



HAL
open science

Modélisation du transfert des pesticides du sol jusqu'à l'aquifère : étude par approches de complexité croissante - site de Montreuil-sur-Epte

Sylvain Gigeux

► **To cite this version:**

Sylvain Gigeux. Modélisation du transfert des pesticides du sol jusqu'à l'aquifère : étude par approches de complexité croissante - site de Montreuil-sur-Epte. Sciences de la Terre. Université d'Avignon, 2009. Français. NNT : 2009AVIG0043 . tel-00464260

HAL Id: tel-00464260

<https://theses.hal.science/tel-00464260>

Submitted on 16 Mar 2010

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.

**ACADÉMIE D'AIX-MARSEILLE
UNIVERSITÉ D'AVIGNON ET DES PAYS DE VAUCLUSE**

THÈSE

présentée à l'Université d'Avignon et des Pays de Vaucluse
pour obtenir le diplôme de DOCTORAT

SPÉCIALITÉ : Hydrogéologie
Ecole doctorale 477 « Systèmes intégrés en Biologie, Agronomie, Géosciences, Hydrosiences et
Environnement »
UMR 1114 « Environnement Méditerranéen et Modélisation des Agro-Hydrosystèmes »

**MODELISATION DU TRANSFERT DES PESTICIDES
DU SOL JUSQU'A L'AQUIFERE**

**Etude par approches de complexité croissante - site de Montreuil-sur-Epte
(95)**

Présentée par
Sylvain GIGLEUX

Soutenue le

devant le jury composé de :

S. BROUYERE
M. JAUZEIN
V. VALLES
O. BANTON
A. GUTIERREZ

1^{er} assistant, Dép ArGEnCo, Liège
Professeur, Univ. Henri Poincaré, Nancy 1
Professeur, UMR EMMAH, Avignon
Professeur, UMR EMMAH, Avignon
Hydrogéologue, BRGM service eau, Orléans

Rapporteur
Rapporteur
Examineur
Directeur de thèse
Co-directeur de thèse

Remerciements

Je tiens à remercier ici toutes les personnes qui ont contribué à ce travail de thèse tant du point de vue scientifique et professionnel que du point de vue amical. D'avance, je m'excuse pour les « oubliés », et j'espère que vous saurez trouver votre place dans ces paragraphes.

Je remercie Olivier Banton mon directeur de thèse, de m'avoir proposé un sujet de recherche correspondant particulièrement à mes envies, car très appliqué. Je le remercie d'avoir su être présent lorsque je l'ai sollicité tout en me laissant une grande autonomie dans mon travail. Merci à Yves Travi, directeur du laboratoire d'hydrogéologie d'Avignon, d'avoir soutenu mon travail durant ces 3 années passées au LHA.

Je remercie également très sincèrement Alexis Gutierrez, co-directeur de thèse à distance, avec qui j'ai passé des moments aussi agréables qu'enrichissants. Merci pour son soutien sans failles, sa disponibilité, son amitié et ses nombreux et généreux coups de pouces qui ont toujours été d'une très grande qualité et d'un immense réconfort. Merci infiniment Alexis.

Ce travail a également été marqué par des rencontres et discussions fructueuses. Je pense en particulier à Serge Brouyère qui m'a fait l'honneur et surtout le grand plaisir d'évaluer mon travail de thèse, mais aussi à Michel Jauzein et Vincent Vallès qui ont toujours grandement participé à ce projet en me suivant depuis plusieurs années.

Ce travail m'a demandé de faire plusieurs déplacements et je souhaite remercier ceux qui m'ont accompagnés dans ces moments. Je remercie Arnaud d'avoir bravé les hivers déchaînés de Montreuil Sur Epte et d'avoir apporté un peu de bois quand, dans notre gîte, il faisait froid. Merci également Nicole, Nadia, Nicolas de m'avoir éclairé à plusieurs reprises lors de mes passages à Orléans. Merci également à Dominique Thiéry pour les nombreux conseils concernant MARTHE.

Je remercie tous les membres du laboratoire d'Hydrogéologie d'Avignon pour leur accueil et les différents échanges que nous avons pu avoir : en particulier Roland bricoleur

de génie, ami technophile, amoureux des LEDs, pour les bons moments passé au café. Un grand merci à mes ex-professeurs, collègues, nouveaux amis : Vincent, Anne-Laure, Jean-Claude, Jean-Michel.

Une pensée bien sûr pour mes compagnons thésards ou non qui ont très souvent répondu présent à l'appel de la pétanque ou des soirées sur la terrasse : Cécile, Véronique, Emilie, Catherine, Lattana, Anaïs, Rémi, Benjamin, Jean-Christophe, Thibaut, Alexandre C., Vincent B.C. et Fronck.

Ensuite et parce qu'il existe une vie en dehors de la thèse, je tiens à remercier les rugbymen de l'AARU qui m'ont permis de me défouler lors des matchs et entraînements et d'évacuer le stress lors des 3^{èmes} mi-temps. Merci à toi Alex qui m'a également permis de découvrir avec Stéphane, Pascale et Jérôme les sentiers de Provence en VTT sans jamais me laisser me déshydrater.

J'ai une pensée particulière pour mes parents ont grandement contribués au pot de thèse avec leurs bons produits de la ferme.

Enfin je remercie Marielle qui m'a soutenue, relue et re-soutenue, qui a subi en première ligne les hauts et les bas du moral d'un thésard.

Sommaire

Remerciements.....	3
Sommaire.....	5
Liste des figures	9
Liste des tableaux	16
Introduction générale.....	19
Chapitre 1 :Etat des connaissances sur le transfert des pesticides et la modélisation en milieu poreux	24
A. Définitions et caractéristiques	25
B. Difficulté de prédiction de la contamination des eaux souterraines par les pesticides	26
1. Les propriétés physico-chimiques des composés.....	26
2. Les propriétés intrinsèques du site	27
3. Les facteurs externes	27
C. La modélisation des pesticides	28
1. Zone non saturée	29
2. Zone saturée	31
3. Couplage.....	32
Chapitre 2 :Présentation du site et synthèse des travaux déjà réalisés	35
A. Méthodes de caractérisation du bassin.....	37
1. Caractérisation géographique et géologique de la zone d'études.....	37
1.1. Création d'un modèle numérique d'altitude.....	37
1.2. Contexte géologique de la région.....	37
1.3. Forages et installation de piézomètres	38

1.4.	Prospection géophysique électrique	40
2.	Caractérisation des propriétés des différentes formations du site d'étude	45
2.1.	Opérations de diagraphies	45
2.2.	Analyse granulométrique des sables de Cuise	45
2.3.	Caractérisation des roches par porosimétrie à mercure.....	45
2.4.	Estimation des propriétés de rétention en eau	46
2.5.	Mesure de la conductivité hydraulique à saturation.....	47
3.	Suivi du fonctionnement hydrodynamique de l'aquifère	47
3.1.	Données climatiques	47
3.2.	Suivi du débit à l'exutoire	50
3.3.	Suivi du niveau de la nappe.....	51
3.4.	Détermination des paramètres hydrodynamique de l'aquifère	53
4.	Mesure de la qualité des eaux	59
B.	Caractérisation géologique et hydrogéologique du bassin	61
1.	Contexte géologique.....	61
1.1.	Histoire géologique	61
1.2.	diagraphies	63
1.3.	Prospection géophysique par panneaux électriques	64
2.	Caractérisation des formations de la zone saturée et non saturée	71
2.1.	Les sables de Cuise	71
2.2.	Les calcaires lutétiens.....	78
3.	Fonctionnement hydrodynamique du bassin.....	81
3.1.	Données d'entrées	81
3.2.	Fonctionnement du bassin.....	83
3.3.	Données des exutoires.....	94
C.	Caractérisation des sols et de leur occupation sur le bassin versant de Montreuil-sur-Epte	99
1.	Etude et distribution des sols.....	99
2.	Propriétés de rétention en eau des sols.....	102
3.	Assolements et pratiques culturales	104
D.	Qualités des eaux	108
1.	Mesure de la qualité	108
2.	Contexte géochimique.....	119

3.	Apport des méthodes isotopiques et CFC	120
3.1.	Deutérium (^2H) et oxygène 18 (^{18}O)	120
3.2.	Tritium.....	121
3.3.	CFC	123
E.	Conclusion.....	125

Chapitre 3 :Modélisation par approches de complexité croissante

127

A.	Outils et modèles.....	129
1.	GDM.....	129
2.	Agriflux	129
3.	NASH	130
4.	Marthe	130
5.	MACRO	131
B.	Méthodologie de modélisation couplée.....	133
1.	Objectifs et enjeux de la thèse.....	133
2.	1 ^{ère} étape : La zone saturée	136
2.1.	Définition des limites et des données d'entrée du modèle	137
2.2.	Modélisation géométrique de l'aquifère.....	137
2.3.	Calage hydrodynamique du modèle	148
3.	2 ^{ème} étape : Le sol	171
4.	3 ^{ème} étape : La zone non saturée infra racinaire	177
4.1.	Présentation du modèle NASH	177
4.2.	Calage du modèle NASH	179
4.3.	AGRIFLUX / NASH.....	182
4.4.	Approche de modélisation avec MACRO	184
5.	4 ^{ème} étape : Couplage.....	186
5.1.	Présentation	186
5.2.	Résultats	187
5.3.	Discussion	193
5.4.	Le cas des nitrates	194
5.5.	Approche de modélisation couplée avec MACRO	196
6.	Transport 3D dans la zone saturée	203

6.1.	Présentation	203
6.2.	Modification de la géométrie du modèle et paramètres d'entrée	203
6.3.	Simulations et résultats.....	204
C.	Conclusion.....	215
Chapitre 4 :.....		Résilience
	217	
A.	Présentation des simulations de scénarios climatiques.....	219
B.	Modélisation avec le modèle couplé 2D de la zone saturée.....	220
1.	Présentation et mise en place du modèle.....	220
2.	Résultats	220
C.	Comparaison avec les simulations du modèle couplé MACRO - MARTHE.....	225
1.	La zone non saturée.....	225
2.	La zone saturée.....	229
3.	Discussion	233
Conclusion générale		235
Bibliographie.....		243
Annexes		253

Liste des figures

Figure 2.1 – Localisation des forages réalisés sur le site d'étude	40
Figure 2.2 – Schéma de la procédure d'acquisition d'un panneau électrique dipôle-dipôle et de présentation sur une pseudo coupe : les points sont les lieux de représentation des mesures (GIRARD J.F. et al., 2006)	41
Figure 2.3 – Localisation des 7 profils géophysiques	43
Figure 2.4 – Localisation des pluviographes sur le site de Montreuil sur Epte	48
Figure 2.5 – Localisation des stations météorologiques utilisées pour étendre les données climatiques.	49
Figure 2.6 – Station hydrométrique de mesure des débits de la source de Brévilles de septembre 2001 jusqu'à août 2005	51
Figure 2.7 – Nouveau déversoir installé le 12 janvier 2005.....	51
Figure 2.8 – Emplacement des sondages RMP et profondeur de la nappe principale	53
Figure 2.9 – Coupe géologiques passant par les piézomètres d'injection des traçages artificiels	57
Figure 2.10 – Présentation des niveaux atteints par les piézomètres du groupe PZ17.....	59
Figure 2.11 – Extrait de la carte géologique de Gisor au 1/50 000 (n°125 Kuntz et al., 1976) et log stratigraphique schématique simplifié.....	63
Figure 2.12 – Légende des profils géophysiques	64
Figure 2.13 – Coupe profondeur de résistivité calculée selon les profils P1, P2 et P3	65
Figure 2.14 – Coupe profondeur de résistivité calculée selon les profils P4	66
Figure 2.15 – Coupe profondeur de résistivité calculée selon le profil P6 à P7	67
Figure 2.16 – Coupe profondeur de résistivité calculée selon le profil P5	68
Figure 2.17 – Position des failles retenues en fonction des décrochements verticaux observés sur les profils de panneaux électriques.....	70
Figure 2.18 – Exemple de carotte provenant du sondage C2 de 6,15 à 7,25 m sous la surface du sol	78
Figure 2.19 – Relation entre la succion et la teneur en eau des calcaires de la zone non saturée du bassin de la source des Brévilles pour les sondages C1 et C2	79
Figure 2.20 – Relation entre la succion et la teneur en eau des calcaires de la zone non saturée du bassin de la source des Brévilles pour les sondages PZ17B et PZ14.....	80

Figure 2.21 – Précipitations annuelles homogénéisées sur le site d'étude par année hydrologique (débutant en septembre) de 1950-1951 à 2005-2006.....	82
Figure 2.22 – Evapotranspiration potentielle annuelle sur le site d'étude de 1950 à 2006.....	82
Figure 2.23 – Chronique des niveaux piézométriques pour les PZ2 à 7.....	83
Figure 2.24 – Chronique des niveaux piézométriques pour les PZ8 à 15.....	84
Figure 2.25 – Chronique des niveaux piézométriques pour les PZ16 à 19.....	85
Figure 2.26 – Comparaison de la pluie efficace (calculée avec la méthode de Thorntwaite, 1994) et du niveau piézométrique dans le PZ2.....	86
Figure 2.27 – Carte des niveaux piézométriques en février 2002.....	87
Figure 2.28 – Courbe de restitution et évolution de la masse restituée à la source pour l'essai de traçage effectué au PZ7 entre le 5 août 2003 et le 9 juin 2004.....	88
Figure 2.29 – Ajustement de courbes théoriques grâce au logiciel CATTI sur les courbes de restitution d'iodure à la source (GODERNIAUX et al., 2008).....	90
Figure 2.30 – Ajustement de courbes théoriques grâce au logiciel CATTI sur les courbes de restitution de fluorescéine à la source et à la station de mesure des débits (GODERNIAUX et al., 2008).....	92
Figure 2.31 – Courbes cumulées des masses de traceurs à la source des Brévilles.....	94
Figure 2.32 – Localisation des sources autour de l'aquifère.....	95
Figure 2.33 – Comparaison de la pluie efficace (calculée avec la méthode de Thorntwaite, 1994) et du débit à la source de Brévilles.....	96
Figure 2.34 – Localisation des bassins versant à Montreuil-sur-Epte.....	98
Figure 2.35 – Localisation des sondages pédologiques sur le bassin versant lors de la première étude des sols.....	99
Figure 2.36 – Limite de la carte des sols étendue incluant la limite de la zone détaillée, les trous de tarières et les fosses pédologiques.....	100
Figure 2.37 – Carte de répartition des principaux sols du site d'étude.....	101
Figure 2.38 – Référence et emplacement des parcelles agricoles documentées sur le bassin de la source des Brévilles et parcelles ayant reçu de l'atrazine (hachures jaunes).....	105
Figure 2.39 – Teneur en Chlorure et Nitrate dans les piézomètres de la première campagne de forage.....	109
Figure 2.40 – Teneur en nitrate et chlorure dans les piézomètres et à la source (mars 2001 à avril 2006).....	110

Figure 2.41 – Concentration moyenne en atrazine et DEA de 2001 à 2006 dans les piézomètres du site d'étude	111
Figure 2.42 – Teneur en pesticides dans les piézomètres (mars 2001 à février 2006).....	112
Figure 2.43 – Teneur en atrazine dans les piézomètres 5, 8 et 7 – transept amont vers aval – de mars 2001 à février 2006.....	114
Figure 2.44 – Concentration en pesticides à différents niveaux de profondeur dans l'aquifère dans les piézomètres PZ17A, B et C	115
Figure 2.45 – Suivi des concentrations en nitrates et chlorures à la source des Brévilles de mars 2000 à avril 2006	116
Figure 2.46 – Chroniques de nitrates à la source des Brévilles étendues par les mesures de la DDASS depuis 1985.	117
Figure 2.47 – Suivi des concentrations en pesticides à la source des Brévilles d'octobre 1999 à mai 2006 (axe vertical coupé)	117
Figure 2.48 – Rapport Sodium / Chlorure des analyses mensuelles d'eau de la nappe (mars 2001 à août 2005) pour les piézomètres et bimensuelles pour la source des Brévilles (spring) par rapport à la droite de dilution de l'eau de mer (SW) d'après BARAN et al., 2007	120
Figure 2.49 – Rapport Nitrate / Tritium (valeurs mesurées et erreurs pour les piézomètres et à la source d'après BARAN et al., 2007	121
Figure 3.1 – Vue conceptuelle du modèle couplé (GIGLEUX et al., 2008).....	135
Figure 3.2 – Coupe géologique de l'aquifère de la source des Brévilles	138
Figure 3.3 – Localisation des failles retenues pour la géométrie du modèle géologique.....	139
Figure 3.4 – Variogramme du toit des sables de Cuise.....	140
Figure 3.5 – Localisation des points utilisés pour l'interpolation du toit des sables de Cuise	141
Figure 3.6 – Maillage du toit des sables de Cuise.....	142
Figure 3.7 – Localisation des points utilisés pour l'interpolation du mur des sables de Cuise	143
Figure 3.8 – Maillage du mur des sables du cuisien.	144
Figure 3.9 – Maillage de la surface topographique du modèle.	145
Figure 3.10 – Maillage des niveaux piézométrique en février 2006.....	147
Figure 3.11 – Délimitation graphique des bassins versants hydrogéologiques sur la base de la carte piézométrique de février 2006.....	148

Figure 3.12 – Comparaison des niveaux piézométriques observés et simulés par le modèle 2D en régime permanent	149
Figure 3.13 – Corrélations des données observées et simulées par le modèle 2D en régime permanent	149
Figure 3.14 – Localisation des zones de débordement significatif de l'aquifère et comparaison avec les débits observés (les mailles bleues ont un débordement > 0,1 l/s).....	150
Figure 3.15 – Zones de perméabilités résultant du calage en régime permanent.....	152
Figure 3.16 – Schéma des réservoirs du modèle GARDENIA	153
Figure 3.17 – Comparaison des niveaux piézométriques observés et simulés par GARDENIA pour les néoluviosols	155
Figure 3.18 – Comparaison des niveaux piézométriques observés et simulés par GARDENIA pour les calcisols	156
Figure 3.19 – Comparaison des niveaux piézométriques observés et simulés par GARDENIA pour les calcosols	157
Figure 3.20 – Comparaison des niveaux piézométriques observés et simulés par GARDENIA pour les colluviosols.....	158
Figure 3.21 – Infiltrations simulées avec GARDENIA par zone de sol.	158
Figure 3.22 – Essais de calage en régime transitoire, au pas de temps mensuel avec les 7 zones de perméabilités issues du régime permanent des niveaux piézométriques (A) et des débits à la source (B)	159
Figure 3.23 – Modification des emmagasinevements (A) et de la carte des zones de perméabilité (B).....	160
Figure 3.24 – Comparaison des niveaux mesurés et simulés par le modèle 2D en régime transitoire au pas de temps mensuel pour les piézomètres PZ2 à PZ7.....	161
Figure 3.25 – Comparaison des niveaux mesurés et simulés par le modèle 2D en régime transitoire au pas de temps mensuel pour les piézomètres PZ8 à PZ15.....	162
Figure 3.26 – Comparaison des niveaux mesurés et simulés par le modèle 2D en régime transitoire au pas de temps mensuel pour les piézomètres PZ16 à PZ19.....	163
Figure 3.27 – Comparaison des débits mesurés et simulés par le modèle 2D en régime transitoire au pas de temps mensuel pour les principales sources du site d'étude.....	163
Figure 3.28 – Nouveau découpage du modèle et redéfinition des limites	166
Figure 3.29 – Comparaison des niveaux mesurés et simulés par le modèle 2D en régime transitoire au pas de temps journalier pour les piézomètres PZ2 à PZ7	168

Figure 3.30 – Comparaison des niveaux mesurés et simulés par le modèle 2D en régime transitoire au pas de temps journalier pour les piézomètres PZ8 à PZ15	169
Figure 3.31 – Comparaison des niveaux mesurés et simulés par le modèle 2D en régime transitoire au pas de temps journalier pour les piézomètres PZ16 à PZ19	170
Figure 3.32 – Comparaison des débits mesurés et simulés par le modèle 2D en régime transitoire au pas de temps journalier pour les principales sources du site d'étude.....	170
Figure 3.33 – Données de précipitations pour Agriflux de 1967 à 2006	172
Figure 3.34 – Schématisation de l'intégration des données pédologiques avec les données agronomiques sur le bassin de Montreuil-sur-Epte.....	177
Figure 3.35 – Schématisation du modèle à réservoir NASH	179
Figure 3.36 – Epaisseur de la zone non saturée	180
Figure 3.37 – Comparaison des flux d'eau lessivés par le modèle discrétisé Marthe et le modèle à réservoir Nash.....	180
Figure 3.38 – Comparaison des concentrations en atrazine dans les flux d'eau lessivés par le modèle discrétisé Marthe et le modèle à réservoir Nash.....	181
Figure 3.39 – Comparaison des volumes percolés simulés par AGRIFLUX / NASH à 30 m dans les colluviosols, les neoluvisols, les calcisols et dans les calcosols pour la parcelle n°13 entre 1988 et 2006	182
Figure 3.40 – Comparaison des concentrations simulées par AGRIFLUX / NASH à 30 m sous les colluviosols, les neoluvisols, les calcisols et les calcosols pour la parcelle n°13 entre 1988 et 2006	183
Figure 3.41 – Comparaison des concentrations simulées par AGRIFLUX à la base du sol pour les colluviosols, les neoluvisols, les calcisols et les calcosols pour la parcelle n°13 entre 1988 et 2006	183
Figure 3.42 – Comparaison des flux d'eau percolés à 30 m sous la parcelle 13 (en bleu les flux MACRO en jaune les flux AGRIFLUX / NASH)	185
Figure 3.43 – Comparaison des volumes percolés simulés par MACRO à 30 m sous les calcisols et les luvisols pour la parcelle n°13 entre 1988 et 2005	185
Figure 3.44 – Comparaison des concentrations simulées par MACRO à 30 m sous les calcisols et les luvisols pour la parcelle n°13 entre 1988 et 2005	186
Figure 3.45 – Comparaison des niveaux mesurés et simulés par le modèle couplé 1D/2D en régime transitoire au pas de temps journalier pour les piézomètres PZ2 à PZ7	187

Figure 3.46 – Comparaison des niveaux mesurés et simulés par le modèle couplé 1D/2D en régime transitoire au pas de temps journalier pour les piézomètres PZ8 à PZ15	188
Figure 3.47 – Comparaison des niveaux mesurés et simulés par le modèle couplé 1D/2D en régime transitoire au pas de temps journalier pour les piézomètres PZ14 à PZ19	189
Figure 3.48 – Comparaison des débits mesurés et simulés par le modèle couplé 1D/2D en régime transitoire au pas de temps journalier pour les principales sources du site d'étude...	189
Figure 3.49 – Comparaison des concentrations mesurées et simulées par le modèle couplé 1D/2D en régime transitoire au pas de temps journalier pour les piézomètres PZ2 à PZ7....	190
Figure 3.50 – Comparaison des concentrations mesurées et simulées par le modèle couplé 1D/2D en régime transitoire au pas de temps journalier pour le piézomètre PZ8 et concentrations simulées pour les piézomètres PZ8 à PZ15	191
Figure 3.51 – Concentrations simulées par le modèle couplé 1D/2D en régime transitoire au pas de temps journalier pour les piézomètres PZ16 à PZ19.....	192
Figure 3.52 – Comparaison des concentrations mesurées et simulées par le modèle couplé 1D/2D en régime transitoire au pas de temps journalier pour la source de Brévilles	192
Figure 3.53 – Comparaison des chroniques de nitrates observées et d'atrazine simulée à la source des Brévilles.....	195
Figure 3.54 – Comparaison des chroniques de nitrates observées et simulées à la source des Brévilles par le modèle couplé.	196
Figure 3.55 – Comparaison entre les niveaux piézométriques observés et simulés par le modèle couplé MACRO / MARTHE (a) et AGRIFLUX / NASH / MARTHE (b) pour les piézomètres PZ2, PZ4	197
Figure 3.56 – Comparaison entre les niveaux piézométriques observés et simulés par le modèle couplé MACRO / MARTHE (a) et AGRIFLUX / NASH / MARTHE (b) pour les piézomètres PZ5 et PZ6	197
Figure 3.57 – Comparaison entre les débits observés et simulés par le modèle couplé MACRO / MARTHE (a) et AGRIFLUX / NASH / MARTHE (b) pour la source des Brévilles	198
Figure 3.58 – Représentation des concentrations simulées en atrazine en décembre 2005 par les modèles de transport couplé MACRO / MARTHE (a) et AGRIFLUX / NASH / MARTHE (b). Les parcelles ayant reçu de l'atrazine sont détournées en rouge	199
Figure 3.59 – Comparaison des concentrations en atrazine mesurées et simulées par les modèles MACRO / MARTHE (a) et AGRIFLUX / NASH / MARTHE pour les piézomètres PZ2, PZ3, PZ5, PZ6	200

Figure 3.60 – Concentrations en atrazine observées et simulées par les modèles MACRO / MARTHE (a) et AGRIFLUX / NASH / MARTHE (b) à la source des Brévilles	201
Figure 3.61 – Vue en coupe de la discrétisation des couches du modèle 3D de la zone saturée	203
Figure 3.62 – Comparaison des niveaux piézométriques observés et simulés par les modèles 2D (bleu) et 3D de la zone saturée (vert) pour les piézomètres PZ2 à PZ3	204
Figure 3.63 – Comparaison des niveaux piézométriques observés et simulés par les modèles 2D (bleu) et 3D de la zone saturée (vert) pour les piézomètres PZ4 à PZ9	205
Figure 3.64 – Comparaison des niveaux piézométriques observés et simulés par les modèles 2D (bleu) et 3D de la zone saturée (vert) pour les piézomètres PZ10 à PZ17	206
Figure 3.65 – Comparaison des niveaux piézométriques observés et simulés par les modèles 2D (bleu) et 3D de la zone saturée (vert) pour les piézomètres PZ19	207
Figure 3.66 – Comparaison des débits observés et simulés par les modèles 2D (bleu) et 3D de la zone saturée (vert) pour les sources de Brévilles et du Vaumion	207
Figure 3.67 – Comparaison des concentrations observées et simulées par les modèles 2D (bleu) et 3D de la zone saturée (vert) pour les piézomètres PZ5 à PZ8	208
Figure 3.68 – Comparaison des concentrations en atrazine observées et simulées par les modèles 2D (bleu) et 3D de la zone saturée (vert) pour la source de Brévilles	208
Figure 3.69 – Comparaison des variations piézométriques saisonnières pour les modèles 2D (bleu) et 3D de la zone saturée (vert) sur les piézomètres PZ3 et PZ4	210
Figure 3.70 – Comparaison de chroniques de pesticides observées et simulées avec les modèles 2D et 3D de la zone saturée	211
Figure 3.71 – Comparaison des concentrations en atrazine au droit du piézomètre PZ5 dans chaque couche du modèle 3D de la zone saturée avec le modèle 2D de la zone et saturée et les données observées	212
Figure 3.72 – Comparaison des concentrations en pesticides au niveau de la source des Brévilles simulés avec les modèles 2D (bleu) et 3D (vert) de la zone saturée	212
Figure 4.1 – Résultats des simulations des scénarios climatiques au niveau de la source de Brévilles pour les débits et les concentrations, observés et simulés	221
Figure 4.2 – Comparaison des concentrations en atrazine simulées avec les différents scénarios climatiques pour les piézomètres PZ3, PZ5, PZ6 et PZ7	222

Figure 4.3 – Volume d’eau percolé pour la parcelle 13 pour les scénarios climatiques ARPEGEH, CHRMH, CLMH et HADH simulés avec MACRO (a) de 2005 à 2020 et avec AGRIFLUX / NASH (b) de 2007 à 2026	226
Figure 4.4 – Volume d’eau percolé pour la parcelle 13 pour les scénarios climatiques HIRHAME et HIRHAMH simulés avec MACRO (a) de 2005 à 2020 et avec AGRIFLUX / NASH (b) de 2007 à 2026.....	227
Figure 4.5 – Prédiction des concentrations en atrazine sous la parcelle 13 pour les scénarios climatiques ARPEGEH, CHRMH, CLMH et HADH simulés avec MACRO (a) de 2005 à 2020 et avec AGRIFLUX / NASH (b) de 2007 à 2026	228
Figure 4.6 – Prédiction des concentrations en atrazine sous la parcelle 13 pour les scénarios climatiques HIRHAME et HIRHAMH simulés avec MACRO (a) de 2005 à 2020 et avec AGRIFLUX / NASH (b) de 2007 à 2026	229
Figure 4.7 – Concentration en atrazine prévue par le modèle couplé MACRO / MARTHE (a) et AGRIFLUX / NASH / MARTHE (b) pour les piézomètres PZ2 et PZ6.....	230
Figure 4.8 – Concentration en atrazine prévue par le modèle couplé MACRO / MARTHE (a) et AGRIFLUX / NASH / MARTHE (b) pour le piézomètre PZ7	231
Figure 4.9 – Concentration en atrazine prévue par le modèle couplé MACRO / MARTHE (a) et AGRIFLUX / NASH / MARTHE (b) pour la source des Brévilles.....	232

Liste des tableaux

Tableau 2.1 – Faciès géo-électriques des séries tertiaires et crétacées de la région de Montreuil-sur-Epte.....	42
Tableau 2.2 – Caractéristiques des dispositifs de mesure.....	44
Tableau 2.3 – Caractéristiques principales des deux traçages opérés aux PZ4 et PZ7	57
Tableau 2.4 – Caractéristiques principales des traçages opérés aux piézomètres PZ4, PZ19, PZ17b et PZ17c.....	58
Tableau 2.5 – Profondeur de la pompe lors des prélèvements d’eau pour les analyses de qualité à partir de février 2006.....	60
Tableau 2.6 – Epaisseur (m) des différents étages géologiques dans 8 piézomètres forés sur le site (d’après Morvan, 2004)	72

Tableau 2.7 – Diamètre limite, en μm en fonction du pourcentage de particules dans les sables (d'après Morvan, 2004).....	72
Tableau 2.8 – Compilation des perméabilités déduites de la répartition de la taille des grains des sables de Cuise.....	73
Tableau 2.9 – Transmissivité et perméabilité d'après les essais de pompage (KLINKA 2008).....	74
Tableau 2.10 – Présentation des sections de carottes utilisées pour la détermination des paramètres hydrodynamiques des matériaux consolidés de la zone non saturée.....	79
Tableau 2.11 – Ajustement des courbes théoriques sur les courbes de restitution de iode – paramètres ajustés.....	91
Tableau 2.12 – Ajustement des courbes théoriques sur les courbes de restitution de fluorescéine – paramètres ajustés (GODERNIAUX et al., 2008).....	92
Tableau 2.13 – Mesure des débits des principales sources (l/s).....	96
Tableau 2.14 – Distribution de la taille des particules et teneur en matière organique pour les colluviosols.....	101
Tableau 2.15 – Distribution de la taille des particules et teneur en matière organique pour les calcisols.....	102
Tableau 2.16 – Distribution de la taille des particules et teneur en matière organique pour les neoluvisols.....	102
Tableau 2.17 – Distribution de la taille des particules et teneur en matière organique pour les calcosols.....	102
Tableau 2.18 – Paramètre des sols pour les colluviosols.....	103
Tableau 2.19 – Paramètre des sols pour les calcisols.....	103
Tableau 2.20 – Paramètre des sols pour les neoluvisols.....	103
Tableau 2.21 – Paramètres des sols pour les calcosols.....	104
Tableau 2.22 – Valeurs moyennes et écart types des ions majeurs (mg/l) présents dans les différents piézomètres pour la période de Mars 2001 à Décembre 2008 (valeur max et min des ions en rouge et vert).....	108
Tableau 2.23 – Valeurs moyennes et écart types des ions majeurs (mg/l) présents à la source de Brévilles pour la période de Mars 2001 à Décembre 2008.....	116
Tableau 2.24 – Concentration en tritium dans 7 piézomètres et à la source avec les estimations des incertitudes sur les mesures de laboratoire. Les âges apparents sont estimés en utilisant uniquement la dégradation radioactive BROERS et al., 2005.....	122

Tableau 2.25 – Classement des eaux des plus anciennes aux plus jeunes daté par CFC sur le bassin de la source des Brévilles.	123
Tableau 3.1 – Paramètres utilisés dans GARDENIA pour les néoluvisols.....	155
Tableau 3.2 – Paramètres utilisés dans GARDENIA pour les calcisols	155
Tableau 3.3 – Paramètres utilisés dans GARDENIA pour les calcosols	156
Tableau 3.4 – Paramètres utilisés dans GARDENIA pour les colluviosols.....	157
Tableau 3.5 – Paramètres des sols calés pour le modèle 2D en régime transitoire au pas de temps mensuel.....	164
Tableau 3.6 – Perméabilités calées pour le modèle 2D en régime transitoire au pas de temps mensuel.....	164
Tableau 3.7 – Paramètres des sols calés pour le modèle 2D en régime transitoire au pas de temps journalier.....	167
Tableau 3.8 – Perméabilités calées pour le modèle 2D en régime transitoire au pas de temps journalier	167
Tableau 3.9 – Caractéristique climatiques mensuelles moyenne (1988 – 2006)	172
Tableau 3.10 – Caractéristique des sols de type Colluviosol.....	173
Tableau 3.11 – Caractéristique des sols de type Neoluvisol.....	174
Tableau 3.12 – Caractéristique des sols de type Calcisol	174
Tableau 3.13 – Caractéristique des sols de type Calcosol.....	174
Tableau 3.14 – Cycle de croissance des cultures sur le bassin de Montreuil-sur-Epte, Date moyenne pour le nord de la France	175
Tableau 3.15 – Besoin en eau des plantes d’après SOLTNER, 1990	175
Tableau 3.16 – Caractéristiques de l’atrazine utilisées dans le modèle AGRIFLUX	176
Tableau 3.17 – Perméabilités calées pour le modèle 3D de la zone saturée en régime transitoire au pas de temps journalier.....	209
Tableau 4.1 – 6 des 13 MCR générés par le projet PRUDENCE. Des acronymes alternatifs ont été utilisé dans Aquaterra, le suffixe de chaque donnant une information sur le MCG utilisé.....	219

Introduction générale

Durant la période qui a suivi la deuxième guerre mondiale, une agriculture moderne très productive a été mise en place en Amérique du Nord et en Europe. Cette modernisation s'est notamment traduite par une utilisation intensive de produits phytosanitaires sur les cultures. L'utilisation intensive de ces produits a permis d'augmenter les rendements, mais elle a également conduit à la contamination des eaux de surface et des eaux souterraines. En effet, il apparaît qu'outre des pollutions ponctuelles, un apport diffus des produits phytosanitaires utilisés en agriculture contribue à la dégradation de la qualité de la ressource en eau (BARBASH et al., 2001). Dans son bilan annuel 2007, l'Institut Français de l'Environnement (IFEN) indique que des pesticides ont été détectés dans 91 % des points de mesures des cours d'eau et dans 55 % des points de mesures des eaux souterraines (IFEN, 2007). En raison de leur utilisation en quantité importante, de leur mobilité et de leur persistance dans l'environnement, les produits phytosanitaires apparaissent donc comme des contaminants potentiels des eaux superficielles et souterraines. La préoccupation grandissante de la contamination des eaux souterraines se traduit par l'établissement de normes essentiellement basées sur la potabilité des eaux de consommation. Ainsi la directive européenne (98/83/EEC) limite les concentrations à 0,1 µg/l pour un pesticide donné et à 0,5 µg/l pour la concentration totale en pesticides dans l'eau destinée à la consommation. De nombreuses études font état de contamination des eaux superficielle et souterraines au-delà de ces limites fixées : en France (IFEN, 2007), en Allemagne (TAPPE et al., 2002), dans toute l'Europe (AEE, 2003) et en Amérique du Nord (THURMAN et al., 1994, KOLPIN et al., 1998).

La détection de ces molécules dans les eaux souterraines met en évidence l'importance de caractériser le transfert des pesticides dans le sol vers les eaux souterraines. Le devenir des produits phytosanitaires une fois appliqués sur le sol est essentiellement régi par les processus suivants (WEBER, 1991) :

- La diffusion gazeuse dans les pores du sol et dans l'atmosphère,
- L'absorption du produit par les plantes,
- Le transport par infiltration dans la phase aqueuse du sol,
- Le transport par ruissellement superficiel à l'état dissous ou absorbé,
- La sorption et la désorption sur la phase solide du sol,
- La dégradation photochimique, chimique, et biologique par les plantes et les micro-organismes du sol.

Afin d'évaluer le risque de pollution des eaux souterraines par les molécules phytosanitaires, des études sont possibles à différentes échelles. Les études réalisées en laboratoire ne permettent généralement de se focaliser que sur un seul processus influençant le transfert des produits phytosanitaires, le plus souvent la sorption (WANG et al. 1999, LIU et al. 2001, NEMETH-KONDA et al. 2002) ou la dégradation (MILLS et al. 2001, DICTOR et al. 2002). Le processus est étudié en détail et son influence sur le lessivage des molécules est ainsi estimée, mais l'aspect hydrodynamique est souvent occulté. Dans le cadre d'une étude sur des lysimètres, plusieurs processus sont pris en compte en incluant l'aspect cinétique lié à l'hydrodynamisme. Ce type d'étude présente l'avantage de maîtriser les conditions climatiques (températures et hauteurs de pluie); en revanche, compte tenu des faibles volumes étudiés, la variabilité spatiale des processus résultant de la variabilité des propriétés du sol est totalement omise ou peu prise en compte. Ceci entraîne une probable non représentativité de ces résultats lorsqu'on veut les extrapoler à de plus grandes surfaces, et donc une mauvaise estimation du risque potentiel que constitue la molécule étudiée à contaminer les eaux (MORVAN, 2004).

A l'échelle de la parcelle expérimentale, tous les processus qui contrôlent le transfert des phytosanitaires dans l'environnement sont pris en compte (GHODRATI et JURY 1992, KONDA et PASZTOR 2001, BARAN et al. 2004), notamment la variabilité spatiale des phénomènes de transfert sous des conditions climatiques naturelles et sur un type de sol particulier. Toutefois, la part de chaque processus est difficilement identifiable et les études réalisées à cette échelle se limitent à la profondeur du sol. L'éventuel lessivage des molécules n'est généralement pas suivi dans la zone non saturée profonde ou dans les eaux souterraines.

A l'échelle du bassin versant, en plus de l'ensemble des processus qui contrôlent le transfert des pesticides en profondeur, de nombreux facteurs sont pris en compte : de l'application des pesticides, en passant par le sol, la zone non saturée (ZNS) plus profonde, la nappe, jusqu'à l'exutoire du bassin. Toutefois, en dessous de la zone racinaire du sol, les processus contrôlant le transfert des phytosanitaires ne sont généralement pas suivis compte tenu de la difficulté d'obtenir des mesures dans la ZNS profonde et dans les eaux souterraines (BARAN 1996, GARMOUMA 1996). C'est à l'échelle du bassin versant que les besoins se font ressentir en termes d'outils de gestion car c'est à cette échelle que les conséquences de l'emploi massif de produits phytosanitaires peuvent être appréhendées à long terme et que le suivi environnemental est délicat (DOUKOURÉ, 2007). Il devient donc indispensable de disposer

de méthodes permettant d'évaluer les risques de contamination à large échelle et c'est dans ce cadre que le présent travail de thèse s'insère.

Le travail s'articule en quatre chapitres :

- Le premier chapitre est essentiellement consacré à l'étude bibliographique du transport des pesticides et de la modélisation en milieu poreux. Nous nous intéresserons dans un premier temps à la problématique des pesticides dans l'eau souterraine puis à la modélisation des flux d'eau et de pesticides.
- Le deuxième chapitre présente le site d'étude ainsi que les différents travaux qui y ont été réalisés. Dans une première partie les méthodes utilisées pour caractériser le site de la source des Brévilles seront brièvement décrites. Puis les caractéristiques géologiques et hydrogéologiques seront présentées ainsi que les caractéristiques des sols et de leur occupation. Enfin un point sera fait sur la qualité des eaux du bassin de la source des Brévilles afin de compléter la caractérisation de l'aquifère.
- Le troisième chapitre décrit les travaux de modélisations qui ont été réalisés au cours de cette thèse. Dans un premier temps, les différents modèles et outils utilisés seront présentés puis l'approche de modélisation choisie dans le cadre de cette étude ainsi que les travaux réalisés seront décrit et discutés.
- Le quatrième chapitre traite du devenir de l'atrazine sur le site d'étude dans le cadre du changement climatique global. Le retour à la bonne qualité des eaux de la source des Brévilles sera discuté ainsi que l'impact de l'usage d'atrazine longtemps après l'interdiction d'utilisation de cet herbicide.

Chapitre 1 : Etat des connaissances sur le transfert des pesticides et la modélisation en milieu poreux

Les produits phytosanitaires jouent un rôle majeur dans l'agriculture en protégeant les cultures et en assurant les productions végétales. Cependant, leur large utilisation depuis plusieurs décennies a mené à leur fréquente apparition dans les divers compartiments de l'environnement sous l'action de nombreux processus.

A. Définitions et caractéristiques

D'après le dictionnaire encyclopédique des sciences de l'eau (RAMADE 1998), les pesticides sont des substances chimiques minérales ou organiques de synthèse utilisées à vaste échelle contre les ravageurs des cultures, les animaux nuisibles et les agents vecteurs d'affections parasitaires ou microbiologiques de l'homme et des animaux domestiques. Le terme produit phytosanitaire est plus spécifique des pesticides utilisés pour la protection des végétaux, cependant les deux termes seront employés ici sans distinction. Les pesticides de formulation commerciale sont composés de deux types de substance :

- Les matières actives qui confèrent au produit son effet toxique. Ce sont elles qui sont analysées et qui sont réglementées. Plusieurs matières actives peuvent être mélangées dans un même produit commercialisé.
- Les additifs qui ont pour but de permettre, voir renforcer, l'efficacité du produit.

La production de pesticides a connu une croissance considérable depuis la fin de la seconde guerre mondiale. Une tendance au ralentissement s'est observée depuis les années 80, liée en partie à la découverte de substances plus actives nécessitant des tonnages plus faibles et aussi à cause des graves problèmes écologiques et toxicologiques, soulevés par certaines de ces substances. En 2005, on dénombre plus de 500 matières actives entrant dans la composition de plus de 8000 produits commercialisés en France (IFEN, 2007). Les pesticides sont généralement classés en familles selon les organismes-cibles dont principalement les herbicides, les insecticides et les fongicides. Il existe cependant une multitude de groupes chimiques de pesticides dont les propriétés diffèrent grandement. Plusieurs classifications ont été établies afin de les regrouper d'une façon pertinente en fonction des objectifs visés. Dans le contexte de la contamination des eaux souterraines, d'après (WEBER 1991), l'essentiel est de considérer les principales propriétés physicochimiques des pesticides, soit la solubilité dans l'eau, le degré de volatilisation, la rétention sur le sol et la persistance.

En France, le réseau national de surveillance de l'Institut Français de l'Environnement (IFEN) permet de faire un bilan des contaminations tous les ans. Ainsi, en France métropolitaine (IFEN, 2007), des pesticides ont été détectés dans 91 % des points de mesure des cours d'eau

et dans 55 % des points de mesure des eaux souterraines. Les niveaux de contamination sont significatifs : 36 % des points de mesure en eaux de surface ont une qualité moyenne à mauvaise et 25 % des points de mesure en eaux souterraines ont une qualité médiocre à mauvaise et nécessiteraient un traitement spécifique d'élimination des pesticides s'ils étaient destinés à la consommation. Les principales molécules rencontrées sur l'ensemble du réseau de surveillance sont l'atrazine, la terbuthylatrazine et leurs sous-produits de dégradation, puis la simazine, l'oxadixyl et le diuron.

Dans ce contexte, la loi n°2006-1772 du 30 décembre 2006 sur l'eau et les milieux aquatiques a pour objectif principal de reconquérir la qualité des eaux et d'atteindre en 2015 les objectifs de « bon état écologique et chimique » fixé par la directive cadre européenne 2000/60/CE du 23 octobre 2000.

B. Difficulté de prédiction de la contamination des eaux souterraines par les pesticides

La prédiction du transport des pesticides vers les eaux souterraines est un outil majeur pour la gestion efficace des ressources en eau. Cet exercice est délicat car plusieurs processus interviennent. Ces processus vont en effet déterminer le devenir des pesticides dans l'environnement, mais leur grandeur est influencée par de nombreux facteurs qui regroupent d'une part les propriétés physico-chimiques du composé, les propriétés intrinsèques du sol, mais également des facteurs extrinsèques tels que les conditions climatiques et les pratiques culturales.

1. Les propriétés physico-chimiques des composés

Plusieurs études ont tenté d'évaluer l'importance des propriétés physico-chimiques des molécules dans leur transports vers les eaux souterraines (WORRALL et al., 2002, TARIQ et al., 2004). Il a été montré que celles-ci sont tout aussi importantes que les caractéristiques du site afin d'appréhender l'occurrence des contaminations. Aussi, il en ressort que si l'on considère que les caractéristiques environnementales et les propriétés physiques du site sont égales, la probabilité de trouver un pesticide plutôt qu'un autre dans l'eau souterraine est en grande partie liée à son potentiel de rétention sur la matière organique du sol (K_{OC}) et à sa résistance aux dégradations chimiques et biologiques dans le sol (DT50) (BARBASH et al., 2001).

2. Les propriétés intrinsèques du site

Les propriétés intrinsèques du site sont indissociables de la compréhension du devenir des pesticides dans l'eau souterraine. Elles concernent tant les caractéristiques du sol que les caractéristiques hydrogéologiques du site. Dans la zone non saturée, le transport par advection des pesticides est directement lié à la conductivité hydraulique du sol et à la porosité. La structure du sol détermine les mouvements de l'eau et, dans une certaine mesure, le taux d'interaction entre celui-ci et les pesticides. Le degré d'agrégation des particules de sol, l'activité biologique qui y est présente, la teneur en matière organique et en argile vont ainsi influencer de nombreux processus et avoir un impact sur le comportement des pesticides (CARTER, 2000).

Les caractéristiques hydrogéologiques qui vont influencer le devenir des pesticides sont en premier lieu celles qui contrôlent le mouvement de l'eau. Une fois que les pesticides ont atteint la zone saturée, leur mouvement dépend du gradient hydraulique et de la conductivité hydraulique. Le degré de protection de l'aquifère va également déterminer la probabilité de déceler des pesticides dans l'eau souterraine.

3. Les facteurs externes

Les facteurs externes qui vont avoir une influence sur le devenir des pesticides dans l'environnement concernent essentiellement les pratiques culturales et les facteurs climatiques. Les pratiques culturales vont tout d'abord déterminer la quantité de pesticides disponibles pour lessivage potentiel en profondeur. Ainsi l'occupation du sol est un facteur essentiel. Alors qu'il peut sembler évident de retrouver des pesticides dans les zones où ils sont utilisés, certains auteurs (BARBASH et al., 2001) ont tenu à le démontrer statistiquement. Il en ressort que la détection de pesticides est significativement plus fréquente dans les zones de forte utilisation agricole. L'influence des pratiques culturales sur la qualité de l'eau souterraine peut être regroupée en deux catégories : les pratiques au sens strict (composé, mode d'application, pratiques de labour et rotation) et d'autre part les pratiques de gestion de l'eau qui concernent essentiellement l'irrigation et le drainage.

Les facteurs climatiques tels que la température, les précipitations, le vent et l'humidité relative influencent le comportement des pesticides appliqués à la surface du sol. D'autre part, l'intensité et la distribution des précipitations vont moduler la quantité d'eau disponible pour l'entraînement des composés dissous au travers de la zone racinaire.

C. La modélisation des pesticides

Les modèles numériques de simulation du transfert de polluants dans l'eau souterraine s'avèrent des outils très utiles à la compréhension des processus et à l'analyse des problèmes pouvant affecter les eaux souterraines, en prédisant les teneurs en éléments contaminant et en permettant d'appliquer différents scénarios. Ils ont l'avantage de présenter des résultats quantitatifs, en terme de concentrations par exemple, qui peuvent être comparés avec les critères de la qualité de l'eau (BANTON et VILLENEUVE, 1989, LINDSTRÖM, 2005).

Il existe une vaste gamme de modèles numériques, allant des plus simples aux plus complexes. D'après LOAGUE et ABRAMS, 2001, le choix d'un modèle se base en premier lieu sur deux critères : l'échelle à laquelle on souhaite travailler et la finalité de l'outil. Les finalités peuvent être diverses et nombreuses. En effet, les modèles peuvent servir à prédire et à comprendre le comportement des contaminants dans le système, à faire des tests sur la mobilité et la persistance des nouvelles molécules en développement, ou servir de base à la gestion des cultures et des pratiques (WAGENET et RAO, 1990). Il existe ainsi différents types de modèles présentant une grande variabilité d'approches en fonction du degré de complexité, de l'environnement pour lequel ils ont été développés, et du développeur lui-même.

En règle générale, on distingue les modèles mécanistes des modèles empiriques. Les modèles empiriques tels que GLEAMS (LEONARD, 1990) utilisent souvent des représentations simplifiées des processus fondamentaux, ce qui en fait des outils attrayants, car ils ne requièrent pas de grandes quantités de données d'entrée. Ce type d'approche, s'adressant le plus souvent à des gestionnaires, ne nécessite que des approximations des variables du système. Cependant, la capacité de prédiction de ces modèles est limitée et reste essentiellement qualitative en termes de mouvement d'eau et de solutés (WAGENET et RAO, 1990). Ces modèles peuvent cependant constituer des outils très intéressants lorsqu'ils sont correctement utilisés, par exemple pour grouper les pesticides en classes comportementales. Les modèles mécanistes tels que LEACHM (WAGENET et HUDSON, 1987), AgriFlux (BANTON et al., 1997), PRZM (CARSEL et al., 1985) PEARL (TIKTAT et al., 2000) ou MACRO (LARSBO et JARVIS, 2003b) utilisent des représentations physiques et mathématiques afin de reproduire le plus fidèlement possible les processus qui interviennent.

À l'inverse des modèles empiriques, la difficulté de l'utilisation de modèles plus complexes est la quantité de données requises.

Le deuxième degré de distinction se fait dans la prise en compte des incertitudes. Il en découle deux types de modèles : les modèles déterministes et les modèles stochastiques. Un modèle est déterministe s'il ne fait pas appel au calcul de probabilité. Il est stochastique si les variables sont décrites par une distribution de probabilité. Ce dernier type de modèle s'observe de plus en plus avec la prise de conscience d'un certain nombre d'incertitudes impliquées dans le transfert des pesticides dans le sol. Ces incertitudes peuvent être liées aux données d'entrée, mais également au modèle lui-même. Les incertitudes sur les données d'entrée des modèles peuvent comprendre notamment les caractéristiques du site, les propriétés du sol et les conditions climatiques. Elles sont dues à la variabilité spatiale et temporelle des paramètres, mais également aux procédures d'échantillonnage ou d'analyse en laboratoire (DUBUS et al. 2003). Les incertitudes du modèle représentent son incapacité à représenter correctement les processus même si tous les paramètres et données sont estimés avec une bonne fiabilité (LOAGUE et CORWIN 1998). Il est important de connaître la dimension des incertitudes sur les sorties d'un modèle, particulièrement lorsque celui-ci est utilisé à des fins de prédiction. La modélisation stochastique des processus de devenir des pesticides est plus adaptée à l'évaluation de la quantité de contaminants atteignant la nappe d'eau souterraine, car cette approche prend en compte les variabilités spatiales des caractéristiques physiques et hydrodynamiques du sol (LAFRANCE et BANTON 1995). Dans le contexte du transfert de pesticides dans les eaux souterraines à l'échelle régionale, la plupart des modèles calculent soit le transport vertical dans la zone non saturée (ZNS), soit le transport dans la zone saturée (HERBST et al. 2005). On assiste de plus en plus à des techniques de couplage ou d'intégration complète de ces deux types de modèles (LOAGUE et al., 1998a, LOAGUE et al., 1998b, STENEMO et al., 2005, TWARAKAVI et al., 2008) afin de représenter réellement des processus complets de transfert dans l'eau souterraine, avec une prise en compte des flux latéraux qui interviennent dans la zone saturée.

1. Zone non saturée

Dans le passé, les processus de la zone non saturée dans les modèles hydrogéologiques ont très souvent été simplifiés (voire négligés), en raison notamment des contraintes concernant les ressources disponibles pour les calculs et la difficulté pour les obtenir. Cependant, la zone non saturée représente une part importante du cycle hydrogéologique en raison de son influence dans le partitionnement des flux d'eau en différentes catégories. En fonction des

caractéristiques hydrologiques, géologiques et pédologiques, la pluie et la neige sont partagées, à la surface du sol, entre ruissellement, infiltration, évapotranspiration, recharge de la nappe, stockage dans la zone non saturée. Les flux d'eau à travers la zone non saturée affectent particulièrement les taux de transfert de pesticides entre la surface du sol et le toit de la nappe. L'évaluation des processus hydrogéologiques requiert donc la prise en compte appropriée des flux d'eau à travers la zone non saturée. La modélisation des transferts de pesticides dans la zone non saturée est, malgré tout, complexe, coûteuse en moyens de calculs et le manque de données permettant de caractériser les propriétés hydrauliques du sous-sol dégrade souvent celle-ci (TWARAKAVI et al., 2008). Pour ces différentes raisons, les flux dans la zone non saturée ont rarement été représentés de façon complète dans les modèles hydrogéologiques (SANFORD, 2002, SCANLON et al., 2002, KEESE et al., 2005). Par exemple, les modèles qui simulent l'hydrologie de surface et de sub-surface simplifient en général l'impact des processus d'écoulement de la zone non saturée et considèrent très rarement les flux à l'échelle régionale comme des flux en 3D. De cette façon les modèles d'écoulement à l'échelle régionale, simplifient les processus d'écoulement dans la zone non saturée en calculant la recharge de la nappe indépendamment (LORENZ et DELIN, 2007, SHAH et al., 2007, UDDAMERI et KUCHANUR, 2007).

Outre son importance dans le transfert des flux d'eau, la zone non saturée joue un rôle encore plus important dans le transport des pesticides car l'eau est le principal vecteur du transport des pesticides et c'est dans les premiers mètres de sol que va avoir lieu la majorité des réactions influant sur le devenir des phytosanitaires. La prise en compte de l'importance de ces facteurs a fait apparaître au cours des vingt dernières années, parallèlement avec l'augmentation des puissances et des moyens de calculs, un grand nombre de modèles environnementaux tels que : EPIC (Williams et al., 1984), HSPF (Donigian et al., 1984), PRZM (Carsel et al., 1985), CMLS (Nofziger et Hornsby, 1986), MOUSE (Steenhuis et al., 1987), VARLEACH (Walker, 1987), MACRO (Jarvis et al., 1991; Larsbo & Jarvis, 2003), PELMO (Klein, 1991; Jene, 1998), PEARL (Boesten & van der Linden, 1991; Tiktak et al., 2000), GLEAMS (Knisel et al., 1992), LEACHM/LEACHP (Hutson et Wagenet, 1992), OPUS (Smith, 1992), RZWQM (USDA-ARS, 1992), SWAT (Arnold et al., 1992; Arnold & Fohrer, 2005), CALF (Nicholls, 1994), PESTRAS (Tiktak et al., 1994), WAVE (Vanclooster et al., 1995), Agriflux (Banton et laroque 1997), HYDRUS-1D (Simunek et al., 1998) et HYDRUS-2D, MACRO_DB (Jarvis et al., 1997), PESTRANS (Unlu et al., 1997), MIKE SHE (DHI, 1998), PESTLA (van den Berg & Boesten, 1999), CRACK-NP (Armstrong et al.,

2000), PLM (Nicholls et al., 2000), SIMULAT (Aden & Diekkrüger, 2000), TurfPQ (Haith, 2001), GEOPEARL (Tiktak et al., 2002), MARTHE (Thiéry et al., 2004) ou PELEP-DSS (PELEP-DSS, 2006).

De nombreux articles scientifiques ont été publiés sur les modèles traitant du devenir des pesticides dans les premiers mètres de sol (e.g. Parsons et al., 2001; Simmes & Kämäri, 2003; Simunek et al., 2003; Jantunen et al., 2005; Nolan et al., 2005) alors qu'il en existe peu impliquant le rôle de la zone non saturée plus profonde pour laquelle on considère que les taux de biodégradation des pesticides sont beaucoup plus faibles compte tenu de la faible teneur en matière organique et micro organismes (TUXEN et al., 2000, PUCKETT et HUGHES, 2005).

2. Zone saturée

Les flux d'eau et le transport des polluants sont des processus bien mieux connus dans la zone saturée que dans la zone insaturée. Un certain nombre de codes informatiques généralisés, pouvant être utilisés pour la simulation de la plupart des systèmes aquifères, sont disponibles. Concernant les évaluations de vulnérabilité, les modèles d'eaux souterraines sont souvent employés pour des études de protection de source en évaluant les temps de transfert jusqu'au puits d'exploitation ou à la source des contaminants. Les modèles d'aquifère sont souvent bi ou tridimensionnels. L'évolution des concentrations dans la zone non saturée n'est pas toujours directement comparable à celle observée dans la zone saturée (DUPUY et al., 1997). La concentration en polluants dans les eaux lessivées n'est donc pas suffisante pour étudier les concentrations rencontrées dans la nappe. Les conditions hydrogéologiques caractérisant la zone saturée telles que les limites d'alimentation, l'axe d'écoulement, le débit de la nappe et les flux hydriques issus de la zone non saturée doivent être intégrés pour l'évaluation des concentrations en pesticides dans la zone saturée. Les études sur le transport et le devenir des pesticides dans les eaux souterraines ont montré que les vitesses de biodégradation sont beaucoup plus rapides dans la zone superficielle de sol que dans la zone non saturée profonde ou dans la zone saturée (WEHTJE et al., 1983, MCMAHON et al., 1992, VINTHER et al., 2001). D'autre part un certain nombre d'études tendent à montrer que les taux de biodégradation sont limités par l'absence de carbone organique et/ou de population microbienne, qui généralement, décroissent en fonction de la profondeur des aquifères (MCMAHON et al., 1992, CHAPELLE, 1993, LOAGUE et al., 1994, VINTHER et al., 2001). Cependant, les temps de séjour sont souvent bien plus longs dans la zone saturée que dans

les sols, entraînent des abattements des concentrations en pesticides parfois significatifs. Pour quelques pesticides au moins, comme l'atrazine, la dégradation abiotique, peut être plus importante que la biodégradation, en particulier en milieu acide (ARMSTRONG D. E. et CHESTERS, 1968, ACCINELLI et al., 2001). Au final il existe peu d'information sur la persistance des pesticides en dehors des études en laboratoire (KALKHOFF et al., 2003, PUCKETT et HUGHES, 2005), en conséquence peu de choses sont connues sur le devenir de nombreux pesticides à long terme.

3. Couplage

Comme cela a été présenté précédemment, les flux de surface et souterrain sont des systèmes liés qui sont souvent séparés en plusieurs sous-ensembles pour des raisons logiques (échelle de temps distinctes pour des processus différents) ou techniques (solvabilité analytique ou numérique des équations) (FURMAN, 2008). Les modèles traitant du devenir des pesticides dans les sols sont la plupart du temps des modèles 1D, se concentrant principalement sur le transport vertical dans la zone non saturée racinaire (BOESTEN et VAN DER LINDEN, 1991, MULLINS et al., 1993, LARSBO et JARVIS, 2003a). Ces types de modèles ont été largement utilisés pour simuler des colonnes de sol et des simulations de parcelles avec un succès variable (ARMSTRONG A. et al., 2000, GOTTESBÜREN et al., 2000) afin d'estimer les risques de lessivage de pesticides vers les drains, les nappes ou à une certaine profondeur pour une parcelle traitée afin de proposer des systèmes de régulation de l'utilisation des pesticides. Cependant l'utilisation de tels modèles à une large échelle, pour estimer les risques de pollution d'un aquifère profond, la probabilité pour un polluant d'atteindre un puits d'eau potable situé à une certaine distance de la parcelle traitée ou le temps nécessaire à l'auto-amélioration de la qualité d'un aquifère pollué est impossible ou inadaptée. En revanche, ces problèmes peuvent être traités par des modèles 2D ou 3D de la zone saturée qui ne disposent pas pour leur part de description précise des processus essentiels pour la simulation du devenir des pesticides dans les sols. Pour ces raisons, un couplage entre un modèle de la zone saturée et un modèle traitant du transfert des pesticides s'avère une solution intéressante à développer. Quelques travaux ont déjà été réalisés dans ce sens avec le couplage de modèles tels que PRZM-2 (MULLINS et al., 1993), AGRIFLUX et MACRO avec des modèles d'écoulement comme MODFLOW (MCDONALD et HARBAUGH, 1984), FRAC3DVS (THERRIEN et SUDICKY, 1996) ou un modèle d'écoulement adapté à un SIG (LOAGUE et

al., 1998a, LOAGUE et al., 1998b, LASSERRE et al., 1999, STENEMO et al., 2005, TWARAKAVI et al., 2008).

Etant donné que la plupart des modèles de la zone racinaire sont 1D, la liaison entre de tels modèles et des modèles de nappe 2/3D nécessite un moyen de distribuer spatialement les sorties des modèles 1D ainsi qu'une méthode pour transférer les données entre les modèles. La spatialisation et le transfert des données peuvent se faire par l'intégration de nouveaux codes afin de n'obtenir plus qu'un modèle utilisant éventuellement des codes de calculs comme MODFLOW et ses différents greffons VSF (THOMAS et al., 2006), UZF1 (NISWONGER et al., 2006), ou encore HYDRUS (SEO et al., 2007) ou en utilisant des modèles de façon modulaire. Dans le deuxième cas, les sorties du modèle 1D traitant des pesticides (flux d'eau et de solutés) sont utilisées comme données d'entrée du modèle d'écoulement 2D. Les deux modèles sont exécutés séparément et les communications entre eux se font généralement à sens unique. Le choix d'une profondeur de liaison adéquate permet de minimiser les problèmes inhérents à ce type de liaison (STENEMO et al., 2005). Le principal avantage du couplage modulaire des modèles est que ceux-ci peuvent être utilisés en l'état et ne nécessitent pas de développements supplémentaires.

L'alternative, consiste à intégrer les codes des deux modèles afin de les exécuter simultanément et ainsi permettre l'échange des données entre les deux modèles dans les deux sens à chaque pas de temps. On évite ainsi le problème de définition d'une limite que l'on rencontre avec le couplage modulaire, le modèle MIKE SHE (REFSGAARD et STORM, 1995) a été développé dans ce sens. Le désavantage de l'intégration des modèles est que cela requiert une connaissance approfondie des codes des modèles ainsi qu'un travail considérable de vérification et de validation de l'implémentation.

Une dernière option serait le développement d'un nouveau modèle 3D prenant en compte tous les processus décrits par une bibliographie complète des différents modèles de transfert des pesticides dans les sols. Dans le cadre du projet PEGASE, des ajouts au code 3D MARTHE ont été réalisés pour permettre la prise en compte des principaux phénomènes affectant le transport des pesticides (THIERY et GOLAZ, 2005 et MOUVET et al., 2004). Malgré le côté attractif de cette solution, il faut noter que la résolution spatiale au niveau du sol (de l'ordre du centimètre voir du millimètre), nécessaire à la bonne description des processus de lessivage de très petites quantités, significatives, de pesticides (BOESTEN, 2004) impliquerait des temps de calcul prohibitifs pour un modèle complètement 3D, et ce malgré la croissance rapide des puissances de calcul.

L'application d'une approche par spatialisation de modèles 1D du devenir des pesticides dans la zone racinaire du sol couplés de façon modulaire avec des modèles 2/3D des écoulements souterrains est un compromis pratique et efficace (STENEMO et al., 2005).

La spatialisation de modèles 1D couplés à des modèles de la zone saturée pose un problème d'échelle, car les modèles sont appliqués sur des domaines plus grands que ceux pour lesquels les équations de flux et de transport ont été développées car certaines hypothèses d'uniformité du milieu, nécessaires à la résolution des équations, ne peuvent être respectées. D'après (REFSGAARD et BUTTS, 1999) il existe quatre approches différentes pour passer à des échelles plus large :

- l'agrégation qui consiste à appliquer le modèle à fine échelle et à en agréger les résultats ;
- les équations sont considérées valides à large échelle ;
- les équations du modèle sont étendues à large échelle sur une base théorique qui explique la prise en compte de la variabilité spatiale des paramètres du modèle ;
- de nouvelles équations sont développées.

L'agrégation spatiale est recommandée (HEUVELINK et PEBESMA, 1999) car elle permet d'éliminer les biais dus à l'application des équations à une échelle pour laquelle elles n'ont pas été développées.

Chapitre 2 : Présentation du site et synthèse des travaux déjà réalisés

A. Méthodes de caractérisation du bassin

Les différentes méthodes présentées au cours de cette partie sont celles qui ont été utilisées lors des différentes campagnes d'acquisitions de données réalisées sur le site de la source des Brévilles. La mise en place de ces outils a été réalisée en amont de ce travail de thèse, exception faite de l'installation des piézomètres de la campagne de forages 2005 phase 2 et des essais de pompage pour ces mêmes forages.

1. Caractérisation géographique et géologique de la zone d'études

1.1. Création d'un modèle numérique d'altitude

Afin de circonscrire plus précisément la zone d'étude, un modèle numérique d'altitude (MNA) a été réalisé en 2001, dans le cadre d'un travail de thèse (MORVAN, 2004) en collaboration avec l'INRA d'Orléans, afin de mieux définir les limites du bassin versant topographique. Les points de niveau nécessaires à la réalisation du MNA ont été levés au GPS (Trimble) et au théodolite (Leica). Un point a été levé par maille de 25 m de côté ; 4500 points de levés constituent donc le MNA. Le reste du bassin est couvert par les données d'altitude du modèle numérique de terrain (MNT) de l'IGN qui offre un point de mesure par maille de 50 m de côté.

1.2. Contexte géologique de la région

La carte géologique de Gisors au 1/ 50 000 (KUNTZ et al., 1976) permet de connaître la nature et l'âge des formations présentes sur le site. Elle permet de situer la zone d'étude dans son contexte géologique régional. Cependant, cette carte a été réalisée à une échelle de 1/50 000, trop petite pour pouvoir étudier de manière précise les formations géologiques sur une surface d'environ 250 ha. Les données nécessaires ont donc été collectées grâce à des observations de terrains réalisées dans le cadre de la thèse de Morvan (2004) en partenariat avec R. Wyns, géologue au BRGM, co-auteur de la carte géologique concernée par le site d'étude.

1.3. Forages et installation de piézomètres

Au cours des différentes études menées sur le site de Montreuil-sur-Epte, plusieurs campagnes de forages ont été réalisées afin d'améliorer la connaissance de la géologie du site. La première campagne qui s'est déroulée pendant l'hiver 2000-2001 a permis la réalisation de 8 piézomètres. Ces forages ont permis de caractériser les formations géologiques traversées. La méthode ODEX, qui est une méthode de forage au marteau fond de trou et tubage à l'avancement, a permis de traverser les 15 premiers mètres des formations calcaires et de récupérer des échantillons correspondant aux formations forées tout en évitant les contaminations par les étages supérieurs. Pour des raisons techniques, le tubage à l'avancement n'a pas pu être poursuivi et le reste des formations du Lutétien a été traversé au marteau fond de trou. Les sables de cuises dont le BRGM souhaitait récupérer des échantillons ont été, pour leur part, carottés avec une réussite assez faible (GUTIERREZ, 2001).

Pendant le mois de novembre 2002, une deuxième campagne de forage (GUTIERREZ et IZAC, 2003) ayant pour but le prélèvement d'échantillons dans les calcaires du Lutétien afin d'analyser, dans l'eau interstitielle, les phytosanitaires et le bromure appliqués en surface a été réalisée. Ces sondages, au nombre de 6, sur 2 sites (F1 et F2) comprenant 3 forages, n'ont donc pas atteint les sables de Cuise mais ont permis d'affiner la description des calcaires du Lutétien. Sur chacun des sites, un forage a été entièrement carotté, tandis que les deux autres forages ont été réalisés avec la méthode ODEX. Le carottage a permis de bien définir la nature des roches traversées (calcaires et marnes), alors que la méthode ODEX a apporté un positionnement plus précis de la profondeur des matériaux traversés. Chacun de ces sondages a été rebouché.

La campagne de forage suivante s'est déroulée en deux phases, d'avril à juin puis de novembre à décembre 2005 (GUTIERREZ et al., 2008b). La première phase a permis la foration de 7 nouveaux piézomètres dont 5 ont été carottés (pz17A, B, C, pz18 et pz14). Les carottages ont été effectués grâce à un carottier simple à percussion pour les 10 premiers mètres des 5 forages, ensuite c'est un carottier Mazier qui a été utilisé pour les piézomètres pz17B et C, le piézomètre pz14 ayant été terminé grâce à un carottier à câble. Les autres forages réalisés (pz10 et pz19) ont été forés à l'aide de techniques destructives telles que la foration au marteau fond de trou puis le forage rotary. Durant cette campagne, trois autres forages avaient été planifiés mais des incidents techniques ont contraint les foreurs à abandonner le chantier. Les forages pz17 A, B et C ont été foré à proximité du pz7, très

proches les uns des autres et à des profondeurs différentes (forages en « flute de pan ») afin d'étudier la stratification de la zone saturée. Le pz18 a été foré dans le but de vérifier l'hypothèse de la présence de nappes perchées situées au dessus des niveaux marneux des calcaires du Lutétien. Les autres forages destructifs permettent d'affiner les informations sur l'extension de l'aquifère ainsi que sur la géologie du site.

Lors de la deuxième phase de cette campagne, l'ensemble des 4 forages pz9, pz11, pz15 et pz16 ont été destructifs et réalisés grâce à la méthode Rotary. L'ensemble des piézomètres a atteint les sables de cuise et la zone saturée. Des échantillons de cuttings ont été conservés afin d'affiner la connaissance sur les formations traversées.

Une dernière campagne (novembre – décembre 2007) a consisté en la réalisation de 4 piézomètres en flute de pan (PZ 20A, B, C et D) à 50 m de la source des Brévilles. Cette campagne a permis de contrôler l'épaisseur des sables à cet endroit (6 m), la présence de bancs gréseux, l'épaisseur du substratum argileux (7 m) et la présence de sable (2 m) puis de craie non saturée en dessous (GUTIERREZ et al., 2008b).

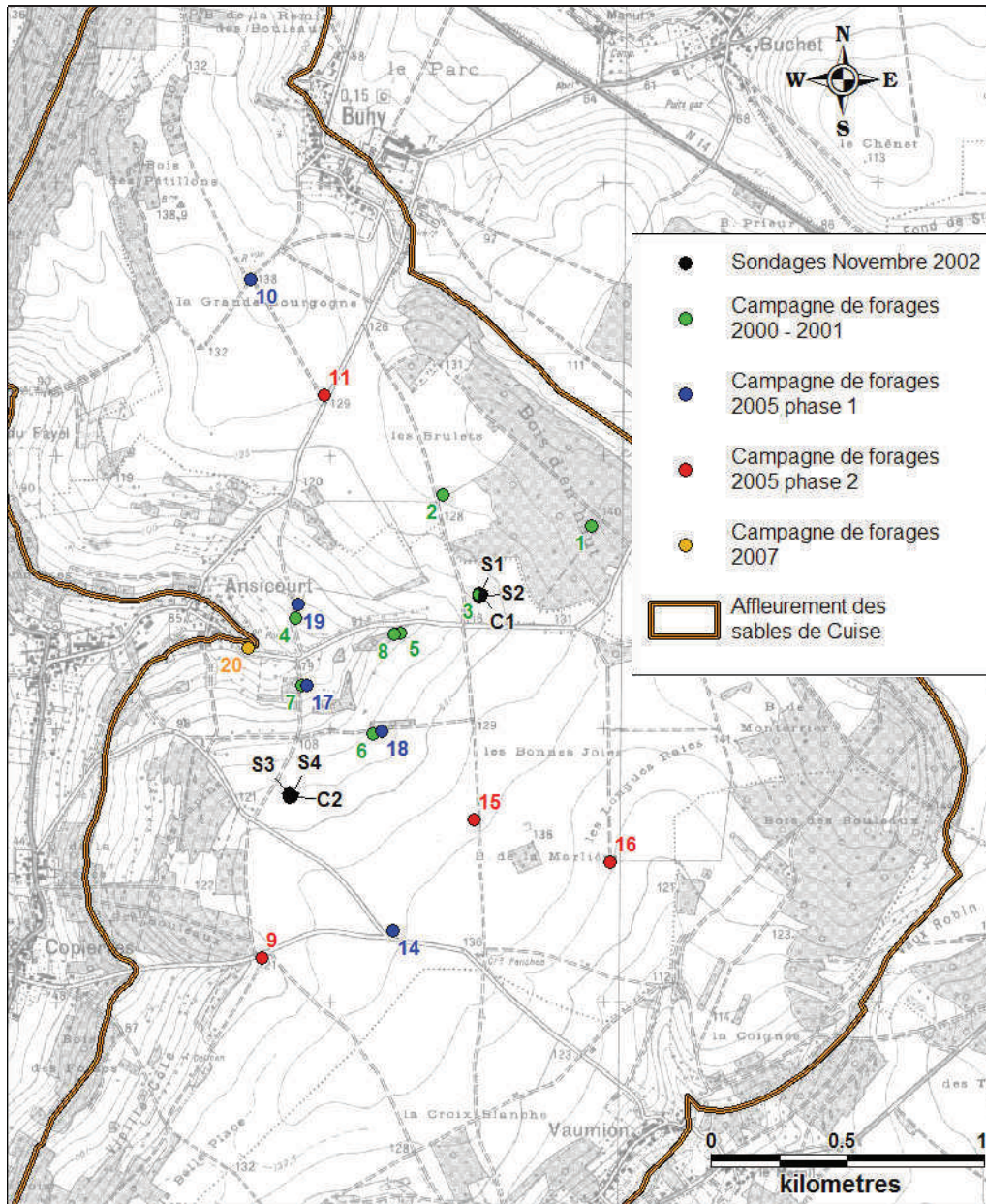


Figure 2.1 – Localisation des forages réalisés sur le site d'étude

1.4. Prospection géophysique électrique

Afin de mieux caractériser le sous sol, et notamment, préciser l'emplacement des failles ou caractériser les pendages des couches souterraines, une prospection géophysique par panneaux électriques a été réalisée sur le site. La méthode de prospection par panneaux électriques est une méthode géophysique dont le but est de décrire les variations de résistivité en profondeur et le long d'un profil. Elle réalise à la fois une investigation en profondeur comme un sondage électrique et une investigation en profil comme un traîné électrique.

L'interprétation des résultats, qui est réellement une interprétation 2D, fait appel à des algorithmes spécifiques de calculs tenant compte notamment des variations d'altitudes le long du profil.

L'acquisition de ces données se fait grâce à un ensemble d'électrodes régulièrement disposées le long d'un profil rectiligne. La configuration utilisée est la configuration dipôle-dipôle : le dipôle d'injection AB et le dipôle de mesure MN prennent successivement les différentes positions d'électrodes du profil lors de la réalisation du panneau (Figure 2.2). Les grandeurs caractéristiques de cette configuration sont l'espacement « a » qui correspond à la distance entre les électrodes du profil et le rang « n », grandeur entière qui indique la distance (n fois l'espacement a) entre les parties émettrice et réceptrice du dispositif.

Un panneau électrique est établi en mesurant la tension pour différentes combinaisons d'émetteur et de récepteur (Figure 2.2). Les mesures effectuées avec un écartement entre émetteur-récepteur de 1 espacement sont dites de rang 1, celles effectuées avec un écartement de 2 espacements sont de rang 2, etc. Les mesures sont présentées sous forme de coupes ou panneaux d'isovaleurs dont l'axe des abscisses correspond à la position le long du profil, et l'axe des ordonnées correspond au rang qui est une fonction de la profondeur (pseudo-profondeur). Ces coupes sont appelées pseudocoupes de résistivité apparente. La mesure est généralement représentée au milieu du segment émetteur-récepteur. La profondeur d'investigation augmente avec le rang n. L'interprétation de la pseudo-coupe prend en compte l'ensemble des mesures et aboutit à une coupe, distribution continue des résistivités vraies le long du profil et en fonction de la profondeur.

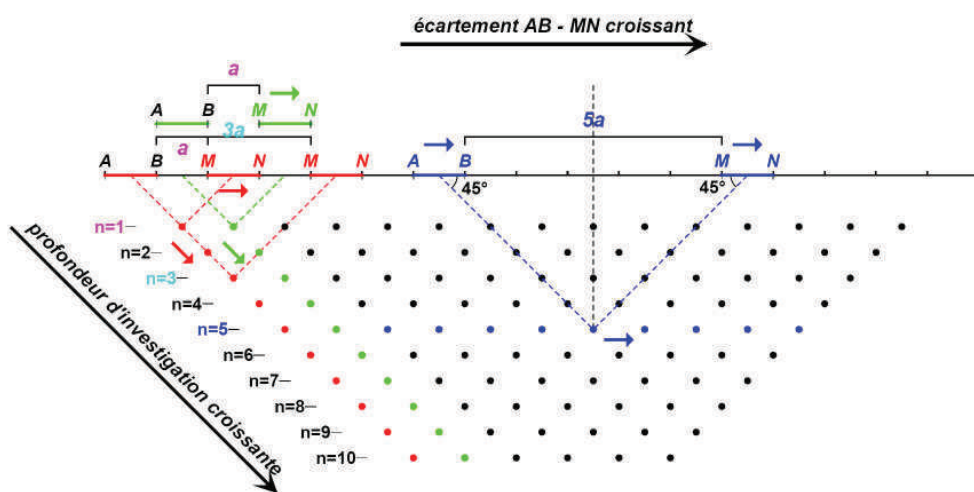


Figure 2.2 – Schéma de la procédure d'acquisition d'un panneau électrique dipôle-dipôle et de présentation sur une pseudo coupe : les points sont les lieux de représentation des mesures (GIRARD J.F. et al., 2006)

Les pseudo-coupes sont interprétées par inversion de la résistivité apparente avec le logiciel RES2DINV (LOKE et BARKER, 1996). Les résultats de l'inversion sont présentés sous la forme d'une coupe des résistivités calculées.

Cette interprétation par inversion fournit des informations quantitatives permettant de caractériser l'origine des différentes anomalies mises en évidence : résistivité, géométrie et profondeur, pendage. Quelles que soient les performances des algorithmes de convergence, en l'absence d'étalonnage (résistivité étalonnée, profondeur des interfaces géoélectriques) les paramètres fournis par l'inversion ne sont pas définis de manière univoque (il y a plusieurs solutions satisfaisant au même jeu de donnée). Cette indétermination ne peut être évaluée qu'en testant différentes solutions ou en contraignant l'inversion au moyen de paramètres (résistivités, épaisseurs, profondeurs) obtenus par d'autres moyens (diagraphies, forages, ...). Les terrains reconnus par les forages s'étagent du Sparnassien au Bartonien et peuvent être décrit par des faciès bien contrastés (Tableau 2.1).

Faciès	Epaisseur	Résistivité
Marne à Caillasses	5 m	150 ohm.m
Calcaire du Lutétien	20 m	1000 ohm.m
Sables du Cuisien	20 m	150 ohm.m
Argiles du Sparnacien	10 m	20 ohm.m
Craie		100 ohm.m

Tableau 2.1 – Faciès géo-électriques des séries tertiaires et crétacées de la région de Montreuil-sur-Epte.

Selon cette distribution des résistivités, le marqueur géoélectrique qu'il convient de retenir, a priori, pour étudier la structure du site serait les calcaires du Lutétien qui présentent un contraste marqué avec les couches sous-jacentes (Sables du Cuisien) ou sus-jacentes (Marnes à Caillasses). Toutefois, il est probable que cette correspondance ne soit pas toujours aussi simple si l'on considère que les sables du Cuisiens lorsqu'ils sont désaturés pourraient présenter des résistivités élevées (de plusieurs centaines à un millier d'ohm.m) proches de la résistivité des calcaires du Lutétiens. Dans ces conditions de désaturation d'une partie des sables du Cuisien (situation rencontrée sur une partie du bassin d'après les logs forages) le marqueur géoélectrique résistant englobe pour partie les calcaires du Lutétiens et pour partie les sables du Cuisien.

Lors de cette étude géophysique, 7 profils (Figure 2.3) ont été réalisés et totalisent plus de 9 kilomètres. La configuration de mesure qui a été utilisée pour ces mesures est le dispositif dipôle-dipôle avec des espacements inter-électrodes de 5, 10 et 20m dont les caractéristiques sont données dans le Tableau 2.2.

Le nivellement des électrodes a été réalisé au théodolite laser au pas de 10 m (1 électrode sur 2) et est rattaché à l'altimétrie des piézomètres prise au sol. La localisation a été obtenue par GPS portable avec une précision estimée à plus ou moins 10 m.

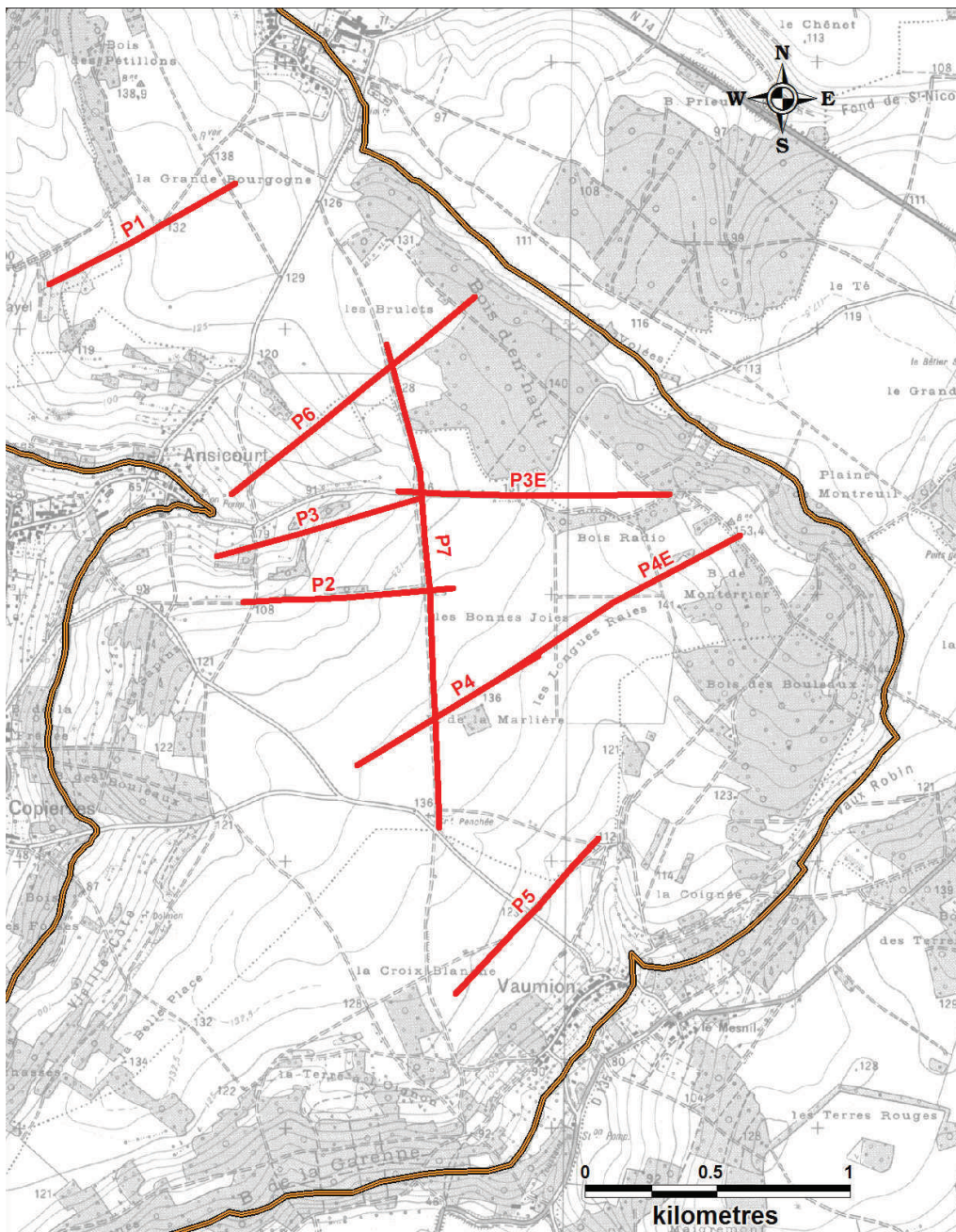


Figure 2.3 – Localisation des 7 profils géophysiques

Les panneaux de résistivité apparente mesurés sont alors filtrés afin d'éliminer les valeurs de faible qualité ainsi que les effets des hétérogénéités superficielles (attribuables à des variations marquées de résistivité des limons superficiels ou au niveau de contacts verticaux) qui peuvent masquer et altérer la lisibilité des réponses de structures plus profondes comme la couche résistante attribué au calcaires du lutétien et aux sables du Cuisien qui est l'objectif de la reconnaissance.

Profil	Espacement (m)	Rang n	Nombre de valeurs mesurées (après édition)	Nombre total de mesures	Longueur (m)
P1	5	1 à 4	613	1290	795
	10	2 à 8	502		
	20	4 à 10	175		
P2	5	1 à 4	617	1338	795
	10	2 à 8	504		
	20	4 à 10	217		
P3	5	1 à 4	622	1206	795
	10	2 à 8	471		
	20	4 à 10	113		
P3E	5	1 à 5	1025	2664	1035
	10	2 à 9	1296		
	20	4 à 10	343		
P4	5	1 à 4	618	1358	795
	10	2 à 8	516		
	20	4 à 10	224		
P4E	5	1 à 4	811	1777	1035
	10	2 à 8	673		
	20	4 à 10	293		
P5	5	1 à 4	607	1325	795
	10	2 à 8	504		
	20	4 à 10	214		
P6	5	1 à 5	1395	2939	1195
	10	2 à 9	1160		
	20	4 à 10	384		
P7	5	1 à 5	1815	4401	1835
	10	2 à 9	1929		
	20	4 à 10	657		

Tableau 2.2 – Caractéristiques des dispositifs de mesure.

2. Caractérisation des propriétés des différentes formations du site d'étude

2.1. Opérations de diagraphies

Des diagraphies Gamma-Ray ont été réalisées dans les piézomètres pour repérer les principaux niveaux argileux. Ces diagraphies fournissent des mesures quantitatives en continu de la radioactivité naturelle des matériaux traversés en fonction de la profondeur. La mesure est effectuée à l'aide d'une sonde avec un compteur à scintillation. Le rayonnement analysé est proportionnel à la teneur en éléments radioactifs contenus dans les argiles (en particulier l'isotope ^{40}K). Grâce à la détection du potassium 40, ces diagraphies permettent de déterminer les enrichissements et les appauvrissements en argile dans les différents niveaux géologiques rencontrés. L'unité utilisée est l'API, une unité normalisée définie par l'American Petroleum Institute.

2.2. Analyse granulométrique des sables de Cuise

Grâce au matériel prélevé lors du forage des 8 piézomètres, plusieurs analyses granulométriques des sables de Cuise ont pu être réalisées. Préalablement à la mesure, l'échantillon est séché, défloculé, puis lavé sur un tamis de 80 μm . La fraction supérieure à 80 μm est séchée et traitée par tamisage en voie sèche, la fraction inférieure à 80 μm est analysée par diffractométrie laser. Ces analyses ont été réalisées au laboratoire d'analyse du BRGM.

2.3. Caractérisation des roches par porosimétrie à mercure

Morvan lors de son travail de thèse (MORVAN, 2004) a pu analyser, grâce aux cuttings prélevés lors de l'installation des piézomètres ou lors des forages, la porosité de matrice des différentes roches présentes sur le bassin. La porosimétrie à mercure permet de réaliser une courbe cumulative du volume de mercure entré dans un échantillon sous l'effet de pressions croissantes (FIES, 1984). Le mercure étant un fluide non mouillant, il est nécessaire de lui appliquer une pression donnée pour qu'il pénètre les pores de l'échantillon. A chaque rayon de pore de l'expérience de porosimétrie, il est possible de faire correspondre une pression

d'eau, sur la base de la loi de Jurin. Les étranglements des pores sont donc considérés comme cylindriques. Dans tous les pores qui ont un rayon supérieur ou égal au rayon de pore calculé, le mercure pénétrera, sauf si ces pores ne sont accessibles que par des étranglements de rayons inférieurs. Les essais de porosimétrie à mercure ne donnent donc pas d'informations sur la géométrie des pores auxquels les étranglements donnent accès (BRUAND, 1986). Le mode opératoire, imposé par le matériel de laboratoire, pour ce genre de mesure implique de ne travailler qu'avec des échantillons de roche d'un volume inférieur à 5 cm³. Pour chaque échantillon, une courbe de distribution de la taille des pores de diamètre compris en 3,5.10⁻³ et 6 μm est ainsi déterminée.

2.4. Estimation des propriétés de rétention en eau

Les propriétés de rétention en eau ont été approchées de deux façons différentes : pour les formations cohérentes, les propriétés ont été déduites des valeurs de porosimétrie à mercure, alors que pour les formations pulvérulentes (sables), les propriétés de rétention ont été déterminées à partir de mesures directes au laboratoire.

2.4.1. *Cas des formations cohérentes*

Il a été montré que, pour un rayon de pore équivalent semblable, il était possible de faire correspondre le volume de mercure entrant dans l'échantillon lors de l'essai de porosimétrie avec le volume d'eau sortant du même échantillon en dessiccation (BRUAND et PROST 1987). Compte tenu de la différence de la valeur des paramètres utilisés dans la loi de Jurin, les pressions obtenues pour un même rayon de pore sont différentes suivant le liquide utilisé. Cette conversion permet d'obtenir la courbe de rétention en eau de l'échantillon étudié. Pour la réaliser, il est nécessaire de faire l'hypothèse qu'à une pression de 2000 bars, l'échantillon est saturé en mercure. Pour le passage à la courbe de rétention en eau, l'hypothèse d'une teneur en eau résiduelle nulle doit donc être faite.

2.4.2. *Cas des formations pulvérulentes*

Pour déterminer les propriétés de rétention en eau de formations telles que les sables de Cuise, la méthode des mottes a été utilisée. Les déterminations expérimentales des propriétés de rétention en eau portent sur des échantillons de dimensions centimétriques (5 à 10 cm³) obtenues par fragmentation à la main à partir des carottes prélevées. Les échantillons sont saturés en eau en les posant pendant plusieurs jours sur un tapis de mousse gorgé d'eau. Huit

teneurs en eau massiques (W) sont déterminées pour des valeurs de potentiel de -10 hPa (W_{10}), -33 hPa (W_{33}), -100 hPa (W_{100}), -330 hPa (W_{330}), -1000 hPa (W_{1000}), -3300 hPa (W_{3300}), -10 000 hPa (W_{10000}) et -15 000 hPa (W_{15000}). Pour chaque détermination, la teneur en eau correspond à la moyenne mesurée sur 6 à 8 échantillons.

2.5. Mesure de la conductivité hydraulique à saturation

Des mesures de conductivité hydraulique verticale ont été réalisées par le laboratoire d'essais géomécaniques d'ANTEA. Ces essais ont porté sur les 3 échantillons de la partie inférieure des sables de Cuise sur lesquels des analyses granulométriques ont été réalisées. Aucune mesure n'a été réalisée sur la partie sommitale des sables compte tenu du faible volume de matériel non perturbé en notre possession. La méthode utilisée consiste à imposer une charge d'eau à un échantillon cylindrique de 7 cm de diamètre et de 2,35 cm de hauteur, puis de mesurer l'écoulement en observant la perte de charge au cours du temps. Cette opération est répétée à 3 reprises. A partir des courbes de perte de charge d'eau en fonction du temps, la conductivité hydraulique verticale à saturation est calculée.

3. Suivi du fonctionnement hydrodynamique de l'aquifère

Le fonctionnement hydrodynamique de l'aquifère est suivi depuis 2001 dans le cadre des projets PCRD européens PEGASE jusqu'en 2004 puis AQUATERRA.

3.1. Données climatiques

L'obtention d'une longue série de précipitations et d'évapotranspirations représente un élément essentiel dans la compréhension du fonctionnement hydrologique du système aquifère. Pour cette étude, une série climatique homogène a été élaborée à partir des observations locales (MORVAN, 2004, BARAN et al., 2005a).

3.1.1. *Pluviométrie*

Deux pluviographes éloignés de 1km l'un de l'autre ont été installés sur le site depuis mai 2001. La station de mesure Nord est située dans la partie centrale du site d'étude, tandis que, la seconde station d'acquisition a été placée plus au sud, d'abord dans une parcelle cultivée,

noté Sud(1), et depuis 2004 dans un endroit moins gênant pour les agriculteurs, noté Sud(2) sur la carte (Figure 2.4).

Les pluviographes ont des formes cylindriques. Le diamètre de l'ouverture est de 20.5 centimètres ; la surface de rassemblement est ainsi approximativement 330 cm². Selon le fabricant, la précision de l'appareil est 0.5% quand la pluie a une intensité de 12.7 mm/heure. Les valeurs quotidiennes assignées par jour J sont calculées entre 6:00 U.T. (temps universel) et 6:00 U.T le jour J+1, comme cela est calculé par Météo-France. Le pas de temps d'acquisition des données brutes est de 10 minutes.

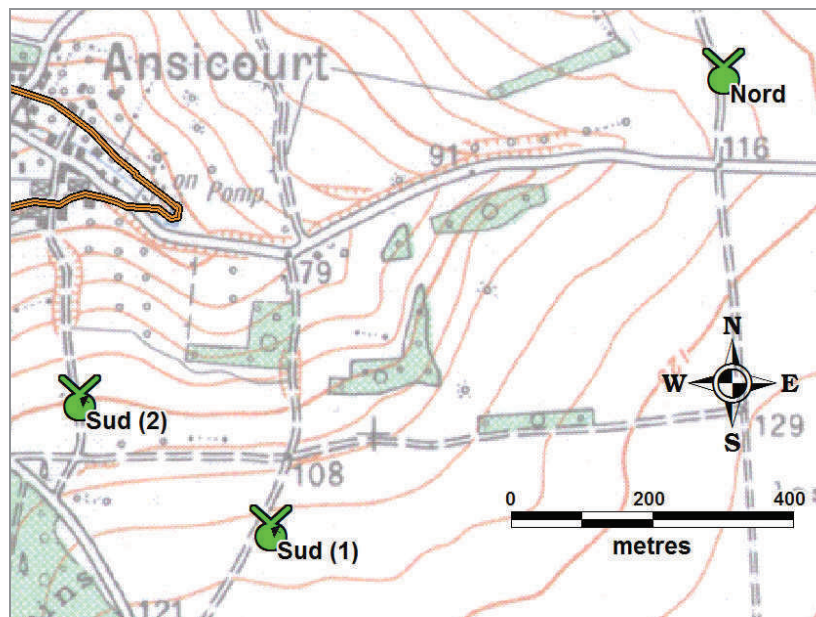


Figure 2.4 – Localisation des pluviographes sur le site de Montreuil sur Epte

Afin d'étendre les séries, des chroniques de précipitations d'autres stations météorologiques ont été utilisées. Pour combler les lacunes de données d'un des appareils, il est possible de se servir de la série pluviométrique de l'autre appareil. Pour cela, il est nécessaire d'appliquer à la hauteur de pluie mesurée un coefficient moyen différent suivant le pluviographe et suivant la hauteur de pluie mesurée déterminés sur la base de corrélations statistiques. Les stations Buhly, Bray-et-Lu et Beauvais ont été analysées et comparées (MORVAN, 2004). Une série homogène depuis 1950 (Figure 2.21) a donc pu être construite de cette manière (MORVAN, 2004) :

- de janvier 1950 à août 1988 : utilisation des données acquises à la station de Beauvais-Tille avec un pas de temps décadaire. Les hauteurs de pluie doivent être prises en compte après application d'un facteur de correction (1,0175).

- du 01/09/1988 au 20/05/2001 : utilisation des données acquises à la station de Buhy avec un pas de temps journalier, après avoir appliqué un facteur de correction égal à 0,9725.
- du 20/05/2001 à nos jours : utilisation de la moyenne des données acquises avec les 2 pluviographes installés sur le bassin avec un pas de temps journalier.

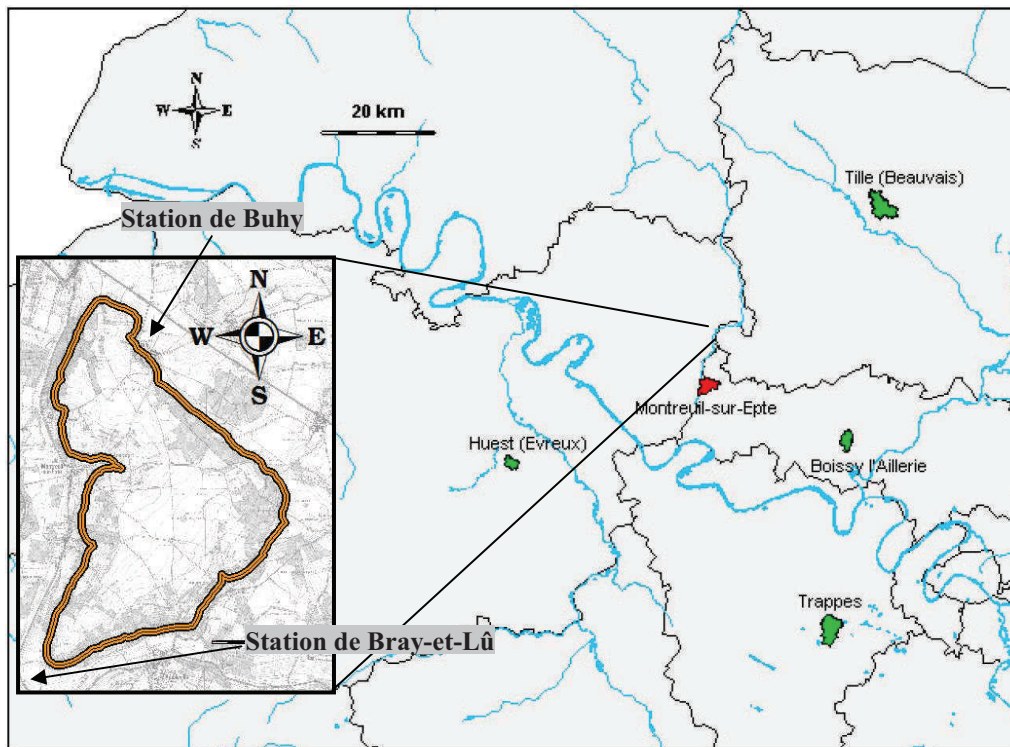


Figure 2.5 – Localisation des stations météorologiques utilisées pour étendre les données climatiques.

3.1.2. *Evapotranspiration potentielle*

L'évapotranspiration potentielle correspond à la quantité d'eau qui revient à l'atmosphère, par évaporation directe ou par transpiration foliaire. Elle dépend seulement des paramètres climatiques, parmi lesquels le vent peut jouer un rôle important. L'évapotranspiration potentielle peut être employée dans certains modèles mathématiques pour le calcul de l'infiltration.

L'évapotranspiration potentielle est calculée par Météo France en utilisant la formule de PENMAN, 1956 à un pas de temps décadaire. La station météorologique la plus proche fournissant ces informations est située à Beauvais environ 45 kilomètres au nord (Figure 2.5). L'ETP pris en considération constitue une série homogène depuis 1950 (MORVAN, 2004) :

- De janvier 1950 à décembre 1965 : données de Beauvais multipliées par un facteur de correction de 1,089 déterminé par Morvan (2004).

- De janvier 1966 jusqu'à décembre 2006 : données de Beauvais sans correction.

3.2. Suivi du débit à l'exutoire

Les débits à la source sont mesurés grâce à une station de mesure 200 m en aval de la source elle-même. L'emplacement a été sélectionné afin de collecter l'ensemble de l'eau de l'exutoire du bassin de la source de Brévilles, la source elle-même ne correspondant qu'à une partie de l'émergence de l'aquifère à laquelle s'ajoute un débordement diffus de l'aquifère en aval de la source qui est ensuite collecté par un chenal appelé « Ruisseau des Brémailles ». Les débits à la source sont mesurés depuis septembre 2001 grâce à déversoir rectangulaire (Figure 2.6)

En janvier 2005 une nouvelle station de mesure (Figure 2.7) a été installée 200 m en aval de l'ancienne suite à différents problèmes rencontrés avec celle-ci. La nouvelle installation permet également de prendre en compte l'arrivée d'eau de ruissellement du caniveau que l'on peut observer sur la Figure 2.6.

En complément un déversoir en V a été installé à l'émergence de la source. Toutes les installations sont équipées de stations d'acquisition automatique qui mesurent la hauteur d'eau devant les seuils. Des vérifications manuelles sont effectuées une fois par mois afin de contrôler le bon fonctionnement des équipements.



Figure 2.6 – Station hydrométrique de mesure des débits de la source de Brévilles de septembre 2001 jusqu’à août 2005



Figure 2.7 – Nouveau déversoir installé le 12 janvier 2005

3.3. Suivi du niveau de la nappe

3.3.1. Mesures à la sonde

Afin d’analyser les fluctuations du niveau statique de la nappe, des mesures manuelles ont été effectuées avec une sonde électrique environ tous les 15 jours depuis le mois de février 2001 dans tous les piézomètres.

3.3.2. Résonance magnétique protonique (RMP)

Les sondages par méthode RMP permettent d’estimer la profondeur du niveau piézométrique au droit de chaque sondage et ainsi de représenter une carte des niveaux piézométriques sur l’ensemble du bassin. Le principe de cette méthode (LEGCHENKO et VALLA, 2002) repose sur le fait que les noyaux d’hydrogène des molécules d’eau présentes dans le sol, soumis à de champs magnétiques, ont des moments magnétiques alignés dans la direction de ce champ. L’émission d’un champ perturbateur à une fréquence spécifique (fréquence de résonance des

protons, dite fréquence de Larmor) modifie l'état d'équilibre naturel. Les moments magnétiques sont alors alignés dans la direction du nouveau champ magnétique. Quand l'émission du champ perturbateur est coupée, les noyaux d'hydrogène reviennent à leur état initial en émettant un champ magnétique de relaxation mesuré en surface et constituant la réponse RMP. Plus le nombre de protons perturbés est grand, plus la teneur en eau est importante et plus l'amplitude de ce champ sera intense.

Pour réaliser un sondage RMP, une antenne est déployée sur le sol. Plus la surface de cette antenne est grande, plus le sondage donne des informations profondes. Dans la zone d'étude, des antennes carrées de 75 m de cotés ont été utilisées dans la plupart des cas, ce type d'antenne permettant d'obtenir des informations jusqu'à 80 m de profondeur. Sur quelques sondages, le bruit électromagnétique étant trop fort, une antenne en forme de huit constitué de deux carrés de 56 m de cotés a été déployée permettant d'atteindre une profondeur d'investigation de 60m.

Les 52 sondages RMP (Figure 2.8) réalisés entre avril 2000 et octobre 2001 (BALASSAT et al., 2001), permettent ainsi de connaître la profondeur de la nappe au niveau du centre de l'antenne déployée.

Comme pour la plupart des méthodes géophysiques opérant depuis la surface, les résultats des sondages RMP ne sont pas déterminés de manière univoque. Les déterminations réalisées grâce aux sondages RMP ont été comparées avec les niveaux statiques de la nappe des piézomètres mesurés le 26/09/2001, soit entre 5 et 15 jours avant les sondages. La différence de date entre les 2 mesures étant faible, une comparaison a pu être réalisée. Seuls 5 piézomètres ont servi à caler les sondages RMP, aucun de ces derniers n'ayant été réalisé à proximité du PZ4. Les piézomètres PZ5 et PZ8 n'étant distants que d'une vingtaine de mètres, un seul sondage RMP a été réalisé à proximité du PZ5. Pour le PZ1 qui se trouve au nord de la faille amont du bassin, c'est à dire en dehors du bassin à un endroit où la nappe n'est pas présente en permanence, le calage n'a pas été possible. La détermination du niveau statique de la nappe à partir des sondages RMP est fondée sur une approche empirique.

Un complément de 15 sondages RMP a été réalisé en 2007 pour caractériser le sud de l'aquifère (GIRARD J.F et al., 2009).

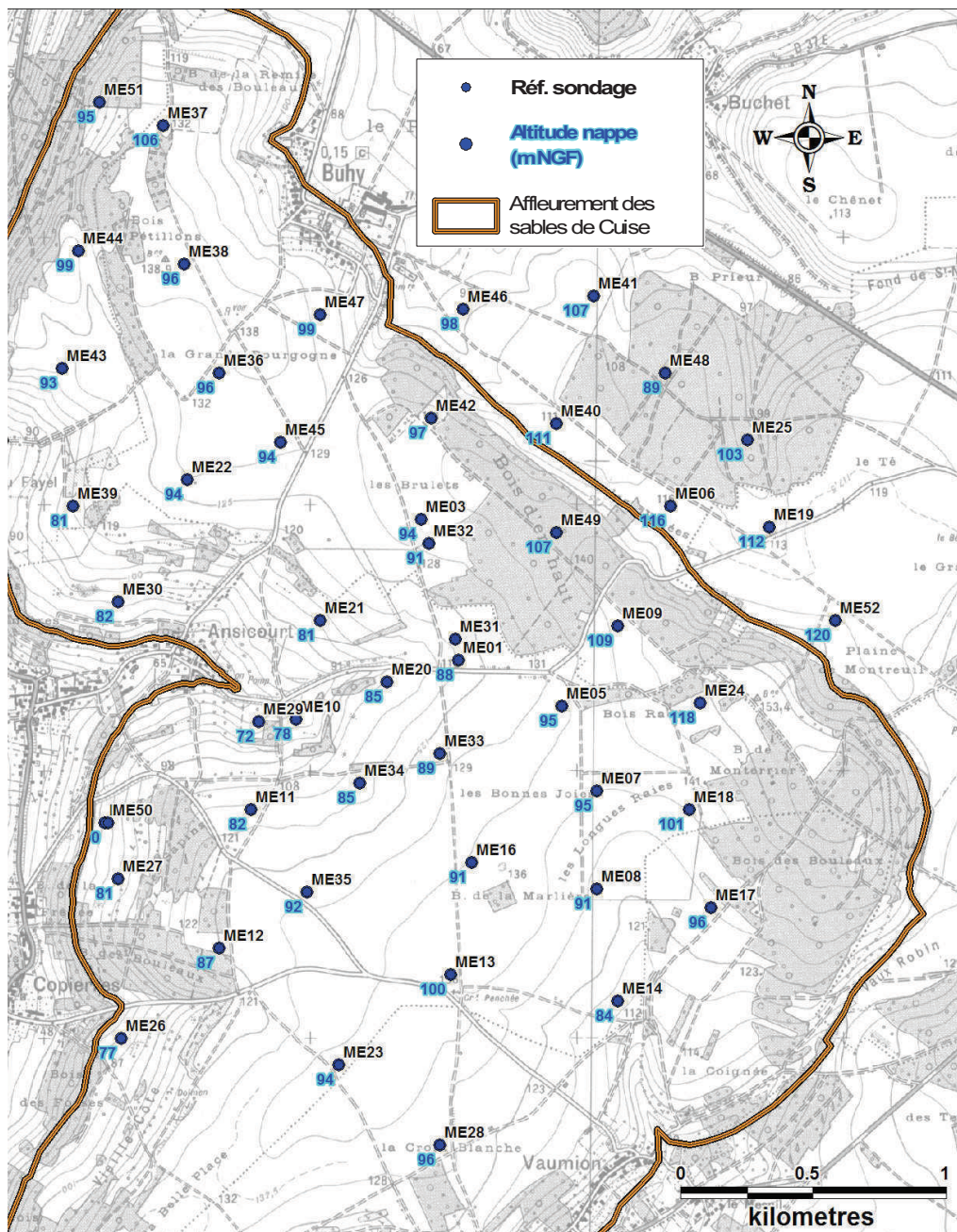


Figure 2.8 – Emplacement des sondages RMP et profondeur de la nappe principale

3.4. Détermination des paramètres hydrodynamique de l'aquifère

3.4.1. *Pompages d'essais*

Afin de préciser l'ordre de grandeur des paramètres hydrodynamiques de l'aquifère des sables de Cuise, tels que la transmissivité et le coefficient d'emménagement, différents tests

hydrauliques ont été mis en place sur le site de la source des Brévilles. Le principe de ces essais est d'extraire ou d'injecter une quantité d'eau connue pour créer un rabattement ou une remontée de la nappe dans le puits testé. L'eau est injectée ou pompée à travers la section ouverte du puits, une crépine ou un intervalle limité par des obturateurs pneumatiques. Le changement des niveaux d'eau est mesuré dans les puits d'observation ou dans le puits testé. La qualité de l'analyse et des données obtenues dépend des paramètres de l'essai, notamment de la durée, du nombre de points de mesure et de la méthode d'interprétation. Idéalement, les niveaux d'eau sont mesurés avant, pendant et à l'arrêt du pompage ou de l'injection. Les graphiques des rabattements en fonction du temps ou de la distance sont utilisés pour résoudre les équations d'écoulement décrivant la relation entre le débit pompé, les propriétés hydrauliques et les variations de la nappe observées.

L'interprétation des données de rabattement ou de remontée est généralement divisée en deux groupes :

- Les méthodes en régime permanent qui donnent les valeurs de transmissivité et de conductivité hydraulique ; dans leur cas, les paramètres tels le débit et les niveaux d'eau sont indépendants du temps ;
- Les méthodes en régime transitoire, qui donnent, en plus des paramètres du régime permanent l'emmagasinement et dans certains cas, les conditions aux limites de l'aquifère.

En hydrogéologie, il existe quatre principaux types d'essais hydrauliques qui ont tous pour but de caractériser les propriétés hydrauliques ou le comportement des puits : les essais de puits, les essais de nappe, les chocs hydrauliques et les essais d'injection.

a) L'essai de puits

Le but d'un essai de puits est de caractériser les propriétés intrinsèques de l'ouvrage de captage (forage) : la transmissivité ponctuelle et les pertes de charges associées à l'ouvrage. La relation expérimentale reliant les débits et les rabattements (courbe débits / rabattements) permet d'en déduire sa productivité optimale (débit critique). Le programme d'un essai de puits est constitué d'une série de paliers de pompage à débits croissants de durée constante. Chacun des paliers est séparé par des arrêts de durée suffisante pour permettre le rééquilibrage du niveau dynamique à son niveau initial. En général, les débits des paliers sont basés sur les débits et rabattements mesurés au cours du développement de l'ouvrage après foration.

L'interprétation consiste à analyser la courbe de rabattement en fonction du débit, portant le nom de « courbe caractéristique du forage ». Le rabattement « s » mesuré dans le puits à un instant « t » est la somme de deux composantes qui sont d'une part la perte de charge linéaire

provoquée par l'écoulement laminaire dans l'aquifère au voisinage du forage et proportionnelle au débit de pompage et d'autre part la perte de charge anormale, non linéaire provoquée par l'écoulement dans le forage et l'écoulement turbulent dans l'aquifère.

La frontière entre écoulement laminaire et régime turbulent a lieu pour une vitesse d'écoulement appelée « vitesse critique ». Le débit correspondant à cette vitesse est appelé « débit critique ». Dans la pratique, le débit d'exploitation d'un forage doit être inférieur au débit critique. L'essai de puits est utilisé pour déterminer le débit de l'essai de nappe.

b) L'essai de nappe

L'essai de nappe est la méthode classique pour évaluer les propriétés hydrauliques ainsi que la géométrie de l'aquifère. Il s'agit d'une opération couramment utilisée dans les études hydrogéologiques qui permet la détermination du coefficient de perméabilité, de la transmissivité, du coefficient d'emmagasinement et des effets de limites.

Les installations requises pour la réalisation de ce type d'essai comprennent le puits de pompage et des puits d'observation qui interceptent la même formation aquifère que le puits pompé. Le débit de pompage est habituellement constant et d'une durée plus ou moins longue (de quelques jours à quelques mois).

Le volume d'aquifère sollicité (évalué par le rayon d'influence) lors de ce type d'essai permet de tenir compte de l'effet d'échelle. L'effet d'échelle d'un milieu hétérogène signifie que les propriétés et les caractéristiques observées à une échelle donnée ne sont pas nécessairement les mêmes à une autre échelle d'investigation. En augmentant l'échelle d'investigation, l'influence des particularités locales diminue et les propriétés hydrauliques mesurées représentent une valeur moyenne pour tout le volume soumis à l'essai.

Les interprétations de ces essais ont été réalisées grâce au logiciel ISAPE (Interprétation Semi-Automatique de Pompages d'Essai), initialement développé par le BRGM et ANTEA, qui permet de travailler avec un débit variable, de prendre en compte les effets de puits ainsi que des hypothèses d'extension latérale finie.

c) Le choc hydraulique

Le choc hydraulique est un autre moyen pour déterminer les propriétés hydrodynamiques d'un aquifère. A l'opposé de l'essai de nappe, cette méthode ne nécessite que peu de matériel et est relativement rapide à réaliser. Le principe de ce type d'essai consiste à injecter le plus

brièvement possible un certain volume d'eau dans un puits et à en suivre dans le temps le rééquilibrage du niveau dynamique jusqu'à son niveau initial (niveau statique). Néanmoins, ce type d'essai présente deux inconvénients majeurs en comparaison aux essais de nappe :

Il ne permet pas de déterminer la valeur du coefficient d'emménagement et le volume d'aquifère testé est relativement réduit (le rayon d'influence de ce type de test est d'une dizaine de mètres autour du forage), les valeurs de perméabilité déduites n'ont donc qu'une validité très locale.

d) Mise en œuvre

Plusieurs campagnes de pompages d'essais ont été réalisées sur le site à la suite des campagnes de foration en 2002, 2005 et 2008. Les essais de nappes ont été précédés d'un essai de puits. Une fois le pompage lancé, le débit et le niveau d'eau dans les points d'observations sont mesurés régulièrement en début de pompage (toute les 30 secondes), puis de façon progressivement plus espacées dans le temps (de 1 minute à 1 heure) grâce à un capteur de pression ou à des sondes piézométriques. Le débit est mesuré à l'aide d'un seau gradué et d'un chronomètre.

Dans le cas des chocs hydrauliques, réalisés sur les piézomètres PZ9, 11, 14, 15 et 20d, compte tenu des faibles durée de ce type de test, un capteur de pression a été utilisé pour mesurer les variations de niveau d'eau en fonction du temps. Plusieurs injections sont ensuite réalisées avec des volumes d'eau de 5, 10 et 15 litres. Dans le cas particulier du PZ20d, la hauteur de tubage entre le niveau d'eau et le haut du tubage étant de 1,48 m, les volumes injectés ont été de 1 à 7 litres avec un incrément de 1 litre par choc.

3.4.2. Essais de traçage

Deux campagnes de traçages artificiels ont été réalisées sur le site d'étude de Montreuil sur Epte (GODERNIAUX, 2005, GODERNIAUX et al., 2008) dans les piézomètres PZ4 et PZ7 pour la campagne de 2003 et dans les piézomètres PZ17b, PZ17c, PZ4 et PZ19 en novembre 2005 jusqu'à la source (Figure 2.9).

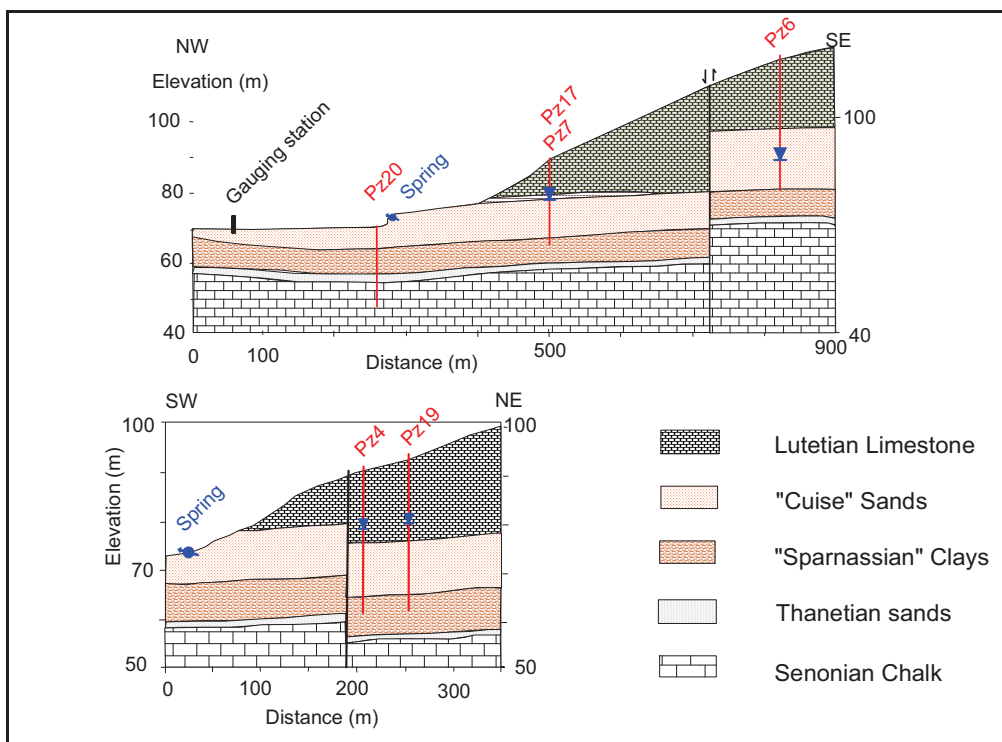


Figure 2.9 – Coupe géologiques passant par les piézomètres d'injection des traceurs artificiels

	PZ4	PZ7
Niveau statique des piézomètres lors de l'injection (m)	81.88	79.53
Distance à la source (altitude 74.01 m) (m)	187	228
Profondeur de l'eau (m)	13.43	9.72
Profondeur du puits (m)	28.14	23.7
Diamètre du puits (m)	0.08	0.08
Traceur utilisé	Fluorescéine	SulfoRhodamine G
Dose injectée (g)	465	388
Date et heure d'injection du produit	6/8/03 9h45	5/8/03 15h05
Concentration théorique du traceur injecté (g/l)	27.3	38.8
Volume de rinçage (l)	17	20
Temps de pompage pour l'homogénéisation	2 heures	2 heures
Immersion de la pompe (m)	11.5	5.3
Position du tuyau de retour/niveau de l'eau (m)	0.5	-1.3 (sous l'eau)
Concentration théorique en traceur dans le puit (g/l)	6.28	5.5
Concentration après l'homogénéisation (analyse en g/l)		16.25
Prélèvement dans le piézomètre après quelques heures		
Temps écoulé entre l'injection et le prélèvement	7 heures	20 heures
Concentration du traceur (analyse en µg/l)		12.6

Tableau 2.3 – Caractéristiques principales des deux traçages opérés aux PZ4 et PZ7

a) Campagne de 2003

Lors de la première campagne de traçages, de la fluorescéine et de la sulforhodamine G ont respectivement été injectées aux PZ4 et PZ7 (Figure 2.9).

b) Campagne de 2005

Chaque injection dans les piézomètres a été réalisée suivant la méthode FVPDM (BROUYÈRE et al., 2008) qui permet non seulement une meilleure homogénéisation du traceur dans le piézomètre mais également l'estimation locale du débit spécifique.

Chaque volume d'injection a été dimensionné dans le but d'obtenir un signal détectable à la sortie de l'aquifère en fonction de la distance entre le puits d'injection et la source (Figure 2.9). Afin de mieux suivre l'évolution de la concentration des traceurs, des échantillonneurs automatiques ont été installés à la source de Brévilles ainsi qu'à la station de jaugeage des niveaux 200 mètres en aval de la source. Cette station peut être considérée comme un exutoire plus global de l'aquifère alors que la source ne drainerait que la partie supérieure de l'aquifère. Le suivi de la concentration en traceurs à ces deux endroits simultanément devrait permettre la dissociation de l'arrivée des traceurs de niveaux différents de l'aquifère.

	PZ4	PZ19	PZ17b	PZ17c
Distance à la source	187 m	223 m	245 m	245 m
Traceur	Lithium Li+	Sulforhodamine B	Iodure I-	Fluorescéine
Quantité	6.6 kg Li+	10 kg	19.2 kg	5 kg

Tableau 2.4 – Caractéristiques principales des traçages opérés aux piézomètres PZ4, PZ19, PZ17b et PZ17c

Les piézomètres du groupe PZ17 sont situés à proximité du piézomètre PZ7. Ils sont composés de 3 piézomètres PZ17a, PZ17b, PZ17c, distants de 2 mètres l'un de l'autre et crépinés à différents niveaux de l'aquifère atteignant ainsi respectivement les calcaires du Lutétien, la partie supérieure et la partie inférieure des sables de Cuise (Figure 2.9).

Les essais de traçages ont été effectués dans les PZ17b et PZ17c afin de mettre en avant et de quantifier les variations verticales des propriétés de l'aquifère et des flux d'eau dans les sables de Cuise. Le PZ17a n'a pas été retenu pour ces tests à cause de sa faible hauteur saturée et de sa perméabilité très faible due à la présence de marnes et d'argiles à ce niveau.

Un traçage dans le piézomètre PZ4 avait déjà été effectué durant la campagne de 2003 avec de la fluorescéine qui n'avait jamais été détectée à la source. Ce piézomètre est crépiné sur la partie inférieure de l'aquifère où les flux sont supposés beaucoup plus lents. Lors de ce deuxième test, des quantités de traceurs plus importantes ont été injectées afin d'augmenter les chances de détection du traceur.

Le test mis en place dans le PZ19 a été dimensionné afin de donner de nouvelles informations sur la partie au nord-est de la source. Le forage a été crépiné sur presque toute la hauteur de l'aquifère.

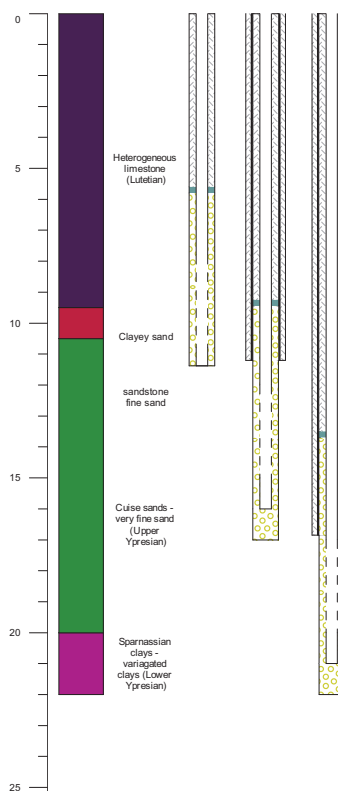


Figure 2.10 – Présentation des niveaux atteints par les piézomètres du groupe PZ17

4. Mesure de la qualité des eaux

Depuis le mois de mars 2001, des prélèvements d'eau sont effectués sur les différents piézomètres à une fréquence mensuelle.

Les prélèvements sont effectués à l'aide d'une pompe MP1 après vidange préalable de trois fois le volume du piézomètre pour assurer un prélèvement représentatif de la qualité de la nappe au droit du piézomètre. Ce pompage est jugé satisfaisant pour assurer un

renouvellement de l'eau du piézomètre car il correspond à la stabilisation des paramètres de température, de pH et de conductivité, mesurés en continu lors des pompages. Depuis février 2006, la pompe a toujours été placée à la même profondeur dans le forage (Tableau 2.5) pour tenter de capter le même niveau de l'aquifère à chaque prélèvement. Auparavant, la pompe était placée au fond du piézomètre puis remontée progressivement jusqu'à trouver la position permettant d'obtenir la stabilisation des paramètres de température, pH et conductivité.

Les anions et cations majeurs (chlorure, sulfate, nitrate, calcium, magnésium, sodium, carbonate, bicarbonate, potassium, orthophosphate) sont analysés ainsi que les phytosanitaires suivants : atrazine, dééthylatrazine ou DEA (produit de dégradation de l'atrazine), déisopropylatrazine ou DIA (produit de dégradation de l'atrazine), isoproturon, monométhylisoproturon (produit de dégradation de l'isoproturon), didesméthyl-isoproturon (produit de dégradation de l'isoproturon), chlortoluron, acétochlore, acétochlore éthanesulfonique (produit de dégradation de l'acétochlore) et acétochlore oxanilique (produit de dégradation de l'acétochlore). Les standards de ces deux dernières molécules ont été fournis gracieusement par Monsanto. Les molécules suivies ont été choisies en fonction de leur probabilité d'occurrence suite aux enquêtes agricoles réalisées sur le terrain (BARAN et al., 2005b).

L'extraction de l'atrazine et de ses métabolites (DEA et DIA), et de l'acétochlore est réalisée grâce à une extraction liquide – liquide. Les produits de dégradation de l'acétochlore (OA et ESA) sont extraits par extraction sur phase solide. Les triazines ainsi que les produits de dégradation de l'acétochlore sont ensuite analysés par chromatographie liquide couplée à la spectrométrie de masse. L'acétochlore est quant à lui analysé par chromatographie gazeuse. La limite de quantification des pesticides était de $0,05 \mu\text{g.l}^{-1}$. Les procédures analytiques sont décrites par BARAN et al. (BARAN et al., 2007).

Piézomètre	Profondeur	Piézomètre	Profondeur	Piézomètre	Profondeur
PZ2	-42 m	PZ8	-21 m	PZ17a	-11,6 m
PZ3	-38 m	PZ9	-42 m	PZ17b	-14 m
PZ5	-20 m	PZ14	-48 m	PZ17c	-18 m
PZ6	-32 m	PZ15	-46 m	PZ19	-21 m
PZ7	-14 m	PZ16	-44 m		

Tableau 2.5 – Profondeur de la pompe lors des prélèvements d'eau pour les analyses de qualité à partir de février 2006.

B. Caractérisation géologique et hydrogéologique du bassin

1. Contexte géologique

La géologie du site de Brévilles est décrite sur la carte de Gisors au 1/50 000° (BRGM, n°125, Kuntz *et al.*, 1976). Plusieurs levés de terrain, les observations faites sur les cuttings provenant des différents forages (19 piézomètres et 6 sondages) (GUTIERREZ *et al.*, 2005) ainsi que les diagraphies (SEMM LOGGING, 2006) et les campagnes de prospection géophysique (GIRARD J.F. *et al.*, 2006) ont permis d'étayer ces connaissances.

1.1. Histoire géologique

Le site d'étude se situe dans le Bassin Parisien. L'histoire de ce bassin commence avec l'érosion de la chaîne hercynienne. Au cours de cette période les dépôts sont essentiellement gréseux, en continuité avec ceux du Permien, ils vont peu à peu évoluer vers une sédimentation marine, lors des transgressions du Trias. Durant le Jurassique, une mer épicontinentale se forme sur le Bassin Parisien. Les dépôts sont argileux, calcaires avec quelques passées sableuses. La fin du Jurassique est suivie d'une émergence généralisée du bassin.

Des sédiments fluvio-lacustres, puis des sables se déposent au début du Crétacé inférieur. Lors de l'Albien (fin Crétacé inférieur), le Bassin Parisien subit une nouvelle transgression, la mer épicontinentale formée dépose alors des sédiments marins sableux puis argileux. Au début du Crétacé supérieur, la sédimentation crayeuse s'installe et persiste jusqu'à la fin du Crétacé. Il s'agit d'une craie blanche, tendre, à silex de taille et de forme variables (vert clair sur la Figure 2.11). Elle est ensuite suivie d'une régression de la mer puis d'une émergence due à des mouvements épirogéniques à la limite Crétacé-Tertiaire. Un climat chaud et sec domine à la fin du Crétacé. La limite Crétacé-Tertiaire correspond à un refroidissement temporaire du climat. Le climat du Tertiaire est majoritairement chaud alternativement humide ou aride lors de la fin de l'Eocène. Lors du Paléocène, la mer dano-montienne entraîne le dépôt de sédiments carbonatés dans les dépressions du paysage. Ces dépôts sont très localisés, ils ne sont pas présents sur la zone d'étude, on les trouve en revanche à Ambleville et à Bray-et-Lû, à 3 km au sud de la zone d'étude. Au cours de l'Eocène (Yprésien, Lutétien, Bartonien et Priabonien), la sédimentation est diversifiée : à un régime marin peu profond succèdent des épisodes lagunaires, fluvio-lacustres ou lacustres. La sédimentation est parfois interrompue par de courtes émergences qui provoquent un phénomène de grésification dans les sables.

Lors de l'Yprésien supérieur (Cuisien), un bras de mer venu du nord-ouest amorce la transgression du bassin parisien. Une fois envahi par la mer, des dépôts sableux vont se former, le matériel sableux provenant du sud et de l'est. Ces dépôts vont constituer le siège de la nappe étudiée (en orange clair, noté e4 sur la Figure 2.11). Ce sont des sables fins et quartzeux. A la fin du Cuisien, une phase tectonique provoque une courte émerision. C'est à cette époque que l'anticlinal de la Chapelle-en-Vexin commence à se former, provoquant la création de plusieurs failles de direction NW-SE sur le terrain d'étude.

Au Lutétien inférieur, une nouvelle transgression érode une grande partie des sables de Cuise sur le sommet des anticlinaux et creuse dans ceux-ci des chenaux où sont déposés des sables grossiers. La mer progresse petit à petit et les dépôts deviennent carbonatés. Au Lutétien moyen, la profondeur moyenne de la mer est maximale, les calcaires déposés sont alors massifs dans les synclinaux et sableux ou en rognons dans les anticlinaux (en orange, noté e5, sur la Figure 2.11). Au Lutétien supérieur a lieu une régression marine et les dépôts deviennent surtout lagunaires grossiers.

Après l'émerision de la fin du Lutétien, le Bartonien inférieur débute par des alternances de dépôts lacustres parfois silicifiés, fluvio-lacustres et marins (jaune et rose sur la Figure 2.11). Sur le bassin, ces dépôts sont sous forme de calcaire gréseux lacustre, de grès fluvio-lacustre et d'un peu de sable (retrouvé dans certains sols et sur quelques sondages). Au quaternaire, des variations climatiques importantes interviennent. Les vallées se creusent par étapes successives par suite du soulèvement lent de l'ensemble de la région. Lors des périodes glaciaires, les plateaux et les bassins protégés des vents dominants ont été recouverts de loess (en beige, noté LP sur la Figure 2.11).

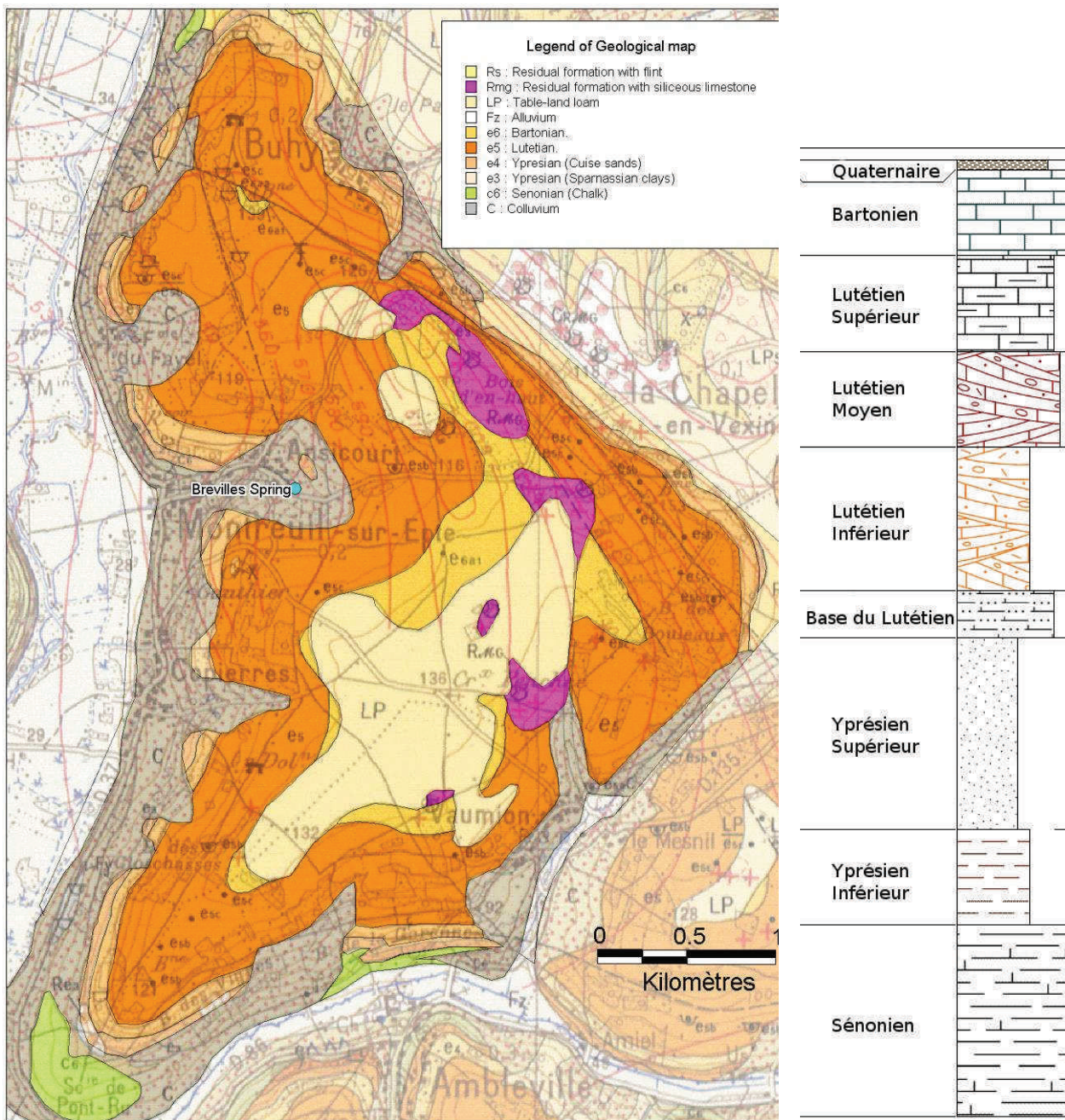


Figure 2.11 – Extrait de la carte géologique de Gisor au 1/50 000 (n°125 Kuntz et al., 1976) et log stratigraphique schématisé simplifié

1.2. diagraphies

Les diagraphies Gamma-Ray réalisées ne permettent pas de connaître la teneur en argile minéralogique, elles permettent de connaître l'évolution relative de cette teneur. Il ressort de l'étude de ces documents, pour les forages ayant atteint le substratum des sables de Cuise, que

les sables présentent un enrichissement progressif en argile avec la profondeur. De même, le passage du Lutétien au Cuisien est parfois marqué par un petit niveau argileux visible sur les diagraphies. Les diagraphies dans la partie supérieure du Lutétien sont également sensibles à la présence de Marnes et Caillasses.

1.3. Prospection géophysique par panneaux électriques

La méthodologie et la position des sept panneaux réalisés ont été présentées au Chapitre 2 :A.1.4 Prospection géophysique électrique et sur la Figure 2.3.

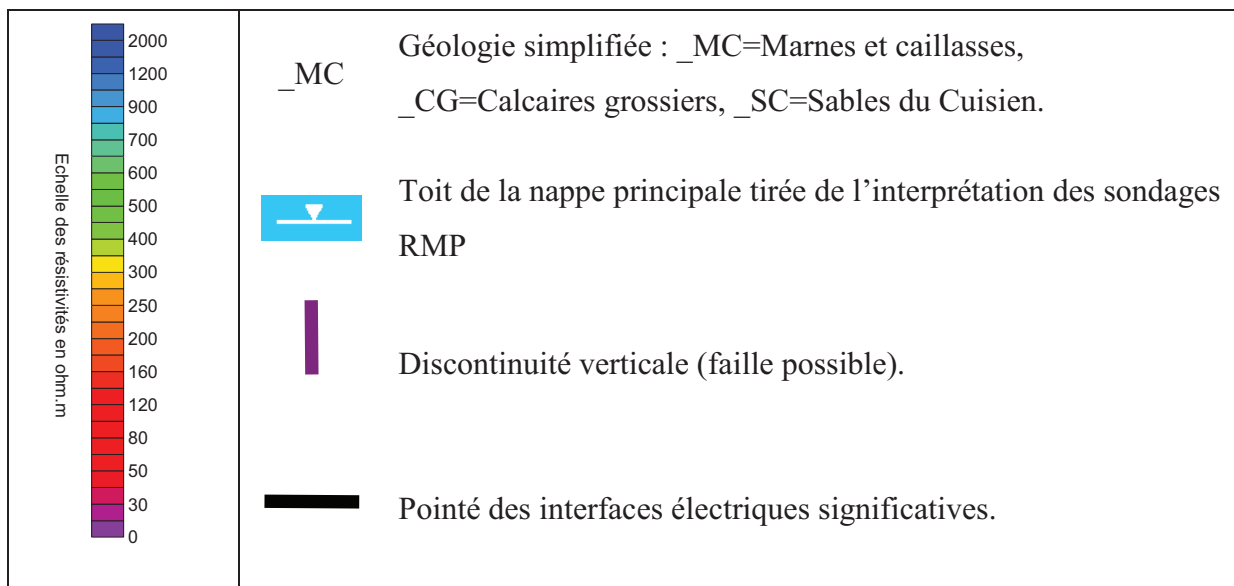


Figure 2.12 – Légende des profils géophysiques

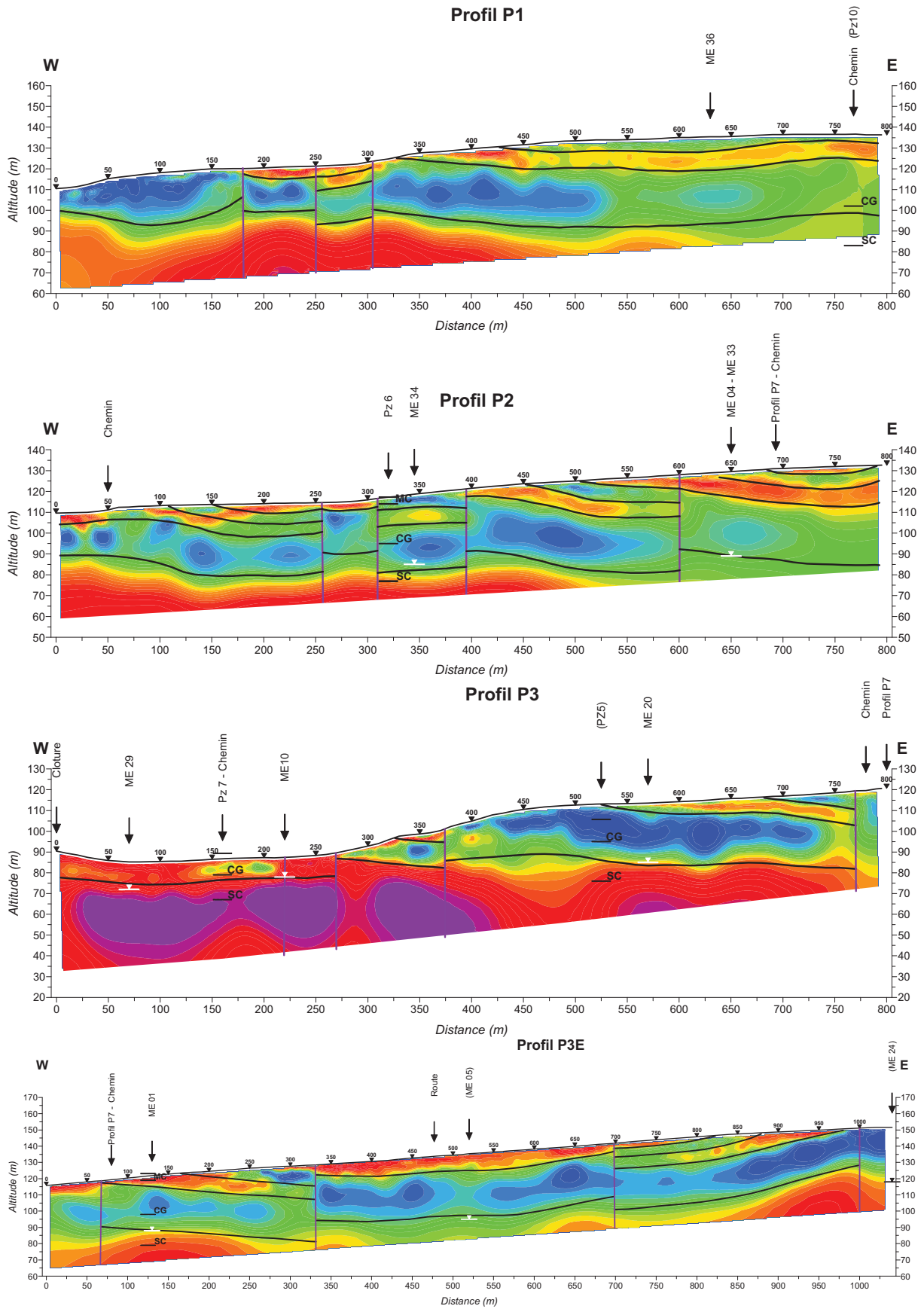


Figure 2.13 – Coupe profondeur de résistivité calculée selon les profils P1, P2 et P3

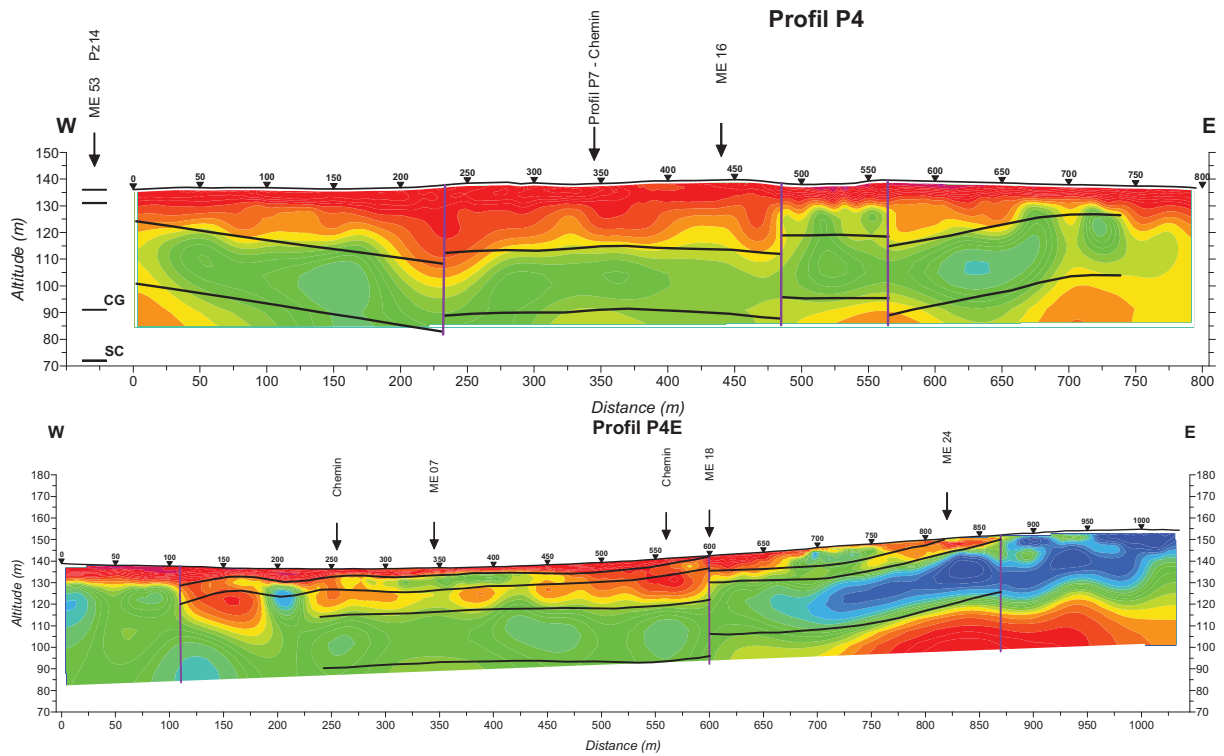


Figure 2.14 – Coupe profondeur de résistivité calculée selon les profils P4

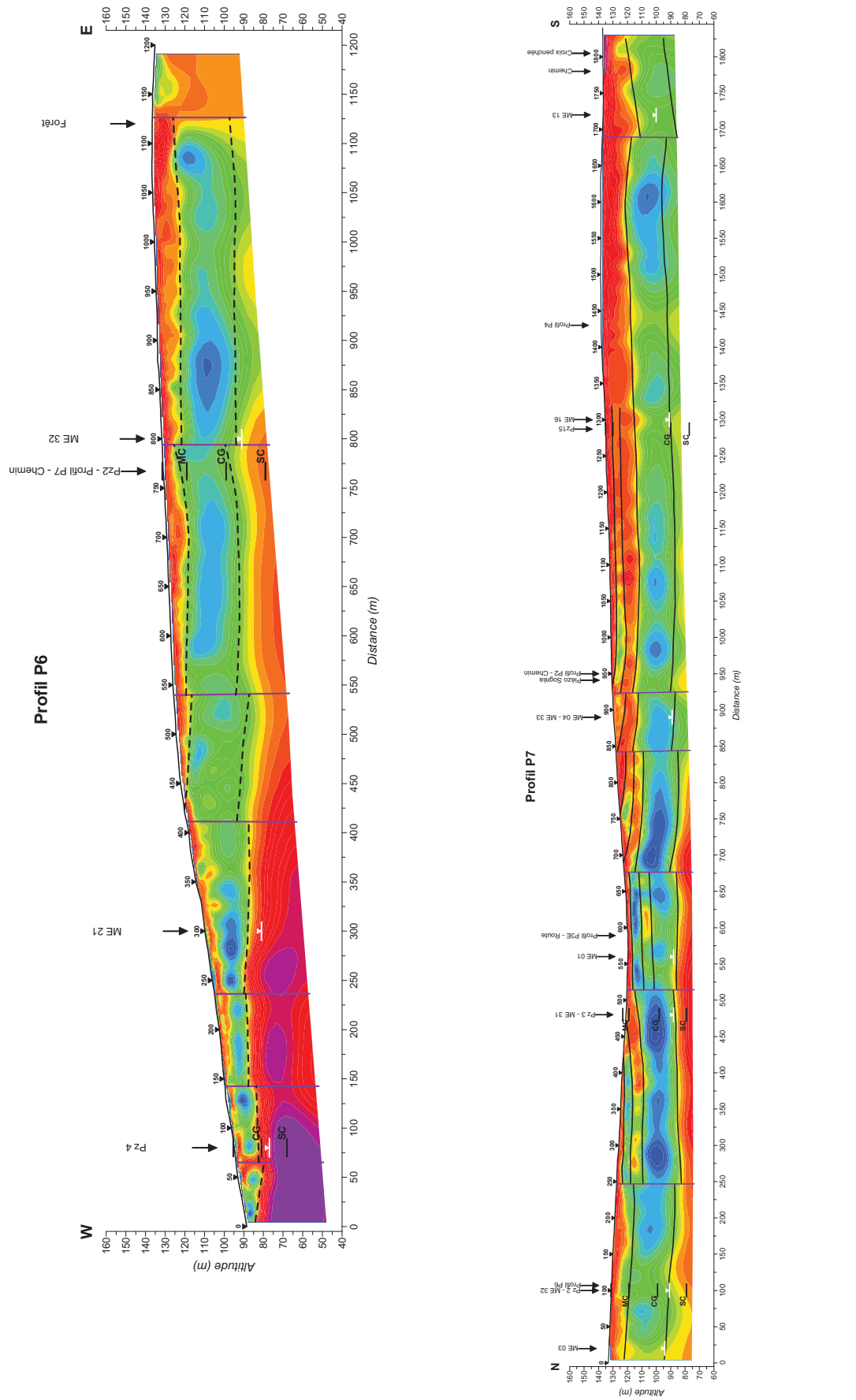


Figure 2.15 – Coupe profondeur de résistivité calculée selon le profil P6 à P7

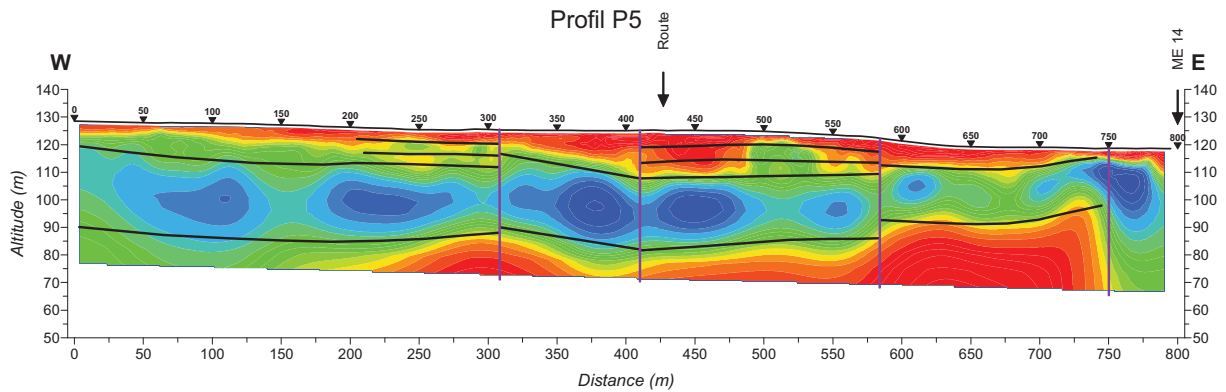


Figure 2.16 – Coupe profondeur de résistivité calculée selon le profil P5

Dans un premier temps, les logs lithologiques des forages, partout où ils sont disponibles ont été comparés aux sections de résistivité calculée, résultats des panneaux électriques, soit sur les profils P2, P3, P3E, P4, P4E, P6 et P7 (Figure 2.13 à Figure 2.15).

On observe généralement une bonne correspondance entre la principale couche résistante caractérisée par des résistivités supérieures à 400 ohm.m et la couche des calcaires grossiers comme attendu au vu des résistivités présentées. Ainsi les correspondances entre toit et mur des calcaires grossiers et la principale couche résistante est obtenue avec des écarts de quelques mètres sur P6 (forage PZ4 et PZ2), sur P3 (forage PZ7 bien qu'ici, les calcaires grossiers semblent être caractérisés par des résistivités plus faibles comprises entre 200 et 600 ohm.m), sur P3E (forage PZ3) ainsi que sur P7 (forage PZ2, PZ3) qui recoupe les autres profils avec des écarts aux croisements de quelques mètres, également.

Un écart plus important est observé au niveau de PZ6 sur P2 où la base de la couche résistante est à plus de 13 m sous le mur des calcaires grossiers et correspond à quelques mètres près à la base des sables du Cuisien. A cet endroit, la nappe est profonde et les sables du Cuisien sont presque totalement dénoyés. Dans cette situation, comme envisagé précédemment, les sables du Cuisien, secs sont caractérisés par une résistivité élevée, proche de celle des calcaires grossiers et les deux niveaux ne peuvent pas être distingués par leurs résistivités. Le même phénomène permet d'expliquer l'écart important observé au niveau de PZ5 sur P3.

Il est probable que la couche résistante englobe, suivant les cas, tout ou partie des sables du Cuisien. La base de la couche résistante principale n'est donc pas un marqueur fiable de la base des calcaires grossiers et ne doit pas être considérée comme un indicateur fiable de la géométrie des structures du site. On lui préférera donc le toit de la principale couche résistante comme indicateur structural lorsqu'il est suffisamment contrasté avec la formation sus-

jacente, les marnes et caillasses du lutétien supérieur qui ne sont pas présentes sur tout le site et dont l'épaisseur est d'environ 10 m. Toutefois, il conviendra de rester prudent comme les calcaires grossiers peuvent apparaître relativement conducteurs (moins de 400 ohm.m sur P2 au niveau de PZ6).

De plus la profondeur d'investigation du dispositif devient nettement insuffisante sur le profil 4 ou l'épaisseur des séries des Marnes et Caillasses sont plus importantes. Les faibles résistivités obtenues pour la couche résistante principale (300 à 600 ohm.m) pourraient être dues à ce défaut de pénétration.

La corrélation des discontinuités verticales d'un profil à l'autre s'avère également un exercice à plusieurs solutions. Les principales discontinuités nous ont permis de préciser le tracé des failles déjà mise en évidence par la géologie ainsi que de délimiter un compartiment ouest présentant un pendage est. En revanche aucune des indications apportés par les panneaux électriques et notamment par le profil 7, ne nous ont permis de mettre clairement en évidence une faille Est Ouest qui occuperait le thalweg principal.

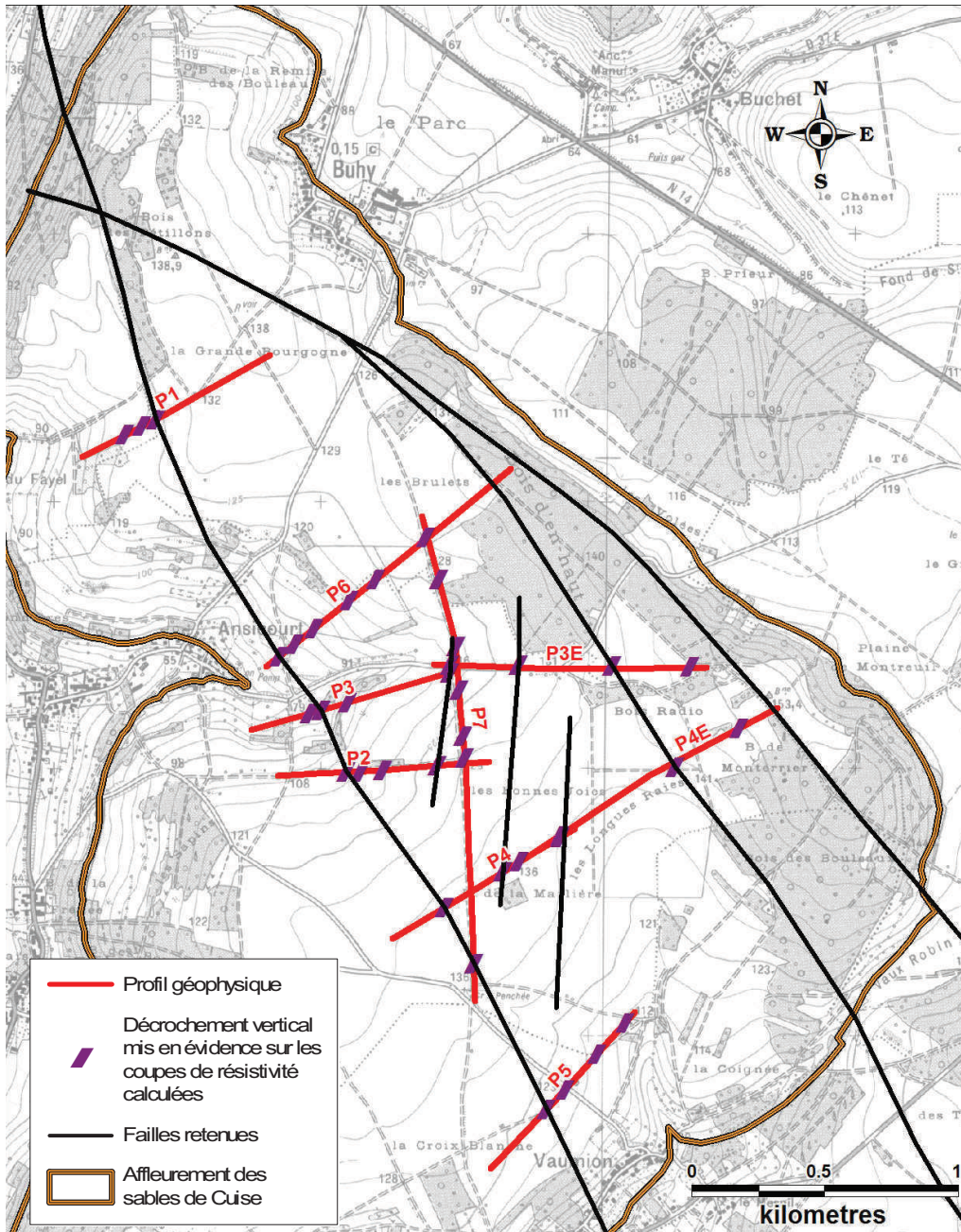


Figure 2.17 – Position des failles retenues en fonction des décrochements verticaux observés sur les profils de panneaux électriques.

2. Caractérisation des formations de la zone saturée et non saturée

2.1. Les sables de Cuise

2.1.1. Caractéristiques générales

Les sables de Cuise constituent, sur la majeure partie du bassin, le siège de la totalité de la nappe étudiée. Ils sont entièrement saturés au niveau des piézomètres 4, 7, 17 et 19, mais ne le sont que partiellement au niveau des 9 autres piézomètres où un niveau d'eau a été mesuré en dessous du toit des sables. Cela s'explique par la différence significative de l'épaisseur des sables de Cuise. A l'ouest de la faille située à l'ouest de la zone d'étude, l'épaisseur des sables varie de 8 à 11 m pour les piézomètres 7 et 4 respectivement, alors qu'à l'est de cette faille, l'épaisseur des sables varie de 15 à 20 m. Pendant le Cuisien, le sable s'est probablement déposé avec une épaisseur constante sur l'ensemble du bassin. Cela met donc en évidence le fait que les sables du compartiment ouest ont été érodés après leurs dépôts.

Plusieurs hypothèses permettent d'expliquer cette érosion. Le compartiment est étant surélevé par rapport au compartiment ouest, il serait plus logique que la partie montante soit plus sujette à l'érosion, or c'est l'inverse qui est observé. Cependant plusieurs phases tectoniques se sont succédées sur le bassin. Comme il existe une lacune des dépôts du Lutétien inférieur au niveau de l'axe de l'anticlinal de la Chapelle en Vexin, au nord-est du bassin, cela indique que la formation de l'anticlinal a débuté avant le Lutétien. Un premier mouvement a peut être eu lieu peu après le Cuisien, décalant les couches géologiques dans le sens inverse de celui qui est observé actuellement. Le bloc ouest serait alors remonté par rapport au bloc est, il aurait ainsi été plus sujet à l'érosion. Plus tard, une seconde phase tectonique fin-bartoniennne, démontrée sur la carte voisine de Méru (WYNS, 1978), aurait décalé les couches géologiques pour les placer au niveau de ce qui est observé aujourd'hui. L'autre hypothèse suppose que les failles présentes sur le bassin ont toujours joué dans le même sens. Pour éroder le compartiment ouest du bassin, il est possible qu'un chenal soit passé au niveau des 2 piézomètres avals. En effet, à la fin du Cuisien, une transgression remanie les sables et creuse des chenaux où se déposent des sables plus grossiers (KUNTZ et al., 1976). Les dépôts directement sus-jacents aux sables de Cuise sont fluviatiles : il s'agit de graviers, de sables glauconieux et d'argiles. Les fleuves auraient érodé une partie importante des sables au niveau des piézomètres 4 et 7. Cette hypothèse indiquerait donc que l'épaisseur des sables

peut être variable au sein de la zone d'études suivant l'endroit où passaient les fleuves. Aucun indice géologique ne permet de favoriser l'une ou l'autre des 2 hypothèses.

	PZ7	PZ4	PZ8	PZ5	PZ6	PZ3	PZ2	PZ1
Supérieur					6	8	12	
Lutétien	Moyen		5	8,5	4,5	5,5	6	
	Inférieur	10,3	14	5,5	2	11,5	15	14,5
Cuisien		8	11	19	17,5	17,5	15,5	20
								17

Tableau 2.6 – Epaisseur (m) des différents étages géologiques dans 8 piézomètres forés sur le site (d'après Morvan, 2004)

2.1.2. Caractéristiques granulométriques

Les sables de Cuise ont été observés visuellement lors des forages, et des carottes de sables ont été prélevées lors des forages des piézomètres, permettant de faire des analyses granulométriques. Les diagraphies gamma-ray réalisées dans certains forages permettent de montrer que les teneurs en argiles minéralogiques sont très variables dans les sables et augmentent progressivement lorsque l'on s'approche du substratum de l'aquifère, illustrant ainsi le passage progressif des sables aux argiles sparnaciennes. Pour confirmer ces observations, des analyses granulométriques ont été réalisées à la base et au sommet des sables (MORVAN, 2004). Dans les échantillons représentatifs de la base des sables, le diamètre limite des particules en fonction de leur pourcentage (en masse) dans les sables est similaire quel que soit le pourcentage étudié, alors que les diamètres équivalents dans la partie sommitale des sables sont nettement différents : à la base des sables, 80% des particules ont un diamètre inférieur à 140 ou 170 μm , alors qu'au sommet, ce diamètre est de 370 μm (Tableau 2.7). De même, il n'existe quasiment pas de particules avec un diamètre supérieur à 200 μm à la base des sables, alors qu'au sommet, 70% des particules ont un diamètre supérieur à 200 μm .

échantillons	D ₁₀ ^a	D ₂₀ ^a	D ₅₀ ^a	D ₈₀ ^a
PZ2 (sommet des sables)	100	170	260	370
PZ2 (à 5,5 m de la base des sables)	10	105	140	170
PZ4 (à 2,5 m de la base des sables)	50	100	120	140
PZ8 (à 7 m de la base des sables)	30	100	120	140

^a : D_x : x % des particules sont inférieures à ce diamètre

Tableau 2.7 – Diamètre limite, en μm en fonction du pourcentage de particules dans les sables (d'après Morvan, 2004)

2.1.3. *Caractéristiques hydrauliques*

Plusieurs tests en laboratoires ont été réalisés sur les échantillons de sable prélevés à Brévilles afin de déterminer des valeurs de perméabilité pour l'aquifère sableux. Les valeurs varient entre $1,9$ et $9,8.10^{-7} \text{ m.s}^{-1}$. Il faut cependant prendre en compte que ces tests ont été réalisés sur la partie inférieure argileuse des sables de Cuise à cause des difficultés rencontrées pour récupérer des échantillons non perturbés de la partie sommitale (MORVAN, 2004). D'autres valeurs ont pu être estimées à l'aide de la répartition de la taille des grains de sable en utilisant différentes lois empiriques (GUTIERREZ et GIGLEUX, 2005).

Méthode	Mallet-Paquant (1954)	Bialas et al. (1970)	Hazen (1892)	Tison (1955)	Shepherd (1989)
Sables supérieurs (Pz2 – 35 m)	6.1×10^{-4}	6.1×10^{-5}	1.5×10^{-4}	1.6×10^{-4}	5.3×10^{-4}
Sables inférieurs (Pz2 – 47 m)	3.8×10^{-4}	2.0×10^{-5}	Non applicable	Non réaliste	1.8×10^{-4}

Tableau 2.8 – Compilation des perméabilités déduites de la répartition de la taille des grains des sables de Cuise

Une meilleure évaluation de la conductivité hydraulique (perméabilité) est possible grâce aux pompages d'essais qui intègrent, in situ, un plus grand volume qu'un simple échantillon de roche. Sept essais ont été réalisés en 2001, 5 en 2005 et enfin 5 autres en 2008 pour tester le PZ20 et reprendre les essais sur des piézomètres dont les précédents tests hydrauliques avaient échoués (développement lié au décolmatage au niveau des parois, panne du groupe électrogène). Les résultats des interprétations sont synthétisés sous forme d'un tableau général (Tableau 2.9) présentant les résultats de tous les tests hydrauliques (essai de nappe et choc hydraulique).

La transmissivité « T » estimée par les pompages d'essais varie sur l'ensemble du site d'un ordre de grandeur allant de 5×10^{-4} à $4 \times 10^{-3} \text{ m}^2/\text{s}$. Le coefficient de conductivité hydraulique « K » qui en découle a été calculé soit en considérant l'épaisseur saturée de l'aquifère lors du test, soit en considérant l'épaisseur saturée crépinée. Cette dernière paraît plus juste, puisque c'est par elle que s'effectue l'écoulement lors des tests. C'est pourquoi nous nous baserons sur ces valeurs pour la suite de l'analyse. Les variations de K ne sont pas significativement différentes entre ces deux méthodes pour la plupart des ouvrages ($\Delta K < 10 \%$), excepté pour certains (PZ17b et PZ20d) dont la partie crépinée du tubage représente une part beaucoup plus faible de l'épaisseur saturée de l'aquifère.

Ouvrage	Modèle	Capacité	Pertes de charge (s ² /m ⁵)	Limite	Interprétation	Débit (m ³ /h)	Durée de pompage (h)	S _{max} (m)	S _{max} /S _{saturation} %	Formation des sables Cuisiens (m)			T (m ² .s ⁻¹), fonction de S (Ø)		K (m.s ⁻¹)	K (m.s ⁻¹)	Rayon d'influence (m)	Nombre dessai	K _{mojen} (m.s ⁻¹)	T _{mojen} (m ² .s ⁻¹)
										Eteul	Esature	Esature (%)	avec s=10 ²	avec s=10 ¹						
PZ1	Théis	Oui	5.0E+07	Non	Descente	0,85	3,0	3,15	24	16,50	0,00	0	6,9E-04	7,5E-04	6,0E-05	5,8E-05	11			
PZ2	Théis	Oui	2.1E+03	Non	Descente	0,60	2,5	6,73	53	16,00	12,60	69	7,3E-04	4,8E-04	4,1E-05	3,8E-05	8			
PZ3	Théis	Oui	1.3E+07	Non	Descente	1,80	7,0	5,43	30	13,00	11,51	84	2,5E-03	2,0E-03	2,3E-04	1,8E-04	23			
PZ4	Théis	Oui	4.1E+03	Non	Descente	1,28	1,0	0,70	5	17,60	13,40	76	2,2E-03	2,0E-03	1,1E-04	1,5E-04	7			
PZ5	Théis	Oui	5.0E+07	Non	Descente	0,85	2,5	3,15	27	17,70	11,50	65	4,7E-04	6,8E-04	5,6E-05	5,9E-05	10			
PZ6	Théis	Oui	2.0E+05	Non	Descente	2,80	2,4	0,38	3	9,70	11,00	100	3,3E-03	3,0E-03	2,6E-04	2,7E-04	17			
PZ7	Théis	Oui	1.4E+03	Non	Descente	1,04	2,3	1,35	9	19,10	14,80	77	1,1E-03	1,2E-03	1,9E-04	7,9E-05	10			
PZ8	Théis	Oui	8.0E+03	Non	Descente	0,95	5,5	0,70	7	11,00	9,80	89	2,0E-03	1,7E-03	1,9E-04	1,7E-04	13			
PZ9	Théis	Oui	4.4E+07	Non	Descente	0,66	6,6	0,62	5	19,50	13,25	68	1,1E-03	1,7E-03	1,3E-04	8,1E-05	12			
PZ10	Théis	Oui	1.2E+07	Non	Descente	0,70	4,0	1,87	20	14,50	9,48	65	1,0E-03	1,7E-03	2,3E-04	1,8E-04	9			
PZ11	Théis	Oui	9.6E+03	Non	Descente	0,95	5,5	0,77	5	15,00	15,87	100	3,8E-03	2,7E-03	1,5E-04	1,3E-04	3			
PZ14	Théis	Oui	9.2E+03	Non	Descente	0,85	12,5	0,60	4	16,50	15,90	96	3,2E-03	3,6E-03	2,6E-04	2,2E-04	10			
PZ15	Théis	Oui	4.0E+03	Non	Descente	2,40	1,2	2,31	13	15,00	15,18	100	1,1E-03	1,5E-03	8,1E-05	8,1E-05	11			
PZ16	Théis	Oui	4.0E+03	Non	Descente	1,98	5,3	1,37	23	6,00	5,94	97	3,0E-03	3,0E-03	1,0E-03	5,1E-04	19			
PZ17a	Théis	Oui	2.3E+07	Non	Descente	1,89	7,5	5,36	71	7,00	7,58	100	1,6E-03	1,5E-03	4,9E-04	2,0E-04	24			
PZ18	Théis	Oui	1.4E+07	Non	Descente	1,25	10,0	2,05	16	0,00	0,00	0	1,1E-03	1,2E-03	8,9E-05	9,5E-05	24			
PZ19	Théis	Non	/	Non	Pl Obs	/	/	0,08		4,50	12,59	97	1,5E-03	8,7E-04	/	/				
PZ20a	Théis	Non	/	Non	Pl Obs	/	/	0,08		4,50		100	1,3E-03	6,9E-04	/	/				
PZ20b	Théis	Non	/	Non	Pl Obs	/	/	0,08		4,50		100	1,4E-04	7,4E-04	/	/				
PZ20c	Théis	Non	/	Non	Pl Obs	/	/	0,08		4,50		100	2,0E-03	2,0E-03	1,0E-03	3,6E-04				
PZ20d	Théis	Oui	5.2E+07	Non	Descente	0,80	9,3	2,71	49	4,50	5,54	100	1,4E-04	4,8E-04	4,1E-05	3,8E-05	7,0E+00			
Minima			1.4E+00			0,60	1,0	0,08	3	0,00	0,00		3,8E-03	3,6E-03	1,0E-03	5,1E-04				
Maxima			2.1E+03			2,80	12,5	6,73	71	19,50	19,18		3,8E-03	3,6E-03	1,0E-03	5,1E-04				

POMPAGE D'ESSAI

CHOC HYDRAULIQUE

Calculé en considérant l'épaisseur crépinée
 Calculé en considérant l'épaisseur saturée crépinée

Tableau 2.9 – Transmissivité et perméabilité d'après les essais de pompage (KLINKA 2008)

Les transmissivités estimées à partir de ces essais nous permettent de distinguer trois groupes :

- d'une part les piézomètres situés dans la partie amont du bassin versant, au Nord Est (PZ10, PZ11, PZ2, PZ3) où les transmissivités sont faibles ($5.10^{-4} < T < 1.10^{-3} \text{ m}^2/\text{s}$) ;
- d'autre part les piézomètres situés dans la partie amont du bassin versant, au sud-est (PZ16, PZ14, PZ9) avec des transmissivités moyennes ($1.10^{-3} < T < 3.10^{-3} \text{ m}^2/\text{s}$)
- et les piézomètres situés dans la partie méridionale et avale du bassin versant (PZ19, PZ4, PZ15, PZ5, PZ8, PZ6, et PZ17b, PZ17c, PZ20d) où les transmissivités sont fortes ($2.10^{-3} < T < 4.10^{-3} \text{ m}^2/\text{s}$).

Parmi les ouvrages situés en amont du bassin versant, on distingue deux groupes dont les transmissivités estimées sont relativement contrastées (un ordre de grandeur). Afin de réaliser une comparaison, il est plus judicieux de comparer les conductivités hydrauliques entre elles, l'épaisseur saturée de l'aquifère variant de 10 à 20 m dans la partie amont rend peu pratique la confrontation de T.

La conductivité hydraulique des ouvrages situés en amont est relativement faible (de l'ordre de 1.10^{-4} m/s). A l'opposé, on constate que dans la partie aval du bassin versant, les conductivités hydrauliques sont plus fortes ($> 2.10^{-4} \text{ m/s}$). On peut expliquer cela par le fait que le ratio épaisseur saturée/ épaisseur totale est plus fort en aval qu'en amont. L'examen des cuttings de forage a montré qu'il existait un enrichissement en argile des sables Cuisiens avec la profondeur, et notamment avec la proximité de la formation sous-jacente des argiles sparnaciennes. Cette observation de terrain a été confirmée par les diagraphies gamma-ray montrant un profil progressif d'enrichissement en argile à proximité de la base des sables. S'agissant d'un matériau sédimentaire, on peut également penser de surcroît qu'un granoclassement a existé au cours de son dépôt. Cette hypothèse est validée par l'examen des échantillons prélevés lors de la foration : les sables sont plus fins en profondeur. Par conséquent, la partie inférieure de l'aquifère des sables est moins perméable en raison de la granulométrie fine des matériaux qui la constitue et de l'enrichissement élevé en argile.

A ce titre, cette observation est corroborée avec les piézomètres PZ17b et PZ17c qui sont crépinés à deux profondeurs différentes afin de capter la fraction supérieure et inférieure des sables. La conductivité hydraulique sur ces deux ouvrages varie de 1.10^{-3} à 5.10^{-4} m/s entre la fraction supérieure et la fraction inférieure des sables. Ces essais mettent en avant la variabilité des paramètres hydrodynamiques en fonction de la partie de l'aquifère captée.

Les ouvrages PZ2 et PZ3 captent la partie inférieure des sables ce qui explique qu'ils présentent des transmissivités assez faibles ($6.10^{-4} \text{ m}^2/\text{s}$).

Les ouvrages PZ9, PZ10, PZ11 et PZ14 sont crépinés sur la quasi-totalité des sables. Néanmoins, la partie captée lors des pompages correspond à la fraction intermédiaire des sables. Les transmissivités qui en découlent sont donc légèrement supérieures ($1.10^{-3} < T < 2.10^{-3} \text{ m}^2/\text{s}$).

L'ouvrage PZ15 capte entièrement l'aquifère et le pompage d'essai réalisé (de plus longue durée 12h30) sollicite principalement la fraction supérieure de l'aquifère. La transmissivité traduite du pompage d'essai est donc relativement forte ($3,6.10^{-4} \text{ m}^2/\text{s}$).

Comme nous avons pu le voir, les ouvrages situés dans la partie amont du bassin versant traversent une forte épaisseur de l'aquifère des sables, cependant certains ne captent que la fraction inférieure des sables, ce qui explique que les conductivités hydrauliques estimées par les pompages d'essais y sont faibles. A l'inverse, l'aquifère des sables est entièrement saturé dans certains ouvrages. Pour ces derniers, on évalue des paramètres hydrodynamiques plus forts ($T > 2.10^{-3} \text{ m}^2/\text{s}$) qui traduisent une granulométrie moins fine et une argilosité plus faible des sables dans cette fraction supérieure.

En aval, on observe une diminution de l'épaisseur des sables (10 m) mais un ratio élevé épaisseur saturée sur épaisseur totale. Les pompages d'essai ont permis d'évaluer les propriétés hydrauliques de ces matériaux. La transmissivité est en général assez forte ($3.10^{-3} \text{ m}^2/\text{s}$) et les conductivités hydrauliques qui en découlent également (3.10^{-4} m/s).

Les tests réalisés dans les ouvrages PZ4, PZ20d, PZ17c sollicitent la fraction intermédiaire des sables, d'où, des transmissivités estimées moyennes ($T > 2.10^{-3} \text{ m}^2/\text{s}$).

Les ouvrages PZ7 et PZ5 quant à eux, sont crépinés au niveau de la partie supérieure de l'aquifère, on estime leur transmissivité autour de $3.10^{-3} \text{ m}^2/\text{s}$.

Une hypothèse qui permet d'expliquer les plus fortes transmissivités en aval est que l'épaisseur mouillée est plus importante, l'épaisseur des sables est plus faible et la fraction sollicitée par les pompages correspond à la partie intermédiaire des sables. On peut donc mettre en avant l'existence d'une corrélation entre la profondeur des forages et leurs faibles transmissivités.

Les chocs hydrauliques réalisés sur les ouvrages PZ9, PZ11, PZ14, PZ15, PZ20d ont permis d'obtenir des valeurs locales de la conductivité hydraulique. Les résultats sont un à deux ordres de grandeur plus faibles que les paramètres évalués par les pompages d'essai ($2.10^{-6} < K < 3.10^{-5} \text{ m/s}$). Les chocs hydrauliques ont été répétés plusieurs fois afin d'obtenir des

mesures homogènes. Cependant, les propriétés hydrauliques sont largement sous-estimées en comparaison de celles obtenues par les pompages d'essai. L'hypothèse la plus probable attribue aux forages un effet de skin. Il est possible que dans un rayon proche du forage une barrière moins perméable se soit formée et freine l'écoulement de l'eau sous un gradient de pression faible. Ajouté à cela un rayon d'influence des chocs hydrauliques réduit à l'ordre du mètre, les chocs hydrauliques caractérisent dans notre cas les hétérogénéités locales. Ces effets sont gommés par les pompages d'essai en raison de leur rayon d'influence et du volume d'aquifère plus large sollicité par la dépression.

Le coefficient d'emmagasinement n'a quant à lui pas pu être déduit des interprétations des essais de pompage. En effet aucun rabattement n'a pu être observé dans les piézomètres voisins de ceux pompés excepté pour les piézomètres du groupe PZ17 et PZ20, pour lesquels cependant l'interprétation par des méthodes analytiques est difficile car les piézomètres sont situés dans différents niveaux de l'aquifère.

Cependant l'aquifère de Brévilles ayant une nappe à surface libre, le coefficient d'emmagasinement correspond dans ce cas à la porosité efficace. La porosité efficace a pu être déterminée grâce à des essais de traçages décrits dans le paragraphe 3.2.3 Interprétation des essais de traçages. Ces essais montrent que, en général, la partie supérieure des sables à une porosité efficace de l'ordre de 20 à 24 % alors que la partie inférieure a une porosité efficace de l'ordre de 10 à 14 %. Ces résultats ne sont valides que dans la zone entre les piézomètres d'injection des traceurs et la source mais permettent d'avoir une idée des gammes de porosité efficace de l'aquifère et donc des coefficients d'emmagasinement.

Enfin il faut prendre en compte que l'évaluation des paramètres hydrodynamiques a une valeur relativement locale et est influencée par les hétérogénéités locales, le rayon d'influence des pompages d'essais réalisés étant compris entre 10 et 20 mètres. Un temps de pompage plus long permettrait d'augmenter le rayon d'influence et par conséquent le volume d'aquifère sollicité. En augmentant l'échelle d'investigation, l'influence des particularités locales diminue et les propriétés hydrauliques mesurées représentent une valeur moyenne pour tout le volume soumis à l'essai. En général les temps de pompage sont de l'ordre 24 à 72 heures (voire de plusieurs jours ou mois selon les objectifs). Dans notre cas, des contraintes matérielles (vol de matériel la nuit) et financières (coût des investigations de terrain fonction du temps passé) ont limité la durée des tests (KLINKA 2008).

2.2. Les calcaires lutétiens

2.2.1. *Caractéristiques générales*

La zone non saturée de l'aquifère est principalement constituée par ces formations. A l'aval du bassin, la nappe atteint les roches du Lutétien inférieur ; il est donc important d'étudier, comme pour les sables de Cuise, les dépôts du Lutétien. L'épaisseur variable du Lutétien en fonction du lieu (Tableau 2.6) s'explique par l'érosion et le rejeu des failles. Les dépôts du Lutétien ont été effectués en plusieurs phases. Tout d'abord, pendant le Lutétien inférieur, les dépôts sont généralement sous forme de sables graveleux puis de calcaires sableux (KUNTZ et al., 1976) ; il existe toutefois dans le PZ7 un niveau argileux / marneux (GUTIERREZ, 2001). Dans les piézomètres 4 et 7, la nappe arrive jusqu'à ces dépôts. Au cours du Lutétien moyen, la mer étant plus profonde, les cuttings montrent que ce sont des calcaires massifs à miliolites qui se sont déposés, précédés quelquefois de calcaires à rognons et de sables calcaires fossilifères. Au Lutétien supérieur, les dépôts deviennent lagunaires. A des calcaires en bancs succèdent des faciès lagunaires : les cuttings de ce niveau sont constitués de lits de calcaire, lits marneux ou argileux, calcaire dolomitique, puis calcaire à potamidés, marnes et caillasse et enfin un calcaire silicifié lors de l'émersion de la fin du Lutétien.

2.2.2. *Caractéristiques hydrauliques*

La grande hétérogénéité des calcaires sur l'ensemble du bassin et la non représentativité des échantillons carottés prélevés ponctuellement n'ont pas permis d'approcher de manière globale les paramètres hydrauliques. Les tests effectués ont montré une porosité totale comprise entre 2 et 37 % (MORVAN, 2004, MOUVET et al., 2006).

L'examen à l'œil des carottes montre de nombreuses fractures ainsi que des niveaux friables alternant avec des niveaux compacts (GUTIERREZ et al., 2005) (Figure 2.18). La localisation des sondages carottés C1 et C2 a été présentée en Figure 2.1.



Figure 2.18 – Exemple de carotte provenant du sondage C2 de 6,15 à 7,25 m sous la surface du sol

Forages	Echantillon	Profondeur		Forages	Echantillon	Profondeur	
		(m sous le sol)				(m sous le sol)	
C1	A1.1	5,95	5,97	C2.1	C1	7,25	7,27
	A1.2	5,97	5,99		C2	7,80	7,82
	A1.3	5,99	6,01		C3	8,40	8,42
	A1.4	6,01	6,03		C4	9,08	9,10
	A2.1	9,40	9,42	C2.2	C5	10,00	10,02
	A2.2	9,42	9,44		C6	10,20	10,22
C2	B1.1	4,60	4,62		C7	14,00	14,02
	B1.2	4,62	4,64		C8	15,25	15,27
	B2.0	5,40	5,42	PZ17B	P1	2,50	2,52
	B3.0	6,17	6,19		P2	3,50	3,52
	B4.1	10,80	10,82	PZ14	P3	14,70	14,72
	B4.2	10,82	10,84		P4	23,00	23,02

Tableau 2.10 – Présentation des sections de carottes utilisées pour la détermination des paramètres hydrodynamiques des matériaux consolidés de la zone non saturée

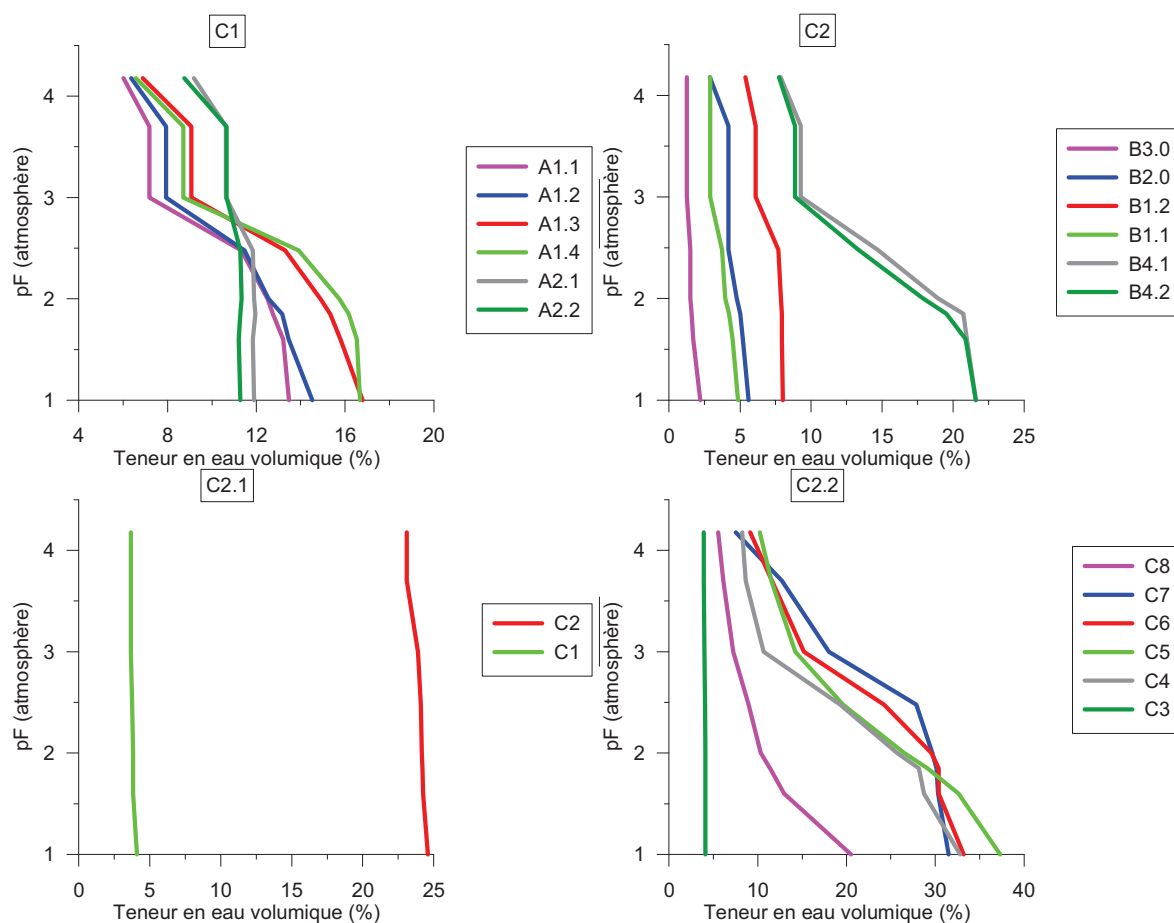


Figure 2.19 – Relation entre la succion et la teneur en eau des calcaires de la zone non saturée du bassin de la source des Brévilles pour les sondages C1 et C2

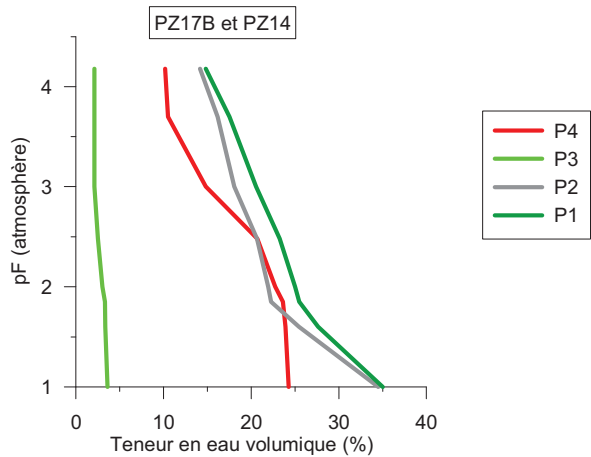


Figure 2.20 – Relation entre la succion et la teneur en eau des calcaires de la zone non saturée du bassin de la source des Brévilles pour les sondages PZ17B et PZ14

Les courbes pF apparaissent très variables sur les carottes d'un forage à l'autre comme cela peut être observé en comparant les courbes A du sondage C1 et les courbes B du sondage C2 (Figure 2.20).

Pour le sondage C1 les échantillons semblent relativement homogènes entre 5,95 et 6,03 m sous la surface du sol avec une porosité d'environ 15 %. Entre 9,40 et 9,44 m sous la surface du sol la porosité est légèrement plus faible de l'ordre de 12 %.

Concernant le sondage C2, les résultats montrent une faible porosité entre 4,60 et 5,42 m sous la surface du sol et une porosité très variable d'environ 3 % pour 3 échantillons (B3.0, C1 et C3) et de 25 % pour un échantillon (C2) situé entre 6,17 et 9,10 m sous la surface du sol. On remarque également une forte variation de la porosité (de 25 à 37 %) pour les échantillons de 10 à 15,27 m sous la surface du sol. Enfin de nombreux échantillons ont une teneur en eau maximale inférieure à 5 % qui ne décroît pas significativement avec l'augmentation de la pression.

Les courbes pF montrent également une variabilité à échelle locale sur une même carotte. Dans le sondage C2 par exemple, les échantillons C7 et C8 (Figure 2.19) sont très différents alors qu'ils ont été prélevés sur la même carotte à une profondeur différente de 1,25 m seulement (Tableau 2.10). Cette observation permet de mettre en évidence la variabilité verticale des propriétés de rétention en eau des calcaires.

3. Fonctionnement hydrodynamique du bassin

L'étude du fonctionnement hydrodynamique du sous-sol du bassin hydrogéologique comprend à la fois la zone non saturée sous jacente au sol et la zone saturée. Elle a pour but de mieux comprendre le transfert de l'eau depuis le sol jusqu'à la nappe puis jusqu'à l'exutoire du bassin. En effet, l'étude des transferts de solutés de tout système naturel demande d'en connaître le fonctionnement hydrologique.

En raison de l'absence d'irrigation sur la zone d'étude, les précipitations représentent le moteur unique de l'infiltration des phytosanitaires dans la ZNS jusque dans la nappe. Pour cette raison Morvan (2004) a mis en place des séries de hauteurs de pluie et d'évapotranspiration potentielle homogènes puis reconstitué ces chroniques depuis 1950 au pas de temps mensuel, ces chroniques constituent les entrées de notre système hydrodynamique. De plus, le calcul des flux et du bilan hydrologique nécessitant des valeurs de débits, des mesures ont été réalisées à l'exutoire du bassin hydrogéologique qui représente la composante de sortie du système.

La compréhension hydrodynamique du sous sol a également été possible grâce à la réalisation de forages sur le site ainsi que des pompages d'essais dans ces piézomètres, la campagne de forage et carottage, les sondages de résonance magnétique protonique (RMP) et les profils géophysiques par panneaux électriques ont permis d'obtenir d'importants renseignements sur le fonctionnement interne du système.

3.1. Données d'entrées

3.1.1. *Pluviométrie*

La moyenne interannuelle sur la période 1950 - 2005 est de 687 mm de pluie. La représentation des précipitations en année hydrologique du 1 septembre au 31 août, permet de mettre en exergue les années humides et les années présentant un déficit hydrique. On remarque sur la dernière décennie (Figure 2.21) une période très humide de 1998 à l'été 2001 suivie d'une diminution importante des précipitations.

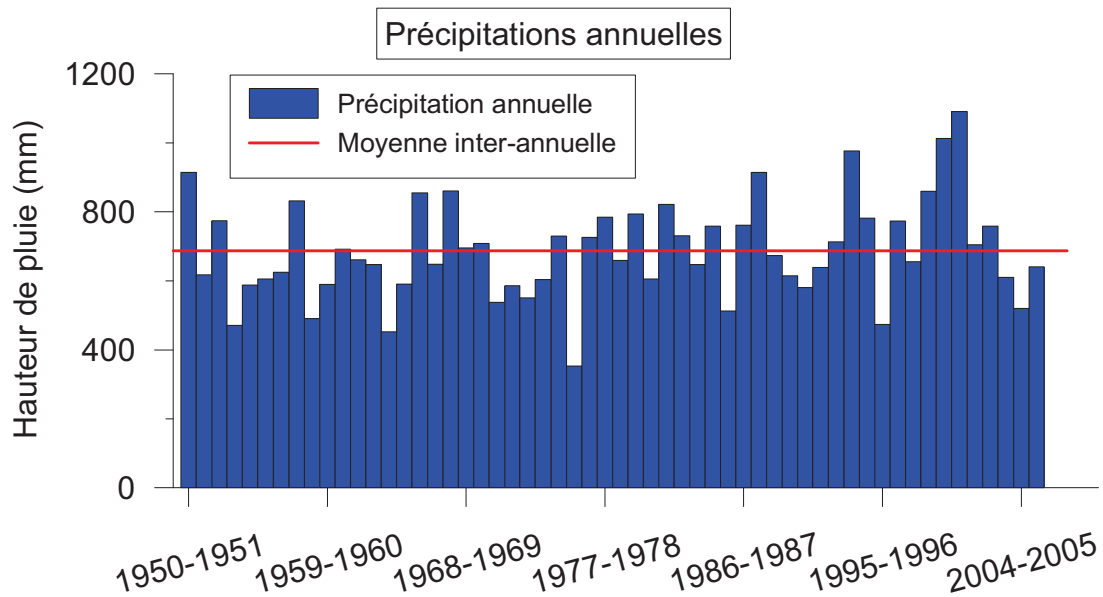


Figure 2.21 – Précipitations annuelles homogénéisées sur le site d'étude par année hydrologique (débutant en septembre) de 1950-1951 à 2005-2006

3.1.2. *Évapotranspiration potentielle (ETP)*

Cette ETP (Figure 2.22) est l'évapotranspiration de référence (ET₀), calculée pour un gazon homogène en phase de croissance active, bien alimenté en eau, exempt de maladie et couvrant totalement le sol grâce à la formule de Penman. Les facteurs de cultures ne sont pas pris en compte. L'ET₀ moyenne pour la période de 1950 à 2006 est de 728 mm avec un maximum de 907 mm et un minimum de 628 mm par an

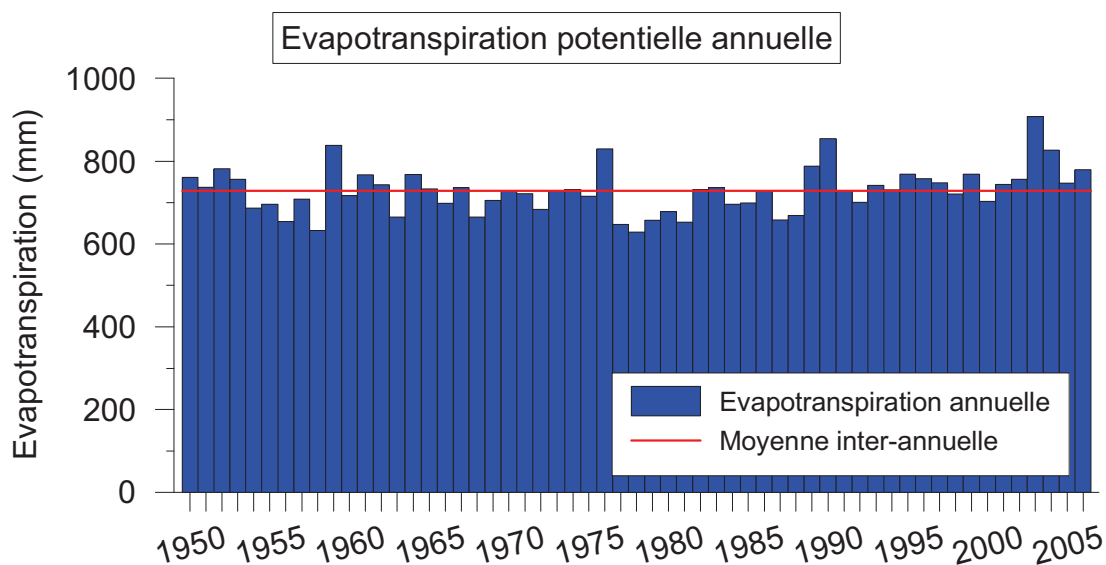


Figure 2.22 – Évapotranspiration potentielle annuelle sur le site d'étude de 1950 à 2006

3.2. Fonctionnement du bassin

3.2.1. Historiques des niveaux piézométriques

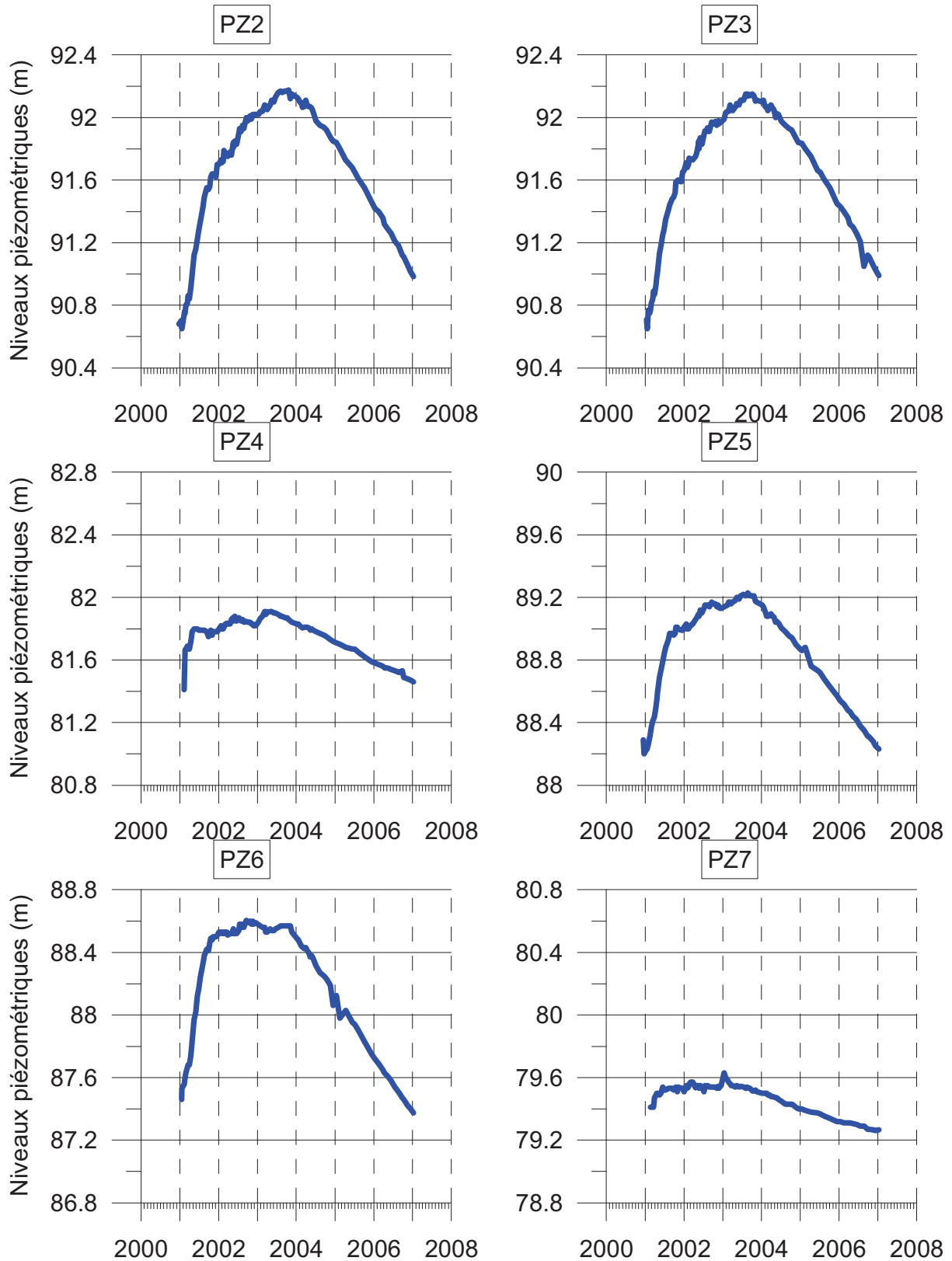


Figure 2.23 – Chronique des niveaux piézométriques pour les PZ2 à 7

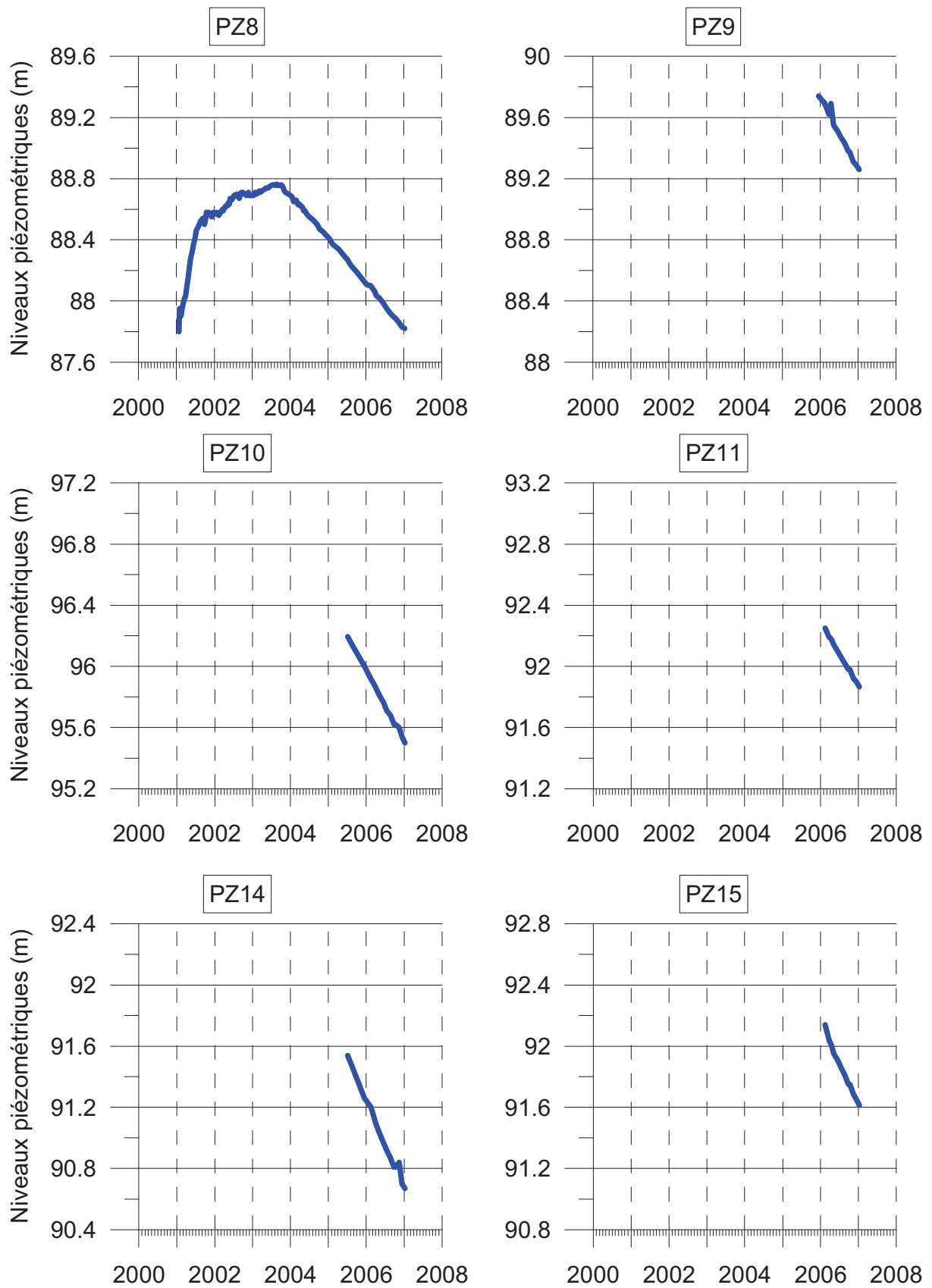


Figure 2.24 – Chronique des niveaux piézométriques pour les PZ8 à 15

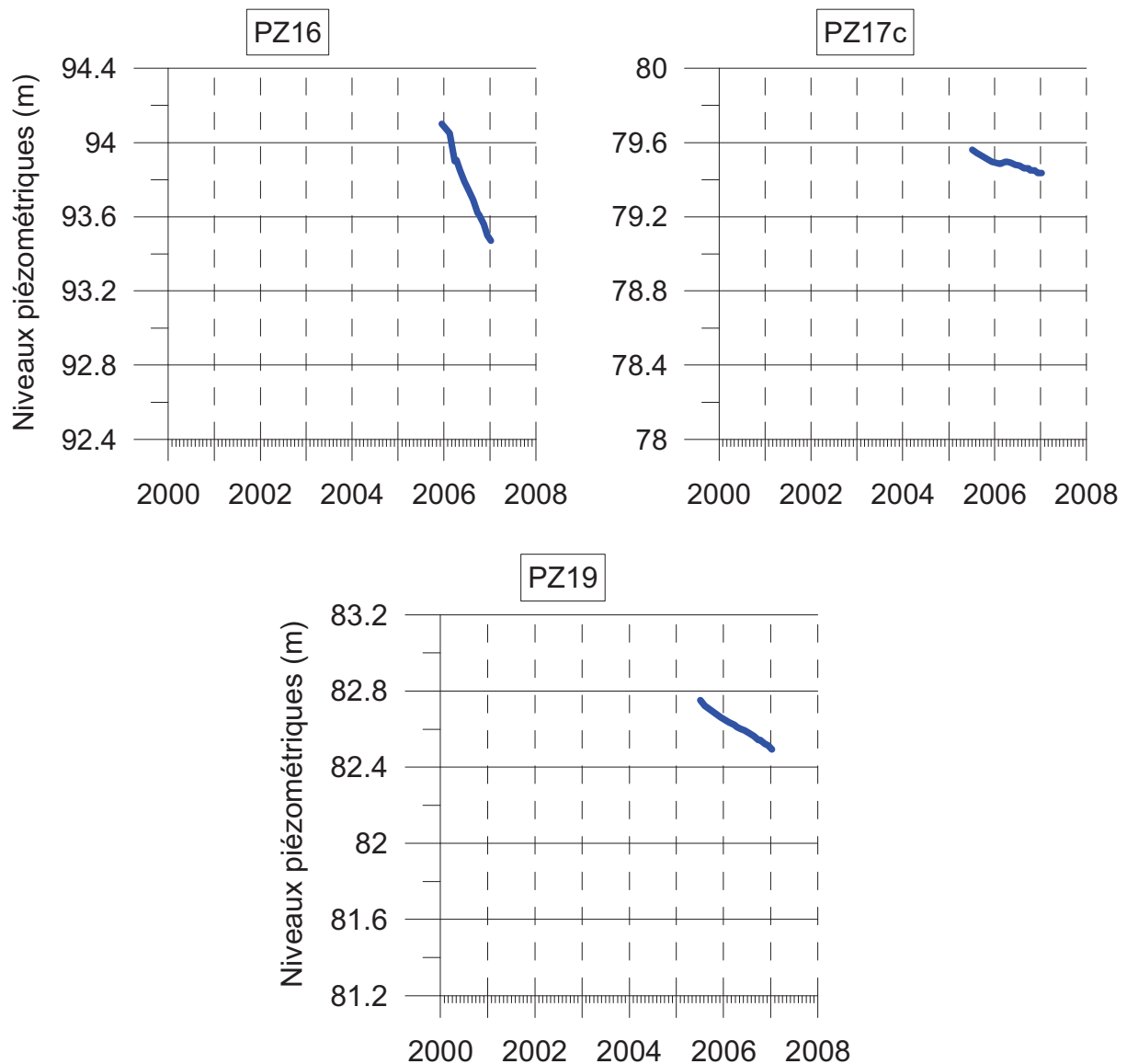


Figure 2.25 – Chronique des niveaux piézométriques pour les PZ16 à 19

Sur les différents graphiques précédents (Figure 2.23 à Figure 2.25) on distingue plusieurs comportements distincts. Les PZ4 et PZ7 situés à proximité de la source montrent des variations temporelles relativement faibles. On peut supposer le même phénomène avec les PZ17 et PZ19 qui malgré une chronique plus courte présentent une décroissance semblable à celle observé sur PZ4 et PZ7. Par contre les variations piézométriques augmentent vers l’amont au fur et à mesure que l’on s’éloigne de l’exutoire. Ces variations sont pluriannuelles, d’abord une phase d’augmentation rapide sans doute due aux fortes infiltrations constatées durant les hivers 1999-2000 et 2000-2001, ensuite, après un palier plus ou moins long suivant les piézomètres, une phase de récession expliquées par les faibles recharges des années 2003 et 2004 (Figure 2.26). Les fluctuations saisonnières sont quant à elles à peine visibles dans la

partie médiane et aval du bassin (PZ4, PZ5, PZ6, PZ8) et imperceptible en amont (PZ2 et PZ3) où l'épaisseur de ZNS est plus forte. Sur l'intervalle d'une année, de petites variations du niveau piézométrique, de l'ordre de 1 ou 2 cm, sont observées durant les mois suivant les périodes de recharge qui pourraient provenir (en dehors des incertitudes de mesure) de l'effet de variations de la pression atmosphérique.

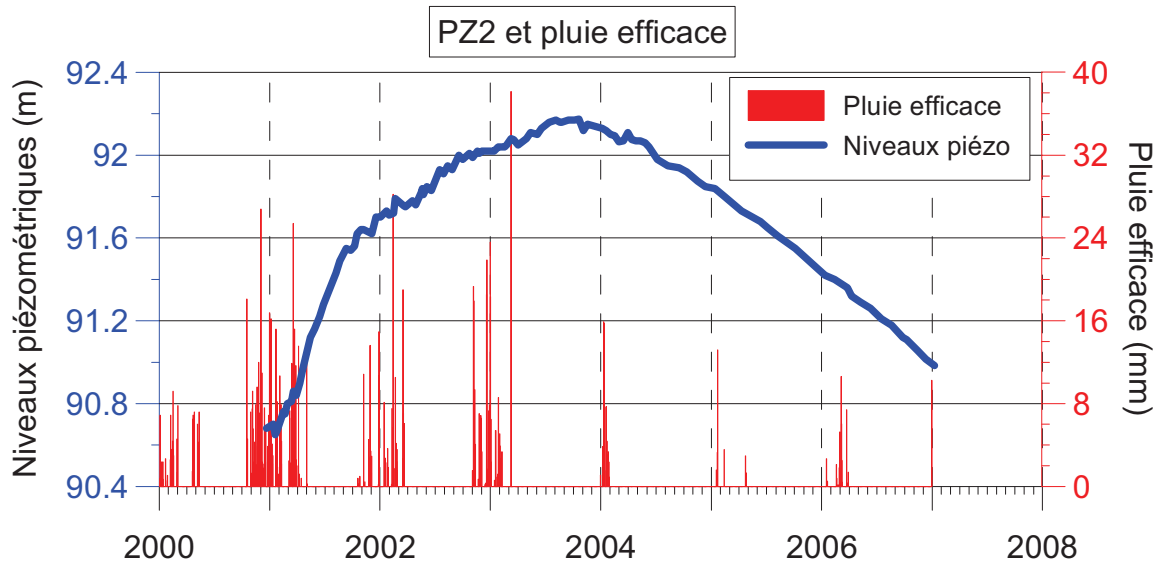
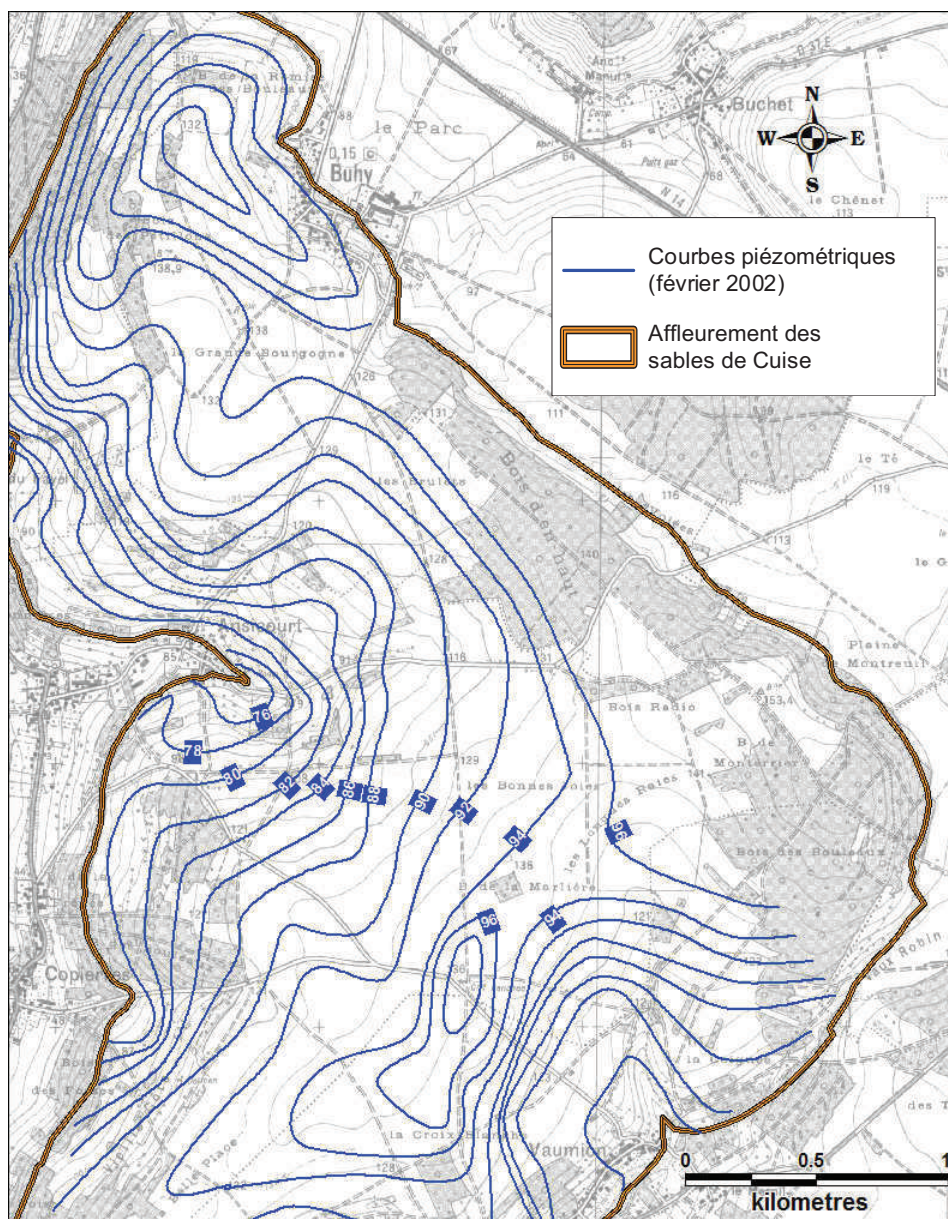


Figure 2.26 – Comparaison de la pluie efficace (calculée avec la méthode de Thorntwaite, 1994) et du niveau piézométrique dans le PZ2

Cette forte inertie du système à court terme, par rapport à la pluie efficace, trouverait son explication en partie, dans l'action de la zone non saturée. Selon Morvan (2004), celle-ci jouerait un rôle de tampon dispersant les infiltrations sur des périodes plus longues et amortissant ainsi les variations saisonnières. Les fluctuations ne sont pas observées de manière simultanée sur tout l'aquifère. Ceci est confirmé par le fait que le décalage par rapport à la période de recharge est de 1, 6 et 8 mois aux PZ7, PZ5 et PZ3. A ces endroits, l'épaisseur de la zone non saturée est de 9.9, 17.0 et 31.6 m, ce qui semble confirmer son rôle sur les apports d'eau à la nappe. L'effet retardateur et atténuateur de la ZNS n'est pas uniquement du à son épaisseur mais aussi à l'hétérogénéité de sa lithologie comme le soulignent Gutierrez et Baran (GUTIERREZ et BARAN, 2009). Cet effet se combine avec celui des autres compartiments, un sol à forte capacité de rétention et une zone saturée particulièrement capacitive. C'est donc l'ensemble du système qui contribue à son inertie sur le plan hydrodynamique.

3.2.2. *Interprétation des sondages RMP*

D'après Baltassat et al. (2001), la profondeur du maximum de « teneur en eau » obtenue à partir des sondages RMP est située en moyenne à 2.6 m, avec un écart-type de 1.3 m, sous le toit de la nappe mesuré avec une sonde électrique dans 5 piézomètres de calage. Il a alors été considéré que la profondeur du maximum de teneur en eau, augmentée de 2.6 m donnait la profondeur du niveau piézométrique à plus ou moins 1,3 m. Cette approche empirique a été appliquée à l'ensemble des sondages pour estimer la profondeur du niveau piézométrique au droit de chaque sondage RMP. Les profondeurs du niveau statique obtenues par RMP sont donc à interpréter en tenant compte de ces incertitudes.



L'interprétation RMP a cependant été validée avec succès par les nouveaux piézomètres réalisés en 2005, ce qui a justifié une nouvelle campagne RMP pour compléter la reconnaissance dans la partie sud (GIRARD J.F. et al., 2006).

3.2.3. *Interprétation des essais de traçages*

a) **Campagne de 2003**

La sulforhodamine G injectée dans le piézomètre 7 est apparue à la source 7 jours après l'injection. La concentration du traceur a rapidement augmenté avant de se stabiliser à une concentration presque constante pendant environ une année. Approximativement 300 jours après l'injection, 22.6 % de la masse du traceur avait été récupéré à la source. Cette évolution atypique de la concentration a été attribuée à la fixation du traceur dans le sous sol, probablement à proximité du point d'injection. Les courbes de restitution et l'évolution de masse récupérée sont présentées sur la Figure 2.28

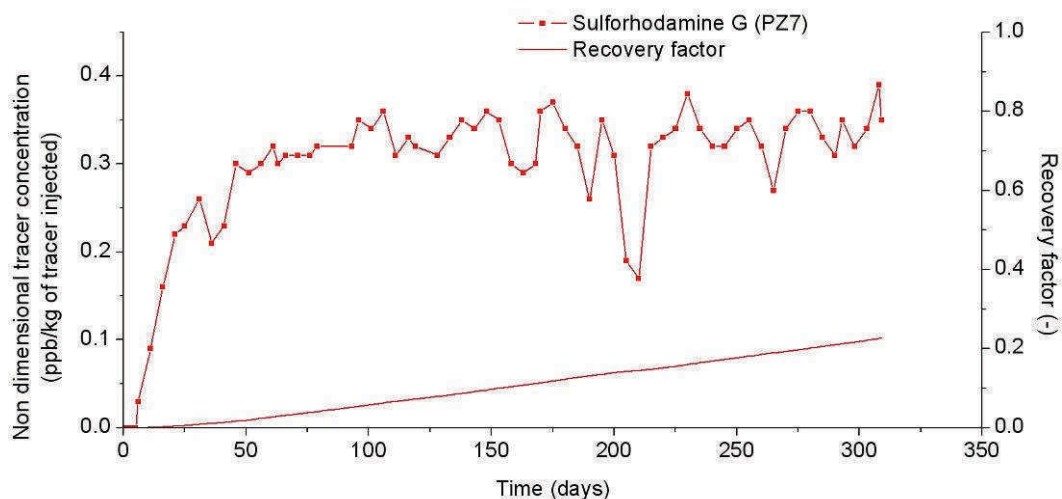


Figure 2.28 – Courbe de restitution et évolution de la masse restituée à la source pour l'essai de traçage effectué au PZ7 entre le 5 aout 2003 et le 9 juin 2004

L'injection réalisée au PZ4, par contre, n'a donné aucun résultat. La fluorescéine injectée n'a jamais été détectée à la source des Brévilles après environ une année. Plusieurs raisons peuvent expliquer ce phénomène :

- Le PZ4 n'est crépiné que sur la partie inférieure de l'aquifère où la conductivité hydraulique est supposée être faible. Ceci a pu entraîner une migration beaucoup plus

lente du traceur et a également pu influencer sur la dilution et la dispersion de la fluorescéine jusqu'à atteindre une concentration inférieure au seuil de détection.

- Les études géophysiques ont montré que le PZ4, situé à proximité d'une faille traversant l'aquifère, pourrait se situer dans une zone relativement discontinue. Le piézomètre pourrait ainsi être isolé dans une zone effondrée avec peu ou pas de circulation d'eau.
- Comme mentionné précédemment, la source de Brévilles ne draine que la partie supérieure de l'aquifère. Il est alors possible de penser que le traceur n'a pas été détecté à la source mais serait apparu en aval du préleveur.

b) Campagne de 2005

Afin de valider ou réfuter les hypothèses précédentes, une nouvelle campagne de traçage a été conduite en novembre 2005.

Parmi les quatre traceurs injectés (Chapitre 2 :A.3.4.2 Essais de traçage et Tableau 2.3), le Lithium Li⁺ (PZ4) et la Sulforhodamine B (PZ19) n'ont été détectés ni à la source ni à la station de mesure. L'iodure I⁻ (PZ17b) et la fluorescéine (PZ17c) sont apparues respectivement à la source 4 et 16 jours après leur injection.

Les courbes de restitution présentées sur les Figure 2.29 et Figure 2.30 présentent des formes irrégulières avec des pics successifs de concentration. Il est possible que les précipitations aient eu un impact sur les concentrations en diluant les flux de traceurs. Ceci est particulièrement envisageable au niveau de la station de mesure des débits qui reçoit également des ruissellements qui peuvent significativement diluer les échantillons. Cependant les précipitations et la dilution ne peuvent à elles seules expliquer la forme des courbes de restitution.

De telles irrégularités dans la restitution du traceur sont probablement exclusivement dues à la complexité des flux d'eau et des mécanismes de transport souterrain. Ainsi plusieurs hypothèses ont été formulées (GODERNIAUX et al., 2008) afin d'expliquer les mécanismes qui interviennent entre les puits d'injection et la source.

Des tentatives d'ajustements analytiques ont été réalisées pour chaque pic clairement identifié. L'objectif n'étant pas d'obtenir des valeurs précises des paramètres de transport mais d'aider à l'identification des pics successifs et de les différencier grâce à des caractéristiques simples.

Pour l'iodure dans le PZ17b, le taux de restitution du traceur est de 55 % à la source après 680 jours. Après 309 jours le taux de restitution était de 28 %, ce qui est supérieur au taux de

restitution observé lors du traçage de 2003 dans le PZ7 après le même intervalle de temps. A la station de mesure, les concentrations observées sont très proches des valeurs de bruit de fond et ne permettent pas de calculer de taux de restitution. Aucun pic différent de ceux observés à la source n'a pu être identifié. On peut donc en conclure que l'iode a exclusivement été libéré au niveau de la source de Brévilles.

La restitution complexe du traceur ne peut s'expliquer uniquement par de simples phénomènes d'advection ou de dispersion. Ceci laisse entendre que les écoulements au sein de l'aquifère ne sont pas homogènes. La forme « bimodale » de la restitution de l'iode suggère deux vitesses différentes pour le traceur et donc deux interprétations d'advection / dispersion simples. Ainsi deux courbes théoriques ont pu être ajustées sur chacun des pics (Figure 2.29).

La première calibration a été réalisée en ajustant la porosité efficace n_e et en utilisant un flux de Darcy estimé par les essais de pompages. Une porosité efficace de l'ordre de 24 % (qui s'approche du maximum pour ce genre de formation) a été définie par ce calage (Tableau 2.11)

Le second pic qui présente une vitesse plus faible du traceur devrait correspondre à une porosité efficace plus grande, ce qui n'est pas possible au regard des gammes de variations de ce paramètre, c'est donc le flux de Darcy qui a été ajusté tout en gardant constante la porosité efficace.

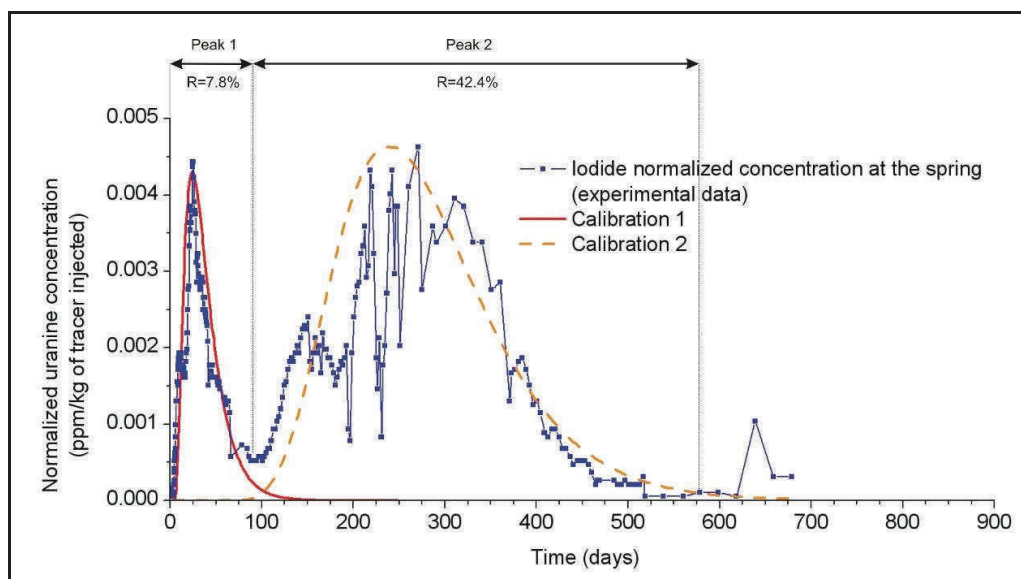


Figure 2.29 – Ajustement de courbes théoriques grâce au logiciel CATTI sur les courbes de restitution d'iode à la source (GODERNIAUX et al., 2008)

Courbe de restitution	'Calibration 1' (source)	'Calibration 2 ' (source)
Flux de Darcy	2.0×10 ⁻⁵ m/s (essais de pompages)	2.7×10 ⁻⁶ m/s
Porosité efficace	0.24	0.24
Dispersion	~20 m	~13 m

Tableau 2.11 – Ajustement des courbes théoriques sur les courbes de restitution de iode – paramètres ajustés

Le second pic a la même amplitude que le premier mais n'apparaît que 246 jours plus tard. Compte tenu du caractère anionique du traceur, il est difficile d'invoquer les processus, de sorption pour expliquer un tel retard. Il est plus cohérent d'envisager qu'une partie non négligeable du traceur a voyagé par des voies moins perméables ou a été retardée par une double porosité à grande échelle. La présence d'un niveau de sables glauconieux indurés, d'une épaisseur d'un mètre, aussi bien au niveau du piézomètre que de la source pourrait présenter de par sa fracturation une perméabilité beaucoup plus importante sur la partie supérieure de l'aquifère. Une autre hypothèse pourrait s'appuyer sur la présence possible d'un paléochenal dans les sables de Cuise présentant des perméabilités plus élevées. La présence de sables plus grossiers a été observée dans les débris de foration du PZ17 sans pouvoir être rattachée à une profondeur précise (décantation dans le bac à boue) (GUTIERREZ, communication orale) et pourrait représenter un écoulement préférentiel jusqu'à la source des Brévilles.

Concernant le traçage à la fluorescéine au PZ17c, la restitution du traceur à la station de mesure est de l'ordre de 42 % au bout de 830 jours. Au niveau de la source, le taux de restitution est de 32 % (Figure 2.30) ce qui suggère qu'une partie du traceur a atteint la station de mesure des débits sans passer par la source. L'observation des courbes de restitution montre que dans un premier temps, de 0 à 100 jours après l'injection, les restitutions en traceur à la source et à la station de mesure semblent corrélées avec cependant une concentration mesurée inférieure à la station de jaugeage, sans doute due à la dilution dans le ruisseau. Ceci indique que la fluorescéine a atteint la source (et seulement la source) puis a suivi le ruisseau jusqu'à la station de mesure.

Après 100 jours la concentration à la source chute brusquement alors que la concentration en traceur à la station de mesure augmente. Ceci indique une arrivée de traceur entre la source et

la station de jaugeage. Après 150 jours un second pic est observé à la source et le ratio des concentrations entre la source et la station de mesure devient plus variable indiquant ainsi une arrivée simultanée à la source et en aval de celle-ci. Ensuite la grande variabilité du dernier pic laisse supposer également une arrivée simultanée à la source et de manière plus diffuse entre la source et la station de mesure.

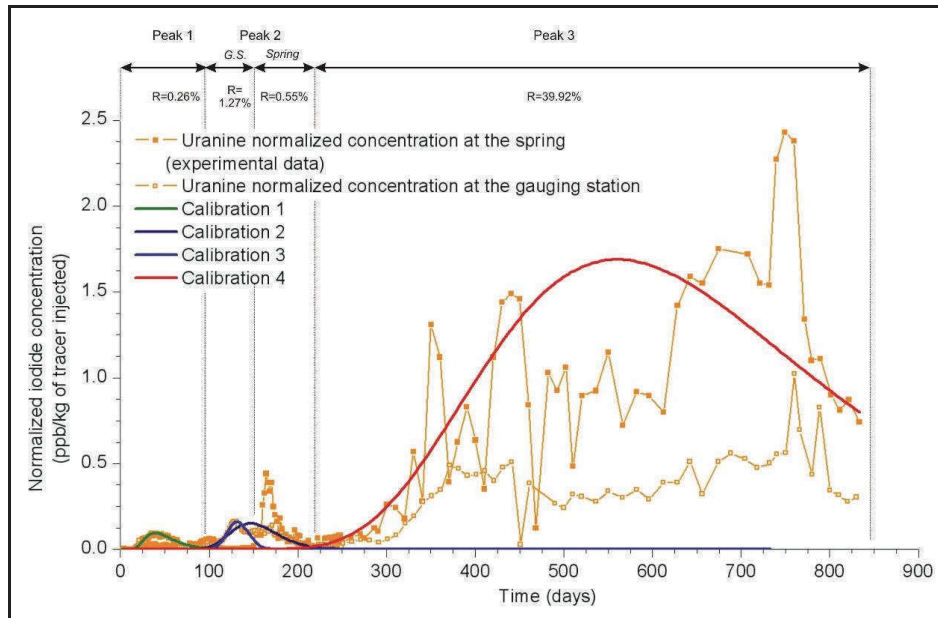


Figure 2.30 – Ajustement de courbes théoriques grâce au logiciel CATTI sur les courbes de restitution de fluorescéine à la source et à la station de mesure des débits (GODERNIAUX et al., 2008)

Comme pour le traceur précédent, des courbes théoriques ont été ajustées sur les pics de restitution de la station de mesure et sur ceux de la source. Ceci a été réalisé grâce à l'utilisation du flux de Darcy calculé par essais de pompage et ajustement de la porosité efficace excepté pour le dernier pic incomplet où cela a nécessité de modifier le coefficient de perméabilité (Tableau 2.12).

	'Calibration 1'	'Calibration 2'	'Calibration 3'	'Calibration 4'
Courbe de restitution	(source)	(station hydrométrique)	(station hydrométrique)	(source)
Flux de Darcy	0.62×10 ⁻⁵ m/s (essais de pompages)	0.62×10 ⁻⁵ m/s	0.62×10 ⁻⁵ m/s	4.80×10 ⁻⁷ m/s
Porosité efficace	0.10	0.15	0.18	0.10
Dispersion	20 m	2 m	8 m	13 m

Tableau 2.12 – Ajustement des courbes théoriques sur les courbes de restitution de fluorescéine – paramètres ajustés (GODERNIAUX et al., 2008)

Le premier pic apparu à la source est approximativement cinq fois moins important que celui apparu à la station hydrométrique. Il semblerait donc qu'une partie du traceur ait migré verticalement dans l'aquifère afin d'atteindre des niveaux plus perméables dans les sables supérieurs. Ceci expliquerait l'arrivée du traceur à la source plus rapidement qu'à la station de pompage mais plus lentement que l'iodure. Le deuxième pic reste énigmatique, la rapide chute de concentration à la source et l'augmentation à la station de mesure laisse supposer que le traceur a été intercepté par le ruisseau à proximité de la source mais aucune corrélation avec les précipitations ou les changements de débits de la source n'a pu être mise en évidence. Le pic observé à 150 jours pourrait avoir la même origine que celui observé grâce au traçage à l'iodure. Il est probablement dû à la circulation dans des niveaux intermédiaires de l'aquifère. Enfin si l'on considère que les écoulements sont principalement horizontaux au sein de l'aquifère, la majorité du traceur injecté dans la partie inférieure de l'aquifère devrait rester à ce niveau et progresser lentement jusqu'à la source. La source étant située sur la partie supérieure de l'aquifère (Figure 2.9), dans un système avec un écoulement strictement horizontal, la fluorescéine n'aurait pas dû apparaître à la source. Une composante verticale de l'écoulement est donc nécessaire pour expliquer l'apparition de fluorescéine à la source (GODERNIAUX et al., 2009). Cette déduction est corroborée par le chimisme de la source comme cela sera montré ultérieurement (Chapitre 2 :D.2 Contexte géochimique).

Enfin les traceurs injectés aux piézomètres PZ4 et PZ19 situés à 50 m l'un de l'autre et à 187 m et à 223 m respectivement de la source n'ont pas été détectés clairement alors que les traceurs ne sont pas restés dans les forages. De plus des essais de pompages n'ont pas montré de confinement de ces forages. Le fait que PZ4 soit crépiné dans la partie profonde de l'aquifère alors que PZ19 est crépiné dans la partie supérieure permet de supposer que cette absence de restitution n'est pas liée à la stratification verticale de l'aquifère. Enfin au regard des quantités de traceurs injectés, on peut douter de l'hypothèse d'une trop faible dose pour atteindre les seuils de détections. Plusieurs hypothèses peuvent alors être formulées afin d'éclairer la situation :

- Les flux d'eau souterrain aux alentours des PZ4 et PZ19 sont très lents et les traceurs n'ont pas encore atteint l'exutoire de l'aquifère.
- Les traceurs ont pu être adsorbés dans l'aquifère. Ou des particules de sables très fines ont pu induire un plus grand effet retard

- La présence de la faille mise en évidence par la géophysique à proximité des forages (Figure 2.9) pourrait ralentir les écoulements en les piégeant dans des zones compartimentées ou en les détournant, allongeant ainsi leur parcours.
- Le détournement des flux vers une autre source non suivie semble peu probable. Si la zone contenant PZ4 et PZ19 ne contribue pas au débit de la source de Brévilles, alors le bassin d'alimentation de la source se trouverait réduit et ne correspondrait plus aux balances hydriques ni aux niveaux piézométriques établies précédemment (GUTIERREZ et GIGLEUX, 2005)

Pour conclure, les courbes du cumul de restitution des traceurs (Figure 2.31) mettent en évidence une différence de vitesse de transfert entre la partie médiane et supérieure de l'aquifère et la partie inférieure. Les essais de traçages illustrent la complexité du transport de contaminants dans la zone saturée de l'aquifère de la source des Brévilles et démontrent l'utilité de ces expérimentations de terrain dans le contexte de l'étude des pollutions diffuses.

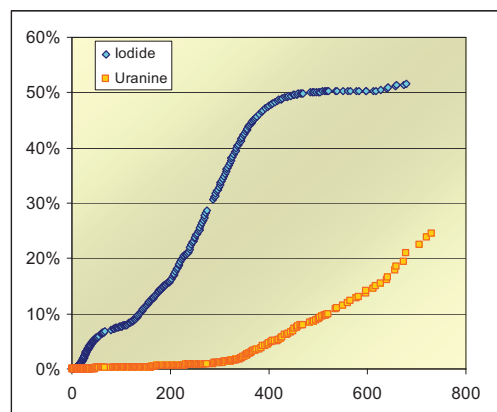


Figure 2.31 – Courbes cumulées des masses de traceurs à la source des Brévilles

3.3. Données des exutoires

3.3.1. Débits à la source

A l'instar des niveaux piézométriques, le débit à la source des Brévilles varie relativement peu, entre 20 et 30 l.s⁻¹ (Figure 2.33). Il semble passer par un maximum après chaque période de recharge pour ensuite entamer une phase de décroissance. Certains pics de très courte durée sont également observés. En les mettant en parallèle avec les précipitations journalières, ils correspondent avec des épisodes pluvieux importants. Enfin on observe une décroissance régulière des débits depuis janvier 2003 qui semble être corrélée avec la décroissance des niveaux piézométriques observés.

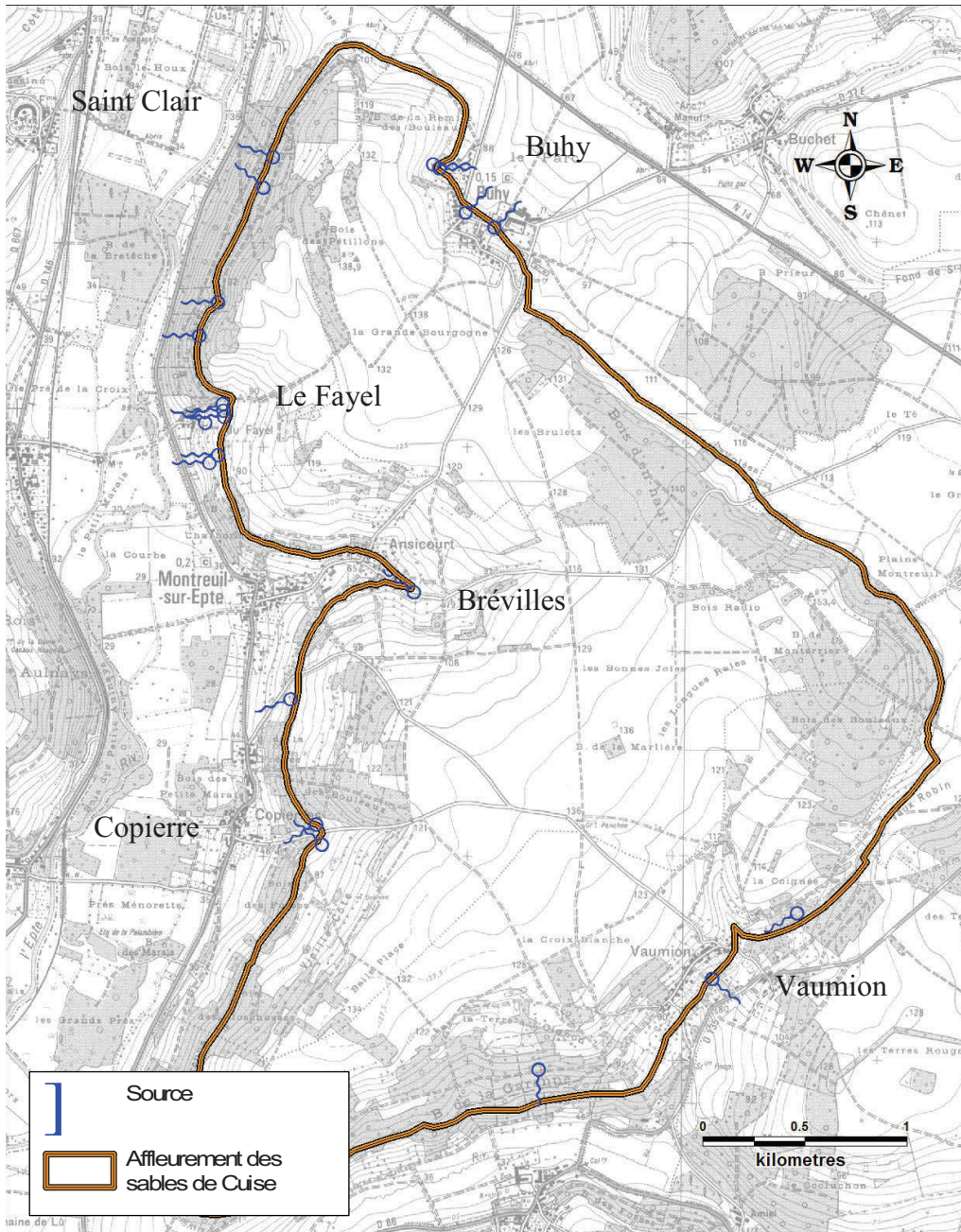


Figure 2.32 – Localisation des sources autour de l'aquifère

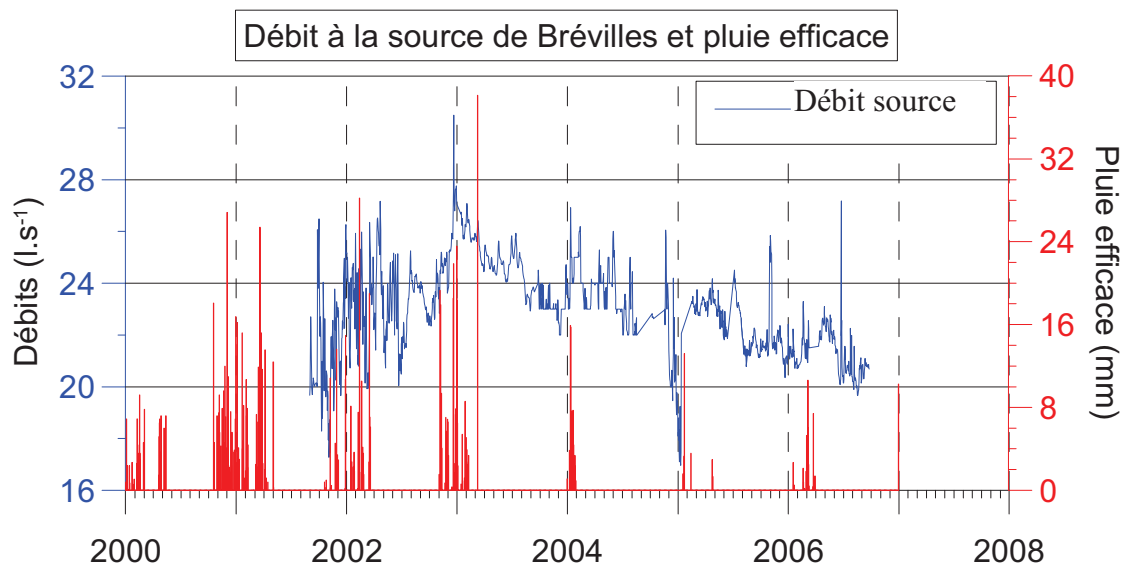


Figure 2.33 – Comparaison de la pluie efficace (calculée avec la méthode de Thorntwaite, 1994) et du débit à la source de Brévilles

Depuis septembre 2004, quatre campagnes de jaugeage ont été réalisées pour estimer les débits des autres sources du domaine d'étude (Figure 2.32).

Certaines sources recensées ne sont qu'un écoulement diffus et ne peuvent pas être mesurées. Cependant, 11 sources appartenant au domaine d'étude ont pu être mesurées et sont présentées dans le Tableau 2.13.

Localisation	Sites de mesures	06/10/04	12/01/05	12/07/05	10/11/06	17/10/07	25/5/08
Brévilles	Source		9,9	9,22	5,8	3,9	
	Ancien déversoir	24,9					
	Nouveau déversoir		24,7	22,1	19,9	18,1	20,4
	Village de Montreuil	31,3	30	30,8	24	25,4	24,9
Copierre	Fontaine	1,06		0,4	0,5	0,3	0,3
	Lavoir	1,72	2,47	1,9	2		
	En face du lavoir	4,18	6,06	4,97	3	3,3	2,6
Vaumion	Lavoir	4,98					
	Confluence des sources	9,7	11,7	11,9	8,4	6,5	7,91
	Le Fayel	2,79	3,19	3,02	3,3	2	2,6
	Saint Clair	0,83	0,77	0,89	0,8	0,6	0,8
	Buhy	0,09			0,1	0,05	
Débit total des exutoires de l'aquifère		49,95	51,72	51,98	40,1	38,15	39,11

Tableau 2.13 – Mesure des débits des principales sources (l/s)

Il est intéressant de noter que les débits des principales sources sont relativement constants jusqu'en 2005 puis qu'ils affichent une baisse significative qui est à mettre en parallèle avec la baisse des précipitations et des niveaux piézométriques. Le Tableau 2.13 nous montre aussi que le débit de la source de Brévilles représente 50% des flux jaugés sortant de l'aquifère. La surface de l'aquifère étant de 12 km², on peut s'attendre à ce que le bassin d'alimentation de la source soit d'environ 6 km² si l'on considère que la recharge se fait de façon homogène sur le bassin. En réalité, une part non négligeable des débits sortants échappe aux jaugeages (GUTIERREZ et al., 2008a) et la taille du bassin d'alimentation semblerait être plus proche de 3,5 - 4 km² (Figure 2.34) ce qui induirait une recharge comprise entre 173 et 198 mm/an. Cette estimation est cohérente avec le bassin d'alimentation de la source de Brévilles dessiné à partir de la carte piézométrique. Ce bassin (Figure 2.34) représente une superficie entre 3,5 et 4,4 km². L'incertitude est essentiellement liée à la zone amont située en forêt à l'est de la faille qui pourrait ou non être déconnectée de la partie aval du bassin. Le devenir des eaux d'infiltration dans cette zone est indéterminé.

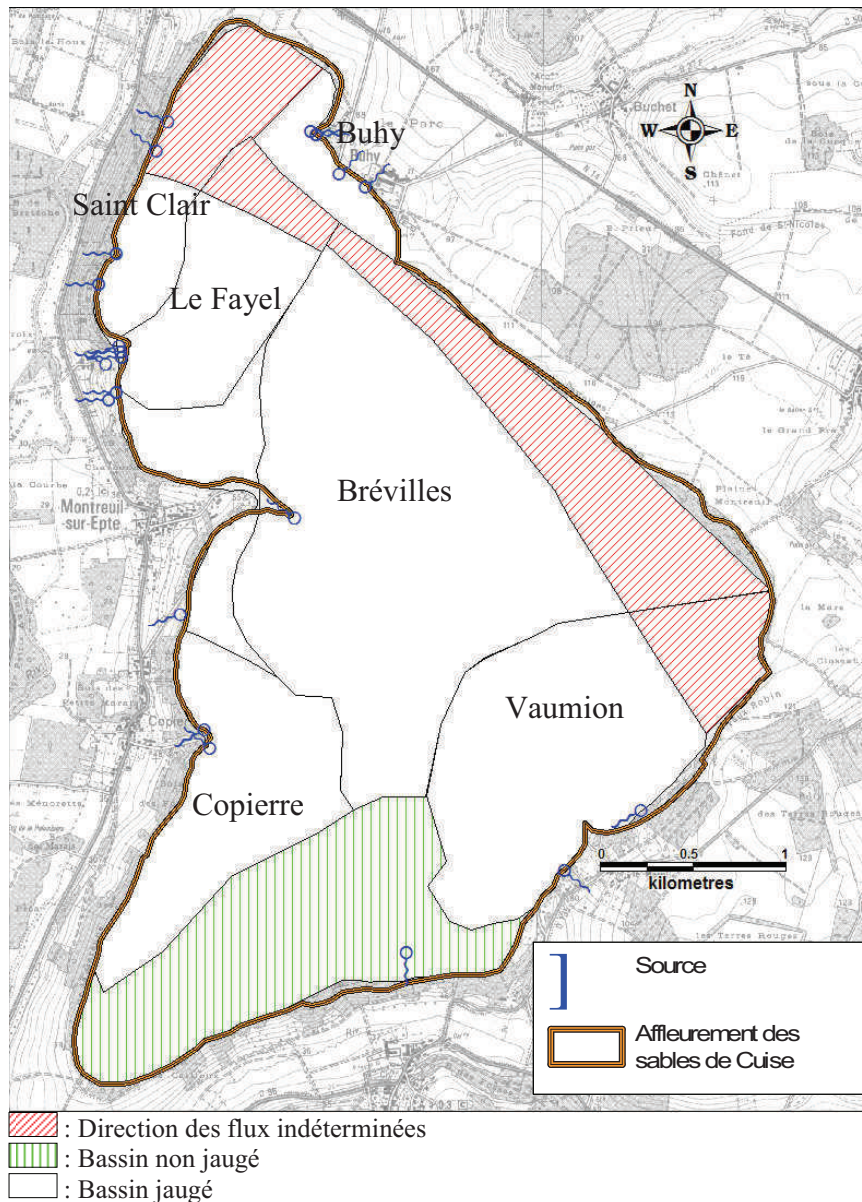


Figure 2.34 – Localisation des bassins versant à Montreuil-sur-Epte

C. Caractérisation des sols et de leur occupation sur le bassin versant de Montreuil-sur-Epte

Pour estimer le risque de lessivage des solutés dans les sols du bassin hydrogéologique, la connaissance des propriétés des sols est essentielle.

1. Etude et distribution des sols

Les sols du bassin ont été décrits précisément par MORVAN, 2004. 23 différentes unités de sols ont été recensées comprenant des néoluvisols, luvisols, calcisols, calcosols, rendosols et colluviosols. Une carte détaillée a été réalisée par l'INRA dans le bassin d'alimentation supposé de la source de Brévilles en 2004. Au regard de l'incertitude que représentait cette limite du bassin versant, une extension de la carte à l'ensemble de l'aquifère a été réalisée (BEARD, 2006).

Lors de la première étude, 270 sondages ont été réalisés dans la zone d'alimentation supposée de la source (Figure 2.35) et des échantillons de l'horizon 0-30 cm ont été analysés par l'INRA de Arras afin de déterminer des horizons types. A la suite de cette première étude, des fosses pédologiques ont été creusées afin de permettre des caractérisations complémentaires (description générale, teneur en éléments grossiers, densité apparente).

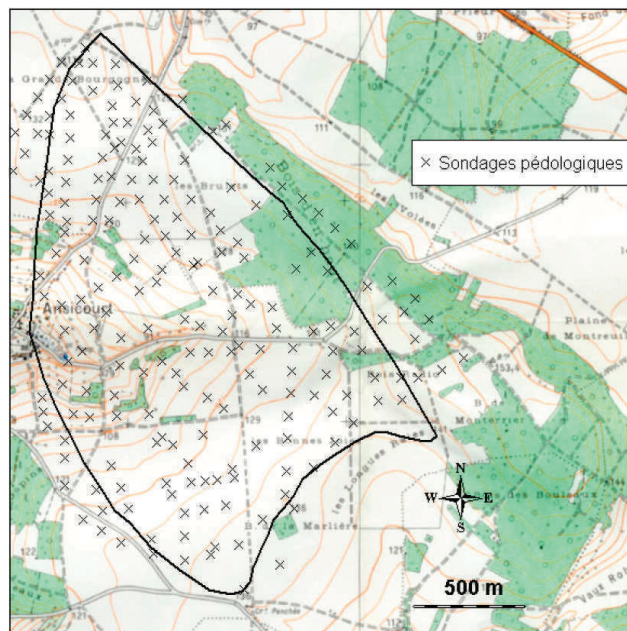


Figure 2.35 – Localisation des sondages pédologiques sur le bassin versant lors de la première étude des sols

Lors de la deuxième étude, la variabilité des sols a été estimée à l'aide d'une pelle et d'une tarière à main de façon aléatoire le long de profils choisis afin d'étendre la carte des sols déjà réalisée (Figure 2.36).

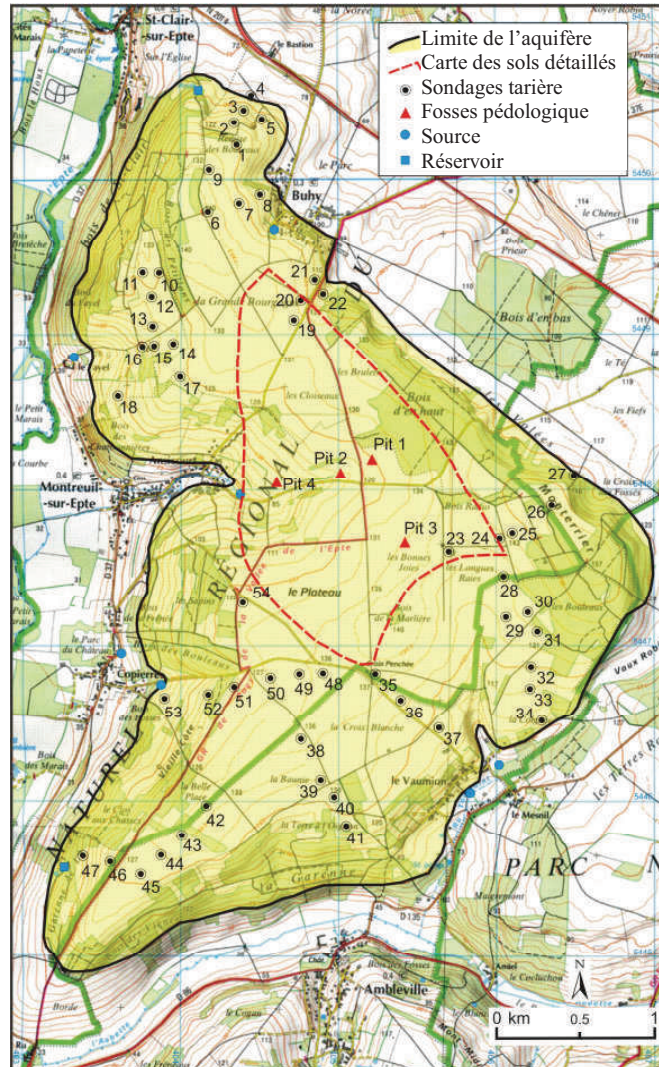


Figure 2.36 – Limite de la carte des sols étendue incluant la limite de la zone détaillée, les trous de tarières et les fosses pédologiques

Les unités de sols recensées lors de la première étude ont été considérées trop nombreuses (23) pour un travail de modélisation du transfert des pesticides et ont donc été limitées à 4 unités complexes constituées de séries de sols prédominants qui sont les Neoluviosols, les Calcisols, les Calcosols et les Colluviosols.

Des fosses pédologiques ont été creusées dans chacun des 4 types de sols. Une estimation visuelle et manuelle a été effectuée pour déterminer la texture et la taille des particules puis des échantillons ont été analysés en laboratoire.

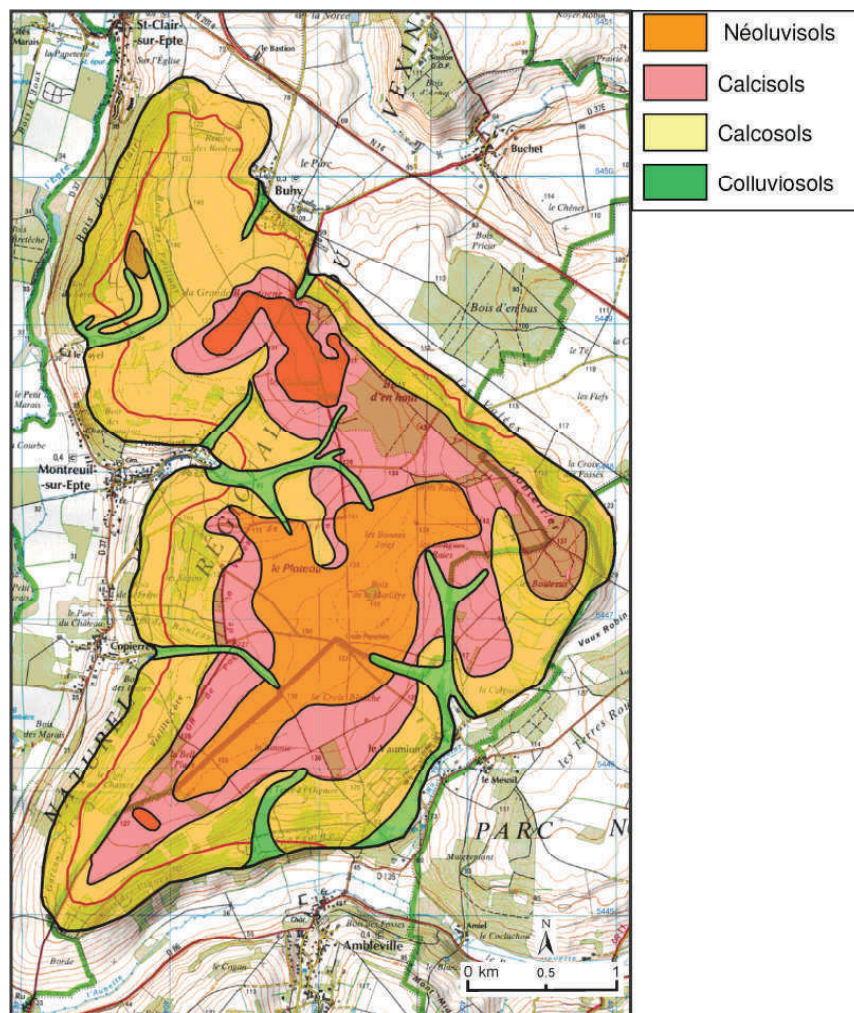


Figure 2.37 – Carte de répartition des principaux sols du site d'étude

Des analyses ont été effectuées pour chaque horizon de chaque sol. Une analyse de la distribution des particules ainsi que les teneurs en carbone organique ont également été réalisées (Tableau 2.14 à Tableau 2.17).

Horizon	Profondeur (cm)	Argile (%)	Limon (%)	Sable (%)	Matière Organique (%)
H1	0-12	21,9	62,8	15,2	2,97
H2	12-37	24,2	61,7	14,1	2,12
H3	37-60	26,8	58,6	14,6	1,45
H4	60-100	20,9	66,8	12,3	0,97

Tableau 2.14 – Distribution de la taille des particules et teneur en matière organique pour les colluviosols

Horizon	Profondeur (cm)	Argile (%)	Limon (%)	Sable (%)	Matière Organique (%)
H1	0-28	21,8	67,5	10,7	1,83
H2	28-56	30,1	60,7	9,2	0,66
H3	60-70	42,8	49,1	8,1	0,69
H4	88-100	26,7	53,4	19,9	0,48

Tableau 2.15 – Distribution de la taille des particules et teneur en matière organique pour les calcisols

Horizon	Profondeur (cm)	Argile (%)	Limon (%)	Sable (%)	Matière Organique (%)
H1	0-28	27,2	60,5	12,3	3,17
H2	28-59	19,1	63,7	17,2	1,67
H3	59-90	26,8	49,5	23,7	1,26

Tableau 2.16 – Distribution de la taille des particules et teneur en matière organique pour les neoluvisols

Horizon	Profondeur (cm)	Argile (%)	Limon (%)	Sable (%)	Matière Organique (%)
H1	0-9	20,6	53,6	25,8	4,83
H2	9-29	19,6	51,5	28,9	3,31
H3	29-36	17	46,5	36,5	1,62
H4	36-45	10,8	36,2	53	0,95

Tableau 2.17 – Distribution de la taille des particules et teneur en matière organique pour les calcosols

2. Propriétés de rétention en eau des sols

Les processus hydrologiques sur le site sont influencés par la capacité des sols à stocker ou à laisser passer l'eau à travers leurs différentes couches. Des courbes de rétention en eau de tous les horizons de références ont été déduites des fonctions de pédotransfert en suivant la méthode HYPRES (WÖSTEN et al., 1999) (Tableau 2.18 à Tableau 2.21).

	Horizon1	Horizon2	Horizon3	Horizon4
Φ_s	0,45	0,45	0,43	0,41
α	0,022	0,021	0,020	0,014
n	1,184	1,151	1,140	1,181
Kmax	23,93	12,40	9,70	8,94
Profondeur	0-12	12-37	37-60	60-100
Argile (%)	21,9	24,2	26,8	20,9
Limon (%)	62,8	61,7	58,6	66,8
Sable (%)	15,2	14,1	14,6	12,3
Matière organique	2,97	2,12	1,45	0,97
Carbone organique	1,72	1,23	0,84	0,56
Densité apparente	1,34	1,40	1,47	1,53

Tableau 2.18 – Paramètre des sols pour les colluviosols

	Horizon1	Horizon2	Horizon3	Horizon4
Φ_s	0,43	0,40	0,41	0,39
α	0,016	0,014	0,016	0,018
n	1,199	1,124	1,082	1,136
Kmax	15,78	8,34	9,77	8,21
Profondeur	0-28	28-56	56-88	88-100
Argile (%)	21,8	30,1	42,8	26,7
Limon (%)	67,5	60,7	49,1	53,4
Sable (%)	10,7	9,2	8,1	19,9
Matière organique	1,83	0,66	0,69	0,48
Carbone organique	1,06	0,38	0,4	0,28
Densité apparente	1,43	1,57	1,57	1,60

Tableau 2.19 – Paramètre des sols pour les calcisols

	Horizon1	Horizon2	Horizon3
Φ_s	0,46	0,43	0,42
α	0,023	0,019	0,026
n	1,157	1,189	1,138
Kmax	21,06	13,08	10,84
Profondeur	0-28	28-59	59-90
Argile (%)	27,2	19,1	26,8
Limon (%)	60,5	63,7	49,5
Sable (%)	12,3	17,2	23,7
Matière organique	3,17	1,67	1,26
Carbone organique	1,84	0,97	0,73
Densité apparente	1,32	1,44	1,49

Tableau 2.20 – Paramètre des sols pour les neoluvisols

	Horizon1	Horizon2	Horizon3	Horizon4
Φ_s	0,48	0,47	0,43	0,40
α	0,031	0,031	0,030	0,036
n	1,167	1,163	1,199	1,271
Kmax	23,93	12,40	9,70	8,94
Profondeur	0-9	9-29	29-36	36-45
Argile (%)	20,6	19,6	17	10,8
Limon (%)	53,6	51,5	46,5	36,2
Sable (%)	25,8	28,9	36,5	53
Matière organique	4,83	3,31	1,62	0,95
Carbone organique	2,8	1,92	0,94	0,55
Densité apparente	1,22	1,31	1,45	1,53

Tableau 2.21 – Paramètres des sols pour les calcosols

3. Assolements et pratiques culturales

Les données sur l'occupation des sols ainsi que sur les pratiques culturales ont été collectées grâce à des enquêtes auprès des agriculteurs cultivant les parcelles sur le bassin d'alimentation de la source des Brévilles (BARAN et al., 2005b).

3.1.1. *Occupation des sols*

Les données d'assolement ont été collectées par l'intermédiaire d'un questionnaire soumis aux 7 agriculteurs ayant au moins une parcelle sur le site d'étude (Figure 2.38). Différents points ont dû être renseignés concernant :

- la parcelle : le nom, la référence cadastrale et la taille ;
- l'occupation du sol : le type de culture et la variété, la culture de l'année précédente, la date de semis, de récolte et le rendement ;
- le travail du sol : conventionnel ou non ;
- les pesticides : date et quantité appliquée avec une distinction entre les herbicides, fongicides et insecticides ;
- les nitrates : date et quantité appliquée, et la forme (minéral, fumier, ...).

La précision de ces données reste quelque peu approximative car elle dépend essentiellement de la mémoire des agriculteurs ainsi que de leur bonne volonté à renseigner les documents. L'exactitude des données ne peut être garantie mais compte tenue de la petite taille du bassin étudié, une étude statistique de plus grande échelle auprès des fournisseurs de semences ou de pesticides ne pourrait être appliquée. De plus, deux des sept agriculteurs interrogés n'ont pas pu donner d'information mais représentent moins de 10 % de la surface du bassin d'alimentation de la source. Les enquêtes agricoles ont été étendues en 2008 sur de nouvelles parcelles en bordure de la zone initialement considérée.

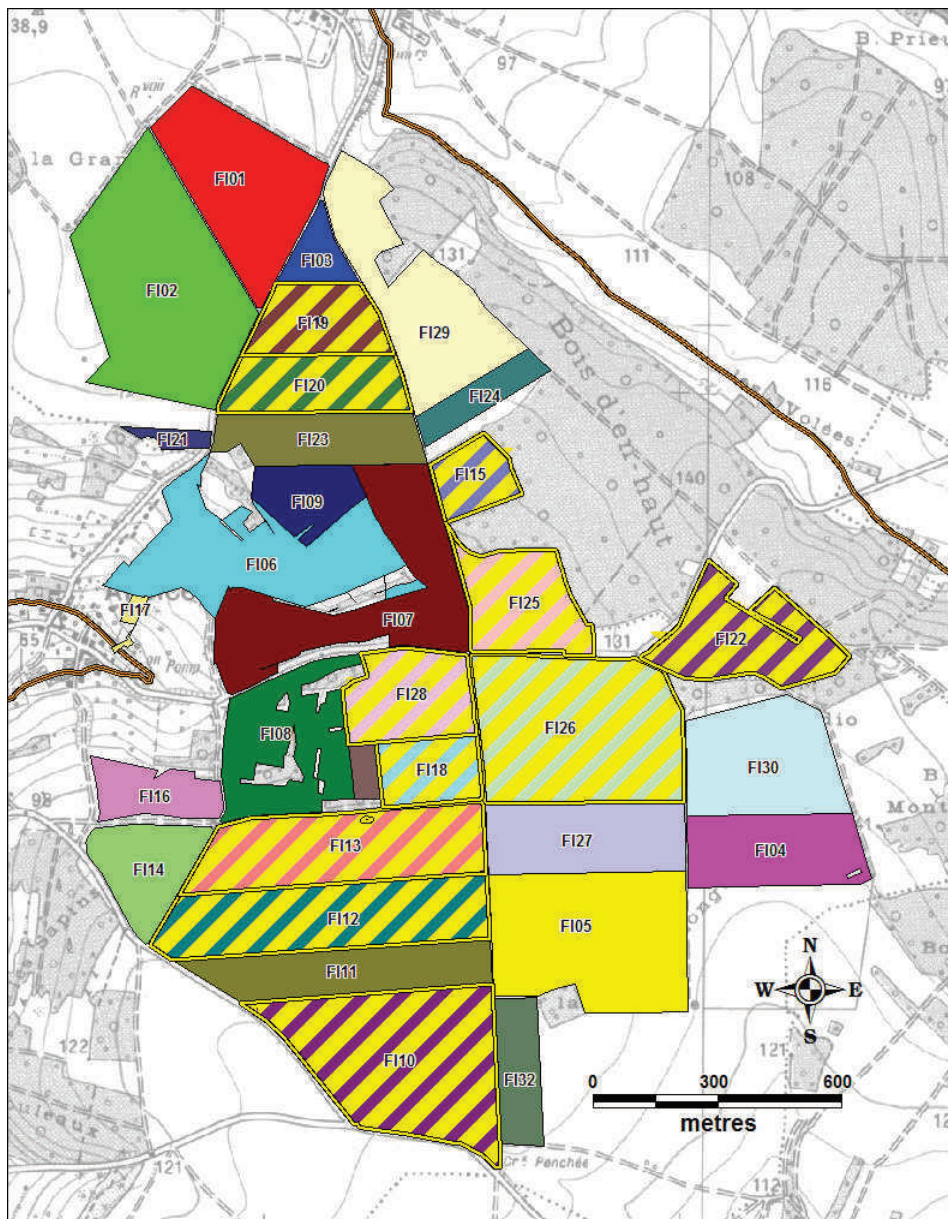


Figure 2.38 – Référence et emplacement des parcelles agricoles documentées sur le bassin de la source des Bréville et parcelles ayant reçu de l'atrazine (hachures jaunes)

Les données recueillies sur l'occupation des sols auprès des agriculteurs et grâce aux observations sur site ont permis de renseigner 80 à 100 % du bassin étudié pour la période de 1994 à 2004 et 37 à 43 % pour la période 1971 à 1975. Aucune information n'est disponible pour la période de 1975 à 1994.

Afin de combler les lacunes entre 1976 et 1993, des données fournies par la Chambre d'Agriculture, la Direction Départementale de l'Agriculture et par l'Office National des Forêts ont été utilisées en complément. Seul le maïs et le blé ont été pris en considération compte tenu de leur forte représentation sur le bassin versant.

A un niveau départemental, les surfaces de maïs étaient 1,28 fois supérieures pendant la période 1970-1996 que pendant la période 1997-2003. Cette évolution est liée à la diminution du nombre d'élevages. En supposant que la surface était de 23,4 ha entre 1997 et 2003 et en supposant que les pratiques culturales sur le bassin de Brévilles étaient les mêmes que celles à une plus grande échelle, la surface en maïs devrait avoisiner les 30 ha par an pour la période 1970-1997. En prenant en compte les incertitudes, on peut donc estimer la surface de maïs cultivé entre 25 et 35 ha par an.

La même approche a été utilisée pour le blé. A une échelle plus large, on n'observe cependant pas de différence significative pour la période 1968 à 2003 et la période 1997-2003. On peut donc considérer qu'il n'y a pas de changement dans la surface de blé cultivé sur le bassin sur la période 1968-2003.

3.1.2. *Application de pesticides*

Les enquêtes auprès des agriculteurs ont permis d'obtenir des informations sur les applications de pesticides pour les années 1994 à 2004 sur 56 à 92 % du bassin. L'étude s'est concentrée principalement sur l'application des pesticides utilisés sur le maïs car ce sont ceux détectés systématiquement à la source, comme l'atrazine mais aussi sur l'isoproturon et le chlortoluron qui concernent le blé, la culture la plus présente sur le bassin.

L'atrazine a été systématiquement utilisé comme herbicide du maïs jusqu'à avril 1999. Depuis 2000 c'est l'acétochlore (en association avec d'autres molécules) qui est utilisé comme substitut à l'atrazine.

Pour les années 1994-1999, deux exploitants ont déclaré des parcelles en maïs mais sans mentionner d'application d'atrazine, ceci semble surprenant étant donné que l'atrazine était

réellement l'herbicide le plus utilisé à cette période. Toutefois le choix a été fait d'utiliser l'information telle qu'elle a été collectée.

L'atrazine a été enregistrée en France en 1959 et est devenue rapidement très utilisée sur le maïs et le sorgho. Comme aucune information n'est disponible sur les quantités d'atrazine appliquées entre 1971 et 1990, il a été considéré que les agriculteurs ont suivi les préconisations d'utilisation qui sont de 2.5 kg/ha. La dose d'atrazine conseillée après 1991 a été ramenée à 1.5 kg/ha, puis à 1 kg/ha après 1997.

L'atrazine a été interdite en France en 2003 mais les agriculteurs du site d'étude ont accepté sa substitution par l'acétochlore dès avril 2000.

D. Qualités des eaux

1. Mesure de la qualité

1.1.1. Dans la nappe

	Ca ²⁺		Mg ²⁺		Na ⁺		K ⁺		HCO ₃ ⁻		Cl ⁻		SO ₄ ²⁻		NO ₃ ⁻	
	Moy.	E.T.	Moy.	E.T.	Moy.	E.T.	Moy.	E.T.	Moy.	E.T.	Moy.	E.T.	Moy.	E.T.	Moy.	E.T.
PZ02	134,65	13,59	7,77	1,92	11,72	2,75	0,79	0,22	338,62	18,91	29,60	6,09	25,30	5,90	63,07	17,26
PZ03	100,34	4,24	2,50	0,27	6,86	0,65	1,41	0,19	288,05	9,05	10,87	1,31	19,16	1,27	10,90	5,08
PZ04	110,34	3,86	5,08	0,28	7,56	0,39	1,33	0,23	330,14	6,53	13,86	0,88	19,50	2,17	9,61	4,90
PZ05	125,72	5,51	12,58	0,77	9,15	0,40	1,54	0,31	280,33	8,16	33,50	2,31	27,32	1,76	103,39	9,37
PZ06	112,02	4,97	10,45	1,21	6,81	0,25	0,73	0,18	289,23	7,47	22,65	1,68	15,82	3,20	65,70	7,72
PZ07	116,02	5,26	9,21	0,64	6,99	0,36	1,21	0,21	284,58	8,11	28,12	2,59	18,88	0,98	64,73	6,39
PZ08	110,85	6,02	8,16	0,51	6,90	0,33	6,48	0,76	277,23	7,37	25,56	2,07	20,81	2,95	61,46	5,80
PZ09	107,35	2,76	7,75	0,64	7,60	0,14	1,35	0,07	317,50	3,54	14,45	2,05	3,90	1,27	43,30	8,06
PZ14	100,36	4,94	10,93	1,03	8,51	1,20	2,55	2,51	303,06	17,32	16,95	1,45	8,14	2,31	47,36	3,58
PZ15	108,03	2,76	10,81	0,81	7,21	0,21	0,72	0,08	307,60	2,97	25,44	1,36	8,80	0,48	46,92	3,05
PZ16	121,81	3,76	12,18	0,29	8,13	0,35	0,77	0,24	308,50	11,44	33,81	0,99	13,39	1,60	78,70	14,62
PZ17A	128,38	3,69	12,13	0,88	9,08	0,38	1,10	0,35	311,31	4,85	40,64	2,27	18,27	3,04	81,17	7,15
PZ17B	122,42	2,89	10,45	0,37	7,97	0,37	1,71	0,13	305,46	10,88	37,69	2,69	12,90	1,69	68,01	3,22
PZ17C	75,92	9,27	4,37	0,43	15,75	41,27	2,58	4,01	254,46	83,97	6,04	0,41	32,50	2,41	1,12	0,33
PZ19	116,35	2,14	10,48	0,78	8,25	0,28	1,17	0,55	317,75	10,31	22,21	0,87	20,49	3,83	50,22	6,69
PZ20A	87,89	4,52	9,21	0,56	77,54	10,59	4,11	5,77	348,86	8,55	28,91	6,66	54,61	18,59	66,24	2,33
PZ20B	113,84	2,04	11,13	0,28	7,04	0,24	0,70	0,06	300,86	4,49	23,94	0,65	14,71	0,62	68,39	2,86
PZ20C	112,16	2,34	10,74	0,38	7,01	0,30	0,81	0,22	298,86	2,79	22,83	1,00	14,54	0,74	65,21	5,05
PZ20D	90,37	2,78	8,50	0,17	5,52	0,22	1,18	0,08	257,50	6,28	12,27	1,21	18,82	0,85	27,90	4,73

Tableau 2.22 – Valeurs moyennes et écart types des ions majeurs (mg/l) présents dans les différents piézomètres pour la période de Mars 2001 à Décembre 2008 (valeur max et min des ions en rouge et vert)

En termes de chimie minérale, le Tableau 2.22, montre que les résultats obtenus dans les différents piézomètres sont très hétérogènes. D'une manière générale, on peut remarquer que les concentrations maximales en ions majeurs sont mesurées dans des piézomètres captant la partie supérieure de l'aquifère comme le PZ17a ou le PZ20a. Par opposition les plus faibles minéralisations sont présentes dans la partie inférieure de l'aquifère et mesurées dans les piézomètres PZ3, PZ17c ou PZ20B et D. La minéralisation de l'eau se fait en fonction de la nature des roches traversées et des minéraux rencontrés au cours de l'infiltration. Dans l'aquifère, il s'établit un équilibre entre la composition chimique de l'eau et celle des roches : l'eau prend une minéralisation stable dans le temps. Le tableau précédent indiquerait donc une

certainne stratification des eaux. En revanche, dans une zone agricole telle que le bassin de la source des Brévilles, les sols traversés ne sont pas les seuls responsables de la minéralisation des eaux et l'action anthropique notamment due à l'utilisation d'engrais pour l'agriculture influe significativement sur cette minéralisation. Les concentrations en nitrates et chlorures permettent d'avoir un indice de l'impact de l'agriculture sur la nappe.

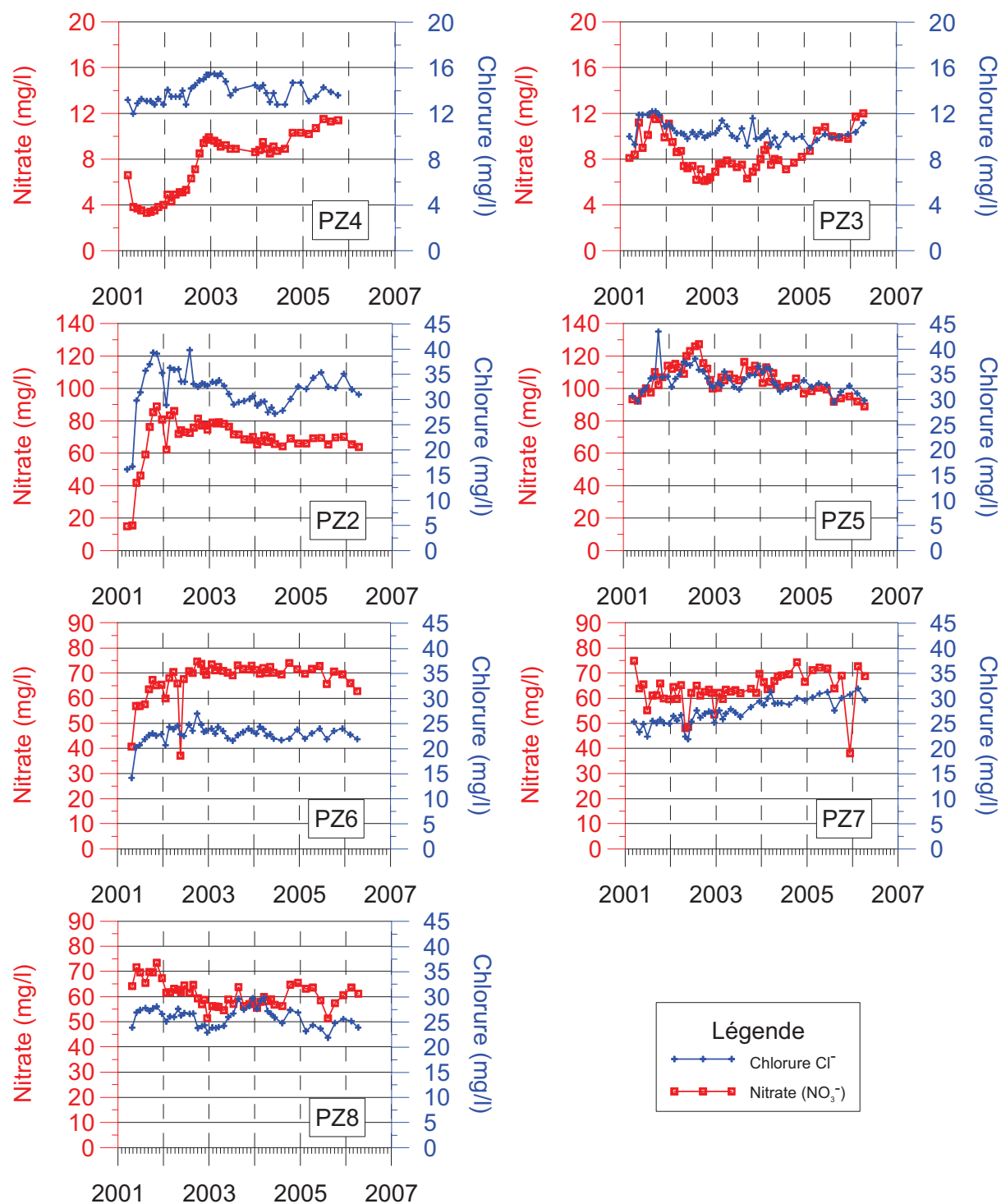


Figure 2.39 – Teneur en Chlorure et Nitrate dans les piézomètres de la première campagne de forage

Les courbes de concentrations en nitrates et chlorures, présentés sur la Figure 2.39 vont de moins de 10 à environ 130 mg/L (PZ4 et PZ5 respectivement), les teneurs en chlorure moyenne variant de 10 à presque 45 mg/L (PZ4 et PZ5 respectivement). Le PZ4 se distingue par de très faibles concentrations en nitrate et chlorure. Bien que celles-ci augmentent légèrement au cours du temps, elles restent inférieures à 12 et 16 mg/L pour les nitrates et les chlorures. Il convient de rappeler que ce piézomètre se trouvait en 2007, dans une parcelle cultivée. De la même manière, le PZ3 situé dans une parcelle de grande culture présente des teneurs en nitrate faibles (de l'ordre de 10 mg/L). Le PZ3 présente également des teneurs en chlorure faibles.

Pour les autres piézomètres, il est difficile de décrire une tendance ; les teneurs restent du même ordre de grandeur au cours des cinq années de suivi pour un piézomètre donné même si quelques pics sont plus moins remarquables. Les plus fortes augmentations ont été enregistrées au début du suivi pour les piézomètres 2 et 6. Ces augmentations pourraient être liées à un artéfact résultant de la réalisation des piézomètres. En effet, lors de la foration des piézomètres des boues de forage ont été utilisées et il est possible que malgré le soufflage effectué à la fin des travaux d'équipement, ces piézomètres aient été mal développés. Il aurait alors fallu quelques mois pour que les piézomètres se développent complètement et pour arriver à effectuer des prélèvements représentatifs de la nappe à cet endroit. Une autre hypothèse pourrait être la profondeur de la pompe qui était placée au fond du tube de forage lors des premiers prélèvements puis qui a été remontée jusqu'à trouver une position optimale qui a été conservée par la suite.

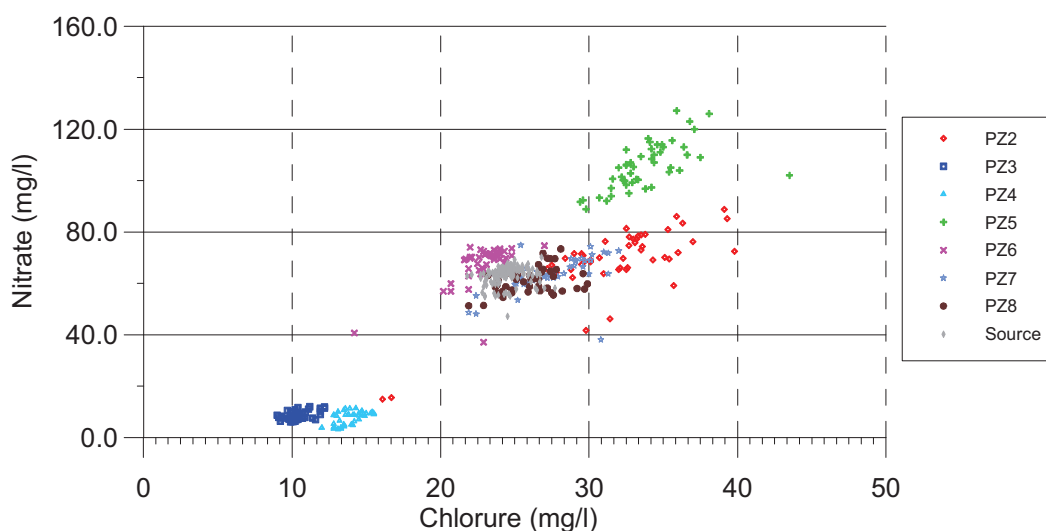


Figure 2.40 – Teneur en nitrate et chlorure dans les piézomètres et à la source (mars 2001 à avril 2006)

La représentation des teneurs en nitrate et chlorure dans chaque piézomètre pour chaque campagne mensuelle de mesure de février 2001 à avril 2006 (Figure 2.40), permet de mettre en évidence plusieurs ensembles de points, résultant probablement de fonctionnements hydrogéologiques différents suivant la localisation dans le bassin (Figure 2.41). Ainsi, les piézomètres 3 et 4 montrent des faibles teneurs en chlorure et nitrate témoignant vraisemblablement d'une faible contamination liée aux activités humaines. Les niveaux captés dans ces piézomètres pourraient donc être relativement protégés (cf. coupes des forages en ANNEXE 1). Les piézomètres 6, 7 et 8 ont une chimie comparable à celle de la source. Le piézomètre 2 se distingue par une forte variation de teneurs enregistrées pendant tout le suivi alors que les autres piézomètres montrent des gammes de variation beaucoup plus restreintes. Le piézomètre 5 semble être le plus sujet aux effets des actions anthropiques puisque les fortes teneurs en chlorure et nitrate sont probablement liées aux apports d'engrais. A noter que ce piézomètre présente également les plus fortes concentrations en pesticides ce qui pourrait signifier qu'il est effectivement le plus sensible aux actions anthropiques.

En terme de pollution diffuse par les pesticides, la Figure 2.42 montre les résultats obtenus dans les piézomètres pour les phytosanitaires pendant la période de mars 2001 à février 2006. La qualité de l'eau est très variable d'un piézomètre à l'autre, tant en degré de contamination que dans l'évolution des teneurs en fonction du temps.

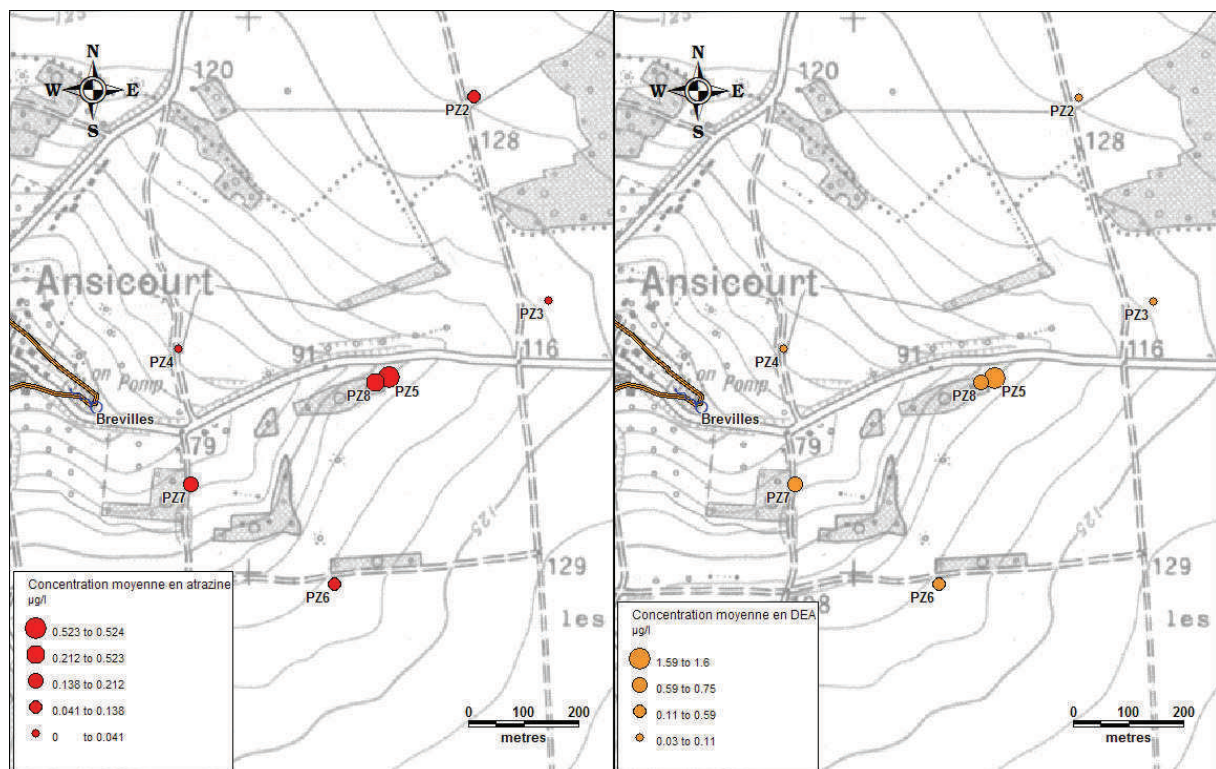


Figure 2.41 – Concentration moyenne en atrazine et DEA de 2001 à 2006 dans les piézomètres du site d'étude

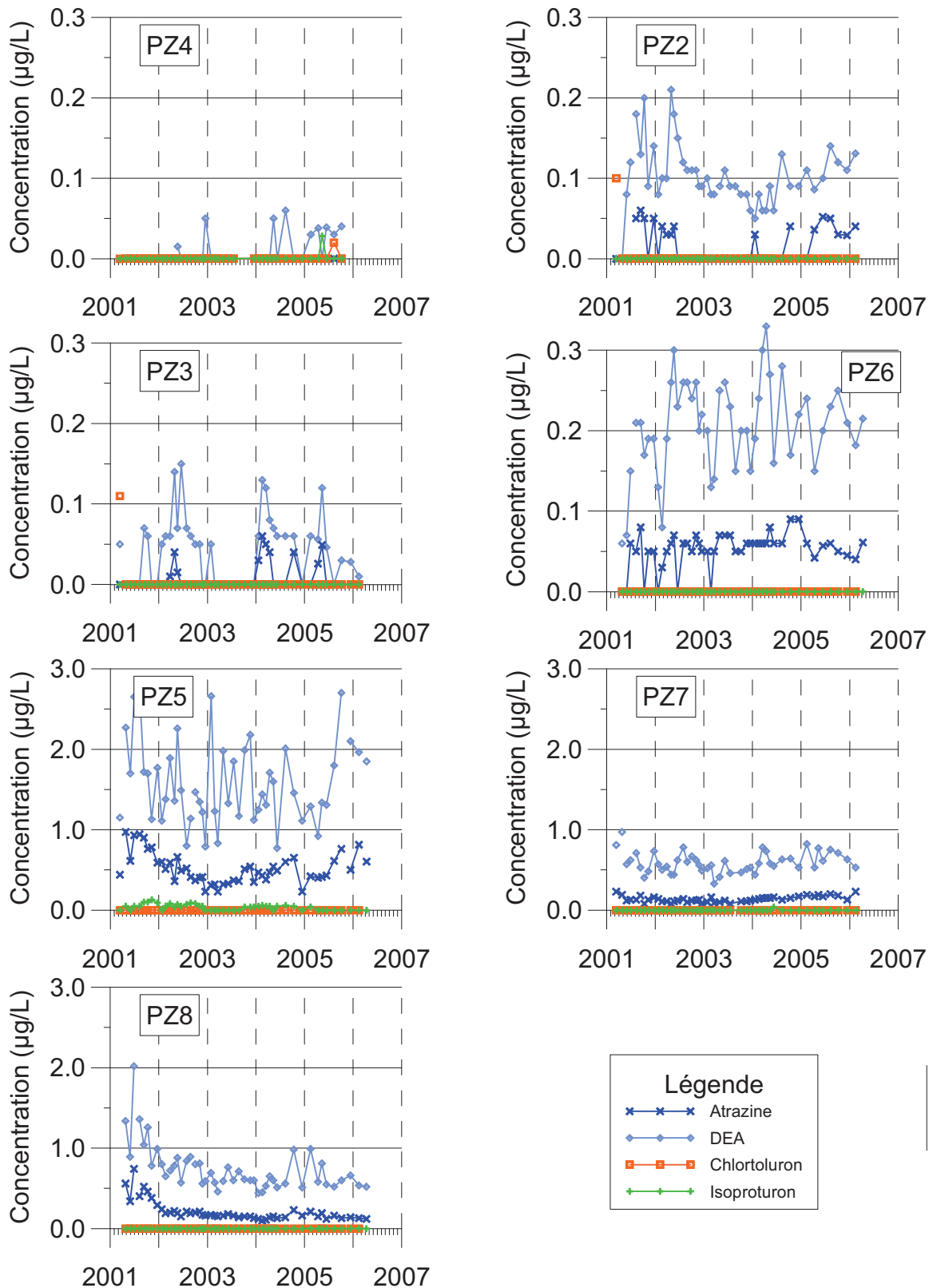


Figure 2.42 – Teneur en pesticides dans les piézomètres (mars 2001 à février 2006)

Bien que situé au droit d'une parcelle cultivée, le PZ4 se distingue par sa faible teneur en pesticides. En effet, parmi les molécules recherchées seules des traces (quantité inférieure à la

limite de quantification) d'atrazine ont été détectées en mars 2001, certains mois en 2003 et 2004, des traces de dééthylatrazine en mars 2001 et mai 2002, de façon régulière en 2003 (janvier à juillet), systématiquement en 2004 avec des mesures significatives de 0,05 et 0,06 µg/l (mai et aout) enfin on retrouve régulièrement des concentrations entre 0,03 et 0,04 µg/l en 2005. Concernant le chlortoluron et l'isoproturon, on observe des traces en 2001 et une mesure significative d'isoproturon (0,028 µg/l) en mai 2005 et de chlortoluron (0,02 µg/l) en aout 2005.

Les piézomètres 2, 3 et 6 présentent des degrés comparables de contamination, quelques dixièmes de microgrammes par litre, avec une détection quasi systématique d'atrazine et de dééthylatrazine à des concentrations égales ou supérieures à celles de la molécule mère. Aucune tendance nette d'évolution pour l'atrazine n'est mise en évidence.

Les produits dérivés de l'urée ont été détectés ponctuellement dans les piézomètres 2, 3 et 6 (traces d'isoproturon et de chlortoluron en mars et juin 2001, d'isoproturon en décembre 2002 pour Pz2, en mars 2001 pour Pz3 et traces d'isoproturon en février 2003 pour Pz6).

Les piézomètres 5, 7 et 8 révèlent des teneurs en pesticides beaucoup plus élevées que les autres piézomètres (sur la Figure 2.42, l'axe des concentrations a une échelle dix fois supérieure à celle des autres piézomètres). L'atrazine et la dééthylatrazine sont détectés systématiquement dans ces piézomètres. Des traces d'isoproturon ont été trouvées en avril 2001 et 0,04µg/l en juin 2004 dans le PZ7 et on a trouvé des traces en mars 2001 et avril 2004 dans le PZ8 alors que cette molécule est détectée de manière quasi systématique dans le Pz5.

La détection de l'isoproturon et parfois de chlortoluron dans les autres piézomètres coïncide avec des périodes de traitement (fin de l'hiver). Le fait que les molécules soient détectées au début du printemps 2001 et non pendant le printemps 2002 résulte très probablement de la différence de pluviométrie entre les mois de mars et avril 2001 et 2002. En effet, les précipitations qui pourraient permettre le transport rapide d'une partie de ces substances récemment appliquées ont été plus de deux fois supérieures en mars 2001 qu'en mars de 2002 à 2006, (160 vs. 78 mm de pluie maximum enregistrés à Buhy).

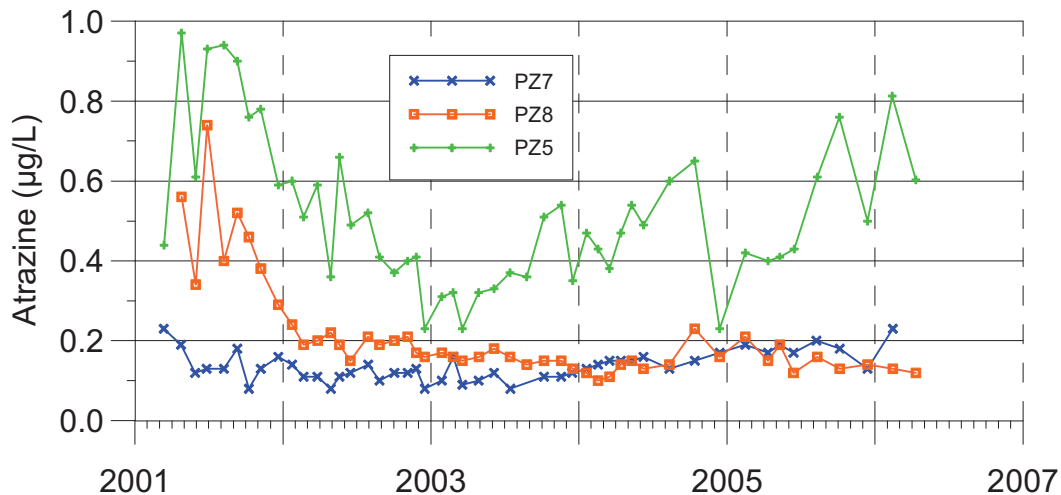


Figure 2.43 – Teneur en atrazine dans les piézomètres 5, 8 et 7 – transept amont vers aval – de mars 2001 à février 2006

Les chroniques de pesticides observées pour chacun des piézomètres sont le résultat des pratiques culturales, des propriétés des sols et de la zone non saturée à l’aplomb du piézomètre mais aussi des apports latéraux aussi bien dans la zone non saturée que dans la zone saturée. Ainsi la présence d’atrazine dans le piézomètre 8 situé dans une parcelle qui n’a jamais été traitée en atrazine pourrait résulter des apports effectués sur la parcelle dans laquelle se trouve le Pz5, située à une vingtaine de mètres en amont. Même s’il n’est pas possible de dire si ces apports se font latéralement essentiellement via la zone saturée, par des apports horizontaux ou par des pertes au sein de la zone non saturée fracturée avec en plus d’un déplacement vertical, une composante horizontale non négligeable, il est probable que les écoulements dans la zone non saturée soient essentiellement verticaux. Le signal observé dans le PZ8 présente de fortes similitudes avec celui mesuré dans le Pz5 (20 mètres à l’amont) pour la période 2001 à 2003 mais est plus difficilement reconnaissable dans celui du Pz7 situé environ 500 m à l’aval sauf pour la période 2003 à 2006 où les concentrations en atrazine semblent remonter significativement dans les deux piézomètres (Figure 2.43).

Les piézomètres de la seconde campagne de forage ne sont pas présentés graphiquement à cause du faible nombre de mesures effectuées. On peut tout de même observer la présence d’atrazine en concentration significative dans les piézomètres 10, 14, 17A, 17B, 17C et 19, la DEA est également détectée dans ces piézomètres en concentration supérieure au produit parent ainsi que dans les piézomètres PZ15 et 16 où on n’a pas mesuré d’atrazine.

Les mesures de pesticides dans les piézomètres PZ17A, B et C qui sont forés à différents niveaux de profondeur des sables de Cuise, nous permettent de penser qu'il existe un gradient de concentration entre le sommet et la base des sables (BARAN et al., 2007).

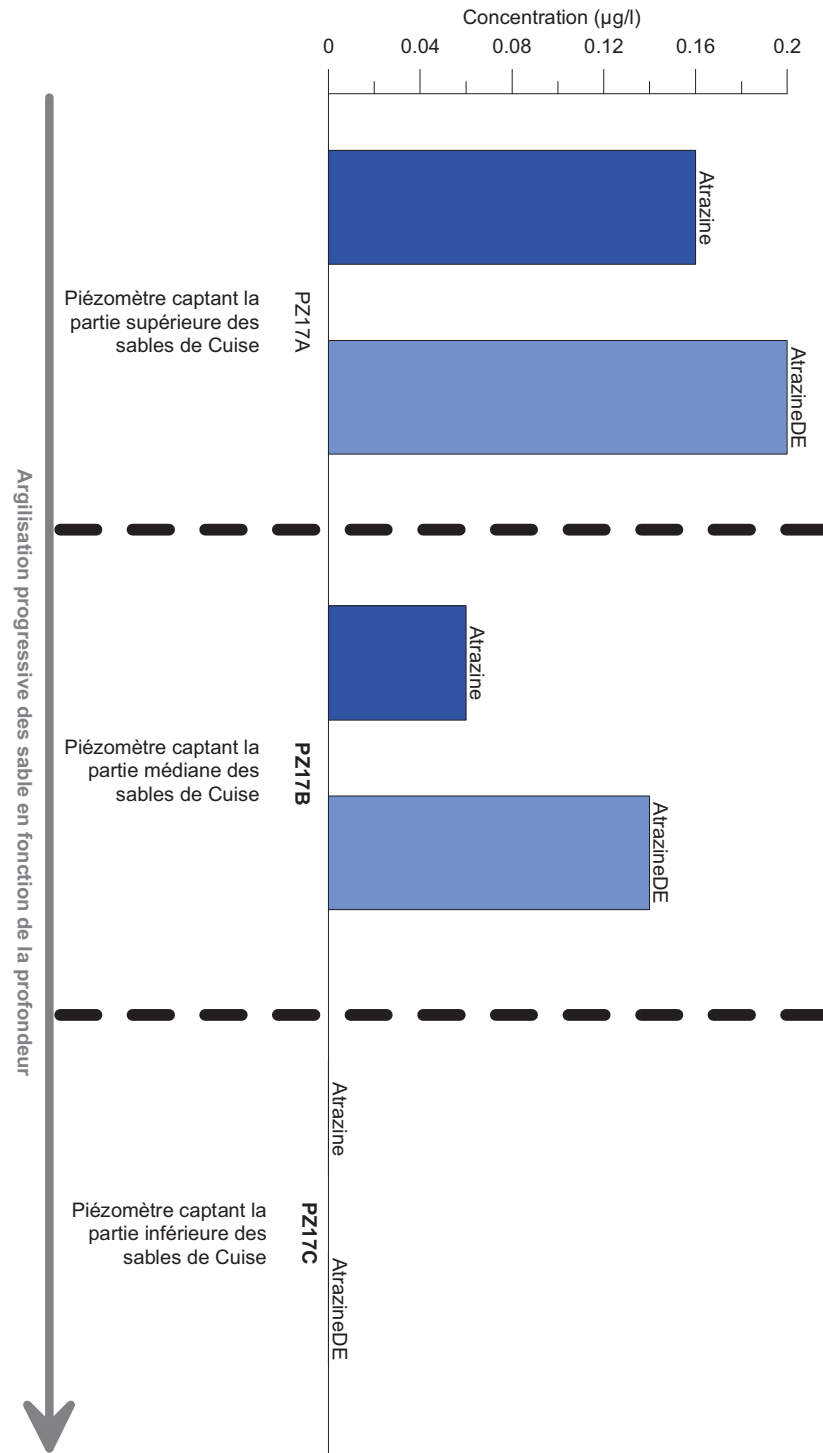


Figure 2.44 – Concentration en pesticides à différents niveaux de profondeur dans l'aquifère dans les piézomètres PZ17A, B et C

1.1.2. *A la source*

Les concentrations moyennes des ions majeurs varient très peu au cours du temps et on peut remarquer que les concentrations à la source sont proches des concentrations moyenne mesurées dans les piézomètres (Tableau 2.23).

	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	HCO ₃ ⁻	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	NO ₃ ⁻
Moyenne	115.06	8.37	7.06	1.32	284.05	24.59	20.20	63.09
Ecart-type	6.08	0.33	0.41	0.20	10.07	1.06	1.16	3.32
Min	91.10	7.30	4.70	0.90	243.00	21.80	17.00	47.10
Max	144.00	9.20	8.30	2.10	322.80	27.70	22.40	70.20
CV	0.05	0.04	0.06	0.15	0.04	0.04	0.06	0.05

Tableau 2.23 – Valeurs moyennes et écart types des ions majeurs (mg/l) présents à la source de Brévilles pour la période de Mars 2001 à Décembre 2008

Un suivi bi-mensuel est effectué à la source en termes de chimie minérale et pesticides (Figure 2.45 et Figure 2.47). Les teneurs en nitrate, présentées sur la Figure 2.45 et qui sont un indice des pollutions diffuses d'origine anthropique, étaient de l'ordre de 55 mg/l en mars 2000 au début du suivi et sont voisines de 62 mg/l en avril 2006. L'augmentation globale des concentrations en nitrate a été plus importante au début du suivi (mars 2000 à mai 2001) et les teneurs sont relativement constantes depuis cette date même si des oscillations de faible amplitude (moins de 10 mg/L) existent. La modification des conditions climatiques vers le milieu de l'année 2001 pourrait expliquer le changement de pente de l'augmentation. Ce profil est très similaire à ce qui est observé pour les niveaux piézométriques à savoir une forte augmentation suivie d'une période de stabilité, comme si le bassin avait répondu dans un premier temps à un fort changement qui pourrait être lié à de fortes précipitations suivies d'une période où les différents paramètres fluctuent peu et semblent à l'équilibre.

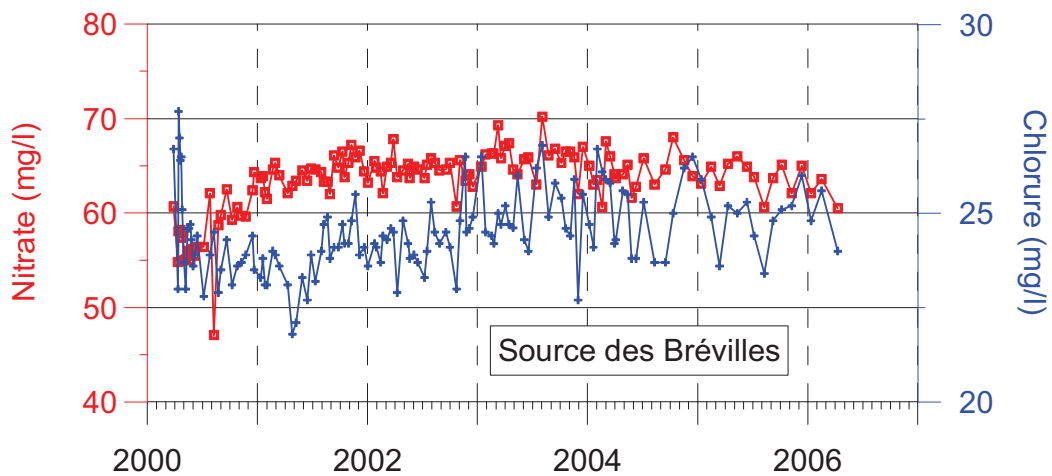


Figure 2.45 – Suivi des concentrations en nitrates et chlorures à la source des Brévilles de mars 2000 à avril 2006

Les chroniques de nitrates mesurées à la source des Brévilles par le BRGM ont pu être étendues depuis 1985 par des données recueillies par la direction départementale des affaires sanitaires et sociales (DDASS) et sont présentées sur la Figure 2.46. Les concentrations sont relativement stables de 1985 à 1994 (50 mg/l) avec l'apparition d'un pic à cette date pour atteindre un nouveau palier à environ 55 mg/l. Enfin un dernier pic en 1999 fait passer les concentrations à 60 mg/l.

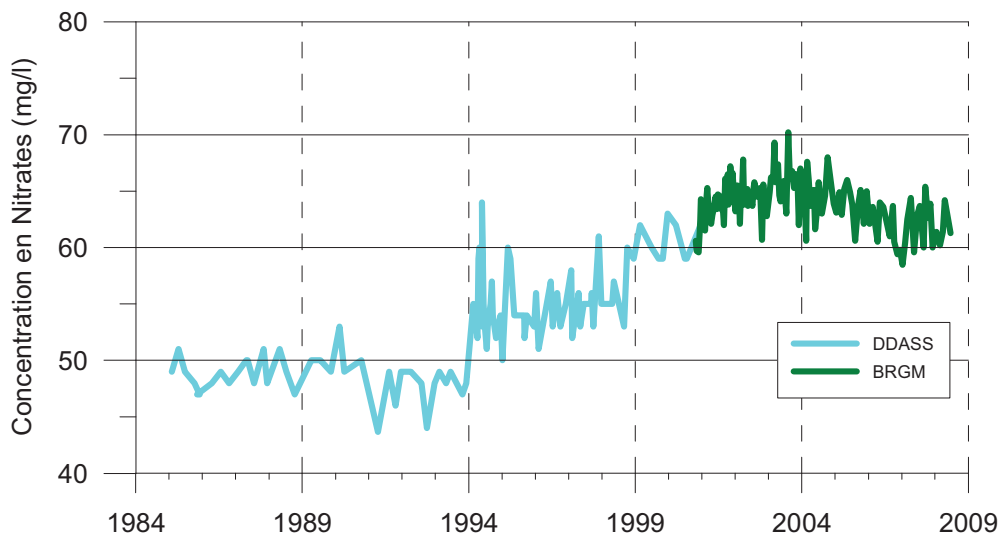


Figure 2.46 – Chroniques de nitrates à la source des Brévilles étendues par les mesures de la DDASS depuis 1985.

Concernant les produits phytosanitaires, les molécules actuellement recherchées sont l'atrazine, la dééthylatrazine, la déisopropylatrazine, l'isoproturon et ses produits de dégradation, le chlortoluron, l'acétochlore et ses deux produits de dégradation.

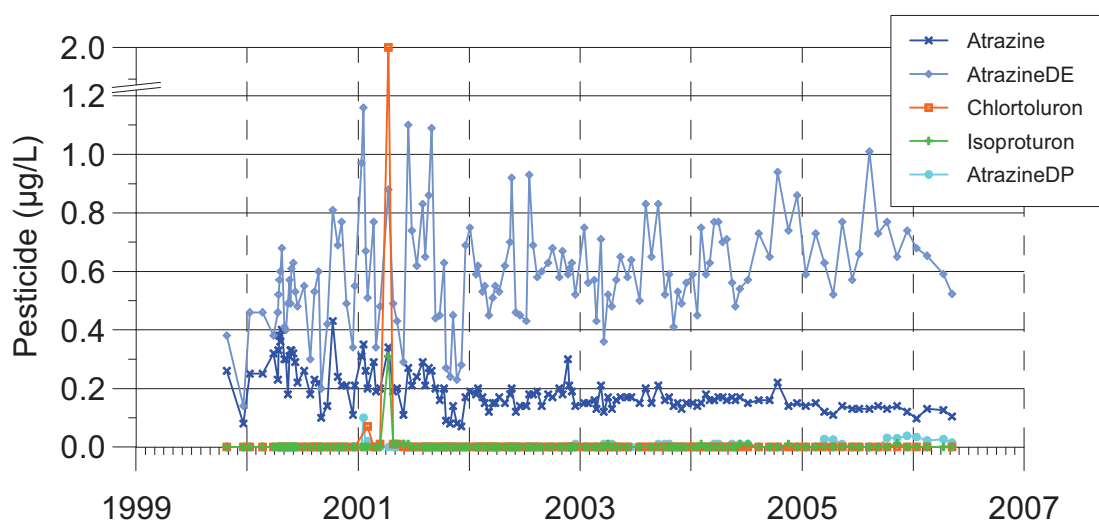


Figure 2.47 – Suivi des concentrations en pesticides à la source des Brévilles d'octobre 1999 à mai 2006 (axe vertical coupé)

L'acétochlore et ses produits de dégradation n'ont pas été détectés à ce jour, à l'exception d'une mesure positive à la source le 10 avril 2002 (juste après les applications par les agriculteurs et qui pourrait donc correspondre à du ruissellement), et dans le piézomètre 6 (se trouvant dans une parcelle traitée par l'acétochlore en avril 2002) le 29 avril 2002. Les valeurs mesurées étant proches des limites de détection, ces deux signaux sont donc à considérer avec prudence. Toutefois, si ces signaux correspondaient à une réelle contamination, cela signifierait qu'une partie de l'acétochlore appliqué est capable de migrer très rapidement dans la nappe. Ce résultat, même s'il n'est pas confirmé, va dans le sens d'observations faites en mars 2001 sur l'apparition d'urées substituées peu de temps après l'application. Il n'est donc pas exclu, que, sous certaines conditions météorologiques, une fraction des pesticides transitent rapidement jusqu'à la nappe et à la source.

Les produits de dégradation de l'isoproturon ne sont jamais retrouvés.

Depuis le début du suivi intensif réalisé dans le cadre de cette étude (octobre 1999), l'atrazine et la dééthylatrazine sont retrouvées de manière systématique dans les eaux de la source (Figure 2.47) bien que la dernière application en atrazine ait été réalisée en avril 1999. La déisopropylatrazine (DIA) n'a été quantifiée que de manière ponctuelle (janvier 2001) à $0,1\mu\text{g/l}$ ensuite elle est parfois détectée à l'état de traces (mai et juin 2001, décembre 2002, mars et avril 2003, septembre et octobre 2003, mars, mai, juin et juillet 2004) puis apparaît régulièrement à partir de mars 2005 à des concentrations comprises entre $0,015$ et $0,038\mu\text{g/l}$. Les teneurs en dééthylatrazine (DEA) fluctuent assez fortement et sont généralement supérieures à $0,4\mu\text{g/L}$. Toutefois, ces fluctuations présentent une amplitude moindre depuis janvier 2002. Les teneurs en atrazine restent supérieures à $0,1\mu\text{g/L}$ et semblent présenter des variations moins importantes depuis le début 2002, à l'instar de la DEA. La présence dans les eaux de la source de l'atrazine et de son principal produit de dégradation, la dééthylatrazine, 7 ans après la dernière application sur le bassin confirme le caractère persistant de ces molécules et suggère l'existence d'un stock dans le sol ou la zone non saturée plus profonde, stock qui réalimente régulièrement la nappe. Le changement d'allure de la chronique avec une atténuation des pics à partir de 2002 pourrait être lié aux variations de précipitations et notamment à la baisse des précipitations efficaces qui, conjointement à l'arrêt d'application d'atrazine, se traduiraient par une baisse des apports sous forme d'impulsions d'atrazine et de DEA ne faisant que lessiver les pesticides stockés dans la ZNS. Ainsi on n'observerait pas de baisse des amplitudes des variations de concentrations en nitrates (Figure 2.45) étant donné les traitements en fertilisants encore réalisés. Une autre hypothèse pour expliquer la

persistance de ces molécules à la source est que le temps de renouvellement de la nappe serait supérieur à 7 ans.

Les urées substituées présentent un comportement très différent de celui des triazines (Figure 2.47). En effet, elles ne sont quantifiées que de manière ponctuelle (en février et avril 2001 et en novembre 2005). L'isoproturon a été détecté mais non quantifié pendant les deux mois qui ont suivi cette détection (avril-juin 2001), en avril 2003, en février, juin, juillet et novembre 2004. La détection de ces molécules semble donc à mettre en relation avec les périodes d'application.

Il semble que ces molécules soient mobilisables pendant une période assez courte après leur application. Cette mobilité réduite dans le temps peut être liée à une fixation sur le sol sous forme de résidus liés ou à une dégradation en des composés non recherchés. L'absence de ces produits au cours du printemps 2002, alors qu'ils ont probablement été appliqués en quantités équivalentes à celles de 2001, s'explique probablement par une pluviométrie moins importante en mars 2001 qu'en mars 2002. La pluviométrie, deux fois moins importante en mars 2002, n'aura peut-être pas permis aux produits d'atteindre rapidement (c'est-à-dire pendant leur courte période de mobilisation potentielle) l'aquifère. Une autre piste d'explication est la localisation des parcelles traitées sur le bassin : outre leur distance par rapport à la source, leur position même dans le bassin hydrogéologique qui a une structure complexe pourrait être un autre facteur déterminant dans l'apparition ou non de ces molécules à la source pendant les semaines qui suivent leur application.

2. Contexte géochimique

Les données sur les nitrates combinées avec les concentrations en chlorure, sulfate et tritium sont les indicateurs géochimiques permettant de mieux comprendre le fonctionnement hydrodynamique de l'aquifère (NÉGREL et PAUWELS, 2004). L'étude des concentrations en chlorure et sulfate montre que l'eau des piézomètres PZ3 et PZ4 est proche de la courbe de dilution de l'eau de mer et donc seulement peu impactée par les activités anthropiques telles que les apports en fertilisation minérale ou organique. Les impacts anthropiques sont cependant perceptibles au niveau des autres piézomètres ou le rapport chlorure / sodium s'éloigne de la courbe de dilution de l'eau de mer (Figure 2.48).

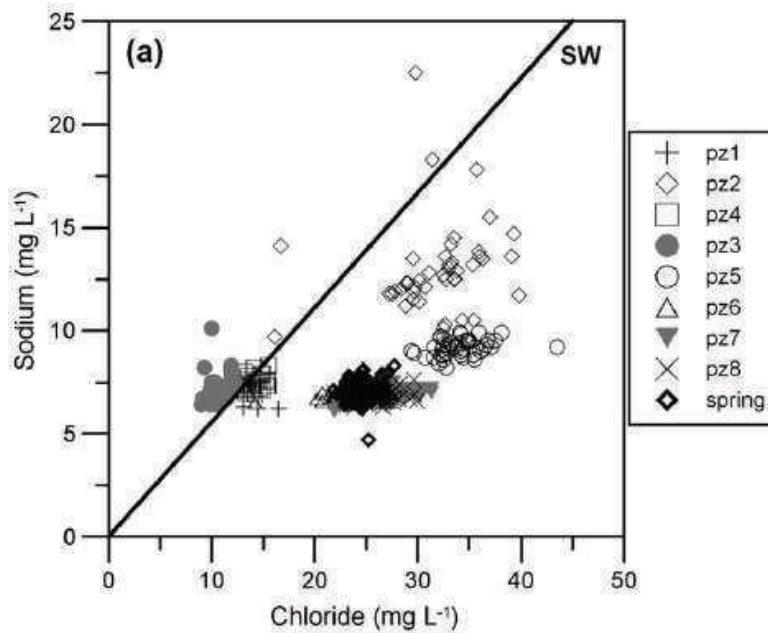


Figure 2.48 – Rapport Sodium / Chlorure des analyses mensuelles d’eau de la nappe (mars 2001 à août 2005) pour les piézomètres et bimensuelles pour la source des Brévilles (spring) par rapport à la droite de dilution de l’eau de mer (SW) d’après BARAN et al., 2007

Les faibles concentrations en chlorure mesurées pour les piézomètres PZ3 et PZ4 (valeurs moyennes de 10,3 et 13,8 mg/l, respectivement), les concentrations en sulfate des deux piézomètres étant similaires à celles des autres piézomètres (18,9 et 20,4 mg/l en moyenne pour les PZ3 et PZ4 et 21,7 mg/l en moyenne pour les autres piézomètres) et l’aquifère étant libre, suggèrent que les phénomènes de dénitrification ne peuvent pas être responsables des faibles concentrations en nitrates observées pour ces piézomètres (PAUWELS et TALBO, 2004). Pour BARAN et al., 2007 les polluants n’ont pas encore atteint la nappe à cause de la faible infiltration à la verticale de ces points. On peut cependant remarquer que pour ces deux points, les niveaux captés ne sont pas les plus superficiels (cf. ANNEXE 1) et qu’en contexte de stratification des eaux, les eaux plus profondes sont peu mélangées avec les eaux superficielles, ce qui suffirait à expliquer ces faibles teneurs (GUTIERREZ et al., 2008a)

3. Apport des méthodes isotopiques et CFC

3.1. Deutérium (²H) et oxygène 18 (¹⁸O)

BRENOT et al., 2008 ont montré lors d’une étude sur ¹⁸O et ²H une absence de variation spatiale ou temporelle des valeurs de ces paramètres même durant les périodes de recharge

(niveaux piézométriques haut) de l'aquifère. Ces observations pourraient suggérer que la taille de l'aquifère est suffisamment importante pour tamponner les variations saisonnières des entrées d'eau de pluie, mais l'aquifère est particulièrement petit. La disparition des influences saisonnières seraient plutôt le fait de l'hétérogénéité et de l'épaisseur de la zone non saturée associées à d'autres facteurs comme cela a été présenté au Chapitre 2 :B.3.2.1 Historiques des niveaux piézométriques.

3.2. Tritium

Une activité de tritium inférieure à 0,8 TU correspond à une eau de recharge antérieure à 1952 (date du premier test thermonucléaire), les hautes activités, supérieures à 30 TU, correspondent à une recharge datant de la période 1960 à 1970 et les valeurs intermédiaires correspondent à un mélange d'eau récentes et plus anciennes (BRENOT et al., 2008). Dans un premier temps, pour permettre la comparaison de tous les points observés, il est possible de considérer que, cumulées sur plusieurs années, les charges de nitrate ont été relativement similaires à travers les secteurs cultivés principalement à cause de la petite taille du bassin, du faible nombre d'agriculteurs concernés, de la rotation des cultures et de la quantité d'apport nécessaire pour toutes les cultures. Etant donnée la petite taille de la zone étudiée, les apports de tritium par les pluies sont considérées homogènes à l'échelle du bassin, permettant ainsi la comparaison nitrate / tritium pour différents points (Figure 2.49).

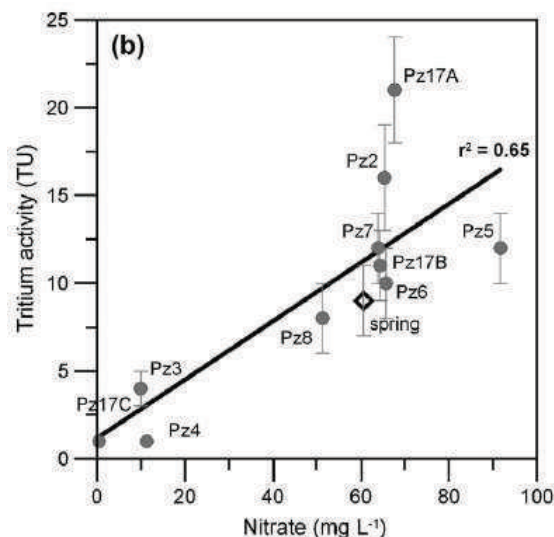


Figure 2.49 – Rapport Nitrate / Tritium (valeurs mesurées et erreurs pour les piézomètres et à la source d'après BARAN et al., 2007

Les plus faibles contaminations en nitrates se trouvent clairement dans les eaux les plus anciennes, antérieures à 1963 pour les piézomètres PZ4 et PZ17C, donc précédant l'intensification de l'agriculture dans les années 1970. Le piézomètre PZ3 présente une concentration de 4 TU (une valeur inférieure aux concentrations actuelles dans les précipitations à Orléans ; données non publiées, BRGM) qui pourrait correspondre à un mélange d'eau pré- et post-1953 indiquant une faible contamination des eaux souterraines à cet endroit. Cependant pour une même activité Tritium, les concentrations de nitrates peuvent apparaître comme variable (PZ7 et PZ5). Ce phénomène peut résulter de différences locales des pratiques agricoles (quantité de fertilisants, type de fertilisant, ...) qui n'ont pas été prises en compte lors de la simplification concernant la charge homogène en nitrates à l'échelle du bassin versant. La source quant à elle se trouve à proximité de la courbe liant les eaux anciennes et jeunes, indiquant ainsi qu'elle résulte d'un mélange d'eau de différents âges et de différentes qualités. Les différences dans les temps de résidence de l'eau auraient probablement pu être dues à la différence d'épaisseur de zone saturée, considérant que les transferts y sont homogènes ; cependant cette hypothèse est démentie par la présence d'eau plus ancienne au niveau du piézomètre PZ3 qu'au niveau du piézomètre PZ2 qui a une épaisseur de zone non saturée plus importante. La notion de transfert à travers la zone non saturée semble donc ne pas dépendre uniquement de son épaisseur.

Prélèvement	3H (TU)	± (TU)	Age apparent
Source	11	2	1980 – 1997
PZ2	14	2	1977 – 1996
PZ3	2	1	Mélange
PZ4	<1		< 1963
PZ5	11	2	1980 – 1997
PZ6	11	2	1980 – 1997
PZ7	11	2	1980 – 1997
PZ8	10	2	1980 – 1997

Tableau 2.24 – Concentration en tritium dans 7 piézomètres et à la source avec les estimations des incertitudes sur les mesures de laboratoire. Les âges apparents sont estimés en utilisant uniquement la dégradation radioactive BROERS et al., 2005

3.3. CFC

Les CFC (Chlorofluorocarbures) sont des composés chimiques, commercialement appelés Fréon, fréquemment utilisés dans les années 80 dans plusieurs secteurs tels que l'industrie du froid, les nettoyants industriels, les gaz propulseurs ou encore les mousses isolantes à cause principalement de leurs propriétés (stable, ininflammable, incolore, inodore, ...). Depuis le protocole de Montréal, le 16 septembre 1987, l'utilisation des CFC a été supprimée en Europe et dans de nombreux pays signataires du traité, exceptions faites de quelques applications spécifiques comme la médecine, à cause principalement de leur impact sur la couche d'ozone. Des échantillons pour les analyses CFC ont été prélevés dans les huit premiers piézomètres de la zone d'étude en mai 2005. Des analyses pour les CFC-11, CFC-12 et CFC-113 ont été réalisées. L'analyse des concentrations en CFC permet de déterminer à l'aide de différents modèles, l'âge apparent des eaux échantillonnées. Plusieurs modèles ont été utilisés pour la datation (BRGM, communications personnelles), presque tous concernent un mélange d'une eau jeune et une eau ancienne (1950 et antérieur). Ce qui est donné est alors le pourcentage d'eau jeune dans le mélange, on pourra donc considérer une eau à 25% d'eau jeune plus ancienne qu'une eau à 80% d'eau jeune (Tableau 2.25).

Point de prélèvement	Age de la recharge		% eau jeune	Point de prélèvement	Age de la recharge		% eau jeune
	jeune	ancienne			jeune	jeune	
PZ17c		1950	1	PZ5	1986	1950	64
PZ4	1971	1950	3	Source	2002	1950	67
PZ20d	1991	1950	28	PZ7	1989	1950	70
PZ2	1975	1950	36	PZ20c	1990	1950	70
PZ19	1988	1950	38	PZ17b	1987	1950	71
PZ6	1987	1950	39	PZ20b	1990	1950	76
PZ3	1976	1950	45	PZ20a	2001	1950	90
PZ8	1988	1950	53	PZ17a	1990	1950	92

Tableau 2.25 – Classement des eaux des plus anciennes aux plus jeunes daté par CFC sur le bassin de la source des Brévilles.

La grande diversité des âges obtenus souligne la forte hétérogénéité des flux d'eau dans ce bassin agricole de 4 km². Les piézomètres pour lesquels l'eau est la plus ancienne (plus petit pourcentage d'eau jeune) conformément à ce qui a été observés pour la chimie et les mesures de tritium se trouvent être les piézomètres captant des niveaux profonds de l'aquifère tels que

les piézomètres PZ17c et PZ4 alors que les eaux les plus récentes se retrouvent dans les piézomètres captant la partie superficielle de l'aquifère tels que les PZ17a et PZ20a. Les faibles concentrations de pesticides et de nitrates au niveau du piézomètre PZ4 indiquent également que les pollutions n'ont pas encore atteint la surface de l'aquifère. Bien que le piézomètre PZ4 soit proche de la source de Brévilles, contaminée par les nitrates et l'atrazine, il présente des teneurs faibles en atrazine et nitrates qui laissent penser qu'il est isolé par rapport à la source d'un point de vue hydrogéologique. Ceci peut s'expliquer par la présence de failles mises en évidence par les campagnes de géophysique. Les essais de traçages vont dans le sens de cette hypothèse en montrant que les écoulements entre le « secteur » PZ4 et la source sont soit très lents, soit détournés vers un autre exutoire.

Malgré la proximité entre les piézomètres PZ5 et PZ8, les pourcentages d'eau jeune trouvés sont légèrement différents suggérant la présence d'hétérogénéité dans les flux au voisinage de ces points de prélèvements avec des eaux en PZ5 un peu plus jeunes qu'en PZ8 ce qui va dans le sens des indications des autres paramètres (Tritium, Nitrates). Une grande variabilité de la nature chimique de ces points (NO_3^- , Cl^- et atrazine) a également été notée.

E. Conclusion

Cette partie, consacrée à la compréhension globale de la zone d'étude, a permis de situer le site d'étude dans son contexte géologique et de déterminer les propriétés hydrodynamiques de l'aquifère. Différentes méthodes ont permis de préciser l'emplacement des failles, de connaître la géométrie du substratum et de déterminer la profondeur du toit de la nappe. De manière à mieux comprendre le fonctionnement hydrodynamique du système, l'évolution du niveau statique, les mécanismes de recharge de la nappe, l'origine des eaux et les paramètres d'écoulements au sein de la zone saturée ont été étudiés. De plus, la zone non saturée et les propriétés des différents sols présents sur le site ont été recensés de manière précise car c'est dans le sol que la majorité des phénomènes d'adsorption et de dégradation des molécules phytosanitaires se produisent.

La compilation exhaustive des opérations de terrain réalisées essentiellement par le BRGM et la synthèse des interprétations présentées ici permettent de porter un regard global sur le site et une confrontation des résultats des différents travaux réalisés depuis 1999.

Au regard des travaux réalisés sur le site de la source des Brévilles, celui-ci s'avère être un site expérimental dont la simplicité apparente (petite taille, monoclinale géologique, ...) se révèle, à la lumière de 8 années d'études, beaucoup plus complexe qu'il n'y paraissait. En effet de nombreuses hétérogénéités ont pu être mises en évidence sans pour autant avoir pu être précisément localisées ou quantifiées. C'est le cas notamment des hétérogénéités verticales de perméabilité présentes au sein des sables de Cuise, responsables de la stratification des écoulements, ainsi que celles observées au niveau de la zone non saturée. Ces hétérogénéités reconnues ponctuellement et dont le rôle s'avère déterminant dans le fonctionnement du système étudié, posent le problème de leur distribution spatiale (horizontalement comme verticalement) sur l'ensemble de l'aquifère.

Chapitre 3 : Modélisation par approches de complexité croissante

A. Outils et modèles

Le choix des modèles et outils utilisés dans le cadre de notre étude a été guidé par plusieurs aspects : la cohérence du modèle avec les objectifs fixés, la validité des modèles, la qualité des résultats déjà obtenus lors des utilisations précédentes, l'adéquation entre les données requises et les données disponibles, et l'accessibilité des concepteurs du modèle.

Le but de l'étude n'est pas de valider un modèle mais de caractériser plus précisément les mécanismes du transport des produits phytosanitaires à l'échelle d'un bassin versant. Ainsi plusieurs modèles ont été sélectionnés pour représenter les différents compartiments intervenant dans le transport des pesticides du sol jusqu'à l'exutoire d'un bassin versant hydrogéologique, à savoir le sol, la zone non saturée et la zone saturée.

1. GDM

GDM est un logiciel de modélisation géologique développé par le BRGM, utilisé pour la représentation et la modélisation de données géologiques pourvues de coordonnées x, y, z. GDM permet de traiter plusieurs types de données quelque soit leur type : contours géologiques, failles, forages, échantillons, profils géophysiques ... L'interpolation des données peut être faite avec prise en compte des accidents tectoniques tels que les failles, avec des limites polygonales. GDM permet l'estimation de points, grilles de points ou de grille de blocs selon 8 méthodes d'interpolation dont le krigeage avec modèle de variogramme.

2. Agriflux

AgriFlux2.0 est un modèle simulant les flux d'eau ainsi que les transformations de l'azote et des pesticides dans la zone non saturée du sol. C'est un modèle mécaniste et stochastique, c'est-à-dire qu'il est basé sur une représentation physique des processus tout en incorporant la variabilité des paramètres. Il s'agit d'un modèle unidimensionnel à compartiments qui simule le déplacement de l'eau et des différentes formes de l'azote et des pesticides avec un pas de temps journalier. AgriFlux2.0 est composé de trois modules principaux, soit le module HydriFlux, qui simule le transport de l'eau (précipitations, ruissellement, infiltration, prélèvement d'eau par la culture, évaporation, percolation et drainage), le module NitriFlux, qui simule le cycle et le transport de l'azote (amendements, ruissellement, minéralisation, immobilisation, nitrification, dénitrification, prélèvement d'azote par la culture, drainage et

lessivage) et le module PestiFlux qui simule les transformations des pesticides et de leurs sous-produits (application, volatilisation, ruissellement, adsorption et désorption lente et rapide, biodégradation, drainage et lessivage). AgriFlux2.0 a été conçu comme un outil de gestion des fertilisants et des pesticides. Une attention particulière a été portée à la minimisation du nombre de paramètres requis. De plus, puisqu'il a été développé dans l'environnement Microsoft Windows, son interface permettant la saisie des données et la visualisation des résultats est particulièrement conviviale.

3. NASH

Le modèle global à réservoir a été développé par le BRGM (THIÉRY et al., 2008) afin de fournir une méthode simple pour transférer la recharge et les flux de masses simulés par des modèles comme Agriflux ou Macro de la base du sol, à travers la zone non saturée jusqu'à l'entrée d'un modèle Marthe 2D simulant la zone saturée.

Le transfert dans ce type de modèle est simulé par une série de réservoirs appelée cascade de réservoirs linéaire ou modèle Nash.

4. Marthe

Le code de calcul MARTHE (Modélisation d'Aquifère avec maillage Rectangulaire, Transport et Hydrodynamique) a été conçu et réalisé au BRGM pour la modélisation hydrodynamique et hydrodispersive des écoulements souterrains en milieu poreux tridimensionnel et/ou multicouche. Le schéma de résolution utilise les différences finies avec un maillage parallélépipédique (ou rectangulaire) irrégulier avec possibilité d'une surface libre en n'importe quelle couche de mailles. Son domaine d'application le plus fréquent est naturellement les aquifères monocouches ou multicouches qu'il permet de modéliser en régime permanent ou transitoire. La souplesse du maillage ainsi que son interface graphique permettent une adaptation fidèle et aisée aux différents problèmes de l'hydrodynamique.

Au cours des vingt dernières années MARTHE a été utilisé pour modéliser des centaines de contextes aquifères. Différents travaux de modélisation concernant l'aquifère de la source de Brévilles ont notamment été réalisés lors d'études antérieures et permettent de valider l'utilisation de ce modèle sur le site qui nous concerne (DARSY, 2003, FRÉTAULT, 2004). Marthe résout les équations d'écoulement et de transport des domaines saturés et non saturés présenté en annexe 4.

5. MACRO

MACRO (JARVIS, 1989, 2002, LARSBO et JARVIS, 2003a, LARSBO et al., 2005) est un modèle 1D mécaniste à double perméabilité qui permet de simuler les flux d'eau et le devenir des pesticides à l'échelle d'une colonne de sol. Le système de pores est divisé en deux domaines, les micropores et les macropores qui ont chacun leur propres teneurs en eau, charges hydrauliques, conductivités hydrauliques et concentrations en solutés. Les flux d'eau dans les micropores sont décrits grâce aux équations de Richard. Les flux d'eau dans les macropores sont décrits par une équation d'onde cinématique modifiée qui contient deux paramètres, une conductivité hydraulique de macropore ainsi qu'un exposant représentant la tortuosité et la connectivité des macropores. La courbe de rétention en eau est définie par une équation modifiée de Van Genuchten. L'équation d'advection dispersion sont utilisées pour décrire le transport de soluté dans les micropores et l'advection seulement (en négligeant la dispersion) pour les flux dans les macropores. La sorption des pesticides est décrite par les isothermes de Freundlich et la dégradation répond à une cinétique de premier ordre fonction de la température du sol et de la teneur en eau. Les échanges de flux d'eau entre les macropores et les micropores sont régis par des approximations du premier ordre et les échanges de solutés entre les deux domaines par diffusion effective. Ce paramètre clé qui contrôle l'importance des flux dans les macropores, peut être considéré comme le paramètre reflétant le développement structural du sol.

B. Méthodologie de modélisation couplée

1. Objectifs et enjeux de la thèse

Il est à présent reconnu que les eaux souterraines sont sujettes aux contaminations par les produits phytosanitaires. Ce phénomène est d'autant plus préoccupant que cette ressource constitue l'approvisionnement en eau potable de la majorité de la population et qu'elle est difficilement réhabilitable. Il est alors essentiel, pour y parvenir, de pouvoir prédire le transfert des solutés vers les eaux souterraines ainsi que vers leurs exutoires (sources, puits, captages). Cependant, l'évaluation de la contamination potentielle des aquifères est extrêmement difficile, car les mécanismes de transfert des polluants vers les aquifères sont très complexes et résultent de l'interaction d'un grand nombre de processus tel que l'adsorption sur les sédiments, la volatilisation et la dégradation. De plus, la grandeur de ces processus est elle-même influencée par une multitude de facteurs. Ces facteurs concernent les propriétés physico-chimiques du composé, les caractéristiques intrinsèques au site telles que les propriétés du sol, mais également des facteurs externes comme les pratiques culturales et les conditions climatiques. De nombreuses méthodes ont été développées afin d'estimer le transport des pesticides dans le compartiment souterrain. Ces méthodes, des plus simples aux plus complexes, présentent une grande variabilité d'approches en fonction de l'échelle à laquelle on souhaite travailler, de l'objectif visé et de la précision attendue. Les méthodes les plus simples permettent de visualiser des zones plus vulnérables qui, cependant, ne nous renseignent pas sur les concentrations potentielles de pesticides dans les eaux souterraines. D'un autre côté, plusieurs modèles numériques de simulation ont fait leur preuve dans la prédiction des transferts de pesticides à travers le sol. Cependant, ces types de modèles sont souvent appliqués localement et nécessitent de grandes quantités d'informations précises, souvent inaccessibles par des organismes de gestion des ressources. Or, des besoins se font ressentir à l'échelle régionale. En effet, c'est à cette échelle que les conséquences de l'emploi massif des produits phytosanitaires peuvent être appréhendées à long terme et que le suivi environnemental est délicat. Il devient donc indispensable de disposer de méthodes permettant d'évaluer les risques de contaminations à large échelle et c'est dans ce cadre que le travail de thèse s'insère. L'objectif général de ce travail de recherche consiste en la mise en place d'une méthode de modélisation permettant d'évaluer la contamination d'un aquifère par les pesticides à l'échelle régionale. Ce travail doit également permettre de souligner l'importance de l'adéquation entre la complexité du modèle, la disponibilité des données et la qualité des

résultats attendus afin d'être utilisable comme outil de gestion des aquifères. Enfin la méthode mise en place essaiera de répondre aux principales questions qui doivent être résolues dans le contexte de l'estimation quantitative de la vulnérabilité des aquifères (BROUYERE et al., 2001) :

- Quelle distance/profondeur atteint le contaminant ?
- Combien de temps faut-il au contaminant pour atteindre la source, le puits ou le captage ?
- Quelle sera la concentration en contaminant à la source, au puits ou au captage ?
- Quelle sera la durée pendant laquelle la contamination sera observée ?

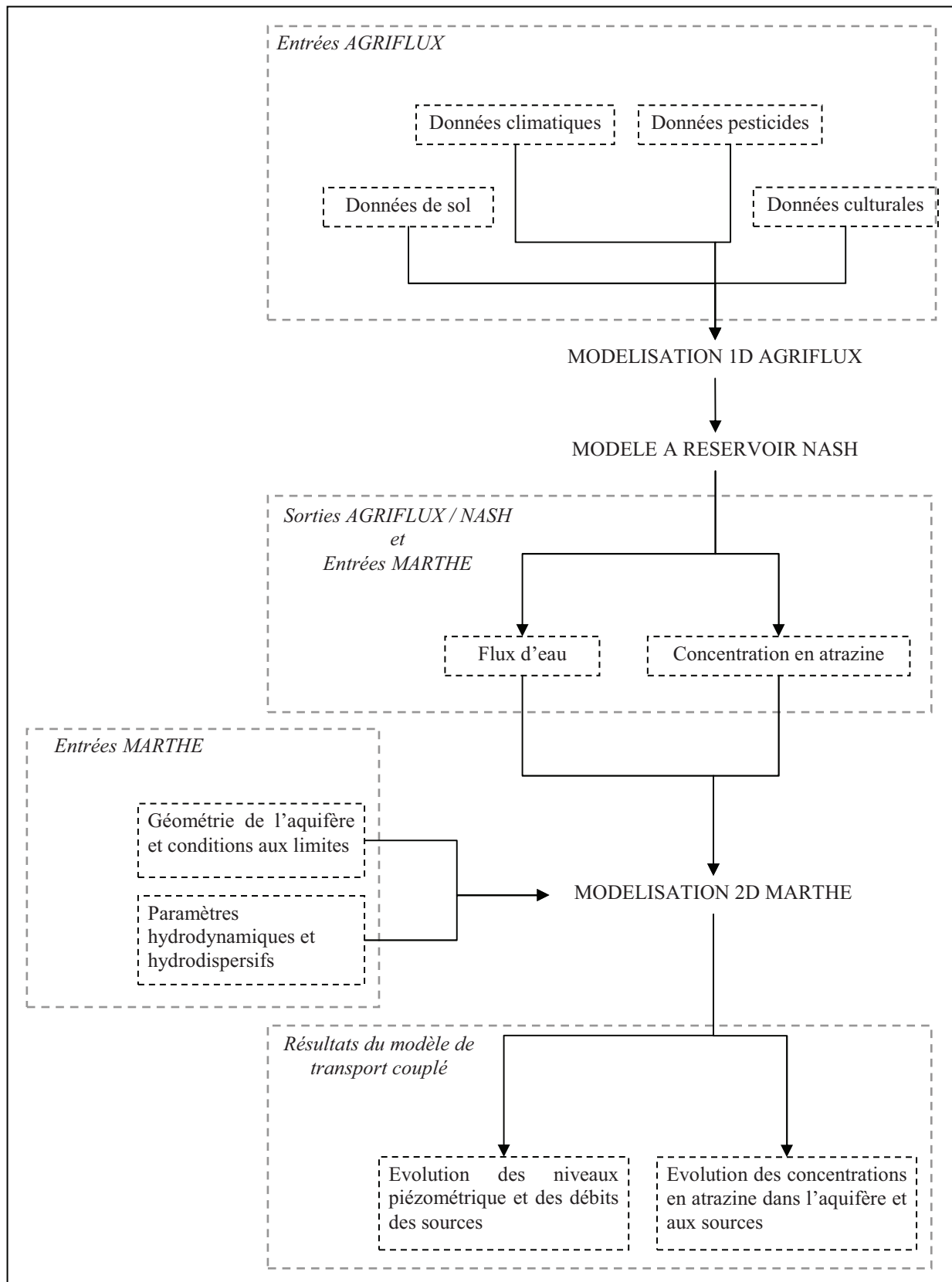


Figure 3.1 – Vue conceptuelle du modèle couplé (GIGLEUX et al., 2008)

La méthode de modélisation du transport des pesticides qui a été retenue est la méthode par modélisation couplée. Les avantages de cette méthode sont, d'une part, qu'elle permet d'avancer graduellement dans la complexification des processus de modélisation du transport des pesticides et, d'autre part, que les différents composants du modèle couplé peuvent être traités indépendamment afin de permettre, dans un premier temps, de définir ou d'approcher les nombreux paramètres de calage. Enfin la souplesse et la modularité que propose cette approche permettent de remplacer facilement, si besoin est, l'un ou l'autre des éléments qui composent ce modèle.

Pour réaliser un tel modèle, des colonnes de sols sont modélisées à l'aide du logiciel Agriflux et d'un modèle à réservoir (NASH) pour chaque combinaison type de sol / pratique culturale. Chacun de ces modèles fournit les données d'entrées spatialisées pour le modèle 2D hydrodynamique et hydrodispersif Marthe. L'agencement de ces différents éléments est présenté sur la Figure 3.1.

La modélisation par approche de complexité croissante permet de caler progressivement les différents paramètres du modèle en commençant par le développement d'un modèle simple comme par exemple un modèle global. Ensuite la complexification est réalisée en décrivant de plus en plus précisément le site à modéliser et donc en prenant en compte des processus de plus en plus nombreux et de plus en plus détaillés jusqu'à atteindre un niveau de complexité en adéquation avec les données disponibles et les modèles utilisés. Le modèle le plus complexe étant le modèle 3D intégré.

2. 1^{ère} étape : La zone saturée

La première étape de la modélisation est la création d'un modèle hydrodynamique 2D avec le modèle MARTHE. Dans un premier temps la géométrie du modèle a été définie en tenant compte des différents travaux réalisés sur le site. Cette étape préliminaire est essentielle à la réalisation des modèles hydrodynamiques de la zone saturée. Ensuite le modèle hydrodynamique a été calé en suivant une approche de complexité croissante.

2.1. Définition des limites et des données d'entrée du modèle

La première étape de la modélisation est d'intégrer les données connues sur le site d'étude. Au regard des modèles précédemment mis en place afin de modéliser l'aquifère de la source des Brévilles, il a été décidé de représenter l'aquifère dans sa totalité afin de pouvoir prendre en compte les variations piézométriques de la nappe et ainsi la surface du bassin d'alimentation de la source des Brévilles. L'extension globale du modèle a donc été définie par l'extension des sables de Cuise (principal constituant de notre aquifère) pour lesquels des limites à flux nul ont été imposées. Les différentes études de prospection réalisées à Montreuil-sur-Epte (forages, étude de la piézométrie) ainsi que l'étude de la géologie de la région nous permettent de considérer que les argiles sparnaciennes, qui s'étendent sous l'ensemble des sables de Cuise, sont imperméables. Le toit des argiles peut donc être considéré comme la limite inférieure du modèle (le substratum du modèle). La limite supérieure du modèle sera représentée par la surface du sol (la couche topographique du modèle) laquelle recevra directement (dans cette approche 2D) la recharge à la nappe et laissera le cas échéant déborder la nappe, si les niveaux piézométriques se retrouvent au dessus de la topographie. On pourra ainsi comparer les zones de débordement du modèle avec la localisation des sources sur le terrain. La porosité est quant à elle déterminée d'après les différents essais de traçage (25%)

2.2. Modélisation géométrique de l'aquifère

Le modèle géométrique est censé représenter le plus fidèlement possible la réalité du terrain, il convient donc de réaliser un modèle numérique prenant en compte les différentes informations géologiques acquises au cours des campagnes de terrain. Le logiciel GDM du BRGM (Geological Data Management) permet de regrouper en base de données l'ensemble des données puis de les interpoler afin de réaliser un maillage régulier des couches qui nous intéressent en prenant en compte les accidents tectoniques tels que les failles. Par rapport aux travaux antérieurs, la géométrie du modèle a été entièrement refaite dans le cadre de cette thèse pour tenir compte des informations nouvelles apportées par les forages PZ9 à PZ20 et la géophysique (GIGLEUX et al., 2006).

2.2.1. Structure

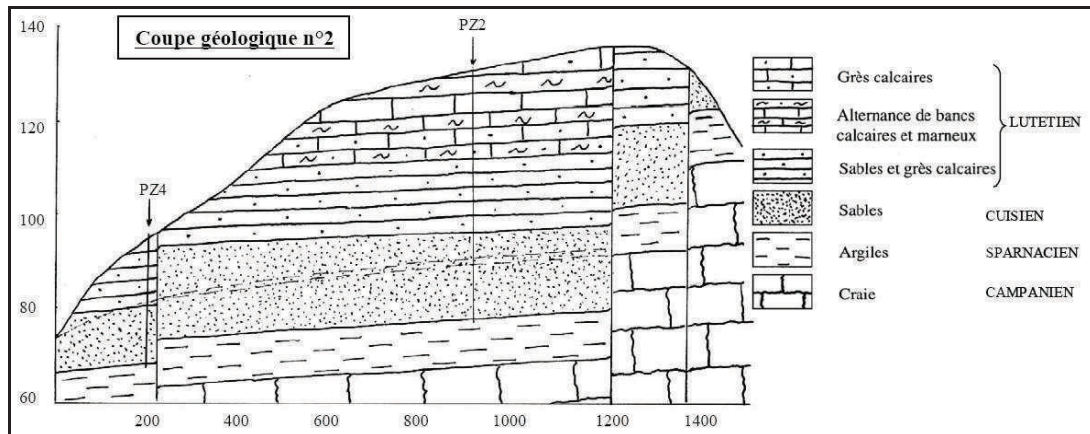


Figure 3.2 – Coupe géologique de l'aquifère de la source des Brévilles

L'aquifère de la source des Brévilles est composé principalement d'une couche sableuse de l'Yprésien supérieur, les sables de Cuise (10 à 20 m d'épaisseur) surplombant les argiles sparnaciennes (10 m d'épaisseur) supposées imperméables sur notre site et surmontées des calcaires du Lutétien (jusqu'à 50 m d'épaisseur) qui peuvent être saturés par endroits (Figure 3.2).

Des épisodes tectoniques ont eu lieu sur le site, faisant apparaître des failles. Certaines d'entre elles, recensées sur la carte géologique (KUNTZ et al., 1976) ont pu être complétées ou précisées lors de l'interprétation des profils géophysiques réalisés. Ainsi la faille la plus à l'ouest, passant par Ansicourt, a pu être prolongée jusqu'au sud vers la commune de Vaumion. D'autres failles ont pu être mises en évidence lors de ces travaux comme les trois failles orientées Nord/Sud situées au centre du bassin (Figure 3.3). D'une manière générale le jeu des principales failles a soulevé le compartiment Est par rapport au compartiment Ouest. Les failles présentes au centre du bassin semblent quant à elles faire basculer les compartiments à l'ouest.

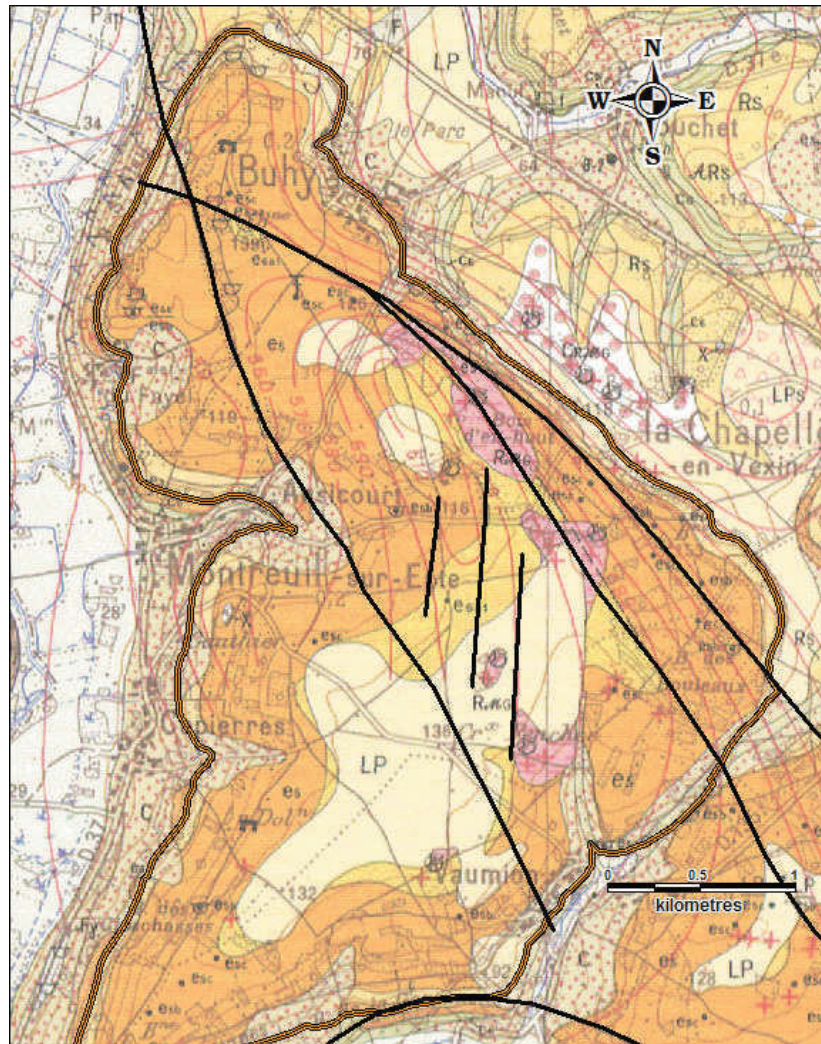


Figure 3.3 – Localisation des failles retenues pour la géométrie du modèle géologique

Les épisodes tectoniques ayant abouti à la création de ces failles sont antérieurs au dépôt des différentes formations géologiques constituant l'aquifère de la source des Brévilles. Ils jouent donc un rôle non négligeable dans la définition de la géométrie de l'aquifère.

2.2.2. Le toit des sables de Cuise

Le toit des sables de Cuise est l'interface géologique pour laquelle nous disposons du plus grand nombre d'information d'altitude. Ces données proviennent des logs de forages, de l'interprétation des profils géophysiques ainsi que des affleurements observés sur la carte géologique 1/50 000^e et croisés avec les cotes d'altitude du modèle numérique de terrain de l'IGN. Toutes ces données ont été sélectionnées et cartographiées.

Une fois l'ensemble de ces données géoréférencées (Figure 3.5) et intégrées à la base de données GDM, un semi-variogramme expérimental (Figure 3.4) a été réalisé en utilisant les

1250 points de la base de données GDM. Un modèle de variogramme sphérique a été ajusté et sera utilisé pour interpoler les points par krigeage. Les paramètres utilisés pour ajuster le modèle sphérique de variogramme sont :

- L'effet de pépite : ce paramètre représente les variations à très courte échelle, les erreurs de localisation, les erreurs d'analyse et de précision analytique, il est estimé à 2. Ce paramètre permet d'éviter au modèle de créer des décrochements entre des points dont les mesures n'ont pas la même précision et qui se trouveraient à proximité les uns des autres (sondages, forages ou profils géophysiques).
- La portée : ce paramètre représente la distance maximale où deux observations ne se ressemblent plus du tout en moyenne ; elles ne sont plus liées. Sur le graphique la portée est représentée par l'apparition du palier à 1700 m.
- Le palier : il représente la variance de la variable. C'est l'ordonnée de la courbe au palier, de valeur 158.

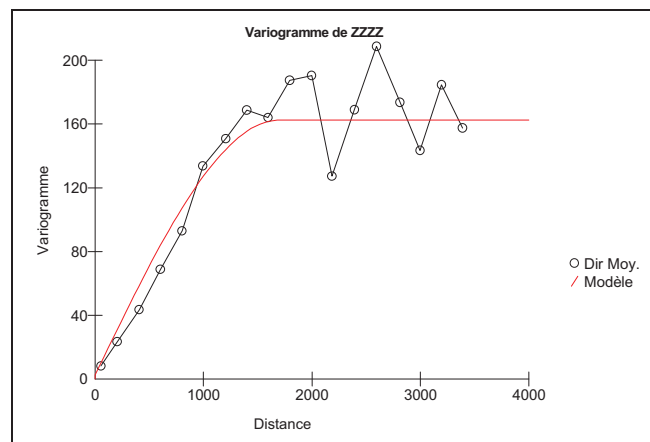


Figure 3.4 – Variogramme du toit des sables de Cuise.

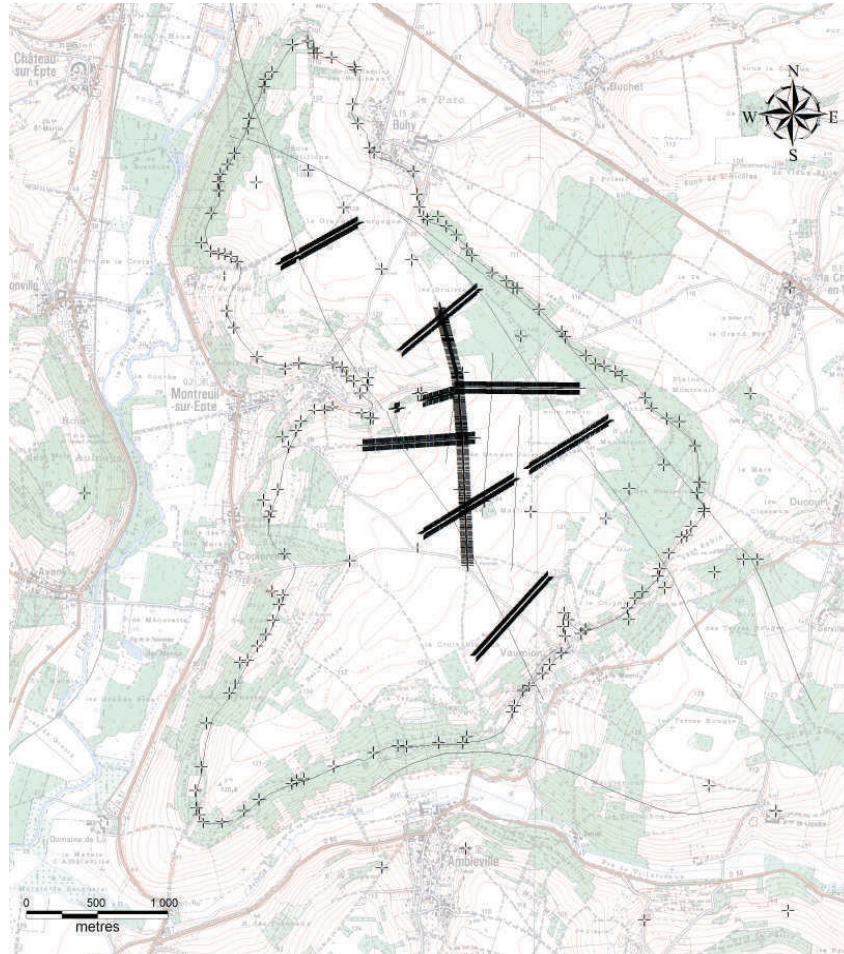


Figure 3.5 – Localisation des points utilisés pour l’interpolation du toit des sables de Cuise

La Figure 3.5 représente la localisation des points qui ont été utilisés pour l’interpolation du toit des sables de Cuise. De plus elle montre que la distance entre deux points cotés du toit des sables de Cuise ne dépasse pas 1700 m exception faite de la partie sud du modèle. On peut considérer que l’influence des erreurs dans cette partie sera minime au regard de son éloignement avec le bassin d’alimentation supposé de la source des Brévilles.

La méthode d’interpolation par krigeage permet l’intégration des failles en ne tenant pas compte lors de l’interpolation des couples de points se situant de part et d’autres de ces discontinuités. Une grille de point d’altitudes pour le toit des sables de Cuise avec un pas de 50 m est donc réalisée.

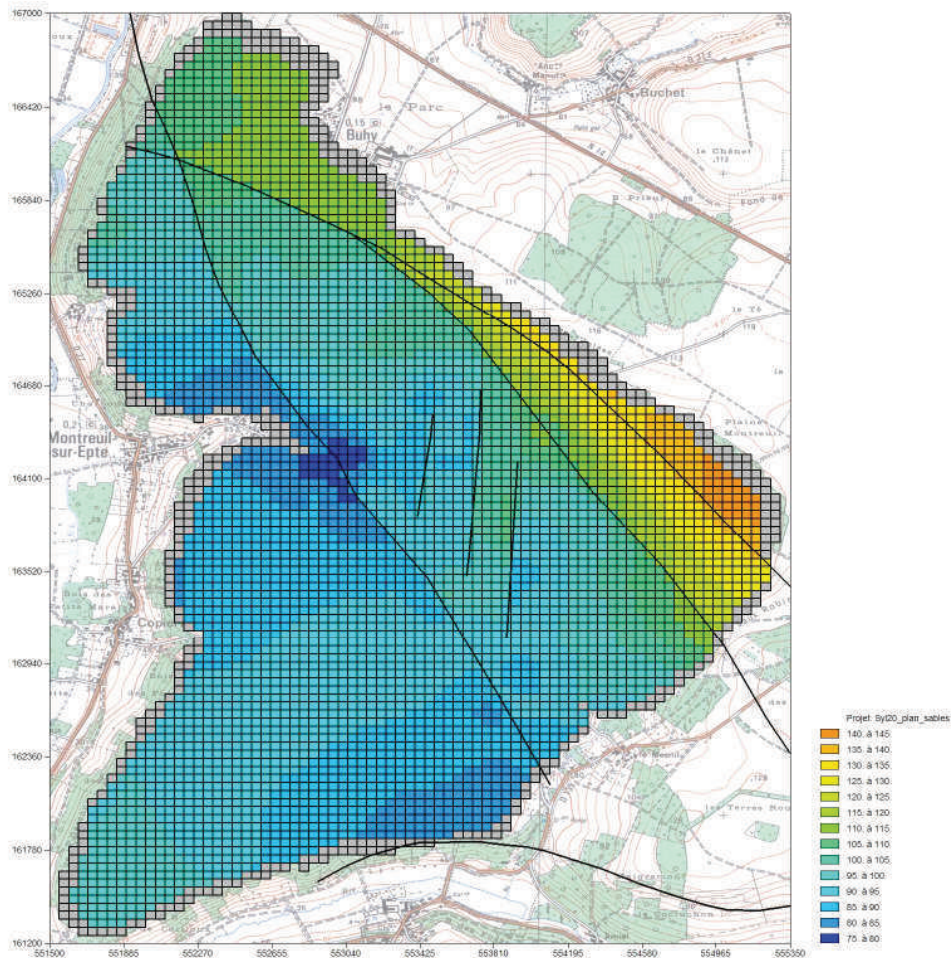


Figure 3.6 – Maillage du toit des sables de Cuise

L'altitude du toit du Cuisien est comprise entre 80 et 140 m NGF avec un pendage globalement nord-est – sud-ouest pour les compartiments à l'est de la faille d'Ansicourt et orienté vers la source des Brévilles. Les compartiments situés le plus à l'est présentent une forte pente vers l'ouest. Le compartiment le plus au sud présente quant à lui une crête orientée nord-est – sud-ouest, culminant à 98 m au Sud-ouest avec un pendage vers le nord-est. De part et d'autre de cette crête, le toit des sables pend vers la source des Brévilles au nord et vers le village de Vaumion au Sud. Le compartiment au nord de Montreuil-sur-Epte affiche clairement un pendage vers l'est de la source des Brévilles.

2.2.3. Le mur des sables du Cuise

Le nombre de points disposant d'information d'altitude sur le mur des sables de Cuise est relativement faible, compte tenu de la faible profondeur d'investigation des profils des panneaux électriques (< 60 m) et du faible contraste électrique entre la base des sables et le

toit des argiles sparnaciennes. Les seuls point à notre disposition sont les forages qui ont atteint les argiles ainsi que les points d’affleurement de la formation utilisés pour l’établissement de la carte 1/50 000° (KUNTZ et al., 1976) communiqués par Wyns l’un des auteurs de la carte (Figure 3.7). Dans ces conditions, une interpolation automatique semble inappropriée. Les données ont donc été interpolées manuellement en prenant en compte des connaissances accumulées durant les études précédentes du site de Montreuil-sur-Epte. Sur la base de cette interpolation, une grille au pas de 50 m du mur des sables de Cuise a été réalisée grâce au logiciel GDM (Figure 3.8).

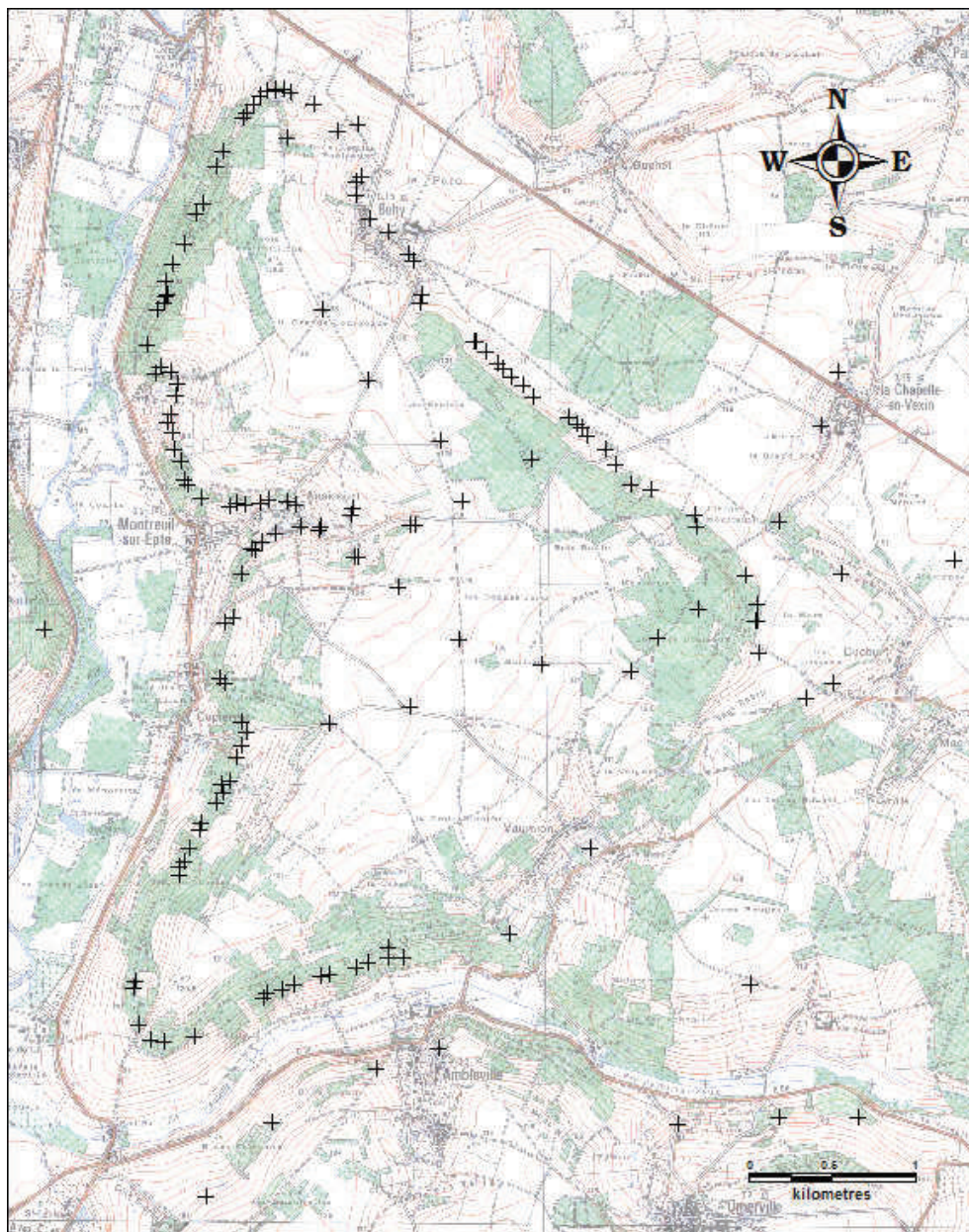


Figure 3.7 – Localisation des points utilisés pour l’interpolation du mur des sables de Cuise

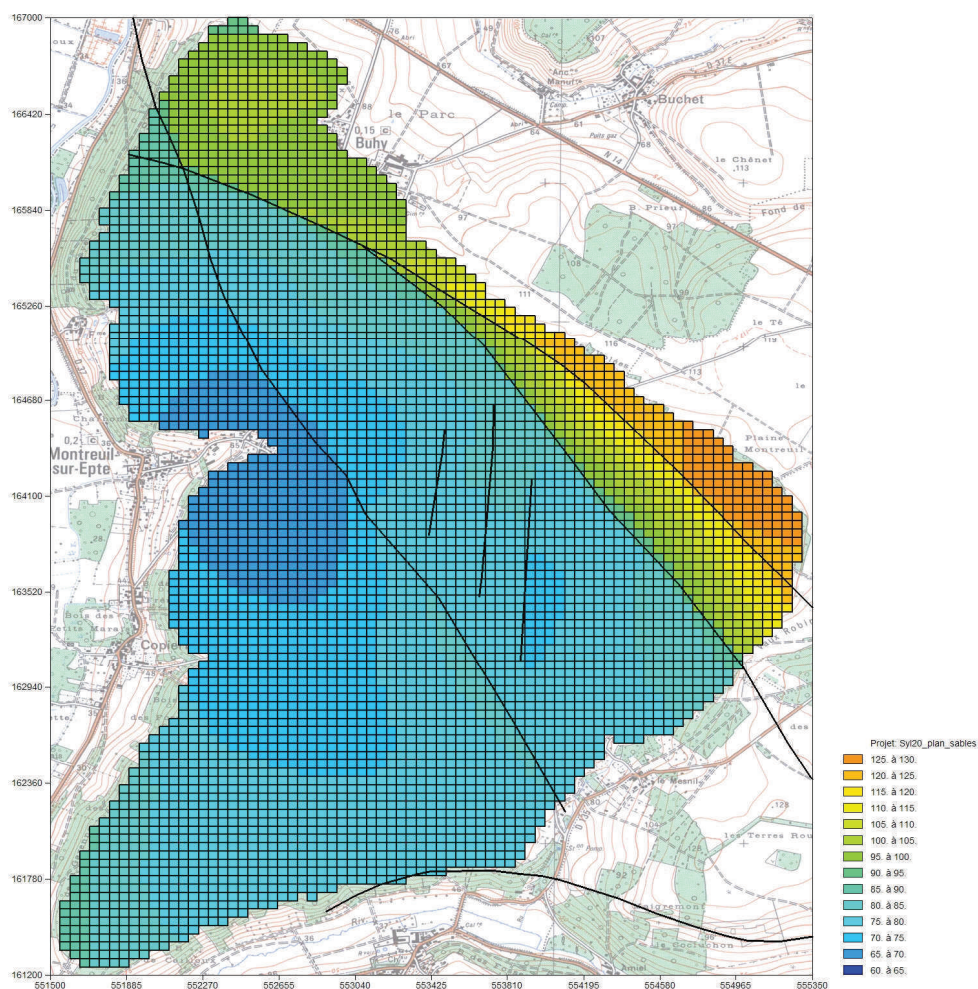


Figure 3.8 – Maillage du mur des sables du cuisien.

L'altitude du mur du Cuisien est comprise entre 66 m au niveau de la source des Brévilles et 130 m. Une structure en cuvette a pu être mise en évidence centrée sur la source des Brévilles. Les compartiments les plus à l'est ont été soulevés par rapport au compartiment central et présentent une forte pente vers le sud-ouest. Les 3 failles situées au centre du bassin font apparaître des décrochements en forme de dents de scie orientées vers l'Est. Cette structure forme des cuvettes qui pourraient influencer sur les écoulements dans cette zone. D'une manière plus générale, la majorité de l'aquifère étudié (les deux compartiments les plus à l'ouest) se présente sous la forme d'une cuvette dont le fond se situerait au niveau d'Ansicourt. L'interprétation réalisée durant ce travail de thèse déplace vers l'est le centre de la cuvette par rapport aux interprétations réalisées lors des précédentes modélisations du site. Cette nouvelle localisation semble plus en accord avec l'emplacement actuel de la source car les écoulements

convergent principalement vers le point le plus bas qui coïncide avec le lieu d'émergence de la source.

2.2.4. *La surface topographique*

Comme décrit précédemment, un MNT fournit par l'IGN ainsi qu'un autre réalisé par l'INRA ont été combinés pour réaliser une grille au pas de 50 m de la surface topographique du modèle (Figure 3.9). Les deux MNT ont été ré-échantillonnés par interpolation bi-linéaire sous GDM.

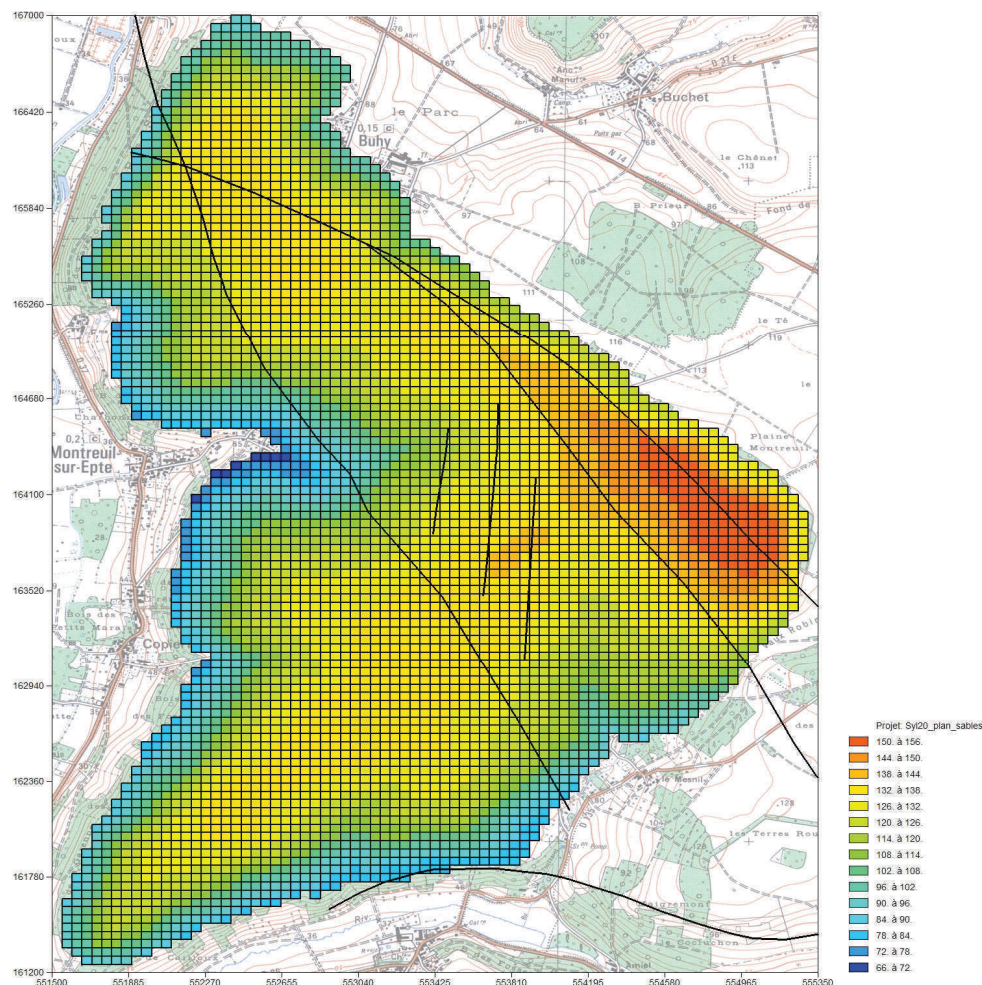


Figure 3.9 – Maillage de la surface topographique du modèle.

La topographie du modèle est principalement constituée d'un plateau avec de faibles pentes (1 à 3 %) entouré de talus avec des pentes plus abruptes (jusqu'à 10 %). L'altitude maximale est observée à l'est du bassin (155 m NGF) et l'altitude minimale se situe au niveau du ruisseau à l'aval de la source des Brévilles (68 m NGF). Des thalwegs ont été creusés naturellement au

niveau de l'émergence des principales sources comme Copierre, Buhy, Vaumion et Brévilles ; le plus important étant celui de la source des Brévilles.

2.2.5. *Carte piézométrique*

Une carte piézométrique a été réalisée en utilisant la charge mesurée dans les piézomètres en février 2006 ainsi que les résultats des campagnes de prospection RMP qui donnent des informations sur la position du toit de la nappe. Cette date a été retenue car c'est la première à laquelle une mesure a pu être effectuée dans tous les piézomètres en même temps. De plus les niveaux piézométriques de février 2006 semblent proches des niveaux observés en novembre 2005, date des campagnes de prospection RMP. La carte piézométrique n'a pas été réalisée par interpolation automatique étant donnée la différence de qualité entre chaque type de points et la diversité des informations à prendre en compte :

- La forme du substratum de l'aquifère qui influence les flux d'eau
- Le jeu des failles
- La localisation des sources où la surface piézométrique dépasse la surface topographique
- La surface topographique qui ne doit pas être dépassée par le niveau piézométrique excepté à proximité des sources.

Le résultat de ce traitement est une carte interprétée, qui estime la forme de la surface piézométrique à la date de février 2006. Cette interprétation constitue la carte piézométrique de référence du modèle hydrodynamique. La grille du niveau piézométrique au pas de 50 m a été interpolée par la méthode de l'inverse à la distance avec GDM (Figure 3.10).

On remarque tout d'abord une zone grise au niveau de la partie Est de la grille qui correspond aux compartiments surélevés par le jeu des failles et qui est souvent dénoyée ; les niveaux piézométriques n'ont donc pas été calculés à cet endroit. Les flux d'eau semblent être orientés principalement vers une zone s'étendant de la source du Fayel au nord de Montreuil-sur-Epte jusqu'au bourg de Copierre au sud. Une autre dépression piézométrique est observée au niveau du bourg de Vaumion. L'ensemble des bassins versants hydrogéologiques a ainsi pu être déterminé de manière arbitraire (Figure 3.11) en suivant les lignes de crêtes piézométriques autour des principaux exutoires connus que sont les différentes sources. Enfin on peut observer que les gradients piézométriques ne sont pas uniformes sur l'ensemble du bassin. Les gradients sont plus faibles en amont avec des gradients de l'ordre de 1 % sur les

parties hautes de l'aquifère et deviennent plus importants au fur et à mesure que l'on s'approche de l'affleurement des sables à l'ouest de l'aquifère ou de la source de Vaumion. L'épaisseur saturée sur le bassin est en moyenne de 9 m avec un maximum à 18 m à l'est des 3 failles orientées Nord – Sud au centre du bassin. Enfin ces données sont à utiliser avec précaution car elles ne résultent que d'interprétations (RMP, mesures à une date donnée, ...).

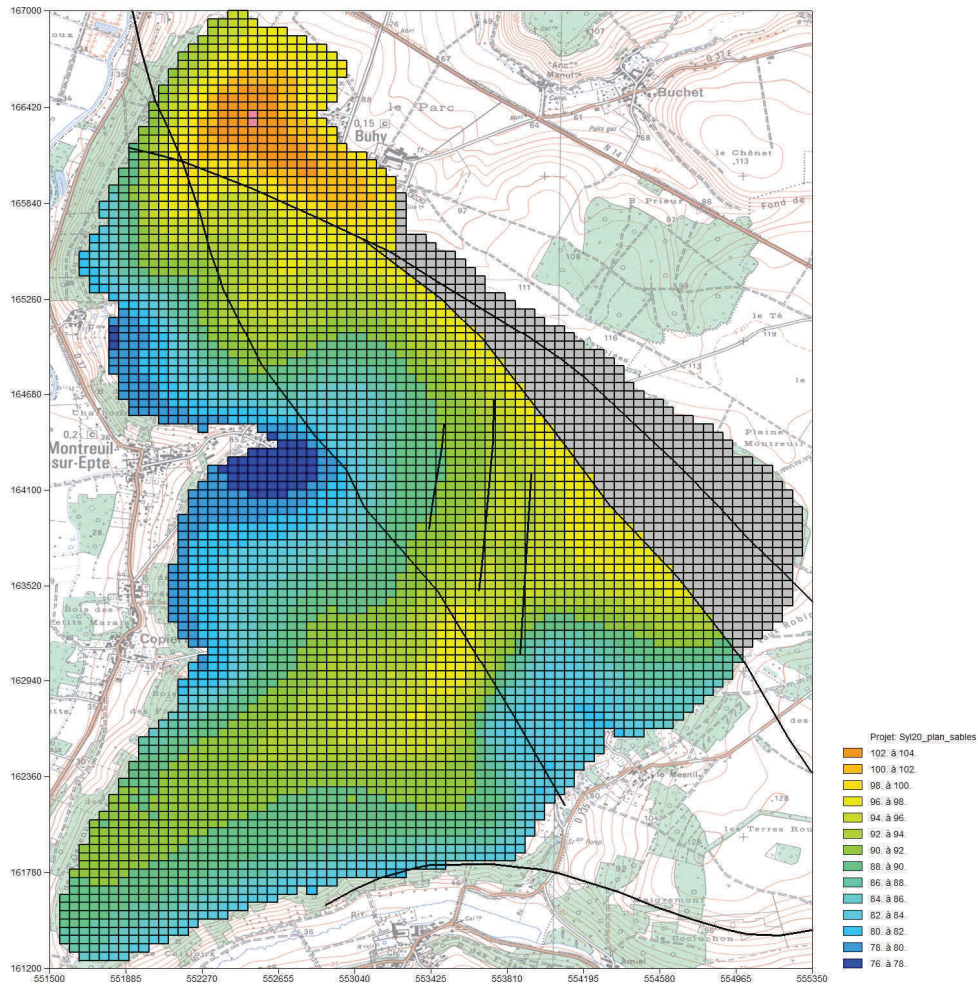


Figure 3.10 – Maillage des niveaux piézométrique en février 2006

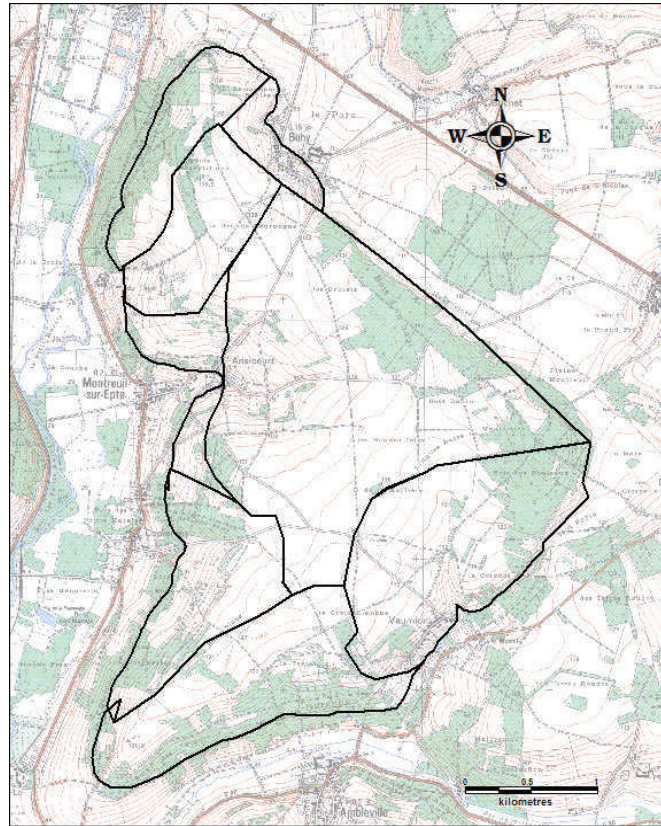


Figure 3.11 – Délimitation graphique des bassins versants hydrogéologiques sur la base de la carte piézométrique de février 2006

2.3. Calage hydrodynamique du modèle

Le calage hydrodynamique du modèle 2D de la zone saturée a été réalisé en plusieurs étapes afin d’approcher progressivement les différents paramètres d’entrée du modèle hydrodynamique. Dans un premier temps un modèle en régime permanent a été mis en place, puis le modèle a été passé en régime transitoire au pas de temps mensuel puis journalier.

2.3.1. *Modèle 2D en régime permanent*

La modélisation 2D en régime permanent est la première étape du processus de modélisation. Cette modélisation permet de vérifier les hypothèses qui ont été faites lors de la définition du modèle conceptuel et offre une première approche de l’hétérogénéité des paramètres de l’aquifère. Le régime permanent représente un état d’équilibre de l’aquifère recevant une infiltration d’eau constante. Dans cette première approche, la recharge a été calculée afin de reproduire les débits aux différentes sources autour de l’aquifère, 55.6 l/s (moyenne de novembre 2004 à juillet 2005). Par la suite, cette recharge sera réévaluée à la lumière des éléments acquis et analysés au cours de cette thèse. Le modèle étant constitué de 4676 mailles carrées de 50 m de coté, il est nécessaire d’appliquer une infiltration constante de 0,411

mm/jour soit 150 mm/an sur les 11,69 km² du modèle pour reproduire ces débits. Par la suite, le calage a été réalisé en faisant varier, par essais et erreurs, la forme et la valeur de zones homogènes de perméabilités, dans le but de reproduire les niveaux piézométriques observés (Figure 3.12 et Figure 3.13) ainsi que la localisation des débordements et les débits des sources (Figure 3.14).



Figure 3.12 – Comparaison des niveaux piézométriques observés et simulés par le modèle 2D en régime permanent

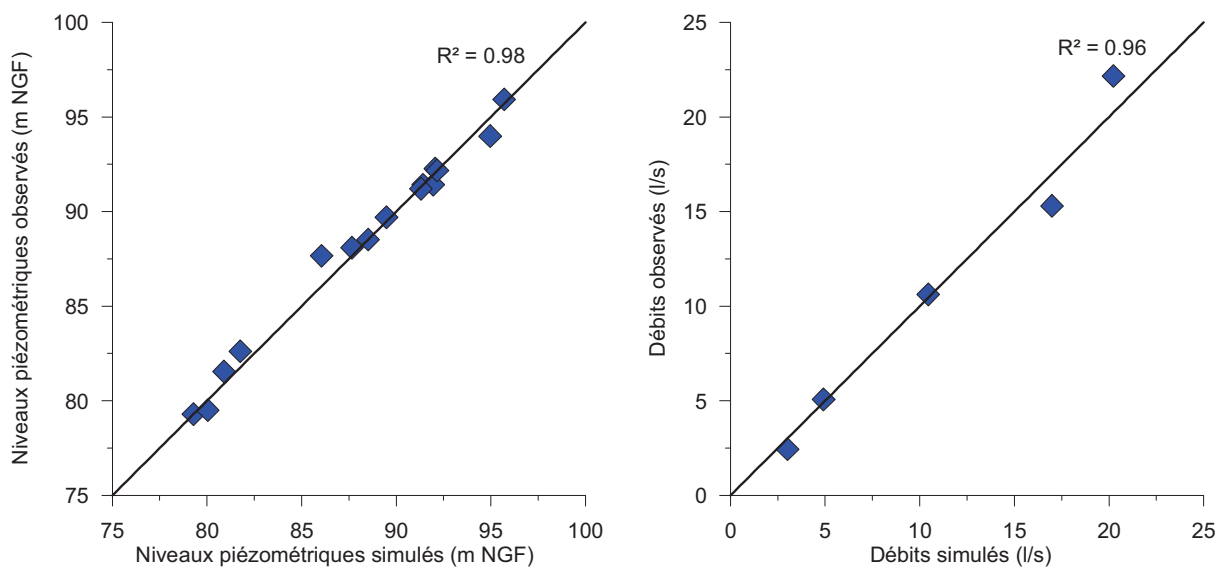
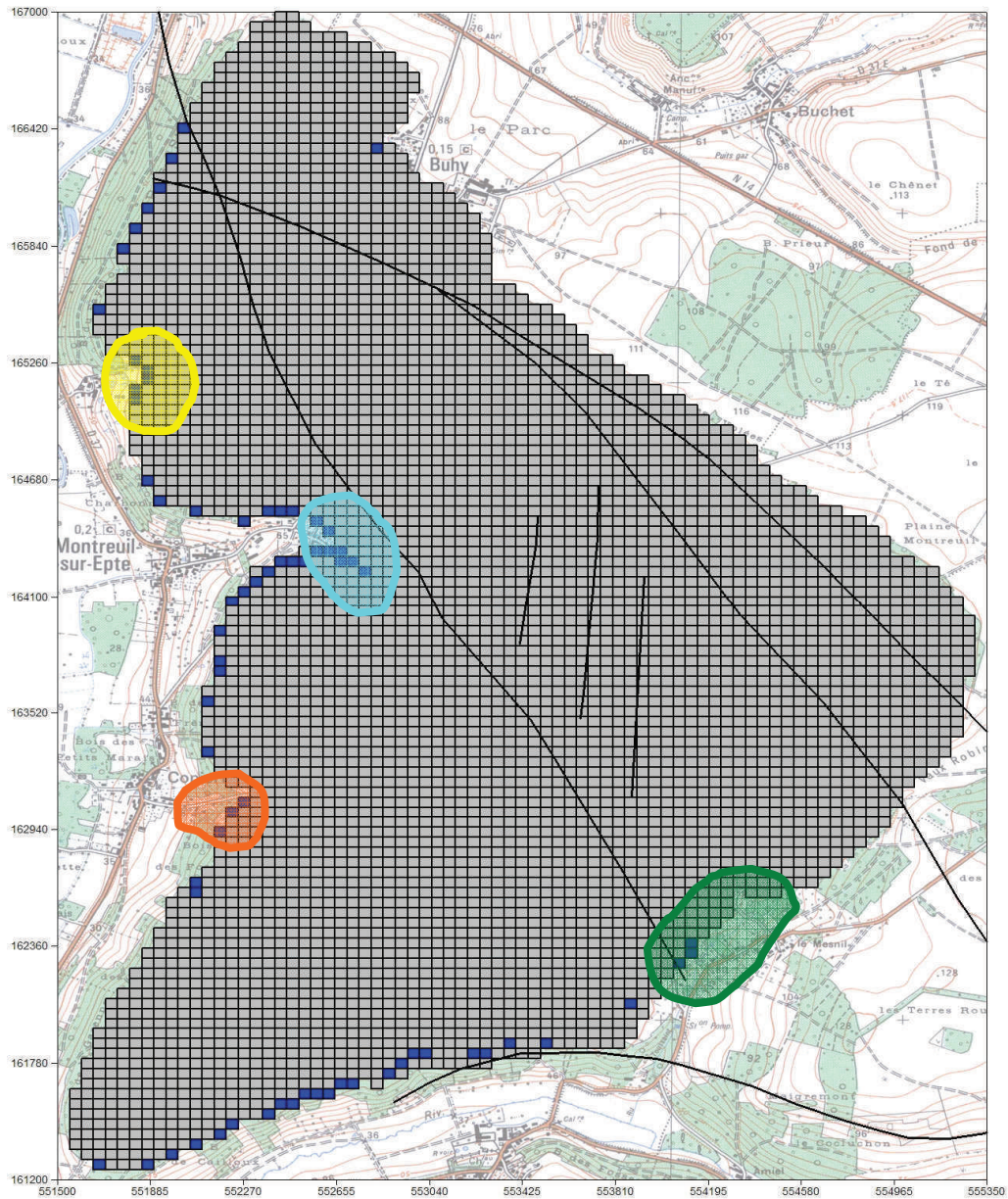


Figure 3.13 – Corrélations des données observées et simulées par le modèle 2D en régime permanent







Source	Couleur	Débit (L/s)	
		Observé	Simulé
Brévilles		22.17	20.23
Vaumion		10.62	10.45
Fayel		2.44	3.01
Copierre		5.07	4.92
Other		15.3	16.99
Total		55.6	55.6

Figure 3.14 – Localisation des zones de débordement significatif de l'aquifère et comparaison avec les débits observés (les mailles bleues ont un débordement > 0,1 l/s)

Les niveaux piézométriques simulés semblent correspondre en moyenne (Figure 3.13) aux niveaux observés en février 2006 avec des écarts de charge ne dépassant pas 1 m sauf dans le PZ6 où l'écart est de 1,50m. Il faut prendre en compte que les charges simulées, compte tenu d'un gradient hydraulique pouvant atteindre 2.72 %, sont celles mesurées au centre de la maille dans laquelle se situe le piézomètre, ce qui ne correspond pas forcément à la localisation exacte du piézomètre. Dans cette première approche ce détail n'est pas critique. Par la suite, les calculs de charges se feront aux vraies coordonnées des piézomètres.

Afin de quantifier les débits de débordement de notre modèle, les sources sont représentées comme des zones de débordement ou de suintement. On prend donc en compte la somme de ces débordements par zone pour estimer le débit de la source. En effet les différents points de mesures des sources sur le site correspondent à des ruisseaux (station de mesure de la source des Brévilles ou ruisseau du Fayel) ou à des collecteurs d'eau (lavoirs de Vaumion ou Copierre) qui drainent l'eau provenant d'une surface souvent plus importante que celle de la maille où se trouve la source. Compte tenu de ces informations, il s'avère que les zones de débordements principales sont tout à fait cohérentes avec la localisation des sources sur le site. De plus les débits simulés pour chacune des sources sont du même ordre de grandeur que ceux observés.

Cette modélisation permet donc de valider la géométrie du modèle et fournit une carte des perméabilités qui servira de base aux prochaines modélisations (Figure 3.15).

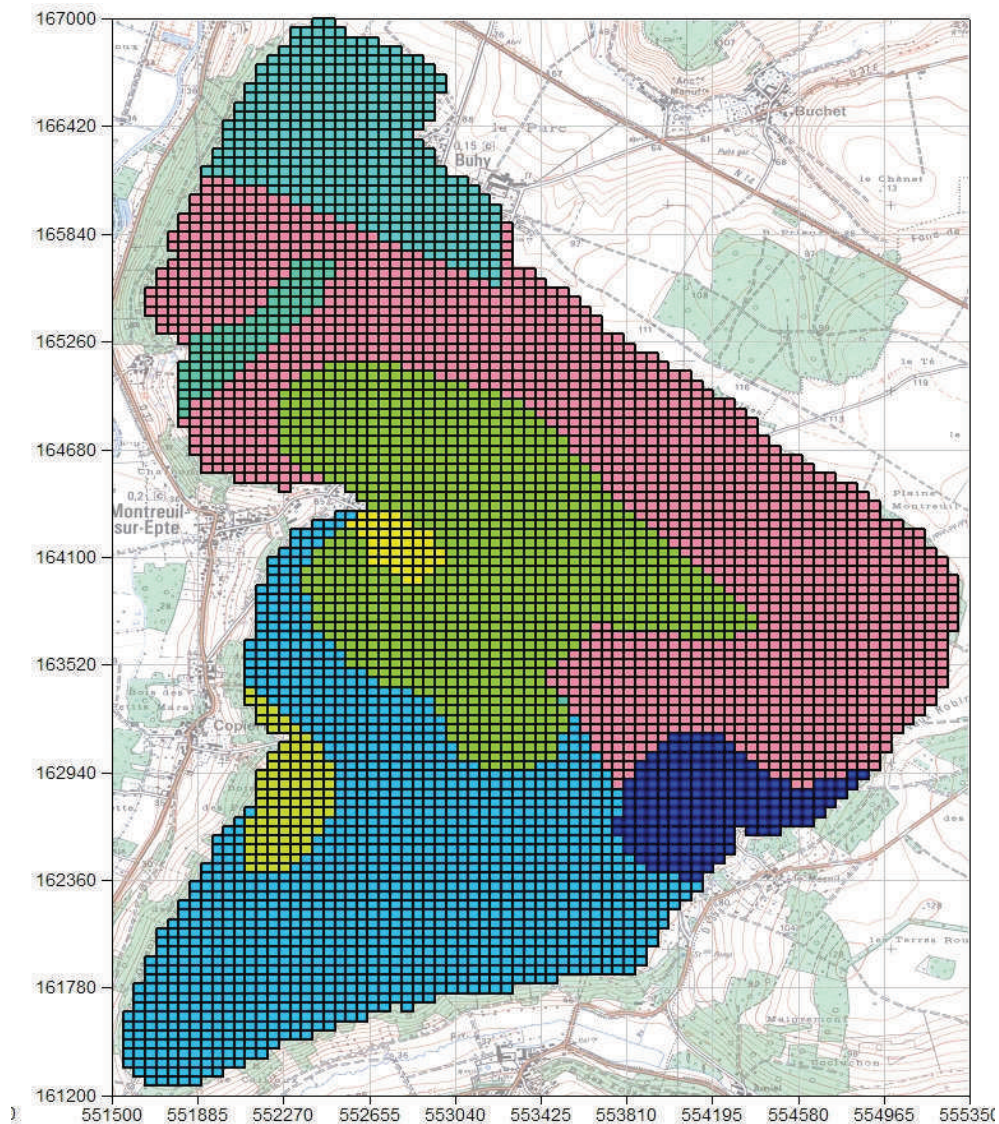


Figure 3.15 – Zones de perméabilités résultant du calage en régime permanent

2.3.2. *Modèle 2D en régime transitoire*

a) **Modélisation de l'infiltration avec GARDENIA**

Lors de la modélisation en régime permanent, l'infiltration est constante. L'infiltration avait été calculée dans le modèle en régime permanent en calculant la lame d'eau nécessaire sur l'ensemble du site pour reproduire le débit des sources. Cette approche ne convient pas à une modélisation en régime transitoire, où l'on va chercher à reproduire les changements de charge dans l'aquifère au cours du temps. Une modélisation globale pluie-débit ou pluie-niveau permet d'estimer une chronique d'infiltration pour la période souhaitée. Le modèle GARDENIA du BRGM effectue classiquement cette tâche.

(i) Principe et objectif du modèle GARDENIA

Le modèle GARDENIA (THIÉRY, 2003) (modèle Global A Réservoirs pour la modélisation de Débits et de Niveaux Aquifères) permet de modéliser les relations pluies-débit ou pluie-niveau en faisant intervenir 4 à 6 paramètres globaux définis pour un bassin versant ou une entité homogène. GARDENIA est un modèle global car il considère une entrée globale et une sortie unique qui est, suivant les cas, le débit à l'exutoire ou le niveau piézométrique en un point de la nappe. L'analogie entre l'allure exponentielle de la vidange d'un réservoir et celle du tarissement d'une rivière ou d'une source, ou encore la baisse des niveaux d'une nappe souterraine, permet de représenter le comportement hydraulique d'un bassin versant par un ensemble de réservoirs se vidant les uns dans les autres. Des fonctions de transfert non linéaires sont également utilisées pour améliorer cette schématisation. GARDENIA simule les cycles de l'eau par un système de 3 à 4 réservoirs (Figure 3.16)

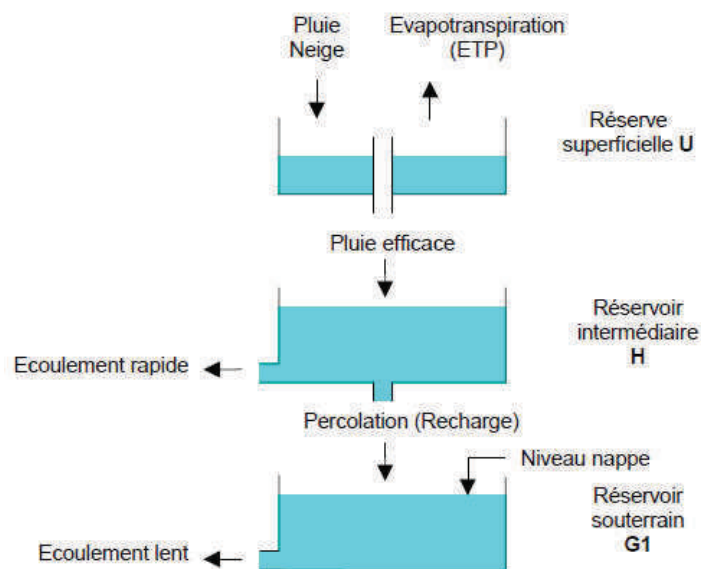


Figure 3.16 – Schéma des réservoirs du modèle GARDENIA

Les réservoirs représentent respectivement :

- Les premières dizaines de centimètres du sol, siège des phénomènes d'évapotranspiration qui correspond à la zone d'influence des racines et de la végétation (réserve superficielle U ou RU)
- Une zone intermédiaire d'écoulement rapide (réservoir intermédiaire H)
- Une ou deux zones aquifères d'écoulement souterrain lent et retardé (réservoir souterrain G1)

(ii) Calage du modèle GARDENIA

Le calage consiste à ajuster les paramètres du modèle de telle sorte qu'ils permettent de calculer des chroniques de débits ou de niveaux piézométriques aussi proches que possible de celles qui ont été effectivement observées. Les paramètres que l'utilisateur peut faire varier sont les suivants :

- RUMAX (mm) est la capacité du réservoir RU qui correspond à la réserve disponible pour l'évapotranspiration si le volume d'eau dépasse la capacité de ce réservoir, le trop plein de ce réservoir passe dans le réservoir intermédiaire
- RUIPER (mm) est la hauteur dans le réservoir intermédiaire H pour laquelle la percolation vers le réservoir souterrain G1 et l'écoulement rapide vers l'extérieur du modèle sont égaux
- THG (mois) est le temps de demi-montée du réservoir G1
- TG (mois) est le temps de demi tarissement du réservoir G1

Le calage se fait par une méthode semi-automatique. L'utilisateur fournit un jeu de paramètres initiaux et indique ceux qui doivent être optimisés. Le logiciel fait alors varier les paramètres jusqu'à trouver un jeu fournissant la meilleure adéquation entre séries calculées et observées.

Les précipitations ainsi que les données d'évapotranspiration utilisées comme données d'entrée sont celles présentées dans le Chapitre 2 :A.3.1 Données climatiques. Les paramètres imposés pour le modèle sont : le déficit maximal du sol (RUMAX) calculé à partir des données de sol de la thèse de Morvan (2004) pour les 4 principaux types de sols présents sur la zone modélisée ainsi que le coefficient d'emmagasinement de l'aquifère qui est extrait des résultats des essais de pompage et de traçage. Les autres paramètres sont, dans un premier temps, optimisés par le logiciel GARDENIA afin d'avoir la meilleure concordance entre les niveaux piézométriques observés et simulés.

Par la suite, les paramètres qui ont été optimisés par le logiciel ont été modifiés manuellement afin d'obtenir quatre groupes de paramètres homogènes correspondants aux quatre types de sols en dégradant le moins possible les chroniques piézométriques simulées.

(iii) Résultats

Piézo	Coef Emmag	RUMAX	RUIPER	THG	TG	Corrélation
PZ2	0.15	266	2932	13	34	0.9957
PZ14	0.15	266	2932	13	34	0.9793
PZ15	0.15	266	2932	13	34	0.9805

Tableau 3.1 – Paramètres utilisés dans GARDENIA pour les néoluviosols

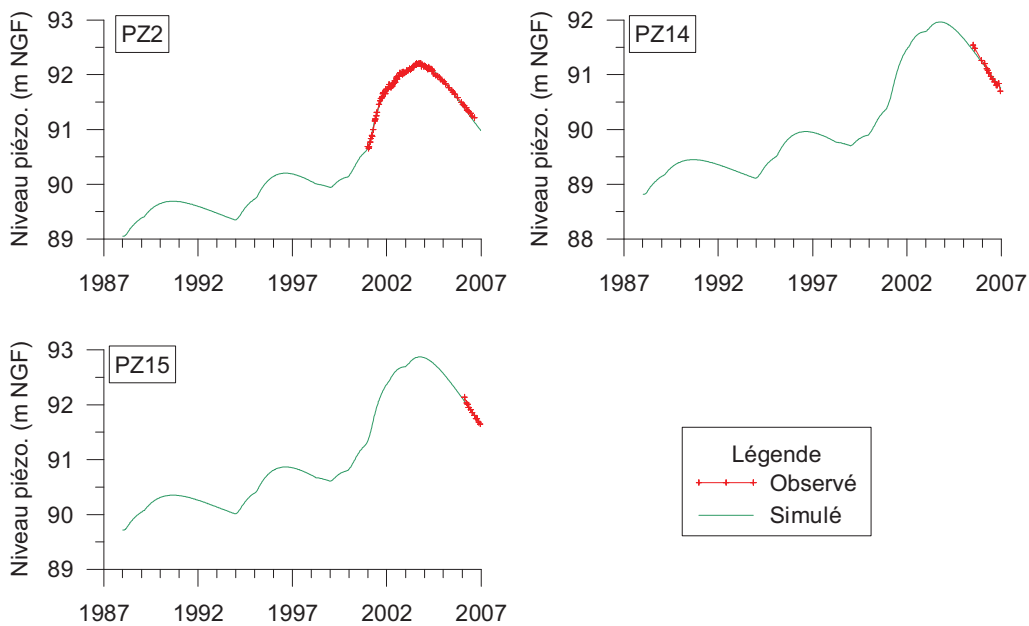


Figure 3.17 – Comparaison des niveaux piézométriques observés et simulés par GARDENIA pour les néoluviosols

Piézo	Coef Emmag	RUMAX	RUIPER	THG	TG	Corrélation
PZ3	0.15	113	3844	17	40	0.9774
PZ11	0.15	113	3844	17	40	0.8915
PZ16	0.15	113	3844	17	40	0.9929

Tableau 3.2 – Paramètres utilisés dans GARDENIA pour les calcisols

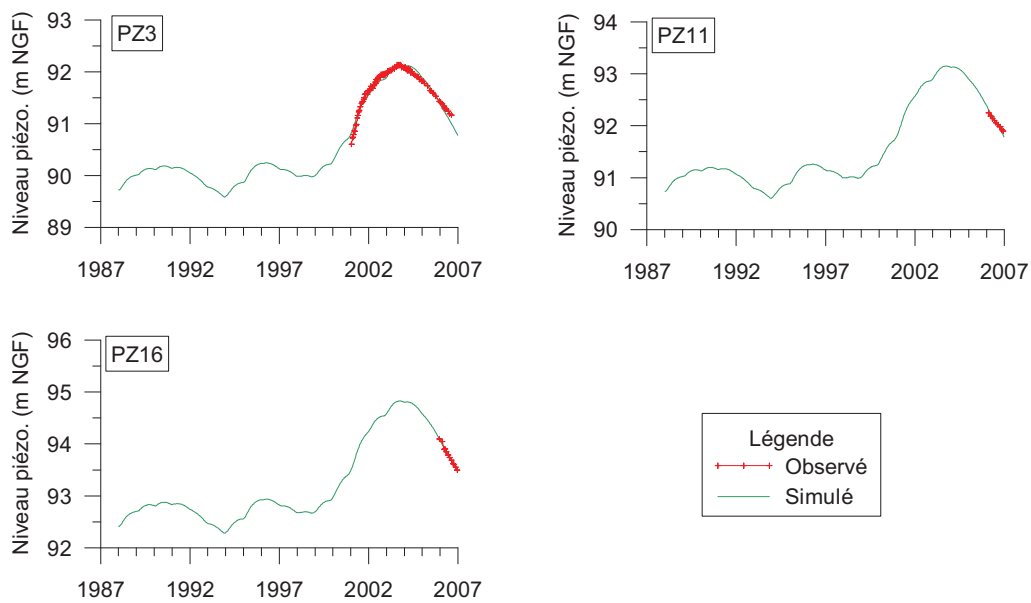


Figure 3.18 – Comparaison des niveaux piézométriques observés et simulés par GARDENIA pour les calcosols

Piézo	Coef Emmag	RUMAX	RUIPER	THG	TG	Corrélation
PZ4	0.25	130	1100	34	9.5	0.9459
PZ7	0.25	130	1100	34	9.5	0.9511
PZ10	0.15	130	1100	34	9.5	0.8790
PZ17	0.25	130	1100	34	9.5	0.4157
PZ19	0.25	130	1100	34	9.5	0.9930

Tableau 3.3 – Paramètres utilisés dans GARDENIA pour les calcosols

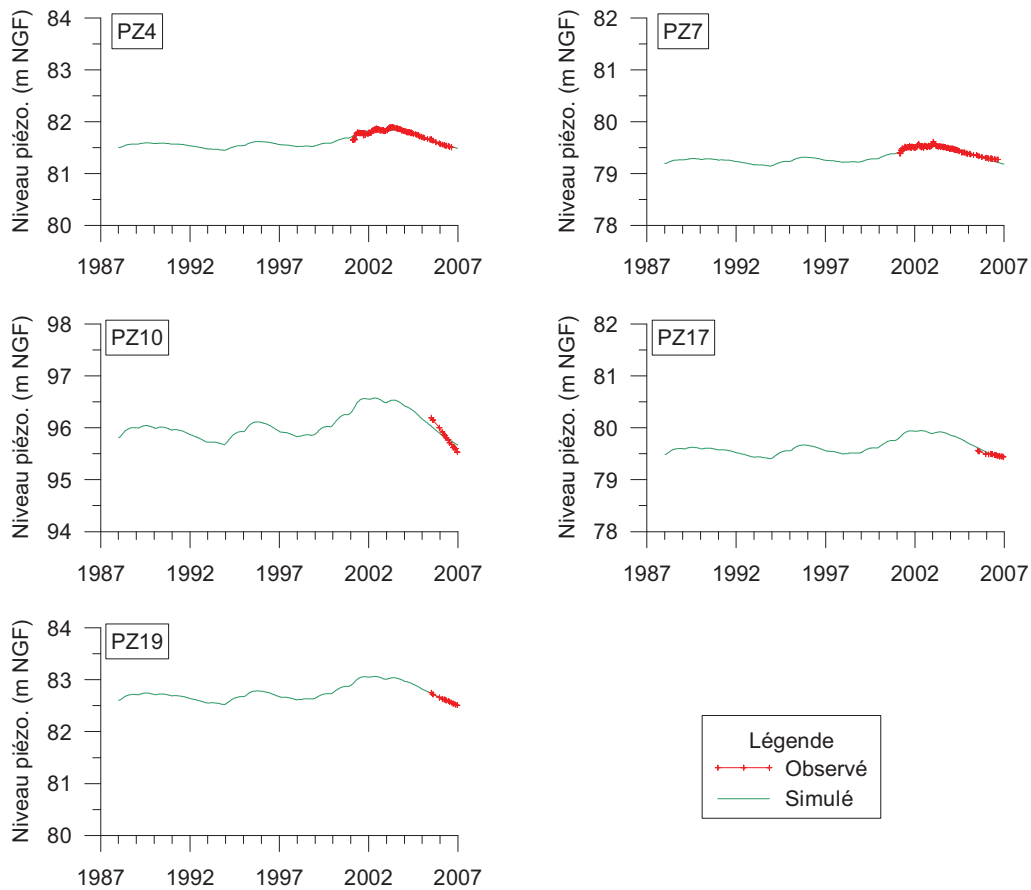


Figure 3.19 – Comparaison des niveaux piézométriques observés et simulés par GARDENIA pour les calcosols

Piézo	Coef Emmag	RUMAX	RUIPER	THG	TG	Corrélation
PZ5	0.15	300	250	8.25	40	0.9829
PZ6	0.15	300	250	8.25	40	0.9713
PZ8	0.15	300	250	8.25	40	0.9838
PZ9	0.15	300	250	8.25	40	0.9283

Tableau 3.4 – Paramètres utilisés dans GARDENIA pour les colluviosols

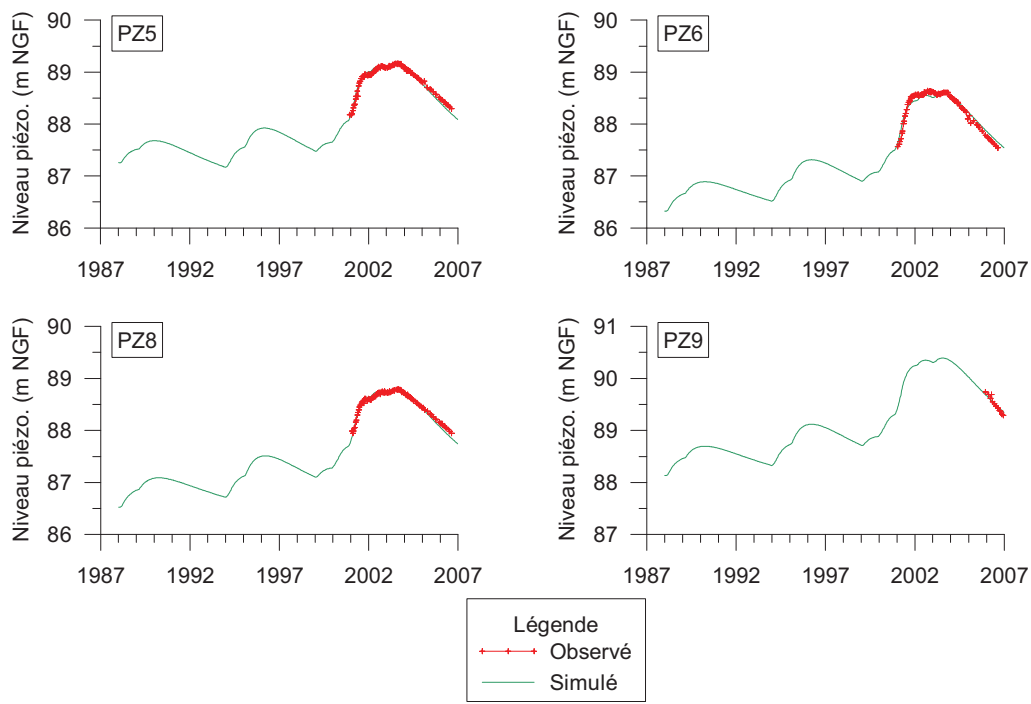


Figure 3.20 – Comparaison des niveaux piézométriques observés et simulés par GARDENIA pour les colluviosols

Les différentes simulations réalisées avec GARDENIA montrent une assez bonne corrélation des niveaux piézométriques simulés avec les niveaux observés (corrélation supérieure à 0,9) sauf pour les piézomètres PZ10, PZ11 et PZ17 (Figure 3.17 à Figure 3.20 et Tableau 3.1 à Tableau 3.4) pour lesquelles on ne dispose pas d'une série de données observées importante. Ces simulations nous ont donc permis de simuler une infiltration pour chaque type de sol de notre zone d'étude au pas de temps mensuel (Figure 3.21).

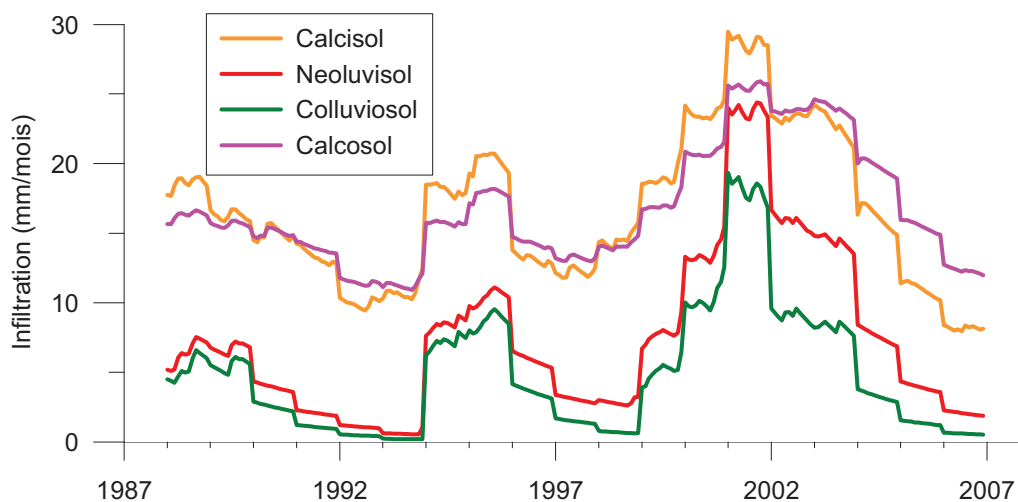


Figure 3.21 – Infiltrations simulées avec GARDENIA par zone de sol.

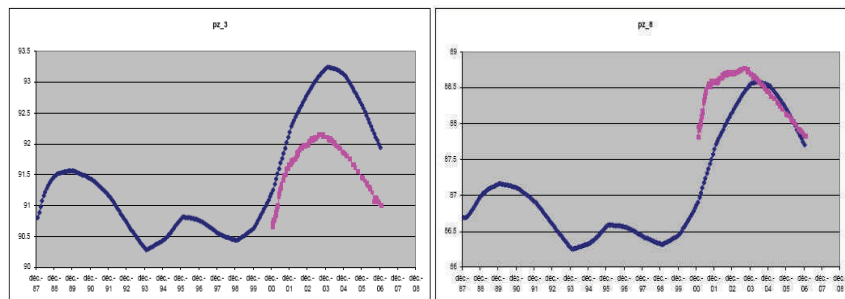
b) Pas de temps mensuel

(i) Données d'entrée

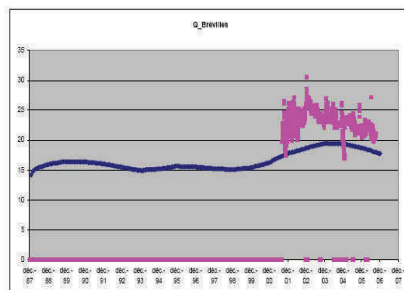
Le modèle 2D en régime transitoire s'appuie sur les données présentées précédemment, à savoir la géométrie de l'aquifère obtenue de la modélisation géologique avec GDM et validée par le modèle en régime permanent et la carte des perméabilités issues du calage de ce modèle en permanent. Les données de recharge sont les infiltrations spatialisées par type de sols au pas de temps mensuel, calculées par le logiciel GARDENIA. Les conditions aux limites sont les mêmes que celles utilisées pour la simulation en régime permanent.

(ii) Calage

Le passage du modèle en régime transitoire au pas de temps mensuel avec 228 pas de temps (de 1988 à 2006) a nécessité un nouveau calage des perméabilités en faisant varier dans un premier temps la valeur des perméabilités dans les 7 zones définies lors du calage du modèle en régime permanent. Ce calage n'a cependant pas permis d'obtenir des résultats satisfaisants. Les pics de hautes eaux simulés paraissent arriver en retard, les hauteurs piézométriques simulées ne correspondent pas aux observations de terrain (Figure 3.22 A) et les débits à la source des Brévilles sont très insuffisants avec des débits inférieurs à 20 l/s (Figure 3.22 B).



A



B

Figure 3.22 – Essais de calage en régime transitoire, au pas de temps mensuel avec les 7 zones de perméabilités issues du régime permanent des niveaux piézométriques (A) et des débits à la source (B)

Plusieurs modifications ont été apportées au modèle afin d'en améliorer les résultats, dans un premier temps 2 zones d'emmagasinement ont été définies afin de prendre en compte les résultats des essais de pompage (Figure 3.23 A). Cette modification a pour but de diminuer l'amplitude des niveaux piézométriques simulés autour de la source (PZ4, PZ7, PZ19, PZ17). Ensuite les emplacements des piézomètres dans le modèle ont été précisés, ils sont désormais situés dans le modèle grâce à leurs coordonnées et non plus au centre de la maille dans laquelle ils se trouvent comme cela était le cas dans le modèle en régime permanent. Une nouvelle carte des perméabilités a été calée, comptant 14 zones de perméabilité (Figure 3.23 B). Enfin les paramètres caractéristiques des types de sols utilisés dans GARDENIA ont été intégrés dans le modèle MARTHE. En effet le modèle MARTHE intègre une fonction de bilan par zone hydroclimatique qui s'appuie sur le schéma GARDENIA. Les paramètres d'entrées de GARDENIA tel que les pluies et les ETP ont donc été intégrés directement au modèle et les différents paramètres des sols ont pu être modifiés pour rechercher un ajustement satisfaisant des simulations avec les séries de niveaux piézométriques et de débits observés.

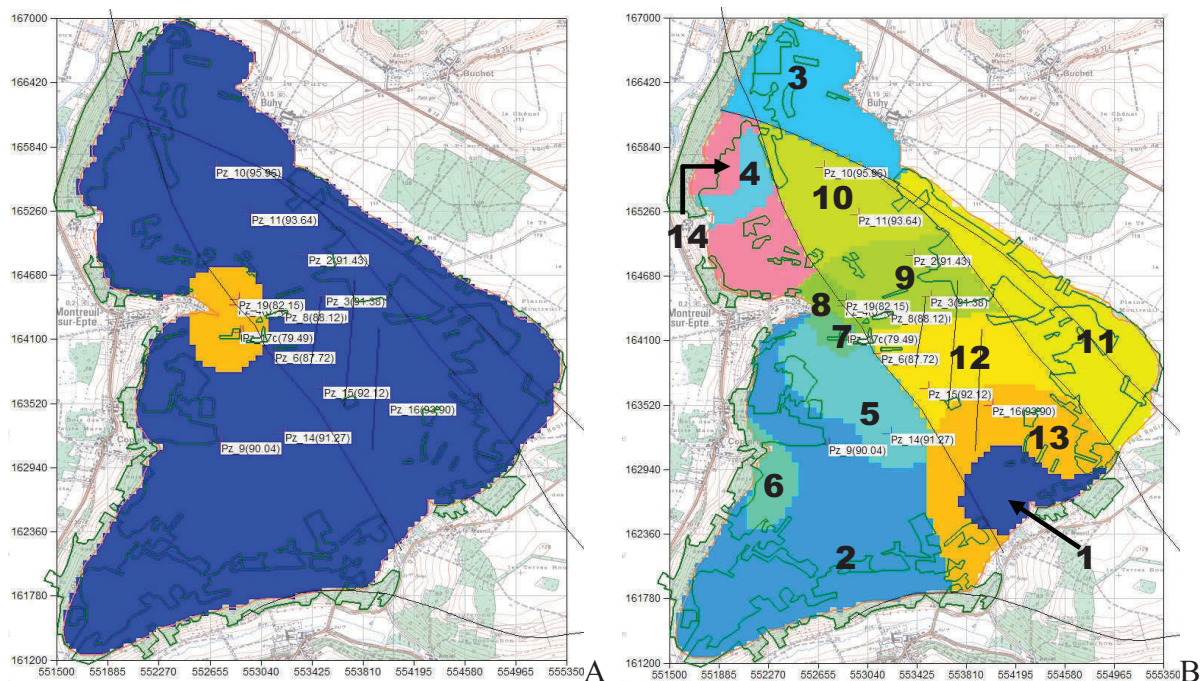


Figure 3.23 – Modification des emmagasins (A) et de la carte des zones de perméabilité (B)

(iii) Résultats

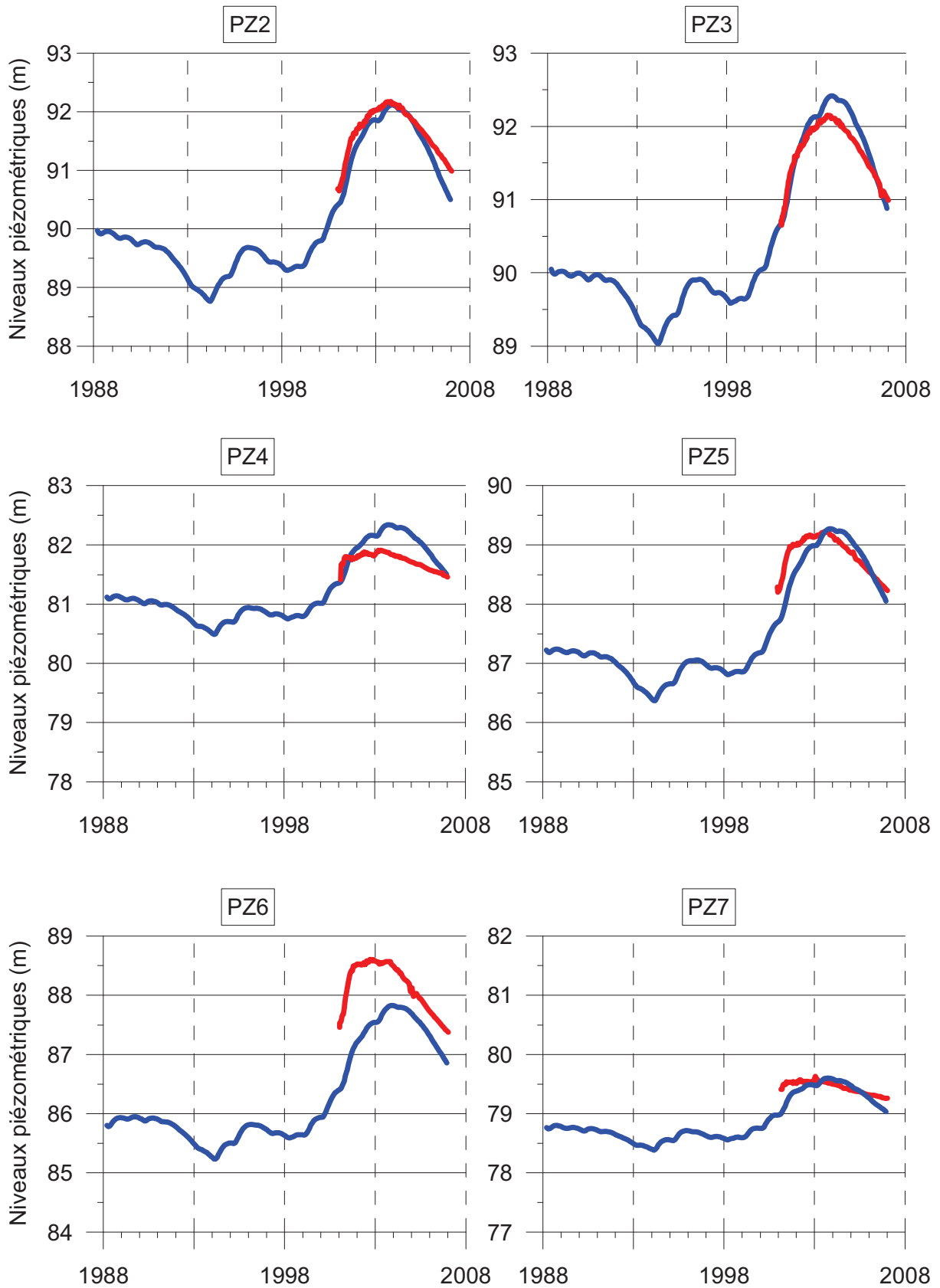


Figure 3.24 – Comparaison des niveaux mesurés et simulés par le modèle 2D en régime transitoire au pas de temps mensuel pour les piézomètres PZ2 à PZ7

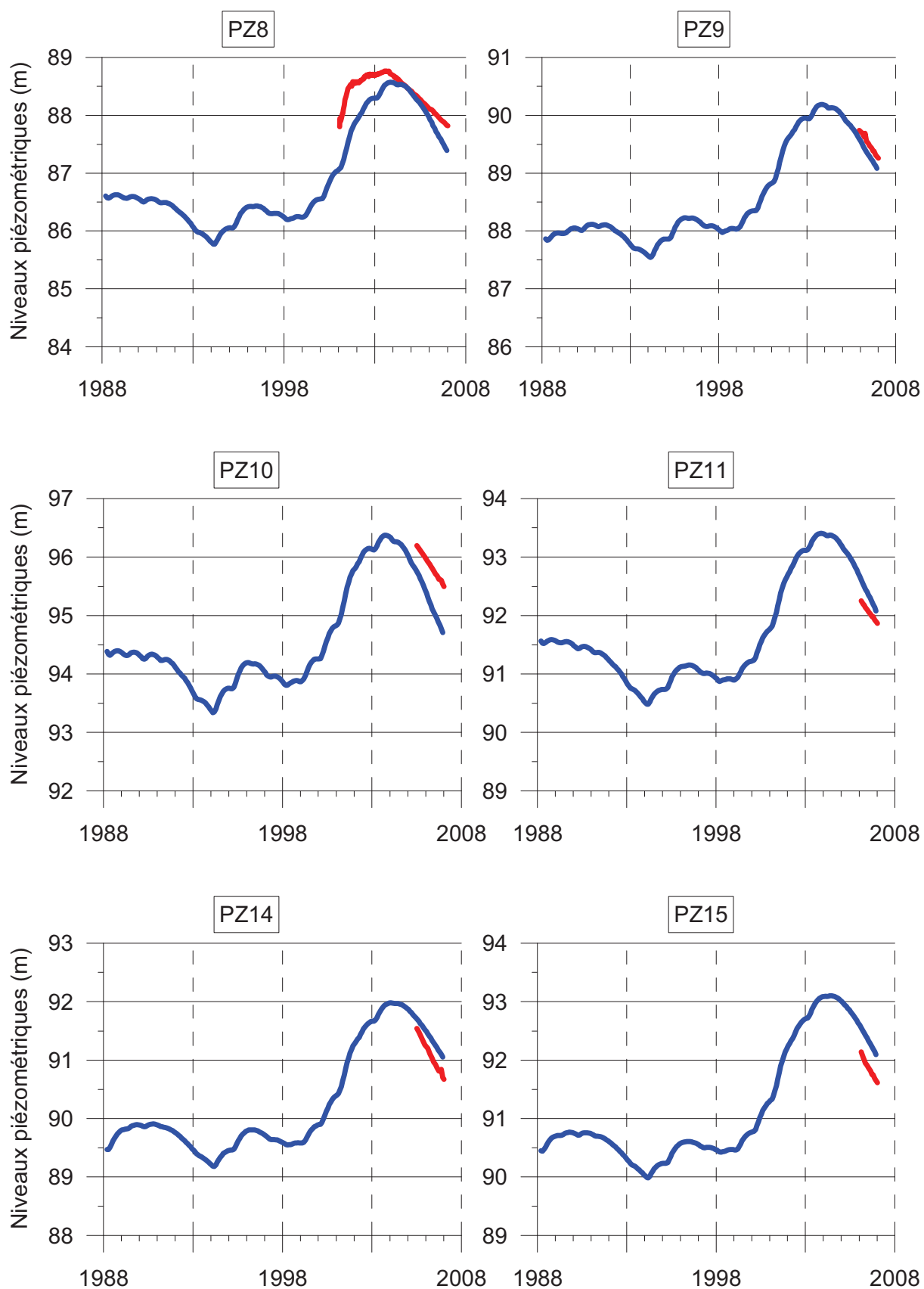


Figure 3.25 – Comparaison des niveaux mesurés et simulés par le modèle 2D en régime transitoire au pas de temps mensuel pour les piézomètres PZ8 à PZ15

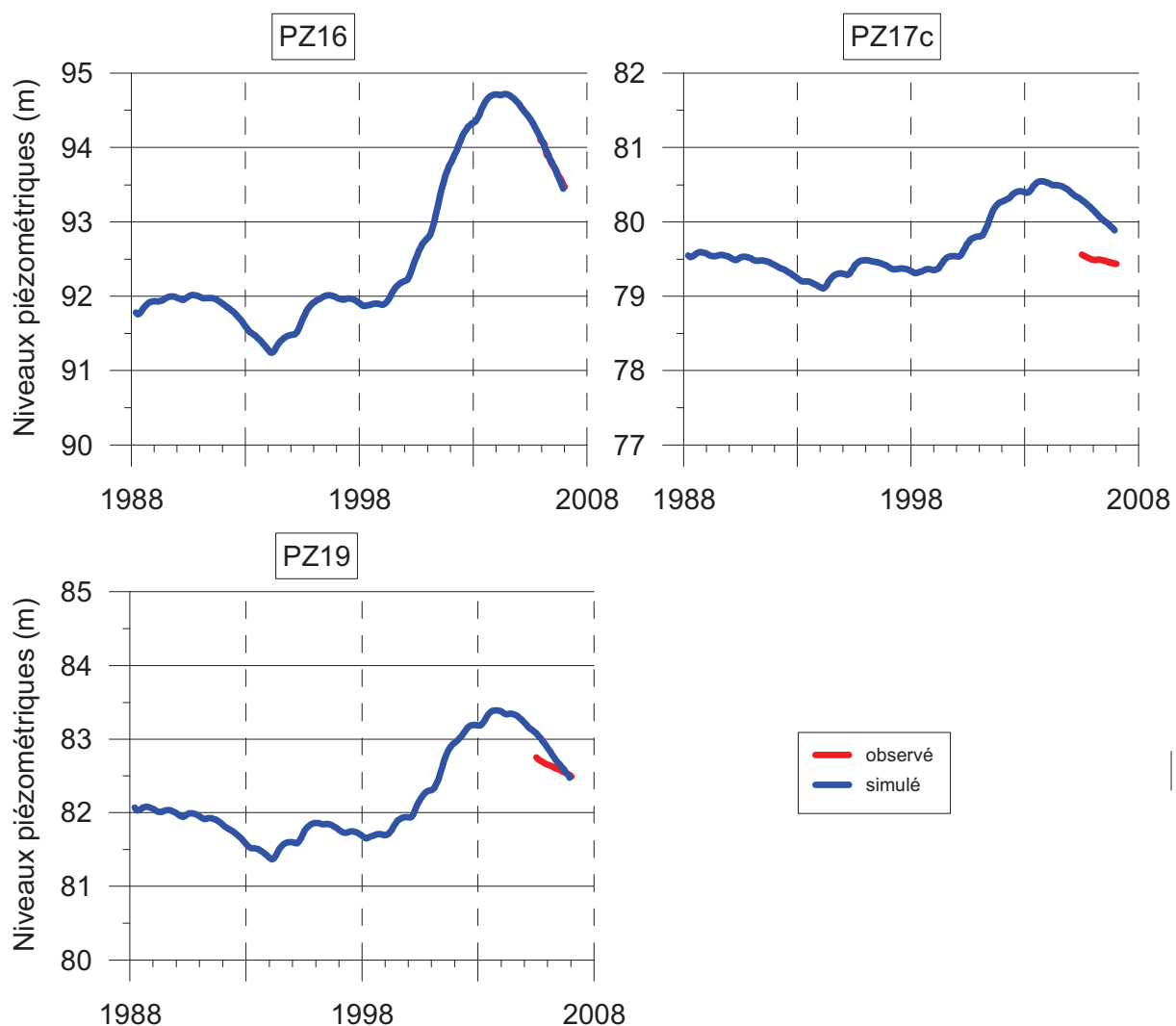


Figure 3.26 – Comparaison des niveaux mesurés et simulés par le modèle 2D en régime transitoire au pas de temps mensuel pour les piézomètres PZ16 à PZ19

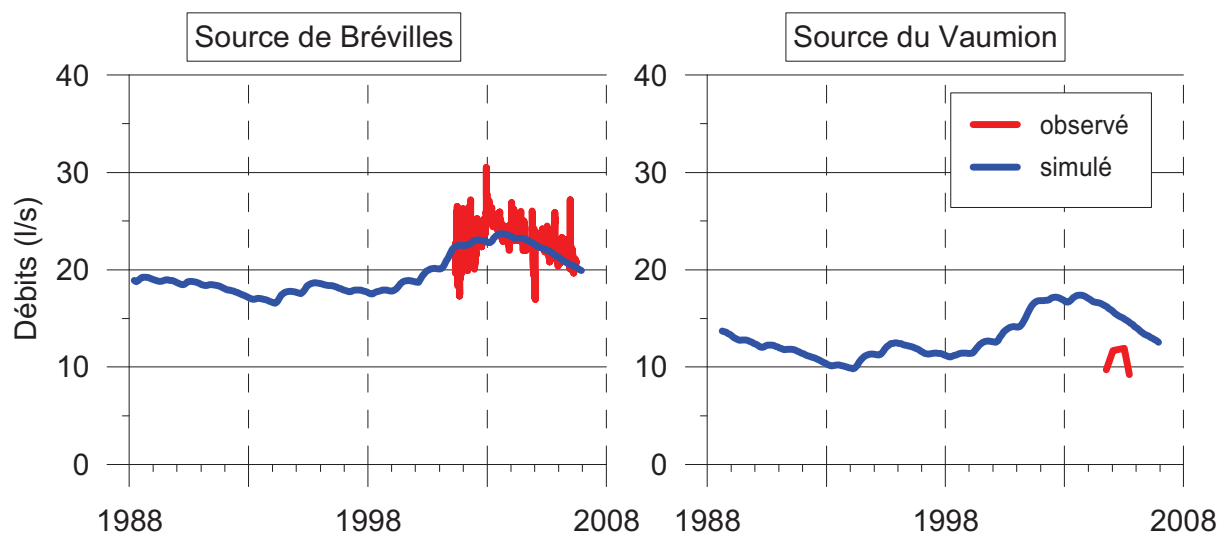


Figure 3.27 – Comparaison des débits mesurés et simulés par le modèle 2D en régime transitoire au pas de temps mensuel pour les principales sources du site d'étude

Les graphiques des Figure 3.24 à Figure 3.27 montrent que les différentes modifications apportées au modèle ont permis d'en améliorer sensiblement les résultats.

Le calage de l'emmagasinement à 25 % sur l'ensemble du modèle a permis de diminuer l'amplitude des niveaux piézométriques simulés, plus particulièrement à proximité de la source. La création de 14 zones de perméabilités admet un calage des niveaux piézométriques plus précis pour chacun des piézomètres. Enfin la modification de certains paramètres de sols pris en compte dans le calcul de la recharge, ont permis d'augmenter de manière significative les débits simulés des sources et de retarder les pics de hautes eaux au niveau des piézomètres (Tableau 3.5).

Zone de sol	RUMAX (mm)	RUIPER (mm)	THG (mois)
Néoluvisol	160	7022	7
Calcosol	68	9676	7
Colluviosol	180	7050	7
Calcosol	78	9997	7

Tableau 3.5 – Paramètres des sols calés pour le modèle 2D en régime transitoire au pas de temps mensuel

Zone	Perméabilité (m/s)	Zone	Perméabilité (m/s)
1	$2,625 \times 10^{-2}$	8	$4,5 \times 10^{-5}$
2	$1,4 \times 10^{-5}$	9	7×10^{-5}
3	7×10^{-5}	10	$2,25 \times 10^{-5}$
4	$7,6 \times 10^{-5}$	11	$7,6 \times 10^{-5}$
5	$1,3 \times 10^{-5}$	12	$3,80 \times 10^{-5}$
6	$1,295 \times 10^{-5}$	13	$1,5 \times 10^{-5}$
7	$1,2 \times 10^{-4}$	14	$9,5 \times 10^{-5}$

Tableau 3.6 – Perméabilités calées pour le modèle 2D en régime transitoire au pas de temps mensuel

En conclusion le modèle semble reproduire correctement les données observées mais ces résultats sont à prendre avec précaution car les observations ne représentent pas un cycle complet avec des niveaux de hautes et basses eaux. Bien que certains piézomètres soient suivis depuis l'an 2000, leur niveau de basses eaux n'a pas pu être observé durant cette étude. L'ensemble des niveaux piézométriques est correctement reproduit, à l'exception du PZ6 qui

se situe sur une zone de forte pente proche de la faille ouest. Des erreurs concernant ce piézomètre ont pu être commises du fait de la mauvaise localisation de la faille ou d'une discrétisation trop faible de notre modèle (maille de 50 m). Enfin on peut noter que les piézomètres forés durant le projet Aquaterra n'ont qu'une très courte période d'observation pour le calage du modèle. Les débits simulés à la source des Brévilles semblent correspondre en ordre de grandeurs aux débits observés mais les oscillations à la source ne sont cependant pas reproduites par le modèle dont le pas de temps semble être trop important pour reproduire finement l'influence ponctuelle des fortes précipitations sur cet exutoire. La source du Vaumion ne dispose que de très peu d'observations mais il semblerait que notre modèle surestime les débits au niveau de cette source.

Cette étape de calage constitue une étape préliminaire à la modélisation du transfert de pesticide qui nécessite des pas de temps plus courts (de l'ordre du jour) ; elle permet de confirmer les choix qui ont été faits concernant la géométrie de l'aquifère et offre un jeu de paramètres plus précis (perméabilités, paramètres des sols, emmagasinement, ...) qui serviront de base pour le modèle au pas de temps journalier dernière étape avant de prendre en compte le transport des pesticides.

c) Pas de temps journalier

Compte tenu de la forte inertie de notre site d'étude d'un point de vue hydrodynamique, une modélisation au pas de temps journalier n'est a priori pas nécessaire pour simuler les écoulements souterrains en régime transitoire. Cependant le couplage avec le modèle AGRIFLUX pour simuler le transport des pesticides dans le sol nécessite un passage au pas de temps journalier afin de prendre en compte les fortes variations de concentrations de pesticides qui peuvent avoir lieu à la base du sol.

(i) Données d'entrée

Afin de passer au pas de temps journalier de 1988 à 2006, des modifications ont dû être apportées aux chroniques de données climatiques utilisées précédemment. Les données d'ETP au pas de temps journalier n'étant disponibles qu'à partir du 1 janvier 1993, les données de 1988 à 1993 ont été générées en divisant par 10 les chroniques disponibles au pas de temps décadaire. La période de 1988 à 1993 ayant pour but l'initialisation du modèle, l'hypothèse a été faite que l'erreur engendrée par ce type de traitement serait sans influence pour la période

qui nous concerne, à savoir les années 2001 à 2006. Les données de précipitations proviennent quant à elle des stations météorologiques présentées dans le Chapitre 2 :B.3.1.1. Le reste des données initiales du modèle avant calibration provient du calage du modèle au pas de temps mensuel.

(ii) Calage

Lors des premières simulations au pas de temps journalier, le logiciel a présenté un problème de non convergence des calculs itératifs. Il s'est avéré que la zone Est du modèle se trouvait souvent dénoyée, du fait de sa position surélevée, engendrant ainsi des erreurs de calcul. Pour remédier à ce problème, il a été décidé de retirer cette zone du modèle tout en conservant les flux d'eau qui transitaient à travers cette zone. Pour cela de nouvelles limites à flux imposés ont été prises en compte dans le modèle conceptuel (Figure 3.28). Les flux imposés aux limites ont été définis en récupérant les infiltrations calculées par le modèle par type de sol et par maille, puis en les sommant en tenant compte de la répartition des sols dans ces deux zones (Nord et Est). Ces modifications ont été traduites par une convergence accrue du modèle ainsi qu'une réduction considérable des temps de calcul. Ensuite un calage du modèle a été effectué en ajustant les perméabilités dans les zones précédemment définies exception faite des zones 3 et 11 qui ont été supprimées.

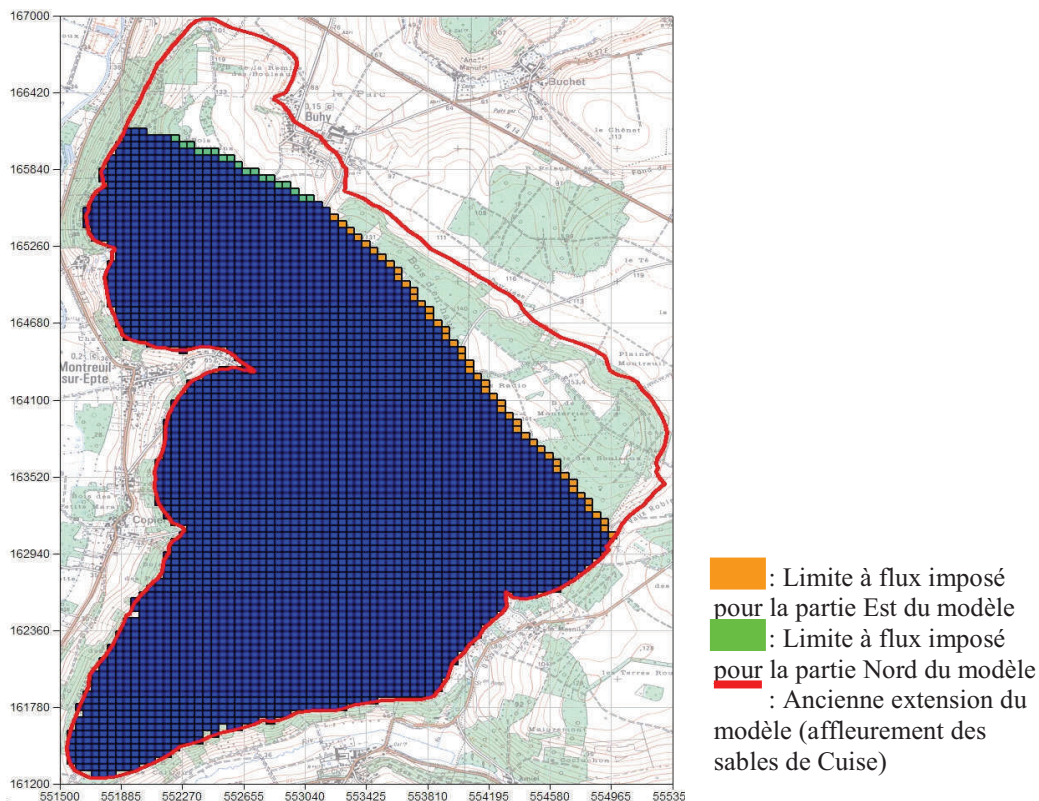


Figure 3.28 – Nouveau découpage du modèle et redéfinition des limites

(iii) Résultats

L'observation des Figure 3.29 à Figure 3.32 nous montre que les ordres de grandeur des niveaux piézométriques et des débits ont été conservés lors du passage au pas de temps journalier. On peut cependant noter une amélioration sensible des débits aux sources au détriment des niveaux piézométriques. Les piézomètres à proximité de la source présentent toujours des amplitudes piézométriques trop importantes. Ce comportement est dû à la simplification introduite par le modèle 2D qui ignore les variations verticales de perméabilité. En réalité, si un niveau plus perméable au toit des sables se retrouve noyé par la nappe, il est susceptible de limiter les fluctuations piézométriques. D'une manière générale, le modèle représente assez bien le comportement de l'aquifère d'un point de vue hydrodynamique. Ce modèle servira donc de base pour les simulations du transport des pesticides. Les perméabilités et les paramètres de sols ont été ajustés de manière à caler les niveaux piézométriques ainsi que les débits aux principales sources (Tableau 3.7 et Tableau 3.8). Des modifications importantes des valeurs ont dû être apportées, au niveau de la zone de perméabilité numéro 1 par exemple (on passe d'une valeur de l'ordre de 10^{-2} à 10^{-5} m/s plus conforme avec l'ordre de grandeur des perméabilités mesurées dans les sables de Cuise). Cette modification est sûrement due à la suppression de la zone Est du modèle qui a été remplacée par une limite à flux imposé. Il est possible que la méthode retenue pour le calcul des débits imposés fasse varier les écoulements à proximité de cette zone.

Zone de sol	RUMAX (mm)	RUIPER (mm)	Temps de percolation (jours)
Néoluvisol	160	1500	210
Calcisol	68	2000	210
Colluviosol	180	1500	210
Calcosol	78	2000	210

Tableau 3.7 – Paramètres des sols calés pour le modèle 2D en régime transitoire au pas de temps journalier

Zone	Perméabilité (m/s)	Zone	Perméabilité (m/s)	Zone	Perméabilité (m/s)
1	9×10^{-5}	6	$1,7 \times 10^{-5}$	10	$2,25 \times 10^{-5}$
2	$1,3 \times 10^{-5}$	7	$2,2 \times 10^{-4}$	12	$3,6 \times 10^{-5}$
4	$7,6 \times 10^{-5}$	8	$4,4 \times 10^{-5}$	13	9×10^{-5}
5	2×10^{-5}	9	6×10^{-5}	14	$9,5 \times 10^{-6}$

Tableau 3.8 – Perméabilités calées pour le modèle 2D en régime transitoire au pas de temps journalier

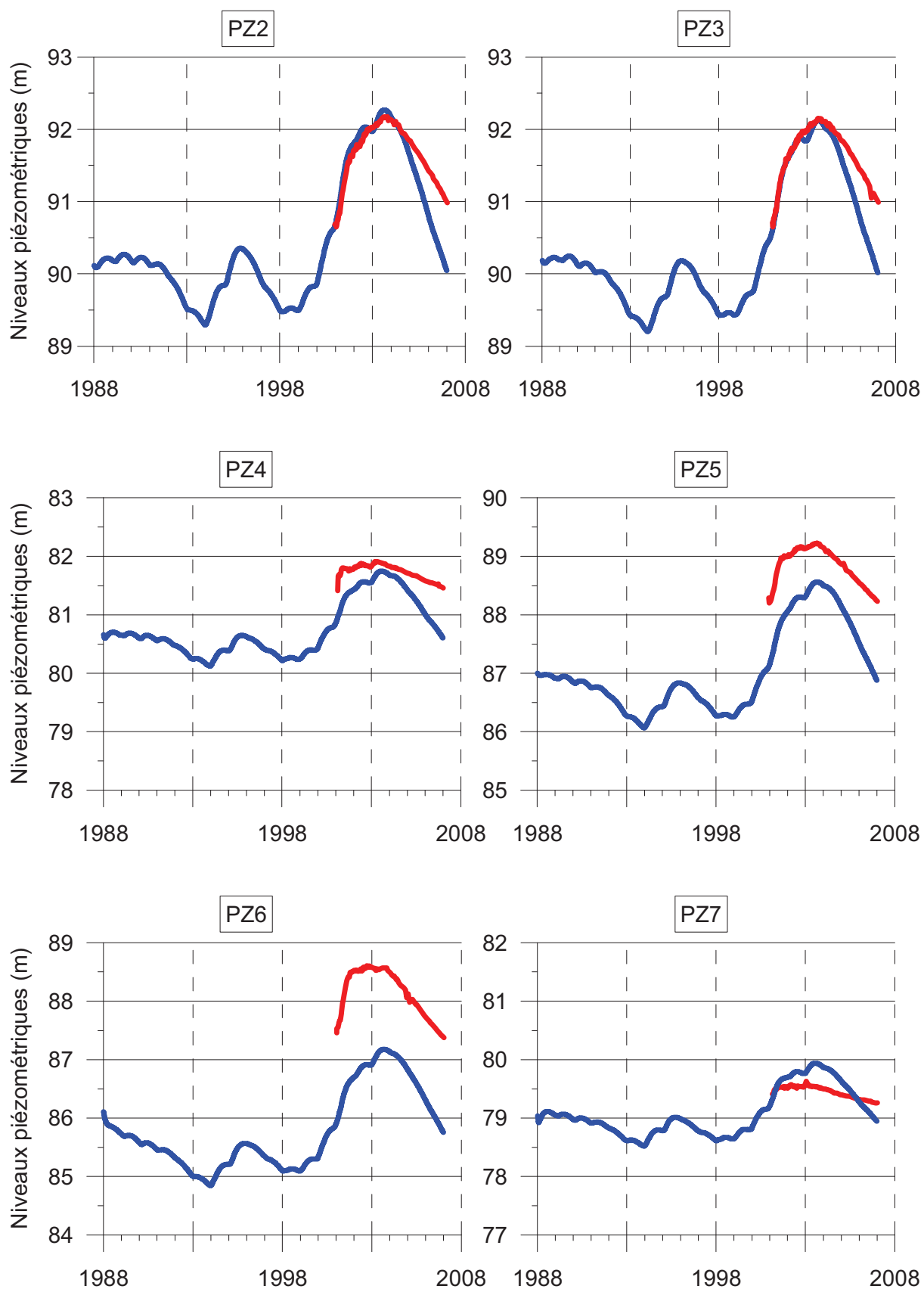


Figure 3.29 – Comparaison des niveaux mesurés et simulés par le modèle 2D en régime transitoire au pas de temps journalier pour les piézomètres PZ2 à PZ7

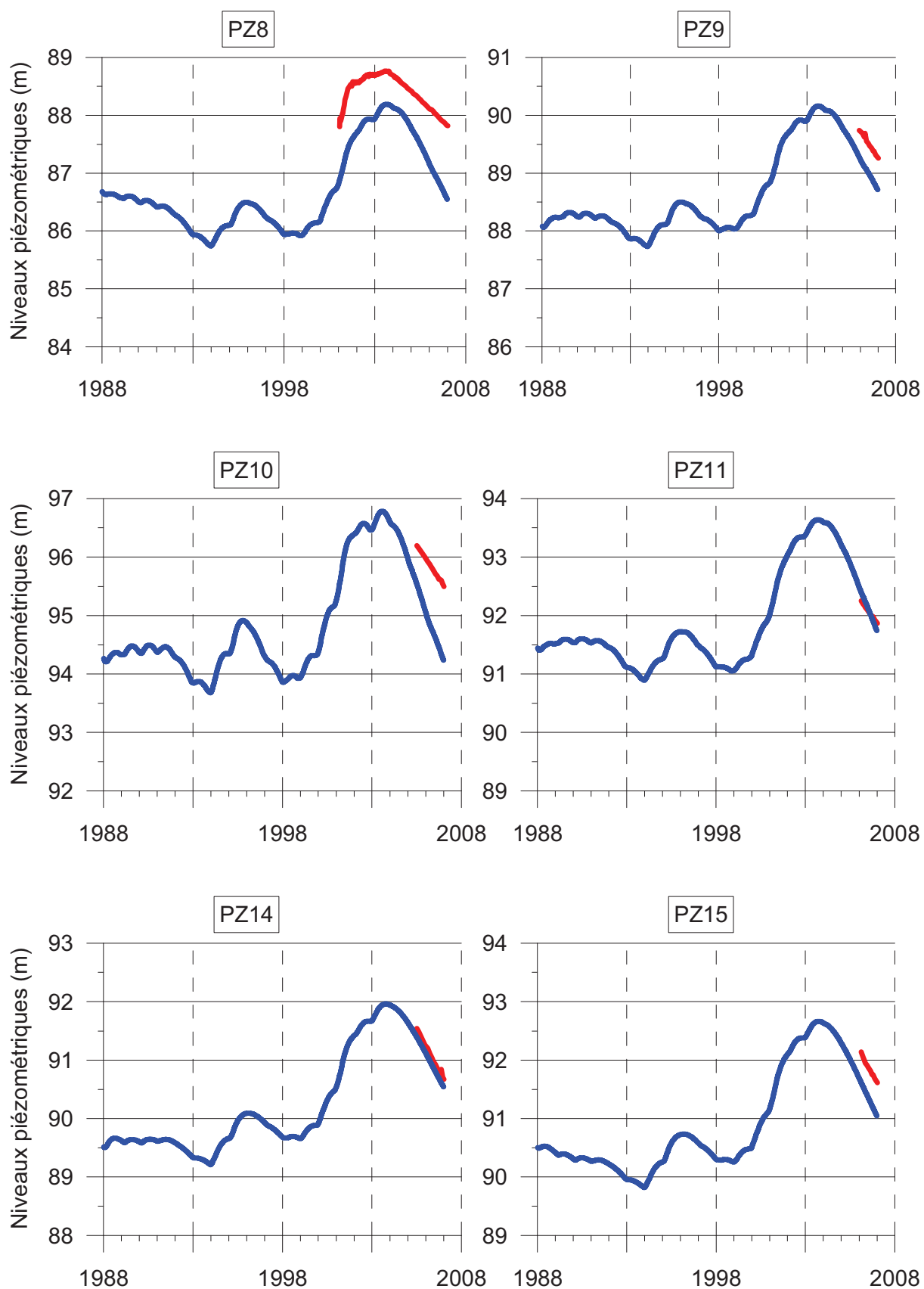


Figure 3.30 – Comparaison des niveaux mesurés et simulés par le modèle 2D en régime transitoire au pas de temps journalier pour les piézomètres PZ8 à PZ15

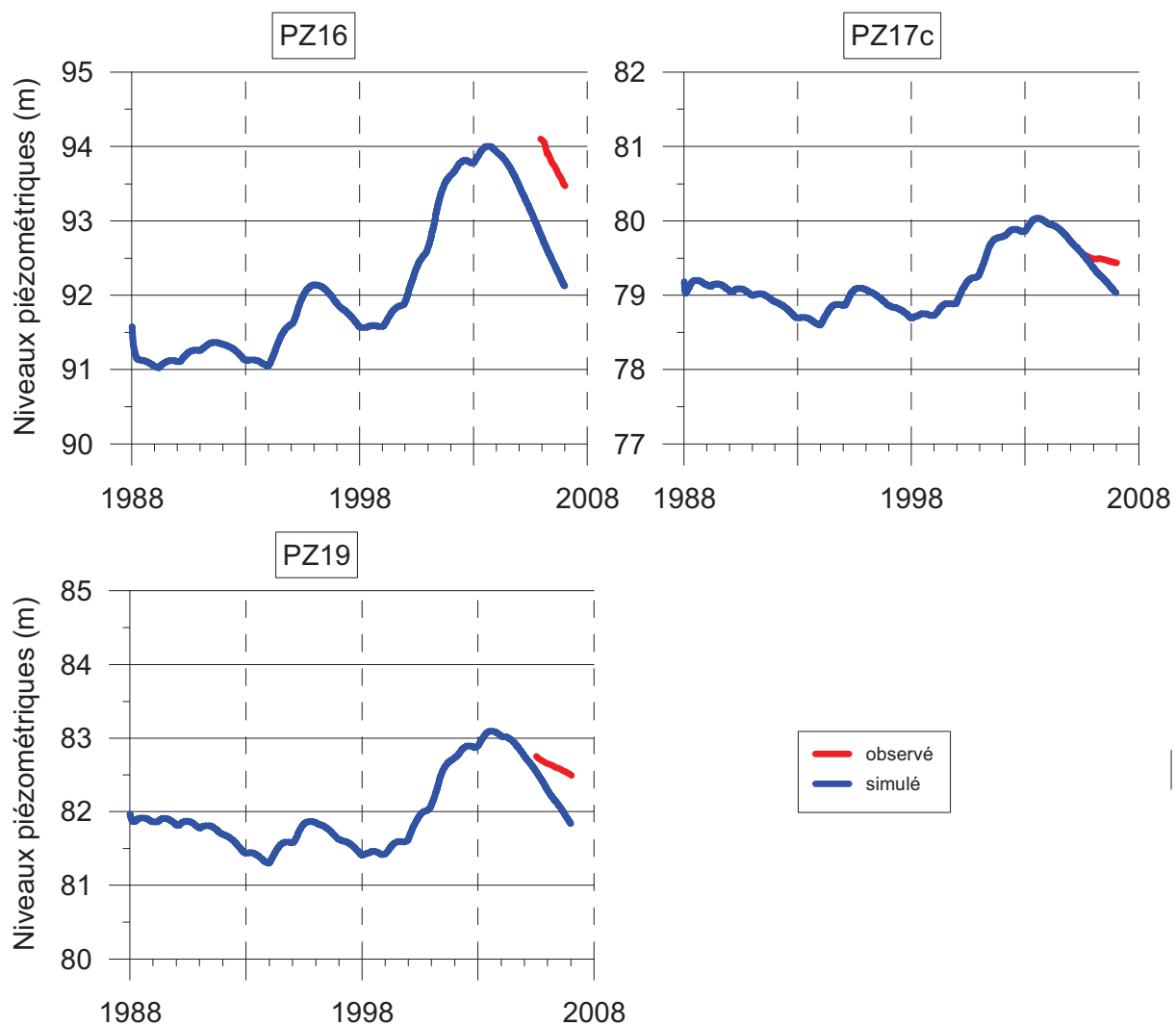


Figure 3.31 – Comparaison des niveaux mesurés et simulés par le modèle 2D en régime transitoire au pas de temps journalier pour les piézomètres PZ16 à PZ19

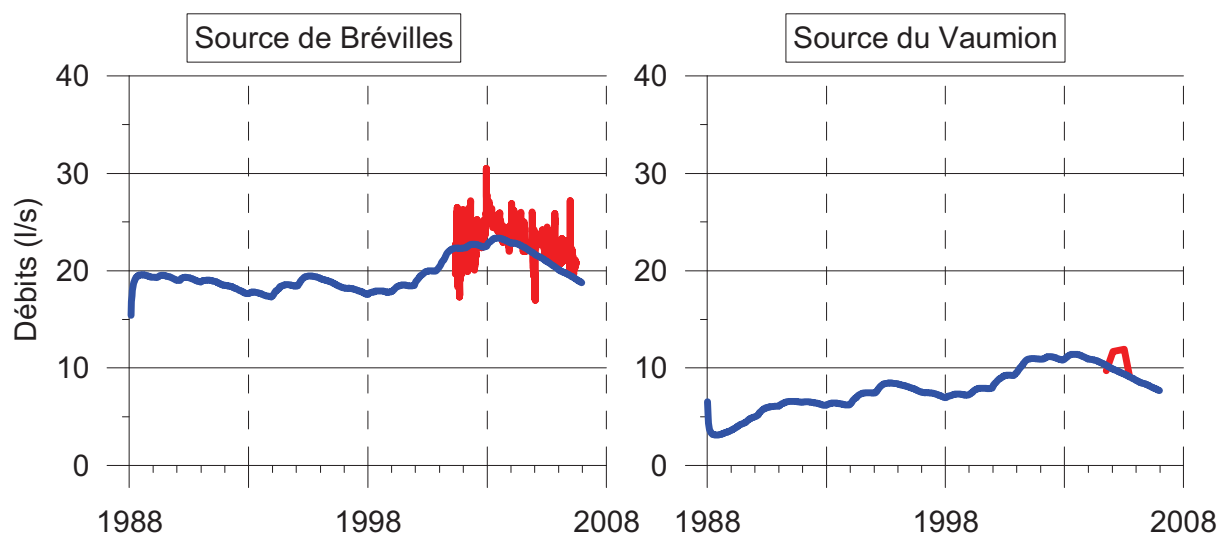


Figure 3.32 – Comparaison des débits mesurés et simulés par le modèle 2D en régime transitoire au pas de temps journalier pour les principales sources du site d'étude

3. 2^{ème} étape : Le sol

Le modèle Agriflux a été utilisé pour simuler le transfert de l'eau et le devenir de l'atrazine au cours de la période modélisée dans notre étude. Cette étape constitue une complexification par rapport au modèle hydrodynamique présenté précédemment. En effet le sol joue un rôle important dans le partitionnement des flux d'eau entre le ruissellement, l'évapotranspiration et la percolation mais c'est aussi le principal compartiment influant sur le devenir des pesticides. Selon le type de sol et le contexte climatique des quantités de pesticides vont se retrouver lessivés et entraînés vers le compartiment sous-jacent ou au contraire stockés jusqu'au prochain épisode de lessivage.

3.1.1. *Caractéristique des simulations*

La modélisation a été réalisée sur la période d'étude de 1988 à 2007 puis étendue à partir de 1967 afin de prendre en compte les premières applications de ce pesticide et initialiser le modèle. Pour chaque scénario (un type de sol croisé avec une pratique culturale), cent simulations stochastiques (Monte Carlo) ont été réalisées. Ce nombre a été identifié au cours des travaux antérieurs avec Agriflux, comme étant suffisant pour fournir une représentation adéquate de la variabilité spatiale des valeurs des paramètres, et des résultats de la modélisation (LAROCQUE et BANTON, 1995).

Enfin les valeurs moyennes calculées par Agriflux seront utilisées comme données d'entrées pour les modèles en colonnes de la ZNS.

3.1.2. *Caractéristiques climatiques*

Comme présenté dans les chapitres précédents, les précipitations journalières concernant le site d'étude depuis 1988 ont été utilisées comme données d'entrée. A ces données ont été ajoutées des données de précipitations journalières depuis 1967 ayant pour but l'initialisation du modèle. Les données journalières ont été calculées à partir des précipitations mensuelles de la station de Beauvais distribuées selon la répartition moyenne interannuelle des pluies journalières (Figure 3.33).

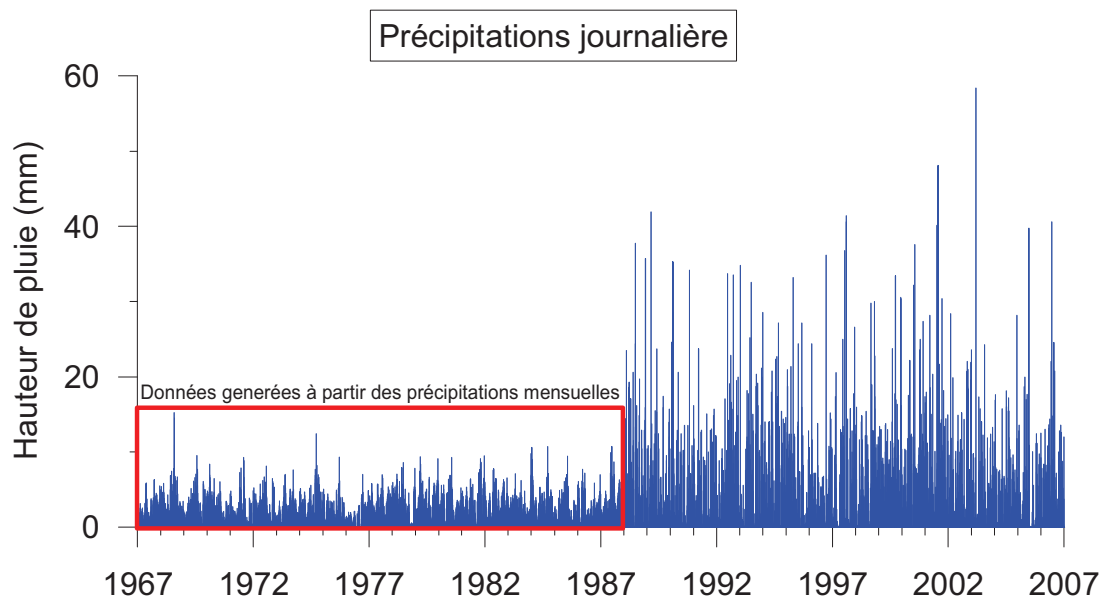


Figure 3.33 – Données de précipitations pour Agriflux de 1967 à 2006

Le mode de calcul de la reconstitution des données journalières à partir des données mensuelles lisse la variabilité des précipitations. L’artefact est bien visible sur la Figure 3.33. Néanmoins les volumes d’eau sont respectés et il est permis de penser que l’hétérogénéité du signal d’entrée qui aurait été plus forte avec de vraies pluies a eu le temps d’être amortie par le système depuis 1988 (les données observées s’étendent de 2001 à 2006).

Les autres paramètres climatiques utilisés par Agriflux sont les moyennes mensuelles de températures et d’ETP de la station d’Evreux (Tableau 3.9).

Mois	Température moyenne (°C)	Evapotranspiration potentielle (mm)
Janvier	4,4	11,4
Février	4,8	19,1
Mars	7,5	46,9
Avril	9,4	72,8
Mai	13,3	100,9
Juin	16,1	122,2
Juillet	18,4	130,6
Aout	18,6	117,9
Septembre	15,2	70,2
Octobre	11,7	36,9
Novembre	6,9	12,3
Décembre	4,5	8,8

Tableau 3.9 – Caractéristique climatiques mensuelles moyenne (1988 – 2006)

3.1.3. *Caractéristiques des sols*

La division en couches des profils observés sur le site a été réalisée de manière à refléter les horizons naturels des sols. Par ailleurs les horizons ont été subdivisés en couches plus minces (entre 7 et 15 cm) afin de pouvoir suivre plus finement l'évolution des teneurs en produits dans chaque couche. Au total, les colluviosols sont découpés en 9 couches, les néoluvisols en 10 couches, les calcisols en 9 couches et les calcosols en 5 couches. Les valeurs des paramètres attribuées à chaque couche correspondent, soit à des valeurs discrètes du paramètre, soit à la moyenne d'une distribution statistique.

La profondeur maximale d'évaporation a été fixée à 5 cm, en accord avec la bibliographie (LAROCQUE et BANTON, 1995, NOVAK, 1999).

Le modèle réalisé ayant pour but de simuler les flux d'eau et de pesticides atteignant la zone non saturée puis la nappe, aucune couche imperméable n'a été définie à la base du profil.

La présence de macropores peut être prise en compte par un paramètre de « structuration » des sols qui représente le retrait des argiles en période sèche. Les macropores peuvent jouer un rôle important dans le transfert des pesticides en permettant le lessivage rapide des polluants de la surface vers des niveaux plus profonds. Compte tenu du caractère peu argileux des sols de notre site d'étude, aucune structuration des sols n'a été prise en compte.

	Horizon1	Horizon2	Horizon3	Horizon4
Φ_s	0,45	0,45	0,43	0,41
α	0,022	0,021	0,020	0,014
n	1,184	1,151	1,140	1,181
Kmax (m/s)	23,93	12,40	9,70	8,94
Profondeur (cm)	0-12	12-37	37-60	60-100
Argile (%)	21,9	24,2	26,8	20,9
Limon (%)	62,8	61,7	58,6	66,8
Sable (%)	15,2	14,1	14,6	12,3
Matière organique (%)	2,97	2,12	1,45	0,97
Carbone organique (%)	1,72	1,23	0,84	0,56
Densité apparente	1,34	1,40	1,47	1,53

Tableau 3.10 – Caractéristique des sols de type Colluviosol

	Horizon1	Horizon2	Horizon3	Horizon4
Φ_s	0,43	0,40	0,41	0,39
α	0,016	0,014	0,016	0,018
n	1,199	1,124	1,082	1,136
Kmax (m/s)	15,78	8,34	9,77	8,21
Profondeur (cm)	0-28	28-56	56-88	88,100
Argile (%)	21,8	30,1	42,8	26,7
Limon (%)	67,5	60,7	49,1	53,4
Sable (%)	10,7	9,2	8,1	19,9
Matière organique (%)	1,83	0,66	0,69	0,48
Carbone organique (%)	1,06	0,38	0,4	0,28
Densité apparente	1,43	1,57	1,57	1,60

Tableau 3.11 – Caractéristique des sols de type Neoluvisol

	Horizon1	Horizon2	Horizon3
Φ_s	0,46	0,43	0,42
α	0,023	0,019	0,026
n	1,157	1,189	1,138
Kmax (m/s)	21,06	13,08	10,84
Profondeur (cm)	0-28	28-59	59-90
Argile (%)	27,2	19,1	26,8
Limon (%)	60,5	63,7	49,5
Sable (%)	12,3	17,2	23,7
Matière organique (%)	3,17	1,67	1,26
Carbone organique (%)	1,84	0,97	0,73
Densité apparente	1,32	1,44	1,49

Tableau 3.12 – Caractéristique des sols de type Calcisol

	Horizon1	Horizon2	Horizon3	Horizon4
Φ_s	0,48	0,47	0,43	0,40
α	0,031	0,031	0,030	0,036
n	1,167	1,163	1,199	1,271
Kmax (m/s)	23,93	12,40	9,70	8,94
Profondeur (cm)	0-9	9-29	29-36	36-45
Argile (%)	20,6	19,6	17	10,8
Limon (%)	53,6	51,5	46,5	36,2
Sable (%)	25,8	28,9	36,5	53
Matière organique (%)	4,83	3,31	1,62	0,95
Carbone organique (%)	2,8	1,92	0,94	0,55
Densité apparente	1,22	1,31	1,45	1,53

Tableau 3.13 – Caractéristique des sols de type Calcisol

3.1.4. *Caractéristiques des cultures*

Le calendrier cultural a été établi grâce à des enquêtes réalisées auprès d'agriculteurs et d'organisme de gestion, présentés dans le Chapitre 2 :C.3.1.1 Occupation des sols.

Les dates de début et de fin de croissance ont été assimilées aux dates d'émergence et de maturité indiquées dans le Tableau 3.14 provenant de la base FOCUS et de l'étude Aquaterra (BARAN et al., 2005a).

	Date de Semis	Date d'émergence	Date de maturité	Date de Récolte
Céréale d'hiver	26/10/n-1	31/03/n	31/05/n	15/07/n
Mais	01/05/n	02/05/n	15/08/n	01/10/n
Pois	05/04/n	06/04/n	07/06/n	15/08/n
Jachère	26/10/n-1	06/04/n	31/05/n	15/07/n
Blé printemps	10/03/n	11/03/n	10/06/n	20/07/n
Colza	31/03/n	20/04/n	10/07/n	07/09/n
Lin	31/03/n	31/05/n	28/06/n	28/07/n

Tableau 3.14 – Cycle de croissance des cultures sur le bassin de Montreuil-sur-Epte, Date moyenne pour le nord de la France

Les besoins en eau des plantes ont quant à eux été évalués d'après la bibliographie (SOLTNER, 1990).

	Besoin en eau (m)	Profondeur des racines (m)
Céréale d'hiver	0,6	0,9
Mais	0,4	0,9
Pois	0,4	0,9
Jachère	0,4	0,2
Blé printemps	0,6	0,9
Colza	0,6	0,9
Lin	0,6	0,9

Tableau 3.15 – Besoin en eau des plantes d'après SOLTNER, 1990

3.1.5. *Caractéristiques des produits appliqués*

Seul l'atrazine a été étudiée et les paramètres utilisés proviennent de la base de données FOOTPRINT (FOOTPRINT, 2006).

Paramètre	Valeur	Unité
Pression de vapeur à 20°C	4x10 ⁻⁵	Pa
Chaleur de vaporisation	5x10 ⁴	Pa m ³ /mol
Solubilité à 20°C	33	mg/l
Coefficient de partition carbone organique	75	ml/g
Constante d'adsorption lente	107,1	1/j
Constante de désorption lente	35,7	1/j
Masse molaire	215,7	g/mol
Constante de biodégradation	0,02	1/j
Energie d'activation de la biodégradation	1x10 ⁵	J/mol
Contenu en matière organique auquel la constante de biodégradation a été déterminée	3,5	%
Constante d'hydrolyse	0,02	1/j
Energie d'activation de l'hydrolyse	0,6	J/mol

Tableau 3.16 – Caractéristiques de l'atrazine utilisées dans le modèle AGRIFLUX

3.1.6. *Spatialisation des données Agriflux*

La prise en compte des différents types de sols qui croisés avec les parcelles agricoles ayant des historiques de cultures et de traitements phytosanitaires différents les unes des autres nécessite la réalisation de nombreux modèles AGRIFLUX correspondant à chaque couple parcelle / type de sol.

Au final 72 modèles Agriflux ont été réalisés en considérant les applications d'atrazine sur le bassin dont les quantités ont été reconstituées à partir d'enquêtes auprès des agriculteurs.

On dispose ainsi des flux journalier de pesticides qui quittent le compartiment sol en tout point du domaine d'étude.

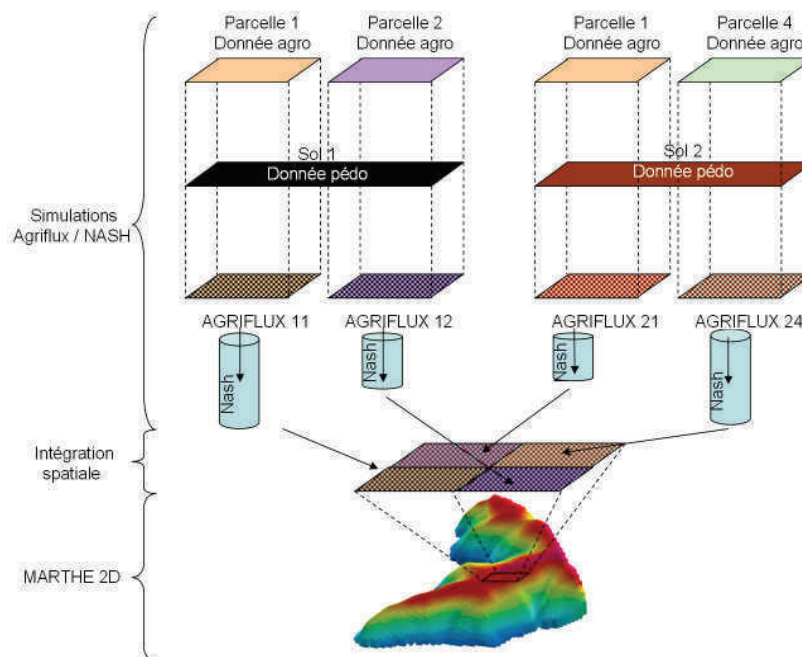


Figure 3.34 – Schématisation de l’intégration des données pédologiques avec les données agronomiques sur le bassin de Montreuil-sur-Epte

4. 3^{ème} étape : La zone non saturée infra racinaire

Dans le but de simplifier la modélisation du transfert des pesticides la première approche consiste à représenter la zone non saturée comme une colonne 1D alimentée par les sorties du modèle Agriflux. La modélisation à l’échelle du bassin nécessite donc la spatialisation de nombreuses colonnes de sols sur toute la surface du bassin étudié afin de représenter les hétérogénéités de la ZNS, des sols ainsi que des pratiques culturales. Différents modèles ont déjà été réalisés dans le cadre du projet Européen PEGASE (MOUVET et al., 2004) pour modéliser les flux dans la zone non saturée des calcaires du Lutétien du bassin de Brévilles. L’un d’entre eux utilisant MACRO (ROULIER et al., 2006) ; une autre approche a utilisé le code de calcul MARTHE pour réaliser un modèle discrétisé d’une colonne de sol (ANNEXE 5). La dernière approche est un modèle global à réservoir qui simplifie et accélère les temps de calculs pour les simulations (THIÉRY et al., 2008).

4.1. Présentation du modèle NASH

Le modèle global à réservoir (NASH) a été développé afin de fournir une méthode simple pour transférer la recharge et les flux de masses simulés par des modèles comme Agriflux ou

Macro du sommet de la zone non saturée à l'entrée d'un modèle Marthe 2D. Cette fonction est très importante dans le cas de l'aquifère étudié car l'inertie du système est en grande partie due à la zone non saturée, très hétérogène (alternances de calcaires marneux à sableux) et relativement épaisse (jusqu'à 50 m).

Le transfert dans ce type de modèle est simulé par une série de réservoirs appelée cascade de réservoirs linéaire ou modèle Nash. Tous les réservoirs sont identiques et les paramètres de chaque réservoir sont les suivants :

- La constante de tarissement du réservoir : TG [T]
- Le volume de la phase fixe du réservoir : FixVol [L]
- Le temps d'échange entre la phase mobile et la phase fixe du réservoir : Texc [T]

Les flux se déplacent de la manière suivante (Figure 3.35) :

- Le premier réservoir (réservoir n°1) reçoit l'eau et les pesticides infiltrés à la base de la zone racinaire
- La nouvelle concentration ConG dans le réservoir est ajustée instantanément, prenant en compte l'eau et les pesticides infiltrés
- Un flux QG percole à la sortie du réservoir proportionnellement au niveau du réservoir G, utilisant la constante de tarissement TG : $QG = -dG / dt = G / TG$
- Simultanément des échanges ont lieu entre la phase mobile G de concentration ConG et la phase fixe FixVol de concentration ConFix proportionnellement à la différence de concentration utilisant la constante Texc
- Ensuite le flux QG et le flux massique $QG \times ConG$ sont ajoutés au réservoir suivant (réservoir n°2)
- Les mêmes processus opèrent dans le réservoir n°2 qui génère QG2 et ConG2
- Ensuite les flux QG2 et le flux massique $QG2 \times ConG2$ sont transférés au réservoir suivant (réservoir n°3) et ainsi de suite
- Les flux QGn et $QGn \times ConGn$ sortant du dernier réservoir (réservoir n°n) sont utilisés comme données d'entrée pour le modèle 2D Marthe.

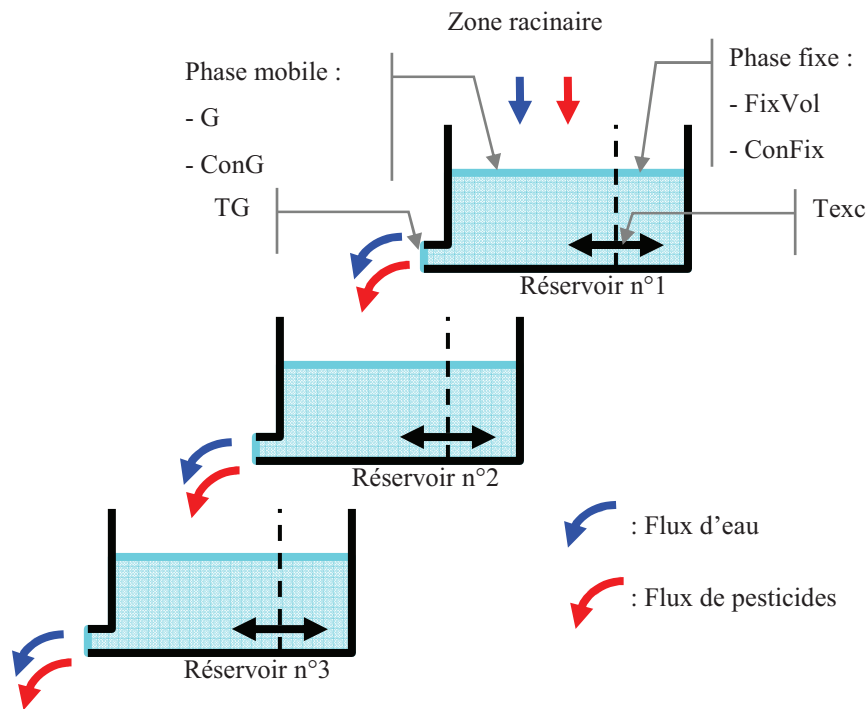


Figure 3.35 – Schématisation du modèle à réservoir NASH

4.2. Calage du modèle NASH

Différents paramètres ont besoin d'être calés pour le modèle NASH concernant les propriétés et le nombre des réservoirs. Pour ce faire, le modèle NASH a été comparé à un modèle discrétisé 1D en colonne réalisé avec le modèle MARTHE lors d'une étude précédente (cf. ANNEXE 5). Du fait du manque d'information sur la spatialisation des hétérogénéités des calcaires, ceux-ci ont été considérés comme uniformes verticalement et horizontalement.

Le modèle discrétisé présenté précédemment a été utilisé dans notre étude comme le modèle de référence auquel le modèle Nash a été comparé afin d'en caler les différents paramètres. Pour se faire, les hauteurs d'eau et les quantités de pesticides sortant à différentes profondeurs du modèle discrétisé ont été comparées aux différents modèles Nash pour différentes épaisseurs correspondant à l'épaisseur de zone non saturée sur le site d'étude, de 10 à 50 m (Figure 3.36).

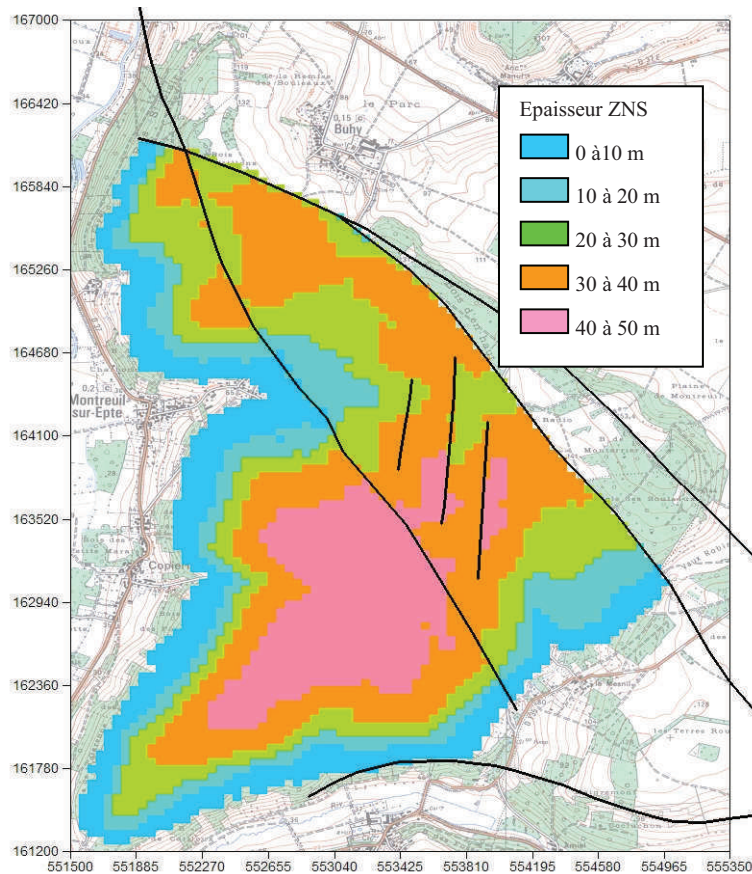


Figure 3.36 – Epaisseur de la zone non saturée

Dans un premier temps les flux d'eau sortant des deux modèles ont été comparés afin de définir les paramètres de calage du modèle Nash. Les différents tests ont été réalisés sur la parcelle numéro 13 pour le type de sol 1 (Néoluvisol) et une épaisseur de ZNS de 30 m (Figure 3.37 et Figure 3.38).

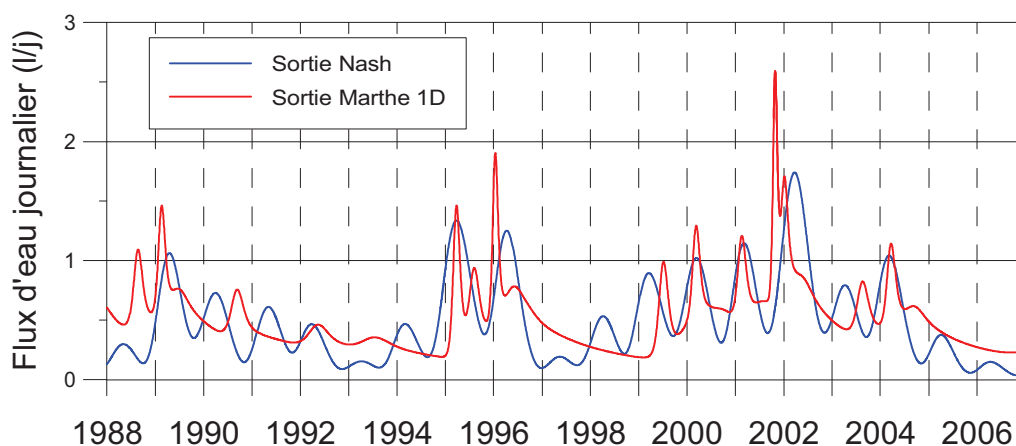


Figure 3.37 – Comparaison des flux d'eau lessivés par le modèle discrétisé Marthe et le modèle à réservoir Nash

Le modèle à réservoir semble reproduire des résultats proches du modèle discrétisé en ce qui concerne les flux d'eau lessivés. En effet les principaux pics semblent être reproduits dans le temps avec des amplitudes qui tout en étant plus faibles restent du même ordre de grandeur.

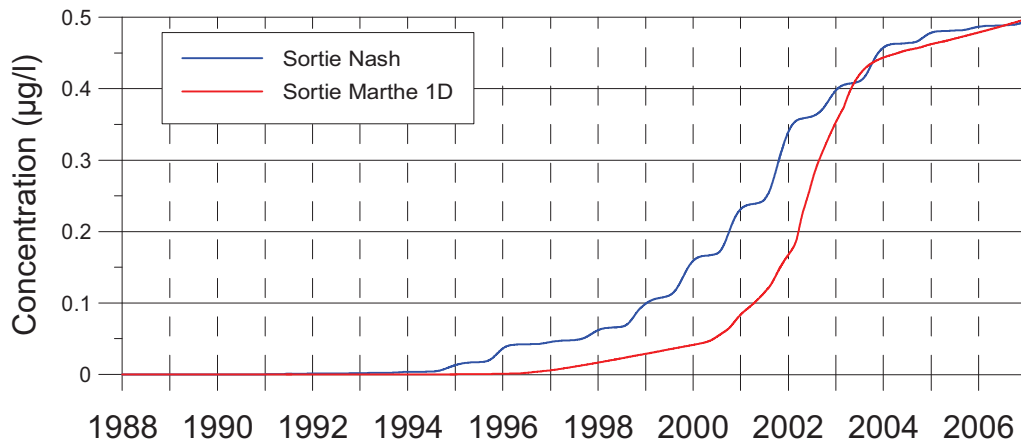


Figure 3.38 – Comparaison des concentrations en atrazine dans les flux d'eau lessivés par le modèle discrétisé Marthe et le modèle à réservoir Nash

Concernant le transport des pesticides, le modèle Nash semble conduire les pesticides plus rapidement à la nappe que le modèle discrétisé, cependant une inflexion de la courbe des concentrations est observée pour les deux modèles à la même période (2004). Cette hypothèse de calage a été retenue dans un premier temps car elle constitue une solution satisfaisant à la fois les débits et les concentrations pour nos colonnes de sol.

Les paramètres du calage sont donc :

- une constante de tarissement du réservoir de 4 jours
- un volume de la phase fixe du réservoir de 76 mm
- un temps d'échange entre la phase mobile et la phase fixe du réservoir de 0,7 jours
- le nombre de réservoirs dans la cascade est proportionnel avec l'épaisseur de la zone non saturée avec un coefficient de 1,4 réservoir par mètre de zone non saturée.

Le modèle à réservoir a été retenu pour la suite de l'étude pour les transferts à travers la zone saturée des flux d'eau et de pesticides pour sa plus grande souplesse que le modèle discrétisé. De plus la rapidité d'exécution d'un tel modèle en fait un atout majeur compte tenu du nombre de colonne de sols à modéliser. Pour exemple le modèle Nash modélise une colonne de sols de 30 m sur une période de 1967 à 2006 en quelques secondes (moins de 10) alors qu'il faut presque une heure pour faire tourner le modèle discrétisé de la colonne sur Marthe.

4.3. AGRIFLUX / NASH

Les données de sorties AGRIFLUX ont été utilisées comme données d'entrée dans le modèle NASH afin de pouvoir représenter les flux d'eau et de pesticides qui ont pu percoler à la base de la zone non saturée. La parcelle retenue est la parcelle 13 car c'est la seule pour laquelle les 4 types de sols sont représentés et que de l'atrazine est appliquée.

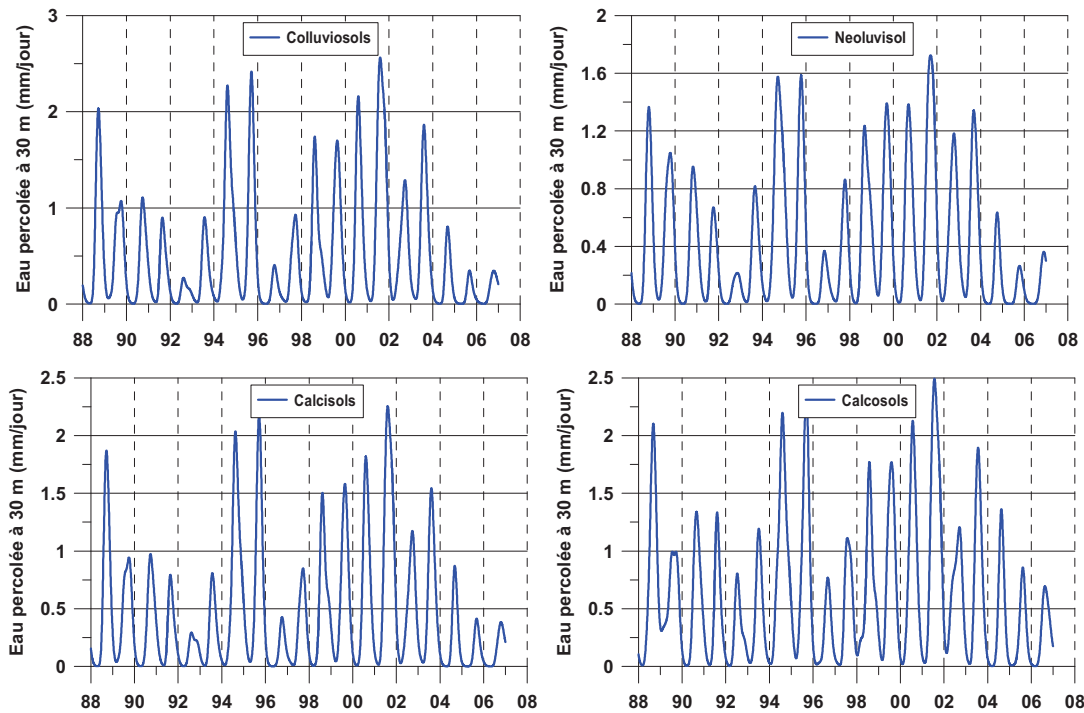


Figure 3.39 – Comparaison des volumes percolés simulés par AGRIFLUX / NASH à 30 m dans les colluviosols, les neoluvisols, les calcisols et dans les calcosols pour la parcelle n°13 entre 1988 et 2006

Comme on peut l'observer sur la Figure 3.39 les volumes d'eau journaliers percolée à la base de la colonne de sol de 30 m sous la parcelle 13 varient régulièrement et de façon continue en fonction de cycles annuels. Les volumes maximaux percolés sont de l'ordre de 1,5 à 2,5 mm/j. Les volumes annuels moyens sont de 203 mm/an, 167 mm/an, 185 mm/an et 243 mm/an respectivement pour les colluviosols, les neoluvisols, les calcisols et les calcosols sous la parcelle n°13 (Figure 3.42). Les volumes d'eau percolés les plus importants se font sous les calcosols qui sont des sols peu profonds (45 cm).

Les concentrations en pesticides lessivés à la base de colonnes AGRIFLUX / NASH (Figure 3.40), présentent des restitutions d'atrazine continues et régulières. Ce phénomène est dû aux colonnes de réservoirs NASH qui « étalent » la pollution dans le temps. Pour se rendre compte de ce processus de retard, on peut observer les concentrations en atrazine simulées à la base des différents sols qui elles sont bien plus hachées (Figure 3.41).

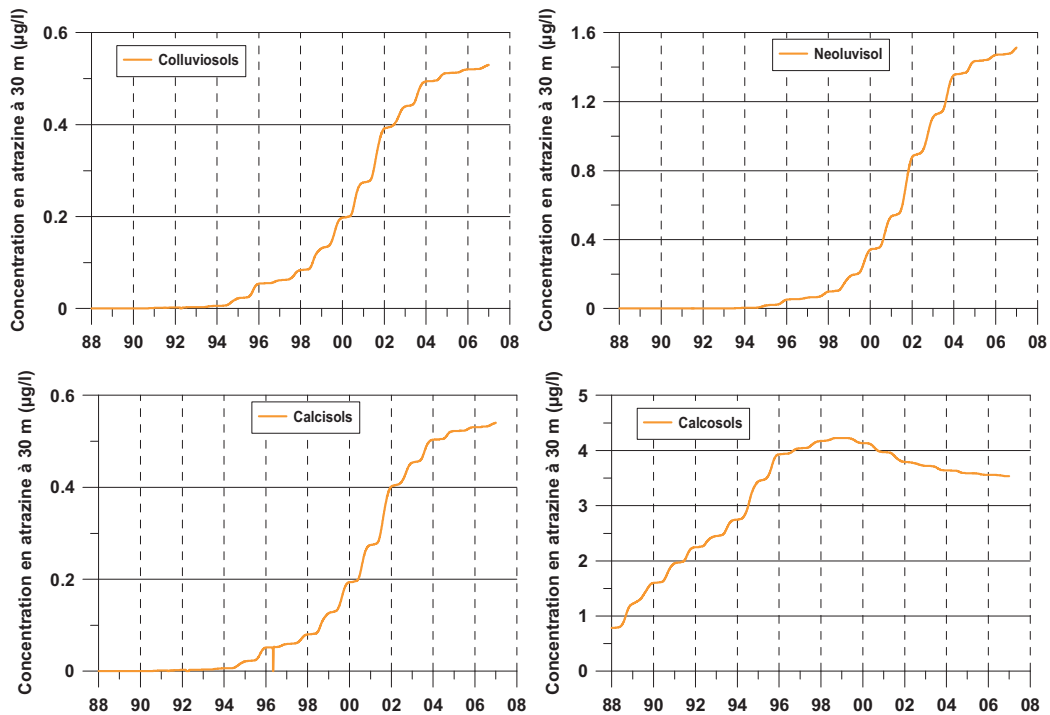


Figure 3.40 – Comparaison des concentrations simulées par AGRIFLUX / NASH à 30 m sous les colluviosols, les neoluvisols, les calcisols et les calcosols pour la parcelle n°13 entre 1988 et 2006

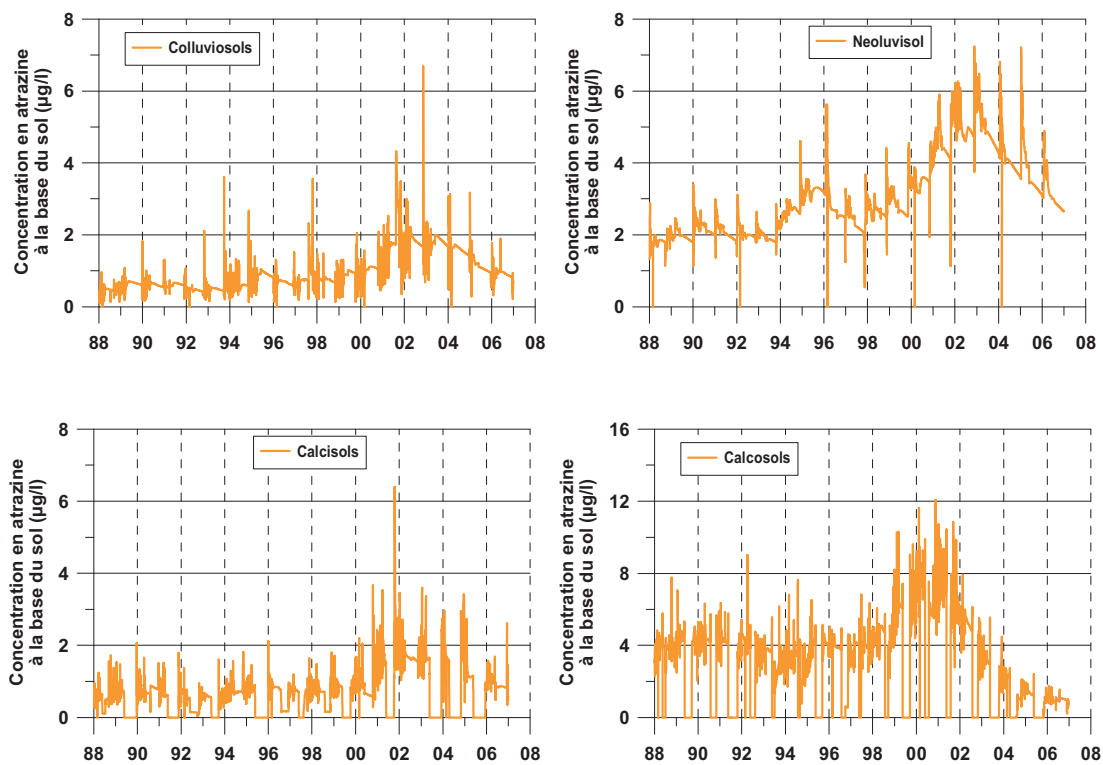


Figure 3.41 – Comparaison des concentrations simulées par AGRIFLUX à la base du sol pour les colluviosols, les neoluvisols, les calcisols et les calcosols pour la parcelle n°13 entre 1988 et 2006

Une fois de plus, on remarque sur les simulations à la base des sols, la différence des concentrations maximales entre les calcosols (12 µg/l) et les autres types de sol (7 µg/l). Une telle différence est sans doute liée à la faible épaisseur des calcosols qui retiennent probablement moins l'eau et les pesticides.

4.4. Approche de modélisation avec MACRO

En parallèle à ce travail de thèse, une autre approche a été testée par des chercheurs du BRGM suivant une méthodologie similaire mais en utilisant le modèle MACRO pour représenter le sol et la ZNS en lieu et place du couple AGRIFLUX / NASH. L'approche de modélisation retenue par le BRGM est donc une modélisation couplée MACRO / MARTHE (BROERS et al., 2007). La zone non saturée est représentée entièrement, par le modèle MACRO dont les résultats sont utilisés comme données d'entrées du modèle MARTHE.

Les données d'entrées utilisées pour le modèle MACRO sont les mêmes que celles utilisées comme données d'entrées par AGRIFLUX et sont présentées dans les parties précédentes. Le découpage des sols en fonction des types de sol et de leur assolement a été réalisé sur les mêmes bases pour les deux modèles mais compte tenu de l'importance des temps de calcul de MACRO (plusieurs jours), les types de sols ont été regroupés en deux types, les luvisols et les calcisols regroupant respectivement les profonds d'une part et les sols peu profonds d'autre part. La principale différence réside dans le fait que la zone non saturée profonde a été modélisée par MACRO dans un cas et par un modèle à réservoir de type NASH pour la modélisation couplée AGRIFLUX / NASH / MARTHE. Les paramètres concernant les calcaires de la zone non saturée ont été définis à dire d'expert sur les bases d'une modélisation précédemment réalisée (ROULIER et al., 2006) et sont considérés homogènes sur l'ensemble du bassin.

La Figure 3.43 présente une comparaison entre les volumes d'eau percolés, simulés par MACRO à la base de la zone non saturée sous la parcelle n°13. Le volume d'eau percolé est de 194 mm/an pour les luvisols et 223 mm/an pour les calcisols (Figure 3.42). Les volumes les plus importants sont présents dans les sols peu profonds type calcisols.

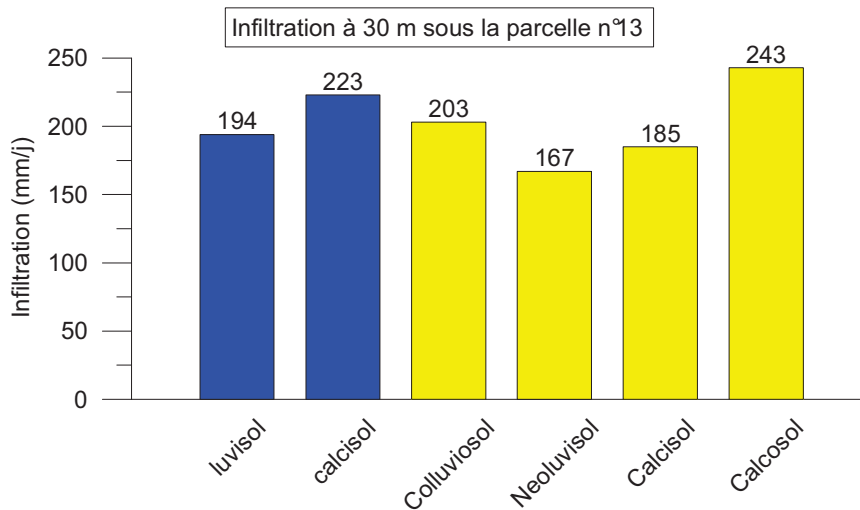


Figure 3.42 – Comparaison des flux d’eau percolés à 30 m sous la parcelle 13 (en bleu les flux MACRO en jaune les flux AGRIFLUX / NASH)

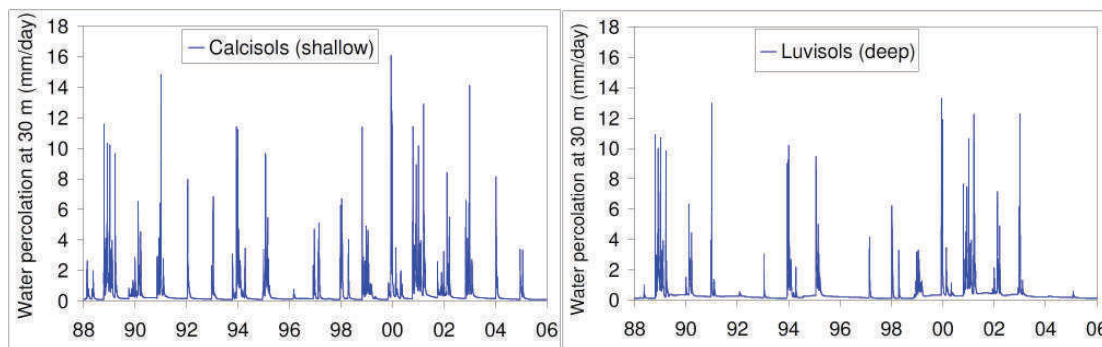


Figure 3.43 – Comparaison des volumes percolés simulés par MACRO à 30 m sous les calcisols et les luvisols pour la parcelle n°13 entre 1988 et 2005

La Figure 3.44 présente les pesticides lessivés à la base de la zone non saturée (30 m) sous la parcelle n°13 pour les deux types de sols simulés avec MACRO. Dans le cas des simulations MACRO les variations de concentration se font de façon très rapide et suivent les cycles annuels de l’eau percolée à la base de la zone non saturée. L’importance des écoulements préférentiels dans les calcaires fracturés pourrait être responsable de ces écoulements rapides entraînant avec eux de l’atrazine. Les concentrations maximales sont atteintes dans les années 2000 mais ne sont que de 1,5 µg/l pour les calcisols et 4 µg/l pour les luvisols. L’importance des flux préférentiels sous les sols profonds (luvisols) est mise en avant par les concentrations plus importantes et plus sporadiques simulées sous ce type de sols.

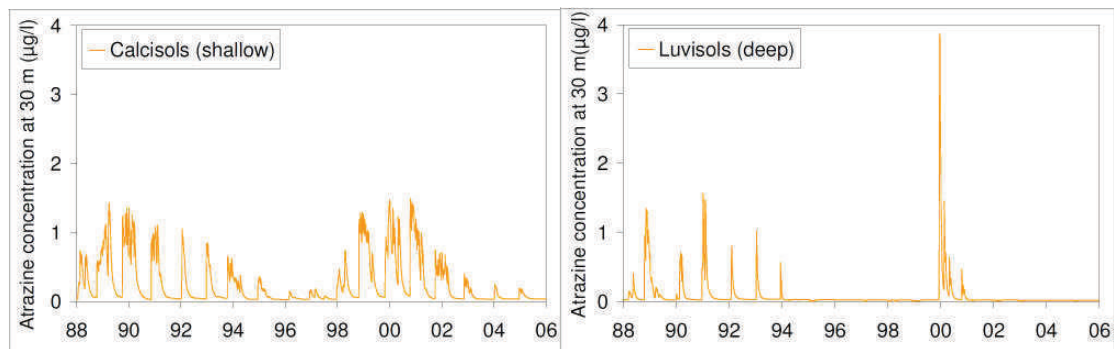


Figure 3.44 – Comparaison des concentrations simulées par MACRO à 30 m sous les calcisols et les luvisols pour la parcelle n°13 entre 1988 et 2005

Au final les colonnes de sol MACRO semblent libérer de l’atrazine de façon beaucoup plus ponctuelle que les colonnes AGRIFLUX / NASH.

5. 4^{ème} étape : Couplage

5.1. Présentation

L’agrégation des modèles 1D (AGRIFLUX et NASH), spatialisée selon les 72 zones précédemment définies fournit les données d’entrée (flux d’eau et de pesticides) du modèle 2D (MARTHE). L’inertie du système a conduit à démarrer les simulations avec les premières applications de pesticide, dans les années 1960. L’exécution du modèle sur 1967 – 2007 se fait en 2 temps pour des questions de taille de mémoire et de rapidité d’exécution. L’ensemble nécessite entre 2 et 3h de calcul (AGRIFLUX 1 h + NASH 15 min + MARTHE 1 h)

En ce qui concerne le transport , il n’y a pas a proprement parlé de calage dans cette phase, les deux systèmes de modèle ayant été calibrés chacun indépendamment. Les chroniques de pesticides ont d’ailleurs été obtenues très tardivement (problème d’incendie au laboratoire espagnol partenaire).

5.2. Résultats

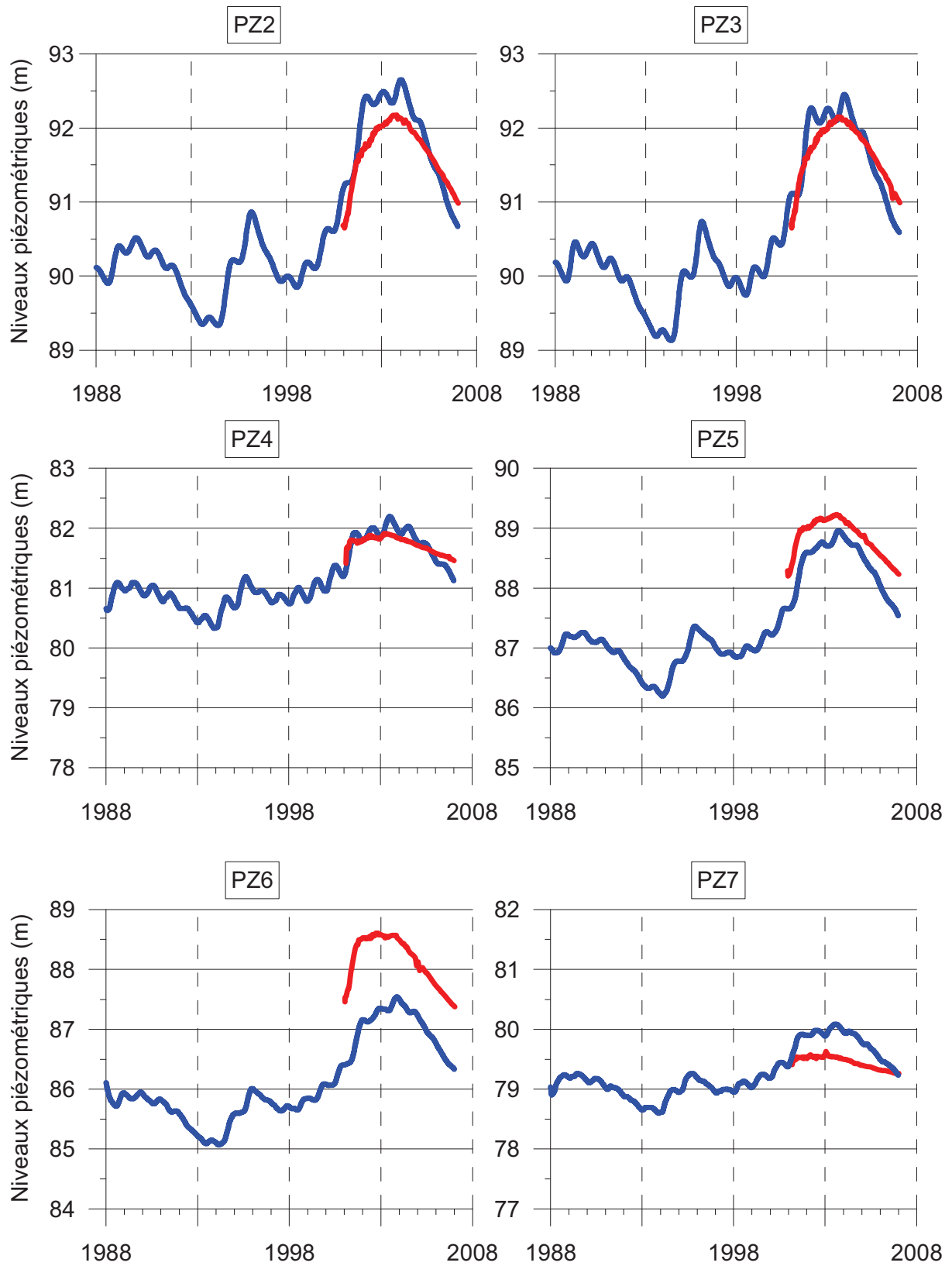


Figure 3.45 – Comparaison des niveaux mesurés et simulés par le modèle couplé 1D/2D en régime transitoire au pas de temps journalier pour les piézomètres PZ2 à PZ7

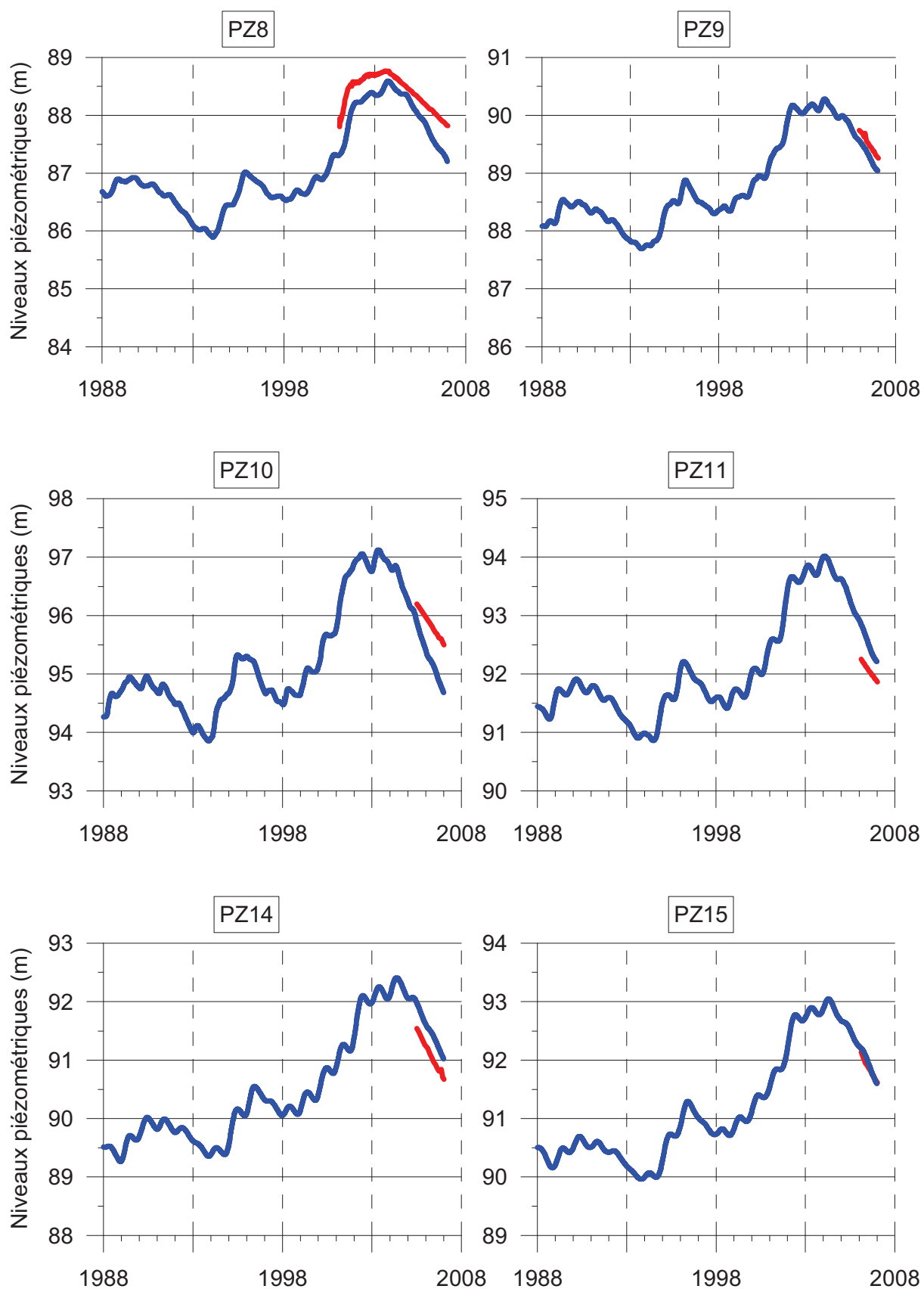


Figure 3.46 – Comparaison des niveaux mesurés et simulés par le modèle couplé 1D/2D en régime transitoire au pas de temps journalier pour les piézomètres PZ8 à PZ15

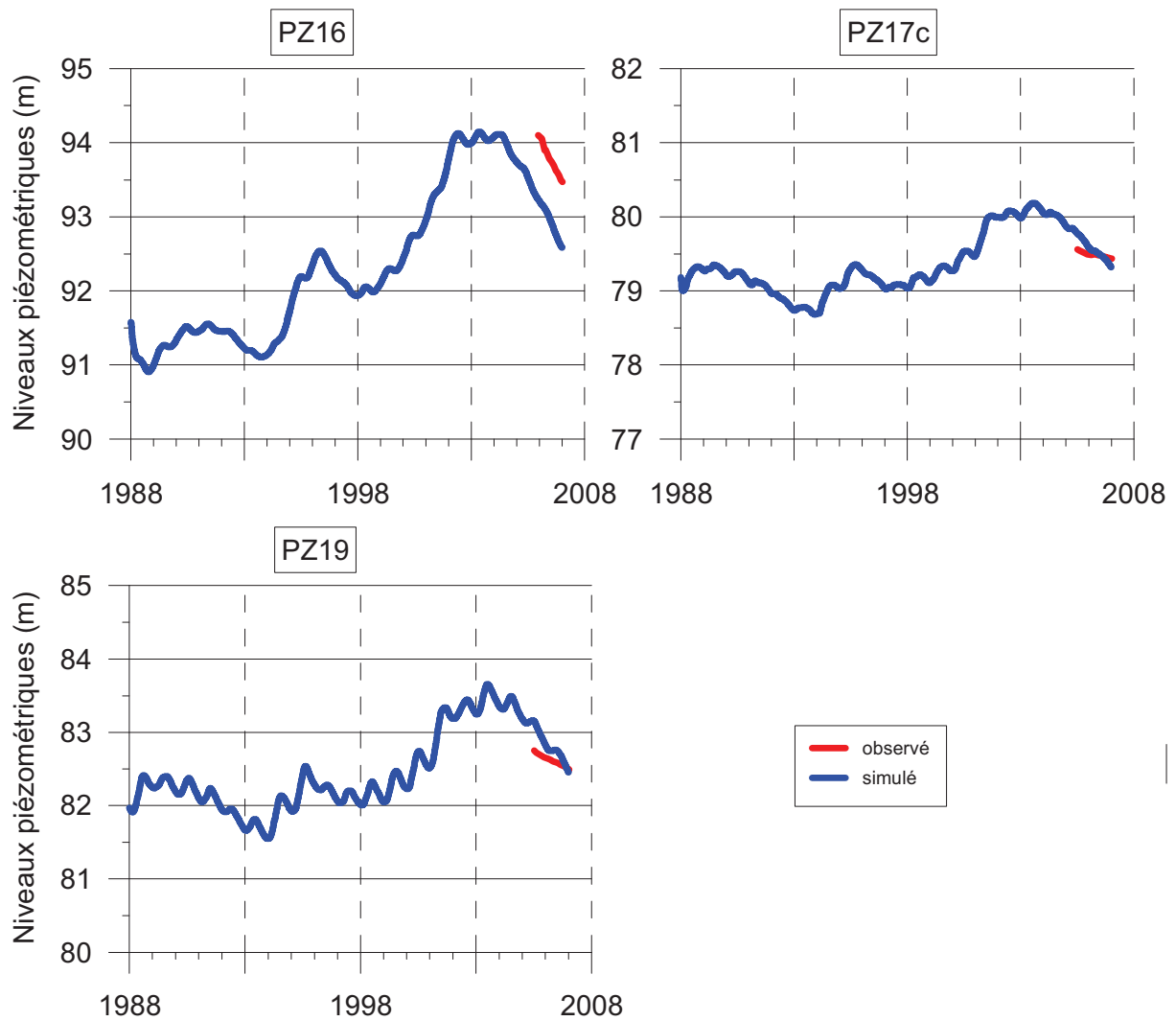


Figure 3.47 – Comparaison des niveaux mesurés et simulés par le modèle couplé 1D/2D en régime transitoire au pas de temps journalier pour les piézomètres PZ14 à PZ19

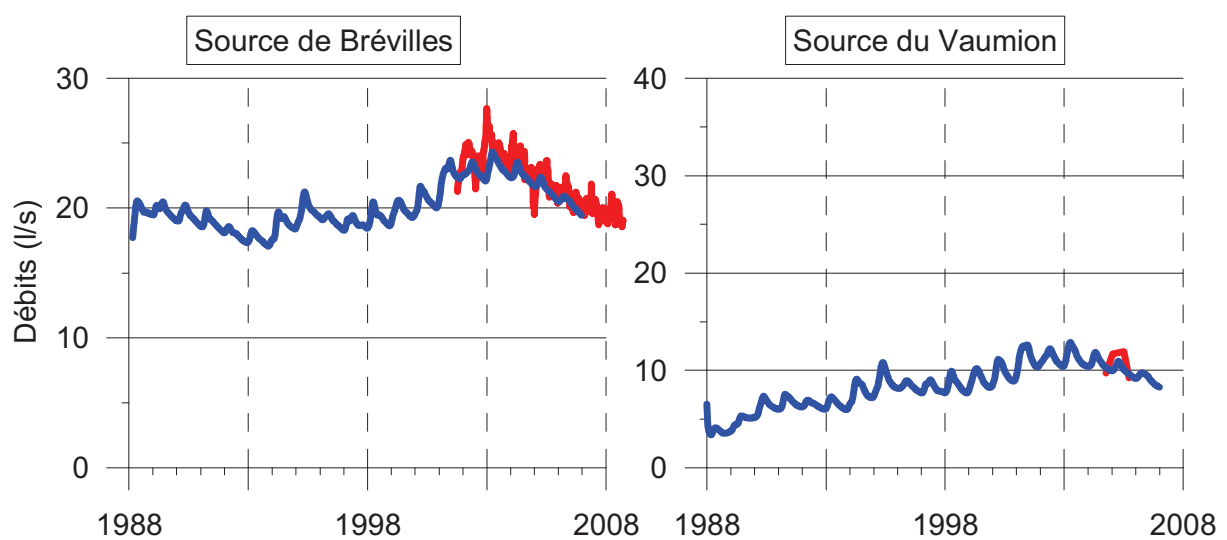


Figure 3.48 – Comparaison des débits mesurés et simulés par le modèle couplé 1D/2D en régime transitoire au pas de temps journalier pour les principales sources du site d'étude

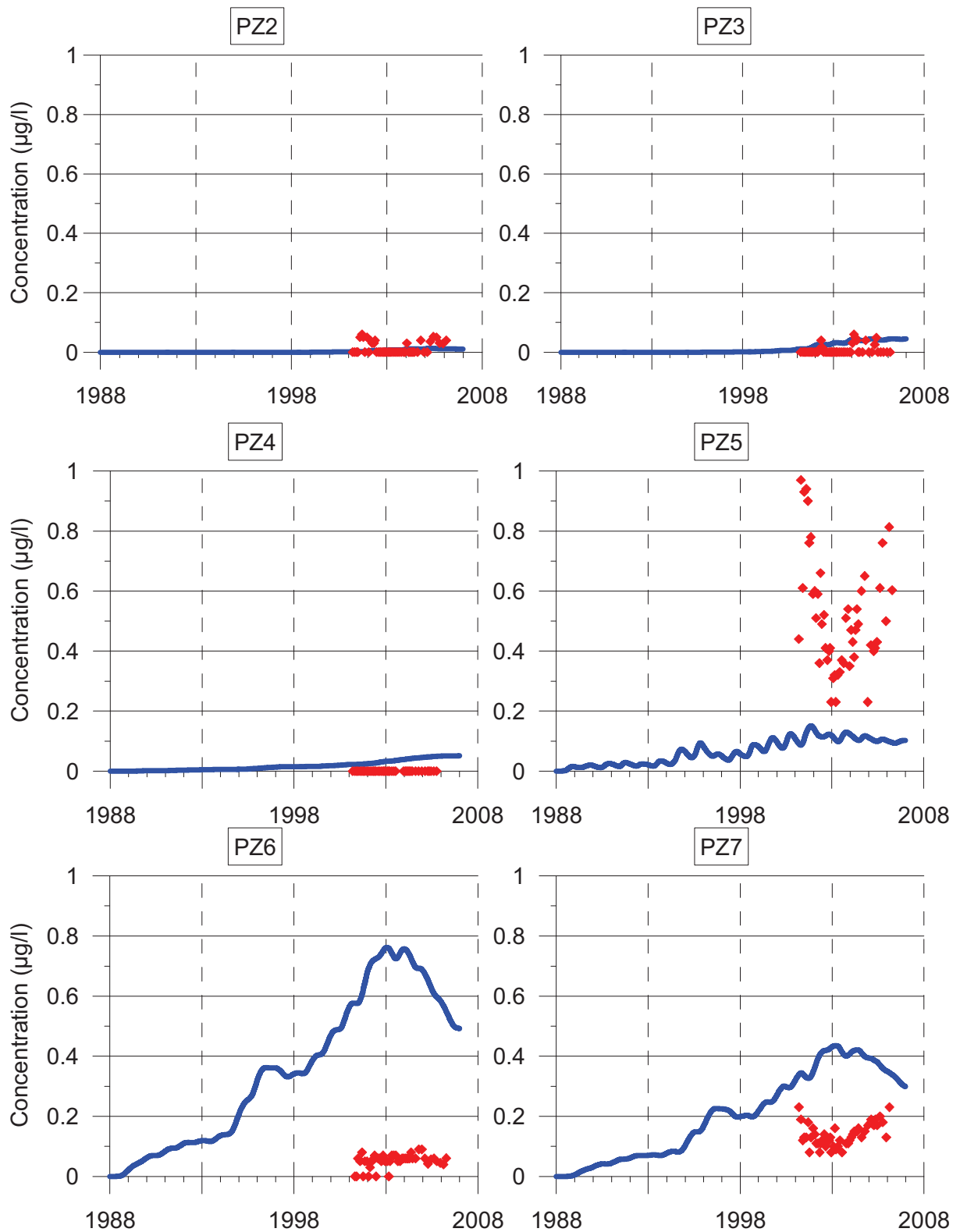


Figure 3.49 – Comparaison des concentrations mesurées et simulées par le modèle couplé 1D/2D en régime transitoire au pas de temps journalier pour les piézomètres PZ2 à PZ7

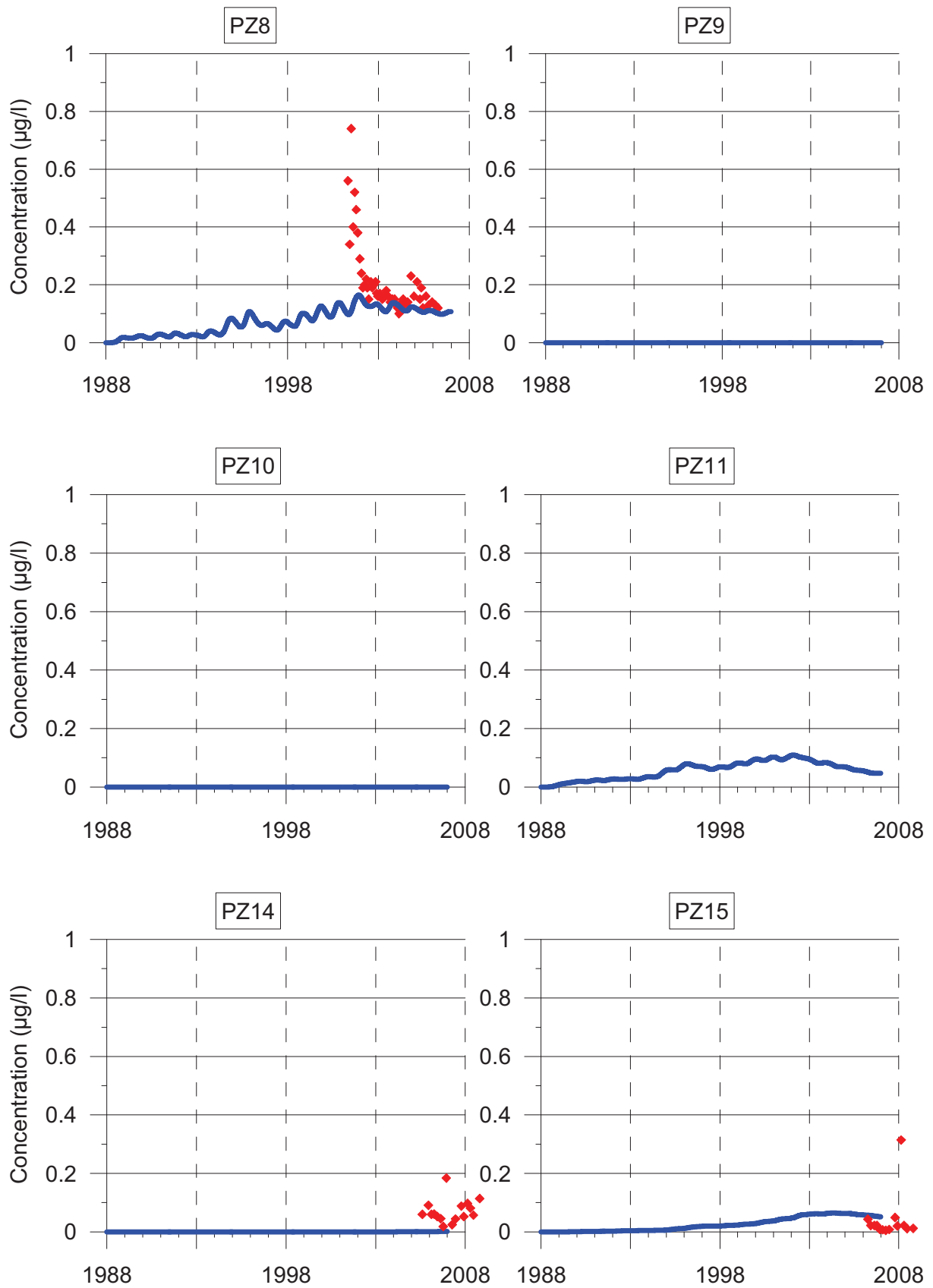


Figure 3.50 – Comparaison des concentrations mesurées et simulées par le modèle couplé 1D/2D en régime transitoire au pas de temps journalier pour le piézomètre PZ8 et concentrations simulées pour les piézomètres PZ8 à PZ15

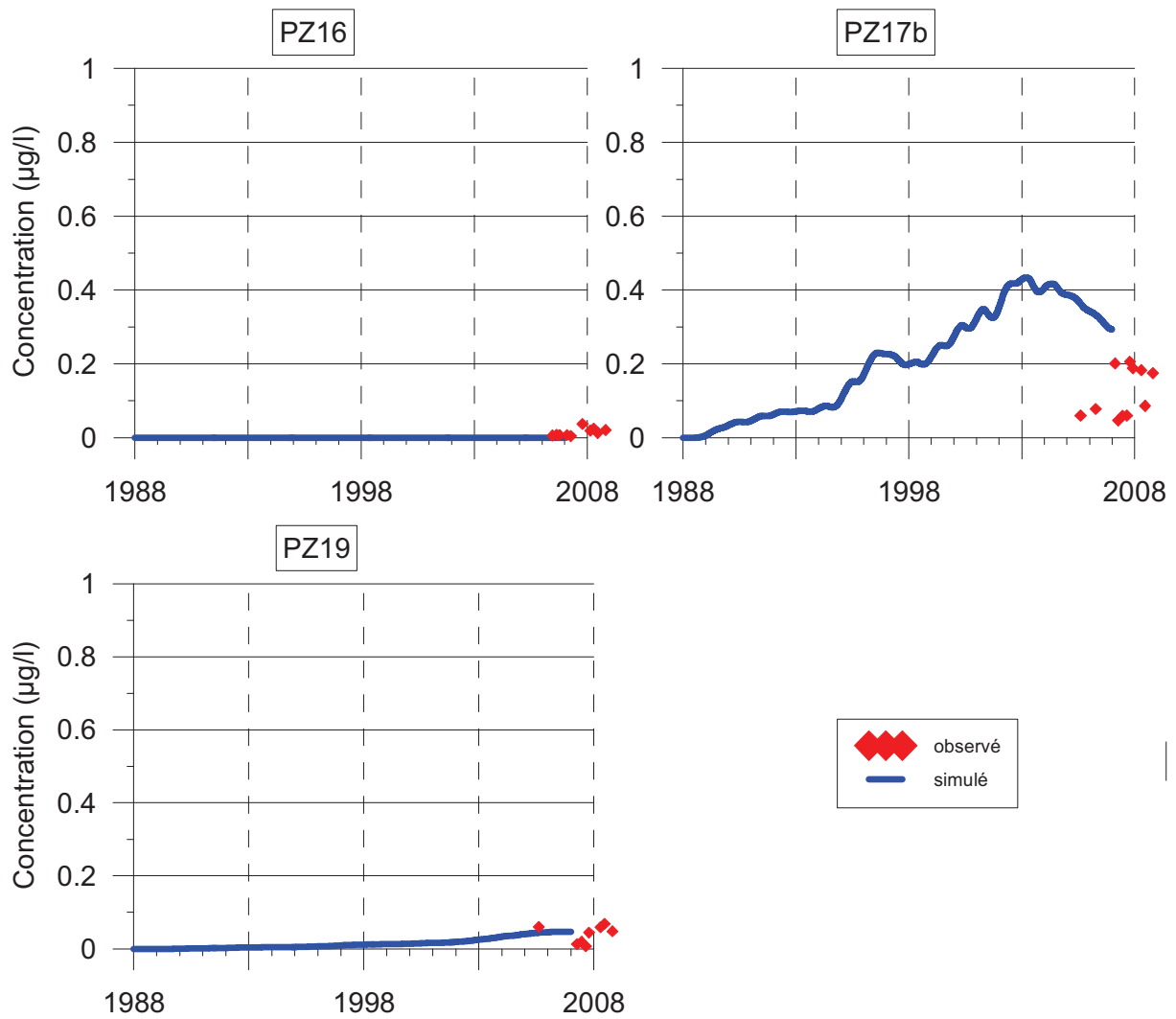


Figure 3.51 – Concentrations simulées par le modèle couplé 1D/2D en régime transitoire au pas de temps journalier pour les piézomètres PZ16 à PZ19

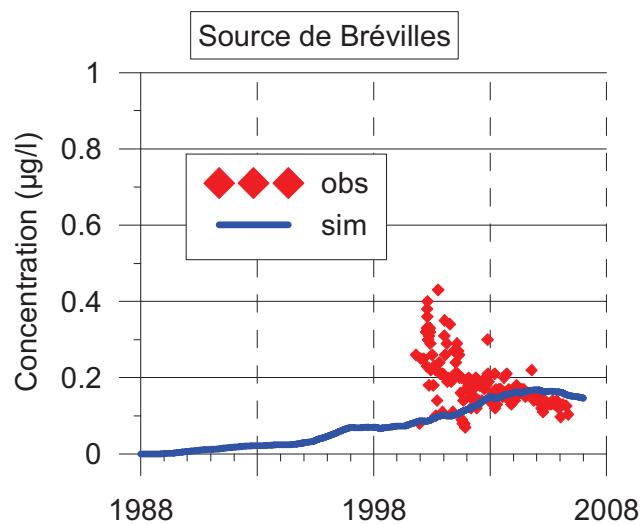


Figure 3.52 – Comparaison des concentrations mesurées et simulées par le modèle couplé 1D/2D en régime transitoire au pas de temps journalier pour la source de Brévilles

5.3. Discussion

Les niveaux piézométriques observés semblent correctement reproduits par le modèle couplé en termes d'amplitude et de durée. Cependant des variations saisonnières, sans doute dues aux variations des précipitations au cours des années, sont simulées par le modèle alors qu'elles n'apparaissent pas sur les chroniques observées. Ce phénomène peut être expliqué par l'absence de prise en compte de la variabilité verticale des sables de Cuise, or il est entendu que de telles variations notamment au niveau de la perméabilité existent sur le terrain. Il est fort probable qu'un niveau plus perméable au sommet des sables de Cuise jouerait un rôle important limitant les variations piézométriques saisonnières simulées en écrêtant ces variations. De plus la zone non saturée est considérée comme homogène verticalement et horizontalement alors que des niveaux marneux ont été observés à plusieurs endroits. Ces niveaux pourraient également jouer un rôle tampon dans l'arrivée des flux d'eau et ainsi gommer les variations saisonnières simulées par notre modèle. Il faut cependant noter que les variations de débits observées à la source des Brévilles sont en accord avec les débits minimums mesurés. Il a été observé que la station de jaugeage située 200 m en aval de la source récupérait également des eaux de ruissellement lors des fortes précipitations (GUTIERREZ et al., 2008a) ; les débits minimums mesurés correspondent uniquement à la contribution de l'aquifère. Dans ces conditions on observe que les débits simulés présentent des variations qui sont très semblables aux variations observés bien que d'amplitude moindre. Cette observation permet de souligner l'importance probable d'une couche plus perméable au sommet des sables de Cuise qui tout en réduisant les variations des niveaux piézométriques permettrait de faire arriver plus rapidement l'eau vers l'exutoire du bassin et ainsi augmenterait l'amplitude des variations de débit au niveau de la source.

Sur le plan du transport de pesticides, le résultat est assez satisfaisant en certains endroits et certaines périodes mais décevant sur quelques piézomètres (PZ6, PZ7) et sur la source. D'une manière générale, il semblerait que les piézomètres situés au droit d'une épaisseur de zone non saturée plus importante (PZ2, PZ3) soient moins susceptibles de présenter des concentrations importantes en pesticides. Cela a été présenté avec l'observation des concentrations en nitrates qui, d'après BARAN et al., 2007, n'auraient pas encore atteint la nappe en raison de l'épaisseur de zone non saturée. En revanche les piézomètres dans lesquels l'atrazine a été observée sont ceux pour lesquels les concentrations simulées sont les plus

importantes (PZ5, PZ6, PZ7 et PZ8) mais ne reproduisent pas correctement les concentrations observées. Les concentrations simulées sont beaucoup trop importantes pour les piézomètres PZ6 et PZ7. Les piézomètres PZ5 et PZ8 quant à eux ne reproduisent pas les fortes variations de concentrations observées alors qu'ils sembleraient bien reproduire le niveau de concentration de base. L'allure irrégulière des chroniques de concentrations observées pourrait être causée par une double porosité au sein de la zone non saturée, constituée principalement de calcaires fracturés, qui permettrait le lessivage rapide des pesticides lors des épisodes pluvieux importants de 2001. Ces quelques observations laissent supposer d'une part, que la prise en compte de la zone non saturée avec la modèle NASH a permis de retarder suffisamment le flux d'atrazine pour que celui-ci n'atteigne pas les piézomètres forés au droit des fortes épaisseurs de ZNS alors que des concentrations non négligeables ont été simulées pour des piézomètres forés à travers une ZNS moins importante. D'autre part, la représentation homogène des sables de Cuise sur le plan vertical, semble présenter ici ses limites. En effet les piézomètres PZ5 et PZ8 tout deux proches l'un de l'autre présentent des concentrations simulées très semblables alors que les concentrations observées sont bien différentes laissant entendre des écoulements différents tels que l'ont souligné GUTIERREZ et BARAN, 2008.

L'observation des concentrations sur un site intégrateur de ces signaux ponctuels, tel que l'exutoire du système (la source), gomme les incertitudes sur la distribution spatiale des signaux d'entrée. Les concentrations simulées à la source semblent être du même ordre de grandeur que les concentrations observées mais les variations temporelles ne semblent pas correspondre. Les concentrations simulées arrivent apparemment en retard et avec un aspect beaucoup plus lissé que celui des chroniques observées. Le modèle ne semble simuler qu'un niveau de base des concentrations sans réussir à reproduire correctement les pics d'arrivée d'atrazine au niveau de la source. La prise en compte d'un niveau plus perméable au sommet des sables de Cuise pourrait probablement également corriger ce décalage temporel et permettrait peut être l'apparition de pics de concentrations au niveau de la source.

5.4. Le cas des nitrates

L'observation de la chronique de concentration de pesticides a mis en évidence de très fortes similitudes entre la forme de la courbe de concentrations des nitrates observés avec celle de l'atrazine simulée à la source des Brévilles (Figure 3.53).

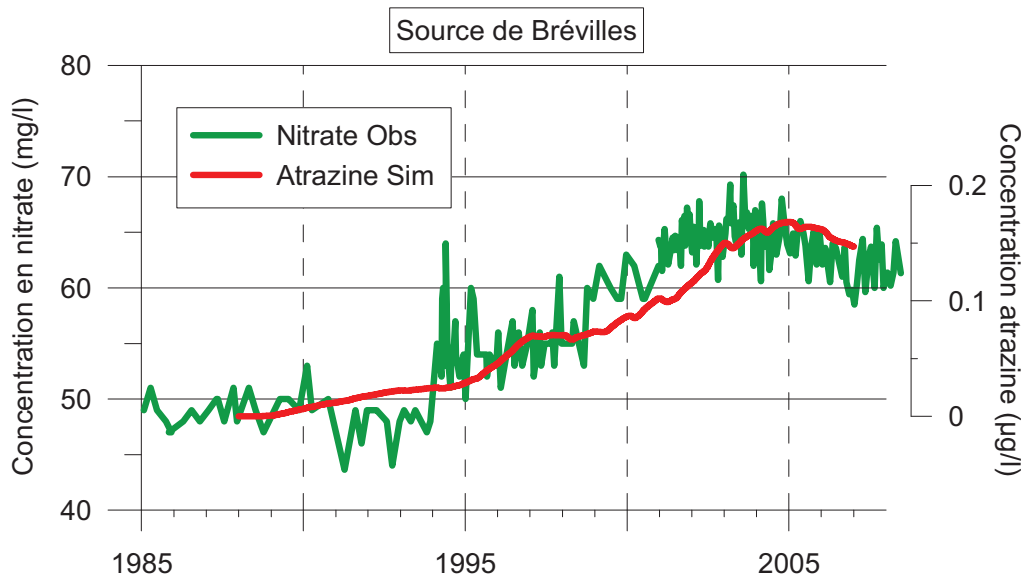


Figure 3.53 – Comparaison des chroniques de nitrates observées et d’atrazine simulée à la source des Brévilles

Les deux chroniques semblent présenter de nombreuses similitudes au niveau de l’aspect général, et ce malgré un décalage temporel d’environ 3 ans. Pour aller plus loin dans la description et la compréhension de ce phénomène une modélisation « rapide » a été réalisée en utilisant les masses de nitrates lessivés simulés par le modèle AGRIFLUX mis en place par Eric Gomez au BRGM (THIÉRY et al., 2008). Ces masses de nitrates ont été introduites dans le modèle couplé présenté précédemment à la place de l’atrazine. Le modèle réalisé par le BRGM ne concernant qu’un type de sol et une seule parcelle agricole, les données concernant les nitrates n’ont pu être spatialisées.

Les résultats présentés sur la Figure 3.54 présentent les concentrations en nitrate observées et simulées à la source des Brévilles. On observe sur le graphique que, malgré des concentrations bien différentes (40 mg/l au maximum pour les concentrations simulées contre 65 mg/l pour les concentrations observées) les deux courbes présentent des formes similaires. Cette différence entre les concentrations simulées et observées pourrait être due aux niveaux de base des nitrates au début de la simulation. Tout comme pour l’atrazine il est probable que les données d’application de nitrates recueillies auprès des agriculteurs aient été sous-estimées et que les doses d’application qui ont été utilisées pour compléter les périodes manquantes aient été inférieures aux doses réellement appliquées. Enfin les quantités de nitrates lessivés utilisées comme données d’entrée de ce modèle ne correspondent qu’à une seule parcelle et ont été utilisées arbitrairement sur l’ensemble du site introduisant donc un autre biais pouvant expliquer ce décalage entre les nitrates observés et simulés. Cependant les amplitudes de variations correspondent globalement et les courbes sont presque synchrones à partir de 1988.

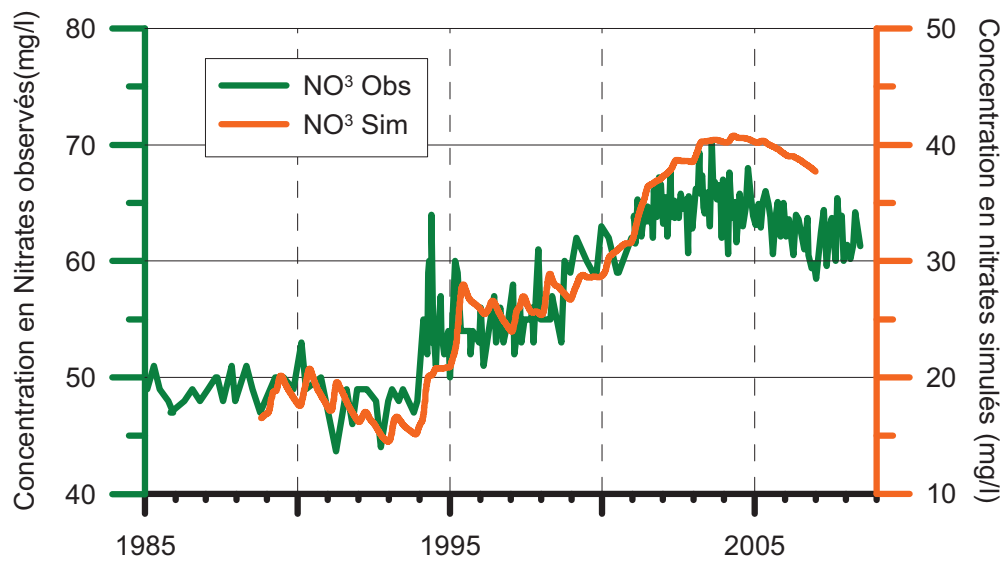


Figure 3.54 – Comparaison des chroniques de nitrates observées et simulées à la source des Brévilles par le modèle couplé.

Les informations apportées par cette simulation permettent de penser que le modèle MARTHE semble reproduire correctement le fonctionnement hydrodynamique général du système ainsi que le transport sur notre site d'étude. De plus le décalage faible entre les chroniques de concentrations simulées et observées à la source laisse entendre que la prise en compte de la ZNS avec le modèle NASH tel qu'il est calé n'est pas le principal responsable du décalage des chroniques simulées ni de l'atténuation des pics de concentrations observés car on observe sur cette simulation des variations rapides des concentrations au niveau de la source. Le transport dans la zone non saturé profonde et dans la zone saturée étant considéré comme non réactif, on peut en déduire que les écarts observés lors des simulations de l'atrazine sembleraient être causés lors de la prise en compte des sols et des cultures.

Cette modélisation semble donc souligner l'importance du compartiment « sol » dans la modélisation du devenir des pesticides.

5.5. Approche de modélisation couplée avec MACRO

Les simulations effectuées dans ce paragraphe concernent un couplage de MACRO avec le même modèle MARTHE que celui qui a été utilisé lors du couplage avec AGRIFLUX / NASH présenté précédemment. Les résultats des simulations MACRO / MARTHE réalisés par N. Amraoui (AMRAOUI et al., 2008) sont comparés avec ceux du couplage AGRIFLUX / NASH / MARTHE.

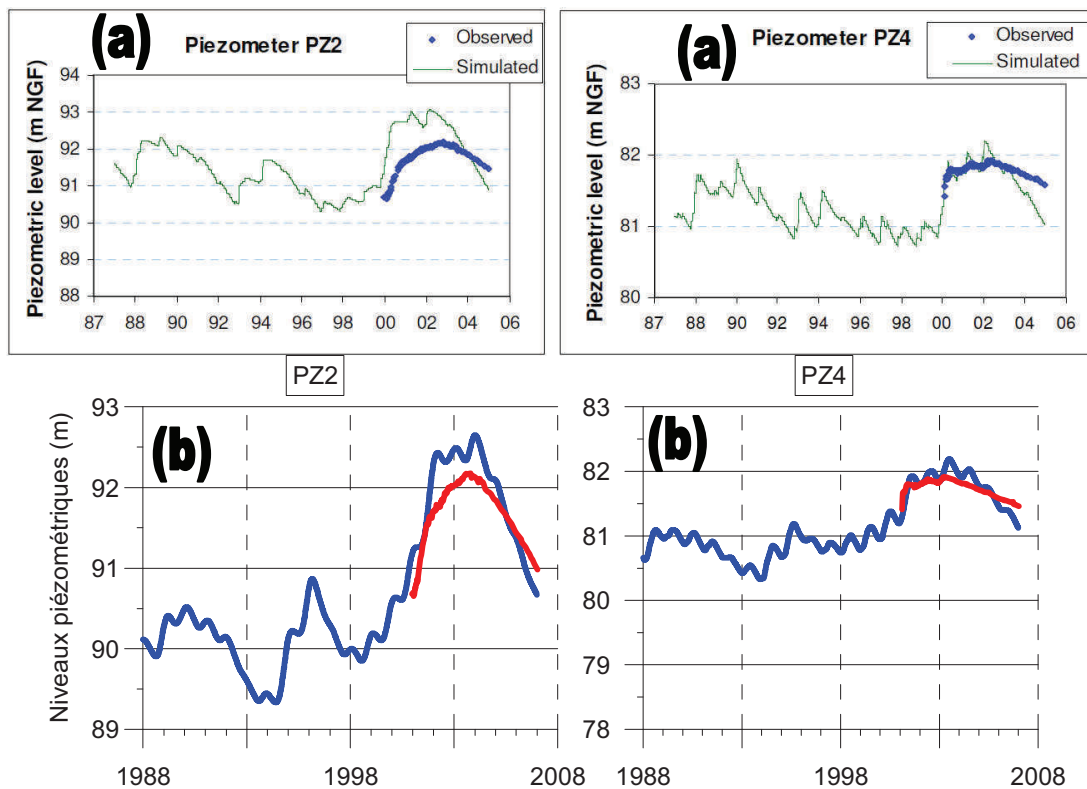


Figure 3.55 – Comparaison entre les niveaux piézométriques observés et simulés par le modèle couplé MACRO / MARTHE (a) et AGRIFLUX / NASH / MARTHE (b) pour les piézomètres PZ2, PZ4

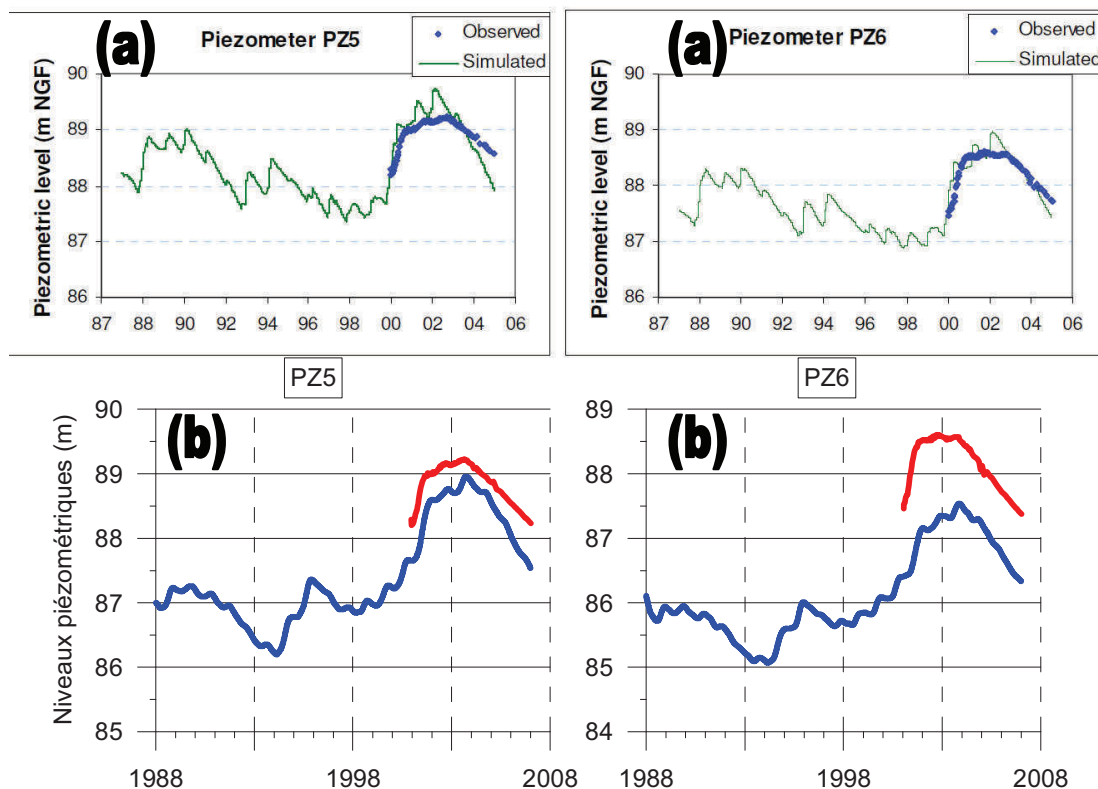


Figure 3.56 – Comparaison entre les niveaux piézométriques observés et simulés par le modèle couplé MACRO / MARTHE (a) et AGRIFLUX / NASH / MARTHE (b) pour les piézomètres PZ5 et PZ6

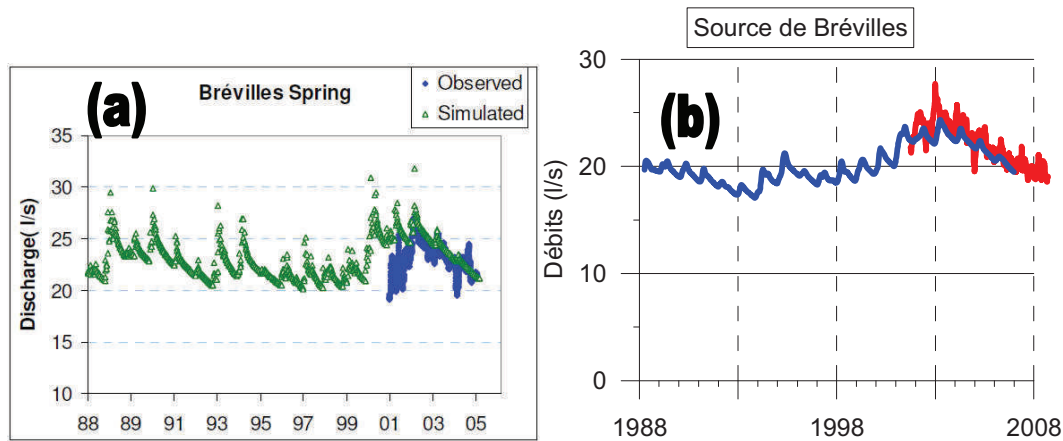


Figure 3.57 – Comparaison entre les débits observés et simulés par le modèle couplé MACRO / MARTHE (a) et AGRIFLUX / NASH / MARTHE (b) pour la source des Brévilles

Les graphiques précédents (Figure 3.56 et Figure 3.56) montre que les niveaux piézométriques simulés par le couplage MACRO / MARTHE sont du même ordre de grandeur que ceux observés dans les piézomètres PZ2, PZ4, PZ5 et PZ6. Les variations de charges simulées par le modèle sont comparables à celles observées excepté pour le piézomètre PZ2 pour lequel le modèle surestime les charges. Il est intéressant de souligner qu'avec une même distribution spatiale des transmissivités et des emmagasinelements, on obtient un calage très différent, notamment au niveau des piézomètres PZ2 et PZ6 que ceux obtenus avec le couplage AGRIFLUX / NASH / MARTHE. On observe également que le modèle MACRO / MARTHE a tendance à simuler une redescente des niveaux piézométriques trop rapide. Aucune variation saisonnière n'est observée sur le site mais elles sont cependant simulées par ce modèle. Ces variations sont sans doute liées aux flux rapides simulés par MACRO dans les calcaires fracturés qui génèrent de rapides variations du niveau piézométrique. Les débits simulés à la source de Brévilles (Figure 3.57) semblent quant à eux plus ou moins bien reproduits. Les niveaux piézométriques simulés par le couplage AGRIFLUX / NASH / MARTHE, semblent de prime abord reproduire moins bien les niveaux piézométriques. En effet, le modèle tend à sous-estimer les niveaux piézométriques, principalement pour le piézomètre PZ6. Ceci est dû au fait que lors du calage du modèle, un compromis a dû être trouvé entre les débits sortant à la source et les niveaux piézométriques simulés, il semblerait donc que le modèle AGRIFLUX ne laisse pas entrer assez d'eau. En revanche, on observe moins de variations saisonnières pour les niveaux piézométriques simulés par le modèle AGRIFLUX / NASH / MARTHE exception faite du piézomètre PZ4 pour lequel l'épaisseur de zone non saturée est la plus faible sous un calcosol drainant beaucoup d'eau comme cela a été présenté précédemment. Les vitesses de récession des

niveaux piézométriques sont elles aussi moins importantes dans le modèle AGRIFLUX / NASH / MARHTE et reproduisent mieux dans le temps les variations piézométriques observées.

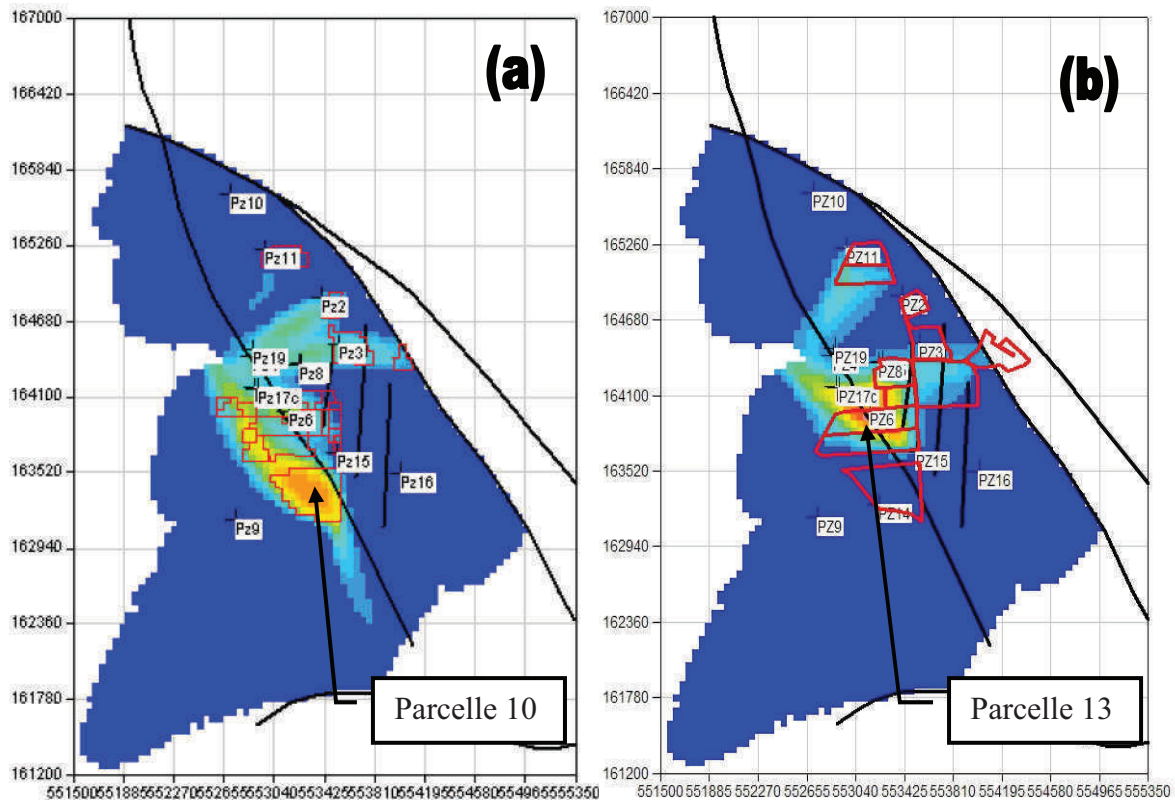


Figure 3.58 – Représentation des concentrations simulées en atrazine en décembre 2005 par les modèles de transport couplé MACRO / MARTHE (a) et AGRIFLUX / NASH / MARTHE (b). Les parcelles ayant reçu de l’atrazine sont détournées en rouge

La Figure 3.58 montre les concentrations simulées en décembre 2005 pour les deux modèles de transport couplés. On remarque tout d’abord que la répartition des concentrations dans la zone non saturée est significativement différente alors que les applications de pesticides à la surface sont les mêmes pour les deux modèles. Les concentrations simulées atteignent $0,17 \mu\text{g/l}$ à la verticale de la parcelle n°10 au sud de la source de Brévilles pour le couplage MACRO / MARTHE et $0,6 \mu\text{g/l}$ à la verticale de la parcelle 13 et plus précisément à la verticale d’un calcosol présent dans cette parcelle. Les concentrations simulées par le modèle de transport couplé AGRIFLUX / NASH / MARTHE laisseraient supposer que les calcosols jouent un rôle prédominant dans la quantité de pesticides lessivés par notre modèle, ce qui ne semble pas être le cas pour le modèle MACRO / MARTHE.

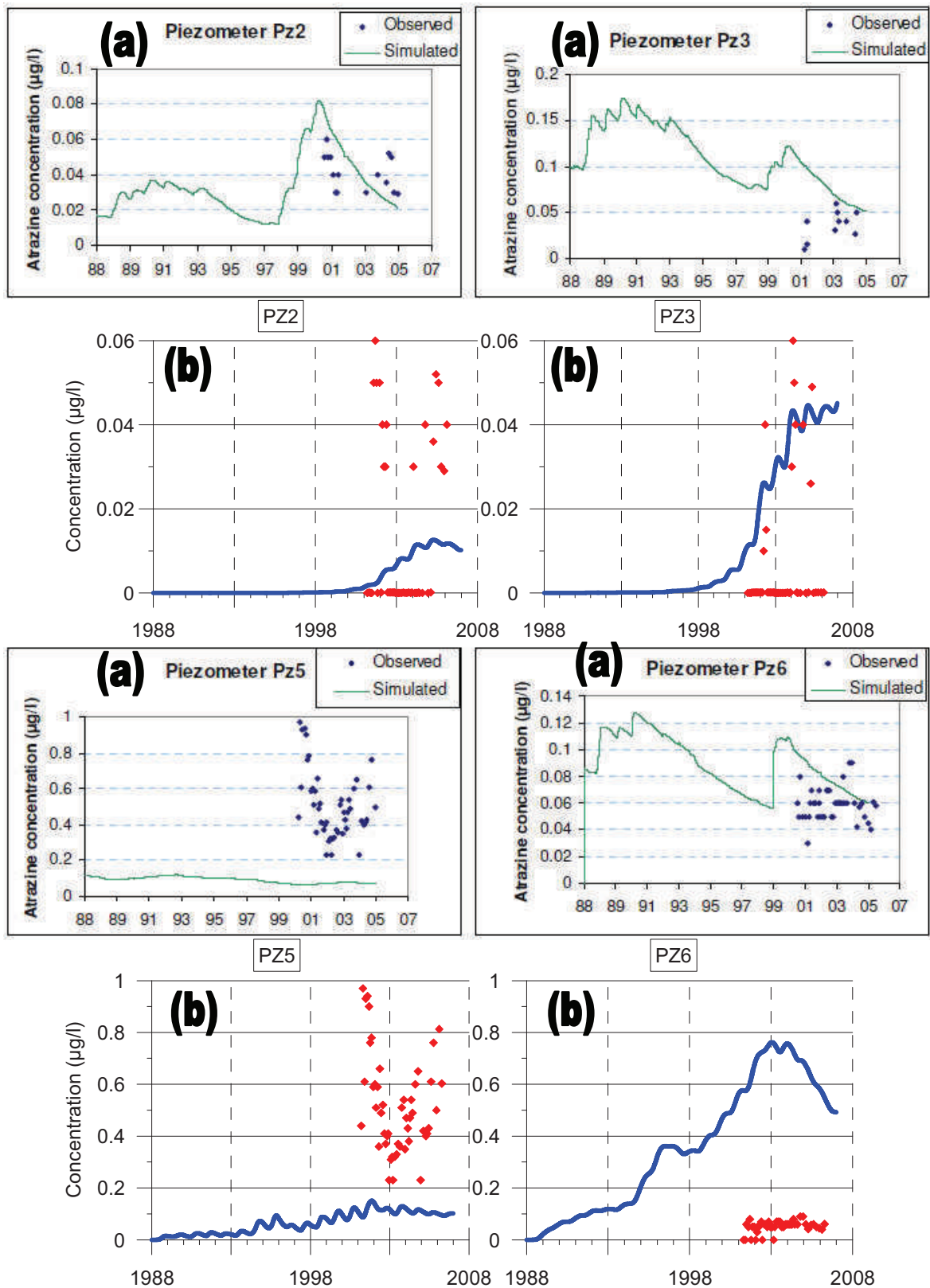


Figure 3.59 – Comparaison des concentrations en atrazine mesurées et simulées par les modèles MACRO / MARTHE (a) et AGRIFLUX / NASH / MARTHE pour les piézomètres PZ2, PZ3, PZ5, PZ6

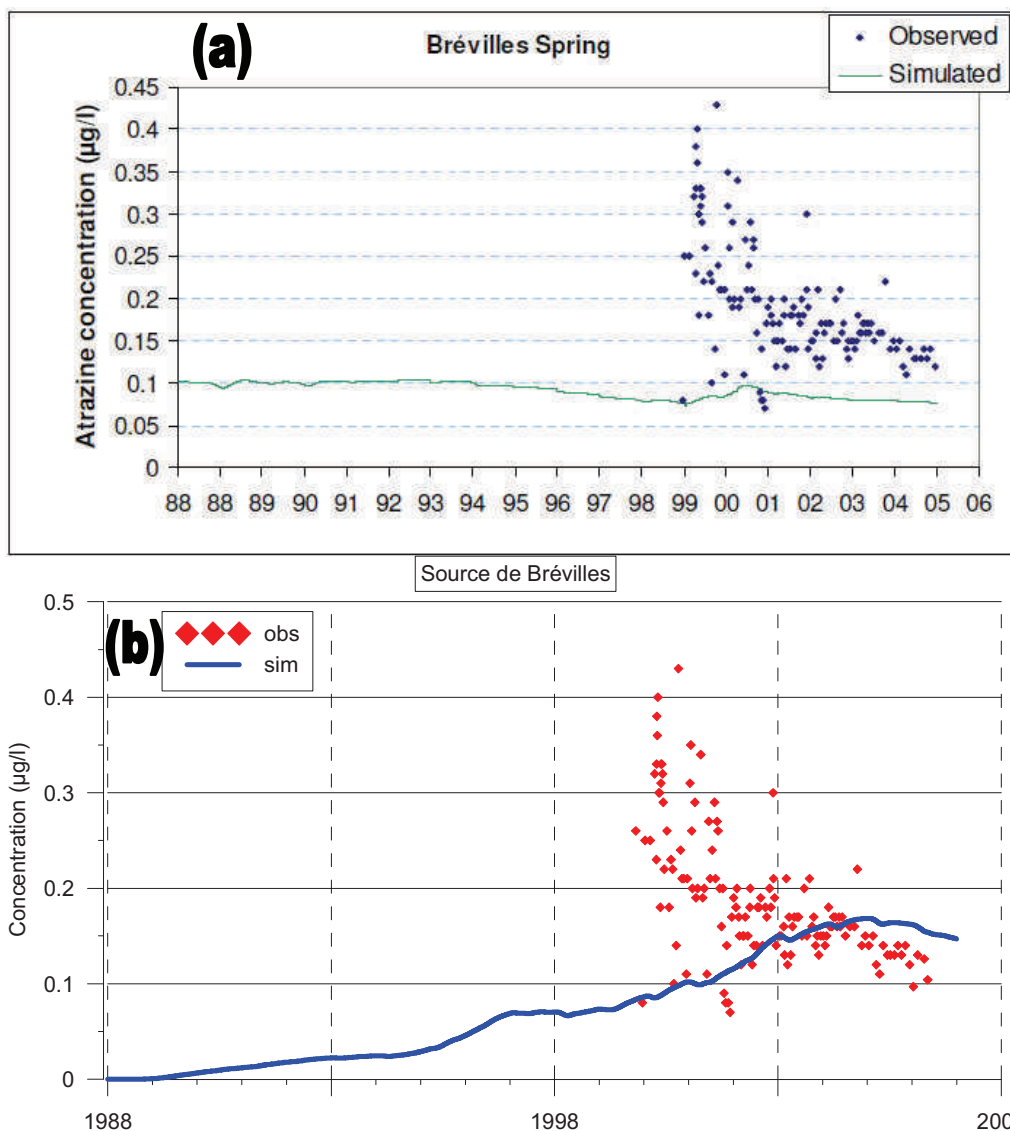


Figure 3.60 – Concentrations en atrazine observées et simulées par les modèles MACRO / MARTHE (a) et AGRIFLUX / NASH / MARTHE (b) à la source des Brévilles

Les Figure 3.59 et Figure 3.60 montrent les concentrations observées et simulées en atrazine dans différents piézomètres et à la source des Brévilles pour les deux modèles couplés. Dans l'ensemble, les concentrations moyennes simulées par le modèle MACRO / MARTHE reproduisent correctement les concentrations observées en termes d'amplitudes pour les piézomètres PZ2, PZ3 et PZ6. Parallèlement, les concentrations en atrazine simulées au niveau du piézomètre PZ5 sont très faibles en comparaison des données mesurées. Dans le cas de la simulation MACRO / MARTHE (contrairement à la simulation AGRIFLUX / NASH / MARTHE), aucune application d'atrazine n'a été déclarée dans la parcelle située au dessus du PZ5 (parcelle n°28) alors que du maïs y a été cultivé pendant plusieurs dizaines d'années avant l'interdiction d'utilisation de cet herbicide. Les concentrations mesurées dans le

piézomètre PZ5 laissent supposer que des applications d'atrazine ont cependant dû avoir lieu dans la parcelle n°28 expliquant alors les fortes concentrations observées et non reproduites. Les simulations effectuées par le modèle couplé AGRIFLUX / NASH / MARTHE montrent que les concentrations simulées à la source semblent correspondre aux concentrations observées. On remarque cependant à la source et au niveau des piézomètres que le modèle simule une évolution très lisse des concentrations alors que de fortes variations des concentrations mesurées apparaissent, notamment au niveau du piézomètre PZ5, ainsi qu'à la source en 2001. D'autre part, il semble également que le modèle AGRIFLUX / NASH / MARTHE ait tendance à simuler l'arrivée des pesticides de manière un peu tardive, ceci s'observe bien au niveau des chroniques de concentrations de la source. Le lissage des courbes ainsi que le retard de l'arrivée des pesticides simulés peut sans doute être attribué à la calibration du modèle à réservoirs NASH dans la chaîne de couplage.

Plusieurs conclusions peuvent être tirées de ces différentes comparaisons :

- Les niveaux piézométriques et les débits simulés laissent entendre que les volumes d'eau lessivés par MACRO semblent plus en adéquation avec les observations sur le site bien que la prise en compte des macropores par le logiciel MACRO tende à engendrer des variations piézométriques saisonnières simulées par le modèle et qui n'existent pas sur les chroniques mesurées ;
- La répartition de la concentration des pesticides dans la zone saturée est très différente entre les deux modèles alors que les paramètres d'entrée sont basés sur la même étude. La prise en compte de la macroporosité par MACRO, alors qu'elle a été initialement écartée pour les simulations avec AGRIFLUX, pourrait expliquer ce phénomène en permettant un lessivage rapide de l'atrazine jusqu'à la nappe au droit des parcelles ou une application a eu lieu. Ceci souligne la nécessité de décrire précisément le compartiment « sol » afin de pouvoir traiter convenablement du devenir des pesticides ;
- Enfin le modèle NASH tel qu'il a été calé semble fournir des données de recharge de la nappe qui permettent de simuler correctement les niveaux piézométriques en limitant les variations piézométriques interannuelles. En revanche les flux d'atrazine semblent être beaucoup trop lissés et trop retardés.

6. Transport 3D dans la zone saturée

Afin de répondre aux questions soulevées par les précédents modèles et pour prendre en compte de façon plus précise les hétérogénéités qui ont pu être observées lors de forages ou mises en évidence lors des essais de traçage dans la zone saturée, un modèle 3D de la zone saturée a été mis en place.

6.1. Présentation

Le modèle 3D de la zone saturée se présente comme une complexification du modèle de transport couplé 1D / 2D. Les modifications ont été apportées au modèle d'écoulement MARTHE. L'objectif principal de cette complexification étant la prise en compte de la variabilité verticale des sables de Cuise, ceux-ci ont été divisés en trois couches de 1 m d'épaisseur minimum (Figure 3.61) en vue de reproduire la variabilité verticale qui existe en leur sein et qui a été plusieurs fois observée. Une épaisseur minimum de 1 m a été choisie afin de conserver le réalisme du modèle et pour éviter des erreurs de convergence.

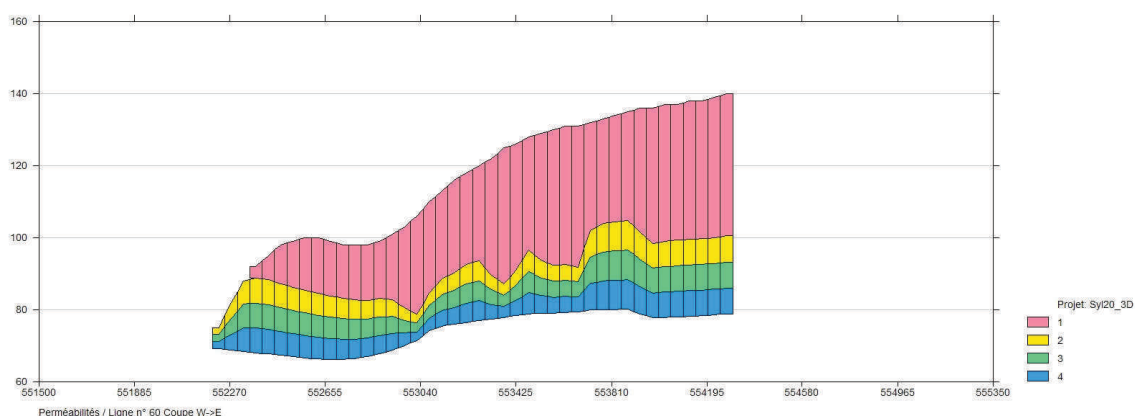


Figure 3.61 – Vue en coupe de la discrétisation des couches du modèle 3D de la zone saturée

6.2. Modification de la géométrie du modèle et paramètres d'entrée

La division de la couche des sables en plusieurs couches a été effectuée entre le toit et le mur des sables de Cuise en utilisant les grilles de ces deux interfaces, telles qu'elles ont été présentées dans le Chapitre 3 :B.2.2 Modélisation géométrique de l'aquifère.

Les conditions initiales sont les mêmes que celles utilisées pour les précédents modèles et les paramètres d'entrées sont ceux obtenus après calage du modèle MARTHE 2D plan. La carte

des zones de perméabilité issues du calage du précédent modèle a été reportée pour chacune des nouvelles couches créées.

6.3. Simulations et résultats

Plusieurs simulations ont été réalisées ayant pour objectif la représentation plus précise des phénomènes observés sur le site. Ainsi les différents problèmes rencontrés lors des précédentes simulations ont été pris en compte afin de chercher à améliorer les résultats du modèle. Dans un premier temps une simulation a été réalisée en gardant les valeurs de perméabilité qui ont permis de caler le modèle couplé 2D, réparties verticalement de façon uniforme, afin de valider la nouvelle géométrie de notre modèle (Figure 3.63 à Figure 3.68). Puis différents tests ont été réalisés en faisant varier les valeurs des perméabilités tant sur le plan vertical que horizontal afin de modifier le comportement de notre modèle concernant les différents points problématiques que sont :

- Les variations piézométriques saisonnières trop importantes ;
- L'arrivée tardive des pesticides à la source ;
- La présence d'un gradient vertical de concentration en pesticides au sein de l'aquifère ;

La modification du maillage ne semble pas affecter les résultats des simulations si ce n'est en ce qui a trait aux niveaux piézométriques qui semblent localement un peu plus hauts que ceux des simulations en 2D.

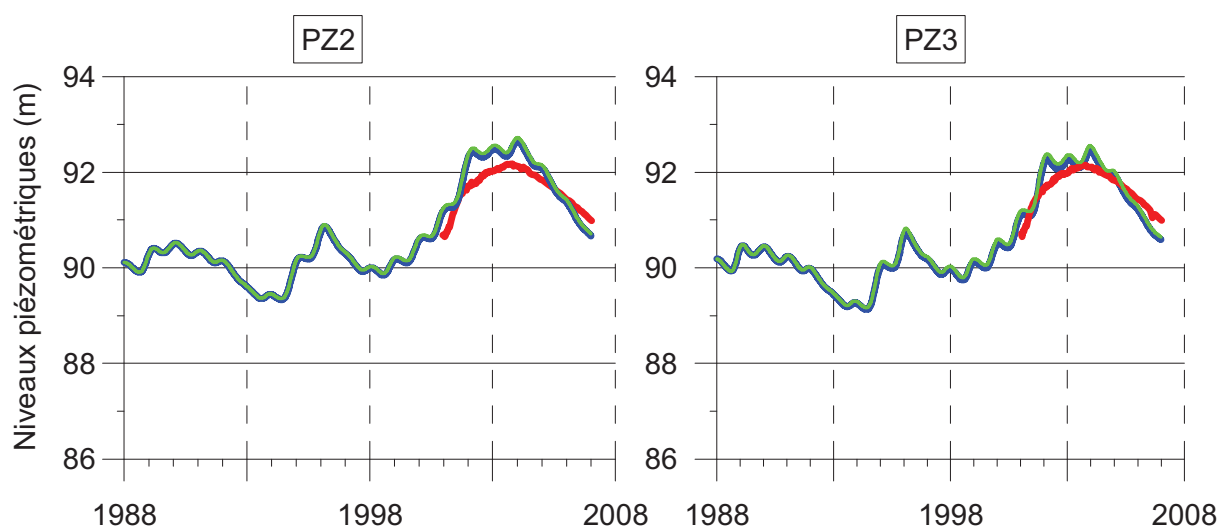


Figure 3.62 – Comparaison des niveaux piézométriques observés et simulés par les modèles 2D (bleu) et 3D de la zone saturée (vert) pour les piézomètres PZ2 à PZ3.

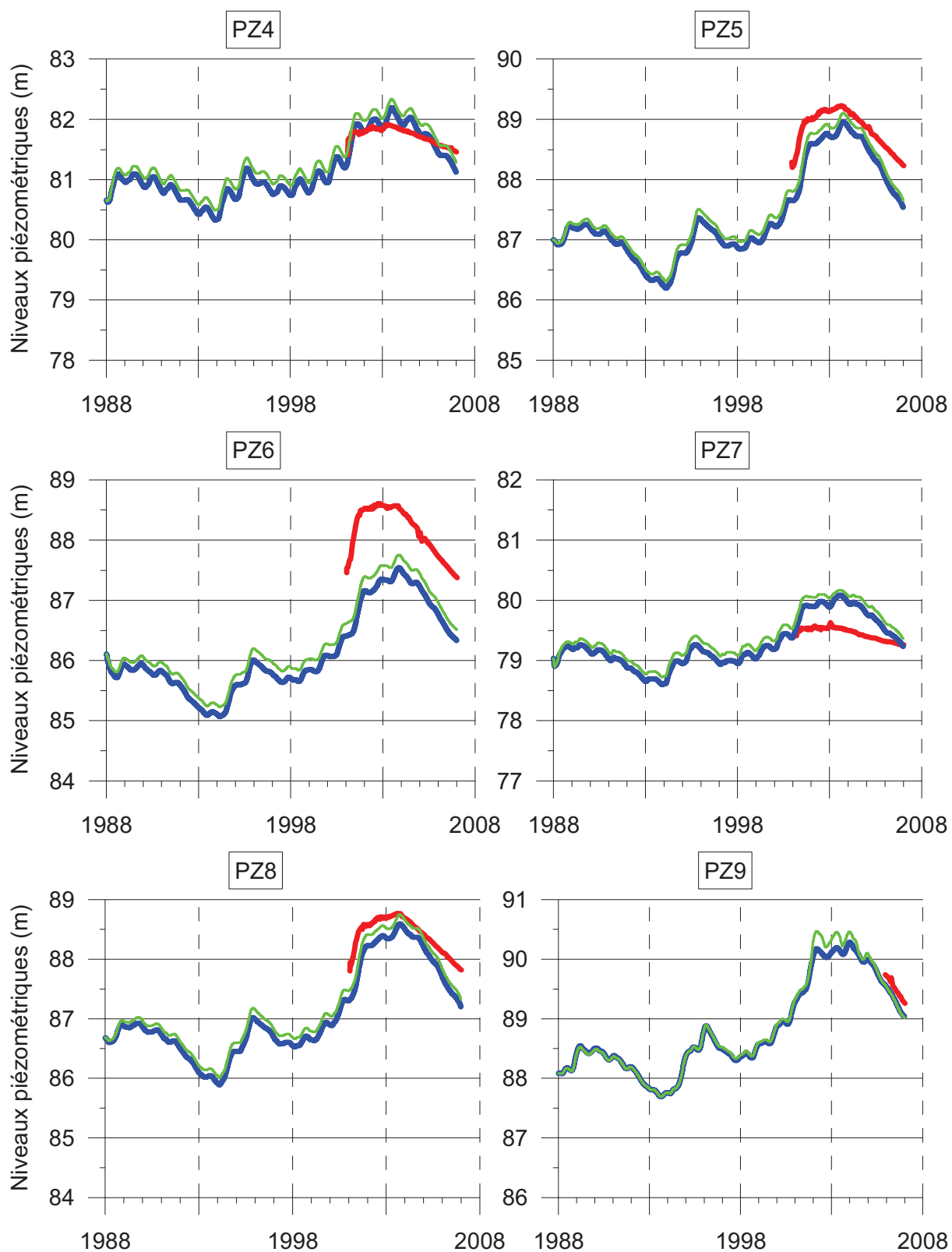


Figure 3.63 – Comparaison des niveaux piézométriques observés et simulés par les modèles 2D (bleu) et 3D de la zone saturée (vert) pour les piézomètres PZ4 à PZ9.

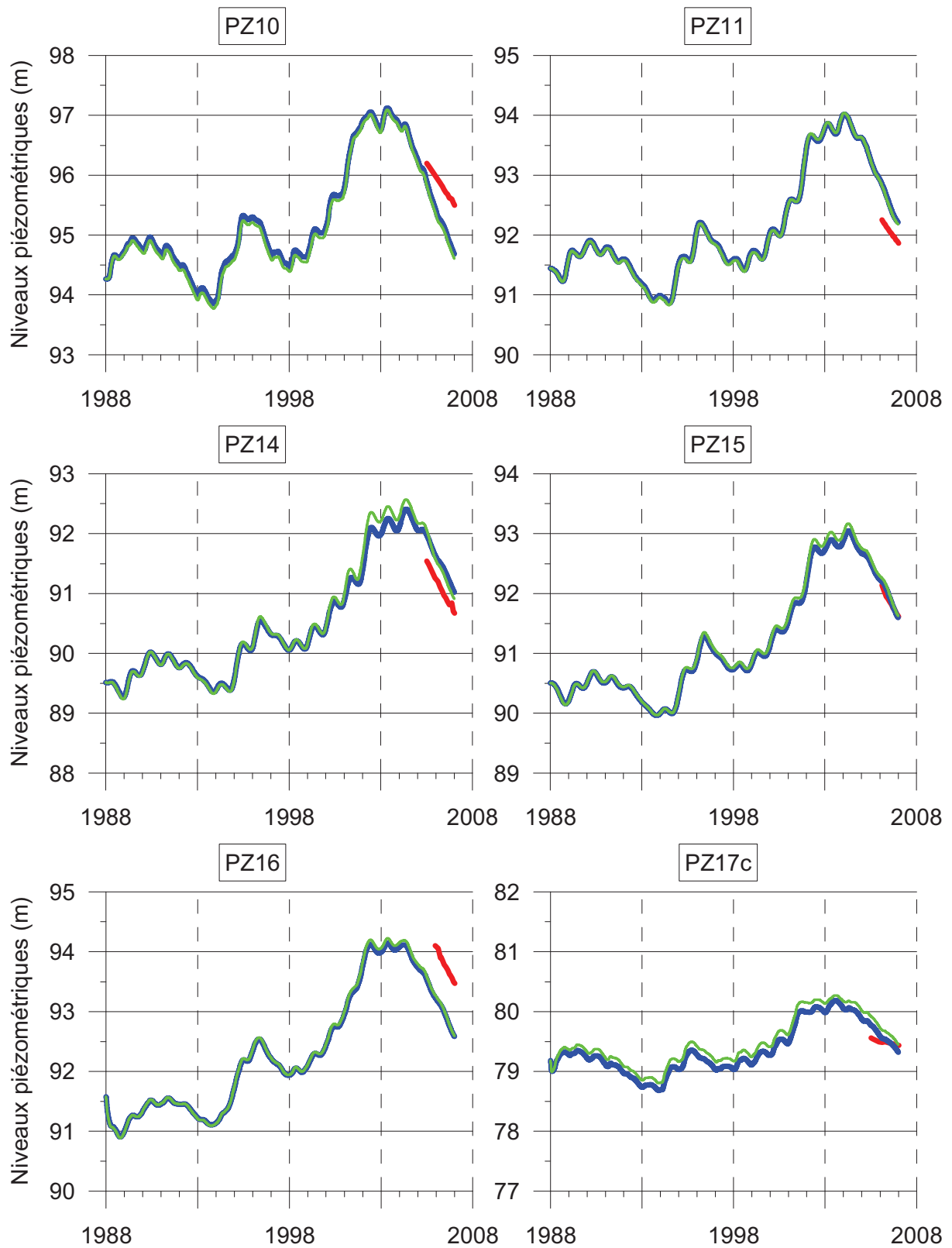


Figure 3.64 – Comparaison des niveaux piézométriques observés et simulés par les modèles 2D (bleu) et 3D de la zone saturée (vert) pour les piézomètres PZ10 à PZ17.

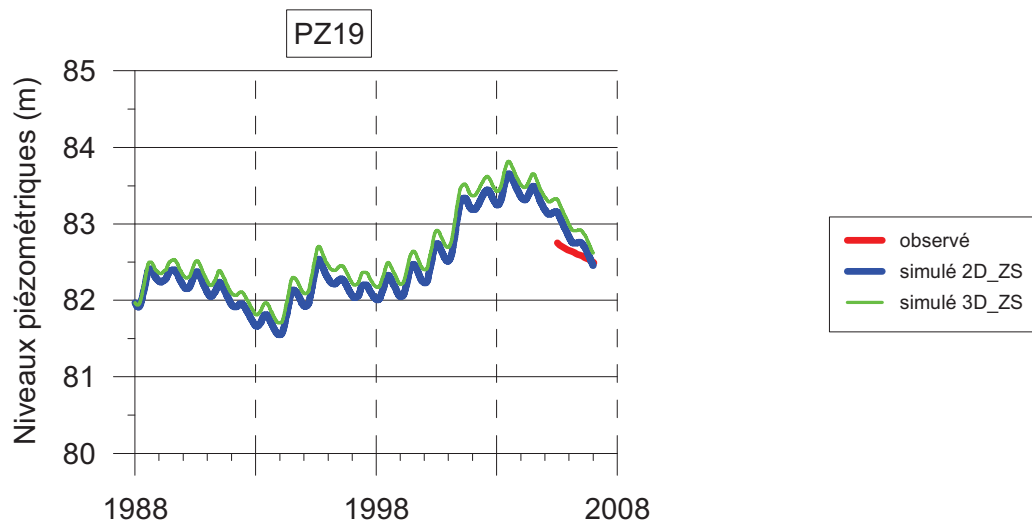


Figure 3.65 – Comparaison des niveaux piézométriques observés et simulés par les modèles 2D (bleu) et 3D de la zone saturée (vert) pour les piézomètres PZ19.

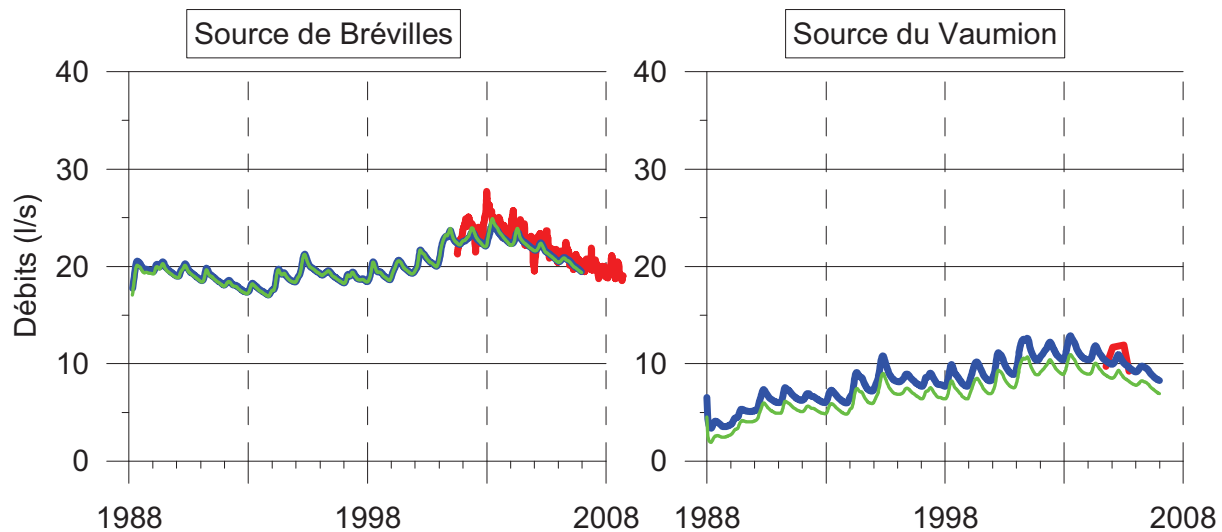


Figure 3.66 – Comparaison des débits observés et simulés par les modèles 2D (bleu) et 3D de la zone saturée (vert) pour les sources de Brévilles et du Vaumion.

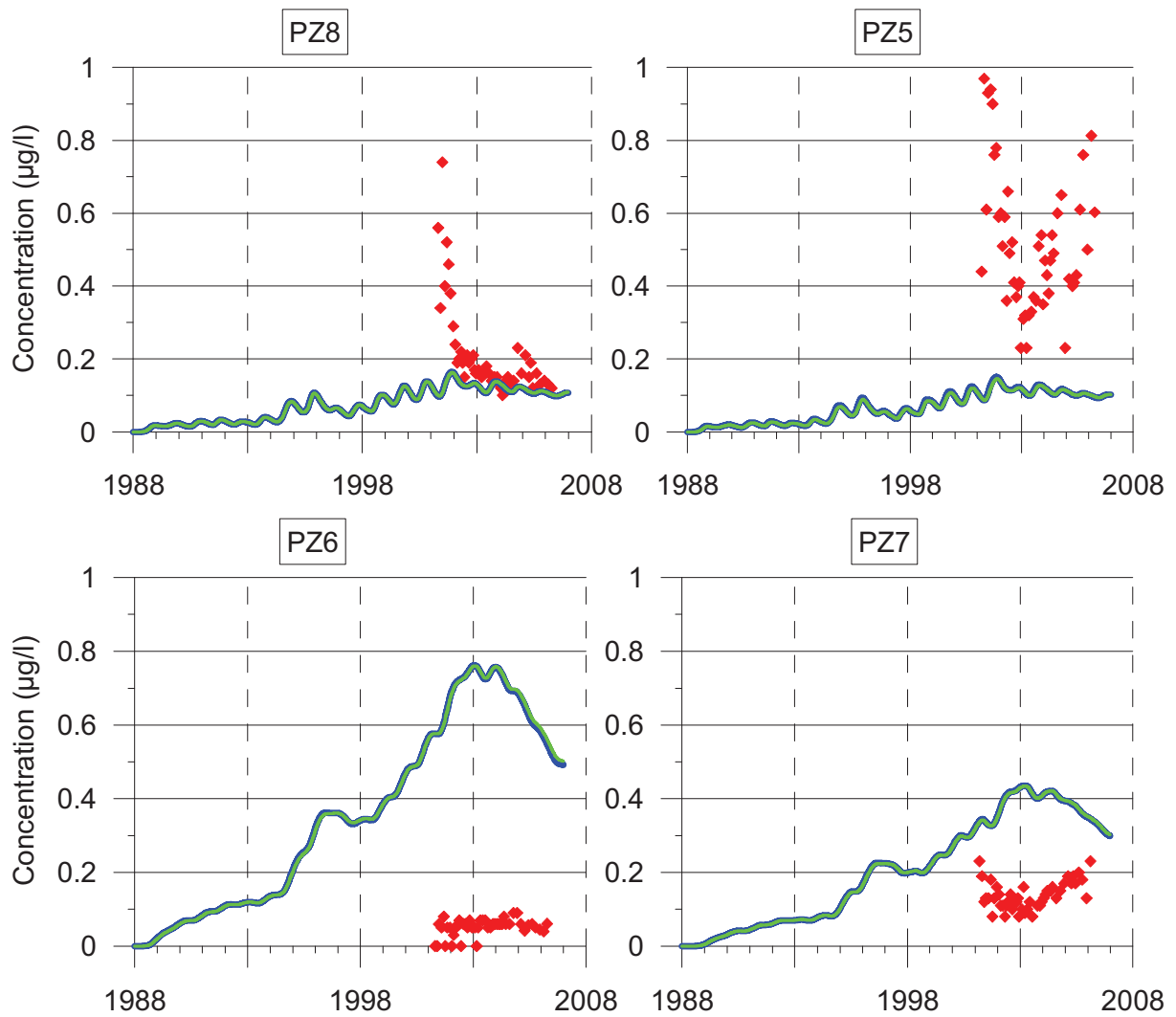


Figure 3.67 – Comparaison des concentrations observées et simulées par les modèles 2D (bleu) et 3D de la zone saturée (vert) pour les piézomètres PZ5 à PZ8.

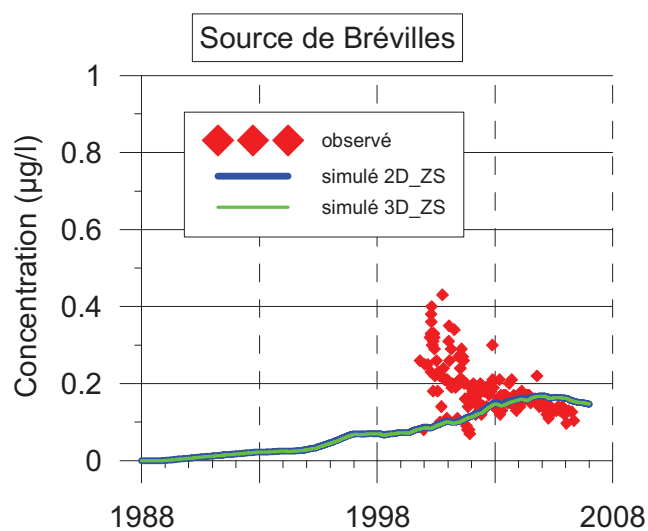


Figure 3.68 – Comparaison des concentrations en atrazine observées et simulées par les modèles 2D (bleu) et 3D de la zone saturée (vert) pour la source de Brévilles.

6.3.1. Diminution des variations piézométriques saisonnières

L'un des objectifs du modèle 3D de la zone saturée, est de tester l'influence de distribution verticale des perméabilités sur les variations piézométriques saisonnières. Pour se faire la perméabilité des premières couches a été augmentée alors que celle des couches plus profondes a été diminuée afin de garder une transmissivité équivalente à celle du modèle 2D (Tableau 3.17).

Couche	Zone	K (m/s)	Zone	K (m/s)	Zone	K (m/s)
1	1	$5,04 \times 10^{-6}$	6	$1,36 \times 10^{-6}$	12	$1,44 \times 10^{-6}$
	2	$1,04 \times 10^{-6}$	7	$0,02 \times 10^{-3}$	13	$5,04 \times 10^{-6}$
	3	$5,60 \times 10^{-6}$	8	$2,24 \times 10^{-6}$	14	$0,76 \times 10^{-6}$
	4	$6,08 \times 10^{-6}$	9	$2,40 \times 10^{-6}$		
	5	$0,48 \times 10^{-6}$	10	$1,80 \times 10^{-6}$		
2	21	$3,15 \times 10^{-6}$	26	$0,85 \times 10^{-6}$	32	$0,90 \times 10^{-6}$
	22	$0,65 \times 10^{-6}$	27	$0,01 \times 10^{-3}$	33	$3,15 \times 10^{-6}$
	23	$3,50 \times 10^{-6}$	28	$1,40 \times 10^{-6}$	34	$0,48 \times 10^{-6}$
	24	$3,80 \times 10^{-6}$	29	$1,50 \times 10^{-6}$		
	25	$0,30 \times 10^{-6}$	30	$1,13 \times 10^{-6}$		
3	41	$0,63 \times 10^{-6}$	46	$0,17 \times 10^{-6}$	52	$0,18 \times 10^{-6}$
	42	$0,13 \times 10^{-6}$	47	$2,20 \times 10^{-6}$	53	$0,63 \times 10^{-6}$
	43	$0,70 \times 10^{-6}$	48	$0,28 \times 10^{-6}$	54	$0,10 \times 10^{-6}$
	44	$0,76 \times 10^{-6}$	49	$0,30 \times 10^{-6}$		
	45	$0,06 \times 10^{-6}$	50	$0,23 \times 10^{-6}$		
4	61	$0,03 \times 10^{-6}$	66	$8,50 \times 10^{-9}$	72	$9,00 \times 10^{-9}$
	62	$6,50 \times 10^{-9}$	67	$0,11 \times 10^{-6}$	73	$0,03 \times 10^{-6}$
	63	$0,04 \times 10^{-6}$	68	$0,01 \times 10^{-6}$	74	$4,75 \times 10^{-9}$
	64	$0,04 \times 10^{-6}$	69	$0,02 \times 10^{-6}$		
	65	$3,00 \times 10^{-9}$	70	$0,01 \times 10^{-6}$		

Tableau 3.17 – Perméabilités calées pour le modèle 3D de la zone saturée en régime transitoire au pas de temps journalier

Les résultats de ces simulations montrent que l'augmentation de la perméabilité dans les premières couches du modèle dégrade beaucoup la piézométrie en termes de niveau mais ne semblent pas réduire les variations saisonnières. Après plusieurs tentatives de calage, on remarque que la diminution de la perméabilité sur les couches supérieures a pour effet

d'entraîner une décroissance plus rapide des niveaux piézométriques simulés. En revanche les variations saisonnières simulées ne semblent pas diminuer significativement (Figure 3.69).

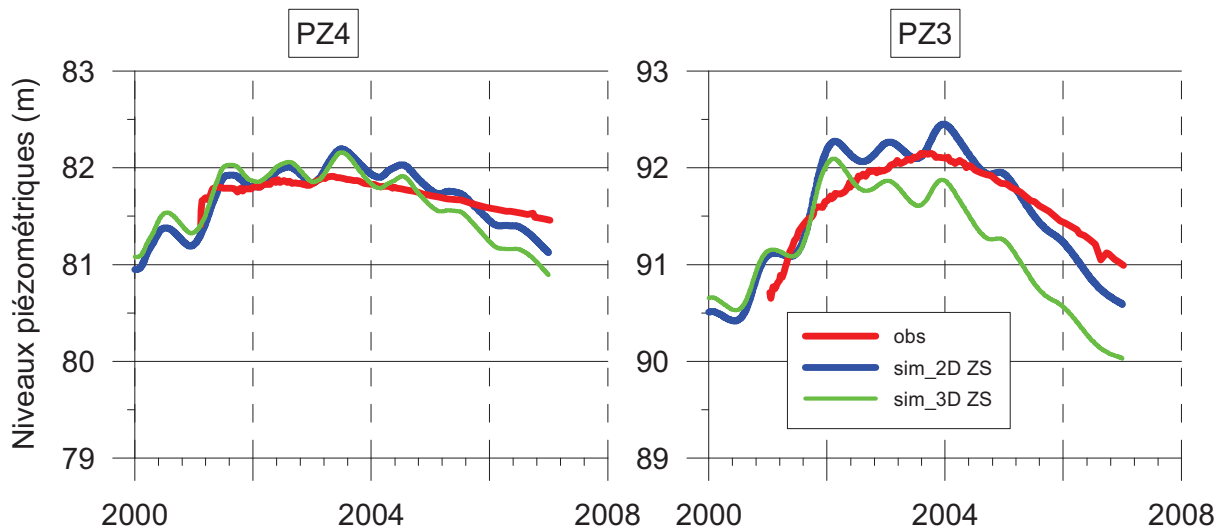


Figure 3.69 – Comparaison des variations piézométriques saisonnières pour les modèles 2D (bleu) et 3D de la zone saturée (vert) sur les piézomètres PZ3 et PZ4

Les variations piézométriques simulées par notre modèles ne peuvent donc pas être attribuées à la non prise en compte d'un gradient de perméabilité qui existerait au sein des sables de Cuise ni à la saturation des calcaires du Lutétiens, ceux-ci ayant également été pris en comptes avec des perméabilités huit fois supérieures a celles utilisées dans le modèle 2D. Il semblerait donc probable que ces variations soient induites par la méthode de recharge que nous avons choisie.

6.3.2. Reproduction d'un gradient vertical de concentration

Comme nous l'avons vu précédemment, le passage au modèle 3D de la zone saturée à engendré des modifications du calage des niveaux piézométriques. De la même manière les concentrations en pesticides ont été affectées par ce nouveau calage des perméabilités comme on peut l'observer sur la Figure 3.70. L'un des objectifs de ce passage au modèle 3D de la zone saturée au niveau des pesticides était d'introduire un gradient vertical de perméabilité et de vérifier s'il permettrait d'expliquer la différence de concentrations entre deux piézomètres tels que les piézomètres PZ5 et PZ8 qui, bien que situés proches l'un de l'autre, présentent des

chroniques de concentrations mesurées assez différentes. L'hypothèse reposait donc sur le captage par ces piézomètres de deux niveaux différents de l'aquifère.

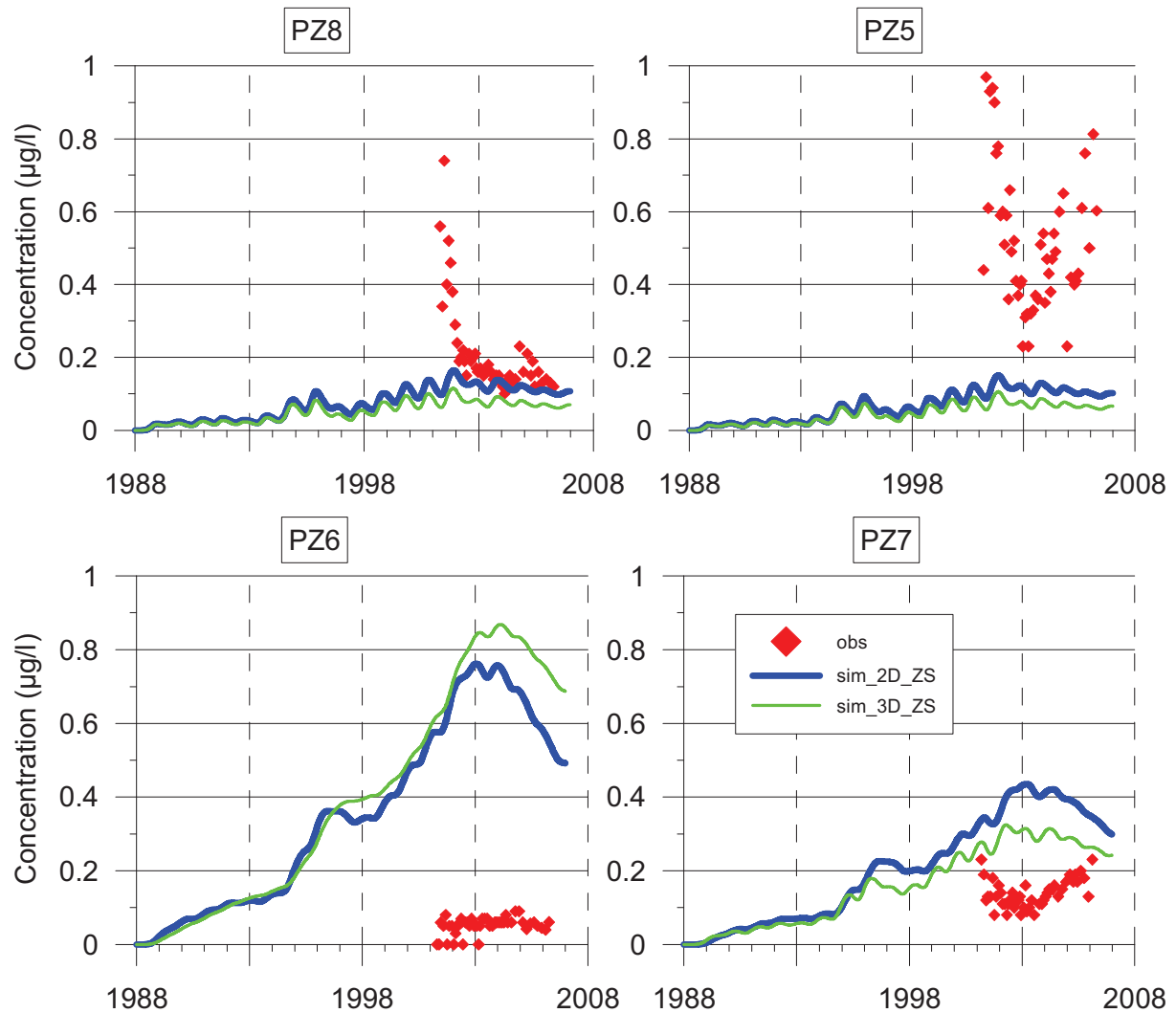


Figure 3.70 – Comparaison de chroniques de pesticides observées et simulées avec les modèles 2D et 3D de la zone saturée.

Des tests ont donc été réalisés dans le but de représenter cette hétérogénéité verticale. Pour ce faire, un facteur d'anisotropie verticale de la perméabilité a été introduit dans le modèle mais les résultats escomptés n'ont pas été obtenus (cf. Figure 3.71). Les concentrations au sein de chaque couche du modèle décroissent effectivement au fur et à mesure que l'on atteint les niveaux plus profonds et moins perméables de l'aquifère mais ces variations ne semblent pas significatives au regard des différences de concentrations observées d'un piézomètre à l'autre. De plus l'introduction d'un facteur d'anisotropie verticale a pour effet de faire fortement baisser la convergence du modèle et d'augmenter les temps de calculs d'un facteur 2 à 3. Une nouvelle fois il semblerait donc que la seule hétérogénéité spatiale de la perméabilité de

l'aquifère des sables de Cuise ne permette pas d'expliquer les difficultés rencontrées lors de la modélisation.

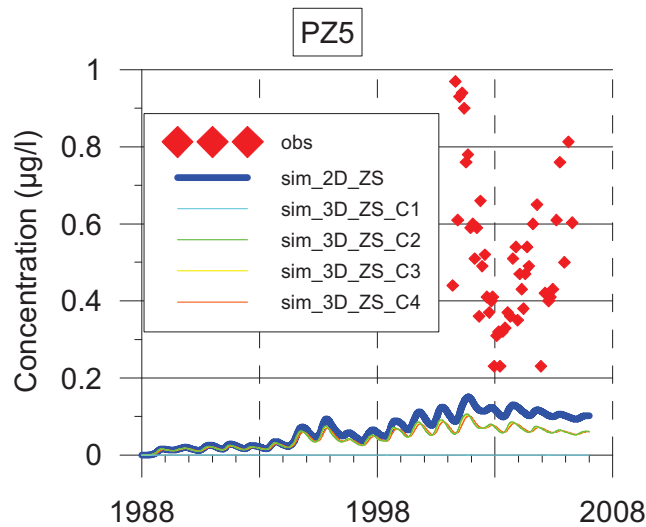


Figure 3.71 – Comparaison des concentrations en atrazine au droit du piézomètre PZ5 dans chaque couche du modèle 3D de la zone saturée avec le modèle 2D de la zone et saturée et les données observées

6.3.3. *Augmentation de la vitesse de transport des pesticides jusqu'à la source*

Comme cela a été présenté dans les chapitres précédents, les pesticides simulés semblent arriver avec un certain décalage dans la source des Brévilles. Une des hypothèses soulevées repose sur la présence d'une couche plus perméable au sommet des sables de Cuise qui permettrait un écoulement plus rapide vers la source des pesticides. Le modèle 3D de la zone saturée est censé, grâce à la plus forte perméabilité des couches supérieures, permettre à l'eau de s'écouler plus rapidement et donc d'entraîner les pesticides à la source de façon plus rapide.

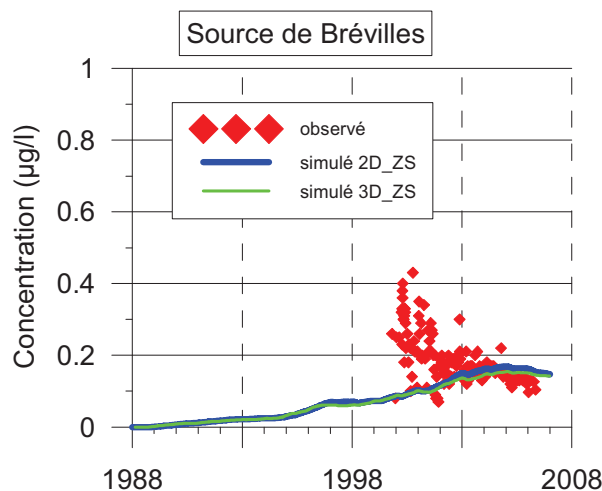


Figure 3.72 – Comparaison des concentrations en pesticides au niveau de la source des Brévilles simulés avec les modèles 2D (bleu) et 3D (vert) de la zone saturée.

Comme on peut l'observer sur la Figure 3.72, la prise en compte d'une couche plus perméable au sommet des sables de Cuise ne permet pas à notre modèle de simuler une arrivée plus rapide des pesticides au niveau de la source. Cette nouvelle observation permettrait donc d'imputer le décalage de l'arrivée des pesticides simulés, à l'entrée des pesticides dans le modèle et donc à la simulation de la zone de sol ainsi qu'à la prise en compte des hétérogénéités des sols à l'échelle du bassin versant.

C. Conclusion

Au cours de ce chapitre, la présentation de la modélisation par approches de complexité croissante a permis de présenter les différentes étapes du processus de modélisation qui ont été retenues pour mener à bien ce travail.

Dans un premier temps la synthèse rigoureuse des différents éléments concernant le site d'étude, tel que les campagnes de prospection qui ont été menées pour caractériser le site de la façon la plus précise possible ou les précédents travaux de modélisation nous ont permis d'éviter certains des pièges déjà rencontrés dans les travaux antérieurs et ainsi de pouvoir étoffer de nouvelles hypothèses concernant le fonctionnement de l'aquifère de la source des Brévilles au vu des nouvelles données synthétisées.

Ensuite la formulation du modèle conceptuel a permis de mettre en avant les avantages de la modélisation couplée par rapport aux objectifs de modélisation par approches de complexité croissante. Ainsi les différents compartiments du modèle ont pu être approchés de manière ciblée afin d'y intégrer progressivement les données collectées. La comparaison du modèle couplé avec un autre modèle réalisé en parallèle a permis de confirmer certains des processus et des représentations choisies jusqu'à aboutir à un modèle suffisamment complexe au vu de la connaissance accumulées pour le site de Montreuil-sur-Epte.

Même si des incertitudes persistent quant aux données d'entrée du modèle, notamment vis-à-vis des applications de pesticides dont les données ont été collectées lors d'enquêtes auprès des agriculteurs (plus on remonte dans le passé, plus il devient difficile d'avoir une information fiable de ce qui a été appliqué), au niveau d'une schématisation trop grossière des phénomènes physico-chimiques ne permettant pas de prendre en compte des événements particuliers (rôle des écoulements préférentiels lors des fortes pluies de l'hiver 2000) ou méconnaissance des comportements des pesticides dans le sous-sol, etc... le modèle semble reproduire correctement les niveaux, débits et concentrations, notamment au niveau d'un exutoire intégrateur des hétérogénéités spatiales et temporelles telles que la source des Brévilles.

En conclusion, le modèle couplé présenté propose une approche simplifiée par rapport à un modèle 3D intégré sol – ZNS – ZS ; une élaboration et un calage progressif du modèle ; une

certaine modularité du modèle couplé et une complexité en adéquation avec les données disponibles.

En revanche le calage devient de plus en plus délicat au fur et à mesure de la complexification du modèle.

Chapitre 4 : Résilience

A. Présentation des simulations de scénarios climatiques

L'augmentation de la concentration des gaz à effet de serre, les changements dans la composition et la quantité des aérosols ainsi que les modifications d'occupation des sols influencent le climat à la surface de la terre de manière globale, mais aussi à l'échelle régionale. Les modèles climatiques globaux (MCG) cherchent à modéliser les tendances des changements climatiques futurs à travers le développement de scénarios de changement climatiques. Ces scénarios suivent des hypothèses spécifiques concernant l'évolution des gaz à effet de serre et des aérosols. Malheureusement, à cause du manque de puissance de calcul disponible, les modèles globaux de changement climatiques ne sont pas en mesure de représenter les hétérogénéités pour des échelles inférieures à 100 km. Cependant l'impact du changement climatique peut se faire fortement ressentir sur des échelles locales et régionales. Pour générer des chroniques de scénarios climatiques pour le bassin de la source des Brévilles, une approche multi-modèle a été adoptée, utilisant 6 modèles climatiques régionaux (MCR), provenant du projet PRUDENCE (CHRISTENSEN et al., 2002). Les modèles climatiques globaux (MCG) ont servis de conditions aux limites latérales pour chaque MCR. D'autres détails peuvent être trouvés sur les modèles climatiques régionaux dans JACOB et al., 2007.

INSTITUT	MCR	MCG UTILISE	ACRONYME PRUDENCE	ACRONYME AQUATERRA
DMI	HIRHAM	HadAM3H A2	HC1	HIRHAMH
DMI	HIRHAM	ECHAM4/OPYC A2	ecctrl	HIRHAME
HC	HadRM3P	HadAM3P A2	adeha	HADH
Météo- France	Arpège	HadCM3 A2	DA9	ARPEGEH
ETH	CHRM	HadAM3H A2	HC_CTL	CHRMH
GKSS	CLM	HadAM3H A2	CTL	CLMH

Tableau 4.1 – 6 des 13 MCR générés par le projet PRUDENCE. Des acronymes alternatifs ont été utilisé dans Aquaterra, le suffixe de chaque donnant une information sur le MCG utilisé.

Les données concernant la zone du site de Montreuil-sur-Epte ont été extraites pour chacun des 6 modèles présentés dans le Tableau 4.1 pour une période allant de 2005 à 2026. Ces

modèles sont ceux qui ont été retenus dans le cadre du projet Aquaterra (FOWLER et al., 2005) dont les caractéristiques sont présentés en ANNEXE 2.

Les simulations de l'impact des scénarios climatiques ont été réalisées sur la base du modèle 2D de la zone saturée compte tenu de la qualité des résultats qui ont été présentés dans les chapitres précédents ainsi que pour des raisons de rapidité d'exécution de ce type de modèle.

B. Modélisation avec le modèle couplé 2D de la zone saturée

1. Présentation et mise en place du modèle

Plusieurs modifications ont cependant dû être apportées afin de contourner certaines limites logicielles imposées par les différents codes de calcul utilisés. En effet le code de calcul Agriflux est limité à une période de simulation de 50 ans les simulations ont donc été réalisées sur la période de 1977 à 2026. Pour rester cohérent avec le modèle couplé 2D de la zone saturée, le cumul des applications de pesticides ayant été effectuées de 1967 à 1977 ont été appliquées en 1977 en une seule fois à la surface du modèle. Cette modification des applications de pesticides a permis de reproduire le niveau de concentration de base en atrazine sur l'ensemble du bassin au début de cette simulation. Les cycles des cultures ont été remplacés par des rotations blé sur blé pour toute la période simulée pour laquelle les informations n'étaient pas disponibles. La rotation blé sur blé a été retenue dans un souci de cohérence avec le modèle MACRO qui ne peut gérer qu'un certain nombre de rotations, blé sur blé représente donc une non-rotation avec une consommation d'eau moyenne.

2. Résultats

Les résultats présentés sur la Figure 4.1 sont ceux de la source des Brévilles, qui comme cela a été présenté précédemment est un point intégrateur de l'ensemble du modèle. De plus la problématique des concentrations en atrazine se présente au niveau de la source qui était utilisée pour l'alimentation en eau potable.

Dans un premier temps on peut observer, sur la courbe des débits à la source des Brévilles, que les débits observés ont été complétés jusqu'en 2008 et il semblerait que les débits à la source commencent à amorcer une légère remontée. Toutes les modélisations des différents scénarios climatiques appliqués à partir de janvier 2007 semblent reproduire ce phénomène, exception faite de HADH pour lequel le modèle continue de simuler une baisse des débits à la source. D'autre part les débits simulés à la source s'étalent de 16 à 24 L/s avec un minimum simulé à 16,2 L/s avec HADH et un maximum à 24,1 L/s pour HIRHAME. Pour chacun des

scénarios utilisés, les débits simulés à la source sont sensiblement différents, mis à part pour les scénarios ARPEGEH et CHRMH qui sont tous les deux pratiquement superposés.

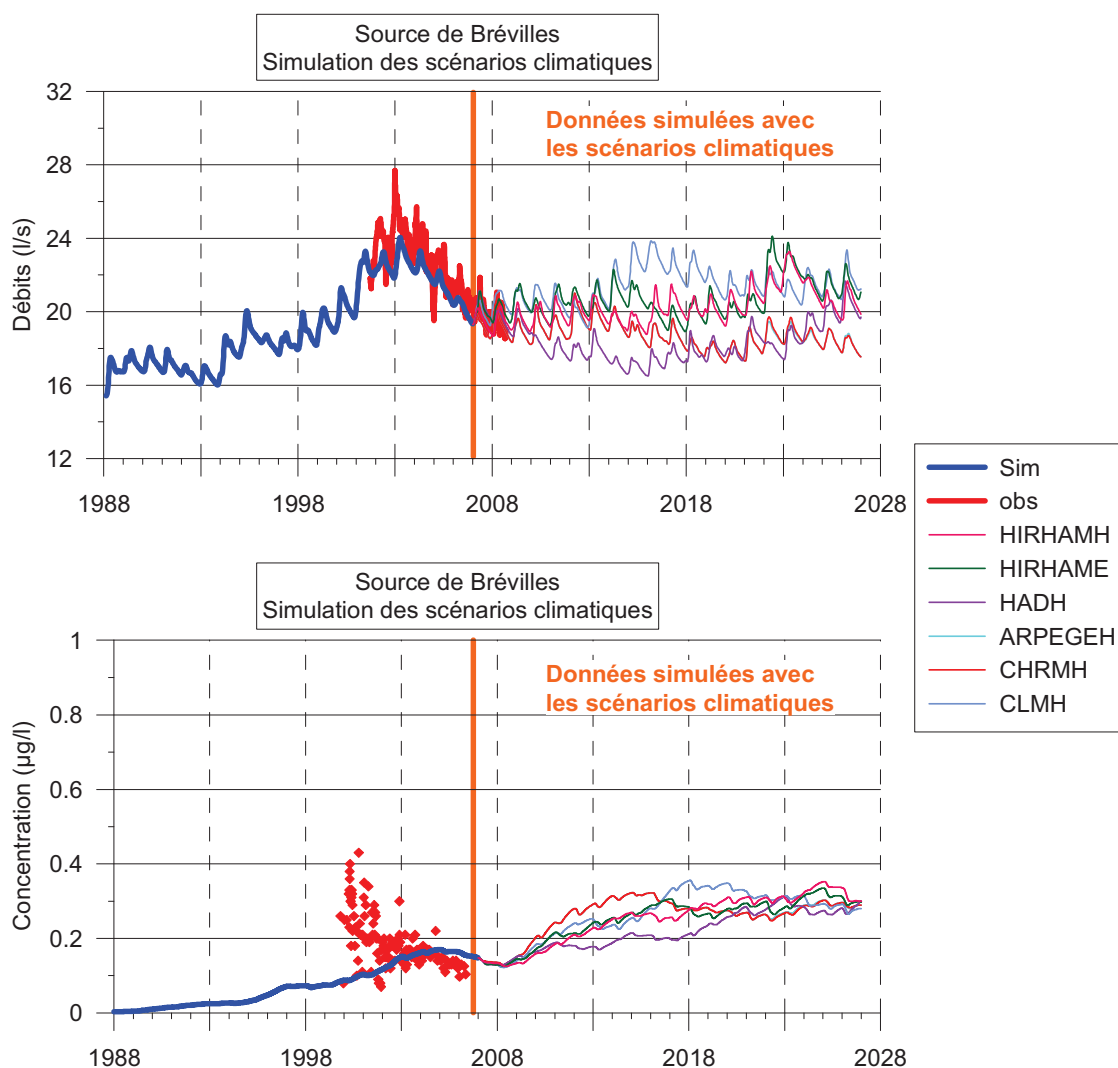


Figure 4.1 – Résultats des simulations des scénarios climatiques au niveau de la source de Brévilles pour les débits et les concentrations, observés et simulés

Au niveau des concentrations en atrazine simulées au niveau de la source on peut observer sur la Figure 4.1 une augmentation globale des concentrations simulées à la source indépendamment du choix de scénario climatique pour atteindre en 2026 une concentration d'environ 0,3 µg/L pour tous les scénarios climatiques soit environ 1,5 fois plus qu'aujourd'hui. Encore une fois chaque scénario simulé donne une réponse différente exception faite des scénarios ARPEGEH et CHRMH.

Le modèle couplé 2D de la zone saturée semblerait donc indiquer que les concentrations en atrazine à la source ne vont faire qu'augmenter jusqu'en 2026, malgré l'arrêt de l'application de cette molécule depuis 2000.

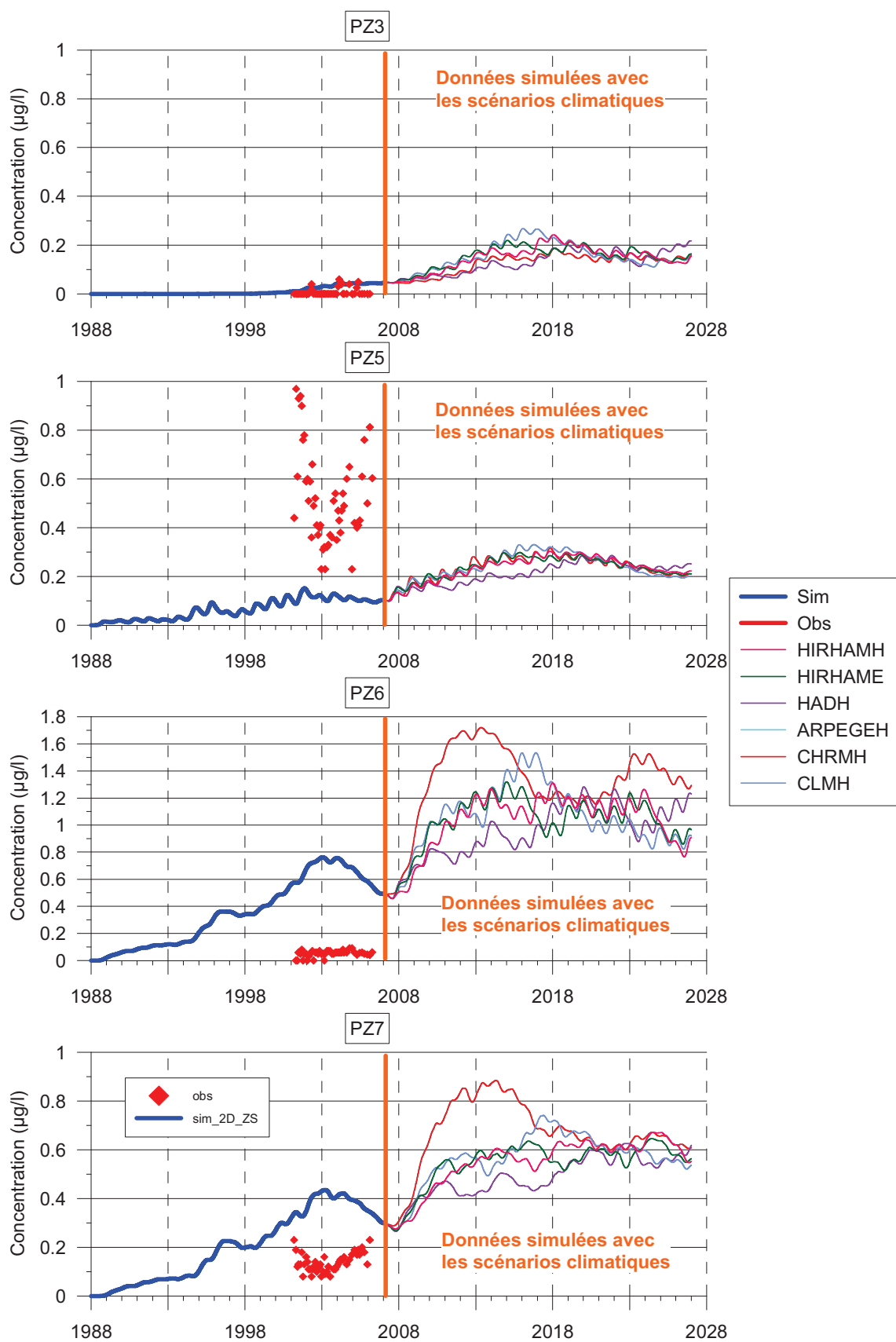


Figure 4.2 – Comparaison des concentrations en atrazine simulées avec les différents scénarios climatiques pour les piézomètres PZ3, PZ5, PZ6 et PZ7

D'autre part, si l'on observe les résultats des simulations présentés sur la Figure 4.2, on se rend compte que les concentrations simulées au droit des différents piézomètres sur le site ont commencé à entamer une phase globalement descendante. On note tout de même des variations de concentration de forte amplitude sur un intervalle de temps relativement court, notamment au niveau du piézomètre PZ6 dont la concentration simulée passe de 0,5 µg/l à 1,7 µg/l en l'espace de 5 années et au niveau du PZ7 dont la concentration passe de 0,3 µg/l à 0,85 µg/l sur la même période pour les simulations concernant les scénarios climatique ARPEGEH et CHRMH.

Au vu de ces résultats, de nouvelles simulations seraient nécessaires sur des périodes de prospection plus longues pour espérer pouvoir observer une descente des concentrations en atrazine. Bien entendu compte tenu des résultats présentés précédemment concernant le calage du modèle 2D couplé, les résultats prospectifs sont à prendre avec beaucoup de précautions. Les résultats de cette modélisation sous-entendent un temps de parcours de l'atrazine à travers notre modèle bien supérieur à 28 ans.

Pour aller plus loin dans la compréhension du site de Montreuil-sur-Epte, une modélisation couplée impliquant les code de calcul MACRO / MARTHE (cf. Chapitre 4 :C Comparaison avec les simulations du modèle couplé MACRO - MARTHE) a également été réalisée de manière prospective pour le projet Aquaterra en parallèle du modèle réalisé dans le cadre de ce travail de thèse. La comparaison des deux modèles fait l'objet de la prochaine partie.

C. Comparaison avec les simulations du modèle couplé MACRO - MARTHE

1. La zone non saturée

Les six scénarios climatiques présentés précédemment ont été utilisés dans le modèle MACRO pour simuler les flux d'eau et de pesticides sur la période 2005 – 2020 (AMRAOUI et al., 2008, JOB, 2008). Les premiers résultats montrent que, même si la quantité d'eau percolée diffère suivant les scénarios (Figure 4.3 et Figure 4.4), les changements au niveau des concentrations ne semblent pas varier significativement (Figure 4.5 et Figure 4.6) pour les simulations avec MACRO. En 2020, les concentrations en atrazine prédites avoisinent zéro, quel que soit le scénario pris en compte.

Le scénario pour lequel le plus grand volume d'eau percolée est ARPEGEH (240 mm/an) et le plus petit volume d'eau percolé étant simulé grâce à HIRAME (204 mm/an). Pour la période 1988 – 2005 le volume d'eau percolée était de 194 mm/an.

Concernant les simulations avec les modèles AGRIFLUX / NASH, les différences entre les modélisations des différents scénarios sont beaucoup plus visibles, notamment au niveau des scénarios ARPEGEH et CHRMH qui présentent non seulement des volumes d'eau percolés moins importants que les autres modèles (Figure 4.3 et Figure 4.4) avec un volume annuel de 149 mm/an mais des concentrations en pesticides à la base de la colonne de sol beaucoup plus régulières et en concentrations plus importantes avec des pics atteignant jusqu'à 10 µg/l (Figure 4.5 et Figure 4.6). Le scénario avec le plus grand volume d'eau percolée est CLMH avec 202 mm/an d'eau percolée.

Le volume d'eau percolé était de 200 mm/an pour la période 1988 – 2005 pour le modèle AGRIFLUX / NASH.

Il est fort probable que les différences entre les deux modèles proviennent essentiellement de la prise en compte de la macroporosité dans les simulations MACRO. En effet on peut observer en comparant les graphiques des volumes d'eau percolés (Figure 4.3 et Figure 4.4) que le modèle MACRO simule des pics de plusieurs dizaines de millimètres d'eau percolée par jour (35 mm pour CLMH) alors que l'on dépasse à peine les 6 mm d'eau percolée par jour pour le modèle AGRIFLUX / NASH.

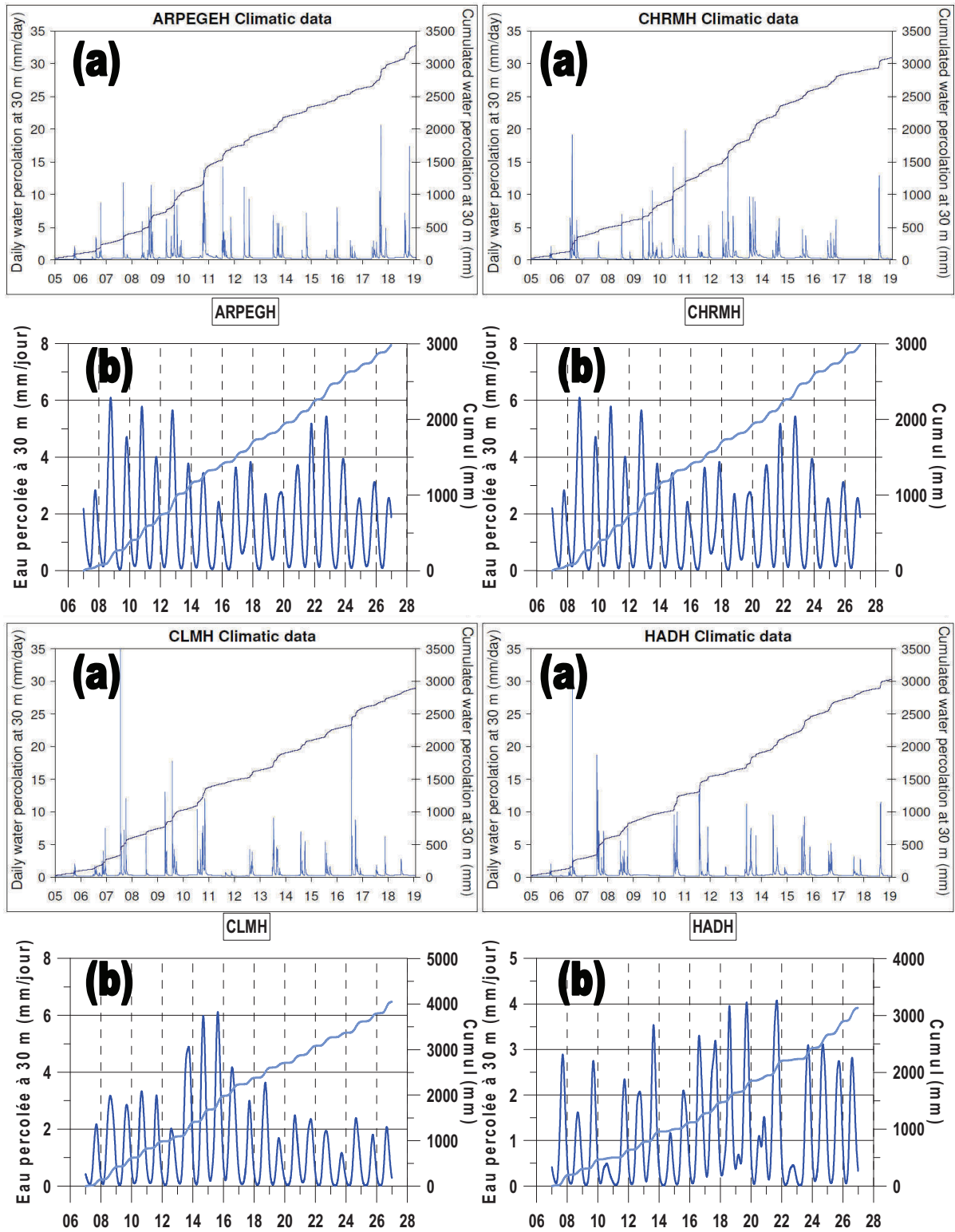


Figure 4.3 – Volume d’eau percolé pour la parcelle 13 pour les scénarios climatiques ARPEGEH, CHRMH, CLMH et HADH simulés avec MACRO (a) de 2005 à 2020 et avec AGRIFLUX / NASH (b) de 2007 à 2026

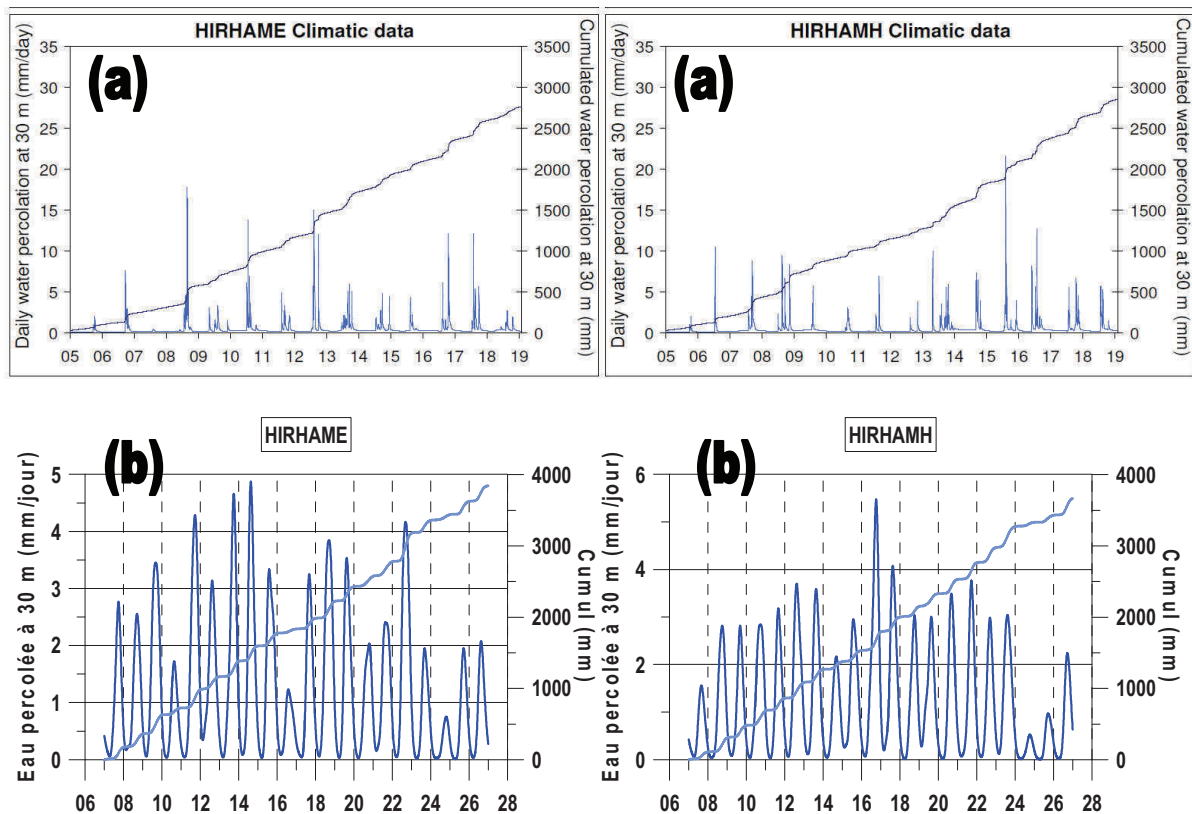


Figure 4.4 – Volume d’eau percolé pour la parcelle 13 pour les scénarios climatiques HIRHAME et HIRHAMH simulés avec MACRO (a) de 2005 à 2020 et avec AGRIFLUX / NASH (b) de 2007 à 2026

La quantité d’atrazine introduite dans les deux modèles étant la même, et la prise en compte de la macroporosité dans le modèle MACRO permettant un lessivage plus rapide des pesticides, il est probable que la majeure partie de l’atrazine ait été lessivée dans le modèle MACRO dès les années 2000, à la fin de l’application de cet herbicide sur les parcelles du site de Montreuil-sur-Epte. Concernant le modèle AGRIFLUX / NASH, on ne remarque pas de diminution de la quantité de pesticides lessivée jusqu’en 2007 (fin de la période d’observation et de simulation avec les données climatiques mesurées). Les comportements des deux modèles sont donc très différents en ce qui concerne les simulations utilisant les scénarios climatiques. Les concentrations en atrazine très faibles, de l’ordre de 0,01 $\mu\text{g/l}$ pour MACRO continuent de descendre jusqu’en 2019 (fin de la période de simulation pour MACRO) alors que les concentrations simulées avec le modèle AGRIFLUX / NASH sont beaucoup plus importante comprise entre 0,5 et 10 $\mu\text{g/l}$. Les concentrations simulées par AGRIFLUX / NASH avec les scénarios climatiques sont plutôt stables pour ARPEGEH et CHRMH ou croissantes jusqu’en 2016 ou 2018 puis décroissantes par la suite (Figure 4.5 et Figure 4.6).

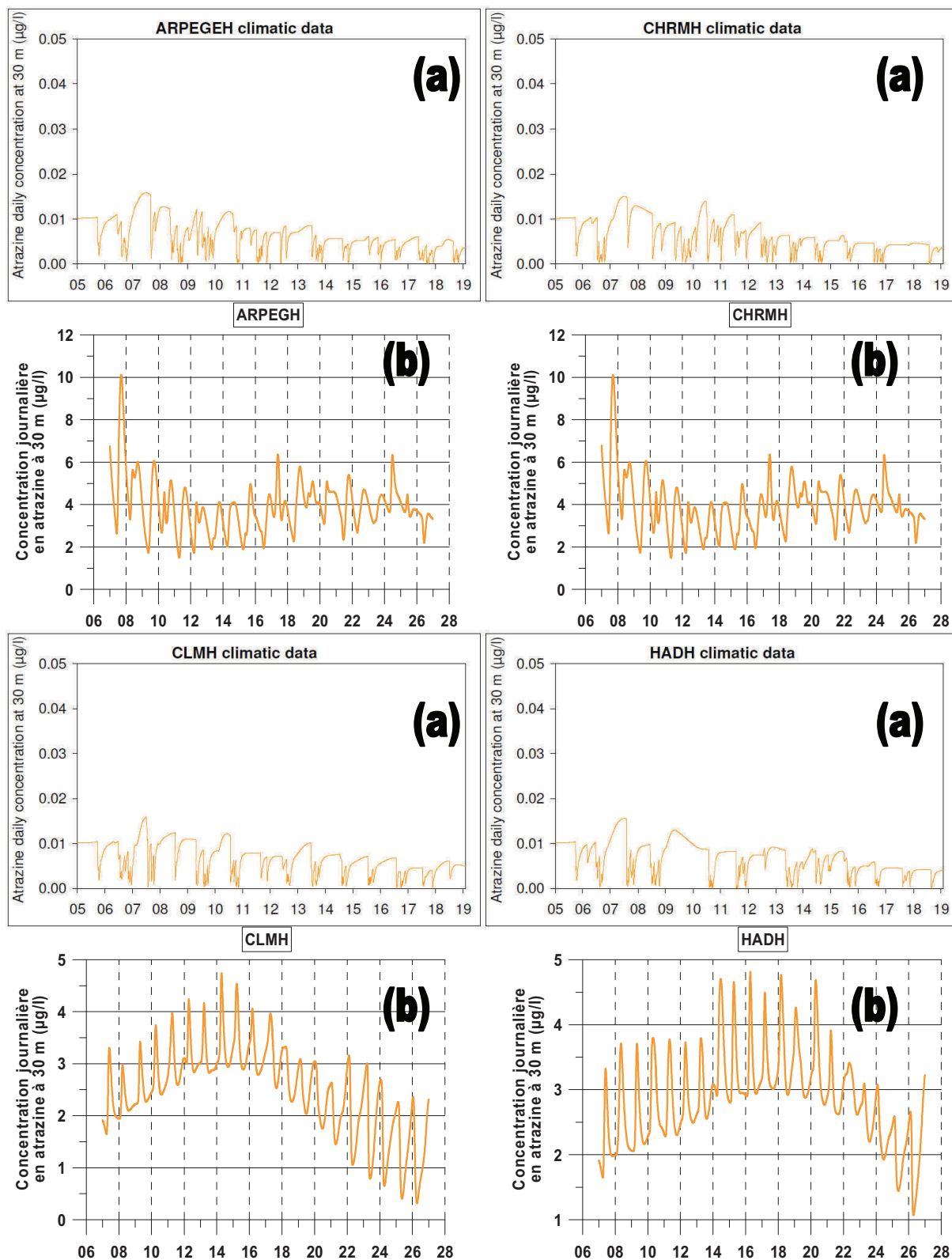


Figure 4.5 – Prédiction des concentrations en atrazine sous la parcelle 13 pour les scénarios climatiques ARPEGEH, CHRMH, CLMH et HADH simulés avec MACRO (a) de 2005 à 2020 et avec AGRIFLUX / NASH (b) de 2007 à 2026

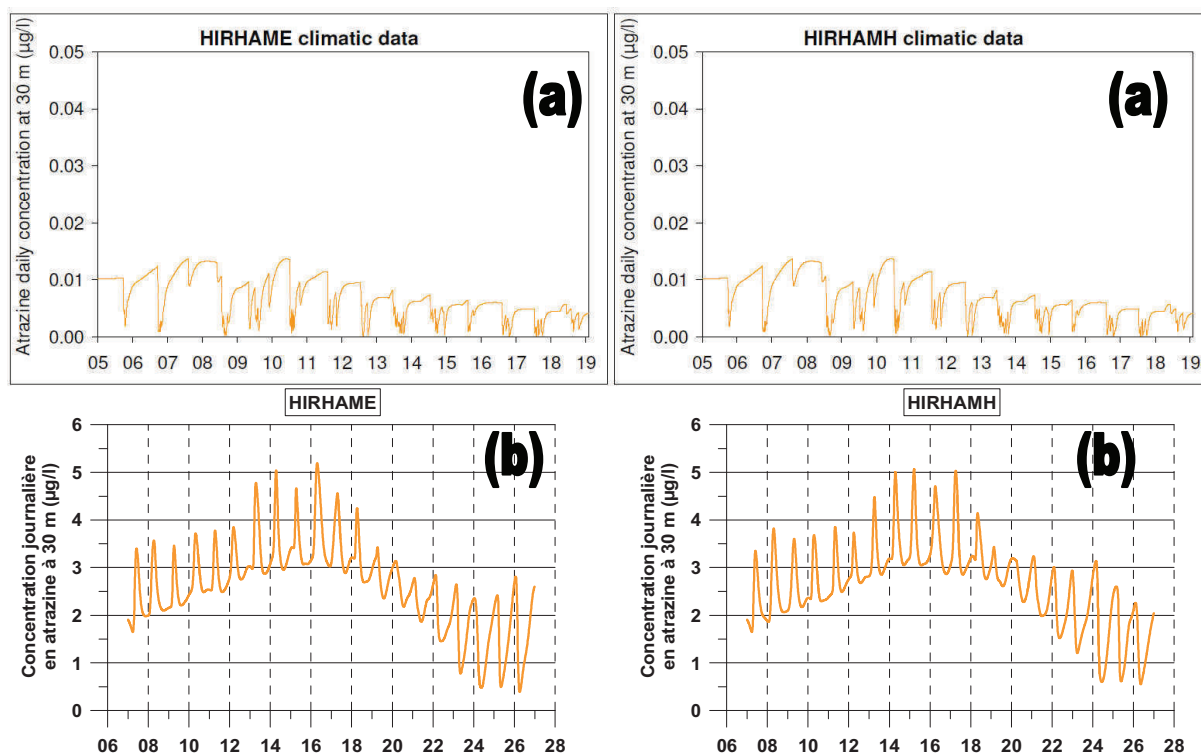


Figure 4.6 – Prédiction des concentrations en atrazine sous la parcelle 13 pour les scénarios climatiques HIRHAME et HIRHAMH simulés avec MACRO (a) de 2005 à 2020 et avec AGRIFLUX / NASH (b) de 2007 à 2026

Ces simulations mettent en évidence le comportement différent des modèles MACRO et AGRIFLUX / NASH quant à la simulation de l’atrazine. Alors que la plus grande partie de l’atrazine introduite dans le modèle MACRO a été lessivée en 2006, il semble qu’une grande partie soit retenue dans le modèle AGRIFLUX / NASH.

2. La zone saturée

Les concentrations simulées dans l’aquifère et à la source des Brévilles présentées sur les Figure 4.8 et Figure 4.9 pour la période 2005 – 2020 ont été obtenues avec le scénario ARPEGEH et le modèle MACRO. Les piézomètres présentés sont ceux pour qui les résultats étaient les plus représentatifs pour la période 1988 – 2005.

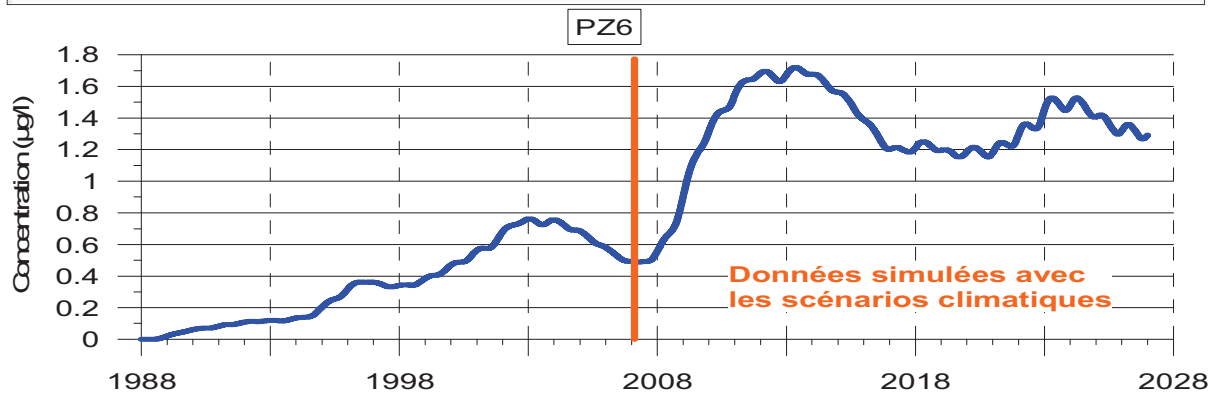
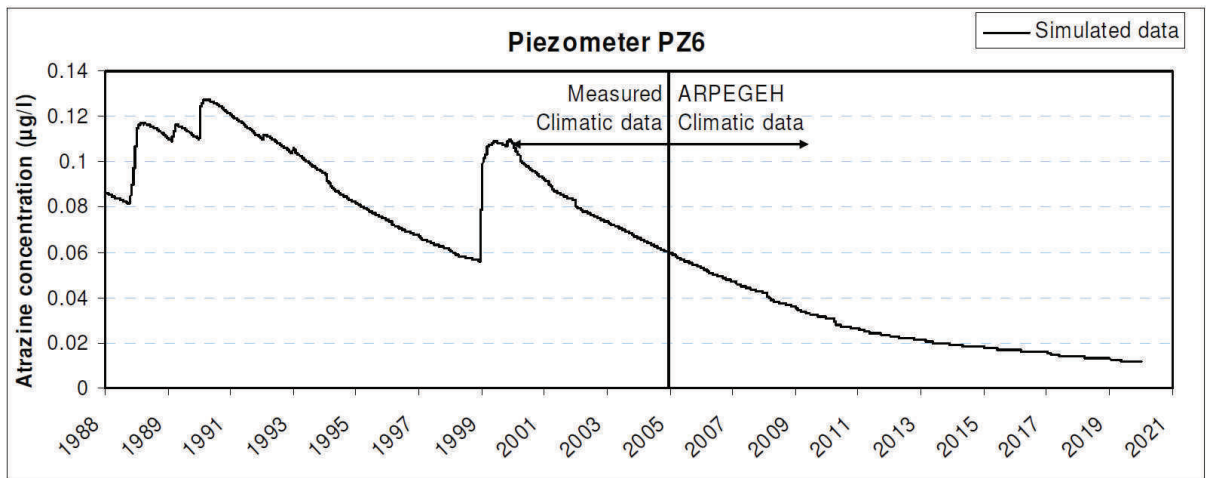
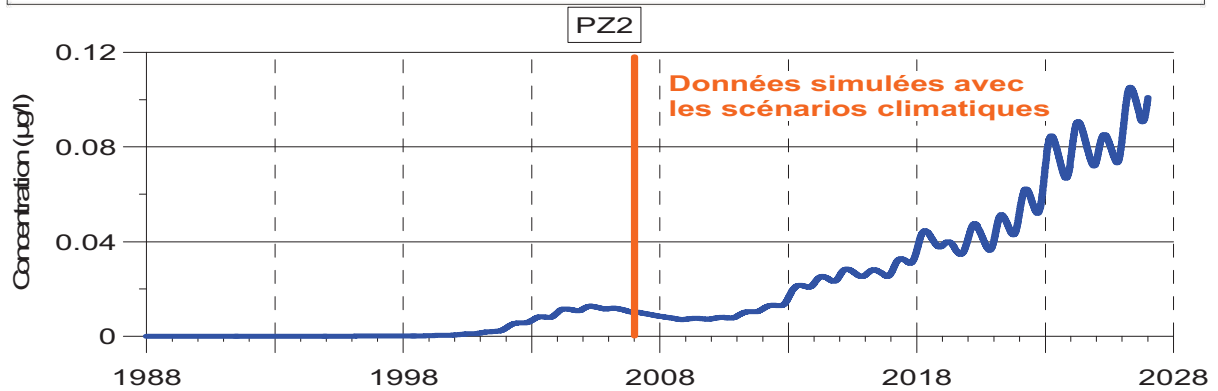
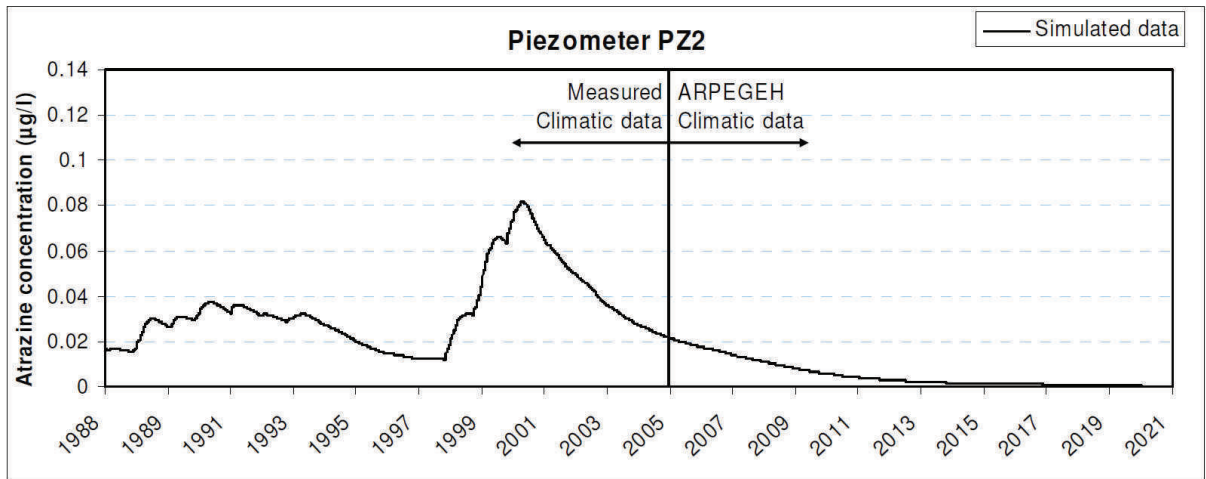


Figure 4.7 – Concentration en atrazine prévue par le modèle couplé MACRO / MARTHE (a) et AGRIFLUX / NASH / MARTHE (b) pour les piézomètres PZ2 et PZ6

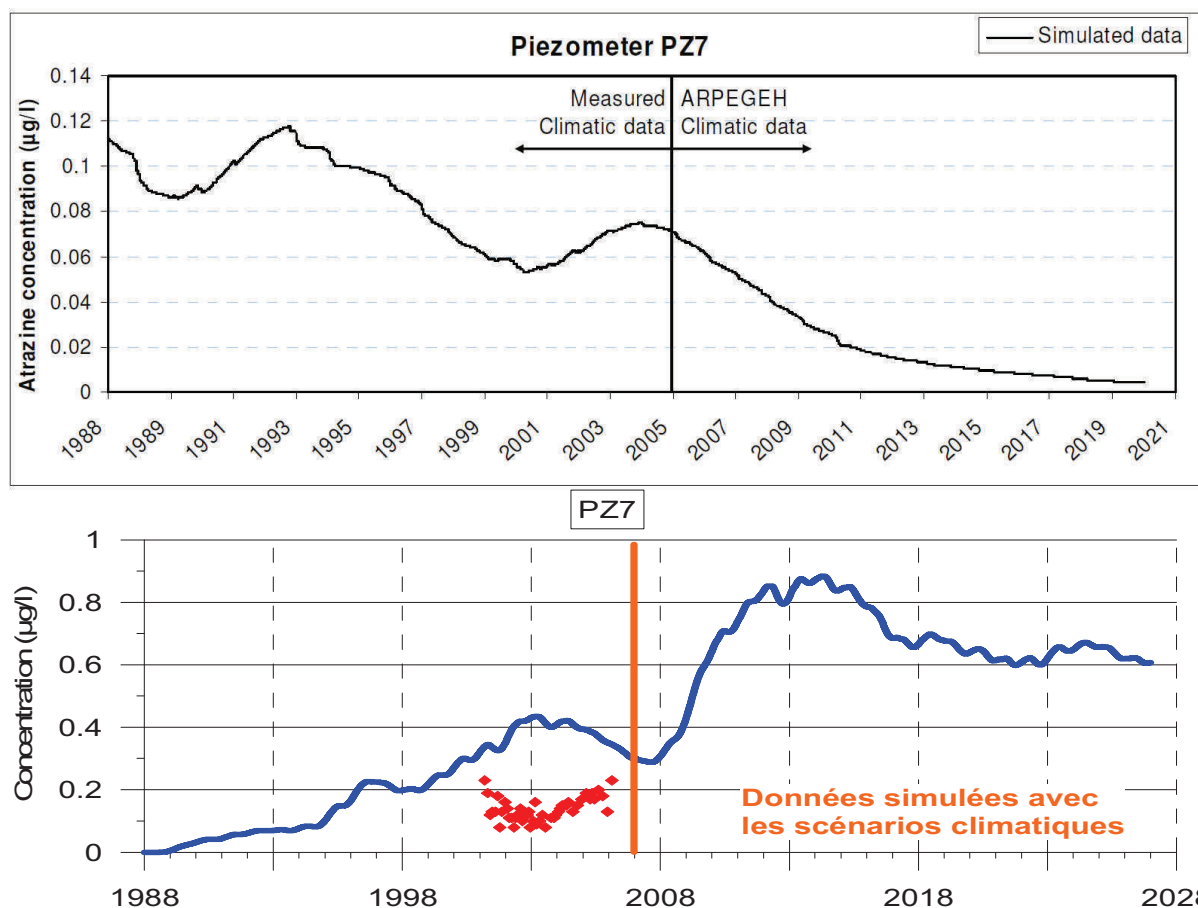


Figure 4.8 – Concentration en atrazine prévue par le modèle couplé MACRO / MARTHE (a) et AGRIFLUX / NASH / MARTHE (b) pour le piézomètre PZ7

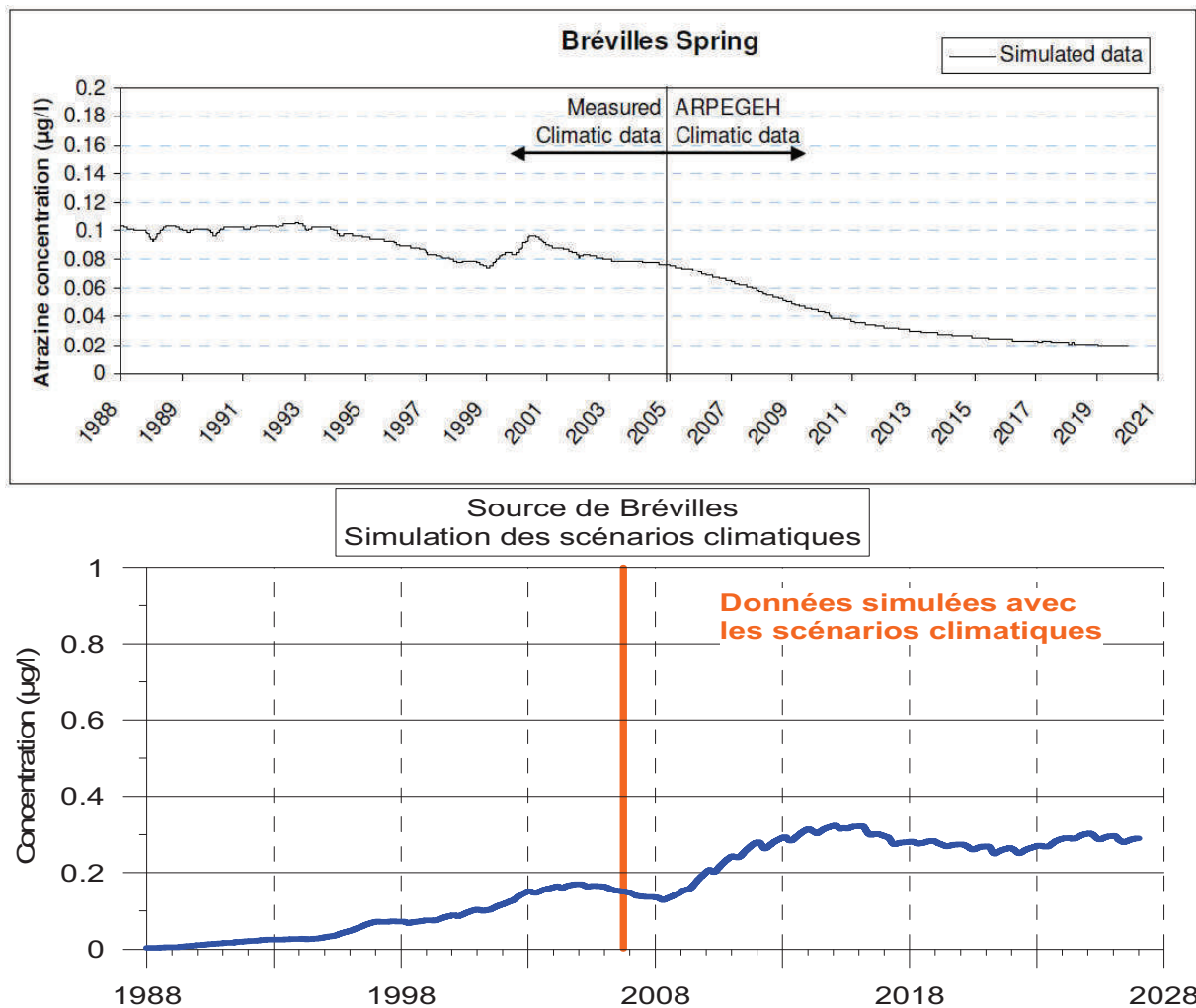


Figure 4.9 – Concentration en atrazine prévue par le modèle couplé MACRO / MARTHE (a) et AGRIFLUX / NASH / MARTHE (b) pour la source des Brévilles

Depuis 2001 on observe une décroissance exponentielle des concentrations en atrazine simulées pour la partie Nord du bassin au niveau du piézomètre PZ2. Pour ce piézomètre, la concentration calculée en 2010 est de $0,01 \mu\text{g/l}$. Dans la partie sud du Bassin au niveau du piézomètre PZ6 la diminution des concentrations commence un peu plus tôt pour atteindre $0,03 \mu\text{g/l}$ en 2010. La concentration en atrazine prédite pour la source des Brévilles pour la période 2005 – 2020 est présentée sur la Figure 4.9. Les concentrations simulées sont prévues pour descendre régulièrement de 2005 à 2010 pour atteindre une concentration de $0,04 \mu\text{g/l}$. La concentration prédite pour 2020 est de $0,02 \mu\text{g/l}$.

Concernant les simulations du modèle couplé AGRIFLUX / NASH / MARTHE avec ARPEGEH présentées sur les Figure 4.7 et Figure 4.8, on observe que la tendance générale des concentrations en atrazine est plutôt croissante que ce soit au niveau des piézomètres ou

de la source. La phase de décroissance qui avait débuté en 2003 est suivie d'une nouvelle phase de croissance qui débute en 2010 dans la partie nord du bassin au niveau du piézomètre PZ2 et à partir de 2007 pour atteindre un maximum de 0,1 µg/l en 2026. Pour les piézomètres en aval du bassin comme les piézomètres PZ6 ou PZ7 la concentration maximum prédite est de 1,75 µg/l pour le PZ6 et 0,9 µg/l pour le PZ7 en 2013 à la suite de quoi les concentrations redescendent pour finalement atteindre 1,3µg/l et 0,6 µg/l pour les PZ6 et PZ7 en 2026.

La concentration à la source (Figure 4.9) suit le même schéma avec une chute des concentrations entre 2003 et 2008 puis une remontée jusqu'à 0,3 µg/l en 2016 avant de lentement redescendre jusqu'à 0,28 µg/l en 2026.

3. Discussion

En comparant les résultats des concentrations prédites par les deux modèles on ne peut que remarquer les comportements différents simulés. Les principales différences entre les deux modèles résident dans la simulation de macroporosité dans la zone non saturée par le modèle MACRO ainsi que dans la façon de simuler la zone non saturée. En effet les retards d'arrivée des pesticides à la base des colonnes de sol avec le modèle AGRIFLUX / NASH par rapport au code de calcul MACRO permettent d'expliquer l'augmentation des concentrations dans les piézomètres et à la source à partir de 2007 et 2008. La prise en compte de la macroporosité par MACRO induit un lessivage rapide des pesticides du sol jusqu'à la nappe. C'est pour cette raison que dès 2001 les concentrations en pesticides calculées à la base des colonnes de sols commencent à baisser pour les sols de type Calcisols et dès 2000 pour les sols de type Luvisol (Figure 3.44) soit rapidement après l'arrêt d'application de l'atrazine dans les parcelles cultivées. En revanche dans le modèle couplé utilisant AGRIFLUX / NASH les pesticides n'apparaissent qu'à partir de 1991 à la base des colonnes de sol sous la parcelle 13 (Figure 3.40) pour trois des quatre types de sol. La quantité d'atrazine introduite dans les deux modèles étant identique, et le calage hydrodynamique sur la période d'observation étant acceptable pour les deux modèles, une quantité d'atrazine non négligeable a donc été stockée dans le modèle couplé AGRIFLUX / NASH puis relarguée de manière diffuse dans le modèle 2D. Au vu des données observées disponibles, il est difficile de pouvoir juger de la justesse d'un modèle par rapport à un autre. On notera que dans la réalité, des mesures réalisées après l'arrêt de l'atrazine ont montré l'existence de stocks encore important dans le sol (MOUVET et al., 2007). La forte inertie du modèle hydrodynamique accentue encore plus ce phénomène

car sur la période d'observation, il n'a pas été possible d'observer un cycle hydrogéologique complet présentant une alternance de hautes eaux et basses eaux.

Une fois de plus les résultats de cette simulation soulignent l'importance de la prise en compte du sol et de la zone non saturée sur le devenir des pesticides.

Conclusion générale

Ce travail réalisé dans le cadre du projet de recherche Aquaterra à l'Université d'Avignon en partenariat avec le BRGM Orléans, financé par la communauté européenne, s'inscrit dans la problématique générale de la pollution des aquifères par l'atrazine et plus largement par les pesticides. Toutefois il est appliqué à une problématique réelle et locale, qui est la pollution par l'atrazine, d'une source utilisée pour l'alimentation en eau potable. L'approche de modélisation ainsi que les outils présentés dans ce travail pourront cependant être réutilisés dans d'autres études d'aquifères concernés par les problèmes de pollutions diffuses.

Les principaux objectifs de ce travail étaient les suivants :

- Synthétiser et intégrer les nombreuses données présentes sur un site pilote comme celui de Montreuil-sur-Epte afin de mieux comprendre le fonctionnement global du bassin ainsi que les différents mécanismes du transport de pesticides à l'échelle d'un bassin versant, dans l'objectif de réaliser un modèle hydrodynamique et hydrodispersif de ce site.
- Réaliser un modèle hydrodynamique de transport des pesticides utilisant au mieux les données et la connaissance accumulée par une méthode de modélisation par « approche de complexité croissante ».
- Modéliser l'impact de l'arrêt de l'application d'atrazine, sur des parcelles à l'échelle d'un bassin versant hydrogéologique, sur l'évolution de la pollution de la nappe et en évaluer la réponse à long terme dans le cadre du changement climatique global.

Les principaux enseignements de cette étude sont résumés ci-dessous pour les objectifs présentés et des perspectives sont proposées.

L'étude du contexte géologique de la région à l'aide de la carte géologique et des différents travaux réalisés sur le site d'étude (forages, diagraphies, campagnes de prospections géophysiques) ont permis d'affiner la position des failles sur le bassin étudié et de connaître la nature et la position des différentes formations sur le site : les argiles du Sparnacien constituant le substratum, les sables de Cuise l'aquifère, et les calcaires du Lutétien qui composent les formations sus-jacentes de la zone non saturée. Il a été ainsi possible de proposer un modèle géologique de ces formations s'étendant sur l'ensemble de l'aquifère étudié. La synthèse des données sur les formations de la zone non saturée et de la zone saturée a ensuite permis de caractériser l'épaisseur et les propriétés hydriques des sables de Cuise et des calcaires du Lutétien. Les hétérogénéités présentes dans chacune de ces formations

(présence de niveaux marneux, sableux, de fracturation plus ou moins importante dans les calcaires du Lutétiens et argilisation des sables de Cuise avec la profondeur entraînant une stratification des écoulements) ont ainsi pu être mises en évidence et prises en compte dans les réflexions sur la conceptualisation du modèle.

La synthèse de l'ensemble de ces données au travers de cette thèse a permis de mieux connaître les caractéristiques des formations du sous-sol du bassin de Montreuil-sur-Epte. Compte tenu des hétérogénéités qui ont pu être mises en évidence, les résultats ne sont que partiellement représentatifs des formations rencontrées mais ont tout de même permis d'améliorer leur connaissance.

La détermination du niveau statique de la nappe a pu être réalisée de façon précise grâce à l'intégration de données de natures différentes telles que les niveaux piézométriques mesurés dans les piézomètres, mais également grâce aux résultats des campagnes de mesures RMP qui ont permis de manière indirecte de connaître la profondeur de la nappe sur une très grande partie de la surface du bassin et donc de mieux connaître la géométrie de sa surface. Une carte du niveau piézométrique de la nappe à un instant donné (février 2006) a ainsi pu être réalisée.

Il a également été nécessaire d'étudier le fonctionnement hydrodynamique du site d'étude. En effet malgré son fonctionnement a priori simple, il s'est avéré qu'en raison de la présence des différentes hétérogénéités du calcaire du Lutétien et des sables de Cuise, le fonctionnement hydrodynamique du bassin est complexe. Le niveau statique de la nappe en amont du bassin ne subit pas de variations saisonnières alors que la faible taille du bassin et la relativement faible profondeur de la zone saturée l'auraient laissé penser. Cette absence de variations pourrait s'expliquer par le rôle tampon que pourrait induire les calcaires du Lutétien à cause d'une couche plus argileuse présente à l'amont du site d'étude, à contre-pendage, qui retarderait les arrivées d'eau à la nappe. Même si cette théorie est en accord avec les observations qui ont pu être faites lors de la foration des piézomètres ou grâce aux prospections par tomographie électrique, il n'est pas possible, étant donné le faible recul dont on dispose avec les chroniques de données, d'être certain qu'il s'agisse de l'unique raison de l'absence de variations saisonnières en amont du bassin compte tenu des variations verticales de perméabilités qui ont pu être mise en évidence lors de la foration des piézomètres. En aval, les faibles variations des niveaux piézométriques seraient plutôt dues à la saturation de la base des calcaires à cause du décalage engendré par la faille. L'analyse de la ZNS et la ZS, basée

sur une approche multidisciplinaire, a permis de mieux comprendre le système et a mis en évidence l'influence très probable de certaines formations géologiques (présence du Lutétien dans la ZS en aval du bassin et niveaux plus humides en amont du bassin) sur le fonctionnement hydrodynamique du bassin versant.

Afin d'évaluer le risque potentiel de lessivage des produits phytosanitaires dans les sols du bassin hydrogéologique, les données concernant différents paramètres influençant le devenir des pesticides dans les sols ont été synthétisées pour l'ensemble du bassin de la source de Montreuil-sur-Epte. Ainsi, pour spatialiser les propriétés hydriques des sols une carte pédologique définissant quatre types de sols différents a été utilisée. Ce travail de thèse a conduit à proposer une simplification de la spatialisation des sols pour la simulation du devenir des pesticides, notamment au niveau de la prise en compte des teneurs en carbone organique des différents types de sols.

Une fois la synthèse des données réalisées, ces données ont pu être intégrées dans un modèle qui a évolué avec la compréhension des phénomènes étudiés.

La modélisation hydrodynamique 2D du bassin avec le code de calcul MARTHE, dans un premier temps en régime permanent, a permis d'affiner puis de valider les différentes hypothèses émises concernant la géométrie des couches géologiques élaborée avec les données collectées. Ce modèle hydrodynamique 2D en régime permanent a également permis une première approche de la distribution des perméabilités qui a servi de paramètre de calage compte tenu de la faible représentativité des données disponibles.

La deuxième étape a nécessité le calcul d'une chronique de recharge de l'aquifère à un pas de temps mensuel puis journalier. L'utilisation d'un modèle global à réservoir pluie / débit, pluie / niveau, a rendu possible la définition de 4 chroniques de recharges pour chacun des types de sols définis précédemment. L'utilisation d'un modèle global, bien qu'il ne représente pas les processus physiques réellement en place sur le site, a permis d'obtenir rapidement une évaluation de la recharge pour le modèle hydrodynamique 2D en régime transitoire. Après l'introduction dans le modèle de ces chroniques de recharge, un ajustement de la carte des perméabilités a pu être réalisé afin de prendre en compte les variations spatiales de la recharge correspondant aux propriétés hydriques des différents types de sol.

Pour aller plus loin dans la compréhension des phénomènes intervenant dans le transport des pesticides sur notre site, la prise en compte du sol et de la zone saturée a pu être réalisée grâce

à l'utilisation de deux modèles représentant respectivement ces deux zones. Le sol étant le principal compartiment influant sur le devenir des pesticides, c'est le logiciel AGRIFLUX (modèle mécaniste - stochastique) qui a été utilisé. Un tel modèle, avec une représentation physique des processus, permet d'améliorer la compréhension des processus en jeux. L'utilisation de paramètres physiques, mesurables in-situ, ajoute également beaucoup à la compréhension du devenir des pesticides dans le sol. Compte tenu du peu d'information disponible dans la bibliographie concernant le devenir des pesticides dans la zone non saturée plus profonde, et compte tenue également de l'hétérogénéité de la zone saturée sur notre site, c'est un modèle à réservoir qui a été utilisé pour modéliser les flux d'eau et de pesticides à travers la zone non saturée jusqu'à la surface de la zone saturée.

Pour aller plus loin dans la compréhension de la phénoménologie du transport des pesticides une tentative de modélisation en 3D de la zone saturée a été tentée sans obtenir pour autant de résultats probants, notamment à cause de la faible quantité de données disponibles pour représenter finement les hétérogénéités au sein de cette zone saturée constituée essentiellement des sables de Cuise.

Ce travail de thèse a donc permis, par une approche progressive de modélisation et un couplage de plusieurs modèles, d'offrir un modèle représentant le site de la source des Brévilles tant sur le plan de l'hydrodynamique que du transport des pesticides et en accord avec les données disponibles.

Au vue de la représentativité du modèle couplé 2D de la zone saturée, plusieurs modélisations prospectives ont été réalisées grâce à l'utilisation de scénarios climatiques provenant du projet PRUDENCE et comparé avec le modèle couplé MACRO / MARTHE développé en parallèle de ce travail. Les résultats de simulations obtenus avec les deux modèles couplés sont à prendre avec précaution au regard du peu de recul dont on dispose avec les chroniques de données observées qui ne représentent pas un cycle hydrogéologique complet. Ce travail de thèse a donc permis de mettre en place un modèle simulant les concentrations en pesticides de façon prédictive mais qui devra être complété avec l'ajout des données qui continuent d'être collectées sur le site de Montreuil-sur-Epte afin de devenir de plus en plus représentatif.

Les nombreuses et différentes études qui ont été réalisées sur le site de la source des Brévilles durant ces huit dernières années ont offert de précieuses informations sur la contamination des eaux souterraines qui pourront être appliquées à de plus grands bassins plus difficiles à étudier en détail.

Tout d'abord, la contamination par l'atrazine persiste au moins 8 ans après la dernière utilisation de cet herbicide. Cette persistance peut en partie être attribuée à l'existence d'un stock de cette molécule dans le sol, ou au fonctionnement hydrodynamique du site (effet tampon de la zone non saturée) comme cela a pu être mis en avant par la comparaison des simulations couplées AGRIFLUX / NASH / MARTHE et MACRO / MARTHE. Ces informations peuvent être particulièrement pertinentes pour la gestion des aquifères, plus particulièrement dans le cadre de l'évolution des réglementations. L'interdiction de l'atrazine en France en 2003 n'ayant conduit à aucune amélioration tangible, il est souvent difficile d'en faire comprendre l'intérêt aux agriculteurs qui doivent en supporter la charge. De plus, ces huit années de mesures n'ont apparemment pas suffi à couvrir un cycle hydrogéologique complet qui serait nécessaire à une compréhension plus complète du fonctionnement hydrogéologique et au calage plus précis des modèles. Afin de prendre en compte ces différents facteurs, les périodes de monitoring doivent être suffisamment longues et régulières afin d'éviter les risques de mauvaise interprétation des résultats. Les prospections de terrains doivent se faire à différents niveaux pour prendre en compte chaque compartiment du système aquifère.

Malgré tous les travaux menés à ce jour, plusieurs questions subsistent quant au fonctionnement du système de la source des Brévilles. Plusieurs pistes pourront être explorées pour tenter dans le futur de répondre à ces questions.

Il semble nécessaire dans un premier temps d'améliorer et d'affiner la connaissance des différents sols présents sur le site car ils sont le principal compartiment influant sur le devenir des pesticides. Les différences importantes qui ont pu être mise en évidence entre les calcisols et les autres types de sols lors des simulations avec AGRIFLUX mettent en avant la sensibilité de ce compartiment au regard des flux d'eau ou d'atrazine. De plus les comparaisons qui ont pu être réalisées entre les modèles couplés AGRIFLUX / NASH et MACRO ont montré que pour des caractéristiques identiques les résultats de simulations obtenus pouvaient être significativement différents. Les méthodes de représentation phénoménologique des sols restent donc un enjeu crucial dans la simulation du devenir des pesticides à l'échelle d'un bassin versant.

Il serait également profitable à la compréhension des processus de transport des pesticides de compléter la connaissance géologique du site notamment afin de mieux définir les hétérogénéités verticales de faciès qui peuvent exister tant au niveau des calcaires du Lutétien

que des sables de Cuise ainsi que les hétérogénéités horizontales qui ont pu être mises en évidence pour les calcaires du Lutétien.

Certains aspects concernant plus spécifiquement les pesticides restent à être étudiés, c'est notamment le cas de la remobilisation des pesticides stockés dans les sols ou la caractérisation des stocks probables dans les différents niveaux de la zone non saturée.

La poursuite du suivi temporel des teneurs en pesticides dans la nappe et à la source s'avère également nécessaire afin de continuer les comparaisons entre les modèles et les données observées. C'est par cette méthode seulement que les modèles pourront être validés ou devront être améliorés. Le suivi de la concentration en atrazine n'a pas qu'un intérêt local, de nombreuses autres nappes étant contaminées par ce produit.

Au final ce travail de thèse montre que l'évaluation du potentiel de retour au bon état des eaux souterraines par voie de modélisation nécessite des moyens importants : d'une part pour faire progresser la recherche en matière de modélisation et d'autre part à cause de la nécessité de disposer de longues chroniques observées sur lesquelles on cherchera à se caler, car sans confrontation avec des observations, les modèles n'ont pas de validité réelle. En effet, l'approche de modélisation qui a été retenue, souligne l'importance de ce type de modèle basé sur du monitoring de terrain, par opposition à des modèles basés uniquement sur les paramètres de sols non calibrés, quant à l'estimation du risque de contamination d'une source. Comme cela a pu être présenté, même si la majeure partie du devenir des pesticides se joue dans le sol, la compréhension du fonctionnement hydrodynamique de l'aquifère est essentielle, si on tient compte de la présence ou non de pesticides dans l'aquifère de la source des Brévilles en fonction de la profondeur de prélèvement par exemple.

Bien que complexe, comme cela a pu être présenté au cours de ce travail, l'aquifère de la source des Brévilles reste un cas simple de par sa petite taille, l'absence d'interaction avec le réseau hydrographique de surface et l'absence d'irrigation ou de prélèvements. Cependant compte tenu du nombre de phénomènes intervenant dans le transport de l'eau et des pesticides à travers les différents compartiments qui constituent en fait un continuum, la modélisation s'impose comme un outil incontournable pour évaluer l'impact de l'application des pesticides. Ce sont tous les travaux d'investigations sur le terrain et dans les laboratoires qui rendent possible la réalisation de tels modèles.

Bibliographie

- ACCINELLI C., DINELLI G., VICARI A., CATIZONE P. 2001** – Atrazine and metolachlor degradation in subsoils. *Biology and Fertility of Soils* 33, 6, 495-500.
- AEE 2003** – Les eaux de l'Europe : Une évaluation basée sur des indicateurs., -
- AMRAOUI N., SURDYK N., DUBUS I.G., BROERS H.P., VISSER A., HEERDINK R., VAN DER GRIFT B., ORBAN P., BATLLE-AGUILAR J., GODERNIAUX P., BROUYÈRE S. 2008** – Report which describes the physically-deterministic determination and extrapolation of time trends at selected test locations in Dutch part of the Meuse basin, the Brévilles catchment and the Geer catchment. *Aquaterra Deliverable Trend 2-10, EU project no. 505428 (GOCE)* - <http://www.attempto-projects.de/aquaterra/57.0.html>.
- ARMSTRONG A., ADEN K., AMRAOUI N., DIEKKRÜGER B., JARVIS N., MOUVET C., NICHOLLS P., WITWER C. 2000** – Comparison of the performance of pesticide-leaching models on a cracking clay soil: Results using the Brimstone Farm dataset. *Agricultural Water Management* 44, 1-3, 85-104.
- ARMSTRONG D.E., CHESTERS G. 1968** – Adsorption catalyzed chemical hydrolysis of atrazine. *Environmental Science and Technology* 2, 9, 683-689.
- BALTASSAT J.M., MATHIEU F., LEGCHENKO A., MIEHÉ J.M. 2001** – Caractérisation des aquifères dans le secteur de Montreuil sur Epte (Val d'Oise) par la résonance magnétique protonique (RMP). *BRGM RP-51360-FR*, -
- BANTON O., VILLENEUVE J.P. 1989** – Evaluation of groundwater vulnerability to pesticides: A comparison between the pesticide DRASTIC index and the PRZM leaching quantities. *Journal of Contaminant Hydrology* 4, 3, 285-296.
- BARAN N., DUBUS I.G., MORVAN X., NORMAND M., GUTIERREZ A., MOUVET C., BROERS H.P., VISSER A., BATTLE AGUILAR J., BROUYÈRE S., ORBAN P., DAUTREBANDE S., SOHIER C., KORCZ M., BRONDER J., DLUGOSZ J., ODRZYWOLEK M. 2005a** – Report with documentation of reconstructed land use around test sites. *Aquaterra Deliverable Trend 2-2, EU project no. 505428 (GOCE)* - <http://www.attempto-projects.de/aquaterra/57.0.html>.
- BARAN N., MOUVET C., MORVAN X. 2005b** – Report on pesticide feed function through stakeholder interviews. *Aquaterra Deliverable Basin 1-6, EU project no. 505428 (GOCE)* - <http://www.attempto-projects.de/aquaterra/59.0.html>.
- BARAN N., MOUVET C., NÉGREL P. 2007** – Hydrodynamic and geochemical constraints on pesticide concentrations in the groundwater of an agricultural catchment (Brévilles, France). *Environmental Pollution* 148, 3, 729-738.
- BARBASH J.E., THELIN G.P., KOLPIN D.W., GILLIOM R.J. 2001** – Major Herbicides in Ground Water: Results from the National Water-Quality Assessment. *J Environ Qual* 30, 3, 831-845.
- BEARD G. 2006** – Report on soil profile characteristics and topsoil structure on the catchment at Montreuil-sur-Epte, France and extrapolation of the existing soil map from field observation. *LandLook (Midlands)*, , -
- BOESTEN J.J.T.I. 2004** – Influence of dispersion length on leaching calculated with PEARL, PELMO and PRZM for FOCUS groundwater scenarios. *Pest Management Science* 60, 10, 971-980.
- BOESTEN J.J.T.I., VAN DER LINDEN A.M.A. 1991** – Modeling the influence of sorption and transformation on pesticide leaching and persistence. *Journal of Environmental Quality* 20, 2, 425-435.
- BRENOT A., BARAN N., PETELET-GIRAUD E., NÉGREL P. 2008** – Interaction between different water bodies in a small catchment in the Paris basin (Brévilles,

- France): Tracing of multiple Sr sources through Sr isotopes coupled with Mg/Sr and Ca/Sr ratios. *Applied Geochemistry* 23, 1, 58-75.
- BROERS H.P., VISSER A., GOURCY L., DUBUS I.G., BARAN N., MOUVET C., GUTIERREZ A. 2005** – Report on concentration-depth, concentration-time and time-depth profiles in the Meuse basin and the Brévilles catchment. *Aquaterra Deliverable Trend 2-3, EU project no. 505428 (GOCE)* - <http://www.attempto-projects.de/aquaterra/57.0.html>.
- BROERS H.P., VISSER A., HEERDINK R., VAN DER GRIFT B., SURDYK N., DUBUS I.G., GUTIERREZ A., ORBAN P., BROUYÈRE S. 2007** – Short report describing the progress of the groundwater flow and reactive transport modeling and elucidating interaction with COMPUTE and HYDRO and FLUX work packages. *Aquaterra Deliverable Trend 2-7, EU project no. 505428 (GOCE)* - <http://www.attempto-projects.de/aquaterra/57.0.html>.
- BROUYÈRE S., BATLLE-AGUILAR J., GODERNIAUX P., DASSARGUES A. 2008** – A new tracer technique for monitoring groundwater fluxes: The Finite Volume Point Dilution Method. *Journal of Contaminant Hydrology* 95, 3-4, 121-140.
- CARTER A.D. 2000** – Herbicide movement in soils: principles, pathways and processes. *Weed Research* 40, 113-122.
- CHAPELLE F.H. 1993** –. *Ground-Water Microbiology and Geochemistry*,
- CHRISTENSEN J.H., CARTER T.R., GIORGI F. 2002** – PRUDENCE employs new methods to assess European climate change. *EOS* 83, 13, 147.
- DARSY C. 2003** – Modélisation des écoulements et du transfert de bromure avec le logiciel MARTHE sur le bassin versant de la source de Brévilles à Montreuil-sur-Epte (Val d’Oise). *BRGM Rapport de fin de stage*, -.
- DONIGIAN A.S., BRICKNEL B.R., IMHOFF J.C. 1995** – Hydrological simulation program - Fortran (HSPF). *Computer Models of Watershed Hydrology* 395-442.
- DOUKOURÉ C. 2007** – Application de la modélisation neuronale à l’évaluation du risque de contamination des eaux souterraines par les pesticides. *UAPV*, 184 pages.
- DUPUY A., RAZACK M., BANTON O. 1997** – Groundwater pollution by nitrates in a heterogeneous agricultural watershed II. Evolution of concentrations in the aquifer. *Contamination nitrate?e des eaux souterraines d'un bassin versant agricole he?te?roge?ne II E?volution des concentrations dans la nappe* 10, 2, 185-198.
- FOOTPRINT (2006)** Functional Tools for Pesticide Risk Assessment and Management. EU-funded project n°022704 (2006) <http://www.eu-footprint.org>
- FOWLER H., BARAN N., MOUVET C., GUTIERREZ A. 2005** – Report detailing selection of GCM outputs and pre-processed observed rainfall and PE data for calibration of catchment models *Aquaterra Deliverable Hydro 1-1, EU project no. 505428 (GOCE)* - <http://www.attempto-projects.de/aquaterra/53.0.html>.
- FRÉTAULT P. 2004** – Modélisations 1D et 2D en Zone non saturée sur le site de la source des Brévilles. Montreuil-sur-Epte (95). *BRGM Rapport de fin de stage*, -.
- FURMAN A. 2008** – Modeling coupled surface-subsurface flow processes: A review. *Vadose Zone Journal* 7, 2, 741-756.
- GIGLEUX S., GUTIERREZ A., BANTON O. 2006** – Physical model of Brévilles catchment based on all the information from WP HYDRO2 and FLUX1. *Aquaterra Deliverable COMPUTE 2-8, EU project no. 505428 (GOCE)* - <http://www.attempto-projects.de/aquaterra/56.0.html>.
- GIGLEUX S., GUTIERREZ A., BANTON O. 2008** – Modelling approach based on 1D modelling of the soil coupled to a 2D model of the saturated zone. *Aquaterra Deliverable COMPUTE 2-14, EU project no. 505428 (GOCE)* - <http://www.attempto-projects.de/aquaterra/56.0.html>.

- GIRARD J.F., GUTIERREZ A., GIGLEUX S., BALTASSAT J.M., MATHIEU F., MIEHÉ J.M. 2009** – Geophysical investigations (MRS and ERT) on the Brévilles spring catchment, Montreuil-sur-Epte (95). *BRGM RP-56182-FR*, -.
- GIRARD J.F., MATHIEU F., BALTASSAT J.M. 2006** – Caractérisation de la structure du bassin versant de Montreuil-sur-Epte par panneaux électriques. *BRGM RP-52936-FR*, -.
- GODERNIAUX P. 2005** – Caractérisation hydrogéologique du bassin versant de la source des Brévilles, France. *BRGM Rapport de fin de stage*, -.
- GODERNIAUX P., BROUYÈRE S., GUTIERREZ A., BARAN N. 2009** – Long-term tracer experiments towards a spring contaminated by agriculture pesticides : The multi-tracing test of the Brévilles Spring (Val d'Oise - France). *Journal of Hydrology In Press*,
- GODERNIAUX P., GUTIERREZ A., BROUYÈRE S. 2008** – Interpretation of a tracer test at Brévilles after 2 years of monitoring. *Aquaterra Deliverable Hydro 2-7, EU project no. 505428 (GOCE)* - <http://www.attempto-projects.de/aquaterra/53.0.html>.
- GOTTESBÜREN B., ADEN K., BÄRLUND I., BROWN C., DUST M., GÖRLITZ G., JARVIS N., REKOLAINEN S., SCHÄFER H. 2000** – Comparison of pesticide leaching models: Results using the Weiherbach data set. *Agricultural Water Management 44, 1-3, 153-181*.
- GUTIERREZ A. 2001** – Réalisation de sept piézomètres et d'un forage dans les sables de Cuise. Montreuil sur Epte (Val d'Oise). *ANTEA A23555/A Rapport de fin de travaux*, -.
- GUTIERREZ A., BARAN N. 2009** – Long-term transfer of diffuse pollution at catchment scale: Respective roles of soil, and the unsaturated and saturated zones (Brévilles, France). *Journal of Hydrology In Press, Corrected Proof*,
- GUTIERREZ A., BARAN N., STOLLSTEINER P. 2008a** – Report and data set on the quantitative water inputs to/outputs from the (Brévilles) system over month 40 - 52. *Aquaterra Deliverable Hydro 2-8, EU project no. 505428 (GOCE)* - <http://www.attempto-projects.de/aquaterra/53.0.html>.
- GUTIERREZ A., BARAN N., WUILLEUMIER A., JOUIN F., GODERNIAUX P., NYGAARD B., ALBRECHTSEN H.J., GIGLEUX S. 2005** – Report and data sets on the geological and hydrogeological characterisation of the systems, including data of the drillings to be conducted April-June 2005. *Aquaterra Deliverable Hydro 2-1, EU project no. 505428 (GOCE)* - <http://www.attempto-projects.de/aquaterra/53.0.html>.
- GUTIERREZ A., GIGLEUX S. 2005** – 3D Geological and hydrogeological description of the Brévilles catchment. *Aquaterra Deliverable Hydro 2-4, EU project no. 505428 (GOCE)* - <http://www.attempto-projects.de/aquaterra/53.0.html>.
- GUTIERREZ A., IZAC J.L. 2003** – Réalisation de sondages dans la zone non saturée du bassin de la source des Brévilles, Montreuil-sur-Epte (Val d'Oise). *BRGM RP-52595-FR*, -.
- GUTIERREZ A., WUILLEUMIER A., KLINKA T., GODERNIAUX P., GUIGNAT S. 2008b** – Réalisation de piézomètres dans les sables de Cuise à Montreuil-sur-Epte (Val d'Oise). *BRGM RP-54507-FR*, -.
- HEUVELINK G.B.M., PEBESMA E.J. 1999** – Spatial aggregation and soil process modelling. *Geoderma 89, 1-2, 47-65*.
- IFEN 2007** – Les pesticides dans les eaux, données 2005. -.
- JACOB D., BÄRRING L., CHRISTENSEN O.B., CHRISTENSEN J.H., DE CASTRO M., DÉQUÉ M., GIORGI F., HAGEMANN S., HIRSCHI M., JONES R., KJELLSTRÖM E., LENDERINK G., ROCKEL B., SNCHEZ E., SCHÄR C.,**

- SENEVIRATNE S.I., SOMOT S., VAN ULDEN A., VAN DEN HURK B. 2007** – An inter-comparison of regional climate models for Europe: Model performance in present-day climate. *Climatic Change* 81, SUPPL. 1, 31-52.
- JARVIS N.J. 1989** – A simple empirical model of root water uptake. *Journal of Hydrology* 107, 1-4, 57-72.
- JARVIS N.J. 2002** – Macropore and preferential flow. *The Encyclopedia of Agrochemicals* 3, 1005-1013.
- JOB H. 2008** – Modélisation des impacts des changements climatiques par les transferts d'eau et d'atrazine dans le Bassin versant de Montreuil-sur-Epte (95, Val d'Oise). *Institut EGID Bordeaux 3 Rapport de fin de stage MASTER 2*, -.
- KALKHOFF S.J., LEE K.E., PORTER S.D., TERRIO P.J., THURMAN E.M. 2003** – Herbicides and herbicide degradation products in upper midwest agricultural streams during august base-flow conditions. *Journal of Environmental Quality* 32, 3, 1025-1035.
- KEESE K.E., SCANLON B.R., REEDY R.C. 2005** – Assessing controls on diffuse groundwater recharge using unsaturated flow modeling. *Water Resources Research* 41, 6, 1-12.
- KOLPIN D.W., THURMAN E.M., LINHART S.M. 1998** – The environmental occurrence of herbicides: The importance of degradates in ground water. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 35, 3, 385-390.
- KUNTZ G., WYNS R., MONCIARDINI C., VERRON G. 1976** – Carte géologique de la France 1/50 000Gisors XXI-12 n° : 125 BRGM.
- LAROCQUE M., BANTON O. 1995** – Gestion de la contamination des eaux souterraines par les fertilisants agricoles : application du modèle Agriflux. *Revue des sciences de l'eau*, 8, 3-21.
- LARSBO M., JARVIS N. 2003a** – *MACRO50 A Model of Water Flow and Solute Transport in Macroporous Soil Technical Description*,
- LARSBO M., JARVIS N. 2003b** – MACRO 5.0. A model of water flow and solute transport in macroporous soil. Technical description. *Emergo* 2003, 6.
- LARSBO M., ROULIER S., STENEMO F., KASTEEL R., JARVIS N. 2005** – An improved dual-permeability model of water flow and solute transport in the vadose zone. *Vadose Zone Journal* 4, 398-406.
- LASSERRE F., RAZACK M., BANTON O. 1999** – A GIS-linked model for the assessment of nitrate contamination in groundwater. *Journal of Hydrology* 224, 3-4, 81-90.
- LEGCHENKO A., VALLA P. 2002** – A review of the basic principles for proton magnetic resonance sounding measurements. *Journal of Applied Geophysics* 50, 1-2, 3-19.
- LINDSTRÖM R. 2005** – Groundwater vulnerability assessment using process-based modelsviii, 36 pages.
- LOAGUE K., ABRAMS R.H. 2001** – Stochastic-conceptual analysis of near-surface hydrological responseHydrological Processes, pp. 2715-2728.
- LOAGUE K., ABRAMS R.H., DAVIS S.N., NGUYEN A., STEWART I.T. 1998a** – A case study simulation of DBCP groundwater contamination in Fresno County, California. 2. Transport in the saturated subsurface. *Journal of Contaminant Hydrology* 29, 2, 137-163.
- LOAGUE K., LLOYD D., NGUYEN A., DAVIS S.N., ABRAMS R.H. 1998b** – A case study simulation of DBCP groundwater contamination in Fresno County, California. 1. Leaching through the unsaturated subsurface. *Journal of Contaminant Hydrology* 29, 2, 109-136.

- LOAGUE K., MIYAHIRA R.N., OKI D.S., GREEN R.E., SCHNEIDER R.C., GIAMBELLUCA T.W. 1994** – Chemical leaching near the Waiawa shaft, Oahu, Hawaii. 1. Field experiments and laboratory analysis. *Ground water* 32, 6, 986-996.
- LOKE M.H., BARKER R.D. 1996** – Practical techniques for 3D resistivity surveys and data inversion 1. *Geophysical Prospecting* 44, 3, 499-523.
- LORENZ D.L., DELIN G.N. 2007** – A regression model to estimate regional ground water recharge. *Ground water* 45, 2, 196-208.
- MCDONALD M.G., HARBAUGH A.W. 1984** – A modular three-dimensional finite-difference groundwater flow model,
- MCMAHON P.B., CHAPELLE F.H., JAGUCKI M.L. 1992** – Atrazine mineralization potential of alluvial-aquifer sediments under aerobic conditions. *Environmental Science and Technology* 26, 8, 1556-1559.
- MORVAN X. 2004** – Influence de la variabilité spatiale de différentes caractéristiques du milieu aux échelles de la parcelle expérimentale et du bassin versant hydrogéologique sur la contamination d'un aquifère sableux par les phytosanitaires. *Université d'Orléans*, 526 pages.
- MOUVET C., ALBRECHTSEN H.J., BARAN N., CHEN T., CLAUSEN L., DARSY C., DESBIONNE S., DOUGUET J.M., DUBUS I.G., FIALKIEWICZ W., GUTIERREZ A., HAVERKAMP R., HERBST M., HOWLES D., JARVIS N., JORGENSEN P., LARSBO M., MEI WIRTH K., MERMOUD A., MORVAN X., NORMAND B., O'CONNOR M., RITSEMA C., ROESSLE S., ROULIER S., SOUTTER M., STENEMO F., THIÉRY D., VACHAUD G., VERECKEN H., VISCHETTI C. 2004** – PEGASE. Pesticides in European Groundwaters : detailed study of representative Aquifers and Simulation of possible Evolution scenarios. *BRGM RP-52897-FR, EVK1-CT1990-00028 Epn* -
- MOUVET C., BARAN N., PESCHKA M., KNEPPER T. 2007** – Report on the residual mass of atrazine and desethylatrazine in Brévilles soils *Aquaterra Deliverable Flux 1-9, EU project no. 505428 (GOCE)* - <http://www.attempto-projects.de/aquaterra/51.0.html>.
- MOUVET C., GUTIERREZ A., DAUTREBANDE S., BAES D., JANNICHE G.S., ALBRECHTSEN H.J. 2006** – Report and data set on the water retention properties of additional sections of cores recovered from the drillings; UHAGx and BRGM. (Report on hydraulic and biogeochemical characteristics of limestone samples). *Aquaterra Deliverable Hydro 2-5, EU project no. 505428 (GOCE)* - <http://www.attempto-projects.de/aquaterra/53.0.html>.
- MULLINS J.A., CARSEL R.F., SCARBOUGH J.E., IVERY A.M. 1993** – PRZM-2, a model for predicting pesticide fate in the crop root and unsaturated soil zones: Users manual for release: 2. *Environmental Research Laboratory*,
- NÉGREL P., PAUWELS H. 2004** – Interaction between different groundwaters in Brittany catchments (France): Characterizing multiple sources through strontium- and sulphur isotope tracing. *Water, Air, and Soil Pollution* 151, 1-4, 261-285.
- NISWONGER R.G., PRUDIC D.E., REGAN R.S. 2006** – Documentation of the Unsaturated-Zone Flow (UZF1) package for modeling unsaturated flow between the land surface and the water table with MODFLOW-2005. *Techniques and Methods* 6-A19,
- NOVAK S. 1999** – Dynamique de transfert des produits phytosanitaires vers les eaux superficielles : de l'étude de terrain à l'approche modélisatrice. *Université Henri Poincaré, Nancy 1*, pages.
- PAUWELS H., TALBO H. 2004** – Nitrate concentration in wetlands: Assessing the contribution of deeper groundwater from anions. *Water Research* 38, 4, 1019-1025.

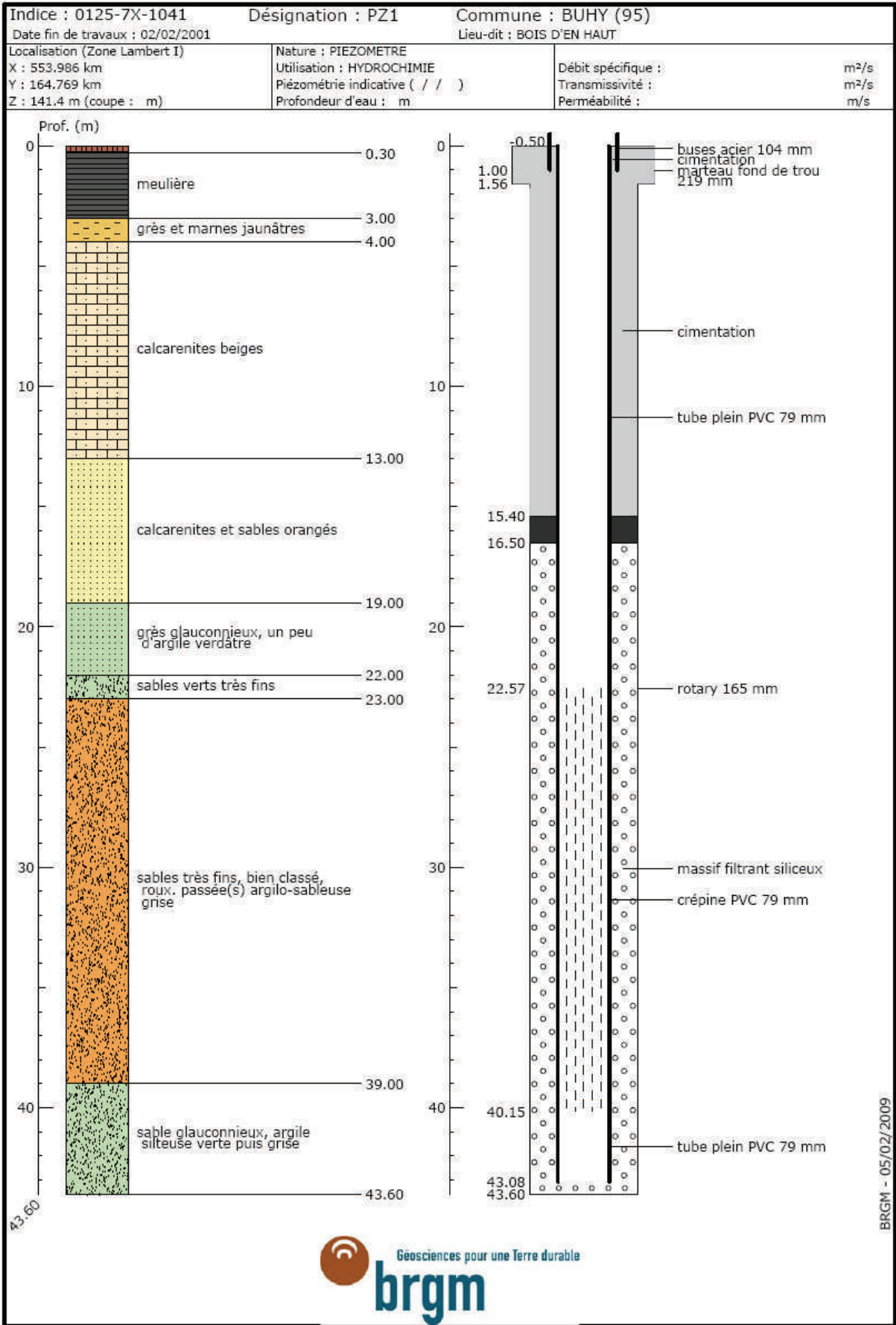
- PENMAN H.L. 1956** – Evaporation : an introductory survey. *Netherlands Journal of Agricultural Sciences* 4, 1, 9-29.
- PUCKETT L.J., HUGHES W.B. 2005** – Transport and fate of nitrate and pesticides: Hydrogeology and riparian zone processes. *Journal of Environmental Quality* 34, 6, 2278-2292.
- REFSGAARD J.C., BUTTS M.B. 1999** – Determination of grid scale parameters in catchment modelling by upscaling local scale parameters. *Modelling of Transport Processes in Soils*, 650-665.
- REFSGAARD J.C., STORM B. 1995** – Mike She. *Computer Models of Watershed Hydrology*, 809-846.
- ROULIER S., BARAN N., MOUVET C., STENEMO F., MORVAN X., ALBRECHTSEN H.-J., CLAUSEN L., JARVIS N. 2006** – Controls on atrazine leaching through a soil-unsaturated fractured limestone sequence at Brévilles, France. *Journal of Contaminant Hydrology* 84, 1-2, 81-105.
- SANFORD W. 2002** – Recharge and groundwater models: an overview. *Hydrogeology Journal* 10, 1, 110-120.
- SCANLON B.R., HEALY R.W., COOK P.G. 2002** – Choosing appropriate techniques for quantifying groundwater recharge. *Hydrogeology Journal* 10, 1, 18-39.
- SEMM LOGGING 2006** – Mesures en forage sur le site de Montreuil-sur-Epte. Rapport de mesures de diagraphies.
- SEO S., SIMUNEK J., POETER E.P. 2007** – Documentation of the HYDRUS package for MODFLOW-2000, the U.S. Geological Survey modular ground-water model. *Colorado School of Mines, Golden*, -.
- SHAH N., NACHABE M., ROSS M. 2007** – Extinction depth and evapotranspiration from ground water under selected land covers. *Ground water* 45, 3, 329-338.
- SOLTNER D. 1990** – Les grandes productions végétales 17e édition, pp. 464.
- STENEMO F., JØRGENSEN P.R., JARVIS N. 2005** – Linking a one-dimensional pesticide fate model to a three-dimensional groundwater model to simulate pollution risks of shallow and deep groundwater underlying fractured till. *Journal of Contaminant Hydrology* 79, 1-2, 89-106.
- TAPPE W., GROENEWEG J., JANTSCH B. 2002** – Diffuse atrazine pollution in German aquifers. *Biodegradation* 13, 1, 3-10.
- TARIQ M.I., AFZAL S., HUSSAIN I. 2004** – Pesticides in shallow groundwater of Bahawalnagar, Muzafargarh, D.G. Khan and Rajan Pur districts of Punjab, Pakistan. *Environnement International* 30, 4, 471-479.
- THERRIEN R., SUDICKY E.A. 1996** – Three-dimensional analysis of variably-saturated flow and solute transport in discretely-fractured porous media. *Journal of Contaminant Hydrology* 23, 1-2, 1-44.
- THIÉRY D. 2003** – Logiciel GARDENIA, version 6.0. Guide d'utilisation. *BRGM RP-52832-FR*, -.
- THIÉRY D., GOMEZ E., GUTIERREZ A. 2008** – Alternative approach with Marthe for transport modelling in the continuum unsaturated/saturated zone. *Aquaterra Deliverable Compute 1-7, EU project no. 505428 (GOCE)* - <http://www.attempto-projects.de/aquaterra/56.0.html>.
- THOMAS R.B., JOHNSON R.L., HEALY R.W. 2006** – User's guide to the Variably Saturated Flow (VSF) process for MODFLOW. *Techniques and Methods 6-A18*,
- THURMAN E.M., MEYER M.T., MILLS M.S., ZIMMERMAN L.R., PERRY C.A., GOOLSBY D.A. 1994** – Formation and transport of deethylatrazine and deisopropylatrazine in surface water. *Environmental Science Technology* 28, 13, 2267-2277.

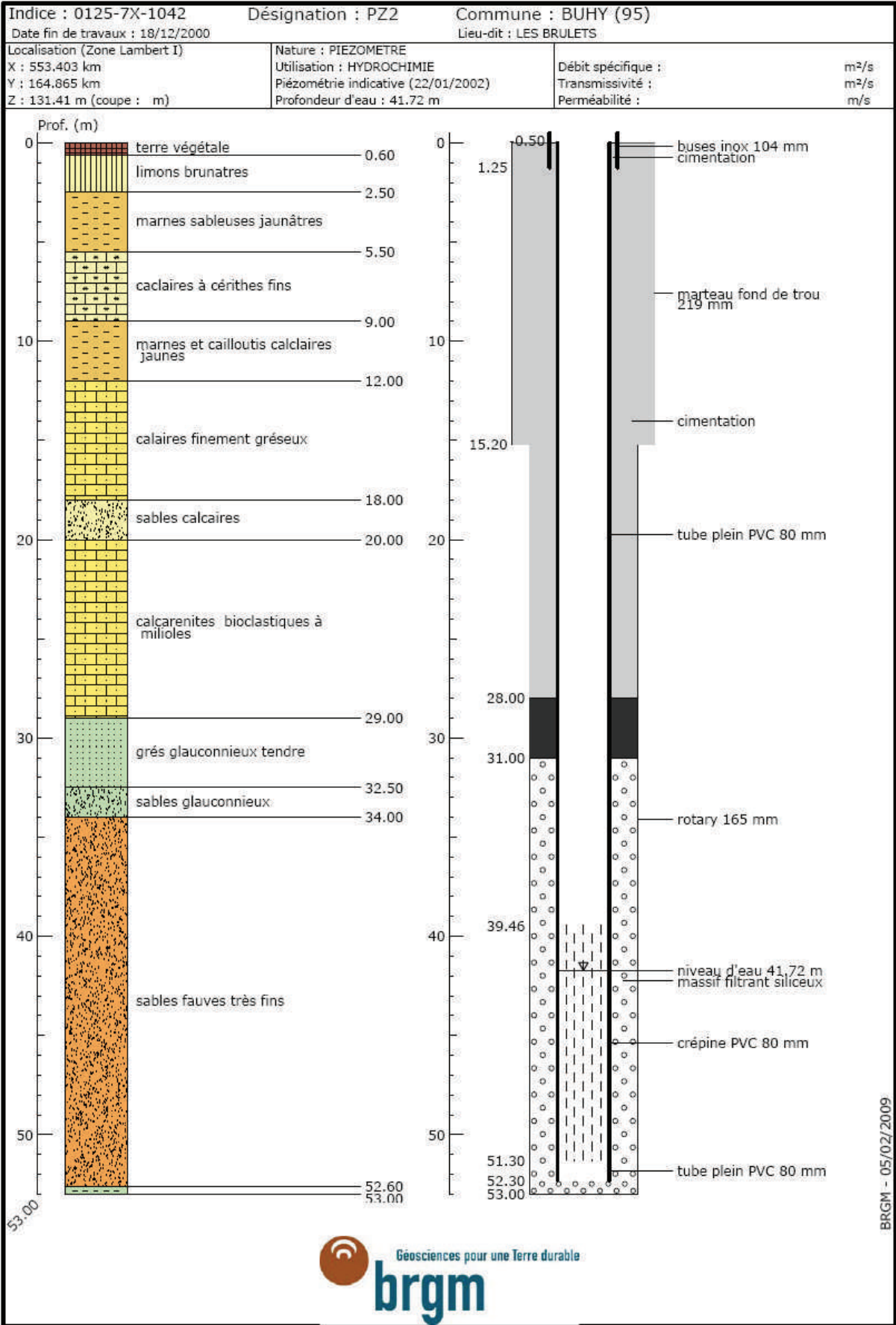
- TUXEN N., TÜCHSEN P.L., RÜGGE K., ALBRECHTSEN H.-J., BJERG P.L. 2000** – Fate of seven pesticides in an aerobic aquifer studied in column experiments. *Chemosphere* 41, 9, 1485-1494.
- TWARAKAVI N.K.C., SIMUNEK J., SEO S. 2008** – Evaluating interactions between groundwater and vadose zone using the HYDRUS-based flow package for MODFLOW. *Vadose Zone Journal* 7, 2, 757-768.
- UDDAMERI V., KUCHANUR M. 2007** – Estimating aquifer recharge in Mission River watershed, Texas: Model development and calibration using genetic algorithms. *Environmental Geology* 51, 6, 897-910.
- VINTHER F.P., ELSGAARD L., JACOBSEN O.S. 2001** – Heterogeneity of bacterial populations and pesticide degradation potentials in the unsaturated zone of loamy and sandy soils. *Biology and Fertility of Soils* 33, 6, 514-520.
- WEBER J.B. 1991** – Fate and behaviour of herbicides in soils. *Appl Plant Sci* 5, 1, 28-41.
- WEHTJE G.R., SPALDING R.F., BURNSIDE O.C., LOWRY S.R., LEAVITT J.R.C. 1983** – Biological significance and fate of atrazine under aquifer conditions. *Weed Sci* 31, 610-618.
- WILLIAMS J.R., JONES C.A., DYKE P.T. 1984** – Modelling approach to determining the relationship between erosion and soil productivity. *Transaction of the American Society of Agricultural Engineers* 27, 1, 129-144.
- WORRALL F., BESIEN T., KOLPIN D.W. 2002** – Groundwater vulnerability: Interactions of chemicals and site properties. *Sciences of the Total Environnement* 299, 1-3, 131-143.
- WÖSTEN J.H.M., LILLY A., NEMES A., LE BAS C. 1999** – Development and use of a database of hydraulic properties of European soils. *Geoderma* 90, 3-4, 169-185.
- WYNS R. 1978** – Carte géologique de la France 1/50 000 - Méru n° 126 BRGM.

Annexes

ANNEXE 1

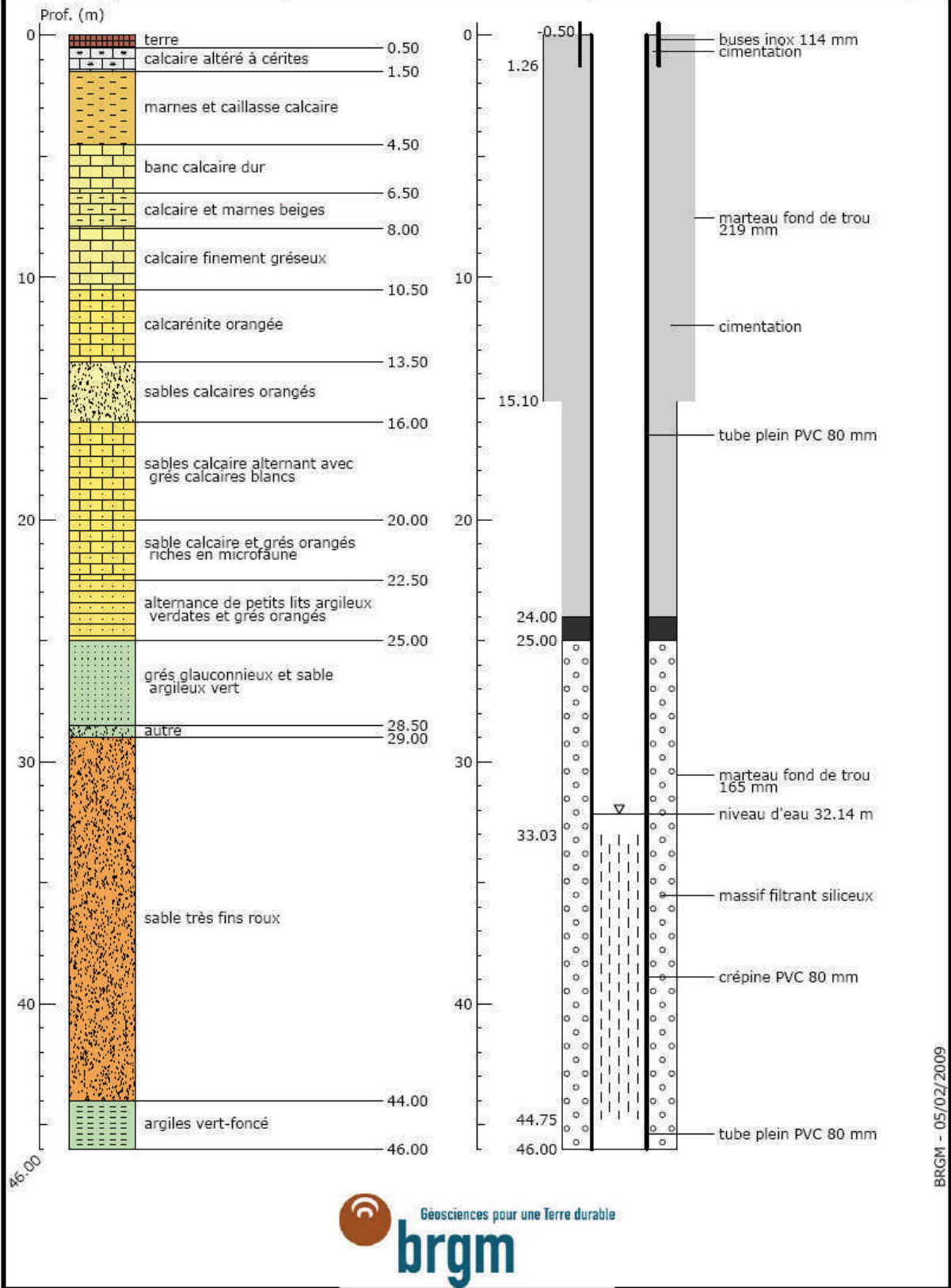
Coupes des piézomètres





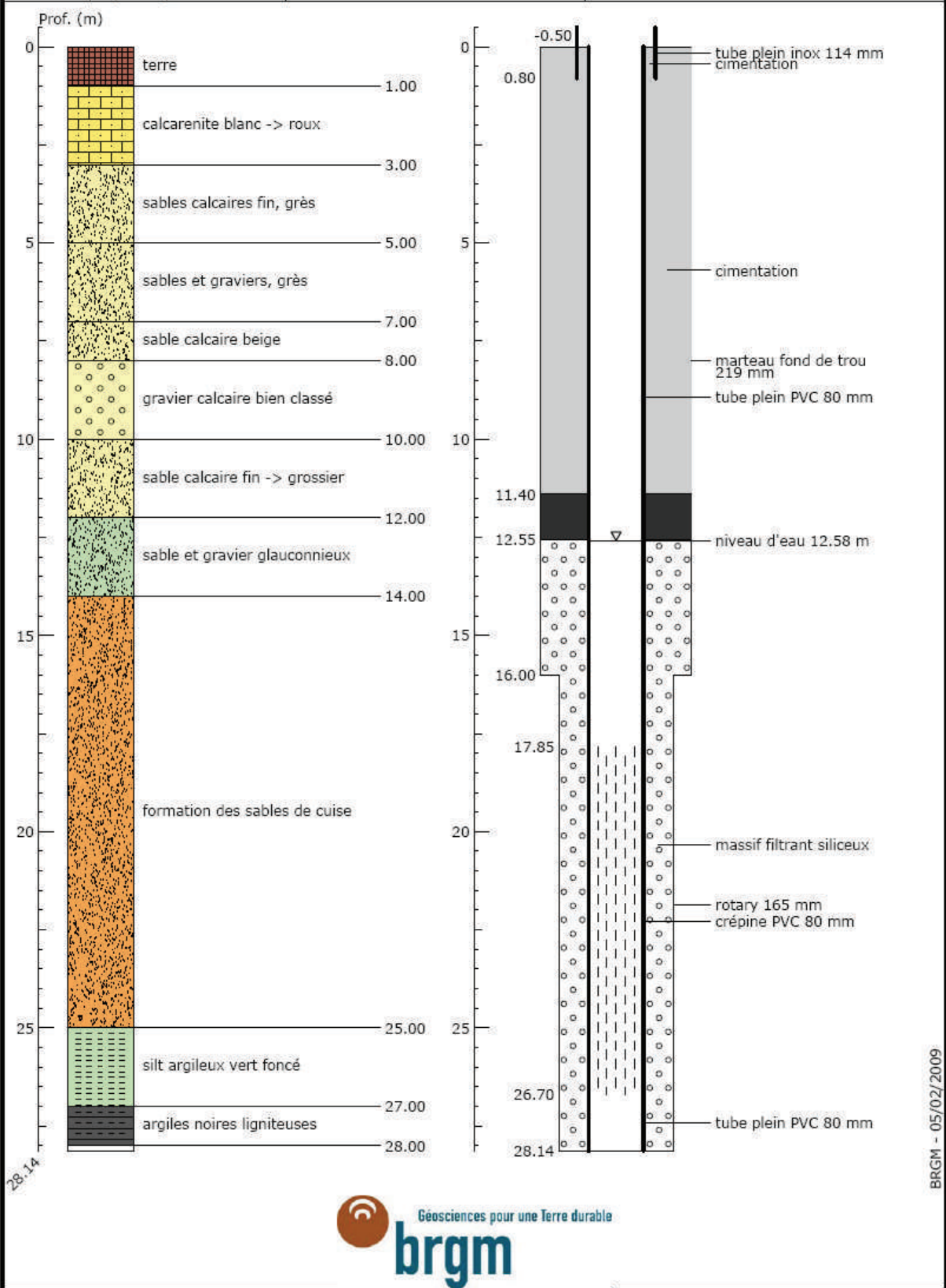
Indice : 0125-7X-1043 Désignation : PZ3 Commune : MONTREUIL-SUR-EPTE (95)
 Date fin de travaux : 23/12/2000 Lieu-dit : BOIS D'EN HAUT

Localisation (Zone Lambert I) X : 553.538 km Y : 164.497 km Z : 123.7 m (coupe : m)	Nature : PIEZOMETRE Utilisation : Piézométrie indicative (23/01/02) Profondeur d'eau : 32.14 m	Débit spécifique : 0.1 m ² /s Transmissivité : 0.0003 m ² /s Perméabilité : 0.003 m/s
--	--	---



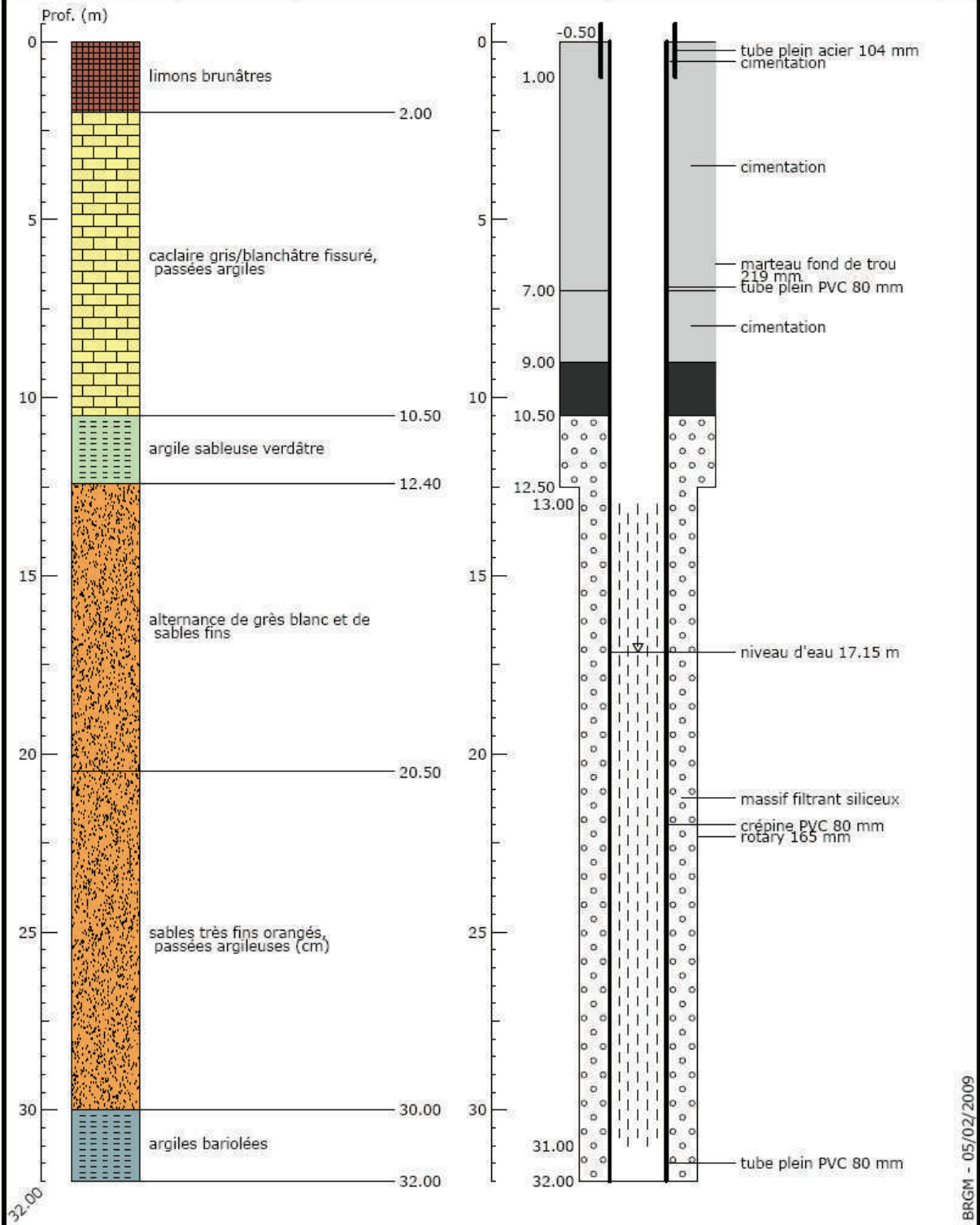
BRGM - 05/02/2009

Indice : 0125-7X-1044		Désignation : PZ4	Commune : MONTREUIL-SUR-EPTE (95)	
Date fin de travaux : 10/02/2001		Lieu-dit : ANSICOURT		
Localisation (Zone Lambert I)		Nature : PIEZOMETRE		
X : 552.868 km		Utilisation :		
Y : 164.411 km		Piézométrie indicative (23/01/2002)		Débit spécifique : m ² /s
Z : 95.31 m (coupe : m)		Profondeur d'eau : 12.58 m		Transmissivité : 0.002 m ² /s
				Perméabilité : m/s



Indice : 0125-7X-1045 Désignation : PZ5 Commune : MONTREUIL-SUR-EPTE (95)
 Date fin de travaux : 12/12/2000 Lieu-dit :

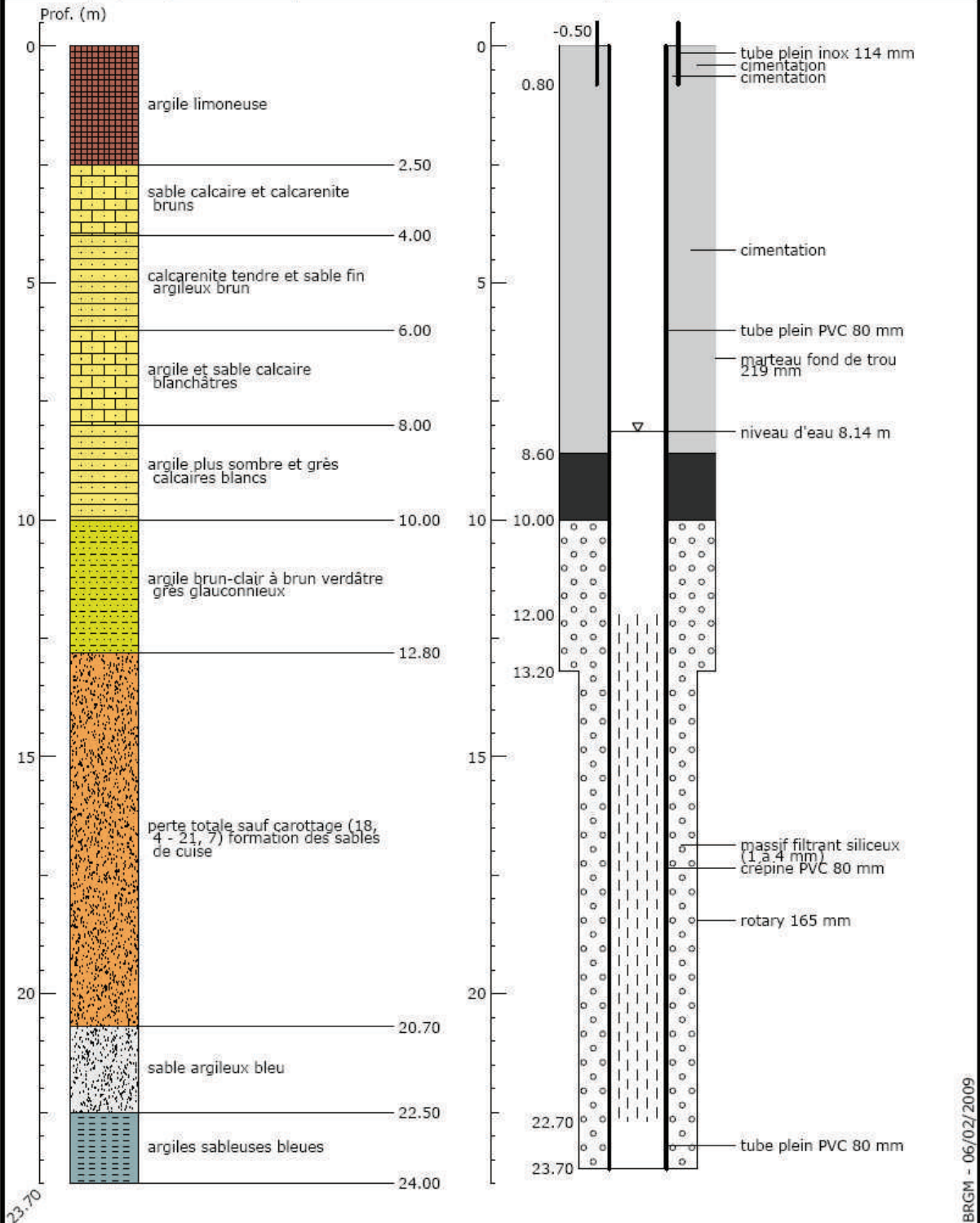
Localisation (Zone Lambert I) X : 553,25 km Y : 164,358 km Z : 105.65 m (coupe : m)	Nature : PIEZOMETRE Utilisation : Piézométrie indicative (23/01/2002) Profondeur d'eau : 17.15 m	Débit spécifique : Transmissivité : Perméabilité :	m ² /s 0,002 m ² /s m/s
--	---	--	---



BRGM - 05/02/2009

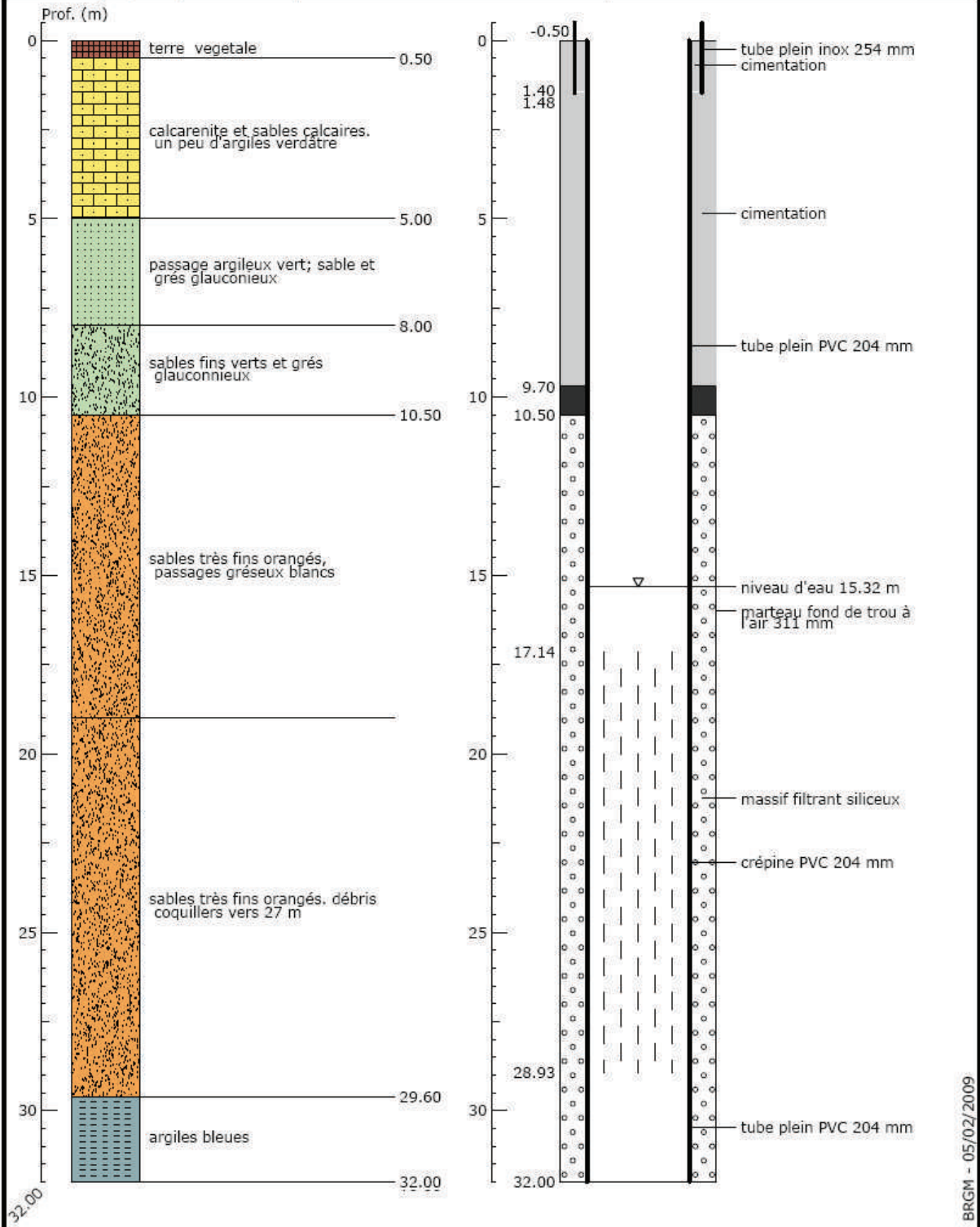


Indice : 0125-7X-1047		Désignation : PZ7		Commune : MONTREUIL-SUR-EPTE (95)	
Date fin de travaux : 18/12/2000		Lieu-dit : LES CHAMPS VERDUN			
Localisation (Zone Lambert I)		Nature : PIEZOMETRE		Débit spécifique : m ² /s	
X : 552.89 km		Utilisation :		Transmissivité : 0.004 m ² /s	
Y : 164.166 km		Piézométrie indicative (22/01/2002)		Perméabilité : m/s	
Z : 89.25 m (coupe : m)		Profondeur d'eau : 8.14 m			



BRGM - 06/02/2009

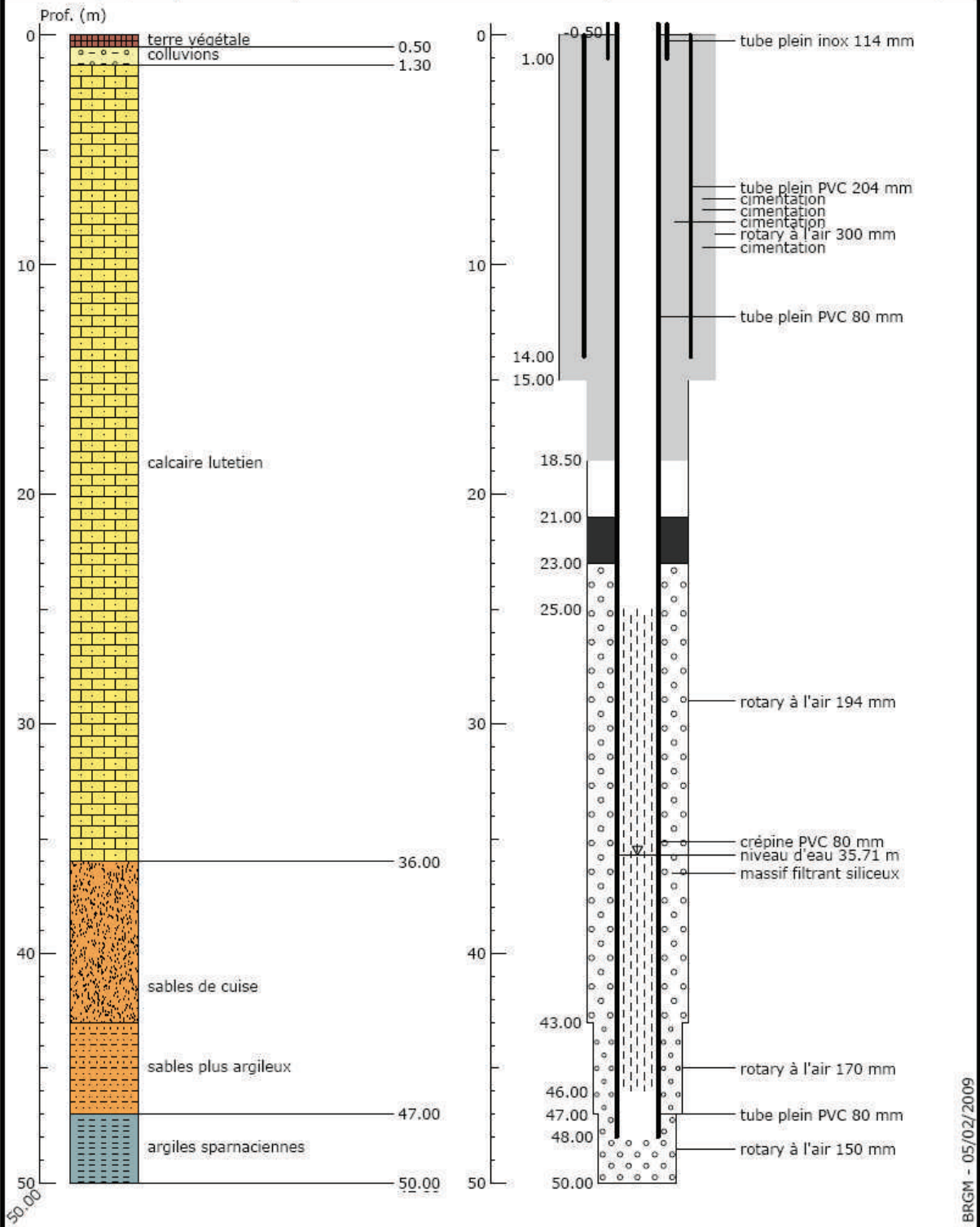
Indice : 0125-7X-1048		Désignation : PZ8		Commune : MONTREUIL-SUR-EPTE (95)	
Date fin de travaux : 18/12/2000		Lieu-dit :			
Localisation (Zone Lambert I)		Nature : PIEZOMETRE		Débit spécifique : m ² /s	
X : 553.225 km		Utilisation :		Transmissivité : m ² /s	
Y : 164.35 km		Piézométrie indicative (22/01/2002)		Perméabilité : m/s	
Z : 104.12 m (coupe : m)		Profondeur d'eau : 15.32 m			



BRGM - 05/02/2009



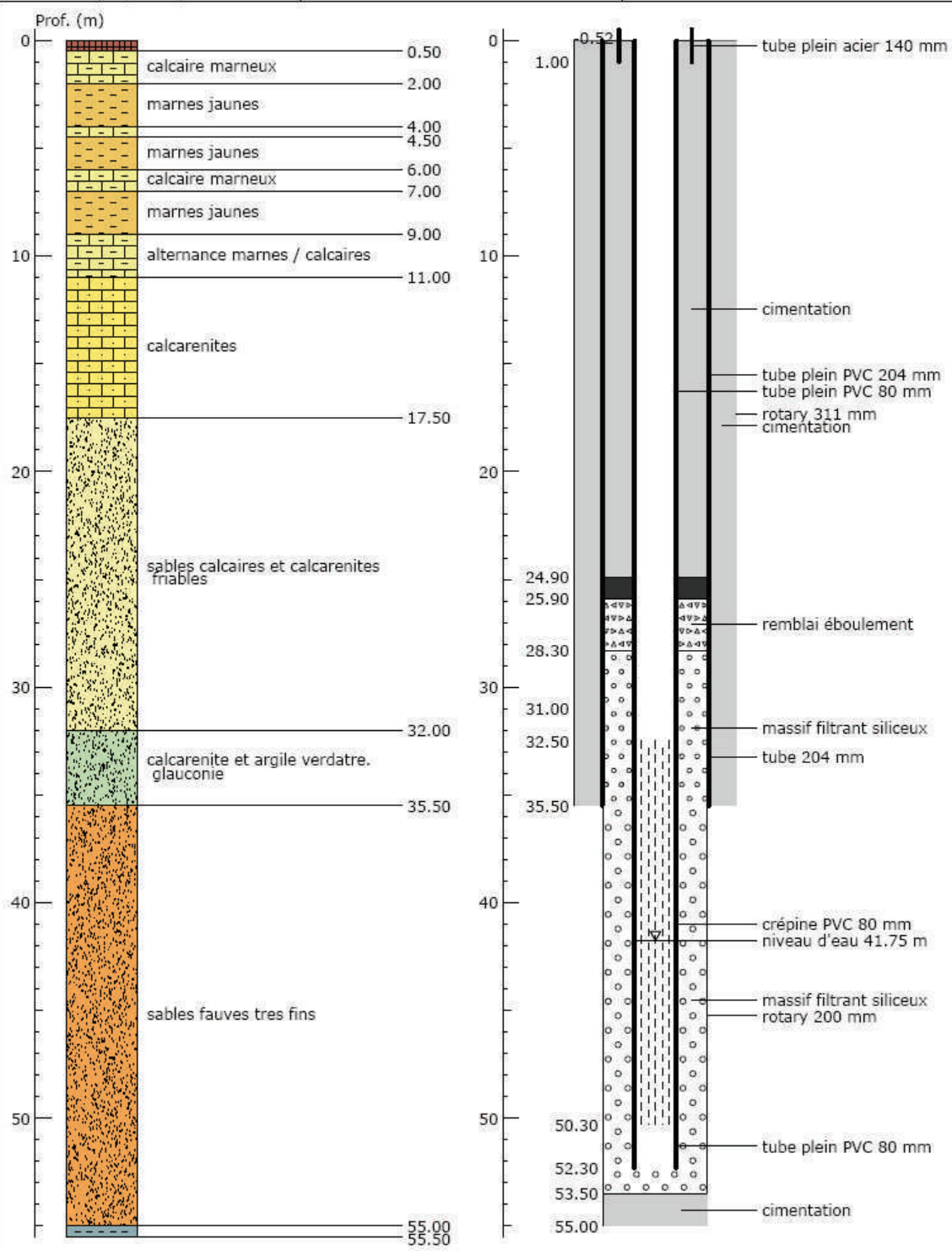
Indice : 0125-7X-1059		Désignation : PZ9		Commune : MONTREUIL-SUR-EPTE (95)	
Date fin de travaux : 08/12/2005		Lieu-dit : POIRIER-CLÉMENT			
Localisation (Zone Lambert I)		Nature : PIEZOMETRE		Débit spécifique : m ² /s	
X : 552.768 km		Utilisation :		Transmissivité : 0,002 m ² /s	
Y : 163.175 km		Piézométrie indicative (07/12/2005)		Perméabilité : m/s	
Z : 125.47 m (coupe : m)		Profondeur d'eau : 35.71 m			



BRGM - 05/02/2009



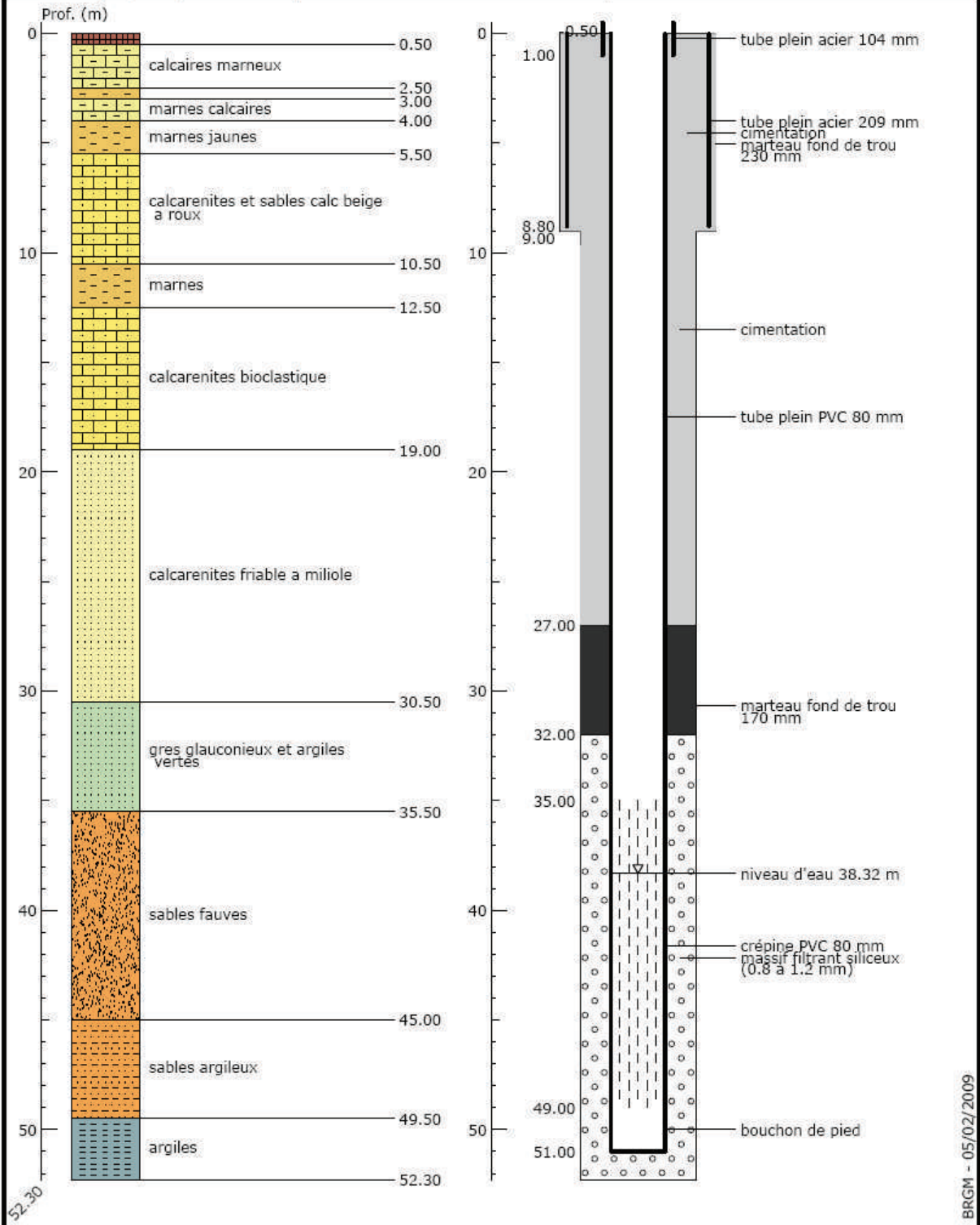
Indice : 0125-7X-1060	Désignation : PZ10	Commune : BUHY (95)
Date fin de travaux : 11/05/2005		Lieu-dit : LA GRANDE BOURGOGNE
Localisation (Zone Lambert I) X : 552.714 km Y : 165.659 km Z : 137.44 m (coupe : m)	Nature : PIEZOMETRE Utilisation : Piézométrie indicative (22/12/2004) Profondeur d'eau : 41.75 m	Débit spécifique : m ² /s Transmissivité : m ² /s Perméabilité : m/s

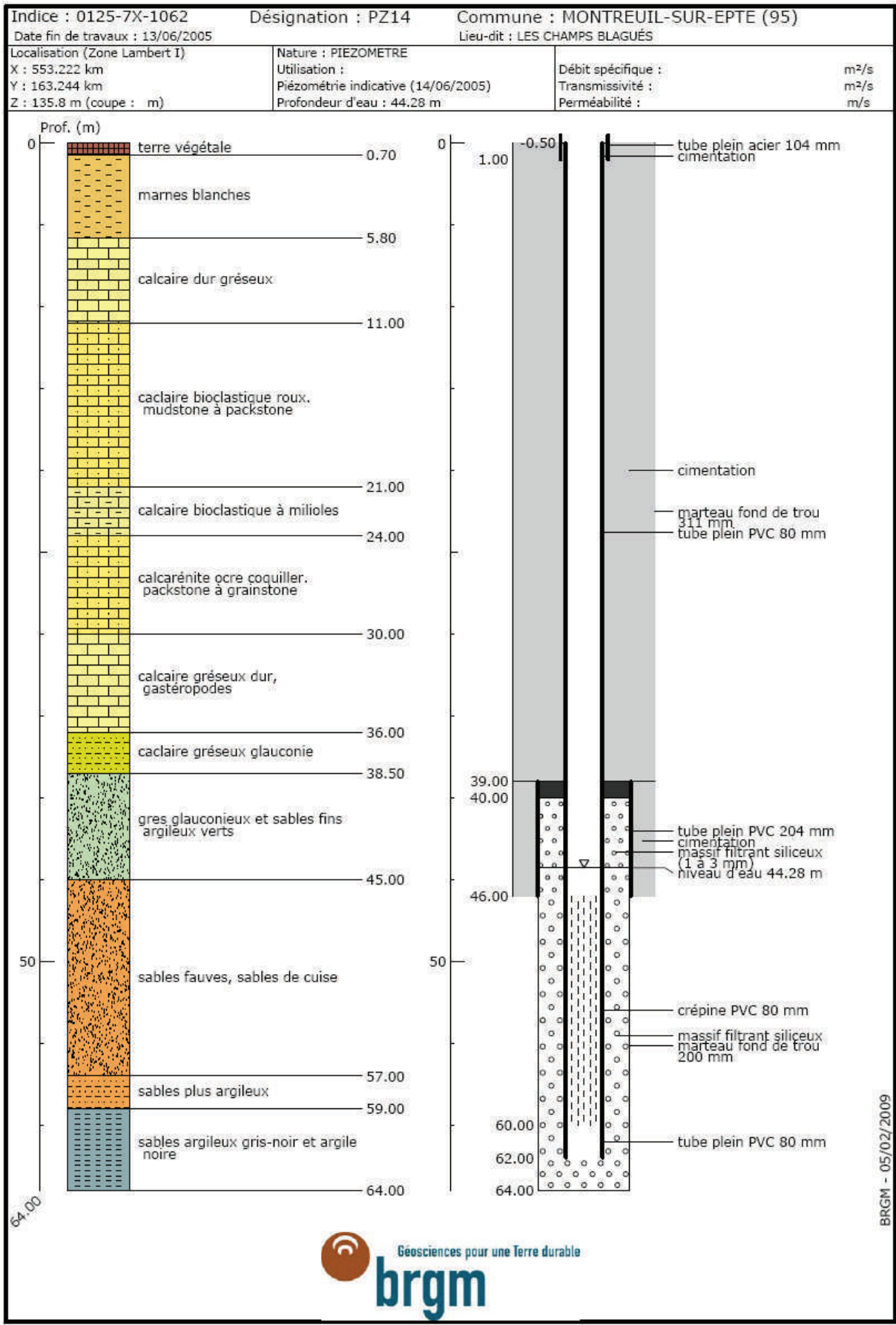


BRGM - 05/02/2009

Indice : 0125-7X-1061 Désignation : PZ11 Commune : BUHY (95)
 Date fin de travaux : 15/12/2005 Lieu-dit : LA GRANDE BOURGOGNE

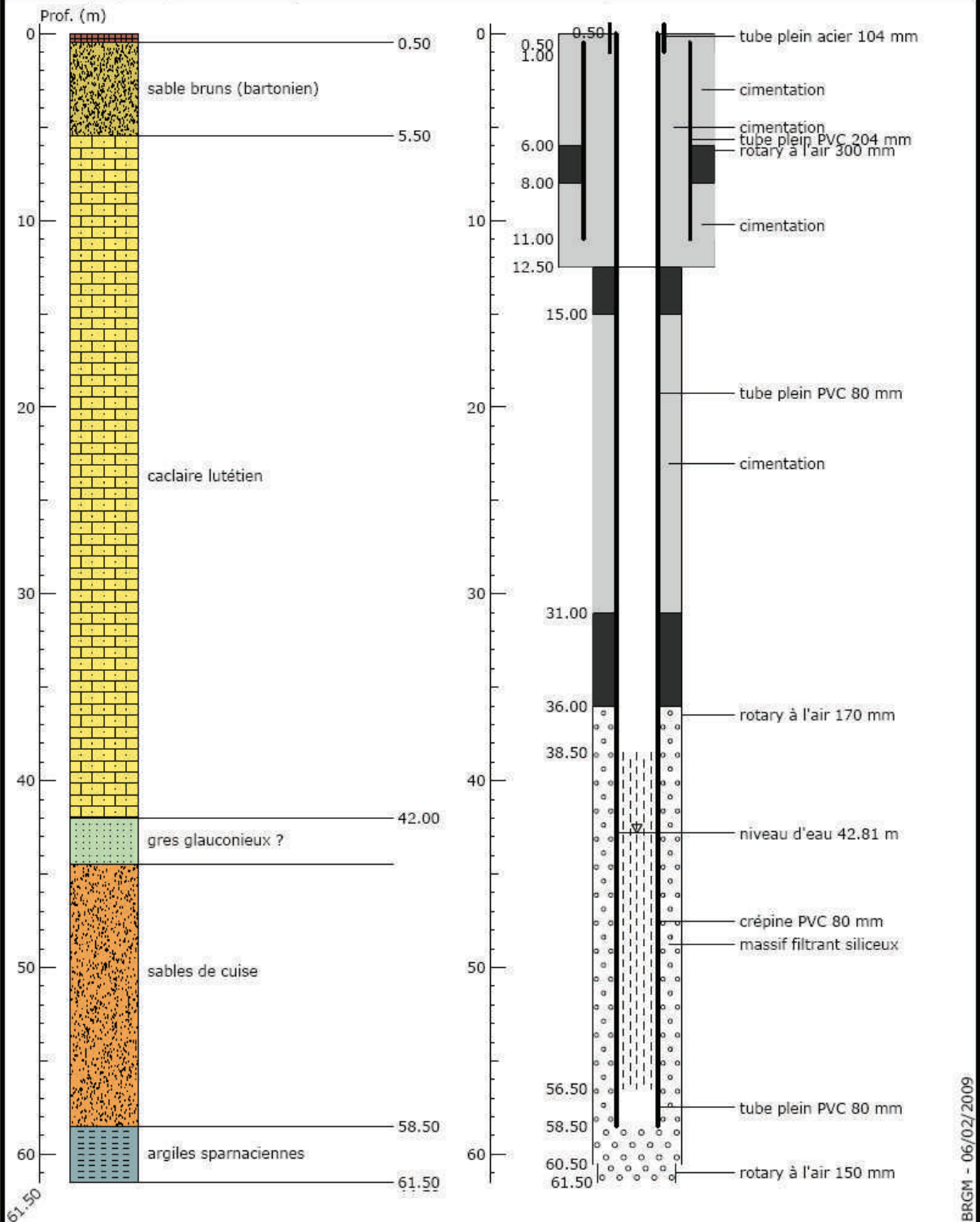
Localisation (Zone Lambert I) X : 552.968 km Y : 165.216 km Z : 131.22 m (coupe : m)	Nature : PIEZOMETRE Utilisation : Piézométrie indicative (14/12/2005) Profondeur d'eau : 38,32 m	Débit spécifique : Transmissivité : Perméabilité :	m ² /s m ² /s m/s
---	---	--	---





BRGM - 05/02/2009

Indice : 0125-7X-1063		Désignation : PZ15		Commune : MONTREUIL-SUR-EPTE (95)	
Date fin de travaux : 23/12/2005		Lieu-dit : LES CHAMPS BLAGUÉS			
Localisation (Zone Lambert I)		Nature : PIEZOMETRE		Débit spécifique : m ² /s	
X : 553.539 km		Utilisation :		Transmissivité : 0.0035 m ² /s	
Y : 163.69 km		Piézométrie indicative (22/12/2005)		Perméabilité : m/s	
Z : 134.7 m (coupe : m)		Profondeur d'eau : 42.81 m			

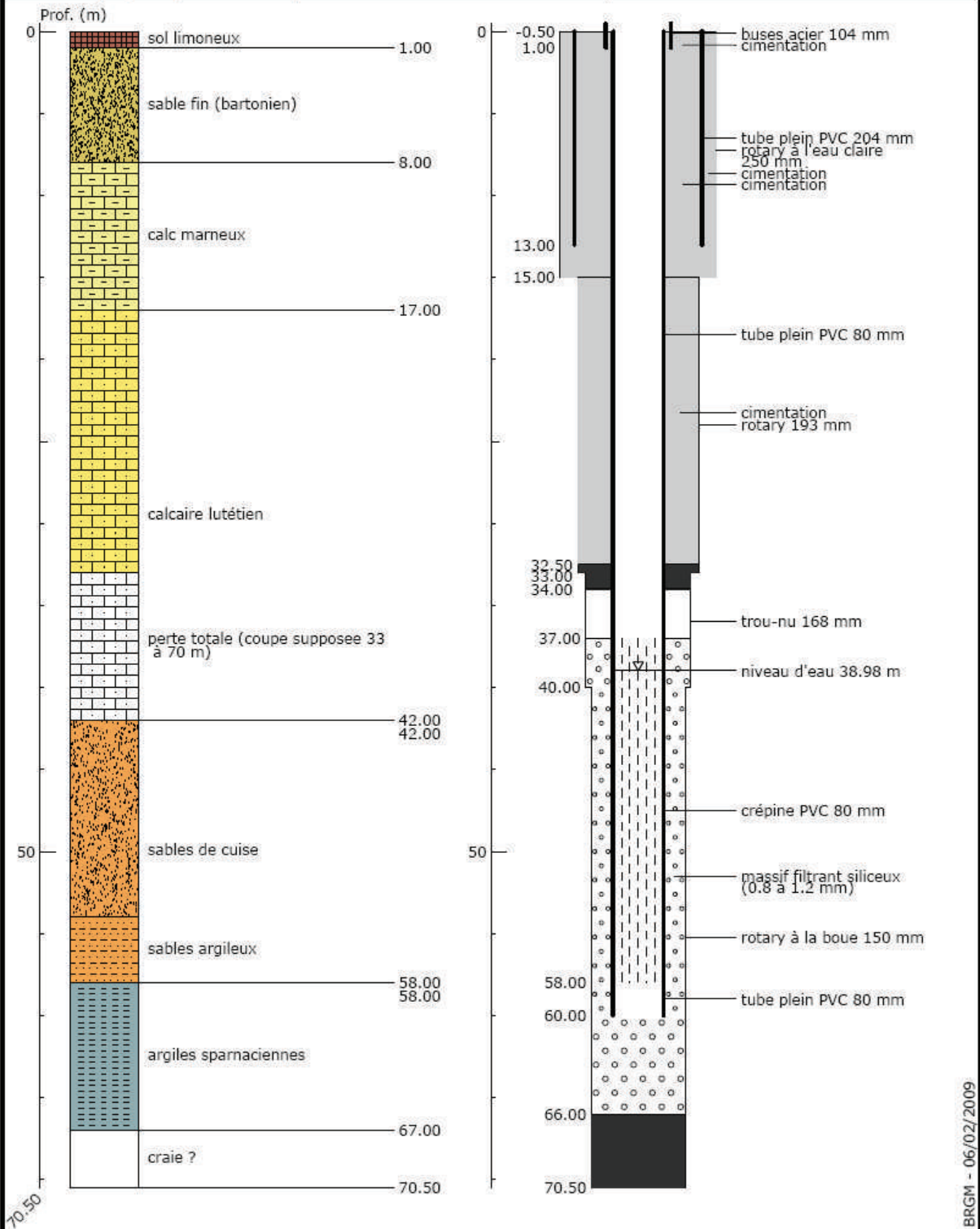


BRGM - 06/02/2009



Indice : 0125-7X-1064 Désignation : PZ16 Commune : MONTREUIL-SUR-EPTE (95)
 Date fin de travaux : 01/12/2005 Lieu-dit : LES LONGUES RAIES

Localisation (Zone Lambert I) X : 554.019 km Y : 163.506 km Z : 133.12 m (coupe : m)	Nature : PIEZOMETRE Utilisation : Piézométrie indicative (29/11/2016) Profondeur d'eau : 38.98 m	Débit spécifique : Transmissivité : Perméabilité :	m ² /s m ² /s m/s
---	---	--	---

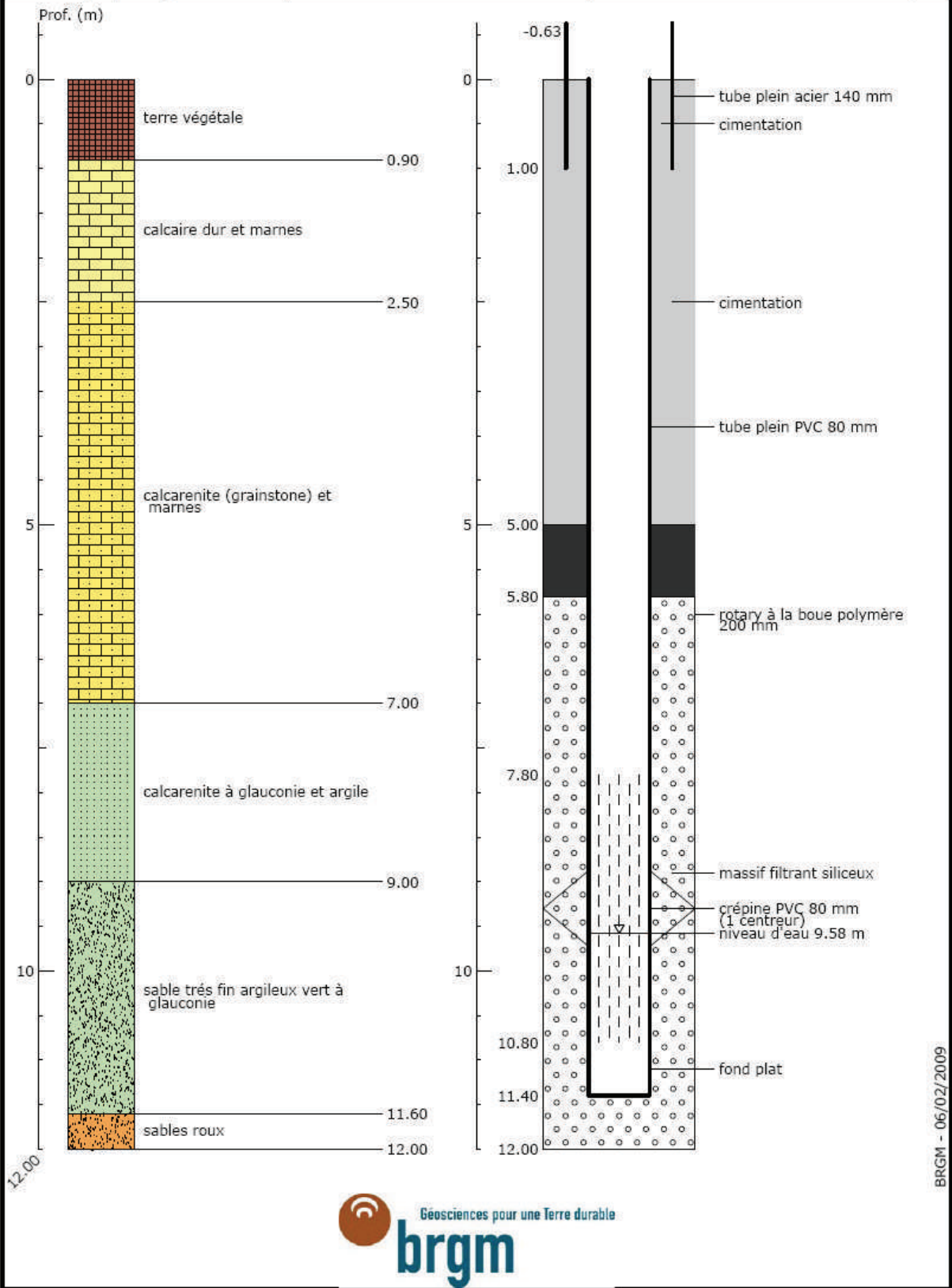


BRGM - 06/02/2009



Indice : 0125-7X-1065A Désignation : PZ17A Commune : MONTREUIL-SUR-EPTE (95)
 Date fin de travaux : 11/05/2005 Lieu-dit : LES CHAMPS VERDUN

Localisation (Zone Lambert I) X : 552.9 km Y : 164.165 km Z : 89.88 m (coupe : m)	Nature : PIEZOMETRE Utilisation : Piézométrie indicative (06/07/2005) Profondeur d'eau : 9.58 m	Débit spécifique : Transmissivité : Perméabilité :	m ² /s m ² /s m/s
--	--	--	---



BRGM - 06/02/2009



Département : Val d'Oise
Commune : Buhy

Numéro classement : 0125-7X-0017
Désignation : PZ17a-b-c

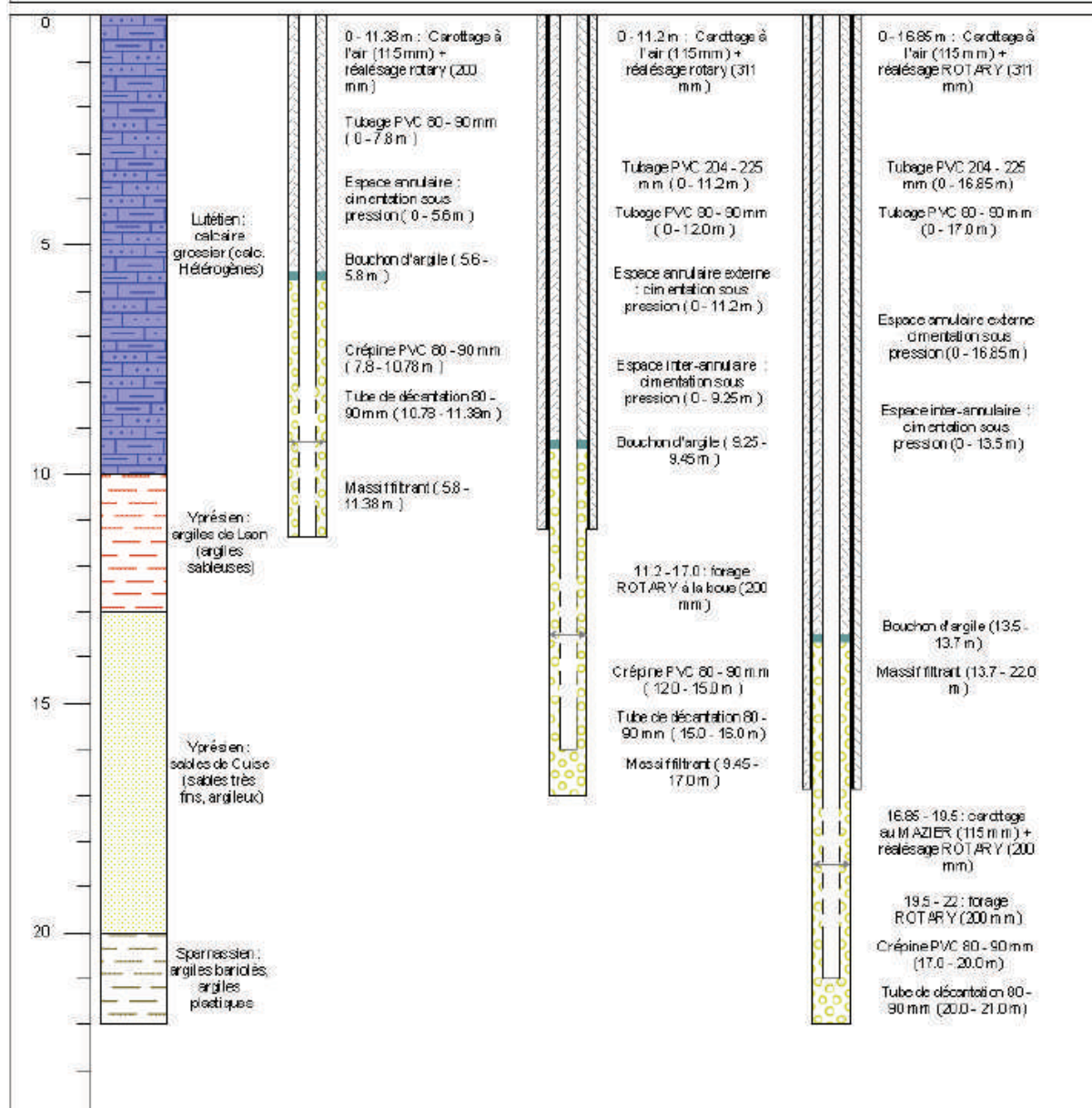
Localisation (Coord. Lambert 1)

Dates d'exécution :

début : 10/05/2005
fin : 26/05/2004

x : 552.908 km
y : 164.163 km
z sol # 88.00 m

Profondeur totale : 11.38 - 16.0 - 21 m
Niveau statique :
mesuré le

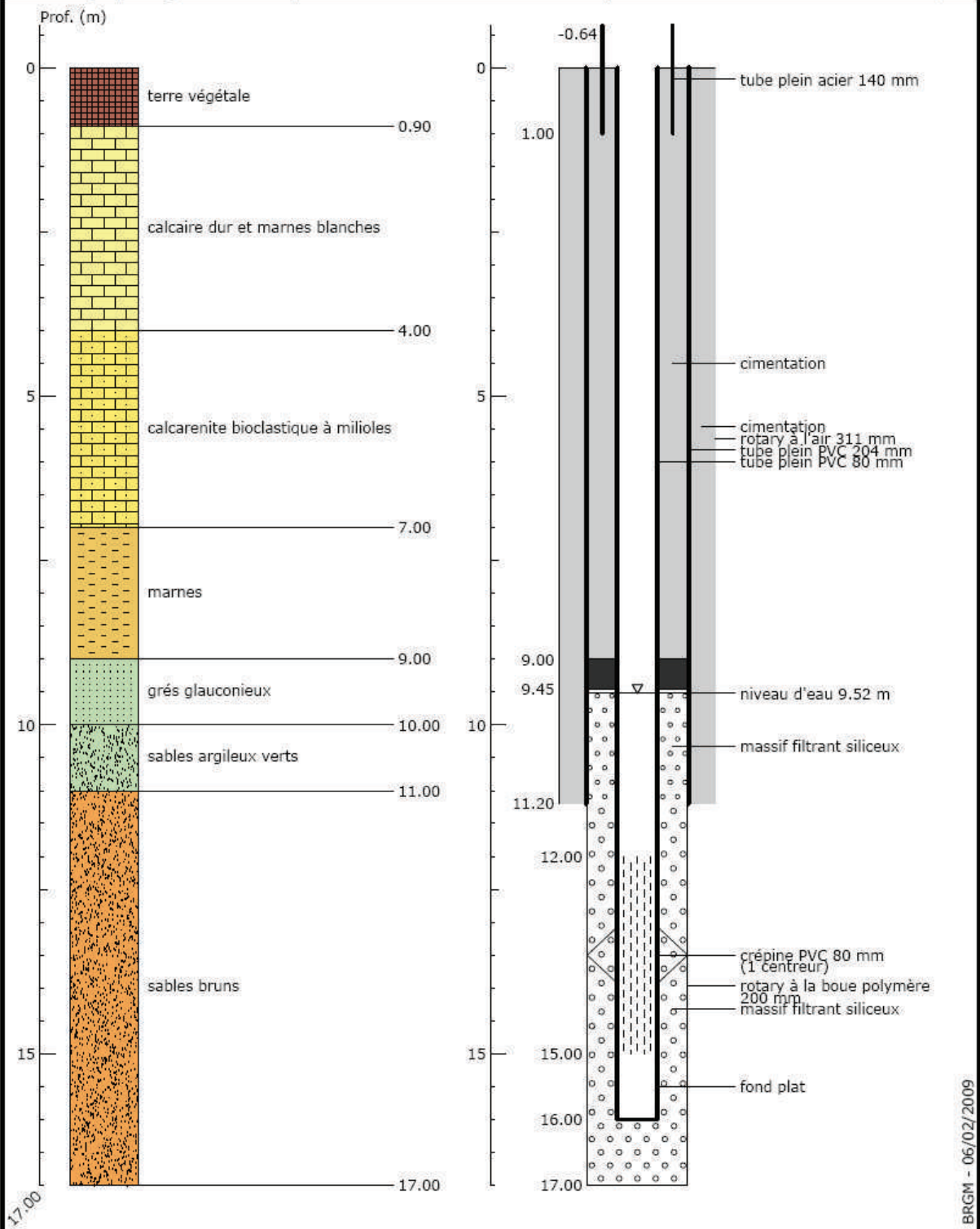


Maître d'œuvre : BRGM
Compagnie de forage : Picardie forage
Supervision : Gutierrez A. (BRGM), Goderniaux P. (ULg)



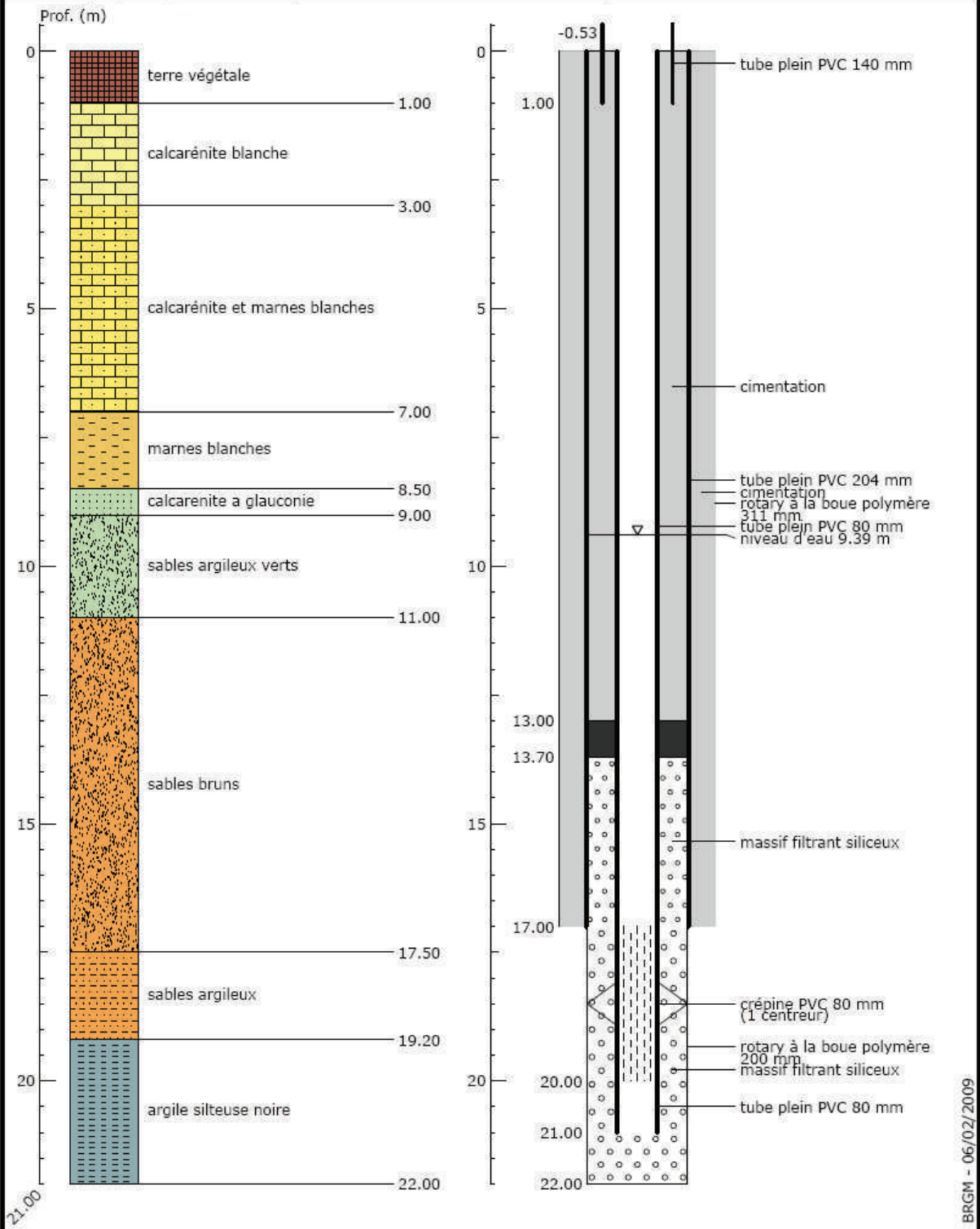
Indice : 0125-7X-1065B Désignation : PZ17B Commune : MONTREUIL-SUR-EPTE (95)
 Date fin de travaux : 18/05/2005 Lieu-dit : LES CHAMPS VERDUN

Localisation (Zone Lambert I) X : 552.899 km Y : 164.166 km Z : 89.77 m (coupe : m)	Nature : PIEZOMETRE Utilisation : Piézométrie indicative (06/07/2005) Profondeur d'eau : 9.52 m	Débit spécifique : Transmissivité : Perméabilité :	m ² /s 0.00148 m ² /s m/s
--	--	--	---



Indice : 0125-7X-1065C Désignation : PZ17C Commune : MONTREUIL-SUR-EPTE (95)
 Date fin de travaux : 30/05/2005 Lieu-dit : LES CHAMPS VERDUN

Localisation (Zone Lambert I) X : 5552.899 km Y : 164.168 km Z : 88.96 m (coupe : m)	Nature : PIEZOMETRE Utilisation : Piézométrie indicative (15/06/05) Profondeur d'eau : 9.39 m	Débit spécifique : Transmissivité : Perméabilité :	m ² /s 0.0016 m ² /s m/s
---	---	--	--

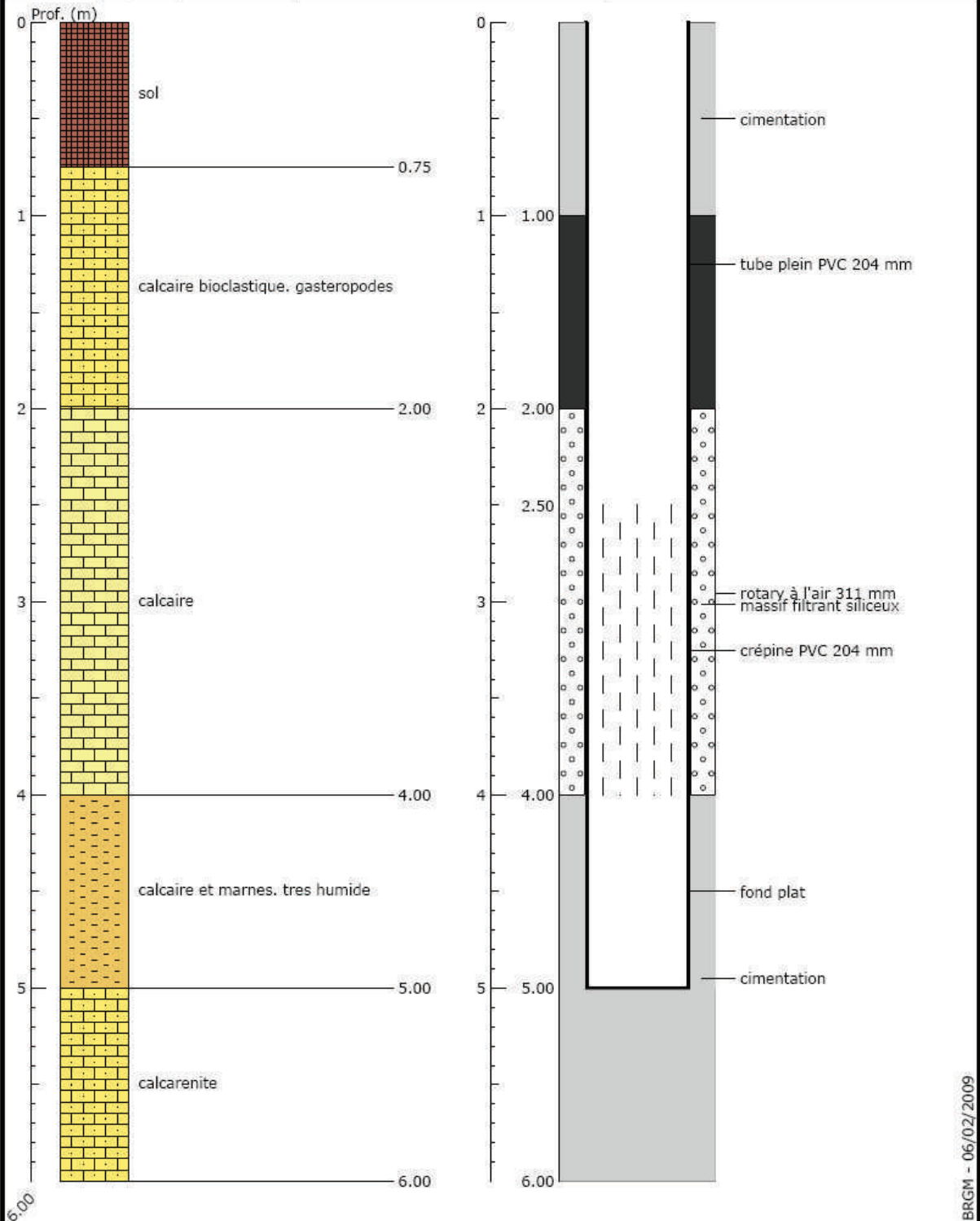


BRGM - 06/02/2009



Indice : 0125-7X-1066 Désignation : PZ18 Commune : MONTREUIL-SUR-EPTE (95)
 Date fin de travaux : 25/05/2005 Lieu-dit : LES BONNES JOIES

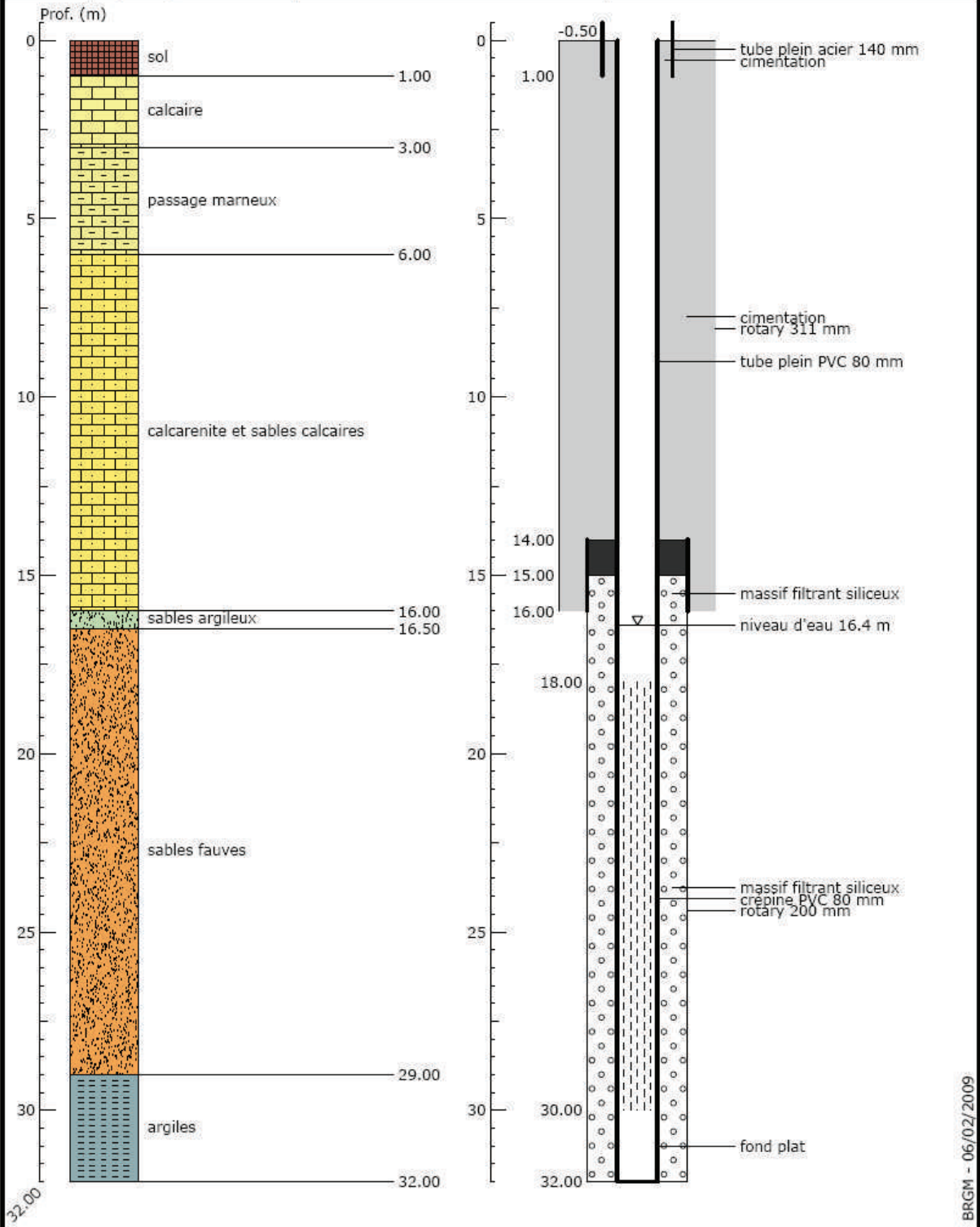
Localisation (Zone Lambert I) X : 553.151 km Y : 163.985 km Z : 116.87 m (coupe : m)	Nature : PIEZOMETRE Utilisation : Piézométrie indicative (/ /) Profondeur d'eau : m	Débit spécifique : Transmissivité : Perméabilité :	m ² /s m ² /s m/s
---	--	--	---



BRGM - 06/02/2009



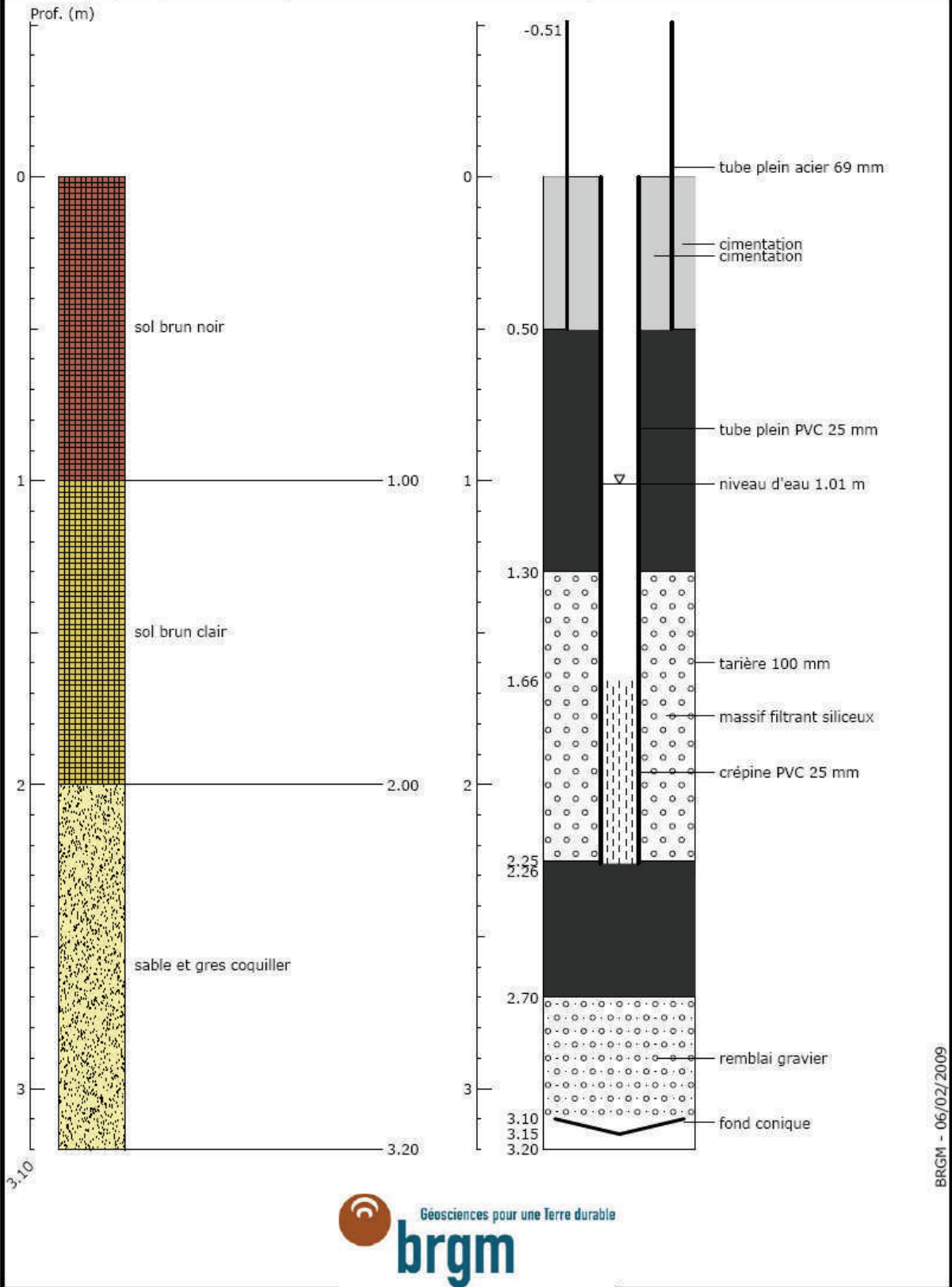
Indice : 0125-7X-1067	Désignation : PZ19	Commune : MONTREUIL-SUR-EPTE (95)
Date fin de travaux : 03/06/2005	Lieu-dit : ANSICOURT	
Localisation (Zone Lambert I) X : 552.886 km Y : 164.546 km Z : 98.68 m (coupe : m)	Nature : PIEZOMETRE Utilisation : Piézométrie indicative (06/07/2005) Profondeur d'eau : 16.4 m	Débit spécifique : m ² /s Transmissivité : 0.0011 m ² /s Perméabilité : m/s



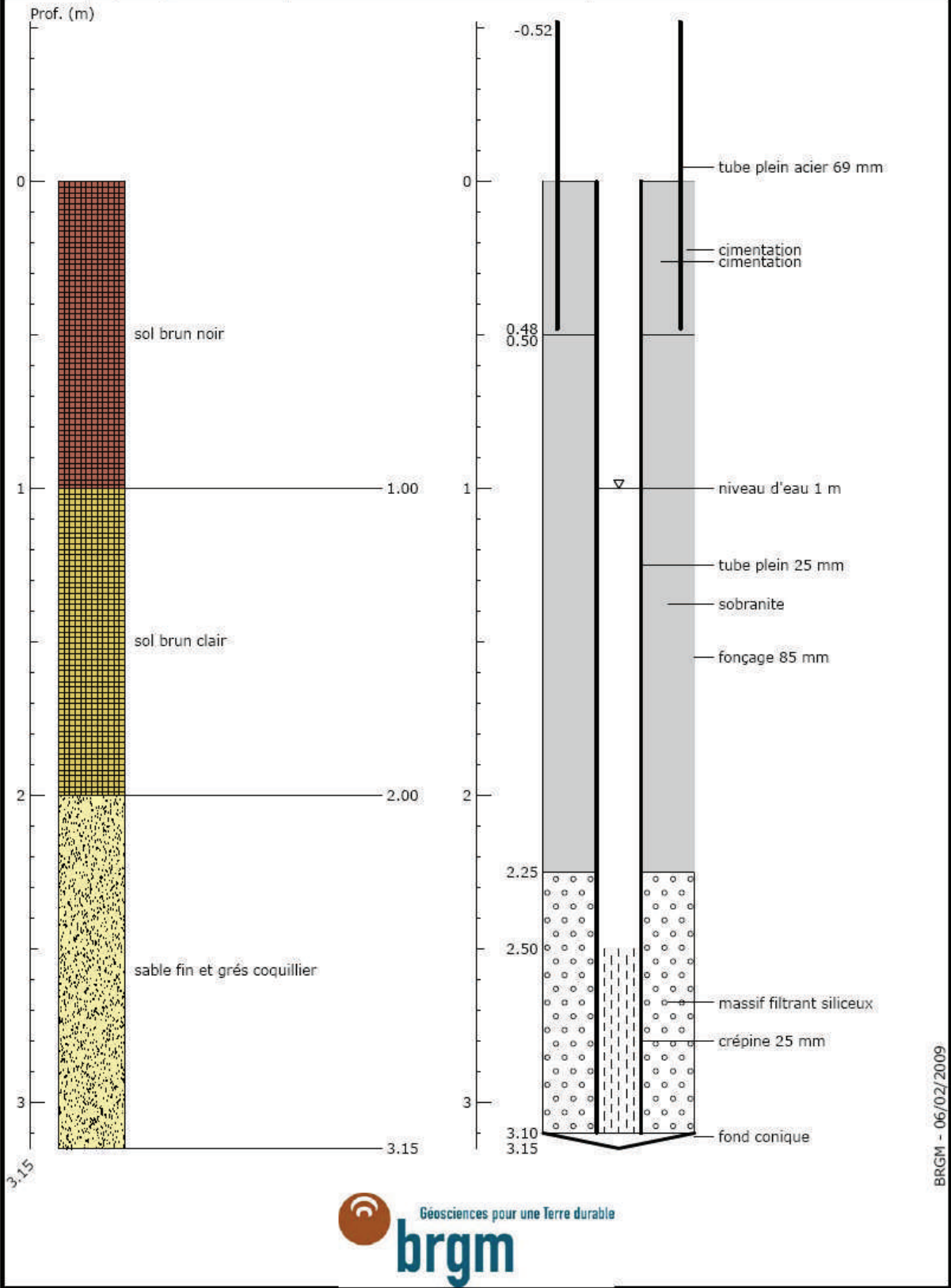
BRGM - 06/02/2009



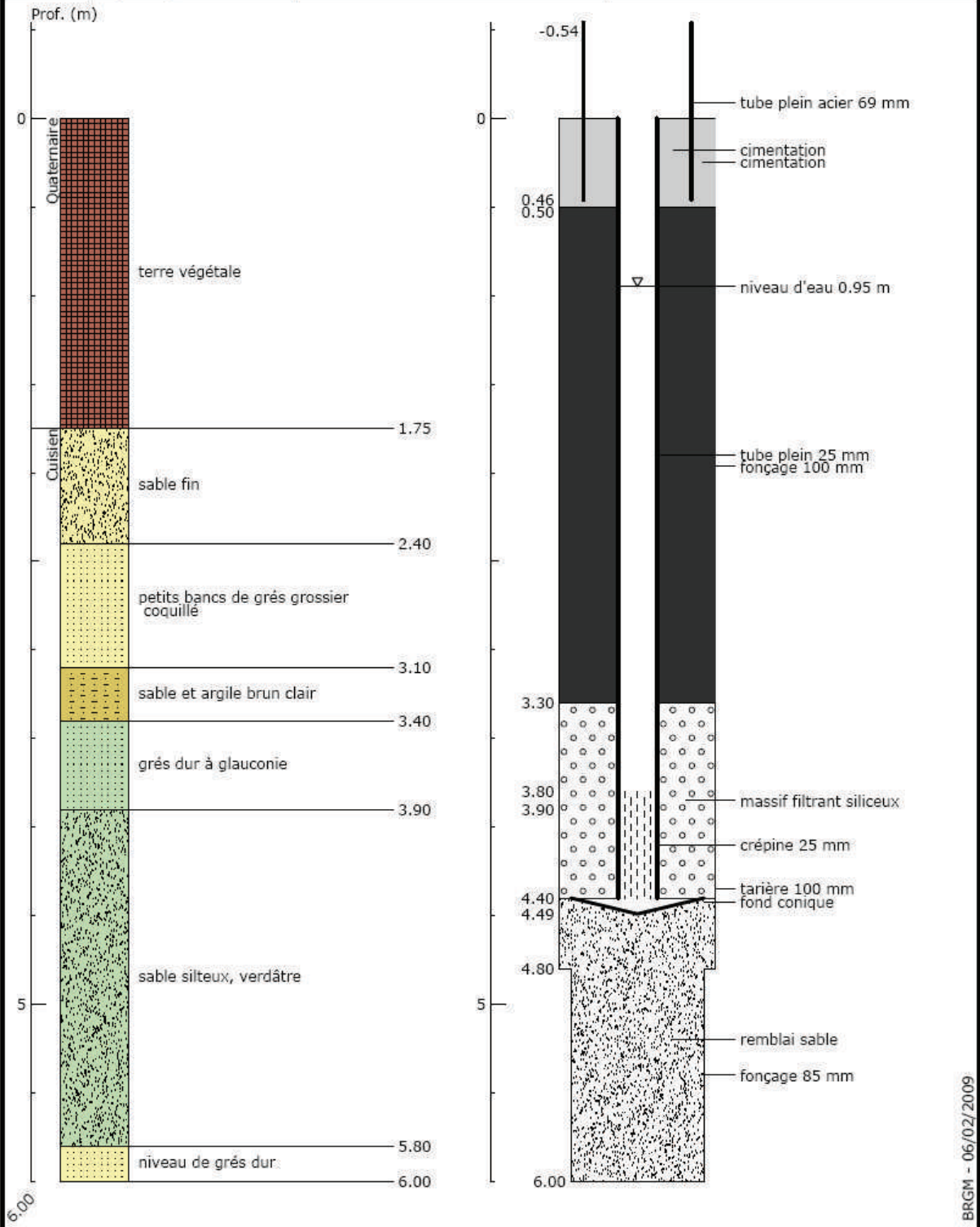
Indice : 0125-7X-1069A		Désignation : PZ20A		Commune : MONTREUIL-SUR-EPTE (95)	
Date fin de travaux : 13/12/2007		Lieu-dit : ANSICOURT			
Localisation (Zone Lambert I)		Nature : PIEZOMETRE		Débit spécifique : m ² /s	
X : 552.652 km		Utilisation : POLLUTION-NAPPE		Transmissivité : m ² /s	
Y : 164.556 km		Piézométrie indicative (11/12/2008)		Perméabilité : m/s	
Z : 73.16 m (coupe : m)		Profondeur d'eau : 1.01 m			



Indice : 0125-7X-1069B		Désignation : PZ20B		Commune : MONTREUIL-SUR-EPTE (95)	
Date fin de travaux : 13/12/2007		Lieu-dit : ANSICOURT			
Localisation (Zone Lambert I)		Nature : PIEZOMETRE		Débit spécifique : m ² /s	
X : 552.652 km		Utilisation : POLLUTION-NAPPE		Transmissivité : m ² /s	
Y : 164.556 km		Piézométrie indicative (11/12/2008)		Perméabilité : m/s	
Z : 73.16 m (coupe : m)		Profondeur d'eau : 1 m			

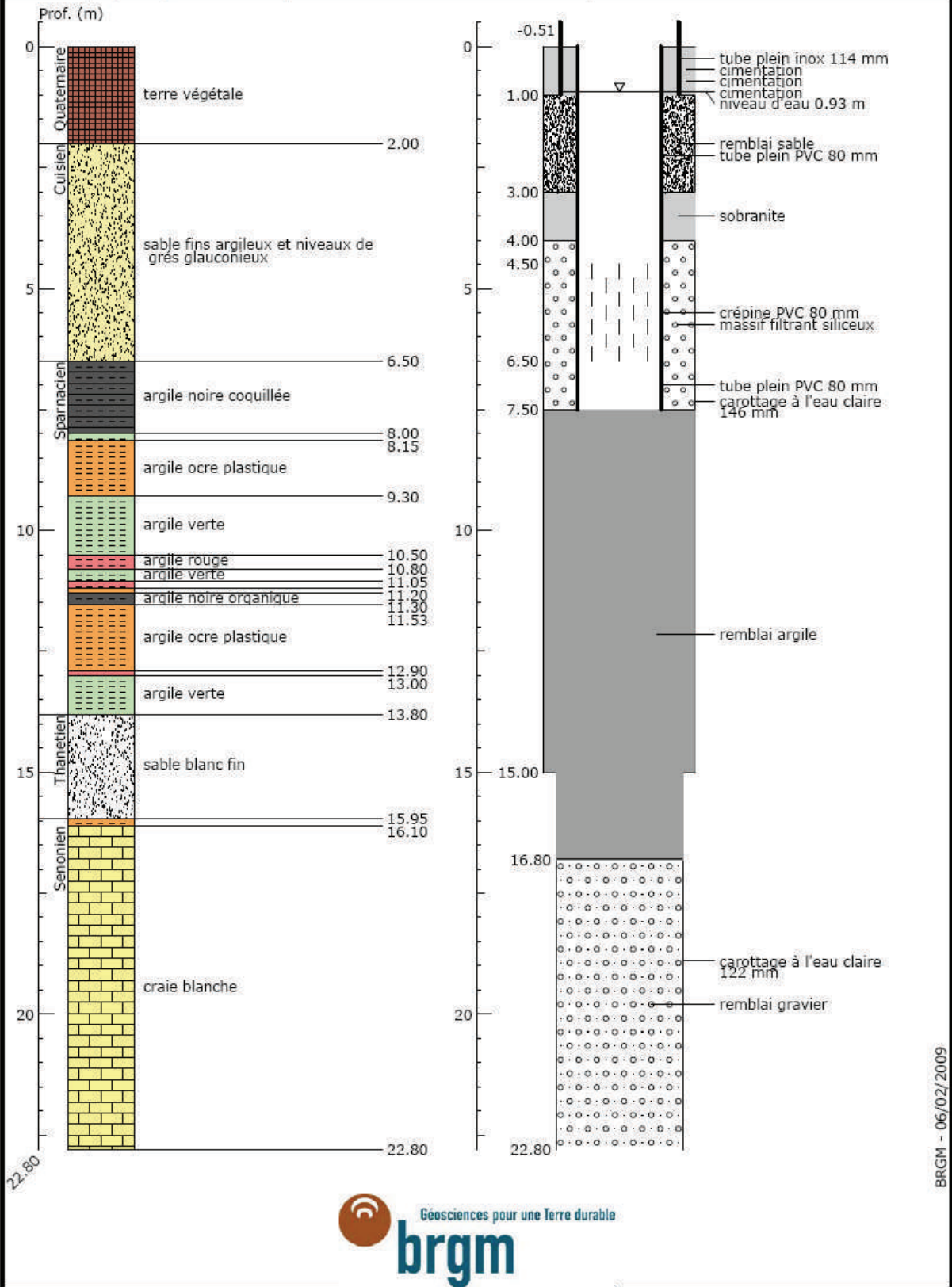


Indice : 0125-7X-1069C		Désignation : PZ20C		Commune : MONTREUIL-SUR-EPTE (95)	
Date fin de travaux : 19/11/2007		Lieu-dit : ANSICOURT			
Localisation (Zone Lambert I)		Nature : PIEZOMETRE		Débit spécifique : m ² /s	
X : 552.652 km		Utilisation : POLLUTION-NAPPE		Transmissivité : m ² /s	
Y : 164.556 km		Piézométrie indicative (11/12/2009)		Perméabilité : m/s	
Z : 73.16 m (coupe : m)		Profondeur d'eau : 0.95 m			



BRGM - 06/02/2009

Indice : 0125-7X-1069D		Désignation : PZ20D		Commune : MONTREUIL-SUR-EPTE (95)	
Date fin de travaux : 08/12/2005		Lieu-dit : ANSICOURT			
Localisation (Zone Lambert I)		Nature : PIEZOMETRE		Débit spécifique : m ² /s	
X : 552.652 km		Utilisation :		Transmissivité : 0.002 m ² /s	
Y : 2464.556 km		Piézométrie indicative (11/12/2008)		Perméabilité : m/s	
Z : 73.16 m (coupe : m)		Profondeur d'eau : 0.93 m			



ANNEXE 2

Construction des scénarios climatiques

Construction des séries climatiques

Author List: Fowler, H.J., Burton, A., Blenkinsop, S. To be included on paper.

To generate transient climate scenarios for the Brevilles catchment, a multi-model approach was adopted, using 13 Regional Climate Model (RCM) integrations (Table 1) from the PRUDENCE project (Christensen et al., 2002). More detail on the RCMs can be found in Jacob et al. (2007). Mean daily temperature and total daily precipitation time series were extracted for the grid cell representing the Brevilles catchment for the control (1961-1990) and future SRES (Nakićenović et al., 2000) A2 emissions scenario (2071-2100) integrations of each RCM. A set of monthly statistics were calculated based on daily precipitation totals comprising mean daily precipitation amount, daily precipitation variance, the probability of a dry day ($<1 \text{ mm day}^{-1}$), skewness of the daily precipitation and lag-1 autocorrelation. In addition, monthly statistics of the variance of monthly precipitation, mean daily temperature and daily temperature variance were calculated. Change factors (CFs) for each statistic were then calculated to measure the change for each RCM between the control and future scenario simulations. Pattern scaling was then applied to produce transient CFs for each year from 1975 to 2085 by scaling the CFs in proportion to the mean global temperature change projected by the particular Global Climate Model (GCM) which provided lateral boundary conditions for each RCM. This pattern scaling provided a linear interpolation of the global temperature response between three time-slices: the 2020s, the 2050s and the 2080s. More detail on this method is given in Burton et al. (in preparation).

To produce transient rainfall and weather climate change scenario time series for the Brevilles, these CFs were then applied to an adaptation of the EARWIG (Environment Agency Rainfall and Weather Impacts Generator) developed by Kilsby et al. (2007). Traditionally, the weather generator (WG) has been run only for time-slice applications, i.e. assuming stationary climate over some arbitrary 30-year future period, for example 2071-2100. To develop a transient version of EARWIG, a transient version of the underlying stochastic rainfall model – the Neyman-Scott Rectangular Pulses Model (NSRP; Cowpertwait et al., 1991; Burton et al., submitted) – was developed. Normally, the NSRP is parameterised each month but these parameter sets are the same for each year. However, in the transient version of the NSRP the re-parameterisation is performed every month of every year and based on the application of the transient CFs for the period 1997 to 2085 to observed statistics derived from 19 years of observations for the Brevilles catchment centred on the year 1997. This method is capable of producing a transient rainfall time series from 1997 to 2085. Repeated stochastic simulations then generated an ensemble of 100 transient simulations of the climate change scenario for each of the 13 RCMs. The development of the transient NSRP is detailed in Burton et al. (in preparation).

The resultant rainfall series were then used to condition the CRU daily weather generator (Jones & Salmon, 1995; Watts et al., 2004; Kilsby et al., 2007) part of EARWIG which uses regression relationships between observed weather variables – here fitted for the Brevilles catchment – to generate consistent simulated weather series. The weather generator was used to generate daily series of minimum, mean and maximum temperature for each of the 100 simulated rainfall series for each RCM. Finally, daily potential evapotranspiration (PET) was

calculated using the Blaney-Criddle method (Blaney & Criddle, 1950). This adopts a regression based approach using the empirical relationship between observed mean monthly temperature and monthly PET totals. A disaggregation scheme to estimate daily PET values was developed using the observed monthly relationships between daily temperature and PET for the Brevilles. This methodology and model validation is further detailed in Blenkinsop et al. (in preparation).

REFERENCES

- Blaney, H.F., Criddle, W.D., 1950. *Determining Water Requirements in Irrigated Areas from Climatological Irrigation Data*. Technical Paper No. 96, US Department of Agriculture, Soil Conservation Service, Washington, D.C., 48 pp.
- Blenkinsop, S., Fowler, H.J., Harpham, C., Burton, A. Kilsby, C.G. and Jones, P.D. Modelling transient climate change. Part 2: Weather Generator and projected changes. *In preparation*.
- Burton, A., Fowler, H.J., Blenkinsop, S., and Kilsby, C.G. Modelling transient climate change. Part 1: Developing a Neyman-Scott Rectangular Pulses stochastic rainfall model. *In preparation*.
- Burton, A., Kilsby, C.G., Fowler, H.J., Cowpertwait, P.S.P., O'Connell, P.E. (submitted to Environmental Modelling & Software) RainSim: A spatial temporal stochastic rainfall modelling system
- Christensen, J.H., Carter, T.R., Giorgi F., 2002. PRUDENCE employs new methods to assess European climate change. *EOS, Transactions American Geophysical Union*, **82**, 147.
- Cowpertwait, P.S.P., 1991: Further developments of the Neyman-Scott clustered point process for modelling rainfall. *Water Resources Research*, **27**, 1431-1438.
- Jacob, D., L. Bärring, O. B. Christensen, J. H. Christensen, M. de Castro, M. Déqué, F. Giorgi, S. Hagemann, M. Hirschi, R. Jones, E. Kjellström, G. Lenderink, B. Rockel, E. Sánchez, C. Schär, S. I. Seneviratne, S. Somot, A. van Ulden and B. van den Hurk (2007), An inter-comparison of regional climate models for Europe: model performance in present-day climate, *Climatic Change*, **81(Supplement 1)**, 31-52.
- Jones, P.D., Salmon, M. 1995. *Development and integration of a stochastic weather generator into a crop growth model for European agriculture*. MARS project, final report to Institute of Remote Sensing Applications, Agricultural Information Systems (ISPRA), UK.
- Kilsby, C.G., Jones, P.D., Burton, A., Ford, A.C., Fowler, H.J., Harpham, C., James, P., Smith, A. and Wilby, R.L. 2007. A daily weather generator for use in climate change studies. *Environmental Modelling and Software*, **22**, 1705-1719.
- Nakićenović N, Alcamo J, Davis G, de Vries HJM, Fenhann J, Gaffin S, Gregory K, Grubler A, Jung TY, Kram T, La Rovere EL, Michaelis L, Mori S, Morita T, Papper W, Pitcher H, Price L, Riahi K, Roehrl A, Rogner H-H, Sankovski A, Schlesinger M, Shukla P, Smith S, Swart R, van Rooijen S, Victor N, Dadi Z. 2000. *Emissions Scenarios. A Special Report of Working Group III of the Intergovernmental Panel on Climate Change*, 559 pp., Cambridge University Press, Cambridge.
- Watts, M., Goodess, C.M., Jones, P.D., 2004. The CRU daily weather generator. BETWIXT Technical Briefing Note 1, Version 2, February 2004.

INSTITUTE	RCM	DRIVING GCM	PRUDENCE ACRONYM	AQUATERRA ACRONYM
DMI	HIRHAM	HadAM3H A2	HC1	HIRHAMH
DMI	HIRHAM	ECHAM4/OPYC A2	ecctrl	HIRHAME
HC	HadRM3P	HadAM3P A2	adeha	HADH
SMHI	RCAO	HadAM3H A2	HCCTL	RCAOH
SMHI	RCAO	ECHAM4/OPYC A2	MPICTL	RCAOE
Météo-France	Arpège	HadCM3 A2	DA9	ARPEGEH
ETH	CHRM	HadAM3H A2	HC_CTL	CHRMH
GKSS	CLM	HadAM3H A2	CTL	CLMH
MPI	REMO	HadAM3H A2	3003	REMOH
UCM	PROMES	HadAM3H A2	control	PROMESH
ICTP	RegCM	HadAM3H A2	ref	REGCMH
KNMI	RACMO	HadAM3H A2	HC1	RACMOH
METNO	HIRHAM	HadAM3H A2	HADCN	METNOH

Table 1: The 13 RCMs used from the PRUDENCE project. Alternative acronyms have been used within AquaTerra, the suffix of each denoting the driving GCM.

ANNEXE 3

Automatisation du logiciel Agriflux

Automatisation de la création des paramètres

Le logiciel Agriflux dispose d'une interface graphique conviviale permettant la saisie des paramètres nécessaire à l'exécution du modèle. Cette interface n'est cependant pas adaptée à la simulation de si nombreux scénarios sur une période aussi longue. Pour éviter un travail fastidieux et l'apparition d'erreurs de saisie, un logiciel permettant de générer les différents fichiers de paramètres Agriflux a été développé en Visual Basic pour Application (VBA) sur Microsoft Excel afin de pouvoir modifier rapidement tous les paramètres du modèle Agriflux pour chaque occurrence de croisement sol – culture. Le logiciel consiste en plusieurs tableaux Excel contenant les données paramètre des sols, des rotations des cultures, des applications des pesticides ainsi que les fichiers définissant les simulations. Pour chacun de ces tableaux, le programme VBA génère automatiquement les fichiers texte de paramètre pour le logiciel Agriflux :

- 4 fichiers de sol (*.sol), numérotée de 1 à 4 représentant respectivement les colluviosols, les neoluvisols, les calcisols et les calcosols, contenant un descriptif détaillé de chacune des couches de sol ;
- 29 fichiers de rotation des cultures (*.scu) comprenant les assolements pour chacune des parcelles simulées de 1967 à 2006 ;
- 11 fichiers d'application des pesticides (*.ape) dans lesquels sont recensé les dates d'applications ainsi que les quantités de produits appliqués de 1967 à 2006 ;
- 72 fichiers de simulations (*.sim) contenant les paramètres des simulations tels que la prise en compte ou non du transfert des pesticides, fichiers à utiliser pour la simulation (type de sol, type de rotation, type de pesticide si il y a lieu ...)

Automatisation de l'exécution du logiciel

Bien que très convivial, le logiciel Agriflux n'a pas été développé pour traiter par lot un ensemble de simulations, et il ne supporte pas non plus le passage d'arguments permettant de lui indiquer le fichier de simulation à traiter. L'unique solution pour lancer une simulation étant l'utilisation de la souris et du clavier afin de naviguer à travers l'interface, un système d'automatisation a également été développé. Ce système codé grâce au langage de programmation AutoIt v3.0 qui permet d'automatiser l'utilisation d'interfaces graphiques sous l'environnement Microsoft Windows. Il permet de lancer des applications DOS et Windows, de simuler des appuis sur les touches du clavier ainsi que les mouvements et les clics de la souris, enfin il permet également d'interagir directement avec les contrôles des fenêtres Windows.

La méthode choisie pour exécuter automatiquement les simulations est de lire dans un fichier texte (fichier *.lst) la liste des simulations à exécuter (les fichiers *.sim), de lancer le logiciel Agriflux d'envoyer une information de type « clique » sur le bouton exécuter, de saisir dans la zone de texte ouvrir le nom du fichier *.sim se trouvant dans le fichier *.lst puis de lancer la simulation, le logiciel attend ensuite la fin de la simulation et relance le fichier *.sim suivant se trouvant dans le fichier *.lst. Cette méthode permet de lancer à la suite un grand nombre de simulations différentes.

Automatisation du traitement des résultats

Agriflux génère automatiquement 4 types de fichiers résultats différents : les fichiers de flux journalier d'eau, de nitrates et de pesticides, les fichiers de concentrations en nitrates et pesticides dans les différents flux d'eau et les fichiers contenant l'état des réservoirs du sol en carbone, azote, nitrates, ammonium, pesticides en solution et pesticides adsorbés, à la date spécifiée par l'utilisateur. Tous ces fichiers portent le même nom que le fichier *.sim utilisé. Certaines des données contenues dans ces fichiers ont été utilisées comme données d'entrée pour les modèles suivant, certaines mise en forme ont donc été nécessaires. Un logiciel en VBA a donc été développé afin de compiler les données contenues dans les différents fichiers résultats Agriflux en un deux fichiers texte contenant respectivement les flux d'eau et les flux de pesticides à la base du profil Agriflux.

ANNEXE 4

Principes mathématiques

Description mathématique des flux d'eau et de pesticides

Caractéristiques hydrodynamiques des sols et des roches

L'hydraulique et la mécanique des fluides font partie des bases théoriques des écoulements en milieux souterrains. Il est cependant nécessaire de coupler ces connaissances à des connaissances propres aux sols et aux roches afin d'aboutir à une modélisation satisfaisante du comportement des eaux souterraines.

Le modèle macroscopique est le plus répandu lorsqu'il s'agit de décrire les eaux souterraines. Face à l'hétérogénéité du matériau géologique, la définition d'un *volume élémentaire représentatif* (VER) permet de définir une échelle pour laquelle les caractéristiques mesurées seront en cohérence avec les propriétés réelles du matériau.

Le milieu souterrain possède généralement un certain pourcentage de vides caractérisant la porosité du matériau. Ces vides, les pores, peuvent être interconnectés et laisser circuler l'eau. Un certain nombre de paramètres permettent de décrire ces caractéristiques ainsi que les propriétés résultantes. Nous décrivons dans ce qui suit les paramètres de base de l'hydrogéologie.

- La conductivité hydraulique représente l'aptitude d'un matériau à laisser circuler l'eau à travers lui (BANTON et BANGOY, 1997). Elle est notée K et est assimilable à une vitesse [LT^{-1}]. Ce paramètre dépend non seulement du matériau mais aussi du fluide. L'anisotropie de la conductivité peut amener à utiliser une écriture tensorielle : $\overline{\overline{K}}$. Ce tenseur est symétrique d'ordre deux.

- Porosité totale :
$$\omega = \frac{\text{volume des vides}}{\text{volume total de l'échantillon}} \quad [-]$$

On discerne deux sortes de porosité. Le volume d'eau pouvant s'écouler hors d'un milieu poreux sous l'effet seul de la gravité caractérise la porosité efficace ou porosité de drainage du matériau. Le volume d'eau maximal retenu permet de définir une capacité maximale de rétention ou capacité au champ du matériau (BANTON et BANGOY, 1997).

- Teneur en eau volumique :
$$\theta = \frac{\text{volume d'eau contenu dans un VER}}{\text{volume total de l'échantillon}} \quad [-]$$

La teneur en eau volumique varie entre une valeur minimale, la teneur en eau résiduelle θ_r , et une valeur maximale, la teneur en eau à saturation θ_s . En théorie l'eau occupe pleinement les pores de la matrice mais en réalité de l'air peut également être piégé dans les pores de la roche ou du sol.

- Le potentiel de pression :
$$h = \frac{P_{\text{eau}}}{\rho g} \quad [L]$$

où ρ : masse volumique de l'eau [ML^{-3}]

g : accélération de la pesanteur [ML⁻²]

Dans la zone saturée en eau le potentiel de pression (ou encore charge de pression) représente les forces superficielles exercées par la masse de la colonne d'eau de hauteur h sus-jacente au point d'observation. Ce potentiel est alors positif (h>0). Dans la zone non saturée ce potentiel est représenté par les forces de tension superficielle de l'eau sur les parois des pores. Ce potentiel est inférieur au potentiel équivalent de la pression atmosphérique, et par convention il est négatif (h<0).

Mouvement de l'eau et des solutés

L'eau est le principal vecteur du transport des solutés dans les sols. Le mouvement de l'eau s'effectue de manière différente suivant qu'il a lieu dans la zone saturée (en eau) ou la zone non saturée du sol. Dans la zone saturée du sol, l'eau et les pesticides s'écoulent généralement horizontalement alors que le mouvement de l'eau est essentiellement vertical dans la zone non saturée. Plusieurs raisons peuvent justifier l'intérêt porté à la modélisation des eaux souterraines. Qu'elles soient captives ou libres, les nappes souterraines sont une source importante de notre eau potable. La modélisation des écoulements souterrains se révèle donc un outil crucial pour l'exploitation et la gestion des nappes. Ces aquifères étant la cible de différentes pollutions de nature anthropique, telle que la pollution par les pesticides, l'étude et la modélisation du transfert de matière à travers le sol et dans les nappes phréatiques permet d'évaluer les concentrations en polluant au sein de l'aquifère. Les parties qui suivent présentent les grandes lignes des modèles d'écoulement et de transfert de matière généralement utilisés en hydrogéologie.

Modélisation des écoulements

Le milieu souterrain peut être divisé en deux zones selon que l'eau sature ou non le sous-sol. La modélisation de l'écoulement s'entreprind différemment selon la zone considérée.

Écoulement en zone saturée : l'équation de diffusivité

Cette équation résulte de la combinaison de deux équations fondamentales de l'hydraulique souterraine : l'équation de continuité et l'équation de Darcy.

- L'équation de continuité traduit la conservation de la masse de fluide à l'intérieur de tout VER fixe dans l'espace (LEDOUX, 2003). Son expression est :

$$\frac{\partial(\rho\omega)}{\partial t} + \text{div}(\rho\vec{V}) + \rho.q = 0 \quad (1)$$

où ρ : masse volumique de l'eau [ML⁻³]
 ω : porosité du milieu [-]

q : débit volumique d'eau prélevé ou injecté, par unité de VER [T^{-1}]
 \vec{V} : vitesse de filtration de l'écoulement [LT^{-1}]

- L'équation de Darcy exprime le débit de l'écoulement d'un fluide en milieu poreux. Il met en évidence la proportionnalité de ce débit avec la différence de pression entre l'entrée et la sortie de ce milieu :

$$\vec{V} = -\overline{\overline{K}} \cdot \overrightarrow{\text{grad}} H \quad (2)$$

où H : charge hydraulique macroscopique, $H=z + h$ [L] avec z l'altitude de référence (en mètres) et h le potentiel matriciel (en mètres)
 h : potentiel de pression [L]
 $\overline{\overline{K}}$: tenseur de perméabilité [LT^{-1}]

Un phénomène d'emménagement de l'eau peut avoir lieu au sein de l'aquifère. En effet, sous les effets de la pression, l'eau peut changer de masse volumique, ce qui est traduit par le coefficient de compressibilité isotherme basé sur la masse volumique du fluide, β [$ML^{-2}T^{-2}$]. Le volume de la matrice du sol ou de la roche peut aussi être modifié sous l'effet de la pression. Ceci se traduit également par un coefficient de compressibilité isotherme, α [$ML^{-2}T^{-2}$].

Cet emménagement est caractérisé par un coefficient d'emménagement spécifique :

$$S_s = \rho g (\alpha + \omega \beta)$$

En combinant (1) et (2) et en tenant compte de S_s , il est possible alors d'écrire l'équation de diffusivité :

$$\text{div}(\overline{\overline{K}} \cdot \overrightarrow{\text{grad}} H) = S_s \frac{\partial h}{\partial t} + q \quad (3)$$

Il s'agit d'une équation différentielle du second ordre. Elle définit entièrement l'écoulement dans la zone saturée. En théorie, h est la seule inconnue, les autres paramètres étant des caractéristiques du milieu donc quantifiables expérimentalement. Il faut se donner des conditions aux limites ainsi qu'une condition initiale portant sur h .

Écoulements en zone non saturée : l'équation de Richards

Le point de départ de l'équation de Richards est le même que pour l'équation de diffusivité. Il s'agit cependant d'adapter les équations (1) et (2) au milieu non saturé.

Ainsi l'équation de Darcy devient l'équation généralisée de Darcy pour laquelle il faut considérer les dépendances des paramètres vis-à-vis de la teneur en eau de la zone non saturée :

$$\vec{V} = -\overline{K(\theta)} \cdot \overrightarrow{\text{grad}} H \quad (4)$$

où V : vitesse de filtration de l'écoulement [LT^{-1}]
 \overline{K} : tenseur de perméabilité [LT^{-1}]
 H : charge hydraulique macroscopique, $H=z + h$ [L] avec z l'altitude de référence (en mètres) et h le potentiel matriciel (en mètres)
 θ : Teneur en eau volumique [-]
 z : altitude de référence

L'équation de continuité en milieu non saturé traduit le fait que tout changement de teneur en eau au sein du VER entraîne un échange de fluide avec le milieu environnant :

$$\text{div} \vec{V} + q = -\frac{\partial \theta}{\partial t} \quad (5)$$

où q : débit volumique d'eau prélevé ou injecté, par unité de VER [T^{-1}]

La combinaison des équations (4) et (5) permet d'aboutir à l'équation générale de l'écoulement de l'eau en milieu poreux non saturé ou équation de diffusivité de Richards (1933) :

$$\frac{\partial \theta}{\partial t} = \text{div} \left[\overline{K(h)} \cdot \overrightarrow{\text{grad}}(H) \right] + q \quad (6)$$

C'est une équation différentielle du deuxième ordre, non linéaire. Le système est constitué d'une équation dont les inconnues sont θ , K et h . Afin de le résoudre numériquement on modélise deux des paramètres de cette équation.

Le modèle de Van Genuchten (1980) donne une approximation de la courbe de rétention hydrique $h(\theta)$. L'expression de la saturation effective est :

$$S_e = \left[\frac{1}{1 + (\alpha \cdot |h|)^n} \right]^m \quad (7)$$

où S_e : saturation effective $S_e = (\theta - \theta_r) / (\theta_s - \theta_r)$
 α : paramètre empirique [-]
 n : paramètre empirique supérieur à 1 [-]
 $m = 1 - (1/n)$, paramètre empirique [-]

Le modèle de Mualem (1976), modifié par Van Genuchten (1980) permet de décrire la courbe de conductivité hydraulique $K(\theta)$:

$$K(\theta) = K_s \cdot S_e^l \left[1 - \left[1 - S_e^{(1/m)} \right]^m \right]^2 \quad (8)$$

où $K(\theta)$: perméabilité [LT^{-1}]

K_s : perméabilité à saturation [LT^{-1}]

l : coefficient de connexion des pores, égal à 0.5

$m=1-1/n$ (avec n déterminé par la courbe de rétention hydrique)

Il faudra donc se donner θ_r et θ_s afin de pouvoir connaître θ à partir de S_e et définir les paramètres de calage n et α . Ainsi le système [(6)+(7)+(8)] est un système de trois équations à trois inconnues et est donc soluble analytiquement.

Modélisation du transfert de matière

Le transfert de matière concerne deux champs d'application. Le premier est le transfert en solution, c'est-à-dire que la substance étudiée et l'eau du milieu environnant constituent une même phase. Des interactions chimiques peuvent avoir lieu affectant les propriétés physiques et chimiques de l'eau. Le second champ d'application est l'introduction dans le sol ou la nappe de fluides non miscibles avec l'eau.

Le transfert en solution qui nous intéresse dans le cadre de cette étude est régi par trois mécanismes décrivant les interactions physico-chimiques du soluté avec l'eau qui s'écoule dans l'aquifère.

Le mécanisme de convection

Une fois dans l'eau, le soluté va être transporté par le champ moyen des vitesses du milieu environnant. On définit alors un flux moyen convectif, Q_c , pour le soluté i traversant l'unité de surface du VER :

$$Q_c = \vec{V} \cdot \vec{n} C_i \quad (9)$$

où V : vitesse de Darcy de l'écoulement [LT^{-1}]
 n : vecteur normal à la surface unité
 C_i : concentration en soluté i présente dans le fluide qui circule, souvent exprimée en gramme/litre [ML^{-3}]

Cette migration de soluté étant dépendante du mouvement moyen du fluide, il faudra distinguer la partie mobile de l'eau de sa partie immobile (LEDOUX, 2003). Ceci donne lieu à la notion de porosité cinématique ω_c qui sera toujours inférieure à la porosité totale ω .

Le mécanisme de dispersion

La dispersion tend à homogénéiser la concentration du soluté. Deux causes contribuent à ce phénomène. La première est l'agitation moléculaire due à la température du fluide. Il s'agit de la diffusion moléculaire que l'on peut observer lors de l'infusion d'un sachet de thé dans une tasse d'eau chaude. La seconde cause est liée aux hétérogénéités du champ de vitesse au sein de l'aquifère. Notons que ces hétérogénéités sont moyennées dans la vitesse macroscopique de Darcy, et qu'elles sont donc tributaires de l'échelle du VER. La dispersion en milieux poreux se traduit par :

$$Q_d = -\overline{D} \cdot \overrightarrow{grad} C_i \cdot \vec{n} \quad (10)$$

où Q_d : flux dispersif à travers la surface unité du milieu poreux [$ML^{-2}T^{-1}$]
 C_i : concentration en élément i [ML^{-3}]
 n : vecteur normal à la surface unité
 D : coefficient de dispersion [L^2T^{-1}]

Interaction entre la fraction mobile de l'eau et la matrice rocheuse

Différents mécanismes vont fixer une partie du soluté sur la matrice rocheuse. Un échange d'ions ou des affinités électriques entre la paroi et le soluté va contribuer à cette fixation. On parle alors d'adsorption. Les particules en solution peuvent également être piégées dans les pores de la roche. Il existe ainsi différents mécanismes décrivant les interactions entre la fraction mobile et la fraction immobile du système soluté/roche. Mal connus encore, ces mécanismes sont représentés de manière globale (LEDOUX, 2003). En première approximation les phénomènes de sorption peuvent être considérés linéaires, mais il existe des modèles plus complexes.

A titre d'exemple, voici un modèle de sorption proposé par Langmuir et appelé isotherme de Langmuir :

$$S_M = Q \cdot \frac{K_L \cdot C}{1 + K_L \cdot C} \quad (11)$$

où S_M : concentration massique dans la partie solide [ML^{-3}]
 C : concentration volumique dans la partie liquide [-]
 K_L : constante de Langmuir [L^3M^{-1}]

Cette équation décrit la relation à l'équilibre existant entre la concentration en soluté dans la phase solide S_M et la concentration en soluté de phase liquide.

Il existe également le modèle de Freundlich qui décrit le même mécanisme :

$$S_M = K_F \cdot C^B \quad (12)$$

où B : exposant (généralement < 1)
 K_F : constante de Freundlich [L^3M^{-1}]^B

L'approximation linéaire et ces deux modèles sont ceux utilisés lors de la modélisation du bassin de Brévilles. Il existe cependant d'autres modèles qui tiennent compte d'autres interactions. Le choix d'un modèle dépend essentiellement des mécanismes qui peuvent être négligés dans l'étude considérée.

Modèle global définissant le transport de matière

Il s'agit ici de synthétiser l'ensemble des mécanismes de convection, de dispersion et d'interaction qui s'opèrent lors d'un transfert de matière. En considérant que la masse de soluté se conserve lors de son transfert à travers tout VER, et en utilisant (9) et (10) pour exprimer les différents flux du soluté on peut écrire :

$$\text{div}(\overline{\overline{D}} \cdot \overrightarrow{\text{grad}C}) - \text{div}(\vec{V}C) = \omega_c \frac{\partial C}{\partial t} + (1 - \omega_c) \cdot \rho_s \frac{\partial F}{\partial t} \quad (13)$$

où V : vitesse de Darcy de l'écoulement [LT^{-1}]
 ω_c : porosité cinématique du milieu, définie comme le rapport du volume de la fraction mobile et le VER [-]
 ρ_s : masse volumique de la fraction immobile [ML^{-3}]
 D : tenseur de dispersion [L^2T^{-1}]

Cette équation est appelée l'équation généralisée de la dispersion et doit être liée à l'équation de diffusivité (3) en raison de paramètres communs comme la vitesse de Darcy. Il arrive fréquemment que le transport du soluté ne soit pas influencé par les caractéristiques de celui-ci. On parle alors de l'hypothèse de « traceur », ce qui permet de calculer V indépendamment de l'équation (13). Le système d'équations [(13)+(3)] doit être couplé avec les modèles d'interaction (11) et (12).

ANNEXE 5

Résumé des travaux de modélisation antérieurs

Travaux de modélisation antérieurs

La modélisation de l'aquifère du site de Montreuil-sur-Epte concerne à la fois les écoulements de la nappe qu'il contient et le transport des pesticides depuis la surface vers la source. La partie transport dépend en grande partie des écoulements au sein du système et nécessite donc une première étude consacrée au calage hydrodynamique du modèle.

En pratique, cela consiste à élaborer un modèle défini à partir des mesures de terrain puis de comparer et d'adapter son comportement à celui observé dans la réalité. La recherche du modèle adéquat se fait à tâtons car la caractérisation initiale des paramètres hydrodynamiques est basée sur un nombre limité de mesures de terrain. Les temps de calcul dépendent de la complexité du modèle et peuvent être de l'ordre de la journée voire de la semaine dans le cas du modèle en trois dimensions. Une approche par complexité croissante permet de multiplier les essais de calage sur des modèles en une ou deux dimensions dont les temps d'exécution sont plus courts.

Lors de précédents projets, différents modèles du site de Brévilles ont déjà été réalisés. Ce sont ces travaux qui sont présentés dans ce chapitre.

Modélisation de colonnes de sol du bassin versant

Les modèles 1D des écoulements d'eau ont pour objectif de modéliser les écoulements d'eau et la concentration en pesticides sur un sol donné. Plusieurs modèles de ce type ont été réalisés (DARSY, 2003, DARSY et GUTIERREZ, 2004, FRÉTAULT, 2004).

Simulation de la teneur en eau et de la concentration en bromure sur la parcelle « Versyck » – calcisol – en 2000.

L'objectif a été de modéliser grâce au logiciel MARTHE, les écoulements d'eau et la concentration en bromure sur un sol de type calcisol de 40 cm d'épaisseur. La colonne est constituée de deux horizons de sol distincts, référencés 38-1 et 38-2, de 20 centimètres chacun et d'une couche de calcaire d'une trentaine de mètres. Pour cela, les paramètres hydrodynamiques de la zone non saturée ont dû être calés sur les mesures. Plusieurs simulations faisant varier la taille des mailles, la profondeur totale de la colonne, diverses fonctions de prise en compte des cultures et les paramètres de sol ont été réalisées. Dans cette étude les bromures sont considérés comme parfaitement solubles et non interactifs avec la matrice solide. Les résultats détaillés de cette étude sont disponibles dans le rapport DARSY, 2003. Plusieurs informations importantes pour la modélisation du site de la source des Brévilles ont pu être dégagées de ce travail concernant notamment la discrétisation des mailles du modèle, les paramètres des sols et des calcaires et la prise en compte des cultures.

Discrétisation des mailles du modèle

Les différents essais de modélisations ont permis de mettre en avant dans un premier temps l'importance de la bonne discrétisation des colonnes de sol modélisée avec MARTHE aussi bien au niveau des écoulements que du transport des bromures. Les 4 simulations qui ont été testées concernent des modèles discrétisées comme suit :

- une colonne de 1 mètre avec 2 mailles de 5 cm en surface puis 9 mailles de 10 cm

- une colonne de 1 mètre avec 50 mailles de 1 cm et 5 mailles de 10 cm en dessous
- une colonne de 32 mètres avec 2 mailles de 5 cm en surface, 4 mailles de 10 cm, puis des mailles progressivement plus épaisses (jusqu'à 1m)
- une colonne de 32 mètres avec 50 mailles de 1 cm en surface, puis des mailles progressivement plus épaisses (jusqu'à 1m)

Les résultats montrent que dans le premier horizon (20 cm), l'épaisseur des mailles modifie nettement le résultat de la simulation des écoulements : les teneurs en eau sont nettement plus éloignées des mesures avec des mailles de 5 cm qu'avec des mailles de 1 cm. Ce n'est plus le cas pour les horizons plus profonds. La simulation de la colonne ne nécessite une discrétisation fine (mailles de 1 cm) que dans l'horizon le plus superficiel (jusqu'à 20 cm au moins). En ce qui concerne les simulations du transport, les pics de bromures sont plus larges et plus éloignés des mesures dans les simulations avec un maillage grossier, il semblerait donc que le maillage grossier introduise une dispersion artificielle. En revanche, il ne semble pas nécessaire d'utiliser des mailles inférieures à 10 cm sous le premier horizon.

Paramètres des lois de la ZNS

Différents tests ont également été réalisés afin de préciser les paramètres des sols et des calcaires. La première conclusion est que la nature hétérogène du calcaire sous le sol modélisé n'a pas pu être prise en compte faute de caractérisation précise. Le calcaire lutétien a donc été réduit à une seule couche de propriété homogène en utilisant les paramètres de calage obtenus lors d'une simulation par Fialkiewicz (FIALKIEWICZ, 2002) et sont présentés dans le Tableau Erreur ! Il n'y a pas de texte répondant à ce style dans ce document..1.

Horizon	38-1	38-2	Calcaire
Profondeur (cm)	0 à 20	20 à 40	40 et +
Ksat (m/s)	2.95E-05	2.17E-05	6.00E-06
θ_r (%)	10	10	20
θ_s (%)	36.5	30	30
α	22.13	1.274	0.2
N	1.169	1.247	2
h_t^*	0.045	0.785	5
b_t^{**}	0.857	0.802	0.5

* h_t : succion à demi-saturation ($=1/\alpha$) } Paramètres utilisés dans MARTHE

** b_t : exposant de la loi de rétention ($=1/n$)

Tableau Erreur ! Il n'y a pas de texte répondant à ce style dans ce document..1 – Paramètre des sols et du calcaire pour la parcelle « Versyck 2000 »

L'autre conclusion concernant les propriétés des sols est que les deux horizons de la colonne sont trop différents pour être assimilés à un horizon équivalent. Les résultats des teneurs en eau semblent corrects d'après les courbes mais ce n'est pas le cas des concentrations en bromures.

Prise en compte des cultures

La prise en compte des cultures est indispensable car elle joue un rôle important sur la teneur en eau en période sèche. Différents tests ont été réalisés avec différents schémas de prise en

compte des cultures, la grande variabilité des résultats obtenus montre à quel point la prise en compte des cultures est un facteur sensible.

Simulation du transfert d'acétochlore sur la parcelle « Versyck » – calcisol – 2000.

L'objectif était de modéliser grâce au logiciel MARTHE, les écoulements d'eau et la concentration en acétochlore. De nouveaux paramètres ont été introduits dans le modèle présenté précédemment pour définir la dégradation et la sorption de l'acétochlore. Il ressort de ces simulations que le modèle peine à reproduire des concentrations en acétochlore à 55 cm de profondeur 7 jours après l'application et ce, même en augmentant la dispersivité afin de traduire des écoulements préférentiels. Ce modèle au moment où il a été développé n'a pas été calé plus en détail, il aurait sûrement pu être amélioré mais il ne servait que de dégrossissage des paramètres. Les résultats détaillés de cette étude sont disponibles dans le rapport FRÉTAULT, 2004.

Simulation des écoulements et du transport sur la parcelle « Prevel » – calcisol – 2001

L'objectif était de modéliser grâce au logiciel MARTHE, les écoulements d'eau ainsi que la concentration en acétochlore et en bromure sous une parcelle dont les paramètres de sols proviennent des travaux de MORVAN, 2004. Les paramètres des calcaires sont les mêmes que ceux utilisés dans les deux modèles présentés précédemment (Tableau **Erreur ! Il n'y a pas de texte répondant à ce style dans ce document..2**).

Il ressort de cette étude que les teneurs en eau simulées sont cohérentes avec les mesures de terrains. Par contre les concentrations en bromures présentent une forte variation entre les deux horizons de sol et ne sont pas en accord avec les mesures réalisées. Des essais ont donc été réalisés en utilisant un seul horizon homogène sans résultat probant

Horizon	9-1	9-2	Calcaire
Profondeur (cm)	0 à 20	20 à 40	40 et +
Ksat (m/s)	1,38E-5	1,84E-5	6.00E-06
θ_r (%)	31,4	38,7	20
θ_s (%)	4,2	5,4	30
α	0,314	1,182	0.2
N	1,173	1,144	2
h_t^*	3,18	0,85	5
b_t^{**}	0,85	0,87	0.5

* h_t : succion à demi-saturation ($=1/\alpha$)

** b_t : exposant de la loi de rétention ($=1/n$)

Tableau Erreur ! Il n'y a pas de texte répondant à ce style dans ce document..2 – Paramètre des sols et du calcaire pour la parcelle « Prevel 2001 »

Modélisation bidimensionnelle du bassin versant

Simulation de la zone saturée du bassin versant de la source des Brévilles (GUTIERREZ et al., 2003)

La modélisation bidimensionnelle monocouche du bassin versant de Montreuil-sur-Epte avec le code de calcul MARTHE avait pour objectif principal de vérifier la cohérence des paramètres principaux des écoulements en milieu saturé mesurés ou estimés à partir des observations de terrain (recharge globale, perméabilité de l'aquifère) et de contrôler les interpolations de la topographie. Différents modèles ont été réalisés, tout d'abord en régime permanent puis en régime transitoire. Ces différentes simulations ont permis de vérifier les paramètres hydrodynamiques estimés à partir des essais de pompages ainsi que de tester différentes versions du modèle conceptuel.

Réalisation du maillage

Un maillage carré régulier de 50 mètres de côté a été constitué. Les limites du modèle correspondent à la limite du bassin versant hydrogéologique définie par les lignes de crêtes piézométriques de la carte piézométrique (GUTIERREZ et al., 2003). L'exutoire correspond à la station de jaugeage de Montreuil-sur-Epte.

Un maillage de 1035 mailles de calcul a été réalisé, soit un bassin versant d'environ 2,6 km² (Figure **Erreur ! Il n'y a pas de texte répondant à ce style dans ce document..1**).

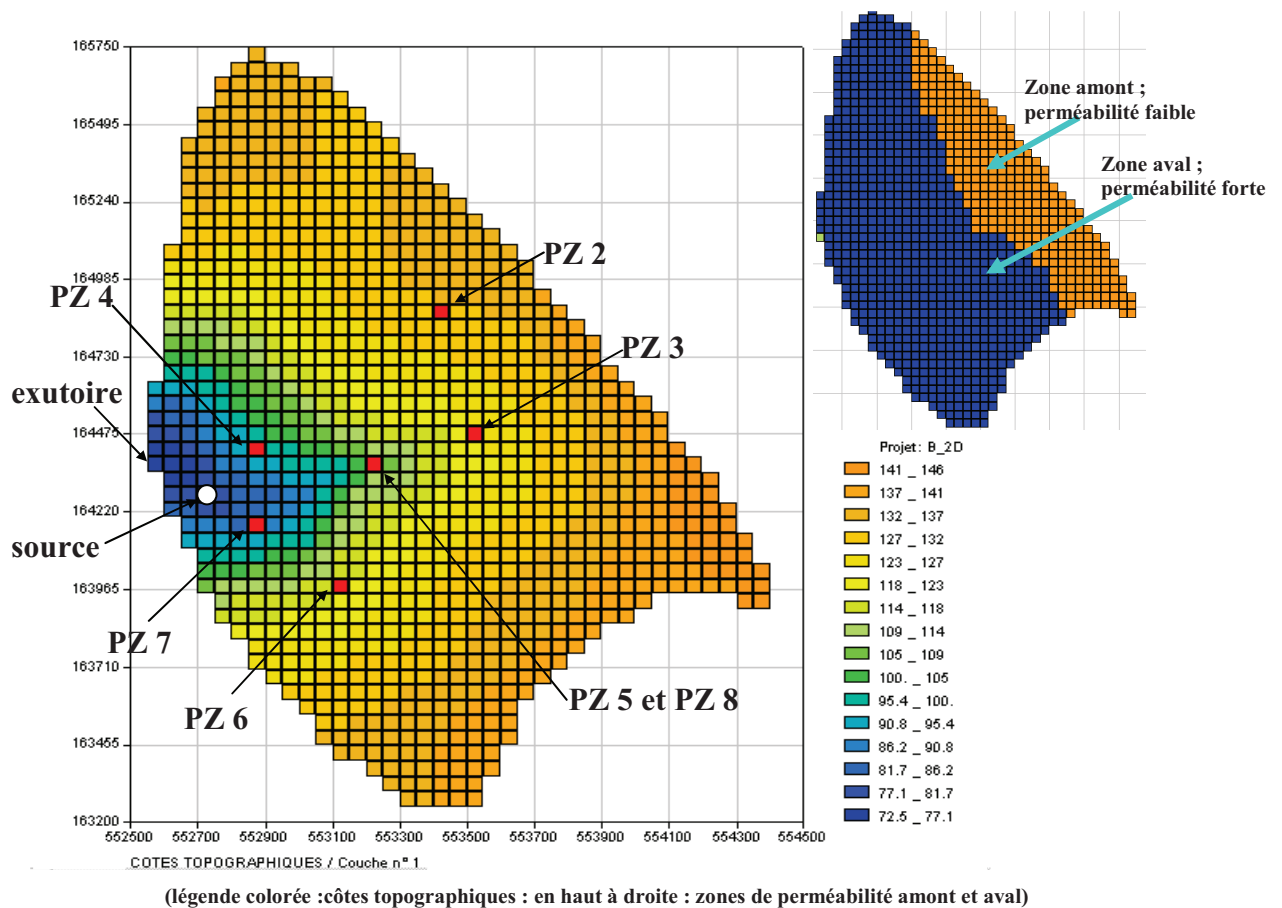


Figure Erreur ! Il n'y a pas de texte répondant à ce style dans ce document..1 – Maillage du bassin versant de Montreuil-sur-Epte

Paramètres d'entrée généraux

Les conditions aux limites sont des conditions de flux nul sur tout le contour du bassin versant. Toutes les mailles ont été définies comme pouvant déborder. La simulation de MARTHE fera ainsi déborder les mailles correspondant à l'intersection de la nappe avec la topographie, ce qui permettra de voir si la source de Brévilles apparaît dans la simulation. Les conditions initiales correspondent aux niveaux relevés dans les piézomètres au début de l'année 2000 (PZ2 à PZ8) extrapolés sur tout le bassin versant.

Régime permanent

Une simulation en régime permanent calcule l'état d'équilibre qui s'installerait si le milieu recevait une infiltration constante au cours du temps. Dans un premier temps une infiltration est répartie de façon uniforme sur le bassin.

Avec une infiltration uniforme

Le débit moyen mesuré à l'exutoire (station de pompage) était de 25 l/s en moyenne pour l'année 2001. Une infiltration a donc été calculée en conséquence à 305 mm/an (dans l'état des connaissances du moment concernant la taille du bassin hydrogéologique) et appliquée uniformément sur l'ensemble du bassin versant.

Les résultats sont estimés en fonction des niveaux piézométriques dans les piézomètres PZ2 à PZ8 et en observant le nombre de mailles débordantes et leurs débits respectifs.

Les premières simulations ayant simulé des niveaux piézométriques trop faibles ont mis en évidence une perméabilité choisie légèrement trop forte avec cependant une allure générale des écoulements cohérentes et une erreur maximale sur les piézomètres de 2 m.

Différents tests ont également été réalisés en faisant varier les côtes topographiques des mailles au niveau de la source et en prenant en compte de la faille d'orientation Nord-Ouest Sud-Est qui traverse le bassin versant topographique entre les PZ4 et PZ6 comme un drain qui part du bord Sud du bassin jusqu'au PZ7. Les simulations effectuées avec un drain n'ont pas permis d'amélioration globale du calage.

Avec une infiltration spatialisée

L'estimation de l'infiltration annuelle à partir du calcul de la pluie efficace en fonction de la réserve utile est de 289 mm pour l'année 2000.

Dans la simulation, les 1035 mailles du bassin ont été réparties en 11 zones de sol. En reprenant les mêmes paramètres que la simulation retenue dans le paragraphe précédent, les résultats suivants ont été obtenus : sept mailles débordent et cumulent un débit total de 24,4 l/s, ce qui est proche de la valeur moyenne de 25 l/s. Comme dans la simulation avec une infiltration uniforme, les niveaux sont bien calés (Figure **Erreur ! Il n'y a pas de texte répondant à ce style dans ce document..2**) sauf au niveau du PZ7.

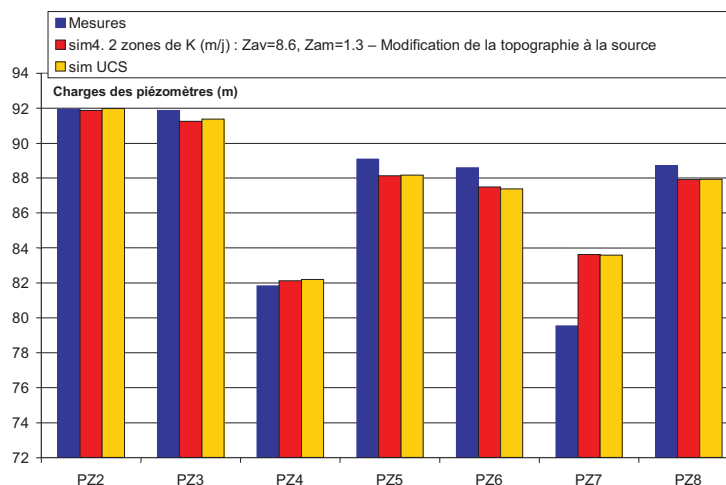


Figure Erreur ! Il n'y a pas de texte répondant à ce style dans ce document..2 – Charges simulées dans les piézomètres en régime permanent en fonction du type d'infiltration (uniforme, rouge ou spatialisée, jaune)

Régime transitoire

La simulation en régime transitoire a été faite avec un pas de temps mensuel. Elle débute en janvier 1991 et se termine en décembre 2002.

Les données d'infiltration utilisées pour la simulation sont le résultat d'un calcul mensuel de l'infiltration par zones de sol (UCS). Dans un premier temps, une infiltration mensuelle uniforme est appliquée sur tout le bassin qui correspond à la moyenne des infiltrations par zones, pondérée par la surface de chaque zone.

Les valeurs de perméabilité utilisées dans la simulation en régime permanent ont été conservées et plusieurs simulations ont été réalisées en faisant varier différents paramètres comme l'emmagasinement (S), ou la réserve utile des sols (Figure **Erreur ! Il n'y a pas de texte répondant à ce style dans ce document..3**). Enfin un calage automatique a été réalisé afin de faire varier les perméabilités et les emmagasineurs de façon à obtenir le meilleur ajustement possible des niveaux piézométriques simulés et observés. Comme on peut le voir sur la Figure **Erreur ! Il n'y a pas de texte répondant à ce style dans ce document..3** aucun de ces tests n'a permis d'atténuer les variations de niveau piézométriques de manière suffisante.

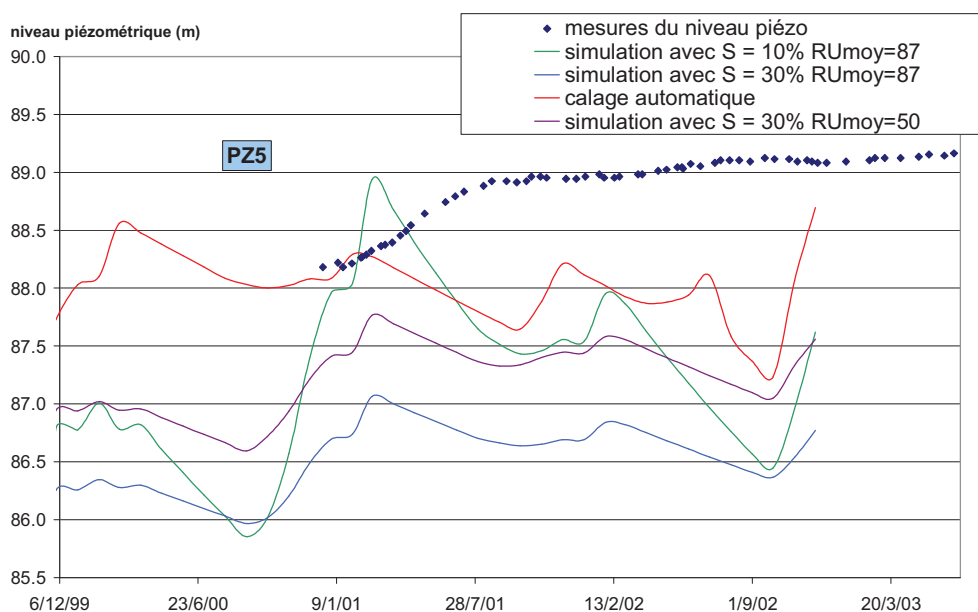


Figure Erreur ! Il n'y a pas de texte répondant à ce style dans ce document..3 – Niveau piézométrique dans PZ5 pendant les 3 dernières années simulées par le modèle 2D du bassin versant hydrogéologique

Suite à ces difficultés, le modèle conceptuel a été remis en question : Les limites actuelles du bassin étant fixes elles ne permettent pas de le faire varier en fonction des saisons ou des années. En effet, les limites physiques du bassin sont basées sur une crête piézométrique supposée à un instant donné. De manière à déterminer si cette hypothèse est un facteur limitant pour le stockage et l'inertie de la nappe, les limites géologiques, mieux connues, ont été considérées dans un second modèle de plus grande ampleur.

Modélisation de l'ensemble de la nappe des sables de Cuise

Le but de cette modélisation est de vérifier les limites du bassin versant, et de tenter d'atténuer les variations piézométriques annuelles observées dans la partie précédente.

Réalisation du maillage

Le maillage a été élargi au polygone correspondant à l'affleurement des sables. La discrétisation est encore de 50m par 50m. On obtient une zone modélisée de 4682 mailles soit une superficie d'environ 11,7 km² (Figure Erreur ! Il n'y a pas de texte répondant à ce style dans ce document..4).

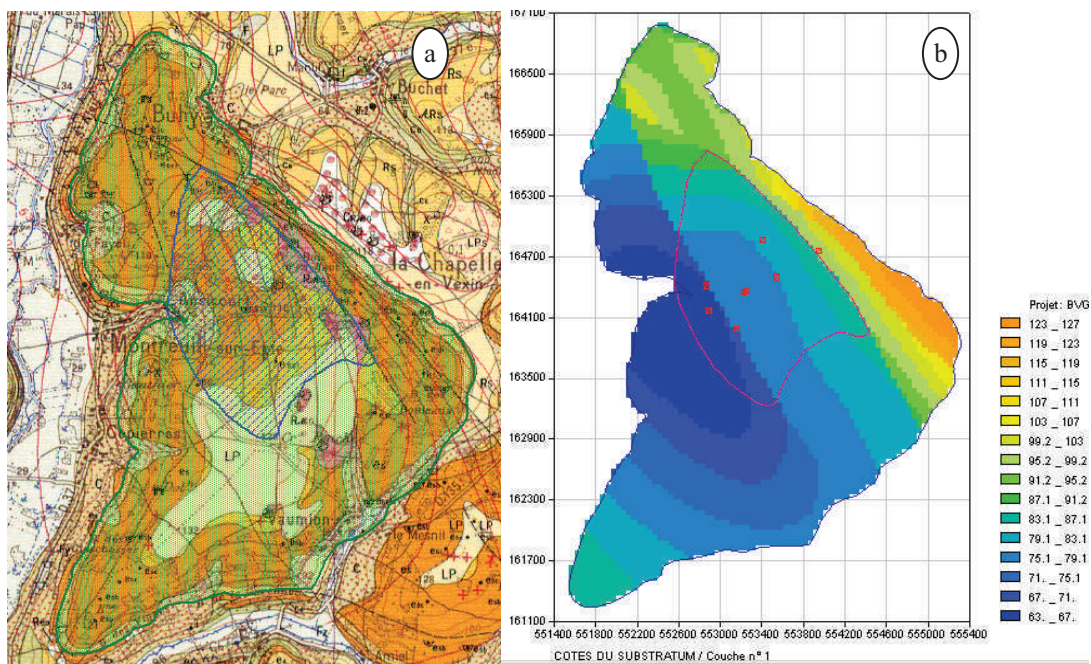


Figure Erreur ! Il n'y a pas de texte répondant à ce style dans ce document..4 – Domaine d'affleurement des sables (a. carte géologique, b. niveau du substratum dans MARTHE)

Paramètres d'entrée

L'infiltration d'entrée est fixée, pour le régime permanent à 223 mm/an, ce qui correspond à une moyenne calculée avec la méthode de la réserve utile pour les différents types de sols présents sur le modèle de la nappe des sables de Cuise. Dans le cas du régime transitoire, on a utilisé les mêmes valeurs d'infiltration mensuelle que celles définies pour le modèle de la zone saturée du bassin versant de la source des Brévilles.

Les perméabilités à saturation des zones amont et aval sont fixées respectivement à $1,5 \cdot 10^{-5}$ et $5 \cdot 10^{-5}$ m/s. L'emmagasinement est fixé à 30%.

Résultat de la simulation en régime permanent

Le substratum forme une cuvette (Figure **Erreur ! Il n'y a pas de texte répondant à ce style dans ce document.**4.b) à l'est de l'exutoire du bassin précédemment défini, ce qui provoque, dans la simulation un exutoire décalé par rapport aux observations de terrain. Pour résoudre ce problème, la faille qui passe entre PZ4 et PZ6 a été introduite et assimilée à un drain dans la simulation. Plusieurs valeurs de longueur, épaisseur et position du drain ont été testées.

Résultat de la simulation en régime transitoire

La simulation a été réalisée avec un pas de temps mensuel. Elle débute en janvier 1991 et se termine en juillet 2003.

Les simulations ont permis un meilleur calage des niveaux piézométriques mais ne permettent toujours pas d'améliorer les variations annuelles.

Conclusion sur les simulations 2D en plan

Les simulations bidimensionnelles de la nappe des sables de Cuise ont confirmé l'ordre de grandeur des perméabilités et de la recharge.

Les simulations en régime transitoire ont mis en évidence une spécificité inattendue de cet aquifère: les fluctuations piézométriques y sont particulièrement amorties. Il ne s'agit pas d'une diffusivité exceptionnelle de l'aquifère: l'ordre de grandeur des perméabilité est connu et des valeurs extrêmes de coefficient d'emmagasinement ont été testées sans succès. Il semble qu'il s'agisse d'un retard dans l'arrivée de la recharge.

Simulation hydrodynamique en coupe de la zone non saturée

Une simulation en coupe en deux dimensions permet de travailler sur les écoulements dans la zone non saturée de manière simplifiée (Figure **Erreur ! Il n'y a pas de texte répondant à ce style dans ce document.**5). Les problèmes sont abordés plus rapidement qu'en trois dimensions car les temps de calcul sont réduits.

Réalisation du maillage et paramètres d'entrées

La coupe E-O a été établie sur la ligne qui contient la maille exutoire du bassin versant. La coupe fait 1,65 km (33 mailles de 50 mètres) et 1 mètre de large.

b

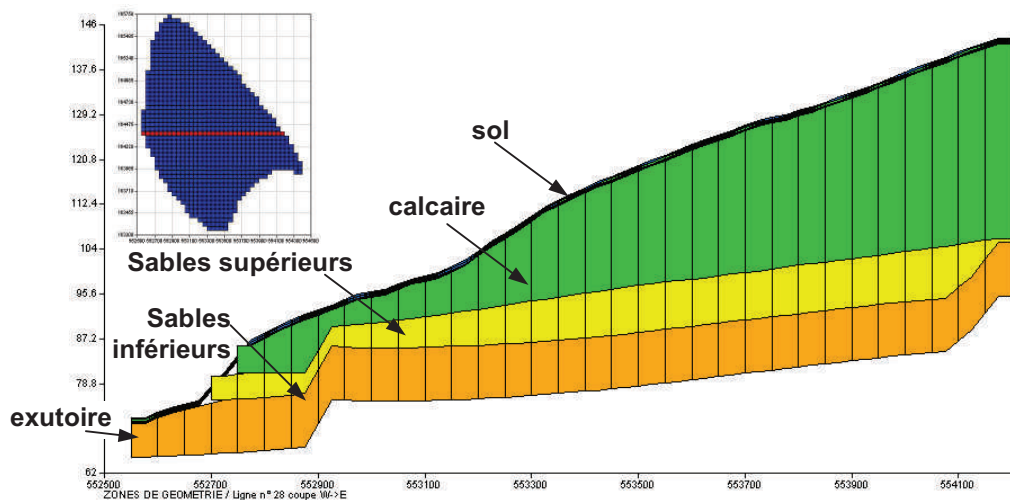


Figure Erreur ! Il n'y a pas de texte répondant à ce style dans ce document..5 – Représentation du modèle 2D en coupe et localisation sur la zone d'alimentation supposée en 2004 de la source de Brévilles

La simulation est faite en régime transitoire avec un pas de temps journalier. Etant données les longues séries de mesure de la pluie, les simulations ont pu être réalisées sur 10 ans (1993 à 2003). La série d'ETP journalière mesurée est moins longue (1999 à 2002), les années mesurées ont été dupliquées pour étendre la série à 10 ans. La pluie et l'ETP journalière sont appliquées sur la surface de la coupe.

Résultats de la modélisation en coupe

La première simulation montre des fluctuations saisonnières très marquées. Les paramètres initiaux de la zone non saturée semblent très éloignés de la réalité. Plusieurs séries de tests ont été réalisées pour tenter de diminuer ces fluctuations saisonnières.

Ajout de couches supplémentaires dans la zone non saturée

Les observations lithologiques relevées lors de la foration des piézomètres font état de niveaux plus ou moins marneux dans la partie supérieure du Lutétien ainsi que de niveaux sableux puis argilo-sableux dans la partie inférieure. Ces niveaux pourraient jouer le rôle tampon susceptible de lisser la recharge. Pour tester cette hypothèse des couches supplémentaires ont été ajoutées dans la zone non saturée.

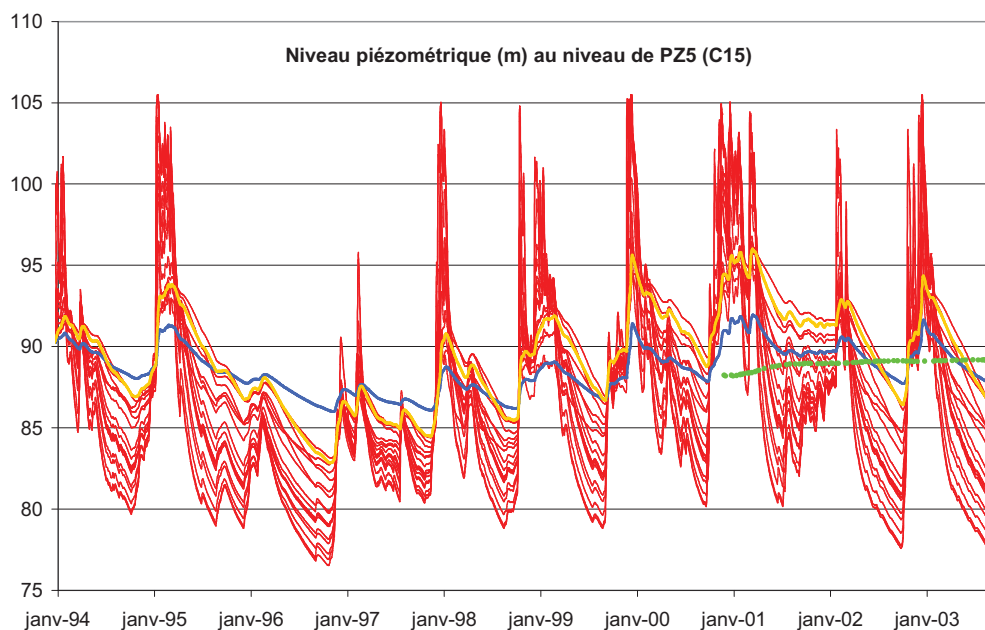
Ile en ressort que l'ajout d'une couche perméable à la base des calcaires du Lutétien représentant la couche de sables à glauconie permet de limiter significativement l'amplitude des variations piézométriques annuelles simulée sans pour autant être suffisant pour obtenir des amplitudes aussi faible que celles observées.

Modification de la perméabilité de l'aquifère

Les différents travaux réalisés sur le site montrent une tendance nette à l'argilisation des niveaux sableux profond. En conséquence, dans le modèle, l'aquifère est composé de deux couches de sables, la couche inférieure ayant une perméabilité plus faible. Cette modification a permis de diminuer nettement les variations saisonnières en ajustant la différence de perméabilité de ces deux couches. Par contre plus on diminue l'amplitude de ces variations, plus la pente de la surface libre est dégradée (2 à 3 mètres d'écart entre l'amont et l'aval en fin de simulation contre plus de 10 mètres entre les piézomètres PZ3 et PZ4). De plus, la partie amont de la coupe devient dénoyée.

Modification des paramètres de la zone non saturée

Une vingtaine d'échantillons prélevés dans la zone calcaire a permis de déterminer les caractéristiques de 20 courbes $h(\theta)$. Chaque jeu de paramètre du calcaire a été testé dans une simulation tout en gardant des paramètres constants pour les autres couches. La série de 20 simulations ainsi réalisée donne une idée de l'incertitude liée à la courbe de rétention $h(\theta)$ et permet d'estimer l'influence des paramètres du calcaire sur les variations piézométriques (Figure **Erreur ! Il n'y a pas de texte répondant à ce style dans ce document..6**).



en rouge : faisceau formé par les simulations à partir de la série de paramètres estimés,
en bleu : la simulation initiale (paramètres du calcaire = moyenne de la série,
en vert : mesures de terrain
en jaune : Run#3, simulation avec les variations saisonnières les plus faibles

Figure **Erreur ! Il n'y a pas de texte répondant à ce style dans ce document..6 – Historique du niveau piézométrique dans la maille correspondant à PZ5**

Les paramètres du calcaire dans la simulation initiale correspondent à une moyenne des paramètres échantillonnés de la série, sauf θ_s et θ_r pour lesquels les valeurs utilisées en 1D ont été gardées. Il est intéressant de noter que cette simulation initiale est la meilleure des simulations réalisées, à la fois sur le critère des fluctuations saisonnières, du gradient

hydraulique et de l'altitude piézométrique (en bleu sur la Figure **Erreur ! Il n'y a pas de texte répondant à ce style dans ce document..6**). Néanmoins, la démarche de calcul de moyennes des paramètres pour les calcaires est très critiquable car le jeu de paramètre obtenu ne correspond pas à une réalité physique. Toutes les simulations ont des variations annuelles importantes, allant de 6 à 26 mètres en moyenne, sur les 5 dernières années simulées. La simulation la moins mauvaise du faisceau et ayant convergé (en orange sur la Figure **Erreur ! Il n'y a pas de texte répondant à ce style dans ce document..6**) correspond au Run#3. Les variations annuelles restent cependant très élevées avec des valeurs de l'ordre de 6 à 9 mètres contre moins de 1 mètre in situ. On retiendra toutefois les paramètres de cette simulation (Tableau **Erreur ! Il n'y a pas de texte répondant à ce style dans ce document..3**).

θ_r (%)	θ_s (%)	α (m ⁻¹)	n	ht = 1/ α (m)	bt = 1/n
0	13,906	0,105	1,548	9,547	0,646

Tableau **Erreur ! Il n'y a pas de texte répondant à ce style dans ce document..3** – Paramètres de la loi de Van Genuchten du calcaire dans la simulation Run#3

Evaporation et végétation

Afin de limiter l'effet de l'interface sol-air à la surface du sol, le modèle a été construit avec un maillage très fin en surface (1 cm au toit du modèle). L'absence de couche de surface dans la simulation provoque une diminution des niveaux piézométriques mais n'a aucune influence sur les variations saisonnières.

Une autre simulation a été réalisée en prenant en compte la végétation présente sur le bassin versant. La présence de la végétation a une influence très similaire à la simulation sans la couche superficielle : les niveaux piézométriques sont plus bas mais les variations saisonnières n'ont pas diminué.

Modélisation tridimensionnelle du bassin versant

La réalisation du modèle 3D a débuté avant celle du modèle 2D en coupe et s'est poursuivie en parallèle à la réalisation de ce dernier. En conséquence, les simulations présentées dans les pages qui suivent ne bénéficient pas de tous les résultats et réflexions décrits dans le paragraphe sur les modèles 2D. Néanmoins, le modèle 3D est présenté à la suite du modèle « 2D coupe » car il correspond à un degré de complexité supérieur.

Réalisation du maillage

Le maillage 3D a été réalisé à partir du maillage MARTHE de la simulation 2D en plan (1035 mailles de 50x50m). Ce maillage a été dupliqué suivant le nombre de couches souhaitées et les valeurs de substratum de chaque couche ont été modifiées.

Le sol est décomposé en quatre zones caractérisées et délimitées à partir de la carte simplifiée des quatre grands types de sols sur le bassin versant (BEARD, 2006, DARSY, 2003). La couche de calcaire est supposée homogène dans un premier temps pour simplifier le modèle. Enfin, les sables sont divisés en deux couches afin de représenter les perméabilités plus faibles en profondeur. Douze couches ont ainsi été obtenues dont 8 couches en surface (entre 0 et 1,02 mètres) permettant de tenir compte des différents horizons de chaque sol (Figure **Erreur ! Il n'y a pas de texte répondant à ce style dans ce document..7**).

Dans les mailles proches de l'exutoire, l'épaisseur des couches de calcaire et de sables diminue fortement jusqu'à s'annuler.

UCS1 : néoluvisol	UCS2 : calcosol / rendosol	UCS3 : calcisol / rendisol	UCS4 : colluvions	couche	épaisseur
horizon H2s : zone 11	horizon H11 : zone 21	horizon H9 : zone 31	horizon H15s : zone 41	1	1 cm
				2	25 cm
		horizon H8 : zone 32		3	4 cm
				4	2 cm
horizon H2d : zone 12	horizon H12 : zone 22			5	8 cm
			horizon H15d : zone 42	6	26 cm
horizon H3 : zone 13				7	19 cm
				8	16 cm
				9	1 m
	calcaire : zone 51			10	29 m
	Sables (perméabilités élevées) : zone 61			11	6 m
	Sables (perméabilités faibles) : zone 62			12	10 m

Figure Erreur ! Il n'y a pas de texte répondant à ce style dans ce document..7 – **Schéma en coupe des quatre sols et du sous-sol du bassin versant de Montreuil**

Paramètres d'entrée

Conditions aux limites

Toutes les limites du bassin versant ont des conditions de flux nul. Toutes les mailles de la couche superficielle (couche 1) peuvent déborder.

Conditions initiales

La modélisation tridimensionnelle a d'abord été faite en régime permanent pour tester la convergence des calculs et la cohérence des paramètres de sol. L'état initial a été défini comme correspondant aux charges obtenues à partir de la modélisation en régime permanent en deux dimensions. Elles ont été affectées à toutes les couches. Les résultats de la simulation en régime permanent seront utilisés comme conditions initiales pour la simulation en régime transitoire.

Caractéristiques hydrodynamiques du sol et du sous-sol

Le Tableau Erreur ! Il n'y a pas de texte répondant à ce style dans ce document..4 présente une synthèse des paramètres caractérisant le sol et le sous-sol du bassin versant de la source des Brévilles.

	horizon	épaisseur (m)	θ_s (% vol)	θ_r (% vol)	α	n	ht	bt	Ks (m/s)
UCS1 : néoluvisol	H2s	0,30	33,2	3,5	2,638	1,174	0,379	0,852	7,27E-5
	H2d	0,36	35,7	3,0	2,756	1,166	0,363	0,857	7,27E-5
	H3	0,19	35,5	4,0	1,080	1,119	0,926	0,894	6,26E-5
UCS2 : Calcosol/ Rendosol	H11	0,26	35,0	4,2	0,175	1,224	5,711	0,817	2,97E-5
	H12	0,14	41,3	5,4	2,697	1,131	0,371	0,884	1,84E-5
UCS3 : Calcisol/ Rendisol	H9	0,26	41,2	3,6	117,73	1,109	0,008	0,902	2,95E-5
	H8d	0,06	31,0	4,0	2,707	1,145	0,369	0,874	2,17E-5
UCS4 : Colluvions	H15s	0,30	34,6	3,0	2,841	1,201	0,352	0,833	4,96E-5
	H15d	0,72	41,2	3,0	8,468	1,177	0,118	0,850	4,96E-5
Moyenne des sols			36,5	3,7	15,7	1,2	1,0	0,9	4,52E-5
Calcaire	moy	29	11,8	0,0	0,058	2,108	17,153	0,474	
	max		23,7	0,0	0,300	3,094	3,332	0,323	1,00E-4
	min		7,2	0,0	0,003	1,548	303,03	0,646	
Sables du Cuisien	Sup	6	27,1	6,0	0,011	1,588	94,607	0,630	1,00E-4
	Inf	10	30,9	6,0	0,011	1,417	88,028	0,706	1,50E-5

Tableau Erreur ! Il n'y a pas de texte répondant à ce style dans ce document..4 – Paramètres de la zone non saturée

L'emmagasinement dans la zone saturée a été fixé à 25%. Cette valeur est volontairement élevée pour réduire les fluctuations saisonnières et augmenter l'inertie de la nappe.

Infiltration

L'infiltration affectée aux simulations en régime permanent correspond à la valeur moyenne de 0,88 mm/j (305 mm/an).

Simulation en régime permanent

Les simulations effectuées, ne sont pas réellement en régime permanent car le calcul est fait en régime transitoire mais avec une infiltration constante. La modélisation tridimensionnelle en régime permanent a été réalisée avec les paramètres caractérisant chacune des couches décrites dans le **Tableau Erreur ! Il n'y a pas de texte répondant à ce style dans ce document..4**.

Horizon	n° zone	θ_s (% vol)	θ_r (% vol)	α	n	ht	bt	Ks (m/s)	
UCS1	H3	11	33,2	8,0	2,638	1,174	0,379	0,852	7,27E-5
	H2s	12	35,7	8,0	2,756	1,166	0,363	0,857	7,27E-5
	H2d	13	35,5	8,0	1,080	1,119	0,926	0,894	6,26E-5
UCS2	H11	21	35,0	8,0	0,175	1,224	5,711	0,817	2,97E-5
	H12	22	41,3	8,0	2,697	1,131	0,371	0,884	1,84E-5
UCS3	H9	31	41,2	8,0	117,73	1,109	0,008	0,902	2,95E-5
	H8d	32	31,0	8,0	2,707	1,145	0,369	0,874	2,17E-5
UCS4	H15s	41	34,6	8,0	2,841	1,201	0,352	0,833	4,96E-5
	H15d	42	41,2	8,0	8,468	1,177	0,118	0,850	4,96E-5

Calcaire	51	16,0	6,0	0,2	2	20	0,5	1,00E-4
Sables Sup	61	27,1	6,0	0,011	1,588	94,6	0,630	1,00E-4
Sables Inf	62	30,9	6,0	0,011	1,417	88	0,706	1,50E-5

Tableau Erreur ! Il n'y a pas de texte répondant à ce style dans ce document..5 – paramètres utilisés pour la première simulation en 3D

La simulation dure 1200 jours. La convergence globale s'améliore au cours de la simulation. Vers la fin de la simulation, le paramètre de non-convergence du modèle MARTHE est de l'ordre de 0,01%, ce qui signifie que le modèle est très correctement convergé. A la fin de la simulation, l'évolution des charges est quasiment nulle signifiant que le régime permanent est atteint. Les valeurs des charges obtenues au jour 1200 vont être utilisées comme conditions initiales pour les simulations en régime transitoire.

Simulation en régime transitoire

Une première simulation en régime transitoire a été effectuée sur 400 jours (démarrage le 01/01/2001) avec les paramètres utilisés en régime moyen. Cette simulation a été faite avec les mêmes paramètres que celle en régime moyen sauf pour la perméabilité des sables supérieurs (1.10^{-3} m/s). La durée de la simulation est trop courte pour s'affranchir des conditions initiales, ce qui rend difficile l'évaluation de l'amplitude des variations saisonnières. On peut toutefois noter que le gradient piézométrique est plus faible que dans la réalité. Le temps de calcul étant important pour ce type de modèle, il a été laissé de côté afin d'améliorer les calages sur les modèles 2D.