

Détermination de la vitesse de transfert des nitrates en zone crayeuse sur deux bassins versants à enjeux : La Retourne (08) et la Superbe (51)

Rapport final

BRGM/RP-54985-FR
Décembre 2006



Direction Régionale de l'Environnement



Détermination de la vitesse de transfert des nitrates en zone crayeuse sur deux bassins versants à enjeux : La Retourne (08) et la Superbe (51)

Rapport final

BRGM/RP-54985-FR
Décembre 2006

Étude réalisée dans le cadre des opérations
de Service public du BRGM 2003-EAU-E03

BARAN N., CHABART M.

Avec la collaboration de

BRAIBANT G., JOUBLIN F., PANNET P., PERCEVAL W., SCHMIDT C.

Vérificateur :

Nom : GOURCY L.

Date :

Signature :

Original signé par L. Gourcy

Approbateur :

Nom : MARTEAU P.

Date :

Signature :

Original signé par P. Marteau



Détermination de la vitesse de transfert des nitrates en zone non saturée crayeuse. Phases 2 et 3 : Etude de deux bassins versants à enjeu : La Retourne et La Superbe.

Mots clés : Nappe de la craie, Champagne-Ardenne, Marne-département, Ardennes-département, zone non saturée, nitrates, Bassins versants de La Retourne et la Superbe, Communes de Pauvres et Alincourt (Ardennes), Communes de Corroy et Saint-Saturnin dans la Marne.

En bibliographie, ce rapport sera cité de la façon suivante :

BARAN N., CHABART M., en collaboration avec BRAIBANT G., JOUBLIN F., PANNET P., PERCEVAL W., SCHMIDT C. (2006) - Détermination de la vitesse de transfert des nitrates en zone crayeuse sur 2 bassins versants à enjeux : La Retourne (08) et la Superbe (51). Rapport final BRGM/RP-54985-FR. 108 pages, 42 figures, 5 tableaux, 4 annexes.

© BRGM, 2006, ce document ne peut être reproduit en totalité ou en partie sans l'autorisation expresse du BRGM.

Synthèse

En région Champagne-Ardenne, l'évolution de la qualité de l'eau de la nappe de la craie constitue un enjeu majeur puisque cette eau souterraine représente la plus grande partie du volume d'eau utilisé pour l'alimentation en eau potable des populations locales.

Les analyses régulièrement effectuées, par les DDASS ou dans le cadre de réseaux de suivi « qualité », montrent parfois des teneurs préoccupantes en nitrates alors que les usages agricoles, qui sont les principales sources d'apport, sont raisonnés au plus juste depuis de nombreuses années.

Dans ce contexte, la DIREN Champagne-Ardenne et le BRGM ont conduit une étude qui vise à déterminer les vitesses de circulation dans la zone non saturée crayeuse et à estimer les stocks de solutés encore présents pour comprendre et prévoir l'évolution de la qualité de la nappe de la craie.

A ce jour, les mécanismes et les vitesses de transport des nitrates depuis le sol, au sein de la « zone non saturée » et de la « zone saturée » sont encore mal connus de manière générale ainsi qu'à l'échelle régionale. Si la nappe de la craie est souvent présentée comme un aquifère simple et homogène, on s'aperçoit au contraire qu'elle présente une productivité qui varie largement en fonction de la topographie, du degré de fracturation et d'altération de la craie.

Ainsi la craie de fond de vallée fissurée et perméable contraste avec la craie compacte et peu perméable sous jacente que l'on retrouve également sur les crêtes topographiques et les abrupts. Si l'on considère la position intermédiaire correspondant aux versants à pente douce, la craie se caractérise par une perméabilité qui diminue au fur et à mesure que l'on s'éloigne des axes de vallées ou de talwegs.

Cette grande variabilité des perméabilités induit des vitesses de circulation extrêmement différentes à l'intérieur de cet aquifère. Schématiquement, on peut dire que deux types de circulation se surimposent : rapide au travers des fissures ou des fractures et lente au travers de la matrice crayeuse (flux par piston classiquement décrit).

La démarche méthodologique retenue dans le cadre de l'étude en cours s'est tout naturellement orientée dans une première phase vers une identification des différents contextes hydrogéologiques (ROUXEL-DAVID E., BARAN N., 2004). Cette étude a conduit à sélectionner deux bassins versants, ceux de la Retourne situé dans les Ardennes et la Superbe situé dans la Marne, sur la base de :

- Leurs caractéristiques hydrogéologiques spécifiques ;
- Leur superficie raisonnable pour travailler sur ce type de problématique ;
- L'enjeu socio-économique important qu'ils représentent ;
- L'existence d'une bibliographie d'ordre scientifique ou générale relativement abondante.

La phase 2 consiste en l'étude de la zone non saturée à l'échelle des deux bassins retenus afin d'établir les correspondances nécessaires entre la carte de vulnérabilité, les mécanismes et les temps de transfert associés. En partenariat avec les chambres d'agriculture des Ardennes et de la Marne, quatre parcelles agricoles (2 par bassin) situées dans des contextes hydrauliques *a priori* fortement distincts ont été choisies selon deux critères essentiels :

- l'existence d'un historique des pratiques culturales détaillé le plus long possible,
- l'accord des propriétaires et exploitants concernés.

Les profils de nitrates et de tritium, réalisés par dosage des solides récupérés lors de la foration de 4 piézomètres, ont permis d'estimer les vitesses de transfert de l'eau et des solutés dans la zone non saturée crayeuse et de caractériser le stock de nitrates dans la zone non saturée.

Sur les deux bassins versants, un suivi qualitatif¹ et quantitatif² de la nappe de la craie à pas de temps mensuel, a été mis en œuvre à partir de fin septembre 2005 jusqu'en août 2006 sur 8 ouvrages dont les 4 piézomètres réalisés (phase 3). La sélection des ouvrages s'est faite notamment en fonction de leurs positions hydrogéologiques (amont/aval du bassin), topographiques (plateau/versant/thalweg) et de l'occupation du sol (zones non cultivées/zones de grandes cultures/vignobles/corps de ferme).

La détermination des vitesses de circulation dans la zone non saturée crayeuse et la prévision de l'évolution de la qualité de la nappe de la craie à l'échelle de bassins hydrogéologiques ont été étudiées et déterminées avec ces éléments.

¹ Analyses des majeurs y compris nitrates.

² Mesure des niveaux piézométriques à chaque campagne de prélèvements.

Sommaire

1	INTRODUCTION.....	9
2	CARACTERISTIQUES DES BASSINS VERSANTS ETUDIES ET EXPERIMENTATIONS MENEES.....	11
2.1	CHOIX ET PRESENTATION GENERALE DES BASSINS ETUDIES	11
2.1.1	<i>La Retourne.....</i>	<i>12</i>
2.1.2	<i>La Superbe et la Maurienne</i>	<i>13</i>
2.1.3	<i>Comparaison entre les deux bassins versants.....</i>	<i>14</i>
2.2	REALISATION DES CAROTTAGES ET MISE EN PLACE DU SUIVI DE LA QUALITE DE L'EAU SOUTERRAINE.....	22
2.2.1	<i>Choix des parcelles</i>	<i>22</i>
2.2.2	<i>Caractéristiques des parcelles du bassin de la Retourne.....</i>	<i>22</i>
2.2.3	<i>Caractéristiques des parcelles du bassin la Superbe</i>	<i>22</i>
2.2.4	<i>Réalisation des forages et des prélèvements de sol.....</i>	<i>24</i>
2.2.5	<i>Mise en place du suivi de la qualité de l'eau souterraine.....</i>	<i>26</i>
3	TRANSFERT DE L'EAU DANS LA ZONE NON SATUREE	29
3.1	RAPPELS SUR LES PRINCIPES GENERAUX SUR LE TRANSFERT D'EAU ET DE SOLUTES	29
3.2	PRINCIPE ET INTERET DE "L'OUTIL" TRITIUM	31
3.3	LE DOSAGE DU TRITIUM DANS LA ZONE NON SATUREE	32
3.4	LYOPHILISATION ET METHODE DE DOSAGE	33
3.4.1	<i>Lyophilisation.....</i>	<i>33</i>
3.4.2	<i>Dosages.....</i>	<i>34</i>
3.5	LES RESULTATS	35
3.5.1	<i>Estimation des vitesses de transfert.....</i>	<i>35</i>
3.5.2	<i>Facteurs susceptibles d'influencer la vitesse de transfert</i>	<i>39</i>
3.6	ESTIMATION DE LA RECHARGE	42
3.7	APPORT DES MESURES DE TRITIUM DANS LA ZONE NON SATUREE	44
4	PROFILS DE NITRATES DANS LA ZONE NON SATUREE	45
4.1	LES CONCENTRATIONS MEASUREES EN NITRATES.....	45
4.2	COMPARAISON DES DONNEES NITRATES ET TRITIUM	51
4.3	EVALUATION DES STOCKS DE NITRATES DANS LA ZONE NON SATUREE	57
4.4	EVALUATION DES FLUX DE NITRATES.....	59
4.5	CONCLUSIONS.....	60
5	SUIVI TEMPOREL DE LA QUALITE DES EAUX SOUTERRAINES	63
5.1	CARACTERISATION GLOBALE DES EAUX SOUTERRAINES	63
5.2	CONTEXTE CLIMATIQUE	65
5.3	CONTEXTE HYDROGEOLOGIQUE.....	66
5.4	ORIGINE DE LA CONTAMINATION PAR LES NITRATES	69
5.5	EVOLUTION DES CONCENTRATIONS EN NITRATES EN FONCTION DE L'EVOLUTION DU NIVEAU PIEZOMETRIQUE	71
5.6	RELATION TENEURS EN TRITIUM – EPAISSEUR DE LA ZONE NON SATUREE.....	72
5.7	RELATION TENEURS EN TRITIUM ET QUALITE CHIMIQUE DES EAUX SOUTERRAINES.....	74
5.8	CONCLUSIONS.....	76
6	REPRESENTATIVITE DES POINTS SUIVIS DANS LEUR BASSIN HYDROGEOLOGIQUE	77

6.1	RELATIONS TENEURS EN NITRATES, TENEURS EN CHLORURES ET PROFONDEUR DE LA NAPPE	77
6.1.1	Base de données ADES (Accès aux Données des Eaux Souterraines).....	77
6.1.2	Base de données des Installations classées.....	78
6.2	RELATION TENEURS EN TRITIUM DES EAUX SOUTERRAINES ET CONTAMINATION EN NITRATES	83
7	CONCLUSIONS ET PERSPECTIVES.....	85

Liste des figures

Figure 1 – Carte de localisation des bassins versants étudiés sur la nappe de la craie.....	11
Figure 2 - Cartes de l'occupation du sol sur le bassin versant de la Retourne (08). Source : Corine Land Cover 2000	14
Figure 3 - Cartes de l'occupation du sol sur les bassins versants de la Superbe et de la Maurienne (51). Source : Corine Land Cover 2000	15
Figure 4 – Extrait des cartes géologiques sur le bassin versant de la Retourne (08). Source : BRGM, n°109 Attigny	18
Figure 5 – Extrait des cartes géologiques sur les bassins versants de la Superbe et de la Maurienne (51). Source : BRGM, n°223 Sézanne et n°224 Fère-Champenoise.....	19
Figure 6 - Définition de la zone non saturée. (Hydrogéologie, G. Castany, 2000)	20
Figure 7 – Carte d'épaisseur de la zone non saturée sur le bassin versant de la Retourne (08).....	21
Figure 8 – Carte d'épaisseur de la zone non saturée sur les bassins versants de la Superbe et de la Maurienne (51).....	21
Figure 9 – Localisation des deux sites retenus dans le bassin versant de la Retourne (08).....	23
Figure 10 - Localisation des deux sites retenus dans les bassins versants de la Superbe et de la Maurienne (51).....	23
Figure 11 – Rebouchage du piézomètre de Pauvres (08)	24
Figure 12 – Points du réseau de suivi « nitrates » sur le bassin versant de la Retourne (08).....	27
Figure 13 - Points du réseau de suivi « nitrates » sur les bassins versants de la Superbe et de la Maurienne (51).....	28
Figure 14 - Représentation schématique des processus de convection et de dispersion (Hornberger et al., 1998)	29
Figure 15 - Réponses théoriques à une injection ponctuelle dans un milieu poreux.....	30
Figure 16 - Lyophilisation des solides a) chaîne de lyophilisation ; b) détail sur le piège à eau	33
Figure 17 - Teneurs en tritium observées dans la zone non saturée des carottages Pauvres et Alincourt – bassin de la Retourne (08).....	36

Figure 18 - Teneurs en tritium observées dans la zone non saturée des carottages Corroy et Saint-Saturnin – bassins de la Superbe et de la Maurienne (51)	37
Figure 19 – Extrait de la carte de France des précipitations efficaces moyennes sur la période 1946-2001 (D'après le MEDD) et situation des bassins versants étudiés.....	40
Figure 20 - Comparaison des pluies moyennes mensuelles à Juniville et Esternay.....	41
Figure 21 - Evolution avec la profondeur des teneurs en azote dans la zone non saturée de Pauvres et Alincourt (08)	46
Figure 22 - Evolution avec la profondeur des teneurs en azote dans la zone non saturée de Corroy et Saint-Saturnin (51)	47
Figure 23 - Profils de concentration en nitrates dans l'eau de la zone non saturée (densité estimée à 1.51 g/cm ³) au niveau de Pauvres et Alincourt (08). Valeurs supérieures à 300 mg/L non représentées. (les symboles pleins correspondent aux concentrations sur le solide inférieures à la limite de quantification et fixées arbitrairement à la limite de quantification)	49
Figure 24 - Profils de concentration en nitrates dans l'eau de la zone non saturée (densité estimée à 1.51 g/cm ³) au niveau de Corroy et Saint-Saturnin (51) (les symboles pleins correspondent aux concentrations sur le solide inférieures à la limite de quantification et fixées arbitrairement à la limite de quantification)	50
Figure 25 - Teneurs en eau pondérales, teneur en nitrates et teneur en tritium sur le profil de Pauvres (08).....	52
Figure 26 - Teneurs en eau pondérales, teneur en nitrates et teneur en tritium sur le profil d'Alincourt (08)	53
Figure 27 - Teneurs en eau pondérales, teneur en nitrates et teneur en tritium sur le profil de Corroy (51)	54
Figure 28 - Quantités annuelles d'azote utilisées dans les départements des Ardennes et de la Marne (période 1946-1951 ; source annuaire statistique régional du Ministère de l'Agriculture)	55
Figure 29 - Quantité cumulée de N-NO ₃ en fonction de la profondeur sur l'ensemble des profils et sur la partie 0-5 m de profondeur	58
Figure 30 - Diagramme de PIPER pour les points suivis dans l'étude (concentrations moyennes sur la période septembre 2005-août 2006).	64
Figure 31 - Pluies annuelles de 1960 à 2005 aux postes Météo France de Juniville et Esternay	65
Figure 32 - Pluies mensuelles moyennes pour la période 1960-2005, 2005 et 2006 (jusqu'à septembre) aux postes météorologiques de Juniville et Esternay	65
Figure 33 – Carte de localisation des bassins versants dans le contexte hydrogéologique.....	67
Figure 34 - Evolution piézométrique à Fresnes (proche du bassin de la Retourne) et Linthelles (bassin de la Superbe) – réseau de mesure du bassin Seine-Normandie géré par le BRGM	68
Figure 35 - Concentrations en sodium vs. chlorure pour les 8 points d'eau suivis (moyennes septembre 2005 – août 2006).....	69
Figure 36 - Concentrations en nitrate vs. chlorure pour les 8 points d'eau suivis (moyennes sur la période septembre 2005 - août 2006).....	70
Figure 37 - Concentrations en tritium dans les eaux souterraines pour les 8 points d'eau suivis en fonction de la profondeur de la nappe	72

Détermination de la vitesse de transfert des nitrates en zone non saturée crayeuse. Phases 2 et 3 : Etude de deux bassins versants à enjeu : La Retourne et La Superbe.

Figure 38 - Relation teneur en tritium vs a) concentration en nitrates ; b) concentration en chlorures dans les eaux souterraines pour les 8 points d'eau suivis	75
Figure 39 - Corrélation nitrate/chlorure pour les points d'eau des bassins de la Retourne et de la Superbe (données ADES) et des points d'eau suivis dans l'étude	77
Figure 40 - Concentrations en chlorure vs. nitrate pour tous les points du bassin	80
Figure 41 - Concentrations en chlorure vs. Nitrate pour tous les points du bassin.....	80
Figure 42 - Profondeur de la nappe vs. concentration a) en nitrate et b) chlorure pour les points d'eau des bassins de la Retourne et de la Superbe et des points d'eau suivis dans l'étude.....	82

Liste des tableaux

Tableau 1 – Synthèse des données de la campagne de forage.....	25
Tableau 2 - Positions de l'échantillon ayant la plus forte teneur en tritium et du centre de masse. Estimations des vitesses de transfert pour les parcelles étudiées	38
Tableau 3 - Paramètres nécessaires à l'évaluation du taux de recharge sur les parcelles étudiées.....	43
Tableau 4 - Evaluation des stocks de nitrates sur les 4 parcelles étudiées.....	58
Tableau 5 - Evaluation des flux de nitrates sur les 3 parcelles étudiées	59

Liste des annexes

Annexe 1 - Historique cultural sur les parcelles du bassin versant de la Retourne	91
Annexe 2 - Historique cultural sur les parcelles du bassin versant de la Superbe	93
Annexe 3 - Caractéristiques des points du réseau de suivi « qualité ».....	95
Annexe 4 - Résultats d'analyse sur la phase liquide.....	105

1 Introduction

En région Champagne-Ardenne, l'évolution de la qualité de l'eau de la nappe de la craie, constitue un enjeu majeur puisque cette eau souterraine représente la majorité du volume d'eau utilisé pour l'alimentation en eau potable des populations locales.

Les analyses régulièrement effectuées par les DDASS ou dans le cadre de réseaux de suivi « qualité » montrent parfois des teneurs préoccupantes en nitrates alors que depuis de nombreuses années, les usages agricoles, qui sont les principales sources d'apport, sont raisonnés au plus juste.

A ce jour, les mécanismes et les vitesses de transport des nitrates depuis le sol, au sein de la « zone non saturée » et de la « zone saturée » sont encore mal connus de manière générale mais aussi à l'échelle régionale.

Si la nappe de la craie est encore souvent présentée comme un aquifère simple et homogène, on s'aperçoit au contraire qu'elle présente une productivité qui varie largement en fonction de la topographie, du degré de fracturation et d'altération de la craie. Ainsi la craie de fond de vallée fissurée et perméable contraste avec la craie compacte et peu perméable sous jacente que l'on retrouve également sur les crêtes topographiques et les abrupts. Si l'on considère la position intermédiaire, correspondant aux versants à pente douce, la craie se caractérise par une perméabilité qui diminue au fur et à mesure que l'on s'éloigne des axes de vallées ou de talwegs.

Cette grande variabilité des perméabilités induit des vitesses de circulation extrêmement différentes à l'intérieur de cet aquifère. Schématiquement, on peut dire que deux types de circulation se surimposent : rapide au travers des fissures ou des fractures et lente au travers de la matrice crayeuse (flux par piston classiquement décrit).

Dans ce contexte, le BRGM a réalisé pour la DIREN Champagne-Ardenne une étude qui vise à déterminer les vitesses de circulation dans la zone non saturée crayeuse et à estimer les stocks de solutés encore présents pour comprendre et prévoir l'évolution de la qualité de la nappe de la craie. Le projet s'articule en trois phases.

La première phase, achevée en septembre 2004 (Rouxel-David E., Baran N., 2004) a consisté à identifier à l'échelle de la région, les grands contextes hydrogéologiques. Sur la base des documents cartographiques produits et après inventaire des données disponibles, deux bassins ont été désignés pour faire l'objet d'un programme d'étude *in situ* : Bassin de la Retourne dans les Ardennes et bassin de la Superbe dans la Marne.

La deuxième phase (Chabart M., Schmidt C. Baran N., 2005) a conduit à mettre en place le programme de mesure *in situ* : réalisation de forages en septembre 2005, prélèvement de craie pour analyse, analyses des nitrates et du tritium sur les prélèvements solides et les eaux souterraines, suivi de la qualité des eaux souterraines pour une période d'un an sur 4 points dans chaque bassin versant.

Le présent rapport fait état de la deuxième et troisième phases qui concernent l'interprétation des données acquises au cours de l'année hydrologique 2005-2006,

Détermination de la vitesse de transfert des nitrates en zone non saturée crayeuse. Phases 2 et 3 : Etude de deux bassins versants à enjeu : La Retourne et La Superbe.

l'étude des vitesses de transfert à travers la zone non saturée estimée à partir des mesures de tritium dans la zone non saturée et la caractérisation des stocks de nitrates dans la zone non saturée.

2 Caractéristiques des bassins versants étudiés et expérimentations menées

2.1 CHOIX ET PRESENTATION GENERALE DES BASSINS ETUDIES

Le choix s'est porté sur deux bassins versants situés dans le croissant crayeux champenois (Figure 1) :

- **La Retourne** de sa source au confluent de l'Aisne (département des Ardennes) ;
- **La Superbe** de sa source au confluent de l'Aube et **la Maurienne** de sa source au confluent de la Superbe (département de la Marne).

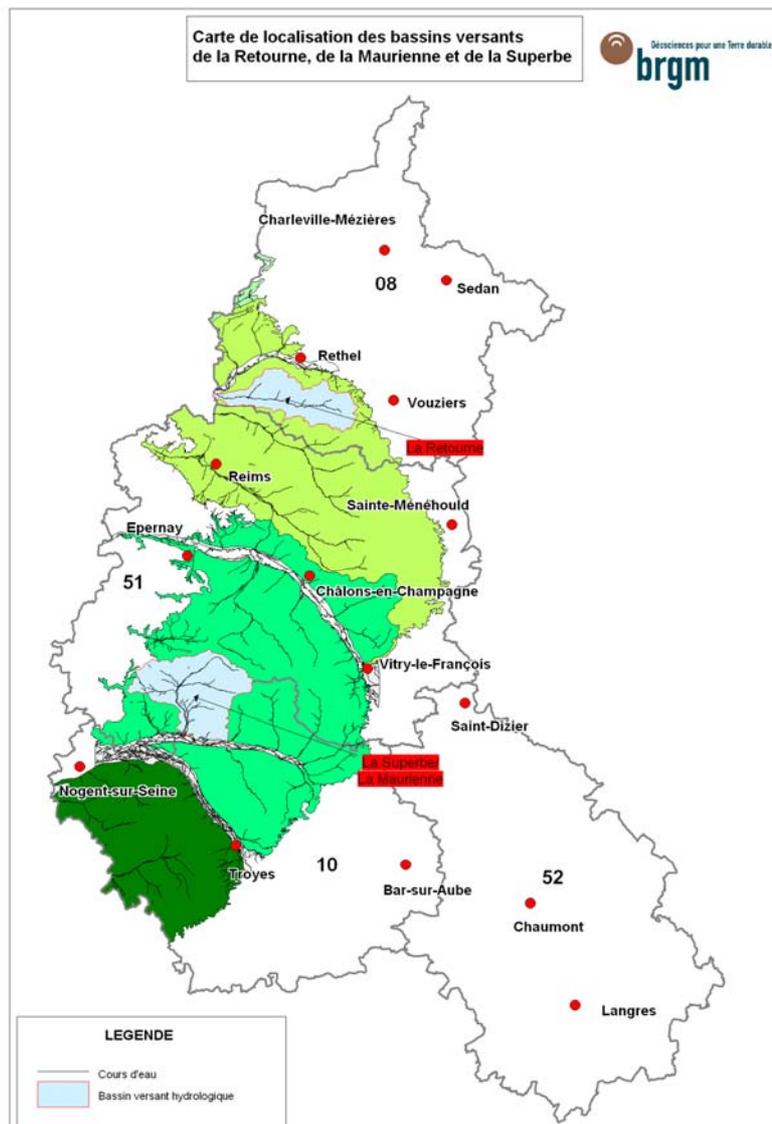


Figure 1 – Carte de localisation des bassins versants étudiés sur la nappe de la craie

Les détails portant sur le choix des bassins et sur leurs caractéristiques se trouvent dans les rapports BRGM/RP-53357-FR et BRGM/RP-54144-FR. Seules les caractéristiques principales sont rappelées ici.

2.1.1 LA RETOURNE

La Retourne est un affluent de l'Aisne. Son bassin versant, situé entre le bassin de l'Aisne, à l'Est et au Nord, et celui de la Suipe au Sud, a une superficie de 336 km². Bordé au Sud par le département de la Marne, il appartient en grande partie au département des Ardennes (08), et son extrémité Ouest appartient au département de l'Aisne (02). 18 communes sont traversées par ce cours d'eau.

Il s'agit d'une zone rurale sur laquelle les 400 exploitations agricoles dénombrées sont dédiées aux grandes cultures mais ont également une forte vocation d'élevage (bovins viande, moutons, volailles, porcs).

Les surfaces boisées sur le bassin sont marginales, limitées à quelques petits bois sur les plateaux et à une bande boisée occupant le lit majeur de la rivière.

L'opération « FERTI-CRAIE RETOURNE » a été mis en place en 1992 sur le bassin versant de la Retourne. En garantie de son bon fonctionnement, elle a obtenu le label « FERTI-MIEUX » en 1995, régulièrement renouvelé. C'est un instrument de diagnostic, de recherche et de conseil qui associe les agriculteurs et tous leurs partenaires (élus, administrations, Organisations professionnelles Agricoles, les coopératives d'approvisionnement, l'Agence de l'eau Seine-Normandie).

D'un point de vue géologique, le bassin de la Retourne occupe une partie de l'auréole crétacée du Bassin parisien, au niveau de la puissante série de la craie blanche du Turonien supérieur et du Sénonien à l'extrême Nord. La structure géologique régionale est monoclinale, en pente faible vers le Sud-Ouest et l'Ouest.

La craie marneuse du Turonien moyen et inférieur affleure à l'Est et au Nord-Est du bassin de la Retourne où elle détermine des lignes de sources qui donnent naissance à plusieurs affluents de rive gauche de l'Aisne comme le ruisseau de Saulces-Champenoises.

Les formations sous-jacentes au Cénomaniens, la gaize albienne et les calcaires du Jurassique supérieur affleurent vers l'est, au niveau du cours de l'Aisne.

La craie est localement recouverte de formations superficielles. Sur les plateaux, des graveluches forment des placages peu épais de matériaux graveleux à sableux issus du démantèlement de la craie. On observe également des placages limoneux peu épais. Dans la vallée de la Retourne et de ses affluents, la craie est recouverte d'alluvions fines provenant aussi de la craie (Panel, 1998).

Les transmissivités varient de $4 \cdot 10^{-4}$ m²/s à $3 \cdot 10^{-2}$ m²/s et les coefficients d'emménagement déterminés par pompage sont compris entre $1 \cdot 10^{-3}$ et $5,5 \cdot 10^{-2}$.

Les valeurs de débit spécifique connues sont comprises entre $1,5 \cdot 10^{-2}$ m³/h/m et 383 m³/h/m, soit entre $4 \cdot 10^{-6}$ m³/s/m et 10^{-1} m³/s/m. Les valeurs les plus élevées se localisent dans les vallées de la Retourne et ses affluents. En plateau, les valeurs rencontrées se situent au-dessous de 5 m³/s/m ou $1 \cdot 10^{-3}$ m³/s/m (Panel, 1998).

Cette distribution spatiale est communément constatée dans l'aquifère de la craie. Elle résulte de la fracturation et de la fissuration des matériaux crayeux, plus actives et plus profondes en vallée qu'en plateau. A la perméabilité intrinsèque de la craie s'ajoute une perméabilité de fissures qui est prédominante en secteur de vallées et de talwegs.

2.1.2 LA SUPERBE ET LA MAURIENNE

La Maurienne est un affluent de la Superbe, elle-même affluent de l'Aube. Les bassins versants de la Maurienne et de la Superbe, situés dans le Sud-Ouest du département de la Marne, ont une superficie totale de 508 km². Les bassins versants couvrent 36 communes en totalité ou pour partie seulement, dont 2 situées dans le département de l'Aube.

Cette zone est essentiellement vouée à l'agriculture avec de vastes exploitations regroupées autour de fermes isolées. Les cultures sont intensives en développement dans la zone de marais et s'accompagnent d'un déboisement presque total : seuls quelques sommets restent couverts par des pins. Les peupleraies sont très répandues dans le lit majeur, associées à quelques prairies naturelles.

Plusieurs sites inscrits au programme Natura 2000 sont répertoriés sur le bassin ("savarts" dans le secteur de Marigny, pinèdes et hêtraies du secteur de Saint- Loup, marais de la Superbe, landes et mares de Sézanne et Vindey, forêt et landes du bois Guillaume, landes et bois et pâtis de Sézanne,...).

La Superbe coule sur des alluvions modernes encadrées d'alluvions anciennes sur une importante largeur (3 à 6 km). Le bassin de la Superbe recoupe les assises crayeuses du crétacé supérieur depuis le Turonien supérieur jusqu'au Campanien. L'ensemble des formations crayeuses plonge régulièrement vers le Nord-Ouest, en direction du centre du Bassin de Paris, mais le pendage est très faible. L'amont des sous bassins versants du ruisseau des Auges et du ruisseau le Biard reposent sur des terrains tertiaires. Les cartes géologiques à 1/50 000^e de Fère-Champenoise et de Sézanne indiquent la présence d'une faille dans la partie extrême Est du bassin au niveau de Montépreux.

Les débits écoulés par la Superbe ont été mesurés de 1970 à 1999 à Saint-Saturnin (station H1603010)³. La superficie du bassin versant à cette station est de 320 km². Le débit moyen interannuel est de 1,67 m³/s. Le QMNA₅⁴ est de 0,12 m³/s, calculé sur 30 ans. Le débit instantané maximum est de 7,41 m³/s relevé le 1^{er} avril 1978.

En vallée (alluvions et craie altérée), les terrains sont en général plus perméables et les débits peuvent atteindre 20 à 60 m³/h par mètre de rabattement. Par contre, en plateaux, les débits sont beaucoup plus faibles en raison d'une moins grande fissuration de la craie.

³ Source : <http://hydro.rnde.tm.fr>

⁴ QMNA₅ : Débit mensuel minimal annuel de fréquence quinquennale sèche (ayant une probabilité 1/5 (chaque année) de ne pas être dépassé).

2.1.3 COMPARAISON ENTRE LES DEUX BASSINS VERSANTS

Superficie et occupation du sol

La comparaison entre les bassins versants de la Retourne d'une part et de la Superbe et la Maurienne d'autre part, situés tous deux en contexte crayeux, montre des superficies légèrement différentes : respectivement 336 km² pour la Retourne et 508 km² pour la Superbe et la Maurienne.

D'un point de vue occupation des sols (Figure 2 et Figure 3), les deux bassins sont assez similaires, tous les deux très agricoles, le bassin de la Retourne ayant toutefois une composante « élevage » plus importante que celui de la Superbe.

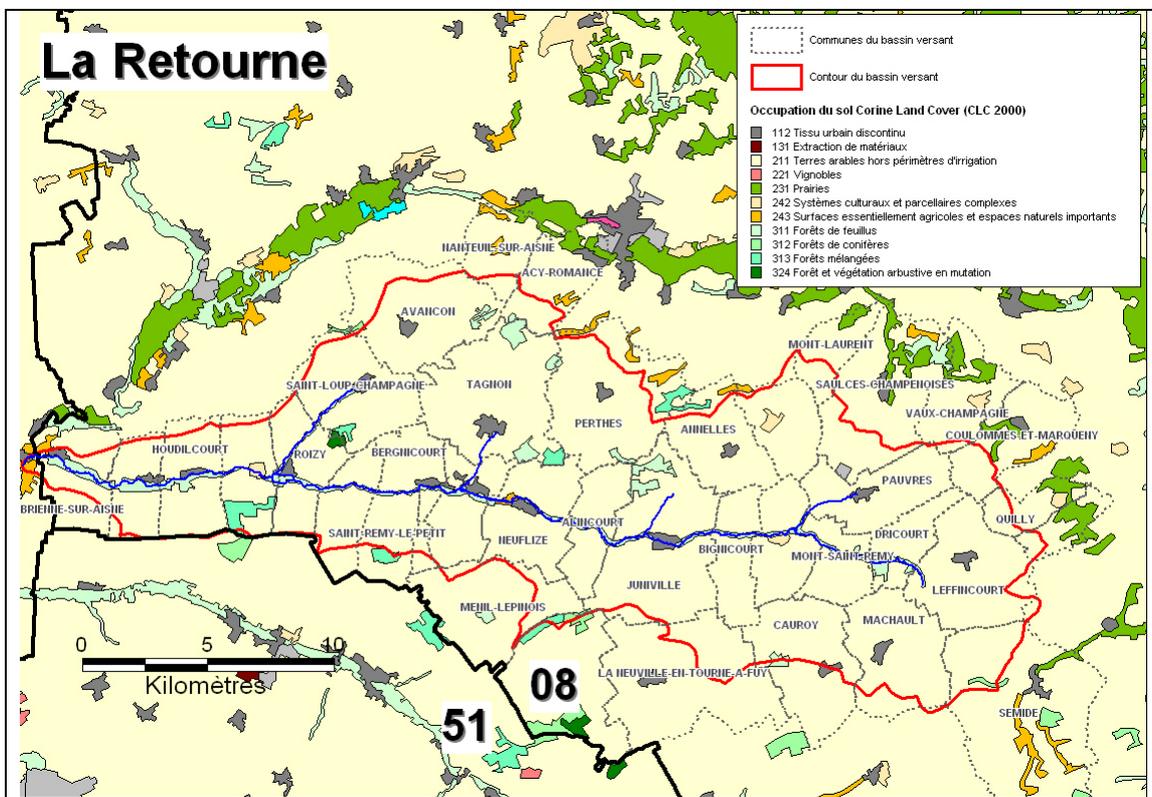


Figure 2 - Cartes de l'occupation du sol sur le bassin versant de la Retourne (08). Source : Corine Land Cover 2000

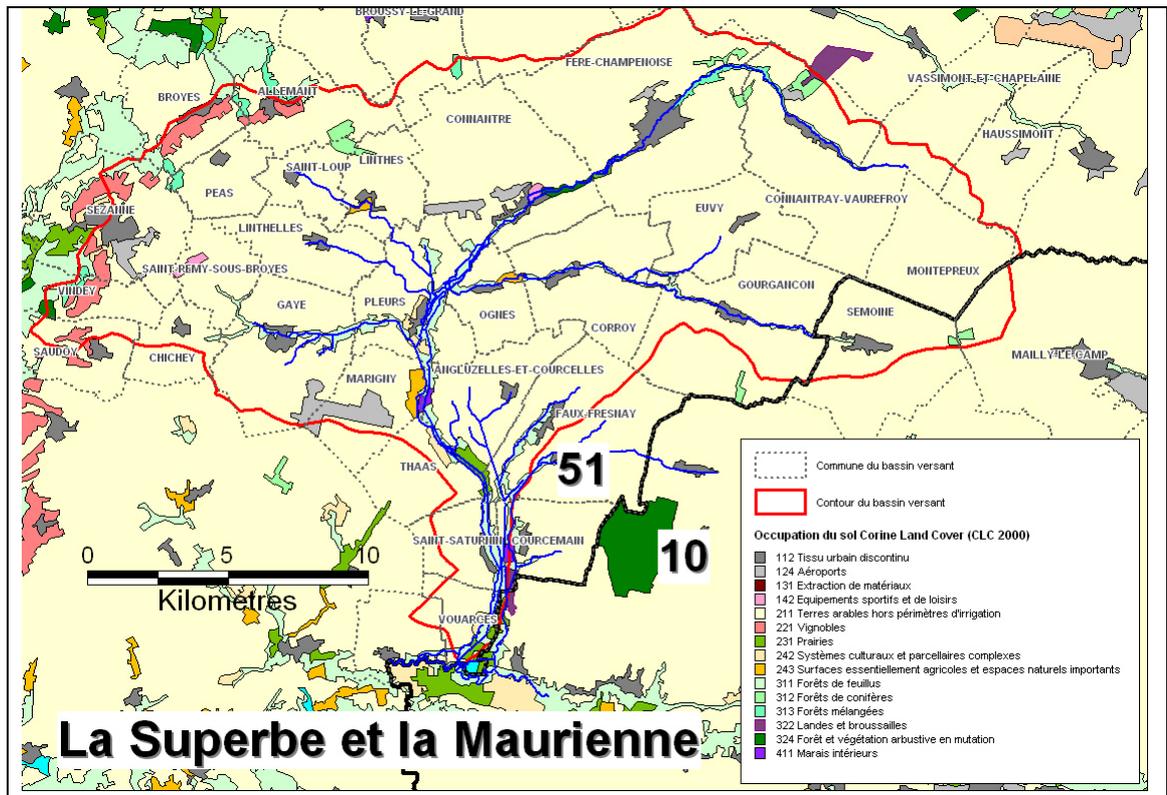


Figure 3 - Cartes de l'occupation du sol sur les bassins versants de la Superbe et de la Maurienne (51). Source : Corine Land Cover 2000

Géologie

Les niveaux de craie (Sénonien) qui affleurent dans les bassins versants de la Retourne, de la Superbe et de la Maurienne sont :

- la craie du campanien (craie à Bélemnites) : craie blanche, tendre à silex rares
- la craie du Santonien-Coniacien (craie à Micraster) : craie dure, jaune et magnésienne peu fossilifère

Dans le cas du bassin de la Retourne (Figure 4), c'est la craie du Santonien-Coniacien qui affleure (carte géologique d'Attigny n°109). Dans le cas des bassins versants de la Superbe et de la Maurienne (Figure 5), la carte géologique (Sézanne n°223) ne fait pas la distinction entre la craie du Campanien de celle du Santonien-Coniacien. Du point de vue des propriétés aquifères, il semble que les deux lithologies ne puissent être différenciées. Par contre, il est reconnu que la productivité de la craie varie notamment en fonction de la situation topographique.

La craie possède une tranche superficielle fissurée et perméable qui s'oppose très nettement sur le plan hydrodynamique avec la craie compacte sous-jacente, celle-ci ne formant qu'un réservoir très peu perméable. Ainsi :

- Sous les alluvions, la craie aura une très bonne productivité (continuité hydraulique entre l'aquifère alluvial et la nappe de la craie caractérisée par une fissuration intense) ;
- Les ouvrages implantés dans la craie, sur des versants à pente douce ont une productivité qui diminue quand on s'éloigne de l'axe de la vallée, car la tranche de terrains perméables, saturés et fissurés se réduit ;
- Les forages situés sur des crêtes topographiques ou sur des abrupts (forages nécessairement profonds pour pallier aux fluctuations de la nappe) sont très peu productifs en raison de la nature du réservoir (craie compacte peu fissurée).

Les ouvrages d'Alincourt et de Pavres sont situés sur un flanc de vallée principale (Retourne) ou de vallée sèche avec des données de transmissivité de respectivement 2.10^{-3} et 4.10^{-5} m²/s. Le piézomètre de Corroy est implanté sur une butte de craie donnant un débit très faible. Un forage AEP réalisé à Corroy en 1932 d'une profondeur de 165 m a dû être abandonné par manque de productivité (débit max. de 7.5 m³/h pour un rabattement de 30 m). Ces considérations pourraient expliquer des porosités et donc des vitesses d'infiltration différentes en fonction des ouvrages considérés.

Formations superficielles

On constate une grande hétérogénéité entre les deux bassins versants au niveau des formations superficielles, notamment en ce qui concerne les **épanchements d'origine alluviale** (Figure 4 et Figure 5). Ceci s'explique par une différence flagrante des pentes et de l'incision des deux cours d'eau.

Dans le bassin versant de la **Retourne**, on constate des différences d'altitude de plus de 70 m entre le haut et les bas des versants, alors qu'elles ne dépassent qu'à peine 20 m dans le bassin versant de la **Superbe**. Ce sont ces faibles pentes, fréquentes dans les dépressions monoclinales se trouvant au pied des cuestas, qui sont responsables de l'énorme épanchement de formations superficielles dans le bassin de la Superbe.

Ainsi, les vallées de la **Superbe** et la **Maurienne** connaissent un champ alluvial actuel très large composé de granules de craie et de tourbes prises dans une matrice argilo-limoneuse, amenant de nombreuses zones de marais. Il est surmonté par un ou plusieurs niveaux de terrasses de plusieurs kilomètres de large, composés essentiellement de granules de craie (d'une taille d'1 mm à 2 cm, appelés localement graveluches) remaniés par les cours d'eau durant les périodes froides du Quaternaire. A l'inverse, la vallée de la **Retourne**, très incisée connaît un champ alluvial très étroit amenant tout de même quelques petites zones de marais. Il n'est surmonté localement que par des terrasses de faible importance.

Ces disparités au niveau des formations superficielles pourraient expliquer des différences dans le comportement hydrodynamique des bassins versants, et donc des vitesses de transfert différentes, notamment dans les couches de surface. En effet, même si les études restent pour l'instant imprécises sur ce sujet, il semblerait que les mécanismes d'infiltration de l'eau dans les dépôts de granules de craie (telles que ceux

rencontrés dans les bassins de la Superbe et de la Maurienne) soient différents de ceux intervenant dans la craie à l’affleurement (bassin de la Retourne).

Un autre aspect pourrait expliquer la différence de vitesse de transfert entre les deux bassins versants : Il s’agit pour le bassin versant de la Superbe de la **proximité de la couverture Tertiaire**. En effet cette couverture Tertiaire, subissant une forte érosion régressive, était encore présente il y a quelques millions d’années sur le bassin versant de la Superbe (ce qui est très court à l’échelle des temps géologiques). Ainsi l’érosion directe de la craie ne se fait que depuis très peu de temps. Elle a donc beaucoup moins subi les effets de la décompression et de l’érosion dans le bassin de la Superbe que dans le bassin de la Retourne et se trouve de fait moins fracturée horizontalement et en surface dans le bassin versant de la Superbe. Cela pourrait expliquer des temps de transfert plus longs.

Légende des cartes géologiques

ATTIGNY

QUATERNAIRE

Formations anthropiques et colluviales

X	Formations anthropiques, remblais
CF	Colluvions de fond de vallées, vallons secs et dépressions
C	Colluvions et matériaux soliflués du bas de la Côte de Champagne (marnes du Turonien inférieur et moyen "dièves", avec ou sans granules de craie)

Formations périglaciaires sur versants crayeux

GP	GP - "Graveluches" (grèzes fines constituées de granules de craie, parfois légèrement limoneuses)
GPL	GPL - "Graveluches" limoneuses
GPA	GPA - à limono-argileuses

B

Complexe des limons

Formations alluviales (graviers, granules, sables et limons)

Fz	Alluvions récentes (lit majeur)
Fy	Alluvions anciennes
Fy	Fy - Basse terrasse (jusqu'à 8-10 m au-dessus du lit majeur)
Fx	Fx - Moyenne terrasse (10 à 30 m)
Fw	Fw - Haute terrasse (au-dessus de 30 m)
RFx	Matériaux de la moyenne terrasse démantelée

SECONDAIRE

Crétacé

Biozones caractérisées par les associations de Foraminifères (a, b, c, d, e, f, g, h, Ta, Tb, Tc, Ca, Cb, Cc, G (Equivalences stratigraphiques approximatives)

h	g	C6a-b	Campanien inférieur Craie de Reims, craie à <i>Actinocamax quadrata</i>
f	e	C5b-c	Santonien Craie de Châlons, craie à <i>Micraster coranguinum</i>
d	c	C5a	
c	b	C4c	Coniacien
b	a	C4b	Craie de Châlons, craie à <i>Micraster decipiens</i>
a		C4a	

FÈRE-CHAMPENOISE

Les explorations et les levés géologiques ont été réalisés en 1975 et 1976 par :
Françoise Mégrien, ingénieur géologue au Bureau de recherches géologiques et minières, pour les formations crétacées
Pierre Dutil, pédologue à la Station d'agronomie de Châlons-sur-Marne (I.N.R.A.) pour les formations quaternaires
 Le tracé des contours géologiques a été réalisé pour les formations crétacées par :
Françoise Mégrien, avec la participation, pour les déterminations micropaléontologiques, de **Christian Monciardini**, ingénieur géologue au B.R.G.M.
 La coordination générale a été effectuée par **Françoise Mégrien**
 Cette feuille a été publiée en 1977

GP	Grèzes ("graveluches") litées, grossières, crayeuses
CF	Remplissage de fonds de vallées sèches : graviers
Fz	Alluvions actuelles et subactuelles : limons calcaires
Fy	Alluvions anciennes (basse terrasse : 5 - 10 m) : sables et gravillons crayeux

Biozones caractérisées par l'étude des Foraminifères (a, b, c, d, e, f, g, h)

C6a	} Campanien inférieur : craie à <i>Actinocamax quadratus</i>
C6f-C6g	
C5e	} Santonien : craie à <i>Micraster coranguinum</i>
C5d	
C4c	} Coniacien : craie à <i>Micraster decipiens</i>
C4b	
C4a	
C3c	Turonien supérieur : craie blanche

Détermination de la vitesse de transfert des nitrates en zone non saturée crayeuse. Phases 2 et 3 : Etude de deux bassins versants à enjeu : La Retourne et La Superbe.

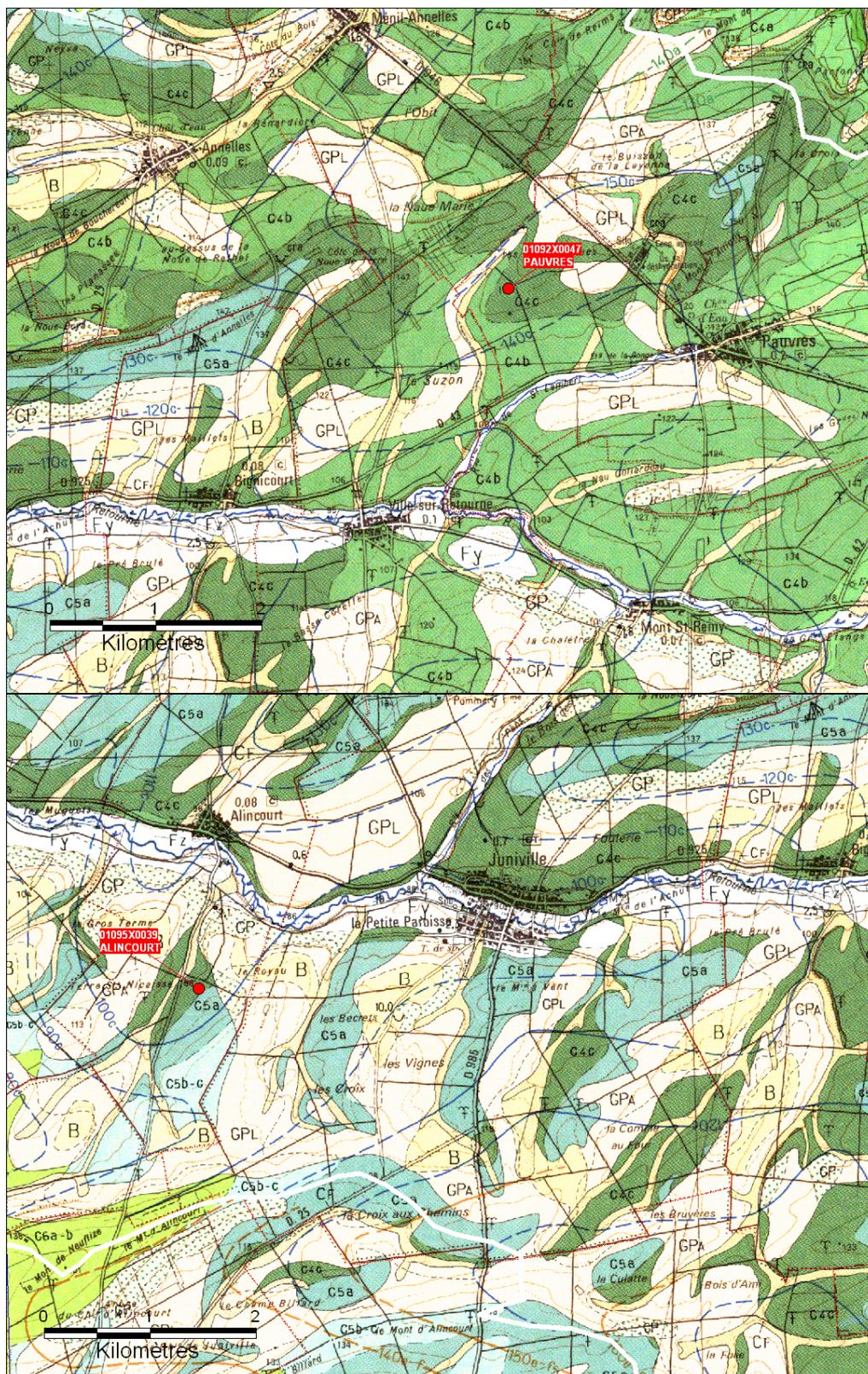


Figure 4 – Extrait des cartes géologiques sur le bassin versant de la Retourne (08). Source : BRGM, n°109 Attigny

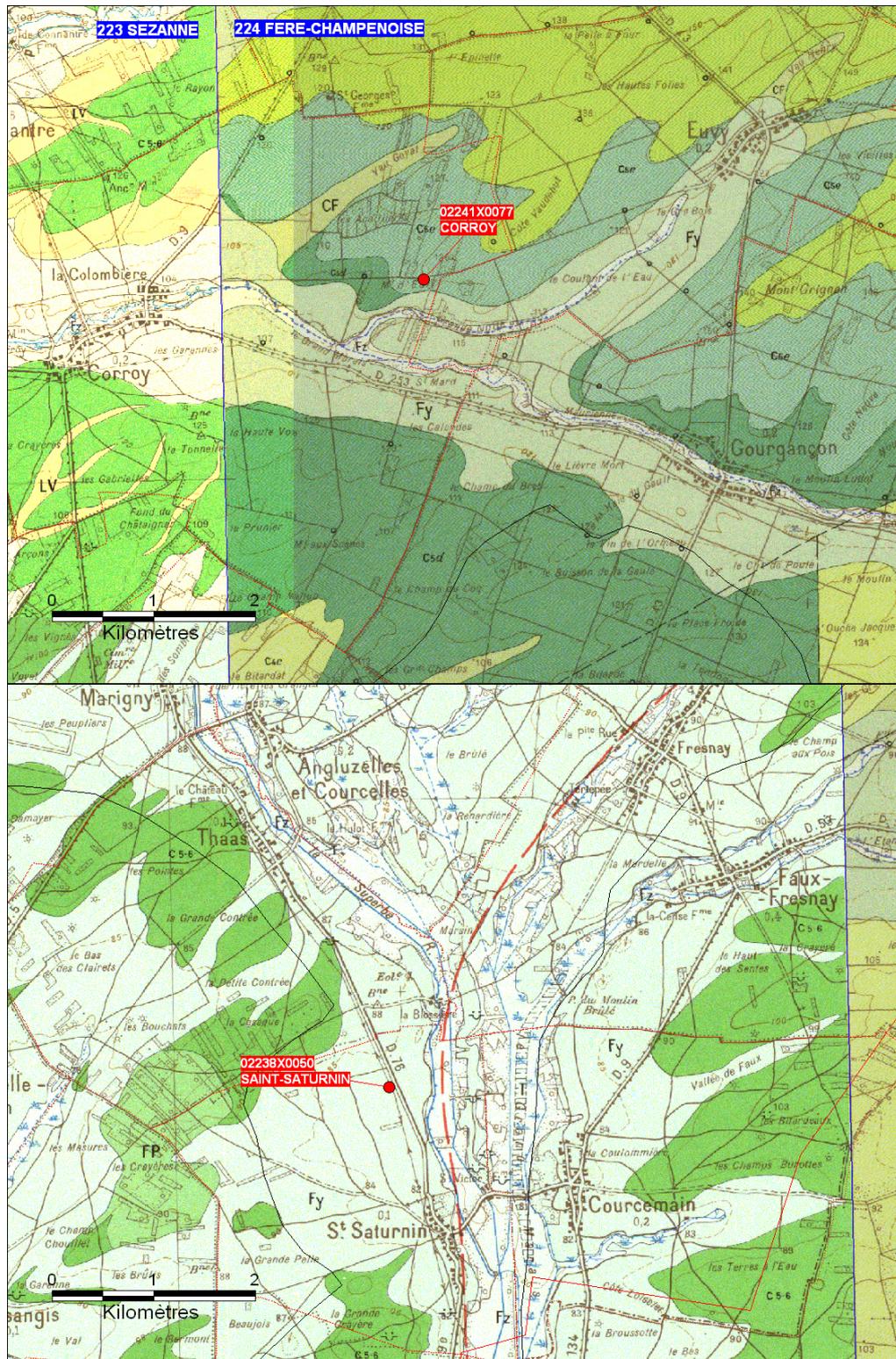
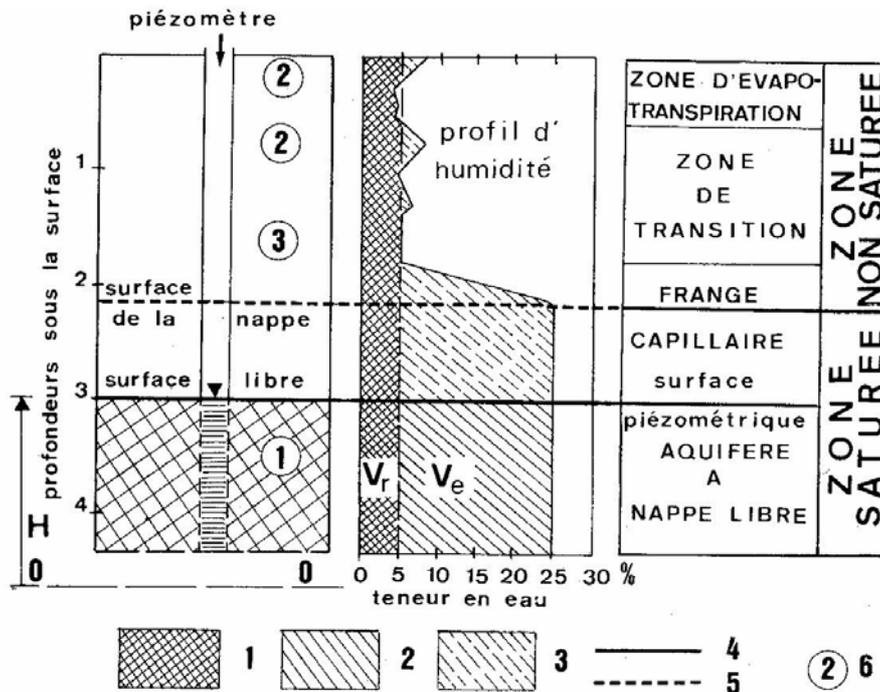


Figure 5 – Extrait des cartes géologiques sur les bassins versants de la Superbe et de la Maurienne (51). Source : BRGM, n°223 Sézanne et n°224 Fère-Champenoise

Epaisseur de la zone non saturée

Le transfert des polluants dans le sol s'effectue d'abord à travers la zone non saturée (ZNS) avant d'atteindre la zone saturée (nappe d'eau souterraine ou aquifère). La ZNS est la zone du sous-sol comprise entre la surface du sol et la surface d'une nappe libre. A cet endroit, la quantité d'eau gravitaire est temporaire, en transit. Trois parties différenciées en fonction de leur teneur en eau la composent (Figure 6) :

- Une **zone d'évapotranspiration** qui est soumise à d'importantes variations de la saturation en eau ;
- Une **zone de transition** où la teneur en eau correspond à la capacité de rétention du sol ;
- La **frange capillaire** qui, en plus de la percolation *per descensum* (recharge) correspond à l'eau de la nappe remontant par ascension capillaire.



1, eau de rétention ; 2, eau gravitaire ; 3, eau capillaire ; 4, surface piézométrique ou surface libre ; 5, surface de la nappe

Figure 6 - Définition de la zone non saturée. (Hydrogéologie, G. Castany, 2000)

L'épaisseur de la zone non saturée est un critère déterminant dans le transfert des nitrates puisqu'elle est susceptible de jouer sur le temps de transfert à la nappe. Ainsi les deux cartes déduites de la piézométrie de la nappe de la craie comparée au modèle numérique de terrain au pas de 50 m sur les deux bassins versants considérés montre des épaisseurs bien plus importantes sur le bassin versant de la Retourne (Figure 7) que sur les bassins versants de la Superbe et de la Maurienne (Figure 8).

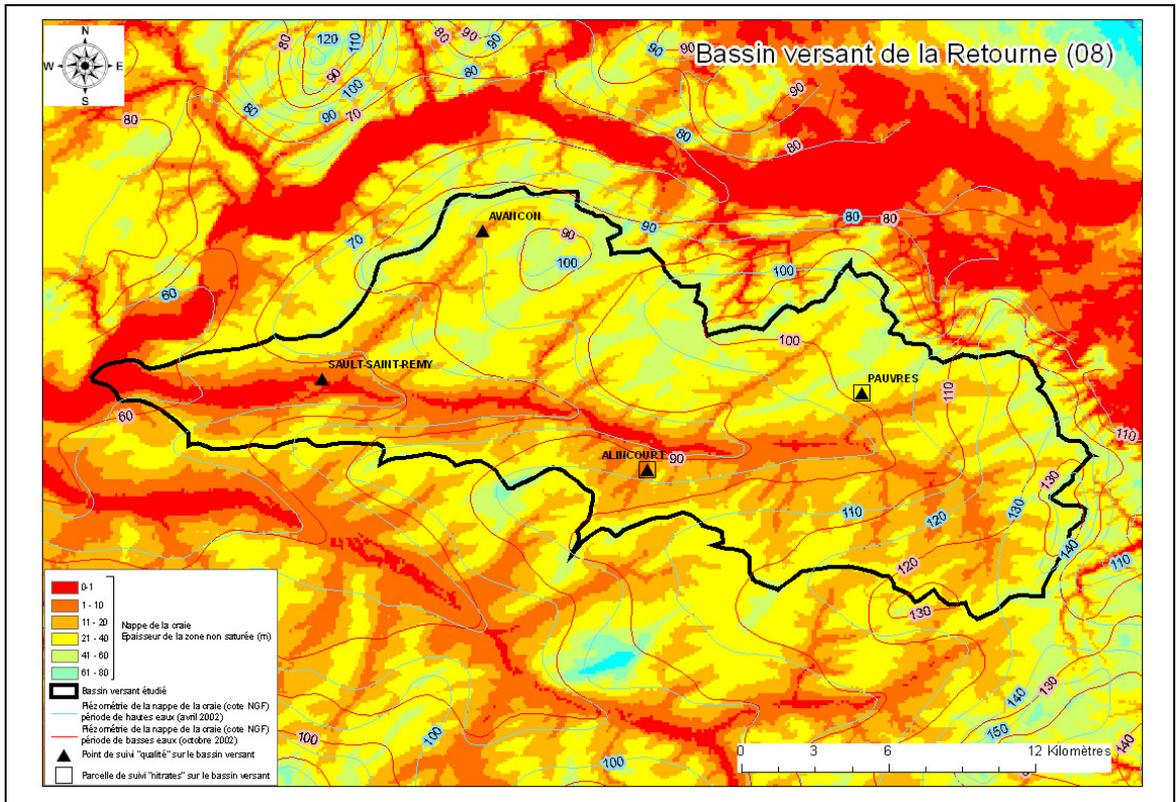


Figure 7 – Carte d'épaisseur de la zone non saturée sur le bassin versant de la Retourne (08)

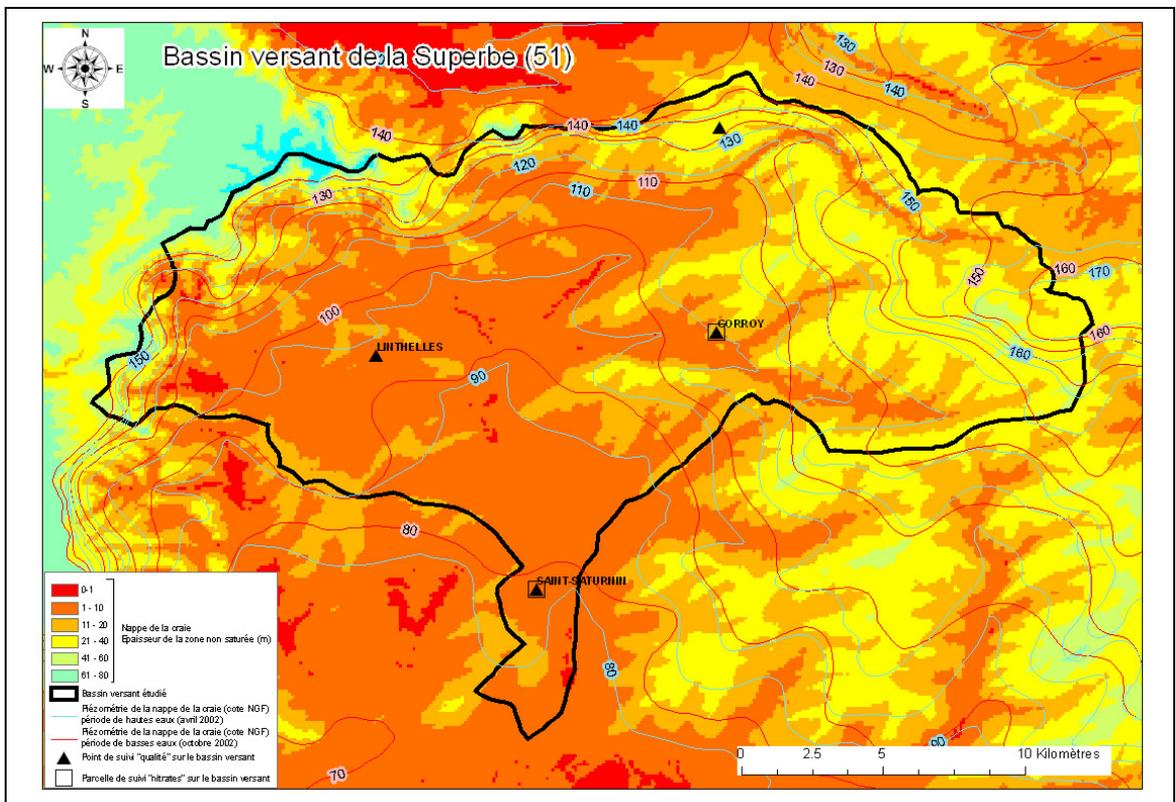


Figure 8 – Carte d'épaisseur de la zone non saturée sur les bassins versants de la Superbe et de la Maurienne (51)

2.2 REALISATION DES CAROTTAGES ET MISE EN PLACE DU SUIVI DE LA QUALITE DE L'EAU SOUTERRAINE

2.2.1 CHOIX DES PARCELLES

Les contacts établis avec les Chambres d'Agriculture des Ardennes et de la Marne, ont permis de sélectionner les parcelles agricoles qui ont fait l'objet d'une étude détaillée des transferts dans la zone non saturée.

Pour chaque bassin versant étudié, deux parcelles ont été retenues pour l'implantation d'un forage, en tenant compte de la position hydrogéologique (amont ou aval), topographique (plateau, versant ou thalweg) et de l'occupation du sol (historique des pratiques culturales détaillé le plus long possible).

2.2.2 CARACTERISTIQUES DES PARCELLES DU BASSIN DE LA RETOURNE

Sur le bassin de la Retourne (Figure 9), les deux parcelles retenues sur les communes de **Pauvres** (position amont et de plateau) et d'**Alincourt** (position aval et de vallée) ont été choisies parmi celles qui avaient fait l'objet d'une première étude par la Chambre d'agriculture des Ardennes et l'INRA en 1992 et 1997. Les forages ont été réalisés approximativement aux mêmes emplacements que ceux de la précédente étude.

En 1992 et 1997, les sondages étaient réalisés à la tarière sur une profondeur de 10 mètres seulement. L'échantillonnage n'atteignait pas la nappe. En 1992, les profils sont tracés à partir d'échantillons relevés tous les 50 cm. En 1997, l'échantillonnage a été réalisé tous les 25 cm.

Les historiques culturaux et les pratiques agricoles des deux parcelles du bassin de la Retourne ont été obtenus via la Chambre d'Agriculture des Ardennes. Les données de la parcelle à Pauvres remontent jusqu'en 1980, et celles de la parcelle à Alincourt jusqu'en 1982 (Annexe 1).

En 2005, la parcelle de Pauvres comportait de l'orge de printemps, récolté vers fin juillet. De l'engrais vert (type moutarde) a ensuite été semé, avant que du blé soit planté pour 2006. Sur la parcelle à Alincourt, les mêmes types de cultures ont été mis en place : récolte de l'orge de printemps fin juillet, moutarde semée avant la mise en place d'une culture de betterave. Un épandage d'eaux résiduelles provenant de la sucrerie de Bazancourt a été réalisé en septembre 2005.

2.2.3 CARACTERISTIQUES DES PARCELLES DU BASSIN LA SUPERBE

Sur le bassin de la Superbe (Figure 10), une parcelle a été sélectionnée dans la vallée et en aval du bassin à **Saint-Saturnin** (position aval et de vallée). La deuxième parcelle est située à **Corroy** (position amont et de plateau) dans un bassin versant associé à la Superbe, celui de la Maurienne.

Les historiques culturaux et les pratiques agricoles ont été obtenus directement auprès des exploitants de 1990 à nos jours à Corroy et à Saint-Saturnin (Annexe 2).

En 2005, la parcelle de Corroy est en jachère et pour les cinq années à venir. La parcelle de Saint-Saturnin était en culture de luzerne.

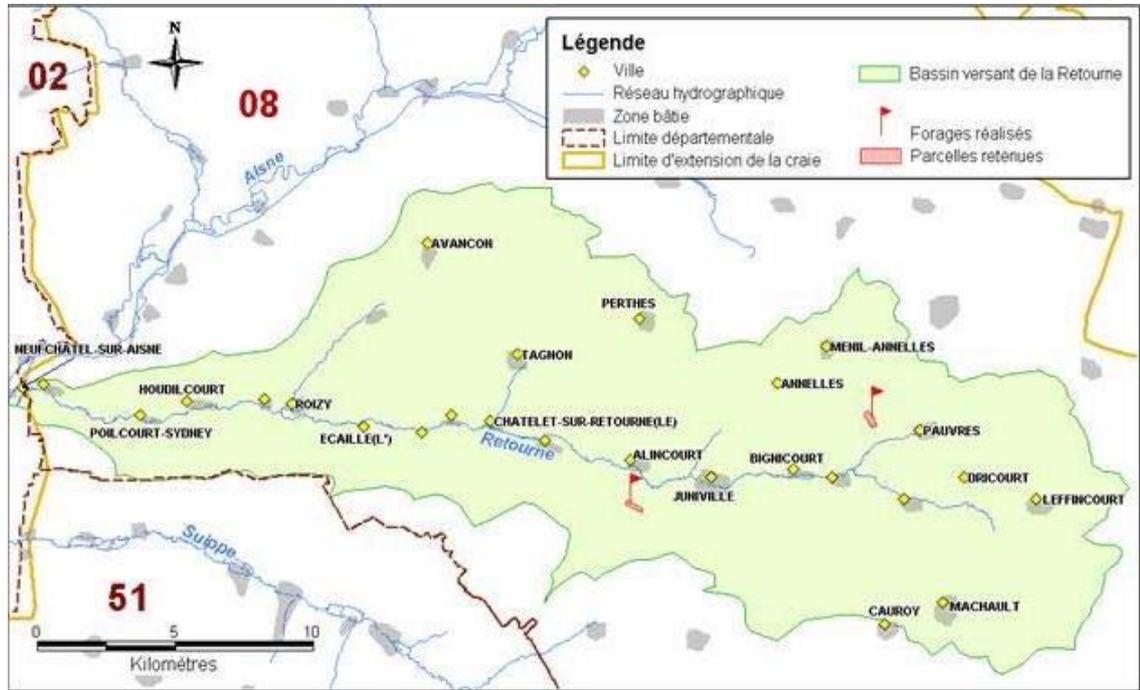


Figure 9 – Localisation des deux sites retenus dans le bassin versant de la Retourne (08)

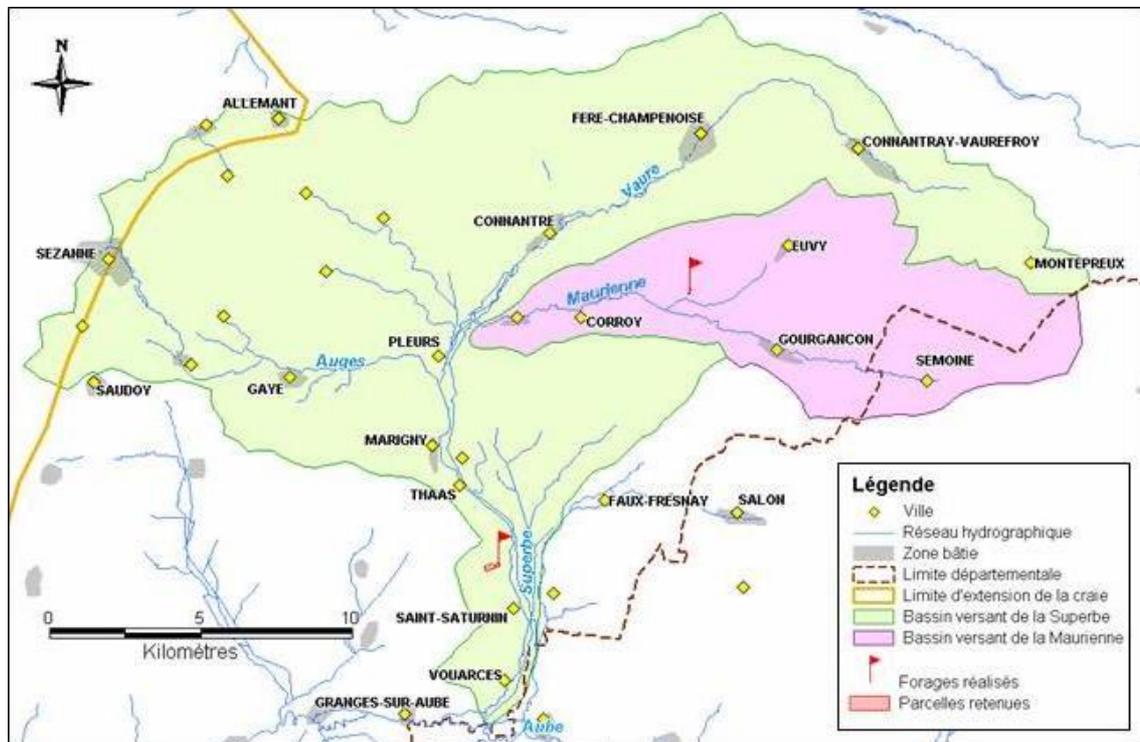


Figure 10 - Localisation des deux sites retenus dans les bassins versants de la Superbe et de la Maurienne (51)

2.2.4 REALISATION DES FORAGES ET DES PRELEVEMENTS DE SOL

Les forages ont été réalisés la semaine du 29 août au 2 septembre 2005 par l'entreprise BONIFACE sur le bassin versant de la Retourne et par l'entreprise RAFFNER sur le bassin versant de la Superbe. La technique de forage utilisée était tarière sans fluide pour éviter la contamination des échantillons.

La coupe géologique levée lors des opérations n'est guère différente d'un site à l'autre. On observe un couvert végétal sur environ 50 centimètres puis de la craie tendre et blanche. Les données sur les 4 forages réalisés sont synthétisées dans le Tableau 1.

Au cours de la réalisation des forages à la tarière, les solides de la zone non saturée ont été récupérés par horizon de 50 centimètres d'épaisseur jusqu'à la nappe de la craie.

La moitié de la phase solide collectée a été conditionnée sous sac plastique, pesé, conservé dans un camion frigorifique à une température de 4°C et acheminée dès la fin du chantier (31 août pour les Ardennes et 6 septembre pour la Marne) vers le laboratoire d'analyses de l'INRA à Laon pour le dosage des nitrates, de la teneur en eau et du carbone organique. L'autre partie de la phase solide échantillonnée a été conditionnée dans des bocaux de verre, conservé dans un camion frigorifique à une température de 4°C et acheminée dès la fin du chantier (2 septembre) au laboratoire d'analyses du BRGM à Orléans pour le dosage du tritium.

Les forages ont été équipés en piézomètres afin de permettre le suivi de la qualité de l'eau pendant la période septembre 2005-août 2006. Les ouvrages ont tous fait l'objet d'un pompage d'environ 1 heure pour développer leur productivité.

A l'issue de ce suivi les piézomètres ont été rebouchés (intervention le 22 novembre 2006 - Figure 11) ; la partie supérieure du piézomètre a été découpée (jusqu'à 1 m de profondeur) et bouchée pour que les agriculteurs puissent cultiver normalement leur parcelle. L'accès à la nappe est donc impossible en l'état mais les piézomètres pourraient être remis en service au besoin.



Figure 11 – Rebouchage du piézomètre de Pauvres (08)

	La Retourne (08)		La Superbe (51)	
Indice BSS	01092X0047/NO3	01095X0039/NO3	02241X0077/NO3	02238X0050/NO3
Date fin de travaux	30/08/2005	31/08/2005	01/09/2005	02/09/2005
Commune	Pauvres	Alincourt	Corroy	Saint--Saturnin
Lieu-dit	Les petites Comes	Les Montées	Mont Euvy	Le Petit Pré
Bassin versant	Seine-Normandie Aisne	Seine-Normandie Aisne	Seine-Normandie Aube	Seine-Normandie Aube
Coord X L2E	754515	745752	721287	714921
Coord Y L2E	2492949	2489905	2413371	2404224
Côte du sol (m NGF)	137	102,50	120	80
Profondeur forage (m)	45	27.5	24	10
Profondeur nappe/sol (m)	36.90	18.35	16.5	3.85
Diamètre tubage (mm)	125	125	125	125
Début crépine	13.40	7.40	12	3
Fin crépine	45	27.25	24	10
Nbre baux (Tritium)	69	36	36	9
Total baux	150			
Nbre éch NO₃	69	36	36	9
Total éch NO₃	150			

Tableau 1 – Synthèse des données de la campagne de forage

2.2.5 MISE EN PLACE DU SUIVI DE LA QUALITE DE L'EAU SOUTERRAINE

Huit ouvrages au total, soit 4 par bassin versant dont les deux piézomètres réalisés dans le cadre de l'étude, ont fait l'objet d'un suivi qualité pendant la période septembre 2005 à août 2006.

Les ouvrages complémentaires aux piézomètres ont été sélectionnés dans chaque bassin versant en fonction des critères suivants :

- Les caractéristiques hydrogéologiques (amont / aval du bassin),
- La position topographique (plateau / versant / thalweg)
- L'occupation du sol (aval de zones non cultivées / zones de grandes cultures / vignobles / corps de ferme).

La présélection s'est faite sur la base des réseaux existants (réseau Installations Classées), d'une extraction BSS et les recommandations faites par les agriculteurs rencontrés.

La sélection définitive a été validée après :

- La visite préliminaire des lieux : le principe, étant de s'assurer de l'accessibilité et des possibilités de respecter le protocole d'échantillonnage dans un délai raisonnable, notamment renouvellement de 3 à 5 fois le volume du puits ;
- L'accord des propriétaires ;
- La réception des autorisations écrites.

Pour le **bassin de la Retourne** (Figure 12) l'un des ouvrages est un forage incendie situé à proximité de la mairie de **Sault-Saint-Rémy** et l'autre ouvrage a été proposé par un agriculteur à **Avançon** pour lequel le point ne convenait pas. Il s'agit d'un forage agricole implanté pour l'alimentation en eau d'un élevage de volailles. L'accès au point n'a pas été possible (pour cause de veille sanitaire) ; le prélèvement est effectué à partir d'un robinet situé dans le bâtiment d'élevage.

Les deux ouvrages complémentaires situés dans le **bassin de la Superbe** (Figure 13) sont des piézomètres appartenant à la distillerie de Morains (piézomètre de **Fère-Champenoise**) et la sucrerie de Connantre (piézomètre de **Linthelles**). Ils font l'objet d'un prélèvement semestriel par le bureau d'étude ANTEA (suivi dans le cadre de la surveillance ICPE – Installations Classées pour la Protection de l'Environnement). Il convenait dans un premier temps de les localiser précisément et de dégager la surface du couvercle recouvert de végétation ou de terre. Ce qui a été réalisé pour celui de Fère-Champenoise lors de la campagne de prélèvement du 27 septembre 2005 et pour celui de Linthelles le 28 octobre 2005, juste avant la deuxième campagne de prélèvement.

L'ensemble des informations et des caractéristiques des points retenus pour le suivi de la qualité de l'eau souterraine est présenté en Annexe 3.

Chaque mois, les prélèvements ont été assurés sur deux jours (4 prélèvements par jour et par bassin versant) par une équipe du BRGM disposant du matériel et de

l'expérience nécessaire à cette opération. Les prélèvements d'eau se sont fait après purge du forage et stabilisation des paramètres conductivité, Eh et pH.

Les analyses portant sur les ions majeurs (cations Ca, Mg, Na et K et anions HCO₃, Cl, SO₄ et NO₃) ont été réalisées par le Laboratoire Municipal et Régional de Reims qui a fourni le flaconnage et réceptionnait les échantillons à la fin du deuxième jour de collecte. Les échantillons ont été conservés en glacière à 4°C durant ce délai.

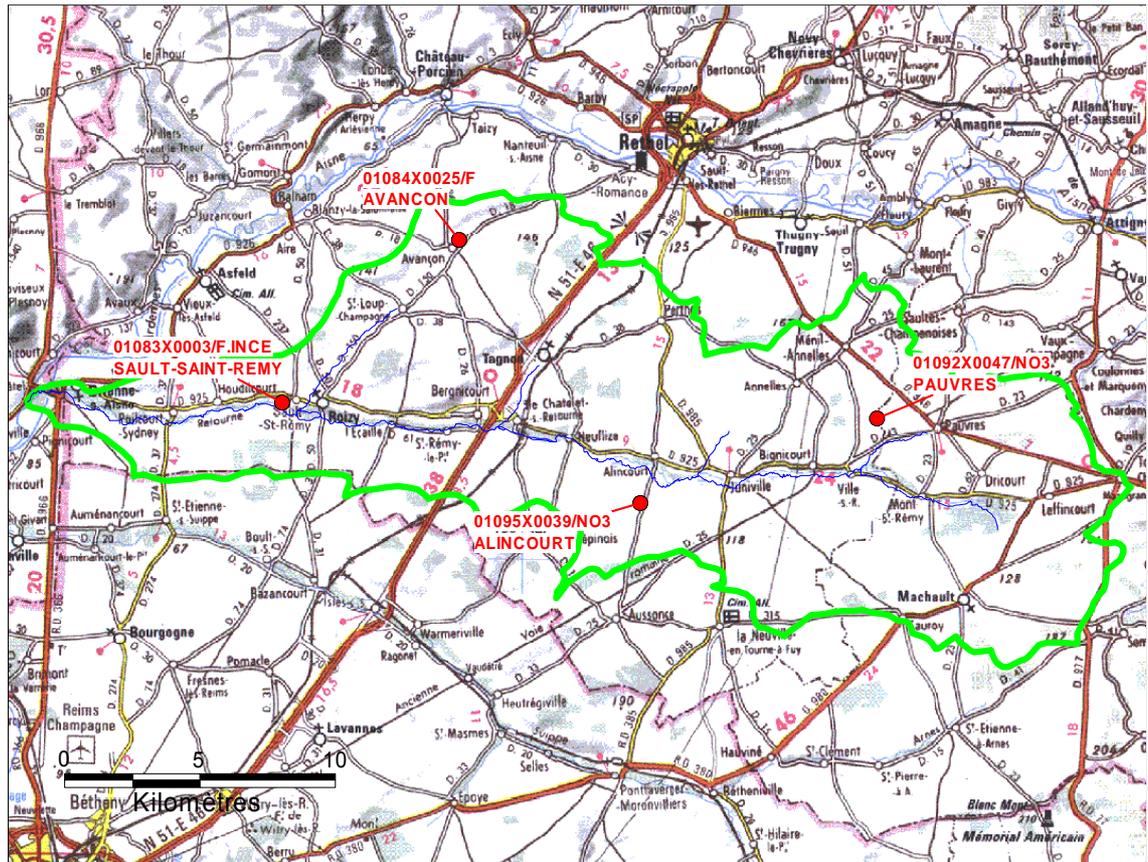


Figure 12 – Points du réseau de suivi « nitrates » sur le bassin versant de la Retourne (08)

Détermination de la vitesse de transfert des nitrates en zone non saturée crayeuse. Phases 2 et 3 : Etude de deux bassins versants à enjeu : La Retourne et La Superbe.

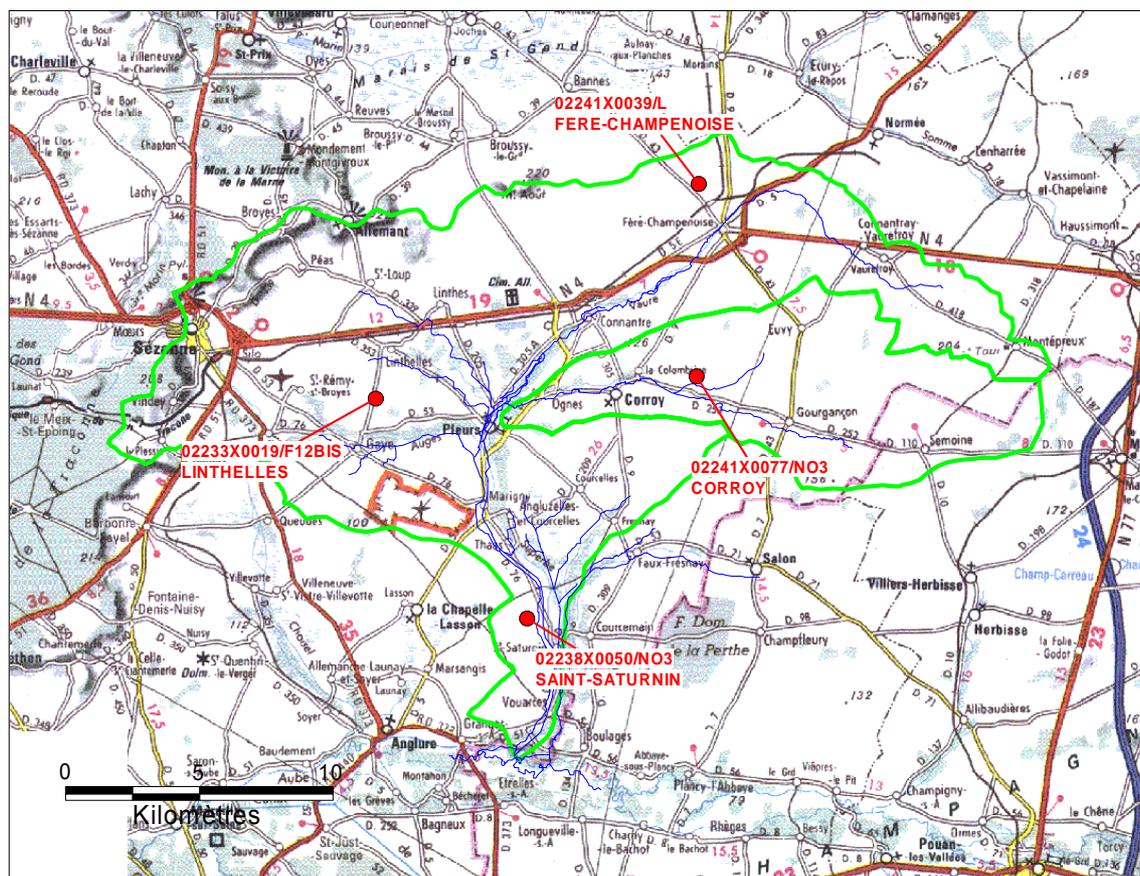


Figure 13 - Points du réseau de suivi « nitrates » sur les bassins versants de la Superbe et de ma Maurienne (51)

3 Transfert de l'eau dans la zone non saturée

3.1 RAPPELS SUR LES PRINCIPES GENERAUX SUR LE TRANSFERT D'EAU ET DE SOLUTES

Le déplacement d'une particule dans un aquifère se fait avec le déplacement moyen de la masse d'eau (Banton et Bangoy, 1997). L'eau est donc le vecteur de déplacement et le transport dominant de la particule se fait par convection. Lorsque la particule ne réagit pas avec le milieu solide, la vitesse de transport du soluté est la même que celle de l'eau. Le transport convectif ou **convection** est équivalent à une translation, encore appelé effet piston. C'est le phénomène de base du transfert de soluté et peut être assimilé à la vitesse moyenne dans un tube (Figure 14).

La diffusion moléculaire est un phénomène physico-chimique dû à l'agitation moléculaire (par exemple : dispersion de la goutte d'encre dans un verre d'eau).

Un fluide s'écoulant à travers un milieu poreux subit le processus de dispersion mécanique ou dispersion cinématique qui résulte d'une distribution non homogène de la vitesse de l'eau (notamment parce que toutes les trajectoires au travers de la matrice n'ont pas la même longueur). Cette **dispersion** a une composante longitudinale et une composante transversale (Figure 14).

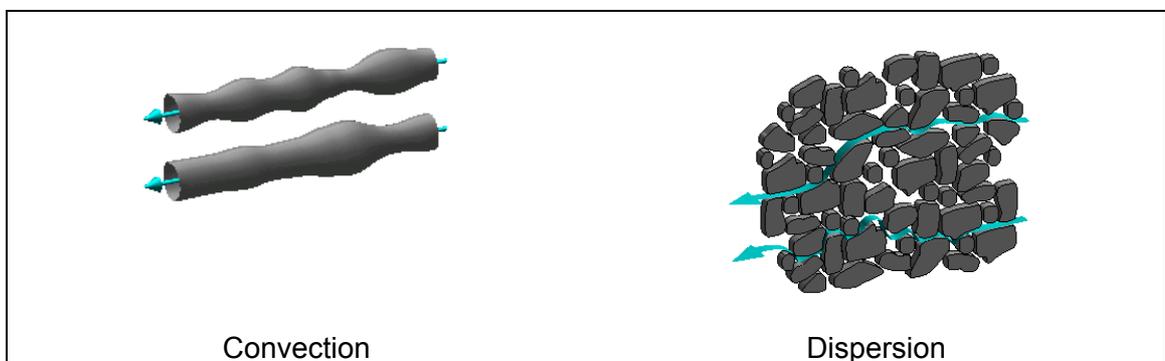


Figure 14 - Représentation schématique des processus de convection et de dispersion (Hornberger et al., 1998)

Dans le cas d'un soluté conservatif (c'est-à-dire qui ne se dégrade pas) et non réactif (c'est-à-dire qui n'est pas retenu par le solide/matrice solide), le transport est régi par les phénomènes de convection, de diffusion moléculaire et de dispersion cinématique.

Le modèle de convection dispersion est largement utilisé pour décrire le transport de soluté et intègre deux termes : le transport passif convectif et un terme décrivant le mélange aléatoire du soluté par diffusion et dispersion.

Lorsqu'on considère une injection instantanée de soluté dans un milieu poreux, sous l'effet de la convection-dispersion, le soluté se trouve distribué de manière aléatoire dans l'espace suivant une loi gaussienne. La Figure 15 permet de visualiser les réponses théoriques à une injection ponctuelle (dite aussi impulsion de Dirac) dans un

milieu poreux si seule la convection est considérée ou si les processus de convection-dispersion sont considérés dans leur ensemble.

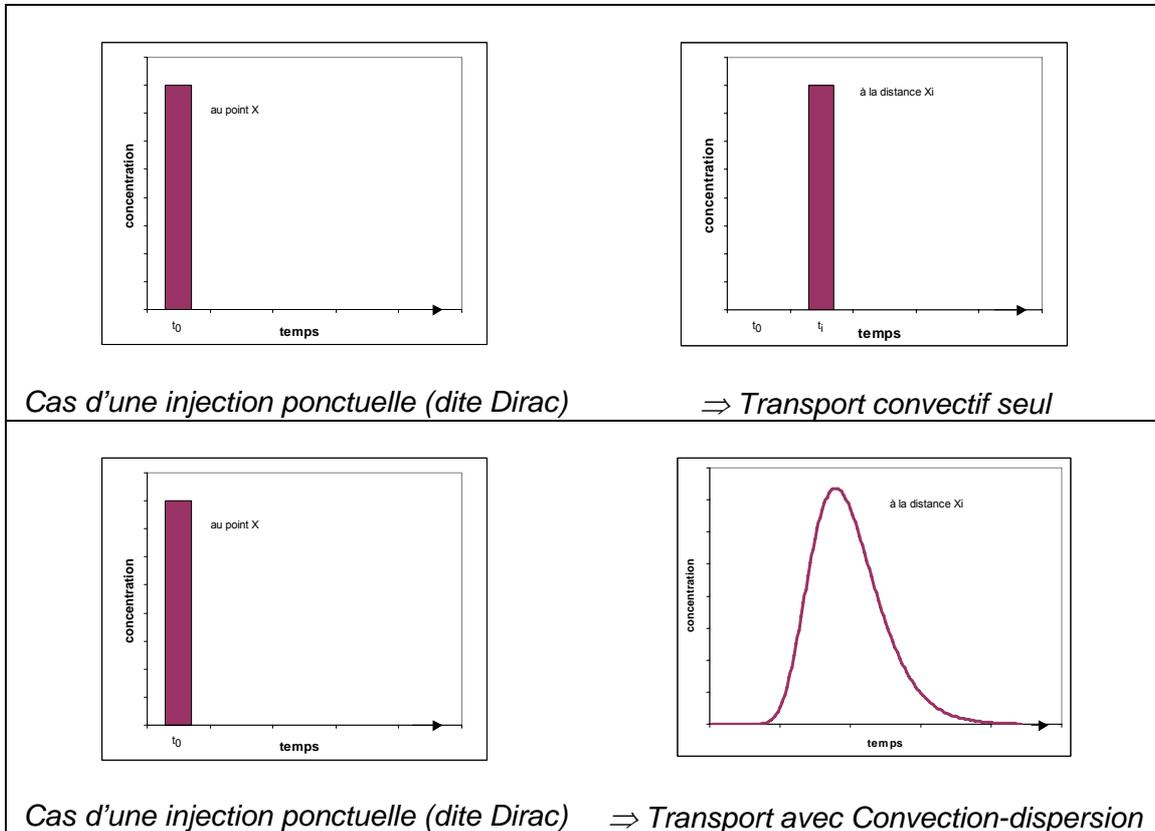


Figure 15 - Réponses théoriques à une injection ponctuelle dans un milieu poreux

Le milieu naturel n'est jamais homogène et le transport des solutés peut généralement être décomposé en deux composantes liées à la taille des pores (microporosité et macroporosité). Généralement, on considère que la diffusion domine dans la microporosité alors que la convection domine dans la macroporosité. En réalité, ces processus se produisent simultanément et la réponse à l'injection ponctuelle d'un soluté variera suivant la prédominance de l'un ou l'autre des processus. Dans certains cas, une quantité – plus ou moins variable – de solutés peut « court-circuiter » la matrice via les macropores ; on parle d'écoulements ou flux préférentiels. Lorsque les flux préférentiels sont peu marqués et que le transport s'effectue essentiellement via la microporosité, on parle d'écoulements ou flux matriciels.

Dans les faits, il est difficile d'attribuer une taille à ces différentes porosités et donc de fixer une limite entre macroporosité et microporosité. Ce sont surtout les processus hydrodynamiques qui sont à prendre en compte lors de l'interprétation des données observées.

La craie est souvent caractérisée comme un milieu poreux (diamètres de pores compris entre 0.2 et 2 μm) ayant une forte porosité totale (30 à 40 %) et une faible conductivité hydraulique à saturation (10^{-9} à 10^{-8} m/s ; Price et al., 1993). La perméabilité de la craie qui permet son exploitation est surtout liée à la présence de fissures ou fractures qui, bien que représentant un faible volume, contribuent

significativement à la conductivité hydraulique à saturation. Price et al. (1993) estiment ainsi que la porosité associée aux fractures correspond à 0.01% et que leurs conductivités hydrauliques varient entre 10^{-5} et 10^{-3} m/s.

Mathias et al. (2005) dans le cadre d'une synthèse bibliographique sur différents travaux menés sur la craie, rappellent que la migration au sein de la matrice est importante et ne peut être négligée même si elle est faible et pouvant être inférieure à 1 m/an mais que de la même façon le transfert au sein des fractures ne peut être ignoré. La question de la contribution respective de chaque processus se pose d'autant que des échanges d'eau et de solutés entre la matrice et les fractures interviennent. A cause de ces deux modes de circulation identifiés, les solutés peuvent ainsi migrer rapidement via les fissures ou au contraire être fortement retardés lorsqu'ils migrent avec l'eau via la matrice. La répartition entre de ces deux voies de transfert serait liée au degré de saturation de la craie et donc influencés par les conditions prévalant au sommet de la craie (recharge, caractéristiques structurales de la craie). Ces aspects font toujours l'objet d'études notamment en Angleterre où la craie représente un aquifère majeur.

3.2 PRINCIPE ET INTERET DE "L'OUTIL" TRITIUM

Le tritium, isotope radioactif de l'hydrogène, est un constituant intrinsèque de la molécule d'eau. Il s'agit donc d'un traceur parfait du comportement hydrodynamique de l'eau. Le tritium existe à l'état naturel, sa production résultant de l'impact neutronique du rayonnement cosmique sur les noyaux d'azote de l'air. Les essais thermonucléaires et nucléaires atmosphériques réalisés depuis 1952 constituent une source importante non naturelle de tritium engendrant des teneurs largement supérieures aux teneurs naturelles. La fréquence des essais après leur démarrage en octobre 1952 a atteint un maximum pendant les années 1962-1963. Les essais ont ensuite été arrêtés progressivement pendant les années 1963 à 1966 conduisant à une décroissance progressive des teneurs en tritium dans les eaux de pluie. De 1967 à 1980, les essais thermonucléaires aériens ont été de très faible puissance et sont donc négligeables. Depuis 1980, aucun essai ne devrait avoir dépassé les niveaux naturels. Entre octobre 1952 et la fin 1962, russes, américains et anglais ont injecté environ 600 kg de tritium dans l'atmosphère ; entre 1967 et 1980, la France et la Chine – seuls pays à poursuivre de tels essais - ont produit environ 20 kg (Etcheverry, 2002).

Le dosage du tritium permet donc de différencier des eaux sans tritium (antérieures à 1952) des eaux plus récentes (postérieures à 1952). Du fait de sa faible période de décroissance (12.32 années), le tritium est un traceur particulièrement approprié dans le cas de cycles hydrologiques relativement courts (de l'ordre de 10 – 30 ans) contrairement à d'autres marqueurs présentant des périodes de décroissance beaucoup plus longues (le carbone 14 possède par exemple une période de 5730 ans) mieux adaptés à des phénomènes très lents ou très anciens (Blavoux et Letolle, 1995).

Les dosages de tritium s'effectuent généralement à partir d'échantillons prélevés dans des nappes permettant ainsi d'attribuer un âge approximatif à l'eau souterraine. Les dosages dans la zone non saturée destinés à décrire le profil tritium en fonction de la profondeur pour décrire les modalités de transfert et estimer une vitesse de transfert au sein de la zone non saturée sont plus rares (Geake et Foster, 1989 ; Nativ et al., 1995 ; Ballif, 1998 ; Normand et al., 1999 ; Baran et al. 2005).

Dans la pratique, la concentration en tritium n'est pas mesurée directement. La mesure est en fait un comptage des particules β émises par l'échantillon par unité de temps. L'activité ainsi mesurée est donc le nombre de désintégrations par unité de temps et de masse. Une unité tritium représente 1 atome de ^3H pour 1018 atomes de ^2H et de ^1H .

3.3 LE DOSAGE DU TRITIUM DANS LA ZONE NON SATURÉE

Dans la mesure où le signal d'entrée tritium n'est que rarement connu directement sur le site étudié et pendant une longue durée (plusieurs décennies), la chronique des concentrations en tritium des eaux de pluie doit généralement être reconstituée sur la base des données enregistrées dans des stations plus ou moins lointaines. Cette incertitude sur le signal d'entrée ne permet donc généralement pas de travailler sur les valeurs d'activité tritium mesurées localement qui permettraient de calculer précisément une recharge. De plus, les teneurs en tritium dans les eaux de pluie présentent des variations saisonnières plus ou moins importantes (Cook et al., 1994) rendant encore plus difficile la reconstitution de chroniques continues en tout point d'étude. A cette méconnaissance du signal d'entrée liée à l'absence de station de mesure, s'ajoutent des interférences pouvant être créées par des activités industrielles comme les centrales nucléaires et des usines fabriquant des peintures luminescentes et les sources gazeuses de lumière (Etcheverry, 2002). Il existe deux centrales nucléaires en Champagne-Ardenne : Chooz au nord du département des Ardennes située à 81 km du bassin versant de la Retourne (vent dominant en direction du nord) et Nogent-sur-Seine au sud-ouest du département de la Marne située à 36 km du bassin versant de la Superbe (vents dominants vers le nord-est et vers l'ouest). Les parcelles étudiées ne se trouvent donc pas sous les vents dominants des centrales nucléaires.

Pour palier à ce problème de méconnaissance du signal en entrée, Cook et al. (1994) suggèrent – pour estimer des vitesses de transfert dans la zone non saturée - de travailler sur la position du centre de masse des concentrations en tritium dans le profil, ou de s'intéresser à la position du pic correspondant à la concentration la plus forte. L'hypothèse de base est que le centre de masse ou le maximum du pic correspondent à l'année 1963, année pendant laquelle les émissions ont été maximales. Lorsque les écoulements s'effectuent suivant des flux par piston, les auteurs estiment que les 2 méthodes sont équivalentes alors que si on s'attend à des écoulements préférentiels, la méthode du centre de masse devra être privilégiée.

La localisation en profondeur du pic de tritium de 1963 attribué à l'activité maximale mesurée est donc souvent la seule information utilisée pour calculer la vitesse moyenne d'infiltration verticale de l'eau dans la zone non saturée.

La teneur en tritium mesurée correspond au tritium présent dans l'eau interstitielle du solide récupéré. Cette eau peut être un mélange d'eaux ayant des mobilités différentes (eau mobile – eau immobile). Il n'est donc pas à exclure qu'une fraction de l'eau qui transite dans la zone non saturée et qui atteint la nappe puisse avoir une vitesse de circulation largement supérieure à celle estimée par le tritium qui fournit plutôt une mesure de la vitesse d'infiltration moyenne.

3.4 LYOPHILISATION ET METHODE DE DOSAGE

Après une phase d'extraction de l'eau du solide de la zone non saturée par lyophilisation, l'activité du tritium peut être mesurée suivant 2 protocoles, par injection directe ou suite à un enrichissement électrolytique.

3.4.1 LYOPHILISATION

Cette étape de préparation de l'échantillon a pour objectif de faire passer l'eau contenue dans le solide de l'état solide à l'état vapeur puis de la faire se condenser sur un piège.

Les solides (environ 700 g) sont placés dans un récipient en verre hermétique de 0.75 litre qui est pesé avant d'être connecté à la ligne d'extraction. Cette ligne d'extraction permet de traiter en parallèle 10 échantillons (Figure 16).

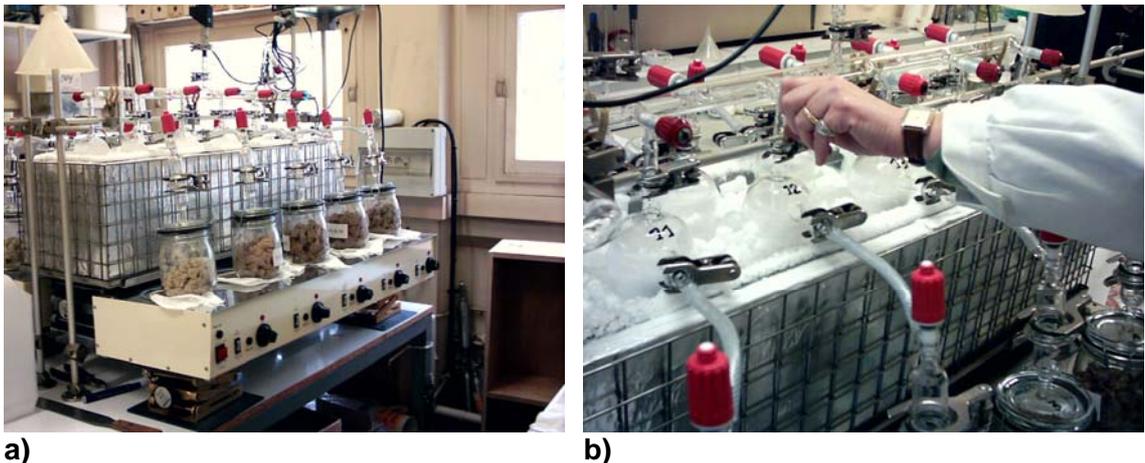


Figure 16 - Lyophilisation des solides a) chaîne de lyophilisation ; b) détail sur le piège à eau

Préalablement à l'extraction, l'échantillon est dégazé de façon modérée par pompage de l'air. L'extraction débute ensuite par application d'une dépression constante, dépression équivalente à 10^{-1} mbar. La mise sous vide ne se fait pas par pompage direct mais à l'aide de détentes et de pompes successifs. Le piège est placé dans la carboglace (-78°C) alors que l'échantillon reste à température ambiante. L'extraction a une durée d'environ 4-5 jours, variable en fonction de la quantité d'échantillon, de sa nature mais aussi de sa teneur en eau initiale. A la fin de l'extraction, l'échantillon est porté à une température comprise entre 100 et 110°C pendant 4 heures de façon à évaporer les dernières traces d'eau interstitielle. L'efficacité de l'extraction est contrôlée par pesée de l'échantillon avant et après une nuit passée au four à 110°C . La différence de masse est acceptable si elle est inférieure à 1%, signe que toute l'eau avait bien été extraite au cours de la lyophilisation.

3.4.2 DOSAGES

a) Injection directe

Lorsque la teneur en tritium est suffisamment élevée (supérieure à 10 UT) l'activité du tritium est mesurée directement sur un échantillon de 10 ml d'eau dans un tube en plastique auquel un scintillant est ajouté (10 ml de Pico-Fluor LLT). Plusieurs comptages dont la durée décroît lorsque l'activité est forte sont alors réalisés de manière à obtenir une bonne statistique de mesure – environ 15 mesures par échantillon. La mesure du rayonnement β est effectuée à l'aide d'un compteur à scintillation de marque PACKARD série 2250, spécialement conçu pour les mesures de bas bruit de fond. A la série des échantillons à doser, un blanc et une solution synthétique d'activité connue sont ajoutés de manière à vérifier le bon déroulement du comptage.

La limite de détection de la méthode (10 UT) a été définie empiriquement par rapport à un échantillon de référence fourni par l'IAEA (International Atomic Energy Agency).

b) Enrichissement électrolytique

Lorsque la teneur en tritium est faible (inférieure à 10 UT) et si le degré de précision souhaité est important, il est nécessaire de réaliser une phase dite d'enrichissement électrolytique. L'objectif est de diminuer, après extraction, le volume d'eau extrait sur une masse importante de solide afin d'aboutir à une concentration avant injection. Cette procédure est basée sur le principe de sélectivité isotopique lors de l'hydrolyse. La décomposition électrolytique d'un échantillon d'eau jusqu'à un volume équivalent à environ 5% du volume initial permet de conserver environ 80 % du tritium. Elle est menée à une température de 0°C pour réduire les pertes par évaporation et dure plusieurs jours. Un blanc dopé avec une activité tritium connue est traité dans chaque série (16 échantillons) afin de déterminer le facteur d'enrichissement.

Les dosages de tritium pour les teneurs inférieures à 50 Unités Tritium (UT) ont une précision d'environ 15 % ; au-delà de 50 UT la précision avoisine les 10 %.

3.5 LES RESULTATS

3.5.1 ESTIMATION DES VITESSES DE TRANSFERT

La Figure 17 et la Figure 18 présentent les activités tritium enregistrées en fonction de la profondeur pour chaque carottage étudié. La mesure est attribuée à la base du segment de carotte concerné (exemple : point à 50 cm pour le segment carotté allant de 0 à 50 cm, l'échantillonnage ayant été réalisé de façon privilégiée à la base du segment). Les activités inférieures à 10 UT en comptage direct pour lesquelles un complément de mesure (suite à un enrichissement électrolytique) n'a pas été fait, sont représentées par un symbole différent (symbole creux vs. symbole plein) et les valeurs ont été arbitrairement fixées à 10 UT. Les barres d'erreur correspondent aux incertitudes analytiques.

Afin de prendre en compte la décroissance naturelle de l'activité du tritium, toutes les mesures ont été corrigées de manière à avoir des résultats comme si les mesures avaient été synchrones. La date de référence est le 31 août 2005, date des carottages.

Pour les profils enregistrés dans les parcelles de **Pauvres, Alincourt et Corroy**, un signal très marqué – teneurs proches ou supérieures à 40 UT - est clairement mesuré. Ces fortes valeurs correspondent très probablement aux émissions de 1963 (Cook et al., 1994). Ces teneurs sont d'ailleurs cohérentes avec les teneurs enregistrées dans les pluies en 1963 lorsqu'elles sont corrigées de la décroissance radioactive.

Ce pic principal, présent dans ces 3 carottages, est relativement symétrique ce qui signifie, en admettant que l'injection du maximum d'activité tritium puisse être considérée comme ponctuelle (hypothèse acceptable au vu des durées respectives de l'injection d'une part – environ 12 mois - et du temps écoulé depuis l'injection – presque 42 ans), que le transfert s'effectue essentiellement suivant la loi de convection dispersion. La dispersion est importante puisque le pic s'étale sur plus de 5 m de profondeur.

Le carottage effectué à **Saint-Saturnin** était particulièrement court (4.5 m) du fait de la proximité de la nappe de la surface du sol. De ce fait, seulement 3 dosages de tritium ont été effectués ; ils donnent des résultats peu exploitables.

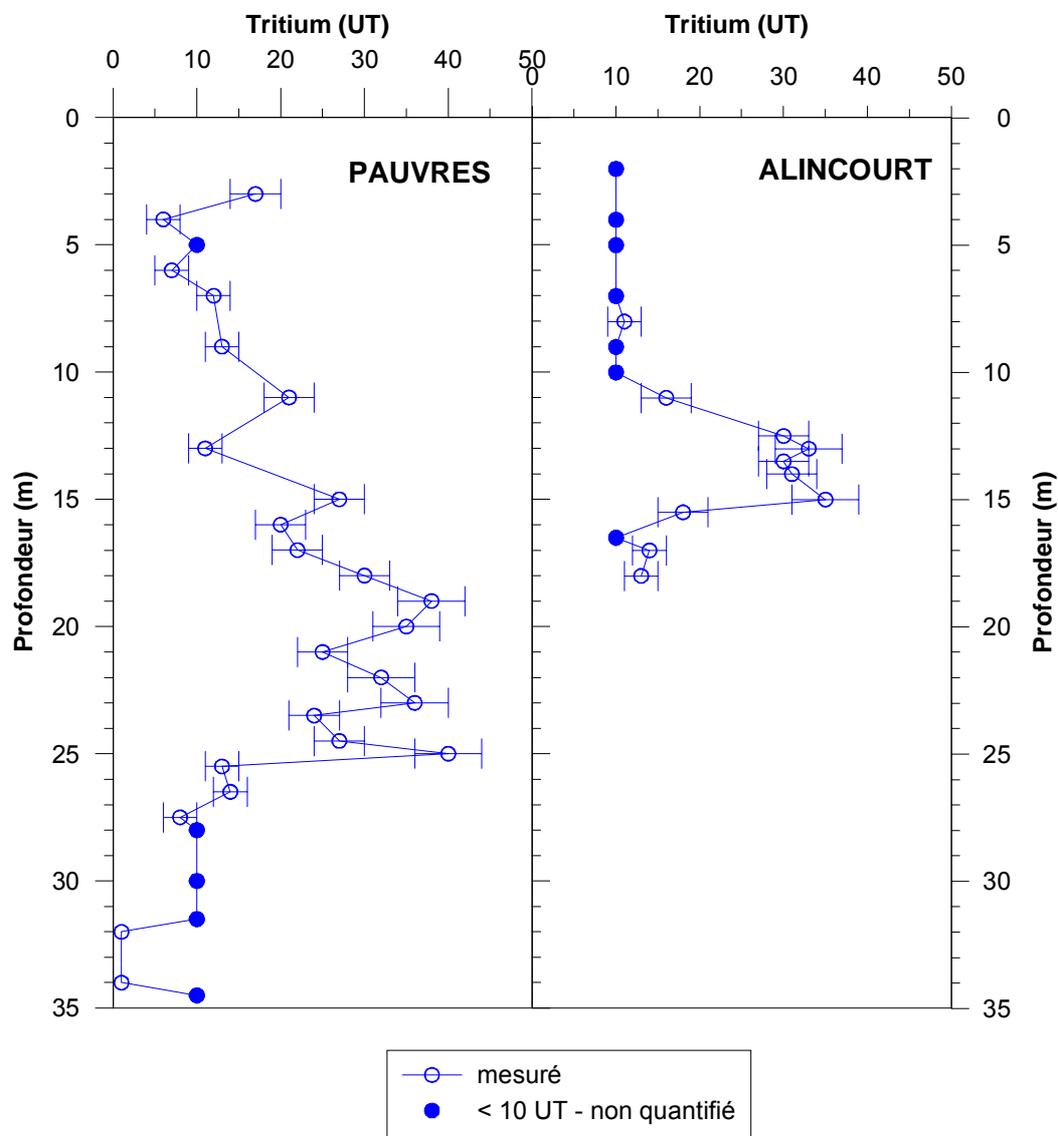


Figure 17 - Teneurs en tritium observées dans la zone non saturée des carottages Pauvres et Alincourt – bassin de la Retourne (08)

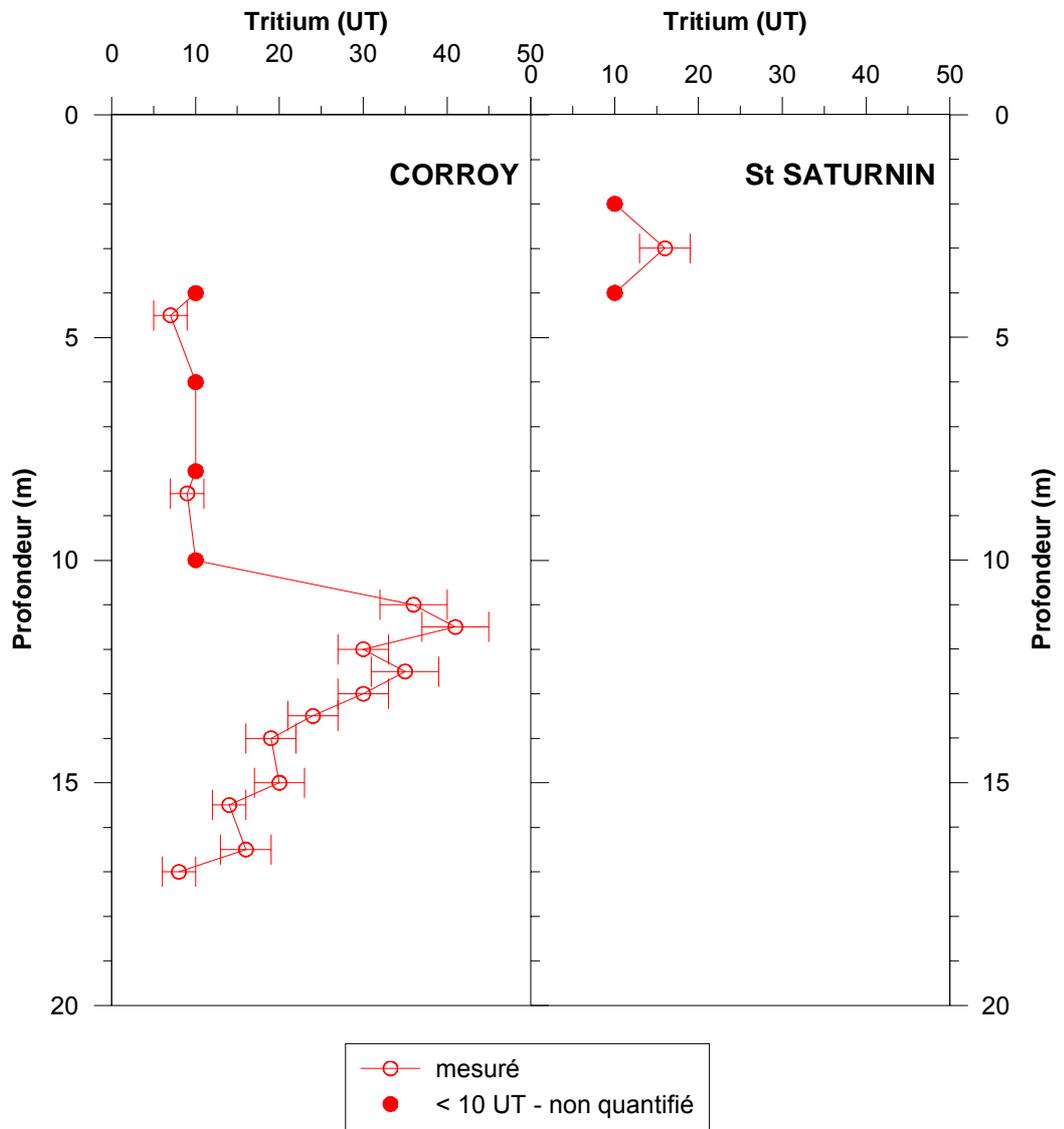


Figure 18 - Teneurs en tritium observées dans la zone non saturée des carottages Corroy et Saint-Saturnin – bassins de la Superbe et de la Maurienne (51)

	PARCELLES 08		PARCELLES 51	
paramètres	PAUVRES	ALINCOURT	CORROY	SAINT-SATURNIN
Valeur maximale enregistrée /position	40 UT / 25 m	35 UT / 15 m	41 UT / 11.5 m	16 UT / 3 m
Position du centre de masse	17.27 m	13.29 m	11.88 m	Sans objet
Vitesse estimée en fonction de la position du signal maximal	0.59 m/an	0.36 m/an	0.27 m/an	Sans objet
Vitesse estimée en fonction de la position du centre de masse	0.41 m/an	0.32 m/an	0.28 m/an	Sans objet

Tableau 2 - Positions de l'échantillon ayant la plus forte teneur en tritium et du centre de masse. Estimations des vitesses de transfert pour les parcelles étudiées

La Tableau 2 récapitule les positions de l'échantillon ayant la concentration en tritium la plus élevée ainsi que celle du centre de masse estimée en considérant tout le profil. Ces éléments ont permis de déterminer la vitesse moyenne de transfert de l'eau – sur la période 1963-2005 - en se basant sur les 2 approches c'est-à-dire en considérant le maximum du pic ou le centre de masse. Les calculs n'ont pas pu être effectués en raison du faible nombre d'analyses effectuées pour le profil Saint-Saturnin et qu'aucun pic n'a pu être identifié.

Suivant le profil, la différence entre les vitesses estimées par les 2 approches est plus ou moins importante : inexistante pour Corroy et plus importante pour Pauvres (écart de 0.18 m/an). Quelque soit l'approche retenue, la vitesse de transfert minimale est enregistrée pour Corroy et la maximale pour Pauvres, Alincourt présentant des vitesses intermédiaires. La fourchette de valeurs estimées (0.27 à 0.59 m/an) est proche des valeurs précédemment estimées dans la craie.

Ainsi deux carottages effectués dans la craie dans le bassin de l'Hallue (département de la Somme) ont révélé suivant la même approche basée sur l'observation des profils tritium en zone non saturée des vitesses moyennes de 0.5 et 0.7 m/an pour la période 1963-1999 (Normand et al., 1999). En s'appuyant sur l'examen des profils nitrates, Chiesi (1993) estime des vitesses variant de 0.3 à 0.75 m/an dans différentes parcelles de la craie champenoise et Brouyère *et al.* (2004) estiment des vitesses de moins de 1 m par an dans la craie du bassin de Hesbaye (Belgique).

3.5.2 FACTEURS SUSCEPTIBLES D'INFLUENCER LA VITESSE DE TRANSFERT

La variabilité des vitesses estimées dans cette étude (0.27 à 0.59 m/an) peut résulter de différents facteurs. Il convient de noter que les 2 profils présentant les vitesses les plus importantes (Pauvres et Alincourt) se trouvent sur le bassin de la Retourne dans les Ardennes. Plusieurs facteurs, dont le contexte climatique, pris indépendamment ou couplés, pourraient être responsables de la différence constatées entre les valeurs estimées pour les points situés sur la Retourne et celle obtenue pour les points du bassin versant de la Superbe.

Contexte climatique

L'analyse des données de précipitations mesurées à Esternay (station Météo-France dans le bassin de la Superbe) montre que les moyennes annuelles sur la période 1960-2005 (742.7 +/- 130.9 mm) sont légèrement supérieures à celles de la station de Juniville dans le bassin de la Retourne (702.4 +/- 131.4 mm).

L'examen des moyennes mensuelles des 2 stations (Figure 20) montre que les mois d'été (juin, juillet et août) sont excédentaires sur Juniville comparativement à Esternay alors que pour le reste de l'année, Esternay apparaît plus arrosé que Juniville.

En considérant que la recharge s'effectue en période hivernale, cela pourrait signifier que la quantité d'eau infiltrée annuellement serait potentiellement plus élevée sur le bassin de la Superbe que sur celui de la Retourne. Cette hypothèse va à l'encontre des observations de vitesse de transfert moindre dans la zone non saturée de la Superbe que dans celle de la Retourne. Elle est également incohérente avec les données de débit spécifique obtenues sur chacun des 2 bassins, ceux-ci étant plus importants sur la Retourne.

Cette hypothèse d'une plus grande recharge potentielle sur la Superbe est sujette à caution. En effet, pour comparer les recharges potentielles, il faudrait également considérer les données d'évapotranspiration, d'occupation du sol et de type de sol, la réserve utile étant dépendante de ce dernier. Un examen plus critique de la représentativité des stations météorologiques retenues pour chaque bassin devrait aussi être mené.

A titre d'information, les normales des pluies efficaces sur la période 1946-2001 estimées par le Ministère de l'écologie et du développement durable⁵ sont :

- Pour le bassin de la Retourne : 168 mm à Neufelize, 170 mm à Juniville et 195 mm à Leffincourt ;
- Pour le bassin de la Superbe : 181 mm à Linthelles, 172 mm à Euvy et 184 mm à Sézanne.

⁵ Précipitations efficaces, correspondant à l'eau disponible pour l'écoulement exprimées en mm. Calculs effectués à partir d'un bilan hydrique à pas de temps mensuel avec une valeur de RU pour chaque commune et en prenant comme végétation "référence gazon". Séries climatiques étendues et homogénéisées d'après des données de base provenant de Météo France. Carte produite par le Bureau de la connaissance des milieux aquatiques, Direction de l'Eau, Ministère chargé de l'Environnement. <http://eaufrance.eway.fr/docs/bsh/bsh1202/homebsh.htm>

Détermination de la vitesse de transfert des nitrates en zone non saturée crayeuse. Phases 2 et 3 : Etude de deux bassins versants à enjeu : La Retourne et La Superbe.

S'appuyant sur ces informations, il semblerait que les différences potentielles entre les pluies efficaces moyennes des 2 bassins soient peu importantes (Figure 19).

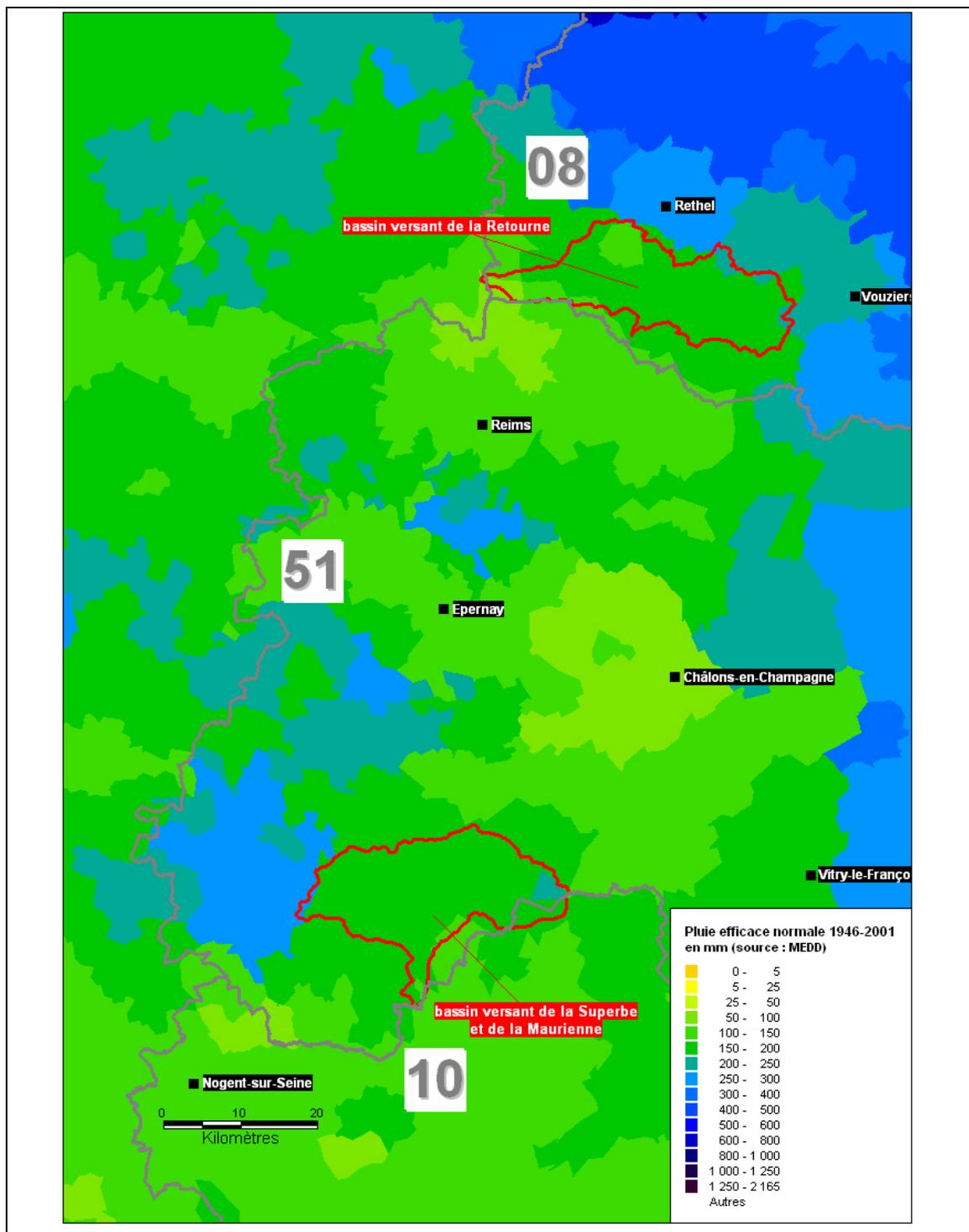


Figure 19 – Extrait de la carte de France des précipitations efficaces moyennes sur la période 1946-2001 (D'après le MEDD) et situation des bassins versants étudiés

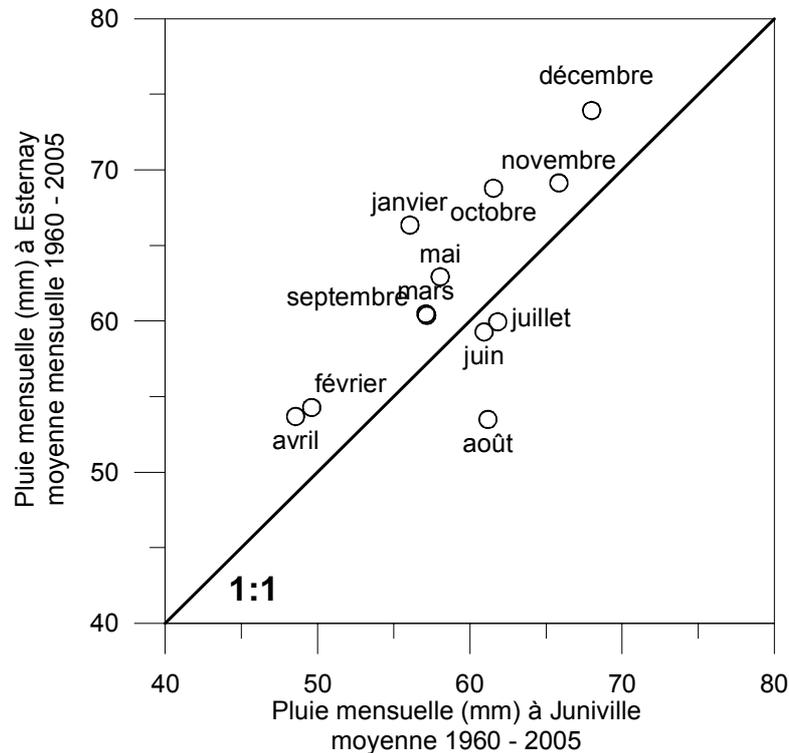


Figure 20 - Comparaison des pluies moyennes mensuelles à Juniville et Esternay

Applications d'eaux résiduaires

En plus de différences constatées au niveau des précipitations, il convient également de souligner que les parcelles Pauvres et Alincourt ont fait l'objet d'applications d'eaux résiduaires alors qu'aucune déclaration d'apport d'eau n'a été enregistrée sur Corroy et Saint-Saturnin. Les apports ont été de 125, 95 et 40 mm en 1989-1990-1991 sur luzerne à Pauvres et de 92 mm en 2003 à Alincourt sur chicorée. Ces apports sont conséquents au regard des précipitations annuelles (702.4 mm). De tels apports à l'échelle de la parcelle ou du bassin pourraient avoir des incidences sur la recharge et donc sur la vitesse moyenne de transfert.

Succession culturale

Outre l'aspect climatique et d'apports d'eau, il est possible que la succession culturale ait eu une incidence sur la quantité d'eau infiltrée. En effet, certaines cultures sont plus consommatrices d'eau que d'autres. Les besoins en eau du maïs peuvent être considérés de l'ordre de 0.5 m par an pour la betterave, 0.38 m pour le blé et 0.76 m pour la luzerne (Ballif et Hervé, 1990). Ainsi, sur la parcelle Corroy, entre 1990 et 2005, la betterave n'a jamais été cultivée, le blé et escourgeon ont été cultivés 7 années et la parcelle a été en jachère 4 années. A Alincourt pour la période 1986-2005, la betterave a été cultivée 4 années et la luzerne a été implantée pendant 5 années. A Pauvres, pour la période 1980-2005, la betterave a été cultivée 4 années et la luzerne 3 années.

Porosité de la craie

Une différence de porosité de la craie pourrait également engendrer une différence de vitesse de migration. Sur le bassin de Hesbaye (Belgique), Brouyère et al., 2004 ont ainsi observé des porosités dans la craie variant de 0.38 à 0.51 avec une valeur moyenne de 0.44.

Position topographique et recouvrement

Comme mentionné lors de la présentation des 2 bassins, les forages d'Alincourt et de Pauvres ont été réalisés à flanc de vallée principale contrairement à Corroy qui se trouve au niveau d'une butte. Cette différence en terme de position topographique pourrait avoir une incidence sur la transmissivité (et donc la vitesse de transfert), la craie étant généralement considérée comme moins fissurée et moins productive sur les plateaux qu'au niveau des vallées. De plus, sur le bassin de la Superbe, la présence en plus grande quantité de formations superficielles que sur le bassin de la Retourne mais aussi la disparition relativement récente (à l'échelle géologique) de la couverture tertiaire pourraient expliquer une vitesse d'infiltration apparemment plus lente sur le bassin de la Superbe que sur celui de la Retourne.

Echantillonnage

Enfin, il convient de noter que le pas d'échantillonnage était de 0.5 m, et qu'il est donc supérieur ou égal aux vitesses estimées de transfert de l'eau. Une incertitude sur l'estimation des vitesses doit donc être prise en compte.

3.6 ESTIMATION DE LA RECHARGE

La somme de la quantité d'eau contenue dans chacun des profils comparée à la somme des précipitations sur la période correspondant à la hauteur du profil permet d'estimer le taux de recharge pour la période 1960-2005 ainsi que la quantité d'eau moyenne infiltrée annuellement sur cette même période (Tableau 3).

La recharge calculée à partir des 3 profils est respectivement de **177 mm, 206 mm et 270 mm** pour Corroy, Alincourt et Pauvres. Le calcul de la quantité d'eau dans le profil est réalisé en considérant une densité de la craie de 1.51 g/cm^3 (Brouyère et al., 2004).

A titre indicatif et comme précédemment cité, les pluies efficaces normales estimées sur la période 1946-2001 par le MEDD sont :

- Pour la Retourne de l'ordre de **168 à 195 mm** (168 mm à Neufelize, 170 mm à Juniville et 195 mm à Leffincourt). Ces valeurs apparaissent donc inférieures aux valeurs estimées à Pauvres et Alincourt.
- Pour le bassin de la Superbe de l'ordre de **172 à 184 mm** (181 mm à Linthelles, 172 mm à Euvy et 184 mm à Sézanne). Ces valeurs sont proches de la recharge estimée à Corroy.

La différence obtenue entre les deux méthodes pour le bassin de la Retourne pourrait être attribuée à l'existence de remontées capillaires qui permettent de maintenir une

teneur en eau importante dans la zone non saturée, apport qui n'est pas pris en compte dans le bilan tel qu'il a été effectué dans notre étude. La seule prise en compte de la teneur en eau du profil et donc l'omission des remontées capillaires peut donc conduire à une surestimation des quantités d'eau infiltrées.

Les recharges moyennes estimées sont cohérentes avec les valeurs estimées dans la région par le biais de modélisations GARDENIA : 161 mm pour le bassin de la Retourne (ANTEA, 1999), 186 mm pour le bassin de la Somme-Soude dans le département de la Marne (Rapport BRGM RP-54178-FR de 2006), 201 mm pour le bassin versant de la Barbuise dans le département de l'Aube (BRGM/RP-53178-FR de 2004).

	PAUVRES	ALINCOURT	CORROY
Quantité d'eau dans tout le profil (mm)	22879	11607	11560
Epaisseur du profil (m)	34.5	18	18
Vitesse moyenne estimée (m/an)	0.41	0.32	0.28
Période équivalente	1921-2005	1949-2005	1941-2005
Pluie cumulée sur la période (mm)	Non disponible	Non disponible	Non disponible
Pluie cumulée entre 1960-2005 (mm) (<i>données disponibles</i>)	32309.6 (Juniville)	32309.6 (Juniville)	34162.3 (Esternay)
Epaisseur du profil correspondant à la période 1960-2005 (m)	18.45	14.4	12.6
Quantité d'eau dans le profil correspondant à la période 1960-2005 (mm)	12155	9255	7973
Taux de recharge (%)	37	29	23
Quantité moyenne annuelle d'eau infiltrée (mm)	270	206	177

Tableau 3 - Paramètres nécessaires à l'évaluation du taux de recharge sur les parcelles étudiées

3.7 APPORT DES MESURES DE TRITIUM DANS LA ZONE NON SATURÉE

La mesure des teneurs en tritium des eaux extraites des solides de la zone non saturée crayeuse a permis d'identifier le processus de transfert de l'eau dominant dans la zone non saturée ainsi que d'estimer une vitesse moyenne de transfert pour 3 des parcelles étudiées.

En effet, les résultats ne sont pas probants pour la parcelle **Saint-Saturnin** dans la mesure où la zone non saturée est peu épaisse (4.5 m) et que le pic tritium n'a pas été mis en évidence.

Pour les parcelles **Pauvres, Alincourt et Corroy**, la mise en évidence d'un pic de tritium relativement symétrique permet de conclure que le mode de transfert dominant dans la zone non saturée crayeuse est le transfert par effet piston (convection) accompagné des processus de dispersion. La position du pic (teneur maximale ou centre de masse) permet d'estimer des vitesses de transfert comprises entre **0.27 à 0.59 m/an**. Ces faibles valeurs sont cohérentes avec les valeurs obtenues dans le cadre d'études précédemment menées dans le secteur ou plus largement dans la craie. Les valeurs obtenues sont supérieures pour le bassin de la Retourne (Pauvres, Alincourt) à celle obtenue sur le bassin de la Superbe (Corroy).

La différence constatée de vitesse de transfert pour chacune des parcelles est sujette à caution dans la mesure où le pas d'échantillonnage (0.5 m) est supérieur aux vitesses estimées. Toutefois, plusieurs hypothèses (incidence des conditions climatiques, de la porosité de la craie, des réserves utiles des sols des 2 bassins) sont émises pour expliquer cette variabilité. Aucune de ces hypothèses ne peut être validée ou confirmée sur la base des données acquises au cours de cette étude.

En s'appuyant sur les vitesses de transfert estimées, la recharge moyenne annuelle a été calculée par comparaison entre le volume d'eau contenu dans le profil d'épaisseur égale au produit de la vitesse de transfert et du nombre d'années considérés (45 dans le cas présent) et la pluie cumulée sur la période 1960-2005.

4 Profils de nitrates dans la zone non saturée

4.1 LES CONCENTRATIONS MESUREES EN NITRATES

Le laboratoire d'analyses de l'INRA à Laon a procédé sur chaque échantillon collecté au dosage des nitrates suivant la norme N10304-1 (prise d'échantillon d'environ 10 g de solide frais extrait avec une solution molaire de KCl de 100 ml). La limite de quantification est de 2 mg/kg de N-NO₃. La Figure 21 et la Figure 22 présentent les concentrations en azote (exprimées en N-NO₃) enregistrées en fonction de la profondeur pour chaque carottage étudié.

Comme pour le tritium, la mesure est attribuée à la base du segment de carotte concerné (exemple : point à 50 cm pour le segment carotté allant de 0 à 50 cm, l'échantillonnage ayant été réalisé de façon privilégiée à la base du segment). Les activités inférieures à la limite de quantification sont représentées comme égales à 2 mg/kg.

Pour le bassin de la Retourne (Figure 21), les profils mesurés sur les parcelles de Pauvres et Alincourt montrent des teneurs maximales de 13.17 et 20.51 mg/kg à 3.5 et 1 m de profondeur, respectivement. Les teneurs en nitrates fluctuent globalement entre 4 et 14 mg/kg jusque 20 m de profondeur pour la parcelle Pauvres. Elles décroissent régulièrement à partir de 17.5 m (9.98 mg/kg) pour devenir inférieures à la limite de quantification au-delà de 25.5 m de profondeur. Pour Alincourt, au-delà de 17 m, les teneurs sont très proches de la limite de quantification.

Pour le bassin de la Superbe (Figure 22), les profils mesurés sur les parcelles de Corroy et Saint-Saturnin présentent des concentrations maximales de 17.77 et 9.41 mg/kg à 8 et 3 m de profondeur, respectivement. Pour la parcelle Corroy, les concentrations sont inférieures à la limite de quantification au-delà de 14.5 m de profondeur. Pour Saint-Saturnin, les concentrations varient de 3.92 à 9.41 mg/kg de N-NO₃.

Détermination de la vitesse de transfert des nitrates en zone non saturée crayeuse. Phases 2 et 3 : Etude de deux bassins versants à enjeu : La Retourne et La Superbe.

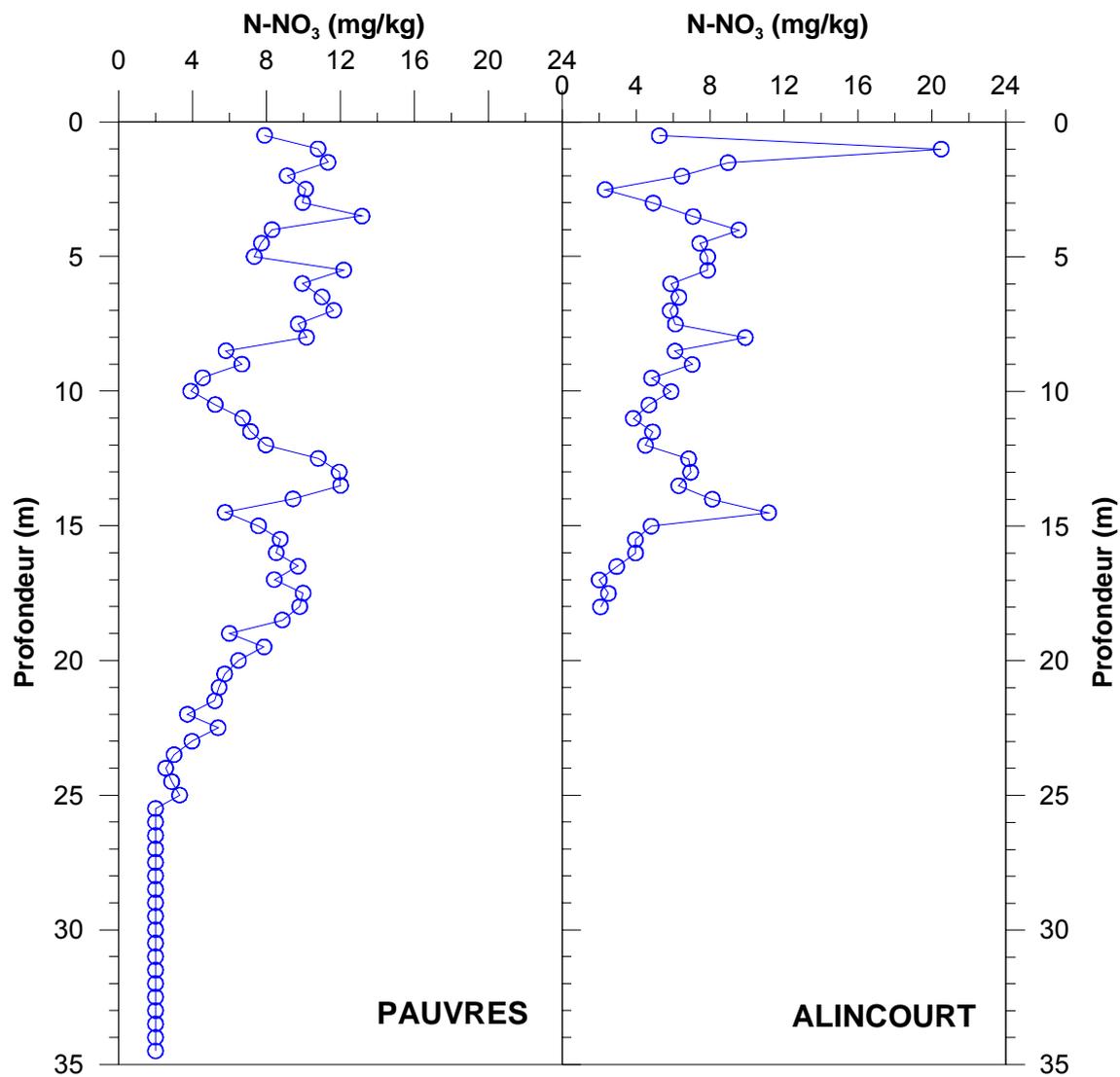


Figure 21 - Evolution avec la profondeur des teneurs en azote dans la zone non saturée de Pauvres et Alincourt (08)

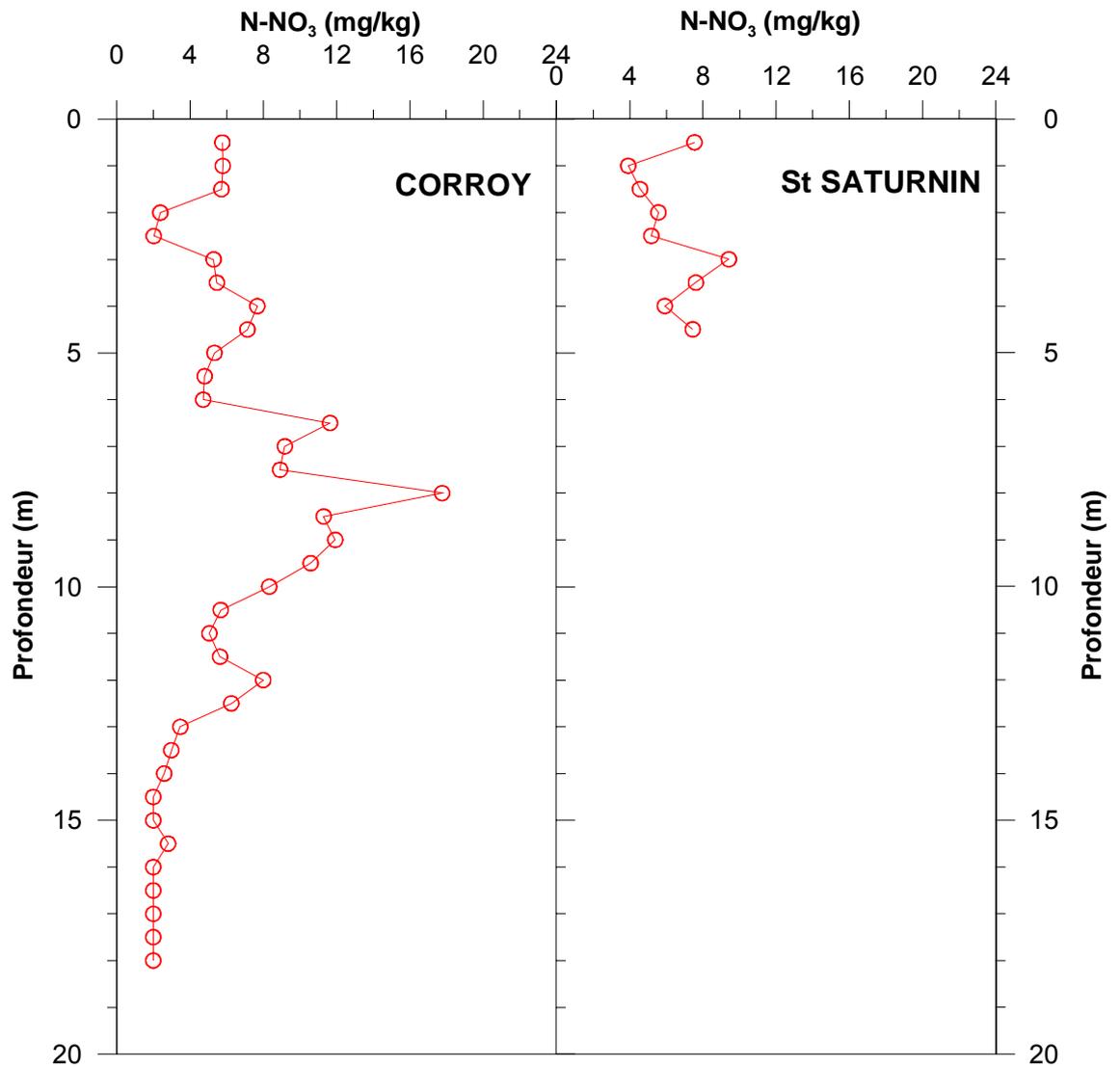


Figure 22 - Evolution avec la profondeur des teneurs en azote dans la zone non saturée de Corroy et Saint-Saturnin (51)

La présence d'échantillons présentant des teneurs inférieures à la limite de quantification à la base de profils Pauvres, Alincourt et Corroy peut signifier que les nitrates n'ont pas encore atteint ces profondeurs. Ces segments correspondraient donc à des années pour lesquelles la fertilisation était faible voire nulle. Il s'agirait donc d'années antérieures à la mise en culture des parcelles ou à l'intensification de l'agriculture, probablement vers les années 60.

Selon les données collectées par la Chambre d'Agriculture des Ardennes auprès des agriculteurs, la parcelle de Pauvres était en savart (bois clairsemé avec parcours à moutons) jusqu'au remembrement de 1954 alors que la parcelle d'Alincourt serait cultivée depuis au moins 1945. Toutefois, aucune information n'est disponible sur l'usage réel des parcelles et les éventuelles fertilisations réalisées dans les années 50-80. Les informations détaillées débutent en 1980 pour Pauvres et 1982 pour Alincourt.

Pour les parcelles de Corroy et de Saint-Saturnin, les informations détaillées transmises par la Chambre d'Agriculture de la Marne et recueillies auprès des agriculteurs débutent en 1990.

La Figure 23 et la Figure 24 permettent de visualiser l'**évolution des teneurs en eau pondérales** mesurées pour chacun des profils. Les teneurs moyennes en eau sont de 220 g/kg (+/-22.95 ; n=69) pour Pauvres, 214 g/kg (+/-11.93 ; n=36) pour Alincourt, 213 g/kg (+/-17 ; n=36) pour Corroy et 207 g/kg (+/-18 ; n=9) pour Saint-Saturnin.

Il apparaît qu'au-delà de quelques mètres (2 à 4 m selon la parcelle), les teneurs en eau sont stables sur tout le profil, observation classiquement faite pour les zones non saturées crayeuses. Par conséquent, si on considère que tous les nitrates sont en solution dans l'eau du sol, le profil des concentrations exprimées en mg/L a la même allure que le profil des concentrations en mg/kg.

Afin de convertir les données mesurées en mg/kg de N-NO₃ en nitrates en mg/L et en l'absence de données mesurées de densité de la craie, la valeur de 1.51 g/cm³ a été retenue. Cette valeur est la moyenne obtenue par Brouyère *et al.* (2004) sur la craie, la gamme de valeur étant de 1.33 à 1.68 g/cm³.

La Figure 23 et la Figure 24 permettent de visualiser les **teneurs estimées en nitrates dans l'eau de la zone non saturée** (par souci de clarté les valeurs extrêmes > 300 mg/L estimées dans les horizons de surface de Pauvres et Alincourt n'ont pas été représentées). A la base des profils, les valeurs mesurées sur les solides inférieures à 2mg/kg (limite de quantification) et pour lesquels cette valeur est retenue pour la représentation équivalent à des teneurs en nitrates dans l'eau de l'ordre de 26 mg/L selon la teneur en eau des solides. Ces valeurs finalement élevées pour des niveaux supposés non contaminés sont en fait biaisées par la limite de quantification assez élevée pour les mesures sur les solides. L'eau des niveaux les plus bas a vraisemblablement une concentration en nitrates beaucoup plus faible que ce qui est représenté. Sur les 4 profils étudiés, avec l'hypothèse de calcul retenue pour la densité de la craie et considérant que tous les nitrates sont en solution, quasiment tous les horizons contaminés présentent des teneurs en nitrates dans les eaux supérieures à 50 mg/L.

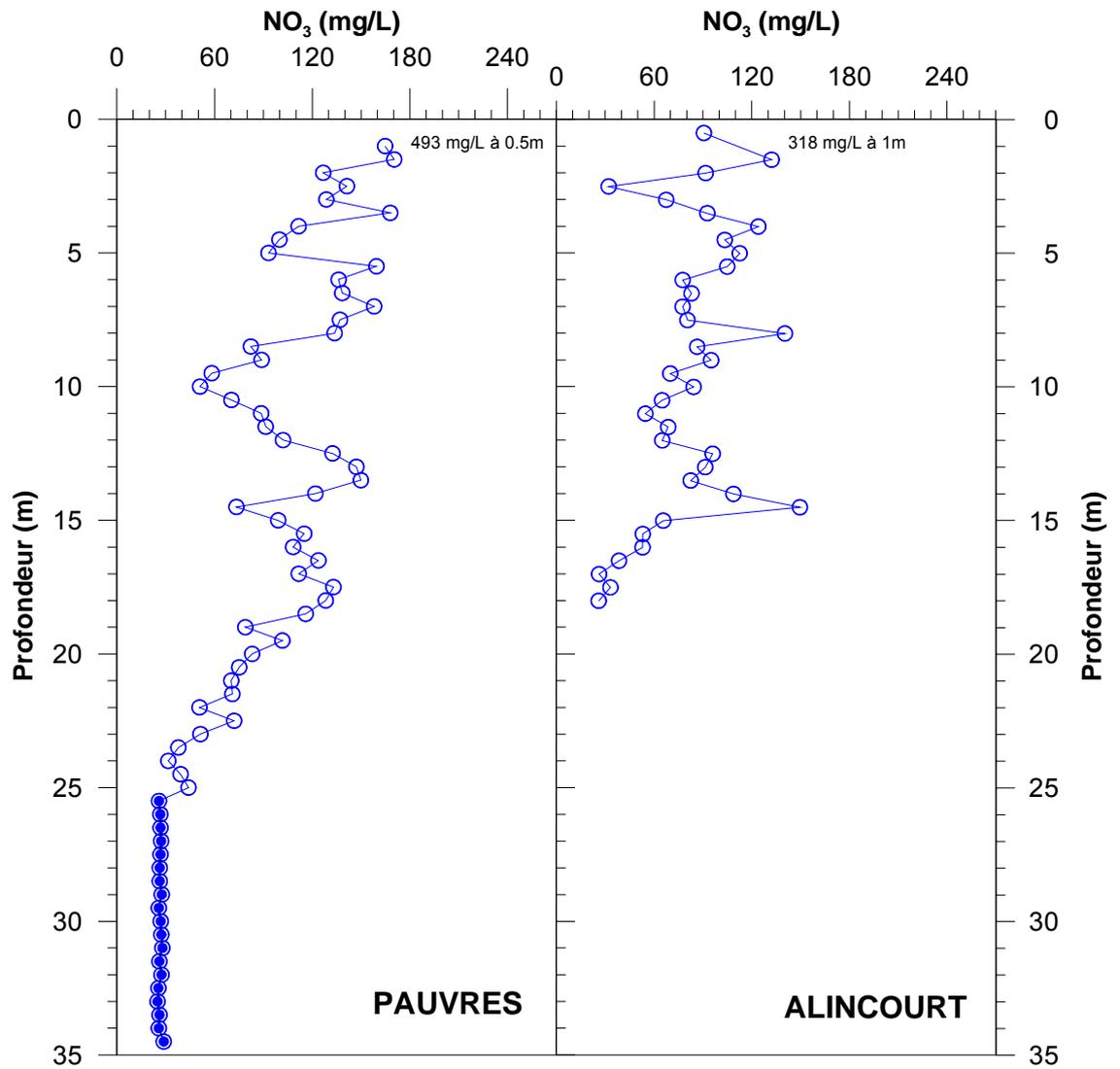


Figure 23 - Profils de concentration en nitrates dans l'eau de la zone non saturée (densité estimée à 1.51 g/cm³) au niveau de Pauvres et Alincourt (08). Valeurs supérieures à 300 mg/L non représentées. (les symboles pleins correspondent aux concentrations sur le solide inférieures à la limite de quantification et fixées arbitrairement à la limite de quantification)

Détermination de la vitesse de transfert des nitrates en zone non saturée crayeuse. Phases 2 et 3 : Etude de deux bassins versants à enjeu : La Retourne et La Superbe.

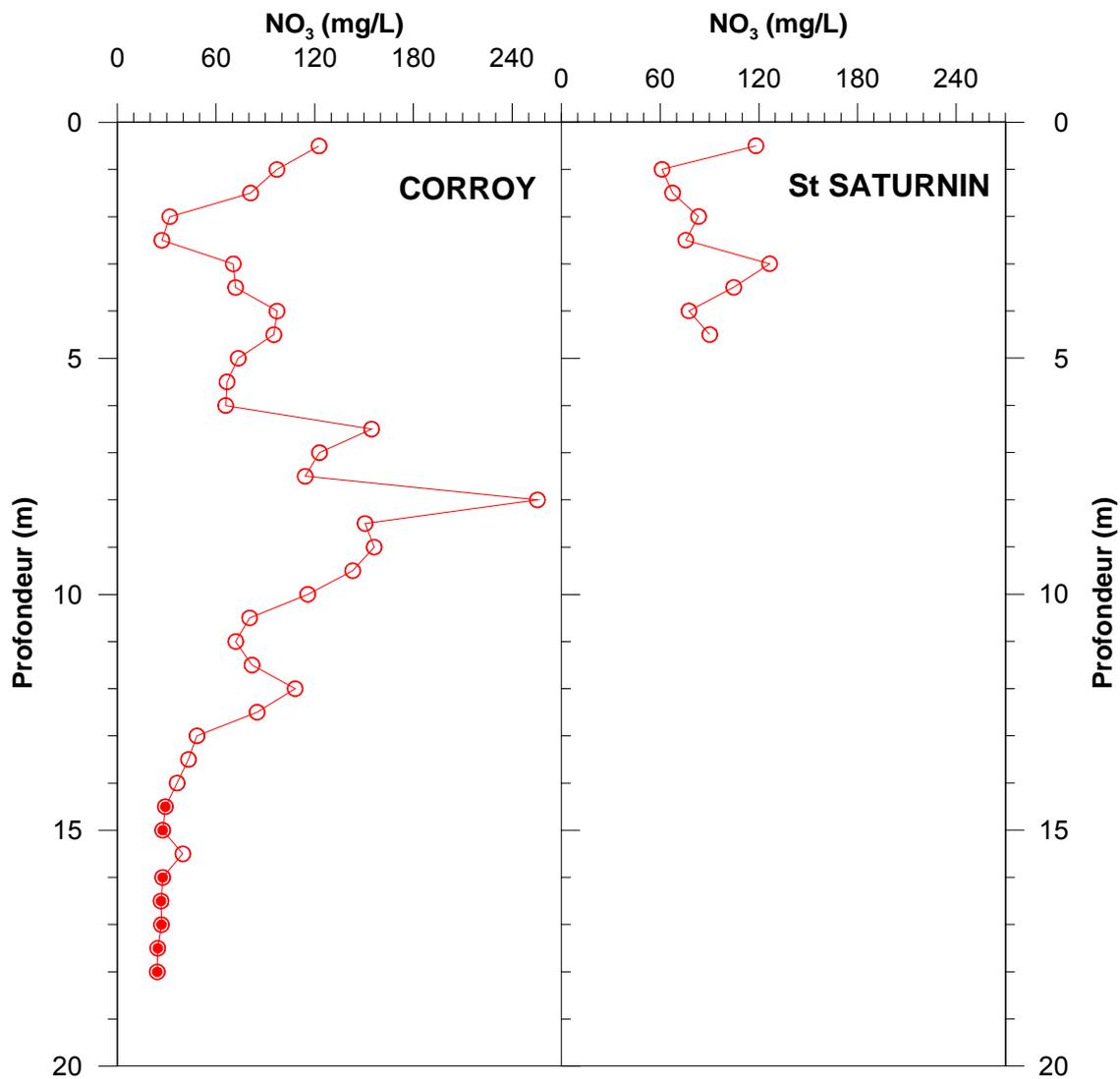


Figure 24 - Profils de concentration en nitrates dans l'eau de la zone non saturée (densité estimée à 1.51 g/cm^3) au niveau de Corroy et Saint-Saturnin (51) (les symboles pleins correspondent aux concentrations sur le solide inférieures à la limite de quantification et fixées arbitrairement à la limite de quantification)

4.2 COMPARAISON DES DONNEES NITRATES ET TRITIUM

L'observation des profils nitrates ne permet pas de rattacher une concentration nitrates à une année particulière ou à une culture. L'estimation des vitesses moyennes de transfert réalisées à partir des dosages tritium permet de faire correspondre une profondeur à une année.

Dans la mesure où tous les échantillons n'ont pas été analysés, l'estimation des vitesses retenue est celle réalisée avec la position du centre de masse. Dans la mesure où la vitesse retenue est une moyenne sur 42 ans et considérant que cette vitesse est probablement variable d'une année à l'autre suivant notamment le contexte climatique, l'essai de datation des nitrates peut être entaché d'un certain biais.

Seule une estimation annuelle de l'infiltration – basée par exemple sur une modélisation – pourrait permettre de réduire ce biais. Une autre hypothèse de travail est que les nitrates migrent à la même vitesse que l'eau.

Considérant ces 2 hypothèses, les teneurs en nitrates inférieures à 2 mg/kg de N-NO₃, seraient donc antérieures à 1945 **pour la parcelle de Pauvres** (Figure 25). Les teneurs les plus importantes en nitrates correspondraient aux années 1972-1973 et 1991. Aucune information n'est disponible quant aux fertilisations réalisées dans les années 70. En revanche, il est possible que les plus fortes teneurs en 1991 soient liées aux apports d'eaux résiduaires réalisées de 1989 à 1991 sur la luzerne ou à la remise en culture de blé de la parcelle en 1992.

Pour la parcelle d'Alincourt, les faibles teneurs en nitrates enregistrées à la base du profil seraient antérieures aux années 50 (Figure 26). Un pic de nitrates serait lié à l'année 1960 mais aucune information sur les pratiques culturales n'est disponible pour cette année. De la même façon, aucune information n'est disponible pour tenter d'expliquer le pic attribué à l'année 1980. Les informations disponibles sur les pratiques montrent que les années 1984 et 1985 ainsi que 1995 à 1997 étaient en luzerne culture précédée d'une jachère et qu'aucun apport azoté n'a été réalisé. Cette absence d'apport pourrait expliquer les faibles teneurs enregistrées et la diminution des teneurs rencontrées entre 1.5 et 4 m de profondeur. Le pic important de nitrates observé à 1m de profondeur pourrait résulter des pratiques des années 2000-2001. La fertilisation n'a pas été différente des autres années mais il est possible que le caractère pluviométrique fortement excédentaire en 2000 et 2001 ait conduit à un lessivage important des nitrates.

Pour la parcelle Corroy, les faibles teneurs en nitrates à la base du profil seraient antérieures aux années 60 (Figure 27). Aucune information sur les pratiques n'est malheureusement disponible pour expliquer le pic de nitrates observé vers 8 m de profondeur et qui correspondrait aux années 1975-1980.

Détermination de la vitesse de transfert des nitrates en zone non saturée crayeuse. Phases 2 et 3 : Etude de deux bassins versants à enjeu : La Retourne et La Superbe.

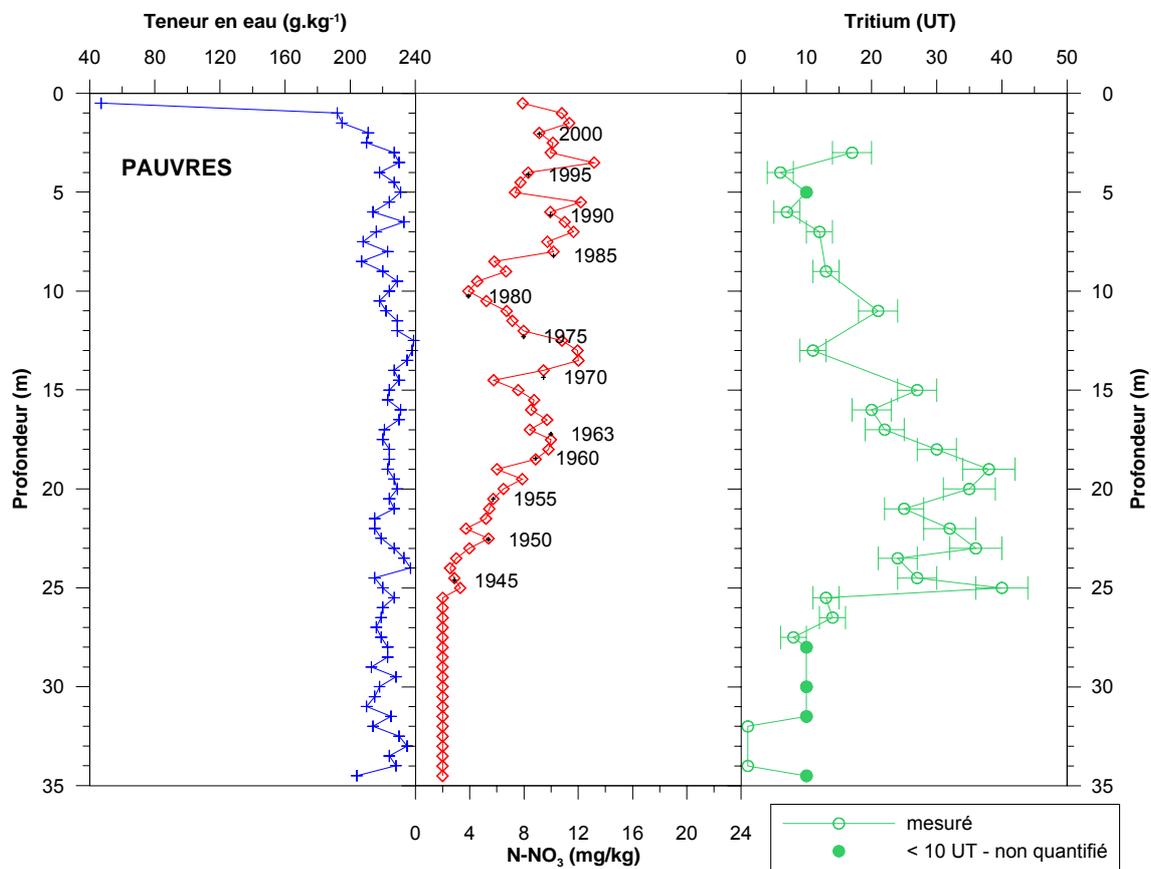


Figure 25 - Teneurs en eau pondérales, teneur en nitrates et teneur en tritium sur le profil de Pauvres (08)

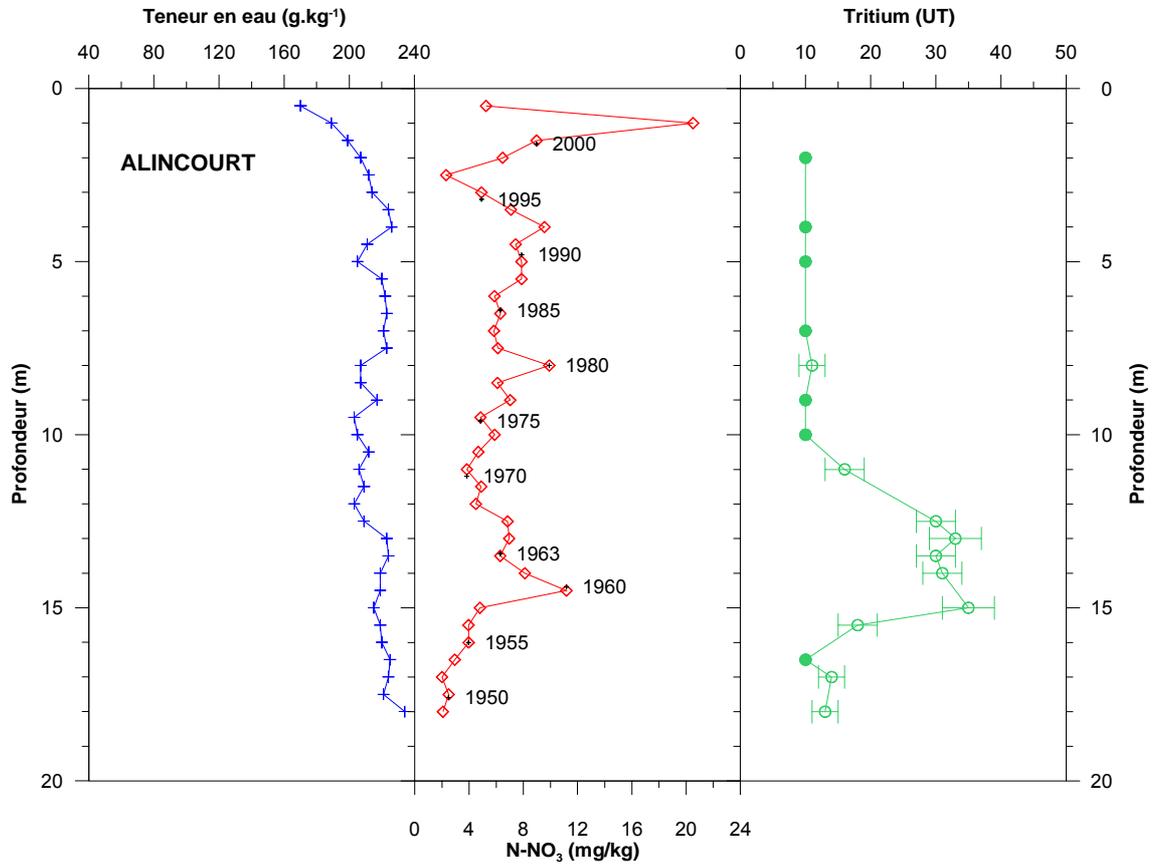


Figure 26 - Teneurs en eau pondérales, teneur en nitrates et teneur en tritium sur le profil d'Alincourt (08)

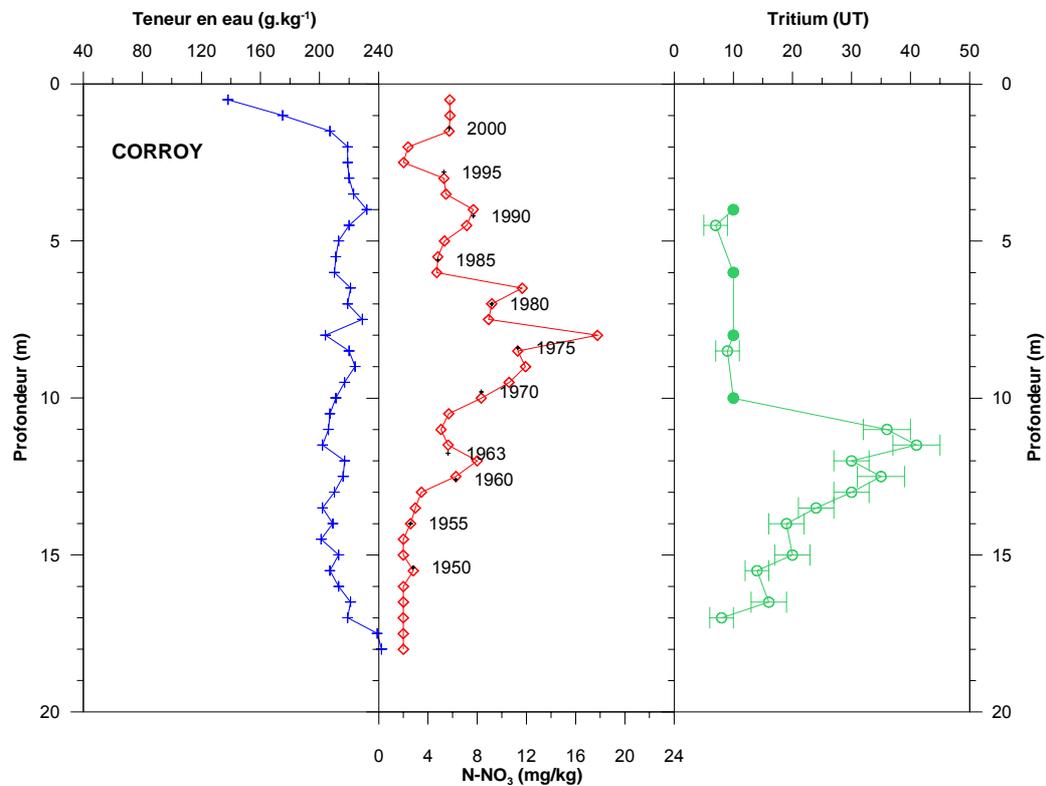


Figure 27 - Teneurs en eau pondérales, teneur en nitrates et teneur en tritium sur le profil de Corroy (51)

Afin de compléter les données disponibles en terme de fertilisation qui s'avèrent trop récentes au regard des vitesses de transfert, l'édition de 1957 de l'annuaire statistique régional du Ministère de l'Agriculture a été consulté.

Il montre que dans les 2 départements (Ardennes et Marne), les quantités d'azote utilisées ont au moins doublé entre 1946 et 1954 (Figure 28), témoignant du début de l'intensification de l'agriculture dans les années 50.

Ces données sont cohérentes avec les profils nitrates obtenus dans cette étude (Figure 25, Figure 26, Figure 27) qui montrent que les teneurs en nitrates mesurées à la base des profils et qui commencent à être supérieures à la limite de quantification correspondent aux années post 1950.

La comparaison des quantités annuelles utilisées entre les 2 départements n'est pas évidente dans la mesure où les deux départements n'ont pas la même superficie (5227 km² pour les Ardennes et 8164 km² pour la Marne) mais aussi parce que l'occupation du sol peut diverger (les Ardennes étant par exemple un département plus boisé). Toutefois, à titre indicatif la charge en azote par km² a été estimée en considérant la quantité annuelle épandue et la superficie totale du département. Cette approche laisse supposer que la charge azotée a été plus importante dans les années 50 dans la Marne que dans les Ardennes (Figure 28).

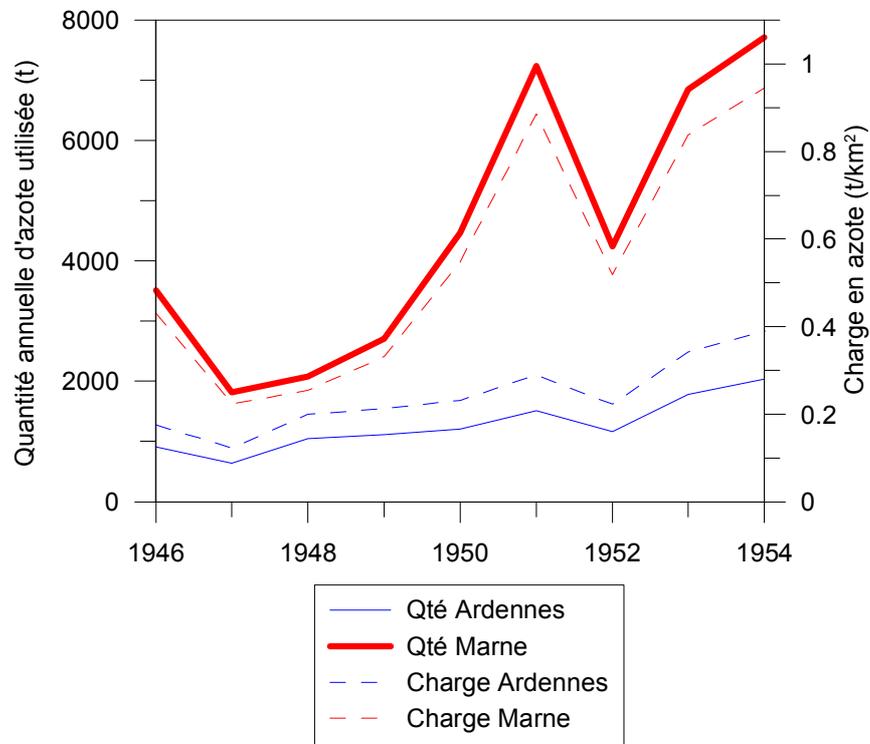


Figure 28 - Quantités annuelles d'azote utilisées dans les départements des Ardennes et de la Marne (période 1946-1951 ; source annuaire statistique régional du Ministère de l'Agriculture)

Détermination de la vitesse de transfert des nitrates en zone non saturée crayeuse. Phases 2 et 3 : Etude de deux bassins versants à enjeu : La Retourne et La Superbe.

A titre indicatif, les données de l'UNIFA (Union des Industries de la Fertilisation) portant sur les ventes (Observatoire de la craie n°8 de janvier 2007 publiée par la DIREN Champagne-Ardenne) montrent que les quantités estimées d'azote minéral apporté sur craie sont de l'ordre de 184 kg/ha pour la saison culturale 2004-2005, témoignant de l'augmentation très nette de la pression anthropique depuis les années 50. Aux apports d'azote minéral, il conviendrait d'ajouter les apports d'engrais organiques tels que le fumier ou les fientes, les apports industriels etc... pour avoir une meilleure connaissance de la pression anthropique, par exemple à l'échelle d'un département.

4.3 EVALUATION DES STOCKS DE NITRATES DANS LA ZONE NON SATURÉE

La détermination des concentrations en nitrates sur chaque profil permet d'estimer les stocks de nitrates présents dans la zone non saturée (Tableau 4).

En l'absence de données mesurées de densité apparente de la craie sur les différents sites étudiés (cette mesure n'était pas compatible avec la technique de prélèvement retenue), une valeur de 1.51 g/cm^3 a été considérée sur l'ensemble des 4 profils. Cette valeur correspond à la valeur moyenne obtenue par Brouyère *et al.* (2004) sur la craie du bassin de Hesbaye en Belgique ; les valeurs mesurées par les auteurs varient de 1.33 et 1.68 g/cm^3 .

La Figure 29 permet de visualiser l'évolution des stocks de nitrates avec la profondeur pour chacun des profils.

- Dans la partie 0-5 m qui est commune aux 4 profils, les évolutions sont assez linéaires.
- Les 2 profils du **bassin de la Superbe** dans la Marne (Corroy et Saint-Saturnin) présentent des stocks de nitrates moindres que les 2 profils mesurés sur le **bassin de la Retourne** dans les Ardennes (Pauvres et Alincourt). Cette différence pourrait être liée aux pratiques culturales (type de cultures et fertilisation) ou à un lessivage plus important lié à une plus grande recharge dans le bassin de la Retourne.
- Lorsque l'ensemble du profil est considéré, le stock de nitrates au niveau de la parcelle **Corroy** devient plus proche de celui d'**Alincourt**, pouvant être même supérieur à certaines profondeurs.
- **Pauvres** correspond à la parcelle ayant les stocks les plus importants quelque soit la profondeur considérée.
- Pour **Corroy** et **Alincourt**, la courbe présente une rupture de pente vers 15 m de profondeur, l'augmentation de la profondeur se traduisant par une plus faible augmentation du stock de nitrates.
- Pour **Pauvres**, ces ruptures de pente interviennent à une profondeur plus importante, environ 22 m. Ces ruptures de pente résultent des faibles teneurs en nitrates enregistrées à la base des profils.

La **quantité moyenne d'azote par mètre de craie** estimée pour chaque profil comme étant le ratio entre le stock de d'azote et la profondeur totale est de **94.0 à 95.8 kgN/m/ha** pour Pauvres, Alincourt et Saint-Saturnin (valeurs très proches) et légèrement plus faible pour Corroy avec **87.4 kgN/m/ha**.

Détermination de la vitesse de transfert des nitrates en zone non saturée crayeuse. Phases 2 et 3 : Etude de deux bassins versants à enjeu : La Retourne et La Superbe.

CARACTERISTIQUES DU STOCK DE NITRATES	PAUVRES	ALINCOURT	CORROY	Saint-Saturnin
Stock de 0 à 4.5m en mg N-NO ₃ /kg /ha	667.6	547.5	356.8	431.2
Stock sur toute la hauteur du profil en mg N-NO ₃ /kg /ha	3242.6	1704.3	1572.5	431.2
	sur 34.5 m	sur 18 m	sur 18m	sur 4.5 m
Quantité moyenne mg N-NO ₃ /kg / ha et par m de craie	94.0	94.7	87.4	95.8

Tableau 4 - Evaluation des stocks de nitrates sur les 4 parcelles étudiées

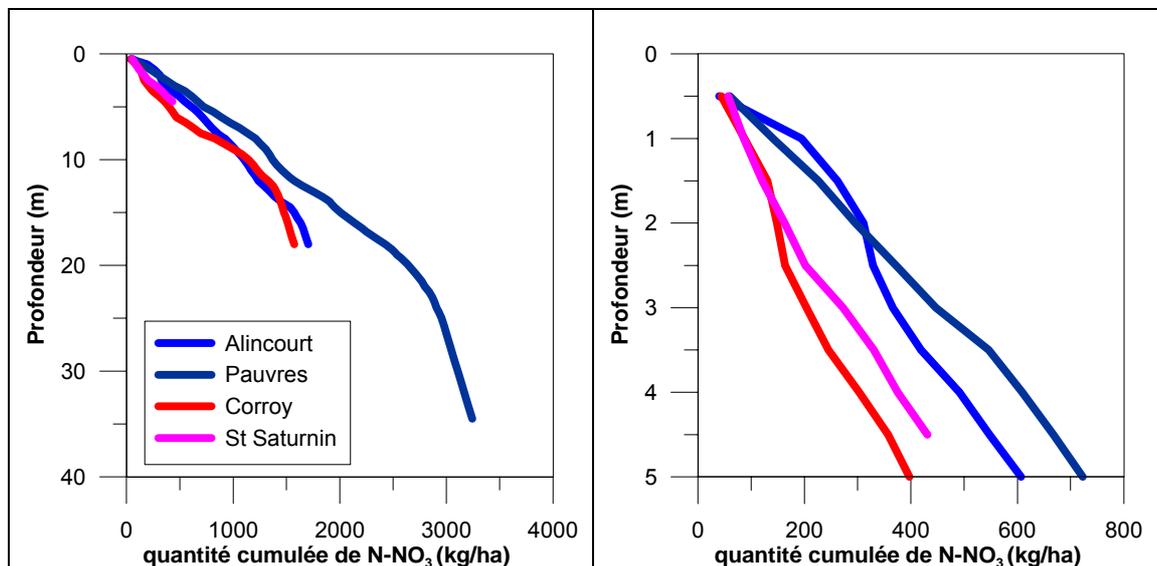


Figure 29 - Quantité cumulée de N-NO₃ en fonction de la profondeur sur l'ensemble des profils et sur la partie 0-5 m de profondeur

4.4 EVALUATION DES FLUX DE NITRATES

Les fertilisations à la parcelle sont connues depuis 1990 pour les 4 parcelles étudiées. La comparaison entre le stock de nitrates présent dans l'épaisseur du profil de zone non saturée depuis cette date et les quantités apportées permet d'estimer les flux moyens de nitrates (Tableau 5). La vitesse de transfert n'ayant pas pu être déterminée pour la parcelle Saint-Saturnin, le calcul ne peut pas être mené pour cette parcelle. Sur les autres parcelles, ce bilan est toutefois sujet à caution dans la mesure où la teneur en azote des eaux résiduelles appliquées sur les parcelles Pauvres et Alincourt est inconnue ; une quantité d'azote appliquée n'est donc pas prise en compte.

La quantité d'azote présente dans les profils de craie représente moins de 6% de la quantité appliquée. Les autres 94 % correspondent à la partie de l'azote consommée par les plantes, les pertes par volatilisation ou lessivage.

	PAUVRES	ALINCOURT	CORROY
Vitesse moyenne estimée (m/an)	0.41	0.32	0.28
Profondeur correspondant à la période 1990-2005 (m)	6.15	4.8	4.2
Fertilisation pour cette période (kg N/ha)	1607	1603	1400
Stock de N en kg /ha	91	58	32
% de N dans le profil par rapport aux entrées	5.7(*)	3.6(*)	2.3

(*) bilan probablement sous-estimé dans les mesures où tous les apports d'azote n'ont pas pu être pris en compte

Tableau 5 - Evaluation des flux de nitrates sur les 3 parcelles étudiées

4.5 CONCLUSIONS

Les mesures de concentration en azote sur les solides récupérés lors des 4 forages ont permis de caractériser les **variations de teneur en azote avec la profondeur**.

- **Pour le bassin de la Retourne**, les profils mesurés sur les parcelles de Pauvres et Alincourt montrent des teneurs maximales de 13.17 et 20.51 mg/kg à 3.5 et 1 m de profondeur, respectivement. Les teneurs en nitrates fluctuent globalement entre 4 et 14 mg/kg jusqu'à 20 m de profondeur pour la parcelle Pauvres. Elles décroissent régulièrement à partir de 17.5 m (9.98 mg/kg) pour devenir inférieures à la limite de quantification au-delà de 25.5 m de profondeur. Pour Alincourt, au-delà de 17 m, les teneurs sont très proches de la limite de quantification.
- **Pour le bassin de la Superbe**, les profils mesurés sur les parcelles de Corroy et Saint-Saturnin présentent des concentrations maximales de 17.77 et 9.41 mg/kg à 8 et 3 m de profondeur, respectivement. Pour la parcelle Corroy, les concentrations sont inférieures à la limite de quantification au-delà de 14.5 m de profondeur. Pour Saint-Saturnin, les concentrations varient de 3.92 à 9.41 mg/kg de N-NO₃.

Les fluctuations des teneurs en nitrates sur les profils sont difficilement attribuables à une année particulière au regard des seules données d'assolement et de fertilisation transmises par les agriculteurs. En effet, il n'y a pas eu d'événement notable suffisamment long tel que l'arrêt de la fertilisation ou à l'inverse une fertilisation très largement excessive qui aurait pu induire une forte diminution ou à l'inverse une forte augmentation du lessivage des nitrates et aurait ainsi constitué un marqueur de datation.

En revanche, l'utilisation des mesures tritium pour déterminer une vitesse moyenne d'infiltration de l'eau et supposant que les solutés (nitrates) migrent à la même vitesse que l'eau a permis **d'associer un âge théorique** à l'eau qui se trouve à **une profondeur donnée** et donc à une concentration en nitrates.

- La base des profils les plus profonds (Pauvres, Alincourt, Corroy) contient des eaux antérieures à 1950 et les teneurs en nitrates sont inférieures à la limite de quantification (< 2 mg/kg), donnée cohérente avec le fait que la pression agricole était sans doute faible à cette période.
- Les eaux postérieures (situées à des profondeurs moindres) ont des teneurs en nitrates qui nettement supérieures. Cette observation est cohérente avec les données de statistiques régionales qui montrent que les quantités d'azote ont été multipliées par 2 entre 1946 et 1954.

Sur les 4 profils étudiés, avec l'hypothèse de calcul retenue pour la densité de la craie et considérant que tout le stock de nitrates mesuré sur le solide passe dans l'eau du solide, quasiment tous les horizons correspondant à des profondeurs ayant pu être atteintes par des eaux postérieures à 1950, présentent des **teneurs en nitrates dans les eaux supérieures à 50 mg/L**.

La **quantité moyenne d'azote par mètre de craie** estimée pour chaque profil comme étant le ratio entre le stock d'azote et la profondeur totale est de **94.0 à 95.8 kgN/m/ha** pour Pauvres, Alincourt et Saint-Saturnin (valeurs très proches) et légèrement plus faible pour Corroy avec **87.4 kgN/m/ha**.

En terme de **prévision de l'évolution de la qualité de l'eau**, considérant que l'eau et les solutés associés s'infiltrent majoritairement sous l'effet de la convection-dispersion, les secteurs ayant une zone non saturée épaisse (plus de 15-25 m de profondeur suivant les observations réalisées sur les 3 profils) ne devraient pas présenter, à ce jour, de contamination de la nappe par les nitrates. Toutefois, la détérioration de la qualité de la nappe interviendra d'ici un nombre d'années dépendant de l'épaisseur de la zone non saturée. Pour les secteurs ayant une zone non saturée moindre, l'évolution de la qualité sera sans doute variable d'un point à un autre en fonction des historiques cultureux ayant conduit à la constitution de stocks de nitrates dans la zone non saturée plus ou moins importants comme observés sur les 4 profils étudiés.

Détermination de la vitesse de transfert des nitrates en zone non saturée crayeuse. Phases 2 et 3 : Etude de deux bassins versants à enjeu : La Retourne et La Superbe.

5 Suivi temporel de la qualité des eaux souterraines

Une campagne de prélèvement mensuelle pour le suivi de la qualité de l'eau sur les deux bassins versants étudiés (4 points d'observation par bassin) a été mise en place pour la période de septembre 2005 à août 2006.

5.1 CARACTERISATION GLOBALE DES EAUX SOUTERRAINES

Les détails des résultats d'analyse sont présentés en Annexe 4.

Balances ioniques

Le calcul des balances ioniques effectuées pour chaque analyse permet de vérifier la vraisemblance des concentrations mesurées. Les analyses sont jugées correctes lorsque la balance est comprise entre -1 et +1 et acceptables entre -5 et +5.

Il apparaît que les balances ioniques les moins satisfaisantes ont été obtenues lors de la campagne de juillet 2006 pour Pauvres, Alincourt, Avançon, Fère et Saint Saturnin. Les valeurs de -4.26 et 12.46 % obtenues pour Saint-Saturnin et Fère-Champenoise laissent penser que les concentrations annoncées par le laboratoire sont peu fiables. Dans la mesure où 5 des 8 points suivis présentent des résultats d'analyse de moindre qualité pour la campagne de juillet, il convient de s'interroger sur un éventuel problème inhérent au laboratoire à cette période.

Pour Avançon et Linthelles, des valeurs obtenues en avril 2006 de -2.89 et -2.14 % sont également à signaler.

Enfin, pour Corroy, 6 balances ioniques sur 11 ne sont pas correctes avec des valeurs inférieures à -2.5 ou supérieures à 2.5. Une espèce ionique présente en quantité importante pourrait ne pas avoir été prise en compte. Les balances négatives suggèrent qu'un cation n'aurait pas été dosé il pourrait s'agir de l'ammonium. Malheureusement, le dosage de cet élément n'avait pas été prévu dans les analyses.

Diagramme de Piper

Le diagramme de Piper (Figure 30) permet de vérifier que les eaux échantillonnées ont bien un faciès bicarbonaté-calcique et sont donc en cohérence avec la qualité attendue d'une eau prélevée dans un aquifère crayeux.

Sur le **bassin de la Retourne**, les eaux présentent une augmentation de la minéralisation en allant de Pauvres à Sault, c'est-à-dire globalement de l'amont vers l'aval. Cette augmentation de la minéralisation est surtout liée à une augmentation des teneurs en chlorures, nitrates et sulfates.

Pour le **bassin de la Superbe**, on note également un enrichissement des teneurs en chlorures, sulfates et nitrates pour les points situés en aval (Linthelles, Saint-Saturnin).

Détermination de la vitesse de transfert des nitrates en zone non saturée crayeuse. Phases 2 et 3 : Etude de deux bassins versants à enjeu : La Retourne et La Superbe.

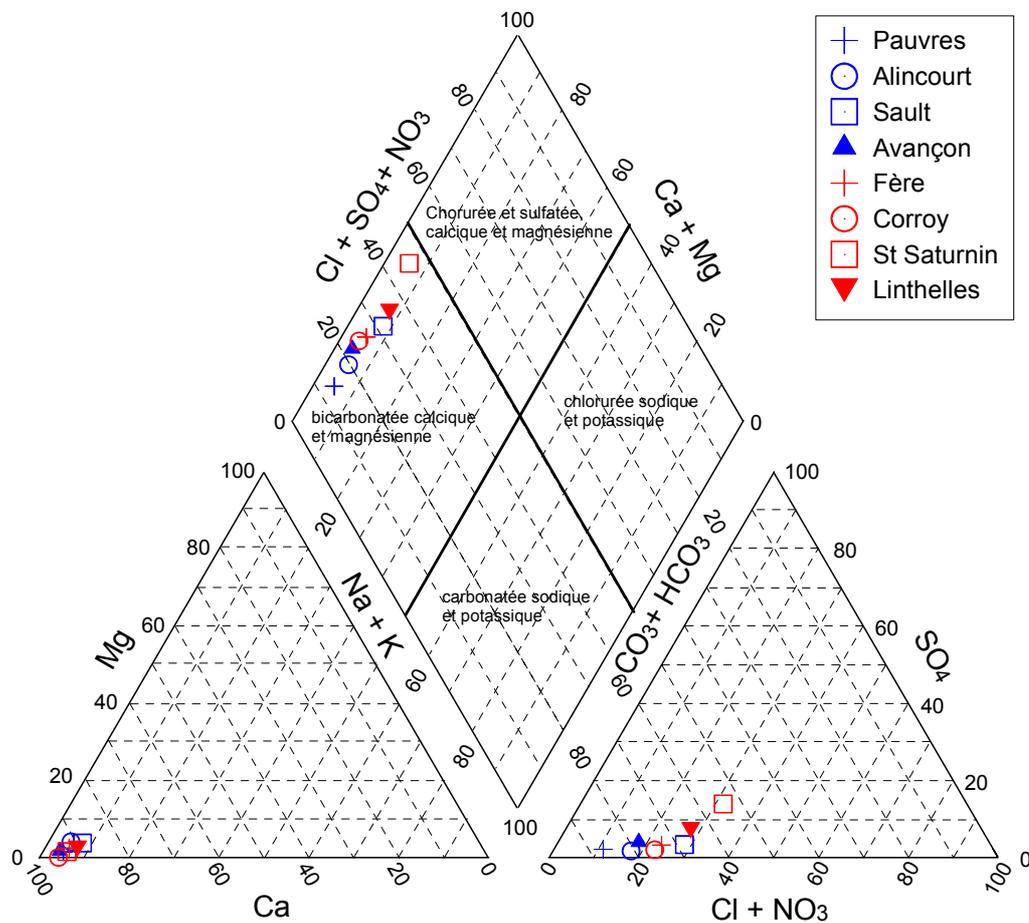


Figure 30 - Diagramme de PIPER pour les points suivis dans l'étude (concentrations moyennes sur la période septembre 2005-août 2006).

5.2 CONTEXTE CLIMATIQUE

La Figure 31 permet de comparer les pluies de 2005 aux années précédentes pour le poste de **Juniville** et **Esternay** choisis comme référence pour les bassins de la Retourne et de Superbe, respectivement. La moyenne annuelle est représentée pour chacun des 2 postes météorologiques. Pour les 2 sites, 2005 correspond à une année déficitaire précédée de 3 voire 4 années également déficitaires. Ce caractère déficitaire est plus marqué pour le site de Juniville. A l'inverse, les années excédentaires par rapport à la moyenne (1998-2001) sont plus marquées pour Esternay.

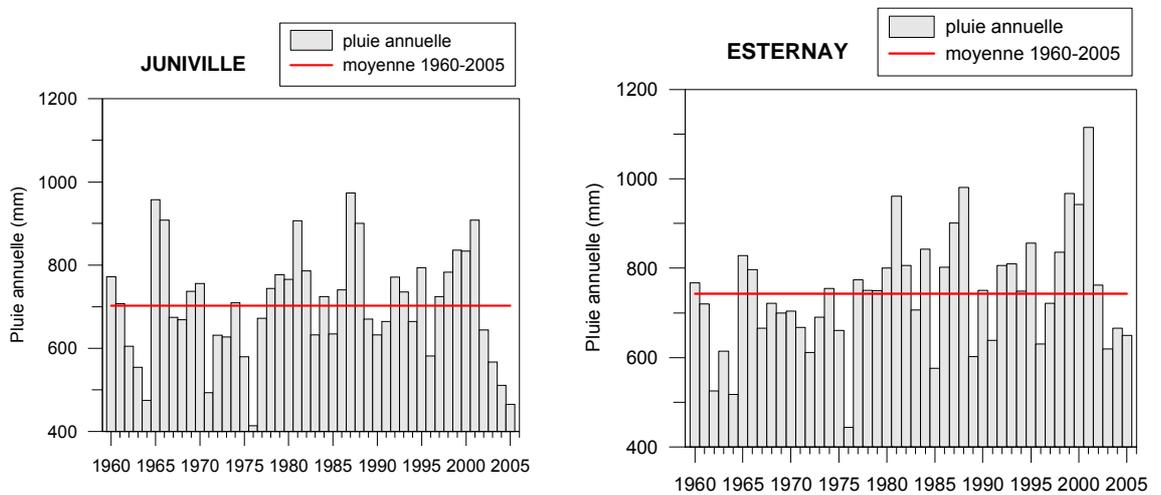


Figure 31 - Pluies annuelles de 1960 à 2005 aux postes Météo France de Juniville et Esternay

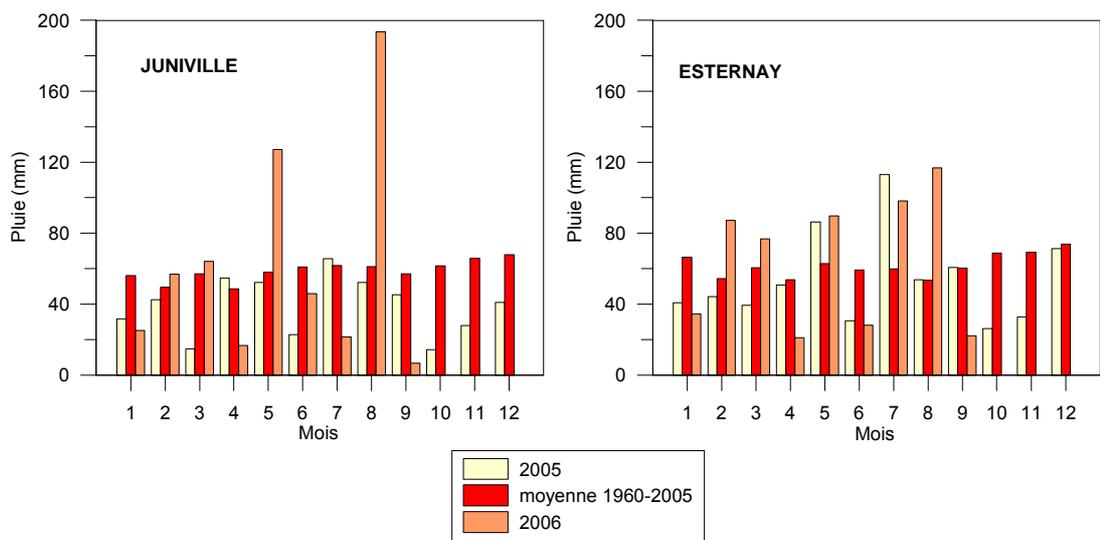


Figure 32 - Pluies mensuelles moyennes pour la période 1960-2005, 2005 et 2006 (jusqu'à septembre) aux postes météorologiques de Juniville et Esternay

Le caractère déficitaire de la pluviométrie pour l'année 2005 se marque tous les mois à l'exception d'avril et juillet pour Juniville (Figure 32). Pour Esternay, les déficits par rapport aux moyennes mensuelles sont plus marqués pour octobre et novembre. Pour 2006, les mois de mai et août ont été particulièrement humides à Juniville. Pour Esternay 5 mois sur 9 ont été excédentaires en 2006.

5.3 CONTEXTE HYDROGEOLOGIQUE

Les deux bassins versants sont situés dans des contextes hydrogéologiques différents. Le **bassin de la Retourne** se trouve dans la **masse d'eau n°3207 dite « craie de Champagne Nord »** et les **bassins de la Superbe et de la Maurienne** dans la **masse d'eau n°3208 dite « craie de Champagne Centre et Sud »**. Le suivi de ces masses d'eau est assuré par différents ouvrages, dont deux se situent à l'intérieur du périmètre d'étude (Figure 33) : **Alincourt** pour la Retourne avec un suivi récent (à partir de 2005) et **Linthelles** pour la Superbe avec un suivi démarrant en 1989.

Le contexte climatique a des incidences sur les variations piézométriques. La nappe de la craie connaît des variations annuelles (saisonnnières) comprenant habituellement une période de vidange ou décharge entre les mois d'avril et de septembre et une période de recharge en période hivernale entre octobre et mars. Si la vidange est un phénomène essentiellement lié à la pente de la surface de la nappe, elle dépend pour une moindre part de l'évapotranspiration (effets cumulés de la température, de l'insolation, de l'humidité de l'air, de la consommation hydrique des végétaux). La succession d'années sèches ou humides génère par ailleurs des variations interannuelles.

Les variations du niveau d'eau sont d'amplitude variable selon le degré d'altération de la craie, l'épaisseur de la zone non saturée et la proximité des exutoires. Les vallées et vallons secs constituent des axes de drainage naturels où le niveau statique de la nappe est peu profond (inférieur à quelques mètres) et où l'amplitude des fluctuations est seulement de l'ordre de quelques mètres (cas du piézomètre d'**Alincourt** ou de **Linthelles**). A l'inverse, au droit des plateaux, le niveau statique est profond (supérieur à une dizaine de mètres) et l'amplitude des fluctuations est plus importante (cas du piézomètre de **Fresnes-les-Reims**).

Pour le piézomètre de **Linthelles** (Bassin de la Superbe - Figure 34), les fluctuations de la nappe sont nettement marquées par des périodes de basses eaux (octobre à décembre) et des périodes de hautes eaux (mars à mai). Sur les 17 années de mesure, un cycle interannuel se dessine mais les amplitudes sont faibles. Le déficit pluviométrique des 4 dernières années se traduit par une baisse générale du niveau piézométrique. Cette baisse est également observée pour le piézomètre de **Fresnes** (Figure 34). Les 38 années de mesure illustrent bien les variations inter et intra-annuelles observées en ce point. Le battement de la nappe est plus important au niveau de Fresnes qu'à Linthelles.

Le suivi de la qualité de la nappe mené dans cette étude s'est donc déroulé dans un contexte de niveau d'eaux très bas ; les niveaux de 2005-2006 sont pratiquement les niveaux les plus bas enregistrés pendant au moins les 17 dernières années au niveau de ces 2 piézomètres.

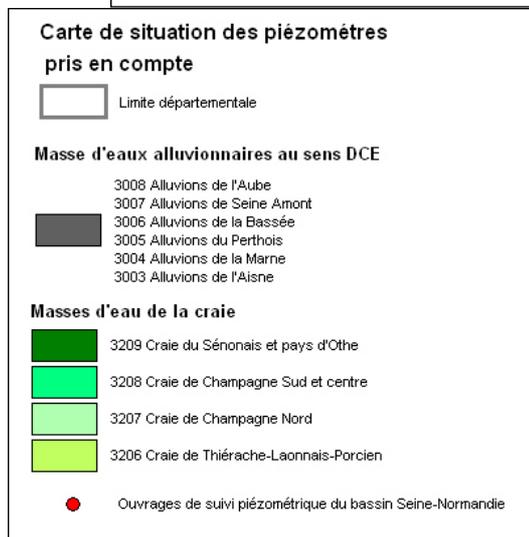
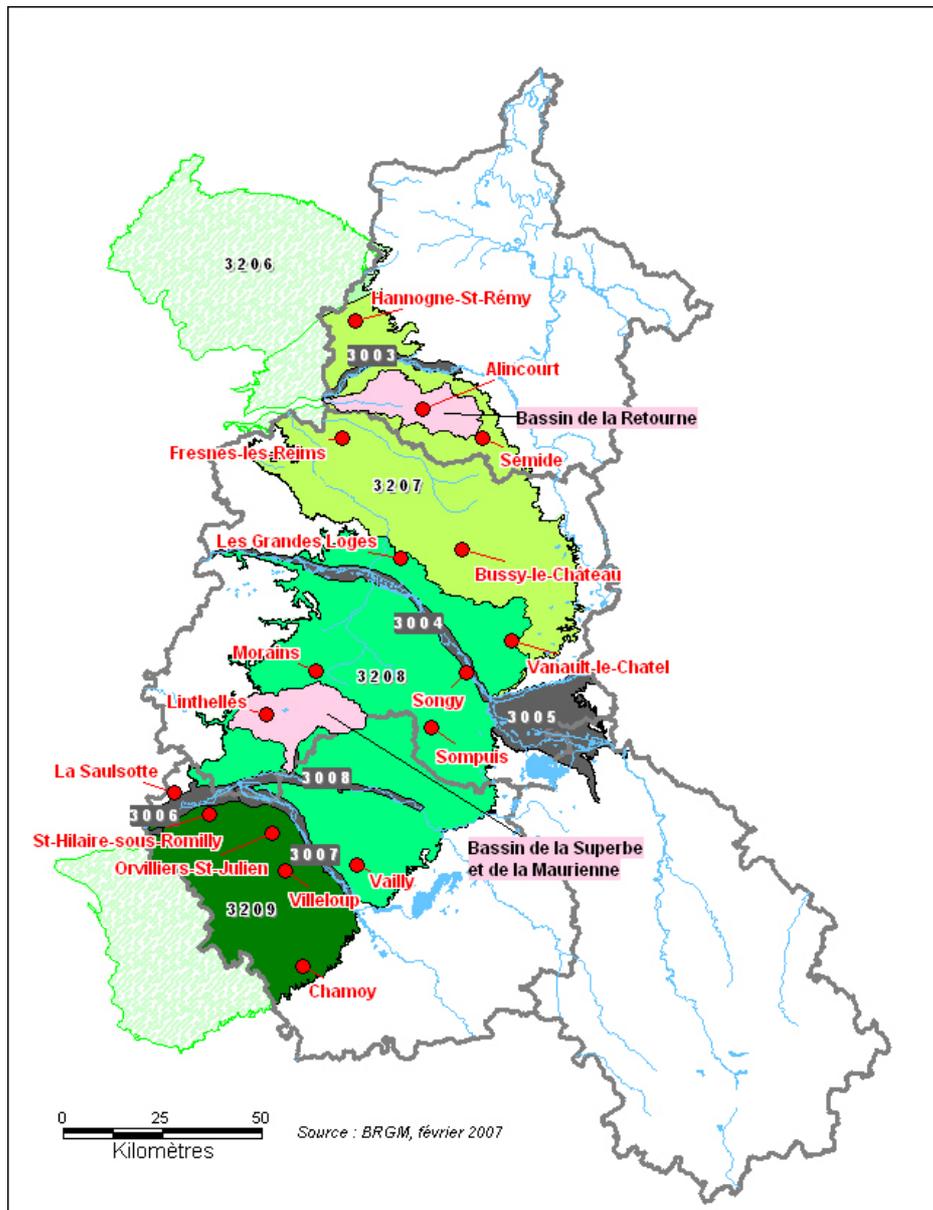


Figure 33 – Carte de localisation des bassins versants dans le contexte hydrogéologique

Détermination de la vitesse de transfert des nitrates en zone non saturée crayeuse. Phases 2 et 3 : Etude de deux bassins versants à enjeu : La Retourne et La Superbe.

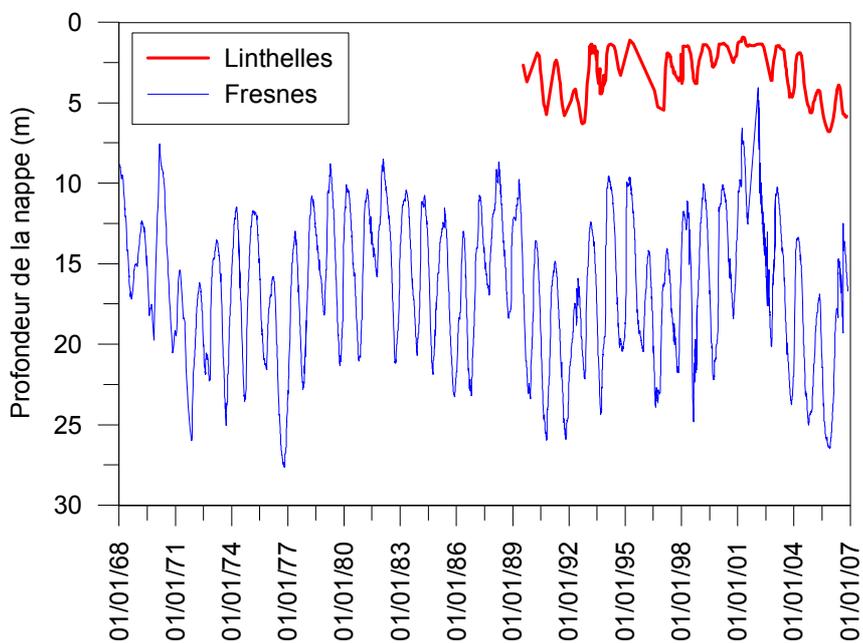


Figure 34 - Evolution piézométrique à Fresnes (proche du bassin de la Retourne) et Linthelles (bassin de la Superbe) – réseau de mesure du bassin Seine-Normandie géré par le BRGM

5.4 ORIGINE DE LA CONTAMINATION PAR LES NITRATES

La Figure 35 permet de comparer les concentrations en chlorures et sodium des points suivis dans l'étude par rapport à la droite théorique de dilution de l'eau de mer. Cette droite sert de référence ; les valeurs proches de cette droite peuvent être considérées comme résultant des dépôts atmosphériques. Les points situés à droite de cette ligne témoignent d'un enrichissement relatif en chlorures, chlorures dont l'origine peut être les engrais ou autres effluents (Négrel et Pauwels, 2004). Tous les points suivis dans cette étude apparaissent donc contaminés sous l'effet des activités anthropiques mais le degré de contamination semble moindre pour certains points comme Pauvres.

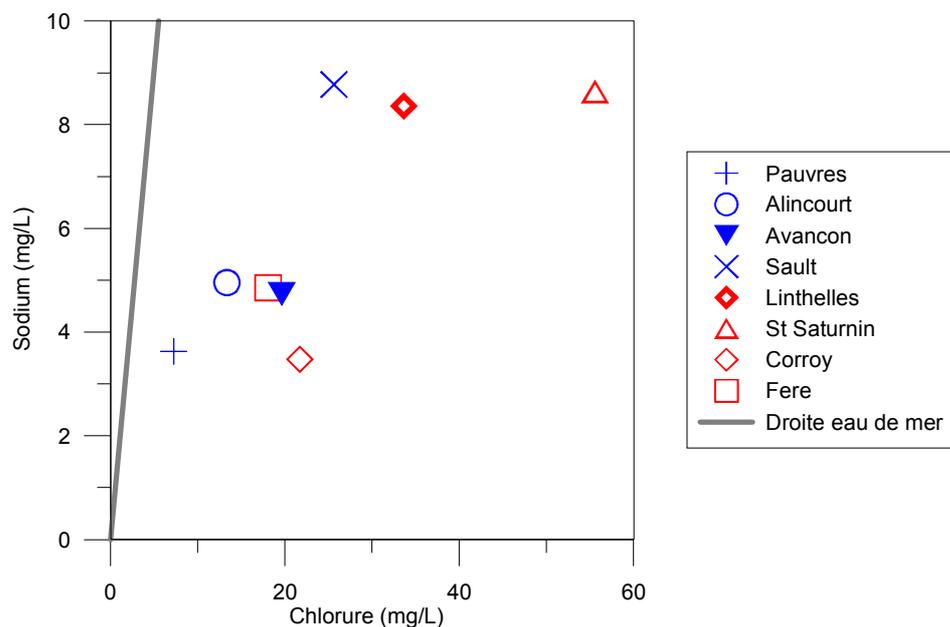


Figure 35 - Concentrations en sodium vs. chlorure pour les 8 points d'eau suivis (moyennes septembre 2005 – août 2006)

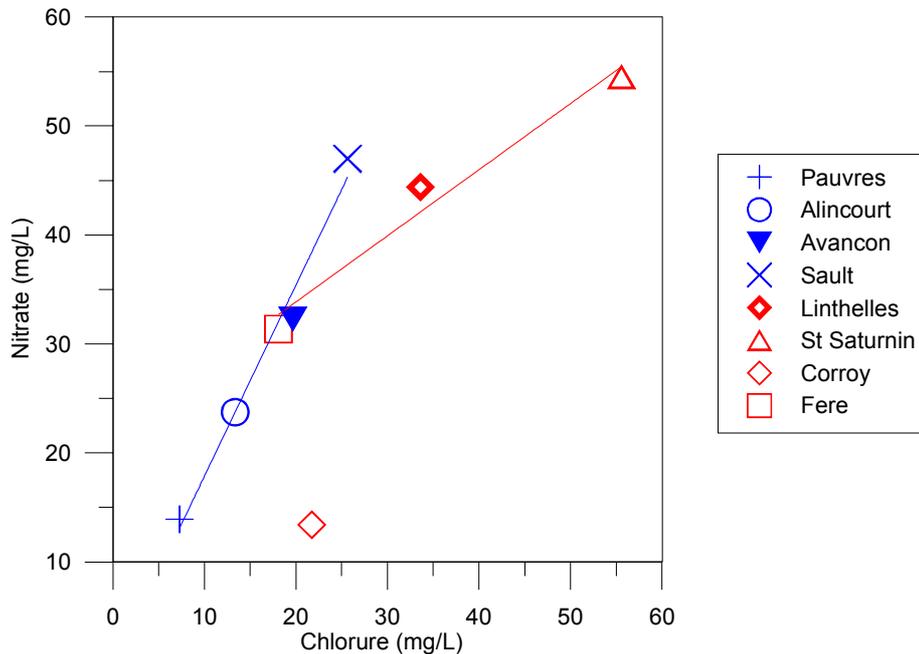


Figure 36 - Concentrations en nitrate vs. chlorure pour les 8 points d'eau suivis (moyennes sur la période septembre 2005 - août 2006)

La Figure 36 permet de visualiser les corrélations chlorures/nitrates. Les concentrations moyennes observées pendant tout le suivi sont représentées. Les écarts types, petits au regard de la variabilité spatiale enregistrée pour chaque bassin, ne sont pas représentés.

Pour le bassin de la Retourne, la corrélation chlorure/nitrates présente un coefficient de détermination de 0.98 confirmant le caractère agricole de la contamination et laissant supposer que les types d'engrais utilisés ont peu variés au cours du temps ou au moins pendant la période correspondant à l'âge de l'eau actuellement mesuré (même ratio chlorures/nitrates).

Pour le bassin de la Superbe, Corroy ne semble pas du tout corrélé avec les 3 autres points du bassin pour lesquels le coefficient de détermination est de 0.97. Les teneurs en nitrates mesurées à Corroy semblent anormalement faibles vis-à-vis des teneurs en chlorures mesurées. L'hypothèse d'une dénitrification (et/ou d'une réduction dissimilatrice : transformation des nitrates en ammonium) est envisagée. Les valeurs du potentiel redox Eh mesurées *in situ* comparables aux valeurs enregistrées au niveau des autres points ainsi que l'absence d'enrichissement relatif en sulfates ne permettent pas de valider cette hypothèse. Les balances ioniques, généralement non satisfaisantes pour ce point, laissent supposer qu'une espèce ionique n'a pas été dosée. Il pourrait s'agir de l'ammonium expliquant ainsi que la prise en compte des seuls nitrates pour estimer les teneurs en azote soit incorrecte.

Bien qu'aucune vérification de ces hypothèses ne puisse être faite, Corroy apparaît comme un point particulier sur le bassin de la Superbe. La consultation de la base de données des Installations Classées (Cf. 6.1.2) révèle l'existence de points d'eau situés à proximité qui présentent des teneurs en ammonium, parfois de plusieurs mg/l, dont l'origine pourrait être liée aux épandages d'eaux résiduaires (sucrierie de Connantre).

5.5 EVOLUTION DES CONCENTRATIONS EN NITRATES EN FONCTION DE L'EVOLUTION DU NIVEAU PIEZOMETRIQUE

Huit points ont été suivis en termes de qualité pendant une année (septembre 2005 à août 2006) mais seuls 7 points ont fait l'objet d'une mesure piézométrique associée. En effet, Avançon correspond à un forage agricole (poulailler) dans lequel il n'a pas été possible de réaliser une mesure (précaution sanitaire).

Sur le bassin de la Retourne, Pauvres présente une corrélation négative ($r^2=0.44$) entre la concentration en nitrates et la profondeur de la nappe ce qui signifie que lorsque le niveau piézométrique augmente, la qualité de la nappe se dégrade. Cette dégradation peut être liée à un apport d'eau plus contaminée que la teneur "de base" de la nappe ou que des niveaux de craie contenant des plus fortes teneurs en nitrates deviennent saturés et permettent un relargage de nitrates dans l'eau. Dans la mesure où la base du profil présente des teneurs inférieures à 2 mg/kg de N-NO₃ la première hypothèse est privilégiée. A l'inverse **Alincourt** présente une corrélation positive ($r^2=0.69$) entre les concentrations en nitrates et les profondeurs de la nappe. L'augmentation du niveau piézométrique s'accompagne donc d'une amélioration de la qualité de la nappe vis-à-vis du paramètre nitrates. Pour **Sault-Saint-Rémy**, aucune corrélation n'est observée signifiant que les variations du niveau piézométrique engendrent selon les cas une amélioration ou une dégradation de la qualité de l'eau.

Sur le bassin de la Superbe, Corroy et Fère-Champenoise présentent une corrélation négative ($r^2=0.78$ et 0.95 , respectivement) signifiant que la montée du niveau piézométrique se traduit par une aggravation de la qualité de la nappe vis-à-vis du paramètre nitrates. En revanche, aucune corrélation n'est observée pour **Linthelles** ou **Saint-Saturnin**.

Les 3 points ne présentant pas de corrélation entre les concentrations en nitrates et la profondeur de la nappe (Sault-Saint-Rémy, Linthelles et Saint-Saturnin) sont des points ayant une zone non saturée de faible épaisseur (de l'ordre de 4-5 m d'épaisseur) alors que les 4 autres points ont tous une zone non saturée d'une épaisseur supérieure à 15 m.

Cette différence pourrait résulter de la mise en jeu de mécanismes de transfert différents suivant que la zone non saturée est plus ou moins épaisse. En Angleterre, Haria et al. (2003) ont ainsi montré que sous des vallées sèches les processus d'infiltration préférentielle et au sein de la matrice coexistent alors que dans les interfluves, là où la zone non saturée est épaisse, seuls les flux via la matrice sont observés. Johnson et al. (2001) ont également montré que, dans les secteurs où la zone non saturée crayeuse est peu épaisse (5 m dans leur étude), de faibles volumes d'eau en entrée (pluie) suffisent dans certains cas à faire diminuer la succion dans les fissures et donc déclencher leur fonctionnement conduisant à des infiltrations rapides. Il est donc possible que les mécanismes de transfert mis en jeu soient variables ou en proportions variables suivant la localisation des points d'observation dans un bassin.

Une autre explication pourrait être que, vu la faible épaisseur de zone non saturée, la nappe se trouve à des niveaux potentiellement atteints par les nitrates ayant transité au sein de la matrice. Les profils de nitrates décrits dans cette étude montrent que la concentration en nitrates sur les solides est variable avec la profondeur. Suivant le niveau de la nappe, une quantité variable de nitrates pourrait donc être remobilisée et générée ces fluctuations de teneurs dans l'eau.

5.6 RELATION TENEURS EN TRITIUM – EPAISSEUR DE LA ZONE NON SATURÉE

La Figure 37 permet de visualiser les concentrations en tritium mesurées dans les eaux souterraines (campagne de mai 2006) en fonction de la profondeur de la nappe (c'est-à-dire en fait l'épaisseur de la zone non saturée).

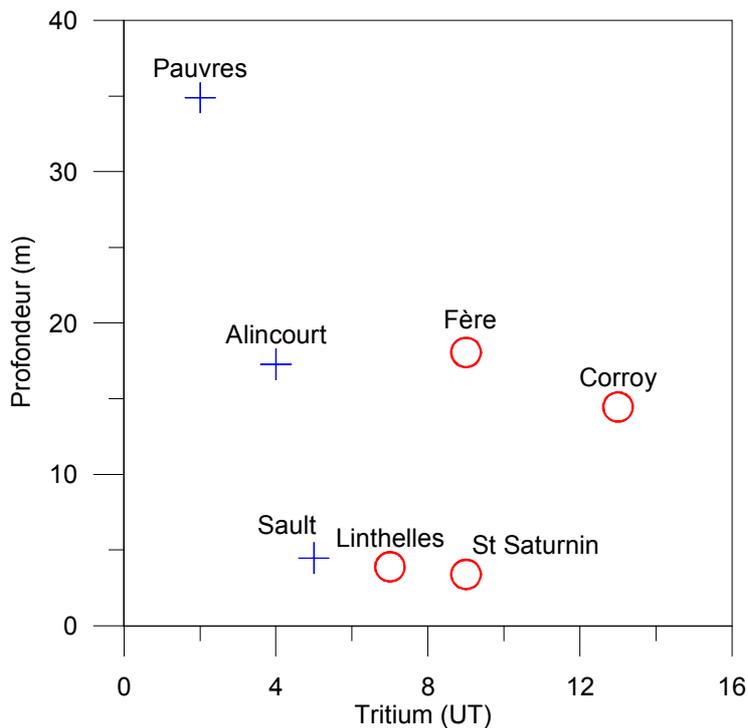


Figure 37 - Concentrations en tritium dans les eaux souterraines pour les 8 points d'eau suivis en fonction de la profondeur de la nappe

Bien que la corrélation ne soit pas parfaite, il existe globalement une **relation entre la teneur en tritium et la profondeur**, les teneurs en tritium les plus faibles correspondant globalement aux profondeurs les plus importantes. Cette observation laisse donc supposer que le **transfert par piston**, démontré à l'examen des résultats obtenus pour le tritium pour les 4 carottages, est bien le **mode de transfert majeur** existant sur ces 2 bassins.

L'estimation des vitesses de transfert pour Pauvres, Alincourt et Corroy a montré que bien que restant faible pour ces 3 parcelles, les valeurs peuvent varier du simple ou double (0.27 à 0.59 m/an), différence qui pourrait expliquer l'absence de parfaite corrélation entre la profondeur de la nappe et les teneurs en tritium dans les eaux.

Bien qu'il n'existe aucune mesure des teneurs en tritium dans les eaux de pluie actuelles à proximité des sites étudiés, on peut considérer, en se basant sur les mesures réalisées à Stuttgart, que les teneurs actuelles sont comprises entre 7 et 15 UT (données AIEA, <http://isohis.iaea.org>).

Des valeurs inférieures à 1 UT correspondent à des eaux considérées comme antérieures à 1963 (voire 1952, date des premiers essais thermonucléaires), des valeurs très faibles et inférieures aux teneurs actuelles correspondent à un mélange d'eaux ante-1963 et d'eaux plus récentes mais en proportion moindre que les eaux anciennes. Une difficulté d'interprétation des données tritium résulte du fait qu'un mélange eau ancienne/eau plus récente peut conduire dans certains cas à des teneurs en tritium équivalentes à celle d'une eau récente voire presque actuelle.

A **Pauvres**, la faible teneur (2 UT) observée laisse supposer qu'une fraction importante de l'eau prélevée est ancienne. Cette observation est en accord avec les mesures < 1 UT effectuées à la base du profil pour l'eau de la zone non saturée suggérant que l'eau située à proximité du toit de la nappe est antérieure à 1963.

Pour **Alincourt**, les teneurs en tritium mesurées à la base du profil sont de 13 (+/- 2) UT et donc très supérieures à la valeur de 4 UT mesurées dans l'eau de la nappe en mai 2006. Cela pourrait donc suggérer que lors du prélèvement d'eau, une quantité importante d'eau plus ancienne que celle contenue à la base du profil a été prélevée. Cette eau plus ancienne pourrait correspondre à l'eau circulant au sein de la zone saturée et provenant de la partie plus amont du bassin. En effet, à l'amont, la zone non saturée plus épaisse alimente la nappe en eau plus ancienne qu'à l'aplomb du point de mesures d'Alincourt.

Pour **Corroy**, les teneurs en tritium mesurées à la base du profil sont de 16 (+/-3) et 8 (+/-2) UT pour les 2 échantillons les plus profonds ; elles encadrent la valeur de 13 UT mesurée dans l'eau de la nappe en mai 2006.

A **Saint-Saturnin**, La valeur de 9 UT mesurée dans l'eau de la nappe, est comparable aux quelques valeurs mesurées dans l'eau de la zone non saturée. Cette teneur est assez proche des eaux plus actuelles.

5.7 RELATION TENEURS EN TRITIUM ET QUALITE CHIMIQUE DES EAUX SOUTERRAINES

La Figure 38 permet de visualiser la relation teneur en tritium vs. concentrations en nitrates (a) et en chlorures (b). Une corrélation entre les teneurs en tritium et les nitrates ainsi que le tritium et les chlorures apparaît pour les points de **Pauvres, Alincourt, Avançon et Fère-Champenoise**. Il existe donc pour ces points un lien direct entre l'âge de l'eau et la concentration en nitrates, les eaux les plus anciennes (Pauvres) n'étant que peu contaminées sous l'effet des actions anthropiques.

Pour **Corroy**, la teneur en nitrates mesurée semble très inférieure à ce qui est attendu au vu des résultats de Pauvres, Alincourt, Avançon et Fère-Champenoise. La question de cette teneur en nitrates *a priori* anormalement basse sur Corroy a déjà été évoquée précédemment (impact des effluents de la sucrerie). Les chlorures ont donc été utilisés comme autre indicateur de contamination anthropique. La corrélation qui existe entre les teneurs en tritium et les chlorures pour les données de Pauvres, Alincourt, Avançon et Fère-Champenoise confirme que Corroy se trouve bien en contexte de contamination agricole.

Sault-Saint-Rémy, Linthelles et Saint-Saturnin ne semblent pas présenter ce type de relation tritium/nitrates. Cette absence de relation pourrait être liée au fait que la zone non saturée de ces 3 points est faible (< 5 m vs. > 15 m pour les autres points). L'examen des variations de la qualité de l'eau en fonction de la variation du niveau piézométrique a montré que pour les points ayant une faible épaisseur de zone non saturée, le transfert par piston pourrait ne pas être le mode de transfert dominant. D'autre part, comme indiqué précédemment, des teneurs en tritium équivalentes peuvent correspondre soit à un mélange d'eau ancienne et plus récente soit à des eaux plus actuelles. Ainsi Sault-Saint-Rémy, Linthelles et Saint-Saturnin pourraient correspondre à des eaux plus récentes qu'Avançon et Fère-Champenoise qui présentent toutefois des teneurs en tritium comparables. Ces deux facteurs pourraient expliquer pourquoi la corrélation ne semble pas évidente pour les points d'eau ayant une faible épaisseur de zone non saturée.

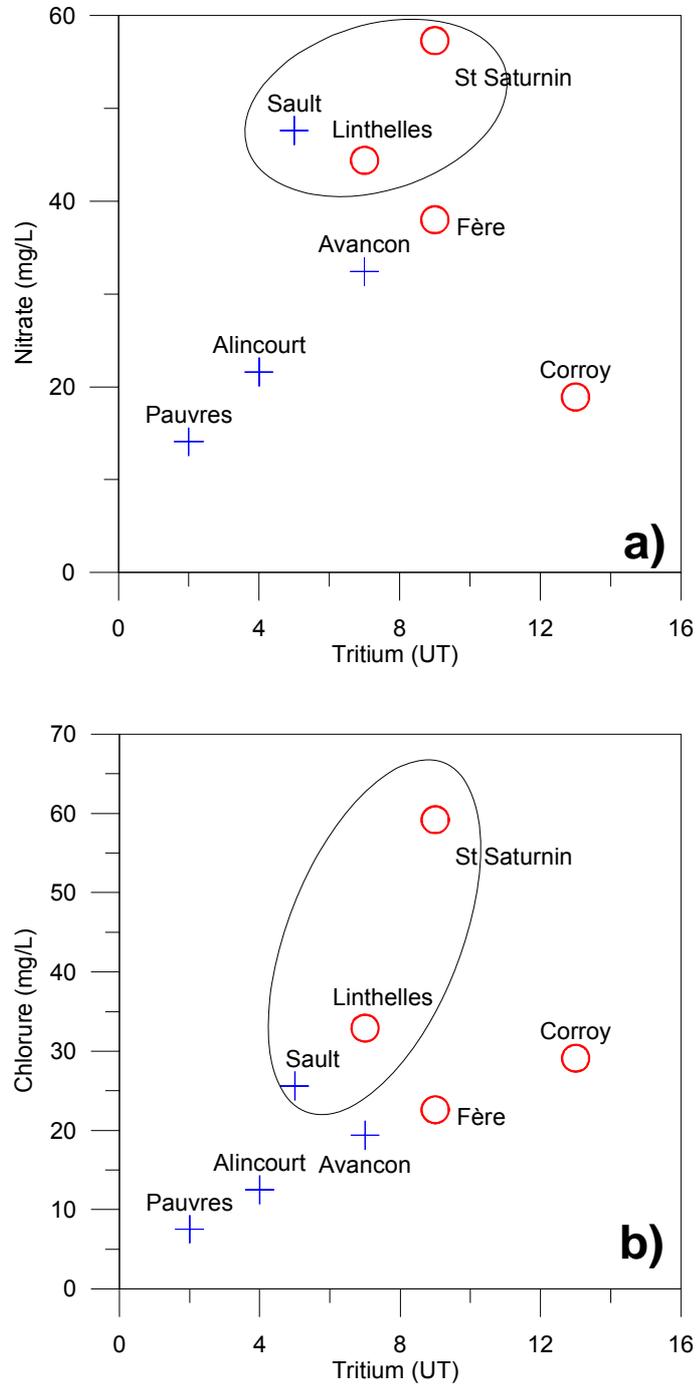


Figure 38 - Relation teneur en tritium vs a) concentration en nitrates ; b) concentration en chlorures dans les eaux souterraines pour les 8 points d'eau suivis

5.8 CONCLUSIONS

Le suivi de la qualité de l'eau entre septembre 2005 et août 2006 des 8 points répartis sur les 2 bassins a permis de montrer que les eaux souterraines sont bien de **type bicarbonaté-calcique**, faciès attendu pour la craie. L'examen des données météorologiques a permis de montrer que le suivi s'est déroulé dans un contexte de basses eaux consécutif à plusieurs années pluviométriquement déficitaires.

Les **balances ioniques** peu satisfaisantes, l'apparent déficit en nitrates vs. chlorures, la présence d'ammonium dans les forages voisins, laissent supposer qu'une partie de l'azote pourrait être sous forme ammonium au niveau de Corroy. Malheureusement cette espèce chimique n'a pas été analysée et cette hypothèse ne peut pas être validée.

L'examen des **relations chlorures/sodium** et **chlorures/nitrates** confirment le contexte de pollution agricole des 2 bassins suivis. Les corrélations chlorures/nitrates apparaissent différentes suivant le bassin laissant supposer que les intrants ont été différents. La part d'élevage plus ou moins grande sur le bassin ou les apports plus ou moins importants d'eaux d'industries pourraient être des facteurs ayant engendré ces différences. Ces pistes restent à explorer.

Alors que les **variations piézométriques** et les **concentrations en nitrates** sont corrélées pour les points ayant une zone non saturée épaisse (> 15 m pour Pauvres, Alincourt, Avançon et Fère-Champenoise), ils ne le sont pas dans les secteurs où la zone non saturée est peu épaisse (< 5 m pour Sault-Saint-Rémy, Linthelles et Saint-Saturnin).

Cela pourrait traduire la mise en jeu de **processus d'infiltration différents** entre les zones de vallées et d'interfluves mais cette hypothèse ne peut pas être démontrée dans le cadre de cette étude.

Une autre hypothèse est que la **remontée de nappe** dans ces niveaux plus ou moins chargés en nitrates (comme illustré par nos profils) se traduit par une **mise en solution** d'une quantité plus ou moins importante de nitrates. Ce processus n'est possible que dans les secteurs où le niveau de la nappe est compatible avec la position théorique du front de nitrates, c'est-à-dire des secteurs ayant une faible épaisseur de zone non saturée. Pour les secteurs de zone non saturée épaisse, le front de nitrates n'ayant pas encore atteint le niveau de la nappe, cette remise en solution n'existe pas. La dégradation de la qualité de la nappe lors de la remontée du niveau piézométrique à des niveaux non encore atteints par les nitrates (Corroy et Pauvres) peut laisser supposer l'existence d'écoulements non matriciels qui sont capables de véhiculer les solutés jusqu'à la nappe.

6 Représentativité des points suivis dans leur bassin hydrogéologique

6.1 RELATIONS TENEURS EN NITRATES, TENEURS EN CHLORURES ET PROFONDEUR DE LA NAPPE

6.1.1 BASE DE DONNEES ADES (ACCES AUX DONNEES DES EAUX SOUTERRAINES)

Les données de qualité des eaux souterraines sur les deux bassins versants ont été extraites de la base de données ADES. Elles proviennent de différents producteurs (DDASS, Agence de l'Eau Seine-Normandie) et couvrent des périodes de suivi différentes.

- Pour la **Retourne**, seulement 11 points ont fait l'objet d'analyses nitrates, analyses couplées à des mesures de chlorures pour 5 des points.
- Pour la **Superbe**, 6 points ont fait l'objet d'analyses nitrates qui ont été couplées à des mesures de chlorures pour 2 des points.

La Figure 39 permet de visualiser les corrélations entre les **teneurs en nitrates et chlorures** (moyenne des données disponibles même si elles couvrent des périodes de durées variables et pas nécessairement synchrones) pour tous les points des bassins de la Retourne et de la Superbe (y compris les points de suivis de l'étude).

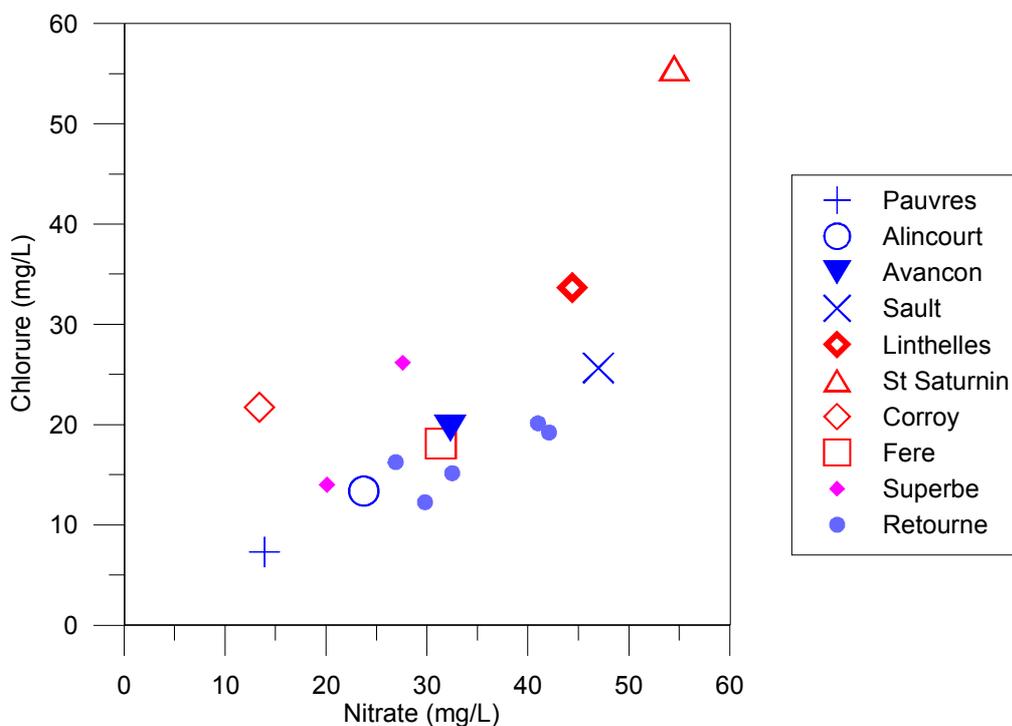


Figure 39 - Corrélation nitrate/chlorure pour les points d'eau des bassins de la Retourne et de la Superbe (données ADES) et des points d'eau suivis dans l'étude

Les résultats des points suivis dans le cadre de cette étude sont rappelés (moyenne de septembre 2005 à août 2006). Si Corroy est exclu (cf. discussion préalable), une corrélation se dessine pour tous les points du bassin de la Superbe, corrélation qui semble un peu différente de celle obtenue avec les points de la Retourne.

En effet, l'augmentation des teneurs en nitrates s'accompagne d'une augmentation des teneurs en chlorures qui semble plus importante sur la Superbe que sur la Retourne. Cette observation va dans le sens de ce qui a été pressenti lorsque seuls les 4 points de suivis de l'étude ont été considérés. Il est donc possible que la pression anthropique soit différente sur les 2 bassins non pas nécessairement en terme de quantité totale d'azote apportée mais plutôt sur le type d'apports (fertilisation plus ou moins chlorurée). Il est toutefois difficile d'être plus affirmatif dans la mesure où le nombre de points d'observation est limité.

6.1.2 BASE DE DONNEES DES INSTALLATIONS CLASSEES

Pour augmenter le nombre de points de données, la base de données des Installations Classées a été consultée (Cf. encadré). Cette base contient des informations relatives à des points de contrôle des industriels susceptibles d'être contaminés (ouvrages de surveillance aval) et des points de contrôle, *a priori* non contaminés (ouvrages de surveillance amont).

Etude pilote en Champagne-Ardenne

Les résultats des analyses chimiques, faites chaque année par les industriels dans le cadre de l'auto-surveillance de l'impact de leurs activités sur les eaux souterraines, sont transmis aux services de la DRIRE Champagne-Ardenne. Le BRGM, Service Géologique Régional de Champagne-Ardenne, a été chargé en 2003 dans le cadre de sa mission de service public de la collecte, de la mise en banque et de l'élaboration d'un rapport de synthèse du suivi de la qualité des eaux souterraines en aval de ces installations classées en Champagne-Ardenne (Bassin Seine-Normandie - cofinancement de l'opération par l'Agence de l'Eau Seine-Normandie). Le travail a porté sur 123 sites dans les 4 départements concernés. (Cf. rapport BRGM/RP-53186-FR de 2004 – disponible sous <http://www.champagne-ardenne.drire.gouv.fr/>).

La base de donnée créée dans le cadre de cette étude est une adaptation de l'outil Molosse (logiciel qui permet d'importer tout ou partie des données de la banque centrale ADES, de gérer les données sur les thèmes qualité, quantité et hydrogéologie et d'exporter les modifications). Elle compile toutes les données de surveillance physico-chimique mais aussi les données de suivi piézométrique recueillies.

Dans le cadre d'une étude nationale, il est prévu de mettre à disposition sous ADES dès 2007 les résultats de l'étude pilote en Champagne-Ardenne.

Sur les 2 bassins versants, des secteurs d'épandage des eaux résiduaires, de la sucrerie ERIDIANA BEGHIN SAY à Connantre sur le bassin de la Superbe) et de l'usine de déshydratation EUROLUZ à Pauvres sur le bassin de la Retourne, existent et sont surveillés.

Corrélation des concentrations moyennes en nitrates et en chlorures

La corrélation des concentrations moyennes en nitrates et en chlorures sur la période de données disponibles (variable d'un point à un autre : 1979 pour la plus ancienne et 2003 pour la plus récente) a été réalisée pour les bassins de la Retourne et de la Superbe à partir :

- des points suivis dans le cadre des installations classées ;
- des points de la base ADES (AEP, points du réseau patrimonial) ;
- des points suivis dans le cadre de cette étude.

Pour la Retourne (Figure 40), seuls 2 points s'écartent de la droite ; il s'agit des points 01092X0042/F4 et 01092X0041/F3 contenant de l'ammonium contrairement aux autres échantillons. La présence d'ammonium explique le relatif déficit en nitrates par rapport aux chlorures. Ces points se trouvent dans un contexte particulier (sous les bassins de stockage) avec des teneurs en ammonium en régression depuis déjà quelques années.

Pour la Superbe (Figure 41), les points, qui présentent un enrichissement relatif en chlorures par rapport aux nitrates et s'écartent de la droite de corrélation, sont tous des points contenant de l'ammonium. Ces points se trouvent dans les zones d'épandage de la distillerie de Morains-le-Petit ou de la sucrerie de Connantre. Il pourrait donc s'agir de secteurs de dénitrification à moins que les eaux d'épandage ne soient particulièrement riches en chlorures (comparativement aux engrais). La détection d'ammonium dans les points enrichis en chlorures confirme l'hypothèse faite à propos du point suivi à Corroy, pour lequel un déficit de nitrates est suspecté (sans qu'une analyse d'ammonium n'ait été faite pour pouvoir le confirmer).

Sur les 2 bassins, certains points d'eau montrent donc un déficit relatif en nitrate vs. chlorure. Ces points contiennent tous de l'ammonium ; son origine reste à déterminer (dénitrification, incidence de la composition des eaux épandues). Lorsque ces points sont exclus, les concentrations en nitrates et chlorure sont corrélées. La corrélation est différente suivant le bassin. La raison de cette différence est à déterminer mais cet aspect sort du cadre de cette étude.

Détermination de la vitesse de transfert des nitrates en zone non saturée crayeuse. Phases 2 et 3 : Etude de deux bassins versants à enjeu : La Retourne et La Superbe.

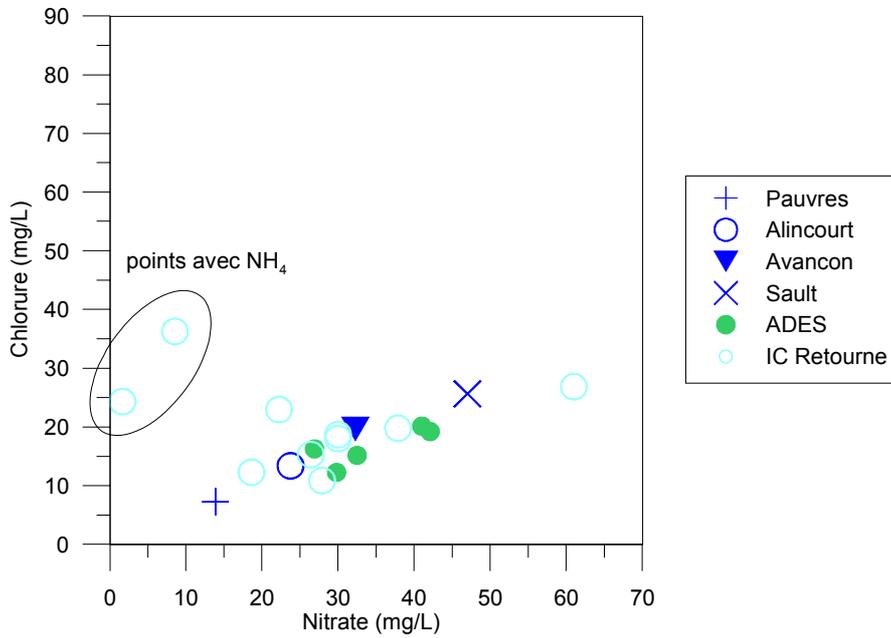


Figure 40 - Concentrations en chlorure vs. nitrate pour tous les points du bassin de la Retourne (08)

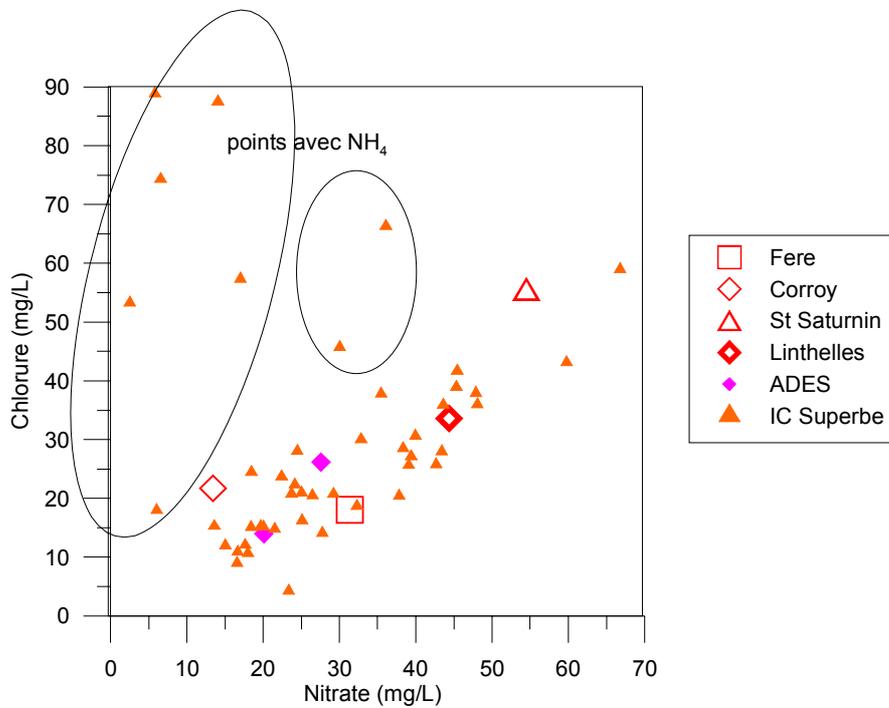


Figure 41 - Concentrations en chlorure vs. Nitrate pour tous les points du bassin de la Superbe (51)

Relation entre les concentrations en nitrates et la profondeur de la nappe

La Figure 42 permet de visualiser la relation entre les concentrations en nitrates et la profondeur de la nappe pour les bassins de la Retourne et de la Superbe.

Les données disponibles sont :

- les points de la base ADES (AEP, points du réseau patrimonial) ;
- les points suivis dans le cadre de cette étude ;
- la profondeur du niveau de nappe estimé à partir de BSS.

Les points du suivi qualitatif (notamment pour les teneurs en nitrates) ne font pas l'objet de mesures piézométriques associées. Afin d'estimer l'épaisseur de la zone non saturée en ces points, les informations BSS ont donc été utilisées. L'épaisseur de la zone non saturée considérée correspond donc à la profondeur du niveau d'eau lors de la foration et est donc sujette à caution : l'épaisseur de la zone non saturée considérée n'est pas synchrone aux mesures de qualité.

Globalement, les teneurs en nitrates et en chlorures diminuent quand la profondeur de la nappe (c'est-à-dire l'épaisseur de la zone non saturée) augmente. Pour les points les plus profonds, les faibles teneurs en nitrates et en chlorures laissent supposer que l'impact anthropique est limité. Cette observation confirmerait l'hypothèse d'une migration lente de l'eau et donc des solutés associés via la zone non saturée.

En effet, en considérant que les vitesses estimées dans cette étude (0.27 à 0.59 m/an) et que l'intensification de l'agriculture a eu lieu dans les années 60, cela signifie que les nitrates ont pu migrer à ce jour jusque 12.4 à 27.1 m de profondeur ; des points ayant une zone non saturée plus épaisse ne sont donc pas impactés si seul le transfert par convection-dispersion est considéré. A l'inverse les points les moins profonds (<10 m) sont susceptibles d'être contaminés par les solutés migrant selon le principe de convection-dispersion. A cela, des écoulements plus rapides accompagnés de transfert de solutés pourraient se produire dans des secteurs de faibles épaisseurs (<5m) comme suggérés par le suivi temporel mené dans cette étude. La variabilité des teneurs en chlorures et en nitrates pour les points de faible zone non saturée pourrait refléter la variabilité des stocks de nitrates dans la zone non saturée liée notamment aux pratiques, variabilité qui a été observée sur les 4 carottages réalisés dans cette étude.

Détermination de la vitesse de transfert des nitrates en zone non saturée crayeuse. Phases 2 et 3 : Etude de deux bassins versants à enjeu : La Retourne et La Superbe.

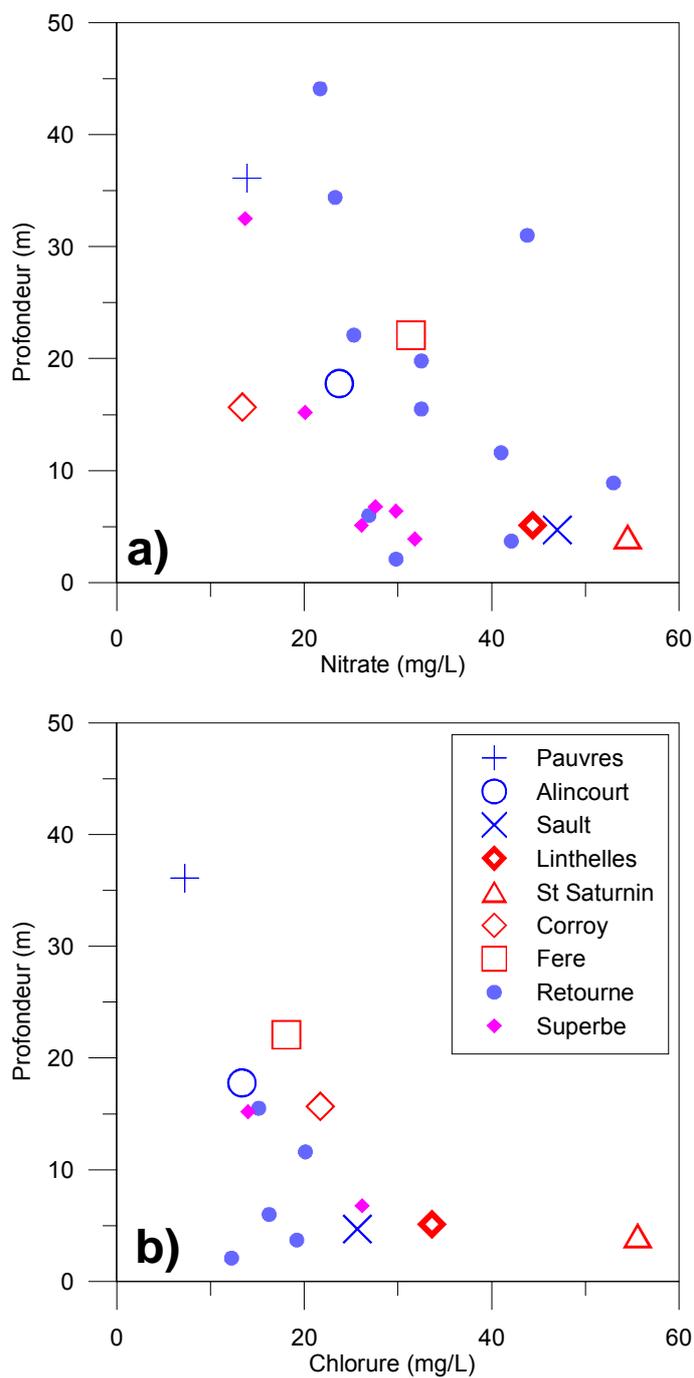


Figure 42 - Profondeur de la nappe vs. concentration a) en nitrate et b) chlorure pour les points d'eau des bassins de la Retourne et de la Superbe et des points d'eau suivis dans l'étude

Afin de vérifier que seul le processus de convection-dispersion intervient dans les secteurs où la zone non saturée est épaisse, il conviendrait de comparer les teneurs en chlorures et en nitrates mesurées dans la nappe aux teneurs naturelles. De la même façon l'examen des corrélations chlorure/sodium par rapport à la droite théorique de dilution de l'eau de mer pourraient permettre de vérifier que les points sont contaminés ou non (à supposer que d'autres éventuels apports puissent être exclus). Ce travail reste à faire mais il est possible que les données ADES ne soient pas suffisantes, tous les ions majeurs n'étant pas systématiquement mesurés par les différents producteurs de données.

6.2 RELATION TENEURS EN TRITIUM DES EAUX SOUTERRAINES ET CONTAMINATION EN NITRATES

La base de données BDISO gérée par le BRGM a été interrogée afin d'extraire les données de teneurs en tritium dans les eaux souterraines sur les 2 bassins étudiés. Malheureusement aucune information n'est disponible. Les observations réalisées sur les 2 sites n'ont pas pu être corroborées ou infirmées.

Détermination de la vitesse de transfert des nitrates en zone non saturée crayeuse. Phases 2 et 3 : Etude de deux bassins versants à enjeu : La Retourne et La Superbe.

7 Conclusions et perspectives

La réalisation de profils tritium et nitrates sur 4 forages répartis dans le bassin de la Retourne et de la Superbe a permis *i)* de caractériser les stocks de nitrates dans la zone non saturée (fortement réduits au-delà de 20, 17 et 14.5 m de profondeur pour Pauvres, Alincourt et Corroy, respectivement) *ii)* d'identifier les mécanismes de transfert au sein de la zone non saturée avec une forte composante de transfert par convection et *iii)* d'estimer une **vitesse moyenne d'infiltration entre 0.27 à 0.59 m/an au sein de la matrice crayeuse.**

L'apport des mesures tritium s'est avéré décisif pour dater les pics nitrates rencontrés le long des profils. L'absence de données agricoles suffisamment anciennes est toutefois regrettable puisqu'elles auraient permis de valider sans ambiguïté les conclusions avancées et de s'assurer que les nitrates migrent bien à une vitesse comparable à celle de l'eau.

En terme de prévision de l'évolution de la qualité de l'eau, considérant que l'eau et les solutés associés s'infiltrent majoritairement sous l'effet de la convection-dispersion, les secteurs ayant une zone non saturée épaisse (plus de 15-25 m de profondeur suivant les observations réalisées sur les 3 profils) ne devraient pas présenter, à ce jour, de contamination de la nappe par les nitrates, à moins qu'un autre processus (transferts préférentiels) ne se surimpose. Toutefois, il est clair que la détérioration de la qualité de la nappe interviendra d'ici un nombre d'années dépendant de l'épaisseur de la zone non saturée. Pour les secteurs ayant une zone non saturée moindre et apparaissant déjà contaminés, l'évolution de la qualité sera sans doute variable d'un point à un autre en fonction des historiques culturels ayant conduit à la constitution de stocks de nitrates dans la zone non saturée plus ou moins importants comme observés sur les 4 profils étudiés.

Le suivi de la qualité de l'eau au niveau des 8 points sélectionnés (4 par bassin) entre septembre 2005 et août 2006 (contexte de basses eaux consécutif à plusieurs années à pluviométrie déficitaire) a permis d'identifier une structuration amont/aval de la contamination en conséquence du transfert par convection-dispersion.

Les balances ioniques peu satisfaisantes, l'apparent déficit en nitrate vs. chlorures et la présence d'ammonium dans les forages voisins laissent supposer qu'une partie de l'azote pourrait être sous forme d'ammonium au niveau de Corroy. Malheureusement cette espèce chimique n'a pas été analysée et cette hypothèse ne peut pas être validée. Ce point semble donc particulier ; il s'écarte parfois des observations réalisées pour les 3 autres points du bassin de la Superbe.

L'examen des relations chlorures/sodium et chlorures/nitrates confirme le contexte de pollution agricole des 2 bassins versants suivis. Les corrélations chlorures/nitrates apparaissent différentes suivant le bassin, laissant supposer que les intrants ont été différents. La part d'élevage plus ou moins grande sur le bassin ou les apports plus ou moins importantes d'eaux d'industries pourraient être des facteurs ayant engendré ces différences. Ces pistes restent à explorer.

Alors que les variations piézométriques et les concentrations en nitrates sont corrélées pour les points ayant une zone non saturée épaisse, ils ne le sont pas dans les secteurs où la zone non saturée est peu épaisse (< 5 m, Sault-Saint-Rémy, Linthelles, Saint-Saturnin). Cela pourrait traduire la mise en jeu de processus d'infiltration différents entre les zones de vallées et d'interfluves mais cette hypothèse n'a pu être

démontrée dans le cadre de cette étude. Une autre hypothèse est que la remontée de nappe dans ces niveaux plus ou moins riches en nitrates (comme illustré par nos profils) se traduit par une mise en solution d'une quantité plus ou moins importante de nitrates. Ce processus n'est possible que dans les secteurs où le niveau de la nappe est inférieur à la position théorique du front de nitrates, c'est-à-dire des secteurs ayant une faible épaisseur de zone non saturée. Pour les secteurs de zone non saturée épaisse, le front de nitrates n'ayant pas encore atteint le niveau de la nappe, cette remise en solution ne peut pas exister. La dégradation de la qualité de la nappe lors de la remontée du niveau piézométrique à des niveaux non encore atteints par les nitrates (Corroy et Pauvres) peut laisser supposer l'existence d'écoulements non matriciels qui sont capables de véhiculer les solutés jusqu'à la nappe.

Enfin, la comparaison des données (concentrations en chlorures et nitrates, épaisseurs de la zone non saturée) obtenues pour les 8 points suivis dans le cadre de cette étude avec l'ensemble des données disponibles sous ADES et dans la base des Installations Classées pour les bassins versants de la Retourne et de la Superbe a permis de montrer que les points suivis sont représentatifs des 2 bassins, à l'exception de Corroy qui pourrait se trouver dans un contexte particulier d'épandages d'eaux « industrielles » et pas uniquement marqué par la contamination d'origine agricole.

Afin de valider les conclusions issues de cette étude, plusieurs pistes de travail se dessinent. Un examen détaillé des teneurs en nitrates, en chlorure et sodium, complété par des informations sur l'épaisseur de la zone non saturée, pour tous les points disponibles de la craie en travaillant par bassin versant pourrait permettre de montrer que les forages profonds sont exempts de contamination si seul le processus de convection-dispersion intervient. L'absence de mesures piézométriques associées aux mesures de qualité complique cette tâche puisqu'il faut au préalable associer un qualitomètre à un piézomètre. La mise en évidence d'une profondeur à partir de laquelle les points ne sont effectivement plus contaminés, tout en intégrant la position des points dans les bassins versants (relation amont-aval), devrait permettre d'estimer de manière indirecte une vitesse de transfert dans la zone non saturée.

L'étude des variations temporelles (fréquences d'analyses mensuelles au minimum) sur plusieurs points (nombre plus importants que celui de notre étude) situés dans des contextes hydrodynamiques *a priori* différents permettra de juger de l'impact des fluctuations piézométriques sur la qualité de l'eau et éventuellement de mettre en évidence l'existence d'écoulements préférentiels via des fissures ou d'une remobilisation des stocks liée à la remontée de la nappe. La recherche de facteurs explicatifs à l'apparente plus importante vitesse de transfert dans le bassin de la Retourne comparée à celle qui est déterminée sur la Superbe ainsi que les corrélations chlorure/nitrate variables suivant le bassin permettrait sans doute de comprendre en quoi les spécificités de chaque bassin peuvent avoir un impact sur la qualité de l'eau (identification des secteurs avec dénitrification naturelle ou anthropique).

La connaissance des modes de transfert des nitrates ainsi que de leur vitesse de migration est un atout en termes de gestion de la ressource pour raisonner par exemple l'implantation de forages pour l'alimentation en eau potable ou encore prévoir les effets attendus sur la qualité de l'eau lors de la mise en place de solutions correctives. Ces informations sont également primordiales dans le cadre de la Directive Cadre sur l'Eau et notamment dans la perspective de 2015, date à laquelle les masses d'eau devront présenter un bon état chimique. Si ce bon état n'est pas atteint, les Etats Membres devront pouvoir justifier les raisons de cette non-atteinte.

Bibliographie

ANTEA (1999) – Vallée de la Retourne. Gestion de l'eau. Modélisation des écoulements souterrains. Phase 1 – collecte et acquisition des données préalables à la modélisation. Phase 2 - étalonnage du modèle et simulations. Phase 3 – logiciel d'aide à la décision. Rapport A 17236.

Ballif J.L. (1998) - Frange capillaire et tracés historiques du tritium et de l'azote dans la craie sénonienne en Champagne. *Bull. Soc. Géol. France*, 169, 2, p. 203-209.

Ballif J.L., Herré Ch. (1990) – Fluctuations de la nappe et variations de la teneur en azote minéral des eaux d'un bassin agricole en Champagne crayeuse (1971-1988). *Publication INRA Station agronomique de la Châlons-sur-Marne n°176*.

Banton O., Bangoy L.M. (1997) - Hydrogéologie. Multiscience environnementale des eaux souterraines. *Ed.PUQ. AUPELF/UREF. 474 p., ISBN 2-7605-0926-5, DA-926*

Baran N., Bourgeois M., Flehoc C., Normand B., (2004) - Détermination de la vitesse de transfert de l'eau, des nitrates et autres solutés en zone non saturée dans un loess profond. *BRGM/RP-53440-FR*, 82p, 44 ill.

Blavoux B., Letolle O. (1995) - Apports des techniques isotopiques à la connaissance des eaux souterraines. *Géochronique*, 54, p. 12-15.

BRGM (1965) – Carte géologique à 1/50 000 n°223 de Sézanne.

BRGM (1975) – Carte géologique à 1/50 000 n°108 d'Asfeld.

BRGM (1977) - Carte géologique à 1/50 000 n°224 de Fère-Champenoise.

BRGM (1990) – Carte géologique à 1/50 000 n°109 d'Attigny.

Brouyère S., Dassargues A., Hallet V. (2004) - Migration of contaminants through the unsaturated zone overlying the Hesbaye chalky aquifer in Belgium: a field investigation. *Journal of Contaminant Hydrology*, 72, p. 135-164

Chabart M., Schmidt C. (2005) - Détermination de la vitesse de transfert des nitrates en zone non saturée crayeuse. Phase 2 : Etude de deux bassins versants à enjeu : La Retourne et La Superbe. *Rapport BRGM/RP-54144-FR*

Chabart M., Schmidt C., Normand M. (2006) - Elaboration de règles de gestion volumique de la ressource en eau pour les bassins versants de la Somme-Soude et de la Coole (51). Rapport BRGM RP-54178-FR.

Chiesi F. (1993) – Transfert et épuration dans la zone non saturée de la craie en Champagne : étude de quelques cas concernant les nitrates et l'atrazine. *Thèse de l'Université de Reims-Champagne-Ardenne*, 195 p.

Cook P.G., Jolly I.D., Leaney F.W., et al. (1994) - Unsaturated zone tritium and chlorine 36 profiles from southern Australia: their use as tracers of soil water movement. *Water Resources Research*, 30, p.1709-1719.

Etcheverry D. (2002) - Valorisation des méthodes isotopiques pour les questions pratiques liées aux eaux souterraines. Isotopes de l'oxygène et de l'hydrogène. *Rapport de l'office fédéral des eaux et de la géologie, Sér. Géol 2, Berne-Ittigen, 71p.* ISBN 3-906723-53-4

Geake A.K., Foster S.S.D. (1989) - Sequential isotope and solute profiling in the unsaturated zone of British Chalk. *Hydrological Sciences*, 34, 1, p. 79-95.

Haria A.H., Hodnett M.G., Johnson A.C., (2003) - Mechanisms of groundwater recharge and pesticide penetration to a chalk aquifer in southern England. *Journal of Hydrology* 275:122-137.

Hornberger G.M., Raffensperger J.P., Wiberg P.L. et al. (1998) - Elements of Physical Hydrology. The Johns Hopkins University Press, Baltimore, 314 p.

Johnson A.C., Besien T.J., Bharwaj C.L., Dixon A., Goody D.C., Haria A.H., White C., (2001) - Penetration of herbicides to groundwater in an unconfined chalk aquifer following normal soil applications. *Journal of Contaminant Hydrology* 53:101-117.

Lucas L., M.P. Unterweger, (2000) - Comprehensive review and critical evaluation of the half-life of tritium. *Journal of research of the national institute of standards and technology* 105,4, 541-549.

Martin J.C., Rouxel-David E., Batkowski D., Normand M., Chabart M. (2004) - Elaboration d'une règle de gestion volumique de la ressource en eau du bassin de la Barbuise (Aube) - Rapport final. BRGM/RP-53178-FR.

Mathias S.A., Butler A.P., McIntyre N., Wheeler H.S., (2005) - The significance of flow in the matrix of the Chalk unsaturated zone. *Journal of Hydrology* 310:62-77.

Nativ R., Adar E., Dahan O., Geyh M. (1995) - Water recharge and solute transport through the vadose zone of fractured chalk under desert conditions. *Water Resources Research*, 31, 2, p. 253-261.

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: 261-285

Normand B., Czernichowski-Lauriol I., Mouvet C. (1999) - Programme régional expérimental de suivi de la qualité des eaux sur trois bassins versants de Picardie faisant l'objet de mesures agri-environnementales réduction d'intrants. Suivi de la nappe et de la zone non saturée dans le bassin de l'Hallue (Somme). *Rapport BRGM RP- 40616*, 321p., 112 fig., 39 tabl., 3 ann., 3c.

Panel R. (1998) – Vallée de la Retourne. Modélisation des écoulements souterrains. Phase 1 : collecte et acquisition des données préalables à la modélisation. *Rapport ANTEA n°A14954/A* de décembre 1998.

Price M., Downing R.A., Edmunds W.M. (1993). The chalk as an aquifer. In "the hydrogeology of the chalk of North-West Europe". R.A. Downing, M. price and G.P. Jones eds., Oxford University Press Inc., New York, 35-58.

Rouxel-David E., Baran N. (2004) – Détermination de la vitesse de transfert des nitrates dans la zone non saturée crayeuse. Phase 1 : identification des différents contextes hydrogéologiques. *Rapport BRGM RP-53357-FR*.

Rouxel-David E., Batkowski D., Chabart M., Nicolas J., Brichet C., Pichon C. (2004) – Suivi de la qualité des eaux souterraines en aval des installations classées situées dans la région Champagne-Ardenne (Bassin Seine-Normandie), Synthèse à 2003. Rapport final version 2 (corrigée en juillet 2005 et mai 2006). *Rapport BRGM/RP-53186-FR*, 494 p.

Smith D.B., P.L. Wearn, H.J. Richards, Rowe P.C., (1970) - Water movement in the undersaturated zone of high and low permeability strata by measuring natural tritium. "Isotope Hydrology", *IAEA proceedings of a symposium Vienna 9-13 March*, 73-87.

Détermination de la vitesse de transfert des nitrates en zone non saturée crayeuse. Phases 2 et 3 : Etude de deux bassins versants à enjeu : La Retourne et La Superbe.

Annexe 1 - Historique cultural sur les parcelles du bassin versant de la Retourne

Historique cultural de la parcelle de D. Philippoteaux à Pauvres										
	Réf. Chambre agriculture des Ardennes : parcelle n°55									
	Matières Organiques			date	culture intermédiaire	Fertilisation azotée minérale en U.N/ha	Rendement en quintaux/ha sauf Betterave et luzerne en T/ha	pailles		
quantité (éq.nitrate)	type									
1	1980	Escourgeon (orge d'hiver)						enlevées		
2	1981	Betteraves Sucrières						enlevées		
3	1982	Blé		/		180		enlevées		
4	1983	Escourgeon (orge d'hiver)		/		160	70	enlevées		
5	1984	Betteraves Sucrières	35-40	Fumier de bovins		180	55	enlevées		
6	1985	Blé				180	72	enlevées		
7	1986	Pois				/	48			
8	1987	Blé				180	65	enlevées		
9	1988	Escourgeon (orge d'hiver)		/		160	57	enlevées		
10	1989	Luzerne	125 mm	eaux résiduaires	juin à octobre	/	12.5			
11	1990	Luzerne	95 mm	eaux résiduaires		/	14.5			
12	1991	Luzerne	40 mm	eaux résiduaires		/	13.4			
13	1992	Blé			/	180	80	enlevées		
14	1993	Pois				/	49	enfouies		
15	1994	Blé	/	/	/	201	86	enlevées		
16	1995	Betteraves Sucrières	35	Fumier de bovins	30.03.95	phacélie	90			
17	1996	Orge de Printemps	/	/	/	130	69	enlevées		
18	1997	Ray-Grass sem	35	Fumier de bovins	20.08.99	/	9.8	enlevées		
19	1998	Pois			repousses Ray-Grass	0	66	enfouies		
20	1999	Blé				200	97	enlevées		
21	2000	Betteraves Sucrières	35	Fumier de bovins	24.08.99	moutarde	85	/		
22	2001	Blé	/	/	/	205	94	enlevées		
23	2002	Orge de Printemps	/	/	/	140	66.8	enlevées		
24	2003	Pois			moutarde	0	46.7	enlevées		
25	2004	Blé	/	/	/	211	96	enlevées		
26	2005	Orge de Printemps	/	/	moutarde					
26	2006	Blé			moutarde					

Historique cultural de la parcelle d'E. Hoigner à Alincourt								
Réf. Chambre agriculture des Ardennes : parcelle n°56								
		Matières Organiques			culture intermédiaire	Fertilisation azotée minérale en U,N/ha	Rendement en quintaux/ha sauf Betterave et luzerne en T/ha	pailles
		quantité (éq.nitrate)	type	date				
1	1982	Blé						
2	1983	Avoine			/			
3	1984	Luzerne			/	/	10	/
4	1985	Luzerne			/	/	11.5	/
5	1986	Blé			/	170	78	enfouies
6	1987	Escourgeon (orge d'hiver)			/	185	67	enfouies
7	1988	Pois			/	0	60	enfouies
8	1989	Blé			/	200	93	enfouies
9	1990	Betteraves Sucrières			/	145	75	/
10	1991	Pois			/	0	54	enfouies
11	1992	Blé			/	210	88	enfouies
12	1993	Betteraves Sucrières	/	/	/	130	85	/
13	1994	Jachère en moutarde	/	/	/	/	/	enfouies
14	1995	Luzerne	/	/	/	/	11.5	/
15	1996	Luzerne	/	/	/	/	/	/
16	1997	Luzerne	/	/	/	/	11	/
17	1998	Blé	/	/	/	207	94	enfouies
18	1999	Betteraves Sucrières	/	/	/	160	78	enfouies
19	2000	Blé	/	/	/	220	103	enfouies
20	2001	Betteraves Sucrières	/	/	/	150	75	/
21	2002	Orge de Printemps	/	/	/	130	85	enfouies
22	2003	Chicorée	92 mm	eaux résiduaires	oct-02	135	96	/
23	2004	Orge de Printemps	/	/	/	116	65	enfouies
24	2005	Orge de Printemps	/	/	/	/	/	enfouies
24	2006	Betteraves Sucrières	eaux résiduaires sucrière		moutarde			

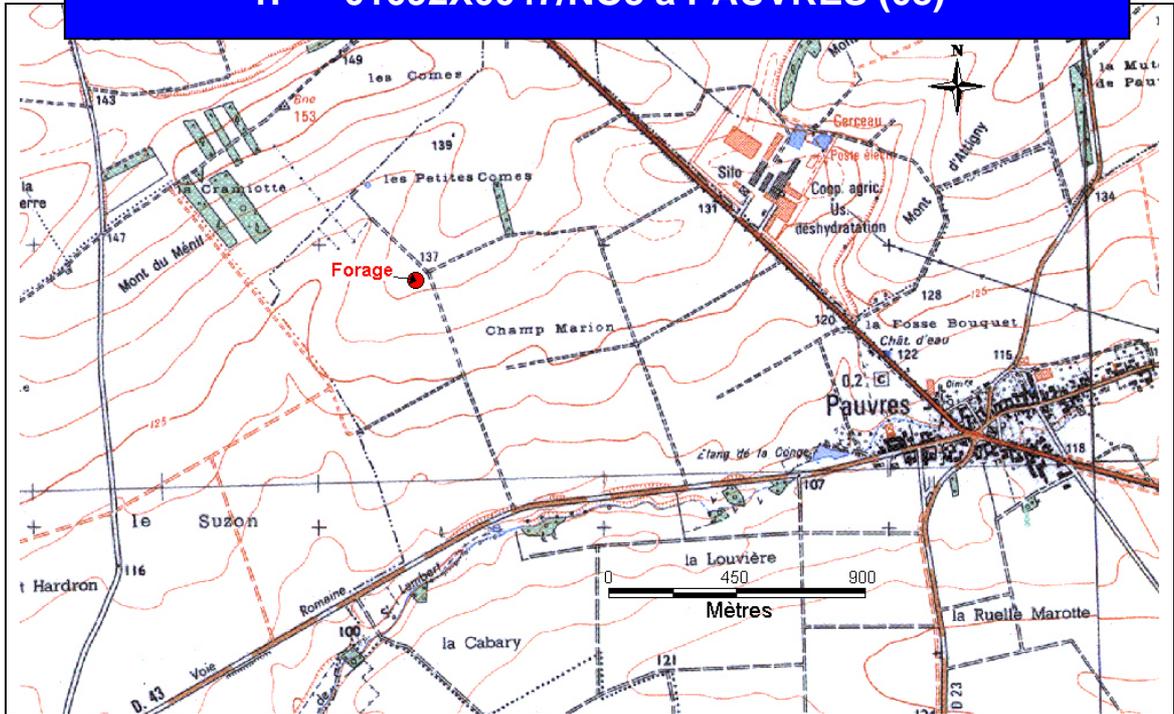
Annexe 2 - Historique cultural sur les parcelles du bassin versant de la Superbe

Historique cultural de la parcelle de P. Loroy à Corroy						
	Culture	Rendement en quintaux/ha sauf Betterave et luzerne en	Fertilisation Azotée minérale en U.N/ha	Phosphore en U.P/ha	Potassium en U.K/ha	Mg en U.Mg/ha
1	1990	Seigle	?	?	?	?
2	1991	Pois	/	?	?	?
3	1992	Blé	180	?	?	?
4	1993	Pois	/	170	180	/
5	1994	Jachère Raygrass et Trèfle	/	/	/	/
5	1994	Jachère Raygrass et Trèfle	/	/	/	/
7	1996	Pois	/	/	/	/
8	1997	Blé	180	50	70	/
9	1998	Colza	200	95	140	45
10	1999	Orge de Printemps	150	/	/	/
11	2000	Pois	/	102	150	/
12	2001	Blé	178	0	0	17
13	2002	Orge de Printemps	160	41	78	/
14	2003	Orge de Printemps	156	138	142	39
15	2004	Blé	196	0	0	0
16	2005	Jachère de Fétuque	/	/	/	/
17	2006	Jachère de Fétuque	/	/	/	/

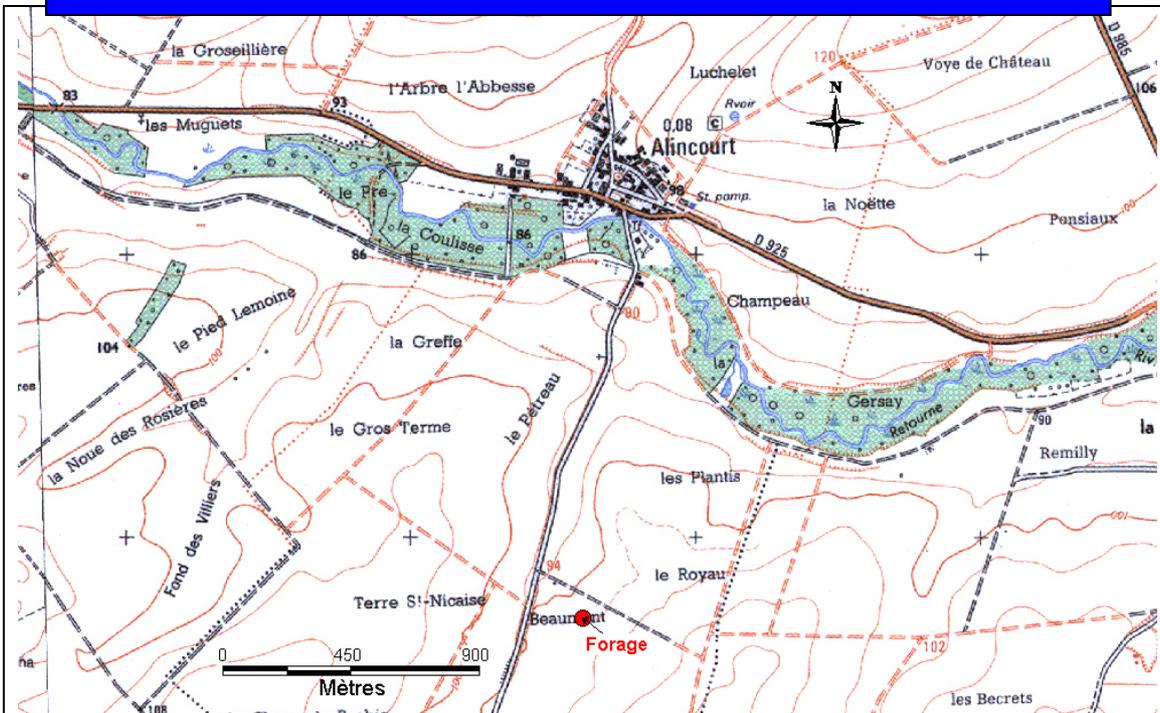
Historique cultural de la parcelle de J.C. LEPAGE à Saint-Saturnin						
	Culture	Rendement en quintaux/ha sauf Betterave et luzerne en T/ha	Fertilisation Azotée minérale en U.N/ha	Phosphore en U.P/ha	Potassium en U.K/ha	Fertilisation organique (type eaux résiduaires) Quantités apportées (en mm)
1	1990	Pois		200	245	85
2	1991	Blé	205			
3	1992	Escourgeon (orge d'hiver)	180	120	180	
4	1993	Colza	220	200	230	100
5	1994	Blé	208			
6	1995	Betteraves Sucrières	150	250	300	85
7	1996	Orge de Printemps	100			
8	1997	Pois	60	190	250	
9	1998	Blé	104	210		
10	1999	Colza	43	200	250	70
11	2000	Blé	94	190		
12	2001	Vesces	42	45	150	60
13	2002	Blé	95	210		
14	2003	Orge de Printemps	55	160	70	
15	2004	Luzerne	15	150	270	70
16	2005	Luzerne	14		360	
17	2006	Blé				

Annexe 3 - Caractéristiques des points du réseau de suivi « qualité »

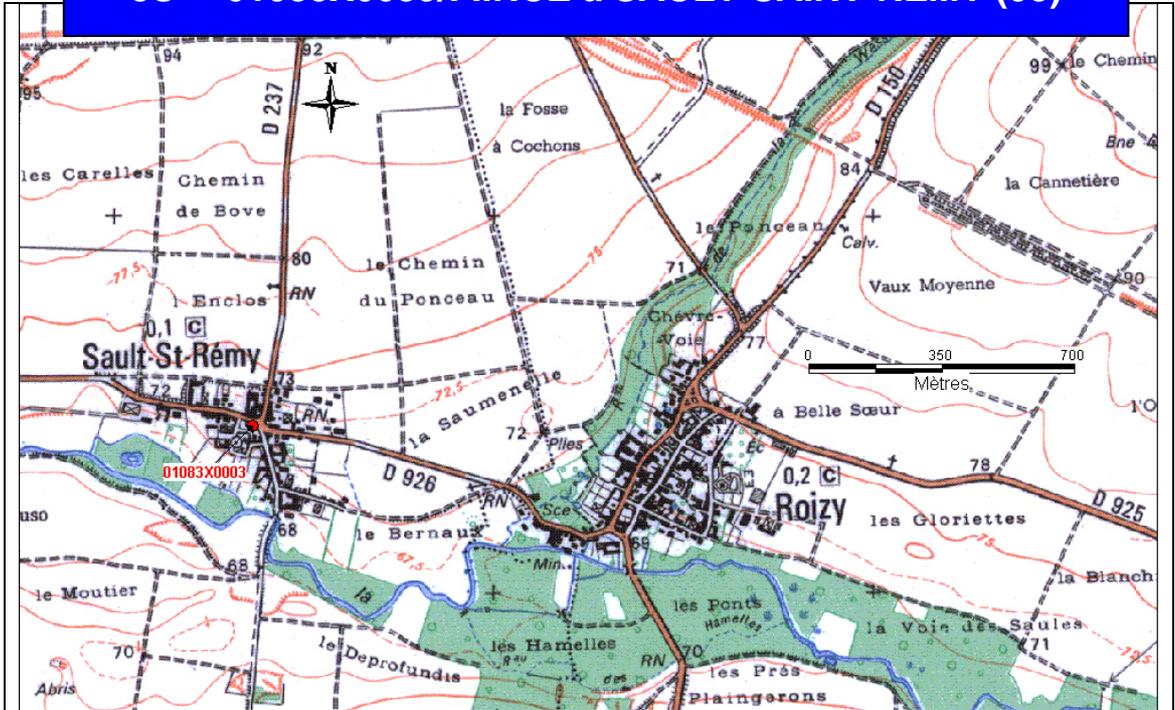
1P 01092X0047/NO3 à PAUVRES (08)



2A 01095X0039/NO3 à ALINCOURT (08)

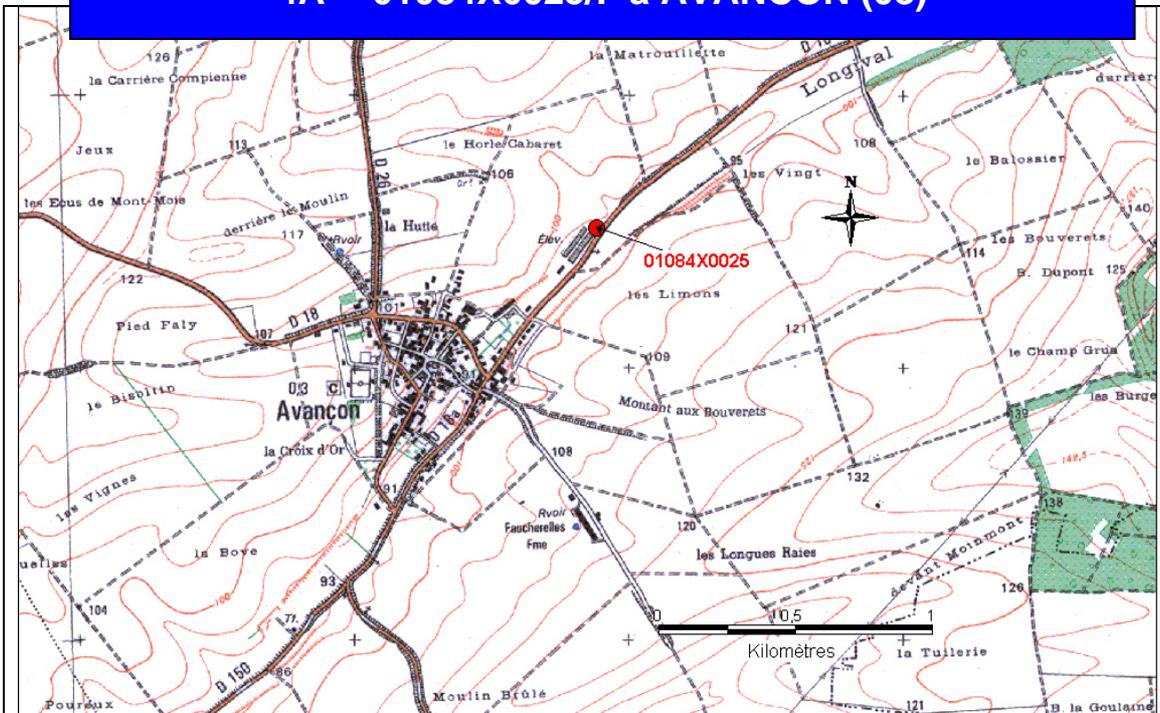


3S 01083X0039/F.INCE à SAULT-SAINT-REMY (08)



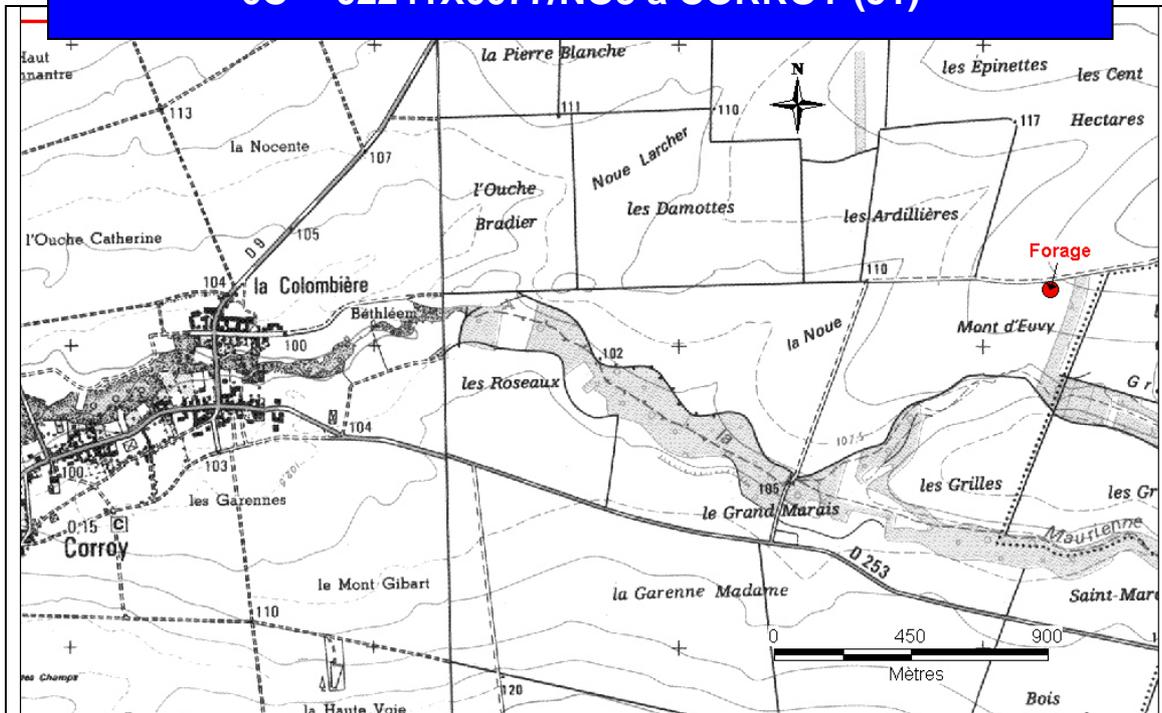
Détermination de la vitesse de transfert des nitrates en zone non saturée crayeuse. Phases 2 et 3 : Etude de deux bassins versants à enjeu : La Retourne et La Superbe.

4A 01084X0025/F à AVANCON (08)

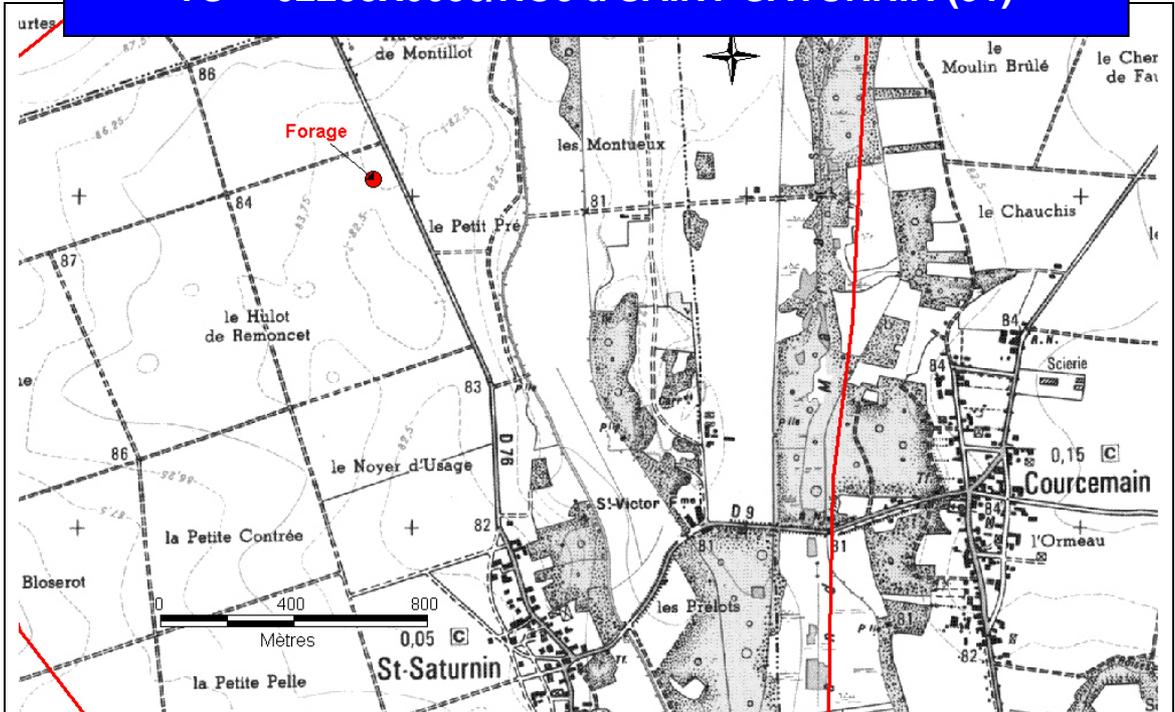


Détermination de la vitesse de transfert des nitrates en zone non saturée crayeuse. Phases 2 et 3 : Etude de deux bassins versants à enjeu : La Retourne et La Superbe.

6C 02241X0077/NO3 à CORROY (51)

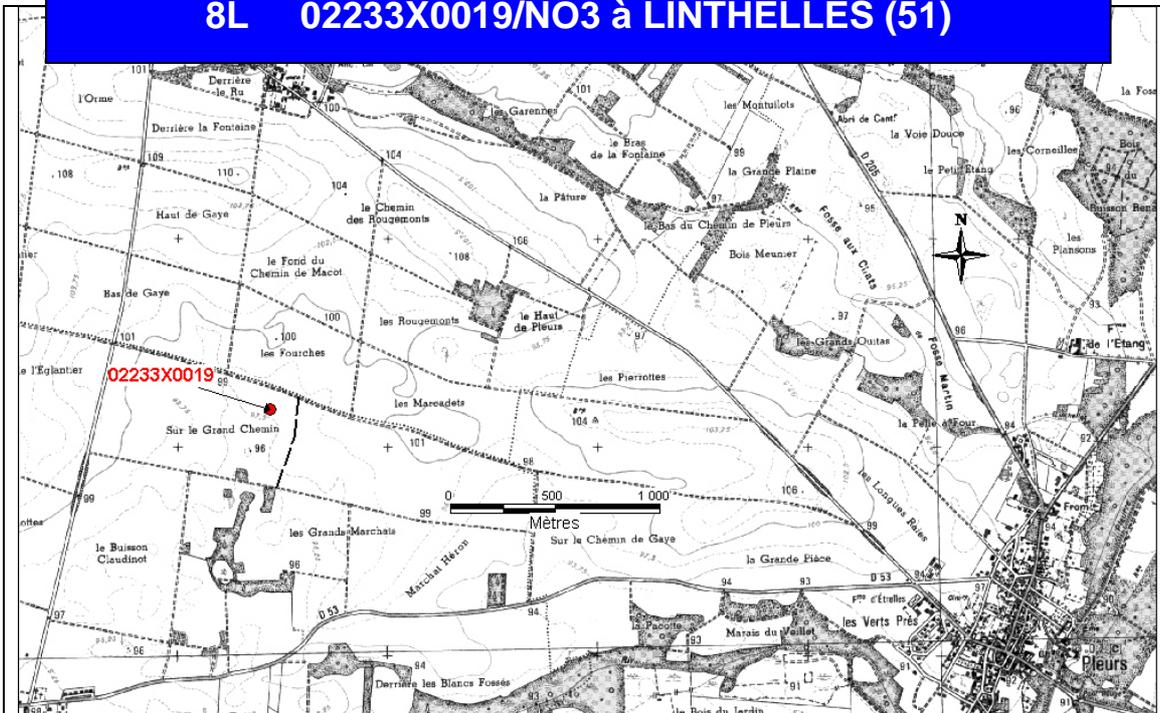


7S 02238X0050/NO3 à SAINT-SATURNIN (51)



Détermination de la vitesse de transfert des nitrates en zone non saturée crayeuse. Phases 2 et 3 : Etude de deux bassins versants à enjeu : La Retourne et La Superbe.

8L 02233X0019/NO3 à LINTHELLES (51)



Détermination de la vitesse de transfert des nitrates en zone non saturée crayeuse. Phases 2 et 3 : Etude de deux bassins versants à enjeu : La Retourne et La Superbe.

N°	Indice BSS	Type d'ouvrage	Bassin versant	Commune	XL2E	YL2E	Côte (m NGF)	Profondeur Totale (m)	Hauteur margelle (m)	Diamètre (mm)	Propriétaire de l'ouvrage
1P	01092X0047/NO3	piézomètre	Retourne amont	Pauvres	754 500	2 493 073	137	46	0.65	125	BRGM
2A	01095X0039/NO3	piézomètre	Retourne médiane	Aincourt	745 751	2 489 917	102.5	28	0.52	125	BRGM
3S	01083X0003/F.INCE	Forage incendie inutilisé	Retourne aval	Sault-Saint-Remy	732 502	2 493 663	71	8.3	-0.045	200	commune
4A	01084X0025/F	Forage agricole volailles	Retourne	Avançon	739 035	2 499 743	94	25		134	particulier
5 F	02241X0039/L	piézomètre	Superbe amont	Fere-Champenoise	721 389	2 420 636	147.5	30.8	0.03	125	Distillerie de Morains
6C	02241X0077/NO3	piézomètre	Maurienne	Corroy	721 276	2 413 363	115	24	0.95	160	BRGM
7S	02238X0050/NO3	piézomètre	Superbe aval	Saint-Saturnin	714 931	2 404 223	83.75	10	1	160	BRGM
8L	02233X0019/F12bis	piézomètre	Superbe, Auges	Linthelles	709 281	2 412 532	98.5	16		113	Sucrerie de Connantre

Détermination de la vitesse de transfert des nitrates en zone non saturée crayeuse. Phases 2 et 3 : Etude de deux bassins versants à enjeu : La Retourne et La Superbe.

Annexe 4 - Résultats d'analyse sur la phase liquide

PAUVRES (1P)	Ca	Mg	Na	K	Total cations	HCO ₃	Cl	SO ₄	NO ₃	Total anions
Unité	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	méq/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	méq/L
Normes			200				250	250	50	
Méthode	ISO14911	ISO14911	ISO14911	ISO14911		EN9963-1	N10304-1	N10304-1	N10304-1	
Date de prélèvement										
26/09/2005	74.3	<1	3.6	<0.5	3.93	205	7.3	3.8	13.4	3.86
07/11/2005	75.6	<1	3.6	<0.5		213	7.1	5.9	14	
05/12/2005	73.1	<1	3.5	<0.5		200	7.3	4.1	13.9	
09/01/2006	72.5	<1	3.6	<0.5		202	7.6	4	14.1	
06/02/2006	74.9	<1	3.6	<0.5		207	7	3.7	13.6	
06/03/2006	71.3	<1	3.6	<0.5		203	7.2	3.8	14	
03/04/2006	<5	<1	<1	0.8		206	8	3.8	14.3	
02/05/2006	70.6	<1	3.7	<0.5		203	7.5	3.8	14.1	
01/06/2006	71.4	0.7	3.7	<0.5		204	7.3	3.7	14.5	
05/07/2006	71.3	<1	3.7	<0.5		208	7	3.4	13.9	
28/08/2006	71.5	<1	3.7	<0.5		205	6.7	3.9	13.2	
Moyenne	72.7		3.6		3.9	205.1	7.3	4.0	13.9	3.9

Prélèvements réalisés par le BRGM

Analyses réalisées par le Laboratoire municipal et régional de Reims

ALINCOURT (2A)	Ca	Mg	Na	K	Total cations	HCO ₃	Cl	SO ₄	NO ₃	Total anions
Unité	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	méq/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	méq/L
Normes			200				250	250	50	
Méthode	ISO14911	ISO14911	ISO14911	ISO14911		EN9963-1	N10304-1	N10304-1	N10304-1	
Date de prélèvement										
26/09/05	81.4	2.1	5.4	<0.5	4.49	216	14.2	3.1	25	4.41
07/11/05	81.1	2.2	5.6	<0.5		216	14.7	5.8	25.7	
05/12/05	81	2.1	5.5	<0.5		208	14.9	3.4	26.3	
09/01/2006	81.3	2.1	5.4	<0.5		217	15.1	3.4	27.1	
06/02/2006	82.2	2.2	5.2	<0.5		224	13.6	3	25	
06/03/2006	75.8	2.1	4.8	<0.5		210	12.5	3.1	22.7	
03/04/2006	74.3	2	4.5	<0.5		212	12.5	3.3	22.4	
03/05/2006	74.7	2	4.5	<0.5		206	12.5	3.5	21.6	
01/06/2006	75.5	2	4.4	<0.5		207	12.5	3.4	21.8	
05/07/2006	75	2.1	4.3	<0.5		221	12	3.1	21	
28/08/2006	75.5	2.2	4.9	<0.5		212	12.5	3.3	22.6	
Moyenne	77.981818		4.9545455		4.49	213.54545	13.363636	3.4909091	23.745455	4.41

Prélèvements réalisés par le BRGM

Analyses réalisées par le Laboratoire municipal et régional de Reims

SAULT-SAINT-REMY (3S)	Ca	Mg	Na	K	Total cations	HCO ₃	Cl	SO ₄	NO ₃	Total anions
Unité	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	méq/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	méq/L
Normes			200				250	250	50	
Méthode	ISO14911	ISO14911	ISO14911	ISO14911		EN9963-1	N10304-1	N10304-1	N10304-1	
Date de prélèvement										
26/09/05	93.3	2.3	8.7	0.61	5.25	211	25.8	8.1	46.4	5.1
07/11/05	91.7	2.2	8.8	0.6		211	24.5	8.5	43.5	
05/12/05	92.5	2.3	8.7	0.6		214	26	8.8	47.5	
09/01/2006	91.1	2.3	8.7	0.58		217	28	9	50.5	
06/02/2006	93	2.3	8.7	0.58		214	25.3	8	47.5	
06/03/2006	89.3	2.3	8.6	0.58		213	25.7	8.2	47.6	
03/04/2006	88.4	2.3	8.6	0.58		216	25.4	8	47.6	
02/05/2006	89.2	2.4	8.9	0.68		215	25.6	8.4	47.6	
01/06/2006	90.1	2.4	8.8	0.67		217	25.7	8.1	47.7	
05/07/2006	89.8	2.4	8.8	0.61		219	25	7.8	45.5	
28/08/2006	91	2.4	9.2	0.68		223	25.2	8.5	45.6	
Moyenne	90.854545		8.7727273		5.25	215.45455	25.654545	8.3090909	47	5.1

Prélèvements réalisés par le BRGM

Analyses réalisées par le Laboratoire municipal et régional de Reims

Détermination de la vitesse de transfert des nitrates en zone non saturée crayeuse. Phases 2 et 3 : Etude de deux bassins versants à enjeu : La Retourne et La Superbe.

AVANCON (4A)	Ca	Mg	Na	K	Total cations	HCO ₃	Cl	SO ₄	NO ₃	Total anions
Unité	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	méq/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	méq/L
Normes			200				250	250	50	
Méthode	ISO14911	ISO14911	ISO14911	ISO14911		EN9963-1	N10304-1	N10304-1	N10304-1	
Date de prélèvement										
26/09/05	113	1.1	4.7	0.59	5.94	277	20	11.4	32.3	5.86
07/11/05	111	1.1	4.8	0.59		272	18.4	11.8	29.9	
05/12/05	111	1.1	4.7	0.53		277	20.1	11.8	33	
09/01/2006	109	1.1	4.7	0.56		276	20.1	11.1	33	
06/02/2006	114	1.2	4.7	0.53		278	19.5	11.2	32.4	
06/03/2006	108	1.1	4.6	0.54		275	19.4	11.6	31.9	
03/04/2006	107	1.1	4.6	0.53		286	19.5	10.3	32.4	
02/05/2006	111	1.2	4.8	0.58		287	19.4	11.9	32.4	
01/06/2006	112	1.2	4.8	0.57		289	20	12	32.5	
05/07/2006	113	1.2	4.8	0.56		303	19.5	10.9	31.9	
28/08/2006	110	1.2	4.9	0.57		286	20.4	11.5	33.5	
Moyenne	110.81818		4.7363636		5.94	282.36364	19.663636	11.409091	32.290909	5.86

Prélèvements réalisés par le BRGM
Analyses réalisées par le Laboratoire municipal et régional de Reims

FERE-CHAMPENOISE (5F)	Ca	Mg	Na	K	Total cations	HCO ₃	Cl	SO ₄	NO ₃	Total anions
Unité	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	méq/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	méq/L
Normes			200				250	250	50	
Méthode	ISO14911	ISO14911	ISO14911	ISO14911		EN9963-1	N10304-1	N10304-1	N10304-1	
Date de prélèvement										
27/09/2005	73.6	1.2	4.4	0.5	3.98	180	14.8	6.9	26.6	3.94
08/11/2005	72.9	1.2	4.3	<0.5		188	14.8	7.9	26.7	
06/12/05	72.1	1.2	4.2	<0.5		176	14.8	7.1	26.9	
10/01/2006	86.8	1.1	4.7	<0.5		207	16.8	6.6	29.7	
07/02/2006	80.7	1.3	5	<0.5		192	18.4	6.1	31.9	
07/03/2006	800	1.3	5.3	<0.5		191	21	6.2	34.2	
04/04/2006	82.6	1.3	5.9	<0.5		197	25.2	6.2	40.1	
03/05/2006	79.4	1.3	5.5	<0.5		185	22.6	6.2	38	
01/06/2006	79.3	1.3	5.1	0.54		192	19.3	6.3	33.6	
06/07/2006	64.5	1.3	4.7	<0.5		209	16.7	6.7	30.7	
29/08/2006	70.1	1.2	4.3	<0.5		204	14.6	6.4	26.7	
Moyenne	142		4.8545455		3.98	192.81818	18.090909	6.6	31.372727	3.94

Prélèvements réalisés par le BRGM
Analyses réalisées par le Laboratoire municipal et régional de Reims

CORROY (6C)	Ca	Mg	Na	K	Total cations	HCO ₃	Cl	SO ₄	NO ₃	Total anions
Unité	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	méq/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	méq/L
Normes			200				250	250	50	
Méthode	ISO14911	ISO14911	ISO14911	ISO14911		EN9963-1	N10304-1	N10304-1	N10304-1	
Date de prélèvement										
27/09/2005	58.6	<1	2.6	<0.5	3.09	189	12.1	4.5	6.7	3.64
08/11/2005	61	<1	2.8	<0.5		158	13.8	5.5	8.2	
06/12/05	61.6	<1	2.8	<0.5		157	15	3.6	8.8	
10/01/2006	76.7	<1	3.1	<0.5		163	18.6	3.1	11.2	
07/02/2006	67.3	<1	3.2	<0.5		161	20	2.9	12.2	
07/03/2006	74.7	<1	3.9	<0.5		176	28.3	3.1	18	
04/04/2006	79.3	<1	5.1	0.7		184	34.9	2.7	23.4	
03/05/2006	71.3	<1	4	<0.5		167	29.1	4.3	18.9	
01/06/2006	67.9	<1	3.7	<0.5		158	24.6	2.9	15.4	
06/07/2006	63.7	<1	3.8	<0.5		165	22.9	3.1	13.4	
29/08/2006	63.4	<1	3.2	<0.5		174	19.6	2.7	11.3	
Moyenne	67.772727		3.4727273		3.09	168.36364	21.718182	3.4909091	13.409091	3.64

Prélèvements réalisés par le BRGM
Analyses réalisées par le Laboratoire municipal et régional de Reims

Détermination de la vitesse de transfert des nitrates en zone non saturée crayeuse. Phases 2 et 3 : Etude de deux bassins versants à enjeu : La Retourne et La Superbe.

SAINT-SATURNIN (7S)	Ca	Mg	Na	K	Total cations	HCO ₃	Cl	SO ₄	NO ₃	Total anions
Unité	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	méq/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	méq/L
Normes			200				250	250	50	
Méthode	ISO14911	ISO14911	ISO14911	ISO14911		EN9963-1	N10304-1	N10304-1	N10304-1	
Date de prélèvement										
27/09/2005	140	1.3	9.5	1.19	7.55	249	59.4	50.6	56.9	7.76
08/11/2005	143	1.4	8.8	1.3		254	53.8	48.7	52.5	
06/12/05	142	1.3	8.6	1.17		243	56.7	51.6	55	
10/01/2006	143	1.4	9	1.36		252	57.5	52.5	56.5	
07/02/2006	145	1.4	8.5	1.22		247	55.4	53.7	54	
07/03/2006	139.3	1.4	8.6	1.33		248	57.5	50.6	57.2	
04/04/2006	140	1.4	8.7	1.33		249	52.6	44.9	52.1	
03/05/2006	139	1.5	8.8	1.5		249	59.2	52.3	57.3	
01/06/2006	139	1.4	8.3	1.1		246	59.1	53	55.9	
06/07/2006	140	1.4	7.9	0.9		295	48.1	52.1	52.6	
29/08/2006	139	1.4	8.3	1.28		251	52	50	49.5	
Moyenne	140.84545		8.6363636		7.55	253	55.572727	50.909091	54.5	7.76

Prélèvements réalisés par le BRGM
Analyses réalisées par le Laboratoire municipal et régional de Reims

LINTHELLES (8L)	Ca	Mg	Na	K	Total cations	HCO ₃	Cl	SO ₄	NO ₃	Total anions
Unité	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	méq/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	méq/L
Normes			200				250	250	50	
Méthode	ISO14911	ISO14911	ISO14911	ISO14911		EN9963-1	N10304-1	N10304-1	N10304-1	
Date de prélèvement										
27/09/2005										ouvrage non accessible
08/11/2005	107	1.6	8.6	2.5		23.6	33.6	21	43.6	
06/12/2005	107	1.6	8.3	2.36		233	32.8	19.9	43.5	
10/01/2006	107	1.6	8.5	2.45		237	34.7	20.8	45.5	
07/02/2006	109	1.5	8.4	2.42		234	33.3	19.5	44.6	
07/03/2006	105	1.6	8.4	2.63		235	34.5	20.4	45.6	
04/04/2006	103	1.6	8.2	2.4		232	34.2	20.2	46.2	
03/05/2006	104	1.6	8.4	2.5		233	33.6	20	44.4	
01/06/2006	103	1.6	8.3	2.47		236	32.9	19.8	43.4	
06/07/2006	104	1.7	8.1	2.33		231	33.1	19.7	42.6	
29/08/2006										pas de prelevement
Moyenne	105.44		8.36			210.51	33.63	20.14	44.38	

Prélèvements réalisés par le BRGM
Analyses réalisées par le Laboratoire municipal et régional de Reims



Centre scientifique et technique
3, avenue Claude-Guillemain
BP 6009
45060 – Orléans Cedex 2 – France
Tél. : 02 38 64 34 34

Service géologique régional Champagne-Ardenne
12, rue Clément Ader
BP137
51685 – Reims Cedex 2 - France
Tél. : 03 26 84 47 70