



**Vlaamse Landmaatschappij**  
SAMEN INVESTEREN IN DE OPEN RUIMTE

**Authority:**

**Flemish Land Agency**

**Gulden-Vlieslaan 72, 1060 Brussels**

**Follow-up of a monitoring network of farms under Directive 2008/64/EG  
in order to assess the impact of derogation on the water quality**

**Summary (Dutch-English)**

**February 2015**

**Consortium:**

**Soil Service of Belgium, and**

**Katholieke Universiteit Leuven, Department of Earth and Environmental Sciences**

### Consortium

**Soil Service of Belgium**

W. de Croylaan 48, 3001 Leuven-Heverlee



**KU Leuven**

Department of Earth and Environmental Sciences

Celestijnenlaan 200E, 3001 Leuven



## **Consortium members:**

### **Soil Service of Belgium**

Wendy Odeurs, Sofie Maes, Davy Vandervelpen, Mia Tits, Annemie Elsen, Jan Bries and Hilde Vandendriessche

### **KU Leuven**

Jan Diels and Jos Van Orshoven

### **Citation:**

Odeurs, W., Maes, S., Vandervelpen, D., Tits, M., Elsen, A., Diels, J., Van Orshoven, J., Bries, J. and Vandendriessche, H., (2015). Follow-up of a monitoring network of farms under Directive 2008/64/EG in order to assess the impact of derogation on the water quality. Summary (Dutch-English). February 2015 Study carried out under the authority of the Flemish Land Agency by the Soil Service of Belgium and the Department of Earth and Environmental Sciences (KU Leuven). 32 pp.

## **Steering Group members:**

Koen Desimpelaere (VLM), Sofie Ducheyne (VLM), Luc Gallopyn (VLM), Kristof Bauwens (VLM), Els Goethals (VLM), Paul Van Der Sluys (VLM), Ria Gielis (VLM), Dirk Van Gijsegem (LV-AMS), Ralf Eppinger (VMM), Kor Van Hoof (VMM), Tom D'Heygere (VMM), Andy Oeyen (LV-AMS), Guy Depraetere (ABS), Albert Bohnen (BB), Guy Vandepoel (BB), Philip Colson (VAC), ALUMENCO, An Jamart (BioForum), Annelore Nys (Natuurpunt), Jeroen Gillabel (GGLV), Karoline D'Haene (Onderzoeksplatform Duurzame Bemesting), Georges Hofman (Onderzoeksplatform Duurzame Bemesting), Johan Van Waes (Onderzoeksplatform Duurzame Bemesting), Joost Salomez (LNE), Sibylle Verplaetse (Kabinet Minister van Leefmilieu), Annelise Bakelants (VMM).

1	Samenvatting.....	2
1.1	Doel van het onderzoek.....	2
1.2	Evaluatie van het monitoringnetwerk derogatie.....	3
1.3	Metingen en resultaten .....	4
1.3.1	Standaardgrondanalyse .....	4
1.3.2	Bemestingspraktijken.....	6
1.3.3	Nitraatstikstof in het bodemprofiel.....	7
1.3.4	Nitraat in oppervlakte- en grondwater.....	9
1.3.5	Fosfor in bodemstalen.....	11
1.3.6	Fosfor in waterstalen .....	12
1.3.7	Burns model.....	12
1.3.8	Nutriëntenbalansen.....	13
1.3.9	Procesfactor grondwater .....	15
1.4	Besluit.....	16
2	Summary.....	18
2.1	Purpose of the investigation .....	18
2.2	Evaluation of the monitoring network .....	19
2.3	Measurements and results .....	20
2.3.1	SSB standard soil sample.....	20
2.3.2	Fertilisation practices .....	22
2.3.3	Nitrate in the soil profile .....	23
2.3.4	Nitrate in the surface and groundwater .....	24
2.3.5	Phosphorus in soil samples.....	26
2.3.6	Phosphorus in water samples .....	27
2.3.7	Burns model.....	28
2.3.8	Nutrient balance .....	29
2.3.9	Process factors for groundwater .....	30
2.4	Conclusion .....	31

# 1 Samenvatting

## 1.1 Doel van het onderzoek

In de derogatiebeschikking van 21 december 2007 keurde de Europese Commissie het Vlaamse verzoek goed om in welbepaalde gevallen een afwijking te bekomen van de algemene bemestingsnorm van 170 kg N/ha uit dierlijke mest (derogatieverzoek). Deze afwijking werd toegestaan voor de teelten gras, maïs voorafgegaan door een snede gemaaid en afgevoerd gras, suikerbieten, voederbieten en wintertarwe gevolgd door een niet-vlinderbloemige groenbemester. Een belangrijke voorwaarde in de derogatiebeschikking van 2007 was het opzetten en het opvolgen van een monitoringnetwerk van minstens 150 bedrijven. Dit leidde tot het monitoringnetwerk eerder beschreven in Vandervelpen et al. (2011).

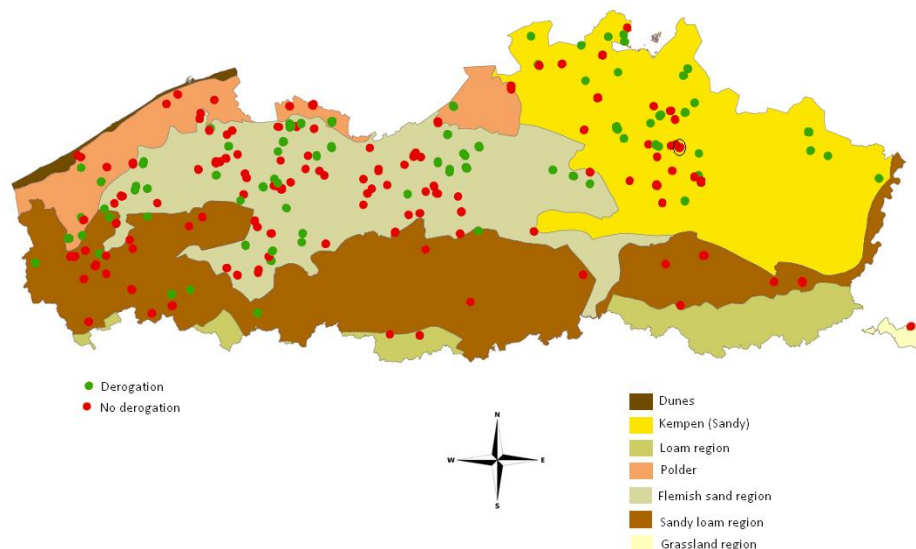
De Europese Commissie besloot op 29 juni 2011 om de mogelijkheid tot derogatie en het toepassen van een grotere hoeveelheid derogatiemest toe te passen, te behouden. De teelten waarop derogatie kan worden toegepast en de dierlijke mest die binnen de derogatie mag worden toegepast, bleven ongewijzigd. Ook deze derogatiebeschikking omvatte voorwaarden naar de overheid toe. Voorwaarden omtrent monitoring, controle en rapportering. Het doel van dit onderzoek was het opvolgen van een monitoringnetwerk van minstens 150 bedrijven om de impact van derogatie op de stikstof- en fosforverliezen uit de bodem en de waterkwaliteit te bepalen. In dit onderzoek werd het eerder opgezette monitoringnetwerk in eerste instantie geëvalueerd en nadien verder opgevolgd.

Als derogatie een significante impact op de waterkwaliteit zou hebben, is het belangrijk om zowel de oorzaak hiervan te achterhalen als de effectieve impact te bepalen. Het derogatiemonitoringnetwerk voorziet informatie omtrent de toegepaste bemestings- en teeltpraktijken op de percelen, de stikstof- en fosforconcentraties in het grondwater, de hoeveelheid stikstof in het bodemprofiel, de stikstof- en fosforverliezen naar het grondwater en de stikstof- en fosforverliezen door afspoeling en uitspoeling. Zo kan de impact van derogatie en niet-derogatie op de waterkwaliteit geëvalueerd worden.

## 1.2 Evaluatie van het monitoringnetwerk derogatie

De originele opzet van het monitoringnetwerk van 188 bedrijven en 227 percelen werd geëvalueerd. Het doel was om zo veel mogelijk bedrijven en percelen uit het eerder opgezette monitoringnetwerk te behouden. Op deze manier kunnen de data bekomen in de eerste onderzoeksperiode (2009-2011) verder aangevuld en gebruikt worden.

Na screening in de eerste fase bestond het netwerk uit 175 bedrijven in 2011. Deze 175 bedrijven waren in 2011 nagenoeg gelijk verdeeld in derogatie en niet derogatiebedrijven. In 2012 werd één perceel en bijgevolg ook één bedrijf niet langer opgevolgd in het monitoringnetwerk. In 2013 bestond het monitoringnetwerk uit 173 bedrijven terwijl het in 2014 bestond uit 175 bedrijven na herverdeling van percelen. In 2011 omvatte het monitoringnetwerk derogatie 217 percelen. Deze percelen lagen verspreid over Vlaanderen, maar het gros van de percelen was gesitueerd in de Kempen en de Vlaamse Zand- en Zandleemstreek. Aangezien derogatie het meest frequent wordt toegepast in deze regio's, is het belangrijk om in deze regio's het grootste aantal percelen te monitoren. Omdat zowel derogatie- als niet-derogatiepercelen overal in Vlaanderen voorkomen is het mogelijk om verschillende bodemtexturen te vergelijken. In 2011 werd op 85 van de 217 geselecteerde percelen derogatie aangevraagd. In 2012, 2013 en 2014 werden 216 percelen opgevolgd. Net zoals in 2011 waren gras en maïs de meest voorkomende teelten. In 2012, 2013 en 2014 werd derogatie toegepast op 94, 111 en 80 percelen.



**Figuur 1: Ruimtelijke spreiding van de 217 percelen van het derogatiemonitoringnetwerk in 2011. Het door een cirkel gemarkeerde perceel werd sinds 2012 niet meer opgevolgd.**



## 1.3 Metingen en resultaten

Om derogatie- en niet-derogatiepercelen te vergelijken en om het effect van derogatie op de waterkwaliteit te achterhalen, werden zowel bodem- als waterstalen genomen. Bodemstalen om de hoeveelheid nitraat te bepalen, werden voor en na de winter genomen tot 90 cm diepte, per bodemlaag van 30 cm (0-30, 30-60 and 60-90 cm). De hoeveelheid nitraat wordt bepaald per bodemlaag. Op een selectie van percelen wordt een tweede staal genomen voor en na de winter. Een diep bodemstaal in de laag van 90 tot 120 cm, waarop de hoeveelheid nitraatstikstof en het fosforgehalte (in ammoniumlactaat extract) bepaald wordt. Op de diepe bodemstalen wordt bijkomend de totale hoeveelheid fosfor en de verschillende fosforfracties (organisch en mineraal) bepaald. Een standaardgrondstaal werd genomen tussen januari en maart 2012. Naast de bodemtextuur, de zuurtegraad en het organische koolstofgehalte wordt ook het P-, Mg-, K-, Ca- en Na-gehalte bepaald.

Waterstalen worden genomen aan MAP-meetpunten grondwater, aan zelfgeplaatse peilbuizen, aan drainages en in grachten en beken. Elk waterstaal wordt gekoppeld aan één specifiek perceel van het derogatiemonitoringnetwerk. Op de waterstalen wordt het nitraat- en orthofosfaatgehalte bepaald. Op de helft van de waterstalen wordt het totale fosforgehalte bepaald alsook de verschillende fosforfracties.

Om de verschillen tussen derogatie en niet-derogatie voor de verschillende combinaties van bodem-gewas te analyseren, werd gebruik gemaakt van een ANOVA-analyse (significantieniveau 0.05). Om aan de voorwaarde van homogeniteit van de varianties te voldoen, werd voor statistische analyse het logaritme van de data genomen.

### 1.3.1 Standaardgrondanalyse

Begin 2012 werd op elk perceel van het derogatiemonitoringnetwerk een standaardstaal genomen. De standaardgrondstalen worden geanalyseerd op verschillende parameters: pH (bepaald in een KCl-oplossing), organisch koolstofgehalte (%C, bepaald met de gewijzigde Walkley en Black methode) en de P-, K-, Ca-, Mg- en Na-gehalten (na extractie met ammoniumlactaat). De bodemtextuur wordt bepaald door palpatie. Op basis van deze standaardanalyse ontvingen de landbouwers een bemestings- en bekalkingsadvies. Dit advies is een driedelig advies, een advies voor de drie opeenvolgende gewassen of de drie volgende groeiseizoenen in geval van een meerjarig gewas. De adviezen zijn gebaseerd op proefveldonderzoek en jarenlange ervaring in de land- en tuinbouw (Boon *et al.*, 2009; Maes *et al.*, 2012). Voor elke parameter (%C, pH, P, ...) werden verschillende bodemvruchtbaarheidsklassen

opgesteld, gaande van zeer laag (of sterk zuur voor de parameter pH) tot zeer hoog (of veenachtig voor %C). Deze bodemvruchtbaarheidsklassen zijn verschillend voor grasland en akkerbouwpercelen en zijn bijkomend afhankelijk van de bodemtextuur en het organische koolstofgehalte. De middelste zone is de streefzone, de zone waarin met een normale bemesting een optimale gewasgroei en opbrengst kan gerealiseerd worden. De bemestingsadviezen worden telkens geformuleerd in functie van een economisch optimaal resultaat met respect voor het milieu.

Aangezien de resultaten van een standaardgrondanalyse functie zijn van de perceelshistoriek, was een statistische vergelijking van derogatie en niet-derogatiepercelen niet aangewezen. De vergelijking beperkt zich tot het al dan niet onder derogatie liggen in 2012. Van 50 tot 55 % van de graspercelen ligt de zuurtegraad binnen de streefzone. Voor de akkerbouwpercelen was de zuurtegraad optimaal op 33 tot 40 % van de percelen.

Om het effect van langdurige derogatie op het fosforgehalte en het organische koolstofgehalte te achterhalen, werden enkel percelen die met of zonder derogatie werden beteeld in de periode 2009-2011 weerhouden. Aangezien standaardgrondstalen op grasland tot 6 cm diep genomen worden en op akkerbouwpercelen tot 23 cm, werden graspercelen en maïaspercelen apart vergeleken. Voor graspercelen zijn gehalten van 27 en 30 mg P/100 g droge grond tamelijk hoog, terwijl voor akkerbouwpercelen gehalten van 34 en 37 mg P/100 g droge grond als hoog beschouwd worden. Tabel 1 toont dat langdurige derogatie geen effect heeft op het fosforgehalte van de bodem.

**Tabel 1: Gemiddeld fosforgehalte (mg/100 g droge grond, in ammoniumlactaat extract) bepaald in de bodemlaag 0-6 cm op grasland en 0-23 cm op akkerland, in voorjaar 2012, enkel voor percelen continu onder derogatie/zonder derogatie in de periode 2009-2011. Het aantal percelen wordt aangeduid door "n". De resultaten werden statistisch vergeleken met behulp van een ANOVA-analyse ( $p \leq 0.05$ ) na een logaritmische transformatie van de resultaten.**

	P-AL (mg/100g droge grond)						p-waarde
	n	Derogatie	(min, max)	n	niet derogatie	(min, max)	
Gras	35	27	(8, 51)	28	30	(8, 51)	0.65
Maïs	14	34	(12, 52)	33	37	(11, 55)	0.35

Voor graspercelen bedraagt het organische koolstofgehalte in optimale omstandigheden 2.6 tot 5.5 %C, in functie van de bodemtextuur. Voor akkerland situeert een optimaal organische koolstofgehalte zich in de range 1.2-2.8 %C, in functie van de bodemtextuur.

**Tabel 2: Gemiddeld organische koolstofgehalte (%C) bepaald in de bodemlaag 0-6 cm op grasland en 0-23 cm op akkerland, in voorjaar 2012, enkel voor percelen continu onder derogatie/zonder derogatie in de periode 2009-2011. Het aantal percelen wordt aangeduid door “n”.**

	%C					
	n	Derogatie	(min, max)	n	Niet derogatie	(min, max)
Alle teelten	50	2.63	(0.82, 6.48)	81	1.81	(0.60, 4.87)
Derogatieteelten	50	2.63	(0.82, 6.48)	68	1.94	(0.96, 4.87)
Gras	35	2.93	(1.20, 6.48)	28	2.85	(0.96, 4.87)
Maïs	14	2.09	(1.14, 3.37)	33	1.35	(0.60, 1.74)

Het verschil in organische koolstofgehalte op grasland langdurig bewerkt met of zonder derogatie, is zeer beperkt. Het verschil in organische koolstofgehalte op maïspercelen langdurig bewerkt met en zonder derogatie daarentegen is groter. Een meer correcte vergelijking echter moet gebeuren rekening houdende met de bodemtextuur.

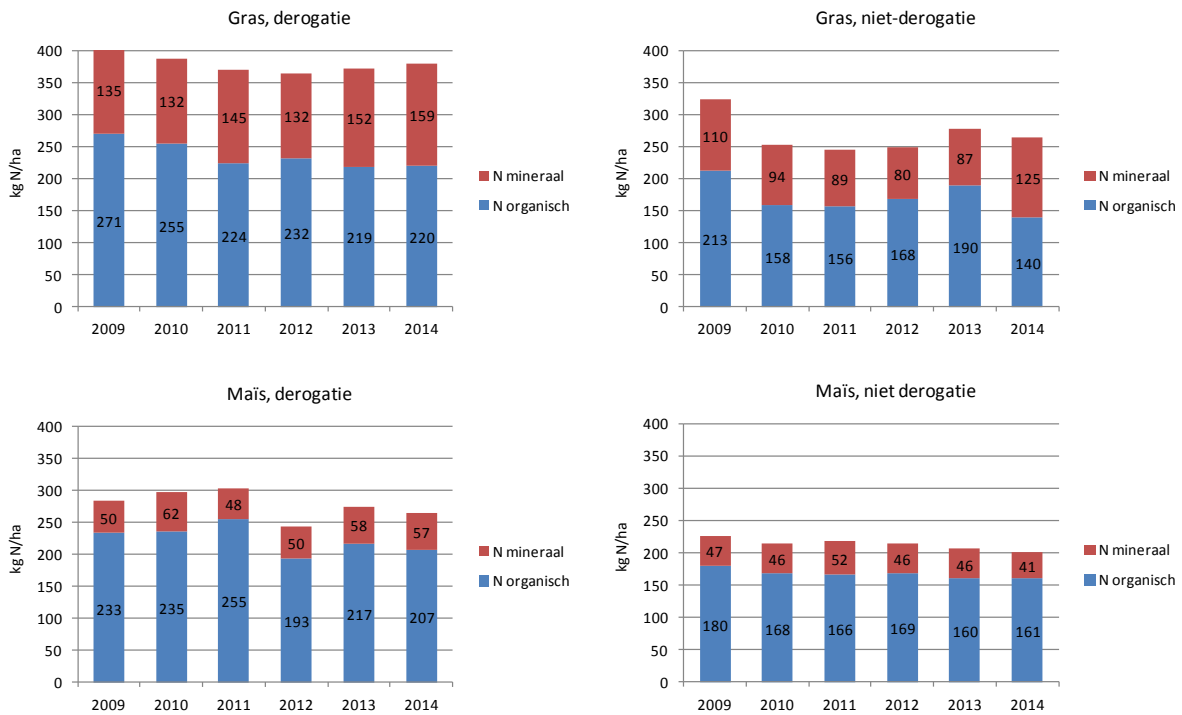
### 1.3.2 Bemestingspraktijken

Aangezien de samenstelling van organische mest sterk kan verschillen, werd alle dierlijke mest die op de percelen van het derogatiemonitoringnetwerk werd angewend, bemonsterd. De landbouwers ontvingen de exacte nutriënteninhoud van de mest alsook een advies omtrent de bemestende waarde van de bemonsterde mest. Deze analyseresultaten werden gebruikt om de nutriënteninput (N en  $P_2O_5$ ) per perceel correct te begroten, wat nodig is om de nutriëntenbalansen te kunnen berekenen.

Op derogatiebedrijven is rundveedrijfmest de meest toegepaste organische mest. Op niet derogatiebedrijven wordt vaker varkensdrijfmest gebruikt. De informatie omtrent de bemestingspraktijken (type mest, type meststof, dosis, moment en wijze van toepassing, ...) werd door de landbouwers gecommuniceerd. Op het merendeel van de percelen van het monitoringnetwerk wordt een deel van de bemesting ingevuld met organische mest. (Figuur 2).

Op de derogatiepercelen, zowel gras als maïs, wordt consequent meer organische stikstof angewend. Desondanks wordt op de derogatiepercelen niet minder minerale stikstof toegepast. Bijgevolg wordt op de derogatiepercelen niet enkel meer organische stikstof maar ook meer totale stikstof angewend. Dit onderscheid tussen derogatie en niet-derogatiepercelen is het meest uitgesproken op grasland. Dit besluit, dat op de derogatiepercelen wel degelijk meer organische (en totale) mest wordt toegepast, is zeer belangrijk. Het rechtvaardigt immers de vergelijking van derogatie- en niet-derogatiepraktijken.





Figuur 2: Gemiddelde organische en minerale stikstofbemesting (kg N/ha/jaar) op gras- (boven) en maïsercelen (onder) onder derogatie (links) of zonder derogatie (rechts) in het derogatiemonitoringwerk (2009-2014).

### 1.3.3 Nitraatstikstof in het bodemprofiel

Een eerste belangrijke parameter voor het monitoren van het effect van derogatie, is het monitoren van de hoeveelheid nitraatstikstof in het bodemprofiel (0-90 cm). Het nitraatstikstofgehalte in het bodemprofiel wordt bepaald in het begin van het jaar (reserve), voor de eerste bemesting, en in het najaar op het einde van het groeiseizoen (nitraatresidu). Het nitraatresidu is de hoeveelheid nitraatstikstof die gevoelig is aan uitspoeling tijdens de winter. De vergelijking van het nitraatresidu op derogatie- en niet-derogatiepercelen is bijgevolg een eerste stap in het bepalen van het effect van derogatie op de kwaliteit van het grond- en oppervlaktewater.

Op alle percelen van het derogatiemonitoringnetwerk werd het nitraatresidu gemeten tussen 1 oktober en 15 november.

Tijdens de monitoring in de periode 2011-2014 konden geen statistische verschillen worden aangetoond tussen het nitraatresidu op derogatie en niet-derogatiepercelen. Dit bevestigde de resultaten en de gelijke nitraatresidu's gemeten in najaar 2009 en najaar 2010. De vergelijking van derogatie- en niet-derogatiepercelen werd uitgevoerd op verschillende niveaus. Op een eerste algemeen niveau, waarbij alle gewassen en alle bodems werden opgenomen in de vergelijking, was

een statistische vergelijking niet mogelijk aangezien de vergeleken groepen niet homogeen waren. Op een tweede niveau werd de dataset beperkt tot de derogatiegewassen (gras, maïs, wintertarwe, suiker- en voederbieten), zonder onderscheid te maken in bodemtextuur (Tabel 3). Bij verdere vergelijkingen werd de dataset beperkt tot één bepaalde bodemtextuur, tot één bepaald gewas of een combinatie van beiden (bv. ‘derogatiegewassen op zand, derogatie en niet-derogatie’ of ‘maïspancelen op zandleem, derogatie en niet-derogatie’). Op geen enkel niveau of moment van vergelijking kon een statistisch verschil in nitraatresidu op derogatie en niet-derogatiepercelen worden vastgesteld.

**Tabel 3: Gemiddelde hoeveelheid NO<sub>3</sub>-N (kg/ha) in het bodemprofiel (0-90 cm) in het najaar op percelen met derogatiegewassen (alle bodemtexturen). De resultaten werden statistisch vergeleken met behulp van een ANOVA-analyse ( $p \leq 0.05$ ) na een logaritmische transformatie van de resultaten.**

Najaar	Derogatie/Niet-derogatie	Nitraatresidu (kg NO <sub>3</sub> -N/ha; 0-90 cm)	p-waarde
2011	Derogatie	74	0.80
	Niet-derogatie	76	
2012	Derogatie	48	0.90
	Niet-derogatie	49	
2013	Derogatie	61	0.90
	Niet-derogatie	61	
2014	Derogatie	62	0.91
	Niet-derogatie	67	

Bepaling van de hoeveelheid nitraatstikstof in het bodemprofiel na de winter bij het begin van het groeiseizoen, is belangrijk voor het formuleren van de stikstofbestedingsadviezen. Voor elk perceel van het derogatiemonitoringnetwerk werd bij het begin van het groeiseizoen een gedetailleerd stikstofbestedingsadvies geformuleerd. Deze stikstofbestedingsadviezen zijn gebaseerd op de N-INDEX. De N-INDEX is een expertsysteem ontwikkeld door Bodemkundige Dienst van België, specifiek gericht op het formuleren van stikstofbestedingsadviezen. Het expertsysteem begroot hoeveel minerale stikstof voor de teelt ter beschikking is en zal komen tijdens het groeiseizoen. De reserve nitraatstikstof in het bodemprofiel na de winter, is één van de parameters waarmee het expertsysteem rekening houdt. De reserve nitraatstikstof in het bodemprofiel na de winter vergeleken met het nitraatresidu geeft tevens een indicatie van de hoeveelheid nitraatstikstof die tijdens de winter is uitgespoeld.

Op een beperkt aantal percelen (voornamelijk percelen met een diepere grondwaterstand) werden ook diepe bodemstalen in de bodemlaag 90-120 cm genomen. Aangezien deze dieptestalen op een selectie van percelen werden genomen, was het aantal data per moment van staalname vrij

beperkt. Daarom werd een statistische vergelijking gemaakt van derogatie- en niet-derogatiepercelen op basis van alle dieptestalen van alle staalnametijdstippen. Onder derogatiegewassen werd geen statistisch significant verschil gevonden tussen de hoeveelheid nitraatstikstof in de bodemlaag 90-120 op derogatiepercelen ( $27 \pm 25$  kg/ha) en niet-derogatiepercelen ( $26 \pm 24$  kg/ha) ( $p=0.58$ ).

### **1.3.4 Nitraat in oppervlakte- en grondwater**

Het doel van dit onderzoek is het bepalen van het mogelijke effect van derogatie op de waterkwaliteit. Daarom zijn waterstalen die kunnen gekoppeld worden aan de percelen van het derogatiemonitoringnetwerk essentieel. De meetplaatsen voor water werden twee keer per jaar bemonsterd, voor en na de winter.

Voor oppervlaktewater werden waterstalen genomen aan drainages en in beken en grachten. Deze meetpunten zijn verondersteld gelinkt te zijn aan één specifiek perceel van het derogatiemonitoringnetwerk. Voor drainages is deze link met het perceel duidelijk. Echter voor beken en grachten is de link tussen het punt van stalname en het betrokken perceel minder eenvoudig en duidelijk. In Vlaanderen ontwateren beken en grachten eerder grotere gebieden en niet één individueel perceel. De waterkwaliteit op deze punten kan bijgevolg bepaald worden door meer dan één perceel of andere niet-agrarische invloeden. De waterstalen van drainages, beken en grachten geven eerder een indicatie van de nitraatconcentratie in het oppervlaktewater. De gemiddelde nitraatconcentratie lag nagenoeg steeds onder de drempelwaarde van 50 mg NO<sub>3</sub>/l. Toch werden op elk moment van stalname ook hoge nitraatconcentraties gemeten.

Van groter belang en meer betrouwbaar zijn de metingen en waterstalen aan MAP meetpunten van het MAP meetnet grondwater in Vlaanderen en aan de zelfgeplaatste peilbuizen. Rekening houdende met de reistijd en het intrekgebied kunnen deze meetpunten één op één gekoppeld worden aan een perceel van het derogatiemonitoringnetwerk. De waterkwaliteit van deze meetpunten wordt door één enkel perceel beïnvloed en kan gerelateerd worden aan de bemestingspraktijken, de teelt en het al dan niet toepassen van derogatie op het betrokken perceel. De nitraatconcentraties gemeten aan de peilbuizen waren vergelijkbaar met de metingen aan de MAP meetpunten. Voor beide types van meetpunten lag de gemiddelde nitraatconcentratie steeds onder de drempelwaarde van 50 mg NO<sub>3</sub>/l. Toch was de variabiliteit steeds zeer groot, zowel voor de MAP meetpunten als de peilbuizen. Op veel meetpunten was de nitraatconcentratie onder detectielimiet maar op andere meetpunten werden nog steeds hoge

nitraatconcentraties gemeten. Aan de peilbuizen lijken de maximale meetwaarden een licht dalend verloop te tonen sinds voorjaar 2012 met een uitzondering in najaar 2012.

Vergelijking van de waterkwaliteit in functie van het al dan niet toepassen van derogatie is mogelijk wanneer de perceelskarakteristieken gekoppeld worden aan de corresponderende wateranalyses door rekening te houden met de reistijd. Dergelijke vergelijkingen zijn volledig voor de perceelsinvloeden van 2009 en 2010. Om het effect van de teeltpraktijken van 2011 volledig te kunnen schetsen en de vergelijking volledig te maken zijn nog resultaten van de wateranalyses van voorjaar 2014 nodig. Noch het toepassen van derogatie in 2009 (Tabel 4) noch het toepassen van derogatie in 2010 (Tabel 5) leidde tot hogere nitraatconcentraties in het grondwater. Derogatie heeft bijgevolg geen negatieve impact op het nitraatgehalte in het grondwater.

**Tabel 4: Gemiddelde nitraatconcentratie (mg/l) van meetpunten gekoppeld (op basis van de reistijd) aan de perceelskarakteristieken van 2009. Een ANOVA-analyse ( $p \leq 0.05$ ) werd uitgevoerd na een logaritmische transformatie van de data.**

	Nitraat (mg NO <sub>3</sub> /l)				p-waarde
	Derogatie		Niet derogatie		
	gemiddelde	(min, max)	gemiddelde	(min, max)	
Alle teelten	26	(dl, 210)	24	(dl, 180)	
Derogatieteelten	26	(dl, 210)	24	(dl, 150)	0.53
Gras	12	(dl, 140)	21	(dl, 92)	0.16
Mais	39	(dl, 210)	23	(dl, 150)	0.43

dl: detectielimiet (0.2 mg/l nitraat voor grondwater). Voor de waarden onder detectielimiet werd gerekend met de helft van de detectielimiet (0.1 mg nitraat/l).

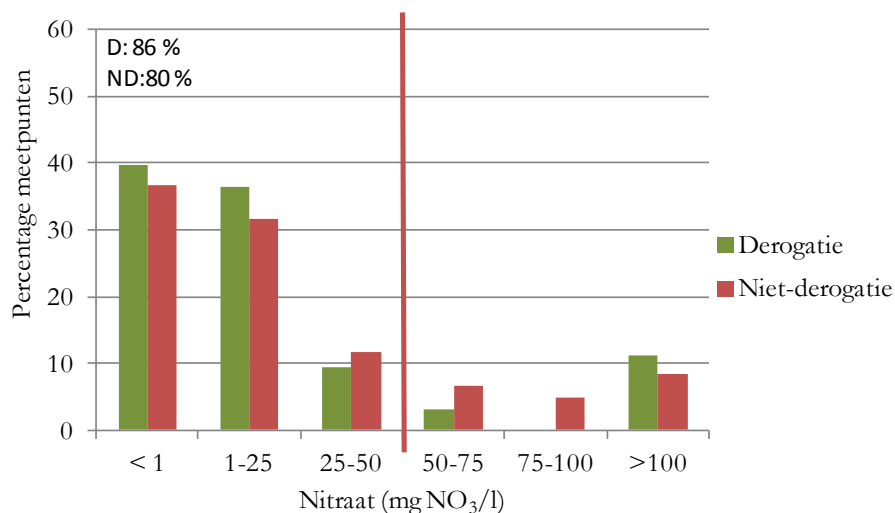
**Tabel 5: Gemiddelde nitraatconcentratie (mg/l) van meetpunten gekoppeld (op basis van de reistijd) aan de perceelskarakteristieken van 2010. Een ANOVA-analyse ( $p \leq 0.05$ ) werd uitgevoerd na een logaritmische transformatie van de data.**

	Nitraat (mg NO <sub>3</sub> /l)				p-waarde
	Derogatie		Niet derogatie		
	gemiddelde	(min, max)	gemiddelde	(min, max)	
Alle teelten	17	(dl, 156)	28	(dl, 216)	-
Derogatieteelten	17	(dl, 156)	27	(dl, 216)	0.02
Gras	17	(dl, 156)	26	(dl, 216)	0.23
Mais	14	(dl, 87)	28	(dl, 155)	0.05

dl: detectielimiet (0.2 mg/l nitraat voor grondwater). Voor de waarden onder detectielimiet werd gerekend met de helft van de detectielimiet (0.1 mg nitraat/l).

Zowel na het toepassen van derogatie als het niet toepassen van derogatie werden aan bepaalde meetpunten hoge nitraatwaarden gemeten. Toch was het aandeel meetpunten met nitraatconcentraties onder 50 mg NO<sub>3</sub>/l steeds groot, ongeveer 80 % en meer. De situatie na het telen van derogatiegewassen met en zonder derogatie in 2009 wordt getoond in Figuur 3.

Om het effect van het wel en niet toepassen van derogatie in 2013 te kunnen vergelijken zijn wateranalyses tot en met voorjaar 2016 nodig.



**Figuur 3: Percentage meetpunten in een bepaalde range van nitraatconcentratie (mg/l) na koppeling aan de perceelskarakteristieken van 2009 (teelt van derogatieteelten) op basis van de reistijd. The rode verticale lijn duidt de drempelwaarde van 50 mg NO<sub>3</sub>/l aan.**

### 1.3.5 Fosfor in bodemstalen

De standaardgrondanalyses (oa bepaling P-AL) resulteerden in een eerste indicatie van de hoeveelheid plantbeschikbare fosfor. Tussen de percelen die in de periode 2009-2011 continu met derogatie of zonder derogatie werden bewerkt, verschilde de gemiddelde P-AL-waarde niet, noch op grasland noch op de maïspcelen. Ook op de diepe bodemstalen uit de bodemlaag 90-120 cm, werd de hoeveelheid P-AL bepaald. Telkens opnieuw lag het fosforgehalte op een groot aantal percelen onder detectielimiet, gaande van 47 % in najaar 2012 tot 67 % in najaar 2013. Op andere percelen daarentegen werden zeer hoge fosforwaarden vastgesteld.

Op een selectie van 30 percelen werd ook de fosfaatverzadigingsgraad bepaald. Deze 30 percelen waren gras- of maïspcelen op zandtextuur en 50-50 derogatie en niet-derogatiepercelen. Meer dan de helft van deze geselecteerde percelen waren fosfaatverzadigd volgens de definitie van fosfaatverzadigde bodems (PSD>35 %) in de Vlaamse wetgeving.

### **1.3.6 Fosfor in waterstalen**

In alle waterstalen (beken, grachten, drainages, MAP meetpunten grondwater en peilbuizen) genomen in het derogatiemonitoringnetwerk in de periode 2011-2014, is de hoeveelheid fosfaat bepaald met een continuous flow. De hoogste orthofosfaatwaarden werden doorgaans gemeten in waterstalen van drainages, beken en grachten. Deze waterstalen werden net zoals voor de nitraatconcentraties ook voor de fosfaatconcentraties aangewend als indicator, niet voor het vastleggen van statistische verschillen tussen derogatie en niet-derogatiepercelen.

De dalende trend in fosfaatconcentratie in het oppervlakkige grondwater die in de vorige monitoringperiode werd opgemerkt, werd verdergezet in de MAP meetpunten grondwater tot voorjaar 2013. In de peilbuizen werd deze evolutie verder waargenomen tot najaar 2013, met uitzondering van een plotse hoge gemiddelde waarde in najaar 2012 (eveneens merkbaar in nitraatconcentratie).

Op de helft van de waterstalen werd niet enkel het orthofosfaatgehalte bepaald maar ook het totale en het anorganische fosforgehalte. Het organische fosforgehalte werd bepaald door de hoeveelheid anorganische fosfor in mindering te brengen bij de gemeten totale fosforhoeveelheid. De diepe bodemstalen (90-120 cm) werden gecentrifugeerd om op het bekomen bodemvocht eveneens het totale en anorganische fosforgehalte te bepalen. De hoogste totale fosforgehaltes werden gemeten op de waterstalen afkomstig van drainages, beken en grachten. Aan de peilbuizen en in het bodemwater van de diepe bodemstalen was het totale fosforgehalte lager.

### **1.3.7 Burns model**

Tijdens de winterperiode is de nutriëntenopname door gewassen zeer beperkt. In deze periode is uitspoeling dan ook een belangrijk proces. De nitraatstikstof verlaat het bodemprofiel van 0-90 cm naar de diepere bodemlagen en het oppervlakte en grondwater. Om de uitspoeling tijdens de winter in te schatten worden bodemstalen genomen in het najaar en in het voorjaar. Naast uitspoeling kunnen ook mineralisatie en denitrificatie belangrijke processen zijn. In onderzoek omtrent uitspoeling wordt vaak gebruik gemaakt van het model van Burns (Burns, 1974). Dit model voorspelt de beweging van vrije anionen, zoals nitraat, in vrij gedraineerde bodems. De hoeveelheid nitraat die doorheen het profiel beweegt wordt proportioneel berekend op basis van de hoeveelheid water die doorheen het profiel beweegt. Nitraat lost immers op in water (geen absorptie) en de beweging van nitraat door het bodemprofiel is identiek aan de beweging van water door het bodemprofiel. Enkele vereiste inputparameters voor het model van Burns zijn o.a.



de neerslag en evapotranspiratie (waterbalans), het nitraatresidu, de bodemtextuur, de dikte van de bodemlagen, ... . Het nitraatresidu, het moment van staalname, laagdikte en textuur zijn gekend door de uitgevoerde metingen. De waterbalans wordt per perceel berekend door de neerslag en evapotranspiratie van de drie dichtstbijzijnde weerstations in rekening te brengen. De berekeningen met het model van Burns werden uitgevoerd voor de winters 2011-2012, 2012-2013 and 2013-2014. Het resultaat van het model van Burns is een voorspelde nitraatreserve in het voorjaar. Deze voorspelde waarden correleerden significant met de gemeten nitraatvoorraden na de winter. De R<sup>2</sup>-waarde was echter niet altijd even hoog. Enkel voor de winter 2012-2013 werd 82 % van de variabiliteit verklaard door de gevonden regressie. De begrootte nitraatuitspoeling verschilde niet tussen derogatie en niet-derogatiepercelen, noch voor graspercelen, noch voor maïspancelen (Tabel 6). Dit strookt met de vaststellingen dat noch de nitraatresidu's noch de voorjaarsreserves op derogatie- en niet-derogatiepercelen verschillen.

**Tabel 6: Nitraatuitspoeling (kg NO<sub>3</sub>-N/ha) ingeschat met het model van Burns model voor winter 2011-2012, 2012-2013 en 2013-2014 op gras- en maïspancelen met en zonder derogatie. Een ANOVA-analyse ( $p \leq 0.05$ ) werd uitgevoerd na een logaritmische transformatie van de data, apart voor gras- en maïspancelen.**

		Uitspoeling berekend met Burns (kg NO <sub>3</sub> -N/ha)		
		Derogatie	Niet derogatie	p-waarde
Winter 2011-2012	Gras	44.5	44.1	0.42
	Maïs	70.7	71.8	0.29
Winter 2012-2013	Gras	35.6	30.9	0.22
	Maïs	54.6	44.9	0.07
Winter 2013-2014	Gras	66.4	57.4	0.38
	Maïs	80.0	66.6	0.16

### 1.3.8 Nutriëntenbalansen

Om het uitblijven van verschillen in bodem en water, in nitraatresidu en nitraatgehalte in het grondwater te kunnen verklaren ondanks de aangetoonde hogere N-input op derogatiepercelen, worden op perceelsniveau nutriëntenbalansen opgesteld. De nutriëntenbalans werd op twee verschillende manieren benaderd: de input/output balans en de N-bodembalans.

In de eerste voorstelling van de nutriëntenbalans wordt het verschil gemaakt tussen de effectieve input en de effectieve output op perceelsniveau. De input omvat de organische en minerale bemesting maar ook de atmosferische depositie. De output omvat de export door het geogoste gewas en de emissieverliezen die zich voordoen bij het toedienen van de organische mest.

Gegevens omtrent bemesting en opbrengst werden bekomen bij de landbouwers. Elk jaar werd de landbouwers gevraagd om een vragenlijst omtrent de teelt, bemesting, opbrengst en eventuele begrazing (de perceelsfiches) van de betrokken percelen aan te vullen.

De tweede benadering van de nutriëntenbalans is de N-bodembalans, waarbij de hoeveelheid nitraat in het bodemprofiel een volledig seizoen wordt opgevolgd. De balans gaat uit van de voorjaarsreserve en eindigt met het nitraatresidu. Voor deze balansmethode wordt enkel met de werkzame stikstof gerekend. Dit is belangrijk voor de organische mest, enkel de nitraatstikstof die tijdens het groeiseizoen ter beschikking komt wordt in rekening gebracht. Een tweede belangrijke parameter aan de inputzijde is de mineralisatie. De meest belangrijke bron van mineralisatie is de mineralisatie uit bodemorganische stof. De mineralisatie is afhankelijk van verschillende factoren, waaronder bodemtextuur en het organische stofgehalte de twee belangrijkste zijn. De resultaten van het N-(eco)<sup>2</sup>-project maken het mogelijk de mineralisatie uit bodemorganische stof in te schatten op basis van de staalnamedatum, de bodemtextuur en het organische koolstofgehalte. Ander organisch materiaal dat kan mineraliseren zijn vanggewassen, organische mest dat het jaar voordien werd toegediend en gewasresten. Bij de berekening van de N-bodembalans werd overeengekomen om in deze opzet uitspoeling tijdens het groeiseizoen en atmosferische depositie te verwaarlozen. In deze tweede benadering wordt niet enkel de export door het geoogste gewas in rekening gebracht maar ook de stikstof opgenomen in bv. wortels en vanggewassen die (nog) niet werden geoogst. Voor gras en maïs zijn dit voornamelijk wortels. Voor andere gewassen kunnen dit de bladeren zijn.

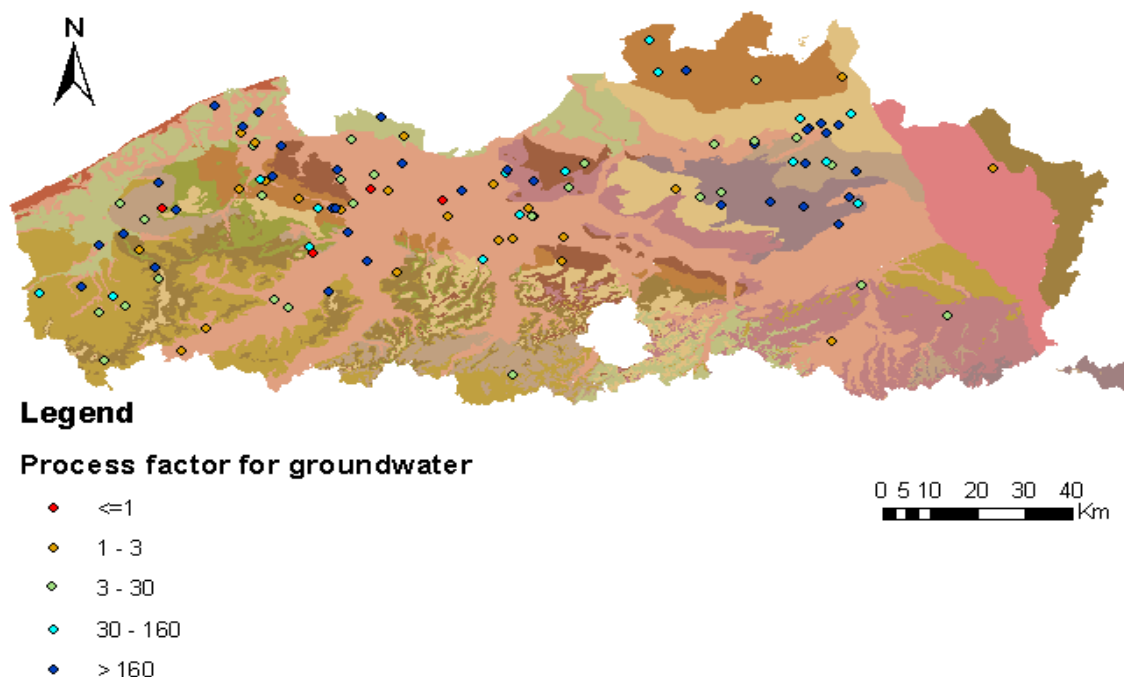
Noch in 2012, 2013 of 2014 werd een statistisch significant verschil vastgesteld tussen het N-bodembalansresultaat van derogatie- en niet-derogatiepercelen. Wanneer de N-bodembalans relatief werd voorgesteld, namelijk door alle parameters van de balans af te wegen ten opzichte van de totale input, bleek duidelijk de impact van de mineralisatie op de N-bodembalans. Maar ook het grotere belang van vanggewassen op derogatiepercelen dan op niet-derogatiepercelen bleek duidelijk.

Om meer accurate cijfers te hebben omtrent de opbrengst en de nutriëntenexport, werd op tien graspercelen en tien maïspcelen proefoogsten uitgevoerd. Deze proefoogsten toonden zelfs op een dergelijk beperkt aantal percelen grote verschillen in N-export. Niet enkel de droge stofopbrengsten verschilden maar ook de stikstofgehaltes. Combinatie van verschillen voor beide parameters kan leiden tot sterk uiteenlopende N-exportcijfers. Meer accurate opbrengst- en exportcijfers door een proefoogst kunnen op perceelsniveau de nutriëntenbalans verbeteren.

### 1.3.9 Procesfactor grondwater

De procesfactor (PF) grondwater is een empirische en dimensieloze factor die de mate van verdunning en denitrificatie van nitraat van onderaan de wortelzone (-90cm) tot het bereiken van het grondwater begroot (Van Overtveld et al., 2011). Een lage procesfactor ( $\approx 1$ ) betekent dat de nitraat die onderaan de wortelzone uitspoelt in een bijna gelijke concentratie wordt teruggevonden in het grondwater. Hoge procesfactoren daarentegen betekenen dat de nitraat die uitspoelt onderaan de wortelzone verdund en/of gedenitrificeerd wordt waardoor lagere concentraties in het grondwater worden gemeten. Het nitraatresidu is dé bepalende factor voor de nitraatconcentratie die onderaan de wortelzone op -90 cm wordt berekend. Toch zijn er ook verschillen tussen de percelen (textuur, grondwaterstand, neerslagoverschot) en kleine verschillen van jaar tot jaar (neerslagoverschot en grondwaterstand). Voor een nitraatresidu van 90 kg NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N/ha (de gemiddelde drempelwaarde in Vlaanderen) wordt een nitraatconcentratie in de bodemoplossing onderaan de wortelzone op -90 cm voorspeld tussen 70 en 160 mg NO<sub>3</sub><sup>-</sup>/l. Om de nitraatconcentratie van 70 mg NO<sub>3</sub><sup>-</sup>/l onderaan de wortelzone terug te brengen naar 50 mg NO<sub>3</sub><sup>-</sup>/l in het grondwater aan een peilbuis of MAP meetpunt, moet de PF minimaal 1.4 (=70/50) bedragen. Om de nitraatconcentratie van 160 mg NO<sub>3</sub><sup>-</sup>/l onderaan de wortelzone terug te brengen naar 50 mg NO<sub>3</sub><sup>-</sup>/l, moet de PF minimaal 3.2 (=160/50) bedragen. De cumulatieve verdeling van de PF-waarden toont dat op 14 % van de percelen de PF-waarde kleiner is dan 1.4. Dit is de waarde die minimaal nodig is om ervoor te zorgen dat alle percelen bij een nitraatresidu van 90 kg NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N/ha toch de door Europa opgelegde norm van 50 mg NO<sub>3</sub><sup>-</sup>/l in het grondwater zouden kunnen respecteren. Op 25 % van de percelen is de procesfactor kleiner dan 3.2. De verdeling van de procesfactoren in het derogatiemonitoringnetwerk is vergelijkbaar met deze waargenomen door Van Overtveld et al. (2009).

De ruimtelijke verdeling van de procesfactor in Vlaanderen (Figuur 4) toont dat de procesfactor sterk varieert in de ruimte zonder een duidelijk patroon. Ook dit was eerder al waargenomen door Van Overtveld et al. (2011).



**Figuur 4:** Ruimtelijke spreiding van de procesfactor (PF) grondwater (waarde aangegeven door kleurcode) gebaseerd op 108 percelen waar koppeling van nitraatresidu en nitraatconcentratie in het grondwater mogelijk was. Voor de vergelijkbaarheid werden dezelfde bin grenzen gebruikt als in de studie van Van Overtveld (2009, p. 112). De hydrologisch homogene zones in Vlaanderen worden aangeduid door de achtergrondkleuren.

## 1.4 Besluit

Net zoals in de monitoringperiode 2009-2011 (Vandervelpen *et al.*, 2011), resulteerde het toepassen van derogatie niet in statisch significant verschillende nutriëntgehaltenes, noch in de bodem noch in het water.

In het derogatiemonitoringnetwerk werden op verschillende momenten (van najaar 2011 tot en met najaar 2014) bodem- en waterstalen genomen. De meest belangrijke parameters die hierop werden bepaald zijn N en P. Voor beide type stalen (bodem en water) werden geen statistisch significante verschillen gevonden in functie van het al dan niet toepassen van derogatie. Ook de berekende uitspoeling tijdens de winter verschilde niet tussen derogatie- en niet-derogatiepercelen.

Toch worden de derogatiepercelen gemiddeld meer bemest. Er wordt zowel meer organische N als totale N aangewend. De nutriëntenexport echter ligt gemiddeld ook op een hoger niveau.

Deze hogere export kan de hogere input compenseren waardoor geen hogere nitraatresidu's of hogere nitraatconcentraties in het grondwater worden gemeten na derogatie.

Zelfs na het langdurig toepassen van derogatie of niet, worden geen statistische verschillen vastgesteld. Het linken van de teeltpraktijken en perceelskarakteristieken aan de corresponderende wateranalyses toonde dat derogatie niet leidde tot hogere nitraatconcentraties in het grondwater.

De procesfactor grondwater werd geëvalueerd voor percelen, met gekoppeld MAP-meetpunt of peilbuis, uit het derogatiemonitoringnetwerk. Deze evaluatie bevestigde dat de procesfactor grondwater sterk varieert over Vlaanderen en dat er bijkomend geen duidelijk patroon in die spreiding kan gevonden worden.

Op basis van dit uitgebreide netwerk van percelen en de diversiteit van bepalingen op perceelsniveau en op het niveau van het water, kan gesteld worden dat derogatie onder Vlaamse omstandigheden geen negatieve impact heeft op de waterkwaliteit.

## 2 Summary

### 2.1 Purpose of the investigation

In the commission decision of 21 December 2007, the European Commission approved the Belgian request, with regard to the region of Flanders, to apply a higher amount of livestock manure in comparison with the general limitation of 170 kg N from livestock manure per hectare (derogation request). The request was only approved for some crops, like grassland, maize when grass is cultivated before and one cut of grass is harvested, beets and winter wheat in combination with a catch crop. An important condition in the derogation decision of 2007 was the establishment and the follow-up of a monitoring network of at least 150 farms. This resulted in the monitoring network described in Vandervelpen *et al.* (2011).

The European Commission decided on June 29<sup>th</sup> 2011 to continue the possibility for the farmers to request derogation and to apply a higher amount of livestock manure. The selection of crops on which derogation could be requested remained and the selection of livestock manure which could be applied on derogation parcels also remained the same. This derogation decision held also conditions imposed on the competent authorities with regard to monitoring, controls and reporting. The objective of this investigation is the follow-up of a monitoring network of at least 150 farms in order to assess the impact of derogation on the nitrogen and phosphorus losses from the soil and on the water quality. In this research the first monitoring network is evaluated, re-established and followed-up.

If derogation would have a significant impact on the water quality, it is of great importance to identify the underlying causes and to determine the precise impact on the water quality. The monitoring network provides data on fertilisation and farming practices on the parcels, nitrogen and phosphorus concentration in soil water, nitrogen in the soil profile, nitrogen and phosphorus losses through the root zone into the groundwater, nitrogen and phosphorus losses by surface and subsurface run-off. In this way, the impact on the water quality can be evaluated for parcels under derogation and no derogation conditions.



## 2.2 Evaluation of the monitoring network

The original set-up of the monitoring network of 188 farms and 227 parcels was evaluated. The aim was to retain as many farms and parcels of the former monitoring network as possible. This way, the data collected in the first research period (2009-2011) could be used as well.

After screening, the monitoring network consists of 175 different farms in 2011. These 175 farms are almost equally divided in farms with derogation and farms without derogation in 2011. In 2012, one parcel, and as a consequence one farmer, was excluded from the monitoring network. In 2013 the monitoring network consists of 173 different farms while in 2014 175 farms were included by repartitioning of the parcels. In 2011 the monitoring network consists of 217 parcels. The parcels are located all over the region of Flanders, but most parcels are located in the Kempen, the Flemish sand region and Sandy loam region. Since derogation occurs mostly in these regions it is important to have the highest number of parcels there. Since derogation as well as no derogation parcels are located in all regions, a comparison will be possible on different soil textures. For 85 parcels (out of 217 selected parcels) derogation was requested in 2011. In 2012, 2013 and 2014 the monitoring network consisted of 216 parcels. Derogation was applied on respectively 94, 111 and 80 parcels. Similar to 2011, grass was most frequently cultivated on derogation parcels followed by maize.

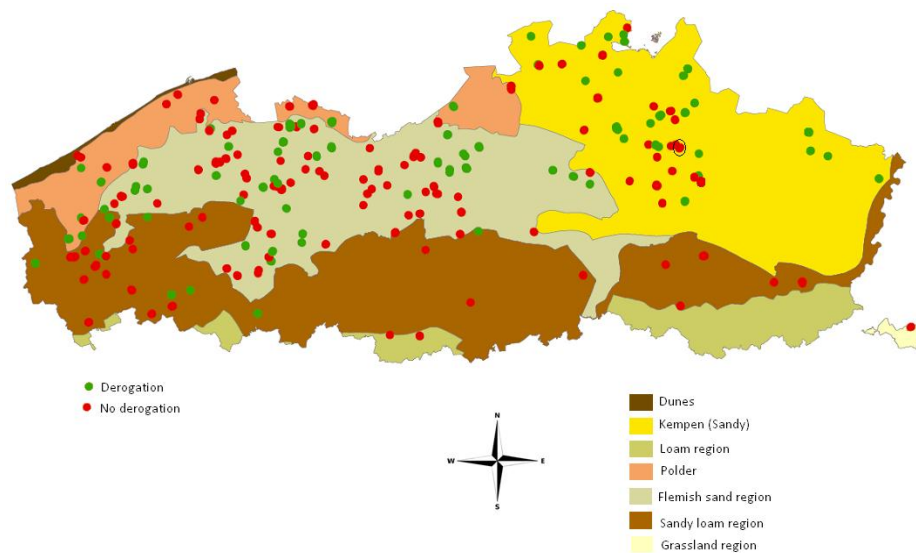


Figure 1: Location of the 217 parcels in the monitoring network on the agricultural regions of Flanders in 2011. The parcel marked with a black circle was discarded from the network since 2012.

## 2.3 Measurements and results

In order to compare derogation with no derogation parcels and to investigate the effect of derogation on the water quality, both soil and water samples are taken. Nitrate samples are taken from 0 to 90 cm in three layers (0-30, 30-60 and 60-90 cm) before and after winter. The amount of nitrate is determined in each soil layer. On a selection of parcels a second soil sample is taken before and after winter, the deep soil sample. A soil sample from 90 to 120 cm on which the amount of nitrate and phosphorus (in ammonium-lactate extract) is measured. In addition, on the deep soil samples the total amount of phosphorus and the different fractions (DIP and DOP) of phosphorus are determined. A standard soil sample is taken between January and March 2012 for standard soil analysis. Besides soil texture, pH and carbon, a variety of nutrients (phosphorus, magnesium, potassium, calcium and sodium) are determined.

Water samples are taken from MAP sampling points groundwater, monitoring wells, canals, ditches and drains. Each water sample is linked to one specific parcel in the monitoring network. In these samples the amount of nitrate and phosphorus ( $\text{PO}_4\text{-P}$ ) is measured. In 50 % of the water samples the total amount of phosphorus and the different fractions (DIP and DOP) of the phosphorus are measured.

To investigate the difference between derogation and no derogation parcels for different combinations of soil texture and cultivated crop, an ANOVA model was used with 0.05 significancy level (p-value). Since normality of the data and homogeneity of the variances are required, a logarithmic transformation of the data is carried out to fulfil these conditions.

### 2.3.1 SSB standard soil sample

In the beginning of 2012 a standard soil sample was taken on each parcel of the monitoring network. The standard soil sample is analyzed for pH, measured in a KCl solution, organic carbon (%C), determined with the adapted Walkley and Black method, and the different nutrients (P, K, Mg, Ca and Na) after extraction with ammonium lactate. The soil texture is determined manually by palpation. Based on the standard soil analysis in spring 2012, the farmer received a fertilisation and liming advice. This advice is formulated for a rotation of 3 cultivated crops or for 3 growing seasons for perennial crops. The advice is based on field trial research combined with experience in the agricultural and horticultural sector (Boon *et al.*, 2009; Maes *et al.*, 2012). For each parameter (%C, pH, P, ...), seven soil fertility classes are established (ranging from very low (strongly acid for pH) to very high (peaty for %C)) depending on soil texture and organic carbon content of the soil. These soil fertility classes are distinct for grassland and arable land and differ

depending on soil texture and organic matter content. The middle class is the optimal zone. The fertilisation advice provided, is meant to reach economical optimal yields with respect to the environment.

The result of the standard soil sample is determined by the history of the parcel. As such, no statistical analysis between derogation and no derogation parcels was conducted. The comparison is limited to derogation or no derogation in 2012. On parcels cultivated with grassland, pH was in the optimal zone on 50-55 % of the parcels. For arable land this was only on 33-40 % of the parcels.

To verify the long-term impact of derogation on P-AL and %C in the soil, only parcels that were continuously under derogation or no derogation during 2009-2011 were retained. Since a standard soil sample is taken from 0 to 6 cm for grassland and from 0 to 23 cm for maize and other crops, a statistical analysis was only carried out for these crops separately. For grass parcels, 27 and 30 mg P/100 g dry soil is relatively high, whereas for arable land 34 and 37 mg P/100 g dry soil is high. Table 1 shows that the long term application of derogation or no derogation has no consequence for the phosphorus content of the soil.

**Table 1: Average phosphorus (mg/100 g dry soil, in ammonium-lactate extract) measured in the soil layer from 0-6 cm for grass and 0-23 cm for other crops in spring 2012, only for parcels which were under derogation/no derogation during 2009-2011. Distinction is made between derogation and no derogation parcels. The number of parcels is indicated by “n”. A one-way ANOVA ( $p \leq 0.05$ ) was carried out between derogation and no derogation parcels based on the log-transformed data.**

	P-AL (mg/100g dry soil)						p-value
	n	Derogation	(min, max)	n	No derogation	(min, max)	
Grass	35	27	(8, 51)	28	30	(8, 51)	0.65
Maize	14	34	(12, 52)	33	37	(11, 55)	0.35

For grass parcels the optimal %C is situated between 2.6 and 5.5 %C in function of the soil texture. For arable land the optimal organic carbon content in the soil profile is situated in the range 1.2-2.8 %C in function of the soil texture. The difference in organic carbon content on grass parcels under long term derogation and no derogation is very small. The difference in organic carbon content on maize parcels under long term derogation and no derogation is not that small. A more accurate comparison has to be made in function of the soil texture.

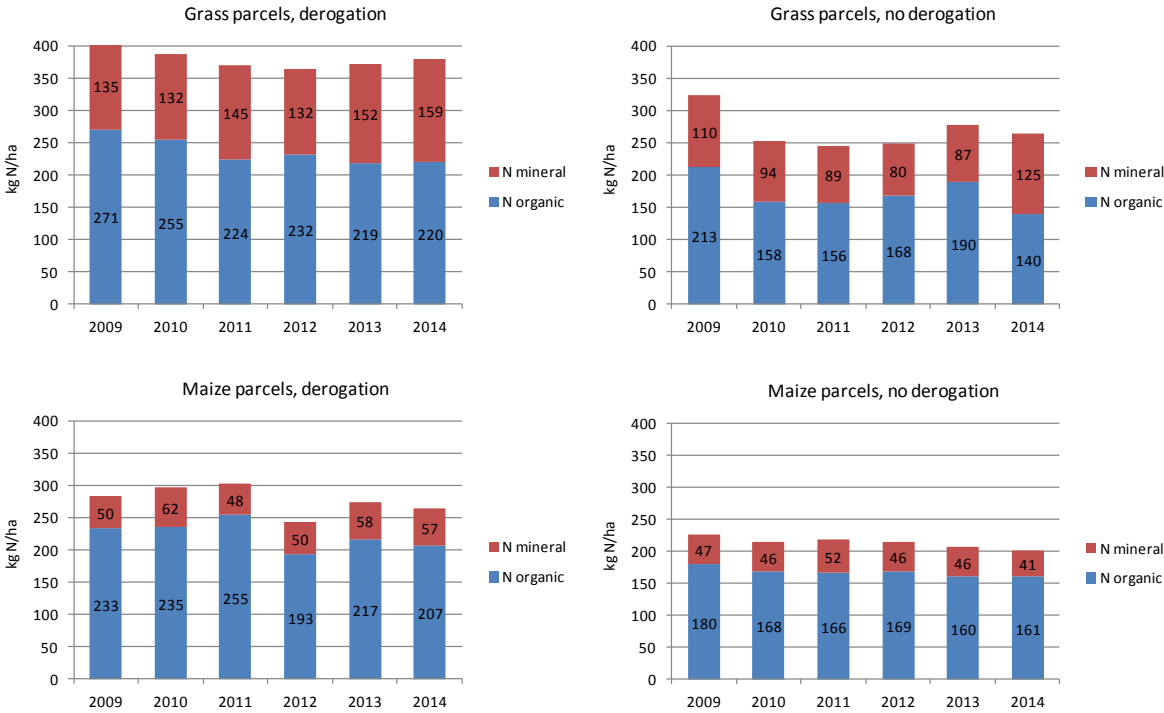
**Table 2: Average %C measured in the soil layer from 0-6 cm for grass and 0-23 cm for other crops in spring 2012, only for parcels which were under derogation/no derogation during 2009-2011. Distinction is made between derogation and no derogation parcels. The number of parcels is indicated by “n”.**

	n	%C				
		Derogation	(min, max)	n	No derogation	(min, max)
All crops	50	2.63	(0.82, 6.48)	81	1.81	(0.60, 4.87)
Derogation crops	50	2.63	(0.82, 6.48)	68	1.94	(0.96, 4.87)
Grass	35	2.93	(1.20, 6.48)	28	2.85	(0.96, 4.87)
Maize	14	2.09	(1.14, 3.37)	33	1.35	(0.60, 1.74)

### 2.3.2 Fertilisation practices

Since the composition of organic fertilisers can be highly variable, livestock manure used on parcels in the monitoring network, is sampled. Farmers obtain the exact composition of nutrients as well as an advice concerning the fertilisation value of the sampled manure. The analyses are used to calculate the correct input of nutrients (N and P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>) on individual parcel level, necessary to calculate the nutrient balances.

On derogation farms the applied livestock manure is mostly cattle slurry. On no derogation parcels also pig slurry is used. Information on the fertilisation practices (type of fertiliser, dose, moment and type of application, ...) is obtained from the farmers. On most parcels in the monitoring network a part of the fertilisation is applied by organic fertilisers (Figure 2).



**Figure 2: Average organic and mineral N fertilisation (kg/ha/year) on derogation (left) and no derogation (right) parcels cultivated with grass (above) or maize (under) in the monitoring network (2009-2014).**

On derogation parcels, grass and maize, consequently more organic nitrogen fertilisation is applied. However mineral nitrogen fertilisation on derogation parcels is not more restricted than on no derogation parcels. So not only organic fertilisation but also total nitrogen fertilisation is higher on derogation parcels. Discrepancy between derogation and no derogation parcels is most pronounced on grass parcels. This conclusion is very important since it makes the comparison of derogation (supposed and legitimate higher supply of organic N) legitimate.

### 2.3.3 Nitrate in the soil profile

An important parameter in the monitoring of the effect of derogation, is the monitoring of the nitrate content in the soil profile (0-90 cm). The nitrate content in the soil profile is measured in the beginning of the year, before fertilization, and in autumn at the end of the growing season (nitrate residue). The nitrate residue is the amount of nitrate-N which is susceptible to leaching during the winter. The comparison of the nitrate residue on derogation and no derogation parcels is a start to investigate the effect of derogation on the quality of surface and groundwater.

On all parcels of the monitoring network the nitrate residue is measured between October 1<sup>st</sup> and November 15<sup>th</sup> in the period 2011-2014.

No statistical differences were detected between derogation and no derogation parcels in nitrate residue in the monitoring period 2011-2014. This was a confirmation of the lack of a statistical significant difference in nitrate residue of derogation and no derogation parcels in autumn 2009 and 2010. The comparison of derogation and no derogation parcels was made at different levels. The first level, comparison of all crops at all soils, did not allow a statistical comparison because the compared groups are not homogeneous. At a second level the comparison is limited to derogation crops on all soils (no distinction in function of soil texture) (Table 3).

**Table 3: Average nitrate-N (kg/ha) in the soil profile in autumn for parcels cultivated with derogation crops on all soils. The results were analysed statistically by means of a one-way ANOVA ( $p \leq 0.05$ ) on the log-transformed data.**

Autumn	Derogation/No derogation	Nitrate residue (kg NO <sub>3</sub> -N/ha; 0-90 cm)	p-value
2011	Derogation	74	0.80
	No derogation	76	
2012	Derogation	48	0.90
	No derogation	49	
2013	Derogation	61	0.90
	No derogation	61	
2014	Derogation	62	0.91
	No derogation	67	

For further comparisons, the compared groups were limited to one soil texture or one soil texture and one type of crop (for example ‘derogation crops on sandy soils, derogation and no derogation’ or ‘maize parcels on sandy loam soils, derogation and no derogation’). At none of the levels of comparison and at no moment a statistical difference in nitrate residue between derogation and no derogation parcels is measured.

Measurement of the nitrate in the soil profile after winter, in the beginning of the season, was important to formulate nitrogen fertilisation advices. A detailed nitrogen fertilisation advice was formulated for each parcel in the monitoring network at the beginning of the growing season. This advice is based on the N-INDEX. The N-INDEX is an expert system developed by the SSB to formulate N-advices. The expert system calculates the amount of mineral N that is and will become available to the cultivated crop during the next growing season. The amount of mineral N in the soil profile after winter, is one of the parameters taken into account by the expert system. Measurement of the amount of nitrate in the soil profile after winter were also an indication of the amount of nitrate leached out during winter.

On a limited number of parcels (mainly parcels characterised by deep water levels) also deep soil samples of the soil layer 90-120 cm were taken. Since the deep soil samples are taken on a selection of parcels, a rather limited number of data was available at each sampling moment. Therefore a statistical analysis was performed on all data of all sampling moments. On parcels cultivated with derogation crops, no statistical significant difference is found between the amount of nitrate-N in the soil layer 90-120 cm of derogation ( $27 \pm 25$  kg/ha) and no derogation ( $26 \pm 24$  kg/ha) parcels ( $p=0.58$ ).

### **2.3.4 Nitrate in the surface and groundwater**

The purpose of this study is to determine the possible effect of derogation on water quality. Water samples related to the parcels of the monitoring network are therefore essential. Water samples were taken twice a year, before and after winter.

For surface water, samples are taken at drains and in canals and ditches. The drains, canals and ditches are linked to single parcels in the monitoring network. For drains the link with the parcel is clear. For canals and ditches the link between the sampling point and the particular parcel is not that easy. In Flanders canals and ditches are mostly linked to larger areas and water samples may be influenced by more than one parcel or by other non-agricultural practices. The water samples of drains, canals and ditches are used as an indication of the nitrate concentration in the



surface water. The average values were almost always below the threshold value of 50 mg NO<sub>3</sub>/l. However at each sampling moment also high nitrate concentrations were measured.

More important and trustworthy are the measurements at the MAP sampling points groundwater and the self placed monitoring wells. In function of the travel time and the infiltration area the sampling point can be linked directly to an individual parcel. The water quality measured at these sampling points is influenced by a single agricultural parcel and can be linked to the fertilisation practices, the crop and the derogation or no derogation application. The nitrate concentration measured at the self placed monitoring wells was comparable to those of the MAP sampling points. At both types of sampling points the average nitrate concentration was at each moment of sampling below the quality threshold of 50 mg NO<sub>3</sub>/l. However the variability at both MAP sampling points and monitoring wells was large. At lots of sampling points the nitrate concentration was below detection limit while at other sampling points still high values were measured. At the monitoring wells the maximum values tend to decrease since spring 2012 with an exception in autumn 2012.

Comparison of the water quality in function of the application of derogation or no derogation is possible when the parcel characteristics are linked to the corresponding water analyses in function of the travel time. This comparison was complete for the parcel characteristics of 2009 and 2010. To complete the comparison of derogation and no derogation practices of 2011, water measurements of spring 2014 are still needed. Nor for parcel characteristics of 2009 (Table 4) nor for those of 2010 (Table 5) the nitrate concentration in the groundwater was higher after the application of derogation.

**Table 4: Average nitrate concentration (mg NO<sub>3</sub>/l) of monitoring points linked (based on the travel time) to the parcel characteristics of 2009. A one-way ANOVA test ( $p \leq 0.05$ ) was carried out on the log-transformed data.**

	Nitrate (mg/l)				p-value
	Derogation		No derogation		
	average	(min, max)	average	(min, max)	
All crops	26	(dl, 210)	24	(dl, 180)	
Derogation crops	26	(dl, 210)	24	(dl, 150)	0.53
Grass	12	(dl, 140)	21	(dl, 92)	0.16
Maize	39	(dl, 210)	23	(dl, 150)	0.43

**dl: detection limit (0.2 mg/1 nitrate for groundwater). For the samples below detection limit, half of the detection limit (0.1 mg nitrate/l) is used for calculations.**

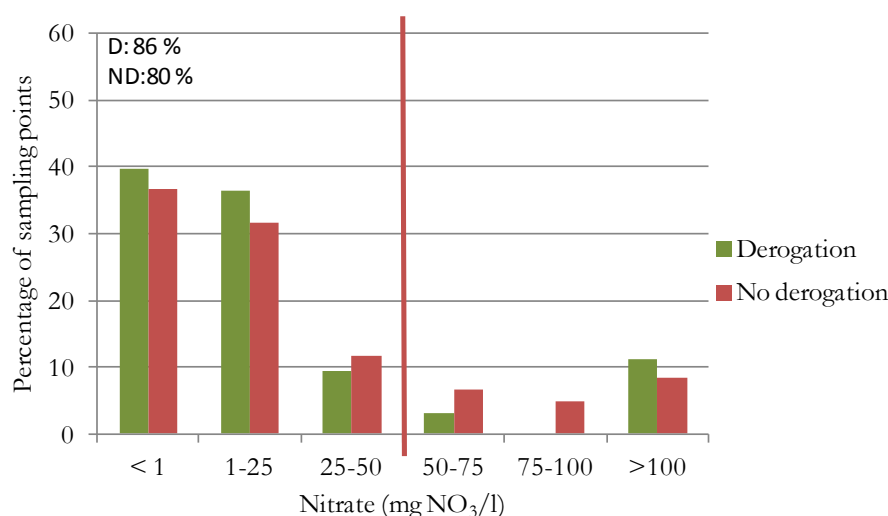
**Table 5: Average nitrate concentration (mg NO<sub>3</sub>/l) of monitoring points linked (based on the travel time) to the parcel characteristics of 2010. A one-way ANOVA ( $p \leq 0.05$ ) was carried out between derogation and no derogation parcels based on the log-transformed data.**

	Nitrate (mg/l)				p-value
	Derogation		No derogation		
	average	(min, max)	average	(min, max)	
All crops	17	(dl, 156)	28	(dl, 216)	-
Derogation crops	17	(dl, 156)	27	(dl, 216)	0.02
Grass	17	(dl, 156)	26	(dl, 216)	0.23
Maize	14	(dl, 87)	28	(dl, 155)	0.05

**dl: detection limit (0.2 mg/l nitrate for groundwater). For the samples below detection limit, half of the detection limit (0.1 mg nitrate/l) is used for calculations.**

The nitrate concentration of the groundwater was not negatively influenced by derogation. Both the application of derogation and no derogation resulted at some sampling points in high nitrate concentrations. But the percentage of sampling points with a nitrate concentration below 50 mg NO<sub>3</sub>/l was always high, near to 80 % or more (Figure 3).

In order to compare the effect of the parcel characteristics of 2013, water measurement are needed until spring 2016.



**Figure 3: Percentage of sampling points in a specific range of nitrate (mg/l) linked to the parcel characteristics of 2009 cultivated with derogation crops, based on the travel time. The red vertical line indicates the quality threshold of 50 mg/l.**

### 2.3.5 Phosphorus in soil samples

The standard soil analysis (P-AL) gave a first indication of the plant available phosphorus. For parcels continuously under derogation or no derogation during 2009-2011, the average P-AL of derogation or no derogation parcels did not differ statistically, nor for grass parcels nor for maize

parcels. Also in the deep soil samples 90-120 cm, the amount of phosphorus was measured in an ammonium-lactate (AL) extract. Year after year a relative high number of samples had an amount of phosphorus below detection limit, ranging from 47 % in autumn 2012 to 67 % in autumn 2013. Although a large proportion of the phosphorus measurements were below detection limit, parcels with very high amounts of phosphorus were observed at every time of sampling.

For a selection of 30 parcels the phosphate saturation degree was calculated. All 30 parcels were characterised by a sandy soil texture and grass or maize as cultivated crop. Half of the parcels were derogation parcels and half no derogation parcels. More than half of the selected grass and maize parcels cultivated on sandy soils are phosphate saturated according to the Flemish legislation where phosphate saturated parcels are defined as parcels with a PSD higher than 35 %.

### **2.3.6 Phosphorus in water samples**

In all water samples (canals, ditches, drains, MAP sampling points groundwater and monitoring wells) of the monitoring network also the amount of phosphorus is measured, using a continuous flow system. The highest average concentrations of orthophosphate-P were mostly measured in water samples originating from drains, canals and ditches. As for nitrate those water samples are used as an indication.

The decreasing trend in phosphate concentration in the shallow groundwater noticed in the former monitoring network was continued at the MAP sampling points until spring 2013. At the monitoring wells this trend continued until autumn 2013, with exception of a sudden higher average value in autumn 2012.

On half of the water samples not only the orthophosphate concentration was measured. Also the total phosphorus content and the inorganic phosphorus content were measured. The amount of dissolved organic phosphorus was determined by subtracting the amount of dissolved inorganic phosphorus of the total amount of phosphorus. Also for the soilwater (deep soil samples are centrifuged to get the soilwater) the content of total and inorganic phosphorus was measured. Overall the highest amounts of total phosphorus were measured in the water samples of drains, canals and ditches. At the monitoring wells and in the soilwater of the deep soil samples, the concentration of total phosphorus was lower.

### 2.3.7 Burns model

During winter there is little nutrient uptake by the cultivated crops. In this period, one of the most important soil processes is leaching, the nitrate moves from the soil profile (0-90 cm) to deeper soil layers and to surface and ground water. In order to investigate the leaching of nitrate during winter, a soil sample is taken in autumn and spring. Besides leaching, mineralisation and denitrification can also be important processes. Often when studying leaching, the Burns model (Burns, 1974) is used to predict the movement of unabsorbed anions, such as nitrate, in freely drained soils. The nitrate transfer is calculated from the amount of water movement through the soil profile on a proportional basis. Nitrate is dissolved in water and the transport through the soil is identical to the transport of water due to the specific characteristics of nitrate (no absorption). The Burns model requires different input parameters such as rainfall and evapotranspiration, the amount of nitrate in the soil profile, soil type, thickness of the soil layers,... . The nitrate residue and the date of sampling is known by the measurements at the individual parcels. Rainfall and evapotranspiration are calculated for each parcel separately based on the measurements of the three closest weather stations. Calculations with the Burns model were done for the winters 2011-2012, 2012-2013 and 2013-2014. The Burns model results in a prediction of the amount of nitrate in the soil profile after winter. Those predicted values correlate significantly with the measured amounts of nitrate after winter. However the R<sup>2</sup>-value was not always that good. Only for winter 2012-2013 82 % of the variability was explained by the regression model. The estimated amount of leached nitrate did not differ between derogation and no derogation parcels, not for parcels cultivated with grass nor for parcels cultivated with maize (Table 6). This agrees with the fact that there's no difference in the amount of nitrate in the soil profile before and after winter between derogation and no derogation parcels.

**Table 6: Estimated amount of leaching (kg NO<sub>3</sub>-N/ha) by the Burns model in winter 2011-2012, 2012-2013 and 2013-2014 for parcels cultivated with grass or maize, with and without derogation. A one-way ANOVA (p ≤ 0.05) on the log-transformed data was carried out for grass and maize separately.**

		Leaching calculated with Burns (kg NO <sub>3</sub> -N/ha)		
		Derogation	No derogation	p-value
Winter 2011-2012	Grass	44.5	44.1	0.42
	Maize	70.7	71.8	0.29
Winter 2012-2013	Grass	35.6	30.9	0.22
	Maize	54.6	44.9	0.07
Winter 2013-2014	Grass	66.4	57.4	0.38
	Maize	80.0	66.6	0.16

### 2.3.8 Nutrient balance

In order to explain the lack of differences in soil and water, in the nitrate residue and the nitrate concentration in groundwater, despite the higher input of total N on the derogation parcels, nutrient balances are calculated for the individual parcels. Two different approaches are used to calculate a nutrient balance: the input/output balance and a nitrogen-soil balance.

The first approach for calculating the nutrient balance is the difference between the effective input and output of nutrients on parcel level. The input comprises organic and mineral fertiliser application, as well as atmospheric deposition. The output comprises the nutrients exported by means of the harvested crop and the emission losses during application of the organic fertiliser. Information on fertilisation and yield is gathered from the farmers. Every year they are asked to complete a questionnaire to communicate a.o. the fertilisation and the yield.

The second approach is the nitrate-N soil balance, where the nitrate-N in the soil profile is monitored during the growing season. This balance starts with the amount of nitrate at the beginning of the season and ends with the nitrate residue at the end of the season. For this approach only effective levels of nitrate are calculated. This is important for the nitrate of organic fertilisation. Only the nitrate that will become available during the growing season is taken into account. A second important input parameter is the mineralisation. The most important source of mineralisation originates from the soil organic matter. The amount of nitrogen released during the growing season is influenced by different parameters, from which the two most important ones are soil texture and the percentage of carbon. By using data from the N-(eco)<sup>2</sup> project (Herelixka et al., 2002) it is possible to estimate the amount of N released from the soil organic matter in function of soil texture, percentage carbon and sampling date. Other organic material that can be mineralised are catch crops, organic fertilisation of the year before and crop residues. To calculate the nitrate-N soil balance it was agreed that the effect of leaching during the growing season (nitrate output) and the effect of atmospheric deposition (nitrate input) are not taken into account. In this approach, both the amount of nitrogen exported by the harvest and the amount of nitrogen taken up by the parts of the cultivated crops that are not harvested are taken into account. For grassland and maize, these are mostly the roots. For some other crops it can be the leaves. But also the amount of nitrate taken up by the catch crop in autumn is taken into account. Nor in 2012, 2013 or 2014 statistical significant differences were found between the Input-output balance results of derogation and no derogation parcels. Nor in 2012, 2013 or 2014 statistical significant differences were found between the nitrate-N soil balance results of derogation and no

derogation parcels. Representing the nitrate-N soil balance in relative terms in function of the total input, shows clearly the impact of the mineralisation on the nitrate-N soil balance and the impact of the cover crop on derogation parcels.

In order to obtain a more accurate estimation of the yield and the nutrient export, yield was sampled at ten parcels cultivated with grass and ten parcels cultivated with maize. The yield sampling confirmed even on a limited number of parcels, the high variability in N-export. Not only dry matter yield but also the nitrogen content can differ greatly which can result in a highly different N-export. More accurate figures of yield and N-export by yield sampling often help to realise a more accurate nutrient soil balance of the individual parcel.

### **2.3.9 Process factors for groundwater**

The process factor (PF) for groundwater is an empirical dimensionless factor that quantifies the degree of dilution and denitrification occurring 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 groundwater (where it is being measured with an observation well) (Van Overtveld et al., 2011). Low process factors ( $\approx 1$ ) mean that the nitrate leached out of the root zone will be found in an almost equal concentration in the groundwater, whereas high process factors mean that the nitrate is diluted and/or denitrified and thus that a lower concentration will be measured in groundwater. The residual nitrate content of the soil is the dominant factor that controls the calculated soil solution nitrate concentration at -90cm over the winter period, but the results also indicate differences between fields (soil texture, groundwater depth, precipitation excess), and small differences between years (precipitation excess and groundwater depth). For a residual nitrate content of 90 kg  $\text{NO}_3^-$ -N/ha (the mean threshold in Flanders), soil solution nitrate concentration at -90 cm were predicted to range between 70 and 160 mg  $\text{NO}_3^-$ /l. In order to bring the nitrate concentration down from 70 mg  $\text{NO}_3^-$ /l to 50 mg  $\text{NO}_3^-$ /l in a groundwater monitoring well, the PF should have a value of at least 1.4 ( $=70/50$ ). To bring the concentration down from 160 to 50 mg  $\text{NO}_3^-$ /l, the PF should be at least 3.2 ( $=160/50$ ). The cumulative distribution of the observed PF values indicates that 14% of the fields had a  $\text{PF} < 1.4$ , the value at least needed to ensure that all fields result in a nitrate concentration in the groundwater smaller than the EU threshold of 50 mg  $\text{NO}_3^-$ /l provided the residual nitrate content remains below 90 kg  $\text{NO}_3^-$ -N/ha. Twenty-five % of the fields had a  $\text{PF} < 3.2$ . The distribution is similarly shaped as the distribution observed by Van Overtveld et al. (2009).



A map showing the spatial distribution of the PF in Flanders (Figure 4) shows that the PF is highly variable in space and does not show a clear spatial pattern. This was already observed in the study by Van Overtveld et al. (2011).

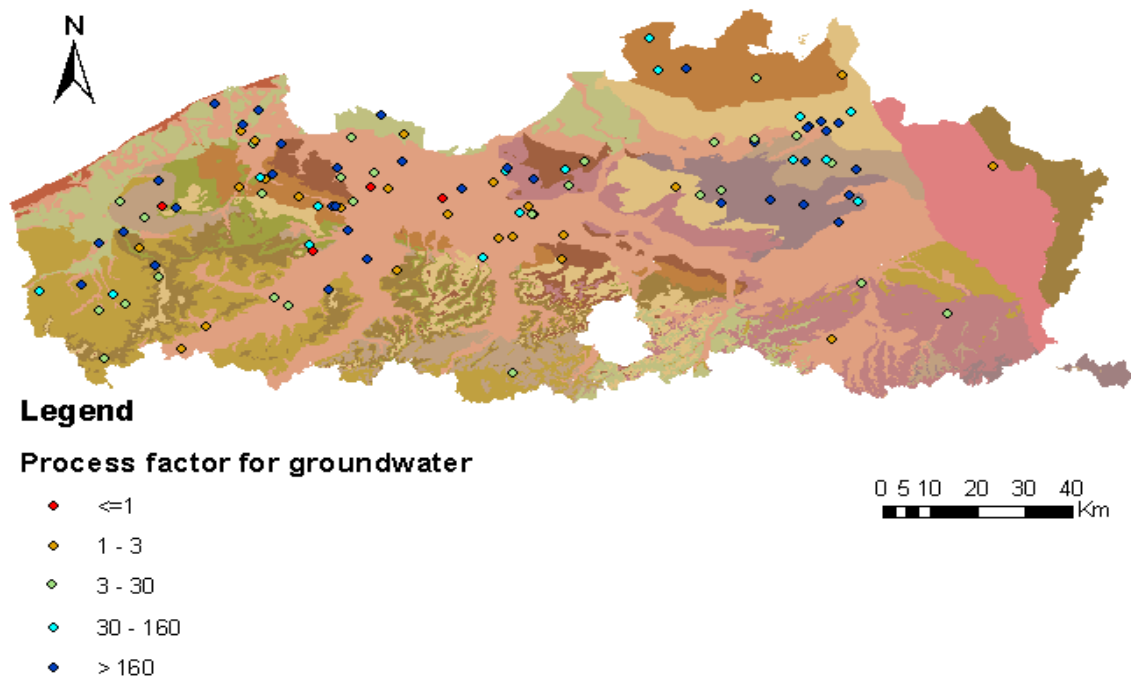


Figure 4: Spatial distribution of the PF groundwater (value shown with color code) observed for the 108 plots with matching residual nitrate contents and nitrate concentrations in the groundwater monitoring well. For comparison we used the same bin boundaries as in the study by Van Overtveld (2009, p. 112). The hydrogeologically homogeneous zones in Flanders are shown as background colors.

## 2.4 Conclusion

Comparable to the results of 2009-2011 (Vandervelpen *et al.*, 2011), derogation did not lead to statistical significant differences in nutrients, nor in soil nor in water.

In the monitoring network soil and water samples were taken at different times (from autumn 2011 until autumn 2014). The most important parameters analysed on these samples are nitrogen and phosphorous. For both types of samples (soil and water), no statistically significant differences could be found between derogation and no derogation parcels. No statistical differences were observed for leached amount of nutrients during winter between derogation and no derogation parcels.

In general, derogation parcels are characterized by higher levels of fertilisation by organic and mineral fertilisers. Moreover, the amount of nutrients exported on derogation parcels are on higher levels, mainly by the export of an extra cut of grassland. This higher yield is the reason why higher levels of fertilisation do not result in higher nitrate residue levels or higher concentrations of phosphorous and nitrate-N in surface water and groundwater originating from derogation parcels.

Even for long term derogation and no-derogation parcels no statistical significant differences are found. Linking parcel characteristics and the resulting water samples, showed no statistical difference between derogation and no derogation parcels.

The process factor was evaluated for the parcels of the network, when a monitoring well or a MAP sampling point was present. It is confirmed again that the process factor groundwater is highly variable without a clear spatial pattern.

Based on this extensive network of parcels and the variety of measurements on parcels and in the water, derogation in Flanders has no negative impact on the water quality.



