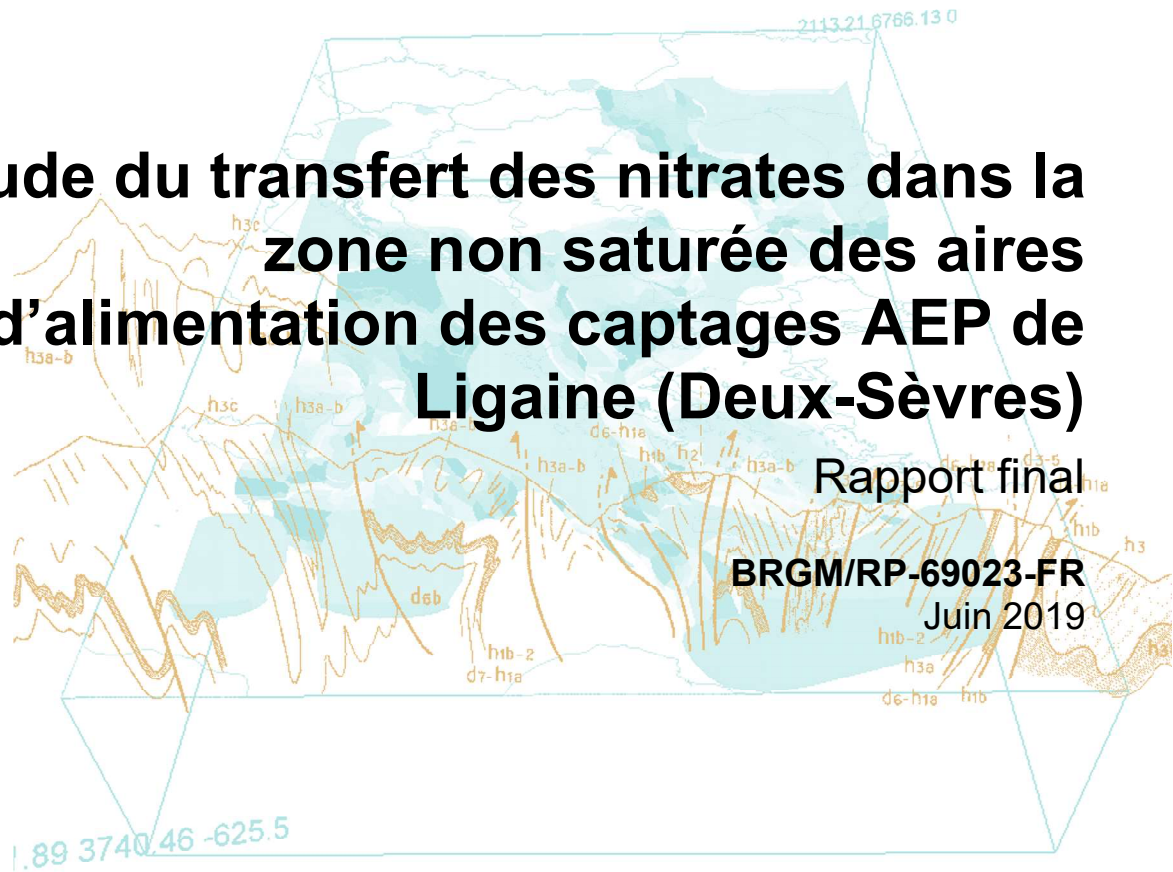


Étude du transfert des nitrates dans la zone non saturée des aires d'alimentation des captages AEP de Ligaine (Deux-Sèvres)



Étude du transfert des nitrates dans la zone non saturée des aires d'alimentation des captages AEP de Ligaine (Deux-Sèvres)

Rapport final

BRGM/RP-69023-FR

Juin 2019

F. COMPÈRE, N. BARAN, N. SURDYK, W. KLOPPMANN et P. SUBRA

Vérificateur :

Nom : PETELET-GIRAUD

Fonction : Responsable unité LAB/ISO

Date : 17/08/2019

Signature :



Approbateur :

Nom : AUDRU

Fonction : directeur régional délégué

Date : 27/08/2019

Signature :



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

Contact : qualite@brgm.fr



Géosciences pour une Terre durable

brgm

Mots-clés : Nitrates, zone non saturée, sondage, géochimie isotopique, captages de Ligaine

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

COMPÈRE F., BARAN N., SURDYK N., KLOPPMANN W., SUBRA P. (2019) – Étude du transfert des nitrates dans la zone non saturée des aires d'alimentation des captages AEP de Ligaine (Deux-Sèvres). Rapport final. BRGM/RP-69023-FR, 66 p., 16 fig., 5 ann.

Synthèse

Le Syndicat du Val de Loire (SVL) est un service public chargé de l'approvisionnement (gestion, production et distribution) en eau potable de plus de 83 000 habitants dans 54 communes du Nord Deux-Sèvres. Il exploite notamment les captages AEP de Ligaine 1 et Ligaine 2, sur la commune de Taizé, près de Thouars (Deux-Sèvres).

Un avis hydrogéologique réalisé en 2015 sur la révision des périmètres de protection des captages de Ligaine a constaté l'excès de nitrates (concentrations parfois supérieures à 100 mg/L dans les eaux brutes des deux captages) et la forte vulnérabilité du milieu souterrain, notamment vis-à-vis des pollutions diffuses. Cet avis a ainsi préconisé de réaliser une évaluation des stocks de nitrates encore présents dans la zone non saturée, ainsi que si possible, des vitesses de transfert, afin d'anticiper les tendances d'évolution en nitrate des prochaines années.

La quantification des stocks de nitrates a été faite en réalisant trois sondages destructifs sur l'aire d'alimentation des captages de Ligaine, permettant de prélever des horizons géologiques sur la hauteur de la zone non saturée. Il a ainsi été possible de caractériser des profils de la teneur en eau et de l'azote sous les différentes formes nitrates, nitrites et ammonium.

Si les trois sondages présentent des teneurs en nitrites inférieures à la limite de quantification, l'azote est majoritairement présent sous forme de nitrates. Plusieurs approches ont été croisées pour estimer la vitesse moyenne de transferts des nitrates : utilisation d'un marqueur de changement de pratiques agricoles, cohérence avec la recharge, allure attendue des profils en prenant en compte les pratiques agronomiques. Les conclusions issues de chaque approche convergent, avec l'obtention de vitesses moyennes de migration verticale des nitrates dans la matrice poreuse calcaire comprises entre 0,3 m/an et 0,5 m/an.

Des analyses chimiques (éléments majeurs et traces) et isotopiques ont été effectuées sur les eaux souterraines prélevées en 8 points (forages, piézomètres, source). L'analyse isotopique des échantillons a porté d'une part sur les compositions isotopiques en azote (^{15}N , ^{18}N) et oxygène (^{18}O) des nitrates, puis sur les compositions isotopiques du bore (^{10}B , ^{11}B) en complément des analyses des concentrations des éléments majeurs et du bore dissous.

Les eaux souterraines prélevées sur des piézomètres sur le plateau montrent des signes d'une dénitrification active, lors du transport des nitrates, vers ou dans la nappe. Ces mécanismes sont susceptibles d'atténuer la contamination nitratée mais ne semblent pas concerner les eaux prélevées aux captages.

Les isotopes de l'azote permettent de rapprocher l'origine des nitrates des captages de celle d'une source située en amont dans la vallée du Thouet. Ces signatures se trouvent à la limite des domaines des engrais minéraux et organiques, indiquant des sources mixtes. Cette similitude est confirmée par les isotopes du bore.

Aucun point ne montre les signatures caractéristiques d'eaux usées domestiques ou d'utilisation de certains engrais minéraux riches en bore. Le forage du Grand Bois, très contaminé en nitrates, montre par contre clairement une signature isotopique (azote, oxygène et bore) et chimique (chlorures) caractéristique des déjections animales. Aucun impact significatif de cette contamination sur les captages de Ligaine n'est toutefois mis en évidence.

Sommaire

1. Contexte et objectifs	9
2. Situation géographique	11
3. Contexte géologique	13
4. Contexte hydrogéologique	15
5. Réalisation de 3 sondages destructifs.....	19
5.1. SÉLECTION DES TROIS SITES	19
5.2. DOSSIER DE DÉCLARATION AU TITRE DE LA LOI SUR L'EAU	19
5.3. RÉALISATION DES SONDAGES ET PRÉLÈVEMENTS	20
6. Interprétation des profils	23
6.1. PROFILS DE TENEURS EN AZOTE OBTENUS	23
6.2. ESTIMATION DES VITESSES MOYENNES DE TRANSFERT DANS LA ZONE NON SATURÉE	24
6.2.1. Utilisation d'un marqueur de changement de pratiques agricoles – cas du profil F2F	25
6.2.2. Cohérence avec la recharge	26
6.2.3. Cohérence de la vitesse estimée avec les profils obtenus pour les 2 autres sondages	27
6.2.4. Cohérence avec les teneurs d'azote dans le sol, estimées selon une approche agronomique.....	28
6.3. ESTIMATION DE LA QUALITÉ DE L'EAU DE RECHARGE	29
6.4. ESTIMATION DES STOCKS D'AZOTE DANS LA ZONE NON SATURÉE	30
7. Analyses isotopiques.....	33
7.1. TRACEURS INTRINSÈQUES DE LA MOLÉCULE NO ₃ : ISOTOPES DE L'AZOTE ET DE L'OXYGÈNE	33
7.1.1. Principes de l'utilisation.....	33
7.1.2. Résultats et discussions.....	35
7.2. CO-TRACEURS DE LA CONTAMINATION AZOTÉE : ISOTOPES DU BORE 38 7.2.1. Principes de l'utilisation.....	38
7.2.2. Résultats et discussions.....	38
8. Conclusion.....	41
9. Bibliographie	43

Liste des figures

Figure 1 - Plan de situation des captages AEP de Ligaine 1 et Ligaine 2 et des 3 sondages destructifs sur fond de carte topographique.	12
Figure 2 – Carte géologique.	14
Figure 3 - Extrait d'une carte piézométrique établie par EGES en basses eaux 2011 (rapport R20120505 de juin 2012).	16
Figure 4 – Comparaison entre teneurs en nitrates mesurées sur les forages de Ligaine et les niveaux de nappe enregistrés sur le piézomètre de Oiron.	17
Figure 5 – Photos du chantier.	21
Figure 6 – Teneurs en azote présent sous forme de nitrates dans les solides échantillonnés dans les 3 parcelles (exprimées sur sol sec et sous la forme N-NO ₃). Par convention, l'échantillon est représenté au milieu du segment échantillonné et les valeurs inférieures à la limite de quantification sont représentées comme étant nulles.	23
Figure 7 – Teneurs en azote sous forme d'ammonium présent dans les solides échantillonnés dans les 3 parcelles (exprimées su sol sec). Par convention, l'échantillon est représenté au milieu du segment échantillonné (50 cm à 1m en général) et les valeurs inférieures à la limite de quantification sont représentées comme étant nulles.	24
Figure 8 – Teneurs en azote sous forme de nitrates dans le profil F2F et indications sur les dates estimées (sur la base de 0.3 m/an).	26
Figure 9 – Comparaison indicative des profils de teneurs en azote mesurées et des bilans de fertilisation pour les profils F1N et F2F (hypothèse de vitesse d'infiltration de 0.3 m/an).	29
Figure 10 – Estimation des teneurs en nitrate pour chacun des 3 profils en prenant en compte 2 hypothèses de teneurs en eau (8 cm ³ /100 cm ³ et 20 cm ³ /100 cm ³ , symbole creux et plein respectivement) (voir les autres hypothèses de calcul dans le texte).	30
Figure 11 – Quantité d'azote sous forme de nitrate cumulée sur chaque profil ramenée à 1 hectare.	31
Figure 12 – Localisation des points de prélèvements d'eaux souterraines pour analyses isotopiques.	34
Figure 13 – Rapports isotopiques ($\delta^{15}\text{N}$ exprimés en ‰ vs. AIR) de l'azote dissous versus les teneurs en nitrates dans les eaux souterraines du secteur étudié. Comparaison avec les rapports isotopiques des pôles polluants potentiels (études BRGM et données bibliographiques). Explications des modèles de dénitrification (courbe rouge) dans le texte (chapitre 7.1.1).	36
Figure 14 – Rapports isotopiques de l'azote ($\delta^{15}\text{N}$) et de l'oxygène ($\delta^{18}\text{O}$) des nitrates dans les eaux superficielles et souterraines du secteur étudié. Comparaison avec les signatures de différentes sources d'azote (Kendall et al., 2007).	37
Figure 15 – Rapports isotopiques ($\delta^{11}\text{B}$ exprimés en ‰ vs. NBS951) du bore dissous dans les eaux souterraines du secteur étudié vs. les concentrations en bore. Comparaison avec les rapports isotopiques des pôles polluants potentiels (données bibliographiques).	39
Figure 16 – Rapports isotopiques ($\delta^{11}\text{B}$ exprimés en ‰ vs. NBS951) du bore dissous dans les eaux souterraines du secteur étudié vs. les concentrations en nitrates. Comparaison avec les rapports isotopiques des pôles polluants potentiels (données bibliographiques).	40

Liste des annexes

Annexe 1 Traçage isotopique des nitrates	45
Annexe 2 Description des profils (logs) des sondages	49
Annexe 3 Résultats des analyses sur les cuttings du LDAR de Laon (02).....	55
Annexe 4 Historiques des occupations de sol, rendements et fertilisations sur les parcelles des sondages F1N et F2F	61
Annexe 5 Résultats des analyses chimiques (éléments majeurs et traces) et isotopiques sur les eaux souterraines	63

1. Contexte et objectifs

Le Syndicat du Val de Loire (SVL) est un service public chargé de l'approvisionnement (gestion, production et distribution) en eau potable (AEP) de plus de 83 000 habitants du Nord Deux-Sèvres, soit 54 communes. Il exploite notamment les captages AEP de Ligaine 1 et Ligaine 2 (en service depuis 1978), sur la commune de Taizé, près de Thouars (Deux-Sèvres).

L'avis hydrogéologique sur la révision des périmètres de protection des captages de Ligaine (classés en ressource prioritaire « Grenelle ») a été remis au Syndicat Val de Loire en juillet 2015 par l'hydrogéologue agréé, M. Moreau.

Cette expertise est basée sur les études de définition des bassins d'alimentation des captages réalisées en 2012 et 2013 (Cabinet EGES) et plusieurs autres documents constatant l'excès de nitrates (concentrations parfois supérieures à 100 mg/L dans les eaux brutes des deux captages) et la forte vulnérabilité du milieu souterrain, notamment vis-à-vis des pollutions diffuses. L'expertise préconise de réaliser une évaluation des stocks de nitrates encore présents dans la zone non saturée, ainsi que si possible, des vitesses de transfert, afin d'anticiper les tendances d'évolution en nitrate des prochaines années.

Cet objectif rejoint les travaux réalisés par le BRGM depuis plusieurs années sur le transfert des nitrates et des pollutions diffuses vers et dans les nappes, en liaison, notamment avec les objectifs fixés par la Directive Cadre Européenne sur l'Eau 2000/60/CE qui visent le bon état quantitatif et qualitatif des masses d'eau souterraines. Les études réalisées mettent en évidence, avec une variabilité importante selon les milieux géologiques, un déphasage entre la mise en œuvre de programmes d'actions visant le retour à une qualité des eaux convenable et leurs effets. En effet, l'existence d'un stock de solutés (nitrate, produits phytosanitaires) dans les sols, la zone non saturée et les aquifères, retarde l'impact des mesures affectant l'utilisation du sol sur la qualité des eaux souterraines.

La caractérisation de l'inertie des hydrosystèmes aux changements de pratiques peut être appréciée par la quantification des stocks au sein des différents compartiments (sols, zone non saturée, zone saturée) et l'évaluation des flux et de la vitesse de transfert de l'eau et des solutés. À Ligaine, cette caractérisation a été basée sur des analyses de nitrates réalisées sur des prélèvements d'horizons géologiques sur toute la hauteur de la zone non saturée en trois secteurs de l'aire d'alimentation des captages (AAC).

Si le suivi des teneurs en nitrates 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.

Sur l'AAC de Ligaine, l'origine des nitrates aurait plusieurs origines plausibles notamment liées à l'utilisation d'engrais minéraux azotés, d'épandage de lisier sur les champs ou de contamination directe par les fosses à lisier, voire par les effluents domestiques.

L'identification de la "signature" isotopique des nitrates (oxygène et azote) et du bore rencontrés dans les eaux souterraines, parce qu'elle diffère selon leur origine, permet dans les 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 d'identifier et différencier les sources dominantes de nitrates dans les eaux (cf. **annexe 1**).

Des prélèvements d'eau sur huit points d'accès aux eaux souterraines ont été effectués grâce à des forages, piézomètres et source implantés dans et à proximité de l'AAC de Ligaine.

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

L'utilisation des données de littérature concernant les sources de contamination a permis une bonne estimation de la signature isotopique des pôles de contaminations potentielles, qui n'ont pas pu être caractérisés spécifiquement dans le cadre de cette étude.

2. Situation géographique

Les captages AEP de Ligaine 1 (numéro BSS : 05393X0003/F1 – BSS001LHVJ) et Ligaine 2 (numéro BSS : 05393X0004/F2 – BSS001LHVK) sont situés respectivement à 500 m et 1,1 km au Sud-Ouest du village de Ligaine, distants de 1,5 km au Sud-Ouest du bourg de Taizé (**Figure 1**).

Ils sont implantés en bordure de la rivière du Thouet, en rive droite :

- Ligaine 1 : à environ 120 m du cours d'eau, en contrebas de champs cultivés ;
- Ligaine 2 : à environ 150 m du cours d'eau, en contrebas de champs cultivés et en bordure de parcelles boisées.

Après vérification sur le terrain des conditions d'accessibilité à une foreuse, 3 emplacements ont été retenus pour la réalisation des sondages destructifs :

- sur une parcelle cultivée, sur le plateau, à l'Est des captages - **sondage F1N** :
 - coordonnées RGF 93 : X = 461 920 m / Y = 6 650 420 m
 - altitude au sol estimée : + 86 m NGF
 - parcelle cadastrée n°0151, section 0B, feuille 1 (commune de Taizé)
- sur une parcelle boisée au lieu-dit La Guerche – **sondage F2F** :
 - coordonnées RGF 93 : X = 462 190 m / Y = 6 649 850 m
 - altitude au sol estimée : + 86 m NGF
 - parcelle cadastrée n°0474, section 0B, feuille 1 (commune de Taizé)
- sur une parcelle de l'élevage de porcs de la SCEA Le Grand Bois - **sondage F3S** :
 - coordonnées RGF 93 : X = 461 855 m / Y = 6 648 940 m
 - altitude au sol estimée : + 90 m NGF
 - parcelle cadastrée n°0054, section YA, feuille 1 (commune de Saint-Généroux)

3. Contexte géologique

Les captages de Ligaine 1 et Ligaine 2 sont implantés respectivement sur les alluvions anciennes et récentes du Thouet, d'âge Quaternaire (**Figure 2** – Carte géologique).

Les alluvions recouvrent les formations calcaires du Bajocien (Jurassique moyen) qui affleurent sur le versant des plateaux en rives gauche et droite du Thouet. Il s'agit de calcaires bioclastiques et calcaires oïdes rouille à silex, d'une puissance comprise entre 10 et 15 m.

Les 3 ouvrages destructifs projetés sont implantés sur le plateau où affleurent les calcaires crayeux à silex gris-acier du Bathonien (Jurassique moyen), épais de 5 à 10 m, recouvrant les calcaires du Bajocien.

Plus en profondeur, sous le Bajocien, sont recoupées les calcaires de l'Aalénien (Jurassique moyen : 5 à 10 m de calcaires fins bioclastiques et oncolithiques, légèrement argileux à silex noirs). Viennent ensuite les marnes et calcaires argileux du Toarcien (Jurassique inférieur ou Lias) qui jouent un rôle important du point de vue hydrogéologique, puisqu'elles constituent le mur de l'aquifère constitué des formations du Jurassique moyen, siège d'une nappe libre.

Du point de vue structural, les terrains du Secondaire sont affectés d'une structure de type monoclinale, avec un faible pendage d'environ 3° vers l'Ouest.

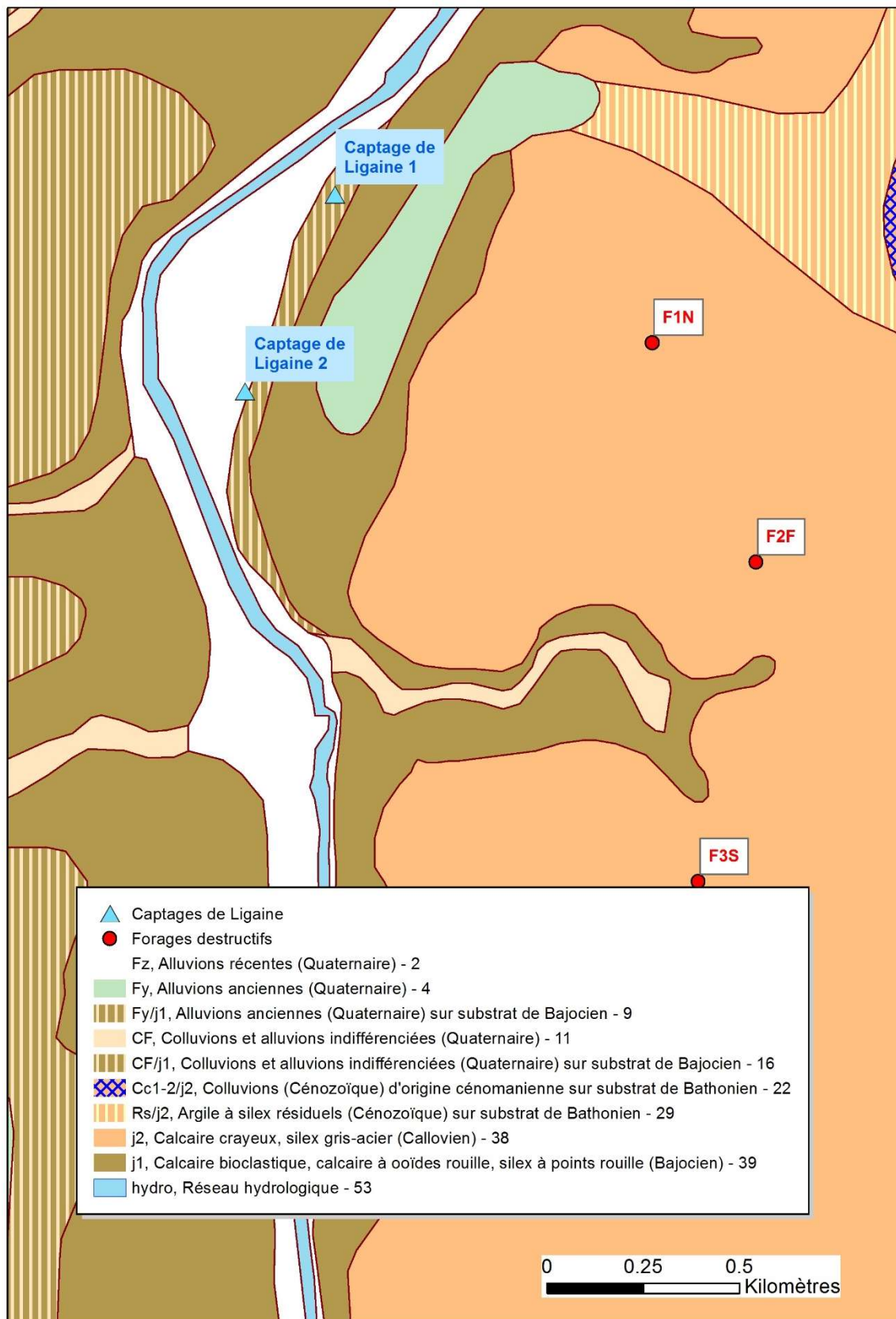


Figure 2 – Carte géologique.

4. Contexte hydrogéologique

Trois systèmes aquifères principaux sont développés sur le secteur à l'étude, avec du plus profond au plus superficiel :

- la nappe du socle ;
- la nappe des conglomérats gréseux de l'Infra-Toarcien (nappe captive sous les marnes toarciennes) ;
- la nappe des calcaires du Jurassique moyen qui fait l'objet de cette étude.

Les 3 sondages destructifs réalisés intéressent la zone non saturée de l'aquifère des formations calcaires du Jurassique moyen.

La présence de dolines et de vallées sèches (le réseau hydrographique est peu développé), témoigne du degré de karstification qui affecte les formations calcaires. La nappe est directement alimentée par la pluie efficace au droit des affleurements.

La nappe du Jurassique moyen est libre sur le secteur à l'étude et son mur est constitué des formations semi-imperméables à imperméables du Toarcien (marnes et calcaires argileux).

Le drainage local de la nappe par le Thouet induit une piézométrie et donc des sens d'écoulement calqués sur le modelé topographique.

La productivité de l'aquifère, liée au degré de fracturation locale, est très hétérogène avec des débits d'exploitation potentiels allant de quelques m³/h à plus de 100 m³/h.

Les transmissivités moyennes sont comprises entre 10⁻⁴ m²/s et 10⁻³ m²/s ; les coefficients d'emmagasinement sont de l'ordre de 10⁻³ à 10⁻².

Les forages de Ligaine 1 et Ligaine 2 exploitent la nappe du Jurassique moyen qui constitue la réserve en eau la plus importante du secteur. Profonds de 15 m, ils captent l'aquifère sous 2 m d'alluvions limono-argileuses brunes, les marnes du toarciennes étant atteintes dès environ 10 m de profondeur.

Diverses études ont été menées (Moreau, 2015) afin de caractériser les relations nappe-rivière au niveau des captages (suivis piézométriques, de température et de conductivité électrique, traçages). Un apport du Thouet a été estimé à hauteur de 10 % des eaux prélevées sur les deux forages.

Une datation des eaux du captage de Ligaine 1 a été réalisée en avril 2012 par la méthode de recherche du SF6 et des CFC (laboratoire de la plateforme CONDANTE de l'Université de Rennes 1), conduisant à un âge moyen de l'eau (+/- 3 ans) d'environ 30 ans par le modèle piston et d'environ 40 ans par le modèle à recharge continue, avec 40 % d'eau récente mélangée avec une eau de 40 ans (Moreau, 2015).

Des piézomètres (nivelés) intéressant la nappe du Jurassique moyen ont permis d'établir des cartes piézométriques en période de basses eaux (décembre 2011 - **Figure 3**) et hautes eaux (mai 2012). D'après les piézométries obtenues, l'écoulement général au droit du secteur à l'étude

s'effectue vers l'Est-Nord-Est. Il convient de rappeler la présence du « barrage de Ligaine », situé en aval des captages de Ligaine 1 et Ligaine 2, qui impose l'altitude de la ligne d'eau du Thouet et peut modifier localement le gradient hydraulique et la configuration des écoulements.

Du point de vue qualitatif, les eaux de la nappe du Jurassique moyen sont moyennement minéralisées, dures, de type bicarbonaté-calcique. Les teneurs en nitrates sont importantes puisqu'elles atteignent les 100 mg/L ; il s'agit là du seul paramètre dégradant d'une eau de bonne qualité physico-chimique et bactériologique.

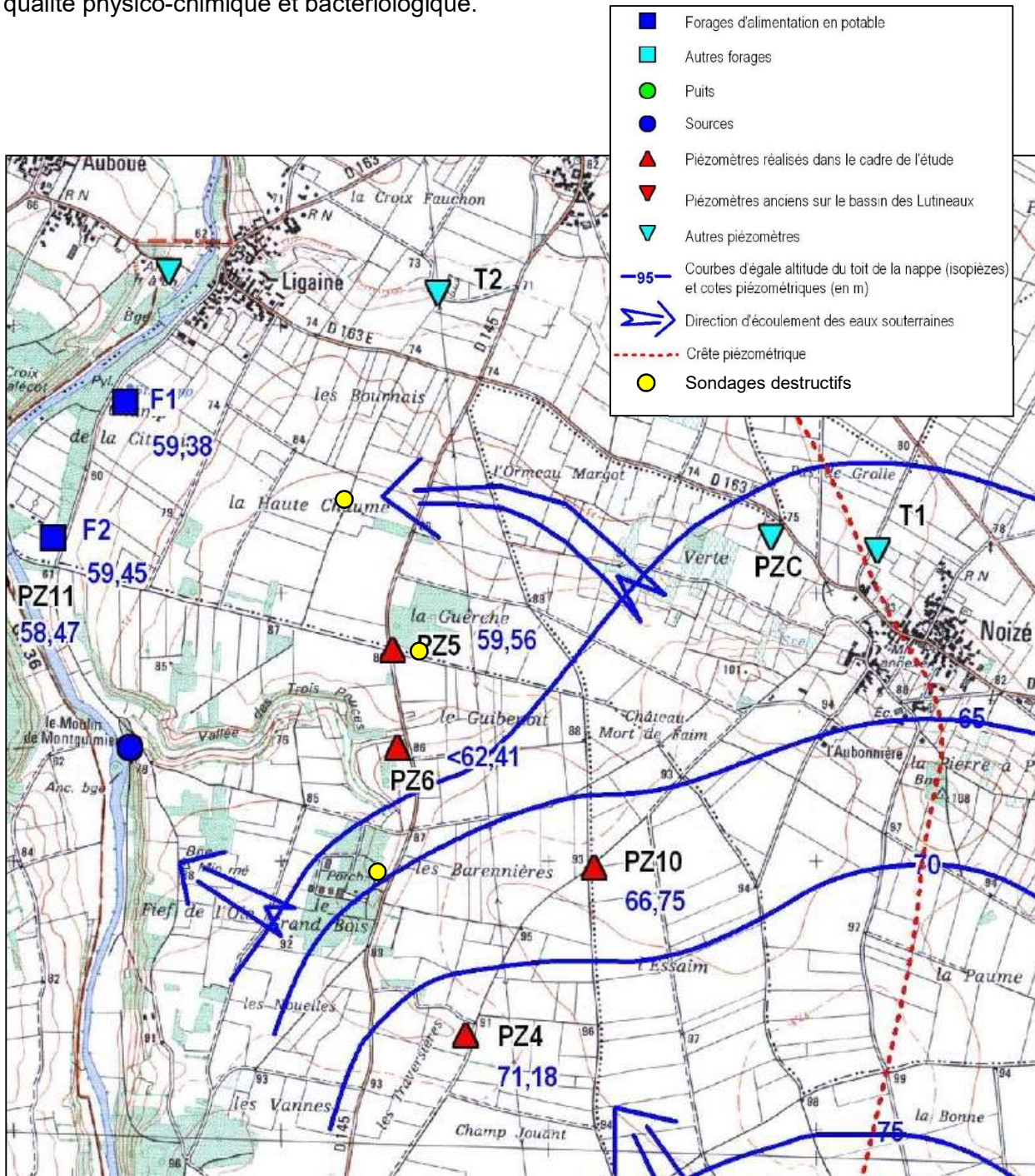


Figure 3 - Extrait d'une carte piézométrique établie par EGES en basses eaux 2011 (rapport R20120505 de juin 2012).

La **Figure 4** présente les chroniques d'évolution des teneurs en nitrates sur les forages de Ligaine avec les cotes piézométriques enregistrées au droit du piézomètre de Oiron (ouvrage BSS001LHXK distant d'environ 6 km au Nord-Est du secteur d'étude) qui capte la nappe du Jurassique moyen. Le parallèle entre dynamique de recharge de la nappe sur le secteur et teneurs en nitrates est notable, et semble attester l'existence de circulations rapides via la fracturation de l'aquifère.

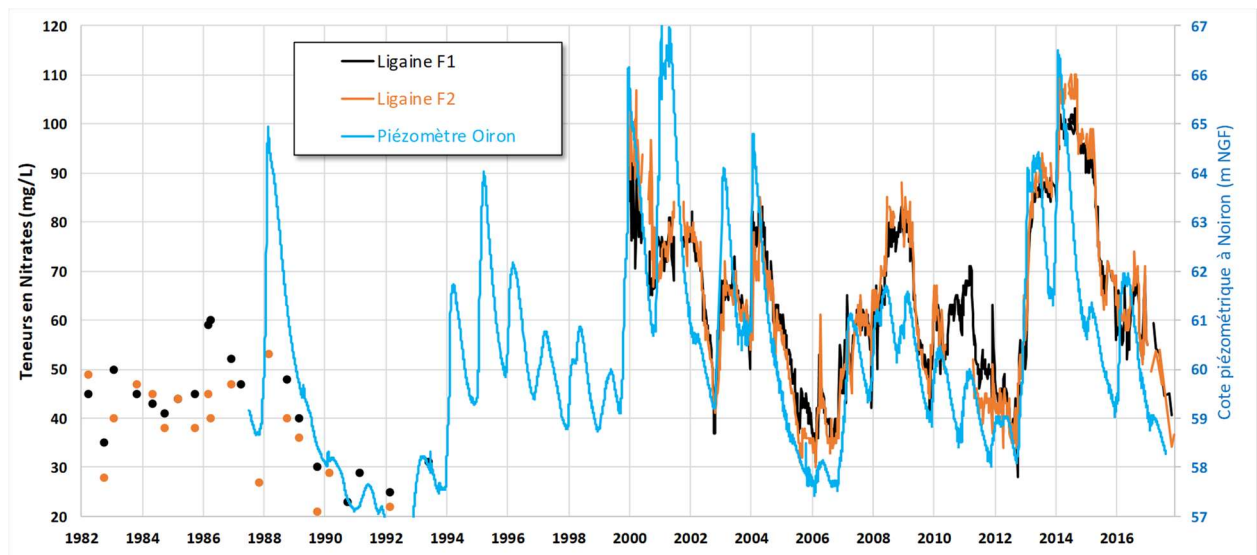


Figure 4 – Comparaison entre teneurs en nitrates mesurées sur les forages de Ligaine et les niveaux de nappe enregistrés sur le piézomètre de Oiron.

5. Réalisation de 3 sondages destructifs

5.1. SÉLECTION DES TROIS SITES

L'implantation des 3 sondages destructifs a été définie lors d'une première visite de terrain en présence de représentants du SVL et du Syndicat des Eaux du Val de Thouet (SEVT).

Le **sondage F1N** est implanté sur une parcelle cultivée, sur le plateau, à l'Est des captages de Ligaine. Afin d'être en mesure d'estimer les vitesses de transfert, le SEVT a fourni l'historique de 1998 à 2017 de l'occupation des sols (cultures, jachères) sur la parcelle, ainsi que l'amendement (kg de N/ha) et le rendement (quintaux/ha).

Le **sondage F2F** a été positionné en bordure d'une petite zone boisée au lieu-dit La Guerche. Sur la parcelle où a été réalisé le sondage, l'historique de l'occupation des sols, des amendements et rendements, étaient disponibles de 1994 à 2016. Outre le fait que la parcelle soit située en limite d'une zone boisée, elle présente l'intérêt de servir de référence car elle n'a pas été soumise à des apports réguliers d'espèces azotées depuis 2004 (jachère de 2004 à 2014, puis mise en prairie temporaire).

Le **sondage F3S** a été implanté sur une parcelle de l'élevage de porcs de la SCEA Le Grand Bois. Le sondage a été réalisé à proximité de l'endroit (Moreau, 2015) où étaient implantées d'anciennes fosses non étanches (stockages anciens de lisiers de porcs suivis d'infiltrations directes).

5.2. DOSSIER DE DÉCLARATION AU TITRE DE LA LOI SUR L'EAU

Le BRGM a rédigé un document d'incidences (Compère F., 2017) relatif à la déclaration au titre de la Loi sur l'Eau pour la réalisation et le rebouchage des 3 sondages destructifs, qui a été remis le 3 août 2017 au service Eau et Environnement de la Direction Départementale des Territoires des Deux-Sèvres.

La réalisation et le rebouchage des 3 sondages destructifs relevaient de la procédure de déclaration au titre de la rubrique 1.1.1.0 du Code de l'Environnement :

« 1.1.1.0 Sondage, forage, y compris les essais de pompage, création de puits ou d'ouvrage souterrain, non destiné à un usage domestique, exécuté en vue de la recherche ou de la surveillance d'eaux souterraines ou en vue d'effectuer un prélèvement temporaire ou permanent dans les eaux souterraines, y compris dans les nappes d'accompagnement de cours d'eau sont soumis à déclaration. »

5.3. RÉALISATION DES SONDAGES ET PRÉLÈVEMENTS

La technique du forage destructif a été retenue, moins onéreuse que la technique du carottage, qui n'apparaissait pas indispensable pour cette étude.

Le SVL a obtenu l'autorisation des divers propriétaires de pouvoir réaliser les sondages. Les travaux ont été réalisés par l'entreprise de forages Massé, dont le siège se situe à Hérisson (17380 Chantemerle-sur-la-Soie), qui par ailleurs s'est chargée des formalités de déclaration d'intention de travaux (DICT).

Les 3 sondages ont été réalisés du 26 au 29 septembre 2017, soit sur une période brève après la période des récoltes, afin de ne pas gêner les agriculteurs. Il s'agit d'une période d'étiage où les niveaux de nappe sont bas, offrant une plus grande profondeur de zone non saturée.

Les travaux de foration ont été réalisés sans eau, ni boue, pour éviter toute contamination des échantillons : le marteau fond de trou (diamètre 216 mm) avec tubage à l'avancement a été utilisé.

Le prélèvement des cuttings a été réalisé par criblage (homogénéisation de chaque échantillon de manière à être représentatif de la tranche de terrain traversée), un double conditionnement étant demandé par le Laboratoire Départemental d'Analyses et de Recherche (LDAR à Laon dans l'Aisne) chargé d'effectuer les analyses. Une fois mis en sachets, les échantillons ont été stockés dans une camionnette frigorifique (température entre 2°C et 4°C). À l'issue de la campagne de prélèvements, les échantillons ont été envoyés au laboratoire par camion transporteur dans des glacières.

Sur le sondage F1N, deux échantillons ont été prélevés sur le premier mètre (tranches de 0 m à 0,5 m et de 0,5 m à 1 m de profondeur). Des échantillons ont été prélevés jusqu'à 36 m de profondeur, portant à 37 le nombre d'échantillons à analyser. Au-delà de 36 m, plus aucune remontée de cuttings ne s'effectuait, ceci étant probablement lié à des pertes dans des fissures. Si les derniers échantillons prélevés présentaient une humidité plus importante, aucune venue d'eau n'a été notée par soufflage.

Sur le sondage F2F, deux échantillons ont été prélevés sur le premier mètre (tranches de 0 m à 0,5 m et de 0,5 m à 1 m de profondeur). Le foration a été arrêtée lorsque les premières arrivées d'eau ont été notées, soit à 31 m de profondeur. Les échantillons ayant été recueillis jusqu'à 30 m de profondeur, leur nombre total est de 31.

Sur le sondage F3S, 29 échantillons ont été recueillis tous les mètres de 1 m jusqu'à 30 m de profondeur. Le premier mètre constitué de divers remblais n'a pas été prélevé. Des arrivées d'eau importantes ont été observées en toute fin de passe à 30 m de profondeur.

L'**annexe 2** présente une description des échantillons recueillis sur les 3 sondages. Les faciès recoupés correspondent à des calcaires fins présentant des variations de teinte et d'humidité, et parfois présence de silex sur la partie supérieure. À la base, la transition entre calcaires et marnes du Toarcien se traduit par des faciès de calcaires gris/bleus.

L'entreprise Massé a procédé au rebouchage des sondages en introduisant du gravier, puis en cimentant la tête d'ouvrage sur 2 m de profondeur.



Figure 5 – Photos du chantier.

6. Interprétation des profils

6.1. PROFILS DE TENEURS EN AZOTE OBTENUS

Le Laboratoire Départemental d'Analyses et de Recherche (LDAR) basé à Laon (02) a procédé sur chaque échantillon collecté au dosage de l'azote sous les différentes formes nitrates, nitrites et ammonium suivant la norme N10304-1 (prise d'échantillon d'environ 10 g de solide frais extrait avec une solution molaire de KCl de 100 ml).

La limite de quantification est de 2 mg/kg de N-NO₃, 0.01 mg/kg pour N-NH₄ et 0.1 mg/kg pour N-NO₂. Les teneurs sont exprimées par rapport à la matière sèche.

La **Figure 6** présente les concentrations en azote (exprimées en N-NO₃) enregistrées en fonction de la profondeur pour chaque profil étudié. Par convention, le point est positionné au milieu du segment échantillonné (d'une taille généralement de 1 m à l'exception des échantillons de surface). Les résultats d'analyses effectuées par le LDAR sont reportés en **annexe 3**.

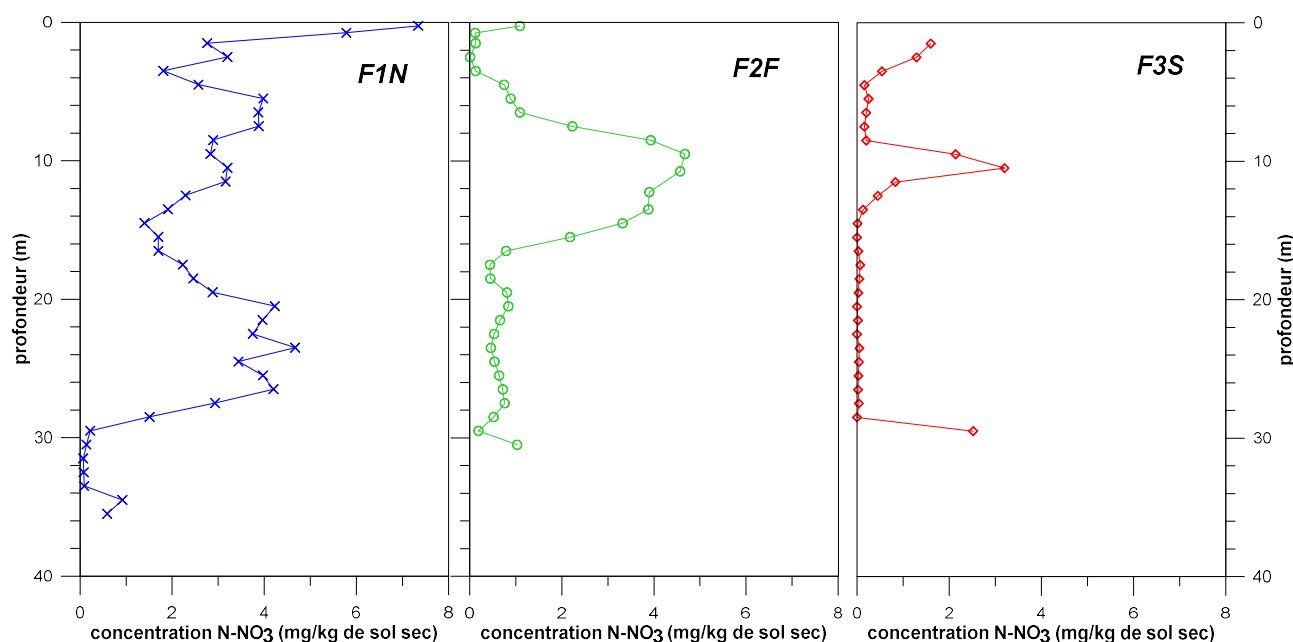


Figure 6 – Teneurs en azote présent sous forme de nitrates dans les solides échantillonnés dans les 3 parcelles (exprimées sur sol sec et sous la forme N-NO₃). Par convention, l'échantillon est représenté au milieu du segment échantillonné et les valeurs inférieures à la limite de quantification sont représentées comme étant nulles.

En ce qui concerne le sondage F1N, tous les échantillons présentent une teneur en azote des nitrites inférieure à la limite de quantification. Les teneurs en azote de l'ammonium sont inférieures à 0,08 mg/kg de Matière Sèche (MS) à l'exception des 2 horizons de surface (0,51 mg/kg MS et 0,4 mg/kg MS, respectivement – **Figure 7**). Pour tout le profil, les teneurs en azote des nitrates sont comprises entre 0,07 mg/kg MS et 7,34 mg/kg MS.

Pour le sondage F2F, tous les échantillons présentent une teneur en azote des nitrites inférieure à la limite de quantification. Les teneurs en azote de l'ammonium sont inférieures à 0,07 mg/kg MS à l'exception des 2 horizons de surface (1,81 mg/kg MS et 0,26 mg/kg MS, respectivement – **Figure 7**). Pour tout le profil, les teneurs en azote des nitrates sont comprises entre 0,01 mg/kg MS et 4,67 mg/kg MS.

Pour le sondage F3S, tous les échantillons présentent une teneur en azote des nitrites inférieure à la limite de quantification. Les teneurs en azote de l'ammonium sont inférieures à 0,4 mg/kg MS (**Figure 7**). Pour tout le profil, les teneurs en azote des nitrates sont comprises entre des valeurs inférieures à la limite de quantification et 3,62 mg/kg MS.

Pour les 3 sondages, l'azote est donc majoritairement présent sous forme de nitrate. Dans la suite du rapport, l'approximation est faite en considérant que les teneurs en azote sont celles mesurées sous forme de nitrate. On notera toutefois que dans les horizons de surface, nitrites et ammonium peuvent avoir une contribution plus importante aux teneurs totales en azote. En ce qui concerne l'ammonium, on notera aussi une valeur de 0,16 mg/kg MS (sol sec) à 5,5 m de profondeur du profil F3S qui se démarque un peu des autres profils.

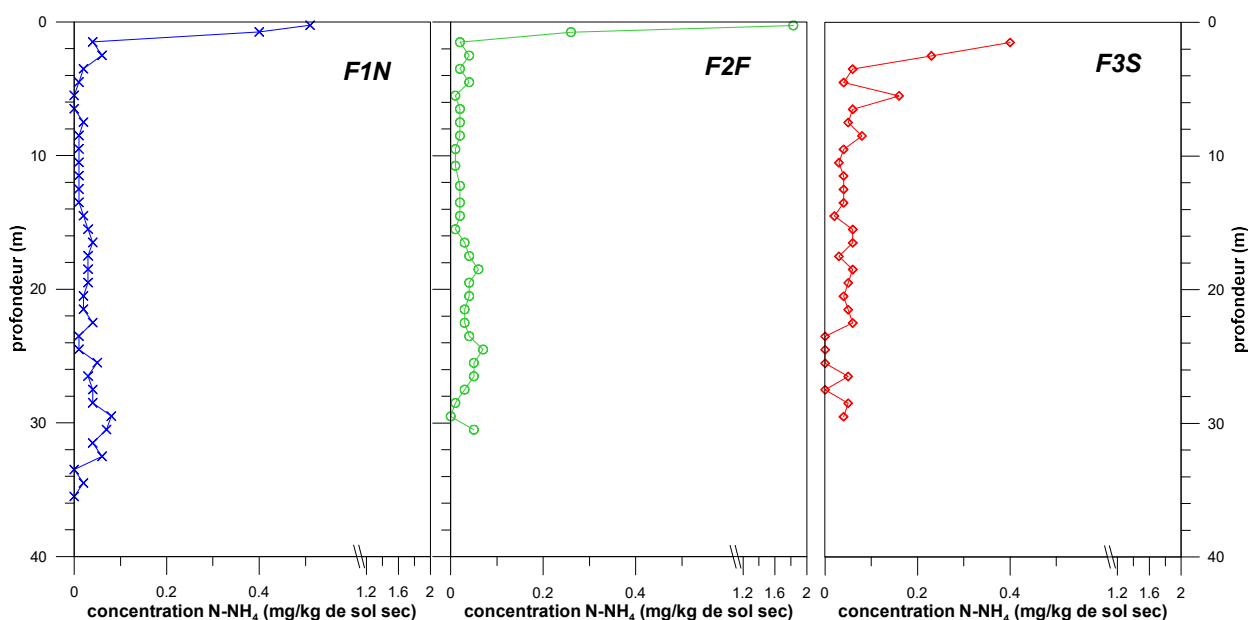


Figure 7 – Teneurs en azote sous forme d'ammonium présent dans les solides échantillonnés dans les 3 parcelles (exprimées su sol sec). Par convention, l'échantillon est représenté au milieu du segment échantillonné (50 cm à 1m en général) et les valeurs inférieures à la limite de quantification sont représentées comme étant nulles.

6.2. ESTIMATION DES VITESSES MOYENNES DE TRANSFERT DANS LA ZONE NON SATURÉE

Plusieurs approches sont croisées pour estimer la vitesse moyenne de transferts des nitrates : utilisation d'un marqueur de changement de pratiques agricoles, cohérence avec la recharge, allure attendue des profils en prenant en compte les pratiques agronomiques. L'objectif est de voir si les conclusions issues de chaque approche convergent.

6.2.1. Utilisation d'un marqueur de changement de pratiques agricoles – cas du profil F2F

La première estimation des vitesses de transfert est basée sur l'examen du profil d'azote obtenu pour le carottage F2F. En effet, en termes de successions culturales, nous disposons d'un marqueur net de changement de pratiques agricoles avec la mise en jachère de la parcelle entre 2004 et 2016 et donc une absence de fertilisation. Aussi on s'attend à trouver dans le profil, une baisse importante des teneurs en azote. On constate que les teneurs les plus fortes sont comprises entre, schématiquement, 4 m et 18 m de profondeur et qu'elles sont entourées de deux zones avec des teneurs plus faibles qui pourraient être attribuées à des périodes avec de faibles ou sans fertilisations (**Figure 8**). Il est peu probable que cette longue période de jachère corresponde aux horizons les plus profonds (au-delà de 18 m) car cela laisserait supposer des vitesses de transfert extrêmement rapides de l'ordre de la dizaine de mètres par an, ce qui paraît peu réaliste pour le type de matériaux géologiques en place.

Il est donc plus plausible d'imaginer que la période de jachère 2004-2016 se marque dans la partie supérieure du profil globalement entre les 2 échantillons centrés sur 2,5 et 3,5 m (donc entre 2 et 4 m de profondeur) soit une vitesse moyenne proche de 0,3 m/an. Compte-tenu de la taille de chaque horizon échantillonné (0,5 m puis 1 m), il est difficile d'être plus précis sur cette estimation, la vitesse estimée étant plus faible que la taille du segment considéré.

Sur cette base d'environ 0,3 m/an, au-delà de 16 m de profondeur, se trouveraient les teneurs en azote générées dans les années 60, soit au début de l'intensification de l'agriculture (**Figure 8**). Les faibles teneurs, de l'ordre de 0,5 mg/kg N-NO₃ sont cohérentes avec cette hypothèse d'une fertilisation réduite.

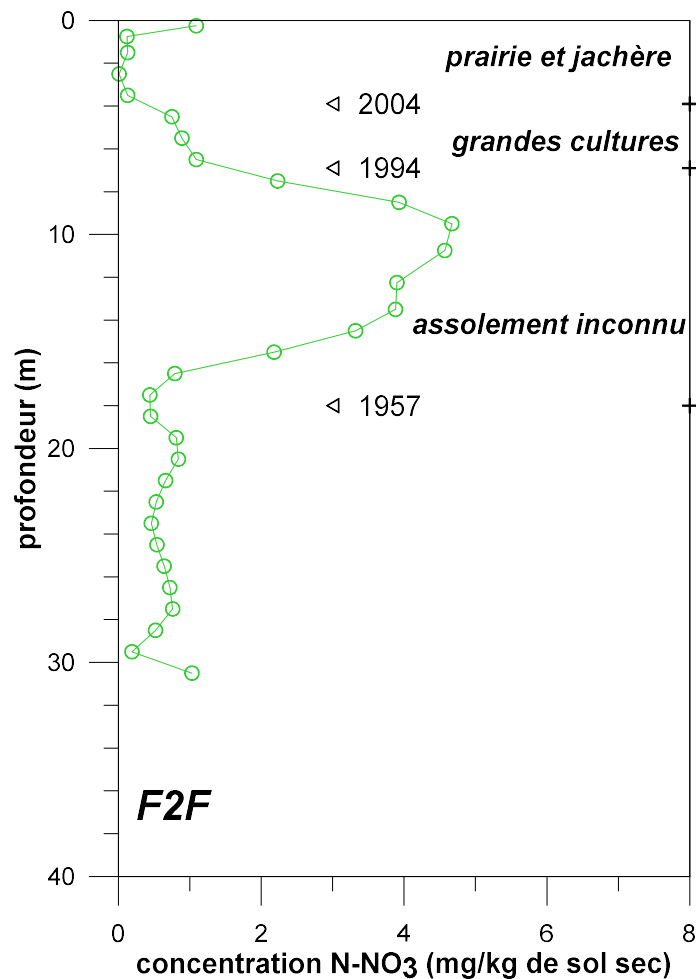


Figure 8 – Teneurs en azote sous forme de nitrates dans le profil F2F et indications sur les dates estimées (sur la base de 0.3 m/an).

6.2.2. Cohérence avec la recharge

Afin de valider l'estimation de la vitesse moyenne d'infiltration, il est proposé de comparer la quantité d'eau dans le profil correspondant à une période donnée sur la base de cette vitesse et à la pluie efficace estimée.

Dans le cas présent, la pluie efficace est estimée selon le modèle SAFRAN de Météo-France à environ 100 mm/an.

Avec une vitesse moyenne estimée à 0,3 m/an, la période 1962-2016 (55 ans) couvre le profil jusque 16,5 m de profondeur. Ainsi, les 55 années représentent 5500 L/m² soit 55 000 m³ d'eau/ha (soit 55 000 t d'eau par hectare, qui devraient être distribuées sur 16,5 m d'épaisseur) d'eau théoriquement infiltrée.

En l'absence de mesures spécifiques de porosité efficace, on approxime que la teneur en eau volumique est proche de $8 \text{ cm}^3/100 \text{ cm}^3$ sur la base des teneurs en eau pondérales mesurées¹. Précisons que la méthode de sondage impliquant de souffler de l'air pour faire remonter les cuttings, on peut imaginer que la teneur en eau mesurée est un peu biaisée, peut-être un peu sous-estimée. Précisons également que la valeur de porosité efficace retenue est cohérente avec la littérature où pour des calcaires des valeurs comprises entre 2 et 10 % sont généralement annoncées (Castany, 1982).

Un profil de 16,5 m sur 1 ha correspond ainsi à un volume de $165\,000 \text{ m}^3$ de solide soit $33\,000 \text{ m}^3$ d'eau si on considère une teneur en eau pondérale de $8 \text{ cm}^3/100 \text{ cm}^3$. Ce chiffre est donc plutôt cohérent avec la recharge estimée sur 55 ans sur la base d'une vitesse d'infiltration de 0,3 m/an. Une valeur de teneur en eau de $13 \text{ cm}^3/100 \text{ cm}^3$ conduit à un volume de $53\,000 \text{ m}^3$ dans le profil. Compte-tenu des différentes incertitudes sur la vitesse moyenne de transfert, sur la teneur en eau réelle, on peut considérer que cet examen de la recharge ne permet pas de remettre en cause la vitesse moyenne estimée de transfert.

6.2.3. Cohérence de la vitesse estimée avec les profils obtenus pour les 2 autres sondages

Pour le sondage F1N, des informations sur les assolements, les fertilisations et les rendements sont disponibles pour la période 1998-2017. Cette parcelle a toujours été cultivée pendant cette période aussi il n'est pas trivial de trouver un marqueur temporel dans ce profil. On note toutefois qu'au-delà de 29 m de profondeur, les teneurs en azote (sous forme de nitrates) sont beaucoup plus faibles que sur le reste du profil même si elles remontent légèrement vers 34 m.

Sur la base de la vitesse estimée au niveau de F2F (de l'ordre de 0,3 m/an), les teneurs mesurées au-delà de 29 m correspondraient aux pratiques des années 20 et antérieures. À nouveau, on peut voir une cohérence entre une agriculture peu intense (voire pas encore de mise en culture). L'assolement des parcelles dans lesquelles les sondages F1N et F2F ont été réalisés étant différent, et considérant que la recharge est gouvernée par l'évapotranspiration influencée par le type de cultures, on peut imaginer que les vitesses moyennes sur les 2 parcelles ne sont pas strictement identiques. Aussi si on imagine par exemple que la vitesse moyenne serait plus importante sur F1N (ce qui n'est pas prouvé), une vitesse moyenne de 0,5 m/an ferait correspondre la profondeur 29 m à l'année 1959 (sur la base de la porosité efficace proposée). Là aussi, on aboutirait à quelque chose de cohérent avec une fertilisation limitée avant l'intensification de l'agriculture.

Pour le sondage F3S, les teneurs sont très faibles en cohérence avec la localisation du sondage dans une forêt à l'exception des teneurs plus importantes centrées globalement entre 8 et 11-12 m de profondeur. Cette augmentation des teneurs (avec des valeurs comparables à ce qui est observé sur la parcelle cultivée de F2F) n'apparaît pas cohérente avec les informations dont nous disposons. Sans pouvoir l'expliquer réellement, on peut mentionner 2 hypothèses qui pourraient avoir généré ces teneurs : soit un déboisement qui aurait entraîné une libération d'azote, soit un stockage historique d'effluents de l'élevage présent à proximité. Avec une vitesse de l'ordre de 0,3 m/an, l'évènement se serait déroulé entre la fin des années 70 et les années 90. Si on considère que le stockage de lisiers effectué à proximité du lieu de foration pratiqué de 1967 à 1997 environ, a induit des infiltrations directes et en supposant que les premières infiltrations aient débuté en 1967 et correspondent à une valeur de 14 m de profondeur, la vitesse moyenne de migration serait d'environ 0,27 m/an.

¹ Des mesures de teneurs en eau volumiques permettraient d'ajuster le calcul

6.2.4. Cohérence avec les teneurs d'azote dans le sol, estimées selon une approche agronomique

Une équation simplifiée du plan prévisionnel de fumure azotée a été utilisée pour connaître les surplus et les déficits de fertilisation potentiels, année par année, culture par culture. En effet, il est possible de considérer que les surplus ou déficits sont représentés par la différence entre la fertilisation qui a été déclarée par les agriculteurs et les besoins (estimés en s'appuyant sur le rendement constaté et les besoins théoriques en azote par quintal produit).

Les historiques de l'occupation des sols, de l'amendement et du rendement au droit des parcelles des sondages F1N et F2F sont reportés en **annexe 4**.

Par exemple, pour l'année 2015 sur la parcelle du sondage F1N cultivée en blé, la fertilisation effectivement réalisée est de 160 kg de N/ha. Les besoins, peuvent être estimés à 150 kg de N/ha (calcul réalisé à partir du rendement de 5,0 t/ha). En effet, il est considéré que 3 kg de N/ha sont nécessaires pour 1 t/ha de blé (GREN Poitou-Charentes, 2016). L'équation utilisée est une simplification de l'équation du plan prévisionnel de fumure azotée, et peu de paramètres sont retenus (voir COMIFER, 2012 pour connaître l'ensemble des paramètres). La plupart des paramètres sont écartés ici car le travail effectué ici ne requiert pas une précision agronomique mais il vise à donner une image du type de fluctuations qui pourraient être observées dans les flux infiltrés. Néanmoins, en plus de la fertilisation et des besoins, un forfait de 40 kg de N/ha a été ajouté pour représenter la minéralisation du sol. Ainsi, pour l'année 2015 sur la parcelle du sondage F1N, le résultat est un surplus théorique de 50 kg de N/ha.

La **Figure 9** permet ainsi de rapprocher la courbe des surplus/déficits azotés avec la courbe des concentrations mesurées en calant une vitesse théorique verticale de transferts. Il ne s'agit pas là de comparer les différentes valeurs d'azote en valeurs absolues mais de considérer l'allure générale des profils estimés et mesurés. Pour estimer la profondeur à laquelle le bilan (surplus/déficit) estimé par année est attribué, la vitesse de 0.3 m/an est retenue. Si les valeurs absolues ne sont pas comparables, on note toutefois que les excédents sont observés à des profondeurs comparables à l'augmentation des teneurs mesurées en azote. À nouveau, l'hypothèse de vitesse moyenne d'infiltration semble acceptable.

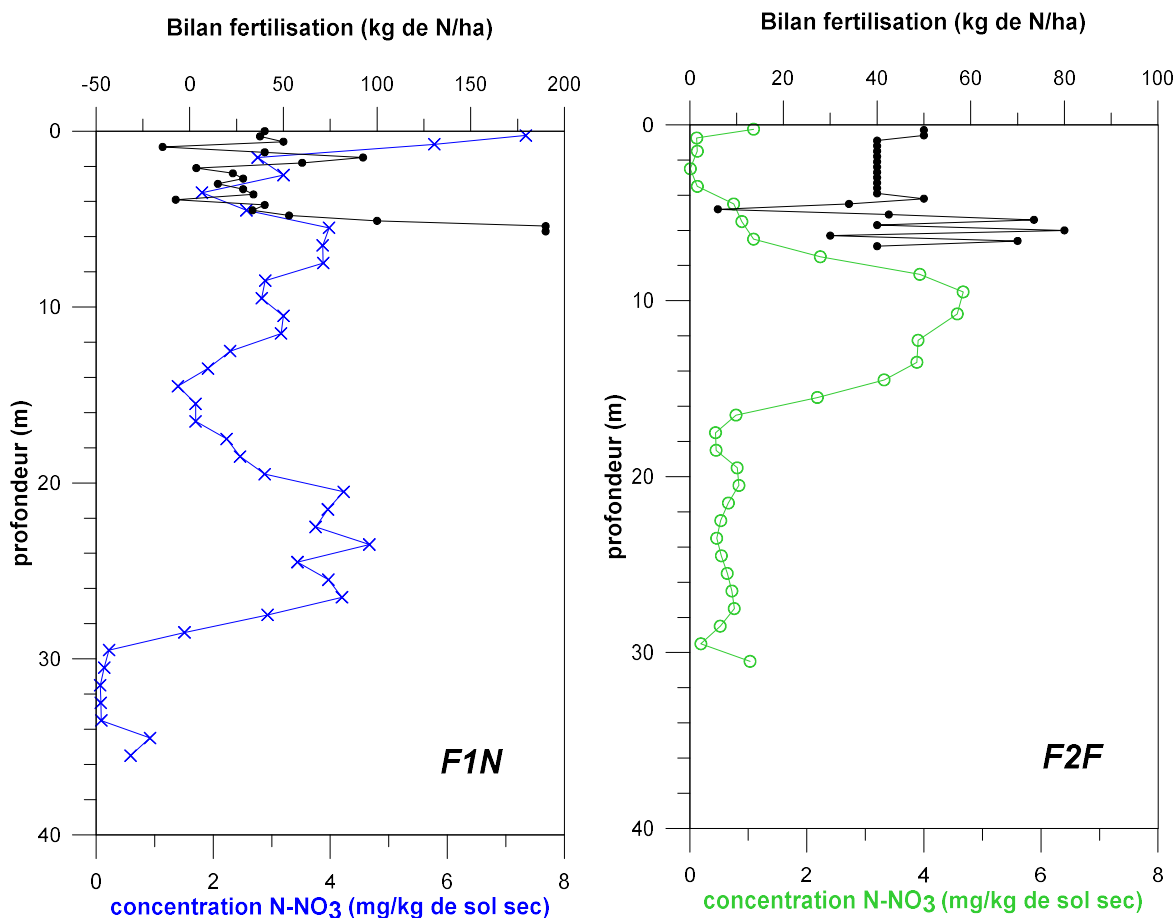


Figure 9 – Comparaison indicative des profils de teneurs en azote mesurées et des bilans de fertilisation pour les profils F1N et F2F (hypothèse de vitesse d'infiltration de 0.3 m/an).

6.3. ESTIMATION DE LA QUALITÉ DE L'EAU DE RECHARGE

À titre indicatif, on peut essayer d'estimer la concentration en nitrates de l'eau qui s'infiltré dans la zone non saturée. Pour cela, on fait l'hypothèse que tous les nitrates mesurés sur la phase solide (c'est-à-dire les échantillons récupérés lors du sondage) passent dans la phase aqueuse.

La deuxième hypothèse concerne le volume d'eau dans lequel ces nitrates vont passer. N'ayant pas d'information spécifique sur le mécanisme de transfert de l'eau dans ce type de matériau, on peut proposer de travailler avec 2 valeurs donnant une fourchette de concentrations possibles.

La fourchette basse de teneurs en eau correspondant à l'humidité « moyenne » observée sur le profil soit $8 \text{ cm}^3/100 \text{ cm}^3$. Rappelons que cette teneur en eau est probablement sous-estimée du fait du soufflage subis par les cuttings. La deuxième valeur proposée est celle de $20 \text{ cm}^3/100 \text{ cm}^3$ qui pourrait correspondre à la saturation de la porosité (valeur observée en bas du profil F3S, à proximité du toit de la nappe).

Les résultats obtenus sont présentés dans la **Figure 10**. Il apparaît ainsi que pour les horizons les plus contaminés du sondage F2F, les eaux qui s'infiltreraient pourraient avoir une concentration qui dépasse les 200 mg/L voire les 400 mg/L de nitrates selon l'hypothèse retenue de teneur en

eau (et densité du matériau). Pour le profil F1N, suivant les mêmes hypothèses, les teneurs sont généralement estimées comme supérieures à 100 mg/L.

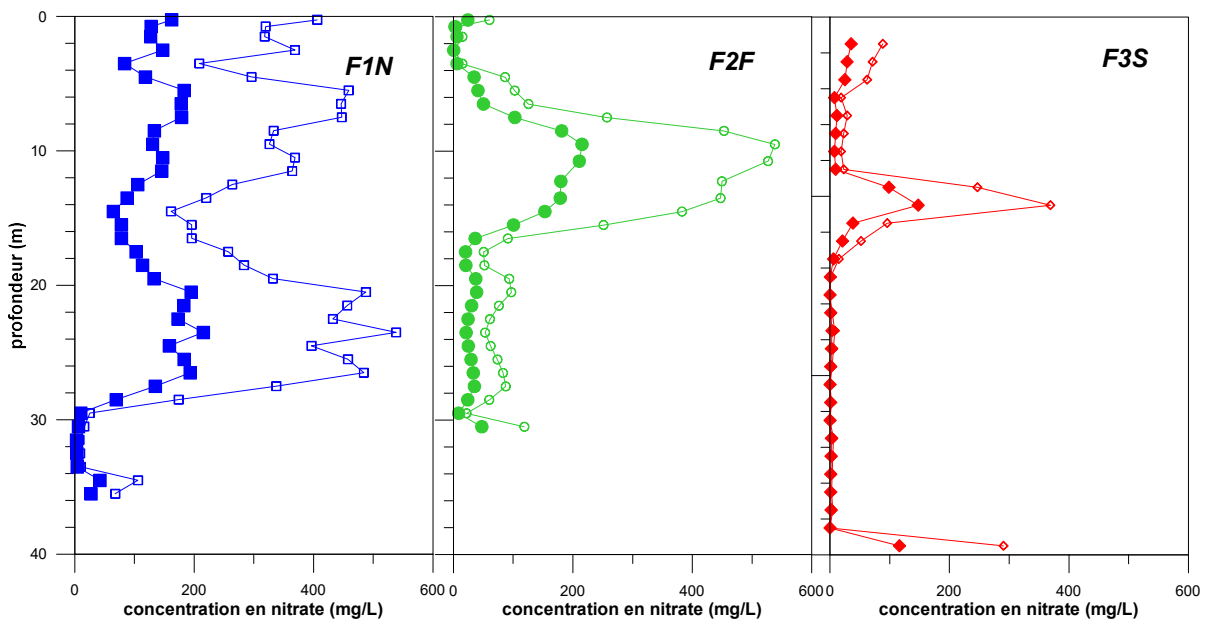


Figure 10 – Estimation des teneurs en nitrate pour chacun des 3 profils en prenant en compte 2 hypothèses de teneurs en eau ($8 \text{ cm}^3/100 \text{ cm}^3$ et $20 \text{ cm}^3/100 \text{ cm}^3$, symbole creux et plein respectivement) (voir les autres hypothèses de calcul dans le texte).

6.4. ESTIMATION DES STOCKS D'AZOTE DANS LA ZONE NON SATURÉE

La détermination des concentrations en nitrates sur chaque profil permet d'estimer les stocks de nitrates présents dans la zone non saturée. Pour effectuer cette estimation il est nécessaire de connaître la densité apparente des calcaires échantillonnés. En l'absence de données mesurées spécifiquement pour les sites étudiés, des valeurs de la littérature sont retenues. Selon la dureté des calcaires, la densité apparente peut être comprise entre 2 et $2,8 \text{ t/m}^3$. Lors des opérations de foration, les calcaires du Bathonien ont semblé moins compacts que ceux du Bajocien. Il est proposé de retenir une valeur de densité apparente de $2,5 \text{ t/m}^3$.

Pour la partie supérieure des profils, correspondant à un sol et non pas à un matériau géologique, il est proposé de prendre une valeur de densité apparente de $1,6 \text{ t/m}^3$, valeur classiquement mesurée dans des sols agricoles travaillés. Compte-tenu de la forte fluctuation des teneurs en azote dans les horizons de surface au cours de l'année, on ne devra pas s'attacher à ce chiffre.

Les stocks estimés pour les 3 sondages sont présentés dans la **Figure 11**.

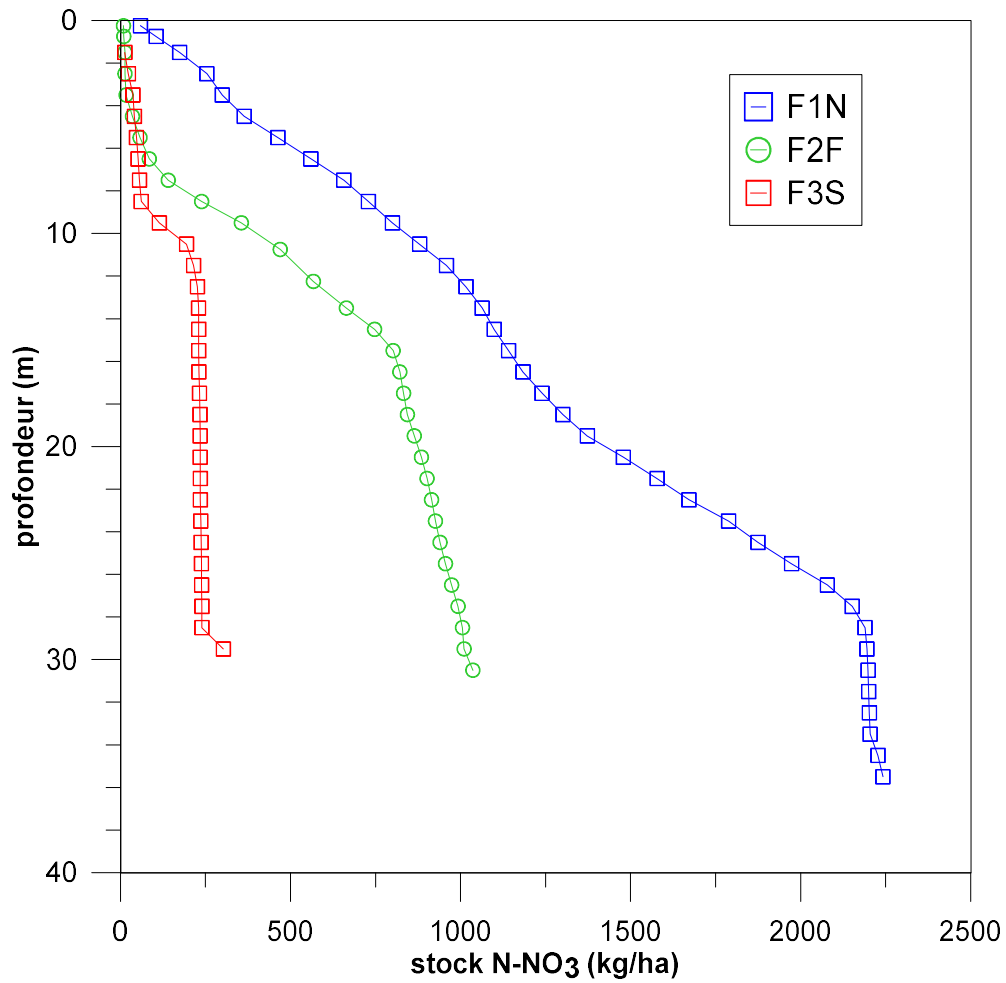


Figure 11 – Quantité d'azote sous forme de nitrate cumulée sur chaque profil ramenée à 1 hectare.

7. Analyses isotopiques

Des analyses chimiques (éléments majeurs et traces) et isotopiques ont été effectuées sur un nombre limité d'échantillons prélevés le 26 octobre 2017 sur les captages AEP (F1, F2, F7), quatre piézomètres/forages agricoles (PZ5, PZ10, PZ3 et forage Le Grand Bois), ainsi qu'une source située dans la vallée du Thouet, en amont des captages, proche de Saint-Généroux (**Figure 12**). Le laboratoire d'analyses du BRGM a caractérisé les isotopes de l'azote et de l'oxygène, éléments constitutifs de la molécule nitrate (NO_3) qui sont donc transportés exactement comme le contaminant qui nous intéresse. L'ensemble des résultats d'analyses effectuées est reporté en **Annexe 5**.

7.1. TRACEURS INTRINSÈQUES DE LA MOLÉCULE NO_3 : ISOTOPES DE L'AZOTE ET DE L'OXYGÈNE

7.1.1. Principes de l'utilisation

Le traçage isotopique naturel par l'azote est d'un intérêt certain pour la détermination de l'origine et le suivi des transformations de l'ion nitrate au sein d'un aquifère (notamment de la dénitrification). Les isotopes de l'azote sont un traceur intrinsèque du polluant même : ils sont transportés de la même façon et le caractérisent de façon directe. Les différents mécanismes intervenant dans les transformations chimiques de l'azote dans le sol provoquent un fractionnement isotopique qui modifie la signature d'origine. On peut ainsi établir des modèles d'évolution isotopique de l'azote au sein des sols, de la zone non saturée et dans les eaux, et évaluer les sources et/ou le rôle de mécanismes qui changent la spéciation de l'azote comme notamment la dénitrification (transformation des nitrates en formes gazeuses de l'azote, N_2 et N_2O).

Sur un bassin versant type, les principales sources d'azote dissous (nitrates, nitrites, sels ammoniacaux, azote élémentaire) sont les suivantes :

- espèces nitratées produites par synthèse industrielle (engrais fertilisants) ;
- espèces nitratées provenant de l'oxydation des matières organiques liées aux activités humaines agricoles (fumier, lisier...) et urbaines (effluents domestiques) ;
- nitrates synthétisés dans le sol par la minéralisation (puis nitrification) de la matière organique du sol.

Les rapports isotopiques de l'azote et de l'oxygène, constituants des nitrates, ont été utilisés de façon extensive pour distinguer ces diverses sources de l'azote dans les eaux superficielles et souterraines (Kendall *et al.*, 2007). Le fait que la signature isotopique des nitrates change de façon systématique lors de la réduction des nitrates, permet de mettre en évidence l'existence de processus de dénitrification naturelle ainsi que de processus de fixation-reminéralisation-nitrification dans le sol (Mengis *et al.*, 2001; Einsiedl & Mayer, 2006). La superposition de plusieurs sources, d'une éventuelle dénitrification et de processus secondaires peut rendre difficile une discrimination de l'origine de la pollution, mais cette ambiguïté peut être levée grâce à l'utilisation d'outils complémentaires. De plus amples détails sont fournis en **Annexe 1**.

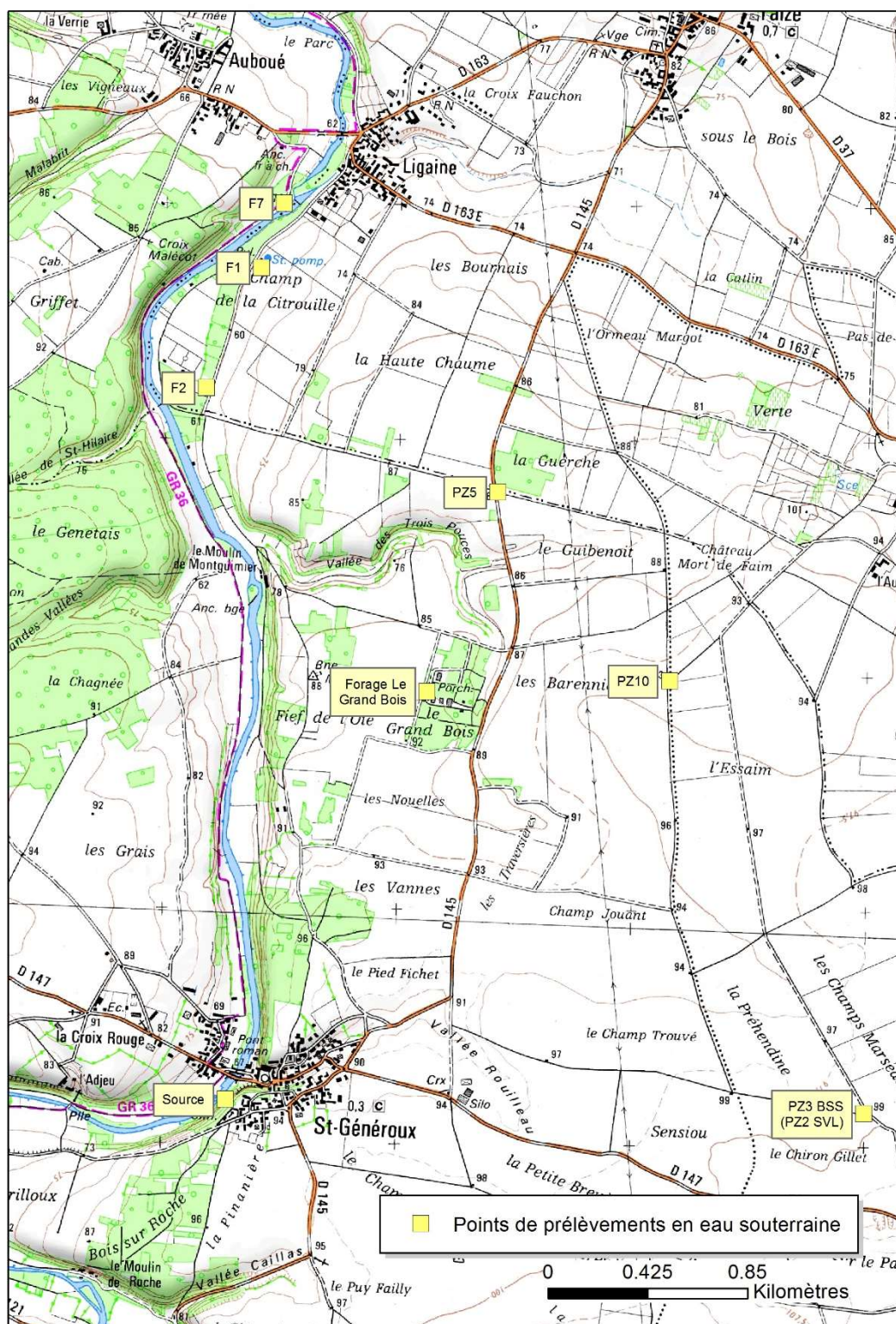


Figure 12 – Localisation des points de prélèvements d'eaux souterraines pour analyses isotopiques.

Nitrates résiduels d'un processus de dénitrification : la dénitrification est un processus de réduction de l'ion nitrate (NO_3) en azote gazeux N_2 ou en N_2O en plusieurs étapes. Les liaisons chimiques établies par les isotopes légers (^{14}N , ^{16}O) sont plus facilement et plus rapidement brisées que celles entre les isotopes lourds (^{15}N , ^{18}O). Cet écart des forces de liaison est la cause d'une très légère différence de vitesse de réaction des deux isotopes lors de la dénitrification, ce qui induit un fractionnement isotopique. Dès la première étape de dénitrification, la rupture de la liaison N-O s'accompagne d'un fractionnement isotopique. L'azote moléculaire N_2 , qui apparaît comme produit final, est enrichi en ^{14}N et le nitrate résiduel (non dénitrifié) se retrouve, lui, enrichi en ^{15}N . De la même façon, ces nitrates résiduels seront enrichis en ^{18}O par rapport à l' ^{16}O , isotope léger de l'oxygène. Ainsi pendant la dénitrification, alors que la concentration en nitrates diminue régulièrement, le $\delta^{15}\text{N}$ et le $\delta^{18}\text{O}$ du nitrate résiduel augmentent de façon systématique (Mariotti, 1986).

7.1.2. Résultats et discussions

Les signatures isotopiques des captages (F1, F2, F7) ont des signatures identiques des isotopes de l'azote ($\delta^{15}\text{N}$). Les valeurs se situent autour de +5 ‰ vs. AIR à la limite entre les domaines des engrais minéraux (type NPK, ammonitrate) et engrais organiques, comme pour la plupart des autres études dans des contextes similaires. On remarque la similitude avec la signature $\delta^{15}\text{N}$ de la source dans la vallée du Thouet, proche de Saint-Généroux, qui montre des teneurs en nitrates très élevées, proches de 80 mg/L, bien supérieures à celles des captages qui se situent entre 38 mg/L (F2) et 44 mg/L (F1).

Le forage Le Grand Bois est particulièrement contaminé en NO_3 avec une teneur de 164 mg/L. La signature isotopique de la nappe à cet endroit contraste clairement avec celle des captages, avec un $\delta^{15}\text{N}$ de +9,5 ‰. Cette valeur se situe dans le domaine des déjections animales ou humaines selon la bibliographie (voir **Figure 13**, partie droite). Les teneurs en nitrates élevées et la signature isotopique peuvent être mises en relation avec les activités locales d'élevages au Grand Bois (Moreau, 2015).

Il est intéressant de constater que l'azote est exclusivement sous forme de nitrate, les concentrations en nitrite (NO_2) et ammonium (NH_4) étant inférieures à la limite de détection. L'azote des déjections animales (lisier...) se trouve initialement surtout sous forme ammonium et c'est le dégagement d'ammoniac (NH_3), isotopiquement léger, qui enrichit l'ammonium résiduel en ^{15}N , ce qui explique le $\delta^{15}\text{N}$ élevé pour les déjections animales. Or, nous ne trouvons pas d'ammonium dans le forage du Grand Bois, ce qui exclue un transfert rapide et sans modification chimique de l'azote d'origine animale vers la nappe. L'ammonium est totalement transformé en nitrate par oxydation, soit lors du transfert dans la zone non saturée, soit lors du stockage en surface. On remarque par ailleurs des teneurs en chlorures bien supérieures aux autres points dans la nappe (96 mg/L). Elles sont un bon marqueur des effluents d'élevage et pourraient constituer un traceur intéressant et mesurable simplement à des coûts peu élevés pour suivre une éventuelle propagation de la contamination locale de la nappe au Grand Bois vers l'aval.

À cet égard, c'est surtout la petite vallée reliant Le Grand Bois et le Thouet qui serait à surveiller.

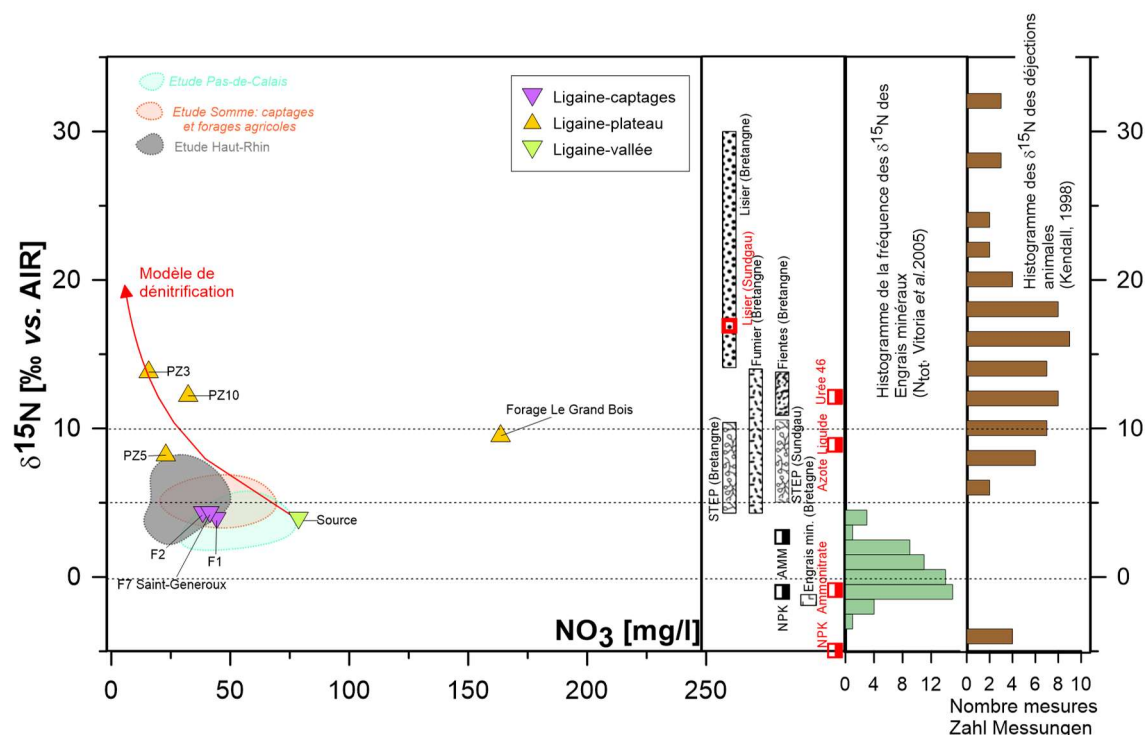


Figure 13 – Rapports isotopiques ($\delta^{15}\text{N}$ exprimés en ‰ vs. AIR) de l'azote dissous versus les teneurs en nitrates dans les eaux souterraines du secteur étudié. Comparaison avec les rapports isotopiques des pôles polluants potentiels (études BRGM et données bibliographiques). Explications des modèles de dénitrification (courbe rouge) dans le texte (chapitre 7.1.1).

Pour les points du plateau, nous observons des signes de dénitrification. Ce processus, décrit en plus de détails dans le chapitre 7.1.1, transforme une partie des nitrates, via des étapes intermédiaires (nitrite...) en azote gazeux (N_2 ou N_2O) qui part vers l'atmosphère. Ces composés gazeux étant riches en isotopes légers (^{14}N , ^{16}O), les nitrates résiduels se trouvent enrichis en isotopes lourds (^{15}N , ^{18}O). Lors de la dénitrification, la baisse des concentrations en nitrates s'accompagne donc d'une augmentation caractéristique du $\delta^{15}\text{N}$ et du $\delta^{18}\text{O}$. Nous observons cette tendance pour les points PZ3 et PZ10 et, à un moindre degré, pour PZ5.

La courbe rouge dans la **Figure 13** représente l'évolution d'une eau avec des concentrations et une composition isotopique similaires à celles de la source de Saint-Généroux lors de la dénitrification. Dans ce modèle, dit de distillation de Rayleigh, nous avons utilisé, en se basant sur la littérature, des facteurs ϵ de fractionnement isotopique entre nitrates et azote gazeux de -6 ‰ pour les isotopes de l'azote et de -2,5 ‰ pour les isotopes de l'oxygène. Il explique bien la diminution des concentrations, accompagnées d'un enrichissement en ^{15}N (**Figure 13**) ainsi que l'évolution conjointe du $\delta^{15}\text{N}$ et du $\delta^{18}\text{O}$ le long d'une droite avec une pente caractéristique pour la dénitrification (**Figure 14**).

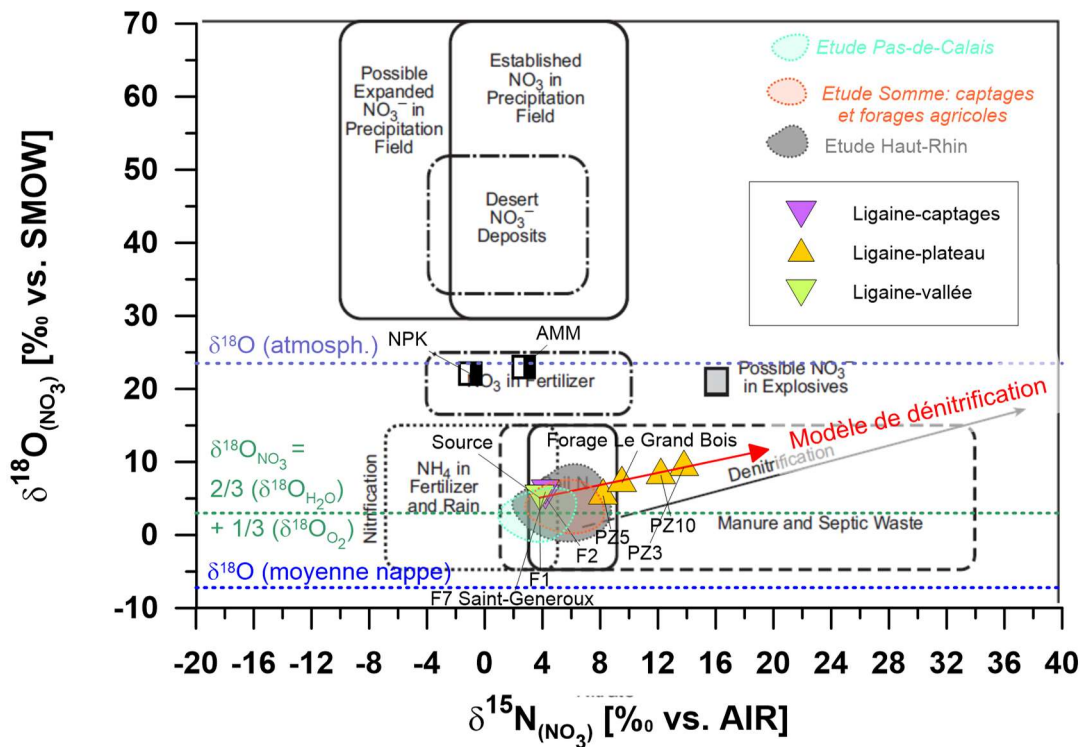


Figure 14 – Rapports isotopiques de l'azote ($\delta^{15}\text{N}$) et de l'oxygène ($\delta^{18}\text{O}$) des nitrates dans les eaux superficielles et souterraines du secteur étudié. Comparaison avec les signatures de différentes sources d'azote (Kendall et al., 2007).

La dénitrification ne peut avoir lieu dans le sous-sol, que sous certaines conditions, notamment l'absence d'oxygène, gazeux et dissous. Elle nécessite aussi la présence soit de matière organique soit de certains minéraux comme la pyrite. En absence de mesures de terrain des teneurs en oxygène dissous et du potentiel redox, les conditions d'oxydo-réduction dans notre étude ne peuvent être appréciées que par les teneurs en espèces d'azote réduits et par les concentrations du fer dissous. En effet, nous observons, pour les points identifiés comme sujets à la dénitrification, notamment PZ3 et PZ10, des teneurs en nitrites et ammonium élevées (entre 3 et 4 mg/L en ammonium) et des concentrations en fer (sous forme Fe^{2+}) de plus de 5 à 25 fois supérieures à celles des autres points.

Nous avons donc des indications claires de la présence de conditions d'oxydo-réduction et de la présence de fer favorables à la dénitrification dans certaines parties de la nappe. Il convient aussi de constater l'absence de dénitrification pour les captages.

7.2. CO-TRACEURS DE LA CONTAMINATION AZOTÉE : ISOTOPES DU BORE

7.2.1. Principes de l'utilisation

Le bore est un élément omniprésent dans l'eau, qui montre de très forts contrastes isotopiques dans le milieu naturel, ce qui lui confère un potentiel certain pour la discrimination de sources de pollution. Les isotopes de bore ne sont pas fractionnés par les mêmes processus que l'azote ce qui est un atout quant à l'identification des sources de pollution. En effet, le bore se distingue comme traceur par sa forte solubilité et l'absence d'effet isotopique de processus comme les réactions d'oxydo-réduction (ex. dénitrification) qui affectent les rapports isotopiques des nitrates. Les isotopes du bore sont, par contre, sensibles aux processus d'adsorption/désorption sur les argiles.

Des polluants, comme certains engrais minéraux ou organiques et les eaux usées domestiques, se caractérisent par leur teneur en bore et leur composition isotopique particulière du bore (voir le résumé de Vengosh, 1998 et Vengosh *et al.*, 1999). Le bore a, en conséquence, été utilisé comme traceur dans le contexte de la caractérisation des pollutions agricoles (Komor, 1997; Leenhouts *et al.*, 1998; Kloppmann, 2003; Widory *et al.*, 2004; Widory *et al.*, 2005; Widory *et al.*, 2013; Kloppmann *et al.*, 2014; Kloppmann, 2015). La technique analytique est complexe et les isotopes du bore ne sont utilisés que par un nombre très restreint de laboratoires.

7.2.2. Résultats et discussions

Les concentrations et les signatures isotopiques du bore, exprimées en $\delta^{11}\text{B}$, mesurées pour les différents points de l'étude sont relativement homogènes, comparées à la variabilité qui peut exister dans les eaux souterraines et les sources de nitrates (Figure 15). Notamment, les points de la vallée (source et captages) et du plateau, y compris le forage du Grand Bois, montrent des signatures similaires. Les isotopes du bore ne permettent donc pas de distinguer, dans notre cas, différents secteurs de la nappe et de discriminer différentes sources de nitrates. Il est néanmoins possible de tirer des conclusions sur la présence ou absence de certaines sources.

Aucun point ne montre les signatures caractéristiques d'eaux usées domestiques, à savoir des concentrations en bore élevées (dans le passé souvent supérieures à 1 000 $\mu\text{g/L}$ pour les effluents domestiques) et des valeurs isotopiques ($\delta^{11}\text{B}$) proches de 0 ‰ vs. NBS951. On peut conclure à une absence d'impact significatif de l'assainissement individuel ou collectif sur les captages et les points de mesure sur le plateau.

Il est de même pour certains engrais minéraux riches en bore, à l'instar des engrais spécifiques au betteraves (point « Chelal B » sur la **Figure 15** et la **Figure 16**, avec un $\delta^{11}\text{B}$ proche de -10‰) qui expliquent les valeurs négatives du $\delta^{11}\text{B}$ pour des forages agricoles dans la Somme (Kloppmann *et al.*, 2017). Les analyses isotopiques du bore ne permettent pas pour autant d'exclure l'impact d'engrais minéraux sur la nappe, étant donné qu'il existe des engrais pauvres ou exempts en bore qui pourraient passer inaperçus.

Les signatures isotopiques du bore, mesurées pour l'ensemble des points de l'étude, se situent bien dans la gamme observée pour les engrais organiques issus de déjections animales (épandage, élevage), pour le point Le Grand Bois autant que pour les autres points.

8. Conclusion

Les trois sondages destructifs réalisés dans des parcelles ayant des historiques de pression différents ont permis de caractériser les profils (sur la hauteur de la zone non saturée) de la teneur en eau et de l'azote sous les différentes formes nitrates, nitrites et ammonium.

Si les trois sondages présentent des teneurs en azote des nitrites inférieures à la limite de quantification, l'azote est majoritairement présent sous forme de nitrates.

Plusieurs approches ont été croisées pour estimer la vitesse moyenne de transferts des nitrates : utilisation d'un marqueur de changement de pratiques agricoles, cohérence avec la recharge, allure attendue des profils en prenant en compte les pratiques agronomiques. Les conclusions issues de chaque approche convergent, avec l'obtention de vitesses moyennes de migration verticale des nitrates dans la matrice poreuse calcaire comprises entre 0,3 m/an et 0,5 m/an.

Précisons que l'estimation de la vitesse d'infiltration ainsi que celle de la qualité de l'eau qui s'infiltre sont basées sur des hypothèses de calcul qu'ils conviendrait de vérifier (par exemple la porosité efficace de la matrice du site). De plus, compte-tenu de la faible vitesse estimée, il apparaît que le pas d'échantillonnage retenu de 50 cm est peu adapté pour affiner cette estimation. Enfin, les informations obtenues portent uniquement sur la caractérisation du transfert de l'eau et des solutés au sein de la matrice poreuse. Les investigations menées ne permettent en aucun cas de confirmer ou d'infirmer l'existence de circulations plus rapides via une fracturation par exemple et encore moins d'essayer de les quantifier.

Suite à une campagne de prélèvements en 8 points, des analyses chimiques (éléments majeurs et traces) et isotopiques ont été effectuées. L'analyse isotopique des échantillons a porté d'une part sur les compositions isotopiques en azote (^{15}N , ^{18}N) et oxygène (^{18}O) des nitrates, puis sur les compositions isotopiques du bore (^{10}B , ^{11}B) en complément des analyses des éléments majeurs et du bore dissous.

À défaut d'échantillonner les sources de contamination (engrais minéraux utilisés, lisier, eaux usées...), l'utilisation des données de littérature a permis une bonne estimation de la signature isotopique des pôles de contaminations potentielles.

Les forages sur le plateau montrent des signes d'une dénitrification active, lors du transport des nitrates, vers ou dans la nappe. Ces mécanismes sont susceptibles d'atténuer la contamination nitratée mais ne semblent pas concerner les captages.

Les isotopes de l'azote permettent de rapprocher l'origine de nitrates des captages de celle de la source située en amont dans la vallée du Thouet. Ces signatures se trouvent à la limite des domaines des engrais minéraux et organiques, indiquant des sources mixtes. Cette similitude est confirmée par les isotopes du bore.

Aucun point ne montre les signatures caractéristiques d'eaux usées domestiques ou d'utilisation de certains engrais minéraux riches en bore.

Le forage du Grand Bois, très contaminé en nitrates, montre par contre clairement une signature isotopique (azote, oxygène et bore) et chimique (chlorures) caractéristique des déjections animales. Ceci est à mettre en relation avec les activités d'élevage dans ce secteur. Nous ne trouvons par contre pas de signe d'un impact significatif de cette contamination sur les captages. Elle est néanmoins à surveiller, notamment en aval direct dans la vallée reliant Le Grand Bois à la vallée du Thouet, en mesurant les teneurs en nitrates et chlorures et, pour confirmation, les isotopes de l'azote sur un nombre réduit d'échantillons.

9. Bibliographie

- CASTANY G. (1982) - Principes et méthodes de l'hydrogéologie. Dunod, 236 p.
Consultation de la Banque de données du Sous-Sol (BSS) du BRGM.
- COMIFER (2013) - Calcul de la fertilisation azotée - Guide méthodologique pour l'établissement des prescriptions locales pour les cultures annuelles et les prairies. COMIFER, 159 p.
- Compère F. (2017) – Dossier de déclaration au titre de la Loi sur l'Eau concernant la réalisation de trois sondages destructifs pour prélèvements d'échantillons en zone non saturée (communes de Taizé et Saint-Généroux – Deux-Sèvres). Rapport final. BRGM/RP-67119-FR, 28 p., 4 fig.
- Einsiedl F., Mayer B. (2006) - Hydrodynamic and microbial processes controlling nitrate in a fissured-porous karst aquifer of the Franconian Alb, Southern Germany. *Environmental Science & Technology*, 40, 6697-6702.
- GREN Poitou-Charentes (2016) - Annexes du référentiel régional de mise en œuvre de l'équilibre de la fertilisation azotée « ANNEXES GREN » dans les départements 24, 33, 40, 47 et 64 - version consolidée, octobre 2016. GREN Poitou-Charentes. 72 p.
- Kendall C., Elliott E. M., Wankel S. D. (2007) - Tracing Anthropogenic Inputs of Nitrogen to Ecosystems. In: *Stable Isotopes in Ecology and Environmental Science* 2nd ed., K. Lajtha, & R. H. Michener (Eds.): Blackwell Scientific Publications.
- Kloppmann W. (2003) - Etude isotopique de la pollution azotée de la nappe d'Alsace entre Sierentz et Ottmarsheim. Report n° RP-52331-FR, BRGM 71 p.
- Kloppmann W. (2015) - Diagnostic isotopique d'une contamination en nitrates, Nuits-Saint-Georges. Report n° RP-65105-FR, BRGM, 19 p.
- Kloppmann W., Paulet F. C. d., Parmentier M., Gourcy L. (2017) - Projet ISOCAIX : Diagnostic isotopique et géochimique de la pollution azotée et datation des eaux des captages CAIX 1, Somme. Report n° Rapport final BRGM/RP-66637-FR, BRGM, Orléans, 59 p.
- Kloppmann W., Urban S., Gourcy L. (2014) - Etude isotopique de la pollution azotée des captages Kabis et St. Louis, Haut-Rhin. Report n° RP-62777-FR, BRGM, 57 p.
- Komor S. C. (1997) - Boron contents and isotopic compositions of hog manure, selected fertilizers, and water in Minnesota. *Journal of Environmental Quality*, 26, 1212-1222.
- Leenhouts J. M., Bassett R. L., Maddock T. (1998) - Utilization of intrinsic boron isotopes as co-migrating tracers for identifying potential nitrate contamination sources. *Ground Water*, 36, 240-250.
- Lemordant Y. et Demey S. (Juin 2012) – « Syndicat Mixte d'Adduction d'Eau des Deux-Sèvres – Etude de définition des bassins d'alimentation des captages de Ligaine (commune de Taizé – 79) et des Lutineaux (commune de Saint-Jouin-de-Marnes – 79) » - Rapport EGES R 20120505

- Lemordant Y. – (Juin 2013) - « SVL, SEVT – Etude de définition des bassins d'alimentation des captages de Ligaine (commune de Taizé – 79) et des Lutineaux (commune de Saint-Jouin-de-Marnes – 79) – Investigations complémentaires dans la vallée du Thouet » - Rapport EGES R 20131215.
- Mariotti A. (1986) - La dénitrification dans les eaux souterraines, principes et méthodes de son identification: Une revue. *Journal of Hydrology*, 88, 1-23.
- Mengis M., Walther U., Bernasconi S. M., Wehrli B. (2001) - Limitations of Using $\delta^{18}\text{O}$ for the Source Identification of Nitrate in Agricultural Soils. *Environmental Science & Technology*, 35, 1840-1844.
- Moreau C.F. (Juillet 2015) - « Captages d'alimentation en eau potable de Ligaine 1 et Ligaine 2 sur la commune de Taizé (Deux-Sèvres). Avis hydrogéologique sur la révision de leurs périmètres de protection et des servitudes afférentes à l'issue des études de définition des bassins d'alimentation des captages réalisées en 2012 et 2013 » - Rapport d'hydrogéologue agréé en matière d'hygiène publique.
- SAGE Thouet (2015) – « Atlas cartographique du SAGE Thouet – Validé par la CLE le 15 avril 2015 »
- Vengosh A. (1998) - The isotopic composition of anthropogenic boron and its potential impact on the environment. *Biological Trace Element Research*, 66, 145-151.
- Vengosh A., Barth S., Heumann K. G., Eisenhut S. (1999) - Boron isotopic composition of freshwater lakes from central Europe and possible contamination sources. *Acta Hydrochimica Et Hydrobiologica*, 27, 416-421.
- Widory D., Kloppmann W., Chery L., Bonnin J., Rochdi H., Guinamant J. L. (2004) - Nitrate in groundwater: an isotopic multi-tracer approach. *Journal of Contaminant Hydrology*, 72, 165-188.
- Widory D., Petelet-Giraud E., Brenot A., Bronders J., Tirez K., Boeckx P. (2013) - Improving the management of nitrate pollution in water by the use of isotope monitoring: the delta N-15, delta O-18 and delta B-11 triptych. *Isotopes in Environmental and Health Studies*, 49, 29-47.
- Widory D., Petelet-Giraud E., Negrel P., Ladouche B. (2005) - Tracking the sources of nitrate in groundwater using coupled nitrogen and boron isotopes: A synthesis. *Environmental Science & Technology*, 39, 539-548.

Annexe 1

Traçage isotopique des nitrates

1. Les isotopes du bore

Le bore est un élément en traces possédant deux isotopes stables ^{10}B et ^{11}B extrêmement solubles dans les fluides aqueux. La grande différence relative de masse entre ses isotopes stables ainsi que la forte réactivité géochimique de cet élément entraînent un fractionnement isotopique naturel du bore de l'ordre de 90 ‰. Le bore présente ainsi un fort potentiel de signature isotopique en termes de détermination des mélanges ou de processus spécifiques.

Mais le bore est également très utile pour déterminer les sources de polluants et notamment pour la détermination des apports d'eau usées aux aquifères. En effet les lessives comportent une concentration élevée de bore sous forme perborate et cet élément se retrouve donc en quantité importante en sortie de stations d'épuration, le bore n'étant pas éliminé par les processus de traitement.

La mesure du bore est indispensable aux études utilisant le $\delta^{11}\text{B}$. Pour la détermination des sources de pollutions, il est recommandé d'utiliser cet outil en complément de la mesure des isotopes des nitrates.

2. Les isotopes des nitrates

L'oxydation de la matière organique des sols produit de l'ammonium (NH_4) qui par nitrification donne des nitrites (NO_2), très instables, puis des nitrates NO_3 . Les nitrates issus de la minéralisation de la matière organique ont des valeurs isotopiques contrôlées par la composition isotopique de l'azote minéralisable et des fractionnements isotopiques lors des processus de transformation. À l'inverse, la réduction des nitrates donne nitrites, NO , N_2O puis N_2 gazeux.

Le $\delta^{15}\text{N}$ et le $\delta^{18}\text{O}$ des nitrates (NO_3) sont utilisés ensemble pour la détermination de l'origine des contaminants azotés. Les diverses sources d'apport en azote (déjections animales, engrais chimiques, eaux usées principalement) possèdent des signatures isotopiques différentes. Ces isotopes permettent également de mettre en évidence des processus de dénitrification.

Afin d'éviter les ambiguïtés il est recommandé d'effectuer quelques analyses de ^{11}B en complément des analyses de $\delta^{15}\text{N}$ et $\delta^{18}\text{O}$ des NO_3 .

3. Origine et source des contaminants

L'utilisation des isotopes de l'azote, $\delta^{15}\text{N}$ et $\delta^{18}\text{O}$ du NO_3 , permet d'identifier les différentes sources d'apport en azote, chacune d'entre elle ayant une signature différente (déjections animales, engrais, assainissement, ...). L'étude combinée des deux isotopes (Illustration 1) permet une meilleure estimation de l'origine de la contamination.

Les nitrates produits ainsi dans les sols ont des $\delta^{15}\text{N}$ compris entre 6 et 9‰. Le $\delta^{15}\text{N}$ des engrais synthétisés à partir de l'azote de l'air varie entre - 4 et + 4‰. Les déchets organiques d'origine humaine ou animale présentent une fermentation ammoniacale et les fractionnements induits amènent des valeurs de $\delta^{15}\text{N}$ supérieures à 9‰. Une étude de démonstration de l'applicabilité de ces méthodes a été réalisée récemment et a permis également une analyse coût/bénéfice de l'utilisation de ces méthodes. Cette étude ISONITRATE a permis la production de plusieurs documents simples disponibles sur internet (isonitrate.brgm.fr).

Le bore est un élément omniprésent dans les eaux. Certains contaminants comme les engrais, les eaux usées et les cendres volantes se caractérisent par une composition isotopique du bore particulière. Les isotopes du bore sont donc particulièrement pertinents dans le cas d'une contamination par des eaux usées (stations d'épuration ou fosses septiques) du fait du signal isotopique particulier du borate des lessives.

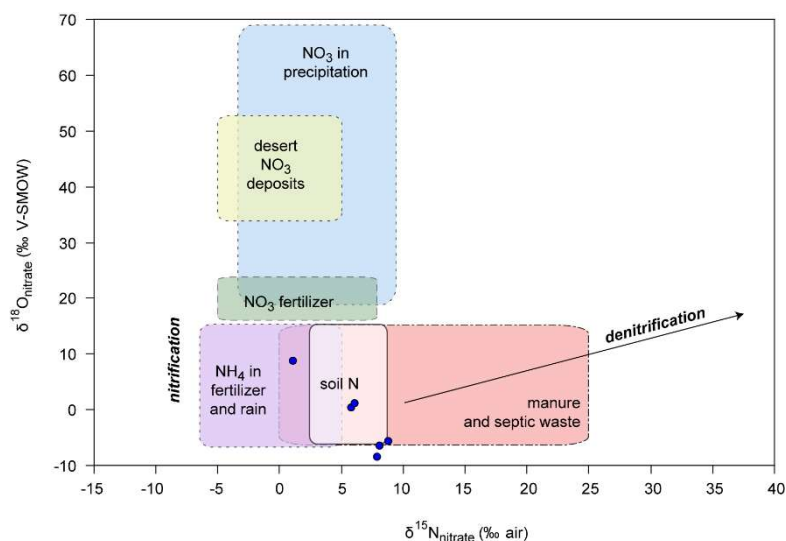


Illustration 1 : Schéma des signatures isotopiques typiques des principales sources d'apport en nitrates (d'après Kendall et McDonnel, 1998)

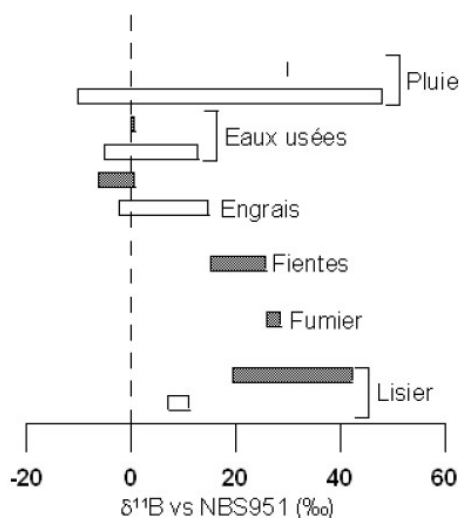


Illustration 2 : Signature isotopique ($\delta^{11}\text{B}$) de quelques sources principales de contamination des eaux souterraines

Les études isotopiques permettent d'estimer la source principale de contamination des aquifères. Le plus souvent il existe diverses sources de contamination et les pratiques changent avec le temps. La contamination au niveau des aquifères est donc un composé de ces pollutions variées. Les études isotopiques permettent d'estimer la source principale dominant la chimie des eaux.

L'utilisation simultanée du ^{11}B et ^{15}N permet de lever certaines incertitudes sur l'origine des contaminants. En effet, pour le ^{15}N (et ^{18}O) des NO_3 la signature isotopique est identique pour les eaux usées et les engrais organiques. D'un autre côté, les signatures isotopiques du ^{11}B des engrais chimiques et des eaux usées sont similaires.

Annexe 2

Description des profils (logs) des sondages

SONDAGE F1N

Profondeur (m)	Description
0 - 0,5	Terre de culture brune
0,5 - 1	Terre de culture + ocre jaune dure
1 - 2	Ocre beige, sec
2 - 3	Ocre beige, sec
3 - 4	Beige sec plus clair
4 - 5	Alternance beige et ocre
5 - 6	Passée beige clair
6 - 7	Passée beige clair
7 - 8	Beige à tendance ocre, légèrement humide + traces d'éclats de silex
8 - 9	Beige à ocre
9 - 10	Beige à ocre
10 - 11	Beige à ocre
11 - 12	Ocre très légèrement humide
12 - 13	Ocre très légèrement humide
13 - 14	Ocre très légèrement humide
14 - 15	Tendance beige à blanchâtre, sec
15 - 16	Tendance brunâtre, très légèrement humide
16 - 17	Tendance brunâtre, très légèrement humide
17 - 18	Tendance brunâtre, très légèrement humide
18 - 19	Brun légèrement humide
19 - 20	Brun légèrement humide
20 - 21	Brun humide à beige et sec, puis brun plus humide et terreux
21 - 22	Passée brun clair plus marneuse
22 - 23	Alternance blanc sec et brun clair marneux
23 - 24	Blanc sec, légèrement brunâtre en fin de passe
24 - 25	Alternance blanc sec à brun, terreux légèrement humide
25 - 26	Alternance blanc sec à brun, terreux légèrement humide
26 - 27	Alternance blanc sec à brun, terreux légèrement humide, avec passages bruns plus dominants
27 - 28	Nodules argileux abondants dans un faciès brun humide
28 - 29	Alternance brun à beige, sec
29 - 30	Alternance beige et gris bleu sec
30 - 31	Calcaire marneux gris
31 - 32	Calcaire marneux gris, plus clair et sec en fin de passe
32 - 33	Gris clair, sec
33 - 34	Gris clair sec à brun marneux humide
34 - 35	Formation brunâtre humide avec galets centimétriques
35 - 36	Gris humide, peu argileux, mais formations en galets millimétriques
36 - 37	Pas de remontée de cuttings, perte dans les fissures
37 - 38	Pas de remontée de cuttings, perte dans les fissures
38 - 39	Pas de remontée de cuttings, perte dans les fissures
39 - 40	Pas de remontée de cuttings, perte dans les fissures - Remontée d'eau par goutelettes
40 - 41	Pas de remontée de cuttings, perte dans les fissures
41 - 42	Pas de remontée de cuttings, perte dans les fissures - Puis arrêt dans les marnes du Toarcien : dépôt de marnes gris bleu sur l'outil de foration

SONDAGE F2F

Profondeur (m)	Description
0 - 0,5	Terre végétale sèche avec éclats de silex
0,5 - 1	Blanc dur, sec, éclats centimétriques, avec silex
1 - 2	Blanc dur, sec, éclats centimétriques, avec silex
2 - 3	Passée ocre légèrement humide, cuttings plus fins
3 - 4	Passée ocre légèrement humide, cuttings plus fins, foration difficile
4 - 5	Beige à blanchâtre, foration difficile
5 - 6	Beige à légèrement ocre, foration difficile. Cutting à granulométrie fine et homogène
6 - 7	Beige à blanchâtre, grain fin et homogène
7 - 8	Beige à blanchâtre, grain fin et homogène
8 - 9	Beige à blanchâtre, grain fin et homogène - Légèrement ocre et humide en fin de passe
9 - 10	Légèrement ocre et humide
10 - 11	Légèrement ocre et humide
11 - 12	Légèrement ocre et humide
12 - 13	Légèrement ocre et humide
13 - 14	Légèrement ocre et humide
14 - 15	Légèrement ocre et humide
15 - 16	Ocre plus soutenu
16 - 17	Ocre plus soutenu, puis blanchâtre sec en fin de passe
17 - 18	Légèrement ocre
18 - 19	Légèrement ocre, puis blanchâtre en fin de passe
19 - 20	Alternance beige sec et ocre, légèrement humide
20 - 21	Alternance beige sec et ocre, légèrement humide
21 - 22	Alternance beige sec et ocre, légèrement humide - Brun humide en fin de passe
22 - 23	Beige et brun, humide
23 - 24	Beige et brun, humide avec éléments graveleux
24 - 25	Beige et brun, humide avec éléments graveleux, légèrement humide
25 - 26	Plus ocre et humide
26 - 27	Brunâtre humide
27 - 28	Brunâtre humide
28 - 29	Brunâtre humide puis calcaire bleu à noirâtre
29 - 30	Alternance ocre humide à gris bleu humide
30 - 31	Marnes grises graveleuses - Arrivée d'eau avec faible débit

SONDAGE F3S

Profondeur (m)	Description
0 - 1	Remblai - Pas d'échantillon
1 - 2	Banc d'argile rouge : 1 m
2 - 3	Blanc, poussière
3 - 4	Blanc à jaunâtre, quelques silex
4 - 5	Tendance ocre clair, plus riche en silex
5 - 6	Tendance ocre clair, plus riche en silex
6 - 7	Ocre brun : cuttings plus denses, moins volatile et plus humides
7 - 8	Ocre brun humide (avec silex peut-être rapportés d'horizons supérieurs))
8 - 9	Ocre plus foncé en fin de passe - légèrement humide - absence de silex
9 - 10	Ocre, légèrement humide
10 - 11	Brun clair jaunâtre, présence importantes de rognons amalgamés
11 - 12	Brun clair à blanchâtre, présence de rognons jaunâtres
12 - 13	Alternance entre ocre et blanchâtre avec rognons jaunâtres
13 - 14	Alternance entre ocre et blanchâtre avec rognons jaunâtres
14 - 15	Blanchâtre et sec - Cuttings à forte densité d'éléments centimétriques
15 - 16	Blanchâtre et sec - Cuttings à forte densité d'éléments centimétriques
16 - 17	Alternance blanchâtre sec à brun humide
17 - 18	Beige clair, sec - Fin de passe sur brun humide avec nodules argileux
18 - 19	Alternance beige sec à brun humide
19 - 20	Beige soutenu, sec
20 - 21	Alternance beige soutenu et brun argileux - Présence de nodules d'argile jaunâtre
21 - 22	Brun humide, légèrement argileux
22 - 23	Brun humide, légèrement argileux
23 - 24	Gris soutenu, légèrement humide
24 - 25	Gris soutenu, légèrement humide
25 - 26	Gris soutenu, légèrement humide
26 - 27	Gris plus clair et plus sec
27 - 28	Gris plus clair et plus sec
28 - 29	Blanchâtre et sec
29 - 30	Passée ocre et grise, puis ocre et jaune, avec arrivée d'eau en fin de passe

Annexe 3

Résultats des analyses sur les cuttings du LDAR de Laon (02)

Résultats des analyses sur les cuttings du LDAR de Laon – Sondage F1N

FORAGE F1N					
Identifiant	Profondeur (m)	Ammonium (mg/kg)	Humidité/brut (g/kg)	Nitrates (mg/kg)	Nitrites (mg/kg)
A RE17.19251.1	0.25	0.51	65	7.34	<0.1
A RE17.19252.1	0.75	0.4	74	5.78	<0.1
A RE17.19216.1	1.5	0.04	73	2.76	<0.1
A RE17.19217.1	2.5	0.06	76	3.2	<0.1
A RE17.19218.1	3.5	0.02	79	1.81	<0.1
A RE17.19219.1	4.5	0.01	72	2.57	<0.1
A RE17.19220.1	5.5	0	75	3.98	<0.1
A RE17.19221.1	6.5	0	72	3.87	<0.1
A RE17.19222.1	7.5	0.02	78	3.88	<0.1
A RE17.19223.1	8.5	0.01	70	2.89	<0.1
A RE17.19224.1	9.5	0.01	86	2.83	<0.1
A RE17.19225.1	10.5	0.01	80	3.2	<0.1
A RE17.19226.1	11.5	0.01	94	3.16	<0.1
A RE17.19227.1	12.5	0.01	91	2.29	<0.1
A RE17.19228.1	13.5	0.01	93	1.91	<0.1
A RE17.19229.1	14.5	0.02	73	1.4	<0.1
A RE17.19230.1	15.5	0.03	85	1.7	<0.1
A RE17.19231.1	16.5	0.04	72	1.7	<0.1
A RE17.19232.1	17.5	0.03	78	2.23	<0.1
A RE17.19233.1	18.5	0.03	82	2.46	<0.1
A RE17.19234.1	19.5	0.03	76	2.88	<0.1
A RE17.19235.1	20.5	0.02	87	4.23	<0.1
A RE17.19236.1	21.5	0.02	82	3.96	<0.1
A RE17.19237.1	22.5	0.04	75	3.75	<0.1
A RE17.19238.1	23.5	0.01	87	4.67	<0.1
A RE17.19239.1	24.5	0.01	71	3.44	<0.1
A RE17.19240.1	25.5	0.05	87	3.97	<0.1
A RE17.19241.1	26.5	0.03	92	4.2	<0.1
A RE17.19242.1	27.5	0.04	80	2.93	<0.1
A RE17.19243.1	28.5	0.04	83	1.51	<0.1
A RE17.19244.1	29.5	0.08	80	0.22	<0.1
A RE17.19245.1	30.5	0.07	72	0.14	<0.1
A RE17.19246.1	31.5	0.04	66	0.07	<0.1
A RE17.19247.1	32.5	0.06	67	0.08	<0.1
A RE17.19248.1	33.5	0	74	0.09	<0.1
A RE17.19249.1	34.5	0.02	87	0.92	<0.1
A RE17.19250.1	35.5	0	90	0.59	<0.1

Résultats des analyses sur les cuttings du LDAR de Laon – Sondage F2F

FORAGE F2F					
Identifiant	Profondeur (m)	Ammonium (mg/kg)	Humidité/brut (g/kg)	Nitrates (mg/kg)	Nitrites (mg/kg)
A_RE17.19282.1	0.25	1.83	52	1.09	< 0.1
A_RE17.19283.1	0.75	0.26	26	0.12	< 0.1
A_RE17.19253.1	1.5	0.02	40	0.13	< 0.1
A_RE17.19254.1	2.5	0.04	60	0.01	< 0.1
A_RE17.19255.1	3.5	0.02	65	0.13	< 0.1
A_RE17.19256.1	4.5	0.04	73	0.75	< 0.1
A_RE17.19257.1	5.5	0.01	71	0.89	< 0.1
A_RE17.19258.1	6.5	0.02	67	1.09	< 0.1
A_RE17.19259.1	7.5	0.02	77	2.23	< 0.1
A_RE17.19260.1	8.5	0.02	76	3.93	< 0.1
A_RE17.19261.1	9.5	0.01	77	4.67	< 0.1
A_RE17.19262.1	10.75	0.01	83	4.57	< 0.1
A_RE17.19263.1	12.25	0.02	90	3.9	< 0.1
A_RE17.19264.1	13.5	0.02	98	3.88	< 0.1
A_RE17.19265.1	14.5	0.02	104	3.32	< 0.1
A_RE17.19266.1	15.5	0.01	99	2.18	< 0.1
A_RE17.19267.1	16.5	0.03	72	0.79	< 0.1
A_RE17.19268.1	17.5	0.04	88	0.44	< 0.1
A_RE17.19269.1	18.5	0.06	76	0.45	< 0.1
A_RE17.19270.1	19.5	0.04	85	0.81	< 0.1
A_RE17.19271.1	20.5	0.04	79	0.84	< 0.1
A_RE17.19272.1	21.5	0.03	88	0.66	< 0.1
A_RE17.19273.1	22.5	0.03	94	0.53	< 0.1
A_RE17.19274.1	23.5	0.04	85	0.46	< 0.1
A_RE17.19275.1	24.5	0.07	86	0.54	< 0.1
A_RE17.19276.1	25.5	0.05	85	0.64	< 0.1
A_RE17.19277.1	26.5	0.05	81	0.72	< 0.1
A_RE17.19278.1	27.5	0.03	97	0.76	< 0.1
A_RE17.19279.1	28.5	0.01	95	0.52	< 0.1
A_RE17.19280.1	29.5	0	84	0.19	< 0.1
A_RE17.19281.1	30.5	0.05	155	1.03	< 0.1

Résultats des analyses sur les cuttings du LDAR de Laon – Sondage F3S

FORAGE F3S					
Identifiant	Profondeur (m)	Ammonium (mg/kg)	Humidité/brut (g/kg)	Nitrates (mg/kg)	Nitrites (mg/kg)
A RE17.19284.1	1.5	0.4	105	1.6	<0.1
A RE17.19285.1	2.5	0.23	25	1.29	<0.1
A RE17.19286.1	3.5	0.06	26	0.54	<0.1
A RE17.19287.1	4.5	0.04	27	0.16	<0.1
A RE17.19288.1	5.5	0.16	40	0.25	<0.1
A RE17.19289.1	6.5	0.06	56	0.2	<0.1
A RE17.19290.1	7.5	0.05	70	0.16	<0.1
A RE17.19291.1	8.5	0.08	83	0.2	<0.1
A RE17.19292.1	9.5	0.04	82	2.14	<0.1
A RE17.19293.1	10.5	0.03	86	3.2	<0.1
A RE17.19294.1	11.5	0.04	68	0.83	<0.1
A RE17.19295.1	12.5	0.04	76	0.45	<0.1
A RE17.19296.1	13.5	0.04	74	0.13	<0.1
A RE17.19297.1	14.5	0.02	45	0.01	<0.1
A RE17.19298.1	15.5	0.06	70	0	<0.1
A RE17.19299.1	16.5	0.06	66	0.03	<0.1
A RE17.19300.1	17.5	0.03	82	0.07	<0.1
A RE17.19301.1	18.5	0.06	74	0.05	<0.1
A RE17.19302.1	19.5	0.05	69	0.03	<0.1
A RE17.19303.1	20.5	0.04	79	0	<0.1
A RE17.19304.1	21.5	0.05	94	0.02	<0.1
A RE17.19305.1	22.5	0.06	98	0	<0.1
A RE17.19306.1	23.5	0	72	0.05	<0.1
A RE17.19307.1	24.5	0	79	0.04	<0.1
A RE17.19308.1	25.5	0	81	0.03	<0.1
A RE17.19309.1	26.5	0.05	73	0.02	<0.1
A RE17.19310.1	27.5	0	66	0.04	<0.1
A RE17.19311.1	28.5	0.05	62	0	<0.1
A RE17.19312.1	29.5	0.04	189	2.52	<0.1

Annexe 4

Historiques des occupations de sol, rendements et fertilisations sur les parcelles des sondages F1N et F2F

Parcelle du sondage F1N			
Année	Occupation	Amendement (kg N / ha)	Rendement (quintaux/ha)
2017	Orge	120	48
2016	Colza	160	25
2015	Blé	160	50
2014	Tournesol	40	21
2013	Blé	165	55
2012	Colza	150	15
2011	Blé	140	40
2010	Tournesol	40	17
2009	Blé	145	54
2008	Colza	125	21
2007	Blé tendre	140	55
2006	Colza	125	21
2005	Blé	135	47
2004	Tournesol	20	15
2003	Blé	150	50
2002	Colza	130	21
2001	Blé	160	49
2000	Tournesol	60	17
1999	Blé	150	
1998	Colza	150	

Parcelle du sondage F2F			
Année	Occupation	Amendement (kg N / ha)	Rendement (quintaux/ha)
2016	Prairie temporaire	0	0
2015	Prairie temporaire	0	0
2014	Jachère	0	0
2013	Jachère	0	0
2012	Jachère	0	0
2011	Jachère	0	0
2010	Jachère	0	0
2009	Jachère	0	0
2008	Jachère	0	0
2007	Jachère	0	0
2006	Jachère	0	0
2005	Jachère	0	0
2004	Jachère	0	0
2003	Colza d'hiver	140	20
2002	Blé tendre	150	52
2001	Tournesol	47	18
2000	Orge d'hiver	140	55
1999	Colza d'hiver	170	21
1998	Orge de printemps		
1997	Colza d'hiver	170	20
1996	Blé tendre	155	55
1995	Colza d'hiver		
1994	Jachère	0	

Annexe 5

Résultats des analyses chimiques (éléments majeurs et traces) et isotopiques sur les eaux souterraines

Nom	N° BSS	Date	Situation	Ca	Mg	Na	K	HCO ₃	Cl	SO ₄	NO ₃	NO ₂	NH ₄	δ ¹⁵ N _{NO3} ‰ vs AIR	δ ¹⁸ O _{NO3} ‰ vs SMOW	δ ¹¹ B ‰ vs NBS951	B	F	Fe	PO4
				mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	‰	‰	‰	µg/l	mg/l	mg/l	mg/l
F1	05393X0003/F 1	30/10/2017	captage	123	7,2	30	5,7	256	67	48	44	0,01	0,05	3,8	5,1	21	30	0,2	0,02	0,05
F2	05393X0004/F 2	30/10/2017	captage	121	6,4	27	3,1	254	67	41	38	0,01	0,05	4,2	5,2	22	22	0,2	0,02	0,05
PZ3	05397X0032/P Z3	26/10/2017	plateau	116	3,9	8,1	2,8	296	34	6,5	16	0,2	3,08	13,8	9,3	14	29	0,2	0,1	0,3
PZ5	05393X0036/P Z5	26/10/2017	plateau	114	5	8,6	1,2	306	16	12	23	0,03	0,06	8,2	5,4	19	13	0,1	0,02	0,05
PZ10	05393X0039/P Z10	26/10/2017	plateau	124	5,4	13	2,6	325	33	13	32	0,03	4,12	12,2	8,2	25	16	0,1	0,5	0,3
Source	05397X0022/S CE	26/10/2017	vallée	132	6,5	20	1,9	277	44	29	79	0,01	0,05	3,8	5,1	17	18	0,1	0,02	0,05
Forage Le Grand Bois	Non référencé	30/10/2017	plateau	188	11	35	2,4	319	96	36	164	0,01	0,05	9,5	7,1	18	18	0,1	0,02	0,05
F7 Saint- Genereux	05393X0025/F	30/10/2017	captage	142	4,4	13	1,1	346	26	23	41	0,01	0,05	4,2	5,9	20	15	0,1	0,02	0,05

Pour certains éléments/isotopes, discutés dans le texte, des codes couleurs visualisent les concentrations/rapports isotopiques



Géosciences pour une Terre durable

brgm

Centre scientifique et technique
3, avenue Claude-Guillemain
BP 36009

45060 – Orléans Cedex 2 – France
Tél. : 02 38 64 34 34 - www.brgm.fr

Direction régionale Nouvelle-Aquitaine - Site de Poitiers
5 rue de la Goélette

86280 – Saint-Benoît – France
Tél. : 05 49 38 15 38