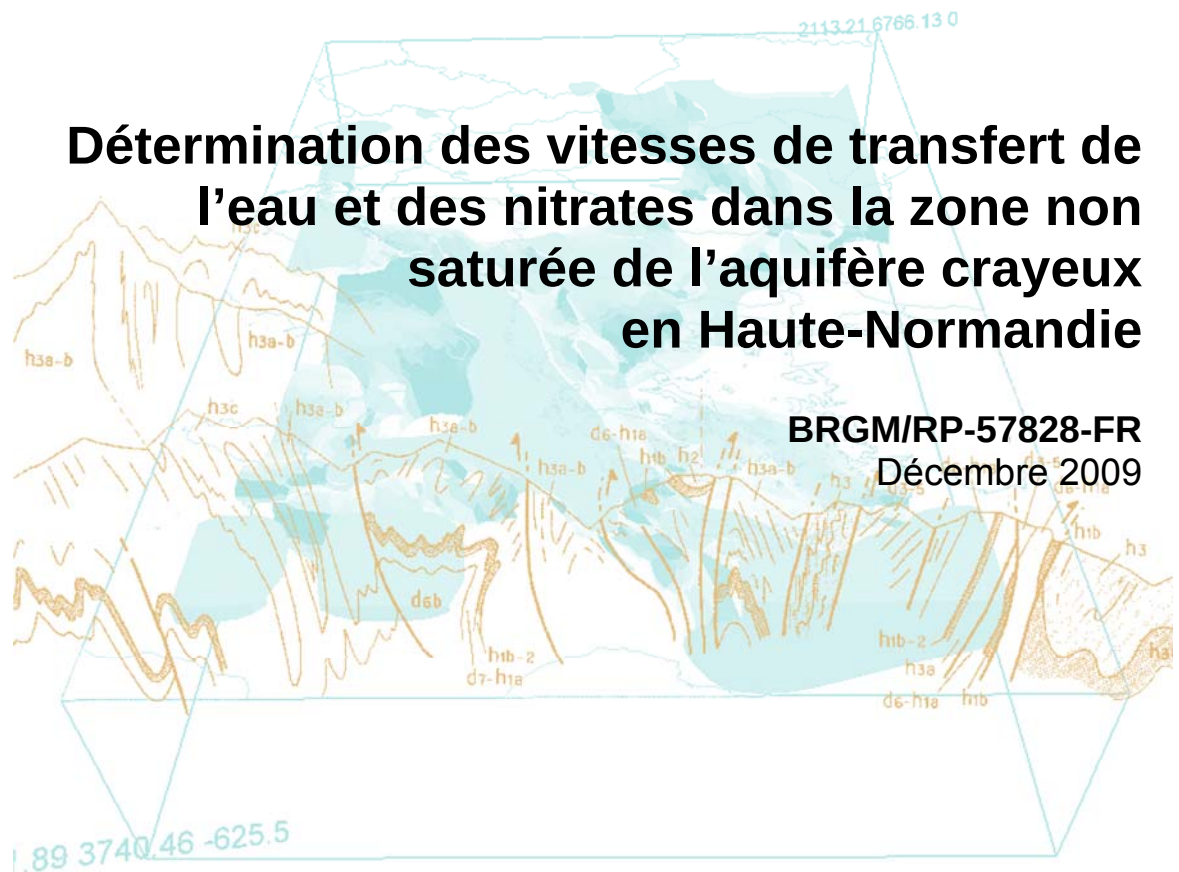




Détermination des vitesses de transfert de l'eau et des nitrates dans la zone non saturée de l'aquifère crayeux en Haute-Normandie

BRGM/RP-57828-FR

Décembre 2009

Étude réalisée dans le cadre des projets de Service public du BRGM 08 EAU K53

Arnaud L., Baran N.

Avec la collaboration de Branellec M., Leduc D., Flehoc C. et Tauvel O.

Vérificateur :

Nom : E. PETELET

Date : 31/12/2009

Signature : P/O L. Arnaud



Approbateur :

Nom : E. GOMEZ

Date : 31/12/2009

Signature :

Le système de management de la qualité du BRGM est certifié AFAQ ISO 9001:2000.

Mots clés : Argiles à silex, Limons des plateaux, Modélisation, Nappe de la craie, Nitrates, Teneur en eau, Tritium, Vitesse de migration, Zone non saturée, Goderville, Mousseaux-Neuville, Eure, Seine-Maritime, Haute-Normandie.

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

Arnaud L., Baran N. (2009) – Détermination des vitesses de transfert de l'eau et des nitrates dans la zone non saturée de l'aquifère crayeux en Haute-Normandie. Rapport BRGM/RP-57828-FR, 136 p., 54 ill., 3 ann.

Synthèse

En Normandie, l'évolution de la qualité de l'eau de la nappe de la craie constitue un enjeu majeur puisque cette eau souterraine représente la quasi-totalité du volume d'eau utilisé pour l'alimentation en eau potable des populations locales. En Haute-Normandie, sur les 10 masses d'eau de niveau 1, 9 présentent un risque de non-atteinte du bon état qualitatif en 2015 selon les termes de la Directive Cadre sur l'Eau à cause du paramètre nitrate accompagné généralement du paramètre pesticide. Il convient aussi de rappeler que le territoire haut-normand, dans son intégralité, est classé en zone vulnérable depuis l'arrêté préfectoral du 28 février 2003.

Dans ce contexte, la DREAL Haute-Normandie, l'Agence de l'Eau Seine-Normandie et le BRGM ont conduit en 2008-2009, avec la collaboration des Chambres d'Agriculture de l'Eure et de la Seine-Maritime, la présente étude qui vise à déterminer les stocks de nitrate présents dans la zone non saturée, à identifier les mécanismes d'infiltration de l'eau et des solutés dans la zone non saturée et à estimer les vitesses de circulation dans cette zone non saturée crayeuse. Ces données sont absolument nécessaires dans l'optique de la meilleure compréhension et prévision de la qualité des eaux souterraines vis-à-vis du paramètre nitrate.

Pour obtenir des éléments de réponse à ces différents aspects, deux profils de nitrates et de tritium réalisés par dosage des solides de la zone récupérés lors du carottage de 2 sites Goderville et Mousseaux-Neuville, en Seine-Maritime et Eure, respectivement, ont été effectués. Ces carottages ont été entrepris dans des parcelles dans lesquelles des profils de nitrate avaient déjà été réalisés permettant ainsi une comparaison des profils à plus d'une décennie d'écart. Les historiques culturaux de ces 2 parcelles sont également très bien connus, ce qui permet de mieux comprendre les variations de concentrations en nitrates dans le profil.

Pour le site de Goderville, le carottage sur 47,1 m a permis de montrer l'existence d'un stock de nitrate important sur toute l'épaisseur de la zone non saturée avec des teneurs généralement supérieures à 10 mg/kg. Les mesures d'activité tritium montrent un pic dont le centre de masse à 28,7 m indique une vitesse moyenne d'infiltration de l'eau pour la période 1963-2008 de 0,64 m/an, si ce pic est considéré comme lié aux émissions de tritium de 1963. Ces interprétations sont tout à fait cohérentes avec l'approche réalisée par la Chambre d'Agriculture de Seine-Maritime, à dire d'expert qui estime des vitesses d'infiltration variables d'une année à une autre avec une moyenne de 0,78 +/- 0,19 m/an sur la période considérée pour les 25 premiers mètres du profil et avec les résultats obtenus par comparaison visuelle des profils de 1990 et 2008 et 1988-1990. Ces trois approches permettent d'obtenir des résultats similaires indiquant une vitesse relativement lente de moins d'un mètre par an cohérente avec les études précédentes ou les données de la littérature. Le transport par convection-dispersion semble le mécanisme d'infiltration prépondérant.

Pour le site de Mousseaux-Neuville, le carottage de 74,1 m a permis de montrer l'existence d'un stock de nitrates dans la zone non saturée situé essentiellement entre 5 et 25 m de profondeur. Un deuxième pic de nitrate, aux concentrations plus faibles, est également observé entre 40 et 55 m de profondeur. Un pic tritium dont le centre de masse se trouve à 18,25 m de profondeur est observé. Bien que les activités tritium soient assez faibles (maximum de 16.3 UT), l'assimilation de ce pic à l'année 1963 permet d'estimer une vitesse moyenne d'infiltration pour la période 1963-2008 de 0,41 m/an. Les valeurs inférieures à 1UT au-delà de 25 m de profondeur indiquent qu'aucune eau post-1960 n'a atteint ces niveaux plus profonds. Une vitesse moyenne de 0,41 m/an permet d'estimer que le premier pic nitrate (entre 5 et 25 m de profondeur) correspond aux pratiques des années 1950-1990. Les interprétations proposées sont validées par la Chambre d'Agriculture de l'Eure qui considère, à dire d'expert, ces résultats cohérents avec l'analyse des pratiques culturales (mise en culture de la parcelle en 1950, augmentation de la fertilisation azotée avec des surfertilisations jusque dans les années 90). La comparaison du profil obtenu en 2008 avec celui mesuré en 1984 est plus problématique puisque les deux profils sont très similaires, tant dans les concentrations observées que dans la position du pic. Or, une vitesse d'infiltration même peu importante de quelques décimètres par an aurait du être perceptible sur la position du pic principal. Il semble donc que le transfert au sein de la craie saine (au-delà de 25 m de profondeur) soit limité. Toutefois, le pic nitrate entre 40 et 55 m de profondeur semble indiquer qu'une fraction de l'eau et des nitrates, dont le volume reste indéterminé, puisse migrer plus rapidement vers les horizons plus profonds.

La comparaison entre les 2 sites permet de souligner la variabilité de l'infiltration (mécanisme et vitesse) au sein de l'aquifère crayeux haut-normand. Ainsi, sur le site de Mousseaux-Neuville, l'infiltration semble globalement plus lente qu'à Goderville, même si un deuxième pic nitrate plus profond semble indiquer qu'une fraction de l'eau et des solutés peut migrer plus rapidement en profondeur. Les pratiques culturales peuvent influencer sur les vitesses de migration mais les facteurs prépondérants sont probablement le type de matériaux géologiques rencontrés mais aussi le contexte climatique, les précipitations étant largement supérieures à Goderville. L'étude du rôle des formations superficielles et des discontinuités présentes dans le massif crayeux (bancs de silex, surfaces d'arrêt de sédimentation) dans la recharge de l'aquifère doivent ainsi être approfondie.

En terme de prévision de l'évolution de la qualité de l'eau, les 2 sites montrent l'existence d'un stock de nitrate en cours de transfert vers la nappe. En admettant que tous les nitrates présents dans la zone non saturée passent en solution, des teneurs supérieures à 50 mg/L sont attendues (sans tenir compte d'un éventuel effet de dilution dans la nappe). La prévision est cependant plus délicate pour le site de Mousseaux-Neuville où l'augmentation de la concentration au droit de la parcelle semble avant tout dépendre de la contribution amont de la nappe.

Sommaire

1. Introduction	13
2. Cadre de l'étude	Erreur ! Signet non défini.
2.1. ASPECTS REGLEMENTAIRES	ERREUR ! SIGNET NON DEFINI.
2.2. RAPPELS SUR LE TRANSFERT D'EAU ET DE SOLUTES	17
2.2.1.Principes généraux	17
2.2.2.Le contexte crayeux	19
2.2.3.Synthèse des études de transfert dans la zone non saturée (ZNS) en Haute-Normandie	20
2.3. METHODOLOGIE RETENUE	24
2.3.1.Principe et intérêt de "l'outil" Tritium	24
2.3.2.Limites d'utilisation de "l'outil" Tritium	25
3. Caractéristiques des sites d'étude et des expérimentations	29
3.1. SITE DE GODERVILLE	30
3.1.1.Situation géographique	30
3.1.2.Contexte géologique	31
3.1.3.Contexte hydrogéologique	34
3.1.4.Historique culturel	38
3.2. SITE DE MOUSSEAUX-NEUVILLE	41
3.2.1.Situation géographique	41
3.2.2.Contexte géologique	42
3.2.3.Contexte hydrogéologique	45
3.2.4.Historique culturel	47
3.3. TRAVAUX REALISES POUR COLLECTER LES SOLIDES DE LA ZONE NON SATUREE	49
3.3.1.Réalisation des forages.....	49
3.3.2.Réalisation des prélèvements de solides	Erreur ! Signet non défini.
3.3.3.Analyses mises en œuvre	54
4. Résultats obtenus à Goderville.....	57
4.1. PROFIL DES TENEURS EN EAU	57

4.2. PROFIL DE L'ACTIVITE TRITIUM ET VITESSES DE TRANSFERT	58
4.2.1.Stratégie de sélection des échantillons pour le dosage du tritium.....	58
4.2.2.Estimations des vitesses de transfert	59
4.2.3.Estimation de la recharge	61
4.3. PROFIL DES CONCENTRATIONS EN NITRATES	62
4.3.1.Profil 2008	62
4.3.2.Comparaison des profils de 1988, 1990 et 2008	66
4.4. EVALUATION DES STOCKS DE NITRATES DANS LA ZONE NON SATUREE	69
4.5. INTERPRETATION DE LA CHAMBRE D'AGRICULTURE DE SEINE- MARITIME	70
4.6. PREMIERES CONCLUSIONS	76
5. Résultats obtenus à Mousseaux-Neuville	79
5.1. PROFIL DES TENEURS EN EAU	79
5.2. PROFIL DE L'ACTIVITE TRITIUM ET VITESSES DE TRANSFERT	80
5.2.1.Stratégie de sélection des échantillons pour le dosage du tritium.....	80
5.2.2.Estimations des vitesses de transfert	81
5.2.3.Estimation de la recharge	83
5.3. PROFIL DE CONCENTRATIONS EN NITRATES	84
5.3.1.Profil 2008	84
5.3.2.Comparaison des profils de 1984 et 2008	87
5.4. COMPARAISON DES DONNEES NITRATES ET TRITIUM	89
5.5. EVALUATION DES STOCKS DE NITRATES DANS LA ZONE NON SATUREE	91
5.6. INTERPRETATION DE LA CHAMBRE D'AGRICULTURE DE L'EURE	92
5.7. PREMIERES CONCLUSIONS	93
6. Mise en parallèle des deux sites d'étude	95
6.1. FACTEURS SUSCEPTIBLES D'INFLUENCER LA VITESSE DE TRANSFERT	95

6.1.1. Contexte climatique.....	95
6.1.2. Nature du sous-sol.....	96
6.1.3. Successions culturales.....	97
6.2. HYPOTHESES SUR DES MODALITES DE TRANSFERT.....	97
7. Approche exploratoire de modélisation du transfert de l'eau et des nitrates..	99
7.1. PRINCIPES GENERAUX DE LA MODELISATION	99
7.1.1. La démarche	99
7.1.2. Description du modèle Agriflux	100
7.1.3. Paramètres d'entrée du modèle Agriflux.....	101
7.2. RESULTATS OBTENUS A GODERVILLE	105
7.2.1. Calage du profil Tritium.....	105
7.2.2. Calage du profil nitrates	106
7.3. RESULTATS OBTENUS A MOUSSEAUX-NEUVILLE	108
7.3.1. Calage du profil Tritium.....	108
7.3.2. Calage du profil nitrates	109
8. Conclusions.....	111
9. Références bibliographiques	115

Liste des illustrations

Illustration 1 : Facteurs dégradant la qualité des masses d'eau souterraine sur le bassin Seine-Normandie (sources : AESN, DDASS).....	16
Illustration 2 : Représentation schématique des processus de convection et de dispersion (Hornberger et al., 1998).....	17
Illustration 3 : Réponses théoriques à une injection ponctuelle dans un milieu poreux	18
Illustration 4 : Tableau récapitulatif des valeurs de porosité de la craie	20
Illustration 5 : Tableau récapitulatif des valeurs disponibles dans la bibliographie pour les vitesses de transfert dans la zone non saturée de la craie.....	23
Illustration 6 : Chronique reconstituée des activités tritium dans les précipitations corrigées de la décroissance radioactive correspondant aux secteurs étudiés	26
Illustration 7 : Carte de localisation des deux sites d'étude (BDCarto©)	29
Illustration 8 : Délimitation de la parcelle ZC45 à Goderville (fond topographique IGN©)	30
Illustration 9 : Occupations du sol pour le bassin versant côtier d'Etretat (sources : BDCarthage, Corine Land Cover, MNT au pas de 50 m de l'IGN).....	31
Illustration 10 : Extrait de la carte géologique au 1 / 50 000 (n° 74 - Montivilliers, ©BRGM) avec report des carrières souterraines (www.bdcavite.net) et des forages de la BSS à proximité de la parcelle ZC45 (www.infoterre.brgm.fr)	32
Illustration 11 : Coupe géologique du sondage carotté de Goderville	33
Illustration 12 : Extrait de la carte hydrogéologique de Seine-Maritime (BRGM©)	35
Illustration 13 : Chroniques piézométriques sur Goderville (1970-1981) et sur Auberville-la-Renault (1982-2009).....	37
Illustration 14 : Evolution des concentrations en nitrates des captages AEP implantés à proximité de Goderville (http://www.adeseaufrance.fr).....	38
Illustration 15 : Successions culturales sur la parcelle de Goderville (1976-2008)	40
Illustration 16 : Délimitation de la parcelle ZE1 à Mousseaux-Neuville (fond topographique IGN©).....	41
Illustration 17 : Occupations du sol pour la zone hydrographique de l'Eure, de la confluence de l'Avre à la confluence de la Vesgre (sources : BDCarthage, Corine Land Cover, MNT au pas de 50 m de l'IGN).....	42
Illustration 18 : Extrait de la carte géologique au 1 / 50 000 (n° 180 – Saint-André-de-l'Eure, ©BRGM) avec report des carrières souterraines (www.bdcavite.net) et des forages de la BSS à proximité de la parcelle ZE1 (www.infoterre.brgm.fr)	43
Illustration 19 : Coupe géologique du sondage carotté de Mousseaux-Neuville.....	44
Illustration 20 : Carte hydrogéologique du plateau de Saint-André-de-l'Eure (BRGM©)	45
Illustration 21 : Chronique piézométrique sur Saint-André-de-l'Eure (2002-2009).....	46
Illustration 22 : Evolution des concentrations en nitrates des captages AEP implantés à proximité de Mousseaux-Neuville (http://www.adeseaufrance.fr).....	46
Illustration 23 : Successions culturales sur la parcelle de Mousseaux-Neuville (1950-2008).....	48

Illustration 24 : Tableau récapitulatif des caractéristiques des sondages carottés	50
Illustration 25 : Photographies des chantiers de forage : a) vue d'ensemble de l'atelier de forage à Mousseaux-Neuville, b) extraction d'une carotte de limons forée au carottier battu à sec, c) carottier à câble, d) extraction d'une carotte de craie forée au carottier battu à sec, e) couronne diamantée usagée suite à la foration de bancs de silex, f) caisse carotte	51
Illustration 26 : Prise de vue du conditionnement des échantillons.....	52
Illustration 27 : Lyophilisations des solides : a) chaîne de lyophilisation ; b) détail sur le piège à eau	55
Illustration 28 : Teneurs en eau pondérales mesurées dans la zone non saturée à Goderville (avec report du log géologique simplifié)	58
Illustration 29 : Teneurs en tritium mesurées dans la zone non saturée à Goderville (les symboles creux correspondent aux valeurs non quantifiées, seuils de détection à 10 U.T.)	60
Illustration 30 : Paramètres nécessaires à l'évaluation du taux de recharge sur la parcelle de Goderville.....	62
Illustration 31 : Profils des teneurs en nitrates des solides (exprimées en mg N-NO ₃ /kg sec) et des concentrations en nitrates dans l'eau de la zone non saturée (en mg/l) pour la parcelle de Goderville (les symboles rouges correspondent à des échantillons contaminés par les eaux de forage et les symboles creux aux concentrations sur solide inférieures à la limite de quantification)	64
Illustration 32 : Profils des concentrations en nitrates avec report du log géologique simplifié (Goderville)	65
Illustration 33 : Mise en parallèle des profils nitrates réalisés à Goderville en 1990 et 2008 (à gauche tels que mesurés au moment du carottage ; à droite, en appliquant au profil de 1990 des vitesses de migration différentes suivant le matériau géologique).....	68
Illustration 34 : Quantité cumulée d'azote (N-NO ₃) en fonction de la profondeur sur l'ensemble du profil de Goderville	70
Illustration 35 : Récapitulatif de la démarche mise en oeuvre par la Chambre d'Agriculture de Seine Maritime pour estimer les vitesses de transfert et les quantités d'azote lessivées.....	73
Illustration 36 : Comparaison des profils nitrate mesurés (en bleu) et attendus suivant l'approche de la Chambre d'Agriculture de Seine Maritime (en vert) pour la parcelle de Goderville.....	75
Illustration 37 : Estimation des vitesses de transfert sur le profil de Goderville par la Chambre d'Agriculture de Seine Maritime	76
Illustration 38 : Teneurs en eau pondérales mesurées dans la zone non saturée à Mousseaux-Neuville (avec report du log géologique simplifié)	80
Illustration 39 : Teneurs en tritium mesurées dans la zone non saturée à Mousseaux-Neuville (les symboles creux correspondent aux valeurs non quantifiées, seuils de détection à 1 et 10 U.T.)	82
Illustration 40 : Paramètres nécessaires à l'évaluation du taux de recharge sur la parcelle de Mousseaux-Neuville	84
Illustration 41 : Profils des teneurs en nitrates des solides (exprimées en mg N-NO ₃ /kg sec) et des concentrations en nitrates dans l'eau de la zone non saturée (en mg/l) pour la parcelle de Mousseaux-Neuville (les symboles rouges correspondent à des échantillons	

contaminés par les eaux de forage et les symboles creux aux concentrations sur solide inférieures à limite de quantification)	87
Illustration 42 : Profils des concentrations en nitrates avec report du log géologique simplifié (Mousseaux-Neuville)(en jaune, teneurs inférieures au seuil de quantification)	87
Illustration 43 : Mise en parallèle des profils nitrates réalisés à Mousseaux-Neuville en 1984 et 2008	89
Illustration 44 : Concentrations en nitrates et teneurs en tritium sur le profil de Mousseaux-Neuville	90
Illustration 45 : Quantité cumulée d'azote (N-NO ₃) en fonction de la profondeur sur les 50 premiers mètres du profil de Mousseaux-Neuville	92
Illustration 46 : Comparaison des pluies moyennes mensuelles à Goderville et Mousseaux-Neuville (Météo France)	96
Illustration 47 : Schéma de principe hypothétique	98
Illustration 48 : Schéma d'écoulement de l'eau dans le modèle Agriflux (Banton et Larocque, 1997)	100
Illustration 49 : Représentation schématique du cycle de l'azote tel qu'intégré dans le modèle Agriflux (Banton et Larocque, 1997)	101
Illustration 50 : Schéma de prélèvement d'eau par la plante utilisé par le modèle Agriflux (Banton et Larocque, 1997)	103
Illustration 51 : Comparaison des données tritium observées (mesures et incertitudes analytiques) dans la parcelle de Goderville et des données obtenues avec AGRIFLUX couplé à un modèle simple de convection	106
Illustration 52 : Comparaison des données nitrates observées dans la parcelle de Goderville et des données obtenues avec AGRIFLUX couplé à un modèle simple de convection	107
Illustration 53 : Comparaison des données tritium observées (mesures et incertitudes analytiques) dans la parcelle de Mousseaux-Neuville et des données obtenues avec AGRIFLUX couplé à un modèle simple de convection	108
Illustration 54 : Comparaison des données nitrates observées dans la parcelle de Mousseaux-Neuville et des données obtenues avec AGRIFLUX couplé à un modèle simple de convection	109

Liste des annexes

Annexe 1 – Comparaison des profils réalisés en 1988 et 1990 à Goderville.....	119
Annexe 2 – Données de la Chambre d'Agriculture de l'Eure	125
Annexe 3 – Paramètres d'entrée utilisés dans la méthode Agriflux.....	131

1. Introduction

En Haute-Normandie, l'évolution de la qualité de l'eau de la nappe de la craie, constitue un enjeu majeur puisque cette eau souterraine représente la quasi-totalité de l'alimentation en eau potable de la région. En Haute-Normandie, sur les 10 masses d'eau de niveau 1, 9 présentent un risque de non-atteinte du bon état qualitatif en 2015 selon les termes de la Directive Cadre sur l'Eau à cause du paramètre nitrate, accompagné généralement du paramètre pesticide. Il convient aussi de rappeler que le territoire haut-normand, dans son intégralité, est classé en zone vulnérable depuis l'arrêté préfectoral du 28 février 2003.

Dans ce contexte, la DREAL Haute Normandie, l'Agence de l'Eau Seine-Normandie et le BRGM ont conduit en 2008-2009, avec la collaboration des Chambres d'Agriculture de l'Eure et de la Seine-Maritime, une étude visant à déterminer les stocks de nitrate présents dans la zone non saturée, à identifier les mécanismes d'infiltration de l'eau et des solutés dans la zone non saturée et à estimer les vitesses de circulation dans cette zone non saturée crayeuse. Ces données sont absolument nécessaires dans l'optique de la meilleure compréhension et prévision de la qualité des eaux souterraines vis-à-vis du paramètre nitrate.

Pour obtenir des éléments de réponse à ces différents aspects, deux profils de nitrates et de tritium ont été réalisés : l'un à Goderville en Seine-Maritime, l'autre à Mousseaux-Neuville dans l'Eure. Ces carottages ont été entrepris dans des parcelles déjà étudiées par le passé, permettant ainsi une comparaison des profils à plus d'une décennie d'écart.

Le présent rapport décrit l'ensemble des travaux réalisés pendant les 18 mois d'étude ainsi que les résultats obtenus. Dans un premier temps, un rappel sur la problématique régionale et sur le transfert de l'eau et des solutés dans la zone non saturée est proposé.

2. Cadre de l'étude

2.1. ASPECTS REGLEMENTAIRES

La surveillance accrue de la qualité des eaux souterraines depuis plusieurs années a mis en évidence une contamination plus ou moins importante de l'aquifère crayeux haut-normand par les nitrates et/ou les produits phytosanitaires (DREAL Haute-Normandie, 2007).

Le principal objectif fixé par la Directive Cadre sur l'Eau (2000/60/CE) est que les masses d'eau présentent d'ici 2015 un bon état quantitatif et qualitatif. La Directive impose ainsi aux Etats Membres non seulement de caractériser le niveau de la contamination des eaux souterraines mais aussi d'étudier les tendances d'évolution des concentrations des polluants. Les Etats Membres doivent également mettre en place un programme d'actions afin d'atteindre le bon état. A l'issue de la caractérisation des masses d'eau souterraine en France, il apparaît que pour 99 % des masses d'eau présentant un risque de non atteinte du bon état, les paramètres nitrate et phytosanitaire sont en cause. En cas de non atteinte du bon état, les Etats Membres devront être en mesure d'expliquer les raisons de ce constat et des demandes de dérogation de délai étayées devront être réalisées. En ce qui concerne la Haute-Normandie, la caractérisation a montré que seule une masse d'eau souterraine sur les 10 (de niveau 1) recoupant la région ne présente pas un risque de non atteinte du bon état qualitatif (MESO n° 3213 : Craie et marne du Lieuvin-Ouche, bassin versant de la Touques). Pour les 9 masses d'eau à risque, une est concernée par le paramètre nitrate seul et 9 par les deux paramètres nitrate et pesticide (Illustration 1).

Parallèlement à la Directive Cadre sur l'Eau, la Directive Nitrates du 12 décembre 1991 (91/676/EEC) constitue le principal instrument réglementaire pour lutter contre les pollutions liées à l'azote provenant des sources agricoles. Elle concerne l'azote sous toutes ses formes, toutes origines confondues (engrais chimiques, effluents d'élevages, effluents agroalimentaires, boues,...) et toutes les eaux (souterraines, superficielles, littorales,...), quels que soient leur origine et leur usage. L'application nationale de cette directive comprend plusieurs volets :

- la délimitation de zones vulnérables dans les secteurs où les eaux ont une teneur en nitrates approchant ou dépassant le seuil de 50 mg/l et/ou ont tendance à l'eutrophisation. La Directive prévoit que les Etats membres réexaminent et, au besoin, révisent ou complètent en temps opportun, et au moins tous les quatre ans, la liste des zones vulnérables désignées afin de tenir compte des changements et des facteurs imprévisibles au moment de la désignation précédente. Depuis l'arrêté préfectoral du 28 février 2003, la totalité du territoire haut-normand est classé en zone vulnérable ;
- la définition dans ces zones de programmes d'action s'appliquant à tous les agriculteurs afin de réduire la pollution azotée, la mise en œuvre du code des

Bonnes Pratiques Agricoles y est obligatoire. Le quatrième programme d'action a débuté en janvier 2008 ;

- le volet élevage du PMPOA (Programme de Maîtrise des Pollutions d'Origine Agricole) qui constitue un accord « cadre » (outil supplémentaire Français) entre la profession agricole et les pouvoirs publics dont l'un des motifs est l'application de la Directive Nitrates. Concernant les actions volontaires, l'Etat, les Agences de l'eau et les collectivités ont mis en place un système d'aide financière en faveur des exploitants s'engageant dans une démarche de modernisation. Le PMPOA II est arrivé à son terme en 2007.

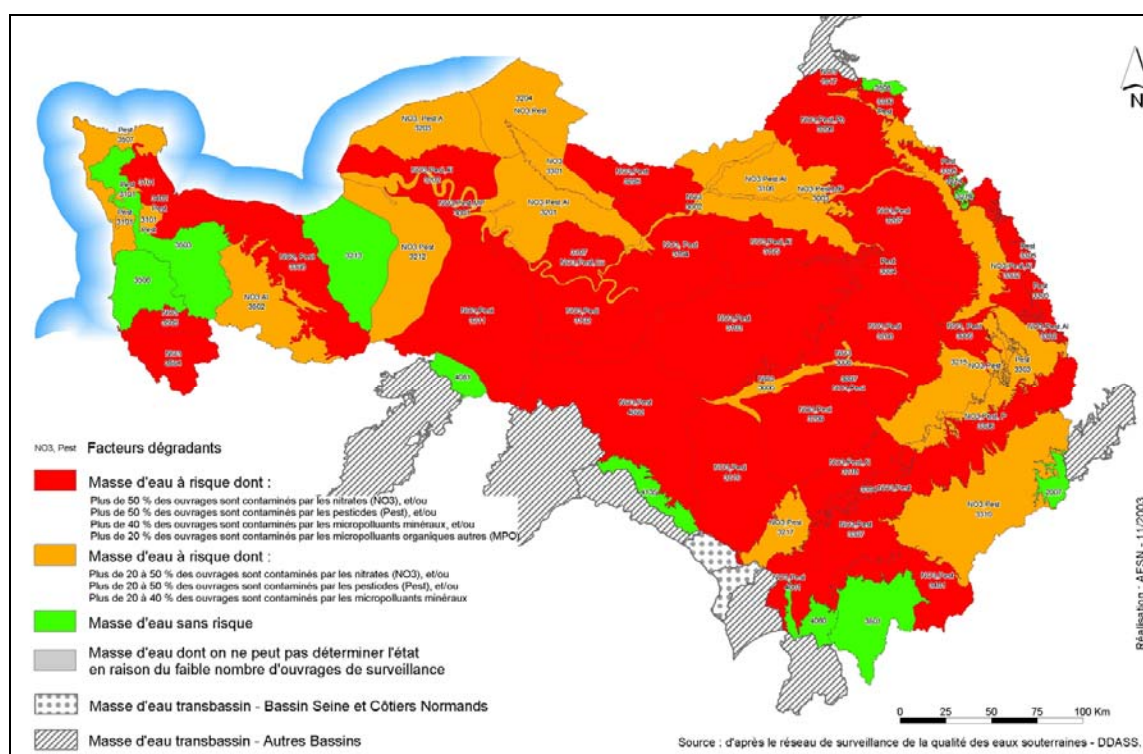


Illustration 1 : Facteurs dégradant la qualité des masses d'eau souterraine sur le bassin Seine-Normandie (sources : AESN, DDASS)

2.2. RAPPELS SUR LE TRANSFERT D'EAU ET DE SOLUTES

2.2.1. Principes généraux

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 (Illustration 2).

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.

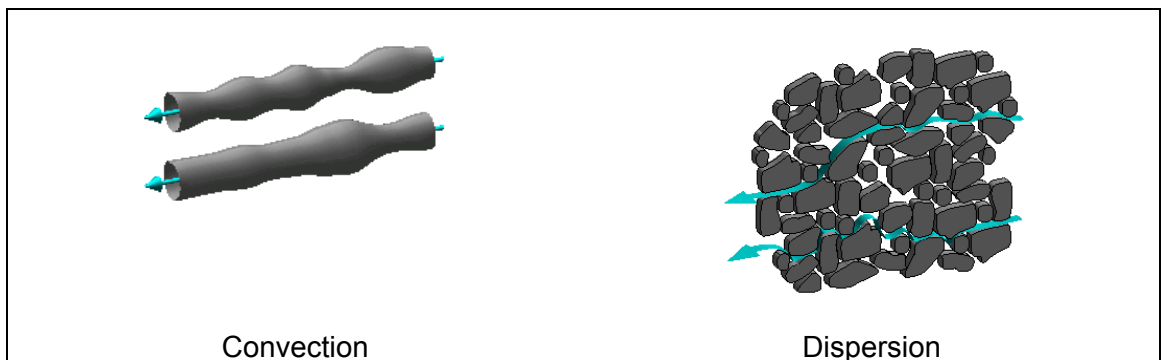


Illustration 2 : Représentation schématique des processus de convection et de dispersion (Hornberger et al., 1998)

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. L'illustration 3 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.

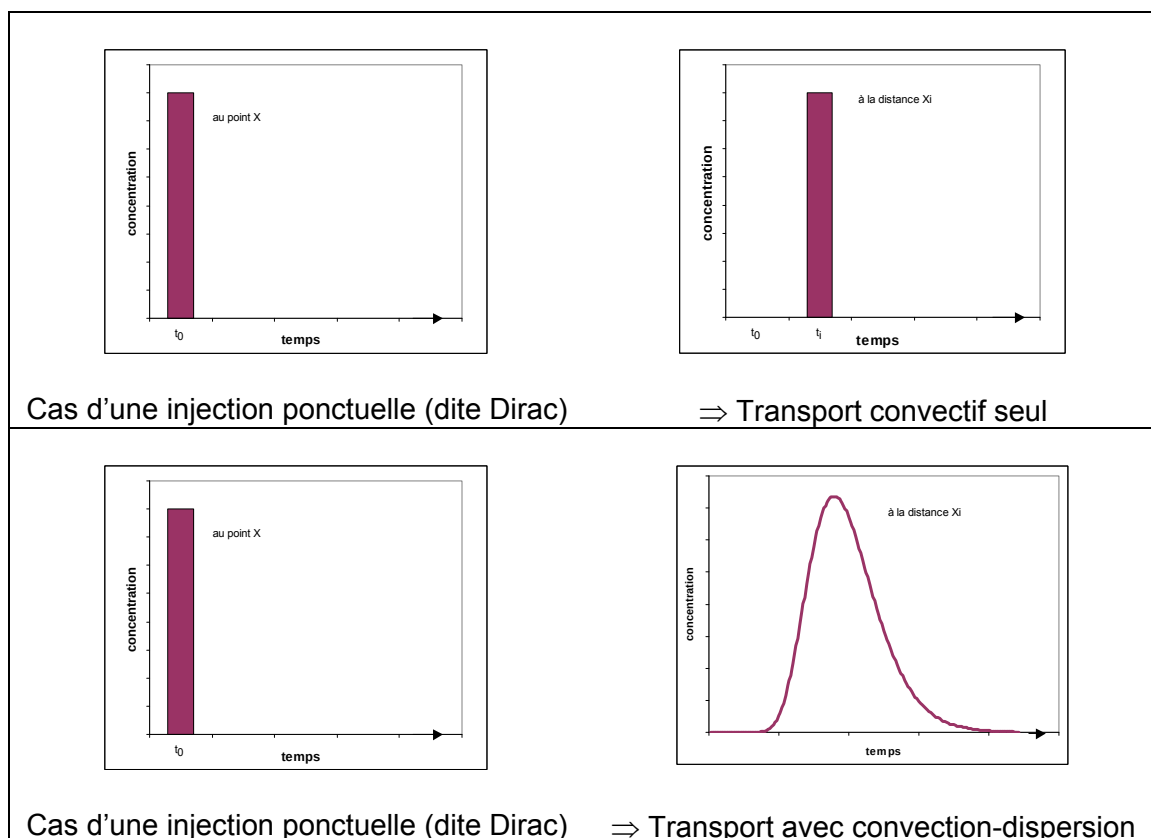


Illustration 3 : Réponses théoriques à une injection ponctuelle dans un milieu poreux

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. Dans ce cas, les processus de sorption ou de dégradation sont réduits car le contact avec la matrice solide est faible et la vitesse de transfert relativement importante. 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.

2.2.2. Le contexte crayeux

En Haute-Normandie, la craie est un milieu mixte : poreux, fissuré à karstique. Lorsqu'elle est compacte, sa porosité totale moyenne est de l'ordre de 40 % avec des pores inter-granulaires de dimension micrométrique et sa perméabilité est faible (entre 10^{-6} et 10^{-8} m/s). L'eau de la matrice n'est donc pas drainée facilement par gravité et les pores restent essentiellement remplis d'eau dans la majeure partie de la zone non saturée (Price, 1997). La porosité liée aux fissures est, en revanche, très faible. Le tableau de l'illustration 4 présente quelques valeurs relatives à la porosité de la craie.

Compte tenu de la très faible taille des pores de la craie (Illustration 4), l'ascension capillaire pourrait se faire sur une trentaine de mètres (phénomènes de remontée d'eau) (Ballif, 1993). C'est pourquoi, la teneur en eau de la matrice crayeuse est souvent proche de la saturation. Ces forces de capillarité expliquent aussi la quasi-immobilité de l'eau dans la matrice (Brouyère et al., 2004).

Pour de nombreux auteurs, le mode dominant de transfert est de type piston (seulement de l'ordre de 15% par les fissures). Pour Vachier (1987), le réseau de fissures de la zone non saturée crayeuse ne serait pas hydrogéologiquement fonctionnel (rôle négligeable dans la percolation). Un écoulement à travers les fissures de la zone non saturée ne pourrait avoir lieu que dans des circonstances de recharge exceptionnelle (Price, 1997). Ce dernier point a été expérimenté par traçage dans des conditions naturelles de recharge (Brouyère et al., 2004).

Des travaux plus récents semblent cependant montrer que ce mode de fonctionnement n'est pas forcément adapté à l'aquifère crayeux haut-normand. On peut par exemple citer les travaux de recherche en cours à l'Université de Rouen qui semblent indiquer que l'écoulement gravitaire de l'eau à travers la porosité matricielle n'apparaît pas jouer un rôle prédominant alors que des écoulements préférentiels via les bêtouilles et plus généralement les racines d'altération traversant la craie seraient privilégiés (Jardani, 2007).

Dans les limons, les teneurs en eau sont en général proches de la capacité au champ et les mécanismes de recharge sont avant tout contrôlés par des écoulements gravitaires (pas d'infiltration préférentielle). En présence de formations superficielles, le taux d'infiltration est fortement atténué au sommet de la craie non saturée par rapport à la recharge en surface, insuffisante pour saturer le réseau de fissures (Brouyère et al., 2004).

En définitive, différentes hypothèses sont avancées sur les modes de transfert de l'eau dans la craie non saturée. Van den Daele et al. (2007) rappellent ainsi les différentes théories qui se sont succédées et les interrogations qui persistent sur ce mode de fonctionnement complexe. La première théorie, jusqu'aux années 70, consistait à dire que seules les fractures étaient fonctionnelles. Ensuite, après les premières mesures de profils tritium, une infiltration lente (de l'ordre de 1 m/an) au sein de la matrice a été mise en évidence et a été jugée prédominante, le transfert via les fractures estimé à moins de 15 %. L'idée d'une diffusion entre les flux circulant dans la matrice et les flux circulant dans la

matrice a ensuite été émise. Enfin, si l'idée des échanges entre matrice et fracture persiste, dans un sens comme dans l'autre, il est aussi admis que les fractures ne sont pas toujours fonctionnelles. Un des objectifs de la présente étude est de contribuer à l'alimentation de ces réflexions et, dans la mesure du possible, de valider ou non des principes de fonctionnement.

Zone géographique	Taille des pores (μm) (valeurs médianes)	Porosité totale (%)	Porosité cinématique (%)	Sources
Normandie	0.55 à 0.77	23 à 43		Crampon et <i>al.</i> , 1993
Champagne	0.5 à 1	37 à 44	3 à 10	Ballif, 1978 ; Seguin, 1986 ; Crampon et <i>al.</i> , 1993
	0.1 à 1		1	Vachier et <i>al.</i> , 1987
Artois Picardie		30 à 45		Crampon et <i>al.</i> , 1993
Touraine		15 à 40		Crampon et <i>al.</i> , 1993
Angleterre		30 à 50	1 à 2	Price, 1993
Angleterre		31 à 42		Van den Daele et <i>al.</i> , 2007

Illustration 4 : Tableau récapitulatif des valeurs de porosité de la craie

2.2.3. Synthèse des études de transfert dans la zone non saturée (ZNS) en Haute-Normandie

Plusieurs études relatives au transfert des nitrates dans la zone non saturée de l'aquifère crayeux ont été menées par le BRGM en Haute-Normandie, on notera principalement :

- la réalisation de deux profils nitrates sur le plateau de Saint-André de l'Eure en 1984 (Rapport BRGM n° 84 AGI 347 HNO), l'un réalisé en contexte de nappe peu profonde à Illiers-l'Evêque et l'autre en contexte de nappe profonde à Mousseaux-Neuville (parcelle étudiée en 2008/2009). Dans le but de prévoir l'évolution des nitrates mis en évidence dans la zone non saturée, les profils ont été modélisés avec le logiciel WRC (Water Research Center). Il est à noter que le calage n'avait pas été satisfaisant pour le profil de Mousseaux-Neuville.

Les vitesses de transfert ainsi calculées :

- ✓ atteignent plusieurs mètres par an dans les horizons superficiels (Argiles à silex, craie fissurée) dans le cas d'Illiers-l'Evêque, avec des teneurs en nitrates d'origine récente ;
- ✓ chutent à 2 m/an dans les 40 premiers mètres du site de Mousseaux-Neuville (craie à diaclases) et diminuent encore pour atteindre des vitesses inférieures à 0,5 m/an à partir de 60 mètres de profondeur.

Les auteurs aboutissaient aux conclusions suivantes : « *Dans les horizons constitués de formation résiduelle à silex, craie altérée, craie fissurée, les transferts de nitrates sont conditionnés par des fissures temporaires (retrait ou fermeture due aux séquences de sécheresse et d'humectation) et plus en profondeur par des fissures permanentes ; les vitesses sont rapides, il n'y a pas de dispersion ni de diffusion des teneurs en nitrates dans le milieu. Dans les horizons plus profonds de craie compacte où l'eau circule à la fois dans des petites fissures et dans le milieu intergranulaire, les circulations deviennent très lentes, les pics de nitrates sont atténués très nettement par les phénomènes de dispersion longitudinale et transversale, et de diffusion moléculaire* ».

Par ailleurs, lors des modélisations, les auteurs ont attribués « à la porosité de fissure une valeur très différente (15%) de celle qui pourrait caractériser une telle porosité (1 à 2%), ceci pour expliquer les réponses de la nappe à la pluviométrie annuelle ». Il est en fait question d'un couple porosité de drainage (eau circulant sous l'effet de la gravité) – porosité de rétention (écoulement de l'eau très lent induit préférentiellement par un gradient de potentiel capillaire).

- la réalisation de plusieurs profils nitrates sur le bassin versant d'Yport (Seine-Maritime) en 1989 et 1990 (Rapports BRGM/R30175 et R35827) dont les enseignements suivants ont pu être tirés :
 - ✓ existence d'un front de nitrates de concentration élevée (jusqu'à 394 mg/l) en cours de migration vers la nappe ;
 - ✓ concentrations moyennes voisines de 60 mg/l dans la tranche de terrain comprise entre 0 et 10 m de profondeur (de 30 à 73 mg/l) ;
 - ✓ vitesse d'infiltration moyenne de l'ordre de 1 m/an, basée sur les hypothèses d'interprétation alors réalisées par la Chambre d'Agriculture ;
 - ✓ fortes teneurs en nitrates mesurées dans les zones de craie décompressée et altérée témoignant d'infiltrations préférentielles ;
 - ✓ les deux profils réalisés dans la même parcelle à Goderville indiquent des valeurs de teneur en nitrates très différentes à partir de 20 mètres de profondeur : teneur moyenne de 60 mg/l pour le sondage (1988) qui

n'a pas rencontré la craie à 50 m et teneur moyenne autour de 25 mg/l pour le sondage (1990) qui a atteint la craie à partir de 21 m. Ces écarts sont expliqués par les différences de perméabilité entre la craie saine et les argiles à silex ;

- ✓ importance de la gestion des intercultures qui détermine le niveau des pertes d'azote par lessivage (pertes importantes en interculture longue). Par exemple, l'interculture maïs-betterave à sucre, avec des apports d'engrais organiques importants, présente un risque élevé de lessivages de l'azote en profondeur. A l'inverse, le lessivage est faible pour les cultures dérobées de type seigle ou ray grass italien entre deux cultures principales (limitation de l'érosion et pompage du reliquat d'azote).
- des études de prévision des teneurs en nitrates dans la nappe de la craie dans le département de l'Eure en 1992 par l'intermédiaire du modèle BICHE (Rapports BRGM n° 88SGN674HNO et R35372).
- la réalisation d'un profil nitrates en 1993 à Fontenay (Seine-Maritime) couplée à une modélisation BICHE de deux captages AEP (Rapport BRGM n° R37752) :
 - ✓ mise en évidence d'un stock important en nitrates jusqu'à 55 mètres de profondeur (entre 40 et 170 mg/l) ;
 - ✓ mise en évidence de différentes vitesses de percolation verticale du flux (porosité matricielle et porosité fissurale). L'étude évoque un rapport de 3 à 4 entre ces deux vitesses ;
 - ✓ hypothèse sur le fonctionnement du transfert des nitrates dans la zone non saturée : les apports de nitrates sont d'abord bloqués au contact limons sableux / argile à silex, puis amortis plus ou moins par l'eau matricielle (échanges d'ions nitrates entre les circulations matricielles et les circulations fissurales).

Il est à noter que les estimations des vitesses de transfert faites par le passé étaient essentiellement basées sur une interprétation des pratiques agricoles (mise en relation des pics nitrates et des pratiques) et donc sur l'hypothèse d'un front de transfert gravitaire de l'eau à travers la zone non saturée.

Le tableau de l'illustration 5 récapitule, pour différents contextes régionaux, les vitesses de transfert estimées par le passé dans la craie non saturée. Toutes ces études supposent que les nitrates migrent à la même vitesse que l'eau.

Zone géographique	Vitesse de transfert ZNS (m/an)	Sources
BV d'Yport (76)	1.0	Paranthoine et <i>al.</i> , 1992
Craie karstique à fissures verticales, Normandie	1.8 à 2.0	Crampon et <i>al.</i> , 1993
Craie compacte de l'Eure	< 0.5	Crampon et <i>al.</i> , 1993
Normandie	< 0.5 à 2.0	Crampon et <i>al.</i> , 1993
Plateau de Saint-André (27)	< 0.5 à 2.5	Jauffret et <i>al.</i> , 1984
Artois-Picardie	0.6 à 1.25	Serhal et <i>al.</i> , 2006
Nord Pas de Calais	0.5 à 1.95	Baillon et <i>al.</i> , 2001
Somme	0.5 à 0.7	Normand et <i>al.</i> , 1999
Picardie	0.5 à 1	Bernard D. et <i>al.</i> , 2005
Picardie	0.4 à 0.5	Caous et <i>al.</i> , 1984
Champagne	0.50	Landreau et Morfaux, 1979
Champagne	0.45 à 0.75	Vachier et <i>al.</i> , 1987 ; Chiesi, 1993
Champagne	0.7	Seguin, 1986 ; Crampon et <i>al.</i> , 1993
Champagne	0.43	Balif et Muller, 1993
Champagne-Ardenne	0.27 à 0.59	Baran et Chabart, 2006
Belgique	1.0	Brouyère et <i>al.</i> , 2004
Bassin de Londres	0.8 à 1.05	Smith et <i>al.</i> , 1970 ; Young et <i>al.</i> , 1976
Angleterre	0.8 à 0.9	Jackson et <i>al.</i> , 2006 (synthèse biblio)
Angleterre	0.37 à 1.8	Price, 1993

Illustration 5 : Tableau récapitulatif des valeurs disponibles dans la bibliographie pour les vitesses de transfert dans la zone non saturée de la craie

2.3. METHODOLOGIE RETENUE

Le Comité de Pilotage, composé de l'Agence de l'Eau Seine Normandie, de la DREAL de Haute-Normandie, des Chambres d'Agriculture de l'Eure et de la Seine-Maritime et du BRGM, a décidé de travailler à partir de deux sites d'expérimentation, l'un situé dans l'Eure et l'autre en Seine-Maritime. La méthodologie proposée vise à déterminer la vitesse de l'eau et des nitrates dans la zone non saturée crayeuse. Les grandes étapes du projet sont les suivantes :

- o sur les solides récupérés lors de la foration, des mesures de l'activité tritium sont effectuées sur l'eau extraite de ces solides afin de déterminer la vitesse de migration de l'eau ;
- o sur ces mêmes solides, les teneurs en azote sont déterminées ;
- o les profils tritium et nitrates sont comparés et les pratiques culturales sont considérées afin d'estimer une vitesse de transfert des nitrates et de vérifier la cohérence des résultats obtenus (tritium / dire d'experts sur les éventuels pics nitrate observés) ;
- o enfin, la modélisation du transfert de l'eau puis des nitrates est réalisée afin de simuler les données observées dans un premier temps et dans un deuxième temps, si la modélisation des données observées est satisfaisante, à des fins prédictives.

La sélection des parcelles retenues pour les carottages a été assurée par les Chambres d'Agriculture. Elle devait répondre, dans la mesure du possible, aux critères suivants :

- disponibilité d'un historique cultural le plus long possible (plusieurs décennies si possible) ;
- représentativité des pratiques agricoles départementales ;
- disponibilité d'une étude de migration dans la zone non saturée réalisée par le passé afin de posséder des éléments de comparaison.

Il est à signaler que les parcelles finalement sélectionnées respectent l'ensemble de ces trois critères.

2.3.1. Principe et intérêt 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 de tritium (Etcheverry, 2002).

Le dosage du tritium permet donc de différencier des eaux antérieures à 1952 (eaux dont l'activité tritium est égale au bruit de fond naturel) des eaux plus récentes, postérieures à 1952 (dont l'activité tritium est supérieure au bruit de fond naturel). Du fait de sa faible période de décroissance (12,43 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 5 730 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 (Ballif, 1998 ; Baran et al., 2005 ; Baran et Chabart, 2006 ; Geake et Foster, 1989 ; Nativ et al., 1995, Normand et al., 1999).

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 1 018 atomes de ^2H et de ^1H .

2.3.2. Limites d'utilisation de "l'outil" Tritium

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. Les stations les plus proches sont Le Mans et Orléans. Une triangulation a été faite avec les données de Vitry et les données disponibles pour Beauvais ont été intégrées. Enfin en dernier ressort, il a fallu intégrer les données de Ottawa pour

obtenir une chronique complète reconstituée qui est présentée dans l'illustration 6. Le signal d'entrée est donc relativement mal connu.

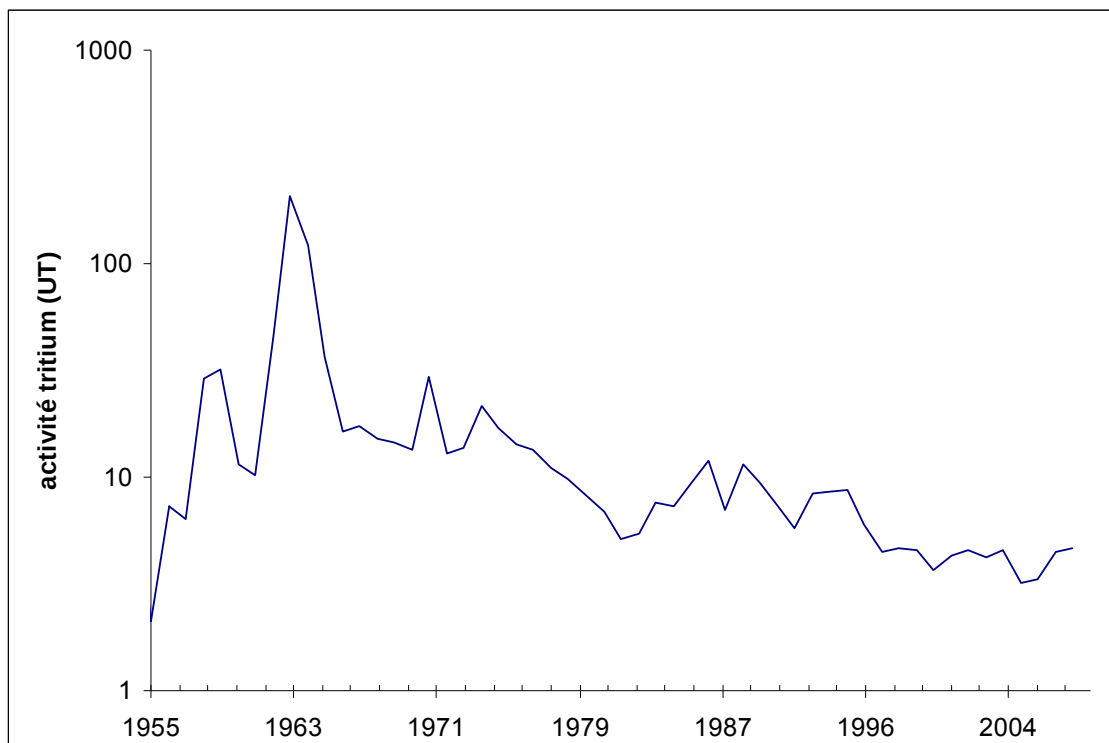


Illustration 6 : Chronique reconstituée des activités tritium dans les précipitations corrigées de la décroissance radioactive correspondant aux secteurs étudiés

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 ou bien encore par incinération d'ordures ménagères (Etcheverry, 2002). **Dans le cas du site de Goderville**, on peut citer la centrale de Paluel, à 30 km au Nord-Est, qui pourrait avoir modifié le signal d'entrée notamment pour les années plus récentes que 1963. Cette influence doit cependant être mineure, car les vents dominants du département sont de Sud-Ouest à Ouest.

Pour palier à ce problème de méconnaissance du signal en entrée, Cook et al. (1994) suggèrent – pour estimer des vitesses de transfert - 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 correspond à l'année 1963. 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. Dans le cas présent, la méthode du centre de masse est retenue car elle permet de répondre aux 2 cas de figures. De plus, tous les échantillons n'ayant pas été analysés, il est possible

que l'échantillon correspondant au maximum de tritium n'ait pas été analysé, ce qui pourrait introduire un léger biais sur la position du maximum d'activité tritium. Cette méthode a par exemple été utilisée par Van den Daele et al. (2007) après injection d'un traceur deutéré.

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 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.

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. 3. Caractéristiques des sites d'étude et des expérimentations

Les deux parcelles étudiées ont été sélectionnées par les Chambres d'Agriculture de l'Eure et de la Seine-Maritime (Illustration 7) :

- la parcelle ZC45, sur la commune de Goderville (Seine-Maritime), a déjà fait l'objet d'une étude similaire en 1990 (Rapport BRGM/R35827) ;
- la parcelle ZE1, sur la commune de Mousseaux-Neuville (Eure), également étudiée en 1984 (Rapport BRGM n° 84AGI347HNO).

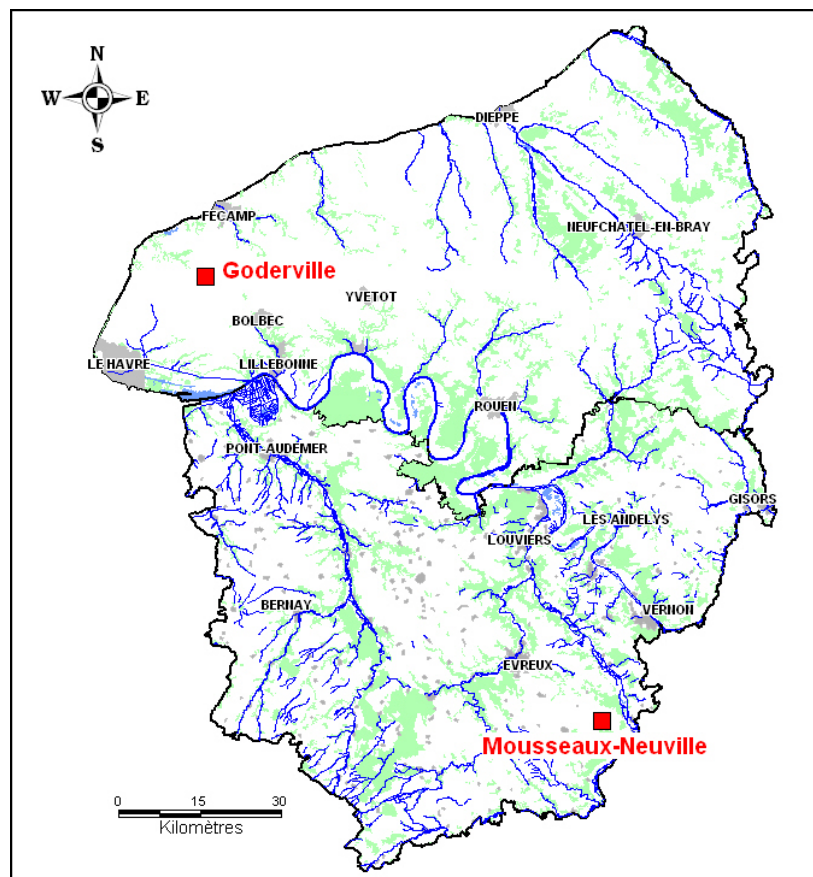


Illustration 7 : Carte de localisation des deux sites d'étude (BDCarto©)

3.1. SITE DE GODERVILLE

3.1.1. Situation géographique

La parcelle ZC45, d'une superficie de l'ordre de 11 ha, est située à l'ouest du bourg de Goderville (Illustration 8). Les coordonnées du centroïde de la parcelle sont : $X = 456\,017$ m et $Y = 2\,518\,218$ m (système de projection : Lambert II étendu). Son altitude varie entre 113 et 120 m NGF.

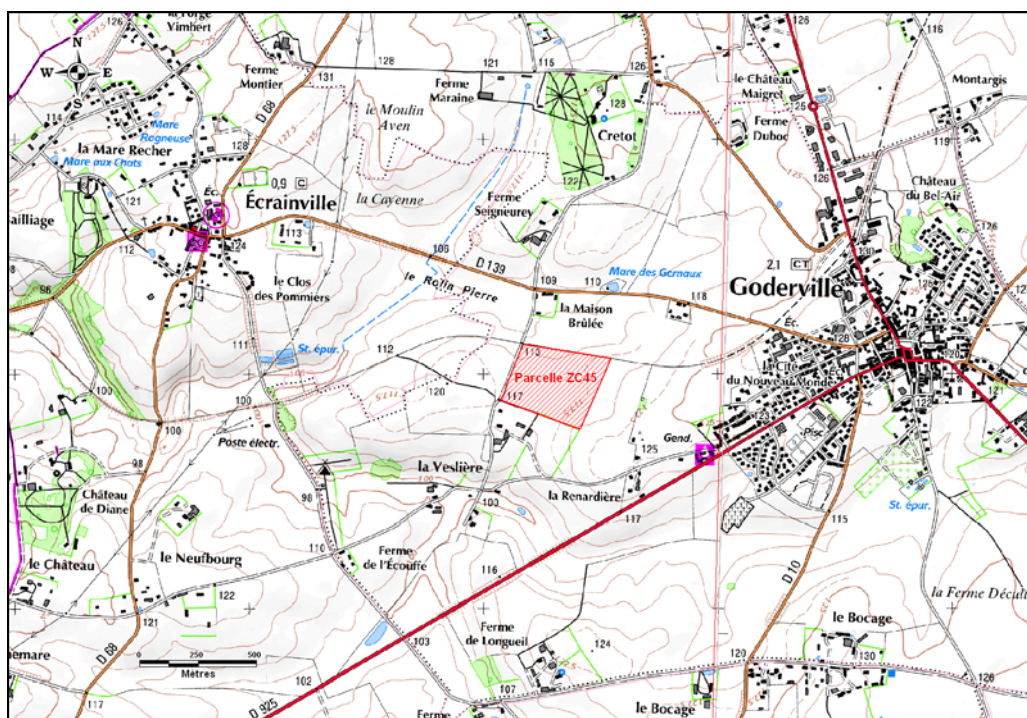


Illustration 8 : Délimitation de la parcelle ZC45 à Goderville (fond topographique IGN ©)

Le site d'étude est situé au cœur du plateau du Pays de Caux. D'un point de vue hydrologique, la parcelle étudiée appartient au bassin versant côtier d'Etretat, ce dernier n'est drainé par aucun cours d'eau. Le plateau crayeux y est entaillé par un réseau de vallées sèches dont la vailleuse principale débouche à Etretat (Illustration 9).

D'après les données Corine Land Cover (2006), l'occupation du sol de ce bassin versant se répartit de la façon suivante (Illustration 9) : 73 % de cultures, 15 % de prairies, 6 % de forêts et 5 % de surfaces urbanisées. Excepté les bourgs de Goderville (à l'est) et d'Ecrainville (à l'ouest), le site d'étude est au cœur d'une vaste zone agricole (cultures et prairies).

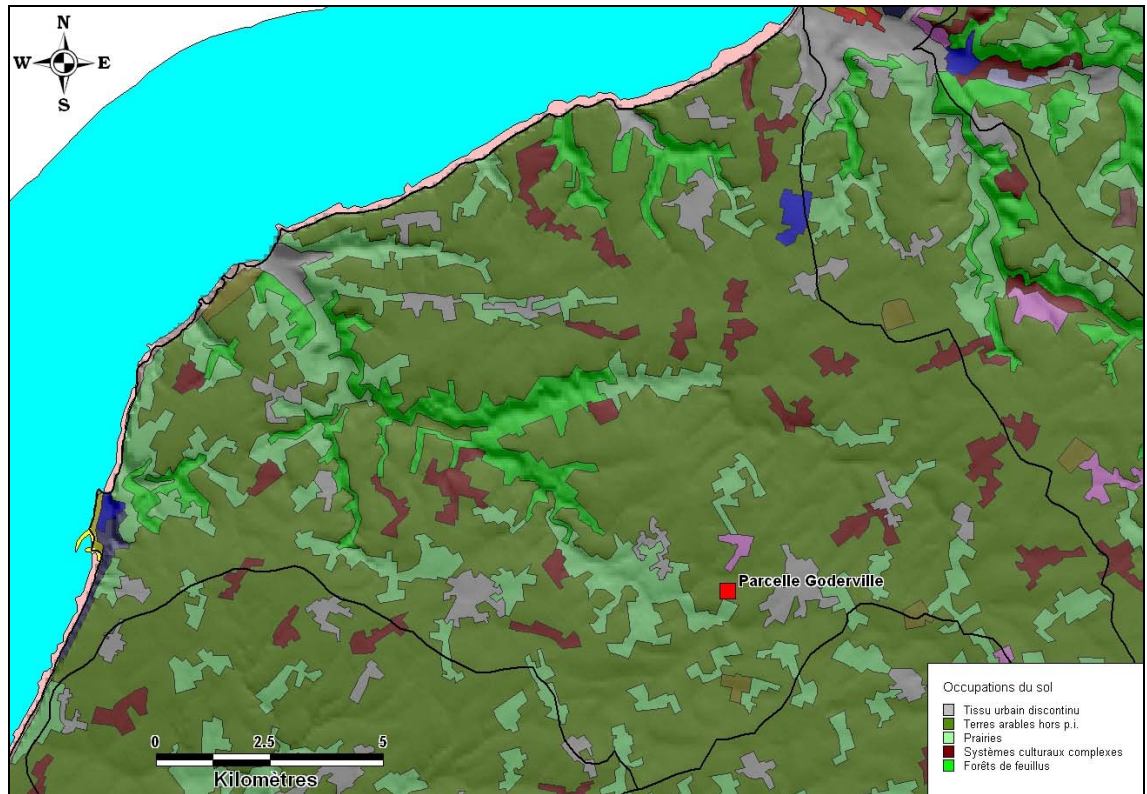


Illustration 9 : Occupations du sol pour le bassin versant côtier d'Etretat (sources : BDCarthage, Corine Land Cover, MNT au pas de 50 m de l'IGN)

3.1.2. Contexte géologique

D'un point de vue géologique, d'après la carte au 1/50 000 de Montivilliers (Illustration 10 ; cartes n° 74, Ed. BRGM), les données BSS (Banque de données du Sous-Sol gérée par le BRGM et accessible au public) et les carottages réalisés sur la parcelle (Illustration 11), le sous-sol de la zone d'étude est constitué de haut en bas par :

- les Limons des plateaux (notation LP) : limons argilo-sableux brunâtre à beige clair. Ils correspondent à des dépôts éoliens (loess) mis en place au cours des périodes froides du Quaternaire, aussi bien à la surface des plateaux que sur les versants. Sur la parcelle étudiée, ils affleurent et sont observés sur une épaisseur comprise entre 5 et 10 mètres ;
- la Formation résiduelle à silex solifluée sur les pentes (notation Rs) : silex inclus dans une matrice argileuse ou argilo-sableuse. Elle résulte de l'altération des terrains crayeux sous-jacents. Elle est très présente sur le plateau et sur les versants de la vallée. Au droit de la parcelle étudiée, son épaisseur est très variable : le mur de la formation se rencontre entre 21 m et au-delà de 50 m de profondeur. Cela traduit des racines d'altération dans le massif crayeux (ou

entonnoirs de dissolution) et très probablement une craie sous-jacente karstifiée ;

- le substratum crayeux : craie blanche riche en silex gris-noir du Sénonien au Turonien supérieur (notation C₅₋₄).

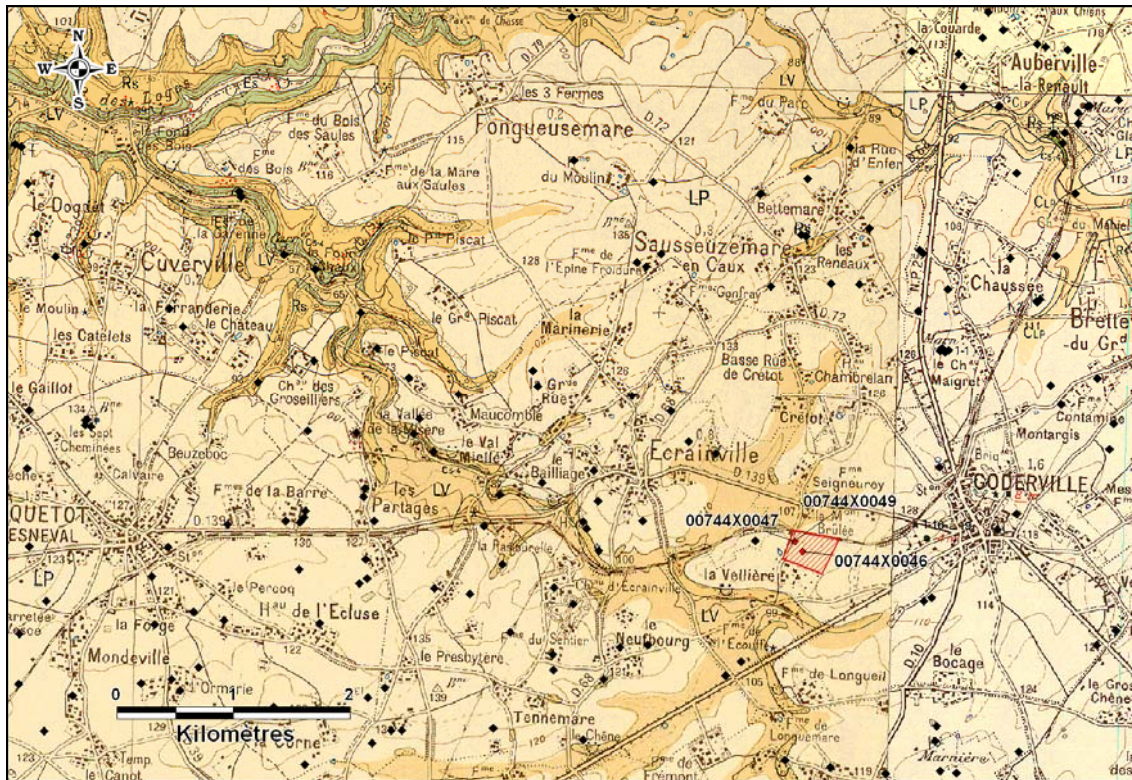


Illustration 10 : Extrait de la carte géologique au 1 / 50 000 (n° 74 - Montivilliers, ©BRGM) avec report des carrières souterraines (www.bdcavite.net) et des forages de la BSS à proximité de la parcelle ZC45 (www.infoterre.brgm.fr)

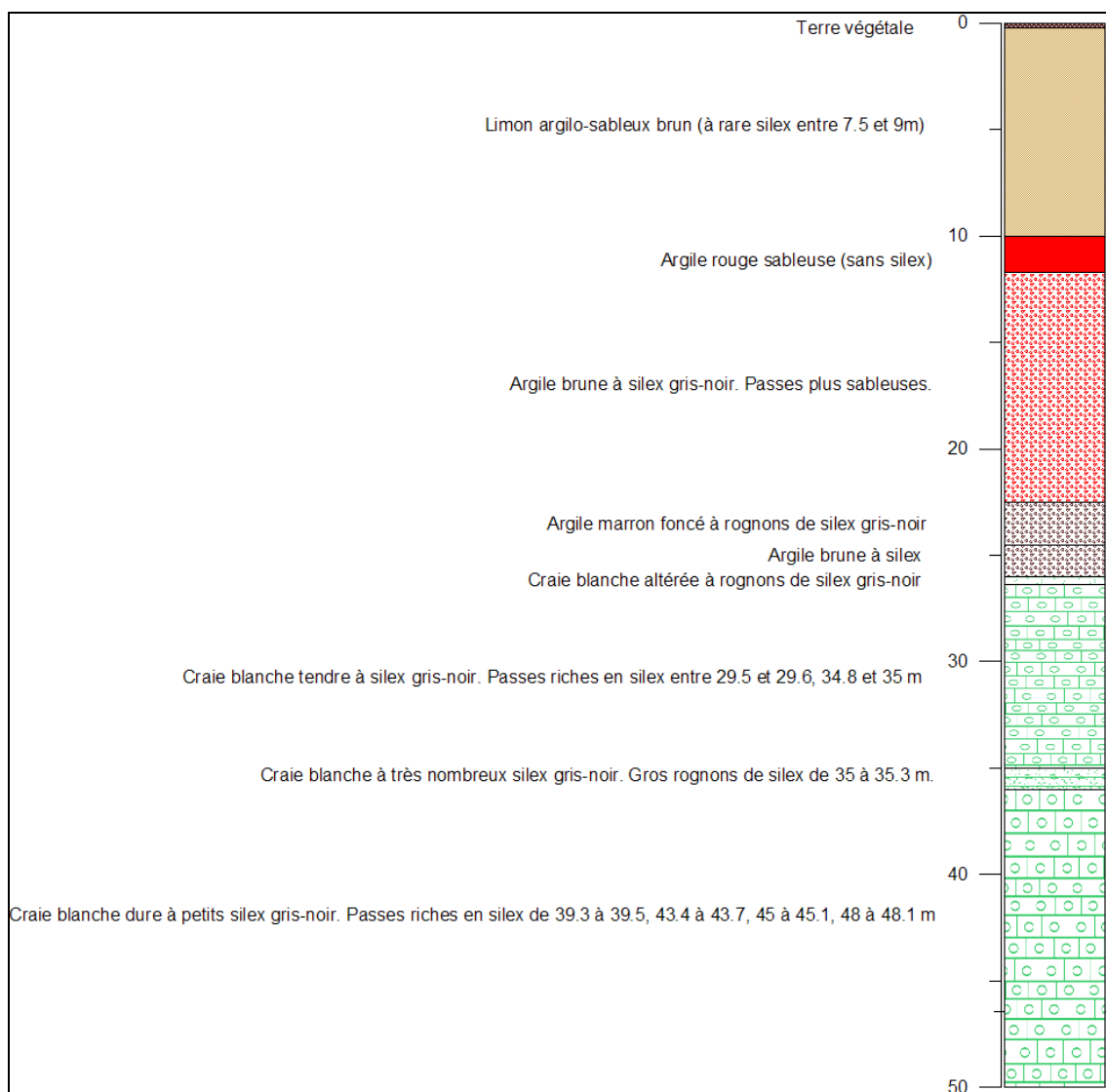


Illustration 11 : Coupe géologique du sondage carotté de Goderville

3.1.3. Contexte hydrogéologique

La principale ressource en eau souterraine du bassin versant côtier d'Etretat est l'aquifère crayeux.

La craie est une roche carbonatée résultant du dépôt marin de boues et de coquilles de micro-organismes. Pour différentes raisons géologiques (tectoniques, variations climatiques ...), la craie a été affectée par de nombreux accidents (failles, fissures) et soumise à des altérations dont l'un des résultats est le développement de réseaux karstiques. La craie est ainsi un milieu mixte : poreux, fissuré, et karstique. Lorsque la craie est compacte (sous les plateaux et à grande profondeur), les eaux s'écoulent dans les pores intergranulaires qui ont des dimensions de l'ordre du micron. Les valeurs de perméabilité sont égales ou inférieures à 1.10^{-6} m/s. Les vitesses de circulation de la nappe sont alors de l'ordre de 1 à 10 mètres par an. Dans les vallées sèches et humides, des fissures d'ouverture millimétrique voire centimétrique affectent ce milieu, mais il est encore assimilable à un milieu poreux car les écoulements ont un régime laminaire et respectent la loi de Darcy. Les perméabilités ont alors des valeurs comprises entre 1.10^{-5} et 1.10^{-3} m/s. Les vitesses d'écoulement peuvent atteindre plusieurs dizaines et même plusieurs centaines de mètres par an. Lorsque l'ouverture des fissures s'agrandit et que les conditions de charge le permettent, le régime d'écoulement devient turbulent, avec des vitesses atteignant plusieurs centimètres à la seconde. Les écoulements obéissent à d'autres lois que celles de Darcy et parfois à d'autres conditions (flux) que les conditions de pression. Ces réseaux sont connus dans toute la région recouverte par la craie, mais ils n'intéressent que certains talwegs, certaines vallées sèches et humides. Ils n'occupent finalement qu'une petite partie de l'aquifère mais jouent un rôle majeur dans les circulations d'eaux souterraines.

En général, les bassins hydrogéologiques épousent fortement le contour des bassins morphologiques (dômes d'alimentation sous les plateaux où l'aquifère peu fissuré a une fonction capacitive et dépressions dans les zones fissurées drainantes à fonction transmissive), mais, dans le cas présent, le développement de certains réseaux karstiques a provoqué la capture du bassin d'Etretat par celui d'Yport (Illustration 12).

souterraines ainsi mises en évidence démontrent la capture du bassin d'Etretat par celui d'Yport (Illustration 12).

Plusieurs captages pour l'Alimentation en Eau Potable sont implantés sur le bassin d'Yport (Illustration 12). On notera en particulier le forage du Bois de la Vierge à Yport (n° 00568X0061) qui alimente l'agglomération havraise et qui intercepte un conduit karstique de dimension pluri-métrique et capable de prélever 2 000 m³/h.

Les hautes et basses eaux annuelles se situent respectivement au printemps et en automne. Les fluctuations de la nappe ont plusieurs types. Elles comportent en général des variations annuelles et interannuelles du fait de la fonction à la fois capacitive et conductrice de l'aquifère.

Le seul point de suivi du réseau piézométrique du bassin Seine-Normandie implanté dans le bassin versant souterrain d'Yport est l'ouvrage d'Auberville-la-Renault (Illustration 12). Ce puits de 68 m de profondeur capte l'aquifère crayeux sous plateau où la surface piézométrique moyenne se trouve à 58,5 m de profondeur. Les fluctuations piézométriques (Illustration 13) enregistrées au droit d'Auberville-la-Renault sont de type pluri-annuel, c'est-à-dire caractérisées par des fluctuations saisonnières très atténuées (voire inexistantes) et des fluctuations pluriannuelles de grande amplitude. Un tel régime de fluctuation est, localement, caractéristique d'un aquifère à fonction capacitive (peu transmissif), d'un recouvrement argileux et limoneux important et d'exutoires éloignés.

Un ouvrage a également été suivi sur la commune de Goderville de 1970 à 1981 (Illustration 13). Celui-ci, beaucoup plus proche de la zone d'étude, semble présenter des fluctuations de type mixte : variations annuelles superposées à des variations pluri-annuelles. Cela traduit un aquifère plus fissuré et des infiltrations dans la zone non saturée plus rapides.

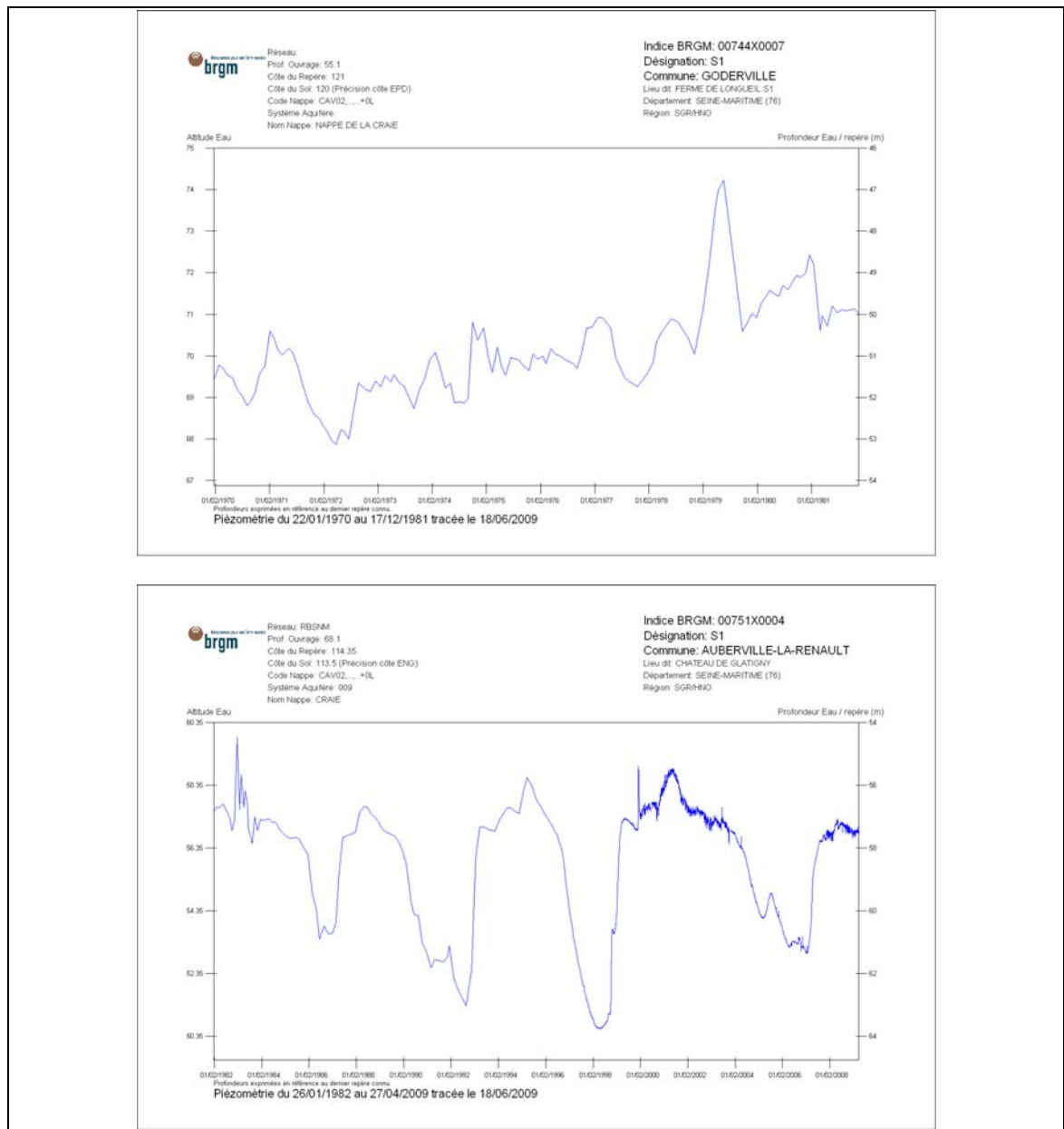


Illustration 13 : Chroniques piézométriques sur Goderville (1970-1981) et sur Auberville-la-Renault (1982-2009)

Enfin, l'illustration 14 présente l'évolution, entre 1993 et 2008, des concentrations en nitrates de la nappe de la craie au droit des forages AEP les plus proches de la parcelle étudiée (entre 7 et 10 km de distance). Une évolution à la hausse est nette pour les quatre captages étudiés. Les analyses les plus récentes sous ADES donnent des concentrations comprises entre 38 et 46 mg/l.

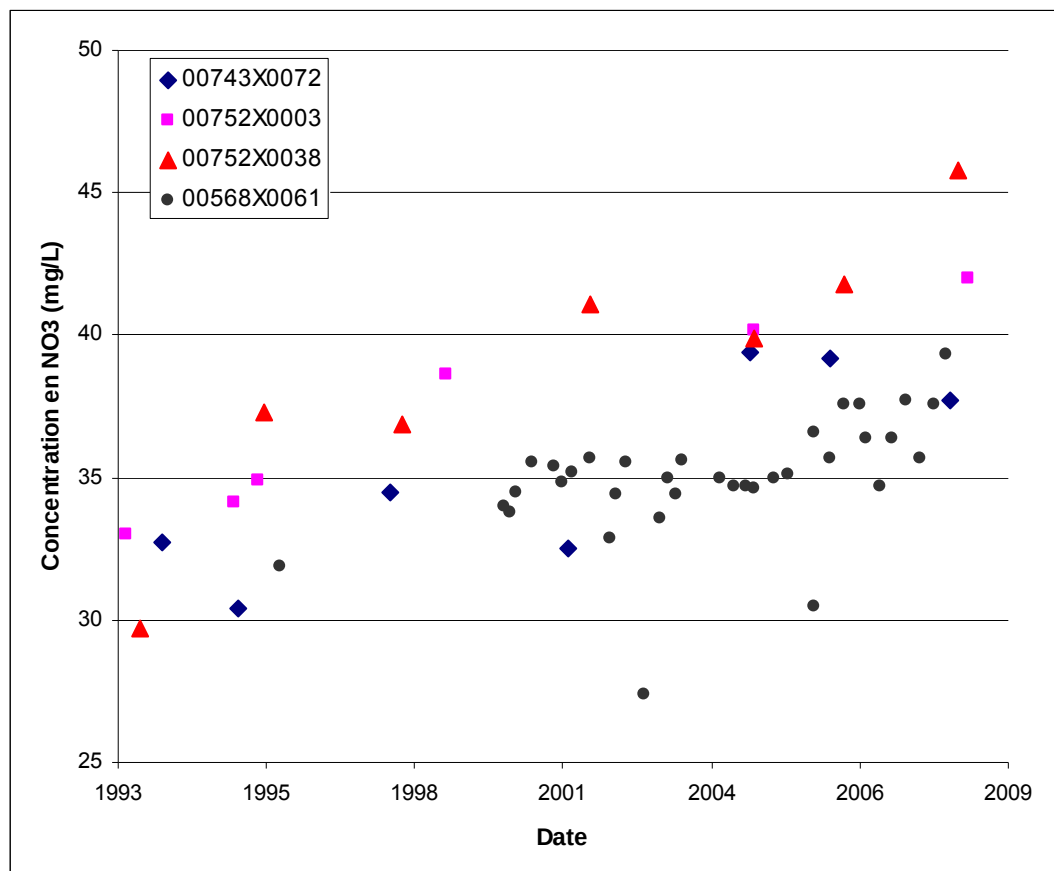


Illustration 14 : Evolution des concentrations en nitrates des captages AEP implantés à proximité de Goderville (<http://www.adeseaufrance.fr>).

3.1.4. Historique culturel

L'historique culturel et les pratiques agricoles ont été obtenus via la Chambre d'Agriculture de la Seine-Maritime. Les données pour la parcelle à Goderville remontent jusqu'à 1976. L'ensemble des données collectées est reporté dans le tableau de l'illustration 15 et est commenté par la Chambre d'Agriculture.

La succession culturale possède 4 cultures principales : Betteraves – Blé – Colza – Lin fibre. Le pois protéagineux, le maïs ensilage et l'escourgeon ont progressivement disparu de la rotation sur la parcelle dans un souci de rentabilité mais aussi parce que l'élevage laitier a été déplacé vers un corps de ferme plus éloigné. Les pratiques à risque sont donc réduites. Les successions "cultures de printemps – culture de printemps" semblent aussi disparaître en même temps que l'apparition de la moutarde en interculture à partir de 1998.

Le système a donc évolué vers une rotation type polyculture avec culture industrielle. Cette évolution s'est accompagnée d'un ralentissement des apports d'azote organique

sous forme de fumier puisqu'il n'y a eu que 2 apports sur les 10 dernières années contre un apport tous les 4 à 5 ans dans les années 70-80.

La rotation appliquée sur la parcelle est une rotation courante dans la zone puisque les cultures traditionnelles y sont représentées (*betteraves – blé – lin fibre*) et les apports d'effluents d'élevage restent modérés. Ces évolutions concourent à réduire les risques de transfert du fait de la réduction des cultures potentiellement à risque comme le maïs ensilage ou le pois. A noter toutefois que pour cette parcelle, le maïs n'a vraisemblablement pas engendré beaucoup de transfert avant blé car cette succession est apparue avant des hivers peu arrosés. De plus, la couverture permanente des sols a été assurée pendant l'interculture par l'implantation des moutardes.

Concernant les pratiques culturales, deux autres changements peuvent influencer les potentielles pertes d'azote :

- une modification de l'utilisation des fertilisants azotés

Les apports ont eu tendance à baisser sur les cultures de printemps et à s'accroître sur le blé. Dans le premier cas, il s'agit d'un réajustement lié au développement de la méthode du bilan azoté, dans le second, cette évolution traduit un meilleur ajustement au potentiel de rendement de cette céréale.

- une réduction importante de l'intensité du travail du sol

A partir de la fin des années 1990, l'agriculteur a décidé de supprimer le labour. Dans un premier temps, il commence par restructurer en profondeur son sol (*décompactage de 1996 à 1999*) pour ensuite réduire de plus en plus les profondeurs d'intervention pour aujourd'hui ne travailler que les premiers centimètres du sol. Ces modifications peuvent modifier la dynamique de l'azote (*ralentissement de la minéralisation, décalage des pics de minéralisation*) mais surtout modifier profondément le fonctionnement hydrique de l'ancien horizon labouré. La réduction de l'intensité du travail du sol entraîne une diminution globale de la porosité du sol et un transfert de l'eau en profondeur qui évoluera vers des transferts rapides et localisés au travers de la porosité biologique du sol (*fonctionnement vérifiable par un profil cultural*).

Ceci pourra avoir deux conséquences principales :

- Un risque d'augmentation du ruissellement en période hivernale (*réduction de la lame drainante et donc de la vitesse de transfert vers les horizons plus profonds*),
- Une lame drainante qui ne traversera pas l'ensemble de l'ancien horizon travaillé (modification possible de la quantité d'azote lessivé)

Interculture hivernale	Année de récolte	Culture	Résidus	Observations	Ferti N min	Rendement	Epandage fumier
sans objet	2009	colza					
sans objet	2008	blé	enfouis		180	110	
sans objet	2007	lin	enlevés		20	7.5	
moutarde	2006	blé	enlevés		170	98	
sans objet	2005	betteraves	enfouis		50	104	
moutarde							fumier bovin 30 T/ha
	2004	colza	enfouis		200	40	
sans objet	2003	blé	enlevés		180	90	
sans objet	2002	lin	enlevés		15	8	
moutarde	2001	blé	enlevés		150	70	
sans objet				pluvio 600 mm sur 3 mois			
sol nu	2000	pois	enfouis		0	60	
	1999	betteraves	enfouis		80	100	
moutarde				écumes 8t/ha			fumier bovin 35 T/ha
	1998	colza	enfouis		180	38	
sans objet	1997	lin	enlevés	fin labour	15	8.5	
sol nu	1996	blé	enlevés		175	120	
sans objet							
	1995	maïs ens.	enlevés		90	15	fumier frais 30 T/ha
sol nu							
	1994	colza	enfouis		170	38	
sans objet							
	1993	lin	enlevés		10	6.5	
sol nu							
	1992	blé	enlevés	pb fécondation mai/juin	160	60	
sans objet							
	1991	maïs ens.	enlevés		80	15	fumier frais 35 T/ha
sol nu							
	1990	Pois	enfouis		0	65	
sol nu							
	1989	betteraves	enfouis		80	88	fumier frais 35 T/ha
repousses colza				écumes 8t/ha			
	1988	colza	enfouis		200	50	
sans objet							
	1987	lin	enlevés		10	7	
nu							
	1986	blé	enlevés		160	85	
sans objet							
	1985	betteraves	enfouis		120	70	fumier 30 T/ha + lisier 20 T/ha
nu							
	1984	maïs ens.	enlevés	Cao	120	11	
RGI							
	1983	escourgeon	enlevés		100	65	
sans objet							
	1982	colza	enfouis		140	32	
sans objet							
	1981	blé	enlevés		140	70	
sans objet							
	1980	betteraves	enfouis		110	55	fumier 40 T/ha + lisier 20 T/ha
nu							
	1979	maïs ens.	enlevés		100	11	
seigle							
	1978	escourgeon	enfouis				
	1977	lin	enlevés		15	7	
nu							
	1976	blé			150		

Illustration 15 : Successions culturales sur la parcelle de Goderville (1976-2008)

3.2. SITE DE MOUSSEAUX-NEUVILLE

3.2.1. Situation géographique

La parcelle ZE1, d'une superficie de l'ordre de 46 ha, est située au Nord-Est du bourg de Mousseaux-Neuville, immédiatement au Nord du hameau de la Neuville (Illustration 16). Les coordonnées du centroïde de la parcelle sont : $X = 528\,743$ m et $Y = 2\,436\,130$ m (système de projection : Lambert II étendu). Son altitude varie approximativement entre 130 et 137 m NGF.

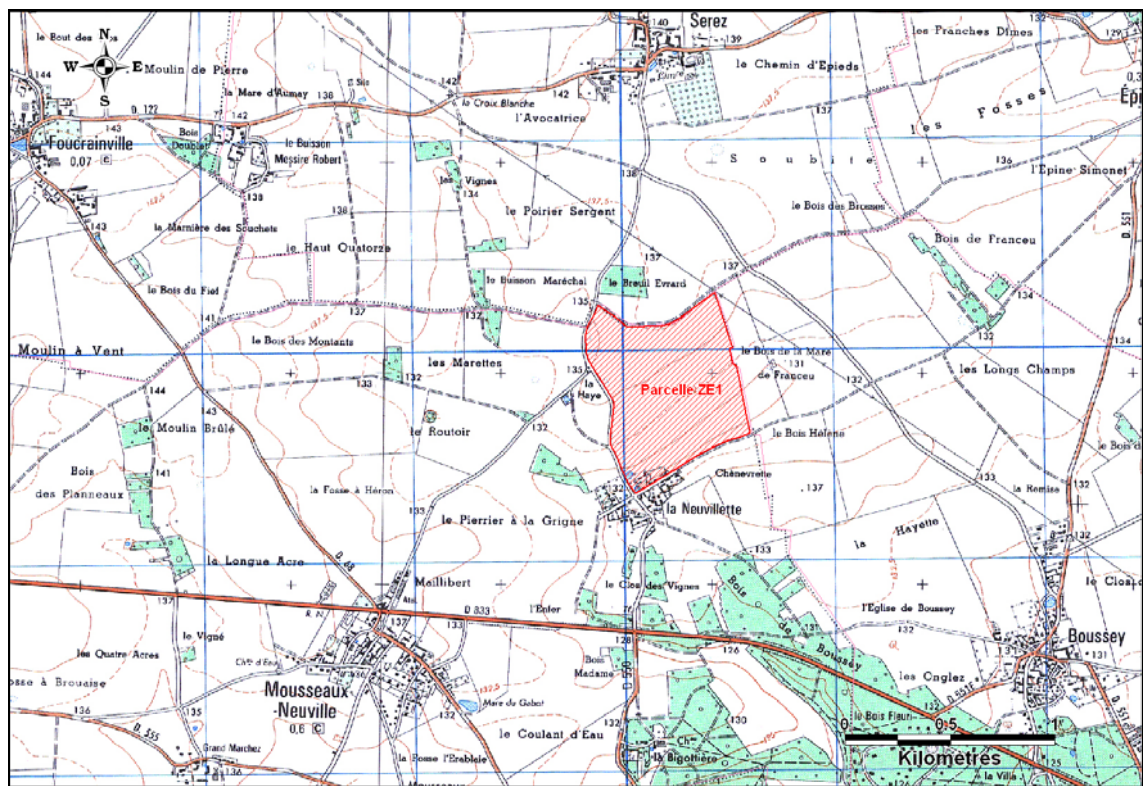


Illustration 16 : Délimitation de la parcelle ZE1 à Mousseaux-Neuville (fond topographique IGN©)

La parcelle étudiée est située en bordure sud-est du plateau de Saint-André. D'un point de vue hydrologique, elle appartient au bassin versant de l'Eure, plus précisément à la zone hydrographique comprise entre sa confluence avec l'Avre et celle avec la Vesgre. Au sud du site, le plateau crayeux est entaillé par les vallées sèches des fonds des Déserts, d'Ezy et de Linchin.

D'après les données Corine Land Cover (2006), l'occupation du sol de ce bassin versant se répartit de la façon suivante (Illustration 17) : 59 % de cultures, 31 % de

forêts, 8 % de surfaces urbanisées et 2 % de prairies. La parcelle fait partie d'une vaste zone cultivée.

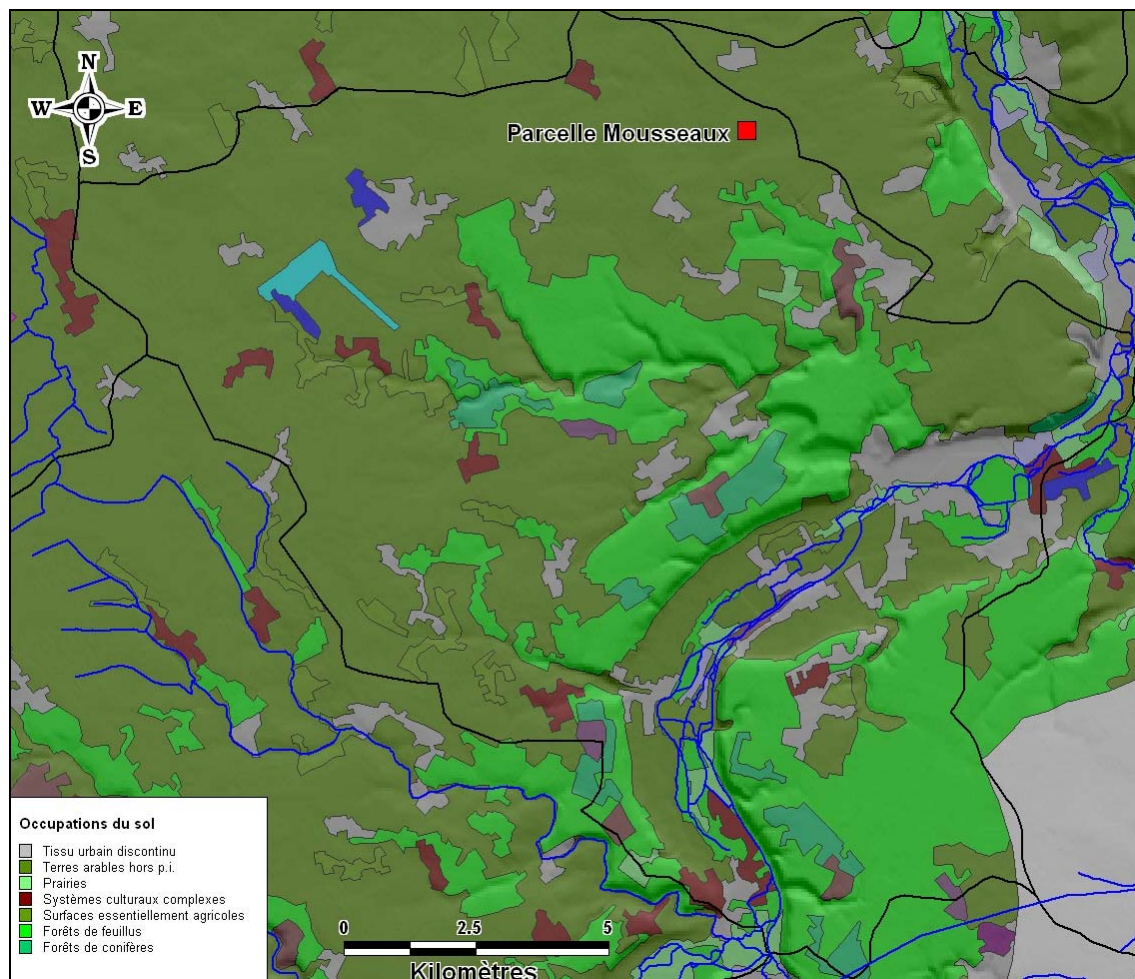


Illustration 17 : Occupations du sol pour la zone hydrographique de l'Eure, de la confluence de l'Avre à la confluence de la Vesgre (sources : BDCarthage, Corine Land Cover, MNT au pas de 50 m de l'IGN)

3.2.2. Contexte géologique

D'un point de vue géologique, d'après la carte au 1/50 000 de Saint-André-de-l'Eure (Illustration 18 ; cartes n° 180, Ed. BRGM), les données BSS (Banque de données du Sous-Sol gérée par le BRGM et accessible au public) et les carottages réalisés sur la parcelle étudiée, le sous-sol de la zone d'étude est constitué de haut en bas par :

- les Limons des plateaux (notation LP) : cf. § 3.1.2. Au droit de la parcelle, leur épaisseur semble être de l'ordre de 1.50 mètres (Illustration 19) ;

- la Formation résiduelle à silex (notation Rs) : cf. § 3.1.2. Elle se rencontre jusqu'aux alentours de 7,5 m de profondeur. L'épaisseur est ici beaucoup moins variable que dans le cas de la parcelle de Goderville ;
- le substratum crayeux : craie blanche à silex du Campanien (notation C₆) dont l'épaisseur est de l'ordre de 50 à 60 m. En-dessous, on retrouve les craies du Santonien et du Coniacien (notation C_{5-c4}). Des bancs de silex importants ont été rencontrés par les deux carottages.

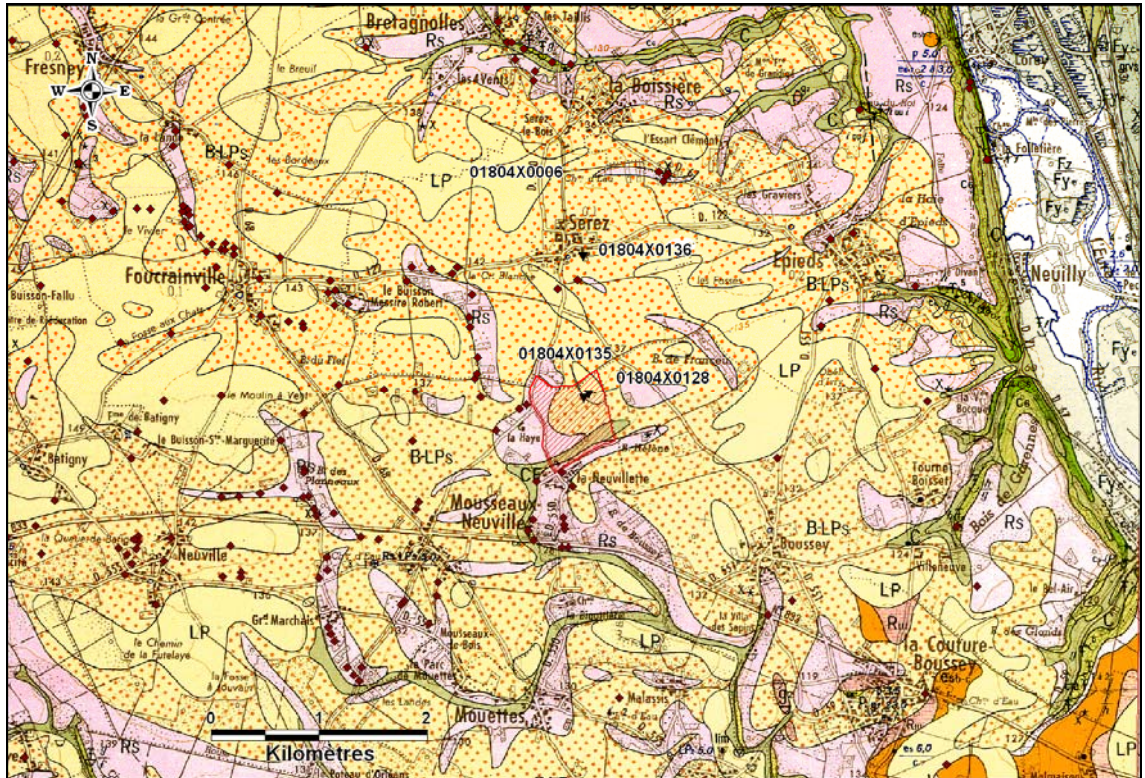


Illustration 18 : Extrait de la carte géologique au 1 / 50 000 (n° 180 – Saint-André-de-l'Eure, ©BRGM) avec report des carrières souterraines (www.bdcavite.net) et des forages de la BSS à proximité de la parcelle ZE1 (www.infoterre.brgm.fr)

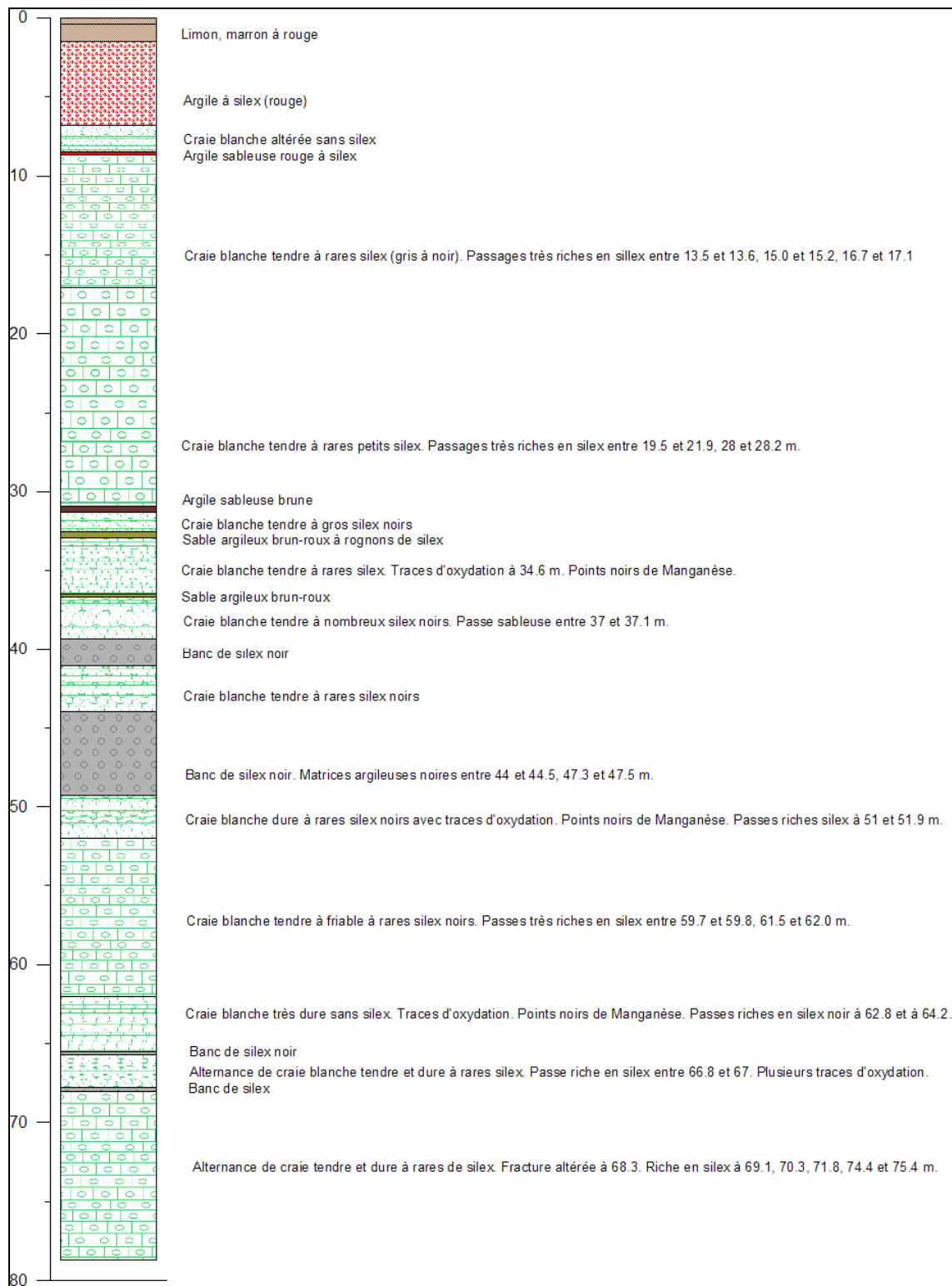
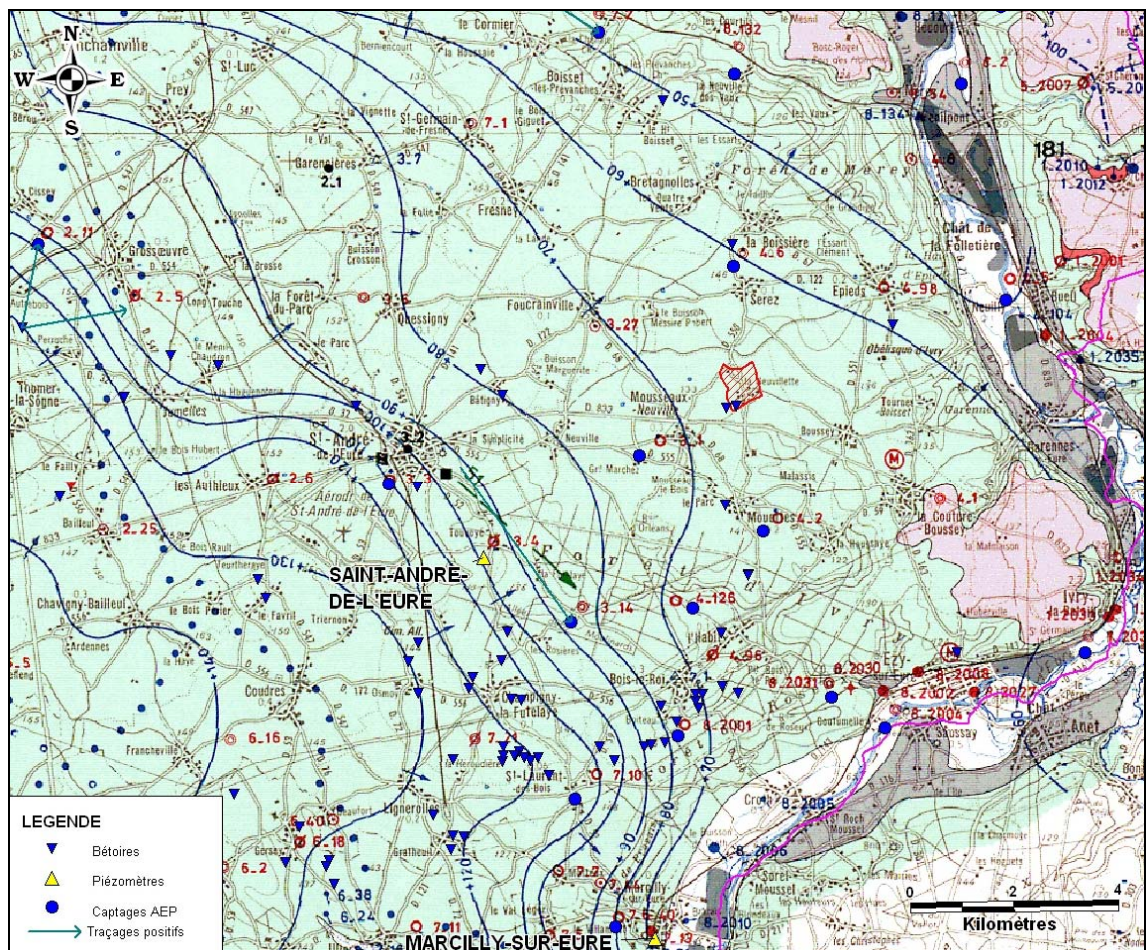


Illustration 19 : Coupe géologique du sondage carotté de Mousseaux-Neuville

3.2.3. Contexte hydrogéologique

Les caractéristiques générales de l'aquifère crayeux, décrites précédemment (§ 3.1.3), ne sont pas reprises dans le présent paragraphe.

Dans le cas de Mousseaux-Neuville, le bassin versant souterrain reste proche du bassin versant de surface. La nappe est drainée par l'Eure et s'écoule vers le Nord-Est (Illustration 20). Le point de suivi du réseau piézométrique du bassin Seine-Normandie le plus proche est l'ouvrage de Saint-André-de-l'Eure, à 6 km à l'amont (Illustration 20). Ce puits de 120 m de profondeur capte l'aquifère crayeux sous plateau où la surface piézométrique moyenne se trouve à 61,5 m de profondeur (attention, l'ouvrage n'est suivi que depuis 2002). Les fluctuations piézométriques (Illustration 21) semblent être de type pluri-annuel (peu de recul), c'est-à-dire caractérisées par des fluctuations saisonnières très atténuées (voire inexistantes) et des fluctuations pluriannuelles de grande amplitude. Il est rappelé qu'un tel régime de fluctuation est, localement, caractéristique d'un aquifère à fonction capacitive (peu transmissif) et d'exutoires éloignés.



L'illustration 22 présente l'évolution, entre 1989 et 2007, des concentrations en nitrates de la nappe de la craie au droit des forages AEP les plus proches de la parcelle étudiée (entre 2 et 3 km de distance). Une évolution à la hausse est une nouvelle fois nette pour les trois captages étudiés. Les analyses les plus récentes sous ADES donnent des concentrations en nitrates proche de 29 mg/l (données 2006/2007).

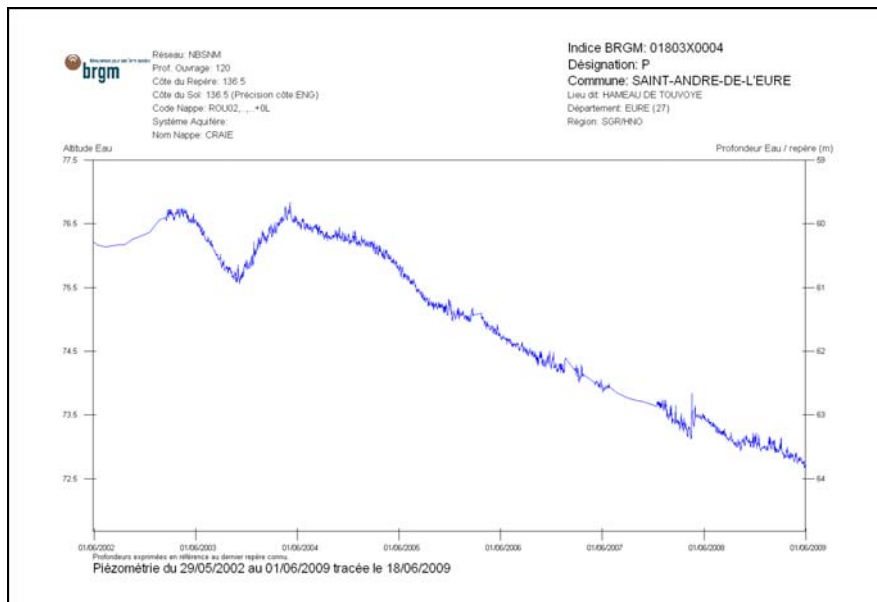


Illustration 21 : Chronique piézométrique sur Saint-André-de-l'Eure (2002-2009)

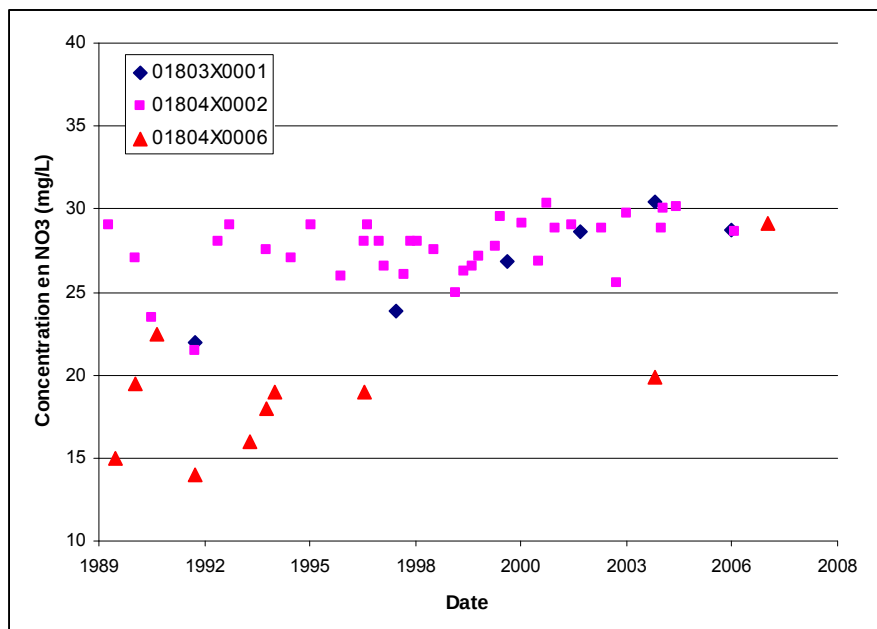


Illustration 22 : Evolution des concentrations en nitrates des captages AEP implantés à proximité de Mousseaux-Neuville (<http://www.ades.eaufrance.fr>)

3.2.4. Historique cultural

L'historique cultural et les pratiques agricoles ont été obtenus via la Chambre d'Agriculture de l'Eure. Les données pour la parcelle à Mousseaux-Neuville remontent jusqu'à 1950. L'ensemble des données collectées est reporté dans le tableau de l'illustration 23 et est commenté par la Chambre d'Agriculture.

L'analyse des pratiques amène aux observations suivantes :

- une intensification progressive à partir des années 50 allant de paire avec une augmentation des doses d'azote. La parcelle jadis utilisée comme herbage a été mise en culture dès 1950 ;
- à partir des années 80, la gestion de la fertilisation azotée est globalement bien maîtrisée en terme de bilan Entrées – Sorties, contrairement aux années antérieures où l'on observe de nombreuses surfumures au regard des rendements obtenus ;
- l'importance des cultures de printemps jusqu'à la fin des années 80 (1 culture de printemps tous les 3 ans) se traduit par une interculture sol nu précédant l'implantation de la culture de printemps. Les suivis de reliquats réalisés dans des parcelles analogues ont montré que selon les excès de fumure, ce sont entre 20 et 40 kg d'azote qui descendent au-delà de l'enracinement avec la lame d'eau drainante. L'Annexe 2 présente des résultats obtenus sur le plateau de Saint-André qui montrent que les reliquats entrée hiver peuvent excéder 100 kgN/ha après un pois ;
- les légumineuses (pois, luzerne) également très présentes jusqu'à la fin des années 80 augmentent le risque avec une fuite d'azote lors de l'hiver suivant la destruction (voire n+1 pour la luzerne). On peut estimer à 20 / 40 Kg d'azote la fuite de nitrates avec la lame d'eau drainante derrière une culture de pois protéagineux (voir Annexe 2) ;
- depuis les années 90, une fumure azotée bien maîtrisée, avec une part moins importante des cultures de printemps (1 tous les 5 ans en moyenne) permet de minimiser les fuites de nitrates.

Année	culture	Dose N (kgN/ha)	Fractionnement	résidus	rendement qx/ha	date semis	labour	nb déchaum.	apports orga
Avant 1950	Herbage								
1950	Blé	15		enfouis			oui	1 à 2	
1951	Moutarde	37		enfouis			oui	1 à 2	
1952	Blé	17		enfouis			oui	1 à 2	
1953	Escourgeon	15		enfouis			oui	1 à 2	
1954	Bett à graines	70		enfouis + fumier	13		oui	1 à 2	
1955	Blé	20		enfouis	42		oui	1 à 2	
1956	orge	35		enfouis	48		oui	1 à 2	
1957	orge	60		enfouis	33		oui	1 à 2	
1958	moutarde	80		enfouis	12		oui	1 à 2	
1959	Blé	93		enfouis	41		oui	1 à 2	
1960	orge	60		ramassés	38		oui	1 à 2	
1961	luzerne	/			7,8 tonnes		oui	1 à 2	
1962	luzerne	/		enfouis	8,6 tonnes		oui	1 à 2	
1963	Blé	80		enfouis	41		oui	1 à 2	
1964	Blé	128		enfouis	45		oui	1 à 2	
1965	orge	75		enfouis	46		oui	1 à 2	
1966	lin à graines	80		brûlés	12		oui	1 à 2	
1967	Blé	128		enfouis	?		oui	1 à 2	
1968	Blé	140		enfouis	46		oui	1 à 2	
1969	maïs	130		enfouis	57		oui	1 à 2	
1970	Blé	125		enfouis	49		oui	1 à 2	
1971	orge	100		enfouis	47		oui	1 à 2	
1972	luzerne	/		enfouis	11,4 tonnes		oui	1 à 2	
1973	luzerne	/		enfouis	10 tonnes		oui	1 à 2	
1974	Blé	120		enfouis	59		oui	1 à 2	
1975	Blé	180		enfouis	32		oui	1 à 2	
1976	maïs	127		enfouis	26		oui	1 à 2	
1977	Blé	175		enfouis	58		oui	1 à 2	
1978	Blé	60		enfouis	71		oui	1 à 2	
1979	maïs	112		enfouis	53		oui	1 à 2	
1980	Blé	180		enfouis	52		oui	1 à 2	
1981	Blé	158		enfouis	56		oui	1 à 2	
1982	pois	/		enfouis	53		oui	1 à 2	
1983	Blé	120		enfouis	67		oui	1 à 2	
1984	Blé	120	2 apports d'azote sur blé soldés fin mars	enfouis	86	13-oct	oui	1 à 2	
1985	tournesol	70		enfouis	30	13-mars	oui	1 à 2	
1986	blé	218		enfouis	57	12-nov	oui	1 à 2	
1987	Blé	198		enfouis	78,6	16-oct	oui	1 à 2	
1988	pois	52		enfouis	52	09-avr	oui	1 à 2	
1989	Blé	140		enfouis	86,6	13-oct	oui	1 à 2	
1990	Blé	227		brûlés	60	20-oct	oui	1 à 2	
1991	colza	200		enfouis	41	08-sept	oui	1 à 2	
1992	Blé	150		ramassés	76	avant 15/10	oui	1 à 2	
1993	pois	0		enfouis	50		oui	1 à 2	
1994	blé	160		ramassés	79	avant 15/10	oui	1 à 2	
1995	Blé	167	15/2 82N 25/3 83N	enfouis	85	18-oct	oui	2	
1996	Orge Hiv	130	20/2 80N 20/3 50N	enfouis	85	12-oct	oui	2	
1997	pois	0		enfouis	60	11-mars	oui (nov)	2	
1998	Blé	170	05/2 85N 12/3 85N	enfouis	90	06-oct	oui	2	
1999	Blé	180	14/2 90N 16/3 90N	enfouis	82	14-oct	oui	2	
2000	colza	180	22/1 80N 14/3 100N	enfouis	45	26-août	oui	2	
2001	blé	195	22/2 97N 22/3 50N 23/4 40N	enfouis	92	10 à 16 oct	oui	2	
2002	Blé	187	20/2 60N 20/3 100N 25/5 35N	enfouis	82	17-oct	oui	2	
2003	Orge Hiv	120	18/2 55N 12/3 65N	enfouis	83	01-nov	charr Express	2	
2004	pois	0		enfouis	45	23-févr	charr Express	2	
2005	Blé	168	17/3 120N 5/4 48N	enfouis	85	11-oct	charr Express	2	
2006	Blé	188	05/3 94N 5/4 94N	enfouis	80	17-oct	charr Express	2	
2007	Orge Hiv	140	10/3 85N 27/3 55N	enfouis	64	14-oct	charr Express	1	interhumus eq 25 N
2008	Orge Hiv	131	27/2 85N 17/3 50N	enfouis	82	12-oct	charr Express	3	interhumus eq 25 N
2009	Orge Hiv			enfouis		18-oct	charr Express		

Illustration 23 : Successions culturales sur la parcelle de Mousseaux-Neuville (1950-2008)

3.3. TRAVAUX REALISES POUR COLLECTER LES SOLIDES DE LA ZONE NON SATUREE

3.3.1. Réalisation des forages

Les forages ont été réalisés par l'entreprise GTR Forages, du 19 au 21 août 2008 à Goderville et du 25 août au 2 septembre 2008 à Mousseaux-Neuville. Dans les deux cas, les sondages ont été réalisés approximativement aux mêmes emplacements que ceux des précédentes études. Les indices nationaux BSS sont respectivement 00744X0049 et 01804X0135 pour Goderville et Mousseaux-Neuville (Illustration 24).

Compte-tenus de la nature des terrains traversés (craie à silex) et du budget alloué au projet, la seule technique de foration permettant une récupération précise des échantillons s'est avérée être le carottage continu. L'inconvénient de cette technique vis-à-vis d'une récupération d'échantillons intacts est l'usage d'eau. Dans la mesure du possible, l'usage de l'eau a été limité mais n'a pu être évité pour l'expulsion des carottes meubles et pour la foration des horizons riches en silex (Illustration 25). Une attention particulière a été portée par le BRGM à la qualité des prélèvements, avec notamment des échantillonnages au cœur des carottes pour éviter toute contamination par les eaux de forage.

Les coupes techniques ainsi que les principales caractéristiques des forages sont reportées dans le tableau de l'Illustration 24.

Pour le sondage de Goderville, le taux de récupération moyen (longueur de passe par rapport à la longueur récupérée) a été de 91 %. Les rares passes dont le taux de récupération s'est avéré inférieur à 80 % correspondent à la formation des argiles à silex pour des horizons très riches en silex. A Mousseaux-Neuville, le taux de récupération moyen a été de 85 %. Cette plus faible moyenne s'explique par les faibles taux de récupération (50-60 %) obtenus sur de courtes passes lors de la traversée des bancs de silex (craie déstructurée et lessivée de part et d'autre des bancs de silex).

Les forages ont finalement été comblés dans les règles de l'art (bouchon de sobranite et coulis de ciment).

Les caisses carottes ont été conservées toute la durée du projet.

	GODERVILLE (76)	MOUSSEAUX-NEUVILLE (27)
Indice BSS	00744X0049	01804X0135
Date travaux	19/08 au 21/08/2008	25/08 au 02/09/2008
Parcelle	ZC 45	ZE 1
Coordonnée X (m LII étendu)	455 988	528 850
Coordonnée Y (m LII étendu)	2 518 276	2 436 327
Cote du sol (m NGF)	115	135
Profondeur (m/sol)	50	78.7
Profondeur nappe	47.1 m/sol le 21/08/2008	74.1 m/sol le 02/09/2008
Coupe technique	- de 0 à 24.3 m : carottier battu à sec (Ø 92mm) ; - de 24.3 à 30 m : carottier à câble (Ø 86mm), à l'eau ; - de 30 à 35 m : fonçage à sec - de 35 à 35.8 m : carottier battu à sec ; - de 35.8 à 50 m : carottier à câble (Ø 86mm), à l'eau.	- de 0 à 22.5 m : carottier battu à sec (Ø 92mm) ; - de 22.5 à 78.7 m : carottier à câble (Ø 86mm), à l'eau.

Illustration 24 : Tableau récapitulatif des caractéristiques des sondages carottés

Les niveaux piézométriques ont été relevés le lendemain matin de la fin des travaux (Illustration 24). Au regard des résultats d'analyses sur les eaux prélevées en fond de forage, ces mesures n'apparaissent cependant pas fiables. Les faibles valeurs de conductivité et la quasi-absence de nitrates indiquent en effet que ces eaux correspondent plus à l'eau utilisée pour la foration (eaux de mares) qu'à l'eau de la nappe.

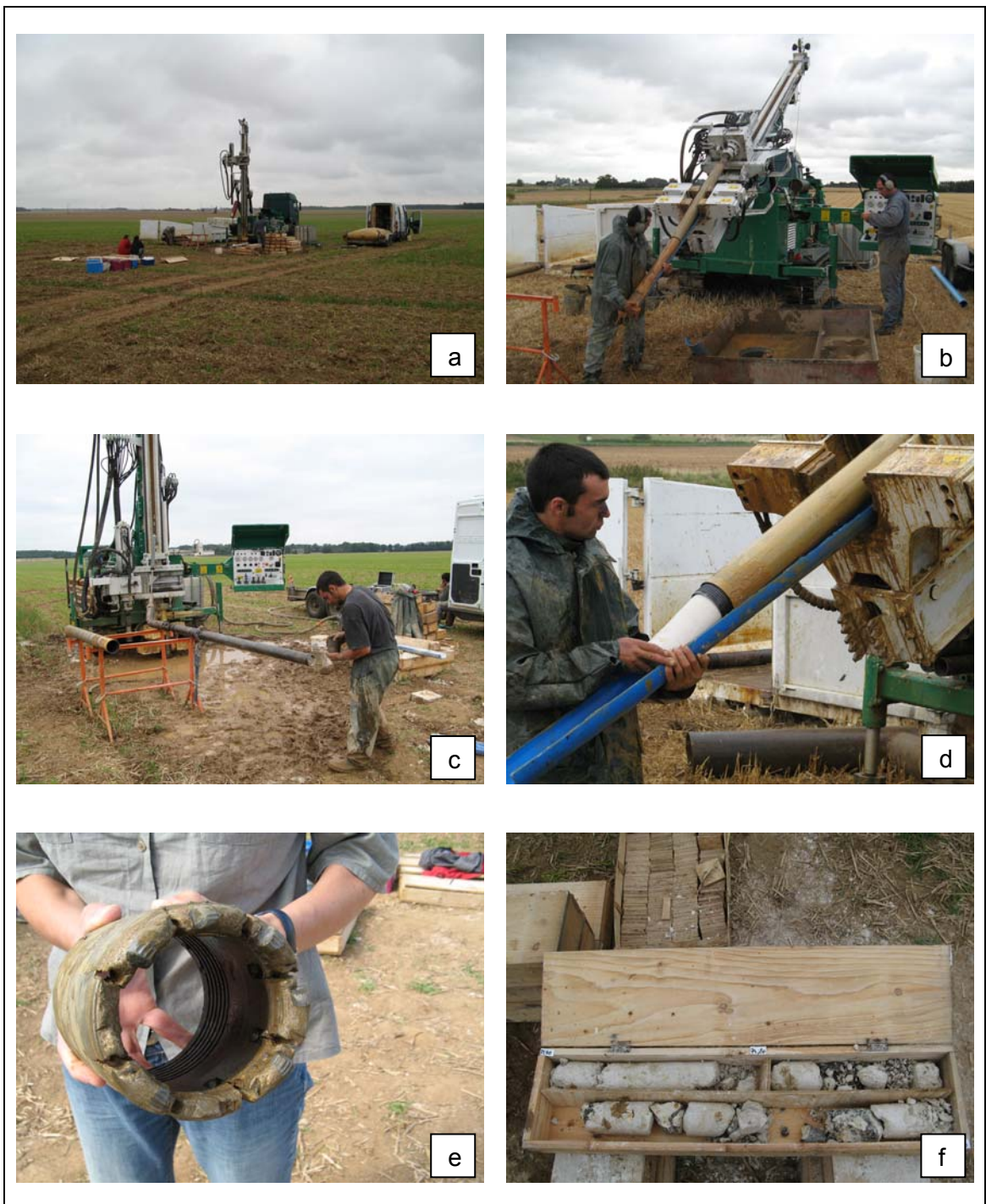


Illustration 25 : Photographies des chantiers de forage : a) vue d'ensemble de l'atelier de forage à Mousseaux-Neuville, b) extraction d'une carotte de limons forée au carottier battu à sec, c) carottier à câble, d) extraction d'une carotte de craie forée au carottier battu à sec, e) couronne diamantée usagée suite à la foration de bancs de silex, f) caisse carotte

3.3.2. Réalisation des prélèvements de solides

Les solides de la zone non saturée ont été récupérés par horizon de 10 à 20 cm d'épaisseur théoriquement tous les 50 cm de profondeur. Une petite partie de la phase solide collectée a été conditionnée dans des flacons plastiques pour le dosage des nitrates et de la teneur en eau, l'autre partie a été conditionnée dans des bocaux de verre fermés hermétiquement pour le dosage du tritium. Les échantillons ont été conservés dans un camion frigorifique à une température comprise entre 1 et 4 °C (Illustration 26 **Erreur ! Source du renvoi introuvable.**). Dès la fin de chaque chantier, les échantillons ont ensuite été acheminés vers le laboratoire départemental de Rouen pour le dosage des nitrates et des teneurs en eau et le laboratoire du BRGM à Orléans pour le dosage du tritium.



Illustration 26 : Prise de vue du conditionnement des échantillons

L'objectif était de procéder à des prélèvements tous les 50 cm, cela n'a pas toujours été possible en raison des bancs ou rognons de silex qui ne peuvent être considérés pour l'analyse ou qui entraînent des taux de récupération médiocres.

En définitive, 80 prélèvements ont pu être réalisés pour le forage de Goderville, soit une moyenne de l'ordre d'un prélèvement tous les 60 cm, et 119 pour Mousseaux-Neuville, soit une moyenne d'un prélèvement tous les 66 cm. Pour le forage de Mousseaux-Neuville, il faut signaler l'absence de prélèvement entre 44 et 48 m de profondeur en raison d'une succession de bancs de silex.

En complément de l'analyse des solides de la zone non saturée, il a été procédé à une analyse physico-chimique des eaux souterraines au droit des sites d'étude, avec bien entendu la mesure des concentrations en nitrates. Il est rappelé que l'eau en fond de forage ne s'est pas avérée représentative de la qualité de la nappe (contamination par les eaux de forage), aussi, dans les deux cas ce sont des forages agricoles, implantés à proximité des parcelles étudiées, qui ont fait l'objet de ces analyses. Il s'agit du forage n° 00571X0048 pour Goderville, à 1,6 km au sud-est (à l'amont hydraulique) et du forage 01804X0136 pour Mousseaux-Neuville, à 1,3 km au nord (légèrement à l'aval hydraulique) (Illustration 18).

3.3.3. Analyses mises en œuvre

Les dosages tritium ont été réalisés par le laboratoire du BRGM tandis que toutes les autres analyses ont été confiées au Laboratoire de Rouen : teneur en eau, teneur en nitrates des solides, analyse granulométrique, carbone organique. Ces deux dernières mesures ont uniquement été effectuées sur des échantillons de sol de la parcelle de Mousseaux-Neuville dans le but de préciser les paramètres d'entrée du modèle AgriFlux (§ 7).

Teneurs en eau

Les matières sèches, exprimées en pourcentage, ont été mesurées selon la norme NF ISO 11465.

Teneurs en nitrates des solides

Le laboratoire départemental de Rouen a procédé sur chaque échantillon collecté au dosage des nitrates suivant la norme N10304-1 : prise d'échantillon de 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.

Lyophilisation et méthode de dosage de l'activité tritium

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.

La lyophilisation 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 (Illustration 27).



a)

b)

Illustration 27 : Lyophilisations 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 par l'application d'une dépression constante de 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.

• Dosage par 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 d'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.

• Dosage par 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.

Analyse granulométrique du sol

La distribution granulométrique volumétrique a été réalisée par diffraction laser selon la norme NF ISO 13320-1.

Carbone organique du sol

La mesure du carbone organique a été effectuée selon une méthode par oxydation (norme NF ISO 14235).

4. Résultats obtenus à Goderville

4.1. PROFIL DES TENEURS EN EAU

Sur le profil de Goderville, les teneurs en eau pondérales varient entre 77 g/kg (à une profondeur de 19,5 m) et 275 g/kg (à une profondeur de 13,0 m) pour une valeur moyenne de 169,5 g/kg (écart-type de 33). L'évolution de la teneur en eau de la zone non saturée peut se décomposer de la façon suivante (Illustration 28 **Erreur ! Source du renvoi introuvable.**) :

- teneurs en eau relativement constantes, pour la formation des Limons des plateaux, jusqu'à 7,5 m de profondeur (autour de 175 g/kg) ;
- diminution de la teneur en eau entre 7,5 et 11 m de profondeur (de 180 à 82 g/kg). Cette diminution semble correspondre à l'apparition de silex dans les limons. Les plus faibles teneurs en eau sont observées au sein d'un horizon argileux plus sableux, rencontrée entre 10,0 et 11,7 m (capacité de rétention de l'eau moindre) ;
- fortes variations de la teneur en eau entre 11 et 25 m de profondeur (plusieurs pics compris entre les valeurs minimales et maximales du profil). Elles concernent la formation des Argiles à silex, très hétérogène, avec en particulier des alternances d'horizons plus ou moins sableux et plus ou moins riches en silex. On note une forte augmentation de la teneur en eau sur le premier mètre des Argiles à silex ;
- évolution relativement constante, jusqu'à la fin du profil, au sein de la craie non saturée. Une légère tendance à la hausse des teneurs en eau semble cependant être observée. En fin de profil (50 m), la teneur en eau est de l'ordre de 180 g/kg.

Le profil montre ainsi une bonne cohérence entre la teneur en eau et la nature lithologique des terrains composant la zone non saturée.

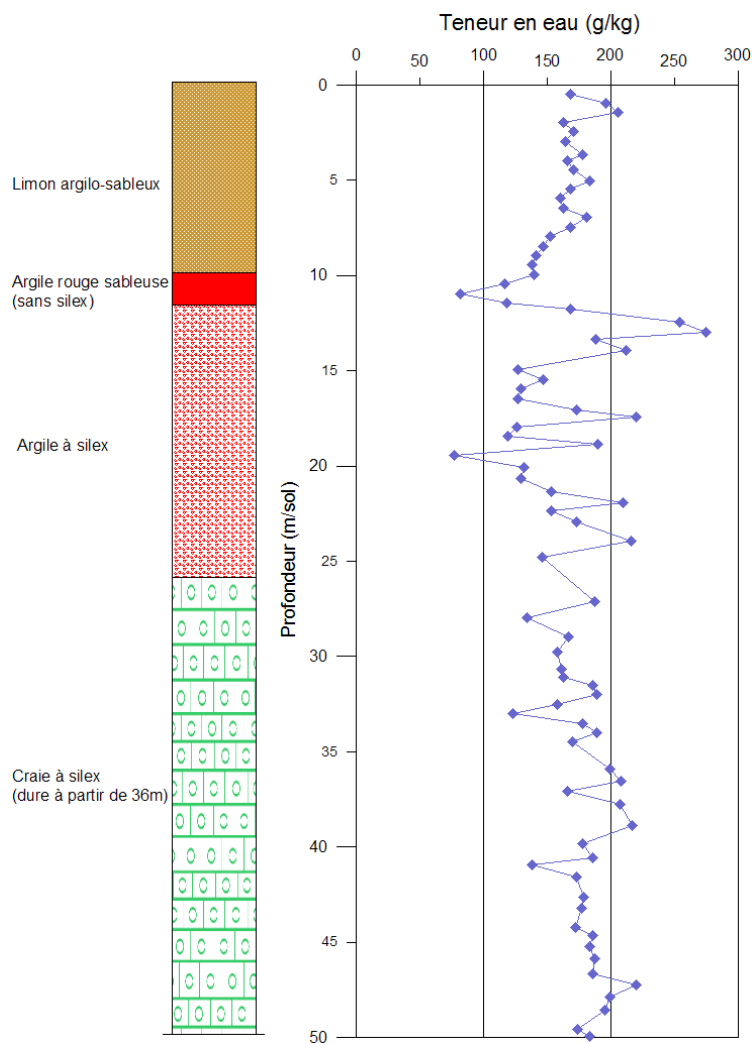


Illustration 28 : Teneurs en eau pondérales mesurées dans la zone non saturée à Goderville (avec report du log géologique simplifié)

4.2. PROFIL DE L'ACTIVITE TRITIUM ET VITESSES DE TRANSFERT

4.2.1. Stratégie de sélection des échantillons pour le dosage du tritium

Le dosage du tritium a été mené en deux temps. Une première campagne d'analyses, par injection directe (seuil de détection à 10 UT), visait à approcher le pic d'activité correspondant à l'année 1963. Sur la base des vitesses de transfert disponibles dans la bibliographie (de l'ordre du mètre par an en moyenne), les mesures ont été concentrées entre 20 et 50 mètres de profondeur pour Goderville. Pour tous les échantillons analysés lors de cette première campagne, l'activité tritium s'est, cependant, avérée inférieure à 10 UT.

Par conséquent, pour la deuxième campagne d'analyses, le dosage du tritium a été réalisé après enrichissement électrolytique (seuil de détection à 1 UT) et ce sur toute la hauteur du profil.

4.2.2. Estimation des vitesses de transfert

L'illustration 29 **Erreur ! Source du renvoi introuvable.** présente les activités tritium enregistrées en fonction de la profondeur pour le carottage de Goderville. La mesure a été attribuée au centre du/des segment(s) de carotte concerné(s). 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 versus 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 1^{er} septembre 2008, date proche des dates de carottages.

Toutes les activités tritium mesurées restent inférieures ou égales à 10 UT. Un pic très peu marqué peut être noté avec une valeur maximale de 10 UT à 31,5 mètres de profondeur. Compte tenues des incertitudes analytiques, il est cependant difficile de conclure quant à la présence de ce pic.

En outre, ces valeurs ne semblent pas cohérentes avec celles pouvant correspondre aux émissions de 1963 (plutôt de l'ordre de plusieurs dizaines d'UT).

En l'absence de repère, il ne semble pas possible de déterminer une vitesse de transfert moyenne dans la zone non saturée au droit de la parcelle. A ce stade de l'étude, plusieurs hypothèses peuvent cependant être proposées à partir du profil tritium obtenu :

- si on considère que le pic relatif à l'année 1963 se situe au-delà de 50 m de profondeur, une vitesse de transfert minimale de 1,2 m/an peut être avancée. Cette vitesse serait supérieure à celle estimée par interprétation des profils nitrates lors des études de 1988 et 1990 (de l'ordre de 1 m/an). Il est rappelé que pour ces dernières, les vitesses de transfert étaient estimées à partir du croisement des pratiques agricoles et des profils nitrates (hypothèse d'un transfert par conversion-dispersion) ;
- si on associe le pic mis en évidence à l'activité tritium maximale de 1963, on peut calculer les vitesses moyennes de transfert de l'eau suivantes :
 - 0,70 m/an par rapport à la position du signal maximal (31,5 m de profondeur) ;

- 0,64 m/an par rapport à la position du centre de masse (28,7 m de profondeur, cf. 2.3.2).
- enfin, si on considère que le transfert de l'eau ne s'effectue pas uniquement suivant un processus de convection-dispersion, le pic d'activité tritium (valeur maximale de 10 UT) peut correspondre à un mélange d'eaux récentes et plus anciennes.

L'analyse complémentaire des profils nitrates devrait permettre de tester ces différentes hypothèses (§ 4.3), mais il semble que toute la zone non saturée de Goderville ait été traversée par des eaux assez récentes.

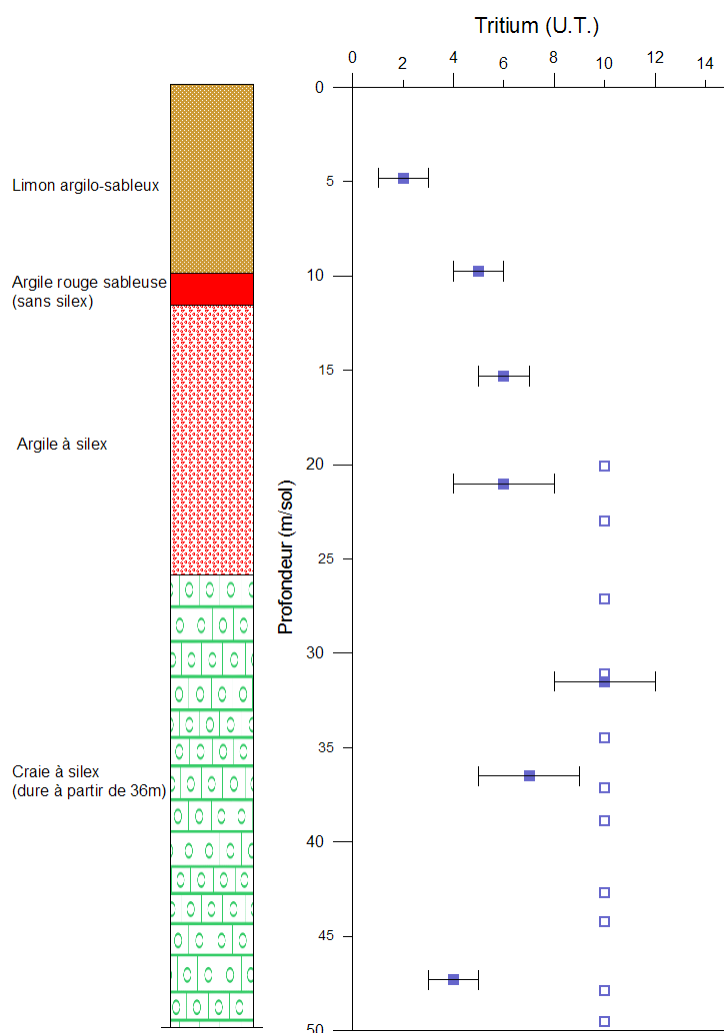


Illustration 29 : Teneurs en tritium mesurées dans la zone non saturée à Goderville (les symboles creux correspondent aux valeurs non quantifiées, seuils de détection à 10 U.T.)

4.2.3. Estimation de la recharge

Une façon d'estimer la recharge est de comparer la quantité d'eau présente dans un profil ayant une épaisseur correspondant à une période donnée et la quantité de précipitations pour cette même période. Le calcul de la quantité d'eau dans le profil nécessite de faire une hypothèse sur la densité des matériaux géologiques afin de pouvoir convertir les humidités pondérales mesurées en humidités volumiques et une hypothèse sur la vitesse de migration de l'eau pour savoir quelle épaisseur de profil considérer.

Pour Goderville, l'exercice est difficile car l'absence de pic tritium marqué rend l'estimation de la vitesse de transfert de l'eau plus aléatoire. Toutefois, on considèrera ici que le pic tritium correspond bien aux émissions de 1963 et que la vitesse d'infiltration moyenne est donc de l'ordre de 0,64 m/an.

La somme de la quantité d'eau contenue dans le profil de Goderville 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 1968-2008 ainsi que la quantité d'eau moyenne infiltrée annuellement sur cette même période (Illustration 30 **Erreur ! Source du renvoi introuvable.**).

Ainsi, avec une vitesse moyenne d'infiltration de 0,64 m/an, les 50 m de zone non saturée correspondent à une infiltration s'étant produite entre 1976 et 2008. Les données de pluie sont disponibles depuis 1968.

La recharge annuelle moyenne calculée est ainsi de l'ordre de 160 mm pour Goderville. Le calcul de la quantité d'eau dans le profil est réalisé en considérant une densité de la craie qui varie entre 1,5 et 1,8 g/cm³ le long du profil (Brouyère et al., 2004, Emerson, 2006).

A titre comparatif, les pluies efficaces annuelles moyennes, calculées à partir des données de Météo France et en considérant une RFU de 100 mm, sont de l'ordre de 470 mm. Même si la pluie efficace intègre le ruissellement, cet écart important semble aller dans le sens d'une vitesse de transfert moyenne de l'eau plus rapide.

	Goderville
Quantité d'eau dans tout le profil (mm)	13 645
Epaisseur du profil (m)	50
Vitesse moyenne estimée (m/an)	0.64
Période équivalente	1930-2008
Pluie cumulée sur la période (mm)	Non disponible
Pluie cumulée entre 1968 et 2008 (mm) (données disponibles)	43 794 (Goderville)
Epaisseur du profil correspondant à la période 1968-2008 (m)	25.6
Quantité d'eau dans le profil correspondant à la période 1968-2008 (mm)	6 353
Taux de recharge (%)	14.5
Quantité moyenne annuelle d'eau infiltrée (mm)	159

Illustration 30 : Paramètres nécessaires à l'évaluation du taux de recharge sur la parcelle de Goderville

4.3. PROFIL DES CONCENTRATIONS EN NITRATES

4.3.1. Profil 2008

L'illustration 31 **Erreur ! Source du renvoi introuvable.** présente les teneurs en nitrates (exprimées en mg N-NO₃/kg de solide sec) et les concentrations en nitrates (exprimées en mg/l après conversion) mesurées en fonction de la profondeur pour le carottage de Goderville. La conversion des teneurs en nitrate mesurées sur les solides à des teneurs dans les eaux repose sur l'hypothèse que tous les nitrates dosés sur les solides passent en solution.

Comme pour le tritium, la mesure est attribuée au centre du segment de carotte concerné. Les teneurs inférieures à la limite de quantification ont été représentées comme égales à 2 mg/kg N-NO₃ (symboles creux).

Le profil mesuré sur la parcelle de Goderville montre des teneurs en nitrates variant entre 2 et 17 mg (N-NO₃)/kg. Après conversion, on obtient des concentrations en nitrates variant entre 10,0 et 99,2 mg/l. Les deux profils ont globalement la même allure mais un léger décalage est parfois à noter au niveau de la profondeur des pics (Illustration 31 **Erreur ! Source du renvoi introuvable.**).

Les teneurs en nitrates sont inférieures à la limite de quantification pour seulement deux échantillons, dont un, à 25 m de profondeur, probablement contaminé par les eaux de forage au regard de l'échantillon prélevé (point rouge sur l'illustration 31 **Erreur ! Source du renvoi introuvable.**). Ce dernier n'est donc pas pris en compte dans l'analyse des résultats.

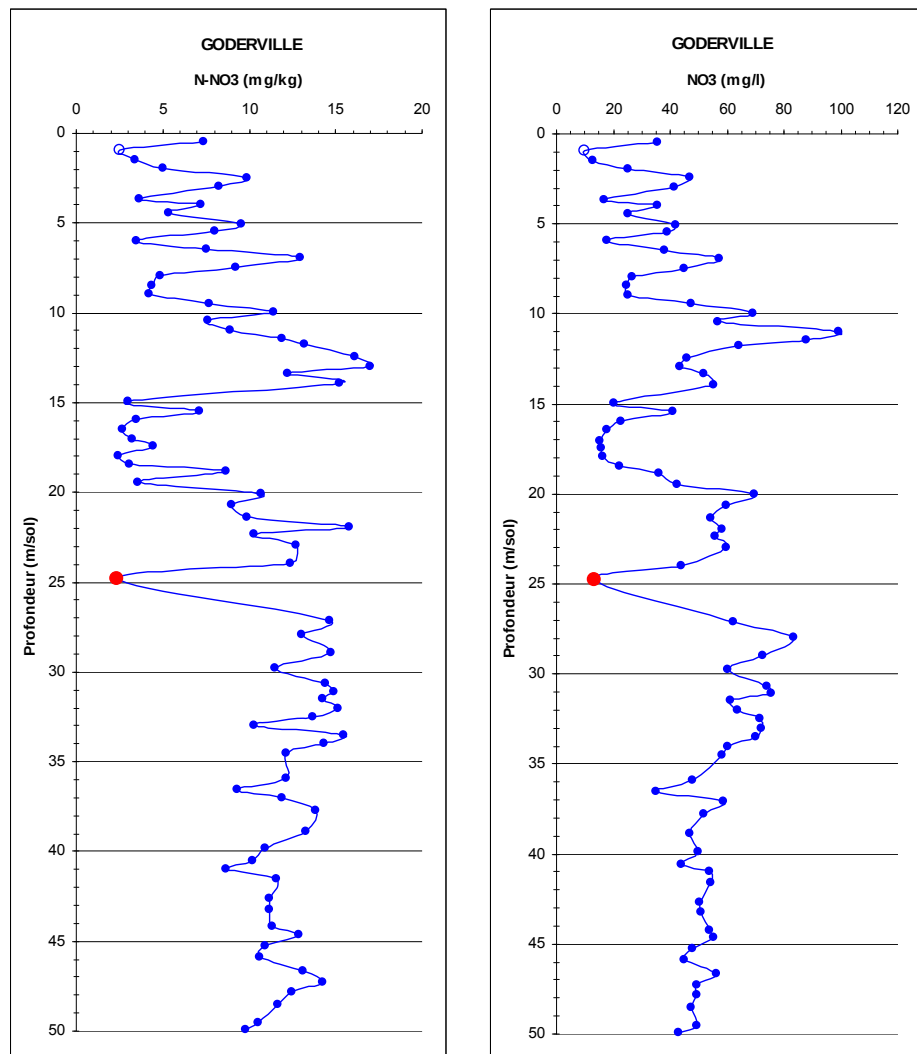


Illustration 31 : Profils des teneurs en nitrates des solides (exprimées en mg N-NO₃/kg sec) et des concentrations en nitrates dans l'eau de la zone non saturée (en mg/l) pour la parcelle de Goderville (les symboles rouges correspondent à des échantillons contaminés par les eaux de forage et les symboles creux aux concentrations sur solide inférieures à la limite de quantification)

Les concentrations dans les eaux croissent globalement jusqu'à 11 m de profondeur pour atteindre la valeur de 99,2 mg/l. Cette concentration maximale a été mesurée au sein d'une argile rouge sableuse (horizon à faible teneur en eau, intercalé entre les Limons des plateaux et les Argiles à silex). Entre 11 et 17 m de profondeur (Argiles à silex), les concentrations décroissent jusqu'à 15,3 mg/l. Deux autres pics de concentrations sont ensuite observés : entre 20 et 23 m et vers 28 m avec des concentrations respectives de 69,5 et 83,2 mg/l. Ce dernier pic indique une augmentation des concentrations dans les deux premiers mètres de craie. Enfin, sur les 20 derniers mètres du profil (craie), l'évolution des concentrations peut se décomposer en deux tronçons : (1) baisse des concentrations entre 28 et 37 m (de 83,2 à 50 mg/l) et (2) évolution globalement constante jusqu'à 50 m de profondeur (craie plus dure) avec des concentrations de l'ordre de 50 mg/l.

La craie altérée au sommet semble permettre un écoulement gravitaire avant stockage dans la craie compacte de la zone non saturée. Les fortes valeurs en fin de profil semblent tout de même indiquer un flux matriciel.

Enfin, les fortes concentrations observées en fond de carottage (de l'ordre de 50 mg/l) montrent que les premiers fertilisants appliqués ont d'ores et déjà traversé l'ensemble de la zone non saturée.

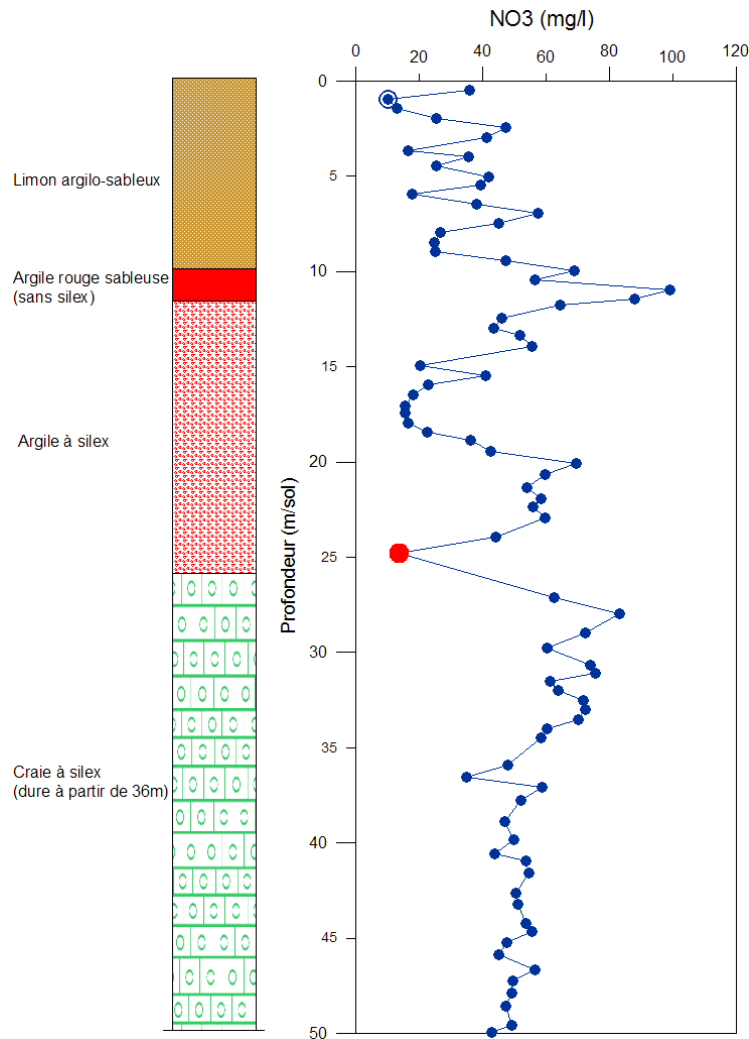


Illustration 32 : Profils des concentrations en nitrates avec report du log géologique simplifié (Goderville)

La concentration en nitrates de la nappe était de 35,4 mg/l en septembre 2008 dans la zone d'étude (prélèvement réalisé sur un forage agricole implanté à 1,6 km à l'amont de la parcelle). Cette valeur est plus faible que les concentrations mesurées sur les eaux interstitielles en fin de profil, mais il est rappelé que le niveau piézométrique mesuré en fin de forage n'était très probablement pas représentatif. Cette observation (concentrations supérieures dans la zone non saturée) apparaît cohérente avec les variations saisonnières enregistrées au niveau des chroniques nitrates disponibles : augmentation des concentrations de la nappe en période de hautes eaux (remobilisation des solutés de la matrice en période de recharge).

4.3.2. Comparaison des profils de 1988, 1990 et 2008

La comparaison entre des profils obtenus à plusieurs dates, même sur une parcelle unique est toujours délicate. En effet, des hétérogénéités de sol ou du matériau géologique (épaisseur des argiles à silex, fracturation, etc.) existent et peuvent avoir des répercussions sur le transfert de l'eau et des solutés. A titre d'exemple, Baran et al. (2005) ont montré dans des loess profonds de deux parcelles différentes à raison de 3 carottages par parcelle effectués à la même date que la position du pic tritium variait de 6,52 à 7,62 m pour une des parcelles et de 8,88 à 9,61 m pour l'autre parcelle. De la même façon pour la craie, Jackson et al. (2008) ont montré des différences significatives pour des profils de nitrate effectués de manière synchrone dans une même parcelle. Cette hétérogénéité doit donc être gardée à l'esprit lors de la comparaison de deux profils obtenus à des dates différentes : elle peut expliquer la difficulté de retrouver des signaux identiques simplement décalés dans le profil.

Ce point est renforcé par l'absence d'information sur les détails de calcul des études précédentes pour passer d'une teneur en nitrates sur les solides à une concentration dans l'eau.

La comparaison des différents profils nitrates réalisés sur la parcelle étudiée peuvent cependant apporter des enseignements intéressants. Une première analyse comparative a été menée avec les profils réalisés en 1988 et 1990 (Annexe1) :

- pour les formations superficielles, un décalage de 2 m est observé entre les profils avec une atténuation des valeurs en 1990. Une vitesse de transfert moyenne de 1m/an a donc été estimée sur la base de la prédominance d'un processus de convection-dispersion malgré la forte hétérogénéité de la formation des Argiles à silex. Par ailleurs, la corrélation entre les pratiques agricoles et le profil nitrates est apparemment bonne pour chacun des profils (interprétations de la Chambre d'Agriculture) ;
- le sondage de 1988 qui n'avait pas rencontré la craie à 50 m de profondeur présente un profil nitrates avec des concentrations moyennes élevées, autour de 60 mg/l entre 20 et 50 m. Au contraire, le profil de 1990 (craie à 21 m contre 26 m en 2008) présente une concentration moyenne de l'ordre de 25 mg/l entre 20 et 50 m. Cela semble bien mettre en évidence des flux préférentiels au niveau des racines d'altération de la craie (développée sur une fissure de la craie) qui à la fois drainent les écoulements dans la zone non saturée, en particulier aux interfaces limons-argiles à silex et argiles à silex-craie, et piègent les nitrates avec une plus forte capacité d'adsorption des argiles. Les circulations préférentielles peuvent se faire le long de la paroi de la racine d'altération (zone décompactée) ;

L'illustration 33 **Erreur ! Source du renvoi introuvable.** permet de comparer les profils nitrates de 1990 et 2008. A titre indicatif, nous avons corrigé les profondeurs du profil de 1990 pour tenter de caler les deux profils (hypothèse d'un transport convectif : translation du profil de 1990 dans la profondeur).

Ainsi, en appliquant les vitesses de transfert suivantes, les deux profils se superposent relativement bien :

- vitesses comprises entre 0,75 et 0,8 m/an dans les limons ;
- vitesses comprises entre 0,58 et 0,75 m/an dans les argiles à silex ;
- vitesse de 0,58 m/an dans la craie.

Les différentes fluctuations sont bien retrouvées, en revanche, les concentrations apparaissent plus importantes dans la craie non saturée en 2008 que ce que laissait prévoir le profil de 1990. Ce dernier point pourrait être interprété comme l'existence d'un stockage des nitrates au niveau de la craie au contraire des formations superficielles où les concentrations sont du même ordre de grandeur. Il doit toutefois être nuancé par la méconnaissance des principes de calcul des concentrations effectués les années précédentes (la valeur de densité retenue pour la craie jouant directement et fortement sur la concentration exprimée en mg/L).

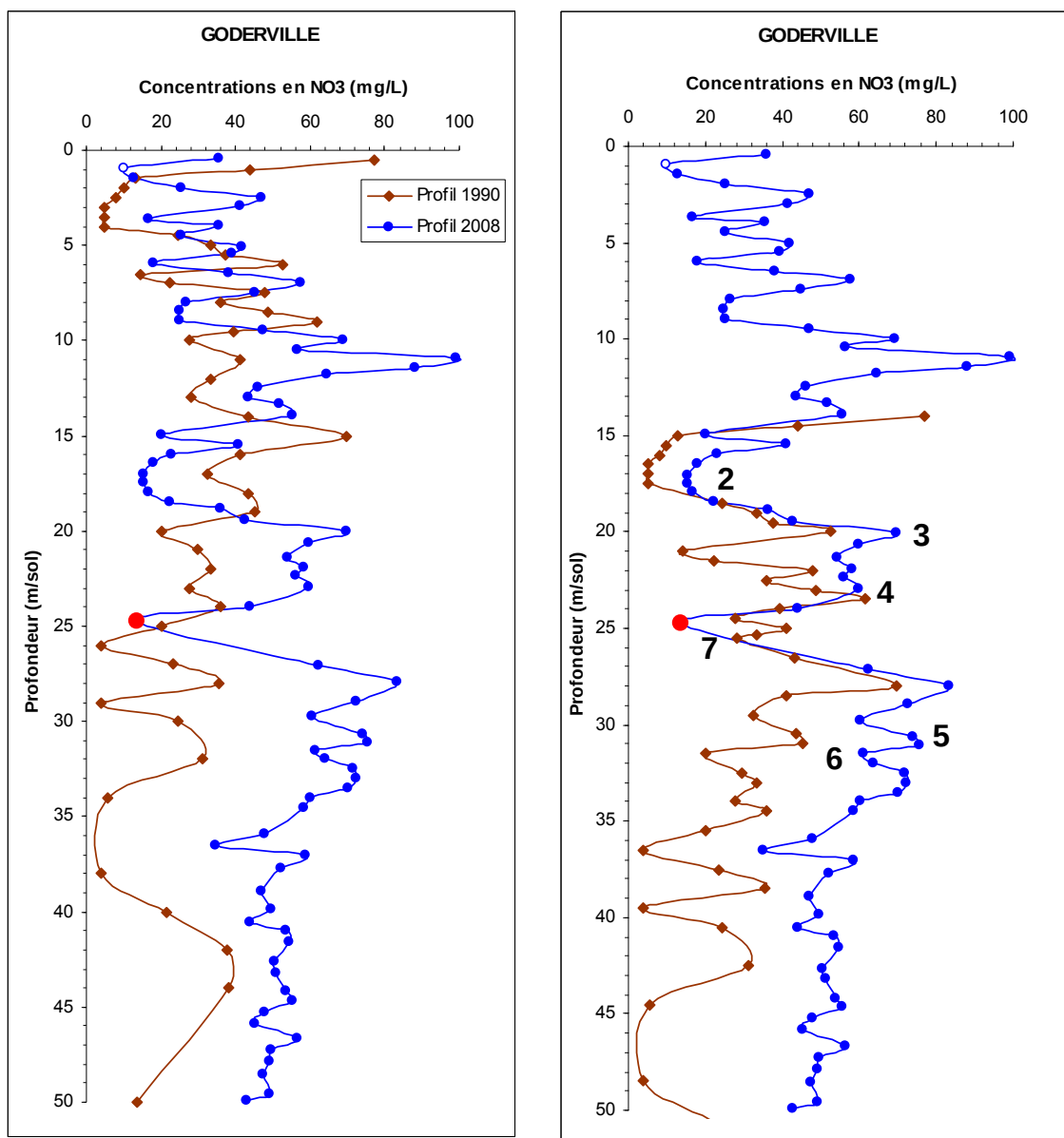


Illustration 33 : Mise en parallèle des profils nitrates réalisés à Goderville en 1990 et 2008 (à gauche tels que mesurés au moment du carottage ; à droite, en appliquant au profil de 1990 des vitesses de migration différentes suivant le matériau géologique)

4.4. 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 (Illustration 34 **Erreur ! Source du renvoi introuvable.**).

En l'absence de données mesurées de densité apparente de la craie sur les sites étudiés, les données suivantes ont été retenues :

- 1,5 g/cm³ pour la formation des Limons des plateaux ;
- 1,6 g/cm³ pour les Argiles à silex ;
- entre 1,5 et 1,8 g/cm³ pour la craie à Goderville en fonction des différentes natures de craie.

Ces estimations reposent sur différentes sources bibliographiques (Brouyère et *al.*, 2004 ; Emerson et *al.*, 2006 ; Université de Rouen).

Plus que les valeurs (forte incertitude), c'est ici l'évolution du stock d'azote avec la profondeur qui importe. Cette dernière est relativement linéaire sur toute la hauteur du profil. On peut cependant distinguer différents tronçons homogènes au niveau de la courbe :

- augmentation linéaire et modérée du stock d'azote entre 0 et 10 m de profondeur, au niveau de la formation des Limons des plateaux ;
- augmentation nette du stock entre 10 et 14 m (sommet des argiles à silex), avec la croissance la plus forte du profil ;
- ralentissement de l'augmentation du stock entre 14 et 20 m, au sein des Argiles à silex, avec la croissance la plus faible du profil ;
- augmentation du stock de nouveau plus marquée à partir de 20 m de profondeur (Argiles à silex et craie), avec une évolution linéaire jusqu'à la fin du profil.

La quantité moyenne d'azote par mètre de zone non saturée, estimée comme étant le ratio entre le stock d'azote cumulé et la profondeur totale, est de 160 kgN/m/ha pour Goderville. Il est rappelé que les incertitudes liées au calcul et la non prise en compte de la pierrosité ne permettent pas une évaluation précise (surestimation très probable dans le cas présent).

Caractéristiques du stock de nitrates	Goderville
Stock de 0 à 5 m (kg N-NO ₃ / ha)	469
Stock de 0 à 10 m (kg N-NO ₃ / ha)	1026
Stock sur toute la hauteur du profil (kg N-NO ₃ / ha)	8 092 sur 50 m
Quantité moyenne (kg N-NO ₃ / ha et par m)	160

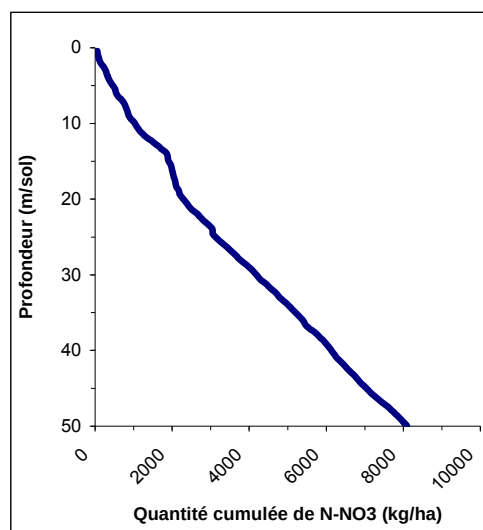


Illustration 34 : Quantité cumulée d'azote (N-NO₃) en fonction de la profondeur sur l'ensemble du profil de Goderville

4.5. INTERPRETATION DE LA CHAMBRE D'AGRICULTURE DE SEINE-MARITIME

L'objectif premier est, sur la base des connaissances des successions culturales et des pratiques, d'identifier les pics de nitrates et ainsi de pouvoir déterminer les vitesses de transfert. Dans un second temps il est intéressant d'évaluer les quantités d'azote perdues et les teneurs en nitrates.

La mise en correspondance entre pratiques culturales et mesure du profil est apparue très rapidement ne serait-ce qu'en notant de 1 à 5 le niveau de risque de chaque succession culturale. L'interprétation est favorisée par des vitesses de transfert relativement rapides et des successions à risque identifiable avec des fuites importantes de nitrates (pois/blé, colza/maïs, blé/lin etc.).

Après la mise au point d'un premier modèle réalisé *a priori*, l'identification des premiers pics (grâce aux profils de teneur en azote exprimé en mg/kg qui permettent de s'affranchir partiellement d'un bilan hydrique complexe) a permis de caler de plus en plus finement les vitesses de transferts et d'identifier de plus en plus de pics. Finalement, cette démarche a permis d'identifier tous les pics situés avant le passage à la craie.

L'approche proposée pour estimer les vitesses d'infiltration et les concentrations en nitrate dans la lame drainante s'articule sur deux volets :

- Un bilan hydrique,
- Un bilan azoté sur l'interculture.

Les deux outils sont interdépendants et la sophistication de chaque outil a permis d'affiner les observations pour améliorer les prévisions des concentrations en nitrates. Avant de présenter le formalisme des deux outils, il est important de remarquer que le manque d'information (*date d'intervention, quantité de fumier, développement des intercultures...*) ne permet pas d'utiliser de modèle très complexe et nécessite une « expertise » sur les pratiques pour permettre d'avancer des résultats. Bien évidemment, vu la complexité du système, les valeurs unitaires mesurées et modélisées sont très différentes mais la tendance est très ressemblante.

Le bilan hydrique

Le bilan hydrique a été réalisé sur un pas de temps décadaire sans interruption entre les campagnes, à l'aide de la formule suivante :

**Lame drainante (mm) = somme des pluies efficaces décadaire
de la récolte du précédent à la fin du mois d'avril**

Le choix du mois d'avril permet de prendre en compte des lessivages importants certaines années pluvieuses et correspond au début des fortes consommations en azote et en eau des cultures.

Pour chaque décade, la formule suivante (en mm sauf Kc qui est un coefficient) est appliquée :

**Pluies efficaces = Réserve de RU en début de décade + pluie –
ruissellement – (ETP * Kc) – RU max**

La réserve utile (RU) est estimée en fonction de la profondeur d'enracinement de la culture suivante (*par exemple pour le blé et les betteraves 120 cm * 1.8 mm d'eau/cm de sol = 216 mm*).

Le ruissellement a été modélisé grâce au modèle DIAR (Diagnostic Agronomique du Ruissellement, INRA, AREAS, ARAA) cependant les années à forte pluviométrie (1994 et 2000) ont été forfaitairement baissées à dire d'expert de 30 % ce qui a amélioré grandement l'évaluation du profil nitrate.

Kc est le coefficient cultural permettant de corriger l'ETP (Evapo-Transpiration Potentielle) à la couverture du sol. N'étant pas une région très portée sur l'irrigation, certaines valeurs de coefficient cultural sont manquantes. Elles ont été estimées pour certaines cultures et certaines périodes. Ces approximations ont un faible impact sur le résultat final.

Lors des changements de campagne culturale (récolte du précédent), la taille de RU peut changer si l'enracinement de la culture suivante est différent (*par exemple, si l'on passe d'un blé à un lin la RU passe de 216 à 108*). Pour réaliser cette transition, le taux de remplissage de la RU est toutefois considéré comme restant le même. Ce postulat, très probablement faux, permet toutefois de s'affranchir d'une évaluation des RU par niveau et impacte probablement peu les résultats.

Le choix d'utiliser une RU variable en fonction des cultures améliore l'appréciation de la quantité d'eau qui migre avec l'azote et permet donc d'utiliser le modèle de Burns pour simuler le lessivage.

La formule simplifiée de Burns permet d'estimer la quantité d'azote lessivée suivant le principe suivant :

$$\% \text{ lessivé} = [\text{PD}/(\text{PD} + \text{Vm}/100)]h/2 \times 100$$

Avec PD = Pluie Drainante en cm assimilée ici aux pluies efficaces

Vm = Humidité volumique à la capacité au champ (Hcc) en %

(En l'absence de mesures, prendre Vm = 2 RU en mètres)

h/2 = 1/2 de la profondeur d'enracinement en cm car il s'agit d'azote distribué sur l'ensemble du profil.

Dans l'Annexe 2 est présenté un exemple d'abaque de calcul permettant d'estimer suivant le modèle de Burns la quantité d'azote lessivé au-delà d'une profondeur de 90 cm pour un sol limoneux en fonction de l'horizon de sol et de la quantité d'eau drainante (pluies efficaces).

Le bilan azoté sur l'interculture

Ce bilan est basé sur un bilan de masse tout a fait comparable à celui réalisé pour prédire la dose d'azote à appliquer sur les cultures.

Le formalisme est le suivant :

$$\text{Rdd} = \text{Rf} + (\text{Mhb} + \text{Mr} + \text{Mha} + \text{Mhp}) + \text{Xa} - \text{Nabs}$$

Avec Rdd : Reliquat début drainage

Rf : Reliquat post récolte

Mhb : Minéralisation basale du sol

Mr : Minéralisation des résidus du précédent

Mha : Arrière effet des apports d'effluents organiques

Mhp : Effet d'un ancien retournement de prairie

Xa : Effet des apports des engrais organiques

Nabs : Azote absorbé par le couvert végétal

Suite au calcul du reliquat début drainage et grâce au bilan hydrique, le modèle de Burns est utilisé pour estimer le reliquat valorisable par la culture suivante et pour estimer la quantité d'azote lessivée.

L'illustration 35 **Erreur ! Source du renvoi introuvable.** permet de récapituler la démarche appliquée par la Chambre d'Agriculture de Seine-Maritime ainsi que les sources des données utilisées.

Outil		Ressource	Amélioration possible
Bilan hydrique	Formalisme	Lessivage des nitrates en système de culture annuelle - COMIFER - 1992	Prise en compte d'un enracinement moins "stéréotypé". Evaluation plus fine de l'état hydrique du sol lors du changement de campagne. Les remontées capillaires sont négligées
		Irrigation, brochure de la chambre d'agriculture de la Somme - 1997	
		D Leduc, Chambre d'agriculture de Seine Maritime	
	Pluie et ETP	Données Météo France transmise par le BRGM	
	Coefficient culturaux	Lessivage des nitrates en système de culture annuelle - COMIFER - 1992	Manque des valeurs pour certaines périodes et des cultures qui ont du être "appréciées !"
		Irrigation, brochure de la chambre d'agriculture de la Somme - 1997	
		D Leduc, Chambre d'agriculture de Seine Maritime	
	Prise en compte du ruissellement	Modèle DIAR (Diagnostic agronomique du Ruissellement) - INRA/AREAS/ARAA	Données générales, manque des paramétrages sur le non labour et sur des situations de pluies exceptionnelles (plus de 1000 mm sur l'hiver)
		N Coufourier, Chambre d'agriculture de Seine Maritime	
Bilan azotée sur l'interculture	Formalisme	Lessivage des nitrates en système de culture annuelle - COMIFER - 1992	Mise en œuvre de modèle de développement de la végétation, de la minéralisation du sol, des résidus de culture et des apports organiques
	Donnée du calcul	Lessivage des nitrates en système de culture annuelle - COMIFER - 1992	
		Données culturales transmises par M Chedru	Date d'intervention, développement des végétaux
		Données Chambre d'agriculture de Seine Maritime, non publiées	Synthèse sur des mesures locales et non départementales, voir mesure sur la parcelle
		D Leduc, Chambre d'agriculture de Seine Maritime	
	Module de lessivage	Lessivage des nitrates en système de culture annuelle - COMIFER - 1992	Valider les résultats du modèle et éventuellement reparamétrer par rapport à des mesures au champ
		Modèle de Burns - outil interne Chambre d'agriculture de Seine Maritime	

Illustration 35 : Récapitulatif de la démarche mise en œuvre par la Chambre d'Agriculture de Seine Maritime pour estimer les vitesses de transfert et les quantités d'azote lessivées

Analyses des résultats

La comparaison entre les mesures et les données obtenues par cette approche (Illustration 36 **Erreur ! Source du renvoi introuvable.**) montre que le résultat est satisfaisant pour positionner les pics et donc évaluer les vitesses de transfert. Pour la partie quantification, sous réserve d'une bonne évaluation des densités apparentes et de la pierrosité réalisée dans le profil, le modèle a tendance à sous estimer les fuites

(en kg/ha). Cependant, les teneurs en nitrate (mg/l) étant par ailleurs relativement cohérentes, les lames drainantes sont probablement surévaluées.

Concernant les vitesses de transfert, l'illustration 37 **Erreur ! Source du renvoi introuvable.** retranscrit les résultats des évaluations réalisées sur la parcelle en considérant des vitesses de pic à pic pondérées par la lame drainante. Il apparaît clairement qu'il existe une variabilité importante des vitesses de transferts d'une période à une autre. Ces variations peuvent s'expliquer par les pratiques culturales de l'agriculteur et/ou par la localisation dans le profil. Suite à la transition de la parcelle au non labour, les vitesses de l'ordre de 80 cm/an ont été réduites à des vitesses de l'ordre de 50 cm/an, conséquence directe de la limitation drastique du travail du sol. A noter toutefois que cette gestion du travail du sol est très peu répandue dans la zone d'étude, ce qui rend ces résultats spécifiques.

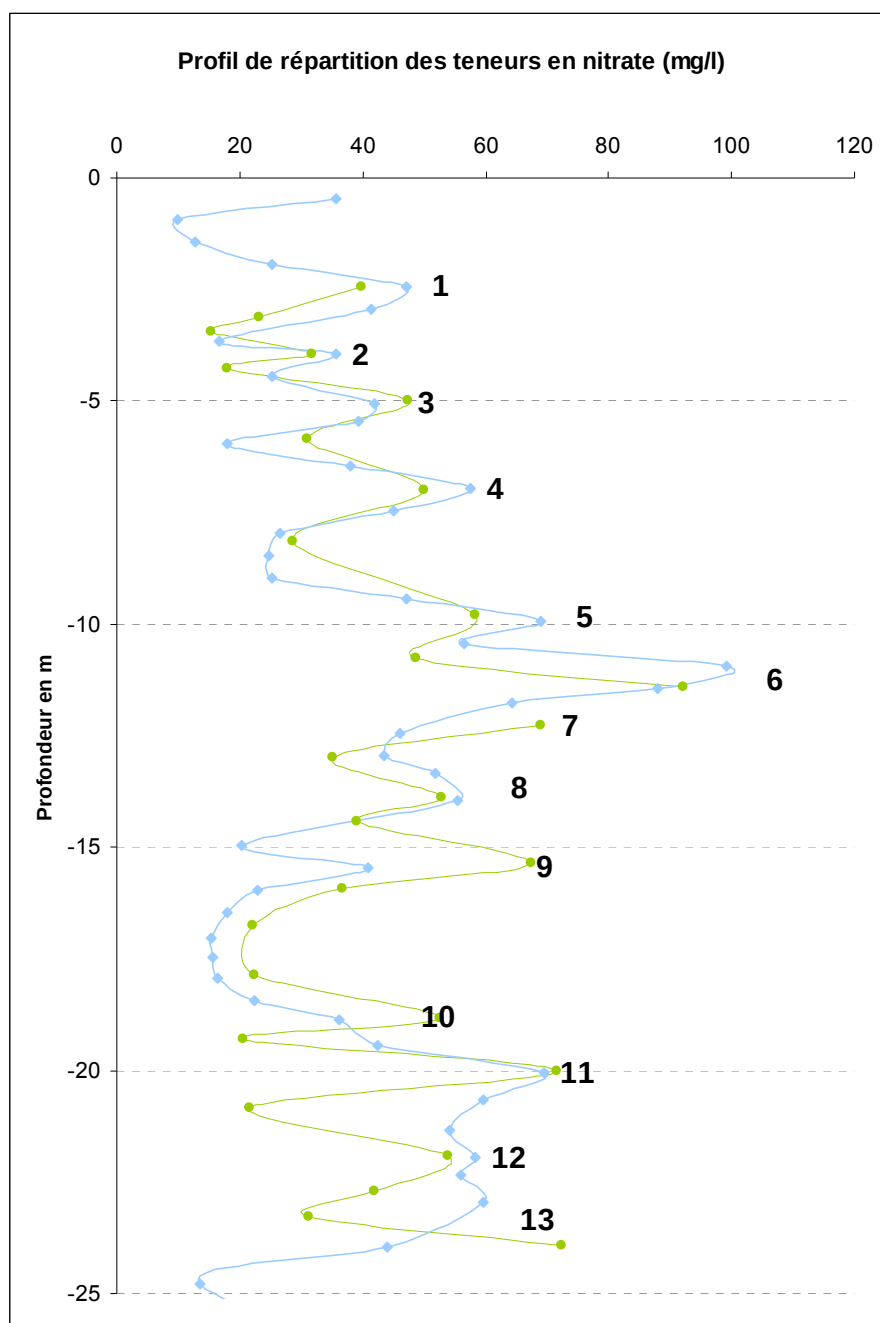


Illustration 36 : Comparaison des profils nitrate mesurés (en bleu) et attendus suivant l'approche de la Chambre d'Agriculture de Seine Maritime (en vert) pour la parcelle de Goderville

N° sur le profil	Hiver	Précédent	Culture	Profondeur mesurée (m)	Profondeur modélisée (m)	Vitesse base hiver 2007/2008 (m/an)	Vitesse évaluée de pic à pic (m/an)	Vitesse évaluée de pic à pic pondérée par la lame drainante (m/an)	Hypothèses pour comprendre les vitesses de transfert
1	2007/2008	Lin fibre	Blé	-2.45	-2.45				2004 à 2007, non labour, travail superficiel
2	2004/2005	Colza (moutarde)	Betteraves	-3.95	-3.95	0.50	0.50	0.49	
3	2002/2003	Lin fibre	Blé	-5.05	-5.00	0.52	0.55	0.79	
4	2000/2001	Pois	Blé	-6.95	-6.98	0.64	0.95	0.73	2000 à 2003, non labour, ralentissement de l'intensité du travail du sol
5	1998/1999	Colza (moutarde)	Betteraves	-9.95	-9.80	0.83	1.50	1.19	1996 à 1999, période de décompactage intensif et/ou zone plus sableuse
6	1996/1997	Blé	Lin fibre	-11.45	-11.40	0.82	0.75	1.05	
7	1994/1995	Colza	Maïs	-12.45	-12.27	0.77	0.50	0.59	1992 à 1995, vitesse plus faible (compactage des parcelles, beaucoup d'année pluvieuse) et/ou passage à l'argile
8	1992/1993	Blé	Lin fibre	-13.95	-13.87	0.77	0.75	0.55	
9	1990/1991	Pois	Maïs	-15.45	-15.35	0.76	0.75	0.82	1979 à 1991, Zone plus homogène
10	1986/1987	Blé	Lin fibre	-18.85	-18.82	0.78	0.85	0.80	
11	1984/1985	Maïs	Betteraves	-20.05	-20.02	0.77	0.60	0.83	
12	1982/1983	Colza	Escourgeon	-21.95	-21.90	0.78	0.95	0.80	
13	1979/1980	Maïs	Betteraves	-23.95	-23.92	0.77	0.67	0.78	
Vitesse moyenne pondérée						0.73	0.77	0.78	

Illustration 37 : Estimation des vitesses de transfert sur le profil de Goderville par la Chambre d'Agriculture de Seine Maritime

Les évaluations effectuées lors de cette étude contredisent les données obtenues jusqu'à présent dans la zone notamment dans l'évaluation des pratiques à risque. La Chambre d'Agriculture précise qu'il serait donc utile et pertinent de réévaluer les profils déjà réalisés avec cette approche pour apprécier d'éventuelles différences d'interprétation.

4.6. PREMIERES CONCLUSIONS

Les différentes estimations faites précédemment pour la vitesse de transfert moyenne de l'eau et des nitrates dans la zone non saturée fournissent des valeurs variables mais restent finalement assez proches (écarts relativement faibles compte tenues des différentes incertitudes) :

- **0,64 à 0,7 m/an**, à partir du pic d'activité tritium, vitesse moyenne **dans les formations superficielles et les premiers mètres de craie** ;
- **0,58 m/an dans la craie, 0,58 à 0,75 m/an dans les Argiles à silex, et 0,8 m/an dans les Limons des plateaux** à partir de la comparaison des profils nitrates de 1990 et 2008 ;
- **1 m/an dans les formations superficielles** à partir de la comparaison des profils nitrates de 1988 et 1990 ;
- **0,78 m/an (de 0,55 à 1,19 m/an) dans les formations superficielles** à partir du croisement du profil nitrates et de l'historique cultural réalisé par la Chambre d'Agriculture de Seine-Maritime ;

Les vitesses de transfert moyennes estimées sont ainsi plus importantes dans les formations superficielles que dans la craie où les vitesses semblent chuter vers des valeurs inférieures à 0,6 m/an. Il est clair que la perméabilité verticale est plus importante pour les Argiles à silex provenant de l'altération de la craie décompressée que pour une craie compacte.

Ces vitesses de transfert, calculées selon différentes approches et du même ordre de grandeur, semblent indiquer que le mode de transport dominant de l'eau est ici convectif (effet piston), dans les formations superficielles comme dans la craie.

En ce qui concerne les modalités de transfert, comme vu précédemment, d'autres hypothèses peuvent être proposées à partir d'une approche lithologique des différents profils nitrates effectués sur la parcelle :

- existence d'un flux matriciel dans la craie au regard des fortes concentrations observées en fin de profil ;
- mise en évidence de flux préférentiels au niveau des racines d'altération de la craie (*a priori* développées sur une fissure de la craie) qui à la fois drainent les écoulements dans la zone non saturée, en particulier aux interfaces limons-argiles à silex et argiles à silex-craie, et piègent les nitrates avec une plus forte capacité d'adsorption des argiles. Les circulations préférentielles peuvent se faire le long de la paroi de la racine d'altération (zone décompactée). Il est en effet rappelé que le sous-sol au droit de la parcelle est caractérisé par des fortes variations des formations superficielles. Un schéma de principe est proposé au paragraphe 6.2. ;
- éventuel stockage dans la craie saine avec des concentrations en nitrates plus importantes sur le profil de 2008 par rapport au profil 1990 translaté. Ce stockage n'est pas mis en évidence au niveau de la craie altérée et des formations superficielles.

5. Résultats obtenus à Mousseaux-Neuville

5.1. PROFIL DES TENEURS EN EAU

Sur le profil de Mousseaux-Neuville, les teneurs en eau pondérales varient entre 36 et 324 g/kg pour une valeur moyenne de 184 g/kg et un écart-type de 49. Le profil des teneurs en eau appelle les commentaires suivants (Illustration 38 **Erreur ! Source du renvoi introuvable.**) :

- fortes variations des teneurs en eau au sein des Argiles à silex (fluctuations entre 135 et 300 g/kg). La valeur maximale a été mesurée au sommet de la craie altérée ;
- évolution constante des teneurs en eau sur les 22 premiers mètres de la craie (jusqu'à 30 m de profondeur), valeurs autour de 200 g/kg ;
- nombreuses fluctuations des valeurs de teneur en eau entre 30 et 80 m de profondeur, avec une évolution globale qui semble être à la baisse. Les bancs de silex compris entre 44,0 et 49,3 m de profondeur font apparaître une nette discontinuité au niveau du profil des teneurs en eau, en revanche, au-dessus et au-dessous des bancs de silex, les valeurs restent du même ordre de grandeur (190 g/kg). Pour le reste, les baisses ponctuelles de la teneur en eau semblent correspondre à des fractures remplies d'argile ou encore à des horizons riches en silex. Ainsi, les teneurs en eau pondérale de la craie dure en fin de profil (à partir de 50m) apparaissent plus faibles que celles de la craie tendre (entre 10 et 45 m).

Ce profil montre ainsi une bonne cohérence entre la teneur en eau et la nature lithologique des terrains de la zone non saturée.

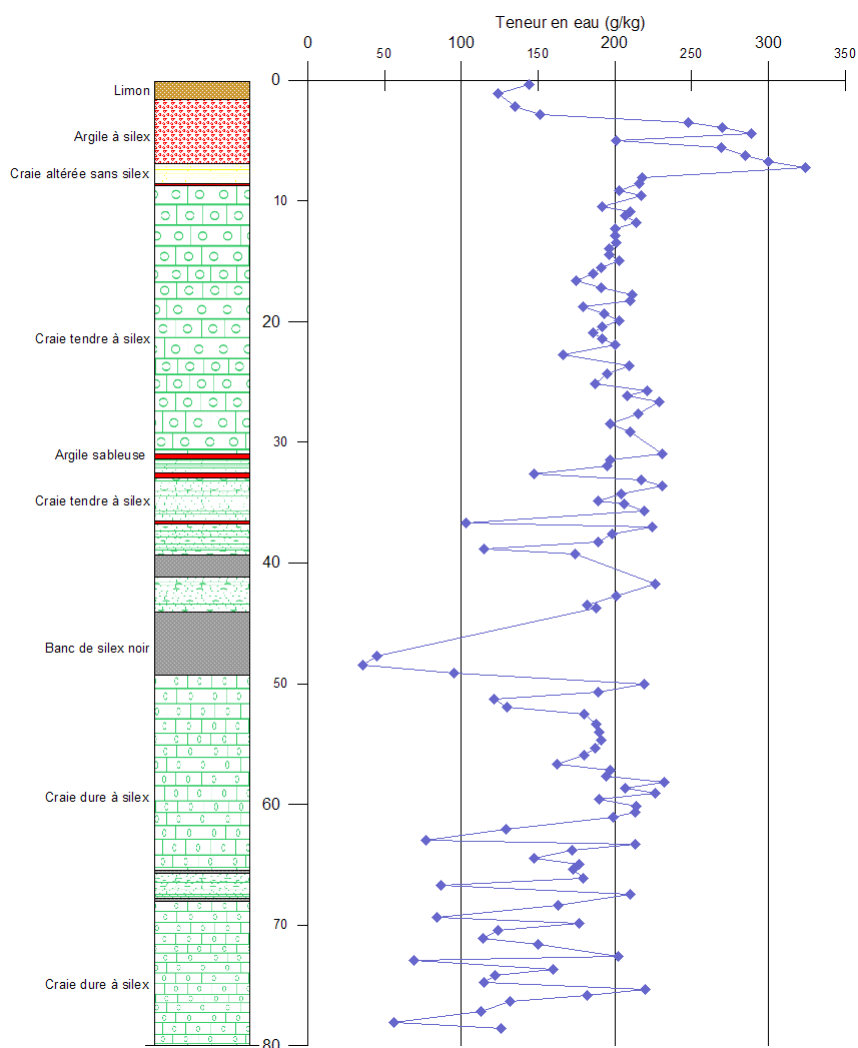


Illustration 38 : Teneurs en eau pondérales mesurées dans la zone non saturée à Mousseaux-Neuville (avec report du log géologique simplifié)

5.2. PROFIL DE L'ACTIVITE TRITIUM ET VITESSES DE TRANSFERT

5.2.1. Stratégie de sélection des échantillons pour le dosage du tritium

Le dosage du tritium a été mené en deux temps. Une première campagne d'analyses, par injection directe (seuil de détection à 10 UT), visait à approcher le pic d'activité correspondant à l'année 1963. Sur la base des vitesses de transfert disponibles dans la bibliographie, les mesures ont été concentrées entre 30 et 80 mètres pour

Mousseaux-Neuville. Pour tous les échantillons analysés lors de cette première campagne, l'activité tritium s'est, cependant, avérée inférieure à 10 UT.

Par conséquent, pour la deuxième campagne d'analyses, le dosage du tritium a été réalisé après enrichissement électrolytique (seuil de détection à 1 UT) sur toute la hauteur du profil mais plus particulièrement sur les 20 premiers mètres (pic d'activité attendu).

5.2.2. Estimation des vitesses de transfert

L'Illustration 39 présente les activités tritium enregistrées en fonction de la profondeur pour le carottage de Mousseaux-Neuville. Il est rappelé que la mesure a été attribuée au centre du/des segment(s) de carotte concerné(s). Les activités inférieures à 10 UT en comptage direct et à 1 UT en enrichissement électrolytique sont représentées par un symbole différent (symbole creux versus symbole plein) et les valeurs ont été arbitrairement fixées au seuil de quantification. Les barres d'erreur correspondent aux incertitudes analytiques.

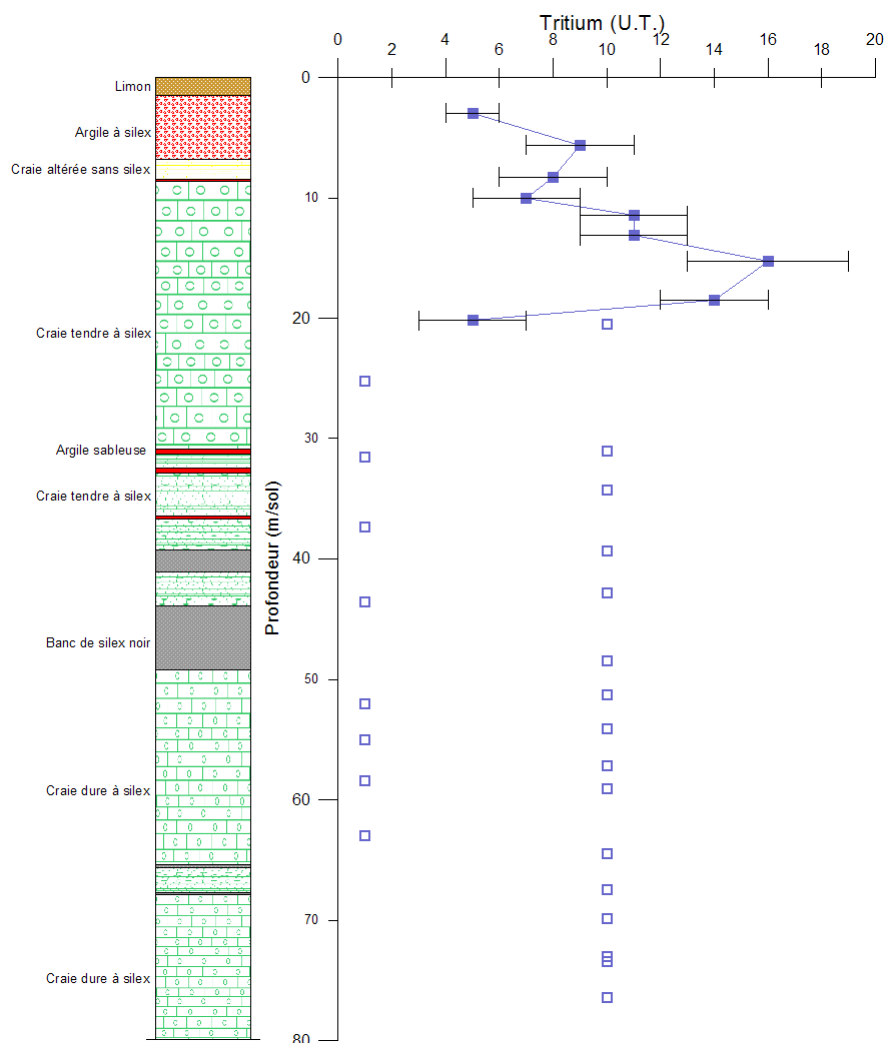


Illustration 39 : Teneurs en tritium mesurées dans la zone non saturée à Mousseaux-Neuville (les symboles creux correspondent aux valeurs non quantifiées, seuils de détection à 1 et 10 U.T.)

Le pic d'activité tritium est ici relativement net avec des valeurs plus importantes même si elles restent limitées : valeur maximale de 16 UT à 15,3 m de profondeur. Le pic est étalé sur une épaisseur de 15-20 m, de façon relativement symétrique. Au-delà du pic, à partir de 25 m de profondeur, aucune activité tritium n'a pu être détectée (inférieure au seuil de détection de 1 UT). Cela laisse supposer qu'aucune eau « récente » (post 1950) n'ait atteint ces niveaux. Cette hypothèse est d'autant plus forte que 5 échantillons donnent le même résultat.

Les valeurs maximales apparaissent plus faibles que celles attendues pour correspondre aux émissions de l'année 1963.

Comme dans le cas de Goderville, le profil tritium peut être interprété de différentes façons :

- soit, le pic mis en évidence est rattaché à l'année 1963 et les vitesses d'infiltrations moyennes pour la période 1963-2008 peuvent être calculées selon deux méthodes :
 - 0,34 m/an par rapport à la position du signal maximal (15,3 m de profondeur) ;
 - 0,41 m/an par rapport à la position du centre de masse (18,25 m de profondeur, cf. § 2.3.2).

Ces valeurs sont cohérentes avec les valeurs précédemment estimées dans la craie non saturée (Illustration 5), et en particulier avec les résultats obtenus lors de l'étude de 1984 ($< 0,5$ m/an pour la craie compacte du plateau de Saint-André). Attention, ces estimations sont entachées d'une incertitude au regard du pas d'échantillonnage (0,5 m en moyenne) qui est supérieur à la vitesse calculée.

- soit, le pic d'activité à 16.3 UT traduit un mélange d'eaux récentes et plus anciennes accumulées en profondeur. L'horizon concerné correspond aux premiers mètres de craie non saturée.

L'analyse complémentaire des profils nitrates devrait permettre de tester ces différentes hypothèses (§ 5.3), mais il apparaît clairement que les eaux « récentes » ne marquent pas le profil tritium au-delà de 25 m de profondeur à Mousseaux-Neuville.

5.2.3. Estimation de la recharge

Une façon d'estimer la recharge est de comparer la quantité d'eau présente dans un profil ayant une épaisseur correspondant à une période donnée et la quantité de précipitations pour cette même période. Le calcul de la quantité d'eau dans le profil nécessite de faire une hypothèse sur la densité des matériaux géologiques afin de pouvoir convertir les humidités pondérales mesurées en humidités volumiques et une hypothèse sur la vitesse de migration de l'eau pour savoir quelle épaisseur de profil considérer.

La somme de la quantité d'eau contenue dans le profil de Mousseaux-Neuville 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 1972-2008 ainsi que la quantité d'eau moyenne infiltrée annuellement sur cette même période (Illustration 40 **Erreur ! Source du renvoi introuvable.**).

Pour Mousseaux-Neuville, considérant une vitesse moyenne d'infiltration de 0,41 m/an, les 79 m de zone non saturée correspondent à une infiltration s'étant produite entre

1815 et 2008. Les données de pluie n'étant disponibles que depuis 1972, seul le profil allant de 0 à 14,8 m de profondeur peut être considéré.

La recharge annuelle moyenne calculée est ainsi de 134 mm pour Mousseaux-Neuville. Le calcul de la quantité d'eau dans le profil est réalisé en considérant une densité de la craie qui varie entre 1,5 et 1,8 g/cm³ le long du profil (Brouyère et al., 2004, Emerson, 2006).

A titre comparatif, les pluies efficaces annuelles moyennes, calculées à partir des données de Météo France et en considérant une RFU de 100 mm, sont de l'ordre de 130 mm. Les pluies efficaces intègrent les eaux ruisselées, mais compte tenues des incertitudes importantes liées aux deux approches, ces estimations sont proches.

	Mousseaux-Neuville
Quantité d'eau dans tout le profil (mm)	22 089
Epaisseur du profil (m)	79
Vitesse moyenne estimée (m/an)	0.41
Période équivalente	1815-2008
Pluie cumulée sur la période (mm)	Non disponible
Pluie cumulée entre 1972 et 2008 (mm) (données disponibles)	23 894 (La Couture Boussey)
Epaisseur du profil correspondant à la période 1972-2008 (m)	14.8
Quantité d'eau dans le profil correspondant à la période 1972-2008 (mm)	4 816
Taux de recharge (%)	20.2
Quantité moyenne annuelle d'eau infiltrée (mm)	134

Illustration 40 : Paramètres nécessaires à l'évaluation du taux de recharge sur la parcelle de Mousseaux-Neuville

5.3. PROFIL DE CONCENTRATIONS EN NITRATES

5.3.1. Profil 2008

L'illustration 41 **Erreur ! Source du renvoi introuvable.** présente les teneurs en nitrates (exprimées en mgN-NO₃ / kg de solide sec) et les concentrations en nitrates (exprimées en mg/l après conversion) mesurées en fonction de la profondeur pour le carottage de Mousseaux-Neuville. La conversion des teneurs en nitrate mesurées sur

les solides à des concentrations dans les eaux repose sur l'hypothèse que tous les nitrates dosés sur les solides passent en solution.

Comme pour le tritium, la mesure est attribuée au centre du segment de carotte concerné. Les teneurs inférieures à la limite de quantification ont été représentées comme égales à 2 mg/kg N-NO₃ (symboles creux).

Le profil mesuré sur la parcelle de Mousseaux-Neuville montre des teneurs en azote variant entre 2 et 30 mg (N-NO₃)/kg et des concentrations en nitrates variant entre 8,5 et 111,0 mg/l. Les deux profils ont la même allure excepté un pic qui apparaît au niveau de la concentration en nitrates à 73 m de profondeur (Illustration 41 **Erreur ! Source du renvoi introuvable.**). Cet échantillon correspond à un horizon de craie molle, intercalé dans une craie dure, dont la teneur en eau s'est avérée très faible (69 g/kg).

Les teneurs en nitrates sont inférieures à la limite de quantification pour douze échantillons : à 31 m de profondeur, au niveau d'une fracture remplie d'une argile sableuse brune ; entre 47,5 et 50,1 m au niveau de la matrice argileuse au sein d'un banc de silex et du premier horizon crayeux sous ce dernier ; à partir de 62 m sur certains échantillons de craie dure (Illustration 42 **Erreur ! Source du renvoi introuvable.**).

Les concentrations croissent globalement jusqu'à 18 m de profondeur pour atteindre la valeur maximale du profil (111 mg/l) dans une craie blanche tendre à rares silex. L'augmentation des concentrations semble débuter au sommet de la craie (à partir de 8 m). Une faible valeur isolée (32 mg/l) est, cependant, à noter à 13,5 m de profondeur. Entre 18 et 33 m (craie tendre), les concentrations décroissent ensuite jusqu'à 16 mg/l. L'évolution reste globalement constante entre 33 et 42 m. Deux petits pics de concentration sont finalement observés à 43,8 et 50,7 m de profondeur, de part et d'autre d'un banc massif de silex (concentrations de l'ordre de 45 mg/l) avant de retrouver une évolution stable des concentrations dans la craie dure (à partir de 62 m), autour de 20-25 mg/l, jusqu'en fin de profil.

La concentration en nitrates de la nappe était de 26,6 mg/l en septembre 2008 dans la zone d'étude (prélèvement réalisé sur un forage agricole implanté à 1,2 km à l'aval de la parcelle). Cette concentration est du même ordre de grandeur que celles mesurées en fin de profil. Contrairement à Goderville, il est donc probable que le toit de la nappe ait été atteint sur le carottage de Mousseaux-Neuville.

En définitive, principalement deux pics de concentration sont observés sur le profil :

- un premier pic de nitrates dans les premiers mètres de craie, entre 5 et 20 m de profondeur ;
- un deuxième pic avec des concentrations plus faibles, entre 40 et 60 m de profondeur, pouvant éventuellement être lié à un banc de silex massif rencontré vers 44 m. Au contact de ce banc imperméable, une dissolution de la craie avec ouverture centimétrique est en effet possible. Et, la migration verticale de

l'eau reprend avec la rencontre d'une fracture dans le banc de silex. Par ailleurs, la craie au-dessus de ce banc de silex est apparue fissurée (avec traces d'oxydation). Il est donc possible que l'apport de nitrates se fasse préférentiellement via les fissures et de façon plus négligeable par la matrice crayeuse sus-jacente (concentrations faibles au dessus).

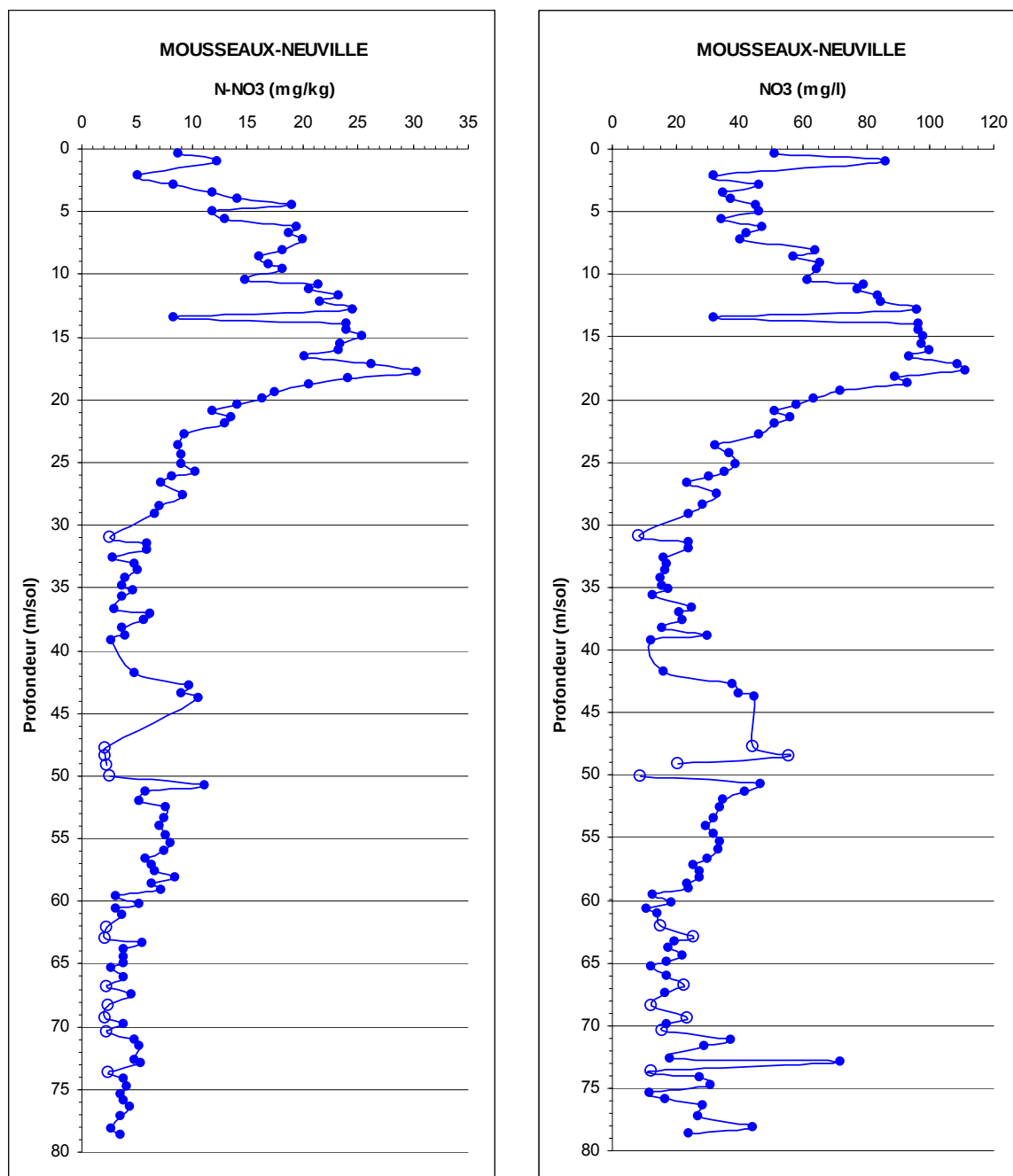


Illustration 41 : Profils des teneurs en nitrates des solides (exprimées en mg N-NO₃/kg sec) et des concentrations en nitrates dans l'eau de la zone non saturée (en mg/l) pour la parcelle de Mousseaux-Neuville (les symboles rouges correspondent à des échantillons contaminés par les eaux de forage et les symboles creux aux concentrations sur solide inférieures à limite de quantification)

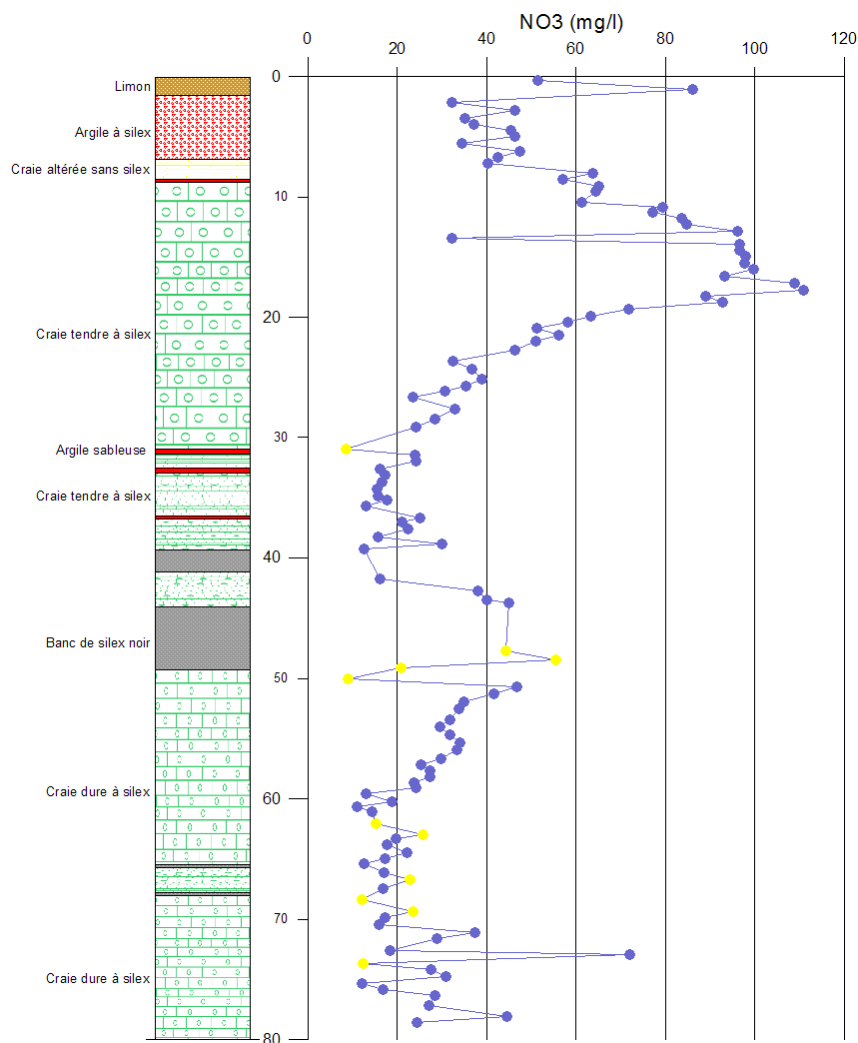


Illustration 42 : Profils des concentrations en nitrates avec report du log géologique simplifié (Mousseaux-Neuville)(en jaune, teneurs inférieures au seuil de quantification)

5.3.2. Comparaison des profils de 1984 et 2008

Il est rappelé que la comparaison entre des profils obtenus à différentes dates même sur une parcelle unique est toujours délicate (§ 4.3.2). La comparaison avec le profil de 1984 est malgré tout démonstrative dans la mesure où le stock de nitrates ne semble pas avoir migré en 24 ans (Illustration 43 **Erreur ! Source du renvoi introuvable.**). Le

flux matriciel pourrait ainsi apparaître quasi-nul au sein de la zone non saturée dans le cas présent.

Il apparaît ici difficile de valider les vitesses de transfert estimées à l'aide du profil tritium. En effet, si on se base sur la plus faible de ces vitesses (0,34 m/an) et sur les hypothèses d'un déplacement par convection-dispersion d'une même vitesse de migration pour l'eau et les nitrates, un décalage des profils nitrates de 8,2 m devrait être observé sur la période 1984-2008.

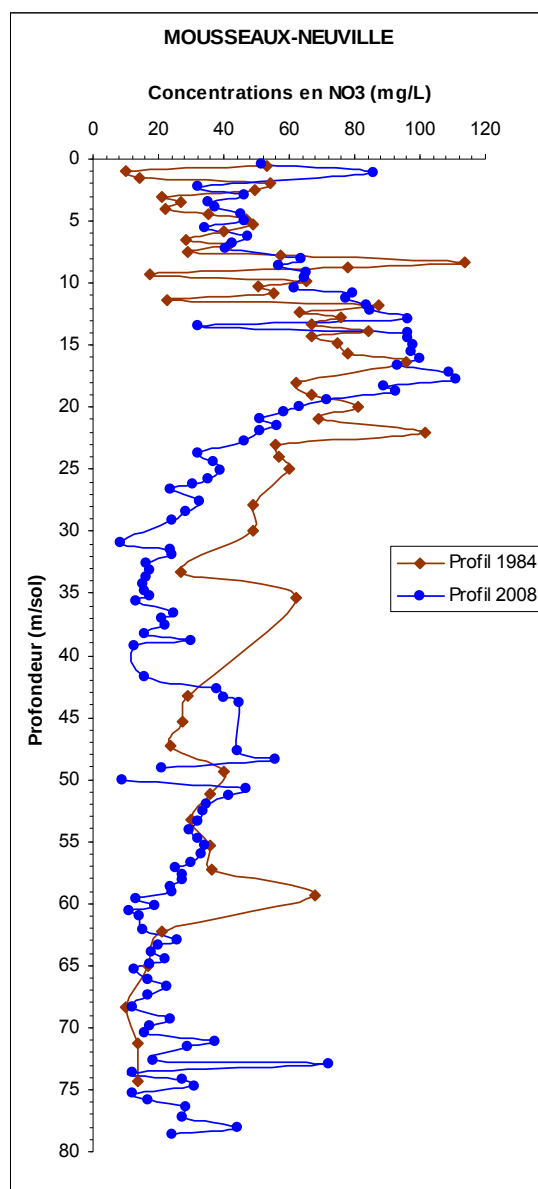


Illustration 43 : Mise en parallèle des profils nitrates réalisés à Mousseaux-Neuville en 1984 et 2008

5.4. COMPARAISON DES DONNEES NITRATES ET TRITIUM

Pour le site de Mousseaux-Neuville, le pic tritium étant supposé être celui de 1963, il a été possible de déterminer une vitesse moyenne d'infiltration et il est donc possible de déterminer un âge de l'eau en fonction de la profondeur. Ensuite, il est admis, comme l'ont fait de nombreux auteurs et rappelé par Jackson et al. (2006) que les nitrates migrent à la même vitesse que l'eau. De cette façon, le profil nitrate peut être « daté » en considérant une vitesse moyenne de 0,4 m/an et un transfert uniquement sous forme de flux matriciels (Illustration 44**Erreur ! Source du renvoi introuvable.**).

Sur cette base de raisonnement, le deuxième pic de nitrate observé entre 40 et 60 m de profondeur correspondrait à des années antérieures à 1910, ce qui peut être surprenant. L'hypothèse d'une circulation plus rapide via les fractures peut être évoquée pour expliquer la présence de ce deuxième pic.

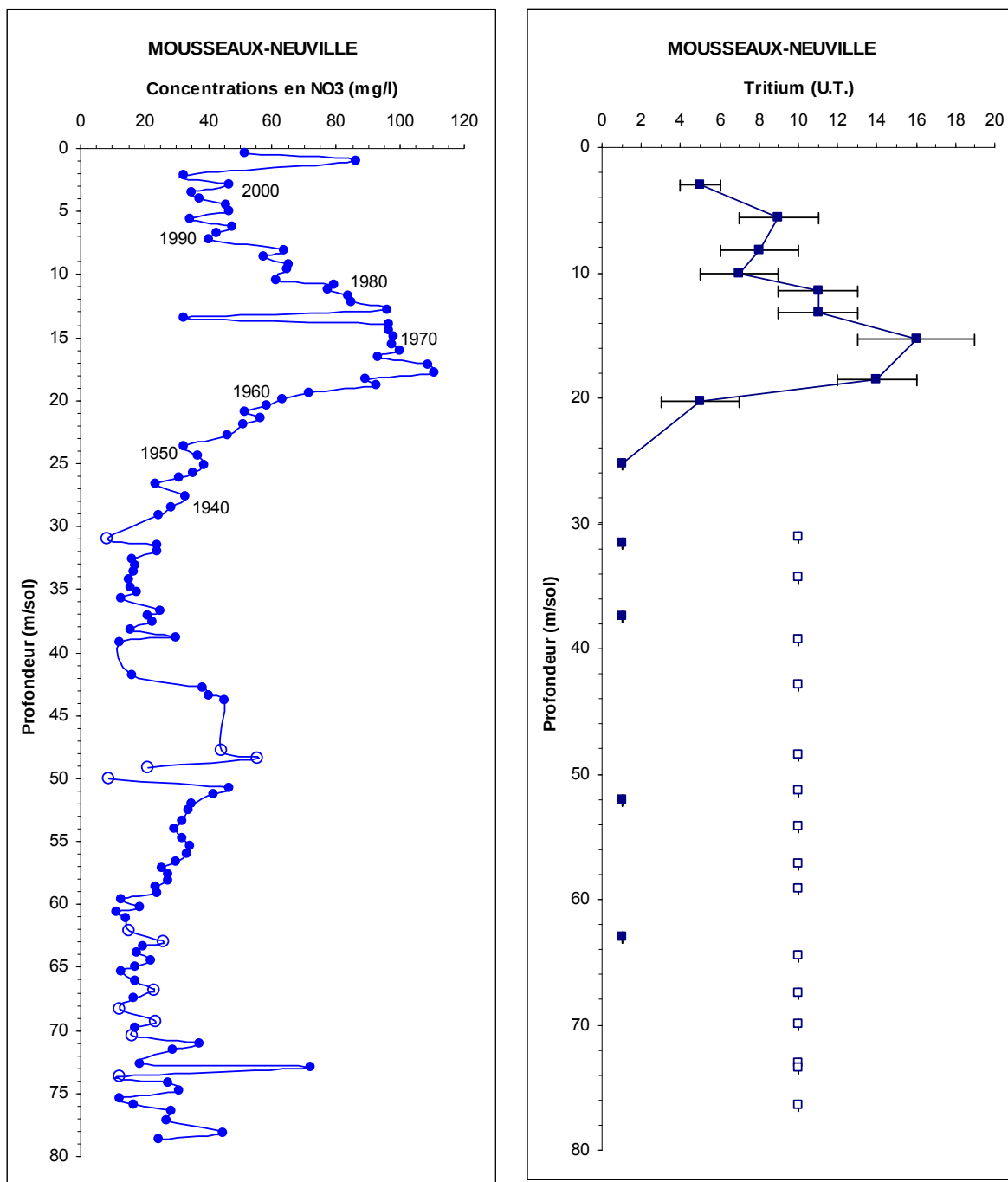


Illustration 44 : Concentrations en nitrates et teneurs en tritium sur le profil de Mousseaux-Neuville

5.5. 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 (Illustration 45**Erreur ! Source du renvoi introuvable.**).

En l'absence de données mesurées de densité apparente de la craie sur la parcelle étudiée, les données suivantes ont été retenues :

- 1,5 g/cm³ pour la formation des Limons des plateaux ;
- 1,6 g/cm³ pour les Argiles à silex ;
- entre 1,5 et 1,8 g/cm³ pour la craie en fonction des différentes natures de craie.

Ces estimations reposent sur différentes sources bibliographiques (Brouyère et *al.*, 2004 ; Emerson et *al.*, 2006 ; Université de Rouen).

Plus que les valeurs (forte incertitude), c'est ici l'évolution du stock d'azote avec la profondeur qui importe. Pour Mousseaux-Neuville, l'évolution du stock n'est pas linéaire, la moitié du stock d'azote est compris dans les 19 premiers mètres du profil. La courbe d'évolution se décompose en quatre tronçons homogènes :

- augmentation modérée du stock d'azote entre 0 et 3 m de profondeur, au niveau de la formation des Limons des plateaux ;
- augmentation nette du stock entre 3 et 22 m (Argiles à silex + craie), avec la croissance la plus forte du profil ;
- ralentissement de l'augmentation du stock entre 22 et 29 m, au sein d'une craie tendre à silex ;
- ralentissement encore plus marqué à partir de 29 m de profondeur (craie fracturée et à nombreux bancs de silex), avec une évolution linéaire jusqu'à la fin du profil.

La quantité moyenne d'azote par mètre de zone non saturée, estimée comme étant le ratio entre le stock d'azote cumulé et la profondeur impactée (de l'ordre de 50 m), est de 160 kgN/m/ha pour Mousseaux-Neuville (Illustration 45**Erreur ! Source du renvoi introuvable.**). Il est rappelé que les incertitudes liées au calcul et la non prise en compte de la pierrosité ne permettent pas une évaluation précise (surestimation très probable dans le cas présent).

Caractéristiques du stock de nitrates	Mousseaux-Neuville
Stock de 0 à 5 m (kg N-NO ₃ / ha)	820
Stock de 0 à 10 m (kg N-NO ₃ / ha)	2 200
Stock de 0 à 50 m (kg N-NO ₃ / ha)	8 100
Quantité moyenne (kg N-NO ₃ / ha et par m)	160

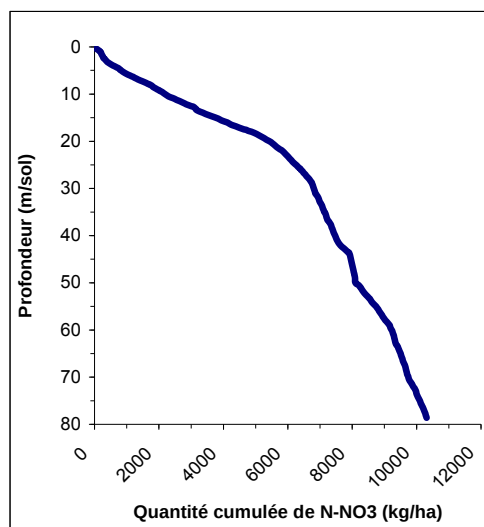


Illustration 45 : Quantité cumulée d'azote (N-NO₃) en fonction de la profondeur sur les 50 premiers mètres du profil de Mousseaux-Neuville

5.6. INTERPRETATION DE LA CHAMBRE D'AGRICULTURE DE L'EURE

Le profil nitrate observé (seulement deux pics majeurs) étant très différent de celui rencontré à Goderville (plusieurs pics bien identifiables), la Chambre d'Agriculture de l'Eure ne peut appliquer une démarche similaire à celle qui a été proposée par la Chambre d'Agriculture de Seine Maritime. Toutefois, quelques éléments peuvent être soulignés.

Suivant les données tritium et l'estimation des vitesses qui est proposée, les concentrations les plus importantes correspondent aux années 1970-80 avec une augmentation des teneurs depuis les années 40 qui paraît cohérente avec l'hypothèse d'une intensification de l'agriculture à partir de ces années là. Les informations disponibles sur les pratiques culturales montrent que la parcelle était déjà cultivée en 1950 avec une augmentation des fertilisations dans les années 60. Les plus faibles teneurs observées depuis les années 90 pourraient être liées à des fertilisations plus modérées que dans les années 85-90. En effet, depuis les années 90, une fumure azotée bien maîtrisée, avec une part moins importante des cultures de printemps (1 tous les 5 ans en moyenne) permet de minimiser les fuites de nitrates. En revanche, l'importance des cultures de printemps jusqu'à la fin des années 80 (1 culture de printemps tous les 3 ans) se traduisant par une interculture sol nu précédant l'implantation de la culture de printemps) ainsi que la forte présence des légumineuses (pois, luzerne) jusqu'à la fin des années 80 ont été des facteurs augmentant le risque de fuite d'azote.

Le pic de nitrate visible dans les 1ers m du profil est peut-être à mettre en relation avec la culture de pois de 2004.

Suivant la Chambre d'Agriculture, l'analyse du profil nitrates avec les hypothèses qui ont été faites paraissent cohérentes avec leur connaissance des risques de pertes pendant l'interculture.

5.7. PREMIERES CONCLUSIONS

Le pic de l'activité tritium, assez net, permet dans un premier temps de calculer une vitesse de transfert moyenne de 0,41 m/an (selon la position du centre de masse). Par ailleurs, le profil tritium laisse supposer l'absence d'eau récente (post 1950) au-delà de 25 m de profondeur.

Cependant, dans un second temps, l'analyse des profils nitrates disponibles sur la parcelle est en contradiction avec ces premiers résultats. En effet, la confrontation des profils nitrates de 1984 et 2008 ne met pas en évidence de telles vitesses puisque le stock d'azote ne semble quasiment pas avoir évolué durant cette période. En outre, des contaminations par les nitrates sont observées en profondeur sur les deux profils.

Dans le cas de la parcelle de Mousseaux-Neuville, la migration de l'eau et des nitrates dans la zone non saturée ne semble pas pouvoir s'expliquer par un simple transport convectif sur l'ensemble de la zone non saturée. Plusieurs hypothèses ont été proposées dans les paragraphes précédents (schéma de principe au paragraphe 6.2) :

- flux matriciel quasiment nul dans la craie saine ;
- interruption de la migration verticale de l'eau au niveau des bancs de silex (Lasseur, 2007). Au contact de ces derniers, une dissolution de la craie avec ouverture centimétrique est alors possible (micro-karst) et, la migration verticale de l'eau reprend avec la rencontre d'une fracture dans le banc de silex ;
- circulation plus rapide via les fissures de la craie expliquant la présence de pics de nitrates en profondeur et au-delà des bancs de silex (à des profondeurs supérieures à 40 m). Un profil avec 2 pics consécutifs à une injection unique d'un traceur avait également été observé par Van den Daele et al. (2007) qui suggèrent l'existence de flux au travers des fractures verticales sans équilibre de diffusion avec la matrice environnante. Il est toutefois surprenant de ne pas enregistrer des activités tritium supérieures à 1 qui indiqueraient un mélange d'eau ancienne et plus récente.

6. 6. Mise en parallèle des deux sites d'étude

Il est intéressant de confronter les résultats obtenus au droit des deux parcelles étudiées dans le but d'analyser plus en avant le transfert de l'eau et des solutés dans la zone non saturée de l'aquifère crayeux haut-normand.

Les deux principales différences se situent au niveau des vitesses de transfert moyennes de l'eau estimées dans la zone non saturée ainsi qu'au niveau des modalités de transfert. On note en effet des vitesses moyennes plus importantes à Goderville où, au contraire de Mousseaux-Neuville, un transport convectif de l'eau et des nitrates semblent être observé.

6.1. FACTEURS SUSCEPTIBLES D'INFLUENCER LA VITESSE DE TRANSFERT

Comme vu précédemment, les deux principaux facteurs influençant les vitesses de transfert de l'eau à travers la zone non saturée sont la quantité d'eau infiltrée et la porosité des terrains.

6.1.1. Contexte climatique

L'analyse des données de précipitations mesurées à Goderville et à La Couture-Boussey (stations Météo France) montre que les pluies moyennes mensuelles sont beaucoup plus importantes à Goderville. La commune de La Couture-Boussey est limitrophe de celle de Mousseaux-Neuville.

L'examen des moyennes mensuelles sur la période 1972-2008 montre, par ailleurs, que cet excédent est particulièrement marqué de septembre à janvier, début de la période de recharge de la nappe (Illustration 46**Erreur ! Source du renvoi introuvable.**).

A titre indicatif, un calcul des pluies efficaces a été réalisé, au pas de temps mensuel, à partir des données de précipitations et d'ETP en considérant une RFU de 100 mm dans les deux cas. Il en résulte des valeurs annuelles moyennes de 470 mm pour Goderville et 130 mm pour Mousseaux-Neuville sur la période 1972-2008, considérant ainsi l'hypothèse d'une infiltration plus importante à Goderville et en accord avec les premières observations réalisées à partir des profils tritium.

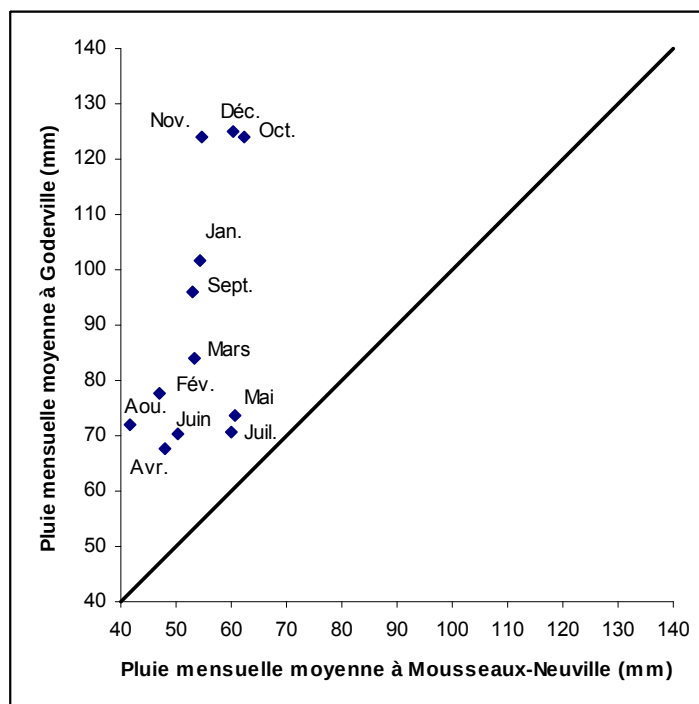


Illustration 46 : Comparaison des pluies moyennes mensuelles à Goderville et Mousseaux-Neuville (Météo France)

6.1.2. Nature du sous-sol

D'un point de vue géologique, la parcelle étudiée à Goderville est caractérisée par une épaisseur des formations superficielles -Limons des plateaux + Argiles à silex- importante, et fortement variable à l'échelle de la parcelle (de 21 à 50 m d'épaisseur sur les 3 sondages réalisés). Ceci traduit la présence de racines d'altération de la craie (bétoires en cours de formation). A Mousseaux-Neuville, cette épaisseur, a priori plus constante, est beaucoup moins importante (de l'ordre de 7 m).

Au contraire du carottage de Goderville, des bancs de silex massifs ont été rencontrés au droit de la parcelle de Mousseaux-Neuville. Or, ces bancs de silex semblent en mesure d'empêcher toute migration verticale de l'eau.

Enfin, la craie carottée s'est avérée nettement plus dure au droit de la parcelle de Mousseaux-Neuville, en particulier en profondeur.

Là encore, ces différences de nature lithologique vont dans le sens d'une vitesse de transfert moyenne plus rapide à Goderville.

6.1.3. Successions culturales

Il est possible que la succession culturale ait une incidence sur la quantité d'eau infiltrée. En effet, certaines cultures sont plus consommatrices d'eau que d'autres. Même si leur influence est secondaire par rapport à la pluie, elle joue à deux niveaux : leur besoin et leur profondeur d'enracinement. A ce titre, la mise en place des moutardes et la disparition de culture à enracinement superficiel dans la parcelle de Goderville vont avoir tendance à réduire les lames drainantes et donc les vitesses de transfert. Cet effet semble cependant peu significatif dans le profil étudié de Goderville.

6.2. HYPOTHESES SUR DES MODALITES DE TRANSFERT

L'illustration 47 **Erreur ! Source du renvoi introuvable.** présente un schéma conceptuel des hypothèses qui peuvent être proposées sur les modalités de transfert de l'eau dans la zone non saturée à partir de la synthèse des observations faites sur les profils réalisés à Goderville et à Mousseaux-Neuville :

- à travers les formations superficielles : écoulement gravitaire couplé à un drainage horizontal vers les racines d'altération aux contacts Limons des plateaux/Argiles à silex et Argiles à silex/Craie ;
- écoulements préférentiels via les racines d'altération ;
- dans la craie :
 - écoulement gravitaire dans le premier horizon de craie altérée et fissurée ;
 - flux matriciel lent (Goderville) à quasi-inexistant (Mousseaux) dans la craie saine ;
 - possible transfert via les fissures / fractures de la craie non saturée en condition de recharge importante, transfert sûrement prépondérant dans le cas de Mousseaux-Neuville. Ces dernières sont donc actives dans la zone non saturée comme le montrent les films argileux tapissant les fissures ouvertes, que l'on peut observer sur les falaises littorales ;
 - des discontinuités dans le massif crayeux sont susceptibles d'affecter significativement la recharge de l'aquifère. On peut citer les bancs de silex dans le cas du carottage de Mousseaux-Neuville, mais également les surfaces d'arrêt de sédimentation.

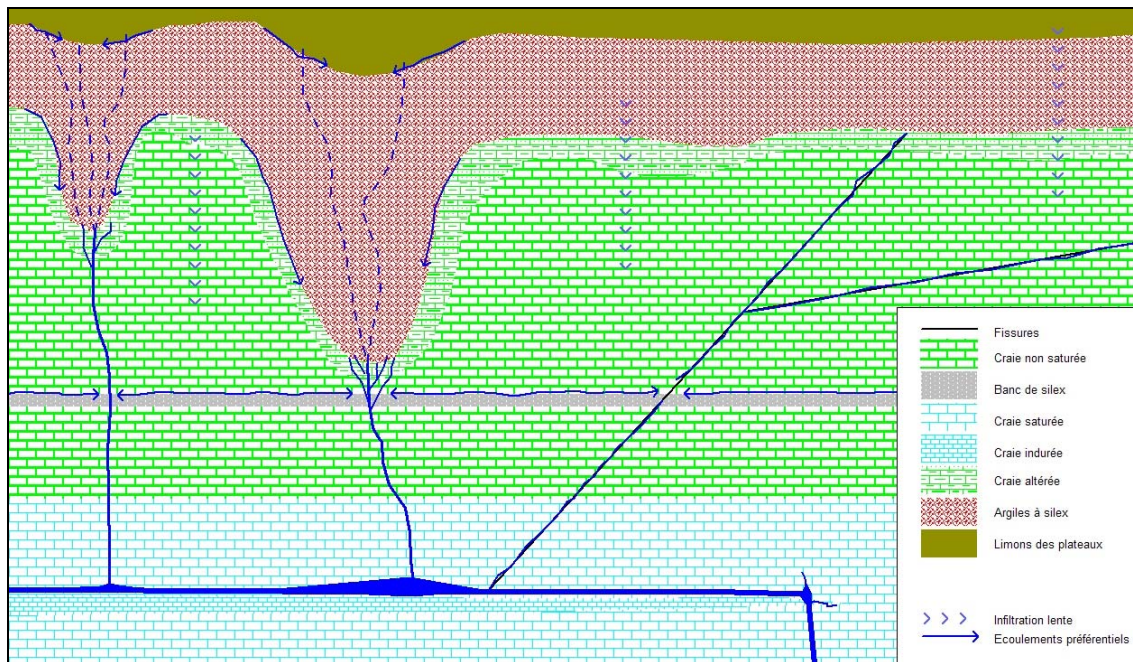


Illustration 47 : Schéma de principe hypothétique

7. Approche exploratoire de modélisation du transfert de l'eau et des nitrates

Des tentatives de modélisation du transfert des nitrates ont été menées sur les deux profils de Goderville et Mousseaux-Neuville par l'intermédiaire du logiciel AgriFlux. Le présent chapitre présente la démarche suivie et les résultats obtenus.

7.1. PRINCIPES GENERAUX DE LA MODELISATION

7.1.1. La démarche

La modélisation s'effectue en deux grandes étapes. Dans un premier temps, le calage hydrodynamique est effectué en s'appuyant sur les données tritium, le tritium étant considéré comme un traceur parfait de l'eau puisqu'il ne subit pas d'interaction avec la matrice solide. Dans un second temps, lorsque l'on estime que ce calage est satisfaisant, la modélisation du transfert de soluté est effectuée en ajustant les paramètres spécifiques au transport et au devenir (transformation, sorption) du soluté.

Le modèle Agriflux possède un schéma incluant de façon complète le cycle de l'azote. Du fait du nombre de mailles limité à 20, le modèle Agriflux n'est généralement utilisé que pour simuler le transfert dans le sol. Ce modèle ne permet de simuler que du transfert en 1D (c'est-à-dire verticalement). Le modèle Agriflux a été développé par Banton et Larocque (1997).

Il a donc été décidé d'utiliser le modèle Agriflux pour estimer le flux de nitrates à la base d'un profil de sol d'un mètre d'épaisseur, épaisseur considérée comme correspondant à la zone racinaire. Au-delà d'un mètre de profondeur, l'hypothèse est faite que les nitrates ne sont plus transformés et que le transport s'effectue sous forme conservative. En effet, il est clair que la masse microbienne diminue fortement avec la profondeur ; les processus de biotransformation de l'azote sont donc réduits au-delà de la zone racinaire.

Le flux d'azote calculé par Agriflux est ensuite utilisé comme donnée d'entrée d'un modèle simple de convection. Les flux de nitrates et d'eau calculés par Agriflux sont utilisés pour estimer, en considérant que les flux s'infiltreront suivant les lois de convection (effet piston) sans dispersion ni mélange entre les flux obtenus chaque année, la concentration de nitrates qui s'infiltreront annuellement et le volume de sol occupé par cette eau.

Par exemple, Agriflux calcule qu'au-delà de 1 m de profondeur pour l'année n, on a un flux d'eau d'infiltration de 100 mm et une perte de 60 kg de nitrate/ha. L'eau qui s'infiltrer l'année n a donc une concentration de 60 mg/l. Si le sol a une porosité de $0,20 \text{ cm}^3.\text{cm}^{-3}$, les 100 mm d'eau occupent une profondeur de 5 m. Entre 1 et 6 m de profondeur l'eau a donc une concentration de 60 mg/l. L'année n+1, si Agriflux calcule

une infiltration de 50 mm et une perte en nitrate de 45 kg/ha, l'eau qui s'infiltre aura une concentration de 90 mg/l et occupera une profondeur de 2,5 m. En admettant que les déplacements d'eau et de solutés se font sous l'effet piston sans mélange et en admettant que la porosité cinématique est invariable avec la profondeur, le profil sera le suivant à l'issue de l'année $n+1$: de 1 à 3,5 m, l'eau a une concentration de 90 mg/l ; de 3,5 à 8,5 m, l'eau a une concentration de 60 mg/l. Le même principe est appliqué pour les années suivantes.

Cette approche a déjà été utilisée par d'autres auteurs notamment par Zoellman et al. (2001).

7.1.2. Description du modèle Agriflux

Agriflux est un modèle mécaniste et stochastique, c'est-à-dire qu'il est basé sur une représentation physique des processus (écoulement suivant l'équation de Darcy-Richards) tout en intégrant la variabilité des paramètres (pluviométrie, porosité, ...). Trois modules principaux composent ce modèle : HydriFlux (Illustration 48 **Erreur ! Source du renvoi introuvable.**) qui simule le transport de l'eau (précipitation, ruissellement, prélèvement d'eau par les plantes, évaporation, percolation), le module Nitriflux (Illustration 49 **Erreur ! Source du renvoi introuvable.**) qui simule le cycle et le transport de l'azote (amendements, ruissellement, minéralisation, immobilisation, nitrification, dénitrification, prélèvement d'azote par les plantes, lessivage), et enfin le module PestiFlux qui simule les transformations des phytosanitaires (non utilisé dans le cas présent).

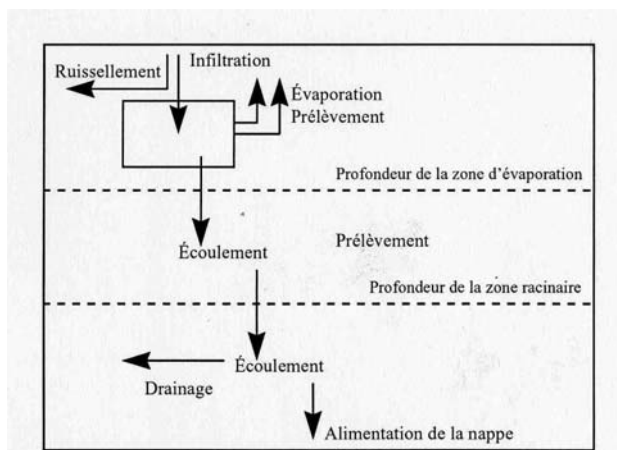


Illustration 48 : Schéma d'écoulement de l'eau dans le modèle Agriflux (Banton et Larocque, 1997)

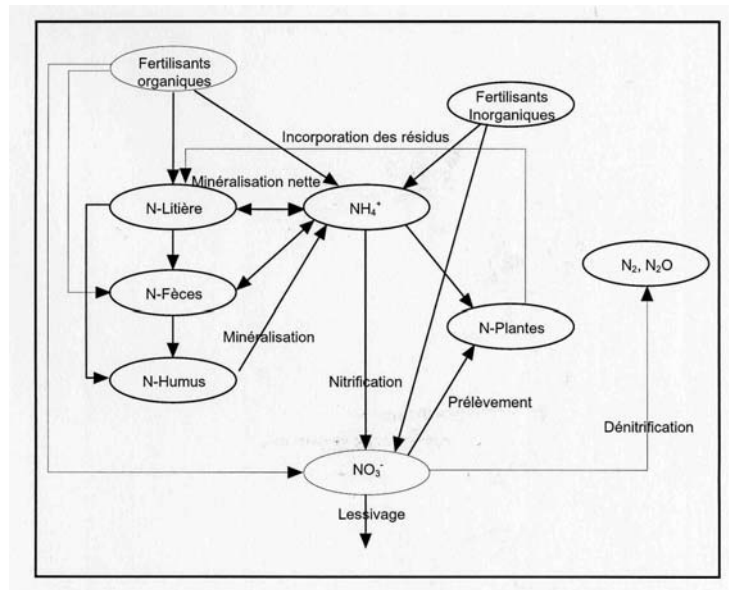


Illustration 49 : Représentation schématique du cycle de l'azote tel qu'intégré dans le modèle Agriflux (Banton et Larocque, 1997)

7.1.3. Paramètres d'entrée du modèle Agriflux

Les différents paramètres d'entrée du modèle AGRIFLUX sont connus avec plus ou moins de précision. Dans certains cas, les données ont été mesurées (granulométrie, densité, pluie, ET, ...), dans d'autres cas, ces données sont estimées sur la base de la bibliographie ou à dire d'experts. Dans ce dernier cas, on ne dispose généralement pas d'une valeur précise mais d'une gamme de valeurs probables. En fonction des premiers résultats obtenus lors des premières simulations et par comparaison avec les données observées – profils de nitrate et de tritium à une date donnée – certains paramètres ont été modifiés. Certains paramètres s'avèrent extrêmement sensibles, c'est-à-dire que la modification de leurs valeurs, même si elles restent dans des gammes de valeur plausibles, engendre des modifications fortes sur les profils simulés ; d'autres paramètres sont peu sensibles.

Les caractéristiques du sol

Pour Goderville, les résultats de l'analyse du sol ont été fournis par le propriétaire de la parcelle (analyse granulométrique, état humique, statut acido-basique, analyses chimiques). Ce sol correspond à la classe des limons sablo-argileux.

Pour Mousseaux-Neuville, aucune donnée n'étant disponible, des prélèvements de sol ont été réalisés pour analyse granulométrique et mesure du carbone organique par le Laboratoire.

Pour le maillage d'Agriflux, le profil a été découpé en 10 couches de 10 cm. Ce choix est un compromis entre la taille des couches et leur nombre. Une couche ne doit pas

être trop mince sous peine d'être saturée même lors de faibles pluies ; à l'inverse, elle ne doit pas être trop épaisse pour ne pas défavoriser les écoulements vers le bas et conduire à une sous-estimation des transferts, les écoulements vers le bas ne s'effectuant que lorsqu'une certaine saturation est atteinte.

Dans cette étude, les propriétés hydrauliques des solides n'ont pas été mesurées. Afin d'estimer la porosité, la capacité au champ, la conductivité hydraulique à saturation et la teneur en eau du point de flétrissement, les données de la littérature ont été utilisées.

Précipitations et ETP

Les données climatiques ont été fournies par Météo France :

- station de Goderville pour la pluie et l'ETP ;
- stations de La Couture-Boussey pour la pluie et d'Evreux pour l'ETP dans le cadre de la modélisation du profil de Mousseaux-Neuville.

Dans les deux cas, le jour le plus froid de l'année a été estimé au 15 janvier, en moyenne. Ce paramètre a peu d'importance dans le cas présent car il sert surtout dans le modèle à gérer la fonte des neiges au cours de l'année. Dans ce cas présent, toutes les précipitations sont considérées comme apportées sous forme de pluie.

Prélèvements d'eau par les plantes et évaporation

Le prélèvement d'eau par les plantes correspond à la quantité d'eau extraite par les racines pour satisfaire les besoins en eau de la plante. Le modèle estime un bilan en eau pour chaque couche et chaque jour.

Le prélèvement d'eau est décrit par une courbe normale qui est limitée de part et d'autre de la valeur centrale à trois écarts-types (Illustration 50 **Erreur ! Source du renvoi introuvable.**).

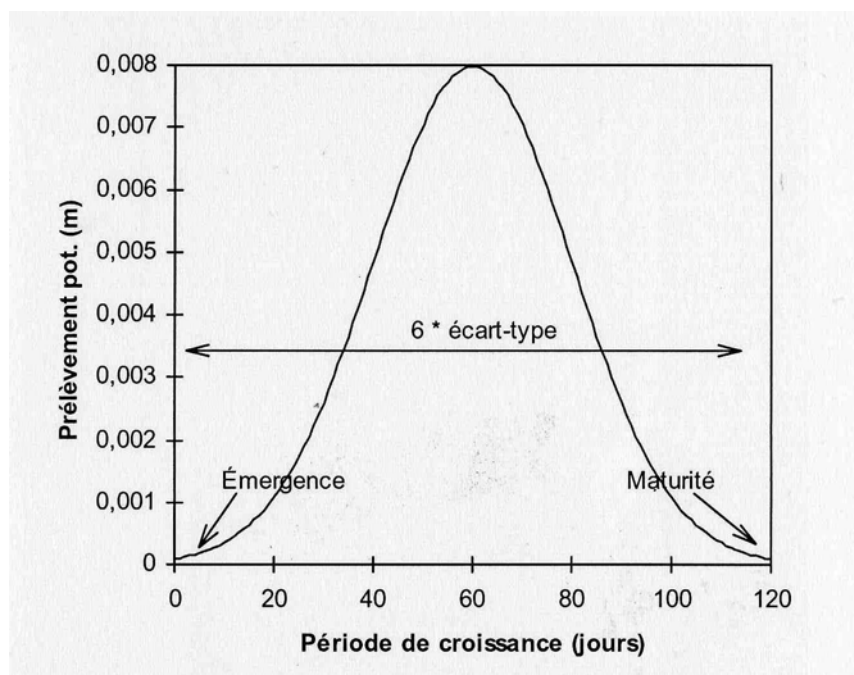


Illustration 50 : Schéma de prélèvement d'eau par la plante utilisé par le modèle Agriflux (Banton et Larocque, 1997)

L'évaporation est le transfert d'eau des couches superficielles du sol vers l'atmosphère, ce transfert étant géré par le gradient d'humidité. L'évaporation intervient dans le modèle après le prélèvement par les plantes. Chaque jour, un volume d'eau est soustrait de la première couche, volume correspondant au minimum entre l'évaporation journalière et l'eau disponible dans la couche (limitée par le point de flétrissement). Si l'évaporation n'est pas comblée, l'eau est extraite de la couche suivante et ainsi de suite jusqu'à la profondeur maximale d'évaporation précisée par l'utilisateur.

Les évaporations potentielles journalières sont les mêmes pour toutes les années simulées.

Lorsqu'une culture est en croissance, l'évaporation potentielle est réduite à la différence entre l'évapotranspiration calculée à partir des données d'entrée du modèle et le prélèvement par la plante.

La percolation correspond au transfert vertical de l'eau entre les couches du modèle vers la nappe. L'approche retenue est de type mécaniste, c'est-à-dire qu'elle est basée sur une représentation physique des mécanismes. Toutefois, dans le module HydriFlux, cette représentation des mécanismes est simplifiée de manière à faciliter la modélisation mathématique.

Chaque couche de sol définie par l'utilisateur est considérée comme un réservoir. L'eau s'accumule dans une couche jusqu'à la saturation. Lorsque la teneur en eau dépasse une valeur définie comme la capacité au champ dans Agriflux (mais qui est en

fait plus proche du concept de teneur en eau résiduelle dans l'acceptation des pédologues français), l'excédent peut s'écouler par gravité suivant l'équation de Darcy-Richards. Lorsque la teneur en eau d'une couche est inférieure à la valeur de capacité au champ, l'eau ne s'écoule pas vers le bas ; elle reste toutefois disponible pour les prélèvements par les plantes ou l'évaporation.

La conductivité hydraulique dépend donc de la teneur en eau d'une couche. Si le volume d'eau qui peut s'écouler d'une couche vers la couche inférieure est supérieur à ce que la couche inférieure peut recevoir, la percolation sera réduite au volume d'eau que la couche inférieure peut recevoir.

Fertilisation

- **Cycle de l'azote**

Dans chacune des couches du modèle, l'azote est réparti dans 6 réservoirs. L'azote organique se trouve dans les réservoirs "litière", "fèces" et "humus". L'azote inorganique se trouve dans les réservoirs "ammonium" et "nitrates". Le réservoir "plantes" constitue le sixième réservoir d'azote. **Erreur ! Source du renvoi introuvable..**

Il y a possibilité d'échanges entre les différents réservoirs suivant les processus biochimiques du cycle de l'azote.

Dans le modèle, seule la forme nitrate est considérée mobile et donc lessivable.

Température et humidité du sol sont prises en compte – par l'intermédiaire d'un facteur correctif des constantes biochimiques – et influent donc sur les réactions biochimiques du cycle de l'azote.

La minéralisation nette est considérée comme suivant une réaction d'ordre 1 prenant en compte trois réservoirs.

La nitrification est assimilée à une réaction d'ordre 1 calculée pour une journée.

Le prélèvement d'azote par les plantes s'effectue par le biais des racines. Les besoins entrés par l'utilisateur pour chaque culture considérée sont répartis suivant une loi normale en fonction du temps après le semis. La culture prélève l'azote sous forme de nitrate et d'ammonium en respectant la disponibilité de l'azote inorganique dans chaque couche de sol.

La dénitrification constitue la voie principale par laquelle l'azote passe du sol à l'atmosphère. L'approche retenue est une cinétique de type Michaelis-Menten calculée pour une journée.

- **Amendements**

Les amendements peuvent être réalisés sous forme d'apport d'azote organique ou minéral. Le relargage progressif de l'azote minéral par dissolution des granulés d'engrais peut être simulé (en fonction de la teneur en eau du sol).

7.2. RESULTATS OBTENUS A GODERVILLE

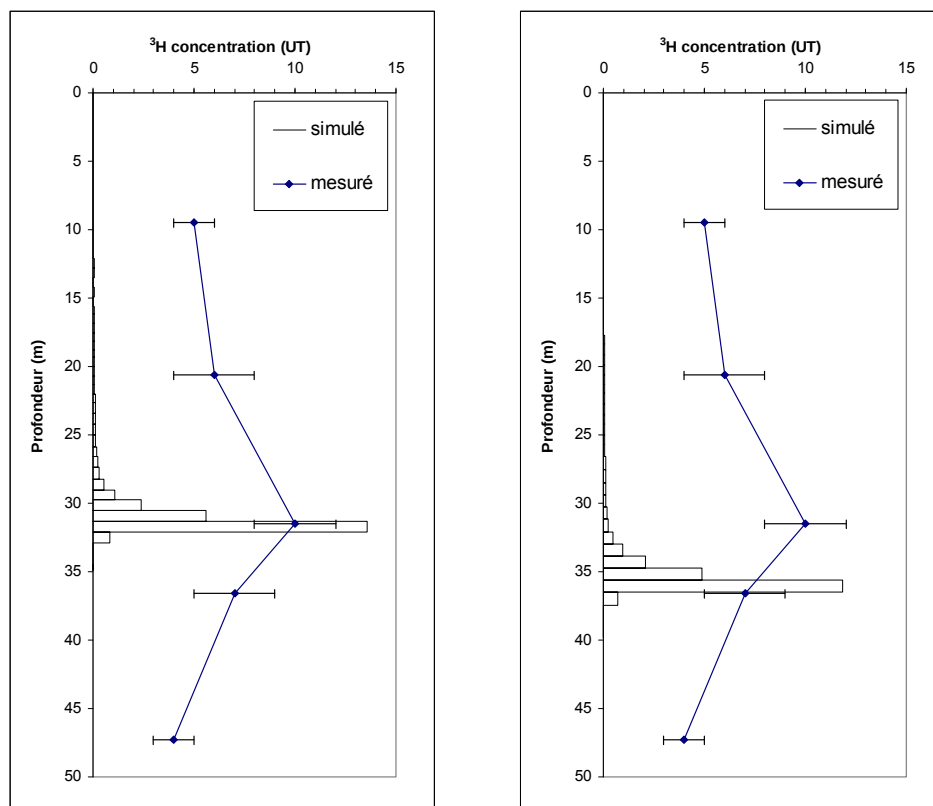
7.2.1. Calage du profil Tritium

A partir de la valeur maximale de l'activité tritium, il a cependant été procédé à une tentative de calage du profil tritium (hypothèse d'un transport par convection-dispersion). Dans le cas présent, la fonction d'entrée du tritium est considérée comme étant une injection ponctuelle ayant eu lieu le 1^{er} juin 1963.

Pour une infiltration donnée (c'est-à-dire un volume d'eau infiltré calculé par Agriflux), la porosité participant à l'écoulement – ou porosité cinématique – est un facteur extrêmement influant sur l'épaisseur de sol concernée par cette lame d'eau qui s'infiltré. Lorsque cette valeur de porosité cinématique décroît, l'épaisseur de sol nécessaire pour contenir un même volume d'eau augmente ; diminuer la valeur de porosité cinématique revient à augmenter la profondeur atteinte par le front d'eau.

L'illustration 51 **Erreur ! Source du renvoi introuvable.** présente les résultats obtenus en considérant deux valeurs de porosité cinématique (0.35 et $0.40 \text{ cm}^3.\text{cm}^{-3}$), valeurs permettant de simuler de façon satisfaisante le profil tritium observé. Aucune mesure de ce paramètre n'a été effectuée dans le cadre de notre étude, mais ces valeurs apparaissent plus élevées que celles retrouvées dans la bibliographie pour les limons et les Argiles à silex.

Compte tenues de l'absence de pic tritium marqué et de valeurs de porosité cinématique fortes, il ne semble pas possible de valider le calage du modèle hydrodynamique. En réalité, il est très probable que la porosité cinématique varie avec la profondeur, en particulier pour la formation, très hétérogène, des Argiles à silex. L'attribution de valeurs différentes en distinguant deux horizons sera ainsi testée pour le calage du profil nitrates (§ 7.2.2).



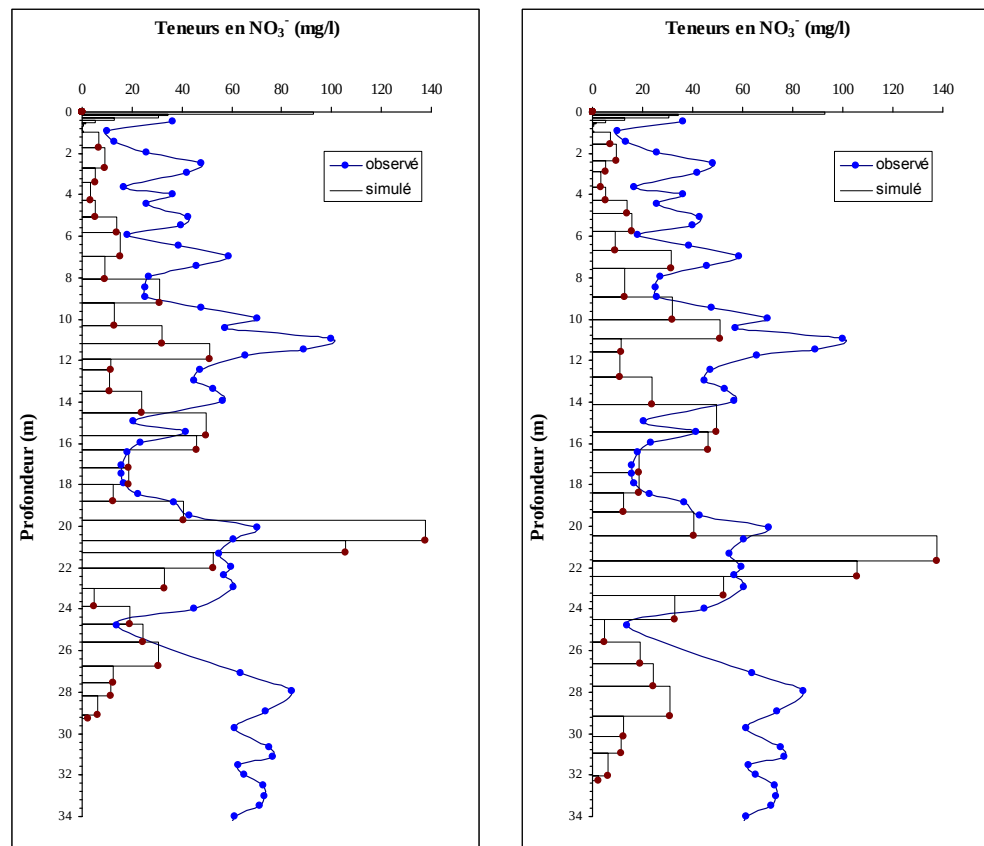
A) Porosité cinématique = $0,40 \text{ cm}^3 \cdot \text{cm}^{-3}$ B) Porosité cinématique = $0,35 \text{ cm}^3 \cdot \text{cm}^{-3}$

Illustration 51 : Comparaison des données tritium observées (mesures et incertitudes analytiques) dans la parcelle de Goderville et des données obtenues avec AGRIFLUX couplé à un modèle simple de convection

7.2.2. Calage du profil nitrates

Les paramètres d'entrée ayant permis le meilleur calage du profil nitrates sont reportés en Annexe 3. L'illustration 52 **Erreur ! Source du renvoi introuvable.** présente les résultats obtenus pour différentes valeurs de porosité cinématique.

Le recours à une porosité cinématique variant avec la profondeur a permis d'obtenir un meilleur calage des différents pics de concentration en nitrates sur toute la hauteur du profil (Illustration 52 **Erreur ! Source du renvoi introuvable.**). En revanche, la modélisation ne permet pas de retrouver correctement l'intensité des pics nitrates. Les concentrations sont globalement sous-estimées, excepté pour le pic autour de 22 m de profondeur où les concentrations sont largement surestimées.



A) Porosité cinématique = $0,32 \text{ cm}^3 \cdot \text{cm}^{-3}$

B) Porosité cinématique = $0,40$ (de 0 à 8 m) et $0,26 \text{ cm}^3 \cdot \text{cm}^{-3}$ (à partir de 8 m)

Illustration 52 : Comparaison des données nitrates observées dans la parcelle de Goderville et des données obtenues avec AGRIFLUX couplé à un modèle simple de convection

Sur la base du modèle de convection utilisé, il faut noter que les trois principaux pics modélisés correspondent à des successions blé-lin : 1986-1987, 1992-1993 et 1996-1997. La Chambre d'Agriculture de Seine-Maritime a également mis en évidence le risque de lessivage lié à cette succession culturale.

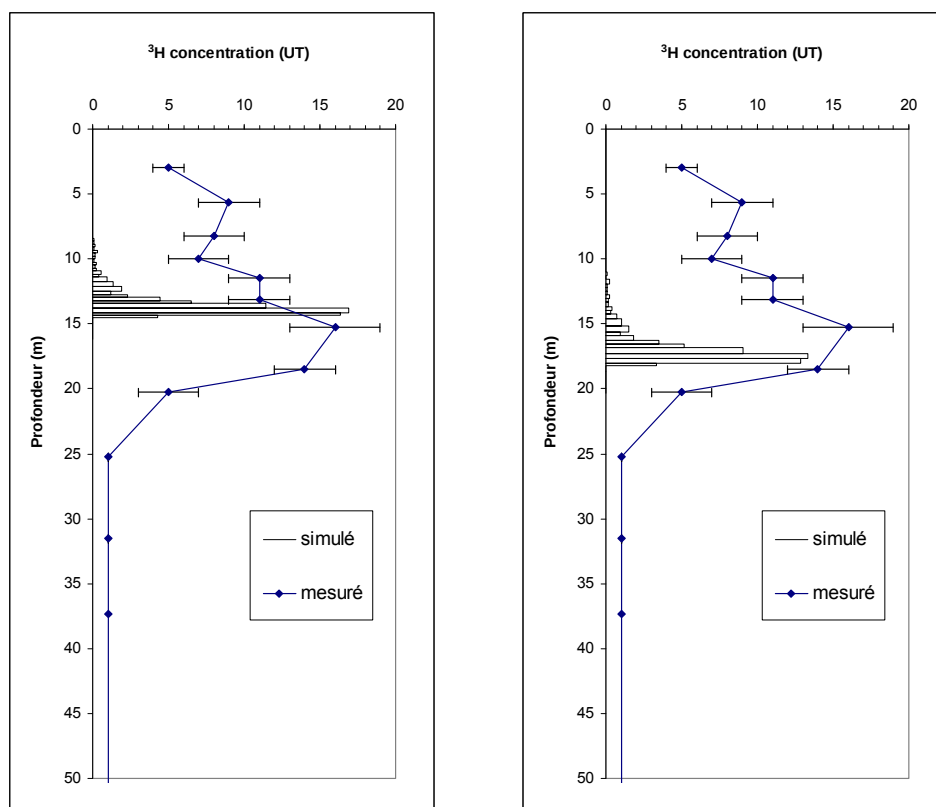
Le profil nitrates ainsi modélisé fournit une vitesse de transfert moyenne de l'ordre de $0,95 \text{ m/an}$ dans les formations superficielles. A titre comparatif, si on se base uniquement sur les 3 pics de concentration évoqués précédemment, les vitesses de transfert varient entre $0,91$ et $0,98 \text{ m/an}$.

7.3. RESULTATS OBTENUS A MOUSSEAUX-NEUVILLE

7.3.1. Calage du profil Tritium

L'illustration 53 **Erreur ! Source du renvoi introuvable.** présente les résultats obtenus en considérant deux valeurs de porosité cinématique ($0,22$ et $0,28 \text{ cm}^3.\text{cm}^{-3}$). Aucune mesure de ce paramètre n'a été effectuée dans le cadre de l'étude, mais ces valeurs apparaissent nettement plus élevées que celles retrouvées dans la bibliographie pour formations géologiques en présence, en particulier pour la craie où la porosité cinématique est habituellement estimée entre $0,01$ et $0,1$ (Illustration 4).

Encore une fois, il semble ici difficile de valider le calage du modèle hydrodynamique.



A) Porosité cinématique = $0,28 \text{ cm}^3.\text{cm}^{-3}$ B) Porosité cinématique = $0,22 \text{ cm}^3.\text{cm}^{-3}$

Illustration 53 : Comparaison des données tritium observées (mesures et incertitudes analytiques) dans la parcelle de Mousseaux-Neuville et des données obtenues avec AGRIFLUX couplé à un modèle simple de convection

7.3.2. Calage du profil nitrates

Les nombreuses tentatives de modélisation du profil nitrates obtenu à Mousseaux-Neuville se sont avérées infructueuses. Comme indiqué sur l'illustration 54, Agriflux couplé à un modèle simple de convection n'a pas permis de représenter le stock important de nitrates compris entre 10 et 20 m de profondeur. Le profil simulé fait en effet apparaître plusieurs pics de concentration, en relation avec les successions culturales, alors que le profil observé n'est caractérisé que par un unique pic de concentration sur les 30 premiers mètres.

Les paramètres d'entrée du modèle utilisés pour le calage présenté dans le présent paragraphe sont reportés en Annexe 3.

Il est à signaler que lors de l'étude de 1984, le BRGM n'avait déjà pas réussi à modéliser le profil nitrates de Mousseaux-Neuville à l'aide du logiciel WRC, basé également sur l'hypothèse d'un effet piston et d'une double porosité (porosité de fissure et porosité matricielle).

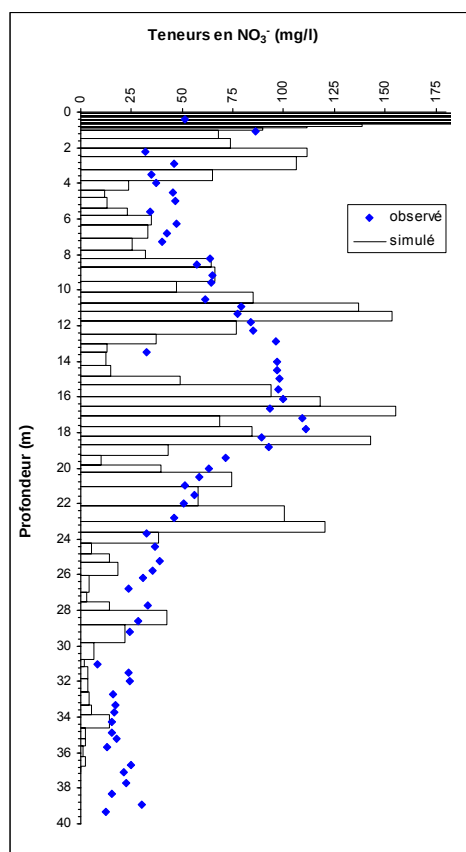


Illustration 54 : Comparaison des données nitrates observées dans la parcelle de Mousseaux-Neuville et des données obtenues avec AGRIFLUX couplé à un modèle simple de convection

8. Conclusions

La réalisation de 2 forages situés dans le Pays de Caux (Goderville – Seine-Maritime) et sur le plateau de Saint-André (Mousseaux-Neuville - Eure) visait à caractériser le stock de nitrate présent dans la zone non saturée crayeuse, à identifier les modalités de transfert de l'eau et des solutés et d'estimer les vitesses d'infiltration au sein de la zone non saturée.

Les deux parcelles retenues avaient déjà fait l'objet de carottages par le passé (1988 et 1990 pour Goderville et 1984 pour Mousseaux-Neuville) autorisant ainsi une comparaison des profils nitrate obtenus. Il convient toutefois de garder à l'esprit que ces comparaisons sont délicates dans la mesure où les détails de calcul des concentrations exprimées en mg/l ne sont pas disponibles pour les années antérieures et dans la mesure où naturellement l'infiltration peut être variable même au sein d'une parcelle.

Pour le site de Goderville, le carottage sur 47,1m a permis de montrer l'existence d'un stock de nitrate important sur toute l'épaisseur de la zone non saturée avec des teneurs généralement supérieures à 10 mg/kg qui représenteraient des teneurs supérieures à 50 mg N-NO₃/L. Les mesures d'activité tritium montrent un pic dont le centre de masse à 28,7 m indique une vitesse moyenne d'infiltration de l'eau pour la période 1963-2008 de 0,64 m/an si ce pic est considéré comme lié aux émissions de tritium de 1963.

A dire d'expert, en considérant les pratiques culturales et la pluviométrie et suivant une infiltration par convection, la Chambre d'Agriculture de Seine-Maritime estime des vitesses d'infiltration variables d'une année à l'autre avec une moyenne de 0,78 +/- 0,19 m/an sur la période considérée pour les 25 premiers mètres du profil.

De la même façon, la comparaison visuelle des profils de 1990 et 2008 semble indiquer une vitesse d'infiltration variable suivant le matériau géologique rencontré (0,58 m/an dans la craie, 0,58 à 0,75 m/an dans les argiles à silex, 0,8 m/an dans les limons des plateaux). La comparaison des profils de 1988 et 1990 indique une vitesse de 1 m/an dans les formations superficielles.

Ces trois approches permettent d'obtenir des résultats similaires indiquant une vitesse relativement lente de moins d'un mètre par an cohérente avec les études précédentes ou les données de la littérature. Le transport par convection-dispersion semble le mécanisme d'infiltration prépondérant.

Pour le site de Mousseaux-Neuville, le carottage de 74,1 m a permis de montrer l'existence d'un stock de nitrate dans la zone non saturée situé essentiellement entre 5 et 25 m de profondeur. Un deuxième pic de nitrate, aux concentrations plus faibles, est également observé entre 40 et 55 m de profondeur. Un pic tritium dont le centre de

masse se trouve à 18,25 m de profondeur est observé. Bien que les activités tritium soient assez faibles (maximum de 16.3 UT), l'assimilation de ce pic à l'année 1963 permet d'estimer une vitesse moyenne d'infiltration pour la période 1963-2008 de 0,41 m/an. Les valeurs inférieures à 1UT au-delà de 25 m de profondeur indiquent qu'aucune eau post-1960 n'a atteint ces niveaux plus profonds. Une vitesse moyenne de 0,41 m/an permet d'estimer que le premier pic nitrate (entre 5 et 25 m de profondeur) correspond aux pratiques des années 1950-1990.

A dire d'expert, la Chambre d'Agriculture de l'Eure considère ses résultats cohérents avec l'analyse des pratiques culturales (mise en culture de la parcelle en 1950, augmentation de la fertilisation azotée avec des surfertilisations jusque dans les années 90). En revanche, il n'a pas été possible d'appliquer une démarche similaire à celle de la Chambre d'Agriculture de Seine-Maritime.

La comparaison du profil obtenu en 2008 avec celui mesuré en 1984 est plus problématique puisque les deux profils sont très similaires, tant dans les concentrations observées que dans la position du pic. Or, une vitesse d'infiltration même peu importante de quelques décimètres par an aurait dû être perceptible sur la position du pic principal. Il semble donc que le transfert au sein de la craie saine (au-delà de 25 m de profondeur) soit limité. Toutefois le pic nitrate entre 40 et 55 m de profondeur semble indiquer qu'une fraction de l'eau et des nitrates, dont le volume reste indéterminé, puisse migrer plus rapidement vers les horizons plus profonds. Cette hypothèse a déjà été formulée par d'autres auteurs.

La comparaison entre les 2 sites permet de souligner la variabilité de l'infiltration (mécanisme et vitesse) au sein de l'aquifère crayeux haut-normand. Ainsi sur le site de Mousseaux-Neuville, l'infiltration semble globalement plus lente qu'à Goderville même si un deuxième pic nitrate plus profond semble indiquer qu'une fraction de l'eau et des solutés peut migrer plus rapidement en profondeur. Les pratiques culturales peuvent influencer sur les vitesses de migration **mais les facteurs prépondérants sont probablement le type de matériaux géologiques rencontrés mais aussi le contexte climatique, les précipitations étant largement supérieures à Goderville.** L'étude du rôle des formations superficielles et des discontinuités présentes dans le massif crayeux (bancs de silex, surfaces d'arrêt de sédimentation) dans la recharge de l'aquifère doivent ainsi être approfondie.

A ce stade, il est difficile de discriminer la part de chacun des facteurs dans la vitesse d'infiltration. Un essai de modélisation des profils tritium et nitrate observés a été tenté à titre exploratoire (modèle Agriflux pour estimer les flux d'azote au-delà du premier mètre de sol et transport convectif uniquement pour les horizons plus profonds). La démarche appliquée consiste d'abord à décrire le profil tritium afin de caler les paramètres hydrodynamiques puis le profil nitrate en ne jouant alors que sur les paramètres spécifiques au cycle de l'azote. La parfaite simulation des profils observés aurait permis de voir l'influence de chacun des facteurs sur les quantités d'azote lessivé et sur la vitesse d'infiltration. Malheureusement, même si l'exercice réalisé ne l'a été qu'à titre exploratoire, les résultats sont peu probants. Pour le site de Mousseaux-Neuville, les paramètres hydrodynamiques (et notamment la porosité cinématique) retenus pour décrire le profil tritium ne permettent pas de décrire le pic

nitrate observé, ne serait-ce qu'en terme de position du pic. Pour le site de Goderville, l'absence de pic tritium bien identifié rendait de toute façon l'exercice très aléatoire puisque le modèle est peu contraint d'un point de vue hydrodynamique. Dans le cas présent, le type de modèle retenu (Agriflux pour le sol puis transfert convectif dans les horizons plus profonds) ne paraît pas adapté pour décrire les observations de terrain, signe vraisemblablement que les mécanismes de transfert sont plus complexes qu'un simple transfert par convection-dispersion au sein de la matrice crayeuse. Pour le site de Mousseaux-Neuville où deux pics de nitrate sont observés et où deux types d'infiltration sont suspectés, un modèle à double perméabilité pourrait être plus approprié.

En terme de prévision de l'évolution de la qualité de l'eau, les 2 sites montrent l'existence d'un stock de nitrate en cours de transfert vers la nappe. En admettant que tous les nitrates présents dans la zone non saturée passent en solution, des teneurs supérieures à 50 mg/L sont probables (sans tenir compte d'un éventuel effet de dilution dans la nappe). En revanche, le haut des profils correspondant aux années plus récentes semble montrer des concentrations un peu moindres, sans doute une conséquence de la meilleure gestion de la fertilisation. Cela est plus particulièrement vrai sur la parcelle de Goderville. A terme, une amélioration de la qualité de l'eau pourrait donc être perceptible.

Toutefois, 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, on peut s'attendre à des teneurs de plusieurs dizaines de mg/l pour le site de Goderville. La prévision est plus délicate pour le site de Mousseaux-Neuville où l'augmentation de la concentration au droit de la parcelle semble avant tout dépendre de la contribution amont de la nappe.

9. Références bibliographiques

Baillon K., Lacherez S., Six P., Caulier P., Risbourg D., Maillot H. – Avril 2001 – Gestion de la nappe de la craie dans le nord de la France. Premiers résultats sur le transfert des nitrates d'origine agricole dans le non saturé de l'arrondissement de Cambrai. Techniques Sciences Méthodes, n°4, pp.33-46.

Ballif J.L., Muller J.C. – 1993 – Historique cultural et profils d'azote minéral dans la zone non saturée de la craie : conséquences sur le transfert et le bilan de l'azote. Résultats de dix années d'observation. Cahiers Agricultures, vol. 1993, n°2, pp.330-337.

Baran N., Bourgeois M., Flehoc C., Normand B. – Juin 2005 – Détermination de la vitesse de transfert de l'eau, des nitrates et autres solutés en zone non saturée dans un loess profond. Rapport BRGM/RP-53440-FR, 88 p.

Baran N., Chabart M. – Décembre 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 BRGM/RP-54985-FR, 108 p., 4 annexes.

Baran N., Richert J., Mouvet C. – Juillet 2007 – Field data and modelling of water and nitrate movement through deep unsaturated loess. Journal of Hydrology, 345 : 27-37.

Baran N., Gourcy L., Lopez B., Bourguin B., Mardhel V. – Février 2009 – Transfert des nitrates à l'échelle du bassin Loire-Bretagne. Phase 1 : temps de transfert et typologie des aquifères. Rapport BRGM/RP-56884-FR, 105 p.

BRGM – Décembre 1997 – Bilan des études disponibles sur les nitrates dans les eaux souterraines de Picardie. Rapport BRGM/R39486, 105 p.

Brouyère S., Dassargues A., Hallet V. – Octobre 2003 – Migration of contaminants through the unsaturated zone overlying the Hesbaye chalky aquifer in Belgium : a field investigation. Journal of Contaminant Hydrology, 72 : 135-164.

Chiesi F. – Décembre 1991 – Etude de la propagation de l'atrazine dans la zone non saturée de la craie en Champagne. Essai de mise au point d'une méthodologie pour la réalisation de profils verticaux de teneurs en atrazine. Rapport BRGM n° R32734.

Crampon N., Roux J.C., Bracq P. – 1993 – Hydrogéologie de la Craie en France. Hydrogéologie, vol. 1993, n°2, pp.81-123.

De la Quèrièrè P., Chantepièrè M., King C., Girault F., Desprats J.P. – Novembre 1992 – Recherche de ressources en eau à faible teneur prévisionnelle en nitrates dans la nappe de la craie au Sud Ouest du département de l'Eure. Rapport BRGM n° R35372.

Gurliat G., De la Quèrièrè P., Paranthoïne L. – Août 1993 – Bassin de la source de la Clinarderie. Prévision de réduction des teneurs en nitrates de la nappe d'eau souterraine sous l'effet de la modification des pratiques culturales en vue de son approvisionnement en eau potable. Rapport BRGM n° R37752, 112 p. 6 annexes.

Hole J.P., Meynier M. – 1989 – Aquarel Ressources. Etude d'un profil nitrates dans le Pays de Caux. Rapport BRGM/RR-30175-FR, 35 p., 3 annexes.

Jackson B.M., Wheeler H.S., Mathias S.A., McIntyre N., Butler A.P., 2006. A simple model of variable residence time flow and nutrient transport in the chalk. *Journal of hydrology* 330 : 221-234.

Jackson B.M., Browne C.A., Butler A.P., Peach D., Wade A.J., Wheeler H.S. – 2008 – Nitrate transport in chalk catchments: monitoring, modelling and policy implications. *Environmental Science and policy* II : 125-135.

Jardani A. – Janvier 2007 – Nouvelles approches géophysiques pour l'identification des dolines et des cavités souterraines dans un contexte crayeux karstique. Thèse d'Etat. Université de Rouen. UFR des Sciences et Techniques.

Jauffret D., Seguin J.J., Panel R., Hole J.P. – Décembre 1984 – Prévision de l'évolution des teneurs en nitrates de la nappe de la craie dans les régions de grandes cultures du département de l'Eure. Rapport BRGM n° 84 AGI 347 HNO.

Landreau A., Morfaux P. – 1979 – Impact des pratiques agricoles sur la minéralisation des eaux interstitielles des terrains sous-jacents. Rapport BRGM n° 79 SGN 768 HYD.

Larocque M., Banton O. – Novembre 1994 – Gestion de la contamination des eaux souterraines par les fertilisants agricoles : application du modèle AgriFlux. *Revue des Sciences de l'Eau*.

Lasseur E. – Juillet 2007 – La craie du Bassin de Paris (Cénomanién-Campanien, Crétacé supérieur). Sédimentologie de faciès, stratigraphie séquentielle et géométrie 3D. Thèse d'Etat. Université de Rennes 1. UFR Structure et Propriétés de la Matière.

Martin J. – Juin 1988 – Evolution des teneurs en nitrates des principaux captages menacés du département de l'Eure. Etude au moyen du modèle BICHE. Rapport BRGM n° 88 SGN 674 HNO.

Normand B., Czernichowski-Lauriol I., Mouvet C. – Décembre 1999 – Suivi de la nappe et de la zone non saturée dans le bassin de l'Hallue (Somme). Rapport BRGM n° R40616, 321 p., 112 fig., 39 tabl., 3 ann.

Paranthoïne L., Meynier M., Chevalier M. – Septembre 1992 – Aquarel Ressources. Etude de profils nitrates dans le Pays de Caux. Deuxième campagne de sondages. Rapport BRGM/RR-35827-FR, 93 p., 4 annexes.

Price M. – 1993 – Groundwater movement in the chalk aquifer in England. *Hydrogéologie*, vol. 1993, n°2, pp.147-150.

Seguin J.J. – Mars 1986 – Migration des nitrates dans la zone non saturée de la craie de Champagne. Rapport BRGM n° 86 SGN 172 EAU.

Serhal H. et al. – Juin 2006 – Etude des migrations des nitrates dans la nappe à travers la zone non saturée : enjeux et impact sur la qualité de l'eau exploitée. Colloque international. Gestion des grands aquifères, Dijon, France.

Slimani S., Feeny-Fereol V., Dupont J.-P., Massei N. – 2008 – Contributions des eaux souterraines dans la part de contaminations par les nitrates des eaux superficielles de la région Haute-Normandie.

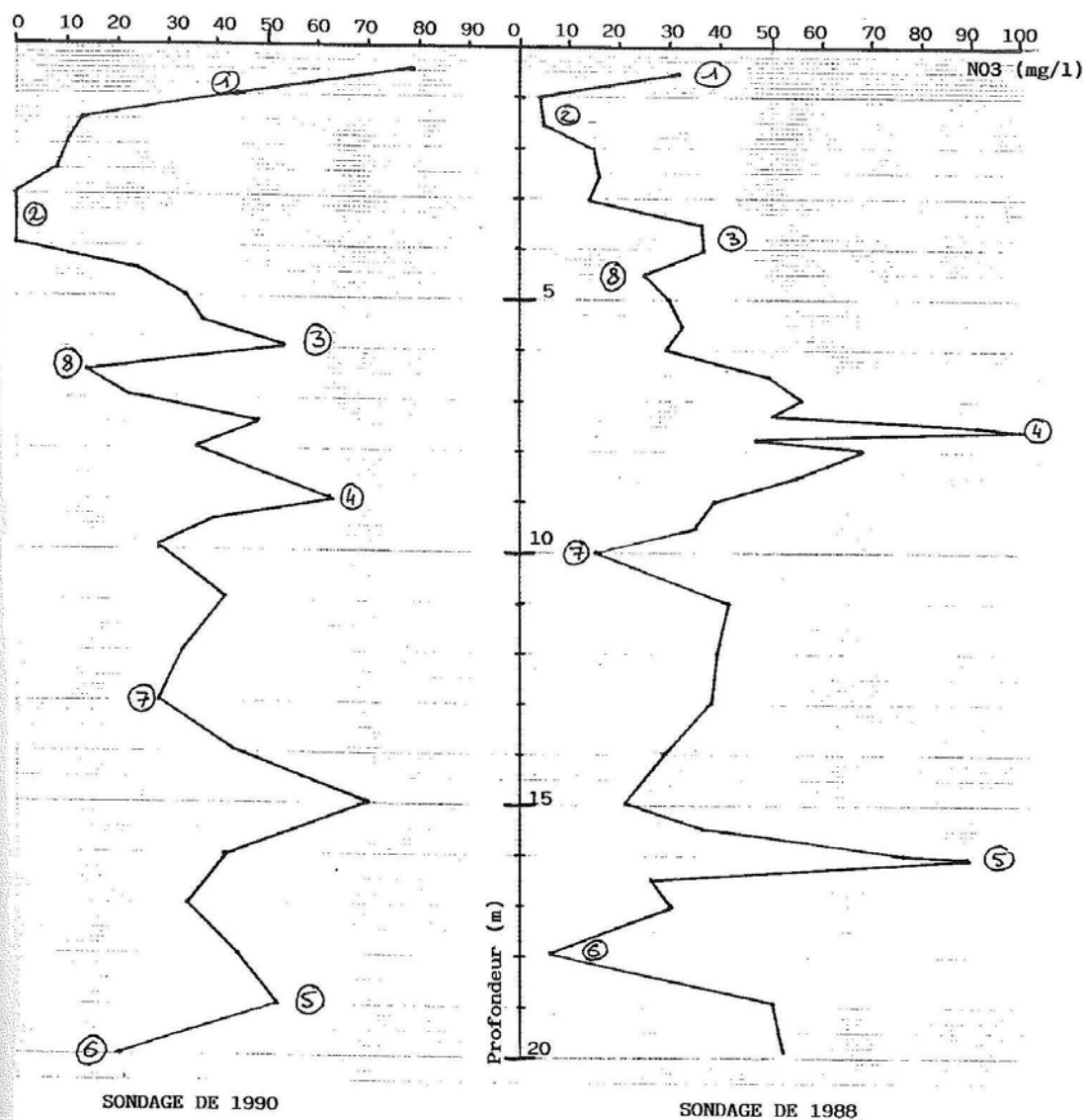
Van den Daele G.F.A., Barker J.A., Connell L.D., Atkinson T.C., Darling W.G., Cooper J.D., 2007 – Unsaturated flow and solute transport through the Chalk: tracer test and dual permeability modelling. Journal of hydrology 342 : 157-172.

Vittecoq B., Gourcy L., Baran N. – Décembre 2007 – Datation des eaux souterraines de Martinique par l'analyse conjointe des CFC, SF6 et tritium et relation avec les concentrations en nitrates et produits phytosanitaires. Rapport BRGM/RP-55844-FR, 50 p.

Annexe 1

-

Comparaison des profils réalisés en 1988 et 1990 à Goderville (Rapport BRGM/RR-35827-FR)



SONDAGES DE GODERVILLE
EVOLUTION DES TENEURS EN NITRATE ENTRE 1988 ET 1990

INTERPRETATION DES PROFILS NITRATES

à La Vellière GODERVILLE (SC 1)

par M. Michel MEYNIER

Point	Carottage de Septembre 1988	Carottage de Novembre 1990
N°1 à 50 cm.	- Interculture longue (8 mois) - après colza d'hiver (7/88) - avant betteraves (3/89) - Pic résultant de la minéralisation des résidus de cultures : s'ajoutant à la minéralisation automnale : en interculture longue avec : - biomasse végétative du colza restée au sol Ce point caractérise l'effet d'interculture longue avec résidus de culture au sol	- Interculture de 6 mois - après pois protéagineux (7/90) - avant maïs fourrager (5/91) - fanes de pois restés au sol
N°2	- Profondeur : 1m-1m50 Origine identique : - Effet du lin de 1987 avec fertilisation azotée très faible (10 Kg N/ha pour des besoins totaux de 90 Kg N/ha, couverts par la fourniture du sol - Effet du blé de 1986 avec un rendement de 85 qx/ha et une fertilisation azotée de 160 Kg N/ha couvrant exactement l'exportation Ce point caractérise l'effet régulateur du lin et l'effet du blé plante tampon avec enracinement profond (1m50 en 86) et un bon ajustement de la fertilisation azotée. Déplacement du point : 2m sur 2 ans => 1m/an	- Profondeur : 3m 50
N° 3	Profondeur : 4 m. Origine identique - Pic atténué par inversion de la succession culturale maïs/betteraves le maïs de 85 est fait après les betteraves de 84 qui ont reçu les amendements (30T de fumier + 20m3 de lisier) sur un raygrass en interculture après escourgeon. Pluviométrie : 670 mm d'Octobre à Mars dont : 132 mm en Janvier et 145 mm en Mars Déplacement du point : 2m sur 2ans	- Profondeur : 6 m
N° 4	- Pic d'interculture longue entre maïs fourrage de 79 et betteraves sucrières de 80 avec : - apport de 40 T de fumier, 20 m3 de lisier et DE 470 CaO après maïs en hiver pluvieux (660 mm de pluie efficace) - pic très marqué (99mg/l.) à 7 m 50 de profondeur	- pic atténué à 9 mètres de profondeur

1992-06-03 09:17 63-96 S #2

Interprétation du profil -nitrates SC1 (suite) #2-

Point:	Carottage de Septembre 1988	-Carottage de Novembre 1990
N° 5	Profondeur : 16 m. Origine identique Pic d'interculture longue entre maïs fourrage de 1974 et betteraves sucrières de 1975 avec amendement humique et calcique (quantités non retrouvées)	-Profondeur : 19 m
POINTS A FAIBLE TENEUR EN NITRATES		
N° 6	- Profondeur : 18 m. Pratique d'une succession escourgeon (73) avec semis d'un seigle fourrager en culture intercalaire avant maïs de 1974	-Profondeur : 20 m
N° 7	-Profondeur : 10 m. Pratique identique de ray-grass en dérobé avant maïs	-Profondeur : 13 m;
N° 2	déjà traité en début de texte page 1 -	

Conclusion : La réalisation de carottages dans une même parcelle culturale donne des profils nitrates identiques avec un décalage moyen de deux mètres qui correspond à la vitesse de migration des pics d'environ un mètre par an.

Ces profils confirment l'importance de la gestion des intercultures qui détermine le niveau des pertes d'azote par lessivage avec : (N° 4 et 5)
- des pertes importantes en interculture longue pouvant être réduite par la mise en place de couverts végétaux, ici du type ray-grass ou (N° 3) seigle en culture fourragère dérobée; qui permettent l'apport des effluents d'élevage;

- des pertes très faibles, dans la succession lin sur blé (point N° 2) avec une fertilisation faible en moyenne sur les deux années concernées ;
- le lin ne recevant qu'une dizaine d'unités d'azote,
- et le blé 150 unités ce qui donne une moyenne de 80 Kgd'azote/ha;
Ces deux plantes ayant une profondeur d'enracinement très différente (60 cm pour le lin et 1m50 pour le blé dans ces limons profonds) l'exploration du volume de sol est assurée par le blé qui sert de plante tampon réduisant les pics de minéralisation qui provoquent la verse du lin.

Cet exemple montre que l'approche des problèmes de pollutions par les nitrates ne peut se limiter à un simple calcul du bilan par culture qu'il convient de compléter par une réflexion sur l'utilisation des effluents d'élevage et sur le mode de gestion des intercultures.

Annexe 2

-

Données de la Chambre d'Agriculture de l'Eure

Reliquats azotés lors des Intercultures Pois Blé

Les résultats présentés ci-dessous ont été obtenus grâce à suivi sur le Plateau de St André de parcelles de limon de plateau similaires à celle du site de Mousseaux Neuville pendant les 5 hivers successifs (1989/90 à 1993/94) puis les 3 hivers successifs (1999/2000 à 2001/2002).

Après pois, il apparaît que le niveau de reliquat entrée – hiver mesuré est variable mais régulièrement supérieur à 100kg N /ha.

Année	1989	1990	1991	1992	1993		1999	2000	2001
REH (1)	93	59	68	107	111		120	146	107
Nb de sites	2	7	6	5	6		8	3	4

(1) Reliquats Entrée Hiver exprimé en kg N/ha sur 0 à 90 cm

Plus spécifiquement, il est possible d'illustrer le lessivage de hiver 1993/ 1994 (hiver pendant lequel le site Mousseaux Neuville était en interculture Pois – Blé) à partir d'un site voisin situé sur le Plateau St André (Grossoeuvre). La parcelle de Grossoeuvre présente le même type de sol, limon moyen à profond. Le blé de pois a été semé début octobre. Les reliquats entrée et sortie hiver ont été mesurés sur 0 à 90 cm de profondeur (120 cm en sortie hiver)

Date	15 octobre 1993	15 février 1994
profondeur		
0 – 30 cm	44	21
30 – 60 cm	43	22
60 – 90 cm	17	39
total	104	82
90 – 120 cm	(<10)	33

Pendant l'intervalle entre les 2 mesures (octobre 1993 et février 1994), le blé a absorbé environ 20 à 25 kg N/ha. Avec une lame d'eau drainante de 150 à 170 mm, le modèle de Burns donne une perte d'azote au-delà de 90 cm voisine de 40 kg N/ha soit une concentration dans la lame d'eau drainante de l'ordre de 100 à 120 mg N-NO₃/l.

En regardant le profil à mi- février, on confirme que le profil s'est chargé en profondeur (concentration plus importante dans l'horizon 60-90 cm en février que en octobre) et que 33 kg N/ha sont hors de portée des racines dans l'horizon 90 – 120 cm.

Remarque : les fuites ont été minimisées lors d'hiver type 90/91 et 91/92, qui présentaient des reliquats entrée-hiver inférieurs à 70 kg N/ha. Dans les 2 situations observées sur des parcelles analogues à celle suivie en 1993/94, le blé a été semé précocement fin septembre et la lame d'eau drainante a été faible, de l'ordre de 100 à 120 mm. La perte se situe entre 10 et 15 kg N/ha soit une concentration dans la lame d'eau drainante de 45 à 60 mg NO₃/l (tableau ci-dessous).

Grossoeuvre			Grossoeuvre	
Hiver 90/91			Hiver 91/92	
Pois – blé semé fin sept			Pois – blé semé début octobre	
Date	15 octobre 1990	15 février 1991	15 octobre 1991	15 février 1992
profondeur				
0 – 30 cm	34	2	14	19
30 – 60 cm	14	12	38	31
60 – 90 cm	10	19	15	23
total	58	33	67	73

Reliquats azotés lors Interculture Sol nu : Céréale – Culture de printemps

De même que dans la situation précédente, les fuites d'azote dans l'interculture sol nu après céréales apparaissent très variables (parcelle Grossoeuvre en hiver 89/90 et 90/91).

Lors d'hivers peu arrosés, après une céréale non surfertilisée, le suivi des reliquats sur des parcelles analogues à celles présentées précédemment ne met pas en évidence de grosses fuites d'azote.

Avec une lame d'eau drainante de 120 mm, la perte n'excède pas 10 kg N/ha soit une lame d'eau avec une concentration de 37 mg N-NO₃/l.

	Grossoeuvre Hiver 89/90 Sol nu après céréale		Grossoeuvre Hiver 90/91 Sol nu après céréale	
	15 novembre 1989	15 février 1990	15 novembre 1990	15 février 1991
Date				
profondeur				
0 – 30 cm	32	9	23	12
30 – 60 cm	8	14	14	11
60 – 90 cm	3	22	1	15
total	43	45	38	38

Par contre, les suivis de reliquats faits sur le sud de l'Eure pendant les années 90, à l'occasion des opérations Moutardes, montrent des niveaux d'azote sous sol nu, régulièrement voisins de 60 à 70 kg N/ha.

Année	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000
REH (1)	71	70	66	64	86	65	73	86

Reliquat sur 0 à 90 cm en kg N/ha (10 à 20 situations par an) exprimé en kg N/ha sur 0 à 90 cm

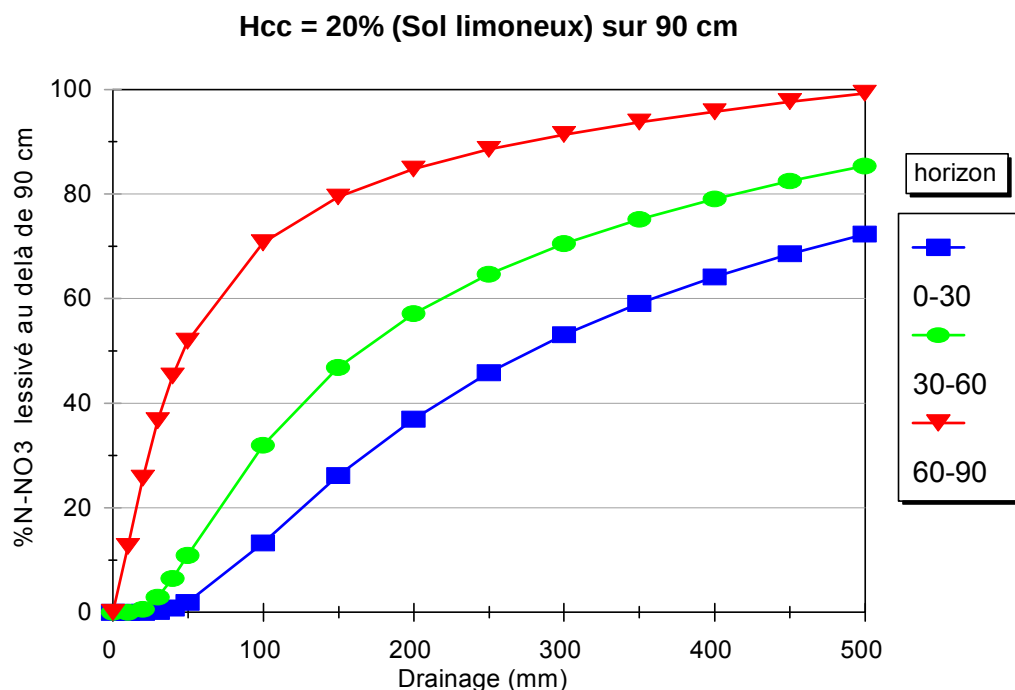
Date	15 Novembre 1999
profondeur	
0 – 30 cm	24
30 – 60 cm	30
60 – 90 cm	19
total	73

Répartition dans le Profil : exemple de l'année 1999

Avec un tel niveau d'azote, l'ordre de grandeur du lessivage serait de l'ordre de 35 kg pour une lame drainante de 150 mm, soit une lame d'eau avec une concentration d'environ 100 mgNO₃/litre. Si l'hiver est plus arrosé ce qui était le cas de l'hiver 1999/2000 avec une lame drainante voisine de 220 mm, la perte se situait à 45 kg et une concentration de la lame d'eau voisine de 90 mgNO₃/l.

Estimation des quantités d'azote lessivée : Modèle de Burns

La figure ci-dessous représente un exemple d'abaques de calcul du lessivage au-delà d'une profondeur de 90 cm pour un sol limoneux saturé en eau au moment du calcul (source LIXIM INRA Laon) suivant le modèle de Burns. De cette façon pour chaque horizon de sol, il est possible de déterminer la fraction d'azote lessivée en fonction de lame drainante (pluie efficace) pour un type de sol donné.



La Formule simplifiée de Burns est la suivante

$$\% \text{ lessivé} = \left[\frac{PD}{PD + Vm/100} \right]^{h/2} \times 100$$

Avec PD = Pluie Drainante en cm

Vm = Humidité volumique à la capacité au champ (Hcc) en %

(il est recommandé en l'absence de mesures de prendre Vm = 2 RU en mètres)

h/2 = 1/2 de la profondeur d'enracinement en cm car il s'agit d'azote distribué sur

l'ensemble du profil.

PD = P - k X ETP - RU

PD = Pluie Drainante en mm

P = Pluviométrie hivernale du 1er septembre à fin mars en mm

k = coefficient cultural

ETP = EvapoTranspiration Potentielle en mm du 1 er septembre à fin mars

RU = Réserve Utile en mm

Annexe 3

-

Paramètres d'entrée utilisés dans le modèle AGRIFLUX

MODELISATION DU PROFIL DE GODERVILLE

CARACTERISTIQUES DU SOL

pende du sol (%)	0									
profondeur maximale d'évaporation (m)	0.2									
	couche 1	couche 2	couche 3	couche 4	couche 5	couche 6	couche 7	couche 8	couche 9	couche 10
épaisseur (m)	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1
masse vol. apparente sèche (g/cm ³)	1.2	1.2	1.2	1.2	1.2	1.2	1.2	1.2	1.2	1.2
conductivité hydraulique à saturation (m/j)	0.06	0.06	0.06	0.06	0.06	0.06	0.06	0.06	0.06	0.06
porosité (m ³ /m ³)	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5
contenu en eau résiduel (m ³ /m ³)	0.4	0.4	0.4	0.4	0.4	0.4	0.4	0.4	0.4	0.4
point de flétrissement (m ³ /m ³)	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2
contenu en sable (%)	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20
contenu en limon (%)	65.5	65.5	65.5	65.5	65.5	65.5	65.5	65.5	65.5	65.5
contenu en argile (%)	12.5	12.5	12.5	12.5	12.5	12.5	12.5	12.5	12.5	12.5
contenu en matière organique (%)	1.9	1.9	1.9	1.9	1.9	1.9	1.9	1.9	1.9	1.9
fraction de matière organique dissoute	0.05	0.05	0.05	0.05	0.05	0.05	0.05	0.05	0.05	0.05

CARACTERISTIQUES DES CULTURES

	betterave	blé	maïs	colza	lin	pois	escourgeon
besoin en azote (kgN/ha)	70	240	121	315	80	325	100
besoin en eau (m)	0.196	0.36	0.4	0.3	0.2	0.27	0.36
fraction de l'azote récolté	0.9	0.63	0.7	0.5	0.7	0.6	0.6
fraction de l'azote résiduel	0.05	0.3	0.2	0.4	0.2	0.3	0.3
rapport C/N des racines	30	35	25	35	35	35	35
rapport C/N des résidus de récolte	60	60	60	60	60	60	60
profondeur des racines à maturité (m)	0.6	1	0.7	1	0.45	0.7	0.7
date de semis	15-avr	15-févr	25-avr	15-févr	15-mars	25-févr	15-févr
date de maturité	15-sept	25-juil	01-nov	20-juil	25-juil	01-août	15-juil
date d'enfouissement des résidus	10-oct	20-août	10-nov	15-août		20-août	15-août

PARAMETRES DU CYCLE DE L'AZOTE

Paramètres	Loi pour la distribution	Moyenne /borne inf	Ecart-type / borne sup
constante de dégradation de la litière (1/j)	normale	0,040	0,0040
constante de dégradation des fèces (1/j)	normale	0,035	
efficacité de la synthèse microbienne de la litière	normale	0,5	0,05
efficacité de la synthèse microbienne des fèces	discrète	0	
fraction de la litière passant à l'humus	normale	0,10	0,010
fraction des fèces passant à l'humus	discrète	0	
rapport C/N du sol	uniforme	4	10
constante de minéralisation de l'humus (1/j)	normale	0,00004	0,000003
constante de dénitrification (g N/m ² /j)	normale	0,2	0,02
fraction de l'azote inorganique disponible	normale	0,1	0,01
constante de nitrification (1/j)	normale	0,2	0,02
profondeur maximale de dénitrification (m)	normale	1	0,1
c ^{te} de demi-saturation pour la dénitrification (mg N/l)	normale	10	1
rapport NO ₃ /NH ₄ du sol	uniforme	10	20

MODELISATION DU PROFIL DE MOUSSEAUX-NEUVILLE

CARACTERISTIQUES DU SOL

pende du sol (%)	0									
profondeur maximale d'évaporation (m)	0.2									
	couche 1	couche 2	couche 3	couche 4	couche 5	couche 6	couche 7	couche 8	couche 9	couche 10
épaisseur (m)	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1
masse vol. apparente sèche (g/cm ³)	1.2	1.2	1.2	1.2	1.2	1.2	1.2	1.2	1.2	1.2
conductivité hydraulique à saturation (m/j)	0.06	0.06	0.06	0.06	0.06	0.06	0.06	0.06	0.06	0.06
porosité (m ³ /m ³)	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5
contenu en eau résiduel (m ³ /m ³)	0.4	0.4	0.4	0.4	0.4	0.4	0.4	0.4	0.4	0.4
point de flétrissement (m ³ /m ³)	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2
contenu en sable (%)	38	38	34	34	24	24	12	12	12	12
contenu en limon (%)	58.2	58.2	61.9	61.9	70.2	70.2	71.4	71.4	71.4	71.4
contenu en argile (%)	3.8	3.8	4.1	4.1	5.8	5.8	16.6	16.6	16.6	16.6
contenu en matière organique (%)	3.9	3.9	2.8	2.8	3.4	3.4	2.6	2.6	2.6	2.6
fraction de matière organique dissoute	0.05	0.05	0.05	0.05	0.05	0.05	0.05	0.05	0.05	0.05

CARACTERISTIQUES DES CULTURES

	betterave	blé	maïs	colza	lin	pois	escourgeon	moutarde	orge de printemps	luzerne	tournesol
besoin en azote (kgN/ha)	70	240	121	315	80	325	100	150	150	200	135
besoin en eau (m)	0.196	0.36	0.4	0.3	0.2	0.27	0.36	0.3	0.3	0.2	0.36
fraction de l'azote récolté	0.9	0.63	0.7	0.5	0.7	0.6	0.6	0.6	0.6	0.7	0.42
fraction de l'azote résiduel	0.05	0.3	0.2	0.4	0.2	0.3	0.3	0.3	0.3	0.2	0.3
rapport C/N des racines	30	35	25	35	35	35	35	35	35	35	35
rapport C/N des résidus de récolte	60	60	60	60	60	60	60	60	60	60	60
profondeur des racines à maturité (m)	0.6	1	0.7	1	0.45	0.7	0.7	0.7	0.7	0.45	0.7
date de semis	15-avr	15-févr	25-avr	15-févr	15-mars	25-févr	15-févr	15-avr	15-févr	15-avr	15-mars
date de maturité	15-sept	25-juil	01-nov	20-juil	25-juil	01-août	15-juil	25-oct	15-juil	25-oct	15-oct
date d'enfouissement des résidus	10-oct	20-août	10-nov	15-août		20-août	15-août	10-nov	05-août	10-nov	05-nov

PARAMETRES DU CYCLE DE L'AZOTE

Paramètres	Loi pour la distribution	Moyenne /borne inf	Ecart-type / borne sup
constante de dégradation de la litière (1/j)	normale	0,040	0,0040
constante de dégradation des fèces (1/j)	normale	0,035	
efficacité de la synthèse microbienne de la litière	normale	0,3	0,05
efficacité de la synthèse microbienne des fèces	discrète	0	
fraction de la litière passant à l'humus	normale	0,10	0,010
fraction des fèces passant à l'humus	discrète	0	
rapport C/N du sol	uniforme	4	10
constante de minéralisation de l'humus (1/j)	normale	0,00003	0,000006
constante de dénitrification (g N/m ² /j)	normale	0,2	0,02
fraction de l'azote inorganique disponible	normale	0,1	0,01
constante de nitrification (1/j)	normale	0,2	0,02
profondeur maximale de dénitrification (m)	normale	1	0,1
c ^{te} de demi-saturation pour la dénitrification (mg N/l)	normale	10	1
rapport NO ₃ /NH ₄ du sol	uniforme	10	20



Centre scientifique et technique
3, avenue Claude-Guillemain
BP 36009
45060 – Orléans Cedex 2 – France
Tél. : 02 38 64 34 34

Service géologique régional Haute-Normandie
Parc de la Vatine
10 rue A. Sakharov
76130 – Mont Saint Aignan - France
Tél. : 02 35 60 12 00