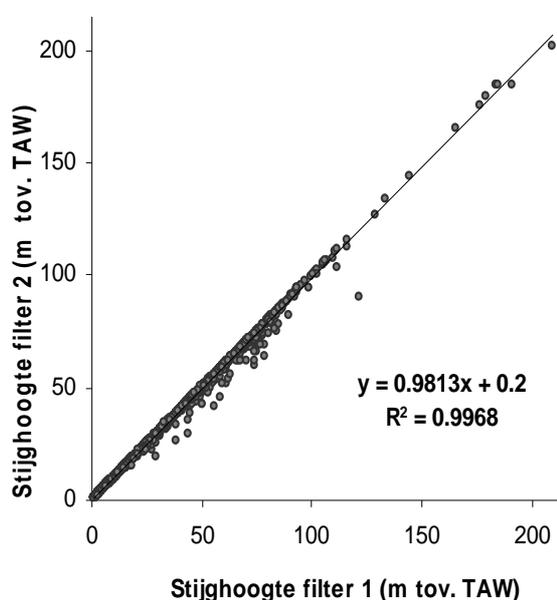
Voor het eenvoudig grondwatermodel zijn volgende gegevens gebruikt:

- DHM voor Vlaanderen;
- Rivierennetwerk;
- Aquiferbasis;
- Grondwatervoeding;
- Hydraulische conductiviteit;
- Porositeit.

2.5.3.2 Berekening van de gemiddelde grondwaterstand in de freatische meetpunten

De stijghoogtemetingen voor filters 1 en 2 van de meetpunten grondwater werden gebruikt om de gemiddelde hoogte van het freatisch vlak in de meetpunten te bepalen. De stijghoogtemetingen zijn beschikbaar voor de jaren 2004 tot 2007. De meetpunten werden niet allemaal even frequent bemonsterd, al werden er doorgaans 2 tot 3 metingen per jaar verricht per filter. Filter 1 werd voor 2085 peilbuizen bemeten, filter 2 voor 1905 peilbuizen.

Per meetpunt werd de gemiddelde waarde berekend van de beschikbare tijdreeks van stijghoogtemetingen per filter. De standaarddeviatie en de minimum-maximum waarde werden eveneens bepaald. De gemiddelde stijghoogte van filter 1 en filter 2 vertonen een duidelijke correlatie, echter is in regel de stijghoogte in filter 2 lager dan deze in filter 1 (Figuur 32).



Figuur 32 - Correlatie tussen de gemiddelde stijghoogten in filter 1 en filter 2 van de meetpunten grondwater

In de interpolatie zijn de stijghoogtes van de tweede filter gebruikt omdat de diepere positie van de tweede filter de kans op artefacten, zoals (gedeeltelijk) drooggevallen filters en hangende watertafels, verkleint.

Voor de meetpunten waarvoor er geen stijghoogten voor filter 2 beschikbaar waren, werden deze aangevuld met stijghoogten van filter 1.

2.5.3.3 Gegevens voor het eenvoudig grondwatermodel

Voor de interpolatie via het eenvoudig grondwatermodel werden volgende gegevens gebruikt:

- Het DHM voor Vlaanderen met resolutie $5\text{ m} \times 5\text{ m}$. Deze data laag werd herschaald naar een rasterlaag van $25\text{ m} \times 25\text{ m}$ via een GIS-operatie waarbij het gemiddelde van 25 cellen werd berekend.
- Het rivierennetwerk, met name de Vlaamse hydrografische atlas versie vha20090116_SHP_643x
- De aquiferbasis van het grondwatermodel, bekomen uit het Vlaams Grondwater Model (VGM) (rasterlaag met resolutie $100\text{ m} \times 100\text{ m}$). Herschaling naar $25\text{ m} \times 25\text{ m}$ via “cubic convolution”.

De aquiferbasis werd bekomen door een combinatie van GIS-datalagen van het VGM uit te voeren. Als eerste werden de bovengrenzen van de verschillende aquitards in Vlaanderen geselecteerd, die dan de ondergrens vormen van de bovenliggende freatische aquifer. Voor de Polderafzettingen (HCOV 130) werd de basis van deze afzetting als aquiferbasis gekozen.

Voor de Maas-Rijnafzettingen (HHZ22) en Hoogterrasafzettingen (HHZ23) werd de top van de Brunsum II klei en Zanden van Diest als aquiferbasis gekozen.

De volgorde van de geselecteerde aquifer en de aquitards is terug te vinden in Tabel 22.

Tabel 22 - Gebruikte HCOV codering als basis van de aquifer voor het grondwatermodel

HCOV Codering	Naam	Gebruikte grens
214 en 215	Brunsum II klei en Zanden van Diest	top (enkel voor HHZ22 en 23)
130	Polderafzetting	basis
220	Klei-zand-complex van de Kempen	top
300	Boom Aquitard	top
420	Klei van Kleine-Spouwen	top
440	Tongeren Aquitard	top
500	Bartoon Aquitardsysteem	top
700	Paniseliaan Aquitardsysteem	top
900	Ieperiaan Aquitardsysteem	top
1020	Landeniaan en Heersiaan Aquitard	top
1300	Sokkel	top

- De grondwatervoeding werd bekomen via het WetSpaas model ($50\text{ m} \times 50\text{ m}$), eveneens herschaald naar $25\text{ m} \times 25\text{ m}$ via “cubic convolution”.

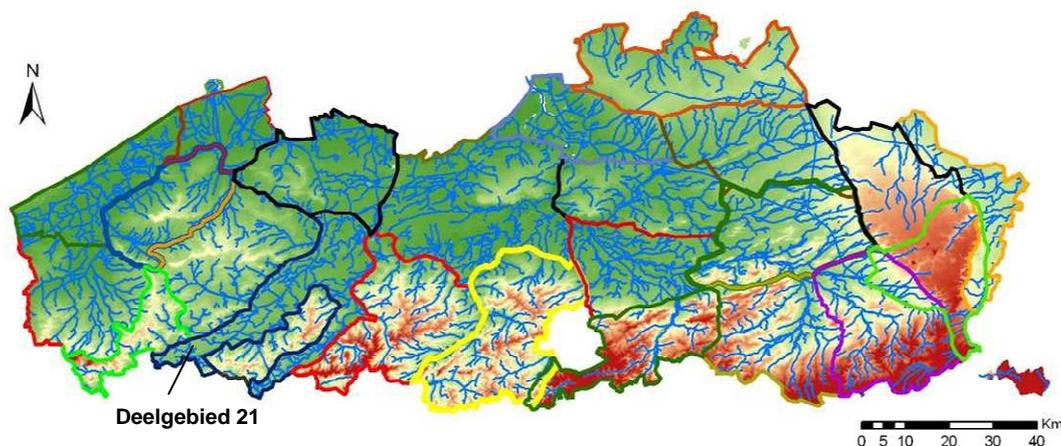
2.5.3.4 Implementatie Bayesian Data Fusion

De kriging werd verricht met ArcGIS. Voor de berekening van het eenvoudige grondwatermodel is een Matlab-script ontwikkeld. Het combineren van beide rasters aan de hand van de BDF-methodologie is ook met behulp van Matlab-scripts uitgevoerd.

2.5.3.5 Afbakening van de deelgebieden

Om het freatisch vlak te interpoleren voor Vlaanderen, werden 24 deelgebieden afgebakend waarvoor telkens het freatisch vlak werd geïnterpoleerd. Deze opdeling gebeurde vanuit twee doelstellingen. Enerzijds werden zones afgebakend waarbinnen de hydrogeologische eigenschappen van de aquifer als uniform kunnen worden beschouwd, anderzijds mogen de dimensies van de deelgebieden niet te groot te zijn, opdat de gebruikte software de verwerking nog aan zou kunnen. De grootte van de deelgebieden is maximaal circa 1200 km².

Bij de keuze van de deelgebieden werd getracht om op basis van 4 datalagen tot deelgebieden te komen waarbinnen gelijkaardige hydrologische eigenschappen kunnen worden vastgesteld. In de eerste plaats werd getracht om de opdeling in Hydrogeologisch Homogene Zones te volgen. Het samenvoegen van HHZ's werd verricht op basis van gegevens over de hydraulische doorlatendheid en dikte van de onverzadigde zone (Eppinger en Thomas, 2007). De gegevens van de kwartaire geologie en de topografie werden gebruikt voor verdere opdeling. Het rivierennetwerk werd, waar mogelijk, gebruikt om de grenzen af te lijnen, opdat de verschillende afgebakende zones zo goed mogelijk zouden aansluiten aan de randen, daar het rivierennetwerk op die plaats de stijghoogten van het grondwater determineert. De opdeling in zones wordt weergegeven in Figuur 33.



Figuur 33 - Digitaal hoogtemodel en hydrografisch netwerk voor Vlaanderen, met de afbakening van de deelgebieden voor de bepaling van het freatisch vlak. (Bron gegevens: AGIV, VMM, 2009)

2.5.3.6 Kriging

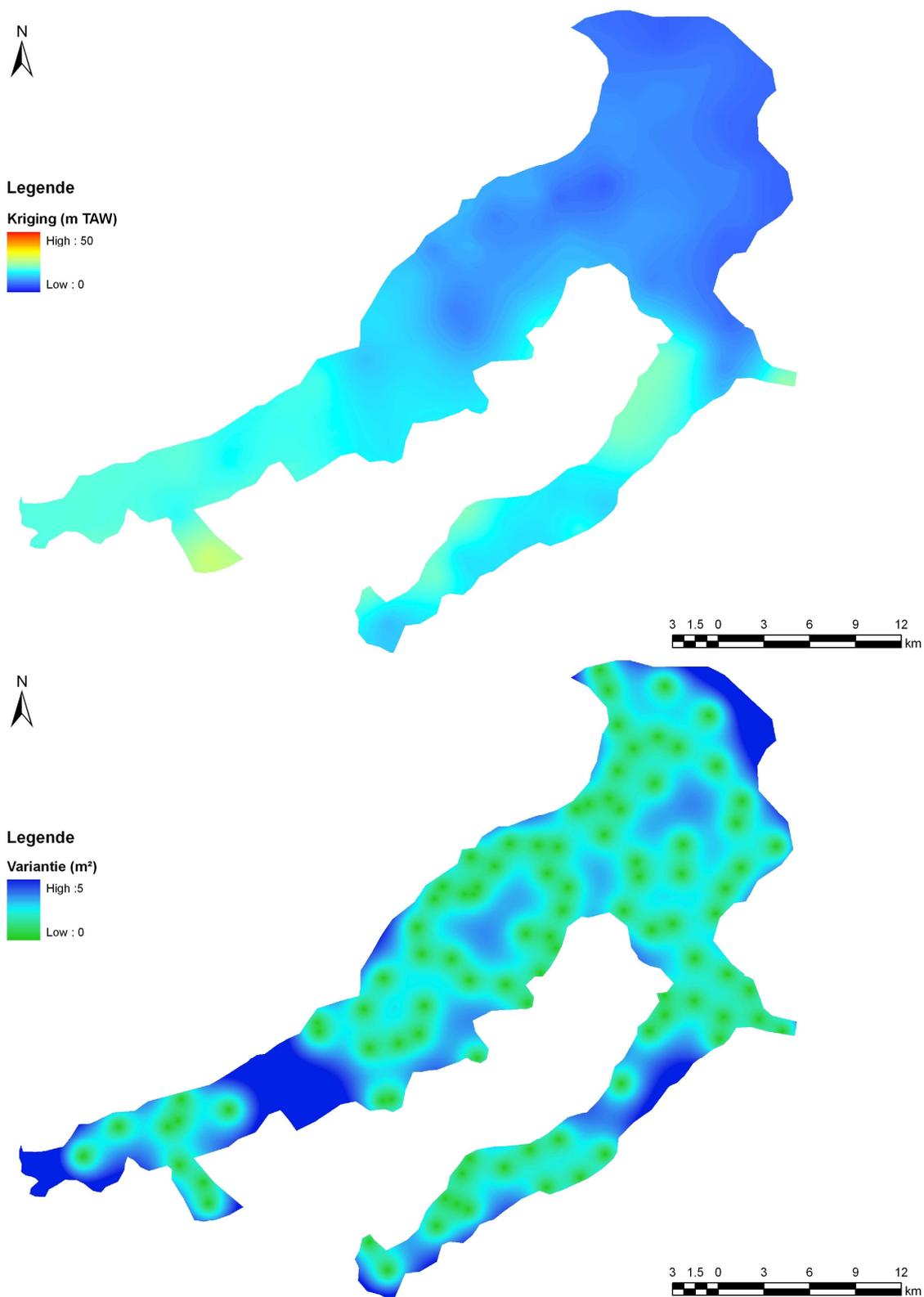
Voor elk van de deelgebieden werd aan de hand van de stijghoogten van de meetpunten een eerste schatting van de grondwatertafel uitgevoerd aan de hand van ordinary kriging.

Voor elke kriging interpolatie werd eveneens een kaart van de variantie geproduceerd, die gebruikt zal worden bij de Bayesian data fusion als wegingsfactor. In Figuur 34 worden voor het deelgebied “DG21” de kriging interpolatie en de “standard error map” weergegeven.

De kriging operatie bestaat uit:

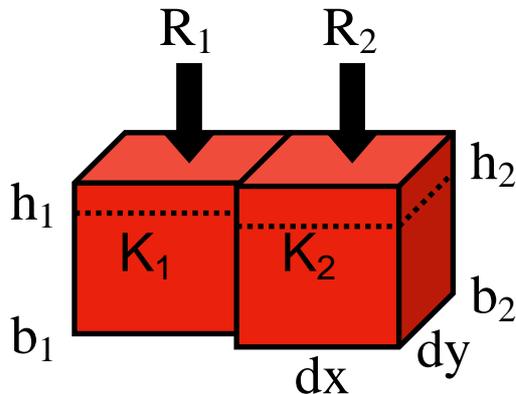
- Verwijderen van een eventuele trend in de data
- Keuze van het variogrammodel, de lag-grootte en het aantal lags
- Cross validatie met eventuele terugkoppeling aan de modelparameters om de root-mean-square error te minimaliseren.

Voor elk deelgebied werd een cross-validatie uitgevoerd via de “leave-one-out” methode (e.g. Chilès and Delfiner, 1999)



Figuur 34 - “Ordinary kriging” watertafelinterpolatie (boven) en “Standard error map” (onder) voor het deelgebied “DG21” (Bron gegevens: VMM, 2009). Dit deelgebied is ook aangeduid op de overzichtskaart van Figuur 33

2.5.3.7 Eenvoudig grondwatermodel



$$0 = Q_{1-2} + Q_{1-3} + Q_{1-4} + Q_{1-5} + Q_R$$

$$Q_{1-2} = K_{1-2} A_{1-2} \frac{dh_{1-2}}{dx_{1-2}}$$

$$= \frac{K_1 + K_2}{2} dy (\min(h_1, h_2) - \max(b_1, b_2)) \frac{h_1 - h_2}{dx}$$

$$Q_R = R_1 dx dy$$

Figuur 35 - Massabalans in het eenvoudig grondwatermodel

In een ruimtelijk gediscretiseerd raster kan de stijghoogte voor een vrije watervoerende laag berekend worden aan de hand van het behoud van massa en de wet van Darcy (Figuur 35). Op basis van de stijghoogte van de naburige cellen, kan de stijghoogte in een cel berekend worden. Omdat in de berekening reeds de stijghoogte gebruikt wordt, wordt deze vergelijking iteratief opgelost. Het model wordt beschouwd als geconvergeerd als het verschil in stijghoogte voor het gehele raster tussen twee opeenvolgende iteraties kleiner is dan een vooraf bepaalde drempelwaarde.

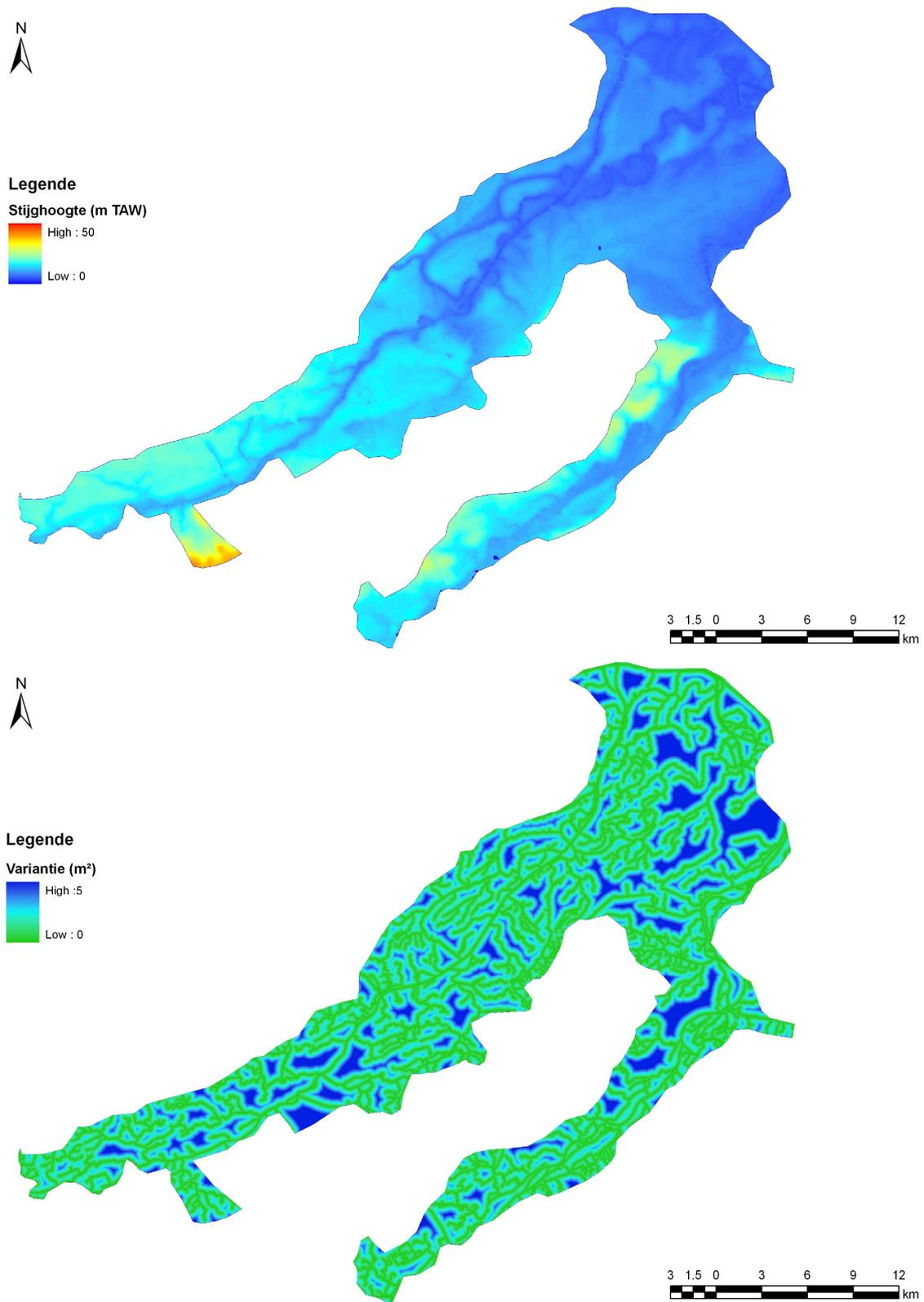
Voor de grondwatermodellering in deze studie worden enkele belangrijke aannames gemaakt, die het grondwatermodel vereenvoudigen, namelijk;

- De grondwatertafel is in evenwicht met de rivieren. Ter hoogte van een riviercel is de grondwatertafel gelijk aan de waarde van het DHM min een vooraf bepaalde drainagediepte.
- De grenzen van een deelgebied worden gevormd door een rivier (opgelegde stijghoogte) of vallen samen met een grondwaterscheiding (ondoorlatende grens, nulflux).
- De hydraulische doorlatendheid van elk deelgebied is uniform en constant.
- De berekende stijghoogte kan niet hoger zijn dan de topografie en kan niet lager zijn dan de basis van de aquifer.

Voor elk deelgebied is de stijghoogte berekend op basis van hoger geschetste aannames en de data beschreven in paragraaf 2.5.3.3. Indien de berekende stijghoogte hoger is dan de topografie, wordt de stijghoogte in die cel gelijk gesteld aan topografie min een drempelwaarde. Omgekeerd, indien de stijghoogte lager is dan de basis van de aquifer, wordt deze gelijkgesteld aan de basis van de aquifer plus een drempelwaarde.

Om het resultaat van de grondwatermodellering te kunnen gebruiken binnen de BDF-methodologie, dient er een raster te bestaan met de variantie van het grondwatermodel (σ^2_E). Vanuit het conceptuele model, is de onzekerheid het kleinst in de omgeving van de riviercellen en deze neemt toe naarmate de cel zich verder van een rivier bevindt. Daarom wordt aangenomen dat de variantie toeneemt met de afstand tot de rivier. Deze variantie wordt geschaald op basis van een lineaire fit tussen de verschillen tussen berekende en geobserveerde waarden in functie van de afstand tot de dichtstbijzijnde riviercel.

De berekende stijghoogte en de bijhorende variantie voor deelgebied DG21 zijn weergegeven in Figuur 36 . De gebruikte constante parameters en drempelwaarden staan in Tabel 23.



Figuur 36 - Stijghoogtekaart voor deelgebied DG21 bekomen via het eenvoudig grondwatermodel (boven) en de bijhorende variantie (onder)

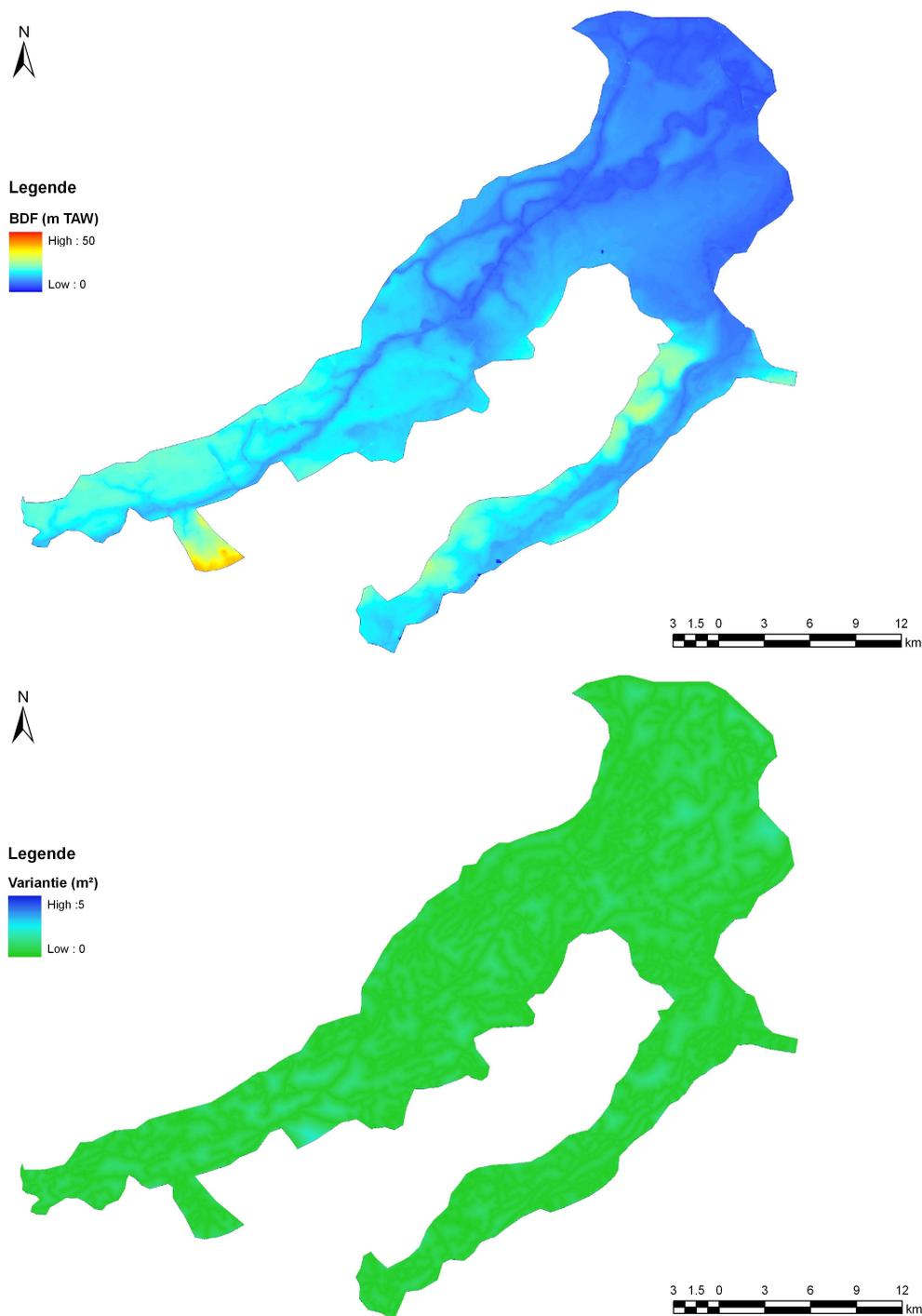
Tabel 23 - Parameterwaarden, gebruikt voor het deelgebied DG21 in het eenvoudig grondwatermodel

Parameter	Waarde	Eenheid
K	20	m/d
Diepte rivier	0.9	m
Minimale dikte onverzadigde zone	0.25	m
Minimale dikte verzadigde zone	1	m
Convergentie criterium	1×10^{-6}	m

2.5.3.8 BDF

De resultaten van de kriging interpolatie en de resultaten van het eenvoudig grondwatermodel worden gecombineerd aan de hand van de vergelijking uit Figuur 31. Het resultaat voor deelgebied DG21 is weergegeven in Figuur 37 samen met de variantie van de interpolatie.

Vergeleken met de kriging interpolatie toont de BDF-interpolatie duidelijk de drainerende werking van de verschillende rivieren. De vorm van de contouren is sterk in overeenstemming met het resultaat van de grondwatermodellering. Ten opzichte van deze laatste is echter, vooral in het noordoosten, duidelijk merkbaar dat de stijghoogte lager wordt geïnterpoleerd.



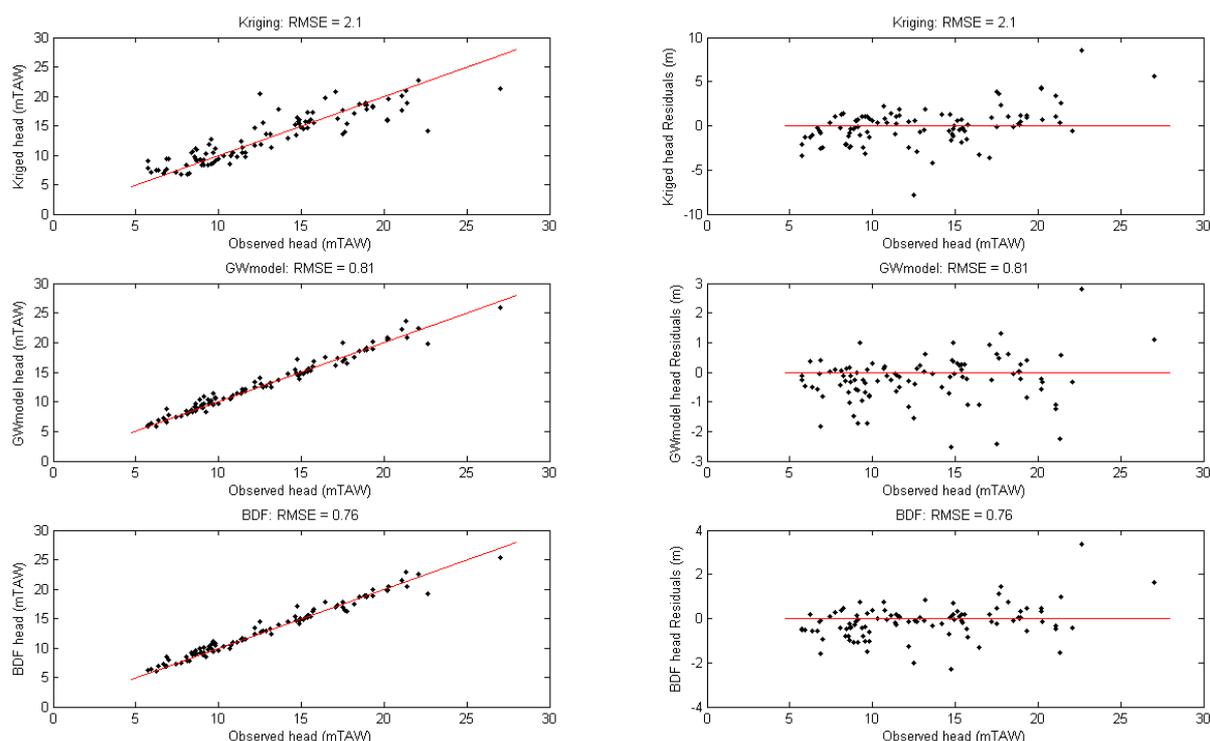
Figuur 37 - Stijghoogtekaart voor deelgebied DG21 bekomen via Bayesian data fusion (boven) en de bijhorende variantie (onder)

2.5.3.9 Crossvalidatie

De methode van “Leave-One-Out” cross validatie die bij de kriging interpolatie gebruikt werd, is ook toegepast op de BDF interpolatie. Hierbij is ook voor elk punt in de dataset de stijghoogte geïnterpoleerd, zonder de meting op die locatie te gebruiken.

Figuur 38 toont de resultaten van de crossvalidatie voor elk onderdeel van de interpolatie voor deelgebied 21. Voor het grondwatermodel toont dit de gemeten waarden ten opzichte van de berekende waarden. Er is ook steeds een RMSE (root mean squared error) berekend.

Uit deze grafieken blijkt dat de BDF niet enkel visueel de resultaten van de kriging interpolatie en het grondwatermodel verbetert, maar dat ook de RMSE lager is dan de RMSE van de kriging en het grondwatermodel apart.



Figuur 38 - Crossvalidatie voor elk onderdeel van de kartering van het freatisch vlak. Van boven naar onder: Kriging, grondwatermodel, BDF

2.5.3.10 Berekening van de intrekgebieden en de reistijden van het grondwater

Om de intrekgebieden van de freatische meetpunten en reistijden van het opgevangen water te bepalen, werd op basis van de formules, afgeleid in hoofdstukken 2.5.1 en 2.5.2 een Matlab-script geschreven dat voor elk meetpunt het intrekgebied en de bijhorende reistijd van het water bepaalt. In eerste instantie wordt door het algoritme het pad van de stroomlijn die doorheen het meetpunt gaat berekend:

Hiervoor worden in het script volgende stappen doorlopen:

- creëer gradient-rasters (u en v) in respectievelijk x en y richting door het verschil tussen 2 buurcellen te delen door de grootte van de cell ($u=(h(x_1)-h(x_2))/dx$ en $v=(h(y_1)-h(y_2))/dy$)
- vermenigvuldig rasters met -1 om “backward tracking” uit te voeren

- Op basis van de rasterlaag van het freatisch vlak, wordt een gradiënt raster aangemaakt
- De startpositie wordt gedefinieerd als de coördinaat van het meetpunt
- Op basis van de startpositie en lineaire interpolatie van de gradiënt rasters (in 2D) wordt de nieuwe positie berekend
- Voorgaande stap wordt herhaald tot wanneer
 - een cel wordt bereikt buiten het raster (i.e. de waterscheiding) ligt
 - 2 maal dezelfde positie wordt aangedaan (waterscheiding bereikt)

De volgende stap is om op basis van deze berekende stroomlijn, de diepte van de filter (midden van de filter) en de dikte van de aquifer de positie van het intrekpunt te bepalen. Hiervoor gebruiken we de berekeningsmethode die volgt uit vergelijking (8):

$$D = \frac{z}{h} \cdot L \quad (12)$$

Deze formule geeft ons echter de positie van het intrekpunt, maar niet het intrekgebied, dat bepaald is door de onzekerheid op de positie van het intrekpunt. Om de onzekerheid van het intrekpunt tengevolge van onzekerheid in de aquifereigenschappen te bepalen gaan opnieuw uit van dezelfde overweging die aan de basis lag van vergelijking (8), nl. dat in een homogene watervoerende laag de horizontale stromingssnelheid niet varieert met de diepte. We kunnen dus de stromingssnelheid berekend in de verticale dwarssectie boven (het midden van) de filter gelijk stellen aan de stromingssnelheid berekend over de hele dikte van de watervoerende laag (Figuur 29):

$$\frac{D R}{n z} = \frac{Q}{n h} \quad (13)$$

waarbij Q de totale volumestroom is die gelijk is aan de grondwatervoeding geïntegreerd van waterkering tot meetpunt. Waaruit volgt dat D kan berekend worden als:

$$D = \frac{z}{h} \cdot \frac{Q}{R} \quad (14)$$

In vergelijking (14) is Q veruit de grootste bron van onzekerheid: Locale variaties in transmissiviteit brengen onzekerheid op Q met zich mee, zowel qua richting als grootte. Daarom bepaalden we de onzekerheid op het intrekpunt door de onzekerheid in de grondwaterstroming Q op de plaats van de filter te berekenen uit de ruimtelijke variabiliteit van de transmissiviteit T. Wanneer de transmissiviteit wordt voorgesteld als een ruimtelijk stochastische of toevalsvariabele,

dan wordt de grondwaterstromingsvergelijking een stochastische differentiaalvergelijking. Met perturbatietechnieken kunnen benaderende oplossingen van deze vergelijking afgeleid worden. Deze oplossingen geven het verband tussen de gemiddelde stromingssnelheid, de gemiddelde hydraulische gradiënt en de gemiddelde transmissiviteit maar ook tussen de variantie van de lokale waterflux en de variantie van de transmissiviteit (Dagan 1989, vgl. 3.7.27 p 257):

$$\sigma_{Q1}^2 = \frac{3}{8} \sigma_{\ln T}^2 \langle Q_1 \rangle^2 \quad (15)$$

$$\sigma_{Q2}^2 = \frac{1}{8} \sigma_{\ln T}^2 \langle Q_1 \rangle^2 \quad (16)$$

met σ_{Q1}^2 de variantie van de lokale grondwaterstroming (Q=volumestroom per breedte-eenheid aquifer) in de richting van de gemiddelde grondwaterstroming, dus over de stroomlijn, σ_{Q2}^2 de variantie van de lokale grondwaterstromingscomponent die loodrecht staat op de gemiddelde grondwaterstroming, dus loodrecht op de stroomlijn, $\sigma_{\ln T}^2$ is de variantie van het logaritme van de transmissiviteit (Gelhar, 1993) en $\langle Q_1 \rangle$ is de gemiddelde grondwaterstroming zoals we die afgeleid hebben uit het freatisch vlak bekomen met de Bayesian Data Fusion.

De variantie $\sigma_{\ln T}^2$ is afhankelijk van de aard van de watervoerende laag. Als grootteorde voor $\sigma_{\ln T}^2$ kan op basis van literatuurwaarden $\sigma_{\ln T}^2 = 1$ genomen worden. We kunnen aannemen dat de lokale grondwaterstroming niet verandert langs de stroomlijn die doorheen de filter loopt, omwille van de beperkte afstanden die worden beschouwd, en dus is de standaardafwijking van het intrekpunt tengevolge van ruimtelijke variabiliteit in transmissiviteit uit (14) en (15) te berekenen als:

$$\sigma_D = \frac{0.61 z \langle Q_1 \rangle}{h R} \text{ of } \frac{\sigma_D}{D} = 0.61 \quad (17)$$

Naast de standaardafwijking van de afstand van het intrekpunt tot de filter in de gemiddelde stromingsrichting kan ook de standaardafwijking van de laterale afwijking (t.o.v. de gemiddelde stromingsrichting) van het intrekpunt berekend worden uit (14) en (16):

$$\frac{\sigma_{D2}}{D} = 0.35 \quad (18)$$

Dit biedt de mogelijkheid om de waarschijnlijkheid dat het intrekpunt in een bepaald gebied ligt te berekenen. Een aanname die bij deze berekening gemaakt is, is dat de transmissiviteit niet

verandert langs de stroomlijn tussen intrekpunt en freatisch meetpunt. Voor transmissiviteiten zijn ruimtelijke correlatiecoëfficiënten in de grootteorde van 1000 m gemeten. Daarom is deze aanname verdedigbaar voor het geval dat het verwachte intrekpunt op korte afstand van het meetpunt ligt. Voor het geval dat deze aanname niet meer geldig is, zal met de bovenstaande methode de variabiliteit of de onzekerheid van het intrekpunt overschat worden. Onze benadering is dus conservatief.

We namen aan dat de onzekerheid van het intrekpunt kan beschreven worden volgens een bivariate normaalverdeling met standaardafwijkingen uit formules (17) en (18). Om deze aanpak toe te lichten kiezen we een cartesisch coördinatenstelsel met oorsprong op het meetpunt, en zodanig gedefinieerd dat het berekende intrekpunt de coördinaten $(x,y)=(1,0)$ heeft (Figuur 39).

De bivariate kansverdeling $g(x,y,\rho_{xy})$ omheen het berekende intrekpunt geeft dan voor elke positie (x,y) omheen het berekende intrekpunt aan hoe groot de kans is dat het werkelijke intrekpunt daar ligt. ρ_{xy} is de correlatie tussen x en y . Voor een bivariate normaalverdeling $g(x,y,\rho_{xy})$ is de waarschijnlijkheid dat (x,y) in een ellips valt met een oppervlakte A gegeven door (Abramowitz & Stegun, 1971, Eq. 26.3.21):

$$\text{waarschijnlijkheid} = \iint_A (\sigma_x \sigma_y)^{-1} g\left(\frac{x-m_x}{\sigma_x}, \frac{y-m_y}{\sigma_y}, \rho_{xy}\right) dx dy = 1 - e^{-\frac{a^2}{2}} \quad (19)$$

waarbij m_x en m_y de gemiddelden zijn van deze variabelen x en y , σ_x en σ_y de standaardafwijkingen, a de schaalfactor die de grootte van de ellips bepaalt, en waarbij de ellips met oppervlakte A beschreven is door:

$$\left(\frac{x-m_x}{\sigma_x}\right)^2 - 2\rho_{xy} \frac{(x-m_x)(y-m_y)}{\sigma_x \sigma_y} + \left(\frac{y-m_y}{\sigma_y}\right)^2 = a^2(1-\rho_{xy}^2) \quad (20)$$

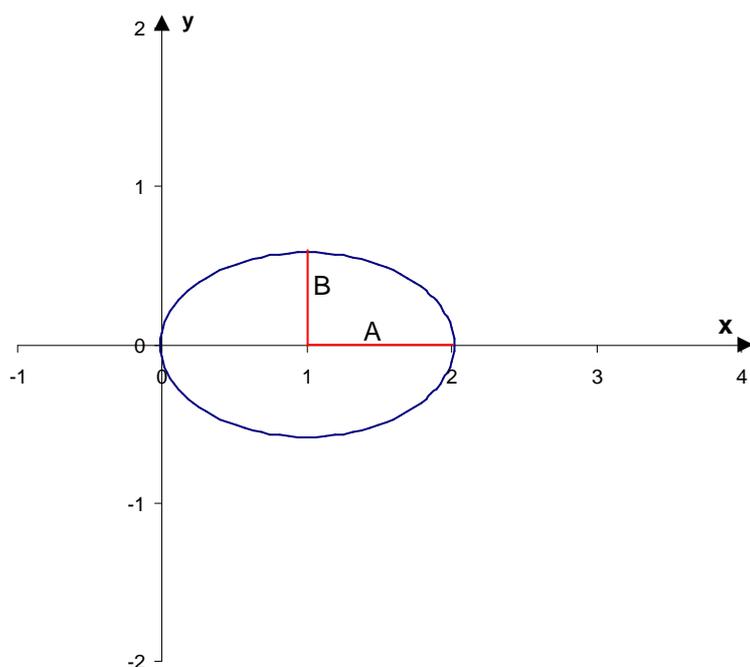
De kans dat een punt binnen de ellips met oppervlakte A valt is gelijk aan $1 - e^{-\frac{a^2}{2}}$ (vergelijking (19)).

We berekenden het intrekgebied als een ellips waarbinnen het werkelijke intrekpunt ligt met een waarschijnlijkheid van 75%. Uit vergelijking (19) volgt dat de schaalfactor $a = 1.67$ voor een waarschijnlijkheid van 75%. Toepassing van (20) met $a = 1.67$, $m_x = 1$, $m_y = 0$ (berekend intrekpunt ligt op $(1,0)$), $\sigma_x = 0.61$, $\sigma_y = 0.35$, en $\rho_{xy} = 0$ gaf dan het ellipsvormige intrekgebied. Invullen van deze waarden in (20) geeft als vergelijking van de ellips:

$$\left(\frac{x-1}{0.61}\right)^2 + \left(\frac{y}{0.35}\right)^2 = (1.67)^2 \quad (21)$$

Merk op dat een positieve ρ_{xy} zou betekenen dat wanneer het intrekpunt verder ligt op de stroombaan dan geschat, het ook links van de stroombaan ligt. Bij een negatieve ρ_{xy} zou het dan juist rechts liggen. Hieruit is duidelijk dat $\rho_{xy} = 0$ moet zijn omdat er geen reden is voor zo een correlatie.

In Figuur 39 wordt de ellips zoals beschreven door vergelijking (21) weergegeven voor een hypothetisch intrekpunt met xy-coördinaten (1,0). Het meetpunt bevindt zich op het punt (0,0), en ligt net binnen het intrekgebied. Uit (21) volgt dat de afstand $A = 1.02$ en $B = 0.59$. Door de keuze van het assenstelsel zijn de afstanden in Figuur 39 eigenlijk dimensieloos gemaakt door ze te delen door de afstand D (meter) van het meetpunt tot intrekpunt. De lengte van de lange as van de ellips *in meter* is gelijk aan $2 \times 0.59 \times D$, terwijl de korte as een lengte gelijk aan $2 \times 1.02 \times D$ heeft.



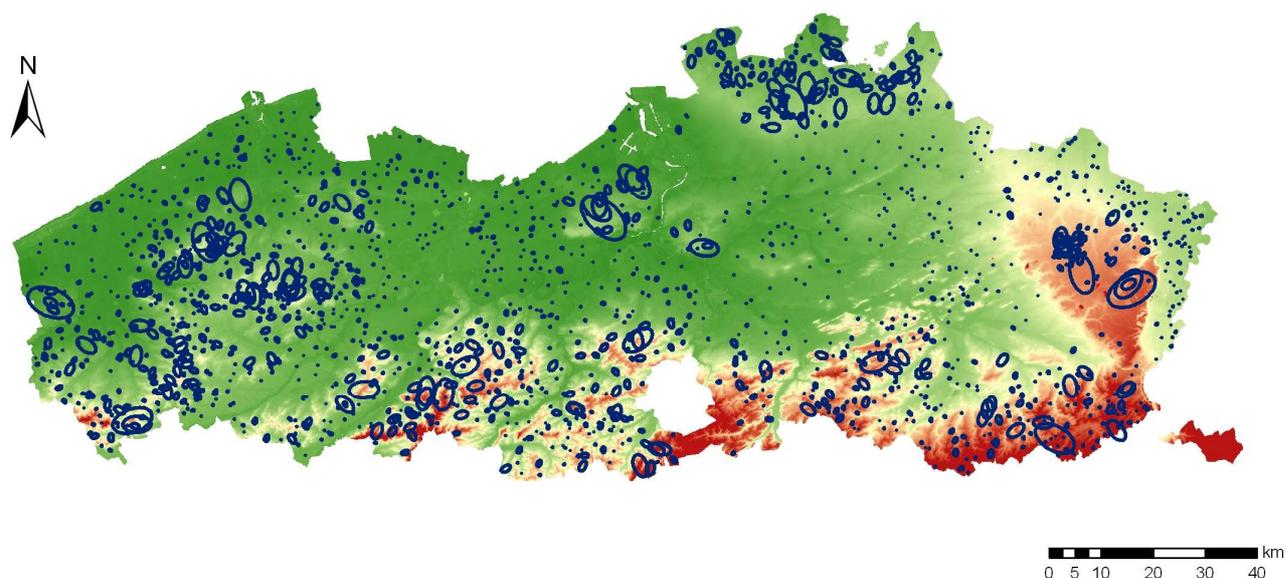
Figuur 39 - Grootte van het ellipsvormige intrekgebied omheen het berekende intrekpunt. Het cartesisch assenstelsel werd zo gekozen dat het meetpunt van het freatisch grondwatermeetnet ligt op $(x,y) = (0,0)$ en het berekende intrekpunt op $(1,0)$

In het Matlab script wordt het intrekgebied op deze manier bepaald, met name, het intrekpunt en daaruit de grote en kleine as van de ellips en dus het intrekgebied. De intrekgebieden worden eveneens weggeschreven naar een rekenblad, van waaruit de gegevens kunnen worden ingelezen

in een Geografisch Informatie Systeem. De berekende intrekgebieden voor Vlaanderen zijn weergegeven in Figuur 40.

De laatste stap in het Matlab script is het berekenen van de reistijd. Hiervoor wordt vergelijking (9) gebruikt. De totale reistijd is de som van de reistijd in de verzadigde zone + de reistijd in de onverzadigde zone. De reistijd in de onverzadigde zone werd geschat op basis van de oplossing van de integraalvorm van de Darcy vergelijking. Het gemiddelde vochtgehalte van de volledige onverzadigde zone wordt bepaald uit de bodemtextuur en de korrelgrootteverdeling van de ondergrond tot aan de grondwatertafel.

Door het gemiddeld vochtgehalte (mm/m) van de onverzadigde zone te delen door het gemiddeld winterneerslagoverschot (mm/j), bekomen we de reistijd door de onverzadigde zone. Zo zal in een bodem met een gemiddeld vochtgehalte van 400 mm/m en een winterneerslagoverschot van 200 mm/j, de reistijd 2 jaar bedragen per meter. De totale reistijd wordt eveneens weggeschreven naar een rekenblad en verder gekoppeld aan de intrekgebieden in een GIS-omgeving.



Figuur 40 - DHM voor Vlaanderen met de berekende intrekgebieden voor de freatische grondwatermeetpunten.

2.5.3.11 Weging van de deelpolygonen aan de hand van de waarschijnlijkheidsverdeling

In voorgaande paragraaf gaven we aan hoe we de gemiddelde concentratie van nitraat in het percolatiewater uit de wortelzone (op -90 cm) berekenen voor de verschillende deelpolygonen die binnen het intrekgebied van het MAP meetpunt vallen. Het intrekgebied is een ellips waarbinnen

het intrekpunt van het meetpunt ligt met een waarschijnlijkheid van 75% (zie vorige paragraaf). De verwachte waarde van de nitraatconcentratie (op -90 cm) in het intrekpunt (waarvan de exacte positie niet gekend is) wordt dan berekend als:

$$E(\overline{C}_f) = \frac{\iint_S \overline{C}_f(x, y) f(x, y) dx dy}{\iint_S f(x, y) dx dy} = \frac{\iint_S \overline{C}_f(x, y) f(x, y) dx dy}{0.75} \quad (21)$$

waarbij S verwijst naar de 75% waarschijnlijkheidsellips, $f(x,y)$ de waarschijnlijkheid is dat het intrekpunt op het punt met coördinaten (x,y) ligt, en $\overline{C}_f(x,y)$ de met vgl. 4 berekende gemiddelde concentratie voor een punt met coördinaten (x,y) . We merken op dat we de diepte coördinaat z niet meer vermelden omdat we toch steeds berekeningen doen voor dezelfde diepte van $z = -90$ cm. De kansverdelingsfunctie $f(x,y)$ is een bivariate normaalverdeling omheen het berekende intrekpunt (x_0, y_0) van het MAP meetpunt grondwater (Abramowitz, en Stegun, 1970 vgl. 26.3.12):

$$f(x, y) = \frac{1}{2\pi\sigma_x\sigma_y\sqrt{1-\rho_{xy}^2}} \exp\left(-\frac{\frac{(x-x_0)^2}{\sigma_x^2} + \frac{2\rho_{xy}(x-x_0)(y-y_0)}{\sigma_x\sigma_y} - \frac{(y-y_0)^2}{\sigma_y^2}}{2(1-\rho_{xy}^2)}\right) \quad (23)$$

waarbij de variantie in x en y richting (σ_x en σ_y) en de correlatie ρ_{xy} berekend worden uit de lengte en oriëntatie van de verplaatsingsvector vanuit de positie van het MAP meetpunt grondwater tot de positie van het berekende intrekpunt (in het horizontale vlak) en de kennis dat de variantie in longitudinale richting (richting van de vector) 3/8 van de lengte van de vector bedraagt, en in transversale richting 1/8 van de vector bedraagt (vgl., (15)-(18)).

We merken op dat vermits er geen informatie is over de variatie van het nitraatresidu en bodemkenmerken binnen een deelpolygoon, de berekende nitraatconcentratie $\overline{C}_f(x, y)$ dezelfde is voor alle punten binnen eenzelfde deelpolygoon. Met behulp van vgl. (23) wordt dus een weging toegepast van de berekende nitraatconcentraties van de deelpolygoonen binnen het intrekgebied S: de integratie over de bivariate normaalverdeling impliceert dat percelen aan de rand van het intrekgebied minder gewicht krijgen bij de bepaling van de verwachte concentratie van de gemiddelde nitraatconcentratie dan percelen in het midden van het intrekgebied.

2.6 Uitwerken van de procedure voor de bepaling van de procesfactor grondwater

Nu voor de geselecteerde freatische meetpunten de verschillende intrekgebieden berekend zijn en de reistijd door de verzadigde zone gekend is, dient voor elk van deze intrekgebieden de nitraatconcentratie onderaan de wortelzone berekend te worden voor een bepaald winterjaar, waarna deze vergeleken wordt met de nitraatconcentratie van dat meetpunt op een bepaald tijdstip, berekend als het winterjaar vermeerderd met de totale reistijd voor het percolatiewater. Eerst wordt beschreven hoe de gemiddelde nitraatconcentratie onderaan de wortelzone wordt berekend voor elk geselecteerd intrekgebied.

2.6.1 Berekening van de gemiddelde nitraatconcentratie onderaan de wortelzone

Analoog aan de berekening van de gemiddelde nitraatconcentratie onderaan de wortelzone voor de bepaling van de procesfactor oppervlaktewater, wordt voor de procesfactor grondwater het gecorrigeerde analytisch model gebruikt (zie paragraaf 1.7.1). Hiervoor dienen eveneens eerst een aantal gegevens gekoppeld te worden aan elk intrekgebied, waarna de gemiddelde nitraatconcentratie onderaan de wortelzone kan berekend worden.

De gemiddelde waarde van de nitraatconcentratie onderaan de wortelzone moet dan in relatie worden gebracht met de nitraatconcentratie van het desbetreffende meetpunt.

Vermits we rekening dienen te houden met de reistijd die een partikel nodig heeft om de weg af te leggen van in de wortelzone in het najaar tot in de filter van het meetpunt dienen we bij de dag van de meting van het nitraatresidu, de volledige reistijd door onverzadigde en verzadigde zone bij te tellen om te komen tot het moment dat dit partikel het map meetpunt bereikt. Er werd gekozen om voor alle afstroomgebieden de gemiddelde nitraatconcentratie onderaan de wortelzone te berekenen voor het winterjaar 2004 - 2005 (dus met de nitraatresidu's van 2004), waarna hierbij de reistijd kan worden opgeteld en de overeenkomstige nitraatconcentratie in de 1ste filter van het meetpunt kan worden opgezocht.

2.6.1.1 Koppelen van gegevens aan de intrekgebieden

In deze paragraaf worden de stappen beschreven om de verschillende data aan de intrekgebieden te koppelen. De meeste stappen zijn analoog aan de koppeling van de gegevens voor de bepaling van de procesfactor oppervlaktewater.

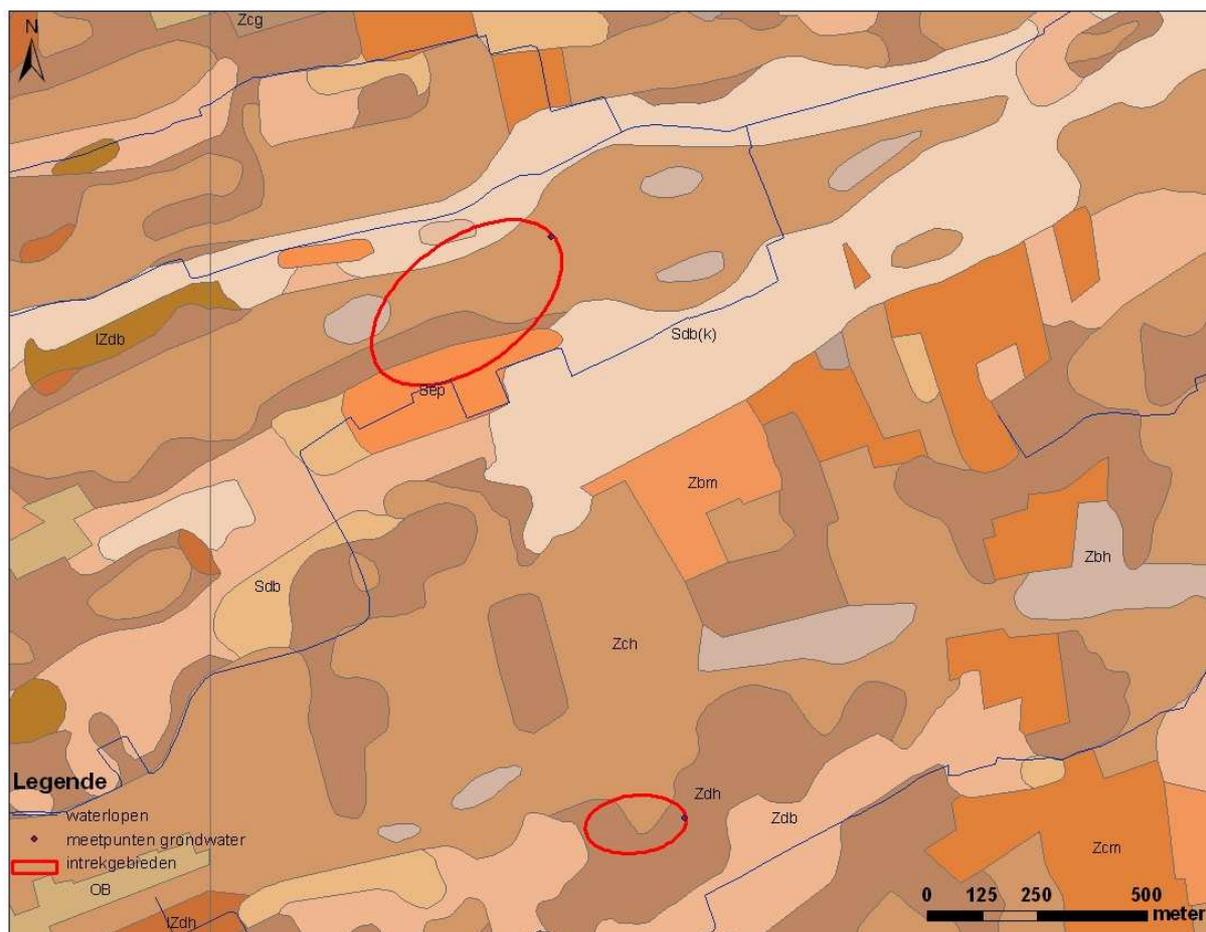
In een eerste stap worden de landbouwpercelen van het jaar 2004 gekoppeld aan de intrekgebieden. De overlegging van de percelenlaag en de intrekgebieden zorgt ervoor dat elk intrekgebied doorsneden wordt door één of meerdere percelen (zie Figuur 41) en soms polygonen zonder landbouwgewassen.



Figuur 41 - Percelenlaag 2004 en intrekgebieden voor meetpunten 133/21/17 en 133/21/5 in HHZ 21

De geaggregeerde teelt van elk van de beïnvloedende percelen wordt aan dat perceel gekoppeld. Gebouwen of polygonen zonder landbouwgewas worden samengevoegd tot de data laag, “niet-landbouwpercelen”.

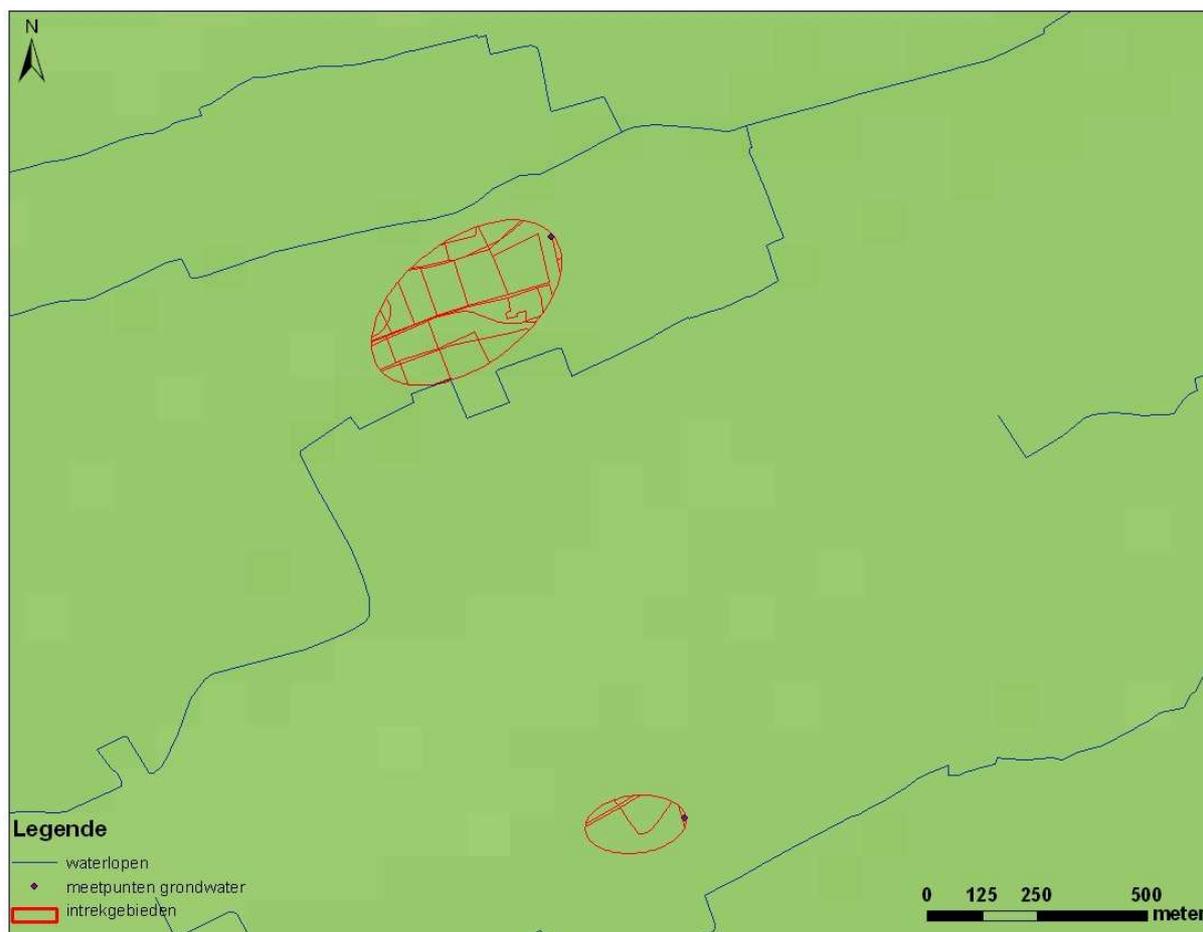
In een tweede stap werd een overlegging gemaakt tussen de voorgaande polygonen en de Digitale Bodemkaart Vlaanderen (Figuur 42). Deze bodemkaart dateert uit 2001 en dekt het Vlaams grondgebied van de Belgische bodemkaart. De schaal van de analoge bodemkaart is 1:20.000 en de legende-eenheid is de bodemserie die de basiseenheid vormt van het Belgische bodemclassificatiesysteem. De bodemserie bestaat uit de samenvoeging van de volgende nominale en ordinale componenten: substraat, textuur, drainage, profielontwikkeling, variëte van de profielontwikkeling of van het moedermateriaal en dieptefase. Alle polygonen (313546) en alle vermelde attributen zijn overgenomen in de digitale geodataset.



Figuur 42 - Bodemkaart en intrekgebieden voor meetpunten 133/21/17 en 133/21/5 in HHZ 21

Na overlegging met de bodemkaart resulteerde elke perceelpolygoon (bestaande uit een landbouwperceel) opnieuw in 1 of meerdere nieuwe deelpolygonen. Elke deelpolygoon is dus een unieke bodem-perceelscombinatie voor dat intrekgebied (Figuur 43). Aan elk van deze deelpolygonen dient de bodeminformatie (en nadien het nitraatresidu) te worden gekoppeld om zo de uitspoeling van het nitraat te berekenen. De textuur en organische koolstof worden gebruikt om de hydraulische parameters van elke bodemlaag te schatten, die nodig zijn om de uitspoeling van het nitraat uit de zone 0-90 cm te bepalen.

De gegevens over textuur en organische koolstof werden aan elke deelpolygoon gekoppeld, uitgaande van de “Aardewerk” databank. De procedure om de horizontinformatie uit aardewerk te koppelen aan de bodemkaart, werd ontwikkeld in het project “Verkennde studie betreffende bodemverdichting in Vlaanderen en afbakening van risicogebieden voor bodemverdichting” (Van de Vreken *et al.* 2009) en werd in een aangepaste versie overgenomen.



Figuur 43 - Deelpolygonen voor meetpunten 133/21/17 en 133/21/5 in HHZ 21

Voor de berekening van de gemiddelde nitraatconcentratie onderaan de wortelzone werd voor de procesfactor oppervlaktewater gebruik gemaakt van de kenmerken van de geaggregeerde bodemkaart om de hydraulische parameters van deze bodems te schatten en het vochtgehalte in de bodem te bepalen. Vermits elk afstroomgebied oppervlaktewater uit meerdere tientallen percelen bestaat, werd het informatieverlies door deze vereenvoudigde methode beperkt. Voor de procesfactor grondwater echter, zijn de individuele intrekgebieden opgebouwd uit slechts één tot enkele percelen, waardoor de vereenvoudigde aanpak te veel informatieverlies zou opleveren. Daarom werd de diepte van de verschillende horizonten, samen met de bodemparameters textuur en organische koolstofgehalte uit het bodeminformatiesysteem Aardewerk-BIS onttrokken, na koppelen met de bodemkaartenheden die binnen de ellipsen van de intrekgebieden grondwater vallen.

De opbouw van deze databank kwam in de beschrijving van de procesfactor oppervlaktewater reeds uitgebreid aan bod. De verschillende bodemkaartenheden werden op de drie niveaus van Aardewerk-BIS (Van Orshoven en Maes, 1988; Van Orshoven *et al.*, 1991) gekoppeld, waarbij een totale dekking (netto oppervlakte bodemkaartenheden minus bebouwd gebied en andere

niet-bodems ten tijde van de bodemkartering) van 66 % (met 32 % dekking op niveau 1, 36 % dekking op niveau 2 en 52 % op niveau3) werd bekomen.

Om voor de resterende 34 % van de ongedekte oppervlakte van de ellipsen bodemgegevens te kunnen afleiden, werd een “vierde” niveau toegevoegd, waarbij gekeken werd naar de bodemseries van de niet-gekoppelde bodemkaarten. Indien voor een gegeven bodemserie in een gegeven bodemzone geen overeenkomst wordt gevonden, worden aan de corresponderende bodemkaarten de bodemgegevens toegekend van de meest frequente horizontensequentie voor dezelfde bodemserie van de meest nabijgelegen bodemzone waarvoor in BIS wel gegevens beschikbaar zijn. Bijvoorbeeld: bij koppeling van de bodemkaart met Aardewerk-BIS wordt voor verschillende bodemkaarten met bodemserie Zcg in bodemzone 14 (Oost- en West-Vlaamse leemzanden) geen overeenkomst gevonden, daar in BIS geen ondergrondgegevens zijn opgenomen voor bodemserie Zcg in bodemzone 14; wél zijn in BIS gegevens opgenomen voor bodemserie Zcg in bodemzones 08 (fijnzanden van de Vlaamse vallei), 09 (fijnzanden ten westen van de Vlaamse vallei en fijnzanden tussen Leie en Schelde), 11 (Noorderkempen), 12 (Zuiderkempen) en 13 (Oosterkempen); aangezien bodemzone 09 het dichtst bij bodemzone 14 ligt, zullen de BIS-gegevens van de meest frequente horizontensequentie voor Zcg in bodemzone 09 worden toegekend aan de bodemkaarten met dezelfde serie in bodemzone 14.

Indien voor een bepaalde bodemserie in een beschouwde bodemzone geen overeenkomst bestaat met BIS en er geen andere bodemzones kunnen gevonden worden waarin dezelfde bodemserie voorkomt, wordt in BIS gezocht naar een analoge bodemserie in de beschouwde bodemzone of in een nabijgelegen bodemzone en worden de bodemgegevens van de meest frequente horizontensequentie voor deze serie toegekend aan de bodemkaarten van de bodemserie waarvoor geen overeenkomst wordt gevonden. Bijvoorbeeld: bij koppeling van de bodemkaart met Aardewerk-BIS wordt voor verschillende bodemkaarten met bodemserie Zbgb in bodemzone 11 geen overeenkomst gevonden; aangezien de bodemserie Zbgb nergens terugkomt in combinatie met andere bodemzones in BIS, moet een analoge bodemserie worden gezocht in bodemzone 11 of elders waarmee wel een overeenkomst mogelijk is; voor bodemkaarten met bodemserie Zbgb in bodemserie 11 werden de ondergrondgegevens toegekend van bodemserie Zbg in bodemzone 11, die wél zijn opgenomen in BIS.

Na toevoegen van niveau 4 zijn voor alle niet-verzegelde bodemkaarten binnen de ellipsen van de intrekgebieden grondwater ondergrondgegevens gekoppeld. Wat overblijft, zijn de verzegelde bodemkaarten (OA, OB, ...), waarvoor geen overeenkomst kan worden gevonden met BIS, aangezien voor verzegelde bodems geen profielbeschrijvingen werden

uitgevoerd ten tijde van de bodemkartering. Toch werden in de berekeningen met het gecorrigeerde analytische uitspoelingsmodel ook de verzegelde kaarteenheden in rekening gebracht, zodat voor deze kaarteenheden eveneens bodemgegevens moeten worden gekoppeld. Daartoe werd een 5de en laatste niveau toegevoegd, waarbij voor een verzegeld bodemoppervlak één constante textuur, organisch koolstofgehalte en volumegewicht werden verondersteld over het bereik 0 - 90 cm. Afhankelijk van de landbouwstreek waarin de verzegelde kaarteenheden is gelegen werd één textuur verondersteld (zand, zandleem, leem of klei), waarbij per klasse gemiddelde percentages zand, leem en klei werden gekozen (Tabel 24). Voor de keuze van het percentage organische koolstof in het bodemprofiel (0-90 cm), werden door de Bodemkundige Dienst van België geanalyseerde waarden van organische koolstof in de bouwvoor (0-30 cm) voor de vier verschillende textuurklassen (zand, zandleem, leem en klei) opgevraagd voor de jaren 2004-2007. Het organische koolstofgehalte van de bouwvoor is echter niet representatief voor de gehele wortelzone (0-90 cm). Vermits het organische koolstofgehalte in de bodem afneemt met de diepte, werd op basis van expertkennis beslist om het organische koolstofgehalte voor de gehele wortelzone gelijk te stellen aan de helft van de waarde in de bouwvoor, gemiddeld over de 4 beschouwde jaren.

Uit de textuur en het organisch koolstofgehalte werd tenslotte het volumegewicht berekend voor elk van de 4 bodemtextuurgroepen d.m.v. de pedotransferfunctie van Rawls (1983), die door Boon (1984) werd gekalibreerd voor de Belgische bodems.

Tabel 24 - Textuur, organische koolstofvolume en volumegewicht voor de verzegelde bodemkaarteenheden i.f.v. de landbouwstreek (voor de totale bodemlaag 0-90cm).

LANDBOUWSTREEK	TEXTUUR	ZAND (%)	LEEM (%)	KLEI (%)	OC (%)	OM (%)	BD (g.cm ⁻³)
Duinen	zand	80	10	10	0.80	1.38	1.43
Kempen	zand	80	10	10	0.80	1.38	1.43
Vlaamse zandstreek	zand	80	10	10	0.80	1.38	1.43
Zandleemstreek	zandleem	40	50	10	0.63	1.09	1.24
Leemstreek	leem	10	80	10	0.59	1.02	1.34
Polders	klei	20	20	60	0.90	1.55	1.25

Vervolgens werd aan elk afstroomgebied de informatie gekoppeld omtrent de textuurverdeling van de ondergrond (de lagen dieper dan 90 cm, welke niet uit de bodemkaart zijn af te leiden). Deze informatie werd bekomen uit het overeenkomstig boorrapport van elk meetpunt van het freatisch grondwatermeetnet.

Voor elk perceel en elk niet-landbouwperceel binnen het intrekgebied werd de gemiddelde grondwaterstand bekomen uit het gemodelleerde freatische vlak (25 m × 25 m), dat voor deze

studie berekend is (zie 2.5.3). Elk perceel kreeg de pixelwaarde toegekend van het freatische vlak voor de centroïde van het intrekgebied.

In een voorlaatste stap dienen de klimaatsgegevens per intrekgebied gekoppeld te worden om het neerslagoverschot per afstroomgebied te kunnen bepalen. Hiervoor werd een IDW interpolatie uitgevoerd met enerzijds de neerslagdata van de beschikbare meteostations (met hetzij KMI data, hetzij VMM data) en anderzijds werd een “Inverse Distance Weighting” (IDW) interpolatie uitgevoerd op basis van de beschikbare evaporatiegegevens. Deze twee rasters werden van mekaar afgetrokken om te komen tot een kaart met het winterneerslagoverschot (1 november - 31 maart) voor Vlaanderen. Aan elk intrekgebied werd de rasterwaarde van het winterneerslagoverschot overeenkomend met het centrum van dit intrekgebied gekoppeld.

Een laatste stap in deze fase is de koppeling van de nitraatresidu's aan de percelen. Deze koppeling gebeurt op dezelfde wijze als voor de procesfactor oppervlaktewater, maar dan enkel voor het jaar 2004. Zo worden er op niveau 1 de nitraatresidu's gekoppeld van de percelen met een beheersovereenkomst water. Op het tweede niveau worden aan de percelen nitraatresidu's gekoppeld, die geschat werden aan de hand van de MANCOVA modellen opgesteld in fase 1 van dit onderzoek. Op het derde niveau bevinden zich de percelen, waarvoor geen modellen bestaan, omdat het een zeldzame teelt is, of omdat er voor dat jaar en/of die textuurklasse geen metingen van het nitraatresidu werden verricht voor die teelt. Voor deze percelen werden de gemiddelde nitraatresidu's toegekend op basis van de teelt en het bodemtype. Op het vierde niveau bevinden zich die percelen, waartoe gebouwen of waterpartijen behoren. De nitraatresidu's voor deze percelen worden geschat uit de atmosferische depositie.

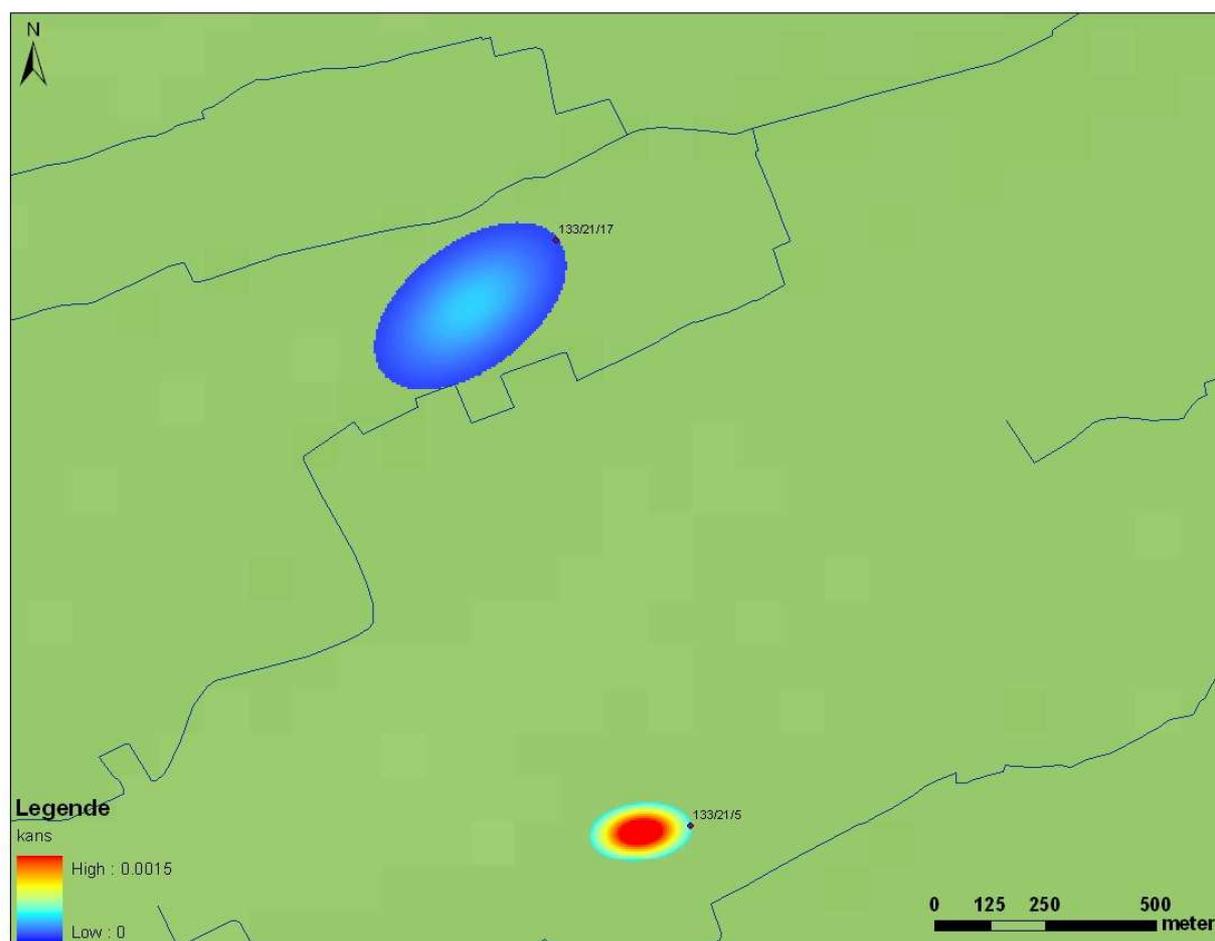
2.6.2 Berekening van de nitraatuitspoeling

Voor de procesfactor grondwater wordt eveneens met het gecorrigeerde analytisch model (mits extra mineralisatie) de gemiddelde nitraatconcentratie onderaan de wortelzone berekend voor alle perceels-bodemcombinaties die zich binnen de geselecteerde intrekgebieden bevinden. Deze nitraatconcentratie wordt voor elk intrekgebied gewogen volgens een bivariate normaalverdeling (vergelijking 20) omheen het berekende intrekpunt van het meetpunt van het freatisch grondwatermeetnet.

2.6.3 Weging van de deelpolygonen

Om de verschillende deelpolygonen binnen een intrekgebied te wegen wordt voor elk intrekgebied een raster berekend (Figuur 44) (met resolutie van 5 m × 5 m) dat voor elk

rasterpunt de kans weergeeft volgens de eerder besproken bivariate kansverdelingsfunctie. De som van alle rasterpunten binnen een intrekgebied is uiteraard gelijk aan 1.



Figuur 44 - Kansverdeling voor meetpunten 133/21/17 en 133/21/5 in HHZ 21

De berekende gemiddelde nitraatconcentratie onderaan de wortelzone voor elke perceels-bodemcombinatie wordt gekoppeld aan de GIS data laag met de unieke bodem-perceelspolygonen, welke eveneens naar een raster van $5\text{ m} \times 5\text{ m}$ wordt omgezet. Dit raster (dat de nitraatconcentraties onderaan de wortelzone bevat voor elke pixel) wordt dan vermenigvuldigd met het wegingraster, waarna de som van alle gewogen nitraatconcentraties binnen elk beschouwd intrekgebied, ons één gewogen nitraatconcentratie onderaan de wortelzone van elk intrekgebied geeft.

Dezelfde aanpak wordt gebruikt om de reistijd te bepalen van het nitraat. De reistijd voor elke unieke perceels-bodemcombinatie wordt berekend als de reistijd door de onverzadigde zone (berekend via de integraalvorm van de Darcy vergelijking) vermeerderd met de reistijd door de verzadigde zone. De reistijd voor elke unieke bodem-perceelscombinatie wordt gekoppeld aan de

overeenkomstige polygoon, omgezet naar een raster en eveneens gewogen met het wegingsraster, waarna de reistijd per intrekgebied is bepaald.

Verder rest ons nog de nitraatconcentratie onderaan de wortelzone voor elk intrekgebied te delen door de overeenkomstige nitraatconcentratie in de eerste filter van het meetpunt.

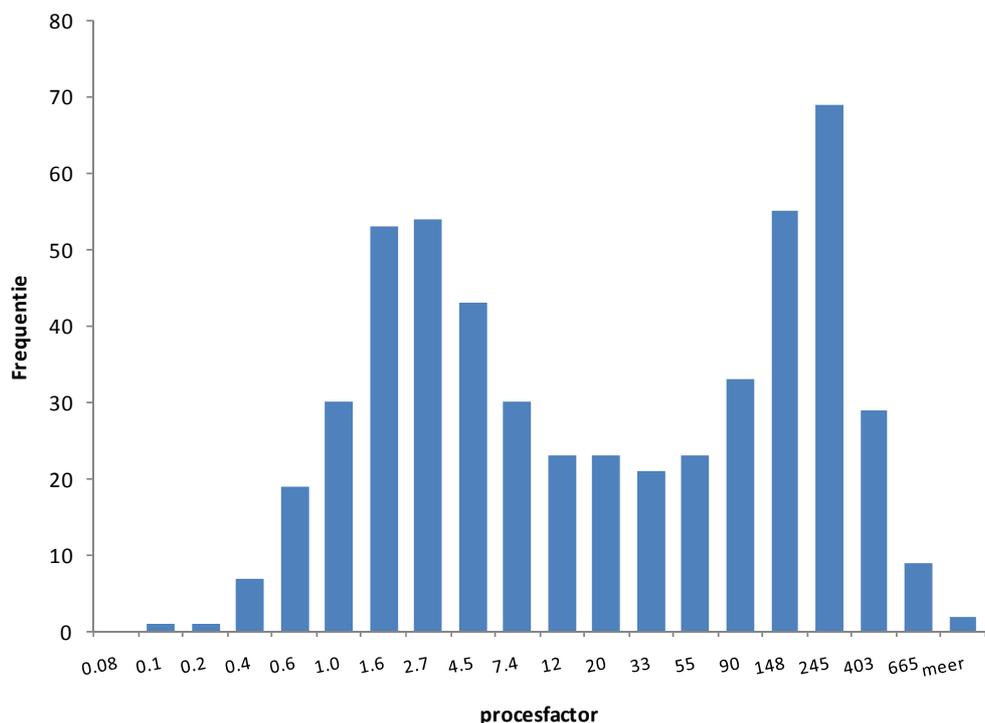
2.6.4 Koppeling nitraatconcentratie onderaan de wortelzone aan de overeenkomstige nitraatconcentratie in het freatisch meetpunt

In tegenstelling tot de MAP-meetpunten oppervlaktewater, kennen de meetpunten grondwater een minder frequente bemonstering van één à twee metingen per jaar. Voor elk meetpunt werd de gemiddelde concentratie van nitraat bepaald voor de jaren 2004 tot 2009. Voor elk meetpunt werd de nitraatconcentratie onderaan de wortelzone gekoppeld aan één van de 6 gemiddelde (jaar)concentraties in het grondwater door de berekende reistijd bij te tellen bij de virtuele dag van staalname, zijnde 1 november 2004. Deze datum weerspiegelt het feit dat we de uitspoeling berekenden voor de percelenlaag 2004, waarvoor de nitraatresidu's geschat werden met het MANCOVA model op basis van de nitraatresidumetingen van 2004.

Zo werd bijvoorbeeld voor meetpunt 210/32/10 een gewogen nitraatconcentratie van 95.5 mg/l berekend. De reistijd bedraagt 3.2 jaar. De (virtuele) staalnamedag is 1 november 2004 en hierbij tellen we 3.2 jaar, waardoor we uitkomen op 29 januari 2008 als dag waarop het nitraat zijn weg doorheen de bodem en aquifer heeft afgelegd om in de filter van dat meetpunt te komen. De nitraatconcentratie van dat jaar (2008) bedraagt voor dat meetpunt 0.84 mg/l en de procesfactor wordt dus bepaald als $95.5/0.84 = 113.7$

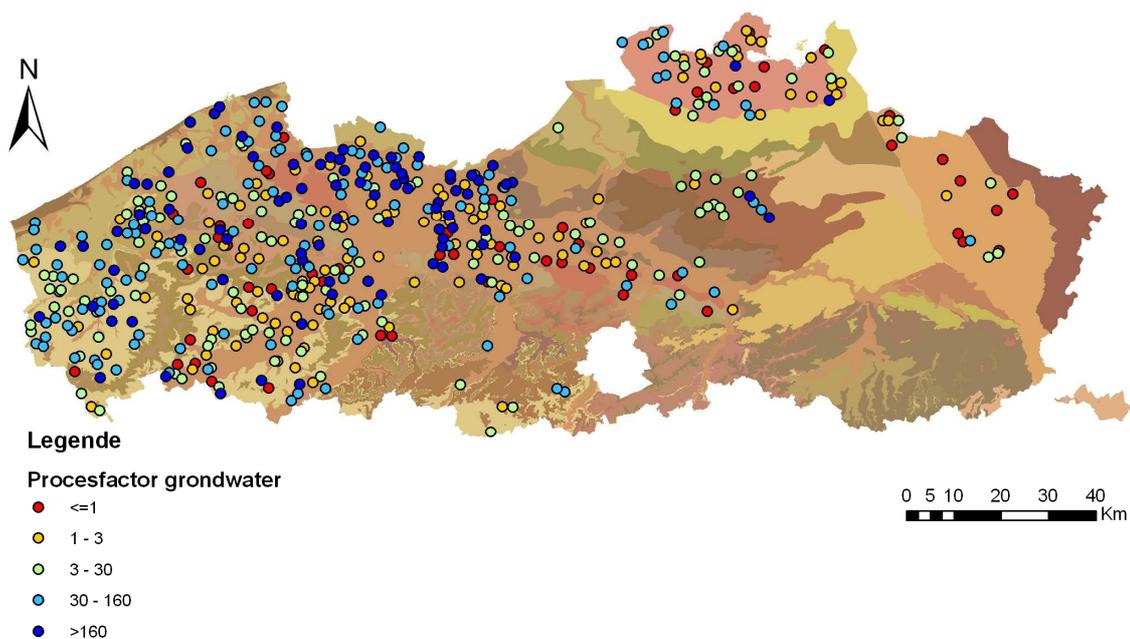
2.6.5 Bepaling van de procesfactoren grondwater

De individuele waarden voor het natuurlijk logaritme van de procesfactor worden in Figuur 45 weergegeven in een histogram. Onmiddellijk vallen de twee pieken in de frequentieverdeling op. Dit wijst erop dat de beschouwde steekproef van 525 procesfactoren niet afkomstig is van één populatie, maar van twee populaties, waarvan de gemiddelden sterk van elkaar verschillen. Verder valt ook op dat een aantal procesfactoren kleiner is dan 1, wat betekent dat de nitraatconcentratie onderaan de wortelzone van de intrekgebieden van deze meetpunten onderschat werd, dat het intrekgebied niet correct werd afgeleid, of dat de meetwaarde in het meetpunt niet correct is.



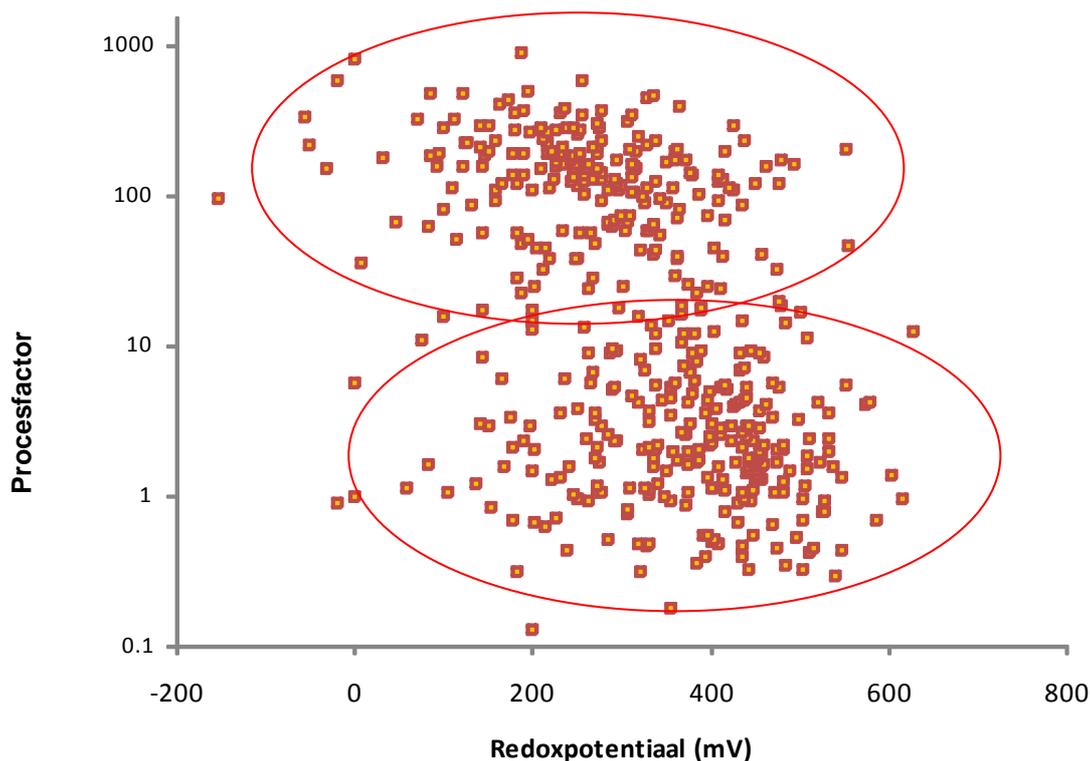
Figuur 45 - Frequentieverdeling van de ln-getransformeerde procesfactor grondwater voor 525 meetpunten grondwater. Op de X-as worden de niet-getransformeerde waarden van de procesfactor weergegeven voor de bovengrens van elke klasse.

In Figuur 46 wordt de grootte van de procesfactor in kleurcode geografisch weergegeven, waarbij de grote variatie opvalt van de procesfactoren op korte afstand van elkaar.



Figuur 46 - Ruimtelijke verdeling van de freatische meetpunten, waarvoor een procesfactor grondwater werd berekend, met grootte van de procesfactor in kleurcode en de HHZ's als achtergrond.

Wanneer we de procesfactoren uitzetten tegenover de redoxpotentiaal in het beschouwde punt (Figuur 47) krijgen we een beter zicht op de reden van de twee pieken in het histogram (Figuur 45). Op deze figuur bakenen zich twee puntenwolken af, waarbij een verschil in redoxpotentiaal opdringt en een verschillende procesfactor. Vermoedelijk geven deze twee puntenwolken de filters weer welke zich in de geoxideerde zone bevinden, met lagere procesfactor en hogere redoxpotentiaal en anderzijds de filters in de gereduceerde zone met een hogere procesfactor en lagere redoxpotentiaal.



Figuur 47 - Verhouding van de procesfactor grondwater tegenover de redoxpotentiaal

2.6.6 Statistische analyse van de procesfactoren grondwater

Uit voorgaande zien we dat de steekproef van 525 meetpunten eigenlijk uit twee populaties genomen is. Om de nitraatverontreiniging in een aquifer te kunnen begroten, moet gekeken worden naar de oxische zone, de zone waar nitraatverontreiniging zich manifesteert en nitraat stabiel is. In de statistische analyse zal de punten die deel uitmaken van de steekproef in de oxische zone worden gebruikt.

Aan de hand van een distributieanalyse wordt nagegaan of de steekproef normaal verdeeld is zodat parametrische statistiek kan toegepast worden. Alle meetpunten met een procesfactor

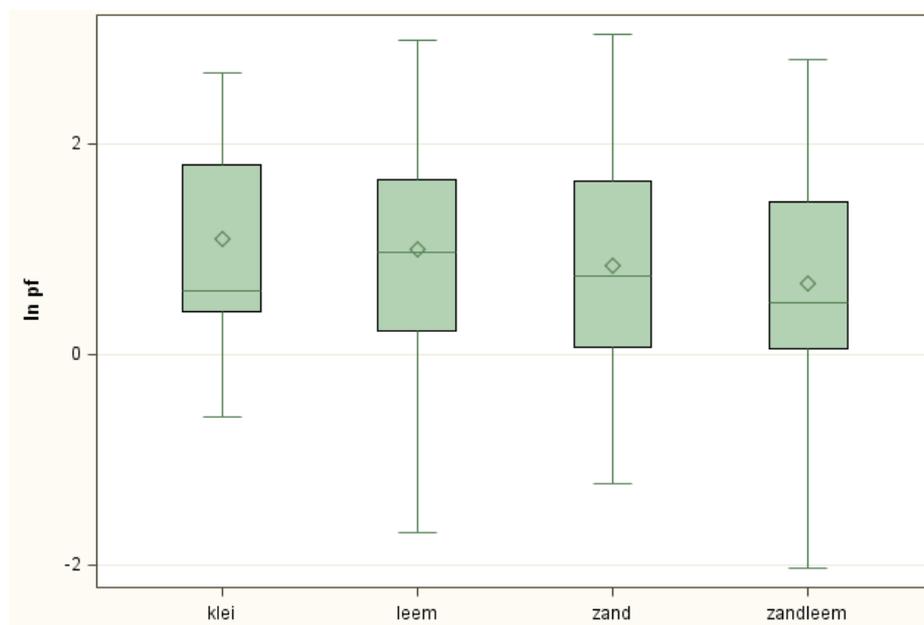
kleiner dan 21 werden beschouwd als deel van de populatie uit de oxische zone. Aan de hand van een Kolmogorov-Smirnov test ($p = 0.110$) wordt de steekproef als normaal verdeeld beschouwd.

2.6.6.1 Variantie-analyse voor de variabele “textuur”

Analoog aan de procesfactor oppervlaktewater werd getest via variantie-analyse of de dominante textuur van de bodemlaag (0-90cm) van het intrekgebied een verklarende variabele is. De variantie-analyse levert geen significant verschil op tussen de vier verschillende textuurklassen, al lijkt de procesfactor voor kleibodems iets hoger (Figuur 48 en Tabel 25), een differentiatie van de procesfactor naar textuur is echter niet mogelijk.

Tabel 25 - Gemiddelde van de procesfactoren grondwater voor de oxische filters, per textuurklasse van de bodemlaag (0-90cm)

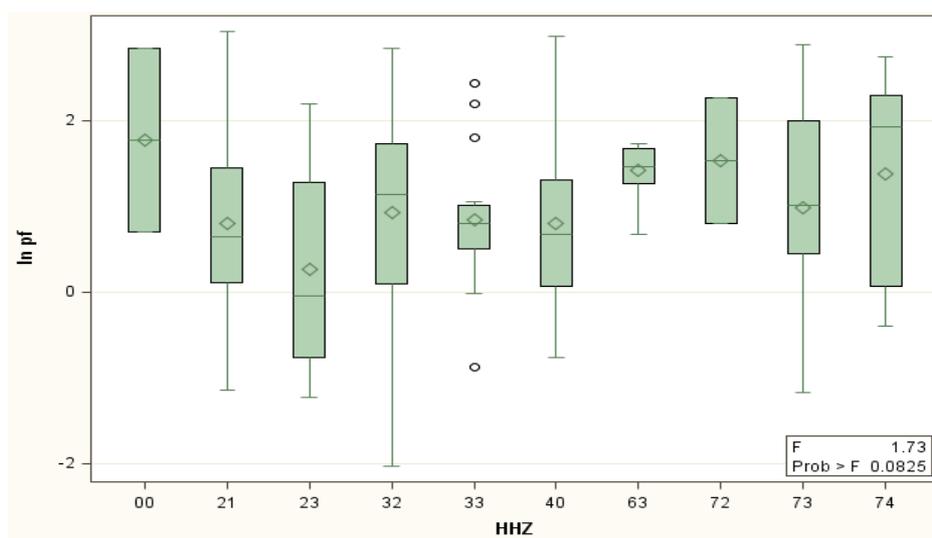
Textuur	Aantal meetpunten	Procesfactor grondwater	
		Gemiddeld	Standaarddeviatie
zand	170	4.0	4.5
zandleem	41	3.4	3.9
leem	61	4.5	4.9
klei	13	5.0	5.1



Figuur 48 - Boxplot voor de variantieanalyse van de variabele textuur voor de procesfactor grondwater

2.6.6.2 Variantie-analyse voor de variabele "Hydrogeologisch Homogene Zone" (HHZ)

Figuur 46 laat ons vermoeden dat de procesfactor grondwater verschilt naar gelang de HHZ. Ook nu wordt dit aan de hand van een variantie-analyse nagegaan. In Figuur 49 wordt de boxplot weergegeven voor de procesfactor per HHZ.



Figuur 49 - Variantie analyse van de procesfactor grondwater voor de variabele "HHZ". De betekenis van de HHZ-codes wordt weergegeven in Tabel 26

De variantie-analyse duidt geen significante verschillen aan tussen de verschillende Hydrogeologisch Homogene Zones al is uit Tabel 26 af te leiden de laagste procesfactoren gelden voor de meetpunten in HHZ 23 (Hoogterrasafzettingen). Uiteindelijk is het ook hier niet mogelijk om de procesfactor te differentiëren.

Tabel 26 - Gemiddelde procesfactoren per HHZ

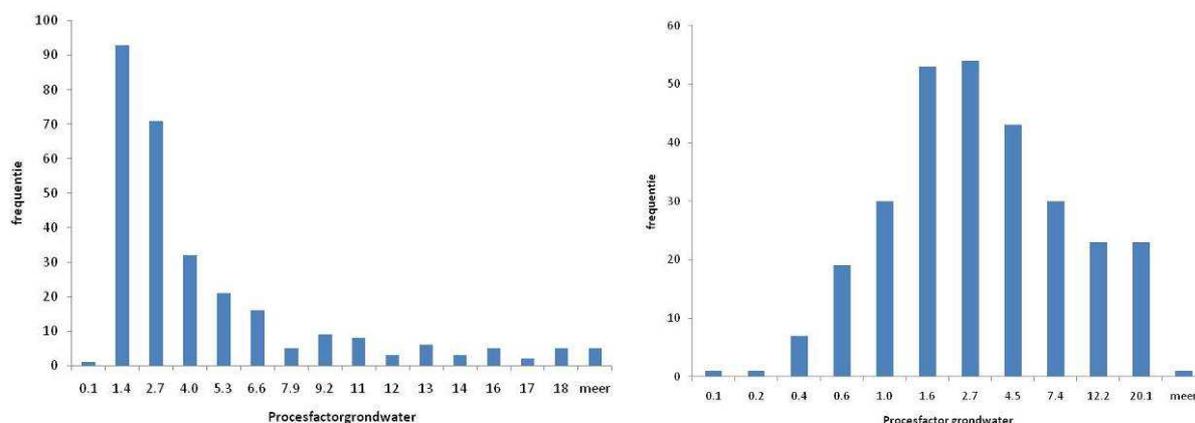
HHZ naam	HHZ code	pf	aantal metingen
Polderafzettingen	00	9.5	2
Vlaamse Vallei	21	3.8	126
Hoogterrasafzettingen	23	2.3	17
Quartair dek op Ieperse klei	32	4.6	46
Quartair dek op Paniseliaan klei	33	3.2	16
Complex van de Kempen	40	3.6	38
Formatie van Diest	63	4.3	10
Onder-Oligoceen	72	6.0	2
Ledo-Paniseliaan	73	4.8	14
Zanden van Egem	74	6.7	14

2.6.6.3 Analyse van de variabele “reistijd”

De volledige dataset met procesfactoren grondwater werd aan de hand van een Spearman’s rank correlatiecoëfficiënt geanalyseerd of er een correlatie is tussen de reistijd en het logaritme van de procesfactor. Deze heeft een waarde van 0.14 met p-waarde 0.0017. Dit betekent dat de reistijd dus hoger is voor een hogere waarde van de procesfactor. Echter is noch binnen de populatie van oxische filters, noch binnen de populatie van gereduceerde filters een correlatie met de procesfactor te vinden. Dit betekent dat de correlatie met de reistijd te wijten is aan de verschillende reistijd tussen de twee groepen. De ANOVA analyse van de reistijd tussen de twee groepen is eveneens significant. Op basis van de reistijd is hier ook duidelijk het verschil tussen de twee groepen aangetoond.

2.6.7 Conclusie procesfactor grondwater

De procesfactor voor grondwater blijkt niet te differentiëren voor Vlaanderen op basis van de data die op dit moment beschikbaar zijn. De onzekerheden op de werkelijke waarde van de procesfactoren is te groot om een differentiatie mogelijk te maken. Daarom zal moeten gewerkt worden met één waarde voor heel Vlaanderen. Omwille van de asymmetrische verdeling van de procesfactor (Figuur 50) is de mediaan (50 % van de meetwaarden liggen onder of boven de mediaan) van de steekproef de beste schatter voor de waarde van de procesfactor grondwater (wat de populatie oxische filters betreft). De mediaan voor de steekproef van oxische filters bedraagt 2.1. Gezien het groot aantal meetpunten waarop deze waarde gesteund is, is dit een zeer betrouwbare schatting van de mediaan voor Vlaanderen.



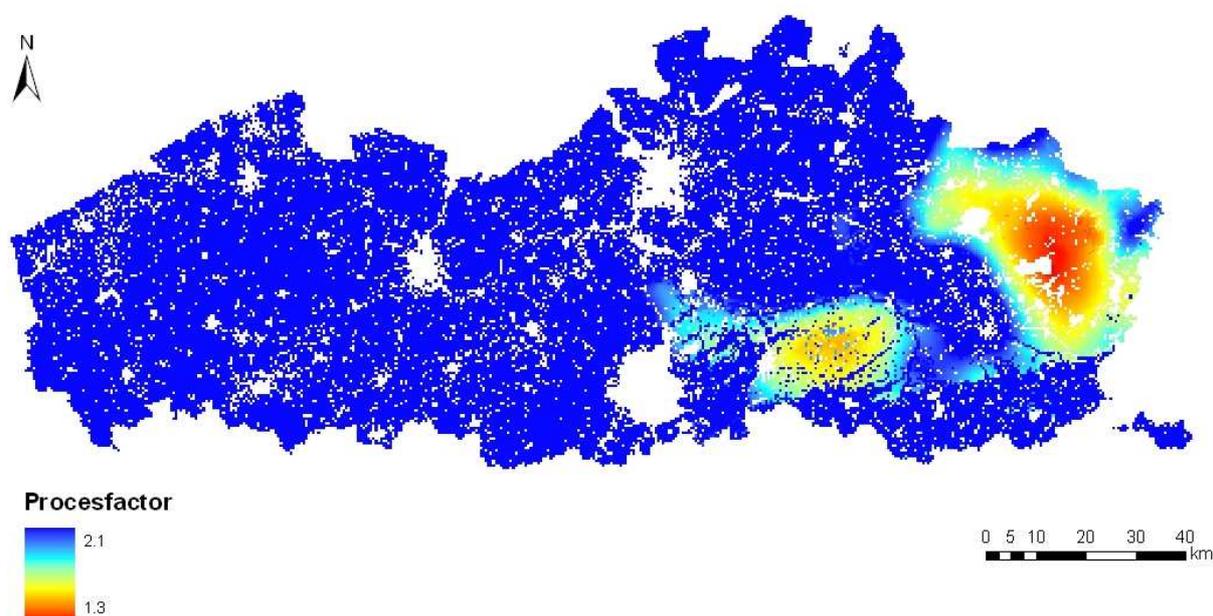
Figuur 50 - Histogram voor de meetpunten grondwater (oxische filters) (links: X-as op 10-delige schaal, rechts, op logaritmische schaal)

Het is mogelijk dat voor bepaalde gebieden in Vlaanderen de procesfactor grondwater toch sterk afwijkt van de mediane waarde 2.1. Zo wordt in de Zuidelijke Heuvelstreken en de Hoogterassen op vele plaatsen een sterke overschrijding waargenomen van de nitraatnorm en anderzijds zijn de nitraatconcentraties in bijvoorbeeld de Poldergebieden of de Vlaamse Vallei doorgaans zeer laag. Binnen het kader van deze studie was het niet mogelijk om een differentiatie door te voeren, omwille van enerzijds statistische onzekerheden en anderzijds het uitsluiten van bepaalde gebieden, waar de reistijd van het grondwater te hoog was. Het verdient aanbeveling om in de toekomst bijkomende gegevens te verzamelen om de procesfactor grondwater met meer precisie te kunnen bepalen en een eventuele differentiatie te kunnen onderbouwen. In deel 4.3.1 worden aanbevelingen gemaakt voor een permanent monitoringnetwerk, dat hiervoor nog betere informatie zal opleveren. Verder is het ook zo dat de meetreeksen van de bestaande meetnetten en -programma's elk jaar langer worden en dus ook langere reistijden zullen beschouwd kunnen worden in de toekomst. In afwachting van een verfijning in de toekomst kan het een beleidskeuze zijn om in bepaalde gebieden, waar de grondwaterkwaliteit, ondanks de dalende nitraatresidu's, niet voldoende verbetert, via beheersovereenkomsten lagere nitraatresidu's te bekomen.

3 Gecombineerde procesfactoren oppervlaktewater-grondwater voor Vlaanderen

In voorgaande paragrafen is aangetoond dat enerzijds een differentiatie van de procesfactor oppervlaktewater mogelijk is en dat anderzijds moet rekening gehouden worden met een procesfactor voor het grondwater met een waarde van 2.1. De procesfactor voor grondwater is dus strenger dan de mediane procesfactor voor oppervlaktewater, wat enigszins te verwachten is: Het percolatiewater uit de bodem zal bij de reis doorheen de aquifer meer en meer nitraat verliezen om uiteindelijk in het oppervlaktewater terecht te komen.

Om zowel in oppervlaktewateren als in het grondwater te voldoen aan de nitraatnorm van 50 mg nitraat per liter, dient overal de strengste van de 2 procesfactoren op die plaats gerespecteerd te worden. Dit betekent in de praktijk dat daar waar de procesfactor oppervlaktewater groter is dan 2.1, ze wordt afgetopt naar deze waarde en daar waar de procesfactor oppervlaktewater kleiner is, die laatste waarde van toepassing is. Men kan spreken van de gecombineerde procesfactor oppervlaktewater-grondwater. Ruimtelijk wordt dit voorgesteld in Figuur 51.



Figuur 51 - Ruimtelijke voorstelling van de gecombineerde procesfactor oppervlaktewater-grondwater

Op basis van deze ruimtelijke voorstelling zullen in fase drie nieuwe nitraatstikstofresidu's worden voorgesteld om een verbetering van de waterkwaliteit te bewerkstelligen.

De nieuwe gedifferentieerde procesfactoren zijn in vergelijking met de procesfactor van 2.4 uit de N-(eco)² studie een verstrenging, vooral voor Limburg en de leemstreek tussen Leuven en Diest.

De lichte textuur in deze gebieden zorgt voor een grote nitraatuitspoeling uit de bodem en de hoge redoxpotentiaal van de aquifer heeft dan weer een slechte afbraak van het uitgespoelde nitraat tot gevolg.

In fase 3 zal verder worden besproken wat het gevolg is van deze gedifferentieerde procesfactor voor de nitraatresidu's.

Fase 3:

Voorstel van nitraatstikstofresidunormen in functie van de bekomen procesfactoren

4 Fase 3: Voorstel van nitraatstikstofresidunormen in functie van de bekomen procesfactoren

4.1 Vertaling van de bekomen procesfactoren naar nieuwe nitraatstikstofresidu's

4.1.1 Analyse van de scenarioanalyses uit de N-(eco)² studie

In de N-(eco)² studie is voor verschillende textuur-oogstrest-wintergewascombinaties de gemiddelde nitraatuitspoeling uit het bodemprofiel over de winterperiode berekend (N-(eco)², 2002d). De nitraatuitspoeling is berekend met behulp van het stikstofbalansmodel WAVE (Vanclooster *et al.*, 1994), dat in een voorgaande fase van de studie werd gekalibreerd en gevalideerd.

De invoerdata voor het WAVE model zijn enerzijds afkomstig van 8 proefvelden in Vlaanderen (deze simulaties werden SA1a genoemd) en anderzijds is de nitraatuitspoeling berekend voor de meest voorkomende textuur-oogstrest-wintergewascombinaties per Vlaamse landbouwstreek (SA1b). De textuur van de bodem van een perceel werd geaggregeerd naar één van de geaggregeerde textuurklassen zand, zandleem, leem of klei (Tabel 27).

Tabel 27 - Geaggregeerde textuurklassen, gebruikt in de N-(eco)² studie, met verwijzing naar de textuurklassen van de Belgische textuurdriehoek

Geaggregeerde textuur	textuurklasse Belgische textuurdriehoek
Zand	Zand (Z), lemig zand (S)
Zandleem	Zandleem (L), licht zandleem (P)
Leem	Leem (A)
klei	Klei (E), zware klei (U)

Voor elke textuur-oogstrest-wintergewascombinatie is enerzijds voor 8 nitraatresidu's (20, 30, 40, 50, 70, 90, 120, 150 kg NO₃⁻-N/ha) geëvalueerd of de gemiddelde nitraatconcentratie van het percolatiewater onderaan de wortelzone over de winterperiode voldoet aan de EU-nitraatnorm van 50mg NO₃⁻ /l (dus met procesfactor 1) en anderzijds of deze voldeed aan de nitraatnorm, rekening houdend met een procesfactor van 2.4.

Voor elke textuur-oogstrest-wintergewascombinatie is de simulatie voor 30 opeenvolgende meteorologische jaren uitgevoerd en is het maximale nitraatresidu geselecteerd, waarvoor de nitraatconcentratie onderaan de wortelzone (procesfactor 1) en in het oppervlaktewater (procesfactor 2.4) in minstens 29 van de 30 jaar (95% van de gevallen) de vooropgestelde norm niet overschrijdt en in het resterende jaar de norm met maximaal 50% overschrijdt. Voor groenten zonder afvoer van oogstresten (bloemkool) is hierbij uitgegaan van een gelijkmatige

verdeling van het nitraatresidu over de drie lagen in het bodemprofiel (1-1-1-verhouding). Voor de andere teelten is van een verhouding van 2-1-1 uitgegaan, waarbij de bovenste bodemlaag twee maal het nitraatresidu van de tweede of derde laag bevat.

De gemiddelde waarde van het maximaal toelaatbaar nitraatresidu voor elke doorgerekende textuur-oogstrest-wintergewascombinatie voor SA1a en SA1b is opgelijst in Tabel 28.

Tabel 28 - Gemiddeld maximaal nitraatresidu voor verschillende textuur-oogstrest-wintergewascombinaties voor SA1a en SA1b voor een procesfactor 1 en een procesfactor 2.4, met een meteorologische reeks van 30 jaar zoals bepaald in de N-(eco)² studie (N-(eco)², 2002d).

Textuur	Oogstrest	Wintergewas	Maximaal nitraatresidu (kg NO ₃ ⁻ -N/ha) met procesfactor 1		Maximaal nitraatresidu (kg NO ₃ ⁻ -N/ha) met procesfactor 2.4		Aantal doorgerekende situaties	
			SA1a	SA1b	SA1a	SA1b		
zand	aardappelen	geen	20		60		2	
zand	geen	gras	35	28	90	71	2	22
zand	maïs	geen	20	21	60	56	2	12
zandleem	aardappelen	geen	25	30	80	90	2	1
zandleem	geen	gras		44		111		11
zandleem	maïs	geen	30	35	80	79	2	3
zandleem	maïs	tarwe	25		80		2	
zandleem	suikerbieten	geen		30		90		1
zandleem	tarwe	geen	30	36	80	81	2	2
zandleem	tarwe	gras groen *	35		105		2	
zandleem	tarwe	blad groen **	40		90		2	
zandleem	bloemkool	geen	30		50		2	
leem	aardappelen	geen		30		78		2
leem	geen	gras		36		96		23
leem	maïs	geen		30		89		7
leem	suikerbieten	geen	20	20	70	70	1	3
leem	suikerbieten	tarwe	20		50		1	
leem	tarwe	geen	30	31	70	86	1	9
leem	tarwe	gras groen*	40		90		1	
leem	tarwe	blad groen**	30		90		1	
klei	aardappelen	geen	20	30	50	70	1	1
klei	geen	gras		41		103		16
klei	maïs	geen		36		108		3
klei	suikerbieten	geen	20	35	50	88	1	6
klei	suikerbieten	tarwe	20		50		1	
klei	tarwe	geen	20	34	50	97	1	12

* grasachtige groenbemester

** bladachtige groenbemester

In een volgende stap (Tabel 29) is voor elke bodem-gewas-oogstrestcombinatie het gemiddelde berekend van SA1a en SA1b, gewogen naar het aantal doorgerekende situaties en zijn deze gemiddelde waarden afgerond naar een tiental. In uitzonderlijke gevallen is op basis van expertkennis het nitraatresidu met 10 kg verhoogd of verlaagd.

Tabel 29 - Gewogen gemiddeld nitraatresidu (kg NO₃-N/ha) van scenarioanalyses SA1a en SA1b en definitieve waarden voor het nitraatresidu (kg NO₃-N/ha) voor de verschillende textuur-oogstrest-wintergewascombinaties, zoals bepaald in de N-(eco)² studie (N-(eco)², 2002d).

Textuur	Oogstrest	Wintergewas	Gewogen gemiddeld nitraatresidu (kg NO ₃ -N/ha) van scenarioanalyses SA1a en SA1b		Definitieve waarde voor PF 2.4
			met PF 1	met PF 2.4	
zand	aardappelen	geen	20	60	50 [#]
zand	geen	gras	29	73	70
zand	maïs	geen	21	57	60
zandleem	aardappelen	geen	27	83	80
zandleem	geen	gras	44	111	110
zandleem	maïs	geen	33	79	80
zandleem	maïs	tarwe	25	80	80
zandleem	suikerbieten	geen	30	90	90
zandleem	tarwe	geen	33	81	80
zandleem	tarwe	gras groen [*]	35	105	100 ^{***}
zandleem	tarwe	blad groen ^{**}	40	90	100 ^{***}
zandleem	bloemkool	geen	30	50	50
leem	aardappelen	geen	30	78	80
leem	geen	gras	36	96	100
leem	maïs	geen	30	89	90
leem	suikerbieten	geen	20	70	70
leem	suikerbieten	tarwe	20	50	50
leem	tarwe	geen	31	84	80
leem	tarwe	gras groen [*]	40	90	90
leem	tarwe	blad groen ^{**}	30	90	90
klei	aardappelen	geen	25	60	70 [#]
klei	geen	gras	41	103	100
klei	maïs	geen	36	108	100 [#]
klei	suikerbieten	geen	33	83	80
klei	suikerbieten	tarwe	20	50	50
klei	tarwe	geen	33	93	90

* bladachtige groenbemester

** grasachtige groenbemester

*** gemiddelde waarde (afgerond op tienvoud) tarwe met groenbemester

waarden aangepast op basis van expertkennis

PF: Procesfactor

In een laatste stap zijn de definitieve waarden voor de nitraatresidu's per textuur-oogstrest-wintergewascombinatie gegeneraliseerd naar een voorstel voor nieuwe nitraatresidunormen (Tabel 30) voor enerzijds de textuur zand en anderzijds de andere texturen als één groep "niet zand". Door het gemiddelde te berekenen van de verschillende definitieve nitraatresidu's voor bepaalde textuur-oogstrest-wintergewascombinatie is voor deze groep een waarde gekomen. Vermits de maximaal toelaatbare nitraatresidu's voor de gewassen op bodems met textuur zandleem, leem en klei niet eenduidig verschillen, zijn deze drie textuurklassen geaggregeerd tot de klassen "niet-zand". Voor de gewassen bieten, groenten zonder afvoer van oogstresten en

graan + groenbemester zijn er geen scenarioanalyses voorhanden voor de textuur zand en zijn de voorgestelde nitraatresidunormen geëxtrapoleerd op basis van expertkennis.

Tabel 30 - Voorstel tot nieuwe nitraatstikstofresidunormen (kg NO₃-N/ha) bekomen uit de gemiddelde definitieve nitraatresidu's per textuur-oogstrest-wintergewascombinatie volgens N-(eco)² (N-(eco)², 2002d).

Gewas	Voorstel tot nieuwe nitraatresidunormen in de N-(eco) ² -studie (N-(eco) ² , 2002d)		Gemiddelde van de definitieve nitraatresidu's per textuur-oogstrest-wintergewascombinatie in Tabel 29	
	zand	niet zand	zand	niet zand
maïs	60	90	60	90
bieten	50	70	*	68
groenten zonder afvoer van oogstresten	40	50	*	50
gras	70	100	70	103
graan + groenbemester	70	100	*	95
andere gewassen	50	80	50	80

* geen scenarioanalyses voorhanden voor deze textuur-oogstrest-wintergewascombinatie

4.1.2 Vertaling van de nieuwe procesfactoren oppervlakte- en grondwater naar nitraatresidu's per teeltgroep

In fase 2 van dit onderzoek is een differentiatie van de procesfactor voorgesteld op basis van de procesfactoren oppervlaktewater en grondwater. Aan de hand van deze differentiatie en de voorgestelde nitraatresidunormen in de N-(eco)² studie worden deze resultaten verwerkt naar nitraatresidu's voor de selectie van teelt-textuur combinaties uit Tabel 30 zoals in de N-(eco)² studie is voorgesteld.

De bekomen procesfactoren uit deel 2 hebben waarden gelegen tussen 1.3 en 2.1. Omwille van de werkbaarheid werden binnen deze range 3 klassewaarden gekozen, waarvoor het overeenkomstig nitraatresidu wordt geïnterpoleerd (Tabel 31).

Tabel 31 - Range en klassewaarde van procesfactoren waarvoor overeenkomstige nitraatresidu's berekend zullen worden

klassewaarde	1.5	1.9	2.1
range	1.3 - <1.7	1.7 - <2	2 - 2.1

De scenarioanalyses van de N-(eco)² studie zijn verricht voor zowel procesfactor 1 als procesfactor 2.4. Het is dan ook mogelijk om op eenvoudige wijze hieruit de maximale nitraatresidu's lineair te interpoleren voor procesfactoren verschillend van deze waarden.

In Tabel 32 worden per textuur-oogstrest-wintergewascombinaties de gemiddelde maximale nitraatresidu's voor procesfactor 1 en 2.4 uit

Tabel 29 opgeleid. Voor de procesfactoren 1.5, 1.9 en 2.1 werden de nitraatresidu's lineair geïnterpoleerd aan de hand van deze waarden.

Tabel 32 - Maximaal gemiddeld nitraatresidu (kg NO₃⁻-N/ha) voor verschillende textuur-oogstrest-wintergewascombinaties voor procesfactor 1 en 2.4 en geïnterpoleerde nitraatresidu's voor de nieuwe procesfactoren.

Textuur	Oogstrest	wintergewas	Nitraatresidu (kg NO ₃ ⁻ -N/ha)		Nitraatresidu (kg NO ₃ ⁻ -N/ha) voor PF:		
			met PF 1	met PF 2.4	1.5	1.9	2.1
zand	aardappelen	geen	20	60	34	46	51
zand	geen	gras	29	73	44	57	63
zand	maïs	geen	21	57	34	44	49
zandleem	aardappelen	geen	27	83	47	63	71
zandleem	geen	gras	44	111	68	87	97
zandleem	maïs	geen	33	79	50	63	69
zandleem	maïs	tarwe	25	80	45	60	68
zandleem	suikerbieten	geen	30	90	51	69	77
zandleem	tarwe	geen	33	81	50	64	70
zandleem	tarwe	gras groen	35	105	60	80	90
zandleem	tarwe	blad groen	40	90	58	72	79
zandleem	bloemkool	geen	30	50	37	43	46
leem	aardappelen	geen	30	78	47	61	68
leem	geen	gras	36	96	57	75	83
leem	maïs	geen	30	89	51	68	76
leem	suikerbieten	geen	20	70	38	52	59
leem	suikerbieten	tarwe	20	50	31	39	44
leem	tarwe	geen	31	84	50	65	73
leem	tarwe	gras groen	40	90	58	72	79
leem	tarwe	blad groen	30	90	51	69	77
klei	aardappelen	geen	25	60	38	48	53
klei	geen	gras	41	103	63	81	90
klei	maïs	geen	36	108	62	82	93
klei	suikerbieten	geen	33	83	51	65	72
klei	suikerbieten	tarwe	20	50	31	39	44
klei	tarwe	geen	33	93	55	72	80

Vervolgens zijn de verschillende textuur-oogstrest-wintergewascombinaties analoog aan de methode uit de N-(eco)² studie (Tabel 30), geaggregeerd tot één tabel voor nitraatresidu's voor de drie nieuwe procesfactoren voor zandbodems en voor niet-zandbodems (Tabel 33).

Voor de gewassen bieten, groenten zonder afvoer van oogstresten en graan + groenbemester op zandbodems, zijn zoals reeds aangehaald geen scenarioanalyses doorgerkend in N-(eco)². De

waarden voor deze gewassen op zand zijn bekomen door de waarden voor de overeenkomstige teelten op niet-zand om te rekenen op basis van de verhouding van de nitraatresidu's van die teelten voor procesfactor 2.4 van N-(eco)². Er dient trouwens te worden opgemerkt dat deze gewassen amper voorkomen op zandbodems.

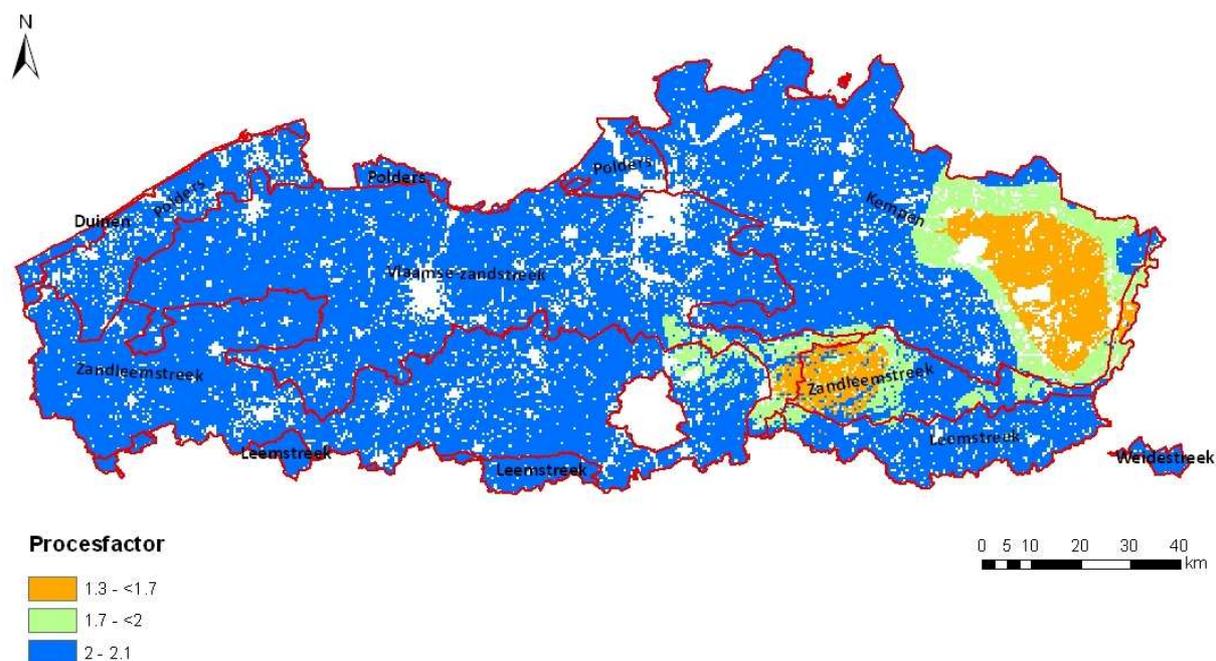
Net zoals in de N-(eco)² studie worden de nitraatresidu's gedifferentieerd voor de textuurklassen zand en niet-zand. De scenarioanalyses geven immers aan dat de nitraatresidu's voor de texturen zandleem, leem en klei weinig van elkaar verschillen.

Tabel 33 - Geïnterpoleerde nitraatresidu's voor drie klassen van procesfactoren voor zes gewasgroepen op zand en niet-zandbodems naar analogie met de N-(eco)² -studie.

zandbodems	Nitraatresidu kg NO ₃ ⁻ -N/ha voor procesfactoren:		
	1.5	1.9	2.1
maïs	34	44	49
bieten	29	38	42
groenten zonder afvoer	30	34	37
gras	44	57	63
graan + groenbemester	40	51	57
andere	34	46	51

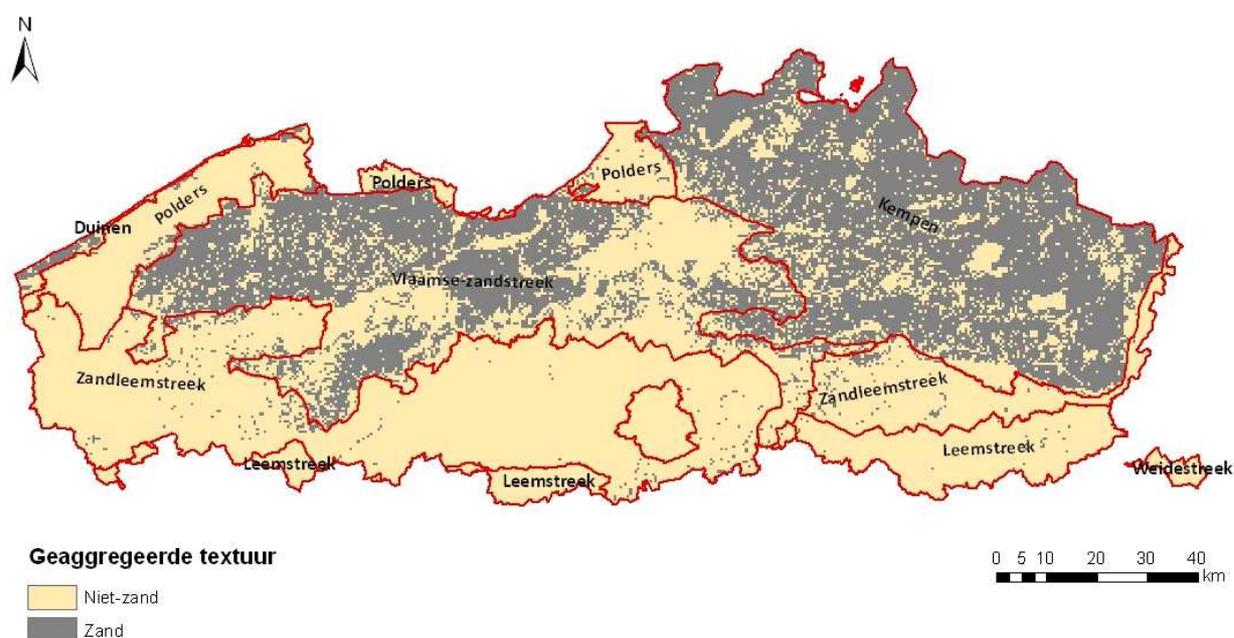
andere texturen	Nitraatresidu kg NO ₃ ⁻ -N/ha voor procesfactoren:		
	1.5	1.9	2.1
maïs	54	71	79
bieten	40	53	59
groenten zonder afvoer	37	43	46
gras	63	81	90
graan + groenbemester	57	73	81
andere	47	62	69

Deze waarden in Tabel 33 zijn maximale nitraatresidu's waarbij voor een gegeven procesfactor in 95% van de jaren de gemiddelde nitraatconcentratie in het grondwater en de debietsgewogen nitraatconcentratie in het oppervlaktewater de waarde van 50mg NO₃⁻/l niet overschrijdt. Op basis van de waarden in Tabel 33 zijn voor elke gewasgroep de maximale nitraatresidu's weergegeven in Figuur 54 tot Figuur 59. Om tot deze kaarten te komen is eerst de procesfactor oppervlaktewater geschat voor 500 m × 500 m rastercellen, zijn de procesfactorwaarden vervolgens begrensd op 2.1 zodat steeds de strengste waarde van de procesfactor grondwater en oppervlaktewater genomen is (Figuur 52).

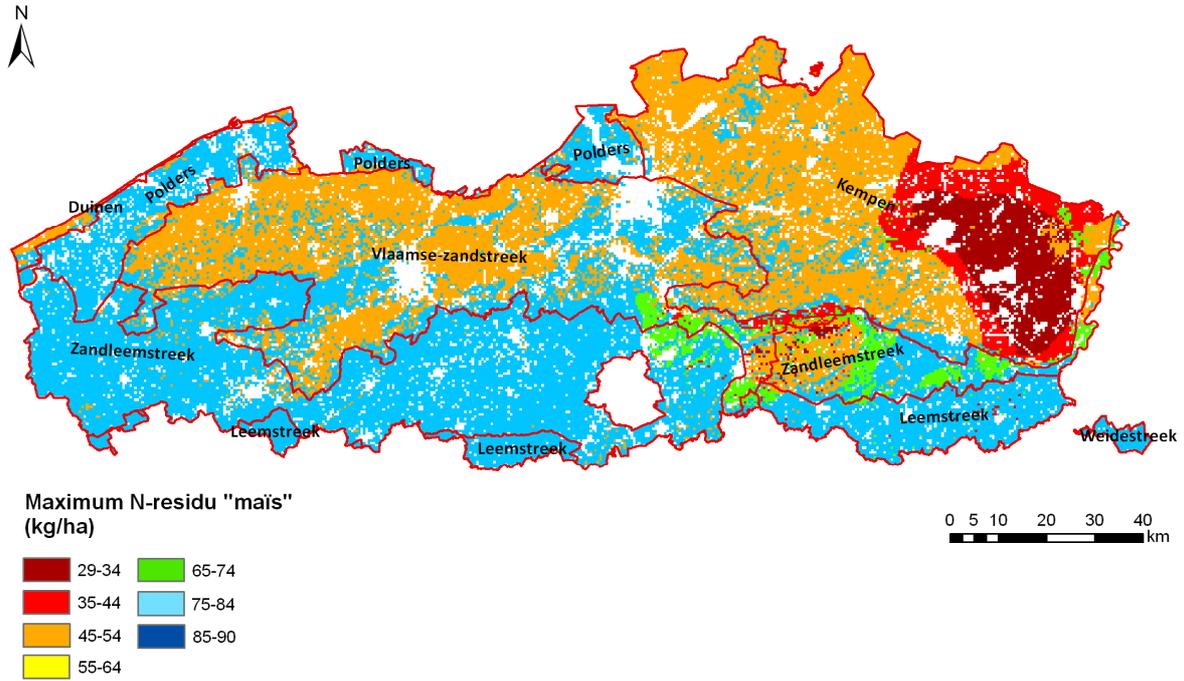


Figuur 52 - Cartografische weergave van de gedifferentieerde procesfactor voor Vlaanderen

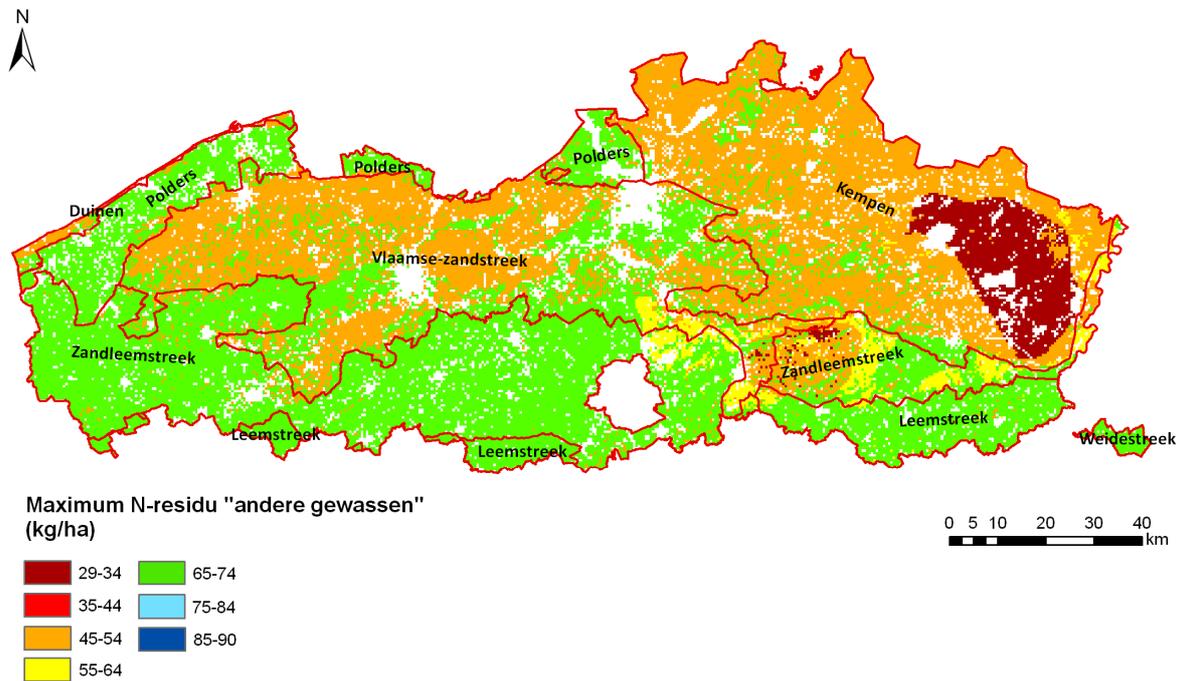
Via Tabel 31 is deze procesfactor dan omgezet naar de klassewaarden 1.5, 1.9 of 2.1. Op basis van Tabel 33 werd dan het toepasselijke nitraatresidu toegekend aan de rastercel, naargelang de dominante textuurklasse van het rasterelement (Figuur 53). In de Vlaamse zandstreek komen een aantal gebieden voor waar de dominante textuur onder niet-zand wordt geklassificeerd. Vaak zijn dit bodems die behoren tot de textuurklasse P (licht zandleem).



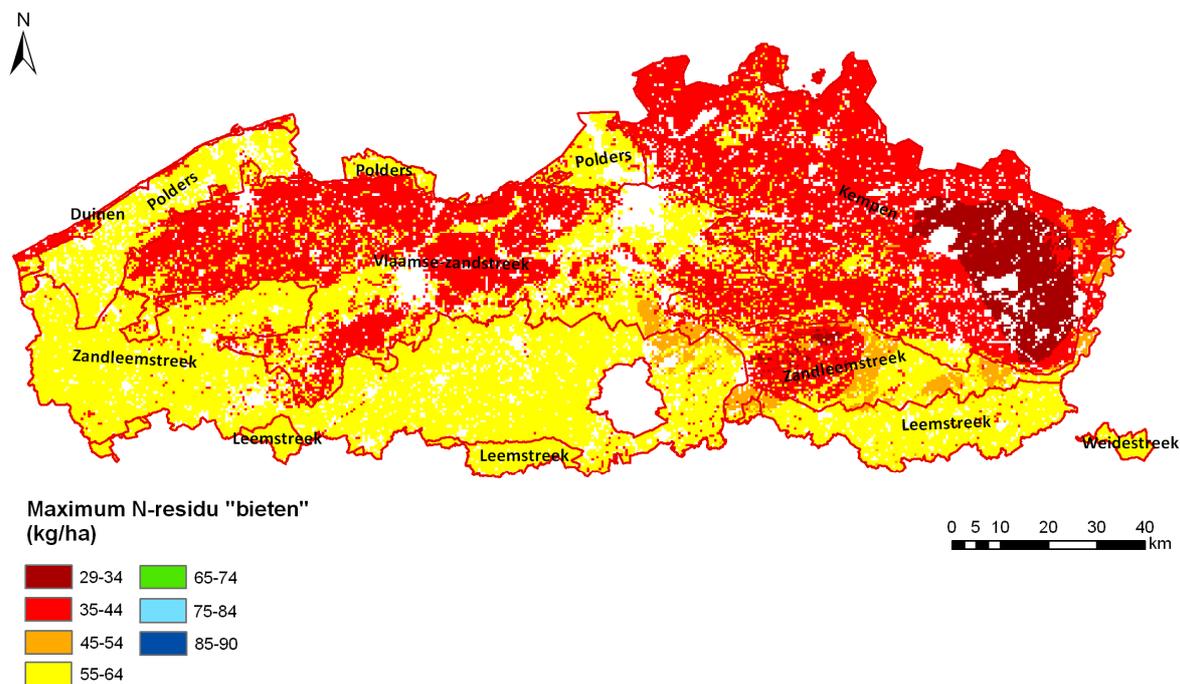
Figuur 53 - Rasterkaart van de dominante textuurklasse, analoog aan de opdeling volgens de N-(eco)² studie



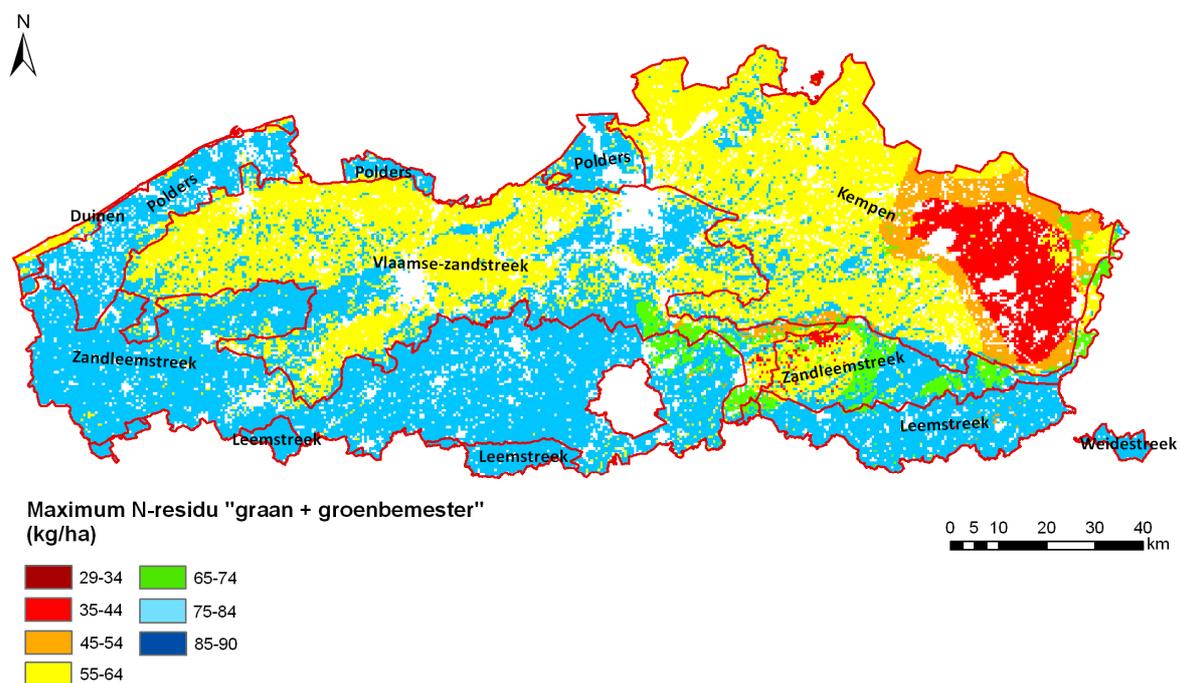
Figuur 54 - Cartografische voorstelling van de geïnterpoleerde nitraatresidu's voor "maïs" op basis van de nieuwe procesfactoren. De landbouwstrekken van Vlaanderen zijn weergegeven met rode lijnen.



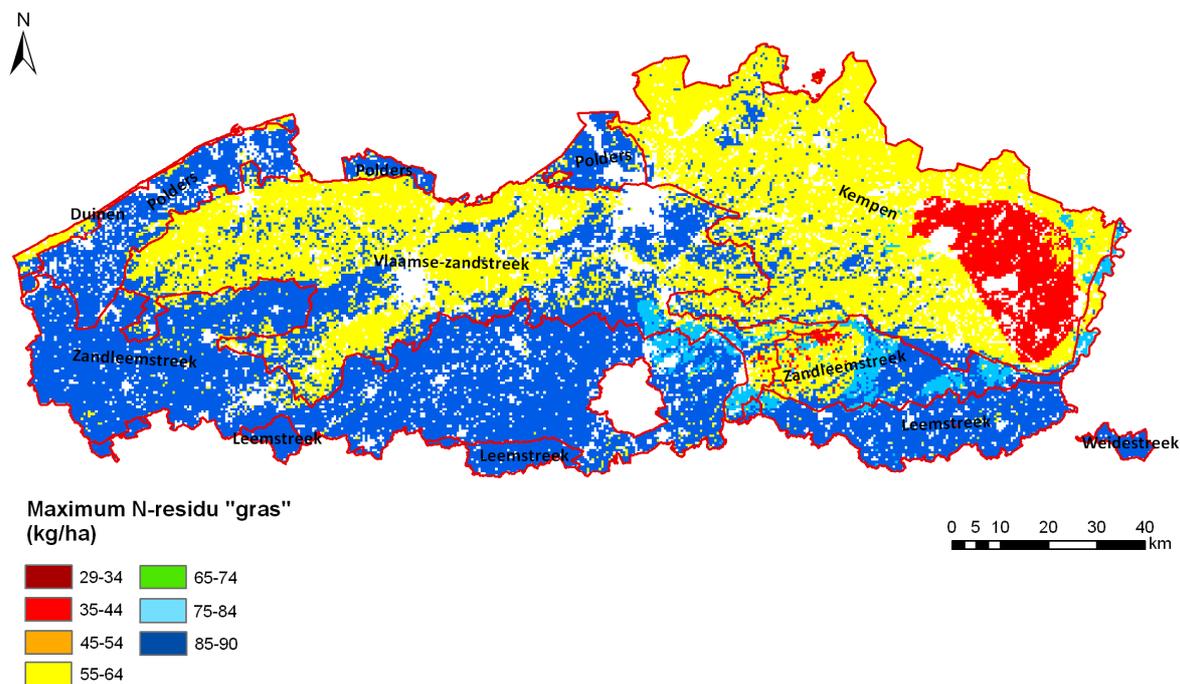
Figuur 55 - Cartografische voorstelling van de geïnterpoleerde nitraatresidu's voor "andere gewassen" op basis van de nieuwe procesfactoren. De landbouwstrekken van Vlaanderen zijn weergegeven met rode lijnen.



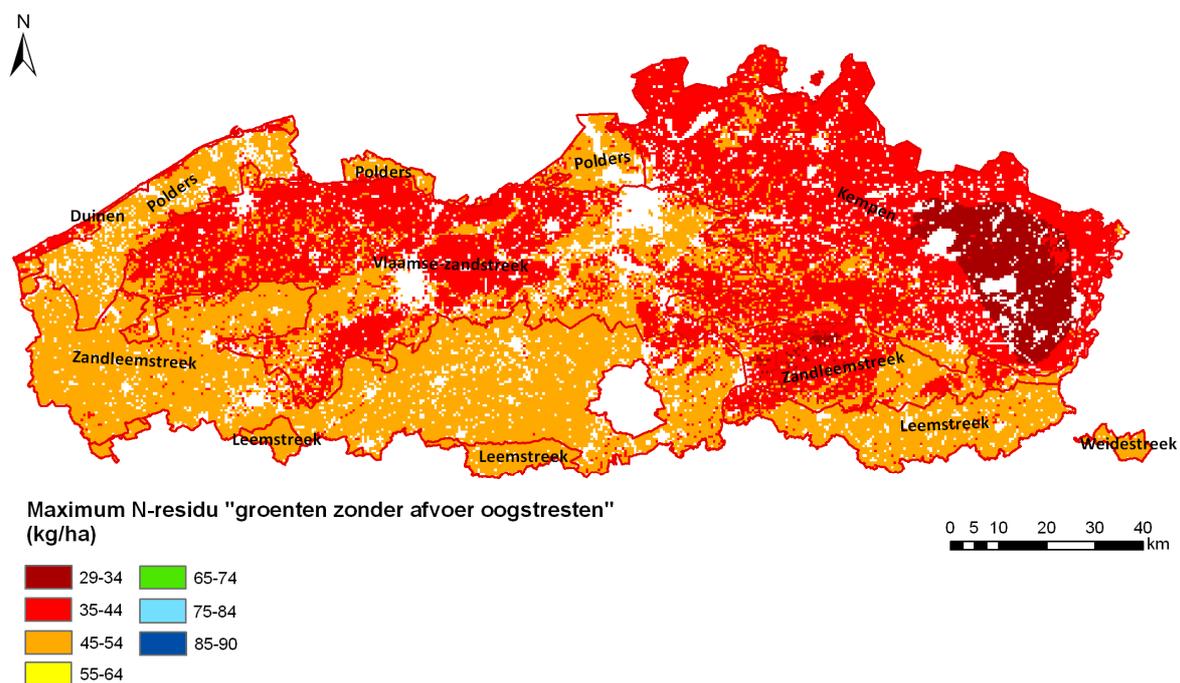
Figuur 56 - Cartografische voorstelling van de geïnterpoleerde nitraatresidu's voor "bieten" op basis van de nieuwe procesfactoren. De landbouwstroken van Vlaanderen zijn weergegeven met rode lijnen.



Figuur 57 - Cartografische voorstelling van de geïnterpoleerde nitraatresidu's voor "graan + groenbemester" op basis van de nieuwe procesfactoren. De landbouwstroken van Vlaanderen zijn weergegeven met rode lijnen.



Figuur 58 - Cartografische voorstelling van de geïnterpoleerde nitraatresidu's voor "gras" op basis van de nieuwe procesfactoren. De landbouwstrekken van Vlaanderen zijn weergegeven met rode lijnen.



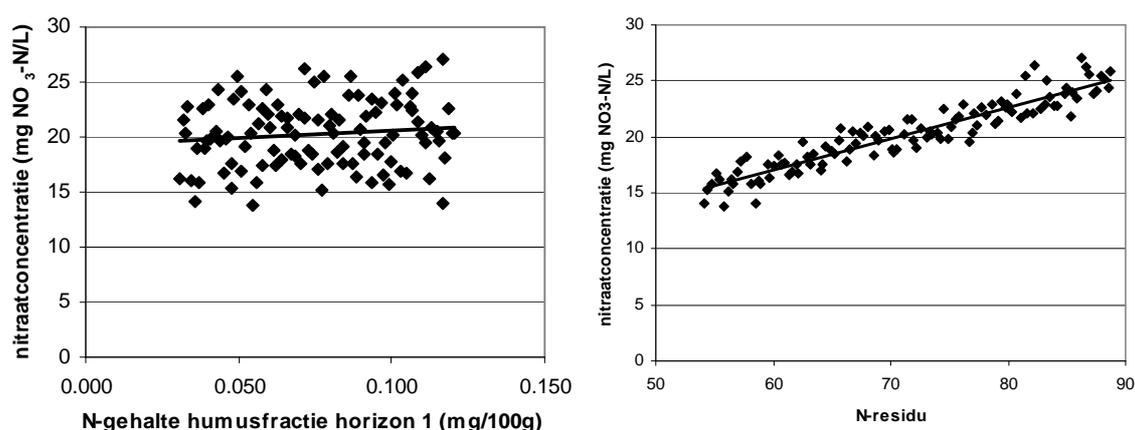
Figuur 59 - Cartografische voorstelling van de geïnterpoleerde nitraatresidu's voor "groenten zonder afvoer van oogstresten" op basis van de nieuwe procesfactoren. De landbouwstrekken van Vlaanderen zijn weergegeven met rode lijnen.

4.2 Interpretatie van de nieuwe maximale nitraatresidu's

4.2.1 Betrouwbaarheid van relatie tussen nitraatresidu en nitraatconcentratie onderaan de wortelzone

De nieuwe maximale nitraatconcentraties zijn afgeleid uit de resultaten van de scenarioanalyses van de N-(eco)² studie die bepaalden welke gemiddelde nitraatconcentratie verwacht kan worden in het water dat de wortelzone verlaat bij een gegeven nitraatresidu. Deze relaties werden met het simulatiemodel WAVE bepaald voor verschillende bodemtexturen, types oogstrest en wintergewas. De voorgestelde maximale nitraatresidu's zijn deterministische waarden, waarbij nog geen rekening gehouden wordt met de marge waarbinnen de relatie tussen het nitraatresidu en de nitraatconcentratie onderaan de wortelzone kan variëren. Aan de hand van een foutenanalyse wordt getracht om grenzen af te bakenen waarbinnen deze resultaten dienen te worden beschouwd. De foutenanalyse uitgevoerd in de N-(eco)² studie bestaat erin om enerzijds via een gevoeligheidsanalyse die variabelen te identificeren die een grote invloed hebben op de WAVE modeluitvoer en anderzijds om met de meest invloedrijke variabelen een onzekerheidsanalyse uit te voeren. De modeluitvoer wordt hier begrepen als de gesimuleerde gemiddelde nitraatconcentratie onderaan de wortelzone.

Voor de verschillende onderzochte variabelen werden betrouwbaarheidsintervallen opgesteld waarbinnen de gegeven parameter kan variëren omheen de deterministische waarde die gebruikt werd om de maximale nitraatresidu's te bepalen in de scenarioanalyses. Zo kan bvb. voor een gegeven waarde van 70 kg N/ha voor het nitraatresidu, de werkelijke waarde binnen het 98% betrouwbaarheidsinterval variëren tussen 55 en 88 kg N/ha.



Figuur 60 - Verband tussen de invoerparameters (links) N-gehalte van de humusfractie in horizon 1 en (rechts) N-residu en de gesimuleerd gemiddelde nitraatconcentratie onderaan de wortelzone (voor een natte zandleemgrond met oogstrest tarwe, met procesfactor 1 (N-(eco)², 2002d)

In Figuur 60 wordt als voorbeeld de invloed van de twee parameters “nitraatresidu” en “N-gehalte humusfractie” op de gemiddelde nitraatconcentratie weergegeven. De helling van de lijn geeft het effect van de onderzochte parameter. De spreiding van de punten omheen de lijn is veroorzaakt door de variatie op de andere parameters die tegelijk gevarieerd werden. Zo is duidelijk dat bij hogere nitraatresidu’s gevoelig hogere nitraatconcentraties kunnen worden verwacht, terwijl voor de parameter “N-gehalte van de humusfractie” de invloed veel geringer is. Uit deze analyses bleek dat enkel het nitraatresidu significant bijdraagt aan de onzekerheid op de modeluitvoer, en de invloed van de andere onderzochte parameters verwaarloosbaar is.

In feite is de in de N-(eco)² onderzochte onzekerheid op het nitraatresidu geen onzekerheid die de modelmatig afgeleide relatie tussen het werkelijke nitraatresidu van een perceel en de nitraatconcentratie onderaan de wortelzone bepaalt. Het gaat eerder om een onzekerheid waarmee rekening gehouden moet worden als men de grens bepaalt vanaf waar begeleidende maatregelen worden opgelegd bij overschrijding van het maximale nitraatresidu in een controlemeting. De controlemeting is immers onderhevig aan meetfouten, vooral door ruimtelijke variabiliteit in het perceel en in mindere mate de foutenmarge van de analysemethode in het labo. In de N-(eco)² studie werd in 3 proefvelden de variabiliteit bepaald met 100 steekboringen waarop het nitraatresidu apart bepaald werd. Op basis hiervan blijkt dat met een controlemeting uitgevoerd op een mengstaal van 15 boorsteken, het gemeten nitraatresidu in 95% van de gevallen binnen een betrouwbaarheidsinterval van het werkelijke nitraatresidu plus of min 20 % ligt (N-(eco)², 2002c).

4.2.2 Interpretatie van de betrouwbaarheid van de procesfactoren naar overschrijding van de EU nitraatgrenswaarde

In de N-(eco)² studie werden alle berekeningen gebaseerd op een procesfactor van 2.4 en werd geen aandacht besteed op de onzekerheid op deze waarden omdat daarvoor onvoldoende data voorhanden waren. Met de data van de huidige studie procesfactor oppervlaktewater-grondwater (PFOG studie) is het mogelijk om na te gaan in welke mate de onzekerheid op de nieuwe procesfactoren toch nog kan leiden tot overschrijding van de nitraatnorm in grond- en oppervlaktewater als alle landbouwers de geïnterpoleerde nitraatresidu’s (Tabel 33) zouden respecteren.

Aan de hand van de berekende procesfactoren voor oppervlaktewater en grondwater werd besloten om de strengste procesfactor in een bepaald gebied te selecteren, om zowel naar het grondwater als het oppervlaktewater een verbetering van de waterkwaliteit te realiseren. Dit resulteerde in procesfactoren zoals weergegeven in Figuur 51.

Om het effect van de onzekerheid op de voorspelde waarde van de procesfactoren te interpreteren, kan de voorspelde waarde (Figuur 18) van de procesfactor in elk MAP meetpunt worden vergeleken met de geobserveerde waarde. Het percentage van de meetpunten waar de procesfactor overschat is - en het daarop gebaseerde maximale nitraatresidu dus niet streng genoeg is - geeft het percentage meetpunten waar bij een scherpe naleving van de nitraatresidu-norm toch nog een overschrijding in grond- of oppervlaktewater verwacht kan worden. Met 'scherp' bedoelen we dat het nitraatresidu precies gelijk is aan de maximaal toelaatbare waarde.

Voor de procesfactor oppervlaktewater gaan we er van uit dat bij een scherpe naleving van de nieuwe gedifferentieerde nitraatresidu's, de gebiedsgewogen nitraatconcentratie in het water in de MAP-meetpunten oppervlaktewater net geen overschrijding zal kennen, m.a.w. de grens van 50 mg nitraat per liter wordt net niet overschreden. De maximale nitraatresidu's zijn immers zodanig gekozen dat voor elke gewas-bodemcombinatie de nitraatconcentratie onderaan de wortelzone over de winterperiode een zodanige waarde heeft, dat na toepassing van de procesfactor voor dat gebied, dit resulteert in een concentratie van 50 mg nitraat per liter in het oppervlaktewater.

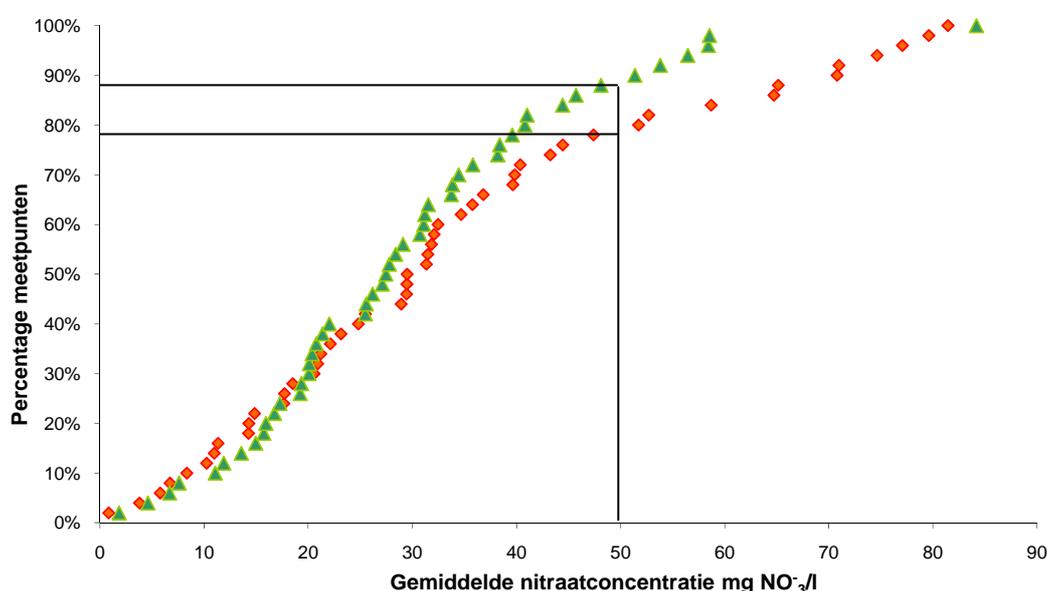
Wanneer we het quotiënt nemen van de in het stroomgebied van een MAP meetpunt geldende procesfactor (1.5, 1.9 of 2.1; zie kaart in Figuur 52) en de gemeten procesfactor (procesfactor berekend voor één van de 50 afstroomgebieden) komen we aan een getal dat de mate van onder- of overschatting door het model (en de afronding naar 1.5, 1.9 of 2.1) weergeeft ten opzichte van de reële procesfactor in dat stroomgebied.

Als wijze van voorbeeld wordt voor een bepaald afstroomgebied een procesfactor van 2.1 voorspeld. In dat afstroomgebied dienen voor elk perceel de maximale nitraatresidu's voor dat bodemtype, gewas en voor procesfactor 2.1 te worden gevolgd. De verwachte nitraatconcentratie in het oppervlaktewater is dus 50 mg/l. Echter is de werkelijke, berekende procesfactor 2.3, wat betekent dat er meer nitraatreductie zal optreden dan verwacht. De verwachte nitraatconcentratie in het oppervlaktewater zal dan $50 \times 2.1/2.3 = 45.7$ mg/l zijn.

Omgekeerd kan het zijn dat wanneer we een procesfactor van 2.1 voorspellen en de gemeten waarde bedraagt bijvoorbeeld 1.7, dan komen we voor dat afstroomgebied uit op een overschrijding, met name $50 \times 2.1/1.7 = 61.8$ mg/l

Wanneer we dus enerzijds de huidige debietsgewogen nitraatconcentraties van de 50 meetpunten uitzetten tegenover de verwachte nitraatconcentraties, (indien de gedifferentieerde maximale nitraatresidu's scherp worden nageleefd) met toepassing van bovenvermelde regel, schatten we de verbetering van de waterkwaliteit voor de dataset van 50 afstroomgebieden, die indicatief is voor de globale verbetering van het water in MAP-meetpunten. Binnen de 50 afstroomgebieden zijn er op dit moment 11 gebieden waar een overschrijding van de nitraatnorm wordt vastgesteld

(gewogen gemiddelde nitraatconcentratie $> 50 \text{ mg NO}_3/\text{l}$). Indien de gedifferentieerde nitraatresidu's zouden worden toegepast daalt dit aantal naar 6 afstroomgebieden, waardoor er slechts in 12% van de gevallen een overschrijding is. We wijzen er wel op dat het gemiddelde van de nitraatresidu's in de 50 bestudeerde afstroomgebieden onder de huidige normering (90 kg N ha^{-1}) ligt. Met de nieuwe gedifferentieerde nitraatresidu's zal dat op termijn wellicht ook het geval zijn. De werkelijke toestand zal op termijn dus gunstiger zijn dan onze conservatieve schatting op basis van een 'scherpe' naleving. Ook dient te worden opgemerkt dat de globale waterkwaliteit van de waterlopen gevoelig verbetert en dat gemiddelde nitraatconcentratie in 98% van de afstroomgebieden lager is dan 60 mg/l (Figuur 61)



Figuur 61 - Percentage van meetpunten oppervlaktewater (N = 50) met gemiddelde nitraatconcentratie in MAP meetpunt beneden een bepaalde waarde (X-as)

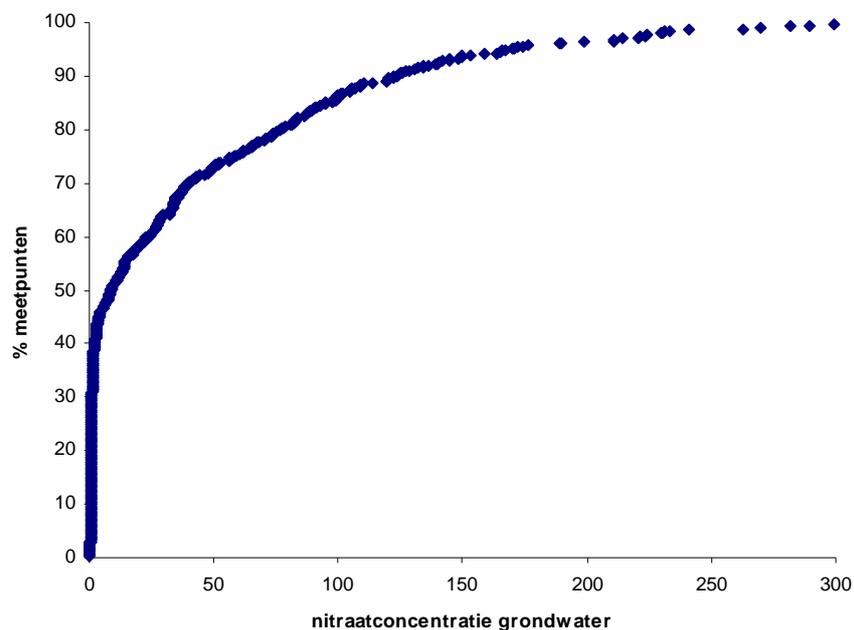
Oranje: huidige situatie (gemeten gemiddelde nitraatconcentratie 2004-2007)

Groen: na implementatie van gedifferentieerde nitraatresidu's

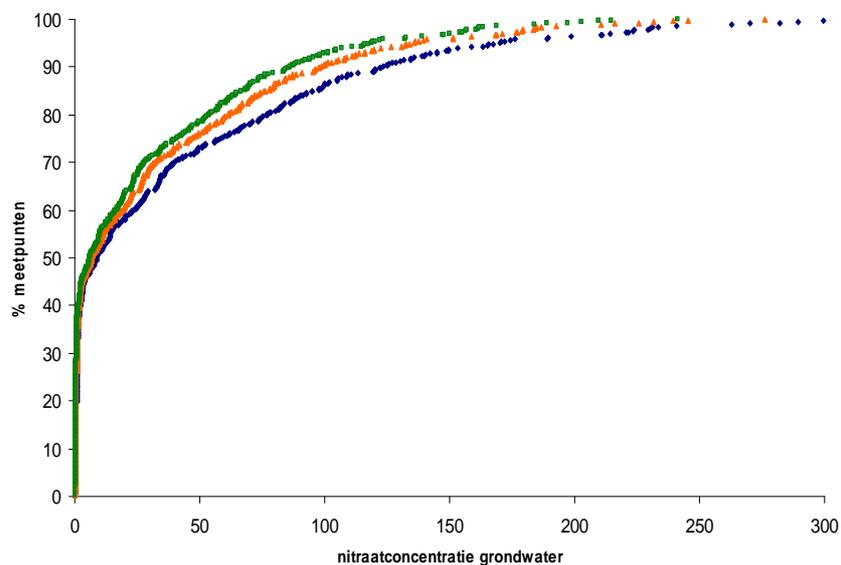
Er dient ook te worden opgemerkt dat de beschouwde nitraatconcentraties in het oppervlaktewater gemiddeldes zijn (al dan niet gewogen naar debiet) en dat piekoverschrijdingen dus nog steeds mogelijk zijn.

Voor grondwater is het moeilijker om eenzelfde redenering op te bouwen, vermits er een grote spreiding (onzekerheid) is op de resultaten van de procesfactor. Van de 525 voor de PFOG studie geselecteerde meetpunten grondwater, voldoet 72 % aan de norm van 50 mg nitraat per liter (Figuur 54). Een verlaging van de maximaal toegelaten nitraatresidu's zal gezien de lineariteit van nitraatuitspoeling een even grote relatieve verlaging van de nitraatconcentratie in het grondwater met zich meebrengen. Zo zal een daling van het maximale nitraatresidu van

bijvoorbeeld 20 %, ook tot een gemiddelde daling van 20 % van de gemiddelde nitraatconcentratie in het grondwater leiden (Figuur 63).



Figuur 62 - Cumulatief percentage van de gebruikte grondwatermeetpunten waarvan de gemiddelde nitraatconcentratie (2004-2007) onder een bepaalde waarde (X-as) gelegen is.

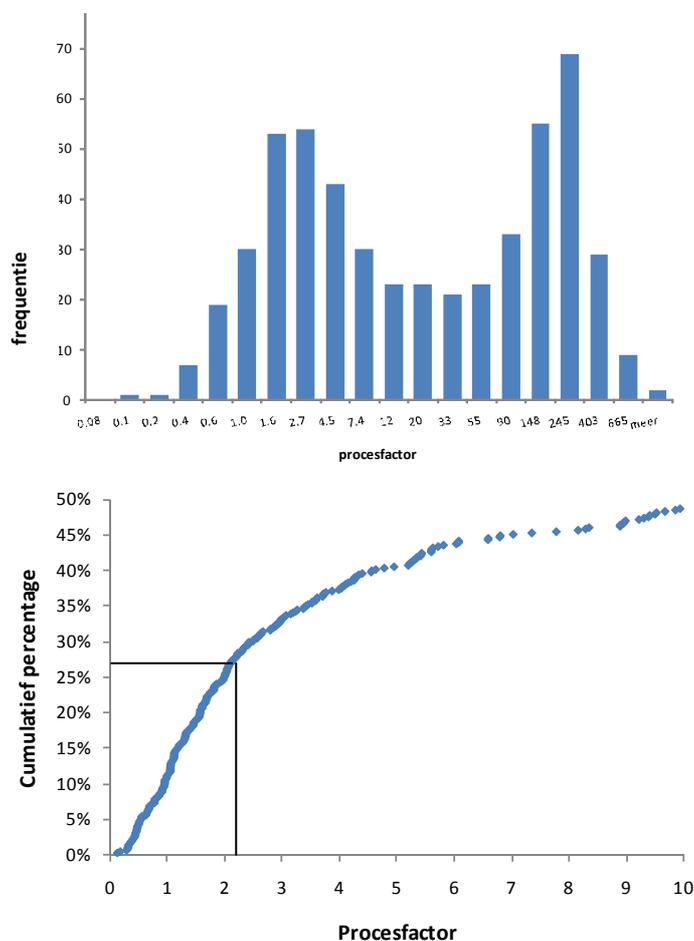


Figuur 63 - Effect van de daling van het gemiddelde nitraatstikstofresidu op de overschrijding van de nitraatnorm in het oppervlaktewater. Blauw: huidige situatie; oranje: 20% lager nitraatresidu; groen: 30% lager nitraatresidu.

Een tweede effect is dat door de reistijd van de bodem naar het meetpunt in het grondwater sommige hoge nitraatconcentraties vermoedelijk te wijten zijn aan “historische” bemestingspraktijken, waarbij hogere hoeveelheden mest toegelaten waren dan de 170 kg N/ha

die vanaf 2007 is opgelegd. Dit betekent dat verbeteringen van de bemestingspraktijk met enige vertraging zichtbaar zijn in de grondwaterkwaliteit, waarbij de vertraging verschilt van meetpunt tot meetpunt.

Tenslotte dienen we er op te wijzen dat met de huidige procesfactoren, er nog steeds een reële kans op grondwaterverontreiniging is voor die filters waar de procesfactor lager is dan 2.1, vermits 27 % van de procesfactoren grondwater lager is dan deze waarde (zie de frequentieverdeling in Figuur 64). Er is dus nog steeds een mogelijkheid op overschrijding van de nitraatnorm voor enkele meetpunten in de toekomst.



Figuur 64 - Frequentieverdeling en cumulatief percentage van de procesfactor grondwater. Op het cumulatief percentage is af te lezen dat 27% van de meetpunten een procesfactor lager dan 2.1 hebben.

4.2.3 Vergelijking van de maximale nitraatresidu's op basis van de PFOG-studie met de huidige praktijk

In 2001 voldoen 57% van de percelen met beheersovereenkomst water aan de maximale nitraatresidu's volgens de N-(eco)²-studie.

In de N-(eco)²-studie is, per gewasgroep en voor zand- en niet-zandbodems, het gemiddeld nitraatstikstofresidu berekend en is nagegaan hoeveel procent van de percelen voldeed aan de in de N-(eco)²-studie voorgestelde maximale nitraatstikstofresidu's. Dit gebeurde op basis van de nitraatstikstofresidumetingen uitgevoerd door de Bodemkundige Dienst van België in het najaar van 2001 in het kader van de beheersovereenkomsten water. Op zandbodems voldeed minder dan de helft van de percelen aan de voorgestelde nitraatstikstofresidunormen voor maïs, aardappelen en granen zonder groenbemester. Voor bieten, gras en granen gevolgd door een groenbemester voldeed ruim 60 % van de percelen aan de normen. Op de niet-zandbodems voldeed minder dan de helft van de percelen aan de normen voor aardappelen en granen zonder groenbemester. Voor de andere gewasgroepen voldeed 60 % of meer van de percelen.

Voor de ganse periode 2001-2008 voldoen 67% van de percelen met beheersovereenkomst water aan de maximale nitraatresidu's berekend met procesfactor 2.1.

In Tabel 33 worden de maximale nitraatresidu's, berekend met de procesfactoren van voorliggende PFOG-studie, voorgesteld. Naar analogie met de N-(eco)²-studie zijn opnieuw de gemiddelde nitraatstikstofresidu's berekend, evenals hun verdeling over het bodemprofiel en het percentage percelen dat voldoet aan de huidige nitraatresidunormen (Mestdecreet 22 december 2006) en aan de maximale residu's volgens de voorliggende PFOG-studie, en dit per gewasgroep en voor zand- en niet-zandbodems (zie Tabel 34 en Tabel 35). De berekeningen zijn uitgevoerd op basis van de dataset gebruikt in fase 1 van deze studie en apart voor de Mestbankcontrolemetingen (MB, periode 2004-2008) en de metingen in de percelen met beheersovereenkomst Water (BO, periode 2001-2008).

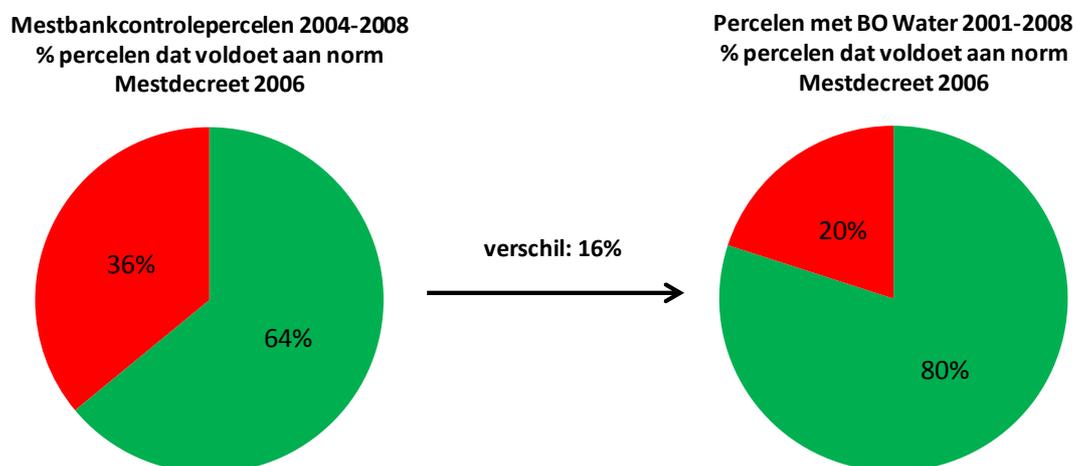
Tabel 34 - Gemiddelde nitraatresidu's (kg N ha⁻¹) en verdeling over de bodemlagen, per gewasgroep en per bodemtype, voor de mestbankcontrolemetingen 2004-2008 (MB) en voor de percelen met beheersovereenkomst Water 2001-2008 (BO) (op basis van databank fase 1).

Teelt	grondsoort	MB				BO			
		0-30 cm	30-60 cm	60-90 cm	0-90 cm	0-30 cm	30-60 cm	60-90 cm	0-90 cm
maïs	niet-zand	44	37	25	96	35	24	16	74
	zand	44	37	25	106	30	28	20	78
bieten	niet-zand	29	21	17	66	27	16	11	54
	zand	19	19	17	56	19	16	12	47
groenten	niet-zand	40	46	37	122	29	24	17	71
	zand	39	54	46	139	30	33	24	87
gras	niet-zand	35	20	14	69	30	16	10	56
	zand	26	18	14	58	22	16	12	51
granen+groenbemester	niet-zand	43	31	21	95	28	19	14	60
	zand	34	34	27	95	19	20	18	56
aardappelen	niet-zand	46	44	34	124	43	30	20	93
	zand	36	45	38	119	30	31	23	85
andere	niet-zand	43	31	21	95	29	19	13	62
	zand	28	27	22	77	22	22	18	63

Tabel 35 - Percentage percelen en oppervlakte dat voldoet aan de huidige nitraatstikstofresidunormen (Mestdecreet 22 december 2006) en aan de maximale nitraatstikstofresidu's (met PF=2.1), per gewasgroep en per bodemtype, voor de mestbankcontrolemetingen 2004-2008 (MB) en voor de percelen met beheersovereenkomst Water 2001-2008 (BO) (op basis van databank fase 1).

teelt	grondsoort	MB							BO						
		normen mestdecreet 2006			max. residu's met PF 2.1			totaal aantal perc.	normen mestdecreet 2006			max. residu's met PF 2.1			totaal aantal perc.
		max. residu kg N/ha	%perc. <= max. residu	%opp. <= max. residu	max. residu kg N/ha	%perc. <= max. residu	%opp. <= max. residu		max. residu kg N/ha	%perc. <= max. residu	%opp. <= max. residu	max. residu kg N/ha	%perc. <= max. residu	%opp. <= max. residu	
maïs	niet-zand	90	60	61	79	52	52	5954	90	74	75	79	67	66	19809
	zand	86	50	50	49	21	21	4951	86	68	69	49	35	36	16381
bieten	niet-zand	90	80	80	59	58	57	2372	90	91	92	59	66	68	13378
	zand	86	85	87	42	48	51	252	86	91	92	42	57	61	400
groenten	niet-zand	90	48	48	46	23	24	1547	90	77	82	46	49	54	1737
	zand	86	38	38	37	15	16	581	86	66	64	37	29	27	356
gras	niet-zand	90	76	73	90	76	73	6197	90	85	85	90	85	85	37949
	zand	86	81	81	63	70	69	4658	86	87	86	63	74	73	19086
granen+gr.	niet-zand	90	56	56	81	50	48	1986	90	84	85	81	78	80	7195
	zand	86	54	49	57	34	30	426	86	84	84	57	61	60	1100
aardappelen	niet-zand	90	38	33	69	22	18	968	90	60	63	69	40	41	5627
	zand	86	42	39	51	17	15	318	86	63	62	51	34	33	2154
andere	niet-zand	90	56	52	69	44	39	3691	90	81	83	69	67	70	42216
	zand	86	67	67	51	45	43	979	86	78	76	51	51	47	2799
totaal			64	62		50	48	34880		80	82		67	68	170187

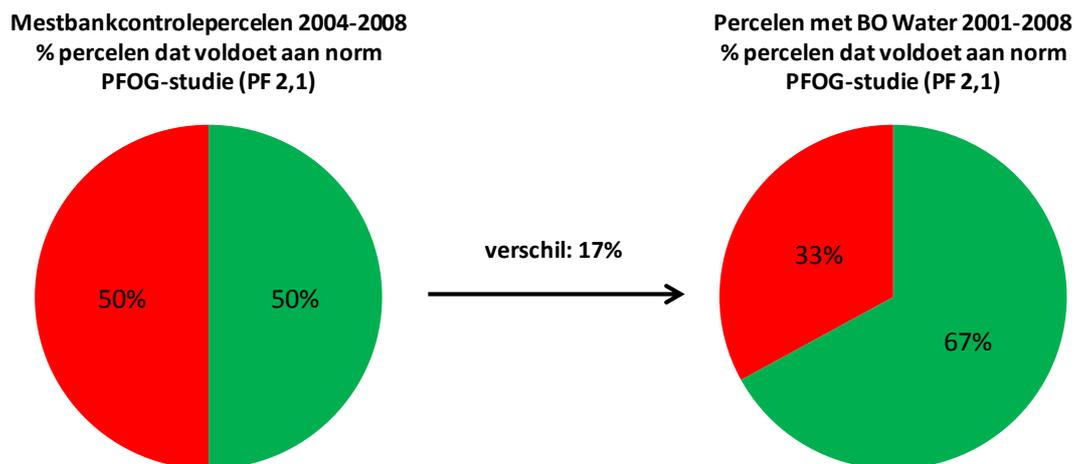
In de Mestbankcontrolepercelen voldoet over de hele periode (2004-2008) 64 % van de percelen of 62% van de bemonsterde oppervlakte aan de huidige norm van 90 kg N/ha (niet-zand) of 86 kg N/ha (zand). In de percelen met beheersovereenkomst Water voldoet over de hele periode (2001-2008) 80 % van de percelen of 82 % van de bemonsterde oppervlakte (Figuur 65).



Figuur 65- Percentage percelen met Mestbankcontrole (periode 2004-2008) en met beheersovereenkomst Water (periode 2001-2008) dat voldoet aan de nitraatresidunorm van het Mestdecreet 2006 ((groen = %percelen dat voldoet; rood = % percelen dat niet voldoet).

De Mestbankcontrolepercelen zijn, zoals vermeld in fase 1 van dit project grotendeels gericht geselecteerd volgens een aantal criteria die beschreven staan in de voortgangsrapporten van de Mestbank. Zo werden bv. gericht stalen genomen in derogatiepercelen, percelen die mogelijk als kwetsbaar gebied afgebakend zouden worden, percelen in risicogebieden, percelen met een vermoeden van of een hogere kans op overbemesting, percelen met hoge nitraatresidu's in vorige jaren, enz. Het is dus logisch dat in deze dataset het percentage percelen dat voldoet aan een bepaald nitraatresidu lager is dan in de dataset BO en ook lager zal zijn dan de situatie in heel Vlaanderen.

Door de maximum nitraatresidu's berekend met procesfactor 2.1 toe te passen daalt het percentage bemonsterde percelen (of oppervlakte) dat voldoet met gemiddeld 17 % (Figuur 66). Bij vergelijking met de resultaten van de N-(eco)²-studie, waar berekend werd dat in 2001 gemiddeld 60% van de percelen met beheersovereenkomst Water voldeed aan de toen voorgestelde nitraatresidu's, zien we nu dat, over de hele periode 2001-2008, reeds 67 % van de percelen met beheersovereenkomst Water voldoen aan de berekende maximale nitraatresidu's met procesfactor 2.1. De situatie is dus duidelijk sterk verbeterd t.o.v. 2001.



Figuur 66 - Percentage percelen met Mestbankcontrole (periode 2004-2008) en met beheersovereenkomst Water (periode 2001-2008) dat voldoet aan de nitraatresidunorm berekend met procesfactor 2.1 (PFOG-studie) (groen = %percelen dat voldoet; rood = % percelen dat niet voldoet).

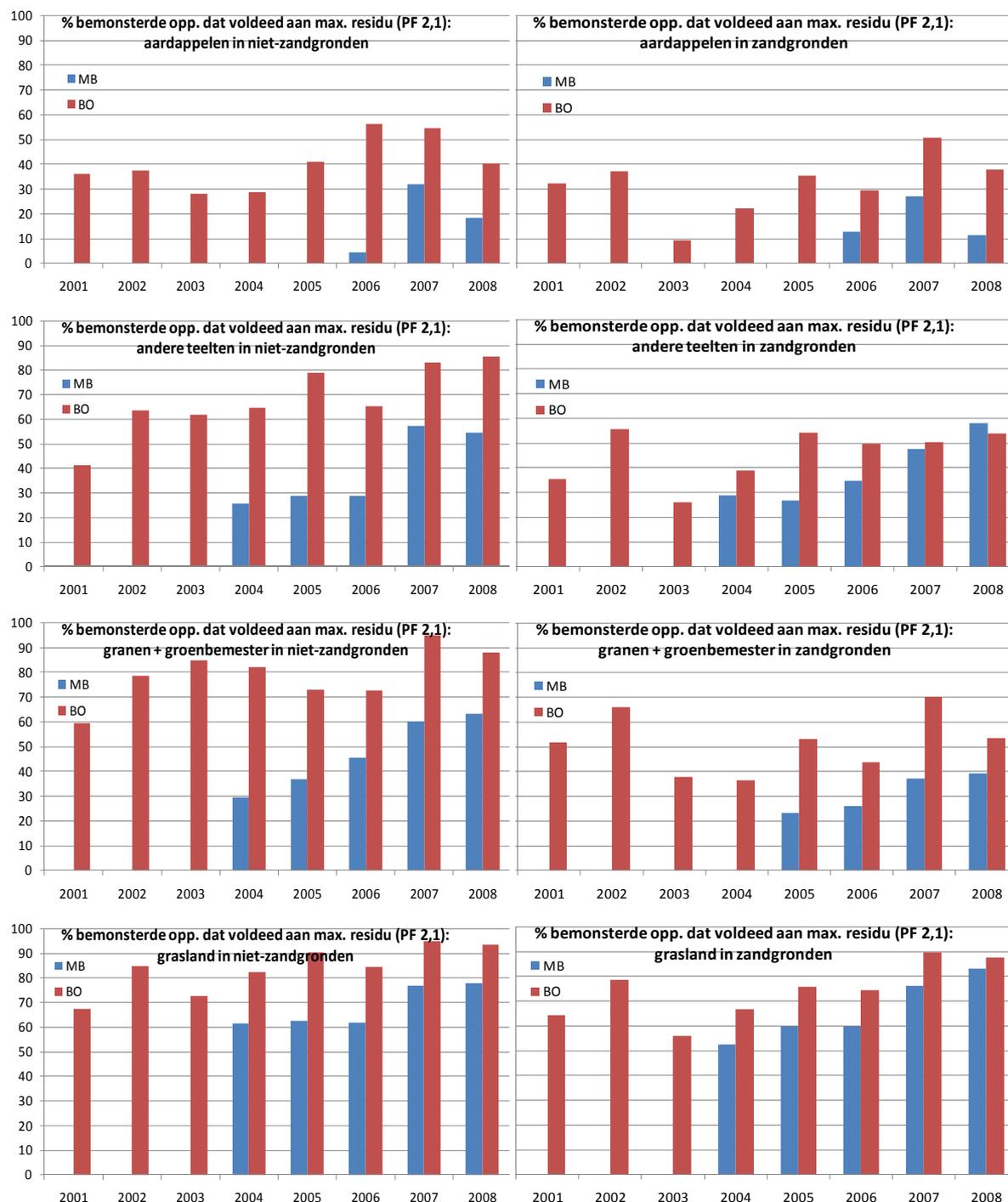
In 2008 voldoen 80% van de percelen met beheersovereenkomst Water aan de maximale nitraatresidu's berekend met procesfactor 2,1.

In Tabel 36 wordt het percentage percelen dat voldoet aan de maximale nitraatresidu's berekend met procesfactor 2.1 voorgesteld per gewasgroep en per bodemtype, voor de Mestbankcontrolemetingen en voor de percelen met beheersovereenkomst Water, waarbij telkens de resultaten van 2004 worden vergeleken met deze van 2008. Ook deze vergelijking toont de verbetering die op 4 jaar tijd gerealiseerd werd.

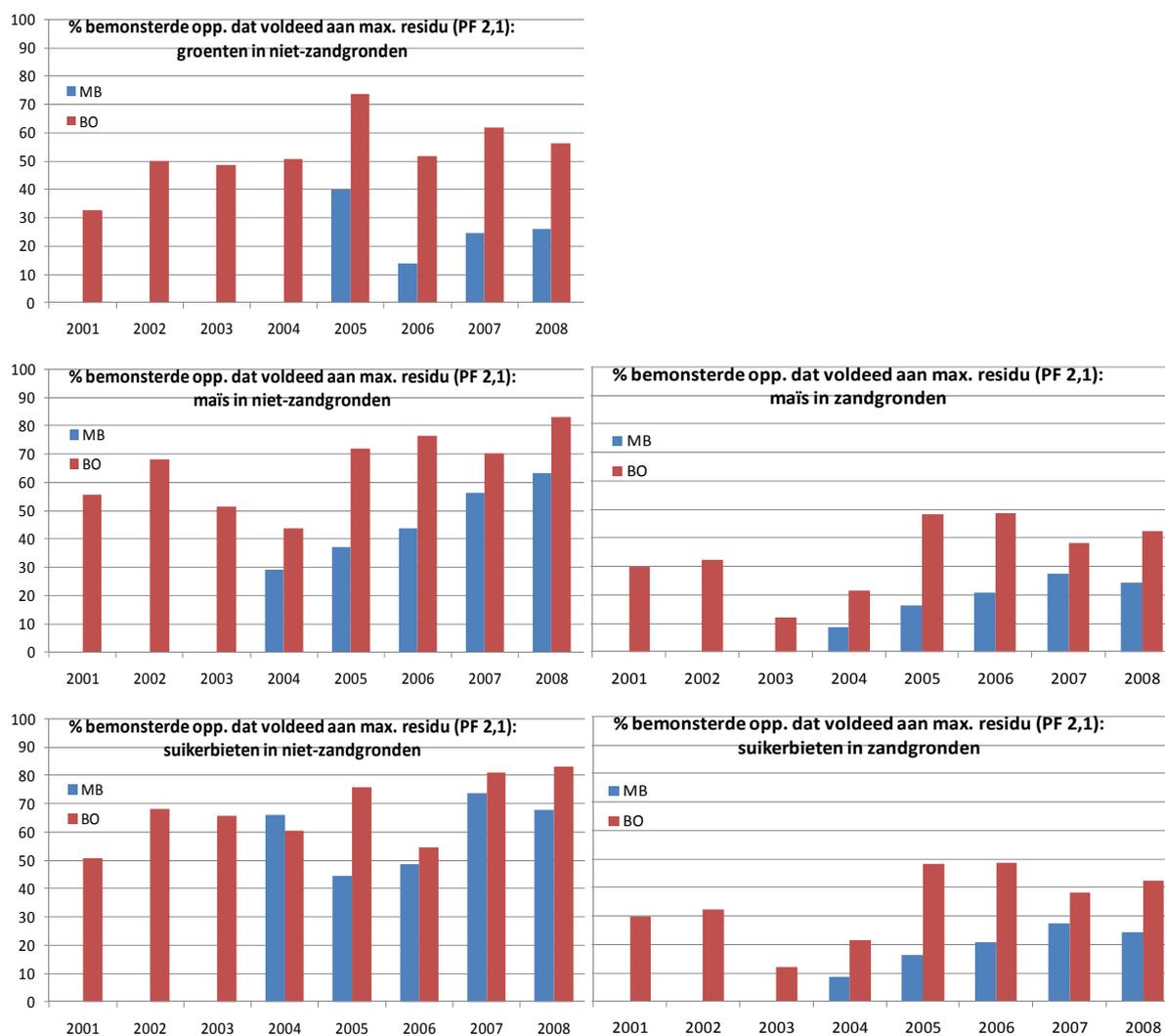
Tabel 36 - Percentage percelen dat voldoet aan de maximale nitraatstikstofresidu's (met PF=2.1), per gewasgroep en per bodemtype, voor de Mestbankcontrolemetingen (MB) en voor de percelen met beheersovereenkomst Water (BO) in 2004 en in 2008 (op basis van databank fase 1, PFOG-studie).

Teelt	grond- soort	max. residu kg N/ha	MB				BO			
			2004		2008		2004		2008	
			%perc. <= max. residu	totaal aantal perc.						
andere	niet-zand	69	25	684	60	875	61	5064	83	5311
	zand	51	33	88	61	339	43	345	54	216
aardappelen	niet-zand	69			21	498	27	758	50	587
	zand	51			16	141	23	271	39	160
granen+gr.	niet-zand	81	32	202	67	373	71	280	89	759
	zand	57	18	44	44	59	38	72	57	125
gras	niet-zand	90	62	667	79	1912	82	4318	94	3899
	zand	63	53	703	84	1068	67	2333	88	1680
groenten	niet-zand	46	76	42	25	715	43	211	55	161
	zand	37	88	8	14	247	20	59	25	32
maïs	niet-zand	79	31	347	63	2114	44	2144	83	3006
	zand	49	8	645	25	1326	18	1905	41	1509
suikerbieten	niet-zand	59	66	605	72	64	59	1351	83	1355
	zand	42	55	66	70	10	31	39	68	19
totaal			41	4101	56	9741	58	19150	80	18819

In Figuur 68 wordt de jaarlijkse evolutie weergegeven van het percentage bemonsterde oppervlakte (Mestbankcontrolemetingen MB en metingen in de percelen met beheersovereenkomst water BO) dat voldoet aan de berekende maximale nitraatresidu's met procesfactor 2.1 en dit per gewas(groep) en apart voor de niet-zand- en de zandgronden.

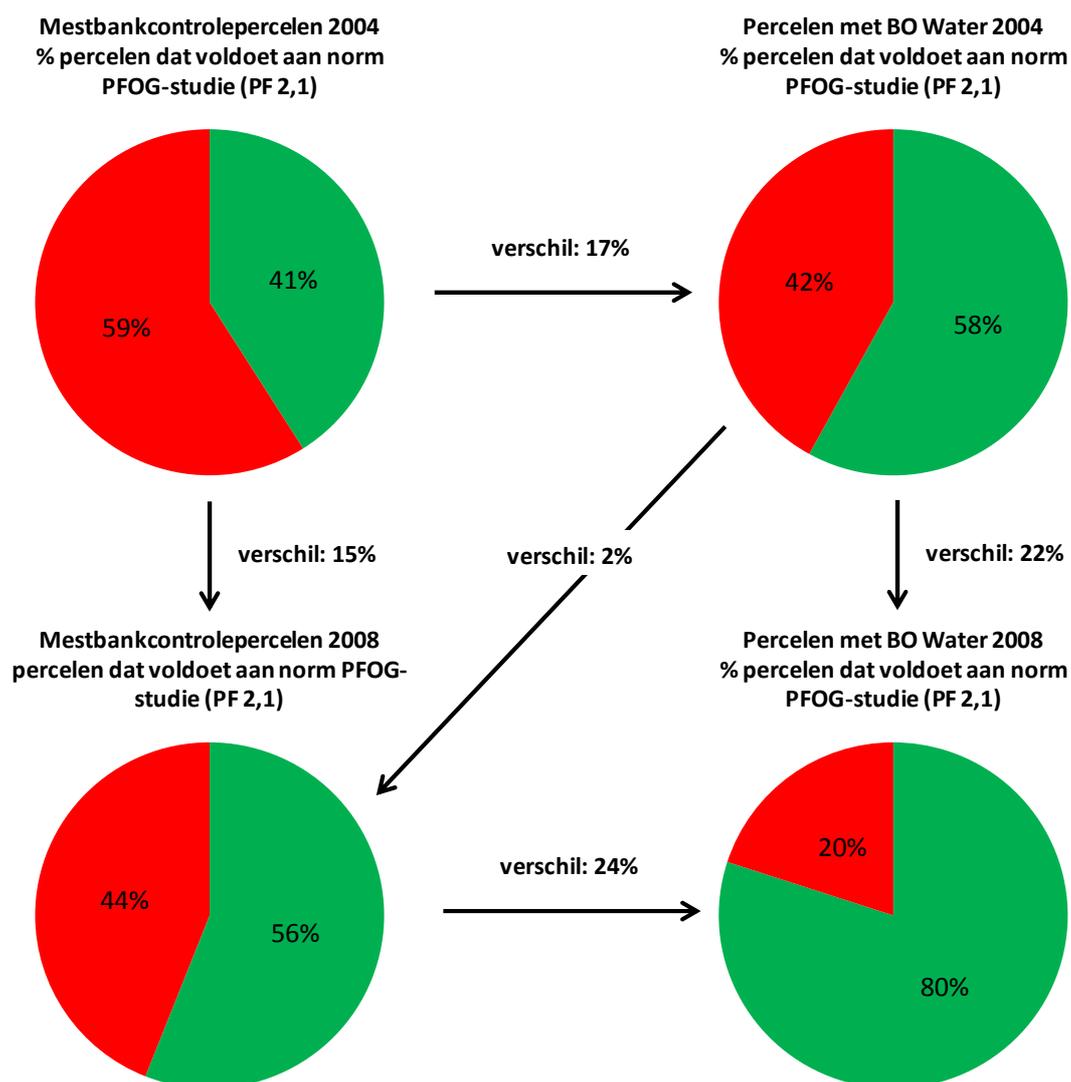


Figuur 67 - Evolutie van het percentage bemonsterde oppervlakte dat voldoet aan de maximale nitraatresidu's berekend met procesfactor 2.1 in niet-zand en in zandgronden, per gewasgroep, voor de mestbankcontrolepercelen (MB) en voor de percelen met beheersovereenkomst Water (BO).
(Vervolg op volgende pagina)



Figuur 68 - (vervolg) Evolutie van het percentage bemonsterde oppervlakte dat voldoet aan de maximale nitraatresidu's berekend met procesfactor 2.1 in niet-zand en in zandgronden, per gewasgroep, voor de mestbankcontrolepercelen (MB) en voor de percelen met beheersovereenkomst Water (BO).

Voor alle gewasgroepen behalve aardappelen en groenten is er in de Mestbankcontrolemetingen (MB) een duidelijke trend te zien tot verbetering in de loop der jaren (2004-2008). In 2008 voldoen 80 % van de percelen met beheersovereenkomst Water aan de maximale nitraatresidu's berekend met procesfactor 2.1 en de percelen met Mestbankcontrole voldoen reeds voor 56%. De percelen met Mestbankcontrole halen in 2008 vrijwel het goede niveau van de percelen met beheersovereenkomsten Water in 2004 (zie Figuur 69).



Figuur 69 - Onderlinge vergelijking van de percentages percelen met Mestbankcontrole en percelen met beheersovereenkomst Water die voldoen aan de maximale nitraatresidu's berekend met procesfactor 2.1 (PFOG-studie) in 2004 en in 2008 (groen = %percelen dat voldoet; rood = % percelen dat niet voldoet).

Zoals beschreven in het rapport van fase 1 van dit project moet deze trend toegeschreven worden aan het effect van de “Bemestingspraktijk in het jaar van staalname” (BPJS), die kan beschouwd worden als een combinatie van de effecten van:

- de verscherping van de bemestingsnormen in de loop der jaren en de progressieve implementatie ervan in de praktijk (soms met terugwerkende kracht);
- een toenemende aandacht van de landbouwers voor de bemesting;
- een betere opvolging van de bemestingsadviezen.

De in Figuur 68 en Figuur 69 waargenomen trend sluit dus perfect aan bij de besluiten uit fase 1 van dit project, waar de “Bemestingspraktijk in het jaar van staalname” één van de belangrijkste beïnvloedende factoren op het nitraatresidu bleek te zijn en waar ook de significant dalende trend van het gemiddeld nitraatresidu bij gras, granen, maïs en suikerbieten tot uiting kwam.

Als de goede bemestingspraktijk verder ondersteund wordt via o.a. voorlichting, teelttechniek, bodemanalyse met professioneel bemestingsadvies, monitoringnetwerk, enz. kan het percentage percelen dat voldoet aan de maximale nitraatresiduwaarde systematisch verder verhoogd worden zoals dit het geval is geweest voor én de percelen onder beheersovereenkomst én de percelen met Mestbankcontrole.

4.2.4 Invloed van de verdeling van het nitraatresidu over het bodemprofiel

De verdeling van het nitraatresidu over de verschillende bodemlagen tussen 1 oktober en 15 november heeft een belangrijke invloed op het maximaal toelaatbaar residu om de grenswaarde van 50 mg NO₃/l in oppervlakte- en grondwater niet te overschrijden. In het algemeen geldt dat hoe hoger de aanwezige hoeveelheid nitraat zich in het bodemprofiel bevindt, hoe kleiner de kans dat dit nitraat zal uitspoelen. Het is, zowel vanuit landbouweconomisch als vanuit milieuoogpunt, steeds aangewezen om nitraat in de onderste bodemlaag (60-90) tot een minimum te beperken. In Tabel 37 wordt, op basis van de databank van fase 1, de gemiddelde verdeling van de nitraatresidu's voor de verschillende gewasgroepen, in niet-zand en in zandgronden weergegeven, voor de Mestbankcontrolepercelen (MB) en voor de percelen met beheersovereenkomst Water (BO).

Tabel 37 - Gemiddelde procentuele verdeling van het nitraatresidu (kg NO₃-N/ha) over de 3 bodemlagen, per gewasgroep en per bodemtype, voor de Mestbankcontrolemetingen (MB) en voor de percelen met beheersovereenkomst Water (BO) (op basis van databank fase 1).

teelt	grondsoort	MB			BO		
		0-30 cm	30-60 cm	60-90 cm	0-30 cm	30-60 cm	60-90 cm
andere	niet-zand	45	32	23	49	30	22
	zand	37	33	29	37	33	29
aardappelen	niet-zand	37	35	28	46	31	22
	zand	31	36	34	37	35	29
granen+groenbemester	niet-zand	44	33	23	48	30	22
	zand	34	35	31	36	33	32
gras	niet-zand	51	29	20	53	28	19
	zand	45	31	24	46	31	24
groenten	niet-zand	35	35	30	45	31	23
	zand	29	36	35	37	35	28
maïs	niet-zand	44	31	25	48	31	22
	zand	42	33	24	40	34	26
suikerbieten	niet-zand	46	30	24	51	28	21
	zand	36	32	31	43	32	25

Besluiten:

- In de BO-percelen bevindt het nitraat zich gemiddeld meer in de hogere bodemlagen. Dit is vooral zeer duidelijk bij de gewasgroepen aardappelen en groenten. Dit wijst er op dat de in deze percelen meer toegepaste goede teeltpraktijken, zoals aanpassing van de bemestingsdosis en het toedieningstijdstip en inzaaien van een groenbemester, een positief effect hebben op de nitraatverdeling.
- In de niet-zandgronden bevindt zich in verhouding meer nitraat in de bovenste laag dan in de zandgronden. Het feit dat zandgronden sterker doorlaatbaar zijn waardoor de minerale stikstof sneller uitspoelt komt duidelijk tot uiting.

Het effect van de verdeling en het niveau van het nitraatresidu wordt geïllustreerd in de volgende figuren. In Figuur 70 wordt de theoretische invloed voorgesteld van de grootte (zeer laag tot zeer hoog) en de verdeling van het nitraatresidu in het bodemprofiel (hoge verdeling: 2-1-1 of gemiddelde verdeling: 1-1-1 of lage verdeling: 1-1-2) op de kans dat de nitraatdrempel in het grond- of oppervlaktewater (50 mg/l) overschreden wordt. Een groene kleur geeft aan dat de nitraatdrempel niet zal overschreden worden, bij een oranje kleur kan hij soms overschreden worden en bij een rode kleur wordt hij zeker/waarschijnlijk overschreden. Het effect op de waterkwaliteit wordt voor iedere combinatie van verdeling en niveau van het residu weergegeven in een blauwgrijze balk. Indien de waterkwaliteit + en blauw is, wordt er aan de grenswaarde van 50 mg NO₃/l voldaan.

		Nitraatresidu				
		zeer laag	laag	matig	hoog	zeer hoog
	0-30 cm	2	2	2	2	2
	30-60 cm	1	1	1	1	1
	60-90 cm	1	1	1	1	1
	waterkwaliteit	+	+	+	+/-	-
	0-30 cm	1	1	1	1	1
	30-60 cm	1	1	1	1	1
	60-90 cm	1	1	1	1	1
	waterkwaliteit	+	+	+/-	-	-
	0-30 cm	1	1	1	1	1
	30-60 cm	1	1	1	1	1
	60-90 cm	2	2	2	2	2
	waterkwaliteit	+	+/-	-	-	-

Figuur 70 - Theoretische invloed van de grootte en verdeling van het nitraatresidu in het bodemprofiel op de overschrijdingskans van de nitraatconcentratiedrempel (50 mg/l) in het grond- en oppervlaktewater: groen = geen overschrijding; oranje = soms overschrijding; rood = overschrijding.

Uit Figuur 70 kunnen we afleiden dat de kans om het toelaatbaar nitraatgehalte in grond- en oppervlaktewater te overschrijden groter wordt, niet alleen naarmate het nitraatresidu groter is, maar ook naarmate dit nitraatresidu zich dieper in het bodemprofiel bevindt. Zo zal een welbepaald nitraatresidu (bv. “matig” in de figuur) met het nitraat in de bovenste laag van het bodemprofiel nog een goede waterkwaliteit als gevolg hebben maar een zelfde residu waarbij het nitraat overwegend in de onderste laag zit heeft een slechte waterkwaliteit tot gevolg. Dit wil zeggen dat wanneer het nitraat vooral in de bovenste laag van het bodemprofiel aanwezig is, verhoudingsgewijze een hoger nitraatresidu nog aan de grenswaarde van 50 mg NO₃/l kan voldoen.

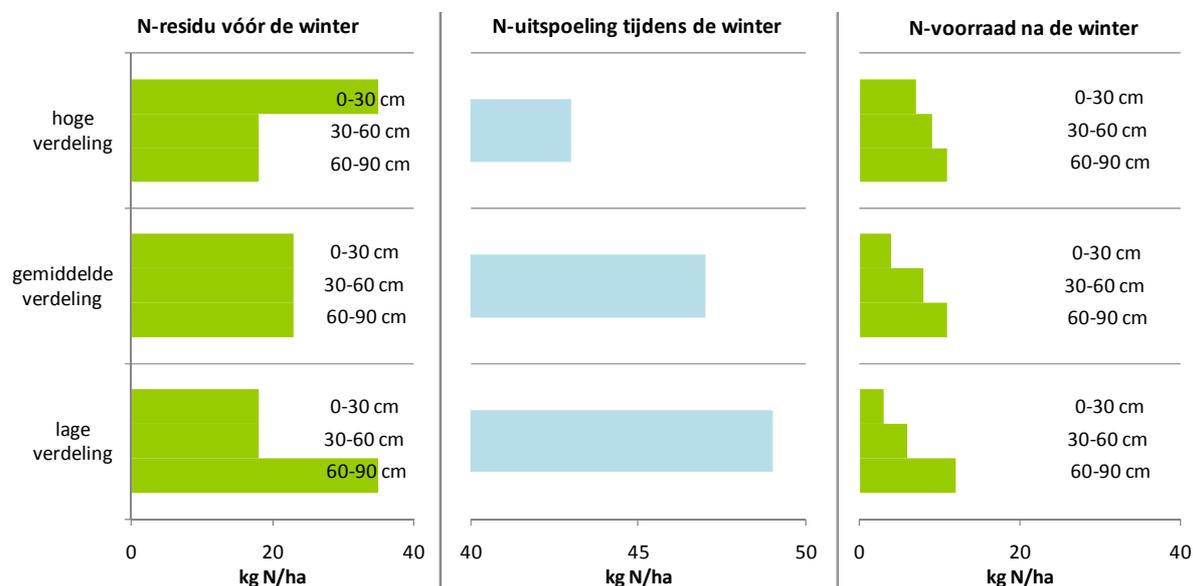
Figuur 70 is geldig voor alle bodemtexturen en gewassen. Enkel de absolute waarden voor het nitraatresidu zullen verschillen. Zo wordt dit principe in Figuur 71 toegepast op de scenarioanalyses voor nitraatuitspoeling naar oppervlaktewater van de N-(eco)²-studie voor grasland. Hier komt het verschil tussen zand- en niet-zandbodems duidelijk tot uiting.

verdeling		Nitraatresidu voor GRAS op zandbodems					Nitraatresidu voor GRAS op niet-zandbodems				
		Bodemlaag	50	60	70	90	100	50	60	70	90
2	0-30 cm	25	30	35	45	50	25	30	35	45	50
1	30-60 cm	13	15	18	23	25	13	15	18	23	25
1	60-90 cm	13	15	18	23	25	13	15	18	23	25
	Waterkwaliteit	+	+	+	+/-	-	+	+	+	+	+
1	0-30 cm	17	20	23	30	33	17	20	23	30	33
1	30-60 cm	17	20	23	30	33	17	20	23	30	33
1	60-90 cm	17	20	23	30	33	17	20	23	30	33
	Waterkwaliteit	+	+	+/-	-	-	+	+	+	+/-	-
1	0-30 cm	13	15	18	23	25	13	15	18	23	25
1	30-60 cm	13	15	18	23	25	13	15	18	23	25
2	60-90 cm	25	30	35	45	50	25	30	35	45	50
	Waterkwaliteit	+	-	-	-	-	+	+	+/-	-	-

Figuur 71 - Invloed van de grootte en verdeling van het nitraatresidu in het bodemprofiel bij grasland in zand en in niet-zandbodems op de overschrijdingskans van de nitraatconcentratiedrempel (50 mg/l) in het grond- en oppervlaktewater: groen = geen overschrijding; oranje = soms overschrijding; rood = overschrijding.

Om een idee te krijgen van de hoeveelheid uitgespoeld nitraat en de hoeveelheid nitraat die overblijft na de winterperiode (nitraatvoorraad na de winter) werd de overeenkomstige theoretische uitspoeling van de nitraatresidu's van Figuur 71 berekend via het Burns-model (Burns, 1974) op basis van een gemiddeld neerslagoverschot van 250 l/m². Hierbij werd

vertrokken van een niet-zandbodem met totaal nitraatresidu van 70 kg N/ha, op de drie verschillende manieren (hoog: 2-1-1, gemiddeld: 1-1-1 en laag: 1-1-2) verdeeld over het bodemprofiel.



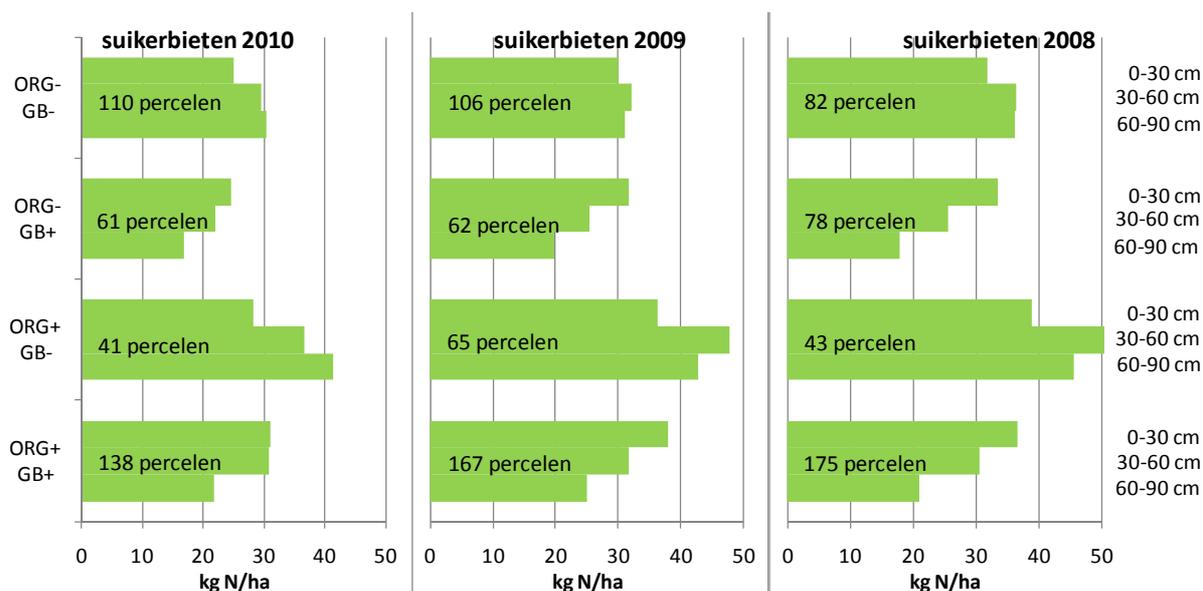
Figuur 72 - Invloed van de verdeling van het nitraatresidu over het bodemprofiel op de N-uitspoeling tijdens de winter en de N-voorraad na de winter. Berekening met het Burns-model op basis van een neerslagoverschot van 250 l/m².

In Figuur 72 is duidelijk te zien wat de invloed is van de verdeling van het nitraatresidu over het bodemprofiel op de nitraatuitspoeling en de stikstofvoorraad na de winter. Bij een zelfde totaal nitraatresidu zien we een aanzienlijk hogere uitspoeling wanneer het nitraat zich eerder in de diepere bodemlagen bevindt. De N-voorraad na de winter is dan ook kleiner en bevindt zich in verhouding ook meer in de diepere bodemlagen, waar hij niet beschikbaar is voor het jonge gewas.

Het inzaaien van een groenbemester in het najaar is een zeer efficiënte maatregel om de aanwezige nitraatstikstof in de bovenste bodemlagen te houden. Dit blijkt o.a. duidelijk uit de resultaten van de N-index-bodemanalyses van de Bodemkundige Dienst van België, waarbij de minerale-stikstofvoorraad na de winter gemeten wordt in de drie bodemlagen ten behoeve van de bemestingsadviesing.

In Figuur 73 wordt de verdeling van de minerale stikstof in het bodemprofiel in het voorjaar voor het gewas suikerbieten weergegeven voor 2008, 2009 en 2010, respectievelijk voor percelen zonder organische bemesting in het najaar en zonder groenbemester (ORG-GB-), percelen zonder organische bemesting in het najaar en met een groenbemester (ORG-GB+), percelen met organische bemesting in het najaar en zonder groenbemester (ORG+GB-) en percelen met organische bemesting in het najaar en met een groenbemester tijdens de winter (ORG+GB+).

De toediening van organische bemesting in het najaar gebeurde conform de uitrijperiodes van het Mestdecreet.



Figuur 73 - Minerale-N-verdeling in het bodemprofiel in het voorjaar (1/1-15/3) voor suikerbieten in 2010, 2009 en 2008, voor percelen zonder organische bemesting in het najaar en zonder groenbemester (ORG-GB-), percelen zonder organische bemesting in het najaar en met een groenbemester (ORG-GB+), percelen met organische bemesting in het najaar en zonder groenbemester (ORG+GB-) en percelen met organische bemesting in het najaar en met een groenbemester (ORG+GB+) (Bron: N-index-analyses Bodemkundige Dienst van België).

Uit Figuur 73 kunnen we het volgende afleiden:

- In geval van organische-mesttoediening in het najaar, al dan niet in combinatie met een groenbemester, wordt na de winter meestal een hogere minerale-stikstofvoorraad teruggevonden dan wanneer geen organische bemesting werd toegediend in het najaar.
- Door een groenbemester te gebruiken vermindert de minerale-stikstofvoorraad na de winter enigszins t.o.v. de percelen zonder groenbemester, doordat de groenbemester een deel van de aanwezige minerale stikstof heeft opgenomen. De door de groenbemester opgenomen stikstof zal in de loop van het voorjaar geleidelijk terug vrijkomen door mineralisatie.
- Tevens zal de groenbemester de stikstofuitspoeling naar de diepere bodemlagen verminderen door o.a. een effect op de waterhuishouding via transpiratie.
- Figuur 73 toont duidelijk aan dat op de percelen met groenbemester, zowel met als zonder organische bemesting in het najaar, zich een groter deel van de stikstofvoorraad in de bovenste bodemlaag (0-30 cm) bevindt (mineralisatie en transpiratie-effect).

4.2.5 Aanbevelingen naar de landbouwpraktijk

De maximale hoeveelheid nitraatstikstof die in de bodem mag aanwezig zijn tussen 1/10 en 15/11 opdat de nitraatnorm van 50 mg/l in het grond- en oppervlaktewater niet zou overschreden worden is afhankelijk van:

- het bodemtype: doorlaatbaarheid, uitspoelingsrisico;
- de verdeling van de nitraatstikstof over het bodemprofiel; deze is op zijn beurt afhankelijk van de bemesting (type, tijdstip, hoeveelheid) en het gewas (beworteling, N-opname-efficiëntie);
- de te verwachten bijkomende N-mineralisatie gedurende de wintermaanden uit bodemorganische stof en uit gewasresten; deze is op zijn beurt afhankelijk van het type gewas (N-inhoud en C/N-verhouding van de gewasresten) en de hoeveelheid gewasresten;
- de te verwachten N-opname door eventuele winterteelten (gras, granen, groenbemesters).

Via teeltpraktijken zoals aangepaste vruchtwisseling, bemesting en gebruik van groenbemesters kan de land- en tuinbouwer inspelen op deze factoren zodat het nitraatresidu op het einde van het groeiseizoen tot een minimum beperkt blijft, zonder dat de gewasopbrengst moet inboeten. Door een aangepaste vruchtwisseling en bemesting kan hij:

- een overmaat aan stikstof in de bodem vermijden → aanpassen van bemestingsdosis aan de gewasbehoefte (zo nodig fractionering) en de reeds beschikbare stikstof in de bodem (grondontleding en bemestingsadvies); rekening houden met de juiste (werkzame) samenstelling van toegediende organische mest;
- er voor zorgen dat de minerale stikstof in de bodem zo veel mogelijk kan opgenomen worden door het gewas doordat hij ter beschikking komt op het moment dat het gewas hem nodig heeft → bemestingstijdstip zo kort mogelijk vóór het zaaien of planten, zo nodig fractionering;
- voorkomen dat de minerale stikstof uitzakt naar de diepere bodemlagen, waar hij niet of minder kan opgenomen worden door de gewassen → bemestingstijdstip, fractionering, inzaaien van wintergewassen en groenbemesters;
- er voor zorgen dat de minerale stikstof in de diepere bodemlagen (60-90 cm) ook zo veel mogelijk kan opgenomen worden door het gewas → afwisseling minder diepwortelende met diepwortelende gewassen;

- stikstofmineralisatie op het einde van de zomer en in het najaar voorkomen → afvoer van oogstresten, najaarsbemesting met organische mest vermijden als er geen gewasopname volgt.

4.3 Suggesties voor een integrale monitoringstrategie

Een goede monitoringstrategie is belangrijk om voldoende inzicht te verkrijgen in de actuele toestand van het nitraatresidu van landbouwpercelen in Vlaanderen. Dit nitraatresidu (gemeten voor de winterperiode) is een indicatie voor het effect van de uitgevoerde bemesting en landbouwpraktijk op de waterkwaliteit. Daarnaast moet een goede monitoring ook informatie kunnen leveren om de optredende bodemprocessen beter te begrijpen en verder te onderzoeken. Een verdere bevestiging van de bekomen projectresultaten moet mogelijk zijn.

Om aan beide voorwaarden te voldoen wordt er gesuggereerd om 2 afzonderlijke meetnetten op te zetten:

- Een eerste meetnet is een permanent meetnet van een selectie percelen waarbij meerdere jaren na elkaar en eventueel meermaals per jaar dezelfde percelen worden bemonsterd om een beter inzicht te verkrijgen in de verschillende processen die optreden in de bodem en om de relatie tot de waterkwaliteit te kunnen opvolgen.
- Een tweede meetnet bestaat uit de controlemetingen, zoals ze uitgevoerd worden in de huidige nitraatresidu-campagnes van de mestbank in het najaar. Deze campagne bestaat uit de controle van percelen waar er wordt nagegaan of aan de op dat perceel geldende nitraatresidu-normen wordt voldaan en op basis waarvan eventuele (sensibiliserende) maatregelen kunnen worden opgelegd aan individuele landbouwers.

Verder worden enkele andere voorstellen geformuleerd om de uitspoeling van nitraat uit de bodem en de nitraatconcentratie in het oppervlaktewater en grondwater beter te meten.

4.3.1 Permanent monitoringnetwerk

In een permanent monitoringnetwerk wordt een selectie van percelen gedurende meerdere jaren opgevolgd. Dit netwerk bestaat ieder jaar uit dezelfde percelen zodat relaties tussen bodem en water eenduidig kunnen opgevolgd worden. Naast de metingen van het nitraatresidu in het najaar moet dit netwerk bruikbaar zijn om meer inzicht te verwerven in verschillende processen die in de bodem optreden. De verschillende bemonsteringen moeten informatie leveren betreffende de relatie tussen bemesting, nitraat (en fosfaat) in de bodem en nitraat (en fosfaat) in oppervlakte- en grondwater. Om deze relaties verder te onderzoeken is het aangewezen niet enkel metingen van

het nitraatresidu uit te voeren maar ook de waterkwaliteit en bemesting op deze percelen intens op te volgen. Deze intense monitoring is mogelijk als het netwerk deel uitmaakt van een onderzoeksopdracht zodat de opgevolgde percelen op regelmatige tijdstippen (meermaals per jaar) kunnen worden opgevolgd en de nodige berekeningen gemaakt kunnen worden om de relaties tussen de verschillende parameters te kwantificeren.

Een eerste belangrijke relatie is deze tussen de uitgevoerde bemesting en het nitraatresidu. Uit fase 1 van het uitgevoerde onderzoek bleek dat de uitgevoerde bemesting op perceelsniveau een zeer belangrijke maar ontbrekende verklarende factor voor het nitraatresidu is. Bij de meetgegevens van de nu uitgevoerde nitraatresidu campagnes is de uitgevoerde bemesting niet gekend, wat een beperking is om het gemeten residu te kunnen verklaren. Bemestingsgegevens op bedrijfsniveau (deze waren gedeeltelijk wel beschikbaar in deze studie) geven hierover te weinig informatie. Informatie over bemesting op perceelsniveau kan enkel bekomen worden van de landbouwer zelf. Door de opzet van een permanent netwerk van percelen van bedrijven die willen meewerken kunnen betrouwbare bemestingsgegevens op perceelsniveau bekomen worden. Aan de hand van gemeten nitraatresiduwaarden kunnen dan zinvolle conclusies geformuleerd worden over het effect van de toegepaste teelttechniek en uitgevoerde bemesting op het nitraatresidu. Een nauwe samenwerking met de verschillende landbouwers is noodzakelijk om correcte gegevens te bekomen. Individuele bedrijfsbezoeken zijn hierbij belangrijk.

Een tweede relatie die verder onderzocht kan worden is deze tussen het nitraatresidu en de waterkwaliteit gemeten in de verschillende MAP meetpunten grondwater. In de uitgevoerde opdracht werden relaties vastgelegd tussen het nitraatresidu, de concentratie aan nitraat onderaan de wortelzone en de waterkwaliteit in een MAP meetpunt (oppervlakte- en grondwater). Door een langdurige opvolging van percelen gelegen in het intrekgebied van bestaande MAP meetpunten of zelf geplaatste peilbuizen kunnen bekomen relaties getoetst worden. Het is belangrijk om de afgeleide procesfactoren te kunnen bevestigen op basis van meetresultaten. De procesfactor geeft de relatie weer tussen de concentratie aan nitraat onderaan de wortelzone (-90 cm) en de gemeten concentratie in het meetpunt. Om na te gaan of de bekomen procesfactoren juist zijn zou daarvoor ook de concentratie onderaan de wortelzone gemeten moeten worden. Dit is slechts mogelijk indien het praktisch haalbaar is om de concentratie aan nitraat onder de wortelzone te meten op een voldoende aantal percelen. Het is ook mogelijk om op basis van het nitraatresidu en gemeten neerslaghoeveelheden voor een bepaald perceel de concentratie onderaan de wortelzone voldoende nauwkeurig te modelleren en zo de procesfactor te valideren. Eventueel kan ervoor geopteerd worden om de concentratie onderaan de wortelzone te meten

voor een aantal percelen en op die manier de gebruikte uitspoelingmodellen te toetsen met de werkelijk gemeten concentraties.

Een belangrijk aandachtspunt bij de opzet van een permanent netwerk is de keuze van de percelen. Omdat de relatie tussen het nitraatresidu en de grondwaterkwaliteit een belangrijke te bestuderen factor is, zullen percelen best gekozen worden die gelegen zijn binnen intrekgebieden van MAP meetpunten grondwater of binnen de intrekgebieden van zelf geplaatste peilbuizen. Op die manier kunnen uitgevoerde simulaties over intrekgebied, reistijd en procesfactor opgevolgd worden. Het voorgestelde netwerk vertoont een aantal gelijkenissen met het reeds lopende monitoringnetwerk in kader van de Vlaamse derogatie. Er kan geopteerd worden om een aantal percelen van het derogatienetwerk op te nemen in het permanent monitoringnetwerk. Voor deze percelen zijn er reeds metingen beschikbaar vanaf 2009 wat zeer nuttig is wanneer bekomen procesfactoren, reistijden en intrekgebieden getoetst willen worden. Percelen in het derogatienetwerk werden reeds 2 jaar intensief opgevolgd. Door dit netwerk enkele jaren te verlengen kunnen de bekomen conclusies voor de procesfactoren grondwater bevestigd worden. Voor enkele percelen van het derogatienetwerk kunnen nu al procesfactoren getoetst worden op basis van de uitgevoerde metingen. In dit netwerk werden MAP meetpunten geselecteerd met een maximale reistijd van 3 jaar, door deze percelen enkele jaren (minimum 2) extra op te volgen kan voor alle percelen en meetpunten de relatie tussen de uitgevoerde bemesting, het nitraatresidu en de waterkwaliteit in de meetpunten goed opgevolgd worden. In het derogatienetwerk werden vooral zandbodems met de teelten maïs en gras opgevolgd. Voor de opzet van een permanent netwerk kan het nuttig zijn om deze combinaties uit te breiden met de meest voorkomende teeltrotaties en dit voor verschillende bodem- en sedimenttypes.

De huidige studie omtrent procesfactoren bevestigt enerzijds de bekomen resultaten van de N-(eco)² studie en liet anderzijds toe om voor heel Vlaanderen procesfactoren af te leiden. In de N-(eco)² studie werd een procesfactor bekomen voor oppervlaktewater op basis van slechts één stroomgebied (hoewel ook een vergelijking gemaakt werd met procesfactoren voor 3 andere stroomgebieden). In de huidige PFOG studie wordt de procesfactor oppervlaktewater gedifferentieerd op basis van de redoxpotentiaal van de watervoerende laag en de bodemtextuur, dit op basis van resultaten van 50 afstroomgebieden. In de huidige PFOG studie is op basis van de voorhanden gegevens nu ook de mediaan van de procesfactor grondwater goed gekend, maar kan geen betrouwbare differentiatie bekomen worden. We vermoeden dat dit komt omdat door het ontbreken van perceelsspecifieke bemestingsgegevens het nitraatresidu van het perceel (of de paar percelen) waarin het intrekgebied van het MAP meetpunt grondwater ligt, niet voldoende nauwkeurig kan geschat worden. Ook de precieze ligging van het intrekgebied is vrij onzeker

omdat geen directe observaties van de hydraulische gradiënt in de nabijheid van de MAP meetpunten grondwater voorhanden zijn. Met een permanent monitoringnetwerk kan men de ligging van het intrekpunt beter bepalen met twee extra peilbuizen (gradiënt), en kan met het nitraatresidu of zelfs de nitraatconcentratie onderaan de wortelzone in het intrekgebied meten om zo de procesfactor grondwater nauwkeuriger te bepalen met het oog op een eventuele differentiatie.

Tot op dit moment werd er vooral aandacht besteed aan de nitraatproblematiek. Aanzienlijke verbeteringen werden hiervoor reeds gerealiseerd. Naast inspanningen om concentraties aan nitraat in oppervlakte- en grondwater terug te dringen zal er meer en meer aandacht besteed worden aan een goede monitoring van de fosfaatproblematiek, zowel in de bodem als in het water. Daarom is het belangrijk om bij de opzet van een permanent monitoringnetwerk de nodige aandacht te besteden aan het monitoren van fosforgehaltes.

Het transport van fosfor doorheen de bodem is veel minder goed beschreven dan het transport van nitraat. Ook de verschillende fosforfracties (organisch en anorganisch) vormen een complex gegeven. Toch moet het mogelijk zijn om in een permanent monitoringnetwerk de relatie te onderzoeken tussen fosfor in de bodem en in het water. Daarbij kan er uitgebreid onderzocht worden of er een sterke correlatie bestaat tussen P-AL, fosfaatverzadiging, fosfor in de diepere bodemlagen en fosfor in oppervlakte- en grondwater.

Belangrijk om te vermelden is het feit dat de percelen en MAP meetpunten die deel uitmaken van een permanent monitoringnetwerk niet meer representatief zijn om de waterkwaliteit van Vlaanderen te monitoren. Omdat in zo'n monitoringnetwerk de bedrijfsleider op de hoogte is dat zijn perceel (of percelen) de concentraties in het naburige MAP meetpunt beïnvloedt, is het niet uit te sluiten dat de bemestingspraktijk op deze percelen zal wijzigen om een goede waterkwaliteit in deze meetpunten te bekomen. Hierdoor zullen gemeten nitraathoeveelheden niet meer representatief zijn voor heel Vlaanderen. Voor het begrijpen en onderzoeken van de relaties tussen de uitgevoerde bemesting op perceelsniveau, het nitraatresidu en de waterkwaliteit vormt dit geen probleem.

4.3.2 Controlemetingen

Omdat het permanent monitoringnetwerk niet kan gebruikt worden ter controle van de bestaande nitraatresidu-norm is het nodig om ieder najaar een selectie te maken van percelen voor een meting van het nitraatresidu (zoals huidige nitraatresidu campagne). Bij de keuze van de controle -en risicopercelen kunnen de bekomen projectresultaten (van de opdracht

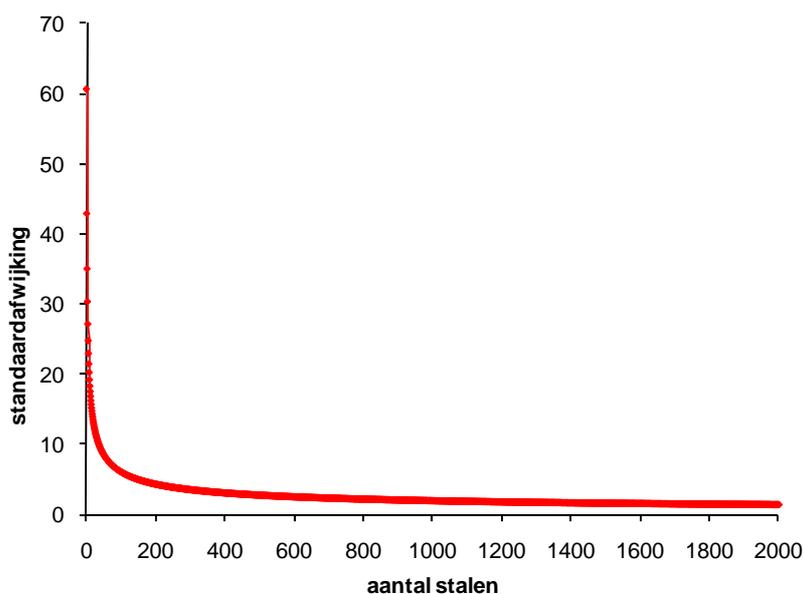
procesfactoren) een hulpmiddel vormen. Op basis van de bekomen procesfactoren werden de risicogebieden in Vlaanderen duidelijk in kaart gebracht en uit fase 1 van het onderzoek werden de belangrijkste parameters vastgelegd die een invloed hebben op het nitraatresidu. Indien beleidsmatig gekozen wordt risicopercelen en kwetsbare gebieden intenser te monitoren kunnen de bekomen projectresultaten gebruikt worden. De kwetsbare gebieden zijn deze met de lagere procesfactoren. Om te weten welke percelen een verhoogd risico vertonen op een hoog nitraatresidu kunnen de resultaten van fase 1 van het onderzoek gebruikt worden. De belangrijkste factoren ter verklaring van het nitraatresidu zijn: gewasgroep, landbouwstreek, groenbemester, verlengde uitrijdregeling, percentage koolstof en pH. De uitgevoerde bemesting op perceelsniveau zal een zeer belangrijke verklarende factor zijn maar deze is niet gekend voor de percelen in een nitraatresidu campagne. In de verschillende landbouwstreken zit ook het effect van bodemtextuur. pH en koolstof gehalte zijn belangrijke factoren om het nitraatresidu mee te verklaren. Daarom kan het ook nuttig zijn om naast het gehalte aan nitraat en ammonium ook het koolstofgehalte van de bodem te bepalen bij de nitraatresidu campagne, dit zou veel extra informatie kunnen opleveren. Vooral als men meer sensibiliserend wil optreden is het belang van het koolstofgehalte en de eraan gekoppelde bemestingsadviezen een belangrijk gegeven.

De selectie van percelen die in het najaar bemonsterd moeten worden bestaat telkens uit een groot aantal percelen met beheerovereenkomst water, percelen met derogatie, opvolg -en risicopercelen. Toch is het aangeraden om ieder jaar een voldoende aantal percelen op toevallige wijze te selecteren. Deze groep van toevalsgewijs gekozen percelen is dan representatief voor heel Vlaanderen en geven een correcte weergave van het effect van de toegepaste bemestingspraktijk en teelttechnieken op het nitraatresidu, en laten toe de vooruitgang in de naleving van de richtlijnen van het MAP te kwantificeren. De risicopercelen zijn meestal percelen met een verhoogd nitraatresidu en geven daardoor geen correct beeld voor alle percelen in Vlaanderen. Op basis van de groep toevalsgewijs gekozen percelen zouden er per regio voor verschillende bodem-gewascombinaties gemiddelden kunnen gemaakt worden voor het nitraatresidu. Individuele metingen bij andere percelen die dan duidelijk afwijken van deze gemiddelde duiden op overschrijdingen die het gevolg zijn van onverantwoorde bemestingspraktijken of teelttechnieken. Het zijn juist deze situaties die moeten vermeden worden.

Om te schatten hoeveel percelen toevalsgewijs gekozen en bemonsterd dienen te worden om een gemiddeld nitraatresidu voor Vlaanderen te kunnen bepalen met een voldoende smal betrouwbaarheidsinterval, zodat dalingen of stijgingen van jaar tot jaar gedetecteerd kunnen worden, kan gebruik gemaakt worden van de relatie tussen standaardafwijking van een steekproefgemiddelde $\sigma_{\bar{x}}$ en de standaardafwijking σ_X van een individuele observatie:

$$\sigma_{\bar{x}} = \frac{\sigma_X}{\sqrt{n}} \quad (24)$$

waarbij n het aantal observaties in de steekproef is. Deze relatie geeft aan dat de standaardafwijking van het gemiddelde daalt naarmate het aantal bemonsterde percelen n stijgt (Figuur 74). Voor deze grafiek hebben we de standaardafwijking σ_X geschat met de standaardafwijking van alle controlemetingen van 2008 (= 60.7 kgN/ha).



Figuur 74 - Standaardafwijking van het steekproefgemiddelde van het nitraatresidu (in kgN/ha) in Vlaanderen voor het jaar 2008 in functie van het aantal bemonsterde percelen (n)

Om een 95% betrouwbaarheidsinterval van +/- 5 kgN/ha rond het steekproefgemiddelde te bekomen dienen we deze marge (5 kgN/ha) te delen door de t waarde voor die overschrijdingskans en steekproefgrootte ($t(0.05; n)$ - 2-zijdig), welke 1.96 bedraagt voor $n \gg 100$. De standaardafwijking van het steekproefgemiddelde mag dus niet groter zijn dan 2.55 kgN/ha, en Figuur 74 geeft aan dat we daartoe ca. 600 percelen dienen te bemonsteren. Voor een 95% betrouwbaarheidsinterval van +/- 10 kgN/ha rond het steekproefgemiddelde volstaan ca. 150 percelen. De berekening van het betrouwbaarheidsinterval steunt op de centrale limietstelling die aangeeft dat een steekproefgemiddelde van een voldoende groot aantal stalen (minstens 10 à 20) bij benadering een normale kansverdeling heeft, ook al is de waarde van een individuele observatie niet normaal verdeeld. Dat nitraatresidu's van individuele percelen een uitgesproken scheve kansverdeling hebben (lognormale verdeling), maakt hier dus niets uit.

4.3.3 Meting van het debiet in een aantal MAP meetpunten oppervlaktewater

Continue metingen van de nitraatconcentratie in een aantal MAP-meetpunten oppervlaktewater, zouden toelaten om de nitraatconcentraties in het oppervlaktewater beter te kunnen interpreteren. De huidige metingen gebeuren eerder met als doel eventuele overschrijdingen van de nitraatnorm vast te stellen, dan dat de gemiddelde nitraatconcentratie van een waterloop, of de totale vuilvracht voor nitraat in een bepaald punt kan worden bepaald. In tegenstelling tot de metingen in het grondwater, vertonen de gemeten nitraatconcentraties in een groot aantal MAP meetpunten oppervlaktewater een grote fluctuatie in de tijd. Naast de seizoensvariëatie is er ook de sterke toevallige fluctuatie van dag tot dag die te maken heeft met het feit dat de relatieve bijdrage van de componenten 'baseflow' en 'directe runoff' snel variëren met de neerslag. Verwacht wordt dat dit tot zeer sterke fluctuaties in nitraatconcentraties kan leiden omdat weinig of geen denitrificatie kan optreden voor het nitraat dat via directe runoff het oppervlaktewater bereikt, daar waar de lange verblijftijden voor de baseflow wel denitrificatie toelaat. De huidige aanpak waarbij een 12-tal metingen per jaar gebeuren laat niet toe om informatie over de relatie nitraatconcentratie en debiet uit de nitraatmetingen af te leiden. Daarenboven zijn de hoge fluctuaties oorzaak dat gemiddelde nitraatconcentraties voor een winterseizoen weinig betrouwbaar zijn (concentraties moeten geïntegreerd worden over het watervolume, niet over de tijd).

Een dergelijke meting kan eenvoudig gebeuren door nabij het meetpunt aan een brug of duiker met behulp van een automatische drukopnemer ('diver'; kostprijs +/- €800) de waterstand continu op te meten en hier het debiet uit af te leiden. Hiertoe dient dan wel op elk meetpunt de relatie tussen waterstand en debiet te worden bepaald (ijkcurve). Om deze ijkcurve op te stellen dienen observaties gemaakt te worden van de natte sectie en de stroomsnelheid, dit zowel bij lage, hoge en tussenliggende waterstanden.

Automatische debietsproportionele staalname of continue metingen van nitraatconcentraties door middel van multiprobe-toestellen (gekoppeld aan continue debietsmetingen) zijn andere mogelijkheden om concentraties te integreren over het watervolume, maar vermoed wordt dat de kost van dergelijke apparatuur een veralgemeend gebruik uitsluit.

4.4 Het gebruik van low-cost wicklysimeters

Vermits de gemiddelde nitraatconcentratie onderaan de wortelzone een sleutelvariabele is om nitraatresidunormen af te leiden, zou deze variabele rechtstreeks gemeten moeten kunnen worden. Indien de nitraatconcentratie in praktijkomstandigheden wordt gemeten en niet via een

uitspoelingsmodel wordt geschat, kan een correcter bemestingsadvies worden gegeven. Het gebruik van low-cost wicklysimeters kan hiervoor een oplossing zijn.

Wicklysimeters bieden de mogelijkheid om op eenvoudige wijze onderaan de wortelzone het percolerende water te intercepteren en uit het bemonsterde bodemwater een gemiddelde nitraatflux en nitraatconcentratie in het percolatiewater te bepalen. Het onttrekken van bodemoplossing aan de onverzadigde zone vergt steeds het aanleggen van een zuigspanning. Bij een wicklysimeter wordt een hangende glasvezelwiek gebruikt voor het creëren van de zuigspanning en het leiden van het opgevangen bodemwater naar een opvangfles. De techniek laat toe om tijdens een winterperiode continu het percolatiewater op te vangen zonder dat hierbij een vacuümpomp en een duur drukregelsysteem vereist zijn. De techniek werd succesvol toegepast in een veldexperiment op een leembodem waarbij de neerwaartse DOM flux werd bepaald op de opgevangen bodemoplossing (Mertens *et al.*, 2007).

De constructie van een wicklysimeter is eenvoudig en vergt geen dure materialen. Een aangepast ontwerp dient echter uitgewerkt te worden om de wicklysimeters snel te kunnen installeren met voldoende herhalingen op een aantal praktijkvelden, en dit mits minimale verstoring van de bodem. Hierbij dient ook gekeken naar een aanpassing voor gebruik in percelen met ondiepe watertafel.

Een nadeel aan wicklysimeters is dat enerzijds de bodem verstoord wordt bij het installeren van de lysimeter, en anderzijds dat de bewerking van de bodem boven de geplaatste lysimeter niet identiek aan de rest van het veld kan gebeuren. Ook kan met een wicklysimeter slechts een zeer beperkte bodemoppervlakte bemonsterd worden (0.1 - 0.25 m²). Dit zorgt voor afwijkende en minder representatieve metingen van het uitgespoelde nitraat.

4.5 Metingen van nitraatconcentratie in diepere bodemlagen en drainagebuizen

Een andere mogelijkheid om het uitgespoelde nitraat uit de wortelzone te meten, is om in diepere bodemlagen de nitraatconcentratie te bepalen. In de lagen dieper dan 90 cm is het nitraat aanwezig dat de voorgaande jaren is uitgespoeld. Wanneer het nitraat begin april wordt gemeten in de zone van -90 cm tot -150 cm, meet men het nitraat dat afkomstig is uit de 0-90cm bodemlaag van het afgelopen winterjaar. Samen met de bepaling van het vochtgehalte van die bodemlaag, kan dan een gemiddelde concentratie bepaald worden, die een goede schatting is van de gemiddelde concentratie van het uitgespoelde nitraat. Wanneer de analyse gebeurt op een mengstaal van 10-15 steekboringen per perceel (analoog aan de werkwijze voor de bepaling van het nitraatresidu), bekomt men een meting die representatief is voor het perceel.

Een laatste mogelijkheid om het uitgespoelde nitraat uit de wortelzone te meten is via drainagebuizen. Alhoewel drainagebuizen vaak op een diepte van 60 cm zijn geplaatst, is de concentratie van het nitraat in het opgevangen drainagewater een maat voor het uitgespoeld nitraat.

Lijst van geciteerde publicaties

- Abramowitz, M. & Stegun, I.A. (1970). Handbook of mathematical functions, 10th Edition, Dover Publications, New York, 1046pp.
- Arnold, J.G., Srinivasan, R., Muttiah, R.S. & Williams, J.R. (1998). Large area hydrologic modeling and assessment. I. Model development. Journal of the American Water Resources Association. 34. 73-89.
- Ameryckx, J.B., Verheye, W. & Vermeire, R. (1995). Bodemkunde: Bodemvorming, bodemeigenschappen, de bodems van België, bodembehoud en -degradatie, bodembeleid en bodempolitiek. Ameryckx, Gent. 346pp.
- Batelaan, O. & De Smedt, F. (2007). GIS-based recharge estimation by coupling surface-subsurface water balances. Journal of Hydrology 337, 337-355.
- Batelaan, O., Meyus, Y. & De Smedt, F. (2007). De grondwatervoeding van Vlaanderen. Water 28, 64-71.
- Bogaert, P. & Fasbender, D. (2007). Bayesian data fusion in a spatial prediction context: a general formulation. Stochastic Environmental Research And Risk Assessment, 21, 695-709.
- Boon, W. (1984). Onderzoek naar het verband tussen het koolstofpercentage en de volumedichtheid van de grond. Intern Rapport Bodemkundige Dienst van België, Heverlee.
- Burns I.G. (1974). A model for predicting the redistribution of salts applied to fallow soils after excess rainfall or evaporation. Journal of Soil Science 25, 165-178.
- Carsel, R.F., Parrish, R.S., (1988). Developing joint probability-distributions of soil-water retention characteristics. Water Resources Research 24, 755-769.
- Chatelier, G. & Durieux, P. (2003). The mean, the median, and their dispersion indices: when and how to use them? Revue des maladies respiratoires 20, 421-424.
- Chilès, J.-P. & Delfiner, P. (1999). Geostatistics: Modeling Spatial Uncertainty, John Wiley and Sons, Inc., New York, NY., 695pp.
- Cook P.G. & Bohlke J.K. (1999) Determining timescales for groundwater flow and solute transport. In: P.G. Cook and A.L. Herczeg (ed.), Environmental Tracers in Subsurface Hydrology. Kluwer, Boston, pp.1-30.
- Dagan, G. (1989). Flow and transport in porous formations. Springer-Verlag, Berlin, Germany, 465 pp.

- De Leenheer, L. & Van Ruymbeke, M. (1960). Monografie der Zeepolders. Repertorium van de bodemkundige eigenschappen der belangrijke bodemtypen in de Belgische zeepolders. Rijkslandbouwhogeschool, Bodemkundig Laboratorium, Gent. 416 pp.
- Di Luzio, M., R. Shrinivasan, J.G. Arnold & S.L. Neitsch, (2002). ArcView Interface for SWAT2000. User's guide: 345 pp.
- Eppinger, R., Van Camp, M., De Smet, D. & Walraevens, K. (2002). Onderzoek naar de verspreiding van nitraat in het grondwater in Vlaanderen. Laboratorium voor Toegepaste Geologie en Hydrogeologie - Universiteit Gent. in opdracht van AMINAL-afdeling Water. TGO 99/18; 216 p. + bijlagen.
- Eppinger, R. & Walraevens, K. (2003). Nitraatverspreiding en reductieprocessen in het grondwater van een 5-tal geselecteerde testsites in Vlaanderen. *Water* 8, 29-39.
- Eppinger, R., (2005). Het freatisch grondwatermeetnet - een nieuwe kijk op de kwaliteitsevolutie van het ondiepe grondwater in Vlaanderen met betrekking tot het voorkomen van nitraat. *Water* 20, 1-9.
- Eppinger, R. & Thomas, P. (2007). Hydrogeologisch homogene zones ter bepaling van de nitraatkwetsbaarheid van het grondwater. *Water* 28, 32-37.
- Essington, M., E. (2003). *Soil and Water Chemistry: An Integrative Approach*. CRC Press, 534 pp.
- Fasbender, D., Peeters, L., Bogaert, P. & Dassargues, A (2008). Bayesian data fusion applied to water table spatial mapping. *Water Resources Research*, 44, W12422, doi:10.1029/2008WR006921.
- Gelhar, L. W. (1993). *Stochastic subsurface hydrology*, Prentice-Hall Inc., Englewood Cliffs, NJ. 390 pp.
- Kunkel, R., Wendland, F., (1997). WEKU - A GIS-supported stochastic model of groundwater residence times in upper aquifers for the supraregional groundwater management. *Environmental Geology* 30, 1-9.
- Liu, C. W., & T. N. Narasimhan (1989). Redox-Controlled Multiple-Species Reactive Chemical Transport 1. Model Development, *Water Resources Research* 25, 869-882.
- N-eco², (2002a). Bepaling van de hoeveelheid minerale stikstof in de bodem als beleidsinstrument. Eindrapport Deel 1: Literatuurstudie. Studie uitgevoerd in opdracht van de Vlaamse Landmaatschappij door het consortium Bodemkundige Dienst van België, Instituut voor Land- en Waterbeheer (K.U.Leuven), Laboratorium voor Bodemvruchtbaarheid en -biologie (K.U.Leuven), Bodemkunde en Fertiliteit (R.U.Gent) en SADL (K.U.Leuven). 81 pp.

- N-(eco)², (2002b). Bepaling van de hoeveelheid minerale stikstof in de bodem als beleidsinstrument. Eindrapport deel 2: Opbouw databank, Mineralisatie en denitrificatie, Proefveldonderzoek, Kalibratie en validatie. Studie uitgevoerd in opdracht van de Vlaamse Landmaatschappij door het consortium Bodemkundige Dienst van België, Instituut voor Land- en Waterbeheer (K.U.Leuven), Laboratorium voor Bodemvruchtbaarheid en –biologie (K.U.Leuven), Bodemkunde en Fertilititeit (R.U.Gent) en SADL (K.U.Leuven). 248 pp.
- N-(eco)², (2002c). Bepaling van de hoeveelheid minerale stikstof in de bodem als beleidsinstrument. Eindrapport Deel 3: Bemonstering en controle. Studie uitgevoerd in opdracht van de Vlaamse Landmaatschappij door het consortium Bodemkundige Dienst van België, Instituut voor Land- en Waterbeheer (K.U.Leuven), Laboratorium voor Bodemvruchtbaarheid en –biologie (K.U.Leuven), Bodemkunde en Fertilititeit (R.U.Gent) en SADL (K.U.Leuven). 58 pp.
- N-(eco)², (2002d). Bepaling van de hoeveelheid minerale stikstof in de bodem als beleidsinstrument. Eindrapport Deel 4: Scenarioanalyses, Afleiding van de normen, Aanbevelingen aan de landbouwers. Studie uitgevoerd in opdracht van de Vlaamse Landmaatschappij door het consortium Bodemkundige Dienst van België, Instituut voor Land- en Waterbeheer (K.U.Leuven), Laboratorium voor Bodemvruchtbaarheid en –biologie (K.U.Leuven), Bodemkunde en Fertilititeit (R.U.Gent) en SADL (K.U.Leuven). 271 pp.
- Postma, D., Boesen, C., Kristiansen & H. Larsen, F. (1991). Nitrate reduction in an unconfined sandy aquifer: water chemistry, reduction processes, and geochemical modeling. *Water Resources Research* 27, 2027–2045.
- Rawls, W.J. (1983). Estimating soil bulk density from particle size analysis and organic matter content. *Soil Science*, 135, 123-125.
- Šimůnek, J., M. Šejna, H. Saito, M. Sakai, and M. Th. van Genuchten (2008). The Hydrus-1D Software Package for Simulating the Movement of Water, Heat, and Multiple Solutes in Variably Saturated Media, Version 4.0, HYDRUS Software Series 3, Department of Environmental Sciences, University of California Riverside, Riverside, California, USA, 315pp.
- Sposito, G. (1981). *The thermodynamics of soil solutions*. Oxford University Press, 223pp.
- Toride, N., Leij, F.J., van Genuchten, M.T., (1995). The CXTFIT Code for Estimating Transport Parameters from Laboratory or Field Tracer Experiments. Version 2.0. Research

- Report No. 137, U.S. Salinity Laboratory, USDA, ARS, Riverside, California, USA. 121pp.
- Toride, N., Leij, F.J., Vangenuchten, M.T., (1993). A Comprehensive Set of Analytical Solutions for Nonequilibrium Solute Transport with 1st-Order Decay and Zero-Order Production. *Water Resources Research* 29, 2167-2182.
- Van De Vreken, P., Van Holm, L., Diels, J. en Van Orshoven, J. (2009) in opdracht van het Departement Leefmilieu, Natuur en Energie. Verkennende studie betreffende bodemverdichting in Vlaanderen en afbakening van risicogebieden voor bodemverdichting. Eindrapport. Spatial Applications Division Leuven en Afdeling Water- en Bodembeheer, K.U.Leuven. 133pp.
- Vanclooster, M., P. Viaene & J. Diels, (1994). WAVE: a mathematical model for simulating water and agrochemicals in the vadose environment: reference and user's manual (release 2.0). Katholieke Universiteit Leuven. 154 pp.
- Vanderborght, J., Jacques, D.& Feyen, J., (2000). Deriving Transport Parameters from Transient Flow Leaching Experiments by Approximate Steady-State Flow Convection-Dispersion Models. *Soil Science Society of America Journal* 64, 1317-1327.
- Vanderborght, J. & Vereecken, H., (2007). Review of Dispersivities for Transport Modeling in Soils. *Vadose Zone Journal* 6, 29-52.
- Van De Vreken, P., Van Holm, L., Diels, J. & Van Orshoven, J. (2009) in opdracht van het Departement Leefmilieu, Natuur en Energie, afdeling ALBON. Verkennende studie betreffende bodemverdichting in Vlaanderen en afbakening van risicogebieden voor bodemverdichting. Eindrapport. Spatial Applications Division Leuven en Afdeling Water- en Bodembeheer, K.U.Leuven. 133pp.
- Van Orshoven, J. & Maes, J. (1988). Aardewerk: Handleiding bij het Bodeminformatiesysteem. Faculteit der Landbouwwetenschappen K.U.Leuven, Leuven. 20pp.
- Van Orshoven, J., Maes, J., Vereecken, H. & Feyen, J. (1991). A procedure for the statistical characterization of the units of the Belgian soil map. *Pedologie*, 41(3): 193-212.
- Vereecken, H., Maes, J. & Feyen, J., (1990). Estimating Unsaturated Hydraulic Conductivity from Easily Measured Soil Properties. *Soil Science* 149, 1-12.
- Vereecken, H., Maes, J., Feyen, J., & Darius, P., (1989). Estimating the Soil-Moisture Retention Characteristic from Texture, Bulk-Density, and Carbon Content. *Soil Science* 148, 389-403.
- VMM, (2008a). Grondwater in Vlaanderen: het Brulandkrijtsysteem. Vlaamse Milieumaatschappij. Aalst. 125 pp.

- VMM, (2008b). Grondwater in Vlaanderen: het Centraal Kempisch Systeem. Vlaamse Milieumaatschappij. Aalst. 110 pp.
- VMM, (2008c). Grondwater in Vlaanderen: het Centraal Vlaams Systeem. Vlaamse Milieumaatschappij. Aalst. 111 pp.
- VMM, (2008d). Grondwater in Vlaanderen: het Kust- en Poldersysteem. Vlaamse Milieumaatschappij. Aalst. 93 pp.
- VMM, (2008e). Grondwater in Vlaanderen: het Maassysteem. Vlaamse Milieumaatschappij. Aalst. 95 p.
- VMM, (2008f). Grondwater in Vlaanderen: het Sokkelsysteem. Vlaamse Milieumaatschappij. Aalst. 123 pp.
- VMM, (2010). MAP-meetnet oppervlaktewater. http://www.vmm.be/water/toestand-watersystemen/waarmeten-we-het-water/map-meetnet/map-meetnet_oppervlaktewater/; (geraadpleegd 4/06/2010).
- VMM, (2011). MAP-meetnet. <http://www.vmm.be/water/toestand-watersystemen/waar-meten-we-het-water/map-meetnet/>; (geraadpleegd op 5/01/2011).
- Weynants, M., Vereecken, H.& Javaux, M., (2009). Revisiting Vereecken Pedotransfer Functions: Introducing a Closed-Form Hydraulic Model. *Vadose Zone Journal* 8, 86-95.

BIJLAGE 1 - Karakteristieken van de 70 geselecteerde MAP-meetpunten oppervlaktewater.

VMM-nr.	actief	bekken	dom. HHZ	%HHZ	dom. text.	%text.	dominant land-gebruik	%land-gebruik	%perc. 2008	%perc. BOW 2008	runoff/rechage gem. (mm/jaar)	NO ₃ ⁻ gem. (mg/l)	klasse	NO ₃ ⁻ winter gem. (mg/l)	klasse	NO ₃ ⁻ max (mg/l)	klasse	NO ₃ ⁻ gem. jaar-max. (mg/l)	klasse	NO ₃ ⁻ beoordeling	NO ₃ ⁻ aantal metingen	
1	389780	A	Dijle Zenne	71	100	L	83	akker	48	74.18	52.55	0.44	9.88	L	11.54	M	22.84	M	14.23	L	L	20
2	436900	A	Demer	72	80	L	87	akker	49	70.33	52.53	0.37	43.17	H	43.90	H	53.11	H	49.48	M	H	67
3	550400	A	Beneden-Schelde	21	100	Z	100	akker	38	73.28	0	0.06	10.12	M	12.24	M	35.85	M	15.80	L	M	27
4	269030	A	Nete	64ber	100	ZL	90	akker	41	71.47	0	0.15	75.86	H	70.47	H	440.35	H	273.06	H	H	65
5	269620	S	Nete	64ber	100	ZL	79	productiegrasland	40	66.09	0	35762.70	10.23	M	14.29	M	22.13	M	17.38	L	M	25
6	288550	A	Nete	63	100	ZL	50	productiegrasland	66	77.38	0	0.08	2.08	L	2.15	L	6.20	L	3.34	L	L	25
7	283650	A	Nete	40	100	ZL	92	akker	47	92.45	0	0.07	34.16	M	38.32	M	84.97	H	62.93	M	M	60
8	303855	A	Nete	62kas	100	Z	94	akker	34	65.81	0	0.07	23.38	M	27.22	M	48.68	H	43.27	M	M	65
9	319120	S	Nete	63	100	ZL	52	akker	48	78.56	0	0.08	1.08	L	1.08	L	2.08	L	1.20	L	L	13
10	842730	A	Nete	40	100	Z	98	akker	49	82.90	0	93092.40	20.77	M	26.59	M	60.19	H	46.13	M	M	71
11	306300	S	Nete	52	71	Z	87	akker	57	77.00	0	0.06	5.30	L	5.83	L	21.24	M	8.96	L	L	13
12	83900	A	Maas	40	100	Z	96	akker	34	85.47	0	0.08	43.24	H	37.17	M	345.64	H	201.90	H	H	71
13	65200	A	Maas	40	100	Z	100	productiegrasland	50	84.31	0	0.05	40.03	H	53.08	H	141.62	H	93.89	H	H	70
14	65700	A	Maas	40	100	Z	100	akker	39	93.19	0	0.04	61.73	H	85.84	H	202.25	H	133.87	H	H	68
15	68900	A	Maas	40	100	Z	87	productiegrasland	53	93.59	0	0.06	32.53	M	45.82	H	106.22	H	82.85	H	H	70
16	69500	A	Maas	40	100	Z	100	productiegrasland	48	90.08	0	0.04	33.30	M	50.16	H	130.56	H	89.84	H	H	70
17	79620	A	Maas	40	100	ZL	73	akker	55	87.25	0	0.05	39.55	M	58.74	H	137.20	H	110.20	H	H	68
18	94600	A	Maas	23	100	Z	93	akker	55	89.30	0	0.04	52.62	H	56.63	H	88.07	H	81.17	H	H	68

VMM-nr.	actief	bekken	dom. HHZ	%HHZ	dom. text.	%text.	dominant land-gebruik	%land-gebruik	%perc. 2008	%perc. BOW 2008	runoff/recharge gem. (mm/jaar)	NO ₃ ⁻ gem. (mg/l)	klasse	NO ₃ ⁻ winter gem. (mg/l)	klasse	NO ₃ ⁻ max (mg/l)	klasse	NO ₃ ⁻ gem. jaar-max. (mg/l)	klasse	NO ₃ ⁻ beoordeling	NO ₃ ⁻ aantal metingen	
19	133100	S	Maas	23	100	Z	98	akker	56	85.77	0	0.04	73.74	H	73.26	H	122.59	H	106.75	H	H	51
20	582943	A	Leie	21	83	ZL	95	akker	45	93.18	0	0.14	31.99	M	35.07	M	79.66	H	63.73	M	M	42
21	662860	A	Leie	21	100	ZL	95	akker	58	84.40	0	0.16	21.90	M	33.45	M	84.09	H	69.93	H	H	55
22	666425	S	Leie	32	72	ZL	99	akker	58	92.94	0	0.16	72.39	H	78.89	H	128.34	H	101.79	H	H	58
23	651390	A	Leie	21	100	ZL	100	akker	91	88.73	0	0.12	73.41	H	92.30	H	146.05	H	133.65	H	H	46
24	631580	A	Leie	32	99	ZL	91	akker	69	89.74	0	0.20	34.96	M	44.31	H	84.09	H	73.47	H	H	62
25	690033	A	Ijzer	32	100	ZL	90	akker	78	95.25	0	0.16	46.20	H	57.09	H	92.94	H	81.43	H	H	59
26	913092	S	Ijzer	32	100	ZL	92	akker	83	95.07	0	0.20	61.00	H	62.09	H	92.94	H	75.24	H	H	43
27	913093	A	Ijzer	32	100	ZL	95	akker	79	96.15	0	0.15	62.89	H	69.48	H	119.49	H	106.22	H	H	59
28	987055	A	Ijzer	32	100	ZL	95	akker	54	97.57	0	0.13	24.84	M	31.40	M	79.66	H	59.13	M	M	59
29	990030	A	Ijzer	32	100	ZL	95	akker	75	94.08	0	0.22	41.04	H	55.14	H	150.47	H	96.48	H	H	65
30	947150	A	Ijzer	32	100	ZL	93	akker	86	98.09	0	0.15	69.08	H	62.32	H	292.09	H	151.58	H	H	40
31	972021	A	Ijzer	32	100	ZL	95	akker	70	95.21	0	0.17	87.54	H	88.58	H	159.32	H	126.57	H	H	62
32	10007	A	Gentse Kanalen	00	100	ZL	81	akker	64	92.92	0	0.14	9.58	L	11.98	M	29.83	M	15.53	L	L	23
33	13550	A	Gentse Kanalen	00	100	K	76	akker	70	90.86	0	1.90	25.02	M	37.56	M	117.72	H	76.65	H	H	71
34	22400	A	Gentse Kanalen	00	100	K	77	akker	85	94.34	0	16.81	19.83	M	27.61	M	61.96	H	56.92	M	M	70
35	757800	A	Gentse Kanalen	33	88	ZL	96	akker	68	94.28	40.50	0.13	27.10	M	33.53	M	70.81	H	62.84	M	M	68
36	40750	A	Gentse Kanalen	21	100	Z	97	akker	59	90.20	0	0.04	15.32	M	18.40	M	48.68	H	32.08	M	M	44
37	365500	A	Dijle Zenne	75h	97	L	100	akker	75	90.64	0	0.31	22.52	M	25.23	M	48.68	H	41.25	M	M	56
38	365650	A	Dijle Zenne	75h	91	L	100	akker	43	79.29	0	0.29	13.53	M	18.67	M	44.70	H	35.20	M	M	53

VMM-nr.	actief	bekken	dom. HHZ	%HHZ	dom. text.	%text.	dominant land-gebruik	%land-gebruik	%perc. 2008	%perc. BOW 2008	runoff/recharge gem. (mm/jaar)	NO ₃ ⁻ gem. (mg/l)	klasse	NO ₃ ⁻ winter gem. (mg/l)	klasse	NO ₃ ⁻ max (mg/l)	klasse	NO ₃ ⁻ gem. jaar-max. (mg/l)	klasse	NO ₃ ⁻ beoordeling	NO ₃ ⁻ aantal metingen	
39	365850	A	Dijle Zenne	75h	99	L	97	akker	77	81.90	0	0.31	28.78	M	28.35	M	54.44	H	50.15	M	M	66
40	367700	A	Dijle Zenne	75h	68	L	99	akker	79	91.50	0	0.31	39.09	M	38.38	M	78.78	H	57.11	M	M	60
41	356280	A	Dijle Zenne	21	71	ZL	100	productiegrasland	41	74.36	0	0.14	24.84	M	37.45	M	76.12	H	61.78	M	M	50
42	527990	S	Dender	21	82	L	99	akker	35	75.68	0	0.31	3.21	L	3.79	L	10.18	M	5.20	L	L	22
43	537540	S	Dender	32	100	L	81	akker	38	78.40	0	0.37	9.91	L	13.68	M	35.41	M	21.54	M	M	22
44	538350	S	Dender	32	71	L	93	akker	53	83.35	0	0.35	11.26	M	12.28	M	28.77	M	15.97	L	M	19
45	538970	A	Dender	32	66	L	99	akker	58	84.60	0	0.32	17.14	M	21.87	M	53.11	H	40.61	M	M	63
46	442420	A	Demer	72	95	L	72	akker	64	81.29	0	3.81	36.46	M	35.05	M	67.71	H	60.01	M	M	67
47	442910	A	Demer	72	67	L	85	akker	75	89.70	22.44	291623.00	38.36	M	39.83	M	58.86	H	44.64	M	M	12
48	420530	A	Demer	23	100	Z	94	grasland met natuurbeheer	57	89.96	0	0.05	82.71	H	105.55	H	272.18	H	166.58	H	H	48
49	451640	A	Demer	72	100	ZL	100	akker	79	89.96	0	0.12	32.64	M	36.00	M	72.58	H	56.86	M	M	48
50	437950	S	Demer	72	93	ZL	94	akker	78	81.68	0	0.26	20.60	M	21.67	M	37.04	M	25.84	M	M	14
51	451570	A	Demer	72	99	L	93	akker	83	95.85	0	0.31	47.39	H	59.37	H	145.16	H	109.31	H	H	43
52	451630	A	Demer	72	93	L	98	akker	90	98.02	0	0.31	32.95	M	42.47	H	69.48	H	56.47	M	H	40
53	464450	A	Demer	72	83	L	100	akker	87	88.42	0	0.28	17.36	M	19.35	M	43.81	H	35.62	M	M	58
54	465600	A	Demer	72	57	L	98	akker	77	95.44	0	0.27	19.19	M	19.30	M	33.19	M	24.67	M	M	14
55	23050	S	Brugse Polders	21	100	Z	97	akker	52	90.67	0	0.05	4.11	L	4.95	L	8.85	L	6.55	L	L	26
56	765055	A	Brugse Polders	21	100	Z	100	productiegrasland	50	87.96	0	0.04	23.22	M	36.28	M	66.38	H	59.30	M	M	64
57	906750	A	Brugse Polders	33	100	ZL	72	akker	50	92.78	0	0.21	45.26	H	60.69	H	123.92	H	90.28	H	H	57
58	868400	A	Brugse Polders	00	81	K	96	akker	48	92.91	0	24.56	9.24	L	13.89	M	53.11	H	38.06	M	M	65

	MM-nr.	actief	bekken	dom. HHZ	%HHZ	dom. text.	%text.	dominant land-gebruik	%land-gebruik	%perc. 2008	%perc. BOW 2008	runoff/recharge gem. (mm/jaar)	NO ₃ ⁻ gem. (mg/l)	klasse	NO ₃ ⁻ winter gem. (mg/l)	klasse	NO ₃ ⁻ max (mg/l)	klasse	NO ₃ ⁻ gem. jaar-max. (mg/l)	klasse	NO ₃ ⁻ beoordeling	NO ₃ ⁻ aantal metingen
59	876030	S	Brugse Polders	21	84	K	100	akker	59	90.56	0	33.77	7.44	L	8.69	L	21.69	M	14.52	L	L	15
60	495150	A	Beneden-Schelde	21	100	Z	98	productiegrasland	44	83.42	0	0.05	13.11	M	18.67	M	32.97	M	21.85	M	M	18
61	495350	A	Beneden-Schelde	21	100	Z	96	akker	56	78.45	1.34	0.07	17.68	M	23.25	M	32.75	M	27.66	M	M	20
62	497920	A	Beneden-Schelde	21	100	Z	95	akker	51	83.24	0	0.10	11.76	M	17.37	M	35.27	M	20.88	M	M	19
63	497950	A	Beneden-Schelde	21	100	Z	100	akker	62	86.14	0	0.05	20.48	M	21.95	M	36.47	M	22.50	M	M	14
64	190960	S	Beneden-Schelde	00	100	K	84	akker	42	80.23	0	26182.00	21.17	M	23.31	M	89.84	H	55.89	M	M	34
65	190145	A	Beneden-Schelde	40	82	Z	100	akker	57	91.98	0	0.04	73.90	H	76.22	H	167.29	H	127.28	H	H	41
66	232550	S	Beneden-Schelde	21	100	ZL	76	akker	42	80.15	0	0.07	8.66	L	9.09	L	15.05	M	11.75	L	L	13
67	542100	A	Beneden-Schelde	21	100	Z	99	productiegrasland	48	85.47	0	0.04	13.88	M	21.25	M	40.76	H	30.17	M	M	50
68	658730	A	Boven-Schelde	32	93	L	86	akker	67	78.80	19.53	0.56	25.59	M	29.85	M	88.51	H	58.42	M	M	67
69	738005	A	Boven-Schelde	21	100	ZL	97	akker	51	78.18	44.03	0.14	22.92	M	31.00	M	79.66	H	59.30	M	M	62
70	709623	S	Boven-Schelde	32	69	Z	90	akker	62	82.85	0	0.09	70.50	H	75.80	H	88.51	H	84.97	H	H	63

Legende: attribuut 'actief': 'A' = actief, 'S' = slapend; attribuut 'dom text.' (dominante textuur): 'Z' = zand, 'ZL' = zandleem, 'L' = leem, 'K' = klei; attribuut 'klasse': 'L' = laag, 'M' = matig, 'H' = hoog

BIJLAGE 2 - Bespreking van de WEKU-modellering

Assessment of reactive nitrate transport from soil to river based on the WEKU model

P. Kuhr, J. Vanderborght & F. Wendland

Final report on the project:
Derivation of process factors for surface waters for the development of
nitrate residue standards in Flanders, Belgium

**Research Centre Jülich
Institute of Bio- and Geosciences
IBG-3: Agrosphere
52425 Jülich, Germany**

Table of contents

1. Scope and target.....	173
2. Regional analysis of groundwater residence times	174
2.1 Overview of the WEKU model procedure	174
2.2 Input parameters	175
2.3 Groundwater velocity and groundwater residence times.....	177
3. Regional analysis of denitrification in groundwater	178
3.1 The denitrification process.....	178
3.2 Assessment of nitrate degradation conditions in groundwater	179
3.3 Regionalisation of denitrification conditions.....	180
3.4 Reaction Kinetics of Denitrification in the Aquifer.....	181
3.5 Regionalisation of half life times of denitrification in the aquifer	183
4. Determination of residence times based on WEKU model.....	185
4.1 Input data.....	185
4.1.1 Topography of the groundwater surface.....	185
4.1.2 Hydromechanical parameters.....	188
4.2 WEKU model results	188
5. Determination of half life times of denitrification in groundwater.....	192
5.1 Hydrochemical parameters.....	192
5.2 Hydrogeology factor	196
5.3 Denitrification conditions and half life times of denitrification.....	197
5.4 Determination of Flanders wide runoff ratios.....	198
5.5 Fraction of groundwater-borne nitrate input into the surface waters	199
6. Determination N input into surface water via direct runoff and groundwater runoff for 50 selected catchment areas.....	201
6.1 Nitrogen outputs from root zone	201
6.2 Determination of the N inputs into surface waters via direct runoff	202
6.3 Determination of the N inputs into surface waters via groundwater runoff	203
6.4 Total mean N inputs into surface waters via groundwater and direct runoff.....	206
7. Process factors for the assessment of groundwater-borne nitrate inputs into surface waters for 50 selected catchment areas throughout Flanders.....	208
8. Summary	211
9. References	214

1 Scope and target

The displacement of nitrate from soil to groundwater and surface waters is coupled to the runoff components. Whereas direct runoff (surface runoff, natural interflow, drainage runoff) reach the surface waters within short time periods (within about a week), groundwater runoff needs much more time (years to decades) to percolate into surface waters. In some regions a significant part of the nitrate leached out of the soils percolates into groundwater coupled to groundwater recharge. During transport through the aquifer nitrate may be reduced significantly due to denitrification processes in groundwater, so that groundwater-borne nitrate inputs into surface waters may be considerably lower than the inputs into the aquifer. However, since the nitrate inputs into the groundwater, the denitrification conditions in groundwater and the residence times of groundwater vary from one catchment to the other the groundwater-borne nitrate input into surface waters have to be determined for each of the individual catchment areas.

In the light of the above, the main target of this project is the derivation of catchment related empirical WEKU-process factors for the N inputs into surface waters via groundwater runoff: WEKU-process factors are calculated from the portion of the nitrate residues in the soil which is displaced to the aquifers with groundwater recharge and the nitrate concentration which is still present in the groundwater when the borne-runoff runoff discharges into surface waters.

For this purpose the WEKU model (Kunkel & Wendland, 1997), a grid-related, two-dimensional analytical method to calculate reactive nitrate transport in groundwater is applied. Nitrate degradation during transport in groundwater is considered in the WEKU model as a 1st order nitrate degradation kinetics approach as a function of the hydrochemical conditions and the residence time in the aquifer.

2 Regional analysis of groundwater residence times

2.1 Overview of the WEKU model procedure

Groundwater residence times were calculated based on the WEKU model (Wendland, 1992; Kunkel, 1994; Kunkel & Wendland, 1997; Wendland et al, 2004), a two-dimensional analytical procedure that was developed to assess the time periods groundwater needs to pass through groundwater-bearing sediments and reach a surface water body. WEKU operates on grid data and the flow-lines in the aquifer are assumed to run parallel to the groundwater table. As the major discharge of groundwater runoff to surface waters originates from the upper (first) aquifer, WEKU model analysis is restricted to the upper (phreatic) aquifer.

The basic information required to calculate groundwater residence times is provided by a contour map of the groundwater table and spatially distributed data regarding the hydromechanical properties (hydraulic conductivity, yield of pore space) of the aquifers through which the water flows. On a spatial scale, the WEKU model was developed for meso-scale to large-scale river basins or landscapes. The natural heterogeneity of the studied aquifers is taken into account by employing a stochastic approach to describe the uncertainty regarding important model parameters, such as hydraulic conductivity. Thus the primary output of the WEKU model is a distribution of residence times for each grid cell in the study area.

Figure 2.1 illustrates a schematic overview of the general procedure for WEKU residence time modelling, in which three steps can be discerned:

1. A groundwater contour map is used to generate a digital elevation model of the groundwater table, which, in turn, is employed to derive the hydraulic gradient (ΔJ), flow-paths and effective recipients.
2. Hydraulic gradients are coupled to hydromechanical properties of the aquifer (hydraulic conductivity (k_f) and effective yield of pore space (n_f)) in order to determine groundwater velocities (v_a) in the upper aquifer for the individual grids following Darcy's law.
3. Residence time of groundwater is determined for each initial grid by summing up residence times in the individual grids along the flow paths of groundwater.

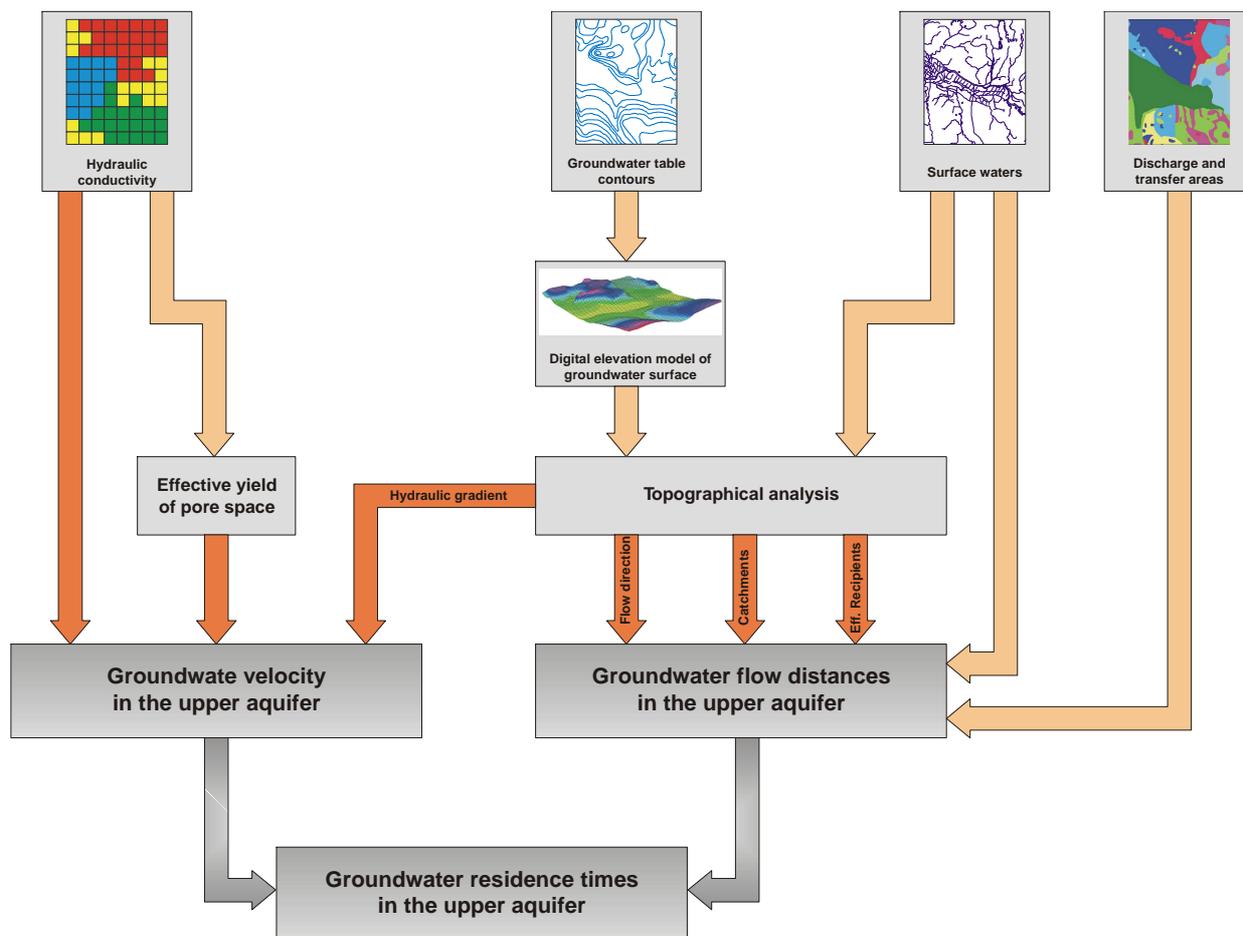


Figure 2.1. General procedure of WEKU model for assessing groundwater residence time.

2.2 Input parameters

Digital elevation model of the groundwater table

A digital elevation model of the groundwater table is a key input data layer for the determination of groundwater residence times, as flow directions, catchment borders, effective recipients and the hydraulic gradient are derived from it (see fig. 2.2.).

In the WEKU model, the flow of groundwater in the aquifer is assumed to run parallel to the surface of the groundwater (Kaleris, 1986). Accordingly, it is relatively simple to determine the lateral movement of the groundwater. For each cell, the flow direction can be identified by examining the differences in groundwater levels between the cell under consideration and its eight neighbours. The flow is assumed to follow the direction of the greatest hydraulic gradient (i.e., the steepest descent in the level of the groundwater).

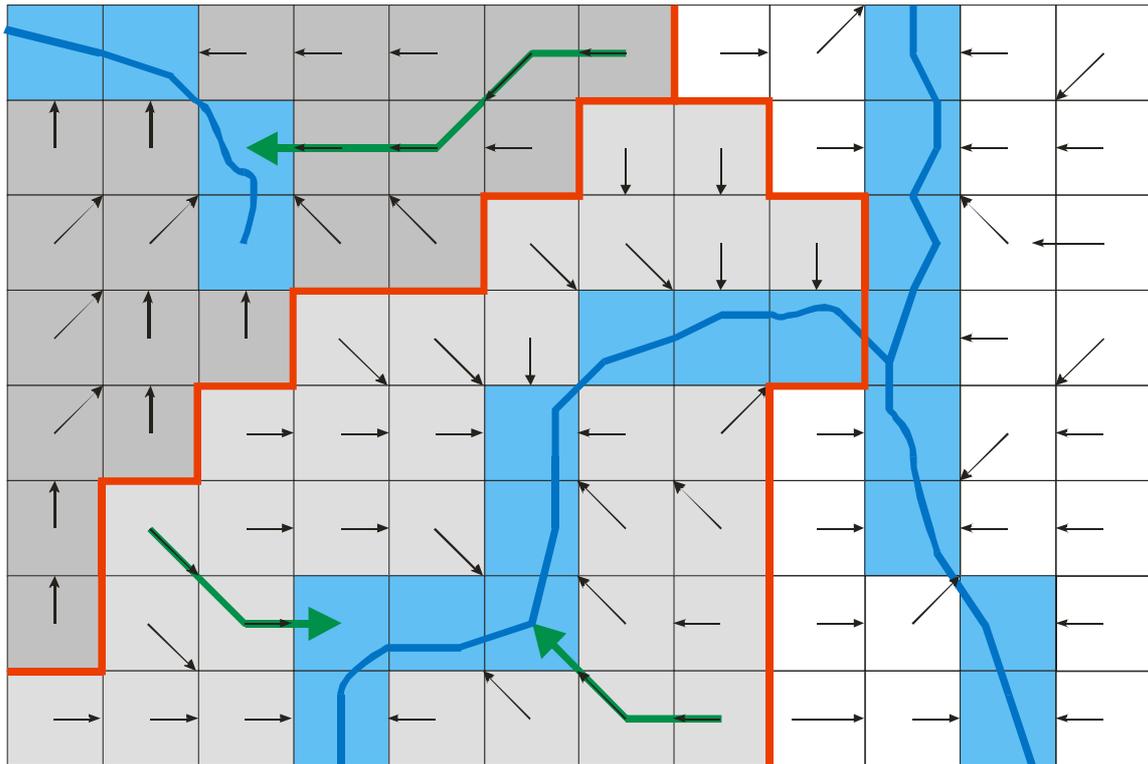


Figure 2.2. Flow directions (black arrows), catchment borders (red lines), and effective recipients (blue cells) in a fictitious study area.

Hydromechanical parameters

The hydraulic conductivity k_f of a groundwater-bearing rock is a function of the shape, size, and heterogeneity of the sediment. In general, this parameter increases with the average grain diameter and decreases with the proportion of fine particles (Marotz, 1968). The effective yield of pore space n_f denotes the proportion of the total pore space that is available for groundwater movement. In unconsolidated rock aquifers, this parameter is determined by packing density, grain size distribution, and the shape and arrangement of the grains. In the WEKU model, an exponential relationship of the form

$$k_f = B \cdot n_f^r \tag{eq. 2.1}$$

is used as the starting point for the calculations (Ahuja *et al.*, 1988). After taking logarithms and adding an error term ξ , with mean zero and variance τ^2 to account for the random character of the relationship, we get

$$K = r \cdot N + b + \xi \tag{eq. 2.2}$$

where $K = \ln(k_f)$ and $N = \ln(n_f)$. The coefficients r , $b = \ln(B)$, and τ can then be determined by fitting a regression line to empirical values of K and N . The result of this regression is illustrated in Figure 2.3.

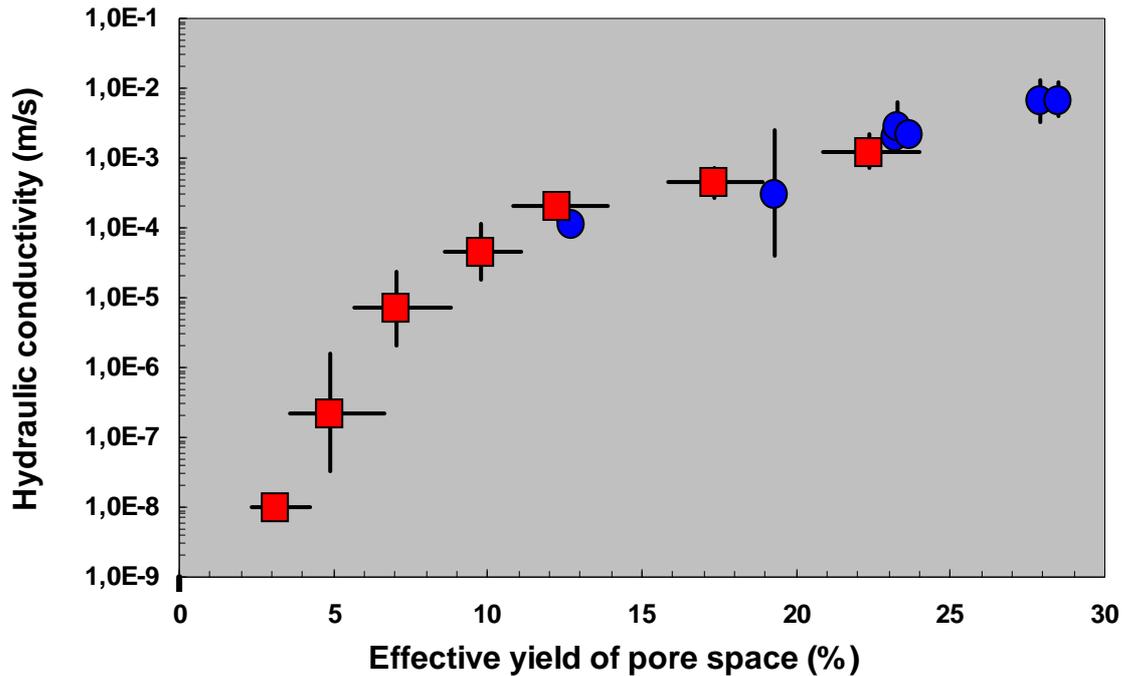


Figure 2.3. Relationship between effective yield of pore space and hydraulic conductivity. Squares and circles represent data sets compiled by Marotz (1968) and Busch & Luckner (1973), respectively.

2.3 Groundwater velocity and groundwater residence times

Calculating groundwater velocities involves three parameters: hydraulic conductivity (k_f), effective yield of pore space (n_f) and the hydraulic gradient (Δj).

$$v_a = -\frac{k_f}{n_f} \cdot \Delta j \quad \text{eq. 2.3}$$

After calculating groundwater velocities, analysing flow paths, and identifying effective recipients, the residence time of the groundwater in the upper unconsolidated rock aquifer can be estimated for each initial grid cell (i, j). This is done by computing

$$t_{tot}(i, j) = \sum_{k=1}^p \frac{\ell(m_k, n_k)}{v_a(m_k, n_k)} \quad \text{eq. 2.4}$$

where ℓ designates the flow distance in cell (m_k, n_k). The summation extends over all cells along the flow path of groundwater from the given initial cell (i, j) to its effective recipient.

3 Regional analysis of denitrification in groundwater

3.1 The denitrification process

If nitrate enters the aquifer with the recharged groundwater then apart from hydrogeological conditions its propagation also depends on degradation processes in the aquifer. Nitrate can be mineralised by micro-organisms into molecular nitrogen (N_2) or N_2O . However, denitrification in an aquifer can only take place when there is an oxygen deficit. In this case micro-organisms consume the oxygen bound in the NO_3^- -molecule thus degrading NO_3^- . On the basis of the type of metabolism of the bacteria involved, denitrification can be subdivided into heterotrophic and autotrophic denitrification. Denitrification processes depending on organic carbon sources are termed heterotrophic (Obermann, 1982). If, on the other hand, nitrate degradation involves pyrite, then this is known as autotrophic denitrification (Kölle, 1989).

Since reduction by oxygen and denitrification are mutually exclusive, vertical zones are formed in the aquifer in which predominantly one of these reactions proceeds. Reduction by oxygen naturally proceeds at the shallowest depth. Nitrate degradation in the presence of high oxygen concentrations can therefore be ruled out. However, if groundwater is free of oxygen, the nitrate entering the aquifer with percolation water can be reduced to molecular nitrogen (N_2) during the residence time in the aquifer in the presence of organic carbon compounds and/or reduced iron sulphide compounds (pyrite). The depth of the individual zones depends on the rate of groundwater conversion, the availability of reduced compounds in the aquifer as well as the subsequent nitrate supply. The zones are often not very sharply separated.

According to the experience gathered especially in Europe and Northern America it is above all pyrite (FeS_2) which plays an important part as a reducing agent in the aquifer (see also Korom, 1992). Basic studies on this subject in Germany have been performed amongst others by Strebel *et al.* (1985), Böttcher *et al.* (1985, 1989), Pätsch *et al.* (2003) and Merz *et al.* (2009).

In the "Fuhrberger Feld" catchment area, which is located about 30 km to the northeast of Hanover in the Pleistocene lowlands, the basic denitrification reactions of autotrophic denitrification with pyrite as the electron donor and *Thiobacillus denitrificans* as the micro-organism involved has been studied in detail (Böttcher *et al.*, 1989). The most important sub step in autotrophic denitrification proceeds according to the reaction equation



3.2 Assessment of nitrate degradation conditions in groundwater

Substantial amounts of the nitrate that percolates into groundwater can be removed by microbial processes in which nitrate is transformed to molecular nitrogen (N_2) or nitrous oxide (N_2O). It is also known that whether or not this process takes place depends on the chemical conditions prevailing in the aquifer under consideration. Reducing conditions are an important prerequisite. In addition, organic carbon or iron(II)sulphide must be available. During the passage of diffuse nitrate in groundwater, nitrate degradation may occur. This may perceptibly reduce diffuse nitrate inputs into surface waters in some areas. Denitrification in the groundwater bearing units can thus contribute to elucidating the differences currently occurring between quantified nitrate discharges from the soil and the generally significantly lower nitrate concentrations measured in rivers. Investigation on the natural nitrate degradation conditions in the upper aquifer is therefore a basic prerequisite for more detailed analyses to quantify underground nitrate inputs into surface waters.

Such an investigation should, above all, be related to the upper aquifers, decisively involved in the active hydrological cycle and correspondingly most exposed to nitrate pollution. Prototype nitrate-degrading groundwater (see Table 3.1) displays nitrate contents of less than 1 mg/l NO_3 . Such groundwater often displays a near absence of oxygen too, whereas high contents of divalent iron and manganese (> 0.2 mg/l Fe(II) and > 0.05 mg/l $M_n(II)$) occur as a rule. The presence of divalent iron and manganese in the groundwater is therefore a good indicator of reduced conditions and thus also useful for assessing nitrate degradation conditions. In addition to the substances mentioned, there are other groundwater quality parameters providing information about an aquifer's denitrification capacity. These include, for example, the pH value, sampling depths, hydrogen carbonate concentrations as well as the potassium and sulphate contents and the content of dissolved organic carbon (DOC).

The concentrations given in table 3.1 can be regarded as threshold ranges for denitrifying groundwater conditions. However, these ranges do not represent fixed limiting concentrations of reduced and oxidized groundwater. As a rule, the two groundwater types overlap so that the concentrations shown in table 3.1 are to be regarded as orientation values. If a groundwater is oxygen-deficient and nitrate-free and has a high content of iron and manganese then it can be characterized as reduced and nitrate degrading. There is, however, no relation between the residual concentration of nitrate and that of iron in such a way that the nitrate content of a water becomes less the richer it is in iron(II) or vice versa. Already Gerb (1958) recognized in view of this, that weak correlations of measured concentrations of redox parameters are a rule. It can merely be said that waters with iron(II) contents of more than 0.2 mg/l Fe(II) only rarely have nitrate concentrations above the order of magnitude of 1 mg/l NO_3 . In view of this relationship already Gerb (1958) already suggested not to statistically correlate measured concentrations of the parameters studied (e.g. nitrate content with the level of iron(II) or oxygen concentration) in the evaluation of the redox status of groundwater.

Table 3.1: Major parameters of significance for interpreting groundwater analyses with respect to nitrate degradation according to Hannappel (1996), Wendland (1992), and DVWK (1992)

Parameter	Reduced groundwater	Oxidized groundwater
Nitrate	< 1 mg/l NO ₃	Depending on input
Iron (II)	> 0.2 mg/l Fe(II)	< 0.2 mg/l Fe(II)
Manganese (II)	> 0.05 mg/l Mn(II)	< 0.05 mg/l Mn(II)
Oxygen	< 2 mg/L O ₂	> 2 mg/l O ₂

3.3 Regionalisation of denitrification conditions

For this purpose the log transformed concentrations of the relevant hydrochemical parameters indicating denitrification processes in groundwater (oxygen, manganese (II), iron (II)) observed at groundwater monitoring stations are at first regionalized using kriging interpolation. Based on the relevant hydrochemical parameters the nitrate degradation condition in the aquifers has been assessed by allocating the individual hydrochemical parameters to nitrate degradation classes ranging from 0 (good denitrification conditions) to 10 (bad denitrification conditions). This is done in order to give an equal weight to the parameters in spite of their different units and value ranges (see figure 3.1).

Additionally a hydrogeology factor (K_{HGwb}) has been included in order to consider the regional influence of hydrodynamic conditions and the oxygen input with groundwater recharge. The parameters are used as an indicator for the long-term oxygen input into an aquifer: the higher the groundwater recharge, the higher the oxygen input into the aquifer and the probability to meet oxidized groundwater in the upper aquifer. Hence, groundwater recharge areas characterize regions in which bad denitrification conditions in the aquifer occur, whereas groundwater discharge areas characterize regions with low groundwater recharge rates and upwelling (old) groundwater which is free from oxygen.

Additionally this was done in order to counterbalance the effect of different observation point densities on the regionalized concentration patterns of the redox-sensitive groundwater parameters. For this purpose a digital map about the hydraulic conditions of hydrogeological subunits, i.e. about groundwater recharge areas, groundwater discharge areas and groundwater transfer areas, has been coupled to a map of mean annual groundwater recharge rates.

Parameter	Nitrate degradation classes <i>K</i>										
	High denitrification capacity			Limeited denitrification capacity					Low denitrification capacity		
	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Oxygen concentration [mg/l]	< 0.5	0.5-1.5	1.5-2.5	2.5-3	3-4	4-5	5-6	6-6.5	6.5-7	7-8	≥ 8
Iron (II) concentration [mg/l]	> 13.7	6.3 – 13.7	2.9 – 6.3	1.3 – 2.9	0.6 – 1.3	0.28 – 0.6	0.13 – 0.28	0.06 – 0.13	0.04 – 0.06	0.03 – 0.04	< 0.03
Manganese concentration [mg/l]	> 1	1-0.6	0.6-0.5	0.5-0.4	0.4-0.3	0.3-0.2	0.2-0.1	0.1-0.07	0.07-0.05	0.05-0.04	≤ 0.04
Hydraulic units				Discharge areas				Limited discharge areas			Recharge areas

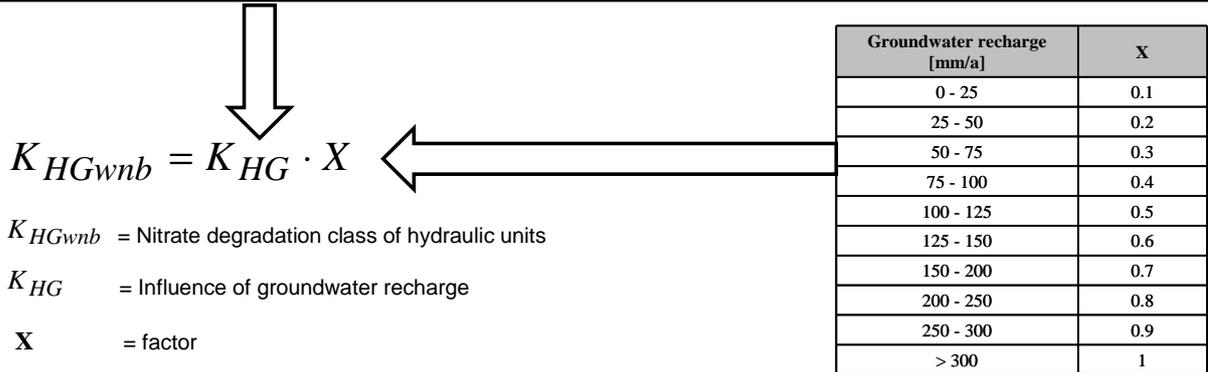


Figure 3.1: Procedure to derive nitrate degradation classes from regionalized denitrification conditions

Finally from the oxygen concentration class (K_{O_2}), the manganese concentration class ($K_{Mn(II)}$), the iron concentration class ($K_{Fe(II)}$) and the hydrogeology factor (K_{HGwnb}) a mean denitrification class (\bar{x}_K) is determined (see eq. 3.2):

$$\bar{x}_K = \frac{K_{O_2} + K_{Fe(II)} + K_{Mn(II)} + K_{HGwnb}}{4} \tag{eq. 3.2}$$

The regionalisation of denitrification conditions has been performed on a grid base area-covering for the whole of Flanders. The related results are used to allocate half life time values of denitrification in aquifers and for the quantification of nitrate degradation rates in the aquifer based on the WEKU model.

3.4 Reaction kinetics of denitrification in the aquifer

The reaction kinetics of autotrophic denitrification was determined by Böttcher *et al.* (1985, 1989) on the basis of extensive field studies covering several years in the catchment area of a well belonging to the Fuhrberg water company in Lower Saxony, Germany, paying attention to important boundary conditions (e.g. level of groundwater recharge, substance concentration in the recharged groundwater, concentration depth functions of the groundwater, raw-water concentration of the discharging well, analysis of the groundwater flow field). Accordingly, the decrease in nitrate concentration in the aquifer in the case of

autotrophic denitrification was described by a first-order reaction as a function of time (groundwater age):

$$c(t) = c_{gw} \cdot e^{-kn \cdot t} \quad \text{eq. 3.3}$$

where	$c(t)$	=	nitrate concentration at the end of this period (t)	(mg/l)
	c_{gw}	=	nitrate concentration in the recharged groundwater	(mg/l)
	kn	=	denitrification reaction constant	(a ⁻¹)
	t	=	time	(a)

In this case, a reaction constant kn can be calculated in good approximation for nitrate degradation from the measured data after Böttcher *et al.* (1989). The time in which the original concentration has been reduced by half is termed the half time $t_{1/2}$:

$$t_{1/2} = \frac{\ln(2)}{kn} \quad \text{eq. 3.4}$$

On the basis of work by Böttcher *et al.* (1989), a reaction constant kn in the range of 0.34 to 0.56 a⁻¹ can be specified for the "Fuhrberger Feld", corresponding to a denitrification half time of between 1.2 and 2.1 years.

As no field studies about the reaction constants of denitrification in Flanders were available, results from studies in geological settings similar to the ones occurring in Flanders have been used in order to assess reaction constants of denitrification. For this purpose a literature review compiled by Krause (2010) has been evaluated. Van Beek (1987) has determined a half time of approx. 4 years or $kn = 0.17 \text{ a}^{-1}$ for a sandy aquifer in the Netherlands, whereas Pätsch *et al.*, 2003 has indicated a half life time between 1.3 and 3.4 years (0.2-0.53 a⁻¹) for the area of Thülsfeld (Lower Saxony, Germany). For the Northern part of Saxony Grunewald *et al.* (2008) and Uhlig *et al.* (2010) assessed a half life time of 0.267 a⁻¹ (2.6 a). Merz *et al.* (2009) investigated several sites in Brandenburg and determined the reaction constants for different hydrogeological subunits (table 3.2).

From the field studies cited above and the values from table 3.2 it becomes clear that the range of half life times of denitrification in reduced aquifers has been assessed relatively uniformly in a range of 0.5 and 7 years. For oxidized aquifers however half life times of denitrification are much longer. In Merz *et al.* (2009) a value of 120 years (table 2.2) is reported. Hence, the gap between the half life time of 7 years as observed for "Glacial compression zones" in Brandenburg (still showing reduced conditions) and the 120 years observed for "recharge areas" (showing prototype oxidized conditions) is rather big. It is evident that the values have to be regarded as estimated values which still wait to be confirmed in more comprehensive studies although the values have been applied in the WEKU model analyses for Flanders.

Table 3.2: Half life time of denitrification in different hydrogeological subunits in Brandenburg according to Merz at al. (2009) and Krause (2010)

Hydrogeological subunit	Hydrogeological characterisation	Half life time of denitrification (a)
Recharge areas (e.g. outwash planes)	Uncovered, partly hanging aquifers; sandy vadoze zone; depth of groundwater > 2m; aerobic, O ₂ -System,	120
Indirect recharge areas (e.g. moraines)		
a. Glacial compression zones	Uncontrolled percolation of water; aerobic - postoxic	7
b. alternating areas	Changing lithology of groundwater covering layers on a small scale; aerobic -postoxic	15
c. flow through areas	Groundwater in covered aquifers; thick loamy deposits as aquifer covering layers; anaerobic, Fe ²⁺ /Fe ³⁺ - and SO ₄ /S ₂ -system	0,5
Discharge areas (e.g. glacial valleys)		
a. sandy areas	Upwelling groundwater; uncovered sandy aquifers; sandy vadoze zone; depth of groundwater < 2m; aerobic -postoxic	5
b. boggy areas and marshy areas	Upwelling groundwater; Holocene peat containing deposits as aquifer covering layers; anaerobic, Fe ²⁺ /Fe ³⁺ - and SO ₄ /S ₂ -system	0,5

3.5 Regionalisation of half life times of denitrification in the aquifer

The regionalised mean denitrification classes (section 3.3) and the half life time values from table 3.2 and from the other field studies cited in section 3.4 are used as reference values for an area-covering (here Flanders-wide) regionalisation of half life times of denitrification in aquifers (see table 3.3):

In this way a half life time of denitrification of 0.8 years has been applied for the quantification of denitrification in the aquifer and thus the groundwater-borne nitrate input into surface waters in areas which display reduced aquifer conditions (mean denitrification class 1-2), whereas a half life time of 120 years has been assumed for areas which have shown prototype oxidized aquifer conditions. For areas showing intermediate denitrification classes intermediate half life times have been applied (see table 3.3).

In applying these reaction constants for model simulations it must, however, be remembered that this does not involve absolutely fixed figures. Nevertheless, together with the determined residence times of groundwater in the aquifer, the regionalized half life times of denitrification can be used to derive approximate values for the quantification of nitrate degradation rates in

the aquifer and the quantification of groundwater-borne nitrate input into surface waters based on the WEKU model.

Table 3.3: Mean denitrification classes and allocated half life times and reaction constants of denitrification in aquifers according to Krause (2010)

Mean denitrification class (\bar{x}_K) according to eq. 3.2	Half life time of denitrification (a) according to table 3.2	Reaction constants [a^{-1}]
1-2	0.8	0.866
2-3	1.8	0.385
3-4	2.8	0.248
4-5	5	0.139
5-6	7	0.099
6-7	50	0.014
7-10	120	5.77E-3

4 Determination of residence times based on WEKU model

4.1 Input data

4.1.1 Topography of the groundwater surface

The data of the groundwater surface (figure 4.1) and the groundwater effective recipients (figure 4.2) were provided by K.U. Leuven. Due to the fact that the groundwater surface was compiled of several individual parts there are small inconsistencies (artefacts) in the transition zones of these parts. Consequently, in these transition zones all model results and sub results are invalid. The location of the breaklines can be seen in figure 4.4.

In general, the values of the groundwater surface rise from Northwest to Southeast from values < 5m above sea level up to a level of > 50m above sea level.

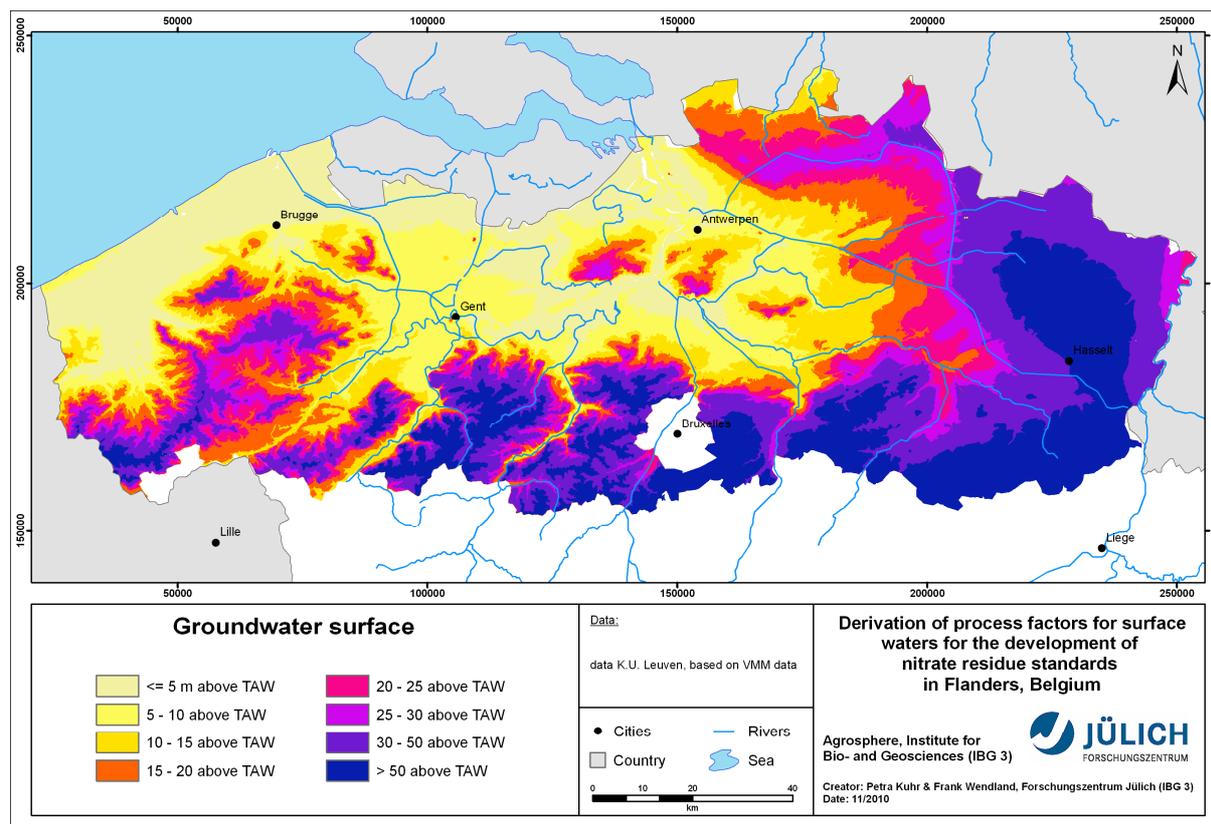


Figure 4.1: Topography of the groundwater surface

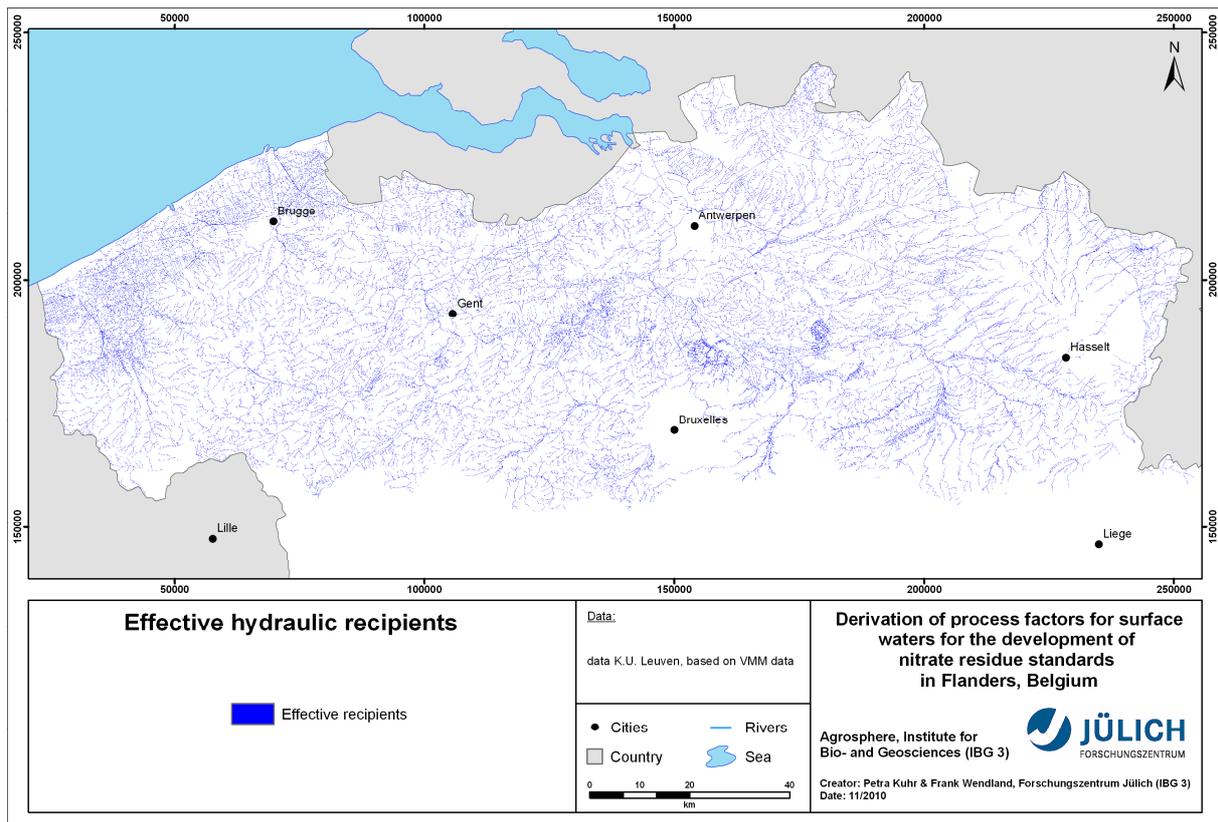


Figure 4.2: *Effective recipients*

According to the procedure outlined in Chapter 2.2, the digital elevation model of the groundwater table was used for deriving flow directions (figure 4.3) and hydraulic gradients (figure 4.4). The groundwater hydraulic gradient values (figure 4.4) range from less than 0.1 % to 25 % and are frequently linked to the relief of the area. In lowland regions, fairly uniform hydraulic gradients of less than 0.1 % occur in many subregions. Particularly high gradient values occur wherever the groundwater runoff is directed towards deeply incised recipients, for example in the Southern part of Flanders.

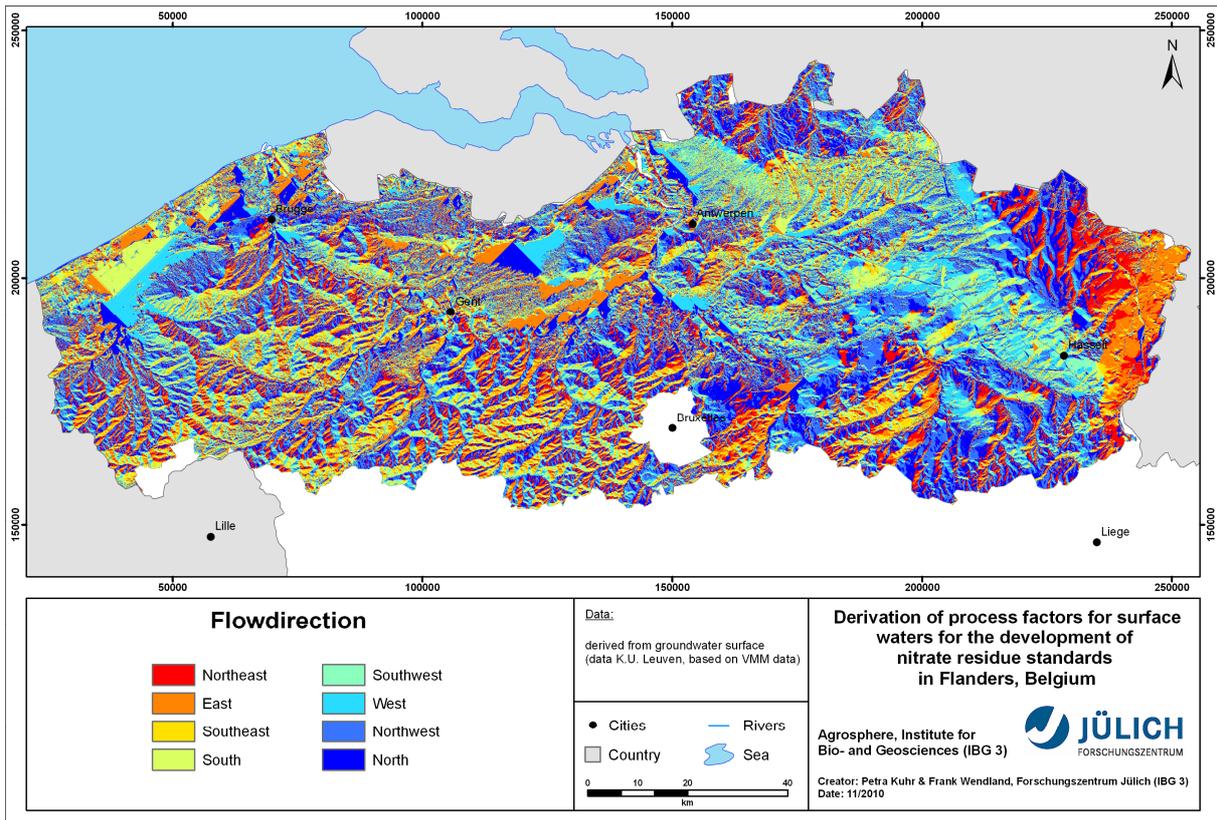


Figure 4.3: Flow direction of groundwater

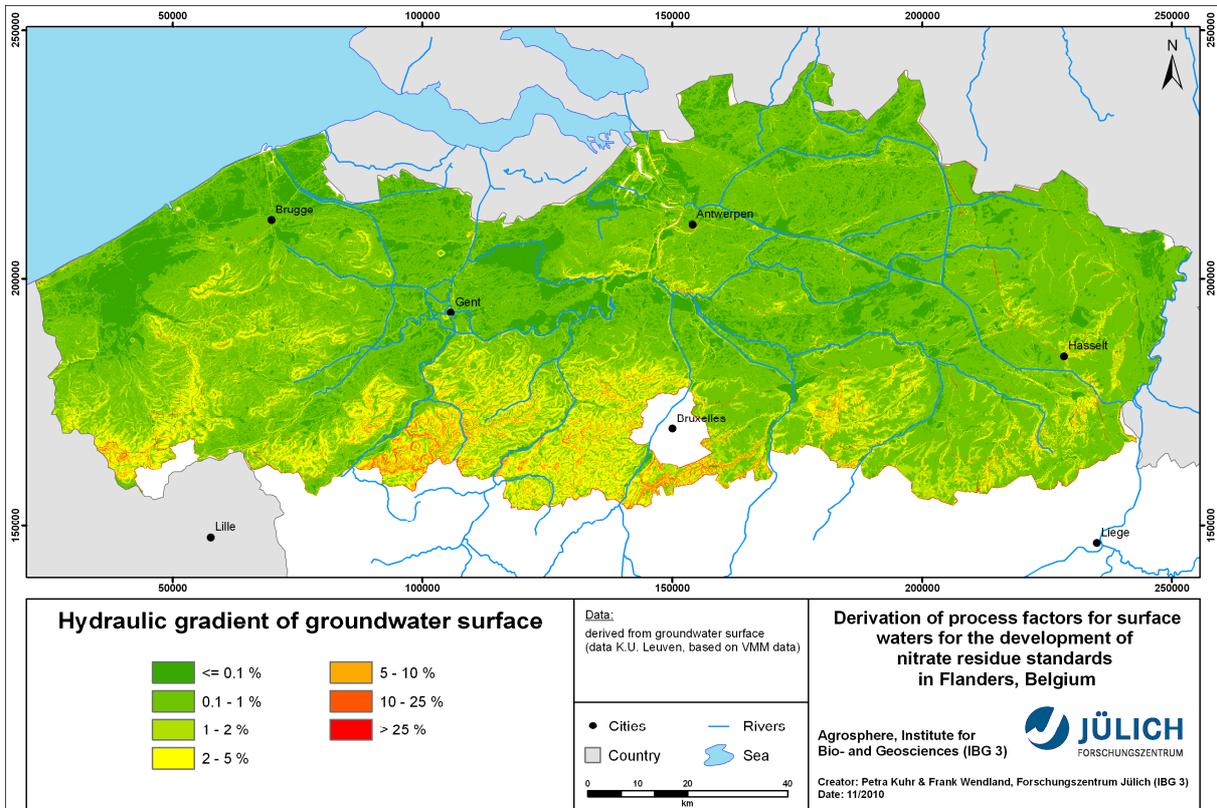


Figure 4.4: Hydraulic gradient of groundwater surface

4.1.2 Hydromechanical parameters

Map 4.5 shows the hydraulic conductivity values derived from the HCOV layers of Flanders. For the major fraction of Flanders, the means of the hydraulic conductivity range between $5 \cdot 10^{-5}$ and $1 \cdot 10^{-4}$ m/s. In some regions of Flanders, an upper continuous aquifer lies beneath a thick impermeable overlying stratum (e.g. HCOV classes 160 and 130). These are regions where thick boulder clay or other sediments of low permeability characterize the regional hydrogeological conditions over extensive areas. No appreciable groundwater recharge is to be expected in these areas. In hydrodynamic terms these are transit regions below which the groundwater flows.

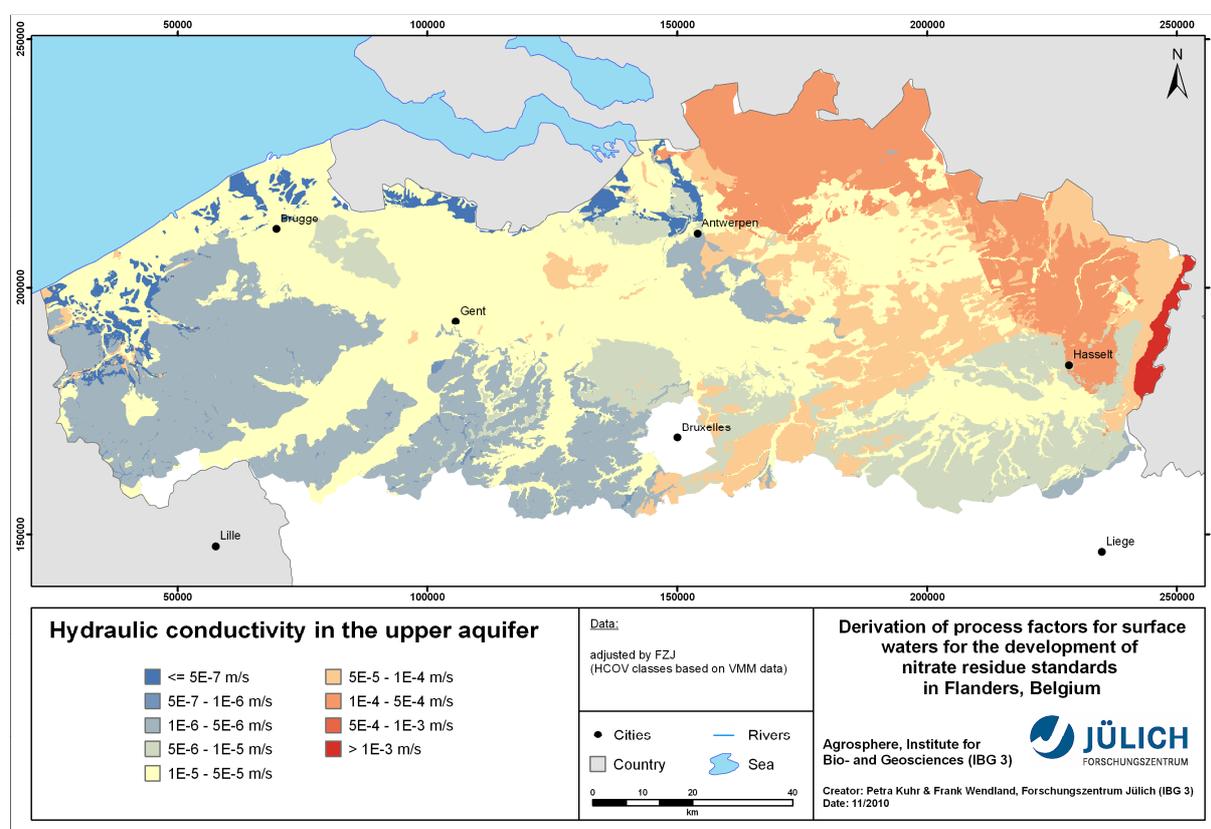


Figure 4.5: Hydraulic conductivity classes

According to the procedure outlined in section 2.2 the effective yields of pore space is derived from the hydraulic conductivity values.

4.2 WEKU model results

The calculated groundwater velocities in the upper aquifer are represented in map 4.7. The values range from less than 0.01 m/d to more than 10 m/d. Lowest groundwater velocities of less than 0.01 m/d are calculated in particular for the coastal areas in the West and all the lowland regions of Flanders. The small hydraulic gradients are decisive for the low groundwater velocities in these regions. In most parts of Flanders groundwater velocities

between 0.1 and 1 m/d are abundant. In the Eastern and Southern regions the groundwater velocities are somewhat higher due to the higher gradient values and reach values of up to 10 m/d.

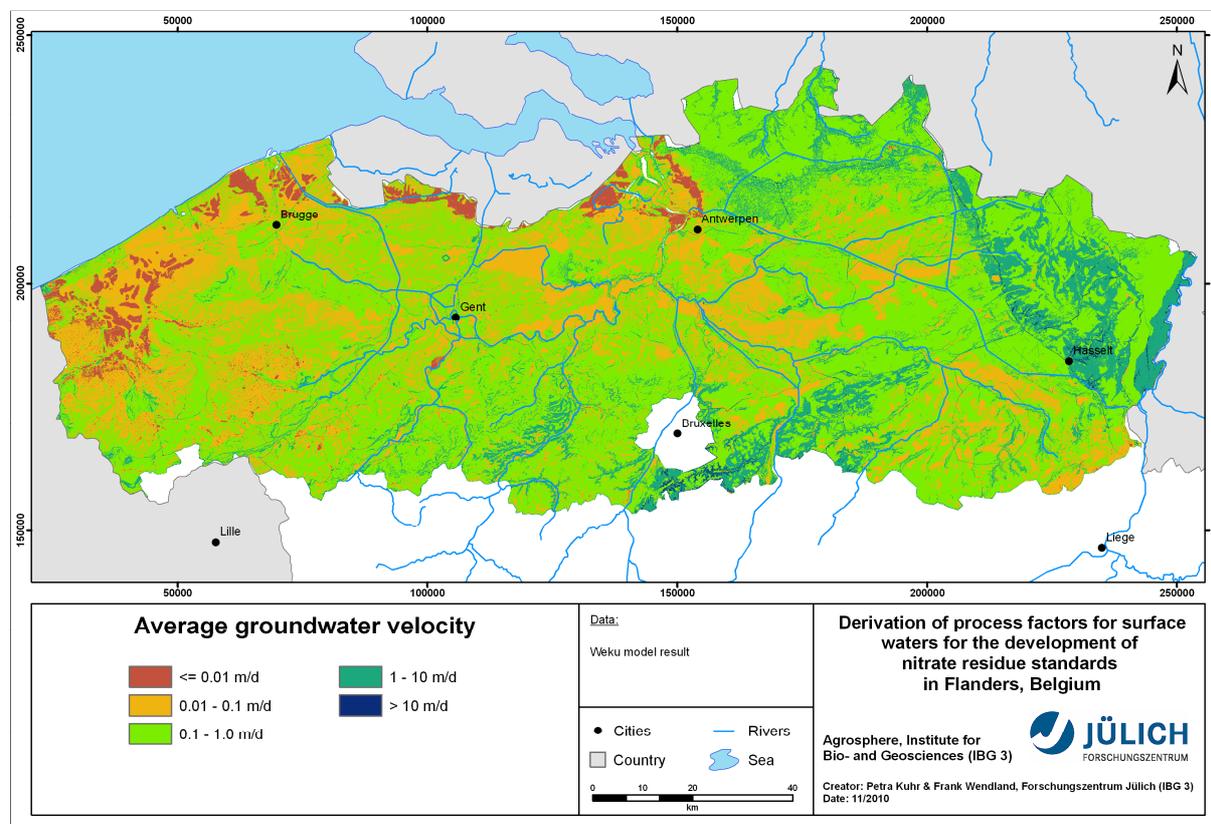


Figure 4.7: Average groundwater velocities

Area-differentiated groundwater residence times are shown in figure 4.8 and indicate the time required by the groundwater to proceed from the site of percolation into the aquifer up to the respective groundwater-effective recipient. The resulting residence times are shown for the initial element. It must be emphasized here that the residence times are always relative to the runoff fraction originating from the groundwater. Groundwater discharge into surface waters does not represent the dominant runoff component in all unconsolidated rock areas. For example, in areas with thick cohesive overlying strata at the surface or in artificially drained regions, the runoff originating from the groundwater often contributes less than 20 % to the total runoff (see section 5.4, figure 5.10). This must be considered in interpreting and using the results.

Depending on the site conditions, residence times ranging from less than five years to more than 250 years must be assumed. Long residence times may result both from low groundwater velocities as well as from long flow paths up to the recipient. The comparatively long residence times in many lowland regions may be essentially attributed to the low hydraulic gradients. Short residence times generally result for areas in the vicinity of rivers with a high river density and/or regions with steep hydraulic gradients.

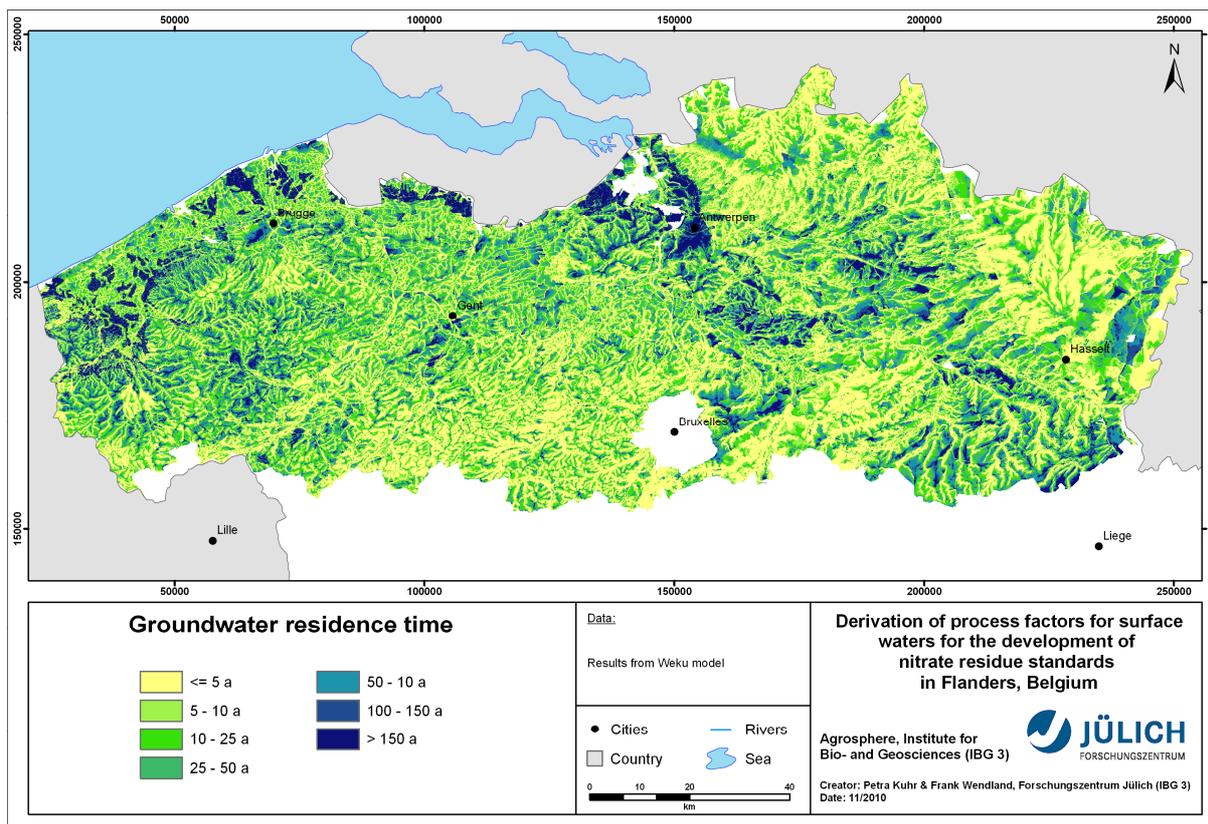


Figure 4.8: Average groundwater residence times

As an illustration of the model results, the relative and accumulated frequencies of the groundwater residence times are plotted in figure 4.9. The median of the frequency distribution is approx. 9 years. Hence, 50 % of the calculated residence times lie above and respectively below this value. The interquartile range, i.e. the range of values in the middle 50 % of the frequency distribution is defined by ca. 2 years for the 25% quartile and ca. 30 years for the 75% quartile.

The fact that both, the median value (ca. 9 years) and the 75% quartile (ca. 30 years), are considerably smaller than the mean value (ca. 65 a) indicates that the frequency distribution includes several outliers with extreme high values. Review of high residence times has revealed that they occur in areas, where the underlying data bases, i.e. the hydraulic gradients and/or the hydraulic conductivity values are extremely low. It is recommended to check the reliability of the input parameters in these areas.

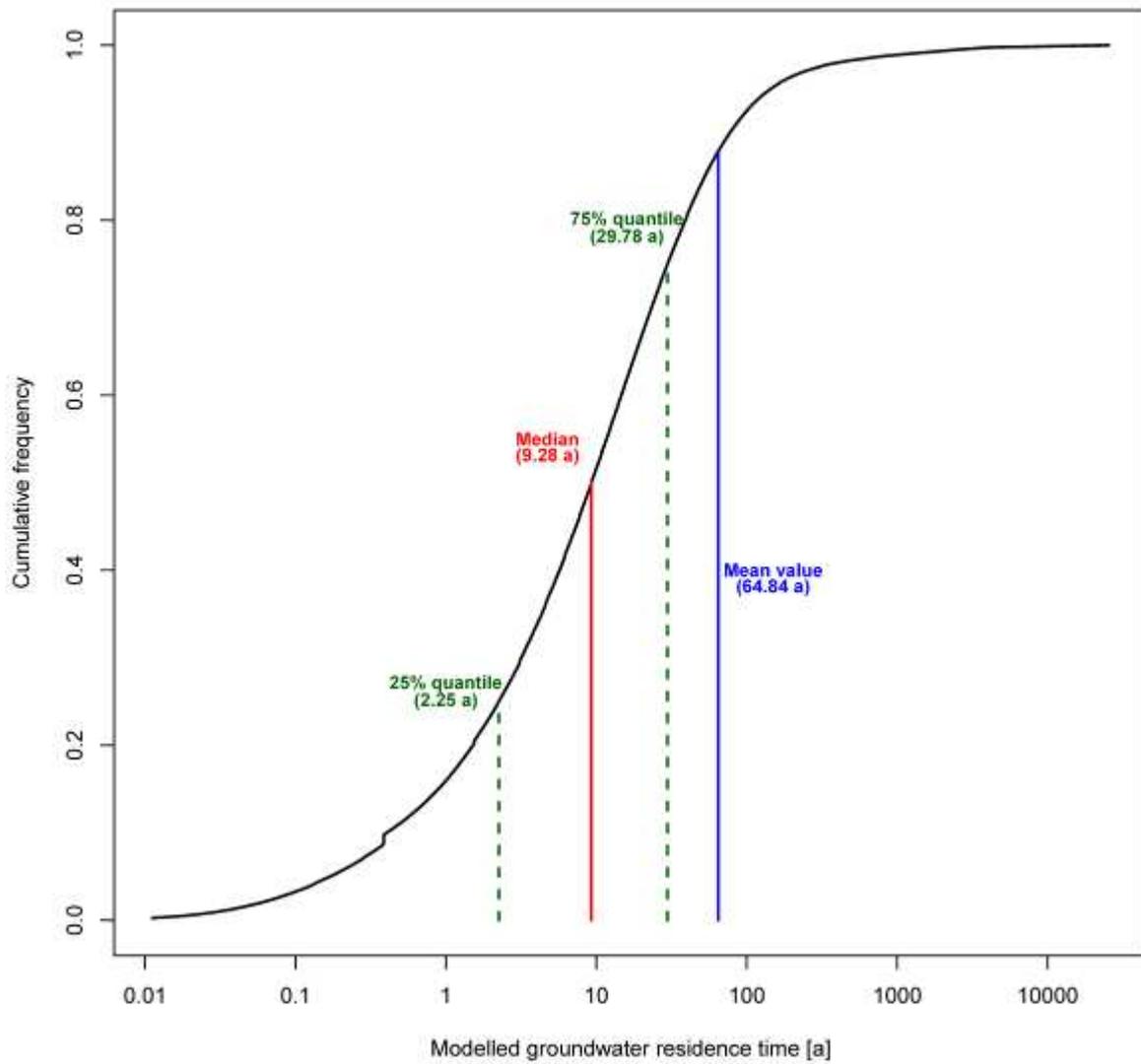


Figure 4.9: Cumulative frequency distribution of the calculated groundwater residence times in Flanders

5 Determination of half life times of denitrification in groundwater

5.1 Hydrochemical parameters

The assessment of the denitrification conditions in groundwater (see section 3.2) is based on groundwater quality data from 2609 groundwater quality monitoring stations. Data has been made available by the K.U. Leuven and comprised the redox-sensitive parameters oxygen, iron(II) and manganese(II) (see section 3.1). For the evaluation only samples from the upper 5 m below the groundwater surface were considered. In case several samples were available for the same monitoring station, one representative analysis was created by median averaging.

Figures 5.1–5.6 show the geographical location of the groundwater monitoring station, the individual concentrations observed for the parameters oxygen, iron(II) and manganese(II) and the regionalized values derived by kriging. From map 5.1, 5.3 and 5.5 it becomes evident that the geographical location of the monitoring stations for which data was available differed. In addition the number of groundwater monitoring stations was slightly different:

- *Mn(II): 1644 quality gauging stations*
- *Fe(II): 1650 quality gauging stations*
- *O₂: 1606 quality gauging stations*

Hence, the regionalized concentration maps 5.2, 5.4 and 5.6 show regional patterns which do not strongly correspond to each other. But still there is a general trend that the occurrence of high Mn(II) concentration (>0.05 mg/l) and high Fe(II) concentrations (>0.2 mg/l) coincide to each other and the occurrence of low oxygen concentrations (<2.5 mg/l) and vice versa.

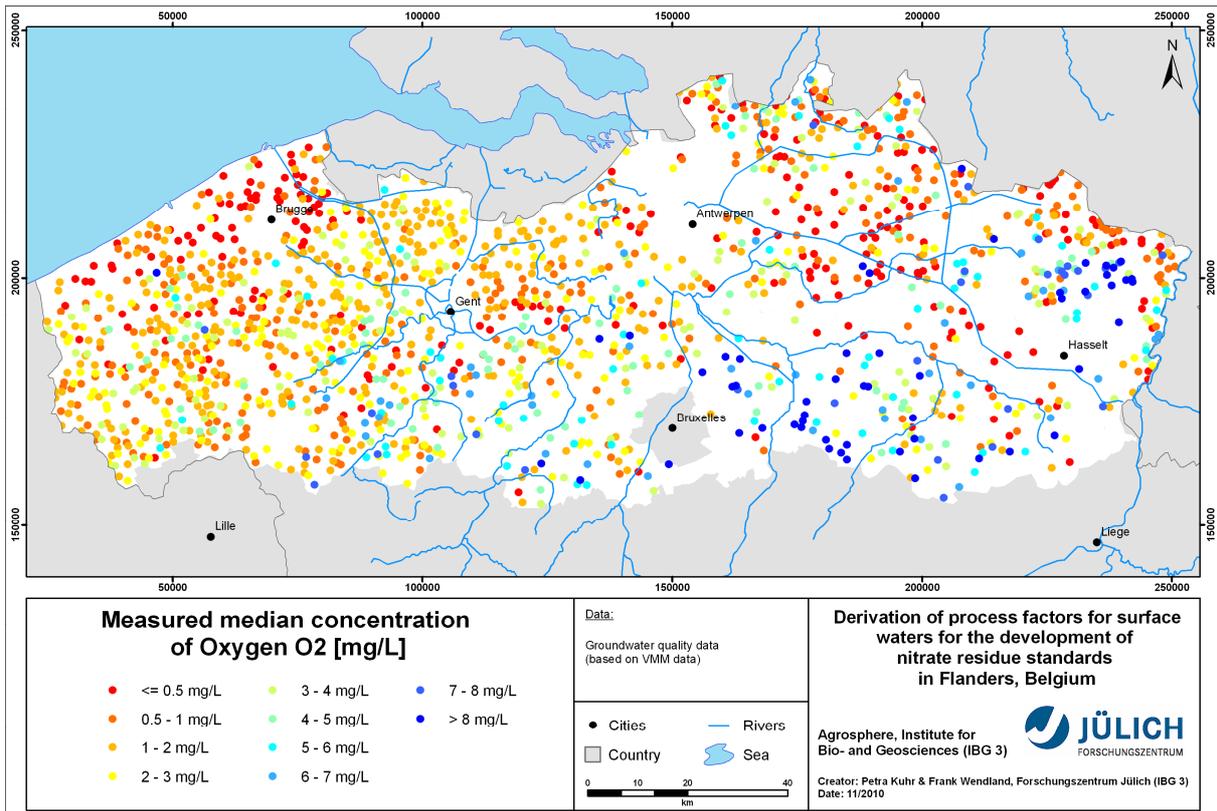


Figure 5.1: Oxygen concentrations at the groundwater monitoring stations

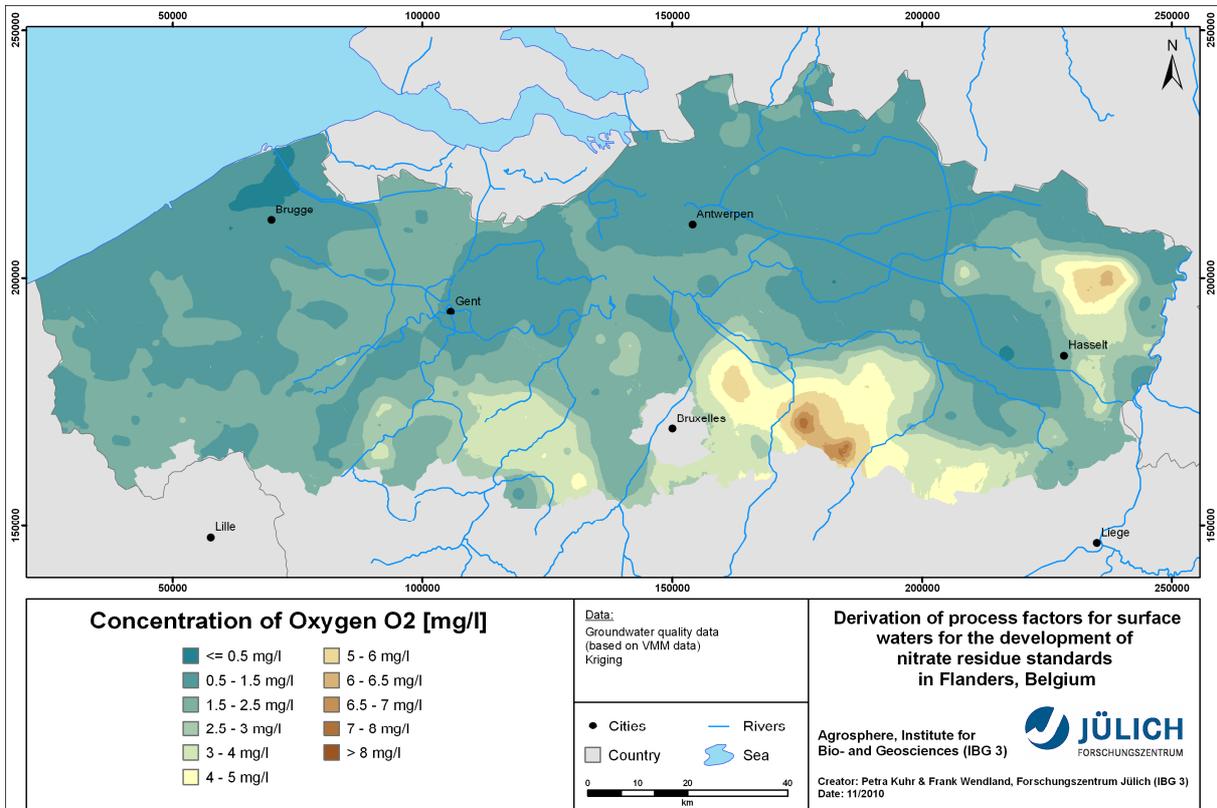


Figure 5.2: Regionalized oxygen concentrations for Flanders

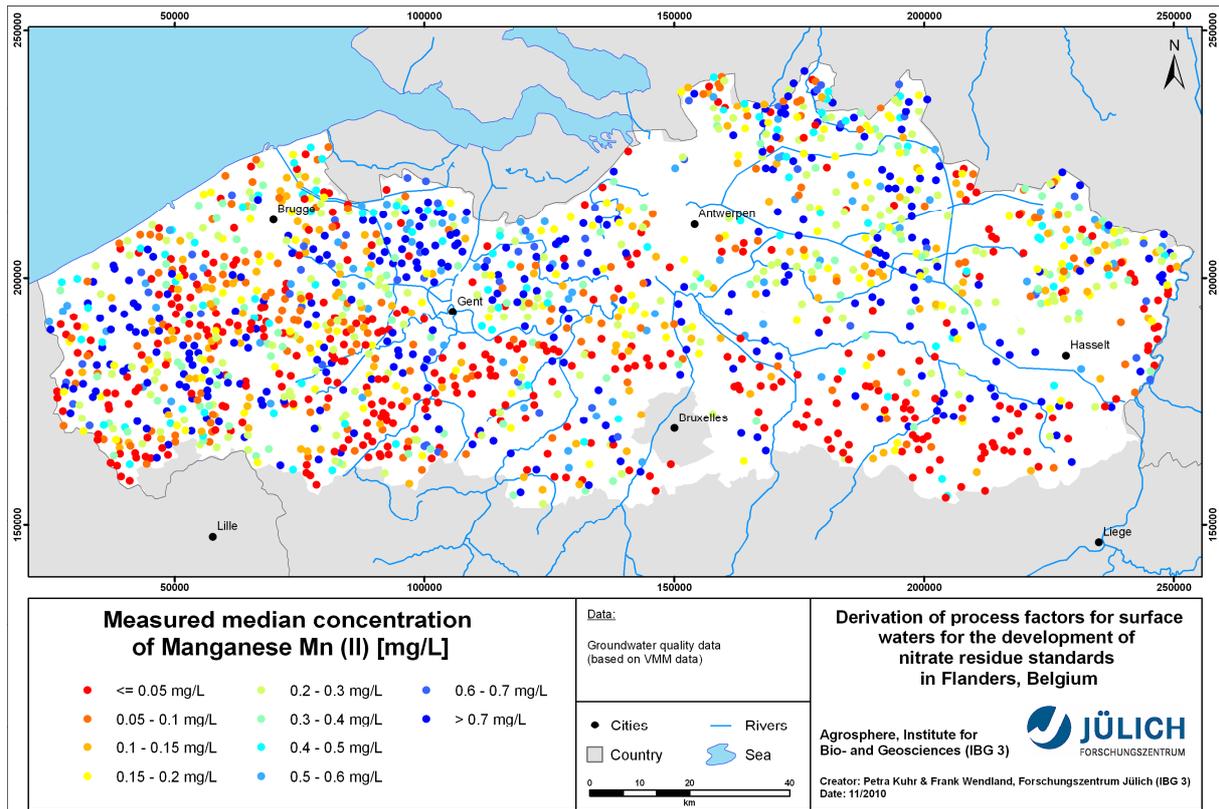


Figure 5.3: Manganese (II) concentrations at the groundwater monitoring stations

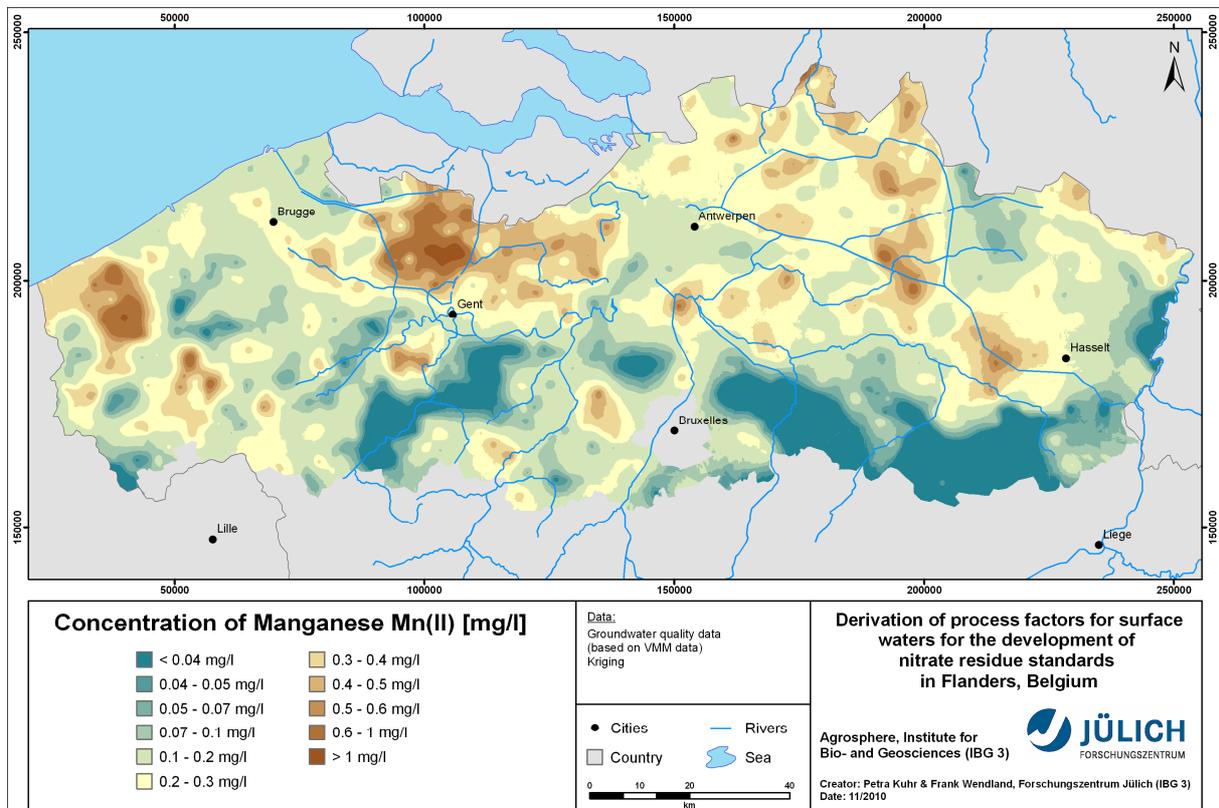


Figure 5.4: Regionalized manganese (II) concentrations for Flanders

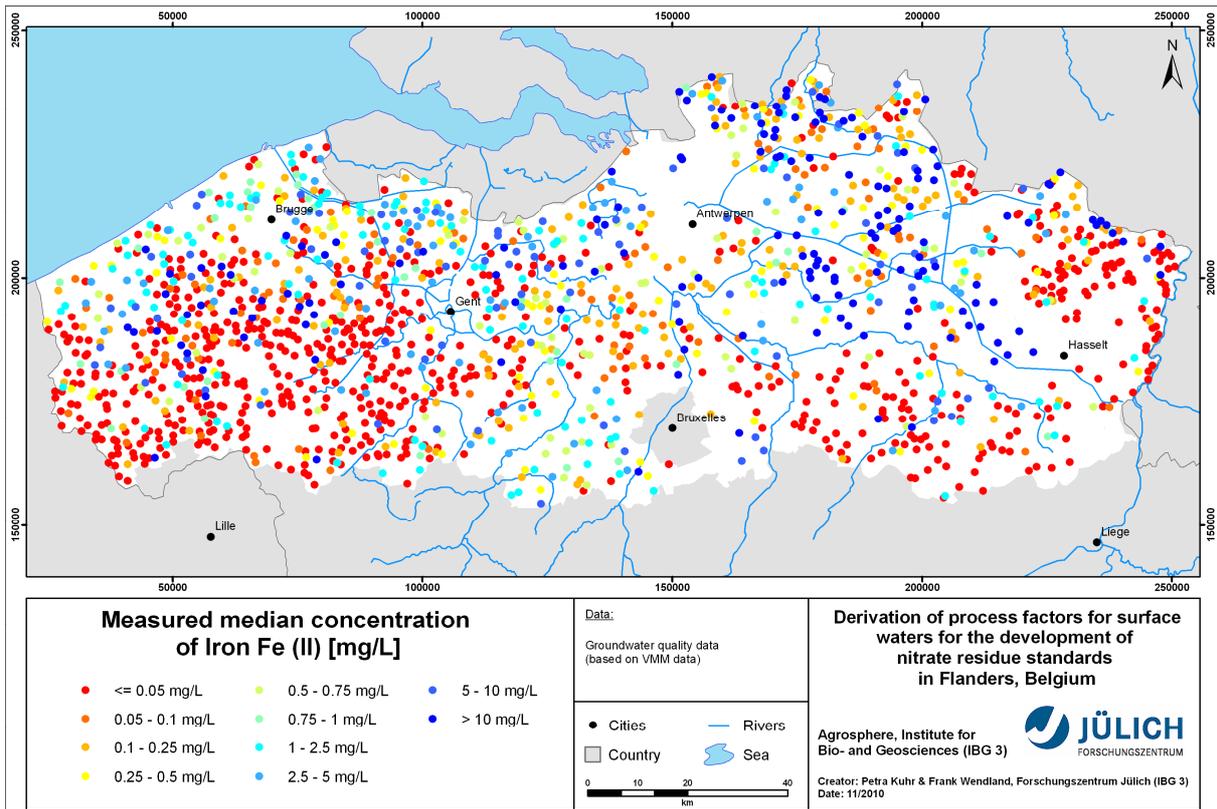


Figure 5.5: Iron (II) concentrations at the groundwater monitoring stations

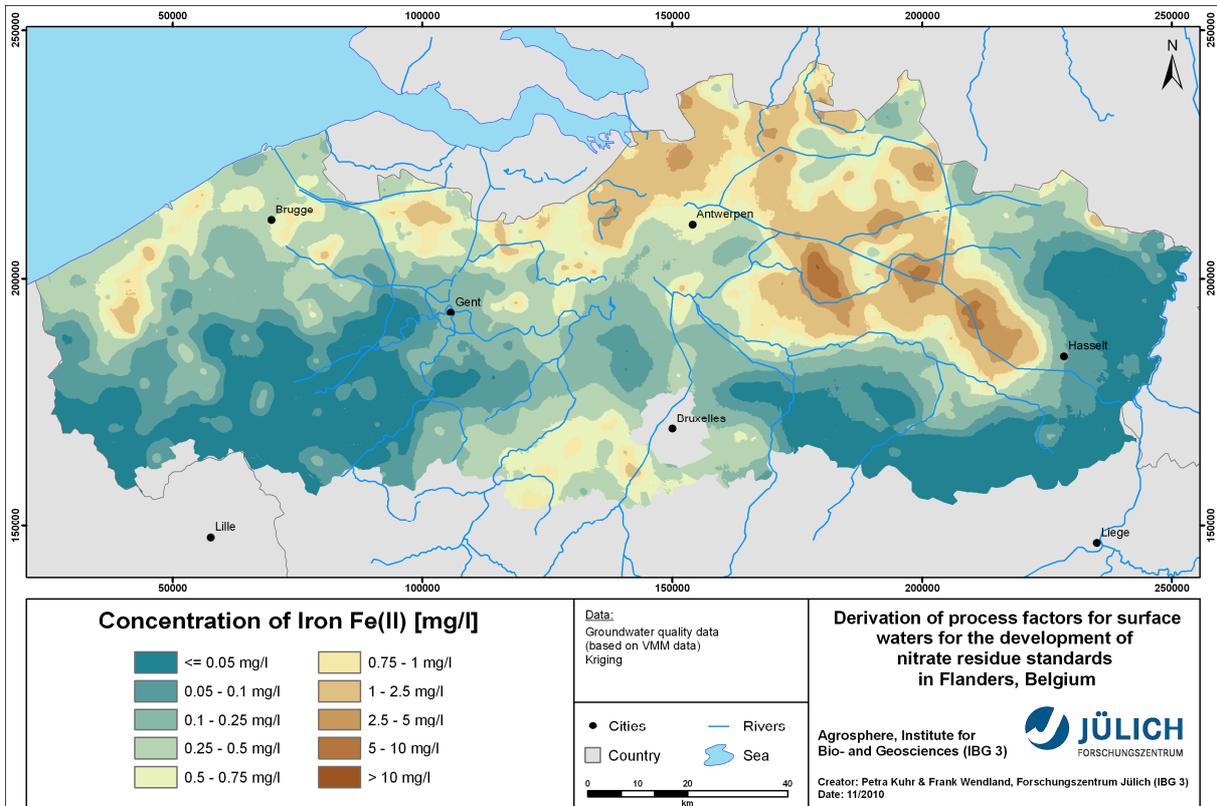


Figure 5.6: Regionalized iron (II) concentrations for Flanders

5.2 Hydrogeology factor

The hydrogeology factor is included as an additional parameter for the designation of denitrification classes (see section 3.3). It is derived from digital maps about the average annual groundwater recharge rate (figure 5.7) and the hydrogeologic subunits (figure 5.8). The groundwater recharge rates and hydrogeologic subunits represent indicators for the long-term oxygen input into an aquifer: the higher the groundwater recharge, the higher the oxygen input into the aquifer and the probability to meet oxidized groundwater in the upper aquifer.

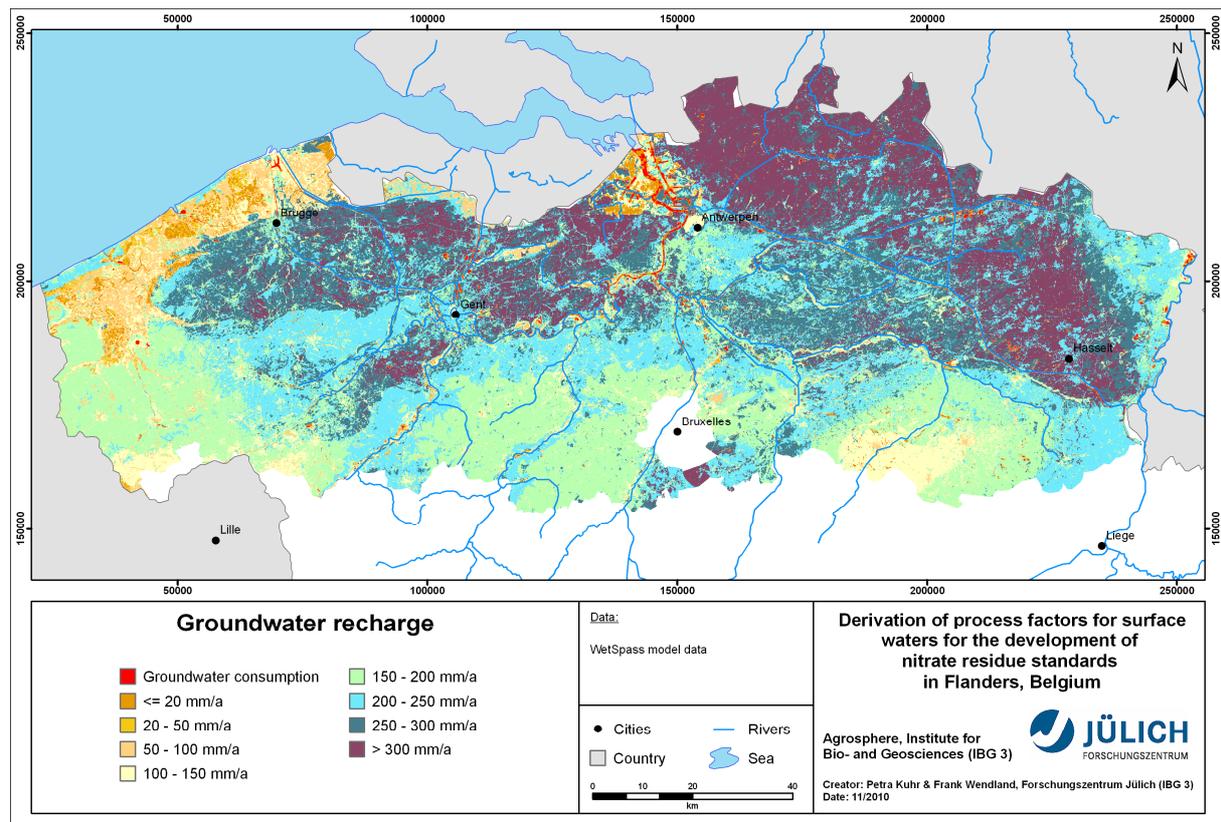


Figure 5.7: Average annual groundwater recharge rate in Flanders

A groundwater recharge map has been provided by the K.U. Leuven. According to figure 5.7 groundwater recharge rates of up to 300 mm/a and more occur in the Northern part of Flanders whereas in the Southern part values between 150 and 200 mm/a predominate. Groundwater recharge rates below 100 mm/a can be found in the Western part of Flanders, i.e. in the Marshy regions, where artificial drainage plays an important role.

The map of the hydrogeologic subunits (figure 5.8) was derived according to the procedure suggested by Heinkele *et al.* (2002). In this way the individual hydrogeologic units of Flanders (see figure 6.1) have been classified into groundwater recharge areas, groundwater recharge areas with loamy covering layers (transit regions) and groundwater discharge areas.

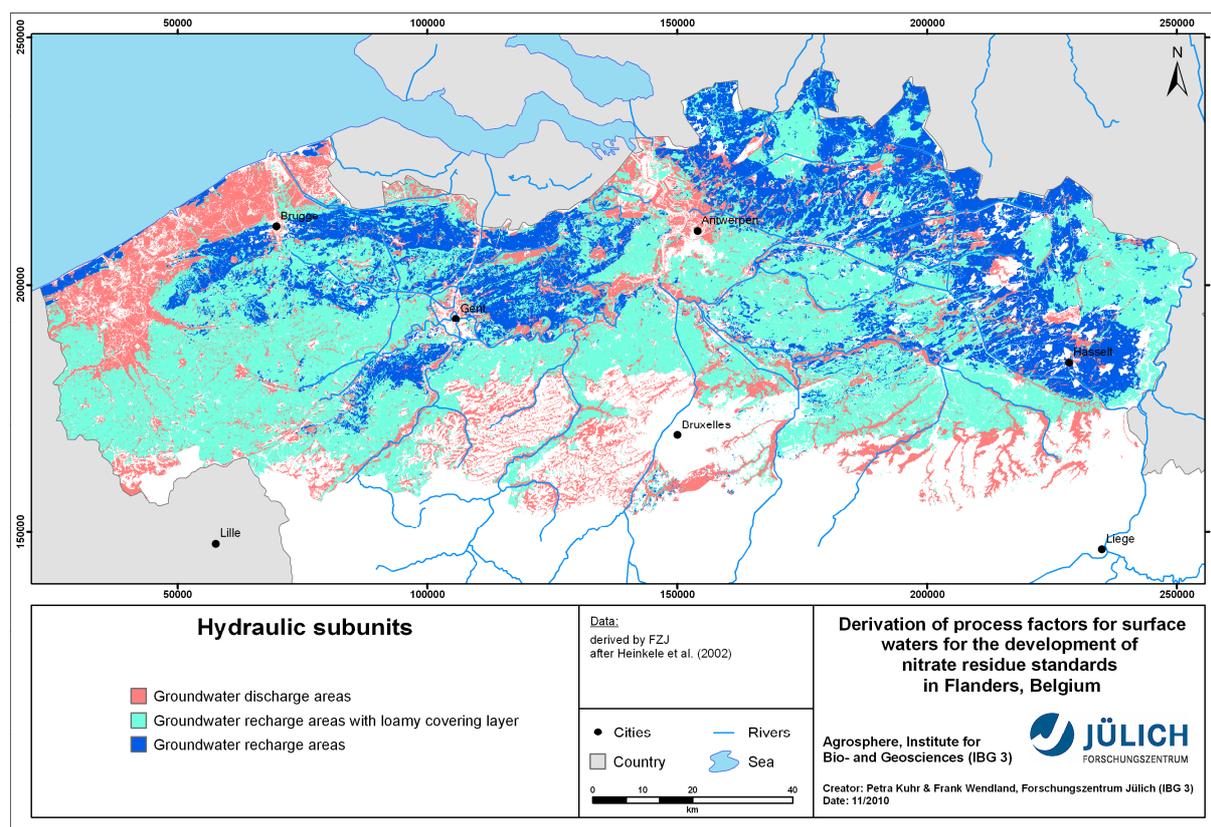


Figure 5.8: Hydraulic subunits in Flanders

Groundwater discharge areas predominate in the marshy areas of West-Flanders and along river stretches, whereas area-covering recharge areas dominate in the Northern part. Restricted recharge areas are instead typical for the Middle and Southern part of Flanders. Accordingly recharge areas indicate regions which match closely to oxidized groundwater conditions whereas discharge areas match closely to discharge areas.

5.3 Denitrification conditions and half life times of denitrification

According to the procedure described in section 3.5 the half life time values of denitrification in aquifers from table 3.2 and from the other field studies cited in section 3.4 have been allocated to the regionalised mean denitrification classes (section 3.3). In this way area-covering denitrification conditions and half life time values of denitrification in aquifers (figure 5.9) for Flanders have been assessed.

Results indicate that the most favourable site conditions for denitrification and accordingly lowest half life times prevail in the discharge areas of West-Flanders and in the sandy aquifers of Diest and Bolderberg in the Eastern part of Flanders. There, allocated half life times of denitrification are in general less than 2 years. For many transit areas half life times between ca. 2 and 7 years have been assessed.

Half life times > 7 years have only been allocated to relatively small areas e.g. in the Southern parts of Eastern Flanders and Flemish Brabant, i.e. groundwater recharge areas,

for which the hydrochemical parameters (figures 4.2, 4.4 and 4.6) have shown oxidized hydrochemical conditions.

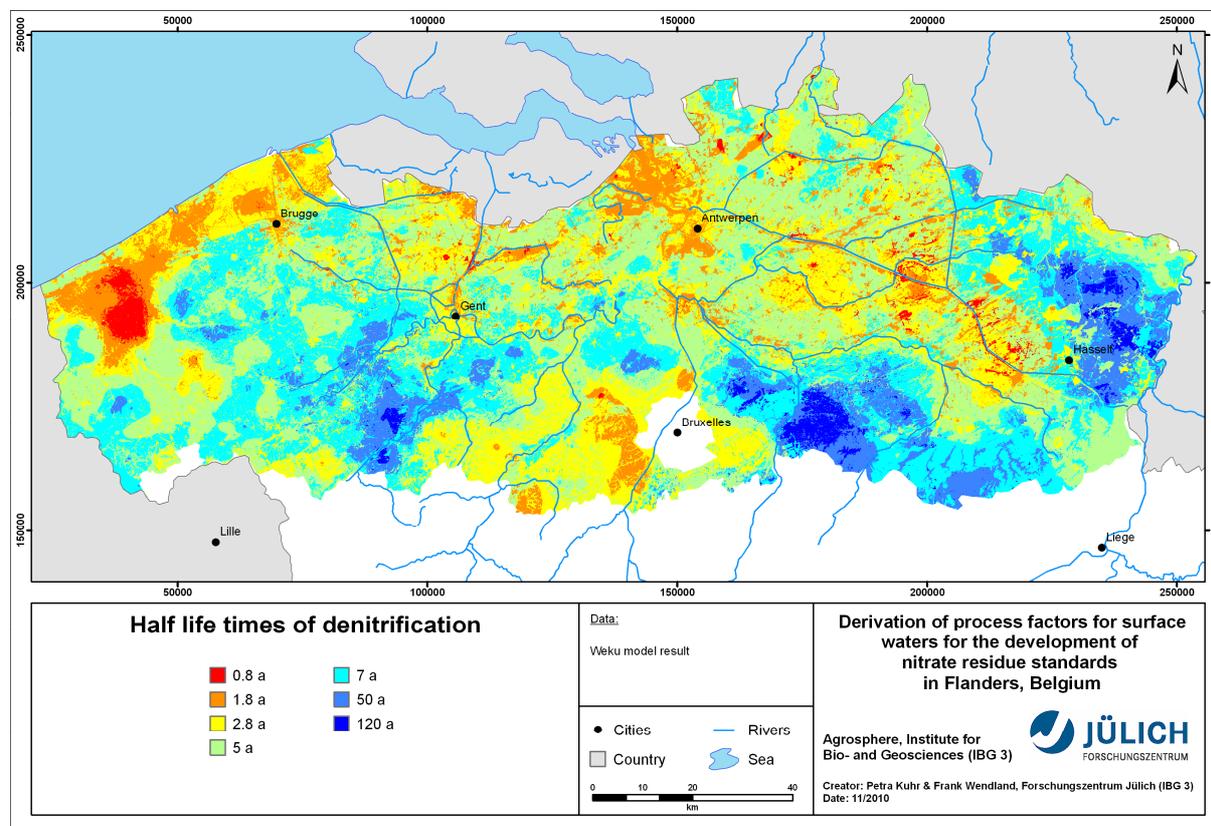


Figure 5.9: Assessed half life times of denitrification in Flanders

5.4 Determination of Flanders wide runoff ratios

The coupling of the N-residue values remaining in the soil after denitrification to hydrological input pathways is carried out based on the results of a water balance model, which has been applied by K.U. Leuven for the whole of Flanders. For these purposes data sets about the runoff components surface runoff and groundwater recharge (figure 5.7) were provided.

The ratio between groundwater recharge and direct runoff (figure 5.10) is taken as a measure for the determination of the input of diffuse nitrogen surpluses from soil to groundwater and surface waters according the different hydrological input pathways Whereas the direct runoff components reach the surface waters within several days or weeks after a rainfall event, groundwater runoff needs years to decades until it discharges into surface waters.

In case the portion of groundwater recharge has been determined as 80% of total runoff it is assumed that 80% of the N residue value infiltrates into the aquifer and that only 20% of the N residue value reaches surface waters via direct runoff. For the assessment of the N inputs into surface waters via direct runoff it is assumed that no further denitrification takes place between the root zone and the input of the direct runoff into surface waters.

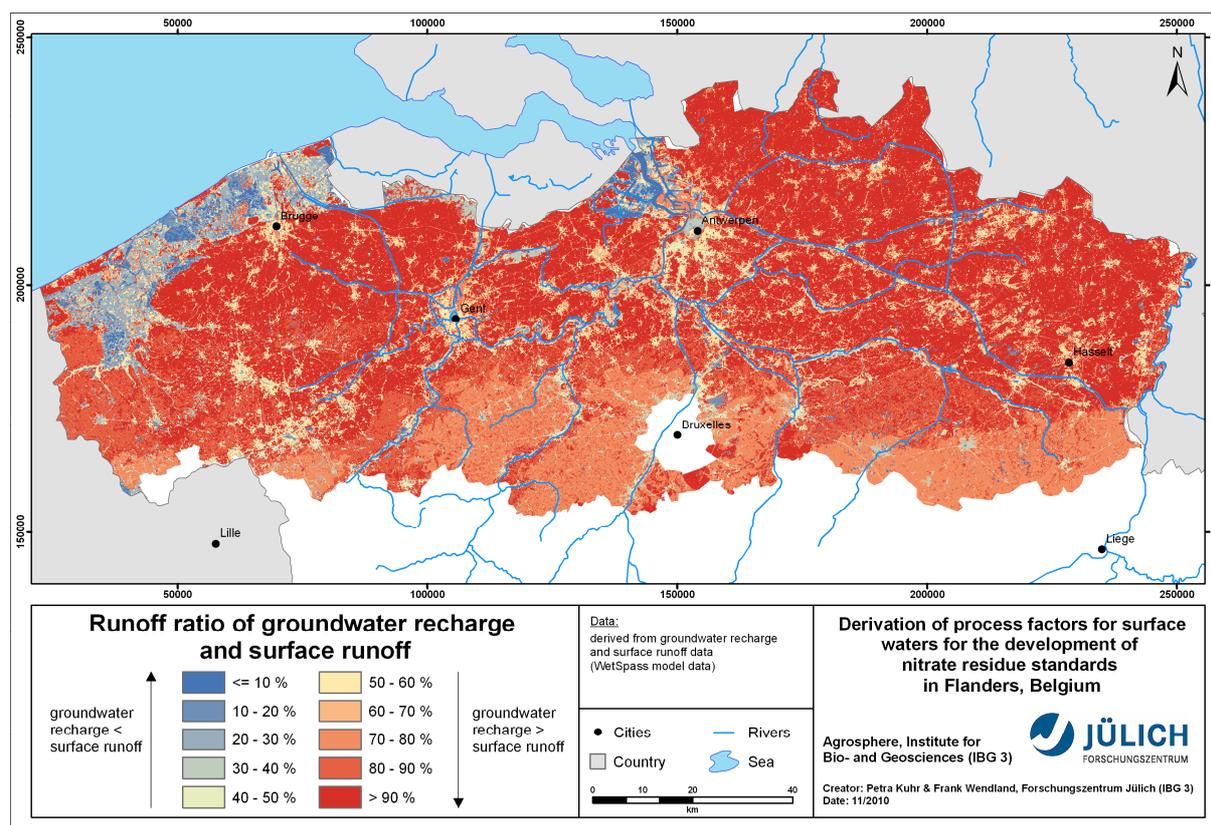


Figure 5.10: Runoff ratio of groundwater recharge and surface runoff

In case of a long term consideration, groundwater recharge is almost equal to the groundwater runoff in to surface waters (Arnold *et al.*, 2000; Simmers, 1988; Peschke, 1997). Hence, N which has entered the aquifer system coupled to groundwater recharge is transported in the aquifer with the groundwater runoff to the recipients. On its transport to surface waters, nitrate might be denitrified in case of denitrifying hydrochemical conditions in the aquifer (Korom, 1992; Kunkel *et al.*, 2004; Pauwels *et al.*, 2000), see section 3 and figure 5.9.

5.5 Fraction of groundwater-borne nitrate input into the surface waters

As the nitrate degradation in aquifers is a function of the “denitrification conditions/half life time of denitrification in the aquifer” and the “residence time of groundwater in the aquifer” the groundwater-borne nitrate input into surface waters can be assessed as a fraction relative to the N input into the aquifer. In this way the determination of the groundwater-borne nitrate input into surface waters can be carried out without information about N inputs into the aquifer. Figure 5.11 shows the nitrogen load remaining in the aquifer after transport through the aquifer. Results are presented for the initial grids, i.e. the sites from which the N inputs into the aquifer may start.

A fraction of 0.3 means for instance, that 70% of the nitrate input into the aquifer is denitrified during the travel time in the aquifer. From figure 5.11 it can be seen that the portion of groundwater-borne nitrogen input into surface waters will remain high in the vicinity of surface waters. Even with good conditions for a complete degradation of nitrate in the

aquifer, the short residence times are not sufficient for an adequate degradation of nitrate inputs. There is, furthermore, a hazard potential in many regions where restricted and/or insignificant degradation conditions in the aquifer prevail. These regions include main parts of the provinces Limburg, Flemish Brabant and the Southern part of East Flanders.

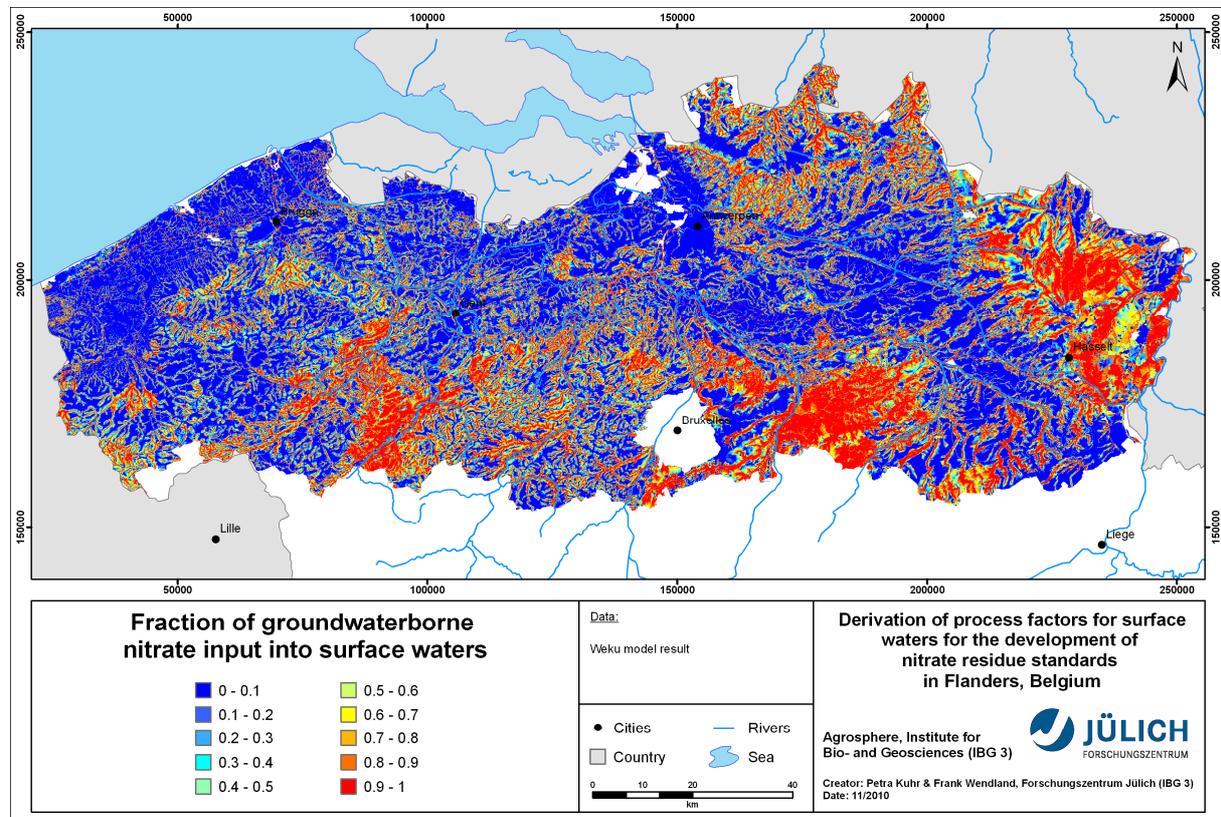


Figure 5.11: Fraction of groundwater-borne nitrate input into surface waters

The aquifers in the Northern and middle part of Flanders show an opposite behaviour. There, long groundwater residence times and good denitrification conditions cause denitrification rates of up to 90% and more of the inputs into the aquifer systems. As a consequence, groundwater is almost nitrate-free when it enters the rivers after transport through the aquifer systems.

6 Determination N input into surface water via direct runoff and groundwater runoff for 50 selected catchment areas

6.1 Nitrogen outputs from root zone

The determination of the N inputs into surface waters was carried out for each of the selected 50 catchment areas. The geographical location of the catchments is shown in figure 6.1. The size of the catchments range between 20 and 500 ha.

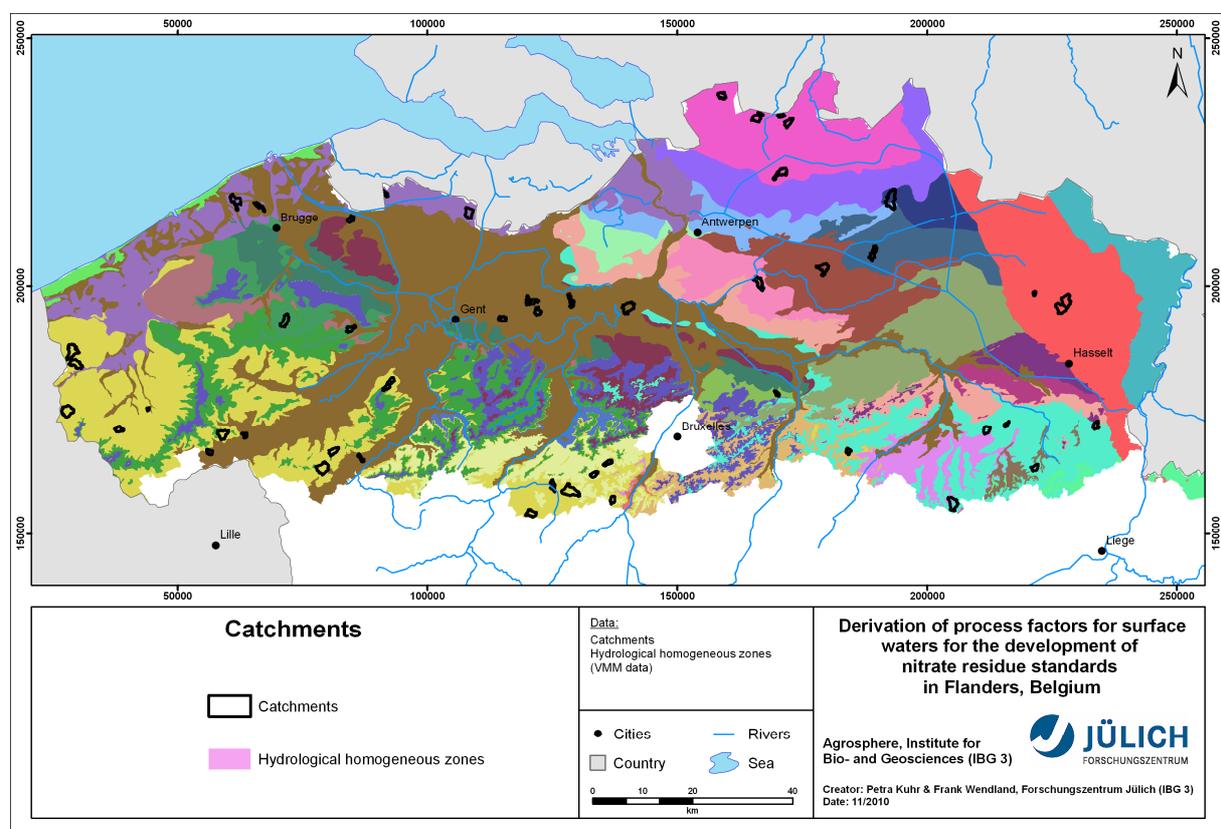


Figure 6.1: Geographical location of the 50 case study catchments

For each of the 50 case study catchment areas N residues which characterize the amount of nitrogen which can be leached from the root zone have been quantified by the K.U. Leuven on the level of individual plots for the period 2004–2007 (figure 6.2).

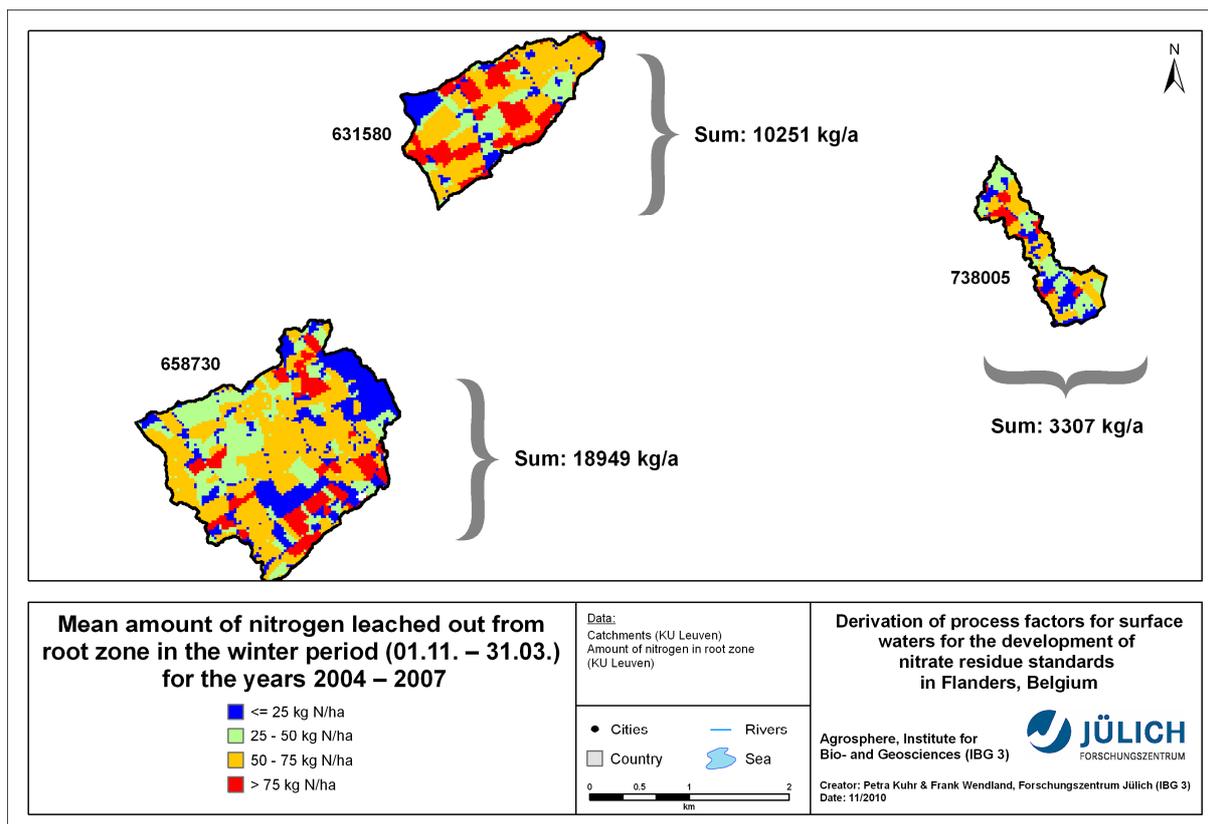


Figure 6.2: Amount of N leached out of the root zone calculated from nitrate residue values for the time period 2004–2007 for three of the 50 catchments (catchments are labelled with the VMMNR of the MAP monitoring point)

6.2 Determination of the N inputs into surface waters via direct runoff

According to section 5.4 it is evident that not the whole amount of nitrate in the soil compartment is displaced into the aquifer. A part of it is transported to surface waters with the direct runoff components. The ratio between groundwater recharge and direct runoff (figure 5.10) is taken as a measure for the determination of the input of diffuse nitrogen surpluses from soil to groundwater and surface waters according to the different hydrological input pathways.

Figure 6.3 shows the N input into surface waters via direct runoff components. For this portion of the N input into surface waters it is assumed that no further denitrification of the N residues takes place. Hence, the N input into surface waters via direct runoff corresponds to the N residue value allocated to the direct runoff component. The results in figure 6.3 show that this fraction lies between ca. 350 and ca. 5600 kg/a in the three case study catchments.

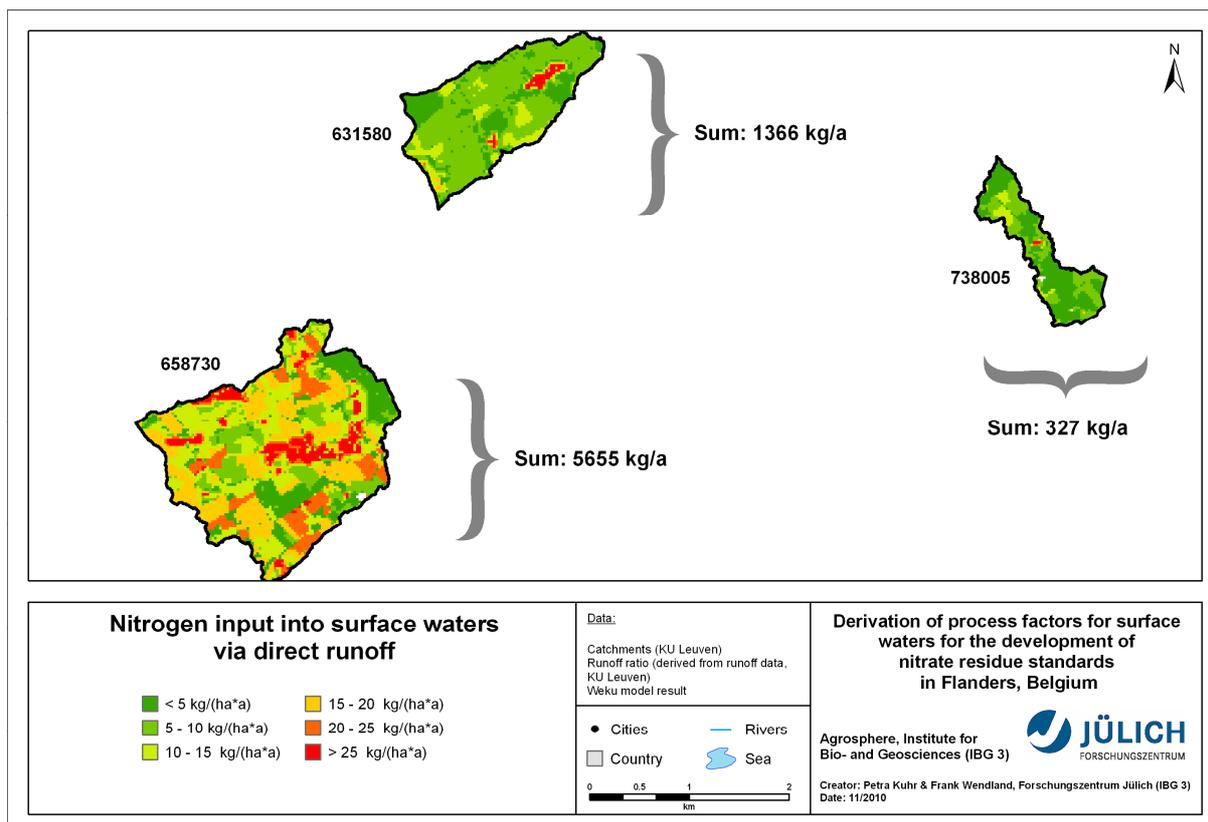


Figure 6.3: N input into surface waters via direct runoff components

6.3 Determination of the N inputs into surface waters via groundwater runoff

Figure 6.4 shows the N residue portions which are displaced into the aquifer exemplary for three catchment areas. It is evident that the portions of the N residue values which are displaced into the aquifer are considerably higher than the N inputs via direct runoff. But even within the small catchments the range of values display large differences and comprise values between < 25 kg/a and > 75 kg/a. The integrated values over the whole catchments which are shown in figure 5.3 indicate the different significance of displaceable N residues in individual catchment areas. However, the determined values between ca. 3300 and 19000 kg/a depend also strongly on the catchment size.

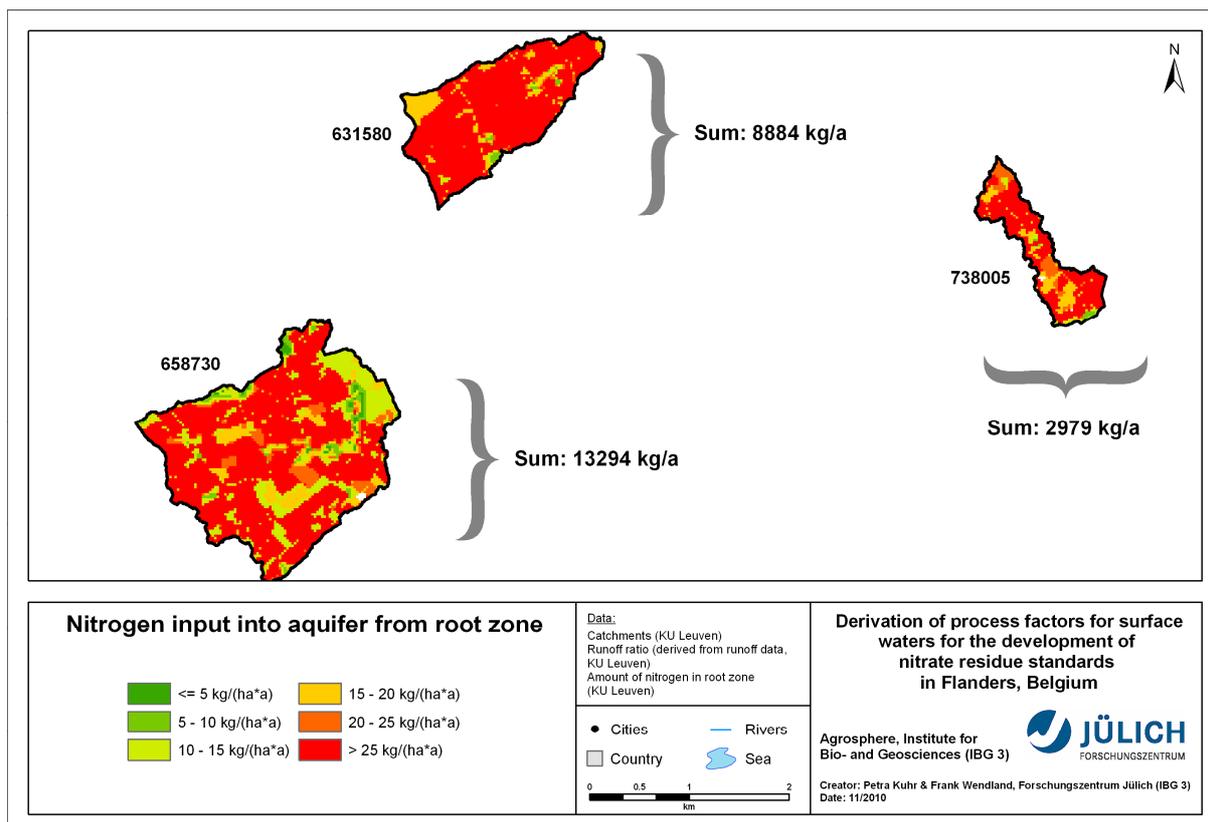


Figure 6.4: Nitrogen input into the aquifer

The groundwater-borne N inputs in surface waters have been determined based on the WEKU model, i.e. under consideration of the grid-wise modelled residence times (figure 4.8) and the allocated half life times for denitrification in groundwater (figure 5.10). Consequently results on groundwater-borne nitrate inputs are available area-differentiated of the basis of raster cells with a resolution of 25 m x 25 m. The results shown in figure 6.5 are presented for the initial grids and indicate the nitrate remaining in groundwater after reactive transport in the aquifer.

For the exemplary three catchment areas the groundwater-borne N inputs into surface waters for the time period 2004–2007 are in general lower than the quantities of N leached out of the root zone calculated from nitrate residues. However, while the total quantities of N leached from the root zone vary considerably between the 3 catchments as shown in figure 6.2, the quantities of N that reach the surface water via the groundwater (fig. 6.5) show the same order of magnitude (between ca 2000 kg/a and ca. 3400 kg/a). Hence, denitrification in the aquifer does not have the same importance in the three catchments. The results indicate instead that in one catchment the N residues have been denitrified from ca. 20000 kg/a down to ca. 2000 kg/a (ca. 90%) during transport in the aquifer, whereas in another catchment the N residues decreased from ca. 3300 kg/a to ca. 2700 kg/a only, so that ca. 80% of the inputs into the aquifer are still present when the groundwater discharges into surface waters.

The examples illustrate that it is advisable to derive WEKU-process factors for the denitrification in aquifer on the level of the individual catchments, i.e. under consideration of the individual hydrochemical site conditions and groundwater residence times.

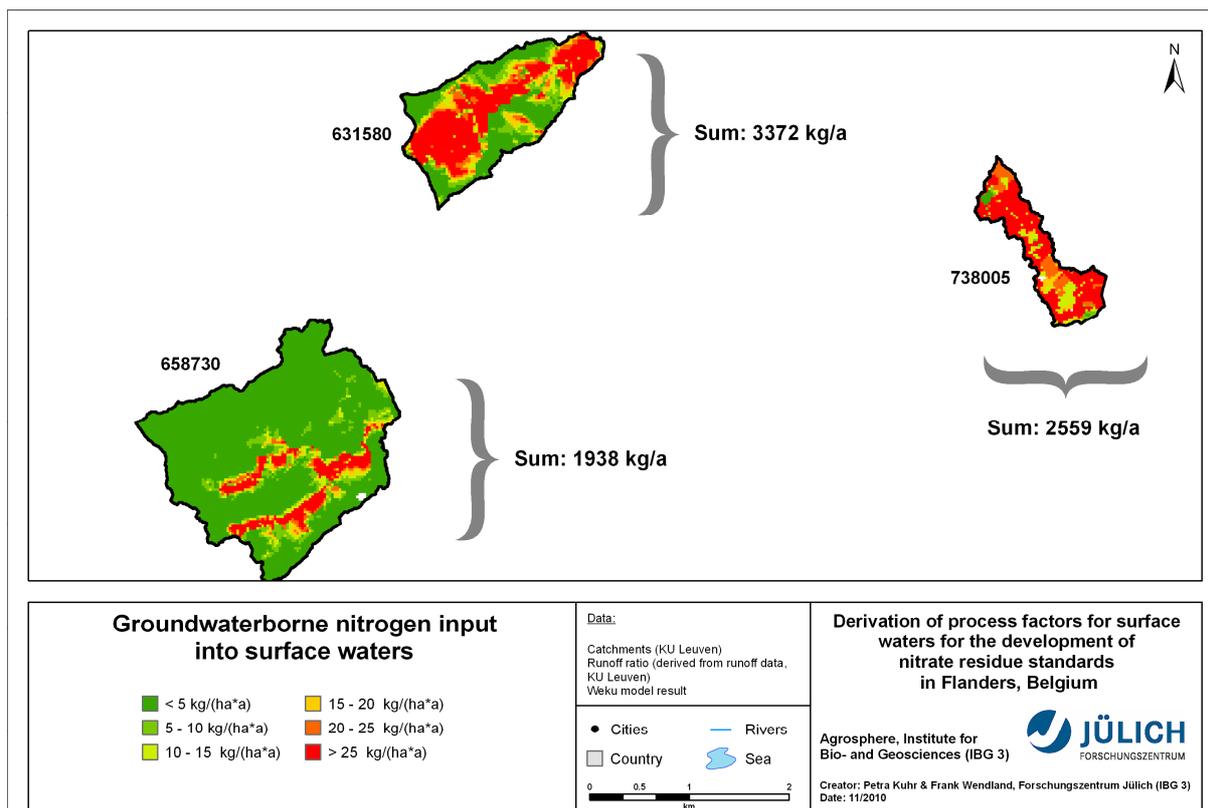


Figure 6.5: Exemplary groundwater-borne N inputs into surface waters for the time period 2004–2007

For this purpose the catchment-wide integrated quantities of N leached from the root zone (according to the example shown in figure 6.2) and the related groundwater-borne N inputs into surface waters (according to the example shown in figure 6.5) have been used to calculate the fraction of N leached from the root zone that reaches the surface water via the groundwater (see figure 6.6). A factor of 0.33 (as shown in figure 6.6) means that 33% of the N leached from the root zone has reached the surface water via the groundwater.

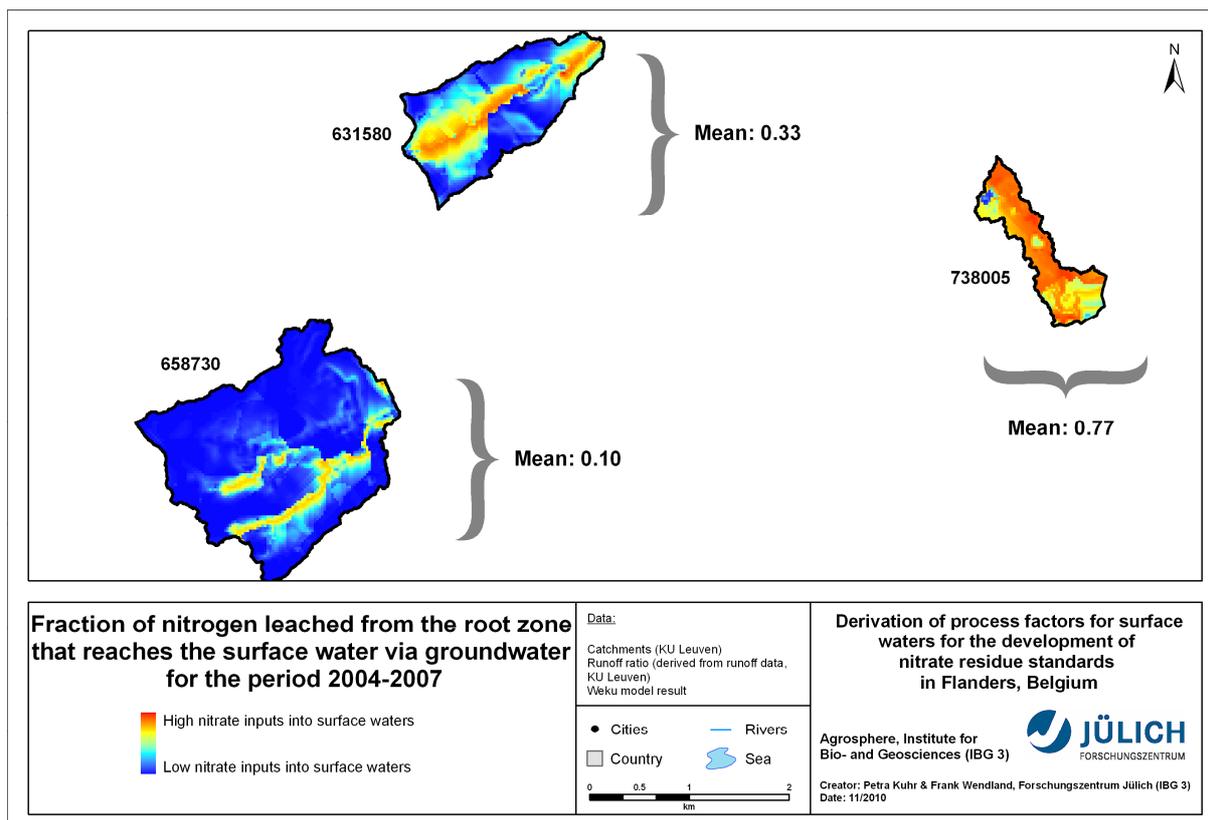


Figure 6.6: Fraction of N leached from the root zone that reaches the surface water via the groundwater for the time period 2004–2007

6.4 Total mean N inputs into surface waters via groundwater and direct runoff

The total N inputs into surface waters via direct runoff and groundwater runoff vary considerably amongst the three catchments (see figure 6.7). In catchment 738005 for example nitrogen input via direct water runoff is negligible, whereas groundwater-borne nitrogen inputs are still significant in spite of denitrification losses in the aquifer. Catchment 658730 shows the opposite behaviour. There, more than 5500 kg/a N is reaching the surface waters via direct runoff (see figure 6.3) but groundwater runoff contributes only less than 2000 kg/a N to the total diffuse N inputs into surface waters (figure 6.5).

As the indication of the total N input into surface waters in kg/a depends largely on the catchment size, the indication in kg/(ha*a) is an alternative measure to characterize the N pollution potential. Consequently, the “small” catchment 738005 has a very high N input into the surface waters per ha (approximately 40 kg/(ha*a) while the catchments 631580 and 658730 with 27 and 20 kg/(ha*a) have medium N inputs into surface waters compared to their size.

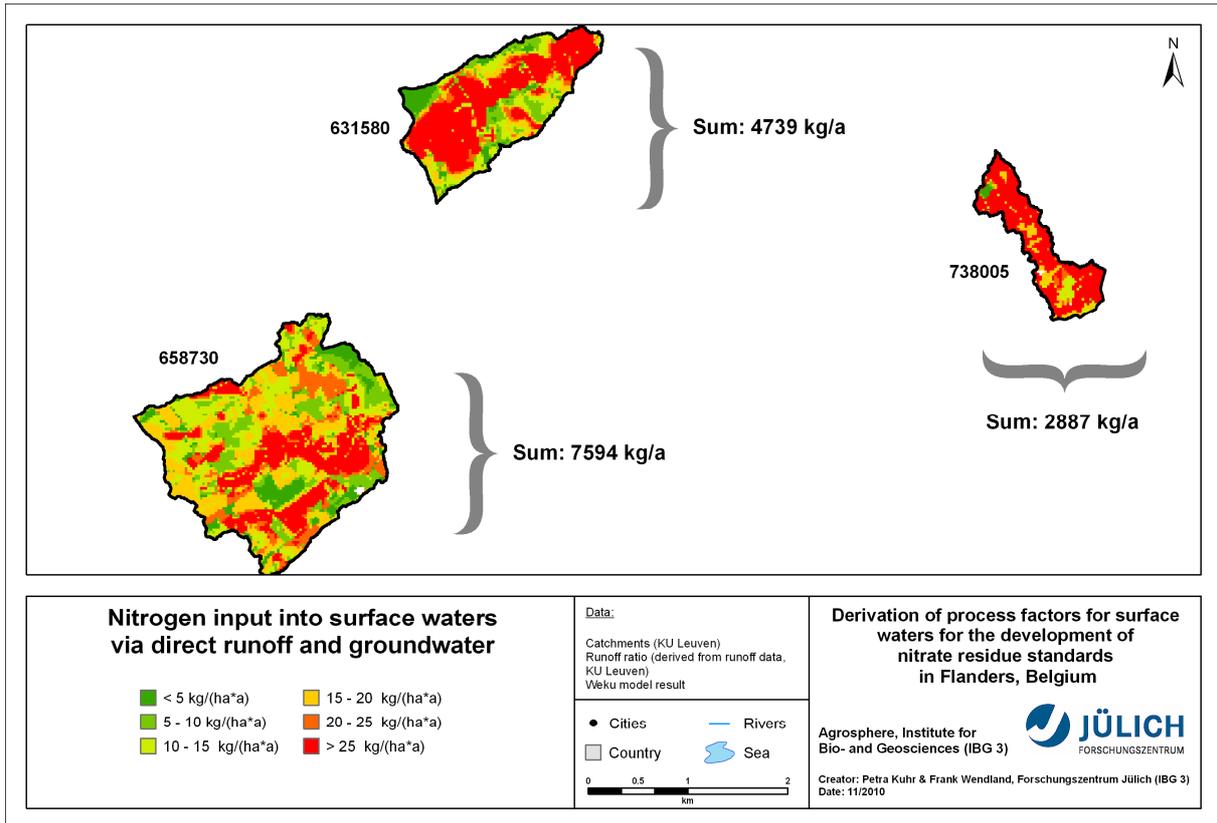


Figure 6.7: Total mean N inputs into surface waters from direct runoff and groundwater

In figure 6.8 the validity check for these three catchment areas is shown. The coefficient of determination (r^2) allegorizes with 0.97 the very good correlation between modelled N inputs into the surface waters and measured loads in the river.

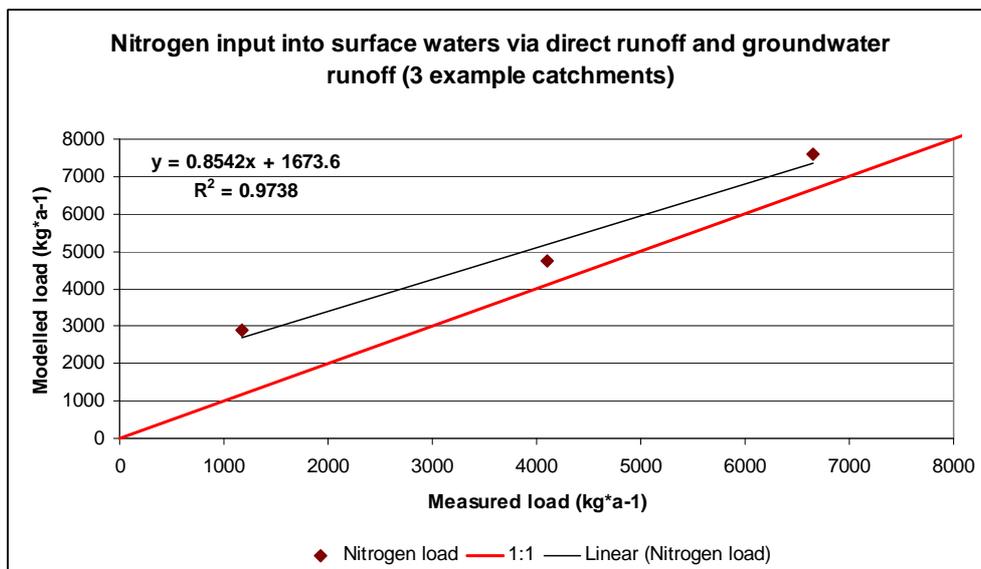


Figure 6.8: Validity check for three exemplary catchments

7 WEKU- process factors for the assessment of groundwater-borne nitrate inputs into surface waters for 50 selected catchment areas throughout Flanders

The procedure described in section 6 for three exemplary catchment areas has been applied for all 50 catchment areas in Flanders. In order to derive a WEKU-process factor for the groundwater-borne nitrate inputs into surface waters for each of the 50 selected catchment areas the grid-wise calculated N loads were summed up for the N leached from the root zone, the outputs via direct runoff, the N inputs into groundwater and the N outputs into surface waters via groundwater runoff (see table 7.1). The WEKU-process factor PF is determined from the amount of N leached from the root zone (derived from estimated or measured nitrate residues) and the WEKU-modelled N discharge into surface waters via direct runoff and via the groundwater. A high WEKU-process factor (e.g. 20) means that most N leached from the root zone entering into the aquifer is denitrified during transport in the aquifer. A WEKU-process factor close to one means that almost all N leached from the root zone reaches the surface water, as direct runoff thus precluding any denitrification, and/or via a phreatic aquifer that has denitrification half life times that are too large relative to the residence time to effectively remove the nitrate. Table 7.1 shows that the determined WEKU-process factors for the 50 catchments in Flanders range between 1.11 and 4.44. This can be regarded as a strong argument for a catchment-wide derivation of WEKU-process factors.

Table 7.1: Model results for 50 catchment areas in Flanders

VMMNR	Area Catchment [ha]	Nitrogen leached from root zone [kg/a] (1)	Nitrogen OUTPUT direct runoff [kg/a] (2)	Nitrogen INPUT groundwater [kg/a] (3)	Nitrogen OUTPUT groundwater [kg/a] (4)	WEKU-PF calculated as: (1) / ((2) + (4))
13550	248	14589	8588	6001	43	1.69
22400	85	6457	4604	1853	597	1.24
65200	147	8796	251	8546	4947	1.69
68900	95	5776	259	5517	2949	1.80
69500	244	15065	497	14569	8290	1.71
79620	160	10202	493	9709	3970	2.29
94600	291	18122	507	17615	14558	1.20
133100	324	19901	652	19248	17278	1.11
232550	349	15625	790	14835	6011	2.30
269620	248	8667	897	7771	2032	2.96
283650	250	14523	812	13711	4073	2.97
303855	195	9368	612	8756	1635	4.17
306300	491	19979	576	19403	6815	2.70
319120	261	12998	791	12207	2304	4.20
365500	112	5925	1289	4636	1538	2.10
365650	109	4911	1087	3824	1118	2.23
367700	105	6166	1420	4746	1648	2.01
389780	51	1501	337	1163	817	1.30
420530	38	1926	65	1861	1334	1.38
436900	307	8731	1907	6824	3787	1.53
437950	153	4928	541	4388	1649	2.25
442910	80	3653	1252	2401	1879	1.17
451570	118	6038	1084	4953	1493	2.34
451640	56	2163	199	1964	750	2.28
464450	125	7404	1530	5874	1408	2.52
495150	141	7276	254	7022	1385	4.44
497920	95	5082	277	4806	2296	1.98
497950	89	5030	174	4856	1638	2.78
537540	191	8288	1840	6447	1597	2.41
538350	135	6652	1575	5077	2264	1.73
538970	469	23733	5447	18287	8465	1.71
542100	130	6943	211	6732	1746	3.55
550400	112	4855	173	4682	1434	3.02
582943	93	7611	1519	6093	4064	1.36
631580	174	10251	1366	8884	3372	2.16
651390	68	4457	458	3998	1482	2.30
658730	381	18949	5655	13294	1938	2.50
666425	266	16201	2101	14099	3196	3.06
690033	385	23472	3561	19911	2950	3.61
709623	202	12437	486	11951	8202	1.43
738005	70	3307	327	2979	2559	1.15
757800	133	7099	710	6389	2242	2.41
765055	108	6689	239	6449	3257	1.91
868400	275	14229	11042	3187	584	1.22
876030	100	4997	4227	770	48	1.17
906750	244	12377	834	11543	3119	3.13
913092	279	16338	2530	13807	3782	2.59
947150	21	1290	155	1135	926	1.19
972021	124	7913	1106	6807	1736	2.78
990030	375	22899	3981	18918	4625	2.66

Validity check in 50 catchments

In order to check the validity of the modelled N inputs into surface waters the N input via direct runoff and groundwater runoff was summed up and compared to the mean load in the river. For this validity check measured river quality data from the gauging stations of the 50 catchments was available.

Since data about point source inputs were missing for the 50 catchments these inputs were ignored in the validation. However, since the catchment areas range between only 20 and 500 ha in size and comprise only rural areas, the influence of settlements and related point source inputs are supposed to play a minor role only. Additionally N retention in surface waters was not considered in the validation procedure due to a lack of data. It can be assumed that also this parameter doesn't play an important role because of the small size of the catchments and recipients respectively.

Figure 7.1 shows the validity check for the 50 catchment areas. In view of the model uncertainties in determining N residues, groundwater residence times and reaction constants for denitrification and in view of the missing information about point source N inputs and retention in surface waters the correlation between modelled and measured N loads is acceptable.

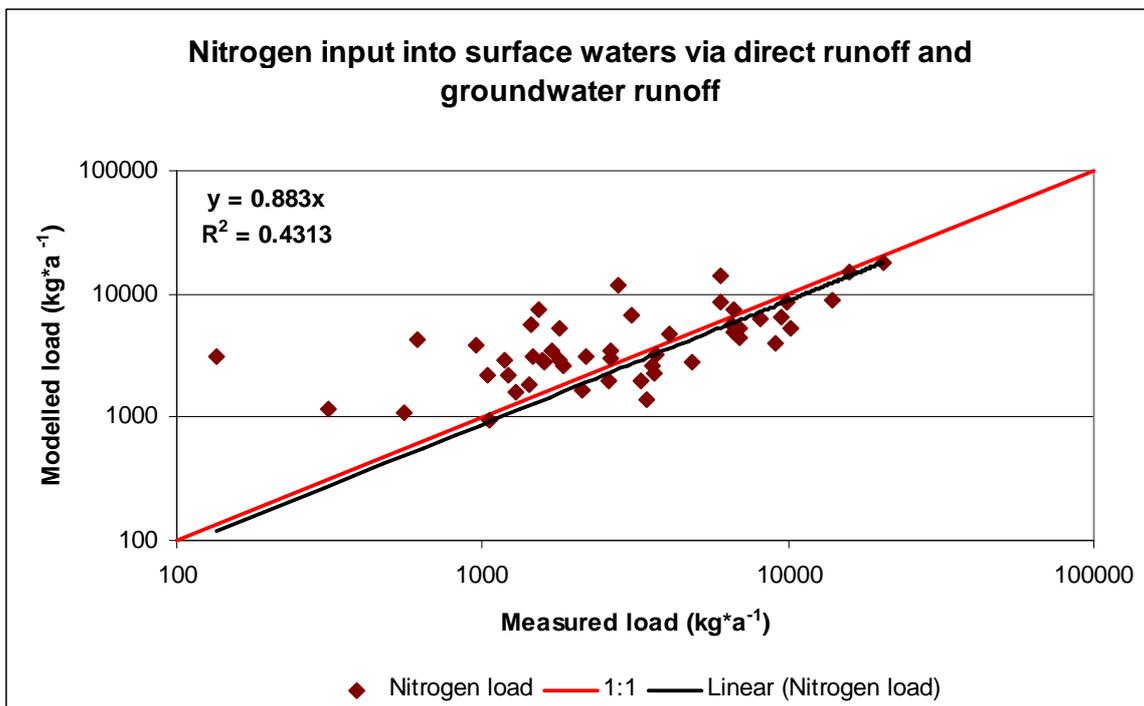


Figure 7.1: Validity check of N inputs into surface waters

8 Summary

The main target of this project was the determination of WEKU-process factors for the regional differentiated consideration of denitrification losses in groundwater during transport in aquifers in Flanders. For this purpose the portion of nitrate residues in soils which are displaced to the aquifers with groundwater recharge and the nitrate load which is still present in the groundwater when the groundwater discharges into surface waters are determined. Calculations are based on the WEKU model, in which the reactive nitrate transport in groundwater is considered as a function of the half life times of denitrification in aquifers and the residence times in the aquifer. Whereas the modelling of groundwater residence times and the assessment of half life times of denitrification in aquifers was carried out area-covering for the whole territory of Flanders in a spatial resolution of 25m x 25m, the derivation of the WEKU-process factor for the denitrification losses in groundwater was determined for the 50 selected catchments exclusively, for which N residue values had been derived by K.U. Leuven.

Depending on the regional site conditions the assessed **groundwater residence times** ranged between less than five years and more than 250 years. The long residence times in many lowland regions (polder areas) may be essentially attributed to the low hydraulic gradients and the low groundwater velocities respectively. Short residence times have been determined for areas in the vicinity of rivers and/or regions with steep hydraulic gradients and high groundwater velocities respectively. This situation is typical for e.g. upper Dijle and upper Dender. It must be emphasized that groundwater runoff does not represent the dominant runoff component in all regions. In artificially drained regions, for example, groundwater runoff often contributes less than 20 % to the total runoff. This must be considered in case the modelled groundwater residence times are used for the determination of reactive nitrate transport in aquifer and the interpretation of the related results concerning the importance of groundwater-borne nitrate inputs into aquifers.

For this reason the **ratio between groundwater runoff and direct runoff** was taken as a measure for assessing the regional importance of the different hydrological input pathways, i.e. runoff components, for the input of diffuse nitrogen surpluses from soil to groundwater and surface waters. Results indicate that groundwater runoff is dominating in almost all parts of Flanders and contributes to 70% - > 90% to the rivers' discharge. Only in the Marshy areas of the Polders direct runoff from drainage systems is the dominating input pathway for nitrate into surface waters.

For the **assessment of denitrification conditions in aquifers** data from ca. 2600 groundwater quality monitoring stations throughout Flanders was available. At first observed concentration values for the redox-sensitive parameters oxygen, iron(II) and manganese(II) were regionalized using Kriging interpolation. Additionally a hydrogeology factor has been included in order to consider the regional influence of hydrodynamic conditions and the oxygen input with groundwater recharge for the designation of denitrification conditions.

Subsequently the denitrification conditions in aquifers have been assessed by allocating the individual hydrochemical parameters and the hydrogeology factor to steady nitrate degradation classes. Results indicate that the overall hydrochemical conditions for denitrification in groundwater are quite favourable in Flanders. Only the "Hoogterrasafzetting" and Leemstreek display oxidizing groundwater conditions and hence unfavourable denitrification conditions in groundwater.

After this, **half life time values for denitrification in aquifers**, which were assessed in the framework of a literature review, were assigned to the nitrate degradation classes. Accordingly half life times of denitrification in groundwater between ca. 0.5 years and 7 years were allocated to denitrifying groundwater, whereas half life times in the range of 120 years were allocated to groundwater showing non-nitrate degrading aquifers. Results for Flanders indicate that the most favourable site conditions for denitrification and accordingly lowest half life times prevail in the discharge areas of West-Flanders and in the sandy aquifers of Diest and Bolderberg in the Eastern part of Flanders. There, allocated half life times of denitrification are in general less than 2 years. For many transit areas half life times between ca. 2 and 7 years have been assessed. Half life times > 7 years can only be found in relatively small areas e.g. in the Southern parts of Eastern Flanders and Flemish Brabant, i.e. in groundwater recharge areas, for which the hydrochemical parameters have shown oxidized hydrochemical conditions.

The determination of the **N inputs into surface waters** was carried out for 50 selected catchment areas. N residues for these catchments have been quantified by K.U. Leuven on the level of individual plots for the period 2004–2007. The ratio between groundwater runoff and direct runoff was taken as a measure for the determination of the input of diffuse nitrogen surpluses from soil to groundwater and surface waters according to the different hydrological input pathways. For the N input into surface waters via direct runoff components it is assumed that no further denitrification of the N residues takes place.

The groundwater-borne N inputs in surface waters vary regionally and largely depend on the residence times and the allocated half life times for denitrification in groundwater. The **WEKU-process factors for denitrification in aquifer** have been assessed on the level of the individual catchments, i.e. as a catchment wide integrated value and characterize nitrate load which is still present in the groundwater when the groundwater discharges into surface waters. Results indicate significant differences for the importance of denitrification in the aquifer. Whereas in the Polder regions more than 90% of the inputs into groundwater are denitrified in the aquifer, less than 80% are degraded in the "Hoogterrasafzettingen". This can be regarded as a strong argument for a catchment-related derivation of WEKU-process factors for denitrification in aquifers rather than in the form of a lump-sum value for the groundwater.

In order to check the **validity of the modelled N inputs into surface waters** the N input via direct runoff and groundwater runoff was summed up for the 50 catchment areas and compared to the observed mean N load in the river. In view of the model uncertainties in determining N residues, groundwater residence times and reaction constants for denitrification and in view of the missing information about point source N inputs and

retention in surface waters the correlation between modelled and measured N loads was acceptable.

Nevertheless there are a number of possibilities to further improve the performance of the WEKU model in Flanders by including improved data bases:

- The compilation of a consistent digital elevation model of the groundwater surface in Flanders and the related possibilities for an improved derivation of effective recipients, flow directions and hydraulic gradients and groundwater residence times respectively.
- The consideration of regional hydrogeological information from regional studies and drilling profiles, i.e. about the petrography and the hydraulic conductivity,
- A plausibility check of the modelled groundwater velocities and groundwater residence times by including results from regional studies (Tracer tests),
- The data base for the assessment of denitrification conditions in aquifers, actually ca. 2600 groundwater quality monitoring stations throughout Flanders should be homogenized in terms of density, sampling depth and sampling frequency.
- The half life times of denitrification in aquifers have been assessed based on a literature review exclusively. Reaction kinetics should be verified in selected field studies throughout Flanders.
- The gathering of information about point source N inputs into surface waters and the N retention in surface waters for the 50 catchments is also indispensable for the evaluation of the WEKU model results.

The permanent further development and application of the WEKU model concept would have the advantage that all available regional data (Hydrogeology, Hydrodynamic, N residues (land use) and hydrochemistry) which influence denitrification in aquifers are linked to each other.

9 References

- AHUJA LR, CASSEL DK, BRUCE RR & BARNES BB (1988): Evaluation of spatial distribution of hydraulic conductivity using effective porosity data.- *Soil Sci.* 148, 404–411.
- ARNOLD JG, MUTTIAH RS, SRINIVASAN R & ALLEN PM (2000): Regional estimation of base flow and groundwater recharge in the Upper Mississippi river basin. *J Hydrol* 227, 21-40.
- BÖTTCHER J, STREBEL O & DUYNESVELD WHM (1989): Kinetik und Modellierung gekoppelter Stoffumsetzungen im Grundwasser eines Lockergesteinsaquifers.- *Geol. JB.* C51, 3–40.
- BÖTTCHER J, STREBEL O & DUYNISVELD WHM (1985): Vertikale Stoffkonzentrationsprofile im Grundwasser eines Lockergesteinsaquifers und deren Interpretation (Beispiel Fuhrberger Feld).- *Z. dt. Geol. Ges.* 136, 543–552.
- BUSCH K-F & LUCKNER L (1973): *Geohydraulik.* Deutscher Verlag für Grundstoffindustrie, Leipzig.
- DVWK (1992): Entnahme und Untersuchungsumfang von Grundwasserproben.- DVWK-Regeln zur Wasserwirtschaft 128/1992, Bonn.
- GERB L (1958): Grundwassertypen.- *Vom Wasser* 25, 16–47.
- GRUNEWALD K, DEHNERT J, HALBFASS S, BÜRGER S, GEBEL M, KAISER M & FRIESE H (2008): Nährstoffmodellierung zur Aufstellung der Maßnahmenprogramme nach WRRL in Sachsen. *Wasser Abfall* 10: 15-19.
- HANNAPPEL S (1996): Die Beschaffenheit des Grundwassers in den hydrogeologischen Strukturen der neuen Bundesländer.- *Diss. FU Berlin, Berliner Geowiss. Abhandlungen* A182.
- KALERIS V (1986): Erfassung des Austausches von Oberflächen- und Grundwasser in Horizontalebene Grundwassermodellen. – Mitteilung des Instituts für Wasserbau, Heft 62, Universität Stuttgart.
- KÖLLE W (1989): Stickstoffverbindungen im Grund- und Rohwasser.- Weiterbildendes Studium Bauingenieurwesen, Wasserwirtschaft, Universität Hannover, Kurs SW 23, 39 S.
- KÖLLE W (1990): *Wasseranalysen – richtig beurteilen.*- Wiley-Vch Verlag GmbH.
- KOROM SF (1992): Natural denitrification in the saturated zone: A review, *Water Resour Res* 28, 1657-1668.

- KRAUSE F (2010): Regionally differentiated determination of the nitrate reduction potential of the aquifers of Lower Saxony and North Rhine-Westfalia.- Master Thesis, BTU Cottbus, unpublished
- KUNKEL R, VOIGT H-J, WENDLAND F & HANNAPPEL S (2004): Die natürliche, ubiquitär überprägte Grundwasserbeschaffenheit in Deutschland.- Schr.-R. Umw./Envir. Forschungszentr. Jülich 47, 207 S.
- KUNKEL R (1994): Stochastische Modellierung der Nitratbelastung und der Verweilzeiten in Grundwässern der Bundesrepublik Deutschland.- Interner Bericht KFA-STE-IB 4/94, Programmgruppe Systemforschung und Technologische Entwicklung, Forschungszentrum Jülich GmbH.
- KUNKEL R & WENDLAND F (1997): Weku – A GIS supported stochastic model of groundwater residence times in upper aquifers for the supraregional groundwater management.- Environ. Geol. 30(1/2), 1–9.
- MAROTZ G (1968): Technische Grundlagen einer Wasserspeicherung im natürlichen Untergrund. Schriftenreihe des KWK, H. 18, 228 S.; Hamburg (Wasser u. Boden).
- MERZ C, STEIDL J & DANNOWSKI R (2009): Parametrization and regionalization of redox based denitrification for GIS-embedded nitrate transport modeling in Pleistocene aquifer systems.- Environ. Geol. 58(7), 1587–1599.
- OBERMANN P (1982): Hydrochemische/Hydromechanische Untersuchungen zum Stoffgehalt von Grundwasser bei Landwirtschaftlicher Nutzung.- Bes. Mitt. Z. Dtsch. Gewässerkundlichen Jahrbuch 42, 217 S.
- PÄTSCH M, WALTHER W, REINSTORF F & WELLER D (2003): Research program and development of a suitable toll to minimize nitrogen emissions into groundwater of a Pleistocene aquifer, northern low plain of Germany.- In: Diffuse input of chemicals into soil and groundwater assessment and management, Technische Universität Dresden, Institut für Grundwasserwirtschaft und Institut für Wasserchemie. Proceedings Institute of Groundwater Management, 217–225.
- PAUWELS H, FOUCHER JC & KLOPPMANN W (2000): Denitrification and mixing in a schist aquifer: influence on water chemistry and isotopes.- Chem Geol 168:307-324.
- PESCHKE G (1997): Der komplexe Prozess der Grundwasserneubildung und Methoden zu ihrer Bestimmung.- In: Leibundgut C. & Demuth S.: Freib. Schr. Hydrol. 5, 1–13.
- POSTMA D, BOESEN C, KRISIANSEN H & LARSEN E (1991): Nitrate reduction in an unconfined sandy aquifer: water chemistry, reduction processes and geochemical modeling. Water resource res 27:2027-2045.
- SIMMERS J (1988): Estimation of Natural Groundwater Recharge, NATO ASI Series C: V. 222. Boston, Mass.: D. Reidel Publishing Co.

- STREBEL O, BÖTTCHER J & KÖLLE W (1985): Stoffbilanzen im Grundwasser eines Einzugsgebietes als Hilfsmittel bei Klärung und Prognose von Grundwasserqualitätsproblemen (Beispiel Fuhrberger Feld). Ztschr. Dt. Geol. Ges., Band 136, Heft 2, S. 533-541
- UHLIG M, GEBEL M, HALBFAß S & LIEDL R (2010): Mesoskalige Modellierung der grundwasserbürtigen Nitratbelastung von Fließgewässern.- Grundwasser Zeitschrift der Fachsektion Hydrogeologie 3/2010.
- VAN BEEK CGEM (1987): Landbouw en Drinkwatervoorziening, oriënterend Onderzoek naar de Beïnvloeding van de Grondwaterkwaliteit door Bemesting en het Gebruik van Bestrijdingsmiddelen, Onderzoek 1982–1987 - Report Meded. 99, Keuringsinstituut voor Waterleidingsartikelen KIWA N.V. 99, Nieuwegein, The Netherlands.
- WENDLAND F, KUNKEL R & VOIGT H-J (2004): Assessment of groundwater residence times in the pore aquifers of the river Elbe basin.- Environ. Geol. 46, 1–9.
- WENDLAND F (1992): Die Nitratbelastung in den Grundwasserlandschaften der „alten“ Bundesländer (BRD).- Berichte aus der ökologischen Forschung 8, Jülich, 150 S.