



Etude du transfert des nitrates dans la zone non saturée et dans les eaux souterraines des aires d'alimentation de captage en Picardie, bassin Seine Normandie

rapport final

BRGM/RP-63714-FR
décembre 2014



Etude du transfert des nitrates dans la zone non saturée et dans les eaux souterraines des aires d'alimentation de captage en Picardie, bassin Seine Normandie

rapport final

BRGM/RP-63714-FR
décembre 2014

Étude réalisée dans le cadre du projet de Service public PSP13PIC37

Surdyk N., Gourcy L., Baran N., Picot J.

Vérificateur :

Nom : Alexis Gutierrez

Date : 12/12/2014

Signature :



Approbateur :

Nom : Daniel MATON

Directeur régional Picardie

Date : 15 décembre 2014

Signature :



Le système de management de la qualité et de l'environnement est certifié par AFNOR selon les normes ISO 9001 et ISO 14001.



Mots-clés : eaux souterraines, transfert, nitrate, datation, Aisne, Oise, Picardie

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

Surdyk N., Gourcy L., Baran N., Picot J. (2014) – Etude du transfert des nitrates dans la zone non saturée et dans les eaux souterraines des aires d'alimentation de captage en Picardie, bassin Seine Normandie Rapport provisoire. BRGM/RP-63714-FR, 114 p., 77 ill., 1 ann.

© BRGM, 2014, ce document ne peut être reproduit en totalité ou en partie sans l'autorisation expresse du BRGM.

Sommaire

1. Introduction	13
1.1. CONTEXTE DE L'ETUDE	13
1.2. OBJET ET METHODE DE L'ETUDE.....	15
1.3. PHASAGE DE L'ETUDE	16
2. Phase 1 : Sélection et description des sites d'études	17
2.1. SELECTION DES SITES D'ETUDE	17
2.2. DESCRIPTION DES SITES D'ETUDE	18
2.2.1. Description géologique et hydrogéologique	20
2.2.2. Cadre géologique de l'aire d'alimentation de captage de Morgny-en-Thiérache :	20
2.2.3. Cadre géologique de l'aire d'alimentation de captage de Landifay-et-	
Bertaignemont :	22
2.2.4. Données agronomiques	24
3. Phase 2 : Interprétations des analyses de sol.....	27
3.1. DEMARCHE	27
3.2. REALISATION DES FORAGES, PRELEVEMENTS ET ANALYSES	28
3.2.1. Forage	28
3.2.2. Echantillonnage	29
3.2.3. Analyses	30
3.3. PROFILS OBTENUS SUR LES FORAGES DE MORGNY	31
3.3.1. Profil géologique	31
3.3.2. Données agronomiques	33
3.3.3. Profil des teneurs en eau sur la parcelle de Morgny-en-Thiérache.....	33
3.3.4. Profil des concentrations des différentes formes de l'azote sur la Parcelle de	
Morgny-en-Thiérache.....	35
3.3.5. Interprétations partielles.....	39
3.4. PROFILS OBTENUS SUR LES FORAGES DE LA PARCELLE TEMOIN DE	
MORGNY.....	41
3.4.1. Profil géologique	41
3.4.2. Données agronomiques	42
3.4.3. Profil des teneurs en eau sur la parcelle témoin de Morgny-en-Thiérache	42
3.4.4. Profil des concentrations des différentes formes de l'azote sur la parcelle témoin	
de Morgny.....	42
3.4.5. Interprétations partielles.....	44

3.5. PROFILS OBTENUS SUR LES FORAGES DE LE-HERIE-LA-VIEVILLE	44
3.5.1. Profil géologique	44
3.5.2. Données agronomiques	47
3.5.3. Profil des teneurs en eau sur la Parcelle de Le Hérie-la-Viéville	48
3.5.4. Profil des concentrations des différentes formes de l'azote sur la parcelle de Le Hérie-la-Viéville.....	50
3.5.5. Interprétations partielles.....	55
3.6. PROFILS OBTENUS SUR LES FORAGES DE LANDIFAY	57
3.6.1. Profil géologique	57
3.6.2. Données agronomiques	58
3.6.3. Profil des teneurs en eau sur la parcelle Landifay-et-Bertaignemont.....	58
3.6.4. Profil des concentrations des différentes formes de l'azote sur la Parcelle Landifay-et-Bertaignemont	59
3.6.5. Interprétations partielles.....	62
3.7. PROFILS OBTENUS SUR LES FORAGES DU TERRAIN DE FOOTBALL	63
3.7.1. Profil géologique	63
3.7.2. Données agronomiques	63
3.7.3. Profil des teneurs en eau	63
3.7.4. Profil des concentrations des différentes formes de l'azote sur la parcelle du terrain de Football.....	64
3.7.5. Interprétations partielles.....	65
3.8. INTERPRETATIONS DES ANALYSES PHYSICO-CHIMIQUES	66
3.8.1. Calcul de vitesse.....	66
3.8.2. Calcul des stocks	67
3.8.3. Comparaison avec des études antérieures	69
4. Phase 3 : Modélisation	73
4.1. MODELISATION	73
4.1.1. Présentation d'AgriFlux	73
4.1.2. La démarche.....	74
4.2. RECHERCHE DES DONNEES D'ENTREE	74
4.2.1. Description des paramètres de sol.....	75
4.2.2. Description du cycle de l'azote	75
4.2.3. Données météorologiques	76
4.2.4. Description des cultures.....	76
4.2.5. Description de la fertilisation	78
4.3. RESULTAT	78
4.3.1. Comparaison simulé/mesuré	78
4.3.2. Scénario	81
5. Phase 4 : Identification des sources de nitrate dans les eaux.....	83

5.1. CONTEXTE	83
5.2. POINTS D'ECHANTILLONAGE	83
5.2.1. Localisation des points d'échantillonnage	83
5.2.2. Interprétation des résultats d'analyses	84
6. Phase 5 : Estimation des temps moyen de résidence des eaux souterraines au niveau de 11 AAC.....	91
6.1. CONTEXTE	91
6.2. CAMPAGNES D'ECHANTILLONNAGES.....	91
6.2.1. Sélection des bassins	91
6.2.2. Sélection des points.....	91
6.2.3. Réalisation des campagnes d'échantillonnage.....	93
6.3. CARACTERISTIQUES HYDROCHIMIQUES DES EAUX ECHANTILLONNEES	94
6.3.1. Caractéristiques chimiques des eaux collectées	94
6.3.2. AAC de l'Oise	94
6.3.3. AAC de l'Aisne.....	96
6.4. DATATION DES EAUX SOUTERRAINES	98
6.4.1. Estimation de l'âge des eaux	98
6.4.2. AAC de l'Oise	103
6.4.3. AAC de l'Aisne.....	103
6.5. CONCLUSIONS PARTIELLES	104
7. Conclusion.....	107
8. Bibliographie	109

Liste des illustrations

Illustration 1 : Caractérisation de l'état chimique des masses d'eau du Bassin Artois-Picardie / état des lieux 2013	14
Illustration 2 - Concentration en nitrate dans trois captages de l'AAC Landifay-et-Bertaignemont (A gauche) et dans les forages de l'AAC de Morgny-en-Thiérache (moyenne de trois forage)(A droite)	17
Illustration 3 – Visualisation des AAC. Landifay-et-Bertaignemont (En haut) et Morgny-en-Thiérache (En bas)	19
Illustration 4 - Coupe géologique au nord du bassin de Paris (Roux, 2006)	20
Illustration 5 - Position des sondages sur la carte géologique de l'aire d'alimentation de captage de Morgny-en-Thiérache	22
Illustration 6 - Carte géologique de l'aire d'alimentation de captage de Landifay-et-Bertaignemont	24
Illustration 7 – Positionnement des marqueurs cultureux pour les trois sites	25

Illustration 8 - Profil théorique des teneurs en nitrate dans un sol avec mise en jachère (période 2005 - 2007)	27
Illustration 9 : Forage à la tarière.....	28
Illustration 10 - Coupe géologique du sondage S1	32
Illustration 11 - Coupe géologique du sondage S2	32
Illustration 12 - Coupe géologique du sondage S8	33
Illustration 13 - Historique des cultures sur la parcelle de Morgny-en-Thiérache	33
Illustration 14 – Teneurs en eau pondérales (g/kg) sur le sondage S1 de 0 à 20 m.(avec report du log simplifié).....	34
Illustration 15 - Teneurs en eau pondérales (g/kg) sur le sondage S2 (avec report du log simplifié).....	35
Illustration 16 - Concentrations des formes de l'azote dans S1 (mg de N-NO ₃ /kg mg de N-NO ₂ /kg mg de N-NH ₄ /kg à gauche ; mg de NO ₃ /L; mg de NO ₂ /L, mg de NH ₄ /L à droite).....	37
Illustration 17 - Concentrations des formes de l'azote dans S2 (mg de N-NO ₃ /kg mg de N-NO ₂ /kg mg de N-NH ₄ /kg à gauche ; mg de NO ₃ /L; mg de NO ₂ /L, mg de NH ₄ /L à droite).....	38
Illustration 18 – Comparaison des concentrations en nitrate (mg de N-NO ₃ /kg) dans les 6 premiers mètres de S1 et S2 sur le site de Morgny-en-Thiérache	38
Illustration 19 - Quantité cumulée d'azote (N-NO ₃) en fonction de la profondeur sur les sondages S1 et S2 à Morgny-en-Thiérache	39
Illustration 20 - Tentative de corrélation entre la fertilisation et les concentrations en azote nitrique mesurées	40
Illustration 21 - Comparaison des concentrations en nitrate (mg de N-NO ₃ /kg) dans S1 et une zone enherbée non fertilisée	41
Illustration 22 - Teneurs en eau pondérales (g/kg) sur le sondage S7	42
Illustration 23 : remplissages argileux au sein de la formation crayeuse	45
Illustration 24 - Coupe géologique du sondage S3 de Le-Hérie-La-Viéville.	46
Illustration 25 - Coupe géologique du sondage S4 de de Le-Hérie-La-Viéville.	47
Illustration 26 - Coupe géologique du sondage S4bis de Le-Hérie-La-Viéville.....	47
Illustration 27 – Données agronomiques de la rotation de la parcelle de Le Hérie-La-Viéville.....	47
Illustration 28 - Teneurs en eau pondérales (g/kg) sur le sondage S3.	48
Illustration 29 - Teneurs en eau pondérales (g/kg) sur le sondage S4 et de S4bis	50
Illustration 30 - Concentrations des formes de l'azote dans S3 (mg de N-NO ₃ /kg mg de N-NO ₂ /kg mg de N-NH ₄ /kg à gauche ; mg de NO ₃ /L; mg de NO ₂ /L, mg de NH ₄ /L à droite).....	52
Illustration 31 - Concentrations des formes de l'azote dans S4 (mg de N-NO ₃ /kg mg de N-NO ₂ /kg mg de N-NH ₄ /kg à gauche ; mg de NO ₃ /L; mg de NO ₂ /L, mg de NH ₄ /L à droite).....	53
Illustration 32 - Concentrations des formes de l'azote dans S4bis (mg de N-NO ₃ /kg mg de N-NO ₂ /kg mg de N-NH ₄ /kg à gauche ; mg de NO ₃ /L; mg de NO ₂ /L, mg de NH ₄ /L à droite).....	54
Illustration 33 - Comparaison des profils de nitrate dans les profils S3, S4 et S4bis sur les 6 premiers mètres. (à gauche S3 comparé avec S4 bis; à droite S3 comparé avec S4).....	54
Illustration 34 - Quantité cumulée d'azote (N-NO ₃) en fonction de la profondeur sur les 30 premiers mètres de S3.....	55
Illustration 35 - Tentative de corrélation entre les surplus/déficit d'azote et les concentration en azote nitrique mesurée en jouant sur la vitesse moyenne de transfert dans les sols et dans la craie	57

Illustration 36 - Coupe géologique du sondage S5	58
Illustration 37 - Coupe géologique du sondage S6	58
Illustration 38 - Données agronomiques de la rotation de la parcelle de Landifay	58
Illustration 39 - Teneurs en eau pondérales (g/kg) sur le sondage S5 et S6	59
Illustration 40 - Concentrations des formes de l'azote dans S5 (mg de N-NO ₃ /kg mg de N-NO ₂ /kg mg de N-NH ₄ /kg à gauche ; mg de NO ₃ /L; mg de NO ₂ /L, mg de NH ₄ /L à droite).....	60
Illustration 41 - Concentrations des formes de l'azote dans S6 (mg de N-NO ₃ /kg mg de N-NO ₂ /kg mg de N-NH ₄ /kg à gauche ; mg de NO ₃ /L; mg de NO ₂ /L, mg de NH ₄ /L à droite).....	61
Illustration 42 - Comparaison des profils de nitrate dans les profils S5 et S6 sur les 6 premiers mètres...61	
Illustration 43 - Tentative de corrélation entre la fertilisation et les concentrations en azote nitrique mesurées en considérant 2 vitesses moyennes de transfert	62
Illustration 44 - Coupe géologique du sondage S7	63
Illustration 45 - Teneurs en eau pondérales (g/kg) sur le sondage S7	64
Illustration 46 - Concentrations des formes de l'azote dans S7 (mg de N-NO ₃ /kg mg de N-NO ₂ /kg mg de N-NH ₄ /kg à gauche ; mg de NO ₃ /L; mg de NO ₂ /L, mg de NH ₄ /L à droite).....	65
Illustration 47 - Evolution de la concentration mensuelle en nitrate dans la zone sous-racinaire pour une parcelle dans laquelle une prairie temporaire est introduite	66
Illustration 48 - Rupture dans la pente courbe de quantité cumulée d'azote (N-NO ₃) en fonction de la profondeur sur S1 à Morgny-en-Thiérache	68
Illustration 49 - Rupture dans la pente courbe de quantité cumulée d'azote (N-NO ₃) en fonction de la profondeur sur S3 à Le Hérie la Viéville	68
Illustration 50 - Rupture dans la pente courbe de quantité cumulée d'azote (N-NO ₃) en fonction de la profondeur sur S5	69
Illustration 51 – Synthèse des données de vitesse de transfert au sein de la matrice crayeuse obtenues dans différentes études	70
Illustration 52 : Vitesses de transfert obtenues pour la craie du Nord de la France	71
Illustration 53 : Stocks de nitrate estimés sur le bassin de l'Hallue (Normand et al., 1999)	72
Illustration 54 - Les trois blocs calculatoires d'Agriflux	74
Illustration 55 - Données du second menu cycle de l'azote	76
Illustration 56 – Besoin d'azote par hectare calculé pour les cultures de la parcelle de Le Hérie-la- Viéville77	
Illustration 57 - Comparaison des données simulées et des données mesurées sur la parcelle de le Hérie-La Viéville.....	80
Illustration 58 - Comparaison des données simulées avec et sans cultures intermédiaires sur la parcelle de le Hérie-La Viéville	81
Illustration 59- Emplacement des points d'échantillonnage pour l'étude géochimique et isotopique et de datation	84
Illustration 60 : Concentration en nitrate en fonction des teneurs en oxygène dissous des points d'eau de l'AAC de Landifay	85
Illustration 61 : Evolution des concentrations en nitrates en fonction des concentrations en chlorure (a) et bore (b) pour les points de l'AAC de Landifay.	86
Illustration 62 : $\delta^{15}\text{N}$ en fonction des concentrations en nitrates des points d'eau de l'AAC de Landifay	86
Illustration 63 : $\delta^{18}\text{O}$ et $\delta^{15}\text{N}$ des nitrates des points de l'AAC de Landifay	87

Illustration 64 : ^{11}B et concentration en bore dans les eaux de l'AAC de Landifay	88
Illustration 65 : $\delta^{11}\text{B}$ et du $\delta^{15}\text{N}$ des nitrates pour les eaux de l'AAC de Landifay.....	88
Illustration 66- Emplacement des prélèvements dans l'Oise	92
Illustration 67 - Emplacement des prélèvements dans l'Aisne	93
Illustration 68 : Diagramme de Piper pour les eaux collectées en Picardie en 2014	94
Illustration 69 : Concentrations en Ca, Mg, Na, SO_4 , NO_3 et B en fonction du Cl pour les eaux des AAC de l'Oise.....	95
Illustration 70 : Concentrations en Ca, Mg, Na, SO_4 , NO_3 et B en fonction du Cl pour les eaux des AAC de Picardie.....	97
Illustration 71 : Chronique des concentrations dans l'air des CFC et SF_6 mesurées à Mace Head (Irlande).....	99
Illustration 72 : Schéma des modèles empiriques d'écoulement (piston, exponentiel, mélange).....	101
Illustration 73 : Comparaison des concentrations dans l'eau (en pptv) des CFC-113 vs CFC-12, CFC-11 vs CFC12, CFC-113 vs CFC-11 et modèles de recharge piston (ligne verte continue), modèle de mélange binaire (ligne noire) et modèle exponentiel (ligne discontinue rouge).	102
Illustration 74 : Comparaison des concentrations dans l'eau (en pptv) des SF_6 vs CFC-11, SF_6 vs CFC-12, SF_6 vs CFC-113 et modèles de recharge piston (ligne verte continue), modèle de mélange binaire (ligne noire) et modèle exponentiel (ligne continue rouge).....	102
Illustration 75 : Résultats de l'estimation des âges apparents (CFC/ SF_6 dans l'air en picomol.l ⁻¹ et femtomol.l ⁻¹ et dans l'eau en partie par trillion en volume, pptv) pour les eaux des AAC de l'Oise.....	103
Illustration 76 : Résultats de l'estimation des âges apparents (CFC/ SF_6 dans l'air en picomol.l ⁻¹ et femtomol.l ⁻¹ et dans l'eau en partie par trillion en volume, pptv) pour les eaux des AAC de l'Oise.....	104
Illustration 77 : Concentration en SF_6 et incertitude analytique pour tous les points de prélèvement de 2014	105
Illustration 78 : Concentrations en SF_6 et nitrates des eaux prélevées en 2014 en Picardie	106

Liste des annexes

Annexe 1 Modélisation du profil de Le Hérie-la-Viéville	111
---------------------------------------------------------------	-----

Synthèse

L'évaluation de l'impact des changements de pratiques agricoles sur la qualité des eaux reste une question majeure. Les objectifs de cette étude réalisée en partenariat entre la Chambre d'Agriculture de l'Aisne, l'Agence de l'Eau Seine Normandie et le BRGM sont d'apporter des éléments de réponse aux questions suivantes :

- A quelle échéance, les changements de pratiques auront-ils un effet notable sur la qualité des eaux souterraines ?
- Quelle sera l'ampleur de cet effet ?
- Quelle est l'origine des nitrates présents dans la nappe ?

Pour répondre à ces objectifs, plusieurs approches complémentaires ont été mises en œuvre à deux échelles de travail : à l'échelle de la parcelle agricole et à l'échelle de l'Aire d'Alimentation des Captages (AAC). Les travaux de recherche ont été menés dans deux AAC "Grenelle" de l'Aisne, l'AAC de Landifay-et-Bertaignemont et l'AAC de Morgny-en-Thiérache.

A l'échelle de la parcelle

Des sondages ont été réalisés sur 3 parcelles agricoles disposant d'un marqueur cultural (changement majeur de pratiques dans la fertilisation tel un retournement de prairie ou une mise en jachère). Ils doivent permettre d'une part, d'évaluer le stock de nitrates présent dans la zone non saturée (c'est-à-dire la zone située entre la surface du sol et le sous-sol jusqu'à la nappe) et d'autre part, d'estimer la vitesse de transfert de ces nitrates.

Les sondages réalisés ont permis d'établir des profils pour estimer les concentrations en azote présentes sur les matériaux collectés à différentes profondeurs. Les concentrations fluctuent sur ces profils en réponse aux pratiques agricoles variables selon les années mais aussi en fonction de la pluviométrie. Pour les parcelles étudiées, les introductions de nitrates vers la nappe sont moins importantes aujourd'hui que dans le passé. Elles restent toutefois supérieures à celles observées dans les parcelles sans fertilisation qui ont servi de référence.

Dans deux parcelles sondées, les vitesses de transferts des nitrates ont pu être estimées (entre 0,6 et 1,5 m/an). Compte-tenu de l'épaisseur de la zone non saturée (plusieurs dizaines de mètres localement) et des faibles vitesses estimées, les actions menées en surface pourraient avoir un impact très retardé sur la qualité de la nappe. Ainsi, pour les parcelles étudiées, où le transfert matriciel est prépondérant, l'impact des pratiques actuelles ne seraient visibles que dans une cinquantaine et une vingtaine d'années, respectivement.

Les conclusions du projet ne sont valables que pour les deux parcelles investiguées. Le projet a pu montrer, par l'utilisation de répliquâts, que la réponse à la fertilisation était homogène au sein d'une parcelle. Il est à noter que les travaux n'avaient pas pour objet d'extrapoler l'information à l'échelle de l'AAC. De ce fait, l'étude réalisée ne permet pas de prédire quel sera l'impact des améliorations des pratiques mesurées à partir des parcelles testées et si celles-ci pourront être suffisantes pour améliorer la qualité de l'eau au captage.

A l'échelle de l'aire d'alimentation de captage

A l'échelle des Aires d'Alimentation de Captages (AAC), l'application d'outils de datation conduit à l'estimation d'un âge moyen de l'eau dans la nappe. Une analyse du temps de transfert au sein de la zone saturée (qui correspond au temps nécessaire pour aller de l'endroit où le nitrate atteint la nappe et le point où l'eau est prélevée) a été réalisée. Des outils dits de datation par utilisation des gaz fréons dans le cas présent, permettent d'estimer ce temps de transfert pour l'eau.

Sur l'AAC de Landifay-et-Bertaignemont, le modèle de transfert des eaux est un modèle exponentiel. Au niveau du captage, des gouttes d'eau d'âges différents se mélangent suivant la longueur de leurs trajectoires. Autrement dit, l'eau prélevée aujourd'hui est un mélange d'eaux anciennes et d'eaux plus récentes. Le temps moyen de résidence dans la nappe résultant de ces mélanges est d'environ 20-25 ans. Sur l'AAC de Morgny-en-Thiérache, le modèle de transfert des eaux est un modèle de type piston. Schématiquement, chaque année, l'eau qui s'infiltre « pousse » l'eau déjà présente dans la nappe, sans mélange. La date moyenne de recharge correspond aux années 2000-2005.

Pour les eaux collectées sur sept AAC de l'Oise constate qu'un grand nombre d'eaux est contaminée par les CFC-11, CFC-12 et CFC-113. Dans ce cas, seul le SF₆ permet une datation des eaux. De ce fait l'incertitude sur les âges apparents donnés est grande. Au vu des connaissances hydrogéologiques, un modèle de type piston a été choisi pour l'estimation des âges apparents. Il n'est pas surprenant de constater que la date moyenne de la recharge des eaux sur les AAC de l'Oise soit ancienne (<1998). Sur l'AAC de Auger-Saint-Vincent, on note deux groupes d'eau, aux points F1 et F2bis des eaux ayant un temps moyen de résidence d'une vingtaine d'année alors que les eaux aux forages F2 et F4 sont d'âge antérieur à 1950. Sur cette AAC, la qualité des eaux est en relation avec leur âge apparent puisque les concentrations en sulfate, baryum, strontium, silice sont plus élevées pour les eaux anciennes que pour les eaux plus « jeunes ».

Une analyse des isotopes de l'oxygène et de l'azote contenus dans les nitrates a été réalisée sur des échantillons d'eaux souterraines provenant de 7 forages localisés dans l'AAC de Landifay-et-Bertaignemont. Cette analyse permet dans les cas favorables de caractériser la ou les sources de nitrates présents dans la nappe (engrais minéraux, azote organique, eaux usées etc.). Il apparaît clairement, pour le site d'étude, que les nitrates n'ont pas une origine « eau usée » dans le captage de Landifay. Les nitrates ont pour origine les engrais minéraux et les engrais organiques, avec un ratio différent entre ces sources variables suivant les forages.

1. Introduction

1.1. CONTEXTE DE L'ETUDE

Le principal objectif fixé par la Directive Cadre sur l'Eau 2000/60/CE du 23 octobre 2000 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 contamination des eaux souterraines, mais aussi d'étudier les tendances d'évolution des concentrations des polluants. Les Etats Membres doivent aussi mettre en place un programme d'actions afin d'atteindre le bon état. 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 étayées de dérogation de délai, voire d'objectifs, devront être fournies.

La Directive européenne 91/676/CEE du 12 décembre 1991, dite directive « nitrates » vise à prévenir et réduire la pollution des eaux par les nitrates d'origine agricole. Si les objectifs de cette directive ne sont pas atteints, des risques existent de ne pas pouvoir atteindre le « bon état » de la Directive cadre sur l'eau à cause du paramètre « nitrate ». D'ores et déjà, la qualité des eaux souterraines en Picardie est considérée comme assez dégradée puisque seules trois masses d'eau souterraine sur vingt-sept ont été évaluées en bon état chimique en 2006-2007. Ce mauvais état général est notamment dû aux taux de nitrates et de certaines molécules phytosanitaires. En 2008, plus de 30 % des stations des réseaux de surveillance des nappes souterraines ont une teneur moyenne supérieure à 40 mg/L.

Le récent état des lieux effectué en 2013 par l'Agence de l'Eau Artois Picardie confirme que 6 masses d'eau ont pour paramètre limitant les nitrates sur la base des moyennes interannuelles 2007-2011. Pour le bassin Seine-Normandie, l'état des lieux montre que les nappes d'eau souterraines sont en grande majorité en état médiocre concernant la qualité chimique de leur eau. Sur 53 nappes, 39 sont restées en état médiocre entre 2007 et 2010, 2 ont perdu leur bonne qualité, 5 se sont améliorées et seules 7 sont restées en bon état. Cette situation est principalement due à deux causes : les produits phytosanitaires qui affectent 68% des 53 masses d'eau, et les nitrates (30% des 53 masses d'eau).

....

Code masse d'eau	Nom de la masse d'eau	Etat chimique	Paramètres limitants
1001	Craie de l'Audomarois	Mauvais état	Déséthyl atrazine, glyphosate
1002	Calcaires du Boulonnais	Bon état	
1003	Craie de la vallée de la Deûle	Mauvais état	Nitrates, sélénium, glyphosate
1004	Craie de l'Artois et de la vallée de la Lys	Mauvais état	Aminotriazole, glyphosate, AMPA, déséthyl atrazine
1005	Craie de la vallée de la Canche aval	Mauvais état	Déséthyl atrazine, glyphosate
1006	Craie des vallées de la Scarpe et de la Sensée	Mauvais état	Aminotriazole, nitrates
1007	Craie du Valenciennais	Bon état	
1008	Craie de la vallée de la Canche amont	Mauvais état	Aminotriazole
1009	Craie de la vallée de l'Authie	Mauvais état	Benzo(a)pyrène, déséthyl atrazine
1010	Craie du Cambresis	Mauvais état	Glyphosate, oxadixyl, déséthyl atrazine, nitrates
1011	Craie de la vallée de la Somme aval	Mauvais état	Benzo(a)pyrène, déséthyl atrazine, atrazine, glyphosate, Atrazine déisopropyl, Bentazone, AMPA, oxadixyl, Tétrachloréthène, nitrates
1012	Craie de la moyenne vallée de la Somme	Mauvais état	Oxadixyl, azoxystrobine, Ethofumésate, glyphosate, nitrates
1013	Craie de la vallée de la Somme amont	Mauvais état	Benzo(a)pyrène, déséthyl atrazine, atrazine, glyphosate
1014	Sables du Landénien des Flandres	Bon état	
1015	Calcaire Carbonifère de Roubaix-Tourcoing	Bon état	
1016	Calcaires de l'Avesnois	Bon état	
1017	Bordure du Hainaut	Mauvais état	Nitrates
1018	Sables du bassin d'Orchies	Bon état	

Illustration 1 : Caractérisation de l'état chimique des masses d'eau du Bassin Artois-Picardie / état des lieux 2013

Ainsi, une grande partie de la Picardie a été classée, comme de nombreuses autres régions de France, en zone vulnérable, au titre de la Directive « nitrates ». Ce classement implique pour l'agriculture la mise en place des programmes d'actions visant à inverser les tendances à la dégradation des eaux par ce paramètre (mise en place d'une couverture du sol en hiver, une gestion raisonnée de l'apport en azote,...).

Par ailleurs, la Directive Cadre européenne sur l'Eau (DCE) impose des objectifs spécifiques aux zones de protection des prélèvements d'eau destinée à la consommation humaine.

A ce titre, l'article 21 de la Loi sur l'Eau et les Milieux Aquatiques (LEMA) n°2006-1772 du 30 décembre 2006 a renforcé les dispositifs de gestion de la ressource en eau potable, en créant des zones de protection des aires d'alimentation de captage (AAC ou BAC) sur lesquelles seront mis en œuvre des programmes d'action visant, notamment, la lutte contre les pollutions diffuses et éventuellement ponctuelles d'origine agricole et urbaine. En régulant les activités humaines dans cette zone, il est indispensable d'éviter que les eaux d'alimentation des

captages soient contaminées par des pollutions diffuses, par exemple sous la forme de pesticides ou de nitrates qui mettent en danger la santé des populations à long terme.

Les captages dits "captages prioritaires Grenelle" (article 27 Loi Grenelle), sont considérés parmi les plus menacés par les pollutions diffuses (nitrates et phytosanitaires) et donc prioritaires pour la mise en œuvre de plans d'actions. Des analyses régulièrement effectuées au niveau de certains captages « Grenelle » montrent des teneurs en nitrates préoccupantes proches de la norme de potabilité de 50 mg/L.

Aux difficultés de mise en œuvre de programmes d'actions permettant de retrouver une qualité des eaux convenable se surimpose le problème de l'inertie des hydrosystèmes comprenant une composante « eaux souterraines » significative. En effet, même si les pressions anthropiques redeviennent nulles dès à présent, l'existence d'un stock de solutés (nitrate, phytosanitaires) dans les sols, la zone non saturée et les aquifères, ne permettrait pas un retour instantané à une eau de bonne qualité (tant au sein des aquifères concernés qu'au sein des eaux de surface alimentées par ces aquifères).

Cette quantification du temps de réponse des hydrosystèmes à des modifications des pratiques (programmes d'actions et de mesures notamment) requiert, outre la quantification des stocks au sein de ces différents compartiments (sols, zones non saturées, aquifères), l'évaluation des flux et de la vitesse de transfert de l'eau et des solutés associés en leur sein.

1.2. OBJET ET METHODE DE L'ETUDE

L'Agence de l'Eau Seine Normandie, la DREAL Picardie, la DRAAF Picardie, les DDT(M), les Chambres d'agriculture des départements de l'Aisne et de l'Oise, la Chambre régionale d'agriculture de Picardie et le BRGM ont souhaité s'associer autour d'un projet démonstrateur visant à déterminer les vitesses de circulation de l'eau et des nitrates dans la zone non saturée (sol, sous-sol) et dans les nappes des aquifères captés localement au droit de plusieurs Aires d'Alimentation de Captage (AAC). Il s'agit donc de caractériser par des mesures de terrain directes ou indirectes des vitesses de transfert des nitrates en contexte géologique crayeux, depuis leur application sur le sol jusqu'à la nappe (zone non saturée) puis au sein de la nappe elle-même (zone saturée). Pour ce faire, la méthodologie employée est la suivante :

Dans un premier temps, L'étude débute par la collecte des échantillons de sol et de solides de la zone non saturée à des profondeurs déterminées pour réaliser des profils de concentrations en nitrate entre la surface et la nappe de différentes parcelles agricoles étudiées intégrées dans deux AAC (Landifay-et-Bertaignemont (02) et Morgny-en-Thiérache (02)).

L'interprétation des informations collectées consiste à rechercher les liens entre les pics de concentration observés sur les profils ainsi obtenus avec l'historique des pratiques, celui-ci étant connu grâce aux travaux menés dans le cadre du projet par la Chambre d'Agriculture de l'Aisne. En effet, les profils de concentrations en nitrate peuvent être considérés comme résultant d'une succession de pratiques agricoles dépendantes des cultures qui se sont succédées sur ces parcelles. Chaque point du profil de concentration en nitrate peut être interprété comme une mesure du lessivage des nitrates en profondeur, soit, en d'autres termes, comme la quantité de nitrate non consommé/transformé au niveau du sol pour une période déterminée.

Parallèlement, et dans 11 AAC de Picardie situées dans le bassin Seine-Normandie, une méthode de datation des eaux est déployée pour aider à comprendre le fonctionnement hydrodynamique du système. Ainsi la méthode des CFC et SF₆ est utilisée afin d'appréhender

les temps moyens de résidence de l'eau au sein de la nappe. Cette information est complémentaire à l'approche précédente. En effet, l'interprétation des profils de nitrate obtenus dans la zone non saturée permet d'estimer le temps de transfert au sein de cette zone non saturée alors que la datation effectuée sur les eaux informe sur les temps de transit dans la nappe. Les outils comme les chlorofluorocarbones (CFC) et l'hexafluorure de soufre (SF₆) sont couramment utilisés en hydrogéologie et ont été jugés pertinents dans le cadre de cette étude.

1.3. PHASAGE DE L'ETUDE

Le projet a été réalisé en cinq phases. Dans la première phase, les sites de forages ont été sélectionnés. Les critères de sélection des sites et des profondeurs forées sont multiples : la géologie, l'hydrogéologie, la pédologie, l'historique des cultures, mais aussi l'environnement, l'accès et les conditions d'exécutions des ouvrages ont été considérés pour chaque site.

La deuxième phase du projet analyse et interprète les résultats bruts de la phase 1. Elle a permis d'estimer les stocks et les vitesses de transfert de l'eau et des solutés associés dans la zone non saturée à partir des mesures sur les échantillons de forages et les analyses de sols et de leurs interprétations...

Dans la troisième phase, une simulation des flux de solutés à l'échelle de la colonne de sol à partir des données de l'un des sites, Le Hérie-la-Viéville (02), a été réalisée. Ces simulations à l'aide du modèle AgriFlux ont permis de conforter les hypothèses de la deuxième phase.

La quatrième phase a consisté à identifier les "signatures" isotopiques en nitrate et en bore rencontrées dans les eaux souterraines de Landifay-et-Bertaignemont (02). La signature isotopique de l'azote et de l'oxygène des nitrates et du bore diffère selon leurs sources d'émission (engrais, eaux d'assainissement,...). Ces différences sont utilisées pour remonter jusqu'à l'origine des contaminations.

La cinquième phase du projet a pour objectif d'approcher les vitesses de transit de l'eau et des solutés dans les écoulements des nappes souterraines, à l'aide des chlorofluorocarbones (CFC) et hexafluorure de soufre (SF₆), au niveau des captages de 11 AAC. L'analyse CFC-SF₆ permet d'évaluer l'âge moyen des eaux échantillonnées et de pouvoir déterminer le temps de résidence moyen de l'eau dans l'aquifère. L'intérêt d'utiliser les trois CFC repose sur le fait que leurs périodes d'émission et leurs propriétés intrinsèques sont différentes ce qui permet de diminuer les incertitudes sur les datations.

2. Phase 1 : Sélection et description des sites d'études

2.1. SELECTION DES SITES D'ETUDE

L'étude pour le transfert vertical dans la zone non saturée a été réalisée sur deux aires d'Alimentation des Captages (AAC) prioritaires Grenelle l'AAC « Grenelle » de Landifay-et-Bertaignemont (02) et l'AAC « Grenelle » de Morgny-en-Thiérache (02).

Ces deux sites ont été choisis car leurs captages présentent des concentrations en nitrate qui s'approchent de la norme de 50 mg/l (Illustration 2). De plus, l'AAC de Landifay-et-Bertaignemont a été sélectionnée car c'est la plus étendue de l'Aisne. Celle de Morgny-en-Thiérache a aussi été sélectionnée car elle présentait un faciès géologie différent (argile à silex), celle de Landifay présentant des faciès sur craie.

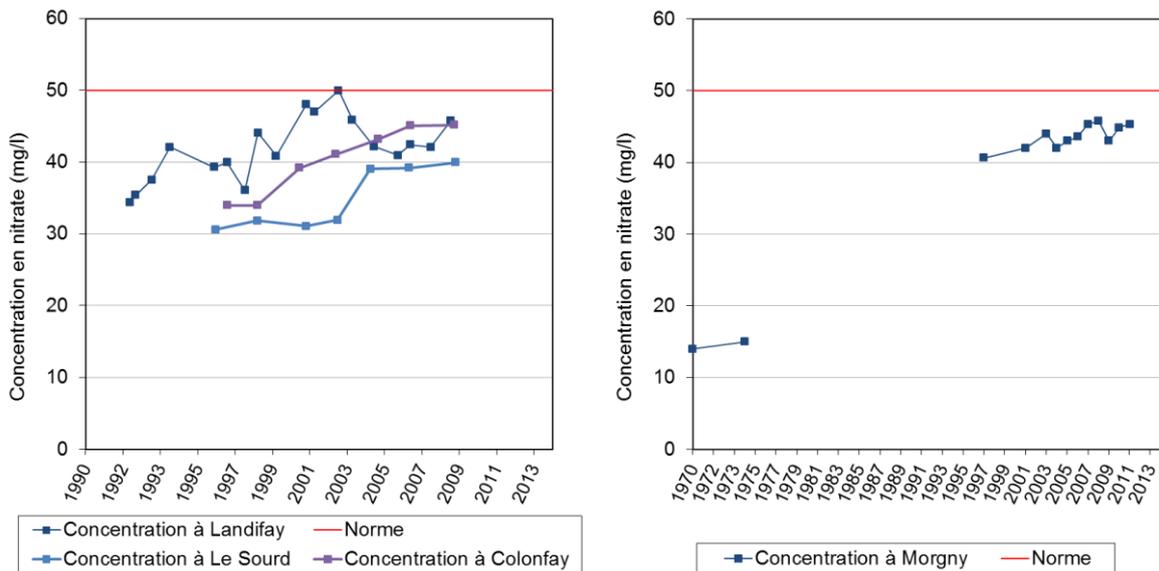


Illustration 2 - Concentration en nitrate dans trois captages de l'AAC Landifay-et-Bertaignemont (A gauche) et dans les forages de l'AAC de Morgny-en-Thiérache (moyenne de trois forages)(A droite)

Des parcelles agricoles ont été sélectionnées dans chacune de ces AAC. Elles sont représentatives de la rotation culturale de la zone. La sélection des parcelles étudiées au sein des AAC est avant tout dépendante de la connaissance des pratiques agricoles sur un historique le plus long possible. Il est primordial de connaître les pratiques culturales sur plusieurs années, voire décennies, afin d'essayer de retrouver des éléments «marqueurs» dans le profil nitrate qui sera observé (date d'arrêt des apports d'azote ou à l'inverse mise en culture de la parcelle). La sélection des sites d'étude par AAC a été réalisée en concertation avec les membres du comité de pilotage. La collecte et la mise en forme de l'historique des pratiques agricoles (assolement, dosage et période d'épandage des fertilisants, mise en œuvre de pratiques agro-environnementales ...) ont été assurées par la Chambre d'Agriculture de l'Aisne.

Cinq parcelles ont été sélectionnées, les deux premières sur la commune de Morgny-en-Thiérache et les trois autres près de la commune de Landifay-et-Bertaignemont.

2.2. DESCRIPTION DES SITES D'ETUDE

Une présentation précise des sites d'étude des deux AAC permet de comprendre au mieux les systèmes hydrogéologiques étudiés. Pour ce faire, cette description est, en partie, menée à l'échelle du bassin.

Dans la partie amont de l'AAC de Morgny-en-Thiérache, deux parcelles ont été sélectionnées. Elles se situent à environ 1,5 km du centre du village. La première parcelle sélectionnée se situe un peu à l'écart du chemin et une autre parcelle a dû être traversée pour pouvoir l'atteindre. Deux sondages ont été réalisés dans cette parcelle, leurs codes sont BSS 00676X117/S1 et 00676X116/S2. La seconde parcelle se situait à proximité de la première (env. 300 m) et à proximité des captages de Morgny-en-Thiérache. Un seul sondage a été réalisé dans cette parcelle, le code BSS qui lui a été attribué est 00676X0117/S8

Dans la partie amont de l'AAC de Landifay-et-Bertaignemont, trois parcelles ont été sélectionnées. Dans la première parcelle située à proximité de la commune de Le Hérie-la-Viéville, trois sondages ont été réalisés. Leurs codes BSS sont 00661X0044/S3, 00661X0045/S4 et 00661X0046/S4bis. La deuxième parcelle est située à proximité de la commune de Landifay-et-Bertaignemont et du captage en lui-même. Les sondages 00661X0047/S5 et 00661X0048/S6 y ont été réalisés. Le dernier forage a été réalisé sur le terrain de football de la commune de Landifay-et-Bertaignemont, à l'intérieur de la commune. Il s'agit du sondage 00661X0049/S7. L'illustration ci-dessous permet de localiser les sondages dans les AAC (Illustration 3).

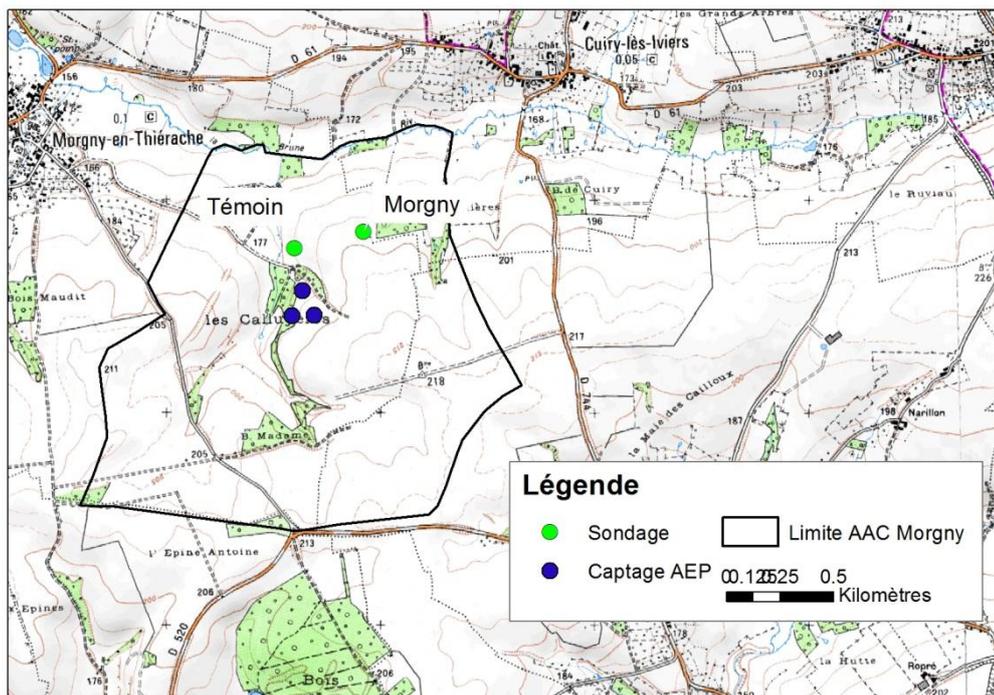
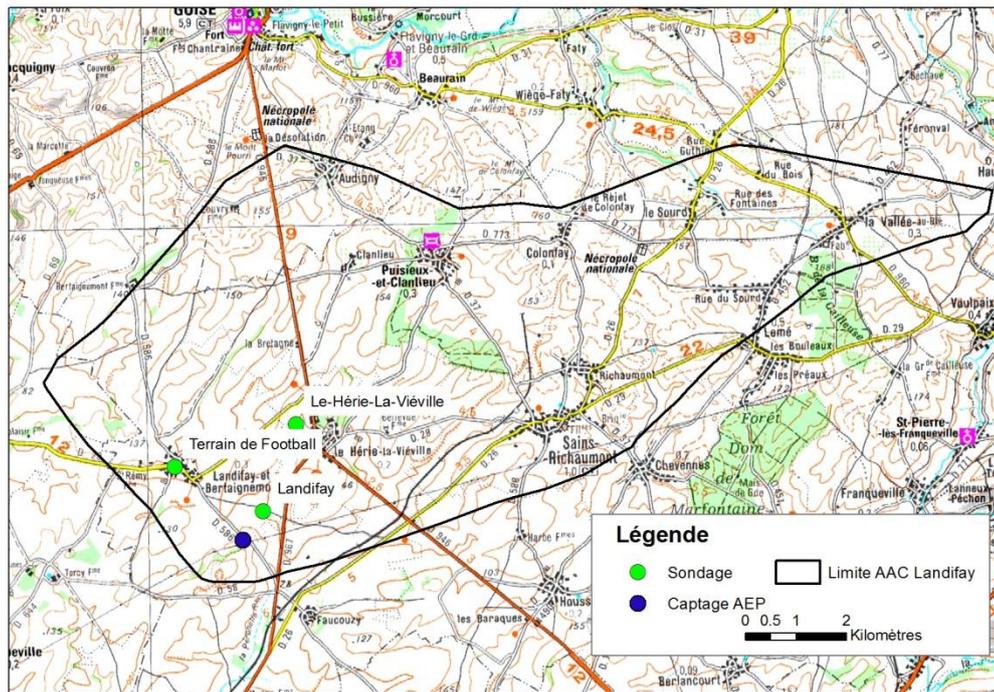


Illustration 3 – Visualisation des AAC. Landifay-et-Bertaignemont (En haut) et Morgny-en-Thiérache (En bas)

2.2.1. Description géologique et hydrogéologique

Contexte géologique global

Les deux sites d'étude intéressent la formation carbonatée de la craie du Bassin de Paris. Ce vaste ensemble géologique qui occupe un quart du territoire national affleure largement dans la région, recouvre parfois des formations superficielles de faible épaisseur. L'épaisseur maximale de la craie du bassin de Paris peut atteindre 700 m (à Provins). Elle est toutefois très variable, en particulier à proximité des accidents majeurs (grandes failles du bassin parisien) et des bordures du bassin (Illustration 4). C'est le cas en Thiérache où les couches géologiques remontent progressivement vers la bordure nord du bassin parisien, offrant à l'affleurement des terrains plus anciens que vers le centre du bassin. Le pendage général des couches crétacées est léger et en direction du sud-ouest, vers le centre du Bassin de Paris (de l'ordre de 4 à 5 ‰) (Vernhet, 2008).

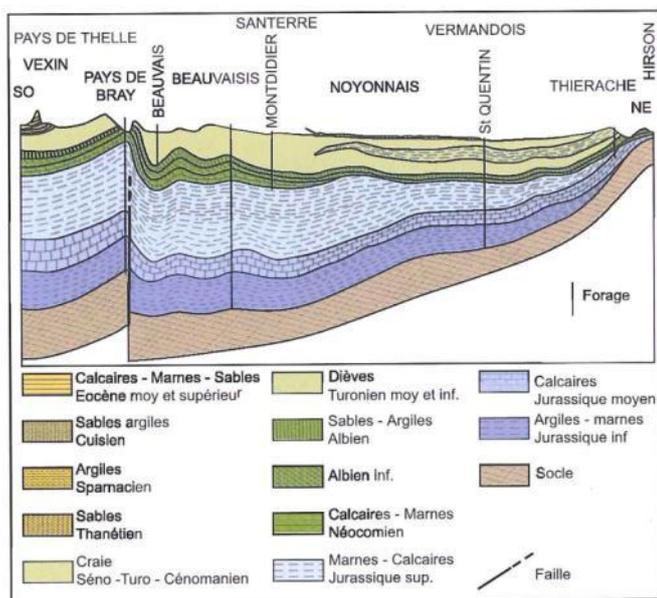


Illustration 4 - Coupe géologique au nord du bassin de Paris (Roux, 2006)

Ainsi le site de Landifay-et-Bertaignemont (02), plus éloigné des bordures du bassin intéresse la craie sénonienne, tandis que le secteur de Morgny-en-Thiérache concerne la craie turonienne (plus ancienne). Les différences entre les deux sites se marquent nettement au niveau de la géologie traversée et se traduiront, comme nous le verrons par des comportements différents des écoulements dans la zone non saturée.

2.2.2. Cadre géologique de l'aire d'alimentation de captage de Morgny-en-Thiérache :

Le secteur de Morgny-en-Thiérache est localisé sur le plateau crayeux du Marlois, où les formations crayeuses du Crétacé ont été presque entièrement recouvertes de limons lœssiques au Pléistocène, sous climat périglaciaire. Sur les trois sondages réalisés, les sondages 00676X0115/S1 et 00676X0116/S2 sont situés plutôt en sommet de plateau et traversent les limons quaternaires, d'après la carte géologique (Illustration 5) Le sondage 00676X0117/S8 est situé en contrebas sur un terrain constitué de dépôts de pentes.

Les terrains crétacés :

En bordure nord de l'AAC, le long du vallon de La Brune, des dièves à *Inoceramus labiatus* (c2a) sont présentes localement. Ces dièves d'âge Turonien inférieur sont des marnes vertes ou bleuâtres très plastiques, épaisses d'une vingtaine de mètres.

Dans le secteur de Morgny-en-Thiérache, les formations du Turonien moyen (c2b) ne sont pas différenciées cartographiquement de celles du Turonien supérieur (c2c) :

- Le Turonien moyen est très souvent condensé ou absent. C'est une marne peu épaisse (1 à 5 m).
- Le Turonien supérieur est représenté par une craie à silex et des bancs marneux. Cette craie blanche à *Micraster leskei* ou *Micraster breviporus* contient de nombreux gros rognons de silex noirs à cortex blanc, disposés en bancs réguliers horizontaux (aussi appelée « craie à Cornus »). Elle est assez pure, friable et très gélive. Elle atteint 30 à 40 m d'épaisseur. Elle renferme parfois des nodules de marcassite ou des nodules phosphatés. Des bancs marneux légèrement gris-verdâtre s'intercalent parfois entre les bancs de craie.

Les terrains tertiaires :

Les formations résiduelles d'argiles à silex (RS) sont des argiles restantes de décarbonatation, à charge importante en rognon de silex, peu ou pas brisés, se présentant en poches plus ou moins continues dans la craie turonienne. Ces dépôts, d'épaisseur variable, reposent sur un substrat crayeux finement fragmenté. Lorsque l'argile à silex est remaniée (« biefs à silex »), elle est enrichie en limon, en sable et en silex brisés.

Les terrains quaternaires :

Plusieurs types de limons sont représentés à Morgny-en-Thiérache :

- Des limons hétérogènes à silex (LPS) issus de solifluxion sur les versants, de nature limoneuse à argilo-limoneuse, à fragments de silex brisés peu ou pas émoussés ;
- Des limons lœssiques (LP) d'origine éolienne ou nivéo-éolienne, dont l'épaisseur varie entre 2 et 7 m.

Des alluvions modernes (Fz) sont présentes sur la bordure nord de l'AAC, dans le vallon de la Brune. Ces alluvions sont de nature limoneuses, argileuses et localement faiblement à moyennement calcaires.

Les colluvions de fond de vallée ou de dépression (C) sont constituées de produits d'apport récent, continu, par solifluxion et surtout ruissellement, dans les zones dépressives, de matériaux essentiellement limoneux et parfois calcaires. Leur granulométrie s'apparente à celle des formations qui les environnent. Ils peuvent contenir une charge plus ou moins importante en fragments de craie et des éclats de silex.

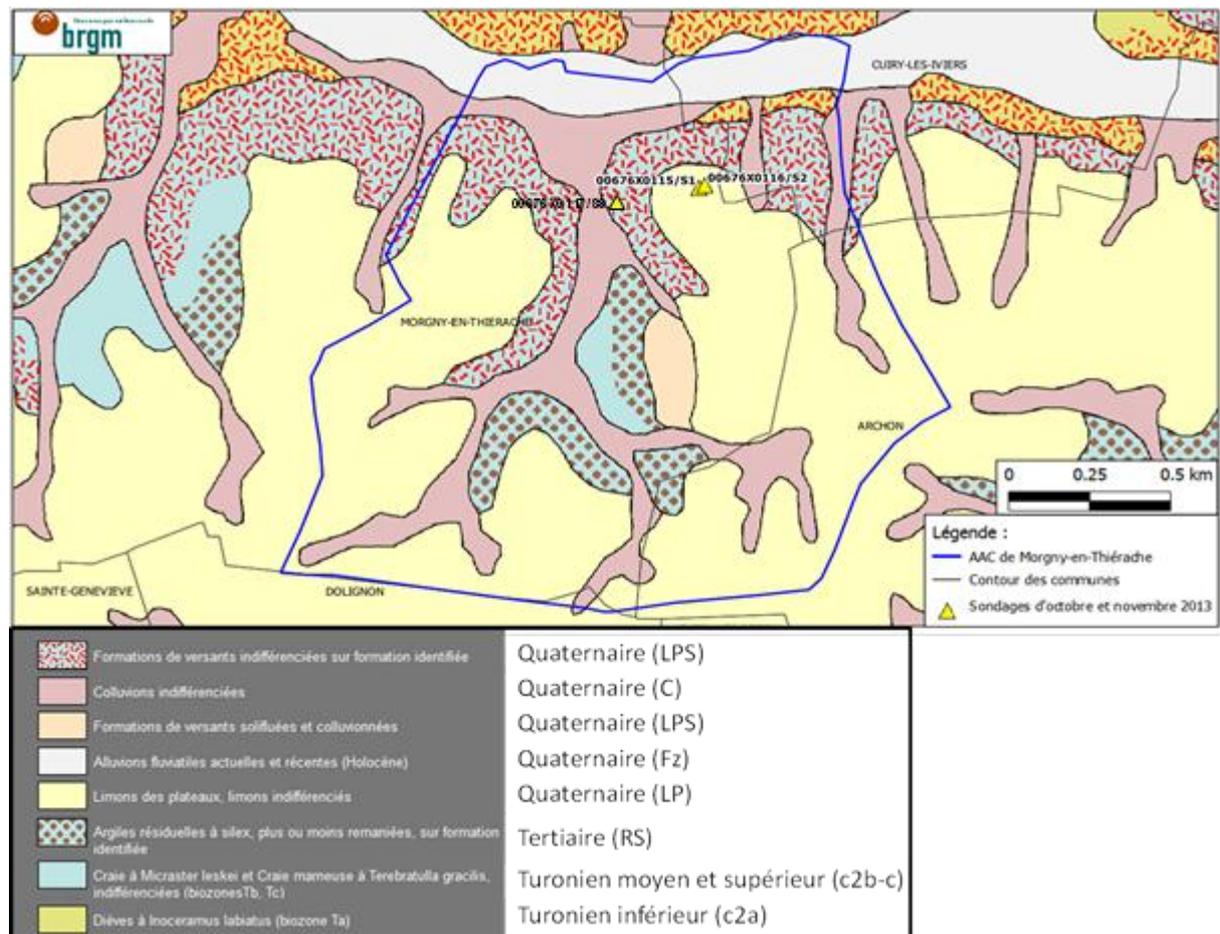


Illustration 5 - Position des sondages sur la carte géologique de l'aire d'alimentation de captage de Morgny-en-Thiérache

2.2.3. Cadre géologique de l'aire d'alimentation de captage de Landifay-et-Bertaignemont :

Six sondages ont été réalisés dans l'AAC de Landifay-et-Bertaignemont. Les sondages 00661X0044/S3, 00661X0045/S4 et 00661X0046/S4bis ont été réalisés dans la commune de Le-Hérie-La-Viéville dans l'AAC de Landifay-et-Bertaignemont. Ces sondages ont été réalisés en sommet de plateau. Les sondages 00661X0047/S5, 00661X0048/S6 et 00661X0049/S7 ont été réalisés dans la commune de Landifay-et-Bertaignemont, plutôt en pied de plateau. L'AAC de Landifay-et-Bertaignemont est localisée dans la région naturelle du Marlois où la craie blanche sans silex d'âge Sénonien inférieur est couverte par des limons quaternaires. Quelques buttes témoins de terrains tertiaires (Thanétien) sont présentes dans le paysage.

Les terrains crétacés :

La formation crétacée la plus ancienne rencontrée à l'affleurement dans l'est de l'AAC de Landifay-et-Bertaignemont est la craie blanche à silex d'âge Turonien supérieur (c2c). Cette craie renferme *Micraster leskei*. Elle est assez pure, friable et très gélive. Elle contient parfois d'énormes rognons de silex noirs, à cortex blanc (« craie à cornus »). Elle atteint 30 à 40 m d'épaisseur. Le passage vers la craie blanche sénonienne est très progressif et souvent difficilement discernable en forage.

La craie blanche sénonienne, dite à *Micraster decipiens* et *Micraster coranguinum* (c3-4), est sans silex et en bancs très réguliers. Elle est en général plus blanche et plus dure que celle du Turonien supérieur. Elle ne présente que très localement des cavités karstiques remplies de produits de dissolution très argileux. Cette craie est parfois phosphatée ou magnésienne.

À l'extrémité ouest et nord (cartes géologiques de Saint-Quentin et de Guise), les craies du Coniacien (c3) et du Santonien (c4) sont différenciées. Alors que cette distinction n'existe pas sur la carte de Vervins. Rappelons que le Sénonien regroupe les étages du Coniacien, du Santonien et du Campanien.

La craie du Coniacien est une roche tendre et gélive, très pure (90 à 96% de CO_3Ca), d'une quarantaine de mètres d'épaisseur, contenant parfois quelques silex.

La craie du Santonien est une roche tendre et gélive, très pure (88 à 95% de CO_3Ca), d'environ 30 à 40 mètres d'épaisseur. Les bancs sont très réguliers, massifs et souvent diaclasés, avec occasionnellement des bancs de craie gris-beige à nodules de phosphates ou des bancs massifs de craie magnésienne jaunâtre d'aspect caverneux.

Les terrains tertiaires :

Les argiles résiduelles à silex (RS) sont principalement issues de l'accumulation des résidus de la dissolution de la craie du Turonien supérieur. D'épaisseur variable, elles peuvent atteindre 5 mètres. Les dépôts en place (frange d'altération) sont des argiles brun foncé à jaune orangé empâtant des silex noirs à cortex blanc, à faible teneur en sable et en limon. Ces dépôts reposent sur un substrat crayeux finement fragmenté. Lorsque l'argile à silex est remaniée (« bief à silex »), elle est enrichie en limon, en sable et en silex brisés.

L'argile de Vaux-sous-Laon du Thanétien moyen (e2b) n'est présente qu'à l'extrémité ouest de l'AAC (au nord de Landifay). C'est une argile verdâtre, fréquemment plastique et pouvant inclure des lentilles sableuses ou une argile gris sombre, parfois ligniteuse. Son épaisseur varie de 1 à 3 m.

Les sables et grès de Bracheux du Thanétien supérieur (e2c) sont présents au nord et à l'est de l'AAC sous formes de lambeaux isolés. Ce sont des sables quartzeux, très fins, gris-vert, souvent altéré en surface, plus ou moins glauconieux, légèrement micacés et pouvant contenir des grès mamelonnés dans la partie supérieure.

Les terrains quaternaires :

Les limons sableux (ou Sables de Sissonne, LS_2) sont des limons lœssiques enrichies en sables thanétiens (15 à 50%) lors du dépôt ou par un remaniement postérieur. Ils ne dépassent pas 2 m d'épaisseur et reposent toujours sur les sables de Bracheux.

Les limons lœssiques (LP1), d'origine éolienne ou nivéo-éolienne, sont brun-jaune clair à ocre-rouge. Ils contiennent normalement peu de sable mais leur composition peut être modifiée dès que l'érosion provoque l'amincissement de la couverture limoneuse. Leur épaisseur varie de 1 à 6 m environ, pouvant atteindre exceptionnellement 10 m.

Les alluvions fluviales actuelles et récentes (Fz) sont constituées de limons à teneur calcaire constante, de cailloutis dont la part est souvent très faible et parfois de tourbe.

Les colluvions indifférenciées (C) sont des produits d'accumulation de matériel local par ruissellement ou solifluxion dans les points bas, essentiellement limoneux et comprenant parfois des fragments de craie et de silex. Leur épaisseur peut atteindre quelques mètres.

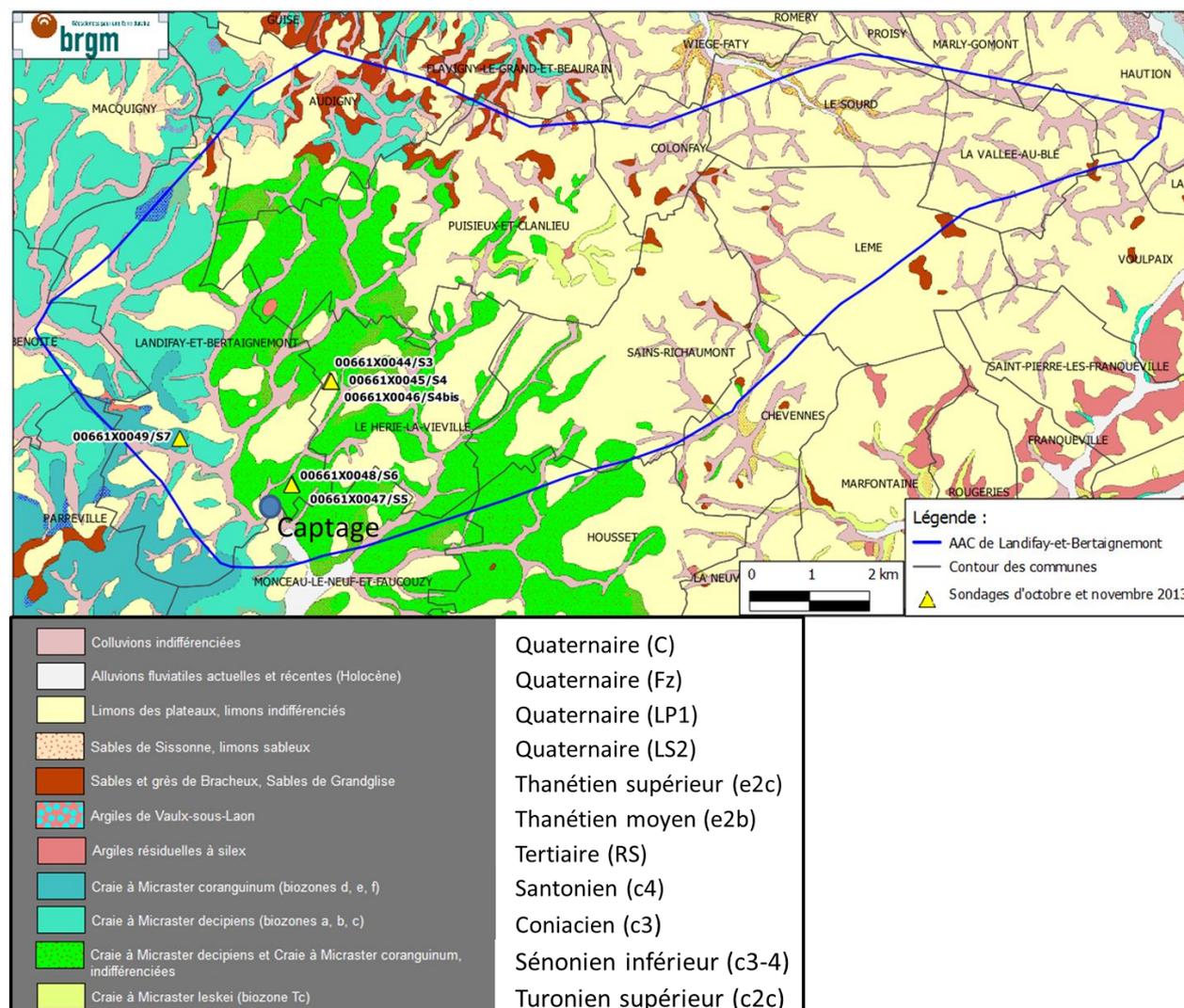


Illustration 6 - Carte géologique de l'aire d'alimentation de captage de Landifay-et-Bertaignemont

2.2.4. Données agronomiques

Recherche de marqueurs cultureux

Il est possible d'identifier dans l'historique des cultures des épisodes distincts pouvant servir de marqueurs cultureux pour toutes les parcelles (Le Hérie-la-Viéville, de Landifay-et-Bertaignemont et de Morgny-en-Thiérache) à l'exception du "Terrain de Foot", sur la commune de Landifay, qui n'a pas reçu d'amendement depuis les années 1990. Cette parcelle est une parcelle témoin pour représenter l'absence d'amendement.

La Chambre d'Agriculture a fourni les données sur la rotation culturale des parcelles situées sur la commune de Le Hérie-la-Viéville, celle de Landifay-et-Bertaignemont et celle de Morgny-en-

Thiérache. Dans les trois cas, la Chambre d'Agriculture de l'Aisne a compilé les données que les exploitants ont pu fournir. Dans la majorité des cas, ces derniers ont apporté des informations concernant la fertilisation et les rendements des cultures. Des renseignements complémentaires comme la présence de cultures intermédiaires étaient également disponibles.

Les parcelles de Le Hérie-la-Viéville et Morgny-en-Thiérache sont situées sur des zones non saturées épaisses d'au moins 20-30 m ; des forages profonds étaient donc possibles. Ces deux parcelles ont chacune subi, à un moment donné, un retournement de prairie, ce qui constitue un marqueur culturel net. La date de ces événements est différente pour les deux sites : respectivement, 1990 et 1994. Dans le cas de Landifay-et-Bertaignemont, la zone non saturée est peu épaisse, le marqueur culturel consistait en un retournement récent d'une jachère, en 2007. Pour ces 3 sites, il est raisonnable d'imaginer que le retournement en lui-même des pâtures et la mise en culture et donc la fertilisation se traduiront par une augmentation bien identifiable des concentrations en nitrate dans le profil.

L'utilisation de trois marqueurs cultureux dans trois sites permettra de calculer trois vitesses moyennes de déplacement des nitrates dans la craie. Les sites de Le Hérie-la-Viéville et de Landifay-et-Bertaignemont sont relativement similaires d'un point de vue géologique mais ont des marqueurs cultureux situés à des moments différents (1990 et 2007). Les sites de Morgny-en-Thiérache et de Le Hérie-la-Viéville ont des géologies différentes et des marqueurs situés à des moments relativement similaires. L'ensemble des comparaisons devrait permettre de tirer des informations sur les transferts de nitrate.

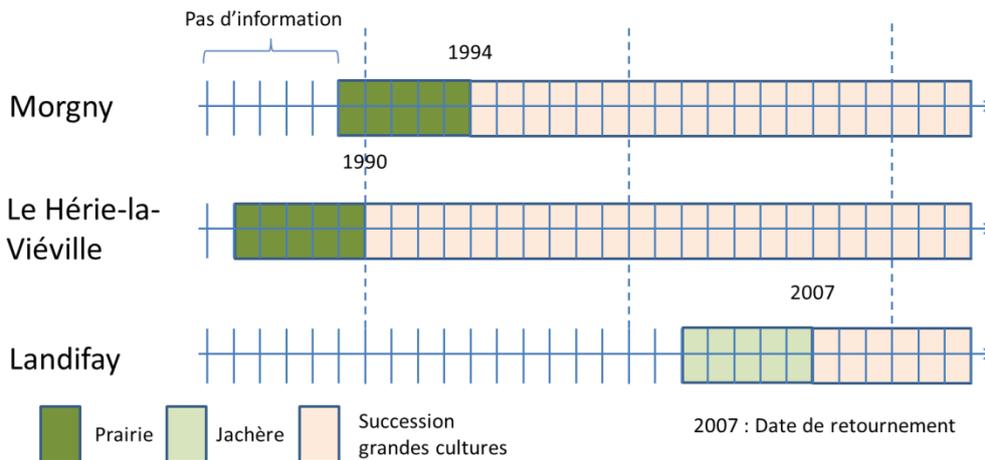


Illustration 7 – Positionnement des marqueurs cultureux pour les trois sites

3. Phase 2 : Interprétations des analyses de sol

3.1. DEMARCHE

Dans cette phase, des parcelles ont été sélectionnées car présentant a priori un « marqueur cultural » observable dans le profil de concentrations en nitrate obtenu pour la zone non saturée. Le « marqueur cultural » était un élément important pour la compréhension des systèmes dans cette étude. En effet, chaque valeur de concentration mesurée dans le sol correspond aux excédents de nitrates d'une ou plusieurs années qui ont été entraînés en profondeur par les précipitations. Dans un cas simple, chaque pic est associé à l'excédent d'une seule année et le profil permet de retracer l'ensemble des cultures qui se sont succédées sur la parcelle. Cette théorie se base sur le fait que l'ensemble des nitrates excédentaires est lessivé par les pluies d'hiver.

Néanmoins, les nitrates excédentaires peuvent, en fait, être lessivés par plusieurs épisodes pluvieux distincts. Les années pluvieuses peuvent donc mener à plusieurs pics. De plus, les écoulements ne sont pas réguliers ce qui fait que les nitrates peuvent migrer plus ou moins rapidement en fonction de la pluviométrie. Enfin, il n'est généralement pas possible de différencier des cultures similaires successives (céréalière, légumineuse,...). Ainsi, dans les faits, il n'est généralement pas possible d'associer les pics à une année donnée sans point de repère indiscutable.

Pour résoudre ces problèmes, il faut pouvoir rattacher certaines parties du profil mesuré à des événements «marquants» de la succession culturale. Il peut s'agir d'une période où la parcelle était cultivée en prairie ou mise en jachère par exemple. En effet, sur ces cultures, il n'y a pas d'apport et les concentrations de nitrate ont tendance à être plus faibles. Grâce à ces événements «marqueurs culturaux», il est possible de caler temporellement le profil de concentration.

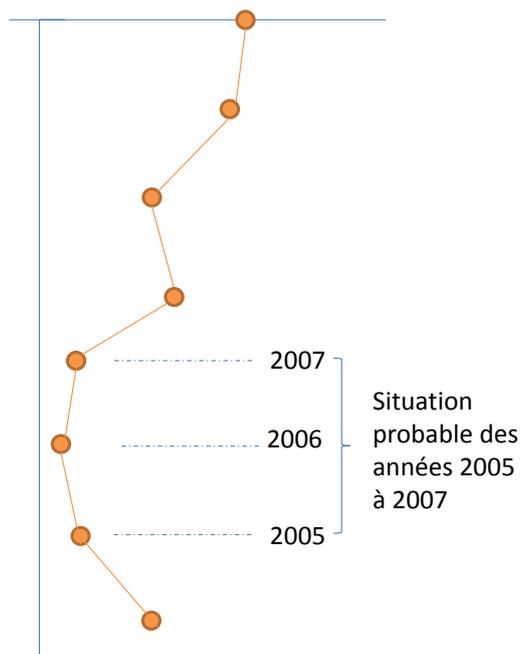


Illustration 8 - Profil théorique des teneurs en nitrate dans un sol avec mise en jachère (période 2005 - 2007)

La nécessité de «marqueurs culturaux» pour l'interprétation a été un critère important dans le choix de la parcelle. Les parcelles ayant plusieurs années de culture en herbe génèrent des « marqueurs culturaux » intéressants car sur l'herbe, il n'y a pas (ou peu) d'apport de fertilisant et les concentrations générées ont tendance à être plus faibles que sous des cultures conventionnelles. Grâce à ces événements «marqueurs», il est possible de caler temporellement le profil de concentration.

3.2. REALISATION DES FORAGES, PRELEVEMENTS ET ANALYSES

3.2.1. Forage

Les forages ont été réalisés par la société Pontignac basée à Aubry-du-Hainaut (59) entre le 30 septembre 2013 et 3 octobre 2013.

Technique de forage

Les sondages ont été creusés à l'aide d'une tarière hélicoïdale de diamètre 150 mm. Cette technique de forage sans fluide permet d'éviter toute contamination des échantillons. Les échantillons sont remontés à la surface lors du retrait de la tarière.



Illustration 9 : Forage à la tarière

Localisation

Dans la partie amont de l'AAC de Morgny-en-Thiérache, deux parcelles ont été sélectionnées. Dans la première parcelle, un sondage de profondeur de l'ordre de 30 m et un sondage de l'ordre de 6 m devaient être réalisés. Le sondage de 6 m (00676X116/S2) a été réalisé sans encombre le 30 septembre 2013. Le sondage profond (S1), qui a été réalisé le 31 novembre 2013, n'a pas pu atteindre la profondeur de 30 m car, vers 20 m, un horizon de marnes bleues a empêché la progression de la foration. Le forage S1 a donc une profondeur finale de 20 m. Au moment des travaux de forage, la parcelle était semée en colza et ce dernier était levé.

La deuxième parcelle de l'AAC de Morgny-en-Thiérache a été forée le 3 novembre 2014. Cette parcelle a été forée plus d'un an après les autres, elle est en jachère depuis plusieurs années. L'objectif était de mesurer la concentration en nitrate dans une parcelle témoin n'ayant jamais eu d'amendement dans l'AAC de Morgny-en-Thiérache. Un seul forage a été réalisé (00676X0117/S8)

Dans la partie amont de l'AAC de Landifay-et-Bertaignemont, trois parcelles ont été sélectionnées. Dans la première parcelle située à proximité de la commune de Le Hérie-la-Viéville, trois sondages ont été réalisés. Le premier sondage (S3) a une profondeur de 30 m. Le second est situé à 20 m du premier (S4) à une profondeur de 6 m. Le troisième (S4bis) se situe à 20 m du deuxième et à quelques mètres du premier. Il a une profondeur de 6 m, il a été foré car il a été convenu que le forage S4 était trop près du bord de la parcelle ce qui pouvait engendrer des irrégularités dues aux phénomènes de recouvrement de rampe de pulvérisateur d'engrais. Le forage S4 a été réalisé le 1^{er} octobre 2013. Le forage S3 et S4bis ont été réalisés le 2 octobre 2013. Une culture de betterave occupait la parcelle quelques jours avant les travaux de forage (la récolte venait d'avoir lieu). L'arrachage de la culture, ainsi qu'un travail du sol ont eu lieu avant l'arrivée des foreurs.

La deuxième parcelle est située à proximité de la commune de Landifay-et-Bertaignemont et du captage en lui-même. Les deux sondages (S5 et S6) ont été réalisés le 3 octobre 2013. Ils ont tous les deux une profondeur de 6 m, ils sont espacés de 20 m en suivant un rang de betterave car le jour du sondage, cette culture était encore en place. Le premier forage (S5) est à environ 30 m des deux bords de la parcelle suivant les recommandations de l'exploitant.

Le dernier forage (S7) a été aussi réalisé le 3 octobre 2013, sur le terrain de football de la commune de Landifay-et-Bertaignemont. L'objectif était de mesurer la concentration en nitrate dans une parcelle témoin n'ayant jamais eu d'amendement. Il avait été pressenti une réalisation des forages dans une forêt ou une prairie mais aucun site adéquat n'a pu être trouvé. Les prairies sont rares. Les forêts sont des sites où la foreuse ne peut pas s'engager. Le terrain de football s'est imposé comme un bon compromis puisqu'il n'a pas reçu de fertilisation depuis au moins 20 ans. Les travaux de forage ont atteint 6 m.

Les forages ont finalement été comblés dans le respect des règles de l'art. Les travaux de forage ont été suivis par un agent spécialisé du BRGM. Les coupes géologiques ont été levées au cours de la foration.

Position de la nappe

Pour les forages profonds, il était espéré atteindre le toit de la nappe de la craie pour permettre une mesure de son niveau piézométrique. Néanmoins, le toit de la nappe n'a jamais été atteint. Dans le cas de S1, un horizon de marnes bleues a arrêté la foration. Dans le cas de S3, aucun signe ne laissait présager l'atteinte du niveau piézométrique selon l'hydrogéologue en place, il a donc été décidé de s'arrêter à 30 m comme prévu sachant que la machine atteignait ses limites. L'ensemble des sondages concerne uniquement la zone non saturée.

3.2.2. Echantillonnage

Les solides de la zone non saturée ont été récupérés tous les 25 cm d'épaisseur pour les 6 premiers mètres tous les 50 cm pour les mètres suivants. Les échantillons recueillis lors du forage ont été stockés dans des sacs plastiques et immédiatement placés au frais. Durant le chantier de forage, un stockage temporaire des échantillons a été prévu, d'abord en glacière en

plein champ puis en camionnette frigorifique. Les prélèvements ont été acheminés dès la fin du chantier au laboratoire d'analyses des échantillons de sol.

Pour les représentations graphiques de ce document, la concentration mesurée est affectée au milieu de la tranche échantillonnée.

3.2.3. Analyses

Les analyses ont été réalisées au LDAR (Laboratoire Départemental d'Analyse et de Recherche) de Laon. Les échantillons ont été apportés au laboratoire, tous les jours, après prélèvement.

Préparation

De retour au laboratoire, les échantillons ont été congelés avant analyse de manière à bloquer le cycle de transformation de l'azote. Avant extraction, les échantillons ont été broyés lorsque cela était nécessaire (Méthode NF ISO 11464:2006).

Teneur en eau

La teneur en eau pondérale a été mesurée sur les échantillons fraîchement collectés, pesée avant et après séchage à 105°C (Méthode NF ISO 11465).

Teneur des formes de l'azote

Les résultats du dosage de toutes les formes de l'azote (NH_4^+ , NO_3^- , NO_2^-) par chromatographie ionique sont exprimés en mg/kg.

Une équation de conversion spécifique est utilisée pour transformer les valeurs obtenues en azote par rapport au solide en valeur d'azote par rapport à l'eau contenue dans ce solide. L'équation habituelle fait intervenir l'eau mesurée par le centre d'analyse qui est exprimée pour un kilogramme, c'est-à-dire l'eau massique. Conjugée à la concentration de nitrate, elle aussi exprimée en mg pour un kilogramme, il est normalement immédiat de faire la conversion en prenant comme base un kilogramme de sol. Néanmoins, cette conversion n'est pas tout à fait satisfaisante. En fonction des horizons de sols, la relation humidité/poids de sols peut être différente, c'est pourquoi il est préférable de se baser sur des teneurs en eau volumique même si cela introduit un paramètre d'incertitude supplémentaire. En effet, la densité du sol est nécessaire pour pouvoir réaliser ce calcul et aucun test in situ n'a été réalisé.

$$\text{TNO}_3 \text{ (m/L)} = \frac{\text{TNO}_3 \text{ (mg/kg)} \times 1000}{\text{Meau} \times D}$$

Avec

$\text{TNO}_3 \text{ (mg/L)}$: teneur en N- NO_3 (mg/L)

$\text{TNO}_3 \text{ (mg/kg)}$: teneur en N- NO_3 (mg/kg)

Meau : teneur d'eau disponible dans l'échantillon (g/kg)

D : densité (kg/L)

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

- 1,11 g/cm³ pour la formation des limons des plateaux (Hollis et al., 1989)
- 1,60 g/cm³ pour la formation d'argile à silex
- 1,51 g/cm³ pour la formation de craie (Brouyere et al., 2004)

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 dans le volume d'eau disponible.

3.3. PROFILS OBTENUS SUR LES FORAGES DE MORGNY

3.3.1. Profil géologique

Deux sondages ont été réalisés dans la première parcelle de Morgny-en-Thiérache. Leurs codes BSS sont 00676X117/S1 et 00676X116/S2. Leur position est indiquée sur la carte géologique de l'AAC de Morgny (Illustration 5). Dans le reste du rapport, ils seront nommés simplement S1 et S2. Les sondages S1 et S2 rencontrent des formations superficielles de nature et d'épaisseur très variables. L'origine de cette hétérogénéité pourrait provenir d'un remaniement des formations superficielles meubles, en accord avec le positionnement géographique de ces sondages (versant à pente nord vers la rivière de la Brune). En effet, le changement rapide d'épaisseur dans les limons, la présence de silex et d'une fraction argileuse dans certains niveaux, laissent penser que les limons ont été remaniés : il s'agirait de *limons hétérogènes à silex* (LPS) issus de mouvement de solifluxion sur les versants. La carte géologique est probablement imprécise, à cet endroit, en indiquant des *limons loessiques* en place (LP). D'autre part, les *argiles résiduelles à silex* contiennent une fraction sableuse dans le sondage S2 indiquant qu'elles ont été remaniées. Il s'agirait de « *biefs à silex* ». Les formations crétacées rencontrées dans le sondage S1 semblent représentatives de la géologie locale (Illustration 10 et Illustration 11).

Illustration 12 Le sondage S8 a, selon la carte géologique, été réalisé dans des terrains d'âge quaternaire. Il s'agit théoriquement de limons hétérogènes à silex (LPS) issus de solifluxion sur les versants. Ces terrains sont de nature limoneuse à argilo-limoneuse, à fragments de silex brisés peu ou pas émoussés (Illustration 12).

L'AAC de Morgny-en-Thiérache est en grande partie couverte par des formations superficielles qui sont pour la plupart remaniées (*colluvions, bief à silex, limons hétérogène à silex*) qui montrent des variations rapides de lithologie et d'épaisseur. Cette variabilité est corroborée par les autres forages présents dans l'AAC, recensés dans la BSS.

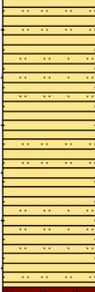
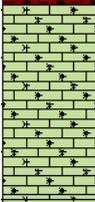
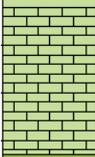
Lithologie	Profondeur (m)	Descriptif géologique	Stratigraphie
	0.3	Terre végétale noire	Terre végétale
		Silt marron	Limons hétérogènes à silex, Quaternaire
	2.3	Silt légèrement argileux marron	
	8.4	Argile marron à filets verts avec silex	Argiles résiduelles à silex remaniées, Tertiaire
	11.9	Craie mameuse à gros silex gris	Craie à silex, Turonien moyen et supérieur
	16.0	Craie grise	
	19.3	Mame bleue	Dièves, Turonien inférieur
	20.0		

Illustration 10 - Coupe géologique du sondage S1

Lithologie	Profondeur (m)	Descriptif géologique	Stratigraphie
	0.3	Silt noir	Terre végétale
	1.0	Silt marron	Limons hétérogènes à silex, Quaternaire
	2.3	Silt légèrement argileux à silex	
	4.5	Argile verte à filets marron avec silex	Argiles résiduelles à silex remaniées, Tertiaire
	6.0	Argile marron à filets sableux jaune avec silex	

Illustration 11 - Coupe géologique du sondage S2

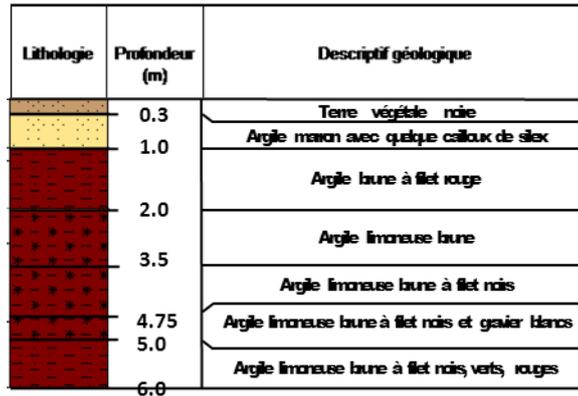


Illustration 12 - Coupe géologique du sondage S8

3.3.2. Données agronomiques

Pour la parcelle de Morgny-en-Thiérache, les données sur la rotation des cultures sont disponibles entre 1994 et 2013, ainsi que des données concernant la fertilisation et les rendements des cultures. Sur ce site, une prairie permanente et son retournement en 1994 ont été utilisés comme marqueur culturel. La prairie est restée en place pendant au moins cinq ans avant son retournement. Le tableau suivant présente la succession des cultures de 2001 à 2013 (Illustration 13).

2013	Colza d'hiver	2000	Blé tendre d'hiver
2012	Blé tendre d'hiver	1999	Colza d'hiver
2011	Blé tendre d'hiver	1998	Escourgeon
2010	Colza d'hiver	1997	Blé tendre d'hiver
2009	Blé tendre d'hiver	1996	Colza d'hiver
2008	Féverole de printemps	1995	Blé tendre d'hiver
2007	Blé tendre d'hiver	1994	Prairie permanente
2006	Colza d'hiver	1993	Prairie permanente
2005	Blé tendre d'hiver	1992	Prairie permanente
2004	Colza d'hiver	1991	Prairie permanente
2003	Escourgeon	1990	Prairie permanente
2002	Blé tendre d'hiver	1989	...
2001	Féverole de printemps		

Illustration 13 - Historique des cultures sur la parcelle de Morgny-en-Thiérache

3.3.3. Profil des teneurs en eau sur la parcelle de Morgny-en-Thiérache

Le premier profil sur Morgny-en-Thiérache provient du sondage S1, profond de 20 m, le second provient du sondage S2, profond de 6 m.

Sur le premier profil de Morgny-en-Thiérache (Sondage S1-Illustration 14), les teneurs en eau pondérales varient entre 153 g/kg (à une profondeur de 1,5 m) et 326 g/kg (à une profondeur de 13 m) pour une valeur moyenne de 214 g/kg. L'évolution de la teneur en eau sur les 20 premiers mètres de la zone non saturée peut se décomposer de cette façon :

- de 0 m à 8,5 m, la teneur en eau est stable avec une moyenne de 187 g/kg. Un pic à 229 g/kg est remarquable à 1,75 m sur cette zone.
- entre 9 m et environ 13 m, la teneur en eau est stable et plus élevée, elle atteint 302 g/kg en moyenne.

- entre 13,5 m et 16 m, la teneur en eau est stable mais a diminué par rapport à la zone précédente, elle atteint 249 g/kg en moyenne.
- Entre 16,5 et 20 m, la teneur est moins élevée et moins stable. La teneur baisse avec la profondeur. La valeur moyenne est de 187 g/kg. Une arrivée d'eau limitée a été remarquée à 19,9 m.

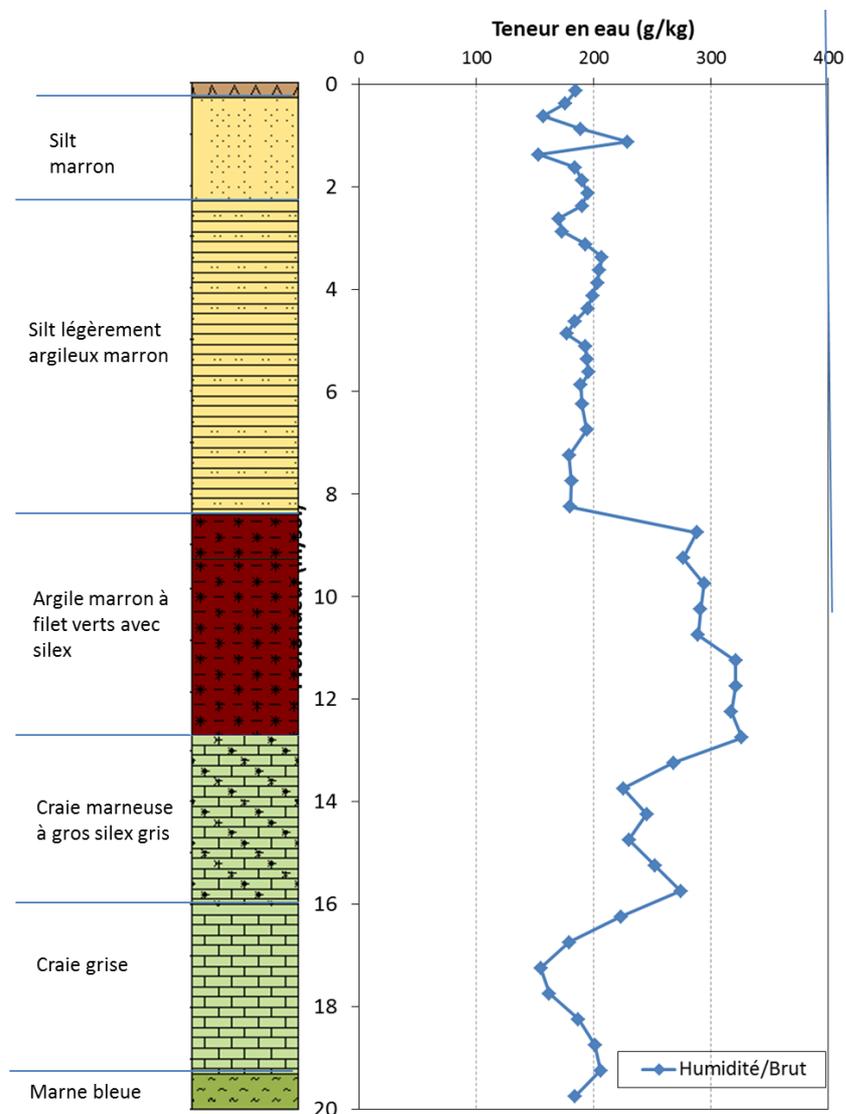


Illustration 14 – Teneurs en eau pondérales (g/kg) sur le sondage S1 de 0 à 20 m. (avec report du log simplifié)

Il est remarquable de constater que l'évolution de la teneur en eau en fonction de la profondeur est cohérente, aux incertitudes près, avec la description géologique du sondage. La répartition des teneurs en eau traduit les lois de comportement hydriques de la zone non saturée (lois de rétention et de perméabilité) : Dans la partie silteuse, la rétention d'eau est plus faible et la perméabilité plus forte que dans les parties argileuses.

Sur le second profil de Morgny-en-Thiérache (Sondage S2-Illustration 15), les teneurs en eau pondérales varient entre 161 g/kg (à une profondeur de 0,25 m) et 282 g/kg (à une profondeur de 2,5 m) pour une valeur moyenne de 282 g/Kg. Contrairement au profil S1 où la teneur en eau est relativement homogène sur les 6 premiers mètres, les 6 premiers mètres du profil S2 peuvent être décomposé en 3 :

- De 0 à 1,5 m, la teneur en eau est stable avec une valeur moyenne de 175 g/kg.
- De 1,75 m jusqu'à 2,75 m, la teneur en eau s'élève rapidement.
- De 2,75 jusqu'à 6 m, la teneur en eau est à nouveau stable mais la valeur moyenne est plus élevée et s'élève à 260 g/kg.

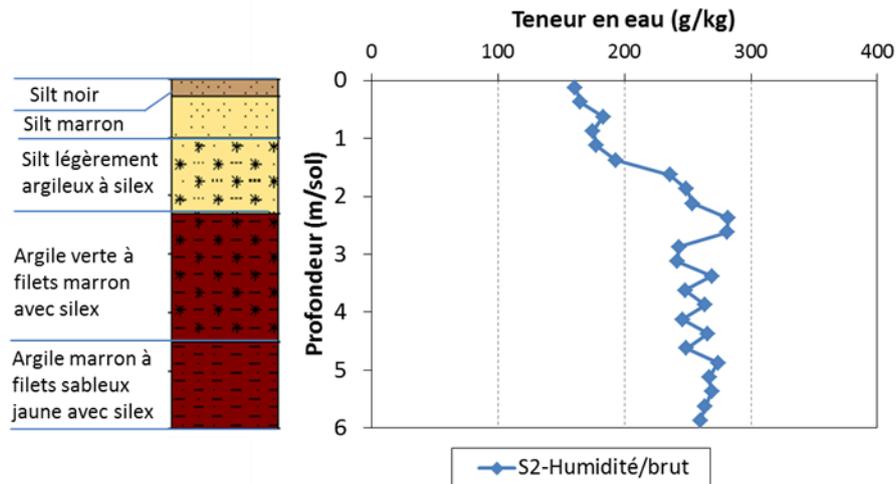


Illustration 15 - Teneurs en eau pondérales (g/kg) sur le sondage S2 (avec report du log simplifié).

Sur S2, le profil de teneur en eau marque également la variation de la lithologie en profondeur. Au-delà de 2 m, le matériau est argileux ; la teneur en eau y est constante et élevée car les argiles retiennent beaucoup d'eau.

3.3.4. Profil des concentrations des différentes formes de l'azote sur la Parcelle de Morgny-en-Thiérache

Le profil du sondage S1 en nitrate (les teneurs sont exprimées en mg de N-NO₃/kg de terre sèche) montre une valeur maximale de 6,33 mg de N-NO₃/kg (Illustration 16). Le maximum de teneur se situe dans les 25 premiers centimètres. Ce pic représente un bilan de l'application de l'année, de la consommation en plante de l'année ainsi que du transfert réalisé vers les horizons plus profonds à cet endroit précis.

Un deuxième pic atteignant au maximum 5,4 mg de N-NO₃/kg est détecté à 13 m. Un troisième pic atteignant 5,05 mg de N-NO₃/kg est détecté à 16 m. Enfin, un quatrième pic à 4,56 mg de N-NO₃/kg est mesuré à 4,25 m. Ces pics représentent des bilans d'azote d'années précédentes, ils ont été transférés dans les horizons plus profonds. La teneur minimum a été relevée à 20 m, la concentration qui a été analysée est de 0,08 mg de N-NO₃/kg.

La forme nitrate représente la forme la plus importante d'azote, la forme ammonium est peu représentée (de l'ordre de 0,2 mg de N-NH₄ /Kg en moyenne) et la forme nitrite est absente (toutes les valeurs mesurées sont inférieures à la limite de quantification).

La teneur en ammonium n'atteint des concentrations importantes que dans les 50 premiers centimètres. En effet, la concentration mesurée y est de 1,95 mg de N-NH₄/kg. Dans le reste du profil, les concentrations sont faibles. La concentration en nitrate (exprimé en mg de N-NO₃/kg) est toujours supérieure à celle de l'ammonium sauf pour les échantillons de 19,5 m et 20 m. Dans ces deux échantillons, il n'y a pratiquement plus de nitrate (respectivement 0,14 et 0,08 mg de N-NO₃/kg) et les concentrations en ammonium atteignent 0,26 et 0,51 mg de N-NH₄/kg. La teneur en ammonium a augmenté fortement par rapport aux horizons supérieurs, ainsi, la concentration passe de 0,03 mg de N-NH₄/kg à 19 m à 0,26 mg de N-NH₄/kg à 19,5 m. Cette profondeur est la seule où la teneur en ammonium connaît une augmentation aussi importante. Cette modification dans les ratios entre les formes de l'azote est probablement due à la formation géologique atteinte, les marnes bleues où des conditions anaérobies et réductrices pourraient régner.

Les concentrations en nitrate (exprimées en mg/L après conversion) montrent un profil différent de celui de l'azote. Ceci est dû à l'hétérogénéité de la teneur en eau sur le profil. La concentration maximale se situe dans les 25 premiers cm, cette profondeur est identique à celle relevée dans le profil en azote. La concentration relevée est de 137 mg/L pour une humidité volumique de 168 g/L. Un deuxième pic atteignant au maximum 92 mg de NO₃/L est détecté à 4,5 m. Un troisième pic atteignant 64 mg de NO₃/L a été mesuré à 7,5 m. Il est à noter que la position du troisième pic est différente selon que les concentrations en azote sont exprimées sur le solide ou dans l'eau. Cela montre l'influence du choix de la valeur de la densité dans le calcul. La concentration la plus faible de nitrate a été mesurée à 20 m. La mesure réalisée est de 2,2 mg/L. Dans ce profil, deux décrochements sont clairement visibles. Le premier se situe entre 16 m et 16,5 m, le second prend place entre 19 m et 19,5 m. Le deuxième décrochement peut très probablement être imputé à la géologie. En effet, comme signalé précédemment, à cette profondeur, le sondage a atteint un horizon de marnes bleues. Le premier décrochement, entre 16 m et 16,5 m, peut être lié aux changements des pratiques culturales.

Pour le sondage profond de la parcelle de Morgny-en-Thiérache, il est difficile d'identifier les différentes campagnes agricoles (Illustration 16). La détection du marqueur cultural qui était recherché ne semble pas évidente. En effet, les faibles teneurs en azote observées à la base du profil sont préférentiellement attribuées à la géologie plutôt qu'aux pratiques culturales.

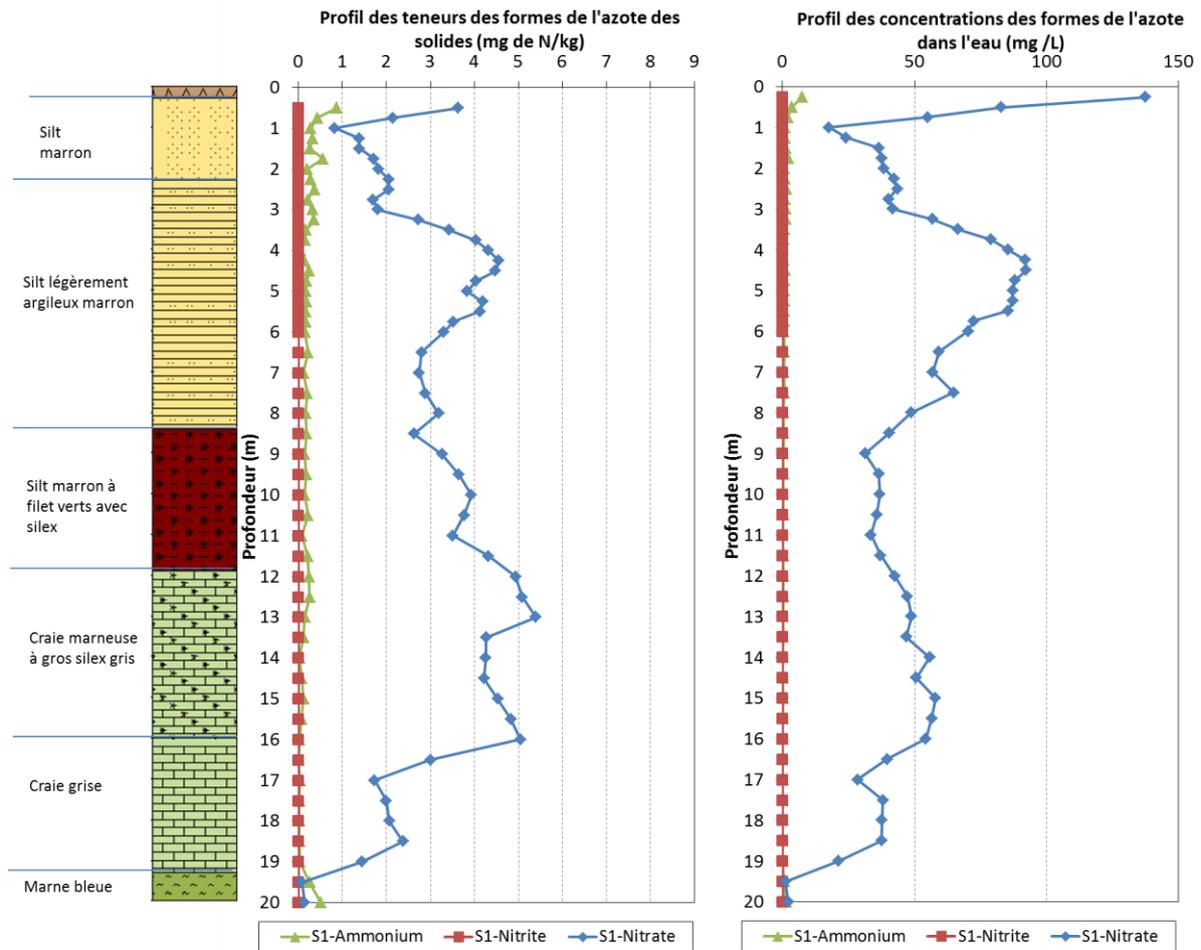


Illustration 16 - Concentrations des formes de l'azote dans S1 (mg de $N-NO_3/kg$ mg de $N-NO_2/kg$ mg de $N-NH_4/kg$ à gauche ; mg de NO_3/L ; mg de NO_2/L , mg de NH_4/L à droite)

Le profil du sondage S1 (et il en est de même pour tous les profils) montre des concentrations importantes dans le premier mètre de sol. Ces concentrations élevées sont dues à l'application de fertilisants ou à la minéralisation de matière organique peu de temps avant l'échantillonnage. Ces deux phénomènes sont très variables dans le temps et dans l'espace et un autre échantillonnage pourra donner des résultats différents dans une période, même restreinte, après le premier. Il ne faut donc pas s'attacher aux concentrations, même importantes, qui peuvent être mesurées dans le premier mètre. Au-delà de cette profondeur, l'influence des effets anthropiques et des cycles biologiques est moindre et les tendances peuvent être dégagées.

Le second sondage réalisé à Morgny-en-Thiérache a été effectué sur 6 m (Illustration 17). Le profil du sondage S2 en nitrate (les teneurs sont exprimées en mg de $N-NO_3/kg$ de terre sèche) montre une valeur maximale atteignant 12,3 mg de $N-NO_3/kg$. Tout comme pour S1, cette valeur maximale est mesurée dans les 25 premiers centimètres. Cette valeur de 12,3 mg de $N-NO_3/kg$ est la plus élevée mesurée dans toutes les analyses effectuées dans l'étude. Un second pic se situe à 4,5 m, la valeur mesurée étant de 3,5 mg de $N-NO_3/kg$.

Les concentrations en nitrate (exprimées en mg/L après conversion) montrent un profil similaire à celui des concentrations en azote sur les solides. Cela peut s'expliquer par le fait que les teneurs en eau sont relativement homogènes dans chacune des deux formations géologiques

traversées. La concentration est très importante entre 0 et 0,50 m, elle diminue ensuite fortement jusqu'à 1,75 m. Ces concentrations élevées se situent dans la première formation. Dans la seconde formation, deux pics modérés sont visibles, un vers 3,25 m (36 mg/L) et l'autre vers 4,5 m (35 mg/L).

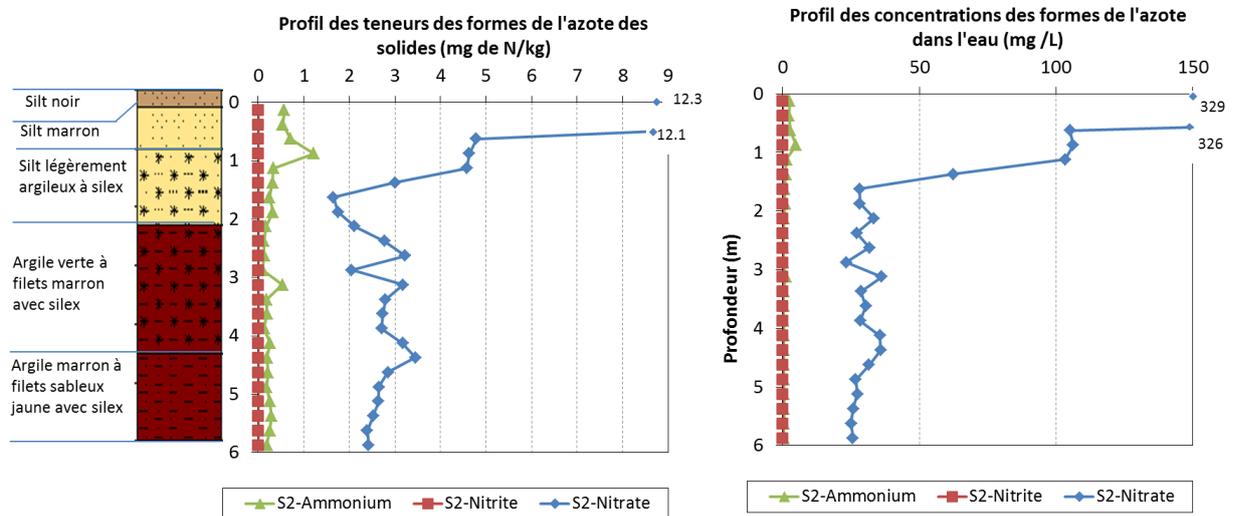


Illustration 17 - Concentrations des formes de l'azote dans S2 (mg de N-NO₃/kg mg de N-NO₂/kg mg de N-NH₄/kg à gauche ; mg de NO₃/L; mg de NO₂/L, mg de NH₄/L à droite)

La comparaison sur les 6 premiers mètres des teneurs en nitrate (mg de N/kg) de S1 et S2 montre des tendances similaires sur les deux sondages (Illustration 18). En effet, les concentrations sont élevées vers la surface (horizon 0-50 cm), la teneur diminue ensuite (entre 1,5 m et 3 m de profondeur). En revanche, S1 se démarque ensuite de S2 en profondeur. La teneur est la plus élevée en surface (entre 0 et 1 m) pour S2 (mais comme indiqué ces valeurs pour la proche surface sont indicatives) mais est la plus élevée en profondeur (entre 3,5 m et 6 m) pour S1.

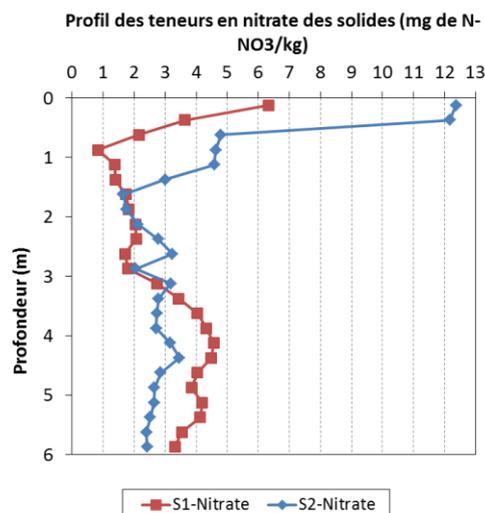


Illustration 18 – Comparaison des concentrations en nitrate (mg de N-NO₃/kg) dans les 6 premiers mètres de S1 et S2 sur le site de Morgny-en-Thiérache .

La détermination des teneurs en nitrate sur le profil permet d'estimer les stocks en nitrate présents dans la zone non saturée. Dans le cas du profil de à Morgny-en-Thiérache, la courbe d'évolution peut être décomposée de la façon suivante entre 0 et 20 m :

- Augmentation lente entre 0,25 m jusqu'à 3,25 m.
- Augmentation à 3,25 m, l'évolution du stock est linéaire jusqu'à 16 m.
- Ralentissement prononcé de l'évolution du stock de 16 m jusqu'à 19 m.
- Entre 19 et 20 m le stock n'évolue pratiquement plus.

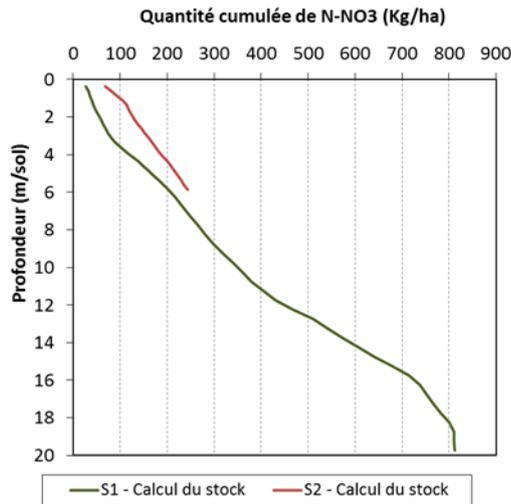


Illustration 19 - Quantité cumulée d'azote (N-NO₃) en fonction de la profondeur sur les sondages S1 et S2 à Morgny-en-Thiérache

La détermination des teneurs en nitrate peut aussi être réalisée sur S2. (Illustration 18). Les évolutions de stocks sur S1 et S2 ne sont pas identiques. L'essentiel de la différence provient des concentrations relevées dans les trois premiers mètres. A partir de 3,25 m, l'évolution du stock de S1 et celui de S2 sont plus proches. En effet, le stock évolue de 30 kg N-NO₃/ha et par mètre sur S1 et de 73 kg N-NO₃/ha et par mètre sur S2. La quantité cumulée sur les 6 premiers mètres est de 243 Kg/ha dans S1 et 335 Kg/ha dans S2. Cette dernière valeur est la quantité la plus élevée relevée dans les sondages réalisés.

3.3.5. Interprétations partielles

La concentration en eau et la concentration en nitrates sont très dépendantes de la lithologie. Sur ce site, il n'est pas évident de faire une relation entre les concentrations de nitrates observées et les pratiques culturales fournies par la chambre d'agriculture. A Morgny, le marqueur cultural n'est pas détectable de façon univoque. Cela rend impossible le calcul d'une vitesse moyenne de transfert.

Un calcul simple des transferts de nitrates a été réalisé (Illustration 20) en utilisant une vitesse de transfert moyenne cohérente avec les données de la littérature (Normand et al., 1999). Une vitesse de transfert de 0,40 m/an a été utilisée pour les limons. Avec une telle vitesse, il n'y a pas suffisamment de données historiques pour représenter les nitrates calculés jusqu'à la craie du fait de l'épaisseur importante de limon dans cette parcelle.

Pour réaliser cette représentation graphique, des valeurs de plan prévisionnel de fumure azotée (CA Picardie, 2006) ont été utilisées pour calculer les surplus et les déficits de fertilisation,

année par année, culture par culture. Par exemple, pour l'année 2006, les besoins du blé sont estimés à 246 kg de N/ha (calcul réalisé à partir du rendement de 8,2 T/ha). La fertilisation effectivement réalisée est de 141 kg de N/ha. En prenant en compte la minéralisation de la culture précédente, une sous fertilisation de 95 kg de N/ha est estimée. Cette valeur est élevée car le calcul ne prend pas en compte la valeur de minéralisation du sol.

L'illustration 20 indique que les teneurs en nitrate dans le sol ne correspondent pas en totalité à la conduite de cultures. En effet, à partir de 8 m de profondeur (profondeur théorique de la position de la prairie), les teneurs devraient atteindre environ 0,5 mg de N/Kg. Ce chiffre correspond environ à une zone enherbée non fertilisée. Cette valeur peut être estimée à partir des données collectées durant le projet.

En effet, cette valeur d'environ 0,5 mg de N/Kg se retrouve dans le sondage du terrain de football (Illustration 46, p.65) qui a servi d'exemple de zone n'ont fertilisée. Les données sont reportées sur l'illustration 21 à titre de comparaison. Sur l'illustration 20, à partir de 8 m, les concentrations ne diminuent pas pour atteindre 0,5 mg de N/Kg mais augmentent avec la profondeur.

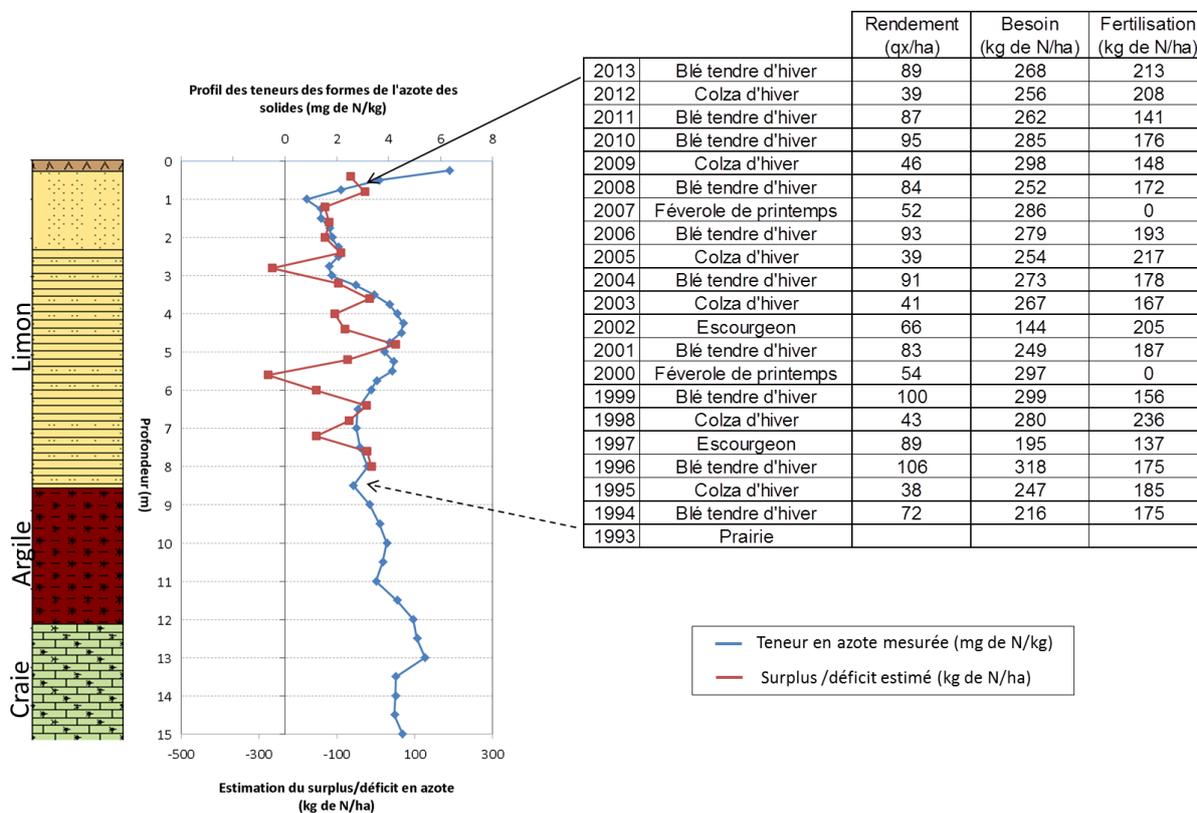


Illustration 20 - Tentative de corrélation entre la fertilisation et les concentrations en azote nitrique mesurées

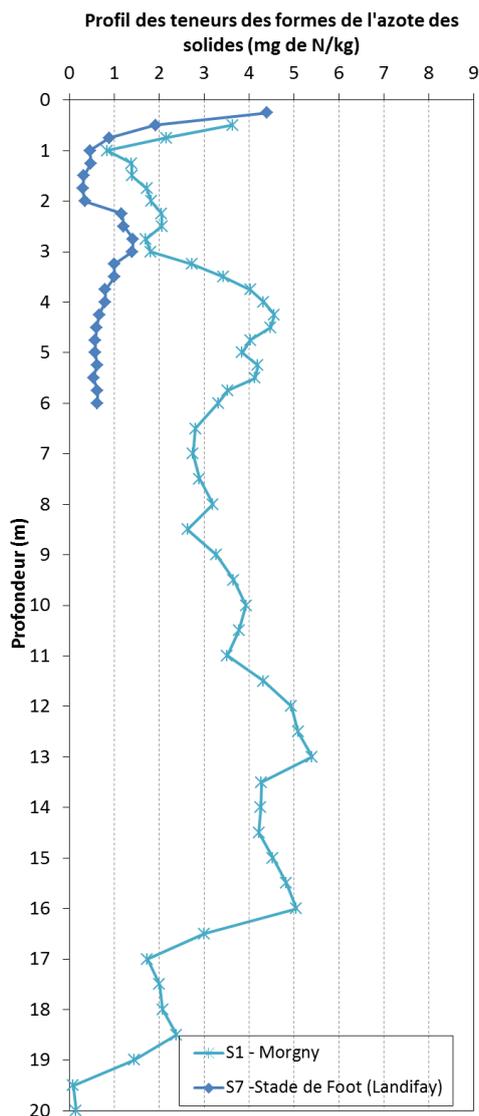


Illustration 21 - Comparaison des concentrations en nitrate (mg de N-NO₃/kg) dans S1 et une zone enherbée non fertilisée

3.4. PROFILS OBTENUS SUR LES FORAGES DE LA PARCELLE TEMOIN DE MORGNY.

3.4.1. Profil géologique

Un sondage a été réalisé dans la parcelle témoin de Morgny-en-Thiérache. Son code BSS est 00676X0117/S8. Sa position est indiquée sur la carte géologique de l'AAC de Morgny (Illustration 5). Dans le reste du rapport, il sera nommé S8.

3.4.2. Données agronomiques

Il n'y a pas de rotation sur cette parcelle témoin. L'objectif est de mesurer la concentration en nitrate dans une parcelle n'ayant pas eu d'amendement sur une longue période. Cette parcelle a été sélectionnée pour le forage car elle est en jachère depuis 1990, elle n'a pas reçu de fertilisation depuis cette date.

3.4.3. Profil des teneurs en eau sur la parcelle témoin de Morgny-en-Thiérache

Un seul profil a été réalisé dans la parcelle témoin. Les teneurs en eau pondérale mesurées sur S8 (Illustration 22) varient entre 157 g/kg (à une profondeur de 3,25 m) et 298 g/kg (à une profondeur de 0,50 m) pour une valeur moyenne de 217 g/kg. Le profil peut être divisé en trois parties :

- De 0 m à 1,50 m, la teneur en eau est élevée et a tendance à diminuer
- De 1,50 m à 5,00 m, la teneur en eau varie et est plus faible qu'en surface. Le minimum de teneur en eau se situe à 3,25 m. La moyenne sur cette partie du profil est de 185 g/kg.
- De 5,25 m à 6 m, la teneur en eau est très eau homogène, proche de la saturation de ce type de matériaux.

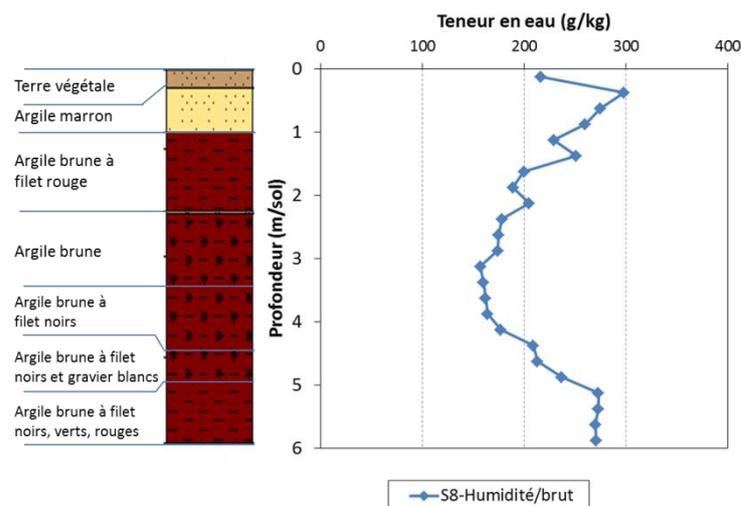


Illustration 22 - Teneurs en eau pondérales (g/kg) sur le sondage S7

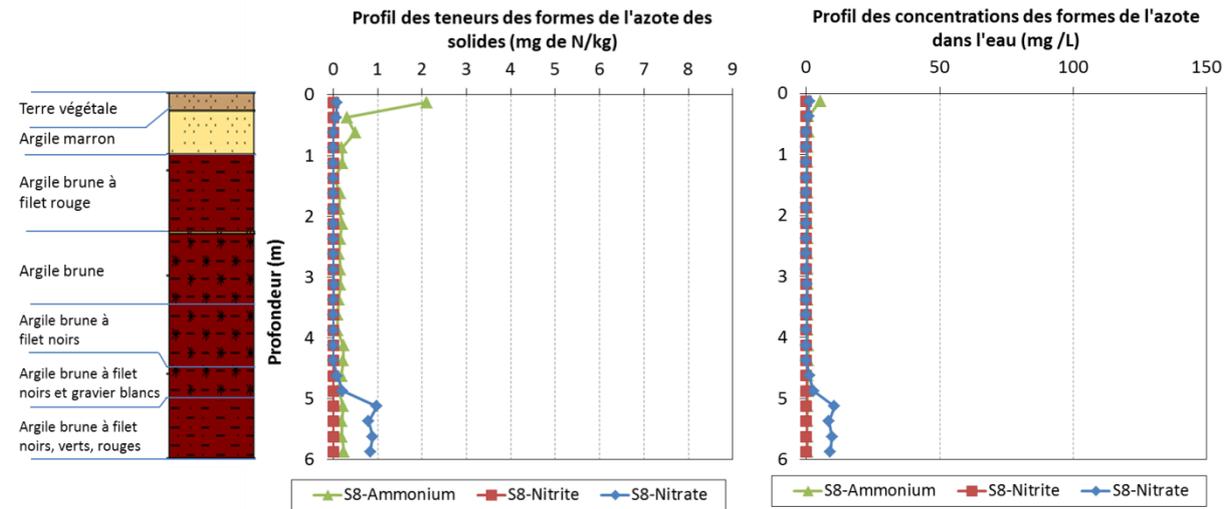
Le profil de teneur en eau du sondage S8 est très différent des profils S1 et S2. Cela peut s'expliquer par la lithologie qui est différente. Dans S8, l'épaisseur de l'horizon argileux est plus importante ce qui peut expliquer la faible pénétration de l'eau au centre du profil (vers 3 m). L'apparition de quantité importante d'eau vers 5 m peut avoir deux origines. Soit elle provient de l'horizon à graviers (vers 5 m de profondeur) soit elle est apportée par la nappe (qui se situerait à proximité du bas du profil).

3.4.4. Profil des concentrations des différentes formes de l'azote sur la parcelle témoin de Morgny

Le profil du sondage S8 en nitrate (les teneurs sont exprimées en mg de N-NO₃/kg de terre sèche) montre une valeur maximale atteignant 0,98 mg de N-NO₃/kg à une profondeur de 5,25 m. Un autre pic est visible en surface (maximum 0,08 mg de N-NO₃/kg) à 0,25 m. Entre

ces zones où les concentrations sont mesurables en surface (entre 0,25 m et 0,5 m) et en profondeur (entre 4,5 m et 6,0 m), la concentration en nitrates est en dessous de la limite de quantification. Ce profil est celui présentant les concentrations les plus basses.

L'azote est principalement sous forme ammonium sur pratiquement tout le profil. L'azote sous forme nitrates n'est présent en plus grande quantité qu'en profondeur (entre 4,5 m et 6,0 m), La concentration maximale en ammonium est 2,1 mg de N-NH₄/kg à 0,25 m. La concentration moyenne en ammonium sur le profil est 0,26 mg de N-NH₄/kg. Cette moyenne n'est pas très élevée, elle est, par exemple, moins élevée que sur S1 (0,34 mg de N-NH₄/kg sur les premiers 6 m) ou S2 (0,31 mg de N-NH₄/kg)



Ainsi, le profil montre une teneur en nitrate inférieure à la limite de détection sur pratiquement tout le profil. Deux zones montrent des concentrations supérieures, à la surface (0 m-0,5 m) et à la fin du profil (0,5 m-6 m). Pour le début du profil, cette concentration est certainement due à la minéralisation de la matière organique qui entraîne une augmentation de toutes les formes de l'azote à la suite de la dégradation des produits végétaux. L'ammonium est aussi à son maximum sur cette tranche du profil.

L'absence de teneur en nitrates sur le milieu du profil peut être expliquée par deux causes, l'une hydrogéologique l'autre agronomique. D'abord, d'un point de vue géologique, le matériau présent est très argileux, donc très réducteurs, ce qui est peu propice à l'existence de l'ion nitrate. Celui-ci a de fortes chances de rester sous la forme ammonium. De plus, la teneur en argile ne favorise pas l'infiltration mais entraîne généralement un ruissèlement accru. L'eau (et les nitrates dissous) ont tendances à privilégier les transferts horizontaux plutôt que les chemins verticaux. Ensuite, d'un point de vue agronomique, la faible concentration en nitrates peut être expliquée par la mise en place d'une jachère depuis presque 30 ans, ce type d'occupation du sol est peu propice au lessivage de nitrate.

L'augmentation de la concentration à la fin du profil est inhabituelle après un profil sans nitrates sur plusieurs mètres. L'hypothèse la plus probable pour expliquer cette augmentation est un apport de nitrates venant de la nappe à proximité. Ce profil est cohérent avec d'autre profil ayant atteint la nappe. La principale caractéristique est une homogénéisation des concentrations à partir d'une profondeur. Ici, à partir de 5,0 m la concentration est homogène (environ 0,9 mg de N-NO₃/kg). De plus, le matériel géologique change avec l'introduction de filets verts et rouges dans les argiles. Cette modification peut être la marque d'une présence habituelle d'eau.

3.4.5. Interprétations partielles

La parcelle témoin montre que sous une parcelle argileuse et sous un couvert non fertilisé, la concentration en azote dans le sol peut être très faible. Dans le sondage S2, dont le profil est aussi très argileux, la concentration en nitrates est beaucoup plus élevée. Ceci laisse à penser que les fertilisations ont un impact non négligeable sur ce type de sol. Cette conclusion est à relativiser car S2 et S8 ne sont pas tout à fait identiques, S2 présente un profil beaucoup moins argileux ce qui implique donc un ruissèlement moindre.

Dans la parcelle témoin, seule une concentration (nulle) a été mesurée puis une concentration homogène probablement influencé par la nappe. Avec ces deux données, il n'est pas possible de déterminer une vitesse de transfert équivoque.

Néanmoins, puisque l'influence d'aucune fertilisation n'est mesurée, il est possible de considérer que tous les nitrates appliqués avant la mise en jachère ont eu le temps de sortir du profil. Une vitesse minimale de 0,18 m/an (dernière application en 1990, 4,5 m de profil avant la partie homogène due à la nappe) est suffisante pour aboutir à ce résultat.

3.5. PROFILS OBTENUS SUR LES FORAGES DE LE-HERIE-LA-VIEVILLE.

3.5.1. Profil géologique

Les sondages 00661X0044/S3, 00661X0045/S4 et 00661X0046/S4bis ont été réalisés dans la commune de Le-Hérie-La-Viéville. Leur position est indiquée sur la carte géologique de l'AAC de Landifay-et-Bertaignemont (Illustration 6). Ils font partie de l'AAC de Landifay-et-Bertaignemont. Une description de l'AAC est disponible au paragraphe 2.2.3.

Les sondages S3, S4 et S4bis, sont représentatifs de la moitié ouest de l'AAC (Illustration 24, Illustration 25 et Illustration 26). En effet, cette moitié ouest est caractérisée par la présence de craie blanche sans silex du Sénonien, peu profonde, recouverte localement de limons des plateaux peu épais et de colluvions en bas des versants ou au fond des vallées sèches. Les épaisseurs de limons et colluvions peuvent présenter une variation d'épaisseur ou être absentes selon la morphologie du paysage. La moitié est de l'AAC (ouest de Puisieux-et-Clanlieu et Sains-Richaumont) est plutôt caractérisée par une couverture de limons plus étendue, quelques lambeaux tertiaires et d'argiles à silex, reposant sur la craie à silex du Turonien supérieur.

La coupe du sondage S3 est représentée sur l'illustration 24. Les 3 premiers mètres sont constitués de limons des plateaux, puis le sondage traverse un faciès argileux correspondant probablement à l'altération de la craie sous-jacente sur environ 50 cm. Ensuite, la craie blanche est relativement homogène, tendre et pâteuse jusqu'à la fin du sondage (30m) à l'exception d'un passage argileux sombre, riche en oxyde de fer, à 10,50 m de profondeur. Ce niveau correspondrait (c'est une hypothèse) à un remplissage d'origine continentale très postérieur au dépôt marin des formations crayeuses mais antérieur au dépôt des limons des plateaux. En effet, on trouve à proximité, sur le front de carrière de Le Hérie-la-Viéville, des remplissages semblables (Illustration 23). Ce sont des racines de karst à remplissage d'argiles résiduelles plus ou moins sableuses constituant des voies de circulation privilégiées pour l'eau interstitielle.



Illustration 23 : remplissages argileux au sein de la formation crayeuse

Sur le sondage S4bis (sondage réalisé à seulement 2 m de S3 pour évaluer l'incidence éventuelle des trajets du tracteur lors de l'épandage des fertilisants), le facies argileux de transition entre limon et craie est nettement plus épais (90 cm). Ce sondage montre que l'épaisseur de ce facies argileux (formation résiduelle de la craie) peut varier rapidement (pratiquement du simple au double sur 2m). Le mode de formation (altération) et l'hétérogénéité des phénomènes d'érosion (avant les dépôts quaternaires) sont responsables de ces variations qui ont probablement une incidence sur les transferts de nitrates dans le sous-sol.

Sur le sondage S4, ce facies de transition (craie altérée) est moins net mais bien présent entre 3 m et 3,50 m au moins.

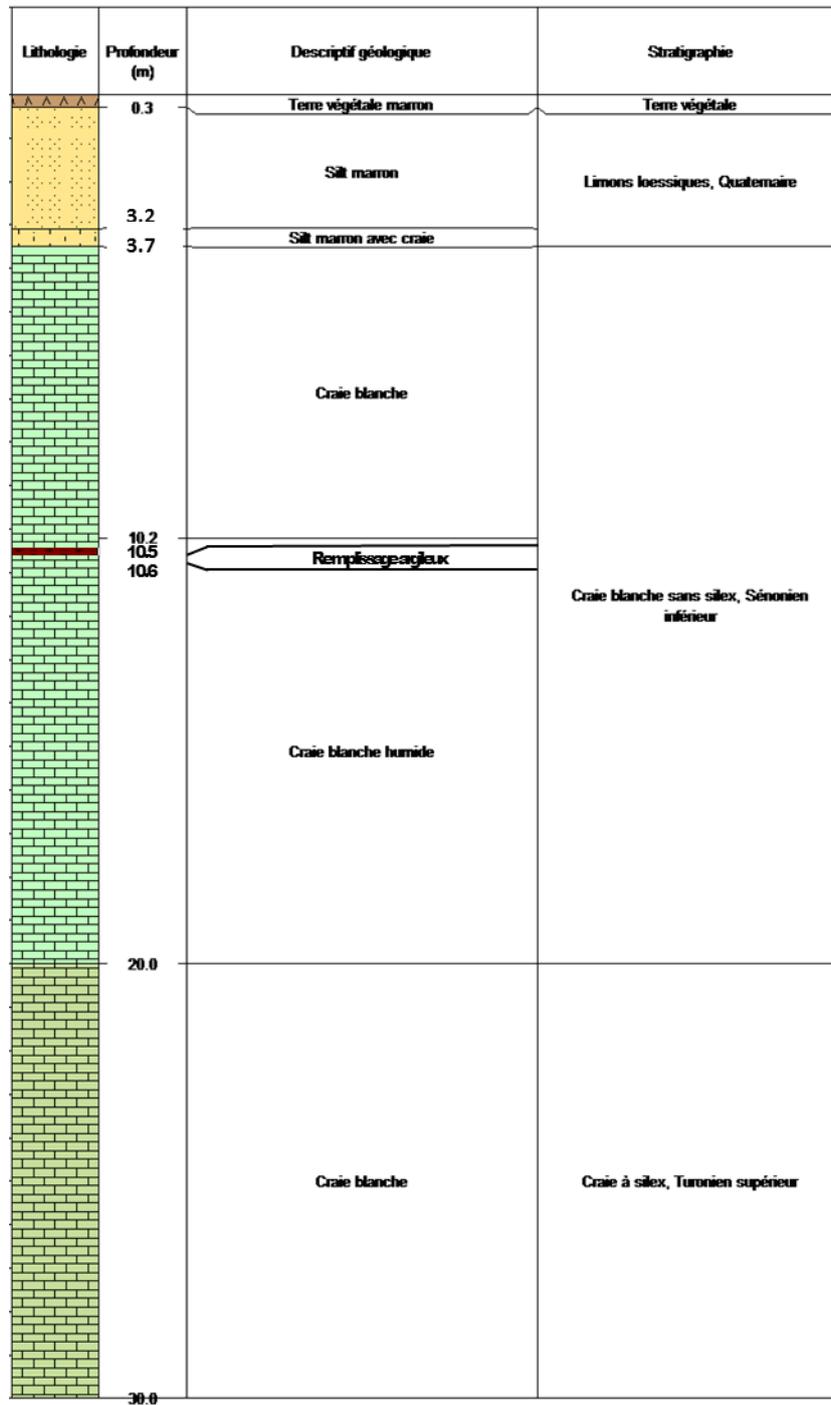


Illustration 24 - Coupe géologique du sondage S3 de Le-Hérie-La-Viéville.



Illustration 25 - Coupe géologique du sondage S4 de de Le-Hérie-La-Viéville.

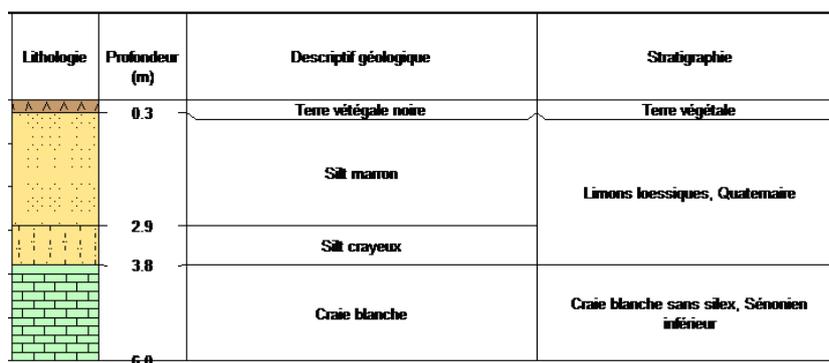


Illustration 26 - Coupe géologique du sondage S4bis de Le-Hérie-La-Viéville.

3.5.2. Données agronomiques

Pour Le Hérie-la-Viéville, les données sur la rotation sont disponibles entre 1990 et 2013. La rotation sur la parcelle est disponible et aussi des données concernant la fertilisation et les rendements des cultures. A Le Hérie-La-Viéville, le retournement d'une pâture en 1990 constitue le marqueur cultural de référence. La pâture est restée en place au moins cinq ans avant son retournement. Le tableau suivant présente la rotation sur la parcelle de Le Hérie-la-Viéville (Illustration 27).

2013	betterave	1998	blé
2012	blé	1997	betterave
2011	blé	1996	blé
2010	colza	1995	pois
2009	blé	1994	blé
2008	betterave	1993	pois
2007	orge	1992	maïs
2006	blé	1991	maïs
2005	feverole	1990	prairie
2004	blé	1989	prairie
2003	colza	1988	prairie
2002	blé	1987	prairie
2001	betterave	1986	prairie
2000	blé	1985	...
1999	maïs		

Illustration 27 – Données agronomiques de la rotation de la parcelle de Le Hérie-La-Viéville

3.5.3. Profil des teneurs en eau sur la Parcelle de Le Hérie-la-Viéville

Le premier profil réalisé dans la parcelle de Le Hérie-la-Viéville provient d'un sondage profond à 30 m, le deuxième et le troisième proviennent de sondage à 6 m.

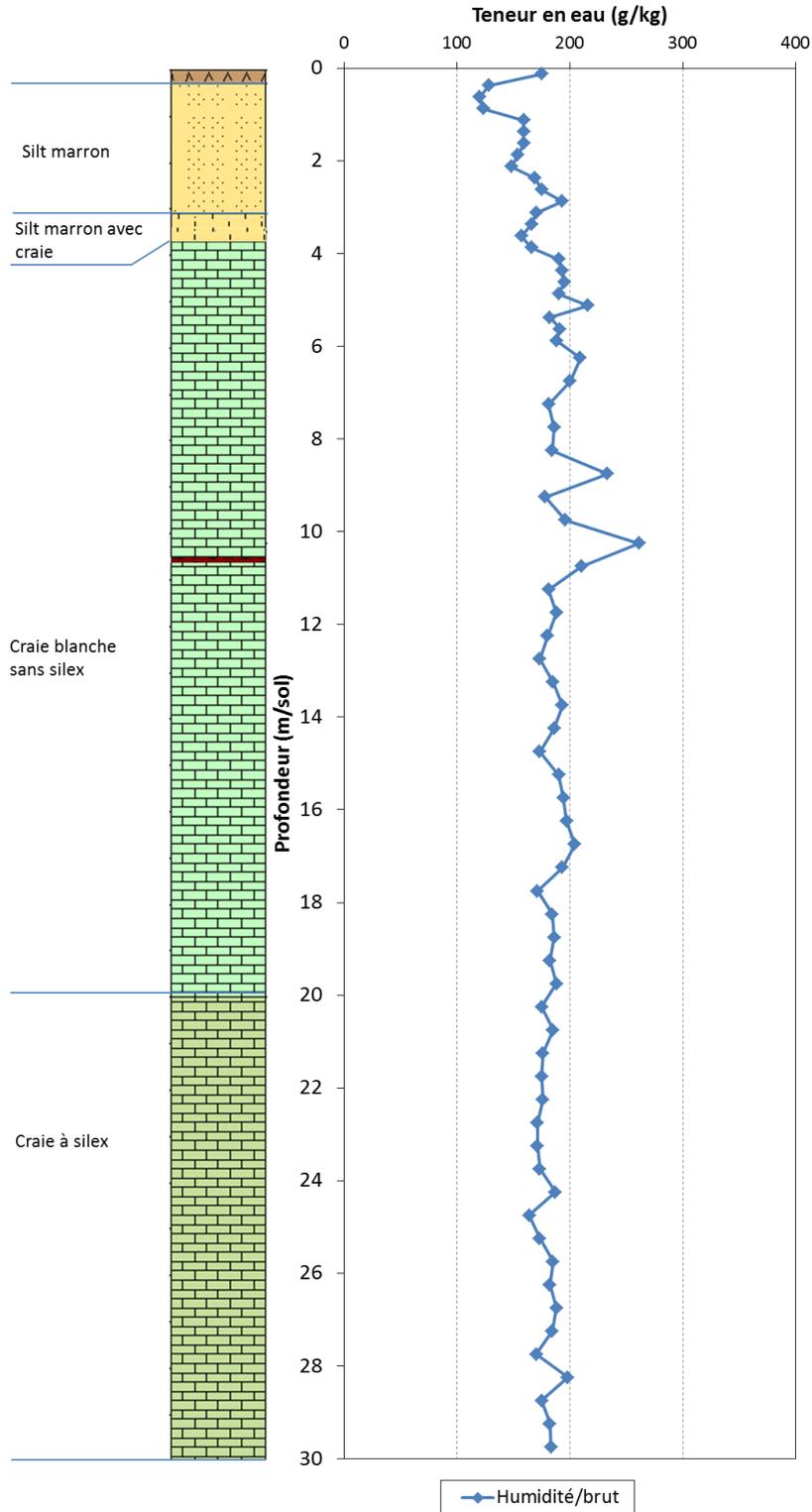


Illustration 28 - Teneurs en eau pondérales (g/kg) sur le sondage S3.

Sur le premier profil de Le Hérie-la-Viéville (Sondage S3 - Illustration 28), les teneurs en eau pondérales varient entre 120 g/kg (à une profondeur de 0,75 m) et 261 g/kg (à une profondeur de 10,5 m) pour une valeur moyenne de 181 g/Kg. La teneur en eau sur les 30 premiers mètres de la zone non saturée varie assez peu. L'évolution de la teneur en eau peut être décomposée en deux phases :

- De 0 à 4 m, la teneur en eau augmente, elle commence à 120-130 g/kg pour atteindre environ 180 g/kg. Un décrochement assez net est visible à 1 m.
- De 4 m à 30 m, la teneur en eau varie assez peu, la moyenne sur cette partie du profil est de 187 g/kg. Quelques pics sont néanmoins observés, comme par exemple un pic de 233 g/kg à 9 m et de 261 g/kg à 10,5 m. Ce pic est parfaitement en phase avec le niveau argileux, probablement une extension d'une racine de karst rencontré à 10,50m. La nature du matériau (porosité efficace plus importante) peut expliquer la présence de cette anomalie. Cependant, s'il s'agit d'une zone en connexion avec un réseau karstique même colmaté, l'anomalie de teneur en eau peut être liée à une circulation préférentielle au sein de la zone non saturée.

Sur le deuxième profil de Le Hérie-la-Viéville (Sondage S4 - Illustration 29), les teneurs en eau pondérales varient entre 127 g/kg (à une profondeur de 0,75 m) et 246 g/kg (à une profondeur de 4 m) pour une valeur moyenne de 189 g/Kg. Comme pour le profil S3, l'évolution de la teneur en eau peut être décomposée en trois parties :

- De 0 à 2,5 m, la teneur en eau est homogène hormis un décrochement assez net qui est visible à 1 m. Sans compter ce décrochement, la teneur en eau est de 160 g/kg.
- De 2,5 m à 3,5 m, un pic important est visible, il culmine à 198 g/kg à 3 m.
- De 4 m à 6 m, la teneur en eau pondérale augmente rapidement puis devient plus homogène. La teneur moyenne entre 4 m et 6 m est de 230 g/kg.

Les variations d'humidité pour ce sondage correspondent relativement bien aux différents horizons rencontrés. La tranche 0-3 m correspond au "silt marron" de la coupe géologique tandis que la tranche 3,1 m à 3,5 m correspond à l'horizon de craie altérée précédemment décrit. La tranche 3,5 à 6 m correspond à la craie marneuse sous-jacente.

La principale différence entre les profils de S3 et de S4 est que la teneur en eau est sensiblement plus importante entre 4 et 6 m sur S4. En effet, à partir de 4 m, la teneur en eau moyenne est de 230 g/kg dans S4 contre 190 g/kg dans S3. A l'inverse, la teneur en eau est plus importante pour S3 dans les 4 premiers mètres.

Sur le troisième profil de Le Hérie-la-Viéville (Sondage S4bis - Illustration 29), les teneurs en eau pondérale varient entre 123 g/kg (à une profondeur de 0,75 m) et 232 g/kg (à une profondeur de 4,75 m) pour une valeur moyenne de 179 g/kg. Contrairement aux deux autres profils, la teneur en eau ne semble devenir stable qu'à partir de 4,75 m soit 75 cm plus bas que les deux autres sondages. L'évolution du profil peut donc se décomposer en trois segments :

- De 0 à 2,75 m, la teneur en eau augmente, Entre 0,75 et 1 m, un décrochement important apparait mais il n'est pas corrélé à la description lithologique.
- De 2,75 à 3,5 m, un pic léger se dessine vers 3 m. Selon la coupe géologique, de 0 à 2,9 m, le sondage est dans les limons puis de 2,9 m à 3,8 m il se situe dans le niveau de craie altérée.
- De 3,75 m à 6 m, la teneur en eau pondérale augmente fortement puis devient plus homogène. Le sondage se situe dans la "craie blanche".

Il ressort de ces descriptions que :

- d'une part les variations de teneurs en eau dans les premiers mètres ne sont probablement pas liée (ou pas uniquement) à des hétérogénéités du matériau géologique mais plutôt à l'historique climatique des jours ou semaines précédents le carottage.
- d'autre part la variation des faciès géologiques se corrèle bien avec les profils de teneur en eau, avec une tendance homogène dans les limons (tendance croissante à l'époque des sondages), une discontinuité au passage de la craie altérée (niveau très hétérogène constitué de fragments de craie et d'argile), puis un profil plus régulier dans la craie homogène, sauf au niveau d'anomalies lithologiques comme sur S3, à 10,50 m.

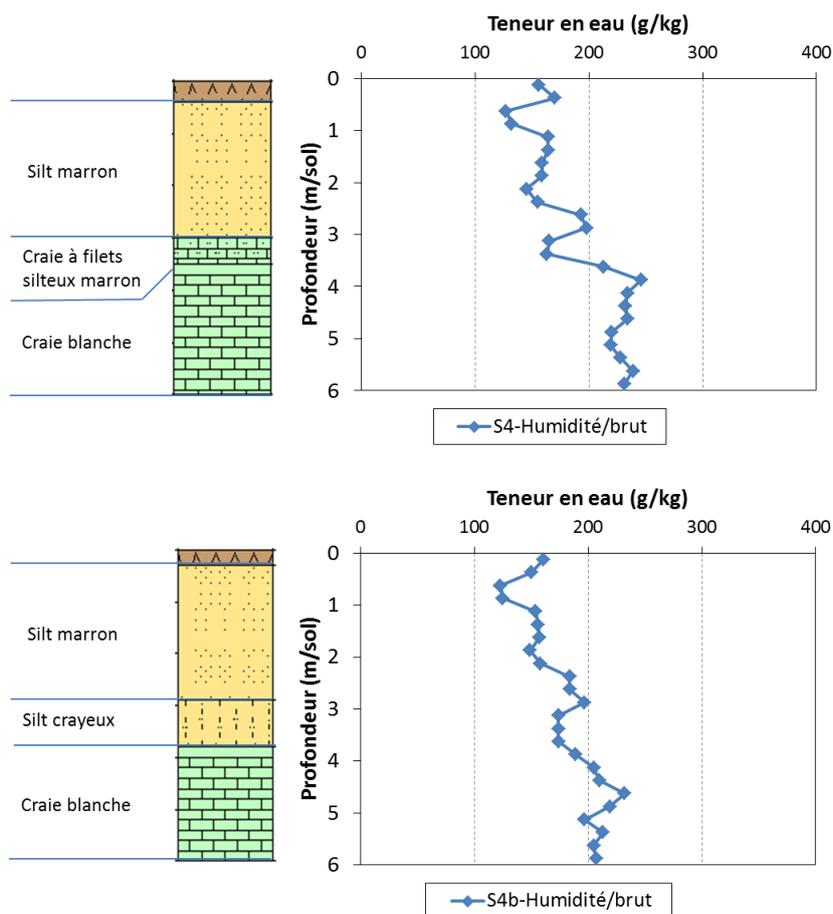


Illustration 29 - Teneurs en eau pondérales (g/kg) sur le sondage S4 et de S4bis

3.5.4. Profil des concentrations des différentes formes de l'azote sur la parcelle de Le Hérie-la-Viéville

Le premier sondage réalisé à Le Hérie-la-Viéville a été effectué sur 30 m (Illustration 30). Le profil du sondage S3 en nitrate (les teneurs sont exprimées en mg de N-NO₃/kg de terre sèche) montre une valeur maximale atteignant 7,11 mg de N-NO₃/kg. Ce large pic s'étend de 10,50 m à 14 m avec son maximum à 12 m. Un deuxième pic, avec un maximum de 3,88 mg de N-NO₃/kg, a été détecté à 5,25 m. Enfin, un dernier pic a été mesuré en surface, à 0,25 m, la concentration relevée est de 3,23 mg de N-NO₃/kg.

Les nitrates représentent la forme la plus importante d'azote, les teneurs en ammonium sont faibles (de l'ordre de 0,1 mg de N-NH₄/Kg en moyenne) et celles en nitrites pratiquement nulles (mesures inférieures à la LQ). La concentration maximale en NH₄ est mesurée à 25 cm pour une concentration de 0,79 mg de N-NH₄/Kg. A partir de 4 m, la teneur en ammonium ne dépasse plus 0,1 mg de N-NH₄/Kg. Ce comportement est différent de celui qui avait été observé dans S1, probablement car les marnes bleues étaient un environnement très particulier qui n'est pas rencontré dans cette parcelle.

Les concentrations en nitrate (exprimées en mg/L après conversion) montrent un profil similaire à celui de l'azote. En effet, deux pics importants (un à 6, l'autre à 12 m) se détachent. Un pic moins important apparaît à 1,25 m. Sous la parcelle de Le Hérie-la-Viéville, des contrastes dans les concentrations en nitrates sont facilement discernables. A la base des profils, les concentrations sont faibles sur près de 15 mètres correspondant probablement à plusieurs années consécutives sans apport de nitrate ce qui pourrait correspondre au marqueur cultural (la jachère). La date du retournement de prairie étant connue, il sera possible d'estimer une vitesse moyenne de transfert des solutés ; celle-ci sera présentée dans les paragraphes suivants.

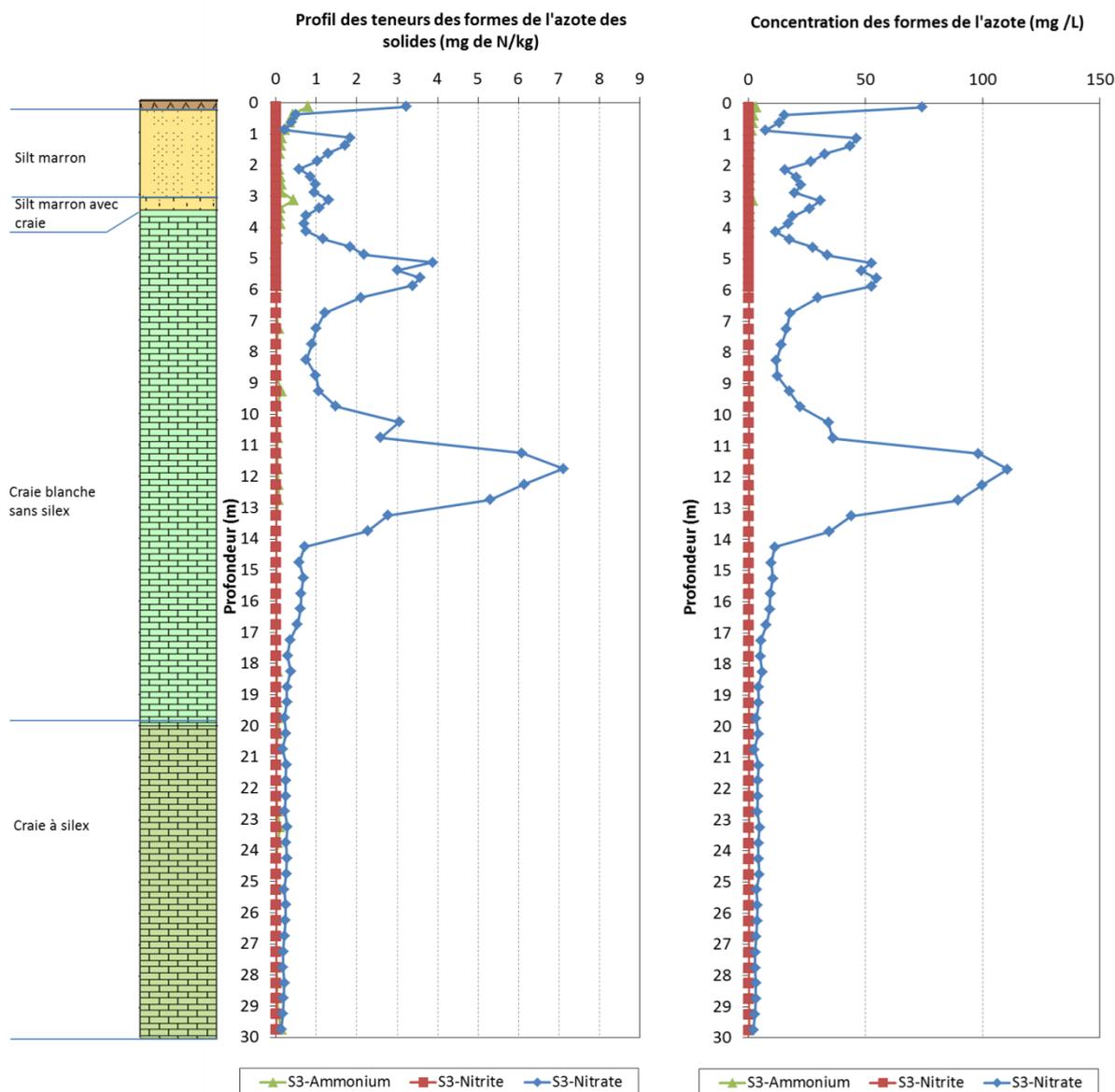


Illustration 30 - Concentrations des formes de l'azote dans S3 (mg de N-NO₃/kg mg de N-NO₂/kg mg de N-NH₄/kg à gauche ; mg de NO₃/L; mg de NO₂/L, mg de NH₄/L à droite)

Le deuxième sondage réalisé Le Hérie-la-Viéville a été effectué sur 6 m. Le profil du sondage S4 en nitrate (les teneurs sont exprimées en mg de N-NO₃/kg de terre sèche) montre une valeur maximale de 7,41 mg de N-NO₃/kg à 5,75 m. La valeur minimale est de 0,36 mg de N-NO₃/kg à 1 m. Hormis le pic détecté à 5,75 m, un second pic est mesuré entre 0 et 0,50 m. La valeur moyenne en nitrate sur le profil est de 2,5 mg de N-NO₃/kg.

L'azote est présent principalement sous la forme nitrate. L'azote sous la forme de nitrites est pratiquement absent. Seuls 0,1 mg de N-NO₂/kg sont mesurés dans l'horizon 25 cm. L'azote sous forme d'ammonium est plus largement répandu mais à des teneurs faibles, la moyenne sur l'ensemble du profil est de 0,19 mg de N-NH₄/kg. Seuls les horizons de surface ont des concentrations qui peuvent être jugées importantes 0,92 mg de N-NH₄/kg à 0,25 m et 0,75 mg de N-NH₄/kg à 0,50 m.

Les valeurs des formes de l'azote exprimées en azote par rapport au solide (ex N-NO₃/kg) ont été converties en formes de l'azote par rapport à l'eau (ex: NO₃/L). Cette conversion ne modifie pas la place des pics sur le profil. Néanmoins, la concentration maximale de nitrate est maintenant relevée à 0,25 m, elle s'élève à 98 mg de NO₃/L. Le second pic, entre 5,5 et 6,0 m, a une valeur maximale de 90 mg de NO₃/L. La concentration moyenne sur le profil est de 42 mg de NO₃/L. La valeur minimale est toujours mesurée à 1 m, la concentration relevée est de 10 mg de NO₃/L.

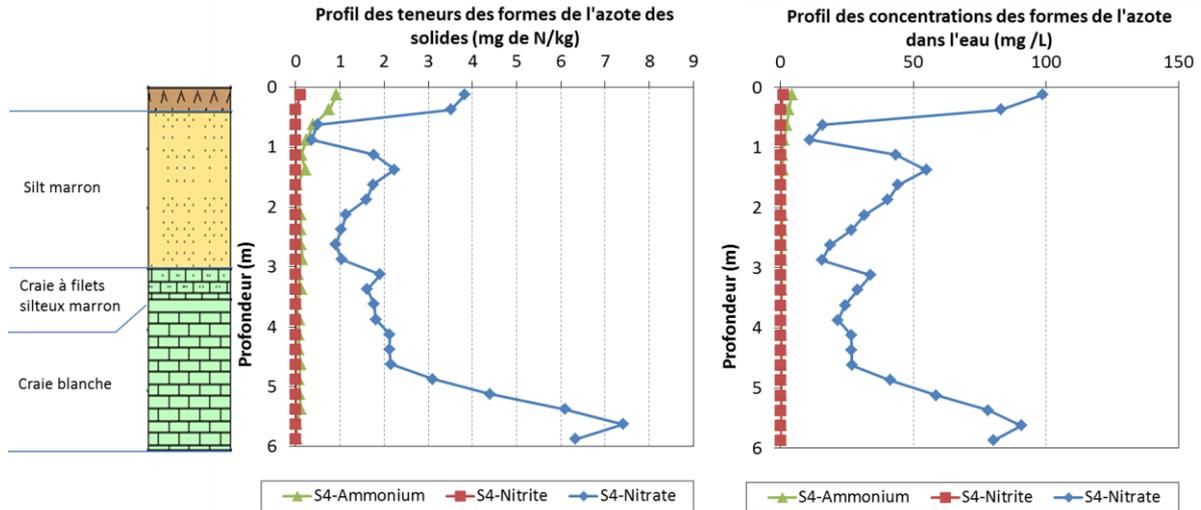


Illustration 31 - Concentrations des formes de l'azote dans S4 (mg de N-NO₃/kg mg de N-NO₂/kg mg de N-NH₄/kg à gauche ; mg de NO₃/L; mg de NO₂/L, mg de NH₄/L à droite)

Le troisième sondage effectué sur la parcelle a aussi une profondeur de 6 m. Le profil du sondage S4bis en nitrate (les teneurs sont exprimées en mg de N-NO₃/kg de terre sèche) montre une valeur maximale de 7,41 mg de N-NO₃/kg à 5,75 m. La valeur minimale est de 0,36 mg de N-NO₃/kg à 1 m. Hormis le pic détecté à 5,75 m, un second pic est mesuré entre 0 et 0,50 m. La valeur moyenne en nitrate sur le profil est de 2,5 mg de N-NO₃/kg.

L'azote est présent principalement sous la forme nitrate. L'azote sous la forme de nitrites est complètement absent et seules des valeurs sous la limite de détection ont été reportées. L'azote sous forme d'ammonium est présent sur pratiquement tout le profil et les concentrations sont faibles. La moyenne est de 0,10 mg de N-NH₄/kg sur le profil. Seuls les horizons de surface ont des concentrations remarquables de 0,59 mg de N-NH₄/kg à 0,25 m et 0,57 mg de N-NH₄/kg à 0,50 m.

Les valeurs des formes de l'azote exprimées en azote par rapport au solide (ex N-NO₃/kg) ont été converties en formes de l'azote par rapport à l'eau (ex: NO₃/L). La concentration maximale de nitrate est de 83 mg de NO₃/L, elle est située à 1,5 m, la conversion ayant modifié l'emplacement des principaux pics car les valeurs de densité considérées dans le calcul en haut et en bas du profil ne sont pas les mêmes. Ainsi, le deuxième pic, de valeur maximale, 70 mg, se situe maintenant à 6 m. La concentration moyenne sur le profil est de 40 mg de NO₃/L.

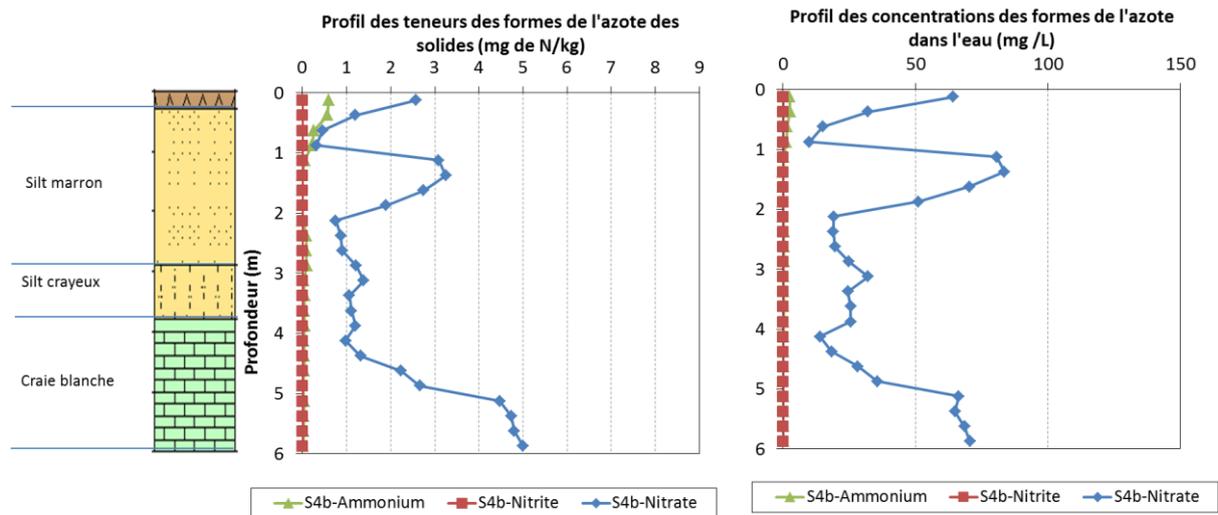


Illustration 32 - Concentrations des formes de l'azote dans S4bis (mg de N-NO₃/kg mg de N-NO₂/kg mg de N-NH₄/kg à gauche ; mg de NO₃/L; mg de NO₂/L, mg de NH₄/L à droite)

Les profils de S3, S4, S4bis de teneur en azote (N-NO₃) sont très similaires sur les 6 premiers mètres. Dans les trois profils, l'horizon de surface (0-0,5 m) montre des concentrations plus élevées que l'horizon juste en dessous (généralement entre 0,75 et 1 m) qui apparaît toujours comme la zone avec les concentrations les plus faibles. Une zone avec des teneurs plus élevées apparaît ensuite, entre 1 m et 2,5 m. Cette zone apparaît plus fortement concentrée dans le profil S4bis que dans les autres profils. Une zone avec des teneurs moyennes est visible entre 2,5 et 4,5 m. A partir de 4,5 m, la concentration en nitrate augmente fortement. L'augmentation est la plus forte dans S4 et la moins forte dans S3.

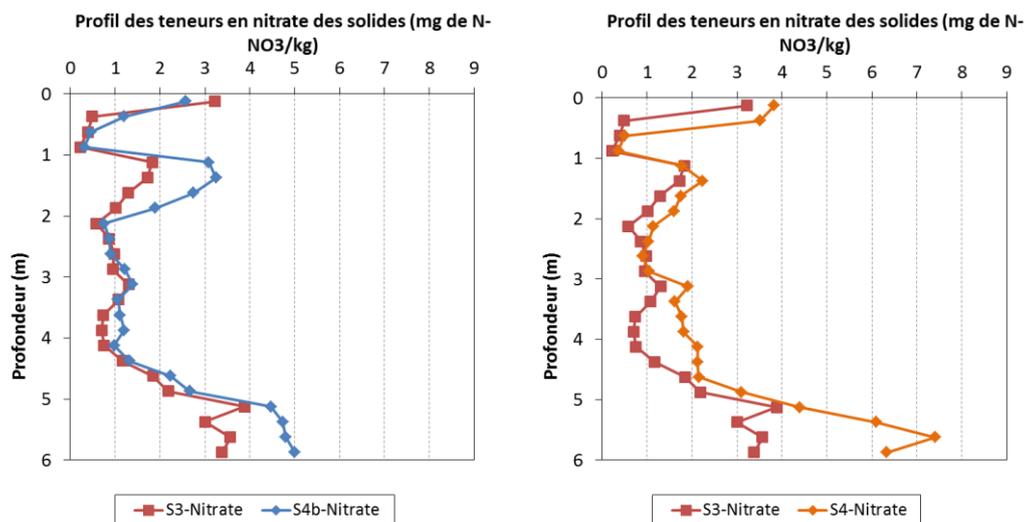


Illustration 33 - Comparaison des profils de nitrate dans les profils S3, S4 et S4bis sur les 6 premiers mètres. (à gauche S3 comparé avec S4 bis; à droite S3 comparé avec S4)

La détermination des concentrations en nitrate sur le profil a permis d'estimer les stocks de nitrate présents dans la zone non saturée. Le calcul sur la parcelle de Le Hérie-la-Viéville est relativement simple dans le sens où seulement deux formations sont traversées, des limons de 0 à 3,5 m suivis de craie de 4 m jusqu'à la fin du profil, le passage argileux à 10,50m étant négligé car très peu épais.

Un calcul de stock a été réalisé sur S3 entre 0 et 30 m. Les mêmes valeurs de densité que précédemment utilisées ont été conservées. La courbe d'évolution peut être décomposée de la façon suivante entre 0 et 30 m :

- Augmentation modérée du stock entre 1 et 4,5 m de profondeur.
- Augmentation nette du stock à partir de 4,5 m jusqu'à 7 m.
- Ralentissement prononcé de 7 m à 10 m.
- Augmentation nette de 10 m à 14 m.
- Augmentation très faible de 14 m à 30 m.

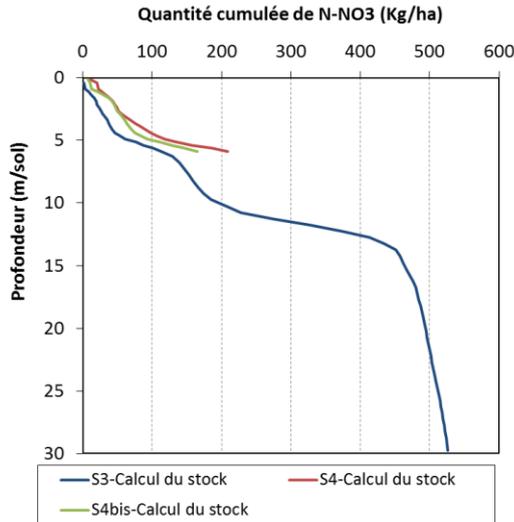


Illustration 34 - Quantité cumulée d'azote (N-NO₃) en fonction de la profondeur sur les 30 premiers mètres de S3

Un calcul de stock a été réalisé pour les sondages S4 et S4bis. Pour ces deux sondages, l'évolution est relativement similaire :

- Augmentation modérée du stock entre 1 et 4,5 m de profondeur
- Augmentation nette du stock à partir de 4,5 m jusqu'à 6 m.

Il est à noter que la limite de 4,5 m ne correspond pas à une variation de lithologie observée..

Les courbes des trois sondages (S3, S4 et S4bis) sont relativement similaires, néanmoins, les stocks sont toujours plus importants dans S4 et toujours moins importants dans S3. Au final, le stock sur les 6 premiers mètres est de 114 kg de N-NO₃/ha pour S3, 164 kg de N-NO₃/ha pour S4bis et 200 kg de N-NO₃/ha pour S4. La différence est de près de 100 kg de N-NO₃/ha sur 6 m.

3.5.5. Interprétations partielles

Dans la mesure où il n'y a qu'une formation géologique traversée, il est possible de déduire une vitesse moyenne de transfert grâce aux informations obtenues par le marqueur culturel. En effet, les dates auxquelles les événements ont eu lieu et les profondeurs peuvent être mises en relation pour calculer des vitesses moyennes.

En calant les concentrations maximales (7,11 mg de N/kg) avec le marqueur de la parcelle de Le Hérie-la-Viéville (la prairie retournée en 1990-1991), il est possible de déterminer la vitesse de transfert des nitrates. Le pic de concentration est détecté à 12 m. 22 ans se sont écoulés entre le forage et le retournement de la prairie. Il est possible de déduire que la vitesse moyenne sur l'ensemble du profil est de 0,54 m/an. Si, au lieu de prendre le pic, la base du profil ne contenant pas de nitrate est pris comme référence, **une vitesse moyenne de 0,6 m/an est obtenue** (date avant retournement : 1989, profondeur : 14,5 m)

Il est également proposé d'affiner l'estimation en considérant les bilans azotés par an et utilisant des données de vitesse différentes en fonction des couches géologiques/pédologiques rencontrées.

Ainsi, des valeurs de plan prévisionnel de fumure azotée (CA Picardie, 2006) ont été utilisées pour calculer les surplus et les déficits de fertilisation, année par année, culture par culture. Par exemple, pour l'année 2006, les besoins du blé sont estimés à 246 kg de N/ha (calcul réalisé à partir du rendement de 8,2 T/ha). La fertilisation effectivement réalisée est de 141 kg de N/ha. En prenant en compte la minéralisation de la culture précédente, une sous fertilisation de 95 kg de N/ha est estimée. Cette valeur est élevée car le calcul ne prend pas en compte la valeur de minéralisation du sol.

Deux vitesses ont été prises en compte, une pour le limon (0 m-3 m) et une pour la craie (3 m jusqu'à la fin du profil. Grâce à une phase de calage, un rapprochement entre les surplus/déficits et les concentrations mesurées a été réalisé. Ce calage s'est basé notamment sur des données bibliographiques de vitesse connues dans ce type de matériaux géologiques. Par exemple dans la Somme des valeurs comprises entre 0,5 m/an et 0,7 m/an ont été estimées (Normand et al., 1999) dans la craie. Des valeurs comparables ont été relevées en Champagne-Ardenne dans la région d'Epernay (Kerbaul et al., 1979). Des valeurs sensiblement plus faibles (entre 0,3 m/an et 0,6 m/an) ont été relevées en Champagne-Ardenne dans les bassins de la Retourne et de la Superbe (Baran et al., 2006). Des valeurs plus importantes (entre 0,5 m/an et 1,95 m/an) ont pu être estimées dans le Nord Pas-de-Calais (Baillon et al., 2001). Lors du calage, une attention particulière a été portée sur l'augmentation de concentration à 6 m en plus de l'augmentation de concentration importante à 12 m qui sert de marqueur cultural.

Le calage des vitesses d'écoulement dans le sol et dans la craie en utilisant ce procédé permet d'obtenir **une vitesse de 0,40 m/an dans le limon (partie sol) et une vitesse de 0,65 m/an dans la craie**. Ces résultats sont donc tout à fait cohérents d'une part avec les données de la littérature mais aussi d'autre part avec la 1^{ère} estimation proposée ici.

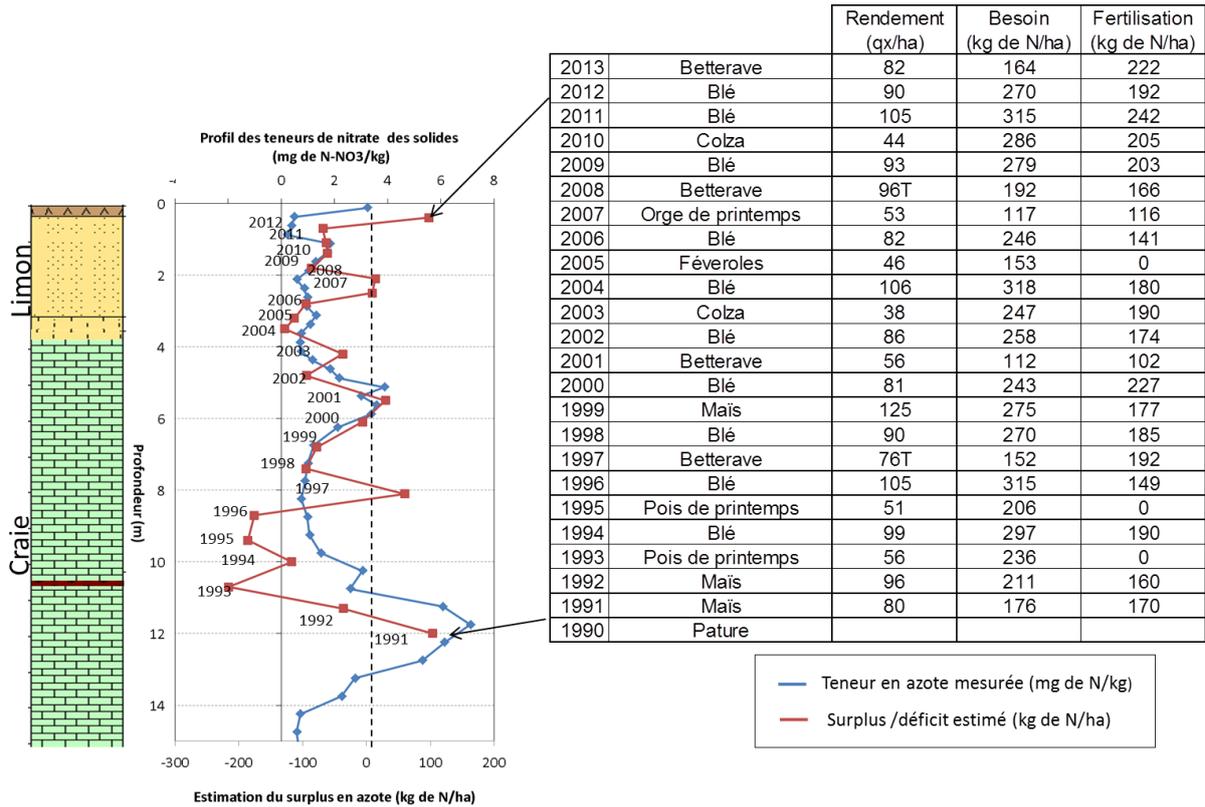


Illustration 35 - Tentative de corrélation entre les surplus/déficit d'azote et les concentration en azote nitrique mesurée en jouant sur la vitesse moyenne de transfert dans les sols et dans la craie

3.6. PROFILS OBTENUS SUR LES FORAGES DE LANDIFAY

3.6.1. Profil géologique

Les sondages 00661X0047/S5 et 00661X0048/S6 ont été réalisés à Landifay-et-Bertaignemont un peu à l'écart du centre-ville. Leur position est indiquée sur la carte géologique de l'AAC de Landifay-et-Bertaignemont (Illustration 6). Ils font partie de l'AAC de Landifay-et-Bertaignemont. Une description de l'AAC est disponible au paragraphe 2.2.3.

Les sondages S5 à S6 (Illustration 36 et Illustration 37), réalisés à Landifay-et-Bertaignemont, sont représentatifs de la moitié ouest de l'AAC. Cette moitié ouest est caractérisée par la présence de craie blanche sans silex du Sénonien qui peut-être recouverte de limons des plateaux. Contrairement au sondage de la parcelle de Le Hérie-la-Viéville, le limon n'est pas rencontré sur ces sondages.

Les sondages traversent une craie blanche assez friable, peu humide, homogène. Sur le sondage S5 un passage fissuré avec des traces d'oxydation marque la présence de circulation d'eau entre 4,75 et 5m.

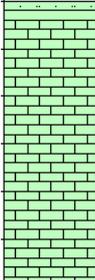
Lithologie	Profondeur (m)	Descriptif géologique	Stratigraphie
	0.2	Craie avec silt	Craie blanche sans silex, Sénonien inférieur
	6.0	Craie blanche	

Illustration 36 - Coupe géologique du sondage S5

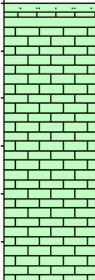
Lithologie	Profondeur (m)	Descriptif géologique	Stratigraphie
	0.3	Craie avec silt	Craie blanche sans silex, Sénonien inférieur
	6.0	Craie blanche	

Illustration 37 - Coupe géologique du sondage S6

3.6.2. Données agronomiques

Pour la parcelle de Landifay-et-Bertaignemont, les données sur la rotation sont disponibles entre 2007 et 2013. Les données concernant la rotation sur la parcelle ont été transmises par la Chambre d'agriculture, cette dernière a aussi transmise des données concernant la fertilisation et les rendements des cultures. A Landifay-et-Bertaignemont, un retournement de jachère en 2007 sera utilisé comme marqueur. Cette jachère est restée au moins cinq ans sur la parcelle. Le tableau suivant présente la rotation sur la parcelle de Landifay-et-Bertaignemont (Illustration 38).

2013	Betterave	2007	Jachère
2012	Blé tendre	2006	Jachère
2011	Colza	2005	Jachère
2010	Blé tendre	2004	Jachère
2009	Betterave	2003	Jachère
2008	Blé tendre	2002	...

Illustration 38 - Données agronomiques de la rotation de la parcelle de Landifay

3.6.3. Profil des teneurs en eau sur la parcelle Landifay-et-Bertaignemont

Les deux profils réalisés Landifay-et-Bertaignemont proviennent de sondages à 6 m (Illustration 39). Pour le premier profil de Landifay-et-Bertaignemont (Sondage S5), les teneurs en eau pondérales qui ont été mesurées varient entre 109 g/kg (à une profondeur de 0,25 m) et 173 g/kg (à une profondeur de 5 m) pour une valeur moyenne de 160 g/Kg. La teneur en eau

devient stable à partir de 1,25 m, la valeur moyenne est de 168 g/Kg. Entre la surface et la profondeur de 1,25 m, la teneur en eau augmente de 109 g/kg à 25 cm jusqu'à 165 g/kg.

Le profil de sondage S6 est relativement similaire à celui de S5. Les teneurs en eau pondérale qui ont été mesurées varient entre 113 g/kg (à une profondeur de 0,50 m) et 173 g/kg (à une profondeur de 3,75 m) pour une valeur moyenne de 160 g/Kg. Comme pour S5, la teneur en eau devient stable à partir de 1,25 m de profondeur. La valeur moyenne sur la seconde partie du profil est 163 g/kg. Entre la surface et 1,25 m, la teneur en eau est plutôt en augmentation.

Selon la coupe géologique, les deux sondages sont intégralement dans la craie blanche (à partir de 0,3 m pour S4 et 0,4 m pour S4bis), cela peut expliquer que la teneur en eau soit homogène. Un seul matériel géologique est rencontré.

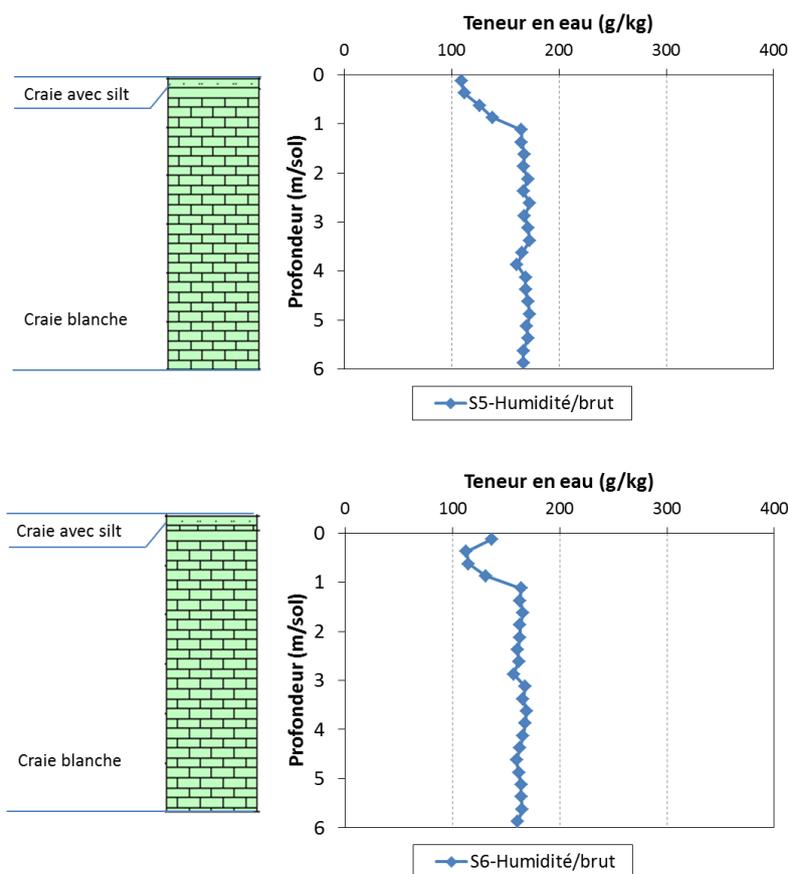


Illustration 39 - Teneurs en eau pondérales (g/kg) sur le sondage S5 et S6

3.6.4. Profil des concentrations des différentes formes de l'azote sur la Parcelle Landifay-et-Bertaignemont

Les deux sondages réalisés sur la parcelle de Landifay-et-Bertaignemont ont une profondeur de 6 m. Le profil du sondage S5 en nitrate (les teneurs sont exprimées en mg de N-NO₃/kg de terre sèche) montre une valeur maximale atteignant à 2,83 mg de N-NO₃/kg à une profondeur de 5,75 m. La valeur minimale est relevée à 0,5 m (0,27 mg de N-NO₃/kg). Hormis les concentrations relevées dans le premier mètre qui sont légèrement inférieures, l'ensemble du profil présente des concentrations en nitrate relativement homogènes. La seule irrégularité est le palier entre la teneur en 5 m et celle à 5,25 m.

L'azote sous forme d'ammonium représente la forme dominante dans le premier horizon (0,25 m), la teneur mesurée étant de 0,68 mg de N-NH₄/kg contre 0,46 mg de N-NO₃/Kg. Sur le reste du profil, l'azote sous forme d'ammonium ne dépasse pas 0,3 mg de N-NH₄/kg et devient la deuxième forme derrière l'azote sous forme nitrate. L'azote sous la forme de nitrite n'est présent qu'aux profondeurs de 0,25 m (0,15 mg de N-NO₂/Kg) et de 0,75 m (0,15 mg de N-NO₂/Kg).

Les valeurs des formes de l'azote exprimées en azote par rapport au solide (ex N-NO₃/kg) ont été converties en formes de l'azote pour rapport à l'eau (ex : NO₃/L). La teneur maximale de N-NO₃ est relevée à 5,75 m (49 mg de NO₃/L) tandis que la teneur minimale est relevée à 0,5 m (7,0 mg de NO₃/L). L'allure du profil n'a pas été altérée lors de la conversion, ceci s'explique par le fait que le profil est géologiquement très homogène. Ainsi tout comme dans le profil exprimé en azote, un palier se dessine juste à la base de la zone fissurée entre 5 m et 5,25 m. La moyenne sur l'ensemble du profil est de 38 mg/L.

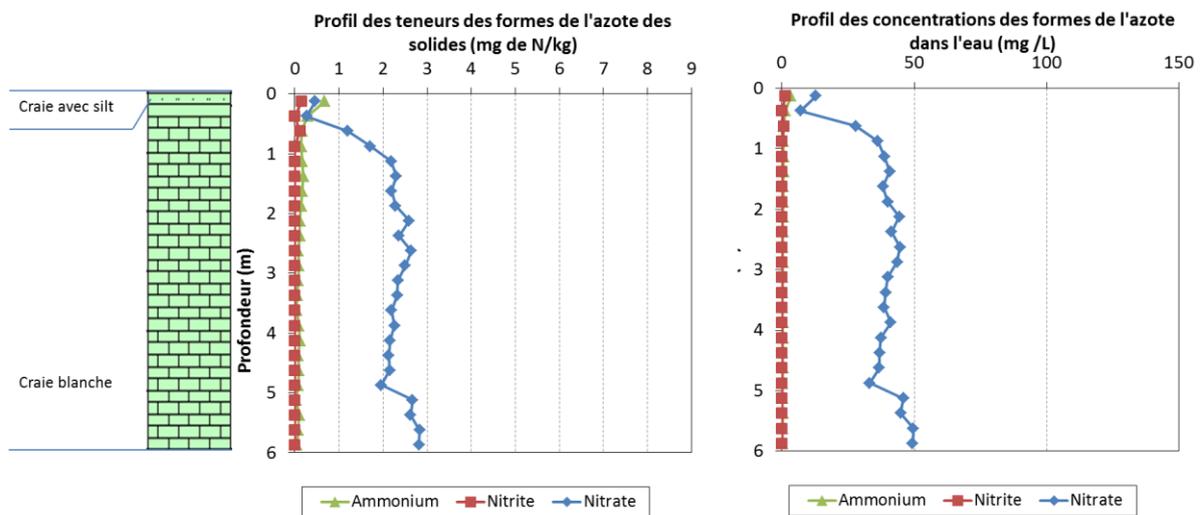


Illustration 40 - Concentrations des formes de l'azote dans S5 (mg de N-NO₃/kg mg de N-NO₂/kg mg de N-NH₄/kg à gauche ; mg de NO₃/L; mg de NO₂/L, mg de NH₄/L à droite)

Le profil du sondage S6 en nitrate (les teneurs sont exprimées en mg de N-NO₃/kg de terre sèche) montre une valeur maximale atteignant 3,57 mg de N-NO₃/kg à 1,25 m. La valeur minimale est de 0,21 mg de N-NO₃/kg, elle est mesurée à 0,5 m et 0,75 m. Le pic relevé à 1 m est le plus important, néanmoins, un décrochement, similaire à celui noté pour S5, est relevé entre 5 m et 5,25 m.

L'azote sous forme d'ammonium est la forme de l'azote présente en plus grande quantité dans le premier horizon (0,25 m), la concentration mesurée étant de 1,19 mg de N-NH₄/kg contre 1,06 mg de N-NO₃/Kg. Sur le reste du profil, la teneur en ammonium est faible et la moyenne sur les 6 m est de 0,15 mg de N-NH₄/kg. La forme de l'azote dominante est la forme nitrate. L'azote sous la forme de nitrite n'est présent qu'à 0,25 m, la concentration relevée est de 0,21 mg de N-NO₂/Kg.

Les valeurs des formes de l'azote exprimées en azote par rapport au solide (ex N-NO₃/kg) ont été converties en formes de l'azote par rapport à l'eau (ex: NO₃/L). Les concentrations en nitrate montrent un profil similaire à celui de l'azote car le profil géologique est très homogène. La teneur maximale de NO₃ est relevée à 1,25 m (63 mg de NO₃/L) tandis que la teneur minimale est relevée à 0,5 m et 0,75 m (5,3 mg de NO₃/L). Hormis le pic présent à 1,25 m, un palier se

dessine (comme pour S5) entre 5 m et 5,25 m mais il est peu marqué. La teneur moyenne est de 28 mg de NO₃/L

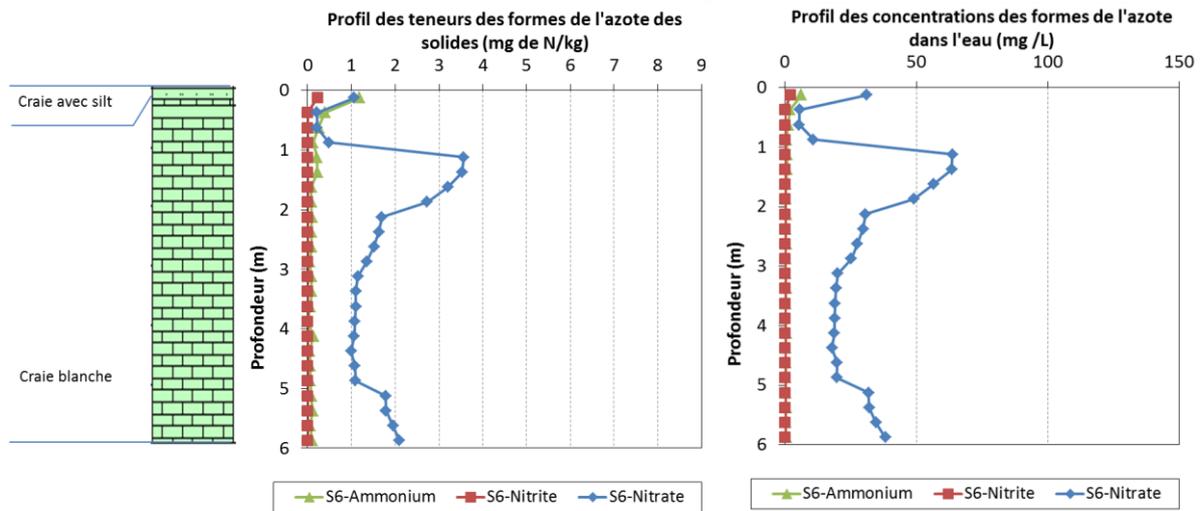


Illustration 41 - Concentrations des formes de l'azote dans S6 (mg de N-NO₃/kg mg de N-NO₂/kg mg de N-NH₄/kg à gauche ; mg de NO₃/L; mg de NO₂/L, mg de NH₄/L à droite)

La comparaison entre les deux profils réalisés sur la parcelle de Landifay-et-Bertaignemont montre des différences dans les concentrations en azote (N-NO₃) (Illustration 42). En effet, le profil de teneurs en azote de S5 est pratiquement homogène hormis les 75 premiers centimètres. A l'inverse, le profil de S6 présente un pic relativement important vers 1,25 m. Avant ce pic (c'est-à-dire dans le premier mètre), les teneurs en azote sont très faibles. Après ce pic, les concentrations diminuent légèrement pour atteindre un minimum vers 5 m. Un décrochement apparaît ensuite.

La comparaison entre les deux profils montre néanmoins quelques similitudes. En effet, la concentration moyenne est relativement proche dans les deux profils (2,13 mg de N-NO₃/kg dans S5 et 1,56 dans S6 mg de N-NO₃/kg). De plus, un décrochement entre 5 m et 5 m est visible à la fois sur S5 et S6. Il résulte peut-être de l'effet retournement de la jachère.

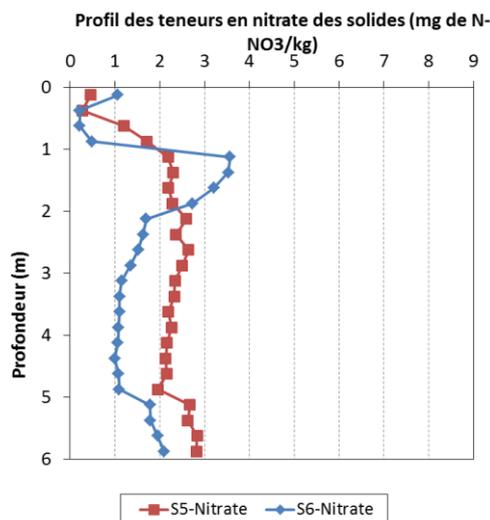


Illustration 42 - Comparaison des profils de nitrate dans les profils S5 et S6 sur les 6 premiers mètres.

3.6.5. Interprétations partielles

Dans le cas où il n'y a qu'une seule formation géologique traversée, il est théoriquement possible de déduire une vitesse de transfert grâce aux informations obtenues par le marqueur. En effet, les dates auxquelles les événements ont eu lieu et les profondeurs peuvent être mises en relation pour calculer des vitesses moyennes.

Dans le cas de la parcelle de Landifay-et-Bertaignemont, le marqueur n'est pas détectable dans le profil. En effet, les plus faibles concentrations en azote observées notamment à la base du profil (environ 1 mg N-NO₃/kg) sont jugées trop importantes pour correspondre à des périodes sans fertilisation. Le forage n'a été réalisé que jusqu'à une profondeur de 6 m ce qui limite les chances de retrouver ce marqueur cultural. De plus, le retournement de jachère a été réalisé relativement récemment, c'est-à-dire en 2007. Il semble toutefois possible de réaliser une comparaison des teneurs en nitrates et des fertilisations en basant sur l'absence de marqueur.

Deux approches peuvent être proposées pour estimer la vitesse de déplacement des nitrates dans la parcelle de Landifay-et-Bertaignemont. Comme pour la parcelle de Le-Hérie-La-Viéville (voir § 3.3.5) les valeurs de plan prévisionnel de fumure azotée (CA Picardie, 2006) ont été utilisées pour calculer les surplus et les déficits de fertilisation, année par année, culture par culture. Pour la première approche, il est proposé d'utiliser la vitesse calculée pour la parcelle de Le Hérie-la-Viéville située dans la zone de craie, puisque la zone non saturée au niveau de Landifay-et-Bertaignemont est uniquement constituée de craie. Les résultats montrent que pour cette première approche avec une vitesse moyenne de 0.65 m/an, le pic correspondant au retournement de prairie est estimé vers 2,50 m ce qui n'est pas conforme aux valeurs mesurées (Illustration 43). La seconde approche consiste en un calage spécifique pour la parcelle. Dans cette seconde hypothèse, on admet que le pic potentiellement engendré par le retournement de prairie est sorti du profil (donc supérieur à 6 m). Pour obtenir ce résultat une vitesse moyenne minimale de 1,45 m/an est nécessaire. Cette valeur minimale représente le double de la vitesse de Landifay-et-Bertaignemont.

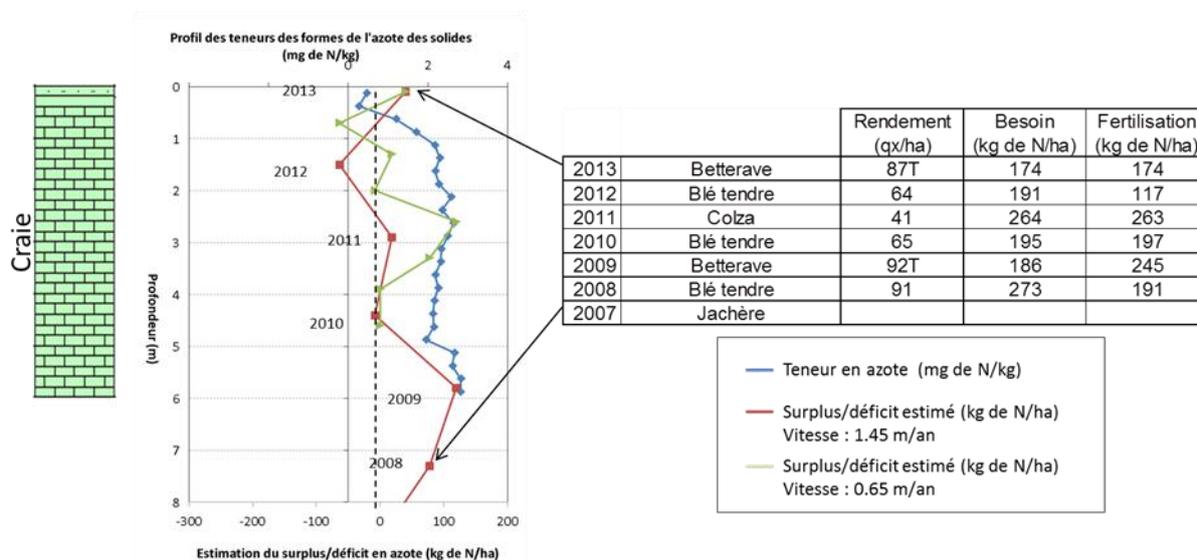


Illustration 43 - Tentative de corrélation entre la fertilisation et les concentrations en azote nitrique mesurées en considérant 2 vitesses moyennes de transfert

La valeur de 1,45 m/an n'est pas aberrante puisque des vitesses comparables ont déjà été mesurées dans des sols du nord de la France. Les échantillons de terrain des sondages S5 et S6 montrent une craie moins pâteuse, parfois fissurée, donc plus perméable que sur les autres

sites. Dans une étude précédente (Lacherez-Bastin, 2005), plusieurs valeurs de vitesse avaient pu être calculées. Une vitesse allant jusqu'à 1,25 m/an avait été mesurée dans une craie sous un recouvrement sableux.

3.7. PROFILS OBTENUS SUR LES FORAGES DU TERRAIN DE FOOTBALL

3.7.1. Profil géologique

Le sondage 00661X0049/S7 a été réalisé dans le centre-ville de Landifay-et-Bertaignemont. Sa position est indiquée sur la carte géologique de l'AAC de Landifay-et-Bertaignemont (Illustration 6). Il fait partie de l'AAC de Landifay-et-Bertaignemont. Une description complète de l'AAC est disponible au paragraphe 2.2.3.

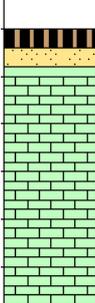
Lithologie	Profondeur (m)	Descriptif géologique	Stratigraphie
	0.4	Remblai (silt noir avec briques)	Remblais
	0.8	Silt marron	Limons loessiques, Quaternaire
	6.0	Craie blanche	Craie blanche sans silex, Sénonien inférieur

Illustration 44 - Coupe géologique du sondage S7

3.7.2. Données agronomiques

Il n'y a pas de rotation sur le terrain de football, ni de marqueur cultural. L'objectif était de mesurer la concentration en nitrate dans une parcelle témoin n'ayant jamais eu d'amendement. Il avait été annoncé des forages dans une forêt ou une prairie mais aucun site adéquat n'a pu être trouvé. Les forêts sont des sites où la foreuse ne peut pas s'engager sans que des travaux de déboisement ne soient effectués préalablement. Le terrain de football s'est imposé comme un bon compromis puisqu'il n'a pas reçu de fertilisation depuis au moins 20 ans.

3.7.3. Profil des teneurs en eau

Un seul profil a été réalisé dans le terrain de football de la commune de Landifay-et-Bertaignemont (Illustration 45) Les teneurs en eau pondérale mesurées sur S7 varient entre 132 g/kg (à une profondeur de 0,75 m) et 197 g/kg (à une profondeur de 2,25 m) pour une valeur moyenne de 181 g/Kg. Le profil peut être divisé en deux parties :

- De 0 m à 1,25 m, la teneur en eau n'est pas stable (la teneur en eau de l'horizon 0-50 cm est plus élevée que la teneur 75-100 cm par exemple), elle a néanmoins tendance à augmenter.
- De 1,25 m à 6 m, la teneur en eau varie peu, la moyenne sur cette partie du profil est de 189 g/kg.

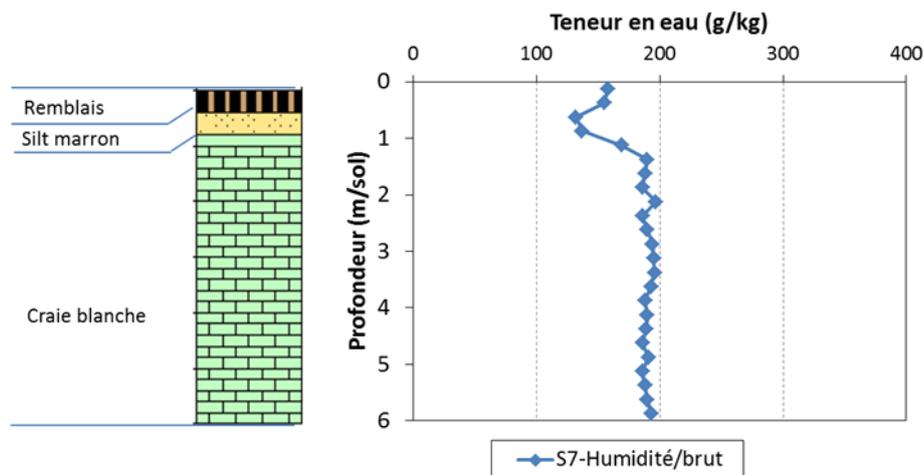


Illustration 45 - Teneurs en eau pondérales (g/kg) sur le sondage S7

Le profil de sondage S7 est relativement similaire aux profils S5 et S6 bien que les cultures soient différentes. La différence entre les profils est que la teneur en eau sur S7 est plus importante surtout dans la seconde partie du profil (à partir de 1,25 m). Selon la coupe géologique, S7 est aussi intégralement dans la craie (à partir de 0,8 m) ce qui peut expliquer les similitudes entre les points.

3.7.4. Profil des concentrations des différentes formes de l'azote sur la parcelle du terrain de Football

Le profil du sondage S7 en nitrate (les teneurs sont exprimées en mg de N-NO₃/kg de terre sèche) montre une valeur maximale atteignant 4,39 mg de N-NO₃/kg à une profondeur de 0,25 m puis 1,91 mg de N-NO₃/kg à 0,5 m. La concentration baisse ensuite et devient stable aux alentours de 0,7 mg de N-NO₃/kg de moyenne entre 0,75 m et 6 m. Le minimum se situe à 1,75 m avec une teneur de 0,29 mg de N-NO₃/kg.

L'azote est principalement sous forme nitrate sur pratiquement tout le profil. L'azote sous forme d'ammonium est présent en plus grande quantité à la profondeur (0,5 m), la concentration mesurée étant de 2,25 mg de N-NH₄/kg contre 1,91 mg de N-NO₃/kg. Les concentrations en azote sous la forme ammonium sont particulièrement élevées dans cette parcelle. Des teneurs supérieures à 2 mg de N-NH₄/kg ne sont dépassées que dans ce sondage. Il en va de même pour l'azote sous forme de nitrite où une concentration de 1,4 de N-NO₂/kg est mesurée à 0,25 m. La modification de l'équilibre entre les formes de l'azote entre ce profil et les autres est probablement due aux différences de culture.

Les valeurs des formes de l'azote exprimées en azote par rapport au solide (ex N-NO₃/kg) ont été converties en formes de l'azote par rapport à l'eau (ex: NO₃/L). L'allure du profil de teneur en nitrate est peu modifiée car le profil de teneurs en eau est relativement homogène. La concentration maximale est enregistrée à 0,25 m (84 mg de NO₃/L). La concentration minimale a été analysée à 1,75 m (4,5 mg de NO₃/L). Comme pour le profil en azote mesuré sur les solides, le profil converti en nitrate dans l'eau présente des concentrations assez homogènes hormis les concentrations entre 0 et 1 m qui sont beaucoup plus élevées (moyenne de 40 mg de NO₃/L sur ce premier mètre). Sur l'ensemble du profil, la concentration moyenne est de 16 mg de NO₃/L.

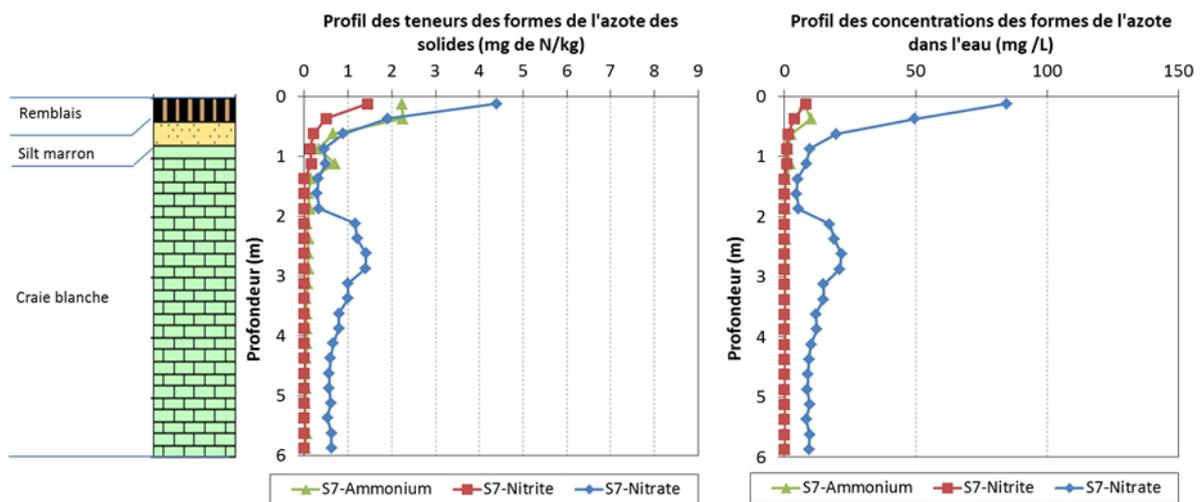


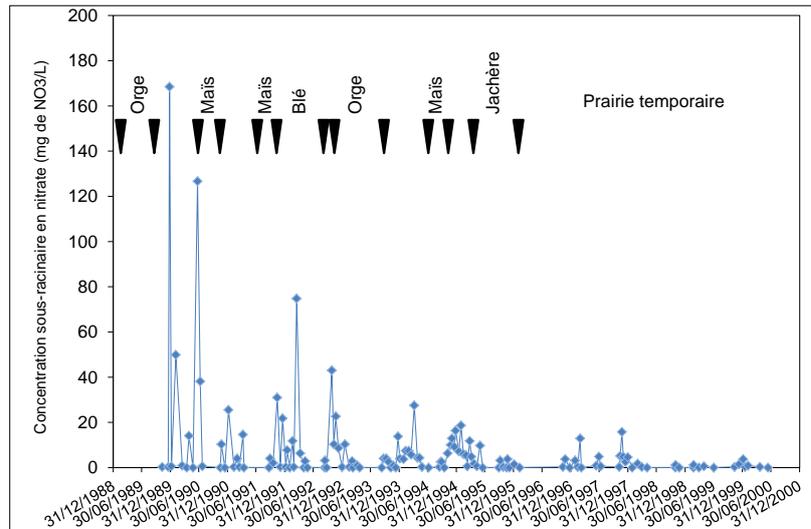
Illustration 46 - Concentrations des formes de l'azote dans S7 (mg de N-NO₃/kg mg de N-NO₂/kg mg de N-NH₄/kg à gauche ; mg de NO₃/L; mg de NO₂/L, mg de NH₄/L à droite)

3.7.5. Interprétations partielles

Hormis les valeurs élevées des premiers échantillons, les concentrations de nitrates sont faibles en accord avec le mode d'occupation de sol. La concentration moyenne du profil (hormis le premier mètre) est de 16 mg de NO₃/L ce qui peut sembler important pour une zone constituée uniquement d'herbe. Cette teneur est, en fait, tout à fait cohérente du fait de la minéralisation naturelle des sols. Des teneurs nulles ne sont pas mesurables dans les systèmes classiques.

Il n'existe pas un nombre important de données sur la teneur en nitrates des sols dans des conditions analogues mais des études ont montré les différences entre une surface en herbe et une rotation à base de céréale.

Par exemple dans une exploitation des Vosges (88), une alternance de céréales à paille (blé d'hiver et orge d'hiver) et de maïs a été réalisée entre 1992 et 1998 (Benoît, 2003). Une prairie temporaire a été mise en place à partir de 2000, une jachère a permis de réaliser la transition en 1999 (Illustration 47). Lors de la succession de céréales les concentrations lessivées maximales annuelles variaient de 25 mg/L (en 1994) à 175 mg/L (en 1992). Après l'implantation de la prairie temporaire, les concentrations lessivées maximales annuelles variaient entre 10 mg/L (en 2002) et 25 mg/L (en 2000). Selon les auteurs de cette dernière étude, quelle que soit la culture, la variabilité interannuelle est très importante en lien direct avec le climat.



(D'après Benoît, 2003)

Illustration 47 - Evolution de la concentration mensuelle en nitrate dans la zone sous-racinaire pour une parcelle dans laquelle une prairie temporaire est introduite

Ces études mesurent la quantité lessivé/lessivable et non la quantité d'eau sur le solide, néanmoins elles permettent de mieux comprendre les différences entre la parcelle du terrain de football et les autres parcelles.

3.8. INTERPRETATIONS DES ANALYSES PHYSICO-CHIMIQUES

3.8.1. Calcul de vitesse

Dans l'étude, le calcul de la vitesse est basé sur la détection d'un marqueur cultural dans le profil du sondage. Dans le cas de la parcelle de Morgny-en-Thiérache, le marqueur n'a pas été détecté, il s'agissait d'un retournement de prairie en 1994. Dans ce cas, il n'a pas été possible de réaliser un calcul de vitesse. Le profil géologique étant complexe, il n'a pas été possible de réaliser une estimation de la vitesse en se basant sur des estimations de déficit/surplus d'azote.

A Le Herie-la-Vieville, le marqueur cultural était une pâture retournée en 1990. Une rupture dans le profil, à 12 m, semble correspondre à ce retournement de pâture. Il est possible de déduire que la vitesse moyenne sur l'ensemble du profil est de 0,54 m/an. En se basant sur cette vitesse et en supposant une zone non saturée avec une épaisseur de 30 m (AH2D, 2010), cela signifie qu'une action, ayant un impact sur les nitrates, mettra 55 ans pour avoir un impact sur la nappe en moyenne. Ceci est une moyenne car l'épaisseur de la zone non saturée n'est pas la même partout mais aussi parce que la vitesse estimée est une moyenne obtenue sur 24 ans.

Les successions géologiques étant relativement simples (deux matériaux), il a été possible d'affiner le calcul de vitesse à Le Herie-la-Vieville en se basant sur des estimations de surplus/déficit de fertilisation. Le calage des vitesses d'écoulement dans le sol et dans la craie en utilisant ce procédé permet d'obtenir une vitesse de 0,40 m/an dans le limon (partie sol) et une vitesse de 0,65 m/an dans la craie. En utilisant ces valeurs, une action sur les nitrates aura un impact sur la nappe à 30 m au bout de 49 ans.

Comme à Morgny-en-Thiérache, le marqueur n'est pas détectable à Landifay-et-Bertaignemont. Il a été toutefois possible de réaliser un calcul de vitesse minimale en supposant que la position du marqueur cultural est plus basse que la base du profil. L'absence de marqueur implique que l'interprétation n'est pas simple et univoque. Contrairement aux deux autres sites, il n'y a pas de sondage profond à Landifay-et-Bertaignemont (maximum de 6 m), ce qui limitait les chances de détecter ce marqueur. Des calculs de vitesses ont été réalisés en se basant sur des déficit/surplus de fertilisation. Une valeur probable de vitesse minimale d'écoulement est 1,25 m/an sur l'ensemble du profil. En effet, il n'y a pas de couverture de limon sur la craie pour cette parcelle. En utilisant cette valeur, une action sur les nitrates aura un impact sur la nappe à 30 m au bout de 24 ans.

Cette partie de l'étude montre que la vitesse est au moins deux fois plus importante sur la parcelle de Landifay-et-Bertaignemont que sur celle de Le Hérie-la-Viéville bien que ces deux parcelles soient peu distantes. Le résultat montre néanmoins que le pic dû au retournement de prairie reste bien présent sur la parcelle de Le Hérie-la-Viéville même s'il avance plus lentement.

Il est important de souligner que le transfert d'eau et de solutés dans une zone non saturée dans la craie ou, par ailleurs en Picardie dans des calcaires du Lutétien des formations du Tertiaire, est soumis à de fortes variabilités spatiales notamment en relation avec la fracturation. Cette variabilité devra être prise en compte dans l'utilisation des informations.

De la même manière, les estimations présentées ici reposent sur l'hypothèse que les transferts se font exclusivement au sein de la matrice avec par conséquent des vitesses relativement lentes. Or il est admis que la craie peut présenter différentes vitesses, notamment un transfert plus rapide au sein des fractures. Ainsi, des mesures agronomiques réalisées au niveau du sol pourraient avoir un impact sur la qualité de l'eau souterraine plus rapidement que ce qui est estimé en ne considérant qu'un transfert matriciel. Toutefois, le type d'approche proposé ici ne permet pas d'appréhender ce deuxième type de circulation. Il est impossible d'en déterminer l'importance (volume circulant plus rapidement), les concentrations rencontrées (conditionnées par les échanges matrices/fractures et les vitesses) et donc d'évaluer finement les effets des mesures.

3.8.2. Calcul des stocks

Des calculs de stocks ont été réalisés pour chacune des parcelles. Les résultats permettent de donner un ordre de grandeur des stocks de nitrate présents dans la zone non saturée. Grâce aux deux forages profonds, **un stock d'environ 1 tonne de nitrate par hectare** a été calculé.

Les graphiques présentant l'évolution de la quantité d'azote dans le profil permettent d'illustrer l'impact des modifications de pratiques. A Morgny-en-Thiérache, une rupture dans la pente est observée à environ 3,25 m. Avant ce point et après ce point la courbe de quantité cumulée d'azote ($N-NO_3$) en fonction de la profondeur sur S1 est relativement linéaire. Une autre rupture est ensuite observée à 16 m (Illustration 16). La rupture à 16 m n'est pas nécessairement imputable à un changement de pratiques car elle intervient à la même profondeur qu'un changement de faciès géologiques. En revanche, la rupture de 3,25 m peut être due à une modification de pratique car la géologie n'est pas modifiée à cette profondeur.

La pente entre 0,25 m et 3,73 m est inférieure à celle après 3,75 m. En effet, sur le premier segment le stock augmente de 22,5 kg de $N-NO_3$ /m/ha tandis qu'il augmente de 36 kg de $N-NO_3$ /m/ha sur le second segment. Cela signifie que la quantité d'azote par mètre est inférieure ce qui peut laisser supposer que les pratiques de ces dernières années sont moins génératrices de surplus.

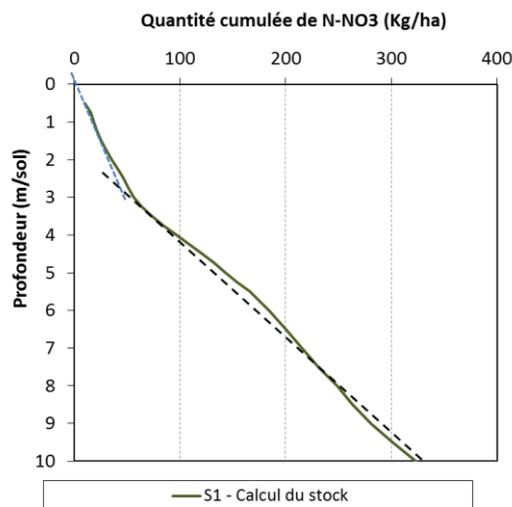


Illustration 48 - Rupture dans la pente courbe de quantité cumulée d'azote (N-NO3) en fonction de la profondeur sur S1 à Morgny-en-Thiérache

A Le Hérie-la-Viéville, la rupture de pente la plus importante est celle provoquée par la modification de pratiques entre la prairie et la mise en culture (Illustration 34). Sur les dix premiers mètres, deux ruptures sont visibles, l'une vers 4,5 m et l'autre vers 6,5 m (Illustration 49). Ces ruptures ne sont pas liées à la géologie puisque la modification de faciès a été relevée entre 3 m et 3,5 m. Le segment entre 4,5 et 6,5 m possède la quantité d'azote par mètre la plus importante (33 kg de N-NO₃/m/ha). Le segment 0,25 m-4,5 m possède une quantité d'azote par mètre plus petite que le segment après 6,5 m (7 kg de N-NO₃/m/ha contre 20 kg de N-NO₃/m/ha).

Selon les calculs de vitesse exprimées ci-dessus, 4,5 m se situe durant la campagne 2003-2004 tandis que 6,5 m se situe durant la campagne 2000-2001. Cela peut laisser supposer que les pratiques de ces dernières années sont moins génératrices de surplus.

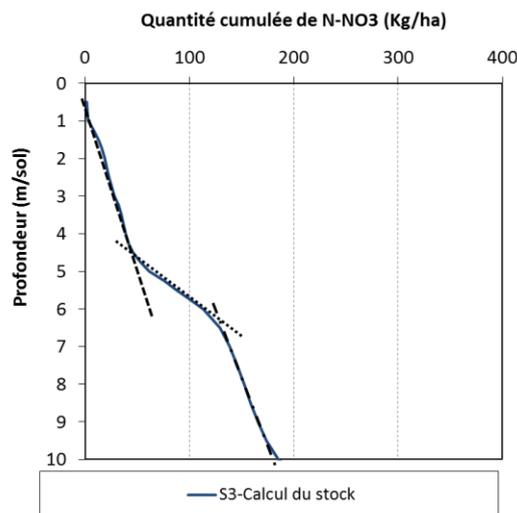


Illustration 49 - Rupture dans la pente courbe de quantité cumulée d'azote (N-NO3) en fonction de la profondeur sur S3 à Le Hérie la Viéville

En ce qui concerne la parcelle de Landifay-et-Bertaignemont, aucune rupture importante n'est observée. Cela signifie que la quantité d'azote par mètre est toujours la même. Cela peut

signifier qu'aucune modification de pratique n'a eu lieu sur la période de temps correspondant à une épaisseur de zone non saturée. Cette absence de modification peut s'expliquer par le fait que, selon les calculs de vitesse réalisés, le bas du profil représente les pratiques de l'année 2009 (Illustration 50).

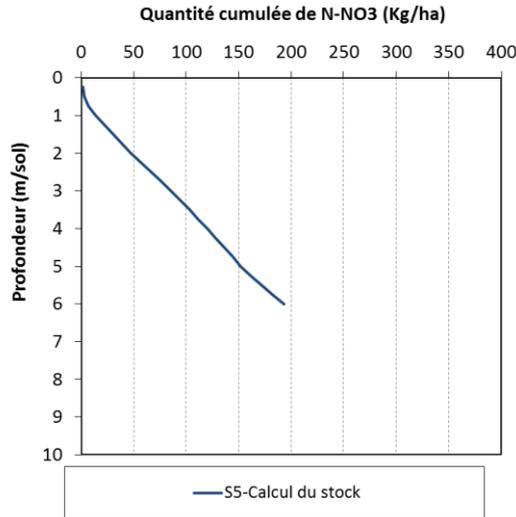


Illustration 50 - Rupture dans la pente courbe de quantité cumulée d'azote (N-NO3) en fonction de la profondeur sur S5

Il faut bien rappeler que les estimations de ce stock ne sont valables que pour la parcelle dans laquelle le forage a été réalisé. Il est possible d'étendre les données aux parcelles ayant subi le même itinéraire cultural dans l'AAC et ayant une géologie et une hydrogéologie similaires.

3.8.3. Comparaison avec des études antérieures

La problématique du transfert des nitrates dans la zone non saturée crayeuse est posée depuis de nombreuses décennies. La réalisation de profils a donc été entreprise à plusieurs reprises que ce soit en France ou par exemple en Angleterre où l'aquifère crayeux est largement représenté. L'estimation de la vitesse a ensuite été réalisée suivant différentes approches : utilisation du tritium comme traceur de la molécule d'eau, corrélation entre les pluies efficaces et les concentrations en nitrate, recherche d'un marqueur cultural comme une mise en culture etc.

Zone géographique	Vitesse de transfert ZNS (m/an)	Sources
BV d'Yport (76)	1	Paranthoine et al., 1992
Craie karstique à fissures verticales, Normandie	1.8 à 2.0	Crampon et al., 1993
Craie compacte de l'Eure	< 0.5	Crampon et al., 1993
Normandie	< 0.5 à 2.0	Crampon et al., 1993
Plateau de Saint-André (27)	< 0.5 à 2.5	Jauffret et al., 1984
Haute Normandie	0.41 à 0.80	Arnaud et Baran, 2009
Artois-Picardie	0.6 à 1.25	Serhal et al., 2006
Nord Pas de Calais	0.4 à 1.5	Lacherez-Bastin, 2005
Nord Pas de Calais	0.5 à 1.95	Baillon et al., 2001
Somme	0.5 à 0.7	Normand et al., 1999
Picardie	0.4 à 0.5	Caous et al., 1984
Champagne	0.5	Landreau et Morfaux, 1979
Champagne	0.45 à 0.75	Vachier et al., 1987 ; Chiesi, 1993
Champagne	0.7	Seguin, 1986 ; Crampon et al., 1993
Champagne	0.43	Balif et Muller, 1993
Champagne-Ardenne	0.27 à 0.59	Baran et Chabart, 2006
Belgique	1	Brouyère et al., 2004
Bassin de Londres	0.8 à 1.05	Smith et al., 1970 ; Young et al., 1976
Angleterre	0.8 à 0.9	Jackson et al., 2006 (synthèse biblio)
Angleterre	0.37 à 1.8	Price, 1993

Illustration 51 – Synthèse des données de vitesse de transfert au sein de la matrice crayeuse obtenues dans différentes études

L'illustration 51 résume **les différentes vitesses de transfert** déterminées dans le cadre de ces études (Illustration 51). Les différents résultats obtenus convergent vers une vitesse au sein de la matrice relativement lente, généralement inférieure à 1 m/an, cette valeur étant cohérente avec les résultats obtenus dans le cadre de cette étude. Les auteurs s'accordent donc à dire que les effets de changements de pratiques peuvent être longs à observer et cela d'autant plus que l'épaisseur de la zone non saturée est importante. Ainsi sur la base de données de ce type et admettant un transfert suivant un mode piston, des temps d'arrivée des pics de nitrate dans la nappe ont été estimés à l'échelle régionale en Grande Bretagne (Wang et al., 2012) soulignant ainsi une probable contamination de la nappe à des teneurs supérieures à 50 mg/L pendant encore plusieurs décennies. Les vitesses de transfert dans la zone non saturée ont été estimées entre 0,3 et 1,4 m/an avec une moyenne de 0,76 m/an pour la craie blanche et 0,90 m/an pour la craie grise.

Mais les différents auteurs s'accordent également à dire que le transfert de l'eau et des solutés ne s'effectue pas uniquement au sein de la matrice mais peut également se produire au sein des fissures. Caractériser l'importance de ces fissures et les périodes pendant lesquelles elles sont actives reste un challenge.

Dans le cadre des multiples études réalisées sur le bassin de l'Escrebieux (Nord), Lacherez-Bastin (2005) a estimé que les fissures contribuent pour 15% aux écoulements en « année normale » mais que cette contribution pourrait être très supérieure dans les années humides. Cette conclusion s'appuie sur la comparaison de profils réalisés en 1996 (31 sondages), octobre 1997 (7 sondages) et après juin 2001. Ainsi dans certaines situations (par exemple une succession d'années humides), la contribution des fissures pourrait être accrue impliquant ainsi

une vitesse de migration de l'eau et des solutés beaucoup plus rapide de celle estimée au sein de la matrice. Il n'a pas été possible de retrouver les rapports d'origine avec les données détaillées mais la réalisation de ces nombreux profils (il est précisé 120 sondages à la tarière hélicoïdale) a permis de préciser les informations. Ainsi, il est proposé les vitesses suivantes selon un transfert par effet piston d'une part pour des années sèches et d'autre part après des années humides :

Site	Année	Vitesse moyenne (m/an)	Pluie efficace (mm)
Escrebieux	1996	1	128
Airon-Saint-Vaast	1997	1.0 à 1.5	109
Cambresis Plateau Versant Vallée	oct-99	0.4 à 0.6	335
		0.75 à 1.5	
		1.3	
Bussy-les-Daours (talwag)	oct-00	2.5 à 3.0 craie très fissurée	336
Houlle-Moulle	janv-03	Matrice poreuse : 50 à 70 % du flux avec une vitesse de 1.0 à 1.75 Fissure : 30 à 50 % du flux avec 3 à 7 ans de décalage	427
Cambrésis	mai-01	Matrice poreuse : 30 à 60 % du flux avec une vitesse de 0.7 à 1.4 Fissure : 40 à 70 % du flux avec 1 à 5 ans de décalage	628

Illustration 52 : Vitesses de transfert obtenues pour la craie du Nord de la France (Lacherez-Bastin, 2005)

La participation des fissures lors de conditions climatiques spécifiques à la migration plus rapide des contaminants a également été mise en évidence à l'aide d'essais de traçage (Brouyère et al., 2004).

En ce qui concerne les stocks de nitrate présents dans la zone non saturée, la comparaison des études est plus délicate. En effet, bien souvent les profils présentés correspondent aux teneurs en mg/L dans l'eau interstitielle, le détail des calculs permettant de passer d'une concentration sur un solide à une concentration dans l'eau étant bien souvent omis. Or, les hypothèses prises en compte lors de ce calcul (la densité par exemple) peuvent avoir un impact important sur le résultat. De la même façon, la présentation de profils de teneurs en mg/kg N-NO₃ par hectare est impactée par le choix de la densité du matériau crayeux qui fait. Toutefois pour des études récentes conduites par le BRGM, il est possible de remonter aux données sources. Ainsi, dans le cadre des travaux menés sur le bassin de l'Hallue (Normand et al., 1999), les stocks ont été estimés avec une densité de 1,59 g/cm³. Les stocks apparaissent variables suivant les parcelles et notamment selon les auteurs en fonction de la mise en place ou non de mesures de réduction d'intrants (RI). Ainsi, sur la base des profils de 20 m d'épaisseur, le stock varie d'environ 34 à 86 kg N-NO₃ par hectare et par mètre de sol.

Nom de la parcelle et des sondages	Masse de N-NO ₃ (kg/ha)					Nom de la parcelle et des sondages	Masse de N-NO ₃ (kg/ha)				
	[0 - 1,5 m]	[0 - 5 m]	[0 - 10 m]	[0 - 20 m]	[0 - 35 m]		[0 - 1,5 m]	[0 - 5 m]	[0 - 10 m]	[0 - 20 m]	[0 - 35 m]
MAILLY-MAILLET						RUBEMPRE					
Sur Auchonvilliers						Le Bijou					
S3	13	91				S9	64	172			
S4	26	104				S10	34	118			
SP2	22	85	226	673	1338	SP5	64	221	535	1131	1699
Derrière Rue Madame (RI depuis 1996)						Chemin Talmas n°4 (RI depuis 1995)					
S1	15	52				S11	24	182			
S2	28	73				S12	90	205			
SP1	18	50	231	781	1151	SP6	67	156	280	524	1004
QUERRIEU						ARQUEVES					
Allonville						Devant Belle Eglise					
SP10	41	383	795			S15	23	100			
S20	112	466				S16	80	186			
SP19	169	508	877	1719	2086	SP8	32	155	348	1082	1517
Maison de Briques (RI depuis 1995)						Le Moulin (RI depuis 1995)					
S17	35	58				S13	13	88			
S18	186	232				S14	9	61			
SP9	26	61	234	673		SP7	25	101	283	633	999
CONTAY											
Vallée Warloy											
S5	26	106									
S6	35	140									
SP3	33	107	214								
Voie de la Tâche (RI depuis 1995)											
S7	95	181									
S8	44	226									
SP4	97	300	624	1272							

Illustration 53 : Stocks de nitrate estimés sur le bassin de l'Hallue (Normand et al., 1999)

Dans le cadre de l'étude menée en Champagne-Ardenne (Baran et Chabart, 2006), pour les 4 profils, la densité a été estimée à 1.51 g/cm³. En prenant en compte la totalité du profil, les stocks varient entre 87 et 95 kg N-NO₃/ha et par mètre de zone non saturée en moyenne. Ces valeurs sont donc plutôt situées dans la fourchette haute des observations réalisées sur l'Hallue.

Dans la présente étude, la densité a été estimée à 1,51 g/cm³. Les stocks varient de 23 à 41 kg N-NO₃ par mètre pour les parcelles cultivées (le calcul étant fait pour les 15 premiers mètres du profil S3 donc après mise en culture) et correspondent à 14 kg N-NO₃ par mètre au niveau de terrain de football. Ces valeurs sont donc assez conformes aux résultats obtenus précédemment. La variabilité des stocks d'un profil à l'autre est naturellement liée à son historique cultural et de fertilisation.

4. Phase 3 : Modélisation

La modélisation offre plusieurs possibilités. La première, et la plus simple, est de décrire le profil via le carottage pour mieux comprendre les phénomènes qui ont été mis en jeu. Cette étape sera la première réalisée pour voir s'il est possible compte tenu des informations à disposition de simuler les profils obtenus dans les sites étudiés. Ensuite, la modélisation peut permettre d'aider dans le calcul de la vitesse de transfert des solutés ou encore à tester des scénarios avec des pratiques différentes.

Une tentative de modélisation avait été initialement prévue sur un sondage dans le projet sur l'AAC de Landifay-et-Bertaignemont. Parmi les sondages de l'ACC, le plus intéressant s'est avéré être le sondage S3 de Le Hérie-la-Viéville car c'était le plus profond et il présentait de ce fait le plus d'intérêt. De plus, des variations importantes de concentrations ont été analysées et pourront être reliées aux pratiques agricoles. Enfin, le marqueur cultural ayant été identifié, le temps de transfert a déjà pu être estimé.

L'objectif de la modélisation entrepris sur ce site est double. D'abord il s'agit de mieux comprendre les phénomènes de transport dans la parcelle. Le second objectif est d'utiliser un scénario simple pour mieux comprendre l'impact des pratiques agricoles sur les concentrations en azote dans le sol. Le scénario choisi est un scénario simple qui consiste à ne plus mettre en place de cultures intermédiaires.

4.1. MODELISATION

4.1.1. Présentation d'AgriFlux

AgriFlux2.0 est un modèle simulant les flux d'eau ainsi que les transformations de l'azote et des pesticides dans la zone non saturée du sol. C'est un modèle mécaniste et stochastique, c'est-à-dire qu'il est basé sur une représentation physique des processus tout en incorporant la variabilité des paramètres. Il s'agit d'un modèle unidimensionnel à compartiments qui simule le déplacement de l'eau et des différentes formes de l'azote (et des pesticides) avec un pas de temps journalier. AgriFlux2.0 est composé de trois modules principaux, soit le module HydriFlux, qui simule le transport de l'eau (précipitations, ruissellement, infiltration, prélèvement d'eau par la culture, évaporation, percolation et drainage), le module NitriFlux, qui simule le cycle et le transport de l'azote (amendements, ruissellement, minéralisation, immobilisation, nitrification, dénitrification, prélèvement d'azote par la culture, drainage et lessivage) et le module PestiFlux qui simule les transformations des pesticides et de leurs sous-produits (application, volatilisation, ruissellement, adsorption et désorption lente et rapide, biodégradation, drainage et lessivage). AgriFlux2.0 a été conçu comme un outil de gestion des fertilisants et des pesticides. Une attention particulière a été portée à la minimisation du nombre de paramètres requis. De plus, il a été développé dans un environnement Microsoft Windows, son interface permettant la saisie des données et la visualisation des résultats est aisée.

La représentation mathématique retenue pour chaque processus résulte d'un compromis entre une représentativité fiable du processus et une paramétrisation aisée du modèle (nombre de paramètres, méthodes de mesure). La représentativité des résultats intègre la variabilité spatiale des paramètres, définie à l'aide de leur distribution statistique, et une courbe enveloppe des résultats journaliers à plus ou moins un écart-type autour de leur valeur moyenne. Le modèle AgriFlux comprend deux modules : **Hydriflux** et **NitriFlux**. Le modèle AgriFlux2.0 peut être envisagé sous la forme de trois blocs (Illustration 54).

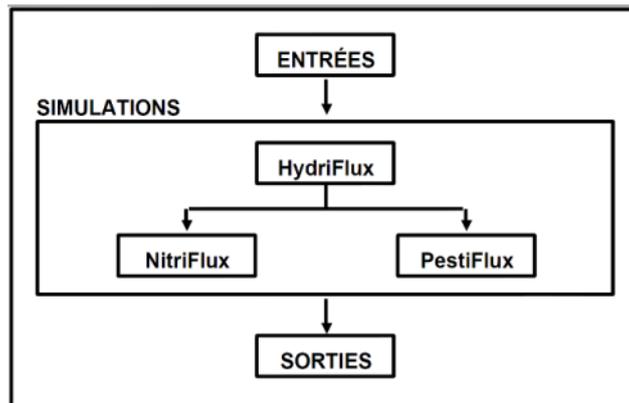


Illustration 54 - Les trois blocs calculatoires d'AgriFlux

4.1.2. La démarche

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). Il a donc été décidé d'utiliser le modèle AgriFlux pour estimer le flux de nitrates à la base des limons plus le début de la craie. Au-delà de cette profondeur, l'hypothèse est faite que le nitrate n'est plus transformé 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 le modèle est ensuite utilisé comme donnée d'entrée d'un modèle simple de convection. Il est alors considéré que les flux s'infiltrent suivant les lois de convection (effet piston) sans dispersion ni mélange entre les flux obtenus chaque année, la concentration de nitrates qui s'infiltré annuellement et le volume de sol occupé par cette eau. Cette méthode a déjà été utilisée par d'autres auteurs (Zoellmann et al., 2001; Arnaud et al., 2009).

Par exemple, AgriFlux calcule qu'au-delà de 1 m de profondeur pour l'année n, le flux d'eau d'infiltration est de 100 mm avec une perte de 60 kg de nitrate/ha. L'eau, qui s'infiltré l'année n, a donc une concentration de 60 mg/L. Si le sol a une porosité de 0,20 cm³.cm⁻³ (20 g/kg), 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'infiltré 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.

4.2. RECHERCHE DES DONNEES D'ENTREE

Pour réaliser une simulation de transfert de nitrates, les données d'entrée requises sont regroupées dans 6 fichiers différents selon la nature de l'information qu'ils contiennent : la description du profil de sol (1), les données climatiques (2), les paramètres nécessaires à la simulation du cycle de l'azote (3), les caractéristiques de fertilisation (4), les caractéristiques des cultures (5) ainsi que les cycles culturaux (6).

4.2.1. Description des paramètres de sol

Les paramètres relatifs à la description des caractéristiques du sol sont saisis en deux menus différents. Le premier menu permet de saisir des informations générales relatives à la parcelle. Le second menu permet de saisir les informations relatives aux couches numériques. Quatre couches ont été simulées, elles correspondent au premier mètre du sol qui est la zone la plus réactive du sol.

Le second menu de saisie se répète pour chaque couche. Ces couches sont des couches numériques dont l'épaisseur dépend de l'utilisateur. Elles sont, en général, créées pour permettre de prendre en compte les horizons pédologiques réellement observés sur le terrain, la profondeur maximale à atteindre (Annexe 1). Les valeurs utilisées pour la masse volumique et la conductivité hydraulique à saturation proviennent de fonction de pédotransfert (Hollis et al., 1989). Les valeurs de la granulométrie (sable, limon, argile) et de teneur en matière organique proviennent de mesurer du laboratoire d'analyse¹. La porosité, la teneur en eau à Capacité au champ (θ_r) et la teneur en eau à saturation (θ_s) ont été calculées à partir de fonctions de pédotransfert puis ont servi de paramètre de calage.

4.2.2. Description du cycle de l'azote

Les paramètres relatifs à la description du cycle de l'azote sont saisis en deux menus différents. Le premier menu permet de saisir des informations générales relatives à la parcelle. Le second menu permet de saisir les informations relatives aux couches numériques. Le premier menu permet de gérer les flux entre les réservoirs d'azote dans le module NitriFlux d'AgriFlux. Dans chaque couche, l'azote est présent dans six réservoirs. L'azote organique se retrouve dans les réservoirs Litière (résidus végétaux à décomposition rapide), Fèces (azote d'origine animale à décomposition rapide) et Humus (résidus végétaux à décomposition lente). L'azote inorganique se retrouve dans les réservoirs Ammonium (NH_4^+) et Nitrates (NO_3^-). Le sixième réservoir est le réservoir Plantes. Il y a des échanges d'azote entre les différents réservoirs par l'intermédiaire des processus biochimiques du cycle de l'azote. Ces réservoirs se répètent pour chaque couche dans le profil de sol. Les nitrates (la seule forme mobile de l'azote) migrent d'une couche à l'autre en fonction d'écoulement, car ils sont en solution dans l'eau. L'ensemble des données utilisées dans ce menu provient des propositions du concepteur du modèle hormis le rapport C/N du sol (LCA, 2008).

Le second menu se répète pour chaque couche. Ce menu sert à l'initialisation. Le tableau ci-dessous (Illustration 55) présente les données pour la première couche, les quatre couches ayant les mêmes caractéristiques. Les données collectées (Soltner, 2003) laissent supposer que 4,2 tonnes d'azote organique sont disponibles dans les sols. Cette masse a été équitablement répartie dans les couches concernées (de 1 à 4). L'ensemble de cette masse a été placé dans le compartiment humus (matière organique stable). Il a été rajouté en plus un reliquat de dégradation de jachère (herbe) dans les deux premières couches car ce menu se réfère à l'état initial de la parcelle.

¹ LDAR : Laboratoire Départemental d'Analyse et de Recherche, basé à Laon, a réalisé les analyses.

Question du menu	Réponse de l'utilisateur	Justification
Contenu en C du réservoir Litière	60 kg C/ha	(Soltner, 2003)
Contenu en N du réservoir Litière	6 kg N/ha	(Soltner, 2003)
Contenu en C du réservoir Fèces	0 N/ha	Pas de fertilisation organique
Contenu en N du réservoir Fèces	0 N/ha	Pas de fertilisation organique
Contenu en N du réservoir Humus	525 kg N/ha	(Soltner, 2003)
Contenu en N du réservoir Ammonium	0 N/ha	Pas de contamination a priori
Contenu en N du réservoir Nitrates	0 N/ha	Pas de contamination a priori

Illustration 55 - Données du second menu cycle de l'azote

4.2.3. Données météorologiques

La Station de St Quentin a été sélectionnée, bien que relativement éloignée des sites. Cette station a été utilisée car c'est une station homologuée par MétéoFrance (St Quentin-Roupy). Les données « Précipitations » ont été acquises au pas de temps quotidien entre le 1/1/1990 et 31/12/2013.

Pour l'évaporation mensuelle et la température mensuelle à la station de St Quentin, la moyenne entre 1970 et 1990 a été utilisée. L'évaporation étant mensuelle dans AgriFlux, un besoin moindre de précision est nécessaire et les données plus récentes n'apparaissent pas indispensables.

4.2.4. Description des cultures

Les paramètres relatifs à la description des caractéristiques du sol sont saisis en deux menus différents. Le premier menu permet d'intégrer une culture à une succession culturale tandis que le second menu permet de décrire les cultures. L'ensemble des données servant à décrire la succession culturale (Date de semis, date de récolte, etc.) a été fourni par les exploitants.

Le second menu permet de décrire chaque culture. Théoriquement, chaque culture n'a besoin d'être décrite qu'une seule fois. Toutes les cultures de blés consomment dans AgriFlux 240 kg de N/ha selon les propositions du concepteur (Banton et al., 1993; Banton et al., 1997). Cette méthode induit une certaine rigidité puisqu'il n'est pas possible de différencier les années en fonction du rendement. Chaque culture de blé aura la même consommation (240 kg de N par ha) que le rendement soit de 5 t/ha ou 10 t/ha. Dans le cadre de ce projet, il a été décidé de prendre en compte le rendement dans la consommation en azote.

Les besoins en azote des plantes ont été estimés en extrapolant des valeurs observées par les Chambres d'Agriculture ou des organismes similaires dans des contextes agro-pédo-climatiques compatibles avec les zones d'étude. Les besoins n'étant pas disponibles auprès des exploitants, le rendement a été utilisé. Les besoins sont fonction du rendement, car plus une culture produit, plus elle consomme d'éléments minéraux. En connaissant les besoins pour un rendement type, il est en théorie possible de déduire les besoins quel que soit le rendement et ainsi d'extrapoler quelle que soit l'année d'étude. En fonction de chaque culture, des résultats d'études expérimentales différents ont été utilisés. Par exemple, la consommation du blé a été fixée à 30 kg de N par tonne de blé produit. Ce facteur peut descendre jusqu'à 28 et monter jusqu'à 35 en fonction des variétés mais la valeur moyenne conseillée a été retenue. Des références sont disponibles pour la plupart des cultures (Soltner, 1999). Des références à l'usage des exploitations picardes sont aussi disponibles (CA Picardie, 2006) et ces dernières ont été utilisées.

Il n'existe pas de valeurs de fertilisation fine pour la betterave mais un forfait de fertilisation de 220 kg de N /ha est conseillé. Pour connaître la quantité nécessaire aux besoins d'une tonne de betterave, une étude, sur une parcelle expérimentale, donnant les besoins de la betterave à plusieurs stades, a été utilisée pour extrapoler les besoins de la culture (Soltner, 1999).

Il n'existe pas de valeur dans les plans de fumure prévisionnelle pour le pois et la féverole car ces deux cultures ne nécessitent normalement pas d'être fertilisées. En effet, le pois et la féverole sont des cultures capables de synthétiser elles-mêmes de l'azote en utilisant l'azote atmosphérique. Une étude a montré que pour une consommation de 160 Kg de N/ha, environ 2,7 t de pois étaient récoltés. Cela implique que 6 kg de N sont consommés pour 0,1 t de pois. Il faut prendre en compte dans ce calcul que le pois fixe 100 kg de N/ha (Soltner, 1999). Une étude très similaire a permis d'obtenir des données proches pour la féverole (Soltner, 1999).

Le tableau ci-dessous résume le facteur de consommation et présente les quantités consommées pour les années étudiées. Le tableau présente le facteur en kg de N par quintal produit, ce qui est l'unité agricole en usage pour exprimer les besoins alimentaires des cultures. Un quintal représente 100 kg de culture.

Année	Culture	Rendement (qx/ha)	Consommation par quintal (kg de N/qx)	Besoin (Kg de N/ha)	Cultures intermédiaires
2013	Betterave	82	2	164	oui
2012	Blé	90	3	270	oui
2011	Blé	105	3	315	oui
2010	Colza	44	6.5	286	non
2009	Blé	93	3	279	non
2008	Betterave	96	2	192	oui
2007	Orge de printemps	53	2.2	116.6	oui
2006	Blé	82	3	246	oui
2005	Féveroles*	46	5.5	153	oui
2004	Blé	106	3	318	oui
2003	Colza	38	6.5	247	non
2002	Blé	86	3	258	non
2001	Betterave	56	2	112	oui
2000	Blé	81	3	243	oui
1999	Mais	125	2.2	275	oui
1998	Blé	90	3	270	non
1997	Betterave	76	2	152	oui
1996	Blé	105	3	315	non
1995	Pois de printemps*	51	6	206	non
1994	Blé	99	3	297	non
1993	Pois de printemps*	56	6	236	non
1992	Mais	96	2.2	211.2	non
1991	Mais	80	2.2	176	non

*Pour ces cultures, la fixation atmosphérique a été prise en compte

Illustration 56 – Besoin d'azote par hectare calculé pour les cultures de la parcelle de Le Hérie-la-Viéville

Avant l'étude de l'impact de la rotation, une prairie a été mise en place dans le modèle pendant presque dix ans 1980-1989. Cela a permis notamment de minimiser l'impact des conditions initiales sur les simulations. Les caractéristiques sont présentées en annexes avec les autres cultures. Le choix a été fait de considérer la prairie comme une culture annuelle avec une date de semis le 1^{er} février, une date de coupe le 1^{er} décembre et un maximum de croissance le 1^{er} mai. Cette considération de la prairie en tant que culture annuelle permet de réaliser des différences intra-annuelles, en effet en sélectionnant une culture annuelle, il n'est plus possible

de fournir ces dates concernant la croissance dans AgriFlux. Les dates sélectionnées pour le début, la fin et le maximum de croissance proviennent d'étude sur les prairies (Soltner, 1999). Une pâture mono-espèce a été sélectionnée. C'est une simplification mais la pâture n'a pour intérêt que de préparer le modèle lors de la simulation. Il ne s'agit pas de simuler parfaitement cette partie du cycle de la parcelle.

En plus des cultures de production, l'exploitant a mis en place des cultures intermédiaires plusieurs fois sur sa parcelle. Pour prendre en compte ce type de cultures, les dates des semis ont été déduites des dates des récoltes des cultures précédentes. En général, 10 jours ont été rajoutés. Ce temps a été jugé nécessaire pour préparer le sol et réaliser le semis. En ce qui concerne la date de "récolte" et la date de maximum de culture, le 15 octobre de l'année en cours a été appliqué. Cette date est, en effet, la date à laquelle la destruction des cultures intermédiaires est autorisée en Picardie dans les arrêtés qui ont été édités après la décision de rendre obligatoire l'implantation de culture intermédiaire après la mise en place de 4^{ème} directive nitrate. Une consommation d'azote de 25 kg de N a été affectée pour chaque culture intermédiaire de la chronique. Il s'agit d'un forfait indépendant du rendement, en effet ce paramètre n'est pas disponible pour ce type de culture. Le rapport C/N a été affecté aux parties aériennes. Ces données proviennent d'études réalisées par des instituts agricoles spécialisés (COMIFER, 2013)

4.2.5. Description de la fertilisation

Les paramètres relatifs à la fertilisation sont saisis grâce à un menu spécifique qui permet de fournir des renseignements pour les fertilisations organiques ou les fertilisations inorganiques. Toutes les valeurs importantes de ce menu ont pu être remplies par les informations fournies par l'exploitant. Les données fournies sont la quantité de d'azote appliquée ainsi que la date d'application.

Si toutes les données de fertilisations ont été fournies par l'exploitant, des données prises dans la littérature ont dû être utilisées pour rendre compte de l'effet retournement de prairie. Le terme d'"effet retournement de prairie" recouvre la forte libération d'azote due à la minéralisation intense qui a lieu à la suite du retournement d'une prairie en place depuis plusieurs années. Cette minéralisation est principalement due à l'apport important de matière organique fraîche réalisé en peu de temps. L'apport est dû à l'herbe en surface et à l'épaisse couche d'humus présente entre les racines (COMIFER, 2013).

Pour rendre compte de l'effet retournement de prairie, une fertilisation organique a été ajoutée en 1990. Des valeurs de minéralisation allant jusqu'à 700 kg de N/ha (Laurent et al., 2004) ont déjà été observées pour un retournement de prairie. Les guides de gestion de la fumure azotée considèrent qu'une prairie apporte 170 kg de N/ha la première année suivant sa destruction puis 40 kg de N/ha la seconde (COMIFER, 2013). N'ayant pas d'information précise, une valeur moyenne (entre 700 et 170) a été préférée, une fertilisation organique de 350 kg de N/ha a été appliquée en 1990.

4.3. RESULTAT

4.3.1. Comparaison simulé/mesuré

La première simulation consiste à vérifier si les données utilisées permettent de se rapprocher des valeurs mesurées.

Les résultats de cette première simulation permettent de se rendre compte que les hypothèses prises sont cohérentes. En effet, les concentrations simulées sont relativement proches des concentrations mesurées. Pour obtenir ce résultat de simulation, une porosité « cinématique » unique de $0,39 \text{ cm}^3/\text{cm}^3$ a été considérée. Cette porosité est élevée et doit être considérée comme une valeur de calage.

Le premier pic mesuré (vers 1,25 m) se trouve uniquement dans la partie limoneuse du profil. Il est relativement bien simulé bien qu'il soit moins large dans la simulation. En effet, dans les données mesurées, le pic s'arrête vers 2 m tandis que dans les données simulées, le pic continu jusqu'à 1,75 m. De plus, la concentration maximale du pic mesurée est moins importante. La concentration atteinte est de 46,2 mg de NO_3/L pour le pic simulé, tandis qu'elle n'est que de 26,6 mg de NO_3/L pour la concentration mesurée. Ce pic à 1,5 m est dû aux fertilisations des années 2010-2012. La non-prise en compte de la dispersion dans ce profil pourrait expliquer les différences observées entre les mesures et les simulations.

Le second pic compris entre 4 et 6 m est le moins bien reproduit. La concentration simulée est bien reproduite, en effet, la concentration simulée est de 64,1 mg de NO_3/L tandis que la concentration mesurée est de 54,7 mg de NO_3/L . Le principal problème de simulation provient d'un décalage des maximums de plus d'un mètre (4,15 m au lieu de 6 m). Ce pic est causé par les cultures de blé de la campagne de 2000 et de betterave de la campagne de 2001 dans un premier temps puis par la culture de colza de 2003.

Le troisième pic (vers 12 m de profondeur) est relativement bien reproduit. Néanmoins, la valeur simulée maximale n'est que de 93,6 mg de NO_3/L tandis que la valeur mesurée est de 110 mg de NO_3/L . Des tests ont été réalisés pour reproduire l'amplitude de ce pic. Il est possible d'atteindre de meilleurs résultats en calant la valeur de fertilisation appliquée en 1990 utilisée pour représenter l'effet retournement de prairie. Cette solution n'a pas été retenue car la valeur nécessaire pour obtenir ces concentrations ne paraissait pas réaliste car beaucoup trop élevée.

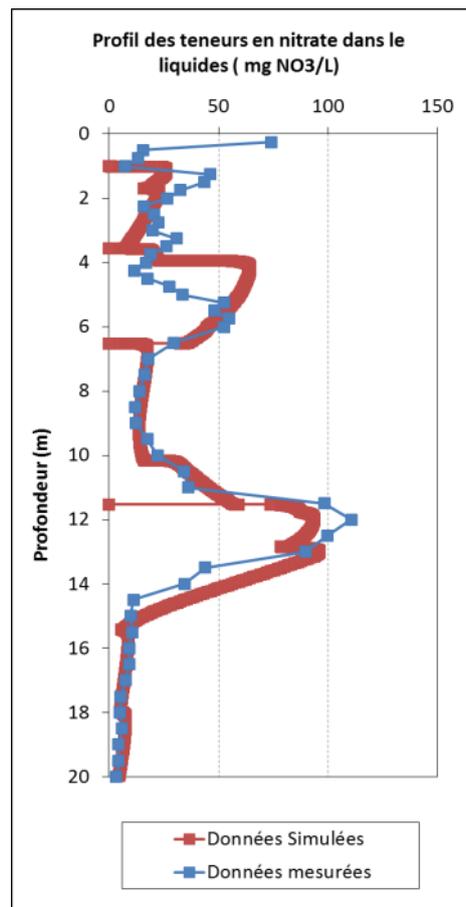


Illustration 57 - Comparaison des données simulées et des données mesurées sur la parcelle de le Hérie-La Viéville

Il existe des différences entre la simulation et les données mesurées mais le travail de modélisation est globalement satisfaisant puisque les positions des pics sont cohérentes et les concentrations simulées du même ordre de grandeur que les concentrations mesurées et notamment pour la partie moyenne et basse du profil. Ce type de modélisation paraît tout à fait adapté pour simuler des modifications importantes de pratiques. Ici, la mise en culture avec l'effet retournement de prairie est bien reproduite. La modélisation reproduit plus difficilement des variations plus limitées de concentrations liées à des modifications de pratiques peu marquées. Cela se voit particulièrement dans la simulation sur les 3,5 premiers mètres où les actions anthropiques sont moins tranchées. L'amplitude des pics est retranscrite mais un manque apparaît dans la fréquence de ces derniers.

Dans le cas présent, le type de modèle retenu (AgriFlux pour le sol puis transfert convectif dans les horizons plus profonds sans dispersion) ne paraît pas complètement adapté pour décrire très finement les observations de terrain mais il apparaît suffisant pour des simulations dans le but de comprendre des grands mécanismes et d'estimer des vitesses et des flux. Les différences observées dans la partie haute du profil peuvent être dues à une mauvaise compréhension des mécanismes de transfert en profondeur (ces derniers peuvent être plus complexes qu'un simple transfert par convection-dispersion au sein de la matrice crayeuse.) mais aussi par manque de raffinement du modèle sur les aspects strictement agronomiques (développement de la plante, consommation d'azote etc.). Bien qu'AgriFlux permettent de prendre en compte des aspects sol et agronomie il n'est pas un modèle agronomique au sens strict ou pas aussi détaillé que d'autres modèles existants (Stics, par exemple).

4.3.2. Scénario

Cultures intermédiaires

Le scénario testé pour comprendre l'impact des pratiques agricoles est le retrait des cultures intermédiaires de l'itinéraire cultural qui sont souvent citées comme dispositif permettant de limiter efficacement les contaminations des nappes par les nitrates (Justes et al., 2012). Une Culture Intermédiaire (CI) est implantée entre deux cultures principales, elle est normalement capable de contenir les transferts de nitrates en les absorbant en hiver pour son propre métabolisme afin de les restituer au printemps pour la culture principale suivante. Ainsi, la culture principale reçoit une certaine quantité de fertilisation qui n'est pas perdue en contamination vers la nappe.

Pour réaliser cette première simulation, tous les paramètres de la première simulation ont été conservés. La seule modification est le retrait de toutes les cultures intermédiaires. Rappelons que dans le cas présent, les cultures intermédiaires ont été implantées à partir de 1996. L'illustration 56 résume les années des cultures intermédiaires ont été implantées.

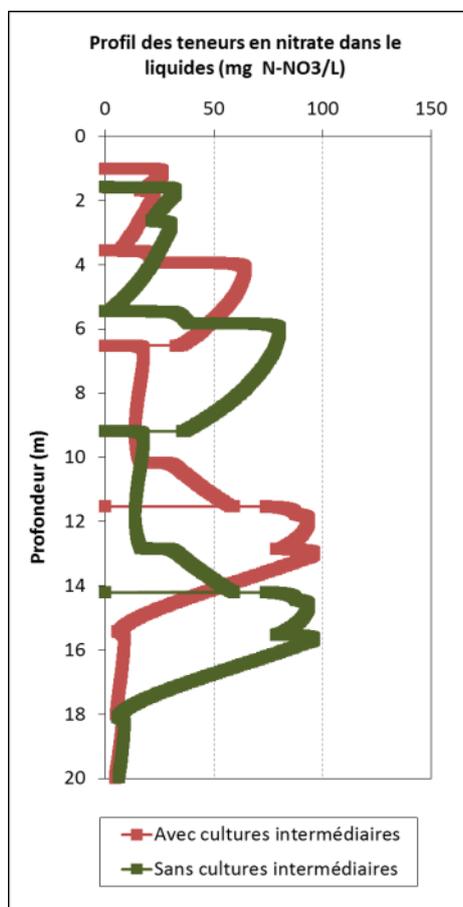


Illustration 58 - Comparaison des données simulées avec et sans cultures intermédiaires sur la parcelle de la Hérie-La Viéville

La comparaison entre la simulation avec cultures intermédiaires et celles sans cultures intermédiaires montre que **l'absence de cultures intermédiaires entraîne une augmentation de la concentration en nitrates dans le sol**. Cette augmentation est particulièrement visible pour le deuxième pic (vers 6 m) et moins pour le premier pic (vers 1,25 m).

Pour le premier pic, la concentration est de 26,6 mg de NO_3/L dans le cas de la simulation avec culture intermédiaire tandis qu'elle est de 30,6 mg de NO_3/L pour la simulation sans. Pour le deuxième pic, la concentration est de 64,1 mg de NO_3/L dans le cas de la simulation avec culture intermédiaire, en revanche elle est de 80,1 mg de NO_3/L pour la simulation sans cultures intermédiaires. Il n'y a pas de différence pour le troisième pic en termes de concentration car les cultures intermédiaires n'avaient pas été mises en place.

Il est aussi à noter que les cultures intermédiaires ont une influence sur la consommation d'eau (200 mm). Cela se traduit par un décalage des pics de concentrations. Le pic le plus profond est à 13,1 m dans la simulation avec cultures intermédiaires et à 15,7 m dans la seconde simulation.

Le résultat de cette simulation est en accord avec une étude précédente basée sur un grand nombre de simulations (Justes et al., 2012) avec un modèle agronomique. Cette étude a montré qu'à l'échelle annuelle, l'introduction d'une culture intermédiaire permettait une réduction significative des pertes d'azote nitrique par lixiviation dans la très grande majorité des simulations. L'intensité de la réduction varie suivant la localisation du site, l'espèce de la culture intermédiaire, les conditions d'implantation et de destruction. Dans ces mêmes simulations, l'efficacité des cultures intermédiaires pour la réduction de la concentration (ou teneur) en nitrate de l'eau de percolation est significative dans 90% des études analysées, mais avec une très forte variabilité interannuelle et en fonction des sols et des climats (Justes et al., 2012). La réduction est avérée dans presque toutes les situations, en comparaison au témoin en sol nu.

5. Phase 4 : Identification des sources de nitrate dans les eaux

5.1. CONTEXTE

Si le suivi des teneurs en nitrate est essentiel pour mesurer l'évolution temporelle d'une contamination et prévenir toute conséquence sanitaire, l'identification et la différenciation de leurs sources l'est tout autant. Elle est en effet la clé de la mise en place des moyens et actions de lutte appropriés.

Pour l'AAC de Landifay-et-Bertaignemont, les nitrates pourraient avoir plusieurs origines possibles notamment liées à l'utilisation d'engrais minéraux azotés, d'épandage de lisier sur les champs mais également provenant d'effluents urbains.

L'identification de la "signature" isotopique des nitrates et du bore rencontrés dans les eaux souterraines, qui, parce qu'elle diffère selon leur source, permet, dans des cas favorables, de remonter jusqu'à celle-ci.

Le traçage isotopique par couplage des isotopes de l'azote et de l'oxygène des nitrates et du bore – co-migrant des nitrates est devenu ces dernières années une méthode pertinente permettant, dans certains cas, d'identifier et différencier les sources dominantes de nitrate dans les eaux.

Des prélèvements d'eau sur huit points d'accès aux eaux souterraines de l'amont vers l'aval du bassin versant (captages AEP, eaux de surface) ont été effectués dans l'AAC de Landifay-et-Bertaignemont. Cette campagne a été conduite par le BRGM en même temps que celle pour le dosage CFC-SF₆ (cf. chapitre ci-après).

L'analyse isotopique des échantillons portera d'une part sur les compositions isotopiques en azote (¹⁵N, ¹⁸N) et oxygène (¹⁸O) des nitrates, puis sur les compositions isotopiques du bore (¹⁰B, ¹¹B) en complément des analyses des éléments majeurs et bore dissous.

A défaut d'échantillonner les sources de contamination (engrais minéraux utilisés, lisier, eaux usées,...), l'utilisation des données de littérature permettront l'estimation de la signature isotopique des pôles de contamination potentielle.

5.2. POINTS D'ECHANTILLONAGE

5.2.1. Localisation des points d'échantillonnage

Les points d'échantillonnage ont été répartis sur l'ensemble de l'AAC (Illustration 59). Les principales raisons qui justifient cette répartition sont :

- Une répartition sur l'ensemble de l'AAC
- L'accessibilité à la nappe
- Une représentativité des types d'occupation du sol

Dans le cas des fermes, puisque l'étude est basée sur le volontariat, il a fallu, en plus contacter des exploitants agricoles acceptant de laisser faire des prélèvements dans leur puits.

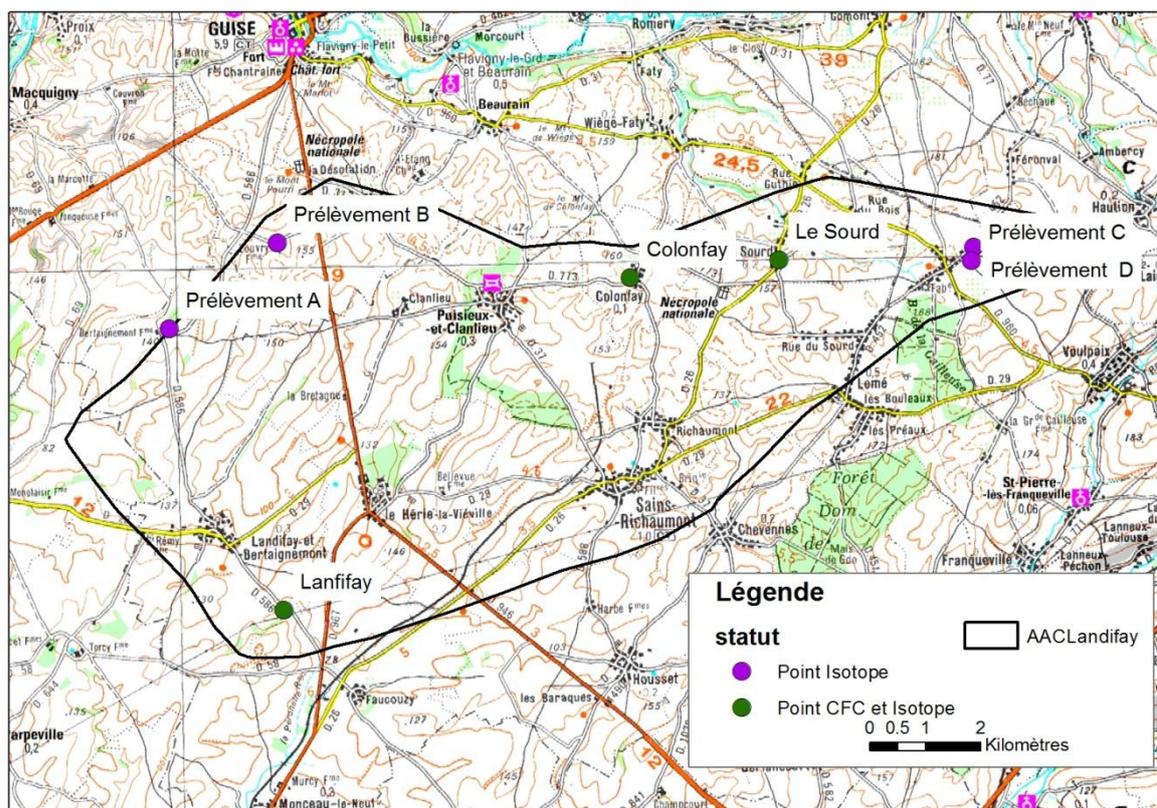


Illustration 59- Emplacement des points d'échantillonnage pour l'étude géochimique et isotopique et de datation

5.2.2. Interprétation des résultats d'analyses

Les résultats des analyses des éléments majeurs et traces en relation avec la recherche de l'origine des pollutions en nitrates sur l'AAC sont discutés dans ce chapitre. Les résultats des analyses des éléments majeurs dissous et des CFC/SF6 pour la détermination des « âges apparents » ne sont que cités. Ils sont discutés en détail dans le chapitre 6.

Les concentrations en nitrates mesurées sur 6 des 7 points d'eau échantillonnés varient de 38,4 à 46,6 mg/L. Ces valeurs sont relativement homogènes. Le point de prélèvement B présente des concentrations en nitrate de 4333,2 mg/L exceptionnellement élevées. Si l'on regarde les autres formes de l'azote potentiellement présentes dans les eaux souterraines, on constate, pour 6 des 7 points d'eau des valeurs inférieures à la limite de quantification de 0,2 mg/L pour le nitrite (NO₂) et inférieures à la limite de quantification de 0,05 mg/L pour l'ammonium (NH₄) à l'exception du point de prélèvement A présentant une concentration en ammonium de 0,07 mg/L. Cette concentration est toutefois faible et proche de la limite de détection. Les conditions oxydantes (Eh > 300 mV NHE et O₂ dissous > 59%) mesurées à tous les points justifient l'absence des formes plus réduites de l'azote (comme le NO₂ et le NH₄) (Illustration 60).

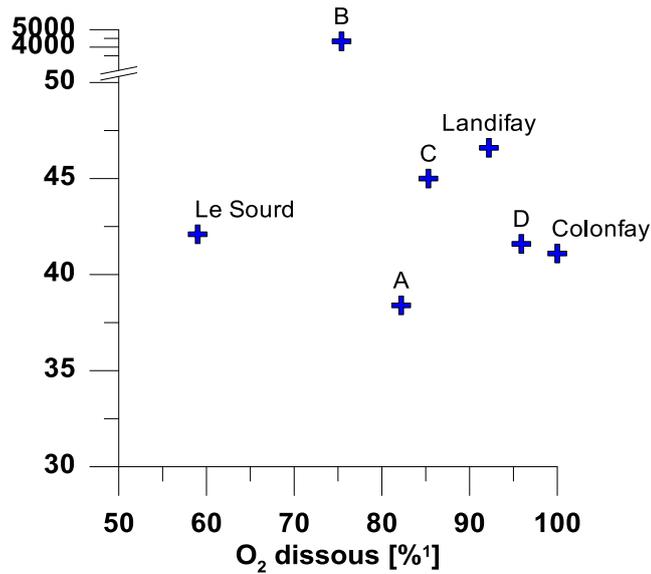


Illustration 60 : Concentration en nitrate en fonction des teneurs en oxygène dissous des points d'eau de l'AAC de Landifay

Le point d'eau fortement enrichi en nitrate présente également des concentrations élevées en potassium et magnésium en comparaison des autres points d'eau.

On note pour toutes les eaux la présence de phosphore PO_4 à des concentrations allant de $>0,1$ (Landifay, point de prélèvement B) jusqu'à $0,3 \text{ mg.l}^{-1}$ (point de prélèvement C, point de prélèvement D, Le Sourd).

Les concentrations en chlorure, et plus particulièrement le rapport entre les concentrations en nitrate et en chlorure, donnent une première indication d'origine des polluants azotés. En effet les eaux usées sont généralement plus riches en chlorure que les engrais. Les teneurs naturelles (bruit de fond) en chlorure dans le secteur d'étude, en l'absence de formation évaporitiques correspondent aux concentrations des eaux de pluies en tenant compte du facteur d'enrichissement par évaporation. L'illustration 61a montre que les concentrations en chlorure augmentent légèrement avec les nitrates.

Afin d'évaluer l'importance des eaux usées dans les apports totaux en produits azotés il est intéressant de regarder les concentrations en bore. En effet les eaux usées sont généralement riches en bore du fait de l'utilisation de perborates de Na et/ou Ca dans les lessives. Les eaux collectées présentent toutes de faibles concentrations en bore ($< 23 \text{ } \mu\text{g.l}^{-1}$). Les plus fortes concentrations, $22 \text{ } \mu\text{g.l}^{-1}$ sont relevées pour le point de prélèvement B. Pour les autres points d'eau les teneurs en bore ne suivent pas une évolution similaire à celle du nitrate (Illustration 61b).

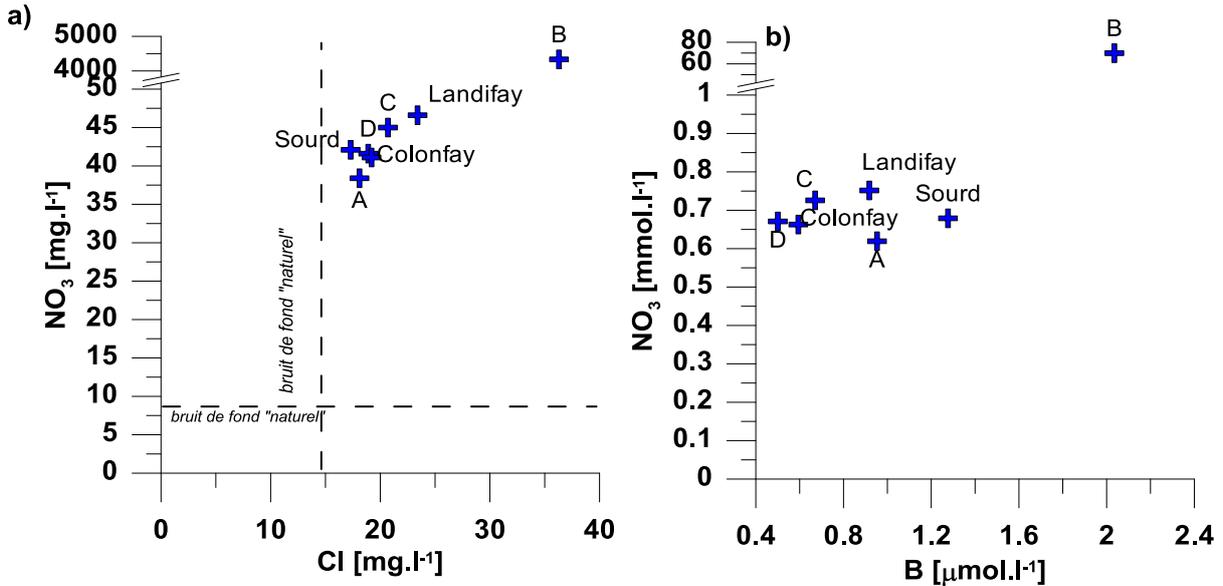


Illustration 61 : Evolution des concentrations en nitrates en fonction des concentrations en chlorure (a) et bore (b) pour les points de l'AAC de Landifay.

Le $\delta^{15}\text{N}$ est fonction de l'origine du nitrate dans les eaux souterraines et des processus qui peuvent modifier les concentrations en nitrate dans les eaux.

Un des processus entraînant un important fractionnement isotopique est la dénitrification. Dans le contexte d'étude il ne semble pas que la dénitrification joue un rôle important du fait des conditions oxydantes relevées. On note une grande homogénéité des teneurs isotopiques, comprises entre $\delta^{15}\text{N}$ 4 et 7,9‰ (Illustration 62). Les données de la littérature indiquent que la grande majorité des fertilisants minéraux ont des teneurs isotopiques proches de 0‰ (Vitoria et al. 2005) alors que les fertilisants organiques ont des valeurs de $\delta^{15}\text{N}$ globalement supérieures à 5 ‰ et pouvant aller jusqu'à plus de 30‰ (Kendall, 1998). Les valeurs pour les eaux usées se situent dans la gamme des valeurs des engrais organiques. L'illustration 62 indiquerait donc des apports organiques (fertilisants ou rejets animaux ou eaux usées) dominants.

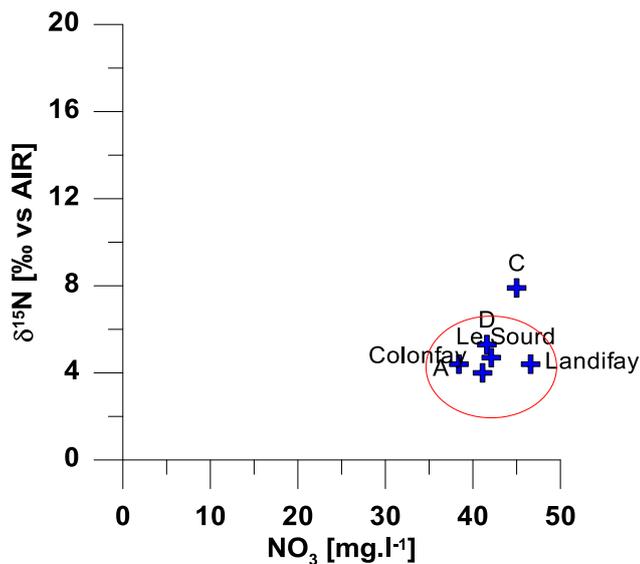


Illustration 62 : $\delta^{15}\text{N}$ en fonction des concentrations en nitrates des points d'eau de l'AAC de Landifay

Les valeurs de $\delta^{18}\text{O}$ des nitrates donnent une information complémentaire à celle apportée par le $\delta^{15}\text{N}$ (Illustration 63). On note que la source de contamination des eaux souterraines par des engrais minéraux NO_3 (NPK) est probablement faible. En effet aucune eau ne tombe dans le domaine défini par les engrais minéraux NO_3 . Par contre les eaux collectées se situent en domaine commun entre les apports dominants engrais minéraux NH_4 et des eaux usées et/ou engrais organiques.

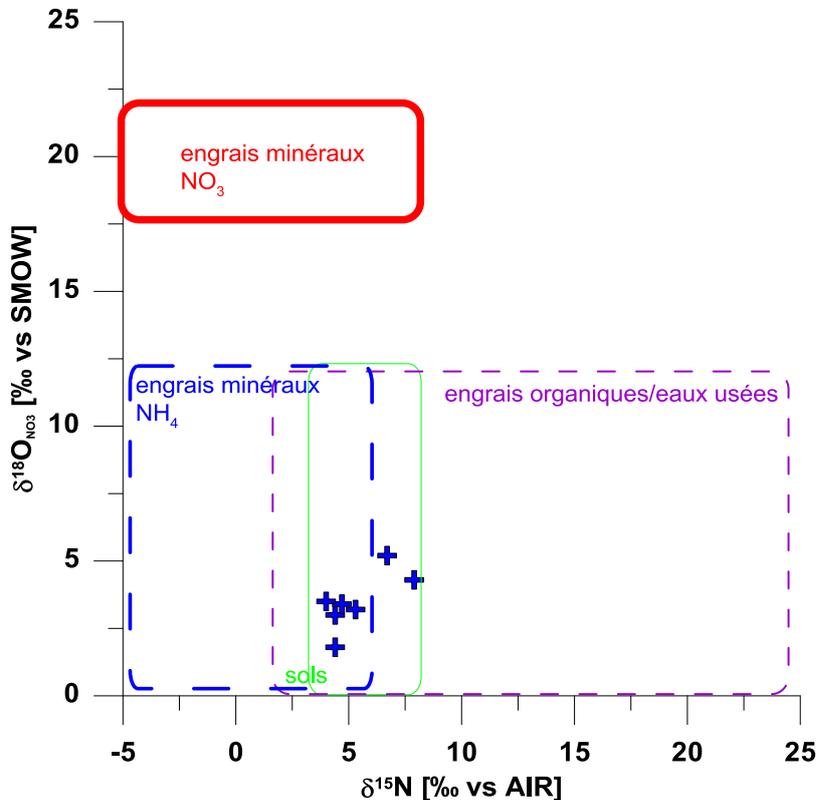


Illustration 63 : $\delta^{18}\text{O}$ et $\delta^{15}\text{N}$ des nitrates des points de l'AAC de Landifay

Les isotopes du nitrate permettent donc d'écarter, comme source majoritaire de contamination des eaux souterraines, les engrais minéraux de type NO_3 . L'origine naturelle (minéralisation au niveau des sols) dominante est également écartée du fait des fortes concentrations en nitrate des eaux souterraines. En effet on considère que les teneurs naturelles ne dépassent pas env. 10 mg.l^{-1} en France.

Les données des isotopes du bore ($\delta^{11}\text{B}$) disponibles dans la littérature indiquent un contraste isotopique important entre les déjections animales enrichies en ^{11}B (la plupart du temps $>10\text{‰}$) et les engrais minéraux. Les engrais minéraux et les eaux usées ont une gamme de teneurs isotopiques proche (-5 à $+10\text{‰}$). Toutefois un apport en eaux usées enrichirait les eaux souterraines en bore. Les concentrations mesurées sur l'AAC de Landifay sont faibles. Sur l'illustration 64, on constate que les eaux du point de prélèvement B ont nettement la signature isotopique des fertilisants/apports organiques.

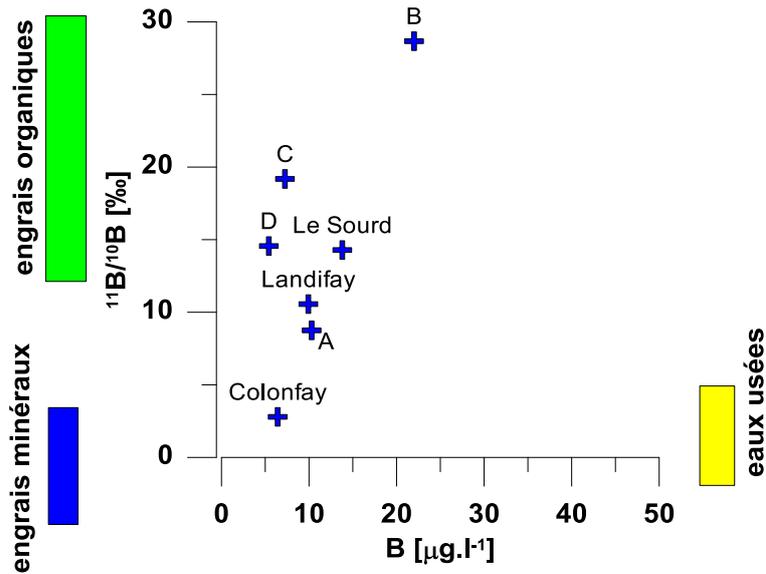


Illustration 64 : ¹¹B et concentration en bore dans les eaux de l'AAC de Landifay

Les eaux de Colonfay sont plus fortement marquées par des apports de type eaux usées et/ou engrais minéraux. Les autres eaux peuvent être influencées par des apports d'engrais minéraux et/ou organiques. Rappelons que les basses concentrations en bore laissent penser que les influences des eaux usées sont faibles voire négligeables. De plus une augmentation des concentrations en bore dans les eaux s'accompagne d'un enrichissement isotopique, indicateur d'une origine organique du bore dans le cas d'étude.

En combinant les données des isotopes du $\delta^{11}\text{B}$ et du $\delta^{15}\text{N}$ des nitrates (Illustration 65) et en remplaçant les champs de valeurs d'origine possible (les fertilisants minéraux NO_3 n'ont pas été reporté car les données de $\delta^{18}\text{O}$ écartaient cet apport des sources possibles) on constate que les points d'eau se situent entre les deux pôles des engrais minéraux NH_4 (Colonfay) et des engrais organiques (point de prélèvement B). Ces deux sources influencent de manière plus ou moins importante les captages localisés dans l'AAC de Landifay.

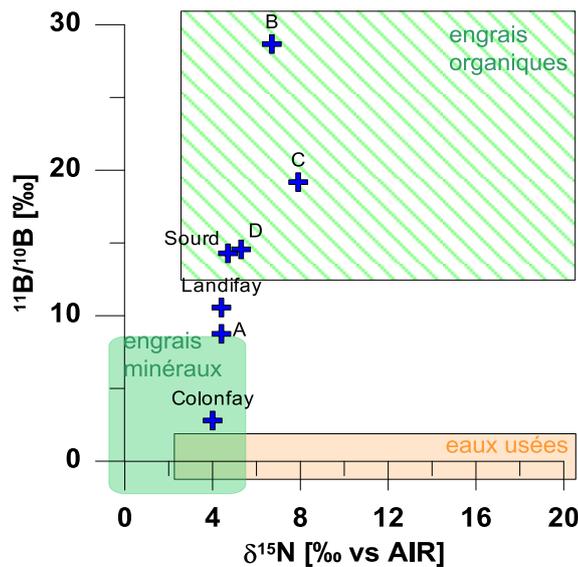


Illustration 65 : $\delta^{11}\text{B}$ et du $\delta^{15}\text{N}$ des nitrates pour les eaux de l'AAC de Landifay

Il est important de noter que les champs de valeurs utilisées comme information des données possibles de sources de polluants présentent une certaine variabilité locale et dans le temps et que seules des analyses des sources probables de contamination permettraient de quantifier au mieux cette information.

6. Phase 5 : Estimation des temps moyen de résidence des eaux souterraines au niveau de 11 AAC

6.1. CONTEXTE

Pour 11 AAC en Picardie situées dans le bassin Seine-Normandie, une campagne d'échantillonnage des eaux souterraines est réalisée au total sur 20 points d'accès aux eaux souterraines (sources, puits, piézomètres, captages,...) pour les AAC « Grenelle » suivants ou prioritaires dans le SDAGE.

La stratégie d'échantillonnage (sélection des points) a été réalisée en accord avec les partenaires et a été définie lors des réunions du projet. L'objectif de l'étude est de donner une estimation du temps moyen de résidence des eaux souterraines ou « âges apparents » des eaux souterraines au niveau des captages et d'en déduire ainsi l'échelle de temps nécessaires à la récupération de la qualité des eaux et/ou proposer des explications sur les variations temporelles et spatiales des concentrations en nitrates dans les eaux souterraines en lien avec les changements de pratiques agricoles.

A des fins d'interprétation des mesures de CFC/SF₆, outils utilisés pour la datation des eaux souterraines, il est nécessaire de disposer de l'ensemble des données de chimie des eaux. Les concentrations en éléments majeurs dissous ont été analysées et les paramètres physico-chimiques ont été mesurés sur place lors des prélèvements.

6.2. CAMPAGNES D'ECHANTILLONNAGES

6.2.1. Sélection des bassins

Les points d'échantillonnage ont été répartis sur sept AAC de l'Oise et quatre AAC de l'Aisne. Hormis l'AAC de Auger-Saint-Vincent, il s'agit exclusivement de bassins classés "Grenelle". Tous ces bassins ont été proposés par l'agence de l'eau afin de mieux connaître l'âge de l'eau dans les différents bassins "Grenelle" car cette information a une importance dans la compréhension des relations entre la mise en place des actions agricoles concernant la fertilisation nitrate et l'évolution de la qualité de l'eau.

6.2.2. Sélection des points

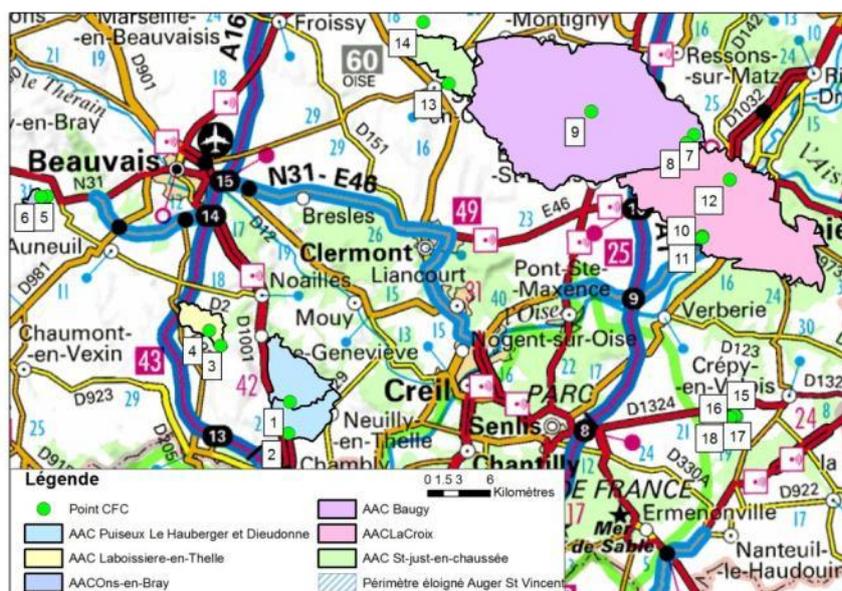
Dans chaque AAC, les captages "Grenelle" ont tous été analysés. Dans certains, les captages pouvaient constituer un champ captant, la décision a été prise de quand même analyser l'ensemble des points.

Dans les AAC relativement étendues, il a été décidé de rajouter des points de prélèvement pour mieux comprendre le fonctionnement du bassin. Les points qui ont été rajoutés ont été sélectionnés selon plusieurs critères :

- Une accessibilité pour le prélèvement
- Un éloignement par rapport au captage
- Une disponibilité de données chimiques antérieures (ex : données base BSS)

Pour les AAC de Landifay-et-Bertaignemont et de Morgny-en-Thiérache, une démarche un peu différente a été mise en œuvre. En effet, ces deux AAC sont celles qui ont été les plus étudiées, pour les analyses CFC, un maximum d'accès à la nappe a été recherché. Seuls les points du captage étaient disponibles à Morgny-en-Thiérache mais deux points ont été rajoutés à Landifay-et-Bertaignemont.

L'illustration 66 présente l'emplacement des points d'échantillonnage pour le département de l'Oise tandis que l'illustration 67 présente les données pour le département de l'Aisne.



Nom AAC		Code BSS	Commune	Nom du captage
AAC PUISEUX LE HAUBERGER ET DIEUDONNE 1	1	01271X0099	Dieudonné	Dieudonne
	2	01275X0135	Puisseux-le-hauberger	Puisseux-le-hauberger
AAC Laboissière-en-thelle 1	3	01264X0072/F.AEP	Laboissière-en-thelle	crevecoeur p2
	4	01264X0004/PC	Laboissière-en-thelle	forage du syndicat commun
Ons en Bray	5	01022X0026/HY	Ons-en-Bray	Ons-en-Bray Source
	6	01022X0115/P	Ons-en-Bray	Ons-en-Bray Puits
AAC Baugy 1	7	01043X0073/FA	Baugy	Baugy F1
	8	01043X0074/FB	Baugy	Baugy F2
	9	01042X0002/P	Moyenneville	Le Faubourg
AAC Lacroix-Saint-Ouen 1	10	01047X0239/P1	Lacroix-Saint-Ouen	Les Hospices 2
	11	01047X0240/P2	Lacroix-Saint-Ouen	Les Hospices 1
	12	00808X0047/P	Margny les Compiègne	AEP
AAC Saint-Just-en-Chaussée 1	13	00808X0047/P	Saint-Just-en-Chaussée	Saint-Just-en-Chaussée
	14	00807X0005/F	Gannes	AEP
AAC Auger ST Vincent	15	01288X0018/P	Auger-Saint-Vincent	Auger-Saint-Vincent F1
	16	01288X0099/P2	Auger-Saint-Vincent	Auger-Saint-Vincent F2
	17	01288X0103/F2BIS	Auger-Saint-Vincent	Auger-Saint-Vincent F2 bis
	18	01288X0104/F4	Auger-Saint-Vincent	Auger-Saint-Vincent F4

Illustration 66- Emplacement des prélèvements dans l'Oise



Nom AAC	Code BSS	Commune	Nom du captage
AAC LANDIFAY-ET-	19 00661X0041/F	Landifay-et-Bertaignemont	Landifay
	20 00506X0001/P	Colonfay	Colonfay
BERTAIGNEMON	21 00506X0005/S1	Le Sourd	Le Sourd
AAC MORGNY	22 00676X0099/F2	Morgny-en-Thiérache	forage (2)
EN THIERACHE - LES CALLUYERES	23 00676X0100/F1	Morgny-en-Thiérache	forage (1)
	24 00676X0101/P	Morgny-en-Thiérache	forage (3)
AAC Wiège Faty	25 00506X0032/HY	Wiège Faty	captage de wiege faty
AAC LESQUIELLES	26 00505X0033/F	lesquielles-saint-germain	puits
	27 00506X0019/P	Malzy	Malzy

Illustration 67 - Emplacement des prélèvements dans l'Aisne

6.2.3. Réalisation des campagnes d'échantillonnage

Les échantillonnages ont été réalisés en deux campagnes. La première campagne s'est déroulée du 3 au 5 mars 2014 dans l'Oise. Elle a été réalisée par un technicien BRGM accompagné d'un représentant de l'ARS. Des échantillons pour des analyses chimiques et de CFC ont été prélevés. Les mesures des paramètres physico-chimiques, température, conductivité, potentiel d'oxydo-réduction, pH, oxygène dissous ont été réalisées in situ.

La deuxième campagne s'est déroulée du 19 au 21 mars 2014 dans l'Aisne. Elle a été réalisée par un technicien BRGM accompagné par des représentants de la Chambre d'Agriculture de l'Aisne. Un échantillonnage pour les analyses de CFC, les analyses isotopiques et chimiques a été réalisé. Des mesures physico-chimiques de terrain température, conductivité, potentiel d'oxydo-réduction, pH, oxygène dissous ont été faites.

Les analyses chimiques, réalisées au laboratoire du BRGM, concernent le dosage des concentrations en nitrate et des autres éléments majeurs (Ca, Mg, Na, K, SO₄ Cl, SiO₂) ainsi que des éléments traces (Ag, Al, As, B, Ba, Be, Cd, Co, Cr, Cu, F, Fe, Li, Mn, NH₄, NO₂, Ni, PO₄, Pb, Sr, Zn). L'échantillonnage des CFC et SF₆ dissous dans l'eau exige l'application d'une procédure spécifique de prélèvement pour garantir la non contamination des échantillons avec l'air ambiant. L'analyse des gaz dissous CFC-SF₆ n'étant pas disponible en routine au BRGM et a donc été sous-traitée au laboratoire Spurenstofflabor (Allemagne).

6.3. CARACTERISTIQUES HYDROCHIMIQUES DES EAUX ECHANTILLONNEES

6.3.1. Caractéristiques chimiques des eaux collectées

Les eaux sont toutes **carbonatées calciques** (dominance des ions calcium et bicarbonates). Sur le triangle des cations on peut distinguer 2 groupes d'eau avec un pourcentage de magnésium plus ou moins important indiquant une dolomitisation plus ou moins importante des eaux. Le groupe 1 regroupe toutes les eaux du département de l'Aisne. Les eaux du département de l'Oise se situent dans les groupes 1 et 2 (Illustration 68).

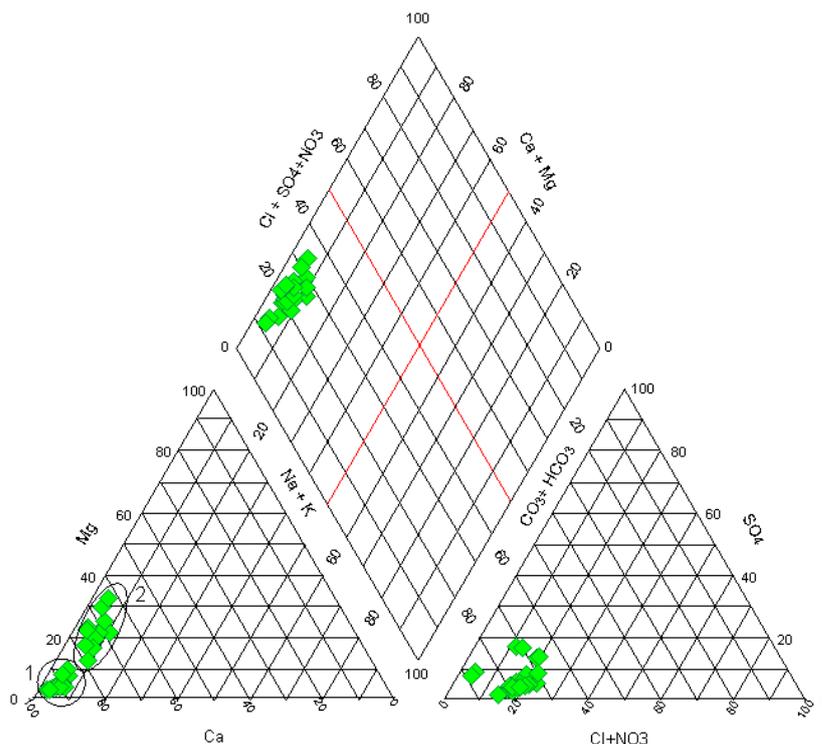


Illustration 68 : Diagramme de Piper pour les eaux collectées en Picardie en 2014

Les concentrations en nitrates mesurées sont toutes supérieures à 19 mg/L, ce qui était attendu étant donné que la sélection des points d'eau incluant principalement des captages Grenelle à problématique nitrate.

Du fait de caractéristiques géologiques et hydrogéologiques légèrement différentes entre les AAC de l'Oise et celles de l'Aisne (voir §2.2), les données de datation et chimie seront traitées en 2 groupes.

6.3.2. AAC de l'Oise

Les eaux présentent une relative homogénéité chimique. L'illustration 69 indique les concentrations en principaux éléments majeurs par rapport au chlorure, élément conservatif au sein d'une matrice calcaire sans présence d'évaporites. La droite théorique de dilution de l'eau de mer, pouvant représenter la composition chimique des apports atmosphériques (les pluies étant formées au-dessus des océans) permettent d'estimer l'origine des éléments. Ainsi, pour le calcaire, le magnésium, le sulfate, le bicarbonate (non représenté ici), les éléments sont essentiellement apportés par la roche du fait des interactions eau-roches. Le sodium est, lui, apporté principalement par les eaux de pluies. Un léger excès en chlorure par rapport au

sodium vis-à-vis de la droite de dilution de l'eau de mer pourrait provenir des pratiques agricoles et/ou autre apports anthropiques (salage des routes en hiver, eaux usées,...).

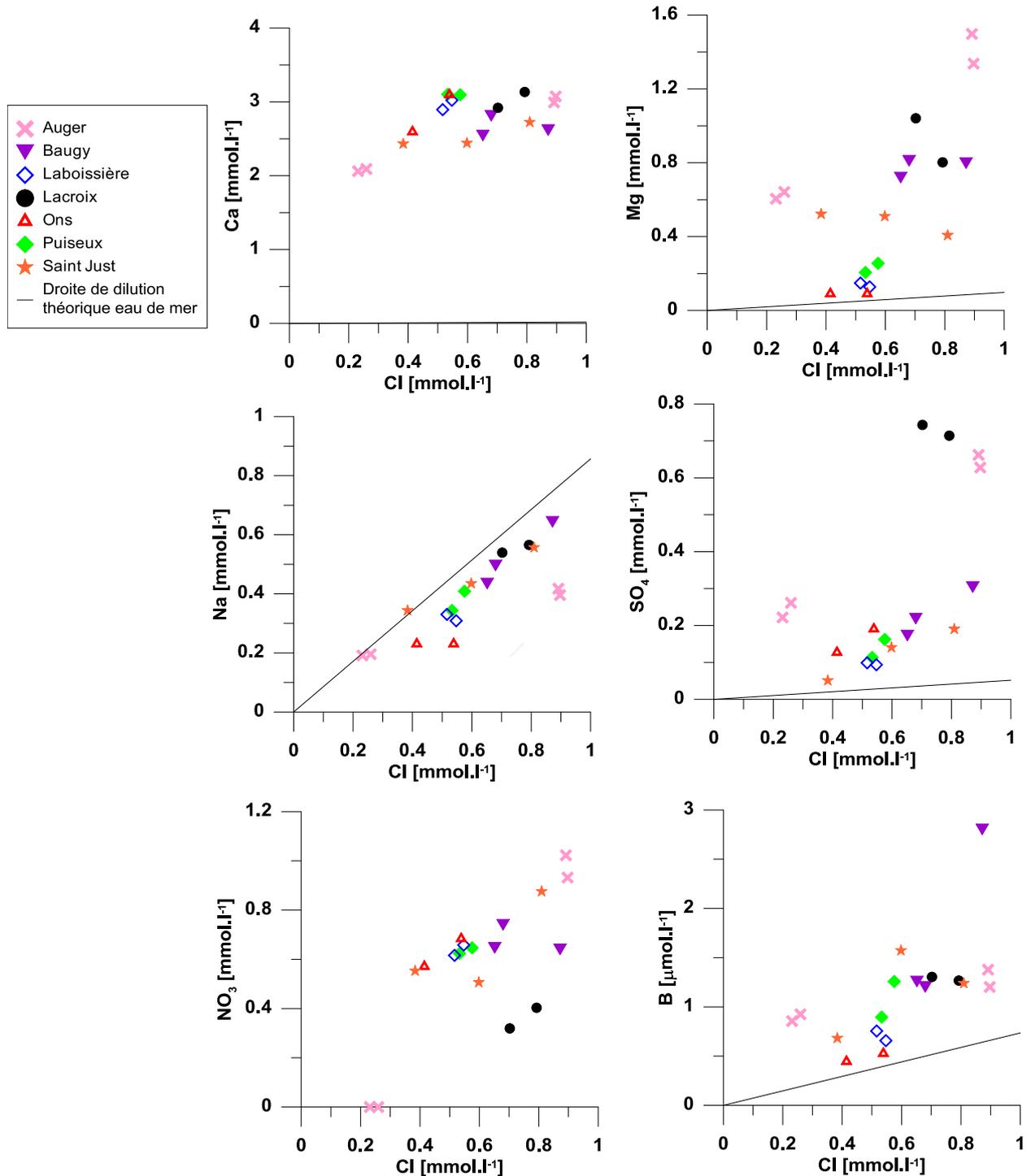


Illustration 69 : Concentrations en Ca, Mg, Na, SO₄, NO₃ et B en fonction du Cl pour les eaux des AAC de l'Oise

On constate que l'enrichissement en nitrate s'accompagne d'un enrichissement en chlorure à l'exception de deux points de l'AAC de Auger-Saint-Vincent. Les eaux de l'AAC de Lacroix-Saint-Ouen sont légèrement plus enrichies en chlorure et sulfate que les eaux des autres AAC.

Les paramètres in situ et chimiques mesurés sur les forages F2 et F4 de Auger-Saint-Vincent indiquent des conditions réductrices ou semi-réductrices. Ainsi les potentiels rédox sont inférieurs à 300 mV NHE, teneurs en oxygène dissous inférieures à 10%, les concentrations en nitrates sont inférieures à 0,5 mg.l⁻¹, les concentrations à fer supérieures à 0,2 mg.l⁻¹. On note également des concentrations en NO₂ et Mn supérieures aux limites de quantification (respectivement 0,01 et 0,1 mg.l⁻¹).

Aux forages des Hospices (AAC Lacroix-Saint-Ouen), on note également des concentrations en oxygène dissous inférieures à 35%, des concentrations en manganèse au-dessus des limites de quantification et des concentrations en sulfate légèrement supérieures aux concentrations aux autres points (à l'exception de F2 et F4 de Auger-Saint-Vincent). Des conditions légèrement réductrices seraient possibles. La présence de sulfate pourrait s'expliquer par une oxydation des minéraux sulfurés (pyrite par exemple).

Parmi les éléments traces mesurés (Ag, Al, As, B, Ba, Be, Cd, Co, Cr, Cu, F, Fe, Li, Mn, NH₄, NO₂, Ni, PO₄, Pb, Sr, Zn), on ne note aucun élément à des concentrations sensiblement élevées.

6.3.3. AAC de l'Aisne

Comme pour les eaux étudiées de l'Oise, les eaux des AAC localisées dans l'Aisne ont un chimisme homogène (Illustration 70). Les ions calcium et bicarbonates dominent avec une importance plus ou moins importante pour les ions magnésium (présence plus ou moins importante de dolomite). On note également un léger excès en chlorure par rapport au sodium indiquant sans doute une origine anthropique pour une partie du Cl (agriculture, eaux usées, salage des routes). Les concentrations en nitrates sont supérieures à 37 mg.l⁻¹ pour l'ensemble des points, indiquant une pression anthropique relativement importante.

Parmi les éléments traces mesurés (Ag, Al, As, B, Ba, Be, Cd, Co, Cr, Cu, F, Fe, Li, Mn, NH₄, NO₂, Ni, PO₄, Pb, Sr, Zn), on ne note aucun élément à des concentrations sensiblement élevées.

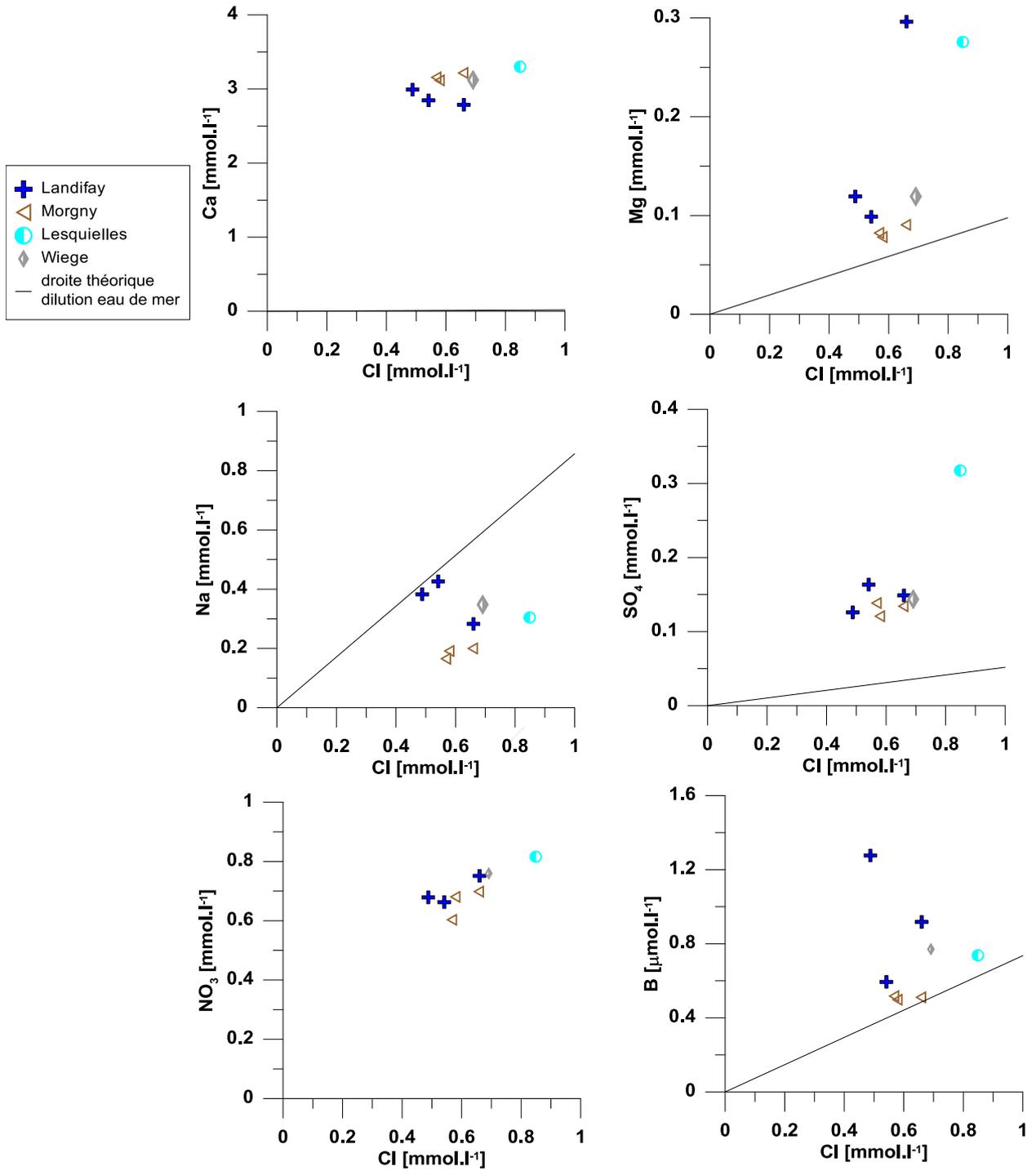


Illustration 70 : Concentrations en Ca, Mg, Na, SO₄, NO₃ et B en fonction du Cl pour les eaux des AAC de Picardie

6.4. DATATION DES EAUX SOUTERRAINES

6.4.1. Estimation de l'âge des eaux

Introduction

La méthode utilisée pour la datation des eaux se base sur la mesure des gaz dissous conservatifs à l'état de trace, les composés halogénés CFC-11 (trichlorofluorométhane), CFC-12 trichlorodifluorométhane), et CFC-113 (trichlorotrifluorométhane). L'intérêt de l'utilisation de ces composés repose principalement sur leur origine et leurs propriétés physico-chimiques :

- temps de résidence atmosphérique élevé,
- homogénéité des concentrations atmosphériques entre les deux hémisphères,
- pas de source naturelle, d'origine uniquement anthropique,
- bonne stabilité chimique dans le sol et dans l'eau.

La mesure des concentrations en gaz dissous ne donne qu'une information relative de l'âge d'une eau. **L'âge « CFC » d'une eau souterraine est en fait l'âge moyen d'un mélange de nombreux écoulements élémentaires.** La datation des eaux souterraines ne peut donc se limiter uniquement à déterminer un âge. C'est toute une répartition des âges qu'il faut déterminer. Pour permettre une datation des eaux souterraines, il est essentiel d'obtenir au préalable un modèle conceptuel des circulations souterraines qui permettra notamment la détermination des principaux modes de circulation des eaux (type piston, exponentiel, modèle de mélange).

Présentation de la méthode de datation par gaz dissous

Dater les eaux souterraines signifie déterminer l'âge de l'eau souterraine, i.e. le temps écoulé à partir du moment où l'eau devient souterraine, en d'autres termes, depuis son infiltration dans le sol à partir des précipitations ou depuis tout autre type d'eau de surface (rivières, lacs). Il existe plusieurs méthodes radioactives ou chimiques pour calculer ou estimer l'âge des eaux souterraines selon les âges attendus.

La méthode suggérée pour l'étude actuelle se base sur l'utilisation de certains gaz produits industriellement au 20^{ème} siècle. Les CFC (chlorofluorocarbones appelés également fréons), CFC-11, CFC-12 et CFC-113, ne sont pas présents naturellement dans l'atmosphère. Leur première synthèse a été effectuée en 1928 mais ce n'est qu'au début des années 30 que leur commercialisation a commencé. Entre les années 1950 et 1960, ces gaz ont été largement diffusés et de nombreuses utilisations ont été développées. Les CFC se diffusent alors dans l'atmosphère et l'hydrosphère.

L'hexafluorure de soufre (SF₆) est utilisé principalement pour ses capacités isolantes par l'industrie d'énergie électrique, dans les accélérateurs et la production du double vitrage. La production industrielle du SF₆ a débuté en 1953. Le SF₆ est principalement d'origine anthropique mais, contrairement aux CFC, il existe également une production géogénique de ce gaz, estimée à 1% à l'échelle mondiale mais qui peut représenter, localement, un apport important.

Les traceurs gazeux présents dans l'atmosphère passent la zone non saturée selon un transport diffusif avant d'entrer dans l'eau souterraine sous forme de gaz dissous suivant la loi de Henry. La datation des eaux se base sur la comparaison des concentrations en gaz dissous dans les eaux souterraines et les chroniques de concentration des gaz dans l'atmosphère. Pour connaître la fonction d'entrée, i.e. le taux de traceur qui s'infiltré (dépendant du temps), on utilise des chroniques (Illustration 71) parfaitement connues car mesurées en routine à plusieurs stations localisées dans les hémisphères nord et sud. Dans cette étude, les chroniques d'entrées pour les CFC sont celles de Mace Head (UK) données par le « Climate Monitoring Diagnostics Laboratory / National Oceanic and Atmospheric Administration » (CMDL/NOAA, Prinn *et al.*, 2000).

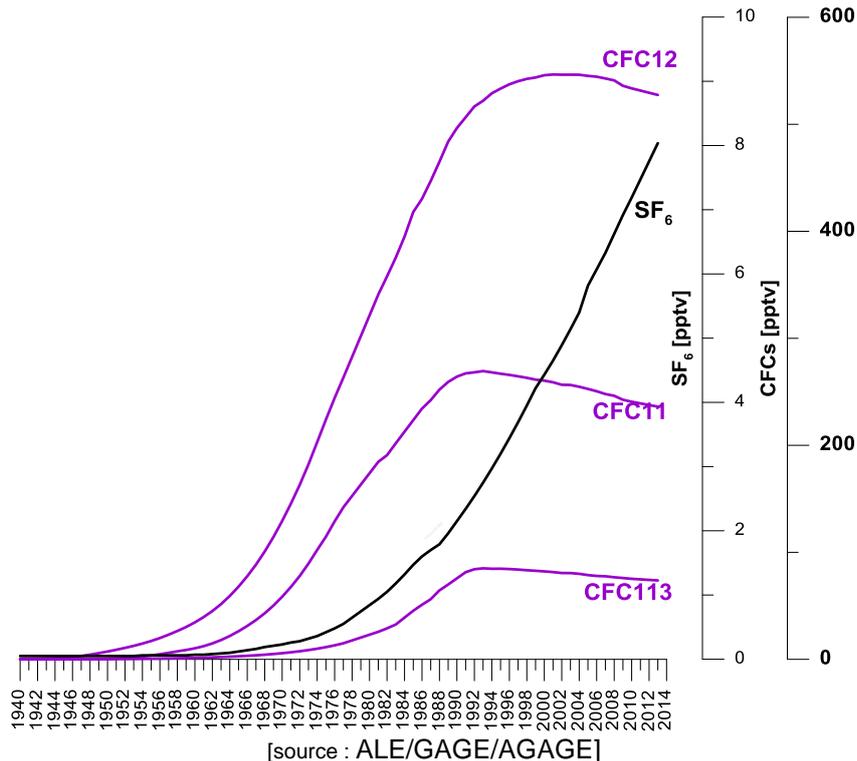


Illustration 71 : Chronique des concentrations dans l'air des CFC et SF₆ mesurées à Mace Head (Irlande)

Paramètres à prendre en compte pour l'interprétation des résultats

Caractéristiques des échantillons

Les prélèvements ont été réalisés de façon à obtenir des échantillons représentatifs de l'eau étudiée et non contaminés par l'air atmosphérique. Les données de mesures in situ ainsi que les résultats des analyses de CFC et SF₆ dans les eaux sont disponibles dans le rapport cité ci-dessus.

Méthode d'estimation des âges apparents

Pour « dater » une eau, il est nécessaire, à partir des concentrations en gaz mesurées dans les eaux souterraines, d'estimer la concentration en gaz dans l'air au moment de la recharge. Pour cela, il faut connaître les paramètres susceptibles d'influencer la diffusion des gaz dans l'eau comme l'altitude et la température moyenne de la recharge, les paramètres agissant

directement sur les gaz comme le potentiel Redox et les caractéristiques du transfert des gaz de l'atmosphère jusqu'à l'exutoire (épaisseur de la zone non saturée, types de circulations). Pour cela, on dispose des paramètres mesurées in situ (O_2 dissous, Eh, température) et de la description du site de prélèvement (altitude du point). Il est également nécessaire de déterminer le mode de recharge de l'aquifère.

- **Altitude et température de la recharge**

La température et l'altitude de la recharge sont nécessaires pour convertir la pression partielle atmosphérique des CFC en concentrations d'éléments dissous et ainsi permettre la comparaison entre les données mesurées dans l'eau et les chroniques aux stations de mesure des gaz dans l'air.

La température de la recharge, qui correspond à la température d'équilibre air-air au moment où l'échantillon d'eau est isolé de l'atmosphère, est importante dans le calcul des âges CFC (IAEA, 2006). La température de recharge peut être considérée comme la température moyenne annuelle de l'air dans le cas d'une zone non saturée importante (Mazor, 1972). Dans cette étude, la température de la recharge est estimée d'après la température moyenne annuelle estimée pour le secteur d'étude, soit 10°C. La température de l'eau mesurée aux forages à la date du prélèvement est comprise entre 9,7 et 12,3°C ce qui confirme que la température utilisée pour le calcul est correcte.

L'altitude moyenne de la recharge est considérée ici comme l'altitude au point de mesure. Si l'altitude moyenne des bassins d'alimentation des aquifères est beaucoup plus élevée, une erreur sera introduite dans le calcul. L'altitude maximale du secteur d'étude n'étant que peu supérieure à celle des captages, l'incertitude sur cette valeur est inférieure à la demi-année en termes d'âge apparent.

- **Contamination par l'air ambiant**

Le plus commun est une contamination par l'air ambiant à fortes concentrations en gaz CFC ou SF_6 par rapport à l'eau souterraine lors de l'échantillonnage. Toutes les précautions ont été prises pour éviter ce problème mais les conditions de terrain ne permettent pas toujours de se protéger totalement de ce risque.

- **Contamination locale de l'atmosphère**

Le deuxième problème fréquent est celui de la contamination locale de l'atmosphère par un ou plusieurs gaz du fait notamment de la proximité d'une source ancienne ou actuelle de ce(s) gaz. C'est le cas dans un milieu urbain (Busenberg et Plummer, 1992 ; Ho *et al.*, 1998 ; MacDonald *et al.*, 2003 ; Santella *et al.*, 2003 ; Darling and Goody, 2007) ou à proximité des sites de rejets des eaux usées ou décharges (Schultz *et al.*, 1976 ; Busenberg et Plummer, 1992 ; Cook et Salomon, 1997). Le site d'étude ne se situant pas en contexte urbain ni proche de sites industriels, une contamination de l'air est peu probable.

- **Excès d'air**

Le phénomène d'excès d'air (concentration en gaz dissous dans l'aquifère plus importante que celle attendue, Heaton et Vogel, 1981) peut être important surtout pour le SF_6 . Il est quasiment négligeable dans le cas du CFC-11 du fait de la haute solubilité de ce gaz (Plummer et Busenberg, 2000 ; IAEA, 2006). Dans un contexte de craie du sud de l'Angleterre (Darling *et al.* 2012), l'excès d'air a été estimé à 2,8 $cm^3.l^{-1}$. Cette valeur a été testée pour l'estimation des âges apparents dans cette étude.

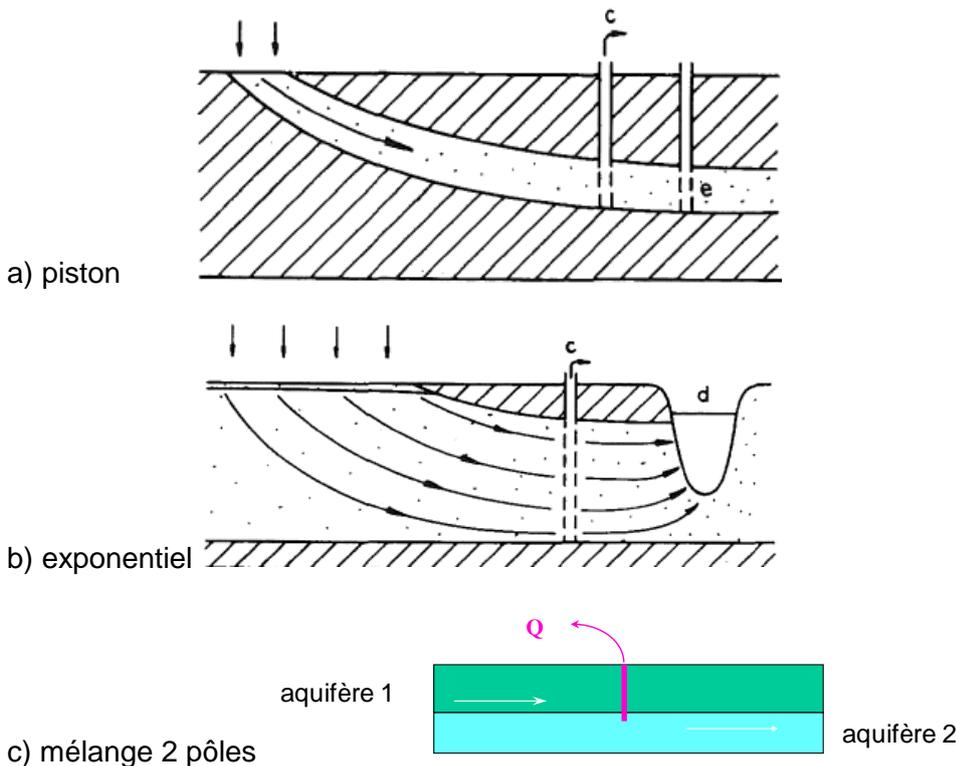
- **Dégradation microbienne**

La dégradation microbienne affecte les concentrations en CFC sous milieu anaérobie. Les eaux étudiées présentent un taux d'oxygène largement supérieur à 5 mg/L et des potentiels d'oxydo-réduction confirmant les conditions oxydantes du milieu. La dégradation microbienne devrait donc être très faible ou négligeable. Ceci à l'exception des points d'eau F2 et F4 de Auger-Saint-Vincent et peut-être les eaux de l'AAC de Lacroix-Saint-Ouen.

- **Détermination des modes de recharge de l'aquifère**

Trois modèles empiriques peuvent être testés pour estimer les âges apparents :

- Le modèle piston (considérant qu'il n'y a pas de mélange et aucune modification des activités par dispersion, diffusion ou échange direct, Illustration a),
- le modèle exponentiel (une eau récente se mélange parfaitement à une eau ancienne, il y a échange et écoulement) pouvant correspondre à un aquifère homogène d'épaisseur négligeable pour lequel la recharge se fait sur toute la surface (Illustration b),
- le modèle de type mélange (à deux pôles) est également possible (Illustration c).



(source : Maloszewski et Zuber, 1982)

Illustration 72 : Schéma des modèles empiriques d'écoulement (piston, exponentiel, mélange)

- **Validation des modèles de recharge et traceurs à utiliser**

Dans le but de valider les outils utilisés (contamination/dégradation d'un ou plusieurs gaz) et les modèles de recharge sélectionnés, les données de chacun des traceurs sont comparées deux

par deux sur des graphiques représentant les courbes calculées pour les 3 modèles de recharge théorique (Illustration 73 et Illustration 74).

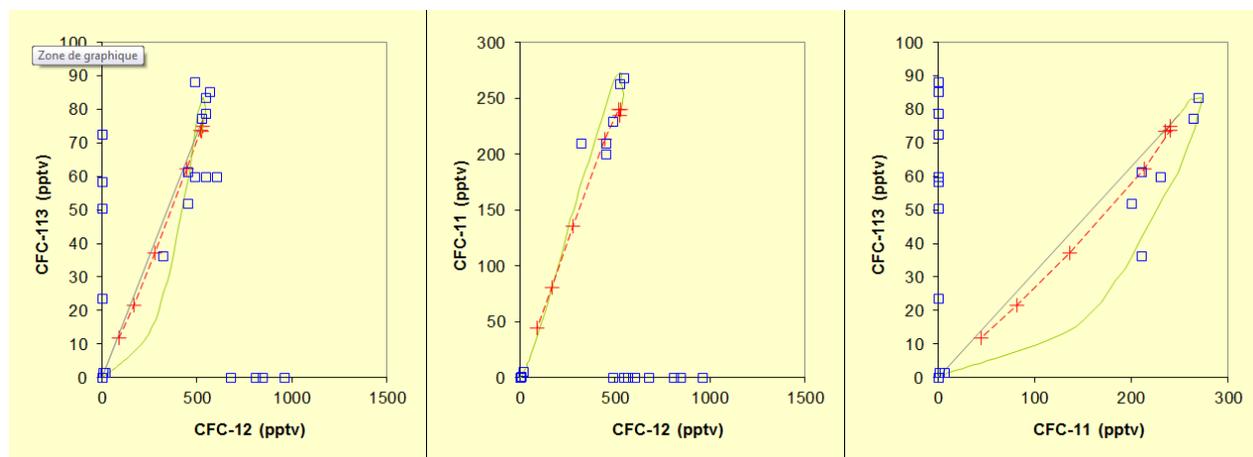


Illustration 73 : Comparaison des concentrations dans l'eau (en pptv) des CFC-113 vs CFC-12, CFC-11 vs CFC12, CFC-113 vs CFC-11 et modèles de recharge piston (ligne verte continue), modèle de mélange binaire (ligne noire) et modèle exponentiel (ligne discontinue rouge).

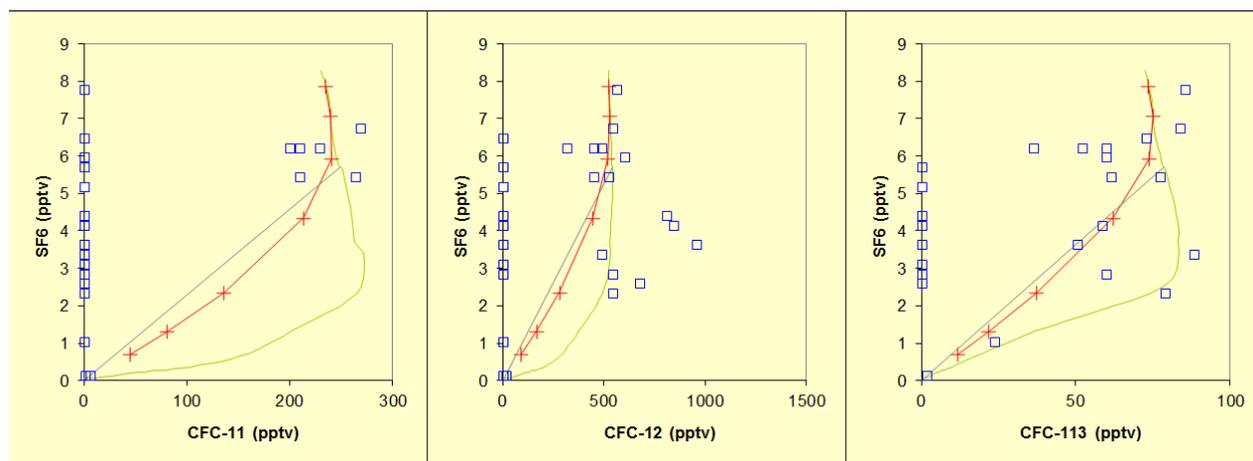


Illustration 74 : Comparaison des concentrations dans l'eau (en pptv) des SF₆ vs CFC-11, SF₆ vs CFC-12, SF₆ vs CFC-113 et modèles de recharge piston (ligne verte continue), modèle de mélange binaire (ligne noire) et modèle exponentiel (ligne continue rouge).

Les illustrations indiquent une relativement grande variabilité. Certains résultats n'ont pas été pris en compte (valeur 0 sur les illustrations) du fait d'une probable contamination des eaux en un des gaz analysés. La variabilité peut également provenir de possible dégradation d'un ou plusieurs gaz. En l'absence de contamination, dégradation et non prise en compte de l'excès d'air, tous les points de mesures devraient tomber sur les droites représentant les modèles de mélange théoriques. Une étude plus poussée des résultats et conditions environnementales est nécessaire pour permettre de déterminer le modèle de recharge qui s'adapte le mieux au cas d'étude.

- **Tests de sensibilité à quelques facteurs**

Comme indiqué précédemment, il est nécessaire pour la datation des eaux de poser quelques hypothèses de travail. Ces hypothèses peuvent être testées une par une ou en les combinant.

L'altitude moyenne de recharge peut varier de quelques dizaines de mètres au maximum. Une telle variation entrainerait un changement d'âge largement inférieur à une année. Il en est de même pour une variation de température moyenne de recharge de 2°C au maximum.

Le troisième facteur qu'il est possible de tester est l'existence d'un excès d'air. Un excès d'air de 1 à 3 cm³.l⁻¹ a été testé.

6.4.2. AAC de l'Oise

On constate dans le tableau des résultats (Illustration 75) qu'un grand nombre d'eaux sont contaminées par les CFC-11, CFC-12 et CFC-113. Dans ce cas, seul le SF₆ permet une datation des eaux. De ce fait l'incertitude sur les âges apparents donnés est grande et il n'est pas possible de confirmer le modèle de recharge dominant. Au vu des connaissances hydrogéologiques, il semble qu'un modèle de type piston soit approprié pour cette estimation.

Communes	Sites	CFC11	CFC12	CFC113	SF6	Traceur utilisé	PF an	EM Nbre d'années
		pptv	pptv	pptv	pptv			
Dieudonné	Dieudonne	cont	cont	cont	3,85	SF6	1997	24
Puiseux-le-hauberger	Puiseux-le-hauberger	cont	cont	cont	4,24	SF6	1998	21
Laboissière-en-thelle	Crevecoeur p2	cont	cont	cont	3,08	SF6	1994	34
Laboissière-en-thelle	forage du syndicat communal	cont	cont	cont	3,27	SF6	1994	32
Ons-en-Bray	Ons-en-Bray Source	cont	cont	cont	1,73	SF6	1990	
Ons-en-Bray	Ons-en-Bray Puits	cont	cont	cont	2,70	SF6	1991	32-41
Baugy	Baugy F1	cont	cont	cont	3,11	SF6	1990	50
Baugy	Baugy F2	cont	cont	cont	1,93	SF6	1988	65
Moyenneville	Le Faubourg	cont	cont	86,56	2,50	SF6, CFC113	1991	46
Lacroix-Saint-Ouen	Les Hospices 2	cont	cont	cont	3,27	SF6	1994	32
Lacroix-Saint-Ouen	Les Hospices 1	cont	cont	cont	2,70	SF6	1992	42
Margny les Compiègne	margny les compiegne	cont	cont	cont	2,12	SF6	1989	56
Saint-Just-en-Chaussée	Saint-Just-en-Chaussée	cont	cont	58,74	2,12	SF6, CFC113	1988	56
Gannes	gannes	cont	cont	23,19	0,77	SF6, CFC113	1980	
Auger-Saint-Vincent	Auger-Saint-Vincent F1	227,68	476,44	58,74	4,62	tous		16-23
Auger-Saint-Vincent	Auger-Saint-Vincent F2	5,81	14,66	1,55	0,10	tous	<1950	
Auger-Saint-Vincent	Auger-Saint-Vincent F2 bis	198,61	439,79	51,01	4,62	tous		18-31
Auger-Saint-Vincent	Auger-Saint-Vincent F4	1,45	3,66	1,55	0,10	tous	<1950	

Illustration 75 : Résultats de l'estimation des âges apparents (CFC/SF₆ dans l'air en picomol.l⁻¹ et femtomol.l⁻¹ et dans l'eau en partie par trillion en volume, pptv) pour les eaux des AAC de l'Oise

Il n'est pas surprenant de constater que la date moyenne de la recharge des eaux sur les AAC de l'Oise soit ancienne (<1998). On note toutefois une certaine variabilité selon les AAC. Les eaux de Ons-en-Bray, Margny et Saint-Just sont plus anciennes alors que celles de l'AAC de Laboissière sont les plus jeunes.

Sur l'AAC de Auger-Saint-Vincent, on note deux groupes d'eau, aux points F1 et F2bis des eaux ayant un temps moyen de résidence d'une vingtaine d'année alors que les eaux aux forages F2 et F4 sont d'âge antérieur à 1950. Sur cette AAC, la qualité des eaux est en relation avec l'âge apparent des eaux puisque les concentrations en sulfate, baryum, strontium, silice sont plus élevées pour les eaux anciennes que pour les eaux plus « jeunes ».

6.4.3. AAC de l'Aisne

En octobre 2009, lors d'une étude couvrant l'ensemble du bassin Seine-Normandie (Baran et al., 2010) une estimation des âges apparents avait été réalisée sur le captage de Lesquielles-Saint-Germain (0505X0013/F). L'estimation vient compléter celle effectuée sur l'AAC de Lesquielles. Une date moyenne de recharge de 1976 avait été alors estimée.

L'estimation effectuée sur un autre captage de la même AAC en 2014 indique **un temps moyen de résidence des eaux d'une vingtaine d'année.**

Pour les captages de l'Aisne, on constate une moins importante contamination des eaux en gaz dissous anthropiques (Illustration 76).

Sites	date	CFC11	CFC12	CFC113	SF6	PF	EM	BM
		pmol/kg	pmol/kg	pmol/kg	fmol/kg	an	Nbre d'années	
Landifay	19/03/2014	cont.	3,2	0,38	2,3		20-23	76% 2006
Le Sourd	20/03/2014	cont.	cont.	0,37	1,6		25-34	69% 1999
Colonfay	20/03/2014	4,3	2,4	0,39	2,1		21	70-80% 2006
Wiege Faty	20/03/2014	cont.	5,3	0,46	2,5		13-16	89% 2003
Lesquielles	20/03/2014	4,3	1,7	0,23	2,4		18-21	80% 2004
Morgny F1	21/03/2014	5,5	2,9	0,53	2,6			98% 2002
Morgny F2	21/03/2014	5,4	2,8	0,49	2,1	2004		
Morgny F3	21/03/2014	cont.	3	0,54	cont	2005		

Illustration 76 : Résultats de l'estimation des âges apparents (CFC/SF₆ dans l'air en picomol.l⁻¹ et femtomol.l⁻¹ et dans l'eau en partie par trillion en volume, pptv) pour les eaux des AAC de l'Oise

Deux modèles semblent mieux correspondre aux données CFC et SF₆ disponibles, le modèle exponentiel et le modèle de mélange binaire. On note toutefois une incertitude relativement importante du fait de la contamination des eaux en certains traceurs. Pour le captage de Colofay, l'ensemble des traceurs utilisés permet l'estimation des âges apparents et l'incertitude sur la valeur est donc moindre (une ou deux années).

Sur l'AAC de Landifay les eaux présentent un temps moyen de résidence relativement uniforme de 20-25 ans.

Les eaux collectées sur l'AAC de Morgny sont les plus jeunes des sites étudiés, avec une date moyenne de recharge autour de 2000-2005.

6.5. CONCLUSIONS PARTIELLES

Le fort pourcentage de contamination des eaux en gaz dissous rend plus délicate l'interprétation de l'âge apparent des eaux souterraines aux captages. Si l'on considère les concentrations en SF₆, celles qui paraissent moins sensibles aux contaminations locales et qui ne subissent pas de dégradation en milieu réducteur (Illustration 77), il est constaté des concentrations légèrement plus élevées pour les eaux de l'Aisne en comparaison à celles de l'Oise. Les concentrations les plus élevées correspondent aux eaux les plus jeunes. Pour Auger-Saint-Vincent F2 et F4 les concentrations sont inférieures à la limite de quantification (<0,1 fmol.l⁻¹).

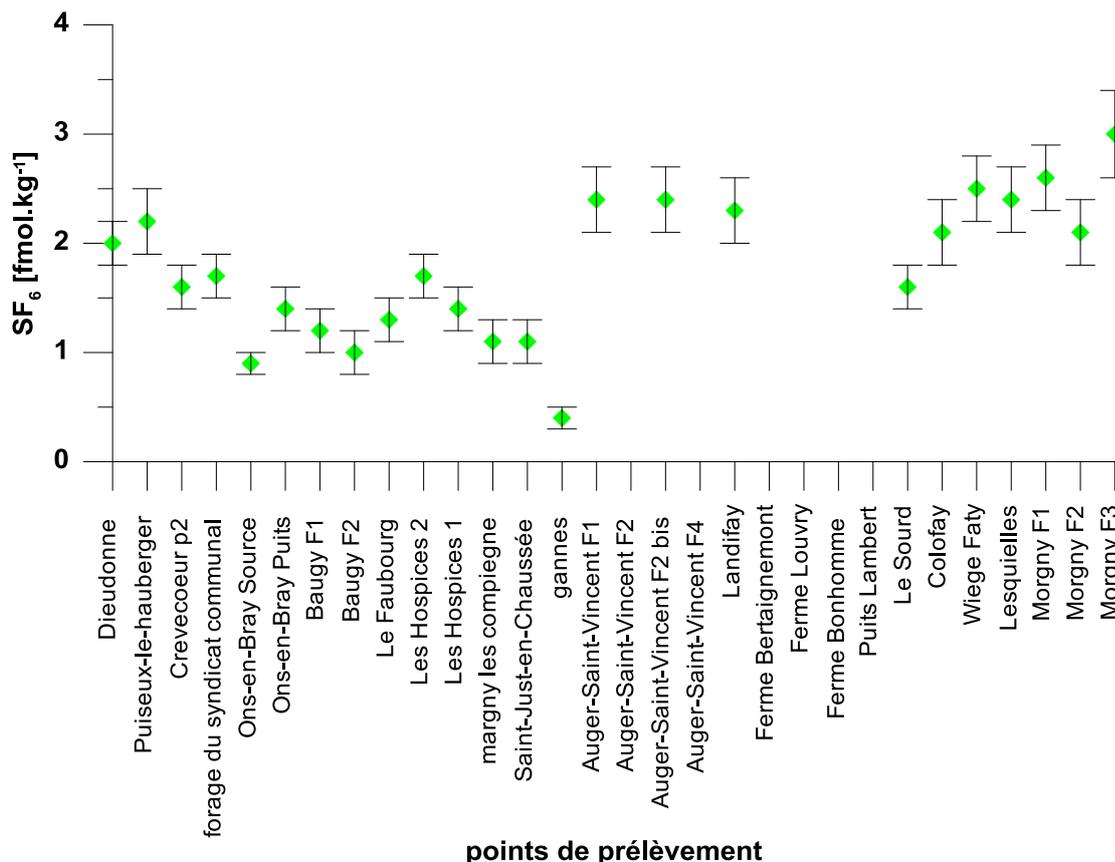


Illustration 77 : Concentration en SF₆ et incertitude analytique pour tous les points de prélèvement de 2014

On n'obtient pas de corrélation entre les concentrations en nitrates et les concentrations en SF₆ (qui permettent d'approximer un âge de l'eau) (Illustration 78). Pour une pression homogène (flux de nitrate sous racinaire proche) et un fonctionnement hydrogéologique homogène, on pourrait supposer, que les eaux les plus récentes sont moins riches en nitrates du fait de pratiques agricoles différentes. Les eaux prélevées ont toutes des âges apparents relativement élevés (plus de 10 ans) et les concentrations en nitrate sont assez homogènes. De plus, la forte incertitude sur l'estimation des âges apparents (incertitude analytique du SF₆ ici) ajoute à cette relative homogénéité de l'information.

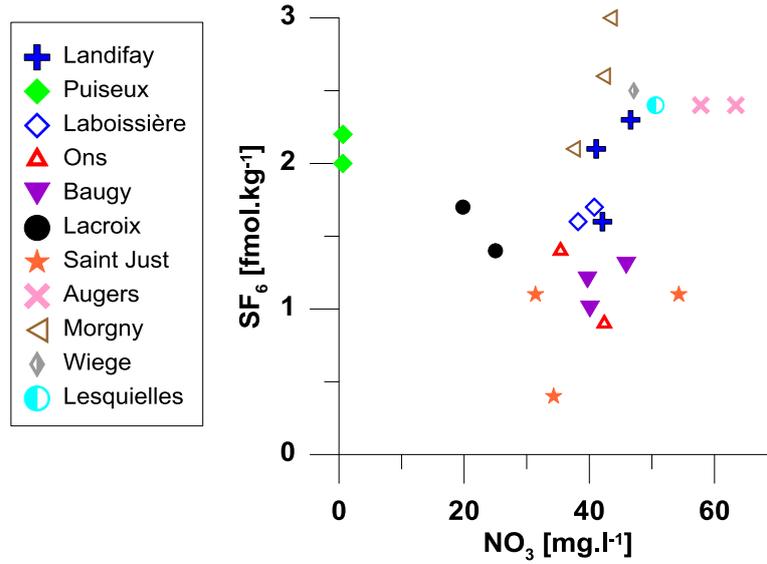


Illustration 78 : Concentrations en SF₆ et nitrates des eaux prélevées en 2014 en Picardie

Les données de Bruyères seront discutées dans un autre rapport disponible plus tard, après réception des résultats de la deuxième campagne de prélèvement.

7. Conclusion

Deux aires d'alimentation de captages situés dans l'Aisne ont fait l'objet de forages afin de caractériser le stock de nitrate présent dans la zone non saturée et si possible à la faveur de marqueur culturaux (changement majeur dans la fertilisation), d'estimer une vitesse de transfert.

Ainsi, une vitesse moyenne de transfert des nitrates à travers la craie de 0,54 m/an été calculée à Le Hérie-la-Viéville (Sondage S3). A Landifay-et-Bertaignemont (Sondage S5), une vitesse minimale de 1,45 m/an a été calculée. Cette valeur apparaît supérieure à celle estimée à Le Hérie. Toutefois ces 2 valeurs sont tout à fait cohérentes avec les données de la littérature issues d'études antérieures menées dans un contexte crayeux. Le marqueur cultural (retournement de prairie) n'a pas été détecté à Morgny-en-Thiérache et aucune vitesse de transfert n'a pu être calculée.

Ces vitesses relativement lentes conjuguées à une zone non saturée relativement épaisse (généralement proche de 30 m) impliquent que les actions menées en surface auront un impact au bout d'une cinquantaine d'année à Le Hérie-la-Viéville et d'une vingtaine d'année à Landifay-et-Bertaignemont, si le transfert matriciel domine. Il convient de rappeler que si une partie importante du transfert s'effectue via la matrice, il est probable qu'une partie des transferts s'effectuent également au sein des fractures avec une vitesse plus importante. Les mesures prises en surface pourraient donc avoir un effet plus positif plus rapidement que les actuelles estimations. En d'autres termes : les impacts des modifications de l'occupation du sol peuvent se faire sentir plus tôt lorsque des circulations préférentielles sur fissures existent, mais le stock de nitrates présent dans la matrice progresse aux vitesses estimées par cette étude. Les travaux menés dans cette étude ne permettent ni d'estimer la vitesse de transfert dans les fractures ni les concentrations rencontrées ou encore les flux que cela engendre.

A partir des mesures de concentrations en nitrates sur les solides prélevés à différentes profondeurs, des calculs de stock ont pu être réalisés. Des graphiques présentant l'évolution de la quantité d'azote dans le profil permettent d'illustrer l'impact des modifications de pratiques. A Morgny-en-Thiérache et à Hérie-la-Viéville, des ruptures dans la pente témoignent des améliorations de pratiques pour les années plus récentes. A Landifay-et-Bertaignemont, le graphique présentant l'évolution de la quantité d'azote ne montre pas de rupture. Cela est peut-être dû à la vitesse plus élevée des nitrates dans ce profil qui est assez court.

Les conclusions du projet ne sont valables que pour les deux parcelles investiguées. Le projet a pu montrer, par l'utilisation de répliquâts, que la réponse à la fertilisation était homogène au sein d'une parcelle. Il est à noter que les travaux n'avaient pas pour objet d'extrapoler l'information à l'échelle de l'AAC. De ce fait, l'étude réalisée ne permet pas de prédire quel sera l'impact des améliorations des pratiques mesurées à partir des parcelles testées et si celles-ci pourront être suffisantes pour améliorer la qualité de l'eau au captage.

La modélisation (AgriFlux 1D pour le sol + transfert convectif pour la craie) a permis de confirmer les conclusions sur la parcelle de Hérie-la-Viéville. Des augmentations importantes de concentrations peuvent avoir lieu sans fertilisations excessives. La conjonction de la fertilisation et du climat peuvent amener à ce type d'augmentation. La modélisation a permis de montrer l'impact positif de cultures intermédiaires qui peuvent, dans une gestion parfaite, diminuer la quantité de nitrates dans le sol mais aussi réduire la vitesse de percolation. Un scénario correspondant à la rotation sans cultures intermédiaires permet d'évaluer leurs impacts.

La modélisation a tout de même montré ses limites dans le cadre des augmentations de concentrations limitées (gestion fine des intrants) tandis que pour les augmentations fortes (ex : après le retournement de prairie) l'intérêt du modèle est plus net.

Des résultats ont pu être apportés par datation des eaux souterraines bien que de nombreuses contaminations des différents traceurs utilisés aient été observées. Dans l'Oise, la date moyenne de la recharge des eaux sur les AAC de l'Oise est ancienne (<1998). On note toutefois une certaine variabilité selon les AAC. Les eaux de Ons-en-Bray, Margny et Saint-Just sont plus anciennes alors que celles de l'AAC de Laboissière sont les plus jeunes.

Dans L'Aisne, sur l'AAC de Landifay les eaux présentent un temps moyen de résidence relativement uniforme de 20-25 ans. Les eaux collectées sur l'AAC de Morgny sont les plus jeunes des sites étudiés, avec une date moyenne de recharge autour de 2000-2005. Pour les autres AAC de l'Aisne, l'estimation effectuée indique un temps moyen de résidence des eaux allant de 15 à 25 ans.

Il convient de rappeler que ces outils sont complémentaires aux informations obtenues grâce aux profils de nitrate. En effet, les CFCs et SF₆ permettent d'estimer un temps entre l'arrivée de la goutte d'eau dans la zone saturée et son point de prélèvement donc du transfert au sein de la zone saturée alors que les profils nitrate ont permis, dans les cas favorables, d'estimer une vitesse de transfert dans la zone non saturée.

8. Bibliographie

AH2D (2010). Etude du bassin d'alimentation - Phase 1 : Caractérisation des contextes géologique et hydrogéologique et délimitation du BAC - Rapport définitif. AH2D Environnement,. 35p

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. 136p

Baillon, K., Lacherez, S., Six, P., Caulier, P., Risbourg, D., Maillot, H. (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(4): 33-46.

Banton, O., Larocque, M., Lafrance, P., Montminy, M., Gosselin, M. A. (1997). Développement d'un outil d'évaluation des pertes environnementales de pesticides: intégration d'un module Pestiflux au logiciel Agriflux. Scientific Report INRS-Eau, Ste Foy, Québec, Canada. 144p

Banton, O., Larocque, M., Surateau, F., Villeneuve, J.-P. (1993). AgriFlux : logiciel d'évaluation des pertes environnementales de contaminants agricoles, Manuel d'utilisateur, rapport scientifique INRS-Eau, n°R380, Sainte-Foy, Québec.

Baran, N., Chabart, M. (2006). Détermination de la vitesse de transfert des nitrates en zone crayeuse sur deux bassins versants à enjeux : La Retourne (08) et la Superbe (51). – Rapport final. Rapport BRGM, RP 54985-FR. 109p

Benoît, M. (2003). Agriculture biologique et qualité des eaux: Depuis des observations et enquêtes à des tentatives de modélisation en situation de polyculture-élevage. INRA. 23p

Brouyere, S., Dassargues, A., Hallet, V. (2004). Migration of contaminants through the unsaturated zone overlying the Hesbaye chalky aquifer in Belgium: a field investigation. Journal of Contaminant Hydrology 72(1-4): 135-164.

CA Picardie (2006). Le plan prévisionnel de fumure azotée de nouvelles références en Picardie-Edition 2006. Chambre d'Agriculture de Picardie. 6p

COMIFER (2013). Calcul de la fertilisation azotée - Guide méthodologique pour la prescriptions locales- Cultures annuelles et prairies. 159p

Garnier, J., Mounier, E., Martinez, A., Laverman, A. Facteurs de contrôle de la production de N₂O par dénitrification. Bilans des émissions à l'échelle du bassin de la Seine. PIREN Seine - Rapport d'activité 2007 - Territoires, carbone, azote et changements globaux. 23p

Hollis, J. M., Woods, S. M. (1989). The measurement and estimation of saturated soil hydraulic conductivity. SSLRC, Cranfield University, Bedford.

Justes, E., Beaudoin, N., Bertuzzi, P., Charles, R., Constantin, J., Dürr, C., Hermon, C., Joannon, A., Le Bas, C., Mary, B., Mignolet, C., Montfort, F., Ruiz, L., Sarthou, J. P., Souchère, V., Tournebize, J., Savini, I., Réchauchère, O. (2012). Réduire les fuites de nitrate

au moyen de cultures intermédiaires - Conséquences sur les bilans d'eau et d'azote, autres services écosystémiques. Synthèse du rapport d'étude, INRA (France). 60p

Kerbaul, A., Morfaux, P., Landreau, A. (1979). L'épandage d'effluents sur terrain agricole. - Effets sur la zone non saturée de la craie en Champagne. Rapport BRGM, 79 SGN 229 HYD/CHA. 23p

Lacherez-Bastin, S. (2005). Contribution à l'étude de la migration des nitrates dans le sol et la zone non saturée de la nappe de la craie dans le Nord de la France – Modélisation intégrée des nitrates dans le bassin versant de l'Escrebieux. Thèse à l'université des sciences et technologies de Lille. 191p.

Laurent, F., Kerveillant, P., Besnard, A., Vertès, F., Mary, B., Recous, S. (2004). Effet de la destruction de prairies pâturées sur la minéralisation de l'azote : approche au champ et propositions de quantification. Synthèse de 7 dispositifs expérimentaux. Document ARVALIS - Institut du végétal. 77p

LCA (2008). Comprendre et utiliser les analyses agro-environnementales Laboratoire de Conseils et d'Analyses p

Normand, B., Czernichowski, I., Mouvet, C. (1999). Suivi de la nappe et de la zone non saturée dans le bassin de l'Hallue (Somme). Rapport BRGM, R 40616. 312p

Roux, C. (2006). Aquifères et eaux souterraines en France, Edition BRGM, collection Scientifique et Technique, ouvrage collectif sous la direction de Jean-Claude Roux, 2 tomes, 944 p.

Soltner, D. (1999). Les grandes productions végétales. Sainte-Gemmes-sur-Loire, Sciences et Techniques Agricoles. 464p.

Soltner, D. (2003). Les bases de la production végétale - Le sol et son amélioration. Sainte-Gemmes-sur-Loire, Sciences et Techniques Agricoles. 471p.

Vernhet, Y. (2008). Carte géologique harmonisée du département de l'Aisne. Rapport BRGM, RP-56204-FR. 153p

Zoellmann, K., Kinzelbach, W., Fulda, C. (2001). Environmental tracer transport (3H and SF6) in the saturated and unsaturated zones and its use in nitrate pollution management. Journal of Hydrology 240: 187-205.

Annexe 1

Modélisation du profil de Le Hérie-la-Viéville

Paramètre	betterave	blé	maïs	colza	pois	escourgeon	
besoin en eau (m)	0.196	0.36	0.4	0.3	0.27	0.36	Proposition du concepteur du modèle
fraction de l'azote récolté	0.9	0.63	0.7	0.5	0.6	0.6	Proposition du concepteur du modèle
fraction de l'azote résiduel	0.05	0.3	0.2	0.4	0.3	0.3	Proposition du concepteur du modèle
rapport C/N des racines	30	35	25	35	35	35	Proposition du concepteur du modèle
rapport C/N des résidus de récolte	60	60	60	60	60	60	Proposition du concepteur du modèle
profondeur des racines à maturité (m)	0.6	1	0.7	1	0.7	0.7	Proposition du concepteur du modèle

Caractéristique des cultures

Paramètre	Couche 1	Couche 2	Couche 3	Couche 4	Justification
Epaisseur	0,25	0,25	0,25	0,25	
Masse volumique	1.10 g/cm3	1.10 g/cm3	1.08 g/cm3	1.08 g/cm3	Fonction de pédotransfert
Conductivité hydraulique à saturation	0.08 m/j	0.08 m/j	0.07 m/j	0.07 m/j	Fonction de pédotransfert (Hollis et al., 1989)
Porosité	0.41 m3/m3	0.41 m3/m3	0.41 m3/m3	0.41 m3/m3	Valeur de calage.
Capacité au champ (θs)	0.37 m3/m3	0.37 m3/m3	0.39 m3/m3	0.39 m3/m3	Valeur de calage.
Point de flétrissement	0.08 m3/m3	0.08 m3/m3	0.12 m3/m3	0.12 m3/m3	Valeur de calage.
Contenu en sable	3.6	3.6	3.2	3.2	Mesure du LDAR
Contenu en limon	72.1	72.1	63.1	63.1	Mesure du LDAR
Contenu en argile	23.6	23.6	24.9	24.9	Mesure du LDAR
Matière organique	7.4%	7.4%	7.9%	7.9%	Dérivé de la mesure de Corg du LDAR

Caractéristique du sol

Paramètre	Valeur	Justification
Constant de dégradation de la litière	0,04 j-1	Proposition du concepteur du modèle
Constant de dégradation des fèces	0,035 j-1	Proposition du concepteur du modèle
Efficacité de la synthèse microbienne de la litière	0,3	Proposition du concepteur du modèle
Efficacité de la synthèse microbienne des fèces	0	Proposition du concepteur du modèle
Fraction de la litière passant à l'humus	0,1	Proposition du concepteur du modèle
Rapport C/N du sol	10	(LCA, 2008)
Constant de minéralisation de l'humus	0,00003 j-1	Proposition du concepteur du modèle
Fraction de l'azote inorganique disponible	0,1	Proposition du concepteur du modèle
Rapport NO ₃ /NH ₄ du sol	10	Proposition du concepteur du modèle
Constante de nitrification	0,2 j-1	Proposition du concepteur du modèle
Constante de demi-saturation pour la dénitrification	25 mg N/L	(Garnier et al.)
Constante de dénitrification	0,2 g N/m ² /j	Proposition du concepteur du modèle
Profondeur maximal de dénitrification	1 m	Proposition du concepteur du modèle

Paramètre du cycle de l'azote



Géosciences pour une Terre durable

brgm

Centre scientifique et technique

3, avenue Claude-Guillemin
BP 36009

45060 – Orléans Cedex 2 – France

Tél. : 02 38 64 34 34 - www.brgm.fr

Direction régionale “Picardie”

Polytech de Rivery
7, rue Anne Frank

80136 Rivery – France

Tél. : 03 22 91 42 47