

UNIVERSITÉ D'ORLÉANS

ÉCOLE DOCTORALE
ENERGIE, MATERIAUX, SCIENCES DE LA TERRE ET DE L'UNIVERS

INSTITUT DES SCIENCES DE LA TERRE D'ORLÉANS

THÈSE présentée par :
Myriam DEDEWANOU

Soutenue le : **27 juin 2014**

pour obtenir le grade de : **Docteur de l'université d'Orléans**

Discipline: Analyse et modélisation

**Vulnérabilité spécifique des forages vis-à-vis
des phytosanitaires**
Modélisation analytique et
Application au Val d'Orléans

THÈSE dirigée par :

Stéphane BINET
Ary BRUAND

Maître de Conférences, Université d'Orléans
Professeur, Université d'Orléans

RAPPORTEURS :

Anne JOHANNET
Jacques MUDRY

Maître de Recherche, Ecole des Mines d'Alès
Professeur, Université de Franche-Comté

EXAMINATEURS:

Yves COQUET
Nicolas MASSEI
Hervé NOEL
Danièle VALDES-LAO

Professeur, Université d'Orléans, Président du jury
Professeur, Université de Rouen
Docteur, GEO-HYD
Maître de conférences, Université de Paris VI

Remerciements

Je tiens dans un premier temps à exprimer ma plus profonde gratitude et mes sincères remerciements à mon directeur de thèse, Ary Bruand, et à mes deux co-encadrants, Stéphane Binet et Hervé Noël, pour m'avoir donné l'opportunité de faire ce doctorat, m'avoir fait confiance et m'avoir soutenue tout au long de ce travail de recherche.

Je tiens une fois de plus à remercier Stéphane Binet pour son aide si précieuse et indispensable, ses idées et ses conseils et surtout pour sa sympathie à toute épreuve tout au long de ce travail.

Je remercie Daniel Pierre, Fondateur du bureau d'étude GEO-HYD (filiale d'Antéa Group depuis 2013) et Directeur Recherche et Développement - France de Antéa Group, qui m'a donné la possibilité, par l'intermédiaire d'une bourse CIFRE, d'intégrer sa structure pour réaliser ma thèse de doctorat. Par la même occasion, je remercie tous les salariés de GEO-HYD, entre autres, Leïla Desseaux et Hélène Coullon, qui m'ont soutenue durant toutes ces années.

J'aimerais adresser un remerciement particulier à Jean-Louis Rouet et Yves Coquet, professeurs renommés, pour leur disponibilité « scientifique » quand cela fut nécessaire.

Un grand merci à tous les partenaires du projet de recherche, Romain Talva de Footways, Mélanie Hovan de la Chambre d'Agriculture, Vincent Asselin agriculteur dans le Val d'Orléans, Matthias Loubat et tant d'autres personnes qui ont toujours répondu présents à mes questionnements scientifiques et techniques.

Je remercie également, Anaëlle Simonneau, Emmanuel Le Trong, Emmanuelle Joigneaux, Yoann Brossard, Patrick Albéric et tous les membres actifs du Laboratoire ISTO/CNRS pour leur disponibilité, leur gentillesse, leur soutien permanent.

Un grand merci à Emmanuel Chapron, pour sa « positive attitude » tout au long des années, des journées et des repas du midi. Un grand merci à Renata Zocatelli, notre Brésilienne nationale, et un grand merci à l'administration brésilienne qui a programmé un concours à la même période que ma rédaction de thèse, ce qui nous a permis de nous encourager et de passer des « nocturnes en duo » inoubliables dans les bureaux du laboratoire ISTO/CNRS.

Un immense remerciement à ma famille, mes amis proches (Aurélie, Cathy, Cyril, Anne, etc), ma famille Orléanaise (Piazza) et tous les autres amis que je ne pourrais citer tellement la liste est longue et toutes les personnes de mon entourage proche et éloigné qui m'ont encouragée dans cette aventure.

Merci Merci Merci à tous

Table des matières

INTRODUCTION

1 ETAT DE L'ART : PHYTOSANITAIRES, TRANSPORT ET VULNERABILITE DE LA RESSOURCE EN EAU SOUTERRAINE.....	4
1.1 PHYTOSANITAIRES DANS LES EAUX	4
1.1.1 Généralités	4
1.1.2 Réglementation associée	5
1.1.2.1 Maitrise des usages	5
1.1.2.2 Qualité de l'eau	5
1.1.3 Connaissances acquises du transport dans le milieu.....	7
1.1.3.1 Transformation des molécules phytosanitaires.....	7
1.1.3.2 Dynamique des phytosanitaires dans le milieu et dans le temps.....	9
1.1.4 Choix analytiques et leur cartographie.....	10
1.1.5 Discussion	13
1.2 TRANSPORT DE L'EAU ET DE PHYTOSANITAIRES DANS LE MILIEU SOUTERRAIN	14
1.2.1 Notions de base	14
1.2.1.1 Le milieu poreux.....	14
1.2.1.2 Concepts fondamentaux en hydraulique	16
1.2.2 Lois relatives au transport de l'eau	20
1.2.2.1 Transport de l'eau en milieu saturé : Loi de Darcy.....	20
1.2.2.2 Transport de l'eau en milieu non saturé : Loi de Richards	21
1.2.3 Lois relatives aux transports de substances dissoutes	22
1.2.3.1 Advection et dispersion hydrodynamique	22
1.2.3.2 Advection dispersion :	25
1.2.3.3 Paramètres adimensionnels	25
1.2.4 Traits caractéristiques des modèles hydrogéologiques.....	27
1.2.4.1 Modèle numérique	28
1.2.4.2 Modèle analytique	29
1.2.5 Techniques de résolution mathématique : Transport d'eau et de solutés	30
1.2.5.1 Modèle analytique	30
1.2.5.2 Distribution des temps de séjour	32
1.2.5.3 Modèle numérique (MODFLOW et HYDRUS).....	32
1.2.5.4 Outils de modélisation	34
1.2.6 Constats sur les pratiques d'utilisation des outils de modélisation	37
1.2.7 Avantages et inconvénients des modèles	38
1.3 VULNERABILITE DE LA RESSOURCE EN EAU SOUTERRAINE VIS-A-VIS DES PHYTOSANITAIRES	40
1.3.1 Concepts et méthodes.....	40
1.3.2 Vulnérabilité intrinsèque de la ressource	42

1.3.2.1	Principe des méthodes de pondération et d'indexation des critères	42
1.3.2.2	Critères de vulnérabilité.....	45
1.3.2.3	Choix du poids paramétrique des critères	49
1.3.2.4	Formulation mathématique et signification de l'indice.....	50
1.3.2.5	Echelle de travail et outils SIG.....	52
1.3.3	Vulnérabilité spécifique de la ressource.....	54
1.3.3.1	Enjeux supplémentaires : le polluant.....	55
1.3.3.2	Prise en compte des « points sources »	56
1.3.4	Vulnérabilité intrinsèque au captage	57
1.3.4.1	Modèle conceptuel développé par l'approche européenne COST Action 620 57	
1.3.4.2	La dynamique du milieu et aspect temporel	58
1.3.5	Vulnérabilité spécifique au captage	58
1.3.5.1	Approche quantitative et temporelle	58
1.3.5.2	Evaluation des plans d'action sur le territoire	61
1.3.6	Mise en relief des différentes méthodes	61
1.4	PROBLEMATIQUE DE LA THESE :	63
2	METHODOLOGIE ET VALIDATION THEORIQUE	66
2.1	VULNERABILITE INTRINSEQUE MULTICRITERES : GENERALITES.....	66
2.2	VULNERABILITE SPECIFIQUE AU FORAGE.....	67
2.3	MISE EN SOLUTION ET DECROISSANCE DES PHYTOSANITAIRES.....	67
2.3.1	Flux sous racinaire : Quantité de masse injectée (M_0) et ratio de masse infiltrée (a)	67
2.3.2	Taux de décroissance (δ).....	69
2.4	SOLUTION ANALYTIQUE RETENUE POUR L'ADVECTION/DISPERSION	69
2.4.1	Distribution des temps de séjour.....	70
2.4.2	Produit de convolution	71
2.5	MODELE CONCEPTUEL ET HYPOTHESES	71
2.6	PARAMETRES DU MODELE ET AUTOMATISATION DE LA PROCEDURE	75
2.6.1	Paramètres « initiaux »	75
2.6.2	Paramètres « calculés »	76
2.6.2.1	Temps de séjour moyen	77
2.6.2.2	Nombre de Péclet	78
2.6.3	Paramètres « équivalents »	78
2.6.3.1	Temps de séjour et vitesse de filtration « équivalents »	78
2.6.3.2	Nombre de Péclet « équivalent »	79
2.6.4	Automatisation de la procédure : Outil DARCI	79
2.7	DISTRIBUTION DES TEMPS DE SEJOURS AU FORAGE	81
2.7.1	Distribution des temps de séjour « équivalents » et convolution	81
2.7.2	Bilan de masse.....	81
2.7.3	Dilution et débit d'eau transitant au forage (Q).....	82
2.8	INDICE DE VULNERABILITE SPECIFIQUE : POURCENTAGE DE MASSE	82

2.8.1 Principe	82
2.8.2 Formulation de l'indice de vulnérabilité spécifique	83
2.9 VALIDATION EMPIRIQUE DE L'OUTIL DTS	85
2.9.1 Méthode de validation	85
2.9.1.1 Validation du modèle DTS avec HYDRUS 1D	86
2.9.1.2 Validation du modèle DTS avec MODFLOW/MT3DMS	91
2.10 BILAN DES TESTS	94
3 LE VAL D'ORLEANS ET SES CAPTAGES D'EAU POTABLE	96
3.1 ENJEUX ECONOMIQUES DES CAPTAGES DU VAL D'ORLEANS	96
3.2 LOCALISATION DES CAPTAGES DU VAL D'ORLEANS	96
3.2.1 Description du milieu physique	97
3.2.1.1 Géologie	97
3.2.1.2 Hydrogéologie	100
3.2.2 Echanges eaux superficielles et eaux souterraines	102
3.2.2.1 La Loire	102
3.2.2.2 Le Dhuy, le Loiret et le bras de Bou	103
3.3 ORIGINE DES EAUX DES CAPTAGES DU VAL	104
3.3.1 Système karstique	104
3.3.2 Bilan hydrologique	106
3.4 PRODUITS PHYTOSANITAIRES DANS LES EAUX DU VAL D'ORLEANS	108
3.4.1 Aperçu de la réglementation	108
3.4.1.1 Réglementation des usages	108
3.4.1.2 Réglementation aux captages	108
3.4.2 Bref historique des pressions agricoles	109
3.4.3 Qualité des eaux souterraines	110
3.4.3.1 Molécules détectées	111
3.4.3.2 Evolution des concentrations en herbicides	111
3.4.3.3 Propriétés physico-chimiques des phytosanitaires détectées aux captages 113	
3.4.3.4 Synthèse qualitative des eaux souterraines	114
3.4.4 Qualité des eaux de surface	117
3.4.4.1 La Loire	117
3.4.4.2 Le Dhuy	118
3.4.4.3 Synthèse qualitative des eaux de surface	119
3.4.5 Mise en parallèle de la qualité des eaux superficielles et des eaux souterraines du Val d'Orléans	119
4 VULNERABILITE INTRINSEQUE – VAL D'ORLEANS	123
4.1 CRITERES DE SELECTION	123
4.1.1 Critère n°1 : Coefficient de ruissellement	124
4.1.2 Critère n°2 : Drainage agricole	125
4.1.3 Critère n°3 : Sensibilité des sols à l'infiltration	126
4.1.4 Critère n°4 : Sensibilité hydrogéologique à l'infiltration	127

4.2	CARTE DE VULNERABILITE INTRINSEQUE DES EAUX SOUTERRAINES	132
5	UTILISATION DES PHYTOSANITAIRES ET FLUX SOUS RACINAIRES.....	135
5.1	RATIO DE MASSE QUI S'INFILTRE (A)	135
5.1.1	Informations bibliographiques.....	136
5.1.2	Observation in-situ de la dynamique d'infiltration de produits phytosanitaires : Objectifs et présentation du site d'étude.....	136
5.1.3	Résultats expérimentaux	141
5.1.4	Modélisation des transferts.....	145
5.2	COMPARAISON ENTRE LES METHODES.....	147
6	VULNERABILITE SPECIFIQUE AU FORAGE PAR LE CALCUL DE LA DTS ET CALIBRATION A L'AIDE DE L'ATRAZINE.....	151
6.1	ETAPE A : DISCRETISATION, FLUX ET POLLUANTS	151
6.1.1	Discretisation de la zone d'étude :	151
6.1.1.1	Surface de la maille (A) et Surface du bassin versant pollué.....	151
6.1.1.2	Discretisation temporelle.....	152
6.1.2	Débits (Q).....	152
6.1.3	Masses injectées (M_0)	154
6.1.4	Taux de décroissance (δ) et taux d'infiltration (a)	154
6.2	ETAPE B : PARAMETRES « INITIAUX »	155
6.2.1	Zone Non Saturée (ZNS).....	155
6.2.1.1	Epaisseur : L_1	159
6.2.1.2	Teneur en eau : θ	159
6.2.1.3	Coefficient de dispersivité longitudinale : α_L	160
6.2.1.4	Vitesses d'écoulement Vd_1	160
6.2.2	Zone saturée.	162
6.2.2.1	Vitesses d'écoulement: Vd_2	166
6.2.2.2	Longueur de flux : L_2	167
6.2.2.3	Porosité : n_e	167
6.2.2.4	Coefficient de dispersivité longitudinale : α_L	168
6.2.3	Synthèse des paramètres « initiaux » des couches ZNS et ZS.....	169
6.3	ETAPE C : PARAMETRES CALCULES ET « EQUIVALENTS »	170
6.3.1	Temps de séjour : t	170
6.3.2	Nombre de Péclet : Pe	172
6.3.3	Somme des temps de séjour : $\sum t$	174
6.3.4	Nombre de Péclet « équivalent » : $\langle Pe \rangle$	175
6.4	RESULTATS DE DTS ET TESTS PARAMETRIQUES	176
6.5	ETAPE D : CALIBRATION DU MODELE DTS.....	179
6.6	ETAPE E : CARTOGRAPHIE DU RISQUE ET INDICE DE VULNERABILITE SPECIFIQUE.....	182

7	VULNERABILITE SPECIFIQUE AU VAL D'ORLEANS VIS-A VIS DES PRATIQUES AGRICOLES DE 2010	185
7.1	METHODOLOGIE FOOTWAYS : LE DEVENIR DES PHYTOSANITAIRES DANS LES SOLS DU VAL D'ORLEANS	185
7.2	MODELE DTS - DISTRIBUTION DES TEMPS DE SEJOUR ET VULNERABILITE SPECIFIQUE : PRATIQUES AGRICOLES 2010.....	188
7.3	RETOUR SUR LA QUALITE DES EAUX AUX FORAGES ET VALIDATION DU MODELE	192
CONCLUSION		

Figures

Figure 1 : Etat chimique des eaux souterraines 2011 / Département du Loiret - Données 2007 à 2011 (Agence de l'eau Loire Bretagne 2013).....	11
Figure 2 : Altération des nappes d'eau souterraine par les pesticides 2011	12
Figure 3 : Volume Elémentaire Représentatif (VER) à l'aide de la porosité d'après Kutilek et Nielson, (1994) cité par Calvet, (2003)	15
Figure 4 : Distinction entre la zone non saturée et la zone saturée (Musy et Soutter, 1991) .	15
Figure 5 : Schématisation de la loi de conservation de la masse (R. Ben Hamouda, 2008)..	18
Figure 6 : Mécanisme de dispersion mécanique longitudinale à l'échelle microscopique.....	23
Figure 7 : Mécanisme de dispersion mécanique transversale (Fettre, 1999)	23
Figure 8 : Synthèse des essais de terrain mettant en relief la dispersivité observée selon l'échelle	24
Figure 9 : Répartition des types de transport (d'après Pfannkuch, 1962 et Perkins et Johnston, 1963).....	26
Figure 10 : Composantes d'un modèle hydrologique décrit par Singh (1995) d'après Beckers et Degreé (2010)	27
Figure 11 : Solution schématique de l'équation d'advection-dispersion dans une dimension et pour 3 temps différents. Les lignes en pointillé indiquent la concentration maximale du déplacement du nuage de soluté qui se déplace vers l'aval.	31
Figure 12 : Schéma du contexte du fonctionnement hydrologique régional (ex : karst de Normandie) avec les cavités verticales du karst d'introduction sous couverture (Dupont, 2011, modifié).....	45
Figure 13: Création de cartes de vulnérabilité de la ressource (et de la source) par combinaison des facteurs OCPK (modifié d'après Zwahlen, 2004)	47
Figure 14 : Carte de vulnérabilité intrinsèque des aquifères de la région Centre (valeur par commune), BRGM (2005)	51
Figure 15 : Relation entre l'échelle de représentation et la nature des objectifs (Landreau, 1996).....	52
Figure 16 : Exemple d'un ensemble de cartes assemblées dans l'outil SIG	53
Figure 17 : Facteur de pondération spécifique de la vulnérabilité (facteur S) dans le cadre d'une évaluation de la vulnérabilité intrinsèque-spécifique.....	54
Figure 18 : Processus physico-chimiques et biologiques des polluants organiques dans les sols (www.ecosociosystemes.fr - modifié)	55
Figure 19 : Relation qualitative entre les paramètres physiques et chimiques du sol et l'efficacité des processus d'atténuation : (-) peu ou pas de corrélation ; (+) corrélation significative ; (++) forte corrélation (modifié d'après COST Action 620 2004)	55
Figure 20 : Relation qualitative entre les paramètres physiques et chimiques du contaminant et l'efficacité des processus d'atténuation(-) peu ou pas de corrélation ; (+) corrélation significative ; (++) forte corrélation (modifié d'après COST Action 620 2004)	56
Figure 21 : Modèle OTC (Origine – Trajet – Cible) selon l'approche européenne	57
Figure 22 : a) Trois questions fondamentales en cas de contamination d'un bassin versant	59
Figure 23 : Déplacement dans le « cube de vulnérabilité » selon les principaux mécanismes	

hydro-dispersifs (advection, dispersion, atténuation physique, dilution) (tiré de Brouyère, 2001).....	60
Figure 24 : Schéma conceptuel des méthodes de vulnérabilité intrinsèques multicritères	66
Figure 25 : Schéma conceptuel – Distribution des temps de séjour au droit du forage d’eau potable suite à une injection pulsée en surface du bassin versant.....	72
Figure 26 : Schéma conceptuel de la méthode de vulnérabilité spécifique par le modèle DTS	73
Figure 27 : Schéma de principe de l’automatisation du calcul des paramètres équivalents pour l’élaboration de l’outil DARCI	80
Figure 28 : Schéma de principe : Estimation de l’indice de vulnérabilité spécifique au forage par la méthode des distributions des temps de séjour. La courbe bleue, représente une parcelle vulnérable, la courbe noire représente une parcelle à faible vulnérabilité.....	83
Figure 29 : Caractéristiques principales du profil en zone non saturée	87
Figure 30 : Résultat de validation Modèle DTS versus HYDRUS	88
Figure 31 : Résultat de validation Modèle DTS versus HYDRUS	89
Figure 32 : Caractéristiques principales de l’aquifère en zone saturée	91
Figure 33 : Résultat de validation Modèle DTS versus MODFLOW	92
Figure 34 : Résultat de validation Modèle DTS versus MODFLOW	93
Figure 35 : Plaine alluviale de la Loire	97
Figure 36 : Formations géologiques du Val d’Orléans (Modifié, d’après Martin et al., 2007) .	98
Figure 37 : Spatialisation des principales couches géologiques du Val (Auterives, 2011)	99
Figure 38 : Carte piézométrique de la nappe des alluvions en condition Hautes-eaux (1966)	100
Figure 39 : Carte piézométrique de la nappe des calcaires de Beauce en condition Hautes-eaux (Nov 1966).....	101
Figure 40 : Représentation en 3D de l’hydrogéologie du Val d’Orléans	101
Figure 41 : Histogramme des débits moyens mensuels de la Loire à Gien (K4180010), à Orléans (K4350010) de 2005 à 2011 (Banque Hydro) et à les sources Bouillon et Abime ..	103
Figure 42 : Carte des circulations karstiques du Val d’Orléans (Lepiller et al., 2006)	104
Figure 43 : Carte du réseau de drainage supposé retenue pour la modélisation ICERE.....	105
Figure 44 : Répartition des groupes de substances phytosanitaires dosées dans les captages du Val d’Orléans.....	110
Figure 45 : Evolution des produits phytosanitaires détectés aux captages du Val d’Orléans entre 1990 et 2013	112
Figure 46 : Sélection molécules présentes en Loire (Joigneaux, 2011)	117
Figure 47 : Molécules phytosanitaires détectées au Dhuy, (Joigneaux, 2011)	118
Figure 48 : Concentrations en produits phytosanitaires (µg/l) mesurés dans la Loire et la Source du Bouillon pendant la crue de novembre 2008 (Joigneaux, 2011).....	120
Figure 49 : Schéma conceptuel : méthode de vulnérabilité intrinsèque multicritère appliquée au Val d’Orléans : Sensibilité hydrogéologique à l’infiltration	123
Figure 50 : Carte des coefficients de ruissellement (Géo-Hyd, 2012)	125
Figure 51 : Carte du drainage agricole (Présence / absence) (Géo-Hyd, 2012).....	126

Figure 52 : Carte de sensibilité des sols à l'infiltration (Géo-Hyd, 2012)	127
Figure 53 : Présence des gouffres	128
Figure 54 : Présence de la couche imperméable des sables du Burdigalien	129
Figure 55 : Epaisseur de la zone non saturée	130
Figure 56 : Carte de sensibilité hydrogéologique à l'infiltration	131
Figure 57 : Carte de vulnérabilité intrinsèque des eaux souterraines à l'infiltration	133
Figure 58 : Localisation et caractéristiques pédologiques et géologiques du site expérimental	137
Figure 59 : Schématisation du réseau de drainage sur le site expérimental de Saint-Cyr-en-Val (45).....	138
Figure 60 : Droite de tarage – Siphon – Regard 1	139
Figure 61 : Chronique journalière des flux d'eau mesurés en sortie de parcelle drainée.....	141
Figure 62 : Mise en parallèle des concentrations en molécules phytosanitaires avec les débits moyens journaliers en sortie de drainage.....	143
Figure 63 : Courbe double cumul flux d'eau / flux de masse entre avril 2012 et octobre 2012	144
Figure 64 : Dynamique de corrélation entre les flux d'eau mesurés en sortie de parcelle et ceux calculés par le modèle Footways	146
Figure 65 : Discrétisation de la zone d'étude : Périmètre de Protection Eloignée des Captages du Val (croix noires).....	152
Figure 66 : Schéma des différents apports en eau du bassin versant des captages du Val d'Orléans.....	153
Figure 67 : Répartition des logs stratigraphiques des forages dans le Val d'Orléans	156
Figure 68: Profils « types » de la zone non saturée dans le Val d'Orléans.....	156
Figure 69 : Répartition spatiale des quatre profils types	157
Figure 70 : Polygones par famille de profils et positionnement des logs de forages	158
Figure 71 : Secteur modélisé du Val d'Orléans.	163
Figure 72 : Trois couches modélisées : Couche 1 : Alluvions de la Loire, Couche 2 : Sables et argiles du Burdigalien, Couches 3 : Calcaires de Beauce – Représentation sous MODFLOW	163
Figure 73 : Comparaison des valeurs observées et calculées – Nappe des alluvions de la Loire	165
Figure 74 : Comparaison des valeurs observées et calculées – Nappe des calcaires de Beauce.....	166
Figure 75 : Temps de séjour en Zone non Saturée (ZNS).....	170
Figure 76 : Temps de séjour dans les alluvions de la Loire.....	171
Figure 77 : Temps de séjour dans le Calcaire de Beauce	171
Figure 78 : Nombre de Péclet dans la Zone Non Saturée (ZNS)	172
Figure 79 : Nombre de Péclet dans les alluvions	173
Figure 80 : Nombre de Péclet dans le Calcaires de Beauce.....	173
Figure 81 : Somme des temps de séjour calculé pour l'ensemble des couches du système	

.....	174
Figure 82 : Nombre de Péclet équivalent à l'ensemble des couches du système	175
Figure 83 : Distribution des temps de séjour calculée d'après les paramètres équivalents .	178
Figure 84 : Surface parcellaire en Maïs d'après le RPG 2010	179
Figure 85 : Chimioigramme d'Atrazine au forage du Gouffre pour un débit moyen, $Q = 310.10^6 \text{ m}^3/\text{an}$	180
Figure 86 : Localisation des injections de masse d'Atrazine participant au dépassement du seuil de potabilité au forage du Val	182
Figure 87 : Types de sols dominants sur le Val d'Orléans, Footways 2013.....	186
Figure 88 : Cartes des cultures dominantes sur le Val d'Orléans, Footways 2013	187
Figure 89 : Sélection des 10 molécules à modéliser par le modèle DTS – Résultats issus de la modélisation Footways sur le Val d'Orléans, 2013	188
Figure 90 : Emplacement des sorties de flux selon les molécules sélectionnées.....	189
Figure 91 : Distribution des temps de séjour des substances modélisées. Abscisses : temps de séjour en mois (de 0 à 120 mois) ; ordonnées : fréquence de distribution (1/temps).....	190
Figure 92 : Chimioigrammes des 10 substances phytosanitaires obtenus par le modèle DTS	191
Figure 93 : Chimioigramme du Métazachlore m1 aux captages du Val d'Orléans	192
Figure 94 : Chimioigramme du Métazachlore m2 aux captages du Val d'Orléans	192
Figure 95 : Vulnérabilité spécifique au Métazachlore m2 pour l'injection à débit moyen entre 2002 et 2011	194

Tableaux

Tableau 1 : Fonctions de transfert des modèles à paramètres distribués d'après les travaux de synthèse de Baillieux (2012).....	30
Tableau 2 : Quelques méthodes de pondération et d'indexation des critères pour l'estimation de la vulnérabilité intrinsèque	44
Tableau 3: Paramètres initiaux et origines des données : Quatre paramètres par couches ..	75
Tableau 4 : Paramètres « calculés » utiles au modèle DTS	76
Tableau 5 : Paramètres utiles aux calculs du nombre de Péclet équivalent $\langle Pe \rangle$ dans le profil en zone non saturée – validation HYDRUS 1D	88
Tableau 6: Calcul du taux de variation entre le modèle DTS et HYDRUS	89
Tableau 7: Calcul du taux de variation entre le modèle DTS et HYDRUS	89
Tableau 8: Paramètres utiles aux calculs du nombre de Péclet équivalent $\langle Pe \rangle$ en zone saturée	92
Tableau 9: Calcul du taux de variation entre le modèle DTS et MODFLOW/MT3DMS	93
Tableau 10: Calcul du taux de variation entre le modèle DTS et MODFLOW/MT3DMS.....	93
Tableau 11 : Synthèse des bilans hydrologiques du système du Val d'Orléans – Modifié de Lelong et Jozja (2008).....	107
Tableau 12 : Molécules détectées dans les trois captages du Val d'Orléans entre 1992 et 2013.....	111
Tableau 13 : Principales propriétés physico-chimiques des substances phytosanitaires détectées aux captages du Val.....	113
Tableau 14 : Critères de sensibilité hydrogéologique à l'infiltration	127
Tableau 15 : Référence bibliographique - Gamme de pourcentages de restitution	136
Tableau 16 : Pratiques agricoles sur la parcelle drainée – ¹ Herbicide, ² Fongicide	140
Tableau 17 : Résultats d'analyses des molécules phytosanitaires des eaux de drainage – Site expérimental.....	142
Tableau 18 : Pourcentage de restitution - Résultats de modélisation Footways (2002 – 2012)	147
Tableau 19 : Comparaison et écarts des pourcentages de restitution mesurés et calculés.	147
Tableau 20 : Masses d'Atrazine injectées.....	154
Tableau 21 : Paramètres initiaux des couches ZNS et ZS utiles au modèle DTS	155
Tableau 22 : Epaisseur ZNS par profils L_1	159
Tableau 23 : Teneur en eau en ZNS	159
Tableau 24 : Coefficient de dispersivité longitudinale α_L en ZNS	160
Tableau 25 : Vitesse d'écoulement en Zone Non Saturée pour le modèle DTS	161
Tableau 26 : Paramètres initiaux de la modélisation	164
Tableau 27 : Paramètres finaux après calibration de la modélisation MODFLOW	165
Tableau 28 : Vitesse d'écoulement en Zone Saturée pour le modèle DTS.....	166
Tableau 29 : Longueur de flux en ZS L_2	167

Tableau 30 : Porosité en ZS	167
Tableau 31 : Coefficient de dispersivité longitudinale α_L en ZS.....	168
Tableau 32 : Paramètres des profils en Zone Non Saturée pour le modèle DTS	169
Tableau 33 : Paramètres des couches en Zone Saturée pour le modèle DTS.....	169
Tableau 34 : Test distribution des temps de séjour /	177
Tableau 35 : Résultats de calibration du modèle D.T.S.....	180
Tableau 36 : Résultat analytique des Métazachlore OXA et ESA dans les eaux souterraines Val d'Orléans Novembre 2013.....	193

Liste des abréviations

AAC	Aire d'alimentation de Captages
ADAREL	l'Association de Développement Agricole Région Est Loiret
AHP	Analyse Hiérarchique du Processus
BAC	Bassin d'Alimentation de Captage
BRGM	Bureau de Recherches Géologiques et Minières
BSS	Banque de données du Sous-Sol
COFRAC	Comité Français d'Accréditation
COST	Cartographie de la Vulnérabilité et du Risque pour la Protection des Aquifères Carbonatés
DARCI	Distribution Analysis of ResidenCe tmes
DCE	Directive Cadre Européenne
DDASS	Direction Départementales des Affaires Sanitaires et Sociales
DRASTIC	Depth (Profondeur de l'eau), Recharge, Aquifère, Sol, Topographie, Impact de la ZNS, Conductivité hydraulique
DTS	Distribution des Temps de Séjour
DUP	Déclaration d'Utilité Publique
ESA	Acide Sulfonique
EPIK	Epikarst, Protective cover, Infiltration condition, Karst network development
et al.	"et alli": et les autres
FAVA	Florida Aquifer Vulnerability Assessment
FST	Footprint Soil Types
GC/MS	Chromatographie en phase Gazeuse couplée à la Spectrométrie de Masse
GOD	Groundwater occurrence (G), Lithology of aquifer (O), Depth of groundwater (D)
GREPPES	Groupe Régional pour l'Etude de la Pollution par les Produits phytosanitaires des Eaux et des Sols en Région Centre
HPLC/MS/MS	Chromatographie en Phase Liquide Couplée à la Spectrométrie de Masse
ICERE	Impact des Changements Environnementaux sur la Ressource en Eau
IDPR	Indice de Développement et de Persistance des Réseaux
IGN	Institut Géographique National
ISSeP	Institut Scientifique de Service Public
LEMA	Loi sur l'eau et les Milieux Aquatiques
LR	Limite Réglementaire
LQ	Limite de Quantification

Métazachlore m1	Acide oxalique du Métazachlore
Métazachlore m2	Acide sulfonique du Métazachlore
MNT	Modèle Numérique de terrain
OIP	Organisme d'Intérêt Public
OXA	Acide Oxalique
PPE	Périmètre de Protection Eloignée
RISKE	Roche Infiltration Sol Karstification Epikarst
RPG	Registre Parcellaire Graphique
SAGE	Schéma d'Aménagement et de Gestion des Eaux
SDAGE	Schéma Directeur d'Aménagement et de Gestion des Eaux
SEQ-EAU	Système d'Evaluation de la Qualité de l'Eau
SFG	Sables Fins à Grossiers
SFG/ARG	Sable Fins à Grossiers et Argiles
SFG/CALC	Sable Fins à Grossiers et Calcaires
ARG/SFG	Argiles et Sable Fins à Grossiers
SIG	Système d'Information Géographique
SINTACS	Depth to groundwater (S), effective Infiltration according to the substratum and coverage (I), the self-purifying action of the Unsaturated (N), the Type of coverage (T), the hydrogeological features of the Aquifer (A), its hydraulic Conductivity (C), the acclivity and morphological features of the topographic Surface (S).
SOeS	Service de l'Observation et des Statistique
SPE	Extraction en Phase Solide
VER	Volume Elémentaire Représentatif
VULK	VULnérabilité et Karst
ZNS	Zone Non Saturée
ZS	Zone Saturée
ZSCE	Zone Soumises à Contraintes Environnementales

INTRODUCTION

L'eau souterraine est une ressource vulnérable au regard des pollutions diffuses ou ponctuelles généralement causées par les activités anthropiques. Afin de limiter les risques de dégradation de cette ressource et compte tenu des enjeux de maintien qualitatif de la ressource, de nombreuses actions ont été développées en réponse aux exigences issues de la directive cadre sur l'eau (DCE). Depuis plus de trente ans, ces actions ont permis la mise en place de méthodologies visant à établir la vulnérabilité de la ressource en eau, c'est-à-dire la sensibilité du sol à laisser s'infiltrer les eaux et les contaminants en solutions, vers les zones non saturées et saturées du sous-sol. Ainsi, la délimitation des périmètres de protection éloignées et rapprochées, l'estimation de la vulnérabilité intrinsèque et spécifique, la mise en place de mesures agro-environnementales, ont vu le jour afin de maîtriser au mieux la qualité de la ressource en eau de manière la plus pérenne possible, tout en permettant un développement socio-économique.

Les méthodes actuelles d'estimation de la vulnérabilité décrivent des indices qualitatifs (faible, moyen et fort), qui ne permettent pas d'évaluer quel sera le gain d'une politique agricole donnée sur la qualité de la ressource en eau. De plus, il existe peu de critères objectifs pour évaluer la qualité des cartes de vulnérabilités proposées par ces méthodes. Aujourd'hui seules les modélisations à base physique couplant hydrodynamique et hydrochimie permettent d'atteindre cet objectif reliant les causes à leurs effets. De nombreuses approches, provenant des sciences du sol existent déjà pour évaluer les flux d'eau sortant d'une parcelle, ruisselant ou s'infiltrant sous le système racinaire. Peu d'approche permettent de relier ces flux sous racinaires aux concentrations observées au forage. Les modèles hydrogéologiques couplés nécessitent énormément de données, et ne sont que rarement utilisés.

Au vu de ces dernières considérations, nous nous demandons s'il serait envisageable d'établir une méthodologie pour l'estimation d'une vulnérabilité spécifique au captage à partir des mêmes informations hydro-géo-morphologiques utilisées par des méthodologies existantes mais sans pour autant avoir à employer des outils de modélisation rapidement complexes à base physique ? Est ce que le lien entre les activités de surface et les concentrations observées au captage d'eau potable ne peut être examiné que par le biais d'outils de modélisation à base physique nécessitant une discrétisation ? Est-il concevable de développer une méthodologie d'estimation de la vulnérabilité spécifique au captage quel que soit le milieu considéré (alluvionnaire, karstique, fissuré) ?

Dans ce contexte, l'objectif de ce projet vise à mettre au point et valider une méthodologie semi-quantitative qui utiliserait les mêmes paramètres d'entrée que ceux employés par ces méthodes qualitatives, mais permettant, en plus, de renseigner quantitativement sur les risques de pollution, suite aux activités anthropiques de surface. L'idée étant de relier les notions spatiales de vulnérabilité aux méthodes de prédiction des chroniques de la qualité des eaux. Le travail réalisé se concentrera sur les écoulements souterrains, prenant comme conditions aux limites d'entrée les flux sous racinaires. De plus, l'approche spatiale permettrait de cibler les secteurs les plus vulnérables aux activités anthropiques contributrices de la pollution des eaux souterraines captées.

Ce sujet de thèse vise à étudier la vulnérabilité des captages du val d'Orléans. L'objectif est de pouvoir fournir aux gestionnaires de la ressource en eau des outils quantitatifs, simples d'implémentation permettant la production de scénarios sur les pratiques agricoles et leurs impacts sur la qualité de la ressource au captage. Ainsi, la démarche développée dans le cadre de ce projet de recherche consiste à compiler les données spatiales de vulnérabilité des aquifères pour estimer une distribution des temps de séjour au forage. Cette transformation relie les données spatiales aux variations temporelles de la qualité des eaux aux forages et permettra de réaliser des scénarios et de tester la validité des cartes de

vulnérabilité proposées. Cette approche a pour intention d'être exportable, quelles que soient les particularités hydrodynamiques de l'aquifère.

Pour développer une méthodologie permettant d'établir un lien entre les activités anthropiques de surface et les concentrations en phytosanitaires mesurées en aval hydraulique du lieu d'application, c'est-à-dire aux captages d'eau potable d'un bassin versant hydrogéologique, différents thèmes vont être abordés.

Le chapitre 1 présente le comportement des produits phytosanitaires en solution dans le milieu souterrain. Un aperçu de la réglementation en vigueur, en ce qui concerne l'utilisation et le suivi qualitatif des phytosanitaires dans les eaux souterraines, sera présenté. Les notions de base et les outils de modélisation utilisés pour décrire les flux de phytosanitaires dans le sous sol seront présentés. Enfin, les concepts et les méthodes d'estimation de la vulnérabilité de la ressource en eaux souterraines seront exposés et discutés. Ces trois grands thèmes vont ainsi permettre de nous guider vers les choix stratégiques pour la mise en œuvre d'une méthodologie spécifique afin d'évaluer la vulnérabilité des captages vis-à-vis des produits phytosanitaires.

Le chapitre 2 présente les concepts retenus et développe la méthodologie choisie pour relier la vulnérabilité spatiale et les variations temporelles de la qualité des eaux souterraines. Pour répondre à cette problématique, ce chapitre présente les fonctions de transferts et la notion de Distribution des Temps de Séjour (modèle DTS) qui permettent de modéliser les chroniques de concentrations. Une méthodologie de compilation des DTS à partir de données cartographiques sera proposée. Cette méthode sera testée à l'aide d'outils discrétisés, à partir des modèles numériques à bases physiques que sont HYDRUS, pour la Zone Non Saturée (ZNS) et MODFLOW, pour la Zone Saturée (ZS).

Le chapitre 3, présente le secteur d'étude où sera appliquée la méthodologie proposée d'estimation de la DTS. Les différentes caractéristiques hydrodynamiques qui définissent la zone d'étude seront présentées. Un intérêt particulier sera porté sur la qualité de la ressource en eau, au droit des captages d'eau potable du Val d'Orléans, et sur l'évolution qualitative de ces eaux, suivies depuis plusieurs décennies.

Le chapitre 4 établit les critères de vulnérabilité intrinsèque, propres à la zone d'étude du Bassin d'Alimentation des Captages du Val d'Orléans.

Le chapitre 5 discute des flux sous racinaire qui s'infiltrent et présente les résultats obtenus sur site (dynamique d'infiltration des phytosanitaires au travers d'une parcelle drainée) et par le biais d'une modélisation des flux à travers le sol. Ces observations permettent de discuter des masses qui s'infiltrent à travers le sol.

Le chapitre 6 reprend la démarche proposée pour transformer les critères de vulnérabilité du chapitre 4 en distribution des temps de séjour, utile à la prédiction de la qualité de l'eau au forage. Ce chapitre décrit, pas à pas, la paramétrisation nécessaire à l'établissement de la méthodologie. Une calibration du modèle et des tests paramétriques ont été réalisés à partir, (i) des intrants en Atrazine ayant eu lieu sur la zone d'étude entre 1960 et 2003, (ii) des chroniques de cette même molécule aux forages et (iii) des débits issus des bilans hydrologiques de la zone.

Enfin, le chapitre 7, présente une application du modèle DTS sur les pratiques phytosanitaires du Val d'Orléans de 2010. En se basant sur cette distribution des temps de séjour calibrés, et en s'appuyant sur un partenariat avec la société Footways¹ qui modélisent les flux de phytosanitaires dans l'eau sous les parcelles cultivées. Ce dernier chapitre évalue la vulnérabilité du forage au transfert de 10 molécules phytosanitaires. Les résultats du couplage du modèle Footways et de la DTS permettent de modéliser des chroniques des phytosanitaires et une carte de vulnérabilité spécifique.

¹ Application de l'outil de modélisation Footways pour l'estimation du transfert de flux en phytosanitaire à travers le sol

CHAPITRE 1

Etat de l'art :

Phytosanitaires, Transport

et

Vulnérabilité

de la ressource en eau souterraine

1 Etat de l'art : Phytosanitaires, Transport et Vulnérabilité de la ressource en eau souterraine

1.1 Phytosanitaires dans les eaux

1.1.1 Généralités

Les produits phytosanitaires ou pesticides sont, dans leur très grande majorité, des molécules organiques de synthèse élaborées par les industries chimiques pour améliorer le rendement des cultures agricoles. Ces substances permettent de lutter contre les organismes nuisibles aux cultures. Elles sont considérées comme des « micropolluants ». L'agriculture française en utilise près de cinq cents qui entrent dans la formulation d'environ 2 900 produits commercialisés (Selon les données de l'année 2011 de la banque nationale des ventes des distributeurs) (SOeS, 2013).

En France, 90 % des ventes sont donc destinées aux agriculteurs et les 10% restants sont utilisés pour l'entretien des jardins privés, des espaces verts, voiries ou réseaux ferrés (Miquel, 2003, d'après UIPP, 2000) (Blum, 2004). La France occupait en 2004, en quantité de substances vendues, le 3^{ème} rang mondial sur le marché des produits phytosanitaires et le premier rang européen (Balot et al., 2010).

Les produits phytosanitaires se subdivisent en trois principaux groupes de substances : les insecticides, les herbicides et les fongicides. L'élaboration pharmaceutique des produits phytosanitaires est en grande majorité réalisée en procédant au mélange des substances actives.

Les premiers traitements de cultures en produits phytosanitaires datent des années 1960. Leur utilisation importante a provoqué leur présence dans les différents milieux aquatiques continentaux : rivières, plans d'eau, eaux souterraines et dans les sédiments des eaux superficielles (SOeS, 2013). Depuis, les effets nocifs de ces substances sur la santé humaine et l'environnement ont été reconnus par les spécialistes (effets cancérogènes, baisse de la fertilité,...). D'après Guérin et al., (2003), les insecticides sont les plus nuisibles des trois groupes de substances phytosanitaires. Les herbicides seraient, quant à eux, les moins toxiques pour les mammifères. Pour ce qui est des fongicides, la large gamme de familles auxquels ils appartiennent leur confère des effets contrastés sur la santé humaine.

1.1.2 Réglementation associée

1.1.2.1 Maitrise des usages

En France, comme à l'étranger, des textes généraux ont été instaurés afin de garder compatible l'utilisation des produits phytosanitaires avec les objectifs de développement durable de la ressource.

Les principaux textes de loi qui encadrent l'utilisation des produits phytosanitaires sont les suivants :

1. La directive cadre européenne 2009/128/CE du 21/10/2009 ;
2. Le décret n°2011-1325 du 18 octobre 2011 ;
3. L'arrêté ministériel du 12 septembre 2006 ;
4. L'arrêté du 27 juin 2011 « lieux publics » ;
5. L'avis Glyphosate du 8 octobre 2004.

Ces documents législatifs concernent les utilisateurs de pesticides en zones agricoles et non agricoles. Ils permettent ainsi de gérer et d'améliorer la distribution, les conditions d'emploi, les restrictions et/ou le retrait de substances actives (ex : Atrazine, Diuron, Cyanazine, Simazine – en 2003).

Au niveau européen, l'utilisation durable des pesticides est l'une des sept stratégies du sixième programme d'action communautaire pour l'environnement 2002/2012. En France c'est le plan ministériel de réduction des risques liés aux pesticides (2006) et le Plan Ecophyto 2018 qui sont déployés. Ainsi, l'ambition nationale, à court terme, vise à réduire de 50% l'usage des pesticides d'ici 2018.

1.1.2.2 Qualité de l'eau

En matière de réglementation des pesticides dans les **eaux de consommation**, c'est le décret 2001-1220 du 20 décembre 2001 qui détermine les valeurs limites. En réalité, ce décret reprend les normes fixées dans le décret du 3 janvier 1989 directement issu de la directive européenne 80-777 du 15 juillet 1980. Cette directive a été modifiée par la directive 98/83 du 3 novembre 1988.

A l'exception de l'Aldrine, de la Dieldrine, de l'Heptachlore et de l'Epoxyde d'Heptachlore, la directive européenne 98/83 fixe les concentrations maximales admissibles à 0,1 µg/l pour chaque substance individualisée. La somme des substances détectées, ainsi que de leurs métabolites, doit être inférieure à 0,5 µg/l. Les métabolites correspondent aux produits de dégradation des molécules « parents » (matières actives).

En ce qui concerne les teneurs en pesticides dans les eaux souterraines (**eaux brutes**), la réglementation actuelle se réfère à la norme de la directive européenne 75/440 du 16 juillet 1975. Cette norme est relative à la qualité des eaux superficielles destinées à la production d'eau alimentaire. Seuls, le Parathion, l'HCH et la Dieldrine font l'objet de limites de qualité fixés à 1, 2 et 5 µg/l. Jusqu'à présent, et bien que des changements probables soient en cours, aucune limite réglementaire relative aux pesticides n'est édictée pour les eaux souterraines (eaux brutes).

Les conditions d'emploi des substances phytosanitaires évoluent au cours du temps et en fonction des avancées technologiques et des observations qualitatives des eaux continentales. Ainsi, après plus de 40 ans (1959-60 à 2003) d'utilisation intensive d'herbicides de la famille des Triazines (ex : Atrazine, Simazine), ces molécules ont été interdites d'usage, suite à l'observation de leur persistance dans les eaux continentales. La présence de leurs métabolites a également incité à cette décision. Le Carbofuran et d'autres molécules ont subi le même sort (interdiction du Oxadixyl en 2007).

Après 10 ans d'interdiction de l'Atrazine (herbicide essentiellement utilisé sur les cultures de maïs), un premier constat peut être fait : au niveau national et bien que les tendances en concentration d'Atrazine varient selon les régions, une diminution des teneurs est avérée. Néanmoins, l'augmentation dans les eaux de sa molécule de dégradation (Atrazine déséthyl) s'observe dans de nombreux secteurs.

Après l'arrêt de l'Atrazine, de nouvelles molécules ont été synthétisées et utilisées. Selon les critères physico-chimiques et environnementaux ainsi que selon les tests écotoxicologiques et toxicologiques, les molécules de substitution à l'Atrazine sont plus ou moins nocives. Seule la Mésotrione paraît intéressante à utiliser. Elle est moins toxique, moins mobile et s'applique en pré-levée et post-levée (Balot et al., 2010).

En comparant l'Atrazine avec ses sept molécules de substitution, il est constaté que ces molécules sont toutes plus solubles dans l'eau. Cela signifie que le risque de contamination des eaux superficielles et souterraines reste important. La plupart de ces molécules (exceptées la Mésotrione et la Sulcotrione) ont une plus forte tendance à se volatiliser (Balot et al., 2010).

En métropole, près de 4% des points de suivis réalisés dans les cours d'eau font état d'un dépassement avéré de norme (SOeS, 2011). Les cinq substances phytosanitaires retrouvées dans les cours d'eau sont l'Isoproturon, le 2,4 MCPA, l'Hexachlorocyclohexane, le Diuron et l'Alachlore. A noter que parmi ces cinq substances à l'origine de dépassements, les trois dernières de cette liste sont interdites d'utilisation.

1.1.3 Connaissances acquises du transport dans le milieu

La détermination de la concentration totale des éléments en solution ne suffit pas à fournir des informations sur la mobilité des substances et leurs impacts écologiques. Seule la connaissance sur les réactions chimiques et biochimiques qui impliquent ces espèces, peut fournir des informations sur leur toxicité, leur mobilité, etc. (Michalke, 2003). Le transport de substances dissoutes dans le milieu souterrain fait donc intervenir différents mécanismes tels que la solubilité, l'hydrolyse et les phénomènes d'adsorption par exemple. Ces mécanismes décrivent les formes chimiques que peuvent prendre les substances phytosanitaires en solution dans le sol et le milieu souterrain. Cette connaissance conduit à une meilleure compréhension des réactions dans le système. Ainsi, l'analyse des mécanismes de transformation des molécules devient un outil essentiel pour l'évaluation des risques de contaminations environnementales.

1.1.3.1 Transformation des molécules phytosanitaires

Il est possible de trouver le terme « spéciation » pour définir les formes chimiques que prennent les molécules dans les solutions aqueuses et les supports solides (minéraux). Les géochimistes et les spécialistes environnementaux ont souvent employé ce mot pour décrire les modifications qui ont lieu pendant le cycle des éléments. Par exemple, les changements qui surviennent entre le lessivage des éléments du sol et leur distribution dans le milieu aquatique. Néanmoins, ce terme est également utilisé pour d'autres processus. Afin d'éviter toute confusion dans le « guide pour les termes liés à la spéciation chimique et le fractionnement des éléments » (Templeton et al., 2000) recommandent l'utilisation du terme « transformation de l'espèce » dans le cas des descriptions des différentes formes chimiques que peuvent prendre les éléments en solution.

De nombreux ouvrages décrivent précisément les différents processus de transformation des molécules intervenant dans le milieu aqueux et les sols. Nous invitons les lecteurs souhaitant de plus amples informations sur ce thème à se diriger sur l'ouvrage complet de Calvet et al., (2005). Celui-ci est spécifique aux produits phytosanitaires. Ce livre expose les principales connaissances sur le devenir de ces substances dans les sols et les conséquences agronomiques et environnementales. Dans ce chapitre, les principaux phénomènes physico-chimiques de transformation, de dégradation et de rétention de substances vont être succinctement définis.

Ainsi, les principaux processus liés aux molécules phytosanitaires qui interviennent dans la transformation, la dégradation et la rétention des molécules sont :

- La solubilité dans l'eau (S_w) ;
- L'hydrolyse ;
- L'adsorption : Coefficient d'adsorption (K_{oc}) ;
- Le partage entre un solvant organique et une solution aqueuse : Coefficient de partage octanol/eau (K_{ow}) ;
- La cinétique de dégradation de la molécule : Durée de demi-vie ($DT50$).

La solubilité dans l'eau (S_w)

La solubilité d'une molécule phytosanitaire dans l'eau correspond à l'affinité de la substance active avec les molécules d'eau. La mise en solution d'une molécule phytosanitaire suppose une rupture d'association permettant une mise en association avec le solvant considéré, en l'occurrence l'eau.

La solubilité est caractéristique à chacune des molécules phytosanitaires. Elle dépend de la nature chimique de la molécule, de la température, du pH, de la composition de la solution, etc.

L'hydrolyse

L'hydrolyse est une des principales transformations chimiques abiotiques en solution. Elle est le résultat de la réaction d'une molécule d'eau avec une molécule organique. Il s'agit en réalité du remplacement d'un atome par un autre atome possédant une paire d'électrons libres (O de OH) qui se lie à l'atome électrophile, pauvre en électrons. Les facteurs qui influencent la vitesse de transformation de la molécule, par hydrolyse, sont : la composition ionique du milieu (pH et cations métalliques en solution), les absorbants et la température. L'hydrolyse se caractérise par des temps de demi-vie qui peuvent couvrir des domaines très larges, allant de 24 heures à plusieurs années. La durée de demi-vie la plus fréquente se situe entre 10 et 100 jours (Calvet et al., 2005).

L'adsorption : Coefficient d'adsorption (K_{oc})

Le coefficient d'adsorption est un paramètre qui décrit la rétention physico-chimique d'une substance à l'interface liquide/solide. Ce paramètre est à l'origine de l'immobilisation et de la mobilisation des substances phytosanitaires dans les sols et dans les eaux souterraines. C'est l'un des paramètres le plus fréquemment observé et le plus connu scientifiquement. En effet, il joue un rôle primordial dans les phénomènes de rétention et de libération des substances dans les différents compartiments qui composent le sol. Pour un système fluide solide, l'information expérimentale de base est l'isotherme d'adsorption qui représente, pour une température donnée, la variation de la quantité de substance adsorbée sur le solide en fonction de sa concentration à l'équilibre pour ce qui est de la phase liquide (Calvet et al., 2005). K_d est l'expression standardisée de K_{oc} .

Les deux isothermes d'adsorption les plus usités sont :

- La formulation de Langmuir,
- La formulation de Freundlich.

Le partage entre un solvant organique et une solution aqueuse : Coefficient de partage octanol/eau (K_{ow})

L'octanol est une molécule dite amphiphile ; une part de la molécule est hydrophobe et l'autre est hydrophile. Des interrelations avec les substances phytosanitaires peuvent donc être mises en évidence entre la partie hydrophobe et la partie hydrophile de la molécule.

La cinétique de dégradation de la molécule : Durée de demi-vie (DT_{50})

La durée de demi-vie est utilisée pour caractériser la cinétique de dégradation (persistance) de la substance phytosanitaire. Plus généralement, le temps écoulé depuis l'instant initial et la disparition de la moitié de la quantité de produits phytosanitaires apportés au milieu. La durée de demi-vie décrit la dissipation et, par opposition, la persistance de la molécule dans le système.

1.1.3.2 Dynamique des phytosanitaires dans le milieu et dans le temps

Calvet et al. (2005) soulignent qu'il existe très peu de travaux permettant de préciser le type de relations entre les classes de sols (constituants minéraux et organiques) et leur capacité à l'adsorption ou à la désorption des produits phytosanitaires. Ainsi, l'appréciation du devenir des pesticides reste délicate, malgré la connaissance des constituants du sol et du sous-sol. Néanmoins, d'autres auteurs (Barriuso et al., 1992), donnent quelques indications suite à une étude menée sur l'adsorption de trois herbicides (Atrazine, Terbutryne et 2,4-D) sur 55 sols d'origine variée. Cette étude montre que les regroupements de sols sont possibles dans la mesure où les mécanismes dominant d'adsorption de la substance phytosanitaire sont bien connus. Les résultats de leur recherche stipulent que :

- Tous les pesticides non anioniques sont adsorbés en grande quantité par les sols riches en matière organique,
- Les pesticides cationiques sont très adsorbés sur les sols fortement argileux et organiques (montmorillonite et vermiculite),
- Les pesticides anioniques sont très adsorbés par les sols riches en oxydes et hydroxydes métalliques.

Ainsi, ces auteurs montrent que l'Atrazine, dont le mécanisme dominant de l'adsorption est l'interaction polaire et hydrophobe, s'adsorbe plus facilement sur les sols riches en matière organique. Pour les pesticides non ionisés, le risque de transfert vers les eaux dépend de la solubilité dans l'eau, principalement par sa relation avec l'adsorption.

La sorption est corrélée avec la teneur en carbone organique dans les sols qui, généralement, décroît avec la profondeur. Certains travaux (Johnson et al., 1998), ont néanmoins montré que l'adsorption de l'Isoproturon a lieu sur les solides profonds (jusqu'à 9,9 m), même peu riches en carbone organique (moins de 0,3%). Ces mêmes auteurs mettent en évidence l'importance de la teneur en argile, oxyde de fer et manganèse, dans le processus d'adsorption de l'Atrazine.

En ce qui concerne la solubilité des produits phytosanitaires dans l'eau, elle est nettement supérieure à celles des polluants organiques tels que les Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques (HAP) et les PolyChloroBiphényles (PCB). En effet, alors que le domaine de solubilité des pesticides varie de 10^{-1} à 10^7 mg/l, ceux des HAP et PCB gravitent entre 10^{-3} et 10^{-11} mg/l (Calvet et al., 2005). Les produits de dégradation des molécules phytosanitaires « parents » sont, en règle générale, plus polaires et donc plus solubles dans l'eau. Certains auteurs considèrent que le risque potentiel de pollution des eaux souterraines devient appréciable pour $S_w > 30$ mg/l. (Cohen et al., 1984-cités par Rao et al., 1985 et Calvet et al., 2005).

D'autres facteurs physico-chimiques, tels que l'oxydo-réduction, ont également un rôle dans la régulation du transfert des produits phytosanitaires, depuis la surface du sol jusqu'aux captages. Certains résultats expérimentaux (Charnay et al., 2001), relatifs à l'incubation de l'Atrazine et de l'Isoproturon sur le sol, indiquent que les conditions d'oxydo-réduction ainsi que les conditions pédologiques influencent la rétention et la dégradation des pesticides. Ainsi, la dissipation de ces molécules via des phénomènes de biodégradation est d'autant plus rapide que les zones tampons sont oxydées. A contrario, des conditions réductrices du sol en place ralentissent le processus de dégradation de l'Atrazine et de l'Isoproturon. Des recherches ont aussi été menées sur la biodégradation des produits phytosanitaires dans les sols et les sous-sols. Almaric et al., (2003) attestent que la population microbienne diminue avec la profondeur ainsi, les produits phytosanitaires migrant au-delà de la zone racinaire sont plus difficilement métabolisables. Par ailleurs, d'autres auteurs (Dictor et Mouvet, 2001) ont regroupé, dans une synthèse bibliographique, des informations sur la présence d'une microflore active dans les horizons profonds qui est susceptible de dégrader plus lentement, mais de manière non négligeable, les molécules phytosanitaires.

D'après Almaric et al., (2003), les deux principaux processus qui interviennent au-delà de la zone racinaire sont la dégradation et les processus de sorption. La dégradation se rapporte au facteur de demi-vie de la molécule. Des essais, en laboratoire et in-situ, ont montré que le temps de demi-vie de l'Acétochlore (herbicide) est comparable dans des sols de surface et dans des sols profonds (Vaughan et al., 1999).

Au vu de la complexité physico-chimique de transformation des molécules phytosanitaires dans les sols et les eaux souterraines, des moyens de surveillance analytiques et cartographiques ont été mis en œuvre afin de pouvoir maîtriser raisonnablement la qualité de la ressource en eau souterraine.

1.1.4 Choix analytiques et leur cartographie

Conformément aux exigences de la Directive Cadre Européenne sur l'Eau (DCE), qui établit un cadre pour une politique communautaire dans le domaine de l'eau, les Etats membres doivent disposer, entre autres, d'un réseau de surveillance des états chimiques des masses d'eau souterraine. Le choix analytique s'effectue, en règle générale, en fonction des enjeux et de la valorisation des données. De plus, les choix analytiques et les suivis de contrôle se veulent compatibles avec les suivis de la réglementation en vigueur. La stratégie de lutte contre la pollution chimique des eaux se concentre autour de 33 substances (ou groupes de substances) considérées comme prioritaires au regard de la DCE. Le critère commun pour le choix des substances et leur analyse est la notion de « risque significatif pour les milieux aquatiques et la santé humaine ». Ainsi, les substances sont classées dangereuses lorsqu'elles cumulent des propriétés de persistance, de bioaccumulation et de toxicité à long terme (substances dites « PBT »).

Compte tenu de leur nocivité et de leur présence dans les eaux, les pesticides, avec les nitrates, sont les molécules les plus cartographiées dans le cadre de l'évaluation de la qualité des eaux souterraines. L'évaluation de la qualité peut se faire de manière ponctuelle ou sur un secteur prédéfini (masse d'eau).

De nos jours, la spatialisation de l'état qualitatif des eaux souterraines peut être effectuée de différentes manières, soit par le biais de l'étude sur l'état chimique (Directive Cadre sur l'Eau – DCE), soit par l'outil SEQ-Eaux souterraines (Système d'Evaluation des eaux souterraines) ou bien par une analyse statistique simple telles que des moyennes ou des fréquences de dépassement de normes.

En règle générale, l'étude sur l'**état chimique (DCE)** repose sur une comparaison entre une concentration moyenne calculée² et la valeur seuil définie par la réglementation en vigueur. L'unité géographique pour ce type d'évaluation est la masse d'eau souterraine. L'échelle du département est la plus petite dans le cadre de l'évaluation de l'état chimique des eaux souterraines (Figure 1). Le résultat de cette évaluation reste qualitatif et permet de définir l'état de l'eau souterraine comme « bon » ou « médiocre ». Des objectifs sur l'état chimique sont également définis selon les masses d'eau. Ils ont pour objectif une amélioration de la ressource pour 2015, 2021 ou 2027.

La Figure 1 présente, pour le département du Loiret, un exemple de cartographie des états chimiques en nitrates et pesticides, entre 2007 et 2011.

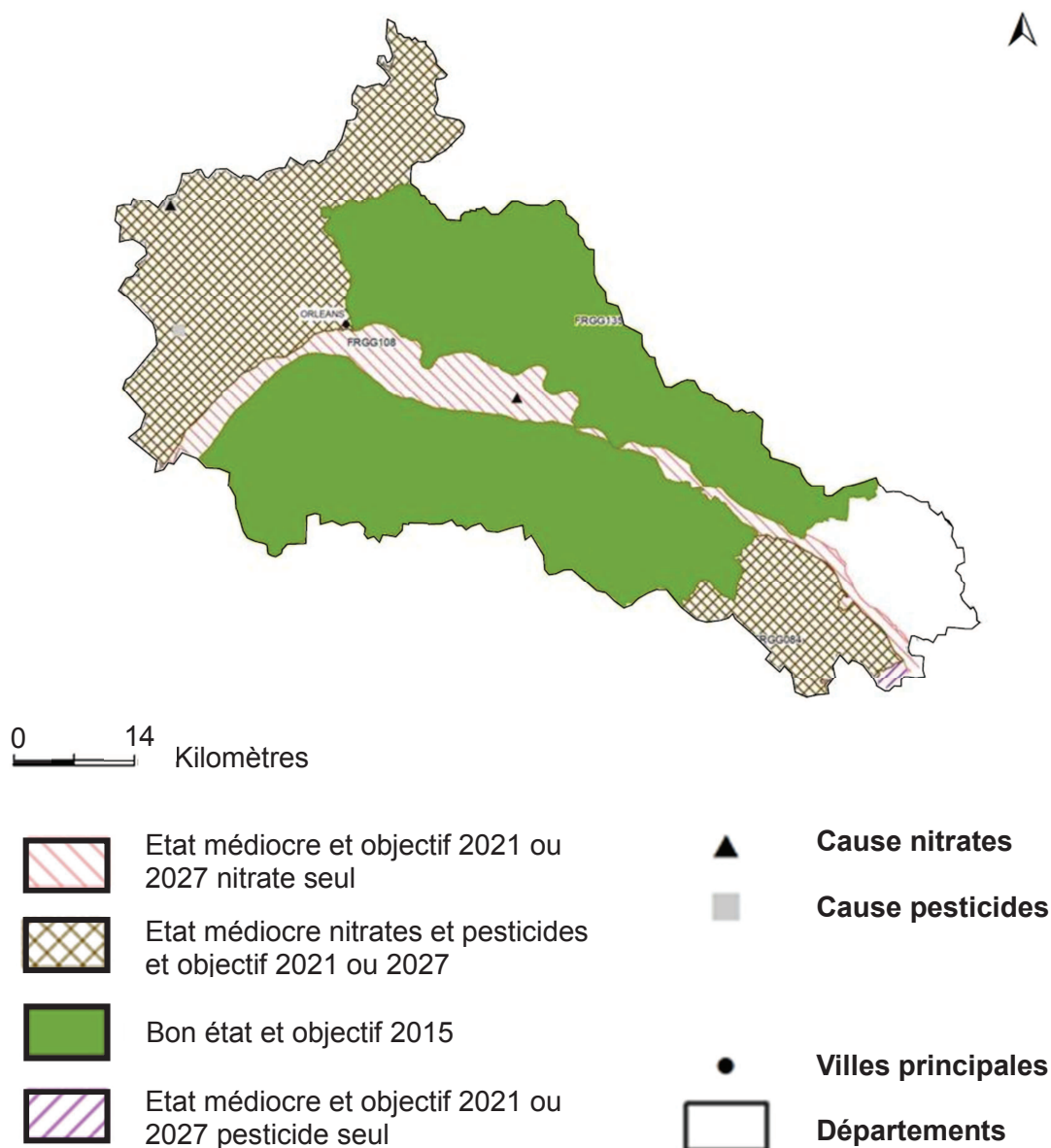


Figure 1 : Etat chimique des eaux souterraines 2011 / Département du Loiret - Données 2007 à 2011
(Agence de l'eau Loire Bretagne 2013)

² Sur une période considérée, calcul de la moyenne annuelle des concentrations issues des réseaux de surveillances.

La méthode **SEQ-Eaux souterraines** est celle qui est la plus utilisée dans le cadre des études BAC³. Cet outil permet d'évaluer simplement la qualité de l'eau par rapport à des usages de production d'eau potable, d'irrigation, etc., ou par rapport à des classes de qualité. Des indices de 0 à 100 sont définis par cinq classes de qualité matérialisées par une couleur. L'analyse s'effectue à partir des concentrations observées dans différents captages d'eau. Ces classes de qualité sont une combinaison entre les concentrations naturelles des paramètres et l'usage de l'eau.

L'état ponctuel de la qualité des eaux souterraines est ainsi obtenu en chaque point d'observation. La carte en Figure 2 indique, dans le bassin Loire Bretagne, l'altération des nappes d'eau souterraines par les pesticides, en 2011. On constate que la majorité des secteurs présente une qualité allant de « bonne » (verte) à « médiocre » (orange). Seules deux localités sont classées en « mauvaise » qualité. L'évaluation de la qualité des eaux souterraines peut-être réalisée aussi bien à l'échelle d'un bassin versant qu'à l'échelle nationale.

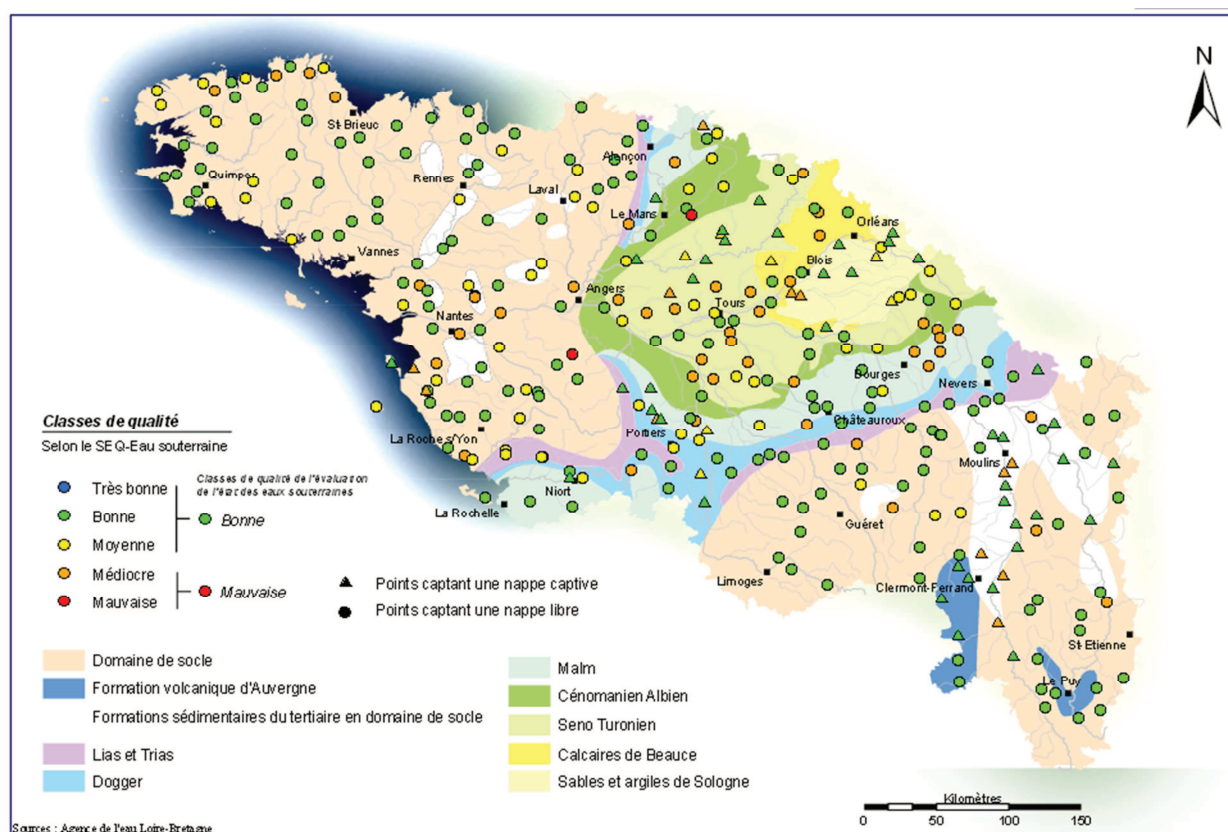


Figure 2 : Altération des nappes d'eau souterraine par les pesticides 2011
Evaluation classes de qualité SEQ-Eaux souterraine
Agence de l'eau Loire Bretagne

³ Bassin d'Alimentation de Captage

1.1.5 Discussion

Actuellement, les cartographies élaborées dans le cadre du suivi de la ressource en eau sont essentiellement des « états quantitatifs » qui concernent l'équilibre entre les prélèvements et les capacités de renouvellement de la ressource. Seules les concentrations en molécules y sont observées et comparées avec les réglementations en vigueur, ce qui correspond à l'« état chimique » de la ressource.

Les transformations des molécules phytosanitaires et les phénomènes d'atténuation, de dégradation, ainsi que les processus physico-chimiques, ne sont pas encore inclus dans les méthodologies de cartographies des nappes d'eau souterraines. En effet, ces cartographies sont une « photographie » de l'état chimique du milieu à un instant t ; elles n'ont donc pas pour vocation de renseigner sur l'évolution potentielle de la concentration de la substance au cours du temps.

Par ailleurs, nous verrons dans la suite du chapitre que d'autres outils cartographiques, tels que les méthodologies pour l'estimation de la vulnérabilité spécifique de la ressource, intègrent les phénomènes de transformations des molécules dans les étapes de traitement et de construction spatiale.

1.2 Transport de l'eau et de phytosanitaires dans le milieu souterrain

Parce que l'eau souterraine est le vecteur du transport de substances dissoutes dans le sous-sol, il est utile de présenter les lois fondamentales du transport de l'eau dans les sols qui relèvent de l'hydrodynamique en milieu poreux.

L'étude de la mécanique des fluides est une discipline scientifique et d'ingénierie qui a pour vocation de décrire le destin et le transport de masse dans un système. Pour l'étude de la qualité des eaux souterraines, il est nécessaire de connaître les mécanismes de transport d'eau et de substances dans les nappes souterraines. Ces mécanismes sont régis par de nombreux phénomènes dont les principaux sont connus comme étant : le transport par advection, la diffusion moléculaire et la dispersion hydrodynamique des substances dissoutes.

De nombreux outils informatiques, tels que les modèles numériques, ont été développés dans le but de reproduire l'écoulement de l'eau et le transport de substances dans le milieu souterrain.

Rappelons qu'un modèle mathématique est l'approximation d'une réalité complexe ; son utilisation a pour but de simplifier cette réalité de façon à ne représenter que les caractéristiques et processus essentiels liés aux problèmes considérés (Konikow et al., 2001). Quel que soit le milieu étudié, zone saturée ou zone non saturée⁴, les modèles appliquent les lois fondamentales de l'hydrodynamique. La plupart des modèles d'écoulement des eaux souterraines utilisent des approximations successives, de manière itérative, pour résoudre les équations. Cette technique permet de répéter le calcul afin d'atteindre une « pseudo » stabilité de la solution recherchée pour chacune des mailles du système.

Les progrès informatiques des trente dernières années, ont contribué au développement de nombreux modèles mathématiques pour l'étude du comportement de l'eau dans le sol et le sous-sol (ex : MACRO simule l'infiltration dans le sol, HYDRUS reproduit le transport eau/soluté en zone non saturée, MODFLOW calcule les écoulements en zone saturée). Ils ont tous leurs spécificités et leur domaine d'application. Néanmoins, quel que soit le modèle utilisé, ils demandent tous une paramétrisation importante, et nécessitent donc de pouvoir disposer d'un minimum de mesures d'observation afin de caler les résultats du modèle et les incertitudes liées à la modélisation.

1.2.1 Notions de base

1.2.1.1 Le milieu poreux

Un milieu poreux est un volume de sol contenant un certain pourcentage d'espaces vides (V_l) (pores) pouvant contenir de l'eau ou d'autres fluides, tel que l'air (V_g). Par définition, le milieu poreux est défini par la porosité géométrique (ϵ), qui correspond au rapport entre le volume des espaces vides et le volume occupé par le solide (équation 1) :

⁴ Le compartiment du sol (zone humique) est une partie intégrante de la zone non saturée

$$\varepsilon = \frac{V_l + V_g}{V_t} \quad \text{Équation 1}$$

Ces pores peuvent être reliés ou non entre eux et sont, en règle générale, dispersés de manière régulière ou aléatoire dans le volume de sol. Les paramètres hydrodynamiques, comme la porosité d'un milieu poreux varient selon l'échelle de définition. La Figure 3 montre que, pour un milieu poreux composé de phases solides et de pores de tailles variables, le Volume Élémentaire Représentatif (VER) correspond à une échelle théorique représentant un milieu homogène défini par la porosité moyenne de la porosité totale du milieu. Le concept de VER est utilisé dans la modélisation d'un système.

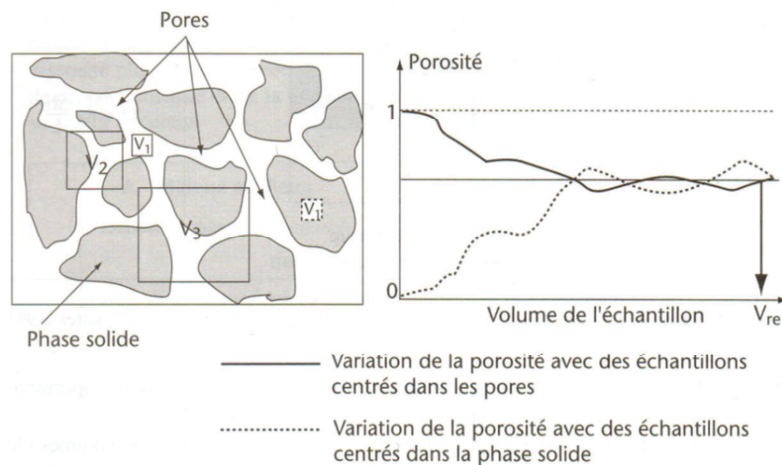


Figure 3 : Volume Élémentaire Représentatif (VER) à l'aide de la porosité d'après Kutilek et Nielson, (1994) cité par Calvet, (2003)

Le milieu poreux est ainsi composé de trois phases ; solide, liquide et gaz. Il est défini comme non saturé si l'ensemble des pores n'est pas entièrement rempli d'eau. A contrario, un milieu poreux totalement submergé par l'eau est un milieu saturé, composé uniquement de la phase solide et de la phase liquide ; c'est le cas des nappes d'eau souterraines (Figure 4).

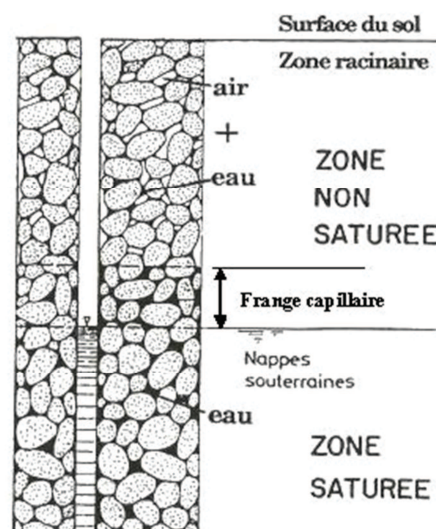


Figure 4 : Distinction entre la zone non saturée et la zone saturée (Musy et Soutter, 1991)

Lorsque le milieu poreux n'est pas entièrement rempli d'eau, on désigne par la teneur en eau la quantité d'eau contenue dans ce volume de roche.

Teneur en eau du milieu poreux

Cette propriété est évaluée par un rapport pondéral (ω) ou volumétrique (θ). Elle s'exprime comme le quotient entre la masse ou le volume d'eau et la masse de solide ou le volume total contenu dans le VER. Sa valeur varie de 0 (lorsque le sol est complètement sec) à la porosité à saturation du matériau considéré.

La teneur en eau pondérale est définie comme suit :

$$\omega = \frac{ml}{ms} \quad \text{Équation 2}$$

Où ml et ms sont respectivement le masse de l'eau et le masse du solide

La teneur en eau volumique est plus souvent définie comme un taux volumétrique (θ) (équation 3) :

$$\theta = \frac{Vl}{Vt} \quad \text{Équation 3}$$

Où, Vl et Vt sont respectivement le volume d'eau et le volume total du matériau.

Dans la pratique on désigne la teneur en eau résiduelle par θ_r et la teneur en eau à saturation par θ_s .

Degré de saturation du milieu poreux

Le degré de saturation ou le taux de saturation (S^0) est le rapport entre la teneur en eau volumique et la porosité géométrique.

$$S^0 = \frac{\theta}{\varepsilon} \quad \text{Équation 4}$$

$S^0 = 0$ correspond à un sol totalement sec, tandis $S^0 = 1$ représente un milieu saturé.

1.2.1.2 Concepts fondamentaux en hydraulique

L'hydrodynamique est une partie de la mécanique des fluides qui étudie les mouvements des particules de fluides soumises à un système de forces de pression. L'écoulement d'un fluide se caractérise par un champ de vitesses, par la pression et par certaines propriétés de ce fluide telles que la masse volumique et la viscosité. Deux types d'écoulements peuvent être mis en évidence : l'écoulement laminaire et l'écoulement turbulent. L'écoulement laminaire correspond à de faibles champs de vitesses qui induisent le parallélisme des filets d'écoulement. L'écoulement turbulent se caractérise par de grandes vitesses, le non-parallélisme et la non-linéarité des filets d'écoulement.

Les forces appliquées aux fluides situés à l'intérieur d'un volume sont diverses. On retrouve les forces de volume⁵, les forces de pression, les forces de viscosité ou de frottement et les forces d'inerties (accélération). Ainsi pour établir les équations du mouvement d'un fluide, il faut déterminer la relation existant entre les différentes forces qui agissent sur le volume de fluide.

⁵ Poids de l'élément du volume encaissant.

Energie potentielle de l'eau dans le sol

Le comportement dynamique de l'eau dans le sol s'étudie selon les principes généraux d'une quantification de l'état énergétique de la phase liquide dans le sol à un instant donné. Les différentes formulations de l'énergie de l'eau dans les sols ont été données par E. Buckingham avant d'être réajustées par l'Association Internationale de Science du Sol (Bolt, 1976).

L'état énergétique de l'eau dans le sol correspond à la somme de son énergie interne (échelle atomique donc, hors contexte dans notre cas de figure), de son énergie cinétique et de son énergie potentielle. L'énergie cinétique d'un corps ($1/2 mv^2$) est la conséquence de son mouvement. Dans les milieux poreux souterrains, les vitesses sont si faibles que cette énergie peut être négligée. L'énergie totale de l'eau dans le sol équivaut donc uniquement à l'énergie potentielle.

En 1976, Bolt a défini l'état standard de référence comme étant : une eau pure incompressible, soumise à la pression atmosphérique du lieu considéré, pour une température de 20°C, avec un niveau de référence pris comme la surface du sol ou celle d'une nappe phréatique.

En hydraulique des fluides, c'est l'énergie par unité de poids d'eau, symbolisée par $H = \Psi/\rho_w g$, avec Ψ , l'énergie potentielle hydrostatique (exprimé par unité de poids d'eau), ρ_w la masse volumique de l'eau pure et g , la force de gravité. La dimension de H est la longueur, en mètre. Pour un sol indéformable, exempt de sel et à l'échelle macroscopique, l'énergie potentielle de l'eau dans le sol est composée de deux potentiels : gravitaire et de pression qui lui-même est décomposé en composantes matricielle et hydrostatique.

1. Potentiel gravitaire : h_g

Ce terme correspond au travail nécessaire pour déplacer, de manière réversible, une quantité d'eau de l'état de référence z_0 jusqu'à une altitude z_{alt} dans le sol. Le potentiel gravitaire représente le déplacement dans le champ de pesanteur. En unité de charge hydraulique (poids), il s'exprime par :

$$h_g = z$$

$z = z_0 - z_{alt}$, c'est l'altitude du volume de sol considéré. Si le plan de référence est la surface du sol, ce potentiel est négatif dans le sol.

2. Potentiel de pression ou tensiométrique : h_p

Ce potentiel correspond à l'énergie nécessaire pour déplacer un volume élémentaire d'eau (de manière réversible) de l'état de référence, jusqu'à la pression de l'eau dans le volume de sol. En milieu saturé, h_p est positif du fait de la pression exercée par la colonne d'eau qui la surmonte, c'est la pression hydrostatique. En milieu non saturé, des forces de tension sont issues des trois phases en présence (solide, liquide et gaz) ; à ce stade, le potentiel matriciel intervient. Il correspond à la succion du sol provoquée par les phénomènes de capillarité et d'absorption/adsorption de l'eau sur les particules du sol.

Le potentiel total, (H) peut donc s'exprimer ainsi :

$$H = \frac{\Psi}{\rho g} = h_g + h_p$$

En simplifiant, on obtient :

$$H = z + h$$

H correspond à la charge hydraulique [L], ce terme a été introduit par Darcy en 1856 pour exprimer le potentiel de l'eau. Il correspond à la hauteur d'une colonne d'eau au repos.

La description de l'écoulement de l'eau et du transport de solutés, de la surface du sol à la nappe d'eau puis au captage, fait intervenir différentes équations d'écoulement selon le milieu qu'elle traverse : sol, zone non saturée et zone saturée. Le sol se différencie de la zone non saturée par la présence d'une quantité importante de matière organique. La phase gazeuse (air) est, quant à elle, présente dans ces deux milieux. La zone saturée est, comme son nom l'indique, uniquement composée d'une phase aqueuse et d'une phase solide (la roche encaissante).

Il convient de rappeler que les équations générales du transport d'eau et de solutés répondent aux deux lois fondamentales suivantes:

- La loi de conservation de la masse,
- La loi de conservation de la quantité de mouvement,

Loi de conservation de la masse (Equation de continuité)

Cette loi traduit l'égalité entre le flux entrant dans un élément de volume et le flux sortant du même élément de volume. La signification physique de cette loi exprime ainsi l'absence de perte de matière entre l'entrée et la sortie d'un élément de volume prédéfini. La variation de la masse de fluide dans l'élément de volume peut donc s'expliquer par un stockage ou une diminution du stock pendant une unité de temps.

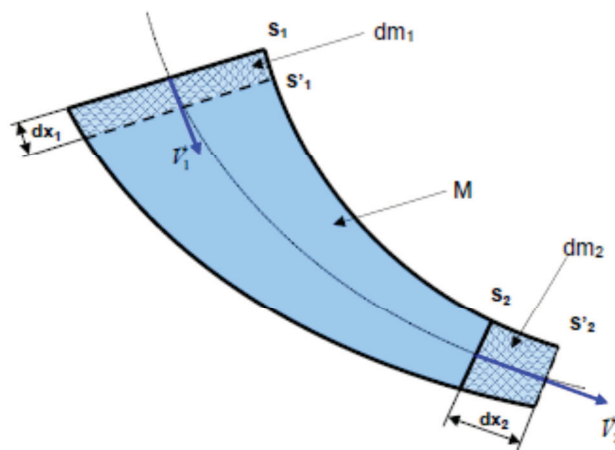


Figure 5 : Schématisation de la loi de conservation de la masse (R. Ben Hamouda, 2008)

Pour un écoulement permanent d'un fluide compressible de masse volumique ρ , la Figure 5 désigne par S_1 et S_2 , les sections d'entrée et de sortie du fluide à l'instant t , tandis que S'_1 et S'_2 représentent respectivement les sections de sortie à l'instant $t' = (t+dt)$. Les vitesses d'écoulement sont, quant à elles, représentées par les vecteurs vitesses, V_1 et V_2 , alors que dx_1 et dx_2 sont les déplacements pendant l'intervalle de temps dt . M , dm_1 et dm_2 sont les masses comprises entre les différentes sections du volume. Ainsi, à l'instant t , le fluide compris entre S_1 et S_2 a une masse égale à (dm_1+M) alors qu'à l'instant $t + dt$, le fluide compris entre S'_1 et S'_2 équivaut à $(M+dm_2)$.

Par conservation de la masse : $dm_1 + M = M + dm_2$ ou encore :

$$\rho_1 \cdot S_1 \cdot \frac{dx_1}{dt} = \rho_2 \cdot S_2 \cdot \frac{dx_2}{dt} \quad \text{Équation 5}$$

Les vitesses d'écoulement V_1 et V_2 varient selon la section d'entrée et de sortie du fluide pour maintenir constant le débit massique au travers de ces mêmes sections.

Loi de conservation de la quantité de mouvement

La quantité de mouvement est égale à la somme des forces agissant sur le fluide présent dans un élément de volume et qui s'ajoutent à la variation de la vitesse du fluide, par unité de temps. Dans le cas de l'écoulement des eaux souterraines, les forces mises en avant sont essentiellement les forces de pression issues d'un gradient de pression hydrostatique et la force due au champ gravitationnel.

Le théorème d'Euler est la résultante de l'application du théorème de la quantité de mouvement à l'écoulement d'un fluide :

$$\sum \vec{F}_{\text{ext}} = \frac{d\vec{p}}{dt} \quad \text{Équation 6}$$

La quantité de mouvement qui équivaut à : $\vec{P} = m\vec{V}$, avec m masse de fluide contenu dans l'élément de volume et $\vec{V}$ le gradient de vitesse de l'élément de volume de fluide.

1.2.2 Lois relatives au transport de l'eau

1.2.2.1 Transport de l'eau en milieu saturé : Loi de Darcy

Henry Darcy, en 1856, mit en place un dispositif qui prouva l'existence d'une relation linéaire entre la densité du flux Q [L^3/T] et le gradient de pression hydrostatique Δh [L].

La Loi de Darcy est une loi macroscopique qui repose sur l'existence d'une vitesse macroscopique d'écoulement, donnée par le rapport entre le débit [L^3/T] traversant une section droite de la colonne de sable A [L^2] de longueur z [L] avec une conductivité hydraulique K [L/T] et un gradient macroscopique Δh [L] de potentiel hydrostatique.

Le débit Q [L^3/T] traversant la colonne de sable (écoulement mono-directionnel) s'écrit :

$$Q = -\kappa A \frac{\Delta h}{z} = -\kappa A \frac{\partial H}{\partial z} \quad \text{Équation 7}$$

La *vitesse apparente* de l'écoulement, vitesse de Darcy ou vitesse de filtration q [L/T] est égale à la densité de flux suivante:

$$q = \frac{Q}{A} = -\kappa \frac{\Delta h}{z} \quad \text{Équation 8}$$

Tandis que la *vitesse moyenne réelle*, u [L/T] est obtenue en divisant la vitesse apparente par la porosité ε dans le cas d'un milieu saturé en eau et elle doit être divisée par la teneur en eau θ pour les milieux non saturés :

$$u_{\text{milieu saturé}} = \frac{q}{\varepsilon} \quad \text{Équation 9}$$

$$u_{\text{milieu non saturé}} = \frac{q}{\theta} \quad \text{Équation 10}$$

1.2.2.2 Transport de l'eau en milieu non saturé : Loi de Richards

En milieu non saturé, la conductivité hydraulique K est fonction de la teneur en eau θ du milieu ou de la succion h . La diminution de la conductivité est proportionnelle à celle de la teneur en eau. Cette relation est due au rétrécissement de la section d'écoulement et à l'augmentation de la tortuosité.

En terme de flux q [L/T], la loi de Darcy généralisée à la loi de Richards, selon la direction z de l'écoulement s'écrit :

$$q(z) = -K(\theta) \frac{\partial H}{\partial z} \quad \text{Équation 11}$$

En se référant à l'équation de continuité, le bilan de flux est égal à la variation de la teneur en eau du système considéré, soit :

$$\frac{\partial \theta}{\partial t} = - \frac{\partial q}{\partial z} \quad \text{Équation 12}$$

L'équation de l'écoulement en milieu non saturé découle ainsi de la combinaison de ces deux dernières équations :

$$\frac{\partial \theta}{\partial t} = \frac{\partial \left[K(\theta) \frac{\partial H}{\partial z} \right]}{\partial z} \quad \text{Équation 13}$$

Rappelons que H est le potentiel total : $H = z + h$. Dans un sol non saturé, la teneur en eau θ varie simultanément avec le potentiel de pression h . Ainsi:

$$\theta = f(h) \quad \text{Équation 14}$$

Cette relation correspond à la courbe dénommée « courbe caractéristique » d'humidité du sol ou « courbe de rétention hydrique ».

$\frac{\partial \theta}{\partial t}$, décrit les variations locales de la teneur en eau, en fonction du temps, lors de drainages ou d'infiltrations. Cette équation est fortement non linéaire. L'écoulement en milieu non saturé dépend donc de la conductivité hydraulique, fonction de la teneur en eau $K(\theta)$ et de la courbe de rétention hydrique.

1.2.3 Lois relatives aux transports de substances dissoutes

1.2.3.1 Advection et dispersion hydrodynamique

Advection

L'advection correspond au flux de substances dissoutes entraînées par un écoulement de fluide. Ce terme implique donc le transport de matières présentes dans l'eau souterraine en mouvement. Le mouvement général de l'eau dans le sous-sol est décrit par la vitesse moyenne de Darcy (u).

En une dimension (x), le flux advectif d'une substance en solution $J_{advectif}$ [$M/L^2/T$] dans l'eau s'écrit :

$$J_{advectif} = u C \quad \text{Équation 15}$$

Avec C , la concentration du soluté dans la phase liquide et u , la vitesse moyenne de Darcy dans les pores dans la direction d'écoulement x .

La dispersion hydrodynamique

La dispersion hydrodynamique intervient dans le transfert de substances dissoutes, c'est en réalité la somme de deux processus :

- La diffusion moléculaire,
- La dispersion mécanique

Diffusion moléculaire

Ce terme correspond à l'agitation moléculaire thermique aléatoire de n'importe quelle espèce chimique. Ce déplacement dépend des champs de forces qui s'exercent sur les espèces chimiques en solution. C'est le mouvement Brownien (description mathématique du mouvement aléatoire) qui déplace les particules de solutés des zones les plus concentrées vers les moins concentrées pour, *in fine*, atteindre un état d'équilibre de la distribution des particules en solution dans le milieu poreux.

La loi mathématique permettant de prédire, à l'échelle microscopique pour un milieu homogène et isotherme, le transport par diffusion moléculaire – flux diffusif – (J_{diffx}), est exprimée par la loi de Fick :

$$J_{diffx} = - D_o \left(\frac{\partial C}{\partial x} \right) \quad \text{Équation 16}$$

D_o , le coefficient de diffusion moléculaire, en [L^2/T], est une constante spécifique à une molécule. Pour des solutés en solution dans l'eau, sa valeur varie généralement de 10^{-9} à 10^{-11} m^2/s .

$\frac{\partial C}{\partial x}$ est le gradient de concentration dans la direction x .

Il est important de noter que le flux diffusif est un vecteur dans les trois directions de l'espace.

A l'échelle macroscopique, le coefficient de diffusion moléculaire D_o doit être pondéré par la gêne au déplacement moléculaire, occasionnée par la tortuosité du milieu T . Ce paramètre correspond au rapport entre la distance qui serait parcourue en ligne droite (chemin apparent) et la distance réelle parcourue à travers les pores par une particule de soluté. La diffusion moléculaire effective D_o^* est égale à :

$$D_o^* = D_o \times T$$

Équation 17

En milieu poreux souterrain, le processus de diffusion moléculaire est important lorsque les vitesses d'écoulement sont faibles (exemple zones argileuses).

Dispersion mécanique

La dispersion mécanique, à l'échelle d'un pore (macroscopique), est un phénomène de mélange engendré par l'hétérogénéité du milieu poreux. Cette hétérogénéité de l'espace poral induit des vitesses d'écoulement et de transport non linéaires. La dispersion mécanique longitudinale résulte de trois principales caractéristiques du milieu poreux qui sont : la taille des pores, la tortuosité et le frottement dans les pores (cf Figure 6).

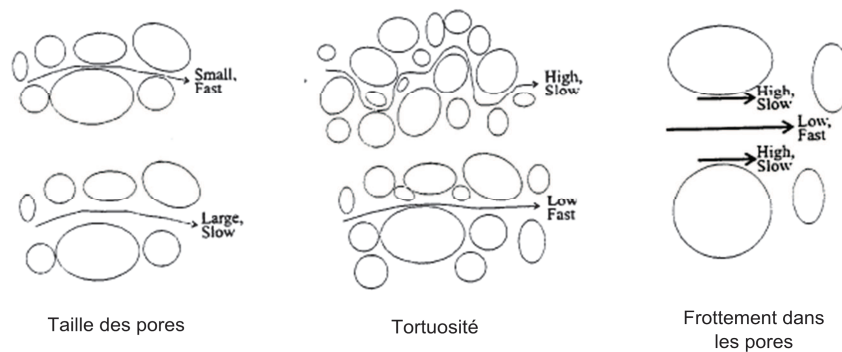


Figure 6 : Mécanisme de dispersion mécanique longitudinale à l'échelle microscopique (Wiedemeier, 1995)

Un flux perpendiculaire à la direction d'écoulement est connu sous le nom de dispersion mécanique transversale, comme l'illustre la Figure 7 :



Figure 7 : Mécanisme de dispersion mécanique transversale (Fettre, 1999)

La dispersion mécanique se définit à partir des coefficients de dispersivité longitudinale et transversale, α_L et α_T [L] (paramètre intrinsèque du milieu) et u , la vitesse moyenne de Darcy [L/T], soit :

$$D'_L = \alpha_L u$$

Équation 18

$$D'_T = \alpha_T u$$

Équation 19

La valeur du coefficient de dispersivité longitudinale est fortement dépendante de l'échelle considérée. De nombreuses expériences en laboratoire (colonne d'eau) ou in-situ (essai de traçage) attestent que ce coefficient est d'autant plus élevé que l'échelle de distance est grande. Gelhar et al., (1992) ont recensé plus d'une cinquantaine d'essais de terrain mettant en évidence ce lien avéré entre la valeur de la dispersivité et l'échelle, quelque soit l'aquifère considéré (Figure 8).

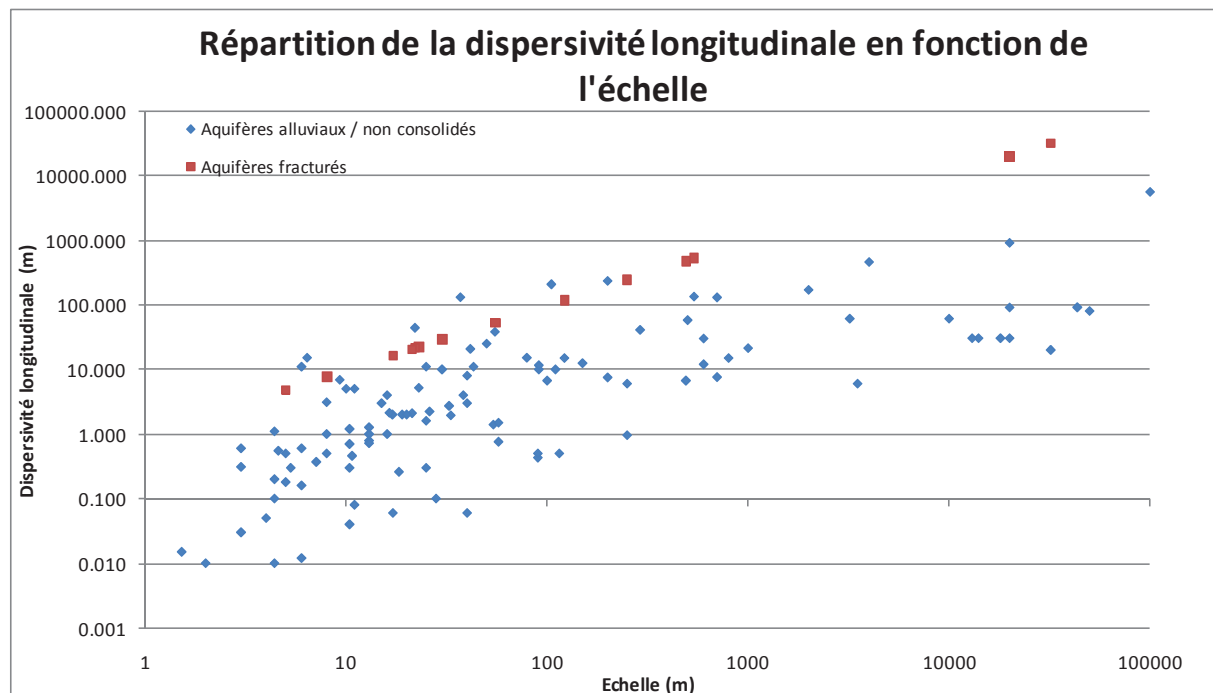


Figure 8 : Synthèse des essais de terrain mettant en relief la dispersivité observée selon l'échelle (Gelhar et al., 1992)

La dispersion hydrodynamique ou dispersion effective s'écrit donc comme suit :

$$D_L = D'_L + D_o^*$$

Équation 20

$$D_T = D'_T + D_o^*$$

Équation 21

D_L et D_T , en [L²/T], correspondent respectivement à la dispersion hydrodynamique longitudinale et transversale

La densité de **flux de dispersion hydrodynamique** (J_{Disp_x}) est également proportionnelle au gradient de concentration, elle s'écrit sous la même forme que la loi de Fick :

$$J_{disp_x} = - D_L \left(\frac{\partial C}{\partial x} \right)$$

Équation 22

1.2.3.2 Advection dispersion :

Ainsi en hydrogéologie, c'est l'équation d'advection-dispersion qui est la plus communément utilisée :

$$\frac{\partial C}{\partial t} = D_L \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - u \frac{\partial C}{\partial x} \quad \text{Équation 23}$$

Avec C , concentration du soluté dans la phase liquide, t le temps, D_L la dispersion hydrodynamique, u la vitesse de filtration et x la direction d'écoulement.

Cette équation représente la distribution spatiale et temporelle du soluté dans le milieu homogène. Les termes réactifs liés à la transformation chimique ne sont pas considérés dans cette expression mathématique.

1.2.3.3 Paramètres adimensionnels

En mécanique des fluides, la manipulation des « nombres adimensionnels » appelés également « rapports de similitude », est couramment utilisée afin d'interpréter physiquement les équations de mouvement et de comparer des expériences réalisées dans des conditions différentes. Dans le cas de l'équation d'advection-dispersion, le nombre adimensionnel dont il est question est le nombre de Péclet (Pe). En règle générale, ce nombre est défini comme suit :

$$Pe = \frac{uL}{D} \quad \text{Équation 24}$$

Avec u , la vitesse de Darcy [L/T], L , la longueur du milieu considéré [L] et D , est la diffusion moléculaire (m²/s).

Ce nombre permet d'évaluer l'effet respectif de l'advection et de la diffusion. Pfannkuch (1962) a défini quatre classes d'écoulement selon les caractéristiques du milieu et de l'écoulement (Figure 9). L'ordonnée correspond à la grandeur relative de la dispersion longitudinale D_L devant la diffusion moléculaire, noté D_m sur le schéma. L'abscisse représente le nombre de Péclet, à l'échelle du pore (avec d , le diamètre moyen des grains). Pour des $Pe < 10^{-2}$ (classe 1) le régime d'écoulement est dominé par la diffusion moléculaire. Au-delà de $Pe = 10^{-2}$, la dispersion mécanique devient progressivement prépondérante (classe 2, 3 et 4) en fonction de Pe . Perkins et Johnston (1963) montrent que la dispersion transversale D_T suit le même schéma mais avec des valeurs 10% plus faibles que celles de D_L .

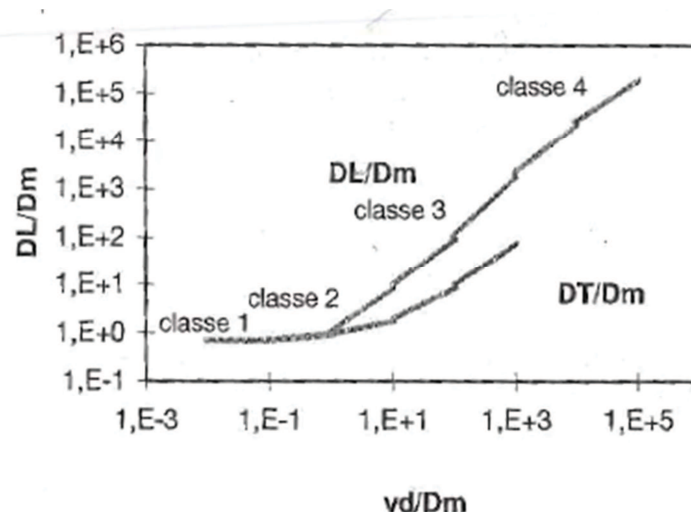


Figure 9 : Répartition des types de transport (d'après Pfannkuch, 1962 et Perkins et Johnston, 1963)

Bear (1972) indique, pour les classes 3 et 4 ($Pe > 1$) lors d'un écoulement en 1D, que la diffusion moléculaire peut être négligée et que le coefficient de dispersion hydrodynamique peut être déterminé de la sorte :

$$D \cong \alpha u \quad \text{Équation 25}$$

Avec α [L] et u , la vitesse moyenne de Darcy [L/T],

On peut également rajouter que lorsque $Pe \gg 1$, l'advection l'emporte sur la diffusion.

Ce sont l'ensemble de ces notions d'hydraulique des fluides et de lois fondamentales d'écoulement de l'eau et de transport de solutés, dans les milieux poreux non saturés et saturés, qui sont déployées dans les différents outils de modélisation. Ainsi, à partir d'hypothèses de départ et de données hydrodynamiques caractéristiques de la zone d'étude, l'implémentation de modèles hydrogéologiques a pour objectif de reproduire l'allure des écoulements prédominants qui s'opèrent dans les milieux souterrains. Le chapitre suivant tend à présenter les traits caractéristiques de ces différents modèles et à discuter de leur application.

1.2.4 Traits caractéristiques des modèles hydrogéologiques

Les modèles hydrogéologiques sont des modèles mathématiques d'écoulement qui ont pour principes de base de reproduire les mécanismes majeurs en termes de transport de masse d'eau et/ou de solutés, dans un milieu poreux considéré. Ce sont les équations de base, issues de la mécanique des fluides (cf chapitre précédent), qui sont utilisées dans ce cadre. La classification des modèles hydrologiques, proposée par Singh (1995), peut être généralisée pour les modèles hydrogéologiques.

La Figure 10, présente les 5 composantes principales d'un modèle : les flux et/ou les caractéristiques hydrodynamiques du milieu sont les premiers éléments à renseigner pour définir les processus et les caractéristiques du système ; en général, le système est le bassin versant correspondant à une convergence de flux. S'ajoutent ensuite : le choix des équations, la définition des conditions aux limites et la sélection des données d'entrée qui déterminent l'état du système. L'objectif est d'utiliser des données issues du terrain étudié et de tester les hypothèses par rapport aux résultats du modèle et aux valeurs observées in-situ.

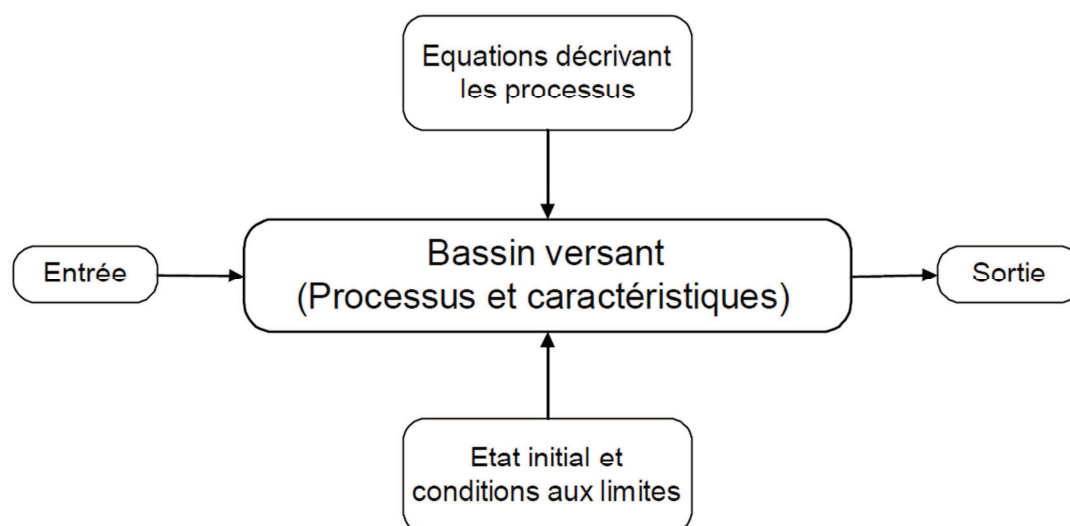


Figure 10 : Composantes d'un modèle hydrologique décrit par Singh (1995) d'après Beckers et Degré (2010)

Ainsi, les outils de modélisation peuvent être classés différemment selon :

- leur type d'utilisation,
- leur type d'approche des processus (représentation des écoulements),
- leur discrétisation spatio-temporelle.

Walliser (1977), a proposé de différencier les modèles en quatre types d'utilisation, en lien avec les objectifs recherchés :

- modèles cognitifs (acquisition de nouvelles connaissances),
- modèles prévisionnels,
- modèles décisionnels,
- modèles normatifs.

Les modèles mathématiques se construisent à partir d'un modèle conceptuel qui s'appuie sur des hypothèses simplificatrices préalablement définies. Les hypothèses sur le mode de fonctionnement d'un système ou d'un processus diffèrent selon le type de modèle.

La classification des modèles selon l'approche des processus hydrogéologiques est liée aux phénomènes physiques (Singh, 1995) :

- modèles déterministes (analytiques ou numériques),
- modèles stochastiques,

Les modèles mathématiques déterministes se basent sur le principe de causalité liant, par une relation unique, la cause et les résultats (Dassargues, 1991). L'expression de ces phénomènes se traduit par des équations à base physique ou par une simplification des équations physiques. Les modèles ont pour vocation première de déterminer le comportement hydrodynamique et hydrochimique du système.

L'approche empirique, appelé également « Boîte noire », est une approche globale qui ne nécessite pas de connaître la structure physique du milieu étudié. La configuration de ces modèles « Boîte noire » met en relation, par le biais d'un opérateur, des données d'entrées et des données de sortie, en général des débits. Cette approche permet, par exemple, de répondre à la simulation du débit à l'exutoire d'un bassin versant (Ledoux, 2003).

1.2.4.1 **Modèle numérique**

Les modèles numériques portent notamment sur les options de simulation en termes de discrétisation spatiale et temporelle.

Discrétisation spatiale

Ce sont des modèles dits « distribués », à base physique. Ils prennent en compte la variabilité spatiale des paramètres. Pour cela, le périmètre d'étude est découpé en mailles carrées ou triangulaires, selon la méthode de résolution, par différences finies ou éléments finis. Ces mailles sont représentatives d'un Volume Élémentaire Représentatif (VER). Ce VER est considéré comme un espace où les paramètres du modèle sont homogènes. Les modèles distribués se basent sur des lois d'écoulement qui utilisent des paramètres hydrogéologiques tels que la conductivité hydraulique, la porosité, la transmissivité, etc. Le calcul est réalisé en résolvant les équations différentielles pour chacune des mailles du modèle. Les sollicitations extérieures et les conditions aux limites sont imposées. Cette méthode fournit des informations détaillées mais nécessite néanmoins un effort de calcul important et des données de paramétrisation précises et diversifiées.

Discrétisation temporelle

La discrétisation temporelle des modèles hydrogéologiques intervient lors de la modélisation en régime transitoire, c'est-à-dire, lorsque le régime d'évolution d'une nappe d'eau varie au cours du temps. L'objectif est d'observer les réactions temporelles d'un système selon un pas de temps défini au préalable. Dassargues, (1991), précise que les pas de temps doivent être choisis en respectant des critères numériques garantissant la précision, la stabilité et la convergence de la solution. Ces critères varient selon les méthodes numériques des modèles distribués, où l'on retrouve une discrétisation spatiale par éléments finis (mailles triangulaires) ou différences finies (mailles carrées). La discrétisation temporelle correspond au pas de temps défini pour simuler un forçage hydrogéologique tel que, par exemple, la recharge de la nappe d'eau souterraine. La définition du pas de temps est donc une information importante, qui doit être bien réfléchie, afin de ne pas surestimer ou sous-estimer ce forçage.

1.2.4.2 Modèle analytique

Dans le cas de modèles analytiques, des solutions exactes sont obtenues par des équations partielles différentielles décrivant les lois physiques de l'écoulement des eaux souterraines et du transport de solutés en tous points de l'espace (pas de discrétisation par maillage). Par ailleurs, les simplifications sont plus importantes que pour les modèles numériques, ainsi le domaine de validité des solutions trouvées est plus restreint. L'écoulement est généralement unidirectionnel (1D) et permanent et le milieu est considéré comme homogène et isotrope.

1.2.5 Techniques de résolution mathématique : Transport d'eau et de solutés

Le choix de la technique de résolution mathématique dépend des objectifs de modélisation auxquels on souhaite répondre et des informations hydrogéologiques disponibles (propriétés hydrodynamiques, débits d'écoulement).

1.2.5.1 Modèle analytique

L'approche analytique permet de définir des fonctions de transfert aptes à modéliser le transport de solutés à travers les différentes couches du sous-sol (Barry et Parker, 1987 ; Beltman et al., 1994). Ces fonctions de transfert sont obtenues à partir de modèles analytiques ou de modèles dits à « paramètres distribués ». Les principales fonctions de transfert à « paramètres distribués » concernent le modèle d'écoulement à piston, le modèle de dispersion, le modèle exponentiel et le modèle qui combine l'écoulement exponentiel-piston (Tableau 1). Dans ses travaux de recherche, Baillieux (2012) présente une synthèse des principales formulations des fonctions de transfert issues des modèles à paramètres distribués. Ces formulations concernent le transfert de solutés dans les systèmes aquifères.

Modèle	Fonction de transfert des modèles à paramètres distribués
Piston	$g(t) = \delta(t - T)$
Exponentiel	$g(t) = T^{-1} \exp\left(-\frac{t}{T}\right)$
Exponentiel-Piston	$g(t) = \frac{\eta}{T} \exp\left(-\frac{\eta t}{T} + \eta - 1\right), t \geq T(1 - \eta^{-1})$
	$g(t) = 0, t < T(1 - \eta^{-1})$
Dispersion	$g(t) = \frac{1}{\sqrt{4\pi P_D \frac{t}{T}}} \frac{1}{t} \exp\left[-\frac{(1 - \frac{t}{T})^2}{4\pi P_D \frac{t}{T}}\right], P_D = \frac{\alpha}{L} \sim \frac{D}{VL}$
Fickian	$g(t) = \frac{L}{2\sqrt{\pi D t}} \exp\left[-\frac{(Z - Vt)^2}{4Dt}\right],$
Log-normal	$g(t) = \frac{L}{\sqrt{2\pi\sigma t}} \exp\left[-\frac{(\ln(t) - \mu)^2}{2\sigma^2}\right],$
Distribution paramètre Gamma	$g(t) = \frac{\exp\left[-\frac{(t-\gamma)}{\beta}\right]}{\beta^\alpha \Gamma(\alpha)} (t - \gamma)^{\alpha-1}; t \geq \gamma, \gamma \neq 0$

Tableau 1 : Fonctions de transfert des modèles à paramètres distribués d'après les travaux de synthèse de Baillieux (2012)

Les paramètres d'entrée des équations sont : Temps moyen de séjour T [T], le ratio du volume total du système pour un volume d'écoulement exponentiel η [-], le paramètre de dispersion (nombre de Péclet : P_D) [-], la longueur du trajet L [L], le coefficient effectif de diffusion-dispersion D [$L^2 T^{-1}$], la vitesse d'écoulement V [$L T^{-1}$], la déviation moyenne μ [T] et standard σ [T] du logarithme du temps, le paramètre d'échelle β , le paramètre de situation γ , le paramètre de forme α et la fonction gamma $\Gamma(\alpha)$, δ impulsion de dirac.

Dans le cas de modèles analytiques, ce sont les solutions exactes des équations qui traduisent les phénomènes physiques. L'intérêt de ces solutions est qu'elles prennent en compte les lois physiques qui décrivent les processus.

Les flux obtenus sont unidirectionnels dans une direction notée x , pour un fluide incompressible, un écoulement permanent et un milieu souterrain homogène.

Les modèles analytiques traitent les données d'entrée pour différents types d'injection :

- Injection brève ou instantanée : se dit d'une impulsion de type « Dirac ». Son temps d'injection est court au regard du temps de restitution considérée,
- Injection continue de masse,
- Injection par paliers

La Figure 11, montre l'effet de l'advection et de la dispersion suite au pulse de masse M_0 injectée dans un milieu poreux. On observe bien une décroissance de la concentration maximale au cours du temps et de la distance.

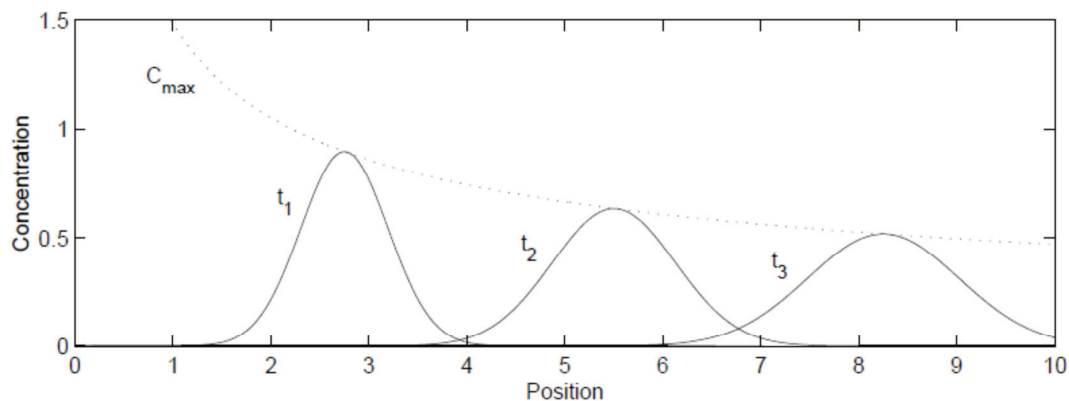


Figure 11 : Solution schématique de l'équation d'advection-dispersion dans une dimension et pour 3 temps différents. Les lignes en pointillé indiquent la concentration maximale du déplacement du nuage de soluté qui se déplace vers l'aval.

Dans ce type de résolution, le milieu poreux est représenté par un réservoir. Ce réservoir peut-être considéré ouvert des deux côtés ; c'est un milieu dit « infini », le flux peut ainsi se diriger dans les deux directions de l'axe x . Si le réservoir est ouvert d'un seul côté, les conditions représentent un milieu « semi-fini ». Cette distinction intervient au niveau de la solution analytique de l'équation d'advection - dispersion.

1.2.5.2 Distribution des temps de séjour

Le modèle de distribution des temps de séjour est issu de la théorie des réservoirs. En 1958, Danckwerts énonce que pour un fluide donné, introduit dans un réservoir à vitesse constante, celui-ci circule plus ou moins rapidement. Les valeurs du temps de séjour des particules d'eau fluctuent autour d'un temps de séjour moyen défini pour l'ensemble du réacteur. L'auteur expose comment définir des fonctions de distribution pour la durée de séjour et *in fine* comment calculer l'efficacité des réacteurs ou des mélanges. Ainsi, ces modèles peuvent être utilisés pour prévoir la répartition des temps de séjour dans des systèmes de grandes dimensions.

Cette méthode a été utilisée par de nombreux chercheurs (Etcheverry et Perrochet, 1998 ; Jury, 1982) pour estimer le destin des contaminants dans le milieu souterrain en zone non saturée et en zone saturée.

L'étude des écoulements dans un réacteur, et en l'occurrence dans un aquifère, commence par l'obtention d'une courbe de distribution des temps de séjour. Cette distribution des temps de séjour dans l'aquifère représente la répartition « normée » des temps de séjour des molécules d'eau et de solutés conservatifs (sans réaction) appliqués à la surface du bassin versant hydrogéologique et qui traversent le milieu souterrain pour atteindre la partie aval du bassin ou le forage d'eau.

Cette distribution des temps de séjour correspond à un modèle statistique qui permet de caractériser l'hydrodynamique d'un réacteur (aquifère) et donne une information sur le type d'écoulement. Elle est représentée par une distribution des fréquences.

Pour ce faire, le réacteur étudié est supposé être à l'état stationnaire en terme de flux d'eau injecté. Il est considéré ouvert des deux côtés en excluant toute fuite latérale. Le fluide est considéré comme incompressible. L'injection à l'entrée du système est de type piston ce qui signifie que le fluide avance d'un bloc, sans se mélanger. Enfin, le diamètre de l'entrée et de la sortie du système est petit par rapport au diamètre du réacteur.

La distribution des temps de séjour $E(x,t)$ est telle que $[E(x,t) \cdot dt]$ correspond à la fraction du débit de sortie qui est restée dans le réacteur pendant un temps compris entre t et $t+dt$. La distribution normée de cette fonction implique que l'ensemble du débit de sortie est compris entre 0 et l'infini.

Ainsi,

$$E(x,t) = \int_0^\infty E(t) dt = 1$$

Équation 26

L'unité de $E(x,t)$ est $1/[T]$.

1.2.5.3 Modèle numérique (MODFLOW et HYDRUS)

Les modèles numériques font intervenir la discrétisation spatiale et temporelle du domaine hydrogéologique considéré. Dans le cas d'un modèle numérique en milieu saturé, exemple MODFLOW (Harbaugh et al., 2000), la discrétisation est au plus à quatre dimensions ; elle comprend les trois dimensions de l'espace (x, y et z) et la dimension du temps. Pour un modèle numérique en zone non saturée, tel que HYDRUS 1D (Simunek et al, 2008), en 1 dimension, la discrétisation s'opère sur la colonne de sol considérée. La discrétisation spatiale des paramètres du modèle implique de posséder et de renseigner une valeur de paramètre par maille.

Le programme MODFLOW résout numériquement l'équation de Darcy, tandis qu'HYDRUS utilise l'équation de Richards pour modéliser respectivement les écoulements en zone saturée et non saturée. Les équations d'advection / dispersion sont utilisées par ces deux outils numériques pour simuler le transport de soluté dans le système. Les régimes permanents et transitoires sont applicables à ces deux modèles.

Dans les modèles numériques, les conditions aux limites du système sont :

- Les conditions de Dirichlet : le potentiel hydraulique (ou la hauteur d'eau piézométrique) est renseigné au niveau des frontières du modèle,
- Les conditions de Neuman : le flux est imposé aux limites considérées,
- Les conditions de Fourier : le potentiel et le flux y sont indiqués.

Les équations de transport d'eau et de solutés pour modéliser les flux dans le milieu sont résolues par une méthode itérative qui consiste à répéter les calculs pour chacune des mailles du modèle.

Grâce aux méthodes d'optimisation et d'inversion, les modèles numériques tels que MODFLOW et HYDRUS permettent également de pouvoir réaliser une estimation des paramètres hydrauliques tels que : la perméabilité, l'emmagasinement, la dispersivité, etc. Les résultats des calculs des volumes et flux peuvent également être obtenus sur l'intégralité du domaine étudié.

1.2.5.4 Outils de modélisation

A l'origine, les outils de modélisation étaient davantage axés sur un compartiment bien spécifique tel que la zone humique, la zone non saturée ou la zone saturée. Néanmoins, les réflexions de la communauté scientifique de ces dernières années ont amené à reconsidérer la partition de ces derniers outils et à proposer des approches intégrant le milieu physique dans son ensemble afin de pouvoir simuler les particules d'eau et de soluté de la surface du sol à l'exutoire du système. Roche et al., 2004, présentent une synthèse sur les enjeux de la recherche suscités par la directive cadre européenne sur l'eau (DCE) en ce qui concernent, entre autre, un approfondissement des connaissances relatives aux eaux souterraines. Ainsi, la caractérisation de l'état des masses d'eau et la définition du « bon état » chimique des eaux souterraines à atteindre, pour tous les états membres à l'horizon 2015, intègre la prise en compte des zones de transfert. La DCE a donc élargi le champ d'application de la législation sur la qualité des eaux souterraines et la problématique des pollutions diffuses, à la prise en compte de la zone non saturée. Cette exigence implique donc de savoir comment modéliser efficacement ce compartiment dans les processus globaux.

Les paragraphes suivants présentent quelques outils de modélisation dédiés aux compartiments du sol (zone non saturée) et du sous-sol (zone saturée) avant de s'intéresser aux modèles plus intégrateurs du système dans sa globalité.

Compartiment sol (zone humique et zone non saturée)

Il est parfois difficile de faire la distinction entre les outils de modélisation en zone humique ($\cong$ 2 premiers mètres du sol) et les outils de modélisation en zone non saturée. Ceci s'explique par les caractéristiques physiques et les processus qui s'y rapportent et qui sont très proches. En effet, ces deux milieux présentent un environnement insaturé où les phases solides, liquides et gazeuses sont représentées. Les lois fondamentales inhérentes à ces milieux sont donc semblables. La différence majeure entre ces deux milieux est la présence de matière organique dans la zone humique qui influence les réactions physico-chimiques entre les phases et a un impact sur le volume de masse transférée.

Les outils de modélisation spécifiques à l'estimation des flux d'eau et de solutés dans le sol, suite aux activités agricoles⁶ par exemple, sont relativement nombreux. Le site internet PFMODELS (Pesticide Fate MODELS) recense une trentaine d'outils de modélisation numérique dont AgriFlux (Banton et al., 2003), HYDRUS 1D (Simunek et al, 2008), et MACRO (Larsbo et Jarvis, 2003) sont présentés ci-dessous. Ces différents outils emploient des techniques de résolutions numériques et/ou empiriques et/ou analytiques (§ 1.2.4.) et sont tous des modèles, à minima, unidirectionnels.

AgriFlux (version 2.0) (Banton et al., 2003) est un modèle à réservoir de type hybride qui combine l'aspect numérique, par la représentation physique des processus, à l'aspect stochastique, par la prise en compte de la variabilité des paramètres. Les processus d'écoulement des flux d'eau et de transformations de l'azote et des produits phytosanitaires y sont simulés à un pas de temps journalier grâce à trois modules dénommés HydriFlux, Nitrifluc et PestiFluc. Le module HydriFlux simule de transport de l'eau à partir de l'équation d'écoulement de Darcy-Richards (§ 1.2.2) tandis que les modules de transport des nitrates et pesticides calculent les concentrations de solutés qui migrent, en divisant la masse de soluté présent dans le réservoir par le contenu en eau de la couche.

⁶ Epandage d'engrais et de produits phytosanitaires

MACRO (Larsbo et Jarvis, 2003), simule les flux d'eau et de solutés. Il est utilisé et amélioré depuis 25 ans grâce à de nombreux tests et applications. Cet outil numérique à double perméabilité (micro et macropores) simule, pour un pas de temps journalier, les écoulements et le transport de solutés dans les macropores, à partir de concepts hydro-pédologiques. Par ailleurs, cet outil calcule le débit d'eau en sortie de sols cultivés en condition non saturée et saturée. L'équation de Richards et l'équation de convection-dispersion sont utilisées pour modéliser l'écoulement de l'eau et le transport de solutés dans les micropores. Une approche de type « capacitance » simplifiée est utilisée pour calculer les flux dans les macropores. Cet outil permet également de prendre en compte les réseaux de drainage souterrain, les écoulements de sub-surface, la présence d'une nappe perchée, etc. Des fonctions de pédotransferts (algorithmes d'estimation) sont utilisées pour l'obtention des paramètres utiles à l'implémentation numérique.

A l'issue du programme européen appelé Footprint (Dubus et al., 2009 ; Centofanti et al., 2008), le modèle MACRO a été couplé à un outil de caractérisation pédologique nommé FST « Footprint Soil Types ». Les paramètres prédominants des sols européens ont été répertoriés et classés en plus de 200 sols FST afin de fournir au modèle MACRO des éléments caractéristiques essentiels de modélisation. Le transfert de phytosanitaire peut être décrit soit par percolation seule soit par écoulement hypodermique, drainage agricole ou par une approche commune à ces différents choix d'écoulement. La société Footways a ensuite développé une méthodologie - **Modèle FOOTWAYS** - mettant en relation le modèle MACRO, les sols FST et la diversité agricole et climatique permettant d'établir des scénarios agro-pédo-environnementaux pour l'évaluation du destin des pesticides dans l'environnement. Des traitements statistiques sont également réalisés afin d'établir des répartitions possibles de cultures sur une même parcelle agricole et mettre en évidence les cultures majoritaires. Ainsi, le modèle Footways fournit les flux d'eau et de phytosanitaires sous racinaires en prenant en compte les propriétés physico-chimiques des molécules telles que les durées de demi-vie, etc. La démarche de Footways est l'exemple même du développement d'un outil de modélisation pour des questions et des applications concrètes relatives au devenir des molécules phytosanitaires dans le sol.

HYDRUS1D (Simunek et al, 2008) est un modèle numérique qui résout l'équation de Richards (§ 1.2.2.2) pour les écoulements et l'équation d'advection/dispersion (§ 1.2.3.1) pour le transport des solutés en zone non saturée. Par ce biais, le comportement des solutés, leurs mobilités, ainsi que l'optimisation numérique des paramètres hydrauliques et l'impact des propriétés physiques et chimiques du sol sur le transport de solutés peuvent être étudiés. Kodesova et al. (2012), ont ainsi montré que le comportement du Chorotoluron dans un sol amendé⁷ est peu mobile et de ce fait, que les quantités transférées y sont très faibles. Il est également observé que la mobilité de la substance est fonction de la composition du compost affectant ainsi l'activité biologique du milieu et les flux y afférents. Les paramètres hydrauliques utiles à l'établissement des équations⁸ sont définis selon la nature du milieu considéré. Une base de données relative à ses caractéristiques est d'ailleurs disponible dans la base de données de l'outil HYDRUS. La discrimination de l'espace s'effectue en utilisant les méthodes d'éléments finis (§ 1.2.4.1). HYDRUS (2D/3D) peut également modéliser les transferts de chaleur et le transport de solutés dans les deux et trois dimensions de l'espace.

⁷ Mélange de sol et de compost

⁸ Teneur en eau, conductivité hydraulique, etc

Compartiment du sous sol (zone saturée)

MODFLOW 2000 (Harbaugh et al., 2000), développé par le United States Geological Survey (USGS), est le simulateur le plus couramment utilisé dans l'étude de la ressource en eau souterraine et le transport des solutés en milieux poreux anisotrope et hétérogène en conditions stationnaires ou transitoires, pour des aquifères libres, captifs ou mixtes. Le modèle mathématique d'écoulement d'eau utilise la loi de Darcy et son équation numérique correspondant à une équation différentielle (§ 1.2.2.1). Ces équations sont des approximations numériques qui peuvent être résolues sous forme de matrices tridimensionnelles. **MT3DMS** (Chunmiao and Wang, 1999) est un modèle de transport de soluté tridimensionnel, utilisé pour la simulation de l'advection/dispersion et les réactions chimiques des contaminants dans les eaux souterraines. Cet outil a été développé par Chunmiao Zheng à partir de 1962 et est directement accessible à partir de MODFLOW. Cet outil de modélisation permet entre autres, d'étudier les comportements hydrodynamiques et hydrodispersifs de solutés et de pouvoir observer l'effet des conditions hydrodynamiques sur le transport de particules. Les travaux de Gauss (1999) relatifs à l'effet du pompage de l'eau souterraine sur la vulnérabilité de l'aquifère (Pays-Bas) ont été réalisés sur cinq types de pesticides et à partir de la détermination des temps de parcours des particules calculés sous MODFLOW. Les résultats montrent que « la contamination plus importante de l'eau pompée est provoquée par la modification des directions d'écoulements souterrains naturels au voisinage des puits de pompage ». Ces mêmes résultats permettent ainsi de différencier les zones selon le temps nécessaire de parcours des particules phytosanitaires et de les corréliser avec leurs caractéristiques physico-chimiques (temps de demi-vie). Ces connaissances sur les temps de parcours couplées aux caractéristiques physico-chimiques des pesticides permettent ainsi d'établir des stratégies de pulvérisation afin de limiter les contaminations potentielles par la différenciation de l'utilisation des pesticides selon leur comportement environnemental.

L'intégration des différents compartiments est dorénavant primordiale pour une évaluation complète de la ressource en eau souterraine et l'estimation de sa vulnérabilité vis-à-vis des activités anthropiques.

Les outils de modélisation qui permettent de simuler l'écoulement et le transport de substances dissoutes, dans la zone non saturée et l'aquifère, sont connus sous les noms de FEFLOW (Diersch HJG, 1979) ou MARTHE⁹ (Thiéry, 1990). Ces derniers sont en effet conçus pour modéliser des écoulements souterrains en milieux poreux tridimensionnel et/ou multicouches, par le biais de schémas de résolution utilisant respectivement les éléments ou les différences finies en régime permanent ou transitoire. Par l'ajout d'un module spécifique, le modèle MODFLOW peut également simuler les transferts en zone non saturée.

D'autres modèles, combinent les techniques numériques aux empiriques, ceci est vrai pour le couplage des modèles STICS-MODCOU (Ledoux et al. 2007). STICS¹⁰ est un modèle agronomique mis au point à l'INRA destiné à simuler, au pas de temps journalier, l'évolution de l'eau, du carbone et de l'azote dans le système sol-plante, sur une ou plusieurs années successivement (Brisson et al., 1998). L'écoulement et le transfert en zone non saturée sont modélisés au moyen d'une succession de réservoirs en cascade, à partir du modèle NONSAT (Besbès, 1978) et l'outil MODCOU¹¹ (Ledoux et al., 1980), disponible à l'école des Mines de Paris, est un modèle hydrologique et hydrogéologique à discrétisation spatiale permettant l'évaluation des flux en milieu saturé.

⁹ Modélisation d'Aquifère avec maillage Rectangulaire Transport et Hydrodynamique

¹⁰ Simulateur multi-disciplinaire pour les Cultures Standard

¹¹ Ecoulement d'eau basé sur l'intégration numérique de l'équation de diffusivité régissant les écoulements en milieu poreux.

De la même manière, Lasserre et al., (1999), ont mis en place un modèle, lié au SIG (§ 1.3.2.5.), pour le transport de nitrates dans les eaux souterraines. Incorporé directement dans un environnement SIG, ce modèle de transport est uniquement basé sur le transport advectif et est couplé avec Agriflux, pour ce qui est du transport en zone non saturée en simulant les flux d'eau et de nitrates à travers la zone racinaire. Les résultats de ce modèle, en comparaison avec les mesures de terrain, montrent une bonne correspondance. La performance de ce dernier modèle a également été comparée avec MODFLOW et MT3D dont la similitude des résultats permet de confirmer la validité des résultats du modèle lié au SIG.

1.2.6 Constats sur les pratiques d'utilisation des outils de modélisation

L'analyse des différents outils de modélisation mathématique, développés au cours du temps, montre leur complexité et leur variété d'application. Bien qu'utilisant les mêmes principes fondamentaux de la mécanique des fluides, leurs différentes approches méthodologiques induisent des écarts importants en termes de structuration et d'usage.

Les modèles numériques proposent des applications plus larges que celles envisageables dans le cas de l'utilisation des modèles analytiques. Toutefois, leurs mises en œuvre peuvent vite devenir compliquées.

Une intercomparaison des résultats et des différentes approches de modélisation numérique a été réalisée en 2004 par l'INERIS (Programme TRANSPOL). L'objectif était de tester les différentes démarches employées par différentes équipes de modélisation et d'envisager les possibles simplifications applicables aux modèles. Les principaux enseignements et les conclusions qui ont été retenues de cette étude sont les suivants :

- un modèle anisotrope (propriété hydraulique variable selon x et y) pourra être envisagé dans le but d'améliorer le calage des charges mais aussi des concentrations (l'advection liée à l'hydrodynamique étant un phénomène prépondérant dans le transport de polluants),
- la définition du terme source est essentielle. Il est indispensable d'identifier la présence d'un « contexte multisources » qui doit influencer le choix des puits de référence pour le calage des concentrations,
- les résultats montrent la très grande variabilité des paramètres de calage qui ne reposent sur aucune donnée de terrain mais seulement sur des références bibliographiques ou sur des valeurs issues de calages numériques. Il semble nécessaire de contraindre les valeurs par des tests en laboratoire ou sur site (par exemple essais de nappe, essais de traçage, batch),
- les phénomènes d'atténuation naturelle que sont l'adsorption ou la dégradation ont été très différemment simulés par les différentes équipes. De même, les valeurs des constantes de dégradation sont très variables d'un modèle à l'autre. Ceci indique la difficulté d'appréhender de tels phénomènes.

Ainsi, le premier constat qui émane de cette étude montre que la simplification est très délicate à mettre en place dans le cadre de l'utilisation de ce type d'outils numériques. De plus, les hypothèses et les variables sélectionnées ont un rôle majeur dans les résultats finaux. Ce constat est valable, aussi bien, pour la modélisation de l'écoulement souterrain que pour celle du transport.

Voss (2011), propose de renseigner le modèle numérique à partir d'un minimum de paramètres (4 paramètres au maximum) afin d'observer lesquels contrôlent le comportement hydrogéologique du système. Les résultats de cette première approche conduisent à complexifier, ou non, le modèle selon les besoins de l'étude. Ce même auteur précise que les objectifs d'une modélisation sont de représenter le système le plus simplement possible, en reproduisant les comportements globaux les plus importants du système.

Van Camp et al. (2012), ont publié un article: Modelling approaches and strategies for data-scarce aquifers : example of the Dar es Salaam aquifer in Tanzania, qui décrit en détail comment les modèles qui nécessitent une paramétrisation exhaustive ont été utilisés avec une série de mesures limitées. Leurs travaux ont permis de reproduire, avec un minimum de mesures de terrain, des fluctuations piézométriques dans le temps.

Partant de ces différents constats, on peut conclure que la tendance générale est de simplifier l'implémentation des modèles numériques pour les appliquer à un maximum de sites. Bien que les outils numériques de modélisation soient capables de produire des résultats proches de la réalité, ils nécessitent d'être renseignés par un grand nombre de paramètres qui sont rarement disponibles à l'échelle d'un bassin versant. Ainsi, la détermination des données par interpolation et par recoupement d'informations, est incontournable. Bien que les modèles analytiques soient plus simples d'utilisation, leur simplification du système et les nombreuses hypothèses émises peuvent limiter leur utilisation. De plus, la non spatialisation de l'information rend ces méthodes moins attrayantes.

1.2.7 Avantages et inconvénients des modèles

Les modèles déterministes sont plus ou moins complexes selon la méthode de résolution choisie : numérique ou analytique. Pour les méthodes numériques, l'hétérogénéité d'un système complexe peut-être prise en compte grâce au système de discrétisation spatiale. Il est donc possible de reproduire plus idéalement les caractéristiques du milieu. Les modèles analytiques se basent, quant à eux, sur des hypothèses simplificatrices avec des systèmes homogènes à une dimension (1D). Cette méthode facilite ainsi leur mise en œuvre et leur exécution. Par ailleurs, les modèles analytiques sont applicables pour des régimes permanents. En cas de non linéarité, les modèles analytiques sont donc plus difficilement applicables.

En règle générale, les solutions analytiques exactes d'une équation différentielle s'obtiennent par le biais de fortes idéalizations des propriétés et des conditions aux limites du système aquifère. Ainsi, les avantages mathématiques de posséder une solution analytique exacte s'opposent aux erreurs dues aux hypothèses simplificatrices. En effet, ce type de solution réduit la complexité relative à l'environnement du terrain et suppose des conditions géologiques homogènes et des sollicitations uniformes (Dassargues, 1991).

Cependant, le grand intérêt des solutions analytiques est qu'elles sont faciles à mettre en œuvre et ont le net avantage de présenter peu de paramètres à définir.

Le schéma de résolution des modèles numériques intègre les processus de dégradation et de retard des solutés en solution (transport réactif). A contrario, l'architecture des techniques de résolutions analytiques laisse le libre choix à l'opérateur. Il peut, à sa guise, ajouter les différents termes relatifs à ce type de processus. Cette procédure est donc plus souple. Ainsi, la complexité du modèle analytique est évolutive et fonction des objectifs et des besoins.

L'une des grandes différences entre les modèles numériques et analytiques se situe dans la spatialisation de l'information rendue possible grâce à la discrétisation (par éléments finis ou différences finies) offerte par la modélisation numérique. Toutefois des modèles analytiques « semi-distribués » permettent dorénavant d'intégrer une partie de l'hétérogénéité du domaine d'étude.

1.3 Vulnérabilité de la ressource en eau souterraine vis-à-vis des phytosanitaires

L'eau souterraine distribuée à la population peut être contaminée et ainsi être impropre à la consommation. Une fois contaminée, les eaux souterraines sont plus difficiles à assainir que les eaux superficielles et les conséquences peuvent se prolonger pendant plusieurs décennies. De plus, leur relation directe avec les eaux de surface peut influencer la qualité de ces eaux.

Pour pallier ce risque, des mesures législatives ont été établies. Elles ont pour objectifs de fixer des seuils et de proposer des outils de gestion afin de protéger durablement la ressource. La loi de référence en la matière est la Loi sur l'eau n° 92-3 du 3 janvier 1992 consolidée par la Loi sur l'Eau et les Milieux Aquatiques (LEMA) du 30 décembre 2006. Elle a permis de renforcer l'impératif de protection de la qualité et de la quantité de la ressource en mettant en place des outils de gestion tels que les SDAGE, les SAGE, les études AAC (Aire d'Alimentation de Captages) et le dispositif de protection des Zones Soumises à Contraintes Environnementales (ZSCE). Au niveau européen, c'est la directive-cadre sur l'eau DCE 2000/60/CE du 23 octobre 2000 qui établit un cadre pour une politique communautaire. Elle fixe des objectifs ambitieux pour la préservation et la restauration de l'état des cours d'eau et des zones humides et demande aux états membres de l'Union Européenne d'atteindre et/ou de reconquérir le bon état écologique des milieux aquatiques d'ici 2015. Une politique de surveillance et de gestion des données sur l'eau est également mise en œuvre afin d'identifier, d'orienter et d'évaluer les actions à définir pour atteindre le bon état. Le 12 décembre 2006, la directive 2006/118/CE, appelée « directive fille », est venue compléter la directive-cadre sur l'eau et vise à la protection des eaux souterraines contre la pollution et la détérioration. Les Lois « Grenelle » 2009 et 2010, appuient et renforcent les engagements environnementaux au niveau national notamment pour lister les captages prioritaires les plus menacés par les pollutions diffuses en nitrates et en produits phytosanitaires « 500 captages Grenelle ».

Les principaux outils pour la gestion et la préservation de la ressource en eau souterraine ont ainsi pour but de caractériser les particularités hydrogéologiques des sites. Cette démarche intègre la notion de « Vulnérabilité des eaux souterraines ». La vulnérabilité des eaux souterraines est une évaluation du risque de pollution des eaux par les activités de surface.

Le terme de « Vulnérabilité de l'eau souterraine à la pollution » a été employé pour la première fois en Europe par Margat (1968). Vrba et Zaporozec (1994), introduisirent la notion de vulnérabilité intrinsèque et spécifique. Gogu et Dassargues (2000) précisèrent ensuite que la vulnérabilité est une propriété qualitative relative non mesurable et sans dimension.

1.3.1 Concepts et méthodes

La vulnérabilité des eaux souterraines décrit la sensibilité des eaux à la contamination par les activités anthropiques. Son estimation est réalisée en évaluant des facteurs naturels et anthropiques qui contrôlent la migration de polluants dans le sol et le sous-sol. Les facteurs principaux qui déterminent le degré de vulnérabilité d'un secteur géographique sont liés à la géomorphologie du terrain et aux propriétés hydrauliques des formations géologiques. En effet, ces deux facteurs contrôlent respectivement le potentiel d'infiltration d'une pollution et les chemins d'écoulement préférentiels éventuels.

De manière générale, la vulnérabilité est considérée comme « forte » lorsque les facteurs naturels du sol ne garantissent pas un écran protecteur pour la ressource en eau souterraine. Dans ce cas, le milieu physique en relation avec la nappe d'eau souterraine ne procure pas de frein à l'écoulement vertical. A contrario, la présence d'un facteur limitant le transfert vertical des eaux de surface apporte une protection de la ressource en eau souterraine. Un risque moindre de contamination de cette ressource est alors admis, la vulnérabilité est donc considérée comme « faible » au regard de la dégradation de la ressource en eau souterraine (Vrba et Zaporozec, 1994).

→ Caractériser la vulnérabilité d'une ressource en eau souterraine, vis-à-vis d'une pollution nécessitera de distinguer une vulnérabilité intrinsèque et spécifique :

La vulnérabilité intrinsèque vise à représenter les caractéristiques physiques du milieu : épaisseur, type de faciès, hydrodynamisme des formations géologiques, etc. Ces caractéristiques physiques sont des critères qui déterminent la sensibilité des eaux souterraines à la pollution de surface. Cette vulnérabilité intrinsèque est évaluée à partir d'un comportement théorique de contaminants qui ne réagit pas avec le milieu.

La vulnérabilité spécifique d'une eau souterraine permet d'intégrer les propriétés physico-chimiques d'un ou de plusieurs contaminants et leurs relations avec le milieu naturel. Les principaux mécanismes observés sont l'adsorption, la complexation, la biodégradation, la diffusion, etc. Apparaît donc ici la notion de temps de transfert de soluté dans le milieu souterrain qui peut impliquer la dégradation et/ou le relargage de molécules.

→ Considérer, lors de l'estimation de la vulnérabilité, deux types de cibles : la vulnérabilité de la ressource et la vulnérabilité des captages d'exploitation :

La vulnérabilité de la ressource concerne une partie des eaux météoriques, potentiellement chargées en polluants dissous, qui s'infiltrent à la surface du sol pour atteindre, au bout d'un certain temps, la partie supérieure de la zone saturée de l'aquifère. Ainsi, la nappe d'eau souterraine est la première cible d'intérêt pour l'estimation de la vulnérabilité de la ressource en eau. Ce sont donc les mécanismes de recharge verticale à travers les différentes couches du sol qui sont évalués.

La vulnérabilité des captages d'exploitation représente la deuxième cible à examiner. Elle porte sur l'eau du captage destinée à l'alimentation en eau potable de la population. Le transfert horizontal à travers l'aquifère est alors pris en considération.

Quatre types de vulnérabilité sont ainsi mis en avant selon la cible examinée. La suite de ce chapitre présente un état de l'art des méthodes actuelles utilisées pour leur estimation. Compte tenu de l'importance des aquifères karstiques dans l'approvisionnement en eau des populations¹² (Zwahlen et al., 2003), les méthodes de vulnérabilité discutées concerneront, pour l'essentiel, ces milieux particuliers. Cette synthèse conduira ensuite à proposer une nouvelle méthodologie permettant l'estimation semi-quantitative de la vulnérabilité spécifique au captage d'eau potable.

¹² 50% de l'eau potable en Autriche et en Slovénie provient des domaines karstiques

1.3.2 Vulnérabilité intrinsèque de la ressource

La vulnérabilité intrinsèque de la ressource s'intéresse au passage vertical de l'eau et des solutés à travers les couches situées au-dessus de la surface de l'eau souterraine. Ces couches superposées sont principalement insaturées, mais elles peuvent être temporairement et localement saturées (nappes perchées).

Les méthodes d'estimation de la vulnérabilité intrinsèque de la ressource en eau souterraine sont nombreuses :

- méthodes à systèmes hiérarchisés,
- méthodes à index et à relations analogiques,
- méthodes à systèmes paramétrés.

Ces méthodes sont qualitatives et ne fournissent pas d'informations quantitatives sur les flux d'eau et de solutés transitant à travers le sol. D'après Martin (2005), la vulnérabilité intrinsèque caractérise la plus ou moins grande capacité de « défense » d'une nappe vis-à-vis d'une pollution.

La méthode à systèmes hiérarchisés, tel que c'est le cas pour les « arbres de décision », regroupe différents critères qui demandent à être interprétés par toutes les combinaisons possibles. Ce type de méthode peut s'avérer relativement longue à appliquer selon le nombre de critères pris en compte. L'idée générale de ces méthodes est d'établir un système d'inéquation entre les critères et leurs modalités (Aurousseau, 1998). *A contrario*, les méthodes à systèmes paramétrés de pondération et d'indexation des critères déterminent un indice de vulnérabilité à partir d'un système d'équations.

Compte tenu de l'importance des méthodes de vulnérabilité développées au cours du temps, nous n'avons pas pour ambition de présenter ici l'ensemble de ces méthodes mais uniquement celles qui sont les plus couramment employées dans le cadre de plans d'action de gestion et de préservation de la ressource en eau. Nous nous focaliserons donc sur les méthodes à systèmes paramétrés et plus spécifiquement sur les méthodes de pondération et d'indexation des critères. Ce sont des méthodes dites « multicritères », car elles font appel à la comparaison et à la combinaison de plusieurs critères, qui définissent les propriétés milieu.

1.3.2.1 Principe des méthodes de pondération et d'indexation des critères

Le principe général du calcul de l'indice de vulnérabilité par les méthodes de pondération et d'indexation des critères (méthodes multicritères) consiste à :

1. Choisir les **critères physiques environnementaux** les plus pertinents à l'égard de leurs capacités à laisser transiter l'eau et le soluté en solution (géologie, hydrogéologie, pédologie, etc.),
2. Sanctionner chacun des critères par une note élémentaire : l'**index**,
3. Affecter, à chacun des critères indexés, une **pondération** à partir d'un coefficient propre à chacune des méthodes.
4. Calculer l'**indice de vulnérabilité**, qui peut s'exprimer comme la somme des notes des différents critères. *In fine*, l'indice de vulnérabilité, maillé sur la zone d'étude, est hiérarchisé sous forme de classes. L'étendue des classes d'indices varie selon les méthodes. Ces différentes classes permettent de sectoriser des zones allant d'une

faible vulnérabilité à une forte vulnérabilité.

Le tableau 2, présente quelques unes de ces méthodes de pondération et d'indexation des critères. La méthode DRASTIC, conçue en 1984, a servi de source d'inspiration pour le développement des autres méthodologies qui ont suivi. Bien qu'elle soit parfois critiquée car susceptible de surestimer la vulnérabilité (Garrett et al., 1989; Vrba et Zaporozec, 1994; Merchant, 1994; Rosen, 1994), cette dernière méthode est la plus employée dans le cadre des études environnementales.

Il convient de présenter ici la méthode PaPRIKa (Doerfliger et al., 1999) qui dérive de la méthodologie RISKE et EPIK. Cette méthode est applicable pour l'estimation de la vulnérabilité intrinsèque de la ressource et du captage. Contrairement aux méthodes présentées dans le Tableau 2, les critères ne sont pas indexés, seule une pondération est attribuée aux critères avant le calcul (linéaire) de l'indice final de vulnérabilité, Ig.

Méthodes	Auteurs	Origine	Critères de vulnérabilité	Equations de l'indice de vulnérabilité	Etendue de l'indice
DRASTIC	<i>Aller et al. (1987)</i>	USA	- Profondeur à la nappe (D) - Recharge nette (R) - Milieu aquifère (A) - Couverture protectrice : type de sol (S) - Topographie (T) - Impact/Nature zone non saturée (I) - Conductivité hydraulique de l'aquifère (C)	$I_{DRASTIC} = Dp * Dc + Rp * Rc + Ap * Ac + Sp * Sc + Tp * Tc + Ip * Ic + Cp * Cc$ <i>c</i> : valeurs des critères indexés variant de 1 à 10 <i>p</i> : Coefficient de pondération allant de 1 à 5	23 à 226
EPIK	<i>Doerfliger et Zwahlen (1998)</i>	Suisse	- Epikarst (E) - Couverture protectrice : sol (P) - Conditions d'infiltration (I) - Développement karst (K)	$F = \alpha E_i + \beta P_j + \gamma I_k + \delta K_l$ <i>E_i</i> : valeurs du critère indexé : 1, 3, 4 <i>P_j, I_k, K_l</i> : valeurs des critères indexés : 1 à 4 <i>K_l</i> : valeurs du critère indexé : 1 à 3 <i>α, β, γ, δ</i> : Coefficient de pondération, valeurs respectives : 3, 1, 3, 2	9 à 34 Si F est grand => Faible vulnérabilité
RISKE	<i>Petelet-Giraud et al. (2001)</i>	France	- Roche aquifère (R) - Conditions d'infiltration (I) - Couverture protectrice : sol (S) - Développement karst (K) - Epikarst (E)	$I_g = \alpha R_r + \beta I_i + \delta S_s + \gamma K_k + \epsilon E_e$ <i>R_r, I_i, S_s, K_k, E_e</i> : valeurs de chacun des critères indexés <i>α, β, δ, γ, ε</i> : Coefficient de pondération	0 à 255
SINTACS	<i>Civita (1994)</i>	Italie	- Profondeur à la nappe (S) - Recharge (I) - Impact / Nature ZNS (N) - Couverture protectrice : sol (T) - Roche aquifère (A) - Conductivité hydraulique de l'aquifère (C) - Topographie (S)	$I_{SINTACS} = Sor Sow + Ir Iw + Nr Nw + Tr Tw + Ar Aw + Cr Cw + Sur Suw$ <i>r</i> : valeurs des critères indexés <i>w</i> : Coefficient de pondération	Si < 106 : Faible vulnérabilité, Si > 210 : Forte vulnérabilité

Tableau 2 : Quelques méthodes de pondération et d'indexation des critères pour l'estimation de la vulnérabilité intrinsèque

1.3.2.2 Critères de vulnérabilité

Les principales méthodes listées dans le Tableau 2 indiquent que quatre à sept critères de vulnérabilité sont définis pour l'estimation de la vulnérabilité intrinsèque. Les quatre critères listés dans la méthode EPIK se retrouvent systématiquement dans les différentes méthodes présentées dans le tableau.

Quelles que soient les méthodes développées, les critères physiques de vulnérabilité sont les suivants :

1. **Les critères relatifs à la nature et à la géométrie du milieu** : topographie, typologie de la couverture protectrice (sol), épaisseur des couches géologiques de la zone non saturée et saturée,
2. **Les critères relatifs aux régimes hydrodynamiques** : présence d'épikarsts, recharge, conditions d'infiltrations, conditions hydrauliques de l'aquifère, développement de karsts

La Figure 12, illustre un exemple des fonctionnements hydrologiques à l'origine de la description des critères de vulnérabilité pour la région des karts normands de la craie par exemple.

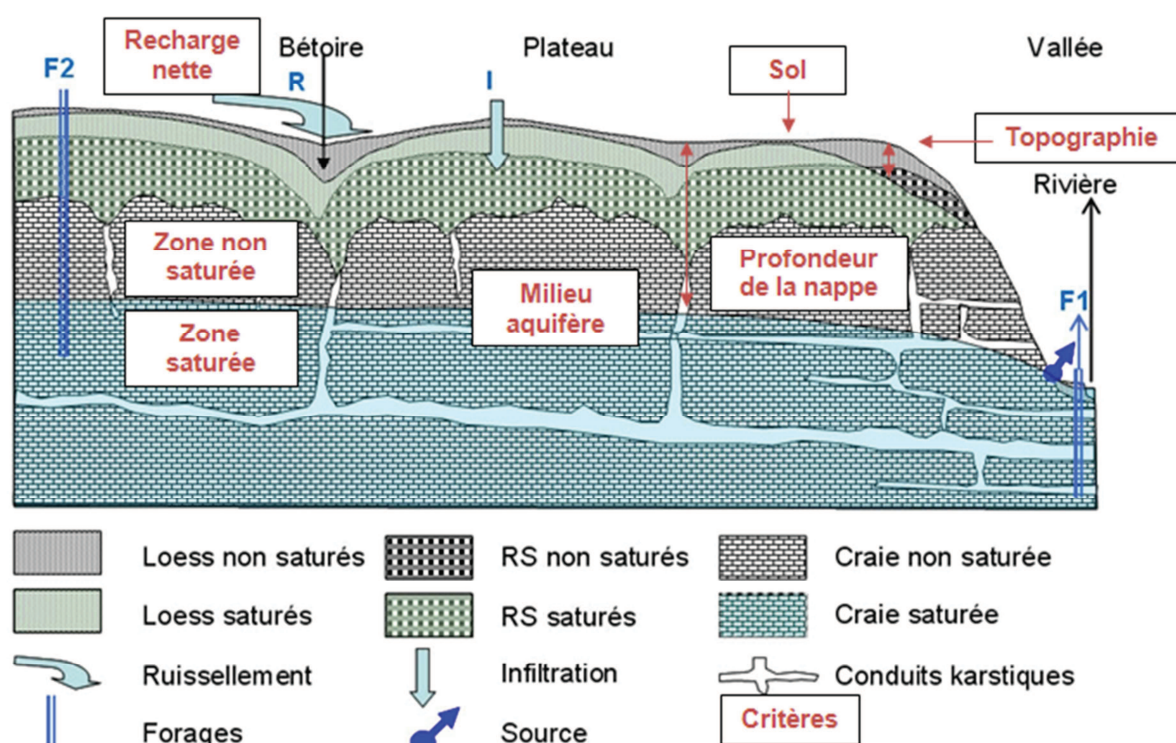


Figure 12 : Schéma du contexte du fonctionnement hydrologique régional (ex : karst de Normandie) avec les cavités verticales du karst d'introduction sous couverture (Dupont, 2011, modifié)

Il est ainsi admis que la vulnérabilité intrinsèque est évaluée en prenant en considération ;

- le type de couverture protectrice,
- la nature de la zone non saturée pouvant mettre en évidence la présence d'épikarst,
- le développement karstique qui peut aussi être apprécié par la conductivité hydraulique ou la nature de la roche aquifère,
- les conditions d'infiltration ou la recharge nette.

Les trois autres critères sont : la profondeur de la nappe ou l'épaisseur de la zone non saturée, la topographie et le milieu aquifère.

La topographie est un moyen de prendre en considération le gradient de pente du domaine d'étude. Cette information peut indirectement renseigner sur la part du ruissellement et/ou de l'infiltration en place sur le périmètre d'étude. Ce gradient de pente est donc non négligeable dans l'estimation de la vulnérabilité de la ressource.

D'ailleurs, une méthodologie basée, entre autres, sur l'analyse des talwegs (ligne formée par les points les plus bas d'une vallée) et du MNT (Modèle Numérique de Terrain) a été développée par le BRGM (Mardhel et al., 2006) (méthode IDPR : Indice de Développement et de Persistance des Réseaux). Cette méthode permet une approche quantitative de l'aptitude des formations du sous-sol à laisser s'infiltrer/ruisseler les eaux de surface vers/depuis le milieu souterrain.

Bien que la vulnérabilité intrinsèque de la ressource ne s'intéresse qu'à la partie supérieure de la nappe, un grand nombre de méthodes prennent en considération le critère « milieu aquifère » qui décrit la nature globale de la roche aquifère (DRASTIC, SINTACS, RISKE).

Principe développée par l'approche européenne COST Action 620 :

Les principes de l'approche de la cartographie de la vulnérabilité du programme européen COST Action 620 « Cartographie de la Vulnérabilité et du Risque pour la Protection des Aquifères Carbonatés » (Zwahlen et al., 2003) sont présentés en Figure 13. Cette figure décrit le modèle conceptuel pour l'évaluation intrinsèque de la vulnérabilité de la ressource et de la source dans le milieu karstique et non karstique. Au maximum, quatre facteurs se combinent pour la réalisation de la carte.

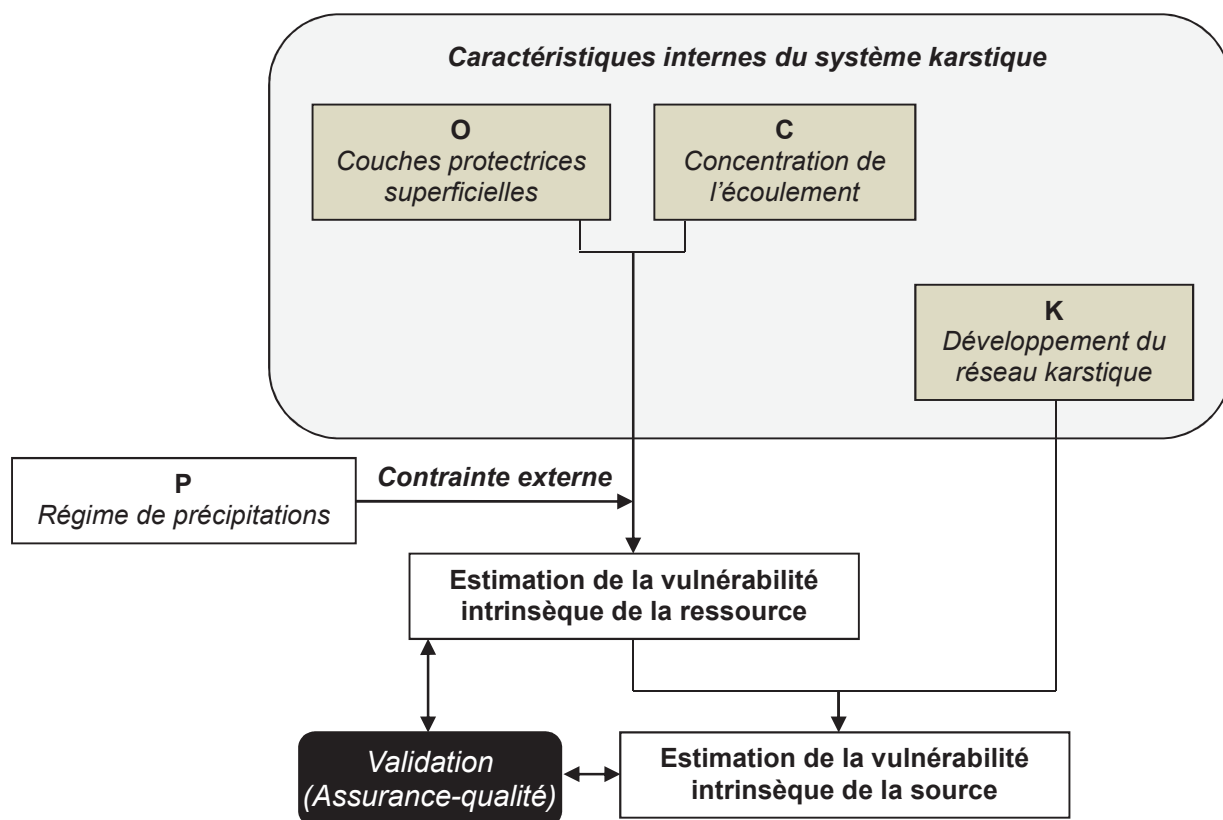


Figure 13: Création de cartes de vulnérabilité de la ressource (et de la source) par combinaison des facteurs OCPK (modifié d'après Zwahlen, 2004)

Ces quatre facteurs ou critères sont identifiés par les lettres OCPK, ils annoncent ; les couches protectrices superficielles (O), la concentration de l'écoulement (C), le régime de précipitations (P) et le développement du réseau karstique (K).

Les couches protectrices superficielles (O) : Ce facteur représente les couches situées entre la surface du sol et la surface de l'eau souterraine. Au maximum, 4 couches y sont représentées : le sol, le sous-sol, la roche karstique et non karstique en zone non saturée.

La concentration de l'écoulement (C) : Ce facteur caractérise la concentration du ruissellement vers des lieux où l'infiltration rapide peut survenir. Si l'infiltration se diffuse sans concentration importante des flux, le facteur C n'est pas un problème, car les couches supérieures ne sont pas contournées. Dans d'autres cas, si la précipitation est concentrée et si les couches superposées peuvent être complètement court-circuitées par un gouffre, le facteur C est un problème important dans la détermination de la vulnérabilité. Le degré de concentration des flux dépend du gradient de pente, des propriétés de surface (par exemple l'épaisseur, la perméabilité et la capacité d'infiltration des sols) et de la végétation.

Le régime de précipitations (P) : Le facteur P ne considère pas seulement la quantité totale de précipitations annuelles, mais aussi la fréquence, la durée et l'intensité des événements extrêmes, qui peuvent avoir une influence majeure sur le type et la quantité d'infiltration et, par conséquent, sur la vulnérabilité. Le facteur P est une contrainte extérieure compte tenu de sa variabilité spatiale et de son impact relatif sur le transfert de contaminant (fréquence, durée, intensité).

Le développement du réseau karstique (K) : le facteur K représente le degré de développement du réseau karstique de l'aquifère. Ce facteur est utilisé pour décrire la vulnérabilité à la source (captage) ou le chemin d'écoulement horizontal dans la zone

saturée. Les moyens d'évaluer le facteur du réseau karstique sont les suivants : la géologie et la géomorphologie, les caves et cartes karstiques, les résultats de traçage, pompages, ou tests, les hydrogrammes de printemps, etc.

Cette approche utilise les facteurs O, C et K comme caractéristiques internes du système. Ils rassemblent les critères de base pour l'élaboration de la vulnérabilité intrinsèque de la ressource. P est une «contrainte externe » qui permet d'affiner la vulnérabilité tandis que K est un critère « interne » au système mais toutefois, particulier, car il est utilisé en cas d'estimation de la vulnérabilité intrinsèque de la source (ex : captage). Le trajet horizontal du flux est alors intégré dans les facteurs de caractérisation.

La méthode européenne COST Action 620 regroupe un grand nombre de critères à l'intérieur d'un même facteur. Elle met en avant de nouvelles notions relatives aux contraintes internes et externes du système. La contrainte externe du système est définie par le facteur du « régime de précipitations ». Cet élément supplémentaire participe à la pertinence de l'approche et diverge par rapport aux méthodologies classiques d'estimation de vulnérabilité. La fréquence, la durée et l'intensité des événements pluvieux sont examinées. Les périodes d'infiltration sont mieux prises en compte.

1.3.2.3 Choix du poids paramétrique des critères

Le poids paramétrique des critères ou pondération définit l'importance relative d'un critère par rapport à un autre. Il permet la comparaison et l'addition des critères malgré leur impact relatif sur la protection de la ressource.

En règle générale, ce sont les procédures de classement et de notation par hiérarchisation qui sont utilisées dans les analyses multicritères. Ces deux techniques visent à attribuer un rang ou une note en rapport avec le degré d'importance du critère considéré.

L'attribution des valeurs de pondération est propre à chaque méthode. Ce constat soulève les limites des méthodes de vulnérabilité intrinsèque dans l'attribution des valeurs de pondération des critères de vulnérabilité. Parfois, ces valeurs peuvent changer à l'intérieur d'une même méthode. C'est le cas pour la méthode DRASTIC, qui propose deux versions (standard et pesticide) de pondération selon la nature du contaminant.

Les valeurs de pondération de la méthode DRASTIC ont été fixées par un groupe d'expert américain selon la méthode DELPHI. La méthode DELPHI est une méthode de prévision systématique, développée il y a une quarantaine d'années et qui implique une interaction structurée entre un groupe d'experts sur un sujet. Cette technique vise à établir un consensus à l'intérieur d'une équipe pluridisciplinaire.

Dans le cadre de l'analyse multicritères, la méthode d'Analyse Hiérarchique du Processus (AHP), développée en 1980 par Saaty, est fréquemment utilisée pour améliorer la sensibilité de l'analyse et la prise de décision. La méthode AHP est fondée sur une structuration hiérarchique des étapes de décision suivant plusieurs niveaux. Une fois que cette structuration est établie par les experts, des échelles de pondérations sont développées en utilisant la méthode des comparaisons par paires, à tous les niveaux hiérarchiques de l'analyse. La comparaison par paires (Thurstone, 1927) repose sur des comparaisons deux à deux des critères. L'équipe d'experts doit émettre des jugements comparatifs sur l'importance relative de chaque couple de critères.

Récemment Sener et al. (2012) ont calculé les indices de vulnérabilité à partir des valeurs d'index et de pondérations utilisées par la méthode DRASTIC standard, la méthode DRASTIC modifiée (ajout des critères de linéament et d'utilisation du sol) et leur nouvelle méthode DRASTIC modifiée par AHP. Pour valider la méthode, l'estimation du coefficient de corrélation (r^2), par régression linéaire, a été estimé entre les concentrations en nitrates et les indices de vulnérabilité. Les résultats montrent que l'indice de vulnérabilité obtenu avec la méthode DRASTIC, modifiée par AHP, présente la valeur de r^2 la plus élevée des trois méthodes. Par comparaison, cette dernière méthode prouve l'amélioration de la précision de l'indice.

Le choix des index et des poids paramétriques implique nécessairement l'expertise de spécialistes. Des décisions logiques et structurées ont été mises en place afin de limiter les confusions et la subjectivité de la démarche. Afin de réduire les erreurs d'estimation finales, d'autres techniques (ex : AHP) sont dorénavant testées et permettent de consolider la démarche.

1.3.2.4 Formulation mathématique et signification de l'indice

Le calcul de l'indice de vulnérabilité est déterminé pour une période de temps spécifique. Les méthodes de calcul présentées dans le Tableau 2 sont uniquement issues de modèles additifs¹³. Néanmoins d'autres méthodes, telle que la méthode de vulnérabilité spécifique GOD (Foster et al., 1987), utilisent des modèles multiplicatifs.

Ces deux méthodes n'ont donc pas la même réponse en ce qui concerne la façon dont chacun des critères agit sur les autres pour définir l'indice. Tandis que le modèle additif (linéaire) est une combinaison entre critères, le modèle multiplicatif conditionne nécessairement une interaction forte entre ces mêmes critères. Un critère d'une valeur de zéro suffit à obtenir un indice d'une valeur nulle.

Le choix de la forme additive, dans l'estimation de la vulnérabilité intrinsèque, se justifie par le fait que les critères responsables de l'écoulement de l'eau ont des effets qui s'ajoutent les uns aux autres et finissent par créer un processus favorable à l'installation d'un contexte de vulnérabilité. Dans un modèle multiplicatif, l'effet de chaque critère a une influence sur l'ensemble des autres facteurs. Cette méthode est surtout utilisée dans l'estimation de la vulnérabilité spécifique.

Quelle que soit la méthode employée, l'indice de vulnérabilité de la ressource en eau souterraine permet un classement de la vulnérabilité. L'indice est donc le résultat d'une formulation mathématique ; il a pour but de représenter globalement le comportement supposé des éléments géomorphologiques surplombant l'aquifère. Il présente ainsi l'avantage d'offrir un « témoignage » permettant de ramener à un référentiel commun, un ensemble de propriétés géomorphologiques hétérogènes du sol et du sous-sol. Ce sont les valeurs ordinales (fort, moyen, faibles, etc.) qui sont utilisées pour représenter l'indice de vulnérabilité.

L'étendue des valeurs de l'indice varie selon les méthodes (Tableau 2). Ainsi, la méthode DRASTIC affiche une gamme allant de 23 à 226 tandis que la méthode EPIK va de 9 à 34. Cette disparité des valeurs s'explique par le choix des valeurs des index et des poids paramétriques.

Par ailleurs, une multitude de méthodes multicritères de vulnérabilité intrinsèque peuvent être développées à partir du choix de critères « génériques ». La carte en Figure 14, réalisée par le BRGM en 2005, est un exemple d'une autre méthode de vulnérabilité multicritère. Pour ce faire, des experts ont choisi cinq critères de vulnérabilité : pluie efficace, pente du sol, couverture imperméable, classe de perméabilité et épaisseur de la zone non saturée. La formulation d'un indice a ensuite été établie après avoir réalisé une hiérarchisation des critères.

¹³ Combinaison des critères par une somme : combinaison linéaire

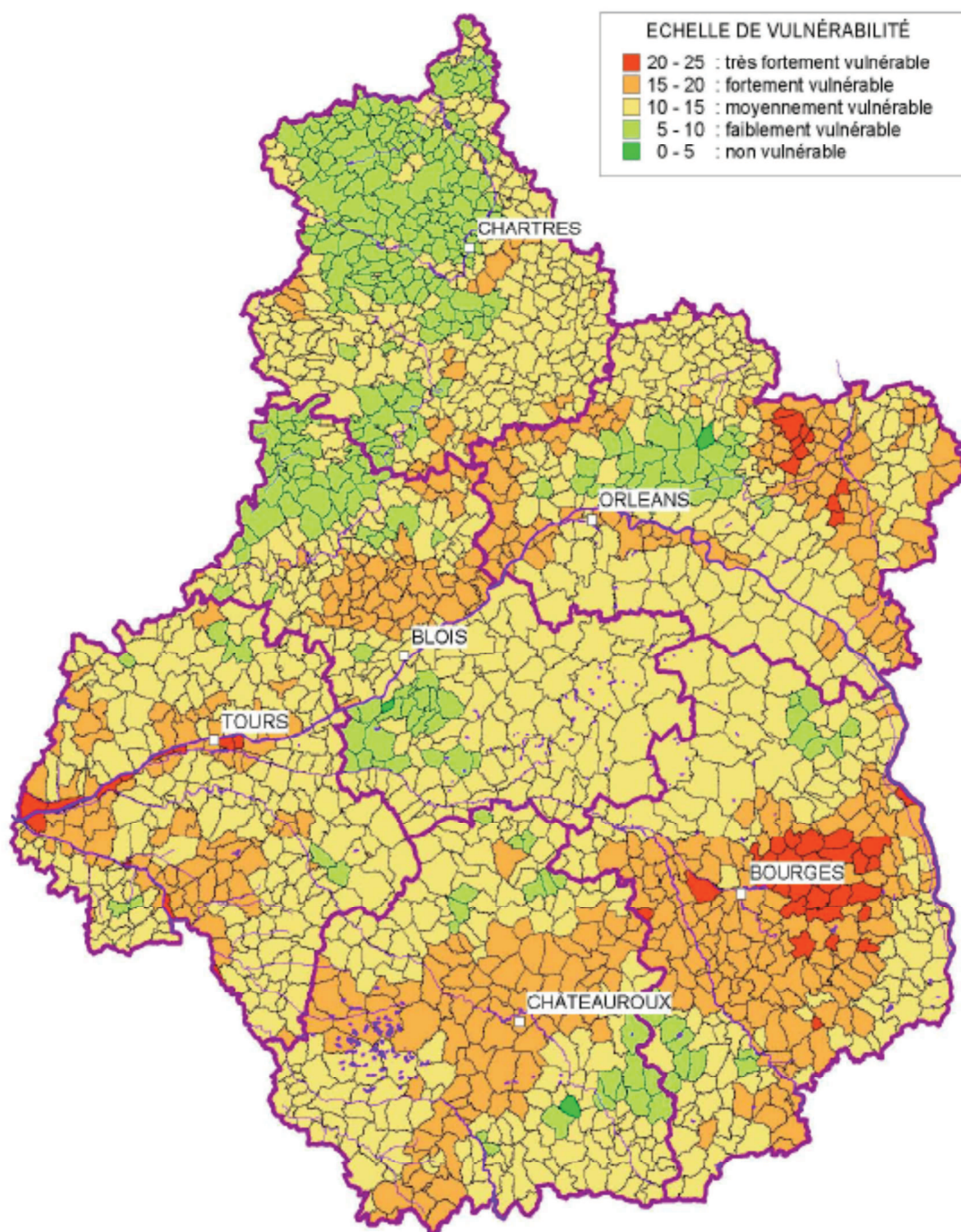


Figure 14 : Carte de vulnérabilité intrinsèque des aquifères de la région Centre (valeur par commune), BRGM (2005)

A l'intérieur du domaine d'étude, des classes d'indices de vulnérabilité sont matérialisées à l'aide d'un dégradé de couleurs symbolisant les communes, en fonction de leur degré de vulnérabilité (ou protection naturelle respectivement). Rouge pour une très forte vulnérabilité et vert en cas d'absence de vulnérabilité. La représentation cartographique de la vulnérabilité intrinsèque de la ressource est facile à interpréter et constitue un outil pratique dans le cadre de la gestion et de la prévention de pollutions.

1.3.2.5 Echelle de travail et outils SIG

L'échelle de représentation spatiale de la vulnérabilité à la pollution des eaux souterraines est dépendante de la méthodologie employée mais également des connaissances et des données disponibles en terme de géologie et hydrogéologie du secteur d'étude. Selon Albinet et Margat (1975), les cartes à l'échelle du 1/1 000 000 présentent une vue générale des paramètres qui conditionnent la vulnérabilité de la nappe. La cartographie à l'échelle du 1/250 000 donne, quant à elle, une vue plus détaillée des paramètres qui conditionnent cette même vulnérabilité, tandis que les cartes au 1/50 000 visent à apporter un préalable aux études quantitatives. L'exhaustivité des données géologiques et hydrogéologiques est donc déterminante pour la constitution d'une carte à l'échelle détaillée ($\leq 1/50\ 000$).

Landreau (1996) complète cette description en apportant une notion relative à la gestion institutionnelle de la ressource en eau (Figure 15). Ainsi, les cartes au 1/1 000 000 sont davantage destinées à une sensibilisation éducative à la protection de la ressource tandis que les cartes au 1/10 000 sont vouées aux outils d'aménagements des captages d'eau potable.

Echelle de cartographie	Principaux objectifs
1/1 000 000	Sensibilisation ou éducation à la protection des ressources en eau (<i>échelle nationale ou régionale</i>)
1/500 000	Orientation politique générale pour la gestion ou la police des eaux (<i>échelle régionale</i>)
1/250 000	Aide à la décision en matière d'aménagement et de planification (<i>échelle régionale, voire locale</i>)
1/100 000	
1/50 000	Outils pour l'aménagement ou pour la protection des ressources en eau, des captages et de leur implantation (<i>échelle locale</i>)
1/25 000	
1/10 000	

Figure 15 : Relation entre l'échelle de représentation et la nature des objectifs (Landreau, 1996)

Les méthodes de vulnérabilité intrinsèque, telles que DRASTIC et SINTACS (Tableau 2) estiment la vulnérabilité à l'échelle régionale. On constate également que ce sont les méthodes qui utilisent le nombre de critères le plus important. Par ailleurs, l'IDPR permet une représentation nationale étant donné que les critères nécessaires à l'établissement de la carte existent à cette échelle de travail.

La mise en œuvre des méthodes de vulnérabilité s'effectue en règle générale à l'aide d'outils de Système d'Information Géographique (**Outils SIG**) tel qu'ArcGIS. Cet outil permet de créer, d'organiser et de présenter des données alphanumériques spatialement numérisées, c'est-à-dire géoréférencées (Figure 16). Dans le contexte des études de vulnérabilité, l'application du « SIG Bureau » permet de procéder à des opérations calculatoires, de conversion et de géotraitement de données spatiales (interpolation). Les SIG intègrent de nombreux outils permettant de manipuler toutes les données afin de les rendre cohérentes et exploitables. En 1990, l'économiste Michel Didier mentionne que le SIG est un « ensemble de données repérées dans l'espace, structurées de façon à pouvoir en extraire commodément des synthèses utiles à la décision ». Comme l'indique la figure 16, les cartes projetées dans l'outil SIG se décomposent sous forme de couches SIG qui peuvent être sous format Raster ou Vecteur.

Les **rasters** sont des photographies aériennes numériques, des images satellites, etc, qui se composent d'une matrice de cellules ou pixels contenant des valeurs représentants des informations. Ce format laisse la possibilité d'effectuer des calculs (Calculs raster), tels que des additions, des soustractions, etc., mais il est également possible d'effectuer des opérations plus complexes tels que le calcul de la direction des flux, calculs de pentes, vitesses de Darcy, etc.

Les **vecteurs** sont des fichiers de formes pouvant être représentés par des points, des lignes (ou polygones) et des polygones (ou surfaces). Ce type de format permet de stocker des informations relatives à l'emplacement géométrique et aux attributs des entités géographiques.

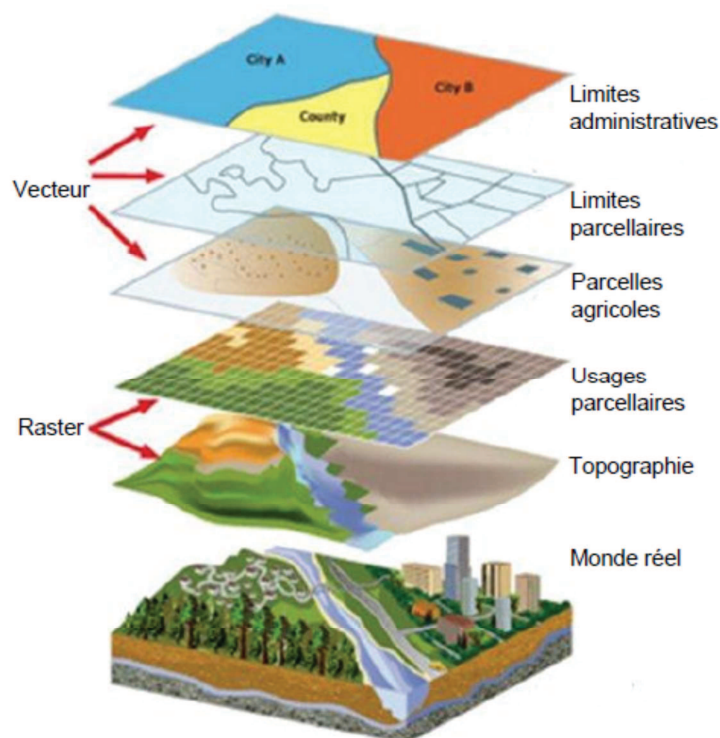


Figure 16 : Exemple d'un ensemble de cartes assemblées dans l'outil SIG (<http://www.srh.noaa.gov> modifié)

1.3.3 Vulnérabilité spécifique de la ressource

Outre le fait d'examiner les critères relatifs à la nature, la géométrie du milieu souterrain et les critères correspondants aux régimes hydrodynamiques, l'évaluation de la vulnérabilité spécifique de la ressource associe également les propriétés géochimiques du contaminant. En effet, alors que la vulnérabilité intrinsèque de la ressource considère que le contaminant a le même comportement hydrodynamique que l'eau, l'évaluation de la vulnérabilité spécifique prend en compte les particularités du contaminant et les interactions pouvant intervenir avec le système (eau et roche).

L'évaluation spécifique de la vulnérabilité, déterminée par l'approche COST Action 620, est une extension de la méthodologie intrinsèque de la ressource. Un module supplémentaire, le facteur spécifique S, est ajouté au schéma originel de la Figure 13 (Figure 17). Y sont intégrées les propriétés de la couche et du contaminant.

La méthodologie développée par COST Action 620 est la suivante :

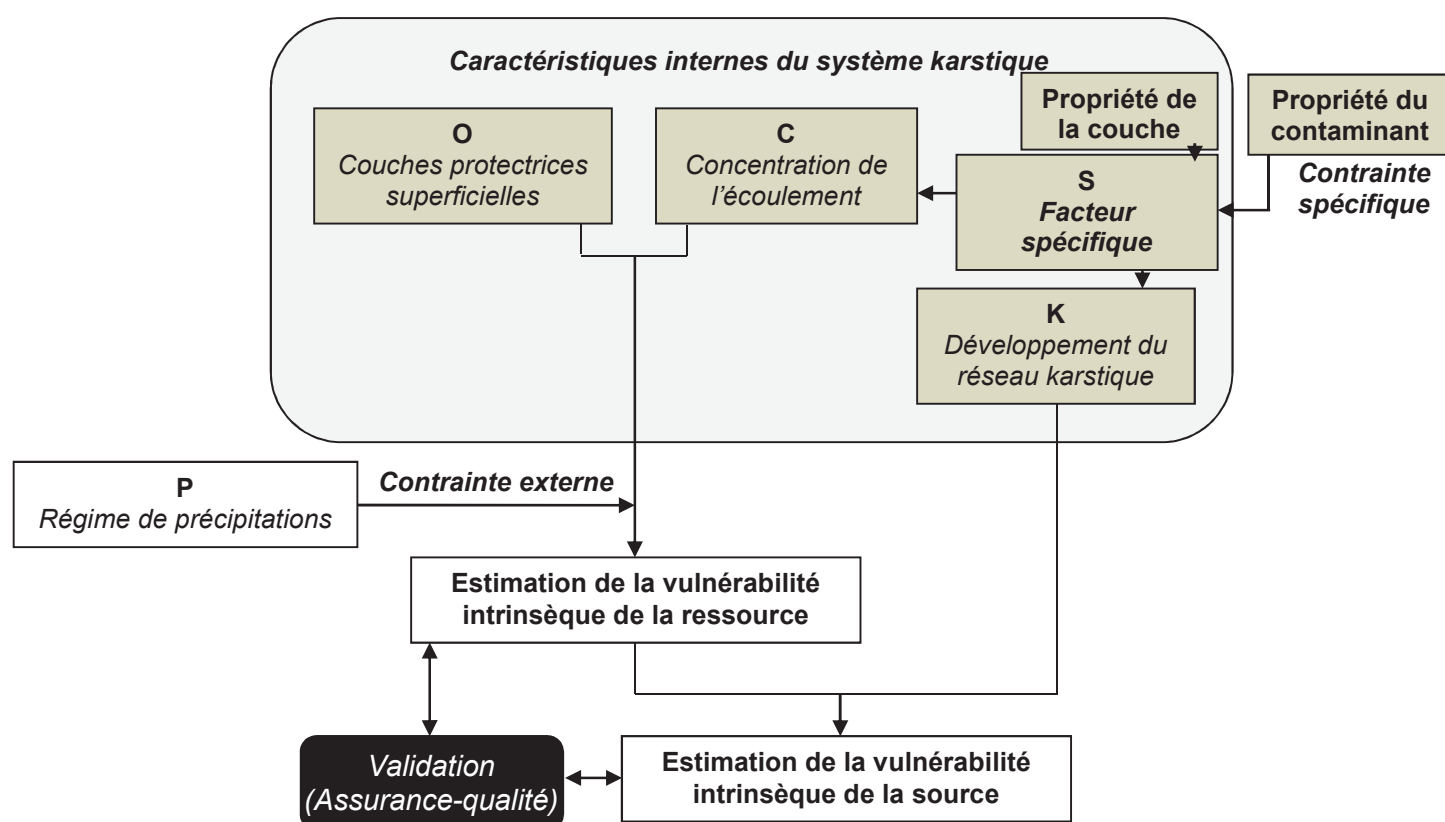


Figure 17 : Facteur de pondération spécifique de la vulnérabilité (facteur S) dans le cadre d'une évaluation de la vulnérabilité intrinsèque-spécifique.

1.3.3.1 Enjeux supplémentaires : le polluant

Le devenir des polluants dans les sols dépend essentiellement des processus de rétention, de dégradation et de persistance. Ces phénomènes ont lieu grâce aux différents processus physiques, physico-chimiques et biologiques qui se produisent dans le sol et le sous-sol (Figure 18). Ils induisent une diminution et un retard de la concentration.

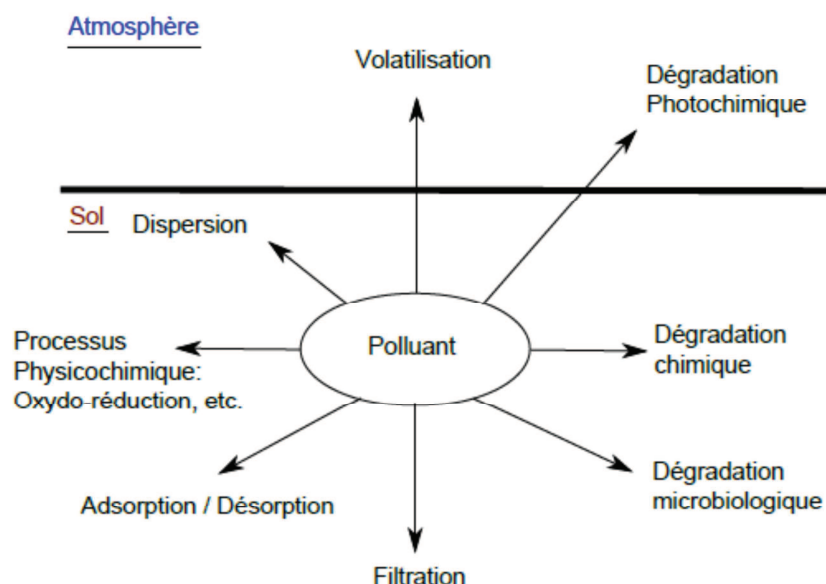


Figure 18 : Processus physico-chimiques et biologiques des polluants organiques dans les sols (www.ecosociosystemes.fr - modifié)

L'estimation de la vulnérabilité spécifique nécessite la prise en compte de ces processus afin de caractériser l'atténuation potentielle du polluant. Un travail de synthèse du programme COST Action 620 a mis en évidence les relations entre (i) les caractéristiques physico-chimiques du sol et (ii) les caractéristiques physico-chimiques du contaminant, sur l'efficacité des processus d'atténuation (Figures 19 et 20). Ces informations renseignent sur les caractéristiques clés à prendre en considération lors de l'estimation de la vulnérabilité spécifique.

Processus-clés	Propriétés-clés												
	Adsorption	Echange cationique	Filtration	Sédimentation	Biodégradation	Oxydation	Réduction	Complexation	Précipitation	Hydrolyse	Volatilisation	Dégradation	Désintégration
Teneur en matière organique	++	+	-	-	++	++	++	++	-	-	-	-	-
Teneur en minéraux argileux	++	++	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-
Capacité d'échange cationique (CEC)	++	++	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Teneur en oxydes de Fe, Mn et Al	++	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Teneur en carbonates	-	-	-	-	-	-	-	-	++	-	-	-	-
Diamètre de pore	-	-	++	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Valeur pH	+	+	-	-	+	-	-	++	++	++	-	-	-
Potentiel redox	-	-	-	-	++	++	++	+	+	+	-	-	-
Température	-	-	-	-	+	-	-	-	+	+	++	-	-

Figure 19 : Relation qualitative entre les paramètres physiques et chimiques du sol et l'efficacité des processus d'atténuation : (-) peu ou pas de corrélation ; (+) corrélation significative ; (++) forte corrélation (modifié d'après COST Action 620 2004)

Processus-clés Propriétés-clés													
	Adsorption	Echange cationique	Filtration	Sédimentation	Biodégradation	Oxydation	Réduction	Complexation	Précipitation	Hydrolyse	Volatilisation	Dégradation	Désintégration
Solubilité	++	++	-	-	+	-	-	+	++	+	-	-	-
Coefficients de partage (K_d , K_{oc} , etc.)	++	++	-	-	-	-	-	+	+	-	-	-	-
Viscosité	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Demi-vie de dégradation	-	-	-	-	++	+	-	-	-	+	-	-	-
Demi-vie de désintégration radioactive	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	++
Demi-vie biologique	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	++	-
Potentiel de réduction standard	-	-	-	-	+	++	++	+	+	-	-	-	-
Constantes d'équilibre	+	-	-	-	-	-	-	+	++	+	-	-	-
Pression de vapeur	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	++	-	-
Densité	-	-	-	++	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Taille des particules	-	-	++	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-

Figure 20 : Relation qualitative entre les paramètres physiques et chimiques du contaminant et l'efficacité des processus d'atténuation(-) peu ou pas de corrélation ; (+) corrélation significative ; (++) forte corrélation (modifié d'après COST Action 620 2004)

1.3.3.2 Prise en compte des « points sources »

Outre le fait de prendre en considération les processus physico-chimiques des contaminants, il est également intéressant, pour l'estimation de la vulnérabilité spécifique, de pouvoir intégrer la localisation des zones de recharge de contamination.

L'idée consiste à modifier l'équation de la vulnérabilité intrinsèque afin de prendre en compte les zones de production des contaminants (points sources). En 2006, Panagopoulos et al., proposent de modifier et d'optimiser la méthode DRASTIC pour aboutir à une estimation spécifique de la vulnérabilité. Cette nouvelle méthodologie a été testée sur les concentrations en nitrates. Pour cela, ils ont utilisé des outils techniques tels que les statistiques et les géostatistiques. Les corrélations entre les teneurs en nitrates, la conductivité hydraulique et le type de sol ont été étudiées. L'absence de corrélation entre les concentrations en nitrates et ces deux derniers critères ont été mis en évidence. Par ailleurs, Gardner et Vogel (2005) ont observé que le critère correspondant à l'utilisation des terres semble être correctement corrélé avec les concentrations en nitrate mesurées dans les eaux. Ce constat a permis (Panagopoulos et al., 2006) de réviser les facteurs d'estimation et de pondération de l'ensemble des critères et de remplacer les deux critères : type de sol et conductivité hydraulique, de la méthodologie initiale de DRASTIC, par celui de « l'utilisation des terres » ; de manière indirecte, cela renseigne sur le potentiel de contamination.

1.3.4 Vulnérabilité intrinsèque au captage

Pour la cartographie de la vulnérabilité au captage, l'écoulement horizontal en zone saturée est ajouté à l'analyse globale. Le programme européen COST Action 620 propose un modèle conceptuel applicable aussi bien pour l'estimation de la vulnérabilité de la ressource que de la source, exemple captage d'eau potable (Figure 21). L'approche développée par ce programme européen est en réalité le fruit de différentes méthodes développées au sein de plusieurs groupes de travail.

1.3.4.1 Modèle conceptuel développé par l'approche européenne COST Action 620

Le modèle conceptuel proposé par (Goldscheider et al., 2004) est le suivant :

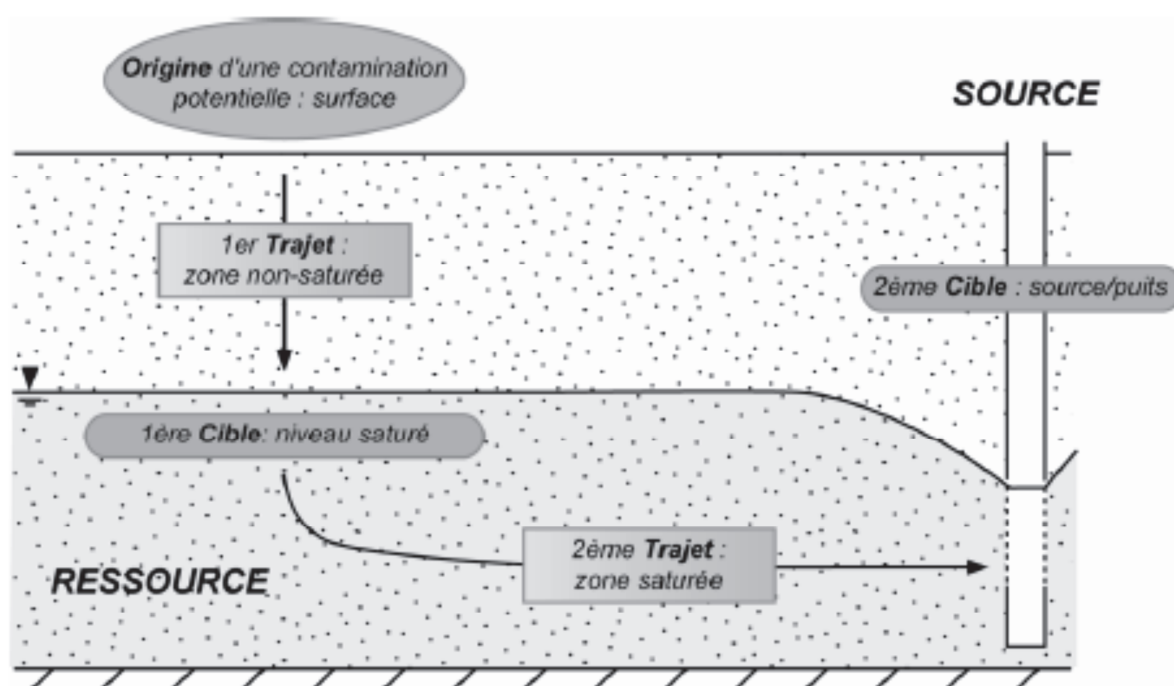


Figure 21 : Modèle OTC (Origine – Trajet – Cible) selon l'approche européenne (modifié de Goldscheider et al. 2004)

La Figure 21 décrit le parcours d'un contaminant dans le milieu, de son point de départ (surface du sol), en passant à travers différents milieux souterrains (zone non saturée et zone saturée) jusqu'à atteindre les cibles potentielles (milieu saturé, source, puits ou captage).

L'**Origine (O)** de la contamination correspond à une pollution de surface : diffuse ou ponctuelle.

Le **Trajet (T)** renvoie aux différents milieux traversés par le contaminant. Dans le cadre de ce chapitre, nous nous intéressons aux trajets effectués dans la zone non saturée (transfert vertical) et dans la zone saturée (transfert horizontal).

Les **Cibles (C)** sont, dans un premier temps la ressource (milieu saturé) puis dans un deuxième temps la source, le puits ou le captage (Objet de ce chapitre).

1.3.4.2 La dynamique du milieu et aspect temporel

Mimoun et al. (2010) proposent une méthode d'évaluation de la vulnérabilité intrinsèque qui prend en compte l'origine des eaux et la dynamique des écoulements souterrains. Pour cela, un modèle hydrodynamique de nappe est couplé à un modèle de suivi de particules. Cette méthode vise à estimer les temps de transfert des eaux souterraines en identifiant les zones de recharges. La méthode classique de vulnérabilité multicritères est ainsi complétée par les résultats d'un modèle mathématique. Trois critères sont choisis pour l'estimation de la vulnérabilité intrinsèque de la ressource (épaisseur zone non saturée, conductivité de l'aquifère et occupation du sol) auxquels il convient d'ajouter les résultats de modélisation de la zone saturée. L'épaisseur de la zone non saturée permet également d'estimer indirectement les temps de propagation verticaux. La vulnérabilité est appréciée à l'issue de la combinaison de la carte de vulnérabilité classique avec les temps de transfert et les zones de recharges identifiées grâce au modèle de suivi des particules.

Le programme VULK (Jeannin et al., 2001), propose également un outil mathématique. Le détail de la procédure est présenté au chapitre suivant.

1.3.5 Vulnérabilité spécifique au captage

1.3.5.1 Approche quantitative et temporelle

Tel que le précise Gogu et Dassargues (2000), la vulnérabilité spécifique est le plus généralement évaluée en terme de danger. Les paramètres clés définis pour l'évaluation spécifique de la vulnérabilité sont : le temps de transfert du contaminant dans la zone non saturée et le temps de résidence dans la zone saturée ainsi que la capacité d'atténuation dans le système propre à chaque contaminant.

Dans le cadre de COST Action 620, c'est le programme VULK (VULnérabilité et de Karst), développé au Centre d'hydrogéologie de Neuchâtel (Jeannin et al., 2001) qui permet de déterminer les temps de transfert et de calculer le transport de contaminants en des points choisis. La sélection et la combinaison des facteurs pris en considération par le programme VULK ont été réalisées grâce à l'approche développée par (Brouyère, 2001).

Cette approche, décrite ci-dessous, consiste à répondre à trois questions fondamentales qui renvoient aux trois facteurs qui en découlent:

1. Combien de temps faut-il pour qu'une contamination atteigne la cible ?
=> *Facteur 1* : Détermination du temps de transit
2. A quelle concentration la cible va-t-elle être contaminée ?
=> *Facteur 2* : Concentration maximale
3. Combien de temps cette contamination va-t-elle durer ?
=> *Facteur 3* : Durée de la contamination

En cas de contamination accidentelle ou d'essai de traçage, les courbes de restitution, au forage, permettent de répondre à ces trois questions de la manière suivante, cf Figure 22 :

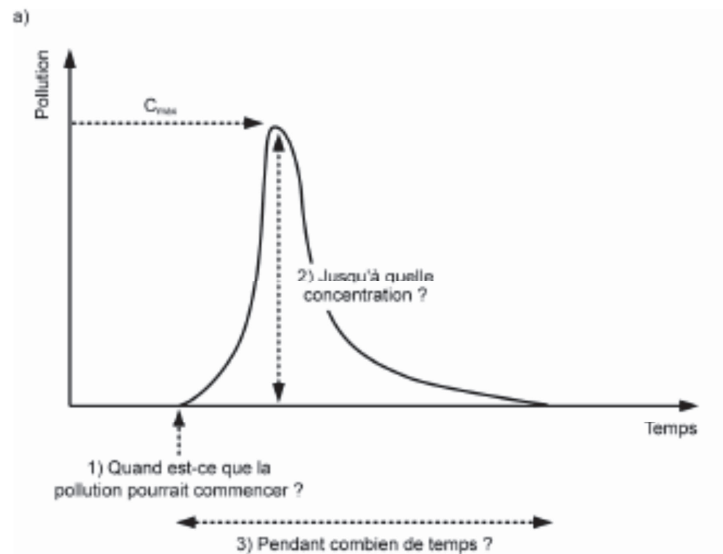


Figure 22 : a) Trois questions fondamentales en cas de contamination d'un bassin versant (modifié de Brouyère, 2001) (R. Ducommun., 2010)

Le **temps de transit** dépend principalement :

- de la perméabilité,
- de la porosité effective,
- du gradient hydraulique,
- de l'épaisseur des couches le long du chemin d'écoulement.

Le **niveau de concentration** des contaminants dépend :

- de la capacité d'atténuation de l'aquifère,
- de la proportion de la recharge par rapport aux eaux de ruissellement

Tout contaminant potentiel peut donc être mis en correspondance avec un graphique en trois dimensions (Figure 23) : l'axe du temps de transfert, l'axe du niveau de concentration graphique et l'axe de la durée. Cependant, les auteurs stipulent qu'une carte de vulnérabilité est, par définition, indépendante du scénario de contamination. Elle ne doit pas seulement être utilisable pour une contamination accidentelle de points (instantanée) mais aussi pour les scénarios diffus et à long terme.

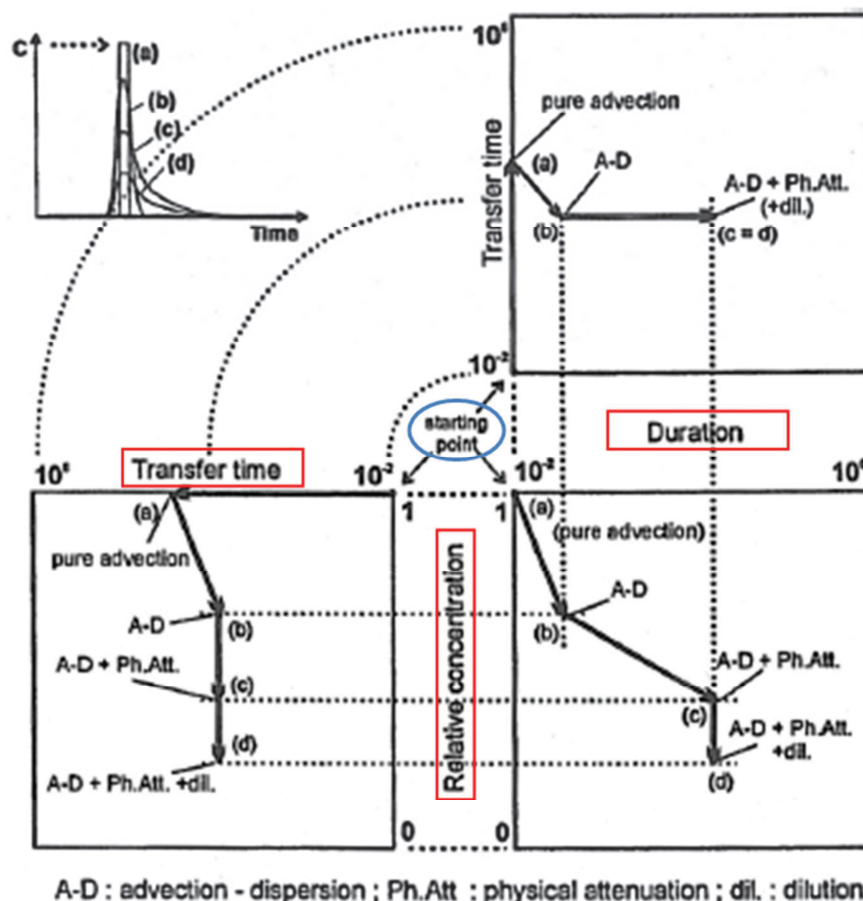


Figure 23 : Déplacement dans le « cube de vulnérabilité » selon les principaux mécanismes hydrodispersifs (advection, dispersion, atténuation physique, dilution) (tiré de Brouyère, 2001)

La Figure 23 correspond au « cube de vulnérabilité » ; le point d'entrée dans le cube est la valeur nulle (cercle bleu) pour le temps de transfert et la durée, tandis que la concentration relative (comparaison entre la concentration maximale observée à la cible et de la concentration d'entrée C_0 à l'origine) représente la fonction de Dirac (a). Le contaminant est ensuite affecté par l'hydrodynamique intrinsèque et les mécanismes hydrodispersifs, en modifiant progressivement sa distribution spatiale et temporelle.

L'évolution correspondante peut être suivie simultanément dans le cube. Les processus sont :

- L'advection [A] : Déplacement du polluant à la vitesse de l'eau souterraine,
- La dispersion hydrodynamique [D] : Etalement autour de la position moyenne de l'advection,
- L'atténuation physique [Ph.Att] : exemple l'effet de la porosité variable,
- La dilution [dil] : Baisse de concentration liée au mélange de différents flux d'eau

Dans la réalité, l'ensemble des processus arrivent simultanément. Cependant, dans le cube de vulnérabilité, tous ces mécanismes peuvent être examinés, un par un, pour mettre en évidence leurs conséquences en terme de déplacement dans une vue ouverte du cube (Figure 23). Différentes classes de vulnérabilité sont définies le long de l'axe du cube et dans le cube pour chacun des critères définis (exemple des temps de transit et/ou durée de 1 jour, 10 jours, 1 an, 10 ans, ou bien l'axe de concentration peut être subdivisé en classes correspondant à des ratios de 0.0001, 0.001, 0.01, 0.1 et 1)

1.3.5.2 Evaluation des plans d'action sur le territoire

Les concentrations observées aux captages d'eau potable proviennent, en majeure partie, des activités de surface présentes sur le bassin versant. C'est pourquoi les études de vulnérabilité se focalisent de plus en plus sur les zones de recharges en lien avec les activités anthropiques (Panagopoulos et al., 2006 ; Mimoun et al., 2010).

Actuellement, les pouvoirs publics et les prestataires de services en charge de la gestion, de la surveillance et de l'exploitation de la ressource en eau ont, encore davantage, besoin de disposer d'outils d'aide à la décision capables d'estimer quantitativement la vulnérabilité des eaux aux captages d'exploitation et de pouvoir quantifier l'impact d'une politique de surface sur la qualité de l'eau. De nouvelles méthodologies semi-quantitatives sont donc essentielles pour assurer un meilleur aménagement du territoire et prolonger les travaux pour la préservation d'une ressource de qualité. A cet effet, le cycle « global » de l'eau souterraine et des contaminants doit être pris en considération, de la surface du sol aux captages d'alimentation en eau potable.

1.3.6 Mise en relief des différentes méthodes

Les méthodes de vulnérabilité développées au cours des 40 dernières années prennent donc en compte les facteurs relatifs aux sols, à la zone non saturée et à la zone saturée de l'aquifère. Elles permettent ainsi de mettre en évidence le type de percolation, d'infiltration et les types d'écoulement qui ont lieu dans le milieu, grâce à la combinaison d'index et de coefficients de pondération attribués à chacun des critères. La diversité et la complexité des méthodes proposées DRASTICS (Aller et al., 1987), EPIK (Doerfliger et Zwahlen, 1998), SINTACS (Civita, 1994) varient selon le nombre de critères choisis et leur structure pragmatique en ce qui concerne leur mise en application. Cependant, ces méthodes sont généralement applicables dans le cadre d'une évaluation intrinsèque de la vulnérabilité car elles ne prennent pas en compte la notion de temps de transfert et la dégradation des substances en solution. On constate toutefois, que de nouvelles approches dérivées des méthodologies existantes (ex : DRASTIC) voient le jour. Elles ont pour ambition d'ajouter et/ou de remplacer les critères « classiques » par de nouveaux critères plus pertinents pour l'estimation de la vulnérabilité.

Au fil du temps, les méthodes basées sur la simulation des transferts ont été développées VULK (Jeannin et al., 2001), malgré le fait que ce soient des approches dites « objectives », celles-ci nécessitent de connaître un certain nombre de données hydrodynamiques souvent difficiles à obtenir, car coûteuses et faisant appel à de nombreuses hypothèses. De plus, leurs implémentations nécessitent du temps et s'avèrent souvent compliquées à mettre en place. Les méthodes statistiques, telle que FAVA (Florida Aquifer Vulnerability Assessment), ont également été développées pour évaluer la vulnérabilité de la ressource (Arthur et al., 2007). Elles établissent un lien entre les conditions initiales (géomorphologiques et hydrodynamiques) et la vulnérabilité des eaux souterraines. Néanmoins, ces méthodes ne diffèrent pas énormément des méthodes de pondération et d'indexation des paramètres. La seule différence notable vient du fait que la méthode par indexation fait intervenir le « dire d'expert » tandis que la méthode statistique utilise l'analyse de données, pour estimer la vulnérabilité. Par ailleurs, ces méthodes sont difficilement transposables et leur application à d'autres conditions environnementales n'est techniquement pas envisageable.

Bien que les méthodes d'indexation et de pondération des paramètres soient les plus employées pour décrire la vulnérabilité intrinsèque de la ressource, elles restent critiquables. Pour la méthode DRASTIC, Panagopoulos (2006) relate les avis de différents chercheurs qui stipulent que :

- Trop de variables sont prises en compte dans l'indice final, les paramètres critiques de la vulnérabilité des eaux souterraines peuvent être maîtrisés par d'autres paramètres qui n'ont aucune incidence sur la vulnérabilité d'un paramètre particulier (Vbra et Zaporozec 1994; Merchant, 1994) ;
- Le choix des paramètres est basée sur un jugement qualitatif et non pas sur des études quantitatives (Garrett et al., 1989) ;
- De nombreux facteurs importants scientifiquement, comme par exemple la capacité de sorption, le temps de transfert et le taux de dilution, ne sont pas pris en compte directement (Rosen, 1994) ;
- Le système tend à surestimer la vulnérabilité des aquifères en milieu poreux par rapport aux aquifères en milieu fracturé (Rosen, 1994).

Sinan et al., (2008) précisent que les méthodes de vulnérabilité intrinsèque surestiment la vulnérabilité des aquifères car les procédures ignorent le potentiel additionnel de l'atténuation des contaminants tels que les processus de retardation et de dégradation qui résultent de leur propriétés spécifiques. Ils proposent une approche dérivée de la méthode DRASTIC mais en prenant en compte uniquement les critères intervenant dans l'estimation verticale de la vulnérabilité intrinsèque. Ces critères correspondent à la recharge, la pente, la nature lithologique du sol et de la zone non saturée (nature et épaisseur). Pour ces auteurs, ces critères définissent la « sensibilité à la pollution de l'aquifère ». Pour compléter ce concept de sensibilité à la pollution de l'aquifère, la « qualité de l'eau souterraine », la « productivité de l'aquifère » et la « vitesse d'écoulement » ont été considérés. Il est également intéressant de souligner, dans cette approche méthodologique, que les critères de qualité de l'eau et de productivité sont reliés à des données socio-économiques.

1.4 Problématique de la Thèse :

Les méthodes d'estimation de la vulnérabilité sont, pour l'essentiel qualitatives, grâce à la définition d'indices élaborés à partir de critères de vulnérabilité (§ 1.3.2.2.) et de méthodologies diverses¹⁴ (§ 1.3.). Par ailleurs, de plus en plus de pratiques visent à intégrer les temps de transfert, l'hydrodynamisme et les mécanismes hydrodispersifs du milieu (Mimoun, 2010 ; Jeannin et al., 2001).

Faire le lien entre les pratiques agricoles, l'emploi de substances phytosanitaires sur les parcelles cultivées d'un bassin versant, avec les concentrations observées aux captages d'eau potable n'est pas chose triviale. L'état de l'art montre que le comportement, au cours du transport, des molécules phytosanitaires dissoutes est complexe et dépendant en partie de l'environnement du système et des caractéristiques de transformation propres à chacune des molécules. Cet ensemble gouverne leur dynamique de dégradation dans le milieu et au cours du temps ainsi que leur devenir dans les eaux souterraines. Néanmoins, la plupart de ces processus sont reconnus pour être actifs essentiellement dans le premier mètre du sol, là où se localise la matière organique. De nombreuses modélisations ont été développées à l'échelle de la parcelle et permettent de quantifier les masses qui s'infiltrent. Malgré tout, de nombreuses questions subsistent en ce qui concerne les flux dans le sous sol. A savoir, la dynamique des flux d'eau en sortie de parcelle drainée et quelle est l'implication de cette dynamique sur la qualité des eaux vis-à-vis des produits phytosanitaires.

Relier les valeurs de phytosanitaires mesurées au captage d'eau et les applications massiques de phytosanitaires effectuées à la surface du sol ouvre la possibilité de cibler précisément les secteurs les plus sensibles à un apport de substances polluantes dans les eaux souterraines captées, c'est-à-dire à pouvoir identifier les zones les plus contributrices au dépassement du seuil de potabilité¹⁵.

Pour ce faire, les gestionnaires ont développé les notions de vulnérabilité spécifique aux captages d'eau potable, mais ces approches ne permettent pas de réaliser des allers-retours entre les pratiques agricoles et les pollutions aux forages. Seules les modélisations à base physique permettent cette validation, mais leur mise en œuvre s'avère très complexe, et elles ne sont que très peu utilisées pour la gestion de la ressource.

L'eau souterraine étant le vecteur du transport des molécules phytosanitaires dans le sous-sol, les lois fondamentales d'écoulement et de transport sont parties intégrantes de la résolution des temps de transfert d'eau et de solutés dans le milieu. Ces lois d'écoulement et de transport de solutés sont implémentées au travers de modèles numériques ou analytiques qui prennent en compte, de manière plus ou moins réaliste, les paramètres hydrodynamiques du milieu (§ 1.2.5). Les critères, considérés pour l'estimation de la vulnérabilité, sont, même s'ils ne sont pas nommés de la même manière, les mêmes que ceux renseignés dans les modèles hydrogéologiques. L'état de l'art montre un manque de travaux à l'interface entre ces deux approches, permettant de valoriser les travaux de vulnérabilité de l'aquifère pour la gestion de la qualité des eaux aux forages. Aussi, les enjeux de recherche liés à la directive-cadre européenne sur l'eau soulignent l'intérêt de développer des méthodologies ouvertes et flexibles (Roche et al., 2004).

Dans le cadre du développement d'outils pour la gestion de la ressource en eau, il apparaît que l'approche analytique, via la distribution des temps de séjour, soit une alternative permettant de fournir des informations quantitatives, tout en gardant une simplicité d'application.

¹⁴ A dire d'expert, statistiques, etc.

¹⁵ Seuil de potabilité en 2013 0,1 µg/l (Loi sur l'eau, DCE)

Le principe consiste à employer la théorie des fonctions de transfert, pour quantifier l'évolution des concentrations en aval hydraulique d'un bassin versant, à savoir au captage d'eau potable. Tout dernièrement, Baillieux (2012) l'a appliqué dans ce même contexte. Cette méthode permet une alternative aux outils numériques de simulation qui sont, comme nous l'avons discuté précédemment, rapidement complexes. Le recours à ce type de démarche permettrait de formuler des scénarios de pratiques agricoles sur un bassin versant et de préciser son impact sur la qualité de la ressource au captage d'eau potable. Une réflexion pragmatique de l'impact des pratiques agricoles sur la qualité de la ressource pourrait être entamée afin d'aboutir à une préservation plus appropriée de la ressource en eau souterraine.

Nous proposons donc d'utiliser ces mêmes critères de vulnérabilité (paramètres hydrodynamiques) pour établir une fonction de transfert nommée distribution des temps de séjour. A partir de cette distribution des temps de séjour, calculée avec les critères de vulnérabilité, nous construirons un indice de vulnérabilité spécifique au forage.

Cette approche permet de tester des scénarios de contamination et peut être mise en œuvre à une échelle régionale. Basé sur des équations analytiques du transport et des hypothèses sur l'hydrodynamique, l'objectif du travail est de proposer une méthodologie pour relier vulnérabilité spatiale et variabilité temporelle de la qualité des eaux.

Le site choisi pour tester cette méthodologie est le Périmètre de Protection Eloignée de captages du Val d'Orléans. Dans un premier temps, une estimation de la vulnérabilité intrinsèque sera mise en œuvre à partir des méthodologies multicritères existantes. Cette première évaluation concernera la vulnérabilité de la ressource en eau souterraine. Puis, à partir des critères de vulnérabilité définis dans la première approche, nous allons établir la vulnérabilité spécifique aux forages du Val. Pour cette dernière approche, des critères supplémentaires, tels que les flux d'eau et de solutés seront pris en considération. Un couplage de modèles sera mis en œuvre pour l'intégration des flux sous racinaires conduisant à l'estimation de la vulnérabilité spécifique aux forages du Val d'Orléans.

CHAPITRE 2

Choix méthodologique

et

validation théorique

2 Méthodologie et validation théorique

2.1 Vulnérabilité intrinsèque multicritères : Généralités

Les méthodes de vulnérabilité intrinsèques multicritères, employées majoritairement pour les aquifères karstiques, ont été présentées dans le chapitre 1. La Figure 24 retranscrit schématiquement les différents éléments mis en œuvre pour l'établissement d'une carte de vulnérabilité intrinsèque multicritère.

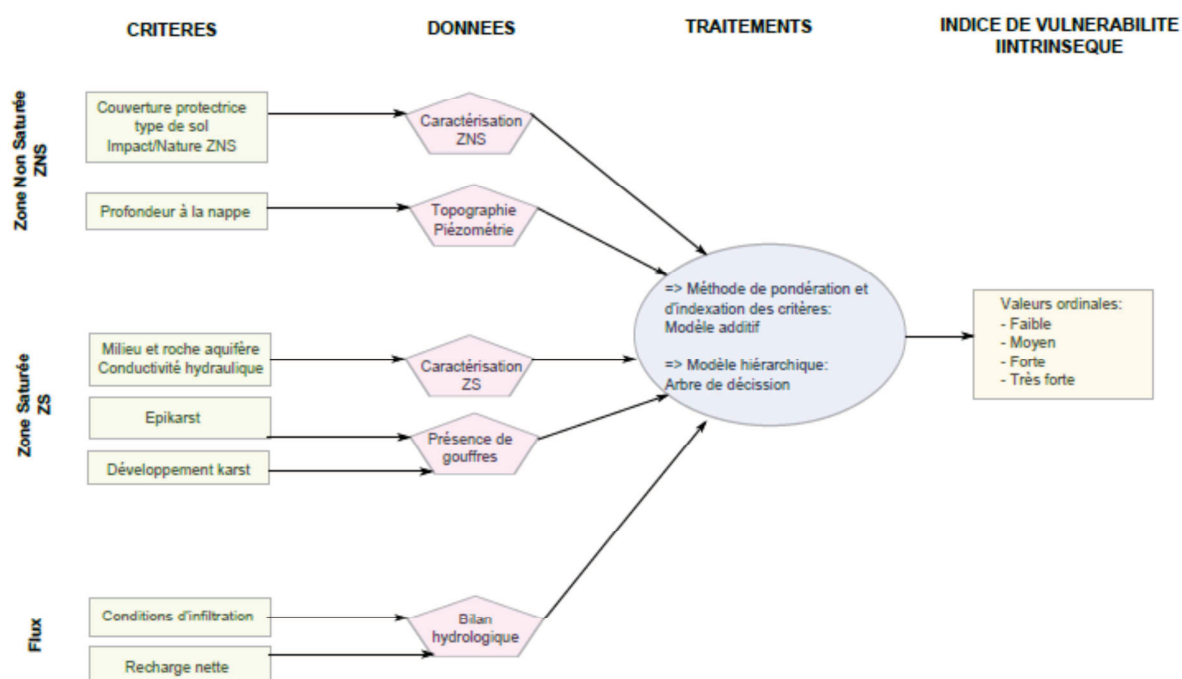


Figure 24 : Schéma conceptuel des méthodes de vulnérabilité intrinsèques multicritères

Les compartiments pris en compte pour l'estimation de la vulnérabilité sont la Zone Non Saturée (ZNS), la Zone Saturée (ZS) et les flux (Figure 24). Ils sont définis à partir des données bibliographiques et traités selon une méthodologie propre à chacune des méthodes (§ 1.3.) pour, *in fine*, en déduire un indice de vulnérabilité.

2.2 Vulnérabilité spécifique au forage

La vulnérabilité spécifique au forage proposée dans le cadre de ce projet de recherche passe par l'établissement d'une Distribution des Temps de Séjour (DTS). Cette approche met en relation les activités anthropiques de surface, pollutions diffuses issues des applications agricoles, avec les concentrations de contaminants mesurées au forage. L'établissement de ce flux de masse transitant à l'intérieur du système est décrit par la théorie des réservoirs et fait appel à :

- l'utilisation d'une solution analytique,
- la définition d'une Distribution des Temps de Séjours (DTS) en régime stationnaire,
- l'emploi du produit de convolution.

Cette méthodologie a fait l'objet de nombreuses recherches (Jury, 1982; Beltman et al., 1994; Barry et Parker, 1987; Schwientek et al. 2009). Le principe consiste à développer un outil simple d'application à partir d'une implémentation limitée de paramètres hydrodynamiques.

L'objectif est de décrire simplement le comportement hydrodynamique moyen de l'aquifère suite à des injections de solutés pulsées à la surface sol. Il sera ainsi possible de mettre en place différents scénarios de pratiques agricoles et de prévoir leurs impacts sur la qualité des eaux au captage d'eau potable.

Plusieurs éléments s'ajoutent à l'approche décrite ci-dessus. Ils concernent :

- 1- la mise en solution des phytosanitaires injectés et **le ratio de masse qui s'infiltre** réellement dans le sol, il est notée **a** .
- 2- La prise en compte de la demi-vie, propre à chacune des molécules phytosanitaires, qui s'inscrit dans la formulation mathématique de la distribution des temps de séjour. Celle-ci correspond, en réalité, au **taux de décroissance noté, δ** .

2.3 Mise en solution et décroissance des phytosanitaires

2.3.1 Flux sous racinaire : Quantité de masse injectée (M_0) et ratio de masse infiltrée (a)

C'est dans la partie du sol (zone humique) que les phytosanitaires sont les plus réactifs, ces phénomènes rendent l'estimation des masses de phytosanitaires infiltrées difficile. Différentes méthodes (expérimentales et/ou numériques) existent pour caractériser au mieux ces phénomènes. Par ailleurs, cette problématique fait l'objet de nombreux projets de recherche dans la communauté des agro-pédologues.

L'une des questions majeures dans ce domaine de recherche est d'identifier la dynamique d'infiltration des flux d'eau sous racinaires en sortie de parcelle drainée afin d'observer la temporalité et l'intensité de ces flux et d'en évaluer leur impact sur l'export des molécules phytosanitaires en solution.

Pour ce faire il convient, (i) de caractériser la réactivité hydrique du sol suite à des événements climatiques, (ii) de mesurer les concentrations en produits phytosanitaires dans les eaux de drainage et (iii) de simuler le devenir des substances phytosanitaires une fois épandues sur une parcelle agricole.

La réactivité de la recharge en eau du sol, par percolation des eaux de précipitation, traduit la dynamique d'infiltration. En période de traitement agricole, l'eau de percolation est chargée en molécules phytosanitaires utilisées pour le développement optimal de la culture en place. Ces molécules se déplacent verticalement par lixiviation selon des mécanismes d'advection, de dispersion et de diffusion.

L'étude du transfert des produits phytosanitaires sous racinaires, dans les agrosystèmes, tend à décrire les mécanismes et les comportements d'entraînement des substances phytosanitaires par les eaux de percolation afin d'en déduire le devenir dans l'environnement.

Dans le modèle que nous allons développer, la quantité de masse infiltrée (M) correspond à la masse de phytosanitaires ayant franchi la zone sous racinaire (Equation 27). En première approximation, celle-ci peut être estimée en fonction de la masse injectée par hectare (M_i) et d'un ratio de masse qui s'infiltré (a).

$$M = a * M_i \quad \text{Équation 27}$$

M_i est issue des historiques de pratiques agricoles. Les institutions telles que les chambres d'agriculture ou les associations liées aux activités agricoles, par exemple, le GDA (Groupements de Développement Agricole) permettent d'établir des scénarios de pratiques agricoles, en termes d'utilisation de produits phytosanitaires au cours du temps à l'échelle de l'hectare (locale) (Figure 15).

Le ratio de masse qui s'infiltré (a) peut, quant à lui, avoir plusieurs origines :

1. Dans les cas de sites peu documentés, nous admettrons qu'il existe un coefficient de proportionnalité entre les masses injectées par l'agriculture et celles infiltrées, sous le système racinaire. Ce ratio (a) est en réalité la somme de toutes les réactions possibles décrites précédemment. En 1996, Flury a inventorié un grand nombre d'études qui fournissent, selon la nature du pesticide et la structure du sol, le pourcentage de masse ayant traversé le sol. Ce type de document permet de posséder des gammes de valeurs observées sur différents sites d'étude et de s'en servir dans ce type de contexte.
Le retard à l'infiltration, séparant le moment de l'application sur le champ du moment où les flux d'infiltration prennent place, peut être évalué par des modèles de pluies/débits développés, par exemple, par le BRGM (GARDENIA (Thiéry, 2011)).
2. La seconde possibilité est d'utiliser les résultats d'autres modélisations dédiées au sol, comme entrée de notre modèle, tels que AgriFlux (Banton et al., 2003), MACRO (Larsbo et Jarvis, 2003) ou encore Footways (§ 1.2.5.4.).
3. Enfin la troisième possibilité consiste à utiliser des observations comme données d'entrée du modèle d'écoulements vers le forage. Dans ce cas, on peut utiliser les valeurs de débits et de concentrations observées sous des parcelles drainées, comme signal d'entrée pour la modélisation du milieu souterrain.

Dans le cadre de ce projet de recherche, les flux de phytosanitaires sous racinaires, observés sur site, vont être comparés aux résultats de simulation du modèle Footways et au coefficient de Flury.

2.3.2 Taux de décroissance (δ)

Le taux de décroissance d'une molécule phytosanitaire est défini comme suit,

$$\delta = \frac{1}{\text{Durée de demi-vie}} \quad \text{Équation 28}$$

Il traduit la vitesse de dégradation des molécules dans le système.

Dans ce cas, la masse de polluant évolue avec le temps tel que :

$$M = M_i \exp(-\delta t) \quad \text{Équation 29}$$

2.4 Solution analytique retenue pour l'advection/dispersion

Pour un volume élémentaire de roche de longueur dx , contenant une quantité d'eau θ , dans laquelle est dissous une concentration C de soluté, la masse de soluté non réactif présente dans ce volume élémentaire ne peut sortir que le long de l'axe x . Le bilan de masse montre que la variation de concentration répond au modèle d'advection/dispersion décrit par l'équation suivante :

$$\theta \frac{\partial C}{\partial t} = D \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - u \frac{\partial C}{\partial x} \quad \text{Équation 30}$$

θ : La teneur en eau en milieu non saturé,

$D \frac{\partial^2 C}{\partial x^2}$: Flux dispersif décrit par la loi de Fick avec D la dispersion hydrodynamique,

$u \frac{\partial C}{\partial x}$: Flux advectif

Avec u la vitesse fictive d'infiltration :

$$u = \frac{vd}{\theta} \text{ (Zone non saturée) et } u = \frac{vd}{ne} \text{ (Zone saturée)} \quad \text{Équation 31}$$

Le modèle d'advection/dispersion présenté ci-dessus (équation 30) repose sur la superposition d'un écoulement advectif avec u vitesse fictive d'infiltration et D la capacité de dispersion hydrodynamique obéissant à la loi de Fick.

Si l'on considère le transport par advection/dispersion d'un pulse de masse M au travers un milieu poreux 1D de longueur x et de section A de teneur en eau θ , il existe des solutions analytiques à l'équation (30). En résolvant l'équation du transport d'advection/dispersion le long d'une colonne de roche ouverte des deux cotés (réacteur idéal milieu infini), la concentration peut être décrite comme suit :

$$C(x, t) = \frac{M}{2\theta A\sqrt{\pi Dt}} \exp\left(-\frac{(x-ut)^2}{4Dt}\right) \quad \text{Wilson (1978)} \quad \text{Équation 32}$$

→ D'autres solutions analytiques existent, en fonction du type de conditions aux limites et des hypothèses choisies pour la résolution. L'équation 32 est simple d'utilisation et décrit avec trois paramètres (x , D et u) le transport dans une couche de sol. Elle correspond au modèle Fickien présenté dans le tableau 1 de fonction de transfert (chapitre 1). Cette solution est valable pour un milieu infini et suppose une diffusion non nulle en dehors du sol ($x < 0$). Cette configuration n'est logiquement pas adaptée à notre problématique. Par ailleurs, on peut démontrer que les deux solutions convergent dans le cas où x est très grand et que le transport est très supérieur à la diffusion.

En fixant la longueur du réservoir L , en faisant appel au nombre de Péclet (§ 1.2.3.3.) et au temps de séjours moyen dans le réservoir $\bar{t}$, en lieu et place de la dispersion, la vitesse d'écoulement et de la longueur x , l'équation 32 devient :

$$C(L, t) = M \sqrt{\frac{Pe}{4\pi t \bar{t}}} \exp\left[-\frac{Pe(\bar{t}-t)^2}{4t \bar{t}}\right] \quad \text{Équation 33}$$

Ainsi la géométrie du réservoir traversé disparaît de la formulation, les paramètres A , θ et D sont intégrés dans le nombre de Peclet et le temps moyen de séjour $\bar{t}$. Nous disposons d'une équation à seulement deux paramètres pour décrire le transport de masse en fonction du temps.

2.4.1 Distribution des temps de séjour

La formulation générale de la distribution des temps de séjour a été présentée dans le chapitre § 1.2.5.2. La distribution des temps de séjour va être définie pour un écoulement 1D le long d'un filet d'écoulement en y intégrant l'équation 33 ainsi que la masse initiale de polluant injectée M_i et le débit Q transitant dans le système.

La formulation de la distribution des temps de séjour normée, pour un réservoir à une impulsion, est définie comme suit :

$$E(x, t) = \frac{Q C(x, t)}{M_i} = \frac{M(x, t)}{M_i} \quad \text{Équation 34}$$

La combinaison des équations 33 et 34 donne le résultat suivant :

$$E(t) = \sqrt{\frac{Pe}{4\pi t \bar{t}}} \exp \left[-\frac{Pe (\bar{t}-t)^2}{4t \bar{t}} \right] \quad (\text{Delmas et Wilhelm}) \quad \text{Équation 35}$$

La prise en compte du taux de décroissance de la molécule conduit à la formulation suivante :

$$E(t) = \sqrt{\frac{Pe}{4\pi t \bar{t}}} \exp \left[-\frac{Pe (\bar{t}-t)^2}{4t \bar{t}} \right] \exp(-\delta t) \quad \text{Équation 36}$$

Cette expression permet de décrire la distribution des temps de séjour d'un soluté à la sortie d'un réservoir connaissant uniquement le nombre de Péclet (Pe) - paramètre hydrodispersif - son temps moyen de séjour ($\bar{t}$), et le taux de décroissance δ .

2.4.2 Produit de convolution

Le produit de convolution permet de calculer une réponse impulsionnelle sans devoir passer par la résolution des équations différentielles. Il calcule la réponse d'un système à un signal d'entrée quelconque en restant dans l'espace temps. Trois informations sont à renseigner pour la mise en place du produit de convolution :

- La distribution des temps de séjour (DTS), $E(t)$
- L'historique des masses dissoutes injectées sur le bassin versant, $M_{(0,t)}$
- Le débit transitant à travers le système (Ecoulement permanent), Q

Grâce à cette technique, il est possible de décrire l'évolution de la qualité de l'eau au captage.

Si l'on considère les différentes périodes d'infiltration du soluté comme une somme d'injections brèves de masse M_o , la concentration d'un soluté au forage $C_{(t)}$ peut-être déduite de la distribution des temps de séjour (équation 37) par convolution :

$$C_{(t)} = \frac{\text{convol} [E_{(t)} * M_{(0,t)}]}{Q} \quad \text{Équation 37}$$

Cette méthode permet de relier l'évolution de la concentration d'un élément dissous au forage à partir des masses injectées en surface.

2.5 Modèle conceptuel et hypothèses

Pour décrire les concentrations aux forages avec l'équation 37, il nous faut connaître la distribution des temps de séjour, la masse de solutés injectés et les débits d'eau souterraine par filet d'écoulement (figure 25).

L'équation 37 permet de relier les actions sur la parcelle cultivée (M_o) à ses conséquences au forage ($C_{(t)}$). Afin de prendre en compte les différentes parcelles d'un bassin versant, celui-ci est divisé en n parcelles ou mailles de surface unitaire A_n . Chacune d'entre elles possèdent des caractéristiques hydrodynamiques spécifiques.

L'eau et la masse de solutés, considérés comme conservatifs, qui s'infiltrent au niveau des parcelles $A_n M_n$, vont percoler à travers les différentes couches du sous-sol dont les propriétés hydro-dispersives peuvent varier. Ils traverseront les i couches jusqu'au forage. Les i couches du milieu souterrain peuvent être définies comme appartenant à la Zone Non Saturée (ZNS) ou à la Zone Saturée (ZS) de l'aquifère. Pour chaque filet n , les i couches seront considérées comme des réservoirs indépendants contenant un volume d'eau s'écoulant à une vitesse u_{in} et aux propriétés de dispersion Pe_{in} .

La configuration stratifiée et hétérogène du bassin versant souterrain amène à déterminer des « paramètres équivalents »¹⁶ pour chacun des filets d'écoulement composés de i couches de sol. La fonction $\langle E_n(t) \rangle$, décrite en sortie de chaque filet d'écoulement n , est la distribution des temps de séjour « équivalente » d'un soluté qui aura pu traverser i couches avant d'atteindre le forage. La concentration au forage est décrite à partir du nombre de Péclet « équivalent » ($\langle Pe \rangle$), et du temps moyen de séjour ($\bar{t}$), défini par filet d'écoulement.

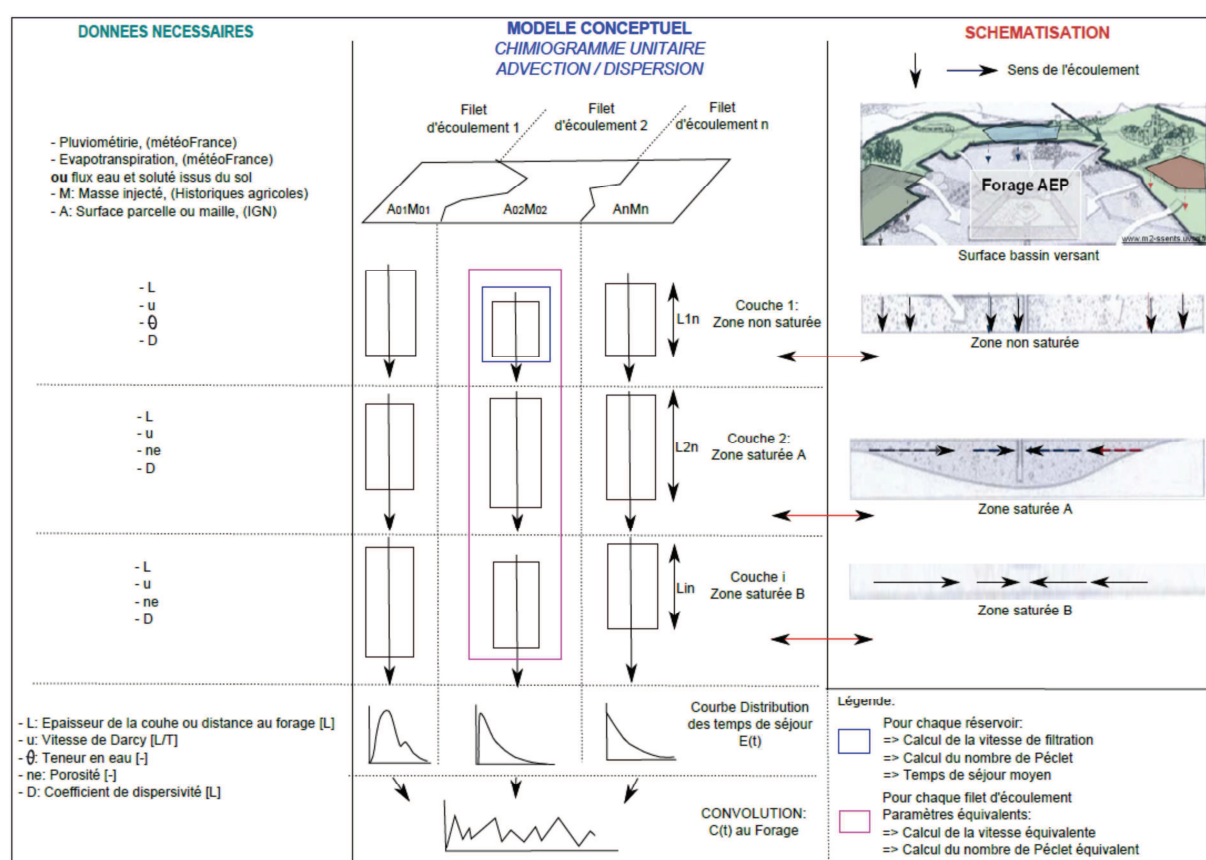


Figure 25 : Schéma conceptuel – Distribution des temps de séjour au droit du forage d'eau potable suite à une injection pulsée en surface du bassin versant

La vulnérabilité spécifique, établie par le biais du modèle DTS (§ 2.4.), est issue des mêmes critères nécessaires à l'estimation de la vulnérabilité intrinsèque (Figure 24). Les deux seuls éléments qui s'ajoutent à l'estimation de la vulnérabilité spécifique par le modèle DTS sont : (i) la prise en compte de l'historique des pratiques agricoles et (ii) le comportement physico-chimique des polluants, tel que leur taux de décroissance (§ 2.3.2.), caractérisé par leur demi-vie. La Figure 26 présente les critères et les données d'ores et déjà définis dans le cadre de vulnérabilité intrinsèque, puis les différentes étapes de paramétrisation utiles à l'établissement de la distribution des temps de séjour et à l'estimation de la vulnérabilité spécifique.

¹⁶ Les paramètres équivalents sont définis entre crochets : $\langle \rangle$

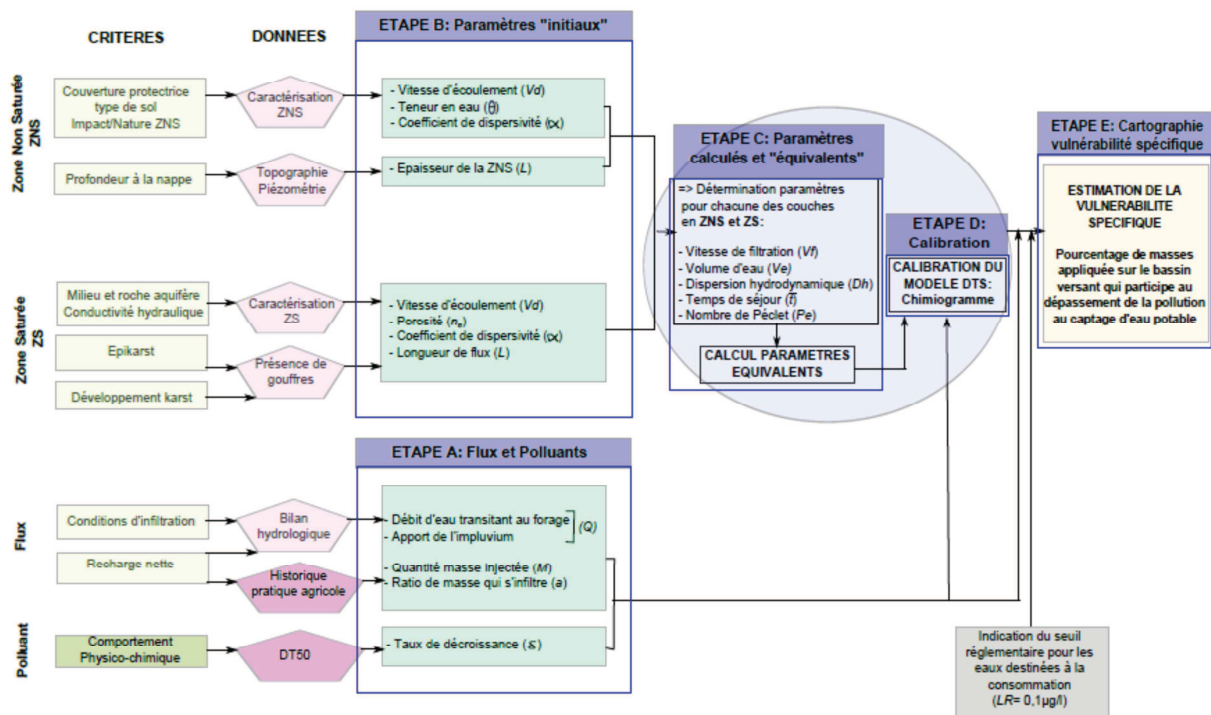


Figure 26 : Schéma conceptuel de la méthode de vulnérabilité spécifique par le modèle DTS

Après une discrétisation de la zone d'étude, établissement de A_n (surface de la maille), cinq étapes sont mises en œuvre :

1. L'ETAPE A : Vise à décrire les différents flux d'eau et de polluants appliqués à la surface du sol. Cette étape fait intervenir différentes connaissances relatives aux:
 - Débit d'eau transitant au forage,
 - Quantité de masse de phytosanitaires infiltrés sous le système racinaire,
 - Comportement physico-chimique de la molécule.
2. L'ETAPE B : Correspond au paramétrage du modèle (paramètres « initiaux ») :
 - Description des faciès lithologiques de chacune des couches du modèle : ZNS et ZS,
 - Attribution des valeurs des paramètres.
3. L'ETAPE C : Détermine par calcul, les paramètres utiles à l'estimation des paramètres « équivalents ».
4. L'ETAPE D : Propose une calibration du modèle,
5. L'ETAPE E : Etablit une cartographie de la vulnérabilité spécifique.

Hypothèses

Les hypothèses de travail concernent aussi bien la théorie relative à la distribution des temps de séjour que le type d'écoulement considéré.

- Il est admis que les réservoirs sont ouverts des deux côtés, sans échange latéral possible. L'écoulement s'effectue donc en une dimension (la direction de l'écoulement est notée x). Le diamètre de l'entrée et de la sortie des réservoirs est petit par rapport au diamètre du système.
- Une seule zone de vidange doit être considérée.
- Le transport de solutés dans le profil de sol stratifié est constitué d'un mouvement advectif possédant une vitesse moyenne (u) par réservoir ou par filet d'écoulement.
- Le flux d'eau entrant dans le système (Q) est constant pour ce qui est de l'alimentation en eau du système
- Les quantités de masses injectées à l'entrée du système (M_0) peuvent, quant à elles, varier en fonction du pas de temps choisi pour la modélisation.
- L'échange entre les réservoirs est en « cascade ».
- Le transport d'eau et de solutés, à l'interface entre les deux couches (zone non saturée / zone saturée), est supposé continu. Ainsi, le flux sortant de la zone non saturée agit comme le flux entrant (condition aux frontières) de la couche sous-jacente. Cette configuration permet l'utilisation des paramètres équivalents.
- Les concentrations résidentes au sein même du système à $t=0$ ne sont pas prises en compte.

2.6 Paramètres du modèle et automatisation de la procédure

Trois types de paramètres sont à définir :

1. les paramètres « initiaux » (tableau 3 et § 2.6.1)
2. les paramètres « calculés » (Tableau 4 et § 2.6.2.).
3. les paramètres « équivalents » (§ 2.6.3.)

2.6.1 Paramètres « initiaux »

Le principe de la méthode est d'utiliser des données existantes issues des études de vulnérabilité intrinsèque et/ou de la bibliographie et qui fournissent des estimations moyennes. Les valeurs des paramètres initiaux vont être spatialement distribuées sur le périmètre discrétisé en mailles carrées. L'annexe 1, présente un inventaire des paramètres « initiaux » disponibles dans la bibliographie et regroupe les valeurs de paramètres selon les textures de matériaux et les types d'aquifères. Ces informations ont été obtenues à la suite de nombreuses recherches réalisées par différents auteurs. La complexité du milieu naturel et les techniques d'expérimentation développées pour l'estimation de ces différents paramètres n'aboutissent pas à des valeurs uniques. C'est la raison pour laquelle des gammes de valeurs y sont présentées. Libre choix à l'expert de sélectionner celles qui paraissent les plus appropriées au contexte de l'étude, ou de réaliser une étude complémentaire pour mesurer cette valeur sur le site. Cette approche a les mêmes approximations paramétriques que les méthodes de vulnérabilité multi-critères. Néanmoins, une phase de validation finale, par comparaison des concentrations calculées et observées au forage, permettra de juger des choix de paramétrisation.

Paramètres « initiaux »				Origines possibles		
Couches	Intitulés		Unités	Correspondance critères de vulnérabilité intrinsèque	Informations bibliographiques	Obtention par calculs ¹⁷
Couche 1: Zone non saturée	Vd ₁	Vitesse d'écoulement	[L/T]	✓	✓	✓
	L	Epaisseur de la couche	[L]	✓	✓	✓
	α _L	Dispersivité longitudinale	[L]	-	✓	-
	θ	Teneur en eau	[-]	✓	✓	-
Couche 2: Zone saturée	Vd ₂	Vitesse d'écoulement	[L/T]	✓	✓	✓
	L	Longueur de flux (distance au captage)	[L]	-	-	✓
	α _L	Dispersivité longitudinale	[L]	-	✓	-
	n _e	Porosité	[-]	✓	✓	-

Tableau 3: Paramètres initiaux et origines des données : Quatre paramètres par couches

¹⁷ Numériques ou de géotraitement statistique

Le tableau 3 présente paramètres « initiaux » utiles à la détermination des paramètres dits « calculés ». Quatre paramètres par couche sont nécessaires au calcul. Il convient de préciser que l'obtention des vitesses d'écoulement Vd , lorsqu'elles ne sont pas acquises par le biais des données piézométriques et de la conductivité hydraulique, peuvent être calculées à l'aide des outils numériques tels que MODFLOW ou HYDRUS (§ 1.2.5.3.). Le paramètre L peut, quant à lui, être le résultat d'un géotraitement sous ArcGIS (§ 1.3.2.5.). Comme précisé ci-dessus, θ et n_e , α_L sont généralement issus de la bibliographie. Il est à noter que le produit de la dispersivité longitudinale α_L par la vitesse de filtration u permet l'obtention de la dispersion hydrodynamique longitudinale D , utile au calcul du nombre de Péclet (Tableau 4).

2.6.2 Paramètres « calculés »

Le tableau 4 reprend l'ensemble des formulations mathématiques qui mènent à l'estimation des paramètres « calculés ».

Au final, se sont les temps de séjour moyen $\bar{t}_e$ et le nombre de Péclet Pe qui interviennent directement dans la distribution des temps de séjour (Equation 9 et 10). Ces derniers paramètres vont être clairement définis dans les paragraphes suivants.

Variables	Formulation mathématique	Paramètres dans les couches C1 et C2	
		Symboles et unités	
Vitesse de filtration u	$u_1 = \frac{Vd_1}{\theta}$ et $u_2 = \frac{Vd_2}{n_e}$	Vd_1, Vd_2	[L/T]
		θ	[-]
		n_e	[-]
Volume d'eau V_e	$(\theta * A * L_1)$ et $(n_e * A * L_2)$	L_1, L_2	[L]
		A	[L ²]
		θ, n_e	[-]
Temps de séjour moyen $\bar{t}_e$	$\frac{V_e}{u_1 A}$ et $\frac{V_e}{u_2 A}$	u_1, u_2	[L/T]
		V_{e1}, V_{e2}	[L ³]
		A	[L ²]
Nombre de Péclet Pe	$\frac{u_1 L_1}{D_1}$ et $\frac{u_2 L_2}{D_2}$	u_1, u_2	[L/T]
		L_1, L_2	[L]
		D_1, D_2	[L]

Tableau 4 : Paramètres « calculés » utiles au modèle DTS

V_e , Volume d'eau ; u , Vitesse de filtration ; A , Superficie maille, L , Epaisseur couche et/ou Longueur du filet d'eau, D , Dispersion hydrodynamique longitudinale, Vd , Vitesse d'écoulement ; θ , Teneur en eau, n_e , Porosité efficace,

2.6.2.1 Temps de séjour moyen

En partant du principe que l'aquifère se comporte comme un réacteur idéal, il est alors possible de décrire le temps de séjour moyen $\bar{t}_e$, d'une molécule d'eau entre l'entrée et la sortie du réacteur. La molécule d'eau séjourne un temps $\bar{t}_e$, dans le milieu en fonction des caractéristiques hydrodynamiques et de la géométrie du réservoir. Cette variable de temps varie selon la présence de courts-circuits (réseaux karstiques) ou de zones stagnantes dans le milieu mais également selon la situation du point d'injection, le déplacement au sein des différentes couches du sol, les processus d'advection / dispersion et l'état hydrique de l'aquifère (Hautes eaux / Basses eaux).

Dans un réservoir ou dans un profil de sol en zone non saturée et/ou en zone saturée, le temps de séjour moyen $\bar{t}_e$, du soluté correspond au moment d'ordre 1, μ_1 :

$$\mu_1 = \bar{t}_e = \frac{\int_0^\infty tC(t)dt}{\int_0^\infty C(t)dt} \quad \text{Équation 38}$$

Dans un réacteur, il est considéré que le temps de séjour moyen est égal à :

$$\bar{t}_e = \frac{V_e}{q} = \frac{V_e}{uA} \quad \text{Équation 39}$$

Avec V_e le volume d'eau dans la colonne (m^3), q le débit (m^3/s) qui traverse le milieu, u la vitesse fictive (m/s) et A (m^2) la surface de la parcelle ou de la maille.

Comme l'indique le tableau 4, le volume d'eau V_e dans la colonne est fonction de la teneur en eau, en milieu non saturé, et de la porosité, en milieu saturé. Le tout étant ensuite multiplié par la surface et la longueur du filet d'écoulement. Cette notion correspond au volume d'eau maximal que le milieu peut contenir selon les paramètres « initiaux » pré-définis par la texture de la roche. Dans la zone non saturée, le volume des pores remplis par l'air est toujours considéré en ne prenant en considération que la teneur en eau du milieu, alors qu'en zone saturée, la prise en compte de la porosité totale du milieu représente un milieu saturé. On prend comme hypothèse que les volumes d'eau sont constants dans l'intégralité du réservoir.

Le temps de séjour des eaux dans le milieu souterrain joue un rôle important dans le destin des contaminants qui se déplacent de la source (zone de recharge) au récepteur (ex : captage) (Haitjema, 1994). De même, Etcheverry et Perrochet (1998), soulignent que les temps de transit des eaux souterraines sont intéressants à connaître pour gérer l'évaluation des ressources en eau, dans le cas de pollutions à partir de sources non ponctuelles. La formulation de ce paramètre indique que la vitesse de l'eau u dans le milieu est une information déterminante pour le résultat final.

Si l'on étudie un soluté qui se comporte comme l'eau (conservatif), dans ce cas, le temps moyen de séjour du soluté sera égal au temps de séjour de l'eau :

$$\bar{t}_e = \bar{t} \quad \text{Équation 40}$$

Si le soluté est réactif, il prendra du retard sur l'eau. On définit ainsi un coefficient de retard, intégrant l'ensemble des réactions du soluté dans le réservoir tel que :

$$R = \frac{\bar{t}}{\bar{t}_e} \quad \text{Équation 41}$$

2.6.2.2 Nombre de Péclet

Ce terme a d'ores et déjà été présenté au chapitre 1.2.3.2, il sert à décrire les caractéristiques physiques du milieu et permet de définir la participation du transport par advection sur le transport par dispersion ; sa formulation mathématique est rappelée ci-dessous :

$$Pe = \frac{uL}{D} \quad \text{Équation 42}$$

Avec u la vitesse de filtration (m/s), L la longueur du profil (m) et D la dispersion hydrodynamique en (m²/s). Il est possible d'utiliser ces paramètres, sous la forme de variables sans dimension, pour décrire le processus à toutes les échelles.

Après avoir calculé les variables pour chacune des couches du modèle (Tableau 4), s'en suit, le calcul des paramètres « équivalents » pour chaque filet d'écoulement de la zone d'étude (figure 25). Le descriptif de chacune des variables est présenté dans les chapitres suivants.

2.6.3 Paramètres « équivalents »

Le soluté qui s'infiltre dans le milieu souterrain traverse différentes couches de sol pour atteindre le captage. Les temps de séjour moyen et les nombres de Péclet varient en fonction de la typologie hydrodynamique de chacune des couches du filet d'écoulement. Pour rendre compte des caractéristiques hydrodynamiques d'un filet d'écoulement composé de i couches, il convient de définir une nouvelle formulation de la distribution des temps de séjour à partir de paramètres dits « équivalents ».

Les différentes couches traversées le long du $n^{ième}$ filet d'écoulement sont considérées comme une suite de réservoirs en cascade indépendants les uns des autres. L'objectif de cette étape est de définir les paramètres « équivalents » permettant de décrire la distribution des temps de séjour pour les n filets d'écoulements en sortie du $i^{ième}$ réservoir.

La notion de paramètres « équivalents » consiste à déterminer de manière explicite les valeurs moyennes pondérées des paramètres hydrauliques, au sein des différents filets d'écoulements n , composés des i couches (réservoirs).

2.6.3.1 Temps de séjour et vitesse de filtration « équivalents »

Le temps de séjour moyen est fonction de la vitesse de filtration équivalente, Ici, $\langle u_n \rangle$ pour la série de réservoirs.

Le temps de séjour moyen pour traverser i réservoirs à travers un volume d'eau V_{en} est :

$$\bar{t}_n = \frac{V_{en}}{\langle u_n \rangle A} \quad \text{Équation 43}$$

Ainsi, le temps de séjour moyen peut être décomposé par réservoir

$$\bar{t}_n = \bar{t}_{1n} + \bar{t}_{2n} + \dots + \bar{t}_{in} = \sum_0^i \frac{V_{ein}}{u_{in}A} = \frac{V_{en}}{\langle u_n \rangle A} \quad \text{Équation 44}$$

La vitesse de filtration équivalente s'écrit :

$$\langle u_n \rangle = V_n \sum_0^i \frac{u_{in}}{V_{ein}} \quad \text{Équation 45}$$

Ce paramètre n'est pas à spécifier dans la formulation du modèle de distribution des temps de séjour. Toutefois, nous avons vu précédemment qu'il est essentiel à l'établissement des deux autres paramètres.

Le temps de séjour pour traverser i réservoirs ($\bar{t}_n$) est la somme des temps de séjour dans chaque réservoir i (équation 46).

$$\bar{t}_n = \bar{t}_{1n} + \bar{t}_{2n} + \dots + \bar{t}_{in} = \frac{V_{e1n}}{q_{1n}} + \dots + \frac{V_{ein}}{q_{in}} = \frac{V_{e1n}}{u_{1n}A_1} + \dots + \frac{V_{ein}}{u_{in}A_i} = \frac{\theta_1 L_1}{u_{1n}} + \dots + \frac{\theta_i L_i}{u_{in}} \quad \text{Équation 46}$$

2.6.3.2 Nombre de Péclet « équivalent »

Pour une injection instantanée de soluté, Aris (1959) montre, que l'on peut écrire, pour le cas de conditions aux limites des réservoirs infinis, que :

$$\frac{\Delta \sigma^2}{\bar{t}^2} = \frac{\sigma_{sortie}^2 - \sigma_{entrée}^2}{\bar{t}^2} = \frac{2}{Pe} \quad \text{Équation 47}$$

Si l'on étend cette relation à un système stratifié, ayant i réservoirs, alors le nombre de Péclet « équivalent » $\langle Pe_n \rangle$ pour le $n^{ième}$ filet d'écoulement, représentant les i réservoirs peut-être défini comme suit :

$$\langle Pe_n \rangle = \frac{2\bar{t}_n^2}{2\bar{t}_1^2/Pe_1 + \dots + 2\bar{t}_i^2/Pe_i} = \frac{\bar{t}_n^2}{\bar{t}_1^2/Pe_1 + \dots + \bar{t}_i^2/Pe_i} \quad \text{Équation 48}$$

2.6.4 Automatisation de la procédure : Outil DARCI

Etant donné que les paramètres « initiaux » ont été renseignés, sous format raster (SIG), pour l'ensemble des mailles définies sur la zone d'étude, il est dorénavant possible de calculer les paramètres équivalents sous ArcGIS (§ 1.3.2.5.).

Un outil d'automatisation a été développé par le pôle GES (Expertise Spatiale) de la société Géo-Hyd (membre d'Antéa Group). Cet outil, nommé DARCI (*Distribution Analysis of ResidenCe times*), a été développé sous ArcGIS en VB.NET (Visual Basic for Application). Il permet de calculer les vitesses de filtration, les temps de séjour et les nombres de Péclet, par couche (ZNS et ZS) et par filet d'écoulement (paramètres équivalents), en 3 minutes au lieu de 3 jours, pour une même superficie et en utilisant les mêmes outils de traitement de données, à savoir ArcGIS. Le tout consiste à renseigner au préalable l'outil DARCI des couches spatialisées sur la zone d'étude.

STRUCTURATION POUR L'AUTOMATISATION DU CALCUL DES PARAMETRES EQUIVALENTS

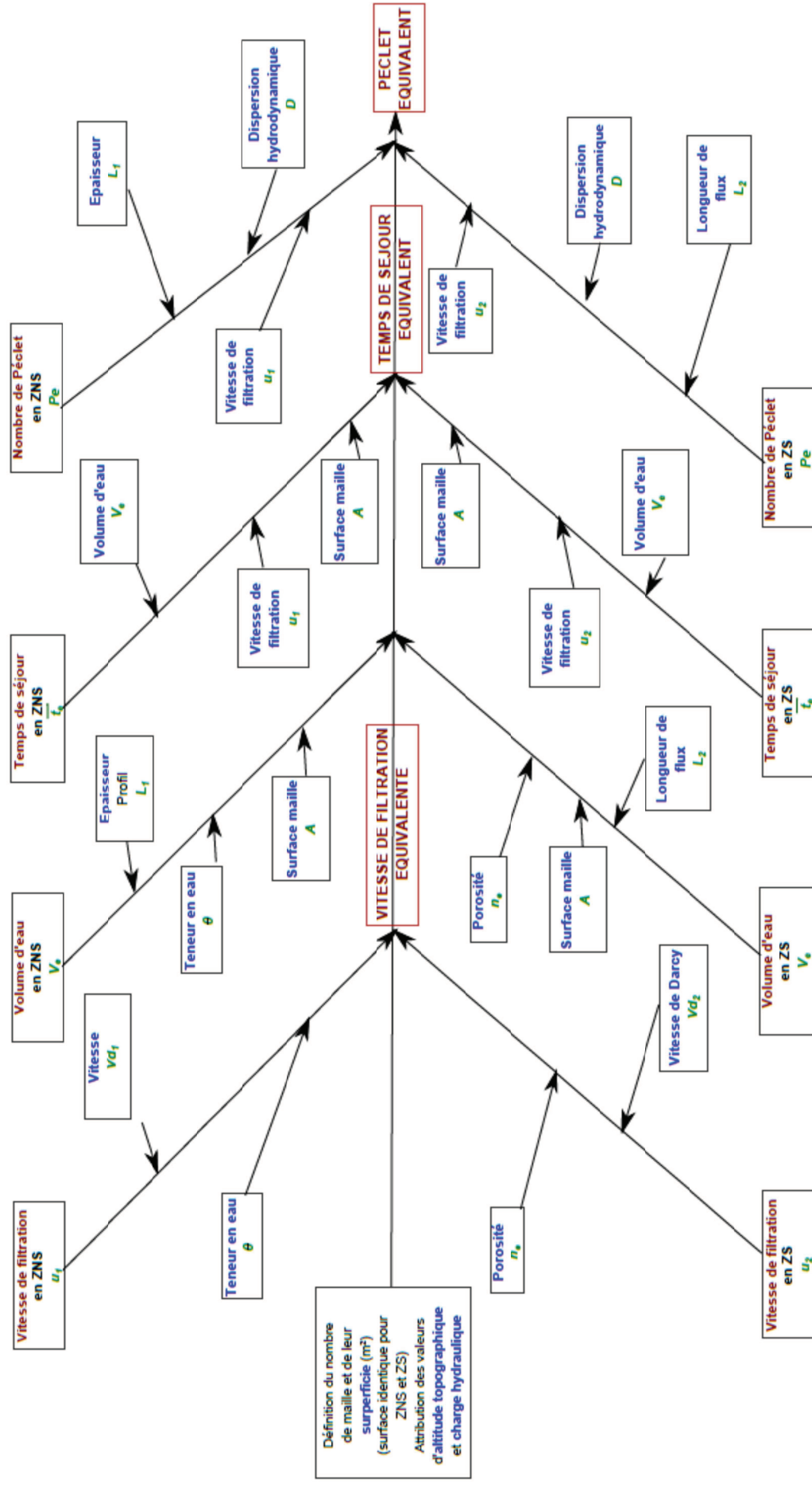


Figure 27 : Schéma de principe de l'automatisation du calcul des paramètres équivalents pour l'élaboration de l'outil DARCI

La figure 27 permet de visualiser de manière synthétique les différentes étapes qui ont permis l'élaboration de l'outil DARCI. Ce diagramme représente de manière graphique les différentes étapes successives qui aboutissent à la détermination des paramètres « équivalents » utiles à l'implémentation du modèle DTS. On y retrouve les paramètres « initiaux » (Tableau 3) utiles aux calculs des paramètres « calculés » dont les formulations mathématiques figurent dans le tableau 4. Il est observé qu'une chronologie est nécessaire à respecter afin d'atteindre les résultats finaux que constituent les paramètres « équivalents ».

2.7 Distribution des temps de séjours au forage

L'estimation des paramètres « équivalents » permet, à présent, de calculer la distribution des temps de séjour pour chacun des n filets d'écoulement¹⁸ de la zone d'étude. Chacune des mailles définies sur la zone correspond à un filet d'écoulement. Cette distribution des temps de séjour est ensuite sommée pour l'ensemble de filets d'écoulement avant d'être convoluée sous Scilab.

2.7.1 Distribution des temps de séjour « équivalents » et convolution

En injectant les propriétés équivalentes dans l'équation 36, la nouvelle distribution des temps de séjour à la sortie des i réservoirs, peut-être décrite grâce aux propriétés « équivalentes » définies précédemment :

$$E_n(t) = \sqrt{\frac{\langle Pe_n \rangle}{4\pi t \bar{t}_n}} \exp \left[-\frac{\langle Pe_n \rangle (\bar{t}_n - t)^2}{4t \bar{t}_n} \right] \exp(-\delta t) \quad \text{Équation 49}$$

Si l'évolution de la qualité de l'eau au captage est liée à l'historique des masses dissoutes entrant dans le bassin d'alimentation, elle est aussi liée à la distribution des temps de séjour de l'eau captée dans l'aquifère. Ce lien physique est décrit par le principe de convolution, qui lie l'évolution d'une concentration en entrée d'un réservoir à son évolution en sortie à partir d'une fonction décrivant le transfert interne de la masse dissoute (Bailleux, 2010). Ainsi la convolution (Equation 37) est appliquée à cette dernière formulation de la distribution des temps de séjour « équivalente », calculée à partir des données spatiales.

2.7.2 Bilan de masse

La masse de phytosanitaires qui arrive à un forage, est issue de l'aire d'alimentation du captage ; elle correspond à la somme des produits phytosanitaires arrivant sur n parcelles de surface A_n (Figure 25). Sommer les masses sur les n parcelles signifie que l'injection de masse n'est plus 1 mais n , répartie sur l'ensemble du bassin versant.

La masse arrivant au forage au temps t , est la somme des masses arrivant des n filets :

¹⁸ Parcours de l'eau souterraine à travers les différentes couches du sous-sol (ZNS/ZS) jusqu'au forage. Cf figure 25

$$M_{(t)} = M_{(1,t)} + \dots + M_{(n,t)} \quad \text{Équation 50}$$

D'après l'équation 34:

$$E_{(t)} M_{(0)} = E_{1(t)} M_{(1,0)} + \dots + E_{n(t)} M_{(n,0)} \quad \text{Équation 51}$$

La distribution des temps de séjour au forage ($E_{(t)}$) peut-être exprimée comme:

$$E_{(t)} = \frac{\sum_0^n [E_{n(t)} M_{(n,0)}]}{M_{(0)}} \quad \text{Équation 52}$$

2.7.3 Dilution et débit d'eau transitant au forage (Q)

Le modèle DTS est établi en régime hydraulique permanent. C'est donc un débit moyen annuel, qui est renseigné pour évaluer les concentrations aux forages à partir des masses de polluant estimées par la DTS.

La valeur du débit prend en compte aussi bien l'apport en eau du système issu des eaux de surface que l'apport de l'impluvium ou des aquifères latéraux. Le choix de la valeur de ce flux d'eau est déterminé en fonction du bilan hydrologique connu dans le secteur pour un forage, ou par simple mesure du débit dans le cas d'une source.

2.8 Indice de vulnérabilité spécifique : Pourcentage de masse

2.8.1 Principe

Connaissant le débit caractéristique d'un filet d'écoulement et la masse injectée initialement, la distribution des temps de séjour « équivalente » peut également être représentée en terme de concentration en solutés, obtenue en sortie de chaque filet d'écoulement (Figure 28).

Lorsque l'eau d'un forage dépasse un seuil de potabilité, il est donc possible de rechercher par filet d'écoulement, si ce filet participe au dépassement du seuil et en quelle proportion.

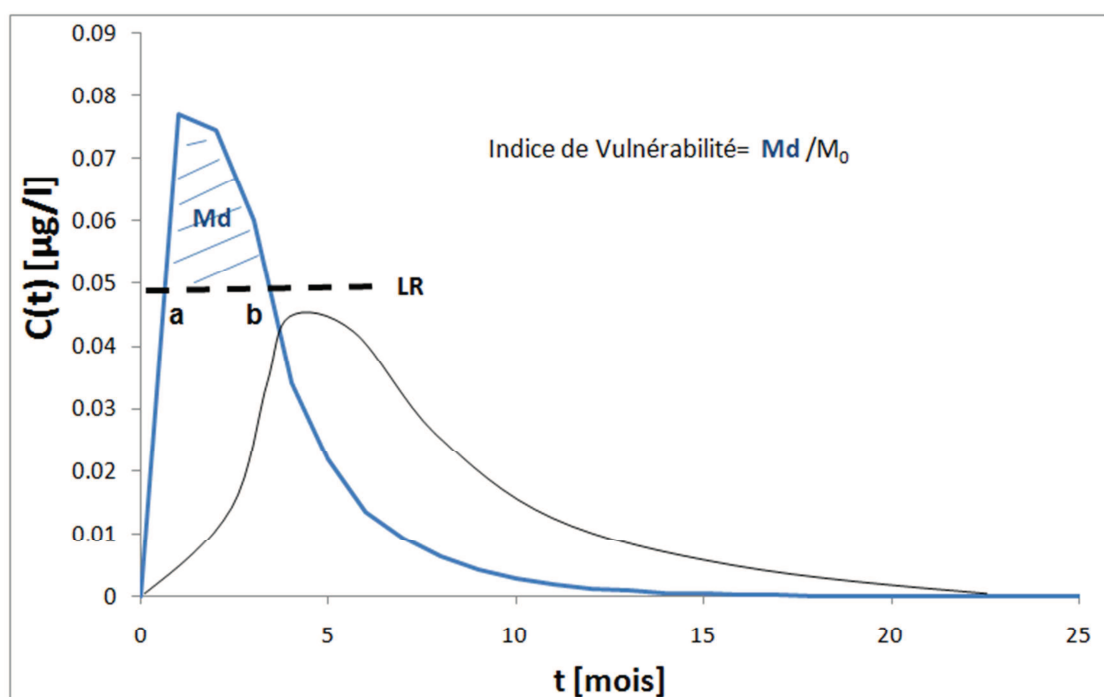


Figure 28 : Schéma de principe : Estimation de l'indice de vulnérabilité spécifique au forage par la méthode des distributions des temps de séjour. La courbe bleue, représente une parcelle vulnérable, la courbe noire représente une parcelle à faible vulnérabilité

Le modèle conceptuel de la Figure 25, divise la zone d'étude en n filets d'écoulement. La représentation établie en Figure 28 est donc obtenue pour chacun des filets d'écoulement.

Le principe de la méthode d'estimation d'un indice de vulnérabilité, à partir des résultats du modèle de distribution des temps de séjour, vise à fixer un seuil limite (LR^{19}) figuré par la ligne $a - b$ sur la Figure 28. En fixant cette contrainte, pour chaque filet d'écoulement, et donc pour chaque parcelle cultivée, il est possible d'estimer le pourcentage de la masse qui provoque un dépassement de la LR. Ce pourcentage représente la masse appliquée en surface, qui arrivera au forage au dessus du seuil LR, et participera à la pollution de l'eau souterraine captée.

2.8.2 Formulation de l'indice de vulnérabilité spécifique

Ainsi, l'indice de vulnérabilité spécifique d'une parcelle est défini comme le pourcentage de la masse polluante appliquée qui arrivera au forage au dessus d'un seuil donné. L'utilisation du concept de la distribution des temps de séjour, pour représenter la distribution des concentrations au forage suite à une application de masse M_0 sur la surface de la parcelle, rend possible le calcul du pourcentage de la masse qui dépassera la LR.

¹⁹ LR : Limite Réglementaire (*facultative en figure 25*)

Le pourcentage de masse dépassant la LR est donc défini par l'équation 53.

$$\%M = \frac{M_d}{M_0} = \frac{\int_a^b \frac{E(t) M_0}{Q} dt - LR}{M_0} \quad \text{Équation 53}$$

$E(t)$: Distribution des temps de séjour équivalente par filet d'écoulement

dt : Pas de temps

Q : Débit transitant à travers le système

LR : Limite Réglementaire (Seuil arbitraire)

M_0 : Masse initiale injectée

M_d : Masse dépassant LR

En l'absence d'application de masse, l'indice de vulnérabilité décrit ci-dessus peut être déterminé en définissant la masse critique qui provoquera un dépassement de potabilité sur le filet d'eau.

Grâce à l'établissement des filets d'écoulement identifiés sur la zone d'étude, il est possible de localiser les lieux d'injection qui participent au dépassement du seuil LR.

La DTS permet de différencier la contribution de x parcelles agricoles à la qualité de l'eau au forage. L'analyse des DTS par filet d'écoulement permet de quantifier la vulnérabilité d'une parcelle. Pour une même injection de masse et un même débit transitant à vers le milieu, la réponse de la DTS renseigne sur l'influence de l'hydrodynamisme du système.

2.9 Validation empirique de l'outil DTS

Il convient, dorénavant, de valider l'approche de la distribution des temps de séjour à paramètres « équivalents ».

2.9.1 Méthode de validation

Un des points forts de la solution analytique (Equation 32) réside dans son étendue d'application. En effet elle est valide pour des vitesses d'écoulement allant du régime laminaire au régime turbulent, pour des réservoirs saturés ou non saturés.

Les modèles simplifiés, développés à partir de méthodes analytiques peuvent être soit comparés aux résultats de modèles numériques (Bailleux, 2012) soit validés à partir des mesures de terrain (Branger et al., 2008).

La méthodologie du modèle DTS développée au chapitre précédent repose sur des hypothèses fortes, telles que la construction de réservoirs indépendants en série. Le flux au travers de l'ensemble des réservoirs est donc contrôlé par le réservoir le plus lent, et notre approche ne peut pas intégrer de stockage dans les zones où les propriétés changent.

La question sous-jacente est de savoir si ces hypothèses établies dans le cadre de l'utilisation de la formulation analytique ne produisent pas un écart trop important par rapport aux résultats fournis à partir d'une modélisation numérique.

La validation consiste à comparer des résultats obtenus en estimant des paramètres équivalents (§ 2.6.3.) et à comparer les réponses des modèles analytiques aux modèles numériques. Cela permet de savoir si l'utilisation des paramètres équivalents (relatifs à l'hydro-dispersivité du milieu) peut fournir des résultats similaires à l'implémentation requise auprès de modèles numériques prenant en compte les particularités hydrodynamiques de chacune des couches du système.

Pour discuter l'importance de ces hypothèses, nous avons choisi d'utiliser deux outils de modélisation numérique qui résolvent l'écoulement et le transport d'eau et de solutés en zone non saturée (HYDRUS Simunek et al, 2008) et en zone saturée (MODFLOW Harbaugh et al., 2000) (§ 1.2.5.3). Ces derniers modèles déterminent les écoulements d'eau et le transport de soluté en résolvant des équations différentielles. Le choix de travailler avec ces outils de modélisation numérique vient du fait que chacun d'entre eux est spécifique à un milieu en particulier.

La méthode employée, pour la validation du calcul des paramètres équivalents modèle DTS, a pour finalité de comparer les signaux de sortie (concentrations normées) obtenus par le modèle analytique DTS et par les modèles numériques. Pour cela, une injection brève a été appliquée en entrée des modèles ayant les mêmes paramètres.

Afin d'explorer les domaines de validité de nos hypothèses en relation avec les caractéristiques advectives et dispersives du système, les comparaisons ont été réalisées pour un système adimensionné. Pour ce faire, le temps est normé par rapport au temps de séjour moyen déterminé pour le milieu considéré. Les concentrations sont, elles aussi normées en sortie de modèle, par rapport à la masse injectée et au débit qui traverse le système.

La simulation s'effectue pour un flux d'eau constant en 1D. Les milieux poreux sont composés de trois couches qui se distinguent par leurs valeurs du nombre de Péclet différents. Celles-ci sont directement liées aux caractéristiques du transport dans le milieu. En testant la réponse du modèle aux variations du nombre de Peclet, cette démarche permet de tester la gamme dans laquelle nos hypothèses de travail sont acceptables.

La comparaison des modèles (DTS et numériques) a été effectuée en prenant comme valeur de référence le nombre de Péclet. Ainsi, trois ordres de grandeur du nombre Péclet ont été choisis pour la validation: 10, 100 et 2000. Les nombres de <Péclet équivalents> du modèle DTS « équivalent » $\langle Pe \rangle$ sont alors calculés à partir des formulations mathématiques présentées dans le chapitre 2.6.2.

Quel que soit le milieu étudié, zone non saturée et zone saturée, deux types de tests ont été mis en œuvre lors de cette validation :

- Test 1 : Ce premier test consiste à faire varier Pe de manière décroissante le long du profil.
- Test 2 : Ce deuxième test consiste à faire varier ces mêmes valeurs de Pe , le long du profil, de manière croissante.

2.9.1.1 Validation du modèle DTS avec HYDRUS 1D

Les caractéristiques de l'outil de modélisation HYDRUS 1D (Simunek et al., 2008) sont présentées dans le chapitre 1.2.5.4.

A - Influence du nombre de Peclet sur le signal de sortie de modélisation : Mise en place de la procédure

La validation est effectuée en prenant un profil composé de 3 couches d'épaisseur égale à 0.300 m chacune. Les caractéristiques hydrauliques de chacune des couches (Figure 29) sont celles d'un sable. La simulation a été réalisée sur 250 jours, avec un flux entrant constant égal à 0,001 m/j pour une concentration pulsée de 1.10^{-3} mg/l au premier jour de la simulation.

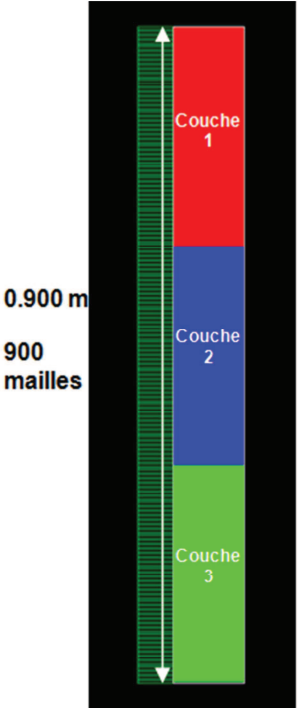
Profil zone non saturée – HYDRUS 1D :		
 0.900 m 900 mailles	Discrimination du temps - Temps initial : 0.001 jour - Temps final : 250 jours	Modèle Hydraulique - Modèle simple porosité : Van Genuchten – Mualem - no hysteresis
	Catégorie de sol : => 3 couches de sable: $\theta_r = 0.045$ $\theta_s = 0.43$ $\alpha = 14.5 [1/m]$ $n = 2.68$ $K_s = 7.128 [m/j]$ $I = 0.5$	Conditions aux frontières – Ecoulement eau - Flux entrant = 0.001 m/j - ETP = 0 - Drainage libre - Condition initiale : Saturation en eau à l'équilibre
	Transport soluté - Utilisation du facteur de tortuosité - Nombre de soluté : 1 - Durée du pulse (jour) : 1 - Densité matériau : 1.5 mg/m ³ - Pas de transports réactifs	Transport soluté - Concentration en haut de profil = 1.10^{-3} mg/l au 1 ^{er} jour - Flux de concentration - Pas de gradient de concentration - Condition initiale : Concentration en phase liquide [Masse soluté/Volume d'eau]

Figure 29 : Caractéristiques principales du profil en zone non saturée
Validation du modèle DTS avec HYDRUS

Tests réalisés pour validation :

Les tableaux ci-dessous (Tableau 5) identifient les paramètres utilisés pour calculer les nombres de Péclet équivalents $\langle Pe \rangle$ en zone non saturée. Les coefficients de dispersion longitudinaux α_L , ont été choisis comme des paramètres variant au sein des différentes couches du profil.

Couches	L (m)	q (m/jour)	θ (%)	α_L (m)	u (m/jour)	$\bar{t}$ (jour)	$Pe(i)$ (-)	<Pe>	10
1	0.300	0.001	0.0900	0.2400	0.0111	27	1		
2	0.300	0.001	0.0900	0.0240	0.0111	27	13		
3	0.300	0.001	0.0900	0.0024	0.0111	27	125		

Couches	L (m)	q (m/jour)	θ (%)	α_L (m)	u (m/jour)	$\bar{t}$ (jour)	$Pe(i)$ (-)	<Pe>	101
1	0.300	0.001	0.0900	0.0240	0.0111	27	13		
2	0.300	0.001	0.0900	0.0024	0.0111	27	125		
3	0.300	0.001	0.0900	0.0002	0.0111	27	1250		

Couches	L (m)	q (m/jour)	θ (%)	α_L (m)	u (m/jour)	$\bar{t}$ (jour)	$Pe(i)$ (-)	<Pe>	2190
1	0.300	0.001	0.0900	0.0011	0.0111	27	273		
2	0.300	0.001	0.0900	0.0001	0.0111	27	2727		
3	0.300	0.001	0.0900	0.00001	0.0111	27	27273		

Les paramètres du calcul de Péclet sont : La longueur du trajet L [L], la vitesse de l'eau à l'entrée du profil q [L/T], la teneur en eau à l'équilibre θ [-], le coefficient de dispersivité α_L [L], la vitesse de filtration dans le profil u [L/T], le temps moyens de séjour $\bar{t}$ [T], le nombre de Péclet par couche (i) $Pe(i)$ et le nombre de Péclet équivalent $\langle Pe \rangle$ [-].

Tableau 5 : Paramètres utiles aux calculs du nombre de Péclet équivalent $\langle Pe \rangle$ dans le profil en zone non saturée – validation HYDRUS 1D

B - Résultats de validation du modèle DTS avec HYDRUS

→ Résultats : Test 1

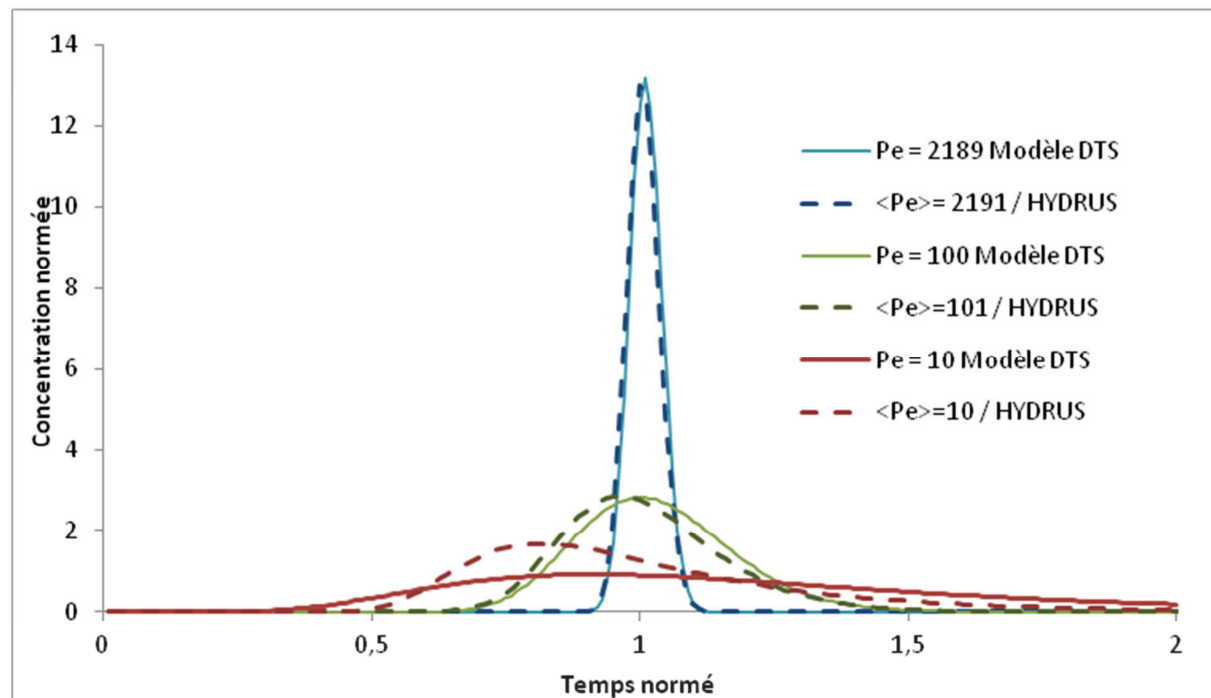


Figure 30 : Résultat de validation Modèle DTS versus HYDRUS
(Test 1 : Profil 3 couches avec le coefficient de dispersion longitudinale qui diminue avec la profondeur)

→ **Résultats : Test 2**

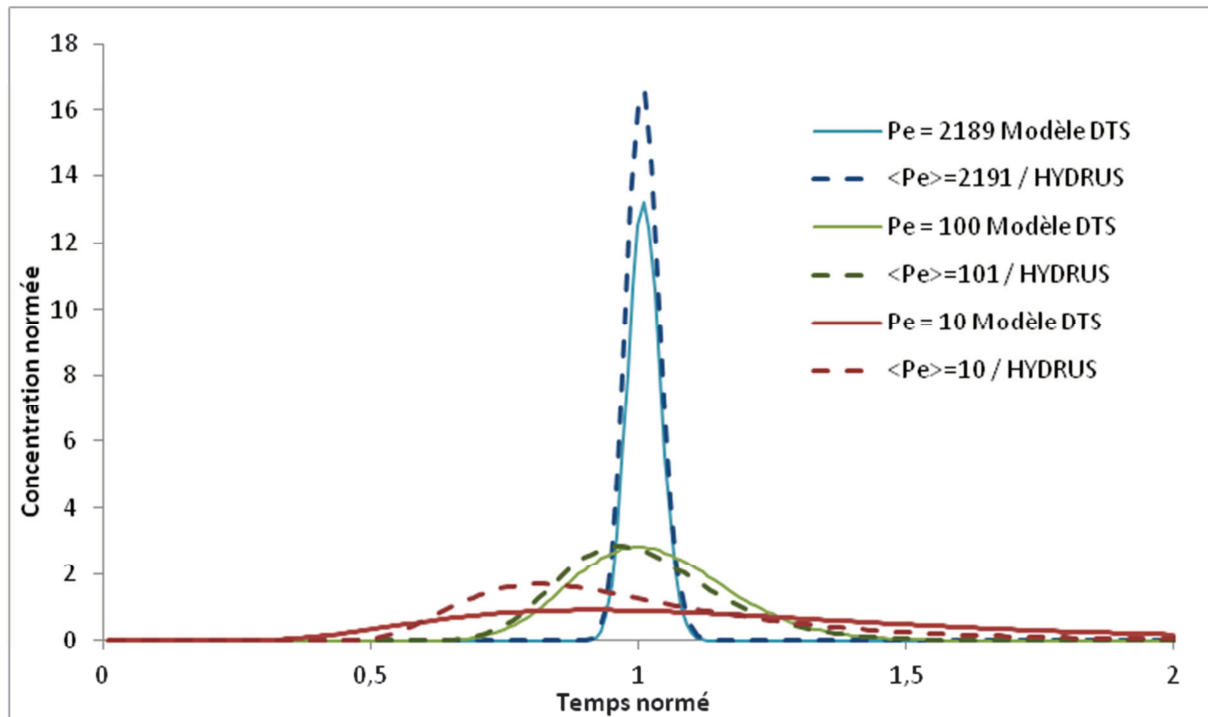


Figure 31 : Résultat de validation Modèle DTS versus HYDRUS

(Test 2 : Profil 3 couches avec le coefficient de dispersion longitudinale qui augmente avec la profondeur)

C - Estimation du taux de variation : HYDRUS 1D/ Modèle DTS

→ **Test 1**

Pe		10			100			≅ 2000		
		min	moy	max	min	moy	max	min	moy	max
Pourcentage (%) concentration normée	HYDRUS	0.000	0.049	0.160	0.000	0.049	0.285	0.000	0.049	1.300
	Modèle DTS	0.000	0.046	0.100	0.000	0.050	0.283	0.000	0.050	1.320
Taux de variation (%)		0.00	6.50	37.50	0.00	2.00	0.70	0.00	2.00	1.53

Tableau 6: Calcul du taux de variation entre le modèle DTS et HYDRUS

(Test 1 : Profil 3 couches avec le coefficient de dispersion longitudinale qui diminue avec la profondeur)

→ **Test 2**

Pe		10			100			≅ 2000		
		min	moy	max	min	moy	max	min	moy	max
Pourcentage (%) concentration normée	HYDRUS	0.000	0.049	0.170	0.000	0.049	0.285	0.000	0.063	1.650
	Modèle DTS	0.000	0.046	0.100	0.000	0.050	0.283	0.000	0.050	1.320
Taux de variation (%)		0.00	6.50	41.20	0.00	2.00	0.70	0.00	20.00	20.00

Tableau 7: Calcul du taux de variation entre le modèle DTS et HYDRUS

(Test 2 : Profil 3 couches avec le coefficient de dispersion longitudinale qui augmente avec la profondeur)

Le taux de variation²⁰ (Tableaux 6 et 7) des valeurs minimales, moyennes et maximales, propres à chaque Péclet, correspond aux valeurs relatives entre les deux résultats de modélisation.

Les deux tests réalisés ont permis de comparer les signaux de sortie issus des deux modèles (DTS et numériques) à partir d'un pulse de solutés, dans le cas où le sol se comporte comme un milieu allant du plus dispersif au moins dispersif (Test 1) et inversement (Test 2). Ces différents scénarios permettent de consolider la démarche d'estimation d'un nombre de Péclet équivalent $\langle Pe \rangle$ pour caractériser l'hydrodynamique globale du système étudié.

Le test 1, qui consiste à comparer les signaux de sortie normés à partir du calcul du nombre de Péclet équivalent $\langle Pe \rangle$, pour un sol à dispersivité décroissante, montre une meilleure corrélation pour les valeurs de Péclet de 100 et 2000. Par ailleurs, un écart plus important, entre le signal de sortie du modèle DTS et du modèle HYDRUS, est observé pour une faible valeur de Péclet ($Pe = 10$). Le Tableau 6 met en évidence un écart maximal de 37.50 % pour un Péclet de 10.

Le test 2 part du principe que le nombre de Péclet par couche diminue avec la profondeur. Le Tableau 7, correspondant à ce test, affiche un taux de variation de 41,20% pour une faible valeur de Péclet ($Pe=10$) et des taux de variation de 20% pour le Péclet de 2000.

Plusieurs constats apparaissent à la lecture des taux de variation pour les tests 1 et 2 (Tableaux 6 et 7) :

1. Quel que soit la répartition de la dispersivité dans le sol (Test 1 et 2), les taux de variations les plus élevés sont observés pour des faibles valeurs de Péclet.
2. Les taux de variation obtenus pour un milieu allant du moins dispersif au plus dispersif (test 2) sont plus importants que ceux obtenus pour le milieu allant du plus dispersif au moins dispersif (test 1). La concordance des résultats de modélisation²¹ est mieux respectée dans le cadre du test 1. La hiérarchisation des valeurs de dispersivité a donc une importance non négligeable dans le résultat de modélisation.
3. Pour les faibles nombres de Péclet et quel que soit la distribution de la dispersivité, les résultats de simulation du modèle DTS, pour un pulse de soluté à flux d'eau constant, sous-estime relativement, les concentrations en sortie de profil par rapport à ceux du modèles discrétisés.

Malgré les taux de variation obtenu, le modèle DTS affiche des résultats satisfaisants au regard de la simplification réalisée. La méthode de calcul du nombre de Péclet équivalent $\langle Pe \rangle$, pour une prise en compte de l'hétérogénéité dans un profil de sol en zone non saturée, permet ainsi de pouvoir simplement caractériser le milieu, tout en reproduisant les signaux de sortie de façon satisfaisante. Notons une limite de validité de notre méthode pour les milieux trop dispersifs.

²⁰ Exprimé en pourcentage

²¹ Modèles DTS et modèle HYDRUS

2.9.1.2 Validation du modèle DTS avec MODFLOW/MT3DMS

Les caractéristiques de l'outil de modélisation MODFLOW (Harbaugh et al., 2000) et MT3DMS sont présentées dans le chapitre 1.2.5.4.

A - Influence de la dispersion sur l'allure des signaux de sortie : Mise en place de la procédure

La validation du modèle DTS en zone saturée s'est effectuée en considérant un aquifère poreux long de 1000 m et large de 500 m. Les détails et les choix de paramétrisation sont indiqués dans la Figure 32. La simulation a été réalisée pour une durée de 10000 jours. La différence de charge hydraulique, entre l'amont et l'aval du système est égale à 3 m. La concentration pulsée à l'entrée de l'aquifère est de 1 mg/l au premier jour de la simulation.

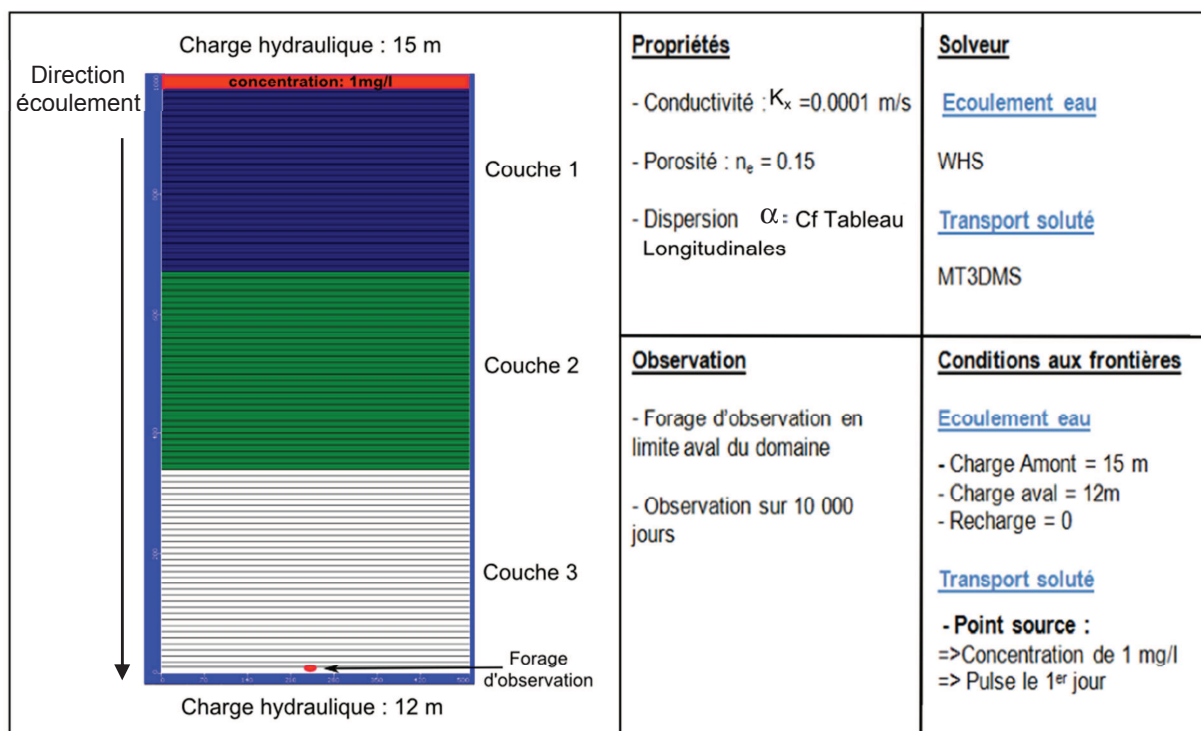


Figure 32 : Caractéristiques principales de l'aquifère en zone saturée
Validation du modèle DTS avec MODFLOW

Le temps de séjour moyen $\bar{t}$, de l'eau et du soluté (non réactif) dans l'aquifère, est de 5787 jours. Le tableau ci-dessous (Tableau 8) identifie les paramètres utilisés pour calculer les nombres de Péclet équivalents $\langle Pe \rangle$ en zone saturée. A l'instar des tests réalisés en zone non saturée, les coefficients de dispersion longitudinale α_L , ont été choisis comme des paramètres variant au sein des différentes couches de l'aquifère.

<i>Couches</i>	<i>L</i> (<i>m</i>)	<i>u</i> (<i>m/s</i>)	<i>α_L</i> (<i>m</i>)	<i>t̄</i> (<i>j</i>)	<i>D=αu</i> (<i>m²/s</i>)	<i>uL</i> (<i>m²/s</i>)	<i>Pe(i)</i> (-)	< <i>Pe</i> >	10
1	330	1.85E-06	35	2068	6.46E-05	0.000609	9.42		
2	330	2.01E-06	32	1903	6.42E-05	0.000662	10.31		
3	340	2.14E-06	30	1837	6.42E-05	0.000728	11.33		

<i>Couches</i>	<i>L</i> (<i>m</i>)	<i>u</i> (<i>m/s</i>)	<i>α_L</i> (<i>m</i>)	<i>t̄</i> (<i>j</i>)	<i>D=αu</i> (<i>m²/s</i>)	<i>uL</i> (<i>m²/s</i>)	<i>Pe(i)</i> (-)	< <i>Pe</i> >	100
1	330	1.85E-06	5.35	2068	1.85E-06	0.000609	61.68		
2	330	2.01E-06	3.00	1903	6.02E-06	0.000662	110		
3	340	2.14E-06	1.00	1837	2.14E-06	0.000728	340		

<i>Couches</i>	<i>L</i> (<i>m</i>)	<i>u</i> (<i>m/s</i>)	α_L (<i>m</i>)	$\bar{t}$ (<i>j</i>)	<i>D</i> = αu (<i>m</i> ² / <i>s</i>)	<i>uL</i> (<i>m</i> ² / <i>s</i>)	<i>Pe</i> (<i>i</i>) (-)	< <i>Pe</i> >	2025
1	330	1.85E-06	0.425	2068	9.23E-09	0.000609	776		
2	330	2.01E-06	0.005	1903	1E-07	0.000662	66000		
3	340	2.14E-06	0.0005	1837	1.07E-06	0.000728	680000		

Les paramètres du calcul de Péclet sont : La longueur du trajet L [L], la vitesse de filtration dans l'aquifère u [L/T], le coefficient de dispersivité α_L [L], le temps moyens de séjour $\bar{t}$ [T], le nombre de Péclet par couche (i), D [L²/T] dispersion hydrodynamique, $Pe(i)$ et le nombre de Péclet équivalent $\langle Pe \rangle$ [-].

Tableau 8: Paramètres utiles aux calculs du nombre de Péclet équivalent $\langle Pe \rangle$ en zone saturée
Validation MODFLOW

→ Résultats : Test 1

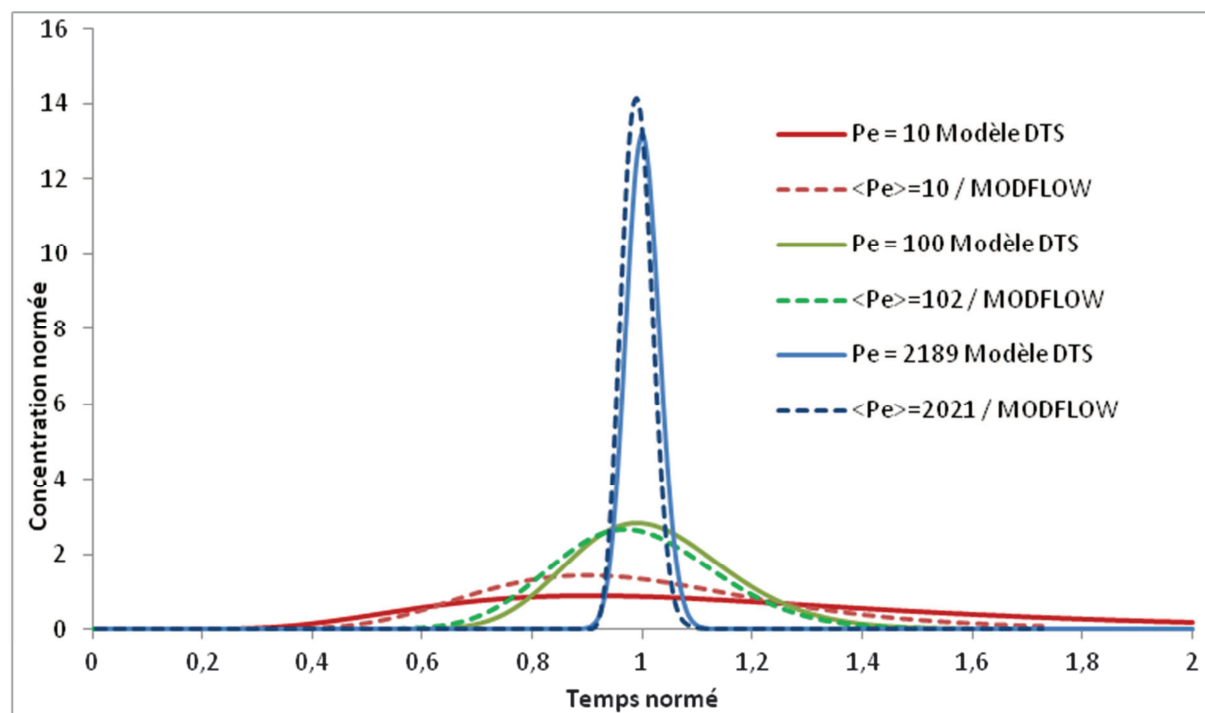


Figure 33 : Résultat de validation Modèle DTS versus MODFLOW
(Test 1 : Profil 3 couches avec le coefficient de dispersion longitudinale qui diminue avec la profondeur)

→ **Résultats : Test 2**

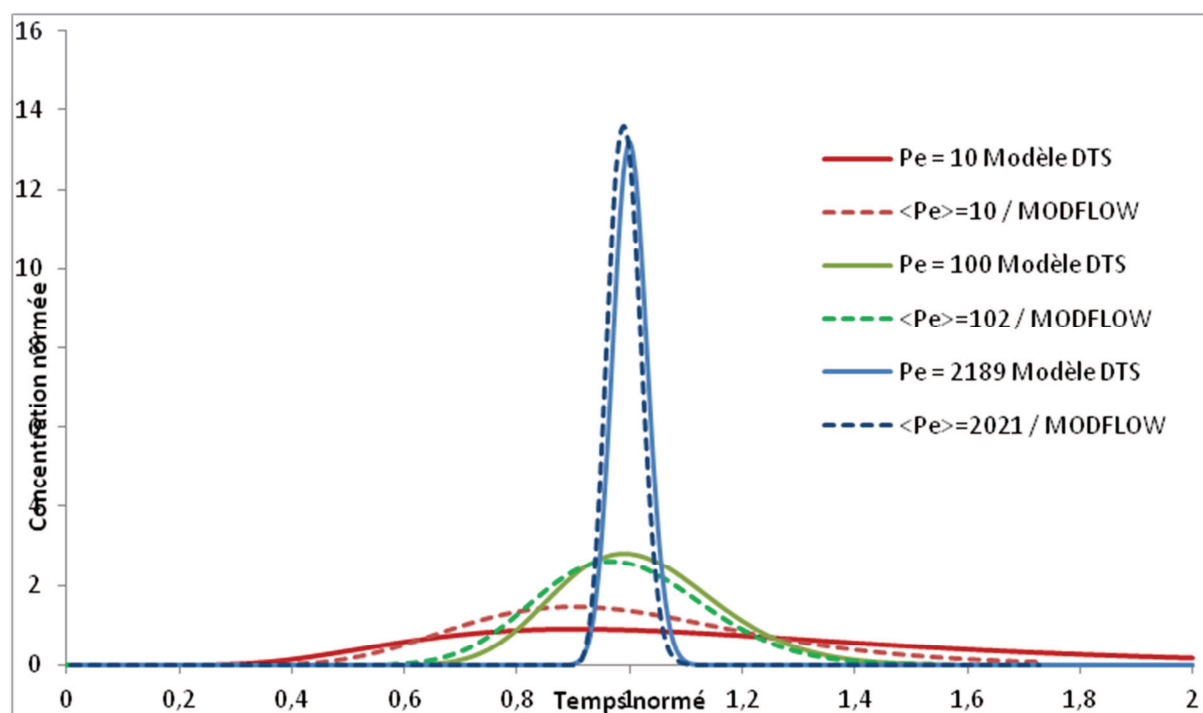


Figure 34 : Résultat de validation Modèle DTS versus MODFLOW

(Test 2 : Profil 3 couches avec le coefficient de dispersion longitudinale qui augmente avec la profondeur)

B - Estimation du taux de variation: MODFLOW-MT3DMS / Modèle DTS

Pe		10			100			≅ 2000		
		min	moy	max	min	moy	max	min	moy	max
Pourcentage (%) concentration normalisée	MODFLOW	0.000	0.053	0.145	0.000	0.056	0.265	0.000	0.058	1.415
	Modèle DTS	0.000	0.046	0.100	0.000	0.050	0.283	0.000	0.050	1.320
Taux de variation (%)		0.00	13.20	31.00	0.00	10.70	6.80	0.00	13.80	6.71

Tableau 9: Calcul du taux de variation entre le modèle DTS et MODFLOW/MT3DMS

(Test 1 : Profil 3 couches avec le coefficient de dispersion longitudinale qui diminue avec la profondeur)

Pe		10			100			≅ 2000		
		min	moy	max	min	moy	max	min	moy	max
Pourcentage (%) concentration normalisée	MODFLOW	0.000	0.053	0.145	0.000	0.057	0.260	0.000	0.058	1.360
	Modèle DTS	0.000	0.046	0.091	0.000	0.050	0.283	0.000	0.050	1.320
Taux de variation (%)		0.00	13.20	37.20	0.00	12.30	8.85	0.00	13.80	3.00

Tableau 10: Calcul du taux de variation entre le modèle DTS et MODFLOW/MT3DMS

(Test 2 : Profil 3 couches avec le coefficient de dispersion longitudinale qui augmente avec la profondeur)

Tous scénarios confondus, le test 2 affiche un taux de variation maximal de 37.2% de la masse injectée pour un nombre de Péclet avoisinant 10. On constate que les signaux observés pour un nombre de Péclet égal à 100 sont correctement reproduits avec un taux de variation allant de 0 à 10.7% pour le test 1 et de 0 à 12.3% pour le test 2. La figure 34 indique que la valeur maximale de la concentration normée du modèle numérique MODFLOW/MT3DMS est en deçà de celle obtenue par le modèle DTS. On constate que le signal de la concentration normée, observé pour le modèle DTS apparaît plus tôt que pour le modèle numérique. De même, la trainée de la courbe DTS est plus longue que celle simulée par le modèle MODFLOW/MT3DMS. Cette observation met en avant que le phénomène de dispersion est mieux représenté dans l'approche analytique.

Les résultats du test 2 et les taux de variation obtenus à l'issue de ces essais montrent une similitude avec le test 1. Toutefois, il est constaté que le taux de variation maximal de 37% pour un $Pe \cong 10$ est légèrement plus élevé que pour le précédent test (31%). Mis à part ce constat, aucune différence majeure n'a été observée pour le reste des nombres de Péclet testés.

2.10 Bilan des tests

Les tests de validation mis en place en zone non saturée et saturée ont permis de comparer les résultats de simulations effectuées avec un modèle analytique DTS et un modèle numérique. Le calcul du nombre Péclet équivalent $\langle Pe \rangle$, pour une prise en compte de l'hétérogénéité du milieu, et les différents tests réalisés (Tests 1 et 2), pour s'assurer de la validité du développement mathématique du nombre de Péclet équivalent $\langle Pe \rangle$, montrent que les taux de variation maximaux sont tous inférieurs à 42 %. L'influence des valeurs de dispersion dans le milieu poreux a également été testée.

L'hétérogénéité d'un milieu peut donc être prise en compte à partir de cette formulation mathématique du nombre de Péclet équivalent $\langle Pe \rangle$, aussi bien pour la zone non saturée que pour la zone saturée.

La prise en compte des paramètres « équivalents » dans l'établissement de la distribution des temps de séjour semble être une technique adéquate pour l'étude des transferts massiques à travers le milieu souterrain et l'analyse quantitative des impacts anthropiques de surface. Les tests ont montré que la variabilité hydrodynamique des couches du sous sol peut être prise en considération à partir des paramètres équivalents, sans pour autant avoir recours à l'utilisation rapidement complexe de la modélisation numérique.

Par ailleurs, il est à souligner que des limites du modèles DTS subsistent pour des faibles $\langle Pe \rangle$. En effet, quel que soit le milieu considéré les taux de variation les plus importants sont observés pour les $\langle Pe \rangle$ inférieurs à 10.

L'objectif est maintenant de tester cette méthodologie sur un site d'étude. Pour ce faire, ce sont les captages du Val d'Orléans qui ont été choisis.

Les chapitres suivant présentent les caractéristiques hydrogéologiques dans ce secteur, la calibration effectuée et les différents résultats obtenus à l'issus de cette méthodologie de distribution des temps de séjour à paramètres « équivalents ».

CHAPITRE 3

Le Val d'Orléans

et

ses captages d'eau potable

3 Le Val d'Orléans et ses captages d'eau potable

3.1 Enjeux économiques des captages du Val d'Orléans

Les trois captages du Val d'Orléans ont été classés parmi les 507 captages prioritaires identifiés à l'échelle nationale au titre de la Loi Grenelle 1 de février 2009. Ils ont été désignés comme tels sur la base de leur enjeu stratégique fort, en terme de populations desservies et au regard de leur contamination par les nitrates et les produits phytosanitaires. Des études techniques ont été mises en œuvre pour délimiter l'aire d'alimentation des captages, pour estimer leur vulnérabilité aux pollutions et pour évaluer les types de pressions qui s'exercent sur la ressource en eau souterraine. Ainsi, des plans d'actions et des zones à enjeux résultent de ces travaux et permettent de protéger cette ressource.

En moyenne 9 000 000 m³ par an sont prélevés dans ces forages pour l'alimentation en eau potable de plus de 130 000 habitants du Val d'Orléans (données issues du rapport annuel du délégataire 2005/2010).

3.2 Localisation des captages du Val d'Orléans

Les captages du Val d'Orléans se situent dans la plaine alluviale de la Loire, dénommée également : Le Val d'Orléans (Figure 35). Ce territoire particulier correspond à une dépression du lit majeur de la Loire, au Sud-Est de la ville d'Orléans, entre Bouteille et la confluence Loire/Loiret. La longueur de cette plaine alluviale avoisine 40 km et sa largeur maximale atteint 7 km dans sa partie centrale. Les sinuosités de la Loire et le plateau de Sologne constituent respectivement les limites Nord et Sud du Val d'Orléans. La superficie de ce bassin alluvionnaire est ainsi inférieure à 20 000 ha.

Le périmètre d'étude correspond au Périmètre de Protection Eloignée (PPE) des captages du Val d'Orléans (Avis de Mr Schimdt, Hydrogéologue agréé, 2012) (Figure 35). Ces trois captages sont référencés comme tel :

- Captage du Bouchet (03982X0009/P),
- Captage du Gouffre (03982X0007/P),
- Captage du Theuriet (03982X0006/F),

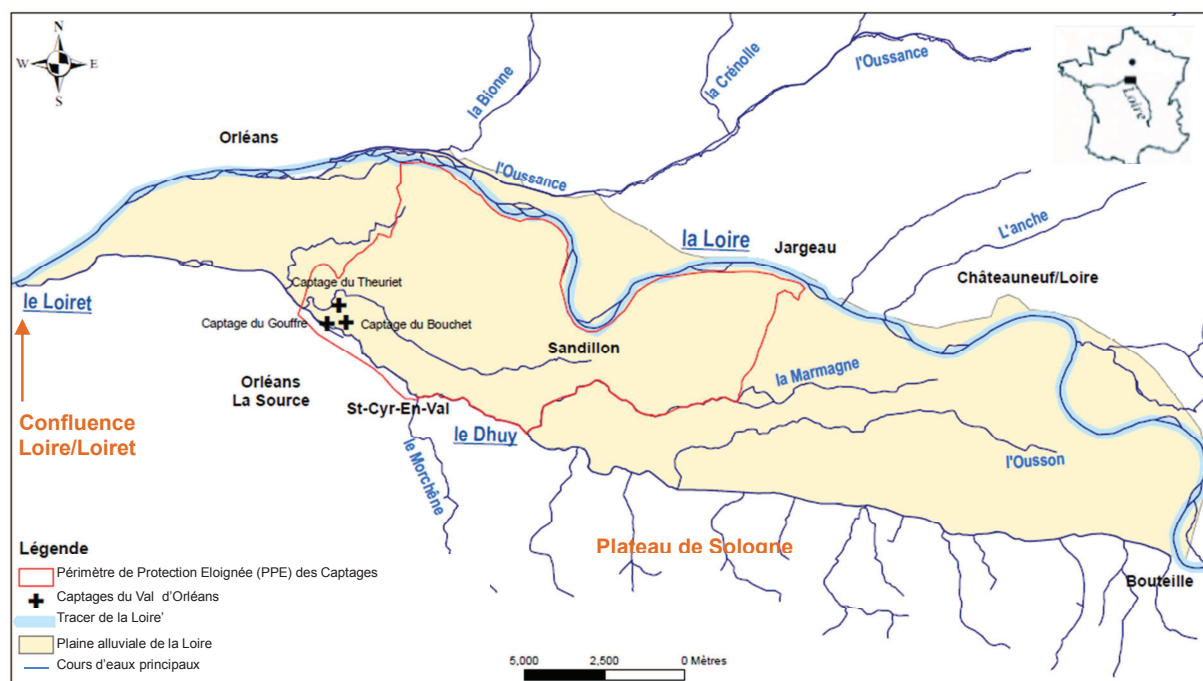


Figure 35 : Plaine alluviale de la Loire

3.2.1 Description du milieu physique

Les études et les thèses réalisées sur le secteur du Val d'Orléans sont nombreuses (Blanchard, 1903, Desprez, 1967 ; Chéry, 1983 ; Martin & *al.*, 1999 ; Le Borgne, 2001 et 2006 ; Joodi, 2009, Joigneaux, 2011 ; Binet et *al.*, 2012). Elles ont déjà permis d'établir une description détaillée de la géologie du Val d'Orléans. Ainsi, seule une présentation générale du contexte, en rapport avec le projet de recherche, sera présentée dans les paragraphes suivants.

3.2.1.1 Géologie

Le Val d'Orléans est un bassin sédimentaire. Le log lithostratigraphique (Figure 36), retranscrit la chronologie des dépôts du Val d'Orléans (Martin et *al.*, 2007). Son histoire est donc celle d'une sédimentation marine importante et régulière (phénomènes de transgression et de régression), débutée dès le Secondaire (Trias, Jurassique et Crétacé) et qui se prolongera jusqu'au début du Tertiaire (Eocène). La craie blanche à silex et les formations détritiques constituent la base des formations géologiques du Val d'Orléans. Au milieu du Tertiaire (Oligocène, Aquitanién), une sédimentation d'origine lacustre prendra effet et donnera lieu aux formations des calcaires de Beauce, entrecoupés de formations marneuses. Durant la seconde partie du Tertiaire (Burdigalien), ce sont des marnes et des sables qui prennent place, avant d'être recouvertes par les formations du Quaternaire définies par les alluvions de la Loire.

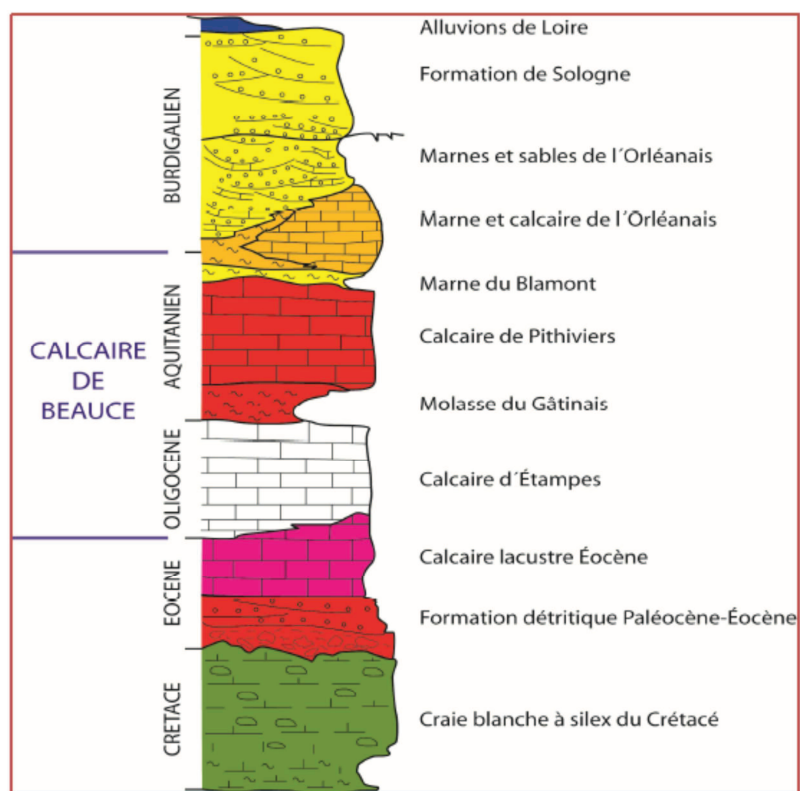


Figure 36 : Formations géologiques du Val d'Orléans (Modifié, d'après Martin et al., 2007)

Dans le cadre de cette thèse nous nous intéresserons, uniquement aux formations sédimentaires d'origine lacustre qui ont débuté à partir de l'oligocène. Les derniers travaux réalisés dans le Val d'Orléans datent de 2012 (S. Binet, C. Auterives et J.C. Charlier). L'objectif de leurs travaux fut de construire un modèle hydrogéologique d'étiage sur le Val d'Orléans (ICERE, 2012). Pour ce faire, l'un des auteurs, C. Auterives, a exploité plus de 2000 forages extraits de la BSS du BRGM et en a regroupé les informations par type de lithologie, pour ensuite traiter les données géologiques par des moyens géostatistiques (interpolation par krigeage, calcul de variogramme, etc.) Son travail a permis d'aboutir à la spatialisation des principales formations géologiques présentes dans le Val (Figure 37).

Au total, 5 niveaux stratigraphiques (couches géologiques) y sont représentés :

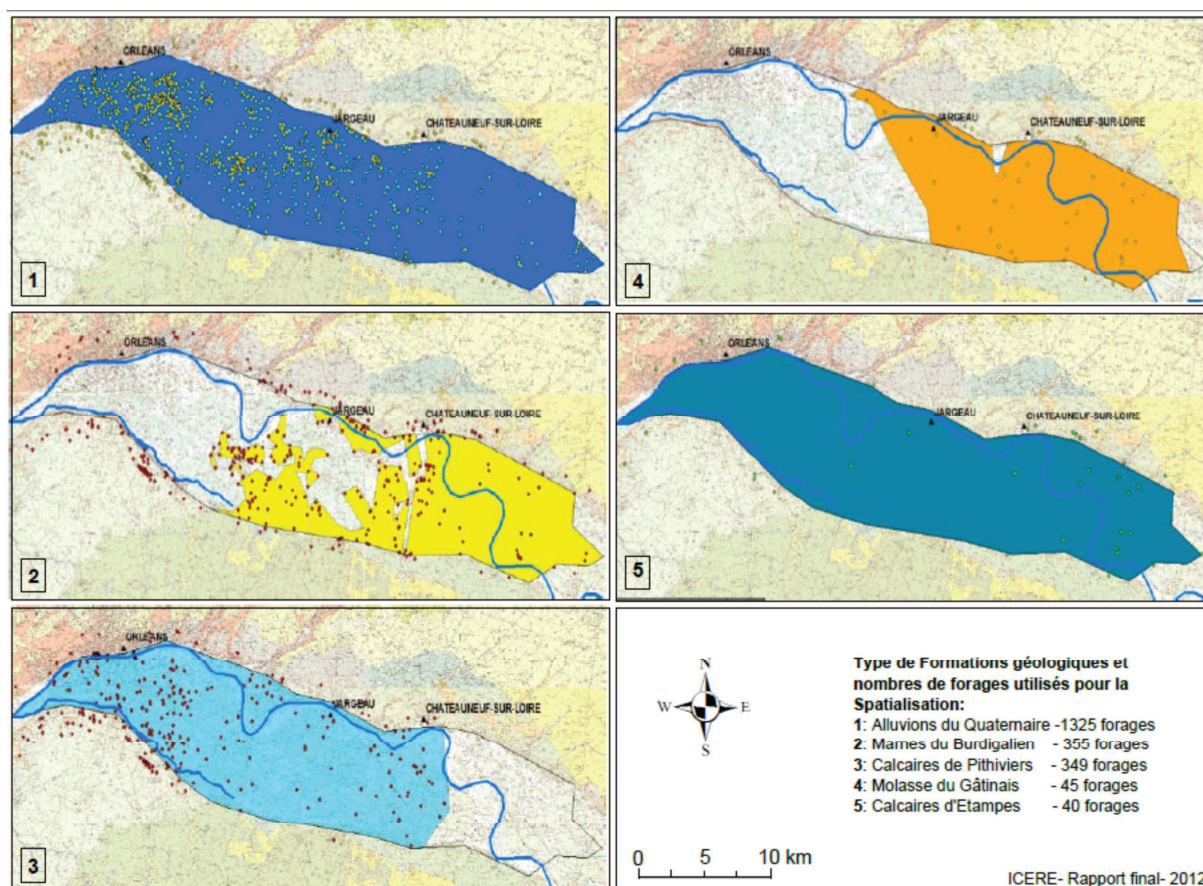


Figure 37 : Spatialisation des principales couches géologiques du Val (Auterives, 2011)

La **couche 1**, représente les **alluvions du Quaternaire**. Elle regroupe les alluvions modernes et holocènes présentes dans le lit mineur et le lit majeur de la Loire. Ces alluvions sont constituées de sables, de graviers et d'argiles et possèdent une granulométrie variée allant du sable fin aux galets. D'après Desprez, 1967 ; Martin et Noyer, 2003, l'épaisseur des alluvions dans le Val ne dépassait pas 10 m. L'interpolation des résultats de S.Binet et al. (2012) indique que, pour l'étendue de ce secteur, l'épaisseur des alluvions varie de 0 à 26 m avec une épaisseur moyenne de 7 m. Les plus faibles épaisseurs des alluvions se situent à l'Ouest du Val.

La **couche 2**, sous-jacente aux alluvions du Quaternaire, symbolise les **marnes du Burdigalien**. Cette formation possède une stratification lenticulaire qui tend à disparaître dans la partie Ouest du Val. Il paraît difficile d'identifier la limite entre cette formation et les formations de Sologne, les Marnes, sables et calcaires de l'Orléanais adjacents au secteur du Val (Binet et al., 2012). Ces travaux montrent que l'épaisseur de cette formation fluctue de 0,6 m à 51,2 m d'Ouest en Est.

La **couche 3**, correspondant aux calcaires de Pithiviers. Cette formation n'apparaît pas dans le secteur Est du Val, alors que la molasse du Gâtinais, **couche 4**, va en se biseautant d'Est en Ouest et parvient à disparaître totalement dans la partie centrale du Val. Les calcaires d'Etampes, **couche 5**, représentent la base des formations lacustres du secteur. Cette dernière couche est présente sur l'ensemble de la zone. L'étendue de ces formations va bien au-delà de la zone observée. Dans le Val d'Orléans, l'épaisseur de ces trois couches peut-être supérieure à 100 m.

Ces derniers résultats laissent apparaître certaines discontinuités spatiales dans l'étendue des couches géologiques. Les alluvions du Quaternaire (couche 1) et les calcaires d'Etampes (couche 5) sont présents sur l'intégralité du domaine alors que les couches 2, 3 et 4 disparaissent dans certains secteurs.

Les formations géologiques des couches 3, 4 et 5 (Calcaires lacustres d'Etampes, du Gâtinais et de Pithiviers) ont été regroupées dans la formation des Calcaires de Beauce (Figure 37). Ainsi, cette formation est parfois composée uniquement de calcaire (calcaire d'Etampes et de Pithiviers) ou parfois entrecoupée par la Mollasse du Gâtinais.

L'absence de marnes du Burdigalien (couche 2), dans la partie centrale et à l'Ouest de la zone, permet un contact direct entre les calcaires de Beauce (couche 3, 4 et 5) et les alluvions du Quaternaire (couche 1) subjacentes. De plus, la présence de la Loire, dans ce secteur, a entraîné une remobilisation des alluvions et la mise en affleurement du calcaire de Beauce dans le lit mineur.

3.2.1.2 Hydrogéologie

Les formations géologiques des alluvions du Quaternaires et des calcaires de Beauce (couches géologiques 1, 3, 4 et 5) correspondent aux formations aquifères présentes dans le périmètre d'étude et étudiées dès 1967 par Desprez et al. Ce dernier a d'ailleurs tracé les cartes piézométriques (hautes eaux et basses eaux) de ces deux aquifères. Les figures 38 et 39 sont les versions digitalisées des courbes piézométriques, hautes eaux, des nappes des alluvions et des calcaires de Beauce.

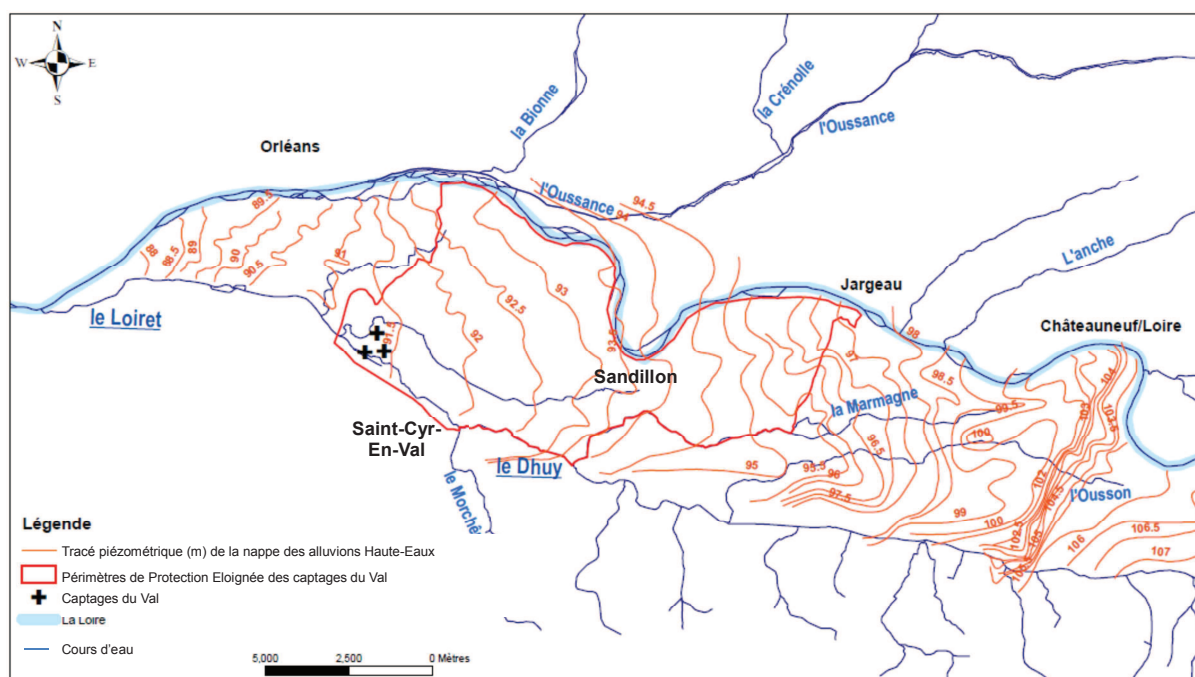


Figure 38 : Carte piézométrique de la nappe des alluvions en condition Hautes-eaux (1966)
(Selon Desprez, 1967)

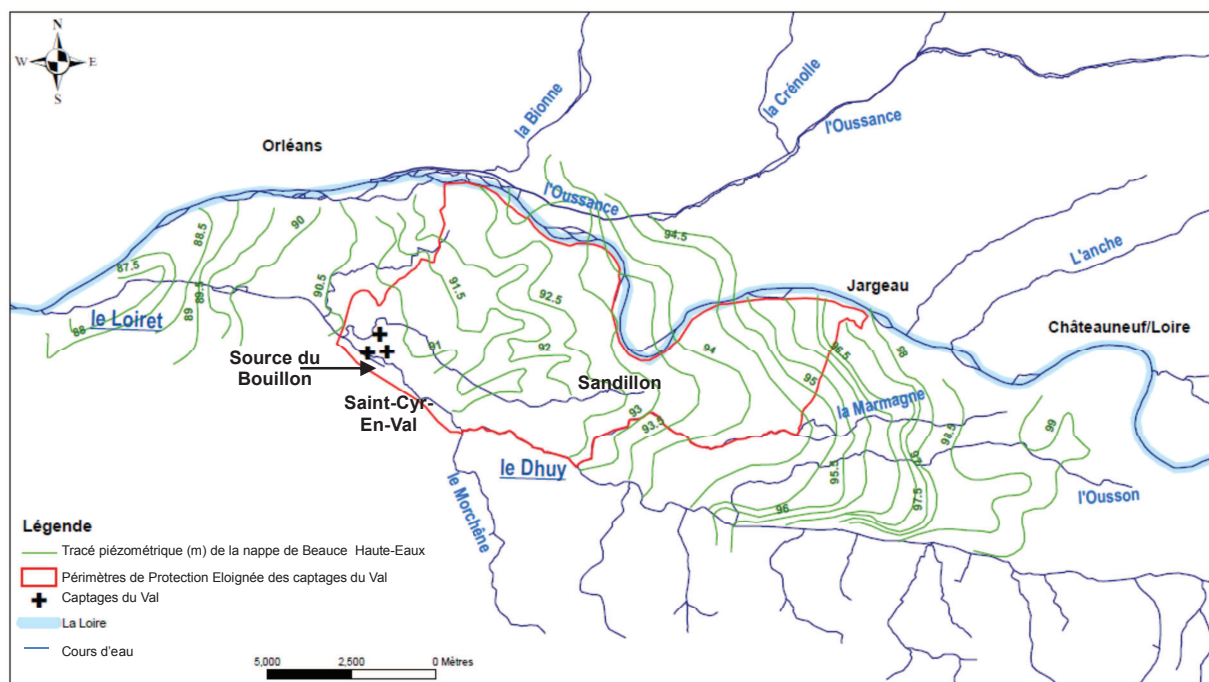


Figure 39 : Carte piézométrique de la nappe des calcaires de Beauce en condition Hautes-eaux (Nov 1966) (Desprez, 1967)

Les eaux souterraines dans le Val d'Orléans se dirigent d'Est en Ouest. Le gradient de pente est estimé à $4 \cdot 10^{-4}$ m entre les deux extrémités du Val d'Orléans (Desprez, 1967).

Les travaux de Binet et al. (2012) ont donné lieu à l'élaboration d'un modèle hydrogéologique en 3D (Figure 40).

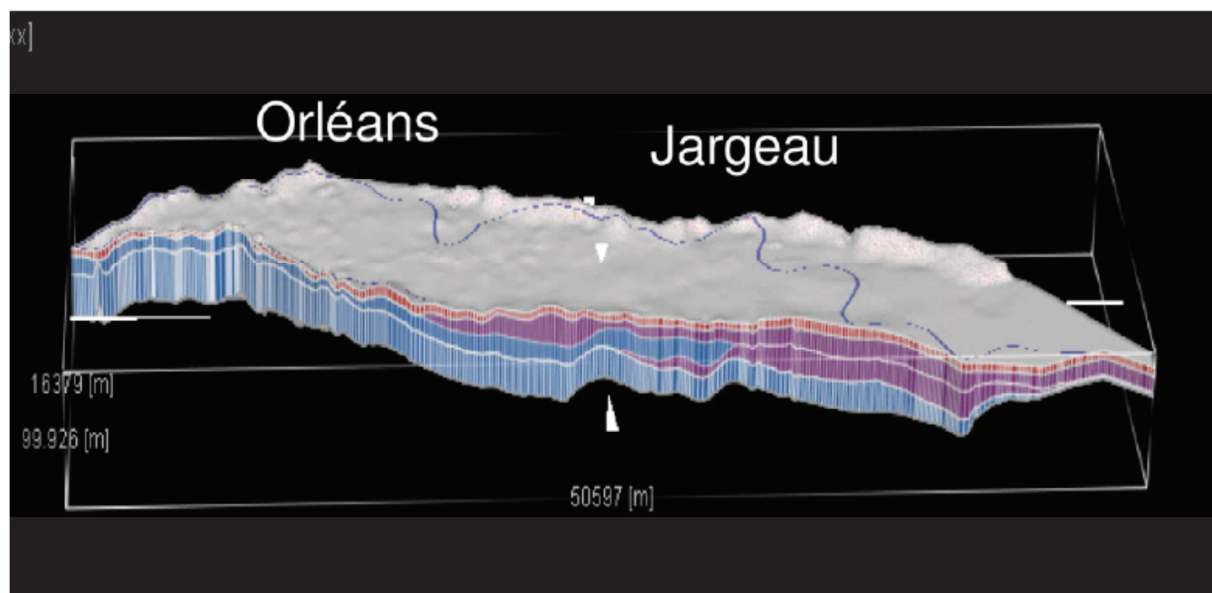


Figure 40 : Représentation en 3D de l'hydrogéologie du Val d'Orléans (Rouge : Nappe des alluvions, Bleu : Nappe des calcaires, Violet : marnes (écran imperméable) (Auterives, 2012)

Nappe des alluvions de la Loire

La nappe des alluvions de la Loire est décrite comme semi-captive et circulant dans les graviers et les sables grossiers. Le caractère semi-captif est dû à la présence de sables et d'argiles présents dans la partie supérieure des alluvions. La vitesse de circulation dans ce réservoir aquifère peut varier de 0,3 à 4 m/j. L'allure des isopièzes indique qu'au Sud du Val d'Orléans la nappe reçoit des apports du Miocène et des formations de Sologne. Par ailleurs, l'affleurement du calcaire de Beauce, entre St-Cyr-en-Val et la source du Bouillon, bloque cette circulation (Desprez, 1967). Au Nord du Val, la nappe est drainée par la Loire. Entre ces deux tronçons, la nappe alluviale est alimentée par la Loire. A l'aval d'Orléans, les alluvions peuvent être également alimentées par le Loiret et drainées par la Loire.

Nappe des calcaires de Beauce

Dans le secteur du Val d'Orléans, la nappe des calcaires de Beauce est généralement captive, soit sous le recouvrement alluvial, soit sous les marnes du Burdigalien. A l'ouest du Val d'Orléans, les lentilles du Burdigalien ne subsistent plus (Couche 2, Figure 37) et la nappe de Beauce est en lien direct avec la nappe des alluvions (Desprez, 1967). Le réservoir des calcaires de Beauce est parcouru par un réseau karstique, jusqu'à une profondeur d'environ 35 m. Ce sont les gouffres et les dolines présentes en surface du Val d'Orléans mais également les pertes situées dans le lit de la Loire et les sources du Loiret (avens émissifs) qui traduisent la présence d'axes de drainages karstiques dans le Val d'Orléans.

L'alimentation de ce réseau de drainage est, en grande partie, réalisé par les eaux de la Loire qui s'engouffrent dans des pertes, localisées essentiellement dans le lit du cours d'eau au niveau de Jargeau. Des essais de traçage ont également mis en évidence l'apport en eaux de surface issues du ruisseau de l'Anche, en rive droite de la Loire, à l'amont de Châteauneuf-sur-Loire.

Ainsi, ces eaux de surface rejaillissent à l'aval du Val d'Orléans où de nombreuses sources sont situées dans le parc floral de la source à Orléans et dans le lit de la rivière Loiret (sources du Bouillon, de l'Abîme, des Béchets, de St Avit et de la Pie).

3.2.2 Echanges eaux superficielles et eaux souterraines

Le périmètre d'étude se localise entre deux principaux cours d'eau que sont la Loire et le Dhuy,

3.2.2.1 La Loire

Avec une longueur de 1 013 km, la Loire est le fleuve le plus long de France. Son bassin versant de 117 000 km² représente plus d'un cinquième du territoire national. La Figure 41, présente les variations mensuelles des débits de la Loire à Gien et au Pont Royal d'Orléans, entre 2005 et 2011.

Dans un premier temps, on constate que les fluctuations saisonnières sont bien marquées (de l'ordre de 50 m³/s), entre juillet à octobre, avec un maximum de 830 m³/s en avril 2005. Les hautes eaux de la Loire s'observent en hiver et au début du printemps.

Les débits mensuels mesurés à Gien (45) sont presque systématiquement supérieurs à ceux mesurés à Orléans (Figure 41). Ce déficit observé dans les débits de la Loire montre la présence de pertes des eaux de la Loire entre ces deux points de mesure. La juxtaposition de ces données avec les débits mesurés à la source du Bouillon montre une forte concordance dans l'évolution des fluctuations. Il est constaté que les fluctuations saisonnières des débits moyens mensuels sont semblables à ceux des débits de la Loire.

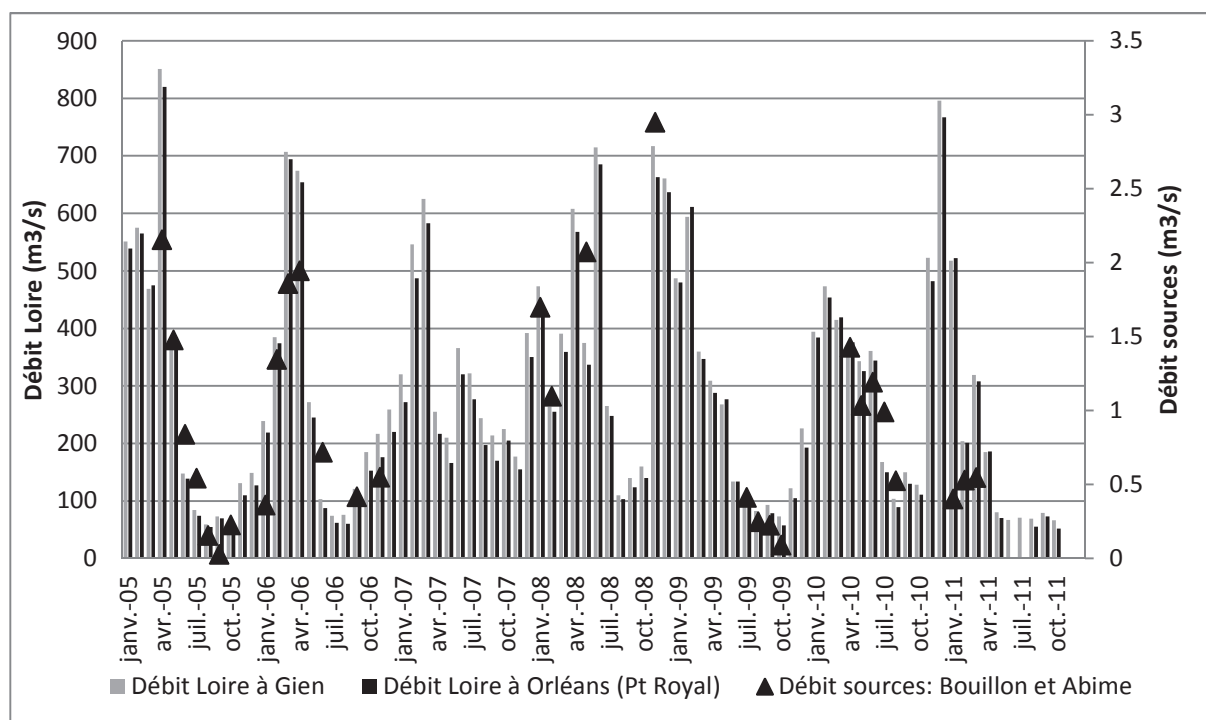


Figure 41 : Histogramme des débits moyens mensuels de la Loire à Gien (K4180010), à Orléans (K4350010) de 2005 à 2011 (Banque Hydro) et à les sources Bouillon et Abime

Les sources du Loiret et la source du Bouillon ont également un fonctionnement alternativement émissif ou absorbant. Ce phénomène, étudié par Gèze (1987) et Albéric (2004), porte le nom d'inversac.

3.2.2.2 Le Dhuy, le Loiret et le bras de Bou

Le Dhuy, se situe en limite Sud du périmètre d'étude. Long de 34,2 km, il draine un bassin versant de 216 km² (Géo-Hyd, 2004). Son alimentation, plus ou moins temporaire, est essentiellement due aux ruisseaux du Val d'Orléans et des coteaux de Sologne, ainsi qu'au réseau de drainage agricole. Le Dhuy se jette dans le Loiret au niveau des captages du Val d'Orléans.

Le Loiret signifie « Petite Loire ». Les sources du Loiret sont situées dans le parc floral de la Source, à Orléans, et dans le lit de la rivière. Les principales sources à l'origine du Loiret sont les sources du Bouillon, de l'Abîme, des Béchets, de St Avit et de la Pie. Les eaux émergeant de ces sources sont des eaux de la Loire qui se sont engouffrées dans les pertes de son lit, situées entre Châteauneuf-sur-Loire et Combleux. Ce cours d'eau, long de 12,43 km draine un bassin versant d'environ 75 km².

Le cours d'eau du bras de Bou, situé en rive droite à environ 1500 m de la source du Bouillon, constitue également un apport en eau pour le Loiret.

3.3 Origine des eaux des captages du Val

3.3.1 Système karstique

La carte, en Figure 42, présente les résultats des essais de coloration réalisés dans les chenaux karstiques du Val d'Orléans. En moyenne, les vitesses de circulation dans le réseau karstique ont avoisiné 110 m/h lors de traçages à partir des pertes de Loire. Ainsi, une pollution de la Loire parviendrait aux captages en l'espace de deux à trois jours.

Cette carte des circulations karstiques du Val d'Orléans renseigne sur les liens avérés entre les pertes de Loire et les résurgences (sources du Loiret). Il a également été constaté que le réseau karstique s'étend en rive droite de la Loire, au niveau du ruisseau de l'Anche; les colorants injectés en rive droite ont été retrouvés aux points de résurgence du réseau karstique.

Les pertes de Loire, situées dans le lit du fleuve à Jargeau, sont estimées au minimum à 5 m³/s et au maximum entre 15 à 20 m³/s. Elles peuvent atteindre 100 m³/s en période de crue (Zunino, 1979; Chéry, 1983; Livrozet, 1984; Lepiller, 2006; Le Borgne et al., 2005, Joodi, 2009).

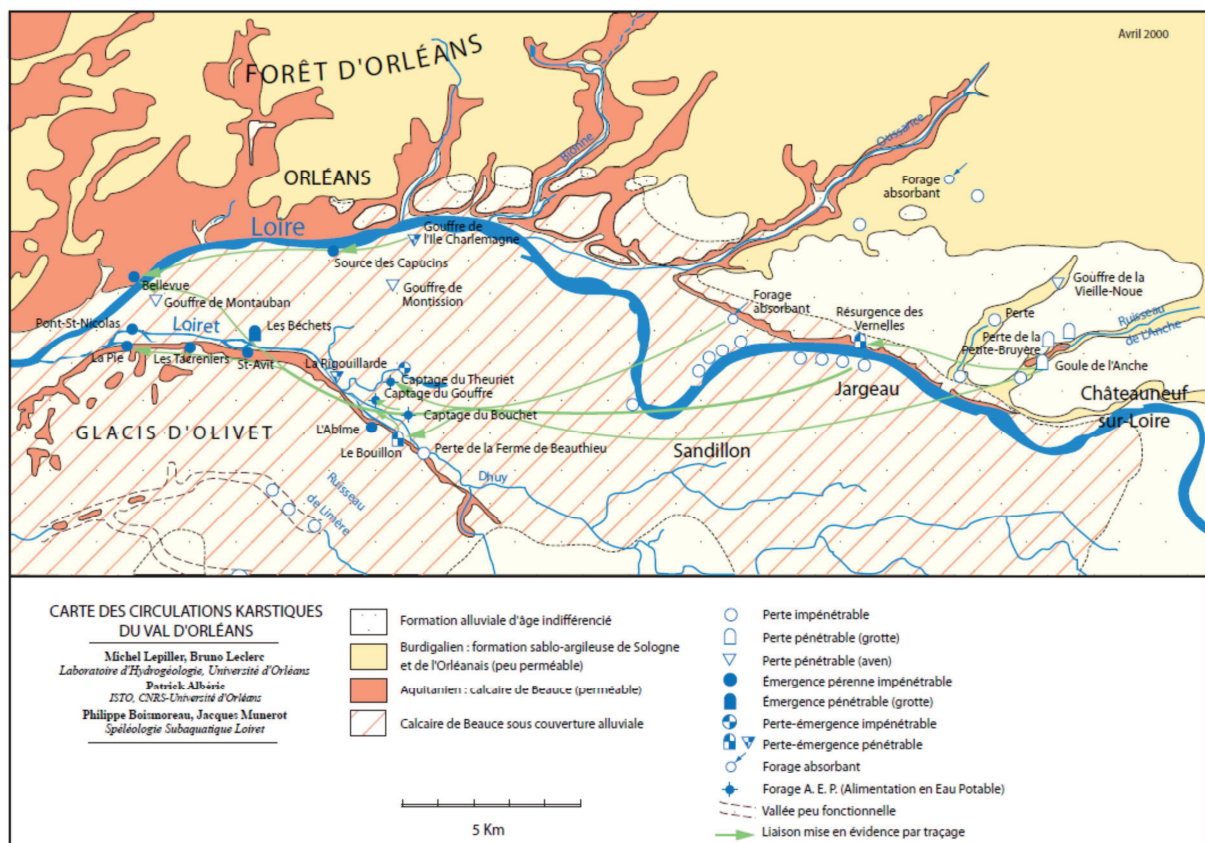


Figure 42 : Carte des circulations karstiques du Val d'Orléans (Lepiller et al., 2006)

La carte en Figure 42 est dorénavant complétée par les nouveaux travaux réalisés par Binet et al., (2012). Le recensement des cavités identifiées dans les forages étudiés (plus de 2000) et leur mise en relation avec le passage du réseau de drainage, ont permis de proposer une nouvelle carte du réseau karstique (Figure 43).

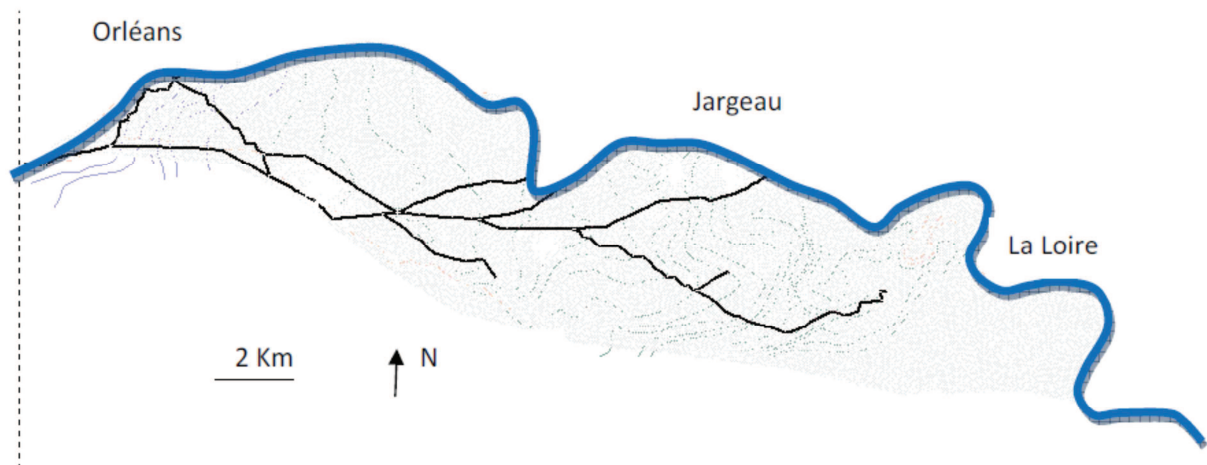


Figure 43 : Carte du réseau de drainage supposé retenue pour la modélisation ICERE (Binet et al., 2012)

Binet et al., (2012) stipulent qu'un maximum de points d'observation peuvent être reliés en traçant un conduit principal Est-Ouest sur lequel viennent se connecter des conduits latéraux partant de la rive gauche de la Loire jusqu'au Loiret. De plus, le traitement statistique réalisé sur les cavités des forages montre que les drains se situent entre 35 et 80 m de profondeur et possèdent un diamètre d'environ 3,5 m.

3.3.2 Bilan hydrologique

Un grand nombre de bilans hydrologiques ont été réalisés dans le secteur du Val d'Orléans. Le Tableau 11 synthétise les résultats.

La synthèse de ces bilans hydrologiques annuels montre que :

1. Les pertes de Loire (PI) constituent l'apport majoritaire du système du Val d'Orléans, soit $363.10^6 \text{ m}^3/\text{an}$, ce qui représente environ 86% du total des entrées du système,
2. Les précipitations efficaces (Pe), égales à $36.10^6 \text{ m}^3/\text{an}$, correspondent à 14% du volume total transitant dans le système,
3. La part des eaux, prélevée dans les trois captages, reste faible au regard de l'aspect capacitif de la nappe du calcaire de Beauce sous le Val d'Orléans.

Le bilan hydrologique varie en fonction des hypothèses et des caractéristiques du milieu qui sont définies au préalable. Ainsi, le volume des entrées d'eau dans le système et la superficie du bassin versant sont des critères qui influencent énormément les résultats finaux.

La complexité du système et les nombreuses incertitudes concernant les volumes qui y transitent amènent à l'obtention d'un bilan hydrologique parfois très variable. En effet, la restitution des volumes des pertes d'eau se produit « à ciel ouvert », via les sources du Loiret, mais également dans le milieu souterrain, « La Loire souterraine ». Le premier à constater cette double approche fut Sainjon en 1880. Cette configuration complique d'autant plus l'estimation du bilan hydrologique du système.

Néanmoins, les nouvelles données obtenues par le biais de nouveaux tracages et d'outils de modélisation, pour ce qui est de l'apport de l'impluvium (Joigneaux et al., 2008 ; Joodi, 2009), permettent d'apporter des éléments supplémentaires à l'estimation des flux hydrauliques à travers le système. Ainsi, Binet et Gutierrez (2010), ont obtenu une nouvelle estimation des pertes de Loire ($11,5 \text{ m}^3/\text{s}$), grâce à l'obtention d'une relation linéaire entre le carré du débit des pertes et les débits de la Loire.

Auteur	Chéry 1983 (a)	Livrozet 1984 (b)	Gonzalès 1991 (c)	Géo-Hyd 2004 (d)	Lepillier 2006 (e)	F.Lelong, N. Jozja 2008 (f)	Binet et Gutierrez 2010	Géo-hyd (2011) Etude B.A.C Val d'Orléans 2010
Conditions Climatiques	Année moyenne							
Année humide								
Pe	74	106	(60)	18	27	60	65.2	36.00
Précipitations efficaces								
Qc	-	-	-	-	-	5	1	1.00
Coteaux Sologne								
PI	281	317	(515)	449	453	485	363	363.00
Pertes Loire								
Ex	40	45	40	10	35	50	27.8	27.80
Exhaure								
QI	315	378	315	315	170	200	221	223.86
Volume écoulé								
RI	-	-	220	142	275	300	174.5	174.50
Résurgence aval Orléans								
Total entrées	355	423	575	467	480	550	429.2	400
Total Sorties	355	423	575	467	480	550	423.3	400
Contribution Pe au total bilan hydrologique (%)	20.85	25.06	10.43	3.85	5.63	10.91	15.19	14.29
Contribution PI au total bilan hydrologique (%)	79.15	74.94	89.57	96.15	94.38	88.18	84.58	85.47
Superficie estimée (km ²) du système Val d'Orléans	400	400	400	140	460	400	343	400

(a) : Système de 400 km², précipitations efficaces Pe de 180 mm au lieu de 150 mm/an en moyenne,

(b) : Système de 400 km², précipitations efficaces très excédentaires (Pe= 265 mm/an),

(c) : Système de 400 km², valeurs entre parenthèses tirées des précédentes, recalculées en année moyenne, en tenant compte des résurgences en Loire évaluées par cet auteur,

(d) : Système de 140 km², étude préalable à l'établissement du SAGE, précipitations efficaces Pe de 130 mm, dont 30 mm de ruissellement et 100 mm qui alimentent le système,

(e) : Système de 460 km², précipitations efficaces de 100 mm, dont 40 mm de ruissellent et 60 mm qui s'infiltrent,

(f) : Système de 400 km², année de pluviosité moyenne (150 mm/an) ; le débit souterrain venant du coteau de Sologne est estimé par la loi de Darcy avec des données suivantes : transmissivité

= 0,01 m²/s, gradient hydraulique = 0,05%, largeur du front de nappe 40 km.

PI en italique : Valeurs déduites de la somme arithmétique des autres termes

Tableau 11 : Synthèse des bilans hydrologiques du système du Val d'Orléans – Modifié de Lelong et Jozja (2008)

3.4 Produits phytosanitaires dans les eaux du Val d'Orléans

3.4.1 Aperçu de la réglementation

3.4.1.1 Réglementation des usages

Depuis 2000, et en partenariat avec la profession agricole, des plans d'action ont été élaborés afin de maîtriser au mieux l'apport de produits phytosanitaires dans le Val d'Orléans. Une convention tripartite, signée le 29 juin 2006 entre la Chambre d'agriculture du Loiret, l'Orléanaise des Eaux (Anciennement Lyonnaise des Eaux) et la Ville d'Orléans, a concrétisé ce partenariat. Ainsi, des bandes enherbées et la gestion des fonds de cuve des pulvérisateurs ont été mises en place. De plus, un service de contrôle et de suivi des actions, ainsi qu'un bilan annuel des activités est toujours en cours dans le périmètre d'étude.

3.4.1.2 Réglementation aux captages

Depuis 1988, les trois captages du Val d'Orléans font l'objet de plans d'action pour la protection et la préservation de la ressource en eau. Une étude hydrogéologique, réalisée par M. Schmidt, a permis la mise en place des périmètres de protection (Immédiats, rapprochées, éloignées). Ces périmètres ont été réactualisés en 2003 (Schmidt, 2003).

D'autres actions réglementaires et volontaires ont abouti à une procédure de Déclaration d'Utilité Publique (DUP - arrêté du 19/04/2006) et au SAGE Val Dhuy Loiret.

Les exigences réglementaires de l'arrêté préfectoral du 5 octobre 2006, précise les prescriptions requises en matière de gestion de la pollution diffuse par les produits phytosanitaires, il interdit, entre autre :

- La création de toute excavation restant ouverte et non étanche,
- Le nouveau stockage de produits polluants

La réglementation au droit du périmètre de protection des captages du Val d'Orléans est la suivante :

- L'obligation de cimentation de tubes de soutènement face aux alluvions ;
- L'utilisation de produits biodégradables le long des voies SNCF ;
- La mise en place de fossés étanches le long de la voie Gaston Galloux, avec des bassins étanches et dotés de dispositifs de déshuilage ;
- La mise en rétention des stockages existants ;
- Le comblement des forages non exploités ;
- L'inventaire tenu à jour des effondrements existants, visibles ou comblés le long des voies de circulation.

De plus, le classement des trois captages du Val, comme « captages prioritaires » (Grenelle1 de février 2009) a donné lieu, en 2012, à la mise en place d'un programme d'actions préventives pour lutter contre les pollutions diffuses. Il s'est traduit par la réalisation d'une

3.4.2 Bref historique des pressions agricoles

L’objectif de ce chapitre consiste à prendre connaissance des types d’assolements habituellement réalisés dans la région durant les trente dernières années.

Ainsi, la caractérisation historique des pratiques agricoles se veut uniquement qualitative. L’ambition n’est donc pas d’estimer, au cours du temps, les quantités de produits phytosanitaires appliquées sur les parcelles agricoles mais bien de qualifier les types de substances actives (molécules phytosanitaires) ayant pu être utilisées.

Ce sont :

- Les bulletins d’information mensuels de l’Association de Développement Agricole Région Est Loiret, (ADAREL), de 1985 à 2003
- Les informations issues du Registre Parcellaire Graphique (RPG), entre 2007 et 2010,
- L’étude du Bassin d’Alimentation des Captages du Val (BAC)

qui ont permis d’établir le lien entre les pratiques agricoles « historiques » et les substances phytosanitaires associées aux types de cultures.

Les cultures les plus rencontrés sur le périmètre d’étude sont ce que l’on nomme les « grandes cultures » telles que le blé, l’orge, le maïs et le colza. L’étude BAC a également mis en évidence la présence de légumes et fleurs qui représentent, en 2010, 8% de la surface cultivée du Val d’Orléans. Il est reconnu que ce sont les herbicides qui sont le plus utilisés en grandes cultures. Le nombre de passages de traitements varie selon les cultures. Néanmoins la moyenne se situe autour de 1 à 4 passages par an, avec généralement un traitement en automne et un au printemps.

3.4.3 Qualité des eaux souterraines

Les informations qualitatives concernant les produits phytosanitaires, utilisées dans le cadre de cette étude, sont issues de la banque de données de l'Orléanaise des Eaux (gestionnaire de la ressource). Cette base de données a été conçue dans le cadre du contrôle sanitaire de la DDASS et de la surveillance établie pour l'exploitation raisonnée de la ressource en eau souterraine.

Plus de trois cents molécules ont été dosées, entre 1990 et 2013, dans les eaux brutes des trois captages du Val. Le graphique en Figure 44, présente la répartition des groupes de substances phytosanitaires dosés.

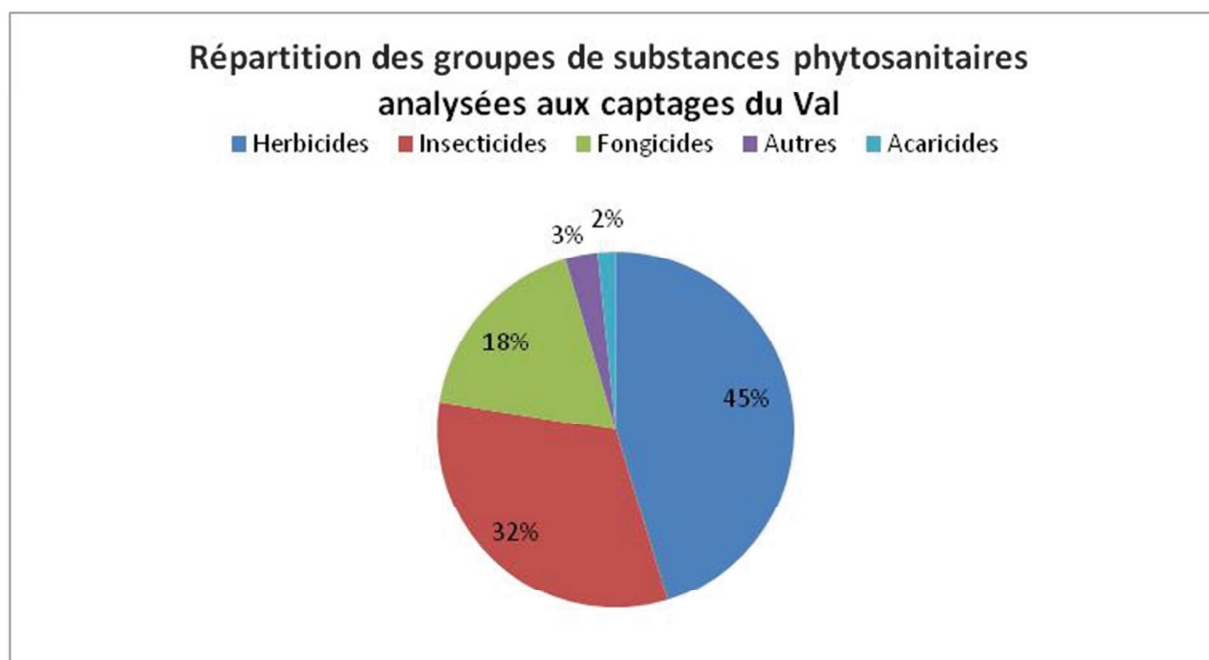


Figure 44 : Répartition des groupes de substances phytosanitaires dosées dans les captages du Val d'Orléans

Avec un taux de 45%, le groupe des herbicides est le plus recherché par les organismes gestionnaires de la ressource en eau souterraine. Environ 32 % des substances actives dosées dans les eaux souterraines font partie du groupe des insecticides, tandis que 18% des molécules sont issues de la famille de fongicides. Le compartiment nommé « Autres » englobe : les substances actives telles que celles utilisées pour réguler la croissance de la plante ou bien les produits rotenticides ayant la propriété de tuer des rongeurs. Enfin les acaricides ne représentent que 2% de la totalité des substances actives analysées dans le cadre du suivi qualitatif de la ressource en eau souterraine destinée à l'alimentation en eau potable.

3.4.3.1 Molécules détectées

La totalité des molécules détectées dans les trois captages du Val représente 2 % de l'ensemble des molécules phytosanitaires mesurées dans le cadre du suivi qualitatif de la ressource en eau souterraine. L'ensemble des substances actives détectées dans les eaux souterraines du Val font partie du groupe des herbicides (Tableau 12). Ces molécules ont pour vocation première d'éliminer les végétaux indésirables au développement de cultures en place.

Il s'avère que se sont également ces types de familles qui sont les plus rencontrés dans les eaux continentales en France et dans les DOM (Soes, 2013) mais aussi à l'étranger (ex : USA, Kolpin (1998)). Spalding et al. (2003) témoigne qu'au Nebraska, la Triazine et l'Acétamide sont les herbicides les plus retrouvés dans les eaux souterraines sous le maïs et le soja.

La présence d'herbicides dans les eaux souterraines peut s'expliquer par leur mode d'application. Les herbicides sont directement appliqués sur les sols et migrent plus facilement dans les eaux par infiltration ou ruissellement, tandis que les fongicides et les insecticides sont, quant à eux, appliqués sur les plantes et sont donc moins propices à se retrouver dans les eaux (Almaric et al., 2003).

	Catégories		Famille/Groupe	Etendue de quantification	LQ (µg/l)
TRIAZINE*	/	Herbicide	Triazines	1997-2010	0.02
ATRAZINE	Parent	Herbicide	Triazines	1990-2013	0.03
SIMAZINE	Parent	Herbicide	Triazines	1990-2013	0.02
DIURON	Parent	Herbicide	Urées substitués	1992-2013	0.02
ISOPROTURON	Parent	Herbicide	Diméthylurée	1992-2013	0.02
DESETHYL ATRAZINE	Métabolite	Herbicide	Triazines	1992-2013	0.03

(* Somme de plusieurs molécules : Atrazine, simazine)

LQ : Limite de Quantification

Tableau 12 : Molécules détectées dans les trois captages du Val d'Orléans entre 1992 et 2013

Hormis l'Atrazine déséthyl qui correspond à un produit de dégradation de l'Atrazine (métabolite) et les Triazines qui regroupent plusieurs molécules telles que l'Atrazine et la Simazine, les autres substances détectées aux captages sont des « molécules parents » qui n'ont pas subi de dégradation physico-chimique.

3.4.3.2 Evolution des concentrations en herbicides

L'évolution quantitative des six molécules phytosanitaires détectées dans les eaux des captages (cf Tableau 12) est présentée sous forme de graphiques (Figure 45). Bien que ces valeurs de concentration soient celles des eaux brutes, elles ont été comparées au seuil réglementaire des eaux destinées à la consommation humaine, égal à 0,1 µg/l. La Limite Réglementaire est signalée par les initiales LR, tandis que la Limite de Quantification annoncée par le laboratoire d'analyse est représentée par les initiales LQ.



Figure 45 : Evolution des produits phytosanitaires détectés aux captages du Val d'Orléans entre 1990 et 2013

3.4.3.3 Propriétés physico-chimiques des phytosanitaires détectées aux captages

Les propriétés physico-chimiques des molécules phytosanitaires, les plus majoritairement²² détectées aux captages, sont présentées dans le Tableau 13. Ces valeurs vont permettre d'apporter des éléments supplémentaires à l'analyse de l'évolution des concentrations dans les eaux souterraines issues des captages du Val.

	Catégories	Famille	Solubilité dans l'eau à 20°	Hydrolyse à pH 7 *	Coefficient d'adsorption K _{oc}	Coefficient de partage octanol/eau K _{ow}	Durée de demi-vie DT50	Etendue date mesures analytiques	Limite de quantification LQ	Date d'homologation	Restriction d'usage	Dernière apparition Date (Captage)	
												> LR	> LQ
	/	/		jours	cm ³ /g	/	jours		µg/l	/	/		
Triazine*	Molécule parent	Herbicide	–	stable	175	–	165	1997-2010	0.02	1962	2003	2004 (G)	2010 (T)
Atrazine	Molécule parent	Herbicide	35	86	100	501.19	75	1990-2013	0.03	1959	2003	2002 (T)	2003 (G)
Simazine	Molécule parent	Herbicide	5	96	130	199.53	60 / 46	1990-2013	0.02	1959	2001	1990 (B, T)	2003 (G)
Diuron	Molécule parent	Herbicide	35.6	stable	813	741.31	75,5 / 8,8	1992-2013	0.02	1959	(30 juin 2002)	/	2006 (T)
Isoproturon	Molécule parent	Herbicide	70.2	1560	–	316.23	12 / 40	1992-2013	0.02	1973	2007	/	2011 (B)
Desethyl atrazine	Métabolite	Herbicide	?	?	?	?	?	1992-2013	0.03	/	/	/	2009 (T)

* Somme de pesticides

Référence: u. herfordshire

(T): Captage du Theuriet, (G): Captage du Gouffre, (B) : Captage du Bouchet

Tableau 13 : Principales propriétés physico-chimiques des substances phytosanitaires détectées aux captages du Val

²² Le Chlortoluron est apparu à une reprise en octobre 2005 à 0,06 µg/l

3.4.3.4 Synthèse qualitative des eaux souterraines

Les concentrations en produits phytosanitaires dans les eaux brutes des captages du Val ont été comparées à celles des eaux de la source du Bouillon obtenues par Joigneaux (Joigneaux, 2011) entre 2008 et 2010 (mesure bi-mensuelle). La source du Bouillon est située à moins d'1 km du captage du Bouchet, à 1.5 km du captage du Gouffre et à environ 2 km du captage du Theuriet. La proximité géographique de ces points d'émergence et leurs origines semblables (même bassin versant) incitent à cette démarche.

La Figure 45 montre que les **Triazines** sont les plus importants dans les eaux des captages, avec 49% des mesures qui dépassent ou sont équivalentes à la LQ, tandis que 10% sont supérieures ou égales à la LR. Leur teneur maximale fut atteinte en 2000 avec une valeur atteignant 0,40 µg/l, au captage du Gouffre. Depuis cette date, une diminution progressive de la teneur en Triazine est constatée au cours du temps. Depuis 2004, aucune valeur de concentration n'a dépassé la LR. A la source du Bouillon, les analyses des Triazines, entre 2008 et 2010, indiquent que ces molécules apparaissent ponctuellement mais aux mêmes dates (crue de novembre 2008 et Printemps/Automne 2009). Toutefois, leur concentration reste faible, proche de la LQ égale à 0,005 µg/l (MMA/BRGM). La nature persistante de ces molécules leur confère une persistance au temps. Ainsi, alors que certaines molécules appartenant à la famille des Triazines sont interdites d'utilisation depuis 2003 (Tableau 13), leur présence dans les eaux est toujours d'actualité.

Entre 1990 et 2005, l'**Atrazine** est également très présente aux captages du Val d'Orléans (Figure 45). Après un pic de concentration observé en 1995, une diminution des teneurs en Atrazine est constatée, avec toutefois, une concentration relativement élevée (environ 0,2 µg/l) observée, en 2000, au captage du Gouffre. Seul 5,60% des teneurs en Atrazine dépassent la LR (0.1 µg/l). Joigneaux (2011) constate que la moyenne annuelle des concentrations en Atrazine des eaux de la source du Bouillon, est très faible : 0,007 µg/l (entre 2008 et 2010). Cette détection n'est d'ailleurs possible que grâce à des techniques analytiques très précises (MMA/BRGM). Ces dernières mesures montrent que l'Atrazine apparaît ponctuellement en période de crue (7 quantifications sur 10 à la source du Bouillon lors de la crue de novembre 2008 ou au cours du printemps en mai 2009). Néanmoins ces concentrations restent toujours faibles et diminuent progressivement au cours du temps. Quelles que soient les eaux souterraines observées, une discontinuité et une hétérogénéité temporelle des concentrations sont observées. Selon Joigneaux (2011), l'Atrazine dans les eaux peut avoir trois origines : les eaux de Loire ayant lessivé le sol, les eaux des volumes matriciels ou les eaux de déstockage des sédiments dans le karst. Toutefois, les propriétés de la molécule (Tableau 13) indiquent un coefficient d'adsorption relativement faible ($K_{oc} = 100 \text{ cm}^3/\text{g}$). Compte tenu de la restriction d'usage datant de 2003 et des particularités de la molécule (faible adsorption sur les matières en suspension), les traces d'Atrazine observées dans ces eaux souterraines pourraient être issues des eaux des volumes matriciels.

La présence de **Simazine** a été majoritairement observée dans les eaux du captage du Gouffre, avec 11,94% des valeurs supérieures ou égales à la LQ. Une nette décroissance de la teneur en Simazine est observée au cours du temps. La Simazine n'a plus été détectée dans les captages depuis septembre 2003. Entre 2008 et 2010, elle est détectée deux fois à la Source du Bouillon à des valeurs égales à 0,005 µg/l. Les périodes de détection furent lors de la crue de novembre 2008 et en mai 2009 (Joigneaux, 2011). La solubilité et la capacité d'adsorption de cette molécule restent faibles.

Dans les trois captages du Val d'Orléans, le **Diuron** fut détecté pour la dernière fois en octobre 2006. Il est observé que les eaux brutes du captage du Bouchet ont été les plus impactées par la présence du Diuron, avec 12% des analyses supérieures ou égales à la LQ contre environ 8% pour le captage du Gouffre et pratiquement 4% pour le captage du Theuriet. A la source du Bouillon, le Diuron n'a été détecté que deux fois en deux ans, pendant l'étiage 2008 et lors de la crue 2008, les teneurs furent de 0,11 µg/l (28/08/2008) et 0,02 µg/l (7/11/2008). Pour cette même année, les concentrations aux captages du Val sont inférieures à la LQ (0,02 µg/l). Joigneaux (2011) propose que la biodégradation de la molécule soit le facteur essentiel de la diminution en Diuron dans le karst.

La chronique de l'**Isoproturon** laisse apparaître une variation ponctuelle de la concentration. Seules 1,4% des analyses réalisées entre 1992 et 2013 révèle la présence de la molécule. De plus, La LR n'a jamais été dépassée durant toute la période d'échantillonnage. L'Isoproturon est détecté dans 39% des échantillons de la source du Bouillon (Joigneaux, 2011). Les concentrations moyennes restent tout de même faibles, égales à 0.016 µg/l. Le Tableau 13 indique une valeur de solubilité importante ($S_w = 70,2$ mg/l).

Depuis le début des analyses réalisées aux captages du Val, la **Déséthyl Atrazine** n'a jamais atteint le seuil LR. Dans la Source du Bouillon, cette molécule est détectée de manière systématique, mais ces valeurs dépassent très rarement 0,02 µg/l. Il paraît que la dégradation de l'Atrazine dans le karst et dans la matrice soit effective et conduise à une faible présence en Déséthyl Atrazine en aval du système.

Trois à cinq analyses par an sont réalisées dans les eaux souterraines du Val. Les molécules herbicides, qui furent les plus présentes dans les eaux du Val entre 1990 et 2000, sont des Triazines. D'après les résultats d'analyses, les Triazines ont été relativement présentes dans les captages du Gouffre et du Theuriet alors que l'Atrazine a été davantage quantifiée au captage du Bouchet. La Simazine, le Diuron, l'Isoproturon et la Déséthyl Atrazine sont, quant à eux, plutôt détectées sous forme de trace ($< 0,1$ µg/l) au captage du Bouchet. Les eaux des différents captages pourraient donc avoir des origines différentes.

Cependant, les Triazines retrouvées aux captages, n'y apparaissent plus depuis 2004 et leur utilisation a été strictement interdite à partir de 2003. A présent, plus aucune quantification de molécules phytosanitaires ne dépasse la limite réglementaire (LR) de 0,1 µg/l qui concerne les eaux destinées à la consommation humaine (décret 2001-1220 du 20 décembre 2001). Parmi l'ensemble des molécules détectées, il n'est pas possible de distinguer celles qui sont réellement absentes de celles pour lesquelles les molécules phytosanitaires sont effectivement présentes mais à de trop faibles concentrations pour pouvoir être quantifiées par les méthodes analytiques actuelles. En règle générale, les limites de quantification (LQ) des méthodes analytiques varient entre 0,02 et 0,06 µg/l. Les résultats d'analyses issues de la thèse de Joigneaux (2011) affichent des LQ beaucoup plus faibles, de l'ordre de 0,005 µg/l, ceci explique qu'un nombre plus élevé de molécules ait été détecté dans les eaux. Cependant, les deux cas de figures montrent tout de même que la concentration des molécules dans les eaux souterraines du Val sont faibles au regard des seuils fixés par la réglementation en vigueur.

La comparaison des molécules dosées à la source du Bouillon sur la période 2008 - 2010 (Joigneaux, 2011) avec celles observées aux captages (Figure 45) indique que les concentrations restent faibles, inférieures à 0,1 µg/l, excepté pour Diuron qui atteint 0,112 µg/l à l'été 2008. De plus, ces substances n'apparaissent que de manière ponctuelle, essentiellement en période de crue ou au printemps ; pour les Triazines lors de la crue de novembre 2008 et au printemps 2009. La présence des Triazines dans les eaux serait due aux précipitations sur le Val d'Orléans qui entraîneraient un ruissellement des eaux, arrachant des particules de sol. Bien que certains produits phytosanitaires soient interdits depuis plusieurs années, leur persistance dans le sol entraîne une contamination du système aquatique lors de ces événements pluvieux.

Aucune correspondance n'a été observée entre les molécules phytosanitaires détectées aux captages du Val et celles observées à la source du Bouillon. Ainsi, les pics en produits phytosanitaires, apparus lors de crues et/ou d'étéages à la source du Bouillon, ne sont pas observés aux captages. Ce constat peut s'expliquer de différentes manières : les eaux des captages du Val n'ont pas exactement la même origine que celles des eaux de la source du Bouillon ou bien, la source du Bouillon est davantage impactée par les eaux du Dhuy qui sont connues pour être plus dégradées.

Pour finir, on peut estimer que la qualité de l'eau souterraine aux captages du Val d'Orléans n'a pas subi de dépassement, important et à long terme, au regard de la normalisation. Ces eaux ne reflètent pas la tendance nationale et internationale en matière de pollution agricole des eaux souterraines qui sont, pour la plupart, contaminées par l'Atrazine et ses produits de dégradations (ex : Déséthyl Atrazine). En 2011, sur les 15 substances pesticides les plus quantifiées en France métropolitaine, 14 sont des herbicides ou des produits issus de la dégradation d'un herbicide (SOeS, 2011). Les trois pesticides les plus quantifiées dans les eaux souterraines métropolitaines sont la Déséthyl Atrazine, l'Atrazine et le Déisopropyl-Déséthyl-Atrazine.

Cette synthèse qualitative sur les eaux souterraines des captages du Val d'Orléans met donc en évidence l'absence d'une altération massive de la ressource par les produits phytosanitaires. Les produits de dégradation des pesticides ne sont pas prépondérants dans les eaux des captages du Val d'Orléans.

En comparant la concentration en pesticides observée dans les eaux souterraines du Val (inférieure à 0,1 µg/l) et la concentration totale en pesticides en 2011 au niveau national, on constate que les captages du Val font partie des 37% des points de mesures nationaux qui semblent être exempts de contamination.

3.4.4 Qualité des eaux de surface

3.4.4.1 La Loire

L'analyse qualitative réalisée, pour la période 2000/2010 dans le cadre de l'étude réglementaire du Bassin d'Alimentation des Captages du Val, indique que les eaux de la Loire sont qualifiées de « bonne qualité » au regard de la méthodologie portant sur l'altération PEST du programme d'évaluation SEQ-EAU (Système d'Evaluation de la Qualité de l'Eau) version 2 (GEO-HYD, 2012).

Entre mars 2008 et mars 2010, Joigneaux (2011) a également réalisé des prélèvements bimensuels dans la Loire, à proximité des pertes de Jargeau. Vingt-trois molécules phytosanitaires ont été détectées dans ces eaux de surface. Parmi ces substances détectées, il est constaté que :

- Le Glyphosate et l'AMPA sont les deux molécules qui présentent les concentrations les plus importantes, avec respectivement un maximum de 0,5 µg/l (06/05/2009) et de 1,5 µg/l (27/07/2008). Malgré tout, la moyenne en Glyphosate est égale à 0,22 µg/l tandis que celle de l'AMPA est de 0,23 µg/l.
- L'Acétochlore, l'Acétochlore ESA, le Chlortoluron et le Métochlor présentent, quant à eux, des pics de concentration maximum allant respectivement de 0,159 µg/l (18/05/2009), 0,147 µg/l (18/05/2009), 0,195 µg/l (04/11/2008) et 0,219 µg/l (18/05/2009). Les concentrations moyennes respectives de ces molécules est de 0,037 µg/l, 0,040 µg/l, 0,052 µg/l et 0,042 µg/l.
- Les autres molécules phytosanitaires, indiquent des concentrations inférieures à 0,1 µg/l (Figure 46). Les substances détectées aux captages du Val sont incluses dans cette catégorie.

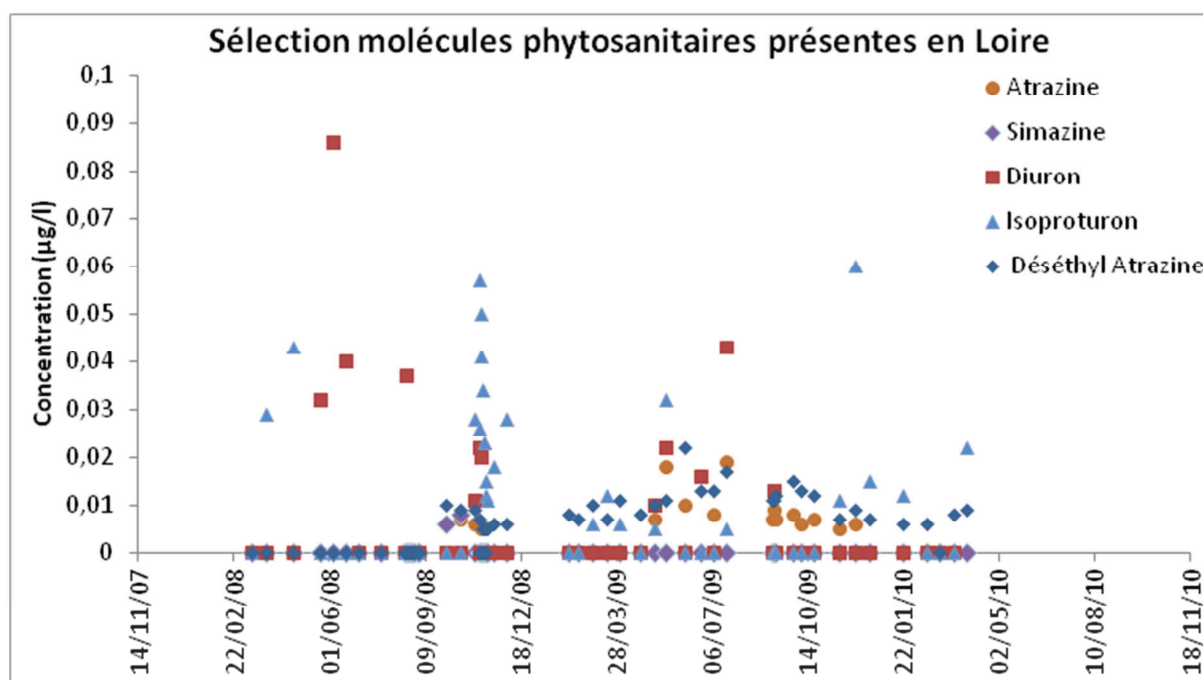


Figure 46 : Sélection molécules présentes en Loire (Joigneaux, 2011)

3.4.4.2 Le Dhuy

Le Dhuy est le cours d'eau le plus dégradé au sens de la Directive Européenne (GÉO-HYD, 2012). Sur les 21 molécules détectées entre 2000 et 2010, le Glyphosate et son produit de dégradation (AMPA) ainsi que les herbicides de la famille des urées substituées (Diuron, Isoproturon, Chlortoluron) et enfin la Trifluraline et le Glufosinate voient leur concentration moyenne se démarquer du reste des molécules. D'autres suivis réalisés par le GREPPES, mettent en évidence des taux de quantifications relativement élevés, avec une vingtaine de molécules ayant une concentration moyenne supérieure à 0,2 µg/l (GÉO-HYD, 2012).

Les résultats d'analyse de Joigneaux (2011), dans le Dhuy à proximité de la source du Bouillon, indiquent effectivement de fortes teneurs en molécules phytosanitaires (Figure 47). Le Chlortoluron fut dosé à 14,1 µg/l le 16/11/2009. En dehors de cette exception analytique, les autres concentrations évoluent entre 0 et 4,5 µg/l. Il est constaté que la variation des teneurs dans les eaux du Dhuy évolue en fonction des saisons.

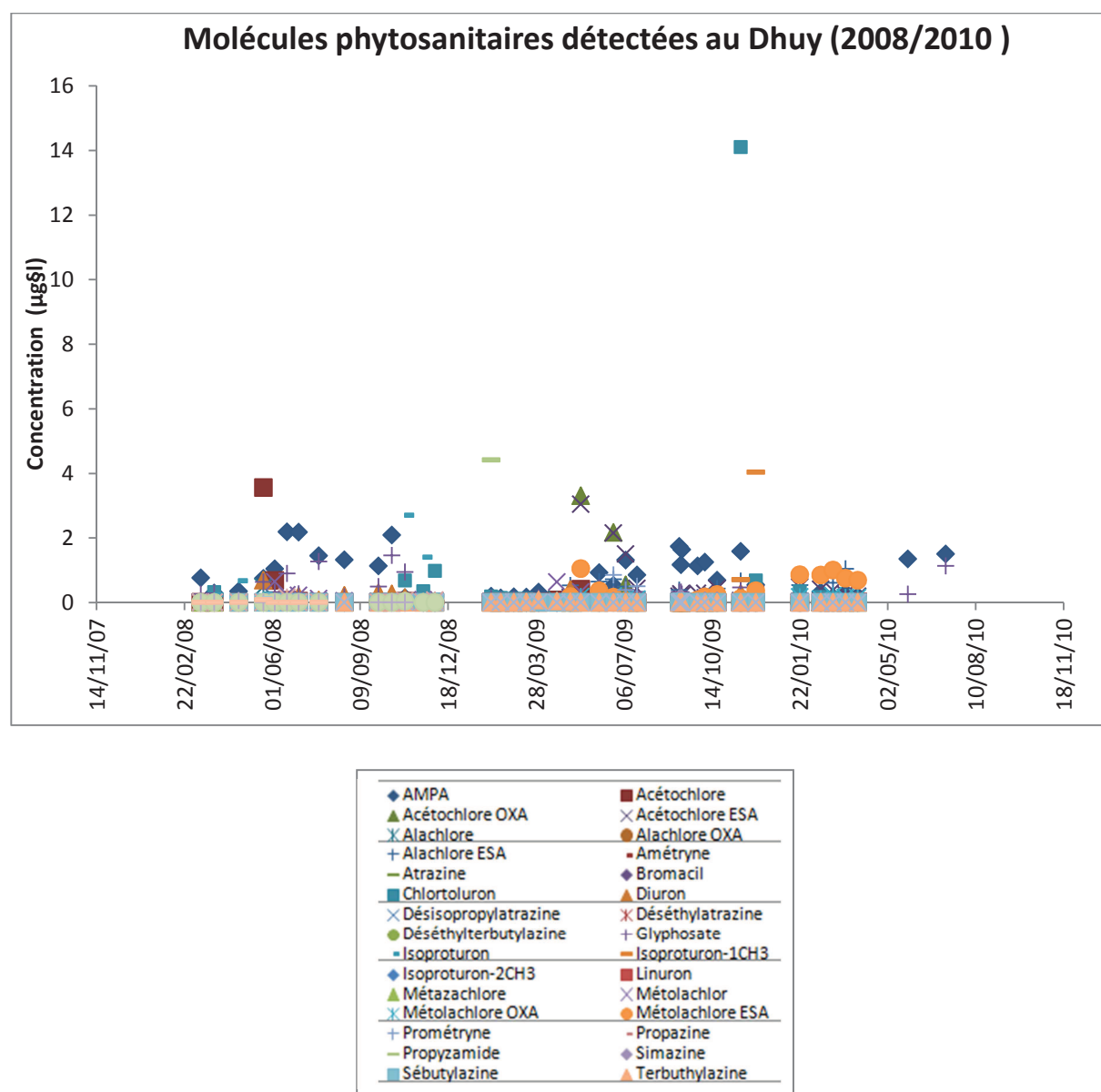


Figure 47 : Molécules phytosanitaires détectées au Dhuy, (Joigneaux, 2011)

3.4.4.3 Synthèse qualitative des eaux de surface

La qualité des cours d'eau est globalement bonne pour la Loire et moyenne à médiocre pour le Dhuy. La qualité de la Loire est faiblement impactée par la présence de molécules phytosanitaires. Que ce soit par l'évaluation de type PEST (SEQ-EAU) ou par la réalisation de mesures bimensuelles (Joigneaux, 2011), les conclusions se rejoignent et attestent de la bonne qualité de cette ressource.

Par contre, le constat est différent en ce qui concerne les eaux du Dhuy. Ces dernières sont issues du réseau de drainages agricoles des parcelles localisées sur le Val d'Orléans. Cette configuration explique les fortes teneurs en phytosanitaires et l'écart important qui est constaté entre les eaux de la Loire et celles du Dhuy.

3.4.5 Mise en parallèle de la qualité des eaux superficielles et des eaux souterraines du Val d'Orléans

Le contexte karstique des aquifères du Val d'Orléans (plus de 80% des eaux captées sont issues des pertes de Loire à Jargeau) mène à étudier les liens qualitatifs entre les eaux superficielles et les eaux souterraines. Joigneaux (2011) apporte des réponses à ce sujet, son travail de thèse met en évidence, grâce à l'analyse des isotopes stables et des éléments majeurs, l'effet d'un mélange manifeste des eaux de la Loire avec des eaux déjà présentes dans le karst. De plus, la comparaison des concentrations en produits phytosanitaires en Loire et à la source du Bouillon pendant la crue de novembre 2008 (Figure 48) montre l'interrelation effective entre ces deux ressources.

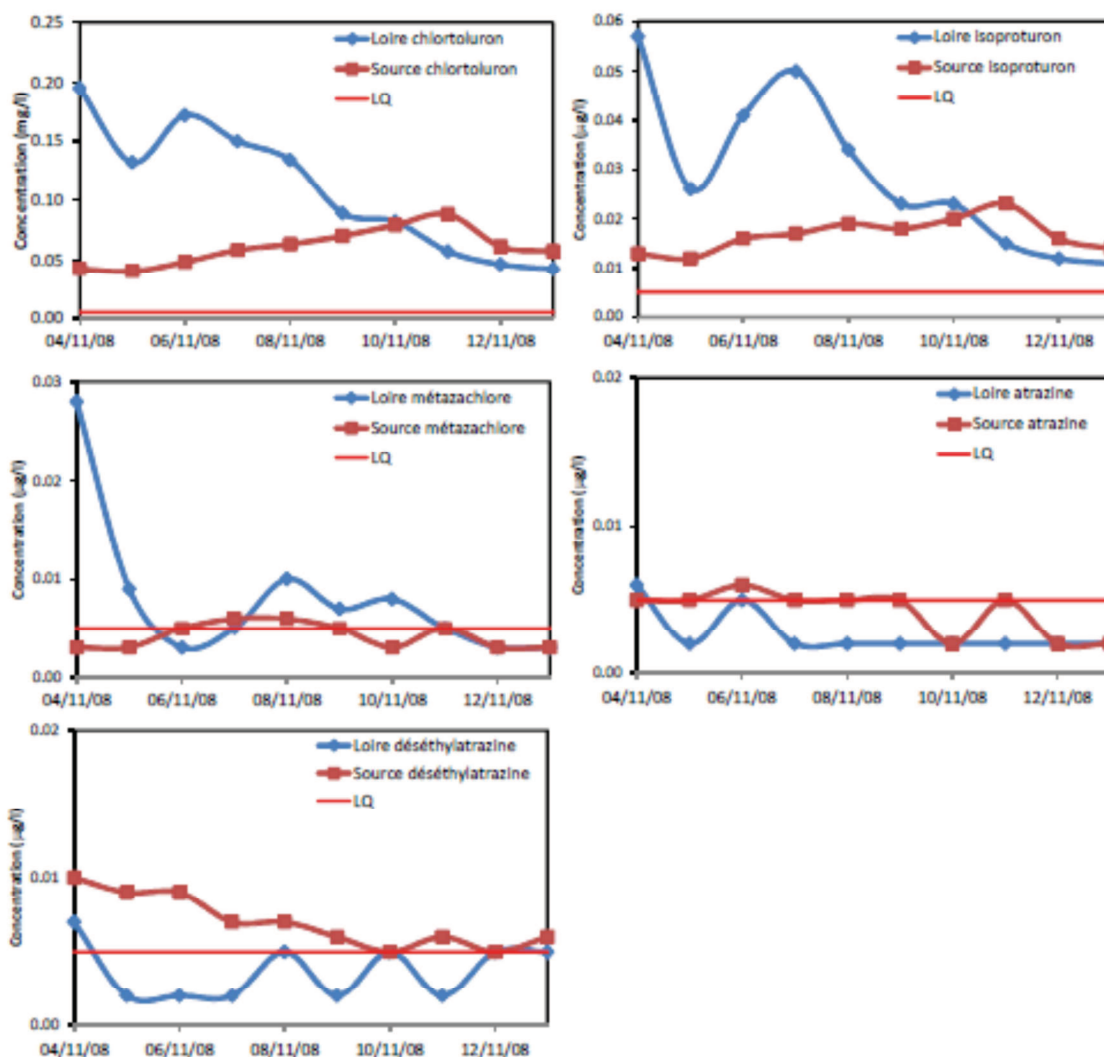


Figure 48 : Concentrations en produits phytosanitaires ($\mu\text{g/l}$) mesurés dans la Loire et la Source du Bouillon pendant la crue de novembre 2008 (Joigneaux, 2011)

Bien que les évolutions des concentrations varient en fonction de la molécule, le Chlortoluron et l'Isoproturon évoluent en miroir ; tandis que les concentrations diminuent dans la Loire, celles-ci augmentent progressivement à la source du Bouillon. Un décalage de 3 à 4 jours y est observé (Joigneaux, 2011). La Figure 48 indique également que les concentrations en Atrazine et Déséthyl Atrazine sont égales ou supérieures à la Source du Bouillon qu'en Loire. Ce constat amène à penser que ces molécules sont issues des eaux matricielles provenant de l'impluvium.

Mis à part les eaux du captage du Theuriet qui affichent une concentration positive en Déséthyl Atrazine (0,045 $\mu\text{g/l}$) le 8 novembre 2008, aucune autre correspondance en produits phytosanitaires n'a pu être mise en évidence dans les eaux souterraines.

Les propriétés physico-chimiques des molécules phytosanitaires n'expliquent pas l'abattement des concentrations observé dans les eaux souterraines. Joigneaux (2011) propose donc que cet abattement puisse provenir d'un mélange des eaux de la matrice, plus faiblement chargées en produits phytosanitaires, permettant ainsi une dilution de la concentration.

Le bref historique des pratiques agricoles, réalisé sur le périmètre de protection éloignée des captages du Val, indique que l'essentiel des cultures est identifié comme « grande culture ». Cette dénomination signifie que se sont les cultures comme le maïs, le sorgho, l'orge, le colza, le blé, qui prédominent dans ce secteur. Les stratégies d'échantillonnages ont ciblé davantage la recherche des produits phytosanitaires de type herbicides et insecticides.

Les chroniques des molécules phytosanitaires détectées aux captages apportent les premières informations concernant la dynamique de transfert des herbicides dans le Val. Cette dynamique est constatée en observant l'impact des restrictions des pratiques agricoles suite à la réglementation. En effet, cet impact est pratiquement instantané sur les teneurs en herbicides dans les eaux des captages du Val. La réactivité du système est donc probante.

L'observation des chroniques de produits phytosanitaires aux captages du Val d'Orléans semble indiquer que la pollution des eaux souterraines pour ces dernières molécules, absentes depuis 2004, fut contrôlée davantage par les facteurs du milieu que par les facteurs chimiques propres à la molécule. En effet la réactivité du système et l'hétérogénéité des mesures analytiques sont visibles sur les chroniques de concentrations aux captages. De plus, la « relative » contamination de la ressource, avant 2004, fut observée pour une durée assez courte et sous forme de pics de pollution.

Les chroniques indiquent que les restrictions nationales relatives à l'utilisation des Triazines ont eu un impact quasi-immédiat sur la qualité des eaux souterraines du Val. La diminution progressive en Triazine dans les eaux à partir de 2000, sont le fait des actions réalisées sur les pratiques agricoles.

Certaines études montrent que les produits phytosanitaires peuvent être retenus dans les sols de la zone non saturée, souvent pendant plusieurs années, puis réapparaître dans les eaux souterraines selon les temps de migration propres à chaque molécule et à chaque faciès géologique. Cette configuration n'est pas à ignorer, malgré l'absence de traces de molécules parents et des métabolites, après plus de 10 ans de non utilisation des Triazines.

Finalement, les observations montrent que le périmètre d'étude du Val d'Orléans fut plus largement impacté par une pollution ponctuelle en produits phytosanitaires. En effet, aucune diffusion (temps de transit à long terme) de la pollution en provenance de la nappe libre des alluvions n'a été détectée au cours du temps dans les eaux des captages.

A partir de l'ensemble de ces informations de caractérisation du milieu aquifère et des propriétés physico-chimiques des phytosanitaires, les chapitres qui suivent vont s'attacher à appliquer la méthodologie développée au chapitre 2 afin de décrire le lien entre les applications de surface et les concentrations aux captages.

CHAPITRE 4

Vulnérabilité intrinsèque

– Val d’Orléans –

4 Vulnérabilité intrinsèque – Val d’Orléans

4.1 Critères de sélection

Sur la base des critères de références établis dans le cadre d’études de vulnérabilité intrinsèque multicritère (§ 1.3.) et selon le schéma conceptuel de la Figure 24, déduit de l’état de l’art, la vulnérabilité intrinsèque du Périmètre de Protection Eloignée a été réalisée à partir de quatre critères définis ci-dessous :

- Critère n°1 : Coefficient de ruissellement
- Critère n°2 : Drainage agricole
- Critère n°3 : Sensibilité des sols à l’infiltration
- Critère n°4 : Sensibilité hydrogéologique à l’infiltration

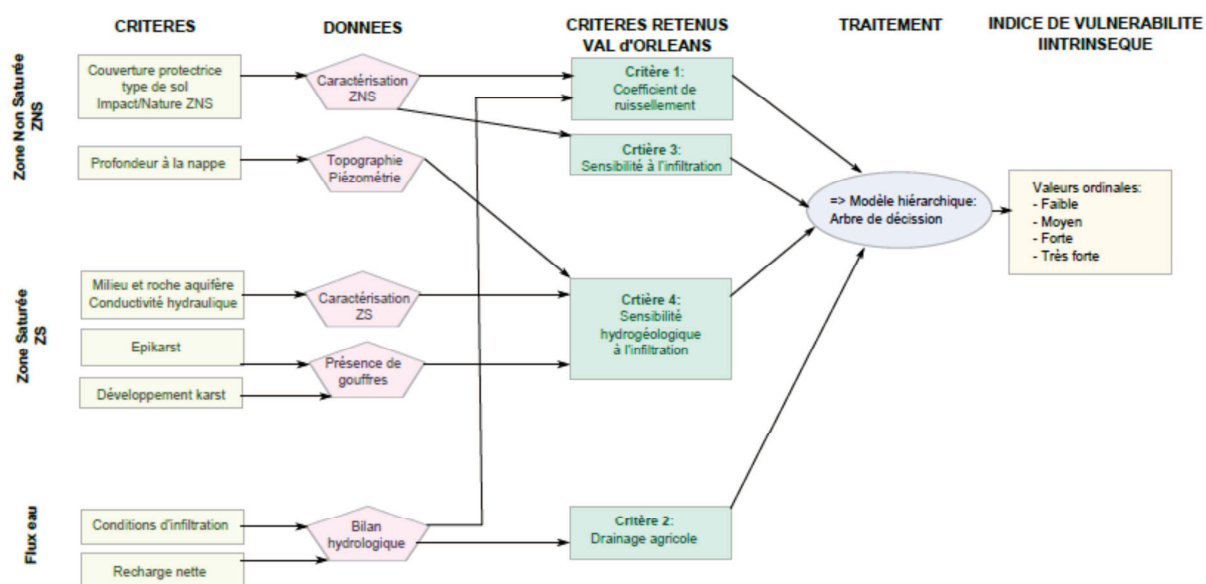


Figure 49 : Schéma conceptuel : méthode de vulnérabilité intrinsèque multicritère appliquée au Val d’Orléans : Sensibilité hydrogéologique à l’infiltration

La méthode d’évaluation de la vulnérabilité intrinsèque multicritère, appliquée au Val d’Orléans, suit la méthodologie présentée en Figure 49. Celle-ci montre les liens qui existent entre les données hydro-géo-morphologiques caractéristiques d’une zone d’étude et les critères de vulnérabilité retenus pour le Val d’Orléans. Elle indique que 2 à 3 types de données peuvent être nécessaires pour établir un critère de vulnérabilité. Le critère 1, relatif au coefficient de ruissellement, fait intervenir les données concernant la caractérisation de la ZNS et le bilan hydrologique. Le premier terme apporte des éléments sur la capacité d’infiltration et donc de ruissellement et sur l’occupation des sols tandis que le second terme donne, entre autres, les hauteurs d’eau précipitées. Les critères 2 et 3, relatifs au drainage agricole et à la sensibilité à l’infiltration, peuvent être estimés respectivement grâce au bilan hydrologique et aux données caractéristiques de la ZNS. Enfin, la sensibilité hydrogéologique à l’infiltration, critère 4, fait intervenir 3 types d’informations essentielles relatives aux données d’altitudes (topographique et piézométrique), à la caractérisation de la ZS et à la présence de gouffres.

La méthode employée est celle d'un modèle à système hiérarchique qui combine les critères selon leur importance prédéfinie afin d'obtenir une carte de vulnérabilité finale (Aller et al., 1987; Doerfliger et Zwahlen 1998; Petelet-Giraud et al. 2001; Civita, 1994).

Les chapitres suivants visent à décrire l'ensemble des étapes prises en considération pour cette étude et présentent les cartes intermédiaires établies pour la création de la carte de vulnérabilité intrinsèque multicritère finale.

4.1.1 Critère n°1 : Coefficient de ruissellement

Le coefficient de ruissellement est le rapport entre la « pluie nette », c'est-à-dire le débit ruisselant en sortie de la surface considérée et la « pluie brute ». Ce coefficient dépend de l'imperméabilisation des surfaces, il peut également être nommé coefficient de proportionnalité de l'imperméabilisation qui est défini par le rapport de la surface imperméabilisée sur la surface totale du bassin versant considéré. Ainsi, plus le sol est imperméable et plus le ruissellement va être important. Le coefficient de ruissellement varie donc selon l'occupation du sol, ses valeurs s'étalent de 0,04 (Forêt, faible pente) à 0,90 (Tissus urbain) (Annexe 2). La méthode utilisée pour la détermination des coefficients de ruissellement provient, essentiellement, de la méthode CG 1333²³ basée sur la formule de Caquot (1941) qui propose une équation des volumes exprimant le bilan de l'opération du ruissellement de la manière suivante (Bourrier, 2008) :

$$\frac{1}{6} \alpha H A (1 - \gamma) = Q (\delta (t_1 + t_2) + \beta t_c) \quad \text{Équation 54}$$

Dans laquelle :

$\frac{1}{6}$	: Coefficient d'homogénéité des unités,
α	: Coefficient d'abattement spatial,
H	: Hauteur de pluie en mm tombée entre 0 et θ ,
A	: Surface du bassin en hectares,
$(1 - \gamma) = C$	: Coefficient de proportionnalité de l'imperméabilisation, ou Coefficient de ruissellement brut,
t_1	: Temps de parcours de l'eau dans l'émissaire à ciel ouvert ou dans le collecteur en minutes,
t_2	: Temps de parcours de l'eau en surface en minutes,
$t_1 + t_2$	: Temps de concentration t_c ,
$\theta \geq t_c$	: Durée au bout de laquelle le débit Q atteint son maximum ; elle est supérieure à $t_1 + t_2$, néanmoins il apparaît que la simplification qui consiste à admettre $\theta = t_1 + t_2$ est admise
$\delta (t_1 + t_2) Q$	: Volume stocké en surface et dans le réseau entre 0 et θ ,
$\beta t_c Q$	: Volume écoulé à l'exutoire entre 0 et θ ,
Q	: Débit maximum en m ³ /s,
δ et β	: Coefficient numérique d'ajustement

Des simplifications de cette dernière équation peuvent être réalisées selon les hypothèses émises, comme par exemple en ce qui concerne les temps de concentration de l'eau dans le système. Les paramètres de la pluie furent, quant à eux, déterminés par le biais d'une

²³ Annulée par l'instruction technique interministérielle (circulaire n°77.284/INT du 21 juin 1977)

analyse statistique établie par Grisollet (1946/47) pour des événements orageux mesurés à Paris.

Des modifications concernant les valeurs des coefficients numériques (ex : δ et β) ont été proposées et approuvées par l'auteur de l'équation 54 (A. Caquot) au cours du temps. Cette dernière méthode est valable pour des superficies inférieures à 200 ha, avec une imperméabilisation supérieure à 0,2 et une pente de 0,2% à 5%.

Quatre classes de coefficients de ruissellement, en relation avec l'occupation des sols, résultent de ce calcul. La carte des coefficients de ruissellement issue de l'occupation du sol sur le Val d'Orléans (IGN-CORINE Land Cover 2006) est présentée en figure 50.

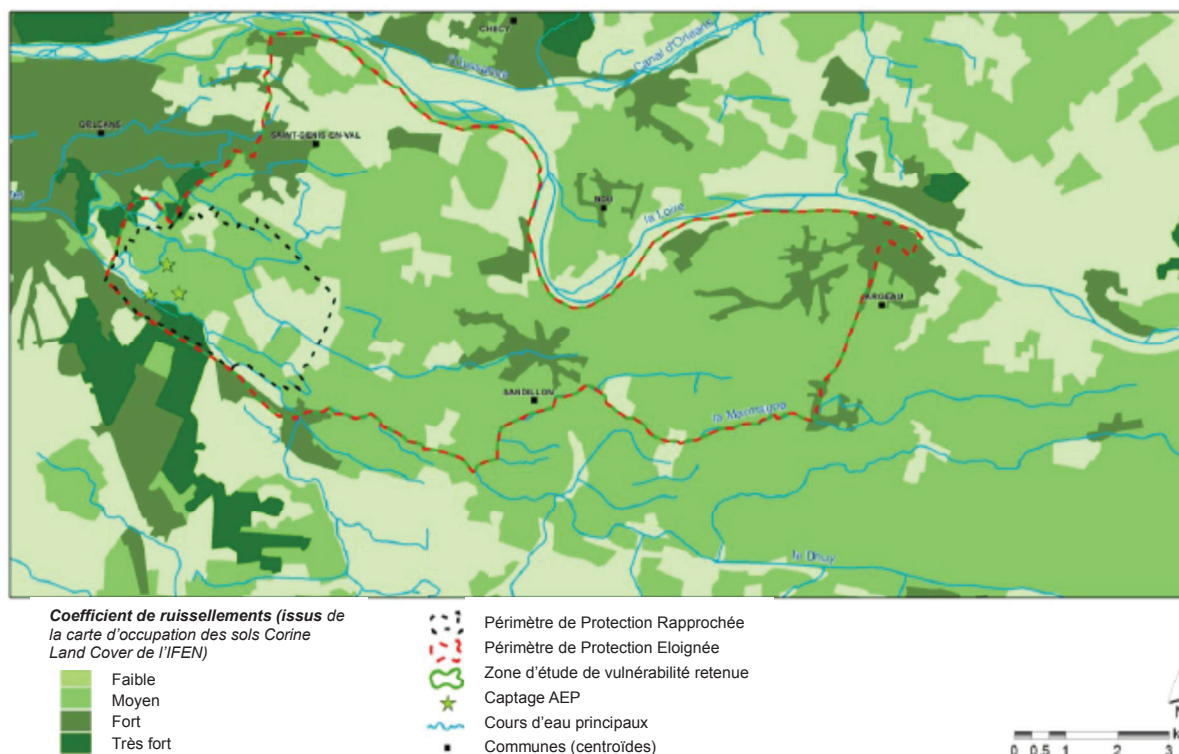


Figure 50 : Carte des coefficients de ruissellement (Géo-Hyd, 2012)

4.1.2 Critère n°2 : Drainage agricole

L'établissement cartographique des zones drainées a été réalisé en 2003 dans le cadre du diagnostic du SAGE Loiret et des travaux de la Chambre Départementale d'Agriculture du Loiret (convention tripartite). La carte de ce critère est rattachée à deux classes (oui/non) qui correspondent respectivement à la présence / absence du drainage agricole dans la zone d'étude (Figure 51).

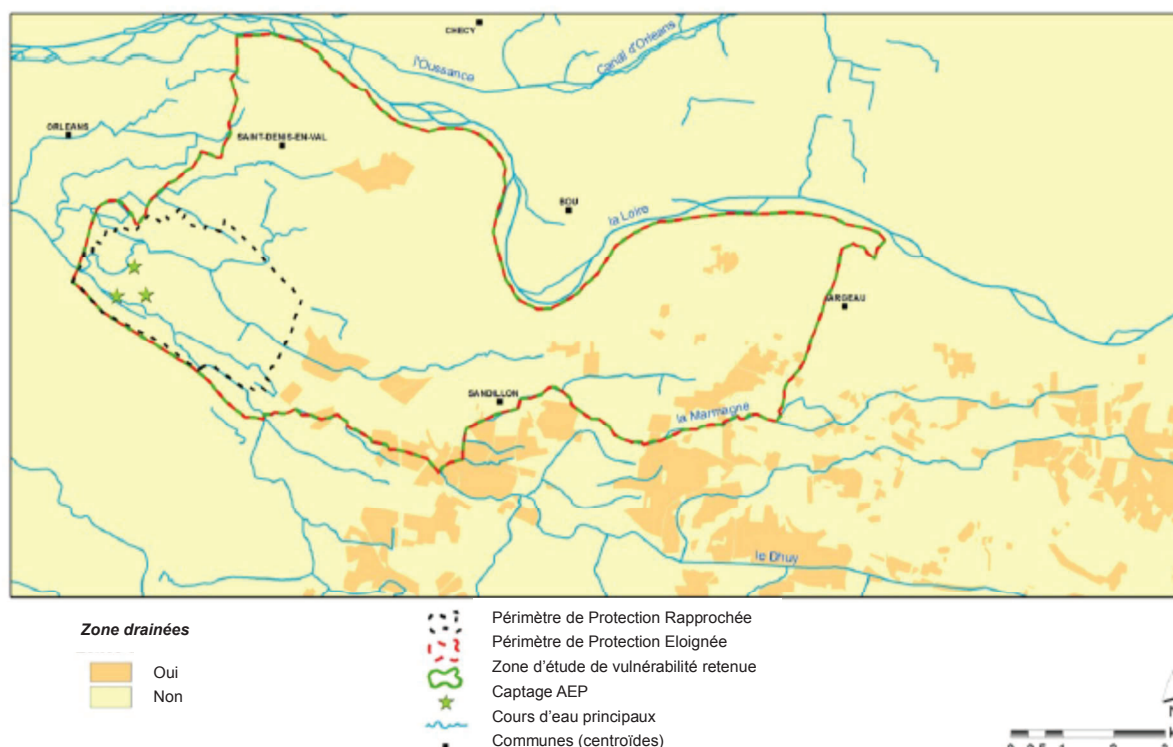


Figure 51 : Carte du drainage agricole (Présence / absence) (Géo-Hyd, 2012)

4.1.3 Critère n°3 : Sensibilité des sols à l'infiltration

Ce critère est le fruit du travail réalisé par les experts de la Chambre d'Agriculture du Loiret (Hervé Nédélec et Bernard Verbèque). Pour de plus amples informations, il est possible de se référer à l'étude du bassin d'alimentation des captages du Val d'Orléans: phases 1 et 2 – Rapport final – (GÉO-HYD, 2012).

La combinaison des paramètres du sol (listés ci-après) a permis l'attribution d'une note d'infiltration et de ruissellement, déterminée au sein d'un même algorithme. Cet algorithme a été élaboré par les Chambres d'Agriculture de la Vienne, de l'Indre et de l'Indre-et-Loire et du Cher. Au total, huit paramètres du sol peuvent être quantifiés et pondérés par cet algorithme. Ils traduisent le refus d'infiltration ou la capacité de stockage de l'eau dans le sol. Dans le cadre de ce projet, cinq paramètres ont été renseignés pour chaque unité de sol.

Les cinq paramètres du sol retenus sont les suivants :

- Battance
- Texture de surface
- Hydromorphie
- Présence de plancher imperméable
- Réserve utile

Une note est ainsi affectée à chacun des paramètres. Cette note est ensuite sommée pour chaque typologie de sol, afin d'obtenir un indice de filtrance.

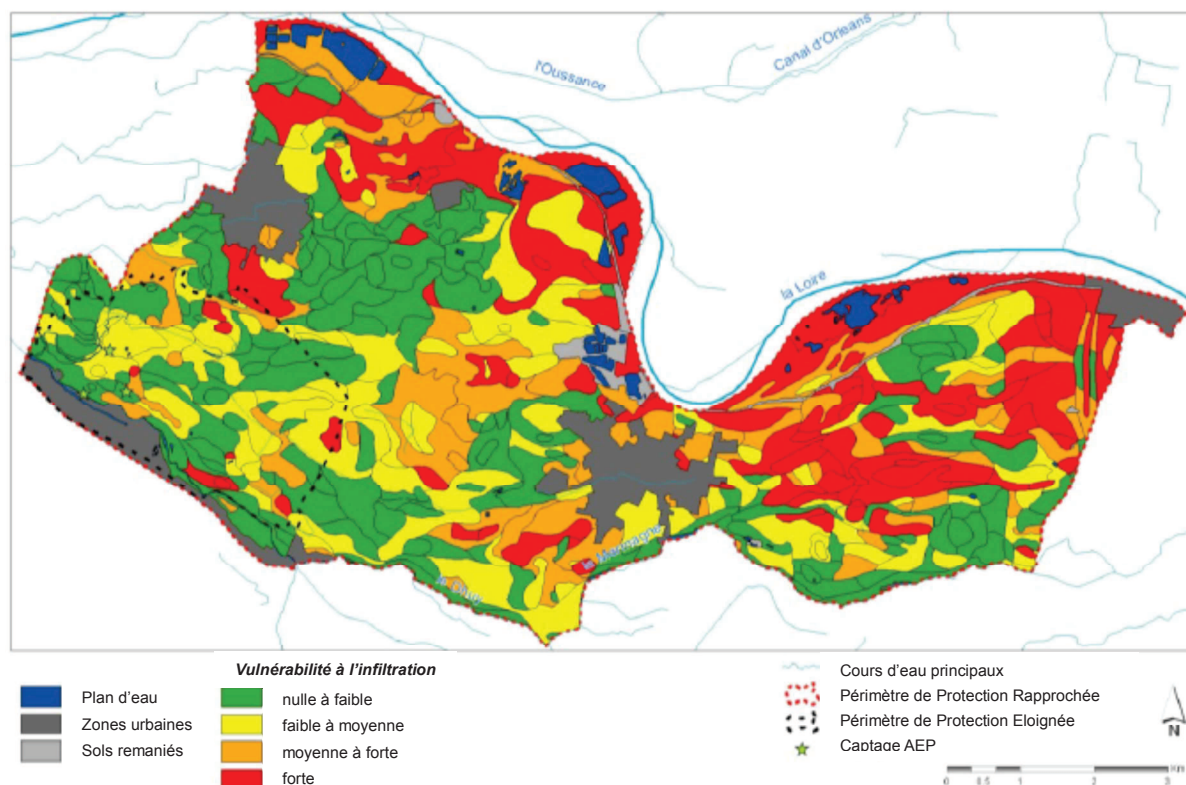


Figure 52 : Carte de sensibilité des sols à l'infiltration (Géo-Hyd, 2012)

La carte de la Figure 52 présente les quatre classes qui définissent la sensibilité des sols à l'infiltration.

4.1.4 Critère n°4 : Sensibilité hydrogéologique à l'infiltration

Le caractère filtrant du sous-sol a été évalué à partir des trois paramètres suivants :

Critères de sensibilité hydrogéologique à l'infiltration
Présence/absence de gouffres
Présence d'un plancher imperméable constitué par les sables et argiles du Burdigalien
Epaisseur de la zone non saturée (= profondeur d'apparition de la nappe)

Tableau 14 : Critères de sensibilité hydrogéologique à l'infiltration

➤ **Présence/Absence de gouffres (Figure 53)**

Un gouffre résulte de l'effondrement du toit d'une cavité souterraine. Leur existence en surface matérialise ainsi la présence de conduits karstiques souterrains. Par conséquent, l'eau et les solutés qui s'infiltrent à travers un gouffre sont susceptibles d'atteindre rapidement la nappe d'eau souterraine.

La donnée dont nous disposons est la carte de localisation des gouffres dans le Val d'Orléans. Ce document provient de l'Université d'Orléans, il recense les informations issues de la base BDCavité qui est gérée et développée depuis 2001 par le BRGM.

Au total, une cinquantaine de gouffres est présente sur le territoire d'étude dont une trentaine est localisée en zone urbaine. Cependant, la présence de gouffres n'est pas suffisante pour conclure à une vulnérabilité de la ressource en eau. En effet, elle est fortement dépendante de la localisation (ex : zone urbaine), de la nature du recouvrement des gouffres (bitume, remblais, terre, etc) et de la connectivité du gouffre avec la nappe et son caractère de perte temporaire ou pas.

Pour cette raison, il a été estimé que les gouffres situés en milieu urbain ne représentaient pas de réalité en termes d'écoulements verticaux compte tenu de la couverture protectrice dont ils disposent. Les gouffres sont en effet recouverts de bitume. Ce type de gouffres n'a donc pas été retenu pour la sensibilité de la ressource en eau souterraine.

Les gouffres situés en milieu rural sont très rapidement rebouchés par les propriétaires ou les communes par de la terre, des sables et graviers, etc. De plus, ces cavités sont souvent des effondrements dont les parois ne sont pas stables (car dans les alluvions) et se combrent rapidement.

Les chemins d'écoulement préférentiel subsistent néanmoins en profondeur. Ils constituent donc une zone sensible à l'infiltration. Le Modèle Numérique de Terrain, au pas de 25m dont nous disposons, ne permettant pas de tracer les bassins versants des gouffres de manière représentative, il a été décidé de considérer comme secteur vulnérable une zone de 100 m de rayon autour de chaque gouffre, en milieu rural.

Enfin, des cavités sont situées dans les cours d'eau de la zone d'étude, dans le lit du Dhuy en amont de Gobson et dans le bras de Bou. Néanmoins, les pertes dans le lit du bras de Bou sont recensées dans la BDCavité comme étant des sources (source du Bouchet et source du petit Bou) et la perte du Dhuy est considérée « à dires d'experts » comme étant colmatée par les sédiments du cours d'eau.

Ainsi, seuls les gouffres situés en milieu rural (zone de 100 m autour du gouffre) présentent un réel chemin d'écoulement préférentiel vers les eaux souterraines. Les abords proches du Dhuy, en aval de la cavité, présentent une sensibilité moyenne aux transferts de contaminants (bande de 100 m de part et d'autre du cours d'eau).

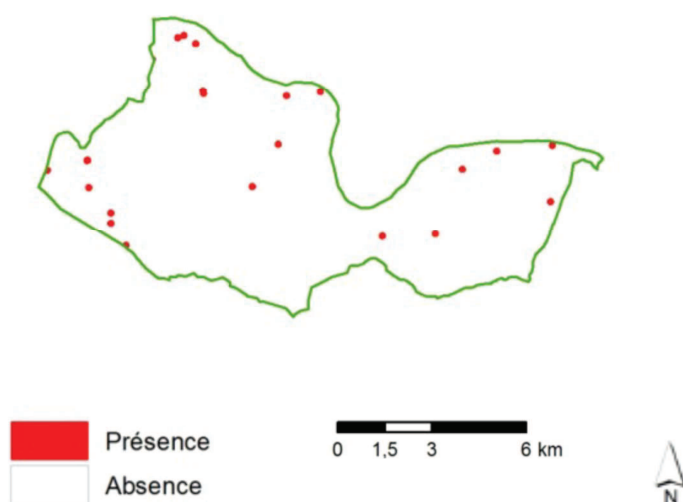


Figure 53 : Présence des gouffres
(Paramètre d'estimation pour le critère de sensibilité hydrogéologique à l'infiltration)

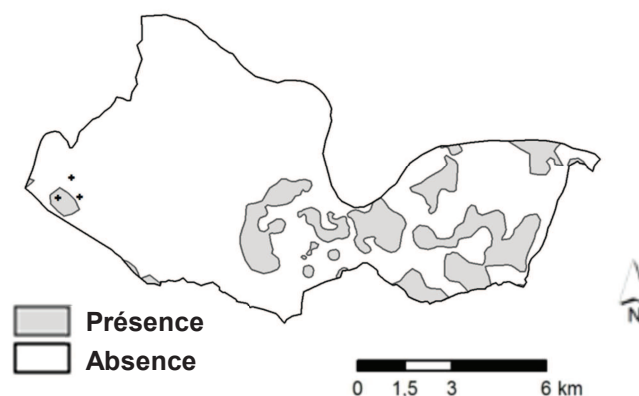
➤ **Présence d'un plancher imperméable constitué par les sables et argiles du Burdigalien (Figure 54)**

La formation des sables et argiles du Burdigalien (marnes de l'Orléanais) constitue une couche imperméable peu épaisse et discontinue entre le calcaire de Beauce et les alluvions de la Loire. Absente à l'Ouest du Périmètre de Protection Eloignée (PPE) des captages du Val d'Orléans, elle se présente sous forme lenticulaire dans la partie centrale du PPE et sous forme de couche plus ou moins continue dans sa partie Est.

La présence/absence de cette formation conditionne les échanges entre la nappe alluviale et la nappe du calcaire de Beauce, rendant impossible les infiltrations en profondeur lorsqu'elles existent.

La carte de présence/Absence de ce plancher imperméable a été élaborée à partir des travaux de Chrystelle Auterives (2009/2010), réalisés dans le cadre d'un Post Doc à l'Université d'Orléans. Ainsi, la centralisation et la mise en forme des logs stratigraphiques des forages issus de la Banque de données du Sous-Sol (BSS) d'Infoterre, ont permis de mettre en évidence la localisation du plancher imperméable.

A partir de ces informations ponctuelles de présence/absence des sables et argiles du Burdigalien, une couche cartographique de leur présence a été construite sous ArcGis par la méthode des voisins les plus proches.



**Figure 54 : Présence de la couche imperméable des sables du Burdigalien
(Paramètre d'estimation pour le critère de sensibilité hydrogéologique à l'infiltration)**

➤ **Épaisseur de la zone non saturée (Figure 55)**

L'épaisseur de la zone non saturée (ZNS) est la distance entre la surface du sol et le toit de la première nappe d'eau souterraine rencontrée en profondeur. Elle permet de caractériser le transit, plus ou moins rapide, de l'eau jusqu'à cette nappe. Ce transit peut influencer sur la dégradation physico-chimique des substances contaminantes.

La profondeur d'apparition de la nappe des alluvions de la Loire a été calculée sur tout le territoire, par interpolation, sur une maille de 25m de la carte isopièze de la nappe des alluvions de 1966, réalisée en période hautes eaux (Desprez, 1967) à partir de 700 forages.

L'épaisseur de la ZNS a ensuite été calculée pour chacune des mailles par la différence d'altitude entre la surface du sol (MNT, 25m) et la profondeur d'apparition de la nappe des alluvions de la Loire.

Cette couche cartographique de ZNS a été redistribuée en trois classes qui correspondent aux épaisseurs suivantes (Martin, 2005) :

- Classe 1 : Sensibilité faible 5 à 10 m d'épaisseur
- Classe 2 : Sensibilité moyenne 2 à 5 m d'épaisseur
- Classe 3 : Sensibilité forte 0 à 2 m d'épaisseur

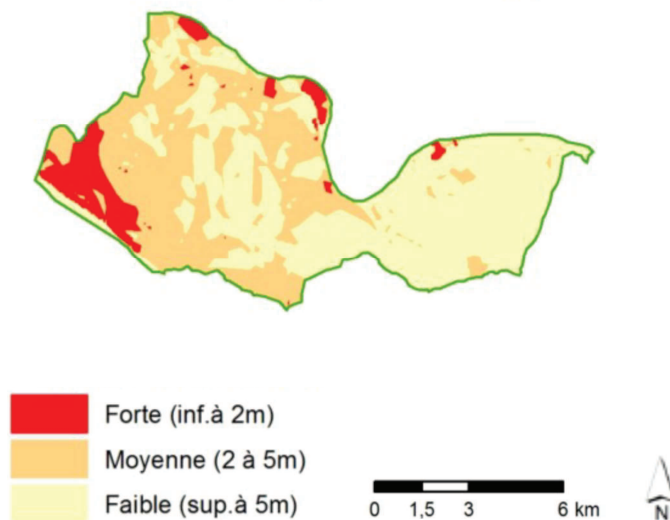


Figure 55 : Épaisseur de la zone non saturée
(Paramètre d'estimation pour le critère de sensibilité hydrogéologique à l'infiltration)

La sensibilité hydrogéologique à l'infiltration (Figure 56) résulte du croisement des trois paramètres précédemment décrits. Il est ainsi possible de définir trois classes de sensibilité hydrogéologique à l'infiltration :

- Classe 1 : Sensibilité hydrogéologique faible
 - *Présence de la couche protectrice des sables et argiles du Burdigalien*
 - *Et/ou Epaisseur de ZNS de 5 à 10 m*
- Classe 2 : Sensibilité hydrogéologique moyenne
 - *Absence de gouffre*
 - *Et/ou Epaisseur de ZNS de 2 à 5 m*
- Classe 3 : Sensibilité hydrogéologique forte
 - *Présence de gouffres*
 - *Et/ou ZNS de 0 à 2 m*

La présence de gouffres correspond au critère le plus discriminant. Il prévaut sur la présence/absence des sables et argiles du Burdigalien et sur l'épaisseur de la ZNS. La présence de gouffres en milieu rural engendre donc une vulnérabilité forte dans tous les cas.

Le second critère, le plus discriminant, est la présence/absence des marnes de l'Orléanais. La présence des sables et argiles du Burdigalien engendre une vulnérabilité faible, quelle que soit l'épaisseur de la ZNS.

L'absence des marnes de l'Orléanais et la faible épaisseur de la ZNS (0 à 2 m) induit une sensibilité hydrogéologique forte à l'infiltration.

L'ensemble de ces considérations conduit à la carte présentée en Figure 56.

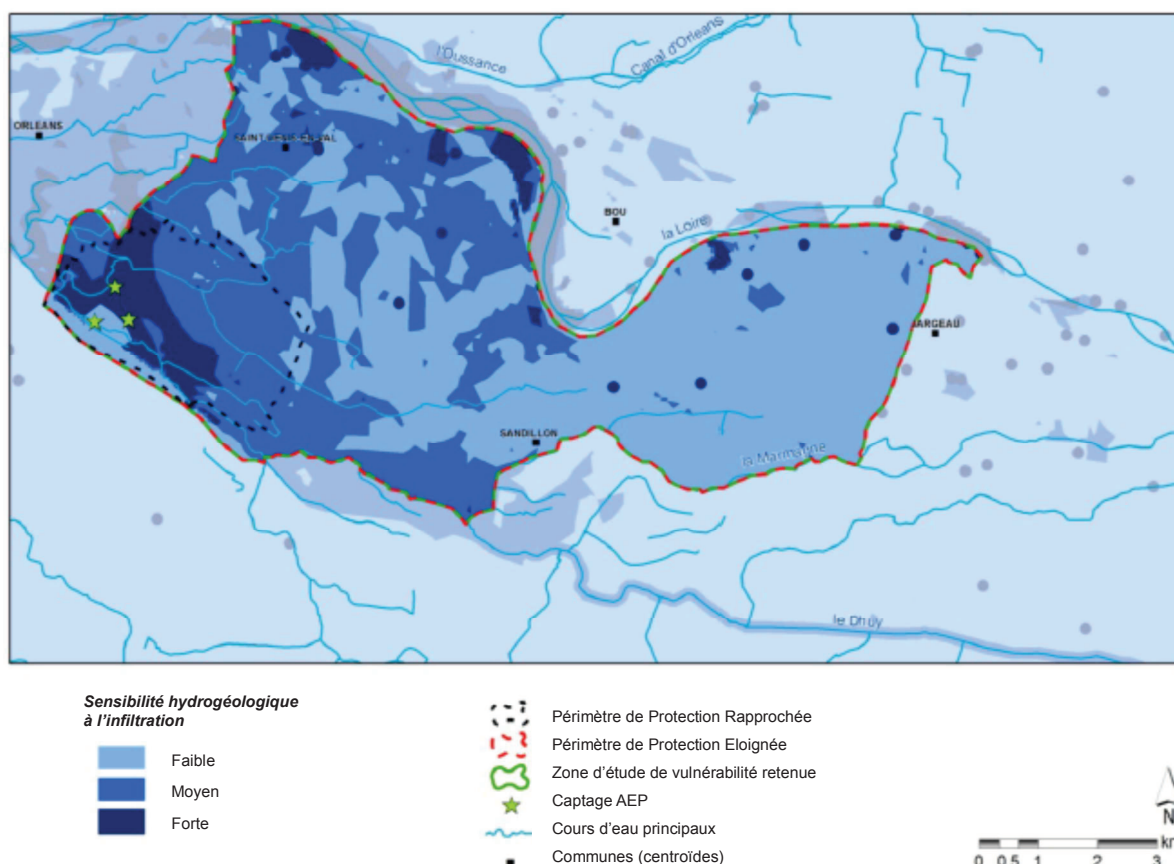


Figure 56 : Carte de sensibilité hydrogéologique à l'infiltration

4.2 Carte de vulnérabilité intrinsèque des eaux souterraines

Le croisement hiérarchique des différentes classes de critères précédemment définis (Annexe 3), permet d'établir la carte de vulnérabilité intrinsèque des eaux souterraines à l'infiltration.

La figure 57 nous conduit à constater que la vulnérabilité intrinsèque de la ressource en eau souterraine est plus importante à l'Ouest du PPE. A l'Est du PPE, entre Sandillon et Jargeau, la vulnérabilité intrinsèque de la ressource est très majoritairement faible et ponctuellement très forte, principalement en lien avec la présence de gouffres. En règle générale, la vulnérabilité est le plus souvent faible à moyenne, principalement en lien avec les classes de sensibilité hydrogéologique aux infiltrations.

La vulnérabilité très forte, observée au niveau des captages du Val, s'explique par la faible épaisseur de la ZNS et l'absence de la couche imperméable des sables et argiles du Burdigalien. La vulnérabilité de la zone Nord-Ouest du secteur est également très élevée, ceci en lien avec les sensibilités pédologiques et hydrogéologiques très élevées.

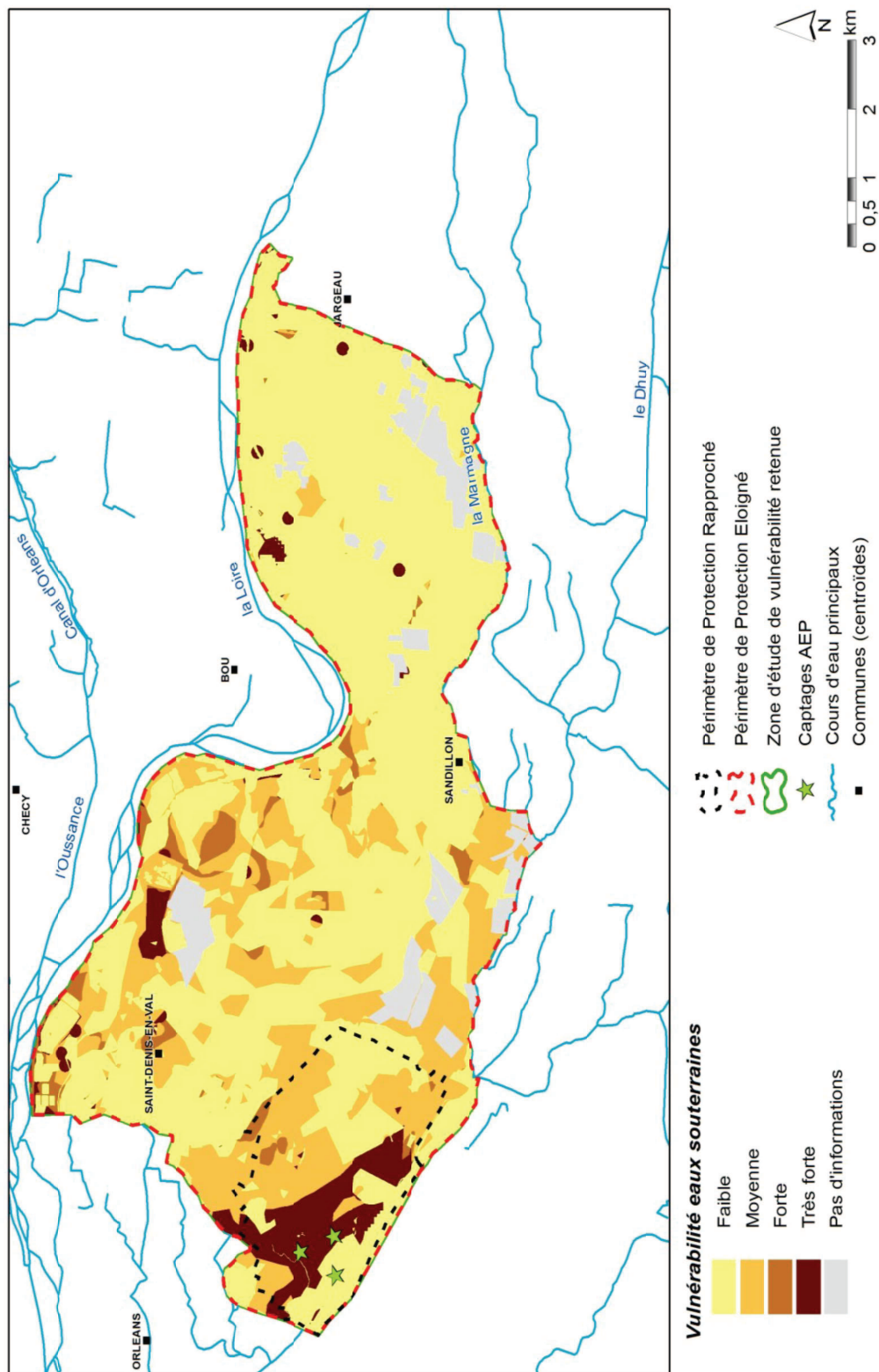


Figure 57 : Carte de vulnérabilité intrinsèque des eaux souterraines à l'infiltration

CHAPITRE 5

Utilisation des phytosanitaires

et

Flux sous racinaires

5 Utilisation des phytosanitaires et flux sous racinaires

5.1 Ratio de masse qui s'infiltre (a)

La connaissance du ratio de la masse infiltrée nécessite, dans un premier temps, l'acquisition des quantités massiques appliquées sur les parcelles agricoles. Cette donnée peut provenir des enquêtes agricoles, menées auprès des agriculteurs ou des fournisseurs en produit phytosanitaires²⁴, qui renseignent sur le type de culture en place et sur la nature et les modalités d'utilisation des produits phytosanitaires. Ces informations peuvent ainsi permettre de réaliser des analyses statistiques afin d'extrapoler les informations (dans le temps et dans l'espace) et de reconstituer, au cours du temps, l'ensemble des pratiques phytosanitaires, par substance, par culture et pour une zone géographique donnée.

La masse infiltrée (M) sous racinaire, est le paramètre d'entrée du modèle (§ Chapitre 2). Ce terme est directement dépendant de la valeur du ratio de masse qui s'infiltre (a) et d'un décalage temporel. Compte tenu des difficultés pour appréhender ce ratio, trois méthodes ont été proposées dans la méthodologie qui va être appliquée au Val d'Orléans. Ces méthodes d'estimation du ratio de masse qui s'infiltre (a) sont les suivantes :

- l'emploi des données issues de la bibliographie pour estimer (a) : la temporalité de l'infiltration sous racinaire et la masse effective qui s'infiltre est considérée synchrone à leurs applications. Cette approximation peut être acceptable dans le cas où les temps de séjour dans le milieu souterrain sont nettement plus importants que le décalage temporel qui a lieu entre l'application et infiltration de ces dernières molécules ;
- l'observation de terrain, permettant d'estimer (a) et le délai d'infiltration ;
- la modélisation à partir du modèle MACRO via l'implémentation effectuée sous l'outil Footways (§ 1.2.5.4.).

Les résultats des trois méthodes seront ensuite comparés, et mis en perspective au regard des exigences du modèle DTS. L'échelle de travail est, au minima, kilométrique.

²⁴ Exemple : Coopératives agricoles,

5.1.1 Informations bibliographiques

Wauchope (1978), Flury (1996), Voltz et Louchart (2001) indiquent que le pourcentage moyen de substances phytosanitaires exportées par le réseau de drainage agricole varie de moins de 0,1% à 3 % de la masse appliquée.

Les informations bibliographiques (Tableau 15) montrent que les ordres de grandeurs des pourcentages de restitution annuelle, calculés au droit des sites expérimentaux et observés dans d'autres cas d'étude, peuvent être les suivants :

Substances phytosanitaires	Gamme pourcentage de restitution (%)	Référence bibliographique
Fonofos	$5.10^{-4} - 5.10^{-2}$	Brown et al. (1995)
Pendimenthalin	$6.10^{-4} - 2,6.10^{-3}$	Brown et al. (1995)
Cyanazine	6.10^{-4}	Muir et Baker (1976)

Tableau 15 : Référence bibliographique - Gamme de pourcentages de restitution

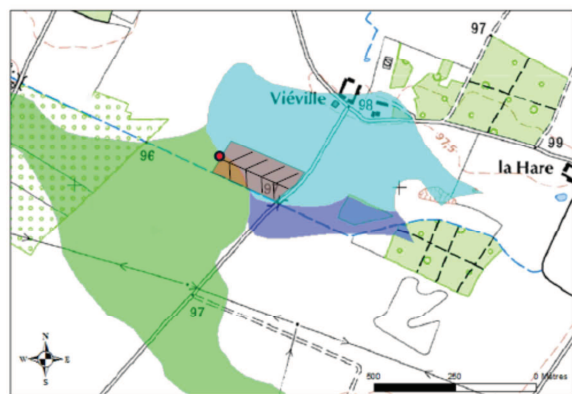
Par ailleurs, dans ses travaux de 1996, Flury recense plus d'une trentaine de références montrant que le pourcentage de restitution peut également atteindre 5% de la masse appliquée. Cette configuration montre bien la diversité des valeurs possibles dans l'estimation de ce paramètre. Pour autant, cette synthèse laisse la possibilité de s'y référer en cas de besoin spécifique.

5.1.2 Observation in-situ de la dynamique d'infiltration de produits phytosanitaires : Objectifs et présentation du site d'étude

Dans le cadre de ce projet, nous avons mesuré les pertes « nettes » de molécules phytosanitaires en solution qui n'ont pas été absorbées par les plantes, ni adsorbées par la phase solide du sol ; elles sont donc susceptibles de rejoindre l'aquifère. Les résultats qui vont être présentés concernent les flux d'eau et de concentrations en produits phytosanitaires, mesurés, en sortie de parcelle drainée.

L'étude de la dynamique d'infiltration des produits phytosanitaires sous racinaires a été possible grâce à l'entière collaboration d'un exploitant agricole du Val d'Orléans (Mr Asselin). Ce dernier a donné libre accès à une parcelle agricole drainée, de son exploitation située sur la commune de Saint-Cyr-en-Val (45) (Figure 58). Le site expérimental, 250 m de long sur 100 m de large, présente une topographie subhorizontale.

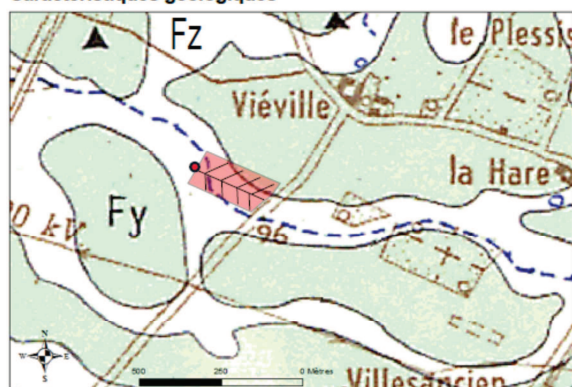
Caractéristiques pédologiques



Parcelle drainée : 2,5 ha
X = 623842 m; Y = 6749743; Z = 97 m
(RGF 93 Lambert 93)
Réseau de drainage schématisé selon les informations de l'exploitant agricole
● Regard 1: Point de mesure et de prélèvement des eaux de drainage

	Sol 1	Sol 2	Sol 3
Texture 0 à 40 mm	Limon Sablo-argileux	Sable	Argile sableuse
Texture 40 à 80 mm	Argile Lourde	Sable argileux	Sable argileux
Texture 80 à 120 mm	Sable argileux	Argile Lourde	Argile Lourde
Hydromorphie	Hydromorphe	Hydromorphie moyenne	Hydromorphie moyenne

Caractéristiques géologiques



Formation du quaternaire:
Fz: Alluvions modernes de la Loire
Fy: Alluvions holocènes

Epaisseur moyenne : 4 m

Commune de Saint-Cyr-en-Val (45)

Figure 58 : Localisation et caractéristiques pédologiques et géologiques du site expérimental - parcelle drainée à Saint-Cyr-en-Val (45) Val d'Orléans-

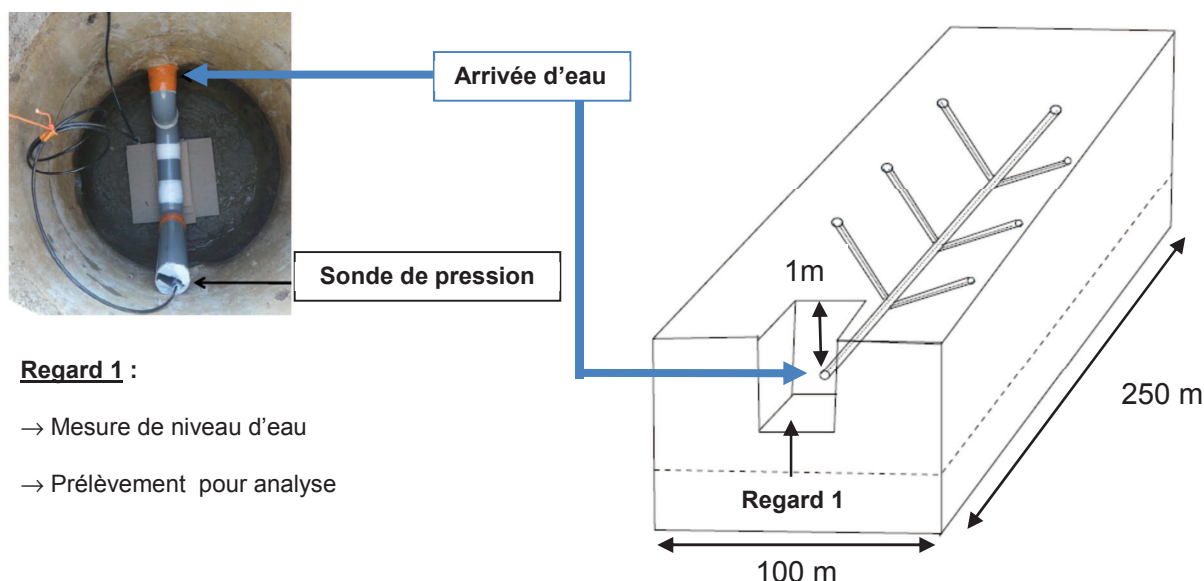
Les descriptions pédologiques, dans ce secteur, sont issues des travaux réalisés par la Chambre d'Agriculture du Loiret (carte à 1/50 000^{ème}), complétées par la carte des sols au 1/250 000^{ème} (Richer de Forges et al., 2008). L'ensemble de ces données indique que la réserve utile varie de 105 à 130 mm pour une hydromorphie moyenne à élevée et une texture hétérogène de type : sableuse, limono-sablo-argileuse et argilo-sableuse. De plus, la teneur en matière organique dans le secteur est faible, inférieure à 2%.

La formation géologique, au droit de la parcelle drainée, correspond à des terrains sédimentaires de type alluvionnaire : les alluvions modernes (Fz) et les alluvions holocènes (Fy)²⁵. Ces alluvions de Loire sont de nature siliceuse (quartz et feldspaths) avec une granulométrie variant du sable fin aux galets.

Le site expérimental est ainsi localisé à la jonction de situations pédologiques et géologiques très diversifiées en termes de composition granulométrique et d'hydromorphie. Ainsi, afin de faciliter l'infiltration verticale des eaux de pluie, un réseau de drainage a été mis en place dans les années 1980. A cette époque, l'usage du drainage agricole était très répandu en cas d'hydromorphie avérée du sol.

Un réseau de drainage agit directement sur la capacité du sol à laisser s'infiltrer l'eau de pluie. La parcelle agricole étudiée est drainée à environ 1 mètre de profondeur et présente des drains secondaires sous forme « d'arête de poisson » (Figure 59). L'exploitant actuel ne possède pas de plan du réseau. On suppose que l'espacement des drains secondaires est entre 10 et 20 mètres.

²⁵ Carte géologique au 1/50 000^{ème} : La Ferté – St Aubin, 0398N BRGM



Regard 1 :

- Mesure de niveau d'eau
- Prélèvement pour analyse

Figure 59 : Schématisation du réseau de drainage sur le site expérimental de Saint-Cyr-en-Val (45)

L'instrumentation du regard de déversement des eaux de drainage (Regard 1 - Figure 59), a permis de :

- calculer les débits en sortie de parcelle drainée à partir d'une courbe de tarage,
- échantillonner les eaux de drainage pour y analyser les concentrations de produits phytosanitaires récemment appliqués sur la parcelle agricole.

⇒ **Mesure du niveau d'eau et calcul du débit en sortie de parcelle agricole**

La disposition du regard 1 (Figure 59 et Annexe 4) rend possible l'installation d'un équipement « sur-mesure » qui permet d'effectuer des mesures de niveau d'eau en sortie de réseau de drainage. Cet équipement, de type « siphon », a donc été testé « hors-site » puis installé sur site.

Le siphon permet, grâce à un seuil et à une sonde de pression, de mesurer la hauteur d'eau et ses variations en sortie de drainage, en cas de mise en charge du réseau. Les tests « hors-site » ont permis d'établir une courbe de calibration à partir de 22 points de mesures (Figure 60).

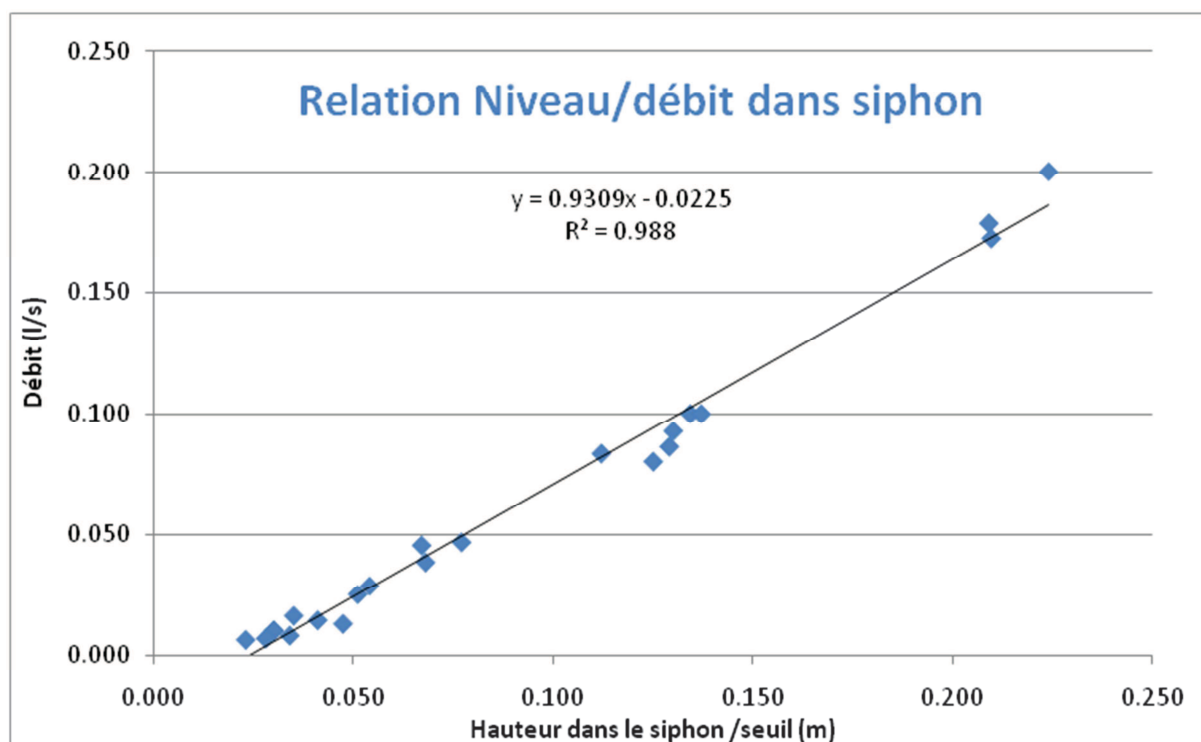


Figure 60 : Droite de tarage – Siphon – Regard 1

L'équation de la droite décrit la nature de la relation entre les deux variables étudiées. A partir de cette dernière équation, les hauteurs d'eau mesurées dans le siphon, ont permis de déterminer les débits correspondants. Le coefficient de corrélation $r^2 = 0,98$ indique une relation linéaire et une très bonne corrélation entre les variables.

⇒ Prélèvement et échantillonnage

L'échantillonnage des eaux de drainage agricole a pour objectif d'effectuer un dosage analytique des molécules phytosanitaires dans les eaux de drainage. Le choix des molécules à analyser s'est effectué selon l'historique des dernières applications sur la parcelle étudiée.

Les prélèvements pour échantillonnage ont été possibles grâce au « siphon » installé dans le regard 1. Ce siphon, en forme de réservoir, autorise les prélèvements manuels ou automatiques.

Le principe de l'échantillonnage des eaux de drainage consiste à prélever 100 ml d'eau toutes les heures pendant 24 heures. Le prélèvement automatique est effectif dès la mise en charge du réseau, rendu possible grâce à une sonde de débordement qui déclenche les prélèvements quand l'eau franchit le seuil donné. Le cumul de ces prélèvements journaliers constitue donc un échantillon unitaire, de plus de 2 litres, utilisé ensuite pour le dosage analytique des produits phytosanitaires.

Les dosages de ces échantillons ont été effectués par un laboratoire certifié COFRAC. Les techniques d'analyses pour ce type de molécules sont HPLC²⁶, LC-MS-MS²⁷, GC/MS²⁸ et SPE²⁹.

Ces résultats analytiques vont permettre de déterminer le pourcentage de restitution des molécules phytosanitaires qui ont été appliquées sur la parcelle agricole.

²⁶ Chromatographie en phase liquide à haute performance

²⁷ Chromatographie en phase liquide-spectrométrie de masse en tandem

²⁸ Chromatographie en phase gazeuse-spectrométrie de masse

²⁹ Extraction en phase solide

⇒ **Types de cultures**

L'exploitant agricole a fourni l'ensemble des pratiques agricoles, ayant eu lieu sur le site entre 2011 et 2013 (Tableau 16). Les cultures céréalières de blé tendre d'hiver et d'orge de printemps ont exclusivement été semées au cours de cette période. Les produits phytosanitaires appliqués sur ces cultures sont des fongicides et des herbicides.

Blé tendre d'Hiver				
		Période	Dose	
Substances phytosanitaires appliquées	Famille	2011/2012	Litre/ha	g/Litre
Diflufenicanil ¹	Carboxamides	Nov-11	3.5	25
Chlortoluron ¹	Urées substituées	Nov-11	3.5	400
Epoxiconazole ²	Azoles	Apr-12	0.7	84
Fenpropimorphe ²	Morpholine	Mar-12	0.7	250
Prochloraze ²	Imidazoles	Mar-12	0.6	450
Glyphosate ¹	Sulfonylurées	Mar-12	2	360
Prothioconazole ²	Triazolinthione	May-12	0.7	100
Tebuconazole ²	Triazoles	May-12	0.7	100
Bixafen ²	Pyrazoles	Mar-12	0.7	75

Orge de printemps				
		Période	Dose	
Substances phytosanitaires appliquées	Famille	2013	Litre/ha	g/Litre
Metsulfuron méthyle ¹	Sulfonylurées	Mar-13	6,8% 50 g Harmony M	
Thifensulfuron méthyle ¹	Sulfonylurées	Mar-13	68,2% 50 g Harmony M	
Prothioconazole ²	Triazolinthione	May-13	0.7	175
Trifloxystrobine ²	Strobilurin	May-13	0.7	88
Ethéphon ²	Anacardiaceae	May-13	2	150
Chlorméquat chlorure ²	Ammonium quaternaire	May-13	2	300
Prothioconazole ²	Triazolinthione	May-13	0.7	100
Tebuconazole ²	Triazoles	May-13	0.7	100
Bixafen ²	Pyrazoles	May-13	0.7	75

Tableau 16 : Pratiques agricoles sur la parcelle drainée – ¹Herbicide, ² Fongicide

5.1.3 Résultats expérimentaux

Flux d'eau sous racinaire

La Figure 61 présente la chronique journalière des flux d'eau issus des mesures effectuées en sortie de drainage agricole.

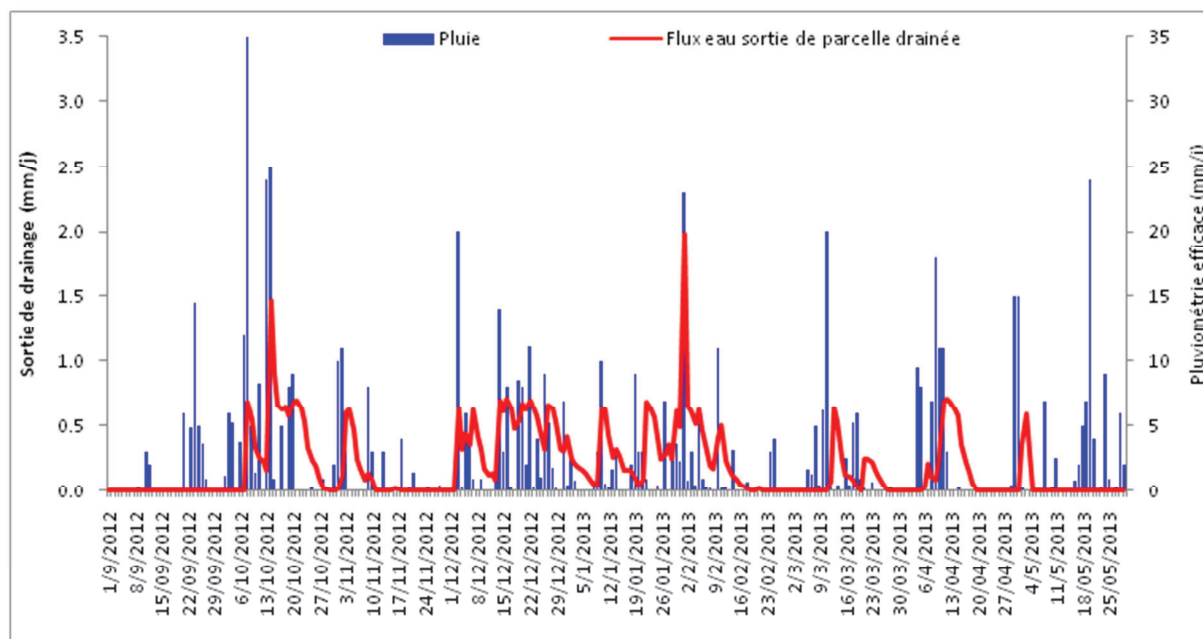


Figure 61 : Chronique journalière des flux d'eau mesurés en sortie de parcelle drainée
(Site expérimental : parcelle agricole de Saint-Cyr-en-Val (45) de 2,5 ha)

Cette figure montre qu'il a fallu 16 jours, non consécutifs, d'évènements pluvieux, soit 103,7 mm³⁰, pour reconstituer la réserve utile du sol. A partir de ce volume d'eau précipité sur la parcelle et compte tenu des conditions climatiques et culturelles³¹, le degré de saturation du milieu est suffisant pour que la réhumectation du sol laisse place à la mise en charge du réseau de drainage. Ce phénomène traduit indirectement la mise en action de l'infiltration sous racinaire. Le volume de la lame d'eau, nécessaire pour reconstituer la réserve utile du sol, est cohérent avec les valeurs observées en climat tempéré et celles présentées lors de la description pédologique (105 – 130 mm). Une fois le réseau de drainage en charge, la variation des flux d'eau présente une amplitude maximale de 2 mm/j (Figure 61). La dynamique du flux d'eau sous racinaire est directement liée aux variations climatiques. Aussitôt la réserve utile reconstituée, les évènements pluvieux intenses se traduisent par des épisodes de crues, presque simultanés, à l'exutoire du réseau de drainage. Les temps de vidange peuvent s'étaler de quelques jours à plusieurs semaines, en fonction des évènements climatiques qui suivent.

A partir de mai 2013, la pleine croissance de la culture en place³² atténue l'infiltration des flux d'eau sous racinaires. La lame d'eau mesurée en sortie de drainage est environ de 52 mm pour les 7 mois de chronique. Cette valeur représente 7% de la précipitation totale et 17% du bilan P- ETP.

³⁰ Sans considérer de phénomène d'évapotranspiration

³¹ Pas de culture en début de période de drainage

³² Orge de printemps

Molécules phytosanitaires : Taux de restitution en sortie de parcelle

Entre le 25 avril et le 10 octobre 2012, l'activation printanière du réseau de drainage a permis le prélèvement ponctuel multiplexe³³ de 8 échantillons d'eau. Les normes nationales et européennes en termes de traitements phytopharmaceutiques des cultures céréalières recommandent une liste de substances à appliquer.

Huit molécules phytosanitaires en solution ont été épandues et analysées sur la parcelle de Blé tendre d'hiver³⁴ (Tableau 17). Bien que le Bixafen (fongicide) soit inclus dans l'itinéraire de traitement, l'absence de « mise en routine » analytique³⁵ n'a pas permis son dosage quantitatif.

Date	Epoxy-conazole	Tebuconazole	Prothiokonazole	Glyphosate	Prochloraze	Diflufenican	Fenpropimorph	Chlorotoluron
Typologie	Fongicide	Fongicide	Fongicide	Herbicide	Fongicide	Herbicide	Fongicide	Herbicide
Traitement	15 Avril 2012	15 Mai 2012	15 Mai 2012	Mars 2012	15 avril 2012	3 nov 2011	15 avril 2012	3 nov 2011
Dose Appliquée (g/ha)	58.8	70	70	720	270	87.5	175	1 400
Concentration mesurée	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l
Limite de Quantification LQ	0.020	0.020	0.050	0.050	0.020	0.040	0.070	0.020
25 Avril 12	<0.020	<0.020	<0.050	<0.050	<0.020	<0.040	<0.070	<0.020
26 Avril 12	<0.020	<0.020	<0.050	<0.050	<0.020	<0.040	<0.070	0.243
27 Avril 12	<0.020	<0.020	<0.050	<0.050	<0.020	<0.040	<0.070	0.125
1 Mai 12	0.062	<0.020	<0.050	<0.050	0.040	<0.040	<0.070	2.470
5 Mai 12	0.129	<0.020	<0.050	<0.050	0.052	<0.040	<0.070	1.300
6 Mai 12	0.089	<0.020	<0.050	<0.050	0.032	<0.040	<0.070	1.600
13 Jul 12	<0.020	<0.020	<0.050	<0.020	<0.020	<0.040	<0.070	0.047
10 Oct 12	<0.020	<0.020	<0.050	<0.020	<0.020	<0.040	<0.070	<0.020

Tableau 17 : Résultats d'analyses des molécules phytosanitaires des eaux de drainage – Site expérimental

Les résultats quantitatifs des teneurs en produits phytosanitaires dans les eaux de drainage agricole (Tableau 16) indiquent la présence de trois molécules sur les huit appliquées sur la parcelle : Chlortoluron, Epoxyconazole et Prochloraze.

³³ Échantillon moyen journalier sur 24h

³⁴ Semis Hiver/Printemps 2012

³⁵ Pas d'analyse en laboratoire certifié

Une corrélation « visuelle » peut-être établie entre les valeurs de concentration en phytosanitaires et l'intensité des flux d'eau à l'exutoire du réseau de drainage (Figure 62). Les pics de concentration des substances en solution sont corrélés aux pics de crues observés après un événement pluvieux important. Bien que le pouvoir adsorbant de l'Epoxyconazole et du Prochloraze soit relativement important, il semblerait que le faible temps de résidence n'ait pas permis leur rétention dans le sol. L'intensité de la dynamique du flux d'eau, observé lors des orages d'été et les précipitations automnales, couplée avec les flux massiques n'indique pas de rétention et/ou de résidus liés. Ainsi, aucune libération ou réapparition de l'Epoxyconazole et du Prochloraze n'a été quantifiée au cours de la campagne. Seul le Chlortoluron montre une très légère augmentation de sa concentration (0,3 µg/l) en Mai alors que la décroissance globale des concentrations des autres phytosanitaires est en cours. Le comportement dynamique des masses dissoutes dans le sous sol indique un phénomène d'entraînement par les flux d'eau. Les concentrations à l'exutoire sont donc régies par l'intensité des apports pluvieux susceptibles d'expulser les eaux du sol chargées en molécules phytosanitaires.

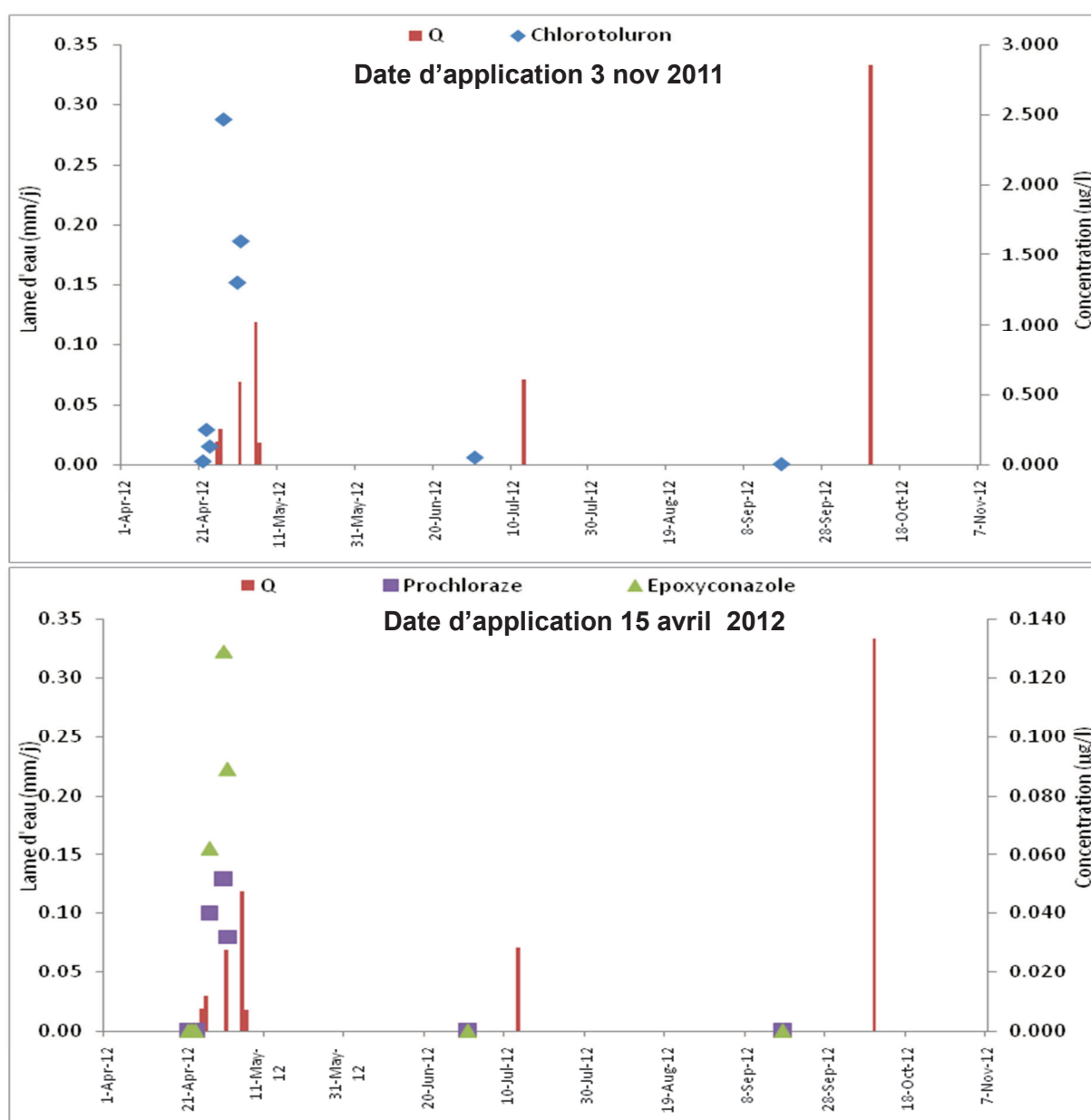


Figure 62 : Mise en parallèle des concentrations en molécules phytosanitaires avec les débits moyens journaliers en sortie de drainage

L'ordre de grandeur des concentrations varie selon les molécules (Figure 63). Malgré tout, l'allure des restitutions est identique pour les trois substances. Leur apparition à l'exutoire du drain est observée sous forme d'un pic qui s'atténue en moins de trois mois³⁶. Les dernières quantifications ont été faites en juillet 2012. Au-delà, les molécules phytosanitaires détectées présentent des teneurs inférieures à la limite de quantification (Tableau 16). Bien que le Chlortoluron soit appliqué précocement sur la parcelle, novembre 2011, son pic de concentration mesuré est vingt fois plus important que les deux autres substances détectées. Sa dose d'application est, quant à elle, 5 à 25 fois supérieure à ces dernières. Les informations relatives à l'itinéraire des pratiques agricoles du site expérimental indiquent donc une persistance du Chlortoluron en solution dans les eaux du sol, ceci en léger désaccord avec les informations relatives à sa persistance qui indiquent une demi-vie de 59 jours. En effet, il est détecté après plus de 6 mois d'application et il aura fallu 8 mois pour que le Chlortoluron ne soit quantifiable analytiquement que sous forme de trace ($\approx 0,05 \mu\text{g/l}$). A contrario, l'Epoxyconazole et le Prochloraze apparaissent 8 jours après leur pulvérisation et sont en dessous des limites de quantification à partir de juillet, soit 3 mois après leur application.

Dynamique d'exportation : flux cumulés de masse

La Figure 63, présente le cumul des flux de masse en fonction des flux d'eau mesurés à l'exutoire du réseau de drainage. Cette méthode est possible grâce à la connaissance des masses en produits phytosanitaires injectées sur la parcelle et de celles récupérées en sortie du réseau de drainage. Elle permet de déterminer la dynamique d'exportation à la base du compartiment sous racinaire. Ce cumul de flux de masse met en évidence le taux de restitution total observé tout au long de la campagne de prélèvements.

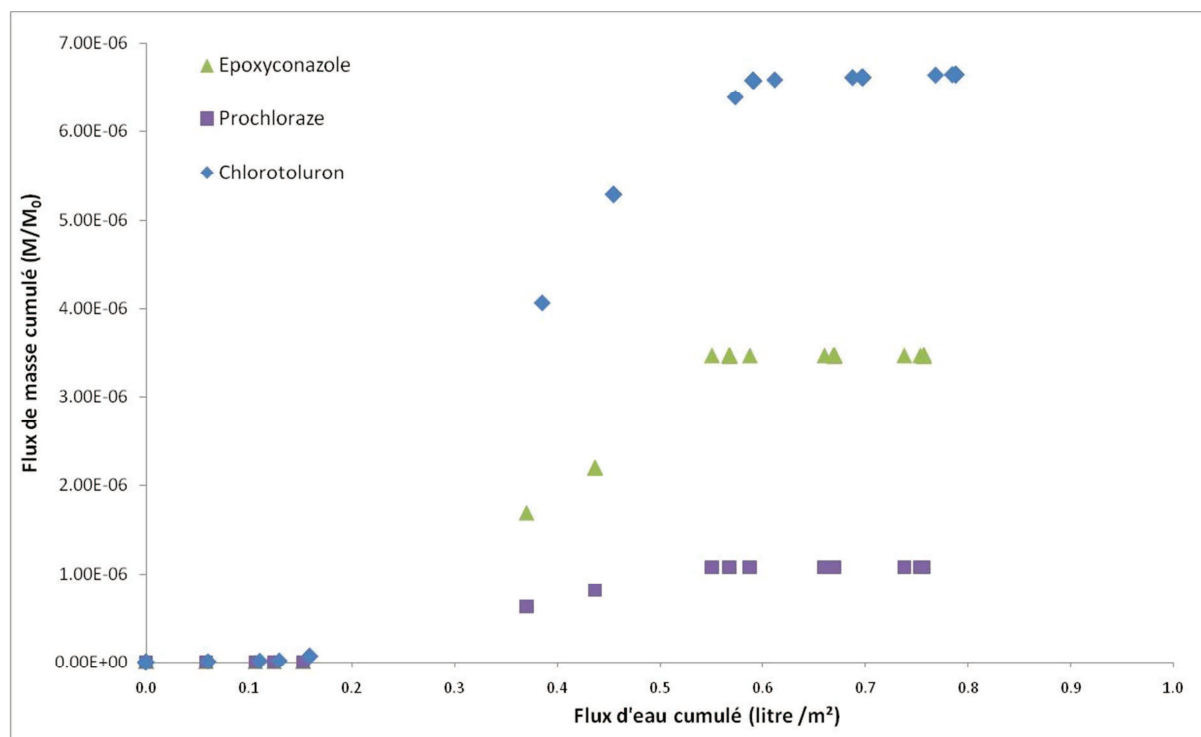


Figure 63 : Courbe double cumul flux d'eau / flux de masse entre avril 2012 et octobre 2012

³⁶ 2 mois et 13 jours

Le Chlortoluron présente l'export de flux de masse le plus important des trois molécules quantifiées. Vient ensuite l'Epoxyconazole puis le Prochloraze. Le rapport maximal des quantités exportées pour ces trois molécules est respectivement de $6,60 \cdot 10^{-6}$, $3,60 \cdot 10^{-6}$ et $1 \cdot 10^{-6}$. La Figure 63 indique des variations semblables en terme d'export de masse dans le sol, traduisant ainsi une dynamique des flux d'eau similaire pour les trois substances. En effet, les résultats obtenus sont issus du même réseau de drainage ; les mêmes flux d'eau y sont donc représentés. Les écarts de flux de masse, entre molécules, sont relatifs aux doses appliquées en surface de parcelles agricoles ainsi qu'aux concentrations mesurées à l'exutoire.

La répartition des points de la Figure 63, met en évidence 3 créneaux « dynamiques » analogues pour les 3 substances :

- Créneau 1 : $0 < \text{Flux d'eau cumulé} < 0,2$: Aucun export de masse n'est observé pour l'Epoxyconazole et le Prochloraze. Seul, le Chlortoluron présente un export de flux de masse de $7 \cdot 10^{-8}$ pour un flux cumulé de $0,159 \text{ l/m}^2$.
- Créneau 2 : $0,2 < \text{Flux d'eau cumulé} < 0,6$: A ce stade, la dynamique d'export est à son apogée. La majorité de la masse est exportée.
- Créneau 3 : $0,6 < \text{Flux d'eau cumulé} < + \infty$: L'export de masse a pris fin. Une stabilisation des flux de masse est donc constatée. Ce plateau correspond au taux de restitution maximal observé en sortie de parcelle drainée.

5.1.4 Modélisation des transferts

La modélisation des flux pour le site expérimental, a été réalisée à partir du modèle Footways, sur une période de 10 ans (entre 2002 et 2013) avec une période de pré-run de 6 années pour faciliter l'équilibrage des flux du modèle. L'itinéraire technique de l'application des produits phytosanitaires a été renouvelé toutes les années du run.

Pour plus d'information sur le modèle Footways, se référer au Chapitre § 1.2.5.4.

Méthode : Collecte et traitement des données agro-pédo-climatiques

La démarche consiste à reproduire le scénario agro-pédo-environnemental de la parcelle expérimentale et à simuler le transfert quantitatif de produits phytosanitaires dans le sol jusqu'à l'exutoire du réseau de drainage. La première action consiste à collecter et traiter les données relatives au milieu. Ces données concernent d'une part la caractérisation agro-pédo-climatique de la zone d'étude et d'autre part le recensement des pratiques phytosanitaires en place (Centofanti et al., 2008).

Les informations culturelles fournies par l'exploitant agricole, les descriptions pédologiques communiquées par la chambre d'Agriculture, les données climatiques, constituent des données d'entrée à fournir au modèle. Par ailleurs, l'évapotranspiration potentielle est calculée à partir de la méthode de Penman (Penman, 1948). Le travail d'identification du sol FST (§ 1.2.5.4.) et le « run » de modélisation ont été effectués par l'équipe Footways. C'est le modèle MACRO (Larsbo et Jarvis, 2003) - § 1.2.5.4. – qui permet de décrire le transfert de l'eau et produits phytosanitaires dans les sols agricoles en prenant en compte les écoulements préférentiels résultant des activités biologiques ou de fissurations dans les sols. Cette implémentation a été réalisée sans calibration et a pour but d'obtenir des ordres de grandeur des flux d'eau et de produits phytosanitaires.

Résultats sans calibration :

Dans le cadre de l'étude de la dynamique des flux d'infiltration sous racinaires, établie sur le site expérimental d'une parcelle agricole située à Saint-Cyr-en-Val (45) dans le Val d'Orléans (Figure 58), le sol FST est reconnu comme étant le *FST Y14i*³⁷ (Dubus et al., 2009). Ce type de sol prend en compte la présence d'un drain à 1 m de profondeur avec toutefois une infiltration possible vers la nappe d'eau souterraine.

A partir des données agro-climato-environnementales la modélisation Footways a été mise en place. Pour la même période d'observation, soit de Septembre 2012 à Mai 2013, une corrélation des flux mesurés et calculés a été établie. Les résultats de cette corrélation sont présentés en Figure 64. Cette figure montre la répartition du nuage de points, de part et d'autre de la droite d'ajustement (flux calculés / flux mesurés). Elle met en évidence un coefficient de corrélation égal à 0,66. Ce résultat renseigne sur le caractère commun d'une dynamique des flux entre les valeurs mesurées sur le terrain et la modélisation.

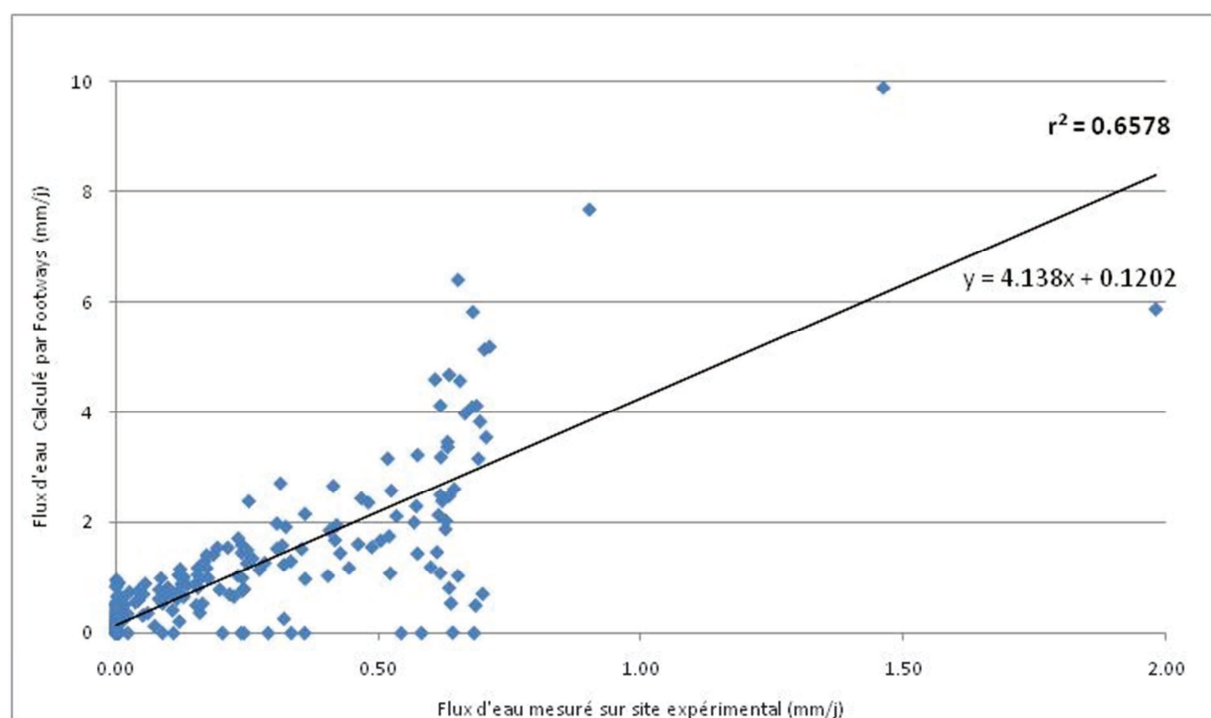


Figure 64 : Dynamique de corrélation entre les flux d'eau mesurés en sortie de parcelle et ceux calculés par le modèle Footways

Les résultats obtenus montrent une cohérence en terme de reproductibilité de la dynamique des flux sous racinaires. Ce coefficient de corrélation reste correct compte tenu de l'absence de calage pour ces résultats de modélisation. L'ordre de grandeur est respecté, même si les flux calculés sont quatre fois supérieurs aux flux observés.

³⁷ Information pédologique de l'outil Footways (§ 1.2.5.4) : FST : « Footprint Soil Types », Y14i correspond à une classe de sol dont le comportement spécifique vis-à-vis du transfert de phytosanitaires a lieu à la fois par percolation et drainage.

Le Tableau 18 montre les résultats quantitatifs issus de la modélisation. On constate que, des 8 molécules modélisées, 7 sont présentes dans les eaux de drainage, contre 3 observées *in-situ*. Une incertitude demeure pour le Bixafen qui n'a pas été analysé. Les 3 molécules qui apparaissent dans les résultats de modélisation et qui sont absentes *in-situ* sont le Diflufenicanil, le Fenpropimorphe et le Tebuconazole avec des pourcentages de restitution respectivement de 7.10^{-3} , de 1.10^{-5} et de 9.10^{-2} . Par ailleurs, l'Epoxyconazole, le Prochloraze et le Chlortoluron présentent des pourcentages de restitution de 5.10^{-3} , 2.10^{-3} et 1.

Substances phytosanitaires appliquées	Dose appliquée (mg/m ²)	Somme des flux de masse annuel (mg/m ²)	Pourcentage de restitution (moyenne annuelle sur 10 ans)
Diflufenicanil	8,75	6E-04	7E-03
Chlortoluron	140,00	1E+00	1
Epoxyconazole	5,88	3E-04	6E-03
Fenpropimorphe	17,50	2E-06	1E-05
Prochloraze	27,00	5E-04	2E-03
Prothioconazole	7,00	0	0
Tebuconazole	7,00	6E-03	9E-02
Bixafen	5,25	5E-04	1E-02

Tableau 18 : Pourcentage de restitution - Résultats de modélisation Footways (2002 – 2012)

5.2 Comparaison entre les méthodes

⇒ Comparaison entre les trois méthodes pour l'estimation du pourcentage de restitution

Les écarts entre les valeurs calculées et mesurées sont présentés dans le Tableau 19.

	Pourcentage de restitution		Ecart
	Mesurés	Calculés sur 10 ans	
Epoxyconazole	3,6E-06	6,00E-03	6,00E-03
Prochloraze	1,0E-06	2,00E-03	2,00E-03
Chlortoluron	6,6E-06	1,00E+00	1,00E+00

Tableau 19 : Comparaison et écarts des pourcentages de restitution mesurés et calculés

Hormis le Chlortoluron qui présente, entre les valeurs calculées et mesurées, un écart de 1 ; les deux autres molécules phytosanitaires étudiées (Tableau 19) montrent un écart de 10^{-3} . Les résultats de la modélisation surestiment le pourcentage de restitution des molécules, aussi bien en termes de quantité de masse transitant par le réseau de drainage, qu'en termes de nombre de molécules effectivement quantifiées à l'exutoire du réseau drainant. Néanmoins, les molécules quantifiées sur site sont, elles aussi, modélisées en sortie de drainage. La surestimation peut, entre autre, s'expliquer par les nombreux critères pédologiques et physico-chimiques de transformation qui interviennent directement sur les résultats. Ces critères sont, pour la plupart déterminés en laboratoire, tandis que les conditions climatiques et environnementales jouent pour beaucoup sur la mobilité, la persistance et enfin le devenir du polluant. L'ensemble de ces paramètres a un rôle majeur sur la valeur des résultats de modélisation.

Ces résultats montrent un aperçu des quantités massiques qui concourent à la – pollution diffuse – du Val d'Orléans et qui impliquent des molécules phytosanitaires appliquées à faible concentration sur des grandes surfaces agricoles. Comme le précise le chapitre § 5.1.1, et la synthèse de Flury (1996), relatifs au transport de phytosanitaires à travers le sol, les gammes des pourcentages de restitution vont de 0 à $6 \cdot 10^{-4}$ %, avec des valeurs moyennes générales de substances phytosanitaires exportées par le réseau de drainage agricole comprise entre $< 0,1\%$ à 3 % de la masse appliquée Wauchope (1978), Flury, (1996), Voltz et Louchart, (2001). Les pourcentages de restitution des masses appliquées (mesurés/calculés), sont très faibles au droit du site, de l'ordre de 10^{-6} pour les résultats mesurés *in-situ* à 10^{-3} pour les résultats calculés. Le pourcentage de restitution calculé au droit du site expérimental traduit un sol très peu infiltrant mais toutefois très réactif en terme de dynamique de transfert.

Les résultats de modélisation peuvent être sujets à discussion. En effet, les tests ont été réalisés sur une parcelle agricole drainée dont les caractéristiques géométriques ont été approximées. Southwick et al. (1992), indiquent qu'un espacement étendu des drains entraîne une perte de restitution de la molécule. Cette inconnue dans le dimensionnement du réseau du site expérimental peut, en partie, expliquer les faibles taux de restitution obtenus et les écarts observés entre les résultats *in-situ* et ceux obtenus via la modélisation.

Il convient de préciser que cette étude concerne une échelle parcellaire d'environ 2,5 ha drainée. Les pertes et les pourcentages de restitution, observés pour une autre échelle d'observation, peuvent être totalement différents. En effet, la présence des écoulements préférentiels présents à l'échelle d'un bassin versant induit des pourcentages de restitution qui peuvent atteindre jusqu'à 5% de la masse appliquée (Flury, 1996).

⇒ **Comparaison entre les méthodes pour l'estimation de la dynamique des flux sous racinaires**

Les résultats (mesurés / calculés) obtenus à l'issue de ces travaux indiquent que le site expérimental présente un schéma d'écoulement et de transfert de masse très réactif aux événements de précipitations à partir du moment où la réhumectation du sol est totale. Ce schéma d'écoulement correspond à une infiltration verticale où les eaux de précipitations alimentent le réseau de drainage agricole.

L'intensité des événements pluvieux a un rôle majeur dans la restitution sous racinaire des produits phytosanitaires. Par ailleurs, on a pu observer que les molécules appliquées durant la période de semis (pré et post semis : de novembre à mai) ne sont plus quantifiables à l'automne. La période critique pour l'export de masse sous racinaire est donc observée lors du réamorçage du drain au printemps.

Au vu de ces derniers résultats, et malgré certains écarts observés entre les résultats *in-situ* et ceux de la modélisation Footways, on constate que la modélisation retranscrit de manière correcte les ordres de grandeur concernant la dynamique de transferts d'eau à travers le sol. Bien évidemment, la composition du matériau encaissant ainsi que la nature physico-chimique de l'eau du sol régissent de manière non négligeable le devenir des molécules phytosanitaires, à tel point qu'il est difficile de prédire fidèlement la composition en molécules phytosanitaires des eaux de drainage. De plus, les processus de rétention (sorption), dans cette zone insaturée du sol, varient considérablement selon la profondeur (Coquet, 2003).

Bien que les progrès constants des méthodes numériques permettent la simulation de mécanismes physiques toujours plus complexes, l'instabilité des propriétés physiques des milieux simulés, quand elles existent, et les connaissances incomplètes du système dans son ensemble engendrent une évaluation incertaine des résultats de simulation. Dans ce contexte, le choix simplifié de l'utilisation des données bibliographiques se justifie d'autant plus. La synthèse réalisée par Flury en 1996 permet de procéder ainsi.

Concernant, le déphasage temporel, les observations montrent que les flux sous racinaires des produits phytosanitaires ont lieux entre 1 et 6 mois. Cette donnée permet de calibrer le modèle de migration vers la nappe, au pas de temps mensuel.

CHAPITRE 6

Vulnérabilité spécifique au forage du
Val d'Orléans : Calcul de la DTS et
calibration à l'aide de l'Atrazine

6 Vulnérabilité spécifique au forage par le calcul de la DTS et calibration à l'aide de l'Atrazine

A présent, l'objectif consiste à définir une distribution des temps de séjours des masses infiltrées à travers un bassin versant pour ensuite établir la vulnérabilité spécifique au forage. Ce sont les applications passées d'Atrazine, sur le Périmètre de Protection Eloignées des captages du Val d'Orléans, qui vont servir de calibration du modèle DTS. Dans un premier temps, la zone d'étude doit être discrétisée, tandis que les masses infiltrées à la surface du bassin versant, obtenues à partir du ratio de masse qui s'infiltré, et le débit qui transite à travers le système seront définis. Le comportement physico-chimique de la molécule (taux de décroissance (δ)) est également intégré dans cette première étape (Etape A) du modèle conceptuel de la Figure 26. Dans un deuxième temps, l'étape B consiste à définir les paramètres « initiaux » (§ 2.6.1.) en présentant et en justifiant les différentes valeurs utilisées dans le cadre de l'application du modèle DTS à la zone d'étude du Périmètre de Protection Eloignées (PPE) des captages du Val d'Orléans.

6.1. Etape A : Discrétisation, flux et polluants

6.1.1 Discrétisation de la zone d'étude :

6.1.1.1 Surface de la maille (A) et Surface du bassin versant pollué

A l'instar des méthodes existantes portant sur le calcul de la vulnérabilité existantes (§ 1.3), l'estimation de la vulnérabilité spécifique à partir du modèle DTS peut être mise en œuvre à une échelle régionale (kilométrique). La première étape consiste à discrétiser la zone d'étude en mailles d'égale surface. Les différentes valeurs de paramètres utiles au modèle DTS seront ensuite renseignées selon ce découpage prédéfini.

La discrétisation du périmètre de protection éloignée du Val d'Orléans a été réalisée par l'intermédiaire d'une grille régulière de mailles carrées de 250 x 250 m (Figure 65). Cette grille permet de représenter la surface A de chacune des mailles du domaine. Au total, 1154 mailles sont définies au sein de la zone d'étude du Val d'Orléans. Cette discrétisation du domaine permettra de présenter les résultats sous forme de cartes spatialisées. Ce maillage a été généré par le logiciel de Système d'Information Géographique ArcGIS (§ 1.3.2.5.).

Chacune des mailles reproduit un filet d'écoulement qui présentera les paramètres équivalents définis entre le sol et les forages. Le bassin versant pollué correspond à la totalité des filets d'écoulement où est appliquée une masse en produits phytosanitaires.

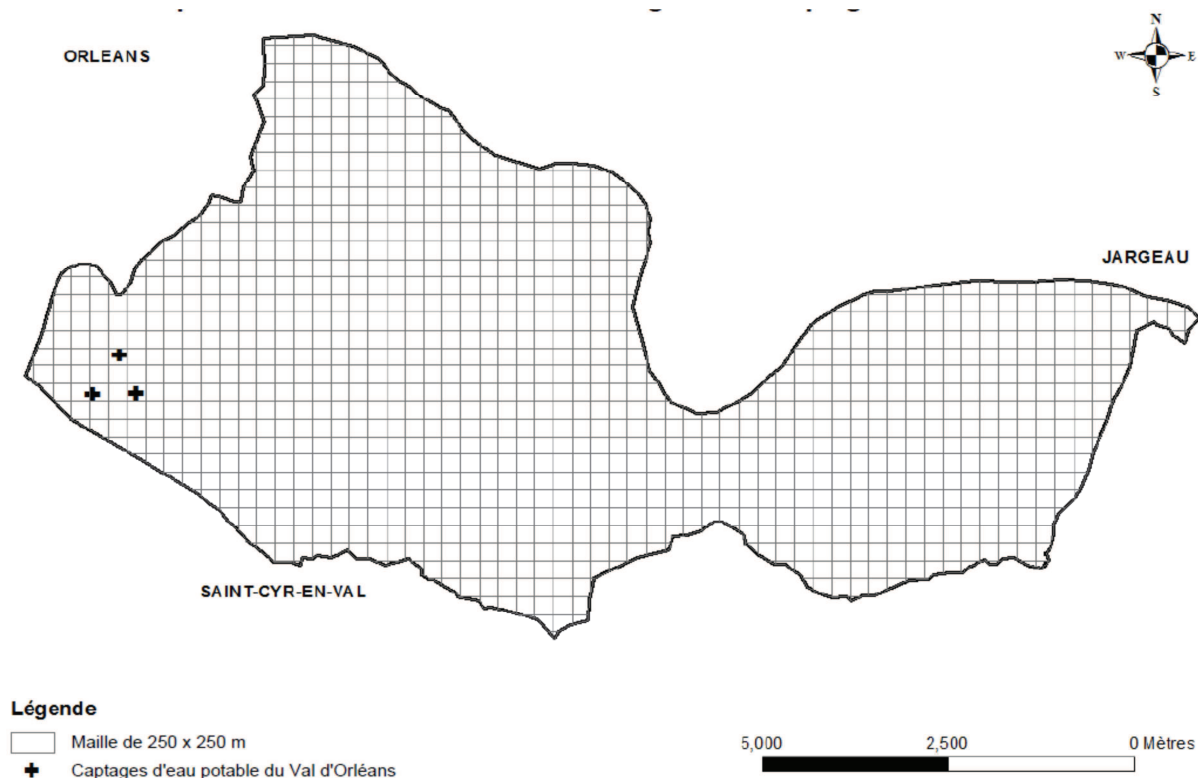


Figure 65 : Discretisation de la zone d'étude : Périmètre de Protection Eloignée des Captages du Val (croix noires)

6.1.1.2 Discretisation temporelle.

Les échanges entre la Loire et les forages sont de 3 jours. Les temps de transfert de la surface du bassin versant vers les forages sont beaucoup plus lents, l'ordre de grandeur s'étend autour d'une année (365 jours). Pour éviter des temps de calcul trop longs, et étant donné nos objectifs et les grandes tendances des qualités des eaux présentées au chapitre 3, le pas de temps du modèle DTS retenu est le mois. On considère donc que les échanges Loire/forages sont instantanés, et que sur ce transfert, s'ajoutent des arrivées de la surface du bassin versant qui prennent place sur une échelle de temps plus longue. A l'échelle du mois, les fluctuations de la Loire provoquant des échanges complexes entre conduits karstiques et aquifère, sont moyennées et les hypothèses liées à la distribution des temps de séjour, faisant appel à une hydrodynamique stationnaire sont plus acceptables à cette échelle.

6.1.2 Débits (Q)

Le choix des valeurs de débits transitant par les forages repose sur les résultats du bilan hydrologique du Val d'Orléans (§ 3.3.2.). Il a été réalisé à plusieurs reprises et par différents auteurs (Chéry, 1983 ; Livrozet, 1984 ; Gonzalez, 1991 ; Lepiller, 2006 ; Lelong et Jozja, 2008 ; Binet et Gutierrez, 2010). Les eaux des forages sont issues de deux origines distinctes qui sont d'une part l'apport issu de l'impluvium du bassin versant drainé par les forages et d'autre part les eaux superficielles qui s'engouffrent dans les pertes localisées : pour l'essentiel, dans le lit de la Loire ou au niveau du bassin versant de l'Anche (Figure 66).

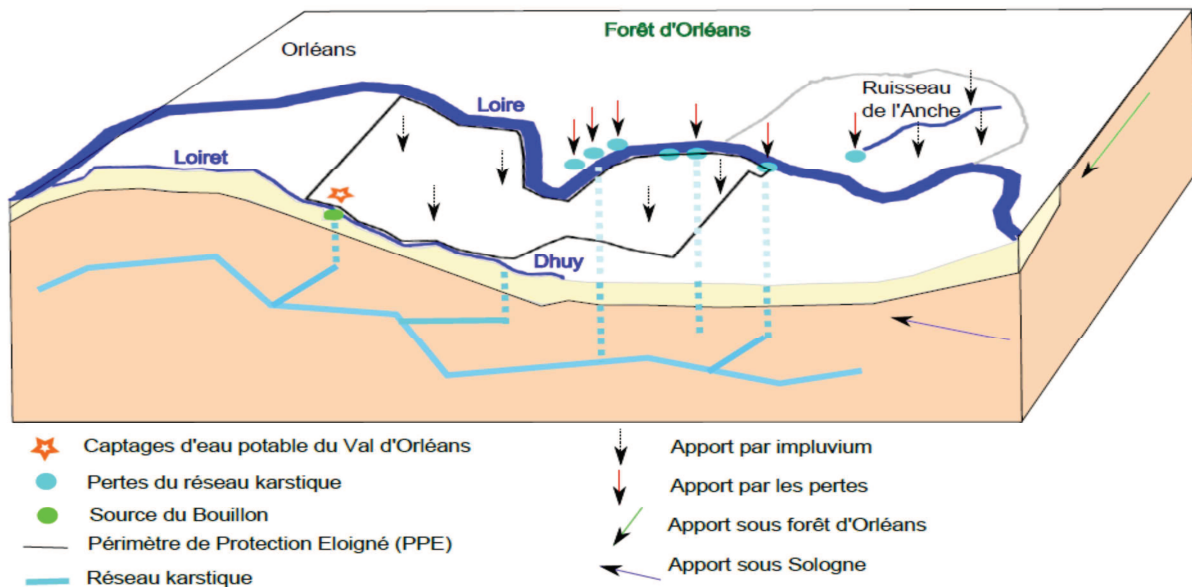


Figure 66 : Schéma des différents apports en eau du bassin versant des captages du Val d'Orléans

Trois types de débits transitant à travers le forage peuvent être définis afin d'encadrer nos résultats, et d'intégrer la part de la variabilité hydrologique dans nos estimations : les débits maximum, minimum et moyen.

→ **Débit maximum**

Le débit maximum transitant au forage est déterminé par, l'apport des pertes de Loire et par l'apport de l'impluvium maximum calculé sur le bassin versant (Joigneaux et al., 2008). Ainsi, les volumes des pertes de Loire, pour une année moyenne, sont estimés à $363.10^6 \text{ m}^3/\text{an}$. Les résultats de modélisation évaluent la pluie efficace, issue de l'impluvium, à $0,191 \text{ m/an}$. Ainsi, pour une superficie totale du bassin des captages (BV Loiret et BV Anche) de 344 km^2 , l'apport de l'impluvium équivaut à $65,2.10^6 \text{ m}^3/\text{an}$. De plus, une contribution supplémentaire est également attribuée aux calcaires présents sous la forêt d'Orléans et la Sologne. Un apport de $1.10^6 \text{ m}^3/\text{an}$ est donc à prendre en compte dans le bilan total du débit maximum transitant par les forages. Ainsi, le débit maximum est estimé à **$430.10^6 \text{ m}^3/\text{an}$** .

Cette dernière configuration part du principe que l'ensemble des entrées dans le système convergent en direction des forages.

→ **Débit minimum**

L'estimation du débit minimum peut être justifiée par l'apport plus faible des débits des pertes de Loire et une contribution plus faible de l'impluvium dans le bilan hydrologique total. L'analyse des débits moyens mensuels de la Loire aux deux stations de Gien et d'Orléans ainsi que l'évaporation entre ces deux stations (Martin et Noyer., 2003) met en évidence des pertes vers l'aquifère au minimum à $5 \text{ m}^3/\text{s}$ (Binet et Gutierrez, 2010). Le débit annuel minimum des pertes de Loire équivaut ainsi à $158.10^6 \text{ m}^3/\text{an}$. Les résultats des flux d'eau, du modèle Footways (§ 1.2.5.4.), indiquent des valeurs moyennes annuelles de l'ordre de $0,100 \text{ m/an}$. Dans le cas d'un apport minimum d'eau dans le système, la participation de l'impluvium issu de la rive droite de la Loire n'est pas prise en compte. Ainsi, le débit de l'impluvium du bassin versant du Loiret (284 km^2) équivaut à $28.10^6 \text{ m}^3/\text{an}$. La contribution supplémentaire en eau souterraine, attribuée aux calcaires de Beauce présents sous la forêt d'Orléans et la Sologne ($1.10^6 \text{ m}^3/\text{an}$), est également retirée du bilan hydrologique total. Au final, l'apport en eau minimal fourni au système est estimé à **$186.10^6 \text{ m}^3/\text{an}$** .

→ **Débit moyen**

Au vue des différentes recherches bibliographiques déjà effectuées et citées ci-dessus sur le fonctionnement du système karstique du Val d'Orléans, le débit moyen transitant au forage peut-être admis comme étant égal à 10 m³/s, soit environ **310.10⁶ m³/an**.

6.1.3 Masses injectées (M_0)

La connaissance des quantités d'Atrazine appliquées sur les parcelles de Maïs, entre 1960 et 2003, requiert une recherche historique sur les pratiques agricoles. Les différentes prospections auprès de la Chambre d'Agriculture du Loiret, du GDA (Groupements de Développement Agricole), d'ADAREL (Association de Développement Agricole Région Est Loiret) et enfin d'un exploitant agricole du Val d'Orléans, ont permis d'établir un scénario des pratiques agricoles, en terme d'utilisation de l'Atrazine au cours du temps.

Il s'avère que les quantités appliquées sur le Maïs ont été réduites au cours du temps. Les pulvérisations ont été effectuées en général une fois par an, en Avril. Ainsi, les masses annuelles (kg/ha) injectées sur les parcelles de Maïs, ont été estimées comme décrites dans le tableau 20.

Périodes d'injection	Quantité
-	[kg/ha/an]
Entre 1960 et 1979	2,50
Entre 1980 et 1990	1,50
Entre 1991 et 1998	1,00
Entre 1999 et 2000	0,75
Entre 2000 et 2003	0,50

Tableau 20 : Masses d'Atrazine injectées

Ces masses vont être rapportées au ratio de masse qui s'infiltre (a) (§ 5) afin d'obtenir la masse infiltrée qui constitue un des paramètres d'entrée du modèle.

6.1.4 Taux de décroissance (δ) et taux d'infiltration (a)

Le taux de décroissance défini au chapitre 2.3.1 est déterminé pour l'Atrazine dont la durée de demi-vie est équivalente à 75 jours soit $\delta = 2.5$ mois (Tableau 13). Le taux d'infiltration (a) de l'Atrazine va, quant à lui, être déterminé par essais / erreur à partir du modèle DTS.

6.2 Etape B : Paramètres « initiaux »

Pour la mise en œuvre de la méthodologie DTS, appliquée au Val d'Orléans, le premier travail consiste à définir les paramètres initiaux du Tableau 21 :

Paramètres « initiaux »				Origines possibles		
Couches	Intitulés		Unités	Correspondance critères de vulnérabilité intrinsèque	Informations bibliographiques	Obtention par calculs
Couches ZNS et ZS	Vd	Vitesse d'écoulement	[L/T]	✓	✓	✓
	L	Epaisseur de la couche ou longueur de flux	[L]	✓	✓	✓
	α_L	Dispersivité longitudinale	[L]	-	✓	-
	θ, n_e	Teneur en eau, porosité	[-]	✓	✓	-

Tableau 21 : Paramètres initiaux des couches ZNS et ZS utiles au modèle DTS

Les filets d'écoulement empruntés par l'eau et les produits phytosanitaires constituent les couches du sous sol, qui sont, d'une part la ZNS et d'autre part la ZS. Les caractéristiques hydrodynamiques de chacune des couches sont telles que :

- la ZNS va être découpée en différents profils « types » en fonction de leurs caractéristiques lithologiques décrites aux droits des forages ;
- la ZS, présentée au chapitre 3, se compose de deux nappes aquifères : les Alluvions de la Loire et les Calcaires de Beauce.

Ce sont donc les paramètres hydrodynamiques des profils en ZNS et des deux nappes d'eau souterraines du Val d'Orléans ZS qui vont être caractérisés pour la paramétrisation du modèle.

6.2.1 Zone Non Saturée (ZNS)

⇒ Description lithologique

Le travail de caractérisation de la ZNS consiste à identifier les différents types de lithologie qui la composent et à simplifier la stratigraphie, pour aboutir à un profil « type ». Pour cela, une étude documentaire des logs stratigraphiques du secteur a été réalisée. Ces logs stratigraphiques renseignent, entre autres, sur la succession des couches géologiques au droit de l'ouvrage hydraulique. Ces données ont été recueillies lors de la réalisation des ouvrages. Une simplification et un regroupement d'informations ont été établis en vue de mettre en évidence un zonage de la ZNS. A l'intérieur du Périmètre de Protection Eloignée (PPE) des captages du Val d'Orléans, 336 logs stratigraphiques, d'une profondeur moyenne de 40 m, ont été examinés (Figure 67) et ont permis de mettre en évidence la nature et la succession lithologique de la ZNS (Figure 68).

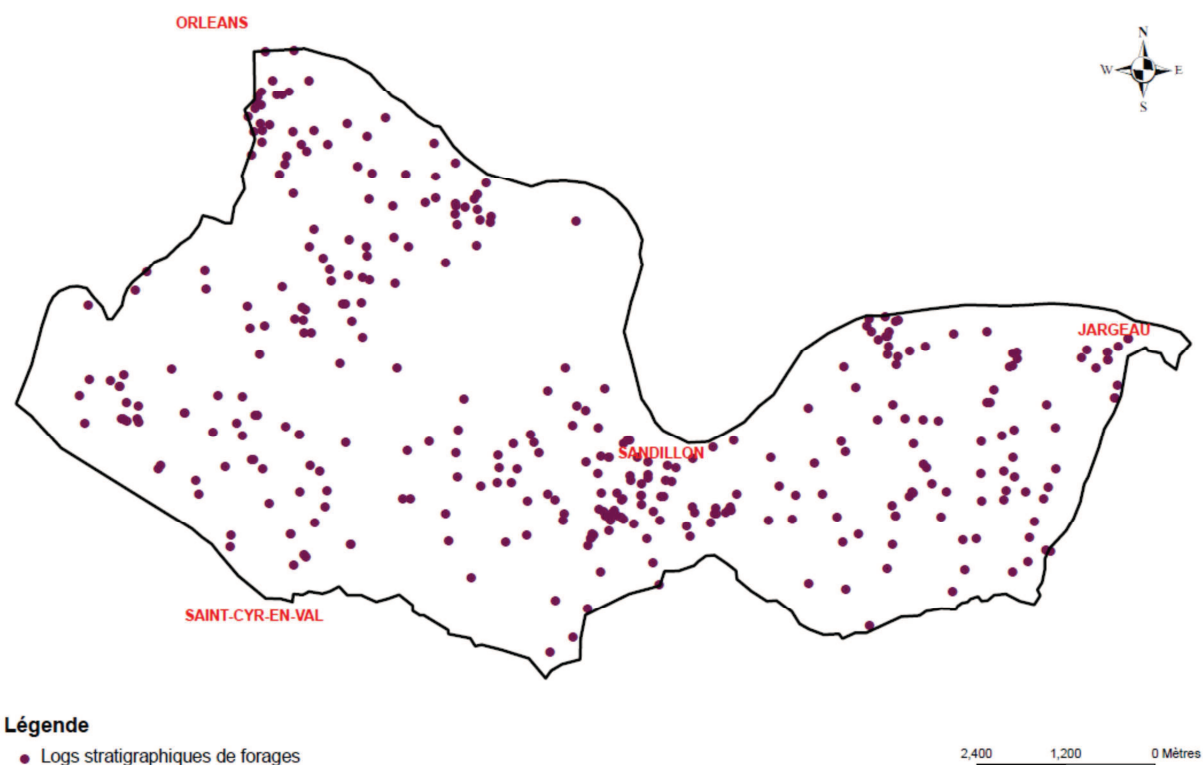


Figure 67 : Répartition des logs stratigraphiques des forages dans le Val d'Orléans

A l'issue de ce traitement, quatre profils « types » ont été recensés (Figure 68) :

- **Profils SFG** : Présence d'un seul faciès lithologique défini comme des Sables Fins à Grossiers (SFG),
- **Profils SFG/ARG** : Succession de 2 faciès lithologiques : Sables Fins à Grossiers (SFG) et Argiles (ARG),
- **Profils SFG/CALC** : Succession de 2 faciès lithologiques : Sables Fins à Grossiers (SFG) et Calcaires (CALC),
- **Profils ARG/SFG** : Succession de 2 faciès lithologiques : Argiles (ARG) et Sables Fins à Grossiers (SFG),

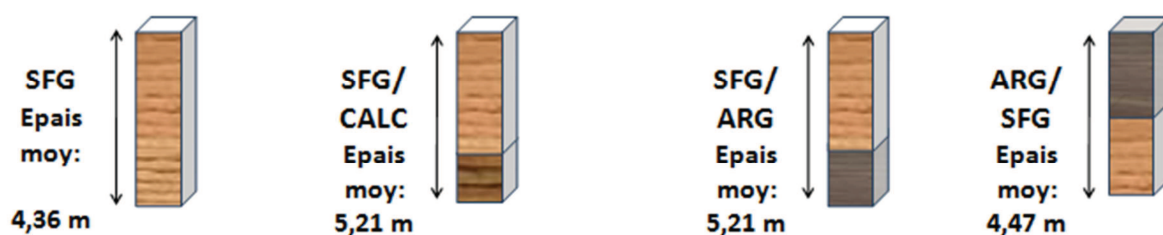


Figure 68: Profils « types » de la zone non saturée dans le Val d'Orléans

La figure ci-dessus présente les caractéristiques lithologiques et l'épaisseur moyenne calculée pour chacun des profils types. La répartition spatiale des profils « types » est présentée en Figure 69. On constate que leur répartition n'est pas distribuée de manière homogène sur la zone.

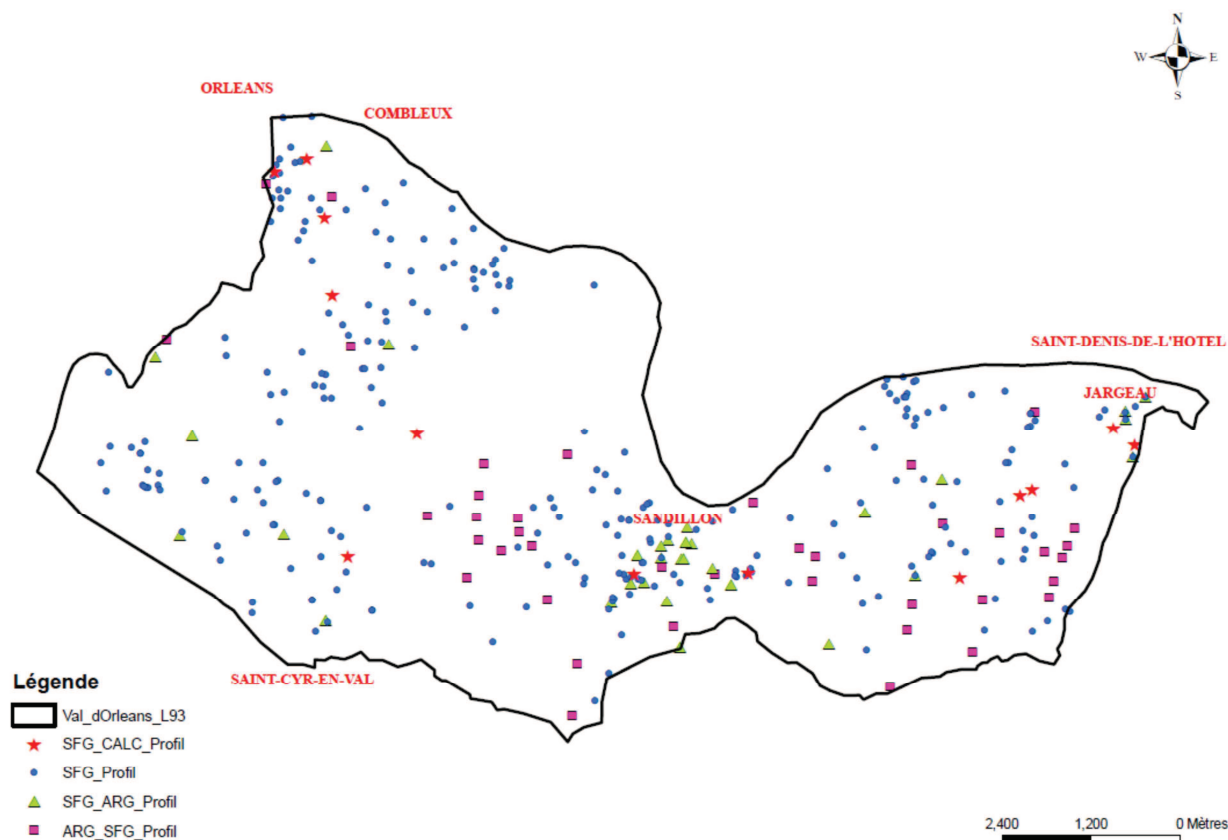


Figure 69 : Répartition spatiale des quatre profils types

⇒ Traitement spatial des profils ZNS

Le traitement spatial des profils de la zone non saturée a été réalisé automatiquement par la méthode de Voronoï (Voronoï, 1908) ou Thiessen. Cette technique permet une interpolation de données discrètes. Les régions de Voronoï représentent une décomposition particulière d'un espace métrique déterminée par l'intermédiaire des médiatrices des segments fictifs tracés entre les points. Cette technique permet ainsi d'obtenir la répartition spatiale des différents profils de la ZNS sur l'emprise de la zone (Figure 70). Cette information spatiale, dépendante de la typologie, va permettre d'attribuer des valeurs de paramètres hydrodynamiques selon les secteurs de la ZNS.

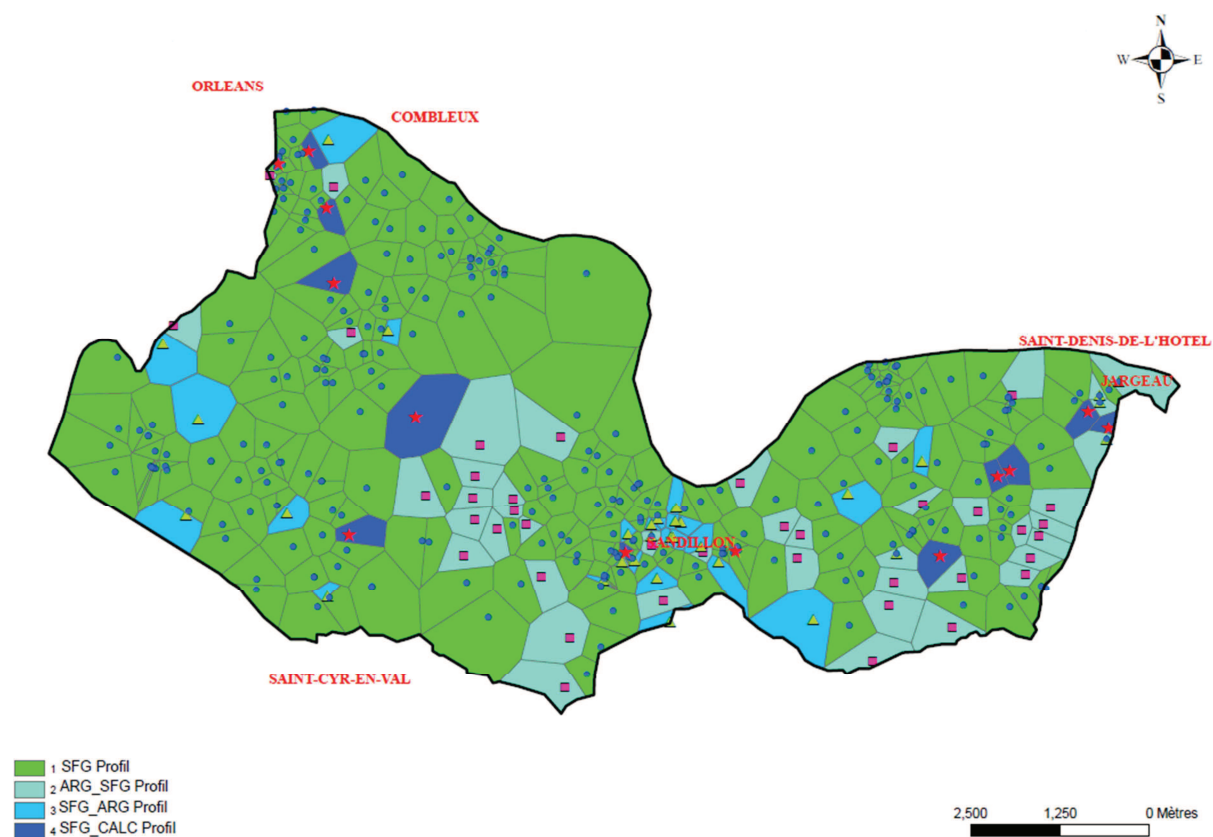


Figure 70 : Polygones par famille de profils et positionnement des logs de forages

La répartition des profils ZNS peut également être représentée selon le maillage prédéfini de la zone d'étude (Annexe 5).

6.2.1.1 Epaisseur : L_1

La détermination de l'épaisseur L_1 de la ZNS, s'effectue par différence entre l'altitude topographique du sol et le niveau piézométrique de la nappe phréatique. L'altitude topographique est connue grâce au MNT (Modèle Numérique de Terrain) de la zone d'étude tandis que la piézométrie de la nappe des alluvions (Desprez, 1967) a été numérisée en période de basses eaux. L'attribution de l'épaisseur de la ZNS est réalisée pour chacune des mailles du modèle d'étude (Annexe 8). Le Tableau 22 retranscrit l'étendue des épaisseurs en ZNS pour chacun des profils définis sur la zone d'étude.

Profils Zone Non Saturée (ZNS)	Epaisseur (L_1)
Unités	[m]
SFG	1,49 à 16,49
SFG/CALC	4,22 à 9,39
SFG/ARG	1,99 à 13,50
ARG/SFG	2,05 à 10,37

Tableau 22 : Epaisseur ZNS par profils L_1

6.2.1.2 Teneur en eau : θ

La teneur en eau est une variable d'état qui évolue dans l'espace et dans le temps, le long d'un profil hydrique vertical. Dans le cadre de ce projet, la teneur en eau choisie est considérée comme étant une valeur moyenne pour l'ensemble des profils. Nous avons fait le choix d'attribuer les teneurs en eau selon la nature des différents profils de la ZNS (Tableau 23) car c'est elle qui les conditionne.

Profils Zone Non Saturée (ZNS)	Teneur en eau θ
Unités	[-]
SFG	0,33
SFG/CALC	0,40
SFG/ARG	0,50
ARG/SFG	0,60

Tableau 23 : Teneur en eau en ZNS

6.2.1.3 Coefficient de dispersivité longitudinale : α_L

Le coefficient de dispersivité longitudinale en ZNS est rattaché à la texture des matériaux. Les valeurs du Tableau 24 sont issues des bases de données des modèles numériques d'écoulement d'eau et de transport de solutés dans les milieux poreux non saturés³⁸.

Profils Zone Non Saturée (ZNS)	Coefficient de dispersivité longitudinale (α_L)
Unités	[m]
SFG	0,40
SFG/CALC	0,40
SFG/ARG	0,50
ARG/SFG	0,50

Tableau 24 : Coefficient de dispersivité longitudinale α_L en ZNS

6.2.1.4 Vitesses d'écoulement Vd_1

Déterminer la vitesse de percolation de l'eau dans la ZNS est délicat et reste encore mal connu ; d'autant plus, dans une zone alluviale qui présente une forte hétérogénéité de texture. En effet, la vitesse de percolation de l'eau à travers la ZNS varie selon un grand nombre d'éléments dont les principaux sont la teneur en eau du milieu, la distribution et la nature de la roche encaissante, la présence d'une macroporosité et/ou de fissures, l'épaisseur de la ZNS, etc. De plus, l'écoulement dans cette zone est un processus non linéaire et dépend pour beaucoup de l'intensité des flux entrants (effet piston). Les valeurs de vitesse dans la zone non saturée sont donc très variables en fonction des secteurs et des méthodes analytiques de détermination.

Pour exemple, une étude réalisée par Baran et al. (2006) a permis d'estimer, à partir des données en nitrates et en tritium, la vitesse de transfert de l'eau dans la zone non saturée crayeuse en région Champagne-Ardenne³⁹. Le tritium, composé radioactif de l'hydrogène de la molécule d'eau, d'origine intrinsèque et anthropique (essais thermonucléaires), agit comme un traceur parfait. Il permet ainsi d'étudier le comportement hydrodynamique de l'eau en réalisant des dosages indirects⁴⁰. Cette technique a permis d'estimer les vitesses moyennes de transfert de l'eau entre 0,27 et 0,59 m/an soit $8,56 \cdot 10^{-9}$ et $1,87 \cdot 10^{-8}$ m/s. Cette même approche réalisée dans le département de la Somme⁴¹, dans la craie champenoise, a mis en évidence des vitesses moyennes dans la ZNS allant de 0,50 à 0,70 m/an, soit de $1,58 \cdot 10^{-8}$ à $2,22 \cdot 10^{-8}$ m/s.

³⁸ VS2DT

³⁹ Bassin versant de la Retourne (08) et de Superbe et de la Maurienne (51)

⁴⁰ Comptage des particules β émises par l'échantillon par unité de temps.

⁴¹ Bassin de l'Hallue (80)

Sur trois sites d'observation situés au Ghana, Adomako et al., (2010) ont eux aussi procédé à l'estimation de la recharge des eaux souterraines à partir des profils de profondeur des isotopes de l'eau ($\delta_2\text{H}$, $\delta_{18}\text{O}$) et d'une modélisation. Les résultats de leurs travaux ont donné lieu à l'estimation de la vitesse de recharge variant de 0,094 à 0,18 m/an et de 0,11 à 0,25 m/an, soit respectivement $2,98.10^{-9}$ à $5,70.10^{-9}$ m/s et $3,48.10^{-9}$ à $7,92.10^{-9}$ m/s.

Mattern et Vanclooster (2010) ont estimé le temps de trajet de l'eau à travers une zone non saturée profonde, à l'échelle régionale, en utilisant un modèle de fonction de transfert. Ils ont par ailleurs comparé les résultats de ce dernier modèle aux résultats d'un modèle numérique à base physique (HYDRUS 1D). Les résultats issus de la fonction de transfert présentent des vitesses de flux variables allant de 6,6 à 28 m/an soit $2,09.10^{-7}$ à $8,87.10^{-7}$ m/s tandis que ceux du modèle numérique indiquent des valeurs beaucoup plus faibles variant de 1,7 à 4,1 m/an, soit $5,4.10^{-8}$ à $1,3.10^{-7}$ m/s. Ces auteurs stipulent que l'utilisation de modèles numériques, pour ce type de milieu, est souvent « peu justifiée » compte tenu de l'incertitude sur les données nécessaires à leur paramétrisation.

Au vu de l'ensemble de ces considérations, nous avons choisi d'attribuer les vitesses de percolation de l'eau en fonction de la lithologie des profils définis dans la ZNS (Tableau 25). Pour ce faire, nous avons utilisé les données issues des travaux de Li et Ren (2011). Les flux (vitesses de percolation) qu'ils proposent sont liés aux textures du sol. Les vitesses moyennes ainsi déterminées restent cohérentes avec l'ensemble des vitesses de transfert présentées dans les paragraphes ci-dessus.

Profils	Vitesse d'écoulement
Zone Non Saturée (ZNS)	(Vd_1)
Unités	[m/s]
SFG	$2,31.10^{-7}$
SFG/CALC	$1,00.10^{-8}$
SFG/ARG	$3,50.10^{-9}$
ARG/SFG	$3,50.10^{-9}$

Tableau 25 : Vitesse d'écoulement en Zone Non Saturée pour le modèle DTS

6.2.2 Zone saturée.

⇒ **Pour les cas simples, les vitesses d'écoulements peuvent être obtenues par croisement des cartes de piézométrie et de conductivité hydraulique. Appliquées au Val d'Orléans, la présence de conduits et d'un aquifère mutli-couches rendant la distribution du champ de vitesse complexe, les vitesses ont alors été caractérisées à l'aide du logiciel MODFLOW.**

⇒ **Construction du modèle MODFLOW**

Les vitesses, en zone saturée, ont été obtenues par le biais d'une modélisation numérique réalisée à partir de l'outil de modélisation MODFLOW Version 2011.1 Pro (Harbaugh et al., 2000) (§ 1.2.5.3.). Le modèle conceptuel regroupe l'ensemble des informations connues relatives au système et traduit les principales caractéristiques définissant le milieu :

- Volume géologique,
- Charges hydrauliques en limite du système,
- Conductivités hydrauliques « initiales » des aquifères,
- Flux moyens entrant dans le système
- Etc

Le modèle MODFLOW décrit les écoulements en utilisant la loi de Darcy. Pour y intégrer les conduits karstiques, ils sont conceptualisés comme des zones de forte perméabilité. La surface de ces cellules étant nettement plus grande que la taille des conduits dans le système, nous considérerons que ce sont des zones à forte probabilité de présence d'un conduit karstique. Ainsi, nous pourrions calibrer le modèle en utilisant les débits du bilan hydrologique, mais les vitesses d'écoulements dans les conduits seront sous estimées, car rapportées à des surfaces plus importantes. Le modèle réalisé ici, s'intéresse essentiellement au flux dans l'aquifère, pour estimer les temps de séjour supérieur à un mois. Les erreurs liées aux choix du modèle sur l'estimation des vitesses rapides ne devraient donc avoir qu'un impact limité sur nos estimations. Les principales caractéristiques de la zone d'étude ont été, pour l'essentiel, recensées grâce aux travaux de Auterives (2010). Ses travaux ont permis de définir le volume géométrique des aquifères multicouches du système hydrogéologique du Val d'Orléans. Le tracé du réseau karstique des calcaires de Beauce a été conceptualisé à partir de la base de données établie par l'université d'Orléans et complétée par la banque de données Cavités⁴² gérée par le BRGM.

Zone modélisée

La zone modélisée (PPE des captages du Val) couvre environ 60 km² (Figure 71). Le contour vert, localisé au Nord et au Sud de la zone d'étude, correspond à un flux nul. La modélisation des flux n'est pas réalisée dans ces zones.

⁴² BDCavités

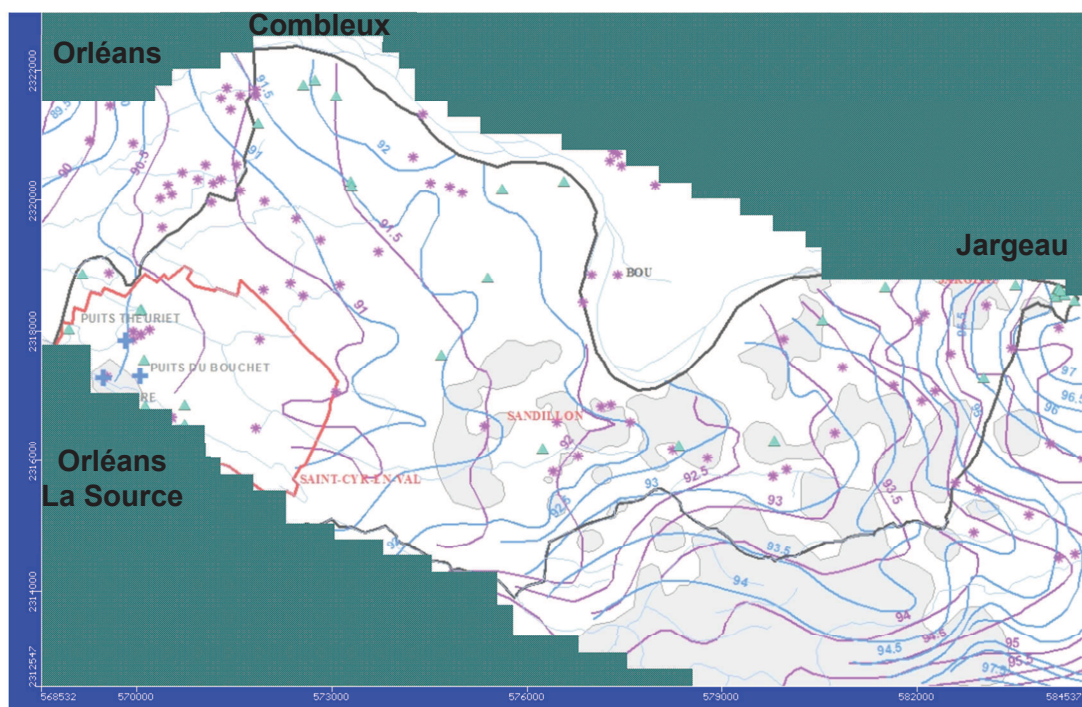


Figure 71 : Secteur modélisé du Val d'Orléans.
Isopîèze Bleu : Piézométrie Basse-Eaux nappe des alluvions (Desprez, 1967),
Isopîèze Violet : Piézométrie Basse-Eaux nappe des calcaires de Beauce (Desprez, 1967),
Triangle Bleu : Gouffres, Etoile violette : Forage traversant le drain karstique (Auterives, 2010),
Croix Bleue : Captages d'eau potable du Val d'Orléans

Volume géologique

Le volume géologique est ainsi composé de 3 couches. Les couches 1 et 3 sont des aquifères où circulent les eaux souterraines des nappes des alluvions de la Loire et des Calcaires de Beauce. Ces deux nappes sont parfois entrecoupées de la couche 2 correspondant à une formation peu perméable du sable et argiles du Burdigalien (Figure 72).

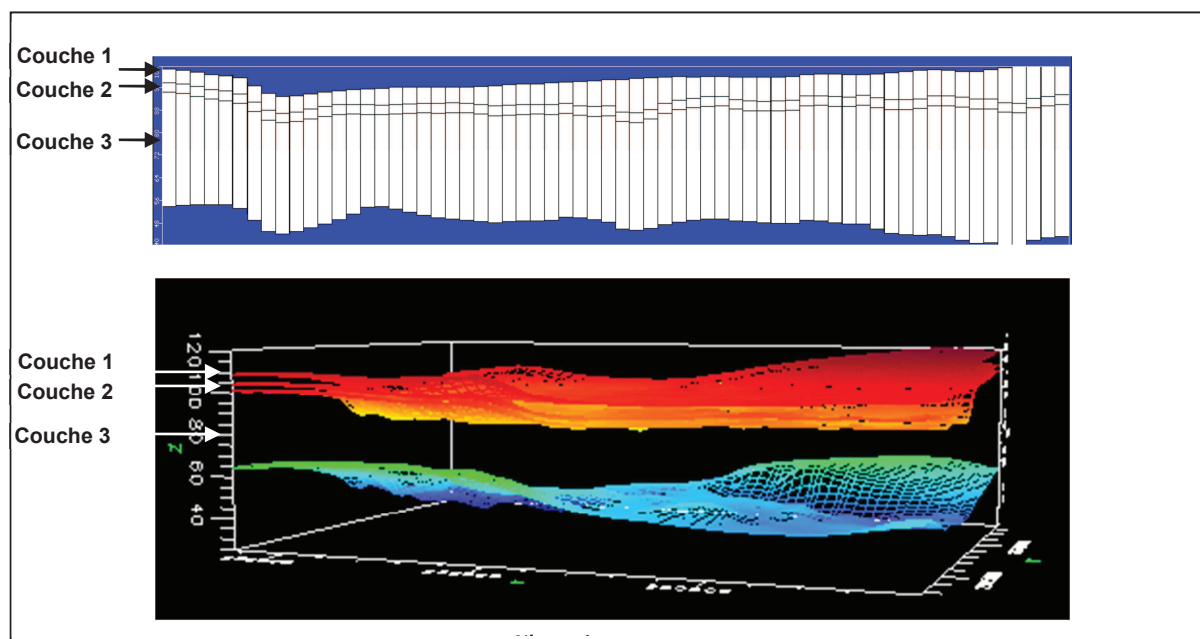


Figure 72 : Trois couches modélisées : Couche 1 : Alluvions de la Loire, Couche 2 : Sables et argiles du Burdigalien, Couches 3 : Calcaires de Beauce – Représentation sous MODFLOW

Paramètres initiaux implémentés pour le calage du modèle

Les paramètres implémentés dans le modèle numérique (Tableau 26) sont issus de différentes sources (Tableau 26).

Paramètres	Valeurs	Sources
Conductivités hydrauliques		
Alluvions	10^{-2} m/s ; 10^{-3} m/s	Données bibliographiques
Sables et argiles du Burdigalien	$< 10^{-7}$ m/s	Données bibliographiques
Calcaires de Beauce	De $1,38 \cdot 10^{-2}$ m/s à $5,6 \cdot 10^{-5}$ m/s	Mesure de terrain
Charges imposées		
Alluvions	Limite Nord: 97,1 à 91 m (d'Est en Ouest) Limite Est: Max= 97,5 m; Min= 95 m Limite Sud: 96,5 m à 92 m (d'Est en Ouest)	Carte Piézométrique Desprez 1966 (Basses eaux)
Calcaires de Beauce	Limite Nord: 97,1 à 90,7 m (d'Est en Ouest) Limite Est: Max= 96,5 m; Min= 95 m Limite Sud: 95 à 90,2 m (d'Est en Ouest) Limite Ouest: Max=90,5 m; Min=89,5 m	Carte Piézométrique Desprez 1966 (Basses eaux)

Tableau 26 : Paramètres initiaux de la modélisation

→ Limites à charge imposée (Annexe 6)

Les limites à charge imposée ont été établies à partir des hauteurs piézométriques des cartes piézométriques basses eaux élaborées par Desprez en 1966/67. Les apports en eaux superficielles, issus de la Loire, ont été simulés par une recharge en eau spécifique en amont du conduit karstique.

→ Captages d'eau potable

Trois captages d'eau potable sont renseignés dans le modèle. Ils se situent au Sud-Ouest de la zone, en aval hydraulique du domaine. Ces trois ouvrages captent les eaux du réseau karstique. Les débits de pompage appliqués pour chacun de ces ouvrages sont présentés ci-dessous:

- Captage du Bouchet : 23 000 m³/j
- Captage du Gouffre : 21 000 m³/j
- Captage du Theuriet : 18 000 m³/j

⇒ **Résultats et calibration**

Paramètres finaux obtenus après calibration (Annexe 7)

Une calibration du modèle hydrogéologique, en régime permanent, a été réalisée à partir des paramètres hydrodynamiques initiaux (Tableau 26). Un ajustement, par « essai-erreur » des valeurs de conductivité hydraulique et de la recharge, a abouti à l'obtention des valeurs de conductivité hydraulique (Tableau 27) permettant une corrélation satisfaisante entre les charges hydrauliques calculées et observées (Figures 73 et 74).

Paramètres	Valeurs
Conductivités hydrauliques	
Alluvions	5.10^{-2} m/s ; 3.10^{-3} m/s
Sables et argiles du Burdigalien	1.10^{-7} m/s
Calcaires de Beauce :	
Matrice	De 5.10^{-2} m/s à 1.10^{-4} m/s
Karst	19 m/s

Tableau 27 : Paramètres finaux après calibration de la modélisation MODFLOW

Résultats de calibration en régime permanent

A partir des conditions initiales appliquées sur le domaine d'étude, la calibration vise à minimiser la différence entre les charges hydrauliques calculées et mesurées, en faisant varier les conductivités des aquifères. Une fois que cet ajustement est établi, les vitesses de circulation des eaux souterraines sont extraites du modèle. Les coefficients de corrélations, obtenus à l'issue de cette modélisation sont de 0,94 pour la nappe des alluvions et de 0,97 pour les calcaires de Beauce (Figure 73 et Figure 74). Les pentes respectives de chacune des droites sont de 1,12 et 1,06. Ces dernières informations indiquent une bonne correspondance des résultats calculés et mesurés. La valeur des débits transitant à travers le système a été estimée à environ 500.10^6 m³/an soit 15 m³/s. Au vue des résultats des bilans hydrologiques (Tableau 43), et bien que cette valeur soit dans la fourchette haute, le débit calculé par le modèle est en accord avec les estimations déjà réalisées dans ce secteur.

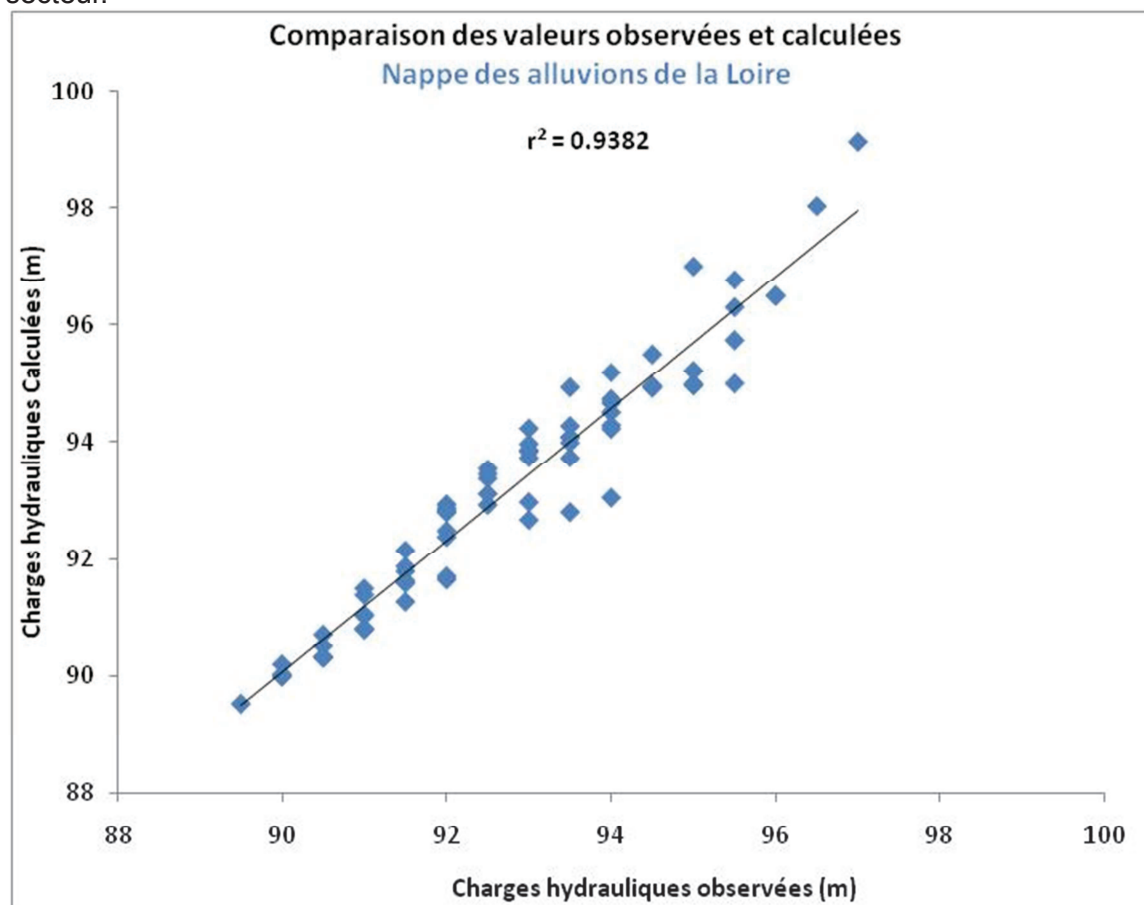


Figure 73 : Comparaison des valeurs observées et calculées – Nappe des alluvions de la Loire

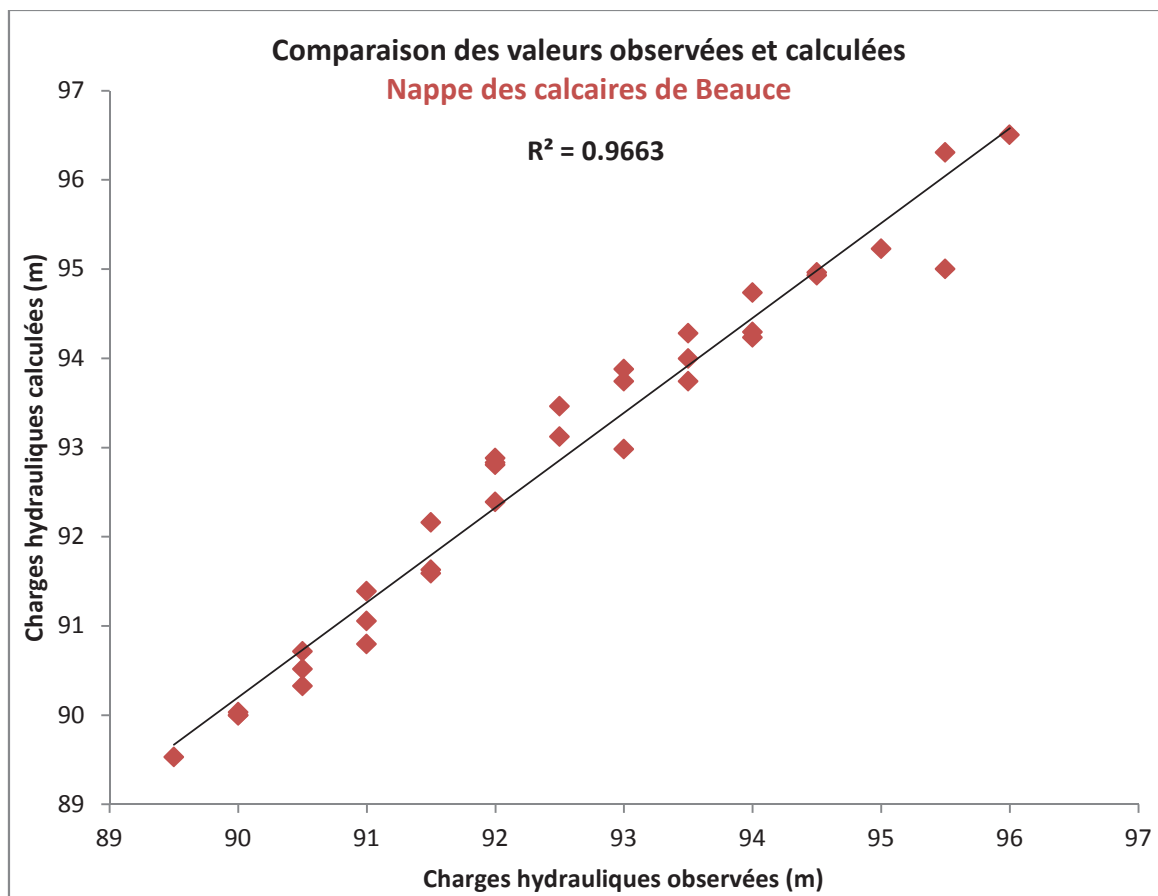


Figure 74 : Comparaison des valeurs observées et calculées – Nappe des calcaires de Beauce

6.2.2.1 Vitesses d'écoulement: Vd_2

Ainsi, ce travail de modélisation en régime permanent a permis d'extraire les vitesses calculées par le modèle pour chacune des nappes d'eau de la zone d'étude (Vd_2) (Tableau 28). Ces données correspondent aux vitesses de Darcy pour un débit moyen de $15 \text{ m}^3/\text{s}$.

Couches	Vitesse d'écoulement (Vd_2)
Zone Saturée (ZS)	
Unités	[m/s]
Alluvions	9.10^{-8} à 6.10^{-4}
Calcaires Matrice	8.10^{-8} à 2.10^{-2}
Calcaires Karst	

Tableau 28 : Vitesse d'écoulement en Zone Saturée pour le modèle DTS

6.2.2.2 Longueur de flux : L_2

A partir des hauteurs piézométriques, il est possible de déterminer la direction et la longueur des flux d'eau (distance le long du chemin de flux pour chaque cellule), entre l'amont et l'aval hydraulique du système.

La complexité des tracés piézométriques de la nappe des alluvions et des calcaires de Beauce contribue à une distribution de longueurs de flux différente. Ainsi la longueur de flux maximale obtenue pour les alluvions est égale à 14 467 m, tandis qu'elle atteint 10 139 m pour les calcaires de Beauce (Tableau 29, Annexe 9 et 10).

Couches Zone Saturée (ZS)	Longueur de Flux (L_2)
Unités	[m]
Alluvions	1 à 14 467
Calcaires Matrice	1 à 10 139
Calcaires Karst	

Tableau 29 : Longueur de flux en ZS L_2

6.2.2.3 Porosité : n_e

Les porosités des aquifères étudiés ont été attribuées d'après les informations bibliographiques (Annexe 1) et en relation avec les caractéristiques texturales des milieux encaissants. Ainsi, la porosité dans les alluvions est égale à 0,15, tandis que celle des calcaires de Beauce est de 0,30 (Chéry, 1983). Le réseau karstique équivaut à une porosité de 1, ce qui signifie que l'intégralité du réseau est constituée de vides (Tableau 30).

Couches Zone Saturée (ZS)	Porosité n_e
Unités	[-]
Alluvions	0,15
Calcaires Matrice	0,30
Calcaires Karst	1,00

Tableau 30 : Porosité en ZS

6.2.2.4 Coefficient de dispersivité longitudinale : α_L

Les valeurs des coefficients de dispersivité en ZS (Tableau 31) ont été recueillies dans un document de synthèse bibliographique réalisée par Gelhar en 1992 et des données issues de la thèse de Joodi (2009).

Couches Zone Saturée (ZS)	Coefficient de dispersivité longitudinale α_L
Unités	[m]
Alluvions	20
Calcaires Matrice	2,50
Calcaires Karst	38

Tableau 31 : Coefficient de dispersivité longitudinale α_L en ZS

6.2.3 Synthèse des paramètres « initiaux » des couches ZNS et ZS

Profils Zone Non Saturée (ZNS)	Vitesse (Vd_1)	Epaisseur (L_1)	Teneur en eau (θ)	Coefficient de dispersivité longitudinale (α_L)
Unités	[m/s]	[m]	[-]	[m]
SFG	$2,31 \cdot 10^{-7}$	1,49 à 16,49	0,33	0,40
SFG/CALC	$1,00 \cdot 10^{-8}$	4,22 à 9,39	0,40	0,40
SFG/ARG	$3,50 \cdot 10^{-9}$	1,99 à 13,50	0,50	0,50
ARG/SFG	$3,50 \cdot 10^{-9}$	2,05 à 10,37	0,60	0,50

Tableau 32 : Paramètres des profils en Zone Non Saturée pour le modèle DTS

Couches Zone Saturée (ZS)	Vitesse (Vd_2)	Longueur de Flux (L_2)	Porosité n_e	Coefficient de dispersivité longitudinale α_L
Unités	[m/s]	[m]	[-]	[m]
Alluvions	$9 \cdot 10^{-8}$ à $6 \cdot 10^{-4}$	1 à 14 467	0,15	20,00
Calcaires Matrice	$8 \cdot 10^{-8}$ à $2 \cdot 10^{-2}$	1 à 10 139	0,30	2,50
Calcaires Karst			1,00	38,00

Tableau 33 : Paramètres des couches en Zone Saturée pour le modèle DTS

A partir des paramètres « initiaux », il convient dorénavant de calculer les paramètres « équivalents » (temps de séjour et nombre de Péclet) dont les formulations mathématiques ont été présentées au chapitre 2. Cette action correspond à l'étape C du modèle conceptuel de la Figure 26.

6.3 ETAPE C : Paramètres calculés et « équivalents »

Les valeurs des paramètres qui suivent sont déterminées à partir de l'outil d'automatisation DARCI (§ 2.6.3) développé dans le cadre de ce projet.

6.3.1 Temps de séjour : $\bar{t}$

Les temps de séjour, pour chacune des couches du modèle, sont calculés d'après l'équation du Tableau 4 en chapitre 2. Les Figure 75, Figure 76 et Figure 77 présentent les valeurs spatialisées sur la zone d'étude considérée.

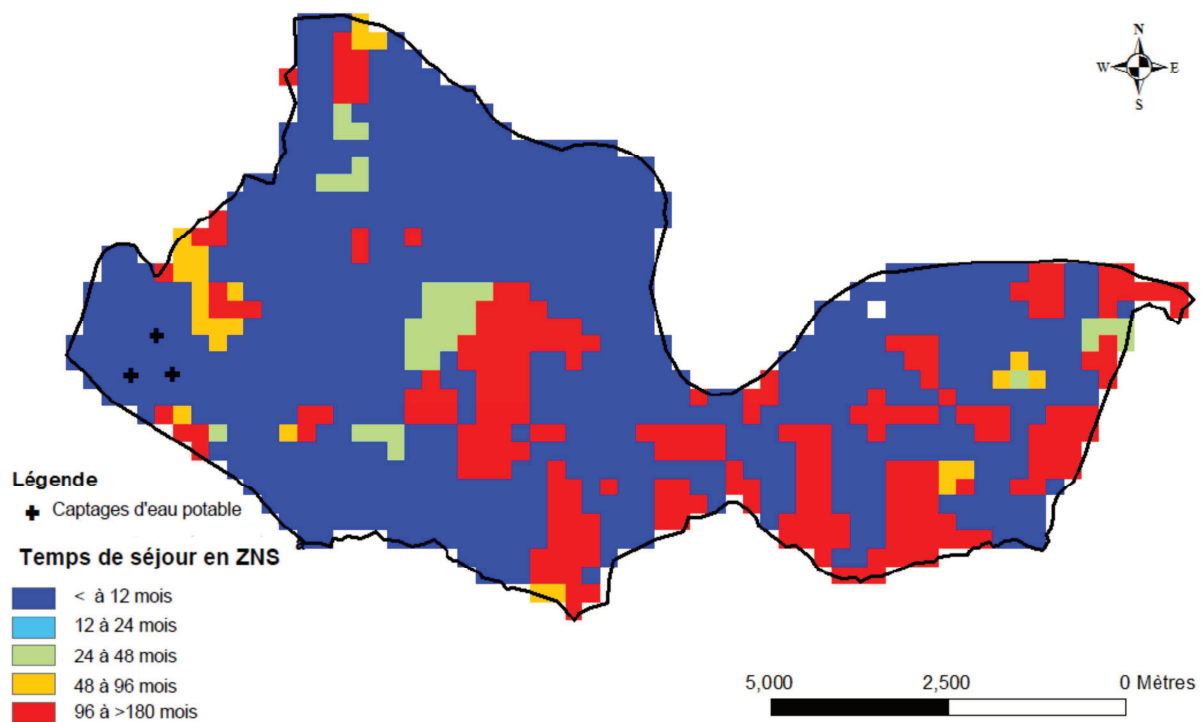


Figure 75 : Temps de séjour en Zone non Saturée (ZNS)

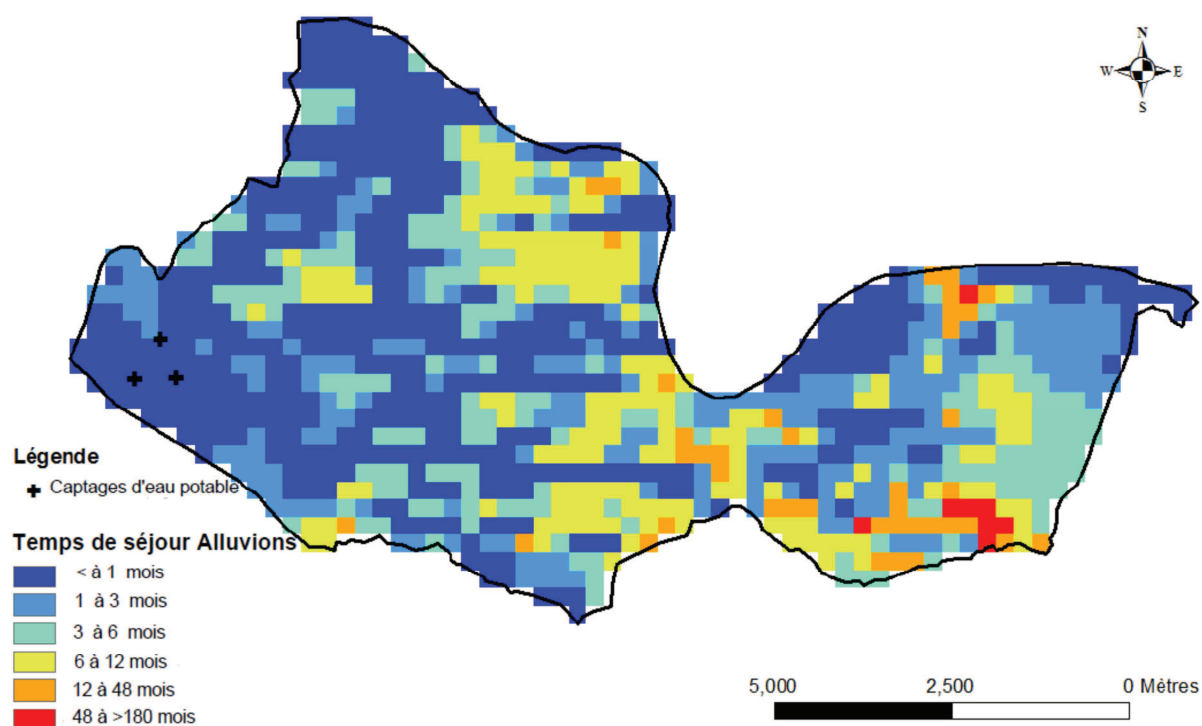


Figure 76 : Temps de séjour dans les alluvions de la Loire

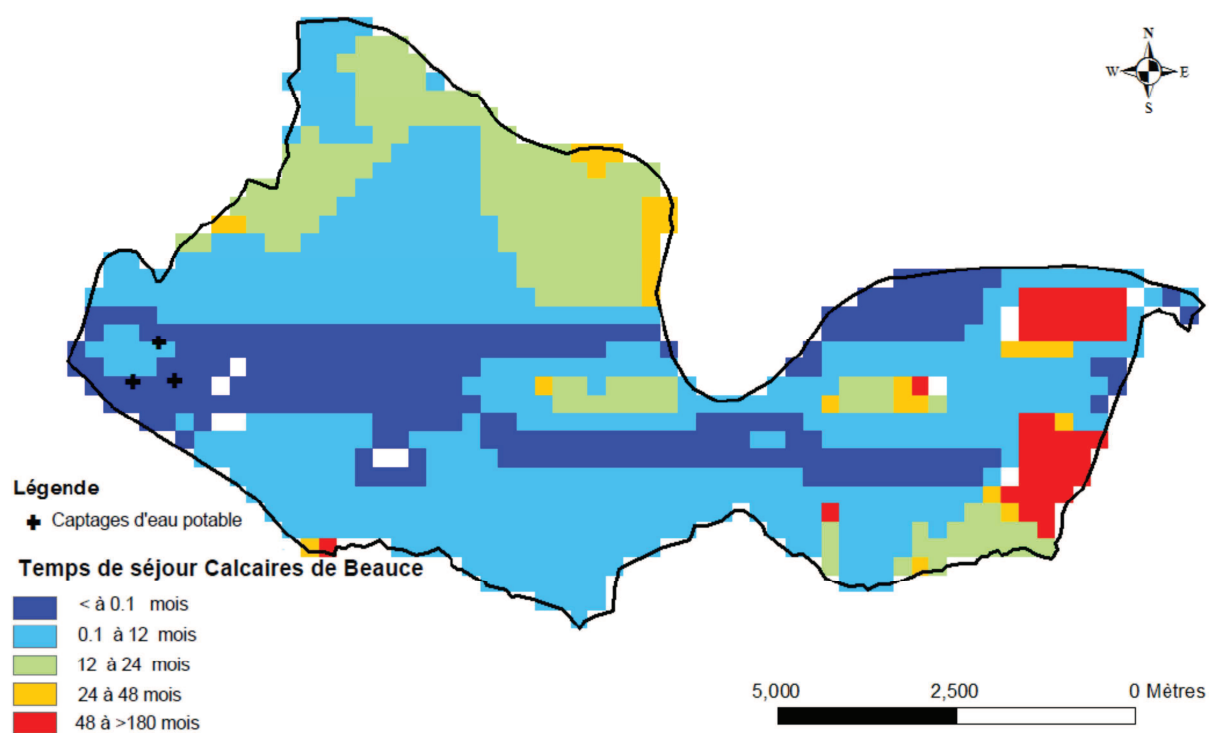


Figure 77 : Temps de séjour dans le Calcaire de Beauce

- Les temps de séjour obtenus dans la ZNS varient de moins de 1 mois jusqu'à 12 mois dans les profils de sable (SFG) et varient de 96 et à plus de 180 mois dans les profils ARG/SFG (argile/sable) et SFG/ARG (sable/argile). Ils varient de 12 à 96 mois dans les profils de ZNS présentant des calcaires. Bien que l'épaisseur de la ZNS soit plus élevée dans le secteur Est de la zone d'étude (Annexe 8), c'est bien la présence d'argile qui joue un rôle majeur sur l'importance des temps de séjour.
- Les valeurs des temps de séjour obtenues dans les alluvions montrent une disparité qui est beaucoup moins visible au sein des calcaires de Beauce. Les temps de séjour dans le conduit karstique des calcaires de Beauce sont conformes aux résultats obtenus par essais de traçage (Joodi et al., 2009).

6.3.2 Nombre de Péclet : Pe

Les nombres de Péclet spatialisés dans les Figure 78, Figure 79 et Figure 80 sont issus des résultats des formulations mathématiques du Tableau 4 en chapitre 2.

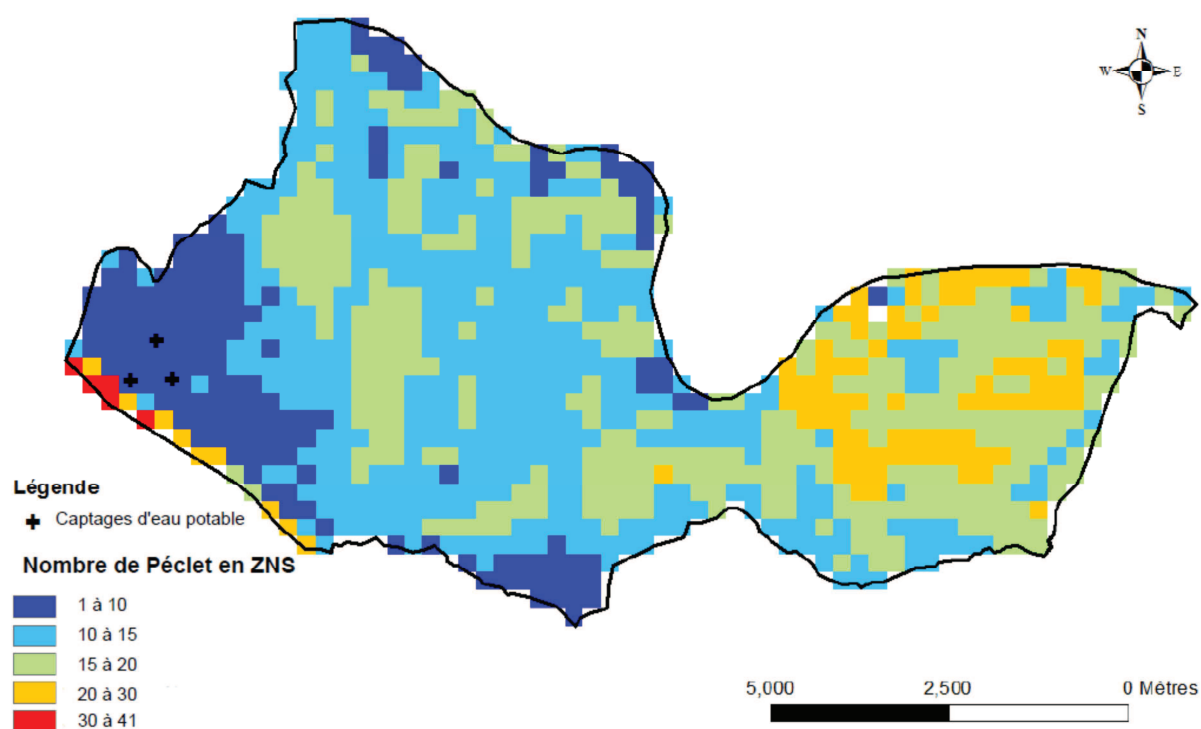


Figure 78 : Nombre de Péclet dans la Zone Non Saturée (ZNS)

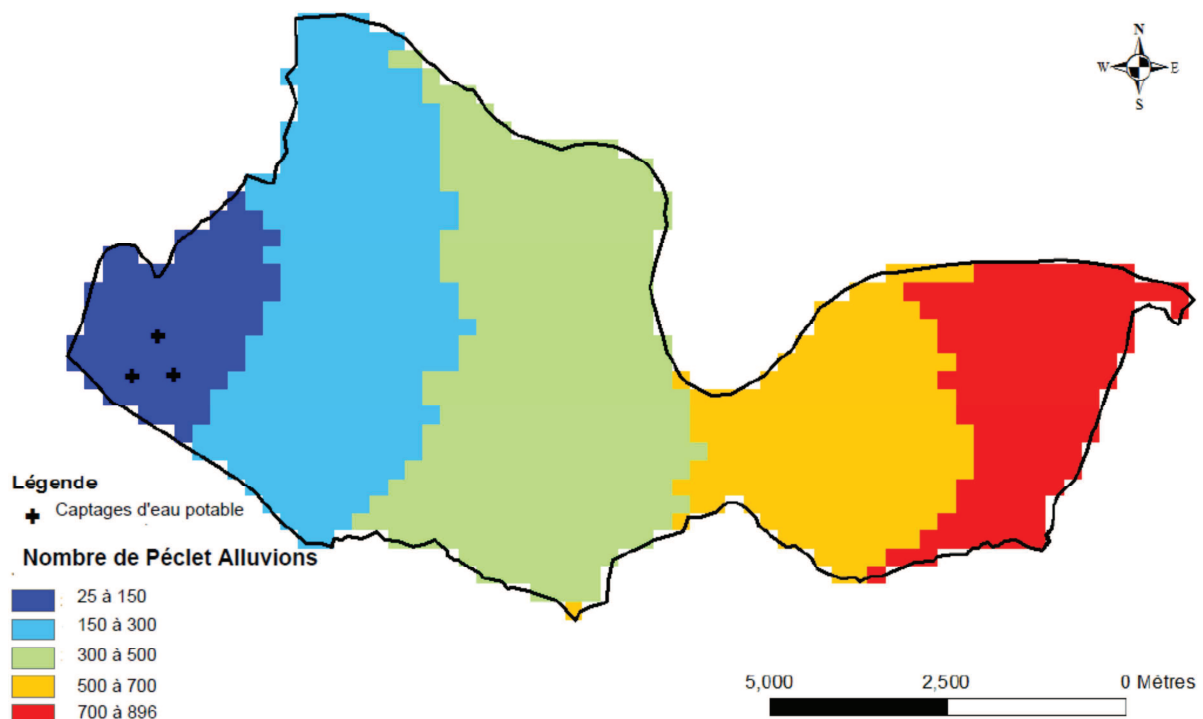


Figure 79 : Nombre de Péclet dans les alluvions

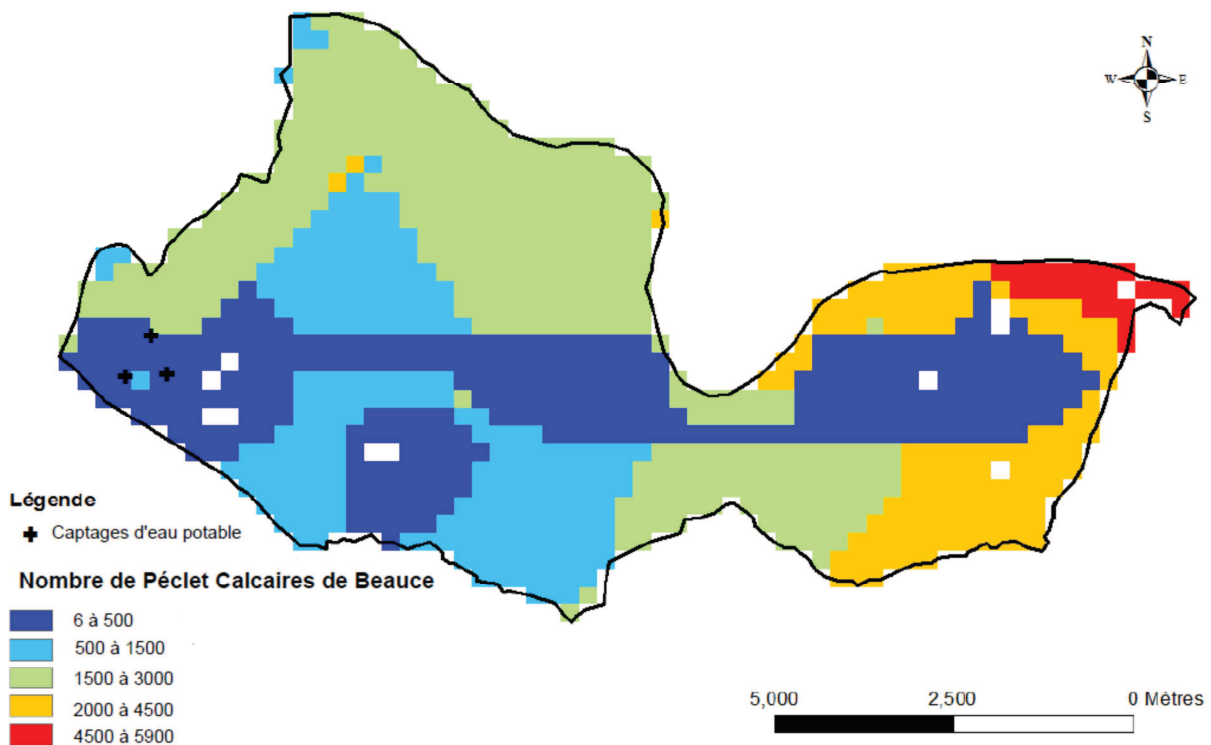


Figure 80 : Nombre de Péclet dans le Calcaires de Beauce

Les valeurs des nombres de Péclet obtenus pour les différents milieux présentent des ordres de grandeurs variables (Figures 78, 79 et 80). Ainsi, les grandeurs obtenues dans la ZNS s'étalent de 1 à 41, tandis que la valeur maximale est de 896 dans les alluvions de la Loire et approche 6000 dans les Calcaires de Beauce.

Les faibles valeurs obtenues dans la ZNS, en comparaison avec celles observées en ZS, indiquent que les processus de dispersion interviennent davantage dans les écoulements verticaux, là où les transferts d'eau et de solutés sont les plus lents. Par ailleurs, la nature intrinsèque des matériaux caractérisant les profils ne semble pas impacter la distribution observée des nombres de Péclet.

Les nombres de Péclet obtenus dans les ZS sont relativement élevés (Figures 79 et 80); ils traduisent un transport d'eau et de solutés s'effectuant plus généralement par le biais d'un transport advectif.

Il est dorénavant possible de calculer les paramètres « équivalents » du modèles DTS (§ 2.6.3.). Ces paramètres correspondent à :

- La somme des temps de séjour, $\sum \bar{t}$
- Nombre de Péclet « équivalent », $< Pe >$

6.3.3 Somme des temps de séjour : $\sum \bar{t}$

La somme des temps de séjour correspond à la somme des temps de séjour définie pour chacune des couches du modèle (ZNS et ZS).

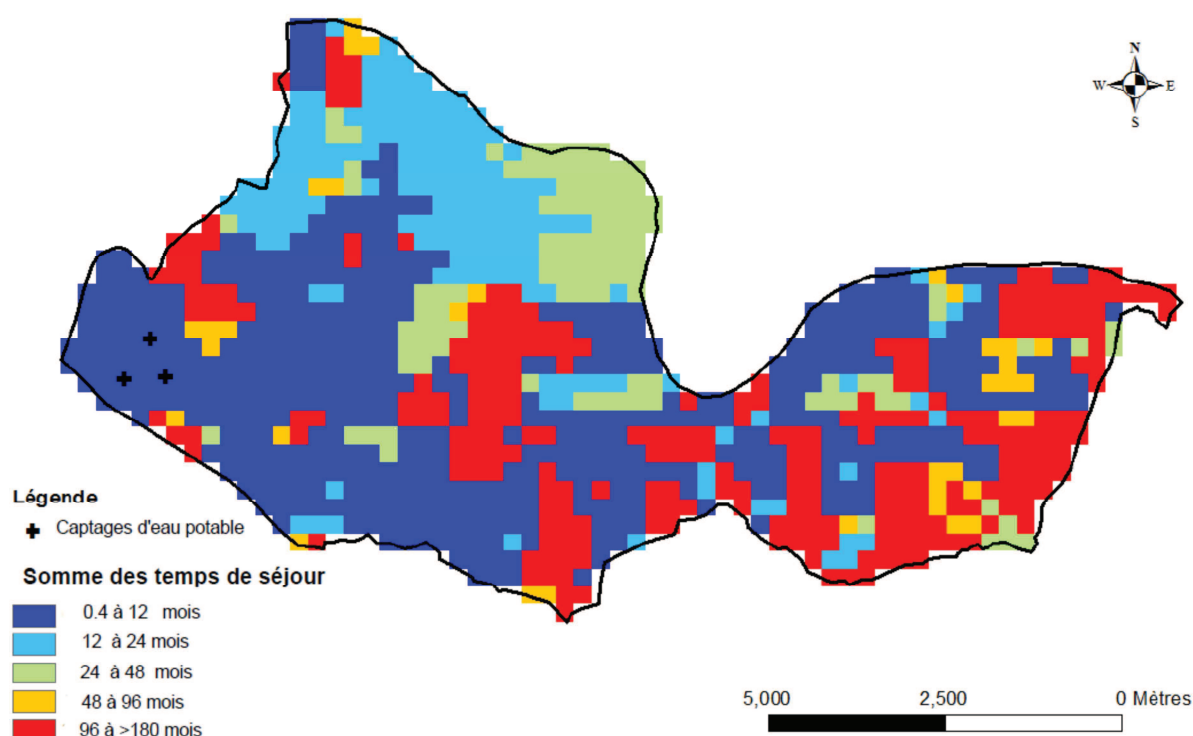


Figure 81 : Somme des temps de séjour calculé pour l'ensemble des couches du système

La Figure 81 représente la somme des temps de séjour de la surface du sol aux captages d'eau potable. Il est constaté que la somme des temps de séjour est fortement influencée par les temps de séjour obtenus dans la ZNS. En effet, le conduit karstique n'est pas directement visible sur cette carte, par ailleurs il est possible de visualiser les zones faiblement perméables définies par les profils argileux de la ZNS.

La superposition de cette carte avec celle des pratiques agricoles du secteur permettrait simplement de cibler les secteurs les plus à risques en matière de temps de résidence de la pollution diffuse.

La vision globale de cette carte indique que la somme des temps de séjour est plus importante à l'Est et au centre du territoire. La comparaison de la Figure 81 avec la carte de vulnérabilité intrinsèque des eaux souterraines (Figure 57) reflète cette même tendance. Toutefois, la Figure 81 renseigne numériquement sur les temps de séjour des particules transitant de la surface du sol vers les captages d'eau potable.

6.3.4 Nombre de Péclet « équivalent » : $\langle Pe \rangle$

Comme spécifié ci-dessus, la formulation mathématique du nombre de Péclet « équivalents » est présentée en chapitre 2.6.2.

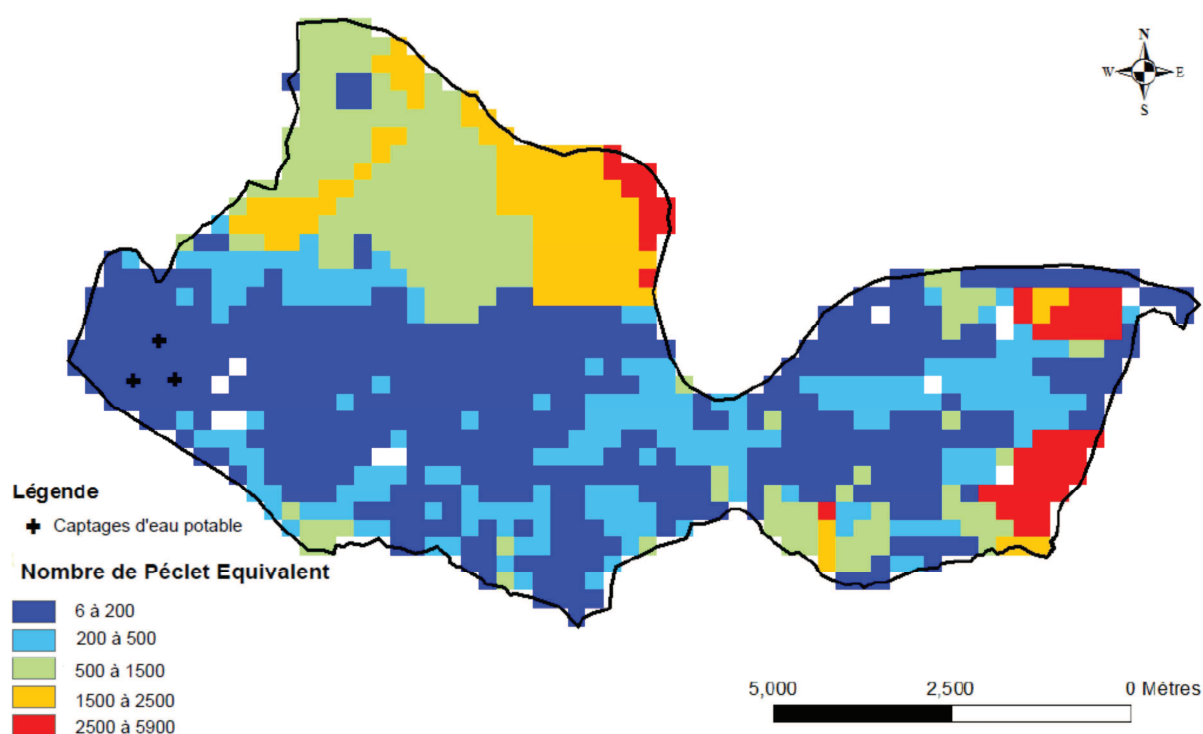


Figure 82 : Nombre de Péclet équivalent à l'ensemble des couches du système

L'ordre de grandeur du nombre de Péclet « équivalent » (Figure 82) traduit un flux advectif dominant sur l'ensemble de la zone. Trois secteurs sont toutefois mis en évidence avec :

- une zone centrale étendue d'Est en Ouest où se localisent les nombres de Péclet compris entre 6 et 500,
- une zone au Nord du périmètre où se concentrent des nombres de Péclet variant de 500 à 5900,
- une zone Est, avec pour l'essentiel, des nombres de Péclet entre 2500 et 5900.

La valeur relativement élevée des nombres de Péclet dans la zone située au Nord du périmètre est concomitante au drainage de la Loire et à l'alimentation sous fluviale en

provenance de la forêt d'Orléans. La zone Est, avec des nombres de Péclet entre 2500 et 5900, correspond également à un secteur à forte convergence, susceptible d'induire des mouvements advectifs importants. Enfin, la zone centrale du domaine paraît néanmoins plus stable en terme de transfert advectif, malgré une piézométrie quelque peu irrégulière.

Le site présente bien des nombres de Peclet < 10 , ce qui d'après nos tests théoriques rentre dans la zone de validité de notre modèle.

6.4 Résultats de DTS et tests paramétriques

La sensibilité de la calibration du modèle a été testée par le biais de différentes paramétrisations de la zone d'étude. Cette procédure permet de produire des distributions des temps de séjour pour chacun des scénarios édités. Ces scénarios sont établis selon différentes caractérisations hydrodynamiques de la ZNS. Les paramètres « initiaux » clés du modèle, influençant fortement sur les résultats, seront modifiés afin de calculer les paramètres « équivalents » pour, *in fine*, analyser la variabilité des courbes de distribution obtenues. Ainsi, trois tests ont été scénarisés (Tableau 34) :

- DTS_T1 : Cette configuration correspond à celle établie suite aux caractéristiques intrinsèques de la zone d'étude et à la spatialisation des logs stratigraphiques qui décrivent les spécificités des profils de ZNS.
- DTS_T2 : Pour ce cas de figure, il a été considéré que la ZNS était composée d'un seul et unique faciès filtrant de sable (Profil SFG).
- DTS_T3 : Ce dernier scénario reprend les caractéristiques hydrodynamiques du T1 en y ajoutant, par le biais de temps de séjour égaux à un mois, une conceptualisation de pertes qui pourraient se situer dans les zones de passage du drain karstique.

Tests DTS	Profils Zone Non Saturée (ZNS)	Vitesse (Vd_1)	Epaisseur (L_1)	Teneur en eau (θ)	Coefficient de dispersivité longitudinale (α_L)
	Unités	[m/s]	[m]	[-]	[m]
DTS_T1	SFG	$2,31.10^{-7}$	1,49 à 16,49	0,33	0,40
	SFG/CALC	$1,00.10^{-8}$	4,22 à 9,39	0,40	0,40
	SFG/ARG	$3,50.10^{-9}$	1,99 à 13,50	0,50	0,50
	ARG/SFG	$3,50.10^{-9}$	2,05 à 10,37	0,60	0,50
DTS_T2	SFG	$2,31.10^{-7}$	1,49 à 10,37	0,33	0,40
DTS_T3	SFG	$2,31.10^{-7}$	1,49 à 16,49	0,33	0,40
	SFG/CALC	$1,00.10^{-8}$	4,22 à 9,39	0,40	0,40
	SFG/ARG	$3,50.10^{-9}$	1,99 à 13,50	0,50	0,50
	ARG/SFG	$3,50.10^{-9}$	2,05 à 10,37	0,60	0,50
	Pertes au niveau du passage du réseau karstique = temps de séjour en ZNS = 1 mois (Figure 26)				

**Tableau 34 : Test distribution des temps de séjour /
Valeurs des paramètres « initiaux » de la couche ZNS au droit des cultures de Maïs (Figure 84)**

Cette paramétrisation établie dans le Tableau 34 permet, grâce à l'outil DARCI, d'obtenir la valeur des paramètres équivalents du modèle et ainsi de définir la distribution des temps de séjour « équivalente » pour chacun des scénarios établis. La Figure 83 montre que les pics des temps de séjour des trois scénarios se manifestent autour des temps de séjour allant de 1 à 2 mois.

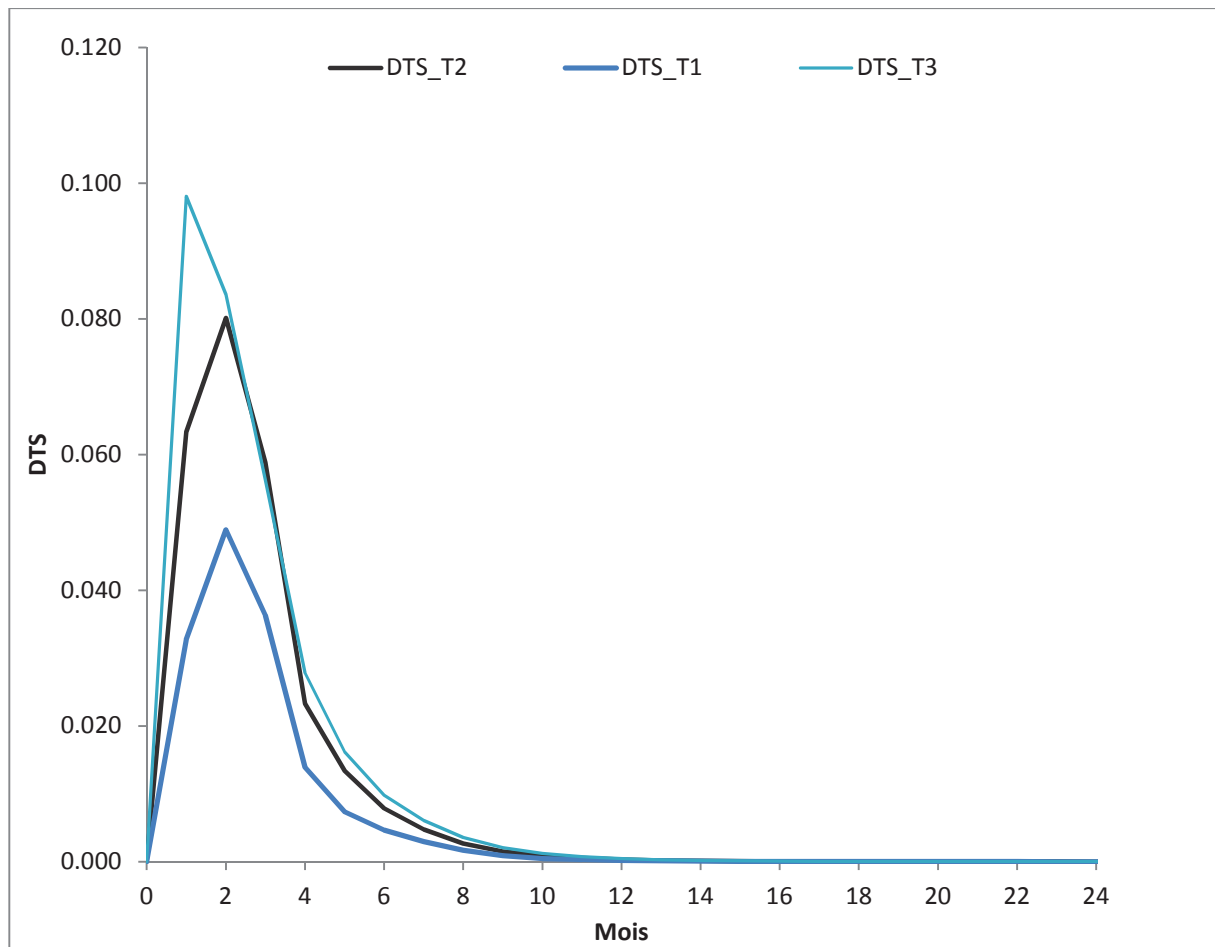


Figure 83 : Distribution des temps de séjour calculée d'après les paramètres équivalents

Les pics de temps de séjour pour les différents scénarios, observés entre 1 et 2 mois, s'atténuent rapidement pour atteindre une valeur quasiment nulle à 12 mois. Ce constat signifie que l'ensemble des masses appliquées sur la zone d'étude met, au maximum, 12 mois pour atteindre le forage situé en aval hydraulique du système. La réactivité hydrodynamique du milieu est donc très élevée. Les produits phytosanitaires appliqués dans ce secteur atteignent rapidement l'aval du système.

Partant de ce constat, il a été décidé de choisir la valeur des paramètres équivalents déterminés, à partir de la caractérisation intrinsèque de la zone d'étude correspondant au scénario DTS_T1.

6.5 ETAPE D : Calibration du modèle DTS

Il convient maintenant de valider le modèle avant de l'exploiter concrètement. Il a été décidé de valider le modèle DTS en se basant sur les résultats analytiques des molécules d'Atrazine dans les eaux souterraines des captages du Val d'Orléans. La modélisation du transfert de l'Atrazine a été effectuée pour une application réalisée sur les parcelles de maïs (Figure 84), à un pas de temps mensuel, entre 1960 et 2003. Cette molécule a été utilisée de 1960 à 2003, et a été dosée au forage jusqu'en 2004. Suite à son interdiction, nous observons sa disparition rapide au forage du Val. Elle présente donc un grand intérêt pour la calibration, car elle a été utilisée pendant près de 40 années et présente une forte mobilité. De plus, son interdiction en 2003 permet de discuter du temps de rétention de cette molécule dans l'aquifère du Val d'Orléans.

La calibration du modèle DTS vise à valider le choix de certaines valeurs de paramètres du modèle, tels que le ratio d'infiltration (α) et le débit qui traverse le système (Q).

L'approche méthodologique pour la calibration du modèle se décompose donc en plusieurs étapes, qui consistent à :

- Vérifier que les valeurs des débits maximum, minimum et moyen, à appliquer au système, sont cohérentes ;
- Tracer la distribution des temps de séjour selon différents paramétrages du système pour évaluer la gamme de concentration plausible au forage ;
- Tester si les approches utilisant le ratio de la masse qui s'infiltre sont viables.

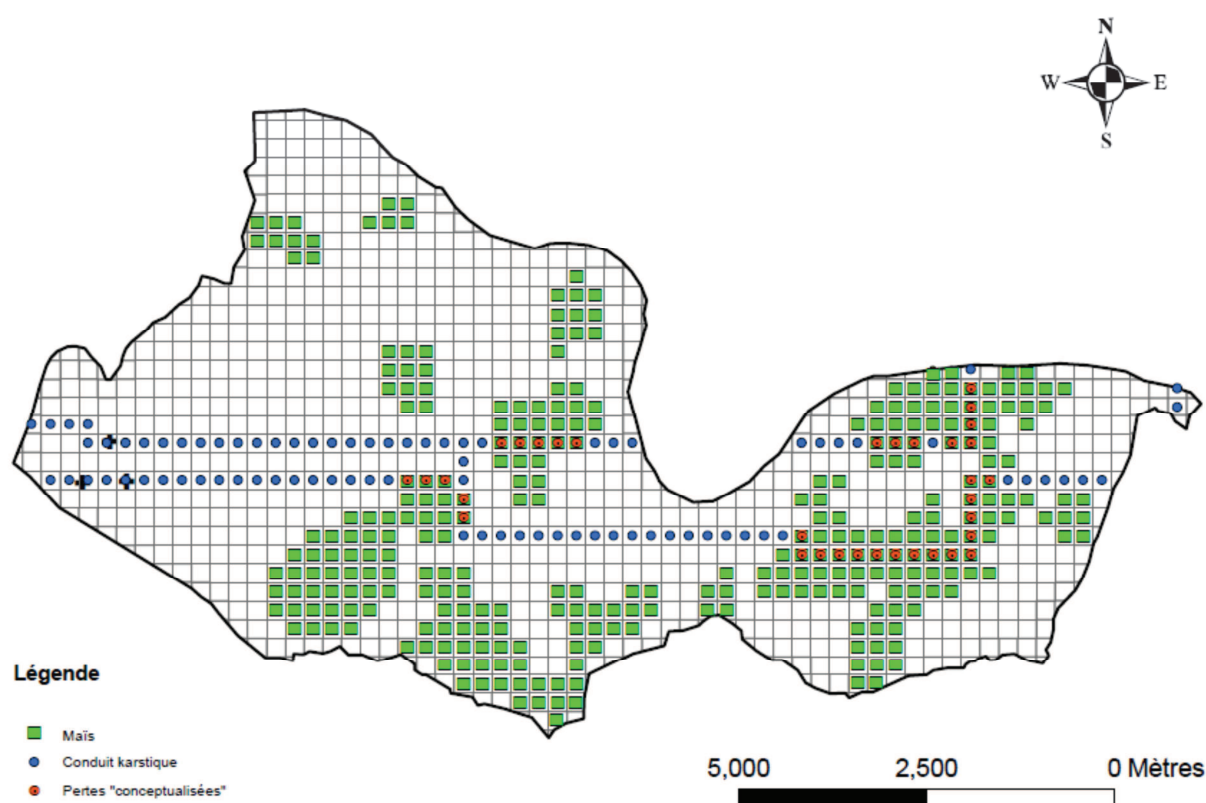


Figure 84 : Surface parcellaire en Maïs d'après le RPG 2010

Ce sont les valeurs des variables présentées dans le Tableau 35 qui ont permis l'obtention des résultats des concentrations en Atrazine au forage du Gouffre (Val d'Orléans) de la Figure 85. La superficie et la localisation des parcelles de Maïs sont directement issues des informations de géo-localisation fournies par le RPG 2010 (Figure 85) et du nombre de mailles résultant de la discrétisation du domaine. Le taux de décroissance de la molécule est propre à la demi-vie de l'Atrazine (§ 6.1.4), tandis que la valeur du ratio de masse qui s'infiltre (α) a été obtenue suite aux tests de modélisation qui ont permis d'accéder aux résultats de la Figure 85.

Variables	Valeurs obtenues
Superficie des parcelles de Maïs	18,50 km ²
Nombre de mailles faisant l'objet d'une injection en atrazine	297
Taux de décroissance de la molécule (δ)	0.40
Ratio de la masse qui s'infiltre (α)	0,055

Tableau 35 : Résultats de calibration du modèle D.T.S.

Concentrations en Atrazine au forage du Gouffre (Val d'Orléans)

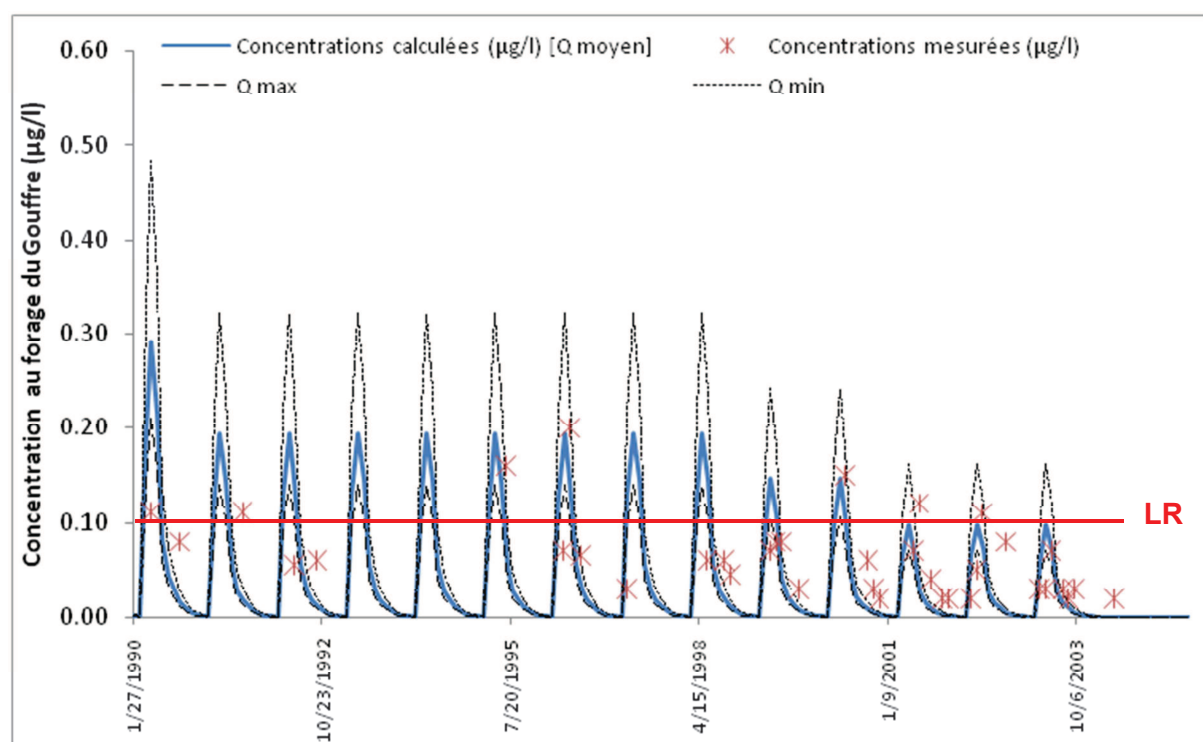


Figure 85 : Chimigramme d'Atrazine au forage du Gouffre pour un débit moyen, $Q = 310 \cdot 10^6 \text{ m}^3/\text{an}$

La Figure 85 affiche les concentrations calculées par le modèle DTS pour un débit moyen ($310.10^6 \text{ m}^3/\text{an}$), minimum ($186.10^6 \text{ m}^3/\text{an}$) et maximum ($430.10^6 \text{ m}^3/\text{an}$). C'est le débit moyen qui permet de reproduire, le plus fidèlement, les concentrations maximales en Atrazine, analysées dans les eaux souterraines. La diminution progressive des apports en Atrazine (Tableau 20) est correctement simulée par le modèle. D'ailleurs, les concentrations maximales, calculées et mesurées, entre la période 1995 – 2002, sont très correctement corrélées. Toutefois, un décalage temporel de 2 à 3 mois (axe des abscisses) est fréquemment observé. Ce sont les concentrations calculées qui apparaissent avant celles observées. L'absence d'un retard entre le moment de l'application des produits et le moment où la masse s'infiltre, dans le développement du modèle DTS, pourrait expliquer ce phénomène. Néanmoins cette particularité n'est pas observée de manière systématique. Une autre hypothèse serait que l'injection, qui a été renseignée au modèle en avril peut, dans la réalité, avoir été différée de quelques mois, à cause de conditions météorologiques.

Dans l'ensemble, la simulation reproduit fidèlement les concentrations ponctuelles mesurées. Les données bibliographiques, relatives à la lithologie du milieu souterrain, ainsi que les approximations relatives aux calculs effectués pour l'estimation des vitesses d'écoulement de l'eau en zone saturée ne semblent pas avoir un impact majeur sur le comportement de l'Atrazine dans le système.

Les paramètres de calibration pour la validation du modèle (Tableau 35) peuvent toutefois être sujets à discussion. En effet, le ratio de la masse qui s'infiltre peut être considéré comme élevé au regard des tests de modélisation et des informations bibliographiques. Les tests de modélisation affichent un pourcentage de restitution de 10^{-3} (Footways, § 5.2), tandis que les données bibliographiques peuvent indiquer des pourcentages atteignant 4 à 5% (Flury, 1996), en particulier pour les molécules d'Atrazine. Le site d'étude du Val d'Orléans et les écoulements préférentiels qui peuvent avoir lieu, compte tenu du secteur karstique de la zone, peuvent effectivement jouer en faveur d'un taux de restitution important dans ce secteur.

La mise en application du modèle DTS, essentiellement à partir de données bibliographiques, et son implémentation à l'aide d'un nombre minime de variables permettent cependant d'obtenir une distribution des temps de séjour des concentrations, en aval hydraulique du système. Ainsi, ce test réalisé à partir de données de quantités en Atrazine entrant dans le système, donne des résultats intéressants en comparaison des mesures de terrain. De plus, le taux de décroissance de la molécule (δ) réduit l'accumulation de l'Atrazine dans le milieu souterrain.

Les différents débits choisis pour encadrer la modélisation du modèle DTS produisent des résultats qui nous conviennent. Au vu des résultats obtenus, le modèle DTS pourrait être exploité pour apporter une planification dite « raisonnée » des campagnes d'analyses quantitatives des eaux souterraines. De plus, ces résultats renseignent sur les périodes à forts risques de contamination des eaux. Ainsi, pour une application en avril, ce sont les mois de Mai et Juin qui présentent un potentiel élevé en terme de forte contamination du système. La date des analyses réglementaires, pourrait être programmée à partir des résultats d'un tel modèle. Ainsi, une orientation plus ciblée des programmes d'échantillonnage pourrait être réalisée simplement en fonction des molécules modélisées, afin d'échantillonner les eaux dans les périodes de pics de flux.

6.6 ETAPE E : Cartographie du risque et indice de vulnérabilité spécifique

La vulnérabilité spécifique est décrite par l'indice développé à partir du modèle DTS. Il représente le pourcentage de la masse qui participe au dépassement de la limite réglementaire, en l'occurrence au seuil de $0,1 \mu\text{g/l}$. Croisée avec les parcelles qui utilisent ce produit, la Figure 86 représente une carte du risque vis-à-vis des pollutions phytosanitaires.

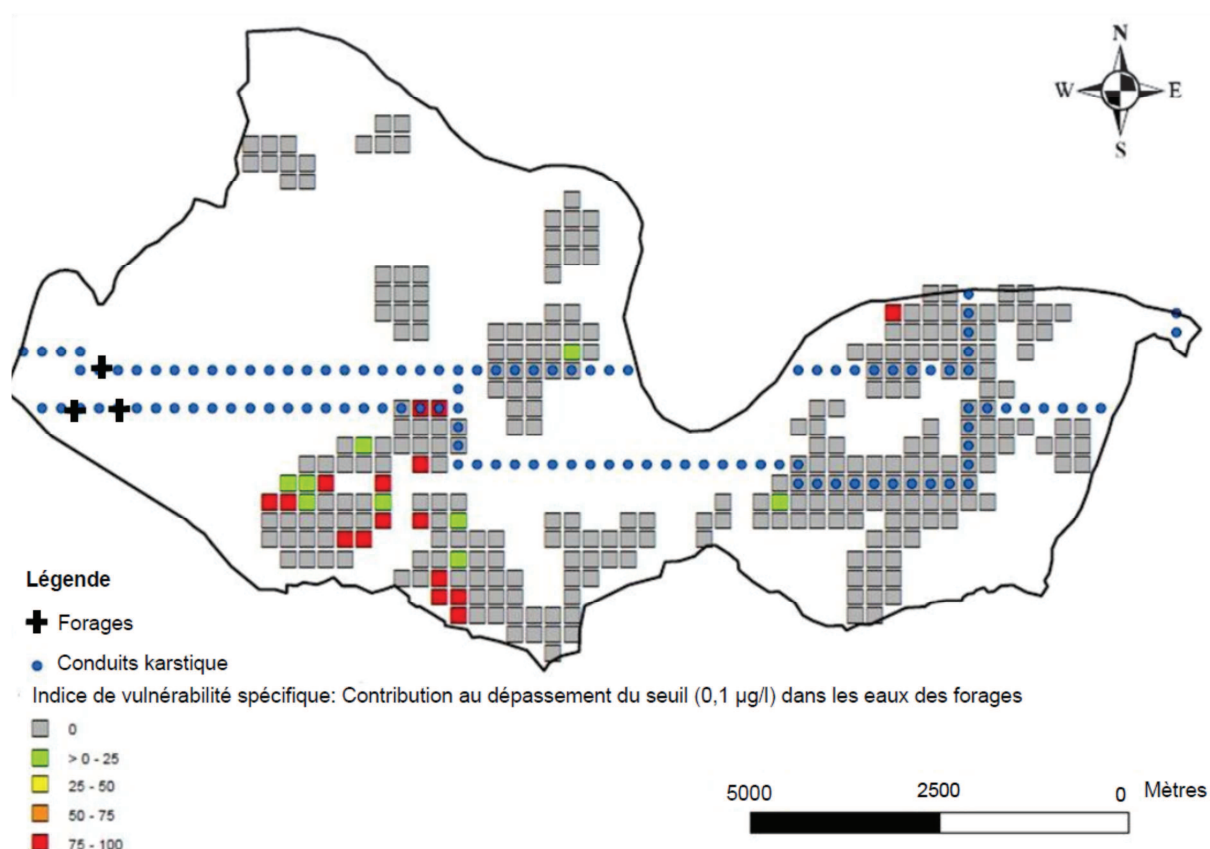


Figure 86 : Localisation des injections de masse d'Atrazine participant au dépassement du seuil de potabilité au forage du Val

Grâce à la discrétisation de la zone d'étude, en mailles, et à la particularité hydrodynamique de chacune d'entre elles, il est possible de décrire le transfert pour chacun des filets d'écoulement et son impact sur la qualité de la ressource.

Afin de simplifier la lecture des résultats obtenus par le biais de l'équation 53 (§ 2.8.2), une règle de proportionnalité a été établie afin de ramener ces derniers résultats à une échelle variant de 0 à 100 (Figure 86). La valeur la plus élevée de l'indice correspond à une vulnérabilité maximale de la ressource en eau au forage vis-à-vis des injections en Atrazine.

Sur la Figure 86, on constate que c'est le secteur Sud du lieu d'application qui présente les risques les plus forts en terme de pollution de la ressource en eau des forages du Val. On constate que seules, deux mailles du modèle situées au droit du réseau karstique, participent au dépassement du seuil de potabilité.

CHAPITRE 7

Vulnérabilité spécifique au Val d'Orléans vis-à-vis des pratiques agricoles de 2010

7 Vulnérabilité spécifique au Val d'Orléans vis-à-vis des pratiques agricoles de 2010

Les résultats du chapitre précédent qui concernent, (i) la paramétrisation de la zone d'étude, (ii) les tests de distribution des temps de séjour et (iii) la calibration du modèle à partir de l'Atrazine, nous amène à expérimenter ce même jeu de paramètres pour les pratiques agricoles effectuées en 2010 sur le Val d'Orléans.

Le partenariat entrepris avec la Footways (§1.2.5.4) a donné lieu à un couplage entre le modèle Footways et le modèle des distributions des temps de séjour. Dans ce cas de figure, ce couplage permettra ainsi de s'affranchir de la valeur du ratio de la masse qui s'infiltré (a). En effet, les flux quantitatifs issus du modèle Footways correspondent aux masses infiltrées à travers le sol et qui atteignent la ZNS.

Le chapitre suivant consiste à appliquer le modèle DTS au Val d'Orléans, en ce qui concerne les pratiques agricoles et le devenir des phytosanitaires dans les sols. Ensuite, les résultats du couplage seront présentés par le biais de la distribution des concentrations en phytosanitaires et l'estimation de la vulnérabilité spécifique au forage du Val d'Orléans. De plus, un retour sur la qualité de l'eau au forage, au moyen de prélèvements pour analyse, permettra de discuter le modèle.

7.1 Méthodologie Footways : Le devenir des phytosanitaires dans les sols du Val d'Orléans

Grâce aux informations pédologiques⁴³ de la zone d'étude, les classes de FST (§ 1.2.5.4) ont été définies. Ces classes caractérisent ainsi le comportement spécifique des sols vis-à-vis du transfert des molécules phytosanitaires. Le traitement réalisé pour la description typologique des sols a donné lieu à la cartographie de la **Erreur ! Source du renvoi introuvable.**, qui présente les sols dominants sur le Val d'Orléans.

⁴³ 1/50 000^{ème} et au 1/250 000^{ème},

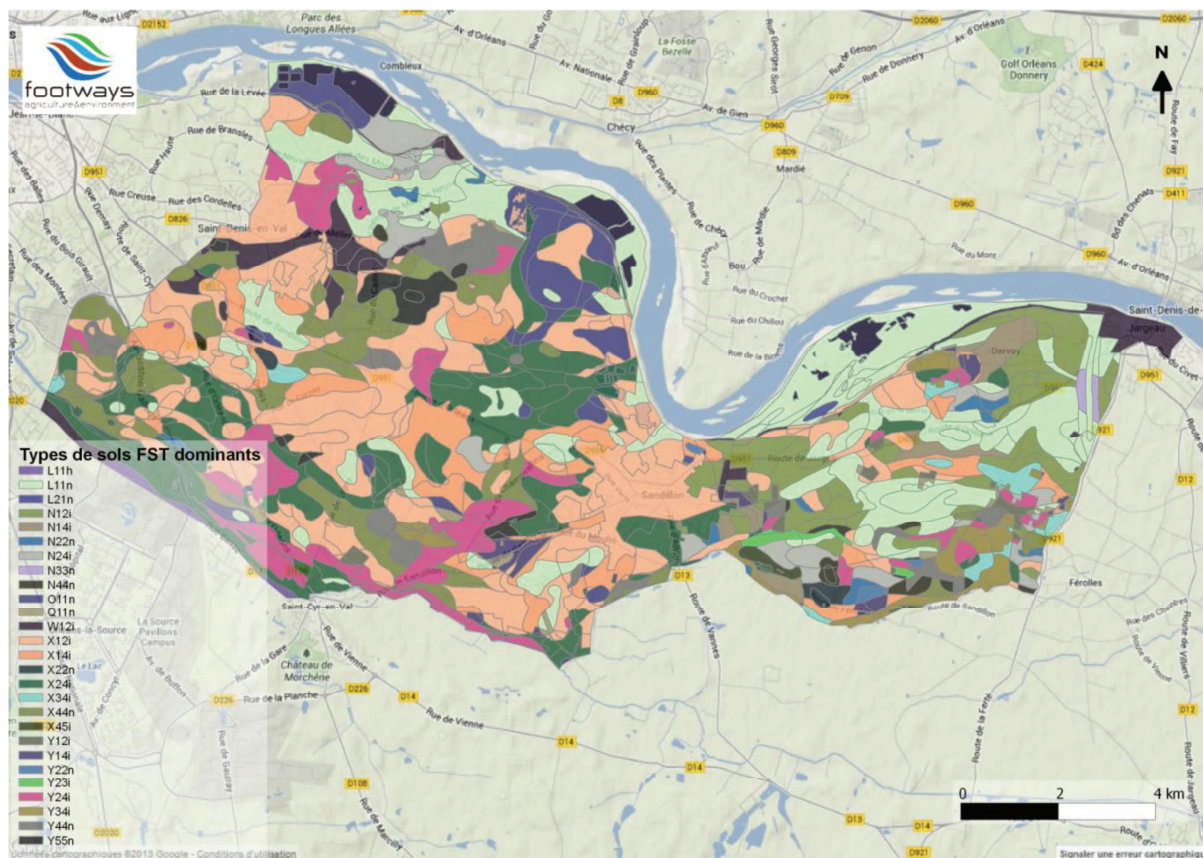


Figure 87 : Types de sols dominants sur le Val d'Orléans, Footways 2013

Ce sont les cultures du Registre Parcellaire Graphique (RPG) de l'année 2010 qui ont été utilisées, comme données d'entrée à renseigner, pour établir l'occupation des sols et la répartition spatiales des cultures. Un traitement cartographique et statistique a été réalisé afin d'établir l'agencement possible des cultures sur un même îlot RPG. Dans le cas où les cultures du RPG regroupent plusieurs cultures modélisées, un pourcentage de répartition des cultures a été effectué d'après les données statistiques de la chambre d'agriculture, de l'Agreste et des enquêtes agricoles issues de l'étude BAC. Les cultures majoritaires, mise en évidence, sont le Blé tendre d'hiver (32% de la surface), le Maïs grain (14% de la surface) et l'Orge d'hiver (10% de la surface) (Figure 88).

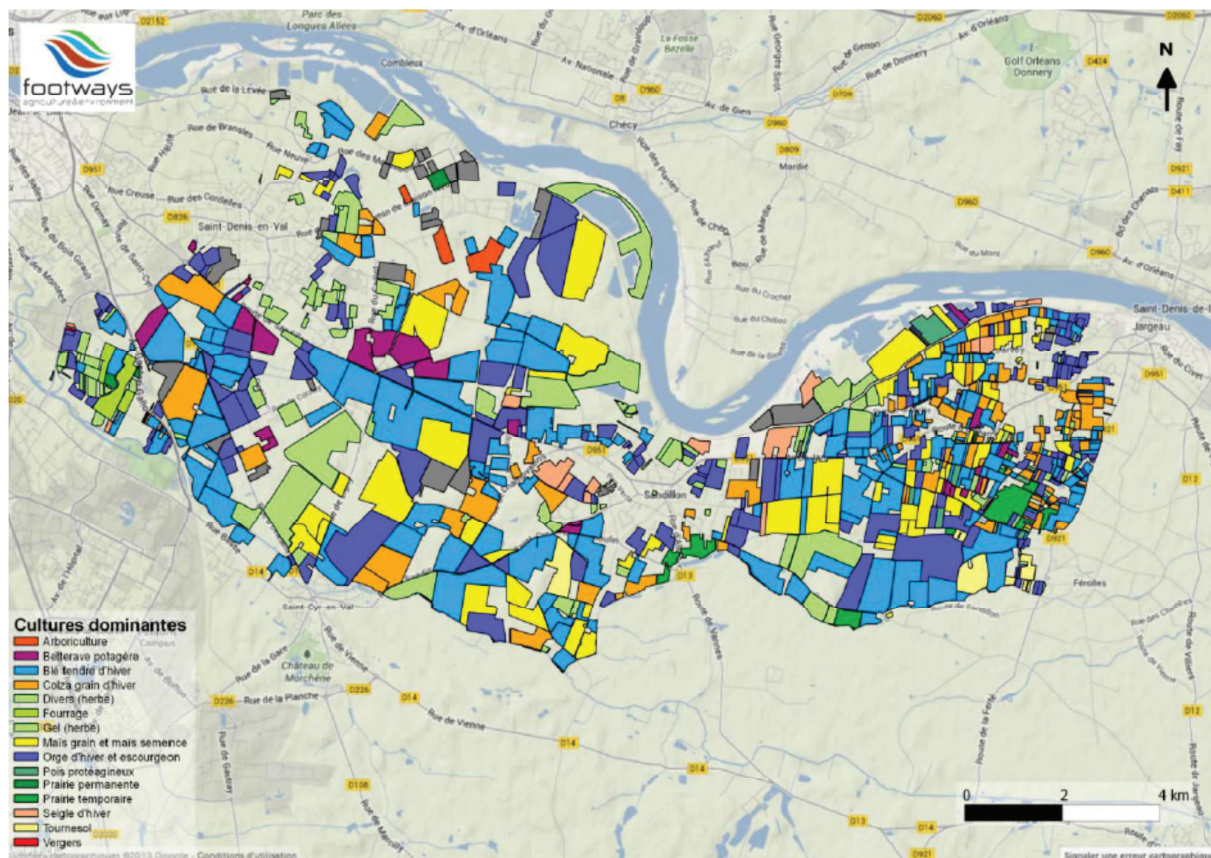


Figure 88 : Cartes des cultures dominantes sur le Val d'Orléans, Footways 2013

Il convient de préciser que les cultures « hors sol », l'horticulture, les zones forestières et les zones urbaines n'ont pas été incluses dans le RPG 2010 ; elles ne sont donc pas prises en compte dans les travaux de modélisation. Les autres paramètres relatifs à la culture tels que, les dates agronomiques⁴⁴, la profondeur d'enracinement, etc, sont fournis par la base de données issue du protocole défini par Footways.

Les scénarios d'application des produits phytosanitaires ont été élaborés à partir de vingt enquêtes agricoles réalisées par la chambre d'agriculture du Loiret lors de l'étude BAC. Elles concernent des exploitations en grandes cultures céréalières et 2 exploitations en maraîchage. Les différentes pratiques phytosanitaires enquêtées sur une même culture ont été pondérées par la surface totale enquêtée de cette même culture, afin de constituer un itinéraire technique statistique qui sera appliqué de manière identique partout où la culture est présente sur le Val d'Orléans. Au total, 121 substances appliquées ont été modélisées selon les cultures en place.

Afin de faire communiquer les informations issues du modèle sol de Footways avec le modèle DTS, les informations des flux d'eau et de solutés issues de Footways ont été générées sous le même maillage, présenté en Figure 65.

Les résultats de modélisation du transfert des phytosanitaires dans les sols se présentent sous la forme de chroniques journalières par molécules et par mailles. Des 121 molécules modélisées par Footways, 10 ont été sélectionnées pour le couplage avec le modèle DTS et la modélisation complète de leur transfert de la surface du sol aux captages d'eau potable.

⁴⁴ Dates de levée, dates de développement maximal, date de récoltes, etc

Sur ces 10 molécules, les 3 premières sont des métabolites⁴⁵ qui sont présents en plus forte quantité⁴⁶ en sortie de sol. Les 7 autres molécules sont des molécules « parents » (Figure 89).

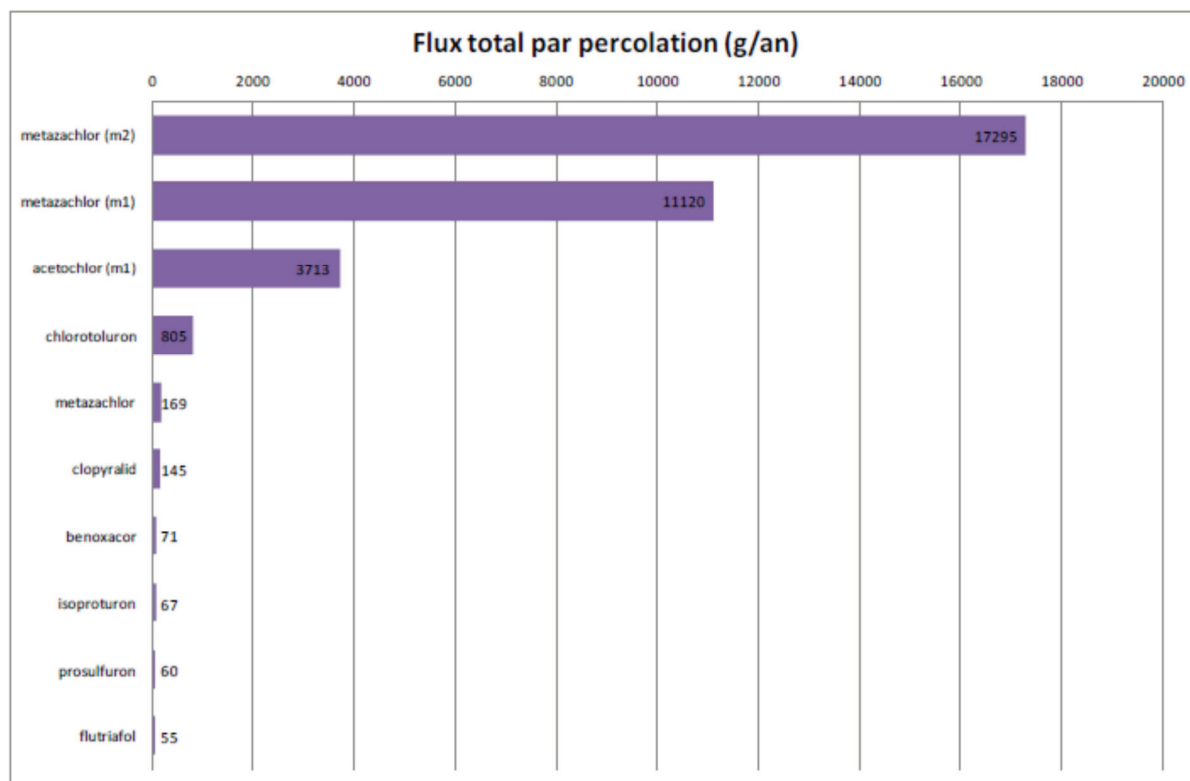


Figure 89 : Sélection des 10 molécules à modéliser par le modèle DTS – Résultats issus de la modélisation Footways sur le Val d'Orléans, 2013

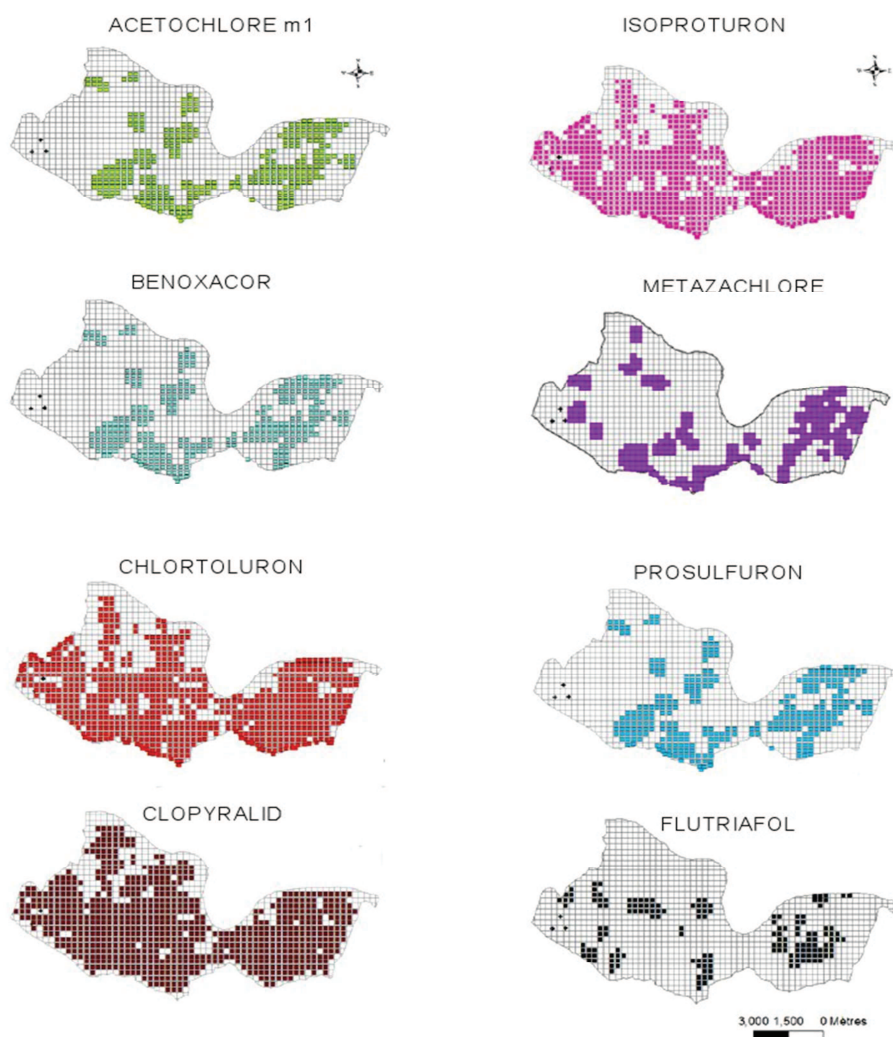
Cette sélection correspond à 8 substances actives qui sont ; le Métazachlore, l'Acétochlore, le Chlortoluron, le Clopyralid, le Bénoxacor, l'Isoproturon, le Prosulfuron et le Flutriafol. D'après les résultats finaux de Footways, l'ensemble de ces substances représente environ 25% des quantités totales appliquées sur le Val d'Orléans. Tandis que les 10 molécules sélectionnées équivalent à 75% des quantités totales transférées par percolation.

7.2 Modèle DTS - Distribution des temps de séjour et vulnérabilité spécifique : Pratiques agricoles 2010

Le modèle DTS fait le lien entre les concentrations en substances phytosanitaires entrant dans le milieu souterrain et celles observées dans les eaux des captages du Val d'Orléans. C'est donc la nature des paramètres hydrodynamiques, établie, pour chacun des filets qui conditionne le type de transfert. La Figure 90 indique les zones où les molécules ont été appliquées et où les flux de phytosanitaires en sortie de sol ont été utilisés comme données d'entrée du modèle DTS. De la même manière, ce sont les paramètres équivalents correspondant aux lieux d'injection qui sont sélectionnés spécifiquement pour l'établissement de la distribution des temps de séjour.

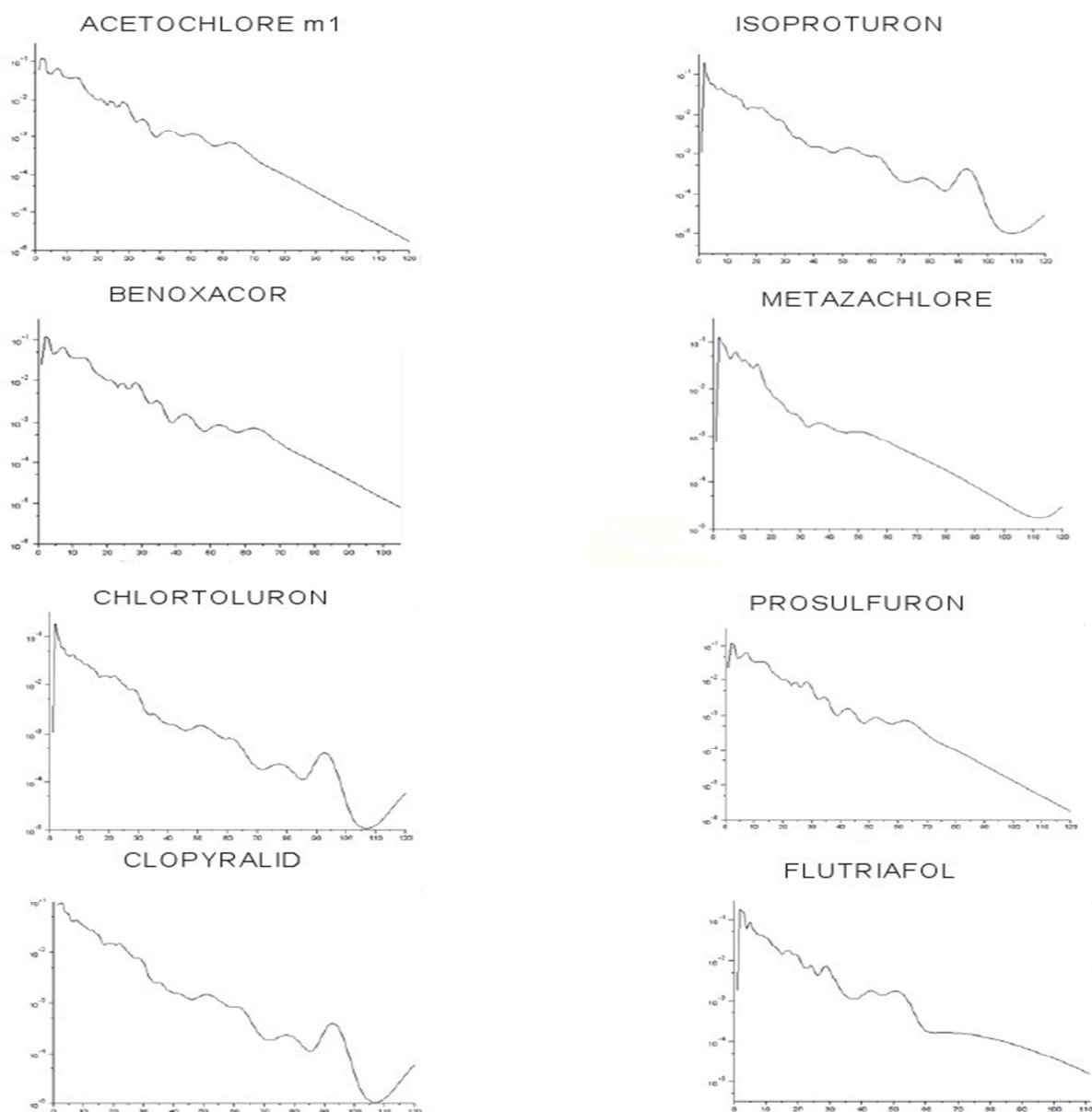
⁴⁵ Les métabolites sont identifiés par m1 ou m2

⁴⁶ moyennes annuelles transférées par percolation



**Figure 90 : Emplacement des sorties de flux selon les molécules sélectionnées.
Avec Acétochlore m1 = t-sulfinylacetic acid ou Acétochlore (métabolite du Métazachlore)**

Ainsi, le modèle DTS est renseigné par la chronique moyennée des flux mensuels de lixiviation issus des résultats de modélisation de Footways. Le lien, entre les injections de surface et les concentrations en phytosanitaires dans les eaux des captages, dépend des lieux d'injections, caractérisés par les valeurs des paramètres équivalents qui eux mêmes décrivent les allures des distributions des temps de séjour (Figure 91). C'est donc le lieu d'injection des flux de masse qui conditionne l'allure de la distribution des temps de séjour observée en Figure 91. La convolution permet ensuite d'obtenir une distribution des temps de séjour pour chacune des substances modélisées (Figure 92).



**Figure 91 : Distribution des temps de séjour des substances modélisées. Abscisses : temps de séjour en mois (de 0 à 120 mois) ; ordonnées : fréquence de distribution (1/temps)
Avec Acétochlore m1 = Acide t-sulfinylacetic (métabolite de l'Acétochlore)**

Ces distributions des temps de séjour sont parfois similaires entre les molécules car elles correspondent aux mêmes filets d'écoulement modélisés. Quoi qu'il en soit, on constate que les distributions des temps de séjour observées sur la zone d'étude présentent toutes des pics de fréquence importants pour des temps de séjour très courts, inférieurs à l'année.

La Figure 92, présente les chroniques simulées aux forages des 10 molécules phytosanitaires obtenues par le modèle DTS, avec un débit moyen estimé à $310.10^6 \text{ m}^3/\text{an}$.

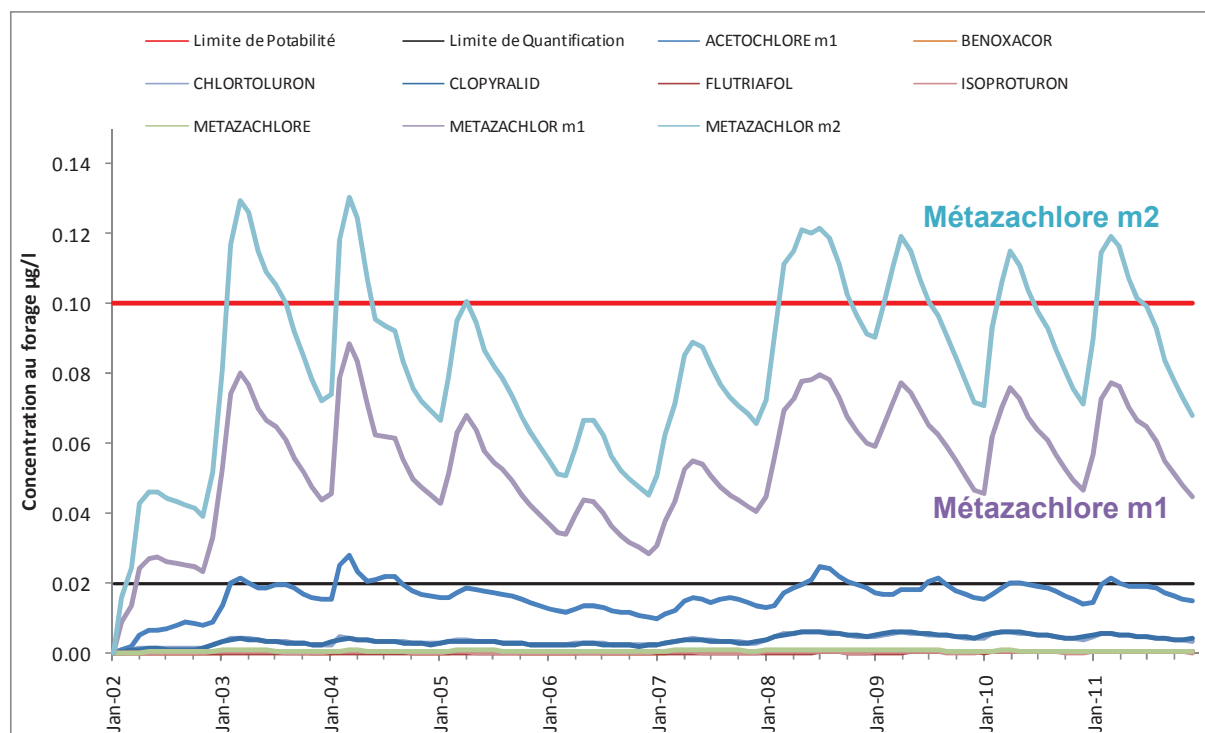


Figure 92 : Chimigrammes des 10 substances phytosanitaires obtenus par le modèle DTS
Avec Acétochlor m1 = Acide t-sulfinylacétique (métabolite de l'acétochlor);
Métazachlore m1= Acide oxalique du Métazachlore (OXA);
Métazachlore m2 = Acide sulfonique du Métazachlore (ESA).

Les résultats du modèle DTS, à l'application des flux massiques issus de Footways, montrent trois grandes tendances :

- Dans les eaux des forages du Val, les concentrations des deux métabolites du Métazachlore (m1 et m2) sont bien supérieures à celles des autres substances modélisées. Les résultats de la modélisation, pour un débit moyen estimé à 310.10^6 m³/an, montrent que le Métazachlore m2 dépasse largement le seuil de potabilité de 0,1 µg/l (Figure 92) ;
- Hormis le métabolite de l'Acétochlor m1, qui gravite autour de la limite de quantification (LQ) classique de 0,2 µg/l, les sept autres substances modélisées sont bien en deçà de cette limite. Cette observation rejoint les quantifications en phytosanitaires mises en avant dans le chapitre 3 et qui ne relèvent pas de contaminations aux phytosanitaires dans les eaux souterraines des captages du Val d'Orléans ;
- Les résultats de la modélisation révèlent que les trois substances présentant les concentrations les plus élevées dans les eaux souterraines des captages du Val d'Orléans sont toutes des produits de dégradations de substances actives du Métazachlore (m2 et m1) et de l'Acétochlor (m1) et pas les produits eux-mêmes.

Compte tenu des observations tirées de la Figure 92, les modélisations, avec le débit minimum (186.10^6 m³/an) et maximum (430.10^6 m³/an), ont été réalisées pour les deux métabolites du Métazachlore (Figure 93 et Figure 94). Ainsi, il est possible de constater que la concentration en Métazachlore m1 est également susceptible de dépasser le seuil réglementaire, dans le cas d'un faible débit transitant à travers le forage.

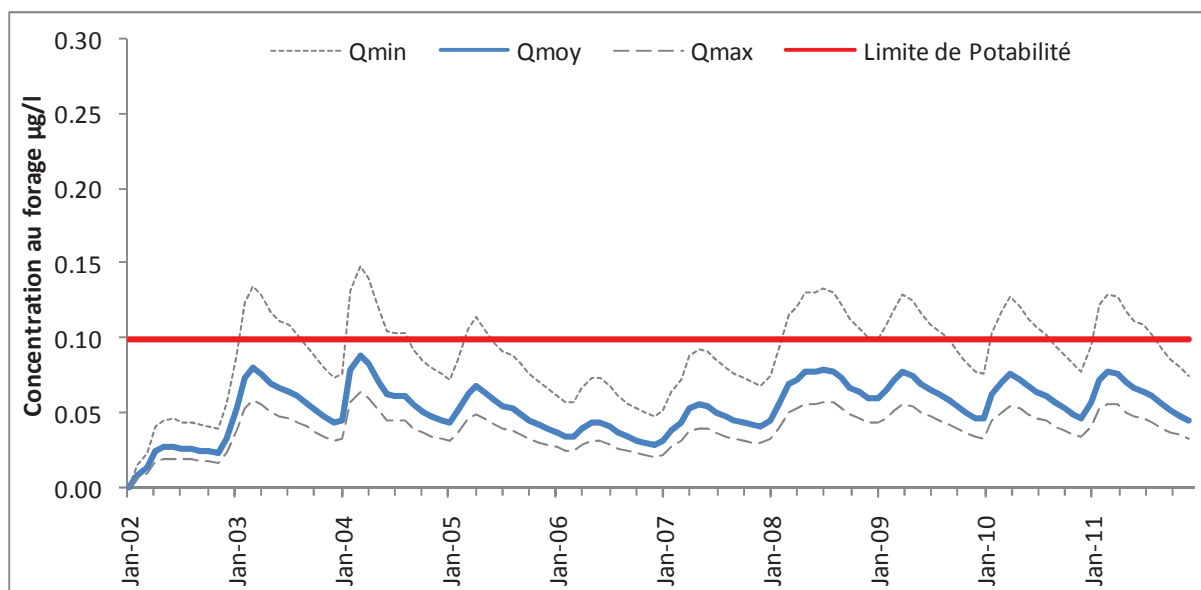


Figure 93 : Chimiogramme du Métazachlore m1 aux captages du Val d'Orléans

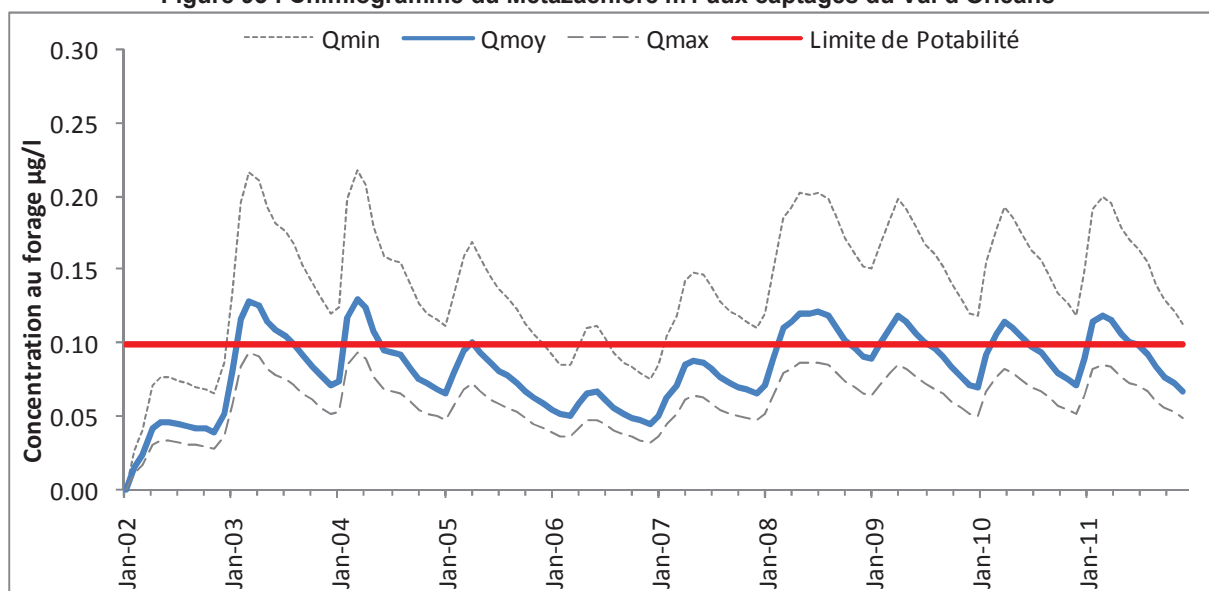


Figure 94 : Chimiogramme du Métazachlore m2 aux captages du Val d'Orléans

7.3 Retour sur la qualité des eaux aux forages et validation du modèle

L'état des lieux portant sur la réglementation en vigueur pour le suivi qualitatif des eaux souterraines et de la qualité des eaux des captages du Val d'Orléans n'intègre pas le dosage des métabolites du Métazachlore.

Les dosages quantitatifs réalisés par Joigneaux, (2011) au cours de sa thèse, montrent que la fréquence d'apparition du Métazachlore (molécule « parent ») au cours des analyses, entre 2008 et 2010 dans les eaux du Val d'Orléans, fut de plus de 40% dans le Dhuy, contre près de 10% à la source du Bouillon et d'environ 20 % dans la Loire à Jargeau. Les métabolites de cette dernière molécule n'ont pas été analysés durant cette étude. Néanmoins, l'auteur a tout de même souligné les caractéristiques physico-chimiques de

cette molécule qui affiche une durée de demi-vie de 384 jours, avec une faible capacité d'absorption sur la matrice. Les informations, issues de la modélisation Footways, qui prennent en compte le transfert réactif de la molécule, met en évidence sa persistance élevée dans le milieu et sa forte capacité à se dégrader en deux métabolites ESA⁴⁷ et OXA⁴⁸.

Afin de valider les résultats de modélisation et compte tenu de l'absence de résultats de mesures des métabolites du Métazachlore, nous avons effectué des prélèvements pour analyse. Le dosage a été confié au service de l'Institut Scientifique de Service Public (ISSeP), qui est un Organisme d'Intérêt Public (OIP), placé sous l'autorité du Gouvernement wallon (Belgique). La méthode analytique employée par le laboratoire ISSeP est la chromatographie en phase liquide couplée à la spectrométrie de masse (LC-MS). Ces méthodes analytiques permettent d'identifier et/ou de quantifier précisément de nombreuses substances dont les phytosanitaires.

Les prélèvements réalisés en novembre 2013, ne concernent que les eaux de 2 captages du Val d'Orléans⁴⁹ et la source du Bouillon. Les résultats analytiques montrent que, durant cette période de hautes eaux, le Métazachlore n'a pas été quantifié dans ces deux points de mesure. Par ailleurs, et comme l'avait suggéré la modélisation, les métabolites du Métazachlore, sont effectivement présents de manière significative dans les eaux souterraines du Val (Tableau 36).

Molécule	Unités	Concentration dans les eaux souterraines 5/11/2013	
		Source du Bouillon	Captages AEP Val d'Orléans Gouffre et Bouchet
Métazachlore m1 (Acide oxalique – OXA)	µg/l	0,20	0,21
Métazachlore m2 Acide sulfonique – ESA)	µg/l	0,15	0,17
Métazachlore « Parent »	µg/l	< 0,01	< 0,01

**Tableau 36 : Résultat analytique des Métazachlore OXA et ESA dans les eaux souterraines Val d'Orléans
Novembre 2013**

D'autres métabolites⁵⁰ détectés au cours de ce prélèvement, à des teneurs moyennes de 0,04 µg/l, soulignent l'importance de se focaliser sur un suivi plus régulier des métabolites des produits phytosanitaires, et pas uniquement sur les molécules parents. L'utilisation de modèles pour cibler les analyses à mener, nous a permis d'identifier une problématique qui n'avait été jusqu'ici que peu approfondie.

⁴⁷ Métazachlore m2

⁴⁸ Métazachlore m1

⁴⁹ Gouffre et Bouchet

⁵⁰ Métazachlore Acide sulfinyl acétique, N-[(2-hydroxycarbonyl-6-ethyl)phenyl]-N-(1H-pyrazol-1-ylmethyl)oxalamide

La Figure 95, affiche les zones de risques et les indices de vulnérabilité spécifique sur la base du pourcentage de masse qui participent au dépassement de la concentration en Métazachlore m2 dans les eaux souterraines des captages du Val d'Orléans, d'après la méthodologie définies dans le chapitre 2. Tandis que les secteurs grisés indiquent l'absence totale de participation au dépassement du seuil, les mailles rouges, présentant un indice allant de 75 - 100, indiquent les secteurs les plus impactant pour les eaux des forages. On observe que le dégradé de couleur est proportionnel à l'éloignement de l'application avec les captages. Ainsi, les zones les plus propices aux dépassements de concentration sont celles qui sont localisées les plus à proximité de la zone cible.

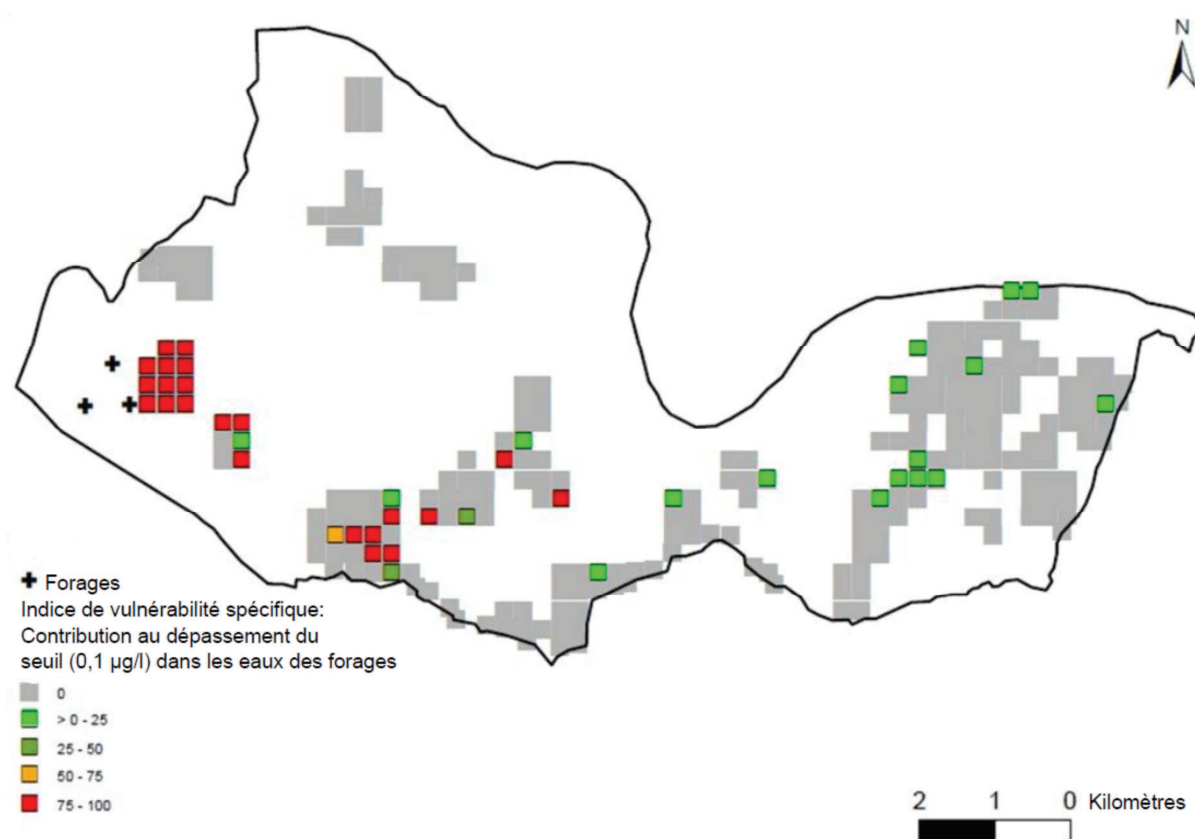


Figure 95 : Vulnérabilité spécifique au Métazachlore m2 pour l'injection à débit moyen entre 2002 et 2011

La carte de la Figure 95 renseigne donc sur les secteurs sensibles et les zones sources, qui sont la cause des dépassements observés aux forages.

Cette dernière méthodologie ne peut être appliquée qu'à partir du moment où un dépassement de concentration est observé au captage. Néanmoins, la souplesse du modèle DTS laisse libre choix à l'utilisateur de fixer le seuil de dépassement voulu.

CONCLUSION

Cette recherche avait pour objectif d'établir une méthodologie pour l'estimation d'une vulnérabilité spécifique au forage à partir d'un maximum de données existantes, sans avoir à employer des outils de modélisation à base physique rapidement complexes. Nous avons par conséquent cherché à faire le lien entre les pratiques agricoles d'un bassin versant et les concentrations en phytosanitaires à l'aval de ce même bassin. En d'autres termes, nous avons entrepris :

- de relier la vulnérabilité spatiale et les variations temporelles de la qualité des eaux au captage par le biais d'une méthode qui permette d'exploiter les critères de vulnérabilité établis au cours des estimations de vulnérabilité intrinsèque multi-critère ;
- d'étudier si une approche analytique, via la distribution des temps de séjour et l'utilisation de paramètres dits « équivalents », pourrait retranscrire les dynamiques de transferts, quelle que soit la complexité du milieu souterrain (milieu poreux et ou karstique).

Le but final étant de réduire les problèmes de « non-objectivités » des méthodologies « classiques » de vulnérabilité multicritère, et de pouvoir recourir aux observations de terrain pour valider les résultats de la vulnérabilité spécifique.

Pour ce faire, les éléments essentiels du transfert dans le sol et le sous sol ont été étudiés tels que, le comportement des molécules phytosanitaires dissoutes dans le milieu souterrain, la dynamique des flux d'eau à travers le sol et leur implication dans le transport des phytosanitaires en solution, le ratio de la masse qui s'infiltre et les paramètres hydrodispersifs des différentes couches du sol. Des comparaisons des résultats entre les modélisations analytiques avec les observations et les outils de modélisation à base physique ont été réalisées. Elles ont permis de mettre en évidence la faisabilité du modèle DTS pour l'estimation d'une vulnérabilité spécifique. L'approche analytique par la distribution des temps de séjour, malgré les fortes hypothèses que cela implique et l'utilisation de jeux de données, pour beaucoup bibliographiques, affichent des résultats concluants pour une implémentation relativement simple au regard des outils de modélisation classiques.

L'emploi du nombre de Péclet dans la méthodologie d'estimation de la vulnérabilité spécifique permet de caractériser le type de transport qui domine dans le milieu et permet de simplifier encore davantage l'implémentation de la formulation analytique de distribution des temps de séjour (DTS).

Ainsi, l'approche développée dans ce projet de recherche pour une estimation de la vulnérabilité spécifique au forage intègre trois facteurs, dont deux structurels et un opérationnel, qui sont : (i) le comportement des molécules phytosanitaires dissoutes, (ii) l'intégration des lois fondamentales d'écoulement et de transport, et (iii) les principes méthodologiques d'estimation des vulnérabilités.

Le modèle DTS développé dans le cadre de ce projet de recherche permet ainsi d'affiner la compréhension sur deux questions phares :

1. quel est le lien entre les activités de surface et les concentrations en produits phytosanitaires mesurées dans les eaux souterraines des captages d'eau potable ? Pour ce faire, le tracé de DTS, à partir d'une solution analytique d'advection/dispersion permet d'obtenir des valeurs de concentrations aux captages,

-
2. où se localisent les secteurs qui participent au dépassement du seuil de potabilité ?
Pour y répondre, une carte de vulnérabilité spécifique est dessinée et indique les pourcentages de masses qui participent à un dépassement de seuil de concentration, ainsi que leur localisation.

L'ensemble de ces renseignements prédit par le modèle DTS est, entre autres, fourni grâce aux informations relatives aux caractéristiques hydrodynamiques déterminées dans la zone d'étude.

La complexité des écoulements dans le Val d'Orléans est correctement reproduite par l'approche de la distribution des temps de séjour. Tandis que cette distribution permet de repérer les périodes propices à l'échantillonnage des eaux pour la quantification des molécules, la cartographie de la vulnérabilité spécifique renseigne sur les secteurs à risques, en termes de transferts hydrodynamiques concourant aux dépassements du seuil réglementaire et à une pollution de la ressource en eau souterraine. Cette technique permet, dans le même temps, de cibler les secteurs les plus sensibles à un apport de substances dissoutes dans les eaux souterraines.

Les résultats émanant du modèle DTS, appliqué au secteur du Val d'Orléans, montrent l'intérêt de cette approche dans le cadre d'une gestion de la ressource en eau pour une meilleure appréhension qualitative de celle-ci.

La facilité d'implémentation du paramétrage du modèle est rendue possible grâce à un outil d'automatisation et développé au cours de cette thèse. L'estimation de la vulnérabilité spécifique, à partir des mêmes critères que ceux utilisés pour la vulnérabilité intrinsèque, est donc rendue possible grâce au concept de la distribution des temps de séjour et des paramètres équivalents.

Cette dernière méthodologie répond à l'un des enjeux fixé par la DCE de part sa flexibilité d'utilisation qui permet ainsi de transposer la démarche dans différentes situations. Une pratique qui reste difficile à mettre en œuvre dans le cas d'outils de modélisation numérique à base physique. De plus, la prise en compte de la ZNS est également intégrée dans ce développement méthodologique. Les données déjà existantes sur les ratios de masse qui s'infiltrent et les validations possibles à partir des chroniques analytiques mesurées au forage rendent possible la validation de cette procédure.

L'application du modèle DTS au Val d'Orléans a permis de souligner l'importance de se focaliser également sur les produits de dégradation des molécules « parents » des produits phytosanitaires, qui représentent une part essentielle des molécules en solution dans les eaux souterraines captées au niveau du Val.

La gamme de valeurs des nombres de Péclet calculées dans le périmètre de protection éloignée du Val d'Orléans est relativement élevée et correspond à un transport à dominance advective. Les validations empiriques élaborées dans le chapitre 2 montrent une concordance des résultats entre les modèles numériques et l'approche analytique pour cette même gamme de valeurs. La calibration du modèle DTS avec l'Atrazine (§ 6.5) confirme la démarche méthodologique. Par ailleurs, il conviendrait de tester le modèle DTS pour de faibles valeurs du nombre de Péclet, afin d'évaluer la robustesse du modèle DTS.

L'approche par DTS, particulièrement lorsqu'elle est appliquée au système karstique, est limitée par la non prise en compte des échanges entre les compartiments de l'aquifère et par l'hypothèse de stationnarité de l'aquifère. Ces hypothèses, bien que permettant une première estimation de la vulnérabilité, sont fortes. Il conviendrait donc d'intégrer dans le modèle une évolution temporelle de la dynamique de l'aquifère. Ceci pourrait-être pris en

compte en définissant des DTS par compartiment, qui pourrait participer à l'alimentation du forage de façon variable. Variabilité contrôlée par un coefficient traduisant l'état hydrique du système.

La connaissance de la dynamique des flux souterrains, estimée par la distribution des temps de séjour, voit son amélioration dans la hiérarchisation et l'importance relative des mécanismes de transfert. Les perspectives seraient donc de compléter les tests paramétriques. Cette action amènerait à mieux comprendre et cerner les processus essentiels du transfert de solutés en solution dans le milieu souterrain discontinu. Elle permettrait ainsi d'appréhender, d'une meilleure manière, la cinétique des flux.

BIBLIOGRAPHIE

- Adomako, A, P Maloszewski, C Stumpp, S Osae, et TT Akiti. « Estimating groundwater recharge from water isotope ($\delta^2\text{H}$, $\delta^{18}\text{O}$) depth profiles in the Densu River basin, Ghana ». *Hydrological Sciences Journal* 55, n° 8 (2010): 1405-1416.
- Albéric, P. « River backflooding into a karst resurgence (Loiret, France) ». *Journal of Hydrology*, 2004, 194-202.
- Albinet, M, et J Margat. « Cartographie de la vulnérabilité à la pollution d'eau souterraine ». *Groundwater Pollution - Symposium*, n° 103 (1975): 13 pp.
- Aller, L, T Bennett, JH Lehr, RJ Petty, et G Hackett. « DRASTIC: a standardized system for evaluating groundwater pollution potential using hydrogeological settings. » *US Environmental Protection Agency*, 1987, 20 pp.
- Almaric, L, N Baran, R Jeannot, J.C Martin, et C Mouvet. « Les mécanismes de transfert des produits phytosanitaires du sol vers les nappes et les méthodes d'analyses des produits phytosanitaires dans les eaux ». *Rapport final BRGM/RP-51590-FR*, 2003, 115 pp.
- Aris, R. *Chemical reaction Engineering*, 1959. doi:9 266.
- Arlot, MP, et D Zimmer. « Subsurface drainage and nitrate leaching ». *Nitrates-Agriculture-Eau/International Symposium*, 1990, 263-269.
- Armstrong, A, K Aden, Nadia Amraoui, B Diekkrüger, N Jarvis, C Mouvet, Peter Nicholls, et C Wittwer. « Comparison of the performance of pesticide-leaching models on a cracking clay soil: results using the Brimstone Farm dataset ». *Agricultural water management*, n° 44 (2000): 85-104.
- Arthur, JD, HR Wood, AE Baker, JR Cichon, et GL Raines. « Development and Implementation of a Bayesian-based Aquifer Vulnerability Assessment in Florida ». *Natural Resources Research* 16, n° 2 (2007): 15 pp. doi:10.1007/s11053-007-9038-5.
- Aurousseau, P, C Gascuel-Oudou, et H Squiviadant. « Elements pour une méthode d'évaluation d'un risque parcellaire de contamination des eaux superficielles par les pesticides. » *Etude et gestion des sols*, 1998, 143-156.
- Autio, S, K Siimes, P Laitinen, S Rämö, et L Eonen. « Adsorption of sugar beet herbicides to Finnish soils ». *Chemosphere*, n° 55 (2004): 215-226.
- Baillieux, A. « Approach to link historical data to future concentrations ». *Thesis*, 2012, University of Neuchâtel, 152 pp.
- Balot, V, S Bouron, L Esnault, et S Pouliquen. « Substituts de l'atrazine, quelle toxicité et quel devenir ». *H2O*, 2010, 6 pp.
- Banton, O, et M Larocque. « AgriFlux. Logiciel d'évaluation des risques de contamination des eaux superficielles et souterraines reliés à l'épandage au champ d'engrais et de pesticides ». (www.Hydrad.com) Manuel d'utilisation, n° Version 2.01 (2003): 146 pp.

-
- Baran, N, M Chabart, G Braibant, F Joubin, P Pannet, W Perceval, et C Schmidt. « Détermination de la vitesse de transfert des nitrates en zone crayeuse sur deux bassins versants à enjeux : La Retourne (08) et la Superbe (51) ». *BRGM* 54985-FR (2006): 109 pp.
- Barriuso, E, Ch Feller, R Calvet, et C Cerri. « Sorption of atrazine, terbutryn and 2,4-D herbicides in two Brazilian Oxisols ». *Geoderma* 53 (1992): 155-167.
- Barry, DA, et JC Parker. « Approximations for solute transport through porous media with flow transverse to layering ». *Transport in porous media*, n° 2 (1987): 65-82.
- Beltman, WHJ, JJTI Boesten, et van der Zee. « Analytical modelling of pesticide transport from the soil surface to a drinking water well ». *Journal of Hydrology*, n° 169 (1994): 209-228.
- Ben Hamouda, B. « Notion de mécanique des fluides ». *Centre de publication universitaire*, 2008, 140 pp.
- Beven, K, et P Germann. « Macropores and water flow in soils ». *Water resources research* 18 (1982): 1311-1325.
- Binet, S, C Auterives, et JB Charlier. « ICERE - Impact des Changements Environnementaux sur la Ressource en Eau: Construction d'un modèle hydrogéologique d'étiage sur le Val d'Orléans ». *Rapport final*, 2012, 47 pp.
- Binet, S, et A Gutierrez. « La Loire souterraine: circulations karstiques dans le Val d'Orléans ». *Géosciences*, n° 12 (2010).
- Blanchard, R. « Le Val d'Orléans ». *Persée (Annales de Géographie)* 12, n° 64 (1903): 307-323.
- Blondel, T. « INERIS: Projet TRANSPOL - Programme 2000 - Volet 2 - Pollution souterraine: Paramètres et paramétrage des Modèles en écoulement et en transport de polluants », 2001, 120 pp.
- Blum, A. « L'état des eaux souterraines en France Aspects quantitatifs et qualitatifs ». *Rapport de l'institut français de l'environnement*, n° 43 (2004): 38 pp.
- Bolt, GH. « Soil physics terminology ». *International Society of soil Science*, n° 49 (1976): 16-22.
- Bouma, J. « Influence of soil macroporosity on environmental quality ». *Adv. Agron.*, 1991, 1-37.
- Bourrier, R. « Les réseaux d'assainissement: Calculs - Applications - Perspectives ». *Lavoisier* Livre, n° 5ème édition (2008): 1011 pp.
- Branger, F, J Tournebize, N Carluet, C Kao, I Braud, et M Vauclin. « A simplified modelling approach for pesticide transport in a tile-drained field: The PESTDRAIN model ». *Agricultural water management*, n° 96 (2008): 415-428.
- Brouyères, S. « Modelling of dual porosity media: comparison of different techniques and evaluation on the impact on plume transport simulations. » *PhD Thesis*, 2001, University of liege, 572 pp.
- Brown, CD, RA Hodgkinson, DA Rose, JK Syers, et SJ wilcockson. « Movement of pesticides to surface waters from a heavy clay loam ». *Pesticide Science*, 140 pp 131apr. J.-C., 1995.

-
- Calvet, R. « Le Sol - Propriétés et fonctions Tome 2 - Phénomènes physiques et chimiques - Applications agronomiques et environnementales », 2003, 511 pp.
- Calvet, R, E Barriuso, P Benoît, MP Charnay, et Y Coquet. « Les pesticides dans les sols: Conséquences agronomiques et environnementales », 2005.
- Camp Van, M, I Mjemah, N Al Farrah, et K Walraevens. « Modeling approaches and strategies for data-scarce aquifers: example of the Dar es Salaam aquifer in Tanzania ». *Hydrogeology Journal*, 2013, 15 pp.
- Caquot, A. « Sur la qualité des eaux pluviales à écouler dans les agglomérations urbaines modernes. » *Comptes Rendus de l'Académie des Sciences* 16, n° 213 (1941): 509-515.
- Centofanti, T, JM Hollis, S Blenkinsop, HJ Fowler, I Truckell, IG Dubus, et S Reichenberger. « Developpement of agro-environmental scenarios to support pesticide risk assessment in Europe ». *Science of the total environment* 407 (2008): 574-588.
- Charnay, M.-P., S. Koçak,, P. Benoit, H. Jean-Jacques,, et V. Etievant. « Compared studies of atrazine and isoproturon behavior in buffer zones: influence of redox conditions on dissipation ». *XXXI Congrès Groupe Français de Pesticides*, 2001, 166-180.
- Chéry J. « Etude hydrochimique d'un aquifère karstique alimenté par perte de cours d'eau (La Loire): Le système des calcaires de Beauce sous le Val d'Orléans ». *Thèse*, 1983, Université d'Orléans, 271 pp.
- Chunmiao, Z, et P Wang. « MT3DMS: A Modular Three- imensional Multispecies Transport Model for Simulation of Advection, Dispersion, and Chemical Reactions of Contaminants in Groundwater Systems; Documentation and User's Guide ». *Strategic Environmental Research and Development Program*, 1999, 219 pp.
- . « MT3DMS: a modular three-dimensional multispecies transport model for simulation of advection, dispersion, and chemical reactions of contaminants in groundwater systems: documentation and user's guide ». *U.S. Army Corps of Engineers*, 1962, 221 pp.
- Civita, M, et M De Maio. « Assessing and mapping groundwater vulnerability to contamination: The Italian "combined" approach ». *Geofisica Internacional* 43, n° 4 (2004): 513-532.
- Coquet, Y. « Sorption of Pesticides Atrazine, Isoproturon, and Metamitron in the Vadose Zone ». *Vadoze Zone Journal*, n° 2 (2003): 40-51.
- Coulomb, et L Dever. « Evolution saisonnière de modélités de transfert d'eau et de solutés dna sun sol argileux drainé: étude isotopique et chimique ». *Hydrological Sciences Journal*, 2009, 18 pp.
- Danckwerts. « Continuous flow systems ». *Chemical engineering science* 2, n° 1 (1958): 13.
- Dassargues, A. « Modèles mathématiques en hydrogéologie et paramétrisation ». *Annales de la Société Géologique de Belgique*, n° 2 (1991): 217-229.
- Desprez N. « Inventaire et étude hydrogéologique du Val d'Orléans. Rapport BRGM D-SGR-67-A21 ». *BRGM*, n° DSGR.67.A21 (1967): 32 pp.
-

-
- Dictor, MC, et C Mouvet. « Dégénération naturelle en terrains agricoles de l'acétochlore, du métolachlore et de l'alachlore ». *Rapport provisoire BRGM*, 2001, 47 pp.
- Didier, M. « Système d'Information Géographique (S.I.G) ». <http://www.universalis.fr> Vu le 25/01/2014 (1990).
- Diersch, HJG. « FEFLOW: Finite Element Modeling of Flow, Mass and Heat Transport in Porous and Fractured Media ». *Groundwater Modelling center*, 2013. doi:10.1007/978-3-642-38739-5.
- Doerfliger, N, PY Jeannin, et F Zwahlen. « Water vulnerability assessment in karst environments: a new method of defining protection areas using a multi-attribute approach and GIS tools (EPIK method) ». *Environmental Geology* 39, n° 2 (1999): 165-176.
- Dubus, IG, S Reichenberger, D Allier, G Azimonti, M Bach, E Barriuso, G Bidoglio, et al. « FOOTPRINT Functional Tools for Pesticide Risk Assessment and Management / Final project report DL 43 », 2009, 222 pp.
- Dupont, JP. « Hydrological functioning and societal challenges: the case of the karstic chalk context of western Paris Basin ». *Vertigo Hors-série*, n° 10 (2011): 9 pp.
- Etcheverry, D, et P Perrochet. « Direct simulation of groundwater transit-time distributions using the reservoir theory ». *Hydrogeology Journal*, n° 8 (1998): 200-208.
- Fetter, CW. « Contaminant hydrogeology - 2^eEd », 1999.
- Flury, M. « Experimental evidence of transport of pesticides through field soils - A review ». *Journal of Environmental Quality* 25 (1996): 25-45.
- Flury, M, H Flüeler, A Jury, et J Leuenberger. « Susceptibility of soils to preferential flow of water: A field study ». *Water resources research* 30, n° 7 (1994): 1945-1954.
- Foster, SSD. « Fundamental concepts in aquifer vulnerability, pollution risk and protection strategy. » *Vulnerability of soil and groundwater to pollutants*, 1987, 69-86.
- Gardner, KK, et RM Vogel. « Prediction groundwater nitrate concentration from land use ». *Groundwater* 43, n° 3 (2005): 343-352.
- Garrett, P, JS Williams, CF Rossoll, et AL Tolman. « Are groundwater vulnerability classification systems workable? » *National Groundwater Issues*, 1989, 329-342.
- Gauss, I. « Effects of water extraction in a vulnerable phreatic aquifer: Consequences for groundwater contamination by pesticides, Sint-Jansteen area, The Netherlands ». *Hydrogeology Journal*, n° 8 (1999): 218-229.
- Gelhar, LW. « A critical review of data on field-Scale Dispersion in Aquifers ». *Water resources research* 28, n° 7 (1992): 1955-1974.
- Gelhar, LW, C Welty, et K Rehfeldt. « A critical review of data on Field-Scale Dispersion in Aquifers » 28, n° 7 (1992): 20pp.

-
- Géo-Hyd. « Elaboration du schéma d'aménagement et de gestion des eaux du bassin Loiret: Diagnostic du bassin versant. Rapport pour la commission locale de l'eau "Val Dhuy-Loiret" », 2004.
- . « Etude BAC : Etude du bassin d'alimentation des captages du Val », 2012, 165 pp.
- Gogu, RC, et A Dassargues. « Current and future trends in groundwater vulnerability assessment ». *Environmental Geology* 6, n° 39 (2000): 549-559.
- Goldscheider, N, et C Popescu. « The European approach. In : Zwahlen F, editor. Vulnerability and risk mapping for the protection of carbonate (karst) aquifer », 2004.
- Gonzalez, R. « Etude de l'organisation et évaluation des échanges entre la Loire moyenne et l'aquifère des calcaires de Beauce ». *Thèse*, 1991, Université d'Orléans, 207 pp.
- Grébil, G, S Novak, C Perrin-Ganier, et M Schiavon. « La dissipation des produits phytosanitaires appliquées au sol ». *Ingénieries N° Spécial - Phytosanitaires*, 2001, 14 pp.
- Grisollet, H. « Etude de la distribution des pluie orageuses autour du maximum central. » *Comptes Rendus de l'Académie des Sciences* 1, n° 222 (1946): 97-99.
- Guérin, M, P Gosselin, S Cordier, C Viau, P Quenel, et E Dewailly. « Environnement et Santé publique. Fondements et pratiques ». *Éditions Tec & Doc*, 2003, 1023 pp.
- Guimont, S. « Devenir des pesticides dans les sols en fonction de l'état d'humidité et du mode de circulation de l'eau dans le sol ». *Thèse*, 2005, 222 pp.
- Gutierrez, A, et N Baran. « Long-term transfer of diffuse pollution at catchment scale: Respective roles of soil, and the unsaturated and saturated zones (Brévilles, France) ». *Journal of Hydrology*, n° 369 (2009): 381-391.
- Harbaugh, AW, ER Banta, MC Hill, et MG Mc Donald. « MODFLOW 2000, The U.S. Geological survey modular groundwater model - User guide to modularization concepts and the groundwater flow process ». *U.S. Geological Survey*, 2000, 130 pp.
- Jarvis, NJ, CD Brown, et E Granitza. « Sources of error in model predictions of pesticide leachings: a case study using the MACRO model ». *Agricultural water management*, n° 44 (2000): 247-262.
- Jeannin, PY, F Cornaton, F Zwahlen, et P Perrochet. « VULK: a tool for intrinsic vulnerability assessment and validation. » *7th Conference on Limestone Hydrology and Fissured Media*, 2001, 185-190.
- Johnson, AC, CD Hughes, JW Richard, et PJ Chilton. « Potential for aerobic isoproturon biodegradation and sorption in the unsaturated and saturated zones of chalk aquifer ». *Journal of Contaminant Hydrology*, n° 30 (1998): 281-297.
- Joigneaux. « Etat qualitatif des eaux de la nappe du Val d'Orléans; Impact du changement climatique et gestion durable de la ressource ». *Thèse*, 2011, Université d'Orléans, 381 pp.

-
- Joigneaux, E, P Albéric, H Pauwels, C Pagé, L Terray, et A Bruand. « Impact of climate change on groundwater point discharge: backflooding of karstic springs (Loiret, France) ». *Hydrol. Earth Syst. Sci.*, n° 15 (2011): 2459-2470.
- Joodi, AS. « Apport de l'équation de Brinkman à la modélisation de l'écoulement d'eau et du transport de soluté dans l'aquifère karstique: application au système karstique du Val d'Orléans ». *Thèse*, 2009, Université d'Orléans, 154 pp.
- Jury, A. « Simulation of solute transport using a transfer function model ». *Water resources research* 18, n° 2 (1982): 363-368.
- Kolpin, D, J Barbash, et R Gilliom. « Occurrence of Pesticides in Shallow Groundwater of the United States: Initial Results from the National Water-Quality Assessment Program », 1998, 558-566.
- Konikow, LF, LL August, et CI Voss. « Effects of clay dispersion on aquifer storage and recovery in coastal aquifers: Transport in Porous Media » 43, n° 1 (2001): 45-64.
- Kreft, A, et A Zuber. « On the physical meaning of the dispersion equation and its solutions for different initial and boundary conditions ». *Chemical Engineering Science* 33 (1978): 1471-1480.
- Landreau, A. « Contribution à une normalisation des critères d'établissement des cartes de vulnérabilité aux pollutions des eaux souterraines ». *BRGM R38846* (1996): 28.
- Larsbo, M, et N Jarvis. « A model of water flow and solute transport in macroporous soil. Technical description ». *Studies in the biogeophysical Environment*, s. d., 47 pp.
- Lasserre, F, M Razack, et O Banton. « A GIS-linked model for the assessment of nitrate contamination in groundwater ». *Journal of Hydrology*, n° 224 (1999): 81-90.
- Le Borgne, F. « Réponses hydrogéochimiques de la nappe phréatique du Val d'Orléans aux sollicitations de son environnement. Développement du site expérimental de la carrière Morillon-Corval de Sandillon (45) ». *Thèse*, 2001, Université de Paris 7, 221 pp.
- Le Borgne, F, M Trel, JL Joron, et M Lepiller. « Méthode de sondage géochimique des aquifères à l'aide des lanthanides du Val d'Orléans », 2005.
- Le Borgne, F, M Treuil, JL Joron, et M Lepiller. « Bilan des impacts hydrogéochimiques naturels et anthropiques à l'intérieur du réseau karstique du Val d'Orléans établi à l'aide des éléments majeurs: Confirmation et tentative de quantification du modèle de « confinement dynamique » ». *Bull. Soc. Géol.*, n° 1 (2006): 37-50.
- Ledoux, E. « Modèles mathématiques en hydrogéologie ». *Document du Centre d'Information Géologique Ecole Nationale Supérieure des Mines de Paris*, n° LHM-RD-86/12 (2003): 133 pp.
- Lelong, F, et N Jojza. « Fonctionnement du système karstique du Val d'Orléans: les acquis, les interrogations. CFH - Colloque hydrogéologie karst au travers des travaux de Michel Lepiller », 2008.

-
- Lepiller, M. « Le Val d'Orléans ». *Aquifère et eaux souterraines en France (BRGM)*, 2006, 200-214.
- Levenspiel, O. *Chemical reaction Engineering*, EdJ.Wiley&sons, 1972.
- Li, C, et L Ren. « Estimation of unsaturated soilhydraulic parameters unsing the ensemble kalman filter ». *Vadoze Zone Journal* 10 (2011): 1205-1227.
- Livrozet E. « Influence des apports de la Loire sur la qualité bactériologique et chimique de l'aquifère karstique du Val d'Orléans. », 1984.
- Loague, KM, et RE Green. « Statistical and graphical methods for evaluating solute transport models: overview and application ». *J. Contam. Hydrol.*, n° 7 (1991): 51-73.
- Loke, M.-L, J Tjornelund, et B Halling Sorensen. « Determination of the distribution coefficient (log Kd) of oxytetracycline, tylosin A, olaquinox and metronidazole in manure ». *Chemosphere*, n° 48 (2002): 351-361.
- Mardhel, V, A Gravier, JY koch-Mathian, C Nowak, JL Terreyre, M Raguét, et C Garnier. « Cartographie de la vulnérabilité simplifiée des eaux souterraines du Bassin Seine-Normandie. Application aux sites BASOL ». *Colloque international - Gestion des grands aquifères - Dijon, France*, 2006, 26 pp.
- Margat, J. « Exploitations et utilisation des eaux souterraines dans le monde ». *UNESCO et BRGM*, 2005, 52 pp.
- . « Vulnérabilité des nappes d'eau souterraine à la pollution: base de la cartographie ». *BRGM*, 1968.
- Martin, J.C, B Tourlière, B Chevvrer, et ML Leroy. « Elaboration d'un document cartographique d'orientation pour la recherche de zones potentiellement favorables à l'implantation d'un Centre de Stockage de Déchets Ultimes (CSDU) dans le département du Loiret ». *BRGM*, n° RP-55707-FR (2007): 77 pp.
- Martin, JC. « Vulnérabilité intrinsèque des aquifères et des zones humides de la région Centre. Note de synthèse ». *BRGM* 54299-FR (2005): 24 pp.
- Martin, JC, D Giot, et YM Le Nindre. « Etude préalable à la réalisation d'un modèle de gestion de la nappe de Beauce: Géométrie du réservoir et limites de la nappe de Beauce ». *BRGM*, n° R 40571 (1999): 183 pp.
- Martin, JC, et ML Noyer. « Caractérisation du risque d'inondation par remontée de nappe sur le Val d'Orléans ». *BRGM*, n° RP-52121-FR (2003): 170 pp.
- Mattern, S, et M Vanclooster. « Estimating travel time of recharge water through a deep vadose zone using a transfer function model ». *Environ Fluid Mech*, n° 10 (2010): 121-135.
- Merchant, JW. « GIS-based groundwater pollution hazard assessment: a critical review of the DRASTIC model ». *Photogramm Eng Remote Sens* 9, n° 60 (1994): 1117-1127.
- Michalke, B. « Element speciation definitions, analytical methodology, and some examples ». *Ecotoxicology and Environmental Safety* 56 (2003): 122-139.
-

-
- Mimoun, D, et D Graillot. « Evaluation de la vulnérabilité à la pollution des aquifères alluviaux de montagne par utilisation conjointe d'un modèle d'écoulement souterrain et d'un modèle de suivi de particules. Application au Massif Central (France) ». *Colloque Eau, Déchets et Développement Durable*, 2010, 7 pp.
- Muir, DC, et BE Baker. « Detection of triazine herbicides and their degradation products in tile-drain water from field under intensive corn (maize) production ». *Agric Food Chem*, n° 24 (1976): 122-125 pp.
- Musy, A, et M Soutter. « Physique du sol ». *Presses Polytechniques et Universitaires Romandes*, 1991, 319 pp.
- Nicholls, P.H. « Factors influencing entry pesticides into soil water ». *Pesticide Science*, n° 22 (1988): 123-137.
- Panagopoulos, GP, AK Antonakos, et NJ Lambrakis. « Optimisation of the DRASTIC method for groundwater vulnerability assessment via the use of simple statistical methods and GIS ». *Hydrogeology Journal*, n° 14 (2006): 894-911.
- Penman, HL. « Natural evaporation from open water, bare soil and grass ». *The Royal Society of London. Series A, Mathematical and Physical Sciences* 193, n° 1032 (1948): 120-145.
- Penven, MJ, et T Muxart. « Le drainage agricole: un rôle fondamental dans les transferts d'eau et de matière. L'exemple du plateau de Briard ». *Annales de Géographie* 104, n° 581-82 (1995): 88-104.
- Perkins, TK, et OC Johnston. « A review of diffusion and dispersion in porous media ». *SPE Journal*, 1963, 70-84.
- Petelet-Giraud, E, N Doerfliger, et P Crochet. « RISKE: Méthode d'évaluation multicritère de la cartographie de la vulnérabilité des aquifères karstiques. Application aux systèmes des Fontanilles et Cent-Fonts (Hérault, France) ». *Hydrogéologie* 4 (2001): 71-88.
- Pfannkuch, HO. « Contribution à l'étude des déplacements de fluides miscibles dans un milieu poreux ». *Revue IFP*, n° 2 (1962): 1-54.
- PFMODELS. « Pesticide Fate Models.org ». www.pfmodels.org, 2012-2002.
- Richer de Forges, A, S Desbourdes, et S Lehmann. « Référentiel Régional Pédologique de la région Centre : carte des pédopaysages du Loiret à 1/250 000 ». *INRA*, 2008.
- Roche, PA, G Billen, JP Bravard, H Décamps, D Pennequin, E Vindimian, et JG Wasson. « Les enjeux de recherche liés à la directive-cadre européenne sur l'eau ». *C.R. Geosciences*, n° 337 (2005): 243-267. doi:10.1016/j.crte.2004.10.012.
- Rosen, L. « Study of the DRASTIC methodology with the emphasis on Swedish conditions. » *Program and abstract of the 37 th conference of the international Association for great Lakes research and estuarine Research Federation*, 1994, 166 pp.
- Saaty, RW. « The Analytic Hierarchy Process », 1980.
-

-
- Sainjon, H. « La Loire, Le Loiret et les courants souterrains du Val d'Orléans ». *H. Herluison*, 1880, 11 pp.
- Schmidt, JC. « Délimitation des périmètre de protection. Actualisation de l'avis de Décembre 1994. », novembre 2003, 1-25.
- Schwientek, P, P Maloszewski, et F Einsiedl. « Effect of the unsaturated zone thickness on the distribution of water mean transit times in a porous aquifer ». *Journal of Hydrology* 373 (2009): 516-526.
- Sener, E, et A Davraz. « Assessment of groundwater vulnerability based on a modified DRASTIC model, GIS and an analytic hierarchy process (AHP) method: the case of Egirdir Lake basin (Isparta, Turkey) ». *Hydrogeology Journal*, n° 21 (2012): 701-714.
- Si, Y, S Wang, D Zhou, et H Chen. « Adsorption and photo-reactivity of bensulfuron-methyl on homoionic clays ». *Clays and Clay Minerals*, n° 52 (2004): 742-748.
- Šimůnek, J, M Šejna, M Sakai,, et M. Th Van Genuchten. « The HYDRUS-1D Software Package for Simulating the One-Dimensional Movement of Water, Heat, and Multiple Solutes in Variably-Saturated Media », 2008, 315 pp.
- Sinan, M, et M Razack. « An extension to the DRASTIC model to assess groundwater vulnerability to pollution: application to the Haouz aquifer of Marrakech (Morocco) ». *Environmental Geology*, n° 57 (2008): 349-363. doi:10.1007/s00254-008-1304-2.
- Singh, VP. « "Watershed Modeling", Computers models of watershed hydrology ». *Water resources*, 1995.
- Smets, H. « Le droit à l'eau ». *Conseil Européen du droit de l'environnement*, 2002, 111 pp.
- SOeS. « Contamination globale des eaux souterraines par les pesticides [L'essentiel sur l'Environnement, Les pesticides dans les eaux]: Observation et statistiques », 2013. <http://www.statistiques.developpement-durable.gouv.fr/lessentiel/ar/246/211/contamination-globale-eaux-souterraines-pesticides.html>.
- Southwick, LM, GH Willis, et HM Selim. « Leaching of atrazine from sugarcane in southern Louisiana ». *Agric Food Chem*, n° 40 (1992): 1264-1268 pp.
- Spalding, Exner, Snow, Cassada, et Burbach. « Herbicides in Ground Water beneath Nebraska's Management Systems Evaluation Area », 2003, 10 pp.
- Surdyk, N, IG Dubus, C Crouzet, A Gauthier, C Flehoc, et BT Nolan. « Estimation de la mobilité dans les sols de molécules ioniques à caractère acide faible: application à l'évaluation des risques environnementaux dnas le cadre de l'homologation de produits phytosanitaires ». *BRGM RP-56702-FR* (2008): 113 pp.
- Templeton, D, F Ariese, R Cornelis, LG Danielsson, H Muntau, HP Van Leeuwen, et R Lobinski. « Guidelines for terms related to chemical and fractionation of elements. Definitions, structural aspects, and methodological approaches ». *IUPAC* 72, n° 8 (2000): 1453-70.
- Thiéry, D. « Logiciel MARTHE – Modélisation d'Aquifère avec maillage Rectangulaire, Transport et Hydrodynamique, version 4.3 ». *Rapport BRGM*, n° R 38210 (1990): 330pp.
-

-
- . « Plaquette de présentation du code de calcul du BRGM GARDENIA v8.1 ». *BRGM*, n° NT EAU 20 11 / 05 (2011): 11 PP;
- Thurstone, LL. « A law of comparative judgement ». *Psychological Review* 4, n° 34 (1927): 278-286.
- Vaughan, PC, AAA Verity, MS Mills, IR Hill, AC Newcombe, et ND Simmons. « Degradation of the herbicide acetochlor in surface and sub-surface soils under field and laboratory conditions ». *Proceeding of the XI symposium Pesticide Chemistry*, 1999, 481-490.
- Voltz, M, et X Louchart. « Les facteurs-clés de transfert des produits phytosanitaires vers les eaux de surface ». *Ingénieries N° Spécial - Phytosanitaires*, 2001, 45-54.
- Voronoï, G. « Nouvelles applications des paramètres continus à la théorie des formes quadratiques ». *GDZ*, n° 133 (1908): 198-211.
- Voss, IC. « Editor's message: Groundwater modeling fantasies —part 2, down to earth ». *Hydrogeology Journal*, 2011, 4 pp.
- Vrba, J, et A Zaporozec. « Guidebook on Mapping Groundwater Vulnerability ». *International Contributions to Hydrogeology*, n° 16 (1994): 131 pp.
- Walliser, B. « Systèmes et modèles ». *Le seuil*, 1977.
- Wauchope, RD. « The pesticide Content of Surface Water Draining from Africultural Fields ». *Journal of Environmental Quality* 7 (1978): 459-472.
- Wiedemeier, TH, JT Wilson, DH Kampbell, RN Miller, et JE Hansen. « Technical Protocol for implementing natural attenuation ». *Center fo Environmental Excellence*, 1995.
- Zunino, C. « Contribution à l'étude Hydrogéologique du Val d'Orléans ». *Thèse*, 1979, Université d'Orléans, 98 pp.
- Zwahlen, F. « COST Action 620 - Vulnerability and risk mapping for the protection of carbonate (karst) aquifers. Final Report ». *European Cooperation in the field of scientific and technical research (COST Action 620)*, 2003, 320 pp

ANNEXES

ANNEXE 1

Paramètres « initiaux »

Vitesse de l'eau dans le sol et Taux de percolation

Texture du matériau (sol)	Vitesse infiltration mini m/s	Vitesse infiltration maxi m/s
Gravier, Sable grossier	> 4,00E-04	> 4,00E-04
Sable moyen	4.00E-04	1.00E-04
Sable fin	4.00E-04	8.00E-05
Sable limoneux	7.00E-05	3.00E-05
Limon sableux	3.00E-05	1.00E-05
Limon argileux	1.00E-05	7.00E-06
Argile sableuse	9.00E-06	7.00E-06
Argile limoneuse	7.00E-06	4.00E-06
Argile, Marne	< 4,00E-06	< 4,00E-06

Texture du matériau (sol)	Taux de percolation mini (min/cm)	Taux de percolation mini © (s/m)	Taux de percolation maxi (min/cm)	Taux de percolation maxi © (s/m)
Gravier, Sable grossier	< 0,4	< 2400	< 0,4	< 2400
Sable moyen	0.4	2400	1.6	9600
Sable fin	1.6	9600	2.1	12600
Sable limoneux	2.4	14400	5.6	33600
Limon sableux	5.6	33600	16.7	100200
Limon argileux	16.7	100200	23.8	142800
Argile sableuse	18.5	111000	23.8	142800
Argile limoneuse	23.8	142800	47.2	283200
Argile, Marne	> 47,2	> 283200	> 47,2	> 283200

Types aquifères	Vitesses calculées (m/an)	Vitesses calculées (m/s) ©	Vitesses par traceurs (m/an)	Vitesses par traceurs (m/s) ©
Sables verts du bassin de Paris	3	9.51294E-08	—	—
Continental intercalcaire (saharaà)	2 à 3	6.34196E-08	4	1.26839E-07
Alluvions du Rhin	1700	5.39066E-05	100 - 2000	3.17098E-06
Alluvions du Rhône	—	—	1800	5.70776E-05
Aquifère karstique	—	—	10 -100 (m/h)	0.002777778

Teneur en eau

θ

LASSABATERE, 2006	θ_{sat}
sol agricole (roujan)	0.33
sol sableux (chernobyl)	0.314
dépôt fluvioglaciaire (site expo django reinhardt)	0.4

Texture class - réf KOSUGI, 1999 MUALEM, 1976 SCHAAP, LEIJ, 1999 VAN GENUCHTEN, 1980	$\theta_{\text{résiduelle}}$	θ_{sat}
Clay	0.098	0.459
Clay & loam	0.079	0.442
Loam	0.061	0.399
Loam & sand	0.049	0.39
Sand	0.053	0.375
Sand & clay	0.117	0.385
Sand & clay & loam	0.063	0.384
Sand & loam	0.039	0.387
Silt	0.05	0.489
Silt & clay	0.111	0.481
Silt & clay & loam	0.09	0.482
Silt & loam	0.065	0.439

Teneur en eau

θ

Texture class - (réf) KOSUGI, 1999 MUALEM, 1976 SCHAAP, LEIJ, 1999 VAN GENUCHTEN, 1980	$\theta_{\text{résiduelle}}$	θ_{sat}
Clay	0.107	0.079
Clay & loam	0.076	0.079
Loam	0.073	0.098
Loam & sand	0.042	0.07
Sand	0.029	0.055
Sand & clay	0.114	0.046
Sand & clay & loam	0.078	0.061
Sand & loam	0.054	0.085
Silt	0.041	0.078
Silt & clay	0.119	0.08
Silt & clay & loam	0.082	0.086
Silt & loam	0.073	0.093

MUALEM-VAN GENUCHTEN	$\theta_{\text{résiduelle}}$	θ_{sat}
<u>Topsoils</u>		
Coarse	0.025	0.403
Medium	0.01	0.439
Medium fine	0.01	0.43
Fine	0.01	0.52
Very fine	0.01	0.614
<u>Subsoils</u>		
Coarse	0.025	0.366
Medium	0.01	0.392
Medium fine	0.01	0.412
Fine	0.01	0.481
Very fine	0.01	0.538
Organic	0.01	0.766

Porosité

$$n_e$$

Porosité efficace

Type de sédiments G.CASTANY, 1992 CASTANY, 1982	Diamètre des grains (mm)	porosité totale Φ (%)	porosité efficace Φ_e (%)
Gravier moyen	2.5		40
Sable gros	0.25		34
Sable moyen	0.125		30
Sable fin	0.09		28
Sable très fin	0.045		24
Sable silteux	0.005		5
Silt (Limon)	0.003		3
Silt argileux	0.001		—
Argile	0.002		—
Calcaire			

Type de réservoirs G.CASTANY, 1992 CASTANY, 1982	porosité efficace mini Φ_e (%)	porosité efficace maxi Φ_e (%)
Gravier gros	30	30
Gravier moyen	25	25
Gravier fin	20	20
Gravier + sable	15	25
Alluvions	8	10
Sable gros	20	20
Sable moyen	15	15
Sable fin	10	10
Sable très fin	5	5
Sable gros + silt	5	5

Type de réservoirs G.CASTANY, 1992 CASTANY, 1982	porosité efficace mini Φe (%)	porosité efficace maxi Φe (%)
Silt	2	2
Vases	0.1	0.1
Calcaire fissuré	2	10
Craie	2	5
Grès fissuré	2	15
Granite fissuré	0.1	2
basalte fissuré	8	10
Schistes	0.1	2

Roche BANTON&BANGOY, 1999	porosité totale mini Φ (%)	porosité totale maxi Φ (%)	porosité efficace mini Φe (%)	porosité efficace maxi Φe (%)
<u>Matériaux non consolidés selon leur texture</u>				
Gravier			20	30
Sable grossier			20	30
Sable moyen			25	35
Sable fin			25	35
Sable limoneux			25	35
Limon			15	25
Limon argileux			5	10
Argile			0	5
Tourbe			45	70
<u>Matériaux non consolidés selon leur origine</u>				
Sable éolien			30	40
loess			20	30
Till glaciaire sableux			5	20
Till glaciaire argileux			0	10
<u>Roches sédimentaires détritiques consolidées</u>				
Grès			0	5
Grès fissuré			5	10
Grès décimenté			5	25
Marne			0	5
Schistes			0	15

Roches BANTON&BANGOY, 1999	porosité totale mini Φ (%)	porosité totale maxi Φ (%)	porosité efficace mini Φ_e (%)	porosité efficace maxi Φ_e (%)
<u>Roches carbonatées (métamorphisées ou non)</u>				
Roches massive			0	5
Roches litées			5	10
Craie			0	5
Roches fissurées			0	10
Roches altérées			10	50
<u>Roches cristallines (métamorphisées ou non)</u>				
Roches non fissurées			< 1	< 1
Roches fissurées			–	–
Roches fracturées			0	10
Roches altérées			10	30
<u>Roches volcaniques</u>				
Basalte massif			0	5
Basalte fissuré			5	15
Basalte altéré			10	30
Tuf			5	30

Sedimentary materials WEIGHT & SONDEREGGER, 2000	porosité efficace mini $\underline{R}$ Φ (%)	porosité efficace mini $\underline{U}$ Φ (%)	porosité efficace maxi $\underline{R}$ Φ_e (%)	porosité efficace maxi $\underline{U}$ Φ_e (%)
Gravel, coarse	23.8		36.5	
Gravel, medium	23.7		44.1	
Gravel, fine	25.1		38.5	
Sand, coarse		30.9		46.4
Sand, medium		28.5		48.9
Sand, fine		26		53.3
Silt		33.9		61.1
Clay		34.2		56.9
Sandstone fine-grained		13.7		49.3
Sandstone medium-grained		29.7		43.6
Limestone		6.6		55.7
Dolomite		19.1		32.7
Dune sand		39.9		50.7
Loess		44		57.2
Peat		92		92

Sedimentary materials WEIGHT & SONDEREGGER, 2000	porosité efficace mini <u>R</u> Φ (%)	porosité efficace mini <u>U</u> Φ (%)	porosité efficace maxi <u>R</u> Φ_e (%)	porosité efficace maxi <u>U</u> Φ_e (%)
Siltstone		21.2		41
Claystone		41.2		45.2
Till, high clay content		–		–
Till, high silt content		29.5		40.6
Till, high sand content		22.1		36.7
Till, high gravel content	22.1		30.3	
Washed drift with clay		38.4		59.3
Washed drift with silt		36.2		47.6
Washed drift with sand		34.6		41.5

Soil description PECK & AL, 1962	%
Uniform sand, loose	46
Uniform sand, dense	34
Mixed grain sand, loose	40
Mixed grain sand, dense	30
Windblow silt (loess)	50
Glacial till, very mixed	20
Soft glacial clay	55
Stiff glacial clay	37
Soft slighty organic clay	66
Soft very organic clay	75
Soft montmorillonitic clay	84

Porosité totale

Type de sédiments G.CASTANY, 1992 CASTANY, 1982	Diamètre des grains (mm)	porosité totale Φ (%)	porosité efficace Φ_e (%)
Gravier moyen	2.5	45	
Sable gros	0.25	38	
Sable moyen	0.125	40	
Sable fin	0.09	40	
Sable très fin	0.045	40	
Sable silteux	0.005	32	
Silt (Limon)	0.003	36	
Silt argileux	0.001	38	
Argile	0.002	47	
Calcaire			

Soil description PECK & AL, 1962	%
Uniform sand, loose	46
Uniform sand, dense	34
Mixed grain sand, loose	40
Mixed grain sand, dense	30
Windblow silt (loess)	50
Glacial till, very mixed	20
Soft glacial clay	55
Stiff glacial clay	37
Soft slighty organic clay	66
Soft very organic clay	75
Soft montmorillonitic clay	84

Roche BANTON&BANGOY, 1999	porosité totale mini Φ (%)	porosité totale maxi Φ (%)
<u>Matériaux non consolidés selon leur texture</u>		
Gravier	25	35
Sable grossier	25	35
Sable moyen	30	40
Sable fin	30	40
Sable limoneux	35	45
Limon	35	45
Limon argileux	45	55
Argile	45	55
Tourbe	60	80
<u>Matériaux non consolidés selon leur origine</u>		
Sable éolien	30	40
loess	35	45
Till glaciaire sableux	10	20
Till glaciaire argileux	10	20
<u>Roches sédimentaires détritiques consolidées</u>		
Grés	0	10
Grés fissuré	10	20
Grés décimenté	20	30
Marne	0	10
Schistes	0	20
<u>Roches carbonatées (métamorphisées ou non)</u>		
Roche massive	0	5
Roche litée	5	15
Craie	10	30
Roche fissurée	5	15
Roche altérée	10	50
<u>Roches cristallines (métamorphisées ou non)</u>		
Roche non fissurée	< 1	< 1
Roche fissurée	0	5
Roche fracturée	5	10
Roche altérée	30	50

Roche BANTON&BANGOY, 1999	porosité totale mini Φ (%)	porosité totale maxi Φ (%)
<u>Roches volcaniques</u>		
Basalte massif	0	5
Basalte fissuré	10	20
Basalte altéré	20	35
Tuf	15	40

Milieux géologique MARSILLY, 1986	porosité totale mini	porosité totale mini % ©	porosité totale maxi	porosité totale maxi % ©
Granite & gneiss non altérés	0.0002	0.02	0.018	1.8
Quartzite	0.008	0.8	0.008	0.8
Argile schisteuse, ardoise, micaschiste	0.005	0.5	0.075	7.5
Pierre calcaire, dolomite primaire	0.005	0.5	0.125	12.5
Dolomite secondaire	0.1	10	0.3	30
Craie	0.08	8	0.37	37
Grès	0.035	3.5	0.38	38
Tuf volcanique	0.3	30	0.4	40
Sable	0.15	15	0.48	48
Argile schisteuse, ardoise, micaschiste	0.44	44	0.53	53
Bentinite, limon	0.53	53	0.9	90
Terre végétale cultivée	0.45	45	0.65	65

Dispersivité

α

Type sol GELHAR <i>et al., 1992</i>	Dispersivité longitudinale α_L (m)	Dispersivité transversale α_T (m)
Sable	0.400	0.040
Marne	0.700	0.070
Marne sableuse	0.500	0.050
Argile	1.000	0.100
Limon	0.550	0.055

ANNEXE 2

Coefficient de ruissellement spatialisés sur la base de Corine Land Cover –IFEN)

Code CLC3	Nb Objet	Surface total (km ²)	Type d'occupation des sols	CR	Sources
111	32	17	Tissu urbain continu: espaces structurés par des bâtiments. Les bâtiments, la voirie et les surfaces artificiellement recouvertes couvrent la quasi-totalité du sol. La végétation non linéaire et le sol nu sont exceptionnels.	0,9	CGR 1333
112	809	553	Tissu urbain discontinu: espaces structurés par des bâtiments. Les bâtiments, la voirie et les surfaces artificiellement recouvertes coexistent avec des surfaces végétalisées et du sol nu, qui occupent de manière discontinue des surfaces non négligeables.	0,5	CGR 1333
121	88	70	Zones industrielles et commerciales: zones recouvertes artificiellement (zones cimentées, goudronnées, asphaltées ou stabilisées : terre battue, par exemple), sans végétation occupant la majeure partie du sol. Ces zones comprennent aussi des bâtiments et / ou de la végétation.	0,7	Certu / La ville et son assainissement
122	16	6	Réseaux routier et ferroviaire et espaces associés: Autoroutes, voies ferrées, y compris les surfaces annexes (gares, quais, remblais). Largeur minimale prise en compte : 100 m	0,8	CGR 1333
124	8	8	Aéroports: infrastructures des aéroports : pistes, bâtiments et surfaces associées	0,3	CGR 1333
131	41	21	Extraction de matériaux: extraction de matériaux à ciel ouvert (sablères, carrières) ou d'autres matériaux (mines à ciel ouvert). Y compris gravières sous eau, à l'exception toutefois des extractions dans le lit des rivières.	0,5	CGR 1333
132	1	0	Décharges: décharges et dépôts des mines, des industries ou des collectivités publiques	0,4	CGR 1333 Interprétation
133	2	1	Chantiers: espaces en construction, excavations et sols remaniés	0,4	CGR 1333 Interprétation

141	4	1	Espaces verts urbains: espaces végétalisés inclus dans le tissu urbain, y compris parcs urbains et cimetières avec végétation	0,3	CGR 1333
142	42	17	Equipements sportifs et de loisirs: infrastructures des terrains de camping, des terrains de sport, des parcs de loisirs, des golfs, des hippodromes... y compris les parcs aménagés non inclus dans le tissu urbain	0,3	CGR 1333
211	815	2251	Terres arables : céréales, légumineuses de plein champ, cultures fourragères, plantes sarclées et jachères. Y compris les cultures florales, forestières (pépinières) et légumières (maraîchage) de plein champ, sous serre et sous plastique, ainsi que les plantes médicinales, aromatiques et condimentaires. Non compris les prairies	0,2	SNV640351
221	17	8	Vignobles: surfaces plantées de vignes	0,5	SNV640351
222	19	11	Vergers et petits fruits: parcelles plantées d'arbres fruitiers ou d'arbustes fruitiers : cultures pures ou mélange d'espèces fruitières, arbres fruitiers en association avec des surfaces toujours en herbe. Y compris les châtaigneraies et les noiseraies	0,25	SNV640351 Interprétation
231	2593	8664	Prairies: surfaces enherbées denses de composition floristique composées principalement de graminacées, non incluses dans un assolement. Principalement pâturées, mais dont le fourrage peut être récolté mécaniquement. Y compris des zones avec haies (bocages)	0,07	CGR 1333
242	3316	3744	Systèmes cultureux et parcellaires complexes: juxtaposition de petites parcelles de cultures annuelles diversifiées, de prairies et / ou de cultures permanentes complexes	0,05	CGR 1333
243	1362	788	Zones agricoles hétérogènes: surfaces essentiellement agricoles, interrompues par des espaces naturels importants. Surfaces essentiellement agricoles, interrompues par de la végétation naturelle	0,05	CGR 1333
311	1758	3205	Forêts de feuillus: formations végétales principalement constituées par des arbres, mais aussi par des buissons et arbustes, où dominant les espèces forestières feuillues	0,04	CGR 1333
312	1169	2680	Forêts de conifères: formations végétales principalement constituées par des arbres, mais aussi par des buissons et arbustes, où dominant les espèces forestières de conifères	0,04	CGR 1333
313	1014	1545	Forêts mélangées: formations végétales principalement constituées par des arbres, mais aussi par des buissons et arbustes, où ni les feuillus ni les conifères ne dominant	0,04	CGR 1333

321	189	895	Pelouses et pâturages naturels: herbages de faible productivité. Souvent situés dans des zones accidentées. Peuvent comporter des surfaces rocheuses, des ronces et des broussailles	0,07	CGR 1333
322	303	216	Landes et broussailles: formations végétales basses et fermées, composées principalement de buissons, d'arbustes et de plantes herbacées (bruyères, ronces, genêts, ajoncs, cytises, etc.).	0,08	CGR 1333
324	656	386	Forêt et végétation arbustive en mutation: végétation arbustive ou herbacée avec arbres épars. Formations pouvant résulter de la dégradation de la forêt ou d'une recolonisation / régénération par la forêt	0,08	CGR 1333
331	3	1	Plages, dunes et sable: les plages, les dunes et les étendues de sable ou de galets du milieu littoral et continental, y compris les lits mineurs des rivières à régime torrentiel.	0,15	CGR 1333
332	18	5	Roches nues: éboulis, falaises, rochers, affleurements.	0,9	CGR 1333 Interprétation
333	7	3	Végétation clairsemée: comprend les steppes, toundras et "bad lands" (zones sèches avec peu de végétation et présence de roches nues). Végétation éparse de haute altitude	0,25	CGR 1333 Interprétation
411	19	8	Marais intérieurs: terres basses généralement inondées en hiver et plus ou moins saturées d'eau en toutes saisons	0,3	CGR 1333 Interprétation
412	17	7	Tourbières: terrains spongieux humides dont le sol est constitué principalement de mousses et de matières végétales décomposées. Tourbières exploitées ou non.	0,15	CGR 1333 Interprétation
511	3	36	Cours et voies d'eau: cours d'eau naturels ou artificiels qui servent de chenal d'écoulement des eaux. Y compris les canaux. Largeur minimale de prise en compte : 100 m	0	Sans objet
512	78	58	Plans d'eau: étendues d'eau, naturelles ou artificielles, de plus de 25 hectares.	0	Sans objet

ANNEXE 3

Classement hiérarchique des classes de critères

	Coefficient de ruissellement (occupation du sol)	Drainage agricole	Sensibilité des sols à l'infiltration	Sensibilité hydrogéologique à l'infiltration	Vulnérabilité des eaux souterraines à l'infiltration
CLASSES	1 = Très fort	1 = présence	1 = Nulle à faible	1 = Faible	1 = Faible
	2 = Fort	2 = absence	2 = Faible à moyenne	2 = Moyenne	2 = Moyenne
	3 = moyen		3 = Moyenne à forte	3 = Forte	3 = Forte
	4 = Faible		4 = Forte		4 = Très forte
N°	Coefficient de ruissellement (occupation du sol)	Drainage agricole	Sensibilité des sols à l'infiltration	Sensibilité hydrogéologique à l'infiltration	Vulnérabilité des eaux souterraines à l'infiltration
1	1	1	1	1	Pas d'information
2				2	Pas d'information
3				3	Pas d'information
4			2	1	Pas d'information
5				2	Pas d'information
6				3	Pas d'information
7			3	1	Pas d'information
8				2	Pas d'information
9				3	Pas d'information
10			4	1	Pas d'information
11				2	Pas d'information
12				3	Pas d'information
13	2	2	1	1	1
14				2	1
15				3	1
16			2	1	1
17				2	1
18				3	1
19			3	1	1
20				2	2
21				3	2
22			4	1	1
23				2	2
24				3	2
25	2	1	1	1	Pas d'information
26				2	Pas d'information
27				3	Pas d'information
28			2	1	Pas d'information
29				2	Pas d'information
30				3	Pas d'information
31			3	1	Pas d'information

32			4	2	Pas d'information
33				3	Pas d'information
34				1	Pas d'information
35				2	Pas d'information
36				3	Pas d'information
37		2	1	1	1
38				2	2
39				3	4
40			2	1	1
41				2	2
42				3	4
43			3	1	1
44				2	2
45				3	4
46			4	1	1
47				2	3
48				3	4
49	3	1	1	1	1
50				2	1
51				3	4
52			2	1	1
53				2	1
54				3	4
55			3	1	1
56				2	2
57				3	4
58			4	1	2
59				2	3
60				3	4
61		2	1	1	1
62				2	1
63				3	4
64			2	1	1
65				2	2
66				3	4
67			3	1	1
68				2	3
69				3	4
70			4	1	2
71				2	4
72				3	4
73	4	1	1	1	1

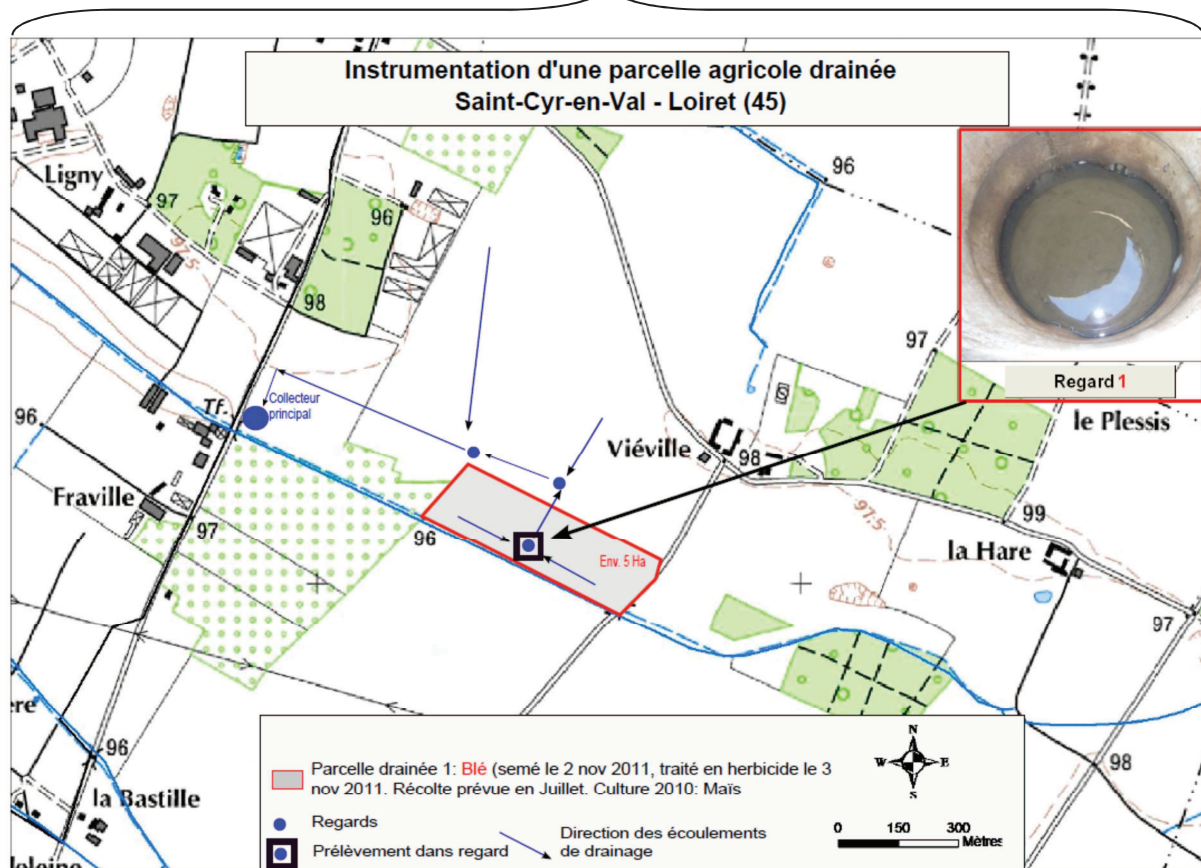
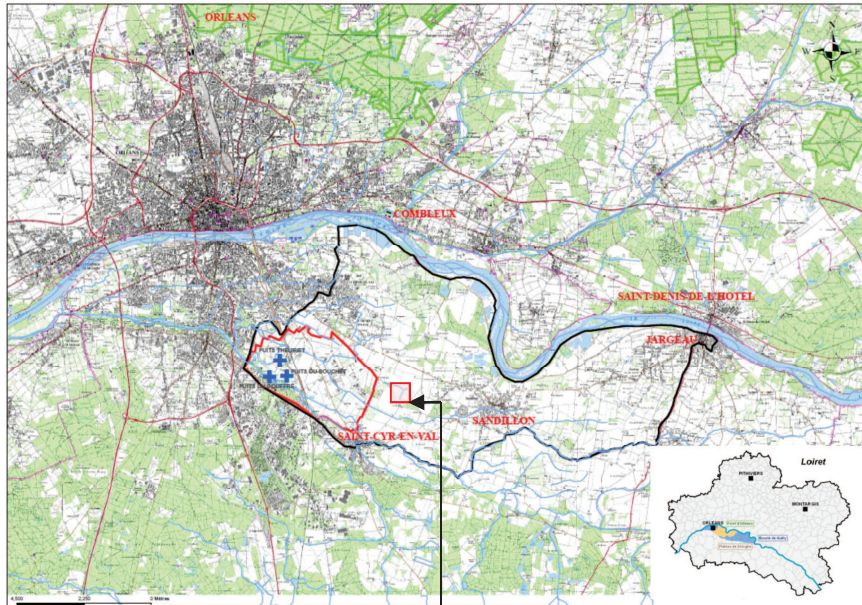
74				2	1
75				3	4
76				1	1
77			2	2	1
78				3	4
79				1	1
80			3	2	2
81				3	4
82			4	1	1
83				2	2
84				3	4
85		2	1	1	1
86				2	1
87				3	4
88			2	1	1
89				2	2
90				3	4
91			3	1	1
92				2	3
93				3	4
94			4	1	2
95				2	4
96				3	4

ANNEXE 4

Instrumentation d'une parcelle agricole drainée

Localisation du site :

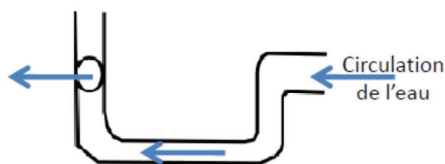
Légende : **Noir** : Périmètre de protection éloignée des captages du Val d'Orléans, **rouge** : Périmètre de protection rapprochée des captages du Val d'Orléans, **croix bleue** : Captages du Val d'Orléans



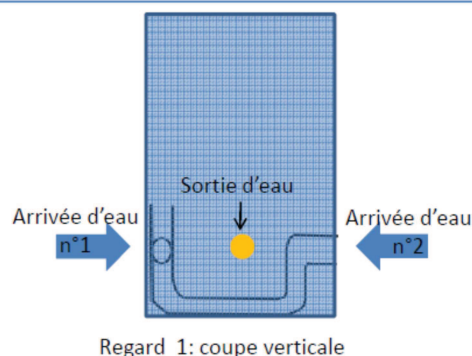
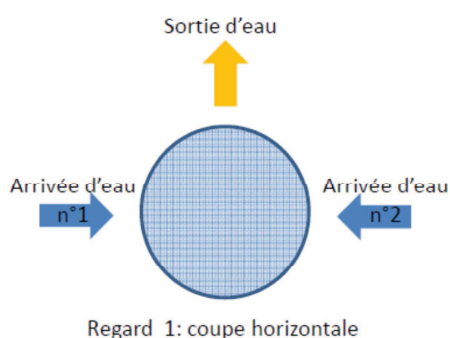
Equipement du Regard 1 – Parcelle de Blé:

Phase 1: Conceptualisation de l'installation prévue dans le Regard 1 pour la mesure du niveau d'eau et le prélèvement des eaux de drainage,

Etape 1: Schéma du siphon pour le prélèvement et la mesure de la hauteur d'eau



Etape 2: Matériaux PVC nécessaires à l'installation



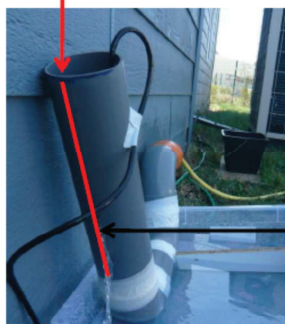
Remarque: Le siphon est installé pour prélever les eaux à l'« arrivée d'eau » n°2

Equipement du Regard 1 – Parcelle de Blé :

Phase 2: Montage du siphon et création d'un seuil

Le tuyau PVC est fendu sur la longueur, jusqu'à la hauteur d'« arrivée d'eau 2 », afin de permettre l'écoulement de l'eau et la mesure du niveau de l'eau qui est fonction du débit. Une sonde de pression a été utilisée pour la mesure du niveau de l'eau dans le siphon.

Fente



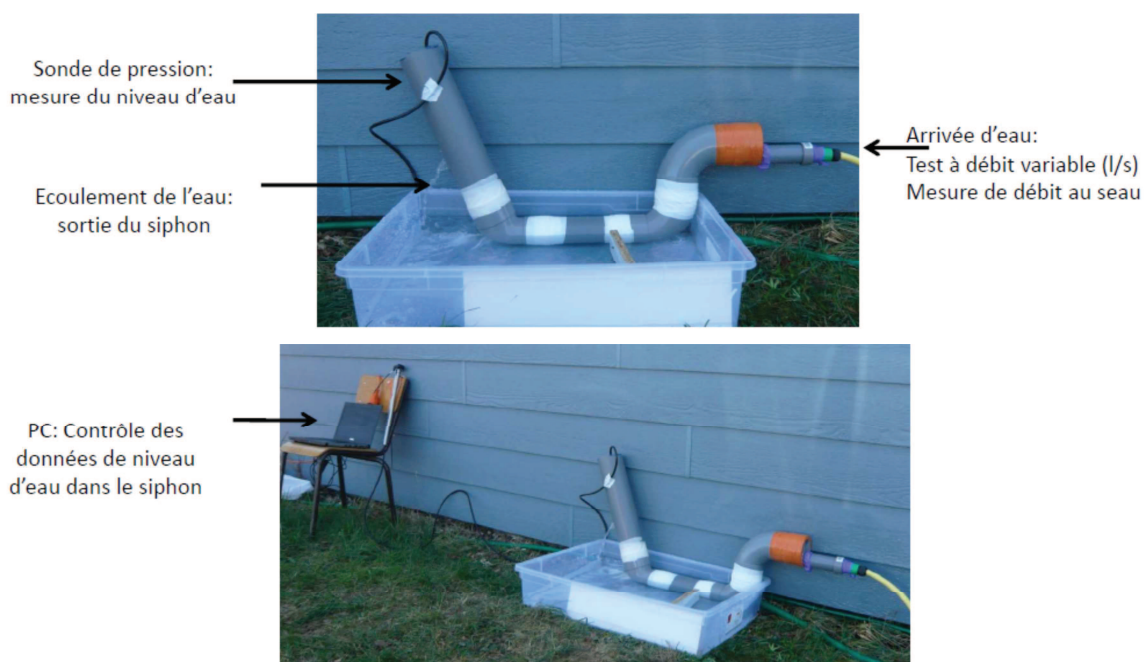
Écoulement de l'eau, variation de la hauteur d'eau dans le siphon en fonction du débit



Equipement du Regard 1 – Parcelle de Blé :

Phase 3: Mise en relation du niveau d'eau / débit, dans le siphon: Test

Mesure de la hauteur d'eau dans le siphon en fonction du débit



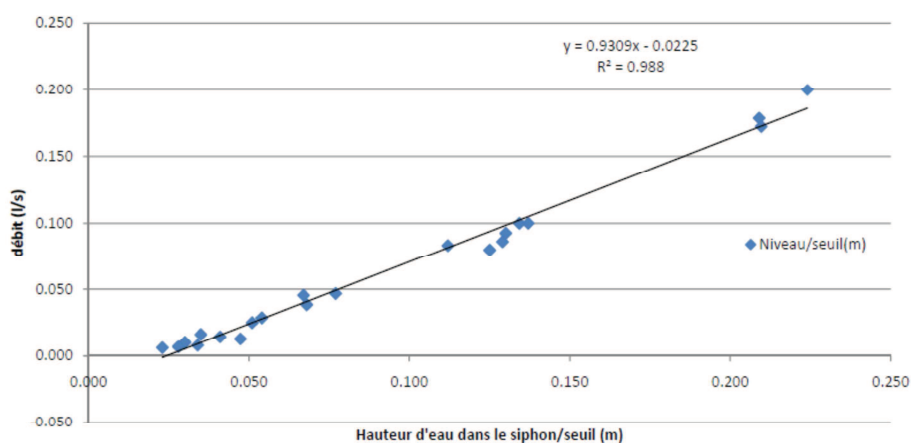
Remarque: Les tests ont été effectués à **trois reprises**: lundi 26 mars après-midi, mercredi 28 mars après-midi et jeudi 29 mars après-midi

Equipement du Regard 1 – Parcelle de Blé :

Phase 4: Réalisation d'une droite de tarage pour l'estimation du débit, in-situ

Au total **22 mesures** ont permis de tracer la droite de tarage

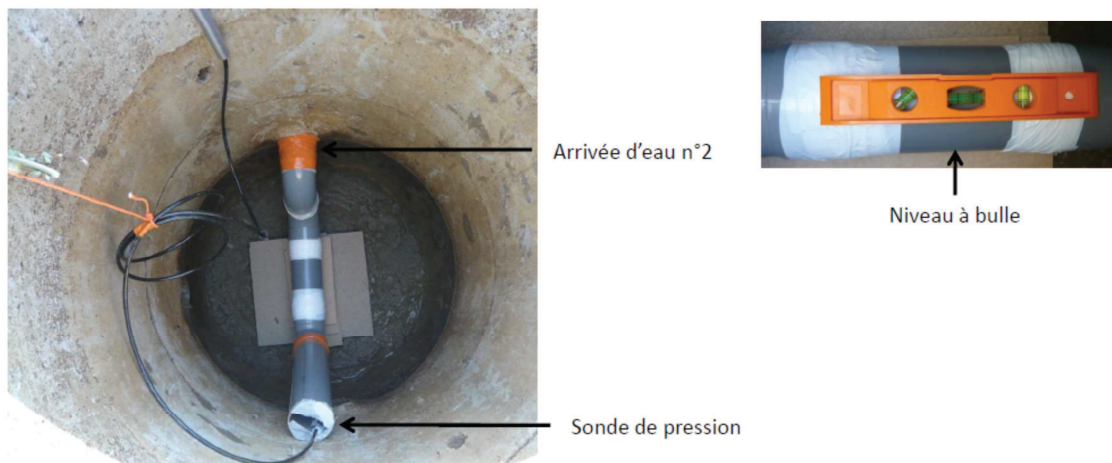
Mise en relation niveau/débit, dans le siphon



Désormais, cette droite va permettre de déterminer le débit (in-situ), en sortie de drainage, en fonction de la hauteur d'eau mesurée grâce à la sonde de pression

Equipement du Regard 1 – Parcelle de Blé :

Phase 5: Installation du siphon dans le Regard 1, le 30 mars 2012



Equipement du Regard 1 – Parcelle de Blé :

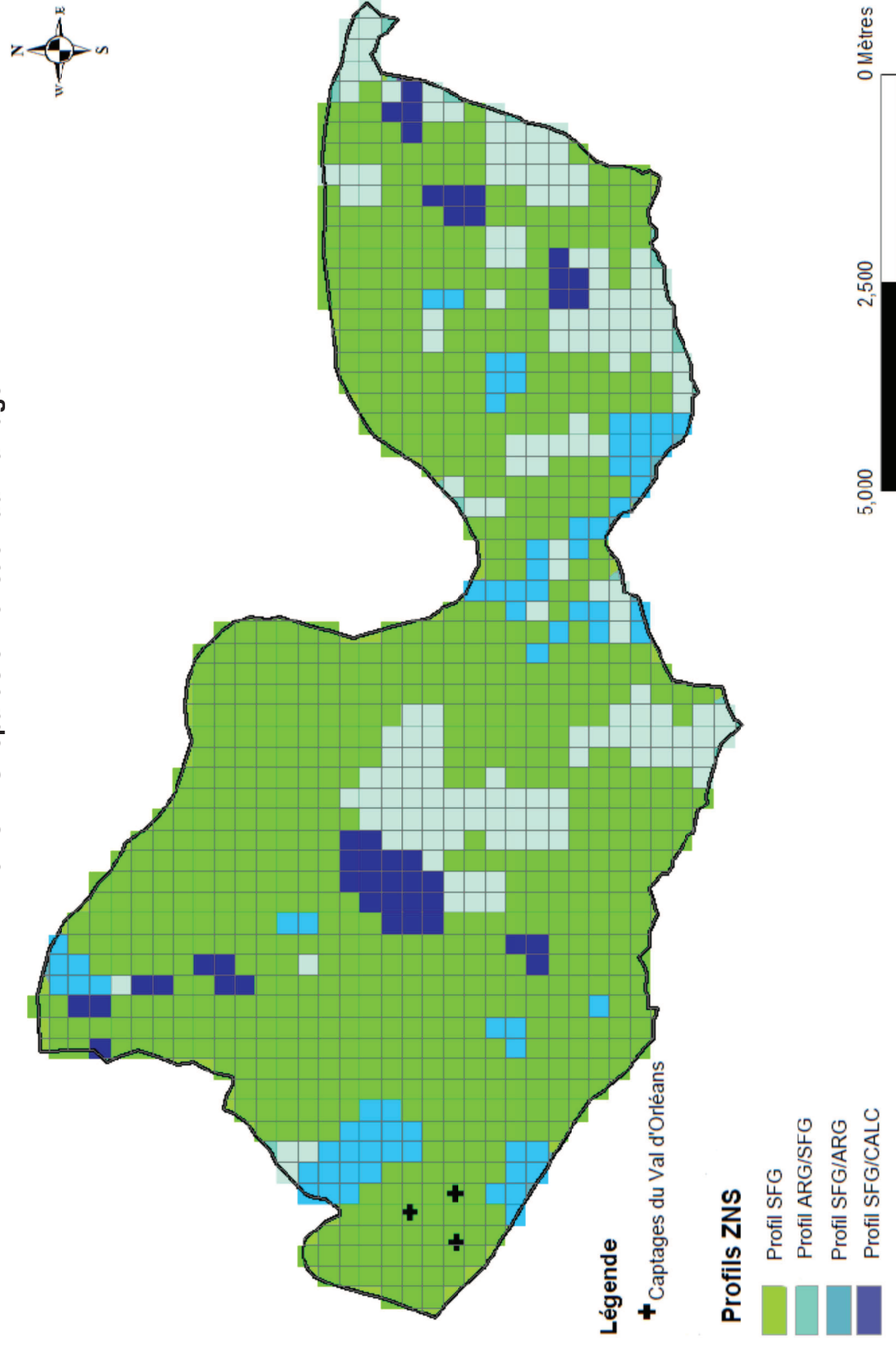
Phase 5: Installation du siphon dans le Regard 1, le 30 mars 2012



Remarque: Le prélèvement de l'eau dans le siphon sera réalisé, soit manuellement, soit à l'aide d'une pompe.

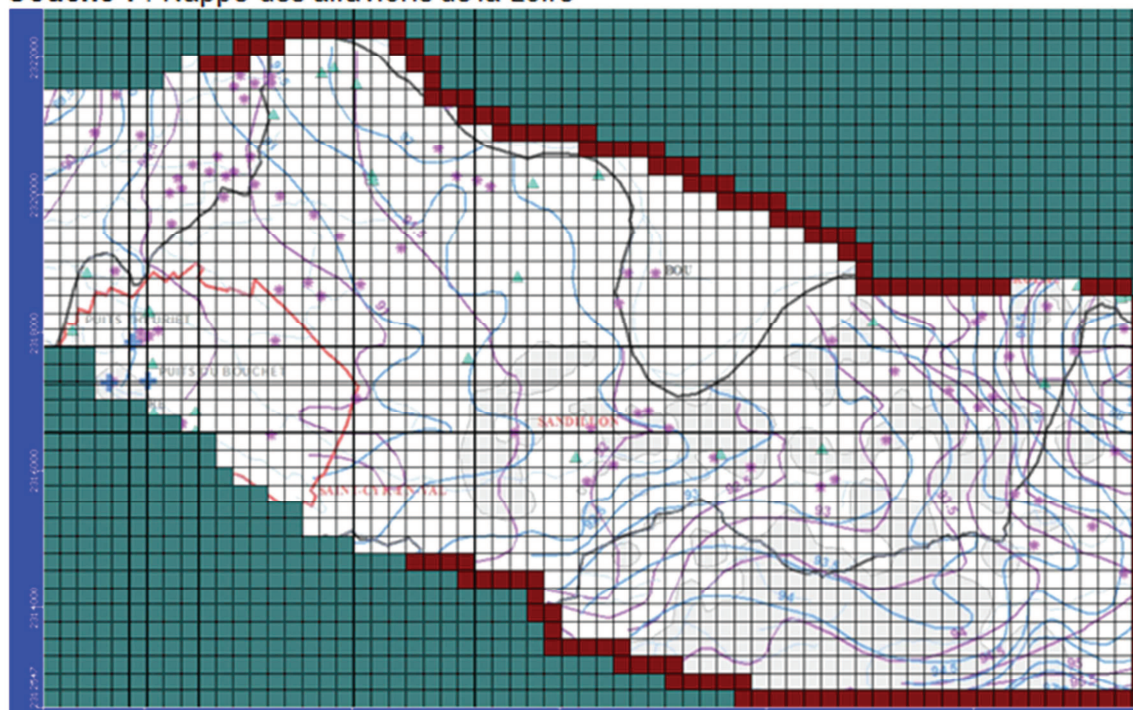
ANNEXE 5

Profils ZNS répartis en fonction du maillage



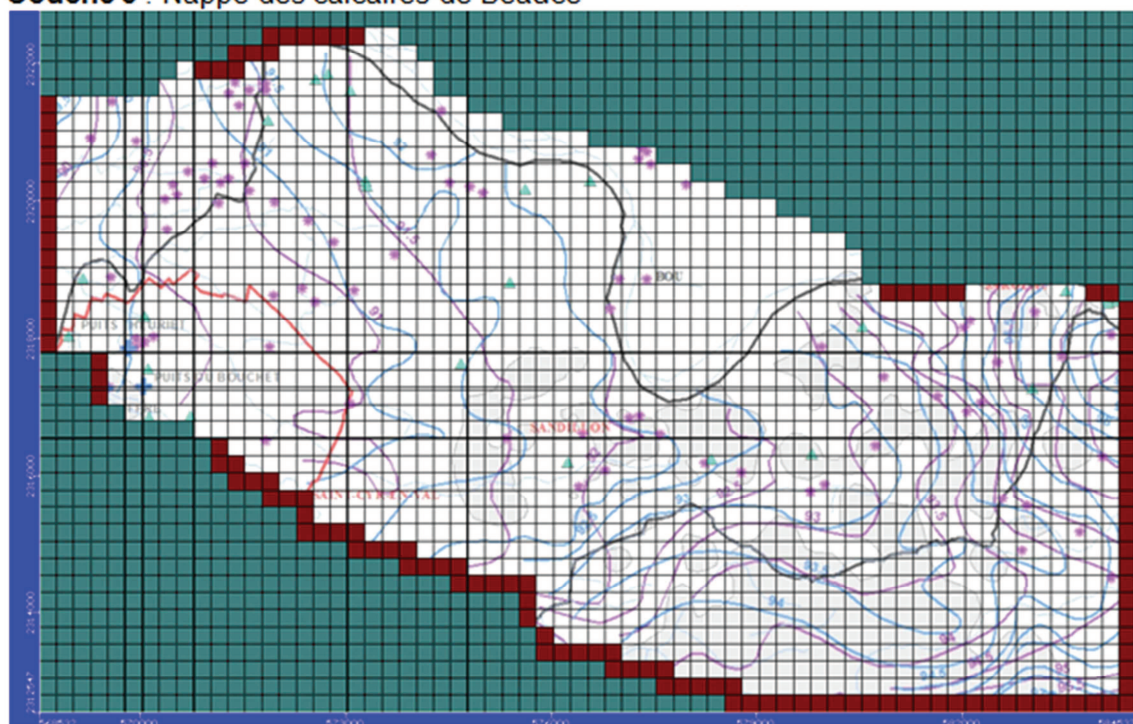
Charges imposées

Couche 1 : Nappe des alluvions de la Loire



Limites à charges imposées couche 1 : nappe des alluvions de la Loire

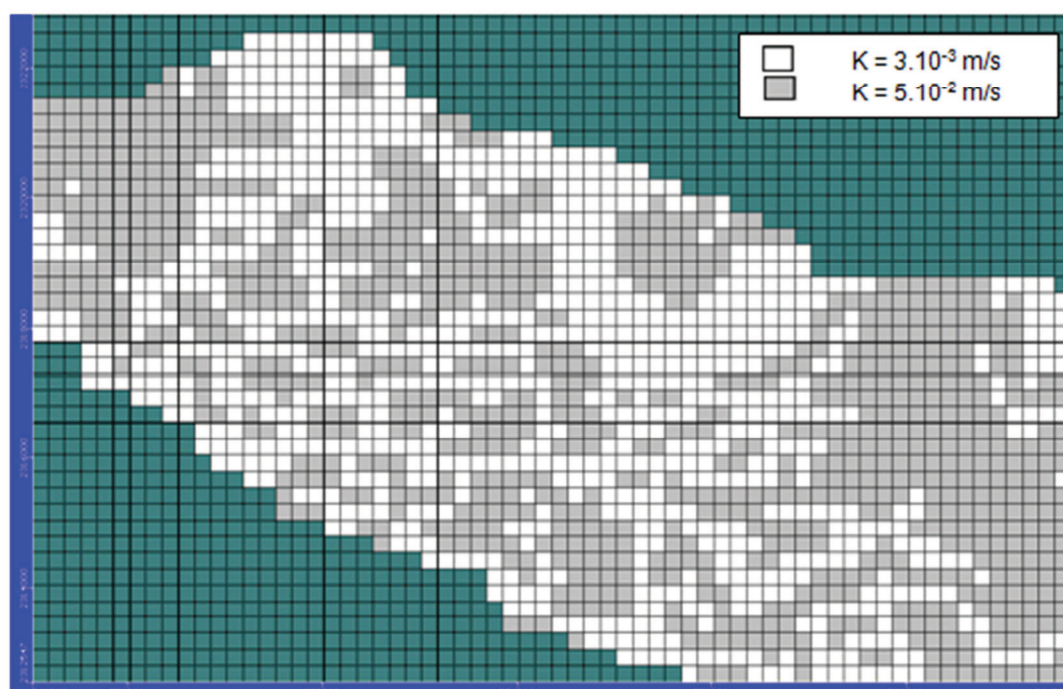
Couche 3 : Nappe des calcaires de Beauce



Limites à charges imposées couche 3 : nappe des Calcaires de Beauce

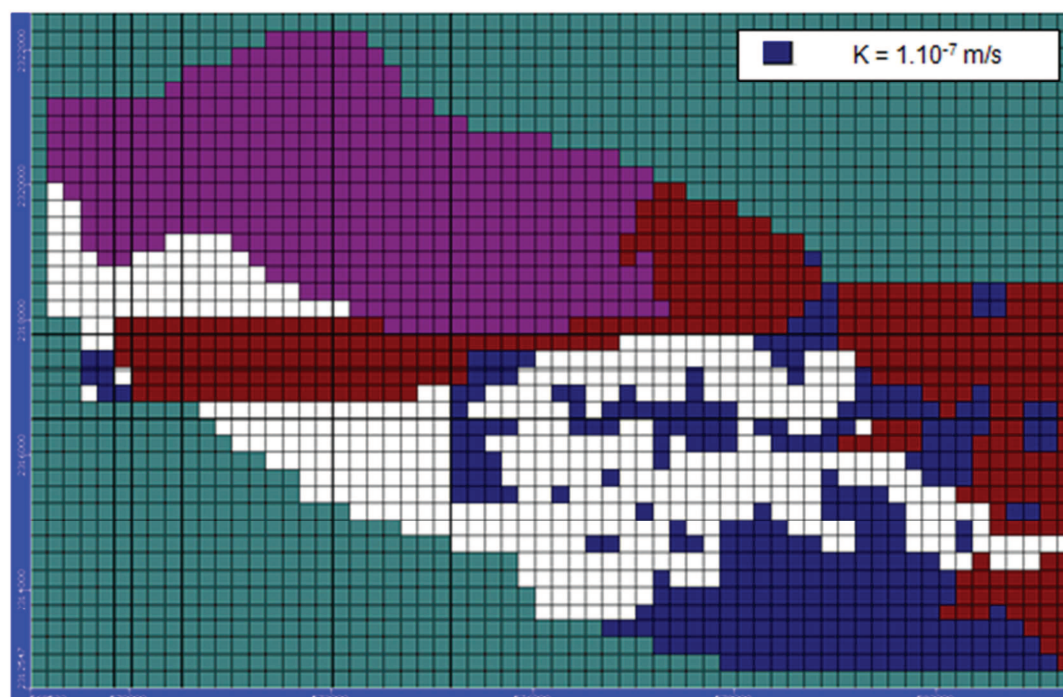
ANNEXE 7

Paramètres finaux : Conductivité hydraulique après calibration Couche 1 : Alluvions de la Loire



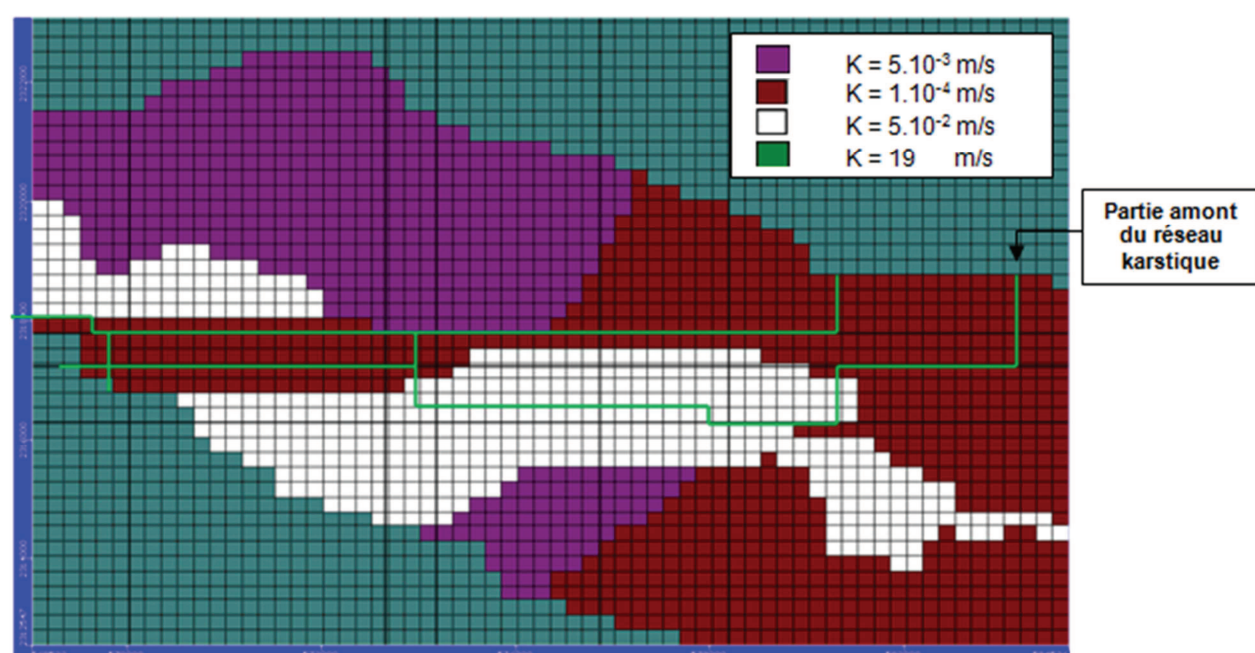
Conductivité hydraulique de la couche 1 : Aquifère des alluvions de la Loire

Couche 2 : Sables et argiles du Burdigalien (Ecran imperméable)



Conductivité hydraulique de la couche 2 : Sables et argiles du Burdigalien

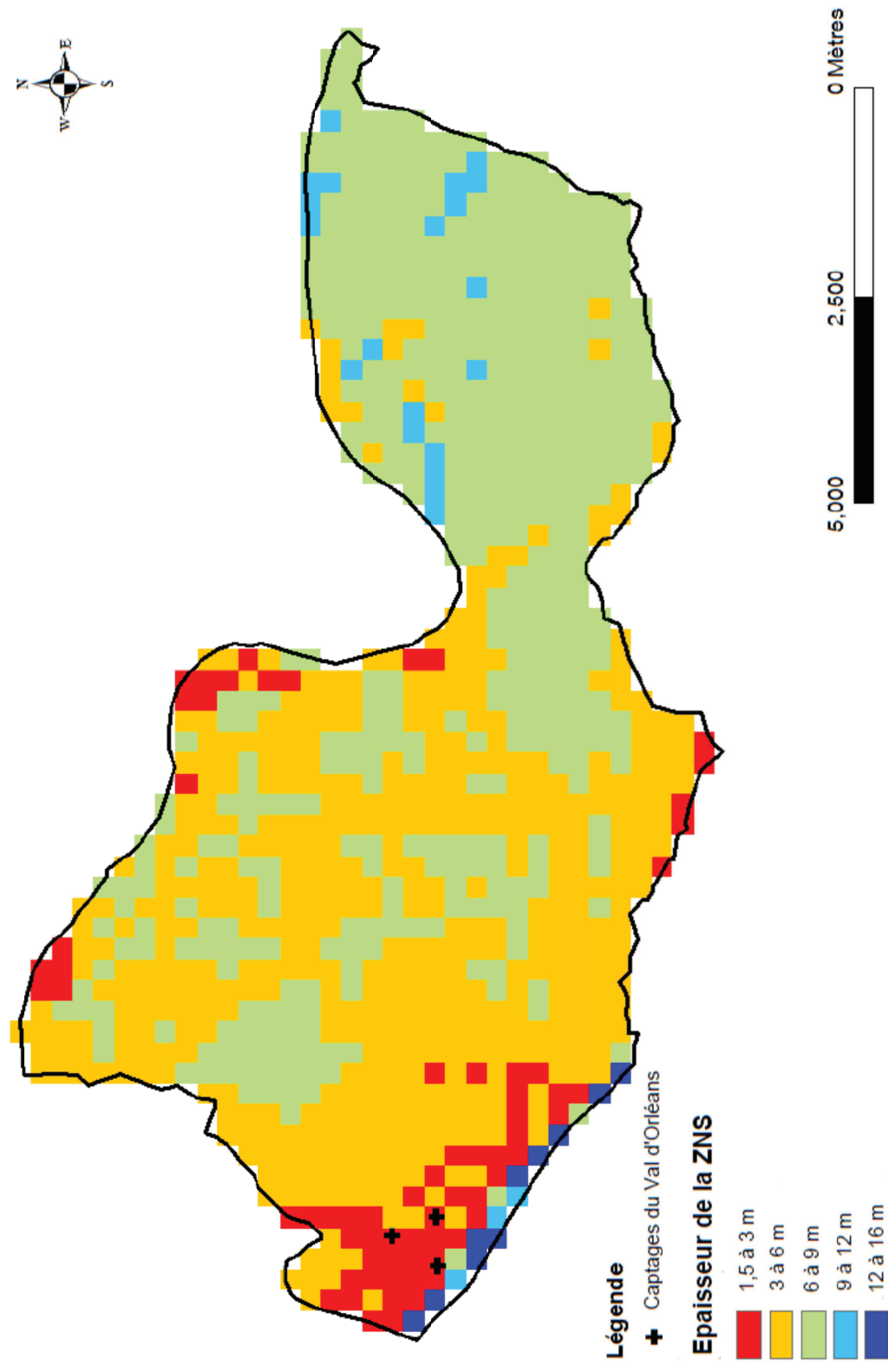
Couche 3 : Calcaires de Beauce et son réseau karstique



Conductivité hydraulique de la couche 3 : Aquifère des Calcaires de Beauce

ANNEXE 8

Epaisseur de la ZNS



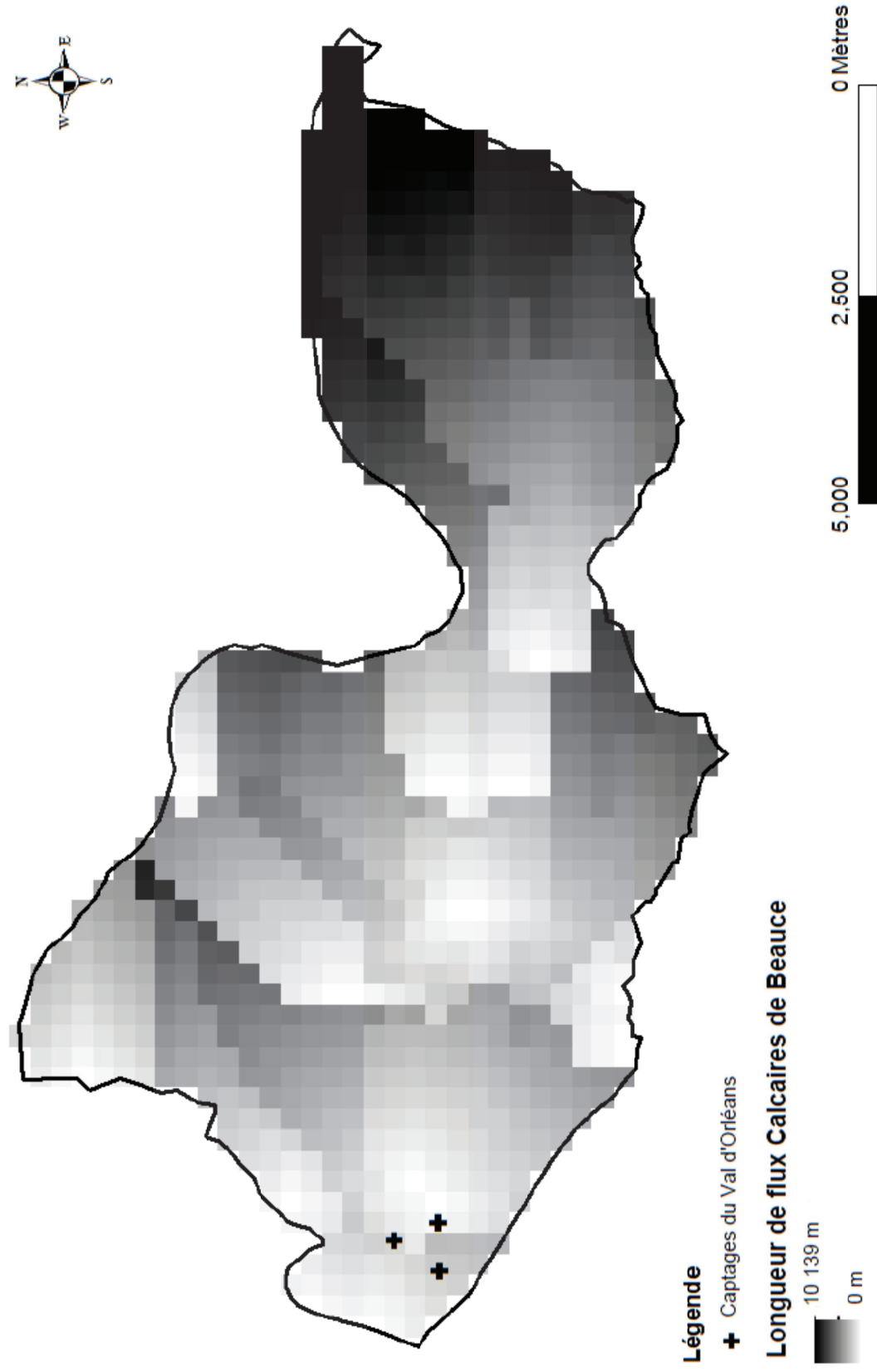
ANNEXE 9

Longueur de flux dans les Alluvions de la Loire



ANNEXE 10

Longueur de flux dans les Calcaires de Beauce



Myriam DEDEWANOU

Vulnérabilité spécifique des forages vis-à-vis des phytosanitaires

Les évaluations de vulnérabilité spécifiques pour les ressources d'eau souterraine sont des méthodes SIG qui établissent des indices qualitatifs spatiaux qui déterminent la sensibilité à l'infiltration de polluants superficiels. D'autre part, les fonctions de transfert, comme la Distribution de Temps de Séjour (DTS), sont utilisées pour prévoir le changement temporel de qualité de l'eau au forage, mais ils ne permettent pas de relier les concentrations aux pratiques observées sur le bassin versant. Basé sur une approche analytique, un modèle pour le transport souterrain des produits phytosanitaires liant la vulnérabilité spécifique SIG à la DTS a été développée. L'idée étant de relier les notions de vulnérabilité aux méthodes de prédiction des chroniques de la qualité des eaux. L'outil estime la qualité de l'eau à partir de l'ensemble de données des cartes de vulnérabilité. La validation de cette méthode de vulnérabilité spécifique est possible à partir des données de suivi de la qualité de l'eau au forage. Une formulation de paramètres équivalents a été proposée pour prendre en compte les caractéristiques hydrodynamiques des compartiments de sol (zone saturée et zone non saturée). Une validation théorique de l'approche est faite à l'aide de modèles souterrain à différence finie : HYDRUS et MODFLOW. Une application a été réalisée sur l'aquifère karstique du Val d'Orléans. Elle a permis de déterminer la DTS des concentrations en pesticides dans l'eau souterraine et a mis en évidence la présence non négligeable des métabolites du métazachlore dans le forage. En même temps, le modèle DTS, lié au SIG rend possible la localisation des zones contributrices dans le bassin versant.

Mots clés : Vulnérabilité spécifique, Advection/Dispersion, Distribution des temps de séjour, Paramètres équivalents

Specific vulnerability of the drillings towards the phytosanitary

The specific vulnerability estimations for the groundwater resources are GIS methods that establish spatial qualitative indices which determine the sensitivity of infiltration from surface contaminants. On the other hand, the transfer functions, using the Residence Time Distribution (RTD), are used to predict temporal water quality change in a borehole, but they do not integrate the spatial variability of the land use. Based on an analytic (advection / dispersion equation) approach, a simple GIS-linked RTD model for groundwater transport has been developed. The tool estimates the water quality from the vulnerability map dataset. This method enables to validate the specific vulnerability maps with the water quality monitoring at the borehole. It links the impacts of land use with the temporal evolution of the water quality. A equivalent formulation parameters is proposed to take into account the hydrodynamic characteristics of the soil compartments (unsaturated zone and Saturated Zone). A theoretical validation of the approach is made from finite-difference groundwater models: HYDRUS and MODFLOW. Also, an application of the RTD compilation was realized on the Val d'Orléans karstic aquifer. This last methodology allowed to determine the RTD of pesticides into the groundwater and highlighted the not insignificant presence of the metabolite of the metazachlor in the groundwater drilling. At the same time, the GIS-linked RTD model makes possible the localization of the contributing zones in the watershed.

Keywords : Specific vulnerability, Advection/Dispersion, Residence time distribution, equivalent parameters



Institut des Sciences de la Terre d'Orléans
1A rue de la Férollerie 45071 Orléans Cedex