

CARACTÉRISATION DE LA POLLUTION PAR LES NITRATES
DANS LA MASSE D'EAU SOUTERRAINE DES SABLES DU
BRUXELLIEN/YPRÉSIEEN EN RÉGION DE BRUXELLES-CAPITALE

KARAKTERISERING VAN DE VERONTREINIGING DOOR
NITRATEN IN HET GRONDWATERLICHAAM VAN HET
BRUSSELIAAN-/IEPERIAANZAND IN HET BRUSSELS
HOOFDSTEDELIJK GEWEST

- 2016B0636 -



*Etude menée à l'attention de l'Institut Bruxellois de Gestion de l'Environnement (IBGE-BE)
Studie uitgevoerd in opdracht van het Brussels Instituut voor Milieubeheer (BIM-MB)*

UCL-ELIe : Sébastien Petit, Marnik Vanclooster, Patrick Bogaert

Bruxelles Environnement : Arlette Lietar

Résumé

Dans cette étude nous évaluons la vulnérabilité à la pollution nitrique de la masse d'eau des Sables du Bruxellien/Yprésien en Région de Bruxelles Capitales (RBC) à l'aide de modèles statistiques et conceptuels. L'occupation du territoire de la région est très hétérogène, marquée par la forêt de Soignes au sud de la région et une urbanisation intense dans le reste de la région. 50 sites de surveillance ont fait l'objet d'analyses pour étudier la contamination aux nitrates distribuée sur la zone d'étude entre 2006 et 2016. De plus, les isotopes stables de l'oxygène et de l'azote ont été déterminés pour certains échantillons. Les données montrent que la qualité de la masse d'eau est dégradée, particulièrement dans les zones les plus urbanisées. Une analyse statistique montre que l'état de dégradation diminue légèrement dans les zones urbanisées et inversement dans les zones encore peu polluées. Nous modélisons le niveau de dégradation et la tendance à l'aide de modèles linéaires et non-linéaires. Au total, 23 variables spatialement distribuées sur la zone d'étude sont construites pour expliquer la variabilité de la contamination. Ces variables rendent compte des conditions environnementales et de l'activité anthropique locale. Elles sont évaluées sur un maillage de 10 m de côté et pondérées par zone d'influence pour chaque station de mesure. Ces zones d'influences sont définies au préalable à partir d'un algorithme simplifié de traçage de particules polluantes dans la masse d'eau souterraine, qui montre des résultats consistant avec une approche de modélisation numérique de transfert de masse. Une régression multi-linéaire stepwise permet d'expliquer 56 % de la variabilité de la pollution nitrique à l'aide 5 variables. Une modélisation non-linéaire par réseau de neurones artificiels permet d'augmenter la capacité de prédiction à 70 %. Les variables explicatives prépondérantes sont le pourcentage de surface imperméable du quartier, la densité de collecteur d'eau usée en mauvais état au sein de la zone d'influence, le nombre de permis d'environnement obtenus pour une activité à risque de pollution, la taille de la zone d'influence et la profondeur d'échantillonnage. Ces résultats sont en cohérence avec l'analyse isotopique et démontrent l'importance des infrastructures de gestion de l'eau en milieu urbain pour la préservation de la qualité de la ressource en eau souterraine. Une analyse de vulnérabilité basée sur la méthodologie DRASTIC nous permet de proposer des zones de priorisation de rénovation des infrastructures.

Samenvatting

In deze studie werd de kwetsbaarheid voor nitraatverontreiniging van het Brusseliaan en Ypresiaan grondwaterlichaam in het Brussels Hoofdstedelijk Gewest (RBC) geëvalueerd met behulp van statistische en conceptuele modellen. Het landgebruik in deze regio is zeer heterogeen, en wordt gekenmerkt door een belangrijke aandeel bos in het zuiden van de regio (het Zoniënwoud) en een intense verstedelijking in de rest van de regio. Nitraatverontreiniging werd opgemeten in 50 meetpunten (piëzometers, bronnen) verdeeld over het studiegebied tussen 2006 en 2016. Daarnaast werden voor enkele monsters stabiele isotopen van zuurstof en stikstof in het nitraat bepaald. De gegevens laten zien dat nitraat het grondwaterlichaam belast, vooral in de meest verstedelijkte gebieden. Een statistische analyse toont aan dat de nitraatbelasting licht afneemt in verstedelijkte gebieden, terwijl die toeneemt in de minder verontreinigde zones. Het niveau van de nitraatbelasting en de trend werd gemodelleerd met behulp van lineaire en niet-lineaire statistische modellen. Hiervoor werden 23 ruimtelijk verdeelde en mogelijk verklarende variabelen van de verontreiniging in het studiegebied gekwantificeerd. Deze ruimtelijke variabelen bepalen de natuurlijke en antropogene omgevingsfactoren die een mogelijke impact hebben op de kwaliteit van het grondwaterlichaam. De

variabelen werden gedefinieerd voor een regulier grid van 10 x 10 m. Voor ieder meetpunt werd eveneens een invloedzone gedefinieerd, waarvoor de ruimtelijke variabelen binnen de invloedzone een mogelijke impact hebben op de meetwaarde. Deze invloedzones werden gedefinieerd op basis van een vereenvoudigd algoritme dat het transport traceert van verontreinigende opgeloste stoffen in het grondwaterlichaam. Het vereenvoudigd algoritme dat hierbij gebruikt werd succesvol vergeleken met de resultaten van een gedetailleerd stoffentransport grondwatermodel. Via een stapsgewijze multilevelregressie kan 56 % van de variabiliteit van stikstofverontreiniging verklaard worden met behulp van 5 ruimtelijk verdeelde variabelen. Via niet-lineaire modellering met behulp van een artificieel neurale netwerk kan het verklaringsvermogen opgekrikt worden tot 70 %. De belangrijkste verklarende variabelen voor de geobserveerde nitraatverontreiniging zijn i) het percentage impermeabele oppervlakte; ii) het aandeel van riolering in slecht staat; iii) het aantal afgeleverde vergunningen voor een economische activiteit met een potentieel risico op vervuiling; iv) de grootte van de invloedzone van het meetpunt; en v) de diepte van de bemonstering. Deze resultaten komen overeen met de resultaten van de isotopenanalyse. Ze tonen het belang aan van de staat van de stedelijke infrastructuur in de nitraatverontreiniging van het Brusseliaans en Ypresiaans grondwaterlichaam in het Brussels Hoofdstedelijk Gewest. Een kwetsbaarheidsanalyse op basis van de DRASTIC-methodologie werd tenslotte uitgevoerd om gebieden voor te stellen waarvoor grondwaterbeschermingsmaatregelen prioritair zijn.

Summary

In this study, we assess the groundwater vulnerability for nitrate pollution of the Brusselian groundwater body in the Brussels Capital Region using statistical and conceptual modelling approaches. The land use in this region is very heterogeneous, with important forest areas, in the South South-East part of the region, and intensive urbanisation in the remaining part. Groundwater nitrate concentration data were determined at 50 measurement stations distributed over the region, from 2006 till 2016. In addition, oxygen and nitrogen isotope concentration of the nitrates were determined. The data show that the groundwater body is degraded, in particularly in the urbanised part of the region. A statistical trend analysis shows that the contamination with nitrates at degraded stations is slightly decreasing, while the opposite is true for the nitrate contamination at the less degraded stations. We modelled the contamination and trends of nitrate contamination using linear and non-linear statistical modelling techniques. In total, we defined 23 spatially distributed ancillary variables that could contribute to the explanation of nitrate contamination in the groundwater body. The variables included variables related to the natural environmental conditions, and anthropogenic pressures at the surface. These ancillary variables were defined at the grid size of 10 m, and averaged over the influence zone of each measurement stations. These latter influence zones were identified using a simplified particle tracking algorithm from the groundwater piezometric map and showed to be consistent with results obtained from a detailed numerical groundwater flow and transport model. Stepwise regression allows explaining 56 % of the observed variability of nitrate contaminations with 5 dominant ancillary variables, while non-linear artificial neural network model allows explaining nearly 70 % of the variability. The dominant ancillary variables are the percentage of impermeable surface, the percentage of the sewage system that is in a degradation state, the number of urban infrastructure construction permits with a high pollution risk, the size of the influence zone, and the depth of the groundwater sampling. These results illustrate the important role of urban infrastructure

in groundwater degradation. These results are also consistent with the isotopic signature of nitrates determined on the sampling stations. An adaptation of the DRASTIC vulnerability model allow us to prioritize the renovation of the sewage system in the most vulnerable zones.

Pour citer cette étude : S.Petit, M. Vanclooster, P. Bogaert, CARACTÉRISATION DE LA POLLUTION PAR LES NITRATES DANS LA MASSE D’EAU SOUTERRAINE DES SABLES DU BRUXELLIEN/YPRÉSIEEN EN RÉGION DE BRUXELLES-CAPITALE, Université Catholique de Louvain, Earth and Life Institute- Environmental sciences, Convention de recherche menée à l’attention de Bruxelles Environnement, mars 2018

Contactez les auteurs :

*Université catholique de Louvain
Earth and Life Institute
Croix du Sud 2, bte L7.05.02
1348 Louvain-la-Neuve, Belgium*

Sébastien Petit - sebastien.petit@uclouvain.be
Marnik Vanclooster - marnik.vanclooster@uclouvain.be
Patrick Bogaert - patrick.bogaert@uclouvain.be

Pour Bruxelles Environnement
Arlette Lietar - alietar@environnement.brussels

Table des matières

I. Contexte de l’étude	12
------------------------------	----

1.	Introduction.....	12
2.	Description de la zone d'étude et actualisation des cartes	13
	a. Occupation du territoire.....	14
	b. Hydrologie de surface.....	14
	c. Hydrogéologie des Sables du Bruxellien/Yprésien.....	16
	d. Activités à risques de pollutions aux nitrates.....	19
II.	Le réseau de suivi qualité de la masse d'eau des Sables du Bruxellien/Yprésien.....	20
1.	Segmentation spatiale du réseau d'échantillonnage qualité.....	20
2.	Caractérisation des réseaux d'échantillonnage du suivi qualitatif.....	20
	a. Méthodologie d'évaluation de la représentativité spatiale d'un réseau d'échantillonnage	21
	b. Représentativité spatiale du réseau d'échantillonnage des Plans de Gestion de l'Eau (PGE)	21
	c. Optimisation du réseau d'échantillonnage pour le PGE (2016-2021).....	22
3.	Base de données des analyses physico-chimiques	24
III.	Etat des lieux de la pollution	25
1.	Méthodologie	25
	a. Analyse spatiale.....	25
	b. Evolution temporelle de la contamination.....	26
	c. Tableau synthétique par réseau de mesure.....	30
2.	Résultats	31
3.	Conclusions.....	35
IV.	Identification des sources de pollution	37
1.	Méthodologie	37
	a. Densité urbaine	37
	b. Etat des lieux du réseau d'égouttage	38
	c. Permis environnementaux à risques nitrates	39

d.	Hydrogéologie et environnement physique : définition de zones d'influence.....	41
e.	Etude de la signature isotopique de la pollution nitrique.....	46
f.	Analyse multivariée	47
2.	Résultats.....	48
a.	Délimitation de zones d'influence par station	48
b.	Synthèse des variables explicatives à disposition	49
c.	Analyse exploratoire.....	51
d.	Sélection des variables significatives par stepwise	53
e.	Modélisation non-linéaire par Réseaux de Neurones Artificiels.....	56
f.	Signature isotopique des stations de surveillance	57
3.	Conclusions.....	59
V.	Cartographie de la vulnérabilité aux pollutions nitriques.....	61
1.	Méthodologie.....	61
a.	Le diagnostic DRASTIC pour l'évaluation de la vulnérabilité intrinsèque d'une masse d'eau 61	
b.	Adaptation des scores au cas de la RBC	62
2.	Résultats.....	64
3.	Perspectives.....	64
VI.	Mesures de protection et restauration de la masse d'eau	65
1.	Atténuer les pressions à partir de la source.....	65
2.	Recommandations pour l'avenir du suivi qualité des programmes de surveillance	66
VII.	Annexes	68
VIII.	Scripts Python.....	77
1.	Calcul du T-Kendall	77
2.	Définition des zones d'influence et pondération des variables	79
IX.	Bibliographie.....	87

Liste des figures / Lijst van figuren

Figure 1 – Masses d’eau souterraines des Sables du Bruxellien/Yprésien / Grondwaterlichamen van de Brusseliaanse/Ypresiaanse Zanden	13
Figure 2 - Cadastre de l'occupation des parcelles en RBC (IBSA, 2017) / Kadaster van perceelsgebruik binnen het BHG (IBSA, 2017).....	14
Figure 3 - Topographie de la RBC prenant comme niveau de référence l’altitude minimale observée / Topografie van het BHG met als referentieniveau de laagst geobserveerde waarde.	16
Figure 4 - Carte et coupe géologiques de la Région Bruxelles-Capitale (modifiées d’après Buffel & Matthijs, 2002) (Projet HYDROLAND 2012) / Geologische kaart en doorsnede van het Brussels Hoofdstedelijk Gewest (aangepast van Buffel en Matthijs, 2002) (Project HYDROLAND 2012).	18
Figure 5 - Organigramme d'évaluation du Critère de Réseau à l’aide du logiciel ArcGIS / Organigram voor de evaluatie van het Netwerk Criterium met behulp van de ArcGIS software.....	21
Figure 6 - Distribution des profondeurs de l'aquifère des Sables du Bruxellien / Verdeling van de diepte van de aquifer van de Brusseliaanse Zanden.	22
Figure 7 - Distribution des classes de profondeur des réseaux BE, PGE1, PGE2 et PGE3 / Verdeling van de classes van de diept van de netwerken BE, PGE1, PGE2 en PGE3.	24
Figure 8- Echelle de représentativité spatiale de la masse d'eau (arbre de décision de la DCE, (J. Grath 2001)) / Schema voor de evaluatie van de ruimtelijke representativiteit van het grondwaterlichaam (beslissingsboom van de KRW (J. Grath 2001)).....	26
Figure 9 - Organigramme de classification des puits selon leur tendance d'évolution des concentrations en nitrates / Organigram voor de evaluatie van de nitraatverontreinigingstrend.	30
Figure 10 - Séries temporelles régularisées (Réseau UE) / Geregulariseerde tijdsreeks (EU netwerk)	31
Figure 11 - Moyenne des concentrations moyennes annuelles en nitrates sur l'horizon 2006-2016 du réseau de mesure BE / Gemiddelde van de jaargemiddelde concentraties aan nitraten voor de periode 2006-2016 voor het BE netwerk.	32
Figure 12 - Evolution de la tendance des concentrations en nitrates en chaque site d'échantillonnage sur la période 2006-2016 / Evolutie van de nitraatconcentratie trende voor elk meetpunt voor de periode 2006-2016.	33
Figure 13 - Tableau de bord d'état de la contamination pour le réseau BE / Overzichtstabel voor de staat van verontreiniging voor het BE netwerk	33

Figure 14 - Tableau de bord d'état de la contamination pour le réseau UE / Overzichtstabel voor de staat van verontreiniging voor het EU netwerk	34
Figure 15 - Tableau de bord d'état de la contamination pour le réseau Cambre et Soigne / Overzichtstabel voor de staat van verontreiniging voor het netwerk Ter Kameren en Zoniën	34
Figure 16 - Tableau de bord d'état de la contamination pour les écosystèmes terrestres dépendant des eaux souterraines/ Overzichtstabel voor de staat van verontreiniging voor grondwaterafhankelijke terrestrische ecosystemen	35
Figure 17 - Statistiques de densité urbaine (IBSA) / Statistieken voor de stedelijke verdichting (IBSA).	37
Figure 18 - Reclassification de l'état de dégradation des collecteurs sur base de la carte de recensement Vivaqua / Herklassificatie van de staat van degradatie van het rioleringstelsel op basis van de telling van Vivaqua	39
Figure 19 - Comparaison locale de la carte originale et du raster créé des classes d'état des collecteurs / Lokale vergelijking van de originele kaart en de gecreëerde rasterkaart van de klasse van riolering	39
Figure 20 - Localisation des permis environnementaux à risques de pollution nitriques / Localisatie van omgevingsvergunningen met stikstofverontreinigingsrisico's.....	41
Figure 21 - Méthodologie de définition des zones d'influence des stations de mesures / Methodologie voor de definiering van de invloedszone van de bemonsteringsstations.....	42
Figure 22 - Détermination de la dispersivité longitudinale et transversale de l'aquifère (Source : Gelhar et al., 1992) / Bepaling van de longitudinale en transversale dispersie van de aquifer (Bron : Gelhar et al., 1992).....	43
Figure 23 - Cartographie de la formation d'Ursel-Asse / Kartering van de formatie Ursel-Asse	44
Figure 24 - Pondération de variables explicatives par zone d'influence / Weging van verklarende variabelen per invloedszone.	44
Figure 25 - Signature isotopique des sources de nitrates typiquement impliquée dans la pollution des aquifères (Xue et al, 2009). / Isotopensignatuur van nitraatbronnen die mogelijks grondwateraquifers verontreinigen (Xue et al, 2009).....	46
Figure 26 - Probabilité d'appartenance à une source d'émission suivant le rapport des isotopes N et O du nitrate (B. Blavoux, 2014) / Aansluitingskans tot een emissiebron via de verhouding van N en O isotopen in nitraat (B. Blavoux, 2014).....	47
Figure 27 - Délimitation des zones d'influences pour le réseau BE / Definiering van de invloedszones voor het BE netwerk.....	49
Figure 28 - Analyse en Composante Principale (ACP) / Principale Componenten Analyse (PCA).....	51

Figure 29- Sélection des variables d'entrée de la seconde analyse stepwise (cadres verts) et variables retenues par l'analyse (surbrillance verte) / Selectie van de invoervariabelen voor de tweede stepwise analyse (groene kaders), en weerhouden verklarende variabelen per analyse (groen oplichting)	54
Figure 30 - Résultat des analyses stepwise : évolution des critères R2 et AICc pour un nombre croissant de paramètres introduits dans la régression / Resultaat van de stepwise analyse : Evolutie van de R2 en AICc criteria voor een toenemend aantal parameters ingevoerd in de regressie.	55
Figure 31 - Résultats de régression de la stepwise 2 / Resultaten van de tweede stepwise regressie	55
Figure 32 - Résultat d'entraînement et de validation du RNA / Resultaat van de training en validatie van de ANN	56
Figure 33 - Architecture du Réseau de Neurones Artificiels / Architectuur van Artificiele Neurale Netwerken.....	56
Figure 34 - Profileur de coupes des effets individuels des variables pour le modèle linéaire (RLM) et non-linéaire (RNA) / Profiel van de individuele effecten van de variabelen voor het lineair model (LRM) en het niet-lineair model (ANN).....	57
Figure 35 - Probabilité d'appartenance aux 5 classes d'émissions de nitrates discriminées par l'analyse isotopique / Aansluitingskans aan 5 emissie klassen voor nitraten zoals bepaald met behulp van de isotopenanalyse.....	58
Figure 36 - Relation entre profondeur d'échantillonnage et concentration en nitrates (E. Chauveheid, 2017) / Relatie tussen bemonsteringsdiepte en nitraatconcentratie (E. Chauveheid, 2017)	60
Figure 37 - Vulnérabilité DRASTIC de la masse d'eau des Sables du Bruxellien/Yprésien / Kwetsbaarheidbepaling via DRASTIC van het grondwaterlichaam van de Brusseliaanse/ Ypresiaanse Zanden	64
Figure 38 - Infiltration annuelle d'après Meyus et al. (2004) / Jaarlijkse infiltratie volgens Meyus et al., (2004)	68
Figure 39 - Infiltration imposée au modèle hydrogéologique HYDROBRUX en régime permanent (Aquale, 2015) / Opgelegde infiltratie in het hydrogeologisch model HYDROBRUX in permanent stromingscondities (Aquale, 2015).....	68
Figure 40 - Débits drainés par les collecteurs en RBC (Aquale, 2015) / Gedraineerde debieten in het rioleringsstelsel van het BHG (Aquale, 2015).....	69
Figure 41 - Positionnement des stations de suivi des PGE 1 et 2 / Localisatie van de meetstations PGE 1 en PGE 2.....	71
Figure 42 - Proposition d'un réseau de suivi optimisé pour le PGE 3 / Voorstel voor een geoptimaliseerd bemonsteringsnetwerk voor PGE 3.....	72

Figure 43 - Résultats des analyses stepwise / Resultaten van de stepwise analyse	74
Figure 44 - Effet des variables les plus explicatives de la concentration en nitrates / Effecten van de meest verklarende variabelen voor nitraat concentraties.	75
Figure 45 - Précipitations annuelles sur la Région de Bruxelles-Capitale (M. Journée, 2004) / Jaarlijks neerslagwaarden voor het Brussels Hoofdstedelijk Gewest (M. Journée, 2004)	76
Figure 46 - Comparaison des méthodes de définition de zones d'influences pour les puits P12, So36, So31 et ST27 / Vergelijking van de methodes voor het definiëren van de invloedzone voor de putten P12, So36, So31 en ST27.	76

Liste des tableaux / Lijst van tabellen

Tableau 1 – Evaluation des paramètres de calcul du critère de réseau / Evaluatie van de meetparameters van het netwerk criterium.....	22
Tableau 2 - Méthodes de mesures de tendances recommandées par la DCE, (J. Grath 2001) / Aanbevolen tendensbepalingsmethodes volgens de KWR, (J. Grath, 2001)..	27
Tableau 3 - Influence de la taille du jeu de données sur la significativité du test de Kendall/ Invloed van het aantal gegevens op de significantiewaarde van de Kendall test.	28
Tableau 4 - Recommandations de la Directive Cadre sur l'Eau (J. Grath 2001) / Aanbevelingen van de Kader Richtlijn Water (J. Grath, 2001).....	29
Tableau 5 - Méthodologie appliquée pour l'analyse des tendances par station 2006-2016 / Toegepaste methodologie voor de trendanalyse per station voor 2006-2016.	29
Tableau 6 - Tableau de bord d'état de la contamination des réseaux de mesure / Overzichtstabel voor de evaluatie van de verontreiniging.....	31
Tableau 7 – Etat des réseaux suivant le pourcentage de sites de suivi dont la concentration moyenne dépasse 50 mg/L sur la période 2006-2016 / Staat van meetnetwerk volgens het percentage van meetpunten waarvoor de gemiddelde concentratie van 50 mg / L wordt overschreden voor de periode 2006-2016.	32
Tableau 8 - Sous-catégories de rubriques des permis environnementaux considérés à risques de pollutions nitriques (lignes oranges) /Subcategorie van rubrieken van omgevingsvergunningen die beschouwd worden als risicovol voor verontreiniging door nitraat (oranje kader).	40
Tableau 9 - Variables potentiellement explicatives des pollutions nitriques/ Mogelijk verklarende variabelen voor stikstof verontreiniging.	50
Tableau 10 - Matrice de corrélation des variables explicatives / Correlatie matrix van verklarende variabelen.....	52

Tableau 11 - Facteurs de pondération DRASTIC selon les modèles standard et pesticides (Aller et al. 1987) / DRASTIC wegingsfactoren volgens het standaard model en het pesticide model (Aller et al., 1987).....	62
Tableau 12 – Adaptation de la classification DRASTIC des facteurs de vulnérabilité de la masse d'eau des SdB/ Aanpassing van de DRASTIC classificatie factoren voor de evaluatie van de kwetsbaarheid van het waterlichaam SdB.....	63
Tableau 13 - Coordonnées des stations qualité BE de la masse d'eau du Bruxellien / Coördinaten van de waterkwaliteitsmeetstations BE van het Brusseliaans grondwaterlichaam.	69
Tableau 14 - Résultat de tendance nitrate par puits via le Tau-Kendall / Resultaten van de trendanalyse voor nitraten per bemonsteringsbuis via de Tau-Kendall test.....	73

I. Contexte de l'étude

1. Introduction

L'étude s'inscrit dans la continuité des études élaborées dans le cadre de la mise en œuvre de la Directive Cadre sur l'Eau (DCE) en Région de Bruxelles Capitale. Une première étude de diagnostic de la pollution aux nitrates de la masse d'eau des Sables du Bruxellien et de l'Yprésien (BEBR_Bruxellien_Brusseliaan_5 – Br05) avait été menée par l'Université catholique de Louvain (UCL) pour Bruxelles Environnement (IBGE_BE) en 2013. Cette étude portait sur l'exploitation des données issues du programme de surveillance nitrates sur la période 2004-2011. L'étude actuelle vise à mettre à jour l'exploitation de nouvelles données et des connaissances acquises depuis 2011 afin d'approfondir la capacité de détermination des sources de pollution aux nitrates et d'estimer l'évolution de la contamination à venir de cette pollution.

Les objectifs spécifiques poursuivis par l'étude sont les suivants:

- la réalisation d'un état des lieux de la pollution aux nitrates de la masse d'eau des Sables du Bruxellien/Yprésien (Br05) basé sur les analyses du programme de surveillance entre 2006 et 2016 ;
- l'identification des sources de pollution et la quantification de leur contribution à partir de données isotopiques et de données de facteurs explicatifs (données environnementales, hydrogéologiques, démographiques, d'occupation du territoire) ;
- la cartographie de la vulnérabilité aux pollutions nitriques de la masse d'eau des Sables du Bruxellien/Yprésien ; et
- la formulation des recommandations pour la protection et la restauration de la masse d'eau des Sables du Bruxellien/Yprésien (Br05) et pour la poursuite du programme de surveillance nitrates.

La méthodologie appliquée pour atteindre les objectifs de l'étude se base sur :

- la construction d'une base de données reprenant les analyses nitrates, leur composition isotopique, et les autres paramètres explicatifs de la pollution aux nitrates ;
- le développement de paramètres complémentaires basés sur une modélisation physique de l'environnement ;
- l'estimation de statistiques d'état des lieux et de tendances spatio-temporelles ; et
- l'application de techniques d'analyse multivariée linéaires et non-linéaires.

Les approfondissements menés durant cette seconde étude se marquent principalement i) dans la collecte de nouvelles variables explicatives des sources de pollution ; ii) dans la définition de zones d'influence des stations de mesure sur base de paramètres hydrogéologiques ; iii) dans l'évaluation de la vulnérabilité intrinsèque de la masse d'eau par la méthode DRASTIC ; et iv) dans la diversification des analyses multi-variées envisagées. Une réflexion sur la représentativité spatiale du réseau de mesure du programme de surveillance basé sur les recommandations de la DCE (J. Grath 2001; Johannes GRATH 2007) a également été menée. La méthodologie d'identification des sources de pollution par les déviations isotopiques combinées $\delta^{15}N$ et $\delta^{18}O$ du nitrate via le logiciel SIAR est réitérée compte tenu des nouvelles données disponibles.

2. Description de la zone d'étude et actualisation des cartes

L'étude porte sur la masse d'eau souterraine des Sables du Bruxellien et de l'Yprésien (Br05) délimitée au droit du territoire de la Région de Bruxelles-Capitale (RBC). Cette zone de 89 km² occupe la partie Est de la Région à partir de la vallée de la Senne et représente la moitié de la surface de la RBC (161,4 km² (Deboosere 2009)). La masse d'eau fait partie du bassin hydrographique de l'Escaut.

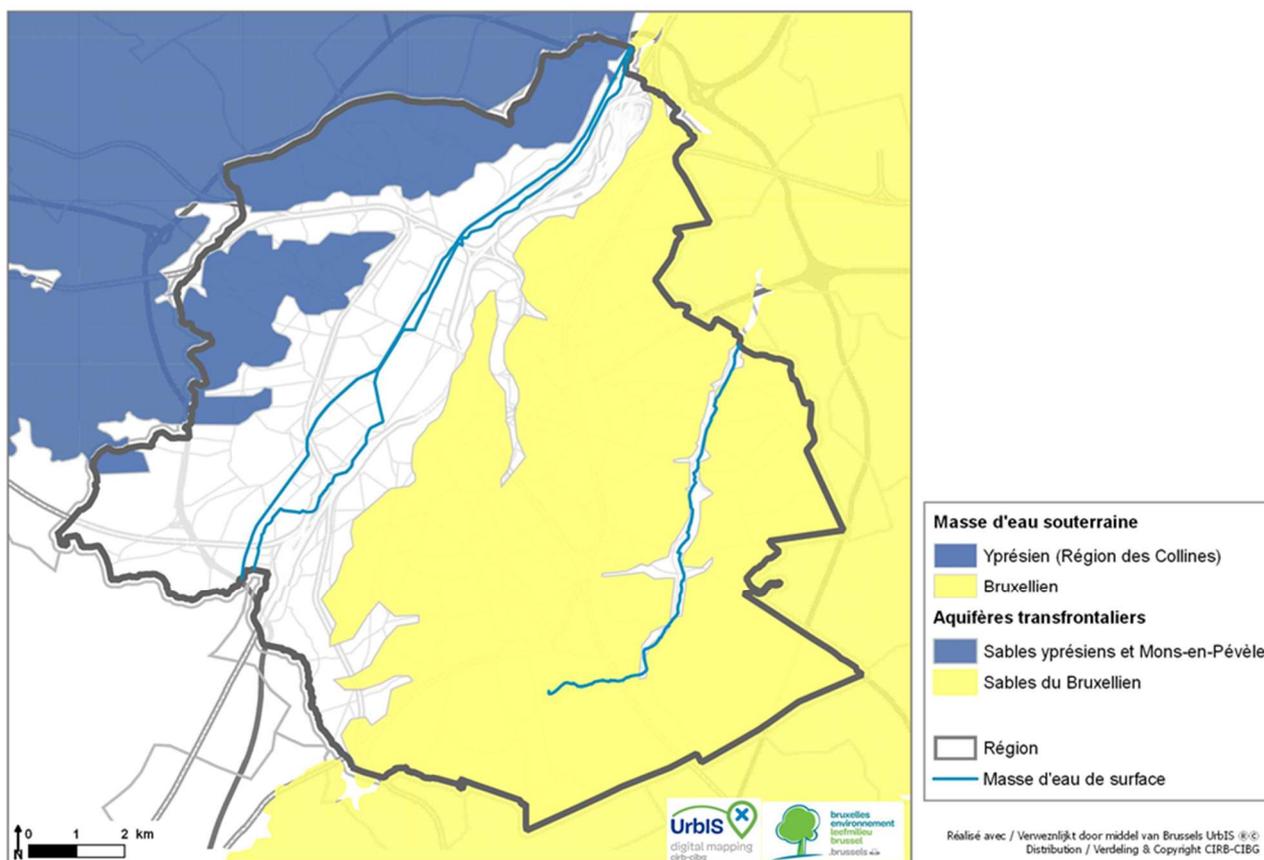


Figure 1 – Masses d'eau souterraines des Sables du Bruxellien/Yprésien / Grondwaterlichamen van de Brusseliaanse/Ypresiaanse Zanden

La RBC se situe au centre de la Belgique, à une latitude moyenne et à proximité de l'Atlantique. La capitale bénéficie d'un climat tempéré océanique. La température moyenne annuelle est de 10,5 °C et les précipitations annuelles s'élèvent à 852 mm¹.

¹ IRM, site web : les normales mensuelles à Uccle

a. Occupation du territoire

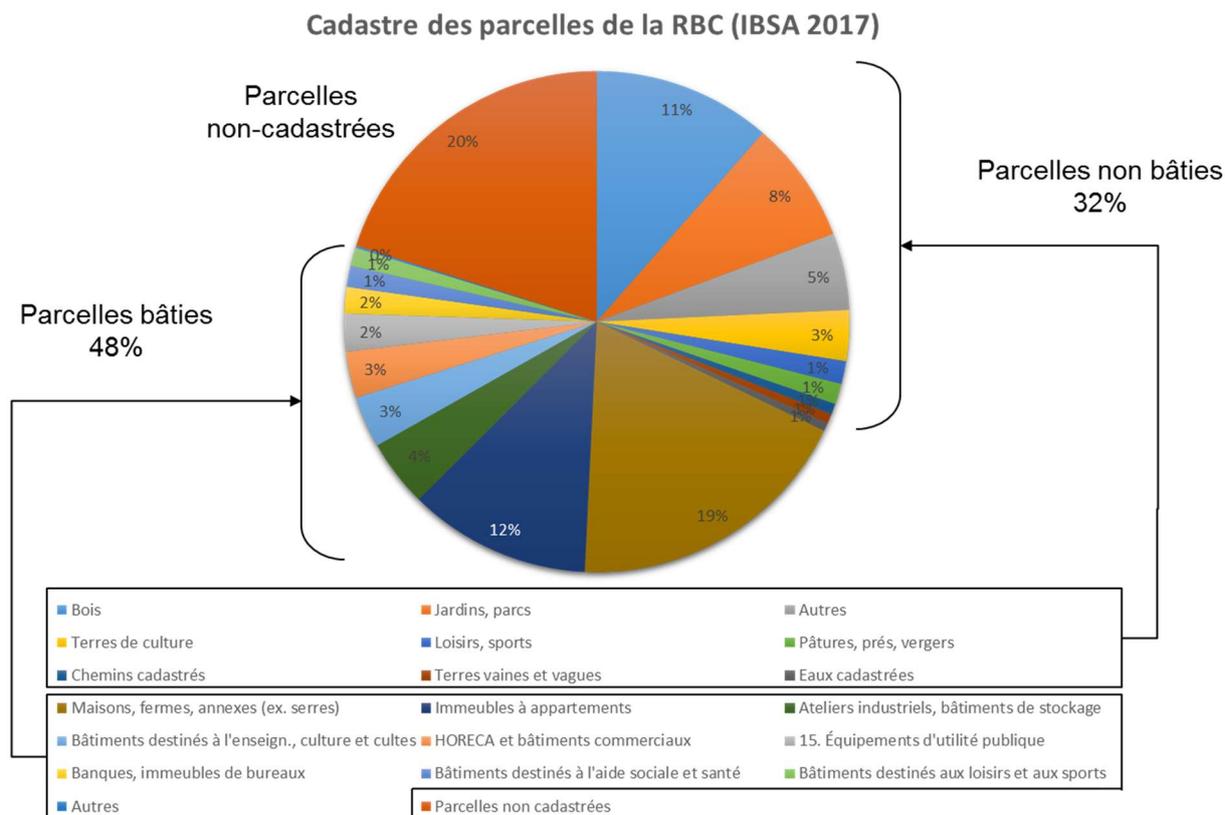


Figure 2 - Cadastre de l'occupation des parcelles en RBC (IBSA, 2017) / Kadaster van perceelsgebruik binnen het BHG (IBSA, 2017).

Sur base des données cadastrales de la RBC, l'Institut Bruxellois de Statistique et d'Analyse (IBSA) recense 31 % de superficie couverte par les logements (maisons et petits jardins, immeubles à appartements), avec un accroissement de 7 % entre 2004 et 2014. Malgré son caractère urbain, Bruxelles reste une région verte : 40 % des logements bruxellois seraient équipés d'un jardin (Direction générale Statistique) et la part d'espaces verts non bâtis (bois, jardins et parcs, terres agricoles, pâtures, prés, vergers, terrains vagues) représente 31 % du territoire cadastré (Figure 2). Cette proportion importante est expliquée par la présence de la forêt de Soignes et le bois de la Cambre au Sud de la Région. L'imperméabilisation des surfaces liées à l'urbanisation a cependant augmenté de 14 % entre 1993 et 2006 sur la surface totale délimitée par les bassins versants amonts à la RBC (270 km²) (ULB-IGEAT 2006). En Région bruxelloise, l'étude relative à l'évolution de l'imperméabilisation des sols (IGEAT, 2006) avait mis en évidence un taux croissant de surfaces imperméabilisées entre 1955 et 2006 de 27 % à 47 %.

b. Hydrologie de surface

L'hydrologie de surface de la RBC a été fortement impactée par le drainage des plaines visant l'urbanisation de la zone (fondations, souterrains, tunnels, parkings). La Senne fut voutée sur la quasi-totalité de son parcours urbain à partir de 1870 et certains affluents furent transformés en collecteurs. Seuls certains tronçons de la Woluwe sont restés à découvert. La surface totale d'eau libre de la Région s'élève à 172 ha. La moitié de cette surface est attribuée au canal de Charleroi, creusé le long de la

Senne pour faciliter le transport des bateaux suite aux variations du débit de la Senne et pour limiter les débordements de rivière.

La présence de la galerie drainante en forêt de Soignes et les pompages dans la masse d'eau souterraine ont également un impact sur l'hydrologie de la zone étudiée. Le débit annuel prélevé dans la masse d'eau des Sables du Bruxellien et de l'Yprésien en RBC est d'environ 2,5 millions de m³/an (IBGE_BE).

Des études isotopiques des composantes de l'eau ont permis d'appréhender la différenciation des systèmes aquifères en RBC et la spécificité de la masse d'eau des Sables du Bruxellien/Yprésien. Celle-ci montre une grande vulnérabilité au cycle urbain de l'eau : la recharge de la nappe au sud de la RBC est proche de son état naturel mais le flux de masse suivant la pente Sud-Nord serait négligeable par rapport aux points de recharge locaux de l'aquifère en milieu urbain (Kevin De Bondt 2015).

En effet, la forte urbanisation de la RBC impacte considérablement la capacité d'infiltration de l'eau provenant de la surface. La lame de précipitations normale annuelle (852 mm) est partiellement infiltrée dans les parcs et les jardins et partiellement absorbée dans le réseau d'égouttage. Ce réseau, poreux de façon à rester en équilibre avec la nappe superficielle, est en mauvais état et n'est malheureusement pas parfaitement étanche. Il est judicieux de considérer que les pertes du réseau d'égouttage participent à la recharge de la nappe comme c'est le cas des pertes du réseau de distribution d'eau potable (Aquale 2015).

Les pertes du réseau d'égouttage ne sont pas encore chiffrées en détail. On estime qu'un quart à un tiers du réseau nécessite une rénovation à court terme (RTBF 2010; H.G. 2017). Selon un jugement d'expert, les failles entraînent une perte estimée de 4% du volume total arrivant aux stations d'épuration Nord et Sud (350 535 m³/j) (Aquale 2015). Cela mène à une estimation d'un débit de fuite de 14 000 m³/j au sein de la RBC (Aquale 2015).

En ajoutant les 6% de perte estimés par Vivaqua depuis le réseau de distribution d'eau potable, on obtient un volume supplémentaire de 26 270 m³/j (Aquale 2015).

Le volume d'infiltration quotidien supplémentaire lié aux pertes des réseaux d'égouttage et de distribution d'eau correspond à un équivalent en pluviométrie annuelle normale de 54 mm sur l'ensemble de la RBC, soit un quinzième de la pluviométrie annuelle.

En réalité, une grande part des précipitations est ruisselée et évacuée du territoire bruxellois via les collecteurs, par la Senne ou par évaporation sans participer à la recharge de la nappe.

La contribution estimée du réseau d'égouttage et d'eau potable à la recharge de la nappe est donc plus importante et variable dans l'espace.

L'étude de (Meyus 2004) estime pour la Région flamande et bruxelloise, la recharge spatialisée de l'aquifère en régime permanent. Pour ce faire, le modèle *WetSpas* a été couplé avec un modèle de bilan de masse d'eau souterraine (Annexe - Figure 38). Les cartes de précipitations géoréférencées sont utilisées comme données d'entrée dans l'étude de Meyus (2004). Cette cartographie fut également valorisée dans l'étude HYDROBRUX (Aquale 2015) qui ajoute, dans l'infiltration imposée au

modèle hydrogéologique en régime permanent, l'estimation des pertes du réseau d'égouttage et d'adduction d'eau potable (Annexe - Figure 39).

c. Hydrogéologie des Sables du Bruxellien/Yprésien

La topographie de la RBC présente des altitudes de 0 à 140 m. **Erreur ! Source du renvoi introuvable.**

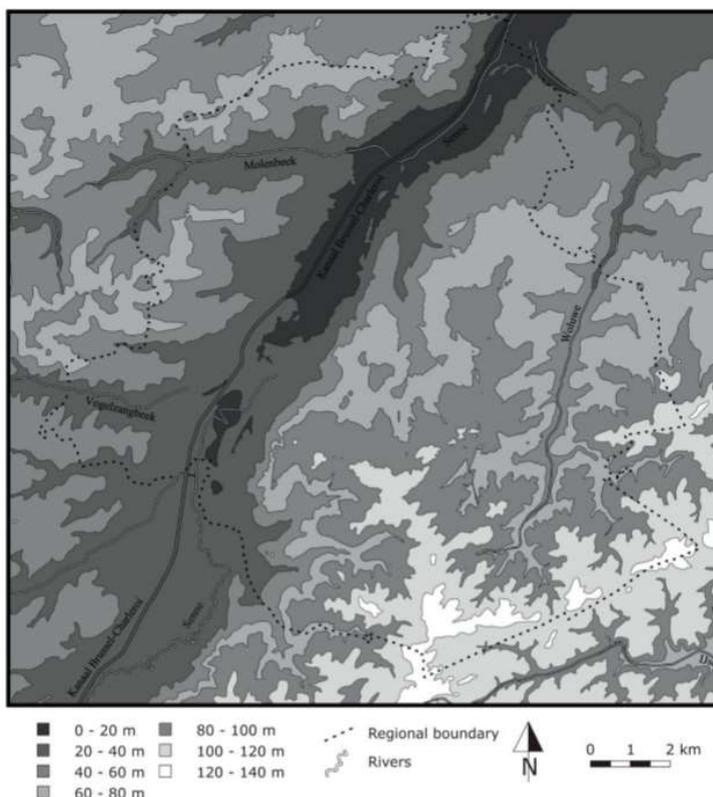


Figure 3 - Topographie de la RBC prenant comme niveau de référence l'altitude minimale observée / Topografie van het BHG met als referentieniveau de laagst geobserveerde waarde.

La profondeur de la masse d'eau des Sables du Bruxellien/Yprésien varie dans les vallées de la Senne et de la Woluwe de quelques mètres à plus de quarante mètres sur le plateau au sud de la Région.

Compte tenu de la relative faible profondeur de la nappe et de son caractère libre, le niveau piézométrique est directement influencé par les précipitations.

Les périodes de fortes recharges hivernales font monter le niveau de la nappe jusqu'au printemps. Alors que le niveau baisse durant la période estivale jusqu'en automne (Aquale 2015) avec un certain retard lié au temps de transfert de l'eau de la zone non-saturée vers la zone saturée. Les variations du niveau piézométrique de la nappe et les temps de transferts sont hétérogènes et conditionnés par l'épaisseur des formations sus-jacentes.

L'épaisseur de l'aquifère sur l'entièreté de sa superficie varie de 2,5 à 110 m (Projet Hydroland, Aquale 2012) et est contraint à sa base par l'aquiclude du membre de Saint-Maur (Formation de Kortrijk).

En surface, l'aquifère des SdB est localement recouverte des membres d'Ursel et Asse, formation argileuse altérant localement la connectivité entre l'eau de surface et souterraine. Les niveaux piézométriques sont par ailleurs plus fluctuant dans ces zones (Aquale 2015).

La masse d'eau des Sables du Bruxellien/Yprésien surplombe, des formations le plus profondes vers les moins profondes, lesocle du Crétacé et du Cambrien ainsi que les sables du Landénien. En surface, la zone est recouverte de dépôts limoneux du quaternaire.

La Figure 4 présente la succession des formations géologiques, et leurs profondeurs associées, suivant une coupe ouest-sud-ouest – est-nord-est de la Région.

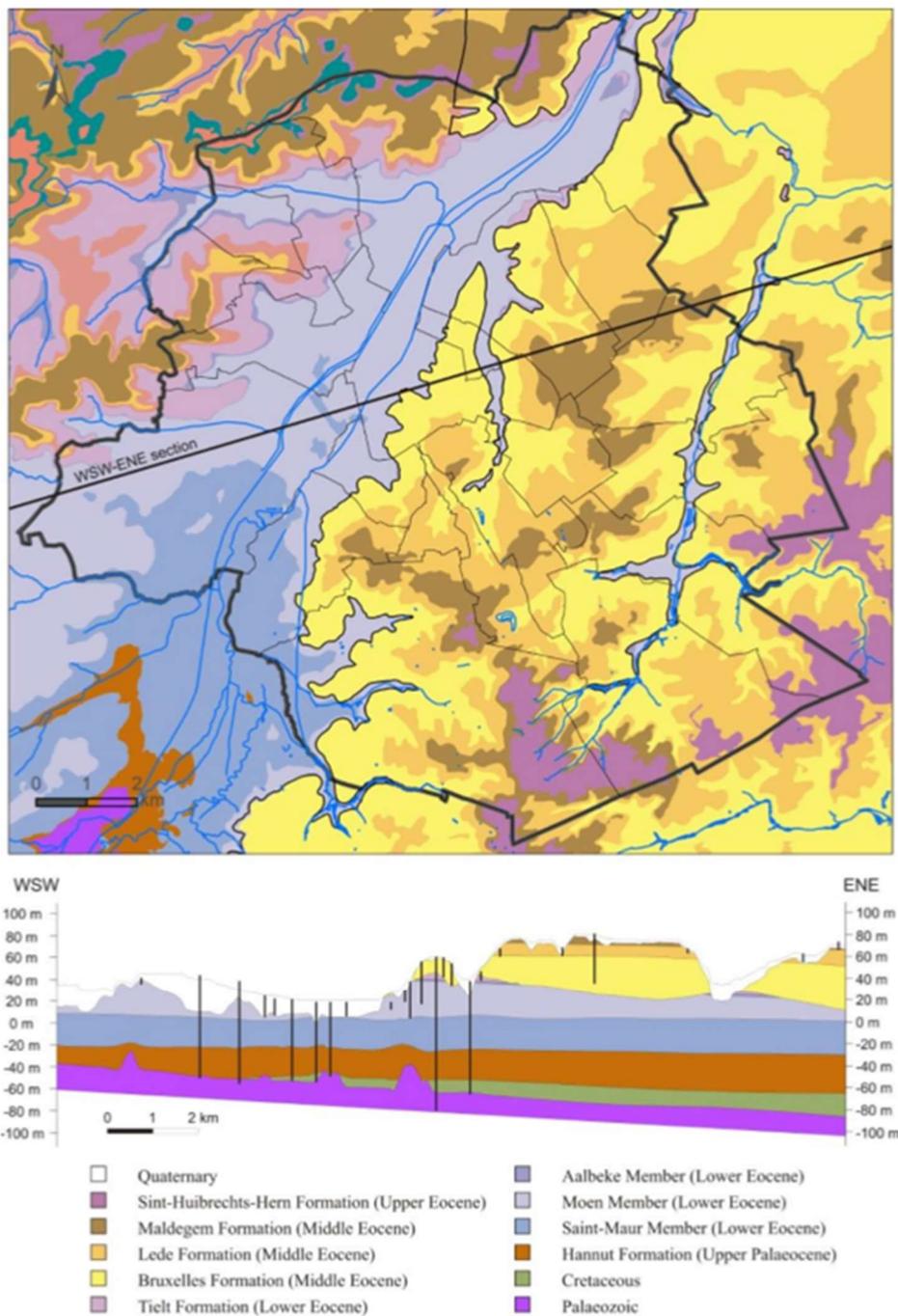


Figure 4 - Carte et coupe géologiques de la Région Bruxelles-Capitale (modifiées d'après Buffel & Matthijs, 2002) (Planche 31 (Bruxelles_Nivelles) Buffel & Matthijs, 2002)/ Geologische kaart en doorsnede van het Brussels Hoofdstedelijk Gewest (aangepast van Buffel en Matthijs, 2002) (Planche 31 (Bruxelles_Nivelles) Buffel & Matthijs, 2002).

d. Activités à risques de pollutions aux nitrates

Une liste des sources potentielles de contribution à la pollution nitrique de l'aquifère a été élaborée en début de projet sur base d'un état des connaissances.

Sources de pollution ponctuelle potentielles :

- *Réseau d'égouttage inexistant (puits perdants)*. En périphérie sud et sud-ouest de la RBC, deux zones ne présentent pas de réseau d'égouttage. Un nombre important d'autorisation de permis d'installation de puits perdants y sont émis. Ces permis rassemblent un grand nombre d'ouvrages aux types et aux fonctionnalités divers entraînant dans certains cas des risques de pollution.
- *Fuites depuis le réseau séparatif*. Ce risque ne peut concerner que des nouveaux lotissements étant exceptionnellement équipés de réseaux séparatifs. Ils sont peu fréquents et donc identifiés comme source ponctuelle et non diffuse en RBC.
- *Site hébergeant des animaux* (manèges, élevages, etc.)
- *Fertilisation des centres récréatifs* (golf, terrains de sport, etc.)
- *Centres de compostage*.
- *Cimetières*. L'entretien de l'ornementation des cimetières fait traditionnellement recours aux pesticides et engrais minéraux. La dégradation des vêtements et objets personnels des défunts ainsi que la pratique de la thanatopraxie² est également une source de pollution potentielle des nappes (Flandin 2015).
- *Stations d'épuration*. L'arrêt temporaire des stations d'épuration suite à des problèmes techniques peut entraîner une pollution ponctuelle et temporaire des eaux de surface, pouvant avoir une répercussion sur les eaux de profondeur. Dans notre cas, ce risque concerne surtout la station Sud en amont de la RBC et est limitée vu l'absence de connexion directe entre la Senne et la masse d'eau Br05.
- *Minéralisation accrue de la matière organique en forêt de Soignes, couplée à des pluies acides captées par le couvert forestier*.

Sources de pollution diffuse potentielles :

- *Réseau d'égouttage en mauvais état*. Il est bien connu que le réseau d'égouttage bruxellois unitaire est surchargé et en mauvais état (H.G. 2017).
- *Rejets des déversoirs d'orage*. Par temps de fortes pluies le réseau d'eaux usées unitaire se déverse en certains endroits dans l'environnement pour décharger les collecteurs. Les eaux usées y sont plus diluées mais représentent un réel risque de contamination, spécifiquement en zones de nappes superficielles.
- *Fertilisation à usage non-agricole des espaces publics* (parcs, parterres, allées) et *jardins privés*.
- *Grandes cultures*. Le risque est lié à la fertilisation azotée minérale et aux fumures organiques excessives lessivées durant la période hivernale, spécifiquement lorsque le sol n'est pas couvert d'une culture intermédiaire. Ce risque est cependant limité par la faible surface foncière consacrée aux grandes cultures en RBC.

² Technique moderne d'embaumement par injection d'un mélange de formaldéhydes, fongicides, bactéricides, virucides pour la conservation des corps (Flandin 2015).

- *Maraichage*. Cette activité, grandissante en périphérie de la RBC, épand sur les terres des quantités parfois importantes de fumier.

La problématique des pollutions aux nitrates issues des excès de fertilisation azotée en agriculture est bien connue en Région wallonne et en Flandre. En RBC cette problématique est à mettre en perspective des surfaces de terres cultivées et de l'élevage. La superficie de terres de cultures est évaluée entre 1,5 et 3,7 % de la surface de la RBC (IBSA, 2012, C. Fremault, 2015) et tend à disparaître. Cependant, un regain d'attention est porté à la production locale, spécifiquement en maraichage, (Stratégie Good Food (C. Fremault, 2015)). Le risque de pollution nitrique lié à l'agriculture est donc relatif mais à prendre en considération dans notre étude et dans le suivi à l'avenir.

Vu l'importance de l'activité agricole en Région flamande, un impact transfrontalier de la Région flamande sur la RBC pour la masse d'eau considérée est également à investiguer.

II. Le réseau de suivi qualité de la masse d'eau des Sables du Bruxellien/Yprésien

1. Segmentation spatiale du réseau d'échantillonnage qualité

Au total, 50 stations de mesures ayant fait l'objet d'analyses nitrates sont identifiées sur la zone d'étude. Celles-ci sont scindées en différents réseaux de suivi :

- *Réseau qualité BE* : l'ensemble des stations de la masse d'eau des Sables du Bruxellien et de l'Yprésien dont Bruxelles Environnement dispose de données de suivi qualité.
- *Sites déclarés à l'UE* : les sites valorisés pour la rédaction des rapports des Plans de Gestion de l'Eau auprès de l'Union Européenne (Stations SO1, ST32, SO31, SO36, ST27, ST22, P6, P7, P8, P9, P31, P10, P11, P12, P13, P14, P31, 315, 381, Cambre et Soignes).
- *Zones de protection des captages d'eau destinés à la consommation humaine* (Stations Cambre et Soignes)
- *Zones vulnérables aux nitrates d'origine agricole* (Stations Cambre, Soignes)
- *Ecosystèmes aquatiques dépendants des eaux souterraines* (ST25, SS10 et SO37)
- *Ecosystèmes terrestres dépendants des eaux souterraines* (ZC1 : SO31, SO37 et SO38 ; ZC2 : SO33, SO36)

Les coordonnées géographiques et la profondeur d'échantillonnage de chacun des puits sont reprises en annexe (Tableau 13).

2. Caractérisation des réseaux d'échantillonnage du suivi qualitatif

Avant d'évaluer l'état des lieux de la pollution qui se basera sur les données de l'échantillonnage systématique des stations de mesures, nous nous sommes intéressés à la représentativité spatiale de ce réseau. Nous présentons ici la méthodologie appliquée, les résultats obtenus et une proposition d'optimisation du choix des stations en vue du prochain Plan de Gestion européen de l'Eau (PGE 2016-2021).

a. Méthodologie d'évaluation de la représentativité spatiale d'un réseau d'échantillonnage

Les rapports techniques de la Commission Européenne dans le cadre de la Directive Cadre sur l'Eau recommandent l'évaluation d'un « Critère de Réseau » (Network Criterion, R_u) (J. Grath 2001).

Ce paramètre évalue la distance moyenne de tout point de la nappe au point d'échantillonnage le plus proche. Ce critère n'est représentatif que dans les 2 dimensions (x,y) de l'espace et a été calibré pour estimer le pourcentage de proximité à un réseau optimal.

$$R_u = \frac{37,7}{dist_{ave} \sqrt{k/Area}} [\%]$$

avec $dist_{ave}$, la distance moyenne minimale à un point de mesure ; k , le nombre de stations couvrant la zone ; $Area$, la surface couverte par la nappe. Un réseau est considéré comme étant optimal si le critère (R_u) est supérieur ou égal à 80 %. Il est à noter qu'en mettant le nombre de stations du réseau de mesures au dénominateur, ce critère contribue à limiter le nombre de points d'échantillonnage dans le quadrillage de la zone. Ce choix vise à limiter la logistique et le coût de suivi des réseaux de mesure européens.

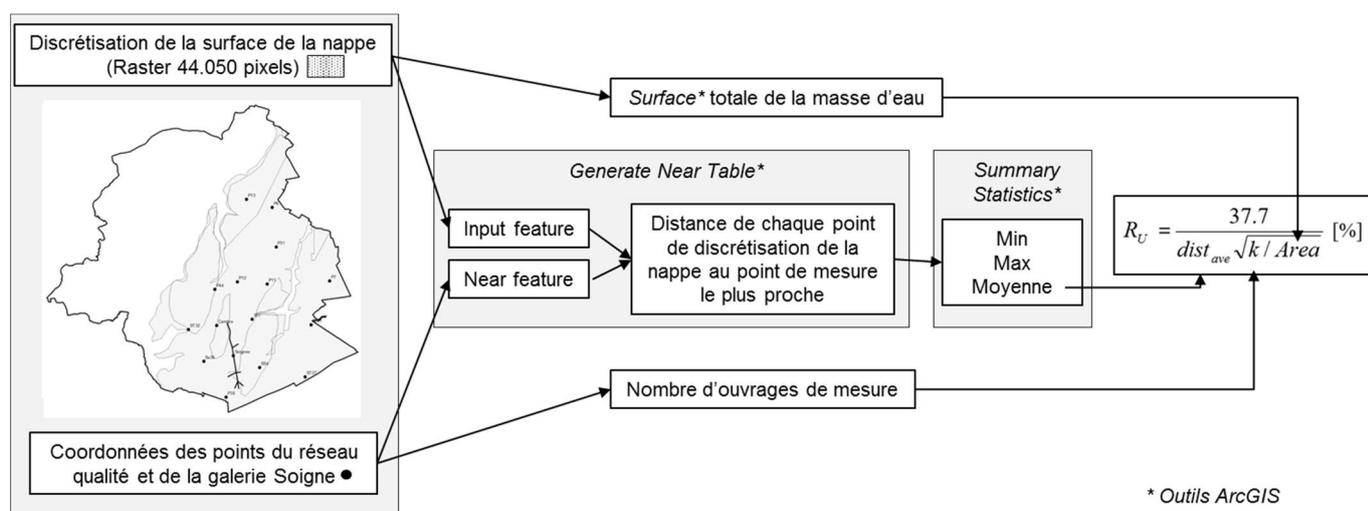


Figure 5 - Organigramme d'évaluation du critère de réseau à l'aide du logiciel ArcGIS/ Organigram voor de evaluatie van het netwerk criterium met behulp van de ArcGIS software.

b. Représentativité spatiale du réseau d'échantillonnage des Plans de Gestion de l'Eau (PGE)

La distribution des profondeurs de la masse d'eau des Sables du Bruxellien/Yprésien est présentée à la Figure 6. La distribution des profondeurs des stations des différents plans de gestion y est comparée à la Figure 7.

Le critère de réseau (R_u) est évalué pour les groupes de stations des deux premiers plans de gestion. La position des stations associées est reprise en annexe (Figure 41, Figure 42).

Les plans de gestion sont systématiquement suivis à partir de 16 stations de mesures caractérisées par un critère de réseau supérieur à 80%. Dans le plan horizontal le choix des stations de suivi du réseau EU est bon. Les classes de profondeur 8 à 30 m de l'aquifère ne sont cependant pas couvertes (Figure 7).

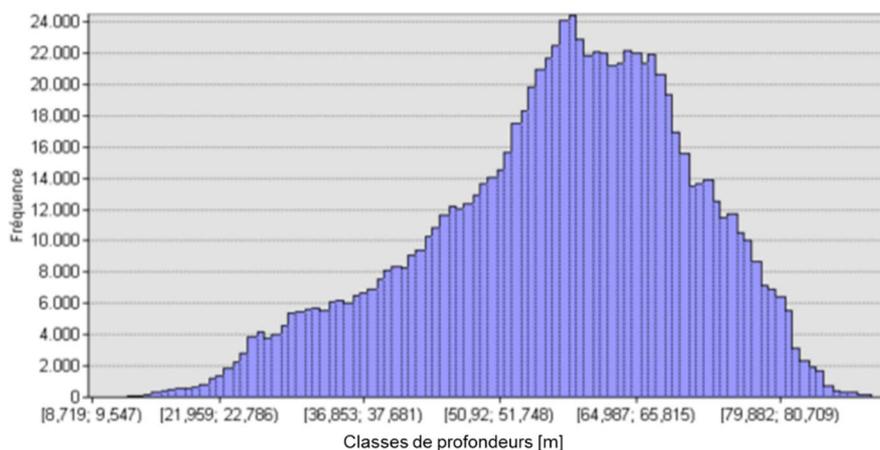


Figure 6 - Distribution des profondeurs de l'aquifère des Sables du Bruxellien / Verdeling van de diepte van de aquifer van de Brusseliaanse Zanden.

Tableau 1 – Evaluation des paramètres de calcul du critère de réseau / Evaluatie van de meetparameters van het netwerk criterium

Réseau	Moyenne m	Min m	Max m	k -	Area km ²	R_u %
PGE1(2005-2009)	1077,2	0,09	3136,6	16	89,2	82,6
PGE2(2010-2015)	1088,3	0,09	3136,6	16	89,2	81,8
PGE3(2016-2021)	1082,1	0,09	4312,18	16	89,2	82,3

c. Optimisation du réseau d'échantillonnage pour le PGE (2016-2021)

De façon à limiter la logistique et le coût du suivi des réseaux de mesure tout en répondant aux obligations européennes, l'optimisation est basée sur les critères de choix suivants par ordre décroissant :

- critère de densité DCE : à savoir minimum 3 sites de surveillance par masse d'eau et une densité de 1 site/25 km² pour les masses d'eau à risque³ ;
- conserver un critère de réseau (R_u) supérieur à 80% pour répondre aux recommandations EU ;

³ Eurowaternet, Technical report n°7, EEA, 1998

Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC), Guidance Document N°15, Guidance On Groundwater Monitoring

- améliorer la couverture des classes de profondeurs des sites d'échantillonnage rencontrées dans la masse d'eau (Br05) de façon à avoir une représentation qualitative homogène de la masse d'eau ;
- sélectionner les stations qui pourront être suivies analytiquement dans le temps afin d'assurer la pérennité des programmes de surveillance.

Suite à l'analyse de chacun des critères et aux impératifs de terrain (abandon du site d'échantillonnage suite à la cessation d'activités de captage, rebouchage de l'ouvrage, ...) les choix suivants sont réalisés quant aux sites d'échantillonnage à déclarer dans le PGE3(2016-2021) par rapport aux stations du PGE2(2010-2015) :

- ✓ Suppression P8 et P14 qui ne seront plus échantillonnés ;
- ✓ Choix de P31 (profondeur 15 m) et suppression de P10 (profondeur 47 m) ;
- ✓ Choix de 381 et suppression de 315 (meilleur positionnement x,y) ;
- ✓ Sélection de P44 pour la classe de profondeurs 15 à 23 m ; et
- ✓ Le choix entre les stations SS4 et ST25 s'équivaut⁴.

Les 16 stations suivantes sont ainsi retenues pour le PGE3(2016-2021) : SO31, SO36, ST22, ST25/SS4, ST27, ST32, P6, P7, P11, P12, P13, P31, P44, 381, Cambre et Soignes.

⁴ ST25 dispose de moins de mesures mais la profondeur de sa crépine colle mieux avec la distribution des profondeurs de l'aquifère (puits plus profond). SS4 est moins profond mais dispose davantage de mesures. Le SS4 présente des concentrations en arsenic de plus de 10 mg/L sur plusieurs années. L'arsenic se trouve dans les roches sous forme d'arsénopyrite (FeAsS) ce qui peut expliquer l'origine d'une source naturelle d'As. Cette situation a déjà été rencontrée dans le cas de la valorisation de graviers alluvionnaires d'anciens bras de la Meuse (communication orale). Sans étude historique approfondie, cette concentration en métaux lourds pourrait cependant être interprétée comme pollution anthropique.

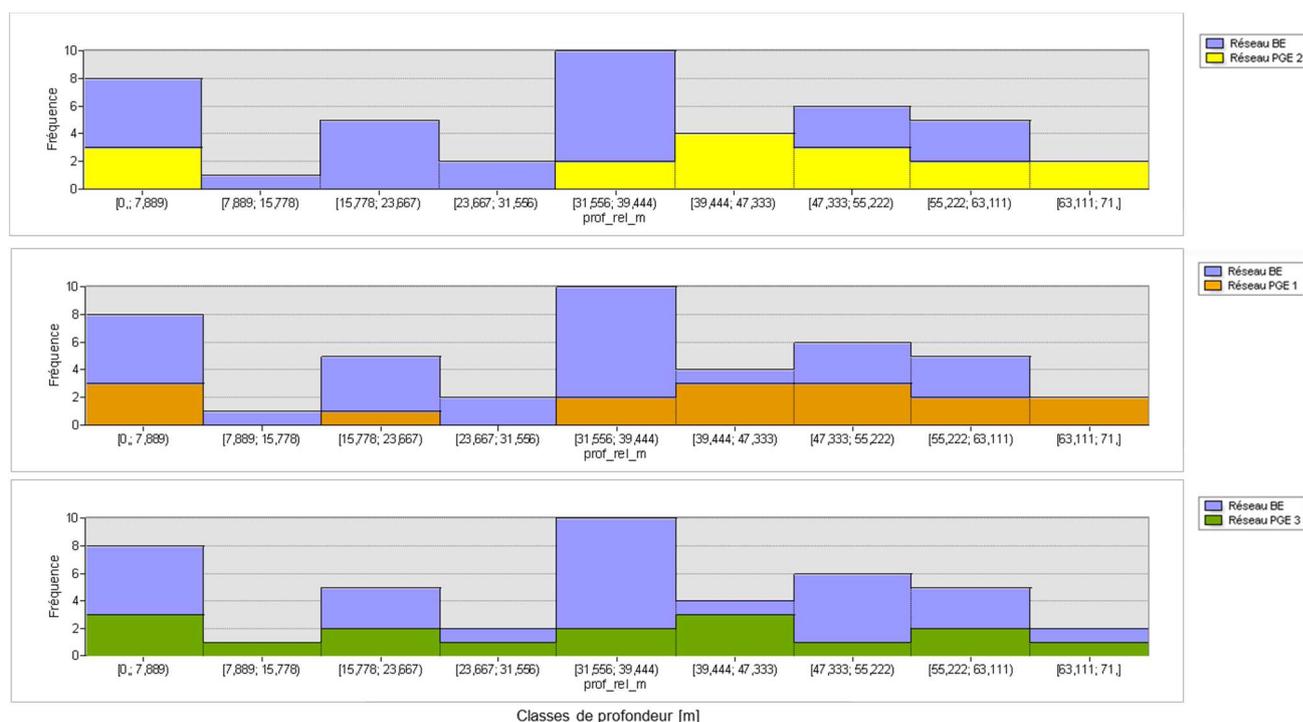


Figure 7 - Distribution des classes de profondeur des réseaux BE, PGE1, PGE2 et PGE3 / Verdeling van de classes van de diepte van de netwerken BE, PGE 1, PGE 2 en PGE 3.

3. Base de données des analyses physico-chimiques

Une batterie d'analyses est réalisée sur chaque échantillon issu du *réseau qualité BE*. Nous nous intéressons ici :

- aux séries temporelles des concentrations en nitrates ;
- aux isotopes des atomes d'azote et d'oxygène du nitrate.

Ces analyses sont réalisées à la fréquence d'une à trois fois par an et selon les sites. Les analyses sont sous traitées à des laboratoires externes. Les analyses isotopiques ont été réalisées selon la période par l'ULB ou le laboratoire Isofys (Gent).

Les données avant traitement ont fait l'objet d'une analyse critique. En effet, les mesures ponctuelles de concentration de 15 mg/L au milieu de séries chronologiques aux concentrations élevées pourraient provenir d'échantillonnages erronés sur de l'eau de distribution (ex. P12, P13) provenant du fait que l'installation était lors de l'échantillonnage alimentée par de l'eau de distribution, l'infrastructure de pompage étant probablement défectueuse au moment de l'échantillonnage. Certaines mesures erronées ont déjà été supprimées de la base de données pour l'étude.

La limite de quantification (LOQ) des méthodes analytiques des nitrates varie de 0.1 à 5 mg/L en fonction du laboratoire. Nous notons que tous les résultats des analyses se situent au-dessus de LOQ.

L'échantillonnage de certains puits doit parfois être abandonné suite à la cessation de l'activité de captage du propriétaire ou pour d'autres raisons. Ces puits sont remplacés par le suivi d'autres ouvrages.

III. Etat des lieux de la pollution

Nous présentons ici l'évaluation de l'état chimique en matière de nitrates de la masse d'eau des Sables du Bruxellien/Yprésien en RBC. Les analyses portent sur les résultats des campagnes de mesures de 2006 à 2016. Nous réalisons un diagnostic de la pollution nitrique actuelle et proposons une méthodologie afin d'estimer l'évolution de la tendance dans le temps.

Un diagnostic sera fait pour chaque station de mesure, à l'échelle de la masse d'eau et à l'échelle de chacune des zones de protection définies au paragraphe II.1.

Nous vérifions la conformité avec la norme de qualité des eaux souterraines⁵ fixée pour le paramètre nitrate à une concentration maximum admissible de 50 mg/L. Suivant la méthodologie de caractérisation de l'état des eaux souterraines appliquées en RBC sur base des recommandations des notes de guidances européennes⁶, la masse d'eau est en mauvais état lorsque le pourcentage de sites de contrôle non conforme dépasse 20% du nombre total de sites de contrôle.

En un site de contrôle, si une des moyennes arithmétiques annuelles observées sur la période du programme de surveillance est supérieure à la norme, le site de contrôle est déclaré "non conforme".

L'UE fournit aux pays membres des recommandations méthodologiques pour le suivi des contaminants des nappes aquifères des pays membres (J. Grath 2001). Ces recommandations ne sont pas réglementées et chaque pays possède sa propre méthodologie, inspirée des recommandations.

1. Méthodologie

a. Analyse spatiale

Suivant les recommandations de la DCE, le suivi doit se faire à l'échelle de la masse d'eau ou de sous-groupes au sein des masses d'eau en fonction de l'hétérogénéité de l'aquifère. Des lentilles argileuses parsèment l'aquifère des Sables du Bruxellien. La localisation de ces argiles n'est cependant pas répertoriée. Au vu de la zone réduite de la masse d'eau des Sables du Bruxellien/Yprésien incluse sous la RBC, nous posons l'hypothèse d'homogénéité de la masse d'eau.

Nous avons montré précédemment que le critère de réseau est supérieur à 80% et que les puits couvrent la plupart des classes de profondeur de l'aquifère. La position des sites d'échantillonnage étant aléatoire, les concentrations moyennes peuvent être interprétées comme représentatives de l'état de la nappe (Figure 8, (J. Grath 2001)).

Nous valorisons ici la moyenne arithmétique qui est plus adaptée lorsque l'on dispose de nombreuses mesures couvrant la distribution complète de la variable étudiée. La médiane est souvent valorisée dans le cas de suivi de concentrations dans les fonds géochimiques ou l'on dispose de peu de mesures (Muller 2006). Cette statistique est alors plus robuste.

⁵ AR du 10 juin 2010- rev mai 2016 relatif à la protection des eaux souterraine contre la pollution et sa détérioration

⁶ Common Implementation Strategy for the Water framework Directive (2000/60/EC), guidance N°18, Guidance on groundwater status and trend assessment – Technical report-2009-026, p.14

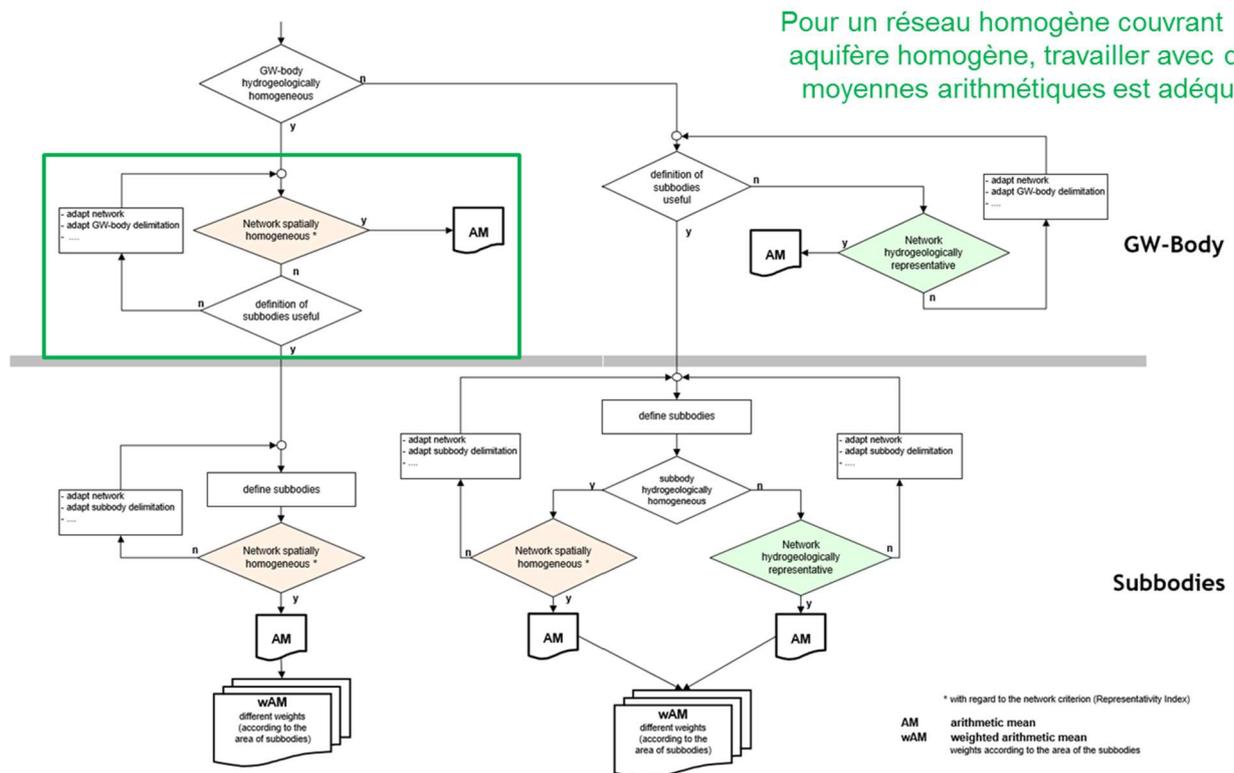


Figure 8- Echelle de représentativité spatiale de la masse d'eau (arbre de décision de la DCE, (J. Grath 2001)) / Schema voor de evaluatie van de ruimtelijke representativiteit van het grondwaterlichaam (beslissingsboom van de KRW (J. Grath 2001)).

b. Evolution temporelle de la contamination

Nous proposons ici une méthodologie pour rendre compte de l'évolution à la hausse, à la baisse ou stagnante des concentrations durant la période 2006-2016. Suivant les recommandations de la DCE l'analyse de tendance doit se faire à un intervalle temporel approprié (J. Grath 2001). Il s'agit de discriminer une tendance dans les séries de concentrations qui ne s'apparentent pas à des fluctuations naturelles ou à des biais liés à l'échantillonnage ou aux analyses. Quelques méthodes d'analyses sont discutées en fonction du cas étudié (Tableau 2).

Le Tau-Kendall

Le test non-paramétrique du Tau de Kendall est une statistique de mesure de corrélation de rang entre 2 variables. Cette statistique est valable pour des variables ordinales, discrètes et ne suivant pas une loi normale. Elle est adaptée pour capturer tout type d'association (linéaire, logarithmique, exponentielle) mais ne donne pas d'information sur la forme de l'association.

Tableau 2 - Méthodes de mesures de tendances recommandées par la DCE, (J. Grath 2001) / Aanbevolen tendensbepalingsmethodes volgens de KWR, (J. Grath, 2001)..

		Power (under Normality)				Robust
		Linear trend	Monotonic trend	Systematic trend	Trend reversal	
Mann-Kendall		Very good	Fair-good	Poor	Not applicable	Yes
Linear Regression		Very good (slightly better than Mann-Kendall)	Poor	Poor	Not applicable	No
2-sample (F-test)	comparison	Fair-good	Fair	Poor	Not applicable	No

Le Tau de Kendall est mis en évidence pour sa robustesse face aux outliers. Il n'est cependant applicable que pour les tendances monotoniques. Une ANOVA basée sur le lissage de LOESS (méthode de régression non-paramétrique⁷) serait adéquat pour les tendances non-monotoniques. Pour simplifier l'interprétation des résultats, nous proposons une méthodologie basée uniquement sur le test du Tau-Kendall, pour l'identification de tendance monotoniques et une adaptation pour l'identification de tendances non-monotoniques.

Méthode de calcul

La première étape est la *régularisation* du jeu de données. Les données d'entrée de l'analyse de tendance doivent être représentative d'une période de temps constant (2 ans, 1 années, ½ années, ¼ années, ... en fonction de la fréquence des analyses). Les analyses étant généralement annuelles, mais ponctuellement pluriannuelles, nous réalisons une moyenne arithmétique annuelle des données de base.

Ensuite, la statistique du Tau-Kendall évalue le nombre de paires concordantes et discordantes de données ordonnées. Pour un nombre n de paires au sein d'un jeu de données de n+1 mesures, on évalue la statistique en trois étapes :

1. Tri ordonné croissant de la première variable. La seconde variable est gardée en vis-à-vis.
2. Etude de la seconde variable par paires. Calcul de la somme S :
 - ✓ +1 si la valeur suivante est supérieure (concordance)
 - ✓ -1 si la valeur suivante est inférieure (discordance)
 - ✓ Le solde total en cas de parfaite association vaut (+/-) $n(n - 1) / 2$
3. On évalue la statistique τ dont le solde varie entre +1 et -1

$$\tau = \frac{S}{\frac{n(n-1)}{2}}$$

Le Tau-Kendall suit une loi normale de moyenne nulle. On évalue la valeur pratique centrée sur zéro comme suite :

⁷ Pour aller plus loin voir le portail R-atique, Régression Loess : <http://perso.ens-lyon.fr/lise.vaudor/regression-loess/>

$$\text{Valeur Pratique} = \frac{\tau}{\sigma} \sim N(0,1)$$

$$\text{avec } \sigma = \sqrt{\frac{2(2n+5)}{9n(n-1)}}$$

La fiabilité du test peut alors s'évaluer à un niveau α par le calcul de la p-valeur suivante :

$$p\text{-valeur} = 2 * (1 - F_{\sim N(0,1)}(\text{Abs}(\text{Valeur pratique})))$$

L'hypothèse nulle de classement indépendant des deux variables est rejetée pour des valeurs plus faibles que α .

En conclusion, les séries temporelles de concentrations présentent une tendance à la hausse si le Tau-Kendall est > 0 et à la baisse si le Tau-Kendall est < 0 . Cette tendance est significative si la p-valeur est plus petite que α .

Influence de la taille du jeu de données

Il faut remarquer que la taille de l'échantillon a un impact considérable sur la fiabilité du test. Le Tableau 3 reprend les gammes de valeurs de Kendall pour lesquelles le test sera fiable à un niveau $\alpha = 0.05$ pour des tailles de jeux de données de 5, 10 et 30 mesures. Dans le cas de faibles jeux de données, seules les tendances de Tau-Kendall extrêmes seront statistiquement significatives. Pour un large jeu de données (≥ 30), une tendance de $\pm 0,2$ suffit pour marquer une augmentation ou diminution significative des concentrations.

Tableau 3 - Influence de la taille du jeu de données sur la significativité du test de Kendall/ Invloed van het aantal gegevens op de significantiewaarde van de Kendall test.

Tau-Kendall	Valeur Pratique (VP)			F _{~N(0,1)}(VP)}			p-value		
	n=5	n=10	n=30	n=5	n=10	n=30	n=5	n=10	n=30
-1	-2,4495	-4,0249	-7,7608	0,9928	1,0000	1,0000	0,0143	0,0001	0,0000
-0,9	-2,2045	-3,6224	-6,9848	0,9863	0,9999	1,0000	0,0275	0,0003	0,0000
-0,8	-1,9596	-3,2199	-6,2087	0,9750	0,9994	1,0000	0,0500	0,0013	0,0000
-0,7	-1,7146	-2,8174	-5,4326	0,9568	0,9976	1,0000	0,0864	0,0048	0,0000
-0,6	-1,4697	-2,4150	-4,6565	0,9292	0,9921	1,0000	0,1416	0,0157	0,0000
-0,5	-1,2247	-2,0125	-3,8804	0,8897	0,9779	0,9999	0,2207	0,0442	0,0001
-0,4	-0,9798	-1,6100	-3,1043	0,8364	0,9463	0,9990	0,3272	0,1074	0,0019
-0,3	-0,7348	-1,2075	-2,3283	0,7688	0,8864	0,9901	0,4624	0,2272	0,0199
-0,2	-0,4899	-0,8050	-1,5522	0,6879	0,7896	0,9397	0,6242	0,4208	0,1206
-0,1	-0,2449	-0,4025	-0,7761	0,5968	0,6563	0,7812	0,8065	0,6873	0,4377
0	0,0000	0,0000	0,0000	0,5000	0,5000	0,5000	1,0000	1,0000	1,0000
0,1	0,2449	0,4025	0,7761	0,5968	0,6563	0,7812	0,8065	0,6873	0,4377
0,2	0,4899	0,8050	1,5522	0,6879	0,7896	0,9397	0,6242	0,4208	0,1206
0,3	0,7348	1,2075	2,3283	0,7688	0,8864	0,9901	0,4624	0,2272	0,0199
0,4	0,9798	1,6100	3,1043	0,8364	0,9463	0,9990	0,3272	0,1074	0,0019
0,5	1,2247	2,0125	3,8804	0,8897	0,9779	0,9999	0,2207	0,0442	0,0001
0,6	1,4697	2,4150	4,6565	0,9292	0,9921	1,0000	0,1416	0,0157	0,0000
0,7	1,7146	2,8174	5,4326	0,9568	0,9976	1,0000	0,0864	0,0048	0,0000
0,8	1,9596	3,2199	6,2087	0,9750	0,9994	1,0000	0,0500	0,0013	0,0000
0,9	2,2045	3,6224	6,9848	0,9863	0,9999	1,0000	0,0275	0,0003	0,0000
1	2,4495	4,0249	7,7608	0,9928	1,0000	1,0000	0,0143	0,0001	0,0000

Rejet H0 pour alpha = 0,05

En comparaison à cela, le Tableau 4 reprend le nombre d'années de suivi et le nombre d'analyses minimum recommandé par la DCE pour l'évaluation des tendances (J. Grath 2001). Notre étude portant sur les années 2006 à 2016 et le réseau ayant évolué durant ces années, certaines stations ne

sont pas suivies sur toute la période. Nous fixons un nombre minimum de 5 ans pour l'identification d'une tendance (Tableau 5).

Tableau 4 - Recommandations de la Directive Cadre sur l'Eau (J. Grath 2001) / Aanbevelingen van de Kader Richtlijn Water (J. Grath, 2001)..

Tendance	Fréquence d'agrégation	Années de suivi min.	Analyses min.
Monotonique	1 / an	8	8
	2 / an	5	10
	4 / an	5	15
Renversement	1 / an	14	14
	2 / an	10	18
	4 / an	10	30

Tableau 5 - Méthodologie appliquée pour l'analyse des tendances par station 2006-2016 / Toegepaste methodologie voor de trendanalyse per station voor 2006-2016.

Tendance	Fréquence d'agrégation	Années de suivi min.
Monotonique	1 / an	5
Renversement	1 / an	5 dernières

Automatisation de la recherche de tendance

Vu le nombre important d'opérations à réaliser pour classifier les puits selon les tendances à la hausse ou à la baisse des concentrations en nitrates un script correspondant à l'organigramme de la Figure 9 est écrit. Le code Python est présenté en annexe.

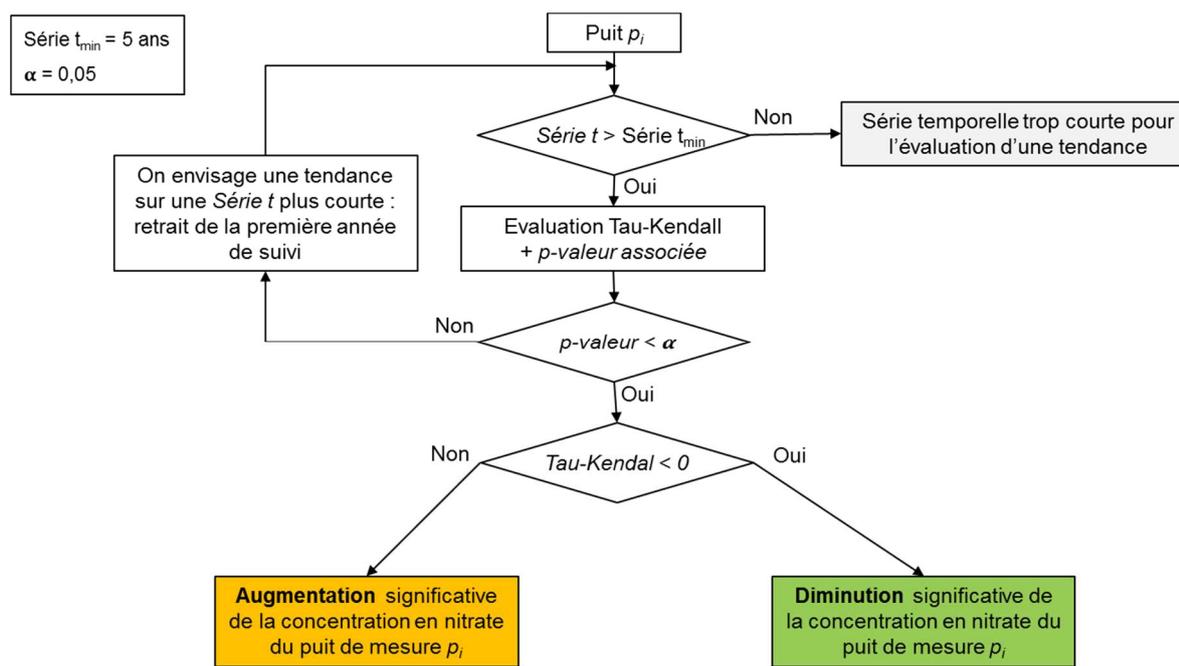


Figure 9 - Organigramme de classification des puits selon leur tendance d'évolution des concentrations en nitrates / Organigram voor de evaluatie van de nitraatverontreinigingstrend.

Remarques

Un test de tendance via le coefficient de Sperman serait sensiblement équivalent que le Tau-Kendall mais moins approprié dans le cas de nombreuses paires ex-aequo. Il faut également remarquer que l'incertitude sur les résultats des analyses nitrate n'est pas intégrée dans ce test. Une piste d'amélioration serait d'intégrer la variance associée à la valeur régularisée de la concentration en nitrates de l'année au niveau de l'évaluation de concordance ou discordance de chaque paire.

c. Tableau synthétique par réseau de mesure

Sur base de la méthodologie présentée ci-dessus, un tableau de bord d'état de la contamination (Tableau 6) est proposé pour chaque réseau de mesure (Paragraphe II.1.) Il synthétise la concentration moyenne des sites de surveillances du réseau sur une échelle de 5 gammes de concentrations seuils et évalue la tendance moyenne du réseau sur la période considérée.

La tendance étant indépendante du niveau de contamination du réseau de puits p , nous centrons la série des concentrations de chaque puit p_i du réseau sur zéro (1) avant d'effectuer pour chaque année t_j la moyenne des concentrations annuelles sur l'ensemble des puits du réseau de mesure (2).

$$C_{0,p_i}(t) = C_{p_i}(t) - moy_t(C_{p_i}(t)) \quad (1)$$

$$C_r(t) = moy_p(C_{0,p_i}(t_j)) \quad (2)$$

La méthodologie proposée ci-dessus de l'état diffère de celle adoptée pour la caractérisation de l'état de la masse d'eau au titre de la DCE, celle-ci ayant été décrite au point III.

Tableau 6 - Tableau de bord d'état de la contamination des réseaux de mesure / Overzichtstabel voor de evaluatie van de verontreiniging.

Tableau de bord par réseau de mesure	
Etat NO ₃ ⁻ :	Concentration moyenne de l'ensemble des stations entre 2006 et 2016
Tendance :	Moy. arith. annuelle > Centrage série des concentrations sur zéro > Tau-Kendal > p-valeur

Tableau de bord par réseau de mesure					
Etat NO ₃ ⁻ :	< 10 mg/L	10 - 25 mg/L	25 - 40 mg/L	40 - 50 mg/L	> 50 mg/L
Tendance :	< 0 Diminution ou Augmentation, significative ou non significative (Tau-Kendall et p-valeur)				> 0

2. Résultats

La **Erreur ! Source du renvoi introuvable.** figure 10 présente l'évolution des concentrations moyennes annuelles du réseau UE après régularisation des concentrations par année.

Aucune station ne montre un changement drastique dans l'évolution des concentrations en nitrates.

La série So1ST32 présentant un pic de concentration en 2009 provient des analyses faites sur le site So1 qui a dû être remplacé par le puits ST32 à proximité directe, le puits So1 ayant été en effet supprimé du réseau de surveillance car il est considéré comme non représentatif de l'eau souterraine suite à un drainage d'eau de surface. Le P9 a également été substitué par le P31 suite à l'abandon de l'activité de captage par son propriétaire dans l'ouvrage.

En 2007, le site P13 était probablement alimenté par de l'eau de distribution lors de l'échantillonnage en raison d'un problème technique du fonctionnement de l'installation de captage. Cette valeur est retirée de l'analyse.

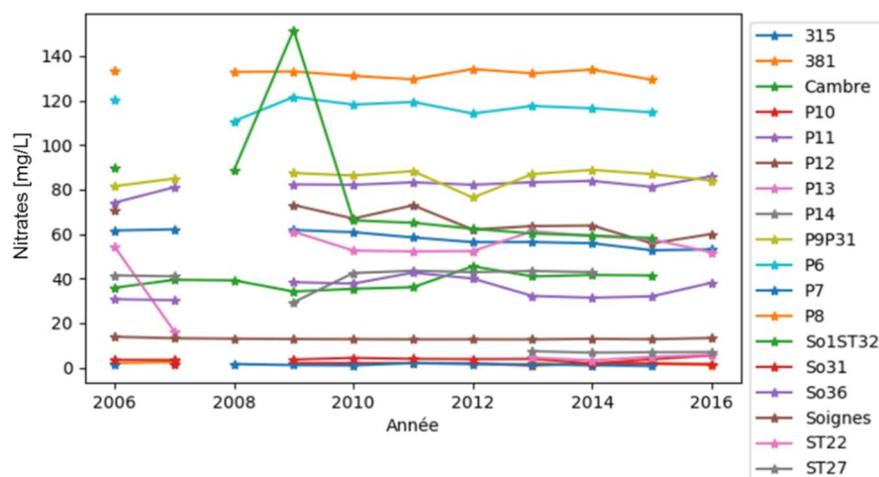


Figure 10 - Séries temporelles régularisées (Réseau UE) / Geregulariseerde tijdsreeks (EU netwerk).

La Figure 11 présente les concentrations moyennes des moyennes annuelles en nitrates en chaque site d'échantillonnage sur la période 2006-2016 pour l'ensemble du réseau de mesure BE.

Le Tableau 7 synthétise le pourcentage de puits du réseau dont la concentration moyenne sur la période 2006-2016 dépasse 50 mg/L. Selon les critères de la DCE, les réseaux dont plus de 20% des sites de mesure dépassent 50 mg/L entraînent une caractérisation en mauvais état de l'entiereté de la masse d'eau pour le paramètre polluant concerné.

Tableau 7 – Etat des réseaux suivant le pourcentage de sites de suivi dont la concentration moyenne dépasse 50 mg/L sur la période 2006-2016 / Staat van meetnetwerk volgens het percentage van meetpunten waarvoor de gemiddelde concentratie van 50 mg / L wordt overschreden voor de periode 2006-2016.

Réseau	Nb sites	Sites > 50 mg/L	% > 50 mg/L	Etat
BE	50	13	26	Mauvais
UE	20	10	50	Mauvais
Cambre et Soignes	2	0	0	Bon
EST-ES*	6	2	33	Mauvais

*Ecosystèmes terrestres dépendant des eaux souterraines

La Figure 12 synthétise les résultats d'analyse de tendance par le Tau de Kendall. Les valeurs négatives (vertes) indiquent une tendance à la diminution et inversement pour les valeurs positives (rouges). La taille du symbole est inversement proportionnelle à la p-valeur du test et donc proportionnelle à la significativité de la tendance. Le tableau de résultat chiffré est repris en annexe (Tableau 14).

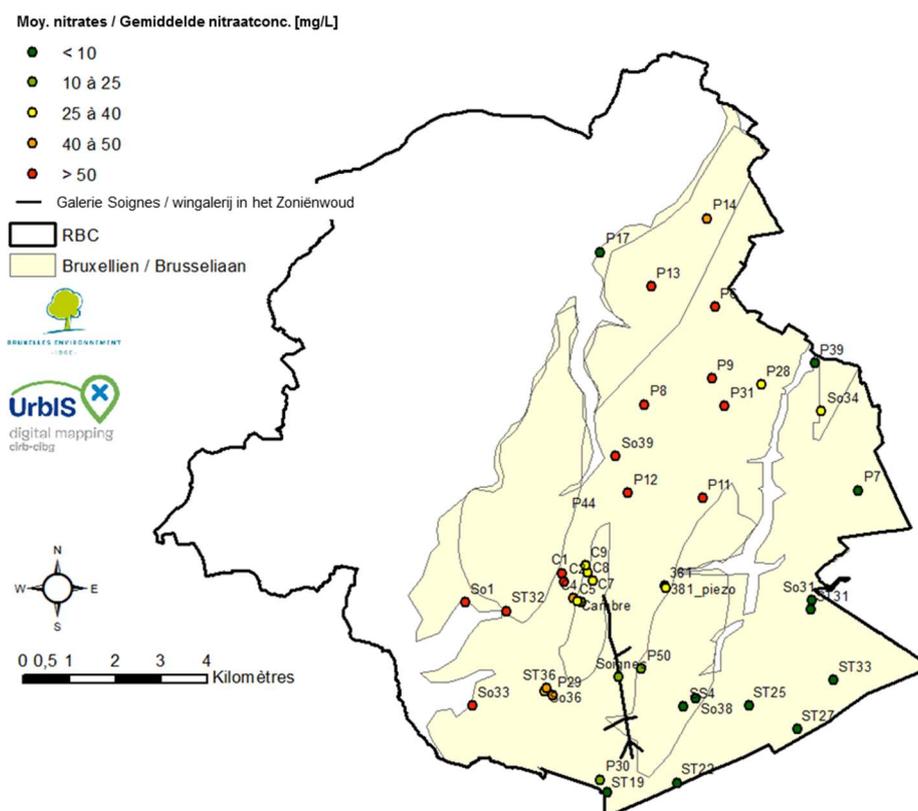


Figure 11 - Moyenne des concentrations moyennes annuelles en nitrates sur l'horizon 2006-2016 du réseau de mesure BE / Gemiddelde van de jaargemiddelde concentraties aan nitraten voor de periode 2006-2016 voor het BE netwerk.

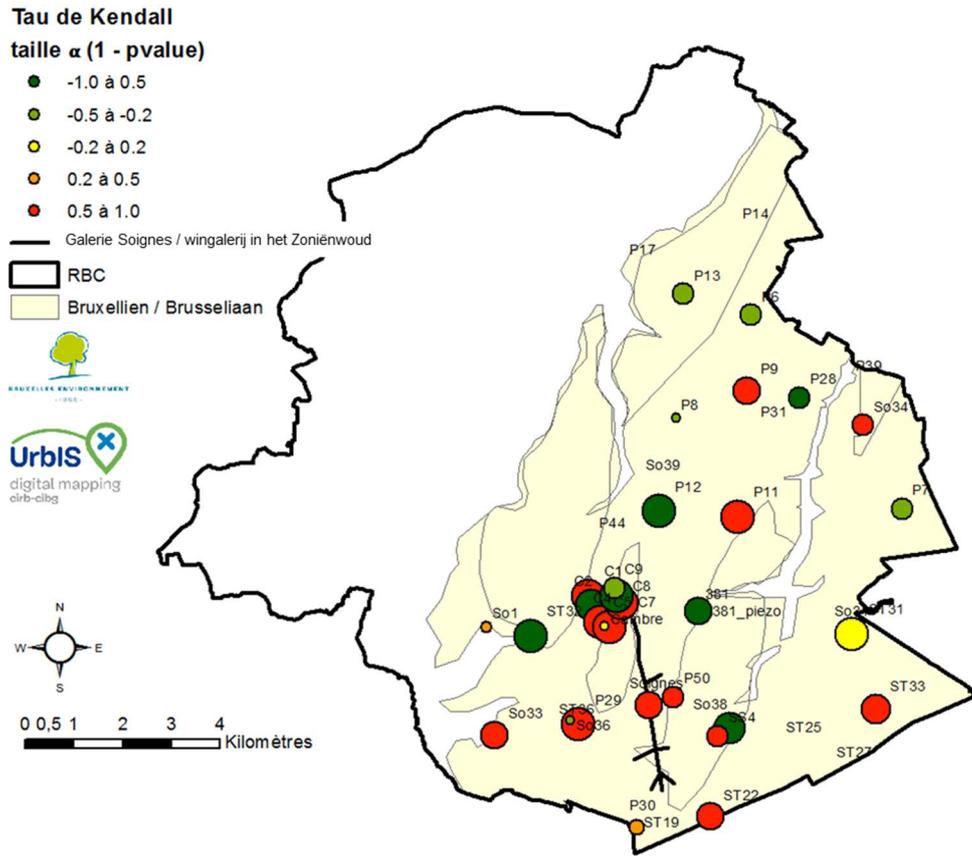


Figure 12 - Evolution de la tendance des concentrations en nitrates en chaque site d'échantillonnage sur la période 2006-2016. / Evolutie van de nitraatconcentratie trend voor elk meetpunt voor de periode 2006-2016.

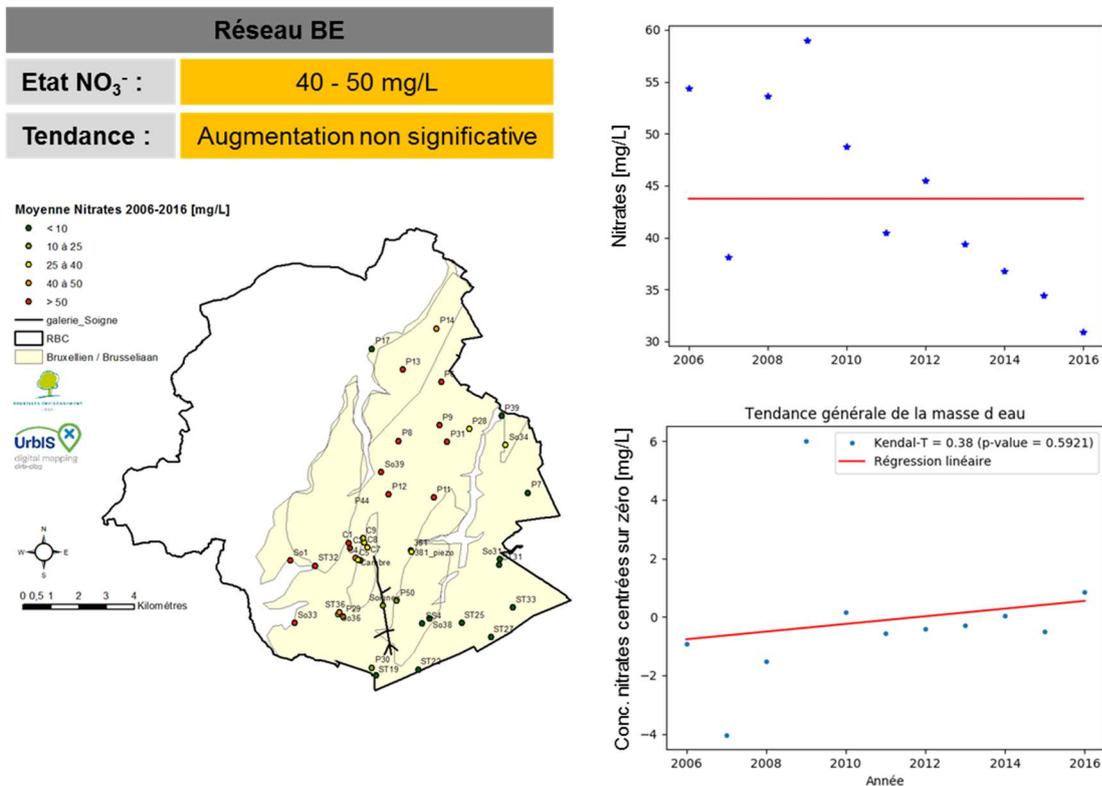
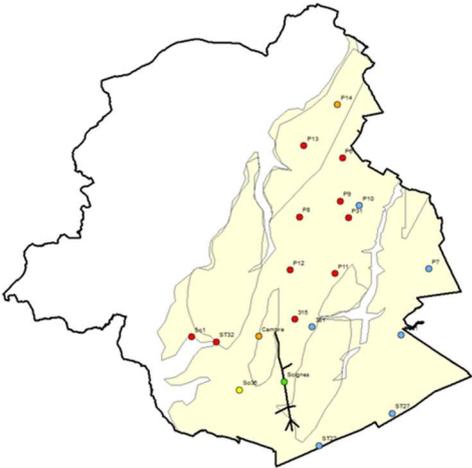


Figure 13 - Tableau de bord d'état de la contamination pour le réseau BE / Overzichtstabel voor de staat van verontreiniging voor het BE netwerk.

Réseau UE	
Etat NO ₃ ⁻ :	40 - 50 mg/L
Tendance :	Diminution non significative



SO1, ST32, SO31, SO36, ST27, ST22, P6, P7, P8, P9, P31, P10, P11, P12, P13, P14, P31, 315, 381, Cambre et Soignes

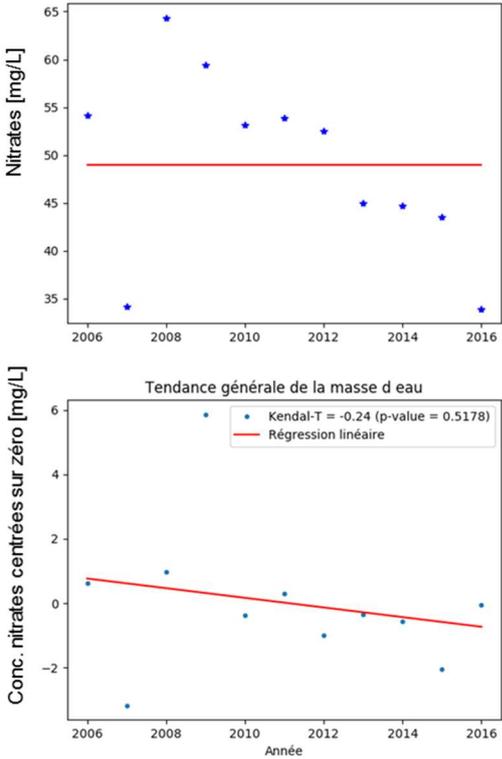


Figure 14 - Tableau de bord d'état de la contamination pour le réseau UE / Overzichtstabel voor de staat van verontreiniging voor het EU netwerk.

Cambre et Soignes	
Etat NO ₃ ⁻ :	25 - 40 mg/L
Tendance :	Augmentation non significative

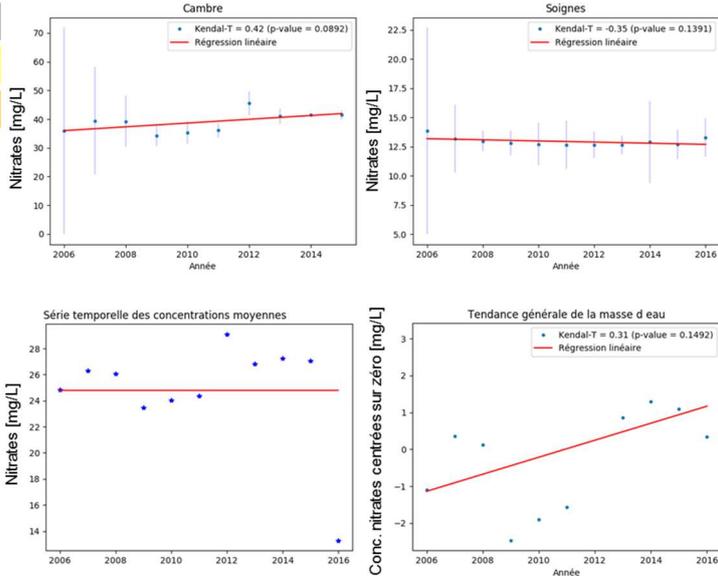
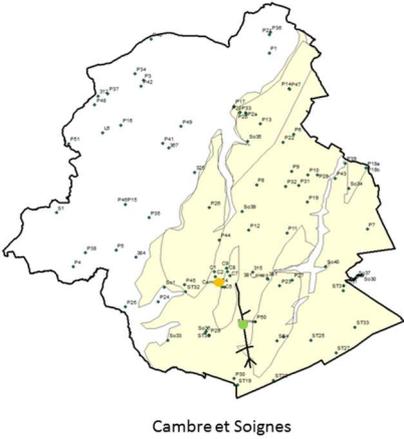


Figure 15 - Tableau de bord d'état de la contamination pour le réseau Cambre et Soigne / Overzichtstabel voor de staat van verontreiniging voor het netwerk Ter Kameren en Zoniën.

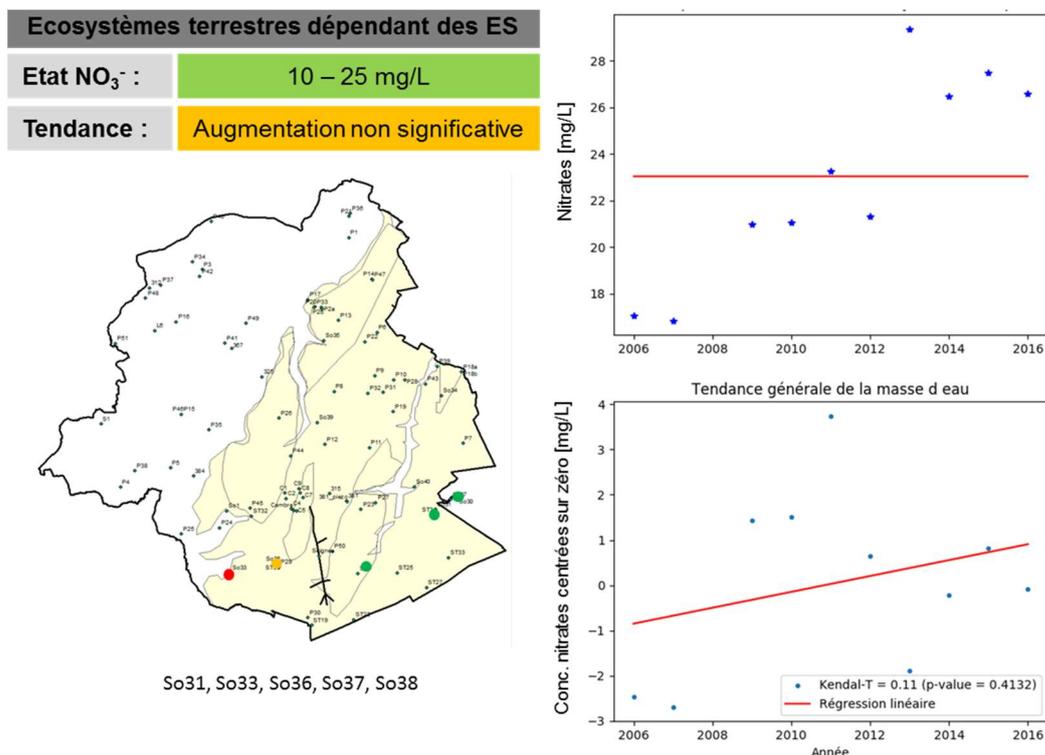


Figure 16 - Tableau de bord d'état de la contamination pour les écosystèmes terrestres dépendant des eaux souterraines / Overzichtstabel voor de staat van verontreiniging voor grondwaterafhankelijke terrestrische ecosystemen

3. Conclusions

Suivant le critère de la DCE d'évaluation du pourcentage de sites de suivi dépassant les 50 mg/L de nitrates, la masse d'eau des Sables du Bruxelliens et de l'Yprésien est en mauvais état.

A l'échelle des stations de mesures, les séries temporelles et statistiques de moyennes et de tendance montrent que :

- l'état de contamination des stations est très variable à l'échelle de la masse d'eau des SdB de la RBC, elle varie entre 5 et 140 mg/L ;
- les tendances sont peu marquées et non significatives statistiquement pour la plupart des stations. Seuls les puits 315, C2, C8, P12 et ST32 montrent une amélioration significative de leur contamination et les stations C1, C4, C5, C7, P11 et P29 montrent une augmentation significative des concentrations. Les autres stations montrent des tendances non significatives ou ne disposent pas d'un suivi suffisamment long que pour statuer sur leur évolution (Annexe - Tableau 14) ; et
- les stations les plus contaminées montrent une tendance significative à la baisse et, inversement significativement à la hausse pour, les stations peu contaminées. Les stations les plus contaminées se situent généralement au centre de la RBC. Les stations en périphérie, sud-sud-est montrent des concentrations en nitrates beaucoup plus faibles.

Les tableaux de bords synthétiques des réseaux de mesure montrent que :

- 50 % des ouvrages de suivi de la concentration en nitrates de la masse d'eau des SdB sous la RBC dépasse le seuil de 50 mg/L. Cette concentration est en légère augmentation mais de manière non significative ;
- les stations de mesures sélectionnées pour le réseau européen UE rendent compte de cette concentration générale de 50 mg/L mais montrent en moyenne une tendance de la concentration en nitrates à la baisse au cours du temps mais non significative
- la station Cambre montre une concentration en légère augmentation autour de 40 mg/L. Les concentrations de galerie de la forêt de Soignes sont en diminution autour de 12,5 mg/L. La zone de protection des captages d'eau destinés à la consommation humaine et la zone vulnérable aux nitrates d'origine agricole monitorées par les stations Cambre et Soignes sont donc dans un état intermédiaire de contamination (25-40 mg/L) en légère augmentation ; et
- la zone de protection des écosystèmes dépendant des eaux souterraines présente un bon état (10-25mg/L) mais en légère augmentation de la concentration par les nitrates.

IV. Identification des sources de pollution

Au vu des sources de pollutions potentielles explicitées en introduction de notre étude (Paragraphe 0.2.d.) nous avons rassemblé un maximum d'informations permettant d'expliquer la variabilité spatiale et temporelle des concentrations en nitrates retrouvées dans le réseau de surveillance. Nous discutons les méthodologies développées pour la récolte de ces informations. La cartographie des variables rassemblées est ensuite présentée.

1. Méthodologie

Nous travaillons à partir de données isotopiques, démographiques, d'urbanisation et hydrogéologiques. Les données hydrogéologiques nous permettent d'estimer des zones d'influence associées à chaque station de mesure. Les variables récoltées sont ainsi pondérées par zone d'influence pour chaque station de mesure. Une analyse multivariée nous permet finalement de comparer la capacité de prédiction à la contamination des différentes variables et d'identifier les sources de pollution prédominantes

a. Densité urbaine

Les couches de densité de population par quartier et de pourcentage de la surface du quartier imperméabilisé proviennent de l'IBSA (Institut Bruxellois de Statistique et d'Analyse) (Figure 17).

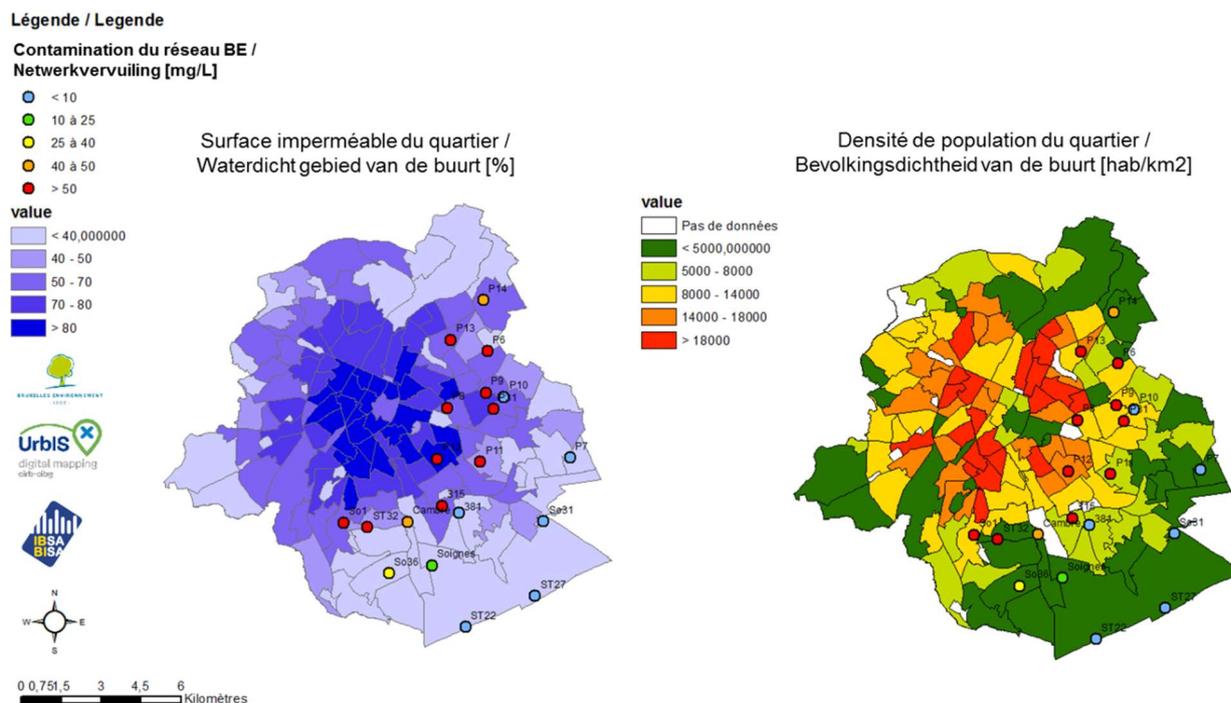


Figure 17 - Statistiques de densité urbaine (IBSA) / Statistieken voor de stedelijke verdichting (IBSA).

b. Etat des lieux du réseau d'égouttage

Il est reconnu que les eaux usées domestiques constituent une part non-négligeable de la recharge des aquifères urbains suite aux nombreuses failles laissées par leur dégradation ((Kevin De Bondt 2015), (Lerner 2002), (Lee et al. 2005)) .

La cartographie de l'inventaire de l'état des collecteurs a été fournie par Vivaqua, gestionnaire du réseau d'égouttage, et ces informations ont été intégrés dans notre étude. A partir de l'image pdf transmise par Vivaqua et de la Toolbox ArcGIS, nous reclassons l'échelle des niveaux de dégradation pour créer une couche raster utilisable à nos analyses (Figure 18). La méthodologie suivante est appliquée :

- Conversion de la carte pdf au format tiff (Outil PDF to TIFF) ;
- Géoréférencement du raster par association de points entre l'image tiff et le shapefile de délimitation de la RBC (Bar d'outils « géoréférencement ») ;
- Découpe du raster suivant la délimitation de la RBC (Edit feature + Outil « Raster Processing > Clip ») ;
- Segmentation du raster par couleurs (Barre d'outil « Classification »)
 - Définition d'un jeu de classes d'entraînement suivant les couleurs de la légende (définition de 9 classes) ;
 - Les classes 0 et 1 ainsi que 4 et 5 ne peuvent pas être distinguées (lignes discontinues vs lignes pleines) ;
 - Les limites communales sont confondues dans les différentes classes ;
- Suppression des classes n'étant pas liées à l'état des collecteurs (classes 5 à 9) (Edit feature + Outil « Reclassify > Delete entries ») ;
- Création d'une classe indépendante pour les limites communales (classe 0) :
 - Téléchargement de la délimitation communale de la RBC ;
 - Création d'un buffer de 100 m autour des limites communales ;
 - Conversion du buffer en raster de valeur 0 ;
 - Fusion des rasters de l'état du réseau et du buffer de délimitation communale en prenant le minimum pour les cellules se superposant (« Raster Dataset > Mosaic to New Raster ») ; et
- Dénomination des classes 0 à 4 suivant la classification d'état des collecteurs réalisée par Vivaqua : du meilleur état (1) à l'état de dégradation le plus avancé (5).

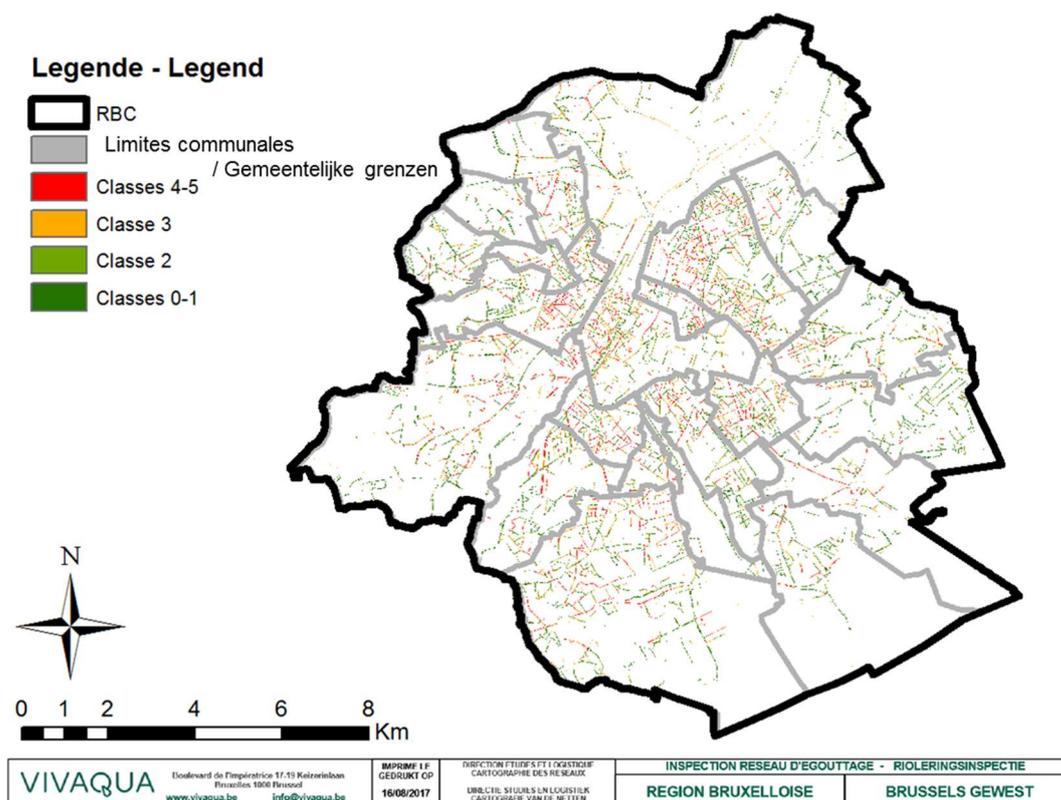


Figure 18 - Reclassification de l'état de dégradation des collecteurs sur base de la carte de recensement Vivaqua. / Herklassificatie van de staat van degradatie van het rioleringsstelsel op basis van de gegevens van Vivaqua

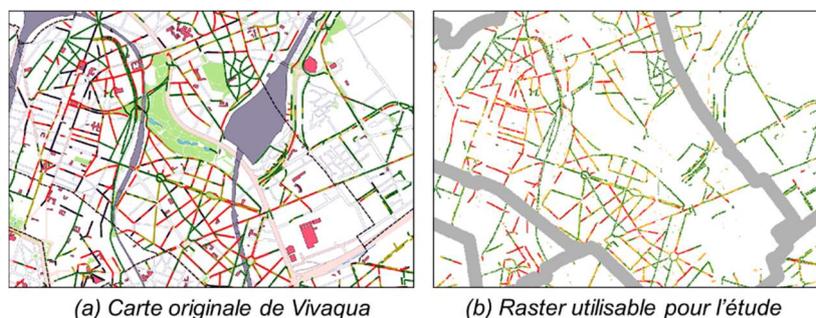


Figure 19 - Comparaison locale de la carte originale et du raster créé des classes d'état des collecteurs / Lokale vergelijking van de originele kaart en de gecreëerde rasterkaart van de staat van het rioleringsstelsel.

c. Permis environnementaux à risques nitrates

Un certain nombre d'activités à risques de pollution aux nitrates peut être identifié grâce au registre des demandes de permis d'environnement auprès de Bruxelles Environnement. Nous acquérons la liste de tous les permis délivrés en RBC auprès de BE (Divisions Partenariat et Autorisations) pour les rubriques suivantes :

- Rubrique 10 a, b ou c – hébergements animaux ;
- Rubrique 41 : centres de compostage ;

- Rubrique 66 a ou b : lieux de stockage de fumier ;
- Rubrique 131 : puits perdus, puisards, systèmes de dispersion des effluents pour l'absorption de liquides résiduels dans le sol.

Deux critères nous permettent de trier les permis inappropriés à notre étude.

Critère de validité

Seuls les permis autorisés et en cours de validité (en cours d'exploitation) sont conservés. Les permis arrivés à échéance sont écartés même s'il persiste un risque que le puits perdu, par exemple, ait été maintenu en activité après péremption du permis. A la cessation de l'activité, l'exploitant doit reboucher le puits mais il n'existe aucun contrôle systématique. Les ouvrages réalisés avant la date d'instauration du registre des permis ne peuvent pas être estimés mais leur persistance actuelle est considérée comme négligeable. Les données les plus anciennes de la base de données « permis autorisés » réceptionnées pour l'étude datent de 1959 et 1977. Le nombre d'entrées de permis devient considérable à partir de 1994.

Critère de risques

La sous-catégorie de la rubrique renseigne sur l'ampleur de l'activité. Seules les sous-catégories marquées en orange dans le Tableau 8 sont considérées par la suite comme étant à risque, « n » étant le nombre de permis appartenant à la rubrique déterminée Leur localisation est présentée à la Figure 20.

Tableau 8 - Sous-catégories de rubriques des permis environnementaux considérés à risques de pollutions nitriques (lignes oranges) /Subcategorie van rubrieken van omgevingsvergunningen die beschouwd worden als risicovol voor verontreiniging door nitraat (oranje kader).

Rubrique	Dénomination	Classe	n
10-A	Elevage, accueil, garde ou détention (à l'exception de la vente en magasin) d'animaux à l'exception des oiseaux repris en rubrique 115, des ruches reprises en rubrique 133 et des poissons a) de 6 à 30 petits sujets ou 1 grand sujet	3	3
10-B	Elevage, accueil, garde ou détention (à l'exception de la vente en magasin) d'animaux à l'exception des oiseaux repris en rubrique 115, des ruches reprises en rubrique 133 et des poissons b) de 31 à 300 petits sujets ou de 2 à 30 grands sujets	2	15
10-C	Elevage, accueil, garde ou détention (à l'exception de la vente en magasin) d'animaux à l'exception des oiseaux repris en rubrique 115, des ruches reprises en rubrique 133 et des poissons c) de plus de 300 petits sujets ou plus de 30 grands sujets, mais moins de 3.000 porcs de production de plus de 30 kg ou que 900 truies	1B	9
11	Jardins zoologiques, ménageries ouvertes au public à l'exception des cirques et des expositions itinérantes dont l'exploitation est temporaire	1B	
41-1A	Centres de compostage d'une capacité de 10 à 1000 t/an	2	1
41-1B	Centres de compostage d'une capacité supérieure à 1000 t/an	1B	5
41-2	Centres de biométhanisation	1B	
66-A	Dépôts de fumier, lisier, engrais, y compris les engrais exclusivement chimiques : de 300 kg à 50 tonnes	2	77
66-B	Dépôts de fumier, lisier, engrais, y compris les engrais exclusivement chimiques : de plus de 50 tonnes	1B	14
131	Puits perdus, puisards, systèmes de dispersion des effluents pour l'absorption de liquides résiduels dans le sol	2	184

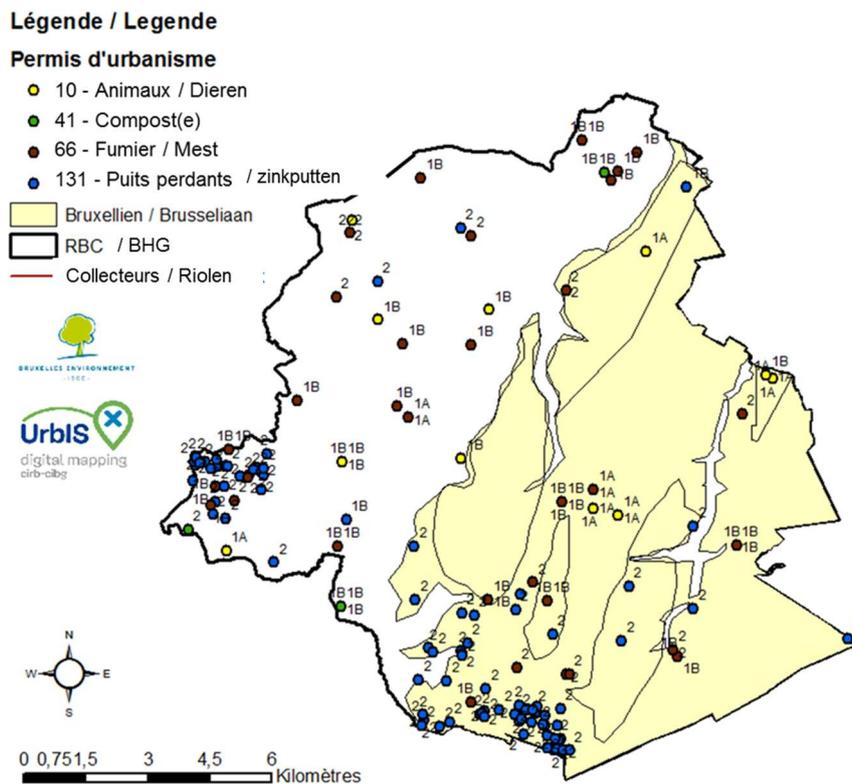


Figure 20 - Localisation des permis environnementaux à risques de pollution nitrique / Localisatie van omgevingsvergunningen met stikstofverontreinigingsrisico's..

d. Hydrogéologie et environnement physique : définition de zones d'influence

Les activités de pollution potentielles influenceront les concentrations aux stations de mesures en fonction des réalités physiques de l'environnement. L'objectif est ici de définir une méthodologie pour la délimitation de zones d'influences non-circulaires autour des points de mesures du réseau qualité qui respectent les régimes d'écoulements. Les variables explicatives récoltées seront ensuite pondérées par zone d'influence.

Evaluation de zones d'influence (ZI)

Nous voulons implémenter une méthode basée sur les réalités hydrogéologiques locales. Nous veillons à ce que cette méthode soit rapide à mettre en place pour répondre aux impératifs temporels de l'étude. Les moyens de l'étude ne permettent pas réaliser une étude hydrogéologique détaillée pour chaque ouvrage.

Pour ce faire, nous avons valorisé le projet de modélisation Hydrobrux (Aquale 2015) qui fournit une spatialisation de la piézométrie, de la conductivité hydraulique et de la porosité effective de l'aquifère. La piézométrie peut alors être inversée afin de transformer les points de basses eaux en points de hautes eaux. Avec la couche de l'épaisseur saturée de l'aquifère, obtenue à partir de la profondeur de l'aquiclude du membre de Saint-Maur, on évalue la direction des flux de l'aquifère. On injecte alors artificiellement un nuage de particules inertes aux points de prélèvements. La piézométrie étant inversée, les particules réalisent le trajet préférentiel « source – puits » inversé durant le temps de traçage désiré. Un facteur de dispersion est ensuite appliqué à la trajectoire tracée par les particules. La zone d'influence est définie par la circonscription des zones de concentration non nulles.

Cette méthodologie est implémentée à partir de la Toolbox ArcGIS comme suite (Figure 21) :

- 1) Spatialisation des données hydrogéologiques ;
- 2) Évaluation de la direction des flux de l'aquifère (*Darcy Flow*) ;
- 3) Suivi de particules advectives inertes vers chaque puits du réseau qualité (*Particle Track* sur 20 ans) ;
- 4) Évaluation de la dispersion hydrodynamique autour du flux d'advection pour des pas de temps discrets (*PorousPuff*, 1/12, 0.5, 1, 2, 4, 6, 8, 10, 12, 14, 16, 18, 20 ans) ; et
- 5) Délimitation de zones d'influence (ZI) (*Concentration > 0*).

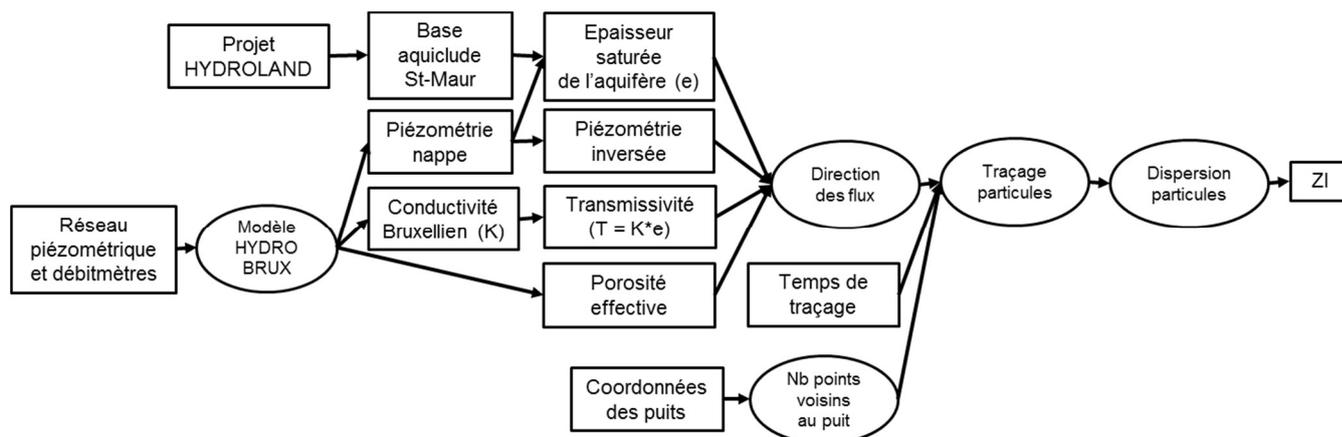


Figure 21 - Méthodologie de définition des zones d'influence des stations de mesures / Methodologie voor de definiering van de invloedzone van de bemonsteringsstations.

La résolution du maillage des rasters est de 10 m. Aucun facteur de retard ou de décomposition n'est appliqué. La méthode d'estimation des paramètres de dispersivité hydrodynamique est débattue dans la littérature. Nous nous basons sur la revue bibliographique de (Gelhar, Welty, and Rehfeldt 1992) qui recommande de fixer la dispersivité longitudinale en fonction de l'échelle du problème étudié. D'après la Figure 22 nous fixons la dispersivité longitudinale à 30 m. La dispersivité transversale est alors fixée à 1/3 de la longitudinale. Il faut noter que l'estimation la plus fiable tend vers les valeurs les moins élevées. La surestimation des paramètres de dispersivité conduit à une sous-estimation du temps de première détection du traceur et donc à une sous-estimation de la taille de la ZI. La sous-estimation de la porosité effective n_e est également sécuritaire car la vitesse de migration d'un traceur dans le sol est plus élevée pour une porosité plus faible, à perméabilité et gradient égal.

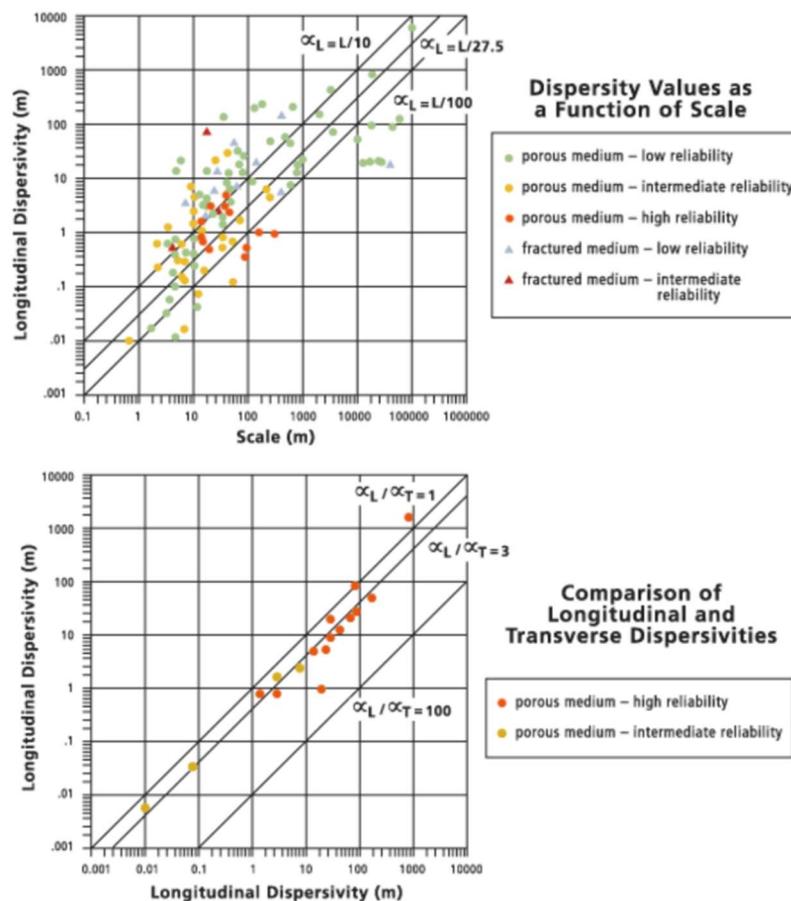


Figure 22 - Détermination de la dispersivité longitudinale et transversale de l'aquifère (Source : Gelhar et al., 1992) / Bepaling van de longitudinale en transversale dispersie van de aquifer (Bron : Gelhar et al., 1992).

Finalement, afin de valider la méthode, le résultat de délimitation des zones d'influence sera comparé pour un sous-ensemble d'ouvrages avec une simulation de flux de particules du modèle mécanistique en éléments finis « Feflow ».

Nous avons ensuite sélectionné une série de variables explicatives additionnelles liées à l'environnement physique des ouvrages de mesure :

Couche de protection du Aschien

Nous faisons l'hypothèse que la couche argileuse de la formation superficielle d'Ursel-Asse peut avoir un rôle de protection de l'aquifère en limitant les transferts de contaminants en profondeur. La couche de zonage de la formation Aschienne est obtenue à partir du projet Hydroland (Aquale 2012) (Figure 23).

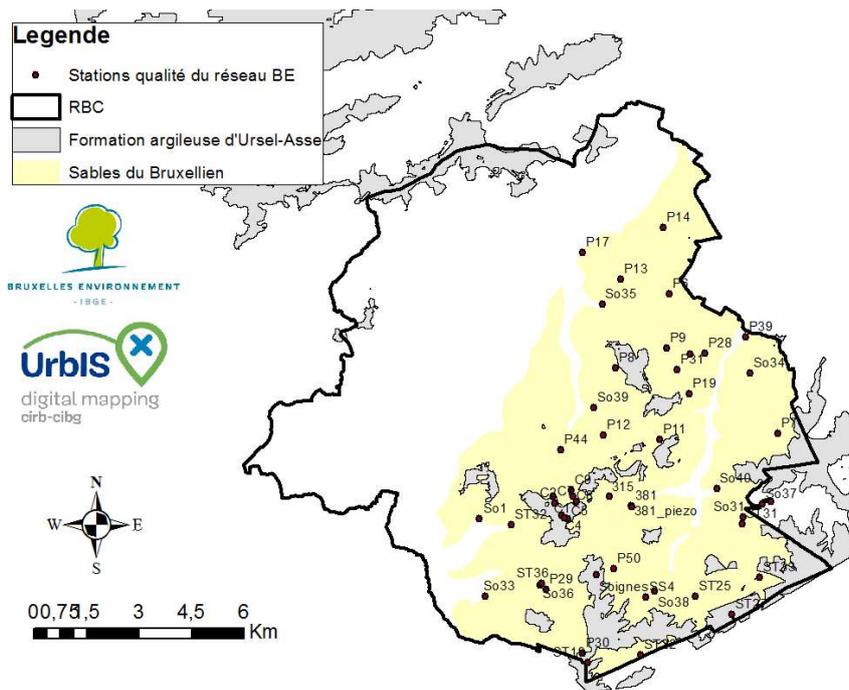


Figure 23 - Cartographie de la formation d'Ursel-Asse / Kartering van de formatie Ursel-Asse..

Profondeur de l'aquifère

La profondeur de l'aquifère et la profondeur de la crépine au point d'échantillonnage sont intégrées à la base de données exploratoire.

Pondération des variables par zones d'influences

Finalement les variables potentiellement explicatives de la pollution sont pondérées par zones d'influences (Équation 1). La Figure 24 présente graphiquement la logique de pondération.

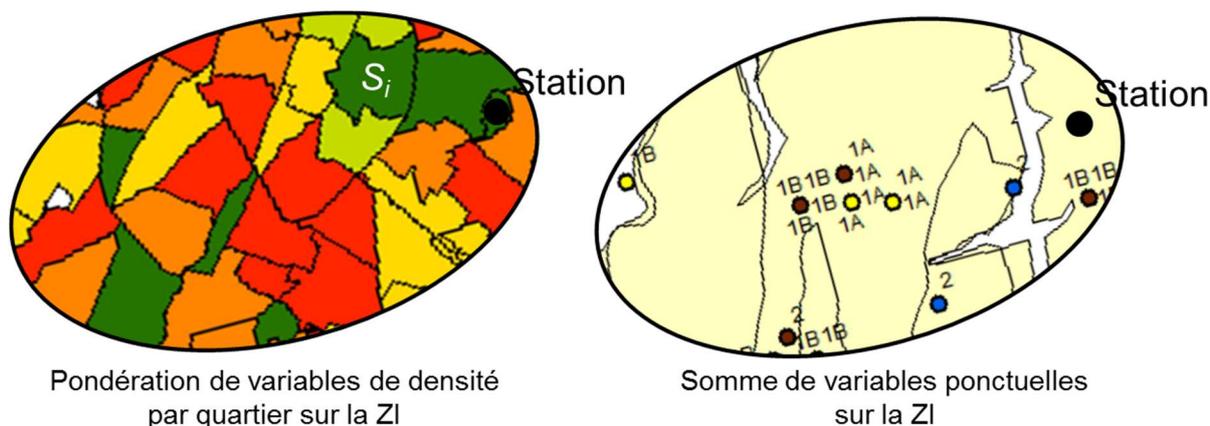


Figure 24 - Pondération de variables explicatives par zone d'influence / Weging van verklarende variabelen per invloedszone.

La surface de la zone d'influence de chaque station est également évaluée et correspond à l'évaluation de la variabilité du volume d'eau de ruissellement arrivant à l'ouvrage de mesure. Le pourcentage de la zone d'influence inscrite dans la délimitation de la RBC est également évalué.

Par rapport à la densité des collecteurs par zone d'influence, une variable est calculée pour chacun des 4 états de vétusté. Une variable sommant la longueur totale est également reprise. Les variables de population et d'imperméabilité urbaine étant données par quartier, la surface de chaque quartier est intégrée à la pondération.

Équation 1 - Pondération des variables explicatives par zone d'influence.

$$\begin{aligned}
 \text{Densité collecteurs (médiocres)}_{ZI} &= \frac{\sum_{ZI} \text{Longueurs tronçons (rouges)}}{\text{Surface}_{ZI}} && [km^{-1}] \\
 \text{Population}_{ZI} &= \sum_{Sections_i} \text{Surface}_i * \text{Densité}_i && [hab] \\
 \text{Densité population}_{ZI} &= \frac{\text{Population}_{ZI}}{\text{Surface}_{ZI}} && [hab/km^2] \\
 \text{Imperméabilité urbaine}_{ZI} &= \sum_{Sections_i} \frac{\text{Surface}_i * \text{Imperm. urb.}_i}{\text{Surface}_{ZI}} && [%] \\
 \text{Permis environnementaux (66)}_{ZI} &= \sum_{ZI} \text{Permis environnementaux (66)} && [-] \\
 \text{Surface argile}_{ZI} &= \sum_{ZI} \text{Surfaces Ursel - Asse} && [km^2] \\
 \text{Surface cimetières}_{ZI} &= \sum_{ZI} \text{Surfaces cimetières} && [km^2] \\
 \text{Surface totale ZI} &&& [km^2] \\
 \text{Surface d'intersection (ZI - RBC)} &&& [%]
 \end{aligned}$$

e. Etude de la signature isotopique de la pollution nitrique

Les techniques d'analyses isotopiques sont courantes pour l'étude des pollutions des aquifères. Nous valorisons ici les analyses des isotopes stables de l'azote et de l'oxygène du nitrate réalisées dans le cadre du programme de suivi qualité.

Abondance naturelle

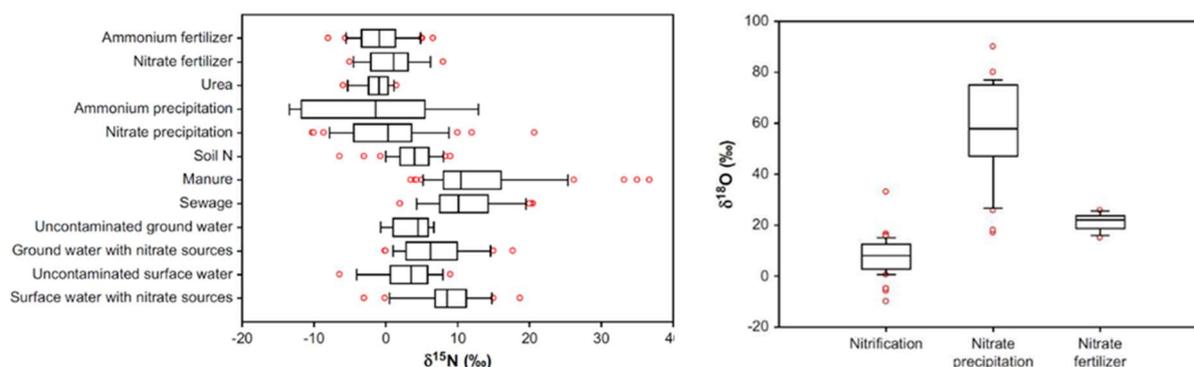
Un même élément chimique peut présenter plusieurs isotopes caractérisés par des masses discrètes spécifiques. La masse discrète d'un isotope est liée au nombre variable de neutrons de son noyau pour un nombre fixe de protons. L'abondance naturelle (AN) d'un isotope dans un échantillon correspond au rapport entre :

- le nombre d'atomes de l'isotope d'intérêt (n_i) (ex. ^{15}N)
- le nombre d'atomes total de l'élément (n_t) (ex. $^{14}\text{N} + ^{15}\text{N}$)

$$AN = 100 * \frac{n_i}{n_t}$$

Déviations isotopiques

Les sources naturelles d'émission de nitrates sont caractérisées par des rapports isotopiques spécifiques. Par compilation d'études scientifiques, des statistiques de probabilité d'appartenance à chaque source peuvent être établies (Figure 25). Ainsi, les fertilisants à base de nitrates, dont les éléments N et O proviennent de l'atmosphère, présentent une déviation $\delta^{15}\text{N}$ et $\delta^{18}\text{O}$ positive ($\sim 2.5\text{‰}$ et $>15\text{‰}$). Le fractionnement induit par la fermentation ammoniacale des déjections (humaine ou animales) entraîne une déviation $\delta^{15}\text{N}$ particulièrement élevée. Les atomes légers réagissant préférentiellement, les nitrates dérivés de la nitrification de l'ammonium présentent une $\delta^{18}\text{O}$ faible ($<15\text{‰}$).



En croisant les informations des rapports isotopiques de O et N, nous pouvons donner une probabilité d'appartenance à une source d'émission (Figure 26). Dans l'interprétation des résultats, il faut intégrer le fractionnement isotopique lié aux processus biotiques et abiotiques auxquels le nitrate est confronté

après émission ((Xue et al. 2009). Par exemple, les processus de volatilisation et de dénitrification augmentent le ratio $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$ de l'échantillon par rapport au standard international par enlèvement préférentiel de ^{14}N léger. Les gaz produits dévient vers un excès de ^{14}N , ^{16}O . Dans la nitrification, l'ammonium résiduel de l'échantillon est augmenté en ^{15}N tandis que le nitrate produit est appauvri en ^{15}N .

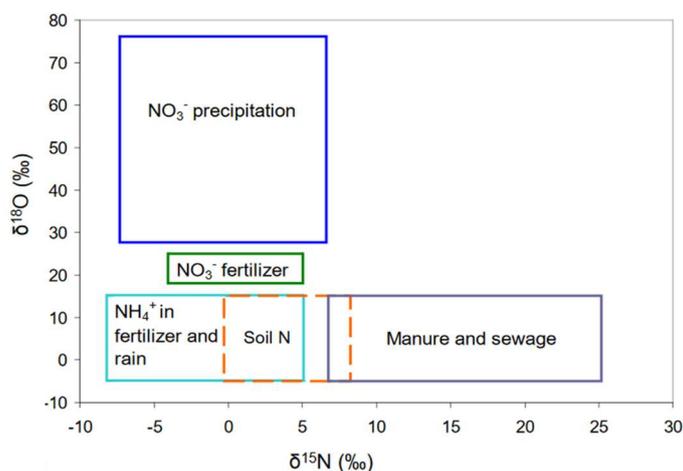


Figure 26 - Probabilité d'appartenance à une source d'émission suivant le rapport des isotopes N et O du nitrate (Bernard Blavoux, 2014) / Aansluitingskans tot een emissiebron via de verhouding van N en O isotopen in nitraat (B. Blavoux, 2014)..

SIAR (Stable Isotope Analysis in R)

Nous utilisons le logiciel SIAR développé par Parnell et Jackson en 2008 dans le langage R. Celui-ci intègre 30 groupes (stations de mesures) par analyse. Au plus il y a d'individus (analyses isotopiques) par groupe au meilleur sera l'estimation des contributions. Pour l'estimation des contributions proportionnelles probables de chaque source le logiciel accepte les systèmes indéterminés c'est-à-dire comportant davantage de sources de contaminations potentielles que d'isotopes permettant l'identification de celles-ci. Par une approche Bayésienne, SIAR incorpore la distribution à priori des phénomènes connus suivant une distribution de Dirichlet. La variabilité propre des paramètres d'entrée (sources, enrichissement) peut être incorporée par la variance des mesures. L'hypothèse de normalité des concentrations de la source et des facteurs d'enrichissement est posée.

f. Analyse multivariée

L'analyse multivariée est réalisée selon les étapes suivantes :

- 1) Analyse exploratoire :
 - Statistiques de moyennes, médianes, minima, maxima ;
 - Table des corrélations ; et
 - Analyse en composante principale (ACP).
- 2) Sélection des variables explicatives de la pollution prépondérantes par analyse Stepwise et modélisation multi-linéaire sur base des variables sélectionnées.
- 3) Modélisation non-linéaire par l'implémentation de Réseaux de neurones artificielles (RNA) simples.

Les RNA montrent une grande souplesse et une capacité d'auto-apprentissage qui pourrait être valorisée pour l'amélioration de la capacité de prédiction du modèle avec l'enrichissement de la base de données sur le long terme. Nous utilisons pour cette partie le logiciel *Jump* © qui dispose d'un *profileur de coupe*⁸ permettant de valider visuellement l'amélioration de la tendance non-linéaire apportée par le RNA en comparaison à la régression multi-linéaire. Une méthode *K-fold* est privilégiée pour la validation au vu du nombre restreint de données d'entraînement.

Les modèles seront comparés par leur coefficient de détermination R^2 et par le critère d'Akaike (AICc) adapté pour de faibles jeux de données. Le critère d'Akaike a l'avantage d'intégrer le nombre de paramètres d'entrée du modèle afin de rationner leur nombre dans le choix du modèle final. Il s'évalue comme suite :

$$AICc = AIC + \frac{2k^2 + 2k}{n - k - 1}$$

$$AIC = 2k - 2 \ln(\hat{L})$$

où k est le nombre de paramètres, et \hat{L} le maximum de la fonction de vraisemblance du modèle.

2. Résultats

a. Délimitation de zones d'influence par station

La délimitation des zones d'influences obtenues est présentée à la Figure 27. Ces zones sont utilisées par la suite pour la pondération de variables ponctuelles et continues impactant les stations de mesure. La comparaison entre le résultat de la méthode de délimitation développée dans cette étude et le nuage de particules simulé par le logiciel Feflow est repris en annexe pour les stations P12, So36, So31 et ST27 (Figure 46).

Au vu des résultats obtenus par les deux simulations, nous avons considéré la méthodologie implémentée par la Toolbox ArcGIS pour déterminer les zones d'influence autour des sites de surveillance comme permettant d'atteindre les objectifs fixés dans l'étude.

⁸ Outil de visualisation des relations individuelles entre variables explicative et variables prédites d'une méthode multivariée.

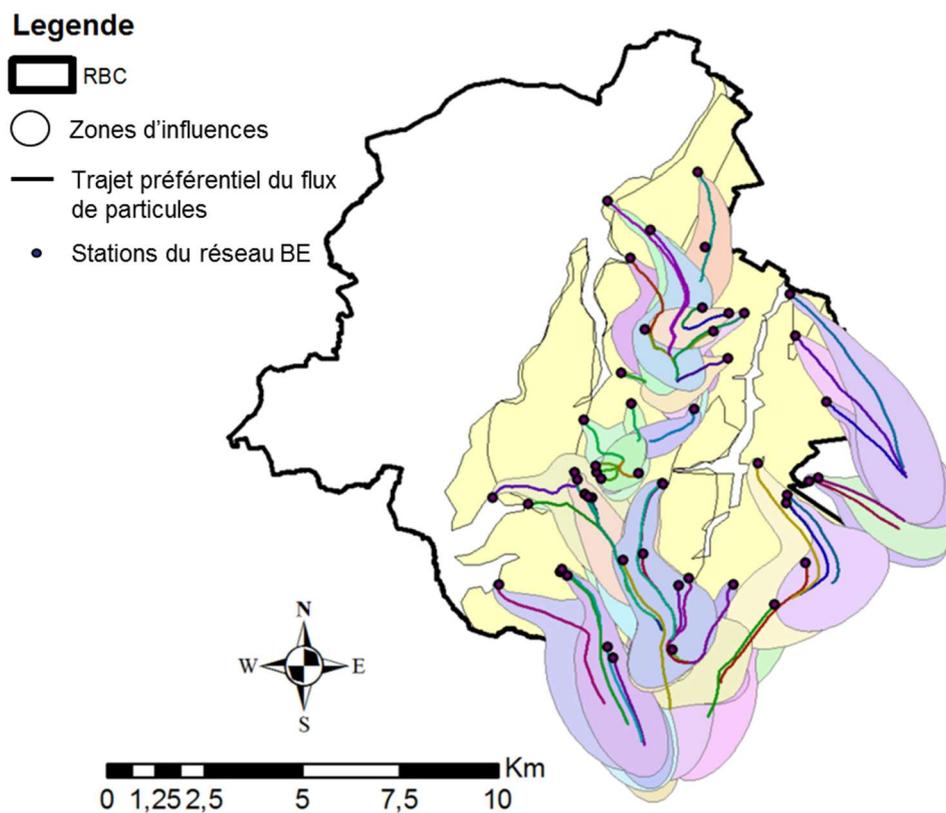


Figure 27 - Délimitation des zones d'influences pour le réseau BE / Definiering van de invloedszones voor het BE netwerk.

b. Synthèse des variables explicatives à disposition

Les activités à risques potentielles ont été traduites en une série de variables numériques continues. La synthèse est présentée au Tableau 9. Il faut noter que certaines variables, spécifiquement les variables liées à l'analyse isotopique, ne sont pas disponibles pour l'ensemble des 50 stations de mesures (Colonne *n*).

Tableau 9 - Variables potentiellement explicatives des pollutions nitriques/ Mogelijk verklarende variabelen voor stikstof verontreiniging.

Catégories	Variables	n	Moy.	Mediane	Ecart-type	Min	25%	50%	75%	Max	Description
Concentrations & Tendance	Moyenne(2006-2016)*	48	38,38	34,10	35,19	0,00	6,70	34,10	57,00	132,20	Concentration moyenne en NO3 sur la période 2006-2016 [mg/L]
	Kendall pvalue	43	0,08	0,00	0,63	-1,00	-0,40	0,00	0,62	1,00	Tendance des concentrations en NO3 2006-2016 [-]
Origine de la source azotée	NP	35	0,35	0,32	0,33	0,00	0,04	0,32	0,61	1,00	Significativité de la tendance
	NF	35	0,07	0,06	0,05	0,01	0,02	0,06	0,11	0,16	Proba. d'appartenance isotopique au groupe 'NO3 Précipitations'
	NFR	35	0,13	0,14	0,06	0,03	0,08	0,14	0,19	0,21	Proba. d'appartenance isotopique au groupe 'NO3 Fertilisations'
	Soil	35	0,22	0,20	0,08	0,10	0,15	0,20	0,26	0,50	Proba. d'appartenance isotopique au groupe 'NH4 Ferti. et Précip.'
	MS	35	0,27	0,25	0,06	0,21	0,23	0,25	0,30	0,47	Proba. d'appartenance isotopique au groupe 'Soil'
Etat du réseau d'égouttage	lg_col_1	50	0,31	0,30	0,13	0,13	0,19	0,30	0,41	0,59	Proba. d'appartenance isotopique au groupe 'Egouttage et fumier'
	lg_col_2	50	49,10	2,75	291,41	0,08	0,37	2,75	8,87	2063,77	Longueur totale des collecteurs rapportée à la surface de la ZI [km ⁻¹]
	lg_col_3	50	13,58	0,37	89,65	0,00	0,02	0,37	1,58	634,71	En bon état
	lg_col_4	50	25,72	0,59	170,36	0,00	0,03	0,59	2,23	1205,95	En état correct
	lg_col_12	50	1,44	0,52	3,14	0,02	0,07	0,52	1,60	21,16	En état dégradation
Permis envl. à risques	nb_permis_10	50	8,37	1,25	31,33	0,01	0,23	1,25	3,50	201,95	En état médiocre
	nb_permis_131	50	39,30	0,89	260,01	0,01	0,06	0,89	3,87	1840,66	Somme des densités des meilleures classes
	nb_permis_44	50	9,80	1,78	34,02	0,05	0,30	1,78	4,71	223,11	Somme des densités des pires classes
	nb_permis_66	50	9,80	6,00	10,29	0,00	3,00	6,00	16,00	42,00	Nombre total de demande de permis à risque [-]
	nb_permis_10	50	2,52	1,00	3,49	0,00	1,00	1,00	2,00	11,00	Hébergements d'animaux
Densité urbaine	perc_surperm_ZI	49	32,49	24,23	25,33	2,67	13,33	24,23	52,11	80,84	Pourcentage de surface urbaine imperméable du quartier [%]
	popu_density_ZI	49	30,60	19,64	26,10	2,67	4,25	19,64	56,16	80,33	Pourcentage de surface urbaine imperméable de la ZI [%]
	popu_density_ZI	49	4601	2584	5810	0	5	2584	8630	21512	Densité de population moyenne du quartier [hab/km ²]
	popu_sum_ZI	50	4326	1423	4750	5	126	1423	7912	16944	Densité de population moyenne de la ZI [hab/km ²]
	surf_cimetiere_ZI	50	10313	4279	15489	0	68	4279	11068	63935	Somme de la population de la ZI [-]
Hydrogéologie	surface_ZI	50	0,29	0,95	0,00	0,00	0,00	0,00	0,02	6,32	Surface de la ZI surplombée par un cimetière [km ²]
	surf_argile_ZI	50	4,66	5,07	2,73	0,03	2,31	5,07	6,41	9,66	Surface totale de la ZI [km ²]
	surf_aquif	50	1,21	0,99	0,96	0,00	0,44	0,99	1,92	3,73	Surface de la ZI surplombée par un horizon argileux [km ²]
Moyenne des séries régularisées	prof_re_l_m	49	29,79	33,20	21,68	0,00	1,15	33,20	47,00	71,00	Profondeur de l'aquifère à l'implantation du piézomètre [m]
	perc_surf_ZIenRBC	50	0,66	0,92	0,39	0,00	0,28	0,92	1,00	1,00	Part de la surface de la ZI sur le territoire de la RBC [%]

* Moyenne des séries régularisées

Tableau 10 - Matrice de corrélation des variables explicatives / Correlatie matrix van verklarende variabelen

	Moyenne(2006-2016)	Kendall	pvalue	lg_col	lg_col_1	lg_col_12	lg_col_2	lg_col_3	lg_col_34	lg_col_4	nb_permis	nb_permis_10	nb_permis_131	nb_permis_66	perc_imperm_ZI	densite_popu	popu_density_ZI	popu_sum_ZI	surf_argile_ZI	surf_cimetiere_ZI	surf_perm_ZI	surface_ZI	perc_surf_ZIenRBC	prof_aquif
Moyenne(2006-2016)	1.00	-0.16	-0.03	0.09	0.13	0.17	0.19	0.00	0.02	0.04	0.24	0.18	0.19	0.02	0.49	0.49	0.47	0.22	-0.18	0.01	-0.26	-0.29	0.52	0.10
Kendall	-0.16	1.00	-0.06	-0.22	-0.28	-0.30	-0.32	-0.17	-0.14	-0.13	0.10	0.02	0.10	-0.02	-0.32	-0.34	-0.30	-0.34	0.03	-0.07	0.19	0.16	-0.32	0.20
pvalue	-0.03	-0.06	1.00	0.14	0.16	0.17	0.17	0.13	0.11	0.10	0.04	0.01	0.02	0.02	-0.01	-0.02	-0.02	0.08	0.21	0.18	0.09	0.17	-0.08	-0.04
lg_col	0.09	0.14	1.00	0.94	0.96	0.96	0.95	0.98	0.97	0.96	0.18	0.15	0.17	0.18	0.44	0.42	0.43	0.25	0.23	0.21	0.22	0.22	0.22	0.04
lg_col_1	0.13	0.16	0.16	1.00	1.00	0.99	0.97	0.89	0.84	0.81	0.04	0.04	0.04	0.07	0.51	0.55	0.57	0.40	0.17	-0.01	0.02	0.04	0.20	0.31
lg_col_12	0.17	0.17	0.17	0.96	0.99	1.00	1.00	0.89	0.86	0.83	0.08	0.10	0.10	0.11	0.44	0.44	0.46	0.36	0.40	-0.09	-0.09	-0.07	0.33	0.38
lg_col_2	0.19	0.17	0.17	0.95	0.97	1.00	1.00	0.89	0.86	0.83	0.06	0.06	0.11	0.43	0.46	0.58	0.47	0.83	0.22	0.04	-0.24	-0.09	0.43	-0.37
lg_col_3	0.00	-0.17	0.13	0.98	0.89	0.89	0.89	1.00	0.98	0.96	0.16	0.09	0.07	0.48	0.40	0.48	0.39	0.73	0.22	0.20	-0.21	-0.07	0.33	-0.35
lg_col_34	0.02	-0.14	0.11	0.97	0.84	0.86	0.86	0.98	1.00	1.00	0.17	0.08	0.09	0.48	0.41	0.43	0.38	0.73	0.22	0.28	-0.19	-0.05	0.37	-0.35
lg_col_4	0.04	-0.13	0.10	0.96	0.81	0.83	0.83	0.96	1.00	1.00	0.18	0.07	0.10	0.48	0.41	0.40	0.36	0.72	0.22	0.31	-0.18	-0.04	0.38	-0.35
nb_permis	0.24	0.10	0.04	0.18	0.15	0.17	0.18	0.16	0.17	0.18	1.00	0.38	0.94	-0.20	0.18	0.18	0.12	0.23	0.24	-0.07	0.22	0.29	-0.16	-0.14
nb_permis_10	0.18	0.12	0.12	0.07	0.04	0.05	0.06	0.09	0.08	0.07	0.38	1.00	0.07	-0.21	0.24	0.23	0.23	0.07	0.06	-0.01	-0.09	0.36	-0.16	-0.19
nb_permis_131	0.19	-0.01	-0.01	0.10	0.08	0.10	0.11	0.07	0.09	0.10	0.94	0.07	1.00	-0.27	0.18	0.23	0.11	-0.04	0.29	-0.11	0.36	-0.21	0.32	0.01
nb_permis_66	0.02	-0.02	0.02	0.48	0.46	0.45	0.43	0.48	0.48	0.48	-0.20	-0.21	-0.27	1.00	0.12	-0.04	0.09	0.18	0.02	0.07	0.20	0.18	0.03	0.03
perc_imperm_ZI	0.58	-0.26	0.03	0.29	0.26	0.29	0.32	0.28	0.26	0.25	0.12	0.31	0.02	0.00	0.67	0.82	0.66	0.47	0.01	0.19	-0.30	-0.24	0.55	-0.12
densite_popu	0.49	-0.34	-0.01	0.44	0.42	0.45	0.46	0.40	0.41	0.41	0.18	0.24	0.08	0.12	1.00	0.72	0.98	0.66	-0.25	0.28	-0.62	-0.61	0.69	-0.14
popu_density_ZI	0.49	-0.34	-0.02	0.51	0.55	0.57	0.58	0.48	0.43	0.40	0.18	0.23	0.11	-0.04	0.72	1.00	0.76	0.71	-0.03	-0.02	-0.28	-0.23	0.50	-0.27
popu_sum_ZI	0.47	-0.30	-0.02	0.43	0.44	0.46	0.47	0.39	0.38	0.36	0.12	0.23	0.04	0.09	0.98	0.76	1.00	0.65	-0.28	0.17	-0.61	-0.61	0.66	-0.17
surf_argile_ZI	0.22	-0.34	0.08	0.80	0.81	0.82	0.83	0.73	0.73	0.72	0.33	0.07	0.20	0.18	0.66	0.71	0.65	1.00	0.14	0.20	-0.22	-0.12	0.51	-0.29
surf_cimetiere_ZI	-0.18	0.03	0.21	0.23	0.21	0.22	0.22	0.22	0.22	0.22	0.24	0.06	0.21	0.12	-0.25	-0.03	-0.28	0.14	1.00	-0.06	0.22	0.62	-0.12	-0.19
surf_perm_ZI	0.01	-0.07	0.18	0.17	-0.01	0.02	0.04	0.20	0.28	0.31	-0.07	-0.01	-0.09	0.16	0.28	-0.02	0.17	0.20	-0.06	1.00	-0.20	-0.19	0.25	0.06
surface_ZI	-0.29	0.16	0.17	-0.07	-0.09	-0.09	-0.07	-0.05	-0.04	-0.04	0.29	-0.11	0.36	-0.27	-0.61	-0.23	-0.61	0.51	0.62	-0.19	0.90	1.00	-0.51	-0.15
perc_surf_ZIenRBC	0.52	-0.32	-0.16	0.40	0.36	0.40	0.43	0.33	0.37	0.38	-0.16	0.01	0.36	-0.21	-0.61	-0.23	-0.61	0.66	-0.12	0.62	-0.19	1.00	0.06	0.06
prof_aquif	0.10	-0.08	-0.04	-0.21	-0.18	-0.21	-0.23	-0.16	-0.19	-0.20	-0.27	0.16	-0.35	0.03	-0.08	-0.13	-0.10	-0.15	-0.20	0.04	-0.16	-0.21	0.07	0.65

- Relations à la concentration moyenne en nitrates :
 - ✓ Légère corrélation négative entre NO_3^- et Tau Kendall.
 - ✓ Corrélation positive entre NO_3^- et variables de densité urbaine.
- Les variables d'état des collecteurs sont très corrélées entre elles :
 - ✓ La dégradation du réseau d'égouttage est relativement homogène.
 - ✓ Elles sont également corrélées aux variables de densité urbaine, avec un maximum pour la population totale de la ZI ('popu_sum_ZI').
- Les variables de 'densité urbaine' sont très liées entre elles
 - ✓ 'perc_imperm' est la plus corrélée à NO_3^-
 - ✓ L'évaluation de variables par ZI homogénéise les résultats. La corrélation entre 'population_ZI' et 'imperméabilisation_ZI' est plus grande que pour ces mêmes variables évaluées ponctuellement.
 - ✓ Les variables 'ZI' sont moins corrélées à NO_3^-
- Les puits perdants constituent la majeure partie des permis à risques NO_3^- ('nb_permis_131' \approx 'nb_permis').
- La variable 'nb_permis' est peu corrélée au reste des variables.

d. Sélection des variables significatives par stepwise

Le détail des résultats d'entrées-sorties des variables pour chaque analyse *stepwise* est présentée en annexe à la Figure 43.

En incluant toutes les variables en entrée de l'analyse *stepwise* nous atteignons un coefficient de détermination R^2 élevé pour un nombre de paramètre croissant dans la régression. Cependant le critère d'Akaike se montre instable (Figure 30 (a)). En effet, l'inclusion des variables de détermination isotopique nécessite le retrait des stations pour lesquelles ces analyses n'ont pas été réalisées. Nous réduisons alors notre échantillon à 29 stations et la régression over-fit le jeu de données.

Nous envisageons une seconde analyse *stepwise* en incluant uniquement les variables pour lesquelles l'information est disponible pour un maximum de stations (cadre vert, Figure 29). On conserve ainsi 48 stations sur 50. Les variables sélectionnées, par ordre croissant de significativité sont :

- 1) le pourcentage de surface imperméable du quartier ('perc_surf_imperm') ;
- 2) la densité de collecteurs d'état médiocre de la zone d'influence ('lg_col_4') ;
- 3) le nombre de permis environnementaux à risques identifiés dans la zone d'influence ('nb_permis') ;
- 4) la surface de la zone d'influence ('surface_ZI'). Ce qui correspond à la zone de ruissellement et de drainage des eaux associée à la station de mesure ; et
- 5) la profondeur relative de la crépine de l'ouvrage de mesure ('prof_rel_m').

A partir de ces 5 variables on explique 55% de la variabilité de la concentration moyenne en nitrates des ouvrages de mesure. On observe également que l'introduction de plus de 6 variables dans la

régression n'augmente plus le coefficient de détermination mais bien le critère d'Akaike (Figure 30 (b)).

Catégories	Variables	count	mean
Concentrations & Tendances	Moyenne(2006-2016)	48	38,38
	Kendall	43	0,08
	pvalue	43	0,35
Origine de la source azotée	NP	35	0,07
	NF	35	0,13
	NFR	35	0,22
	Soil	35	0,27
	MS	35	0,31
Etat du réseau d'égouttage	lg_col	50	49,10
	lg_col_1	50	13,58
	lg_col_2	50	25,72
	lg_col_3	50	1,44
	lg_col_4	50	8,37
	lg_col_12	50	39,30
	lg_col_34	50	9,80
Permis envi. à risques	nb_permis	50	9,80
	nb_permis_10	50	2,52
	nb_permis_131	50	5,42
	nb_permis_44	50	0,00
	nb_permis_66	50	1,86
Densité urbaine	perc_surf_imperm	49	32,49
	perc_imperm_ZI	50	30,60
	popu_density	49	4601
	popu_density_ZI	50	4326
	popu_sum_ZI	50	10313
	surf_cimetiere_ZI	50	3,06E-12
Hydrogéologie	surface_ZI	50	4,66
	surf_argile_ZI	50	1,21
	prof_aquif	42	53,81
	prof_rel_m	49	29,79
	perc_surf_ZlenRBC	50	0,66

Figure 29- Sélection des variables d'entrée de la seconde analyse Stepwise (cadres verts) et variables retenues par l'analyse (surbrillance verte) / Selectie van de invoervariabelen voor de tweede stepwise analyse (groene kaders), en weerhouden verklarende variabelen per analyse (groen oplichting)..

La relation individuelle entre chacune de ces 5 variables et la concentration moyenne en nitrates est présentée en Annexe à la Figure 44.

Prédiction des résidus

La prédiction des résidus du modèle à partir des coordonnées géographiques x et y des stations ne donne pas de résultat concluant ($R^2 = 0.16$, Figure 31 (c)).

La même analyse *stepwise* est lancée pour tenter d'expliquer la variabilité des tendances de la pollution identifiée par le Tau-Kendall. 5 paramètres sont sélectionnés dans la régression mais le coefficient de détermination ne dépasse pas 0,28 et le critère d'Akaike se montre à nouveau instable (Figure 30 (c)).

La tendance de l'évolution de la contamination de la masse d'eau des SdB ne peut pas être quantifiée par les paramètres explicatifs récoltés dans notre étude.

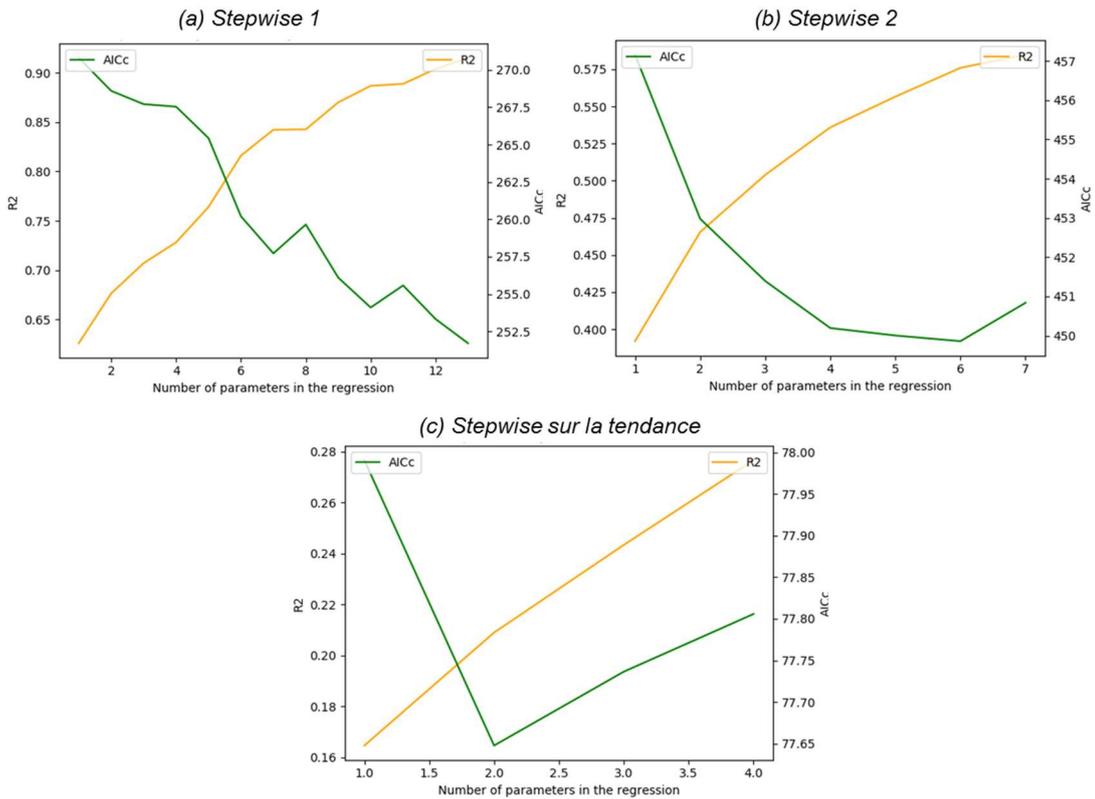


Figure 30 - Résultat des analyses stepwise : évolution des critères R2 et AICc pour un nombre croissant de paramètres introduits dans la régression / Resultaat van de stepwise analyse : Evolutie van de R2 en AICc criteria voor een toenemend aantal parameters ingevoerd in de regressie..

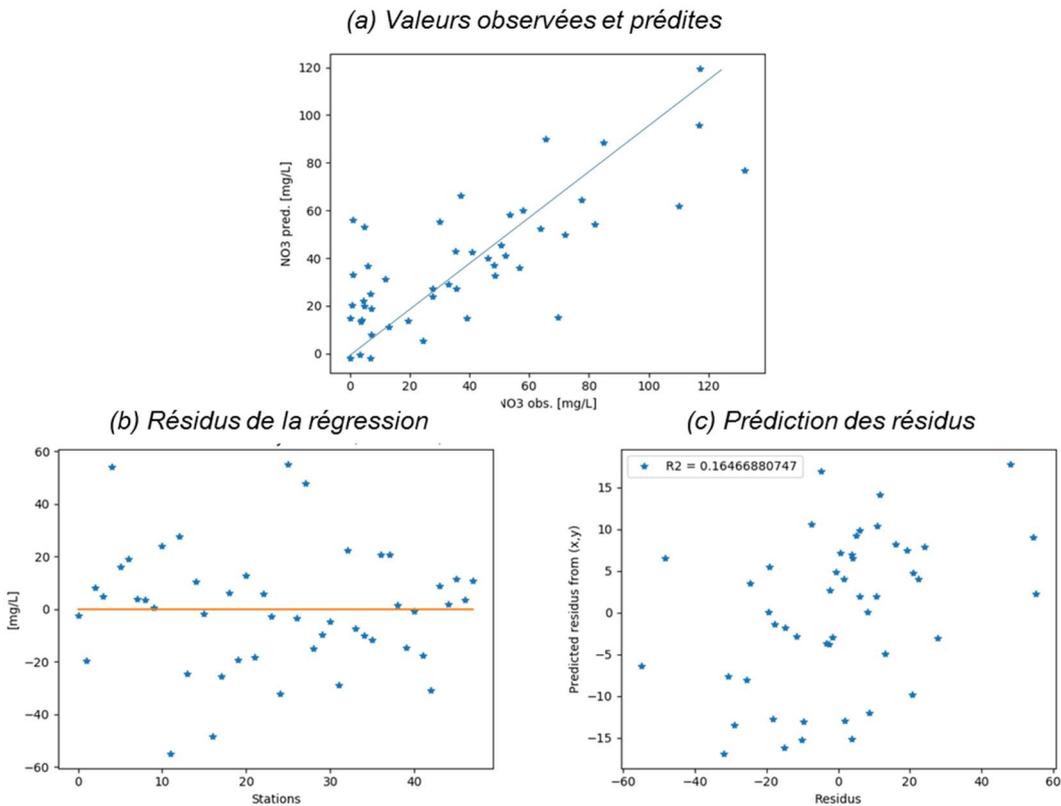


Figure 31 - Résultats de régression de la Stepwise 2 / Resultaten van de tweede stepwise regressie

e. Modélisation non-linéaire par Réseaux de Neurones Artificiels

Un Réseau de Neurones Artificiels (RNA) d'une couche de trois neurones est développé pour prédire la moyenne des concentrations en nitrates à partir des 5 variables sélectionnées par l'analyse *stepwise* (Figure 33).

(a) Apprentissage		(b) Validation	
Moyenne(2006-2016)		Moyenne(2006-2016)	
Mesures	Valeur	Mesures	Valeur
R carré	0,7986561	R carré	0,6051705
Racine de l'erreur quadratique moyenne (RMSE)	14,87553	Racine de l'erreur quadratique moyenne (RMSE)	25,066011
Écart absolu moyen	12,006197	Écart absolu moyen	20,069318
-Log-vraisemblance	156,50893	-Log-vraisemblance	46,404513
Somme des carrés des écarts (SSE)	8408,6929	Somme des carrés des écarts (SSE)	6283,049
Somme fréquences	38	Somme fréquences	10

Figure 32 - Résultat d'entraînement et de validation du RNA/ Resultaat van de training en validatie van de ANN.

L'ajustement sur le jeu d'apprentissage montre un coefficient de détermination de 0,79 tandis que le jeu de validation donne un coefficient de 0,61. La non-linéarité n'apporte pas d'amélioration considérable de la capacité de prédiction. Cela est dû à la taille de la base de données qui reste faible pour ce type d'analyse. Cette taille est encore réduite par la scission en jeu d'entraînement et de validation.

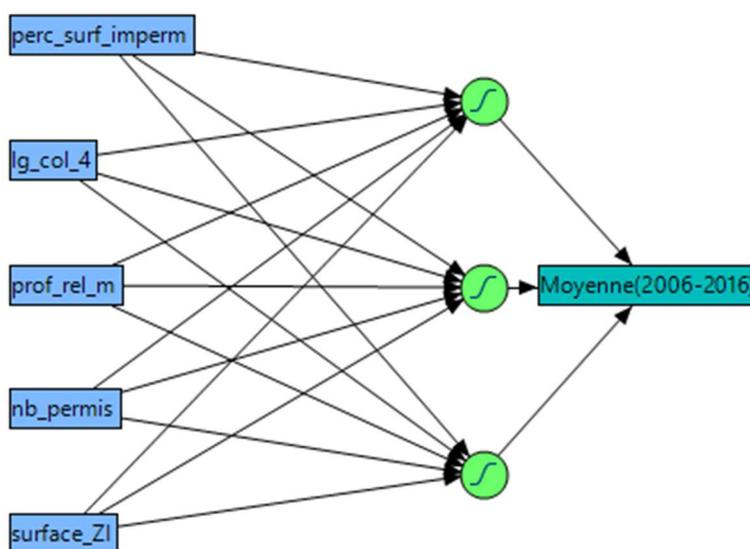


Figure 33 - Architecture du Réseau de Neurones Artificiels / Architectuur van Artificiele Neurale Netwerken..

Le profileur de coupe montre la cohérence entre le modèle linéaire et non-linéaire (Figure 34). Chaque variable montre une réponse semblable et attendue sur la moyenne de la concentration. Le pourcentage de surface imperméable du quartier, la densité de collecteurs en mauvais état et le nombre de permis environnementaux à risque augmente la concentration en nitrates des puits. Tandis que de grandes zones d'influences et des profondeurs de prélèvement importantes tendent à des

concentrations plus faibles. La non-linéarité semble mettre en évidence un effet seuil pour l'effet de l'imperméabilisation, l'effet du nombre de permis environnementaux et pour la profondeur de prélèvement.

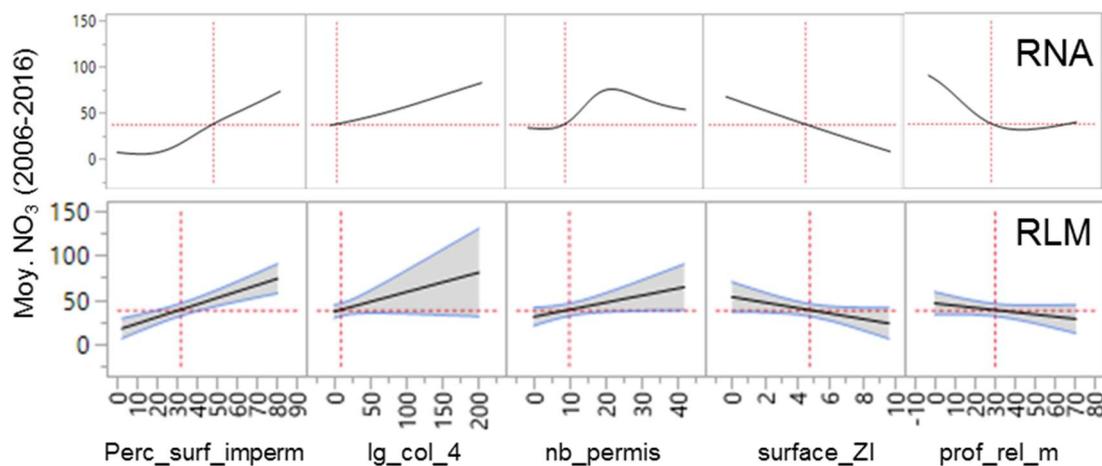


Figure 34 - Profilleur de coupes des effets individuels des variables pour le modèle linéaire (RLM) et non-linéaire (RNA) / Profiel van de individuele effecten van de variabelen voor het lineair model (LRM) en het niet-lineair model (ANN).

f. Signature isotopique des stations de surveillance

Des données isotopiques sont disponibles pour 35 stations⁹ échantillonnées trois à vingt-trois fois entre 2009 et 2015. Les résultats de l'analyse SIAR sont cartographiés dans la Figure 35. Chaque camembert synthétise le pourcentage de probabilité d'appartenance aux 5 sources potentielles de contamination.

⁹ 315, 381_piezo, P6, P7, P8, P9, P10, P11, P12, P13, P14, P28, P29, P30, P31, P39, So1, So30, So31, So33, So34, So35, So36, So37, So38, So39, So40, SS4, ST22, ST25, ST27, ST31, ST32, ST33, ST36

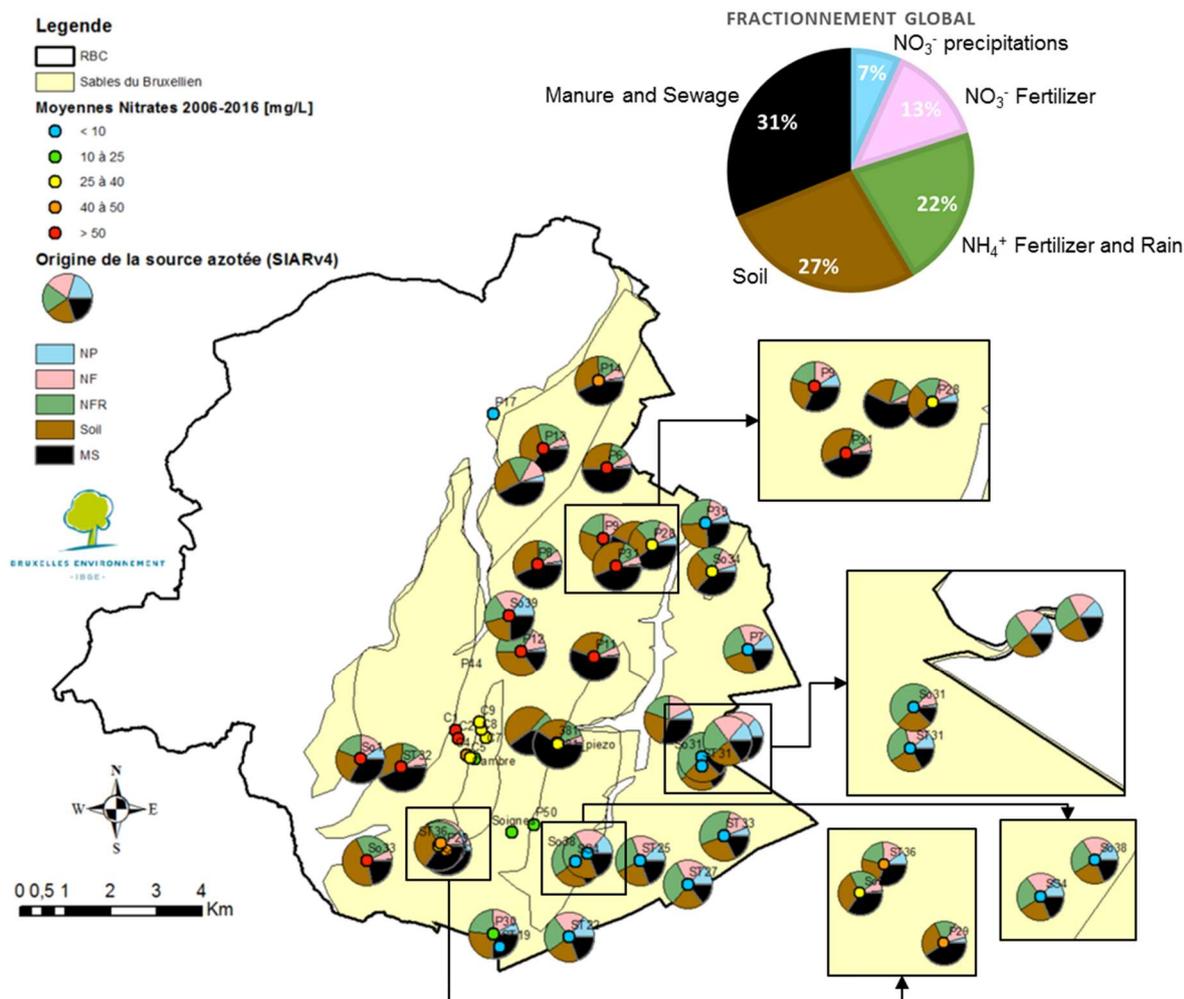


Figure 35 - Probabilité d'appartenance aux 5 classes d'émissions de nitrates discriminées par l'analyse isotopique / Aansluitingskans aan 5 emissie klassen voor nitraten zoals bepaald met behulp van de isotopenanalyse.

Les résultats présentent une contribution importante du réseau d'égouttage pour les stations proches de zones fortement urbanisées (~50% de contribution). La proportion d'azote issue de la minéralisation de la matière organique est relativement homogène sur toute la zone d'étude et correspond à 1/3 de la contamination. En zone verte, et particulièrement en forêt, cette fraction correspond à la minéralisation naturelle de la MO du sol suivant les cycles saisonniers. Sauf lors de coupes à blancs, la contribution provenant des forêts reste modérée et n'est généralement pas associée à une pollution des ressources en eau. En zone urbaine le remaniement des sols organiques dans les travaux d'urbanisation peut stimuler cette minéralisation et entraîner sa dégradation sur le long terme.

On observe que les dépôts atmosphériques sont accentués dans la partie sud-est, correspondant à la forêt de Soignes. (M Journée 2004) met en évidence un gradient non négligeable dans les précipitations annuelles sur l'axe nord-ouest sud-est qui peuvent être à l'origine de ces observations. La contribution des engrais azotés majoritaire dans le sud de la RBC peut rendre compte de l'impact de l'activité agricole de la Région flamande au sein des zones d'influence de stations bruxelloises.

Il faut garder à l'esprit que l'analyse isotopique renseigne sur les pourcentages de contribution des sources azotées et non sur les concentrations absolues. L'interprétation dans le sud de la Région où les concentrations sont très faibles est beaucoup plus sensible. De même, si on effectuait le produit de la concentration en nitrates du puits par ses pourcentages de contribution pour obtenir la quantité de nitrates émise par chaque source, la contribution du réseau d'égouttage serait prépondérante.

3. Conclusions

Le modèle linéaire à 5 paramètres sélectionnés par une méthode *stepwise* prédit 55 % de la variabilité de la moyenne des concentrations en nitrates du réseau BE entre 2006 et 2016. Le modèle non-linéaire précise légèrement les relations entre variables et montre une capacité de prédiction d'environ 70 %.

Il ressort des modélisations que les sources de pollution les plus probables sont :

- 1) le pourcentage de surface imperméable du quartier ;
- 2) la densité des collecteurs en mauvais état au sein de la zone d'influence ; et
- 3) le nombre d'activités ponctuelles à risque de pollutions nitrique.

L'analyse *stepwise* sélectionne encore deux variables d'état du milieu récepteur pour l'explication de la concentration des stations :

- 4) la surface de la zone d'influence ; et
- 5) la profondeur d'échantillonnage.

Nous montrons une cohérence de ces modèles avec l'analyse en composante principale, la matrice de corrélation et l'analyse isotopique. La capacité de prédiction des modèles reste cependant limitée. Vu le peu de puits ayant fait l'objet d'analyses isotopiques il n'est pas possible d'intégrer cette variable aux modèles de prédiction. Cela sera possible à l'avenir avec l'enrichissement continu des bases de données en analyse isotopiques.

La variable d'imperméabilité urbaine classée en première position de l'analyse *stepwise* doit être vue comme une mesure de densité de l'urbanisation et non comme la barrière physique pouvant protéger très localement l'infiltration d'eau de mauvaise qualité. Cette variable est étroitement liée à la variable de densité de la population qui pourrait servir de substitut dans le modèle final sans impact considérable sur la capacité de prédiction.

Il est intéressant d'observer que malgré la forte corrélation des variables d'état des collecteurs, c'est la variable d'état médiocre qui est correctement sélectionnée dans l'analyse *stepwise*. Ce résultat montre l'intérêt du recensement de qualité des collecteurs pour la priorisation de leur restauration.

Il semble acceptable de confirmer que de grandes zones d'influence en zone majoritairement verte vont drainer davantage d'eau de ruissellement de bonne qualité et mener à des concentrations nitriques proportionnellement plus faibles aux points de mesures. L'observation de la carte des ZI montre cependant que les plus grandes zones se situent en périphérie sud de la RBC, là où les pressions urbaines sont moindres. La sélection de la variable de surface de ZI est partiellement redondante avec la variable de densité urbaine sélectionnée en premier lieu. Cette quatrième variable apporte proportionnellement peu d'information pour la prédiction.

De même la profondeur d'échantillonnage est sélectionnée comme cinquième variable explicative. Elle montre en effet un impact sur la pollution mesurée mais cette affirmation doit être relativisée. Cet effet est en réalité peu marqué à l'échelle de la masse d'eau des Sables du Bruxellien ne dépassant pas 70 m profondeur. A l'échelle de l'ensemble des aquifères de la RBC, entre 0 et 180m de profondeur, l'effet est bien plus significatif (Figure 36 (E. CHAUVEHEID 2017)).

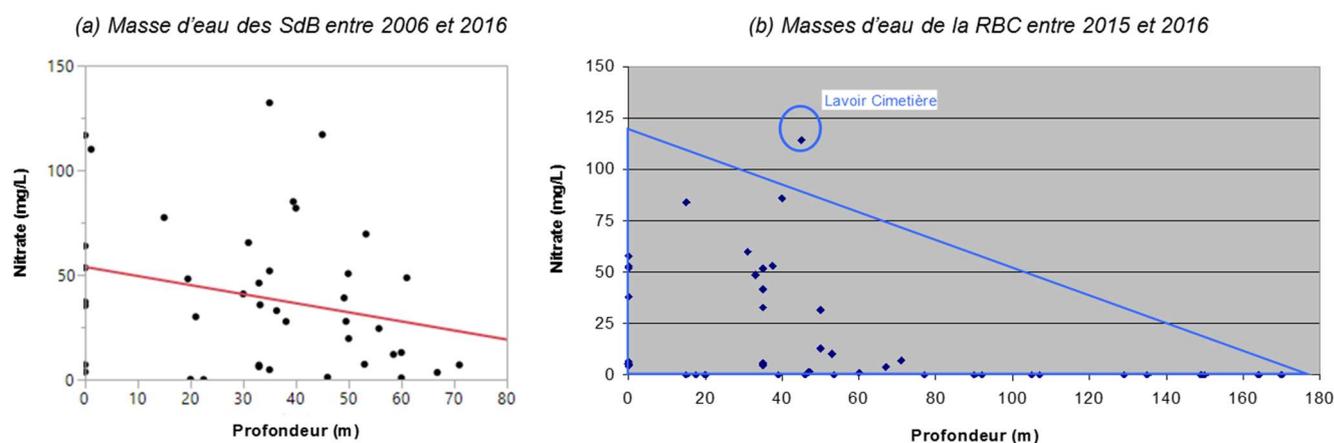


Figure 36 - Relation entre profondeur d'échantillonnage et concentration en nitrates (E. CHAUVEHEID 2017). / Relatie tussen bemonsteringsdiepte en nitraatconcentratie (E. Chauveheid), 2017)

V. Cartographie de la vulnérabilité aux pollutions nitriques

Ce chapitre est consacré à l'évaluation de la vulnérabilité intrinsèque de la masse d'eau des Sables du Bruxellien/Yprésien à la pollution aux nitrates. Cette vulnérabilité est évaluée à partir d'une adaptation de la méthodologie DRASTIC et sera à mettre en perspective aux pressions identifiées au chapitre précédent.

1. Méthodologie

a. Le diagnostic DRASTIC pour l'évaluation de la vulnérabilité intrinsèque d'une masse d'eau

Nous utilisons la méthode DRASTIC dont l'acronyme fait référence aux facteurs prépondérants impliqués dans les risques de pollution des nappes aquifères :

- « Depth to water » : profondeur de la masse d'eau ;
- « net Recharge » : volume d'eau de recharge de l'aquifère ;
- « Aquifer media » : formation rocheuse contenant la masse d'eau ;
- « Soil media » : impact de la couche de sol superficielle ;
- « Topography » : influence des pentes locales ;
- « Impact of vadose zone » : zone non-saturée entre le sol et l'aquifère ;
- « hydraulic Conductivity » : conductivité hydraulique de l'aquifère.

Une pondération est associée à chaque facteur par l'intermédiaire d'un poids multiplicateur qui rend compte de son influence dans le risque de pollution. Une classification discrétise ensuite les facteurs continus dans une fourchette de valeurs types. Un score est associé à chaque classe. Il en ressort l'index de vulnérabilité présenté ci-dessous (w = poids ; r = score):

$$\text{Index de vulnérabilité DRASTIC} = D_r D_w + R_r R_w + A_r A_w + S_r S_w + T_r T_w + I_r I_w + C_r C_w$$

Les sources de données pour l'implémentation du modèle peuvent être diverses (études de terrain, données géologiques, météorologiques, MNT, archives, publications, etc.) Il s'agit d'identifier quels sont les facteurs susceptibles de varier au sein de la zone d'étude et à quelle échelle les prendre en considération. Un facteur constant sur la zone d'étude n'impactera pas la différenciation des indices de vulnérabilité.

Le Tableau 11 présente les poids typiquement appliqués pour le modèle standard et le modèle implémenté pour l'étude de la vulnérabilité des aquifères aux pesticides (Aller et al. 1987). Le choix des poids et scores des facteurs et classes reste cependant arbitraire et subjectif.

Nous adaptons la méthode de la manière la plus appropriée à notre étude au vu de la littérature. Antonakos and Lambrakis 2007 limite le nombre de classes DRASTIC au nombre de classes significativement différentes au vu des concentrations en nitrates identifiées par un test de Wilcoxon. Le score de chaque classe est normalisé sur base décimale par la moyenne de la concentration en nitrates de la classe. Les indices de Spermans et Kendall-T sont ensuite évalués pour chaque facteur

DRASTIC. Si la tendance n'est pas significative (proche 0) le facteur ne sera plus pris en compte. Le poids des facteurs retenus est ajusté au vu des indices de tendance. Kazakis and Voudouris 2015 introduit une mesure quantitative de pertes de nitrates vers l'aquifère dans l'analyse DRASTIC, perte estimée par le modèle GLEAMS. Asadi, Hosseini et al. 2017 applique une optimisation linéaire fuzzy pour trouver les poids optimums des facteurs d'un modèle DRASTIC modifié.

Tableau 11 - Facteurs de pondération DRASTIC selon les modèles standard et pesticides (Aller et al. 1987) / DRASTIC wegingsfactoren volgens het standaard model en het pesticide model.

Factor	DRASTIC version	
	Standard	Pesticides
<i>D: Depth to groundwater</i>	5	5
<i>R: Net recharge</i>	4	4
<i>A: Aquifer media</i>	3	3
<i>S: Soil media</i>	2	5
<i>T: Topography</i>	1	3
<i>I: Impact of vadose zone</i>	5	4
<i>C: Hydraulic conductivity of the aquifer</i>	3	2

b. Adaptation des scores au cas de la RBC

Les scores des facteurs du modèle classique sont utilisés tel quels (Tableau 11). Le Tableau 12 reprend l'adaptation faite pour la classification des facteurs. L'impact de la profondeur de la nappe, le pourcentage de pente et la conductivité hydraulique sont discrétisés en 5 classes. Les pentes sont déduites du raster topographie. Les conductivités issues du modèle Hydrobrux et déjà utilisées pour la délimitation des zones d'influence sont à nouveau valorisées. Le niveau de recharge est estimé à partir du pourcentage d'imperméabilisation des quartiers de la RBC. Pour l'impact du sol, seul la présence ou l'absence d'un horizon argileux de Aschien est considéré. Finalement, la formation de la zone vadose et de l'aquifère sont considérés comme homogènes et ne sont pas pris en compte dans le calcul d'index.

Tableau 12 – Adaptation de la classification DRASTIC des facteurs de vulnérabilité de la masse d'eau des SdB/ Aanpassing van de DRASTIC classificatie factoren voor de evaluatie van de kwetsbaarheid van het waterlichaam SdB

Depth [m]			Pente [%] (Topographie)		
Degré de vulnérabilité	Index DRASTIC	Score	Degré de vulnérabilité	Index DRASTIC	Score
<15	très élevé	5	<1	très élevé	5
15-30	élevé	4	1-3	élevé	4
30-50	moyen	3	3-5	moyen	3
50-80	faible	2	5-10	faible	2
>80	très faible	1	> 10	très faible	1

Imperméabilité urbaine [%] (Recharge)			Conductivité hydraulique [cm/s]		
Degré de vulnérabilité	Index DRASTIC	Score	Degré de vulnérabilité	Index DRASTIC	Score
>80	très élevé	5	>=1	très élevé	5
70-80	élevé	4	0,5-1	élevé	4
50-70	moyen	3	0,1-0,5	moyen	3
40-50	faible	2	0,05-0,1	faible	2
<40	très faible	1	<0,05	très faible	1

Aquifère			Impact de la Zone Vadose		
Hypothèse d'homogénéité			Hypothèse d'homogénéité		
Sol					
Degré de vulnérabilité	Index DRASTIC	Score			
Aschien	faible	0			
Pas de Aschien	élevé	4			

2. Résultats

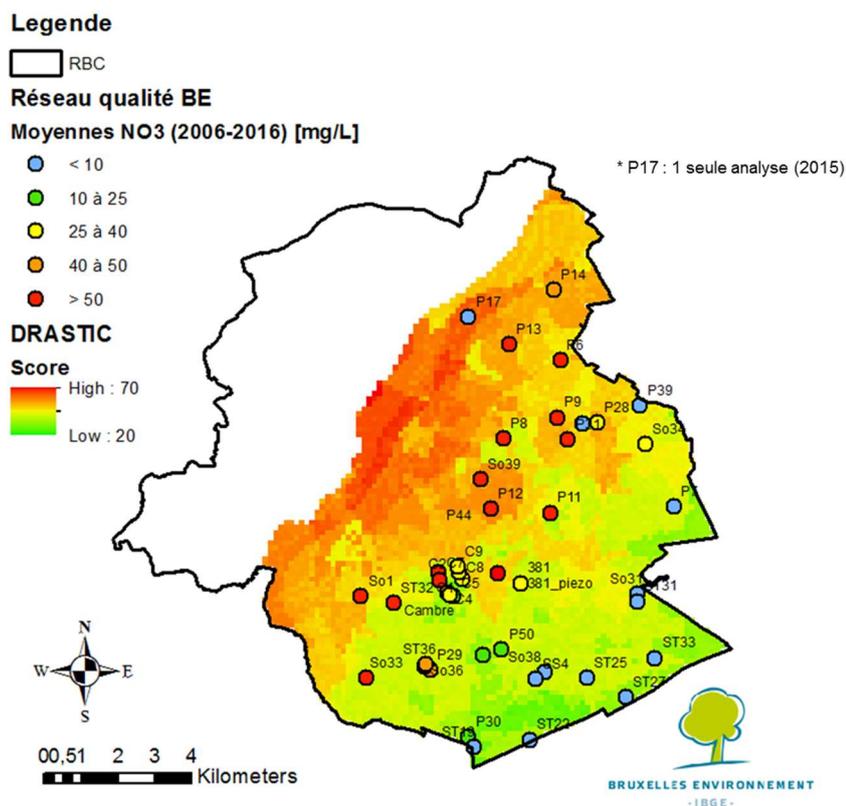


Figure 37 - Vulnérabilité DRASTIC de la masse d'eau des Sables du Bruxellien/Yprésien / Kwetsbaarheidbepaling via DRASTIC van het grondwaterlichaam van de Brusseliaanse/ Ypresiaanse Zanden.

Le résultat DRASTIC spatialisé met en évidence une vulnérabilité accrue de l'aquifère dans la plaine de la Senne où l'aquifère est proche de la surface et où l'urbanisation est à son comble. L'affleurement de la nappe dans la vallée de la Woluwe se marque également sur la vulnérabilité de cette zone mais dans une moindre mesure vu l'imperméabilisation et la densité de population plus faible de ces quartiers.

La pression aux nitrates n'étant pas homogène sur l'ensemble de la zone d'étude, la corrélation entre le niveau de vulnérabilité et la concentration en nitrates des stations n'est pas systématique. Par ailleurs, la pression est plus importante dans les zones les plus vulnérables, facteur explicatif des concentrations particulièrement élevées en nitrates dans les stations réparties dans le centre urbain (plus de 8000 hab./km²).

3. Perspectives

Les précipitations sont estimées homogènes sur la zone d'étude. Les données de spatialisation des pluies (M Journée 2004) pourrait cependant être introduites dans le modèle. Etant donné le gradient Nord-Sud des volumes de précipitations (Figure 45), l'introduction de ces données homogénéiserait légèrement la vulnérabilité sur la zone d'étude.

VI. Mesures de protection et restauration de la masse d'eau

La RBC est soumise à de nombreuses pressions en matière de pollution nitrique. Actuellement la masse d'eau des Sables du Bruxellien/Yprésien est en mauvais état et la tendance à l'amélioration est peu marquée.

Nous mettons en évidence une stratégie de restauration de la qualité de la ressource par l'atténuation des pressions à la source. Nous présentons ensuite des recommandations pour le suivi de l'évolution de la qualité nitrique de la masse d'eau dans le cadre des programmes de surveillance déjà en place.

1. Atténuer les pressions à partir de la source

L'urbanisation ressort comme facteur de pression prépondérant. La concentration de la population entraîne une charge organique des eaux usées domestiques dont la gestion par le réseau d'égouttage vétuste mène à une pollution non négligeable de la masse d'eau souterraine. 70% des stations du centre urbain (quartiers dont la surface imperméable > 50%) dépasse la norme de 50 mg/L.

L'urbanisation en fond de vallée présente une vulnérabilité accrue.

L'imperméabilisation des surfaces et le remaniement des sols (fondations, excavations, remblais, compaction, etc.) perturbe le sol et le sous-sol et tend à limiter la recharge de la nappe en quelques points de flux concentrés. Le sous-sol ne peut alors plus jouer son rôle naturel épurateur. L'épaisseur de la zone vadose est faible et rend les transferts rapides. De plus la protection argileuse pouvant provenir de la formation superficielle du Aschien montre pas d'impact significatif dans nos analyses.

Les zones protégées (ZP : écosystèmes dépendants, captages d'eau destinée à la consommation humaine, zone vulnérable agricole) établies au sein de zones de conservation de la nature (Natura 2000) sont protégées par un cadre législatif tel qu'il limite considérablement leur démographie. De plus ces zones sont protégées par leurs sols naturels et une profondeur de vadose accrue au sud de la RBC. Les temps de transfert des nitrates y sont alors beaucoup plus long. On estime la vitesse de migration des nitrates entre 1 et 2 m/an dans les Sables du Bruxellien (Petit S. 2014).

L'aquifère sous-jacente aux ZP, alimentée par des flux sud-est à la RBC est cependant en légère dégradation. La présence de nombreux puits perdants et l'urbanisation de la Région flamande au sud de la RBC incluse dans les zones d'influences de ces stations, peut contribuer à cet effet.

La densification démographique de la RBC étant inévitable, la restauration de la qualité de la masse d'eau doit se baser sur une optimisation de la gestion des eaux usées et des eaux de pluies.

La restauration du réseau d'égouttage doit être prioritaire dans les zones de plus grande vulnérabilité (Figure 37), notamment dans les fonds de vallée.

En parallèle, le développement d'une stratégie de réduction du volume d'eau de pluie entrant dans le réseau d'égouttage permettra de limiter la surcharge, les pertes de celui-ci et l'amélioration des rendements de traitement au niveau des stations d'épuration. Cette stratégie se base sur l'installation de dispositifs de rétention temporaire de l'eau de pluie (noues récréatives, arbres et jardins de pluies, toitures stockantes et/ou végétalisées, etc.) qui est ensuite relâchée à débit régulé soit vers le réseau

d'égouttage, soit vers les eaux de surface soit infiltrée vers le sous-sol pour autant que l'eau de ruissellement n'altère pas la qualité du milieu récepteur qu'il s'agisse des eaux de surface, des eaux souterraines ou écosystèmes terrestres et aquatiques dépendants.

La caractérisation physico-chimique des eaux pluviales et de ruissellement est impérative pour assurer la gestion des eaux pluviales et des eaux de ruissellement dans un souci de protection de la ressource en eau. L'étude de la capacité des sols urbains à épurer naturellement les eaux d'infiltration est également requise.

Lorsque les conditions le permettent, l'infiltration vers le sous-sol de la pluie au plus proche de son point de chute doit être privilégiée par la valorisation de revêtements perméables. Le ruissellement et la contamination des eaux de ruissellement est cependant inévitable en milieu urbain. Il conviendrait de développer et de dimensionner les ouvrages d'évacuation ou de rétention des eaux pluviales et de ruissellement (déversoirs, noues, gouttières, ...) de façon à ce que la première partie de l'épisode pluvieux qui est généralement fort chargé en substances polluantes puisse être dirigée vers les réseaux de collectes des eaux usées pour traitement aux stations d'épuration et qu'ensuite la fraction d'eau que l'on pourrait alors appeler « claire » rejoignent les eaux de surface ou s'infiltrer vers les eaux souterraines. Cette gestion doit être contrôlée afin de garantir la protection qualitative de la ressource.

A plus long terme, un réseau séparatif pour les eaux pluviales ou « claires » et les eaux usées domestiques serait un avantage considérable pour améliorer la gestion de l'eau en RBC et pérenniser la qualité de la ressource.

2. Recommandations pour l'avenir du suivi qualité des programmes de surveillance

L'acquisition de données continues sur la qualité physico-chimique de l'aquifère permet de mettre en évidence les facteurs de pollutions prépondérants et de démontrer les priorités pour la restauration de la qualité de la masse d'eau. Le réseau de stations de mesures et les analyses réalisées jusqu'ici ont déjà montré leurs preuves notamment dans le cadre de ce rapport. Certaines améliorations peuvent encore être entreprises.

Premièrement, une sélection de stations de mesures optimisée pour la couverture spatiale (x,y,z) de la masse d'eau des Sables du Bruxellien/Yprésien est proposée au paragraphe II.2.c. Notre analyse multivariée pourrait également être renforcée par le suivi des isotopes de l'eau (Deuterium (D) et ^{18}O de la molécule H_2O) en plus des isotopes du nitrate pour des mêmes échantillons prélevés au sein du réseau de suivi qualité mais également au sein de points stratégiques du réseau d'égouttage. Le bilan hydrique à l'interface eau de surface-égouttage-recharge de l'aquifère pourra ainsi être affiné. Cette étude serait renforcée par le suivi du tritium (^3H), des CFCs et du SF_6 pour quelques points d'échantillonnage prélevés tous les 3 à 5 ans (Petit S. 2014). Le suivi des isotopes stables du Bore comme co-migrant du NO_3^- (Widory 2007) renforcera encore l'étude des sources de pollution et des temps de transferts associés. Le bore est très soluble dans l'eau et imite la réactivité du nitrate dans sa dynamique d'adsorption, avec l'argile notamment. Les masses relatives différentes des isotopes ^{10}B et ^{11}B entraîne un fractionnement isotopique naturel important (~90 ‰) et une signature marquée qui augmente la capacité de discrimination des sources de pollution provenant des eaux usées et des

fertilisant organiques. Enfin le bore est un traceur hydraulique conservatif, non biaisé par la dénitrification le long du parcours de l'eau usée.

VII. Annexes

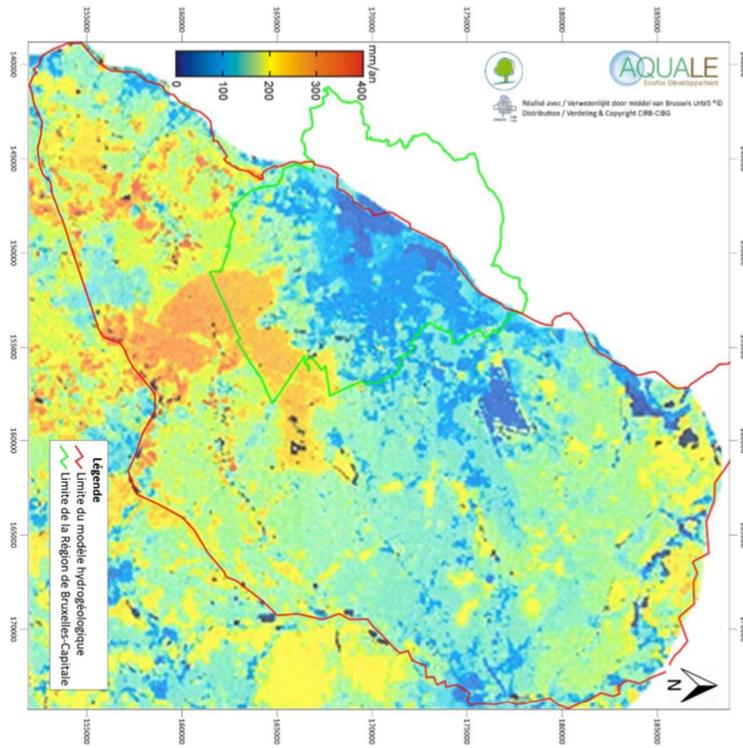


Figure 38 - Infiltration annuelle d'après Meyus et al 2004/ Jaarlijkse infiltratie volgens Meyus et al., (2004)

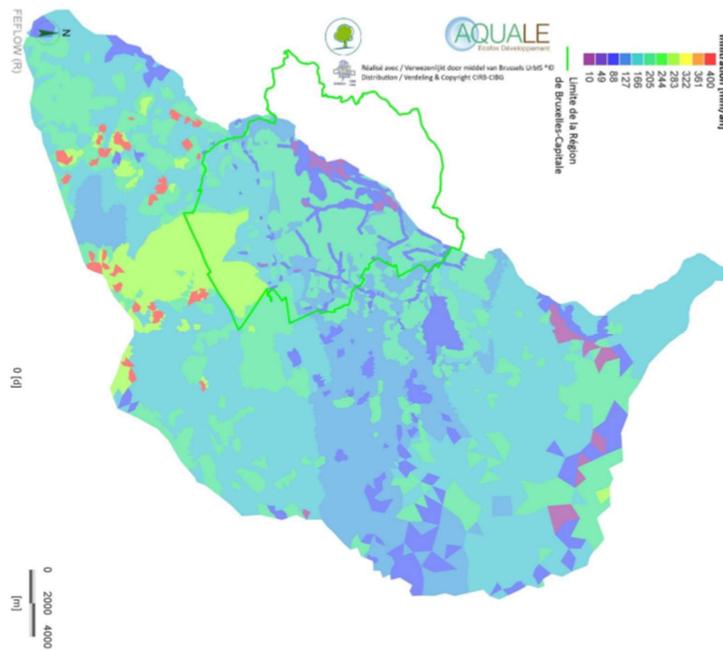


Figure 39 - Infiltration imposée au modèle hydrogéologique HYDROBRUX en régime permanent (Aquale 2015) / Opgelegde infiltratie in het hydrogeologisch model HYDROBRUX in permanent stromingscondities (Aquale, 2015)

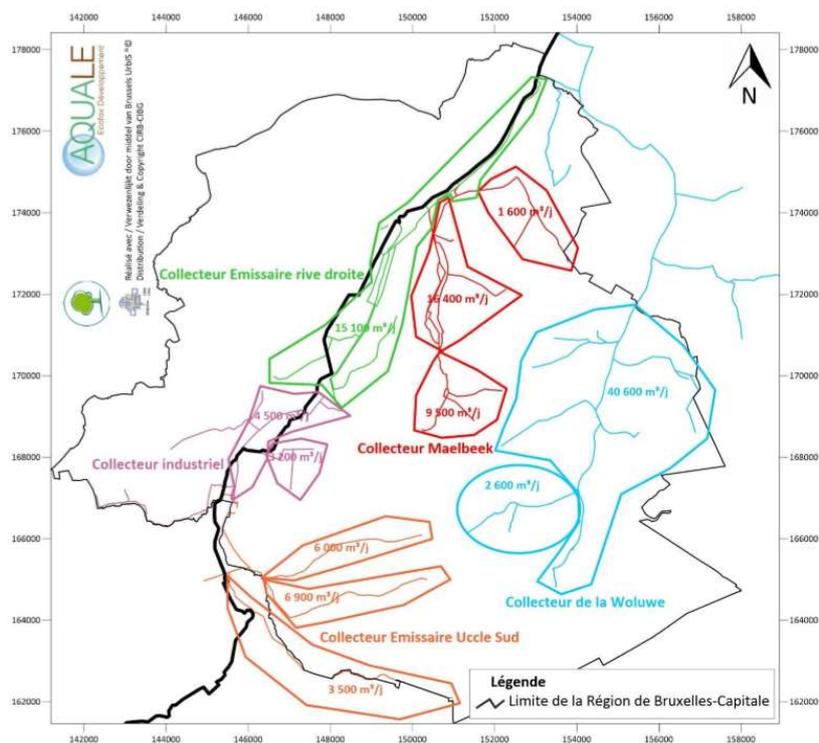


Figure 40 - Débits drainés par les collecteurs en RBC (Aquale 2015) / Gedraineerde debieten in het rioleringsstelsel van het BHG (Aquale, 2015)

Tableau 13 - Coordonnées des stations qualité BE de la masse d'eau du Bruxellien / Coördinaten van de waterkwaliteits meetstations BE van het Brusseliaans grondwaterlichaam.

no_code	x	y	z	prof_crepine	code_gwb
315	151665,00	166780,00	90,90	37,8	BEBR_Bruxellien_Brusselianaan_5
381	152290,00	166510,00	77,69	60,0	BEBR_Bruxellien_Brusselianaan_5
381_piezo	152297,62	166482,86	78,20	33,2	BEBR_Bruxellien_Brusselianaan_5
C1	150050,49	166795,90	97,60	49,9	BEBR_Bruxellien_Brusselianaan_5
C2	150105,55	166603,19	101,91	53,3	BEBR_Bruxellien_Brusselianaan_5
C4	150299,30	166242,66	112,02	61,0	BEBR_Bruxellien_Brusselianaan_5
C5	150479,81	166150,79	107,22	55,8	BEBR_Bruxellien_Brusselianaan_5
C7	150717,37	166634,64	98,38	49,5	BEBR_Bruxellien_Brusselianaan_5
C8	150612,93	166799,71	83,08	36,3	BEBR_Bruxellien_Brusselianaan_5
C9	150577,61	166961,85	86,01	38,1	BEBR_Bruxellien_Brusselianaan_5
Cambre	150381,11	166174,48	117,65		BEBR_Bruxellien_Brusselianaan_5
P10	153975,00	170890,00	53,00	47,0	BEBR_Bruxellien_Brusselianaan_5
P11	153100,00	168434,00	81,00	40,0	BEBR_Bruxellien_Brusselianaan_5
P12	151491,00	168553,00	84,00	31,0	BEBR_Bruxellien_Brusselianaan_5
P13	151986,00	173041,00	59,00	35,0	BEBR_Bruxellien_Brusselianaan_5
P14	153200,00	174533,00	44,00	30,0	BEBR_Bruxellien_Brusselianaan_5
P17	150884,00	173797,00	30,00	35,0	BEBR_Bruxellien_Brusselianaan_5
P19	153950,00	169740,00	74,51		BEBR_Bruxellien_Brusselianaan_5
P28	154375,00	170900,00	52,00	21,0	BEBR_Bruxellien_Brusselianaan_5

P29	149845,00	164128,00	92,00	33,0	BEBR_Bruxellien_Brusselianaan_5
P30	150882,00	162291,00	121,45	58,5	BEBR_Bruxellien_Brusselianaan_5
P31	153588,00	170440,00	62,00	15,0	BEBR_Bruxellien_Brusselianaan_5
P39	155538,73	171380,73	51,57	33,0	BEBR_Bruxellien_Brusselianaan_5
P44	150272,60	168139,10	63,32	20,0	BEBR_Bruxellien_Brusselianaan_5
P50	151780,00	164700,00	102,00	50,0	BEBR_Bruxellien_Brusselianaan_5
P6	153374,00	172605,00	71,00	45,0	BEBR_Bruxellien_Brusselianaan_5
P7	156478,00	168600,00	84,00	46,0	BEBR_Bruxellien_Brusselianaan_5
P8	151845,00	170473,00	86,00	35,0	BEBR_Bruxellien_Brusselianaan_5
P9	153303,00	171045,00	68,00	39,5	BEBR_Bruxellien_Brusselianaan_5
So1	147955,61	166150,88	50,36	1,2	BEBR_Bruxellien_Brusselianaan_5
So30	156263,92	166643,28	66,86		BEBR_Bruxellien_Brusselianaan_5
So31	155470,67	166204,45	64,33		BEBR_Bruxellien_Brusselianaan_5
So33	148107,03	163909,28	52,12		BEBR_Bruxellien_Brusselianaan_5
So34	155681,11	170323,51	49,55		BEBR_Bruxellien_Brusselianaan_5
So35	151452,97	172310,46	39,71		BEBR_Bruxellien_Brusselianaan_5
So36	149675,37	164229,11	67,67		BEBR_Bruxellien_Brusselianaan_5
So37	156023,85	166566,17	64,49		BEBR_Bruxellien_Brusselianaan_5
So38	152951,48	164060,73	73,82		BEBR_Bruxellien_Brusselianaan_5
So39	151222,69	169346,42	52,74		BEBR_Bruxellien_Brusselianaan_5
So40	154724,88	167024,33	54,63		BEBR_Bruxellien_Brusselianaan_5
Soignes	151282,00	164530,00	100,00		BEBR_Bruxellien_Brusselianaan_5
SS4	152692,88	163884,72	84,06	20,0	BEBR_Bruxellien_Brusselianaan_5
ST19	151028,43	162012,33	119,55	53,0	BEBR_Bruxellien_Brusselianaan_5
ST22	152542,07	162221,51	96,64	35,0	BEBR_Bruxellien_Brusselianaan_5
ST25	154103,15	163911,45	79,44	33,0	BEBR_Bruxellien_Brusselianaan_5
ST27	155152,12	163387,21	117,96	71,0	BEBR_Bruxellien_Brusselianaan_5
ST31	155456,33	166006,51	70,02	22,5	BEBR_Bruxellien_Brusselianaan_5
ST32	148858,39	165967,02	59,63		BEBR_Bruxellien_Brusselianaan_5
ST33	155948,54	164456,14	96,10	66,8	BEBR_Bruxellien_Brusselianaan_5
ST36	149724,03	164288,08	70,48	19,5	BEBR_Bruxellien_Brusselianaan_5

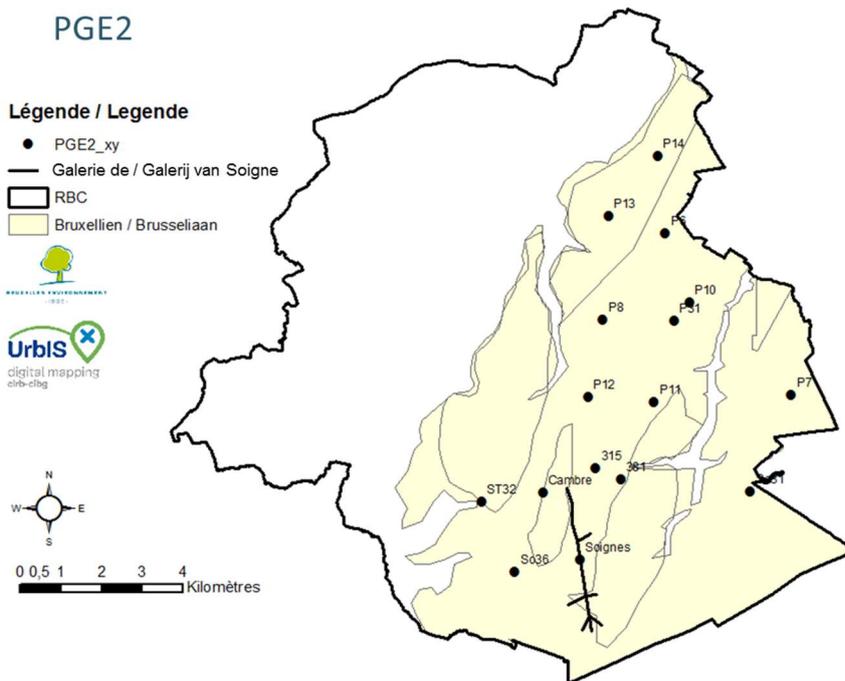
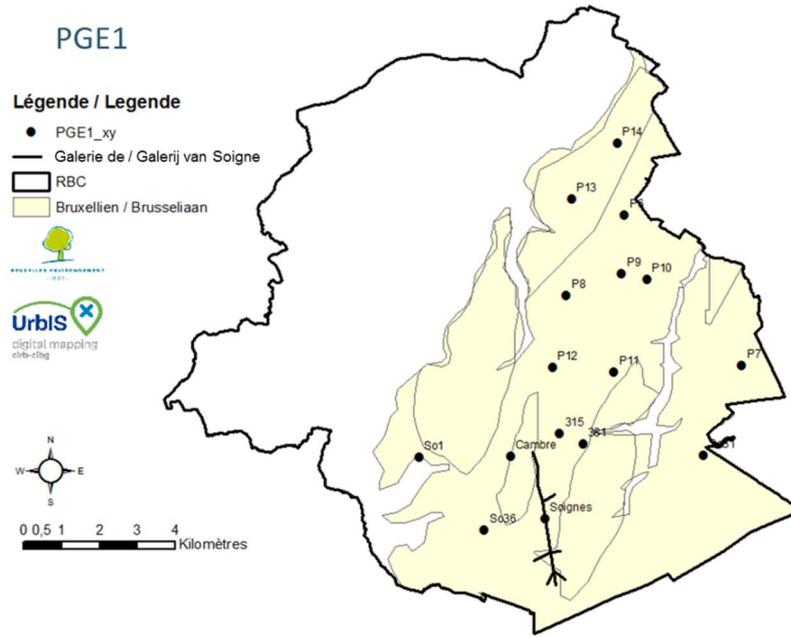


Figure 41 - Positionnement des stations de suivi des PGE 1 et 2 / Localisatie van de meetstations PGE 1 en PGE 2

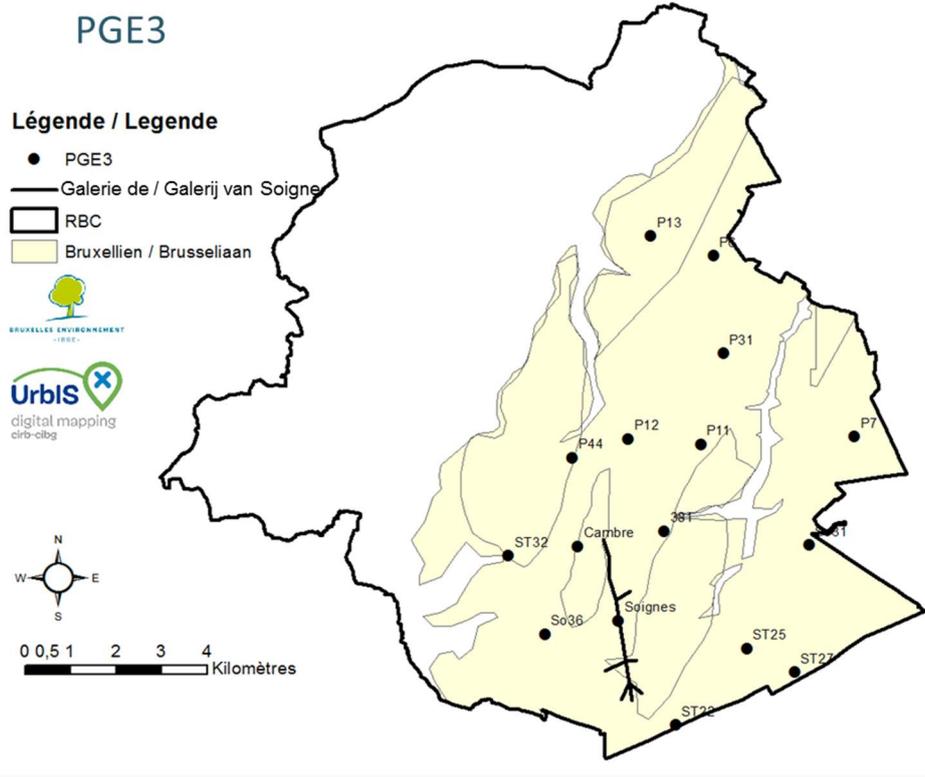


Figure 42 - Proposition d'un réseau de suivi optimisé pour le PGE3 / Voorstel voor een geoptimaliseerd bemonsteringsnetwerk voor PGE 3.

Tableau 14 - Résultat¹⁰ de tendance nitrate par puits via le Tau-Kendall / Resultaten van de trendanalyse voor nitraten per bemonsteringsbuis via de Tau-Kendall test.

station	Kendall	pvalue
315	-0,82	0,0009
381	-0,33	0,4969
381_piezo	-0,67	0,1742
C1	0,64	0,0095
C2	-0,80	0,0500
C4	1,00	0,0016
C5	0,75	0,0014
C7	0,90	0,0043
C8	-0,67	0,0123
C9	-0,40	0,3272
Cambre	0,20	0,6242
P10	0,00	1,0000
P11	0,60	0,0157
P12	-0,61	0,0218
P13	-0,40	0,3272
P14	0,00	1,0000
P17		
P28	-1,00	0,3173
P29	1,00	0,0143
P30		
P31	0,00	1,0000
P39	0,00	1,0000
P44		
P50	1,00	0,3173
P6	-0,40	0,3272
P7	-0,40	0,3272
P8	-0,20	0,6242
P9	0,67	0,1742
So1	0,33	0,6015
So30	-0,07	0,8510
So31	0,20	0,6242
So33	0,60	0,1416
So34	1,00	0,3173
So35	-1,00	0,3173
So36	-0,20	0,6242
So37	0,55	0,2643
So38	-0,74	0,0707
So39		
So40	0,18	0,7098
Soignes	0,60	0,1416
SS4	1,00	0,3173
ST19	0,33	0,4969
ST22	0,67	0,1742
ST25		
ST27	0,00	1,0000
ST31	0,00	0,0000
ST32	-0,89	0,0008
ST33	1,00	0,1172
ST36		

¹⁰ Le code couleur est le suivant : orange = dégradation significative ; vert = amélioration significative ; blanc = pas de tendance significative ; gris = trop peu de données pour statuer (< 5 ans de suivi)

(a) Stepwise 1

29 stations valorisables sur 50

P-value threshold
 threshold_in=0.4
 threshold_out = 0.5

Add perc_surf_imperm with p-value 3.25687e-07
 Add lg_col_4 with p-value 0.0542912
 Add NFR with p-value 0.107228
 Add surf_argile_ZI with p-value 0.145034
 Add prof_rel_m with p-value 0.0584048
 Add surf_cimetiere_ZI with p-value 0.11244
 Add NF with p-value 0.216785
 Add NP with p-value 0.237265
 Drop NFR with p-value 0.627458
 Add nb_permis with p-value 0.11658
 Drop prof_rel_m with p-value 0.616878
 Add nb_permis_66 with p-value 0.0822887
 Add lg_col_3 with p-value 0.327854
 Add lg_col_2 with p-value 0.202768
 Add perc_imperm_ZI with p-value 0.257432
 Add nb_permis_10 with p-value 0.374857
 Add prof_aquif with p-value 0.269778
 Drop nb_permis_66 with p-value 0.638606
 Add densite_popu with p-value 0.178417
 Add Soil with p-value 0.111933

resulting features:

['perc_surf_imperm', 'lg_col_4', 'surf_argile_ZI', 'surf_cimetiere_ZI',
 'NF', 'NP', 'nb_permis', 'lg_col_3', 'lg_col_2', 'perc_imperm_ZI',
 'nb_permis_10', 'prof_aquif', 'densite_popu', 'Soil']

(b) Stepwise 2

48 stations valorisables sur 50

P-value threshold
 threshold_in=0.2
 threshold_out = 0.3

Add perc_surf_imperm with p-value 1.94799e-06
 Add lg_col_4 with p-value 0.0166608
 Add nb_permis with p-value 0.0714122
 Add surface_ZI with p-value 0.0923526
 Add prof_rel_m with p-value 0.168741

resulting features:

['perc_surf_imperm', 'lg_col_4', 'nb_permis', 'surface_ZI', 'prof_rel_m']

(c) Stepwise sur la tendance

48 stations valorisables sur 50

P-value threshold
 threshold_in=0.2
 threshold_out = 0.3

Add densite_popu with p-value 0.006936
 Add nb_permis with p-value 0.142346
 Add popu_sum_ZI with p-value 0.190794
 Add lg_col_3 with p-value 0.194396
 Add prof_rel_m with p-value 0.152108

resulting features:

['densite_popu', 'nb_permis', 'popu_sum_ZI', 'lg_col_3', 'prof_rel_m']

Figure 43 - Résultats des analyses stepwise/ Resultaten van de stepwise analyse.

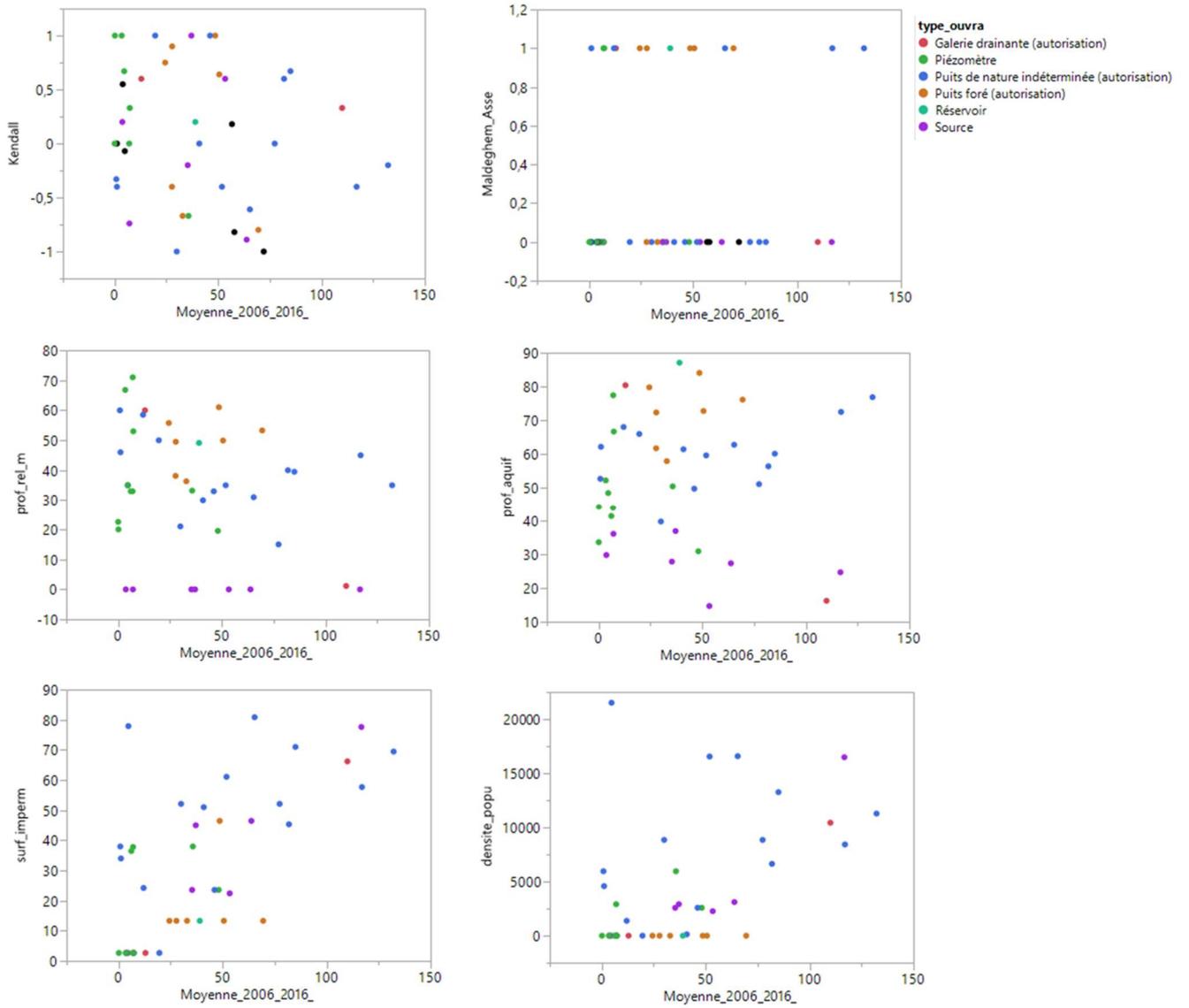


Figure 44 - Effet des variables les plus explicatives de la concentration en nitrates / Effecten van de meest verklarende variabelen voor nitraat concentraties.

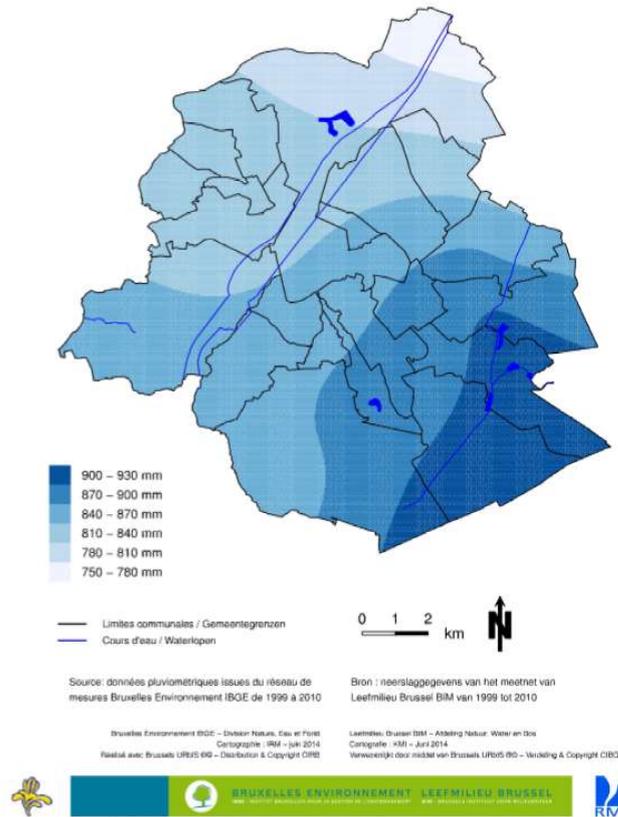


Figure 45 - Précipitations annuelles sur la Région de Bruxelles-Capitale (M Journée 2004) / Jaarlijks neerslagwaarden voor het Brussels Hoofdstedelijk Gewest (M. Journée, 2004)

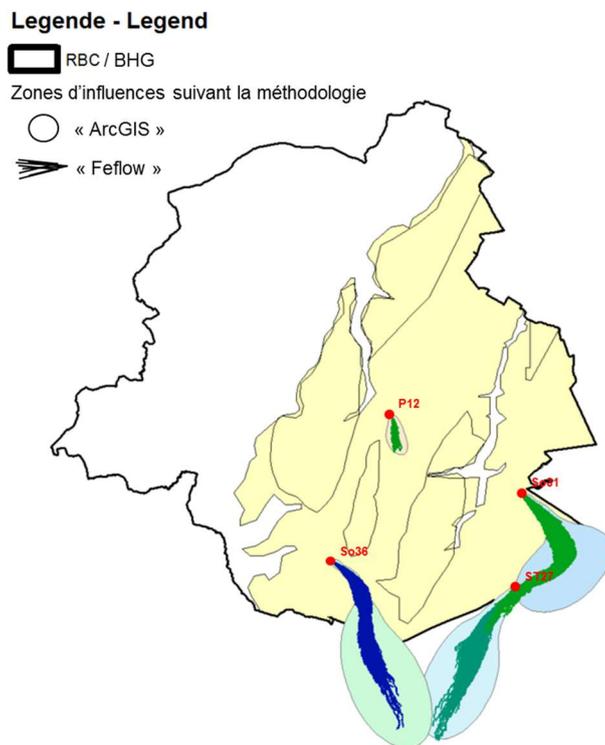


Figure 46 - Comparaison des méthodes de définition de zones d'influences pour les puits P12, So36, So31 et ST27 / Vergelijking van de methodes voor het definiëren van de invloedszone voor de putten P12, So36, So31 en ST27.

VIII. Scripts Python

1. Calcul du T-Kendall

```

# -*- coding: utf-8 -*-
'''
Created on Thu Jul 28 15:33:30 2017

@author: sepetit
'''
import os
import pandas as p
import numpy as np
import scipy.stats as stats
import matplotlib.pyplot as plt

''' Importation des données avec Pandas '''
data = p.read_excel('DB_NE_regu_mean-std.xlsx', header=0, index_col=0)
data.index
data.columns
data.values

# niveau de satisfaction pour le test de significativité
alpha = 0.05

''' Certains puits ont du être abandonnés et remplacé par un autre puit proche.
On crée une série unique associée à ces puits '''
data.loc['P31'] = data.loc[['P9', 'P31']].sum()
data.loc['ST32'] = data.loc[['Sod', 'ST32']].sum()

# Attention la somme effectuée ci dessus donne 0.0 dans le cas d'addition de deux NaN.
# Cela influence le calcul du moyennes par la suite !!
# On remplace tous les 0 par NaN
for hole in ['P31', 'ST32']:
    for i in range(0, len(data.loc[hole])):
        if data.loc[hole][i] == 0:
            data.loc[hole][i] = np.float('nan')

''' les 12 premières colonnes de data stockent les moyennes,
les 11 suivantes les écarts types associés '''
moy = data.iloc[:, 1:12]
std = data.iloc[:, 12:24]

plot_name='Tendance générale de 1 squefère'
holes_selected = ['315', '301', 'Cambre', 'P10', 'P11', 'P12', 'P13', 'P14', 'P31', \
                 'P6', 'P7', 'P8', 'ST32', 'So31', 'So36', 'Soignes', 'ST22', 'ST27']
holes_selected = data.index
# puits associés à des zones spécifiques
holes_selected = ['Cambre', 'Soignes']
holes_selected = ['ST25', 'So37'] # Ecosystèmes aquatiques dépendants des eaux souterraines
holes_selected = ['So31', 'So48', 'So37', 'So38'] + ['So33', 'So38'] # ZCI+['So33', 'So36']
holes_selected = ['So33', 'So36'] # ZC2

''' on analyse les tendances entre 2006 et 2016 '''
t = np.array([1 for i in range(2006,2017)])

''' pour chaque puit, centrer les concentrations autour de zéro
(rétirer la moyenne de la série) '''
centrer_serie=False
if centrer_serie:
    plt.figure()
    holes_centre=p.DataFrame()
    for hole in holes_selected:
        holes_centre[hole] = moy.loc[hole] - np.nanmean(moy.loc[hole])

```

1

```

plt.subplot(211)
plt.plot(t, moy.loc[hole], marker='')
plt.title('Série temporelle brute')
plt.subplot(212)
plt.plot(t, holes_centre[hole], marker='')
plt.title('Série temporelle centrée sur zéro')

moy_annuelle_puits = holes_centre
else:
    holes=p.DataFrame()
    for hole in holes_selected:
        holes[hole] = moy.loc[hole]

    moy_annuelle_puits = holes

''' prendre la moyenne des concentration centrée de tous les puits par année '''
moy_annuelle_globale = []
for i in range(0, len(t)):
    moy_annuelle_globale.append(np.nanmean(moy_annuelle_puits.iloc[i]))

''' Plot des resultats '''
mean_value = np.array(moy_annuelle_globale)
std_value = np.std(moy.loc[holes_selected])
err = np.array(3*std_value)

# un mask empêche de ploter les zero et les nans
mask_nan = ~np.isnan(np.array(mean_value))
mask_zeros = np.array(mean_value) != np.zeros(len(mean_value))
mask = np.array([mask_nan[i] and mask_zeros[i] for i in range(0, len(mask_nan))])

''' plot des concentrations moyennes de l'aquifère '''
plt.figure()
moyenne_serie = np.nanmean(moy_annuelle_globale)
plt.plot(t, moy_annuelle_globale, marker='o', color='blue', linestyle='')
plt.plot(t, len(t)*[moyenne_serie], color='red')
if centrer_serie:
    plt.title('Série temporelle des concentrations moyennes centrées de l'aquifère')
else:
    plt.title('Série temporelle des concentrations moyennes de l'aquifère')

''' On évalue la tendance globale moyenne de la masse d'eau '''
plt.figure()
#plt.plot(t, mean_value, linestyle='', marker='')
#plt.plot(t, moy_annuelle_globale, linestyle='', marker='')
plt.plot(t, [])

tau, p_value = stats.kendalltau(t[mask], mean_value[mask])

slope, intercept, r_value, p_value, std_err = stats.linregress(t[mask], mean_value[mask])

plt.figure()
plt.plot(t[mask], mean_value[mask], marker='.', linestyle='', label='Kendal-T = ' + \
    str(round(tau, 2)) + ' (p-value = ' + str(round(p_value, 4)) + ')')
plt.vlines(t, mean_value-err, mean_value+err, color='blue', alpha=0.2)
plt.plot(t[mask], intercept + slope*t[mask], 'r', label='Régression linéaire')
plt.xlabel('Année')
plt.ylabel('Nitrates [mg.L-1])')

```

2. Définition des zones d'influence et pondération des variables

```

import os
import arcpy
from arcpy import env
from arcpy.sa import *
import numpy as np
arcpy.env.overwriteOutput = True

xystr = np.array([
    [u'315',u'151665.00',u'166780.00'],
    [u'301',u'152290.00',u'166510.00'],
    [u'301_piezo',u'152297.62',u'166482.86'],
    [u'C1',u'150050.49',u'166795.90'],
    [u'C2',u'150105.55',u'166603.19'],
    [u'C4',u'150299.30',u'166242.66'],
    [u'C5',u'150479.81',u'166150.79'],
    [u'C7',u'150717.37',u'166634.64'],
    [u'C8',u'150612.93',u'166799.71'],
    [u'C9',u'150577.61',u'166961.85'],
    [u'Cambre',u'150381.11',u'166174.48'],
    [u'P10',u'153975.00',u'170890.00'],
    [u'P11',u'153100.00',u'168434.00'],
    [u'P12',u'151491.00',u'168553.00'],
    [u'P13',u'151986.00',u'173041.00'],
    [u'P14',u'153200.00',u'174533.00'],
    [u'P17',u'150884.00',u'173797.00'],
    [u'P19',u'153950.00',u'169740.00'],
    [u'P28',u'154375.00',u'170900.00'],
    [u'P29',u'149845.00',u'164128.00'],
    [u'P30',u'150882.00',u'162291.00'],
    [u'P31',u'153588.00',u'170440.00'],
    [u'P39',u'155538.73',u'171380.73'],
    [u'P44',u'150272.60',u'168139.10'],
    [u'P50',u'151780.00',u'164700.00'],
    [u'P6',u'153374.00',u'172605.00'],
    [u'P7',u'156478.00',u'168600.00'],
    [u'P8',u'151845.00',u'170473.00'],
    [u'P9',u'153303.00',u'171045.00'],
    [u'S01',u'147955.61',u'166150.88'],
    [u'S030',u'156263.92',u'166643.28'], # ZZ So30 ne touche pas RBC
    [u'S031',u'155470.67',u'166204.45'],
    [u'S033',u'148107.03',u'163909.28'],
    [u'S034',u'155681.11',u'170323.51'],
    [u'S035',u'151452.97',u'172310.46'],
    [u'S036',u'149675.37',u'164229.11'],
    [u'S037',u'156023.85',u'166566.17'],
    [u'S038',u'152951.48',u'164060.73'],
    [u'S039',u'151222.69',u'169346.42'],
    [u'S040',u'154724.88',u'167024.33'],
    [u'Soignes',u'151282.00',u'164530.00'],
    [u'S54',u'152692.88',u'163884.72'],
    [u'ST19',u'151028.43',u'162012.33'],
    [u'ST22',u'152542.07',u'162221.51'],
    [u'ST25',u'154103.15',u'163911.45'],
    [u'ST27',u'155152.12',u'163387.21'],
    [u'ST31',u'155456.33',u'166006.51'],
    [u'ST32',u'148858.39',u'165967.02'],
    [u'ST33',u'155948.54',u'164456.14'],
    [u'ST36',u'149724.03',u'164288.08'],
], dtype='<U13')

```

```

#xystr = np.array([
#     [u'5727', u'155152.116', u'163387.21'],
#     [u'5036', u'149675.368', u'164229.114'],
#     [u'5031', u'155470.668', u'166204.454'],
#     [u'P12', u'151491.0', u'168553.0']
# ],
# dtype='<U33')
xy = [[xystr[i, 0], int(round(float(xystr[i,1]))), int(round(float(xystr[i, 2])))] for i in range(
network_name = 'BE'
arcpy.env.workspace = "C:/Users/sepetit/Documents/NO3RBC/GIS/ZI/" + network_name

# Listes des années pour lesquelles on évalue la dispersion autour de l'axe d'écoulement préféré
trackingTime = 200*365*24*60*60 # [s]
t_puff = np.array([0.06,0.12,0.2,0.3,0.6,1,1.5,2,3,4,6,8,12,16,20])*10*365*24*60*60 # [s]

# dispersivity parameters
disp_long = 50
rapport_lat = 3

for station_i in xy:
    #station_i = xy[3]
    name = station_i[0]
    x = station_i[1]
    y = station_i[2]

    print('compute station ' + name + ' at the position [' + str(x) + ', ' + str(y) + ']')

    pts_proxim = [x,y]
    proxim_num=0

    """ selection coordonnee du puit """
    x = int(round(pts_proxim[0]))
    y = int(round(pts_proxim[1]))
    proxim_num+=1
    directory_for_outputs = "C:/Users/sepetit/Documents/NO3RBC/GIS/ZI/" + network_name + "/"
    directory_of_data = "C:/Users/sepetit/Documents/NO3RBC/GIS/ZI/data.gdb/"
    # env.workspace = directory_for_outputs

    if not os.path.exists(directory_for_outputs):
        os.makedirs(directory_for_outputs)

    """ tracage de particule sur base du flux de darcy """
    inDirectionRaster = directory_of_data + "DarcyFlow_direction"#darcy_flow_direction_raster3
    inMagnitudeRaster = directory_of_data + "DarcyFlow_magnitude"#darcy_flow_magnitude_raster3
    print(x, y)
    sourcePoint = arcpy.Point(x, y)
    outTrackFile = directory_for_outputs + "ttrack_" + str(name) + '_' + str(proxim_num) + ".txt"
    stepLength = 5
    outTrackPolylineFeatures = directory_for_outputs + "ttrack_" + str(name) + '_' + str(proxim_num)

    try:
        ParticleTrack(inDirectionRaster, inMagnitudeRaster, sourcePoint, outTrackFile, stepLength)

    """ nuage de dispersion """
    # env.workspace = "C:/Users/sepetit/Documents/NO3RBC/GIS/ZI/"
    porosity_ras = directory_of_data + "porosity_cinematic_raster"
    # porosity_ras = os.path.join("C:", "\Users", "sepetit", "Documents", "NO3RBC", "GIS",
    epaisseur_aquif = directory_of_data + "epaisseur_Sdb_Vpresiens"

```

```

out_puff_ti = []
# on execute Les porouspuff pour Les differents time steps de t_puff et on stock Les soi
for ti in t_puff:
    out_puff_ti.append(PorousPuff(outTrackFile, porosity_ras, epaisseur_aquif, 6.4e8, t:

# on sauve Les sorties des porouspuff, on Les agregge et on prend La moyenne
rast_name = str()
for i in range(0, len(t_puff)):
    porouspuff_nb = str(out_puff_ti[i][-2:])
    out_puff_ti[i].save(directory_for_outputs + "porpuff" + porouspuff_nb)

    rast_name = rast_name + directory_for_outputs + "porpuff" + porouspuff_nb
    if i != len(t_puff)-1 : rast_name += ";"

rast_mean = arcpy.Mosaic_management(rast_name,out_puff_ti[0],"MEAN","FIRST","", "", "",

""" transforme le raster en integer """
rast_int = Int(rast_mean)

""" selection de la zone d'influence (concentration cellule > 0) """
# Check out the ArcGIS Spatial Analyst extension license
arcpy.CheckOutExtension("Spatial")
# Execute ExtractByAttributes
raster_zi = ExtractByAttributes(rast_int, "VALUE > 0")

""" delimitation de la ZI (raster to polygone + aggregation des polygones des different:
polygoneFeature = directory_for_outputs + "zi_polygones_" + str(name) + "_" + str(proxii
arcpy.RasterToPolygon_conversion(raster_zi, polygoneFeature, "SIMPLIFY", "VALUE")

aggregatedFeatures = directory_for_outputs + "ZI_aggregated_" + str(name) + "_" + str(i
aggregatedTable = directory_for_outputs + "aggregated_zi_" + str(name) + "_" + str(prox:
arcpy.cartography.AggregatePolygons(polygoneFeature, aggregatedFeatures, 5, "", "", "",

except:
    print('Station ' + name + ' might be outside of the RBC boundaries')

"""
    Compilation des variables explicatives ('var_exp') par ZI
    """

arcpy.env.overwriteOutput = True

#### réécriture à chaque puit ....
var_exp = {"name" : 'puit',
"surface_ZI" : float('nan'), # km2, evaluee sur base du contour de ZI_delimitation
"surface" : float('nan'), # km2, evaluee dans Le bloc 'population' => tjs < surface_ZI
"surface_ZIenRBC" : float('nan'), # [%]
"nb_permis" : float('nan'),
"nb_permis_10" : float('nan'),
"nb_permis_41" : float('nan'),
"nb_permis_66" : float('nan'),
"nb_permis_131" : float('nan'),
"lg_col" : float('nan'),
"lg_col_0" : float('nan'),
"lg_col_1" : float('nan'),
"lg_col_2" : float('nan'),
"lg_col_3" : float('nan'),
"lg_col_4" : float('nan'),
"lg_col_12" : float('nan'),
"lg_col_34" : float('nan'),

```

```

"popu_sum" : float('nan'), # nb habitant sur La ZI
"popu_density" : float('nan'), # popu/surfaceZI [hab/km2]
"perc_impem" : float('nan'), # % moyen de surface impermeable sur La ZI [%]
"surf_cimetiere" : float('nan'), # totale de surface de cimetiere sur La ZI [km2]
"surf_argile" : float('nan'), # totale de La surface de La ZI couverte d'un horizon ar
"surf_perm" : float('nan') # totale de La surface de La ZI non couverte par un horizon
}
# dictionnaire de stock des résultats des variables évaluées

dir_facteurs_risques = "C:/Users/sepetit/Documents/NO3RBC/GIS/ZI/facteurs_risque/"

# ouvre et écrit les entetes de colonnes du fichier de stockage des résultats
DB_var_exp_puits = open(dir_facteurs_risques + 'DB_facteurs_puits.csv', 'w')
for elt in sorted(var_exp):
    DB_var_exp_puits.write(elt)
    DB_var_exp_puits.write(';')
DB_var_exp_puits.write('\n')

for station_i in xy:
    # station_i = xy[0]
    name = station_i[0] # station_i contient ['name', coordx, coordy]
    var_exp['name'] = name

    ZI_delimitation = "ZI_aggregated_" + name + "_1"

    ---
    --- Surface de la ZI & Surface de la ZI en RBC
    ---

    ## evalue surface de la ZI
    file = ZI_delimitation
    with arcpy.da.SearchCursor(file, ["SHAPE@AREA"]) as cursor:
        for row in cursor:
            var_exp['surface_ZI'] = row[0]/1e6 # conversion en km2

    ## Clip la surface RBC (ssbx1) avec la surface de la ZI
    in_feature = 'ssbx1'
    out_feature = 'ssbx1_ZIclip' #dir_facteurs_risques +
    clip_feature = ZI_delimitation
    arcpy.Clip_analysis(in_feature, clip_feature, out_feature)
    ## evalue la surface du Clip et la rapporte par rapport à la surface totale de la ZI
    file = out_feature
    surface_overlapZI_RBC = []
    with arcpy.da.SearchCursor(file, ["SHAPE@AREA"]) as cursor:
        for row in cursor:
            surface_overlapZI_RBC.append(row[0]/1e6) # conversion en km2
            var_exp['surface_ZIenRBC'] = np.nansum(surface_overlapZI_RBC)/var_exp['surface_ZI']

    ---
    --- Comptage du nombre de permis par ZI
    ---

    permis_risquesNO3 = "Permis_a_risques_NO3"#"DB_permis_RisquesNO3Events"
    arcpy.Intersect_analysis([ZI_delimitation, permis_risquesNO3], dir_facteurs_risques + "perm

in_table = "permisRisques_sur_ZI"
out_table = "statRisque_sur_ZI"
statistics_fields = [{"Rubrique", "COUNT"}]
case_field = ["Rubrique"]

```

```

arcpy.Statistics_analysis(in_table, dir_facteurs_risques + out_table, statistics_fields, ca:

## aller chercher les elts qui nous intéressent dans la table statRisques
table = dir_facteurs_risques + out_table
rubrique_field = "Rubrique"
value_field = "COUNT_Rubrique"
## et les stocker dans le dictionnaire var_exp
# on crée un curseur sur la table statRisques reprenant les champs Rubriques et COUNT_Rubri
# le curseur passe les lignes de la table en revue et stock dans le dictionnaire le nb de ci
# associée à chaque rubrique (row[0]) de la table stat_risques (fc)
with arcpy.da.SearchCursor(table, [rubrique_field, value_field]) as cursor:
    for row in cursor:
        try:
            var_exp["nb_permis_" + str(row[0])] = row[1]
        except:
            print('Rubrique ' + str(row[0]) + ' is not in dictionary var_exp')

## evaluation du nombre de permis totaux
var_exp['nb_permis'] = np.nansum([var_exp['nb_permis_10'],var_exp['nb_permis_41'],
                                var_exp['nb_permis_66'],var_exp['nb_permis_131']])

---
--- Etat collecteurs
---
## Clip le raster d'état des collecteurs sur la zone d'influence
in_raster = 'et_col_rbc'
rectangle = ""
out_raster = dir_facteurs_risques + 'et_col_clip2' #
in_template_dataset = ZI_delimitation
arcpy.Clip_management(in_raster, rectangle, out_raster, in_template_dataset, '#', 'Clipping')

## vérifie s'il y a des entrées dans la table 'et_col_clip2'
sewer_in_ZI = True
try:
    arcpy.GetCount_management(out_raster)
    sewer_in_ZI = True
except:
    print('ZI definition exception : et_col_clip2 is empty, \
          it seems that there is no overlaps between ' + ZI_delimitation + ' and the RBC di
          or no sewer are present in the ZI delimitation')
    sewer_in_ZI = False

if sewer_in_ZI:
    ## aller chercher les elts qui nous intéressent dans la table de comptage des pixels de
    table = out_raster # raster clippé sur la ZI
    category_field = "VALUE"
    value_field = "COUNT"
    ## et les stocker dans le dictionnaire var_exp
    with arcpy.da.SearchCursor(table, [category_field, value_field]) as cursor:
        for row in cursor:
            try:
                # 639 pixels comptés sur 1814m de collecteurs -> 1814/639=2.84 m/pixel
                var_exp["lg_col_" + str(row[0])] = row[1]*2.84 #[m]
            except:
                print('Collector class ' + str(row[0]) + ' is not in dictionary var_exp')

    ## ajout les variables somme des surfaces de collecteur totale et de catietz et cati
    var_exp['lg_col'] = np.nansum([var_exp['lg_col_1'],var_exp['lg_col_2'],
                                var_exp['lg_col_3'],var_exp['lg_col_4']])
    var_exp['lg_col_12'] = np.nansum([var_exp['lg_col_1'],var_exp['lg_col_2']])

```

5

```

var_exp['lg_col_34'] = np.nansum([var_exp['lg_col_3'],var_exp['lg_col_4']])

---
--- Densité de la population par ZI
# découpe le shapefile de densité de population par quartier [hab/km2] sur la ZI
densite_quartiers_IBSA = "Morpho01_1_2014"
in_feature = densite_quartiers_IBSA
clip_feature = ZI_delimitation
arcpy.Clip_analysis(in_feature, clip_feature, dir_facteurs_risques + "densite_clip_ZI")

## ajout d'un champ pour le calcul de la surface de chaque section de quartier découpée
file = "densite_clip_ZI"
arcpy.AddField_management(file, "Area", "FLOAT")
with arcpy.da.UpdateCursor(file, ["SHAPE@AREA", "Area"]) as cursor:
    for row in cursor:
        row[1] = row[0] / 1e6 # if spatial reference in meters, convert to km
        cursor.updateRow(row)

## calcul de la densité et du total d'habitants par section de quartier au sein de la ZI
table = "densite_clip_ZI"
densite_field = "value"
surface_field = "Area"
population_sections_ZI = []
surface_sections_ZI = []
with arcpy.da.SearchCursor(table, [densite_field, surface_field]) as cursor:
    for row in cursor:
        if row[0] <= 0: # si pas de donnée, la densité population est -9999.9999 => on la met à nan
            population_sections_ZI.append(float('nan'))
        else:
            population_sections_ZI.append(row[0] * row[1]) # densité * surface_section

            surface_sections_ZI.append(row[1])

# totalise le calcul par section sur toute la ZI
var_exp['popu_sum'] = np.nansum(population_sections_ZI[:])
var_exp['surface'] = np.nansum(surface_sections_ZI[:])
var_exp['popu_density'] = var_exp['popu_sum']/var_exp['surface']

---
--- Surface imperm
# découpe le shapefile par quartier [%] sur la ZI
perc_imperm_quartiers_IBSA = "Morpho07_1_2006"
in_feature = perc_imperm_quartiers_IBSA
clip_feature = ZI_delimitation
arcpy.Clip_analysis(in_feature, clip_feature, dir_facteurs_risques + "percimperm_clip_ZI")

## ajout d'un champ pour le calcul de la surface de chaque section de quartier découpée
## + compilation de la surface totale de ZI (attention, prise en compte uniquement de la su
file = "percimperm_clip_ZI"
surface_sections_ZI = []
arcpy.AddField_management(file, "area", "FLOAT")
with arcpy.da.UpdateCursor(file, ["SHAPE@AREA", "area"]) as cursor:
    for row in cursor:
        row[1] = row[0] / 1e6 # if spatial reference in meters, convert to km
        cursor.updateRow(row)
        surface_sections_ZI.append(row[1])

```

6

```

var_exp['surface'] = np.nansum(surface_sections_ZI[:])

# ajoute une variable qui évalue le pourcentage contributif de chaque section à la surface
arcpy.AddField_management(file, "perc_area", "FLOAT")
with arcpy.da.UpdateCursor(file, ["perc_area", "area"]) as cursor:
    for row in cursor:
        row[0] = row[1] / var_exp['surface'] # surface_section_i / surface_totale_ZI
        cursor.updateRow(row)

## calcul du pourcentage moyen d'imperméabilité de la ZI
table = "percimperm_clip_ZI"
densite_field = "value"
surface_field = "perc_area"
percimperm_sections_ZI = []
with arcpy.da.SearchCursor(table, [densite_field, surface_field]) as cursor:
    for row in cursor:
        if row[0] <= 0: # si pas de donnée, la densité population est -9999.9999 => on la met à nan
            percimperm_sections_ZI.append(float('nan'))
        else:
            percimperm_sections_ZI.append(row[0] * row[1]) # densité * perc_area_section

# totalise le calcul par section sur toute la ZI
var_exp['perc_imperm'] = np.nansum(percimperm_sections_ZI[:])

---
Ascien
---

# découpe les sections de Ascien présentes sur la ZI
Argile = "Formation d'Urse1-Asse"
in_feature = Argile
clip_feature = ZI_delimitation
arcpy.Clip_analysis(in_feature, clip_feature, dir_facteurs_risques + "argile_clip_ZI")

# évalue la somme des surfaces argileuses sur la ZI
file = "argile_clip_ZI"
surface_sections_ZI = []
with arcpy.da.SearchCursor(file, ["SHAPE@AREA"]) as cursor:
    for row in cursor:
        surface_sections_ZI.append(row[0]/1e6) # conversion m2 en km2

var_exp['surf_argile'] = np.nansum(surface_sections_ZI)
var_exp['surf_perm'] = var_exp['surface_ZI'] - var_exp['surf_argile']

---
Surface de cimetièrre dans la ZI
---

# découpe les sections de cimetièrres présentes sur la ZI
in_feature = "surfaces_cimetierres"
clip_feature = ZI_delimitation
arcpy.Clip_analysis(in_feature, clip_feature, dir_facteurs_risques + "argile_clip_ZI")

# évalue la somme des surfaces de cimetièrre sur la ZI
file = "argile_clip_ZI"
surface_sections_ZI = []
with arcpy.da.UpdateCursor(file, ["SHAPE@AREA"]) as cursor:
    for row in cursor:
        ##### row[0]? 10e5?
        surface_sections_ZI.append(row[0]/1e6) # conversion m2 en km2

```

7

```
var_exp['surf_cimetiere'] = np.nansum(surface_sections_ZI)
#
## ecriture de l'ensemble des var_exp stockés dans le fichier excel
for elt in sorted(var_exp):
    DB_var_exp_puits.write(str(var_exp[elt]))
    DB_var_exp_puits.write(';')
    DB_var_exp_puits.write('\n')
DB_var_exp_puits.close()
```

IX. Bibliographie

- Aquale, Développement Ecofox. 2015. "RÉALISATION D'UNE ÉTUDE HYDROGÉOLOGIQUE DE LA MASSE D'EAU SOUTERRAINE DU BRUXELLIEN Rapport final (phase II) " In.: IBGE - HYDROBRUX.
- Aquale, IRSNB et. 2012. "Projet HYDROLAND : Modélisation géologique en 3D de l'aquifère du Landénien (masse Br03) " In *Projet eau n°2012.410 – CSC 2012-02-ALI* Rapport final de la phase 1 de l'Institut Royal des Sciences Naturelles de Belgique (D.O. Terre et Histoire de la Vie) et d'Aquale sprl ECOFOX Développement
- Deboosere, P., Eggerickx, E., Van Hecke, B. et Wayens, B. . 2009. " Brussels studies – La population bruxelloise: un éclairage démographique. Note de Synthèse n°3. ." In.
- E. CHAUVEHEID, S. SCHOLDIS. 2017. "Surveillance de la qualité physico-chimique des eaux souterraines de la Région de Bruxelles–Capitale (CSC n° 2015B0372) - Analyse des résultats 2015-2016." In.: Vivaqua.
- Flandin, Jonathan. 2015. *Conception et gestion écologique des cimetières* (Natureparif).
- Gelhar, Lynn W., Claire Welty, and Kenneth R. Rehfeldt. 1992. 'A critical review of data on field-scale dispersion in aquifers', *Water Resources Research*, 28: 1955-74.
- H.G., Arnaud Farr &. 2017. 'Effondrement de voiries à Bruxelles: 1,5 milliard d'euros pour rénover les égouts', *La Libre*.
- J. Grath, A. Scheidleder, S. Uhlig, K. Weber, M. Kralik, T. Keimel, D. Gruber 2001. "Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC) - The EU Water Framework Directive: statistical aspects of the identification of groundwater pollution trends, and aggregation of monitoring results." In *Technical report n° 1*. Austrian Federal Ministry of Agriculture and Forestry, Environment and Water Management. European Commission (Grant Agreement Ref.: Subv 99/130794), in kind contributions by project partners. .
- Johannes GRATH, Rob WARD, Philippe QUEVAUVILLER 2007. "COMMON IMPLEMENTATION STRATEGY FOR THE WATER FRAMEWORK DIRECTIVE (2000/60/EC). Guidance on Groundwater Monitoring. Guidance Document No. 15. Technical Report - 002." In.: Federal Environment Agency (Austria), Environment Agency (United Kingdom), European Commission.
- Kevin De Bondt, Philippe Claeys. 2015. "Forgotten Connections of urban-water fluxes - Couple isotopic and cartographic approaches towards a sustainable urban-water management in the Brussels-Capital Region." In.: Vrije Universiteit Brussel, Earth hSystem Sciences (ESSc) - AMGC.
- Lee, Jin-Yong, Mi-Jung Choi, Yoon-Young Kim, and Kang-Kun Lee. 2005. 'Evaluation of hydrologic data obtained from a local groundwater monitoring network in a metropolitan city, Korea', *Hydrological Processes*, 19: 2525-37.
- Lerner, David N. 2002. 'Identifying and quantifying urban recharge: a review', *Hydrogeology Journal*, 10: 143-52.

- M Journée, C Tricot, K Verhumst, R Hamdi et D Dehem 2004. "Marché de services. Institut bruxellois pour la Gestion de l'Environnement. Cahier spécial des charges 2011-02-AL. « Réseau de pluviomètres : validation des données, répartition des précipitations et projet d'étude « changement climatique et ressources en eau » en Région bruxelloise » Rapport final. ." In.: Institut royal météorologique de Belgique.
- Meyus, Y., D. Adyns, S. T. Woldeamlak, O. Batelaan, and F. De Smedt. 2004. "Opbouw van een Vlaams Grondwatervoedingsmodel : Eindrapport. Technical Report 81pp." In.: AMINAL, afdeling Water.
- Muller, D. 2006. "D18: final proposal for a methodology to setup groundwater threshold values in Europe, BRIDGE: background criteria for the identification of Groundwater thresholds." In.:
- Petit S., Vanclooster M. 2014. "Évaluation de l'impact du Programme de Gestion Durable de l'Azote en Agriculture sur les profils de nitrate en zone non-saturée." In.: Convention Carottage - PGDA DGO3 (SPW), Earth and Life Institute, Université Catholique de Louvain.
- RTBF. 2010. "Bruxelles: un premier pas vers la rénovation des égouts " In.
- ULB-IGEAT. 2006. "Etude de l'évolution de l'imperméabilisation du sol en Région de Bruxelles-Capitale." In.: MRBC, AED/Direction de l'eau.
- Xue, Dongmei, Jorin Botte, Bernard De Baets, Frederik Accoe, Angelika Nestler, Philip Taylor, Oswald Van Cleemput, Michael Berglund, and Pascal Boeckx. 2009. 'Present limitations and future prospects of stable isotope methods for nitrate source identification in surface- and groundwater', *Water Research*, 43: 1159-70.