



RÉPUBLIQUE
FRANÇAISE

Liberté
Égalité
Fraternité



Géosciences pour une Terre durable

brgm

Document à accès immédiat

Etude du transfert de la bentazone et autres pesticides dans les eaux souterraines de l'AAC de Férin (Nord)

Rapport final

BRGM/RP-71791-FR

1er mars 2023

Étude réalisée dans le cadre des projets d'appui aux politiques publiques

Cary Lise, Baran Nicole

Vérificateur :

Nom : Ollivier Patrick

Fonction : Géochimiste

Date : 89 3740 46 -625 5 01/03/2023

Signature :

Approbateur :

Nom : Daupley Xavier

Fonction : Directeur régional HdF

Date : 03/03/2023

Signature :

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

Contact : qualite@brgm.fr



Avertissement

Ce rapport est adressé en communication exclusive au demandeur, au nombre d'exemplaires prévu.

Le demandeur assure lui-même la diffusion des exemplaires de ce tirage initial.

La communicabilité et la réutilisation de ce rapport sont régies selon la réglementation en vigueur et/ou les termes de la convention.

Le BRGM ne saurait être tenu comme responsable de la divulgation du contenu de ce rapport à un tiers qui ne soit pas de son fait et des éventuelles conséquences pouvant en résulter.

Votre avis nous intéresse

Dans le cadre de notre démarche qualité et de l'amélioration continue de nos pratiques, nous souhaitons mesurer l'efficacité de réalisation de nos travaux.

Aussi, nous vous remercions de bien vouloir nous donner votre avis sur le présent rapport en complétant le formulaire accessible par cette adresse <https://forms.office.com/r/yMgFcU6Ctg> ou par ce code :



Mots clés :

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

Cary Lise, Baran Nicole (2023) – Etude du transfert de la bentazone et autres pesticides dans les eaux souterraines de l'AAC de Férin (Nord). Rapport final. BRGM/RP-71791-FR, 105 p.

© BRGM, 2023, ce document ne peut être reproduit en totalité ou en partie sans l'autorisation expresse du BRGM.
IM003-MT008-P2-22/09/2022

Synthèse

L'Agglomération du Douaisis possède depuis 2017 un champ captant de 5 forages opérationnels qui sont situés entre le canal de la Sensée et la petite Sensée, sur la commune de Férin. Ce champ captant exploite la nappe de la craie et alimente 30 000 abonnés. Les volumes d'eau prélevés varient entre 1 et 1,2 millions de m³ par an, soit près de 35 % des besoins en eau potable des communes de Douai, Waziers, Flers et Courchelettes. L'aire d'alimentation des captages (AAC) couvre une superficie de 31 km², contient 16 communes et est située entre le département du Nord et du Pas-de-Calais. L'AAC est occupée à 70 % par des zones agricoles en majorité cultivées. Les tensions sur la ressource en eau et les risques de dégradation de sa qualité sont des enjeux majeurs pour Douaisis Agglo. La qualité des eaux de la nappe utilisée pour la production d'eau potable est affectée par des concentrations de certains pesticides parfois supérieures à la valeur de 0,1 µg L⁻¹. La bentazone présente des concentrations à forte variabilité temporelle, avec des pics supérieurs à 1 µg L⁻¹ en 2009, 2010, 2011 et 2015, et un pic à 0,6 µg L⁻¹ en février 2022. Les molécules actives chlortoluron, diuron, isoproturon, lénacile, chloridazone, éthofumésate et oxadixyl sont détectées à des concentrations inférieures à 0,1 µg L⁻¹.

Le projet « Férin » a pour objectifs de déterminer les voies et dynamiques de transfert des pesticides, en particulier de la bentazone, vers le champ captant de Férin. Ces objectifs nécessitent d'identifier au préalable les origines et les caractéristiques des masses d'eau (nappe de la craie, recharge, eaux de surface) et leurs mélanges, et plus largement le contexte géologique et hydrogéologique de la zone d'étude. Ils nécessitent également de bien connaître et prendre en compte les pressions et impacts de l'agriculture sur la ressource en eau. Le travail s'est appuyé sur la compilation de données existantes pour contraindre la géométrie de l'aquifère puis sur les résultats d'une campagne de prélèvements et d'analyses ayant eu lieu en juin 2021. Bien que depuis 2017 la mise en place de l'ORQUE ait permis d'acquérir des informations sur les usages (et engager des actions de sensibilisation), nous ne disposons pas d'informations détaillées (date, lieu des applications et doses). Pour avoir une estimation de l'évolution temporelle des usages, les achats et vente de la BNV-d traçabilité sont utilisées (données départementales et pour les communes de l'AAC).

L'aire d'alimentation des captages est singulière car une grande partie de sa superficie se trouve occupée par les reliefs tertiaires dont les formations mettent en captivité la nappe de la craie sous-jacente. Malgré une pression agricole forte, l'eau des captages situés dans cette zone est quasi-exempte de nitrate et de pesticides. Lorsqu'elle passe en conditions libres, la nappe est plus vulnérable et sa qualité se dégrade. Les nouvelles données acquises ont permis, grâce à des paramètres géochimiques et isotopiques, d'améliorer la compréhension du fonctionnement hydrogéologique. Les eaux souterraines exploitées par le champ captant de Férin résultent de proportions variables de mélange d'eaux de différents pôles qui sont :

- Le pôle nommé « **pôle amont Sud-Ouest** » représenté par les eaux du type du forage AEP de Bellonne ;
- Le pôle nommé « **pôle amont Sud** », représenté par les eaux souterraines du type de celles de Cantin et Estrées ;
- Les eaux du **canal de la Sensée et de la Petite Sensée** ;
- Le pôle nommé « **pôle aval nord** » représenté par les eaux du type du captage F2 de Corbehem.

Lors de la campagne de juin 2021, les eaux du canal alimentent en proportions mineures la nappe de la craie captée à Férin. Le point le plus important mis en évidence par le retraitement des données historiques est que la qualité des eaux souterraines de Férin peut varier fortement en fonction des actions d'exploitation. **En particulier, l'intensification des pompages à partir de 2011 a changé l'hydrodynamique de la nappe en mobilisant des eaux qui ne l'étaient pas précédemment**, et ceci potentiellement à des vitesses qui sont supérieures au taux de dénitrification au droit du champ captant et variables au sein du champ captant. En conséquence, les concentrations en nitrate, en ammonium et en pesticides, notamment en bentazone, évoluent fortement mais différemment, selon le paramètre ou le forage.

Les données acquises ont aussi permis de mieux caractériser la pollution en pesticides d'un point de vue spatial.

Au niveau du champ captant, la qualité des eaux des 5 captages (mais aussi des piézomètres suivis moins intensément) est très différente à un moment donné et chaque captage montre aussi des évolutions temporelles qui peuvent être contrastées. En ce qui concerne les nitrates, en juin 2021, à l'exception du Pz12, les concentrations en nitrate sont très faibles. Les alluvions semblent créer un contexte favorable à la dénitrification et, à ce titre, améliorer la qualité de eaux exploitées. L'apparition du nitrate dans le champ captant (dans F1 en particulier) est synchrone avec l'augmentation de l'exploitation en 2011.

En ce qui concerne les pesticides, les changements majeurs d'exploitation des forages ont eu des impacts sur la qualité. Ainsi après 2012, les concentrations en bentazone, isoproturon et chlortoluron ont baissé de manière importante. De manière globale, les pics sont observés aux mêmes périodes de l'année en lien avec les probables applications. Les fluctuations de concentrations en isoproturon et chlortoluron sont très corrélées. **Un transfert rapide de l'isoproturon et le chlortoluron (et donc aussi probablement de la bentazone) est donc possible**. En plus de ces « pics » liés à des transferts rapides, une autre évolution des concentrations est observée, que l'intensification des suivis depuis 2020 et la réalisation de l'essai de pompage en 2022 permettent de décrire. Les évolutions sont d'abord liées à la position du niveau statique (voire dynamique) du captage. Ainsi lorsque les niveaux statiques se trouvent dans les alluvions, les concentrations en bentazone sont plutôt élevées et diminuent lorsque ce niveau se trouve dans la craie. **Les alluvions quaternaires pourraient donc être une source importante de pesticides qui serait mobilisée lorsque le niveau piézométrique les atteint**. En 2022, lors du pompage d'essai, les rabattements ont été très élevés et les évolutions des concentrations en pesticides dans F1 et F5 inverses. Dans ces conditions de forts pompages, et en lien avec l'évolution du niveau piézométrique, **les concentrations ont évolué de manière plus progressive en se distinguant des transferts rapides**. La nappe de la craie au sens strict constitue le réservoir et sa qualité va dépendre des usages ; à faible distance des captages, la nappe est à nouveau libre et donc vulnérable d'autant que l'épaisseur de la zone non saturée est faible. Précisons aussi qu'au niveau du champ captant, les sols sont plutôt peu épais, limitant ainsi probablement la dégradation et/ou l'adsorption des substances actives et donc pouvant conduire à une contamination plus importante. Les conditions anaérobies locales peuvent également ralentir la dégradation des contaminants comme la bentazone.

En résumé, l'étude a montré que des voies de transfert rapide existent dans le contexte du champ captant de Férin et que les contaminations observées sous forme de pics résultent pour l'essentiel de sources/apports récents. Il existe également des voies de transfert plus lent. En conséquence, des actions permettant de limiter les pollutions sont possibles. Le contexte géologique et pédologique est probablement défavorable à une bonne qualité des eaux souterraines car il amplifie les transferts de contaminants à proximité du champ captant.

A l'issue de ce travail, les recommandations portent sur :

- L'installation d'un réseau de piézomètres dédiés ;
- Une meilleure connaissance des usages sur l'ensemble de l'AAC mais surtout au niveau de la zone alluviale, et une sensibilisation à renforcer dans ce secteur ;
- Un maintien voire un renforcement de l'auto-surveillance à une fréquence mensuelle en intégrant les paramètres physico-chimiques comme les éléments majeurs sur l'ensemble des captages et certains piézomètres ; le suivi de composés organiques « autres » utilisés comme traceurs des eaux usées serait aussi pertinent ;
- Une amélioration des connaissances des relations eau de surface – eau souterraine à proximité du champ captant, notamment au regard des interactions avec la nappe alluviale, en incluant une surveillance de la qualité des eaux de surface.

Sommaire

1. Contexte.....	12
2. Etat des lieux de l'hydrosystème	13
2.1. Contexte géographique et géologique	13
2.2. Pédologie	16
2.3. Vulnérabilité de la nappe.....	17
2.4. Volumes prélevés sur le champ captant.....	18
2.5. Contexte hydrogéologique et hydrodynamique.....	19
2.5.1. <i>Etat des connaissances</i>	19
2.5.2. <i>Piézomètre de Bellonne du réseau piézométrique national</i>	21
2.5.3. <i>Piézomètre du champ captant de Férin</i>	22
3. Elements de compréhension des dynamiques et voies de transfert des pesticides, dont la bentazone, dans l'AAC de Férin	25
3.1. D'où viennent les eaux souterraines du champ captant de Férin ?.....	28
3.1.1. <i>Les isotopes stables de l'eau</i>	28
3.1.2. <i>Les isotopes du strontium dans les eaux de l'AAC</i>	30
3.1.3. <i>Des points d'eau souterraine particuliers dans l'AAC</i>	34
3.1.4. <i>Les apports de la campagne de juin 2021</i>	35
3.2. Comment se répartissent les nitrates et les produits phytosanitaires dans l'AAC ?	38
3.2.1. <i>Pression anthropique</i>	38
3.2.2. <i>Données concernant les achats et ventes de bentazone, d'isoproturon et de chlortoluron dans l'AAC</i>	40
3.2.3. <i>Les concentrations en nitrate</i>	43
3.2.4. <i>Les produits phytosanitaires et métabolites</i>	51
3.2.5. <i>Evolution temporelle des concentrations en pesticides</i>	64
3.3. Quel est le rôle de la couverture tertiaire et des formations superficielles ?.....	72
3.3.1. <i>Cas des nitrates</i>	73
3.3.2. <i>Cas des produits phytosanitaires</i>	73
3.3.3. <i>Cas en l'absence de formations tertiaires ou quaternaires : indicateurs de vulnérabilité</i>	75
3.4. Que représentent les eaux de surface et quels liens ont-elles avec les eaux souterraines ?.....	75
3.4.1. <i>Au niveau du champ captant de Férin</i>	75
3.4.2. <i>Dans le reste de l'AAC</i>	76
4. Conclusions et recommandations.....	77

Liste des figures

Figure 1 : a) Localisation du périmètre de l'AAC de Férin, des périmètres de protection des captages (PPC) et des stations d'épuration des eaux urbaines (STEU, dont l'ancienne de Corbehem), et b) Modèle numérique de terrain de la zone d'étude	14
Figure 2 : Carte géologique de la zone d'étude au 1/50 000 (Feuille Douai N°27, BRGM 1993, source : Infoterre).....	15
Figure 3 : Géologie et géographie de la zone ZNIEFF.....	16
Figure 4 : Carte des sols de l'AAC (Carte pédologique du Nord Pas-de-Calais au 1/250 000, DRAAF Nord Pas-de-Calais / SRISEI).....	17

Figure 5 : Carte de la vulnérabilité de l'AAC de Férin (Plutôt, 2018).....	18
Figure 6 : Volumes prélevés annuellement par forage sur le champ captant de Férin depuis 2008	19
Figure 7 : Volumes prélevés mensuellement par forage sur le champ captant de Férin depuis 2016.....	19
Figure 8 : Origine pétrophysique de la double signature de la craie dans la zone des champs captants du sud de Lille (Portal et al., 2021), avec la partie supérieure de la craie plus conductrice interprétée comme craie productive, et la partie inférieure de la craie, plus résistante et interprétée comme non ou peu productive (Portal et al., 2021, Portal et al., 2022).	21
<i>Figure 9 : Evolution de la piézométrie régionale suivie à Bellonne (BSS000CSAU, 00276X0030/F1) de 1961 à janvier 2023 (données : https://ades.eaufrance.fr/Fiche/PtEau?Code=00276X0030/F1#mesures_graphiques).....</i>	<i>22</i>
Figure 10 : Evolution piézométrique (niveau statique : NS et niveau dynamique ND en m NGF) sur le champ captant de Férin (données d'auto-suivi par SUEZ) et profondeur du toit de la craie et, à titre indicatif, pluviométrie enregistrée à la STEP de Gœulzin	23
Figure 11 : Coupes des forages de Férin lors de leur création (Dellery et al., 1957)	23
Figure 12 : Carte de l'AAC et des points d'eau de surface et souterraine prélevés lors de la campagne de juin 2021	26
Figure 13 : Carte centrée sur le champ captant de Férin.....	27
Figure 14 : $\delta^{18}\text{O}$ de l'eau en fonction des concentrations en chlorures dans les eaux de l'AAC de Férin	29
Figure 15 : Diagramme représentant le rapport isotopique en Sr en fonction de l'inverse des concentrations en strontium (Sr) dans les eaux de l'AAC de Férin.....	31
Figure 16 : Carte géologique de Douai au 1/50 000 et positionnement de la faille de Vimy indiquée par la ligne en tirets (orange : Sables du Quesnoy, rose : Sables d'Ostricourt, jaune : limon loessique avec cailloutis de base à silex et vestiges yprésiens, sparnaciens et Thanétien). Au nord et au nord-ouest de Noyelles sous-Bellonne, la craie se trouve entre 2 et 4 m de profondeur sous les limons quaternaires.....	32
Figure 17 : Diagramme des concentrations en strontium en fonction des concentrations en chlorures dans les eaux de l'AAC de Férin.....	33
Figure 18 : Evolution de la conductivité électrique, de la température, de la concentration en oxygène dissous et en nitrate en fonction de la profondeur (m NGF) dans les piézomètres et le captage F3 du champ captant de Férin.....	35
Figure 19 : Trajectoires inverses modélisées (modèle affiné, Bessière et al., 2015), le sens d'écoulement de la nappe allant du sud-est au nord-ouest.	36
Figure 20 : Carte des niveaux piézométriques en régime dynamique selon la modélisation de SAFEGE (2013).....	36
Figure 21 : Schéma conceptuel des grands types d'eau qui se mélangent dans l'AAC de Férin (type amont SO, amont S, aval N, canal de la Sensée et petite Sensée).	37
Figure 22 : Localisation des parcelles ayant reçues une application en chlortoluron, bentazone, lénacile ou chloridazone : enquêtes sur l'année 2019 (rapport Géonord (Nivelle and Valentin, 2019))	38
Figure 23 : Localisation des parcelles ayant reçues une application en chlortoluron et bentazone : enquêtes sur l'année 2018 (Nivelle and Valentin, 2019).....	39

Figure 24 : Localisation des parcelles avec une culture (pour la période 2017-2019) ayant des usages autorisés en bentazone selon les informations obtenues des agriculteurs de l'AAC dans le cadre de l'ORQUE (Nivelle and Valentin, 2019; Plutot, 2018).....	39
Figure 25 : Ventes de bentazone pour les départements du Nord et du Pas-de-Calais (source BNV-D-traçabilité – extraction janvier 2023).....	41
Figure 26 : Achats de bentazone pour les communes de l'AAC de Férin (source BNVD-traçabilité – extraction janvier 2023)	41
Figure 27 : Ventes d'isoproturon et de chlortoluron pour les départements du Nord et du Pas-de-Calais (source BNV-D-traçabilité – extraction janvier 2023)	42
Figure 28 : Achats d'isoproturon et de chlortoluron pour les communes de l'AAC de Férin (source BNVD-traçabilité – extraction janvier 2023)	43
Figure 29 : Concentrations en nitrate mesurées en juin 2021	44
Figure 30 : Concentration en nitrates, ammonium et oxygène dissous dans les points d'eau selon leur distance (en m) au captage F1 de Férin.	46
Figure 31 : Distribution des concentrations en nitrates dans le champ captant de Férin et à proximité (données de la campagne de juin 2021).	47
Figure 32 : Chronique des concentrations en ammonium dans le champ captant de Férin et dans le canal de la Sensée (Naïades) et niveaux piézométriques (données ADES et campagne de 2021).....	49
Figure 33 : Evolution des concentrations en ammonium dans le champ captant de Férin (données d'auto-suivi) et dans le canal de la Sensée (Naïades) et évolution de l'ammonium au F5 avec les niveaux statique et dynamique et la pluviométrie (données de la STEP de Gœulzin).....	50
Figure 34 : Concentrations en nitrates dans les points d'eau de Férin et dans le canal de la Sensée (données d'auto suivi, ADES et Naïades).....	50
Figure 35 : Concentrations en nitrate au PZ12 et niveaux piézométriques (données auto-suivi).	50
Figure 36 : Nombre de quantifications des composés (substance active ou métabolite) dans les eaux souterraines (sur 18 échantillons) et les eaux de surface (sur 8 échantillons) et concentrations moyenne et écart-type tous types d'eaux confondus lors de la campagne de juin 2021.	52
Figure 37 : Nombre de composés (substance active ou métabolite) quantifiés par point d'eau	53
Figure 38 : Concentrations en bentazone mesurées en juin 2021	54
Figure 39 : Concentrations en dééthylatrazine mesurées en juin 2021	55
Figure 40 : Concentrations en propyzamide mesurées en juin 2021.....	55
Figure 41 : Concentrations en prosulfocarbe mesurées en juin 2021	56
Figure 42 : Concentrations en métobromuron mesurées en juin 2021	56
Figure 43 : Répartition par grands types des composés présents dans la base de données analytique du BRGM pour le screening	58
Figure 44 : Nombre de composés mis en évidence par screening avec un degré de confiance très fort à fort dans les eaux souterraines (ESO) et les eaux de surface (ESU) selon leur catégorie « pesticide » ou « autres »	59
Figure 45 : Liste et occurrence des composés « pesticides » spécifiquement identifiés dans les eaux souterraines (à gauche) et dans les eaux de surface (à droite).....	60

Figure 46 : Nombre de composés par catégorie (« pesticide » ou « autres ») identifiés par screening par point d'eau souterraine (ESO) ou de surface (ESU)	61
Figure 47 : Liste et occurrence des composés « autres » spécifiquement identifiés dans les eaux souterraines (à gauche) et dans les eaux de surface (à droite) grâce au screening avec un degré de confiance très fort à fort	62
Figure 48 : Réponse du détecteur utilisé pour le screening par point d'eau pour le tolyltriazole et le benzotriazole (les réponses étant spécifiques aux composés et pas nécessairement linéaires pour un composé donné en fonction de la concentration, les valeurs sont volontairement masquées).....	63
Figure 49 : Evolution des concentrations en isoproturon, chlortoluron et bentazone dans le canal de la Sensée (données Naiades) (les valeurs inférieures à la LQ ont été considérées comme égales à 0).....	65
Figure 50 : Evolution des concentrations en bentazone dans les captages de Férin (données auto-suivi SUEZ-Douais Agglo) et le canal de la Sensée (données AEAP), avec zoom sur la période récente et valeurs mesurées pendant l'essai de pompage. Les valeurs inférieures à la limite de quantification sont notées égales à 0.	66
Figure 51 : Evolution des concentrations en chlortoluron et isoproturon dans les captages de Férin (données auto-suivi SUEZ-Douais Agglo) et le canal de la Sensée (données AEAP), les suivis en isoproturon et chlortoluron ayant été arrêtés en 2020. Les valeurs inférieures à la limite de quantification sont notées égales à 0.	67
Figure 52 : Concentrations en chlortoluron versus isoproturon au niveau du captage F1 de Férin entre mai 2005 et décembre 2022 (données auto-suivi SUEZ-Douais Agglo). Les valeurs inférieures aux limites de quantifications sont considérées comme égales à la LQ (qui varie dans le temps : 0,05 µg L ⁻¹ jusqu'en 2003, 0,02 µg L ⁻¹ jusqu'en 2015, et 0,002 µg L ⁻¹).....	68
Figure 53 : Evolution des concentrations en bentazone en fonction de la piézométrie (ND : niveau dynamique et NS : niveau statique) dans le F1 et F5 du champ captant de Férin. Les données d'auto-suivi mensuel commencent en 2019 (données SUEZ)	70
Figure 54 : Evolution des concentrations en métabolites de la chloridazone (2021-2022) dans les captages de Férin (données auto-suivi SUEZ-Douais Agglo) et le canal de la Sensée (données AEAP).....	71
Figure 55 : Evolution des concentrations en métolachlore (2021 à 2022) et son métabolite OXA-métolachlore (2021-2022) dans les captages de Férin (données auto-suivi SUEZ-Douais Agglo). Les valeurs inférieures à la LQ de 0,005 µg L ⁻¹ sont notées égales à 0.	72
Figure 56 : Représentation schématique des mélanges d'eau et voies de transferts (traits rouges) des nitrates et pesticides dans l'AAC de Férin. Les points d'interrogation représentent les transferts peu ou pas caractérisés sur le site et dans la bibliographie (rôle des stations d'épuration, transferts depuis la nappe des sables...).....	81
Figure 57 : Représentation schématique des mélanges d'eau et voies de transferts (traits rouges) des pesticides à proximité du champ captant de Férin. Les points d'interrogation représentent les transferts peu ou pas caractérisés sur le site et dans la bibliographie (rôle des stations d'épuration, transferts depuis la nappe des sables...).....	82
Figure 58 : Evolution théorique des isotopes stables de l'eau (Source : Clark et Fritz, 1997)...	92
Figure 59 : Diagramme de Piper présentant les données de l'AAC de Férin issues de la base de données ADES (eaux souterraines) et de celle de l'AEAP pour les eaux du canal de la Sensée.	94

Figure 60 : Diagrammes binaires présentant les concentrations en éléments majeurs dans les eaux souterraines de l'AAC et dans les eaux du canal de la Sensée.....	97
Figure 61 : Diagrammes concernant les éléments majeurs des eaux de la nappe de la craie de l'AAC de Férin	98
Figure 62 : Diagrammes binaires avec les données de la campagne de 2021	99
Figure 63 : Diagrammes binaires présentant les concentrations en éléments majeurs et mineurs dans les eaux souterraines de l'AAC et dans les eaux du canal de la Sensée.	100
Figure 64 : Chronique des concentrations en chlorures dans les captages AEP de l'AAC et du canal de la Sensée, de 1975 à 2020 (données ADES).....	101
Figure 65 : Séquence des différents processus d'oxydo-réduction (Stumm and Morgan 1996)	102
Figure 66 : Processus de traitement des données des chromatogrammes issus d'analyse par spectrométrie de masse haute résolution SMHR (2 type de screening).....	105
Figure 67 : Chromatogrammes d'un échantillon d'eau analysé par chromatographie liquide couplée à la spectrométrie de masse haute résolution - Évolution de l'intensité du signal reçu sur le détecteur en fonction du temps; a) Chromatogramme 2D, b) Spectres de masses avec et sans fragmentation et c) Chromatogramme 3D, chaque point de couleur est une entité (masse et temps de rétention associés à une intensité de signal) qui correspond à un composé naturel ou anthropique.	107

Liste des annexes

Bibliographie	83
Annexe 1 Campagne de prélèvement des eaux souterraines et de surface de l'AAC de Férin 85	
Annexe 2 Les outils isotopiques.....	92
Annexe 3 Contexte géochimique	94
Annexe 4 Analyses quantitatives et méthode de screening	104

1. Contexte

L'Agglomération du Douaisis possède depuis 2017 un champ captant de 6 forages (F1 à F5), dont 5 opérationnels, sur la commune de Férin, installé le long du canal de la Sensée. Ce champ captant exploite la nappe de la craie et alimente 30 000 abonnés et les volumes d'eau prélevés varient entre 1 et 1,2 millions de m³ par an, soit près de 35 % des besoins en eau potable des communes de Douai, Waziers, Flers et Courchelettes. L'aire d'alimentation des captages (AAC) couvre une superficie de 31 km², contient 16 communes et est située entre le département du Nord et du Pas-de-Calais (Figure 1 a). L'AAC est occupée à 70 % par des zones agricoles en majorité cultivées.

Les forages du champ captant sont bordés à l'est et à l'ouest respectivement par la Petite Sensée et le Canal de la Sensée. La Petite Sensée coule vers la Scarpe et reçoit les eaux du Filet du Noyelles. Le forage F1 (00273X0001/F1) est utilisé comme barrière hydraulique, F3 (00273X0003/F3) ne fonctionne pas actuellement, F4 (00273X0004/F4) et F5 (00273X0005/F5) sont exploités.

Les tensions sur la ressource en eau et les risques de dégradation de sa qualité sont des enjeux majeurs pour Douaisis Agglo. La qualité des eaux de la nappe est affectée par des concentrations en pesticides parfois importantes. La bentazone présente des concentrations à forte variabilité temporelle, avec des pics supérieurs à 1 µg L⁻¹ en 2009, 2010, 2011 et 2015, et plus récemment 0,15 µg L⁻¹ fin novembre 2019 et 0,6 µg L⁻¹ en février 2022. Les molécules actives chlortoluron, diuron, isoproturon, lénacile, chloridazone, éthofumésate et oxadixyl sont détectées à des concentrations moindres. Une Opération de Reconquête de la Qualité de l'Eau (ORQUE) du champ captant de Férin est mise en œuvre depuis 2017.

Le projet « Férin » a pour objectifs de mieux comprendre les voies et dynamiques de transfert des pesticides, en particulier de la bentazone, vers le champ captant de Férin. Ces objectifs nécessitent d'identifier et de quantifier au préalable les origines et les caractéristiques des masses d'eau (nappe de la craie sous couverture, recharge, eaux de surface) et leurs mélanges, et plus largement les contraintes géologiques et hydrogéologiques de la zone d'étude. Ils nécessitent également de bien connaître et prendre en compte les pressions et impacts de l'agriculture. Le rapport repose sur l'exploitation de données existantes et de données acquises lors d'une campagne de prélèvements et d'analyses incluant des paramètres géochimiques et isotopiques, effectuée en mai-juin 2021. Précisons que certains forages agricoles dans la liste des points d'échantillonnage prévus n'ont pas pu être prélevés. En effet, lors de la campagne, l'irrigation n'avait pas débuté (système de pompage non encore activé) et il n'a été possible de descendre une autre pompe.

2. Etat des lieux de l'hydrosystème

2.1. CONTEXTE GEOGRAPHIQUE ET GEOLOGIQUE

La principale formation géologique du secteur est la craie blanche du Sénonien qui affleure sur environ 1/3 de la superficie de l'AAC, notamment sur le flanc de la vallée de la petite Sensée à l'est du champ captant de Férin. Localement, des alluvions sablo-argileuses voire tourbeuses, et des limons, surmontent la craie. Au sud du secteur d'étude, la craie est recouverte par des formations tertiaires représentées notamment par les Sables d'Ostricourt, qui reposent sur les argiles de Louvil du Landénien. Ces formations forment des buttes dans la topographie qui se distinguent nettement sur la zone d'étude (Figure 1 b). A contrario, le champ captant de Férin se trouve dans la zone la plus basse de l'AAC, vers laquelle vont naturellement converger le réseau hydrographique et les eaux de ruissellement de surface. Plus précisément, la séquence géologique identifiée dans des sondages, de la surface vers la profondeur (Feuille Douai N°27, BRGM 1993) présente les formations suivantes (Figure 2).

- Les alluvions modernes (Fz) : elles sont présentes dans la vallée de la petite Sensée au nord-est du champ captant de Férin avec une épaisseur variant entre 5 et 8 m.
- Les limons anciens dont la composition est diverse et dépend de la nature du sous-sol. Deux horizons peuvent se distinguer, avec une couche supérieure décalcifiée et brune surmontant un limon jaune clair. Ce limon peut contenir des nodules de craie et des silex lorsqu'il repose sur la craie. Il est plus sableux quand il repose sur les sables tertiaires et plus argileux sur les argiles de Louvil. Ces limons sont présents localement et remplacent les alluvions sur les points hauts du plateau environnant.
- Les Sables d'Ostricourt, composés par :
 - des sables blancs (Sables du Quesnoy) tertiaires sont d'origine continentale ou fluviatile et déposés au sud-ouest de la zone d'étude à des altitudes plus élevées,
 - des sables verts (Sables de Grandglise) fins, glauconieux d'origine marine. Ils peuvent prendre une teinte rousse en surface (érosion) ou en profondeur. L'épaisseur des sables d'Ostricourt est comprise entre 20 et 30 m.
- Les Argiles de Louvil de couleur gris-noir, contenant des nodules phosphatés et de lignite, leur épaisseur varie entre 10 et 12 m.
- La craie blanche du Sénonien, pauvre en silex.
- La craie grise du Turonien supérieur, glauconieuse parfois légèrement phosphatée avec de nombreux silex ; les couches de craie blanche et de craie grise sont d'une épaisseur comprise entre 70 et 80 m.
- Les marnes du Turonien moyen, présentant une alternance de bancs crayeux et de marnes tendres blancs et bleues.

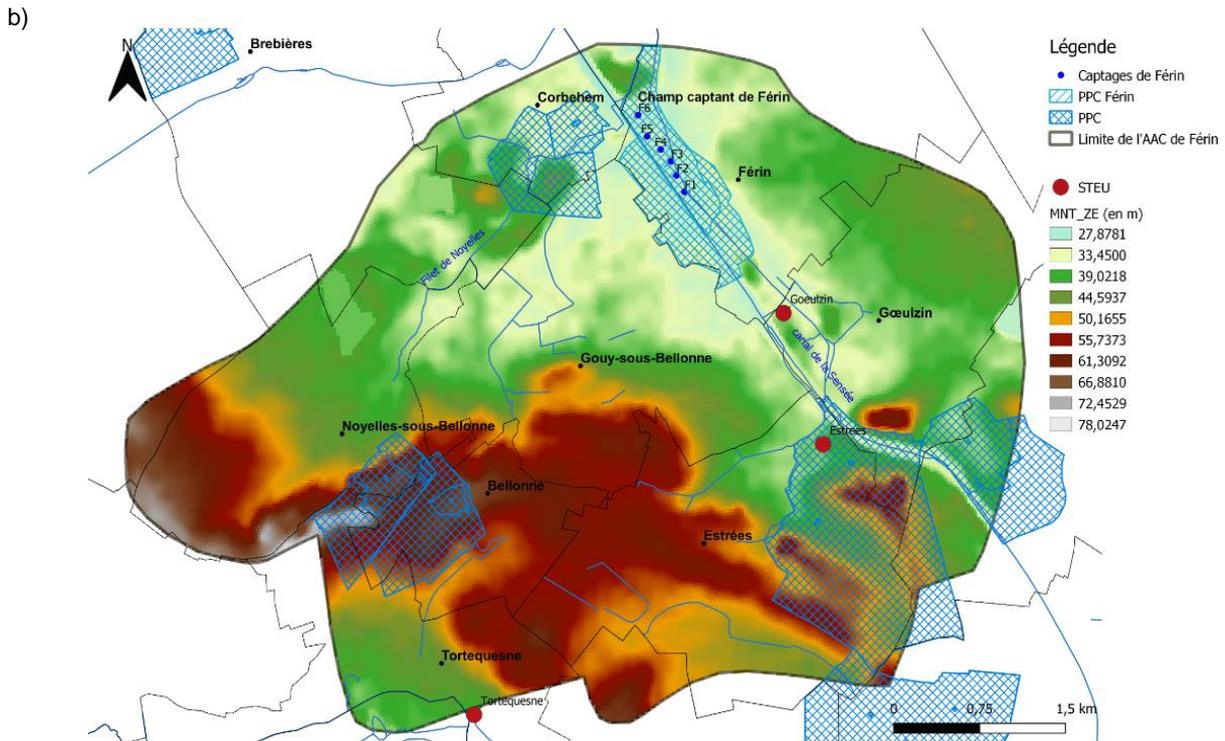
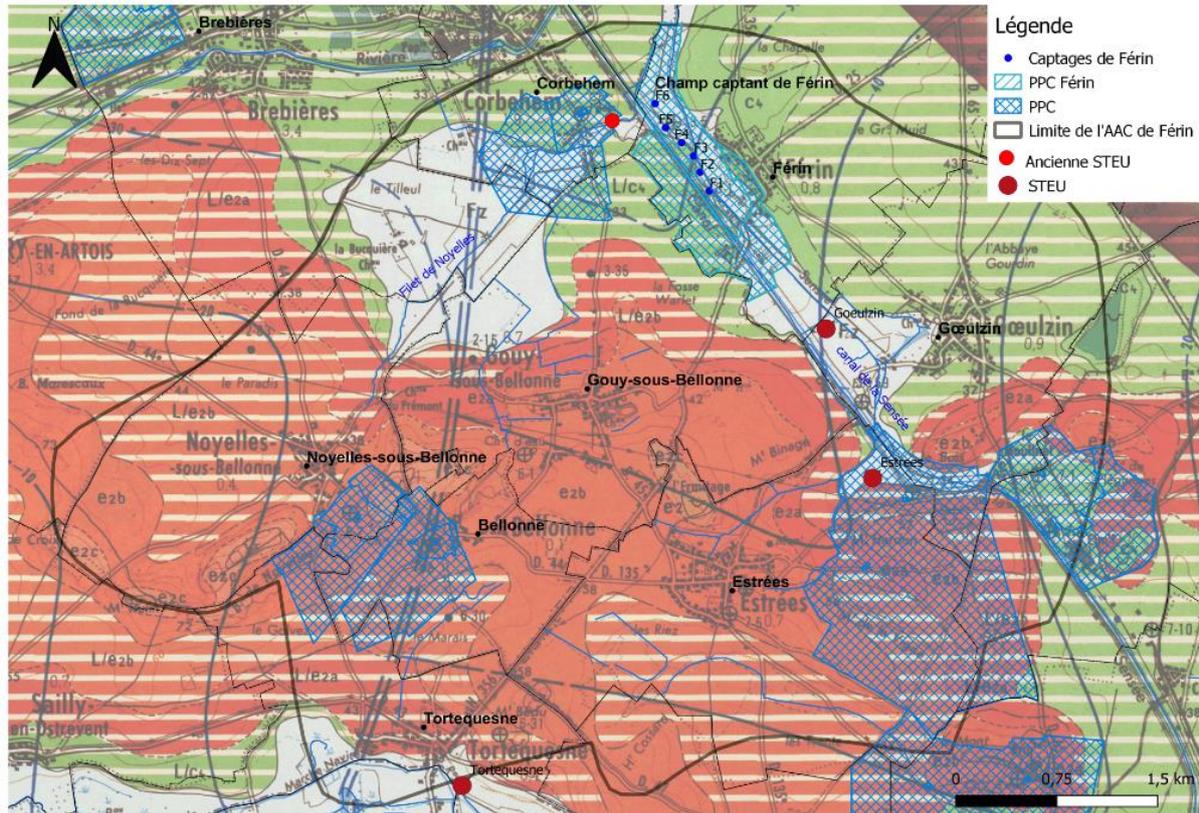


Figure 1 : a) Localisation du périmètre de l'AAC de Férin, des périmètres de protection des captages (PPC) et des stations d'épuration des eaux urbaines (STEU, dont l'ancienne de Corbehem), et b) Modèle numérique de terrain de la zone d'étude



▼ Feuille N°27 - DOUAI (Notice) (Commander la carte)



Figure 2 : Carte géologique de la zone d'étude au 1/50 000 (Feuille Douai N°27, BRGM 1993, source : Infoterre)

A proximité du champ captant, en rive gauche du canal de la Sensée se trouve une zone actuellement classée Zones Naturelles d'Intérêt Écologique, Faunistique et Floristique (ZNIEFF) de type 2 (grand ensemble naturel riche et peu modifié et/ou qui offre des potentialités biologiques importantes). Cette zone installée sur des alluvions quaternaires (de légende Fz sur la carte géologique) présente aujourd'hui des marais et des traces de bassins creusés rectangulaires (Figure 3). Ces bassins, ou lagunes, ont recueilli, dans le passé et en proportions variables, l'eau "blanche" de l'ancienne usine de papier, des boues de la station de traitement des eaux usées, et des eaux usées générées par les opérations de lavage des betteraves.

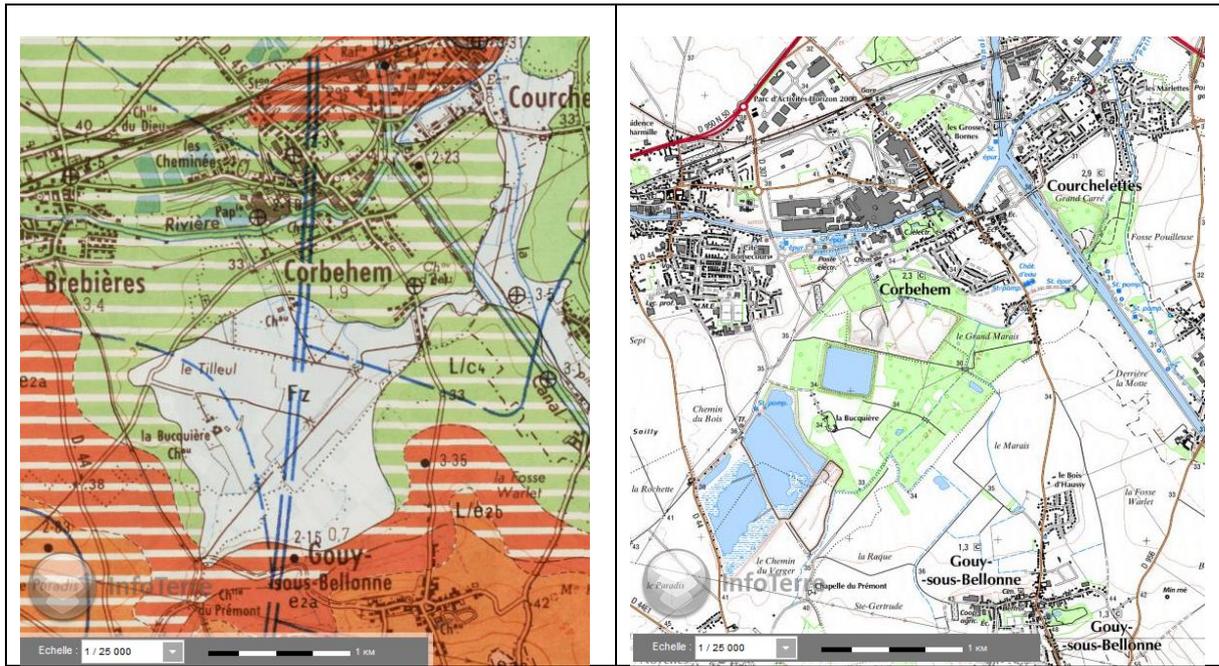


Figure 3 : Géologie et géographie de la zone ZNIEFF

2.2. PEDOLOGIE

La carte des sols fait bien apparaître l'hétérogénéité des sols entre les zones basses dans la vallée de la petite Sensée (fluvisols rédoxiques), les zones où la craie est sub-affleurante (brunisols) et les reliefs tertiaires (pélosols et brunisols) (Figure 4).

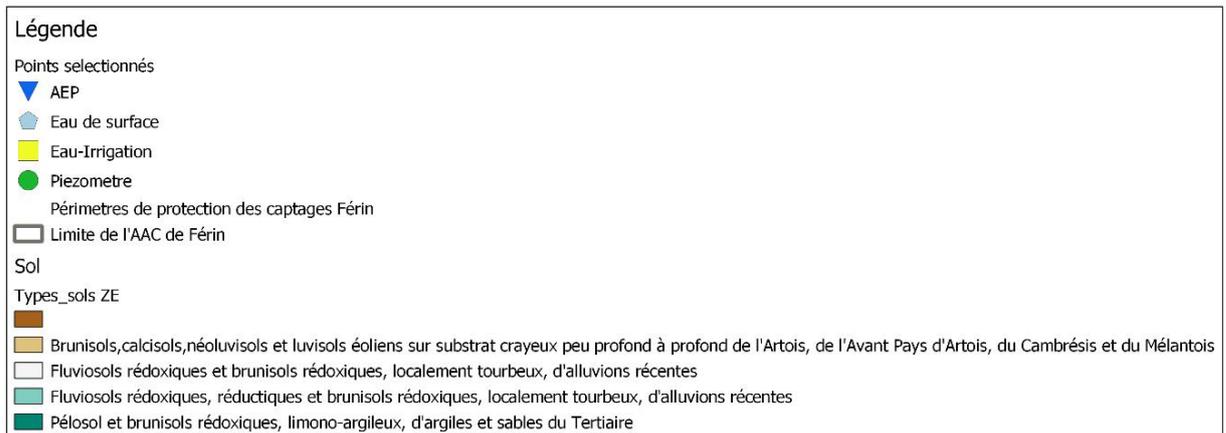
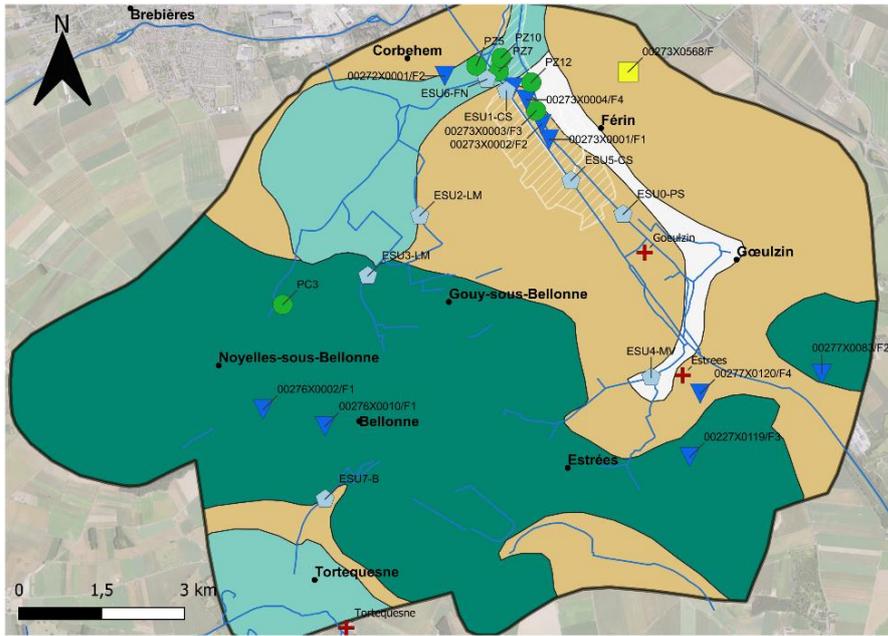


Figure 4 : Carte des sols de l'AAC (Carte pédologique du Nord Pas-de-Calais au 1/250 000, DRAAF Nord Pas-de-Calais / SRISEI)

2.3. VULNERABILITE DE LA NAPPE

Dans les travaux de Géonord pour l'ORQUE (Plutôt, 2018), les classes de vulnérabilité ont été regroupées en 3 catégories (Vulnérabilité forte à très forte, Vulnérabilité modérée et vulnérabilité faible). La méthodologie n'a pas été détaillée. La vulnérabilité forte à très forte représente 529 ha, soit 25 % de la SAU du secteur d'étude, la vulnérabilité modérée est de 1 402 ha (65 %) et la vulnérabilité faible s'étend sur 222 ha (10 %) (Figure 5). La zone de vulnérabilité très forte (en rose) est concentrée à l'est du champ captant de Férin, la zone où ce dernier se trouve étant classé en vulnérabilité forte.

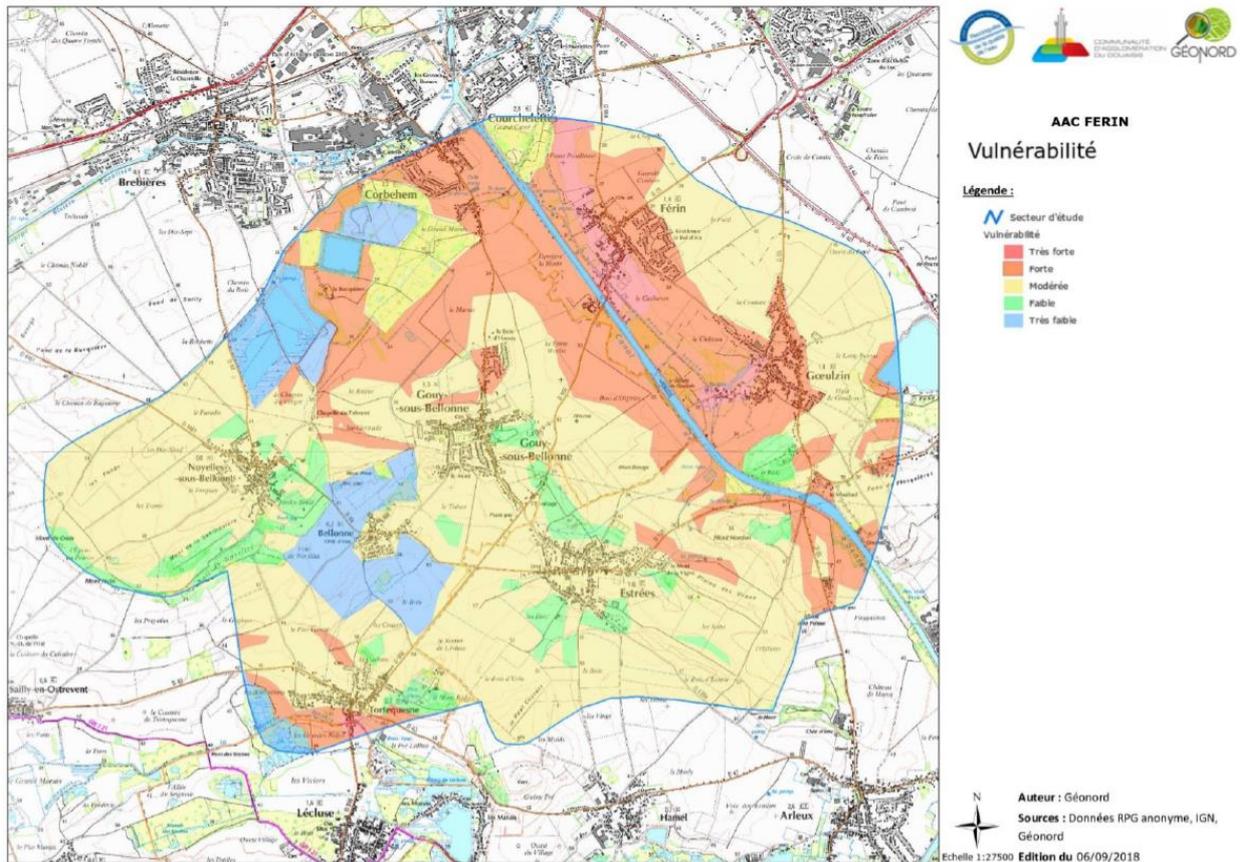


Figure 5 : Carte de la vulnérabilité de l'AAC de Férin (Plutôt, 2018)

2.4. VOLUMES PRELEVES SUR LE CHAMP CAPTANT

La Figure 6 et la Figure 7 montrent que les volumes prélevés à Férin ont beaucoup augmenté depuis 2011, date correspondant à la mise en décharge de l'eau du F1. En effet, à partir de 2011, il a été décidé que l'eau pompée au F1 sera mise en décharge dans le canal de la Sensée, pour réaliser une barrière hydraulique protégeant les autres forages des pesticides. En plus de la mise en place de cette barrière hydraulique, les volumes totaux prélevés ont fortement augmenté après 2012 (Figure 6). En général depuis cette date, le volume pompé de F1 mis en décharge est équivalent au volume exploité dans les autres forages (essentiellement F4 et F5). On notera aussi que les différents ouvrages ne sont pas sollicités de manière régulière (Figure 7) avec par exemple une mise en fonction de F2 à partir de 2022 dans le cadre d'un essai de pompage. A une échelle plus fine, on retiendra également que les durées de pompage journalière ont pu changer fortement. **Ainsi il apparaît que depuis 2008, la stratégie d'exploitation qui a évolué a fortement modifié les pompages et donc l'hydrodynamique au niveau du champ captant.**

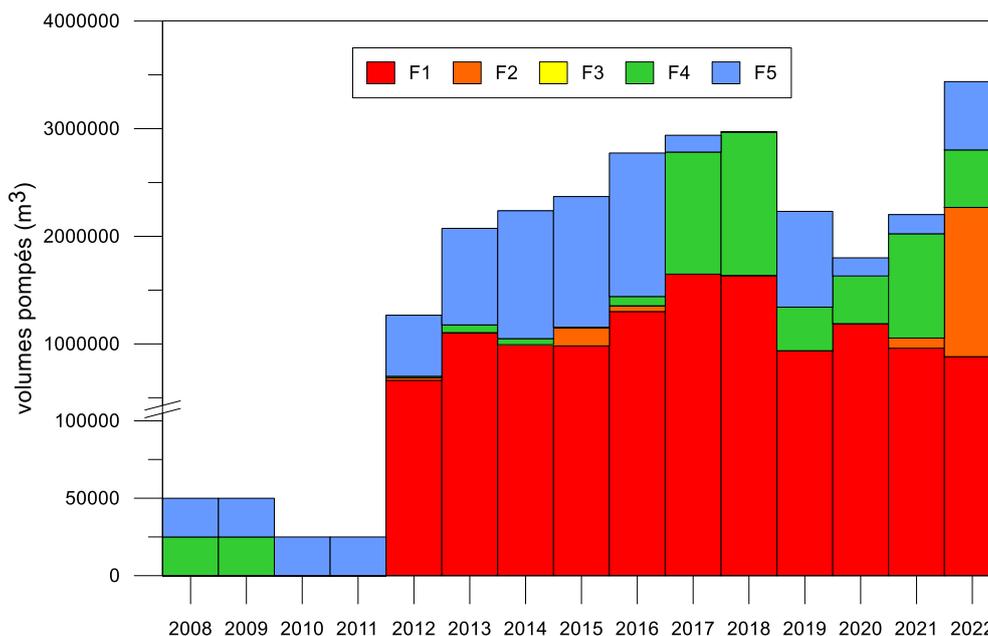


Figure 6 : Volumes prélevés annuellement par forage sur le champ captant de Férin depuis 2008

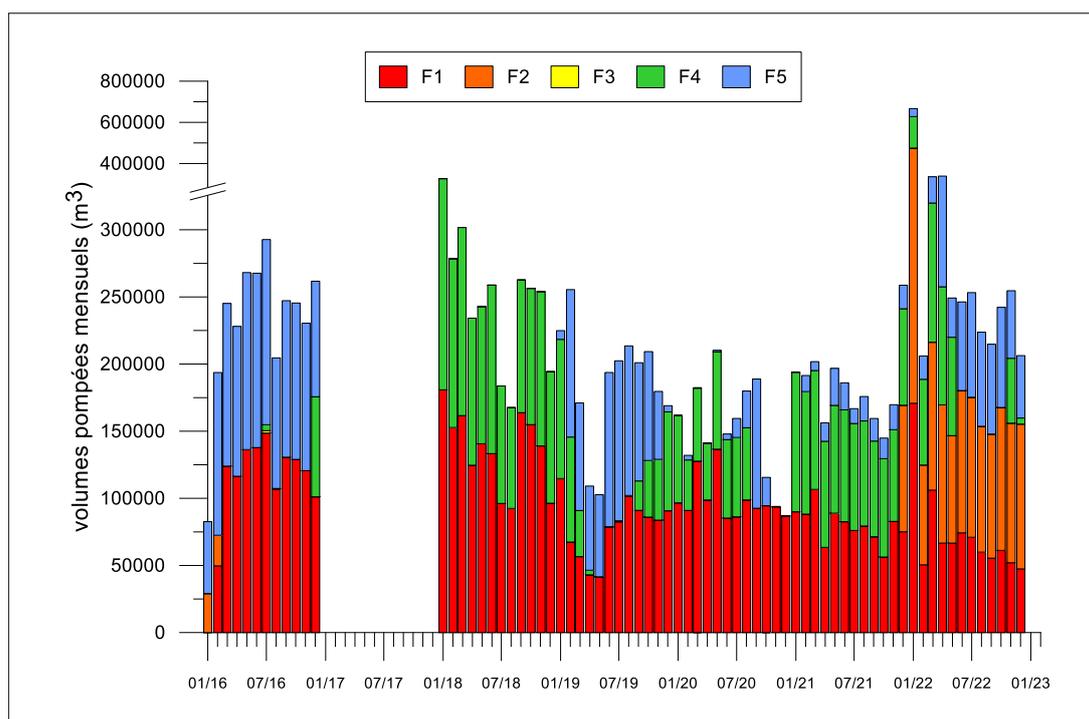


Figure 7 : Volumes prélevés mensuellement par forage sur le champ captant de Férin depuis 2016

2.5. CONTEXTE HYDROGEOLOGIQUE ET HYDRODYNAMIQUE

2.5.1. Etat des connaissances

La craie du Sénonien, poreuse et fissurée, forme le principal réservoir aquifère du secteur dont les marnes du Turonien moyen constituent le mur. C'est un aquifère fortement exploité pour l'alimentation en eau potable, l'agriculture et l'industrie.

Sur environ 20 km² de l'AAC plutôt dans sa partie aval, la craie affleure et la nappe de la craie est en conditions libres ; l'eau de la nappe est en équilibre avec la pression atmosphérique et est rechargée principalement par l'infiltration des pluies efficaces. En conséquence, le niveau d'eau de la nappe varie en fonction des apports naturels suivant une fréquence à la fois saisonnière et interannuelle. La nappe s'écoule vers le nord-nord-est vers la vallée de la Sensée qui draine la nappe. L'eau circule grâce au réseau de fissures qui est bien développé dans les vallées et les vallons secs. Dans cette zone, la nappe de la craie est très vulnérable aux pollutions provenant des activités humaines.

Sur une superficie d'environ 10 km² dans sa partie amont, la craie se trouve sous les formations tertiaires. **La nappe de la craie peut donc potentiellement se trouver captive.** Dans ce cas, la recharge s'effectue en théorie par des écoulements latéraux et par infiltration lente des eaux de recharge et de la nappe des sables du Landénien à travers les argiles de Louvil qui sont semi-perméables. Au-dessus de la nappe de la craie, la nappe des Sables d'Ostricourt dont les Argiles de Louvil constituent le mur, s'écoule sur le pourtour de la butte par des sources situées à la limite de l'affleurement des argiles. L'eau des sources peut se réinfiltrer dans la nappe à travers les limons de la craie sous-jacente ou rejoindre les ruisseaux à proximité. Elle possède des caractéristiques hydrodynamiques faibles ne permettant pas d'obtenir des débits supérieurs à quelques m³ par heure. Son exploitation est ainsi limitée aux usages domestiques. Dans ce contexte, il est supposé qu'une pollution de la nappe des sables pourrait avoir un impact sur la qualité de la nappe de la craie au droit de cette couverture ou latéralement dans les zones où la couverture est moindre.

Les relations entre la nappe de la craie et le réseau hydrographique superficiel sont complexes et peu ou pas étudiées. Selon l'étude du BRGM de 1993, la Petite Sensée draine la nappe et il n'est pas mentionné que ce sens de drainance puisse changer saisonnièrement (Denudt, 1993). Le canal de la Sensée est alimenté par la Sensée en amont de l'AAC et reçoit les eaux du captage F1 en décharge. Les liens entre Petite Sensée, nappe et canal ont été analysés dans les travaux du BRGM en 1963 sur l'écluse de Gœulzin (63-DSGR-A-019 (Emsellem, 1963)) : "au voisinage de la Petite Sensée se trouve une zone de craie fissurée très aquifère qui réalimente la nappe à environ 85 % lorsque l'on pompe au débit de 200 m³/h". La mise en évidence d'arrivées d'eau en zone non saturée à environ 7 m de profondeur lors de la régénération de F1 en 2022 semble confirmer ces observations issues du rapport de SUEZ (2022). Il n'y a pas eu à ce jour de mise à jour des connaissances sur les échanges avec de nouvelles données liées à l'évolution des niveaux piézométriques et de l'exploitation de Férin. Sur la zone d'étude et en particulier sur le champ captant, il n'existe pas d'étude ayant permis de caractériser le réservoir géologique, et en particulier l'épaisseur de la partie productive de la craie, qui est généralement admise comme faisant 15 à 20 m d'épaisseur à partir du toit de la craie. Le forage des captages de Férin, en 1956, n'a pas permis de recueillir des échantillons pour étudier leur fissuration. Une étude de la craie de la région lilloise a permis de montrer que la partie supérieure de la craie est plus conductrice que sa partie inférieure (Figure 8), ce qui est interprété comme la stratification hydrogéologique de l'aquifère : la partie supérieure plus conductrice correspondrait à la zone productive de la craie, la partie inférieure plus résistante, à la zone non productive. Or, l'épaisseur de ces zones peut varier fortement notamment en raison de la fissuration et de la fracturation de la craie, ce qui peut impliquer des modifications majeures des écoulements et des épaisseurs sur de petites distances (entre deux captages par exemple). A notre connaissance, il n'existe pas de description d'une nappe alluviale ou nappe dans les alluvions quaternaires qui serait plus ou moins indépendante de la nappe de la craie. Il est cependant possible d'envisager qu'une nappe soit formée dans les alluvions et qu'elle draine ou soit drainée par la Petite Sensée et qu'elle puisse alimenter la nappe de la craie.

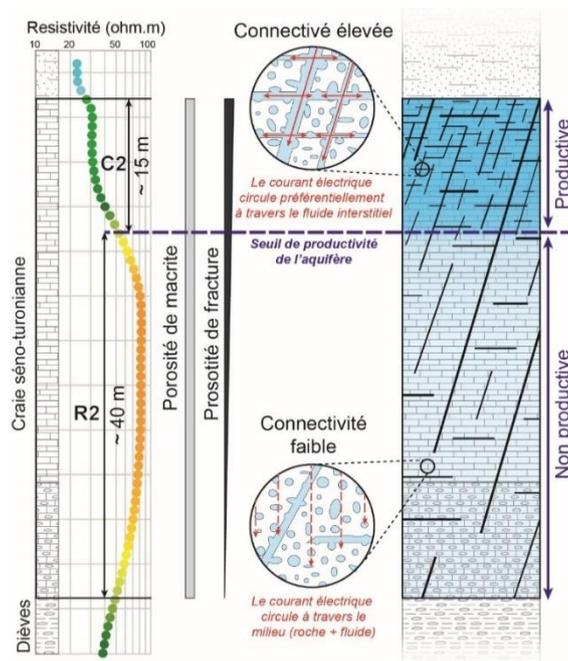


Figure 8 : Origine pétrophysique de la double signature de la craie dans la zone des champs captants du sud de Lille (Portal et al., 2021), avec la partie supérieure de la craie plus conductrice interprétée comme craie productive, et la partie inférieure de la craie, plus résistante et interprétée comme non ou peu productive (Portal et al., 2021, Portal et al., 2022).

2.5.2. Piézomètre de Bellonne du réseau piézométrique national

La piézométrie générale de la nappe de la craie est suivie au piézomètre 00276X0030/F1 appartenant au réseau piézométrique national, situé à Bellonne au voisinage du secteur de la Sensée. Le forage traverse 6 m d'argiles et tourbe quaternaires, 6 m d'Argiles de Louvil et 2,4 m de sables argileux (Tableau 1). La piézométrie générale est influencée par les alternances des cycles à forte et faible recharge. Les niveaux les plus bas ont été atteints en 1990, 2011, 2020 et 2022 (

Figure 9), années durant lesquelles les pluies efficaces ont été faibles. Les derniers hauts niveaux piézométriques ont été atteints en 2001.

Tableau 1 : Log géologique du forage 00276X0030/F1 (données Infoterre)

Profondeur	Lithologie	Stratigraphie
De 0 à 0,5 m	superf: terre, argileux brun roux	Quaternaire
De 0,5 à 1,2 m	alluv: terre, argileux brun coquillier	Quaternaire
De 1,2 à 1,5 m	alluv: argile, jaune	Quaternaire
De 1,5 à 4,5 m	alluv: tourbe	Quaternaire
De 4,5 à 5,5 m	alluv: tourbe, sableux	Quaternaire
De 5,5 à 6 m	alluv: argile, sableux	Quaternaire
De 6 à 12 m	argile, mou (argile de Louvil)	Landénien
De 12 à 14,7 m	sable, argileux (Tuffeau de Valenciennes)	Landénien
De 14,7 à 44 m	craie, blanc	Sénonien
De 44 à 65,8 m	craie, gris silex	Sénonien
De 65,8 à 66,8 m	craie, phosphate (tun)	Sénonien

Profondeur	Lithologie	Stratigraphie
De 66,8 à 81 m	craie, gris ; silex	Turonien-sup

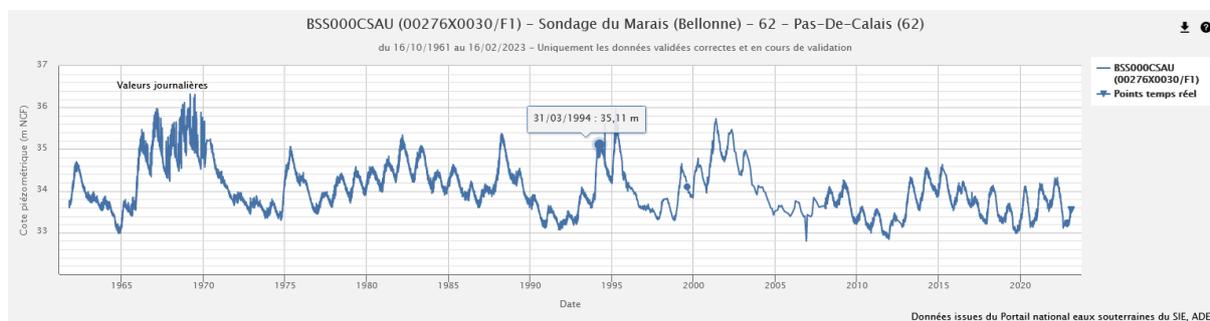


Figure 9 : Evolution de la piézométrie régionale suivie à Bellonne (BSS000CSAU, 00276X0030/F1) de 1961 à janvier 2023 (données : https://ades.eaufrance.fr/Fiche/PtEau?Code=00276X0030/F1#mesures_graphiques)

2.5.3. Piézomètre du champ captant de Férin

Sur le champ captant de Férin, la piézométrie (depuis 2016) (Figure 10) montre une succession de cycles de faible et de forte recharge. Au début de 2019, les volumes prélevés ont atteint 7 200 m³/j, ce qui a provoqué une baisse rapide du niveau statique des captages. La diminution du pompage à 2 000 m³/j a ensuite favorisé une remontée piézométrique. En 2020, la recharge hivernale et le pompage stabilisé à environ 3 000 m³/j ont favorisé la remontée du niveau statique dans les forages. La nappe est donc très réactive. Lors de la campagne d'échantillonnage de mai-juin 2021, on se trouvait donc dans un contexte global de basses eaux et en période de diminution du niveau piézométrique pour l'année hydrologique.

Les mesures piézométriques confirment que la nappe de la craie sur le champ captant de Férin est peu profonde (l'épaisseur de la zone non saturée varie entre 2 m en hautes-eaux et 5 m en basses eaux).

L'étude réalisée lors de la réalisation des forages de Férin par EDF avant leur mise en fonctionnement (Dellery et al., 1957) montrait que les niveaux piézométriques statiques étaient situés dans les alluvions et sols, au-dessus de la craie (Figure 11). Compte-tenu de l'exploitation du champ captant, nous disposons de niveaux piézométriques dynamiques et parfois statistiques (données disponibles uniquement depuis 2016).

Pour F1, depuis 2016, nous disposons essentiellement de niveau dynamique dans la craie mais les quelques données disponibles pour les niveaux statiques montrent que ponctuellement, ce niveau peut se trouver dans les alluvions (début 2016, début 2019 et fin 2021 à la limite entre les alluvions et la craie). Depuis 2016, le niveau statique de F2 n'atteint les alluvions qu'en période de haut niveau (début 2019, début 2020, début 2021), tandis que F3 et F4 ont un niveau piézométrique statique constamment dans les alluvions. Le niveau statique de F5 est fréquemment dans les alluvions et atteint la craie en période de bas niveau. **Concernant les niveaux statiques, sur la période 2016-2022, F3 et F4 se trouvent dans les alluvions, F5 est majoritairement dans les alluvions alors que les niveaux statiques de F1 et F2 les atteignent de manière très ponctuelle.**

En revanche, avec l'exploitation, l'épaisseur de la zone non saturée augmente et tous les niveaux dynamiques se trouvent dans la craie (sauf F3 qui n'est pas exploité).

Etude du transfert de la bentazone et autres pesticides dans les eaux souterraines de l'AAC de Férin (Nord)

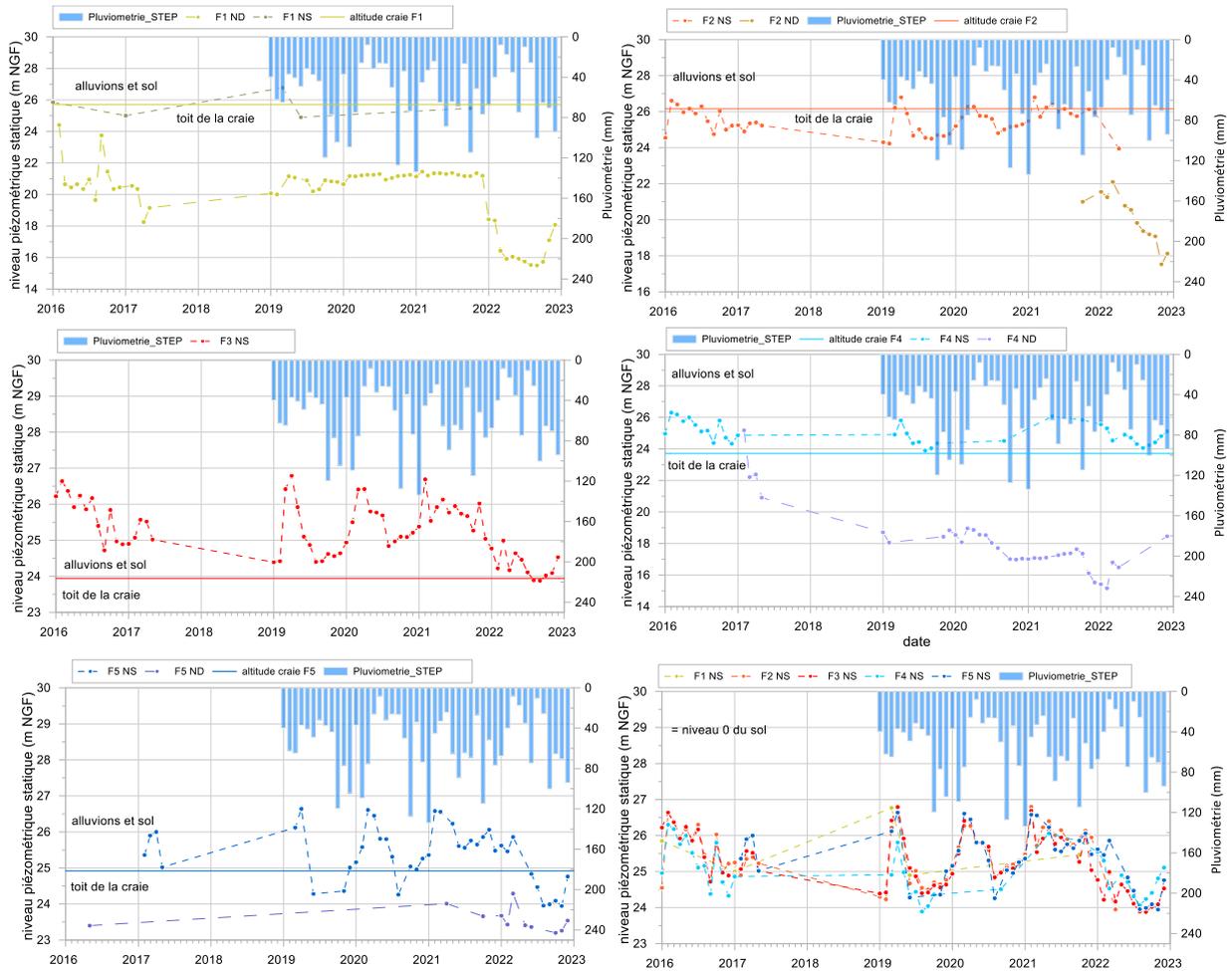


Figure 10 : Evolution piézométrique (niveau statique : NS et niveau dynamique ND en m NGF) sur le champ captant de Férin (données d'auto-suivi par SUEZ) et profondeur du toit de la craie et, à titre indicatif, pluviométrie enregistrée à la STEP de Gœulzin

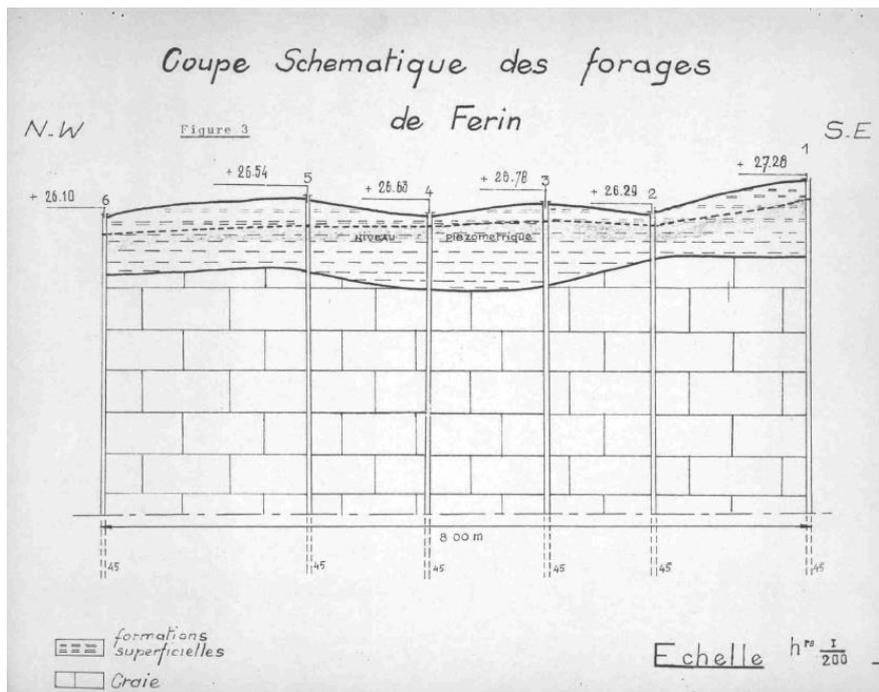


Figure 11 : Coupes des forages de Férin lors de leur création (Dellery et al., 1957)

3. Elements de compréhension des dynamiques et voies de transfert des pesticides, dont la bentazone, dans l'AAC de Férin

Afin de répondre le plus précisément possible et concrètement possible, ce chapitre déclinera sous forme de questions les éléments de connaissance nécessaires à la compréhension des dynamiques et voies de transfert des pesticides en commençant par une amélioration de la compréhension du transfert de l'eau. Les outils utilisés, notamment les outils isotopiques, permettent de proposer des interprétations complémentaires, permettant de mettre en évidence des éléments particuliers.

Les réponses aux questions suivantes montreront progressivement les apports de chaque outil pour aboutir à une conclusion commune. Il est entendu que les résultats présentés sont valables sur la base des données acquises lors de la campagne de mai-juin 2021, réalisée dans cette étude et des données historiques mises à disposition. La campagne s'est déroulée pendant la vidange de la nappe de la craie (hautes eaux de février à avril). Les forages F1, F4 et F5 étaient en pompage dans le champ captant de Férin. Les détails des prélèvements et analyses réalisés se trouvent en Annexe 1. Le lecteur pourra se reporter à l'annexe 2 qui présente les outils isotopiques et l'annexe 3 qui présente l'interprétation des données de chimie existantes. Les points prélevés sont présentés sur les cartes suivantes (Figure 12 et Figure 13)

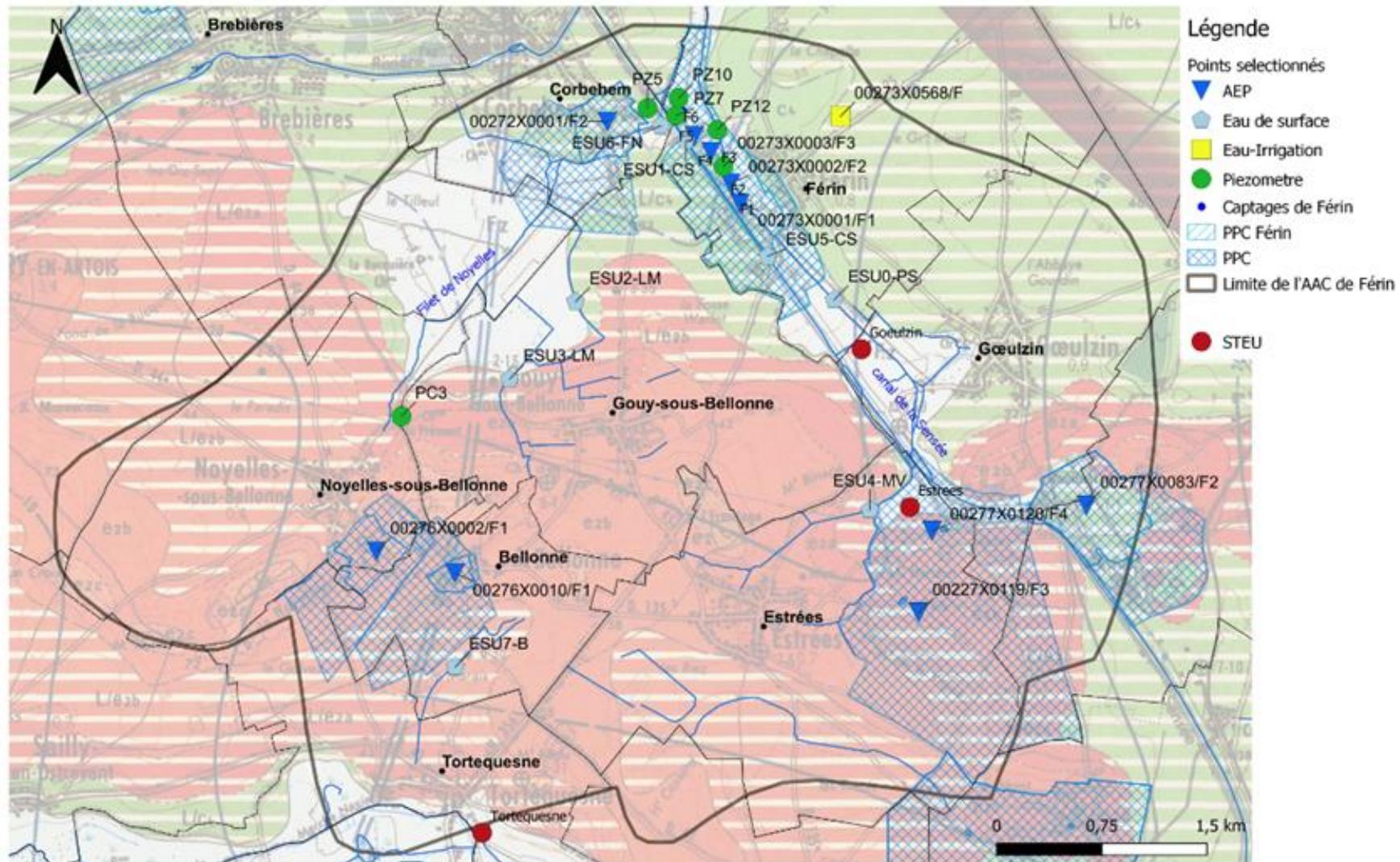


Figure 12 : Carte de l'AAC et des points d'eau de surface et souterraine prélevés lors de la campagne de juin 2021

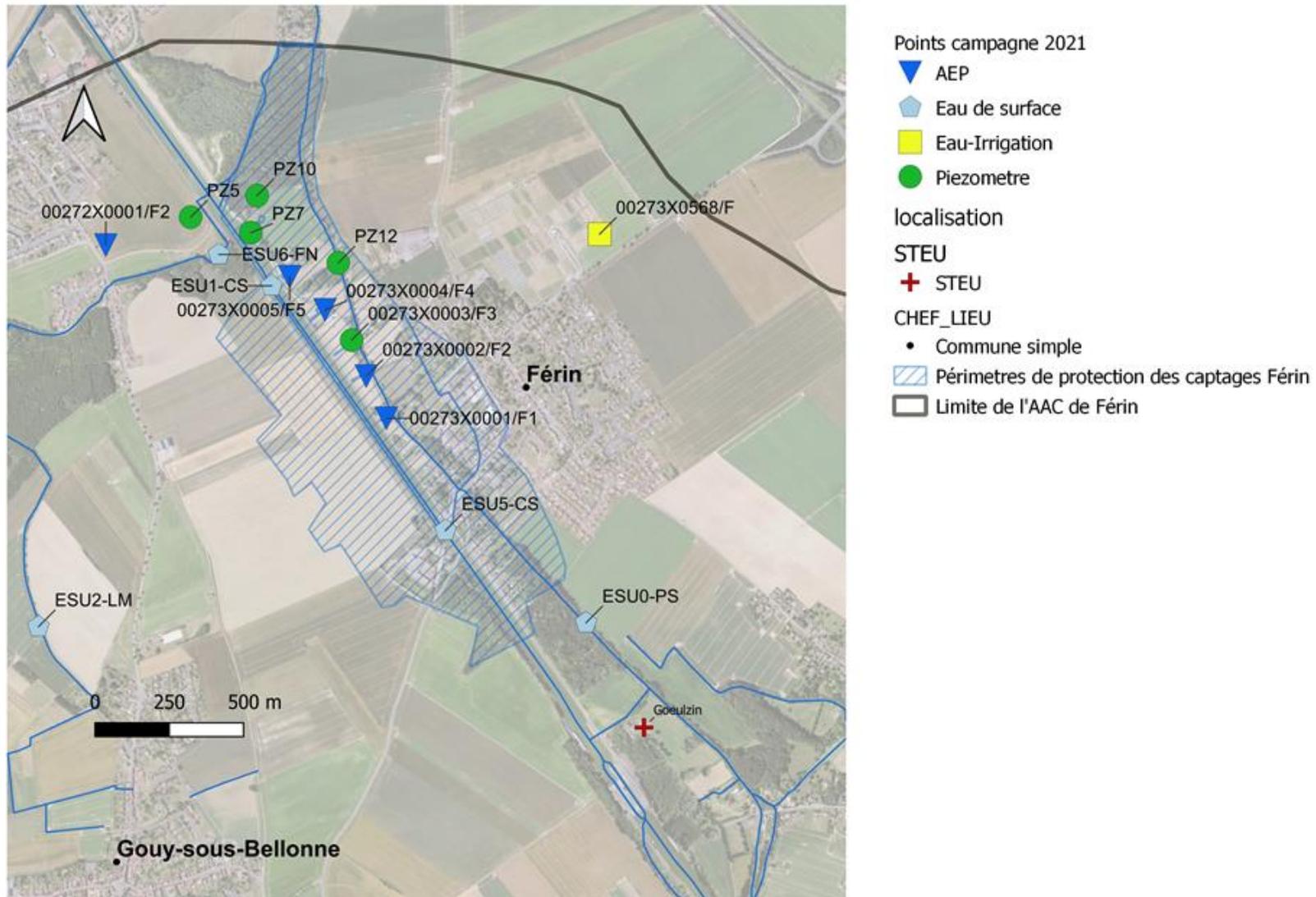


Figure 13 : Carte centrée sur le champ captant de Férin

3.1. D'OU VIENNENT LES EAUX SOUTERRAINES DU CHAMP CAPTANT DE FERIN ?

Afin de répondre à cette question, il est nécessaire de comprendre les grands types d'eau de l'AAC et leurs mélanges potentiels. Pour ce faire, l'étude des analyses chimiques réalisées dans le cadre du suivi de la qualité des eaux exploitées pour l'eau potable, bancarisées dans la base de données ADES, est nécessaire mais pas suffisante, notamment parce que certains paramètres n'y figurent pas, comme les concentrations en strontium. Dans le cadre du projet, les données existantes ont été complétées par celles provenant de la campagne de prélèvements et d'analyses de 2021 (Annexe 1) incluant l'analyse des rapports isotopiques de l'oxygène et deutérium de l'eau et du strontium dont les méthodologies d'analyses sont présentées en Annexe 2. Afin de ne pas surcharger le rapport, ne seront présentées ici que les données les plus pertinentes issues des analyses isotopiques et de la chimie. Les premières interprétations des données de chimie bancarisées dans ADES et celles de la campagne de 2021 sont présentées en Annexe 3.

3.1.1. Les isotopes stables de l'eau

Après infiltration de l'eau de recharge, les isotopes stables de la molécule d'eau ($\delta^{18}\text{O}$ et $\delta^2\text{H}$) se comportent, en absence d'évaporation, comme des traceurs conservatifs et reflètent le mélange des différentes composantes de recharge ayant alimenté les eaux souterraines considérées. L'histoire d'un aquifère peut donc être reconstituée par l'abondance des isotopes stables lourds de l'oxygène (^{18}O) et de l'hydrogène (^2H), notamment en ce qui concerne l'existence d'eaux « fossiles » rechargées lors de périodes climatiques plus froides et l'infiltration d'eaux de surface marquées par l'évaporation (Craig, 1961; Négrel et al., 2016).

Les isotopes stables de l'eau, croisés notamment avec les concentrations en chlorures permettent de mettre en évidence des pôles de mélange des eaux de l'AAC de Férin (Figure 14). L'intérêt de ces 3 paramètres est qu'ils ne sont pas impliqués dans des mécanismes d'interactions eau-roche, par exemple la dissolution de la craie ou d'évaporites et qu'ils permettent ainsi de chercher à identifier des types d'eau différents ou des réservoirs contributifs différents. Pour mieux caractériser les pôles dans un contexte sous forte pression agricole, les chlorures sont un paramètre important. Les deux sources naturelles principales de chlorures dans les eaux naturelles sont les aérosols marins et l'halite (sel NaCl). La proportion d'aérosols marins contenus dans les eaux de pluie diminue au fur et à mesure que l'on s'éloigne de la mer. En l'absence de dépôts de sels dans les niveaux lithologiques drainés, les eaux souterraines et les eaux de surface intègrent uniquement des chlorures provenant de l'eau de pluie. En dehors de ces sources naturelles, les activités humaines dont l'agriculture, l'industrie, les stations d'épuration des eaux usées voire l'utilisation de sels de déverglacement de manière plus ponctuelle sont émettrices de chlorures dans le milieu à des concentrations non négligeables. Ainsi les chlorures sont utilisés comme élément de référence.

Le graphique suivant présente le $\delta^{18}\text{O}$ de l'eau en fonction des concentrations en chlorures (Figure 14). Il permet de distinguer clairement 4 pôles de mélange dans les eaux de l'AAC de Férin.

1. Le premier pôle nommé « **pôle amont Sud-Ouest** » est représenté par les eaux de type du forage AEP de Bellonne ;
2. Le second pôle est nommé « **pôle amont Sud** », représenté par les eaux souterraines de Cantin 00277X0083/F2 et Estrées 00277X0119/F3 ; le pôle peut être dominé par l'un ou l'autre de ces types d'eau ;
3. Les eaux du **canal de la Sensée et de la Petite Sensée** qui sont les eaux ayant les rapports isotopiques les plus faibles ;

4. Les eaux de type du captage de Corbehem 00272X0001/F2, les plus riches en chlorures, dont les eaux du PZ12 sont proches en $\delta^{18}\text{O}$.

Parmi les points d'eau de Férin, il apparait nettement trois groupes de forages.

1. Un groupe rassemble F1, F4 et la Petite Sensée, sous l'influence des pôles amont SO et S, et du pôle aval N de type Corbehem ;
2. Un groupe rassemble F5, PZ5 et PZ10 ;
3. Un groupe est constitué des captages F2 et F3, prélevé à 15 et 40 m de profondeur, et des eaux du canal et du PZ7.

Les eaux de la partie supérieure de la nappe, prélevées dans les piézomètres peu profonds du champ captant de Férin montrent des différences notables :

- PZ12 a le même $\delta^{18}\text{O}$ que celui de la Petite Sensée sur les berges de laquelle il est installé, et les deux points ne se distinguent que par leur concentration en chlorure ;
- PZ7 est très proche chimiquement du pôle des eaux du canal dont il est proche géographiquement ;
- PZ5 et PZ10 sont plus proches des eaux du captage F5.

Ceci illustre la grande complexité des mélanges sous l'effet des pompages et des potentielles pertes du canal et de la Petite Sensée.

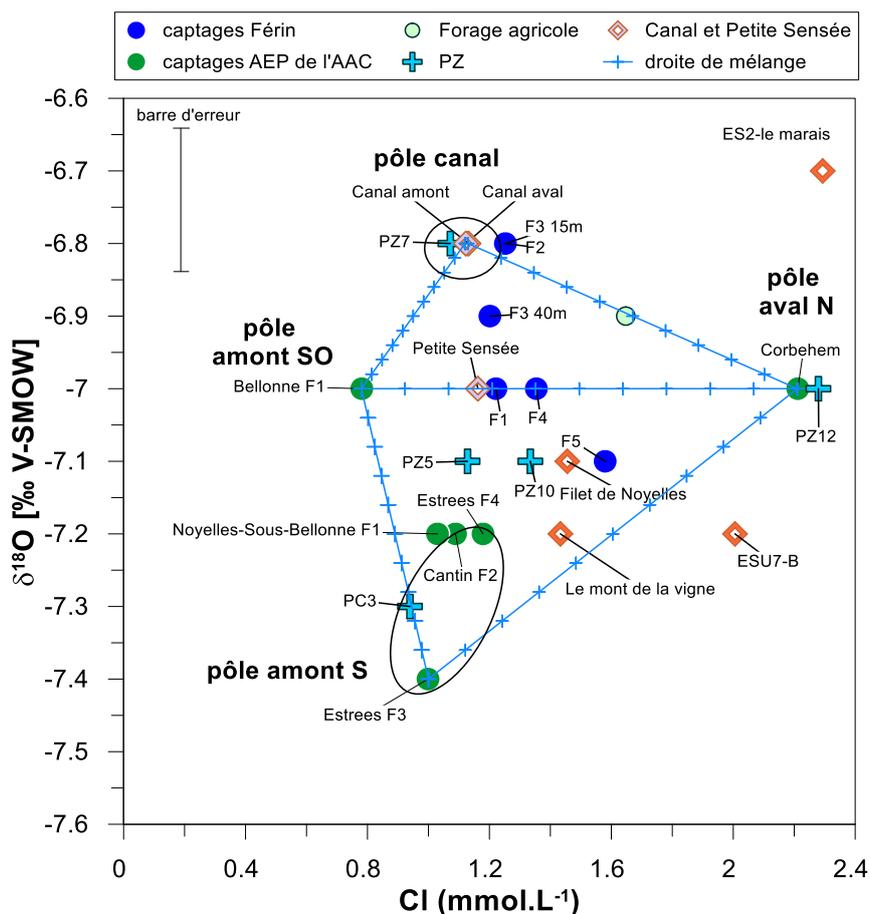


Figure 14 : $\delta^{18}\text{O}$ de l'eau en fonction des concentrations en chlorures dans les eaux de l'AAC de Férin

3.1.2. Les isotopes du strontium dans les eaux de l'AAC

Le strontium est un élément qui ne figure pas dans la liste des paramètres de suivi qualitatif des masses d'eau. C'est un élément alcalinoterreux proche du calcium. Il est un élément trace présent à des concentrations $< 0,5 \%$ dans les roches, mais toujours présent avec des quantités supérieures à la centaine de $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$. Il se situe préférentiellement dans les minéraux calciques tels que les plagioclases et les carbonates. En particulier dans la craie, le strontium présent dans l'eau de mer du Crétacé a été précipité avec le calcium pour former les plaques de carbonate de calcium agencées en sphères, les coccolithes, secrétées par des microalgues marines (les coccolithophoridés) qui constituent aujourd'hui à plus de 90 % la craie. Le strontium provient également de la désintégration radioactive du rubidium (élément alcalin proche du potassium). Élément trace dans les roches, le rubidium est présent en quantité évoluant entre le $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (roches ultrabasiques) et la centaine de $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (roches de la famille des granites) et se localise préférentiellement dans les minéraux potassiques (biotites, muscovites, feldspaths potassiques). La recherche de l'origine de l'eau et de sa minéralisation peut être réalisée en partie à l'aide des isotopes du strontium ($^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$). L'étude du strontium et de ses isotopes a permis d'améliorer la compréhension des mélanges de masses d'eau sur les champs captants du Sud de Lille et d'identifier les sources et dynamiques du sélénium dans les eaux souterraines (Cary et al., 2014). Le rapport isotopique du strontium ($^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$) d'une eau est lié à celui du minéral ou des associations minéralogiques avec lequel l'eau a interagi. Les variations du rapport isotopique du strontium dans un hydrosystème donnent ainsi des informations sur l'origine et les proportions de mélange des différents composants naturels (interaction roche-eau, relations nappes-rivière...) et anthropogéniques éventuels.

Dans notre cas d'étude, trois types de strontium peuvent être décrits dans les eaux de l'AAC.

1. Le strontium dans les eaux souterraines provient essentiellement de la dissolution de la craie, en lien avec des processus d'interactions eau-roche dans l'aquifère. Ce strontium présente un rapport isotopique typique de celui de la mer crétacée.
2. Le strontium issu des eaux traversant les sables et argiles tertiaires. Ce strontium présente un rapport isotopique différent de celui de la mer crétacée.
3. Le strontium émis par les activités humaines. Ce strontium présente un rapport isotopique différent de celui des deux autres types cités.

Le diagramme de la Figure 15 présente l'évolution des isotopes du strontium en fonction de sa concentration, ramenée à $1/\text{Sr}$ pour faciliter la lecture du graphique. Les pôles mis en évidence dans les eaux de l'AAC sont les mêmes que ceux mis en évidence avec les isotopes stables de l'eau, à deux différences près : le pôle aval N de type Corbehem se superpose avec le pôle amont S-O de type Bellonne en raison de concentrations en Sr proches et le pôle Tertiaire est nettement distinct.

1. Le « **pôle amont Sud-Ouest** » du type des eaux du forage AEP de Bellonne et le **pôle aval N** de type Corbehem sont assez proches car ils ont une concentration en Sr et un rapport isotopique en strontium similaires ;
2. Le « **pôle amont Sud** », représenté par les eaux souterraines de Cantin et Estrées, dont les eaux du captage AEP de Noyelles-sous-Bellonne sont proches chimiquement ;
3. Les eaux du **canal de la Sensée et de la Petite Sensée** (qui sera appelé **pôle canal-Petite Sensée**) où la Petite Sensée ne se distingue pas des eaux du canal ;
4. Les eaux de surface drainant les formations tertiaires (**pôle Tertiaire-Quaternaire**) ont une signature isotopique en strontium en général plus élevée que celles retrouvées dans la craie et se distinguent très bien des eaux souterraines. Le **pôle Tertiaire-Quaternaire** a été identifié dans des études précédentes ; les argiles de Louvil ont une signature isotopique élevée ($^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr} = 0.7098$ (Cary et al., 2014)).

Le pôle amont SO correspond typiquement aux signatures isotopiques mesurées dans la craie sous captivité tertiaire, par exemple dans les champs captants de Lille (Cary et al., 2021; Cary and Parmentier, 2014), avec des concentrations en strontium plus importantes que dans la craie libre en raison des interactions eau-roche plus fortes et du temps de résidence plus élevé des eaux souterraines.

Le pôle amont S diffère du pôle amont SO par un rapport isotopique en strontium plus élevé et des concentrations plus faibles en strontium. Il peut être sous l'influence des eaux de la nappe des sables transitant à travers les argiles de Louvil qui présentent des rapports isotopiques élevés (Cary et al., 2014).

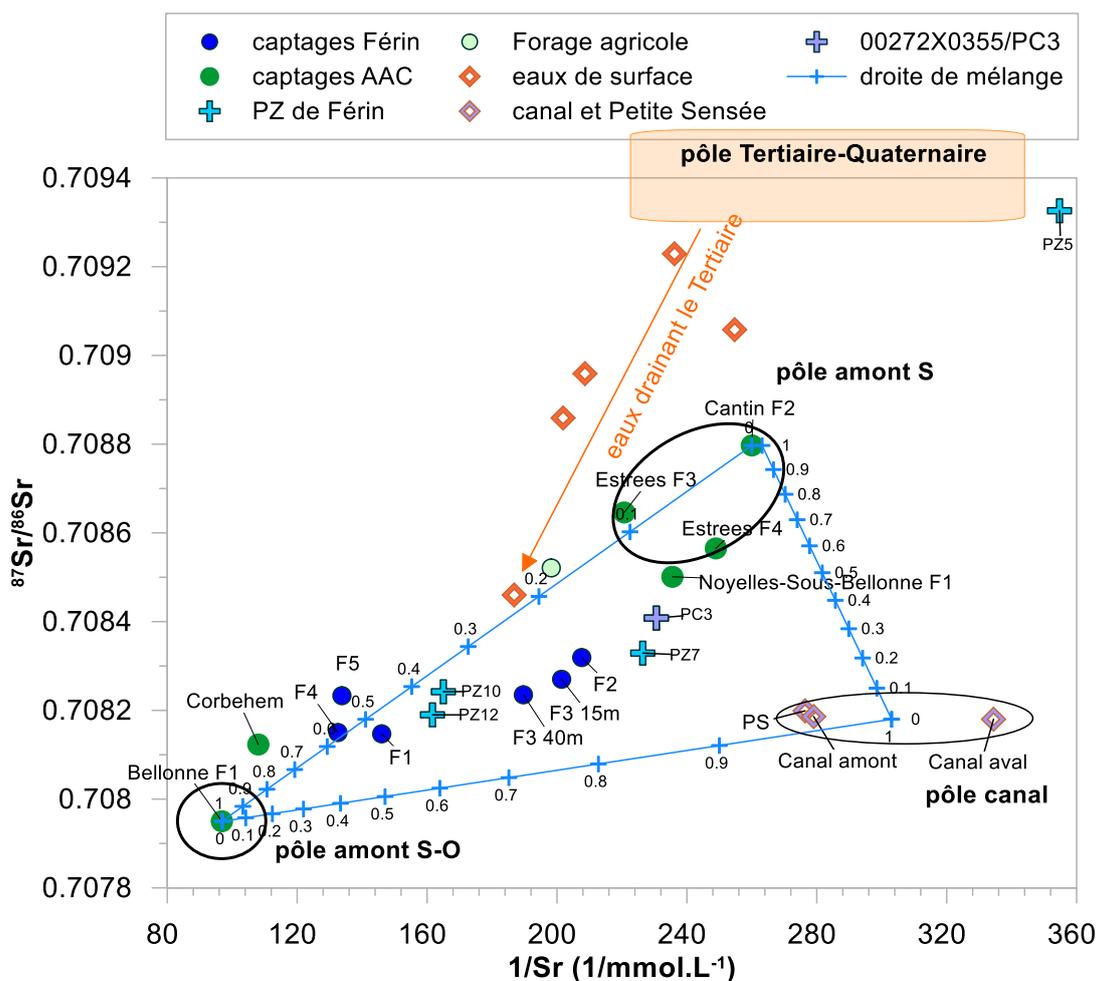


Figure 15 : Diagramme représentant le rapport isotopique en Sr en fonction de l'inverse des concentrations en strontium (Sr) dans les eaux de l'AAC de Férin.

Les eaux du captage de Noyelles-sous-Bellonne sont proches isotopiquement de celles des deux captages d'Estrées et diffèrent nettement de celles de Bellonne malgré leur proximité géographique (1,15 km à vol d'oiseau) et une pile lithostratigraphique comparable. Une hypothèse est que la craie captée à Bellonne n'est pas la même que celle captée à Noyelles-sous-Bellonne en raison de la présence d'une grande faille régionale, la faille de Vimy, qui passe entre les deux villages et décale les blocs de craie (Figure 16). Cette faille est parfois prise en compte dans les modèles hydrogéologiques, notamment dans celui réalisé par la SAFEGE pour Eaux du Nord en 2013, où un flux nul lui est attribué dans les conditions aux limites. Une seconde hypothèse est qu'à l'ouest et au nord de Noyelles-sous-Bellonne, la craie est surmontée de 2 à 4 m de limons quaternaires. Elle est donc potentiellement en condition plutôt libre et donc plus vulnérable aux pollutions de surface. Les eaux de Noyelles-sous-

Bellonne pourraient résulter d'un mélange entre des eaux provenant de la zone captive de la nappe et d'eau provenant de la zone en conditions libres.

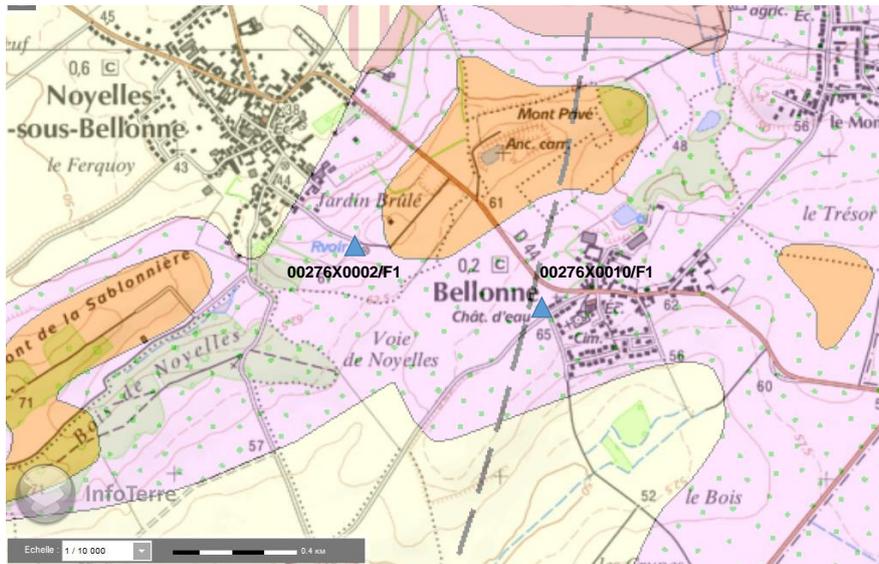


Figure 16 : Carte géologique de Douai au 1/50 000 et positionnement de la faille de Vimy indiquée par la ligne en tirets (orange : Sables du Quesnoy, rose : Sables d'Ostricourt, jaune : limon loessique avec cailloutis de base à silex et vestiges yprésiens, sparnaciens et Thanétien). Au nord et au nord-ouest de Noyelles sous-Bellonne, la craie se trouve entre 2 et 4 m de profondeur sous les limons quaternaires.

Il est possible de tracer une droite de mélange et de réaliser un diagramme ternaire entre ces 3 pôles afin d'estimer les proportions qui proviennent de chacun d'entre eux dans les captages de Férin.

Les points d'eau de Férin, rappelés sur la Figure 13, se répartissent dans deux groupes.

- Le premier groupe rassemble F1, F4 et F5. Ils sont proches du **pôle amont SO** et du **pôle aval nord** de type Corbehem. Ceci est cohérent avec les données issues des isotopes de l'eau ; F1 et F4 ont le même rapport isotopique en strontium, seule la concentration en strontium varie ; sur la base de la campagne de juin 2021, les eaux du F4 par exemple, pourraient présenter 60 % d'eau du type du pôle SO et 40 % d'eaux du pôle Sud provenant de Cantin et Estrées ;
- Les captages F2 et F3 (prélevé à 15 et 40 m de profondeur), forment un second groupe avec une composition isotopique et une concentration en strontium significativement plus faibles que le groupe précédent. Ces trois échantillons d'eau résultent d'un mélange entre des eaux du **type du pôle SO – pôle N aval de type Corbehem**, du **pôle « canal-Petite Sensée »** et du pôle amont S. Par exemple, les prélèvements dans F3 (à 15 et 40 m) présenteraient un mélange d'environ 20 à 30 % d'eau du canal-Petite Sensée, 40 % d'eaux du type amont SO ou Corbehem (indissociés ici) et 40 % d'eaux du type Cantin-Estrées.

Le croisement d'autres données de chimie permet de confirmer ces premières interprétations : le graphique suivant (Figure 17) présente les concentrations en Sr en fonction des concentrations en chlorures. L'information majeure de ce graphique est qu'il permet de distinguer les eaux **du pôle amont SO** de type Bellonne du pôle de type Corbehem, noté **pôle aval N**. Ces deux pôles étaient très proches dans le graphique précédent en raison de concentrations en strontium similaires, mais les chlorures permettent de les distinguer car le captage F2 de Corbehem est marqué par des concentrations en chlorures importantes (en cohérence avec les données des isotopes stables de l'eau - Figure 14). En revanche, ce

diagramme permet moins bien de distinguer le pôle « canal-Petite Sensée » du pôle **amont S** car leurs concentrations en Sr et Cl sont comparables.

Une autre information majeure de ce graphique est la validation des groupes formés par les captages de Férin, avec F2 et F3 d'un côté, et F1, F4 et F5 de l'autre, le premier étant plus influencé par les eaux du canal et de la Petite Sensée que le second, comme le montrait déjà le graphique du strontium.

Ensuite, les eaux du PZ12 se démarquent par une concentration en chlorures importante (Figure 17), et elles se distinguent aussi de celles de Corbehem par les concentrations en strontium, montrant qu'il n'existe pas un pôle « Corbehem-PZ12 » malgré leurs concentrations ou composition isotopique proches pour certains paramètres. La concentration en chlorure du forage F5 de Férin peut donc résulter d'un mélange et d'une dilution des deux sources de chlorures constituées par les eaux de Corbehem et du PZ12 dont la composition chimique sera étudiée dans le paragraphe suivant. Le PZ5 montre une concentration en Sr la plus faible de l'ACC mais un rapport isotopique en strontium élevé, proche de celui des eaux drainant le Tertiaire ($^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr} = 0,70932$). Situé en rive gauche du canal, le PZ 5 est proche du Filet de Noyelles dont il a la même composition isotopique en $\delta^{18}\text{O}$. Le filet de Noyelles, à cet endroit, reçoit, en plus des eaux du Marais, un trop-plein d'eaux pluviales. Leur potentielle infiltration captée par le PZ5 pourrait expliquer la faible concentration en Sr par dilution avec des eaux de pluie ayant drainé les sols développés sur les formations quaternaires.

Enfin, les eaux de surface de l'AAC, hors de la zone du champ captant de Férin, sont influencées par les formations tertiaires, dont les rapports isotopiques en strontium sont très différents de ceux de la craie.

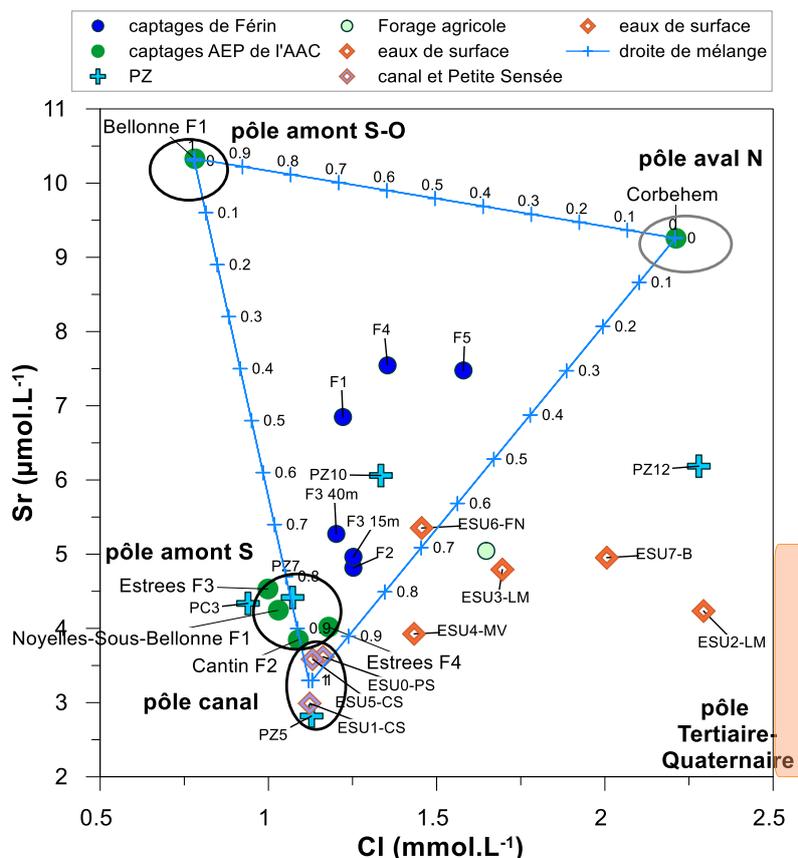


Figure 17 : Diagramme des concentrations en strontium en fonction des concentrations en chlorures dans les eaux de l'AAC de Férin

3.1.3. Des points d'eau souterraine particuliers dans l'AAC

Nous discutons ici de quelques points d'eau qui présentent des anomalies remarquables de leur composition chimique inorganique. La suite du texte y fera référence de nombreuses fois sous différents angles (notamment celui des nitrates).

a) *Le forage 00273X0568/F*

Le forage 00273X0568/F se distingue par des concentrations très importantes en nitrate ($\sim 85 \text{ mg L}^{-1}$) comparativement aux autres points d'eau souterraine. Nous ne disposons pas de la coupe technique du forage mais la carte géologique indique que la craie est surmontée de limons quaternaires de faible épaisseur. Lors du prélèvement, le niveau d'eau se trouvait à environ 8 m en dessous de la surface. Par ailleurs, les concentrations mesurées en calcium (165 mg L^{-1}) et cuivre ($2,87 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$) sont les plus élevées des points de la campagne de 2021, les concentrations en sulfates ($85,3 \text{ mg L}^{-1}$) et bicarbonates (372 mg L^{-1}) et la conductivité ($1028 \text{ } \mu\text{S cm}^{-1}$) étant également très élevées. Ceci laisse penser que les activités maraichères qui utilisent de manière importante la bouillie bordelaise (sulfate de cuivre, chaux hydratée et eau) sont à l'origine de ces fortes valeurs.

b) *00277X0083/F2 : forage de Cantin*

Le forage de Cantin, non exploité à ce jour, est le point d'eau qui présente les plus fortes concentrations en sulfates (197 mg L^{-1}), la conductivité la plus élevée ($1097 \text{ } \mu\text{S cm}^{-1}$) et des concentrations en bicarbonate et calcium parmi les plus élevées des points analysés en 2021. Ces fortes valeurs sont connues et attribuées à la présence très proche d'une ancienne cimenterie (du gypse peut être ajouté au carbonate de calcium CaCO_3 mélangé à des argiles) (Noréade, comm pers).

c) *Le PZ12*

Situé entre le champ captant et le 00273X0568/F, le long de la Petite Sensée, le PZ12 présente les concentrations les plus fortes en sodium (43 mg L^{-1}) et chlorures (81 mg L^{-1}) mesurées en juin 2021 dans les eaux souterraines de l'AAC. Il présente également le même $\delta^{18}\text{O}$ que les eaux de la Petite Sensée. Il est donc probable qu'il capte les eaux de la Petite Sensée ou qu'il alimente la petite Sensée selon les conditions hydrologiques.

La diagraphie des paramètres physico-chimiques réalisée lors de la campagne témoigne d'un phénomène intéressant : la conductivité électrique des eaux est nettement supérieure à celles mesurée dans les autres piézomètres, et montre de plus une nette augmentation à partir de 2 m sous le niveau de l'eau (Figure 18). Ceci signifie qu'il existe une arrivée d'eau majeure présentant une chimie différente, confirmée également par la variation de la température entre 23 et 19 m NGF. La présence d'une entreprise de déneigement/déverglaçage utilisant du chlorure de sodium à moins de 200 m pourrait en être la cause (ruissellement des eaux pluviales ?). Comme vu précédemment, l'enrichissement des eaux du forage F5 en sodium et chlorure pourrait donc provenir d'un mélange entre des eaux de type PZ12 et des eaux de F2/Corbehem qui sont, elles-aussi, enrichies en chlorure. A notre connaissance, il n'existe pas de suivi qualitatif des eaux de la Petite Sensée et il n'est donc pas possible de discuter plus en avant des interactions entre celle-ci et le PZ12. Les résultats concernant les molécules organiques permettront de compléter ces informations (page 57).

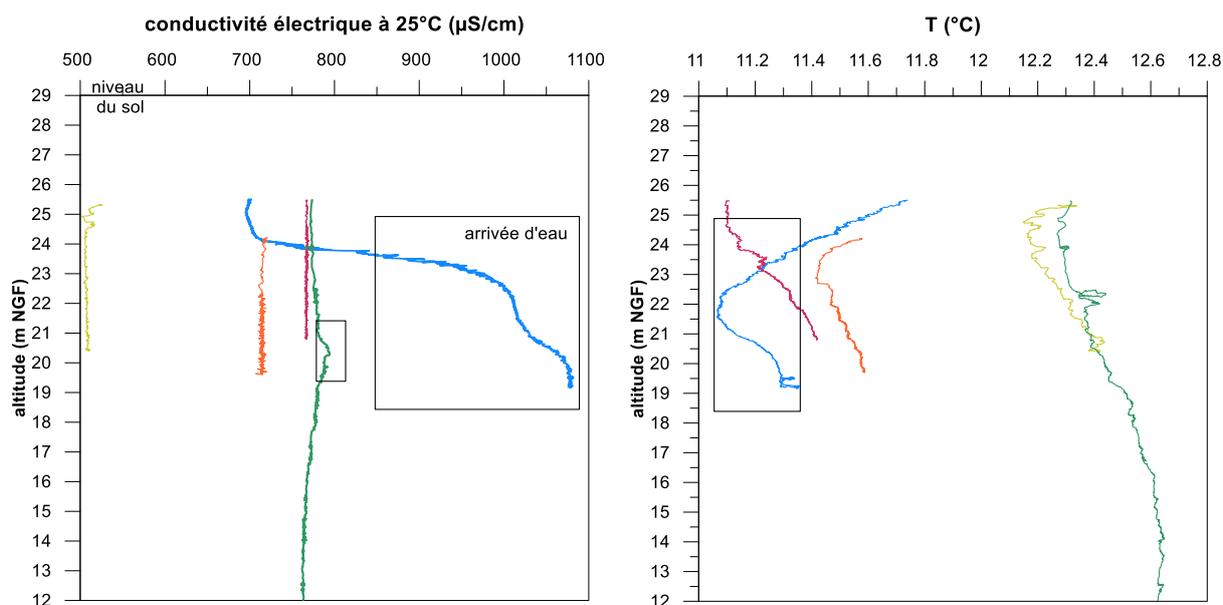


Figure 18 : Evolution de la conductivité électrique, de la température, de la concentration en oxygène dissous et en nitrate en fonction de la profondeur (m NGF) dans les piézomètres et le captage F3 du champ captant de Férin

3.1.4. Les apports de la campagne de juin 2021

En conclusion, la géochimie isotopique, appliquée pour la première fois sur les eaux de l'AAC, permet de définir les grands pôles d'eau de l'AAC dont résultent les eaux pompées dans le champ captant de Férin :

- Les eaux amont de la craie sous couverture tertiaire bien développée de type Bellonne (**pôle amont SO**) avec de faibles concentrations en chlorures (moyenne de 21 mg L⁻¹ des données ADES) ;
- Les eaux amont sous couverture tertiaire et quaternaire moins épaisse de type Cantin-Estrées (**pôle amont S**), légèrement plus concentrées en Cl (moyenne de 37 mg L⁻¹ des données ADES) ;
- Les eaux de la craie de Corbehem (**pôle aval N**), nettement plus enrichies en Cl (moyenne de 50 mg L⁻¹ des données ADES) et du PZ12 sous l'influence d'eaux enrichies en NaCl ;
- Le **pôle canal-Petite Sensée** où il est difficile de distinguer les eaux du canal de celles de la Petite Sensée (concentrations en Cl légèrement supérieures à celles de Cantin).

Ces informations sont cohérentes avec celles données par la modélisation (SAFEGE, 2013 et Bessière et al., 2015) (Figure 19). Il reste à valider, à l'aide d'une campagne de piézométrie et de jaugeage, les relations actuelles entre le canal, les eaux souterraines des captages et la Petite Sensée. Elles pourraient avoir nettement évolué depuis les dernières estimations (rapport BRGM (Denudt, 1993)).

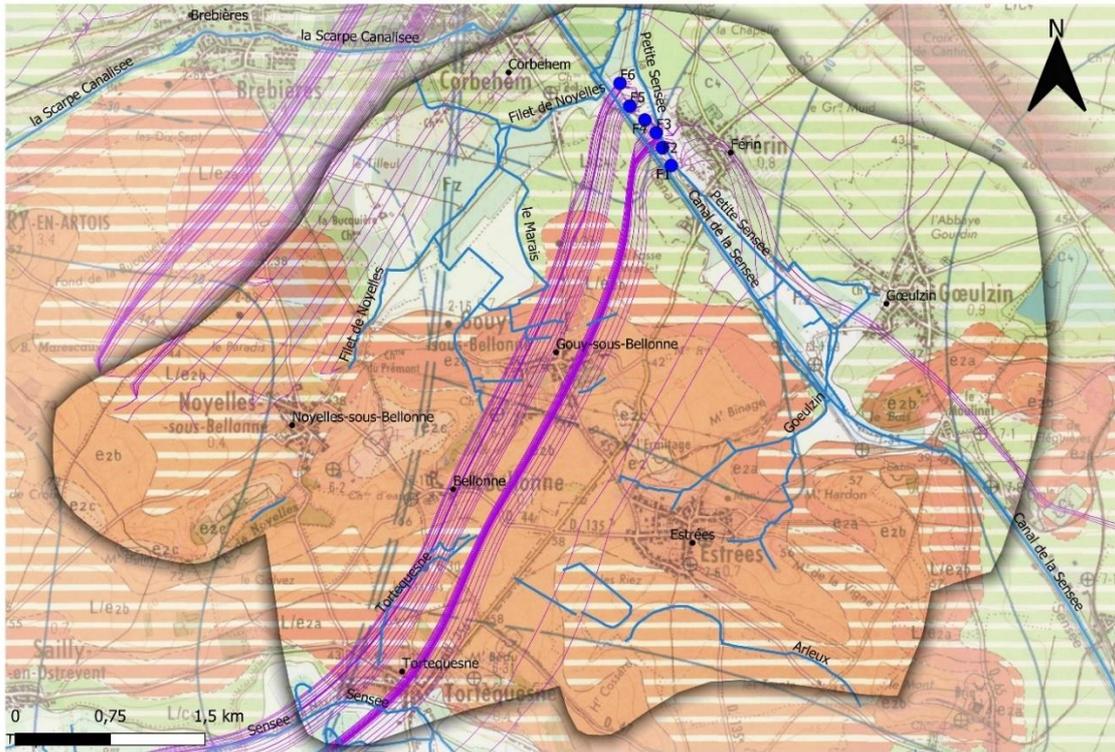


Figure 19 : Trajectoires inverses modélisées (modèle affiné, Bessière et al., 2015), le sens d'écoulement de la nappe allant du sud-est au nord-ouest.

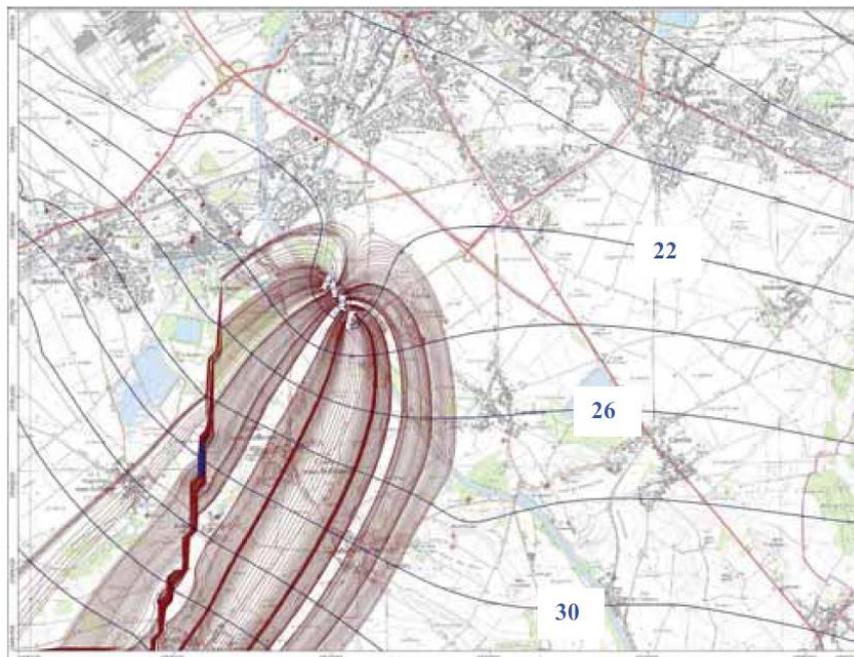


Figure 3-7 : Carte des niveaux piézométriques en régime dynamique

Figure 20 : Carte des niveaux piézométriques en régime dynamique selon la modélisation de SAFEGE (2013)

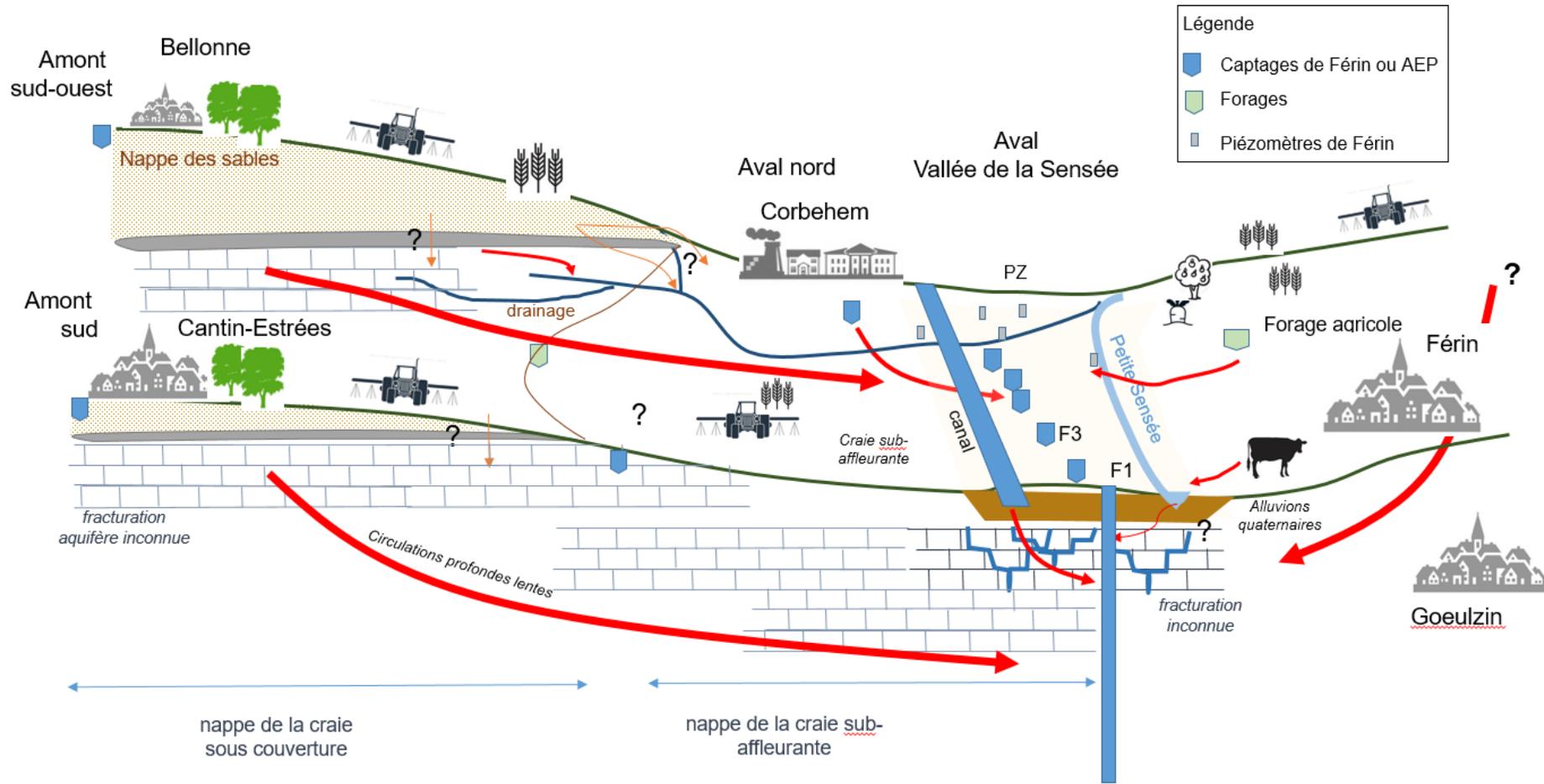


Figure 21 : Schéma conceptuel des grands types d'eau qui se mélangent dans l'AAC de Férin (type amont SO, amont S, aval N, canal de la Sensée et petite Sensée).

3.2. COMMENT SE REPARTISSENT LES NITRATES ET LES PRODUITS PHYTOSANITAIRES DANS L'AAC ?

3.2.1. Pression anthropique

d) Enquêtes agronomiques

L'AAC d'environ 31 km² est occupée à environ 70 % par des zones agricoles en majorité cultivées (~ 5% de prairies). Le reste de la surface est occupé par environ 11% de zones urbanisées et 6% de zones boisées. Dans le cadre de cette étude, il n'y pas eu d'enquêtes spécifiques sur les usages de fertilisants (azote) ou de produits phytosanitaires. Selon les travaux de Géonord, rappelons qu'il y a 112 sièges d'exploitation sur l'AAC, ce qui rend difficile l'accès à des informations détaillées sur une période de temps de plusieurs années (Plutot, 2018). Lors d'un bilan des pratiques agronomiques conduit en 2019 dans le cadre de l'ORQUE, 26 exploitants de surfaces agricoles présentes sur l'AAC ont été contactés parmi 53 exploitations identifiées. Un bilan agronomique a aussi été réalisé pour les pratiques en 2018 et un diagnostic initial en 2017. A titre d'exemple, en 2019, 11 registres phytosanitaires ont été consultés et les dires d'un seul agriculteur ont pu être compilés. En 2018, 9 registres ont pu être examinés. Cela a permis de dresser des cartes pour certaines substances actives jugées « importantes » du fait de la présence récurrente au niveau des captages (Figure 22, Figure 23, Figure 24).

Les informations de pratiques phytosanitaires sont essentielles mais elles restent très limitées (temps et espace). Précisons que lors de la mise en place de l'ORQUE, des leviers agronomiques pour les usages de fertilisants et de produits phytosanitaires ont été identifiés et que des démarches de sensibilisation existent.

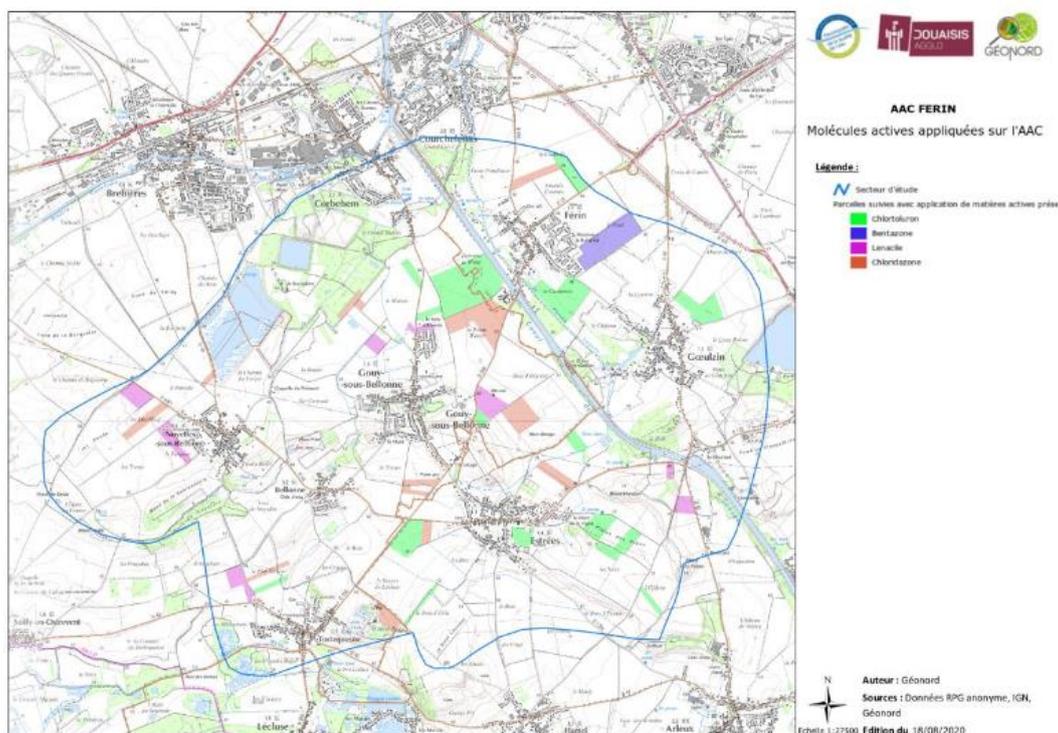


Figure 22 : Localisation des parcelles ayant reçues une application en chlortoluron, bentazone, lénacile ou chloridazone : enquêtes sur l'année 2019 (rapport Géonord (Nivelle and Valentin, 2019))

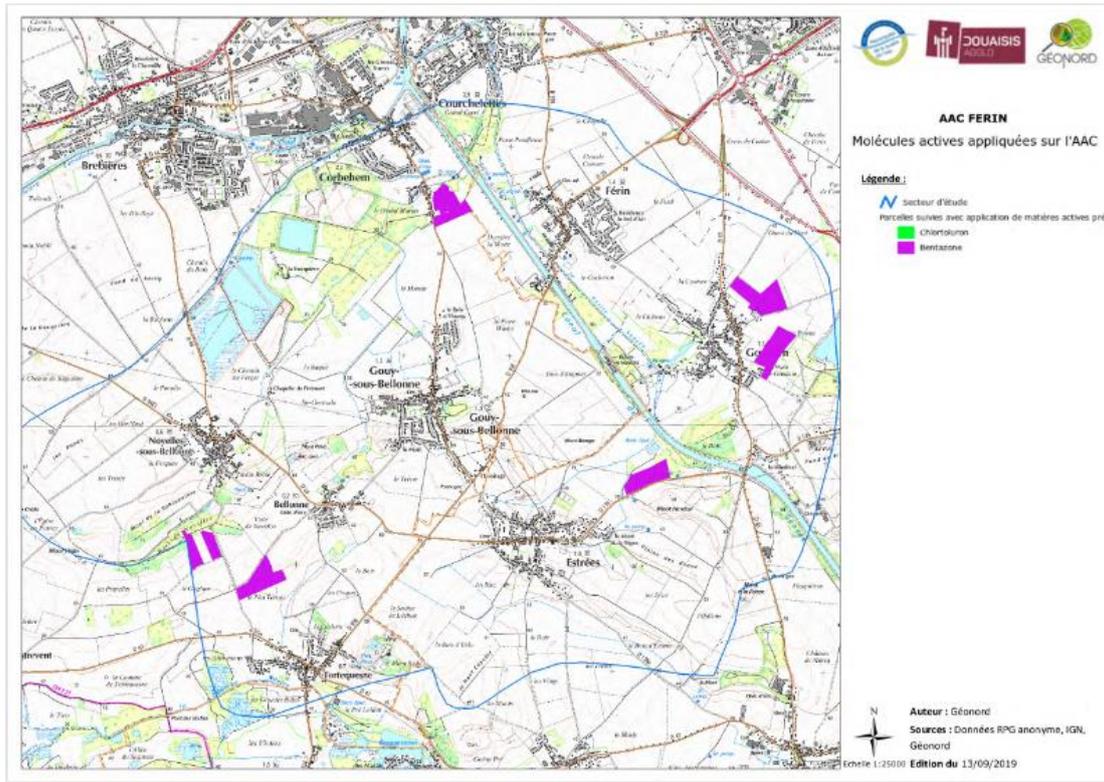


Figure 23 : Localisation des parcelles ayant reçues une application en chlortoluron et bentazone : enquêtes sur l'année 2018 (Nivelle and Valentin, 2019)

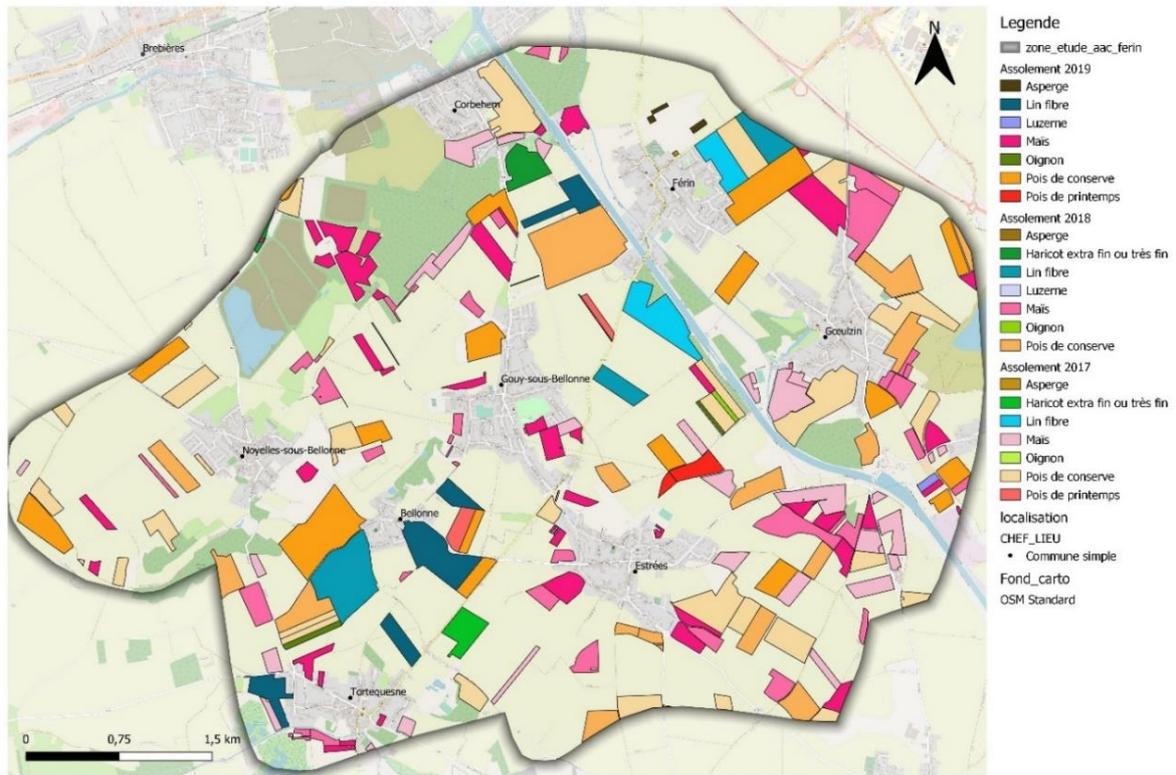


Figure 24 : Localisation des parcelles avec une culture (pour la période 2017-2019) ayant des usages autorisés en bentazone selon les informations obtenues des agriculteurs de l'AAC dans le cadre de l'ORQUE (Nivelle and Valentin, 2019; Plutot, 2018).

e) *Occupation du sol et usage potentiel de bentazone*

Les informations disponibles sont celles des registres parcellaires graphiques qui permettent de connaître l'occupation du sol (type de cultures) sans pour autant connaître les pratiques culturales. Parmi les grandes cultures, le blé tendre, les betteraves sucrières industrielles et les pommes de terre de consommation occupent une part importante sur l'AAC. Ces trois cultures représentent environ 70% de l'assolement en 2019. Elles sont réparties comme suit :

- Blé tendre : culture la plus importante sur une superficie de 42 % en moyenne ;
- Pomme de terre de consommation : superficie de 19 % en moyenne ;
- Betterave industrielle : superficie de 10 % en moyenne.

La bentazone est un herbicide entrant dans la composition de nombreux produits commerciaux ayant des usages autorisés sur de nombreuses cultures. Les enquêtes ont permis de déterminer que, dans le secteur, les principales cultures sur lesquelles la bentazone est appliquée sont le maïs, la luzerne, le lin et des cultures maraichères comme le haricot, les asperges, les pois de conserve, les pois de printemps, l'oignon, et les plantes aromatiques. Le croisement entre les usages autorisés et l'occupation du sol réalisé par le bureau d'études Géonord (Nivelle and Valentin, 2019; Plutot, 2018) permet d'établir une carte des usages potentiels en fonction des réponses obtenues des agriculteurs ayant accepté de répondre (Figure 24). Bien que cette carte soit très théorique, elle permet de montrer que **la pression potentielle en bentazone entre 2017 et 2019 a concerné l'ensemble de l'AAC** et notamment les zones proches du champ captant de Férin, au sud-ouest et nord-est de l'agglomération de Férin (grandes cultures et maraichage). Bien que les enquêtes menées dans le cadre de l'ORQUE ne précisent pas les dates d'applications, les produits contenant de la bentazone doivent être appliqués une fois par cycle de culture, entre le 15 mars et le 15 octobre selon les préconisations du fabricant (BASF). Les données d'achat issues de la BNV-d traçabilité (sur la base des codes postaux des acheteurs, Figure 26) montrent une faible évolution sur les années récentes.

De la même manière, nous ne disposons pas d'informations détaillées sur les usages de fertilisants. Toutefois compte-tenu de l'occupation du sol, **on peut considérer qu'il existe bien une pression en azote d'origine agricole sur l'ensemble de l'AAC.**

3.2.2. Données concernant les achats et ventes de bentazone, d'isoproturon et de chlortoluron dans l'AAC

En l'absence d'informations détaillées sur les usages réels et de manière à avoir une image de l'évolution des usages potentiels, la BNV-D traçabilité (<https://ventes-produits-phytopharmaceutiques.eaufrance.fr/>) a été consultée. Les données de vente sont disponibles depuis 2008 alors que les données d'achat sont disponibles depuis 2013. Dans les deux cas, les données enregistrées pour la première année sont questionnables.

L'AAC ayant une emprise sur plusieurs communes situées dans le département du Nord et le département du Pas-de-Calais, les ventes sont présentées pour ces deux départements. Pour les achats, les codes postaux et codes INSEE des communes de Férin, Corbehem, Noyelles sous Bellone, Gouy-sous-Bellone et Goeuzlin sont retenus. On précisera que tous les codes postaux et codes INSEE n'ont pas de données (pas d'achat et/ou secret statistique).

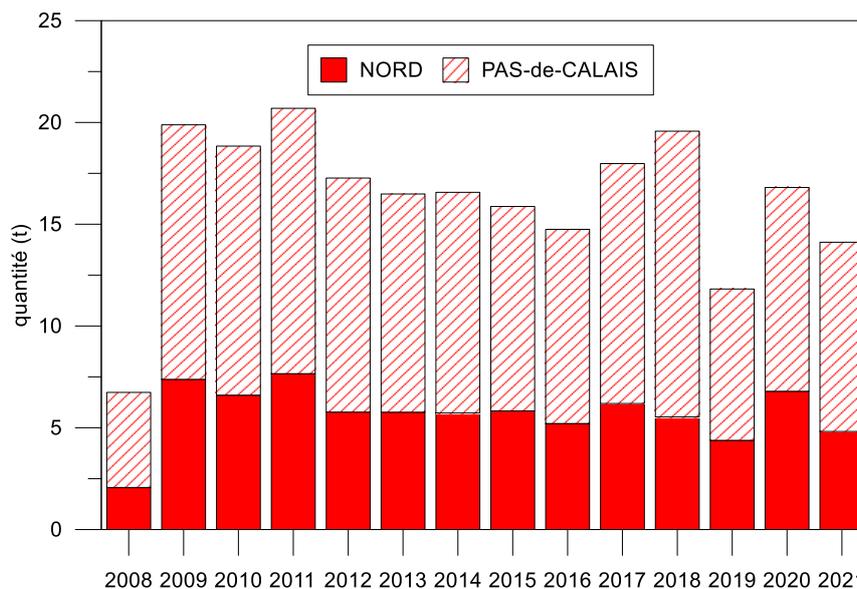


Figure 25 : Ventes de bentazone pour les départements du Nord et du Pas-de-Calais (source BNVD-traçabilité – extraction janvier 2023)

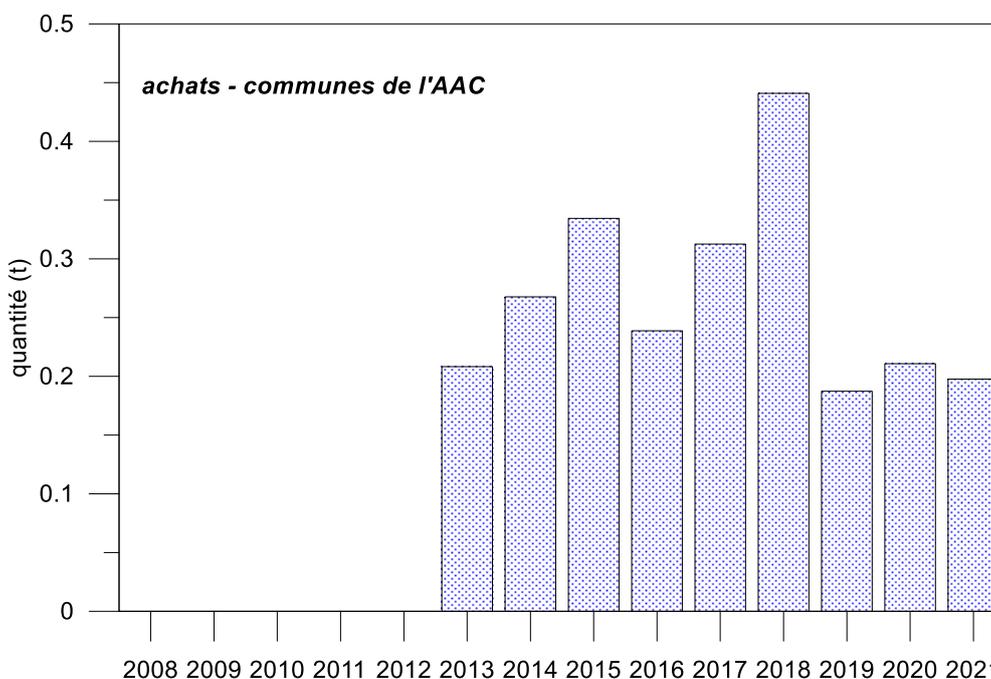


Figure 26 : Achats de bentazone pour les communes de l'AAC de Férin (source BNVD-traçabilité – extraction janvier 2023)

Que ce soit pour les ventes ou les achats, l'année 2018 montre une augmentation qui pourrait ne pas être liée à une augmentation des usages mais plutôt à des achats plus importants avant les changements de taxe sur les produits phytosanitaires. Cette hypothèse est plausible dans la mesure où, à l'inverse, ventes et achats sont plutôt faibles en 2019. Plus globalement, en excluant 2018, les achats sont plutôt en baisse pour 2020-2021 *versus* 2014-2015. A l'échelle des 2 départements, les ventes semblent aussi plutôt en baisse par rapport aux premières années ayant des données (2014-2015). **Au niveau macroscopique, les ventes/achats de bentazone semblent en diminution mais de façon modérée. Cela ne présume toutefois pas des pratiques réelles sur l'AAC**, d'autant que des actions de

sensibilisation (programme ORQUE) y sont organisées. Nous n'avons pas d'informations sur les périodes d'application.

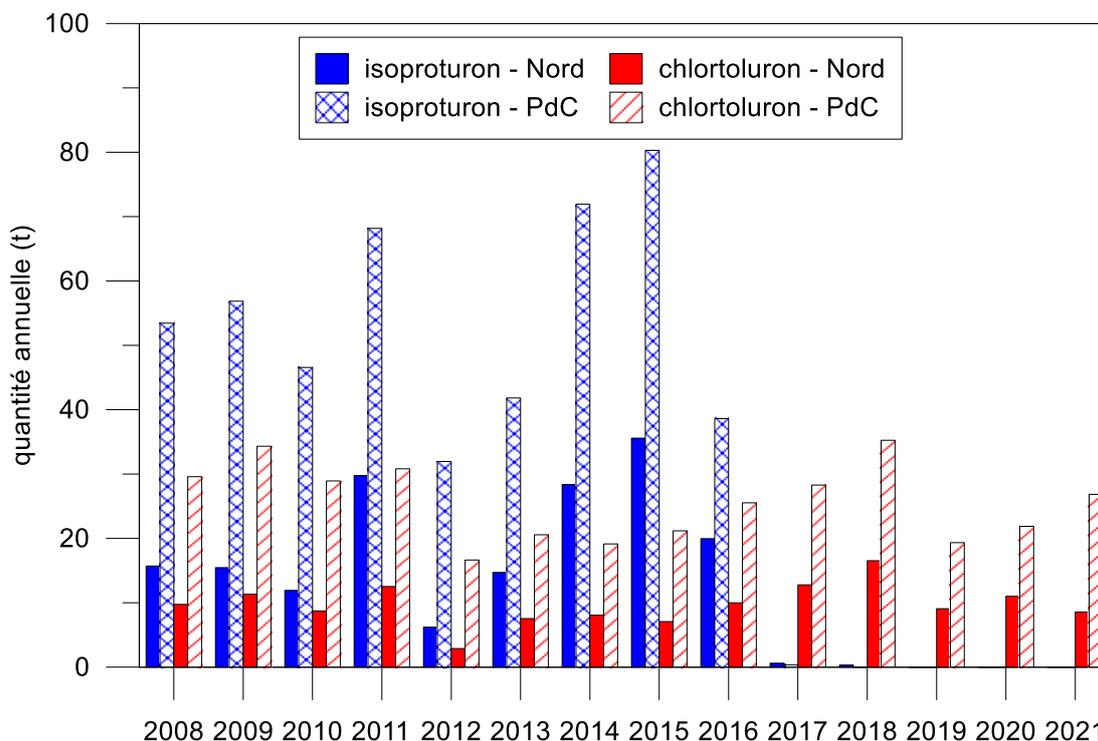


Figure 27 : Ventes d'isoproturon et de chlortoluron pour les départements du Nord et du Pas-de-Calais (source BNV-D-traçabilité – extraction janvier 2023)

La Figure 27 présente les ventes d'isoproturon et de chlortoluron pour les départements du Nord et du Pas-de-Calais. Précisons que ces deux substances actives appartiennent à la même famille chimique avec des usages autorisés (et des doses autorisées) assez similaires. La Figure 28 présente les achats en isoproturon et chlortoluron sur les communes de l'AAC de Férin. En lien avec le retrait du marché des produits commerciaux contenant de l'isoproturon (usages autorisés jusqu'au 31/05/2017), les achats deviennent nuls après 2018 et les achats en chlortoluron augmentent. Avant ce retrait, au niveau national, l'avis du 18 février 2004 précise que la dose maximale d'utilisation pour l'isoproturon utilisé seul sera réduite de 1 800 à 1 200g/ha et pour le chlortoluron utilisé seul sera réduite de 2 500 à 1 800 g/ha ; il indique aussi une limite à une seule application de l'isoproturon ou du chlortoluron par campagne. **Pour le chlortoluron et l'isoproturon qui ont des usages autorisés similaires (avec des doses autorisées proches), l'isoproturon était historiquement la molécule la plus vendue/achetée (presque 2 fois plus) mais depuis 2018, l'isoproturon a été retiré du marché. Au niveau de l'AAC, selon l'approximation, la bentazone serait moins achetée que le chlortoluron et que l'isoproturon (jusque 2018 pour cette dernière molécule).**

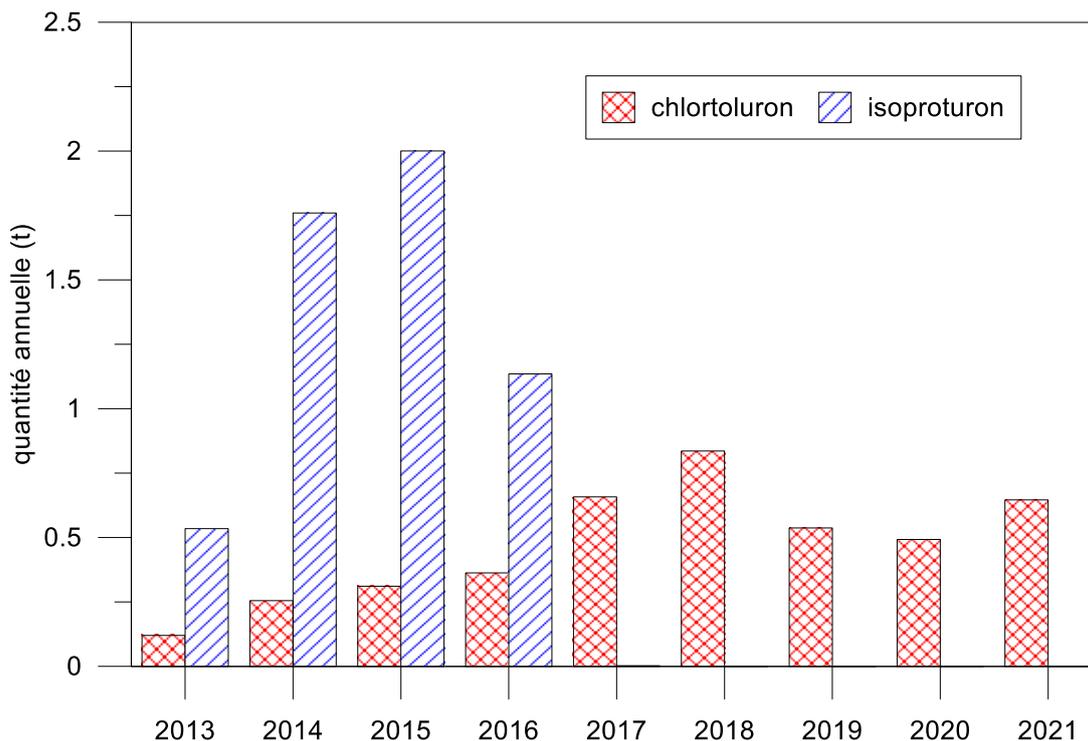


Figure 28 : Achats d'isoproturon et de chlortoluron pour les communes de l'AAC de Férin (source BNVD-traçabilité – extraction janvier 2023)

3.2.3. Les concentrations en nitrate

Les conditions géochimiques dans la nappe de la craie, et en particulier dans la zone protégée des captages de Férin, semblent favoriser de très faibles concentrations en nitrates. La dénitrification est un processus identifié sur l'AAC de Férin et dont les exploitants d'eau bénéficient parce qu'elle permet une amélioration de la qualité de l'eau souterraine vis-à-vis du paramètre nitrate. Cependant, les processus à l'œuvre dans l'AAC et dans la zone proche des captages de Férin n'ont jamais été particulièrement décrits. Il se pose deux questions majeures : sous quelle forme arrive l'azote au champ captant de Férin et quels sont les processus contrôlant les concentrations en nitrates ?

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 la nitrification de la matière organique du sol.

Certaines études de terrain ou expérimentales (Einsiedl and Mayer, 2006; Sebiló et al., 2013) suggèrent qu'une partie significative de l'azote des fertilisants minéraux, appliqués en excès sur des sols agricoles, est d'abord immobilisée sous forme d'azote organique, soit par les bactéries du sol, soit sous forme de débris végétaux. Il est ensuite minéralisé pour former de l'ammonium NH_4^+ puis nitrifié en nitrate (*via* des nitrites) selon $\text{NH}_4^+ \rightarrow \text{NO}_2^- \rightarrow \text{NO}_3^-$. C'est majoritairement ce nitrate « secondaire » qui est finalement lessivé et transporté vers la nappe.

Ensuite, il existe deux processus majeurs permettant de diminuer la concentration en nitrates dans les eaux souterraines : la dénitrification et la réduction des nitrates. La première est une réduction biologique du nitrate en gaz N_2 provenant de l'oxydation des matières organiques, produisant des intermédiaires comme NO_2^- , N_2O et finalement le gaz N_2 . La seconde, plus rare, est la réduction dissimilatoire du nitrate en ammonium NH_4^+ , qui produit aussi NO_2^- . L'ammonium est la forme stable de l'azote en milieu réducteur. La quantité de matière organique (exprimée en carbone organique dissous) est souvent un facteur limitant pour la dénitrification, d'autant que le carbone dissous est d'abord oxydé par l'oxygène dissous avant que la dénitrification ne puisse commencer.

a) La campagne de juin 2021

Complétant les données existantes dans ADES et Naïades, la campagne de juin 2021 a permis de montrer une distribution très hétérogène des concentrations en nitrate tant au niveau des eaux souterraines que des eaux de surface (Figure 29).

Comme la présence du nitrate est fortement liée aux conditions géologiques et d'oxydo-réduction, les concentrations en nitrate, ammonium et oxygène ont été représentées sur un transect imaginaire passant par tous les points d'eau selon leur distance au forage F1 de Férin (Figure 30). Ceci permet de mieux mettre en évidence les pôles de mélange décrits précédemment et de faire ressortir les situations particulières où il est complexe de distinguer les processus majeurs de réduction des nitrates.

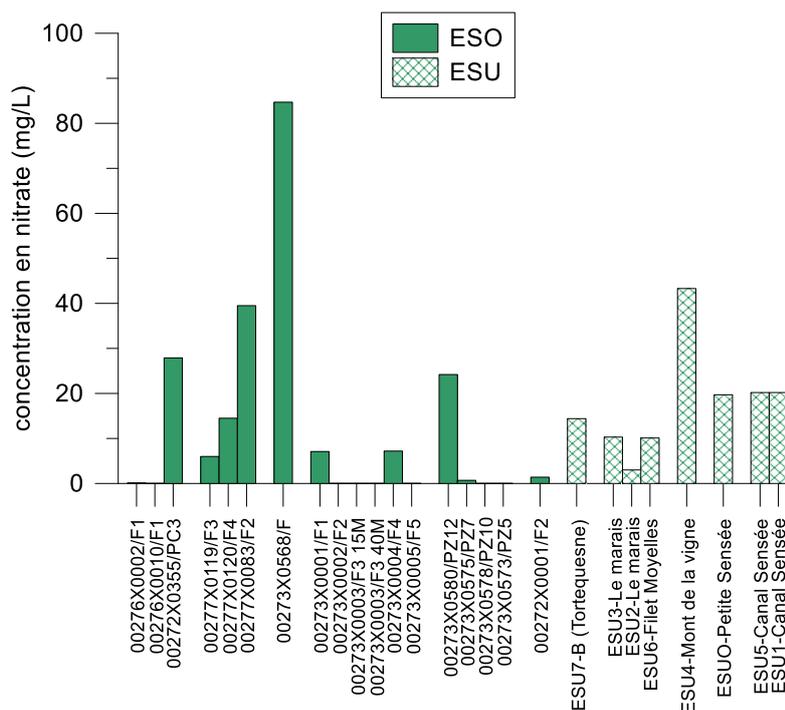


Figure 29 : Concentrations en nitrate mesurées en juin 2021

b) A l'échelle de l'AAC

Dans la partie amont sous couverture au niveau de Bellonne et Noyelles-sous-Bellonne, les concentrations en nitrate sont inférieures à la limite de quantification ($LQ = 0,5 \text{ mg L}^{-1}$). Si l'on admet que la pression en azote existe, cette absence pourrait être liée à un temps de transfert très long indiquant par exemple que les nitrates n'ont pas encore atteint la nappe, grâce à l'épaisseur de la couverture tertiaire (argiles de Louvil et sables d'Ostricourt), au fait qu'ils s'écoulent latéralement et/ou à une réduction de ces nitrates. Si le captage de Noyelles-sous-Bellonne ne présente pas d'oxygène dissous, celui de Bellonne (F1) en revanche contient des

eaux relativement oxygénées (5 mg L^{-1}). L'absence d'ammonium associée à l'absence de nitrate, dans un milieu pauvre en oxygène, laisse penser qu'une dénitrification est possible.

Au niveau de PC3 où la couverture tertiaire tend à disparaître, les concentrations en nitrate augmentent ($\sim 28 \text{ mg L}^{-1}$). Cette concentration résulte des apports amont dans la nappe (concentrations sub-nulles si on se réfère aux deux captages précédemment mentionnés) couplée à une infiltration plus verticale.

Le pôle d'eau « nord » de type Corbehem présente une faible concentration en nitrate ($1,4 \text{ mg L}^{-1}$), en ammonium ($0,08 \text{ mg L}^{-1}$), sans traces quantifiables de nitrites.

Dans la partie amont plus au sud (pôle amont sud) au niveau d'Estrées, le captage 120/F4 est plus impacté que le 119/F3 avec des concentrations en nitrate qui restent faibles (respectivement de $14,5$ et 6 mg L^{-1}). La présence de traces de nitrite dans les deux captages mais d'ammonium quantifiable uniquement au F4 ($0,21 \text{ mg L}^{-1}$) et l'absence de fer dans les deux captages laisse penser que le processus de réduction des nitrates est prédominant.

Le captage 00277X0083/F2 à Cantin, où la craie n'est pas sous couverture mais peu oxygénée ($1,5 \text{ mg L}^{-1}$) avec un potentiel d'oxydo-réduction très positif (336 mV), est plus fortement impacté par le nitrate ($39,5 \text{ mg L}^{-1}$) car les conditions légèrement oxydantes sont encore favorables à sa stabilité.

Le point d'eau souterraine le plus impacté (00273X0568/F) se situe dans la partie aval dans une zone de pression agricole, hors couverture tertiaire et hors alluvions (85 mg L^{-1}). L'activité locale (maraichage et agriculture intensive) est une source de nitrate et de pesticides dans la nappe. La dénitrification n'est pas attendue dans ce secteur de nappe libre.

Dans les eaux de surface, les concentrations en nitrate sont plutôt faibles à l'exception du Mont de la Vigne ($\sim 43 \text{ mg L}^{-1}$).

Au vu des mélanges d'eau définis précédemment, les eaux du champ captant de Férin sont donc le résultat de mélanges d'eaux issus des grands pôles d'eau tels que (Figure 30) :

- Les eaux amont de la craie sous couverture tertiaire bien développée de type Bellonne (pôle amont SO) dépourvues de nitrate et qui s'enrichissent pendant leur trajet dans la nappe dans la zone où la nappe est libre ;
- Les eaux amont sous couverture tertiaire moins développée ou absente de type Cantin-Estrées (pôle amont S), avec des concentrations en nitrate moyennes (14 et 20 mg L^{-1} selon données ADES) ;
- Les eaux de la craie de Corbehem (pôle aval nord) avec très peu de nitrate (moyenne de 4 mg L^{-1} selon données ADES) en raison probablement d'une dénitrification causée par la présence des formations quaternaires (cf Figure 3) ;
- Les eaux du canal de la Sensée, vectrices de nitrate (20 mg L^{-1} en moyenne) et d'ammonium ;
- Et des eaux très riches en nitrate de type 568/F.

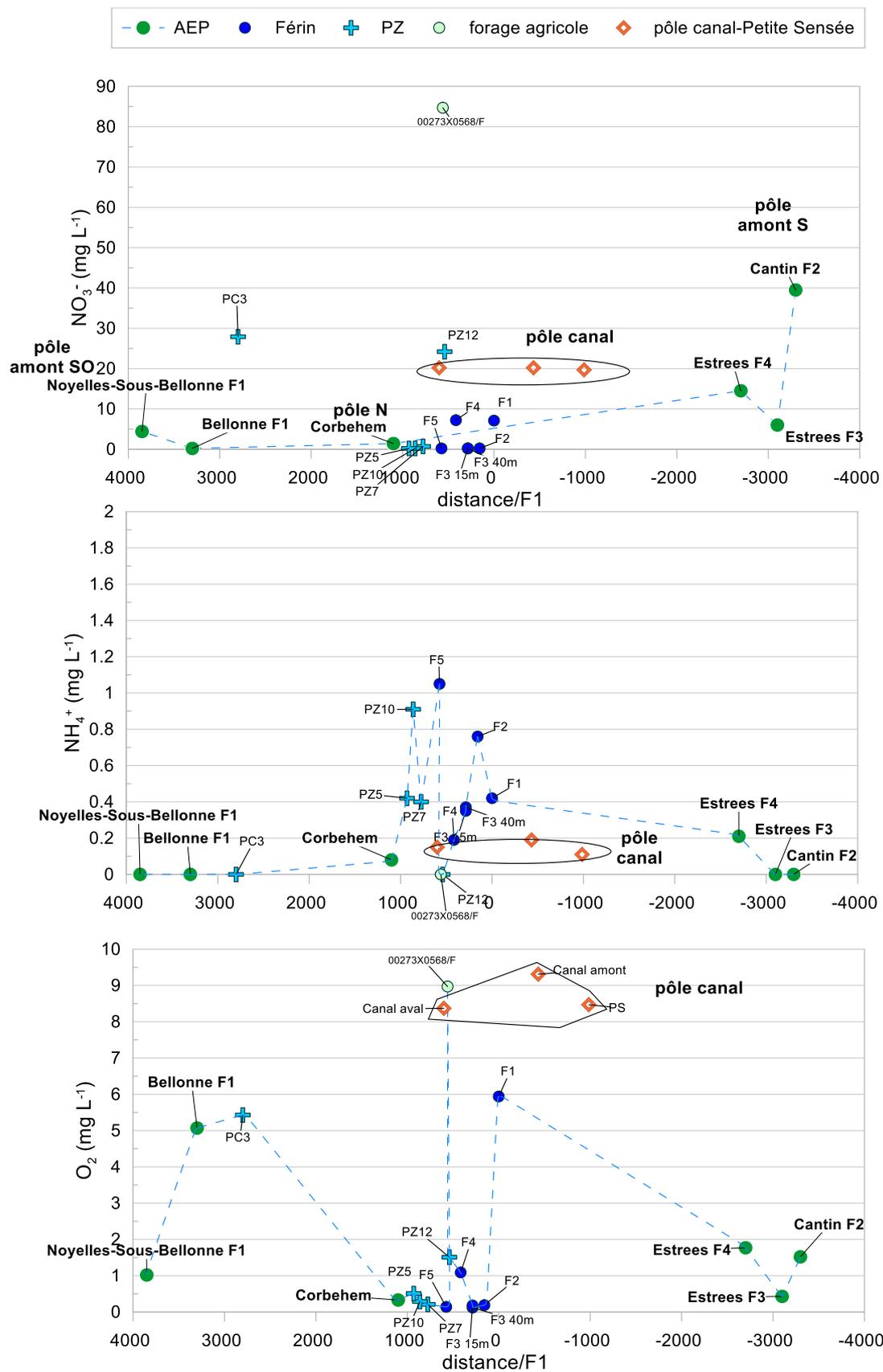


Figure 30 : Concentration en nitrates, ammonium et oxygène dissous dans les points d'eau selon leur distance (en m) au captage F1 de Férin.

c) Sur le champ captant de Férin

Sur le champ captant de Férin, l'hétérogénéité des concentrations en éléments azotés est importante et les concentrations en nitrate et ammonium seront ici discutées ensemble.

Les concentrations en nitrate sont globalement faibles dans les forages ainsi que dans les piézomètres (entre la limite de quantification et $7,2 \text{ mg L}^{-1}$) hormis pour le PZ12 (24 mg L^{-1}) comme déjà vu. En revanche, certains points d'eau peuvent présenter des concentrations en ammonium très supérieures à la LQ. Or, la coexistence de nitrate et d'ammonium dans les eaux n'est pas fréquente et pose question. Une analyse spatio-temporelle des données existantes est présentée ci-après. Les concentrations en nitrate des eaux des captages ne sont pas analysées dans la surveillance du champ captant et les seules données disponibles sont celles présentes dans ADES, dans le rapport du BRGM de 1993 (Denudt, 1993) et celles acquises lors de la campagne de 2021. Nous disposons des données de l'auto-surveillance et de la campagne pour l'ammonium, mais pas de chronique des concentrations en nitrate et ammonium dans la Petite Sensée.

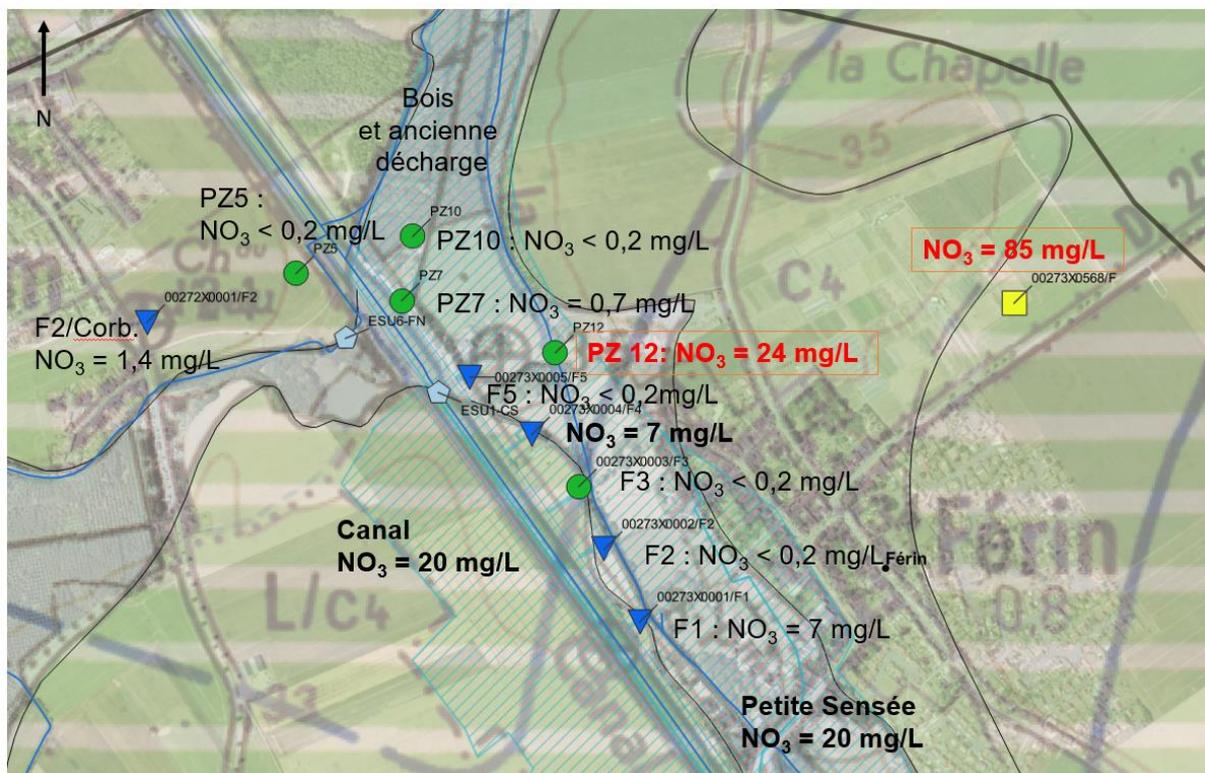


Figure 31 : Distribution des concentrations en nitrates dans le champ captant de Férin et à proximité (données de la campagne de juin 2021).

Selon les données de la campagne de 2021, le captage F1 présente une concentration en nitrates de $7,1 \text{ mg L}^{-1}$, en oxygène de $5,9 \text{ mg L}^{-1}$ (saturation de 56 %), des traces de nitrite ($0,03 \text{ mg L}^{-1}$), ammonium ($0,42 \text{ mg L}^{-1}$) et fer total ($0,22 \text{ mg L}^{-1}$). Les concentrations en carbone organique dissous n'ont pas été mesurées mais les concentrations en carbone organique total sont relativement faibles dans les captages ($1,3$ à $1,6 \text{ mg L}^{-1}$), supérieures dans les eaux du canal et de la Petite Sensée ($3,7$ à $4,5 \text{ mg L}^{-1}$).

Ces conditions de milieu du F1 relativement oxydé ne sont pas favorables à la dénitrification ni à la présence d'ammonium. Le carbone dissous peut aussi être un facteur limitant de la dénitrification. La chronique en ammonium dans F1, issue de l'auto-surveillance, montre des concentrations variant peu entre $0,25$ et $0,5 \text{ mg L}^{-1}$ depuis 2019 et surtout **une très forte diminution depuis 2011** (Figure 32), comme pour F3 et F4. Les concentrations en ammonium

sont inférieures à $0,25 \text{ mg L}^{-1}$ dans le canal de la Sensée, ce qui n'en fait probablement pas une source d'ammonium (Figure 32), les données étant inconnues pour la Petite Sensée. Sur la base des données acquises pendant la campagne de 2021, l'ensemble du champ captant est affecté par l'ammonium, dont les concentrations décroissent de F5 ($1,05 \text{ mg L}^{-1}$) à F4 ($0,19 \text{ mg L}^{-1}$) : F5>PZ10>F2>F1-PZ5> PZ7>F3>F4.

Dans F1 en particulier et les autres captages en général, les concentrations en nitrates en 1992 étaient inférieures à la limite de quantification de $0,5 \text{ mg L}^{-1}$ (Denudt and Bailly, 1991). Hormis une concentration de $2,8 \text{ mg L}^{-1}$ de nitrate en juin 2002, les concentrations en nitrate ont commencé à dépasser la limite de détection de $0,5 \text{ mg L}^{-1}$ à partir de 2012 (Figure 32). Depuis 2012, la chronique des données ADES montre une légère hausse des concentrations en nitrate pour les captages F1, F4 et F5, tandis que celles provenant du canal sont restées très variables (de 4 à 36 mg L^{-1} , Figure 32). **Ces observations sont importantes car 2011-2012 est le début de la période d'augmentation des débits d'exploitation et de la mise en décharge de F1. Deux points apparaissent donc ici : la chimie des eaux change sous l'impulsion de l'exploitation et entraîne l'apparition des nitrates et la diminution de l'ammonium, lesquels coexistent cependant.** Il est donc possible que (1) les eaux du F1 résultent d'un mélange d'eaux riches en nitrates provenant de la zone d'appel des captages, incluant le canal, notamment à l'ouest du canal, d'eaux du canal et d'eau dénitrifiées, et (2) que les proportions d'eaux provenant de ces différents pôles peuvent varier en fonction notamment de l'exploitation en raison des changements des écoulements sous la contrainte de l'exploitation. Enfin, **sous l'impulsion des pompages, les mélanges se feraient à des vitesses supérieures à la cinétique des réactions de dénitrification ou seraient limitées par la non-disponibilité du carbone organique dissous.** Cela signifie donc que les écoulements (de surface ou profonds) et les zones d'appel ont été profondément modifiés par l'augmentation des débits pompés.

En revanche, F5 suit le schéma inverse : augmentation en ammonium jusqu'en avril 2022, augmentation du nitrate de 2011 à 2015 puis disparition progressive. Pour raisonner sur les concentrations du F5, il est important de noter que, selon la bibliographie, de forts taux d'ammonium ont entraîné l'abandon définitif d'un captage (F6) et ont été attribués à la présence d'une ancienne décharge (Denudt, 1993). Si c'est bien le cas, cette décharge semble encore fournir de l'ammonium au F5, voire aux autres forages. Les plus fortes valeurs en ammonium sont donc logiquement mesurées dans F5 ($> 0,5 \text{ mg L}^{-1}$) de 2020 à mi-2022, et ces valeurs présentent des pics annuels qui correspondent relativement bien à des périodes de hauts niveaux piézométriques liés aux premières précipitations d'Automne, sauf pour 2021 (Figure 33). L'essai de pompage a conduit à une forte augmentation des concentrations en ammonium puis à leur baisse depuis avril 2022. La raison est probablement que **les zones d'appel du F5 évoluent en fonction du débit de pompage, induisant une sollicitation plus ou moins forte de la zone de l'ancienne décharge et des eaux de type Corbehem appauvri en nitrate**, provenant de la rive gauche du canal où se trouvent les alluvions déposées sur la craie (et constituant l'actuelle zone ZNIEFF, Figure 3) probablement très favorables à la dénitrification.

Comme montré précédemment, les eaux du PZ12 résultent probablement de mélanges avec des eaux provenant de l'Est du site sous l'influence d'activités anthropiques variées. Profond de 10,2 m, le piézomètre présente des concentrations en nitrate **variant entre 8 et 24 mg L^{-1}** (Figure 34). La concentration en oxygène est de $1,5 \text{ mg L}^{-1}$ (saturation en oxygène de 14 %) avec un potentiel d'oxydo-réduction corrigé de 306 mV, et les concentrations en nitrites, ammonium et fer sont inférieures à la limite de quantification. Cela pourrait signifier que les conditions peuvent commencer à être favorables à la dénitrification. La diminution de la concentration en nitrates du point 568/F au PZ12 (de 85 à 24 mg L^{-1} en juin 2021) peut s'expliquer par un mélange entre des eaux pauvres en nitrate, probablement dénitrifiées sous les alluvions du champ captant, et des eaux très riches en nitrate. Le manque de données existantes nous empêche néanmoins de mieux comprendre les interactions entre la Petite

Sensée et les eaux souterraines. **Les variations des concentrations en nitrate témoignent probablement de mélanges en fonction des apports et donc d'un milieu très réactif où les eaux circulent vite.**

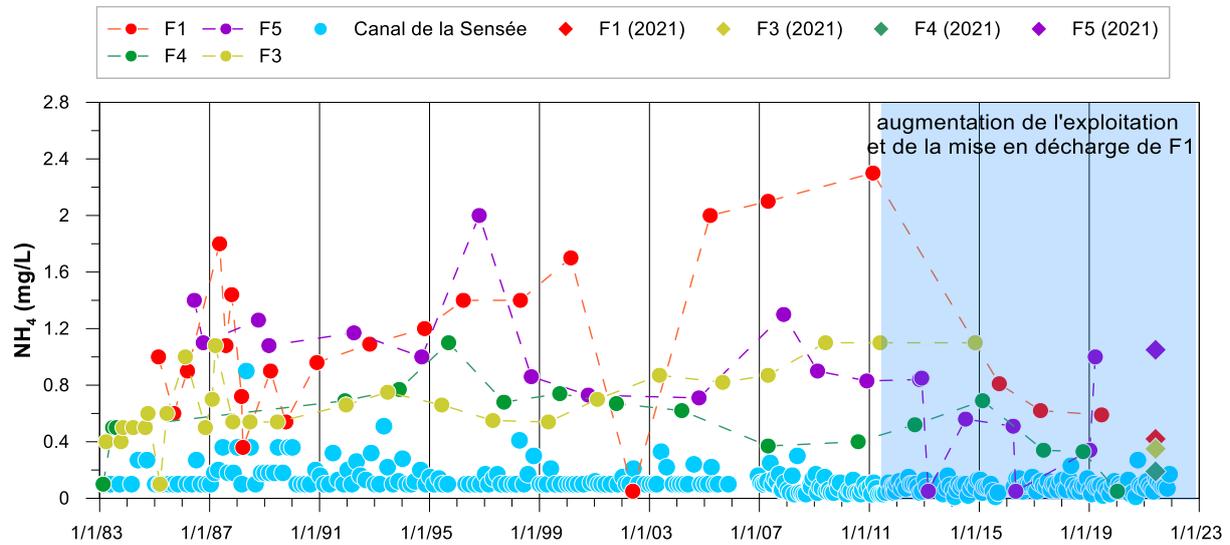


Figure 32 : Chronique des concentrations en ammonium dans le champ captant de Férin et dans le canal de la Sensée (Naïades) et niveaux piézométriques (données ADES et campagne de 2021)

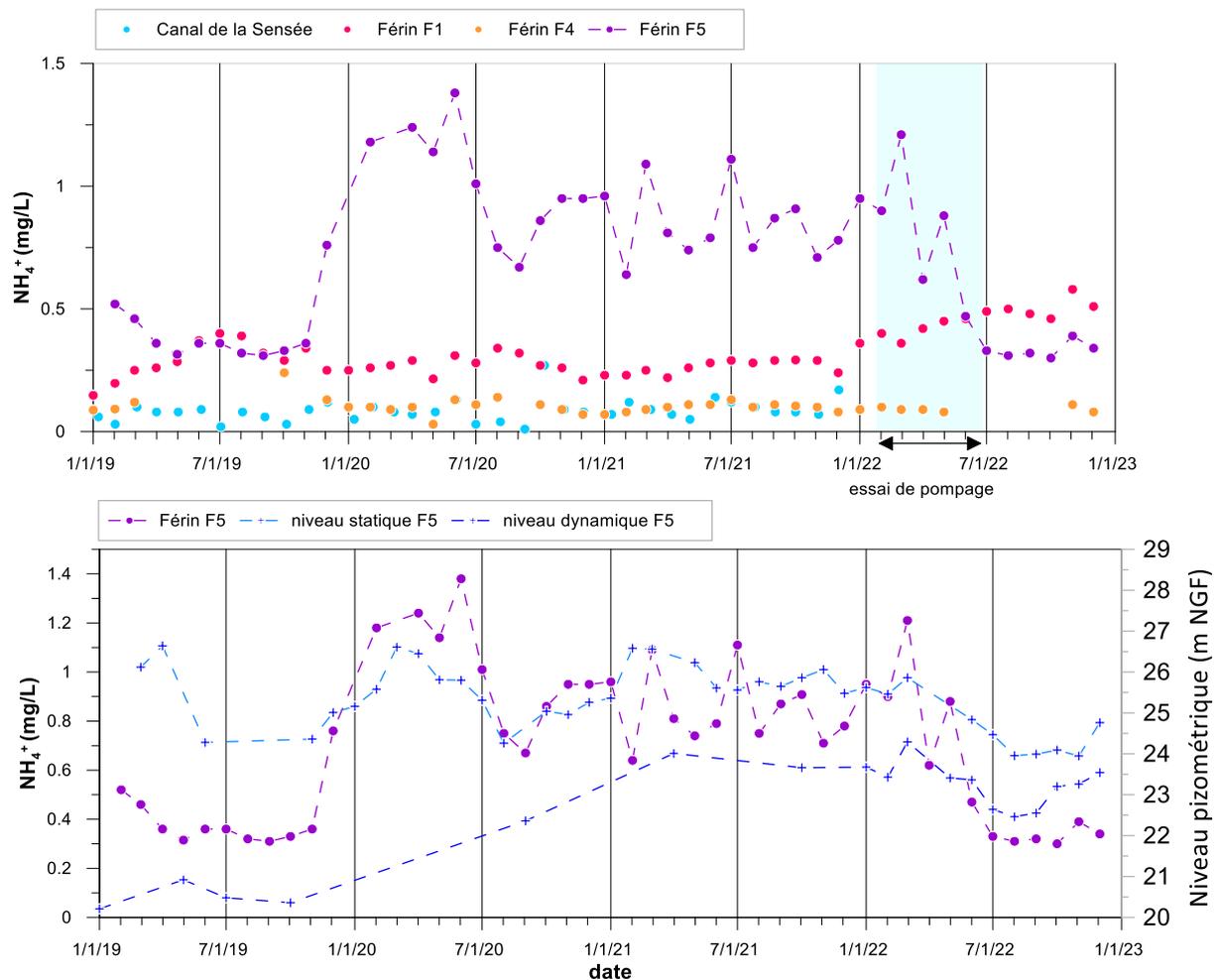


Figure 33 : Evolution des concentrations en ammonium dans le champ captant de Férin (données d'auto-suivi) et dans le canal de la Sensée (Naïades) et évolution de l'ammonium au F5 avec les niveaux statique et dynamique et la pluviométrie (données de la STEP de Gœulzin).

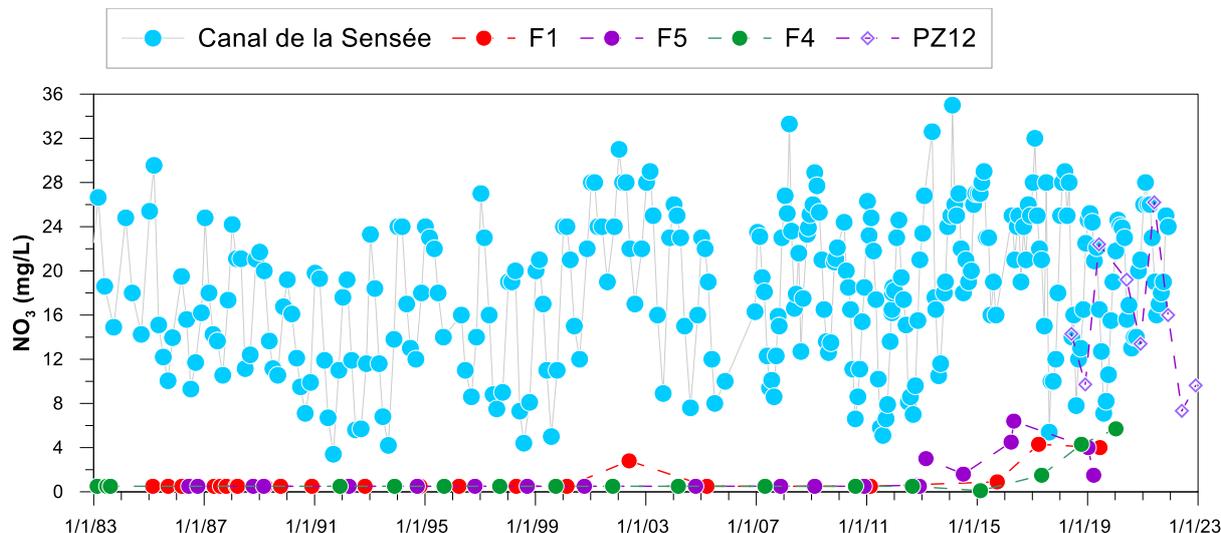


Figure 34 : Concentrations en nitrates dans les points d'eau de Férin et dans le canal de la Sensée (données d'auto suivi, ADES et Naïades)

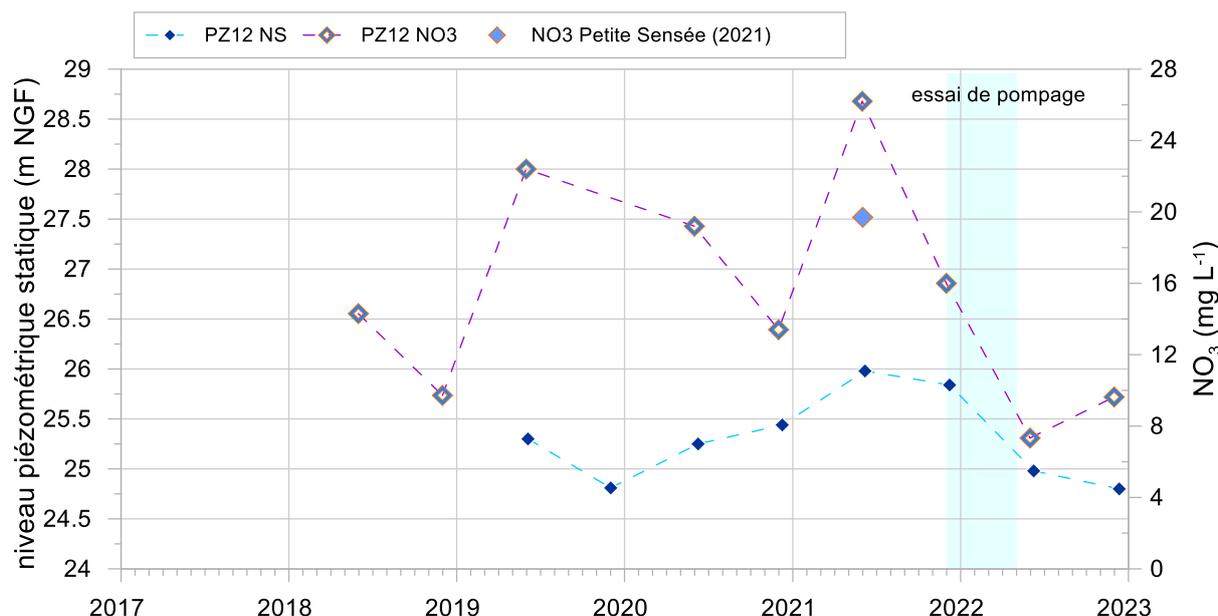


Figure 35 : Concentrations en nitrate au PZ12 et niveaux piézométriques (données auto-suivi).

Dans le détail, la petite chronique du nitrate au PZ12 montre que les hauts niveaux piézométriques sont liés à des fortes concentrations en nitrate et que le test de pompage a entraîné une diminution de la concentration en nitrate (à une valeur légèrement inférieure à la gamme de valeurs connues) qui recommence à augmenter de nouveau en décembre 2022. La concentration en nitrate de la Petite Sensée de juin 2021 est proche mais inférieure à celle du PZ12, ce qui montre que la Petite Sensée peut contribuer au taux de nitrate dans le PZ12, sans exclure d'autre source comme les eaux souterraines du type du forage agricole. L'importance de l'essai de pompage réalisé sur F1, F2, F4 et F5 permet de penser que le PZ12 a reçu des eaux pauvres en nitrates provenant de la zone des alluvions et de la forêt-décharge, habituellement moins mobilisées.

Pour synthétiser cette discussion sur la présence de nitrate et d'ammonium à Férin, le fonctionnement biogéochimique permet que les concentrations en nitrate restent très faibles en raison de la présence des alluvions quaternaires, qui, bien que relativement minces (moins de 5 m d'épaisseur) et peu étendues (environ 200 m de large), sont favorables à la dénitrification. L'intensification de l'exploitation entraîne une modification des écoulements et des mélanges provenant de régions plus profondes dans l'aquifère ou de zones d'appel plus étendues qu'auparavant qui vont progressivement inclure la ville de Férin et les parcelles agricoles de part et d'autre du canal. Ceci se traduit par la mobilisation d'eaux plus riches en nitrate et plus oxygénées, ce qui conduit à la modification des paramètres physico-chimiques, à l'augmentation progressive des concentrations en nitrate et à la disparition de l'ammonium. La présence de ce dernier dans l'ensemble des captages et piézomètres de Férin peut aussi être due à des apports provenant de l'ancienne décharge, indépendamment du contexte d'oxydo-réduction.

Les forages de Férin pompent donc un mélange (1) d'eaux souterraines dénitrifiées et (2) d'eaux avec des concentrations en nitrate variables provenant des zones d'appel agricoles et du canal.

3.2.4. Les produits phytosanitaires et métabolites

Deux approches analytiques complémentaires ont été mises en œuvre : une approche quantitative sur des molécules « pesticides » et une méthode de screening permettant d'obtenir des informations qualitatives (présence/absence) qui permet d'élargir la liste de composés recherchés (pesticides et autres composés).

a) Détermination des concentrations en pesticides en juin 2021 par méthodes quantitatives

Lors de la campagne d'analyses de juin 2021, sur les 65 composés recherchés, 32 ont été quantifiés au moins une fois (Figure 36) alors que 33 n'ont pas été quantifiés. Les composés pour lesquels les concentrations moyennes (tous types d'eau confondus) sont les plus importantes sont la bentazone, le prosulfocarbe, la propyzamide et le métobromuron ; ces 4 substances actives ont des usages autorisés (au moment de la campagne d'échantillonnage). Le prosulfocarbe et le métobromuron ont été quantifiés uniquement dans les eaux de surface, la propyzamide préférentiellement dans les eaux de surface (6/7 échantillons avec quantifications) alors que la bentazone est quantifiée de manière préférentielle dans les eaux souterraines (12 sur 18 échantillons avec quantifications). D'autres composés ont été fréquemment quantifiés comme l'atrazine et son métabolite dééthylatrazine mais à des concentrations faibles à très faibles en lien avec l'arrêt des usages depuis 2003.

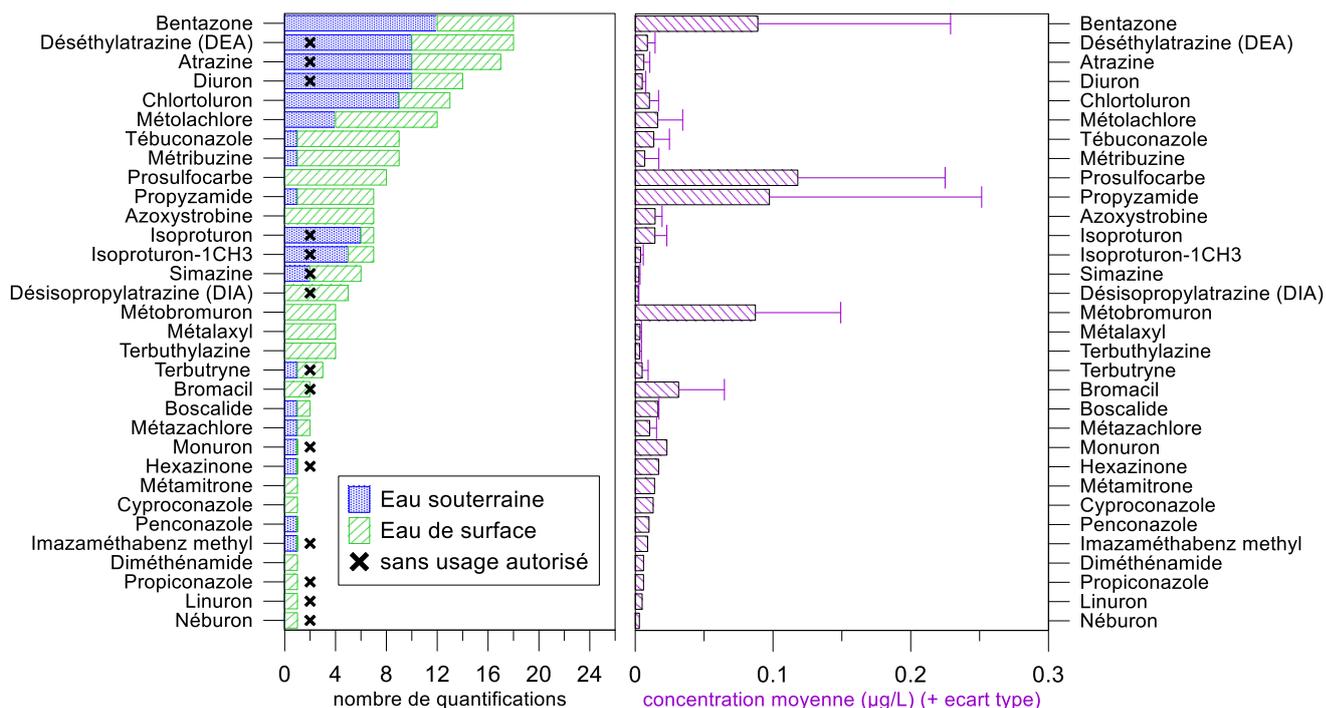


Figure 36 : Nombre de quantifications des composés (substance active ou métabolite) dans les eaux souterraines (sur 18 échantillons) et les eaux de surface (sur 8 échantillons) et concentrations moyenne et écart-type tous types d'eaux confondus lors de la campagne de juin 2021.

Le monuron, l'hexazinone, le penconazole et l'imazaméthabenzmethyl ont été quantifiés uniquement dans les eaux souterraines et sur un seul point d'eau pour chacun des 4 composés.

Treize composés ont été quantifiés uniquement dans les eaux de surface : le prosulfocarbe, l'azoxystrobine, la désisopropylatrazine, le métobromuron, le métalaxyl (ou métalaxyl-M), la terbuthylazine, le bromacile, la métamitron, le diméthénamide (ou diméthénamide-P), le propiconazole, le linuron et le néburon.

Le métabolite N-methyl-bentazone (3-isopropyl-1-methyl-1H-2,1,3-benzothiadiazin 4(3H)-one 2,2-dioxide) considéré lors de l'approbation de la substance active pour son risque de transfert vers les eaux souterraines (mobilité jugée moyenne) **qui a été recherché pour la 1^{ère} fois à notre connaissance n'a pas été détecté** dans aucun des échantillons d'eau souterraine et d'eau de surface. Précisons que l'EFSA (Autorité sanitaire européenne) préconise une surveillance dans l'eau de surface et pas dans l'eau souterraine.

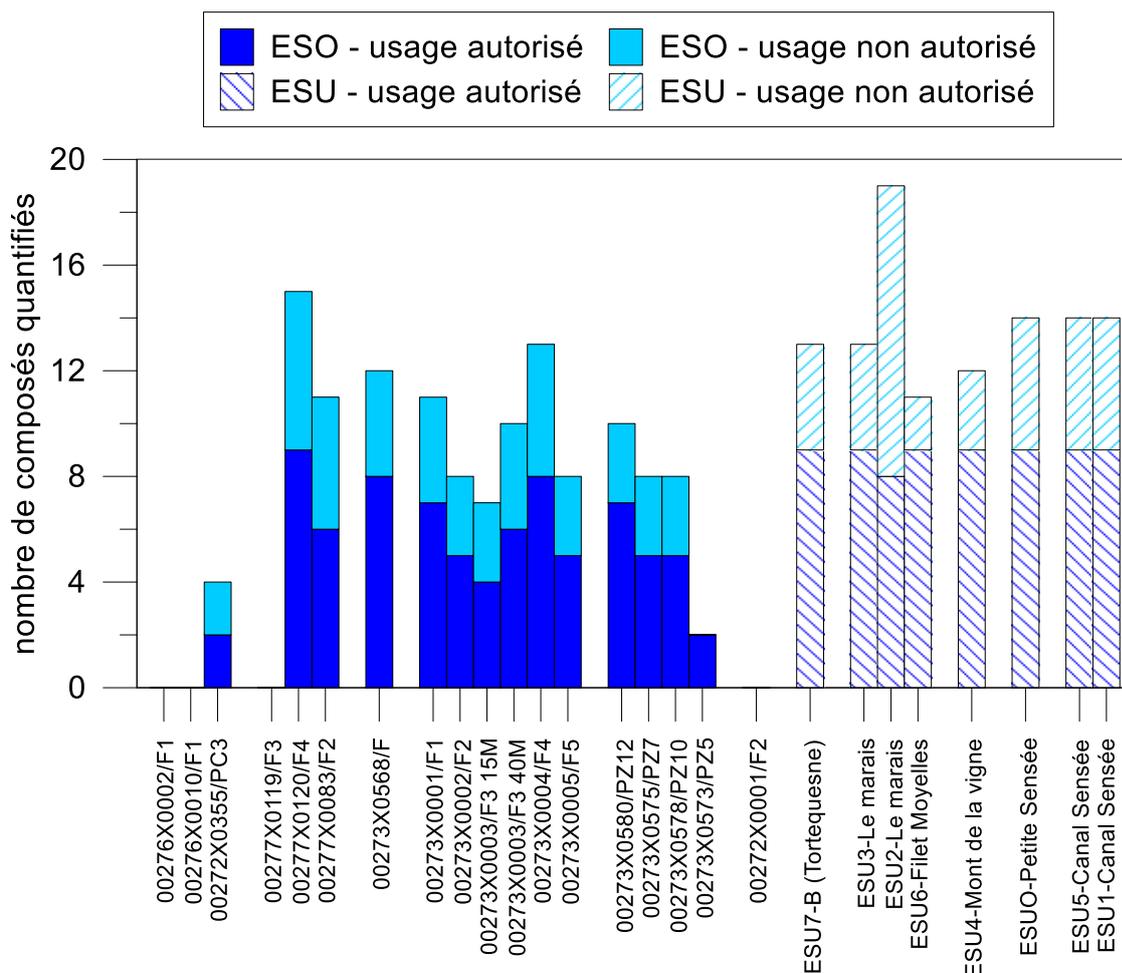


Figure 37 : Nombre de composés (substance active ou métabolite) quantifiés par point d'eau

Le nombre de composés « pesticides » quantifiés (Figure 37) est variable suivant les points d'eau avec un nombre plus important pour les eaux de surface.

Dans la partie amont sous couverture au niveau de Bellonne et Noyelles-sous-Bellonne, aucun composé n'a été quantifié. Cette absence pourrait être liée à une absence de pression, un temps de transfert très long indiquant que les composés n'ont pas encore atteint la nappe, un transfert latéral grâce au rôle de la couverture tertiaire protégeant la nappe ou à une dégradation des composés.

Dans la partie amont plus à l'est, au niveau d'Estrées, le captage F4 est plus impacté que le F3. Le captage 83/F2 qui n'est pas sous-couverture est également impacté. Les différences d'épaisseur de couvertures pourraient expliquer ces différences de contamination.

Au niveau du champ captant de Férin, le nombre de composés quantifiés est plus important dans les forages que dans les piézomètres et est variable d'un point à l'autre. Rappelons que les forages sont globalement plus profonds que les piézomètres ; la hauteur d'eau concernée par la crépine est donc différente selon les points d'eau.

Au niveau de F3, le prélèvement effectué à 15 m de profondeur montre la présence de 4 composés (atrazine, chlortoluron, dééthylatrazine et diuron) contre 6 (bentazone et isoproturon en plus) à 40 m de profondeur dans ce même captage. Toutefois, pour les 4 composés communs, les concentrations sont très proches entre elles et pour les 2 composés supplémentaires les valeurs mesurées sont très proches de la limite de quantification, pouvant expliquer qu'on ne les ait pas détectés à 15 m de profondeur. Ainsi bien que la diagraphie

chimique effectuée en juin 2021 ait montré une légère variation des différents paramètres (ici les composés organiques mais aussi les éléments majeurs et traces), les différences sont extrêmement faibles. Si l'hypothèse d'une stratification de la nappe ne peut pas être écartée, ces seules mesures sur un seul ouvrage ne permettent pas de la démontrer d'un point de vue qualité. En revanche, les autres paramètres géochimiques et isotopiques montrent quelques différences selon la profondeur.

Pour le détail par composé, trois exemples contrastés sont retenus. Pour la bentazone (Figure 38) qui a toujours des usages possibles, on constate que les concentrations sont généralement plus importantes au niveau du champ captant comparées à la partie amont, mais aussi pour les eaux de surface à l'exception du point ESU7-B à Tortequesne. Pour ce dernier point qui a une signature en géochimie plutôt proche du pôle des eaux drainant le Tertiaire-Quaternaire (drainage de la nappe des sables), on peut imaginer que des applications avaient été réalisées peu avant la date d'échantillonnage, expliquant cette concentration importante. Pour les eaux souterraines en amont, les captages sous couverture ne présentent pas de contamination alors que les captages sans couverture (120/F4 et Estrées 63/F2), de même que dans la partie amont Est (568/F), révèlent la présence de ce composé.

Pour la dééthylatrazine (Figure 39) dont la substance active mère n'a plus d'usage autorisé, les concentrations faibles sont plutôt comparables entre les eaux souterraines et les eaux de surface. La présence est donc assez généralisée y compris dans les eaux de surface pouvant laisser supposer une alimentation de ces eaux de surface par les eaux souterraines.

Enfin pour la propyzamide (Figure 40) ayant toujours des usages autorisés, on voit que sa présence concerne plutôt les eaux de surface avec des concentrations variables à l'exception du point d'eau souterraine 568/F avec une concentration très importante. Cette forte concentration n'est pas attendue dans un contexte de pollution diffuse tel que considéré lors de l'homologation (e.g., sol avec une épaisseur d'un mètre au moins).

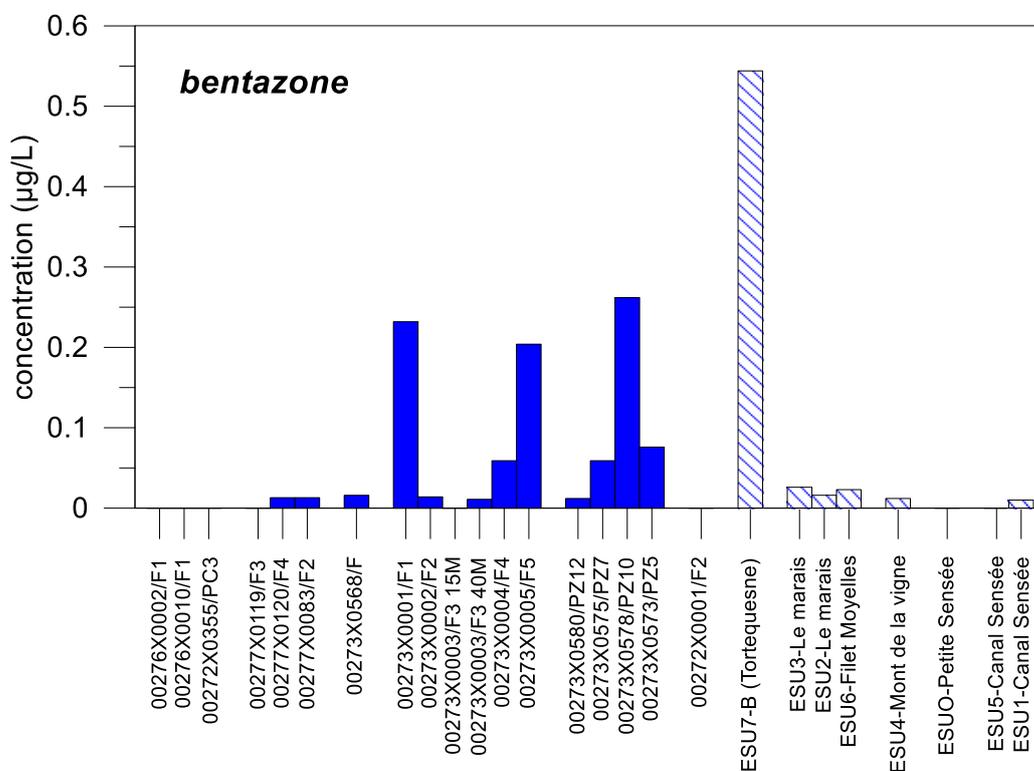


Figure 38 : Concentrations en bentazone mesurées en juin 2021

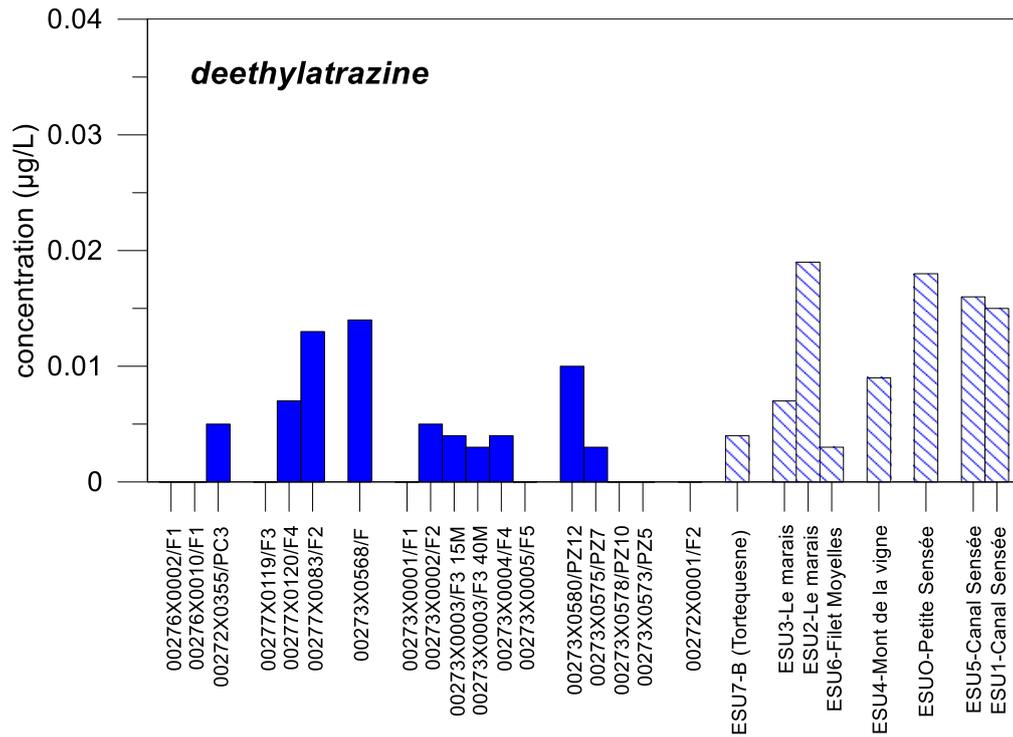


Figure 39 : Concentrations en dééthylatrazine mesurées en juin 2021

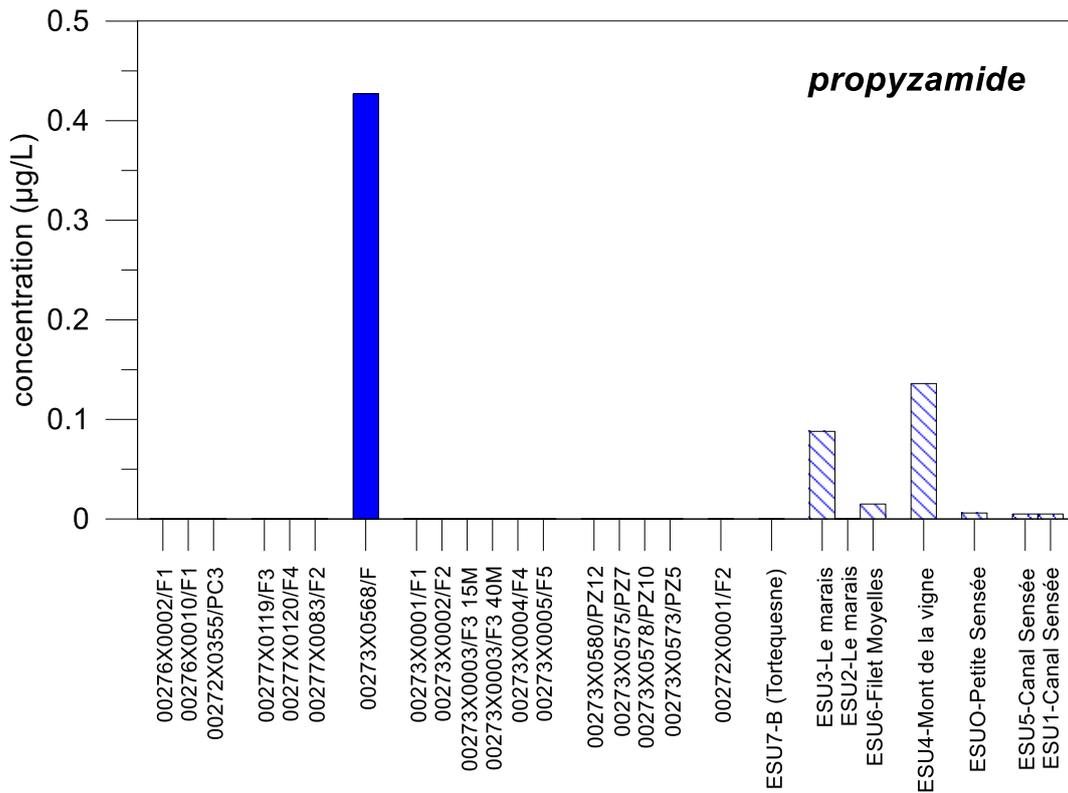


Figure 40 : Concentrations en propyzamide mesurées en juin 2021

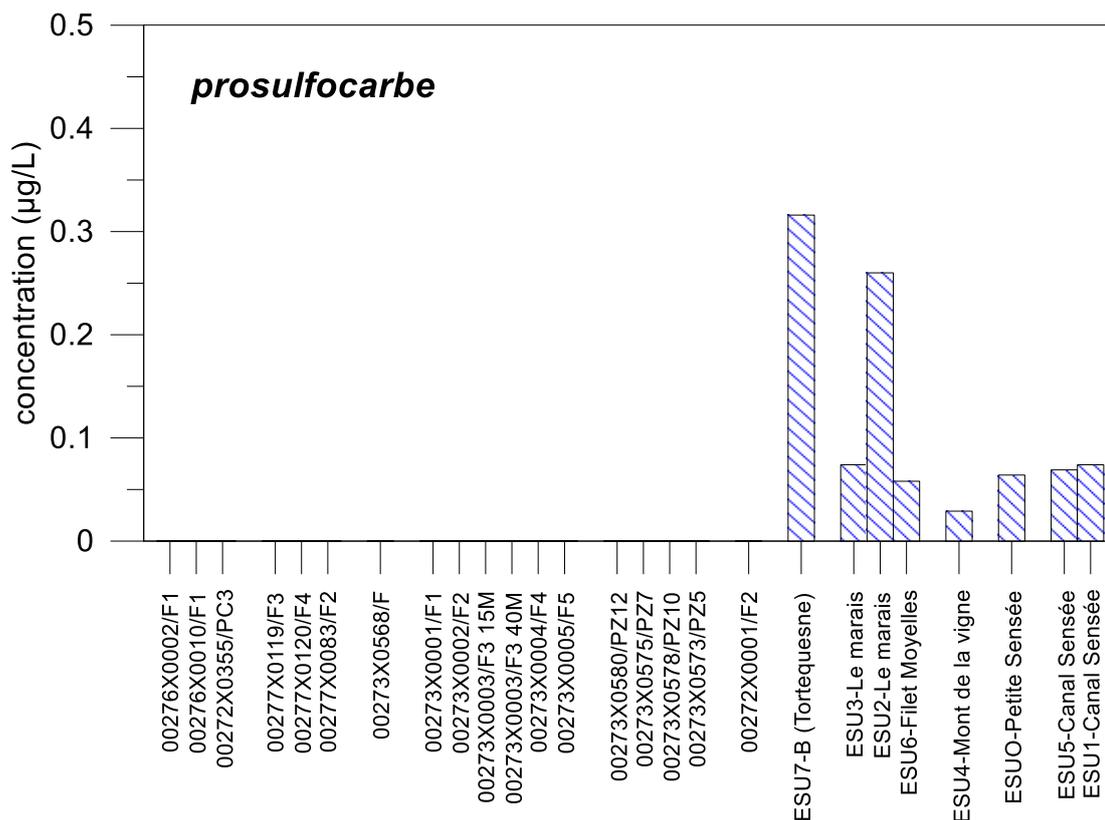


Figure 41 : Concentrations en prosulfocarbe mesurées en juin 2021

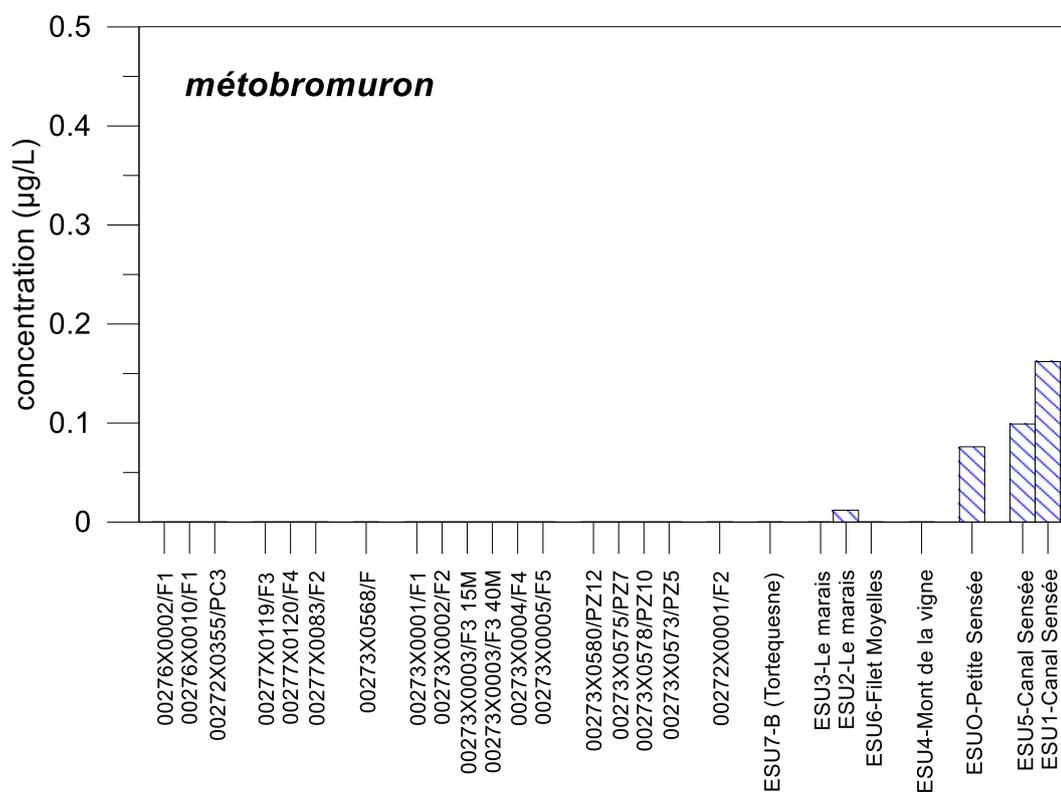


Figure 42 : Concentrations en métobromuron mesurées en juin 2021

Pour les eaux de surface, considérant le transect ESU3-LM, ESU2-LM et ESU6-FN, le nombre de composés quantifiés est de 13, 19 et 11 respectivement. En accord avec la géochimie (Figure 15), on voit donc qu'ils drainent des eaux différentes. Selon les composés, les concentrations restent assez proches pour les 3 points alors qu'ils fluctuent plus pour d'autres notamment pour des composés ayant des usages toujours autorisés. C'est le cas pour la bentazone (0,026 ; 0,016 et 0,023 $\mu\text{g L}^{-1}$ respectivement) ou encore le prosulfocarbe (0,074 ; 0,26 ; 0,058 $\mu\text{g L}^{-1}$) ou la propyzamide (0,088 ; < limite de quantification ; 0,015 $\mu\text{g L}^{-1}$ respectivement). A noter que cette différence est également observée pour les concentrations en nitrate (10,3 ; 3 et 10,1 mg L^{-1} , respectivement). En l'absence d'informations détaillées sur les usages, il est impossible d'aller plus loin dans l'interprétation. Outre les potentiels apports liés au ruissellement dont la composition est largement tributaire des usages récents, il est également possible que la proportion d'eau souterraine contribuant à alimenter ces eaux de surface soit variable, la qualité de l'eau souterraine pouvant elle-même être hétérogène.

Pour les points hors transect, ESU4-MV présente une chimie de type « couverture tertiaire » (Figure 15), 12 composés ont été quantifiés à des concentrations faibles (< 0,03 $\mu\text{g L}^{-1}$) à l'exception de la propyzamide (0,136 $\mu\text{g L}^{-1}$). Pour ESU7-B, 13 composés ont été quantifiés à des concentrations faibles généralement < 0,03 $\mu\text{g L}^{-1}$ à l'exception du prosulfocarbe (0,316 $\mu\text{g L}^{-1}$).

Au niveau de la Petite Sensée, 14 composés ont été détectés à des concentrations faibles généralement < 0,02 $\mu\text{g L}^{-1}$ à l'exception du prosulfocarbe (0,064 $\mu\text{g L}^{-1}$) et du métobromuron (0,076 $\mu\text{g L}^{-1}$).

Au niveau du canal de la Sensée ESU5-CS en amont et ESU1-CS plus à l'aval, 14 composés ont été identifiés. Dans le détail, on voit que des composés sont communs aux deux points d'eau, d'autres non. Ces différences peuvent s'expliquer par des concentrations mesurées très proches des limites de quantification pouvant signifier qu'un composé est identifié dans un des 2 sites et pas dans l'autre. La différence la plus notable est pour le métobromuron (0,099 et 0,162 $\mu\text{g L}^{-1}$, respectivement).

b) Mise en évidence de la présence en pesticides en juin 2021 par méthode de screening (analyse qualitative)

En complément des analyses quantitatives, une approche analytique complémentaire a été mise en œuvre. Elle permet de faire un screening sur les composés présents dans les échantillons d'eau avec un niveau de confiance sur l'identification variable (voir Annexe 4). Dans le cas présent, le retraitement des données analytiques est effectué sur la base de données analytiques existantes au BRGM. Cette base de données comprend à la fois des substances actives de produits phytosanitaires, des métabolites de produits phytosanitaires (substances et métabolites regroupés sous le terme « pesticides ») et des composés dits « autres » comme par exemple des substances pharmaceutiques (Figure 43). **Les composés dits « autres » sont examinés ici comme des traceurs d'activité anthropique** et non pas comme des polluants au sens strict ; **ils pourraient signer la présence d'eaux issues de station d'épuration**. Rappelons que le traitement des données effectué ici ne permet pas d'aboutir à la détermination d'une concentration mais de travailler sur une présence de composés. Seules les substances identifiées avec un niveau de confiance 1 ou 2b ont été considérées dans ce travail.

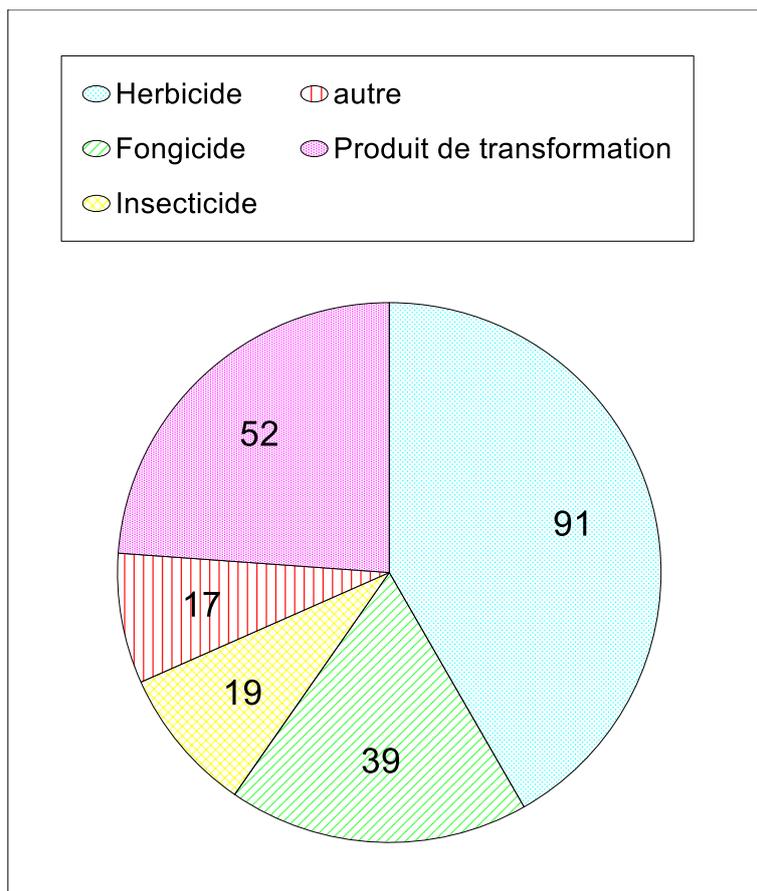


Figure 43 : Répartition par grands types des composés présents dans la base de données analytique du BRGM pour le screening

Les pesticides

L'exploitation des données analytiques pour les 28 échantillons a permis d'identifier (avec un indice de confiance très fort à fort) la présence de 129 composés dont 87 « pesticides ». Si on ne regarde que les composés avec un indice de confiance maximal (niveau 1), le nombre est alors de 115 dont 78 « pesticides ». La répartition est différente entre les eaux souterraines et les eaux de surface (Figure 44). Les eaux de surface présentent un nombre de composés « autres » plus important (41 *versus* 19) que les eaux souterraines alors que le nombre de « pesticides » est proche (69 et 68 pour les eaux souterraines et de surface, respectivement).

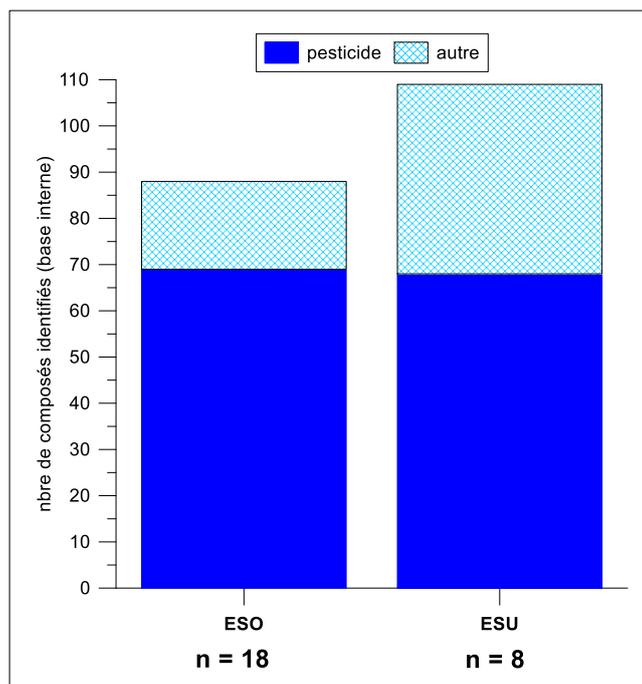


Figure 44 : Nombre de composés mis en évidence par screening avec un degré de confiance très fort à fort dans les eaux souterraines (ESO) et les eaux de surface (ESU) selon leur catégorie « pesticide » ou « autres »

La Figure 45 présente les occurrences des composés « pesticides » spécifiquement observés dans les eaux souterraines (19 composés) ou dans les eaux de surface (18 composés).

Si l'on considère les occurrences les plus importantes dans les eaux souterraines, se trouve tout d'abord le monométhylisoproturon, un métabolite de l'isoproturon qui n'a plus d'usage autorisé depuis 2017. Viennent ensuite le méthabenthiazuron¹ et l'hexazinone qui n'ont plus d'usage autorisé depuis 2007-2009 et 2007, respectivement. Le napropamide a toujours des usages autorisés notamment sur crucifère.

Si on considère les occurrences les plus importantes pour les eaux de surface, le bixafen a des usages autorisés comme fongicide notamment sur avoine et blé, le métabromuron est un herbicide autorisé sur pomme de terre, soja, tournesol etc. Le dichlorprop a des usages autorisés sous forme de dichlorprop-P pour le débroussaillage (traitements généraux) ou encore comme herbicide sur blé ou orge par exemple. Le diféconazole a des usages autorisés comme fongicide par exemple sur la pomme de terre ou le blé. Le bromuconazole est un fongicide qui a des usages autorisés uniquement sur blé et porte-graines. Le MCPA est un herbicide ayant des usages autorisés sur blé, avoine, prairie etc. Enfin le diazinon n'a plus d'usage autorisé depuis le 1^{er} décembre 2007 avec une fin d'usage des stocks au 1^{er} décembre 2008.

¹ pour tous les usages agricoles et non agricoles. L'autorisation de mise sur le marché des produits phytopharmaceutiques le méthabenthiazuron est retirée à compter du 25 octobre 2006: La date limite d'écoulement des stocks et d'utilisation des produits phytopharmaceutiques contenant du méthabenthiazuron est fixée au 31 décembre 2006 pour la distribution et au 30 avril 2007 pour les utilisations sur blé et pois protéagineux. En ce qui concerne les utilisations sur cultures porte-graine mineures, la date limite pour l'écoulement des stocks est fixée au 30 juin 2009 pour la distribution et au 31 décembre 2009 pour l'utilisation.

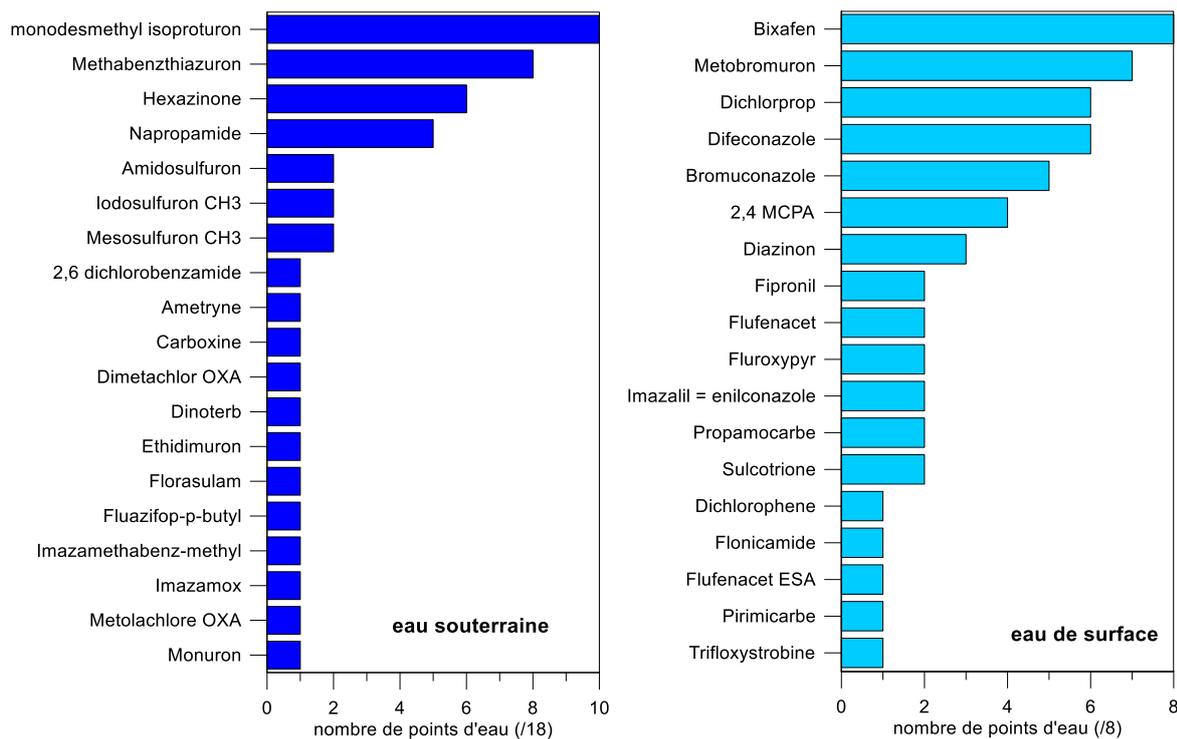


Figure 45 : Liste et occurrence des composés « pesticides » spécifiquement identifiés dans les eaux souterraines (à gauche) et dans les eaux de surface (à droite)

Si l'on regarde la répartition du nombre de composés par point d'eau (Figure 46), comme pour les analyses quantitatives, le nombre de composés identifiés est plus important dans les eaux de surface que dans les eaux souterraines avec notamment plus de composés de type « autres ». Concernant les eaux souterraines, à nouveau on constate une contamination très limitée (en nombre de composés) dans la partie amont du bassin et notamment sous couverture. Au niveau des captages du champ captant de Férin, les différences (en nombre) sont peu marquées alors qu'il y a un fort contraste entre les piézomètres, Pz5 et Pz10 montrant les nombres de composés les plus faibles. Comme avec l'analyse quantitative, le captage de Bellonne apparaît plus préservé ; on notera l'absence de composé « autres » au niveau de ce captage.

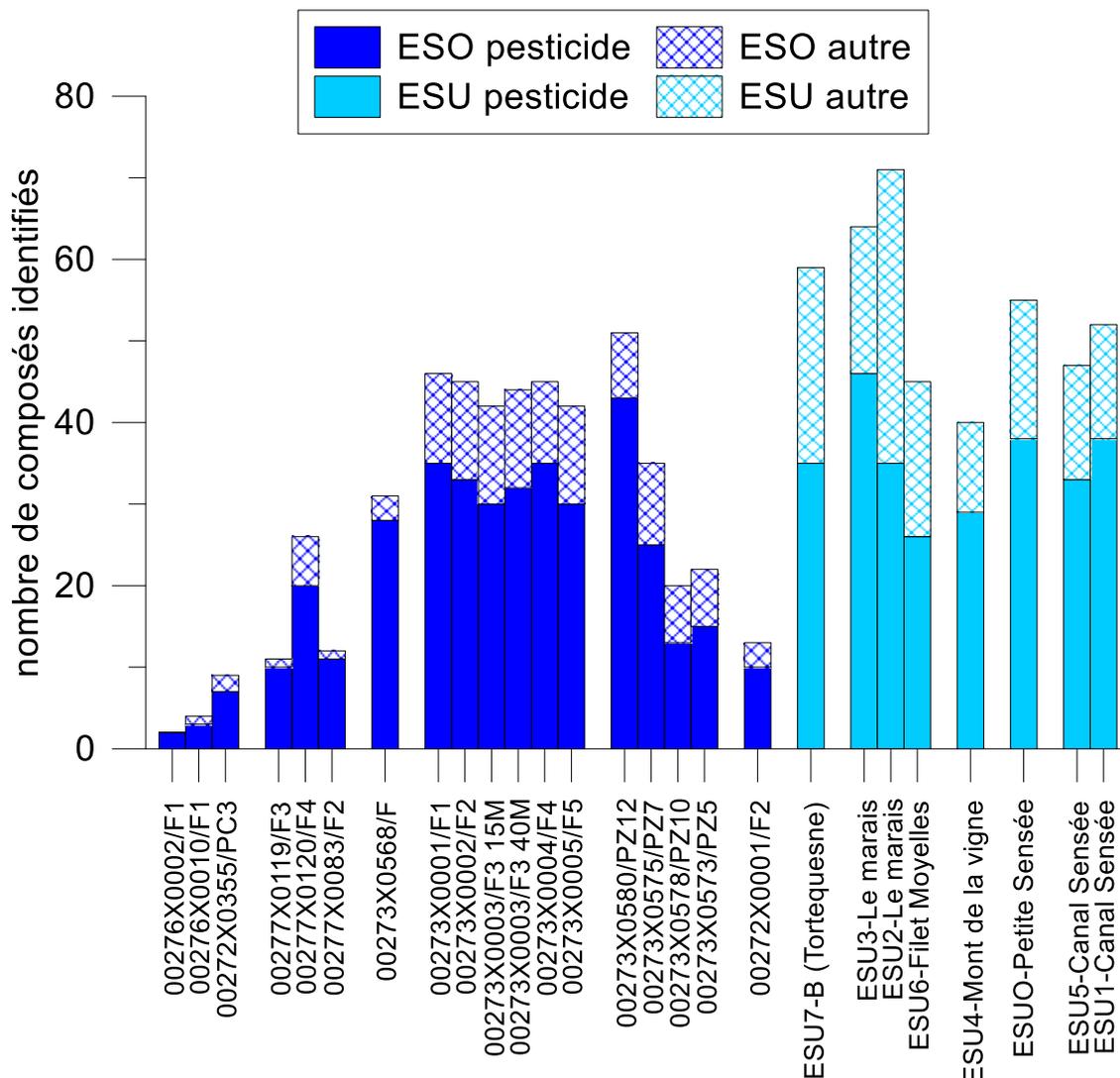


Figure 46 : Nombre de composés par catégorie (« pesticide » ou « autres ») identifiés par screening par point d'eau souterraine (ESO) ou de surface (ESU)

En ce qui concerne les eaux de surface, pour le transect ESU3-LM, ESU2-LM et ESU6-FN, le nombre de composés identifiés est de 64, 71 et 45 respectivement. Parmi les 59 pesticides identifiés, 18 sont communs aux trois points de prélèvement, 16, 9 et 4 composés étant présents uniquement dans ESU3-LM, ESU2-LM et ESU6-F, respectivement. Pour les 60 composés « autres », 13 sont communs aux trois points de prélèvement, 0, 13 et 1 composés étant présents uniquement dans ESU3-LM, ESU2-LM et ESU6-F, respectivement. Sans entrer dans le détail des composés, cela confirme que différents types d'eau se mélangent le long de ce ruisseau. Il n'est pas possible de trancher sur les origines de ces eaux (ruissellement, drainage de la nappe par exemple).

Au niveau du canal de la Sensée sur le bief de Gœulzin-Courchelettes, 33 pesticides et 14 composés « autres » ont été identifiés en amont contre 38 et 14 en aval à ESU1-CS. Comme pour le transect LM (Le marais), il est possible que différents types d'eau contribuent et/ou que les eaux de ruissellement aient des caractéristiques différentes en fonction notamment des applications de produits phytosanitaires. En l'absence d'informations détaillées sur les usages, il n'est pas possible d'aller plus loin dans l'interprétation.

Quels sont les composés organiques « autres » que les pesticides retrouvés ?

Parmi les composés « spécifiques » des eaux souterraines ou des eaux de surface (Figure 47), avec les occurrences les plus fortes, se trouvent :

- La sulfadiazine, un antibiotique identifié avec un indice de confiance 2B ;
- La cytarabine, un pharmaceutique de type Antineoplasique ; la réponse du pic la plus importante est observée à ESU2-LM avec un indice de confiance 1 ;
- Le O-desmethylvenlafaxine, produit de transformation de la venlafaxine (psycholeptique) : indice 1 pour tous les points d'eau de surface sauf ESU1-CS.

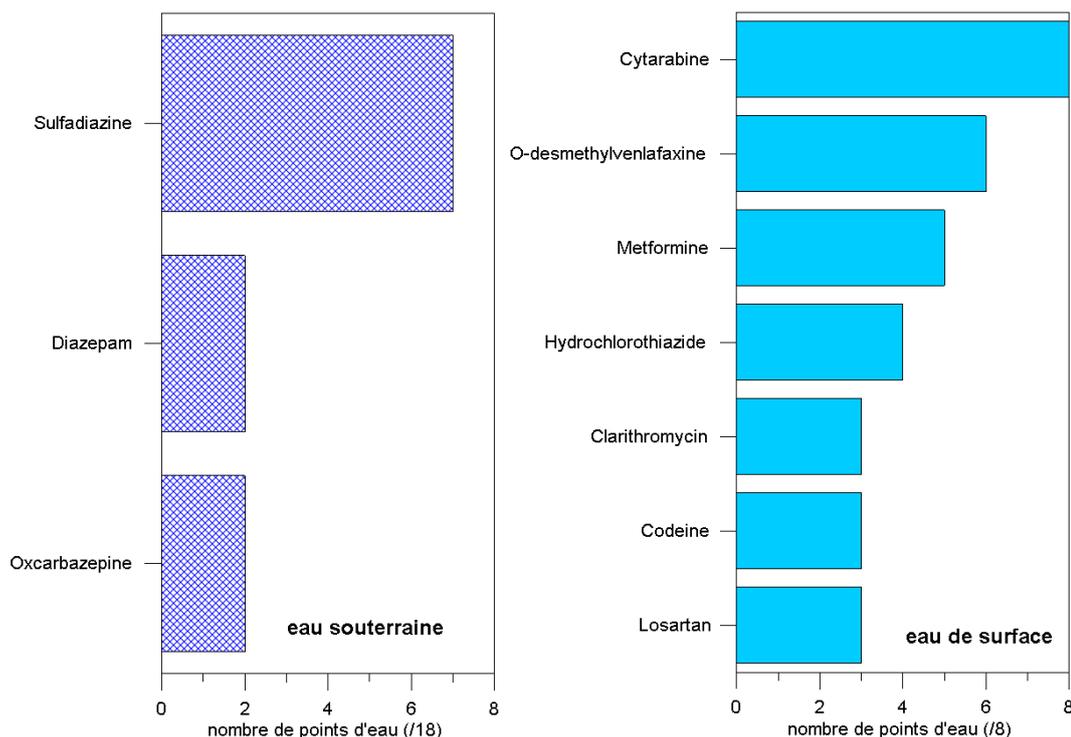


Figure 47 : Liste et occurrence des composés « autres » spécifiquement identifiés dans les eaux souterraines (à gauche) et dans les eaux de surface (à droite) grâce au screening avec un degré de confiance très fort à fort

Pour les composés présents à la fois dans les eaux souterraines et les eaux de surface, le benzotriazole (inhibiteur de corrosion, produit industriel) a été identifié sur 24 (des 24) points ; l'indice de confiance de 1 sur l'identification du benzotriazole est pour le point ESU7-B et ESU2-LM. Le tolyltriazole (inhibiteur de corrosion) a été identifié sur 20 points dont 13 avec un indice 1. Le sucralose (additif alimentaire, produits de soin corporel, édulcorant) a été identifié 21 fois dont 15 fois avec un indice très fort (1).

La Figure 48 permet de visualiser la réponse du détecteur utilisé pour le screening pour les différents échantillons pour le tolyltriazole et le benzotriazole identifiés dans un grand nombre de points d'eau. Le tolyltriazole n'a pas été identifié pour les points d'eau souterraine de la partie amont de l'AAC. Au niveau des captages et des piézomètres de Férin, on voit une variabilité des réponses avec une réponse plus importante pour F2 pour les forages et Pz12 et Pz7 pour les piézomètres. Au niveau des eaux de surface, pour le transect « le marais », les deux composés montrent une réponse plus importante au niveau de ESU2-LM. On peut s'interroger sur cette variation (moins de dilution ou apport de ces composés *versus* ESU3-LM?). Bien que les eaux issues de ESU7-B quittent probablement l'AAC vers le sud et ne vont

pas vers les captages de Férin, on peut s'interroger sur l'origine de ces deux composés (a priori la STEP est à l'aval du point de prélèvement) mais aussi sur le fait que leur concentration est la plus importante observée. Pour mémoire, il n'est pas possible de déterminer une concentration avec l'approche développée ici.

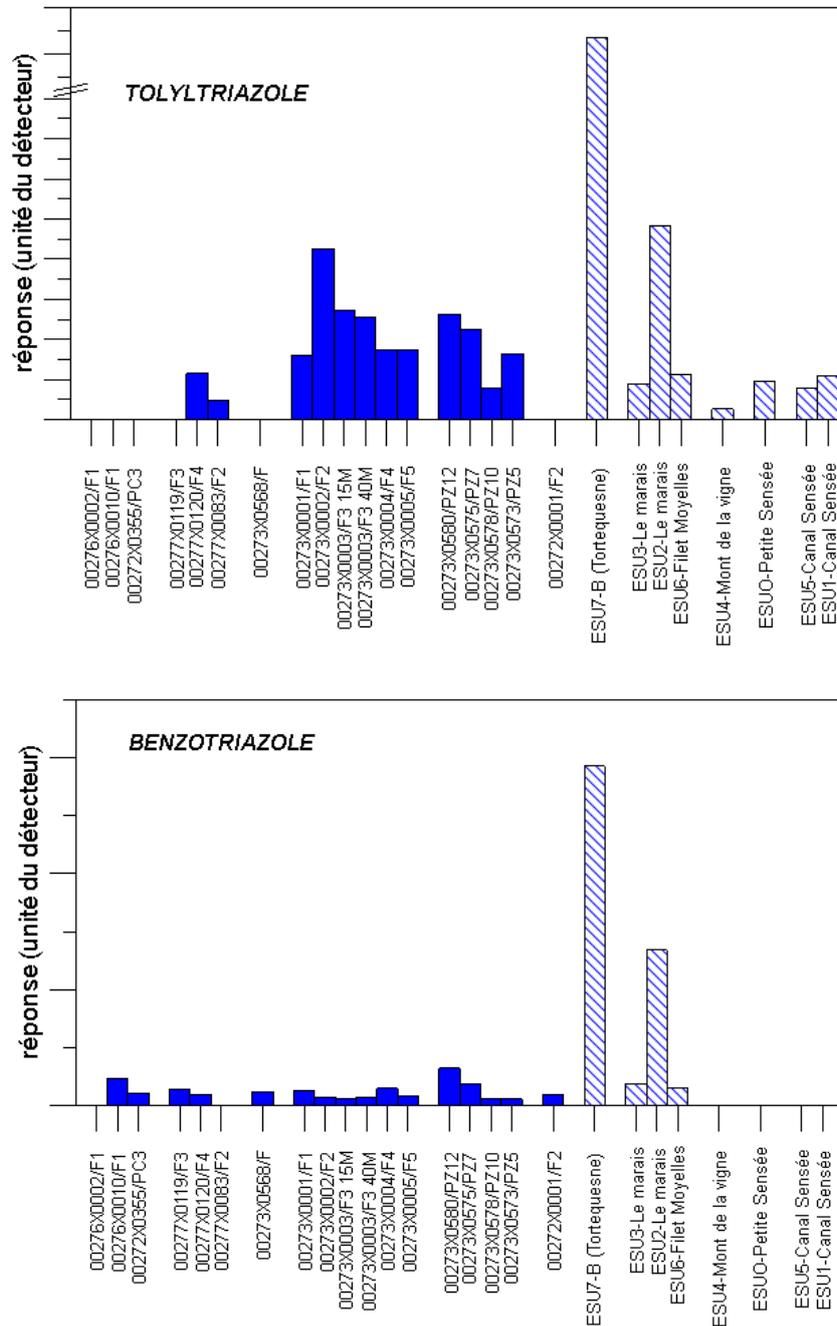


Figure 48 : Réponse du détecteur utilisé pour le screening par point d'eau pour le tolyltriazole et le benzotriazole (les réponses étant spécifiques aux composés et pas nécessairement linéaires pour un composé donné en fonction de la concentration, les valeurs sont volontairement masquées).

En résumé, qu'il s'agisse des analyses quantitatives portant sur les produits phytosanitaires et des métabolites ou des screening portant sur les pesticides et autres molécules pouvant être considérées comme des traceurs d'eaux usées, des disparités spatiales sont observées entre les eaux souterraines et les eaux de surface et avec des profils différents selon les molécules. Cette diversité est en partie liée aux usages (et au fait qu'il y ait encore ou non des usages) et aux propriétés physico-chimiques des molécules. Les eaux souterraines de la partie amont de l'AAC paraissent plus préservées (moins de composés détectés à des concentrations plus faibles). Les cours d'eau drainant les formations tertiaires peuvent présenter des concentrations très importantes notamment pour des molécules probablement appliquées récemment. Pour les eaux souterraines, la bentazone est surtout observée au niveau du champ captant de même que la dééthylatrazine. La propyzamide est quantifiée de manière importante dans un captage situé à l'est du champ captant. Faut de'autres points échantillonnés dans le secteur, il n'est pas possible de savoir si cette situation est très localisée ou représentative d'un secteur particulièrement vulnérable. Des composés « autres que pesticides » ont été identifiés sur la plupart des points d'eau échantillonnés (eaux de surface et eaux souterraines) à l'exception des eaux souterraines en amont sous couverture. La présence de ce type de composés au niveau du champ captant laisse supposer une contribution d'eaux issues de rejets de stations d'épuration (ou d'assainissement au sens large).

3.2.5. Evolution temporelle des concentrations en pesticides

Les données issues de Naiades sont présentées pour la station « Sensée canalisée à Férin – code station 1046000), station se trouvant en amont de F1 (et de la zone de décharge de F1) mais après alimentation par la Sensée amont (Figure 49).

Au niveau du canal de la Sensée, on peut noter que

- Pour l'isoproturon, la molécule n'est pas quantifiée systématiquement et si on considère année par année, on constate que les concentrations les plus importantes ont été observées en hiver ou début de printemps (mars 2004, janvier 2007, décembre 2011, décembre 2014 et janvier 2015), décembre 2016 en lien avec des usages potentiels. Depuis janvier 2017, en lien avec les retraits d'usage, la molécule n'est plus quantifiée.
- Pour le chlortoluron, les concentrations les plus importantes ont été observées en décembre 2007, octobre 2019 et décembre 2021 en lien avec les périodes potentielles d'usage. Comme pour l'isoproturon, le chlortoluron n'est pas systématiquement quantifié. Du fait d'usages toujours autorisés, cette molécule est encore quantifiée.
- Pour la bentazone, les quantifications sont assez fréquentes et les concentrations les plus importantes par année sont observées à des périodes assez différentes (février 2009, août 2011, janvier et février 2014, mai 2014, août 2016), contrairement aux deux molécules précédentes. Cela pourrait être lié à des usages variés sur des cultures différentes impliquant des dates d'application différentes.

Pour ces trois molécules, on constate donc une dynamique de transfert variable en lien avec les propriétés des molécules (quantifiées ou non toute l'année) et leurs périodes d'application. Pour ces 3 molécules, les concentrations mesurées sont généralement inférieures à $0,1 \mu\text{g L}^{-1}$. D'autres molécules ont aussi été mises en évidence (voir section sur les eaux de surface).

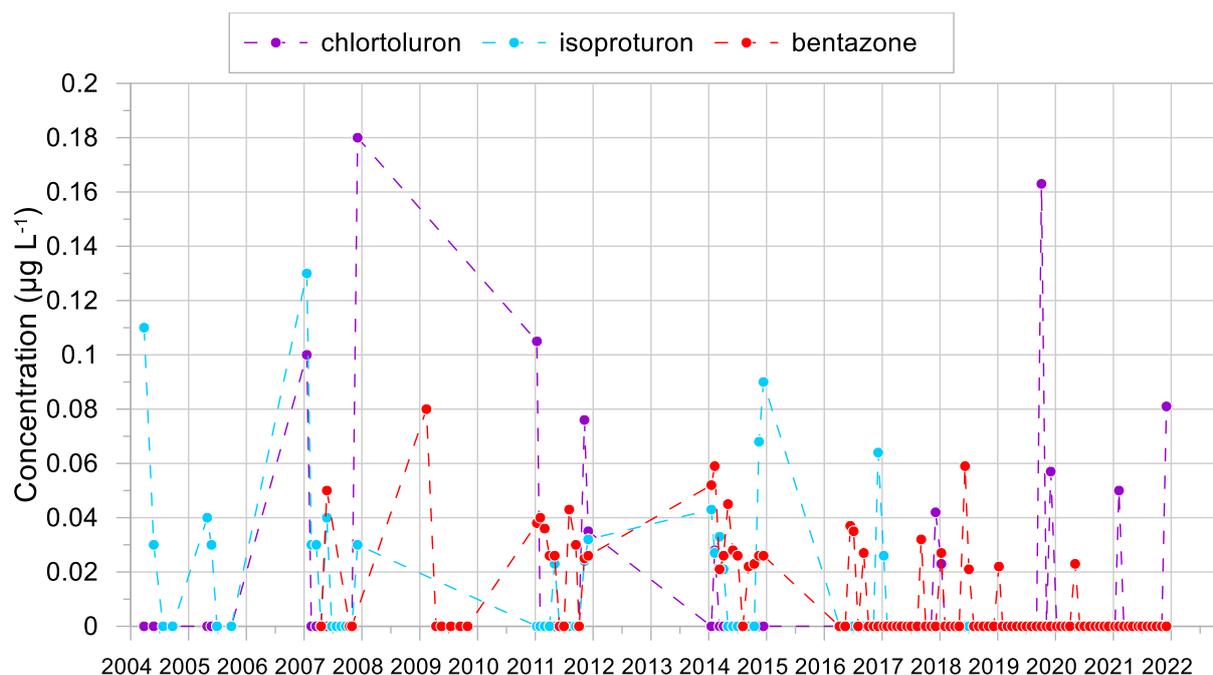


Figure 49 : Evolution des concentrations en isoproturon, chlortoluron et bentazone dans le canal de la Sensée (données Naiades) (les valeurs inférieures à la LQ ont été considérées comme égales à 0)

Au niveau du camp captant de Férin, les données historiques (Figure 50) puis les données récentes liées à l'intensification de la fréquence d'analyses et au pompage d'essai sont discutées.

Le captage F1 est le plus dégradé par les fortes concentrations en bentazone, chlortoluron et isoproturon, avec, au début de la chronique (2009-2012), des valeurs très élevées en bentazone comprises entre 1 et 2 $\mu\text{g L}^{-1}$ et depuis 2012, une baisse forte de la concentration en bentazone avec, cependant, encore 2 pics supérieurs à 1 $\mu\text{g L}^{-1}$ en 2016 et 2019 et plus récemment début 2022 (Figure 50). Si les concentrations sont différentes entre les captages, les allures des chroniques pour une molécule donnée peuvent être assez comparables (« pics » à des périodes comparables).

En lien avec les usages probables (Figure 27 et Figure 28), les concentrations sont plutôt plus importantes pour l'isoproturon que pour le chlortoluron même si cela devrait changer du fait du retrait d'usage de l'isoproturon. Les concentrations en ces trois pesticides ont beaucoup diminué dans tous les captages concernés, F1 inclus (rappelons que l'isoproturon avait des usages autorisés jusqu'au 31/05/2017 alors que le chlortoluron a toujours des usages autorisés sur céréales à paille). Pour les 2 molécules, pour une année donnée, les plus fortes concentrations sont généralement observées en hiver, en lien avec les dates potentielles d'application (novembre - décembre et février-mars) pouvant **indiquer un transfert rapide suite aux applications favorisé par la présence de la nappe développée dans (ou atteignant) les alluvions quaternaires**. Les évolutions en concentrations en isoproturon et chlortoluron sont plutôt bien corrélées entre-elles (notamment pour F1 où les quantifications sont nombreuses (Figure 52).

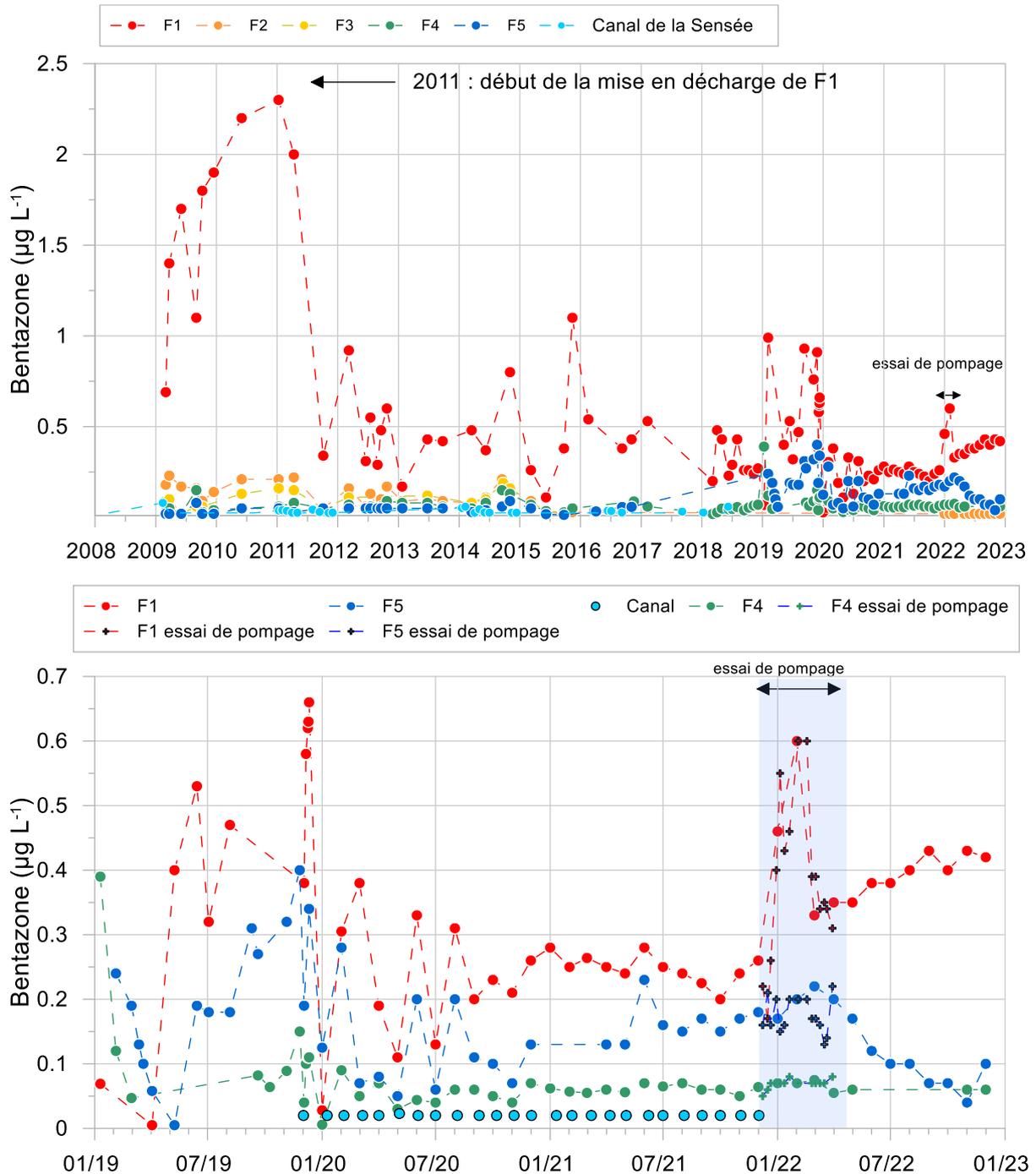


Figure 50 : Evolution des concentrations en bentazone dans les captages de Férin (données auto-suivi SUEZ-Douaisis Agglo) et le canal de la Sensée (données AEAP), avec zoom sur la période récente et valeurs mesurées pendant l'essai de pompage. Les valeurs inférieures à la limite de quantification sont notées égales à 0.

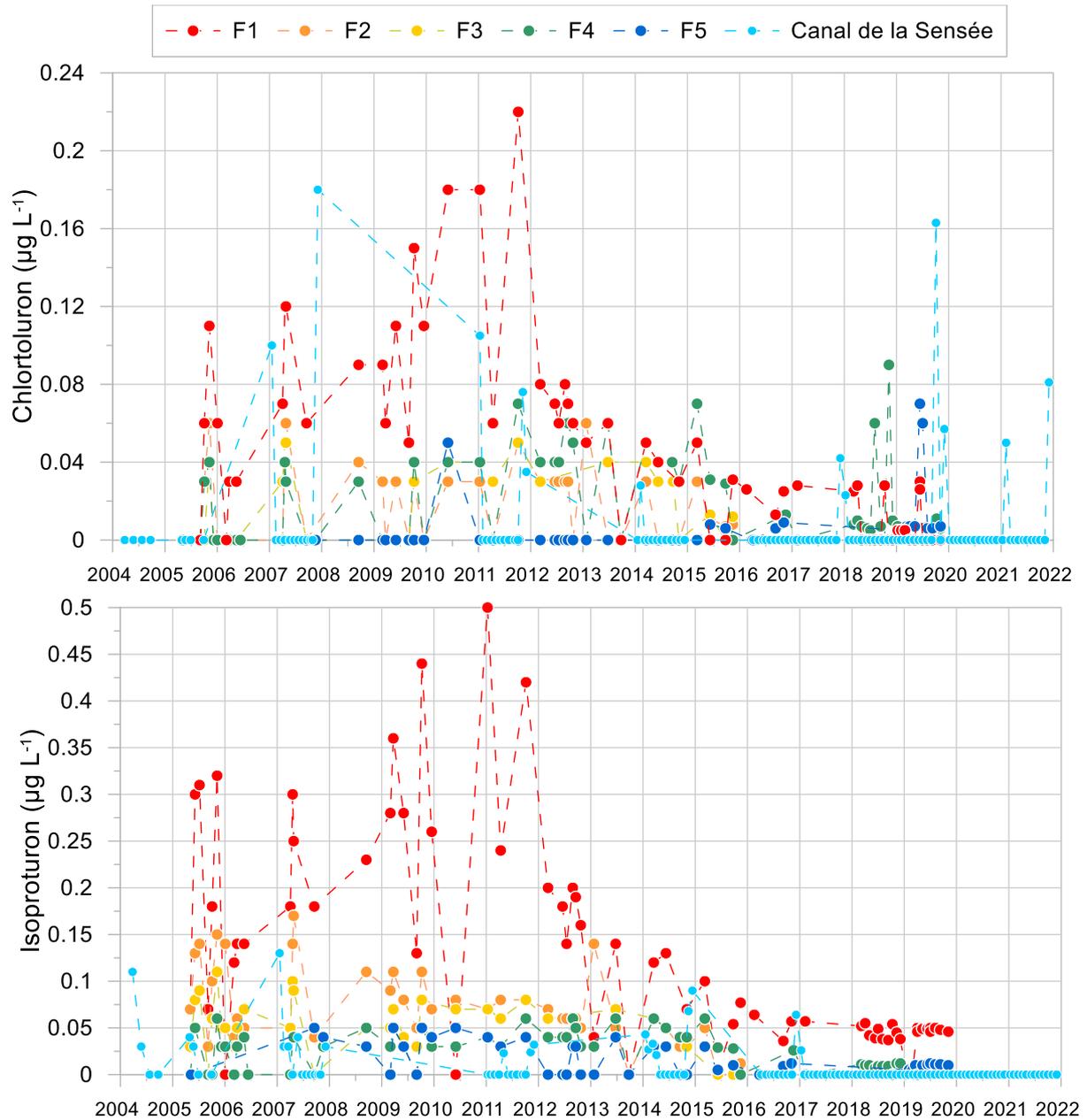


Figure 51 : Evolution des concentrations en chlortoluron et isoproturon dans les captages de Férin (données auto-suivi SUEZ-Douaisis Agglo) et le canal de la Sensée (données AEAP), les suivis en isoproturon et chlortoluron ayant été arrêtés en 2020. Les valeurs inférieures à la limite de quantification sont notées égales à 0.

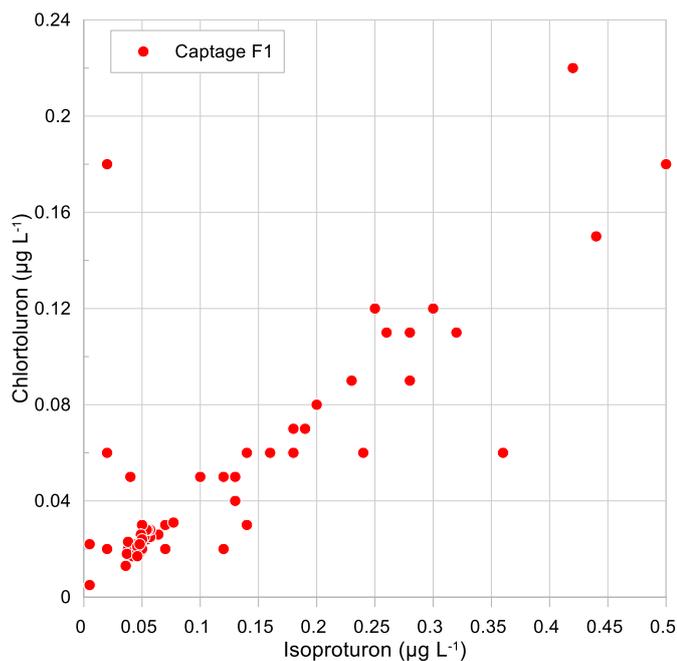


Figure 52 : Concentrations en chlortoluron versus isoproturon au niveau du captage F1 de Férin entre mai 2005 et décembre 2022 (données auto-suivi SUEZ-Douais Agglo). Les valeurs inférieures aux limites de quantifications sont considérées comme égales à la LQ (qui varie dans le temps : 0,05 µg L⁻¹ jusqu'en 2003, 0,02 µg L⁻¹ jusqu'en 2015, et 0,002 µg L⁻¹).

Plus globalement, on observe que, jusque début 2012 pour les eaux souterraines et plus particulièrement pour F1, les concentrations en bentazone, chlortoluron et isoproturon sont les plus fortes observées sur la période de données disponibles. **Probablement en lien avec le changement d'hydraulique associé à la très forte augmentation des débits pompés, les concentrations baissent après 2012.** Par année, les concentrations les plus importantes restent associées aux périodes potentielles d'application de manière assez comparable à ce qui est noté au niveau du canal de la Sensée. On peut donc supposer que des circulations assez rapides existent pour atteindre les captages. A ce stade, il n'est pas possible d'identifier la voie de transfert. On note aussi que les concentrations mesurées dans le canal pour les 3 molécules montrent des concentrations inférieures à celles de F1. Si le canal devait contribuer à alimenter les captages, il ne peut probablement pas expliquer toute la contamination observée.

L'intensification du suivi des concentrations en bentazone depuis 2020 (suivi mensuel - Figure 53) montre, **au niveau de F1, deux types de signaux.** D'une part des fluctuations de concentrations assez importantes en grande partie sur l'année 2020 et au début 2022 alors que le signal est plus constant en 2021 et avec une augmentation régulière en 2022. Ces évolutions semblent en lien avec l'évolution du niveau piézométrique dynamique (et statique avec le pompage d'essai). Ainsi schématiquement en 2021, les concentrations sont plutôt stables de même que le niveau piézométrique suggérant un fonctionnement à « l'équilibre ». La forte augmentation début 2022 correspond à une période où le niveau piézométrique statique est situé dans les alluvions. Ce cas de figure est aussi observé début 2019. Malheureusement nous n'avons pas de mesure de niveau statique pour fin 2019 lors des fortes concentrations en bentazone. On peut toutefois s'interroger sur le lien entre le niveau d'eau dans les alluvions et les fortes concentrations. En 2022, l'augmentation « continue » de la concentration en bentazone est anti-corrélée au niveau piézométrique. Compte-tenu des pompages importants, on peut suspecter une augmentation de la surface de la zone d'appel du captage qui atteindrait une zone de la nappe présentant des concentrations plus importantes en bentazone (en lien avec des zones agricoles).

Au niveau de F5 (Figure 53), les évolutions de concentrations en bentazone sont assez différentes de celles de F1. Ainsi la chronique reste très bruitée jusque mars 2022 et le début du pompage d'essai. Entre 2019 et mars 2022, le niveau piézométrique statique est globalement situé dans les alluvions à l'exception de mai et octobre 2019 mais aussi automne 2021 correspondant à des concentrations plus basses en bentazone. Après 2022, la baisse piézométrique qui atteint la craie s'accompagne d'une baisse des concentrations. A la faveur de l'augmentation de la zone d'appel liée à l'intensification du pompage, un secteur de nappe moins contaminé en bentazone serait sollicité. Comme discuté (Figure 33), au F5, en 2022 après l'essai de pompage, les concentrations en ammonium ont connu un pic pendant l'essai de pompage, suivi d'une diminution à l'arrêt de l'essai. Si on admet que les eaux souterraines du bois et de l'ancienne décharge contiennent de l'ammonium mais qu'elles sont *a priori* exemptes de bentazone, cela pourrait confirmer que la zone d'appel s'accroît vers ce secteur et que cela impacte la qualité de la nappe.

Au niveau de F2, les concentrations en bentazone sont inférieures à la limite de quantification en 2022 alors que le niveau statique (et dynamique) est dans la craie. **F3 n'a pas été suivi.** **Pour F4**, le niveau statique serait resté dans les alluvions en 2020 - début 2023, les concentrations en bentazone fluctuent assez peu ($\sim 0,03$ à $0,08 \mu\text{g L}^{-1}$).

Pour les forages du champ captant, il semble donc que les concentrations en bentazone soient impactées par la position du toit de la nappe, dans les alluvions ou non. Lors du pompage d'essai pour F1 et F5, les niveaux piézométriques chutent fortement pour être dans la craie et la contamination a une évolution différente selon l'occupation du sol (parcelles – agricoles / forêt) d'une nappe de la zone sollicitée.

Pour aller plus loin dans l'interprétation, les données sur les **deux métabolites de la chloridazone** sont présentées dans la Figure 54. Le chloridazone-méthyl-desphényl a été recherché depuis mars 2021 et le chloridazone-desphényl depuis août 2021, mais pas nécessairement chaque mois sur chaque captage. Rappelons que pour la chloridazone, les autorisations sont retirées au 31/12/2019 avec une fin d'utilisation des stocks de produits au 31/12/2020. Au niveau de F1, la concentration la plus importante en chloridazone-méthyl-desphényl est observée en novembre 2021 lorsque que le niveau statique pouvait être dans les alluvions (une donnée mesurée en octobre). Lors du pompage (décembre 2021-avril 2022), F1 et F5 montrent des concentrations plutôt stables qui remontent après juillet puis ont tendance à remonter lorsque le niveau piézométrique remonte. Pour le chloridazone-desphényl quantifié dans chacun des captages, la chronique est plus bruitée. Les concentrations plus importantes début 2022 correspondent à une période pendant laquelle les niveaux statiques étaient dans les alluvions pour F1, F3, F4 et F5 contrairement à F2.

Les **données du (S)-métochlorure et de ses deux métabolites ESA-métochlorure et OXA-métochlorure** sont également regardées (Figure 55). De façon notable, l'ESA métochlorure n'a été quantifié dans aucun des captages (limite de quantification de $0,01 \mu\text{g L}^{-1}$). Le métochlorure a été quantifié dans F4 alors que le niveau statique était dans les alluvions. Au niveau de F5, les concentrations sont très faibles ou non quantifiées en 2021 et jusque juin 2022 correspondant à des niveaux statiques dans les alluvions ; ces concentrations augmentent pendant l'été et l'automne 2022 alors que le niveau statique est dans la craie. Enfin, les concentrations baissent à nouveau quand le niveau piézométrique augmente et tend à se rapprocher d'un niveau se situant dans les alluvions.

En résumé, même si ces chroniques sont beaucoup plus courtes, les observations semblent confirmer les remarques faites sur l'examen des chroniques de bentazone. Pour tous les captages, selon que le niveau statique est situé dans les alluvions ou dans la craie, la qualité est différente. Lorsque les niveaux piézométriques sont bas (et dans la craie), sous l'effet de volumes pompés très importants les chroniques évoluent d'une part selon la molécule et d'autre part selon l'occupation du sol concerné par l'accroissement de la zone d'appel du

captage. C'est ainsi que pour F1 et F5, les concentrations en certains éléments peuvent évoluer de manière très différente.

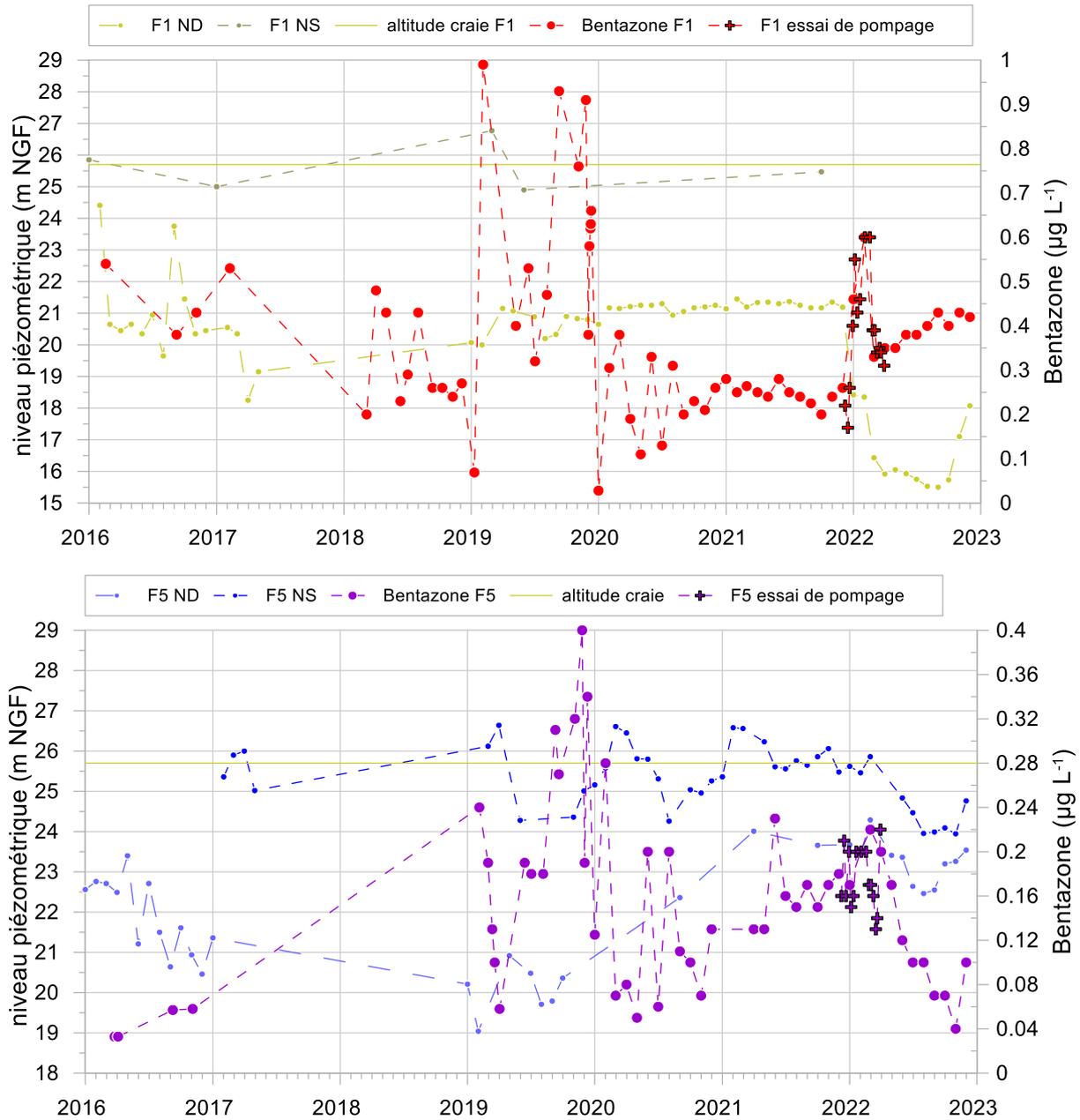


Figure 53 : Evolution des concentrations en bentazone en fonction de la piézométrie (ND : niveau dynamique et NS : niveau statique) dans le F1 et F5 du champ captant de Férin. Les données d'auto-suivi mensuel commencent en 2019 (données SUEZ)

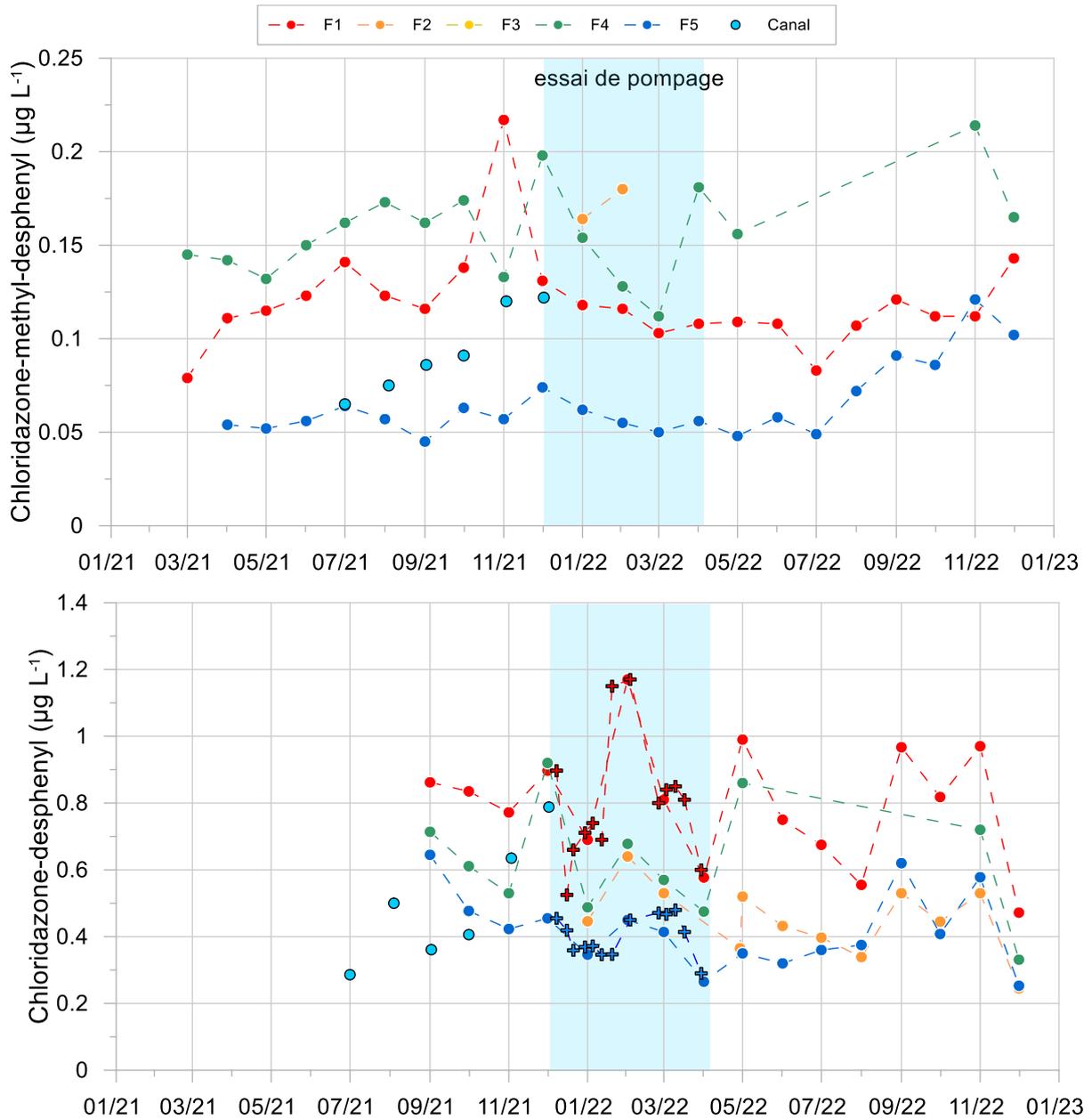


Figure 54 : Evolution des concentrations en métabolites de la chloridazone (2021-2022) dans les captages de Férin (données auto-suivi SUEZ-Douaisis Agglo) et le canal de la Sensée (données AEAP)

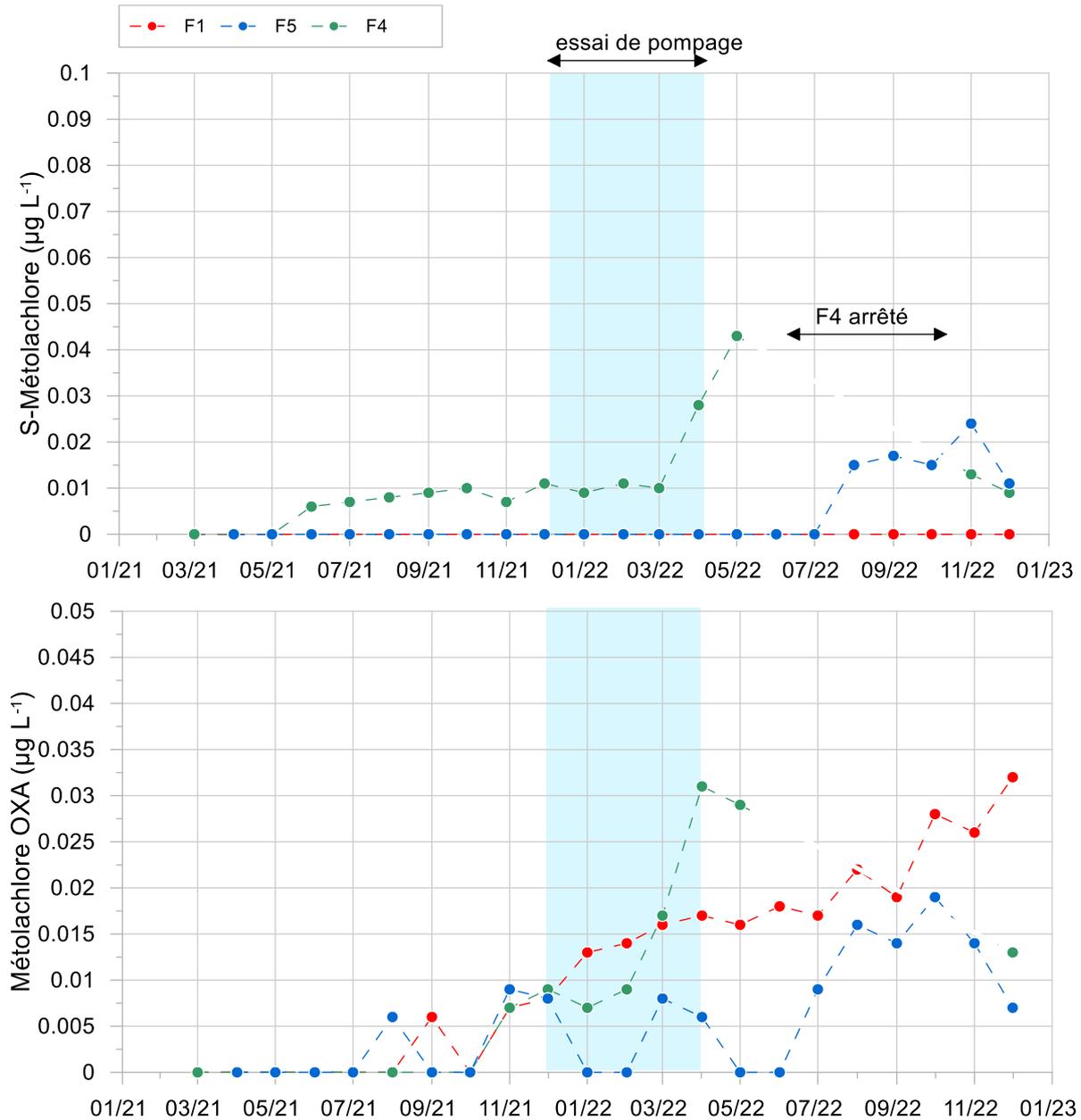


Figure 55 : Evolution des concentrations en métolachlore (2021 à 2022) et son métabolite OXA-métolachlore (2021-2022) dans les captages de Férin (données auto-suivi SUEZ-Douaisis Agglo). Les valeurs inférieures à la LQ de 0,005 µg L⁻¹ sont notées égales à 0.

3.3. QUEL EST LE ROLE DE LA COUVERTURE TERTIAIRE ET DES FORMATIONS SUPERFICIELLES ?

La question se pose de savoir quels sont les rôles majeurs sur les transferts et la dégradation des contaminants des différentes configurations géologiques de l'AAC : (1) la couverture tertiaire dans la partie amont au sud-ouest, (2) les formations quaternaires dans la vallée, et (3) des sols peu épais dans les zones où la craie est sub-affleurante.

3.3.1. Cas des nitrates

Les formations déposées sur la craie jouent souvent un rôle fondamental pour préserver les eaux souterraines de la pollution en nitrates et en pesticides. Leur présence diminue généralement la vulnérabilité de la nappe au regard des nitrates en induisant des conditions réductrices favorables à une réduction des nitrates, tandis qu'ils sont stables dans la nappe en conditions libres et en milieu oxydant. Cependant, les eaux souterraines échantillonnées sous les buttes tertiaires ne montrent pas de conditions réductrices très strictes. Pour le captage de Bellonne (00276X0010/F1), la présence des formations tertiaires (argiles et sables) n'empêche pas la présence d'oxygène dissous (5 mg L^{-1} d'oxygène dissous), lequel est beaucoup moins présent à Noyelles-sous-Bellonne (1 mg L^{-1} d'oxygène dissous). Les deux points présentent cependant des concentrations en nitrates très faibles. Ainsi, ces deux points d'eau présentent des particularités qu'il serait intéressant de préciser notamment si les concentrations en nitrates venaient à évoluer : l'eau pompée pourrait être un mélange d'eau dénitrifiée en conditions réductrices et d'eau plus oxygénée, et ce mélange se fait-il, pour Bellonne, à la faveur de la grande faille de Vimy qui passe à proximité (mais qui n'a jamais été localisée et imagée) ?

A Férin, les alluvions quaternaires jouent un rôle dans l'atténuation naturelle des nitrates par dénitrification. Cette caractéristique permet de s'affranchir des conditions favorables à la présence de nitrate dans les eaux souterraines que sont la faible épaisseur de la zone non saturée au droit de ces alluvions mais aussi la présence d'une pression agricole et d'élevage forte, favorable à une production et un transfert de nitrate dans les eaux souterraines (engrais naturels ou minéraux). Si elles permettent d'exploiter des eaux dépourvues ou peu pourvues de nitrate, les eaux souterraines du champ captant présentent, à des degrés différents, de l'ammonium, du fer et du manganèse. C'est le cas aussi à Corbehem/F2 et Férin dont les eaux sont traitées pour le fer.

La nappe des sables contenue dans les sables tertiaires landéniens n'a pas été caractérisée dans cette étude, car il n'existe pas ou peu de forages d'accès. Cependant, les fossés profonds qui entourent les parcelles agricoles en amont de l'AAC sur les reliefs ont été creusés dans les sables et ont pour but de drainer cette nappe. Les eaux prélevées dans Le Marais sont des eaux ayant ruisselé sur ces formations tertiaires ou qui en proviennent. La vulnérabilité de cette nappe est grande et les pesticides appliqués en surface peuvent se transférer verticalement à travers sables et argiles, ou être transportés par la nappe des sables jusqu'à ses exutoires dont les fossés sont une partie. Sur la base des données existantes, **il n'est pas possible de quantifier l'importance ou la part respective de chacune de ces voies de transfert** (vertical vers la zone non saturée ou d'abord transfert latéral vers une zone où le transfert vertical pourrait être plus important en l'absence de couverture).

3.3.2. Cas des produits phytosanitaires

Il existe très peu d'études et d'informations sur le comportement des substances actives ou des métabolites en milieu aqueux sous conditions réductrices et la bentazone ne fait pas exception. La littérature scientifique abordant les aspects dégradation permet de retenir les points suivants.

Les données disponibles sur le devenir de la bentazone suggèrent que la bentazone peut être partiellement dégradée dans les sols, en conditions aérobies, sous l'effet des micro-organismes présents pouvant conduire à la formation de différents métabolites dont majoritairement la 8-hydroxy-bentazone, mais aussi la 6-hydroxybentazone, le N-méthylbentazone, et le 2-amino-N-propan-2-ylbenzamide (AIBA) (Knauber et al., 2000). Le temps de demi-vie (DT_{50}) peut être de l'ordre de 20 jours. On précisera que dans un sol en conditions anaérobies, ce temps de demi-vie peut augmenter très fortement : les éléments fournis lors de l'évaluation de la substance mentionne une $DT_{50} > 1000 \text{ j}$ pour un sol limon sableux. La

littérature semble indiquer des différences moins importantes mais confirme que la dégradation en milieu anaérobie est beaucoup plus lente. **Dans le cas de sols hydromorphes, on peut donc s'attendre à une dégradation moins rapide de la bentazone que dans un sol bien drainé.**

La bentazone (dans l'eau) peut également être dégradée sous l'action de la photolyse et conduire à la production de différents produits de transformation dont la 8-hydroxy-bentazone. Si on considère le mécanisme d'hydrolyse chimique, la demi-vie de la bentazone est assez élevée comparativement à celle de la photolyse (46-99 jours *versus* 2,3-7,5 h pour la photolyse - Song et al., 2019). Les produits de transformation ainsi formés pourraient être peu stables.

En ce qui concerne une possible biodégradation dans les eaux souterraines, les études sont extrêmement limitées laissant suggérer une faible voire une absence de biodégradation. La dégradation semble également plus importante en conditions aérobies qu'en conditions anaérobies (Levi et al., 2014) dans une eau souterraine prélevée dans un secteur où elle est en conditions d'anaérobies y compris avec une concentration en oxygène assez faible (2 mg L⁻¹). En complément, il semble que les bactéries méthanotrophes puissent être capables de dégrader la bentazone. Ainsi au Danemark, un lien a été montré entre la présence de méthane dans les eaux souterraines (>1 mg L⁻¹) et les plus faibles concentrations en bentazone. Sur la base de ces observations, des expérimentations en laboratoire ont été conduites et tendent à prouver que ces organismes pourraient effectivement conduire à la biodégradation de la bentazone (Hedegaard et al., 2018 et 2020). Nous n'avons pas d'information sur les concentrations en méthane des eaux souterraines du secteur d'étude ni sur la composition des consortia de micro-organismes dans les eaux.

En ce qui concerne les processus de sorption, les données concernent très majoritairement les sols et peu sont disponibles pour les matériaux géologiques et la craie en particulier. Sur la base d'expérimentations de laboratoire portant sur 13 sols différents, il a été montré que, globalement, la bentazone est faiblement adsorbée mais aussi que le processus est largement réversible pouvant donc impliquer un transfert vers les horizons plus profonds et la nappe (Boivin et al., 2005). Pour le type de sols étudiés, la constante d'adsorption est peu influencée par la concentration en matière organique alors que le pH a plus d'effet. L'adsorption de la bentazone décroît lorsque les sols deviennent plus basiques, la bentazone étant une molécule ionique avec un groupement anionique. De la même façon, il a été montré qu'une adsorption de la bentazone est possible sur les oxydes de fer (Clausen et Fabricius, 2001) particulièrement quand le pH diminue. Pour les sables d'Ostricourt et parfois la craie montrant la présence de glauconie, leur rôle dans le transfert de la bentazone peut être questionné. Pour des sols dont la concentration en carbone organique est inférieure à 2 %, il a été montré que les oxydes de fer et de manganèse pouvaient avoir un rôle important dans l'adsorption de la bentazone et que l'adsorption était dépendante du pH (Ghafoor et al., 2013). Dans les aquifères, la sorption sur des surfaces minérales doit être examinée. On sait cependant que l'adsorption sur des minéraux purs comme la calcite, le quartz, la kaolinite est limitée. Toutefois pour certaines valeurs de pH une adsorption peut être observée et l'ajout de CaCl₂ montre que l'adsorption diminue, autrement dit que les liaisons sont faibles (Clausen et al., 2001).

En résumé, dans le cas de l'AAC de Férin, l'adsorption de la bentazone dans les sols peut être limitée ; les sols étant parfois très peu épais, on peut imaginer un lessivage assez important de la bentazone. La présence de conditions anaérobies, par exemple dans des sols hydromorphes du champ captant, peut conduire à ralentir et limiter la dégradation de la bentazone. Il est difficile de se prononcer sur le rôle de la couverture tertiaire vis-à-vis du transfert vertical et d'évaluer un effet retard. Il est en revanche possible que cette couverture contribue à un transfert latéral jusqu'à des fossés par exemple.

En ce qui concerne la zone proche du champ captant de Férin où les sols se développent sur des limons de faible épaisseur déposés sur la craie, le transfert vertical vers la nappe et le

transfert latéral des fossés jusqu'à la Petite Sensée, et potentiellement aux captages, sont possibles.

Lorsqu'elle est présente dans les eaux de surface, sous l'action de la photolyse, une dégradation rapide de la bentazone est attendue. En revanche une fois dans les eaux souterraines, la biodégradation est peu probable et la dégradation chimique (par hydrolyse) n'est pas attendue. Un potentiel effet retard dans le transfert « horizontal » au sein de la craie dans la zone saturée est assez peu probable, les interactions entre la bentazone et la calcite étant sans doute limitées.

3.3.3. Cas en l'absence de formations tertiaires ou quaternaires : indicateurs de vulnérabilité

En l'absence de formations surmontant la craie, et étant donné sa faible profondeur, la vulnérabilité de la nappe est forte à très forte. Les points d'eau particuliers que nous avons détaillés précédemment dans le paragraphe 3.1.3 peuvent être considérés comme des indicateurs de vulnérabilité. Le forage 568/F et le PZ12 sont localisés dans la zone la plus vulnérable de l'AAC et leur chimie intègre des perturbations liées à des activités.

3.4. QUE REPRESENTENT LES EAUX DE SURFACE ET QUELS LIENS ONT-ELLES AVEC LES EAUX SOUTERRAINES ?

3.4.1. Au niveau du champ captant de Férin

Le canal de la Sensée est alimenté par un système complexe incluant les eaux de la Sensée en amont du site d'étude. Les points d'eau échantillonnés en amont ESU5-CS et en aval ESU1-CS ont des compositions très proches tant d'un point de vue isotopique que géochimique (avec toutefois un appauvrissement des concentrations en strontium). Le métobromuron fait un peu figure d'exception avec une concentration plus élevée en aval (Figure 42) qui ne peut pas être expliquée par le rejet de F1 dans le canal qui n'en contenait pas. Pour les autres composés identifiés lors du screening, quelques différences ont aussi été observées même si 31 composés sont présents dans les deux points. Ne connaissant pas la vitesse de circulation de l'eau dans le canal ni l'évolution temporelle des sources de contaminants et sachant que les deux échantillons ont été prélevés le même jour, on peut sans doute estimer que ces différences ne sont pas significatives ou en tous cas ne témoignent pas d'une arrivée majeure d'une eau d'une autre composition entre ces deux points.

Pour mieux appréhender la qualité de l'eau du canal de la Sensée, la base de données Naiades a été consultée (code Station 1046000 – données disponibles depuis décembre 2019 à décembre 2021 – suivi mensuel). Différents composés organiques (pouvant avoir des usages agricoles ou non) ont été quantifiés au moins une fois. La bentazone a été recherchée 25 fois mais n'a été quantifiée qu'en mai 2020 ($0.023 \mu\text{g L}^{-1}$). Atrazine et dééthylatrazine ont été quantifiées systématiquement (25/25) à des concentrations généralement proches de $0.01 - 0.02 \mu\text{g L}^{-1}$. Le chlortoluron a été quantifié 3 fois (sur 25) avec une concentration maximale en décembre 2021 ($0.081 \mu\text{g L}^{-1}$). Les métabolites de la chloridazone sont recherchés depuis juillet 2021 et ont été quantifiés systématiquement, la chloridazone desphenyl ayant toujours des concentrations (0.28 à $0.79 \mu\text{g L}^{-1}$ sur la période) supérieures à la chloridazone méthyl desphényl ($0.065 - 0.12 \mu\text{g L}^{-1}$). Les concentrations en nitrate varient de 13 à 28 mg L^{-1} . A la lumière de ces données, on peut sans doute considérer que le canal de la Sensée ne représente pas une source importante de contaminants. Aussi, même si on admet une alimentation du canal vers les captages du champ captant de Férin, elle pourrait avoir tendance à diluer les concentrations de certains composés qui seraient déjà dans la nappe.

Les isotopes stables de l'eau (Figure 14) indiquent que la composition de l'eau des captages F2 et F3-15 m de profondeur sont proches de celles du canal, F1 et F5 plus proches de la nappe et F3-40 m avec une situation intermédiaire. A l'inverse, le prosulfocarbe (en juin 2021) est présent dans le canal et la petite Sensée mais n'est pas retrouvé au niveau des forages du champ captant. Les eaux du canal contribuent aux eaux souterraines de Férin (cf. partie 3.1) mais leurs concentrations en pesticides ne semblent pas suffisantes pour contribuer aux fortes concentrations dans les captages.

La Petite Sensée prend naissance à Gœulzin où elle collecte des eaux issues du ruisseau du Mont de la Vigne. Comme le montre notamment la signature isotopique en strontium (Figure 15), le point ESU4-MV se rapproche d'une composition attendue pour des eaux issues des formations tertiaires en cohérence avec la carte géologique indiquant la présence des formations éocènes. Au niveau ESU0-PS, la signature change du fait de la contribution d'eaux issues de la craie sans couverture. En matière de composés organiques, le screening a permis de montrer la présence de composés de type « autres que pesticides ». Ce point ayant été échantillonné à l'aval de la station d'épuration de Ferin-Gœulzin (~ 2950 EH), une arrivée de ces composés *via* les rejets de station d'épuration dans le milieu est probable. Rappelons qu'il est connu que les rejets de stations d'épuration puissent aussi contenir des pesticides (eaux parasites, rejets dans le réseau etc.). Nous ne disposons pas d'informations sur la qualité des eaux rejetées ici. L'absence de données qualité des eaux de la Petite Sensée limite les interprétations sur les échanges entre le cours d'eau et la nappe : nous ne pouvons pas mettre en évidence des écoulements vers la nappe. Il est cependant possible qu'ils existent et dans ce cas, les eaux de la Petite Sensée véhiculent des pesticides, des nitrates et autres paramètres.

Le PZ12, installé à proximité de la Petite Sensée, est le piézomètre du champ captant présentant les plus fortes concentrations en nitrate, le plus de composés identifiés (y compris en pesticides) et les concentrations en dééthylatrazine les plus importantes parmi les 4 piézomètres (Figure 39). En revanche, il présente des concentrations relativement faibles en bentazone au regard des autres piézomètres, à l'instar des eaux du canal ou de la petite Sensée. On notera qu'en 2021, la desphenyl chloridazone a été quantifiée dans la Petite Sensée. En l'absence de chronique de la qualité de l'eau de la Petite Sensée, il est impossible de conclure sur le lien entre le PZ12 et la Petite Sensée.

3.4.2. Dans le reste de l'AAC

Dans la partie amont Ouest, le point ESU7-B draine les formations tertiaires comme l'indique la signature isotopique en strontium (Figure 15). On ne peut toutefois pas exclure le fait que des eaux de ruissellement et/ou de subsurface aient également été présentes lors du prélèvement, ce qui pourrait expliquer à la fois la présence de composés n'ayant plus d'usage (dééthylatrazine) ou des concentrations importantes en bentazone et prosulfocarbe.

Les points d'eau de surface ESU2-LM et ESU3-LM ont une signature isotopique en strontium cohérente avec un drainage des formations tertiaires (Figure 15). La signature est modifiée au niveau de ESU6-FN puisque les eaux drainées viennent à la fois des formations tertiaires telles que ESU2-LM mais aussi des eaux plus caractéristiques de la craie sans couverture comme rencontrées vers Corbehem. Au niveau du filet de Noyelles (ESU6-FN), la qualité des eaux de surface évolue avec l'apport d'un affluent drainant une partie de craie sans couverture au nord du bassin.

4. Conclusions et recommandations

Les conclusions établies ici reposent sur l'exploitation et la réinterprétation de données existantes et de données acquises lors d'une campagne d'analyses menées en juin 2021. Elles visent, d'une part, à caractériser la répartition spatiale de la contamination en pesticides dans l'AAC et, d'autre part, à mieux appréhender le fonctionnement hydrogéologique du secteur. L'objectif est d'identifier des voies de transfert des contaminants.

Elles s'inscrivent dans le contexte suivant.

En terme d'exploitation du champ captant, plusieurs faits marquants sont à retenir : forte augmentation des volumes pompés après 2012, sollicitations différentes des ouvrages entre eux mais aussi de manière variable pour un captage donné et réalisation d'un essai de pompage début 2022 (réalisation Suez). Ces changements de régime impactent les niveaux d'eau (dynamiques et voire statiques) et semble aussi impacter l'allure générale des chroniques de concentrations (par exemple pour la bentazone, le chlortoluron et l'isoproturon mais aussi les nitrates et l'ammonium).

La campagne de prélèvements et d'analyses de juin 2021 s'inscrit dans une période de vidange de la nappe de la craie (hautes eaux de février à avril), et les forages F1, F4 et F5 du champ captant de Férin étaient en fonctionnement. Plus largement au niveau de l'AAC si on considère le piézomètre de référence à Bellonne (partie amont de l'AAC), les niveaux d'eau sont plutôt bas. La période d'irrigation n'ayant pas encore débuté, certains ouvrages pré-ciblés n'ont pas pu être échantillonnés.

En matière de connaissances des pressions notamment agricoles : Bien que depuis 2017 la mise en place de l'ORQUE ait permis d'acquérir des informations sur les usages (et engager des actions de sensibilisation), nous ne disposons pas d'informations détaillées (date, lieu des applications et doses). Pour avoir une estimation de l'évolution temporelle des usages, les achats et vente de la BNV-d traçabilité sont utilisées (données départementales et pour les communes de l'AAC).

Les données existantes issues de l'auto-surveillance ou des bases de données (Infoterre, ADES et Naïades) nous ont permis de mettre en évidence plusieurs éléments permettant de comprendre le fonctionnement de l'hydrosystème de l'AAC de Férin à différentes échelles.

Les nouvelles données acquises ont permis, grâce à des paramètres géochimiques et isotopiques (isotopes de la molécule d'eau et isotopes du strontium), d'améliorer la compréhension du fonctionnement hydrogéologique. Les eaux souterraines exploitées par le champ captant de Férin résultent de proportions variables de mélange d'eaux de différents pôles qui sont :

- Le pôle nommé « **pôle amont Sud-Ouest** » représenté par les eaux du type du forage AEP de Bellonne ;
- Le pôle nommé « **pôle amont Sud** », représenté par les eaux souterraines du type de celles de Cantin et Estrées ;
- Les eaux du **canal de la Sensée et de la Petite Sensée** ;
- Le pôle nommé « **pôle aval nord** » représenté par les eaux du type du captage F2 de Corbehem.

Dans ce nouveau cadre, un point important est que les captages se rassemblent en deux groupes distincts avec différentes proportions de mélange des 4 pôles : le premier est constitué par F1, F4 et F5, et le second par F2 et F3 qui pourrait recevoir une contribution plus

importante d'eaux du canal et de la Petite Sensée. Or, F1 et F5 sont aussi les captages les plus dégradés en pesticides. A la lumière de ces éléments sur les voies de transfert de l'eau, la qualité de l'eau et son évolution sont examinées.

Partie amont de l'AAC : L'aire d'alimentation des captages est singulière car une grande partie de sa superficie se trouve occupée par les reliefs tertiaires dont les formations mettent en captivité la nappe de la craie sous-jacente. Malgré une pression agricole forte, l'eau des captages situés dans cette zone est quasi-exempte de nitrates et de pesticides (et même voire d'autres traceurs organiques). La couverture tertiaire assure donc un rôle de protection. A ce stade il n'est pas possible de savoir si les transferts verticaux sont très lents et que les contaminants n'ont pas atteints la nappe ou si des écoulements latéraux au sein d'une « nappe développée dans les sables » se produisent jusqu'à des zones où l'infiltration dans la craie serait possible.

Lorsqu'elle passe en conditions libres, la nappe est plus vulnérable et sa qualité se dégrade au regard du nitrate et des pesticides. Cette zone centrale de l'AAC où la craie est sub-affleurante, à proximité du champ captant, est une zone particulièrement mal connue d'un point de vue géologique car il existe peu voire pas de forages permettant de décrire la lithostratigraphie et la profondeur de la nappe. Cependant, au vu du contexte géologique de l'AAC et des données existantes, il est très probable que cette zone soit le réceptacle des eaux de la nappe de sables tertiaires, des eaux de drainage de ces mêmes formations tertiaires, de la recharge naturelle et de toute(s) autre(s) source(s) potentielle(s) comme les eaux usées traitées issues des rejets de station d'épuration. Ces eaux infiltrées dans la partie centrale de l'AAC et les solutés qu'elles véhiculent vont aboutir au niveau du champ captant.

Au niveau du champ captant, la qualité des 5 captages (mais aussi des piézomètres suivis moins intensément) est très différente à un moment donné et chaque captage montre aussi des évolutions temporelles qui peuvent être contrastées.

En ce qui concerne les nitrates, en juin 2021, à l'exception du Pz12, les concentrations en nitrate sont très faibles, données globalement confirmées avec les autres sources d'informations. Les alluvions semblent donc créer un contexte favorable à la dénitrification et, à ce titre, améliorer la qualité de eaux exploitées. Leur apparition dans le champ captant (dans F1 en particulier) est synchrone avec l'augmentation de l'exploitation en 2011.

En ce qui concerne les pesticides, les changements majeurs d'exploitation des forages ont eu des impacts sur la qualité. Ainsi après 2012, les concentrations en bentazone, isoproturon et chlortoluron ont baissé de manière importante. Toutefois, des « pics » de contamination restent observés. Pour l'isoproturon et le chlortoluron dont les usages sont moins variés que la bentazone et ayant des applications possibles vers novembre-décembre ou février-mars, ces pics sont observés en relation avec ces applications potentielles. **Un transfert rapide de ces molécules** (et donc aussi probablement de la bentazone) est donc possible. Depuis 2005, l'isoproturon et le chlortoluron, qui ont des profils similaires (caractéristiques chimiques et usages), ont des évolutions similaires. Cependant les concentrations sont plus importantes pour l'isoproturon de manière assez attendue puisqu'il était plus vendu sur l'AAC. Toutefois, l'isoproturon n'ayant plus d'usage autorisé depuis 2017, ce schéma va évoluer.

En plus de ces « pics » liés à des transferts rapides, une autre évolution des concentrations est observée. L'intensification des suivis depuis 2020 (fréquence mensuelle de mesures dans certains ouvrages essentiellement pour la bentazone) et la réalisation de l'essai de pompage en 2022 permettent de la décrire tout en illustrant les évolutions différentes de F1 et F5. Les évolutions sont d'abord liées à la position du niveau statique (voire dynamique du captage). Ainsi lorsque les niveaux statiques se trouvent dans les alluvions, les concentrations en bentazone sont plutôt élevées et diminuent lorsque ce niveau se trouve dans la craie. **La nappe développée dans les alluvions quaternaires pourrait donc être une source**

importante de pesticides. En 2022, lors du pompage d'essai, les rabattements ont été très importants et les évolutions dans F1 et F5 inverses. L'augmentation des pompages a engendré ces rabattements du niveau dynamique et a donc augmenté le cône de rabattement et la zone d'appel. Or les zones d'appel autour de F1 et F5 présentent des occupations du sol différentes. Nous ne disposons pas d'informations sur les rabattements qui auraient pu être observés dans d'autres points d'eaux ni de modélisation mais les données géochimiques laissent penser que F5 aurait alors une contribution plus importante de la zone boisée de l'ancienne décharge alors que F1 aurait une zone d'appel élargie en contexte agricole. Dans ces conditions de forts pompages, et en lien avec l'évolution du niveau piézométrique, **les concentrations ont évolué de manière plus progressive en se distinguant des transferts rapides.** La nappe de la craie au sens strict constitue le réservoir et sa qualité va dépendre des usages ; à faible distance des captages, la nappe est à nouveau libre et donc vulnérable d'autant que l'épaisseur de la zone non saturée est faible. Précisons aussi qu'au niveau du champ captant, les sols sont plutôt peu épais, limitant ainsi probablement la dégradation et/ou l'adsorption des substances actives et donc pouvant conduire à une contamination plus importante. Précisons aussi qu'à proximité des captages, les alluvions donnent naissance à des fluvisols, c'est-à-dire des sols hydromorphes. Les conditions anaérobies peuvent ralentir la dégradation des contaminants comme la bentazone. La consultation des registres parcellaires graphiques montre que certaines parcelles correspondant à cette zone d'alluvions sont en prairies mais que d'autres sont toujours cultivées. Pour F1 particulièrement, l'essai de pompage a montré non seulement une augmentation des concentrations en bentazone mais aussi en nitrate (la dénitrification n'a probablement plus le temps de se produire vu les vitesses de l'eau accrues) et pour d'autres métabolites de pesticides. **Intensifier les pompages sur ce forage pourrait générer une évolution significative de sa dégradation.**

Eaux du canal et Petite Sensée, concernant les relations potentielles entre ces eaux de surface et les eaux souterraines, la seule campagne de juin 2021, correspondant à une seule situation hydrologique, ne suffit pas à complètement préciser le schéma de fonctionnement. Toutefois, les données de Naïades correspondant à la surveillance de la Sensée canalisée à Férin montrent que des contaminants sont présents à certaines périodes (suivant cette fréquence de mesures), avec des concentrations inférieures à celles observées notamment à F1. Une contribution des eaux du canal aux captages est possible et pourrait rester cependant mineure (proche de 20 % en juin 2021). Pour la petite Sensée, nous ne disposons que des données issues de la campagne de juin 2021. Elles montrent à la fois la présence de nitrate, de pesticides et autres composés organiques qui pourraient être issus des rejets de station d'épuration. Lors du prélèvement, les concentrations en pesticides n'étaient pas élevées au regard d'autres eaux de surface par exemple mais on sait que les concentrations dans les cours d'eau peuvent beaucoup varier en lien avec des applications récentes. On peut donc s'interroger sur la représentativité de cet échantillon. De façon notable, on note la présence de tolyltriazole (qui pourrait être émis *via* les rejets de station d'épuration) au niveau de tous les captages et de tous les piézomètres du champ captant mais aussi de la petite Sensée. **Il pourrait donc y avoir une relation de ces eaux de surface vers les captages.** Lors de cette campagne, F2, F3, F4 et F5 ont des niveaux piézométriques statiques situés dans les alluvions (pas de donnée pour F1).

En résumé, l'étude a montré que des voies de transfert rapide existent dans le contexte du champ captant de Férin et que les contaminations observées sous forme de pics résultent pour l'essentiel de sources/apports récents. Il existe également des voies de transfert plus lent. En conséquence, des actions permettant de limiter les pollutions sont possibles. Le contexte géologique et pédologique est probablement défavorable à une bonne qualité des eaux souterraines car il amplifie les transferts de contaminants à proximité du champ captant : un sol alluvionnaire hydromorphe au sein duquel les substances actives sont moins dégradées, des parcelles cultivées sur ces zones, un battement de nappe pouvant atteindre ces alluvions qui sont en connexion avec la nappe de la craie et probablement des échanges avec les eaux de surface qui peuvent être contaminées par ruissellement après des

applications ou *via* les rejets de station d'épuration. Il a été montré que ces dernières pouvaient être émettrices de pesticides. Nous n'avons pas d'information sur la qualité de l'eau rejetée par les stations d'épuration du secteur.

La Figure 56 et la Figure 57 permettent de schématiser les différentes voies de transfert de l'eau et des solutés sur l'AAC, la première à l'échelle de l'AAC, la seconde plus centrée sur Férin. Les données acquises dans le cadre du projet et les éléments majeurs de compréhension des mélanges et transfert des polluants tels que les nitrates et les pesticides sont synthétisées dans les schémas conceptuels suivants, complétant le schéma initial de la Figure 21.

A l'issue de ce travail, les recommandations portent sur :

- L'installation d'un réseau de piézomètres dédié au-delà du périmètre de protection du champ captant, dans les zones où la craie est en conditions libres ;
- Une meilleure connaissance des usages sur l'ensemble de l'AAC mais surtout au niveau de la zone alluviale, et une sensibilisation à renforcer dans ce secteur. Elles gagneront à être accompagnées d'une étude pédologique spécifique (détermination de la texture, de la perméabilité, etc) et d'expérimentation en laboratoire pour caractériser la dégradation et l'adsorption de la bentazone notamment en conditions anaérobies ;
- Un maintien voire un renforcement de l'auto-surveillance à une fréquence mensuelle en intégrant les paramètres physico-chimiques comme les éléments majeurs sur l'ensemble des captages et certains piézomètres ; le suivi de composés organiques « autres » utilisés comme traceurs des eaux usées serait aussi pertinent ;
- Une amélioration des connaissances des relations eau de surface – eau souterraine à proximité du champ captant, notamment au regard des interactions avec la nappe alluviale, en incluant une surveillance de la qualité des eaux de surface.

En complément et dans une vision de protection plus long terme du champ captant :

- La poursuite des actions de sensibilisation sur l'ensemble de l'AAC y compris en amont ;
- Une amélioration de la connaissance de la structure géologique à proximité du champ captant (par la mise en œuvre d'une campagne de géophysique par exemple) ;
- Une amélioration de la connaissance des circulations au sein des formations tertiaires.

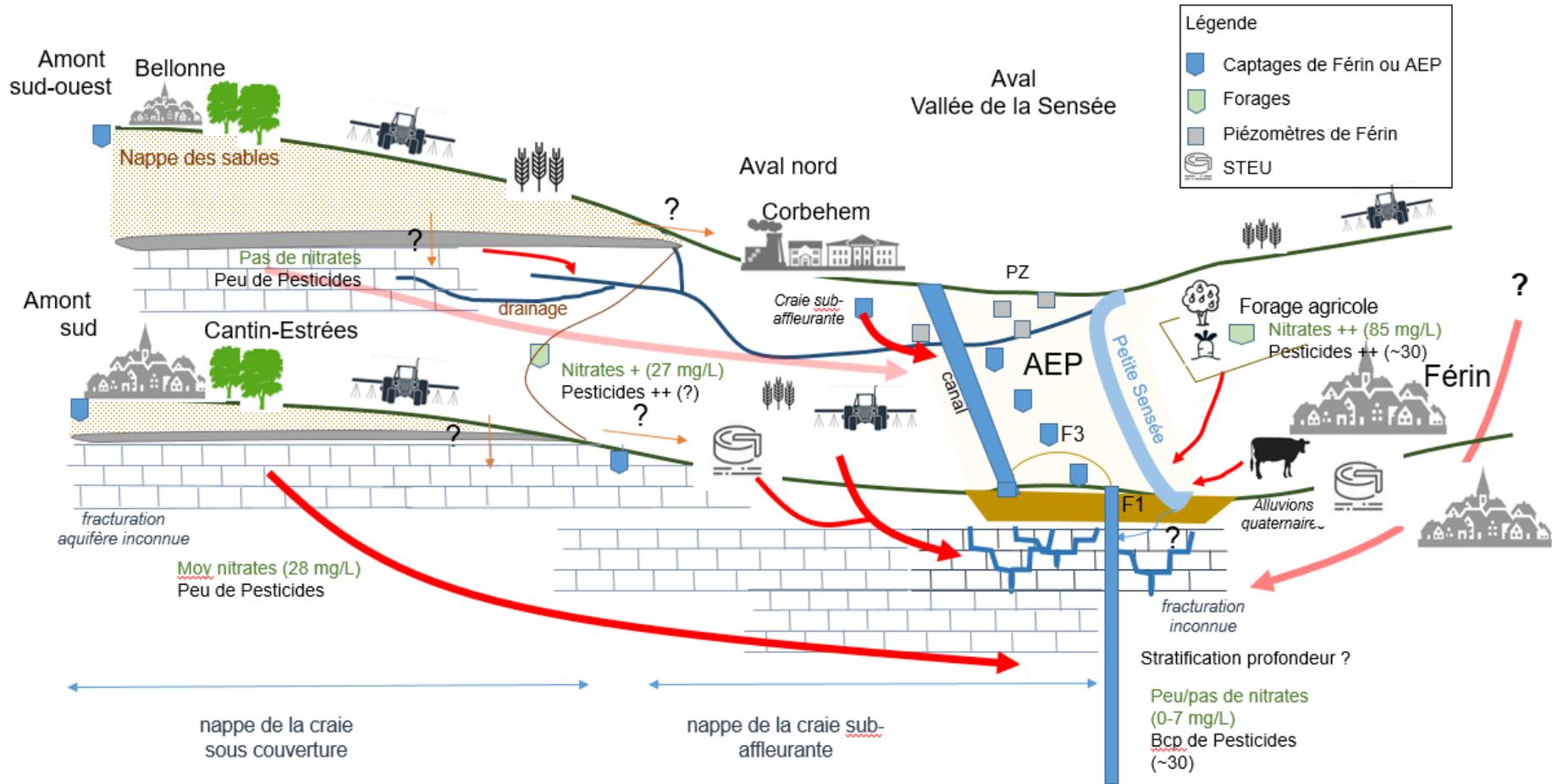


Figure 56 : Représentation schématique des mélanges d'eau et voies de transferts (traits rouges) des nitrates et pesticides dans l'AAC de Férin. Les points d'interrogation représentent les transferts peu ou pas caractérisés sur le site et dans la bibliographie (rôle des stations d'épuration, transferts depuis la nappe des sables...).

Bibliographie

- Cary, L. et al., 2014. Tracking selenium in the Chalk aquifer of northern France: Sr isotope constraints. *Applied Geochemistry*, 48(0): 70-82.
- Cary, L., Billon, G., Portal, A. and Walaszek, M., 2021. Origines et processus affectant le transfert des polluants dans la nappe de la craie des champs captants du sud de Lille. Rapport final du projet COHMET. BRGM/RP-70916-FR.
- Cary, L. and Parmentier, M., 2014. Présence de sélénium dans les eaux souterraines des champs captants de LMCU et Noréade du sud de Lille. Note de synthèse à l'intention des élus et des gestionnaires. BRGM/RP-63289-FR.
- Clausen L., Fabricius I., 2001. Atrazine, Isoproturon, Mecoprop, 2,4-D, and Bentazone Adsorption onto Iron Oxides. *J. Environ. Qual.* 30:858–869
- Clausen L., Fabricius I., Madsen L. 2001. Adsorption of Pesticides onto Quartz, Calcite, Kaolinite, and α -Alumina *J. Environ. Qual.* 30:846–857
- Dellery, B., Leroux, E., J., R. and Waterlot, G., 1957. Forages exécutés en 1956 par l'EDF à Férin (Nord). BRGG-A1059.
- Denudt, H., 1993. Champ captant de Férin (59) Détermination du potentiel de production du champ captant actuel.
- Denudt, H. and Bailly, S., 1991. Restructuration du champ captant des Ansereuilles à Wavrin (Nord). Création d'un champ captant à l'ouest de l'agglomération de Wavrin. Phase II : Réalisation de deux forages d'essai. Compte-rendu des travaux et essais réalisés. Rapport BRGM BRGM/RR-34066-FR.
- Einsiedl, F. and 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(21): 6697-6702.
- Emsellem, Y., 1963. Ecluse de Gœulzin (Nord) : Interprétation des essais de débit réalisés en vue d'effectuer un rabattement dans la nappe de la craie 63-DSGR-A-019, <https://infoterre.brgm.fr/rapports/63-DSGR-A-019.pdf>.
- Ghafoor A., Jarvis N.J., Stenstrom J., 2013. Modelling pesticide sorption in the surface and subsurface soils of an agricultural catchment. *Pest Manag Sci* ; 69: 919–929
- Hedegard M.J., Deliniere H., Prasse C., Dechesne A., Smets B.F., Albrechtsen H.J., 2018. Evidence of co-metabolic bentazone transformation by methanotrophic enrichment from a groundwater-fed rapid sand filter. *Water Research* 129: 105-114
- Hedegaard M.J., Schliemann-Haug M.A., Milanovic N., Lee C.O., Boe-Hansen R., Albrechtsen H.J., 2020. Importance of methane oxidation for microbial degradation of the herbicide bentazone in drinking water production. *Frontiers in environmental science*. Volume 8, article 79.
- Nivelle, A. and Valentin, A., 2019. Opération de la Reconquête de la Qualité de l'Eau des captages de Férin. Résultats du suivi agronomique 2019 par Géonord.

- Plutot, M., 2018. Diagnostic Territorial des Pressions et des Emissions Agricoles. Géonord.
- Sebilo, M., Mayer, B., Nicolardot, B., Pinay, G. and Mariotti, A., 2013. Long-term fate of nitrate fertilizer in agricultural soils. PNAS, 110: 18185-18189.
- Song S., Zhang C., Chen Z., Wei J., Tan H., Li X., 2019. Hydrolysis and photolysis of bentazone in aqueous abiotic solutions and identification of its degradation products using quadrupole time-of-flight mass spectrometry. Environmental Science and Pollution Research 26: 10127-10135

Annexe 1 Campagne de prélèvement des eaux souterraines et de surface de l'AAC de Férin

Sélection des points d'eau

L'analyse des données de chimie, provenant de la base de données ADES, de différents points d'eau répartis sur l'ensemble de l'AAC ont permis de mettre en évidence des processus majeurs. Ceci a permis de finaliser la sélection d'une trentaine de points d'eau à échantillonner dans le cadre du projet Férin. La sélection des points d'eau s'est basée sur la banque de données du sous-sol et sur un certain nombre de critères notamment la profondeur du forage, la localisation par rapport à la zone de captage, la nature de l'usage du forage (AEP, piézomètre, irrigation...) pour les eaux souterraines. Les forages d'eau pour l'irrigation agricole n'ont pas pu être échantillonnés car les pompes d'irrigation n'avaient pas été mises en route en mai 2021.

Avant la campagne de terrain, une campagne de reconnaissance a été effectuée sur l'ensemble de la zone d'étude afin de s'assurer de l'état des forages et de leur accessibilité. Le second objectif était de rechercher des piézomètres ou forages agricoles non répertoriés dans la BSS qui pourraient s'avérer utiles dans ce projet.

La sélection finale des points de prélèvement a été réalisée après les informations recueillies lors de la campagne de reconnaissance du terrain. Les points sélectionnés sont composés d'eaux de surface et d'eaux souterraines.

La localisation des points prélevés est présentée dans la carte (Figure 12 et Tableau 2).

Les prélèvements d'eau de surface ont concerné les cours d'eau comme la petite Sensée et le canal de la Sensée (en amont et aval du point de rejet de la barrière hydraulique) à Férin, le Marais à Gouy-Sous-Bellonne, le Mont de la Vigne à Estrées, le filet de Noyelles à Noyelles-Sous-Bellonne et le Tortequesne à Bellonne. Le point de prélèvement sur la petite Sensée est situé en aval de la STEP présente dans la zone de Férin qui y rejette ses eaux traitées. Sur le canal de la Sensée, deux points ont été prélevés situés respectivement en amont et en aval du champ captant (amont de F1). Le prélèvement sur le filet de Noyelles a été fait à l'exutoire où se rejoignent les eaux du filet de Noyelles et celles du Marais. Le Mont de la Vigne a été prélevé juste avant sa confluence avec le cours d'eau de Gœulzin

Protocole d'échantillonnage

Selon la particularité de la zone d'étude, diverses méthodes de prélèvement ont été appliquées :

- Forage d'exploitation et AEP : le prélèvement a été réalisé au robinet.
- Piézomètre : avant le prélèvement la purge a été réalisée dans les piézomètres dont le but est de mesurer la qualité de l'eau qui transite dans l'aquifère et non pas celle de l'eau qui stagne dans l'ouvrage et qui n'est pas représentative de la nappe. La mesure du débit et du volume d'eau pompé permet d'évaluer la durée de la purge et le taux de renouvellement de l'eau dans le forage. En parallèle de la purge, un suivi des paramètres physico-chimiques est réalisé. Leur stabilisation est le signe d'une obtention d'une eau souterraine représentative du milieu aquifère prélevé. Ces paramètres ont été mesurés dans l'eau recueillie dans un seau. Après la purge, le prélèvement est fait à l'aide d'un tube.

- Eaux de surface : le prélèvement a été réalisé directement dans le cours d'eau ou dans un seau selon les conditions géomorphologiques. Les pentes glissantes, raides et la présence de mauvaises herbes n'ont pas favorisé les prélèvements *in situ*.

L'eau est prélevée dans différents flacons selon les analyses à réaliser :

- Flacons en polyéthylène de 100 ml pour les anions et NH_4 , remplis avec de l'eau filtrée sans réactifs ;
- Flacons en polyéthylène de 50 ml pour les cations majeurs, les métaux, les éléments traces remplis avec de l'eau filtrée et acidifiée à l'acide nitrique ;
- Flacons remplis d'eau non filtrée pour les isotopes de l'eau et du strontium ;
- 2 flacons en verre de 500 ml pour les produits phytosanitaires.

Les échantillons sont conservés dans de la glace afin d'entretenir une température comprise entre 2 et 8 °C. Ils sont envoyés pour analyse au laboratoire d'analyse du BRGM à Orléans.

Tableau 2 : Caractéristiques des points d'eau échantillonnés pendant la campagne de juin 2021, paramètres physico-chimiques mesurés sur le terrain au moment du prélèvement et analyses chimiques et isotopiques (laboratoire du BRGM)

Code BSS	Ancien code BSS	Communes	Points d'eau	X	Y	Date et heure	Utilisation	Prof totale (m)	Prof prélèvement (m)	Prof pompe (m)	altitude	Niveau statique	Niveau dynamique
BSS000CRZZ	00276X0010/F1	Bellonne	F1	702866	7022778	01/06/21 09h52	AEP	67,1	-	-	67	23	-
BSS000CSHX	00277X0083/F2	Cantin	F2	707376	7023259	01/06/21 14h45	AEP	40	-	30	36	3,4	6,60 margelle
BSS000CPJV	00272X0001/F2	Corbehem	F2	703955	7025983	01/06/21 09h10	AEP	85,89	-	-	33	8,7	-
BSS000CSKG	00277X0119/F3	Estrees	F2	706178	7022498	01/06/21 11h12	AEP	30	-	-	42	10,9	-
BSS000CSKL	00277X0120/F4	Estrees	F4	706273	7023078	01/06/21 11h44	AEP	35,5	-	-	35	9,78	-
BSS000CPZW	00273X0001/F1	Férin	F1	704901	7025403	31/05/21 14h45	AEP_F	45	16	12	30,1	2,7	-
BSS000CPZX	00273X0002/F2	Férin	F2	704833	7025544	31/05/21 18h00	AEP_F	45	12	12	28,56	2,6	-
BSS000CPZY	00273X0003/F3	Férin	F3 15m	704784	7025665	31/05/21 16h05	AEP_F	45	15	12	28,94	-	4,05
BSS000CPZY	00273X0003/F3	Férin	F3 40m	704784	7025665	31/05/21 16h45	AEP_F	45	40	12	28,94	-	-
BSS000CPZZ	00273X0004/F4	Férin	F4	704694	7025766	31/05/21 13h45	AEP_F	45	-	9	28,11	2,4	-
BSS000CQAA	00273X0005/F5	Férin	F5	704575	7025877	31/05/21 11h10	AEP_F	45	-	18	29,22	3,5	-
BSS000CQZA	00273X0568/F	Férin	F	705620	7026020	03/06/21 11h15	Eau-Irrigation	70	-	-	37	8,02	-
BSS000CQZF	00273X0573/PZ5	Férin	PZ5	704241	7026077	03/06/21 10h40	PZ	9,8	7	-	29	4,62	-
BSS000CQZH	00273X0575/PZ7	Férin	PZ7	704444	7026025	31/05/21 19h00	PZ	8,4	4	12	29	3,44	-
BSS000CQZK	00273X0578/PZ10	Férin	PZ10	704465	7026149	03/06/21 16h20	PZ	9	6	-	29	2,73	-
BSS000CQZN	00273X0580/PZ12	Férin	PZ12	704739	7025924	03/06/21 14h40	PZ	10,2	9	-	29	3,27	-
BSS000CPYW	00272X0355/PC3	Noyelles-Sous-Bellonne	PC3	702484	7023892	02/06/21 10h32	PZ	32,5	30	-	41	9,64	-
BSS000CRZR	00276X0002/F1	Noyelles-Sous-Bellonne	F1	702306	7022933	01/06/21 10h25	AEP	79,65	-	-	63	30	-
	ESU7-B	Bellonne	Bellonne	706603	7021456	01/06/21 18h16	Eau de surface	-	-	-	-	-	-
	ESU5-CS	Canal amont	Canal amont	705103	7025010	02/06/21 16h10	Eau de surface	-	-	-	-	-	-
	ESU1-CS	Canal aval	Canal aval	704514	7025847	02/06/21 16h40	Eau de surface	-	-	-	-	-	-
	ESU2-LM	ES2-le marais	Le Marais 2	703725	7024706	02/06/21 12h51	Eau de surface	-	-	-	-	-	-
	ESU3-LM	ES3-le marais	Le Marais 3	703204	7023948	02/06/21 11h35	Eau de surface	-	-	-	-	-	-
	ESU6-FN	Filet de Noyelles	Filet de Noyelles	704264	7026131	02/06/21 17h30	Eau de surface	-	-	-	-	-	-
	ESU4-MV	Le mont de la vigne	Mont de Vigne	705235	7022974	02/06/21 14h40	Eau de surface	-	-	-	-	-	-
	ESU0-PS	Petite Sensée	PS	706099	7024179	02/06/21 15h27	Eau de surface	-	-	-	-	-	-

Etude du transfert de la bentazone et autres pesticides dans les eaux souterraines de l'AAC de Férin (Nord)

Code BSS	Ancien code BSS	Communes	Points d'eau	Nominations	X	Y	Utilisation	Date et heure	pH	CE (µS/cm)	O2 (mg/l)	O2 (%)	T (°C)	Eh (mV)
BSS000CRZZ	00276X0010/F1	Bellonne	F1	ESO	702866	7022778	AEP	01/06/21 09h52	7	752	5,07	48	12,5	75
BSS000CSHX	00277X0083/F2	Cantin	F2	ESO	707376	7023259	AEP	01/06/21 14h45	7,04	1097	1,52	14,2	12	119,9
BSS000CPJV	00272X0001/F2	Corbehem	F2	ESO	703955	7025983	AEP	01/06/21 09h10	6,92	973	0,33	3,2	12,2	7
BSS000CSKG	00277X0119/F3	Estrees	F2	ESO	706178	7022498	AEP	01/06/21 11h12	7,657	771	0,43	4,4	13,1	63,6
BSS000CSKL	00277X0120/F4	Estrees	F4	ESO	706273	7023078	AEP	01/06/21 11h44	7,04	824	1,77	16,5	11,9	42
BSS000CPZW	00273X0001/F1	Ferin	F1	ESO	704901	7025403	AEP_F	31/05/21 14h45	7,339	818	5,94	56,3	13,2	84,4
BSS000CPZX	00273X0002/F2	Ferin	F2	ESO	704833	7025544	AEP_F	31/05/21 18h00	7,1	721	0,19	1,9	13,3	-27
BSS000CPZY	00273X0003/F3	Ferin	F3 15m	ESO	704784	7025665	AEP_F	31/05/21 16h05	8,449	744	0,18	1,7	13	-64
BSS000CPZY	00273X0003/F3	Ferin	F3 40m	ESO	704784	7025665	AEP_F	31/05/21 16h45	8,123	748	0,12	1,2	13,2	-83
BSS000CPZZ	00273X0004/F4	Ferin	F4	ESO	704694	7025766	AEP_F	31/05/21 13h45	6,545	820	1,09	10	12,3	2,3
BSS000CQAA	00273X0005/F5	Ferin	F5	ESO	704575	7025877	AEP_F	31/05/21 11h10	6,75	903	0,14	1,3	12,2	-107,8
BSS000CQZA	00273X0568/F	Ferin	F	ESO	705620	7026020	Eau-Irrigation	03/06/21 11h15	7,04	1028	8,97	86,8	14	84
BSS000CQZF	00273X0573/PZ5	Ferin	PZ5	ESO	704241	7026077	PZ	03/06/21 10h40	7,3	664	0,51	4,8	12,7	-88
BSS000CQZH	00273X0575/PZ7	Ferin	PZ7	ESO	704444	7026025	PZ	31/05/21 19h00	7,184	665	0,21	1,9	12,9	30,6
BSS000CQZK	00273X0578/PZ10	Ferin	PZ10	ESO	704465	7026149	PZ	03/06/21 16h20	7,1	760	0,29	2,8	12	-50
BSS000CQZN	00273X0580/PZ12	Ferin	PZ12	ESO	704739	7025924	PZ	03/06/21 14h40	7,1	954	1,51	13,8	11,7	90
BSS000CPYW	00272X0355/PC3	Noyelles-Sous-Bellonne	PC3	ESO	702484	7023892	PZ	02/06/21 10h32	7,04	757	5,43	50,8	12,2	91
BSS000CRZR	00276X0002/F1	Noyelles-Sous-Bellonne	F1	ESO	702306	7022933	AEP	01/06/21 10h25	6,99	772	1,02	9,5	12,3	113
	ESU7-B	Bellonne	Bellonne	ESU	706603	7021456	Eau de surface	01/06/21 18h16	7,35	987	1,3	13	14,8	-68
	ESU5-CS	Canal amont	Canal amont	ESU	705103	7025010	Eau de surface	02/06/21 16h10	7,95	580	9,31	104	21	26
	ESU1-CS	Canal aval	Canal aval	ESU	704514	7025847	Eau de surface	02/06/21 16h40	7,84	580	8,37	94	20,6	58
	ESU2-LM	ES2-le marais	Le Marais 2	ESU	703725	7024706	Eau de surface	02/06/21 12h51	7,76	1131	5,89	73,2	26,4	62
	ESU3-LM	ES3-le marais	Le Marais 3	ESU	703204	7023948	Eau de surface	02/06/21 11h35	7,8	968	6,33	725	21,1	30
	ESU6-FN	Filet de Noyelles	Filet de Noyelles	ESU	704264	7026131	Eau de surface	02/06/21 17h30	7,79	878	7,68	85,4	20,5	111
	ESU4-MV	Le mont de la vigne	Mont de Vigne	ESU	705235	7022974	Eau de surface	02/06/21 14h40	8,18	958	8,47	91,7	19,1	86,9
	ESU0-PS	Petite Sensée	PS	ESU	706099	7024179	Eau de surface	02/06/21 15h27	8,07	583	8,47	94,7	20,7	12

Etude du transfert de la bentazone et autres pesticides dans les eaux souterraines de l'AAC de Férin (Nord)

ech	NH4 (Ammonium)	NO2 (Nitrites)	NO2 (Nitrites)	PO4 (Phosphates)	Br- (Bromure)	Cl- (Chlorure)	F- (Fluorure)	NO3 (Nitrates)	SO4 (Sulfates)	Ca (Calcium)	K (Potassium)	Fe (Fer)	Mg (Magnésium)	Na (Sodium)	Si (Silicium)
unité	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L
LD	0.05	0.01	0.1	0.10	0.10	0.5	0.10	0.5	0.5	0.50	0.50	0.02	0.50	0.50	0.50
00273X0005/F5	1,05	0,03		<0,10	< 0,10	56	0,23	< 0,5	67	139	4,2	0,245	14,4	24,8	20,7
00273X0004/F4	0,19	<0,01		<0,10	< 0,10	48	0,26	7,2	55,7	132	4,7	0,226	15	22,9	16,4
00273X0001/F1	0,42	0,03		<0,10	< 0,10	43,3	0,26	7,1	58,4	130	5,2	0,223	14,9	20,7	16,1
00273X0003/F3 15M	0,35		<0,10	<0,10	< 0,10	44,4	0,21	< 0,5	54,4	120	5,8	0,898	11,9	20,7	11
00273X0003/F3 40M	0,37		<0,10	<0,10	< 0,10	42,6	0,23	< 0,5	54,2	116	6,2	1,23	12,6	20,4	11,1
00273X0002/F2	0,76	<0,01		<0,10	< 0,10	44,4	0,19	< 0,5	50,2	114	4,9	0,831	10,9	20	15,3
00273X0575/PZ 7	0,4	<0,01		<0,10	< 0,10	38	0,24	0,7	52,3	105	6,6	<0,020	9,1	19,4	11
00272X0001/F2	0,08	<0,01		<0,10	0,13	78,4	0,27	1,4	44,7	150	3,7	0,698	16,7	37,2	22,1
00276X0010/F1	<0,05	<0,01		<0,10	< 0,10	27,7	0,33	< 0,5	21,9	122	3,6	<0,020	16,7	14,5	25,4
00276X0002/F1	<0,05	<0,01		<0,10	< 0,10	36,5	0,22	4,4	35,8	131	3,3	<0,020	15,3	16,3	21,2
00277X0119/F3	<0,05	0,2		<0,10	0,13	35,4	0,26	6	47,7	123	2,8	<0,020	16,2	15,7	20,2
00277X0120/F4	0,21	0,01		<0,10	< 0,10	41,8	0,18	14,5	61,6	129	4	<0,020	15	22,8	22
00277X0083/F2	<0,05	<0,01		<0,10	< 0,10	38,6	0,15	39,5	197	161	28,5	<0,020	18,3	35,7	17,3
ESU7-B (Tortquesne)	0,27	0,43		0,54	< 0,10	71,1	0,18	14,4	78,3	159	0,8	<0,020	18,3	27,6	22,7
00272X0355/PC 3	<0,05	<0,01		<0,10	< 0,10	33,3	0,17	27,9	37,2	127	5,1	<0,020	11,9	17,5	17,1
ESU3-Le marais	0,3	0,26		0,26	< 0,10	60,1	0,22	10,3	107	147	7,8	0,028	16,8	29,3	15,5
ESU2-Le marais	3,64	0,5		1,41	< 0,10	81,3	0,2	3	118	149	16,6	0,109	19,9	49,4	18,8
ESU4-Mont de la vigne	0,07	<0,01		0,81	< 0,10	50,8	0,17	43,3	101	138	21,4	<0,020	17,8	31,6	22
E5UO-Petite Sensée	0,11	0,15		<0,10	< 0,10	41,2	0,12	19,7	28,1	88,4	4,5	<0,020	8,6	17,9	3,7
ESU5-Canal Sensée	0,19	0,17		<0,10	< 0,10	40,1	0,12	20,2	27,5	88,7	4,4	<0,020	8,6	17,5	3,6
ESU1-Canal Sensée	0,15	0,14		<0,10	< 0,10	39,8	0,12	20,2	27,3	87	4,2	<0,020	8,5	17,1	3,6
ESU6-Filet Moyelles	<0,05	0,4		0,22	< 0,10	51,6	0,2	10,1	49,3	144	5,2	0,032	15,6	24,5	22,6
00273X0573/PZ 5	0,42	<0,01		0,44	< 0,10	40	0,2	< 0,5	32,9	99,7	0,6	1,7	11,5	20,9	22,5
00273X0568/F	<0,05	<0,01		<0,10	< 0,10	58,4	0,17	84,7	85,3	165	9,4	<0,020	15	26,2	16,3
00273X0580/PZ/ 2	<0,05	<0,01		<0,10	< 0,10	80,8	0,23	24,2	56,6	137	6,4	<0,020	13,6	43	11

Etude du transfert de la bentazone et autres pesticides dans les eaux souterraines de l'AAC de Férin (Nord)

ech	Ag (Argent)	Al (Aluminium)	B (Bore)	Ba (Baryum)	Be (Béryllium)	Cd (Cadmium)	Co (Cobalt)	Cr (Chrome)	Cu (Cuivre)	Li (Lithium)	Mn (Manganèse)	Ni (Nickel)	Pb (Plomb)	Sr (Strontium)	Zn (Zinc)	As (Arsenic)	Carbone Organique Total	HCO3 (Hydrogénocarbonates)	CO3 (Carbonates)
unité	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L	mg/L	mg/L	mg/L
LD	0,010	0,50	0,50	0,050	0,010	0,010	0,050	0,10	0,10	0,10	0,10	0,10	0,050	0,10	0,50	0,050	0,5	10	10
00273X0005/F5	<0,010	<0,50	59,1	67	<0,010	<0,010	0,203	<0,10	0,48	13,3	34,6	3,62	0,436	655,00	12,5	0,54	1,6	396	< 10
00273X0004/F4	<0,010	<0,50	48,4	73,5	<0,010	0,011	0,34	<0,10	0,4	8,72	20,9	4,43	0,351	661	19,9	0,568	1,3	383	< 10
00273X0001/F1	<0,010	1,49	44,2	64,3	<0,010	0,017	0,199	<0,10	0,91	7,12	12,7	6,12	0,499	600	31,5	0,364	1,4	370	< 10
00273X0003/F3 15M	<0,010	<0,50	33,8	67,4	<0,010	<0,010	0,584	<0,10	<0,10	6,69	36,6	3,66	0,245	435	3,1	0,553	1,4	338	< 10
00273X0003/F3 40M	<0,010	1,1	32,9	73,8	<0,010	<0,010	0,584	0,1	0,15	6,08	32,2	3,29	0,22	462	3,8	0,694	1,3	343	< 10
00273X0002/F2	<0,010	<0,50	26,8	71,1	<0,010	<0,010	1,21	<0,10	0,14	4,42	43,1	6,16	0,29	422	5,65	0,297	1,4	323	< 10
00273X0575/PZ 7	0,011	<0,50	36,2	63,6	<0,010	0,021	1,32	<0,10	0,7	4,75	30,5	6,18	0,424	387	6,89	0,395	1,4	295	< 10
00272X0001/F2	0,014	<0,50	82,8	141	<0,010	<0,010	2,27	<0,10	0,15	20,9	19,1	12	0,642	811	5,73	0,691	1,4	458	< 10
00276X0010/F1	<0,010	<0,50	39,2	141	<0,010	<0,010	0,239	<0,10	1,43	5,25	2,45	4,56	2,1	905	7,01	0,271	1,1	359	< 10
00276X0002/F1	<0,010	<0,50	20,4	48	<0,010	0,01	0,11	<0,10	2,51	4,32	0,13	9	0,425	372	8,22	0,476	1	356	< 10
00277X0119/F3	<0,010	6,84	23,6	51	<0,010	<0,010	0,062	<0,10	1,16	8,12	9,62	0,94	0,281	397	9,02	0,242	0,9	351	< 10
00277X0120/F4	<0,010	<0,50	38,5	52	<0,010	<0,010	0,068	0,31	1,47	5	0,39	4,95	1,2	352	4,89	0,216	1,1	387	< 10
00277X0083/F2	<0,010	0,61	22,4	56,2	<0,010	<0,010	0,113	0,9	0,64	9,35	0,88	0,66	0,223	337	4,17	0,102	1,1	393	< 10
ESU7-B (Torquesne)	<0,010	0,7	33,3	41,9	<0,010	0,023	0,304	<0,10	1,59	5,3	79,2	1,53	0,418	434	4,82	1,63	5,3	419	< 10
00272X0355/PC 3	<0,010	<0,50	25,3	63,6	<0,010	<0,010	<0,050	0,57	0,3	4,24	0,14	3,08	0,181	380	3	0,163	1,1	363	< 10
ESU3-Le marais	<0,010	1,22	37,4	48,1	<0,010	<0,010	0,522	<0,10	1,24	4,96	206	2,07	0,42	420	2,41	1,79	9,5	372	< 10
ESU2-Le marais	<0,010	14,8	75,2	60,1	<0,010	0,019	0,355	0,21	0,6	12,7	97,8	1,5	0,565	371	5,47	1,5	8,5	431	< 10
ESU4-Mont de la vigne	<0,010	1,18	57	35,3	<0,010	0,023	0,135	0,28	1,36	6,5	1,95	0,84	0,312	344	4,23	1,81	4,8	355	< 10
E5UO-Petite Sensée	<0,010	1,17	24,9	30,2	<0,010	<0,010	0,072	0,18	1,06	3,75	3,36	0,92	0,426	317	7	0,734	4,5	247	< 10
ESU5-Canal Sensée	<0,010	0,96	25,4	30,7	<0,010	<0,010	0,073	0,25	1,63	3,27	4,53	0,9	0,47	314	6,95	0,821	4,4	247	< 10
ESU1-Canal Sensée	<0,010	0,89	23,3	29,7	<0,010	<0,010	0,069	0,15	0,98	3,56	5,53	0,72	0,718	262	4,57	0,784	3,7	247	< 10
ESU6-Filet Moyelles	<0,010	1,4	31,9	84,3	<0,010	<0,010	0,394	<0,10	1,05	6,34	28	5,73	0,299	469	5,95	1,29	4,7	423	< 10
00273X0573/PZ 5	<0,010	<0,50	37,6	46,8	<0,010	<0,010	0,127	<0,10	0,15	5,04	151	1,02	0,214	247	1,7	1,21	1,6	320	< 10
00273X0568/F	0,011	<0,50	36,7	71,9	<0,010	<0,010	0,086	0,61	2,87	4,81	0,55	4,69	0,457	442	6,61	0,159	1,7	372	< 10
00273X0580/PZ/ 2	<0,010	<0,50	42,4	47,3	<0,010	<0,010	0,2	<0,10	1,13	8,07	0,58	32,7	0,392	542	14,2	0,802	1,5	375	< 10
00273X0578/PZ 10	<0,010	<0,50	51,5	83,5	<0,010	<0,010	0,426	<0,10	0,73	7,06	26,7	6,46	0,218	531	2,53	1,13	1,6	356	< 10

Etude du transfert de la bentazone et autres pesticides dans les eaux souterraines de l'AAC de Férin (Nord)

Code BSS	Ancien code BSS	Communes	Points d'eau	Nomination	Date et heure	d ² H	d ¹⁸ O	err d ² H	err d ¹⁸ O	87Sr/ ⁸⁶ Sr	err iSr
BSS000CPJV	00272X0001/F2	Corbehem	F2	ESO	01/06/2021	-43,7	-7	1	0,1	0,708123	0,000007
BSS000CPYW	00272X0355/PC3	Noyelles-Sous-Bellonne PC3	PC3	ESO	02/06/2021	-48,1	-7,3	1	0,1	0,708408	0,000007
BSS000CPZW	00273X0001/F1	Férin	F1	ESO	31/05/2021	-43,7	-7	1	0,1	0,708147	0,000006
BSS000CPZX	00273X0002/F2	Férin	F2	ESO	31/05/2021	-42,9	-6,8	1	0,1	0,708319	0,000007
BSS000CPZY	00273X0003/F3	Férin	F3 15m	ESO	31/05/2021	-42,7	-6,8	1	0,1	0,708270	0,000006
BSS000CPZY	00273X0003/F3	Férin	F3 40m	ESO	31/05/2021	-43	-6,9	1	0,1	0,708235	0,000008
BSS000CPZZ	00273X0004/F4	Férin	F4	ESO	31/05/2021	-45,1	-7	1	0,1	0,708150	0,000006
BSS000CQAA	00273X0005/F5	Férin	F5	ESO	31/05/2021	-44,3	-7,1	1	0,1	0,708233	0,000007
BSS000CQZA	00273X0568/F	Férin	Forage agricole	ESO	03/06/2021	-43,3	-6,9	1	0,1	0,708521	0,000008
BSS000CQZF	00273X0573/PZ5	Férin	PZ5	ESO	03/06/2021	-43,2	-7,1	1	0,1	0,709326	0,000008
BSS000CQZH	00273X0575/PZ7	Férin	PZ7	ESO	31/05/2021	-42,3	-6,8	1	0,1	0,708329	0,000005
BSS000CQZK	00273X0578/PZ10	Férin	PZ10	ESO	03/06/2021	-43,4	-7,1	1	0,1	0,708242	0,000008
BSS000CQZN	00273X0580/PZ12	Férin	PZ12	ESO	03/06/2021	-43,3	-7	1	0,1	0,708190	0,000009
BSS000CRZR	00276X0002/F1	Noyelles-Sous-Bellonne F1	F1	ESO	01/06/2021	-44,4	-7,2	1	0,1	0,708501	0,000007
BSS000CRZZ	00276X0010/F1	Bellonne F1	F1	ESO	01/06/2021	-43,8	-7	1	0,1	0,707950	0,000009
BSS000CSHX	00277X0083/F2	Cantin F2	F2	ESO	01/06/2021	-45,9	-7,2	1	0,1	0,708797	0,000005
BSS000CSKG	00277X0119/F3	Estrees F3	F3	ESO	01/06/2021	-45	-7,4	1	0,1	0,708646	0,000007
BSS000CSKL	00277X0120/F4	Estrees F4	F4	ESO	01/06/2021	-44,8	-7,2	1	0,1	0,708565	0,000007
	ESU0-PS	Petite Sensée	PS	ESU	02/06/2021	-42,4	-7	1	0,1	0,708199	0,000007
	ESU1-CS	Canal aval	Canal aval	ESU	02/06/2021	-43	-6,8	1	0,1	0,708180	0,000005
	ESU2-LM	ES2-le marais	Le Marais 2	ESU	02/06/2021	-44,5	-6,7	1	0,1	0,709229	0,000007
	ESU3-LM	ES3-le marais	Le Marais 3	ESU	02/06/2021	-41,6	-6,2	1	0,1	0,708959	0,000007
	ESU4-MV	Le mont de la vigne	Mont de Vigne	ESU	02/06/2021	-44,2	-7,2	1	0,1	0,709058	0,000008
	ESU5-CS	Canal amont	Canal amont	ESU	02/06/2021	-42,2	-6,8	1	0,1	0,708186	0,000007
	ESU6-FN	Filet de Noyelles	Filet de Noyelles	ESU	02/06/2021	-43,4	-7,1	1	0,1	0,708460	0,000007
	ESU7-B	ESU7-B	Bellonne	ESU	01/06/2021	-44,3	-7,2	1	0,1	0,708859	0,000008

Annexe 2 Les outils isotopiques

Les isotopes stables de la molécule d'eau (^{18}O , ^{16}O)

Les isotopes stables de l'eau comprennent ceux de l'oxygène et de l'hydrogène. Les abondances des isotopes de l'oxygène montrent une dominance de l'isotope ^{16}O (99.762 %), suivi du ^{18}O (0.200 %) puis du ^{17}O (0.038 %). Les abondances des isotopes de l'hydrogène consistent en deux isotopes stables, ^1H et ^2H (aussi nommé Deutérium), avec une abondance respective d'environ 99.985 et 0.015 %. Le rapport des isotopes de l'oxygène et de l'hydrogène est exprimé en unité delta de déviation par rapport à un standard de référence. Ils sont mesurés par IRMS ou CF-IRMS. La notation δ exprimée en parts pour mille (‰) est :

$$\delta = [(R_{\text{échantillon}} / R_{\text{standard}}) - 1] \times 1000$$

où R est le rapport isotopique, isotope lourd sur isotope léger (e.g., $^{18}\text{O}/^{16}\text{O}$). Le standard de référence est le SMOW (Standard Mean Ocean Water) qui est une eau de mer moyenne, pris à 0 ‰.

En l'absence d'évaporation ou d'échange avec des gaz dissous, les isotopes stables de la molécule d'eau se comportent comme des traceurs conservatifs et reflètent le mélange des différentes recharges ayant alimenté les eaux souterraines considérées. L'histoire hydro-climatique d'un aquifère peut donc être reconstituée par l'abondance des isotopes stables lourds de l'oxygène (^{18}O) et de l'hydrogène (^2H) dont les signatures correspondent à des environnements et des épisodes hydro-climatiques spécifiques, ou des altitudes de recharge différentes. Sous certaines conditions (faible rapport eau/roche, temps de résidence long, température élevée du réservoir, échange avec CO_2 , évaporation, ...), les interactions roche-eau peuvent modifier la composition isotopique initiale de l'eau (Figure 58).

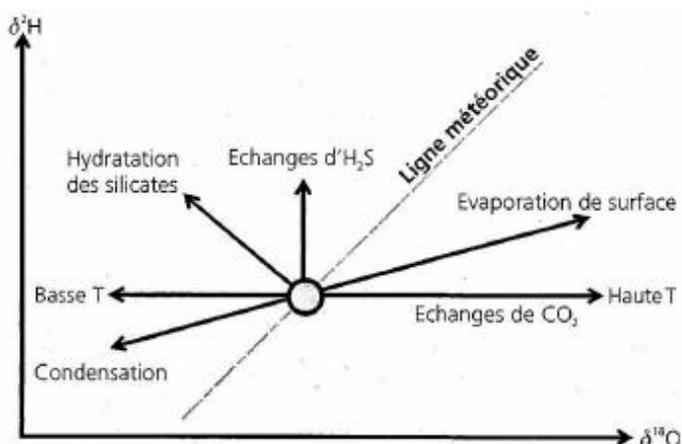


Figure 58 : Evolution théorique des isotopes stables de l'eau (Source : Clark et Fritz, 1997)

Les isotopes du strontium

Le couple Rb-Sr se caractérise par un comportement géochimique très contrasté entre le rubidium (élément alcalin proche du potassium) et le strontium (élément alcalinoterreux proche

du calcium). Rb et Sr sont présents en tant qu'éléments traces (concentration < 0.5 %) dans les différents types de roches. Ainsi, le rubidium est présent en quantité évoluant entre le $\mu\text{g.g}^{-1}$ (roches ultrabasiques) et la centaine de $\mu\text{g.g}^{-1}$ (roches de la famille des granites) ; le strontium est toujours présent avec des quantités supérieures à la centaine de $\mu\text{g.g}^{-1}$. Le rubidium se localise préférentiellement dans les minéraux potassiques (biotites, muscovites, feldspaths potassiques) tandis que le strontium se situe préférentiellement dans les minéraux calciques tels que les plagioclases et les carbonates. De par le comportement opposé de ces deux éléments, de grandes variations du rapport Rb/Sr se produisent au cours des processus de réaction entre fluides et minéraux. Dans les processus d'altération, le strontium a un comportement plus soluble que le rubidium vis-à-vis de la solution lixiviante. Par conséquent, le rapport Rb/Sr augmente dans les minéraux résiduels lors de lessivages progressifs alors que celui du fluide est toujours bas.

Le strontium a quatre isotopes de masse 88, 87, 86 et 84, mesurés par TIMS. Les isotopes 88, 86 et 84 sont stables et ont des abondances liées à la nucléosynthèse (ensemble des processus aboutissant à la formation d'éléments chimiques). L'isotope ^{87}Sr est radiogénique et est issu de la désintégration radioactive β du ^{87}Rb . Le rapport isotopique du strontium ($^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$) d'un fluide est directement relié à celui du minéral ou à des associations minéralogiques avec lesquelles le fluide a interagi. De plus, les effets de variations du rapport $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ liés à la décroissance radioactive du nucléide père (^{87}Rb) en nucléide fils (^{87}Sr) ne sont pas significatifs, compte tenu de la courte échelle de temps à laquelle ces processus sont étudiés en géochimie environnementale par rapport à la période de décroissance du rubidium.

Dans le cadre de l'étude des circulations de fluides, la nature a directement marqué ceux-ci. Dans une roche silicatée (granite...), les différents minéraux présentent des rapports chimiques Rb/Sr et donc des rapports isotopiques $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ différents en liaison avec leur formation. Lors des phénomènes d'interaction eau-roche, le rapport $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ de la fraction de strontium libérée sera différent de la roche totale et typique du ou des minéraux altérés et ceci en liaison avec la "résistance" des minéraux vis-à-vis de l'agressivité du fluide. Globalement, le strontium solubilisé dans la roche et transporté vers l'extérieur du système formé par la roche est beaucoup moins radiogénique (c'est-à-dire de rapport $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ plus faible) que le strontium dans la roche non altérée. D'autre part, le rapport $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ des argiles résiduelles est beaucoup plus élevé. Les variations isotopiques observées dans les fluides peuvent être issues du mélange de strontium de compositions isotopiques différentes provenant de différentes sources. Ainsi, dans le cas simple où deux sources de rapports isotopique ou chimique différents sont présentes, la composition du mélange peut être déterminée. Les variations du rapport isotopique du strontium dans un hydrosystème donnent ainsi des informations sur (1) l'origine et les proportions de mélange des différents composants fluides ainsi que sur (2) la nature et l'intensité des processus d'interaction roche – eau liés notamment à l'altération et à l'érosion.

Annexe 3 Contexte géochimique

L'étude de la composition chimique des eaux de surface et souterraines permet notamment d'appréhender les mélanges de masses d'eau et les interactions de l'eau avec l'encaissant rocheux qu'est l'aquifère. Une première analyse des données issues de la banque de données ADES (<https://ades.eaufrance.fr>), provenant (1) des différents captages AEP présents dans l'aire d'alimentation des captages de Férin, et (2) des captages de Férin exploités par le délégataire (Suez) pour le compte de Douaisis Agglo, est présentée ci-après. Les données de l'Agence de l'eau Artois-Picardie issues de la surveillance de la qualité de l'eau du canal de la Sensée sont également présentées.

Faciès d'eau majeurs

Le diagramme de PIPER permet de visualiser les faciès majeurs de l'eau. Sur l'AAC, les eaux souterraines ont un faciès bicarbonaté calcique typique des eaux de la nappe de la craie (Figure 59). Les eaux du canal de la Sensée ont la même composition que celle de la nappe puisque celui-ci est alimenté par la nappe de la craie dans la région d'Arleux en amont de l'AAC.

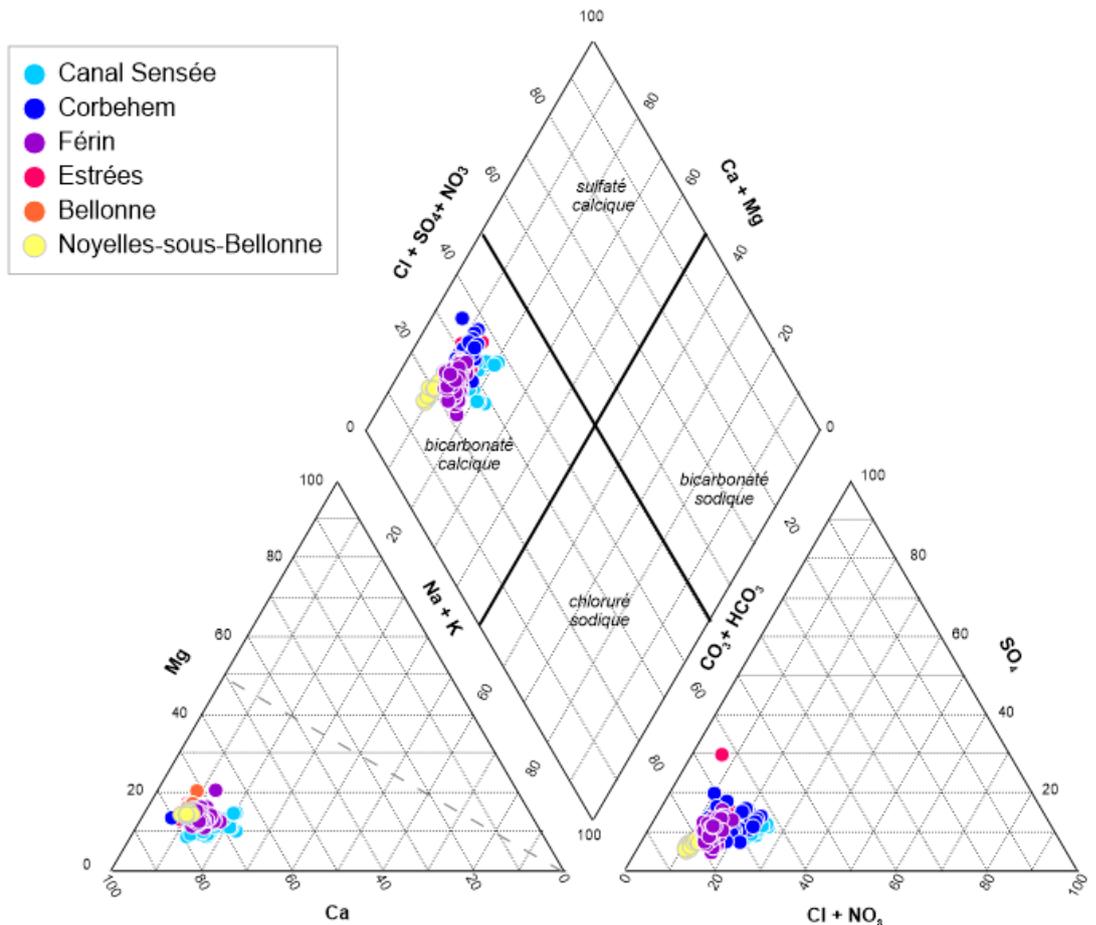


Figure 59 : Diagramme de Piper présentant les données de l'AAC de Férin issues de la base de données ADES (eaux souterraines) et de celle de l'AEAP pour les eaux du canal de la Sensée.

Evolution spatio-temporelle de la chimie de l'eau

De manière plus détaillée, les diagrammes binaires permettent de présenter l'évolution des concentrations des éléments chimiques (Figure 60, Figure 61, Figure 62, Figure 63). Ils sont parfois réalisés avec en abscisse les concentrations en chlorures, considérés comme conservatifs, c'est-à-dire non influencés par les processus d'oxydo-réduction et les minéraux de faible solubilité. Les concentrations de calcium, sodium, magnésium, potassium, bicarbonates, sulfates et chlorures permettent d'illustrer l'évolution géochimique des eaux souterraines et de mettre en évidence des pôles de mélange des eaux souterraines.

Sur les diagrammes binaires, le calcium, le magnésium et les bicarbonates présentent une évolution chimique similaire en fonction des chlorures, avec une augmentation des concentrations depuis l'amont de Bellonne jusqu'à l'aval de Corbehem selon la succession Bellonne (00276X0010/F1) < Noyelles-sous-Bellonne (00276X0002/F1) < Férin (F1, F2, F3, F4, F5) < Estrées (00277X0120/F4, 00277X0119/F3, 00277X0116/F2, 00277X0034/F1) < Corbehem (00272X0105/F1) (Figure 60 et Figure 61). Cette évolution homogène des trois éléments chimiques est liée au fait que les fossiles de calcite qui constituent la craie se dissolvent en produisant Ca^{2+} et HCO_3^- , et une fraction de Mg. Le diagramme Ca vs HCO_3^- de la Figure 61 montre que les deux éléments sont parfaitement corrélés et s'alignent sur la droite de dissolution de la craie, (droite 1 :1), ce qui prouve que Ca et HCO_3^- proviennent de la dissolution de la craie. Un léger excès en Ca est cependant noté pour Estrées et Corbehem. Les eaux du canal de la Sensée, qui s'alignent aussi sur cette droite, sont des eaux de nappe de la craie.

Dans le diagramme Na vs Cl (Figure 60), les eaux souterraines s'organisent le long d'une droite où le pôle le moins concentré est représenté par les eaux du captage AEP de Bellonne (00276X0010/F1) qui se positionnent sur la droite de dilution de l'eau de mer, et le pôle le plus concentré est représenté par les eaux des deux captages de Corbehem. Hormis les points de Bellonne, ces points montrent un enrichissement en Cl^- par rapport à la droite météorique, qui s'accroît pour Férin, Estrées et Corbehem. Cela signifie qu'il existe des apports en Cl^- anthropiques. Les données de la campagne confirment cette tendance (Figure 62).

Le pôle le moins concentré représenté par le captage de Bellonne sera appelé le « pôle amont ». Les concentrations en Cl^- varient entre 14 et 28 mg/L, et celles en Na^+ entre 13 et 17,5 mg/L. Ce sont des valeurs typiques de la craie en conditions libres affectée par la recharge naturelle. Or, ce forage à la craie traverse 24 m de sables surmontant 8,3 m d'argiles et ses eaux ne sont pas typiques de celles de la nappe de la craie en conditions captives. A environ 400 m au sud du captage, seuls les limons sont présents sur la craie. Il est possible que les eaux de la nappe des Sables d'Ostricourt s'infiltrèrent vers la nappe de la craie entraînant sa dilution. Dans cette zone se trouve le piézomètre 00276X0030/F1 du réseau piézométrique dont l'état n'a pas permis de prélèvement d'eau. Selon la carte géologique, ce point est à proximité immédiate de la faille de Vimy qui coupe l'AAC du Nord au Sud. Bien que la position réelle de cette faille soit à valider et que son rôle hydrodynamique soit inconnu, il est possible qu'elle permette des apports d'eau moins minéralisées. Enfin, les concentrations en nitrates sont faibles (proches de 0,5 mg/L) hormis deux valeurs à 12 et 35 mg/L qui pourraient, dans ce contexte, être anormales, et les concentrations en ammonium inférieures à la limite de détection (entre 0,05 et 0,1 mg/L). Ces valeurs pourraient signifier que les eaux subissent la dénitrification causée par la mise en captivité de la nappe.

Dans les diagrammes binaires, à l'opposé du pôle d'eau de nappe relativement dilué que constitue le forage de Bellonne se trouvent les eaux de type du captage F2 de Corbehem. Ces eaux constituent un « pôle aval » particulier, enrichi en Cl^- , Na^+ , SO_4^{2-} , K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} et HCO_3^- . Les concentrations en Cl^- varient entre 30 et 84 mg/L (moyenne de 54 mg/L), et celles en Na^+ entre 13,6 et 36,2 mg/L (moyenne de 25 mg/L de 40 analyses). Le forage étant tubé sur 85 m de

profondeur jusqu'aux marnes et crépiné de 15 à 75 m, c'est-à-dire sur toute la hauteur de la craie sénonienne et turonienne, l'eau pompée intègre un mélange des eaux des deux craies. Aucun document indiquant des mesures de micromoulinet n'étant produit dans la base de données Infoterre, il est difficile de savoir comment a évolué l'aquifère et la contribution de ses niveaux les plus productifs pendant les 30 dernières années.

L'évolution des concentrations en chlorures dans les captages F1 et F2 de Corbehem suit deux tendances temporelles, l'une avec des concentrations inférieures à 40 mg/L de 1975 à 1998, l'autre avec des concentrations moyennes de 69 mg/L de 1998 à 2020 (Figure 64). Ce seuil en 1998-2001 est remarquable et pourrait être la conséquence de la forte recharge en 2001 ayant mené aux inondations de nappe dans la Somme. Les chroniques en chlorures des autres captages de la région ne présentent pas le même comportement de seuil, mais elles montrent cependant des valeurs à la hausse de manière constante sur l'ensemble de la période concernée. L'origine de cette forte augmentation des concentrations en chlorures n'est pas connue mais plusieurs hypothèses peuvent être formulées.

La nappe au niveau des captages de Corbehem est très vulnérable car la craie est sub-affleurante. La station d'épuration, signalée sur la carte IGN, située à 300 m à l'est des captages n'est plus en activité depuis de nombreuses années et aujourd'hui détruite. L'origine de l'excès en chlorures ne peut donc probablement pas être l'infiltration des eaux usées traitées. La première concentration en bore mesurée en 2003 dans les captages de Corbehem était cependant relativement élevée (160 µg/L).

Au regard de l'histoire du site en amont du champ captant, avec la présence dans le passé de l'usine Beghin Say et de ses bassins de décantation de suies ou d'autres produits dans la zone basse des marais, actuelle zone ZNIEFF, il est possible que l'infiltration à partir des bassins ait généré des panaches de pollution mais la campagne de 2021 ne donne pas d'éléments à ce sujet. Des analyses réalisées en 1960 surveillaient déjà cette éventualité et montraient des concentrations relativement importantes en Cl⁻ dans un bassin (48 mg/L) et dans un fossé drainant ces bassins (40 mg/L). Ces valeurs sont à la médiane des concentrations en chlorures mesurés dans le captage F2 issues de la base de données ADES. L'hypothèse d'une origine agricole des chlorures est donc privilégiée ici. La proximité immédiate de l'ancienne station d'épuration de Corbehem, à 300 m à l'ouest de F2 et détruite en 2016-2017 pourrait être responsable des fortes concentrations en bore dans les eaux du captage F2 (83 à 160 µg/L, Figure 64 et Figure 63) mais il est impossible de conclure sur une tendance liée à la présence puis à l'absence de la station d'épuration car les données sont inexistantes avant 2003. La forte valeur de 160 µg/L de 2003 est la plus ancienne, les valeurs suivantes s'échelonnent entre 80 et 120 µg/L.

Les captages AEP de Férin présentent une légère évolution de leur composition chimique de F1 à F5, illustrée par le diagramme Na vs Cl (Figure 62). F1 et F3 ont des compositions chimiques moins dispersées que F5. Cela pourrait signifier que les apports d'eau ne sont pas forcément identiques dans les captages, en lien avec l'hétérogénéité des concentrations en bentazone. Les points des captages de Férin peuvent présenter les concentrations les moins élevées de l'AAC, hors eaux de surface, notamment en Mg et Ca, et plus fortes en K. Les concentrations mesurées dans l'eau souterraine du champ captant de Férin ont tendance à se rapprocher du pôle constitué par les eaux du canal de la Sensée. Ces eaux du canal ont une composition proche de celle d'une eau de nappe et pourraient s'infiltrer et diluer les eaux de Férin déjà sensibles à la recharge.

En conclusion, l'étude de la composition chimique des données anciennes ou de la campagne de 2021 montre une évolution chimique nette entre les eaux des différents pôles d'eau de l'AAC et sera confirmée par les isotopes.

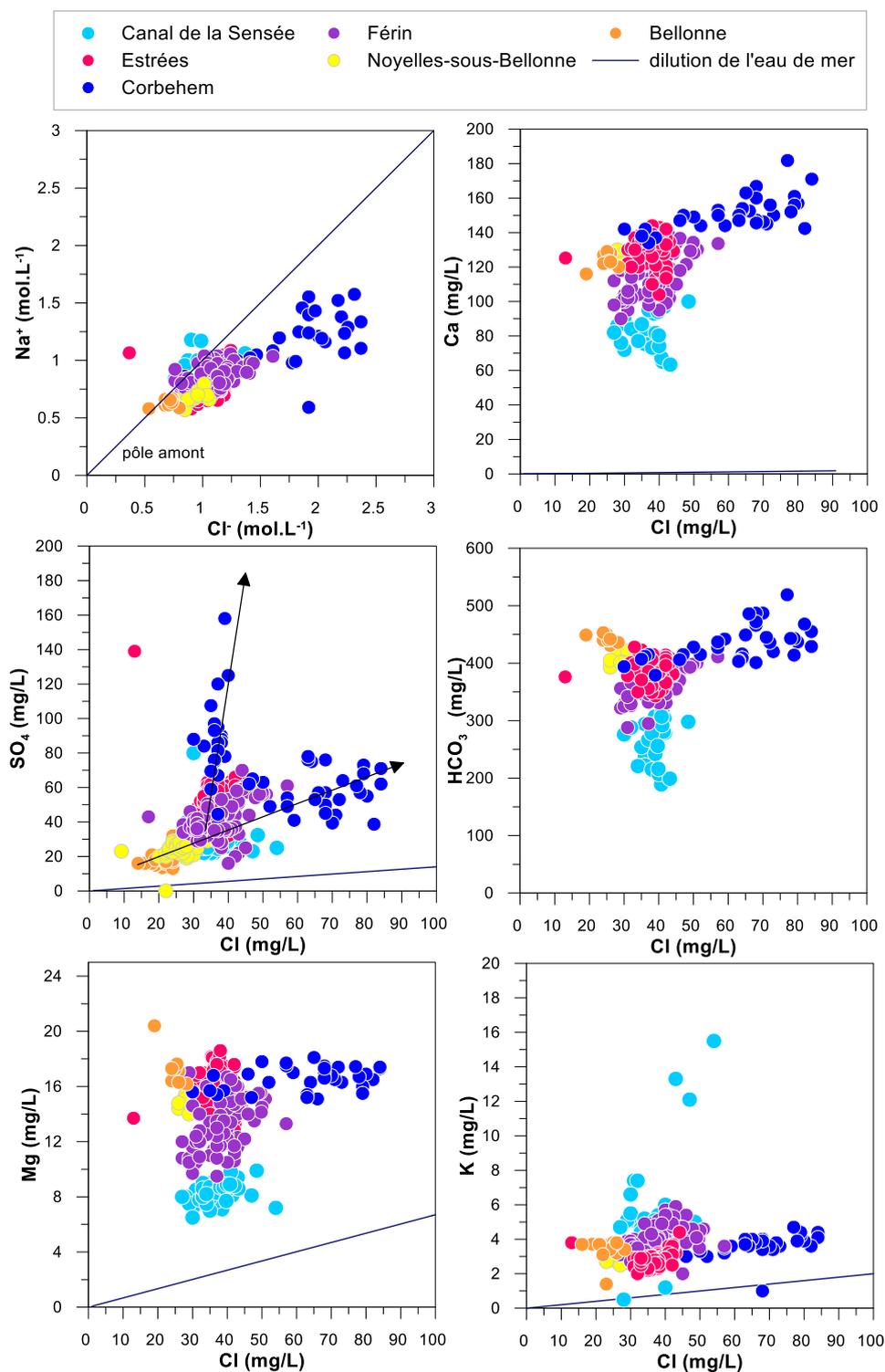


Figure 60 : Diagrammes binaires présentant les concentrations en éléments majeurs dans les eaux souterraines de l'AAC et dans les eaux du canal de la Sensée.

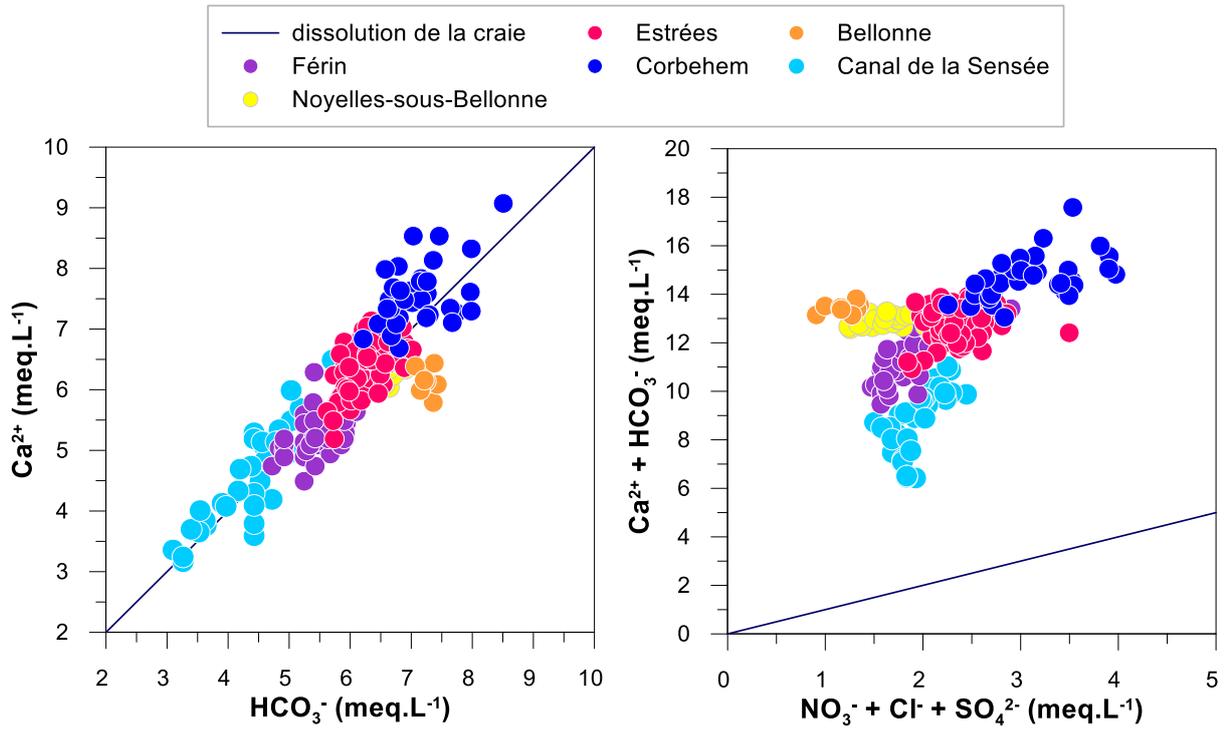


Figure 61 : Diagrammes concernant les éléments majeurs des eaux de la nappe de la craie de l'AAC de Férin

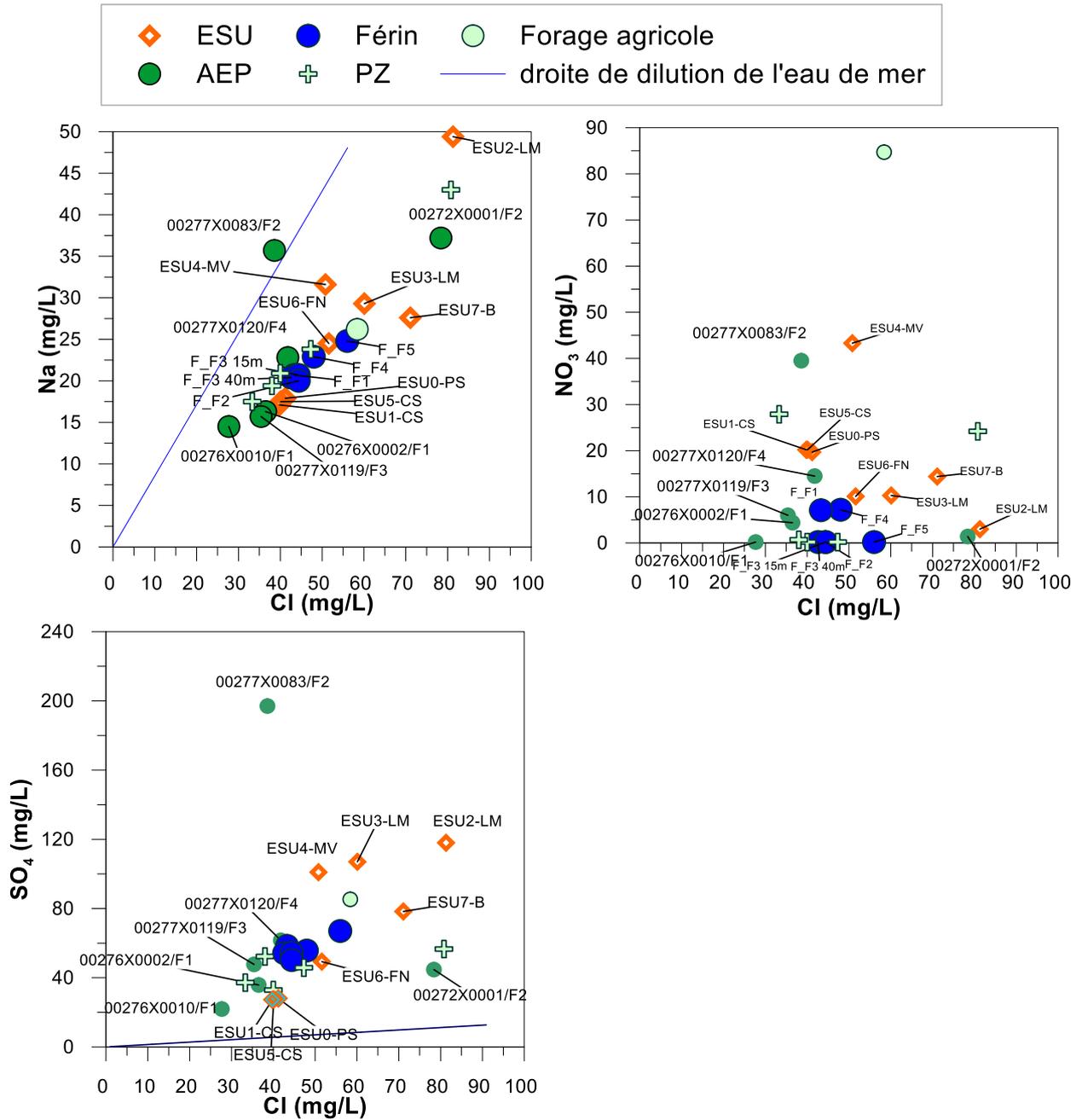


Figure 62 : Diagrammes binaires avec les données de la campagne de 2021

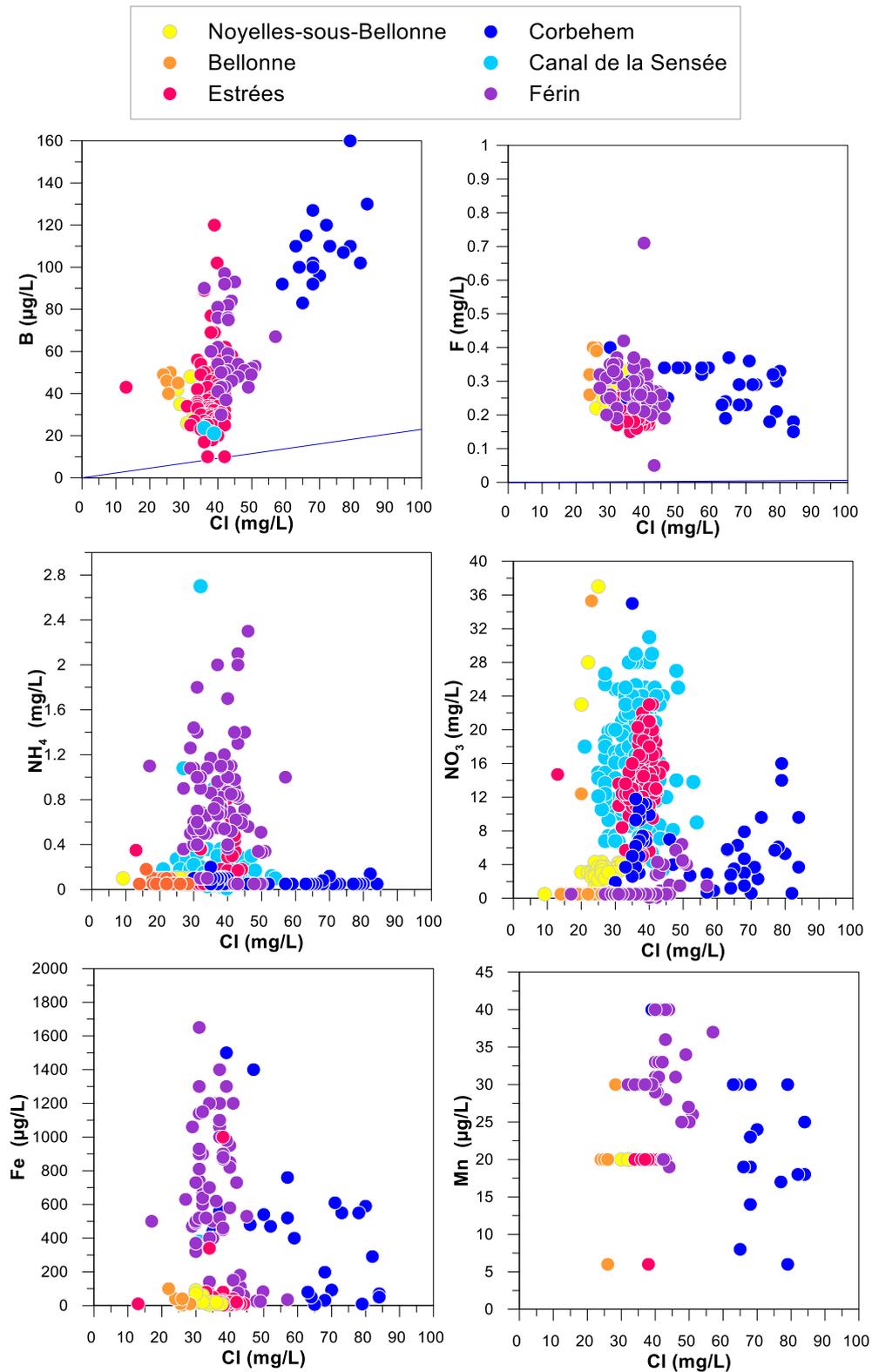


Figure 63 : Diagrammes binaires présentant les concentrations en éléments majeurs et mineurs dans les eaux souterraines de l'AAC et dans les eaux du canal de la Sensée.

Etude du transfert de la bentazone et autres pesticides dans les eaux souterraines de l'AAC de Férin (Nord)

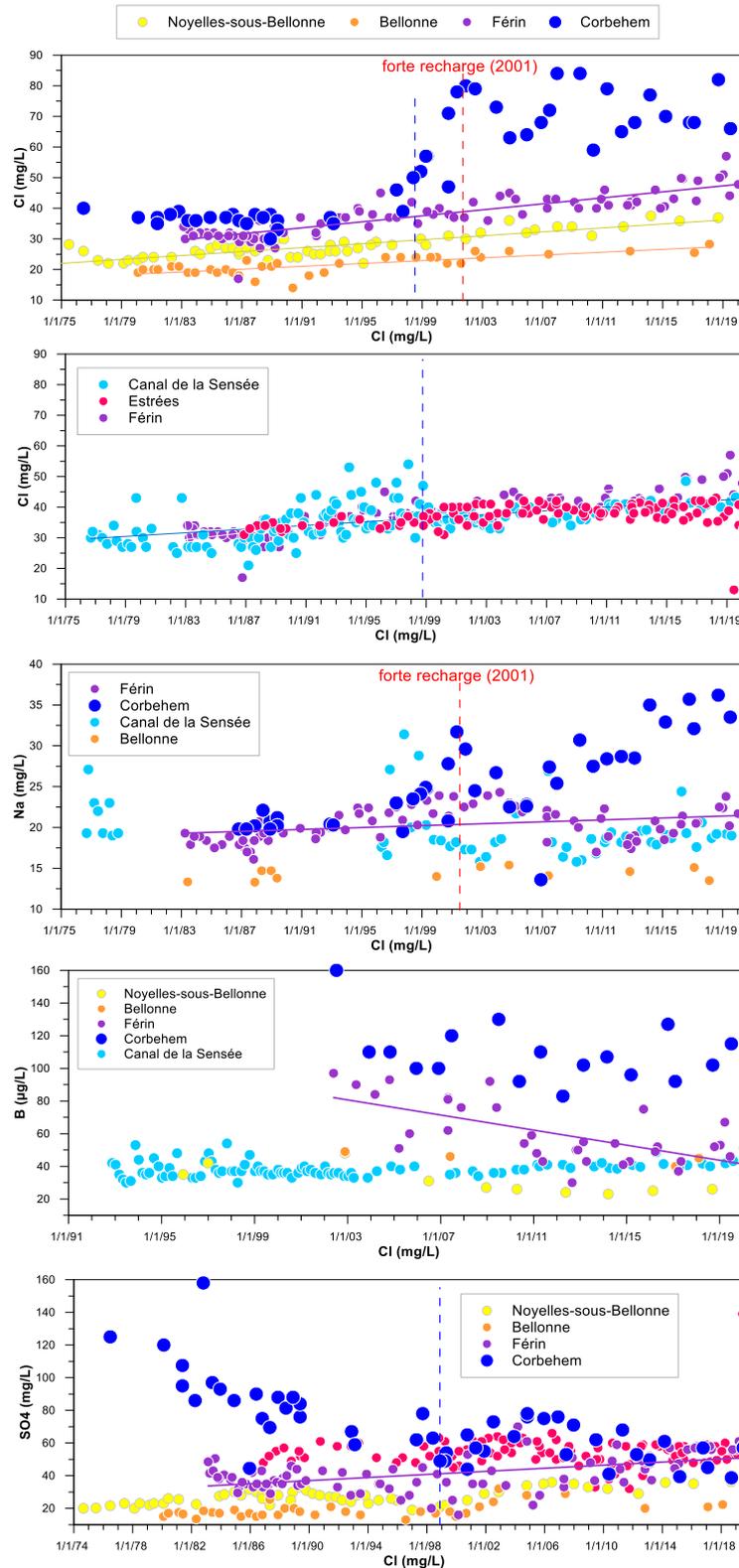
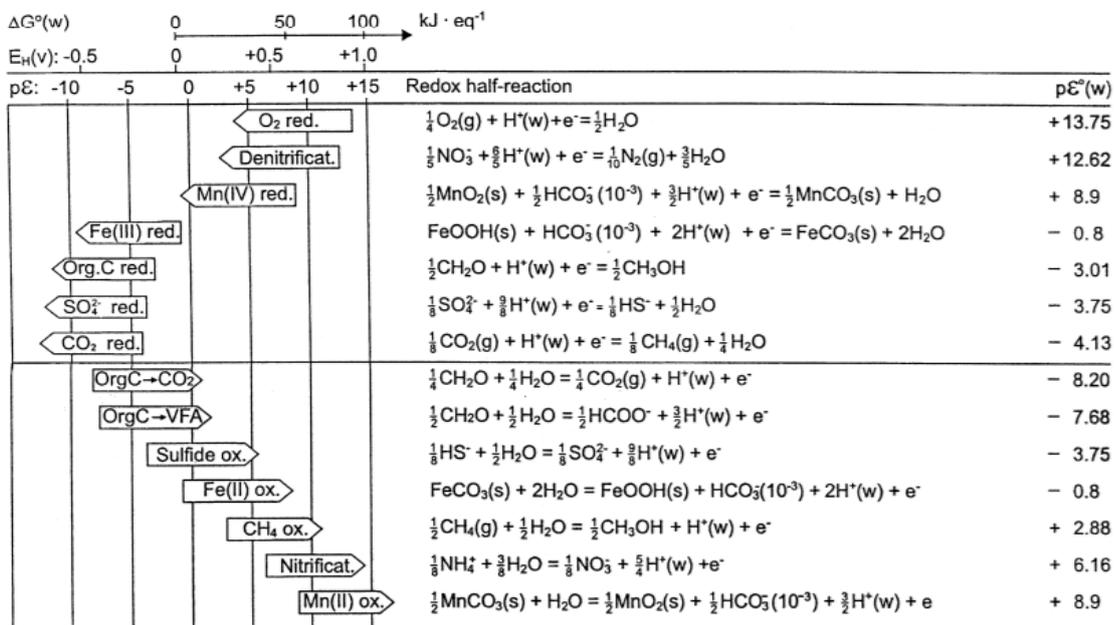


Figure 64 : Chronique des concentrations en chlorures dans les captages AEP de l'AAC et du canal de la Sensée, de 1975 à 2020 (données ADES)

Processus d'oxydo-réduction

Dans les eaux souterraines, les processus d'oxydoréduction affectent la qualité de l'eau en contrôlant notamment la mobilité des métaux, de certaines molécules organiques comme les COHV et le cycle de l'azote. Le tableau ci-dessus réalisé par Stumm et Morgan en 1996 (Figure 65) présente la séquence des différents processus d'oxydoréduction qui peuvent intervenir dans un aquifère fermé (confiné) à partir d'espèces oxydées sensibles existantes comme l'oxygène dissous, le nitrate, le fer, le manganèse, les sulfates. Ainsi, la matière organique présente dans le système favorise la réduction des espèces oxydées par ordre décroissant du caractère oxydant. Dans un premier temps, l'O₂ dissous puis les nitrates disparaissent, les derniers étant réduits en N₂ par dénitrification. Ce processus est suivi de la réduction respective du dioxyde de manganèse (MnO₂) Mn⁴⁺ et de l'oxyhydroxyde de fer (FeOOH) Fe³⁺ en carbonate de manganèse (MnCO₃) et en carbonate de fer (FeCO₃) (apparaissent en solution) en milieu plus réducteur. S'en suit une réduction du carbone organique (CH₂O) en méthanol (CH₃OH). Dans une quatrième zone encore plus réductrice, les sulfates (SO₄) sont réduits en sulfures (H₂S) par la respiration de bactéries sulfato-réductrices. Puis se génère du méthane (CH₄) suite à la réduction du dioxyde de carbone gazeux (CO₂).

Dans un système ouvert, lorsque l'oxygène réapparaît, ces mêmes étapes se déroulent dans le sens inverse, avec une oxydation du carbone organique en dioxyde de carbone, l'oxydation (HS⁻) sulfures, fer (Fe²⁺) et méthane (CH₄) respectivement en SO₄, en FeOOH et en CH₃OH. Le processus suivant est la nitrification et le dernier processus est l'oxydation du magnésium (Mn²⁺). Ces processus s'échelonnent en fonction de la profondeur, mais également latéralement lorsque la nappe passe de conditions libres à captives.



a. $pE^\circ(w)$ is the standard electron activity of the halfreaction at pH = 7.

Figure 65 : Séquence des différents processus d'oxydo-réduction (Stumm and Morgan 1996)

Les eaux de Bellonne et de Noyelles-Sous-Bellonne présentent des similitudes d'un point de vue chimique avec des concentrations en sulfates, fer, manganèse, nitrates et ammonium très faibles (Figure 60 et Figure 63). Tout comme les eaux d'Estrées, elles présentent une signature différente pour les concentrations en nitrates et en ammonium en comparaison aux eaux de Férin et de Corbehem.

Dans les localités de Bellonne, le pôle amont, Noyelles-sous-Bellonne et Estrées/F4, la craie est surmontée par les formations tertiaires et quaternaires. Elle y est potentiellement sous captivité. La concentration en oxygène dissous est légèrement plus élevée dans les eaux souterraines de Bellonne (moyenne 6 mg/L mais peu de données), Noyelles-sous-Bellonne (moyenne 6,2 mg/L) et de Corbehem (moyenne 6,1 mg/L) que dans celles de Férin (moyenne 4 mg/L) et d'Estrées (F3 : moyenne 5 mg/L, F4 : moyenne 3 mg/L) (données ADES). Ces valeurs varient en fonction de la profondeur de la pompe dans le forage mais pour Bellonne, Noyelles-sous-Bellonne et Corbehem, les conditions sont relativement oxydantes. Hormis pour Corbehem, ces valeurs sont donc inattendues. Il est possible que les valeurs ne soient pas valides, si la sonde est mal calibrée ou si la mesure n'a pas été faite sur place au moment du prélèvement. Seules les données de terrain qui ont été acquises pendant la campagne de prélèvement font foi.

A Férin, la concentration en oxygène dissous varie selon le forage et, sur la base des données disponibles, tend à augmenter de F1 à F5 (F2 n'ayant qu'une mesure à 10 mg/L). Cette évolution, discutée dans le corps du texte, pourrait indiquer l'existence d'une séquence rédox spatiale, probablement liée à l'organisation des alluvions quaternaires, ou simplement à des profondeurs de pompes différentes, les plus profondes mobilisant généralement des eaux moins riches en oxygène.

Dans les localités de Bellonne, pôle amont, Noyelles-sous-Bellonne et Estrées/F4, les moyennes des concentrations en nitrates sont respectivement inférieure à la LQ sauf deux valeurs (4,6 mg/L et 12,8 mg/L). Les concentrations en ammonium sont inférieures à la limite de quantification (0,05 ou 0,1 mg/L). Les concentrations en nitrates à Bellonne et Noyelles-sous-Bellonne sont donc très faibles et la non-quantification de l'ammonium signifie que la dénitrification est à l'œuvre. Dans ces mêmes captages AEP, les concentrations en fer et en manganèse sont faibles. Elles indiquent donc que si réduction il y a, elle n'est pas très développée au point d'entraîner la dissolution des oxydes de manganèse et de fer. Selon la séquence rédox de la Figure 65, les réactions de réduction à Bellonne et Noyelles-sous-Bellonne semblent s'arrêter à la dénitrification.

A Férin, les concentrations en manganèse sont très faibles mais celles en fer sont plus importantes, suggérant que la réduction des oxydes de fer est en cours. A Corbehem, de fortes valeurs sont mesurées en Fe et Mn et proviennent probablement de la dissolution des oxydes de fer et de manganèse induite par les conditions plutôt réductrices.

Ainsi, sur la base des données ADES, il semble que la séquence des réactions rédox s'arrête essentiellement à la dénitrification, potentiellement à la dissolution des oxydes de fer, malgré la présence de formations tertiaires et quaternaires surmontant la craie qui pourrait induire des conditions plus réductrices. Il existe peut-être des transferts d'eau oxydée depuis la nappe des sables vers la nappe de la craie qui limitent les conditions de réduction. Il est remarquable de constater que la nappe de la craie, sous pression agricole, présente des concentrations en nitrate relativement basses voire très basses. La question qui se pose ensuite est de savoir si l'eau de nappe qui arrive à Férin est déjà dénitrifiée, ou si ce sont les conditions locales du champ captant qui permettent la dénitrification. Bien qu'il existe peu de points d'eau permettant de vérifier les concentrations en nitrates dans la zone où la craie est sub-affleurante, les deux hypothèses peuvent tout à fait se combiner. Il sera donc important d'étudier le comportement des pesticides dans ce milieu particulier. Ceci est développé dans le corps du texte.

Annexe 4 Analyses quantitatives et méthode de screening

Les analyses quantitatives « conventionnelles » par spectrométrie de masse (SM) sont faites avec des méthodes pour lesquelles sont sélectionnées les substances à rechercher en amont de l'analyse. L'acquisition des données nécessaires à l'identification et à la quantification des composés est ciblée et est limitée aux seuls composés pré-sélectionnés. La méthode d'analyse est optimisée en fonction des substances à analyser dans le but d'obtenir la meilleure performance (fiabilité, précision de la mesure, limite de quantification basse). Si cette technique d'analyse est la plus adaptée pour travailler en termes de quantification pour des substances choisies initialement, elle ne permet pas de procéder à l'identification (et donc à la quantification) de substances non initialement envisagées.

En opposition aux analyses conventionnelles, l'analyse qualitative de type screening s'effectue sans sélection *a priori* des composés à analyser (acquisition non ciblée) en utilisant la spectrométrie de masse haute résolution (SMHR) dont l'un des avantages est d'obtenir une grande précision en masse. Toutes les informations de tous les composés présents dans l'échantillon seront enregistrées, sous réserve que le composé soit compatible avec la méthode employée (fonction de la colonne, solvants, reconcentration).

La spectrométrie de masse est basée sur la détermination des masses des substances arrivant dans le détecteur. Dans le cas de l'analyse conventionnelle, les informations sont acquises de manière discontinue et partielle, pour ne couvrir que les masses des substances pré-sélectionnées. À l'inverse, l'information acquise par la SMHR est l'intégralité des masses des substances détectées par la méthode, avec en plus une exactitude sur chaque masse. Cette information est traduite sous forme d'un chromatogramme 2D ou 3D (Figure 67). Chaque pic présent (Figure 67a) correspond à la détection d'une ou plusieurs masses exactes à un temps de rétention donné. Pour chaque masse détectée à un temps de rétention, deux spectres de masse sont disponibles (Figure 67b): l'un donnant les masses obtenues sans fragmentation et l'autre donnent les masses des fragments obtenus par fragmentation de cette masse. Les points de couleur du chromatogramme 3D (Figure 67c) représentent une masse exacte à un temps de rétention, les différences de couleurs indiquent leur intensité (croissante allant du bleu vers le jaune).

Identification des pics en SMHR

Tous les signaux (temps de rétention et masses exactes) sont enregistrés pour l'ensemble de l'analyse. Le travail d'identification repose sur le processus de traitements des données du chromatogramme et des spectres de masse, appelé screening ; ce traitement s'effectue *a posteriori* de l'analyse. Deux types de screening sont possibles (Figure 66) : suspect et non-ciblé. Ces différentes approches de screening permettent une identification des composés avec un degré de confiance sur l'identification variable.

- **Le screening Suspect** répond à la question : « *Est-ce que le composé X est présent dans l'échantillon ?* ». Ce screening consiste à comparer les paramètres des signaux détectés dans un échantillon à ceux disponibles dans une base de données, pour rechercher la présence d'un composé particulier. Deux sortes de base de données (BDD) peuvent être utilisées : une "interne" et une "externe".

La BDD interne est établie en injectant individuellement des étalons analytiques, avec la même méthodologie analytique, afin de répertorier les paramètres propres à chaque substance permettant ensuite leur identification certaine. Pour cela, les 4 paramètres

qui doivent être vérifiés sont le temps de rétention, la masse exacte, le ratio isotopique et les fragments.

La BDD "externe" diffère de la BDD "interne" par les informations disponibles sur les composés à identifier. Il s'agit de substances pour lesquelles le laboratoire ne possède pas les étalons analytiques et ne peut donc pas déterminer les 4 paramètres de référence pour l'identification certaine mais dont on pourrait suspecter leur présence (par exemple listes de substances utilisées sur le bassin versant ou leurs produits de dégradation). Pour essayer de répondre à la question de la présence probable de ces substances, il est nécessaire de construire une BDD regroupant les données pour un maximum des 4 paramètres. La recherche dans la bibliographie et la compilation de ces données externes, empiriques ou théoriques, permet de construire cette BDD "externe". Plus il y aura de paramètres disponibles dans ces sources, plus l'identification des composés d'intérêts sera fiable. On dispose ainsi en général, pour les composés suspectés, de la masse exacte, du ratio isotopique et des fragments ; le 4^{ème} paramètre, à savoir le temps de rétention, est spécifique à la colonne utilisée et ne peut donc pas forcément être utilisé (conditions d'analyses différentes). Quoi qu'il en soit, pour confirmer la présence de ces composés suspectés, l'injection d'un étalon analytique sera nécessaire pour s'assurer de la « bonne » identification du composé en question.

- **Le screening Non-ciblé** répond à la question : « *Quelles sont les substances qui pourraient être présentes dans l'échantillon ?* ». Ce processus concerne l'exploitation de tous les signaux non attribués par le 1^{er} traitement des données en mode screening suspect. Plusieurs milliers de signaux peuvent être concernés. Chaque signal est caractérisé au minimum par un temps de rétention, une masse exacte (et son massif isotopique) et une intensité de réponse. À partir de ces paramètres, il faudrait pouvoir identifier chaque signal un à un ; il s'agit d'un processus à la fois long et incertain. Compte-tenu du nombre de signaux détectés dans un seul échantillon et des différentes possibilités d'identification, des analogies de structure et des verrous insolubles lors du processus d'identification, il est difficile d'arriver à une identification certaine (avec une comparaison à l'injection d'un étalon analytique). Cependant il est possible de faciliter ce travail de traitement des données. Pour cela, les efforts d'identification sont orientés vers les signaux présentant un plus fort intérêt pour l'étude concernée.

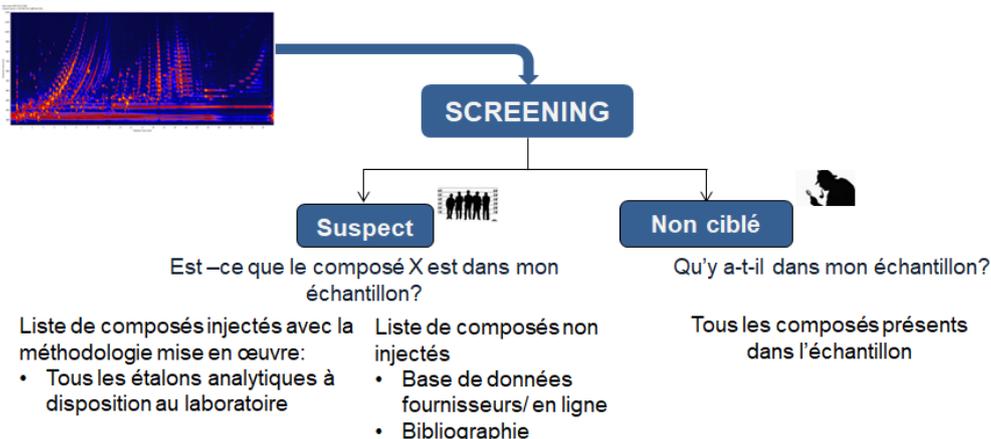


Figure 66 : Processus de traitement des données des chromatogrammes issus d'analyse par spectrométrie de masse haute résolution SMHR (2 type de screening)

Les résultats obtenus par ces screening ne correspondent pas à des concentrations mais à des « quantités de réponse » du composé sur le détecteur.

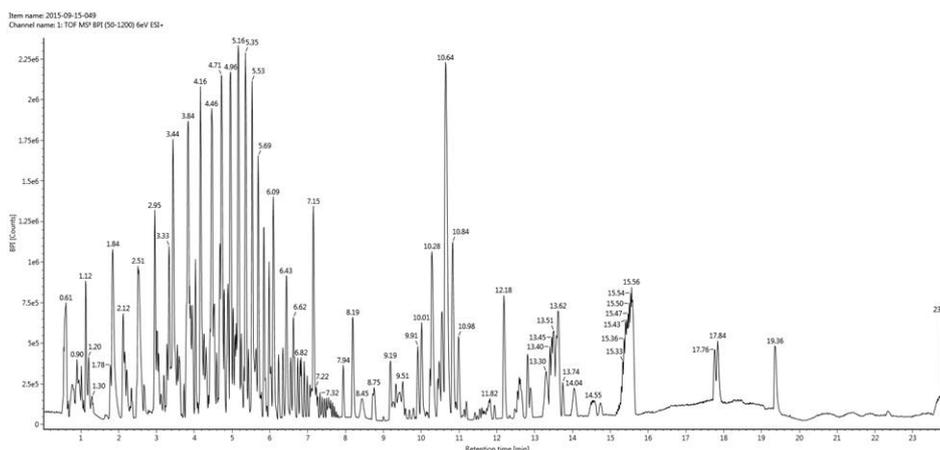
Cette quantité de réponse, notée « réponse SMHR », dépend :

- Des propriétés physico-chimiques des composés ; selon les composés, une faible quantité présente dans l'échantillon engendrera une forte réponse et vis-et-versa ;
- De la quantité du composé présente dans l'échantillon.

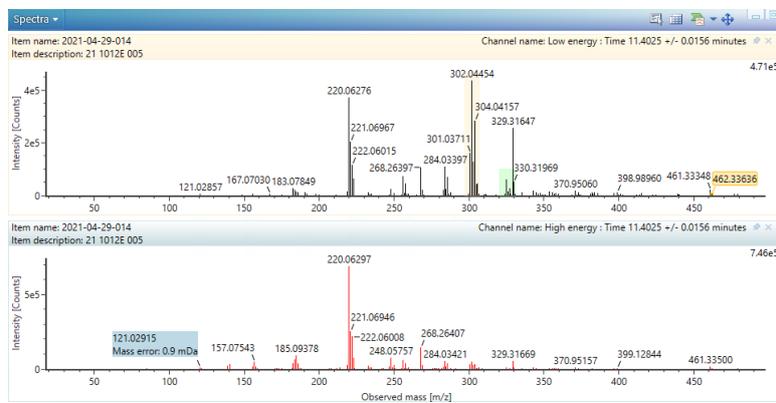
Il est donc possible de suivre l'évolution temporelle de la réponse sur le détecteur d'un même composé sans toutefois pouvoir en déduire l'évolution réelle des concentrations (le doublement d'une réponse n'implique pas un doublement des concentrations par exemple), mais la comparaison des réponses entre différents composés n'a pas de sens.

Parmi les quatre paramètres permettant l'identification certaine d'une substance, le temps de rétention est dépendant de la méthode chromatographique (solvants, gradient et type de colonne), et dans une moindre mesure, les fragments sont dépendants du type de détecteur de spectrométrie de masse (l'intensité des fragments peut être différente) voire du détecteur lui-même. A l'heure actuelle à cause de ces spécificités analytiques, il paraît difficile de transférer la méthodologie sur deux appareillages identiques (issus d'un même fournisseur) mais exploités par des laboratoires différents. Plus encore, l'exploitation des données produites sur un équipement particulier n'est pas réalisable avec l'équipement d'un autre fournisseur.

a)



b)



c)

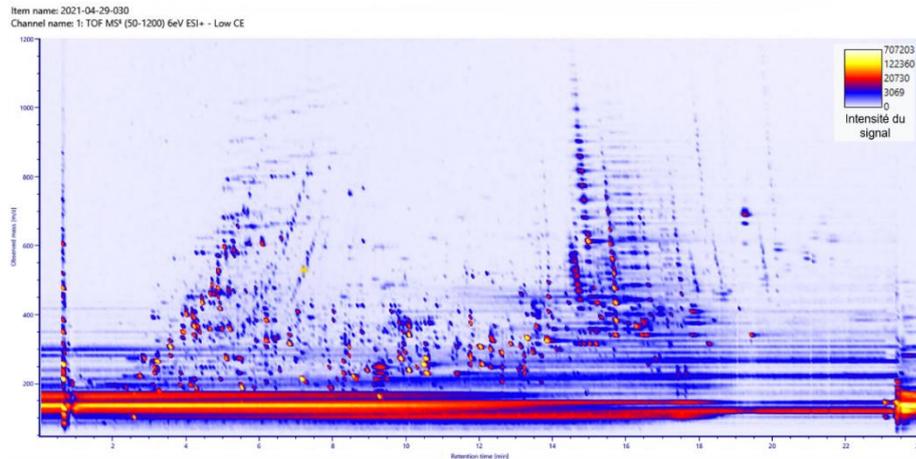


Figure 67 : Chromatogrammes d'un échantillon d'eau analysé par chromatographie liquide couplée à la spectrométrie de masse haute résolution - Évolution de l'intensité du signal reçu sur le détecteur en fonction du temps; a) Chromatogramme 2D, b) Spectres de masses avec et sans fragmentation et c) Chromatogramme 3D, chaque point de couleur est une entité (masse et temps de rétention associés à une intensité de signal) qui correspond à un composé naturel ou anthropique.



**RÉPUBLIQUE
FRANÇAISE**

*Liberté
Égalité
Fraternité*

Centre scientifique et technique

3, avenue Claude-Guillemin
BP 36009
45060 Orléans Cedex 2 – France
Tél. : 02 38 64 34 34

Direction régionale Hauts-de-France

2 rue des Peupliers
BP 10406
59814 LESQUIN Cedex 2 - France
Tél. : 03 20 19 15 40

www.brgm.fr



Géosciences pour une Terre durable

brgm