



Etude prospective de l'évolution des concentrations en nitrates et phytosanitaires pour les captages de Mommenheim et de la ville de Mulhouse (Hardt Sud)

Rapport final

BRGM/RP-61711-FR

Mars 2013

Etude prospective de l'évolution des concentrations en nitrates et phytosanitaires pour les captages de Mommenheim et de la ville de Mulhouse (Hardt Sud)

Rapport final

BRGM/RP-61711-FR

Mars 2013

Étude réalisée dans le cadre des projets de Service public du BRGM 2010 10EAUK17

S. Urban, A. Winckel, N. Surdyk, L. Gourcy
Avec la collaboration de
E. Mazoyer

Vérificateur :

Nom : E. FRIES

Date : 08/03/2013

Approbateur :

Nom : A.-V. BARRAS

Date : 13/03/2013

Signature :

En l'absence de signature, notamment pour les rapports diffusés en version numérique, l'original signé est disponible aux Archives du BRGM.

Le système de management de la qualité du BRGM est certifié AFAQ ISO 9001:2008.

Mots clés :

Nitrates – Phytosanitaires – Forages – hydrogéologie, eaux souterraines, qualité, modélisation, datation

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

URBAN S. WINCKEL. A, SURDYK N., GOURCY G. (2013) – Etude prospective de l'évolution des concentrations en nitrates et phytosanitaires pour les captages de Mommenheim et de la ville de Mulhouse (Hardt Sud). Rapport final - BRGM/RP-61711-FR, 209 p., 144 ill. ,3 ann., 1 CD.

Synthèse

La nappe phréatique des alluvions plioquaternaires constitue la plus importante masse d'eau du bassin Rhin-Meuse et représente une ressource en eau souterraine très conséquente (de l'ordre de 50 milliards de m³ pour tout le Rhin supérieur). Cette ressource est très vulnérable aux pollutions diffuses ou ponctuelles d'origine industrielle ou agricole. D'un point de vue général et suivant les études réalisées dans le cadre de la directive cadre sur l'eau (DCE), il existe un risque de non atteinte du bon état chimique de cette masse d'eau d'ici 2015 concernant les pollutions en nitrates, phytosanitaires et chlorures.

Ces pollutions sont des préoccupations majeures pour les gestionnaires de captages d'eau destinée à la consommation humaine. Depuis plusieurs années, le monde agricole tend à modifier ses pratiques de fertilisation ainsi que de traitements phytosanitaires afin de limiter les apports en produits azotés et phytosanitaires aux eaux de surface et souterraines. Toutefois, des analyses réalisées au niveau de plusieurs captages montrent la présence persistante de certaines molécules. Cette persistance et l'évolution de leur concentration au cours des prochaines années voire décennies restent des questions fondamentales auxquelles il convient de répondre au mieux. Dans ce contexte l'Agence de l'Eau Rhin Meuse a sollicité le BRGM pour une étude portant sur deux zones de captages d'eau potable, situées pour l'une sur la commune de Mommenheim dans le Bas Rhin et pour l'autre dans la zone forestière de la Hardt dans le Haut-Rhin. Dans les deux cas, s'observe une persistance des principales pollutions (nitrates et phytosanitaires) dans les eaux captées. L'objectif du projet est d'estimer à l'aide de différentes approche méthodologique l'évolution probable des concentrations en nitrates et en phytosanitaires pour les captages des deux zones. Il est cofinancé à hauteur de 80 % par l'agence de l'Eau Rhin – Meuse et de 20 % par le BRGM.

Le secteur du champ captant de Mommenheim et celui de la forêt de la Hardt subissent les mêmes types de pollutions nitrates et phytosanitaires. Cependant les pressions polluantes, les contextes hydrogéologiques et hydrologiques de chacun des secteurs amènent à des situations particulières. Les approches méthodologiques communes aux deux secteurs ont été utilisées pour appréhender l'historique, l'état actuel et les évolutions possibles des charges polluantes. Les résultats obtenus et leurs interprétations amènent cependant à formuler des conclusions particulières à chaque zone :

La zone du champ captant de Mommenheim située dans la vallée de la Zorn se caractérise par une grande complexité à l'échelle de quelques kilomètres carrés. Il s'agit d'une zone de bordure de la nappe d'Alsace où s'additionnent les contributions de deux aquifères : celles des formations alluvionnaires de la Zorn et celles de l'aquifère plio-quaternaire. Chacune de ces deux formations aquifères a sa propre zone d'alimentation. A ce premier degré de complexité s'ajoute un deuxième : la limite qui sépare ces deux formations aquifères dans la vallée de la Zorn est plus ou moins nettement marquée par des intercalaires argileux. Dans un espace relativement réduit les échanges verticaux sont donc variables. Enfin, le champ captant se compose de sept ouvrages qui sollicitent différemment la ressource : selon les ouvrages, c'est soit l'aquifère alluvionnaire, soit l'aquifère plio-quaternaire, soit les deux qui sont captés.

Cette configuration se traduit par une évolution des principales pollutions constatées – les nitrates et les phytosanitaires - très variable d'un captage à l'autre. Les ouvrages sont éloignés seulement de quelques centaines de mètres les uns des autres mais leurs chroniques ne se ressemblent pas. Une corrélation marquante entre les nitrates et les ions chlorures pour les ouvrages du champ captant comme pour ceux des environs témoigne de l'impact de produits fertilisants spécifiques.

Pour les nitrates, on observe ainsi une forte aggravation de la pollution pour certains ouvrages alors que d'autres voient leur niveau de pollution se stabiliser voire diminuer. Dans l'ensemble la pollution phytosanitaire est principalement liée à l'atrazine et son principal métabolite, la déséthylatrazine. L'interdiction de cette substance en 2003 s'est traduite au niveau des chroniques d'analyses par une diminution de concentrations mesurées. Cependant certains ouvrages montrent encore en 2011 des valeurs en atrazine et déséthylatrazine supérieures à la norme de potabilité.

La **campagne de prélèvement** et d'analyses réalisée sur trois ouvrages du champ captant de Mommenheim amène à plusieurs conclusions :

- les ouvrages 02341X0143/F7 et 02342X0193/P8 qui fournissent plus de 70% du volume d'eau pompé capte des eaux jeunes, de 2 à 3 ans. Celle captée par le 02341X0024/F4 est légèrement plus âgée. On constate donc un renouvellement rapide pour ces ouvrages ;
- selon la profondeur le chimisme des eaux varie pour le 02341X0143/F7. Ce résultat est cohérent avec le fait que cet ouvrage capte à la fois l'aquifère des alluvions de la Zorn et celui sous-jacent du plio-quadernaire ;
- un phénomène de dénitrification s'observe pour les eaux captées par le 02341X0024/F4 ;
- les concentrations en nitrates mesurées pour 02341X0143/F7 et 02342X0193/P8 ne dépassent pas 30mg/L alors que celles pour 02341X0024/F4 atteignent 60 mg/L. Les concentrations des substances phytosanitaires restent toutes inférieures à 0,1 µg/L ;
- l'analyse complémentaire d'un puits captant l'aquifère plio-quadernaire situé en amont hydrogéologique du champ captant, c'est-à-dire au nord de Mommenheim (puits Vockt), témoigne d'un apport polluant en nitrates significatif (environ 50 mg/L) d'âge récent.

L'utilisation du **modèle hydrodynamique** issu du projet INTERREG MoNit permet de mieux cerner les origines des eaux pour chacun des captages. Ainsi, les ouvrages 02341X0143/F7 et 02342X0193/P8 sont essentiellement alimentés par l'amont proche dans la vallée de la Zorn et par les eaux superficielles issues de la rivière Zorn et du canal de la Marne au Rhin. Le 02341X0024/F4 subit lui une influence majeure des flux de bordure. Ces déterminations doivent être prises cependant comme des indications globales, car le modèle conçu à l'échelle régionale n'a pas été affiné par un calage local.

Les pressions agricoles historiques ont été reconstituées pour chacun des sept ouvrages du champ captant à l'aide des modèles de transfert de nitrates et de phytosanitaires. Les simulations réalisées à l'aide du modèle hydrodynamique ne permettent cependant pas de reproduire la réalité des chroniques de concentrations observées. Cela est particulièrement frappant pour les nitrates : les changements d'occupation des sols entre 1970 et aujourd'hui prévoyaient un accroissement suivi d'une diminution des pressions agricoles. Cette évolution n'est pas reproduite par les observations. Tout au plus peut-on estimer que les captages 02341X0143/F7 et 02342X0193/P8 présentent des chroniques de pollution dont les évolutions sont comparables avec la simulation.

En ce qui concerne les phytosanitaires, les résultats des simulations sont du même ordre de grandeur que les observations sans ajustement a posteriori. D'une manière générale les simulations sont cohérentes avec les chroniques mesurées pour décrire une réduction progressive des concentrations suite à l'interdiction de l'atrazine en 2003.

Cette réduction progressive a pu être simulée grâce à un ajustement local du modèle de transfert MACRO : des carottages effectués dans le cadre du projet dans les sols de la zone de Mommenheim ont montré la présence persistante d'atrazine et de DEA en faibles teneurs.

Cette présence résiduelle explique cette réduction progressive que la simulation prévoit et que les observations montrent jusqu'en 2011.

En conclusion on peut estimer que la pollution la plus préoccupante est celle par les nitrates. Les évolutions restent imprévisibles pour la plupart des ouvrages du champ captant malgré les tentatives de simulation.

Le niveau de pollution des deux ouvrages actuellement les plus productifs, 02341X0143/F7 et 02342X0193/P8, se stabilise ou se réduit. Cette évolution est à relier avec le fait que la recharge des eaux souterraines pour ces deux ouvrages provient essentiellement des précipitations à l'amont immédiat dans la vallée de la Zorn et des infiltrations des deux cours d'eau majeurs, la rivière Zorn et le canal de la Marne au Rhin.

Le troisième ouvrage faisant l'objet de prélèvements, le 02341X0024/F4, comme les autres du champ captant, montre une évolution complexe des pollutions. Le modèle hydrodynamique suggère une contribution plus forte des flux de bordure pour ceux-ci. Ces flux de bordure sont pour l'essentiel dû à la contribution de l'aquifère plio-quadernaire provenant des collines du nord de Mommenheim. Il n'existe cependant aucun forage amont à proximité permettant de mieux cerner la structure de cet aquifère et le chimisme de ses eaux. Seul le prélèvement réalisé dans un puits privé de quelques mètres de profondeur à Mommenheim a permis de confirmer ponctuellement la présence d'eau souterraine chargée en nitrates et d'âge récent.

La délimitation d'un premier périmètre de protection dans la vallée de la Zorn par le SDEA en 2000 a permis de réduire une partie des pressions polluantes, notamment pour les deux ouvrages les plus productifs. **Pour l'avenir**, une meilleure connaissance de l'aquifère plio-quadernaire et des pressions polluantes qui s'y exercent est l'une des pistes à privilégier pour l'amélioration de la qualité des eaux de l'ensemble des ouvrages du champ captant.

Le secteur de la forêt domaniale de la Hardt est une aire d'étude plus vaste que celle du champ captant de Mommenheim puisqu'il intègre quatre champs captant distants de plusieurs dizaines de kilomètres entre eux. Cependant l'analyse hydrogéologique et les observations aboutissent à des descriptions plus simples : les ouvrages captent un aquifère relativement homogène, la nappe d'Alsace dont les caractéristiques hydrogéologiques et hydrodynamiques dans ce secteur sont bien connus.

L'étude a porté sur un ouvrage de chaque champ captant. La campagne de prélèvements et d'analyses réalisée sur ces ouvrages amène aux conclusions suivantes:

- les analyses réalisées témoignent de faibles variations verticales des caractéristiques chimiques. Il existe donc une relative homogénéité verticale de l'aquifère.
- Les pollutions en nitrates mesurées varient selon les ouvrages entre 25 et 35 mg/L.
- L'atrazine et la déséthylatrazine sont les molécules phytosanitaires majoritairement détectées. Pour deux ouvrages, la valeur seuil par substance de 0,1 µg/L est dépassée.
- L'âge des eaux captées est de quelques années. L'ouvrage du champ captant situé le plus en aval hydrogéologique (champ captant du SIVU du bassin potassique) capte les eaux les plus âgées. Pour l'essentiel la recharge est alimentée par les précipitations locales.
- Le faciès chimique est similaire pour l'ensemble des ouvrages. Cependant les analyses isotopiques indiquent une origine différente entre les eaux de l'ouvrage du champ captant le plus en aval (SIVU du bassin potassique) et celles captées par les ouvrages des autres champs captant (SDE de Mulhouse, SIAP de Habsheim-Rixheim et SIVOM du pays de Sierentz).

Le bilan des pollutions en nitrates et en phytosanitaires (atrazine) a été présenté de manière synthétique par des cartes d'état concernant 3 périodes : 1999, 2002-2003 et 2009-2010. La comparaison des états successifs amène aux conclusions suivantes :

- Entre 1999 et 2010, les cartes indiquent une baisse globale des concentrations en nitrates pour l'ensemble de la zone. Cependant des plages de fort impact, dépassant 50 mg/L, persistent jusqu'en 2009-2010 à la limite ouest de la nappe en bordure des collines du Sundgau. La synthèse cartographique met également en évidence une zone de pollution en nitrates à l'est de la zone d'étude. Cette zone indique que le champ captant du SIVU du bassin potassique est soumis aux pressions polluantes situées en amont en bordure orientale de la forêt de la Hardt. Cette particularité le différencie des trois autres champs captant qui eux subissent les pressions polluantes s'exerçant à l'ouest de la forêt de la Hardt.
- Entre 1999 et 2010 on observe une forte baisse de concentrations mesurées en atrazine. Cependant des concentrations autour de la norme de potabilité par substances (0,1 µg/L) subsistent, notamment dans le champ captant du SIVU du Bassin potassique.

Le modèle hydrodynamique MoNit a été utilisé sur 16 ouvrages du secteur d'étude dont les quatre captages prélevés. Les calculs à l'aide du modèle et concernant la recharge des eaux captées indiquent une influence majeure des zones situées dans la Plaine pour l'ensemble des ouvrages pris en compte à deux exceptions près : le Rhin et les cours d'eau associés alimentent de manière non-négligeable le champ captant du SIVU du Bassin Potassique et les flux d'eau de surface et d'eau souterraine contribuent de manière non négligeable à l'alimentation des deux ouvrages situés le plus à l'ouest du secteur d'étude , en bordure du Sundgau.

L'impact des pressions agricoles historiques a été simulé pour les 16 ouvrages. La comparaison des concentrations simulées en nitrates avec les observations n'est pas probante pour la majorité des ouvrages. La plupart des chroniques, notamment celles des ouvrages des champs captant du SDE de Habsheim – Rixheim et du SDE de Mulhouse montre des évolutions plus complexes qu'une simple augmentation suivie d'une réduction des concentrations prévues par les simulations. Les ouvrages des deux autres champs captant (SIVOM du pays de Sierentz au Sud et SIVU du Bassin potassique au Nord) montrent des corrélations entre simulation et observation.

Concernant la simulation de l'impact de l'utilisation historique de l'atrazine, les calculs se sont appuyés sur les résultats de carottages réalisés dans des sols types de l'amont des captages. Les chroniques simulées montrent après un premier ajustement une meilleure corrélation avec les observations que pour les nitrates. Cependant l'absence pour chaque ouvrage d'analyse sur plusieurs décennies ne permet pas de valider une corrélation générale entre les courbes de simulation et les observations. Qualitativement, la simulation prévoit une décroissance plus lente des teneurs en atrazine et déséthylatrazine pour les captages du champ captant du SIVU du bassin potassique que pour les ouvrages des trois autres champs captant. Cette prédiction correspond bien à la réalité décrite par la carte atrazine 2009-2010 et les résultats de la campagne d'analyse réalisée dans le cadre du projet.

En conclusion on peut estimer que la pollution en atrazine et déséthylatrazine se résorbe progressivement. Cette lente décroissance est le résultat d'une présence résiduelle de ces molécules dans les sols et du temps d'écoulement des eaux souterraines jusqu'aux captages. La persistance de concentrations avoisinant la valeur seuil de 0,1 µg/L pour ces substances dans les ouvrages situés le plus en aval est bien prévue par la modélisation.

La situation concernant les nitrates est plus contrastée. On peut estimer que la majeure partie des ouvrages est alimentée par les précipitations qui rechargent directement la nappe en amont des champs captant. Cependant, les chroniques d'analyses montrent des variations plus complexes que celles prévues par la modélisation, notamment en ce qui concerne le champ captant du SDE de Mulhouse. Les eaux souterraines captées par les ouvrages du champ captant du SIVU du Bassin potassique ont une origine sensiblement différente de celles des trois autres : ils subissent l'influence conjointes des eaux superficielles du Rhin et des canaux associées ainsi que de l'aire située à l'Est de la forêt de la Hardt.

Les flux en eau souterraines et eaux de surface provenant du Sundgau alimentent de manière non négligeable les ouvrages situés en bordure ouest de la nappe. L'impact de ces flux sur les ouvrages situés au centre de la zone d'étude est faible. Cependant cette faible contribution à la recharge de la partie centrale de la zone d'étude peut être contrebalancée par une très forte concentration en nitrates des apports.

En termes de recommandations, il faut scinder le champ captant du SIVU du Bassin potassique des trois autres.

La réduction des pollutions en nitrates concernant le champ captant du SIVU du Bassin potassique passe par des actions de prévention prioritairement ciblées sur la marge orientale de la forêt Domaniale de la Hardt située en amont hydraulique du champ captant.

Pour les champs captant du SDE de Mulhouse, du SDE de Habsheim – Rixheim et du SIVOM de Sierentz cette réduction passera par des actions prioritairement ciblées sur les zones agricoles situées entre la marge occidentale de la Forêt de la Hardt et les collines du Sundgau. Cependant il n'est pas exclu que de forts apports en nitrates provenant des eaux superficielles ou souterraines des collines du Sundgau contribuent aux impacts observés. Il convient donc de maintenir des actions de réduction la bordure orientale du Sundgau surplombant la Plaine d'Alsace.

D'une manière plus générale, il apparaît que seul un niveau de précision des outils utilisés, - notamment le modèle hydrodynamique - plus élevé associé à des données plus fines concernant les influences amont permettra de mieux rendre compte de la complexité des observations. Les résultats obtenus permettront ainsi de cibler plus finement les zones d'alimentation des captages et les pressions responsables de pollutions observées.

Sommaire

CONTEXTE ET OBJECTIFS	17
1.1 LE CHAMP CAPTANT DE MOMMENHEIM.....	19
1.1.1 Situation géographique.....	19
1.1.2 Hydrologie.....	20
1.1.3 Géologie.....	23
1.1.4 Hydrogéologie.....	26
1.1.5 Occupation des sols et pratiques agricoles.....	29
1.1.6 Pédologie.....	30
1.2 LES CHAMPS CAPTANTS DE LA FORET DE LA HARDT.....	32
1.2.1 Situation géographique.....	32
1.2.2 Climatologie.....	34
1.2.3 Hydrologie.....	34
1.2.4 Géologie.....	36
1.2.5 Hydrogéologie.....	41
1.2.6 Occupation des sols et pratiques agricoles.....	44
1.2.7 Pédologie.....	46
1.3 OBJECTIF GENERAL.....	49
2 METHODOLOGIE	51
2.1 L'APPROCHE CHIMIQUE ET ISOTOPIQUE : PRELEVEMENTS ET ANALYSES DES EAUX SOUTERRAINES.....	51
2.1.1 Généralités.....	51
2.1.2 Paramètres suivis et analysés.....	51
2.1.3 Déroulement des mesures et des prélèvements.....	51
2.2 MODELISATION.....	53
2.2.1 Contexte.....	53
2.2.2 Phase 1 : Transfert dans les sols.....	54
2.2.3 Phase 2 : Transfert en sous-sol.....	63
2.2.4 Phase 3 : Combinaison Transfert sol et Transfert sous-sol.....	66
2.2.5 Phase 4 : Prélèvement sur le terrain.....	68
3 CHAMP CAPTANT DE MOMMENHEIM	73
3.1 BILAN DES POLLUTIONS NITRATES ET PHYTOSANITAIRES.....	73
3.1.1 Nitrates.....	73
3.1.2 Relation chlorures/nitrates.....	77
3.1.3 Chimie des eaux.....	78
3.1.4 Phytosanitaires.....	78
3.2 CAPTAGES ETUDIÉS.....	80
3.3 ANALYSES CHIMIQUES ET ISOTOPIQUES DES EAUX SOUTERRAINES.....	82
3.3.1 Paramètres physico-chimiques de terrain.....	82
3.3.2 Ions majeurs.....	84
3.3.3 Les produits phytosanitaires.....	91
3.3.4 Les isotopes stables.....	92
3.3.5 Les CFC.....	95
3.4 SIMULATION DES CONCENTRATIONS.....	99
3.4.1 Caractéristiques générales.....	99
3.4.2 Simulation des transferts de nitrates.....	100
3.4.3 Simulation des transferts de produits phytosanitaires.....	103
4 CHAMPS CAPTANTS DE LA FORET DE LA HARDT	117
4.1 BILANS DES POLLUTIONS NITRATES ET PHYTOSANITAIRES.....	117
4.1.1 Nitrates.....	117
4.1.2 Relations chlorures/nitrates et chlorure/sodium.....	125
4.1.3 Chimie des eaux.....	129

4.1.4	<i>Phytosanitaires</i>	129
4.2	CAPTAGES ETUDIES	135
4.3	ANALYSES CHIMIQUES ET ISOTOPIQUES DES EAUX SOUTERRAINES	137
4.3.1	<i>Paramètres physico-chimiques de terrain</i>	137
4.3.2	<i>Ions majeurs</i>	139
4.3.3	<i>Les produits phytosanitaires</i>	144
4.3.4	<i>Isotopes stables de l'eau</i>	145
4.3.5	<i>Les indicateurs d'âge</i>	147
4.4	SIMULATION DES CONCENTRATIONS	150
4.4.1	<i>Caractéristiques générales</i>	150
4.4.2	<i>Simulations des nitrates</i>	152
4.4.3	<i>Simulation des transferts de phytosanitaires</i>	159
5	CONCLUSION	179
6	BIBLIOGRAPHIE	185

Liste des illustrations

Illustration 1 : Champ captant de Mommenheim (Source Dossier de travail THERA).....	19
Illustration 2: Hydrologie au niveau de Mommenheim, extrait de la carte IGN au 1/25 000	21
Illustration 3 : Bassins versants de la Zorn, source : DREAL Alsace.....	22
Illustration 4 : Rivière ‘Gebolsheimerbach’ à l’amont de Mommenheim (source :reconnaissance terrain BRGM)	23
Illustration 5 : Géologie au niveau de Mommenheim, extrait de la carte géologique BRGM N° 234 Brumath – Drusenheim au 1/50 000ème	24
Illustration 6 : Localisation des coupes géologiques sur un fond géologique vectorisé.....	25
Illustration 7 : Coupe géologique de Berstett à Oelberg, extrait de la carte géologique BRGM N° 234 Brumath – Drusenheim.....	26
Illustration 8 : Coupe géologique de Guebolsheim à Bernolsheim, notice de carte géologique BRGM N° 234 Brumath – Drusenheim.....	26
Illustration 9 : Coupe du champ captant de Mommenheim source :Rapport MDP A 1993	27
Illustration 10 : Extension des formations plioquaternaire à Mommenheim (couleur bleu, entité hydrogéologique issue de BD LISA, rapport BRGM/RP-58091-FR) sur fond de carte géologique	28
Illustration 11 : Sols dans la vallée de la Zorn.....	30
Illustration 12 : Sols de colline ou de versant	31
Illustration 13 : Sols de bas de pente	32
Illustration 14 : Champs captants du secteur de la forêt de la Hardt (1= SIVU du bassin potassique, 2 = Service des eaux de Mulhouse, 3 = Syndicats des eaux de Habsheim – Rixheim, 4 = SIVOM du Pays de Sierentz) ; source : Rapport TREDI 2001.....	33
Illustration 15 : Hydrologie au niveau de la forêt de la Hardt, extrait du rapport TREDI	35
Illustration 16 : Rivière Weiherbachgraben à Dietwiller et gravière d’infiltration (photos reconnaissance terrain BRGM	36
Illustration 17 : Coupe géologique traversant le Fossé de Sierentz ; carte géologique BRGM N° 413N Mulhouse - Mullheim au 1/50 000ème.....	38
Illustration 18 : Cartographie morpho pédologique de zone d’étude dans la Plaine d’Alsace (Guide des sols d’Alsace n°10, Région alsace 1999)	40
Illustration 19 : Cartographie des entités hydrogéologiques du secteur de la Hardt (source : Rapport BURGEAP)	41
Illustration 20 : Coupe géologique sur la zone d’étude, de Steinnbrunn-le-Haut à Bartenheim (source : source : rapport BURGEAP)	43
Illustration 21 : Localisation de la coupe géologique de Illustration 20 sur le scan IGN	44
Illustration 22 : Exemple d’occupation des sols (communes de Habsheim et de Dietwiller, cartes GERPLAN)	45
Illustration 23 : Pédologie au niveau de la forêt de la Hardt, tirée du guide des sols	46
Illustration 24 : Pédologie en bordure de la forêt de la Hardt, tirée du guide des sols	47
Illustration 25 : Cartographie pédologique en bordure ouest du secteur de la Hardt (carte GERPLAN)	48
Illustration 26 : Système de mesure des paramètres in situ et de prélèvement (secteur de la Hardt).....	52

Illustration 27 : Système de cannes mis en place pour les prélèvements à des profondeurs données des captages (secteur de Mommenheim)	53
Illustration 28 : Surfaces retenues pour caractériser les pressions agricoles associés à la modélisation pour les secteurs de Mommenheim et de la Hardt (surfaces bleues = zone de recharge directe par les précipitations, surfaces hachurées = zone de flux de bordure).....	54
Illustration 29 : Mise à jour des données de prélèvement au droit des captages (Mommenheim et Hardt)	64
Illustration 30: Distribution estimée des flux au droit du captage 04137X0158/F7 du secteur de la Hardt	65
Illustration 31: Discrimination des eaux superficielles pour le calcul des contributions à la recharge pour les ouvrages	66
Illustration 32 : Organigramme schématique de la simulation des concentrations en phytosanitaires.....	67
Illustration 33: Evolution de la surface agricole cultivée en maïs (données du projet MoNit)	68
Illustration 34: Situation des carottages réalisés dans le secteur de Mommenheim (extrait de carte du Guide des sols N°5).....	69
Illustration 35 : <i>Situation des carottages réalisés dans le secteur de la forêt de la Hardt (Carte pédologique, document Gerplan / Communauté de Communes de l'île Napoléon)</i>	70
Illustration 36 : Evolution des concentrations en nitrates à Mommenheim, document SDEA	73
Illustration 37 : Evolution des concentrations en nitrates sur les puits F1, F3, F4 et F5b du champ captant de Mommenheim (données ADES et SDEA)	75
Illustration 38 : Evolution des concentrations en nitrates sur plusieurs captages de Mommenheim (données ADES et SDEA)	76
Illustration 39 : Concentrations en nitrates pour les points d'eau 02342X0124/P et 02342X0195/P	77
Illustration 40 : Diagramme Cl vs NO ₃ des eaux des ouvrages de Mommenheim	77
Illustration 41 : Diagramme Piper des eaux des ouvrages du secteur de Mommenheim	78
Illustration 42 : Evolution des concentrations en atrazine pour les ouvrages du champs captants de Mommenheim, document SDEA	79
Illustration 43 : Evolution des concentrations en déséthylatrazine pour les ouvrages du champs captants de Mommenheim, document SDEA.....	80
Illustration 44 : Localisation et photos des forages étudiés.....	81
Illustration 45 : Secteur de Mommenheim Localisation des ouvrages complémentaires prélevés	82
Illustration 46 : Paramètres physico-chimiques de terrain acquis lors des pompages dans les ouvrages de Mommenheim	83
Illustration 47 : Teneurs en ions majeurs dans les 3 puits de l'étude du secteur de Mommenheim.	85
Illustration 48 : Diagramme Cl vs NO ₃ des eaux des ouvrages de Mommenheim	87
Illustration 49 : Diagramme Cl vs Na des eaux des ouvrages de Mommenheim.....	87
Illustration 50 : Diagramme Cl vs SO ₄ /Cl des eaux des ouvrages de Mommenheim	88
Illustration 51 : Diagramme K/Na vs Ca/Na des eaux des ouvrages de Mommenheim	89
Illustration 52 : Diagramme Cl vs SO ₄ et Ca vs SO ₄ des eaux des ouvrages de Mommenheim	89
Illustration 53 : Diagramme Mg/Na vs Ca/Na des eaux des ouvrages de Mommenheim.....	90

Illustration 54 : Teneurs en phytosanitaires dans les 3 puits de l'étude du secteur de Mommenheim.....	91
Illustration 55 : Teneurs en isotopes stables des eaux du secteur de Mommenheim	92
Illustration 56 : Teneurs en isotopes stables des eaux des puits P4 et P7 de Mommenheim, mesurées sur des échantillons pris au cours du pompage, avant stabilisation des paramètres physico-chimiques de terrain.....	93
Illustration 57 : Diagramme $\delta^2\text{H}$ vs $\delta^{18}\text{O}$ (en ‰ vs SMOW) des eaux du secteur de Mommenheim.....	93
Illustration 58 : Teneurs en tritium des eaux du secteur de Mommenheim	94
Illustration 59 : Teneurs en tritium des pluies collectées à Strasbourg, Weil-am-Rhein, Karlsruhe de 1953 à 2011.....	95
Illustration 60 : Prise de l'échantillon de CFC (CFC11, CFC12, CFC113) et du SF ₆	96
Illustration 61 : Teneurs en CFC et SF ₆ des eaux du secteur de Mommenheim	97
Illustration 62 : Diagrammes date moyenne de recharge vs NO ₃	98
Illustration 63 : Diagrammes $\delta^{18}\text{O}$ vs NO ₃	98
Illustration 64 : Extrait des résultats sur la structure d'âge des eaux.....	99
Illustration 65 : Mommenheim - structure d'âge des eaux et contributions.....	100
Illustration 66 : Tableau des concentrations moyennes en nitrates dans les eaux d'infiltration estimées à partir des résultats du projet MoNit.	100
Illustration 67 : Exemple de matrice de concentrations en nitrates dans les eaux d'infiltration recalculées par tranche de 6 ans	101
Illustration 68 : Nitrates : comparaison données calculées et observées pour les captages 02341X0022/F1 et 02341X0023/F3.	101
Illustration 69 : Nitrates : comparaison données calculées et observées pour les captages 02341X0024/F4 et 02341X0053/F5B.	101
Illustration 70 : Nitrates : comparaison données calculées et observées pour les captages 02341X0046/F6 et 02341X0143/F7.	102
Illustration 71 : Nitrates : comparaison données calculées et observées pour le captage 02342X0193/P8.....	102
Illustration 72 : Flux d'eau moyen sous racinaire simulé pour les sols étudiés pour la période 1960-2015	103
Illustration 73 : Comparaison entre la concentration en traceur simulée et la valeur isotopique en deuterium mesurée pour les sols de Mommenheim	104
Illustration 74 : Comparaison entre les concentrations en atrazine simulée et mesurée dans les sols de Mommenheim	106
Illustration 75 : Evolution des concentrations quotidienne d'atrazine dans les sols étudiés sur la période 1960-2015	107
Illustration 76 : Evolution des concentrations mesurées en atrazine dans plusieurs qualitomètres autour de Mommenheim entre 1992 et 2012	108
Illustration 77 : Comparaison entre les concentrations en déséthylatrazine simulées et mesurées dans Mommenheim	110
Illustration 78: Evolution des concentrations quotidiennes de déséthylatrazine dans les sols étudiés sur la période 1960-2015.....	110
Illustration 79 : Concentrations simulées en isoproturon dans les sols de Mommenheim	111

Illustration 80 : Transferts d'atrazine dans les sols pour le secteur de Mommenheim	112
Illustration 81 : Concentrations d'atrazine calculées dans les captages de Mommenheim	112
Illustration 82 : Phytosanitaires : comparaison données calculées et observées pour le captage 02341X0022/F1	113
Illustration 83 : Phytosanitaires : comparaison données calculées et observées pour le captage 02341X0023/F3	113
Illustration 84 : Phytosanitaires : comparaison données calculées et observées pour le captage 02341X0024/F4	114
Illustration 85 : Phytosanitaires : comparaison données calculées et observées pour le captage 02341X0053/F5B.....	114
Illustration 86 : Phytosanitaires : comparaison données calculées et observées pour le captage 02341X0046/F6	115
Illustration 87 : Phytosanitaires : comparaison données calculées et observées pour le captage 02341X0143/F7	115
Illustration 88 : Phytosanitaires : comparaison données calculées et observées pour le captage 02341X00193/P8.....	115
Illustration 89 : Cartographie 1999 des concentration en nitrates pour les champs captants de la Hardt, carte issue du Rapport TREDI 2001	118
Illustration 90 : Evolution temporelle des concentrations en nitrates 2002 - 2003.....	120
Illustration 91 : Evolution temporelle des concentrations en nitrates 2009 - 2010.....	121
Illustration 92 : Hardt / Cartes interprétatives des teneurs en nitrates – Etats 2002/2003 et 2009/2010.....	123
Illustration 93 : Hardt / relation Chlorures - Nitrates	125
Illustration 94 : Hardt / relation Chlorures – Nitrates pour les captages du SDE de Mulhouse.	126
Illustration 95 : Hardt / relation Chlorures – Nitrates : position des captages du SDE de Mulhouse	127
Illustration 96 : Hardt / relation Chlorures – Sodium pour les captages du SDE de Mulhouse.	128
Illustration 97 : Hardt / relation Chlorures – Sodium.....	128
Illustration 98 : Diagramme de Piper des eaux des ouvrages du secteur de la Hardt (données issues d'Ades)	129
Illustration 99 : Cartographie 1999 des concentration en atrazine pour les champs captants de la Hardt (source : rapport TREDI)	130
Illustration 100 : Evolution temporelle des concentrations en atrazine 2002 - 2003.....	131
Illustration 101 : Evolution temporelle des concentrations en atrazine 2009 - 2010.....	132
Illustration 102 : Hardt / Cartes des teneurs en atrazine – Etat 2002 – 2003 et 2009 - 2010 ...	134
Illustration 103 : Secteur de la Hardt / Zones d'étude & ouvrages prélevés (source : rapport TREDI 2001).....	137
Illustration 104 : Paramètres physico-chimiques de terrain acquis lors des pompages dans les ouvrages de la forêt de la Hardt	138
Illustration 105 : Teneurs en ions majeurs dans les 4 puits de l'étude du secteur de la forêt de la Hardt	139
Illustration 106 : Diagramme Cl vs Na des eaux de la forêt de la Hardt	141
Illustration 107 : Diagramme Cl vs NO3 des eaux des ouvrages de la forêt de la Hardt.....	142

Illustration 108 : Diagramme Cl vs SO ₄ /Cl des eaux des ouvrages de la forêt de la Hardt	143
Illustration 109 : Diagramme K/Na vs Ca/Na des eaux des ouvrages de la forêt de la Hardt ..	143
Illustration 110 : Diagramme Mg/Na vs Ca/Na des eaux des ouvrages de la forêt de la Hardt	144
Illustration 111 : Teneurs en pesticides dans les 4 puits de l'étude du secteur de la forêt de la Hardt	145
Illustration 112 : Teneurs en isotopes stables des eaux du secteur de la forêt de la Hardt	146
Illustration 113 : Diagramme δ ² H vs δ ¹⁸ O (en ‰ vs SMOW) des eaux du secteur de la forêt de la Hardt	146
Illustration 114 : Teneurs en tritium des eaux de la forêt de la Hardt	147
Illustration 115 : Teneurs en CFC et SF ₆ des eaux de la forêt de la Hardt	148
Illustration 116 : Diagramme âge apparent vs NO ₃ pour les eaux de la forêt de la Hardt	149
Illustration 117 : Diagrammes δ ¹⁸ O vs NO ₃	150
Illustration 118 : Cartographie des ouvrages pris en compte pour les simulations.....	151
Illustration 119 : Hardt : structure d'âge des eaux et contributions	152
Illustration 120 : Tableau des concentrations moyennes en nitrates dans les eaux d'infiltration estimés à partir des résultats du projet MoNit.	153
Illustration 121 : Exemple de matrice de concentrations en nitrates dans les eaux d'infiltration recalculées par tranche de 6 ans	153
Illustration 122 : Comparaison entre simulation et observation pour un captage du SIVU du Bassin Potassique.	154
Illustration 123 : Comparaison entre simulation et observation pour un captage du SIVU du Bassin Potassique après calage des paramètres de simulation.	154
Illustration 124 : Comparaison entre simulation et observation pour le captage AEP d'Ottmarsheim après calage des paramètres de simulation.	155
Illustration 125 : Comparaison entre simulation et observation pour les captages du SIVU du Bassin Potassique.	155
Illustration 126 : Comparaison entre simulation et observation pour les ouvrages du SDE de la ville de Mulhouse.	157
Illustration 127 : Comparaison entre simulation et observation pour les captages du SIAEP de Habsheim - Rixheim.	158
Illustration 128 : Comparaison entre simulation et observation pour le captage du SIVOM de Sierentz.....	159
Illustration 129 : Flux d'eau moyen sous racinaire simulé pour les sols étudiés pour la période 1960-2015	160
Illustration 130: Comparaison entre la concentration simulée en traceur et la valeur isotopique en deuterium mesurée pour les sols de Hardt	161
Illustration 131 : Comparaison entre les concentrations en atrazine simulée et mesurée dans les sols de Hardt	164
Illustration 132 : Comparaison entre la concentration en traceur simulée en la concentration en atrazine simulée	165
Illustration 133 : Evolution des concentrations quotidienne d'atrazine dans les sols étudiés sur la période 1960-2015	166
Illustration 134 : Comparaison entre les concentrations en déséthylatrazine simulées et mesurées dans les sols Hardt	168

Illustration 135 : Evolution des concentrations quotidiennes de déséthylatrazine dans les sols étudiés sur la période 1960-2015	169
Illustration 136 : Ratios entre la concentration en atrazine / la concentration en DEA pour trois zones d'Asace.....	170
Illustration 137 : Ratios entre les concentrations en atrazine / les concentrations en DEA pour les sols étudiés	170
Illustration 138 : Concentrations simulées en isoproturon dans les sols de Hardt.....	171
Illustration 139 : optimisation des données simulées (gauche : avant ajustement ; droite : après ajustement).....	172
Illustration 140 : Phytosanitaires : comparaison données calculées et observées pour le captage 04138X0228/P2	173
Illustration 141 : Phytosanitaires - comparaison données calculées et observées pour les ouvrages du SDE de Mulhouse	175
Illustration 142 : Phytosanitaires : comparaison données calculées et observées pour les ouvrages du SDE de Habsheim - Rixheim	176
Illustration 143 : Phytosanitaires : comparaison données calculées et observées pour les ouvrages du SIVU du Bassin Potassique	176
Illustration 144 : Phytosanitaires : comparaison données calculées et observées pour l'ouvrage AEP 04138X0149/P3.....	177

Liste des annexes

Annexe 1 Coupes géologiques et techniques des captages étudiés.....	189
Annexe 2 Distribution des flux dans les captages étudiés	197
Annexe 3 Résultats d'analyse de phytosanitaires dans les carottages de sols	205

Contexte et objectifs

La nappe phréatique des alluvions plio-quaternaires constitue la plus importante masse d'eau du bassin Rhin-Meuse et représente une ressource en eau souterraine très conséquente (de l'ordre de 50 milliards de m³ pour tout le Rhin supérieur). Celle-ci est très vulnérable aux pollutions diffuses ou ponctuelles d'origine anthropique (industrielles, urbaines ou agricoles). D'un point de vue général, et suivant la directive cadre sur l'eau, cette masse d'eau n'atteindra pas le bon état chimique d'ici 2015 concernant les pollutions en nitrates et phytosanitaires.

Les pollutions diffuses essentiellement d'origine agricole - nitrates issus de la fertilisation et phytosanitaires - constituent des problématiques communes à l'ensemble de la nappe phréatique.

Pour les nitrates, les inventaires régionaux successifs réalisés en 1997, 2003 et 2009 montrent une tendance générale à la baisse des concentrations mesurées dans les eaux souterraines. Cet effet est lié à un changement progressif des pratiques culturales en amont comme l'ont montré les résultats du projet INTERREG IIIA MoNit achevé en 2006 (Cf rapports thématiques de fin de projet « Modélisation hydrodynamique et transport des nitrates » & « Perspectives d'évolution de la pollution par les nitrates »). Cette baisse globale, mais lente, de quelques mg/L entre chaque inventaire, ne doit cependant pas occulter l'existence de disparités et notamment la permanence de secteurs problématiques où des concentrations élevées en nitrates dans les eaux souterraines persistent.

La présence de produits phytosanitaires dans la nappe phréatique est une pollution diffuse dont les tendances d'évolution sont moins bien identifiables. La diversité des produits employés, les procédures d'utilisation et leurs caractéristiques chimiques et toxicologiques différentes ne permettent pas de produire des moyennes générales pouvant servir d'indicateurs de tendances. Il reste que certains phytosanitaires se distinguent par leur fréquence de détection et leurs concentrations observées. Il en va ainsi de l'atrazine et de son principal métabolite, la déséthylatrazine. Ce phytosanitaire a été largement utilisé pour les cultures de maïs jusqu'à son interdiction en 2003 pour la France. Il est cependant significatif de constater la persistance de la présence de ces molécules dans les eaux souterraines jusqu'à aujourd'hui. Selon le premier bilan de l'inventaire 2009 de la qualité de la nappe réalisé par la Région Alsace (brochure du 12/07/2010) une baisse générale du nombre de points dépassant le seuil de potabilité pour l'atrazine ou l'un de ses métabolites a été constatée (de 16,8 % en 2003 à 4,2 % en 2009). Cependant ces substances sont toujours quantifiées sur plus de 60% des points du réseau (717 points au total répartis sur environ 3 230 km²).

La présente étude porte sur deux zones de captage qui présentent une persistance de ces pollutions diffuses, voire une aggravation de la qualité des eaux souterraines. L'une est située sur la commune de Mommenheim au nord-ouest de Strasbourg, l'autre sur l'emprise de la forêt domaniale de la Hardt Sud au sud-est de Mulhouse.

Chacun de ces deux secteurs a fait l'objet de diagnostics environnementaux associés à des recommandations. Il s'agit de l'étude menée par BURGEAP (BURGEAP, 1999) pour le secteur de Mommenheim et de celle de TREDI (TREDI, 2001) pour celui des captages de la forêt de la Hardt.

Les résultats et les recommandations émises par ces bureaux d'études ont amené les gestionnaires d'eau locaux à programmer des actions de préservation en vue d'améliorer la qualité des eaux captées en regard des pollutions nitrates et phytosanitaires. Concrètement, la

création de missions d'animation financées par l'Agence de l'Eau Rhin-Meuse et la Région Alsace a fourni le cadre opérationnel pour appliquer ces recommandations.

Plus de dix années après les études, les gestionnaires des eaux concernés, le SDEA (Syndicat des Eaux et de l'Assainissement) pour le champ captant du secteur de Mommenheim et le Syndicats des eaux de la ville de Mulhouse pour les champs captants implantés dans la forêt de la Hardt constatent une persistance des pollutions malgré les efforts déployés pour réduire les pressions environnementales d'origine agricole.

Les diagnostics et les recommandations émises par les études environnementales semblent ainsi être partiellement remis en question. Les aires identifiées et les activités associées comme contributrice des pollutions constatées dans les captages sont-elles pertinentes ? Reflètent-elles suffisamment la réalité ? A-t-on pris suffisamment en compte les caractéristiques et le comportement dans le milieu des molécules, notamment des substances phytosanitaires dans les sols ? Les connaissances et données disponibles (comme les temps de transfert) étaient-elles suffisantes pour statuer ? Sans remettre en cause la validité des diagnostics exhaustifs établis, à ces interrogations s'ajoute un corollaire : en tenant compte du temps de transfert des eaux pouvant se mesurer en années d'une source de pollution à un captage, les mesures prises pour réduire les pressions ne se feront-elles pas sentir dans un laps de temps plus long que prévu ? Ainsi, l'étude menée par le BURGEAP pour le champ captant de Mommenheim prévoyait en 1999 par l'instauration de périmètre de protection élargi d'aboutir à une amélioration au bout de deux ou trois ans.

Sur la base du travail exhaustif déployé par les précédents diagnostics sur les deux secteurs, l'objectif du projet est d'appliquer des approches méthodologiques différentes des précédentes pour mieux cerner des réalités hydrogéologiques complexes. Ces approches se basent sur des synthèses et des résultats plus récents, notamment ceux obtenus par le projet INTERREG IIIA MoNit et appliqués dans un projet BRGM récent à une centaine de captages problématiques de la Plaine d'Alsace (Elsass P., 2009). Le champ captant de Mommenheim et plusieurs ouvrages des champs captants du secteur de la Hardt ont fait partie de cette étude qui a permis d'obtenir une bonne corrélation d'ensemble entre les données observées et simulées. D'autre part, le projet comprend la réalisation d'une série de tests et d'analyses des eaux souterraines. Les résultats visent à cerner les origines des pollutions et à estimer les tendances d'évolution. L'utilisation de traceurs environnementaux pour estimer la structure d'âge des eaux souterraines complète la palette d'analyse à réaliser.

Les travaux portent sur un nombre restreint de captages pour chaque secteur : trois pour le champ captant de Mommenheim et quatre pour ceux de la forêt de la Hardt.

Parmi les trois captages du champ captant de Mommenheim, deux rassemblent l'essentiel des débits du champ captant, le troisième captage est celui présentant la persistance la plus significative pour la présence de phytosanitaires. Dans le secteur de la forêt de la Hardt, chacun des quatre champs captant est représenté par un ouvrage.

Cette étude fait l'objet d'un cofinancement de l'Agence de l'Eau Rhin-Meuse avec un taux d'aide de 80% et du BRGM dans le cadre de la convention N°10C67171 notifiée le 29 juillet 2011.

Cette étude donne lieu au présent rapport qui aborde d'abord les aspects généraux concernant les deux secteurs d'études. Dans un deuxième temps, les méthodologies utilisées seront décrites. Les chapitres 3 et 4 exposent d'abord les caractéristiques des deux secteurs puis synthétisent les résultats issus des analyses des eaux souterraines et des simulations. Une

Depuis les années 1990, une pollution phytosanitaire, essentiellement due à l'emploi de l'atrazine a été constatée. Les teneurs (atrazine et déséthylatrazine) mesurées dans les eaux souterraines ont dépassé ponctuellement la limite de qualité (0,1 µg/L) pour les eaux destinées à la consommation humaine. De fait, la collectivité a bénéficié d'une dérogation pour la distribution d'eau jusqu'en 2010.

Le diagnostic environnemental effectué par BURGEAP en 1999 a abouti à la délimitation de périmètres de protection du champ captant. Les résultats de l'étude et les recommandations exprimées ont posé les bases de la mission de reconquête de la qualité des eaux. Cette mission d'animation financée par l'Agence de l'Eau Rhin-Meuse et la Région Alsace s'est concrétisée par l'arrivée d'une animatrice de bassin indépendant domicilié au SDEA.

Toutefois, même si les concentrations en atrazine mesurées se situent sous le seuil réglementaire de 0,1 µg/L depuis 2003, on observe encore aujourd'hui des dépassements ponctuels pour un de ces produits de dégradation, la déséthylatrazine (DEA).

A la préoccupation initiale du SDEA, la persistance d'atrazine et de DEA qui constitue l'interrogation première à laquelle l'étude doit répondre, s'est greffée la problématique de la pollution en nitrates qui s'est manifestée de manière croissante pour certains puits depuis 2003.

1.1.2 Hydrologie

Le secteur d'étude correspond au bassin versant hydrologique de la Zorn, affluent de la Moder et sous-affluent du Rhin.

La Zorn, rivière de l'Alsace du Nord prend sa source en Lorraine, au sud de Dabo et est issue de la confluence entre la Zorn jaune et la Zorn blanche. Elle coule tout d'abord vers le Nord et passe à Lutzelbourg puis oblique alors vers l'Est et tranche le relief dans sa partie la plus étroite à la hauteur de Saverne. Elle passe ensuite à Hochfelden et Brumath avant de confluer avec la Moder à Herrlisheim. La station de jaugeage de Waltenheim sur Zorn gérée par la DREAL Alsace est installée en amont immédiat du champ captant permettant ainsi d'obtenir des informations les plus représentatives (Système d'Information sur l'Eau Rhin-Meuse, <http://rhin-meuse.eaufrance.fr/>) : la moyenne des débits mensuels calculée sur 97 ans de la Zorn varie entre 2,86 m³/s en août (minimum estival) et 9,01 m³/s en février (maximum hivernal).

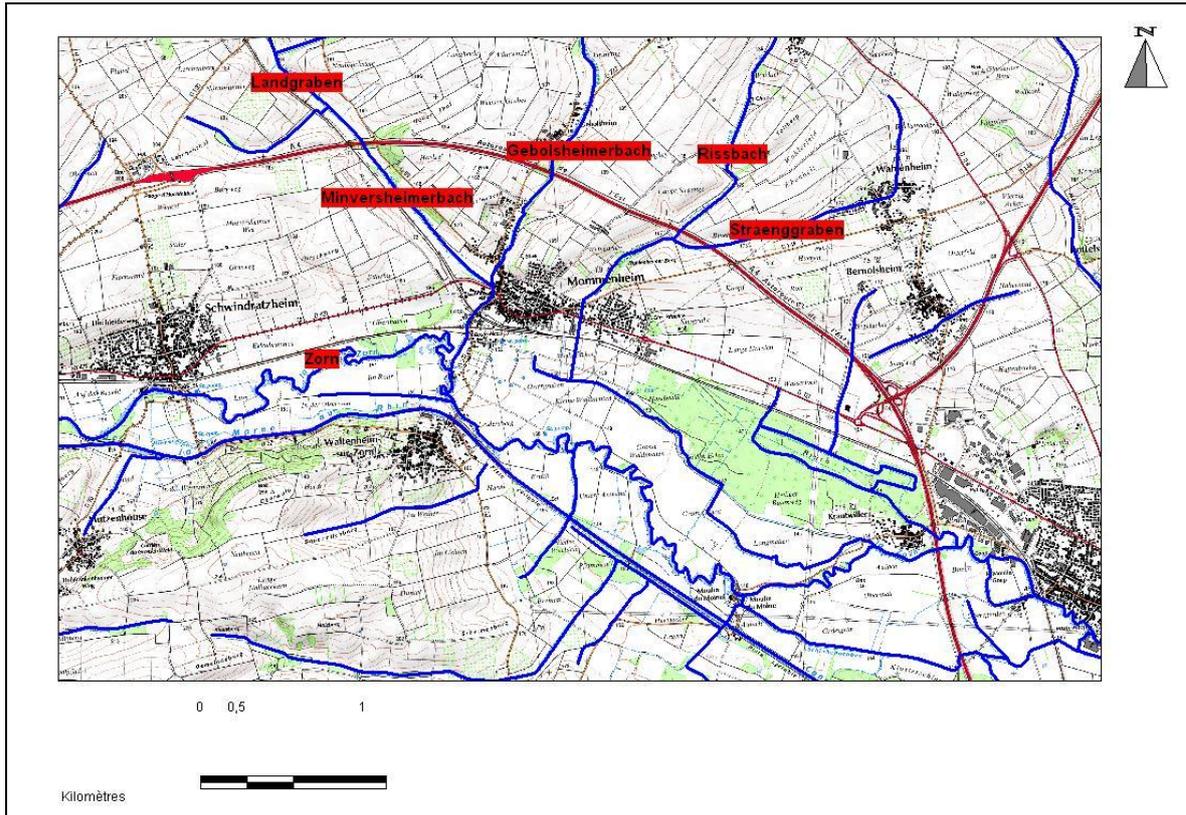


Illustration 2: Hydrologie au niveau de Mommenheim, extrait de la carte IGN au 1/25 000

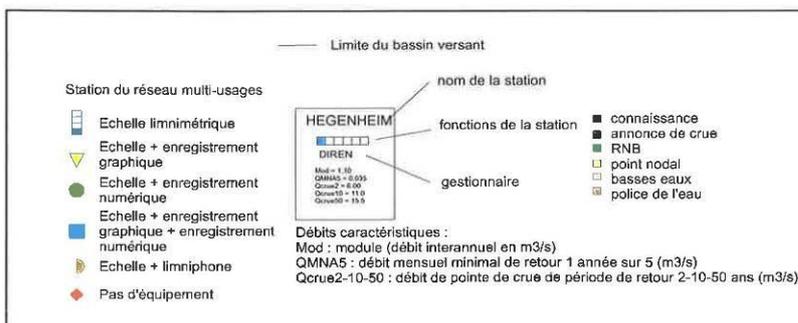
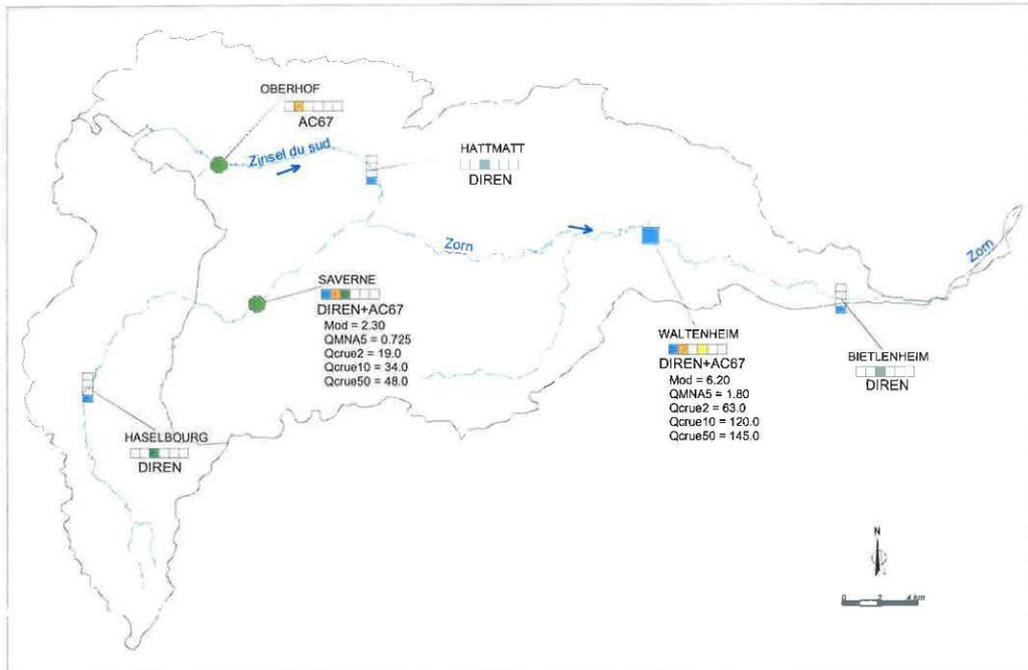
En amont immédiat du champ captant, le Minversheimerbach et le Gebolsheimerbach confluent avant de se jeter dans la Zorn. Au nord du champ captant, le Rissbach et le Straenggraben confluent avant de se jeter également dans la Zorn au droit du champ captant. Le Canal de la Marne au Rhin traverse la zone d'étude au sud de la Zorn. Il est situé en remblai de la zone d'étude, son niveau est donc supérieur à la nappe et à la Zorn.

Bassin versant : ZORN
 Superficie du bassin versant : 566 km²
 Longueur de la Zorn hors Alsace : 25 km
 en Alsace avant cône de déjection : 36.5 km
 en Alsace après cône de déjection : 30.5 km
 Longueur totale de la Zorn en Alsace : 67 km
 Longueur de la Zinsel du Sud hors Alsace : 6 km
 en Alsace : 23 km



La Zorn à SAVERNE

ZORN (67)



Les Bassins Versants Alsaciens

Illustration 3 : Bassins versants de la Zorn, source : DREAL Alsace



Illustration 4 : Rivière 'Gebolsheimerbach' à l'amont de Mommenheim (source :reconnaissance terrain BRGM)

1.1.3 Géologie

Le champ captant de Mommenheim est situé dans la vallée alluviale de la Zorn en bordure est de la grande faille rhénane orientée Nord-Sud qui passerait, selon certaines données géophysiques, en limite ouest de la commune, au niveau du coude de la Zorn. Dans le secteur de Mommenheim, au Nord, les formations géologiques sont principalement représentées par des loess (Mindel à Würm) du Pléistocène.

A l'Est, au-dessus de la Zorn, on note la présence de cailloutis et de sable de la Zorn. Au Sud, près de Waltenheim sont présents des cailloutis et des sables de la Zorn. Des cailloutis (de Mommenheim à Krautwiller) et des sables (de Brumath à Geudertheim) de la Zorn constituent des terrasses. De couleur brun-rouille, ce matériel est beaucoup plus grossier que celui du Würm. Il est représenté par des lambeaux de terrasses conservés sur la rive gauche de la Zorn entre Mommenheim et Geudertheim. Ces dépôts récents constituent le lit majeur et le champ d'inondation actuel de la Zorn.

Au niveau de la faille de Waltenheim, on constate la superposition de différentes formations : du Trias (Keuper supérieur, marnes irisées supérieures, marnes rouges à gypse et anhydrite), puis du Rhétien (argiles rouges de Levallois, grès, schistes et marnes) et enfin du Hettangien-Sinémurien (calcaires et marnes à *Gryphea arcuata*). Le substratum est bien différent de part et d'autre de cet axe structural majeur.

- A l'Ouest, on distingue les terrains secondaires inscrits dans le champ de fractures de Saverne. On les retrouve également à l'affleurement principalement en rive droite de la Zorn, comme les marnes gypseuses autour de Waltenheim, les grès et les marnes calcaires au Sud de Hochfelden. En rive gauche, en revanche, ils apparaissent sur de petites surfaces le long des ruisseaux entaillant la couverture loessique (Burgeap, 1999).
- A l'Est, la présence de la faille rhénane fait disparaître les terrains secondaires sous les dépôts plus récents, où le rejet est estimé à plus de 1500 m. Le substratum est assimilé ici aux marnes oligocènes de plus de 100 m d'épaisseur. Ces marnes apparaissent à l'affleurement sur une surface réduite au Sud-Est de Waltenheim.

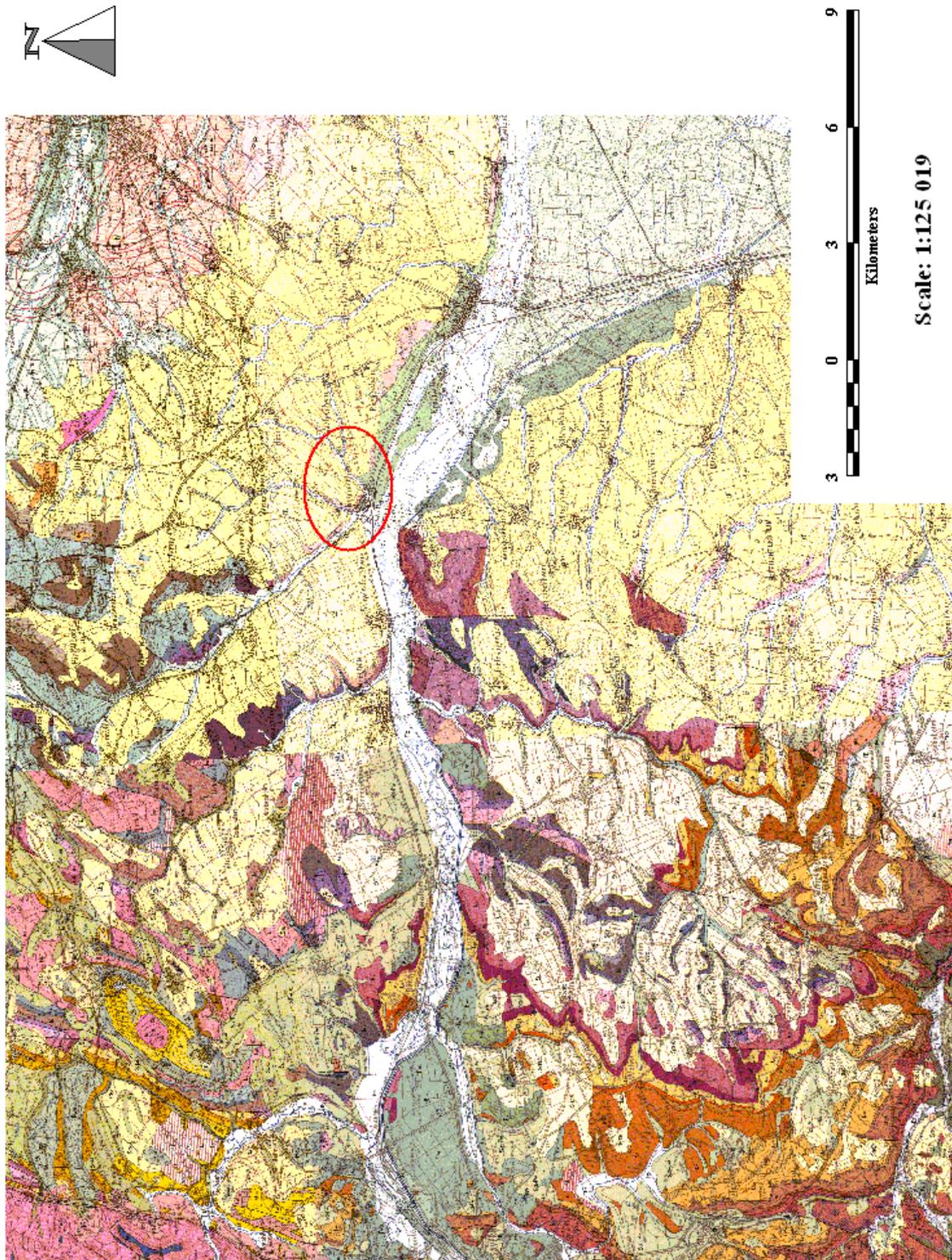
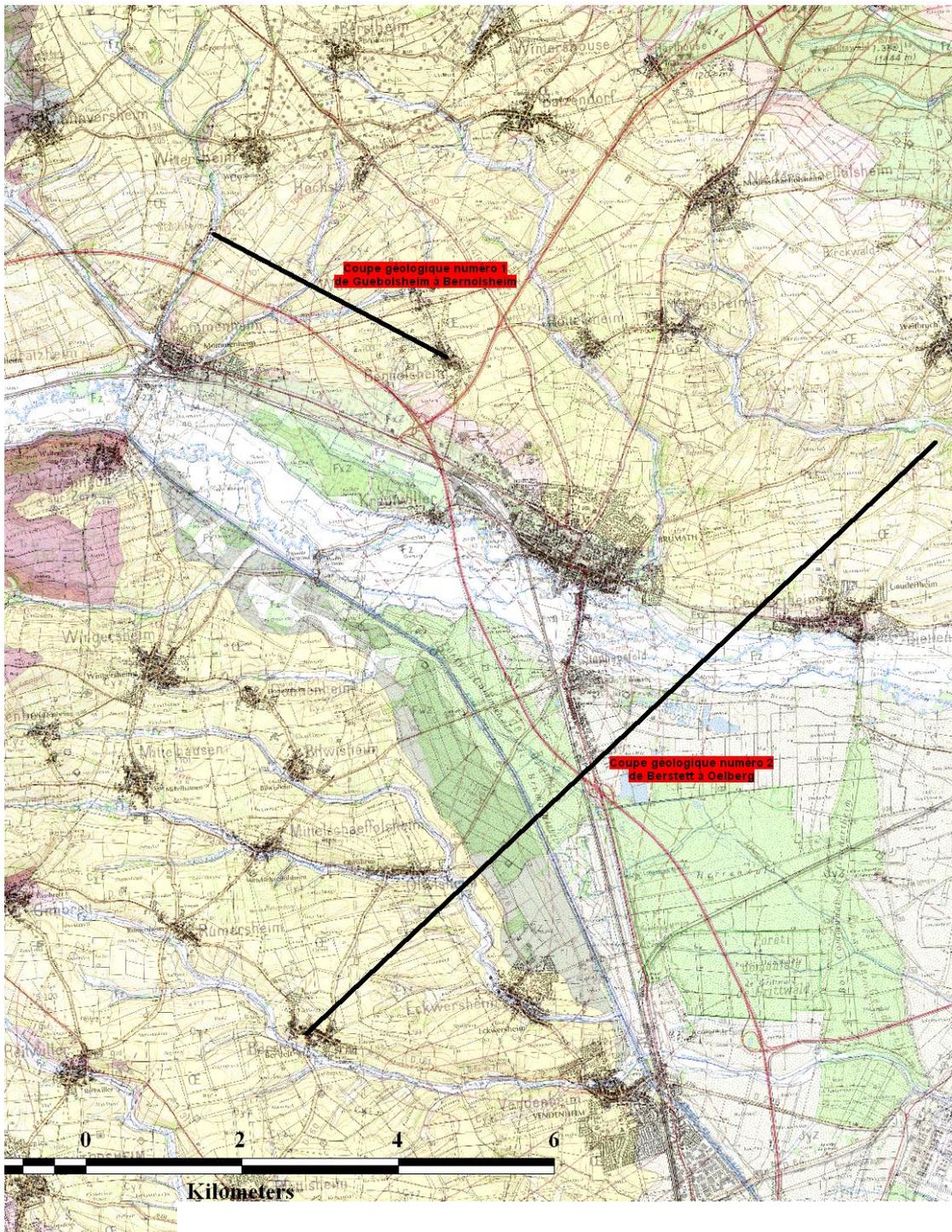


Illustration 5 : Géologie au niveau de Mommenheim, extrait de la carte géologique BRGM N° 234 Brumath – Drusenheim au 1/50 000ème



Scale: 1:83 457

Illustration 6 : Localisation des coupes géologiques sur un fond géologique vectorisé

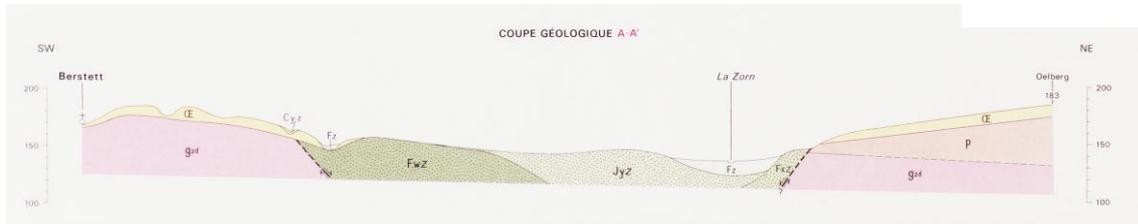


Illustration 7 : Coupe géologique de Berstett à Oelberg, extrait de la carte géologique BRGM N° 234 Brumath – Drusenheim

Fig. 2 – Coupe géologique de la région située au Nord-Est de Mommenheim
(D'après HAAS et HOFFMANN, in Schnaebele (1948))

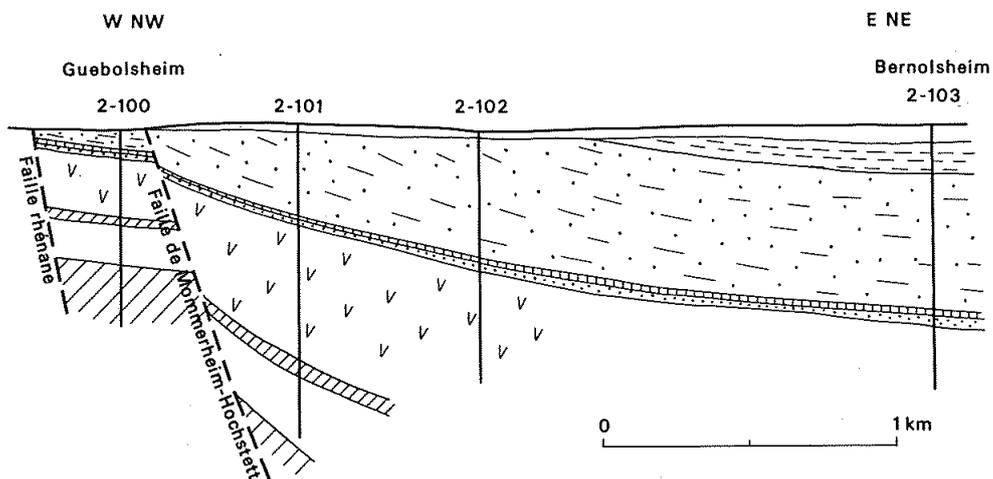


Illustration 8 : Coupe géologique de Guebolsheim à Bernolsheim, notice de carte géologique BRGM N° 234 Brumath – Drusenheim

1.1.4 Hydrogéologie

Dans la vallée de la Zorn à Mommenheim, deux aquifères distincts se superposent pour constituer un ensemble bicouche : la nappe des alluvions quaternaires surmontant une formation aquifère plio-quaternaire.

La nappe des alluvions quaternaires occupe la partie superficielle de la vallée de la Zorn. Elle est composée d'alluvions récentes de la Zorn, sableuses et graveleuses, épaisses d'une dizaine de mètres.

La nappe plio-quaternaire est présente, sous le couvert lœssique, au niveau des collines s'étendant au nord de Mommenheim et constituant la partie inférieure de l'ensemble aquifère de la vallée de la Zorn. Cet aquifère est composé d'une succession de niveaux sableux entrecoupés d'intercalaires argileux. Le substratum de cette deuxième nappe est constitué par les niveaux marneux de l'Oligocène. La coupe schématisée au droit de la vallée (Illustration 9)

met en évidence l'absence de limite continue entre les deux nappes. Un niveau argileux intercalaire discontinu est censé marquer cette séparation. Cependant la présence de plusieurs niveaux argileux sur les coupes géologiques des forages rend parfois l'interprétation du niveau aquifère délicate.

Coupe schématique du champ captant (extrait du rapport MDP, 1993)

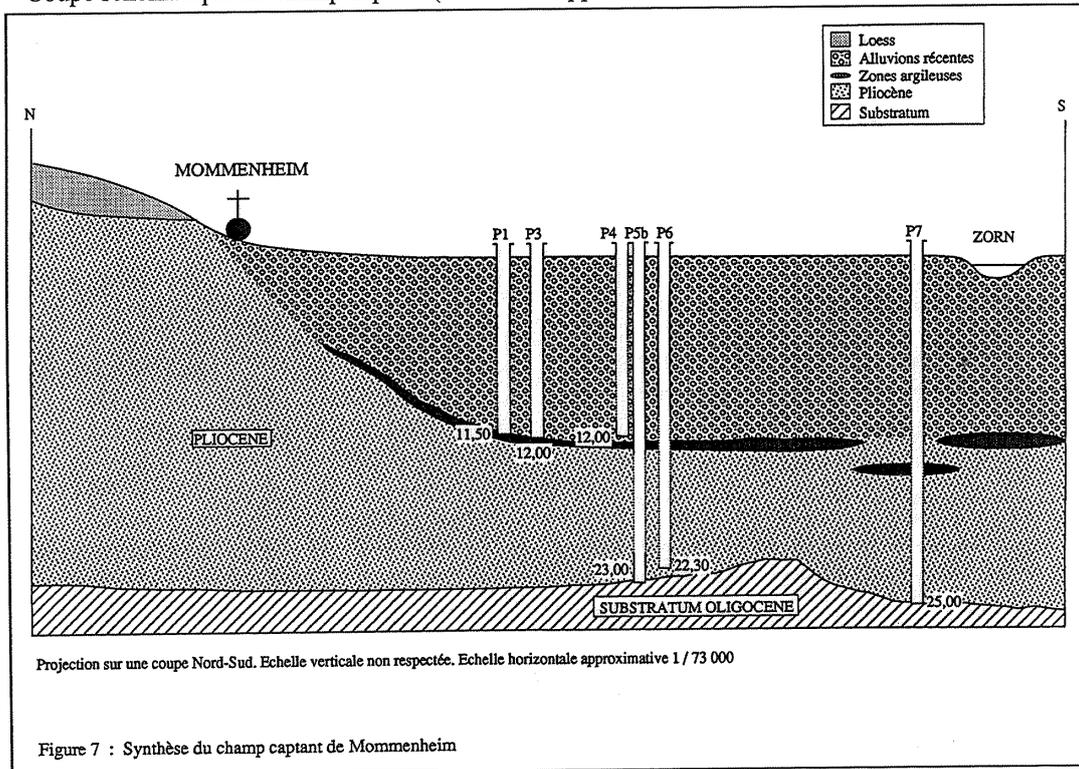


Illustration 9 : Coupe du champ captant de Mommenheim source :Rapport MDP 1993

La nappe des alluvions quaternaires

La nappe des alluvions quaternaires, datant d'un million et demi d'années, occupe la vallée de la Zorn qui est en connexion avec la Plaine d'Alsace plus à l'Est.

Selon le rapport du BURGEAP (Burgeap, 1999), cette nappe est alimentée par des apports latéraux provenant essentiellement des collines au nord de Mommenheim et des eaux de pluie, dont la hauteur annuelle est de 621 mm/an. La recharge due aux précipitations est estimée à 200 mm/an. La nappe est libre, peu profonde, de 1 à 1,5m sous le sol en l'absence de pompage et d'une épaisseur de 8 à 10 m. La transmissivité, permettant d'évaluer le débit que peut capter un forage, est de l'ordre de 0,3 à $1.10^{-2} \text{ m}^2.\text{s}^{-1}$ et son coefficient varie de 0,7 à $2.10^{-3} \text{ m}.\text{s}^{-1}$. De plus, son coefficient d'emmagasinement est de 0,4 à 3%, ce qui confère une bonne productivité pour les ouvrages. Les ressources en eau sont de 291 millions de m^3 . La nappe principale rhénane, dont le toit est à quelques mètres de profondeur s'écoule globalement dans une direction Sud/Ouest – Nord/Est, sa vitesse d'écoulement est estimée de 1 à 3 m/j (Burgeap, 1999).

La nappe plio-quaternaire

Les formations plio-quaternaires qui contiennent la nappe ont un âge de 1,8 à 5,3 millions d'années. Comme le montre l'illustration 10, ces formations s'étendent à l'Est des failles (dont la faille Rhénane) qui séparent la plaine alluviale Rhénane à l'Est du champ de Fracture de Saverne à l'Ouest où affleurent des formations plus anciennes datant du Paléozoïque. Dans La vallée de la Zorn, la nappe plio-quaternaire constitue la partie aquifère inférieure. En rive gauche la nappe s'étend sur toute la zone de collines qui surplombent la vallée. Selon BURGEAP son épaisseur est d'environ 30 mètres au droit des collines avec une couverture de lœss pouvant dépasser 10 mètres. Les formations plio-quaternaire disparaissent rapidement en rive droite de la vallée au profit de terrains d'âges secondaires recouvert également de formations lœssiques.

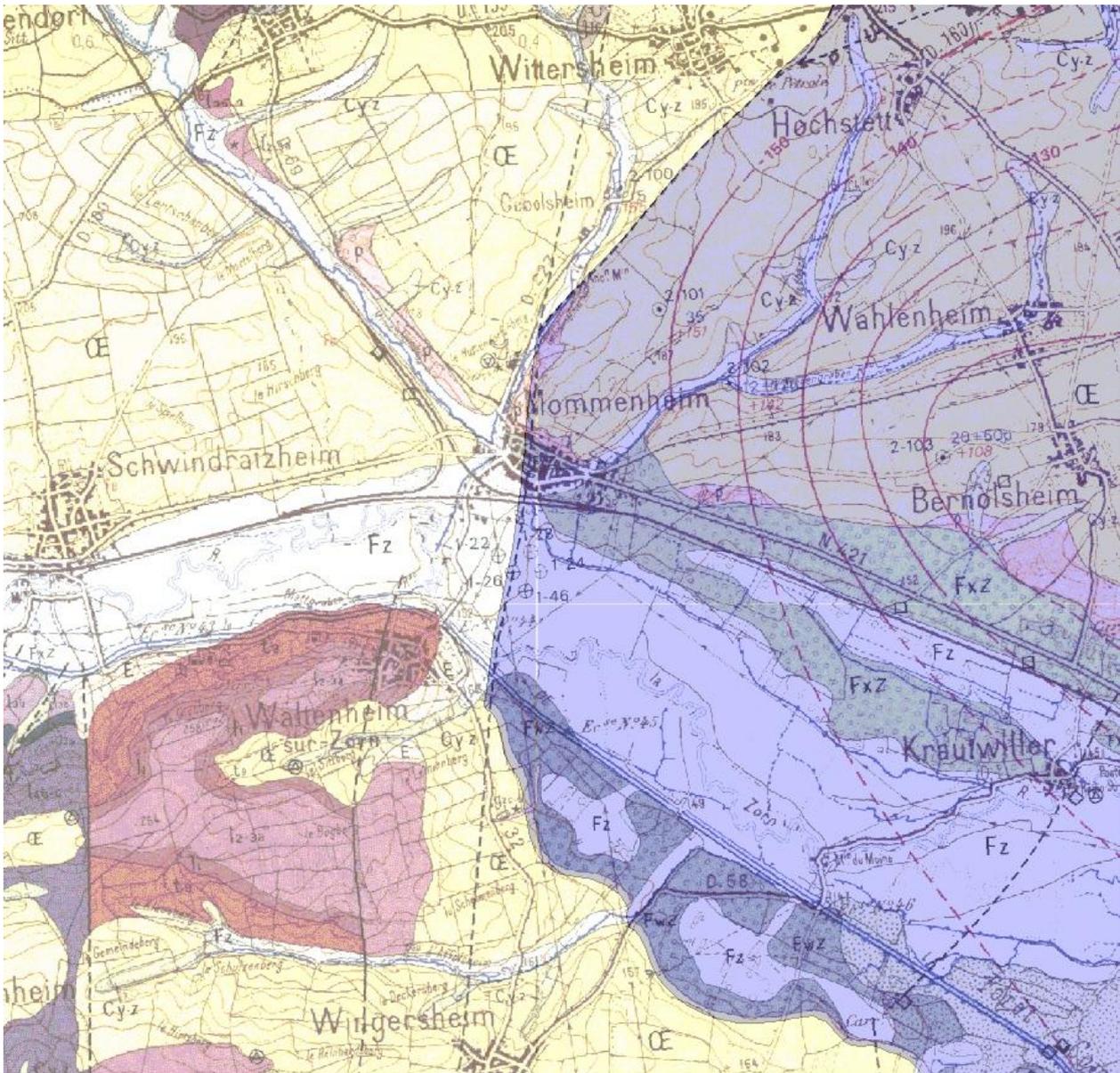


Illustration 10 : Extension des formations plioquaternaire à Mommenheim (couleur bleu, entité hydrogéologique issue de BD LISA, rapport BRGM/RP-58091-FR) sur fond de carte géologique

Selon BURGEAP les formations plio-quadernaires possèdent une transmissivité de 1,5 à $4,2 \cdot 10^{-2} \text{ m}^2 \text{ s}^{-1}$ et un coefficient de 3 à $4 \cdot 10^{-3} \text{ m/s}$. Pour cet aquifère, la ressource en eau est évalué à 153 millions de m^3 . Selon les mesures réalisées dans le cadre de l'étude BURGEAP, la nappe pliocène s'écoule des collines vers la vallée de la Zorn en une direction Nord/Sud et dans la vallée avec une direction Est/Ouest. Sa vitesse d'écoulement dans la vallée est estimée inférieure à 1m/j.

Interconnexion

Les deux aquifères sont superposés et sont susceptibles de communiquer entre eux en raison de la possible discontinuité de l'horizon argileux qui les sépare. Toutefois, la cartographie piézométrique réalisée en janvier 1999 par le BURGEAP a mis en évidence des différences de niveau de l'ordre de la dizaine de centimètres à certains endroits entre les deux nappes. Il semble ainsi que la nappe plio-quadernaire soit légèrement en charge par rapport à la nappe des alluvions quadernaires. Selon le BURGEAP, « en dehors des zones d'influence du pompage, des échanges s'effectuent donc de la nappe inférieure vers la nappe superficielle ».

Situation amont

Les alluvions aquifères superficielles sont associées à la vallée de la Zorn en amont du champ captant. Il n'existe cependant aucune autre station de captage à proximité qui permettrait d'établir une comparaison avec la situation à Mommenheim. La Commune de Dettwiller, située à une dizaine de kilomètres en amont du secteur a exploité un champ captant dans la nappe alluvionnaire de la Zorn jusqu'en 1970. Cependant aucune donnée historique n'est disponible.

Le domaine des collines sous-vosgiennes qui débute à l'ouest de Mommenheim présente surtout des systèmes aquifères discontinus, peu étendus et aux ressources en eau très limitées.

Vulnérabilité

En présence de dépôts lœssiques, la nappe plio-quadernaire s'étendant dans les collines au nord de Mommenheim bénéficie d'une relative protection aux pressions anthropiques. Cependant, la couche de lœss permet de retarder la pollution comme l'infiltration des eaux météoriques, mais ne la retient pas même si certains processus permettent une diminution des concentrations au niveau des horizons supérieurs. Cela correspondra plutôt à un retardement de la propagation. En l'absence de cette formation superficielle, la nappe plio-quadernaire comme celle des alluvions quadernaires se caractérisent par une grande vulnérabilité.

1.1.5 Occupation des sols et pratiques agricoles

Selon le Bureau d'étude THERA (Fiche Aire d'alimentation du champ captant de Mommenheim pour l'Agence de l'Eau Rhin Meuse) la situation en octobre 2008 sur l'aire d'alimentation se caractérise par une dominance de la culture du maïs (environ 37,5% de la surface), d'autres grandes cultures (environ 21%) et de prairies (21%). La remise en herbe du périmètre rapproché est effective sur environ 250 ha. Celle-ci s'est étendue à l'amont et à l'aval du périmètre rapproché en lit majeur correspondant aux alluvions de la Zorn. Le maïs a quasiment disparu sur les alluvions de la Zorn. Hors du périmètre rapproché, la surface agricole utile est encore dominée par le maïs (estimé à 48%). Les autres cultures (céréales à paille essentiellement, puis colza, houblon, chanvre, betteraves, asperges) représentent 26% et les prairies 26% également.

1.1.6 Pédologie

Selon le guide des sols N° 5 des régions naturelles d'Alsace, différents types de sols sont représentés sur le secteur de Brumath. La fiche numéro 19 (Illustration 11) dans ce guide correspond à la zone où se situent les forages. Les sols sont à dominance argileux à argilo-limoneux-sableux, profonds, hydromorphes sur des alluvions récentes des rivières vosgiennes, Zorn, Moder et Bruche. Selon la classification CPCS (Commission de Pédologie et Cartographie des Sols), le sol est alluvial à gley. Selon la classification RP (Référentiel Pédologique), il s'agit de réductisol dupliqué issu des alluvions argilo-sableuses des rivières vosgiennes, Zorn, Moder et Bruche. Les alluvions récentes sont argilo-limoneuses à argilo-sableuses et présentent un taux d'argile élevé (30 à 60%). Elles sont d'autant plus hydromorphes qu'ils se rapprochent du centre de la plaine alluviale.

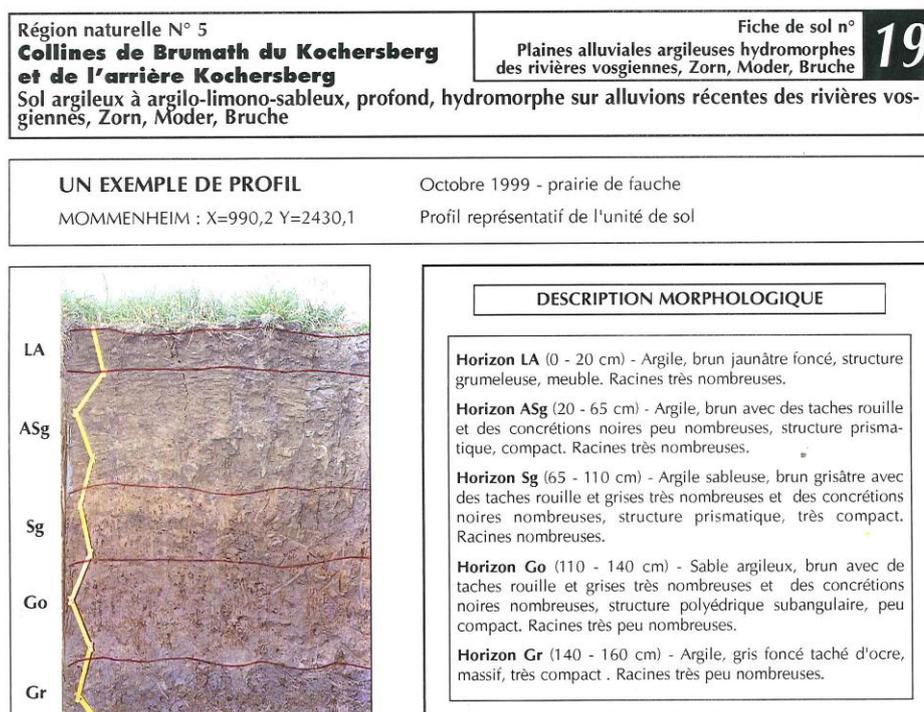


Illustration 11 : Sols dans la vallée de la Zorn

Des lœss et lehm des versants et des bas de pente, du Kochersberg et des collines de Brumath, peuvent également être observés. Les sols sont limoneux-argileux, calcaires, peu profonds, sur lœss à 60% (Illustration 12). Ce type de sol est localisé sur les versants des vallons qui découpent le Kochersberg et les collines de Brumath. En milieu de versant, le sol est érodé, le lœss est de teinte claire et apparaît dans les labours limono-argileux, brun clair, puis des limons beiges jaunâtres apparaissent à moins de 60 cm de profondeur. Le sol est brun calcaire selon la classification CPCS et calcosol limoneux, issu de lœss selon la classification RP. Dans ce cas précis, la sensibilité à l'érosion et au ruissellement est présente et liée à la topographie, le risque de lessivage des nitrates est moyen et le pouvoir épurateur est suffisant élevé.

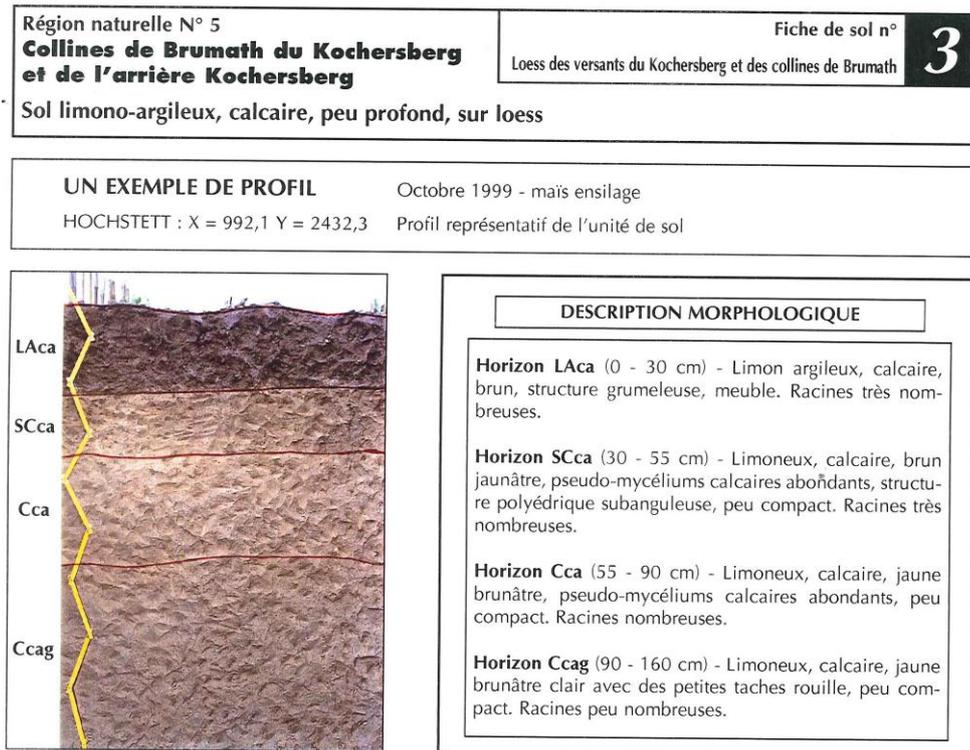


Illustration 12 : Sols de colline ou de versant

Le sol est également, dans certains secteurs, limono-argileux, calcaire ou décarbonaté, profond, sain ou faiblement hydromorphe sur loess et lehm (correspondant à un loess décarbonaté). Ce type de sol (Illustration 13) est situé en position de bas de pente des vallons qui découpent les dépôts lœssiques du Kochersberg et des collines de Brumath. Le sol reçoit par ruissellement les apports de versants environnants : de loess ou de lehm. Ces sols sont profonds, calcaires ou décarbonatés, sur loess au-delà de 1m de profondeur. Ils sont sains, ou sinon hydromorphes en profondeur ce qui les distingue des sols des fonds de vallons. La série est limono-argileuse, brun-jaunâtre foncée jusqu'à 50 cm de profondeur, puis limon beige jaunâtre avec parfois des tâches d'hydromorphie, sur loess à plus de 1 m de profondeur. Pour ce type de sol, le risque de lessivage des nitrates est moyen et le pouvoir épurateur est suffisant.



Illustration 13 : Sols de bas de pente

Au Nord de Mommenheim, dans les fonds de vallons et les bas-fonds hydromorphes se trouvent des sols argileux à limono-argileux, calcaires ou décarbonatés, profonds, hydromorphes sur des matériaux alluvio-colluvial. Le sol est alluvio-colluvial à gley (CPCS) et fluviosol alluvio-colluvial, calcaire ou calcique, redoxique ou réductique. Ce type de sols est situé dans les bas-fonds hydromorphes de différents vallons. Les sols sont plutôt argileux et décarbonatés dans les secteurs des collines sous-vosgiennes et plutôt limono-argileux et calcaires dans le Kochersberg et les collines de Brumath. Le risque de lessivage des nitrates est élevé et le pouvoir épurateur est médiocre à suffisant.

1.2 LES CHAMPS CAPTANTS DE LA FORET DE LA HARDT

1.2.1 Situation géographique

Les champs captant du SIVU du Bassin Potassique, du Service des Eaux de la Ville de Mulhouse, du Syndicat des Eaux de Habsheim-Rixheim et du SIVOM du Pays de Sierentz sont implantés au cœur de la forêt domaniale de la Hardt Sud située dans le secteur le plus méridional de la Plaine d'Alsace (Illustration 14).

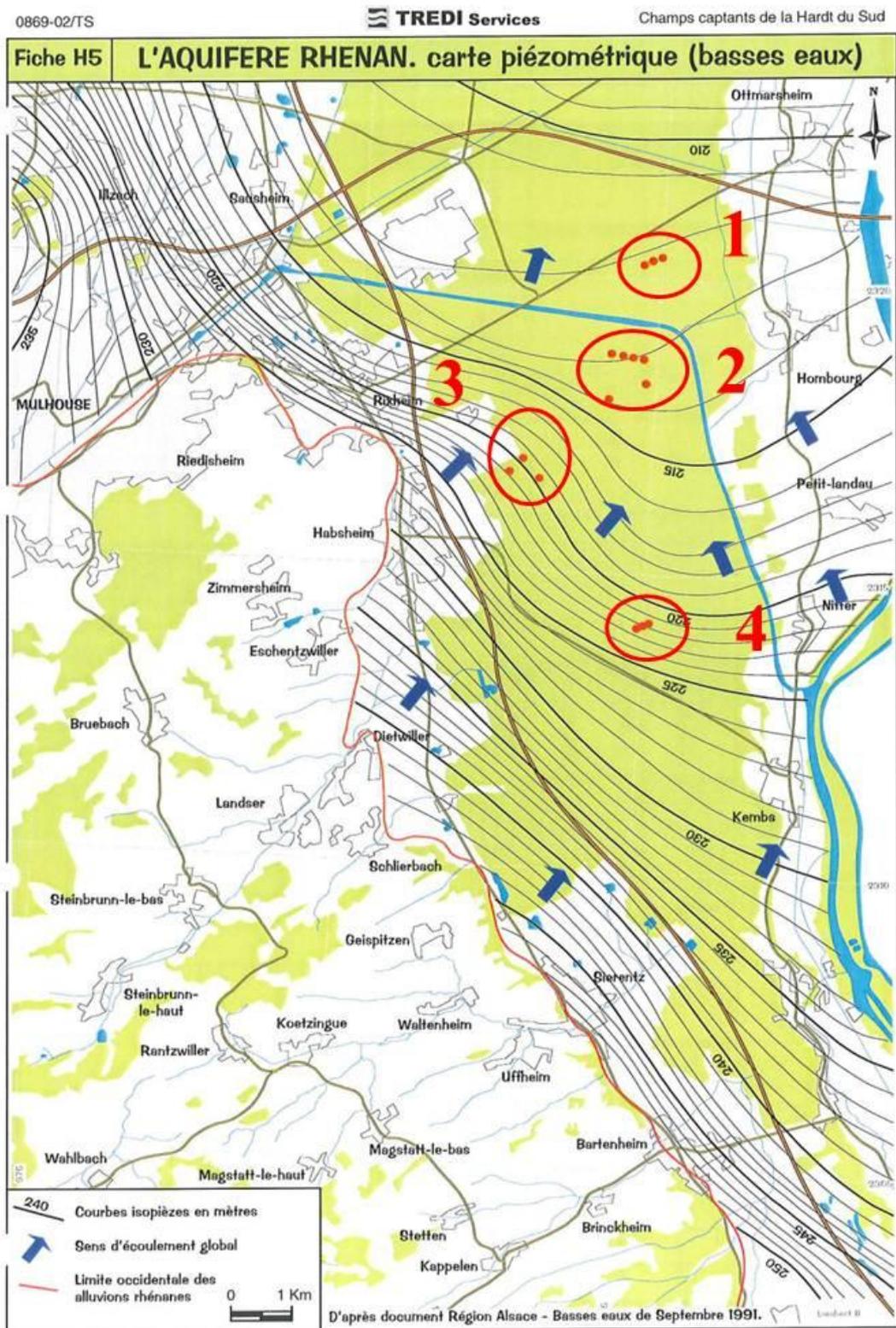


Illustration 14 : Champs captants du secteur de la forêt de la Hardt (1= SIVU du bassin potassique, 2 = Service des eaux de Mulhouse, 3 = Syndicats des eaux de Habsheim – Rixheim, 4 = SIVOM du Pays de Sierentz) ; source : Rapport TREDI 2001

Sous contrôle de l'ONF, cette forêt est classée en Zone Naturelle d'Intérêt Ecologique Floristique et Faunistique de catégorie 2 (Z.N.I.E.F.F.2.). Elle comprend un vaste domaine boisé s'étendant sur environ 130 km², entre l'Ill à l'Ouest, le Rhin à l'Est, le ban communal de Fessenheim au Nord et celui de Bartenheim-la-Chaussée au Sud. Elle est implantée sur des terrains sablo-graveleux recouverts par une couche peu épaisse de terre arable et se compose d'essences mixtes (chênes, charmes, pins sylvestres, bouleaux et tilleuls).

Localisée dans la partie centrale de la plaine rhénane dans ce secteur, la forêt en occupe environ 75% de la surface. Le reste du territoire correspond à des bandes étroites orientées Nord-Sud, qui sont localisées de part et d'autre de la forêt, en limite des collines du Sundgau et du Rhin. Les terres dans cette zone sont principalement agricoles. La plaine rhénane correspond à une étroite bande de 4 à 8 km de large, limitée à l'Est par le Rhin et à l'Ouest par le Sundgau. L'altitude moyenne varie de 230 à 250 m et la topographie est perturbée par des niveaux d'érosion secondaires, traduisant les différents régimes qu'a connus le Rhin.

Les communes se situent en limite de la plaine, côté Sundgau et côté Rhin. Quelques sites industriels sont présents ainsi que l'aérodrome de Habsheim.

1.2.2 Climatologie

Dans le secteur d'étude, le climat est de type continental, froid et sec en hiver (les précipitations sont minimales de janvier à mars), chaud et pluvieux en été (les précipitations sont maximales d'avril à juillet). Les écarts de température sont importants en demi-saison, mais aussi au printemps comme à l'automne.

La pluviosité annuelle oscille en moyenne entre 700 et 800 mm : la région du Bas-Sundgau est légèrement plus arrosée que la partie située dans la plaine d'Alsace comprise entre le Sundgau et le Rhin. Le phénomène général de sécheresse est accentué par l'absence de cours d'eau autres que le Rhin en bordure occidentale du secteur; ceux en provenance des collines du Sundgau s'infiltrant dès leur débouché dans la Plaine.

La pluie efficace est estimée à 250 mm dans la région du Bas-Sundgau et à 200 mm au niveau de la plaine. La valeur au niveau de la plaine est à modérer au droit de la forêt de la Hardt Sud. Elle est réputée sèche où le déficit hydrométrique est important. L'alimentation de la nappe sous-jacente est alors réduite.

1.2.3 Hydrologie

Les réseaux hydrographiques des deux entités que sont le Sundgau et la Plaine d'Alsace ne présentent aucune ressemblance. D'une manière générale, on peut distinguer des cours d'eau et des gravières à l'ouest du secteur d'étude et un réseau hydrographique développé à l'est du secteur.

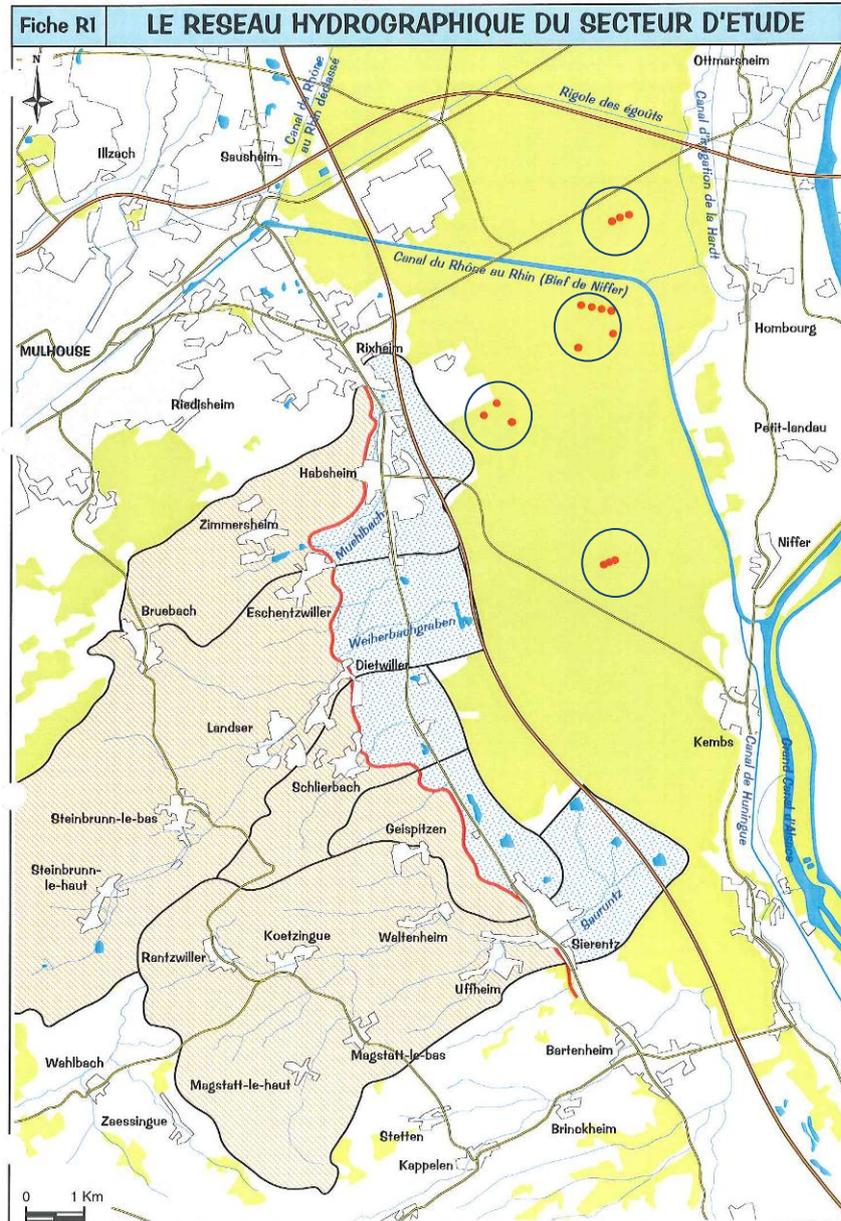


Illustration 15 : Hydrologie au niveau de la forêt de la Hardt, extrait du rapport TREDI

L'illustration 15 décrit les éléments des deux influences hydrographiques. Les points rouges correspondent aux emplacements des différents champs captants. Les espaces forestiers sont indiqués en jaune. L'étendue des bassins versant de chaque cours d'eau, marquée par une couleur brune couvre les collines du Sundgau. En aval, les zones d'infiltration estimées par TREDI sont marquées en bleu englobant les gravières dans lesquelles finissent les cours d'eau.

A l'Ouest, les rivières dont les bassins versant s'établissent dans les collines et les plateaux du Sundgau, comme le Muehlbach, le Weihergraben et le Sauruntz, débouchent dans la Plaine d'Alsace pour s'infiltrer entièrement au droit de bassins d'infiltration ou de gravières. L'intégralité de leurs eaux à l'arrivée dans la plaine alimente ainsi les alluvions de la nappe phréatique.



Illustration 16 : Rivière Weiherbachgraben à Dietwiller et gravière d'infiltration (photos reconnaissance terrain BRGM)

En limite est du secteur d'étude, **le Rhin et les systèmes de canaux associés** constituent un deuxième réseau hydrographique qui s'organise indépendamment de celui provenant du Sundgau. Son fonctionnement est complexe et passe d'une situation de drainage de la nappe en amont (secteur Bâle - Kembs) à celle d'infiltration vers la nappe (secteur Niffer – Petit-Landau).

Le régime hydraulique du Rhin est de type alpin, ce qui se traduit par des hautes eaux estivales (de mai à août) et un étiage hivernal. Des aménagements hydroélectriques ont été entrepris à partir de 1921, ce qui a conduit à la construction du **Grand Canal d'Alsace**. Cet ouvrage est doté de berges bétonnées avec un fond rendu étanche par un tapis argileux recouvert de graviers. Cependant, des échanges existent encore entre le canal et les alluvions sous-jacentes.

Le **canal de Huningue** capte les eaux du Grand Canal d'Alsace. Les berges du canal sont bétonnées et le lit est rendu étanche par la présence d'un béton bitumineux.

Le **Bief de Niffer** représente 15 km de canal à gabarit moyen entre le port de Mulhouse et l'écluse de Niffer. Il est situé à une dizaine de mètres au-dessus de la nappe et est équipé d'un revêtement bitumineux. A l'amont, celui-ci est alimenté par le canal de Huningue et le Grand Canal d'Alsace. A l'aval, il dessert le Quatelbach et l'ancien canal du Rhône au Rhin déclassé. Au niveau de Hombourg, celui-ci alimente le canal d'irrigation de la Hardt.

Le **canal d'irrigation de la Hardt**, ouvrage non étanche est réservé à l'agriculture et à la réalimentation de la nappe et géré par la Direction Départementale de l'Agriculture et de la Forêt du Haut-Rhin.

En résumé pour ce réseau, un ensemble de canaux et de cours d'eau est alimenté par des prises d'eau sur le Canal de Huningue et le Grand Canal d'Alsace. Leur débit est fortement lié aux cycles saisonniers d'ouverture et de fermeture des prises d'eau et, de plus, la qualité des eaux de surface est liée à celle du Rhin. Pour éviter des propagations des contaminants à l'aval lors de pollutions accidentelles des eaux du Rhin, les prises d'eau sont fermées.

1.2.4 Géologie

La plaine alluviale d'Alsace s'étend sur environ 170 km de Bâle au Sud à Lauterbourg, au Nord et sur une largeur maximale de 25 km. Elle est limitée à l'Ouest par le massif vosgien et à l'Est

par le Rhin. La plaine d'Alsace correspond à la partie ouest du fossé rhénan. La forêt de la Hardt dans laquelle sont implantés les quatre champs captant recouvre une partie du sud de la plaine alluviale.

On distingue dans le secteur d'étude deux entités géologiques majeures:

- le fossé d'effondrement appelé localement le « fossé de Sierentz » où se sont accumulées les alluvions sablo-graveleuses du Rhin (quaternaires) ;
- le Sundgau correspondant aux terrains secondaires et tertiaires constitués de marnes, grès plus ou moins consolidés et calcaires et aux terrains plio-quaternaires constitués de dépôts alluvionnaires.

Dans la plaine, on distingue plusieurs régions ayant des caractéristiques propres.

La Hardt rouge : la Basse Terrasse supérieure du Rhin est constituée d'alluvions grossières, plus ou moins calcaires. Etant trop perméables et trop secs, ces terrains n'ont pas été mis en culture à l'époque. Ils ont subi une décalcification superficielle qui a fait apparaître en profondeur un horizon calcaire concrétionné sous forme de poudingue (appelé « Hartfluh ») et cela du fait du couvert de la forêt. On appelle cette zone « la Hardt Rouge » du fait de la présence d'argiles rouge-rouille qui peuvent être remobilisées lors des labours et qui se situent au-dessus de l'horizon décrit auparavant.

Les sols sont peu favorables à l'agriculture (très perméables et faible pluviométrie locale) et sont occupés en majorité par de la forêt. L'entraînement du loess par les cours d'eau sundgauviens donne naissance à des cônes de déjection de loess calcaire, à leur débouché sur la Basse Terrasse. Ceux-ci ont tendance à fertiliser les graviers à caractère pauvre de la Hardt Rouge.

La Hardt grise : l'érosion, sous l'effet d'inondations anciennes des sols superficiels provoque le changement de la Basse Terrasse inférieure du Rhin à la Basse Terrasse supérieure. Les anciens bras du Rhin ont été partiellement comblés par des sables limoneux calcaires, très fertiles, sur lesquels des éboulis se sont épanchés localement à partir des bords du niveau supérieur. La Hardt grise forme alors une bande étroite au Sud, en limite Est de la forêt de la Hardt. Ces terres sont davantage vouées à la culture que celles de la Hardt rouge. Au nord, la nappe phréatique se situe à une faible profondeur, c'est pourquoi les cultures sont davantage favorisées. Au contraire, dans la partie Sud, la nappe se situe à une plus grande profondeur de par la présence de travaux d'aménagements du Rhin. Afin de pallier ce problème, un important système d'irrigation a dû être mis en place, en créant par exemple des canaux d'irrigation alimentés en eau par le Rhin.

La Basse plaine du Rhin : celle-ci est située en contrebas de la Hardt grise et de la Hardt rouge. Elle est constituée d'alluvions grossières subactuelles, recouvertes par une couche de limon sableux argileux, dotées d'une grande fertilité et déposées lors des inondations du Rhin. L'irrigation a dû être développée dans le but de remédier aux problèmes d'irrégularité des récoltes, du fait de la profondeur de la nappe phréatique et de l'irrégularité de la couche de limon fin d'inondation.

Carton morpho-pédologique de la Région "Plaine Sud-Alsace"

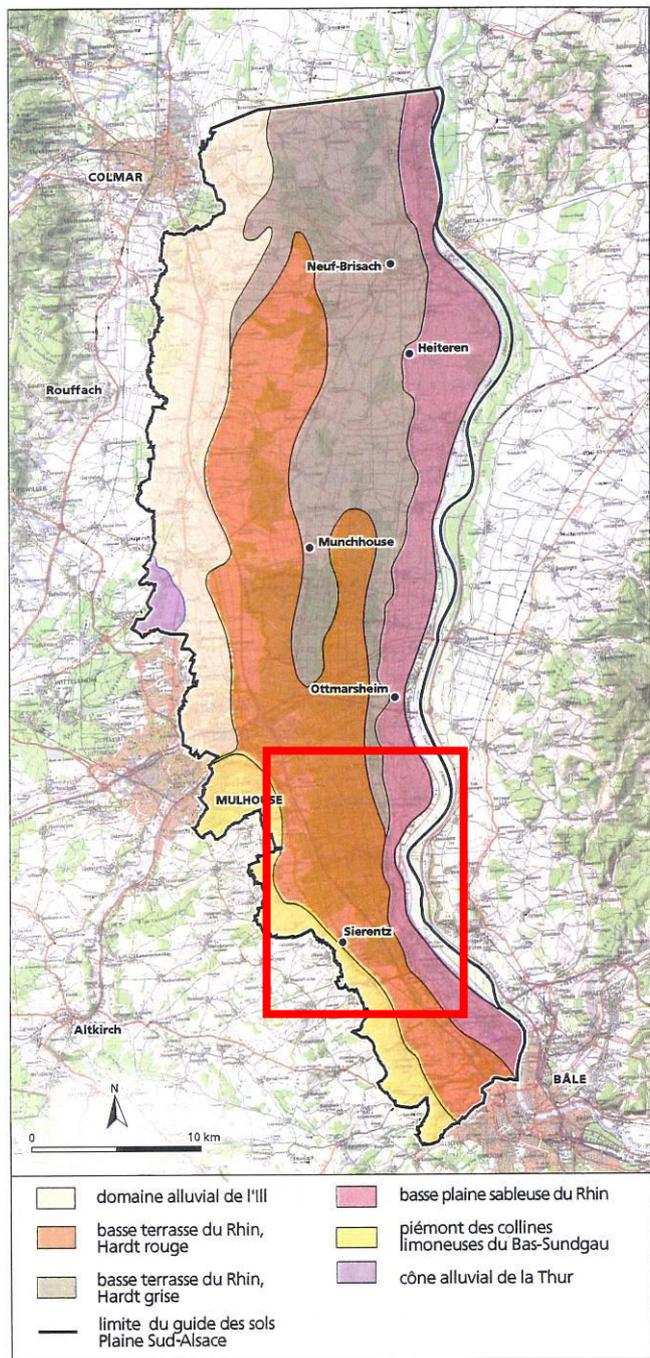


Illustration 18 : Cartographie morpho pédologique de zone d'étude dans la Plaine d'Alsace (Guide des sols d'Alsace n°10, Région alsace 1999)

La limite entre les alluvions subactuelles (correspondant à la Basse plaine du Rhin) et les alluvions récentes se traduit dans le paysage par un dénivelé de l'ordre de quelques mètres. Ce talus d'érosion est orienté Nord-Sud et se situe à proximité de la RN68, tantôt à l'est et tantôt à l'ouest de la nationale.

1.2.5 Hydrogéologie

Deux entités hydrogéologiques sont à distinguer : la nappe phréatique d'Alsace qui occupe la plaine rhénane et un ensemble d'entités hydrogéologiques en bordure orientale du Sundgau qui regroupe plusieurs aquifères de natures différentes (porosité de matrice, de fissure ou de porosité mixte) et de dimensions restreintes, pouvant être en contact les uns avec les autres.

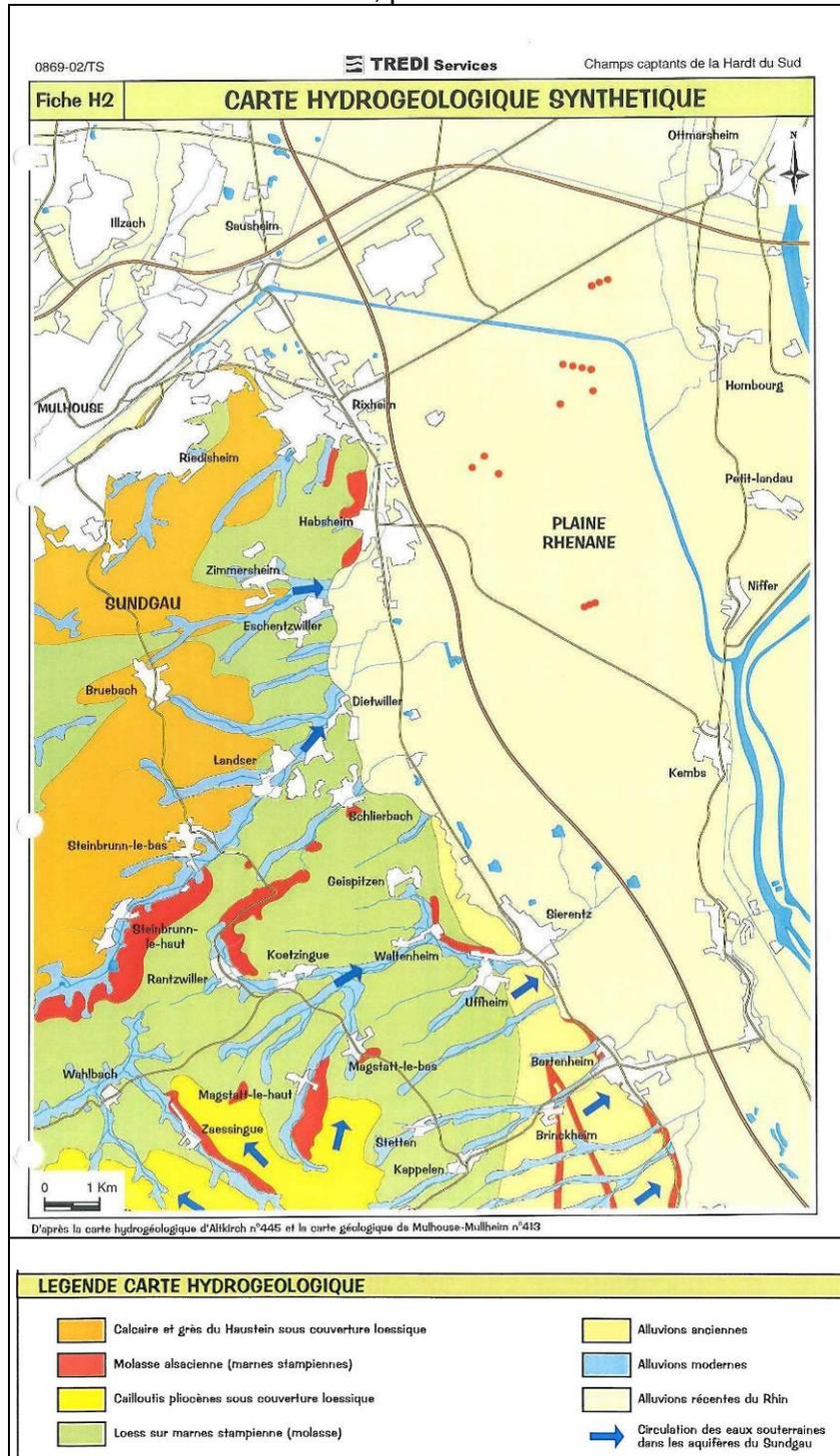


Illustration 19 : Cartographie des entités hydrogéologiques du secteur de la Hardt (source : Rapport BURGEAP)

La nappe phréatique rhénane s'écoule dans une formation géologique constituée de galets, graviers, sables plus ou moins argileux d'origine rhénane. L'épaisseur de la formation varie de quelques mètres à plus de 100 m. C'est un aquifère à porosité de matrice. Son alimentation en eau se fait principalement par les pluies efficaces, par les eaux de surface (réseau hydrographique de la plaine du Sundgau) et les apports souterrains des aquifères du Sundgau.

Les apports d'eau souterraine de la bordure orientale du Sundgau regroupent une série d'aquifères :

- l'aquifère des calcaires et grès du Haustein associé au Horst de Mulhouse ;
- l'aquifère des molasses alsaciennes constitué d'une alternance de niveaux imperméables (marnes) et perméables (marnes sableuses, sables et grès calcaires) ;
- l'aquifère des alluvions anciennes, qui se compose en fait de plusieurs nappes perchées s'apparentant à une haute terrasse alluviale en bordure orientale du Sundgau ;
- les aquifères des cailloutis du Sundgau ;
- les alluvions modernes liées aux cours d'eau.

Au Nord affleure l'aquifère des calcaires et grès du Haustein. La molasse alsacienne repose stratigraphiquement sur ces formations. Si le rapport Tredi considère que cette formation est aquifère, il faut cependant préciser qu'il ne s'agit pas d'une entité hydrogéologique reconnue comme homogène et que d'une manière générale elle est considérée à l'échelle du Sundgau comme une formation semi-perméable dont les capacités aquifère sont restreintes et locales.

Les alluvions perméables des aquifères des cailloutis et des alluvions anciennes reposent sur un substratum semi-perméable (composé des marnes stampiennes de la molasse alsacienne) et sont recouvertes généralement par un manteau de loess semi-perméable plus ou moins épais. Du fait de leur position topographique, les aquifères des cailloutis et des alluvions anciennes correspondent majoritairement à des nappes perchées. En ce qui concerne l'aquifère des alluvions modernes, ce sont des nappes sous-fluviales associées aux différents cours d'eau. De manière générale, la puissance de ces aquifères est globalement très réduite et comprise entre quelques mètres et quelques dizaines de mètres.

Les aquifères des alluvions anciennes et modernes ne présentent pas un grand intérêt au niveau de leur exploitation pour la consommation humaine. Au contraire, l'aquifère des cailloutis constitue le réservoir le plus important du Sundgau.

L'eau circulant dans les aquifères des alluvions anciennes et modernes va s'infiltrer à terme dans l'aquifère rhénan.

La molasse alsacienne est en contact avec le fossé rhénan sur toute la limite orientale du Bas-Sundgau, de Rixheim à Sierentz, mais selon le rapport Tredi les apports d'eau restent limités.

Une partie de l'eau circulant dans l'aquifère des cailloutis s'infiltrerait indirectement dans la partie de l'aquifère rhénan via les alluvions modernes associées au cours d'eau.

Pour ce qui est des calcaires et grès du Haustein, leur influence, non démontrée, ne peut s'effectuer que par un drainage des eaux de surface ou par un contact avec les autres formations, notamment les horizons perméables de la molasse alsacienne (Illustration 20).

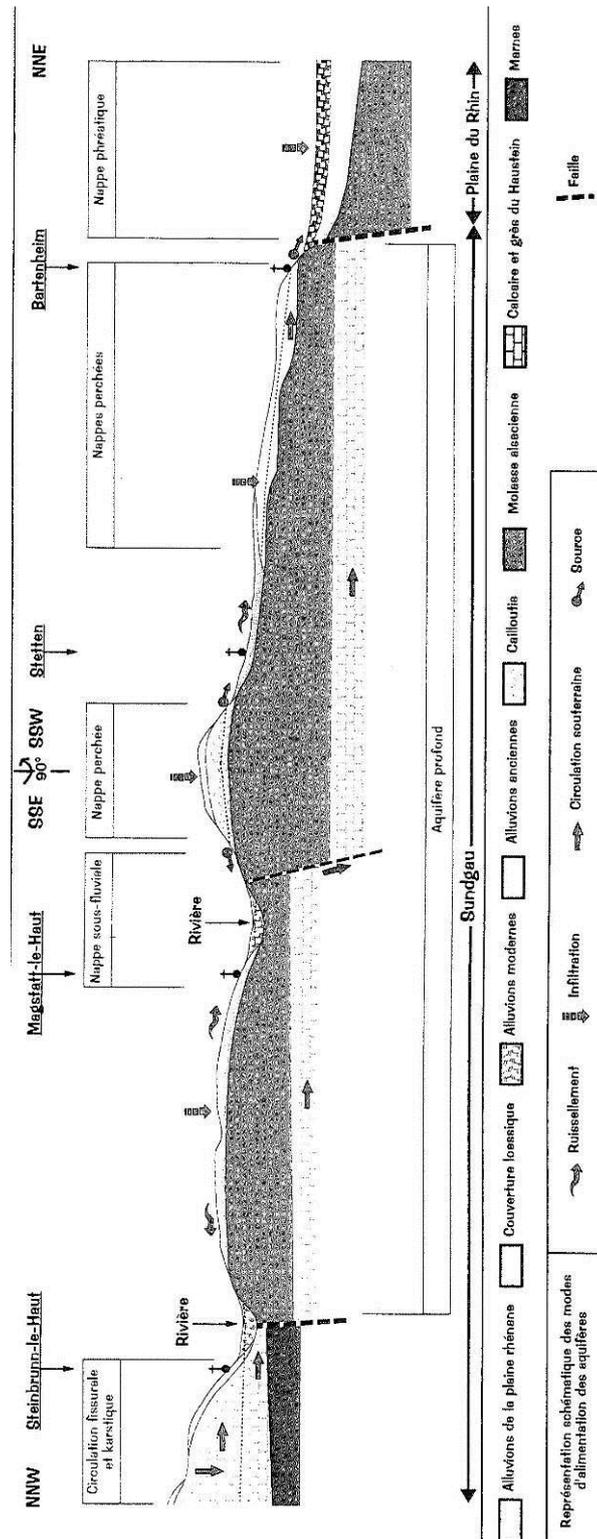


Illustration 20 : Coupe géologique sur la zone d'étude, de Steinbrunn-le-Haut à Bartenheim (source : source : rapport BURGEAP)

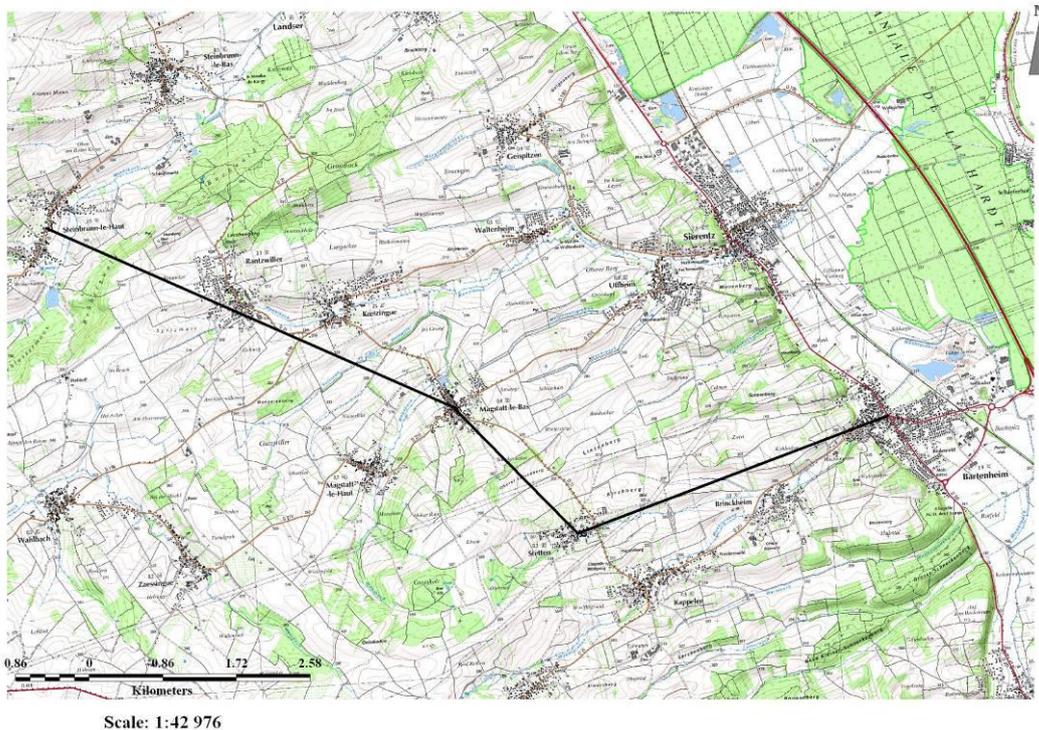


Illustration 21 : Localisation de la coupe géologique de Illustration 20 sur le scan IGN

1.2.6 Occupation des sols et pratiques agricoles

Dans le domaine d'étude défini, trois secteurs peuvent être distingués : tout d'abord le Bas-Sundgau, à vocation agricole (cultures et élevage), caractérisé par un habitat dispersé dont le raccordement avec les systèmes d'assainissement n'est pas complètement achevé. Puis, une bande étroite de terre est située entre la limite des collines sundgauviennes et la limite ouest de la forêt de la Hardt Sud, caractérisée par la présence d'agglomérations, de zones d'activités économiques, d'un aéroport, d'infrastructures routières, de décharges, de stations d'épuration, de terres agricoles, de gravières en exploitation ou non et partiellement ou totalement remblayées. Puis, on note la présence d'une bande étroite de terres située entre la limite Est de la forêt de la Hardt Sud et le Rhin.

La Hardt rouge représente un sol brun forestier, tandis que la Hardt grise a connu le développement de cultures. Cependant, l'abaissement de la nappe phréatique en diminue le rendement pendant les années sèches.

Dans le Sundgau domine la hêtraie avec un mélange de chênes et les enrésinements en épicéas se développent. Les zones du Sundgau, couvertes de limons lœssiques donnent des sols profonds et sains formant des terroirs cultivés permettant la culture intensive (blé, orge, betterave à sucre, maïs et luzerne).

En bordure du Sundgau, les colluvions de lœss qui ont été épandus à la surface de la basse terrasse ont permis de constituer un terroir fertile qui a gagné en surface aux dépens de la forêt.

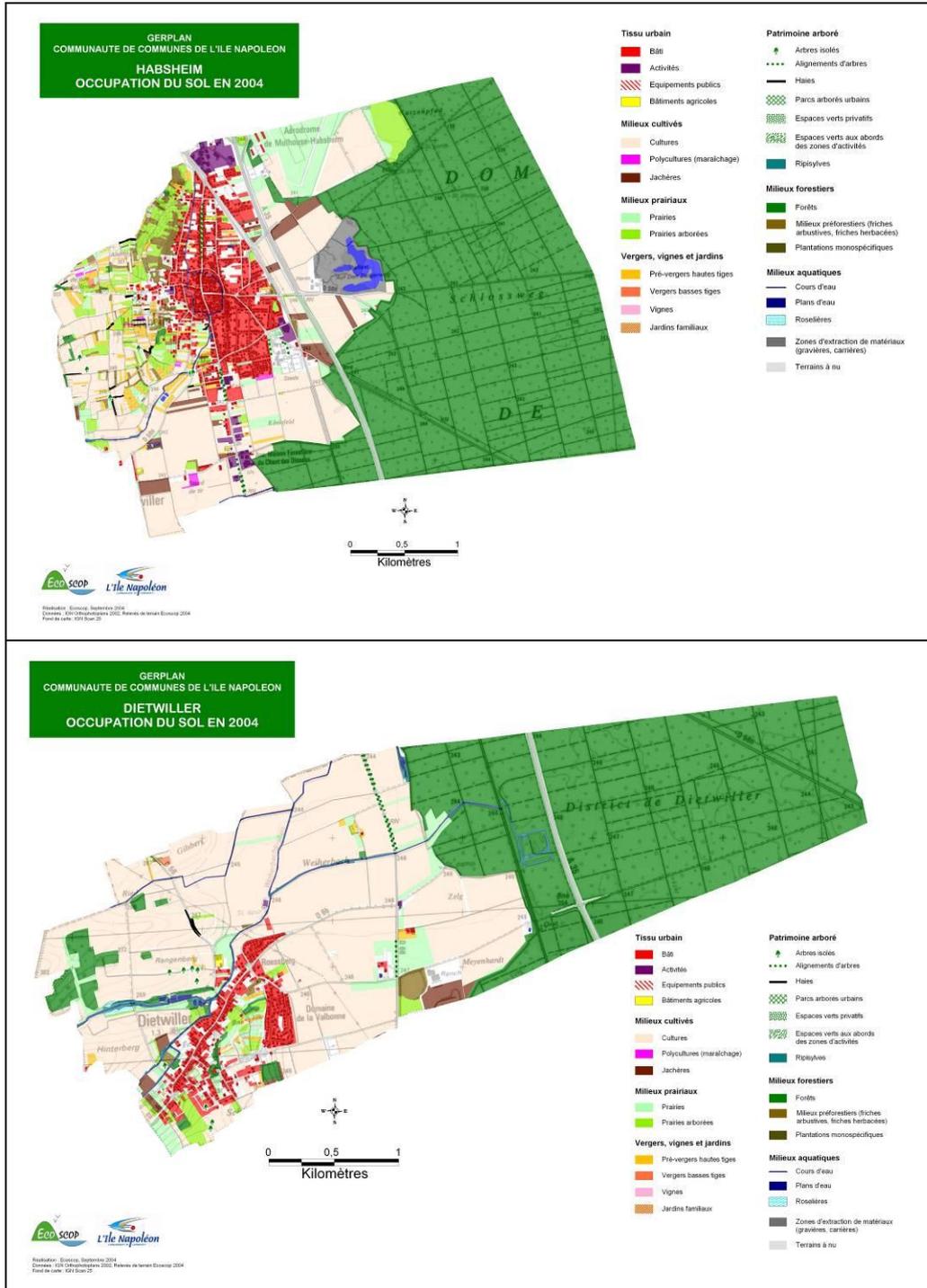


Illustration 22 : Exemple d'occupation des sols (communes de Habsheim et de Dietwiller, cartes GERPLAN)

1.2.7 Pédologie

Les sols et leurs caractéristiques ont été obtenus grâce au guide des sols d'Alsace, de la petite région naturelle Plaine-Sud-Alsace, publié en 1999 par la Région Alsace.

La forêt de la Hardt se situe sur un sol limono-argileux-sableux profond hydromorphe sur des alluvions de l'Ill (Illustration 23). Les sols sont marqués par la remontée temporaire de la nappe à faible profondeur (moins de 1 m). L'hydromorphie est manifeste dès 50 cm. Elle peut être associée à des sols localement peu profonds et des sols calcaires profonds.

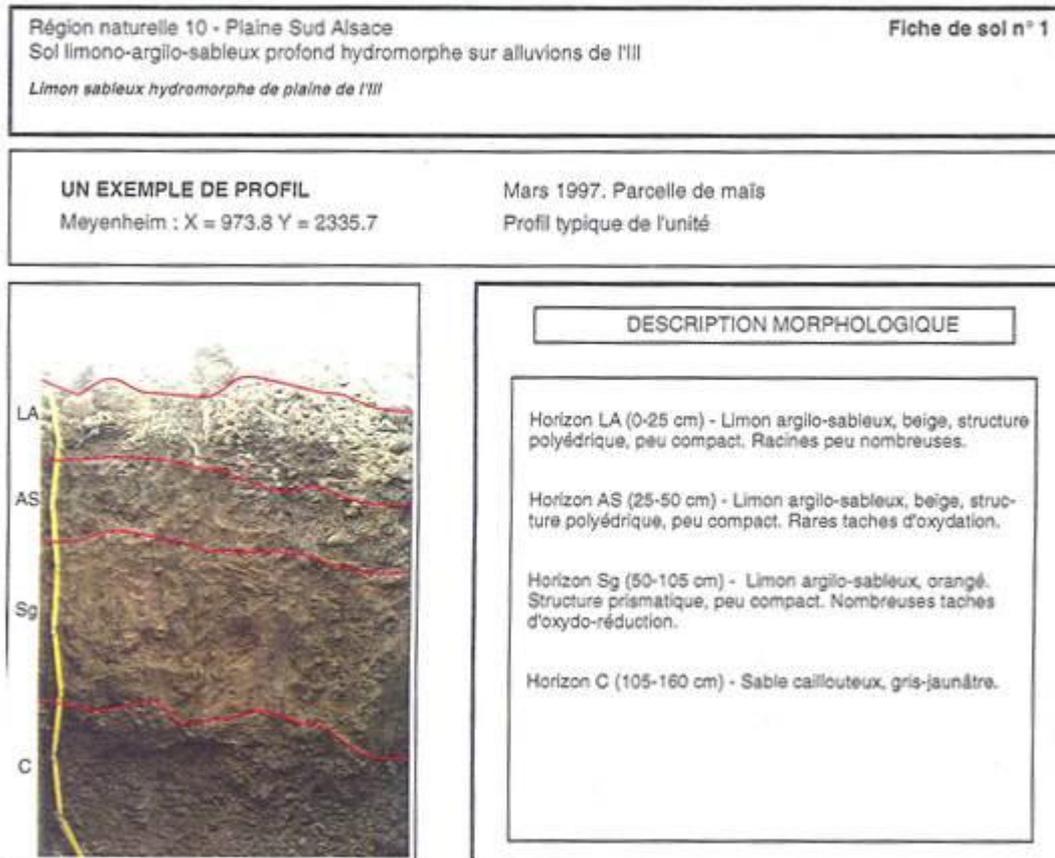


Illustration 23 : Pédologie au niveau de la forêt de la Hardt, tirée du guide des sols

Au niveau de la plaine rhénane, les sols sont caillouteux, limono-argilo-sableux, rosâtre, peu profonds (de 30 à 50 cm), calcaires sur alluvions caillouteuses du Rhin de Rixheim à Bâle. Ce type de sol se trouve sur la terrasse caillouteuse au centre de la plaine du Rhin. Dans la plaine Sud-Alsace, les sols développés sur cette terrasse sont caillouteux dès la surface, de couleur rosâtre, calcaires et peu profonds (Illustration 24). Les eaux de pluie ou d'irrigation d'infiltreront rapidement dans les sols.

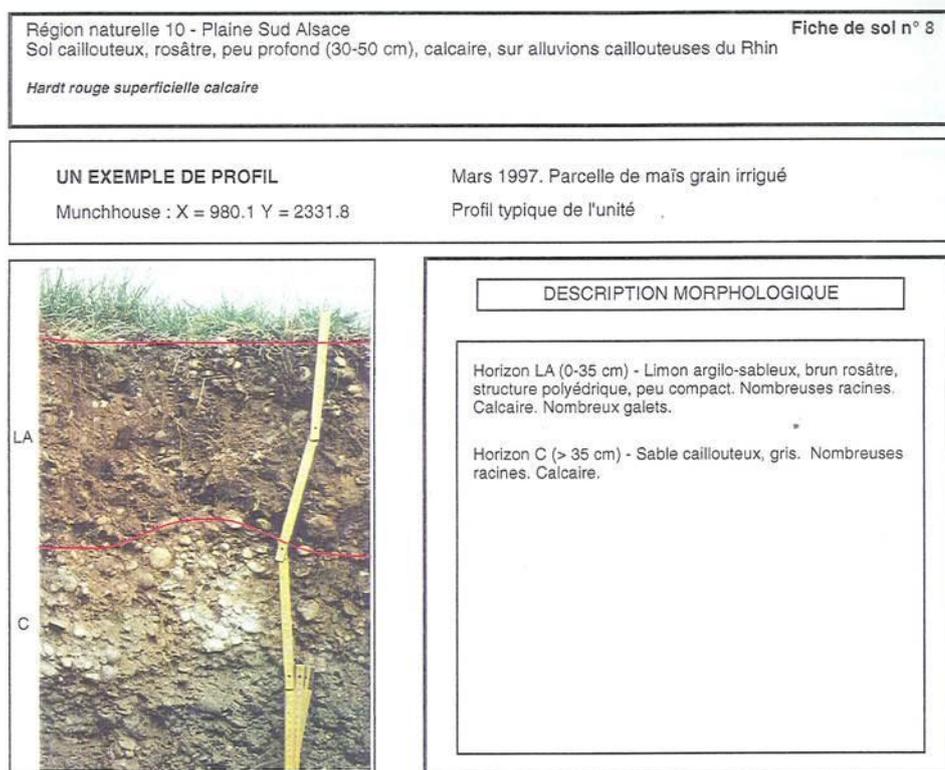


Illustration 24 : Pédologie en bordure de la forêt de la Hardt, tirée du guide des sols

Le risque de lessivage des nitrates est très élevé (75% pour 180 mm de pluie efficace). Dans ce secteur, la culture principale est le maïs irrigué.

Sur les collines du Sundgau en bordure de la nappe, se trouvent des sols composés de matériaux limoneux lœssiques sensibles au ruissellement de surface. Cette caractéristique implique que les cours d'eau jouent un rôle important pour le lessivage des surfaces notamment en ce qui concerne les nitrates et les phytosanitaires.

La carte ci-dessous (Illustration 25) présente de manière plus précise que le guide des sols la répartition locale des sols rencontrés.

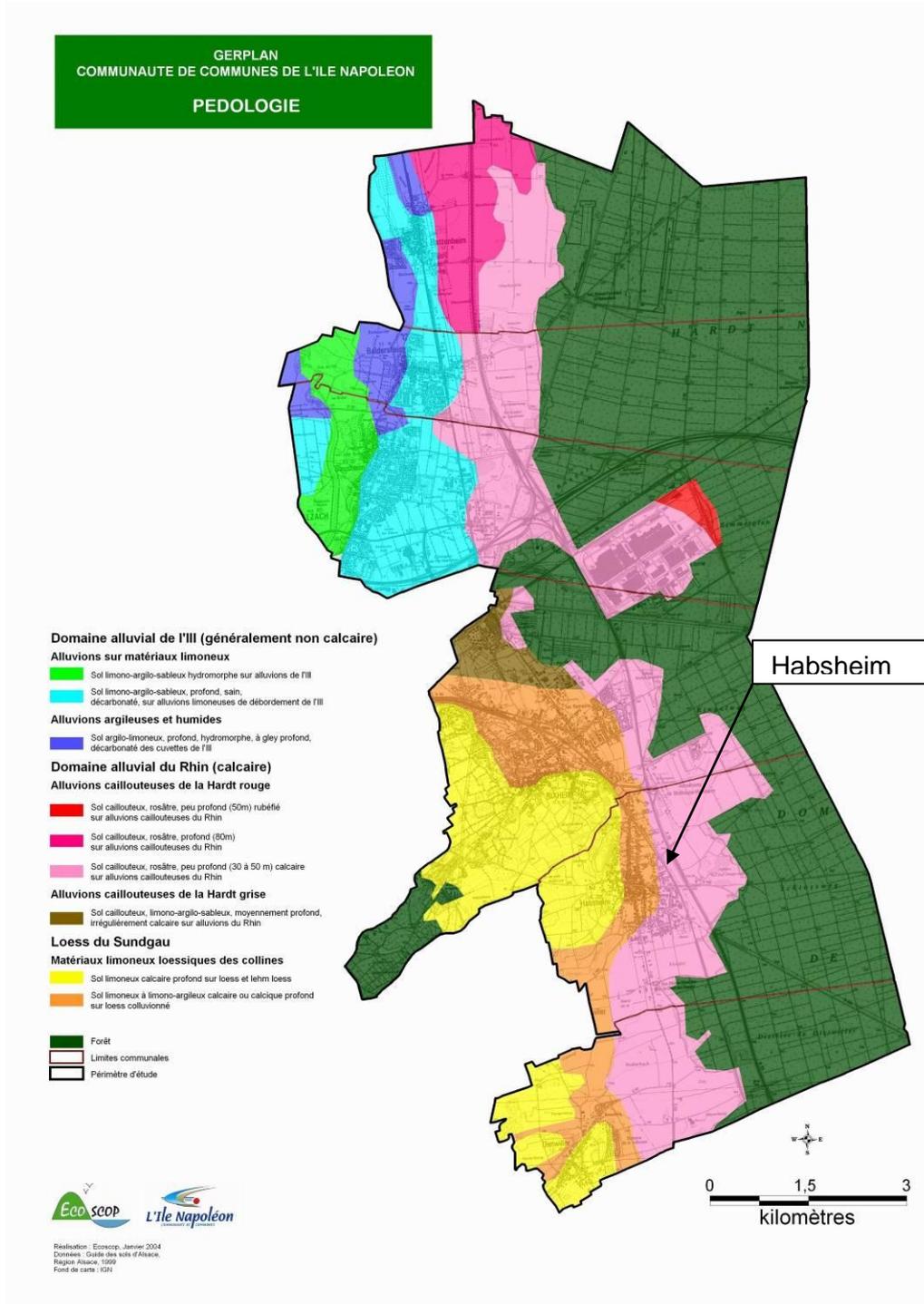


Illustration 25 : Cartographie pédologique en bordure ouest du secteur de la Hardt (carte GERPLAN)

1.3 OBJECTIF GENERAL

Les deux secteurs ont fait l'objet de diagnostics environnementaux détaillés visant à identifier les pressions polluantes et leur impact sur les eaux souterraines. Il s'agit de travaux menés par le BURGEAP en 1999 pour le secteur de Mommenheim et par TREDI en 2001 pour le secteur de la Hardt. Les recommandations émises ont amené dans chacun des secteurs à des actions concrètes et pour Mommenheim, à la définition d'un périmètre de protection élargi.

Près de 10 ans après les diagnostics réalisés et les actions qui en découlèrent, les analyses des eaux souterraines montrent une persistance des pollutions en pesticides et nitrates. Il est donc apparu nécessaire d'apporter un éclairage complémentaire à la connaissance acquise dans le cadre de précédentes études. Les méthodologies retenues ont pour objectif d'apporter une dimension temporelle de la pollution en associant aux pollutions observées dans les captages étudiés un âge des eaux souterraines et une évolution.

Pour cela, une série de mesures, de prélèvements et d'analyses sont réalisées afin de :

- caractériser les flux captés par certains ouvrages des champs captant des deux secteurs ;
- caractériser le faciès chimique des eaux actuellement captées par ces ouvrages et leur niveau actuel de pollution ;
- estimer la structure d'âge des eaux à l'aide de traceurs.

L'approche méthodologique ne se substituera pas aux diagnostics et synthèses exhaustives réalisés précédemment.

En parallèle, une autre approche méthodologique sera déployée sur la base d'outils de modélisation simulant les transferts des polluants vers la nappe : pour les nitrates l'application STOFFBILANZ sera utilisée et pour les phytosanitaires le modèle MACRO. Pour ce dernier modèle, une série de prélèvements et d'analyses de sols caractéristiques des secteurs étudiés devra permettre d'affiner le paramétrage du transfert des phytosanitaires dans des sols. Chaque type simulation (nitrates ou phytosanitaires) servira ensuite à reconstituer une chronique de concentration pour plusieurs ouvrages des champs captant étudiés. Pour cela le modèle hydrodynamique développé dans le cadre du projet INTERREG MoNit sera mis à contribution. Les résultats obtenus seront alors confrontés avec ceux issus des tests et analyses réalisés au droit des captages.

La confrontation entre deux approches méthodologiques indépendantes devra permettre une estimation la plus précise possible de l'évolution des pollutions en nitrates et en produits phytosanitaires constatée.

2 Méthodologie

2.1 L'APPROCHE CHIMIQUE ET ISOTOPIQUE : PRELEVEMENTS ET ANALYSES DES EAUX SOUTERRAINES

2.1.1 Généralités

Il s'agit de réaliser pour chaque captage sélectionné une série d'observations in situ accompagnées de prélèvements et d'analyses afin de déterminer :

- la composition chimique des eaux souterraines,
- les contributions possibles des cours d'eau à proximité,
- l'âge moyen des eaux prélevées.

Les techniques de prélèvement déployées viseront un échantillonnage et une caractérisation globale de l'eau pompée pour chaque captage, mais aussi un échantillonnage spécifique des eaux souterraines à différentes profondeurs de l'aquifère capté par chaque ouvrage.

L'objectif est de caractériser le plus finement possible le chimisme et l'âge apparent des contributions de différents niveaux au sein de l'aquifère.

2.1.2 Paramètres suivis et analysés

Les ions majeurs (Ca, Mg, K, Na, HCO₃, SO₄, Cl et NO₃) et les paramètres physico-chimiques in situ (pH, température, conductivité, potentiel redox) constituent une première série de données collectées.

Une deuxième série de paramètres est constituée de 32 substances phytosanitaires.

Pour la datation de l'âge des eaux, les traceurs suivants ont été utilisés :

- Tritium ;
- CFC (Chlorofluorocarbone) 11, 12, 113 ;
- SF₆.

Pour la détermination du fonctionnement hydrogéologique, échanges entre aquifères, origine des eaux,...les isotopes stables de la molécule d'eau $\delta^{18}\text{O}$ et $\delta^2\text{H}$ ont été utilisés.

2.1.3 Déroulement des mesures et des prélèvements

a) Prélèvement intégral du captage

Lors d'une première phase d'investigation, les eaux des puits ont été prélevées dans son contexte d'utilisation, c'est-à-dire en mode de production. Cependant, avant la phase de prélèvement, l'ouvrage a été mis à l'arrêt un jour auparavant ; l'objectif étant de pouvoir suivre l'évolution des caractéristiques physico-chimiques de l'eau captée à partir d'une mise en service jusqu'à la stabilisation des paramètres mesurés in-situ.

A partir du démarrage de la pompe et durant toute la production du puits, les paramètres température, pH et conductivité électrique ont été suivis en continu. Un système de débit continu dans une cellule isolée de l'atmosphère garantit que les données reflètent les conditions dans l'aquifère sans contact avec l'atmosphère.



Illustration 26 : Système de mesure des paramètres in situ et de prélèvement (secteur de la Hardt)

Lorsque les valeurs des paramètres suivis se stabilisent, l'échantillon représentatif de l'intégralité du flux capté par l'ouvrage en mode de production est prélevé.

b) Prélèvements sélectifs à des profondeurs données

A l'aide d'un système de cannes emboîtées, l'eau est prélevée à différentes profondeurs prédéterminées dans les captages étudiés.



Illustration 27 : Système de cannes mis en place pour les prélèvements à des profondeurs données des captages (secteur de Mommenheim)

Les échantillons ainsi collectés font ensuite l'objet des mêmes analyses que pour les prélèvements intégraux.

2.2 MODELISATION

2.2.1 Contexte

Une approche visant à simuler les transferts de nitrates et de produits phytosanitaires a été suivie en combinant des modèles de transferts avec un modèle hydrodynamique. Le modèle hydrodynamique utilisé a été réalisé au cours du projet transfrontalier INTERREG III MoNit de modélisation de la pollution par les nitrates dans la vallée du Rhin supérieur. Le modèle de lessivage des nitrates STOFFBILANZ dont les résultats sont utilisés provient du même projet. Le modèle MACRO simulant le transfert des phytosanitaires dans les sols est issu de plusieurs travaux menés par le BRGM. Le travail permet de reconstituer le flux historique des nitrates et de produits phytosanitaires du sol vers la nappe jusqu'aux captages étudiés. Le processus de calcul se décompose en plusieurs volets.

Les eaux captées par ces ouvrages sont décrites par le modèle hydrodynamique selon deux critères :

- leur âge, qui correspond au temps de transfert entre le lieu de recharge des eaux et l'ouvrage étudié;
- la nature de la recharge (précipitation en amont immédiat, infiltration des cours d'eau, aquifères en amont).

Pour chaque ouvrage étudié le modèle hydrodynamique permet de produire une matrice de calcul décrivant les eaux captées selon ces deux paramètres. Cette matrice de calcul permet ensuite de simuler pour chaque ouvrage étudié l'évolution théorique des pollutions sous forme de chroniques de concentration. Pour cela, il est nécessaire d'introduire des données d'entrée sous forme de chroniques d'apport de polluant vers la nappe. Ces chroniques simulées sont obtenues essentiellement grâce aux modèles de transferts STOFFBILANZ (nitrates) ou MACRO (phytosanitaires).

Les résultats obtenus par simulation ont été comparés d'une part aux chroniques de concentrations des nitrates et des phytosanitaires réelles aux captages étudiés, c'est-à-dire aux captages 02341X0024/F4, 02341X0143/F7 et 0342X0193/P8 pour le secteur de Mommenheim et pour les captages 04138X0183/F3, 04138X0179/PVH6, 04137X0158/F7 et 04138X0228/P2 pour le secteur de la forêt de la Hardt. Toutefois, d'autres captages environnant feront également l'objet de ce travail de simulation et de comparaison avec les historiques d'analyse afin d'estimer la justesse des résultats obtenus.

Enfin, les résultats de la simulation seront confrontés avec ceux de l'étude géochimique.

2.2.2 Phase 1 : Transfert dans les sols

a) Simulation de transfert de nitrates

Les données d'entrées appliquées pour les nitrates en amont du modèle hydrodynamique sont les résultats historiques du modèle de lessivages des sols par l'occupation agricole tels qu'il a été élaboré au cours du même projet transfrontalier MoNit.

Le logiciel STOFFBILANZ, produit une répartition spatiale du lessivage en nitrates au niveau des sols à partir de paramètres agronomiques et pédologiques tels que :

- l'occupation des sols (états 1980, 1990 et 2000) ;
- les types de sols ;
- les pratiques agricoles historiques.

Il en résulte une cartographie du lessivage exprimé en mg/l de nitrates pour trois périodes : 1980, 1990 et 2000. Pour les deux secteurs d'études, les surfaces englobant les aires les plus proches ont été retenues (Illustration 28)

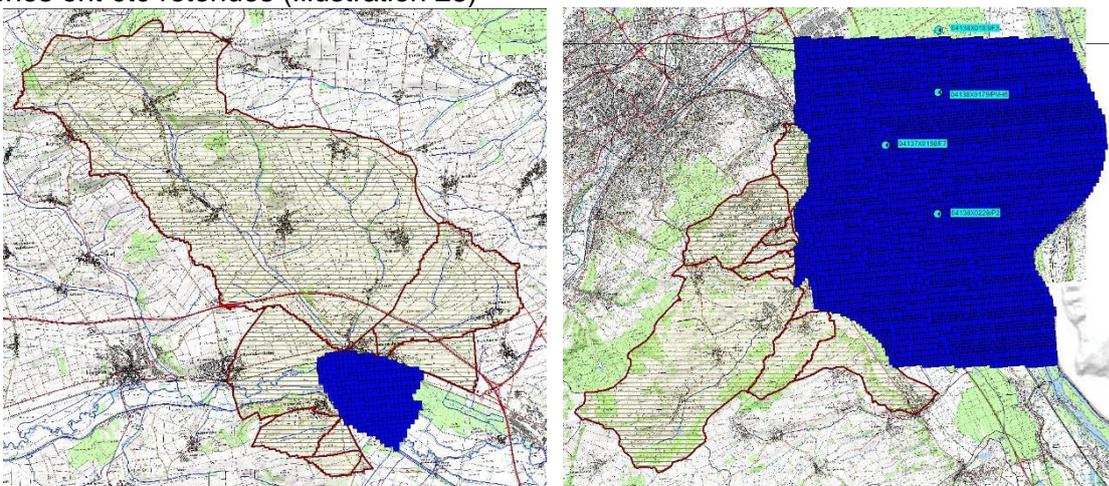


Illustration 28 : Surfaces retenues pour caractériser les pressions agricoles associées à la modélisation pour les secteurs de Mommenheim et de la Hardt (surfaces bleues = zone de recharge directe par les précipitations, surfaces hachurées = zone de flux de bordure).

b) Simulation de transfert de produits phytosanitaires

• Phénomènes à simuler

Pendant et après l'application d'un produit phytosanitaire, les substances actives sont soumises à divers phénomènes physiques, chimiques et biologiques impliqués dans leur transfert depuis la zone d'application vers l'atmosphère et/ou le sol, les eaux souterraines et les eaux de surface.

Dans le cadre de ce travail, l'accent est mis sur les transferts issus d'une parcelle cultivée, c'est-à-dire les transferts à travers le sol. La principale voie de transfert à simuler est donc l'infiltration, les autres voies de transfert ayant moins d'influence sur les eaux souterraines. Les pertes par volatilisation influencent plus directement le compartiment atmosphérique surtout si le composé est volatil. De plus, le ruissellement et le drainage n'ont pas d'action directe sur les teneurs en produits phytosanitaires dans la nappe ; ils n'influencent que les eaux superficielles. D'une manière indirecte toutefois, le ruissellement peut avoir un impact sur les concentrations dans la nappe en raison de possibles relations nappe/rivière complexes. Ce type de relation n'est en revanche pas pris en compte dans les simulations de transfert de produits phytosanitaires en 1D.

Il faut noter que les pertes par volatilisation et ruissellement peuvent être importantes. Certains produits spécifiques ont en effet, de par leurs propriétés chimiques, une tendance naturelle à se volatiliser. De plus, dans des contextes où les pentes sont importantes, le ruissellement est favorisé entraînant l'augmentation des pertes des produits phytosanitaires selon ce biais. Il est donc nécessaire d'avoir à l'esprit que la non prise en compte de ces phénomènes peut engendrer, pour certains produits très volatiles et dans des contextes de sols à fortes pentes, une surestimation des concentrations dans la nappe.

• Choix du modèle

Il existe plusieurs possibilités théoriques pour simuler le transfert de produits phytosanitaires depuis l'application jusqu'à la nappe. D'une manière générale, les simulations sont réalisées à l'échelle de la parcelle agricole en 1D. Seuls les premiers mètres du sol sont étudiés car les spécialistes considèrent souvent que les réactions les plus importantes siègent à de faibles profondeurs. Ce type de modélisation est actuellement utilisé dans le cadre de l'homologation des produits phytosanitaires.

Il existe de nombreux modèles permettant de simuler la concentration en substance sous une parcelle agricole pour un produit phytosanitaire donné. Ces outils se distinguent des indicateurs par le nombre d'équations enchaînées dans un logiciel dédié. Ces modèles réalisent des calculs itératifs prenant en compte les effets du climat, des transferts d'eau, de la croissance des végétaux et des propriétés des produits pour simuler l'évolution des concentrations en substances dans le sol.

Les modèles diffèrent généralement les uns des autres par une meilleure simulation d'un ou plusieurs phénomènes. Certains ont des fonctionnalités uniques. Ils réalisent des simulations 1D ; ce qui permet de prédire des concentrations en produits phytosanitaires (en mg/l) pour des zones homogènes dans le sol. Ces zones sont des combinaisons "sol"; "climat"; "culture"; "produit". Les simulations sont faites à un pas de temps régulier (généralement, 1 jour).

De nombreuses études comparant les différents modèles sont disponibles (Armstrong et al., 2000; Francaviglia et al., 2000) de sorte que l'établissement d'une liste exhaustive est difficilement réalisable. Tous les modèles disponibles ont leurs avantages et leurs inconvénients

mais seuls quatre d'entre eux ont été préconisés pour l'homologation des produits phytosanitaires en Europe. Ces modèles sont MACRO (Jarvis et al., 1991), PELMO (Klein, 1991), PRZM (Carsel et al., 1984) et PEARL (Tiktak et al., 2000). La sélection de ces quatre modèles a surtout été réalisée par le groupe de travail FOCUS¹ (FOCUS, 1997; FOCUS, 2001) qui a posé les bases de l'homologation par simulation en Europe. PRZM est un modèle capacitif considéré comme le modèle simulant le mieux le ruissellement. PELMO simule quant à lui de manière correcte l'infiltration et la percolation. Ce modèle est aussi un modèle capacitif. Il est particulièrement performant pour simuler les dégradations en chaîne, lorsque le produit de dégradation d'une substance phytosanitaire donne lui-même des produits de dégradation. Il permet aussi de suivre l'évolution de plusieurs produits de dégradation en même temps. En revanche, il ne simule pas les écoulements dans les macropores. PEARL décrit les écoulements d'eau et la courbe de rétention pour des équations plus complexes. Il est utilisé pour simuler les transferts à grande échelle à l'aide d'un SIG (Tiktak et al., 2002). MACRO se distingue des autres modèles par sa meilleure capacité à simuler les transferts de phytosanitaires dans les macropores, en revanche il ne simule pas le ruissellement de surface.

Pour ce projet, le modèle MACRO a été utilisé notamment parce qu'il simule mieux les écoulements préférentiels. Ce type d'écoulement apparaît souvent en sols argileux. Or, ce type de sols est attendu dans certaines zones du fossé rhénan. La problématique des écoulements préférentiels est en effet très importante dans le domaine de la modélisation des transferts de produits phytosanitaires car ils peuvent influencer les vitesses de transfert des matières actives. Ils interviennent quand une partie de l'eau transite dans le sol de manière privilégiée dans les pores de diamètres importants en évitant une certaine partie de la matrice.

Le modèle MACRO apparaît à travers ses prédictions comme un modèle obtenant de bons résultats de simulation dans le cadre de transferts d'eau et de solutés mettant en jeu des écoulements préférentiels pour différents types de sols. Le modèle est utilisé pour le calcul des Concentrations Environnementales Prévisibles dans les eaux souterraines et de surface (PEC_{sw}) à l'aide de modèles de simulation dans le contexte de l'homologation européenne (EEC, 1991; FOCUS, 2001). Enfin, l'utilisation du modèle MACRO bénéficie d'une première expérience concluante dans le cadre d'une étude précédente du BRGM sur la nappe d'Alsace (Elsass et al., 2009).

- **Sélection des paramètres**

Données relatives aux produits phytosanitaires

Les transferts de trois molécules phytosanitaires ont été étudiés lors de ces phases de simulations : l'atrazine, la déséthylatrazine et l'isoproturon.

L'atrazine a été sélectionnée pour cette étude car elle a souvent été détectée dans les eaux souterraines. L'atrazine (Formule brute : $C_8H_{14}ClN_5$) est un herbicide. Elle agit en bloquant la photosynthèse des végétaux (production de glucides à partir de gaz carbonique présent dans l'air, en employant la lumière solaire comme source d'énergie). L'atrazine fait partie de la famille des triazines.

¹FOCUS (FORum for the Co-ordination of pesticide fate models and their USE) est un groupe de travail formé sous une initiative de la Commission européenne afin d'harmoniser le calcul des concentrations environnementales prévues (PEC) des substances actives des produits phytopharmaceutiques dans le cadre de la Directive européenne 91/414/CEE. FOCUS est basé sur la coopération entre les scientifiques de l'industrie, les universités et les organismes de réglementation.

L'atrazine a été très couramment utilisée pendant quarante ans sur les cultures de maïs, depuis son introduction jusqu'à son interdiction, décidée en 2003 en France et en 1990 en Allemagne. Le maïs étant gros consommateur d'herbicides, l'utilisation annuelle était estimée en France à plus de 5000 tonnes. L'atrazine présentait pour l'exploitant beaucoup d'avantages : facile à utiliser, efficace (la molécule conserve son efficacité dans le sol de 2 à 6 mois) et un faible coût.

L'atrazine reste active assez longtemps mais se modifie avec le temps. Des processus de dégradation biotique dans le sol apparaissent une à deux semaines après l'application. La molécule se transforme et génère plusieurs nouvelles molécules sous l'action des micro-organismes. Parmi ces nouvelles molécules, dites aussi métabolites, un intérêt particulier est porté à la déséthylatrazine ou "**DEA**" (Formule brute : $C_6H_{10}ClN_5$).

Elle est en effet communément retrouvée dans les nappes en Alsace et a donc été simulé dans ce projet. La conversion de l'atrazine vers la DEA lors de sa dégradation est d'environ 20%.

L'isoproturon ($C_{12}H_{18}N_2O$) est un herbicide de la famille chimique des urées substituées. Cet herbicide est absorbé par les racines et les feuilles et agit comme inhibiteur de la photosynthèse. Cette molécule a été sélectionnée car elle est très différente de l'atrazine. En effet, contrairement à cette dernière, l'isoproturon est toujours disponible sur le marché et est peu détecté dans les eaux souterraines.

Données relatives aux dates d'application

Dans MACRO, une date doit être définie pour l'application de chaque produit. Les dates d'application sont normalement dépendantes de l'année considérée. Le groupe de travail Focus (FOCUS, 2000) a estimé que des dates moyennes pouvaient être utilisées d'une année à l'autre.

Les paramètres MACRO qui ont servi pour les dates des simulations sont basés sur les modes d'action des produits (pré- ou post-levée) et sur les dates de développement des cultures. Comme ces deux paramètres (les dates et les modes d'action) sont déjà fixés, les dates d'application sont aussi fixées car elles sont reprises à partir de ces deux éléments. Le groupe FOCUS ne préconisant qu'une série de dates de développement des cultures pour la région étudiée, une seule série de dates d'application a été utilisée pour les simulations.

L'atrazine avait de nombreux usages herbicides, y compris non agricoles. Son principal usage était néanmoins des applications de post-levée sur maïs. Sa date d'application pour les simulations est ainsi fixée aux alentours du 20 avril.

L'isoproturon est un herbicide utilisé sur toutes les céréales à paille. Son usage le plus courant est l'application en pré-semis sur blé tendre. Sa date d'application pour les simulations est ainsi fixée aux alentours du 10 octobre.

Données relatives aux doses d'application

Les doses d'application utilisées dans les simulations proviennent des guides agricoles (par exemple le guide ACTA (ACTA, 2008)), soit enfin elles sont issues de pratiques observées sur d'autres sites. Bien que réalistes, tous ces choix restent des hypothèses car de nombreuses inconnues qui influencent les doses n'ont pas pu être déterminées, surtout pour les dates les plus anciennes. De plus, les préconisations et les molécules distribuées par les coopératives sont différentes d'un site à l'autre mais ces informations ne peuvent pas toujours être connues. Or les préconisations et les molécules distribuées par les coopératives ont une influence importante sur les pratiques des exploitants (Schott et al., 2004), et cela diffère de l'hypothèse

de modélisation où tous les exploitants ont eu accès à toutes les molécules dans les quantités qu'ils désiraient.

L'**atrazine** a été utilisée de manière intensive en France durant toute la durée de sa commercialisation. Les quantités des matières actives appliquées sur les parcelles ont été déterminées en considérant une utilisation au maximum de la dose homologuée entre 1962 et 2003, période d'homologation de cet herbicide. La dose a même été augmentée pour prendre en compte les usages non agricoles sur la période 1962-1982. Les paramètres des simulations suivent ainsi la réglementation sur l'utilisation de l'atrazine. La concentration homologuée était de 2 500 g/ha entre 1962 et 1990. Elle a été ramenée à 1 500 g/ha entre 1990 et 1997. Entre 1997 et 2003, la dose maximale autorisée était de 1 000 g/ha. L'année 2003 marque le retrait de l'homologation de la molécule en France.

La **DEA** n'a pas de doses d'application. Elle est produite à partir de la dégradation de l'atrazine à chaque pas de temps de modèle dans chaque couche numérique de celui-ci.

L'**isoproturon** est un herbicide populaire qui est souvent utilisé dans les programmes des protections pour céréales. Il peut être utilisé seul ou en mélange avec d'autres molécules comme le diflufenilcanil ou le proflufocarb. Les quantités des matières actives appliquées sur les parcelles ont été déterminées en considérant une utilisation au maximum de la dose homologuée. L'isoproturon est homologué depuis 1973. La dose était de 1 500 g/ha. En 2004, de nouvelles dispositions réglementaires ont été prises, la dose maximale d'isoproturon est fixée à 1 200 g/ha. L'isoproturon n'est appliqué que sur céréales à paille, or celles-ci apparaissent au mieux qu'une année sur deux. La dose n'a donc été appliquée qu'une année sur deux.

Données relatives aux paramètres de sorption et de dissipation

L'**adsorption** se définit comme l'enrichissement ou la perte d'une ou plusieurs espèces chimiques sur une interface (IUPAC, 1972). Dans le domaine des sciences du sol, l'adsorption désigne le passage d'une phase liquide ou gazeuse vers une phase solide qui entraîne son accumulation à l'interface entre les deux phases (Calvet, 1989). Dans le cas des produits phytosanitaires, l'adsorption a lieu principalement à l'interface liquide/solide, c'est-à-dire, à l'interface entre, soit, la solution du sol et les constituants solides, soit la phase liquide interstitielle et les sédiments (Calvet et al., 2005).

L'adsorption fait intervenir des phénomènes physiques et chimiques d'une grande variété mais les expériences mettant directement en évidence un phénomène spécifique sont plutôt rares (Calvet, 1989). Un certain nombre de synthèses sur les mécanismes de rétention des pesticides dans les sols est disponible (Calvet et al., 1980b; Calvet et al., 1980a; Calvet, 1989; Koskinen et al., 1990; Von Oepen et al., 1991; Senesi, 1992; Harper, 1994; Wauchope et al., 2002)

Un produit phytosanitaire sous forme neutre peut s'adsorber sur la matière organique via des interactions de type hydrophobes entre les parties hydrophobes de la matière organique (lipides, graisses, cires, résines, chaînes hydrophobes des acides humiques et fulviques) et les parties hydrophobes de la molécule (Benoit, 1994). Ce mécanisme est généralement accompagné d'une adsorption par des liaisons de type Van der Waals (Shimizu et al., 1992). Le produit phytosanitaire sous forme neutre peut également s'adsorber par l'intermédiaire des groupements amines de la matière organique grâce à un mécanisme faisant intervenir les liaisons hydrogènes (Khan, 1978). De son côté, la forme ionisée de la molécule peut s'adsorber sur la matière organique par des interactions ioniques faisant intervenir les groupements amines protonés à faible pH. Elle peut également s'adsorber par l'intermédiaire des fonctions carboxyliques des acides de la matière organique via un pont cationique utilisant un cation

divalent (Stevenson, 1982). De manière générale, les produits phytosanitaires sous leur forme ionisée font intervenir des mécanismes de rétention différents de ceux des molécules non ionisables. Les échanges d'anions, les répulsions hydrophobes et les ponts cationiques semblent être des facteurs clefs dans l'adsorption et la mobilité des molécules acides dans les sols (Tolls, 2001; Hyun et al., 2004).

Pour rendre compte de cette réalité physique, plusieurs modèles sont disponibles. Le modèle de Freundlich est implémenté dans MACRO.

La **dissipation** des produits phytosanitaires est due à de nombreuses transformations chimiques qui modifient la composition et la structure des molécules. Ces modifications peuvent être limitées à l'élimination d'un groupe fonctionnel, conduire à divers produits de transformation (les métabolites) ou aller jusqu'à complète transformation de la molécule avec la production de molécules minérales : la minéralisation (Calvet et al., 2005). Les transformations chimiques menant à la dissipation des produits phytosanitaires peuvent être abiotiques ou biotiques. Parmi les réactions abiotiques, il est possible de citer les réactions photochimiques qui impliquent les rayons lumineux et notamment solaires. Les rayons peuvent, en effet, altérer les caractéristiques de composition et de structure des produits phytosanitaires (Wolfe et al., 1990). Les réactions biotiques regroupent tous les processus qui sont dues à l'action de divers organismes vivants (par l'action des systèmes enzymatiques). Ces réactions résultent notamment du fait que certains microorganismes utilisent les produits phytosanitaires comme source d'énergie ((Van Eerd et al., 2003). Pour l'ensemble de ces réactions biotiques, il est généralement fait référence à la (bio)dégradation. De manière générale, les réactions biotiques sont plus rapides que les réactions abiotiques (Van Eerd et al., 2003; Calvet et al., 2005).

La modélisation des cinétiques de dissipation dans le sol en plein champ aboutit à des résultats différents selon le type de réactions observées (abiotique ou biotique). La description des cinétiques de dégradation obtenues en laboratoire par un modèle mathématique du 1^{er} ordre donne des valeurs cohérentes. Un consensus est apparu pour l'utilisation de cette description dans les modèles (Beulke et al., 2001a; Calvet et al., 2005). De manière générale dans les modèles, seule les données de (bio) dégradation sont prises en compte notamment parce que ce sont les données les plus simples à obtenir. MACRO utilise le coefficient de vitesse de dégradation en suivant l'équation du 1^{er} ordre. Néanmoins, les données ne sont pas toujours disponibles. Pour plus de facilité, le temps de demi-vie est donné dans les bases de données référençant les produits. Le temps de demi-vie est le temps exprimé en jours pour lequel la concentration d'un produit est réduite de moitié. Grâce à cette définition, il est possible de définir simplement le coefficient de vitesse de dégradation k .

Des valeurs en temps de demi-vie ont été utilisées dans MACRO pour cette étude. Certaines modifications peuvent être réalisées pour prendre en compte l'effet de la température et de l'humidité. En effet, plus la température augmente, plus l'activité microbiologique augmente et plus la dégradation est rapide. Pour l'humidité, l'activité diminue de part et d'autre d'un optimum.

Aucune mesure de dégradation et de sorption n'a été réalisée dans le cadre de cette étude pour les molécules considérées sur les sols proposées. Les temps de demi-vie ont été extraits de la base de données en ligne FOOTPRINT PPDB (PPDB, 2010). Avant d'être utilisées dans le modèle, les constantes de dégradation et de sorption ont été recalculées à partir des temps de demi-vie et des Koc de la base de données (Illustration 10). Pour obtenir le Koc, il faut considérer l'exposant du modèle de Freundlich comme égal à 1 puis normaliser par rapport à la valeur de la matière organique du sol. En fait, il s'agit de la partie linéaire de ce modèle. Il est aussi possible de normaliser directement le Kf par rapport à la matière organique pour obtenir un Koc.

Ainsi, les teneurs en matière organique de chaque site ont été prises en compte comme l'a été l'effet de la profondeur sur les constantes de dégradation et de sorption. Pour cela, une fonction de pédotransfert proposée dans MACRO_DB (Jarvis et al., 1997) a été utilisée. Cette méthode permet de rendre compte de la différence de comportements des produits phytosanitaires entre la surface et le bas du profil. Cette différence de comportement est due notamment au peuplement en micro-organismes qui est plus dense en surface. En profondeur, l'activité des micro-organismes étant plus réduite, la dégradation est ralentie. De plus, la sorption est liée à la teneur en matière organique, cette dernière ayant tendance à diminuer avec la profondeur.

Données relatives au couvert végétal

Dans le cadre du projet, deux rotations types de culture sont simulées. Pour les herbicides du maïs, une monoculture est considérée tandis que pour les herbicides du blé, une rotation triennale colza/blé/orge est simulée (donc le blé n'est cultivé qu'une année sur trois). Deux couverts végétaux sont simulés (maïs, blé) car le projet est centré sur les herbicides de ces deux cultures. MACRO étant un modèle à vocation agricole, une grande variété de paramètres permet de contrôler le développement des couverts végétaux. Les valeurs de ces paramètres sont fixées pour certaines dates par l'utilisateur et le modèle interpole les valeurs intermédiaires.

Les dates de début et de fin de pousse (date émergence et date récolte) définissent la période durant laquelle la plante utilise de l'eau pour assurer sa croissance. Le modèle MACRO permet aussi d'exprimer des dates de pousse minimum et de pousse maximum (date intermédiaire et date développement maximal) ce qui permet de décrire au mieux le cycle de développement végétatif. Pour chacune de ces dates, l'utilisateur définit des index foliaires et des profondeurs de racines actives. Avant le début de pousse et après la fin de pousse, ces valeurs sont par définition égales à 0.

Les dates de début et de fin de pousse sont dépendantes de l'année considérée. Le groupe de travail Focus (FOCUS, 2000) a estimé que des dates moyennes pouvaient être utilisées d'une année sur l'autre. Les paramètres MACRO, qui ont servi pour les dates des simulations des transferts de produits phytosanitaires sous maïs, sont issus de discussions lors des réunions de travail. Ces dates sont en cohérence avec celles du rapport rédigé par le groupe de travail FOCUS (FOCUS, 2001). Dans les simulations, il a été considéré que l'activité végétative du maïs commence le 1^{er} mai et finit le 31 septembre avec un maximum d'activité le 15 août. Entre 1^{er} mai et le 31 septembre, son LAI passe de 0,01 à 2 en atteignant un maximum de 5 le 15 août. La profondeur des racines varie de 0,01 m à 1 m le 31 septembre.

La gestion des dates pour le blé a été identique à celle du maïs. Ainsi, les paramètres pour le blé sont aussi en cohérence avec ceux du rapport FOCUS (FOCUS, 2001). Dans les simulations, il a été considéré que l'activité végétative du blé commence le 15 mars avec un semis le 20 septembre de l'année précédente. L'activité végétative du blé finit le 1^{er} août avec un maximum d'activité le 15 juin. Entre le 15 mars et le 1^{er} août, son LAI passe de 0,01 à 2 en atteignant un maximum de 6 le 15 juin. De même, la profondeur des racines passe de 0,2 m le 15 mars à 1 m le 1^{er} août.

Ainsi, les dates de semis, de récolte et de développements maximaux du maïs et du blé ont été arrêtées lors de discussions préliminaires et ont été entrées dans MACRO. De même les critères de développement des différentes cultures, tels les indices foliaires, le développement racinaire, les valeurs des tensions critiques pour le prélèvement racinaire et la dégénérescence foliaire sont issus des paramètres conseillés par le groupe FOCUS (FOCUS, 2001).

Un travail a été réalisé par le BRGM pour étudier l'influence des paramètres végétatifs sur la modélisation (Surdyk et al., 2009). Différentes analyses de sensibilité ont été réalisées dans ce

rapport portant sur la modélisation de la propagation de la sécheresse dans le sol. Ce rapport peut être consulté pour mieux appréhender l'influence de l'indice foliaire et de la profondeur des racines sur les simulations par exemple.

Données relatives aux sols

La sélection des types de sols a été réalisée en se basant sur les carottages effectués. La première étape a été de déterminer les unités de sol qui représentent le mieux les carottages effectués.

Les informations ont été collectées dans les guides des sols alsaciens. Une correspondance a été réalisée entre les emplacements des carottages et les sols décrits dans les guides alsaciens. Des rapprochements ont été réalisés avec des sols simulés dans d'autres projets (Elsass et al., 2009; Surdyk, 2011).

A Mommenheim, tous les sols proviennent du guide des sols d'Alsace N°5, c'est le guide qui concerne la région des collines de Brumath, du Kochersberg et de l'arrière Kochersberg.

Les sols de la Hardt, proviennent tous du guide des sols d'Alsace N°10, c'est celui qui traite de la région naturelle de la plaine Sud Alsace.

Le sol C1 est décrit comme un "Sol Caillouteux, rosâtre, peu profond (30-50 cm) calcaire sur alluvions caillouteuses du Rhin". Il s'agit de la fiche 8 du guide 10. Elle a été paramétrée lors d'un projet précédent (Elsass et al., 2009). Elle a été retravaillée dans ce projet.

Le sol C2 est décrit comme un "Sol limoneux à limoneux-argileux calcaire ou calcique profond sur loess colluvionné". Dans le projet MoNit, un sol similaire a été simulé, il s'agit du sol UC94 dont la description est " Sols limoneux calcaires profonds sur loess".

Les sols C3 et C4 sont décrits comme un "Sol limoneux calcaire profond sur loess et lehm loess". Il s'agit de la fiche de sol 14 du guide 10. Elle a été paramétrée spécialement pour ce projet. Une fosse pédologique a été ouverte dans un sol de formation similaire dans un projet précédent (Elsass et al., 2009), bien que les données n'ont pas pu être utilisées directement certains paramètres ont pu être utilisés.

A Mommenheim, le "Sol 1" est décrit comme un "Sol argileux, calcaire à calcique, hydromorphe, localement sur marne". Dans le projet MoNit, un sol similaire a été simulé, il s'agit du sol UC25 dont la description est un "Sol brun lessivé limono-argileux à argilo-limoneux, hydromorphe, sur lehm et lehm-loess profond".

Le "Sol 2" est décrit comme un "Sol limono-argileux, calcaire, peu profond, sur loess". Dans le projet MoNit, un sol similaire a été simulé, il s'agit du sol UC94 dont la description est " Sols limoneux calcaires profonds sur loess".

Le "Sol 3" est décrit comme un "Sol limono-argileux, calcique, sur loess. Ce sol peut facilement être rapproché du sol 14 du guide 10 qui a été spécialement paramétré pour ce projet.

Les paramètres pour ces sols ont été tirés des guides de sols Alsaciens. Les paramètres utilisés sont: la granulométrie (sable, argile, limon), la teneur en matière organique, la densité et l'épaisseur de chaque horizon. Ces guides sont très complets, la dimension et la taille des agrégats y sont renseignées.

Dans MACRO, l'écoulement vertical est gouverné par une version adaptée de l'équation de Richards (Richards, 1931). Les équations de Van Genuchten (Van Genuchten, 1980) et de

Mualem (Mualem, 1976) ont été retenues pour simuler les transports d'eau verticaux dans le sol. Pour prendre en compte les écoulements préférentiels, une équation d'écoulement spécifique est implémentée. Les paramètres de ces équations doivent donc être obtenus pour simuler les transferts d'eau et de solutés. Les résultats des analyses granulométriques ont été saisis comme valeurs d'entrée dans le modèle HYPRES pour obtenir les paramètres de l'équation de Van Genuchten.

La méthode HYPRES² (Wösten et al., 1999) met en place des calculs d'estimation des paramètres hydrauliques d'un sol à partir de paramètres granulométriques grâce à des fonctions de pédotransfert. La paramétrisation du modèle MACRO nécessite l'attribution de valeurs à de nombreux paramètres qui sont corrélés.

La limite entre les micropores et les macropores est définie par trois paramètres hydrologiques : la tension critique de l'eau du sol (cm), la conductivité hydraulique des micropores à saturation (mm/h) et la teneur en eau limite du sol (%). La plupart de ces paramètres d'entrée est reliée par la courbe de rétention et la courbe de conductivité hydraulique. La tension critique en eau du sol étant un paramètre difficilement calculable par des fonctions de pédotransfert, la valeur utilisée comme paramètre d'entrée dans le modèle a été choisie sur avis d'expert en se basant sur des paramétrisations passées [Notamment sur des sols de la parcelle expérimentale de La Jaillièrre, travail issu d'un programme de recherche (Surdyk et al., 2007)]. La tortuosité microporale, le taux effectif de diffusion entre les macropores et les micropores, le taux de répartition des pores sont également estimés par un jugement d'expert sur la base des observations faites au champ.

Les valeurs de la plupart des autres paramètres ont pu être déterminées à partir de la valeur de la tension limite en eau du sol et de la courbe de rétention. L'opération a été répétée pour chaque horizon. Pour les paramètres qui ne sont pas reliés à la courbe de rétention, comme la porosité totale par exemple, des relations de pédotransfert développées en Angleterre (Hollis et al., 1989) ont été utilisées.

Chaque horizon, identifié dans la base de données, est divisé en plusieurs couches, partageant les mêmes caractéristiques, pour les besoins de la modélisation. Tous les sols sont découpés en 15 couches numériques.

Données relatives au climat

La sélection des climats a été réalisée en se basant sur des travaux déjà réalisés pour le modèle MoNit. Dans ce programme, cinq zones de climats ont été définies en observant les différences de précipitations. Les températures n'ont pas été prises en compte car elles ont été jugées comme suffisamment homogènes le long de l'axe rhénan. Des moyennes de précipitations ont été réalisées en utilisant des données entre 1985 et 2002. La région (zone 1) de Colmar a été mise en évidence, elle est particulièrement différente des autres régions de la zone. Cette région est plus sèche que toutes les régions environnantes. A l'opposé, la zone 5 sur le pourtour Est et Ouest correspond à la zone la plus humide. Il s'agit du massif montagneux qui encadre le fossé rhénan. Suivent ensuite les zones 4, 3 et 2 de pluviométries décroissantes situées entre les deux extrêmes (zones 1 et 5).

Dans ce projet, cinq stations climatiques avaient été choisies ; une dans chaque zone. Les stations ont été jugées représentatives de leur zone. Ces stations climatiques ont des chroniques plutôt longues et un pas de temps quotidien. Une station proche de Colmar a été

² HYPRES : HYdraulic PROperties of European Soils

sectionnée pour être représentative de la zone 1 et ainsi de suite. Les fichiers météorologiques avaient été fournis par LUBW³.

Autres paramètres

Certains paramètres ne peuvent pas être mesurés ou calculés. Le groupe de travail FOCUS préconise l'utilisation de certaines valeurs par défaut ou propose des valeurs qui ont fait consensus (FOCUS, 2001). L'ensemble de ces valeurs proposées sont rassemblées dans l'annexe C du rapport de groupe de travail de 2001.

Les valeurs utilisées par défaut sont généralement des paramètres annexes (paramètre de fonte des neiges, profondeur de mélange entre pluie et humidité du sol...). Ils sont peu nombreux et les études de sensibilités ont montré que leur influence était limitée (Dubus et al., 2002; Dubus et al., 2003a).

2.2.3 Phase 2 : Transfert en sous-sol

Cette partie concerne la modélisation hydrodynamique. Le BRGM a missionné le bureau d'études allemand Kobus und Partner (KuP) en sous-traitance pour réaliser le calcul du temps de résidence des eaux souterraines à l'aide du modèle hydrodynamique multicouche de la nappe de la vallée du Rhin entre Bâle et Karlsruhe développé sous MODFLOW dans le cadre du projet INTERREG-III MoNit sous maîtrise d'ouvrage de la LUBW (LUBW, 2006b).

Les temps de résidence moyens des eaux souterraines et les contributions des différentes composantes à l'origine de ces eaux ont été calculés à partir de simulations de transport en régime permanent et en situation de moyennes eaux. Dans ces simulations, les eaux souterraines initiales et les différentes composantes de la recharge ont été marquées et leur évolution calculée dans le temps jusqu'à 60 ans.

Le calcul du temps de résidence moyen des eaux dans la nappe est défini par le temps nécessaire pour remplacer 50 % de l'eau initiale d'une maille par de l'eau de recharge. Ce temps de résidence dans le modèle hydrodynamique est calculé entre l'entrée d'une particule d'eau dans la zone saturée (par infiltration de la pluie, des cours d'eau, ou des bordures) et son arrivée au captage. Ce n'est pas tout à fait l'âge de l'eau, qui est décompté à partir de sa formation par la pluie : celui-ci peut être plus élevé, par exemple lorsque de l'eau ayant déjà un certain âge depuis sa recharge par la pluie arrive dans la nappe par les bordures. Le calcul est effectué pour chaque maille du modèle multicouche, et il existe donc des valeurs pour chaque couche, que l'on peut cartographier.

Cette méthodologie a été déjà expérimentée à l'échelle de la nappe d'Alsace (Rapport BRGM/RP-57404-FR, 2009). Dans le cadre de la présente étude un certain nombre d'améliorations nécessaires à une adaptation aux contextes locaux du travail ont été apportées :

a) Estimations des Prélèvements

Pour les secteurs de Mommenheim comme pour celui de la Hardt, la modélisation hydrodynamique réalisée au cours du projet MoNit a utilisé des valeurs estimées sur l'ensemble des captages de chaque zone. La fiche de synthèse THERA pour Mommenheim ainsi que le

³ LUBW : Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg

rapport TREDI pour la Hardt a permis d'actualiser les valeurs de prélèvement pour la période la plus récente (Illustration 29)

Ouvrages Mommenheim	Valeurs de prélèvement actualisées [l/s]	Valeurs de prélèvement MoNit [l/s]
02341X0022/F1	7.6	13.2
02341X0023/F3	9.7	13.2
02341X0024/F4	7.6	13.2
02341X0046/F6	13.9	13.2
02341X0143/F7	36.0	13.2
0342X0193/P8	55.5	13.8
Somme	130.3	79.8
Ouvrages Hardt	Valeurs de prélèvement actualisées [l/s]	Valeurs de prélèvement MoNit [l/s]
04137X0085/PVH5	2.0	9.0
04137X0092/F5	19.3	36.1
04137X0148/PVH1	2.0	4.0
04137X0156/F6	19.3	49.0
04137X0158/F7	19.3	-
04138X0228/P2	11.6	-
04138X0135/PVH4	2.0	4.3
04138X0149/P3	17.8	29.5
04138X0172/PVH2	2.0	-
04138X0173/PVH3	2.0	7.6
04138X0179/PVH6	2.0	-
04138X0181/F1	29.5	39.7
04138X0182/F2	29.5	40.2
04138X0183/F3	29.5	-
Somme	187.8	219.4

Illustration 29 : Mise à jour des données de prélèvement au droit des captages (Mommenheim et Hardt)

b) Distribution des flux au droit des captages

Les eaux captées par un ouvrage proviennent de sa partie crépinée. Une première approche simplificatrice consiste à considérer que celle-ci sollicite uniformément la tranche aquifère ainsi captée. Cette tranche aquifère correspond souvent à plusieurs couches du modèle hydrodynamique. Dans ce cas, on prend le parti de calculer la concentration de l'ouvrage au prorata de la longueur crépinée dans chaque couche du modèle, bien que l'on sache que dans la réalité les arrivées d'eau dans un ouvrage sont rarement distribuées de façon égale sur la hauteur de la crépine, mais qu'il y a toujours des zones d'arrivées préférentielles. Pour les six

captages étudiés une méthode par injection de traceurs fluorescents en micro-quantité permet de déterminer les flux vers le puits en fonction de la profondeur (Illustration 30)

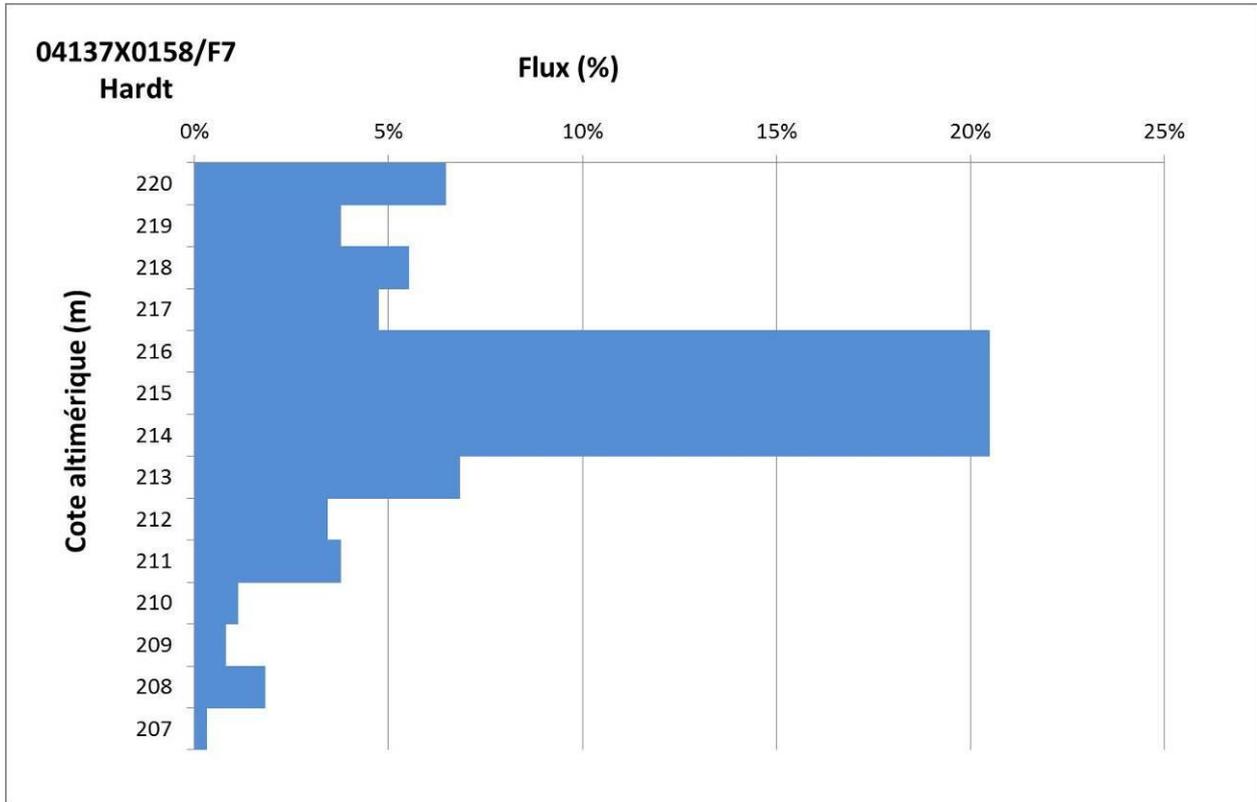


Illustration 30: Distribution estimée des flux au droit du captage 04137X0158/F7 du secteur de la Hardt

L'ensemble des interprétations des distributions de flux au droit des captages étudiés se trouve dans l'annexe 2.

c) Discrimination des cours d'eau

Ce point ne constitue pas à proprement parler une amélioration du modèle hydrodynamique par rapport aux contextes des secteurs de Mommenheim ou de la Hardt. Il s'agit simplement de différencier les apports des eaux superficielles dans chaque cas. Par exemple pour Mommenheim, les apports polluants provenant de la rivière Zorn sont moins importants que des ruisseaux provenant des coteaux. En quantifiant leur influence respective on permettra une simulation plus fine des concentrations en nitrates et en phytosanitaires au droit des captages.

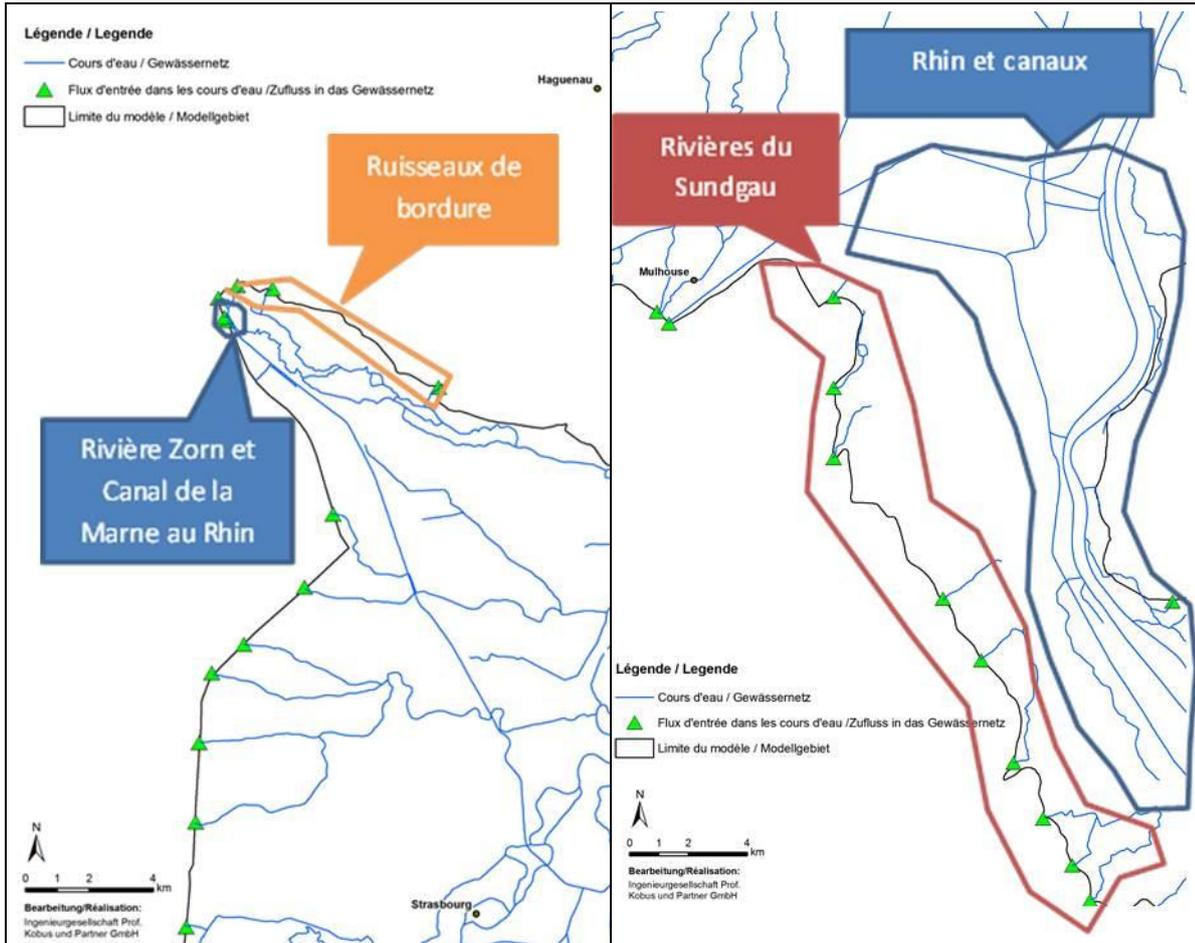


Illustration 31: Discrimination des eaux superficielles pour le calcul des contributions à la recharge pour les ouvrages

2.2.4 Phase 3 : Combinaison Transfert sol et Transfert sous-sol

a) Simulation du transfert des Nitrates

Un calcul des composants de la recharge sur 60 ans pour chaque captage a été réalisé. Il s'exprime sous la forme d'une matrice de valeurs combinant les influences et les âges. Le découpage par tranches d'âges de 6 ans a été retenu lors d'un précédent projet pour exprimer les résultats selon les échéances de la Directive cadre sur l'eau. Ce même découpage a été retenu pour ce nouveau calcul car un découpage plus fin (tous les ans par exemple) ne correspondait pas à une exactitude plus grande tout en générant un volume de calcul supplémentaire significatif.

La chronique est complétée pour la décennie 1970 par des valeurs basses prises arbitrairement. En l'absence de nouvelles simulations de lessivage postérieures à l'année 2000, un *statu quo* prolongeant la situation des pratiques agricoles sera émis.

Pour passer de la matrice ayant des tranches des intervalles de 10 ans à celles ayant des intervalles de 6 ans de la structure d'âge des eaux, une interpolation linéaire des valeurs est réalisée pour chaque année, puis, une moyenne sur les tranches de 6 ans est calculée. Une

matrice de valeurs de concentrations par tranche d'âge pour les différents secteurs et leurs bordures est ainsi obtenue (les cours d'eau étant affectés d'une concentration constante de 8 mg/L, valeur utilisée dans les modélisations du projet MoNit).

La concentration en nitrates aux points sélectionnés est ensuite calculée en multipliant les valeurs de ces matrices par leur proportion dans la structure d'âge des eaux. La somme des valeurs de concentration de la recharge par la pluie, de l'infiltration des cours d'eau et des flux de bordure obtenues pour un point sélectionné nous donne une approximation de la concentration en nitrates en ce point.

Les résultats de la simulation sont ensuite exprimés en chroniques des concentrations en nitrates pour chaque captage étudié. Ces chroniques issues de la simulation sont comparées alors dans un même graphique avec les valeurs observées pour chaque point d'eau particulier.

Pour cela, les données d'analyse enregistrées dans la banque de données des eaux souterraines ADES est utilisée, ainsi que les informations complémentaires non enregistrées fournies par l'ARS et les syndicats des eaux.

b) Simulations du transfert des produits phytosanitaires

Cette partie concerne les simulations des concentrations en phytosanitaires dans les captages grâce aux résultats du modèle MACRO. La simulation des concentrations en phytosanitaires aux points de mesure est effectuée de la même manière que pour les nitrates à partir de la structure d'âge des eaux (Illustration 32).

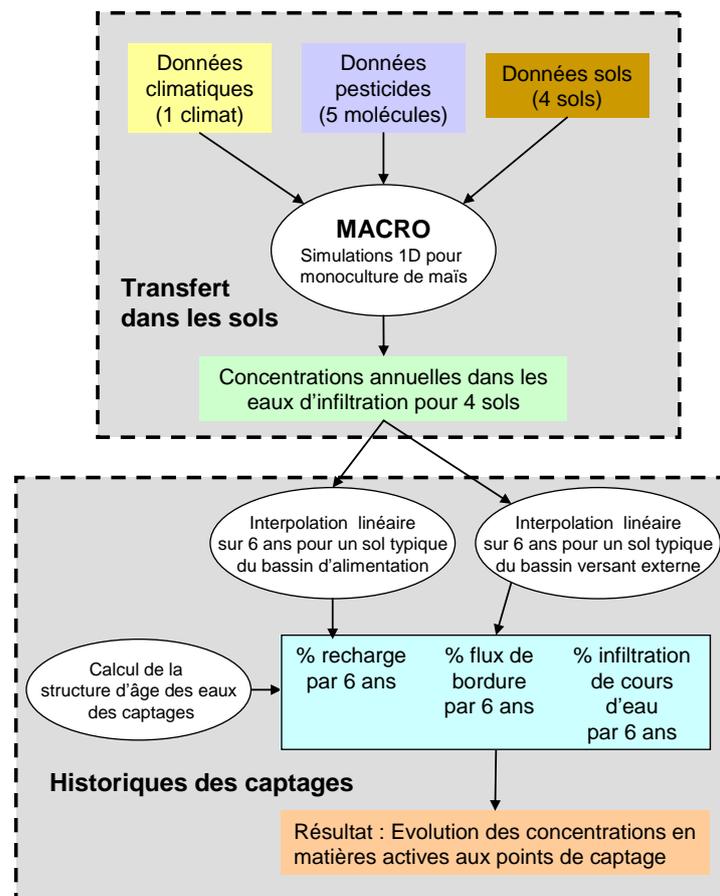


Illustration 32 : Organigramme schématique de la simulation des concentrations en phytosanitaires

Pour calculer la concentration des eaux d'infiltration de la pluie pour une année donnée pour chaque petite région naturelle des Guides des sols édités par la Région Alsace, on utilise les pourcentages de terres agricoles plantées en maïs collectées par le projet MoNit (Illustration 33) et on le multiplie par les concentrations calculées pour cette année pour le type de sol représentatif de la petite région.

De ce fait, la simulation est pessimiste car toutes les surfaces sont cultivées en monoculture de maïs, ceci ne correspond pas à la réalité. En effet, une partie seulement est cultivée en rotation avec d'autres cultures, mais cela compense pour d'autres utilisations de l'atrazine non prises en compte, utilisations sur cultures autres que le maïs et usages non agricoles (voies ferrées, communes...).

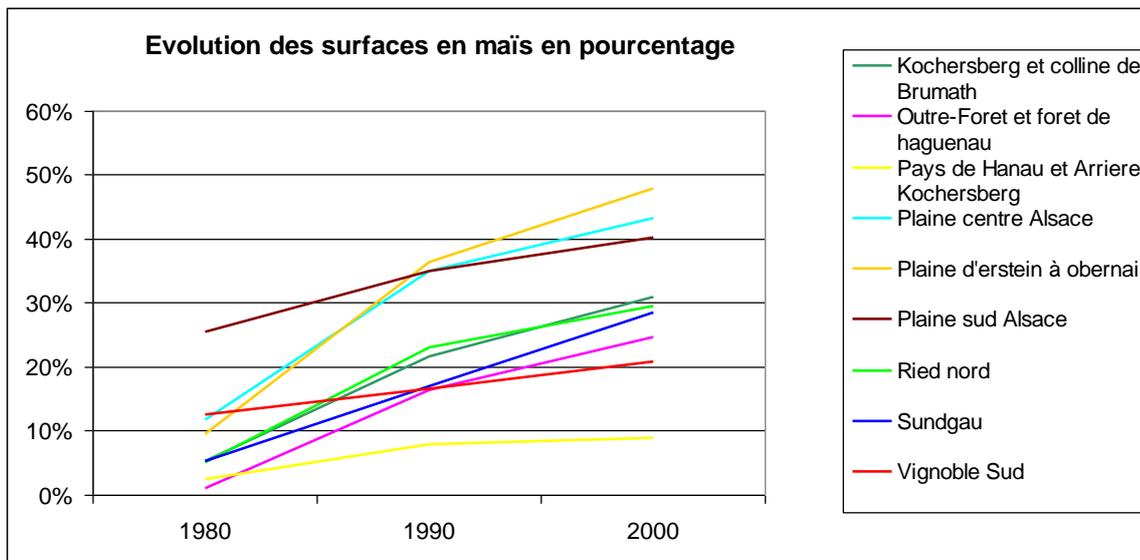


Illustration 33: Evolution de la surface agricole cultivée en maïs (données du projet MoNit)

On obtient ainsi des concentrations aux points de mesure tous les 6 ans. Selon la même méthode précédemment sauf que les concentrations en nitrates en entrée sont remplacées par des concentrations en produits phytosanitaires;

Les résultats de la simulation s'expriment d'abord selon les types de sols et les zone agricoles concernées.

2.2.5 Phase 4 : Prélèvement sur le terrain

Afin de fournir au travail de modélisation du transfert des phytosanitaires des données locales sur la dynamique observée dans les sols, plusieurs carottages ont été effectués dans les deux secteurs d'études. Les lieux de ces prélèvements ont été choisis pour être représentatifs de la situation pédologique au droit et en amont des secteurs étudiés.

Il s'agit pour Mommenheim d'un sol argileux hydromorphe représentatif de la plaine alluviale de la Zorn et de deux sols loessiques caractérisant respectivement le flanc et le sommet des collines bordant la vallée de la Zorn sur sa rive gauche (Illustration 34).

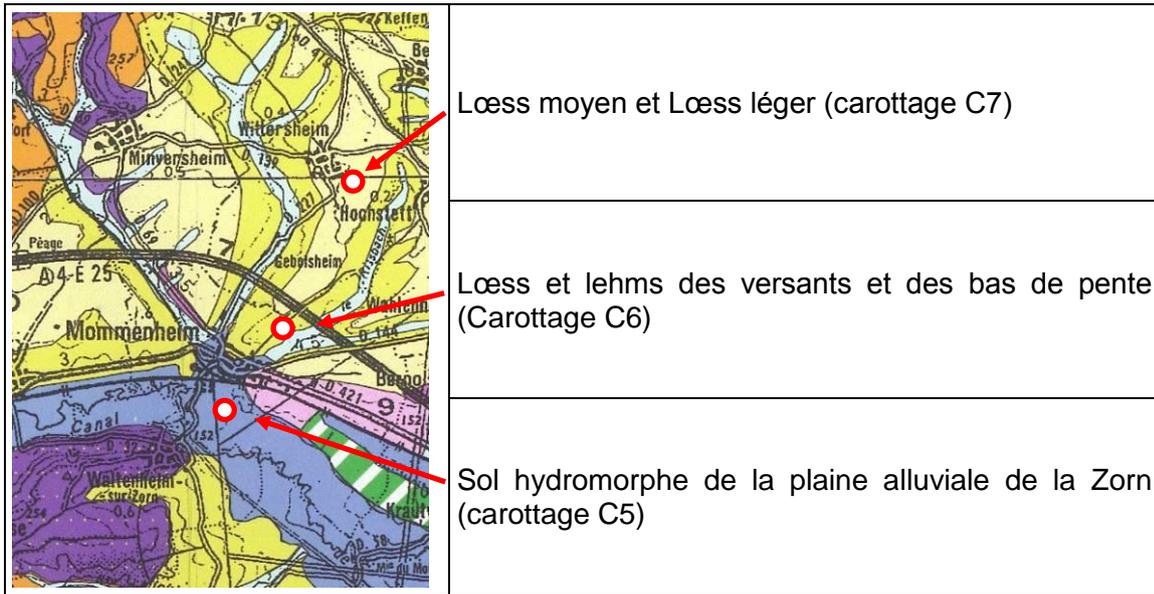


Illustration 34: Situation des carottages réalisés dans le secteur de Mommenheim (extrait de carte du Guide des sols N°5)

De la même manière, il s'agit pour la Forêt de la Hardt d'un sol caillouteux peu profond typique de la zone de plaine et de trois sols lœssiques caractérisant les flancs et les plateaux des collines du Sundgau surplombant la vallée rhénane (Illustration 35).

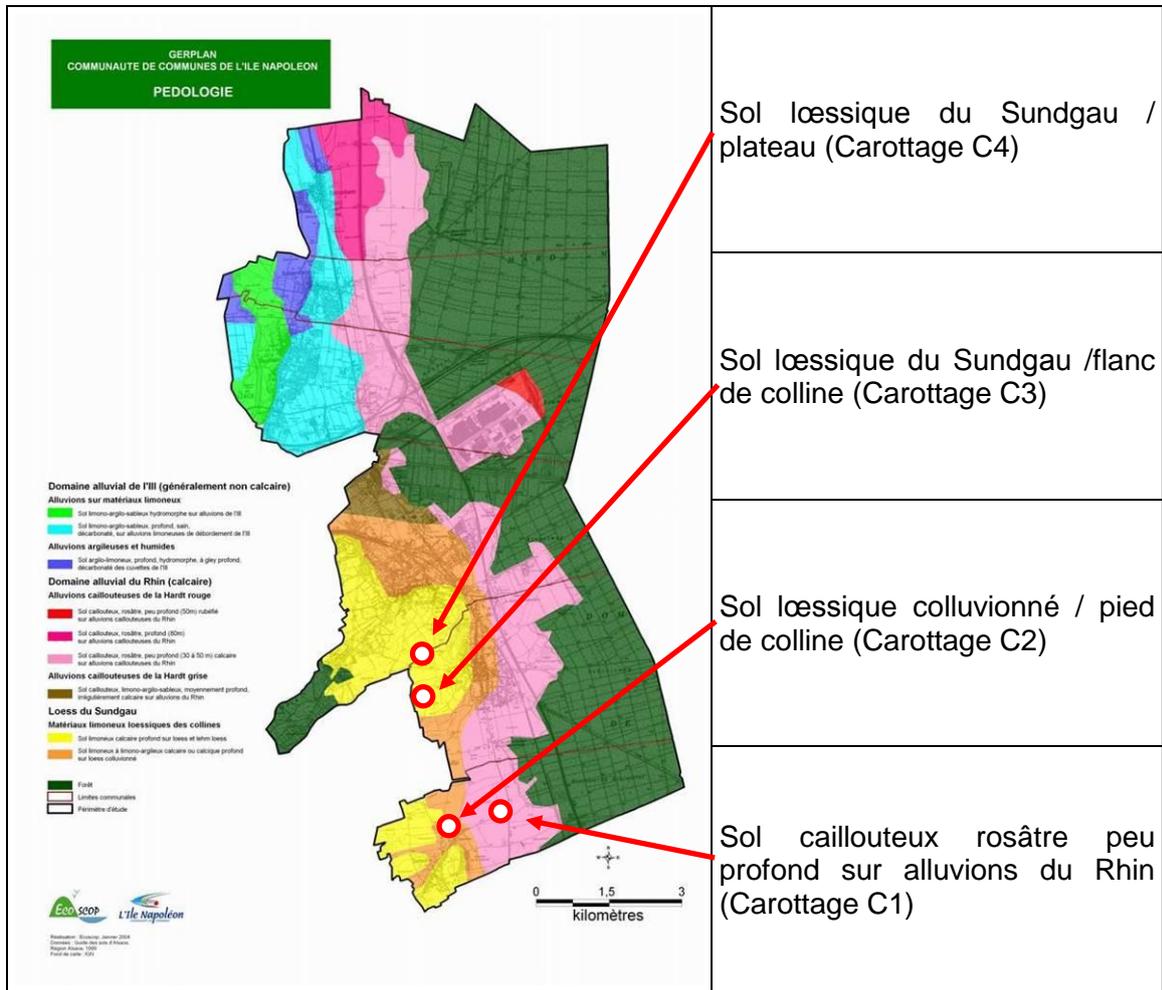


Illustration 35 : Situation des carottages réalisés dans le secteur de la forêt de la Hardt (Carte pédologique, document Gerplan / Communauté de Communes de l'Île Napoléon)

Deux objectifs ont motivé cet échantillonnage :

- déterminer expérimentalement les transferts d'eau dans la zone non saturée des sols ;
- détecter et estimer la présence d'éventuels résidus de phytosanitaires contenus dans à différentes profondeurs

Pour atteindre le premier objectif, une méthode d'analyses et d'interprétation propre à l'Institut d'hydrologie de Fribourg a été utilisée.

a) Recharge dans la zone non saturée

Cette méthode a été appliquée par C. Külls et B. Gralher de l'Institut d'Hydrologie (en publication).

Les profils de sols sont obtenus en réalisant des carottages sur quelques mètres. Le long de la carottes mise à jour une série d'échantillon de sols sont prélevés le long du profil (un échantillon tous les 5 cm).

Les échantillons sont prélevés et directement ensachés hermétiquement. En laboratoire, la composition isotopique de l'hydrogène et l'oxygène de l'eau est déterminée. Les mesures sont faites à partir de la vaporisation de l'eau contenue dans les échantillons de sols en utilisant un laser (TLDAS, Picarro, 2009).

A partir des valeurs obtenues des profils isotopiques en fonction de la profondeur sont établies. Les pluies d'hiver et d'été se caractérisent par des variations significatives de la composition isotopique de l'eau qui reflète les variations saisonnières de température des saisons.

Sur ce principe on identifie la succession de la recharge avec la profondeur qui permet ainsi d'estimer la vitesse verticale de migration de la recharge dans le sol.

Les vitesses de transferts ainsi estimés localement permettront de caler certains paramètres du modèle MACRO (voir chapitre 3.3.3, p.91).

b) Présence de phytosanitaires dans les sols

Parallèlement au prélèvement pour l'analyse isotopique de l'eau, un nombre plus réduit d'échantillon de sols ont été analysés afin de détecter voire quantifier la présence de résidus de phytosanitaires dans les sols.

Les prélèvements ont été effectués sur les carottages n° C1, C2, C4 (secteur de la Hardt) et C5, C6 (Secteur de Mommenheim) entre la surface et un mètre de profondeur avec un intervalle quelques décimètres entre chaque échantillon. Au total 15 échantillons ont fait l'objet d'analyses. Celles-ci ont porté sur 32 substances phytosanitaires dont l'atrazine et son métabolite principal, la déséthylatrazine.

Les résultats obtenus montrent la présence de traces de seulement trois phytosanitaires sur les 32 recherchés, mais pour chacun des cinq carottages. Il s'agit de l'atrazine (9 échantillons), la déséthylatrazine (10 échantillons) et la terbuthylazine (4 échantillons). L'atrazine et la déséthylatrazine sont associés sauf pour un échantillon où la déséthylatrazine seule est détectée à une valeur proche de la limite de quantification (0,001 mg/Kg). Les valeurs mesurées varient entre 0,001 et 0,003 mg/Kg, proches de la limite de détection (< 0,001 mg/Kg).

Les 5 échantillons pour lesquels aucune substance n'a été détectée correspondent aux prélèvements les plus profonds dans chaque carottages (de 0,45 à 0,75 mètre de profondeur). Les quelques échantillons (Carottage C1 et C2 pour la Hardt et C5 et C6 pour Mommenheim) pour lesquels la terbuthylazine a été quantifiée sont les plus superficiels (de 0,25 à 0,30 m de profondeur).

Les résultats sont présentés dans l'annexe 3. Ils seront commentés dans le chapitre 3.1.4 (p.78).

3 Champ captant de Mommenheim : bilan des données existantes et résultats

3.1 BILAN DES POLLUTIONS NITRATES ET PHYTOSANITAIRES

Avant d'aborder les résultats des analyses spécifiques au projet, un bilan général de l'état des eaux souterraines sur la base des informations disponibles dans la banque de données des eaux souterraines (ADES) ainsi que des données complémentaires fournies par les syndicats des eaux ou l'ARS est réalisé.

3.1.1 Nitrates

Les concentrations en nitrates dans les eaux souterraines captées par les ouvrages du champ captant de Mommenheim sont longtemps restées inférieures à la limite de potabilité avant – d'enregistrer des valeurs dépassant cette limite à partir de l'année 2000 (Illustration 36).

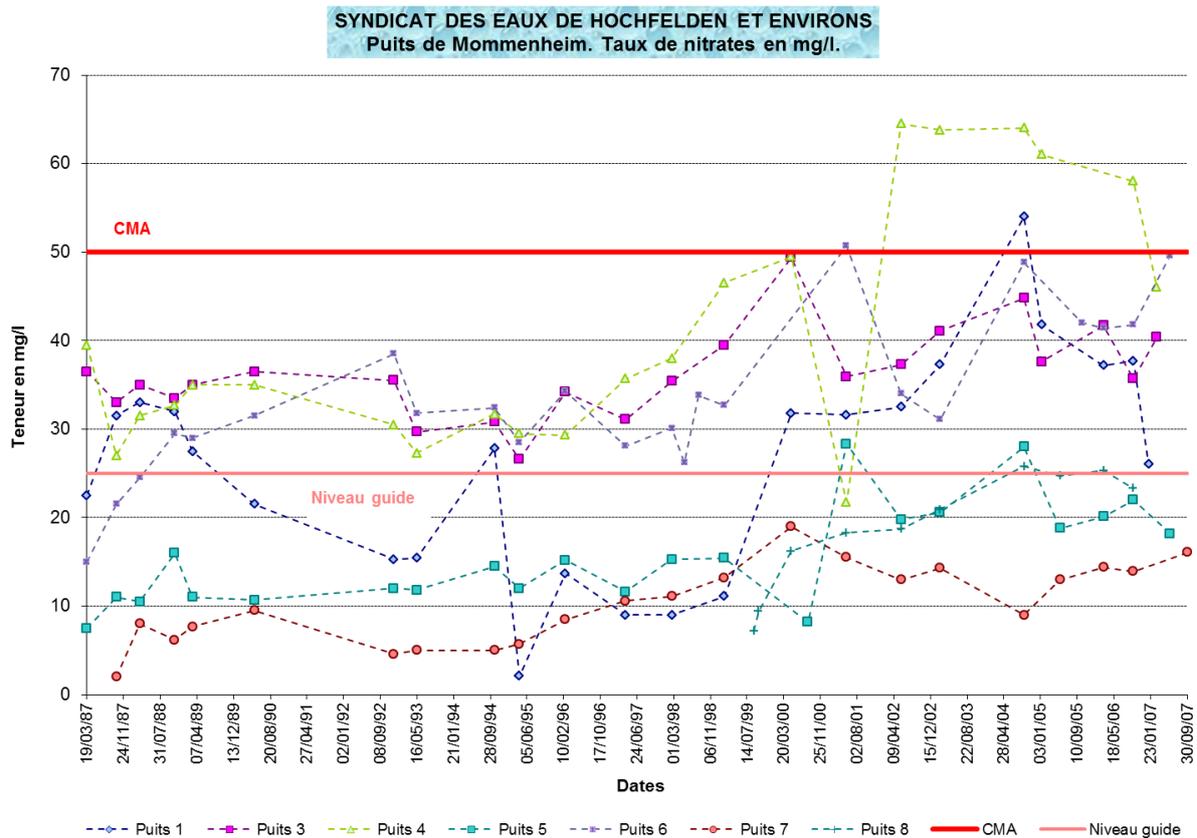
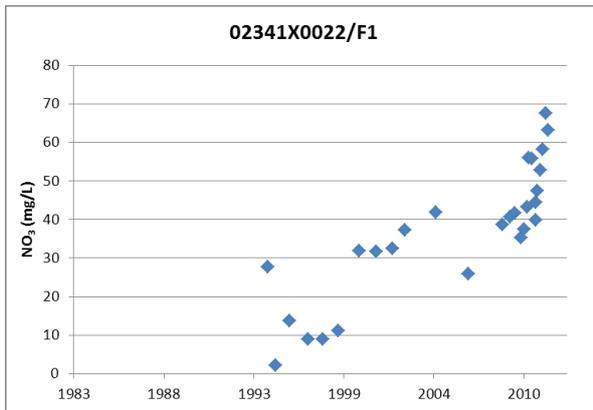


Illustration 36 : Evolution des concentrations en nitrates à Mommenheim, document SDEA

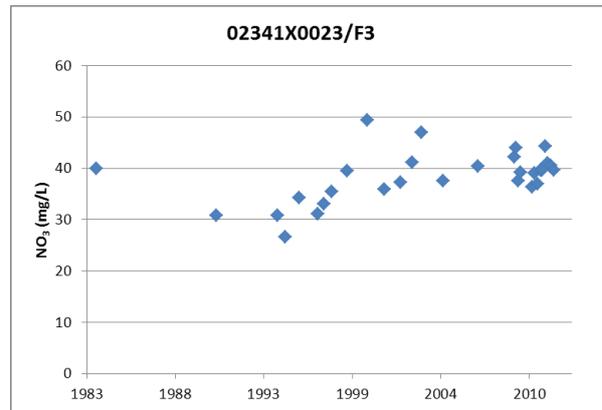
La situation est très variable selon les captages et reflète à la fois la particularité des zones d'alimentation, mais également le niveau de capté dans chaque forage : la partie alluvionnaire superficielle et/ou le niveau plio-quadernaire sous-jacent.

Les illustrations suivantes (Illustration 37 et Illustration 38) donnent le détail des variations d'évolution spécifique ouvrage par ouvrage. Les ouvrages surlignés en orange sont ceux ayant fait l'objet des prélèvements au cours de l'étude.



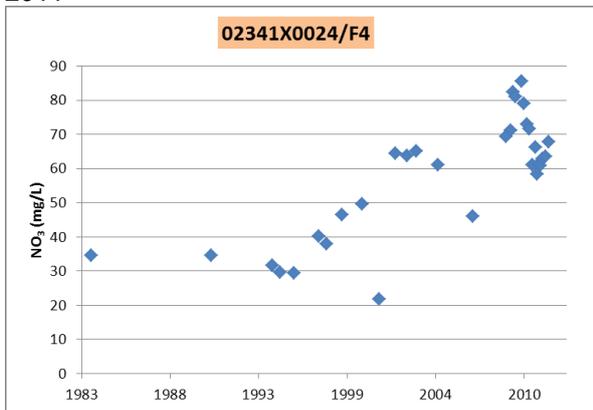
Captage F1

1993 à 2011 : tendance à l'augmentation : teneurs faibles à très faibles, inférieures à 10 mg/L entre 1993 et 1999, à près de 70 mg/L en 2011



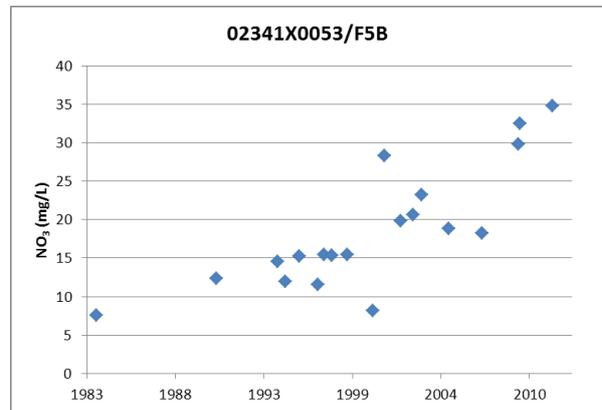
Captage F3

1983 à 2011 : légère tendance à l'augmentation mais globalement, teneurs assez stables avec une assez faible variabilité (entre 30 et 50mg/L)



Captage F4 :

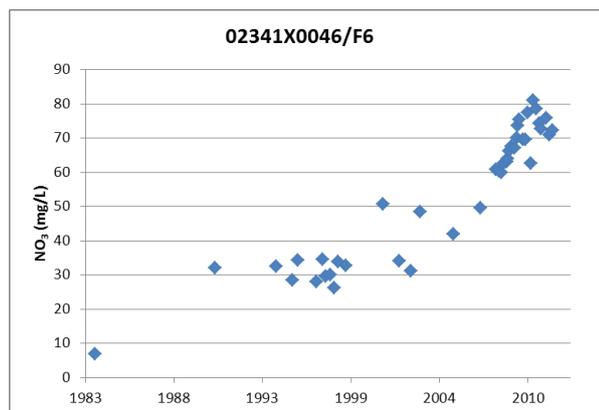
1983 à 2011 : nette tendance à l'augmentation, avec une baisse en 2010-2011 ; valeurs autour de 30 mg/L dans les années 80-90 ; augmentation pour atteindre jusqu'à 86 mg/L en 2010, puis diminution à la mi-2010.



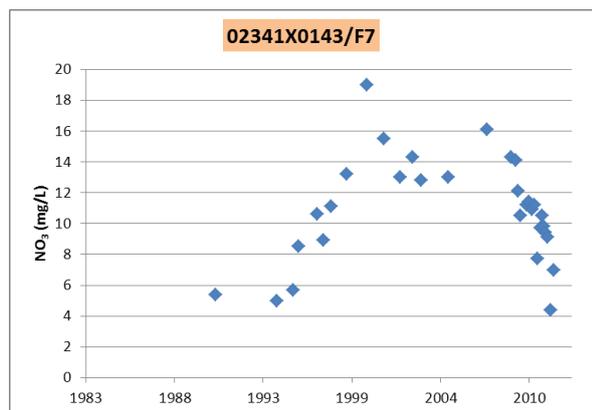
Captage F5b :

1983-2011 : Teneurs très faibles en 1983, autour de 10-15 mg/L entre 1991 et 2000, puis augmentation pour atteindre 35 mg/L en 2011

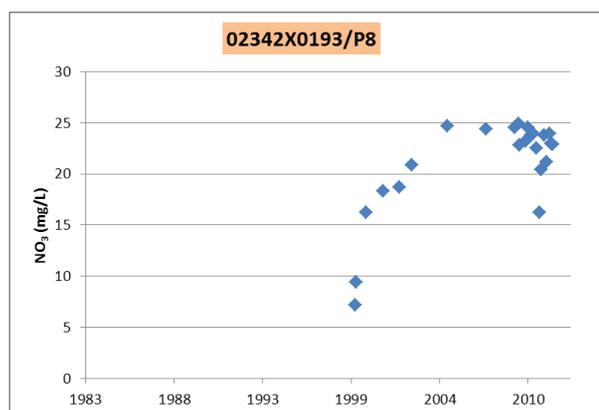
Illustration 37 : Evolution des concentrations en nitrates sur les puits F1, F3, F4 et F5b du champ captant de Mommenheim (données ADES et SDEA)



Captage F6 :
1983 à 2011 : Teneurs faibles en 1983, autour de 30 mg/L entre 1991 et 2000, puis augmentation assez forte pour atteindre 70-80 mg/L en 2009. diminution en 2010-2011.



Captage F7 :
1991-2011 : évolution en M, mais teneurs moins élevées globalement que sur certains points ; teneurs qui augmentent jusqu'en 2000 (19 mg/L) puis baisse, nouvelle petite hausse et enfin baisse en continu depuis 2007 ; valeurs autour de 10 mg/L en 2011.



Captage P8 :
1999-2011 : hausse rapide puis stabilisation ; valeurs inférieures à 10 mg/L en 1999 qui augmentent jusqu'en 2005 puis stabilisation (autour de 25 mg/L),

Illustration 38 : Evolution des concentrations en nitrates sur plusieurs captages de Mommenheim (données ADES et SDEA)

Mis à part le point 02341X0143/F7 dont la diminution des teneurs en nitrates semble claire, pour d'autres points tels que 02342X0193/P8, 02341X0046/F6 et 02341X0024/F4, les dernières teneurs acquises sont plus faibles sans qu'il soit pourtant possible de parler d'inversion de tendance durable. L'évolution reste à confirmer avec des données supplémentaires qui seront acquises dans les années à venir.

Concernant les teneurs, si pour certains points elles ont toujours été relativement faibles (02341X0143/F7), pour d'autres, elles sont très élevées entre 60 et 90 mg/L, soit au-dessus de la limite de qualité des eaux destinées à la consommation humaine fixée à 50 mg/L.

Il n'existe pas, dans un périmètre proche au nord de la vallée de la Zorn sur le territoire de la commune de Mommenheim, de points d'eau qui témoigneraient des concentrations de

l'aquifère plio-quaternaire et donc de ses contributions vers le champ captant. Cependant, il est possible d'obtenir un ordre de grandeur de la charge polluante possible en nitrates en recherchant sur les communes voisines des forages captant cette formation. Il s'agit des points d'eau 02342X0124/P à Wahlenheim et 02342X0195/P à Bernolsheim (Illustration 39). Ces d'ouvrages situés sur des communes voisines au nord de Mommenheim ont fait l'objet de prélèvement et d'analyse dans le cadre des trois inventaires successifs 1997, 2003 et 2009 réalisés par la Région Alsace concernant la qualité des eaux souterraines de la plaine d'Alsace.

02342X0124/P		02342X0195/P	
Date	NO ₃ (mg/L)	Date	NO ₃ (mg/L)
03/09/1997	139	03/09/1997	113
25/09/2003	130	23/09/2003	96,6
10/09/2009	123	26/08/2009	71,6

Illustration 39 : Concentrations en nitrates pour les points d'eau 02342X0124/P et 02342X0195/P

On observe ainsi pour ces points d'accès représentatifs de l'aquifère plio-quaternaire des concentrations en nitrates très élevées.

3.1.2 Relation chlorures/nitrates

Les nitrates, en tant que fertilisants agricoles, et notamment lorsqu'il s'agit d'engrais minéraux, peuvent être associés à d'autres éléments qui caractérisent un type de produit particulier. Si c'est le cas, le ou les autres éléments voient leurs concentrations dans les eaux souterraines varier en corrélation avec celles des concentrations en nitrates. Cela suppose cependant qu'aucun processus (dégradation, dilution, mélange,...) particulier n'affecte significativement l'un des deux éléments.

De fait, la comparaison des concentrations en chlorures par rapport à celles des nitrates montre une relation marquée pour la majorité des points mesurés dans le secteur de Mommenheim (Illustration 40).

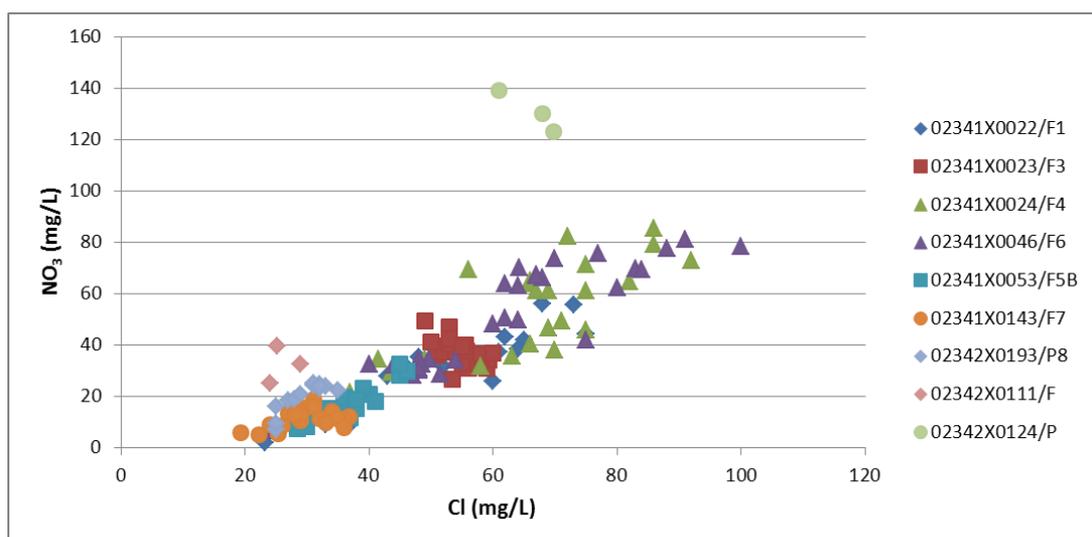


Illustration 40 : Diagramme Cl vs NO₃ des eaux des ouvrages de Mommenheim

On peut en déduire que majoritairement un même type d'engrais constitue l'origine des pollutions observées. Seul le point 02342X0124/P fait exception. Des plus fortes concentrations en nitrates par rapport aux chlorures pourraient indiquer, en première approximation, une origine agricole de type organique plus marquée.

3.1.3 Chimie des eaux

Le chimisme des eaux captées a été caractérisé à l'aide du **diagramme de Piper** qui permet une représentation des anions et des cations sur deux triangles spécifiques dont les côtés expriment les teneurs relatives en chacun des ions majeurs par rapport au total de ces ions (cations : triangle de gauche, anions : triangle de droite). La position d'une analyse d'eau dans ces deux triangles permet de préciser quels sont les anions et cations dominants. La position de l'analyse dans le losange permet de préciser le faciès chimique.

L'analyse chimique des eaux souterraines à partir des données disponibles dans Ades montre une grande homogénéité du résultat (Illustration 41) : pour tous les points, les eaux présentent un faciès bicarbonaté-calcique. On observe cependant quelques petites différences pour certains points comme par exemple pour le captage 02342X0193/P8. Ces eaux sont relativement plus riches en magnésium et plus pauvre en calcium. Une circulation sur des roches de lithologie différente pourrait expliquer cette chimie. Mais d'autres processus peuvent entrer en jeu et seule une étude détaillée, ce qui ne fait pas l'objet du présent rapport, permettrait de confirmer l'origine des minéraux dissous collectées à ce captage.

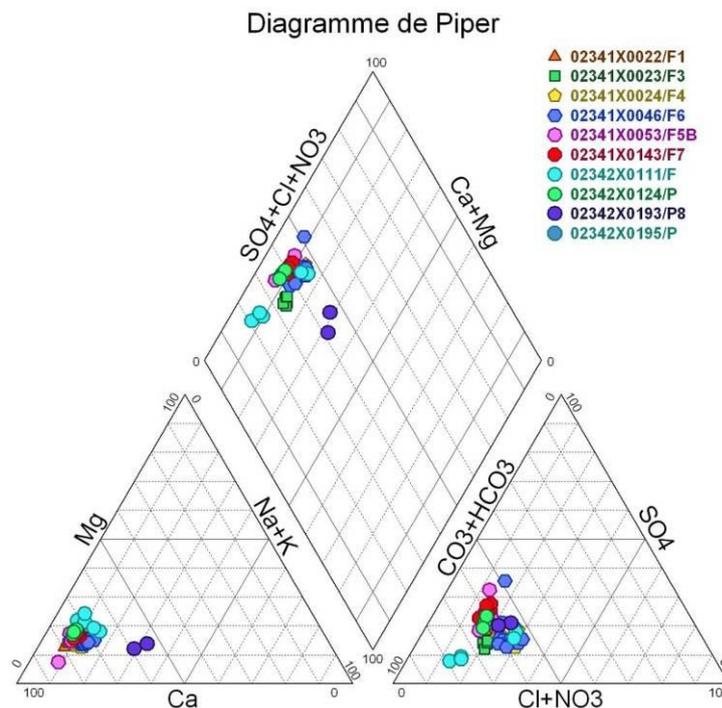


Illustration 41 : Diagramme Piper des eaux des ouvrages du secteur de Mommenheim

3.1.4 Phytosanitaires

La présence de phytosanitaires dans les eaux souterraines pompées sur le champ captant de Mommenheim s'est historiquement manifestée par la présence d'atrazine et de son principal

métabolite, la déséthylatrazine. De fortes concentrations sont enregistrées dans les années 1990 (illustration 56). A partir de 2005, hormis des variations concernant les ouvrages F5b et F7, l'ensemble des concentrations mesurées se situe en dessous de la limite de qualité par substance pour les eaux destinées à la consommation humaine (0,01µg/L).

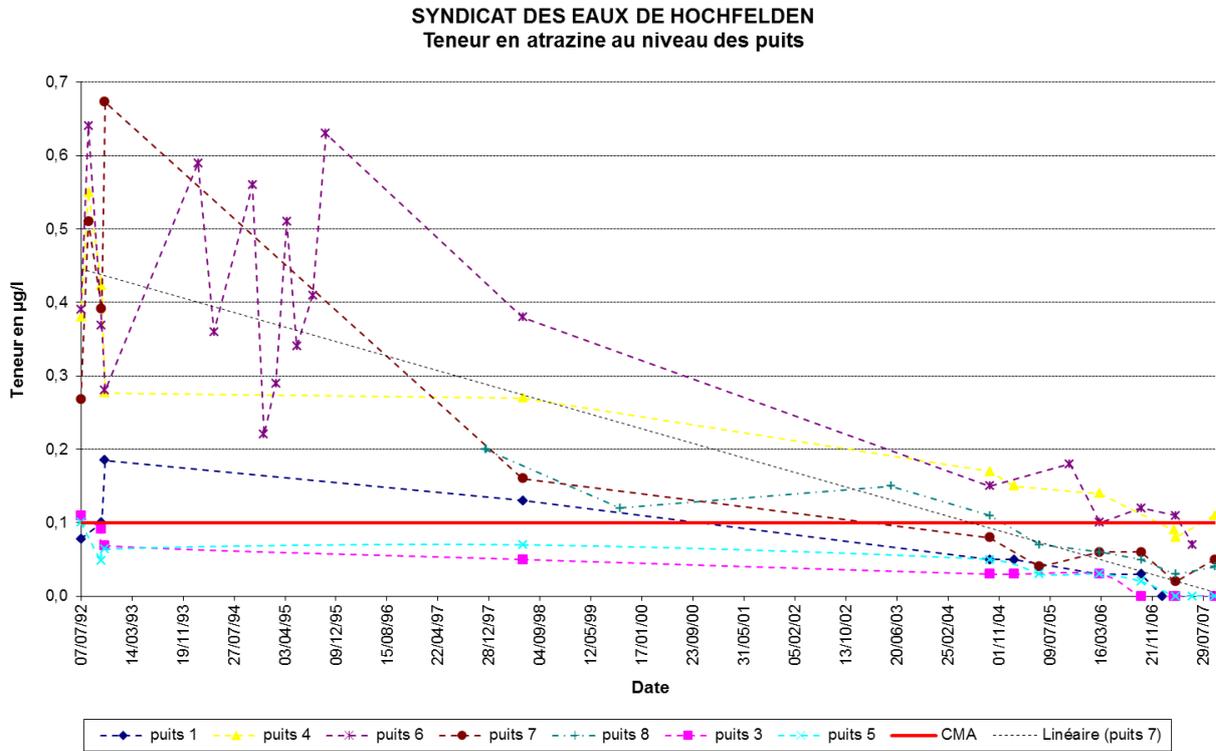


Illustration 42 : Evolution des concentrations en atrazine pour les ouvrages du champs captants de Mommenheim, document SDEA

Les mesures de déséthylatrazine ne sont fréquentes qu'à partir de 2004. Pour chaque puits, les chroniques montrent une évolution plus erratique que pour l'atrazine (Illustration 43).

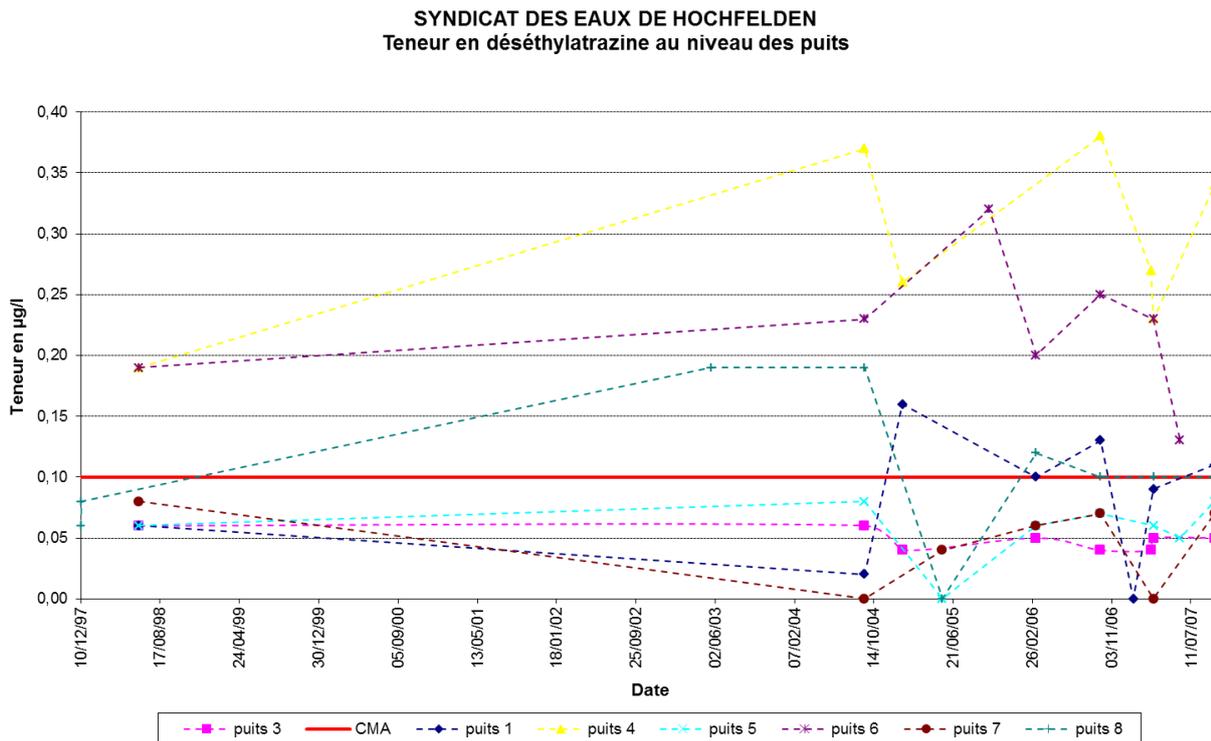


Illustration 43 : Evolution des concentrations en déséthylatrazine pour les ouvrages du champs captants de Mommenheim, document SDEA

3.2 CAPTAGES ETUDIÉS

Parmi les 7 puits du champ captant de Mommenheim, 3 ont été sélectionnés dans le cadre de cette étude (Illustration 44).

Les eaux du forage 02341X0024/F4 (forage numéro 4) présentent des valeurs en phytosanitaires et en nitrates les plus élevées et irrégulières. Le forage capte la nappe des alluvions de la Zorn.

Le forage 02341X0143/F7 (forage numéro 7) capte la nappe des alluvions de la Zorn ainsi que la nappe pliocène sous-jacente. Contrairement aux autres forages, celui-ci est constitué de deux massifs filtrants captant les deux niveaux des aquifères supposés distincts.

Et enfin, le forage 02342X0193/P8 (forage numéro 8) produit le plus fort débit du champ captant. Son massif filtrant radial situé entre 13,3 et 13,5m ne permet pas de différencier les venues d'eau sur un profil vertical. Selon des études antérieures des bureaux d'étude Thera (2008), BURGEAP (1999) et ANTEA (1998), ce captage est alimenté majoritairement par la nappe Pliocène. Cependant, si l'on positionne le forage en fonction de la coupe hydrogéologique de la vallée de la Zorn (Illustration 9) et si l'on s'appuie sur la coupe géologique du forage le proche, le puits 02341X0143/F7 situé à quelques centaines de mètres, la position du massif filtrant radial du puits P8 capte plutôt la partie supérieure de l'aquifère, c'est-à-dire les alluvions de la Zorn. C'est cette dernière interprétation qui sera retenue.

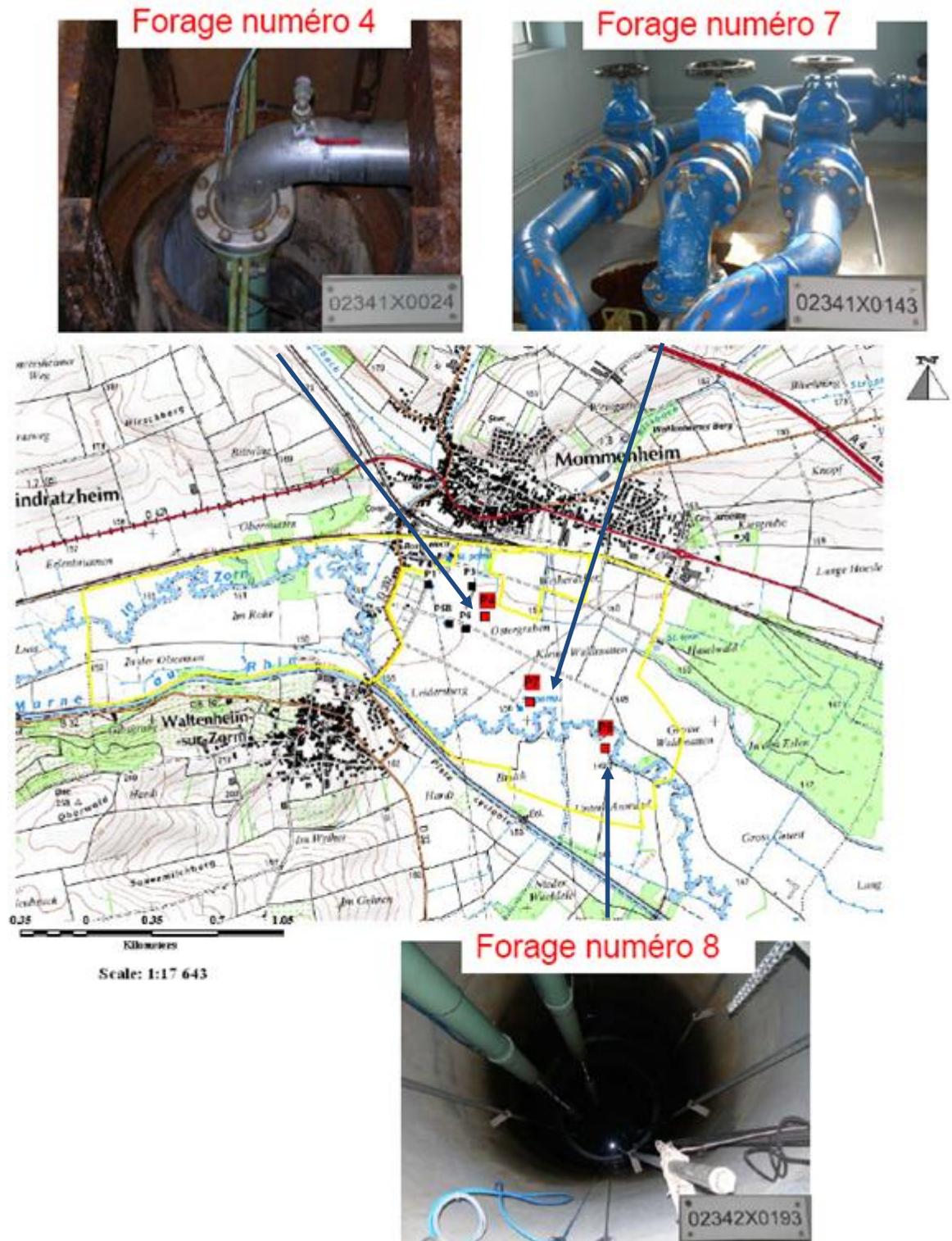


Illustration 44 : Localisation et photos des forages étudiés

Pour des raisons de simplification d'écriture, les ouvrages seront désignés dans les chapitres suivants comme suit :

- puits P4 pour 02341X0024/F4 ;
- puits P7 pour 02341X0143/F7 ;
- puits P8 pour 02342X0193/P8.

En complément des prélèvements réalisés sur les trois ouvrages du champ captant de Mommenheim, d'autres points de prélèvement ont été recherchés afin de caractériser les influences amont sur le champ captant. L'illustration 45 montre la localisation de ces ouvrages.

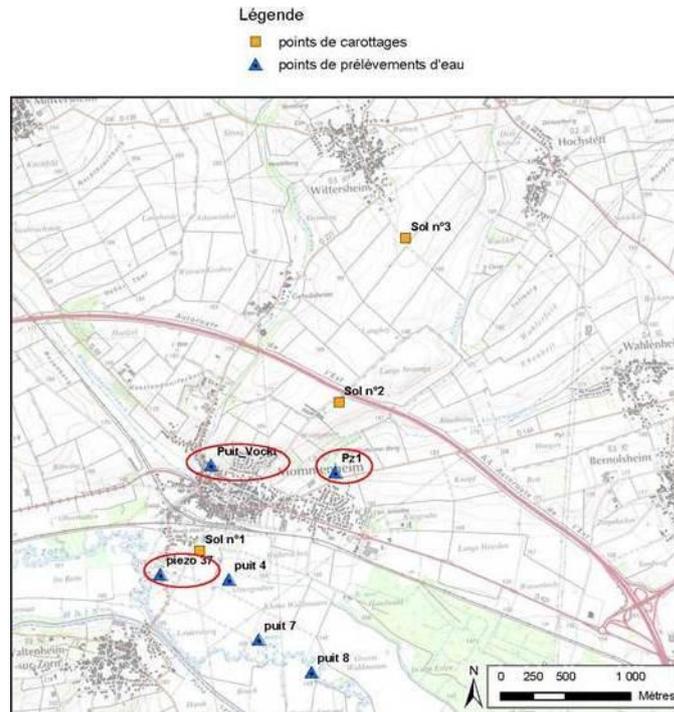


Illustration 45 : Secteur de Mommenheim Localisation des ouvrages complémentaires prélevés

Cependant, seul le puits privé Vockt a permis de collecter un volume d'eau suffisant pour pouvoir effectuer des analyses. Ce puits privé en bordure nord du village de Mommenheim se situe directement en contrebas d'un escarpement loessique de plusieurs mètres caractérisant la couverture des formations de l'aquifère plio-quadernaire. Profond d'environ 6 mètres, il capte une tranche d'eau d'un mètre (mesure de janvier 2012) qui constitue la partie supérieure de cet aquifère. L'objectif était donc de caractériser la qualité des eaux de cet aquifère en amont du champ captant situé dans la vallée de la Zorn (voir Illustration 9).

3.3 ANALYSES CHIMIQUES ET ISOTOPIQUES DES EAUX SOUTERRAINES

3.3.1 Paramètres physico-chimiques de terrain

Les prélèvements ont été réalisés en deux phases :

- fin mai 2011, réalisation de pompages dans les puits avec suivi de l'évolution de certains paramètres physico-chimiques de terrain et prélèvements des échantillons une fois les paramètres stabilisés ;

- début juin 2011, réalisation de prélèvements à des profondeurs définies sans pompage préalable.

Les mesures de paramètres physico-chimiques et les prélèvements ont été réalisés par l'Institut d'Hydrologie de Freiburg (Illustration 46).

Code BSS puits	numéro puits échantillon	Date / Heure	Niveau piézométrique (m)	Température (°C)	pH	Conductivité (µS/cm)	Oxygène (mg/L)
02341X0024/F4	P4 -1	25/05/2011 10:30					
02341X0024/F4	P4 -2	25/05/2011 10:32	6,8	16,9	6,8	1070	2,3
02341X0024/F4		25/05/2011 10:35	6,9	12,5	6,9	1043	1,9
02341X0024/F4		25/05/2011 10:37	7,0	12,3	7,0	1049	2,3
02341X0024/F4	P4 -3	25/05/2011 10:40	7,0	12,4	7,0	1114	<0,5
02341X0024/F4	P4 -4	25/05/2011 10:45	7,0	12,4	7,0	1118	<0,5
02341X0024/F4	P4 -5	25/05/2011 10:50	7,1	12,5	7,1	1121	<0,5
02341X0024/F4	P4 -6	25/05/2011 10:55	7,1	12,5	7,1	1125	<0,5
02341X0024/F4	P4 -7	25/05/2011 11:00	7,0	12,5	7,0	1129	<0,5
02341X0024/F4	P4 - prlvt	25/05/2011 11:40					
02341X0143/F7	P7-1	25/05/2011 11:47		13,4		675	
02341X0143/F7	P7-2	25/05/2011 11:48		13,3		667	
02341X0143/F7	P7-3	25/05/2011 11:52		12,4		687	
02341X0143/F7	P7-4	25/05/2011 11:54		12,2		670	
02341X0143/F7	P7-5	25/05/2011 11:57		11,9		668	
02341X0143/F7	P7-6	25/05/2011 12:02		12,0	7,0	671	
02341X0143/F7	P7-7	25/05/2011 12:05			7,0	676	
02341X0143/F7	P7 - prlvt	25/05/2011 12:10	8,3	11,9	7,0	678	
02342X0193/P8	P8 -1	25/05/2011 14:18		12,0	7,2	691	
02342X0193/P8	P8 - prlvt	25/05/2011 14:20	7,0	11,2	7,1	696	

Illustration 46 : Paramètres physico-chimiques de terrain acquis lors des pompages dans les ouvrages de Mommenheim

Les données mettent en évidence deux faits :

- l'existence d'une faible variabilité des paramètres physico-chimiques au cours du pompage (variabilité « temporelle ») ;
- la variabilité des paramètres physico-chimiques d'un point à l'autre (variabilité « spatiale »).

La variabilité temporelle est liée au fait qu'au sein d'un ouvrage en pompage en continu, les caractéristiques physico-chimiques de l'eau captée en surface ne sont pas homogènes :

- modifications des caractéristiques physico-chimiques de l'eau dans sa partie superficielle (apports d'eau en provenance de la surface, échanges gazeux par contact avec l'atmosphère), d'où la mise en place d'une stratification en surface ;
- possibilités d'apports d'eau des différents niveaux géologiques.

Pour les trois ouvrages, on observe au cours du pompage :

- une baisse de la température ;
- des variations de pH faibles, voire nulles ;
- de très faibles variations de la conductivité, mis à part pour le puits P4 ;
- une baisse de la teneur en oxygène dans le puits P4 (seul à avoir des mesures d'oxygène).

Les variations de la température et de la teneur en oxygène dissous vont bien dans le sens de l'existence en surface d'une zone en contact avec l'atmosphère :

- température de l'eau plus élevée en surface cohérente avec la période de l'année (mai-juin) où les températures de l'air augmentent ;
- baisse de la teneur en oxygène (puits P4) : les eaux de l'aquifère sont pauvres voire dépourvues en oxygène en profondeur alors que les eaux en surface sont influencées par l'atmosphère et que la mise en solution de l'oxygène dans l'eau est possible.

Cette variabilité des teneurs en oxygène dissous pourrait être liée à l'existence de formations argileuses induisant localement des conditions semi-captives. Les très faibles valeurs pour les temps de pompage important semblent indiquer que le milieu au sein duquel les eaux circulent (a priori les niveaux plus profonds) est réducteur. Si ces milieux sont réducteurs alors une dénitrification (réduction du NO_3) est possible.

L'analyse des teneurs en oxygène dissous disponibles dans Ades pour le puits P4 montre qu'elles varient pour cet ouvrage entre 2 et 7,9 mg/L, à l'exception d'une valeur de 0,5 mg/L enregistrée en 1983 (1^{ère} mesure). La valeur moyenne est de 4,4 mg/L sur 13 mesures. Ces valeurs issues d'Ades sont globalement cohérentes avec celles mesurées sur les autres points du secteur.

Puits P4, on note :

- une baisse de la température très rapide : en 3 minutes de pompage, la température de l'eau passe de 16,9°C à 12,5°C, puis elle reste stable jusqu'à la fin du pompage ;
- le pH présente une légère tendance à la hausse (de 6,8 à 7,0) ;
- la conductivité varie mais présente globalement une tendance à la hausse avec des valeurs passant de 1070 à 1129 $\mu\text{S}/\text{cm}$: ce paramètre est celui qui évolue le plus, les autres ayant atteint un état stable plus rapidement ;
- la teneur en oxygène dissous diminue de 2,3 mg/L à moins de 0,5 mg/L.

Puits P7, on note une stabilité des paramètres plus rapide. Ceci est dû au fait que la pompe a fonctionné toute la nuit précédente.

Sur la variabilité spatiale entre les ouvrages :

- entre les puits P4 et P7, on note un faible écart de température une fois l'homogénéité des forages atteinte. Pour le puits P8, la température est un petit peu plus faible que pour les deux autres points. Le puits P8 est un ouvrage radial avec un écoulement continu des filtres radicaux ;
- la conductivité est très différente entre les puits P7/P8 (entre 670 et 700 $\mu\text{S}/\text{cm}$) et le puits P4 (entre 1040 et 1130 $\mu\text{S}/\text{cm}$). Le puits le moins profond (P4) est donc le plus minéralisé. Ceci indique que les eaux captées par le puits P4 ne sont pas les mêmes que celles des puits P7 et P8 (phénomène de mélanges, arrivées d'eau superficielle, ...).

L'échantillonnage pour les ions majeurs, les isotopes stables et les CFCs a été réalisé lorsque les paramètres physico-chimiques se sont avérés stables.

3.3.2 Ions majeurs

Quelques jours après les prélèvements intégrateurs de toute la colonne d'eau, des prélèvements à différentes profondeurs ont été réalisés dans les puits P4 et P7. Pour ce faire, des cannes de 2 mètres ont été vissées les unes aux autres afin d'atteindre la profondeur désirée. Les échantillons ont été pris à 6 m et 10 m dans le puits P4 et à 14, 18 et 22 m dans le

puits P7. Les profondeurs choisies tiennent compte de la hauteur d'eau entre le niveau piézométrique et la profondeur du forage.

Les teneurs en ions majeurs ont été mesurées pour les deux types d'échantillons (ceux pris après pompage et appelés « intégrateurs » et ceux prélevés à différentes profondeurs).

Pour les cations, les teneurs en calcium, magnésium, sodium et potassium ont été déterminées. Pour les anions, les teneurs en chlorures, sulfates et nitrates ont été analysées (Illustration 47). Les teneurs en bicarbonates n'ont en revanche pas été mesurées.

Code BSS puits	numéro puits	date	profondeur prélèvement (m) sauf si intégral	Ca (mg/L)	Mg (mg/L)	Na (mg/L)	K (mg/L)	SO ₄ (mg/L)	NO ₃ (mg/L)	Cl (mg/L)
02341X0024/F4	P4	25/05/2011	intégral	120,1	21,8	28,7	22,5	101,0	65,2	77,0
02341X0024/F4	P4	08/06/2011	6	99,8	19,4	22,7	20,7	121,6	36,4	54,2
02341X0024/F4	P4	08/06/2011	10	118,8	19,9	25,5	22,8	118,0	2,6	64,2
02341X0143/F7	P7	25/05/2011	intégral	111,3	16,1	16,8	5,0	92,9	8,5	32,7
02341X0143/F7	P7	08/06/2011	14	102,2	15,0	13,6	4,4	112,7	0,8	21,2
02341X0143/F7	P7	08/06/2011	18	102,0	17,2	17,7	4,4	81,5	20,2	42,9
02341X0143/F7	P7	08/06/2011	22	128,4	17,2	18,4	4,6	79,5	21,8	44,5
02342X0193/P8	P8	25/05/2011	intégral	120,5	17,6	14,3	3,5	76,2	23,6	31,3

Illustration 47 : Teneurs en ions majeurs dans les 3 puits de l'étude du secteur de Mommenheim.

Comparaison des puits entre eux lors des prélèvements « intégrateurs » supposés représentatifs de la qualité de l'ouvrage dans son ensemble :

- le puits P4 est celui qui a les teneurs les plus élevées quel que soit l'élément, sauf pour le calcium (teneurs proches de celles des autres points) ;
- les teneurs en nitrates sont très élevées dans le puits P4 (65 mg/L), assez importantes dans le puits P8 (24 mg/L) et très faibles dans le puits P7 (9 mg/L).

Ainsi, les conductivités élevées au niveau du puits P4 sont principalement dues aux concentrations plus élevées en sulfates, chlorures, potassium et nitrates. Ces éléments peuvent être des indicateurs de contamination agricole et/ou urbaine.

Comparaison entre les niveaux :

- P4-intégrateur plus proche en composition du prélèvement à 10 m que de celui à 6 m à l'exception des nitrates où ce sont les 2 extrêmes (65,2 mg/L contre 2,6 mg/L pour le 10 m). Cet écart est sans doute dû à un processus de dénitrification ;
- P4-intégrateur : teneurs beaucoup plus élevées en nitrates que les 2 autres prélèvements, c'est l'inverse pour les sulfates mais avec une plus faible différence. D'une manière générale, quel que soit le paramètre (sauf sulfates et potassium), P4-intégrateur a de plus fortes teneurs que les 2 niveaux pris indépendamment ;
- P7-18 et 22 m : presque identiques sauf Ca. Le niveau à 22 m est le plus minéralisé pour l'ensemble des paramètres sauf K et SO₄. A 22 m, on capte le niveau le plus profond (comme à 18 m visiblement) ; à 14 m, chimisme sensiblement différent... P7 intégrateur lorsque l'on regarde les données pourrait correspondre à un mélange à parts égales entre les niveaux 14 et 22 m.

En première approche, **il est donc possible de conclure que pour le puits P4, les apports anthropiques en nitrates sont importants et qu'ils sont notables pour les autres points (teneurs en NO₃ autour de 20 mg/L). D'autres éléments ont probablement une origine anthropique importante comme les chlorures et le potassium.**

Faciès chimique

La représentation du faciès chimique des eaux sous forme de diagrammes (diagramme de Piper, diagramme de Schoeller-Berkaloff) n'a pas été réalisée, faute de teneurs en bicarbonates et en l'absence de mesure du titre alcalinimétrique complet qui aurait pu permettre de les recalculer.

Néanmoins, afin d'avoir une idée du faciès chimique, une estimation des teneurs en bicarbonates a été réalisée grâce à la balance ionique⁴ en admettant que celle-ci était équilibrée et égale à zéro. Cette solution est loin d'être idéale puisque le calcul de balance ionique est destiné à estimer la fiabilité des résultats d'analyses en éléments majeurs, une erreur de 5% étant généralement considérée comme acceptable.

Du fait du manque de fiabilité lié aux calculs réalisés sur cette base, ils ne seront donc pas utilisés pour une représentation graphique.

Néanmoins, ils ont permis de montrer que le faciès chimique des eaux est de type bicarbonaté-calcique. Ceci est confirmé par les données issues d'Ades pour les analyses et les 10 points ayant la totalité des ions majeurs. En effet, un export des données disponibles de la commune de Mommenheim, ainsi que des communes limitrophes (10 communes au total) depuis Ades a été effectué. Pour les dix points ayant des données en ions majeurs, le faciès chimique est bicarbonaté calcique.

Le diagramme Cl vs NO₃ (Illustration 48) montre que lorsque les teneurs en nitrates augmentent, il en est de même pour celles en chlorures. De plus, les points de P4 et P7 s'alignent globalement selon une droite. Ceci tend à prouver que ces deux éléments ont probablement une origine commune pour ces 2 points d'eau. Seul le point P4-10m fait exception avec une teneur en nitrates très faible au regard de celle en chlorures, ce qui indique probablement un phénomène de dénitrification dans les eaux de ce forage.

Si on projette le point du puits P4-10m sur la droite de corrélation, il se place entre les deux autres points du puits P4 et il est possible d'en déduire la concentration en nitrates avant dénitrification qui serait de l'ordre de 0,8 mmol.l⁻¹, soit environ 50 mg/L.

Les puits P7 et P8 ont des concentrations proches qui sont plus faibles que celles du puits P4.

⁴ Balance ionique : rapport entre la somme des anions et la somme des cations majeurs exprimées en milliéquivalent par litre (meq/L). Balance ionique = 100*(somme des cations – somme des anions)/ (somme des cations + somme des anions)

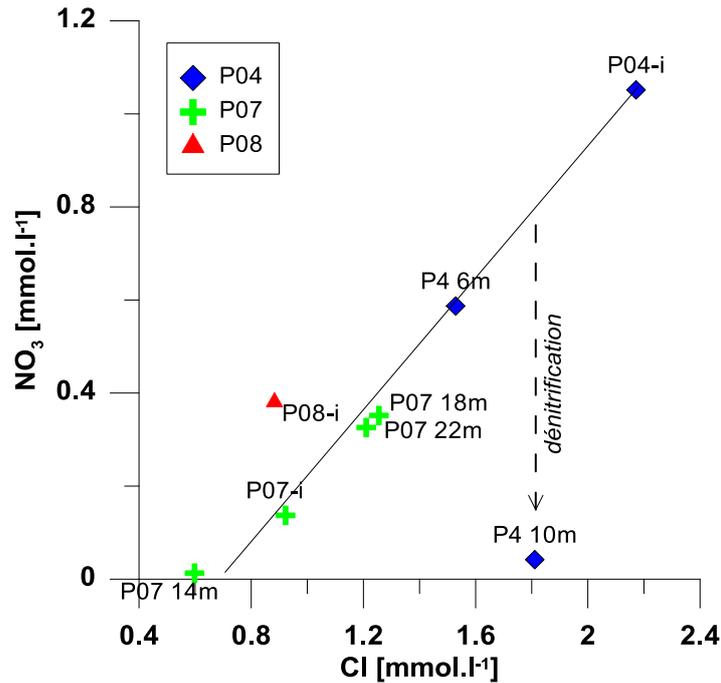


Illustration 48 : Diagramme Cl vs NO₃ des eaux des ouvrages de Mommenheim

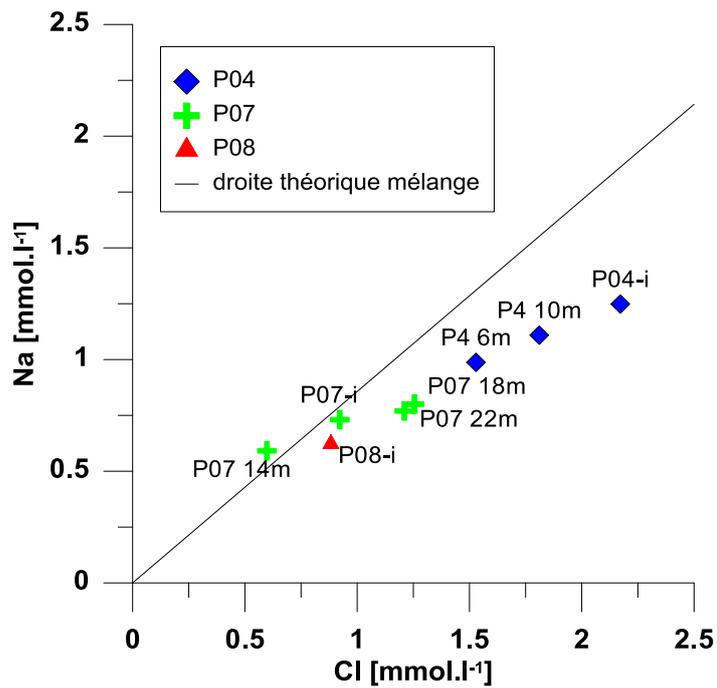


Illustration 49 : Diagramme Cl vs Na des eaux des ouvrages de Mommenheim

Le graphe Cl vs Na (Illustration 49) montre un net enrichissement en chlorures par rapport à la droite théorique de mélange avec l'eau de mer pour les eaux du puits P4 qui confirme une origine anthropique pour cet élément à ce forage. On note également un enrichissement pour les parties profondes des puits P7

L'illustration 50 montre l'existence d'une corrélation inverse entre les teneurs en chlorures et celles en sulfates. Les trois points du puits P4, qui ont des teneurs en chlorures et sulfates plus élevées que les autres points, semblent s'aligner selon une droite. En revanche, les points des puits P7 et P8, ont visiblement un comportement différent. En effet, pour une même variation des teneurs en chlorures, le rapport SO_4/Cl pour le P4 varie peu par rapport à celui des points P7 et P8. Le puits P7-14m est très enrichi en sulfates comparativement aux autres points (teneur en sulfates supérieure à celle en chlorures exprimées en $mmol.l^{-1}$ pour ce point). L'origine en sulfate à ce point ne semble pas être en relation avec les apports azotés.

P4-10 et P07-14 ont montré une dénitrification mais les conditions réductrices ne sont pas suffisamment importantes pour entraîner une réduction des sulfates.

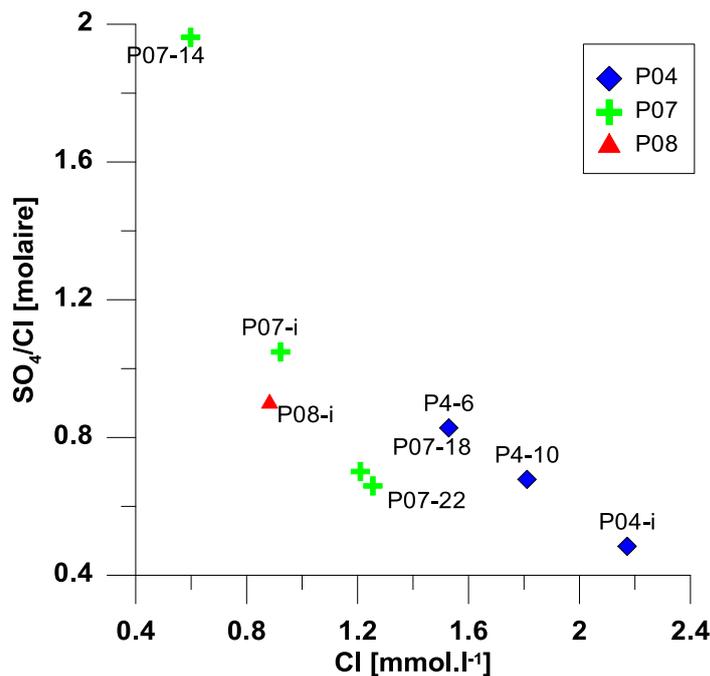


Illustration 50 : Diagramme Cl vs SO_4/Cl des eaux des ouvrages de Mommenheim

L'illustration 51 met en évidence deux groupes de points qui évoluent différemment :

- les points P7 et P8 ont un rapport K/Na quasiment identique et assez faible (autour de $0,17 mmol.l^{-1}$) et un rapport Ca/Na assez fort et très variable ;
- les 3 prélèvements du point P4 sont assez similaires entre eux (faibles variations des rapports K/Na et Ca/Na). Par rapport aux points P7 et P8, le rapport K/Na est plus élevé et celui Ca/Na est plus faible. Ceci tend à prouver que la minéralisation au niveau des cations Ca, Na et K est différente entre P7/P8 et P4.

Le faible rapport Ca/Na observé sur différents ouvrages (entre 2 et 5) indique que les eaux ont circulé au contact de formations silicatées (sables, argiles, ...).

Le rapport K/Na plus élevé pour le puits P4 pourrait indiquer une origine anthropique du potassium, ce dernier étant souvent lié aux apports agricoles (principalement avec NO_3).

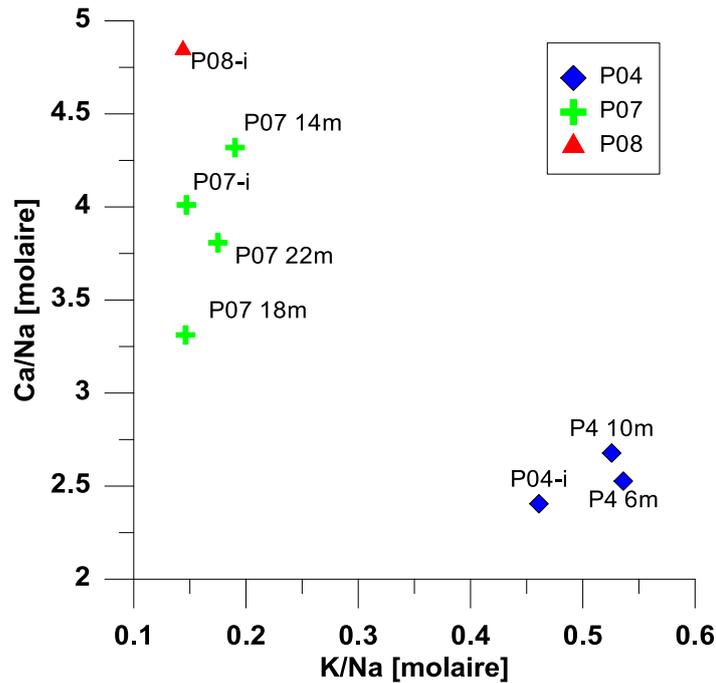


Illustration 51 : Diagramme K/Na vs Ca/Na des eaux des ouvrages de Mommenheim

Le graphe Ca vs SO₄ (Illustration 52) indique que les sulfates ne proviennent pas majoritairement d'une formation de type évaporitique (il reste donc comme origine pour cet élément une pollution et/ou les sulfures sédimentaires).

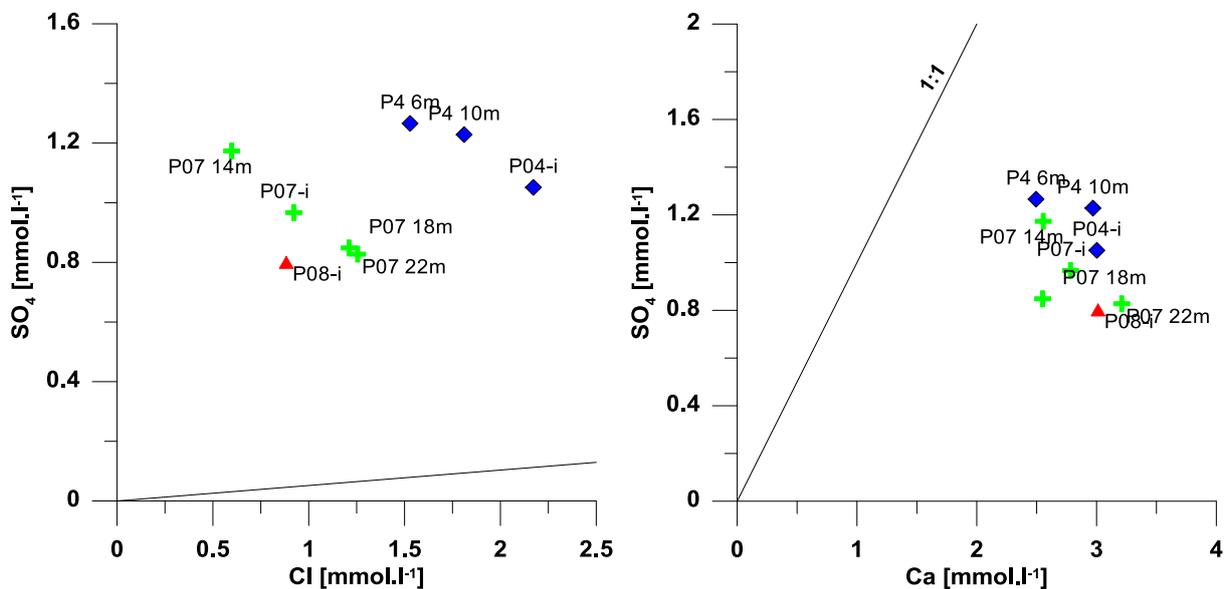


Illustration 52 : Diagramme Cl vs SO₄ et Ca vs SO₄ des eaux des ouvrages de Mommenheim

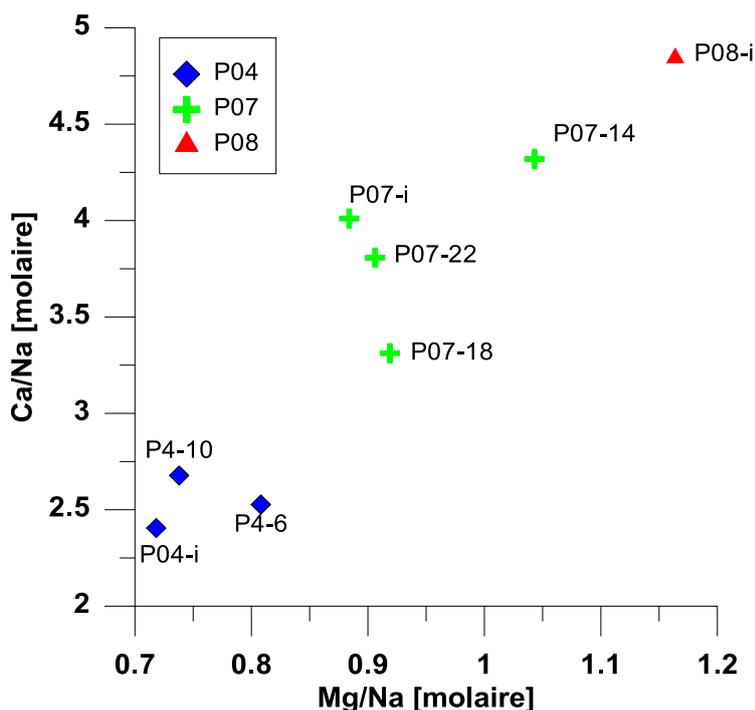


Illustration 53 : Diagramme Mg/Na vs Ca/Na des eaux des ouvrages de Mommenheim

Sur le diagramme de l'illustration 53, les points s'organisent à nouveau par forage. Le puits P4 est celui qui présente les rapports Mg/Na et Ca/Na les plus faibles, puis les rapports croissent pour le puits P7 et sont les plus importants pour le puits P8. Les points s'alignent tous selon une droite indiquant l'existence d'une corrélation positive entre les deux rapports observés. Les cations Ca, Na et Mg ont donc probablement une origine commune.

Ce diagramme ainsi que le précédent permettent donc de conclure que les cations Ca, Mg et Na ont une origine commune (interaction de l'eau circulant et de la roche aquifère). En revanche, pour le potassium, le puits P4 a probablement subi un apport anthropique de cet élément, ce qui est cohérent avec les fortes teneurs en nitrates.

Les eaux des 3 captages ont donc probablement une origine commune. La forte conductivité du puits P4 par rapport aux autres forages serait principalement liée aux fortes teneurs en nitrates, chlorures et potassium dont l'origine serait anthropique.

3.3.3 Les produits phytosanitaires

32 molécules phytosanitaires ont été analysées et leur somme des a été calculée (Illustration 54). Le choix des molécules a été réalisé par le BRGM en tenant compte des données acquises dans des études antérieures.

Numéro du puits et profondeur	P4	P 4-6m	P4-10m	P7	P7-14m	P7-18m	P7-22m	P8
date	25.05.2011	08.06.2011	08.06.2011	25.05.2011	08.06.2011	08.06.2011	08.06.2011	25.05.2011
	µg/L							
Atrazine	n.a.	0,05	0,05	0,02	< 0,02	0,02	0,03	0,04
Bentazone	n.a.	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02
Bromacil	n.a.	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02
Chloridazone	n.a.	0,05	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02
Chloroxuron	n.a.	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02
Chlorprophame	n.a.	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02
Chlortoluron	n.a.	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02
Crimidine	n.a.	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02
Cyanazine	n.a.	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02
Desethylatrazine	n.a.	0,09	0,07	0,03	< 0,02	0,04	0,05	0,07
Desethylterbutylazine	n.a.	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02
Desisopropylatrazine	n.a.	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02
Diuron	n.a.	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02
Fenuron	n.a.	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02
Isoproturon	n.a.	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02
Linuron	n.a.	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02
Metamitron	n.a.	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02
Metazachlore	n.a.	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02
Methabenzthiazuron	n.a.	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02
Metobromuron	n.a.	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02
Metolachlore	n.a.	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02
Metoxuron	n.a.	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02
Metribuzine	n.a.	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02
Monolinuron	n.a.	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02
Prometryne	n.a.	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02
Propazine	n.a.	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02
Prophame	n.a.	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02
Sebuthylazine	n.a.	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02
Simazine	n.a.	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02
Terbutylazine	n.a.	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02
Terbutryne	n.a.	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02
Tolyfluanide	n.a.	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05
Somme pesticides	n.a.	0,18	0,12	0,05	n.d.	0,06	0,08	0,10
n.d. non détecté								
n.a. non analysé								

Illustration 54 : Teneurs en phytosanitaires dans les 3 puits de l'étude du secteur de Mommenheim

Parmi ces 32 molécules, 3 ont été retrouvées dans les eaux des ouvrages de Mommenheim :

- l'atrazine a été quantifiée dans tous les prélèvements, à l'exception du prélèvement à 14 m du puits P7. Elle est en plus faible quantité dans le P7 que dans le P8 et dans le P4 où elle atteint la valeur de 0,05 µg/L ;
- la déséthylatrazine (métabolite de l'atrazine) à une forte similitude par rapport aux observations faites pour l'atrazine (seul le prélèvement du P7 à 14 m en est exempt, teneurs plus faibles dans le P7 que dans le P8 et le P4) ;
- la chloridazone qui n'a été retrouvée qu'une fois, dans le prélèvement à 6 m du P4.

La somme des produits phytosanitaires varie entre 0,05 et 0,18 µg/L pour l'ensemble des molécules, le prélèvement à 6 m du P4 étant celui qui présente la valeur la plus importante.

La présence de ces produits phytosanitaires dans les eaux des forages de Mommenheim met en évidence une certaine vulnérabilité des ouvrages aux pollutions d'origine anthropique, ce qui était déjà suggéré par les teneurs en nitrates.

Sur les 14 qualitomètres ayant des données issues d'Ades pour la commune de Mommenheim et ses communes limitrophes, 10 ont bénéficié à plusieurs reprises de mesures des teneurs en atrazine. Sur un total de 100 analyses, l'atrazine a été quantifiée à 69 reprises avec des teneurs variant entre 0,008 et 0,67 µg/L et une valeur moyenne de 0,16 µg/L. Il est à noter que pour les 6 analyses pour lesquelles la teneur s'est avérée inférieure à la limite de quantification, celle-ci était de 0,02 voire 0,03 µg/L.

La liste des produits phytosanitaires quantifiés au moins une fois dans Ades dans le secteur est : atrazine, déséthylatrazine, désisopropyl-atrazine, 2-hydroxyatrazine, bentazone, cyprodinil, deltaméthrine, diuron, lindane, heptachlore, isoproturon, malathion, métolachlore et simazine.

3.3.4 Les isotopes stables

Des analyses en isotopes stables (oxygène-18 et deutérium) ont également été réalisées sur les eaux des ouvrages du secteur de Mommenheim (Illustration 55).

Code BSS puits	numéro puits	date	profondeur prélèvement (m) sauf si intégral	¹⁸ O (‰ vs SMOW)	² H (‰ vs SMOW)
02341X0024/F4	P4	25/05/2011	intégral	-7,74	-54,4
02341X0024/F4	P4	08/06/2011	6	-7,74	-53,8
02341X0024/F4	P4	08/06/2011	10	-7,68	-54,0
02341X0143/F7	P7	25/05/2011	intégral	-8,07	-54,9
02341X0143/F7	P7	08/06/2011	14	-8,19	-56,0
02341X0143/F7	P7	08/06/2011	18	-7,79	-53,6
02341X0143/F7	P7	08/06/2011	22	-7,80	-53,6
02342X0193/P8	P8	25/05/2011	intégral	-8,08	-55,3

Illustration 55 : Teneurs en isotopes stables des eaux du secteur de Mommenheim

Le prélèvement du puits P7 intégrateur et celui du puits P8 ont des compositions proches en oxygène-18 et en deutérium. La teneur en ce dernier étant très légèrement plus appauvrie dans le puits P8.

Pour le puits P7, les valeurs mesurées sont relativement différentes. Pour les niveaux prélevés à 18 et 22 m, les teneurs sont identiques (tout comme certains paramètres chimiques). En revanche, elles sont relativement différentes du prélèvement « intégrateur » du puits P7, les teneurs de ce dernier étant plus appauvries. Celles du niveau à 14 m sont quant à elles les teneurs plus appauvries observées dans ce secteur. Tout en gardant en mémoire l'incertitude analytique estimée à 0,2 ‰, il est possible de faire un calcul simple de mélange en considérant que les eaux du P7-I représenteraient un mélange des eaux 14 m et 18-22m. Ce calcul indique 30% de mélange en utilisant le traceur δ¹⁸O, 46% en utilisant le δ²H et 50% en utilisant le magnésium, élément dissous le moins influencé par les apports anthropiques.

Le puits P4 présente quant à lui les teneurs les plus enrichies, assez proches des teneurs du puits P7 pour les prélèvements à 18 et 22 m. Les teneurs observées à 6 et 10 m pour le P4 ne sont pas significativement différentes du prélèvement intégrateur (oxygène-18 identique à 6 m

avec deutérium enrichi ; oxygène-18 enrichi à 10 m avec deutérium intermédiaire entre intégrateur et 6 m).

D'autres analyses sont disponibles dans les fichiers de résultats. Il s'agit d'analyses effectuées sur des échantillons des puits P4 et P7, prélevés au cours des pompages (Illustration 56). Ces valeurs ayant été obtenues au cours du pompage, c'est-à-dire avant que les paramètres physico-chimiques soient stabilisés, elles ne seront pas représentées sur l'illustration 57.

numéro puits et échantillon	date	¹⁸ O (‰ vs SMOW)	² H (‰ vs SMOW)
P4 01	25/05/2011	-7.94	-54.2
P4 02	25/05/2011	-7.93	-54.2
P4 03	25/05/2011	-7.82	-54.1
P4 04	25/05/2011	-7.77	-54.1
P4 05	25/05/2011	-7.81	-54.3
P4 06	25/05/2011	-7.78	-54.2
P7 08	25/05/2011	-8.01	-55.0
P7 09	25/05/2011	-8.03	-55.1
P7 10	25/05/2011	-7.95	-55.2
P7 11	25/05/2011	-8.00	-55.4
P7 12	25/05/2011	-8.07	-55.1
P7 13	25/05/2011	-7.98	-55.2
P7 14	25/05/2011	-8.03	-55.0

Illustration 56 : Teneurs en isotopes stables des eaux des puits P4 et P7 de Mommenheim, mesurées sur des échantillons pris au cours du pompage, avant stabilisation des paramètres physico-chimiques de terrain.

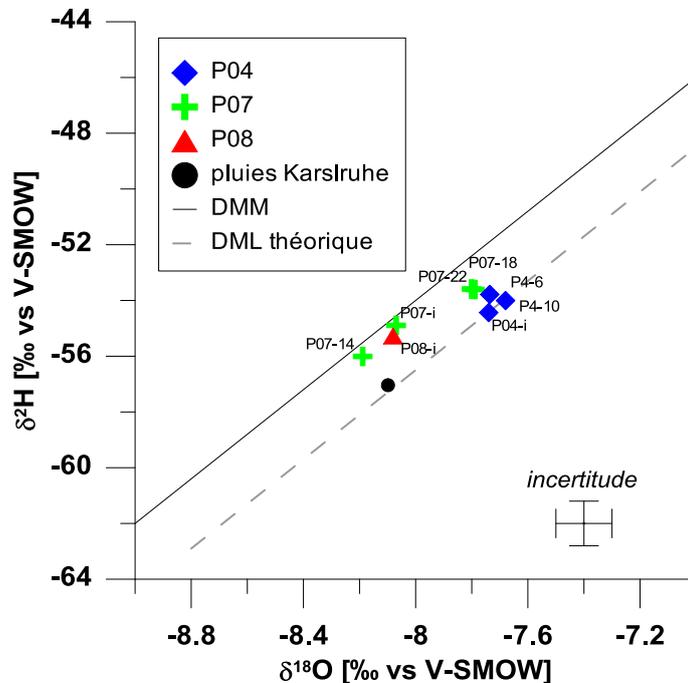


Illustration 57 : Diagramme δ²H vs δ¹⁸O (en ‰ vs SMOW) des eaux du secteur de Mommenheim

Sur le diagramme $\delta^2\text{H}$ vs $\delta^{18}\text{O}$ (Illustration 57), les points de l'étude sont situés légèrement en dessous de la Droite Météorique Mondiale (DMM) d'équation $\delta^2\text{H} = 8 \times \delta^{18}\text{O} + 10$ (Craig, 1961). La station de mesure dans les pluies des isotopes stables de la molécule d'eau la plus proche du site d'étude est celle de Karlsruhe (données IAEA/GNIP) et la valeur moyenne pondérée se situe également sous la droite météorique mondiale. Ainsi, on peut supposer que la droite météorique locale (trait discontinu sur l'illustration 57) se situe légèrement sous la DMM. La position des points de mesures entre les droites météorique mondiale et météorique locale confirme donc l'origine météorique actuelle de la recharge.

Les échantillons de Mommenheim ont été analysés pour le tritium. Le tritium représente l'isotope radioactif de la molécule de l'eau. Les mesures sont indiquées en unités tritium (ou tritium unit an anglais T.U.). Une unité de tritium correspond à une radioactivité de 0.1181 Bq.l^{-1} (décompositions par seconde) ou de 3.231 pCi.l^{-1} . La détermination de la teneur en tritium a été faite par un laboratoire spécialisé (Hydroisotop GmbH) après un enrichissement.

Code BSS puits	numéro puits	date	profondeur prélèvement (m) sauf si intégral	^3H (UT)	
				Mesure	Erreur
02341X0024/F4	P4	25/05/2011	intégral	9,7	0,9
02341X0024/F4	P4	08/06/2011	6	9,2	1,0
02341X0024/F4	P4	08/06/2011	10	9,3	1,2
02341X0143/F7	P7	25/05/2011	intégral	8,2	1,7
02341X0143/F7	P7	08/06/2011	14	7,9	1,1
02341X0143/F7	P7	08/06/2011	18	8,1	1,0
02341X0143/F7	P7	08/06/2011	22	8,0	0,9
02342X0193/P8	P8	25/05/2011	intégral	9,5	1,2

Illustration 58 : Teneurs en tritium des eaux du secteur de Mommenheim

Les teneurs en tritium (Illustration 58) varient entre $7,9 \pm 1,1$ (P7 à 14 m) et $9,7 \pm 0,9$ unités tritium UT (P4 intégral).

Afin de restituer les teneurs possibles des eaux de précipitation (recharge) de la nappe, il est possible d'utiliser des chroniques disponibles pour des stations de mesures les plus proches des sites d'études. Ici, la station de mesure la plus proche est celle de Strasbourg mais cette station n'est malheureusement plus active depuis plusieurs années. Il faut donc la recalculer en utilisant des chroniques plus récentes comme celles de Thonon-les-Bains, Ottawa, Karlsruhe et Weil-am-Rhein. L'influence locale d'activités industrielles (dont nucléaires) perturbant le signal isotopique est évidente à Karlsruhe (données IAEA/WMO, 2007). On note en effet sur certains mois des valeurs de tritium beaucoup plus élevées (>20 UT) que les valeurs moyennes interannuelles à cette même station. On constate que les valeurs moyennes mensuelles pondérées sur les trois stations régionales sont relativement proches ce qui permet de reconstruire une courbe théorique de l'évolution des teneurs en tritium dans les précipitations régionales (Illustration 59).

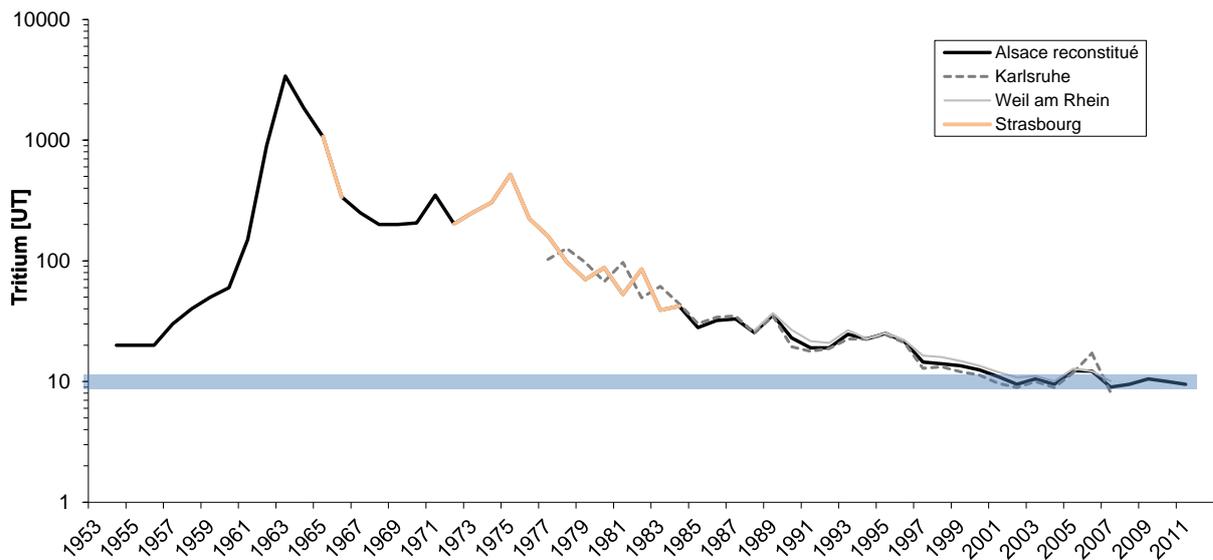


Illustration 59 : Teneurs en tritium des pluies collectées à Strasbourg, Weil-am-Rhein, Karlsruhe de 1953 à 2011

Les eaux de pluies de la région ont des teneurs en tritium proche de 10 UT depuis une dizaine d'années d'après les chroniques existantes (IAEA/WMO, 2007). Compte tenu de la décroissance radioactive, on peut donc considérer que les eaux rechargeant les aquifères des secteurs de Mommenheim et Hardt ont des teneurs isotopiques comprises entre 6 et 20 avec des variabilités fortes du fait d'une activité industrielle régionale développée et de la présence de centrales nucléaires (Fessenheim, Eggenstein-Leopoldhafen). Les pics sont plus nombreux et des teneurs mensuelles pondérées plus élevées (proches de 30 UT) à la station de Karlsruhe. Du fait de l'absence de mesure à proximité des sites d'études, de la présence d'industries ayant un impact potentiel sur les teneurs en tritium dans l'atmosphère, les données de tritium ne peuvent être utilisées comme outil de datation des eaux souterraines. Par contre ces données permettent de confirmer les estimations d'âges apparents faites par utilisation des gaz dissous (CFC, SF₆) et donnent une information semi-quantitative sur les âges apparents des eaux souterraines.

Sans modélisation ou sans interprétation plus précise tenant compte d'autres indicateurs d'âge il est difficile sinon injustifié d'interpréter les concentrations en tritium en termes d'âges des eaux. Toutefois, le tritium est aussi un indicateur très robuste qui n'est pas altéré par des processus chimiques ou des interactions sol-eau ou roche-eau et constitue donc un traceur complémentaires aux CFC et SF₆.

L'illustration 59 indique que les valeurs de 7,9 à 9,7 UT correspondent à des eaux récentes (quelques années à aujourd'hui).

3.3.5 Les CFC

Comme indicateur du temps de résidence les concentrations en CFC-11, CFC-12 et CFC-113 et du sulfure hexafluoride SF₆ ont été utilisés. L'eau a été pris du robinet sans contact avec l'atmosphère en remplissant une bouteille de verre d'en bas qui repose dans une boîte de métal. Durant le prélèvement la bouteille et la boîte sont immergées d'eau et fermées sous l'eau pour éviter tout contact avec l'atmosphère (Illustration 60).



Illustration 60 : Prise de l'échantillon de CFC (CFC11, CFC12, CFC113) et du SF₆

La théorie de l'application de cette méthode est décrite en détail dans le livre de l'AIEA (2006).

Les résultats des analyses des CFCs et du SF₆ sont présentés dans l'illustration 61.

Les concentrations avec un fond coloré indiquent des teneurs qui sont au-dessus des concentrations supposées de l'atmosphère au moment de la recharge et qui peuvent donc résulter d'une contamination de l'air. Ces contaminations résultent d'une source locale, comme une décharge, des anciennes activités industrielles ou des rejets actuels pour le SF₆. On note pour le puits P4 -I et par profondeur des indices de contamination du CFC-11.

Nom	date	CFC-11 (pmol/l)		CFC-12 (pmol/l)		CFC-113 (pmol/l)		SF ₆ (fmol/l)	
		Mesure	Erreur	Mesure	Erreur	Mesure	Erreur	Mesure	Erreur
		pmol/L				fmol/L			
01-P04	25.05.11	200		6,30	0,4	0,70	0,1	1,50	0,2
01-P07	25.05.11	1,60	0,20	1,40	0,10	0,14	0,05	3,10	0,40
01-P08	25.05.11	4,30	0,50	3,40	0,20	8,00	2,00	2,90	0,30
P4 6m	08.06.11	150,00		3,40	0,20	0,70	0,10	2,10	0,30
P4 10m	08.06.11	200,00		6,40	0,40	0,64	0,05	1,90	0,20
P7 22m	08.06.11	4,70	0,50	2,70	0,20	0,38	0,05	2,80	0,30
P7 18m	08.06.11	3,60	0,40	2,30	0,20	0,32	0,05	2,60	0,30
P7 14m	08.06.11	0,14	0,05	0,90	0,10	0,07	0,05	2,80	0,30

Illustration 61 : Teneurs en CFC et SF₆ des eaux du secteur de Mommenheim

Du fait de fortes contaminations des eaux en CFC-11 et CFC-12 et quelques contaminations en CFC-113 et SF₆ (P7 intégral) on dispose de peu de traceurs pour effectuer les datations. Ainsi les résultats ne pourront être fiables et doivent être considérés plus comme des informations semi-quantitatives. Les contaminations en gaz dissous sont fréquentes autour des grands centres urbains (IAEA, 2006). Il semble dans ce cas d'étude que les valeurs de SF₆ soient les plus fiables. Ceci est d'autant plus vrai que les CFC peuvent être dégradés en milieu réducteur. Comme nous avons pu démontrer la présence de dénitrification (et donc de milieu réducteur) au niveau du P4 et du P7 c'est la datation obtenue par utilisation du SF₆ (et tritium) qui sera considérée a priori la plus fiable.

Le SF₆ est contaminé au puits P7 intégral. Pour les eaux des autres niveaux les concentrations en SF₆ correspondent à des eaux actuelles (2011). Les eaux des niveaux 18 et 22m pourraient être plus anciennes d'une à deux années (2009, 2010). Du fait de l'utilisation d'un seul traceur il existe toutefois une forte incertitude sur cette variabilité d'âge entre les niveaux échantillonnés.

Pour le puits P4, le SF₆ (et H₃) sont également les seuls traceurs utilisés pour la datation (donc forte incertitude sur le modèle). Du fait de la forte variabilité des paramètres physico-chimiques à ce point, il est possible que les âges estimés pour le P4 intégral (prélevé en mai 2011) et ceux des 6 et 10m (prélevés en juin) ne soient pas comparables. Les âges apparents sont plus anciens que ceux relevés pour le puits P7 avec une variabilité relativement faible (5 ans).

La datation au puits P8 indique des eaux actuelles (2011 ou 95% de 2011). Les concentrations en nitrate sont stables depuis quelques années autour de 23 mg/L. Ce forage peu profond (17m) est le plus proche de la Zorn de tous les points suivi sur ce secteur.

La période moyenne de la recharge des eaux pour le puits Vockt a été estimée à 2009. Il faut souligner qu'à cet âge récent est associé une concentration relativement élevée de nitrates (52, 6 mg/L). Cette valeur caractérise ponctuellement la pollution de l'aquifère plio-quaternaire en amont du champ captant.

Ainsi, si l'on compare l'âge des eaux avec les concentrations en nitrates (Illustration 62) on constate que les eaux au P4 ont une date de recharge légèrement plus ancienne que celle de P7 et P8 avec des concentrations en nitrates plus élevées (excepté les eaux dénitrifiées). A chacun des forages (P4 et P7) il y a une forte variabilité des concentrations en nitrates, sans lien avec les âges des eaux et sans doute en partie du fait de la dénitrification.

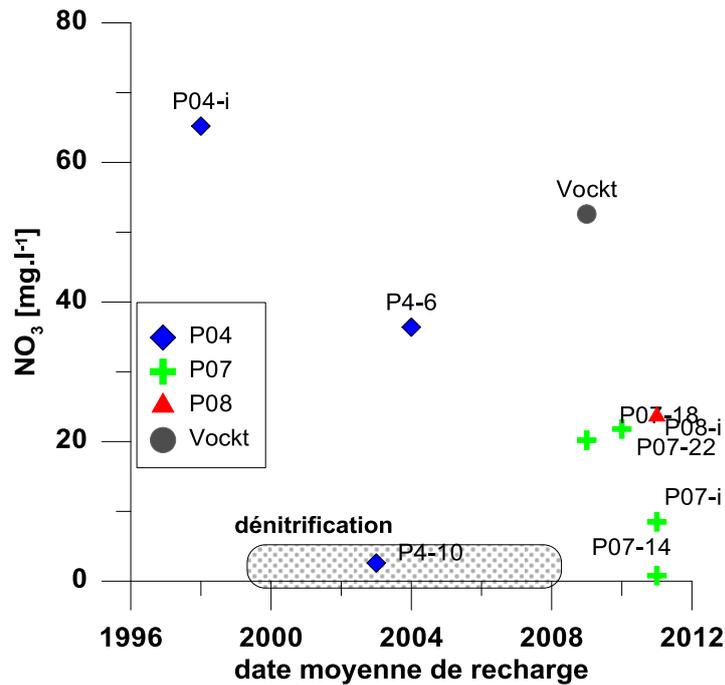


Illustration 62 : Diagrammes date moyenne de recharge vs NO_3

De plus, le croisement entre les concentrations en nitrates et les valeurs de $\delta^{18}\text{O}$ confirme la possible différenciation au niveau du puits P7 entre les eaux du niveau 14m et des niveaux 18 et 22. Le point intégral étant un mélange des eaux des autres niveaux (Illustration 63). On a une origine/histoire des eaux légèrement différentes pour ces niveaux.

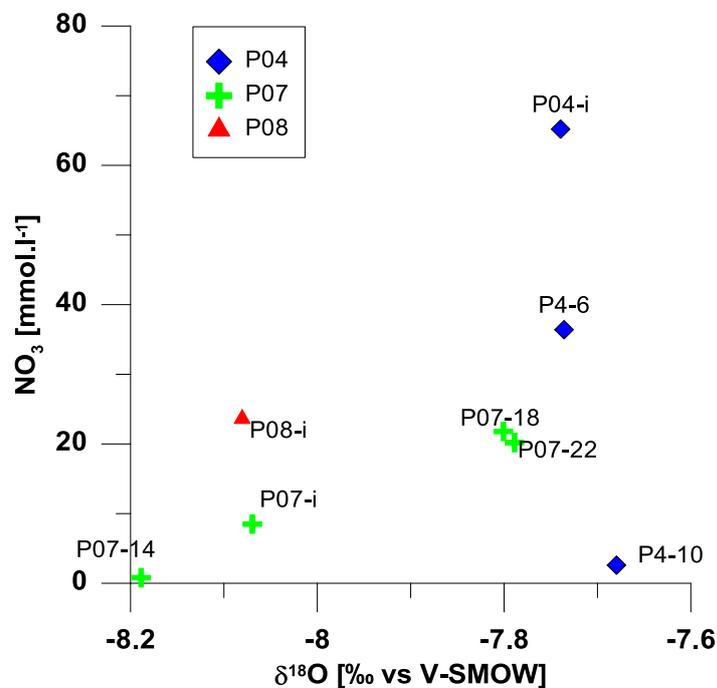


Illustration 63 : Diagrammes $\delta^{18}\text{O}$ vs NO_3

3.4 SIMULATION DES CONCENTRATIONS

3.4.1 Caractéristiques générales

La modélisation hydrodynamique appliquée aux ouvrages retenus décrit en termes de pourcentage de contribution, les influences des types de recharge. Sur la base des premiers résultats du calcul hydrodynamique se dégage des tendances générales concernant les contributions des types de recharges à la composition des eaux captées par les 7 ouvrages du champ captant. **Il faut cependant se rappeler qu'il s'agit de résultats issus d'un travail de modélisation et non d'une reproduction exacte de la réalité.**

Pour des raisons de simplification d'écriture les sept ouvrages en fonction du champ captant de Mommenheim seront désignés comme suit :

- puits P1 pour 02341X0022/F1 ;
- puits P3 pour 02341X0023/F3 ;
- puits P4 pour 02341X0024/F4 ;
- puits P5 pour 02341X0053/F5b ;
- puits P6 pour 02341X0046/F6 ;
- puits P7 pour 02341X0143/F7 ;
- puits P8 pour 02342X0193/P8.

L'illustration 64 présente le résultat détaillé du calcul obtenu pour chaque puits à l'aide du modèle hydrodynamique. Elle démultiplie les types de contribution par tranche d'âge de 6 ans. C'est cette matrice de paramètre qui servira aux simulations.

Champ captant	N° BSS	Précipitations (recharge à l'amont immédiat)										Flux de bordure									
		0-6	6-12	12-18	18-24	24-30	30-36	36-42	42-48	48-54	54-60	0-6	6-12	12-18	18-24	24-30	30-36	36-42	42-48	48-54	54-60
Mommenheim	02341X0022	9%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	78%	4%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%
Mommenheim	02341X0023	10%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	82%	4%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%
Mommenheim	02341X0024	12%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	75%	6%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%
Mommenheim	02341X0046	13%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	65%	6%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%
Mommenheim	02341X0053	11%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	35%	3%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%
Mommenheim	02341X0143	13%	1%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	15%	7%	1%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%
Mommenheim	02342X0193	19%	4%	1%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	8%	12%	4%	1%	0%	0%	0%	0%	0%	0%

Contribution de la rivière de la Zorn et du canal de la Marne au Rhin											contribution des ruisseaux									
0-6	6-12	12-18	18-24	24-30	30-36	36-42	42-48	48-54	54-60		0-6	6-12	12-18	18-24	24-30	30-36	36-42	42-48	48-54	54-60
3%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%		6%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%
1%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%		3%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%
2%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%		4%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%
11%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%		4%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%
47%	1%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%		2%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%
65%	1%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%		3%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%
42%	2%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%		2%	1%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%

Illustration 64 : Extrait des résultats sur la structure d'âge des eaux

L'illustration 65 présente une version simplifiée de ces résultats qui permet de dégager quelques caractéristiques générales

Ouvrages	Age moyen des eaux souterraines (années)	Contributions			ruisseaux des collines avoisinantes
		Précipitations directes	Flux de bordure	Zorn & canal Marne au Rhin	
02341X0022/F1	0-6	9%	82%	3%	6%
02341X0023/F3	0-6	11%	86%	1%	3%
02341X0024/F4	0-6	12%	82%	2%	4%
02341X0053/F5B	0-6	12%	38%	48%	2%
02341X0046/F6	0-6	13%	71%	11%	4%
02341X0143/F7	0-6	14%	24%	66%	3%
02342X0193/P8	0-6	25%	26%	44%	2%

Illustration 65 : Mommenheim - structure d'âge des eaux et contributions

On observe pour les puits P1, P3, P4 et P6 une influence prépondérante de flux de bordure alors que les puits P5, P7 et P8 subissent une contribution prépondérante de la Zorn et du canal de la Marne au Rhin. L'influence puis la contribution des ruisseaux sont estimées comme des influences secondaires. Les flux de bordure traduisent l'influence des collines au Nord de Mommenheim alors que pour le puits P8 ce calcul d'influence comprend aussi les flux des collines au sud de la vallée de la Zorn.

Les eaux souterraines sont estimées d'un âge moyen récent. Les ouvrages qui ont fait l'objet des prélèvements et des analyses sont surlignés en jaune.

3.4.2 Simulation des transferts de nitrates

Pour simuler les concentrations en nitrates, le calcul des composants de la recharge sur 60 ans pour chaque captage a été utilisé. Le calcul initial provient du projet MoNit. Dans ce projet des tranches de 10 ans ont été utilisées (Illustration 66). Pour passer de la matrice ayant des tranches de 10 ans à celles de 6 ans de la structure d'âge des eaux, une interpolation linéaire des valeurs est réalisée pour chaque année, puis, une moyenne sur les tranches de 6 ans est calculée. Les détails de la méthodologie sont présentées dans le paragraphe 2.2.4, (p.66).

Secteurs	Moyenne des concentrations du secteur (Recharge directe, mg/L NO ₃)				Moyenne des concentrations du secteur (flux de bordure, mg/L NO ₃)			
	1970	1980	1990	2000	1970	1980	1990	2000
Mommenheim	15	62	44	26	25	76	58	42

Illustration 66 : Tableau des concentrations moyennes en nitrates dans les eaux d'infiltration estimées à partir des résultats du projet MoNit.

La concentration en nitrates pour les eaux de chaque puits est ensuite calculée en multipliant les valeurs de ces matrices par leur proportion dans la structure d'âge des eaux. La somme des valeurs de concentration de la recharge par la pluie, de l'infiltration des cours d'eau et des flux de bordure obtenues pour un point sélectionné ce qui permet d'obtenir une approximation de la concentration en nitrates en ce point (Illustration 67). Les résultats de la simulation sont ensuite exprimés en chroniques des concentrations en nitrates pour chaque captage étudié. Ces

chroniques issues de la simulation sont comparées alors dans un même graphique avec les valeurs observées pour chaque point d'eau particulier.

	2008-2003	2002-1997	1996-1991	1990-1985	1984-1979	1978-1973	1972-1967	
	0-6	6-12	12-18	18-24	24-30	30-36	36-42	>42
Recharge directe								
Mommenheim	26	28	38	48	58	41	17	15
Flux de bordure								
Mommenheim	42	43	53	63	72	53	28	25

Illustration 67 : Exemple de matrice de concentrations en nitrates dans les eaux d'infiltration recalculées par tranche de 6 ans

Le puits P1 présente un décalage complet entre les données observées et celles calculées : les concentrations sont en continuelle augmentation depuis le début des mesures avec une très forte tendance pendant les dernières années entre 2004 et 2010. Le puits P3 présente lui entre 1990 et 2000 une augmentation de 30 à 50 mg/L avant de suivre une tendance qui semble se caler avec les données calculées (Illustration 68).

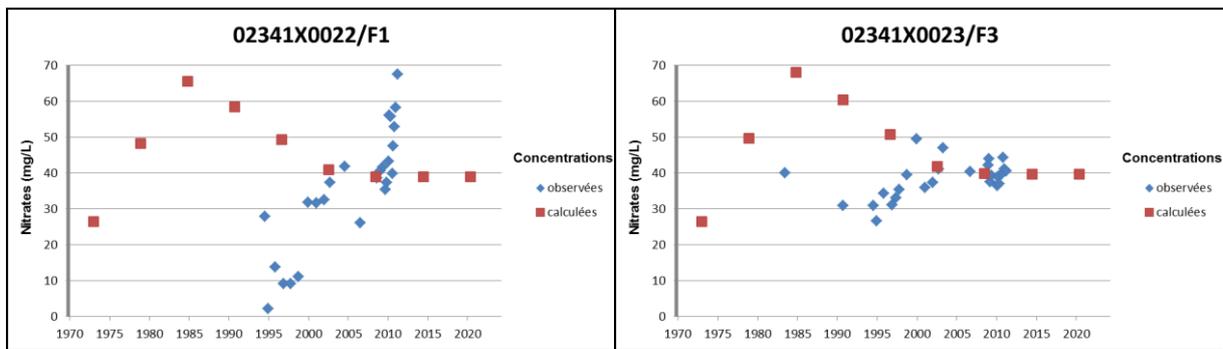


Illustration 68 : Nitrates : comparaison données calculées et observées pour les captages 02341X0022/F1 et 02341X0023/F3.

Pour le puits P4 (Illustration 69), on observe comme pour le puits P1 un décalage entre les observations et les données calculées. Le puits P5 lui aussi montre également une tendance à l'augmentation ne suivant pas les données calculées.

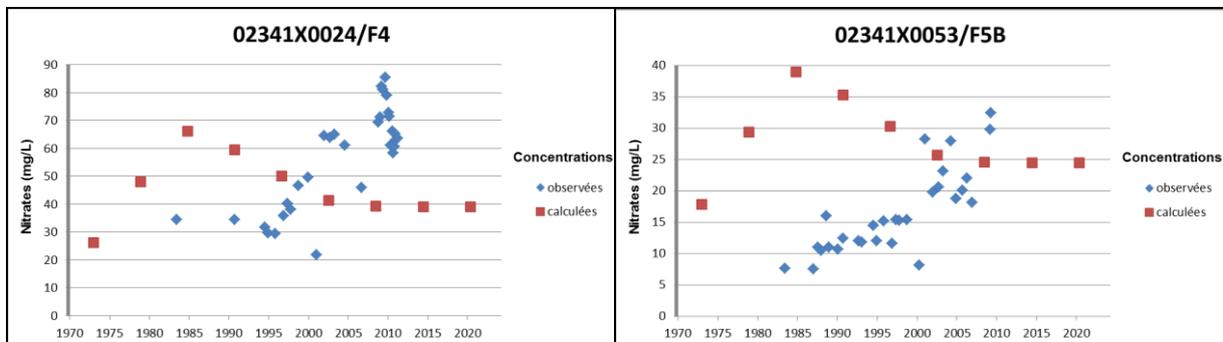


Illustration 69 : Nitrates : comparaison données calculées et observées pour les captages 02341X0024/F4 et 02341X0053/F5B.

Le puits P6 (Illustration 70) montre une évolution similaire avec celles des puits P1 et P4 qui ne se raccorde donc pas avec les données calculées. Le puits P7 suit une évolution en M. L'allure générale se rapproche de la tendance des données calculées.

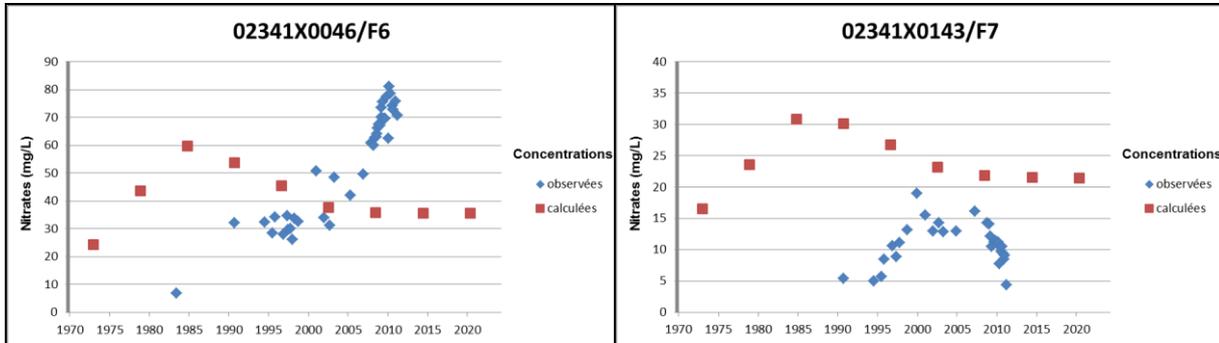


Illustration 70 : Nitrates : comparaison données calculées et observées pour les captages 02341X0046/F6 et 02341X0143/F7.

La chronique observée du puits P8 (Illustration 71) augmente fortement avant de se stabiliser à partir de 2005 légèrement en dessous de 25 mg/L rejoignant ainsi les données calculées.

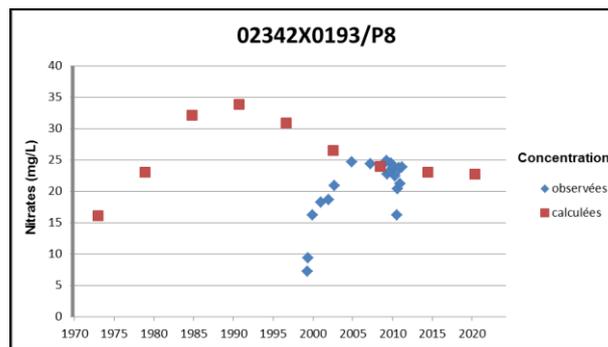


Illustration 71 : Nitrates : comparaison données calculées et observées pour le captage 02342X0193/P8.

Dans l'ensemble aucune des simulations ne parvient à reproduire la chronique des données observées. De surcroît, chaque captage semble suivre une évolution particulière.

Si les puits P1 et P6 semblent présenter des similitudes avec de très fortes augmentations, leur massif filtrant captent selon BURGEAP - qui s'appuie sur la coupe hydrogéologique de Illustration 9 - des formations aquifères différentes : les alluvions superficielles pour le puits P1 et le plio- quaternaire pour le puits P6.

Les puits P7 et P8 semblent suivre une évolution similaire qui avec un certain décalage reproduit la tendance générale esquissée par le modèle hydrodynamique. Ce sont aussi les seuls pour lesquels le modèle hydrodynamique prévoit une influence majeure des cours d'eau par infiltration suivi dans une moindre mesure de celles des flux de bordure et des précipitations directes (voir Illustration 65). Dans ce contexte on peut noter que ce sont les deux ouvrages dont les concentrations en nitrates sont restées relativement faibles (en dessous de 20 mg/L pour le puits P7 et de 25 mg/L pour le puits P8).

Pour tenter de caler les données calculées avec les observations on pourrait supposer un certain retard dans des contributions arrivant aux captages, notamment celle de flux de bordure en ce qui concerne les puits P1, P3, P4, P5 et P6. Le décalage à prévoir équivaldrait à estimer une contribution différée de 15 à 25 années.

3.4.3 Simulation des transferts de produits phytosanitaires

a) Calage du module transfert d'eau

La première sortie étudiée est le flux d'eau sortant du profil. Ce flux se calcule en mm et il représente, en quelque sorte, les pluies efficaces, c'est-à-dire la différence entre la pluie et l'évapotranspiration. L'illustration 72 indique le flux moyen d'eau sortant du profil sur la période 1960-2015) pour l'ensemble des parcelles étudiées. Les valeurs s'échelonnent de 294 mm à 326 mm.

Ces valeurs sont un peu plus élevées que celles habituellement observées en Alsace. Pour exemple, une étude a été réalisée en 2007/2008 en Alsace sur divers types de sol qui a estimé le "drainage " sous une vingtaine de parcelles, ayant des sols de profondeur et de texture différentes. L'étude a montré des valeurs comprises entre 0 et 250 mm (ARAA, 2009a). Cette différence s'explique notamment par le fait que la parcelle simulée est souvent considérée comme cultivée en maïs. Cette culture laisse le sol nu en hiver, les mois où les pluies efficaces sont les plus importantes dans la plaine d'Alsace (Braneyre et al., 1988).

Il est à noter que les sols peu épais, donc à la réserve utile la plus faible, sont ceux qui engendrent la pluie efficace la plus importante. Inversement, les sols profonds engendrent des pluies efficaces moins importantes. Presque 60 mm de flux d'eau sortant du profil séparent les sols les moins épais des sols les plus épais.

Sol	Flux d'eau
Mommenheim Sol 1	326
Mommenheim Sol 2	294
Mommenheim Sol 3	315

Illustration 72 : Flux d'eau moyen sous racinaire simulé pour les sols étudiés pour la période 1960-2015

Une simulation a été réalisée pour chaque sol en considérant l'application à la surface du sol d'un traceur non réactif en avril 2012 (Illustration 73). Cette simulation est purement théorique puisque qu'aucun traceur n'a réellement été appliqué. Elle permet néanmoins de réaliser des comparaisons avec les mesures de deutérium. Comme expliqué précédemment, une phase de calibration a été nécessaire. Celle-ci consiste à modifier certains paramètres initiaux pour que les résultats simulés s'approchent au mieux des résultats mesurés. Les nouveaux résultats ont été obtenus grâce à des modifications de la conductivité hydraulique à saturation des micropores et de la conductivité hydraulique à saturation des macropores. Celles-ci ont été baissées de 15% à 50% car de manière générale la première simulation avait tendance à surestimer la vitesse de transfert. Les résultats simulés concernant les transferts d'eau étant cohérents avec les mesures, les résultats sur les concentrations en produits phytosanitaires ont pu être réalisés.

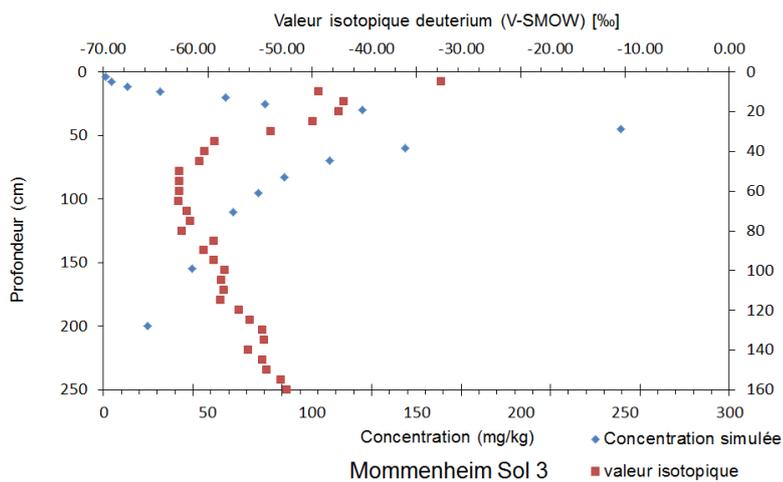
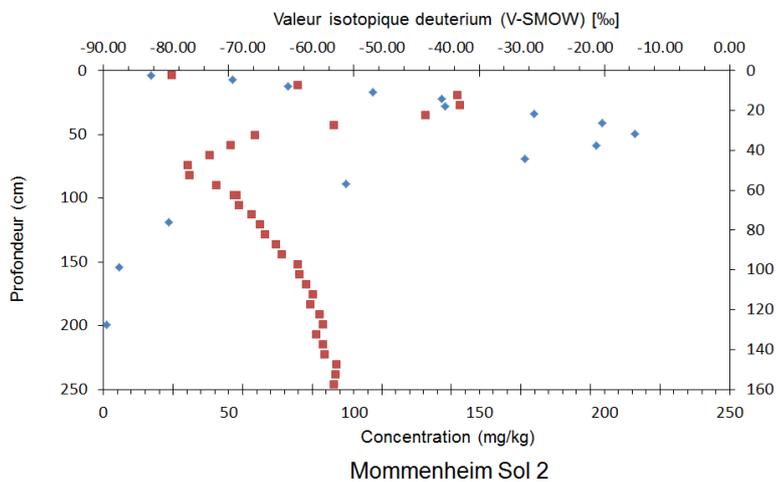
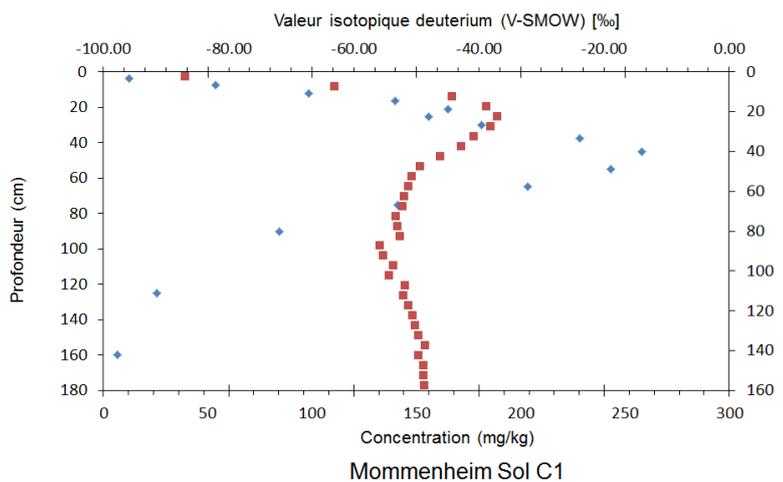


Illustration 73 : Comparaison entre la concentration en traceur simulée et la valeur isotopique en deuterium mesurée pour les sols de Mommenheim

b) Produits phytosanitaires

• Concentration en atrazine

Des expérimentations ont été réalisées pour mesurer la concentration de plusieurs produits phytosanitaires courants sur les parcelles étudiées. Il s'agit de produits de traitement, actuels ou interdits, qui ont des usages sur les cultures les plus courantes de la zone, c'est-à-dire les céréales à paille et le maïs. Les concentrations ont été mesurées entre 20 cm et 60 cm. Seules deux molécules ont été détectées dans le sol sur l'ensemble des molécules testées. Il s'agit de l'atrazine et de son produit de dégradation, la déséthylatrazine.

Les concentrations d'atrazine vont au maximum jusqu'à 0,003 mg/kg de sol. Les valeurs mesurées montrent des concentrations maximales, aux alentours de 25-30 cm de profondeur. Les valeurs de concentrations mesurées diminuent avec la profondeur et les concentrations mesurées sont souvent inférieures à la limite de quantification après 50-60 cm de profondeur (Illustration 74).

Dans le cadre des simulations de l'atrazine, en utilisant un Kfoc de 400 mL/g et une demi-vie de 100 jours pour le premier horizon ainsi qu'un Kfoc de 100 mL/g et une demi-vie de 50 jours pour les horizons suivants dans le modèle MACRO, les distributions de concentrations suivantes (Illustration 74) sont obtenues dans les sols. Dans le cas de Mommenheim, la date théorique de prélèvement retenue est le 20 décembre 2011. Dans tous les cas de figure, il s'agit des concentrations dans la phase solide de la matrice (micropore). Les résultats des simulations s'accordent avec les valeurs de concentrations d'atrazine mesurées. La différence entre l'horizon où la matière organique est fortement présente et les autres horizons est nette. La concentration en atrazine est supérieure dans le premier horizon.

Dans le cas des simulations, il n'y a jamais de zone où la concentration est inférieure à la limite de quantification puisque le modèle est toujours capable de calculer une concentration cela permet d'expliquer pourquoi il y a toujours des concentrations simulées. Selon le modèle, les concentrations en atrazine ne deviennent pas nulles avec la profondeur. Il peut arriver dans certains cas que les concentrations dépassent à nouveau le 0.001 mg/kg à plus d'un mètre de profondeur. Ceci est dû au fait que la concentration d'atrazine venant de la surface s'accumule ensuite en profondeur avant de quitter le profil de simulation.

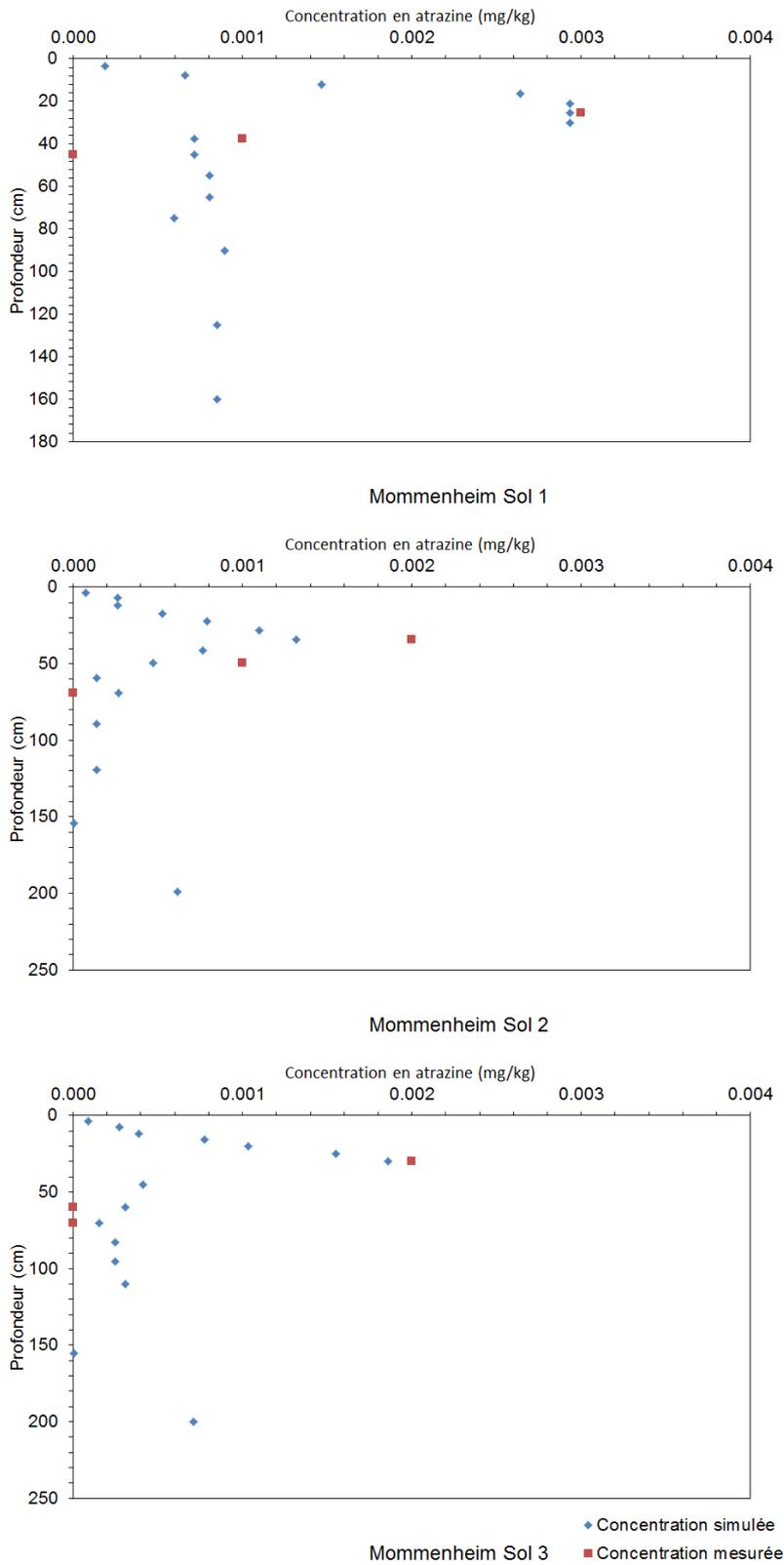


Illustration 74 : Comparaison entre les concentrations en atrazine simulée et mesurée dans les sols de Mommenheim

Les concentrations journalières simulées en atrazine montrent des différences importantes entre les sols. Les concentrations sont parfois importantes. Il s'agit de concentrations dues à des écoulements préférentiels. Dans le sol Mommenheim sol 3, ces écoulements préférentiels sont encore plus nombreux, ce qui est caractéristique d'un sol argileux.

Les variations de doses d'homologation pour l'atrazine sont détectables à l'échelle étudiée (environ un mètre sous une parcelle agricole). Outre les doses d'homologation, les flux d'eau annuels sont d'importants facteurs explicatifs des transferts de molécules phytosanitaires par le modèle MACRO.

L'absence de comparaison des résultats de simulations avec des chroniques quotidiennes (pas de temps interne de MACRO) mesurées ne permet pas de valider complètement les résultats du modèle MACRO. Néanmoins, les ordres de grandeur semblent être respectés, ce qui permet une utilisation dans le modèle hydrologique qui tamponne les valeurs extrêmes. Des comparaisons avec des études locales (ARAA, 2009b) montrent que les résultats des simulations sont cohérents avec les valeurs mesurées (concentrations mesurées pour 5 dates de 2006/2007 entre "non détectable" et 4×10^{-3} mg/l, concentrations simulées entre 1×10^{-4} et 2×10^{-3} mg/l).

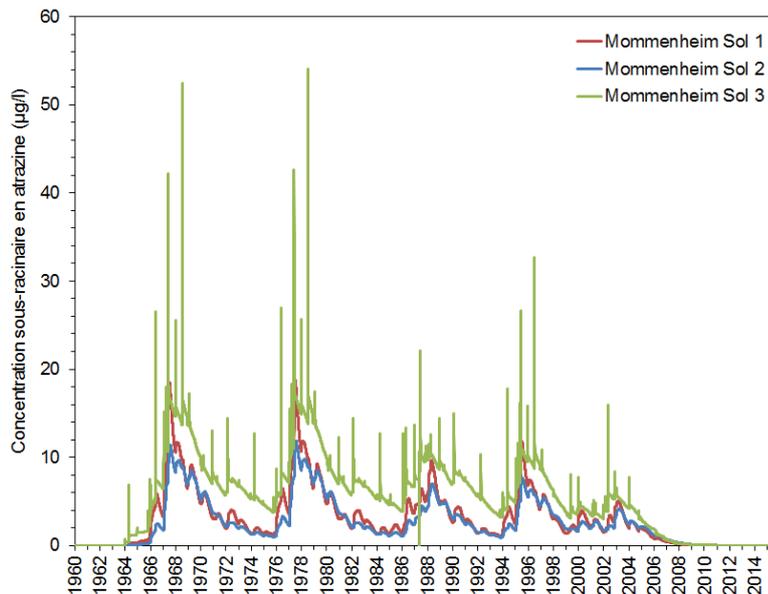


Illustration 75 : Evolution des concentrations quotidiennes d'atrazine dans les sols étudiés sur la période 1960-2015

La moyenne annuelle sur la période d'étude est seulement 8 500 g/ha/an pour le sol Mommenheim Sol 2. Pour les autres sols, les flux varient entre 10 000 g/ha/an et 20 000 g/ha/an pour les autres sols. Pour Mommenheim Sol 3, dont la concentration est la plus importante (55 µg/L), le flux est de 20 000 g/ha/an. Les concentrations sont importantes mais pas forcément les flux du fait des écoulements préférentiels. Ces valeurs simulées s'accordent avec des valeurs mesurées sur des parcelles expérimentales instrumentées ayant suivi des applications d'atrazine dans un contexte de limon drainé un peu différent (rotation maïs-blé). Sur le site expérimental de la Jaillière suivi par le BRGM en région Poitou-Charente, plusieurs années après l'interdiction de la substance, des flux entre 7 et 4000 mg/ha/an ont été mesurés (Real et al., 2005).

Les simulations montrent une réduction relativement lente des concentrations en l'atrazine. En effet, du point de vue sol (zone racinaire), les concentrations en sorties sous-racinaires sont toutes inférieures à 0,1 µg/l seulement six ans après son interdiction en 2003. Bien que les sorties sous racinaires montre une réduction acceptable de la concentration, il reste deux compartiments où l'atrazine reste présente. **D'abord, une masse d'atrazine existe dans les sols, ce qui implique qu'une masse d'atrazine va continuer à entrer dans la nappe bien qu'aucune nouvelle application n'ait lieu.** Ensuite, la masse d'atrazine déjà présente dans la nappe va y rester encore un certain temps, puisque, de manière générale, la dégradation dans la nappe est supposée comme quasiment nulle.

La masse d'atrazine existant dans la nappe peut être entraperçue par la concentration relevée dans les qualitomètres. Sur la base des enregistrements disponibles sous ADES, les données concernant l'atrazine sur la commune de Mommenheim ont été rassemblées (Illustration 76). L'observation des concentrations mesurées d'atrazine dans les qualitomètres de la zone montre une baisse tendancielle de la concentration entre 1992 (date de la première analyse disponible) jusqu'en 2012. Des fluctuations annuelles où interannuelles sont néanmoins visibles, notamment sur le qualitomètre 02341X0046/F6 de 1993 à 1995.

Ces variations peuvent s'expliquer, entre autres, par des différences dans les apports venus de la surface. Les simulations ci-dessus montrent que l'apport n'est pas constant mais varie d'une année sur l'autre. Les concentrations dans la nappe et dans la zone sous racinaire ne sont pas comparables car les quantités d'eau mises en jeu pour les dilutions ne sont pas comparables. Ces concentrations montrent qu'une masse d'atrazine existe encore dans la nappe même si elle est en baisse.

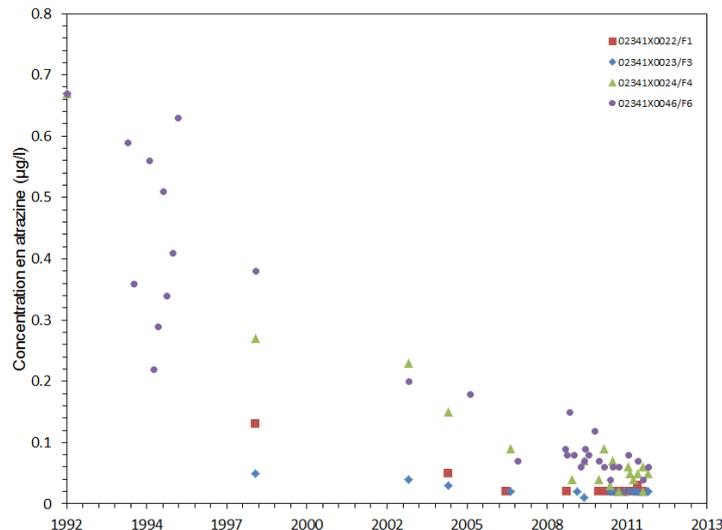


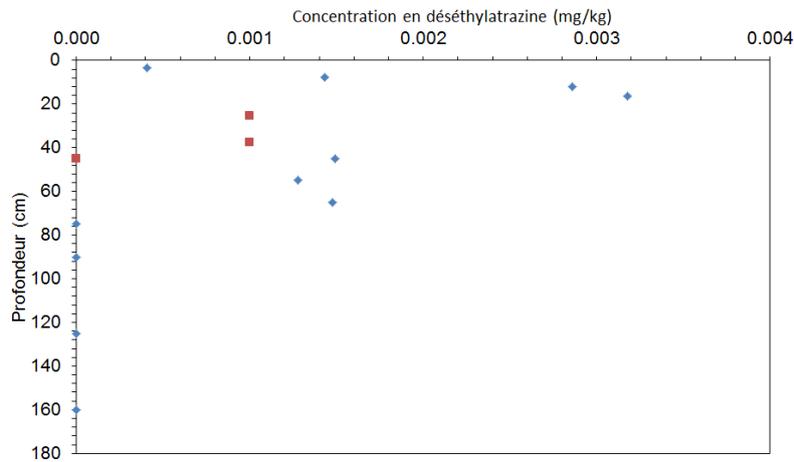
Illustration 76 : Evolution des concentrations mesurées en atrazine dans plusieurs qualitomètres autour de Mommenheim entre 1992 et 2012

- **Concentration en déséthylatrazine**

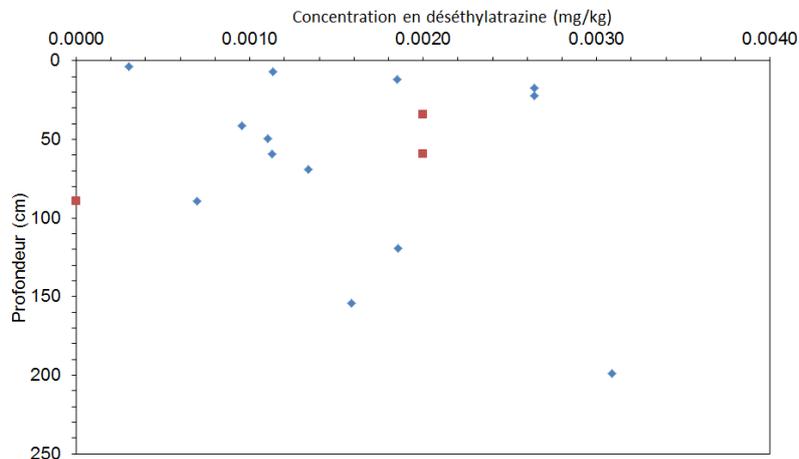
La déséthylatrazine fait partie des molécules dont la concentration a été mesurée. Il s'agit du produit de dégradation de l'atrazine. Les concentrations de déséthylatrazine vont au maximum jusqu'à 0,002 mg/kg de sol. Comme pour l'atrazine, les valeurs mesurées montrent des concentrations maximales, aux alentours de 25-30 cm de profondeur. Les valeurs de concentrations mesurées diminuent avec la profondeur et les concentrations mesurées sont souvent inférieures à la limite de quantification après 50-60 cm de profondeur. Contrairement à

l'atrazine, les horizons supérieurs ne sont pas toujours les plus concentrés, il arrive souvent que les concentrations soient identiques tous le long du profil. Cela peut s'expliquer par le fait que la déséthylatrazine n'est pas appliquée par la surface mais générée par la dégradation de l'atrazine.

En ce qui concerne les simulations de la déséthylatrazine, des modifications de temps de demi-vie et de capacité de sorption ont aussi dû être réalisées. Puisque des modifications importantes avaient été réalisées pour l'atrazine, des modifications devaient être réalisées sur la déséthylatrazine afin de conserver le ratio atrazine/déséthylatrazine. Les paramètres de dégradation et de sorption ont subi des modifications similaires à ceux de l'atrazine (Illustration 77).



Mommenheim Sol 1



Mommenheim Sol 2

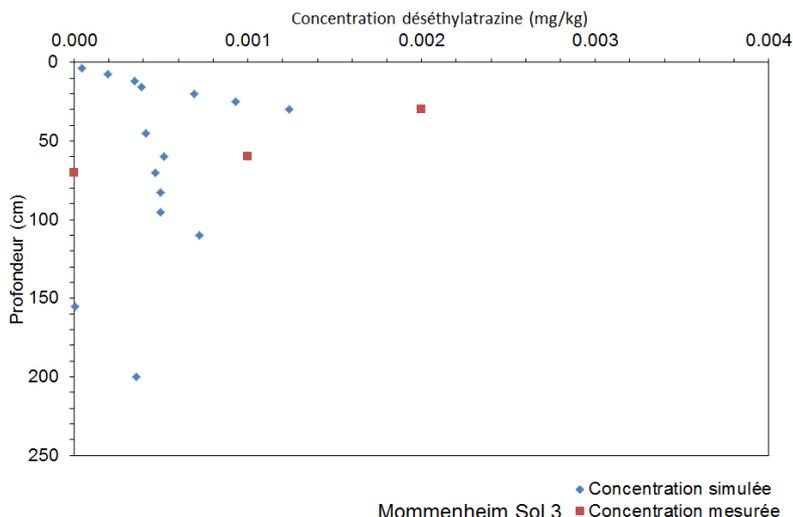


Illustration 77 : Comparaison entre les concentrations en déséthylatrazine simulées et mesurées dans Mommenheim

L'illustration 78 montre l'évolution des concentrations quotidiennes en déséthylatrazine. Les concentrations de déséthylatrazine simulées baissent de la même manière que celles de l'atrazine en suivant les évolutions des doses d'homologation puis l'interdiction d'application. Cette comparaison (Illustration 75), montre des valeurs assez similaires pour la plupart des sols bien que le pourcentage de dégradation depuis l'atrazine vers la DEA ne soit que de 21%. Par exemple, le maximum sur le sol de Mommenheim Sol 1 est de 7 µg/L pour la déséthylatrazine et de 17 µg/L pour l'atrazine. Cela s'explique par le fait que la capacité de sorption et le temps de dégradation de la DEA sont différents. Les deux concentrations sont vraiment importantes pour le sol Mommenheim Sol 3. Les différences sont dues aux écoulements préférentiels en sols argileux.

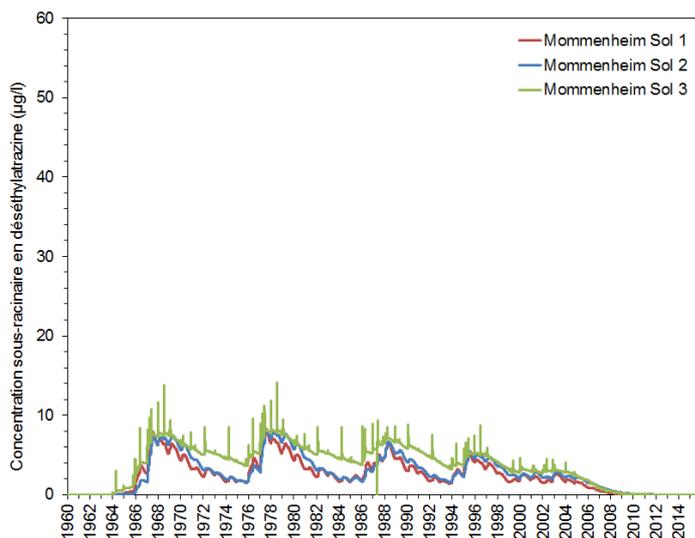


Illustration 78: Evolution des concentrations quotidiennes de déséthylatrazine dans les sols étudiés sur la période 1960-2015

• Concentration en Isoproturon

En ce qui concerne l'isoproturon, aucune concentration n'a été mesurée dans le sol bien que le produit soit encore utilisé. Cela peut s'expliquer par le fait que ce produit a une durée de vie relativement courte (23 jours) selon les bases de données (PPDB, 2010). Les simulations sont en accord avec les données mesurées, les concentrations prédites sont très faibles (de l'ordre de 1×10^{-10} mg/kg). Ces valeurs sont de plusieurs ordres de grandeurs inférieurs à ceux de l'atrazine. Ces valeurs sont obtenues en ne modifiant pas les valeurs des bases de données car rien ne semble indiquer que ces valeurs aient besoin d'être modifiées. En effet, dans une étude similaire, les valeurs des bases de données de l'isoproturon ont été utilisées dans le contexte d'une parcelle drainée de l'ouest de la France et de bons résultats ont été obtenus (Surdyk et al., 2007).

Les concentrations sortantes au bas du profil sont relativement faibles lorsqu'elles sont comparées à celles de l'atrazine. Ceci est principalement dû au temps de demi-vie de la molécule qui est plus court. Il faut néanmoins noter que pour les sols argileux, où les transferts par écoulements préférentiels sont importants, les concentrations atteintes en bas de profil peuvent tout de même être similaires à celles relevées pour l'atrazine. Les simulations montrent des concentrations de $45 \mu\text{g/l/jours}$ en sous racinaires pour le sol C4.

Les flux simulés ne sont pas du même ordre que ceux simulés pour l'atrazine. En effet, les flux annuels moyens sont compris entre 950 et 4000 mg/ha/an. Lorsque ces masses de produit phytosanitaires atteignent la nappe, elles entraînent des concentrations moins importantes que l'atrazine dont les flux sont au minimum deux fois plus importants (Illustration 79)

Au vu de ces caractéristiques environnementales, l'isoproturon est identifié comme une substance problématique pour les masses d'eau superficielles et toutes les zones où les parcelles sont drainées (Real et al., 2005). Des valeurs de flux importantes ont été mesurées dans des contextes de parcelles drainées. A la Jaillère (contexte de parcelle drainée de l'Ouest de la France), un flux de 10 000 mg/ha/an a été mesuré.

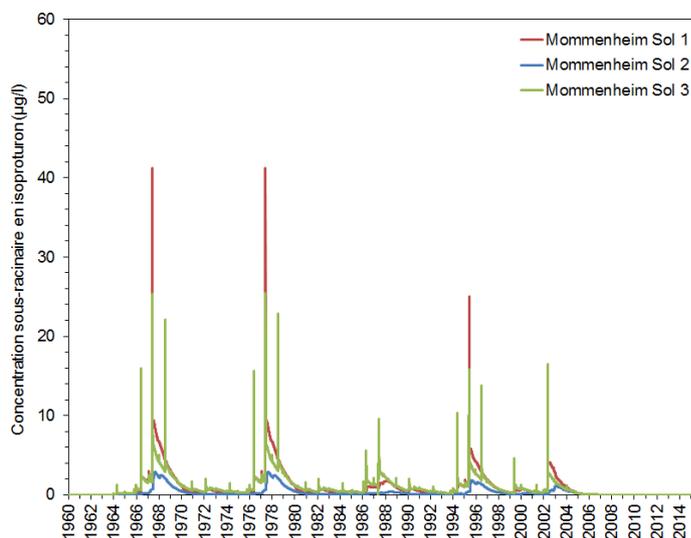


Illustration 79 : Concentrations simulées en isoproturon dans les sols de Mommenheim

L'étude des concentrations dans les points de captage de la commune de Mommenheim ne montre aucun point supérieur à la limite de quantification pour l'isoproturon. Cette molécule a bien un comportement différent de l'atrazine.

c) Couplage des modèles sol et sous-sols

Les substances phytosanitaires concernées sont l'atrazine et son métabolite principal, la déséthylatrazine. L'isoproturon n'a pas été simulé car les sorties MACRO ne donnait pas des flux entrant dans la nappe suffisant. Pour la simulation, deux types de sols ont été retenus pour décrire les aires d'alimentation pour les captages telles que le conçoit le modèle hydrodynamique : un sol humide de plaine alluviale pour la recharge directe dans la vallée de la Zorn (voir Illustration 11) et un sol loessique (Illustration 12) caractérisant l'aire associée au flux de bordure provenant majoritairement des collines au nord de Mommenheim. La simulation se concentre sur l'effet de la culture du maïs qui est prédominante localement comme pour l'ensemble de la Plaine d'Alsace.

Les résultats de la simulation MACRO sont intégrés dans le modèle hydrogéologique simplifié grâce à plusieurs matrices de calcul. Les résultats de sortie de MACRO (exprimé en concentration mg/ha) sont d'abord calculés pour chaque type de sol en bas de profil. Pour calculer la concentration des eaux d'infiltration de la pluie pour une année donnée pour chaque petite région naturelle des Guides des sols édités par la Région Alsace, on utilise les pourcentages de terres agricoles plantées en maïs collectées par le projet MoNit (Illustration 33) et on le multiplie par les concentrations calculées pour cette année pour le type de sol représentatif de la petite région. Les concentrations sont exprimées en moyenne sur six ans. L'illustration 80 montre les concentrations ainsi obtenues pour la " Ried nord pour vallée de la Zorn".

Transfert d'atrazine dans les sols (µg/L)		2008-2003	2002 - 1997	1996-1991	1990-1985	1984-1979	1978-1973	1972-1967	1966-1961	
		0-6	6-12	12-18	18-24	24-30	30-36	36-42	42-48	>48
	Sols									
Recharge directe	Ried nord pour vallée de la Zorn	0,01	0,23	0,28	0,15	0,51	0,19	0,04	0,01	0,00
Bordure	Sols loessique pour colline Mommenheim	0,00	0,14	0,14	0,07	0,25	0,12	0,02	0,00	0,00

Illustration 80 : Transferts d'atrazine dans les sols pour le secteur de Mommenheim

La deuxième étape est de combiner ces résultats intermédiaires à la matrice des contributions au droit de chaque captage (voir Illustration 65) en estimant les contributions moyennes en produits phytosanitaires des cours d'eau. Pour l'atrazine, le résultat suivant est obtenu (Illustration 81):

Captages Mommenheim	N° BSS	Concentrations d'atrazine (µg/L)							
		1991	1997	2003	2009	2015	2021	20027	
SDEA - F1	02341X0022	0,08	0,15	0,15	0,01	0,01	0,01	0,01	
SDEA - F3	02341X0023	0,09	0,15	0,15	0,00	0,00	0,00	0,00	
SDEA - F4	02341X0024	0,09	0,15	0,15	0,01	0,01	0,01	0,01	
SDEA - F5b	02341X0053	0,08	0,11	0,11	0,03	0,03	0,03	0,03	
SDEA - F6	02341X0046	0,09	0,14	0,14	0,01	0,01	0,01	0,01	
SDEA - F7	02341X0143	0,09	0,11	0,10	0,04	0,04	0,04	0,04	
SDEA - P8	02342X0193	0,12	0,12	0,12	0,02	0,04	0,03	0,03	

Illustration 81 : Concentrations d'atrazine calculées dans les captages de Mommenheim

Les résultats de la simulation sont comparés avec les données existantes. Bien qu'au cours de la décennie qui précède son interdiction en 2003, les pratiques agricoles tendent vers une diminution des doses appliquées, les surfaces agricoles consacrées en Alsace à la culture de maïs, qui utilisait cette substance, ont augmenté. En résultat de la combinaison de ces facteurs, les courbes de simulations pour la plupart présentent une évolution en forme de cloche avec un pic entre 1995 et 2000 suivis d'une décroissance brutale à partir de 2003 (Illustration 82). Les résultats sont commentés ci-dessous par captage.

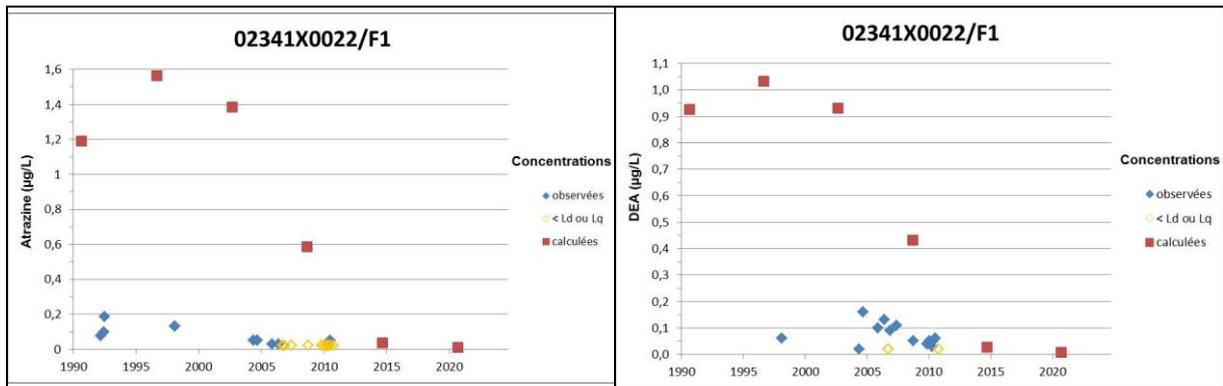


Illustration 82 : Phytosanitaires : comparaison données calculées et observées pour le captage 02341X0022/F1

La simulation au puits P1 (Illustration 82) donne des résultats d'un facteur presque dix fois supérieur aux observations. On constate pour les teneurs mesurées et simulées une baisse des concentrations d'atrazine après l'interdiction de cette molécule.

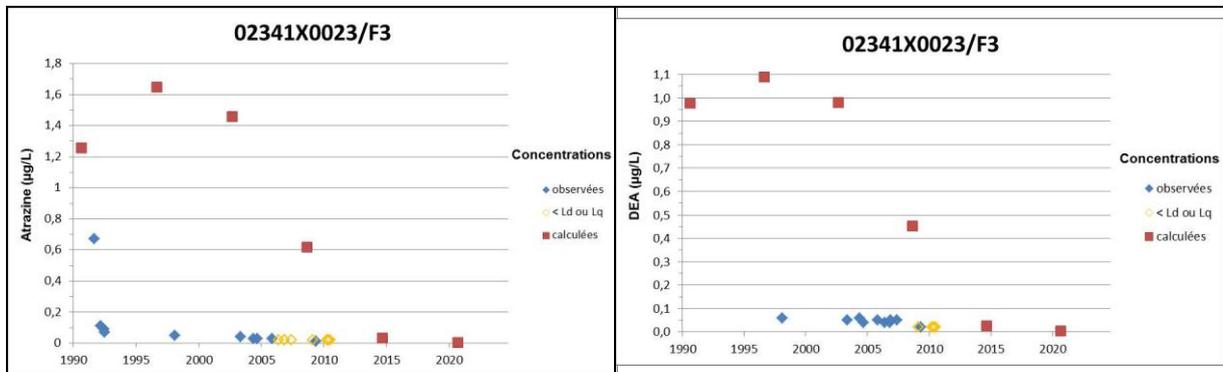


Illustration 83 : Phytosanitaires : comparaison données calculées et observées pour le captage 02341X0023/F3

Comme pour le puits P1, le puits P3 (Illustration 83) témoigne de concentrations mesurées nettement inférieures à celles simulées. Hormis la concentration d'atrazine élevée mesurée au début des années 1990 l'ensemble des mesures pour l'atrazine et son métabolite indique une décroissance très lente à partir de valeurs faibles.

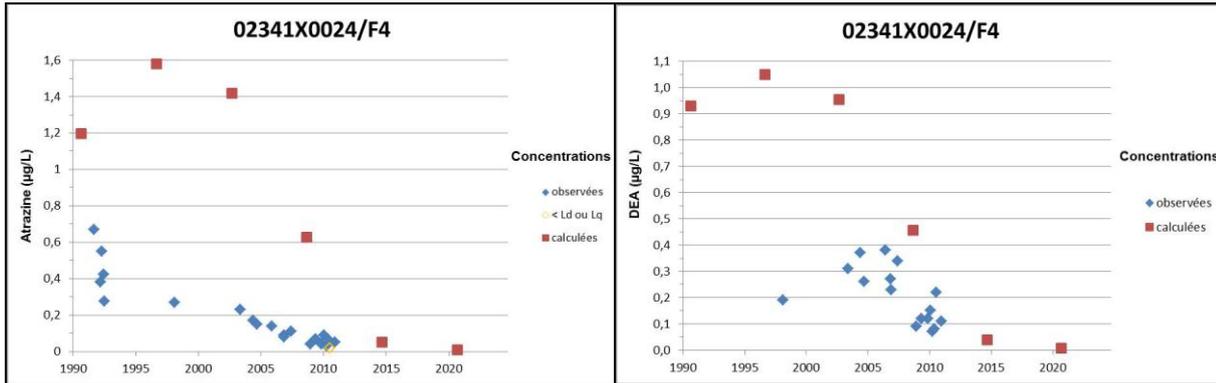


Illustration 84 : Phytosanitaires : comparaison données calculées et observées pour le captage 02341X0024/F4

Comme pour les autres puits, les valeurs mesurées dans les eaux du puits P4 (Illustration 84) sont plus faibles que celles calculées. Après une forte décroissance de l'atrazine au début des années 1990 les mesures effectuées depuis 2003 indiquent une plus lente décroissance des concentrations de cette molécule. La seule donnée entre 1993 et 2003 ne permet pas d'obtenir une chronique homogène. La déséthylatrazine est mesurée tardivement.

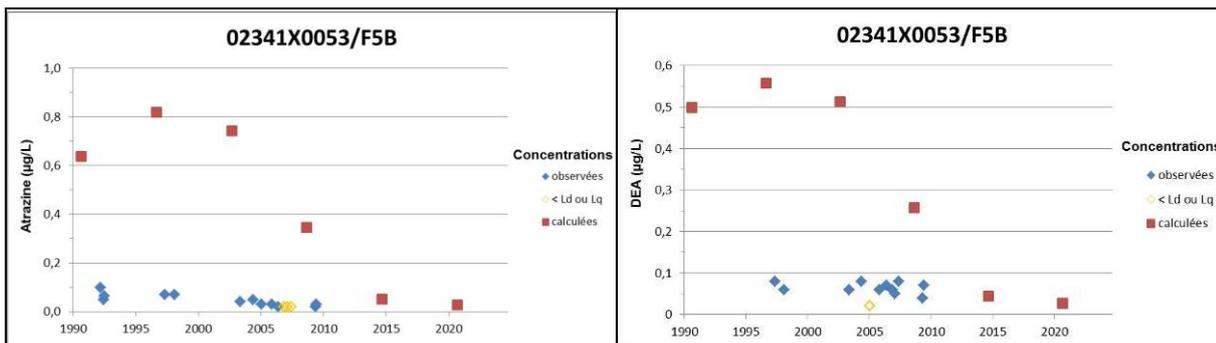


Illustration 85 : Phytosanitaires : comparaison données calculées et observées pour le captage 02341X0053/F5B

Comme pour les autres puits, les valeurs observées dans le puits P5 (Illustration 85) sont plus faibles que celles calculées. Les deux chroniques de données ne montrent pratiquement aucune tendance : les concentrations sont inférieures à 0,1 µg/L dès le début et le restent. De fait elles sont presque semblables avec celles du puits P3.

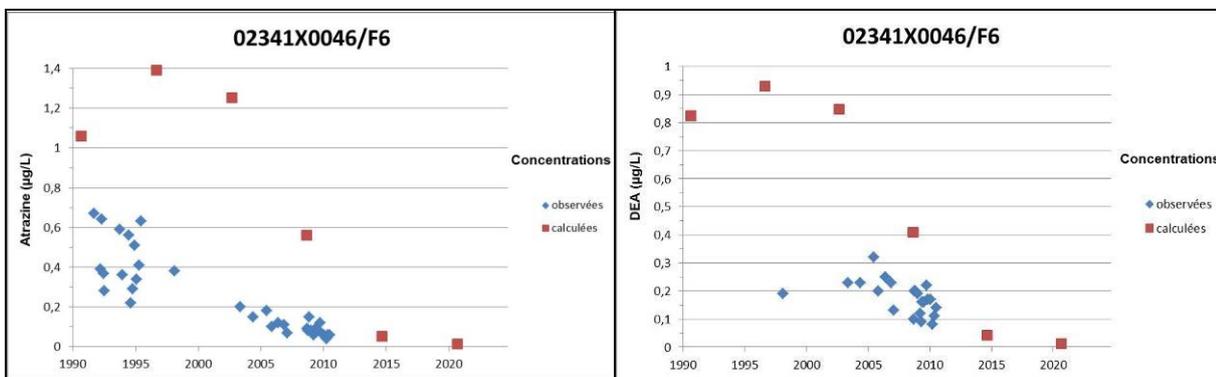


Illustration 86 : Phytosanitaires : comparaison données calculées et observées pour le captage 02341X0046/F6

Comme pour les autres puits, les valeurs observées dans le puits P6 (Illustration 86) sont plus faibles que celles calculées. Le groupe de mesures d'atrazine au début des années 1990 associé à celui de 2005 à 2010 dessine globalement une tendance décroissante sans refléter le pic qu'indique la simulation. La déséthylatrazine est mesurée tardivement.

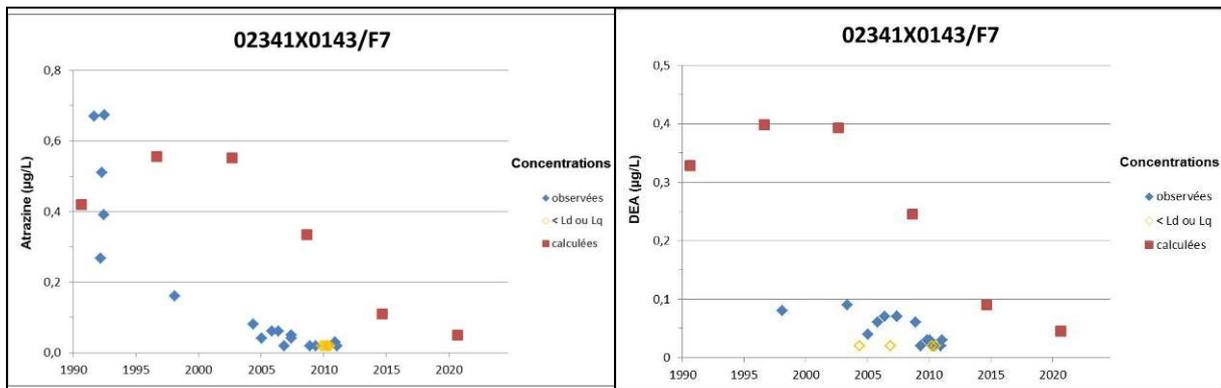


Illustration 87 : Phytosanitaires : comparaison données calculées et observées pour le captage 02341X0143/F7

Comme pour les autres puits, les valeurs observées dans le puits P7 (Illustration 87) sont plus faibles que celles calculées mais s'en rapprochent. Le groupe de mesure d'atrazine au début des années 1990 encadre la valeur simulée pour 1991. Ce groupe de mesures associé au point pour l'année 1997 et le groupe de mesure de 2005 à 2010 dessine globalement une tendance décroissante sans refléter le pic qu'indique la simulation. La déséthylatrazine est mesurée tardivement.

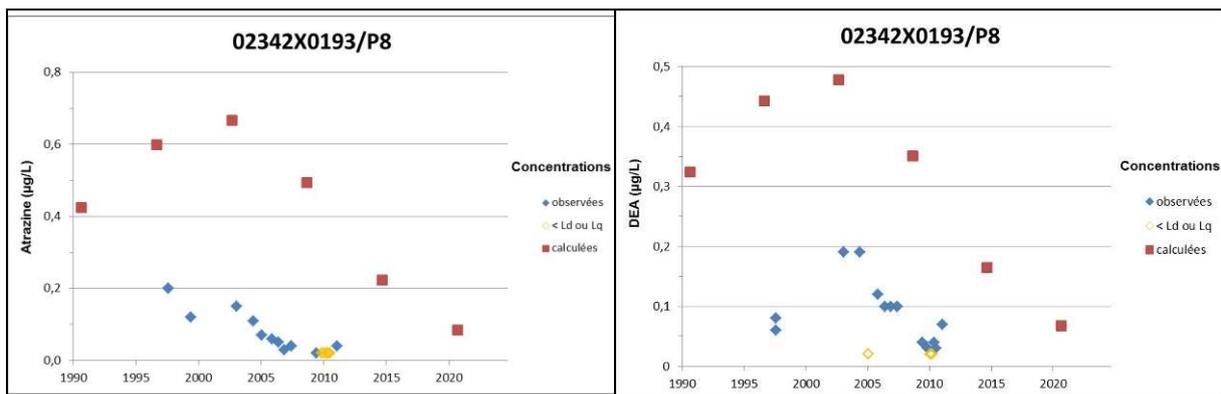


Illustration 88 : Phytosanitaires : comparaison données calculées et observées pour le captage 02341X00193/P8

Comme pour les autres puits, les valeurs observées dans le puits P8 (Illustration 88) sont plus faibles que celles calculées. Les deux chroniques indiquent une tendance décroissante. Celle de la déséthylatrazine semble cependant reproduire la forme de cloche des valeurs simulées.

4 Champs captants de la forêt de la Hardt : bilan des données existantes et résultats

4.1 BILANS DES POLLUTIONS NITRATES ET PHYTOSANITAIRES

4.1.1 Nitrates

Le rapport TREDI 2001 fait état d'une augmentation générale de la concentration en nitrates pour l'ensemble des captages des quatre réseaux jusqu'en 2000. Les tendances annuelles estimées selon les ouvrages sont de 0,4 mg/L (captage 04138X0148/PVH1 du Syndicat des Eaux de Mulhouse) pour la période allant de 1970 à 2000 à 3,5 mg/L (mélange des eaux pour les trois captages du SIVOM de Sierentz) pour la période allant de 1994 à 2000. Le bilan pour l'année 1999 des concentrations en nitrates est décrit dans l'illustration 89. Cette carte a été réalisée par Tredi à partir des résultats de l'inventaire de la qualité des eaux souterraines dans la vallée du Rhin supérieur (Campagne complémentaire dans le secteur de la Hardt). Les courbes d'isovaleur ont été tracées manuellement en complétant les données 1999 par des informations concernant d'autres points mesurés les années précédentes et en s'appuyant sur les connaissances hydrogéologiques (sens et vitesse d'écoulement des eaux souterraines). Il s'agit d'un résultat d'interprétation ne proposant qu'une esquisse des tendances générales.

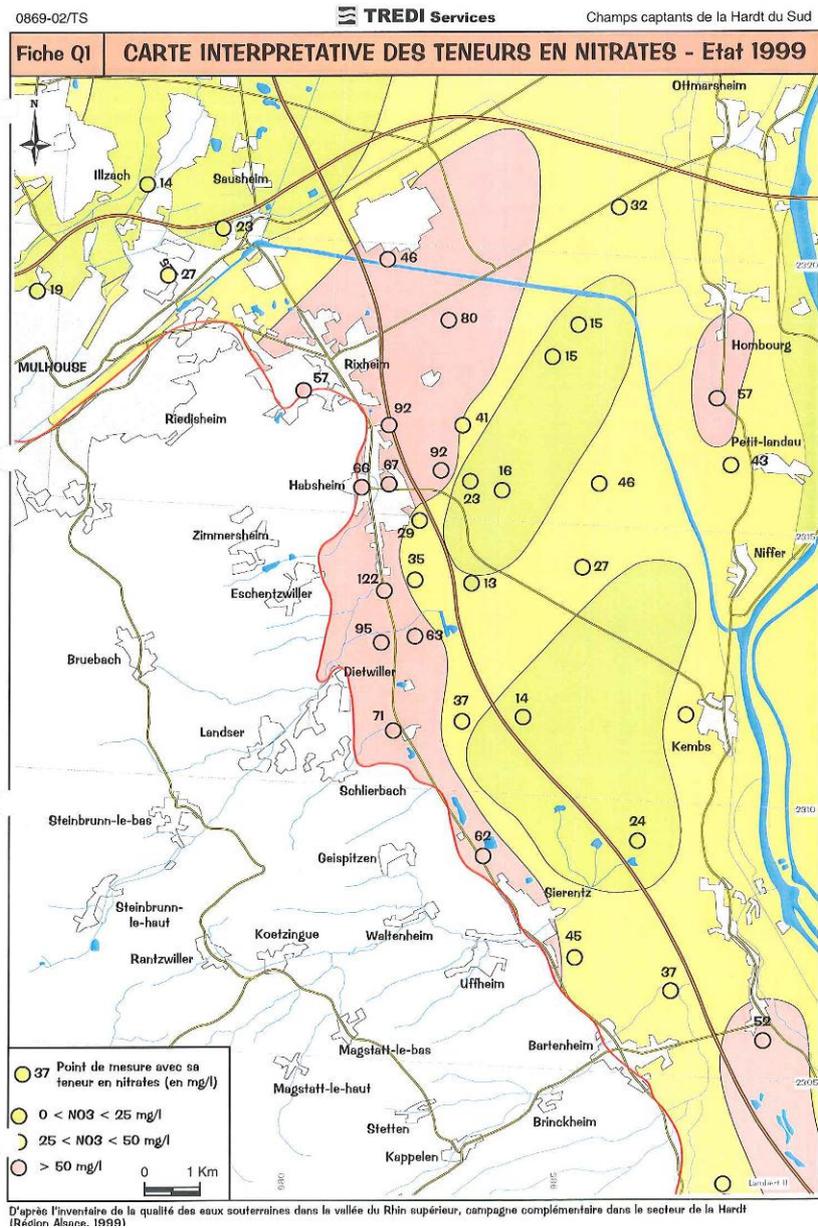


Illustration 89 : Cartographie 1999 des concentration en nitrates pour les champs captants de la Hardt, carte issue du Rapport TREDI 2001

On observe ainsi une frange de concentration en nitrates dépassant 50 mg/L jusqu'à plus de 120 mg/L en bordure ouest de la plaine d'Alsace. Cette frange de très fortes valeurs côtoie plus à l'Est, à des distances parfois inférieures au kilomètre des points de mesures dont les valeurs sont comprises entre 20 et 40 mg/L. D'une manière générale, en reprenant le commentaire de TREDI : « les teneurs diminuent de la limite occidentale des alluvions vers le centre de la plaine suivant la direction d'écoulement des eaux souterraines, c'est-à-dire vers le Nord-Est. Cette diminution des teneurs est à mettre en relation avec l'augmentation de l'épaisseur des alluvions qui s'ajoute à l'effet de dispersion. De plus, au centre de la plaine les sources potentielles de contamination en surface sont très réduites : présence d'une zone boisée continue ».

Un deuxième secteur de fortes concentrations supérieures à 50mg/L se situe en bordure occidentale de la forêt de la Hardt au sud de Hombourg. La partie médiane de la forêt de la Hardt est occupée par deux plages de valeurs plus basses (< 25 mg/L).

Afin d'estimer l'évolution générale des teneurs après 1999, deux cartes ont été réalisées pour deux périodes : 2002 – 2003 et 2009 – 2010 en effectuant pour chaque période la moyenne des mesures disponibles pour chaque point d'eau afin d'obtenir un maximum de représentativité spatiale pour chaque période.

L'interpolation de données ponctuelles pour obtenir des zones d'isovaleur a été initiée à l'aide de l'outil « Spatial Analyst » disponible dans ArcGIS, plus spécifiquement la méthode « topo vers raster ». Cette méthode interpole une surface hydrologiquement correcte à partir de données ponctuelles, linéaires et surfaciques. Une fois l'interpolation automatique effectuée, les résultats ont servi de base à une seconde interprétation manuelle tenant compte de l'occupation des sols.

En complément, des intervalles de valeurs retenus dans l'illustration 89 (0 – 25, 25 – 50 et >50 mg/L) des classes de valeurs intermédiaires 10-25, 25-35 et 35-50 mg/L ont été introduites afin de mettre en valeur le plus finement possible les zonations. La carte isopièze 2009 de la nappe d'Alsace réalisée par l'APRONA et caractéristique d'un régime de moyennes eaux a été utilisée pour estimer les sens d'écoulement.

La période 2002 – 2003 intègre les résultats de l'inventaire qualité 2003 de la nappe d'Alsace réalisé par la Région. En tout, 52 points d'eau ont été utilisés pour lesquels sont associés un total de 114 analyses. Le nombre d'analyses par points d'eau varie d'une à huit analyses pour les deux années avec une majorité d'une analyse par point (26 points d'eau). La variation temporelle des concentrations en nitrates sur les deux années peut s'apprécier à l'aide de points d'eau disposant d'analyse en 2002 et 2003.

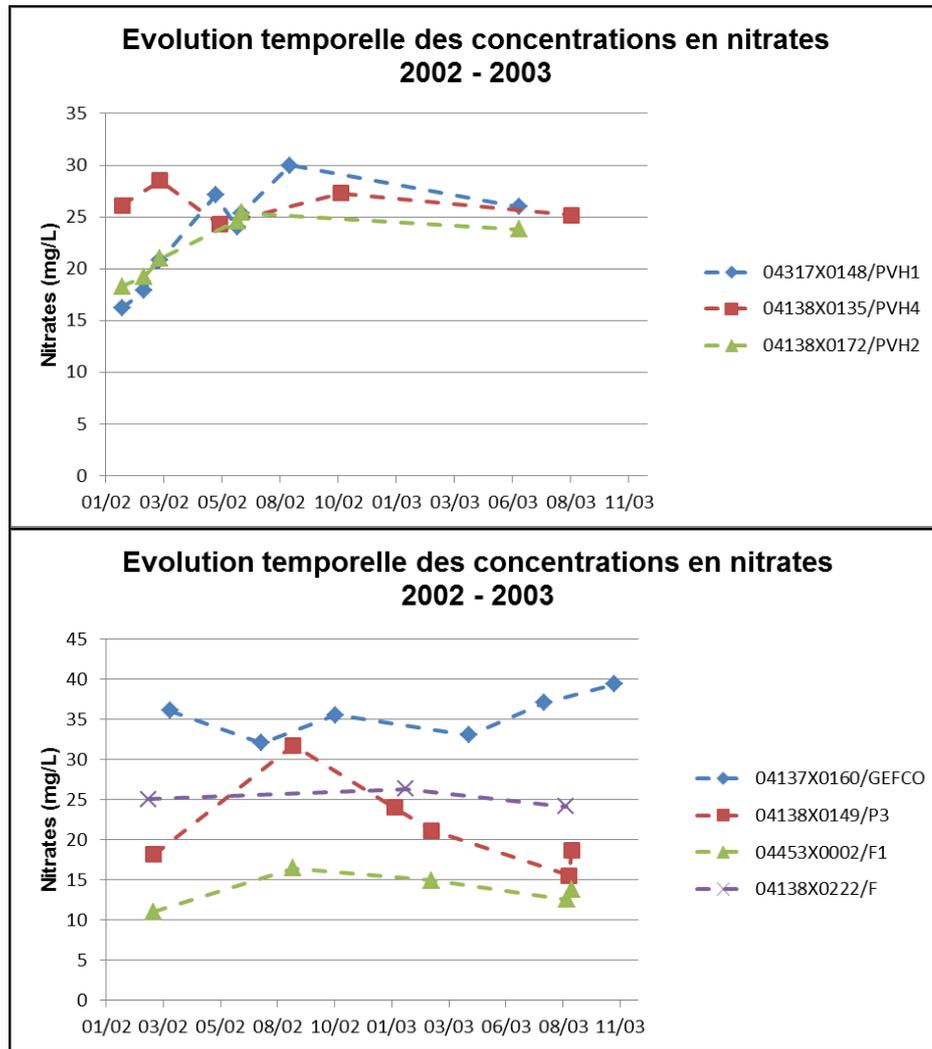


Illustration 90 : Evolution temporelle des concentrations en nitrates 2002 - 2003

Les trois chroniques du graphique haut de l'illustration 90 sont celles de trois captages du Syndicat des eaux de Mulhouse situés au Sud du coude du canal du Rhône au Rhin. Pour deux des ouvrages, on observe une augmentation entre 5 et 10 mg/L entre les mesures de 2002 et 2003. Le troisième ouvrage présente lui une variation inférieure à 5 mg/L. Le graphique bas de l'illustration 90 rassemble quatre points d'eau situés dans différents secteurs de la carte : le point 04137X0160/GEFCO localisé au Nord/Est de Rixheim, le captage 04138X0149/P3 qui se situe au Sud/Ouest d'Ottmarsheim, le point 04138X0222/F qui est l'un des captages du SIVOM de Sierentz situé à l'Ouest de Niffer et le point 04453X0002/F1 qui est un captage AEP de Schlierbach, situé à l'est de ce village, dans la forêt de la Hardt et à proximité de l'autoroute A35. Hormis la chronique de l'ouvrage 04138X0149/P3 qui présente une oscillation d'une ampleur d'environ 15 mg/L, les autres chroniques ne présentent que des variations inférieures à 10 mg/L de leurs mesures pour 2002 – 2003.

La période 2009 – 2010 intègre les résultats de l'inventaire qualité 2009 de la nappe d'Alsace réalisé par la Région. En tout, 43 points d'eau ont été utilisés pour lesquels sont associés un total de 103 analyses. Le nombre d'analyses par points d'eau varie d'une à douze analyses pour les deux années avec une majorité d'une analyse par point (31 points d'eau). La

variation temporelle des concentrations en nitrates sur les deux années peut s'apprécier à l'aide de points d'eau disposant d'analyse en 2009 et 2010.

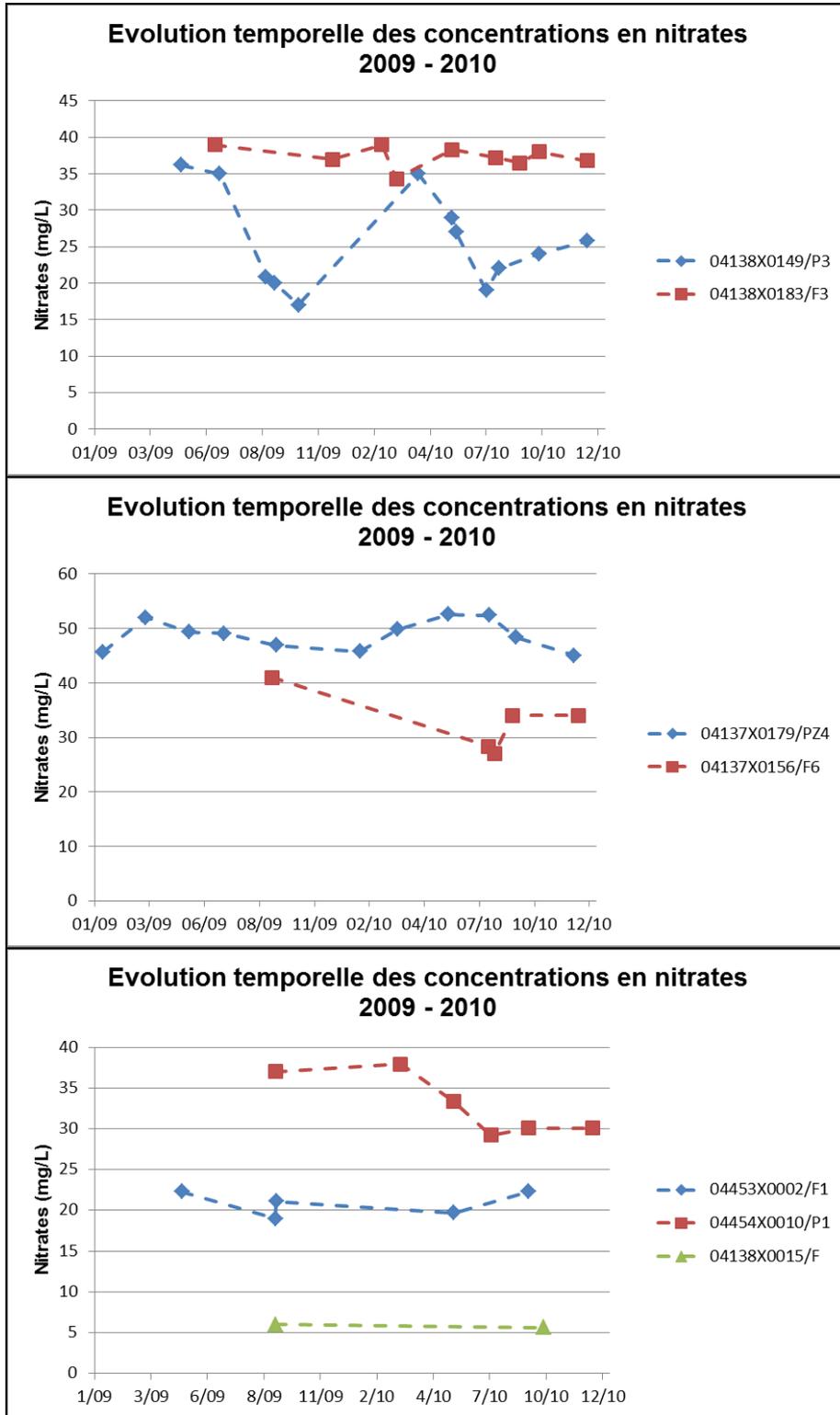


Illustration 91 : Evolution temporelle des concentrations en nitrates 2009 - 2010

Les deux chroniques du graphique haut de l'illustration 91 sont celles du captage 04138X0149/P3 d'Ottmarsheim évoqué comme précédemment et celle du captage 04138X0183/F3 du Syndicat des eaux du Bassin Potassique situé à l'ouest de Hombourg. Les deux captages sont éloignés d'environ 2 km. Comme pour la période 2002 – 2003, on observe pour le captage d'Ottmarsheim une oscillation d'une amplitude importante d'environ 20 mg/L. En revanche le captage du SDE du bassin potassique ne présente qu'une variation d'environ 5 mg/L. Les deux chroniques du graphique médian de l'illustration 91 sont celles du point 04137X0179/PZ4 situé à l'est d'Habsheim et du captage 04137X0156/F6 du Syndicat des eaux d'Habsheim-Rixheim également situé à l'est d'Habsheim. Les deux points sont éloignés d'environ 2 km. Les deux points présentent des variations entre 5 et 12 mg/L. Le graphique bas de l'illustration 91 rassemble les chroniques de trois points répartis sur des secteurs différents : le captage 04138X0222/F Sierentz déjà évoqué pour la période 2002 – 2003 situé à l'est de Schlierbach, le captage 04454X0010/P1 de Kembs situé à proximité de ce village et le point 04138X0015/F en bordure du Rhin près de Petit-Landau. La chronique du captage de Kembs présente une baisse tendancielle d'environ 10 mg/L. Les deux autres points ne présentent que de très faibles variations inférieures à 5 mg/L.

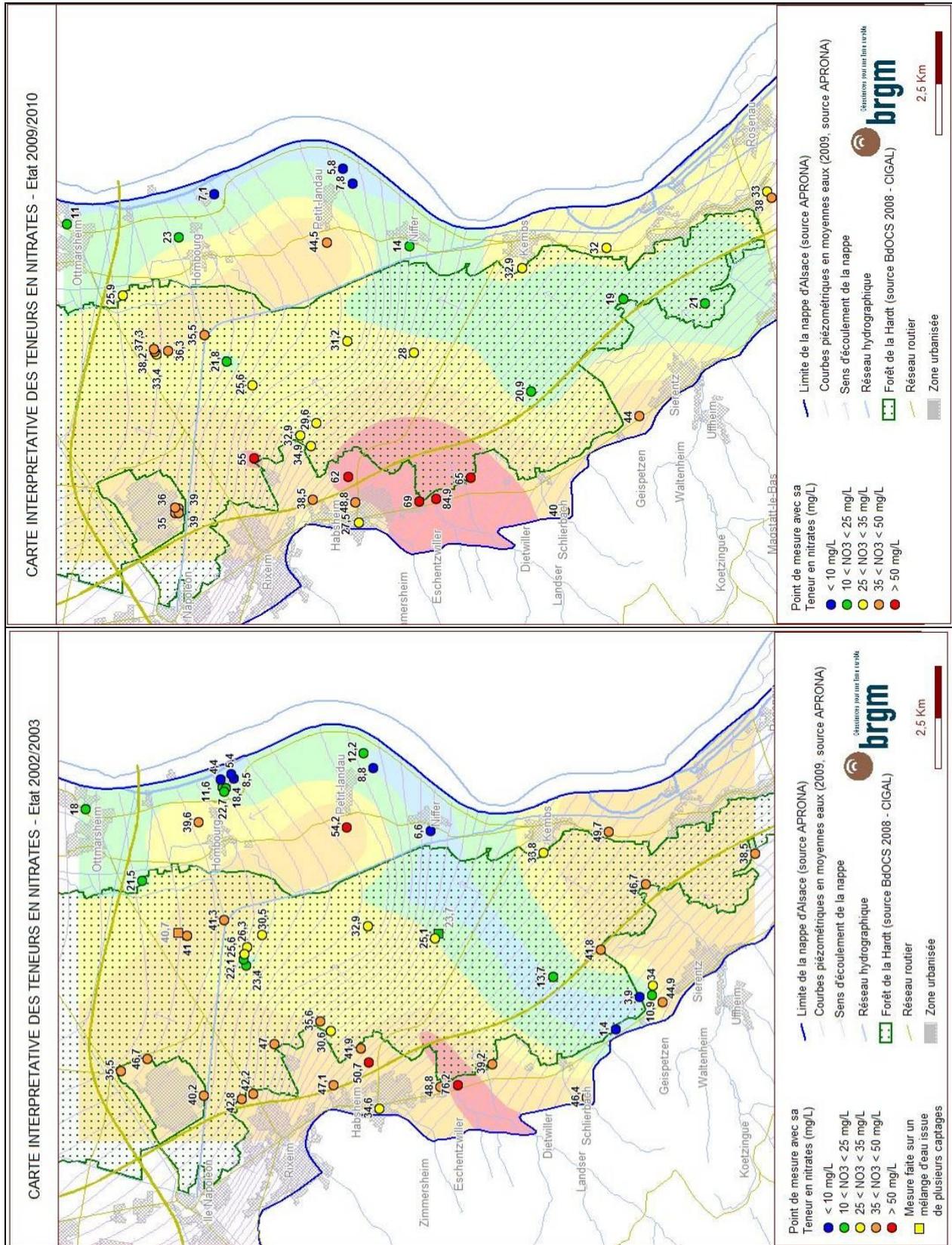


Illustration 92 : Hardt / Cartes interprétatives des teneurs en nitrates – Etats 2002/2003 et 2009/2010

En comparant la situation de 1999 (Illustration 89) avec celle de 2002-2003 (Illustration 92), on observe une nette diminution des teneurs associées aux points d'eau en bordure ouest de la Plaine. De Rixheim au Nord à Dietwiller au Sud, cette zone passe de valeurs > 50 mg/L à une plage de valeurs < 50 mg/L hormis pour le piézomètre 04138X0154/PZ4 à l'est de Habsheim qui se maintient à 50,7 mg/L et pour une langue orientée sud-ouest/nord-est entre Eschentzwiller et Dietwiller. La partie centrale située au sud du Canal du Rhône au Rhin et qui correspond au réseau du Syndicat des Eaux de Mulhouse accuse une augmentation significative des teneurs (16 mg/L en 1999, entre 22 et 30 mg/L pour 2002 -2003). Au sud du secteur, à la hauteur de Geispitzen s'étire du Sud-Ouest au Nord-Est en suivant le sens d'écoulement de la nappe, une zone de plus faible concentration. Dans les deux cas, une plage de fortes valeurs est localisée au sud de Hombourg, en bordure est de la forêt de la Hardt. En suivant le sens d'écoulement de la nappe, son influence est reliée aux valeurs élevées mesurées dans les captages du SIVU du Bassin Potassique au nord du canal du Rhône au Rhin.

Pour l'état 2009 – 2010 (Illustration 92), une plage de valeurs dépassant 50 mg/L marque la bordure ouest, entre Habsheim et Schlierbach. Elle s'installe dans un secteur où la comparaison entre 1999 et 2002-2003 montrait une baisse des concentrations mesurées. L'origine de ces concentrations élevées dans cette zone de bordure peut être liée aussi bien à une forte pression agricole dans la portion de plaine située entre la forêt de la Hardt et les collines du Sundgau qu'à des apports provenant des collines du Sundgau. Ces apports du Sundgau sont liés soit aux aquifères de bordure alimentant la nappe rhénane soit au cours d'eau qui s'infiltrent intégralement à leur débouché dans la Plaine d'Alsace.

A nouveau comme pour l'état 1999, mais dans une moindre mesure car la gamme de valeurs observées est plus faible, on note au nord-est de Habsheim une diminution latérale de moitié de la concentration sur une distance de 1 km.

Un intervalle de concentration 35-50 mg/L au sud de Hombourg met en évidence comme pour 2002-2003 une pression en nitrates en bordure de la forêt de la Hardt sur les captages du SIVU du Bassin Potassique.

Plus au Sud, la plage de faibles valeurs qui traversait la Plaine de Geispitzen à Niffer en 2002 – 2003 n'est plus avérée. Cependant une plage de valeurs entre 10 et 25 mg/L occupe au Sud de Sierentz une zone originellement située dans une tranche de valeur 35 – 50 mg/L en 1999.

Plusieurs enseignements peuvent être tirés de ces comparaisons :

Le rapport TREDI documente par une série de chroniques une augmentation constante et générale des concentrations jusqu'à l'état 1999. **Entre la situation de 1999 et celle de 2002-2003, on constate une nette amélioration de la qualité sur l'ensemble du secteur.** Hormis le point 04137X0098/F situé à l'est de Habsheim et le point voisin 04137X0203/GRAV dont une mesure ponctuelle en 2002 atteint 50 mg/L, aucune concentration >50 mg/L n'est plus observée. Pour la période 2009 – 2010, l'interprétation cartographique fait apparaître une forte dégradation en bordure de plaine entre Schlierbach et Habsheim.

Cette dégradation de la qualité des eaux entre 2002-2003 et 2009-2010 ne semble cependant pas affecter les captages de Habsheim-Rixheim ni ceux du SDE de Mulhouse : les moyennes des concentrations se maintiennent dans les mêmes plages de valeurs (entre 30 et 35 mg/L pour les captages du SDE de Habsheim-Rixheim et entre 20 et 30 mg/L pour ceux du SDE de Mulhouse).

Au nord de ce coude, le champ captant du SIVU du Bassin Potassique semble impactés par des polluants azotés durables en provenance de la bordure est de la Forêt de la Hardt. Plus au Sud, situé à mi-chemin entre Habsheim à l'Ouest et Niffer à l'Est, le champ captant du SIVOM de Sierentz représenté dans chaque carte par un point de mesure montre une relative stabilité : 27 mg/L en 1999, 25,1 mg/L en 2002 – 2003 et 28 mg/L en 2009 – 2010.

4.1.2 Relations chlorures/nitrates et chlorure/sodium

Les nitrates en tant que fertilisants agricoles peuvent être associés lorsqu'il s'agit d'engrais minéraux à d'autres éléments ou substances qui caractérisent un type de produit particulier. Si c'est le cas, le ou les autres éléments voient leurs concentrations dans les eaux souterraines varier en corrélation avec celles des concentrations en nitrates. Cela suppose cependant qu'aucun processus (dégradation, dilution, mélange,...) particulier n'affecte significativement l'un des deux éléments.

Sur la base des données enregistrées sous ADES et d'autres uniquement disponibles auprès des gestionnaires des champs captant, une comparaison entre les concentrations en chlorures et celles en nitrates pour l'ensemble des captages des quatre champs ainsi que sur une série de points situés en bordure des collines du Sundgau a été effectuée.

En ce qui concerne les ouvrages du SDE de Habsheim-Rixheim, du SIVOM de Sierentz, du SIVU du Bassin Potassique ainsi qu'une sélection d'ouvrages en bordure des collines, aucune relation marquée n'a été mise en évidence (Illustration 93).

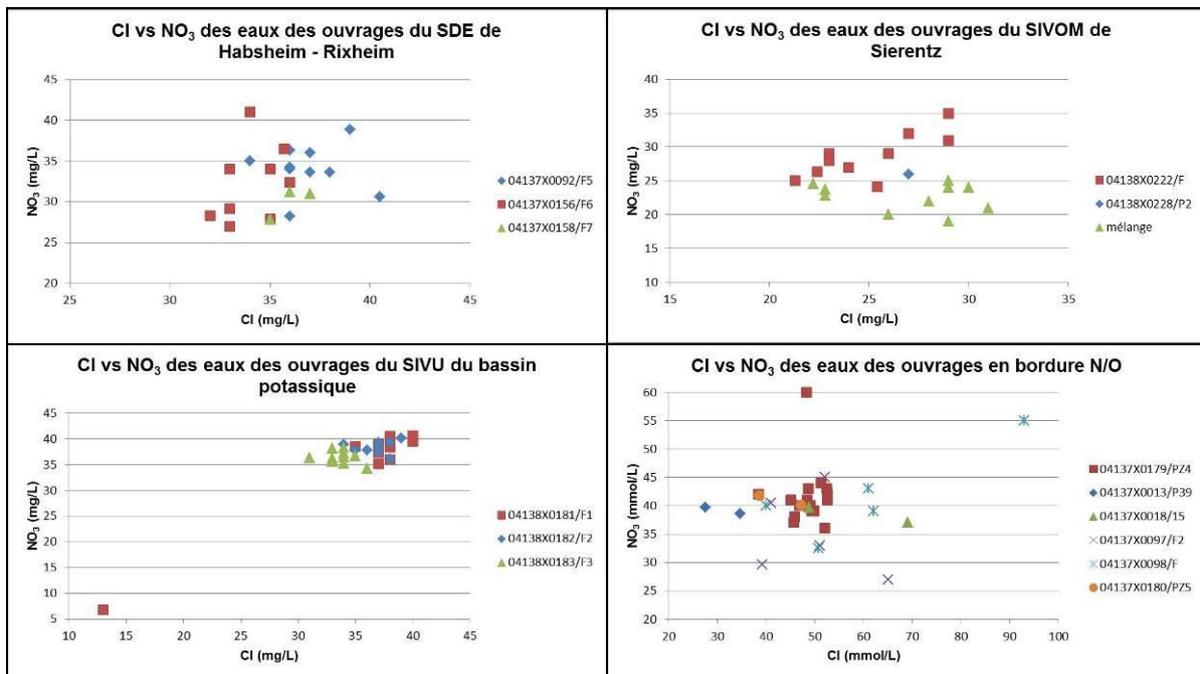


Illustration 93 : Hardt / relation Chlorures - Nitrates

Il est cependant intéressant de constater dans le cas des captages du SDE de Mulhouse que deux groupes de captages se distinguent en fonction de leur concentration en chlorures pour des valeurs similaires de concentrations en nitrates (Illustration 94).

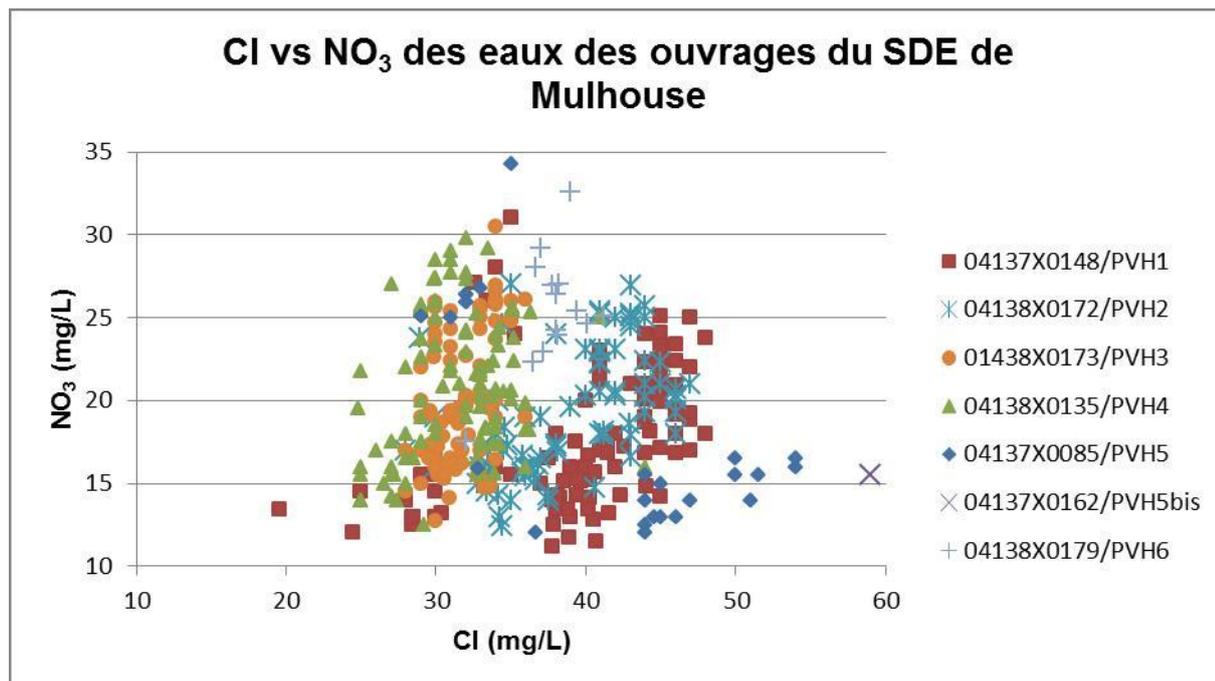


Illustration 94 : Hardt / relation Chlorures – Nitrates pour les captages du SDE de Mulhouse

Le 04137X0148/PVH1 et le 04138X0172/PVH2 constituent un groupe dont les concentrations en chlorures se situent majoritairement entre 35 et 50 mg/L. Les captages 01438X0173/PVH3, 04138X0135/PVH4 et 04138X0179/PVH6 en constituent un deuxième avec des concentrations en chlorures autour de 30 mg/L.

Les points associés au captage 04137X0085/PVH5 se distribuent entre les deux groupes avec cependant une majorité de points associés au groupe 04137X0148/PVH1 et le 04138X0172/PVH2. Le captage 04137X0162/PVH5bis n'est représenté que par un seul point en bordure droite du diagramme avec une concentration de 60 mg/L

De fait, cette différence reflète une séparation spatiale des ouvrages dans le champ captant.

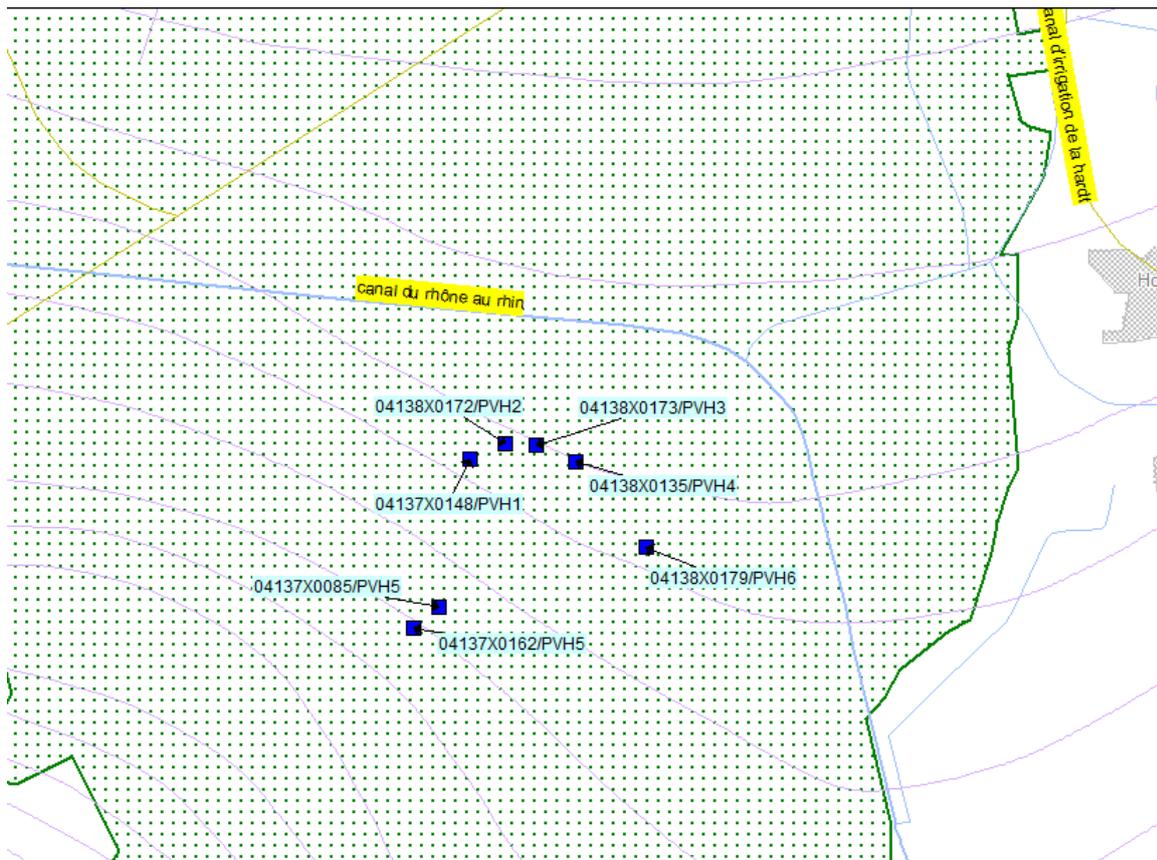


Illustration 95 : Hardt / relation Chlorures – Nitrates : position des captages du SDE de Mulhouse

L'illustration 95 montre que les ouvrages 04137X0148/PVH1 et 04138X0172/PVH2 se situent à l'Ouest du champ captant et les ouvrages 04138X0173/PVH3, 04138X0135/PVH4 et 04138X0179/PVH6 à l'Est. L'ouvrage 04137X0085/PVH5 est en amont. Le champ captant intègre l'ensemble dans un cercle d'environ 1 km de diamètre. Cette constatation rejoint celle du rapport TREDI 2001 qui à partir de l'étude des chroniques NO_3 pour ces captages distingue également des évolutions divergentes entre 04137X0148/PVH1 et 04138X0172/PVH2 à l'Ouest et 04138X0173/PVH3 et 04138X0135/PVH4 à l'Est. L'existence de zones d'emprunt différentes pour ces deux groupes a été postulée.

La comparaison entre les concentrations en ions chlorures et sodium met en évidence pour les captages du SDE de Mulhouse une nette relation de proportion. On retrouve la séparation en deux groupes évoqués précédemment.

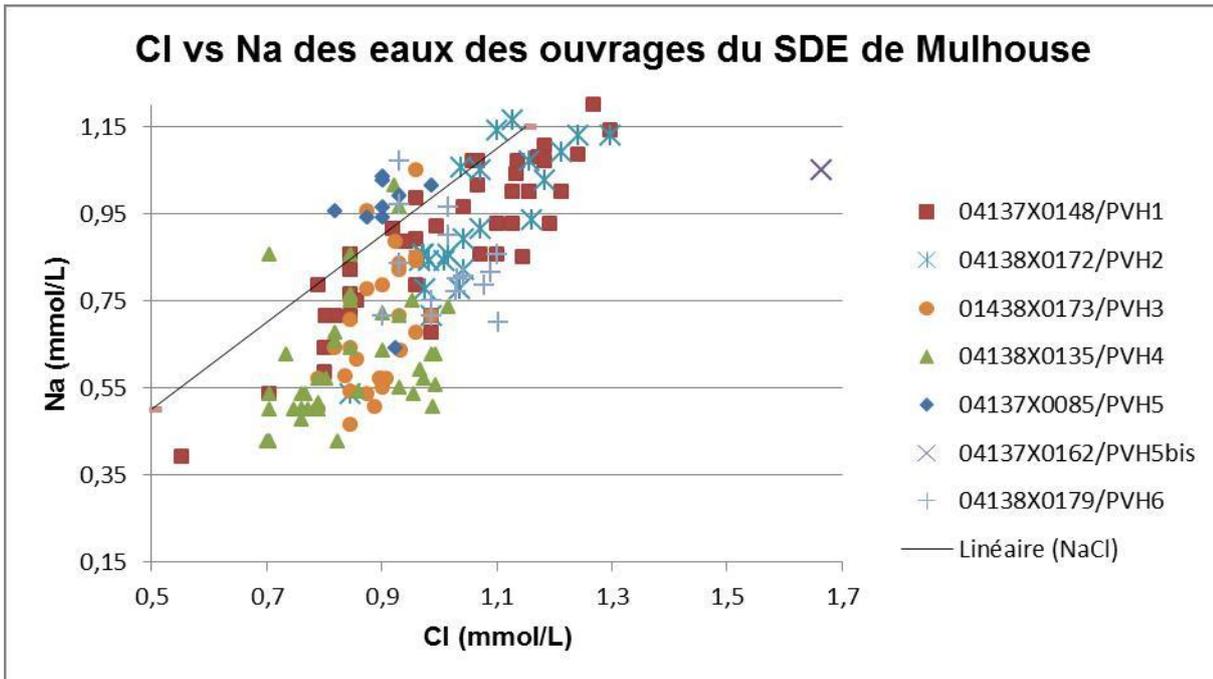


Illustration 96 : Hardt / relation Chlorures – Sodium pour les captages du SDE de Mulhouse

On peut noter ainsi que les ouvrages 04137X0148/PVH1 et 04138X0172/PVH2 présentent des concentrations en ions sodium et chlorures majoritairement plus élevées que les ouvrages 01438X0173/PVH3, 04138X0135/PVH4 et 04138X0179/PVH6. Le 04137X0085/PVH5 semble être sur ce diagramme plus affilié au groupe 04137X0148/PVH1 - 04138X0172/PVH2. Les autres réseaux de captage ainsi que les points de bordure présentent également une relation entre les ions chlorures et sodium, mais plus ou moins nette selon les secteurs (Illustration 97)

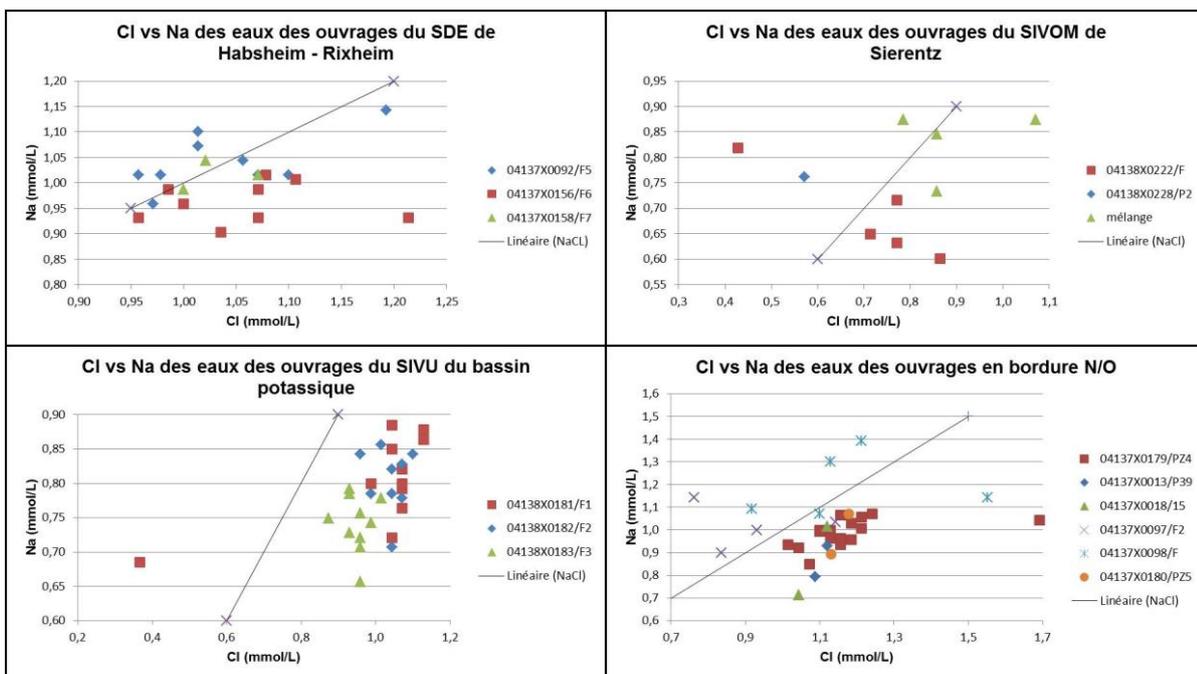


Illustration 97 : Hardt / relation Chlorures – Sodium

4.1.3 Chimie des eaux

L'analyse chimique des eaux souterraines à partir des données disponibles dans Ades montre une grande homogénéité du résultat (voir Illustration 98 ci-dessous) : tous les points d'eau présentent un faciès de type bicarbonaté-calcique.

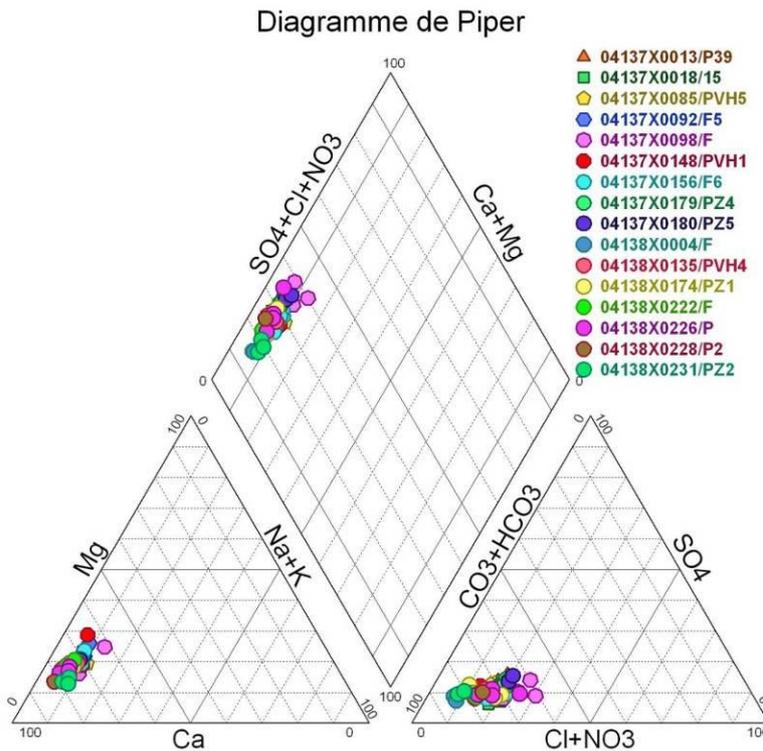


Illustration 98 : Diagramme de Piper des eaux des ouvrages du secteur de la Hardt (données issues d'Ades)

4.1.4 Phytosanitaires

Sur les 49 qualitomètres disposant de données dans **Ades** pour les communes de Habsheim, Niffer et Hombourg, 17 ont bénéficié à une ou plusieurs reprises de mesures des teneurs en atrazine. Sur un total de 59 analyses, l'atrazine a été quantifiée à 53 reprises avec des teneurs variant entre 0,005 et 0,22 µg/L, avec une valeur moyenne de 0,06 µg/L. Pour les 6 analyses pour lesquelles la teneur s'est avérée inférieure à la limite de quantification, celle-ci était de 0,02 voire 0,03 µg/L. Les autres pesticides quantifiés plus rarement dans le secteur sont 2,4-D, 2,4-MCPA, 2,6-dichlorobenzamide, désisopropyl-atrazine, cyprodinil, deltaméthrine, fenpropidine, lindane, heptachlore, simazine, diuron, isoproturon, metolachlore, mévinphos. On constate toutefois dans les résultats d'analyse une nette prédominance de l'atrazine et de l'un de ses métabolites, la déséthylatrazine, parmi les pesticides recherchés.

Pour l'année 1999, la carte de l'illustration 99 ci-dessous a été établie à partir de l'inventaire de la qualité des eaux souterraines dans la vallée du Rhin supérieur (campagne complémentaire dans le secteur de la Hardt, Région Alsace, 199).

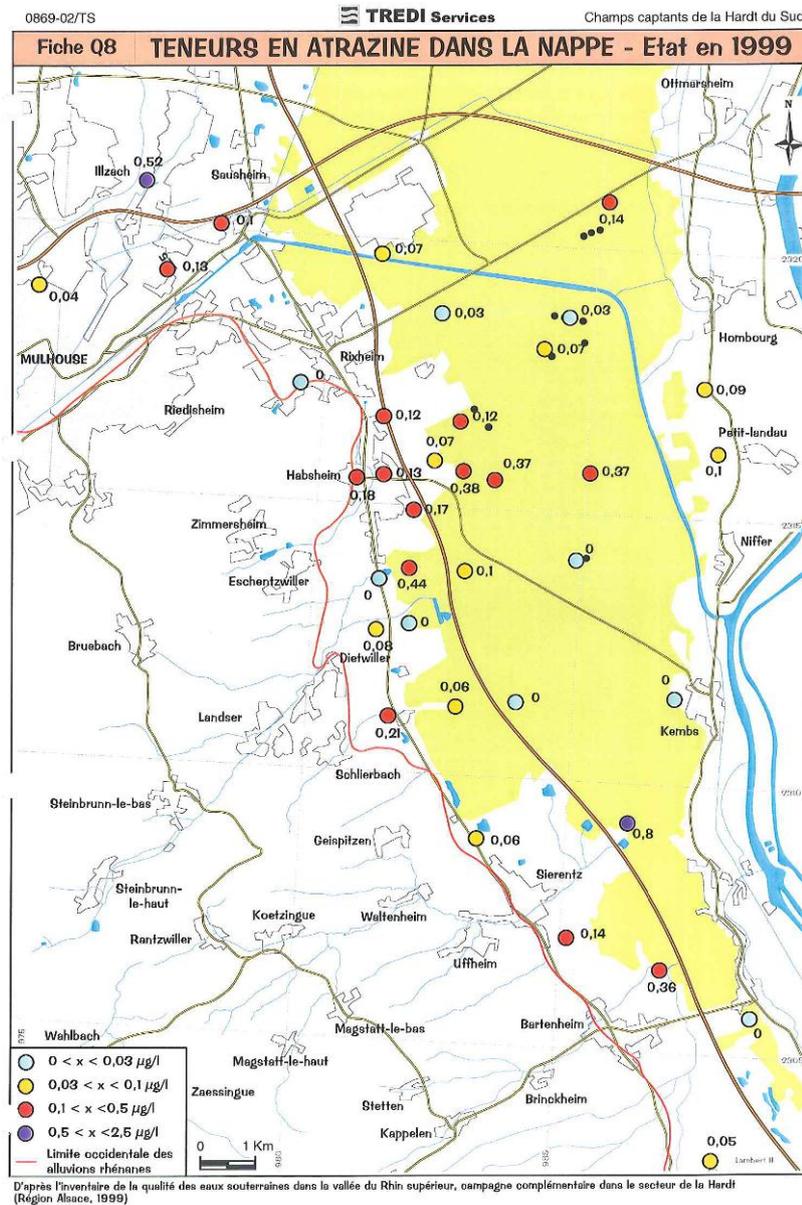


Illustration 99 : Cartographie 1999 des concentration en atrazine pour les champs captants de la Hardt (source : rapport TREDI)

En reprenant les commentaires du rapport Tredi, la carte témoigne d'une plus large extension de la pollution en atrazine qui ne limite pas à la bordure occidentale de la Plaine comme s'était le cas pour les nitrates. Cela pourrait s'expliquer par une utilisation potentielle de cette substance sur toute la zone de la plaine (agglomération, infrastructure de transport, terres agricoles, forêts).

Afin d'estimer l'évolution générale des teneurs après 1999, deux cartes ont été réalisées pour deux périodes : 2002 – 2003 et 2009 – 2010 en effectuant pour chaque période la moyenne des mesures disponibles pour chaque point d'eau afin d'obtenir un maximum de représentativité

spatiale pour chaque période. Les deux cartographies suivantes (Illustration 102) montrent comme pour les nitrates les bilans 2002-2003 et 2009-2010. Les mesures pour lesquelles aucune concentration en atrazine n'a été détectée ou quantifiée n'ont pas été pris en compte dans les calculs de moyennes. Seuls quelques points ayant présenté une non-détection systématique sont indiqués sur les cartes.

La période 2002 – 2003 intègre les résultats de l'inventaire qualité 2003 de la nappe d'Alsace réalisé par la Région. En tout 41 points d'eau ont été utilisés pour lesquels sont associés un total de 60 analyses. Le nombre d'analyses par points d'eau varie d'une à cinq analyses pour les deux années avec une majorité d'une analyse par point (29 points d'eau). La variation temporelle des concentrations en atrazine sur les deux années peut s'apprécier à l'aide de points d'eau disposant d'analyse en 2002 et 2003.

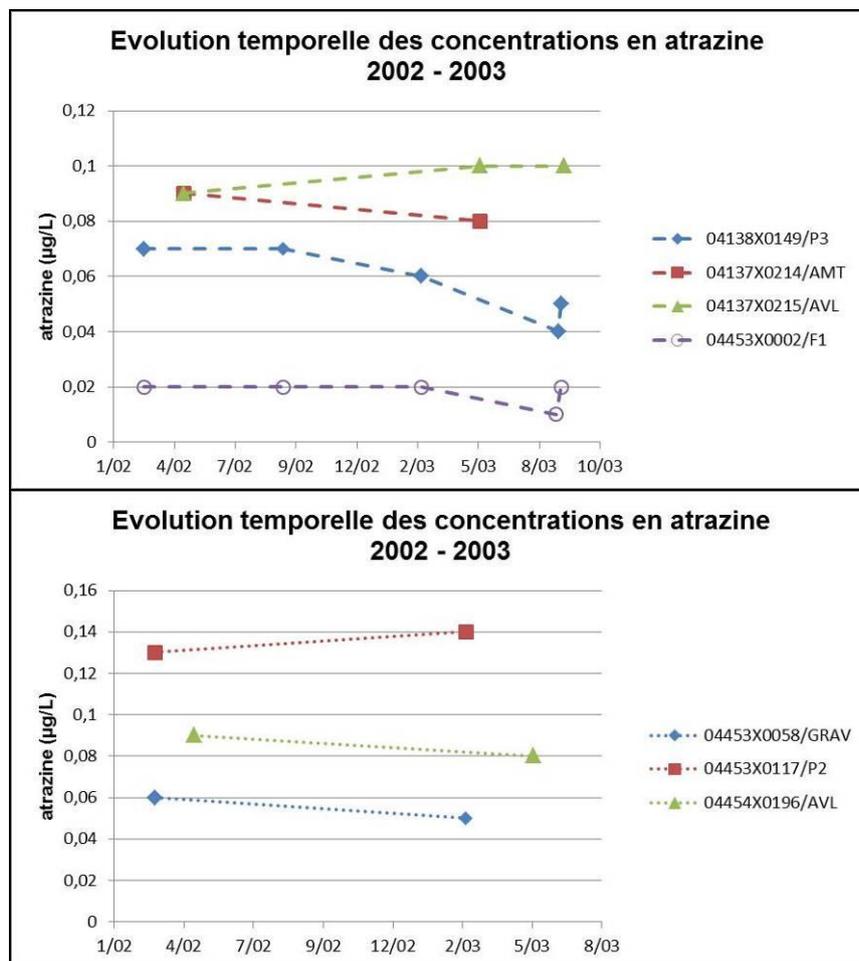


Illustration 100 : Evolution temporelle des concentrations en atrazine 2002 - 2003

Le graphique haut de l'illustration 100 rassemble des points de la partie Nord de la carte. Les points 04137X0214/AMT et 04137X0215/AVL sont en bordure de la forêt au nord-est de Rixheim. Les variations constatées sont de l'ordre de 0,05 µg/L. Le captage 04138X0149/P3 se situe au Sud/Ouest d'Ottmarsheim. Au cours de la période sa concentration baisse d'environ 0,02 µg/L. Le 04453X0002/F1 est un captage AEP de Schlierbach, situé à l'Est de ce village, dans la forêt de la Hardt et à proximité de l'autoroute A35. Les résultats indiquent des concentrations systématiquement en dessous des limites de détection.

Le graphique bas de l'illustration 100 rassemble des points de la partie Sud de la carte. Les points 04453X0058/GRAV et 04453X0117/P2 se situent au nord de Sierentz. Le point 04454X0196/AVL est celui le plus au Sud de la carte, dans la forêt de la Hardt à l'ouest de Rosenau. Les variations constatées sont de l'ordre de 0,01 µg/L.

La période 2009 – 2010 intègre les résultats de l'inventaire qualité 2009 de la nappe d'Alsace réalisé par la Région. En tout 39 points d'eau ont été utilisés pour lesquels sont associés un total de 96 analyses. Le nombre d'analyses par points d'eau varie d'une à onze analyses pour les deux années avec une majorité d'une analyse par point (28 points d'eau). La variation temporelle des concentrations en atrazine sur les deux années peut s'apprécier à l'aide de points d'eau disposant d'analyse en 2009 et 2010.

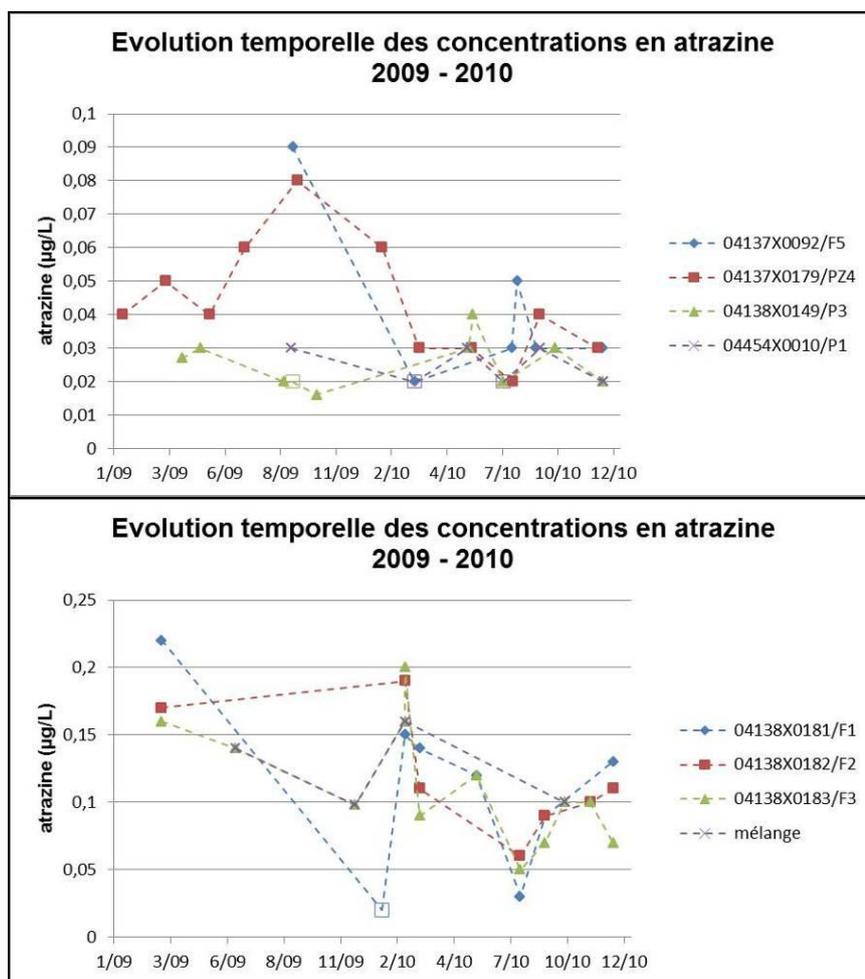


Illustration 101 : Evolution temporelle des concentrations en atrazine 2009 - 2010

Le graphique haut de l'illustration 101 rassemble des points situés dans différents secteurs de la carte. Le 04137X0179/PZ4 est situé à l'Est d'Habsheim. Après trois valeurs en début 2009 entre 0,04 et 0,05µg/L, on observe un pic en septembre 2009 de 0,08 µg/L avant que les concentrations se stabilisent relativement en 2010 autour de 0,03 µg/L. La variation totale est d'environ 0,06 µg/L pour les deux années. Ce pic ne se reproduit cependant pas dans la chronique nitrates du 04137X0179/PZ4 pour la même période (voir Illustration 91). Le captage 04137X0092/F5 du syndicat des eaux de Habsheim – Rixheim situé à environ 1,5 km au nord-est du 04137X0179/PZ4 en aval hydraulique reproduit partiellement la même tendance. Le

captage 04454X0010/P1 de Kembs est situé à proximité de ce village. Les concentrations mesurées passent de 0,02 à 0,03 µg/L. le captage 04138X0149/P3 se situe au sud-ouest d'Ottmarsheim. Les concentrations mesurées varient entre 0,03 et 0,01 µg/L. Les résultats de non détection concernent le 04138X0149/P3 (une mesure) et le 04454X0010/P1 (une mesure) et sont signalées par des marqueurs ajourés.

Le graphique bas de l'illustration 101 rassemble les résultats concernant les trois captages du SIVU du bassin potassique ainsi que les données concernant les analyses effectuées sur le mélange d'eau brute des trois captages. Globalement on observe sur la période concernée une variation de plus de 0,1µg/L

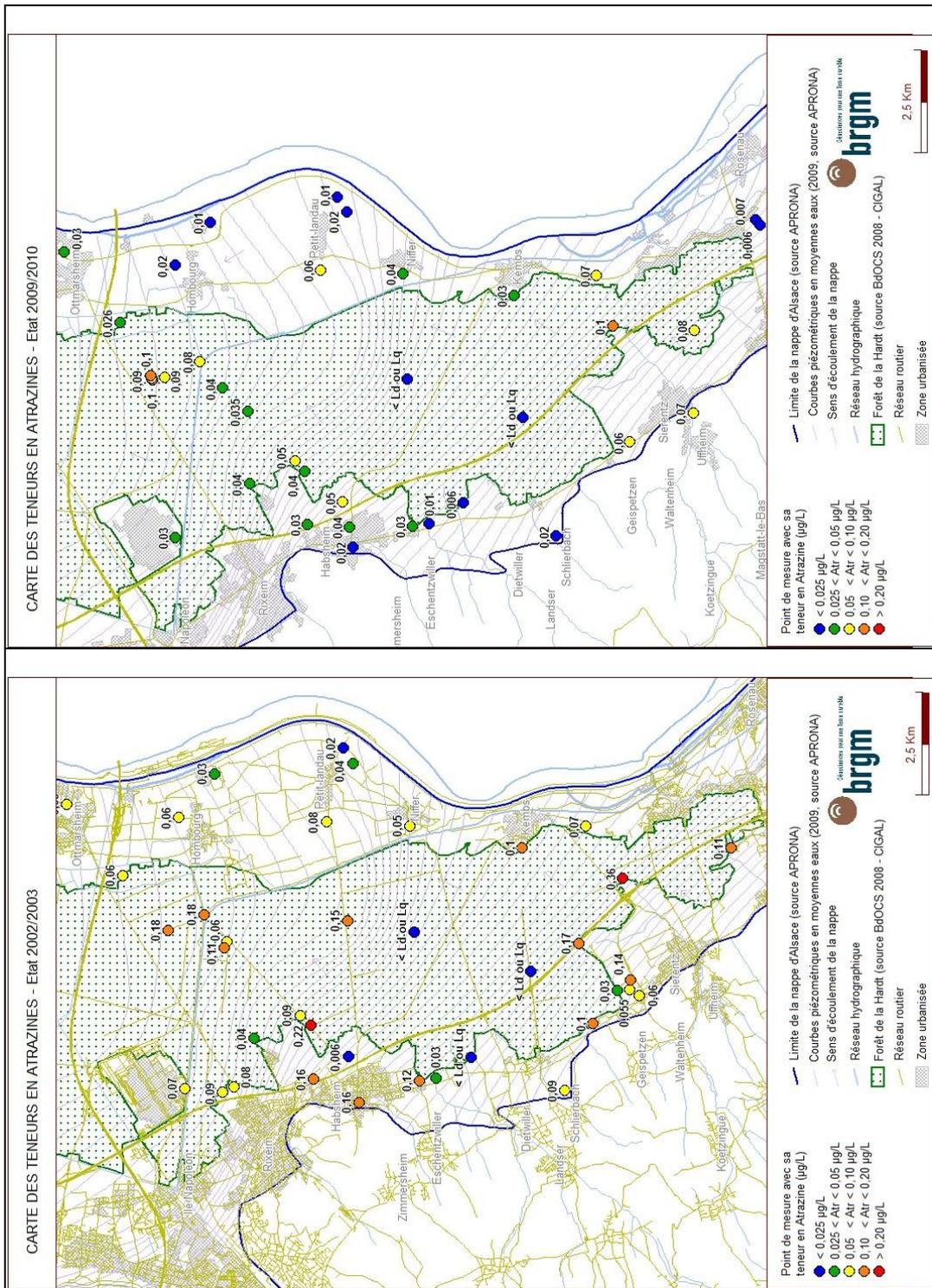


Illustration 102 : Hardt / Cartes des teneurs en atrazine – Etat 2002 – 2003 et 2009 - 2010

Il est difficile par rapport à l'état 1999 de distinguer une évolution d'ensemble. Il apparaît plutôt que globalement la situation reste à un niveau de pollution similaire à 1999.

Le bilan 2009 – 2010 présente la situation quelques 6 ans après l'interdiction d'utilisation de l'atrazine prononcée en 2003 en France.

On observe cette fois une nette diminution des concentrations observées pour la majeure partie des points. Seuls deux points attestent des concentrations supérieures à 0,1µg/L : au Nord pour l'un des puits du champ captant du SIVU du Bassin Potassique et au Sud en un point d'eau situé au nord-est de Sierentz en bordure ouest de la Forêt de la Hardt. Globalement, ce bilan donne une indication du temps de réaction de la zone par rapport à une mesure bien située dans le temps. **La persistance de valeurs relativement élevées au niveau du champ captant du SIVU du Bassin Potassique au Nord du Canal du Rhône au Rhin peut s'expliquer par deux causes possibles :**

- un temps de résidence des molécules d'atrazine et de DEA plus long entre les sources de pollution et ces captages situés plus en aval que pour les autres captages ;
- une influence, comme pour les nitrates, de la partie amont à l'est de la forêt de la Hardt sur les captages du SIVU du Bassin Potassique. L'absence de données dans ce secteur hormis à l'ouest de la commune Petit Landau (0,06 µg/L), ne permet cependant pas de vérifier cette deuxième hypothèse.

Deux éléments peuvent-être retenus de l'analyse des données existantes :

- **la pollution en phytosanitaires se traduit en majeure partie par la présence d'atrazine ;**
- **l'interdiction de cette substance en 2003 se traduit par une baisse globale des concentrations mesurées dans les ouvrages.** Toutefois certaines valeurs élevées indiquent des processus plus complexes (sorption dans les sols, temps moyen de recharge importants,...). Cette dernière remarque doit être nuancée par le fait que les points en 2002-2003 et 2009-2010 ne sont pas toujours les mêmes et que donc il ne peut y avoir de comparaison absolue point par point entre les deux périodes.

4.2 CAPTAGES ETUDIÉS

La forêt de la Hardt compte plusieurs champs captants, alimentant en eau environ 85 000 personnes. A la fin des années 90 des problèmes de pollution des captages, en nitrates, atrazine et sa molécule de dégradation la déséthylatrazine ont été rencontrés.

Quatre réseaux d'adduction d'eau sont implantés dans le secteur d'étude.

Le SIVOM de Habsheim-Rixheim dispose de 3 puits sur le ban communal et les communes de Habsheim, Rixheim, Zimmersheim et Eschentzwiller qui sont membres de ce syndicat. Pour faire face aux problèmes de pollution et éviter la mise en place d'une dérogation préfectorale, l'eau de la Hardt est diluée dans une proportion de 50 à 60% avec l'eau de la Doller. La canalisation qui reliait les puits de la Ville de Mulhouse est utilisée en sens inverse dans le but d'amener l'eau de la Doller. Une canalisation reliant les puits de la Ville de Mulhouse et ceux de Habsheim a été aménagée pour relier les deux réseaux.

Les puits captant ont été suivis par la SAUR jusqu'en janvier 2010. Pour cette étude, le puits retenu est le forage **04137X0158/F7**. Il sera désigné **puits P7** dans le texte qui suit.

Le SIVU du Bassin potassique compte 3 puits situés sur le ban communal d'Ottmarsheim. Afin de faire face aux problèmes de pollution, un système de traitement des eaux brutes au moyen de filtres à charbon est en place depuis quelques années. Ce champ captant alimente en eau potable 7 communes : Wittelsheim, Ruelisheim, Staffelfelden, Kingersheim, Richwiller et Wittenheim. La gestion de la production est déléguée à la SOGEST. Le puits retenu pour l'étude est le forage **04138X0183/F3**. Il sera désigné **puits P3** dans le texte qui suit.

Le service des eaux de la ville de Mulhouse possède 6 puits sur le ban communal de Hombourg. Les prises d'eau du champ captant de la Hardt ont temporairement dû être abandonnées en 2002 du fait de la pollution en nitrates et atrazine et cela au profit des captages du bassin versant de la Doller. A ce niveau, des mesures de protection sont prises par le service des eaux de la ville de Mulhouse depuis 40 ans. Le puits retenu pour l'étude est le forage **04138X0179/PVH6**. Il sera désigné **puits P6** dans le texte qui suit.

Le SIVOM du Pays de Sierentz dispose aujourd'hui de 3 puits situés sur le ban communal de Niffer. Il alimente en eau 25 000 habitants répartis dans 23 communes. Au début des années 90, la majorité des captages d'eau potable du Pays de Sierentz sont devenus inutilisables. En effet, comme c'est le cas dans plus de la moitié des communes du Sundgau, celles du Pays de Sierentz puisent leur eau dans les cailloutis du Sundgau, des nappes d'eau souterraine dites « perchées ». Ces nappes d'eau, du fait de leur faible profondeur (8 à 12m), sont plus vulnérables aux pollutions que la nappe phréatique rhénane et leur renouvellement est plus lent, du fait d'un approvisionnement essentiellement dû aux infiltrations de surface (Rapport Tredi 2001). En outre, elles ne fournissaient souvent plus assez d'eau. Des pollutions en nitrates et produits phytosanitaires ont poussé les producteurs d'eau à rechercher d'autres solutions. L'ONF a creusé un premier puits en 1993 dans la forêt de la Hardt (04138X0222/P1), puis 2 autres quelques années plus tard en 1995/96 et 1999 (04138X02228/P2 et 04138X0239/P3). L'eau puisée dans la nappe phréatique rhénane ne subit aucun traitement et est ensuite envoyée directement dans le réseau. Le puits retenu pour l'étude est le forage **04138X0228/P2**. Il sera désigné **puits P2** dans le texte qui suit.

En complément des prélèvements réalisés sur ces quatre ouvrages, un cinquième ouvrage a fait l'objet d'analyses. Il s'agit du **piézomètre 04137X0179/PZ4** situé en amont hydrogéologique des champs captant du SDE de Habsheim – Rixheim et du SDE de Mulhouse. Cet ouvrage appartient au réseau de surveillance des captages de la Hardt (ANTEA 1996). Sa position en bordure des collines permet également de mieux caractériser les apports d'eau en provenance du Sundgau, notamment celles dues à l'infiltration des cours d'eau : le piézomètre se situe à proximité de la zone d'infiltration du Weiherbachgraben.

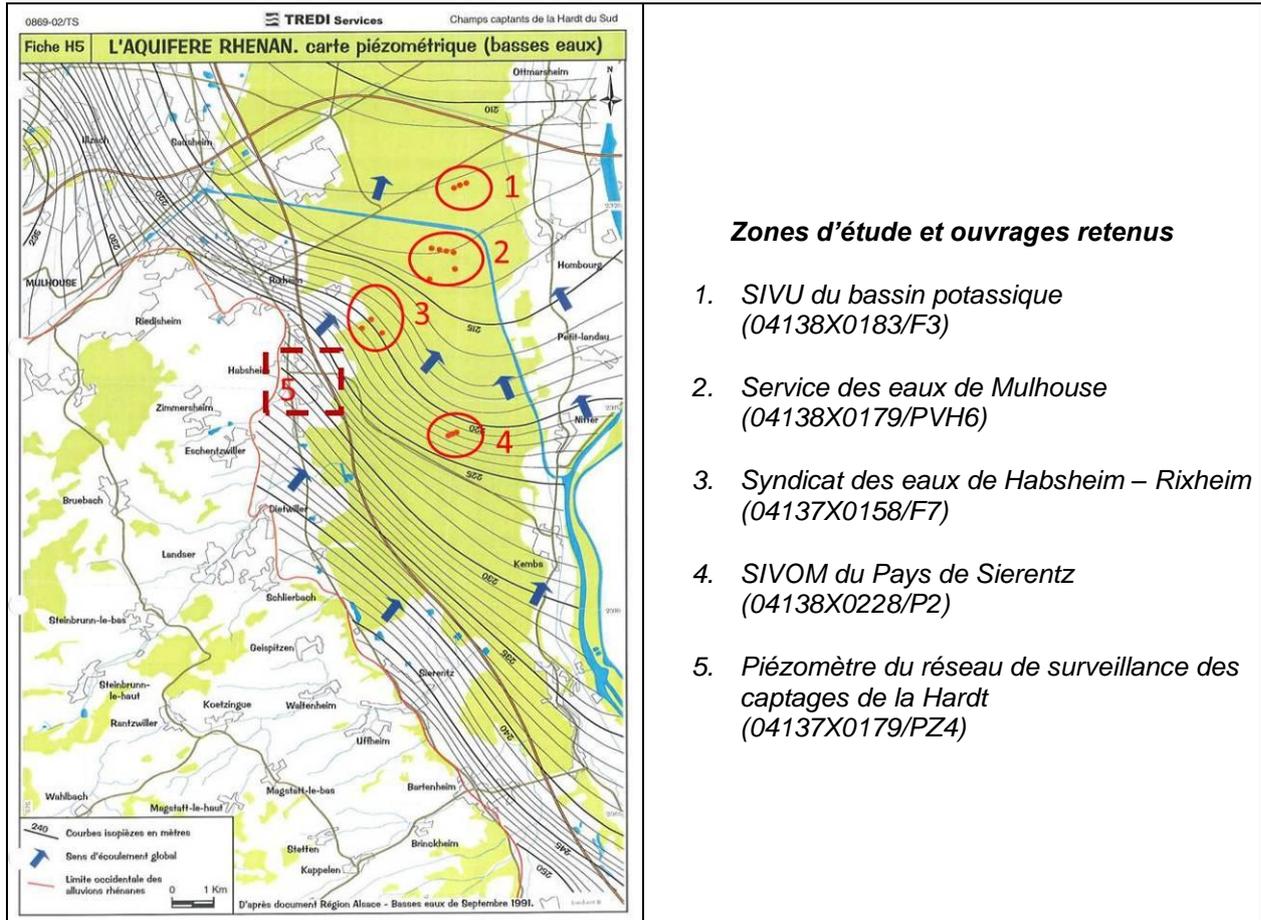


Illustration 103 : Secteur de la Hardt / Zones d'étude & ouvrages prélevés (source : rapport TREDI 2001)

4.3 ANALYSES CHIMIQUES ET ISOTOPIQUES DES EAUX SOUTERRAINES

Les prélèvements d'eau dans les puits du secteur de la forêt de la Hardt ont été réalisés au mois d'août 2011.

4.3.1 Paramètres physico-chimiques de terrain

Les mesures des paramètres physico-chimiques réalisées en août 2011 dans le secteur de la forêt de la Hardt se trouvent dans le tableau de l'illustration 104.

Code BSS puits	numéro puits échantillon	Date / Heure	Niveau piézométrique (m)	Température (°C)	pH	Conductivité (µS/cm)	Oxygène (mg/L)
04138X0228/P2	P2-1	04/08/2011 15:25		11,9	7,8	713	8,6
04138X0228/P2	P2-2	04/08/2011 15:26		11,0	7,6	712	8,7
04138X0228/P2	P2-3	04/08/2011 15:28		10,9	7,5	712	8,7
04138X0228/P2	P2-4	04/08/2011 15:30		10,9	7,4	711	8,8
04138X0228/P2	P2-5	04/08/2011 15:32		10,9	7,4	711	8,8
04138X0183/F3	P3	16/08/2011 10:00		11,0	7,2	633	5,5
04138X0183/F3	P3	16/08/2011 13:40	42	11,0	7,2	781	6,0
04138X0183/F3	P3	16/08/2011 14:25	54	11,0	7,2	790	6,1
04138X0183/F3	P3	16/08/2011 15:00	70	11,0	7,1	827	6,1
04138X0183/F3	P3	16/08/2011 15:35	94	10,9	7,1	508	6,1
04138X0179/PVH6	P6-1	04/08/2011 12:00		10,8	7,5	722	7,0
04138X0179/PVH6	P6-2	04/08/2011 12:03		10,7	7,3	722	6,7
04138X0179/PVH6	P6-3	04/08/2011 12:04		10,7	7,3	722	6,6
04138X0179/PVH6	P6-4	04/08/2011 12:06		10,7	7,2	723	6,6
04138X0179/PVH6	P6-5	04/08/2011 12:07		10,7	7,2	723	6,6
04138X0179/PVH6	P6-6	04/08/2011 12:08		10,6	7,2	723	6,6
04138X0179/PVH6	P6-7	04/08/2011 12:09		10,6	7,1	723	6,5
04137X0158/F7	P7-1	04/08/2011 13:15		11,6	7,4	780	7,5
04137X0158/F7	P7-2	04/08/2011 13:17		11,5	7,4	783	7,3
04137X0158/F7	P7-3	04/08/2011 13:18		11,5	7,4	746	7,3
04137X0158/F7	P7-4	04/08/2011 13:20		11,5	7,4	746	7,3
04137X0158/F7	P7-5	04/08/2011 13:22		11,5	7,4	746	7,2
04137X0158/F7	P7-6	04/08/2011 13:24		11,5	7,3	746	7,3
04137X0158/F7	P7-7	04/08/2011 13:26		11,5	7,3	746	7,2
04137X0158/F7	P7-8	04/08/2011 13:28		11,5	7,3	746	7,2

Illustration 104 : Paramètres physico-chimiques de terrain acquis lors des pompages dans les ouvrages de la forêt de la Hardt

Evolution des paramètres dans le temps :

On note de faibles variations des paramètres physico-chimiques au cours des pompages réalisés. Ceci est probablement lié au fait que ces ouvrages sont fortement exploités et sont en fonctionnement relativement souvent, ce qui favorise une bonne homogénéisation des eaux au sein de l'ouvrage.

Une baisse de la température est observée dans tous les cas, de 1°C pour le P2, et entre 0,1 et 0,2°C pour les 3 autres.

De la même façon, le pH baisse de 0,4 unité pH pour les puits P2 et P6 et de 0,1 unité pH pour les puits P3 et P7.

La conductivité des puits P2 et P6 est stable, elle évolue faiblement pour les 2 autres puits. Elle est variable pour le point P3, elle augmente puis diminue.

Enfin, les teneurs en oxygène dissous varient très peu et restent relativement élevées, indiquant des conditions oxydantes.

Comparaison entre les points :

La température mesurée lors des dernières mesures est la même pour les forages P2 et P3 (10,9°C). Elle est plus faible de 0,3°C pour le forage P6 et plus élevée de 0,6°C pour le P7. Les valeurs de pH sont proches d'un point à l'autre.

Les valeurs de conductivité sont assez peu différentes d'un point à l'autre ce qui laisse d'ores et déjà supposer que l'on est probablement en présence des mêmes formations aquifères alimentant les différents ouvrages.

4.3.2 Ions majeurs

Les ions majeurs (ainsi que les teneurs en isotopes et en CFC) ont été analysés sur des échantillons prélevés à l'issue des pompages réalisés, après stabilisation des paramètres physico-chimiques (Illustration 105). D'autres prélèvements, réalisés à différentes profondeurs dans chacun des forages ont été réalisés et analysés.

Code BSS puits	numéro puits	date	profondeur prélèvement (m) sauf si intégral	Ca (mg/L)	Mg (mg/L)	Na (mg/L)	K (mg/L)	SO ₄ (mg/L)	NO ₃ (mg/L)
04138X0228/P2	P2-I	04/08/2011	intégral	87,4	17,9	12,3	2,7	28,2	24,4
04138X0228/P2	P2-26	17/08/2011	26	92,3	17,6	12,6	2,7	27,6	24,6
04138X0228/P2	P2-30	17/08/2011	30	98,5	17,5	12,4	2,7	27,8	24,0
04138X0228/P2	P2-35	17/08/2011	35	97,4	18,0	12,4	2,6	28,2	24,4
04138X0183/F3	P3-I	16/08/2011	intégral	78,2	18,2	12,4	2,8	29,7	33,7
04138X0183/F3	P3-42	16/08/2011	42	99,3	18,0	12,3	2,8	29,8	33,6
04138X0183/F3	P3-54	16/08/2011	54	103,4	18,4	12,7	2,8	29,7	34,3
04138X0183/F3	P3-70	16/08/2011	70	94,3	18,3	12,4	2,8	29,8	34,3
04138X0183/F3	P3-86	16/08/2011	86	93,1	18,4	12,9	2,8	29,5	35,0
04138X0183/F3	P3-94	16/08/2011	94	99,1	18,8	13,4	2,9	29,5	36,1
04138X0179/PVH6	P6-I	04/08/2011	intégral	100,1	17,7	15,4	2,6	32,7	31,7
04138X0179/PVH6	P6-47	17/08/2011	47	101,7	17,4	15,2	2,6	32,5	31,4
04138X0179/PVH6	P6-57	17/08/2011	57	91,7	17,6	15,4	2,7	32,2	31,6
04138X0179/PVH6	P6-67	17/08/2011	67	93,5	17,3	15,4	2,7	32,5	31,6
04138X0179/PVH6	P6-77	17/08/2011	77	103,5	17,6	18,3	2,7	32,4	35,1
04137X0158/F7	P7-I	04/08/2011	intégral	97,0	19,1	15,6	3,4	31,0	35,2
04137X0158/F7	P7-26	18/08/2011	26	91,9	18,8	17,2	5,4	30,1	34,3
04137X0158/F7	P7-28	18/08/2011	28	93,5	18,5	15,8	3,2	31,4	35,8
04137X0158/F7	P7-30	18/08/2011	30	101,9	19,0	16,1	3,3	31,4	35,8
04137X0158/F7	P7-32	18/08/2011	32	102,0	19,0	15,9	3,3	31,4	35,9

Illustration 105 : Teneurs en ions majeurs dans les 4 puits de l'étude du secteur de la forêt de la Hardt

Il n'y a pas de grandes différences entre les différents points ni entre les différents niveaux.

Comparaison des puits entre eux lors des prélèvements intégrateurs censés être représentatifs de la qualité de l'ouvrage dans son ensemble :

Globalement, peu de différence entre les compositions des différents prélèvements intégraux. Pour les teneurs en magnésium, potassium, sodium et nitrates, les teneurs les plus fortes sont

observées sur le puits P7. Pour le calcium et les sulfates, les teneurs les plus élevées correspondent aux eaux de l'ouvrage P6. Les teneurs en chlorures sont les plus variables (du simple au double entre P2 et P3, ce dernier ayant la valeur la plus élevée).

Les teneurs en nitrates sont les plus faibles dans le puits P2 (24,4 mg/L), ce qui représente un écart de plus de 10 mg/L par rapport à l'ouvrage P7 qui présente la teneur la plus élevée avec 35,2 mg/L.

Comparaison entre les niveaux

P2 : les teneurs des différents ions majeurs sont relativement semblables d'un niveau à l'autre, mis à part pour le calcium qui est plus faible dans le prélèvement intégral que dans les 3 prélèvements réalisés à des niveaux précis.

P3 : les teneurs en sulfates et potassium varient peu. Comme précédemment, les teneurs en calcium sont plus faibles dans l'échantillon intégral. Les teneurs en sodium, nitrates et chlorures sont peu différentes d'un niveau à un autre, les 2 plus profonds (86 et 94 m) présentant néanmoins des teneurs légèrement plus élevées.

P6 : les teneurs en calcium évoluent peu. Les teneurs en magnésium, potassium, sulfates et chlorures sont assez stables. Les teneurs en sodium et nitrates varient très peu sauf pour le niveau le plus profond (77 m) où elles sont légèrement plus élevées.

P7 : peu de variations entre les différents niveaux. Le premier niveau (26 m) est légèrement plus pauvre en calcium, sulfates, nitrates et chlorures que les autres, à l'inverse les teneurs en sodium et potassium y sont plus fortes. Les teneurs en magnésium sont homogènes.

Faciès chimique :

Les teneurs en bicarbonates ont été estimées grâce à la balance ionique. Ces calculs montrent que le faciès chimique des eaux est de type bicarbonaté-calcique. Ceci est confirmé par les données issues d'Ades pour les analyses et les points ayant la totalité des ions majeurs.

L'illustration 106 met en évidence l'existence d'une corrélation entre les teneurs en sodium et chlorures à l'exception du puits P3 qui lui montre un enrichissement en chlorures par rapport au sodium.

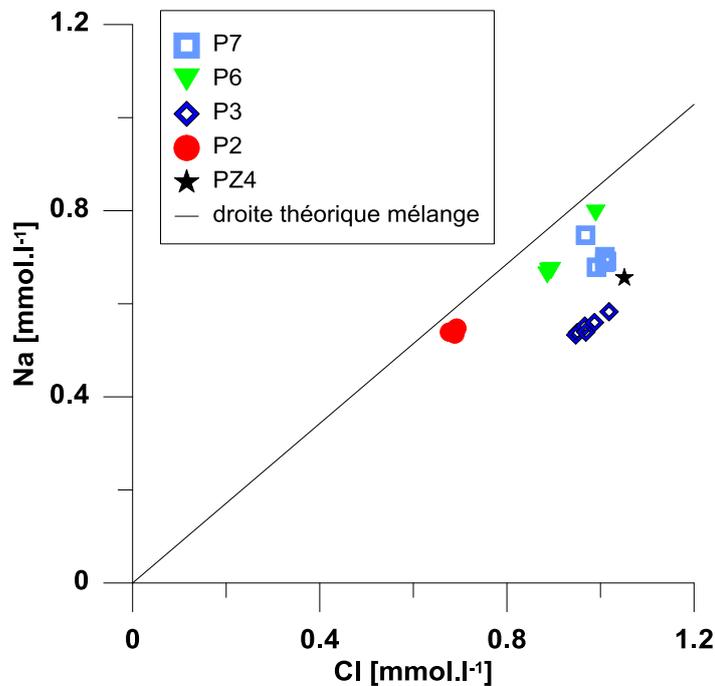


Illustration 106 : Diagramme Cl vs Na des eaux de la forêt de la Hardt

Le diagramme de l'illustration 107 montre l'existence d'une corrélation positive entre les teneurs en nitrates et en chlorures. Ainsi, plus la teneur en nitrates augmente et plus celle en chlorures augmente également. Les points sont regroupés par forage.

Selon la droite de mélange théorique, on constate que pour P2 et P6 il y a une origine commune de ces deux éléments, ainsi qu'un net enrichissement en chlorures des eaux des ouvrages P3 et P7, dont l'origine se confirme sur le graphe Cl/NO₃ ci-dessous.

Néanmoins, deux évolutions différentes semblent apparaître. En effet, les forages P6 et P7 montrent une évolution visiblement similaire, alors que comparativement, à teneurs en chlorures égales, le puits P3 a des teneurs en nitrates plus élevées que P6 et P7. Cet écart pourrait indiquer que les sources de nitrates et chlorures présentent des différences.

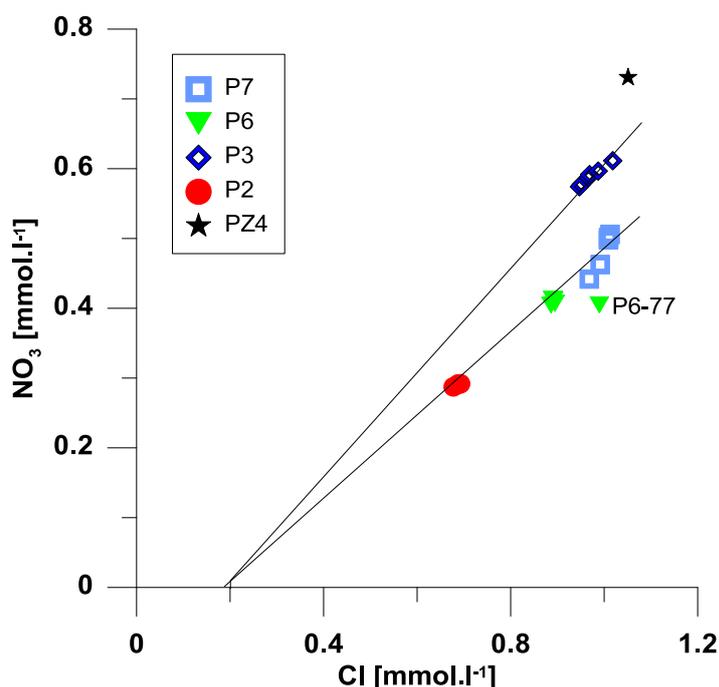


Illustration 107 : Diagramme Cl vs NO₃ des eaux des ouvrages de la forêt de la Hardt

Les teneurs en SO₄/Cl et en Cl (Illustration 108) présentent une corrélation inverse. Les points sont groupés par forage mais s'alignent le long d'une droite de corrélation. Comme le montre les données, les teneurs en sulfates sont faibles et peu différentes d'un point à l'autre, les écarts observés sont donc principalement liés aux teneurs en chlorures. Les sulfates sont d'origine anthropique ou sulfures sédimentaires (mais pas évaporitiques).

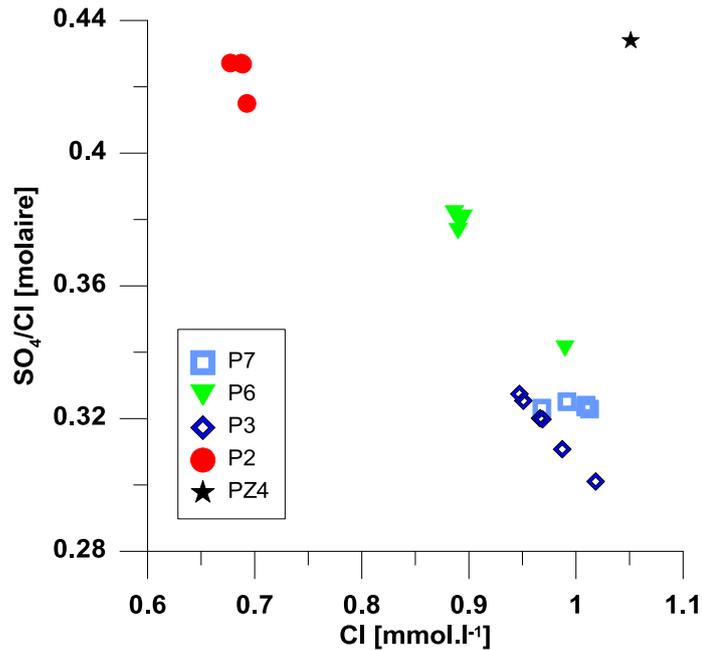


Illustration 108 : Diagramme Cl vs SO₄/Cl des eaux des ouvrages de la forêt de la Hardt

Le diagramme de l'illustration 109 montre pour l'ensemble des points une forte variation du rapport Ca/Na par rapport au rapport K/Na qui évolue moins. Cette fois encore, plusieurs ensembles de points ressortent mais ils ne sont pas individualisés. Ainsi, les puits P2 et P3 ont un comportement et des rapports comparables : un rapport Ca/Na plus fort que les autres points et variable, alors que le rapport K/Na est très peu variable. Les puits P6 et P7 ont des rapports Ca/Na assez proches, plus faibles que pour les puits précédents mais des rapports K/Na plus variables et plus différents d'un point à l'autre. Le puits P7-26 m a un rapport K/Na beaucoup plus fort que les autres points. Ces disparités indiquent que l'origine des différents éléments est variable d'un point à l'autre.

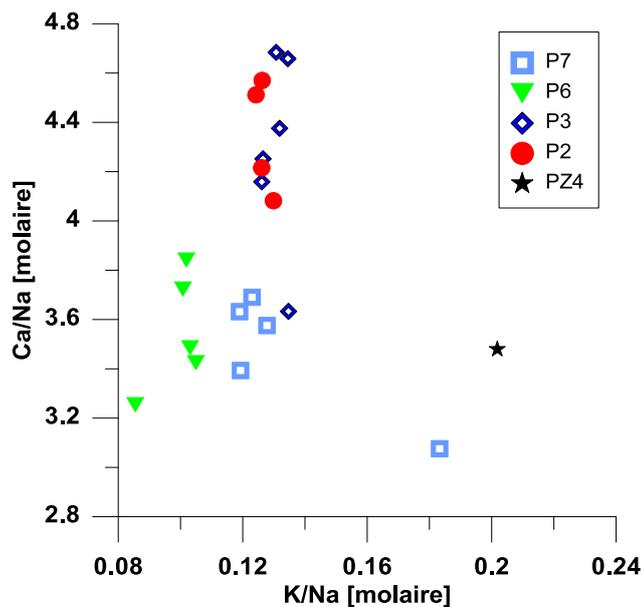


Illustration 109 : Diagramme K/Na vs Ca/Na des eaux des ouvrages de la forêt de la Hardt

Le diagramme de l'illustration 110 (représenté avec une échelle logarithmique) met en évidence des rapports molaires faibles indiquant des circulations au contact de formations silicatées.

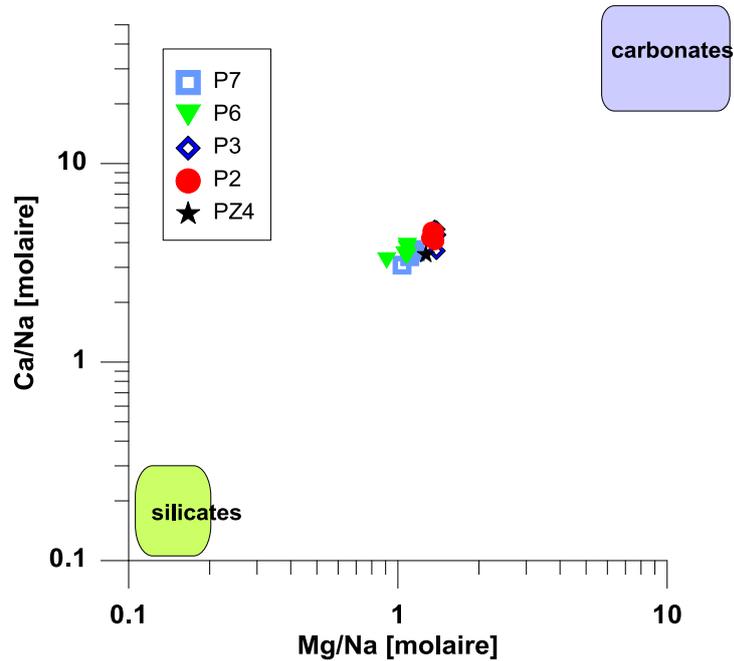


Illustration 110 : Diagramme Mg/Na vs Ca/Na des eaux des ouvrages de la forêt de la Hardt

4.3.3 Les produits phytosanitaires

Les mêmes molécules phytosanitaires ont été analysées pour les ouvrages de la forêt de la Hardt, et la somme des pesticides a également été calculée (Illustration 111).

Parmi les 32 molécules analysées, 3 ont été retrouvées dans les eaux des ouvrages de la forêt de la Hardt, la limite de détection des analyses étant de 0,02 µg/L :

- l'atrazine a été quantifiée dans tous les ouvrages quel que ce soit le type d'échantillon (intégral ou profondeur donnée), à l'exception du P2. Les teneurs les plus faibles (entre 0,05 µg/L et 0,08 µg/L) ont été enregistrées sur le puits P6 et les plus élevées (entre 0,10 µg/L et 0,12 µg/L) sur le P3 ;
- la déséthylatrazine (métabolite de l'atrazine) a également été observée dans les eaux des puits P3, P6 et P7, ainsi que dans le prélèvement intégral du P2. Les teneurs les plus faibles sont trouvées dans le P2 et le P6 et les plus élevées dans le P3 ;
- la simazine a été retrouvée dans tous les prélèvements du P3, à une teneur de 0,03 µg/L.

La somme des pesticides varie entre 0,04 et 0,25 µg/L pour l'ensemble des molécules, le prélèvement à 54 m du P3 étant celui qui présente la somme la plus importante avec 3 molécules quantifiées.

Numéro du puits et profondeur	P2				P3					P6					P7					
	P2-26m	P2-30m	P2-36m		P3-42m	P3-54m	P3-70m	P3-86m	P3-94m	P6	P6-47m	P6-57m	P6-67m	P6-77m	P7-26m	P7-28m	P7-30m			
date	04.08.2011	17.08.2011	17.08.2011	17.08.2011	16.08.2011	16.08.2011	16.08.2011	16.08.2011	16.08.2011	04.08.2011	17.08.2011	17.08.2011	17.08.2011	17.08.2011	04.08.2011	18.08.2011	18.08.2011	18.08.2011		
	µg/L																			
Atrazine	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	0,11	0,12	0,12	0,10	0,12	0,12	0,07	0,06	0,05	0,08	0,06	0,10	0,08	0,11	0,09	0,08
Bentazone	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02
Bromacil	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02
Chloridazone	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02
Chloroxuron	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02
Chlorprophame	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02
Chlortoluron	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02
Crimidine	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02
Cyanazine	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02
Desethylatrazine	0,04	<0,02	<0,02	<0,02	0,08	0,09	0,09	0,08	0,09	0,09	0,06	0,06	0,05	0,06	0,04	0,08	0,07	0,08	0,08	0,08
Desethylterbutylazine	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02
Desisopropylatrazine	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02
Diuron	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02
Fenuron	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02
Isoproturon	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02
Linuron	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02
Metamitron	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02
Metazachlore	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02
Methabenzthiazuron	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02
Metobromuron	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02
Metolachlore	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02
Metoxuron	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02
Metribuzine	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02
Monolinuron	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02
Prometryne	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02
Propazine	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02
Propame	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02
Sebutylazine	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02
Simazine	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02
Terbutylazine	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02
Terbutryne	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02
Tolyfluanide	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05
Somme pesticides	0,04	n.d.	n.d.	n.d.	0,22	0,24	0,25	0,21	0,24	0,23	0,12	0,12	0,11	0,13	0,10	0,18	0,15	0,19	0,17	0,16

n.d. non détecté

Illustration 111 : Teneurs en pesticides dans les 4 puits de l'étude du secteur de la forêt de la Hardt

4.3.4 Isotopes stables de l'eau

Les teneurs en isotopes stables (oxygène-18 et deutérium) ont été mesurées dans les différents échantillons pris dans les ouvrages du secteur de la forêt de la Hardt (Illustration 112).

Comparaison entre les puits :

Le puits P3 est celui qui présente les concentrations les plus appauvries. Ces dernières sont plus enrichies dans le P6, puis le P7 et enfin dans le P2.

Au sein d'un même ouvrage, on note des variations des teneurs plus ou moins notables. C'est pour l'ouvrage P3 que les variations les plus importantes sont observées. Elles restent toutefois dans la marge d'incertitude analytique.

Pour les 3 autres ouvrages, les variations sont plus faibles.

Code BSS puits	numéro puits	date	profondeur prélevement (m) sauf si intégral	¹⁸ O (‰ vs SMOW)	² H (‰ vs SMOW)
04138X0228/P2	P2	04/08/2011	intégral	-8,25	-58,3
04138X0228/P2	P2	17/08/2011	26	-8,28	-58,6
04138X0228/P2	P2	17/08/2011	30	-8,29	-58,6
04138X0228/P2	P2	17/08/2011	35	-8,24	-58,5
04138X0183/F3	P3	16/08/2011	intégral	-8,70	-61,7
04138X0183/F3	P3	16/08/2011	42	-8,63	-61,7
04138X0183/F3	P3	16/08/2011	54	-8,62	-61,4
04138X0183/F3	P3	16/08/2011	70	-8,56	-61,1
04138X0183/F3	P3	16/08/2011	86	-8,55	-61,3
04138X0183/F3	P3	16/08/2011	94	-8,52	-61,0
04138X0179/PVH6	P6	04/08/2011	intégral	-8,42	-59,7
04138X0179/PVH6	P6	17/08/2011	47	-8,42	-59,6
04138X0179/PVH6	P6	17/08/2011	57	-8,42	-59,9
04138X0179/PVH6	P6	17/08/2011	67	-8,41	-59,7
04138X0179/PVH6	P6	17/08/2011	77	-8,43	-59,7
04137X0158/F7	P7	04/08/2011	intégral	-8,38	-59,1
04137X0158/F7	P7	18/08/2011	26	-8,30	-59,1
04137X0158/F7	P7	18/08/2011	28	-8,27	-58,9
04137X0158/F7	P7	18/08/2011	30	-8,34	-58,8
04137X0158/F7	P7	18/08/2011	32	-8,32	-59,1

Illustration 112 : Teneurs en isotopes stables des eaux du secteur de la forêt de la Hardt

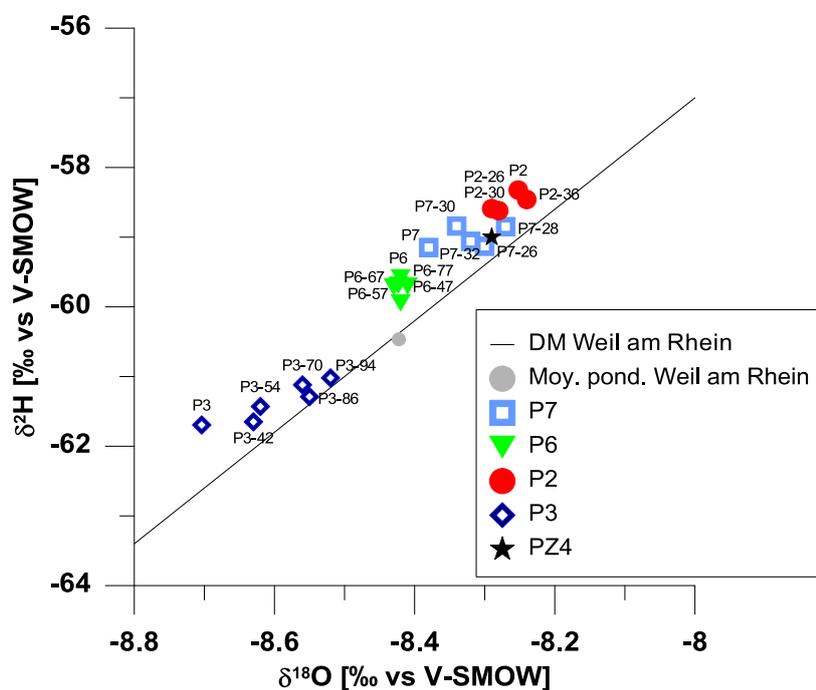


Illustration 113 : Diagramme δ²H vs δ¹⁸O (en ‰ vs SMOW) des eaux du secteur de la forêt de la Hardt

Les teneurs en ¹⁸O et ²H des précipitations sont mesurées à la station GNIP de Weil-am- Rhein (Allemagne) située à une trentaine de kilomètres de Mulhouse. En tout, 211 données sont disponibles entre le 15 janvier 1988 et le 15 décembre 2005. Ces points s'alignent selon une

droite de corrélation (Droite Météorique Locale) d'équation $\delta^2\text{H} = 7,8x \delta^{18}\text{O} + 5,1$ ($R = 0,99$; $n = 211$), parallèle à la DMM et située en-dessous. Les points de la forêt de la Hardt (Illustration 113), se situent proche mais légèrement au-dessus de cette Droite Météorique Locale (DML) indiquant que la droite météorique de la forêt de la Hardt est probablement située entre la DML de Weil-am-Rhein et la DMM. De plus, la composition isotopique des eaux est similaire à celle de la recharge théorique à Weil-am-Rhein représentée par la composition isotopique moyenne pondérée.

Les teneurs observées sont cohérentes avec celles d'une étude antérieure (rapport BRGM/RP-52331-FR) et avec l'autre point du secteur prélevé dans le cadre de cette étude (PZ4).

On constate que les eaux du forage P3 sont sensiblement plus appauvries que les eaux des autres forages. Ceci peut s'expliquer par un origine/histoire légèrement différente à ce point d'eau. Ce point présente également la plus forte variabilité selon la profondeur.

Les puits P2 et P6 présentent une faible variabilité des teneurs isotopiques avec la profondeur.

4.3.5 Les indicateurs d'âge

- **Le tritium**

Les échantillons de la forêt de la Hardt ont également été analysés pour le tritium (Illustration 114).

Code BSS puits	numéro puits	date	profondeur prélèvement (m) sauf si intégral	³ H (UT)	
				Mesure	Erreur
04138X0228/P2	P2-I	04/08/2011	intégral	7,9	1,0
04138X0228/P2	P2-26	17/08/2011	26	8,3	0,8
04138X0228/P2	P2-30	17/08/2011	30	10,4	0,9
04138X0228/P2	P2-35	17/08/2011	35	8,3	0,9
04138X0183/F3	P3-I	16/08/2011	intégral	9,0	1,1
04138X0183/F3	P3-42	16/08/2011	42	9,8	1,1
04138X0183/F3	P3-54	16/08/2011	54	8,6	1,0
04138X0183/F3	P3-70	16/08/2011	70	9,5	0,6
04138X0183/F3	P3-86	16/08/2011	86	8,7	1,1
04138X0183/F3	P3-94	16/08/2011	94	10,5	0,8
04138X0179/PVH6	P6-I	04/08/2011	intégral	6,9	1,2
04138X0179/PVH6	P6-47	17/08/2011	47	8,0	0,9
04138X0179/PVH6	P6-57	17/08/2011	57	8,3	0,9
04138X0179/PVH6	P6-67	17/08/2011	67	8,0	0,8
04138X0179/PVH6	P6-77	17/08/2011	77	7,7	0,9
04137X0158/F7	P7-I	04/08/2011	intégral	7,5	1,0
04137X0158/F7	P7-26	18/08/2011	26	8,5	0,7
04137X0158/F7	P7-28	18/08/2011	28	7,4	0,7
04137X0158/F7	P7-30	18/08/2011	30	9,0	1,0
04137X0158/F7	P7-32	18/08/2011	32	7,9	0,9

Illustration 114 : Teneurs en tritium des eaux de la forêt de la Hardt

Les valeurs varient entre 7,4 et 10,5 T.U. (unités tritium). L'erreur est environ de 1 T.U. Les valeurs sont du même ordre de grandeur que celles de Mommenheim et les mêmes conclusions peuvent être tirées. Les données tritium indiquent la dominance d'eau jeune d'une dizaine d'années à l'actuelle.

- Les CFCs

Comme indicateur du temps de résidence les concentrations en CFC-11, CFC-12 et CFC-113 et du sulfure hexafluoride SF₆ ont été utilisées. L'eau a été prise du tube central de la pompe évitant tout contact avec l'atmosphère en remplissant une bouteille de verre d'en bas qui reposait dans une boîte de métal. Durant le prélèvement la bouteille et la boîte ont été complètement et continuellement immergées d'eau et fermées sous l'eau pour éviter tout contact avec l'atmosphère. Les résultats des analyses des CFCs et du SF₆ sont présentés sur l'illustration 115. Comme pour Mommenheim on note une fréquente contamination des eaux surtout pour le CFC-11 et CFC-12. Ainsi ce sont les valeurs de SF₆ et de CFC-113 qui seront privilégiées pour l'estimation des âges apparents. On peut juger que l'incertitude sur les âges estimés est assez élevée (1 à 3 ans).

Code BSS puits	numéro puits	date	profondeur prélèvement (m) sauf si intégral	CFC-11		CFC-12		CFC-113		SF ₆ (fmol/l)	
				Mesure	Erreur	Mesure	Erreur	Mesure	Erreur	Mesure	Erreur
04138X0228/P2	P2-I	04/08/2011	intégral	12	3,0	6,4	0,4	0,45	0,05	3,4	0,4
04138X0228/P2	P2-26	17/08/2011	26	11	3,0	6,5	0,4	0,45	0,05	3,0	0,3
04138X0228/P2	P2-30	17/08/2011	30	12	3,0	6,1	0,4	0,43	0,05	2,6	0,3
04138X0228/P2	P2-35	17/08/2011	35	11	3,0	6,3	0,4	0,43	0,05	2,5	0,3
04138X0183/F3	P3-I	16/08/2011	intégral	10	2,0	3,8	0,2	0,53	0,05	2,4	0,3
04138X0183/F3	P3-42	16/08/2011	42	10	3,0	4,0	0,3	0,53	0,05	3,4	0,4
04138X0183/F3	P3-54	16/08/2011	54	11	3,0	3,8	0,2	0,50	0,05	2,0	0,2
04138X0183/F3	P3-70	16/08/2011	70	10	3,0	3,7	0,2	0,50	0,05	1,8	0,2
04138X0183/F3	P3-86	16/08/2011	86	11	3,0	3,9	0,2	0,52	0,05	2,1	0,3
04138X0183/F3	P3-94	16/08/2011	94	10	2,0	3,8	0,2	0,52	0,05	2,5	0,3
04138X0179/PVH6	P6-I	04/08/2011	intégral	10	3,0	4,3	0,3	0,45	0,05	3,1	0,4
04138X0179/PVH6	P6-47	17/08/2011	47	10	3,0	4,4	0,3	0,47	0,05	2,6	0,3
04138X0179/PVH6	P6-57	17/08/2011	57	11	3,0	4,4	0,3	0,47	0,05	2,5	0,3
04138X0179/PVH6	P6-67	17/08/2011	67	10	2,0	4,3	0,3	0,46	0,05	3,5	0,4
04138X0179/PVH6	P6-77	17/08/2011	77	10	3,0	4,4	0,3	0,46	0,05	3,5	0,4
04137X0158/F7	P7-I	04/08/2011	intégral	85		20,0	4,0	0,47	0,05	3,4	0,4
04137X0158/F7	P7-26	18/08/2011	26	91		20,0	4,0	0,47	0,05	3,3	0,4
04137X0158/F7	P7-28	18/08/2011	28	96		20,0	4,0	0,44	0,05	3,3	0,4
04137X0158/F7	P7-30	18/08/2011	30	85		18,0	4,0	0,44	0,05	3,2	0,4
04137X0158/F7	P7-32	18/08/2011	32	92		21,0	5,0	0,45	0,05	3,3	0,4

Illustration 115 : Teneurs en CFC et SF₆ des eaux de la forêt de la Hardt

Le point P2 ne dispose que d'une seule donnée dans ADES. Ceci permet toutefois de valider que les eaux sont bien oxygénées à ce point et qu'il n'y a pas de dégradation des CFC possible de ce fait. **Les eaux sont relativement jeunes, avec une date moyenne de recharge vers 2009** (4 ans TMR). Il n'y a pas de différence significative d'âge selon la profondeur à ce point.

Les âges obtenus sur le P3 intégral sont de 2008 (ou 4 ans TMR). Les datations à ce point ne sont possibles qu'à l'aide du SF₆ et du tritium. Il n'a pas été possible de dater les eaux captées à la profondeur de 42m. Ainsi une faible contamination - qui ne peut être vue à la datation - est possible sur les autres profondeurs rendant l'utilisation des données délicates. Ainsi il semble que sur ce secteur d'étude les CFC-113 soient les plus fiables pour une estimation des âges. On constate que, dans la marge d'incertitude analytique du CFC-113, il n'y a pas de variation avec la profondeur.

Le point P6 est très profond (85m) mais sans information toutefois sur la position de la crépine. Comme au point P3, les CFC-113 semblent les plus fiables pour une estimation des âges

apparents. Les concentrations en CFC-113 sont relativement stables indiquant des âges proches pour tous les échantillons d'eau. **Les âges apparents estimés sont de 1 ou 2 ans max.**

Le CFC-113 est le seul utilisable au point P7. **Les eaux seraient d'âge actuel** (2010, 1 an TMR) et d'âge identique selon les profondeurs considérées et similaires aux âges des eaux captées au P6.

La datation est impossible au point PZ4 (04137X0179/PZ4) du fait d'un trop faible volume d'eau prélevé.

Ainsi les âges apparents varient peu d'un niveau à l'autre sauf pour le forage P3 et les concentrations en nitrates sont très stables à chacun des points d'eau étudiés (Illustration 116). Les eaux sont légèrement plus anciennes (de 2 à 3 ans) au forage P3.

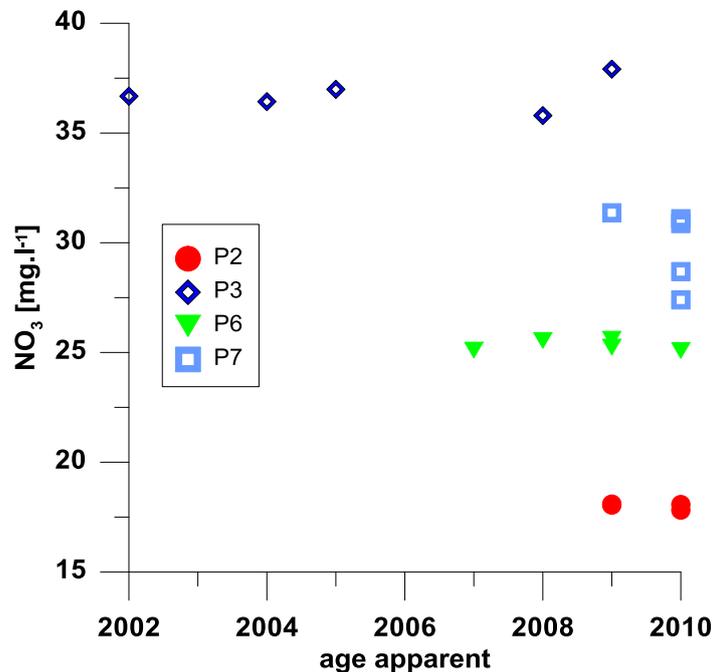


Illustration 116 : Diagramme âge apparent vs NO₃ pour les eaux de la forêt de la Hardt

En accord avec les isotopes stables de la molécule d'eau, les eaux sont légèrement plus anciennes (de 2 à 3 ans) au forage P3 et plus appauvries isotopiquement. Elles montrent également une plus forte variabilité selon les niveaux d'eau captés et les plus fortes concentrations en nitrates. Ces eaux sont les plus riches en nitrates après les eaux au PZ4.

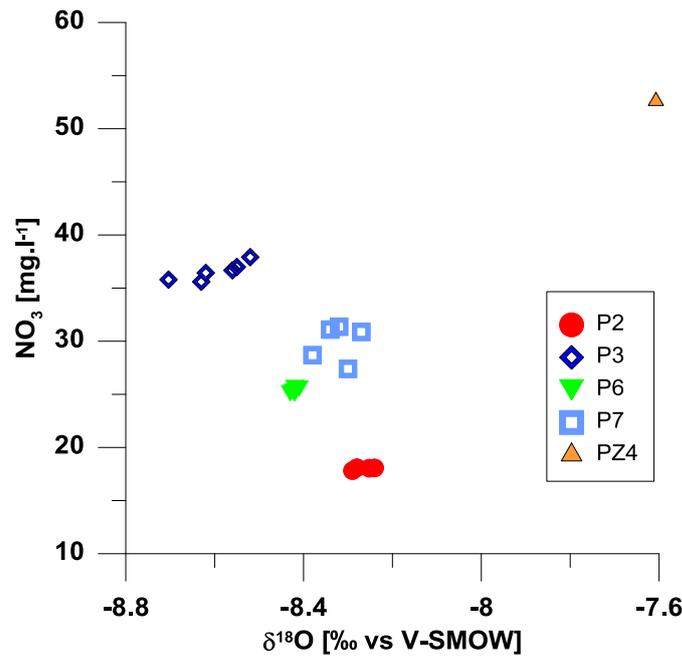


Illustration 117 : Diagrammes $\delta^{18}\text{O}$ vs NO_3

4.4 SIMULATION DES CONCENTRATIONS

4.4.1 Caractéristiques générales

Dans le cadre des simulations, non seulement les quatre puits ayant fait l'objet de prélèvement ont été pris en compte, mais également d'autres ouvrages. Pour comparer et valider des simulations avec des observations de manière représentative pour l'ensemble du secteur de la Hardt, il convient en effet d'élargir le nombre d'ouvrages pour lesquels s'appliqueront les calculs de modélisation. L'ensemble des ouvrages retenus (voir Illustration 118) comprend donc :

- des puits appartenant également aux quatre champs captant ;
- deux piézomètres du réseau de surveillance des captages de la Hardt;
- un puits de captage AEP situé à l'extrême nord du secteur d'étude.

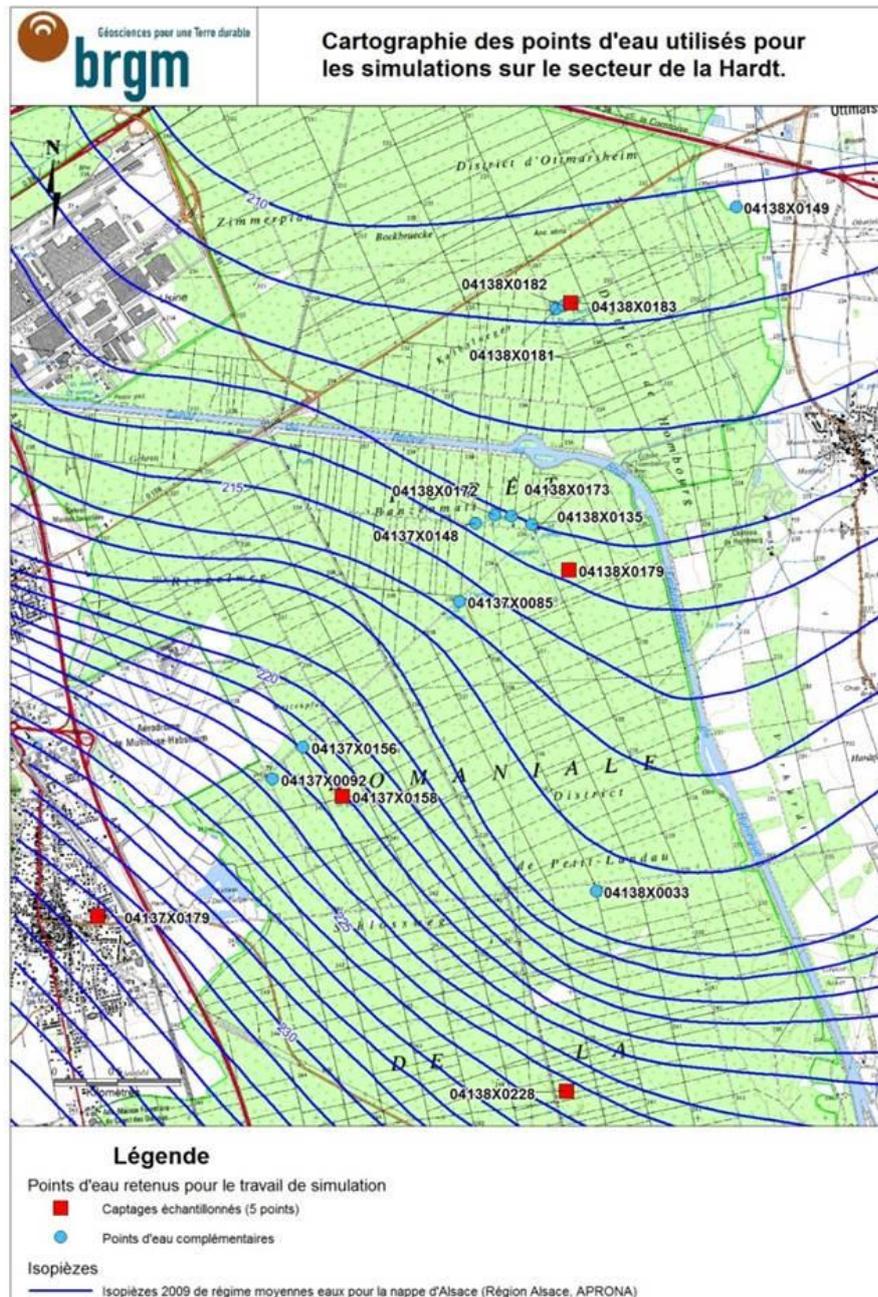


Illustration 118 : Cartographie des ouvrages pris en compte pour les simulations

La modélisation hydrodynamique appliquée aux ouvrages retenus décrit, en termes de pourcentage de contribution, les influences des types de recharge. L'illustration 119 présente une version simplifiée des résultats obtenus qui permet de dégager quelques caractéristiques générales. **Il faut cependant se rappeler qu'il s'agit de résultats issus d'un travail de modélisation et non d'une reproduction exacte de la réalité.**

Réseaux	Ouvrages	Age moyen des eaux souterraines (années)	Contributions			Rivières des collines du Sundgau
			Précipitations directes	Flux de bordure	Rhin & canaux associés	
AEP Ottmarsheim	04138X0149/P3	0-6	49%	5%	47%	0%
SIVU du Bassin Potassique	04138X0181/F1	12-18	74%	9%	11%	2%
	04138X0182/F2	12-18	74%	9%	11%	2%
	04138X0183/F3	6-12	71%	9%	18%	1%
Service des Eaux de Mulhouse	04137X0148/PVH1	12-18	84%	8%	0%	4%
	04138X0172/PVH2	18-24	83%	9%	0%	4%
	04138X0173/PVH3	12-18	83%	9%	0%	3%
	04138X0135/PVH4	18-24	82%	10%	0%	3%
	04137X0085/PVH5	12-18	85%	8%	0%	4%
	04138X0179/PVH6	6-12	84%	13%	0%	1%
Piézomètres du Service des Eaux de Mulhouse	04137X0179/PZ4	0-6	31%	37%	0%	32%
	04138X0033/S27	6-12	78%	18%	0%	0%
Syndicat des Eaux de Habsheim - Rixheim	04137X0092/F5	0-6	60%	18%	0%	12%
	04137X0156/F6	0-6	68%	14%	0%	7%
	04137X0158/F7	6-12	76%	14%	0%	2%
SIVOM du Pays de Sierentz	04138X0228/P2	0-6	74%	23%	0%	0%

Illustration 119 : Hardt : structure d'âge des eaux et contributions

Les précipitations directes, c'est-à-dire celles au droit et à l'amont des ouvrages dans la Plaine d'Alsace, **constituent l'influence prépondérante pour presque tous les points**. Le piézomètre 04137X0179/PZ4 est l'exception : situé dans l'agglomération de Habsheim en bordure des collines du Sundgau, il est à proximité d'un cours d'eau, le Muehlbach, s'infiltrant dans les alluvions rhénanes. Il subit donc trois influences pour la recharge de ses eaux : les précipitations en amont direct, les eaux d'infiltration de la rivière et les apports des nappes souterraines des collines du Sundgau.

L'influence du Rhin et des canaux associés se manifeste selon le modèle uniquement pour les captages situés le plus au Nord, c'est-à-dire ceux du SIVU du Bassin Potassique ainsi que celui d'Ottmarsheim. L'âge estimé des eaux est variable selon la position hydrogéologique des réseaux. Globalement, les eaux captées par les réseaux situés les plus en aval – le Service des Eaux de Mulhouse et le SIVU du Bassin Potassique – ont des âges entre 6 et 24 ans. Ceux du Syndicat des eaux de Habsheim – Rixheim et du SIVOM du Bassin Potassique sont estimés plus jeune : de 0 à 12 ans. Les piézomètres plutôt situés en bordure de Plaine ont également des eaux d'un âge récent. L'âge très récent que donne le modèle au captage d'Ottmarsheim situé le plus au Nord le détache hydrogéologiquement de la continuité amont – aval qui lie les réseaux de la Forêt de la Hardt.

4.4.2 Simulations des nitrates

Pour simuler les concentrations en nitrates, un calcul des composants de la recharge sur 60 ans pour chaque captage a été utilisé. Le calcul initial provient du projet MONIT. Dans ce projet des tranches de 10 ans ont été utilisées (Illustration 120). Pour passer de la matrice ayant des tranches d'intervalles de 10 ans à celles de 6 ans de la structure d'âge des eaux, une interpolation linéaire des valeurs est réalisée pour chaque année, puis, une moyenne sur les tranches de 6 ans est calculée. Les détails de la méthodologie sont présentés dans le paragraphe 2.2.4, (p. 66).

La concentration en nitrates aux points sélectionnés est ensuite calculée en multipliant les valeurs de ces matrices par leur proportion dans la structure d'âge des eaux. La somme des valeurs de concentration de la recharge par la pluie, de l'infiltration des cours d'eau et des flux

de bordure sont obtenues pour un point sélectionné ; ce qui permet de parvenir à une approximation de la concentration en nitrates en ce point (Illustration 121). Les résultats de la simulation sont ensuite exprimés en chroniques des concentrations en nitrates pour chaque captage étudié. Ces chroniques issues de la simulation sont comparées alors dans un même graphique avec les valeurs observées pour chaque point d'eau particulier.

Secteurs	Moyenne des concentrations du secteur (Recharge directe, mg/L NO ₃)				Moyenne des concentrations du secteur (flux de bordure, mg/L NO ₃)			
	1970	1980	1990	2000	1970	1980	1990	2000
Hardt	15	50	25	14	25	100	84	59

Illustration 120 : Tableau des concentrations moyennes en nitrates dans les eaux d'infiltration estimés à partir des résultats du projet MoNit.

	2008-2003	2002 - 1997	1996-1991	1990-1985	1984-1979	1978-1973	1972-1967	
	0-6	6-12	12-18	18-24	24-30	30-36	36-42	>42
Recharge directe								
Hardt	14	15	21	32	46	34	17	15
Flux de bordure								
Hardt	59	61	75	88	96	66	29	25

Illustration 121 : Exemple de matrice de concentrations en nitrates dans les eaux d'infiltration recalculées par tranche de 6 ans

La comparaison entre les données calculées et les données observées est effectuée au prix d'une approximation : la simulation se base sur des tendances d'évolution de l'occupation des sols à l'échelle de décennies (voir Illustration 33) et produit donc des résultats à cette échelle. Les données ont été regroupées par tranches de 6 ans en s'inspirant des échéances imposées par la Directive Cadre sur l'Eau (2015, 2021). Ces résultats ne peuvent donc prétendre reproduire les variations saisonnières ni même pluriannuelles.

D'un autre côté, les données observées reproduisent des variations saisonnières ou pluriannuelles selon les fréquences de mesures.

D'une manière générale, une première comparaison entre les données calculées et la moyenne des données observées pour la même tranche d'âge montre des valeurs simulées plus élevées que les observations. L'illustration 122 montre un exemple de ce décalage qui s'observe pour toutes les comparaisons entre données simulées et observées.

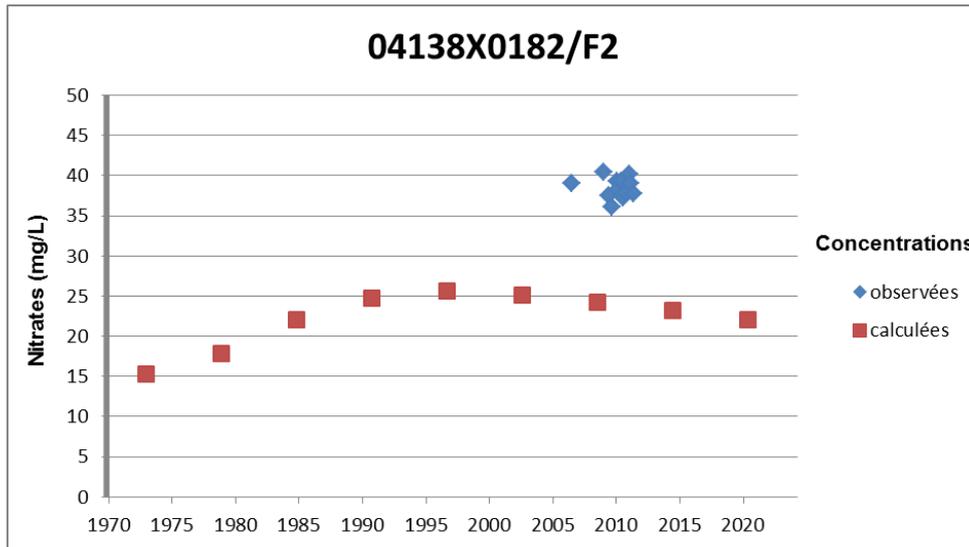


Illustration 122 : Comparaison entre simulation et observation pour un captage du SIVU du Bassin Potassique.

A partir de cette constatation quasi-systématique pour les ouvrages pris en compte dans la modélisation, un premier calage de la simulation a été réalisé : il a été estimé que le lessivage dans les sols de la plaine d'Alsace pour les sites considérés était plus important que ce que le modèle STOFFBILANZ prédit. Cette hypothèse est soutenue par le fait que des sols tels que ceux de la Hardt Rouge sont peu épais et grossiers et occasionnent un lessivage très important. Un facteur correctif a donc été appliqué pour les sols dans la plaine afin de caler au plus près aux observations (Illustration 123).

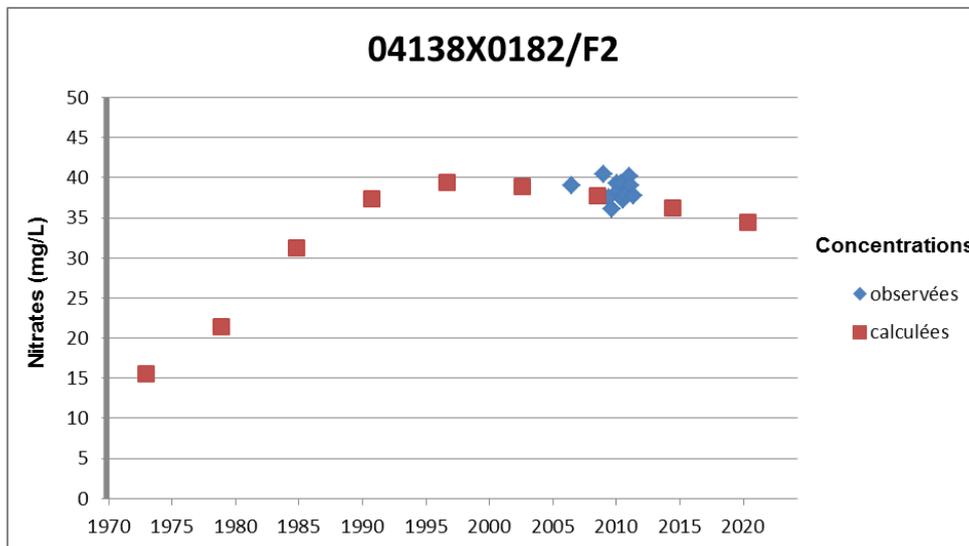


Illustration 123 : Comparaison entre simulation et observation pour un captage du SIVU du Bassin Potassique après calage des paramètres de simulation.

Cependant il s'agit d'un ajustement moyen. Il serait possible d'appliquer à chaque captage un ajustement particulier qui ne pourrait toutefois plus donner lieu à une justification physique spécifique.

a) Captage AEP d'Ottmarsheim

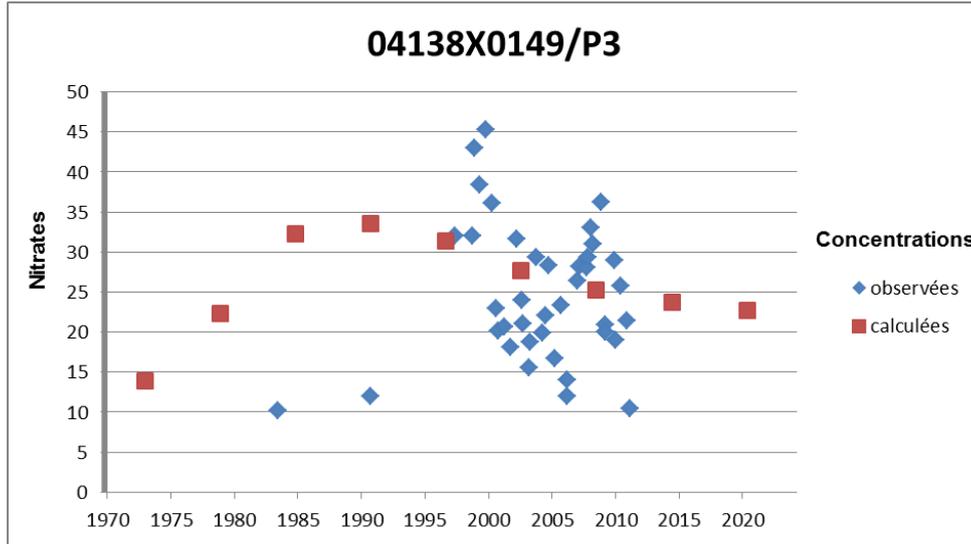


Illustration 124 : Comparaison entre simulation et observation pour le captage AEP d'Ottmarsheim après calage des paramètres de simulation.

Ce captage (Illustration 124) situé au nord du réseau du SIVU du Bassin Potassique dispose d'une chronique d'analyse dense pour la période 1995 - 2010. La comparaison montre une dispersion des valeurs observées autour des points de concentrations calculées. Cependant il est probable que les eaux souterraines qu'il capte ne proviennent pas de la même zone d'alimentation que pour les ouvrages du réseau du SIVU du Bassin potassique situés à environ 2 km au sud-est en amont hydrologique.

b) SIVU du Bassin Potassique

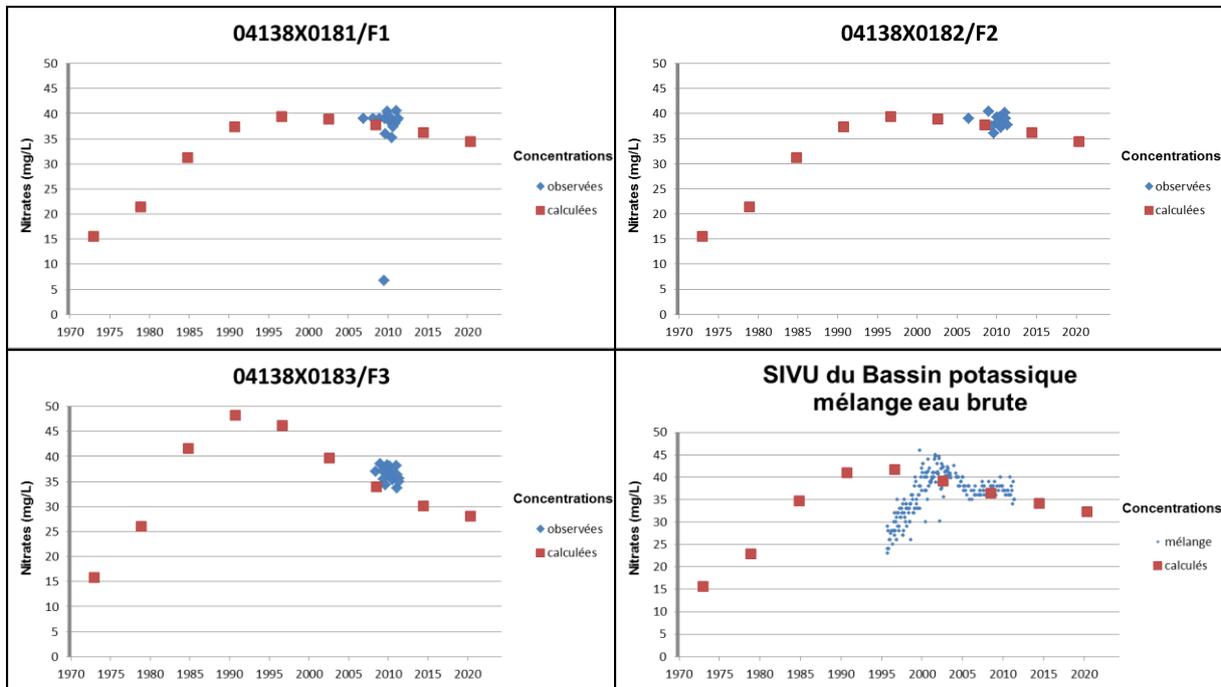


Illustration 125 : Comparaison entre simulation et observation pour les captages du SIVU du Bassin Potassique.

La comparaison des valeurs simulées sur une tranche de 6 ans avec la moyenne des valeurs observées sur la même période (Illustration 125) montre une bonne corrélation pour les captages 04138X0181/F1 et 04138X0182/F2 et assez bonne pour 4138X0183/F3. La dernière chronique en bas à droite utilise les données disponibles mesurées dans le mélange des eaux brutes des trois captages. Les données calculées ont été estimées à partir d'un postulat : les capacités de pompage pour chaque captage étant les mêmes (débit maximal pour chaque captage = 370 m³/h, TREDI 2001) la contribution particulière de chaque pompage est estimée similaire. On peut sur la base de cette approximation obtenir une chronique de concentrations calculées pour un mélange. Le résultat donne une assez bonne adéquation avec la série observée avec cependant un décalage dans la partie ascendante du pic de concentration.

c) Syndicat des eaux de la Ville de Mulhouse

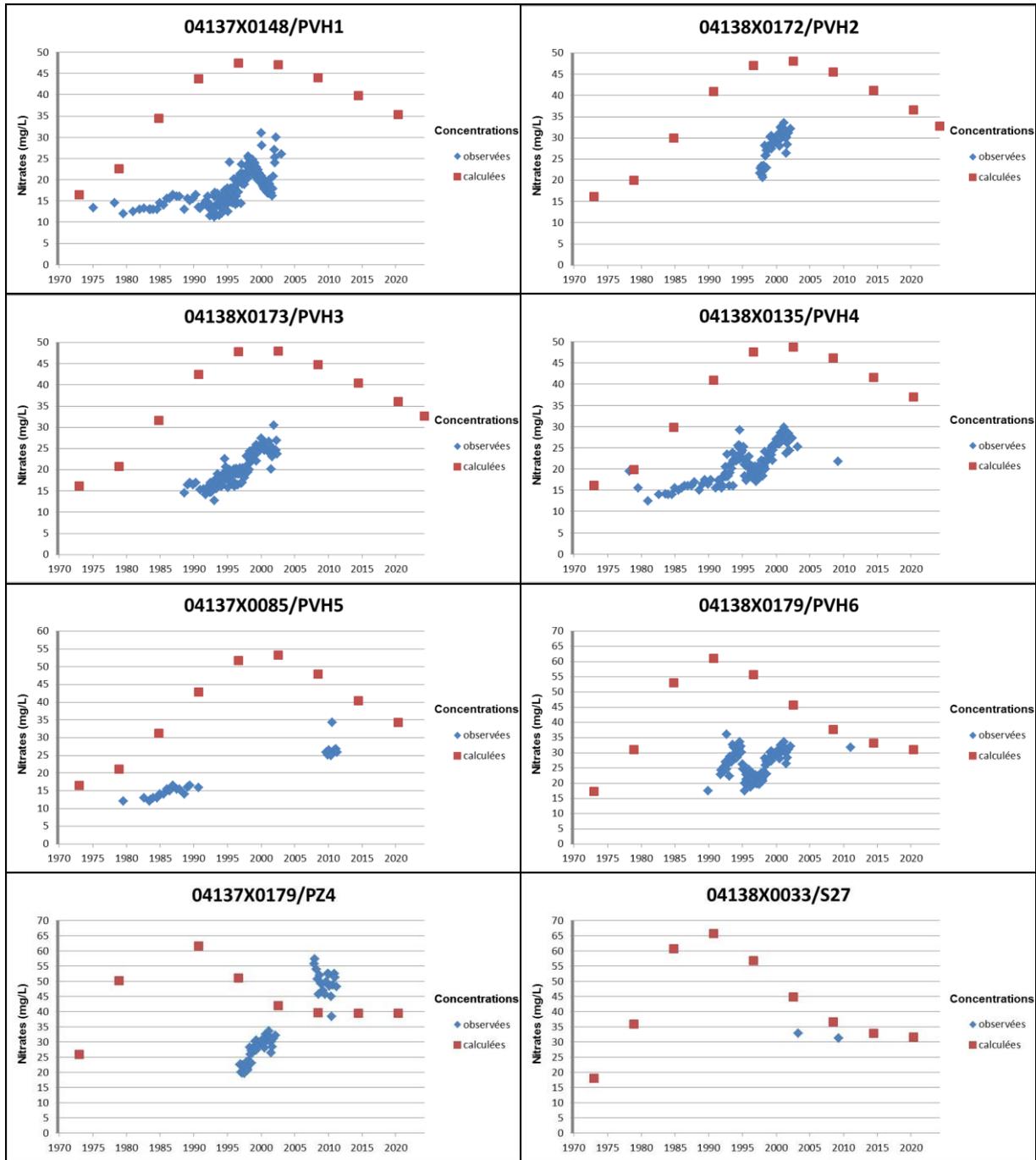


Illustration 126 : Comparaison entre simulation et observation pour les ouvrages du SDE de la ville de Mulhouse.

La comparaison entre les valeurs simulées et les moyennes des valeurs observées ne montrent que peu de ressemblance. Si le captage 04137X0085/PVH5 présente des valeurs comparables entre simulées et mesurées, l'absence de longues chroniques ne permet pas d'en déduire une tendance particulière (Illustration 126).

Les courbes entre les valeurs simulées et observées pour le piézomètre 04137X0179/PZ4 et le captage 04137X0148/PVH1 semblent être décalées temporellement (Illustration 126). Cependant une tentative de calage des valeurs simulées impliquerait de postuler que les eaux captées soit d'au moins d'une vingtaine d'années d'âge, ce qui est improbable au vu des résultats des analyses réalisées dans le cadre du projet (voir 4.3.5. Les indicateurs d'âge).

d) SDE de Habsheim-Rixheim

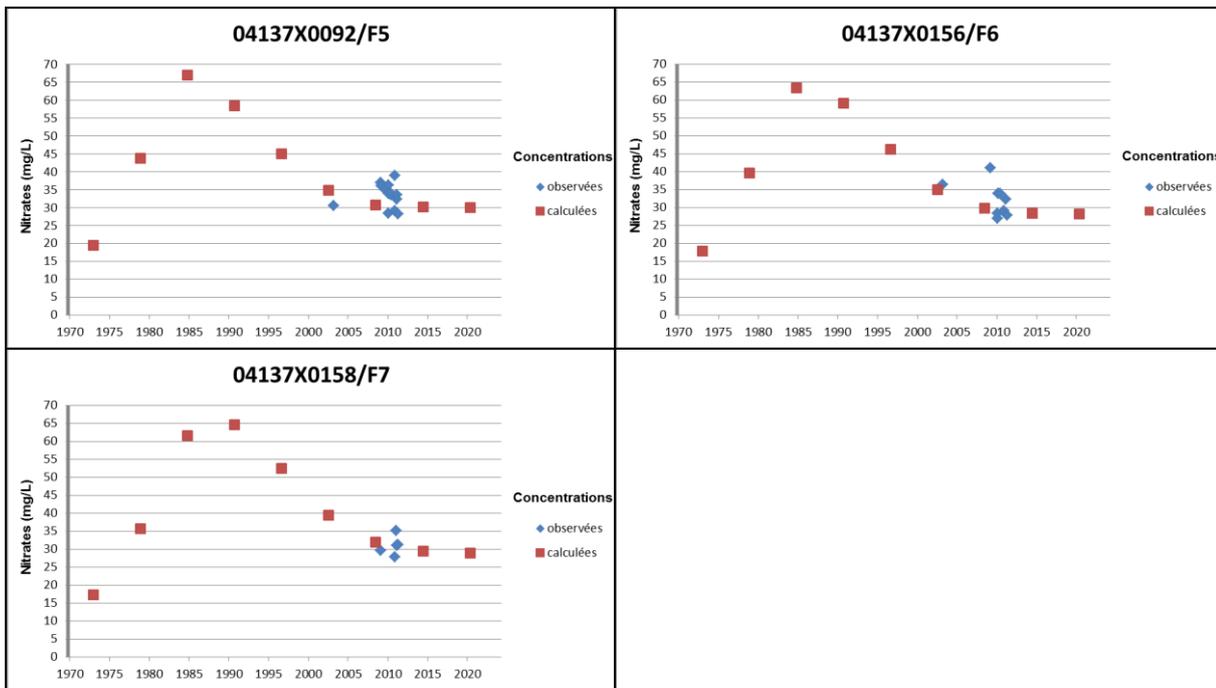


Illustration 127 : Comparaison entre simulation et observation pour les captages du SIAEP de Habsheim - Rixheim.

Les valeurs simulées et observées s'accordent assez bien (Illustration 127). Malheureusement, l'absence de longue chronique ne permet pas de conforter le principe d'une tendance à la baisse suivant une modification des pratiques agricoles

e) SIVOM de Sierentz

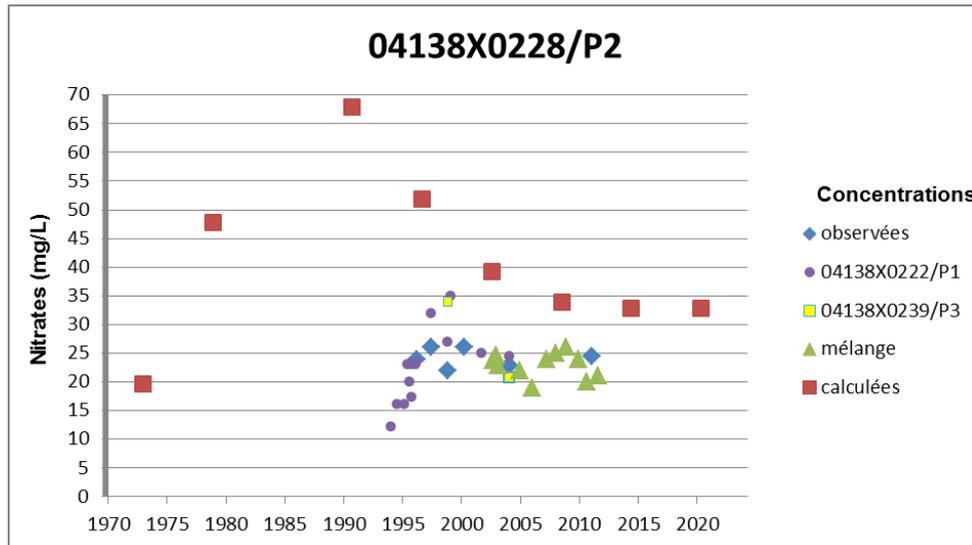


Illustration 128 : Comparaison entre simulation et observation pour le captage du SIVOM de Sierentz.

Afin de compléter les quelques valeurs concernant le captage 04138X228/P2, les analyses réalisées concernant les deux autres captages ont été rajoutées. Les trois captages sont alignés avec un intervalle de 70 mètres environ. Ils captent un aquifère homogène à cet endroit. Les massifs filtrant de chacun d'eux captent approximativement la même tranche d'aquifère (de 25 à 43 mètres de profondeur). Enfin ils disposent d'une même capacité de débit d'exploitation (150 m³/h). Sur cette base, on peut estimer que les captages 04138X0222/P1 et 04138X0239/P3 suivent une modélisation hydrodynamique similaire. On peut alors les rajouter dans cette chronique. Enfin, les résultats des analyses du mélange eau brute des trois captages a été également rajoutés. Sur la base d'une approximation supplémentaire : ce mélange suit la même modélisation hydrodynamique que les trois captages qui suivent une description hydrodynamique estimée similaire et participent de manière égale à la composition du mélange.

La chronique d'ensemble (Illustration 128) semble cohérente avec ces hypothèses. Sans être exactement comparables avec les données calculées, les courbes d'évolution sont similaires avec cependant un pic plus tardif et plus atténué pour les valeurs observées.

4.4.3 Simulation des transferts de phytosanitaires

a) Calage du module transfert de l'eau du modèle

La première sortie étudiée est le flux d'eau sortant du profil. Ce flux se calcule en mm. Il représente, la différence entre la pluie et l'évapotranspiration. Le tableau, ci-dessous, indique le flux moyen d'eau sortant du profil sur la période 1960-2015 (Illustration 129) pour l'ensemble des parcelles étudiées. Les valeurs s'échelonnent de 294 mm à 352 mm.

Ces valeurs sont un peu plus élevées que celles habituellement observées en l'Alsace. Une étude réalisée en 2007/2008 en Alsace sur divers types de sol avait estimé le "drainage" sous une vingtaine de parcelles, ayant des sols de profondeurs et de textures différentes, l'étude a menée à des valeurs comprises entre 0 et 250 mm (ARAA, 2009a). Cette différence s'explique notamment par le fait que la parcelle simulée est souvent considérée comme cultivée en maïs. Cette culture laisse le sol nu en hiver, les mois où les pluies efficaces sont les plus importantes dans la plaine d'Alsace (Braneyre et al., 1988).

Il est à noter que les sols peu épais, donc à la réserve utile la plus faible, sont ceux qui engendrent la pluie efficace la plus importante. Inversement, les sols profonds engendrent des pluies efficaces moins importantes. Presque 60 mm de flux d'eau sortant du profil séparent les sols les moins épais des sols les plus épais.

Sol	Flux d'eau
Hardt Sol C1	352
Hardt Sol C2	294
Hardt Sol C4	326

Illustration 129 : Flux d'eau moyen sous racinaire simulé pour les sols étudiés pour la période 1960-2015

Une simulation a été réalisée pour chaque sol en considérant l'application à la surface du sol d'un traceur non réactif en avril 2012. Cette simulation est purement théorique puisque qu'aucun traceur n'a réellement été appliqué. Elle permet néanmoins de réaliser des comparaisons avec les mesures de deutérium dans les sols (2.2.5, p.68)

Les premiers résultats n'ont pas donné de résultat satisfaisant. Pour obtenir de meilleurs résultats, une phase de calibration a été nécessaire. Les nouveaux résultats ont été obtenus grâce à des modifications de la conductivité hydraulique à saturation des micropores et de la conductivité hydraulique à saturation des macropores. Celles-ci ont été baissées de 15% à 50% car de manière générale la première simulation avait tendance à surestimer la vitesse de transfert. La plus importante des modifications a été la baisse de 50% de la conductivité hydraulique à saturation des macropores pour le sol C1 de la Hardt. Aucun autre paramètre n'a été modifié, ce qui indique que la méthode de paramétrage initiale reste efficace.

Les résultats des simulations (Illustration 130) présentent la concentration en traceur six mois après l'application le 20 avril 2011. Les résultats des concentrations en fonction des sols montrent des résultats assez similaires. En octobre 2011, le traceur a avancé d'environ 50-60 cm vers le bas du profil. L'avancement le moins important est pour le sol de Hardt C1 (35 cm), l'avancement le plus important est pour le sol Hardt C4 (55 cm). 20 cm séparent donc l'avancée la plus importante de l'avancée la moins importante. Dans chacune des simulations, le maximum de concentration du traceur appliqué en avril 2011 (printemps 2011) est situé entre les pluies de l'été/automne 2011 et les pluies de l'hiver 2011/2010. Cela indique que les simulations sont correctes du point de vue du transfert d'eau.

Les différences entre les sols s'expliquent notamment par des différences de granulométrie et de densité qui influent sur des paramètres du modèle comme la conductivité hydraulique maximale. La conductivité hydraulique exprime, dans un certain sens, la vitesse de déplacement de l'eau à travers le sol. De par sa constitution, chaque horizon de sol a une conductivité hydraulique maximale différente.

Les vitesses de déplacement restent, malgré tout, assez similaires. Cela s'explique par le fait que les sols étudiés sont tous assez homogènes (de argileux à limoneux) avec des taux de matière organique allant de 1,8% à 2,5% pour l'horizon de surface. Cette relative homogénéité s'explique notamment par le fait que seuls des sols agricoles ont été étudiés et que l'ensemble de ces sols provient de la même région. Les résultats simulés concernant les transferts d'eau étant cohérents avec les mesures, les résultats sur les concentrations en produits phytosanitaires ont pu être réalisés.

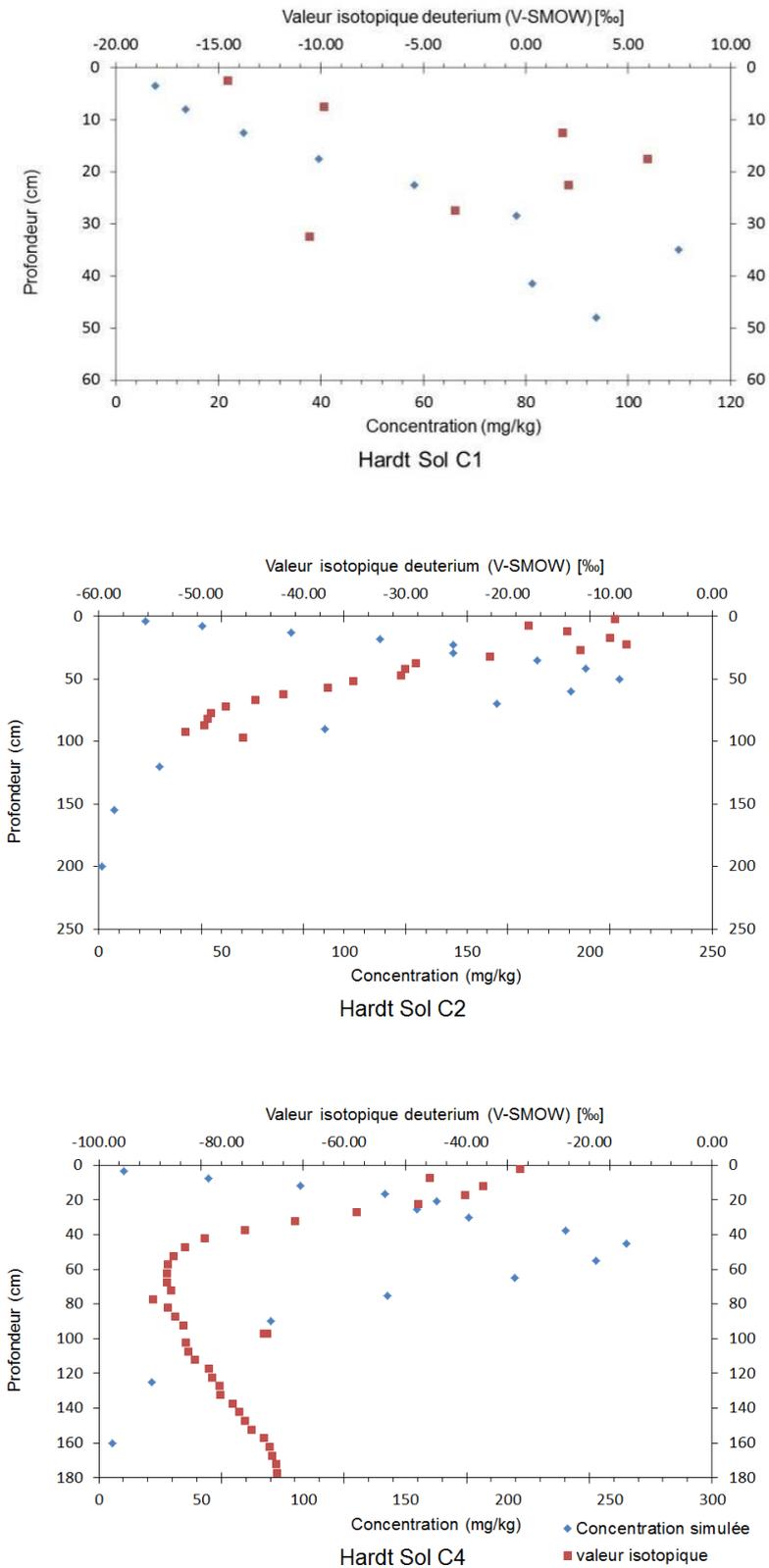


Illustration 130: Comparaison entre la concentration simulée en traceur et la valeur isotopique en deuterium mesurée pour les sols de Hardt

b) Transfert des Produits phytosanitaires

• Concentration en atrazine

Des expérimentations ont été réalisées pour mesurer la concentration de plusieurs produits phytosanitaires courants sur les parcelles étudiées. Il s'agit de produits de traitement, actuels ou interdits, qui ont des usages sur les cultures les plus courantes de la zone, c'est-à-dire les céréales à paille et le maïs. Les concentrations ont été mesurées entre 20 cm et 60 cm. Seules deux molécules ont été détectées dans le sol sur l'ensemble des molécules testées. Il s'agit de l'atrazine et de son produit de dégradation, la déséthylatrazine.

Les concentrations d'atrazine vont au maximum jusqu'à 0,003 mg/kg de sol. Les valeurs mesurées montrent des concentrations maximales, aux alentours de 25-30 cm de profondeur. Les valeurs de concentrations mesurées diminuent avec la profondeur et les concentrations mesurées sont souvent inférieures à la limite de quantification après 50-60 cm de profondeur. Il n'est pas tout à fait surprenant de mesurer des concentrations en atrazine dans le sol. Des études précédentes basées sur des concepts similaires d'analyses de concentrations dans les sols avaient déjà mis en évidence la présence de concentration d'atrazine et de son métabolite dans les sols (Adams et al., 1991).

Il est assez difficile d'expliquer pourquoi seul l'atrazine est mesurable dans le sol. Les processus qui régissent les liaisons des produits phytosanitaires sur des temps longs restent assez flous. Sur les temps courts, les phénomènes de sorption sont assez bien compris sur les principes généraux. Sur les temps plus longs, il est admis que les liaisons plus fortes, qui peuvent se créer entre les composants des sols et les produits phytosanitaires, influent sur la masse disponible pour le transport. Il est fait généralement référence à des "résidus liés" pour parler de ces produits phytosanitaires présents dans le sol (Barriuso et al., 2008). De plus, les dynamiques de désorption, souvent différentes des dynamiques d'absorption ont une influence puisque, plus le temps d'étude est long plus ces deux phénomènes s'alternent. Des phénomènes d'hystérésis entre adsorption et sorption ont été montrés pour de nombreuses molécules. Cela complique d'autant la compréhension de la sorption d'un composé sur un temps long.

Les premiers résultats des simulations indiquaient une absence d'atrazine dans le sol. De plus, les concentrations sous racinaires en atrazine simulées ont été jugées trop importantes. Un calage a donc été réalisé pour que les données simulées correspondent le mieux possible aux données mesurées. Puisque dans la première partie de l'analyse des résultats, il a été jugé que le transfert d'eau était acceptable, seuls des paramètres influençant directement les produits phytosanitaires ont été modifiés. Le calage a constitué au lancement successif du modèle en modifiant le temps de demi-vie et la capacité de sorption de la molécule par itération jusqu'à atteindre une solution satisfaisante. Plusieurs valeurs de calage ont été étudiées. D'abord les concentrations d'atrazine et de déséthylatrazine dans le sol ont été vérifiées. Ensuite, les concentrations d'atrazine et de déséthylatrazine dans la nappe, relevées aux captages ont été suivies. Enfin, le ratio atrazine/déséthylatrazine a été mesuré. Pour sélectionner le bon couple temps de demi-vie / capacité de sorption, l'ensemble de valeurs de ces variables devait être satisfaisant.

Le temps de demi-vie de l'atrazine a été augmenté pour atteindre 100 jours, c'est-à-dire que pour ces simulations, il faut plus de jours que ce qui est décrit dans les bases de données (PPDB, 2010) pour que l'atrazine soit dégradée. La valeur communément admise est de 75 jours. Cette augmentation n'a été appliquée que dans le premier horizon, celui où l'activité

biologique est, paradoxalement, la plus importante. Ceci a été nécessaire car c'est dans cet horizon que la majorité de l'atrazine du sol est détectée. Le temps de demi-vie a été diminué dans les autres horizons pour compenser. Il atteint 50 jours dans tous les horizons en dessous du premier. La plus importante des modifications réside dans une forte augmentation de la capacité de sorption de l'atrazine. Pour ces simulations, la capacité de sorption de l'atrazine a été multipliée par plus de 2. Son K_{foc} est passé de 174 mL/g comme décrit dans les bases de données (PPDB, 2010) à 400 mL/g. Néanmoins, pour bien représenter la distribution de l'atrazine dans le sol, cette forte augmentation n'a été nécessaire que sur le premier horizon, celui où la matière organique est la plus importante et les racines les plus nombreuses. La capacité de sorption a été diminuée dans les horizons inférieurs pour atteindre 100 mL/g.

Bien que les modifications du temps de demi-vie et de la capacité de sorption soient importantes, les deux paramètres restent dans la gamme de valeurs décrites dans les bases de données (PPDB, 2010). Dans des cas particuliers, des valeurs plus extrêmes ont été rapportées puisque des valeurs de capacités de sorptions presque cinq fois supérieures à la valeur communément décrite ont été relevées (Vryzas et al., 2007). Une variation de la capacité de sorption et du temps de demi-vie lors de calage est une méthode courante car les valeurs données dans les bases de données ne sont que des valeurs moyennes qui ne peuvent pas recouvrir la totalité des situations. Dans le cas du K_d et de la DT_{50} , l'utilisateur a le choix entre plusieurs bases de données et plusieurs fonctions pour adapter ces valeurs à la température et à l'humidité. Au final, les différences de K_d et de DT_{50} peuvent aller du simple au double selon les hypothèses retenues (Boesten, 2000).

Dans le cadre des simulations de l'atrazine, en utilisant un K_{foc} de 400 mL/g et une demi-vie de 100 jours pour le premier horizon ainsi qu'un K_{foc} de 100 mL/g et une demi-vie de 50 jours pour les horizons suivants dans le modèle MACRO, les distributions de concentrations suivantes (Illustration 131) sont obtenues dans les sols. Les simulations ont été réalisées pour correspondre avec une date théorique de prélèvements (12 mars 2012). Les simulations présentent des concentrations dans la phase solide de la matrice (micropore). Les résultats des simulations s'accordent avec les valeurs de concentrations d'atrazine mesurées. La différence entre l'horizon où la matière organique est fortement présente et les autres horizons est nette. La concentration en atrazine est supérieure dans le premier horizon.

Dans le cas des simulations, il n'y a jamais de zone où la concentration est inférieure à la limite de quantification puisque le modèle est toujours capable de calculer une concentration ; cela permet d'expliquer pourquoi il y a toujours des concentrations simulées. Selon le modèle les concentrations en atrazine ne deviennent pas nulles avec la profondeur. Il peut arriver dans certains cas que les concentrations dépassent à nouveau le 0,001 mg/kg à plus d'un mètre de profondeur. Ceci est dû au fait que la concentration d'atrazine venant de la surface s'accumule ensuite en profondeur avant de quitter le profil de simulation.

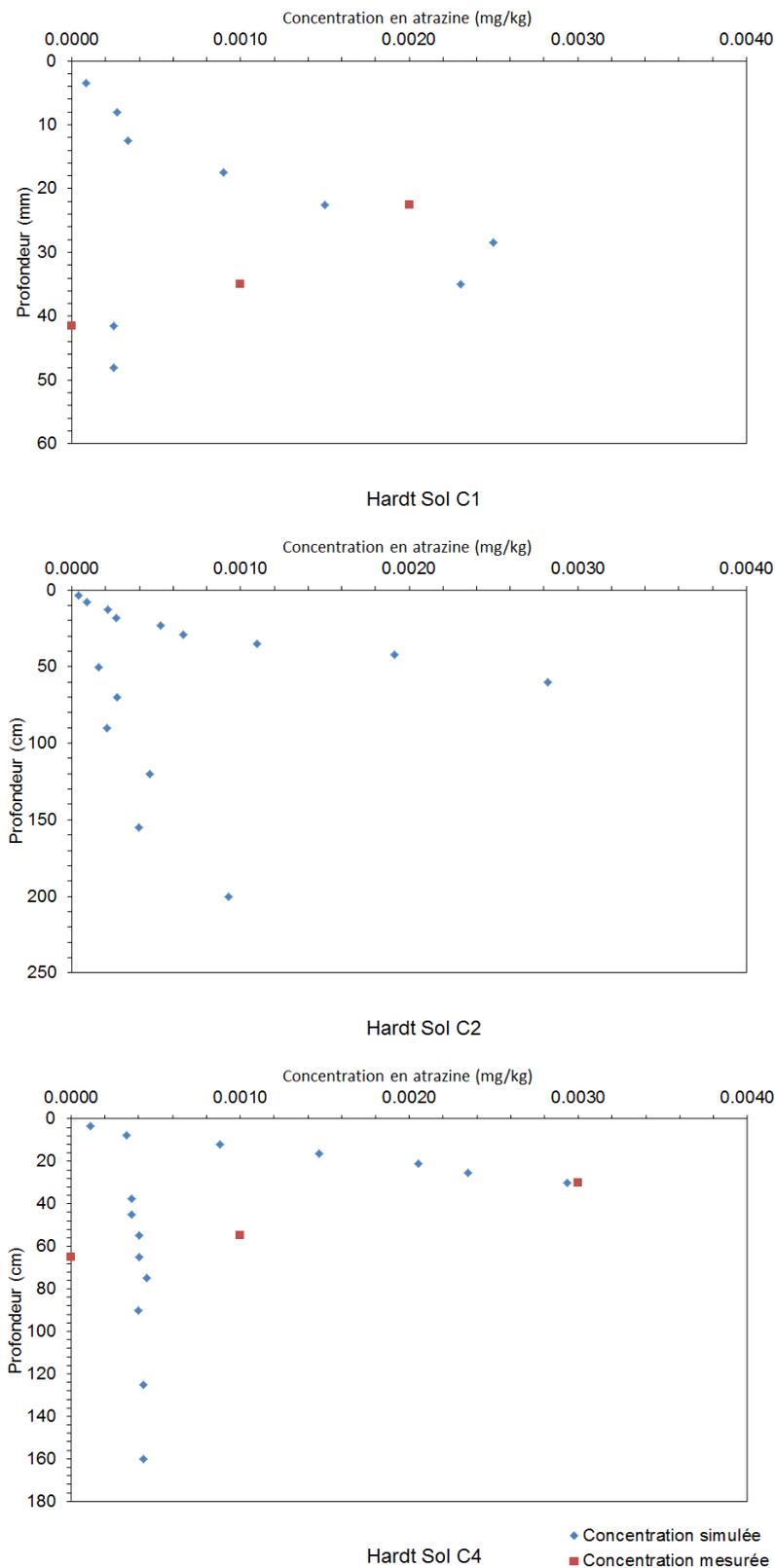


Illustration 131 : Comparaison entre les concentrations en atrazine simulée et mesurée dans les sols de Hardt

Une simulation a été réalisée en injectant un traceur et de l'atrazine en janvier 2011 dans le sol de la Hardt C2. Les résultats des simulations ci-dessous montrent les concentrations dans le sol en mars 2012 (date des carottages sur le terrain). La comparaison entre les flux simulés du traceur et les flux simulés de l'atrazine montre les différences dues à la singularité de comportement des molécules organiques dans les sols (Illustration 132). Ainsi, en un an, le traceur a parcouru entre un quart et la moitié du profil alors que l'atrazine est encore au tout début de profil. De même, six ans après la dernière application d'atrazine, des concentrations non négligeables ont été mesurées dans les sols alors que dans les mêmes conditions pour le traceur théorique, aucune concentration détectable n'est simulée si longtemps après l'application.

Cela implique que des masses de produits phytosanitaires peuvent exister dans les sols, elles restent disponibles aux transferts mêmes si aucune application de produits n'est réalisée. Néanmoins, les masses mises en jeu lors de ces transferts sont, a priori, minimales. Ces masses peuvent aussi servir pour générer des produits de dégradation, dans le cas de l'atrazine, il s'agit de déséthylatrazine.

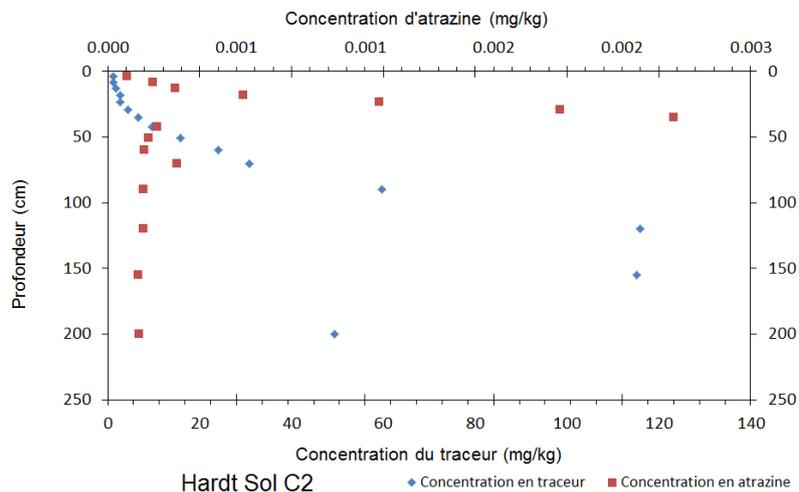


Illustration 132 : Comparaison entre la concentration en traceur simulée et la concentration en atrazine simulée

Les concentrations journalières simulées en atrazine montrent des différences importantes entre les sols. Les concentrations de pesticides sont plus importantes sur les sols de Hardt rouges (Sol Hardt C1) et sont plus réduites dans les sols du plateau (Sol Hardt C3). Ces différences s'expliquent par les variations de profondeur et de granulométrie des sols. Les concentrations du sol Hardt C2 sont parfois supérieures à celles du sol Hardt C1. Il s'agit de concentrations dues à des écoulements préférentiels.

Les variations de doses d'homologation pour l'atrazine sont détectables à l'échelle étudiée (environ un mètre sous une parcelle agricole, Illustration 133). Les flux d'eau annuels sont d'importants facteurs explicatifs des transferts de molécules phytosanitaires par le modèle MACRO.

L'absence de comparaison des résultats de simulations avec des chroniques quotidiennes (pas de temps interne de MACRO) mesurées ne permet pas de valider complètement les résultats du modèle MACRO. Néanmoins, les ordres de grandeur semblent être respectés ; ce qui permet une utilisation dans le modèle hydrologique qui tamponne les valeurs extrêmes. Des

comparaisons avec des études locales (ARAA, 2009b) montrent que les résultats des simulations sont cohérents avec les valeurs mesurées (concentrations mesurées pour 5 dates de 2006/2007 entre "non détectable" et 4×10^{-3} mg/l, concentrations simulées entre 1×10^{-4} et 2×10^{-3} mg/l).

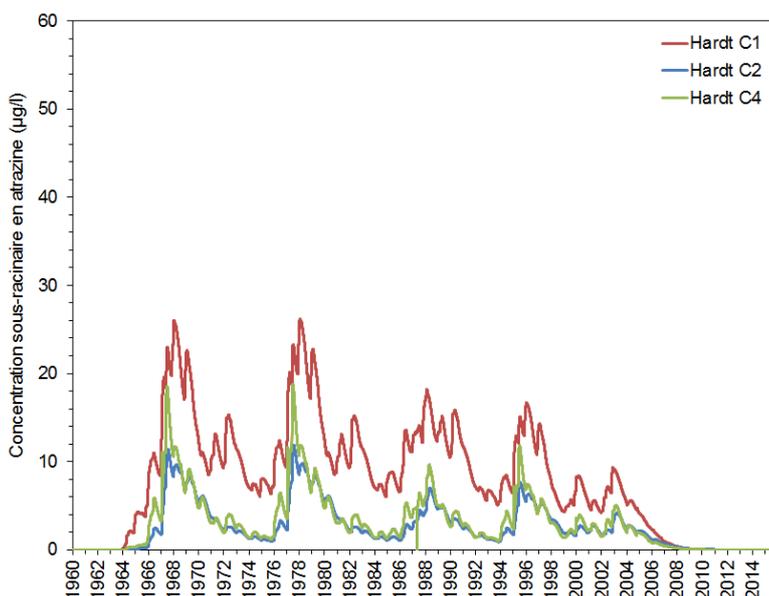


Illustration 133 : Evolution des concentrations quotidienne d'atrazine dans les sols étudiés sur la période 1960-2015

Il faut bien noter que si les concentrations sont similaires en termes de flux, le sol de la Hardt C1 est plus contributif que les autres. En effet, la moyenne annuelle sur la période d'étude est d'environ 30000 mg/ha/an pour le sol Hardt C1 et seulement 8500 g/ha/an pour les sols Hardt C2. Pour les autres sols, les flux varient entre 10000 g/ha/an et 20000 g/ha/an pour les autres sols. Les concentrations sont importantes mais pas forcément les flux du fait des écoulements préférentiels. Ces valeurs simulées s'accordent avec des valeurs mesurées sur des parcelles expérimentales instrumentées ayant suivi des applications d'atrazine dans contexte de limon drainé un peu différent (rotation maïs-blé). A la Jaillièrre, plusieurs années après l'interdiction de la substance, des flux entre 7 et 4000 mg/ha/an ont été mesurés (Real et al., 2005).

Les simulations montrent une réduction relativement lente des concentrations en l'atrazine. En effet, du point de vue sol (zone racinaire), les concentrations en sorties sous-racinaires sont toutes inférieures à 0,1 µg/l que six ans après son interdiction en 2003. Bien que les sorties sous racinaires montre une réduction acceptable de la concentration, il reste deux compartiment où l'atrazine reste présente. D'abord, une masse d'atrazine existe dans les sols, ce qui implique qu'une masse d'atrazine va continuer à entrer dans la nappe bien qu'aucune nouvelle application n'est lieu. Ensuite, la masse d'atrazine déjà présente dans la nappe va y rester encore un certain temps, puisque, de manière générale, la dégradation dans la nappe est supposée comme quasiment nulle.

- **Concentration en déséthylatrazine**

La déséthylatrazine fait partie des molécules dont la concentration a été mesurée. Il s'agit du produit de dégradation de l'atrazine. Les concentrations de déséthylatrazine vont au maximum jusqu'à 0.002 mg/kg de sol. Comme pour l'atrazine, les valeurs mesurées montrent des concentrations maximales, aux alentours de 25-30 cm de profondeur. Les valeurs de concentrations mesurées diminuent avec la profondeur et les concentrations mesurées sont

souvent inférieures à la limite de quantification après 50-60 cm de profondeur. Contrairement à l'atrazine, les horizons supérieurs ne sont pas toujours les plus concentrés, il arrive souvent que les concentrations soient identiques tous le long du profil. Cela peut s'expliquer par le fait que la déséthylatrazine n'est pas appliquée par la surface mais générée par la dégradation de l'atrazine.

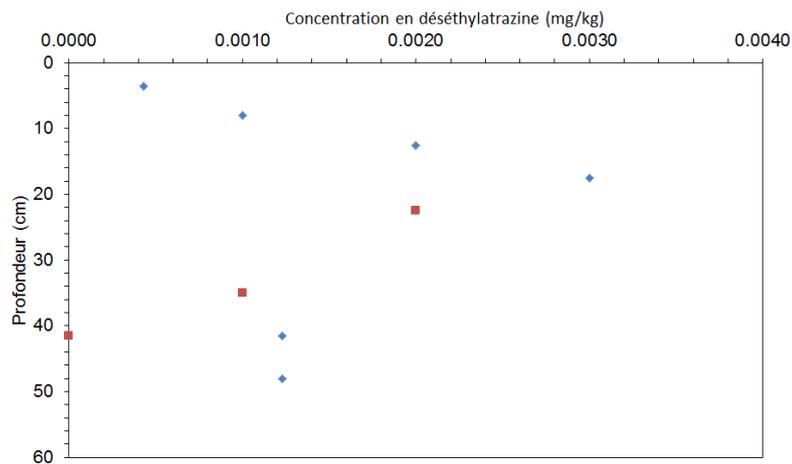
En ce qui concerne les simulations de la déséthylatrazine, des modifications de temps de demi-vie et de capacité de sorption ont aussi dû être réalisées. Puisque des modifications importantes avaient été réalisées pour l'atrazine, des modifications devaient être réalisées sur la déséthylatrazine afin de conserver le ratio atrazine/déséthylatrazine. Les paramètres de dégradation et de sorption ont subi des modifications similaires à ceux de l'atrazine.

Le temps de demi-vie de la déséthylatrazine a été augmenté pour atteindre 100 jours dans le premier horizon. Tout comme pour l'atrazine, il faut plus de jours que décrit dans les bases de données (PPDB, 2010) pour que la déséthylatrazine soit dégradée. La valeur courante des bases de données est de 45 jours bien que des valeurs de laboratoire (à 20° C) situent le temps de demi-vie plutôt à 170 jours (PPDB, 2010). Dans les horizons sous le premier, la valeur de 45 jours a été rétablie. Pour les simulations, la capacité de sorption de déséthylatrazine a aussi été multipliée fortement dans le premier horizon. Son Koc a dû être passé de 72 mL/g comme décrit dans les bases de données (PPDB, 2010) à 250 mL/g. Dans les horizons suivants, le Koc n'a pas été modifié. Il est à noter que contrairement à l'atrazine, le Koc (variation linéaire du coefficient de Freundlich) a dû être utilisé car les bases de données disponibles ne fournissent pas de valeurs de Kf pour cette molécule.

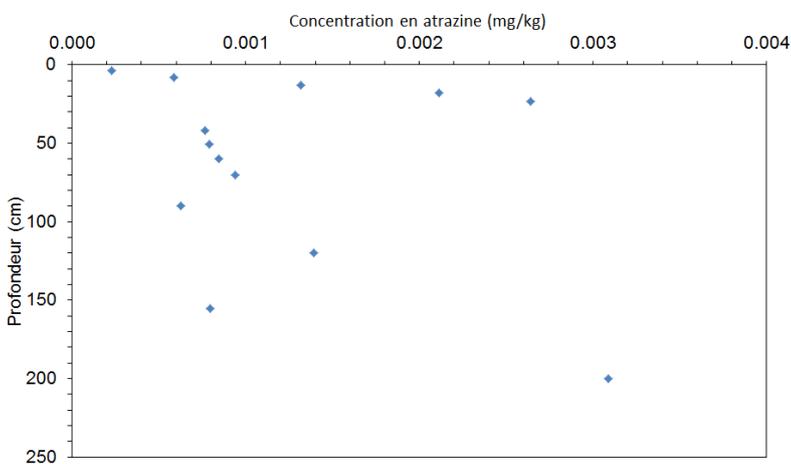
En utilisant les nouvelles capacités de sorption et les nouveaux temps de dégradation pour la déséthylatrazine et pour l'atrazine, les simulations suivantes sont obtenues. Les simulations ont été réalisées pour correspondre avec une date théorique de prélèvements (12 mars 2012). Dans tous les cas de figure, il s'agit des concentrations dans la phase solide de la matrice (micropore).

Les simulations s'accordent avec les valeurs de concentrations de déséthylatrazine mesurées. En effet, les valeurs mesurées montrent des concentrations maximales, aux alentours de 30 cm de profondeur. Les valeurs de concentrations mesurées diminuent avec la profondeur et les concentrations mesurées sont pratiquement toujours inférieures à la limite de quantification après 50 cm de profondeur (Illustration 134). Il est noté que les distributions des concentrations de l'atrazine et de la déséthylatrazine sont très similaires.

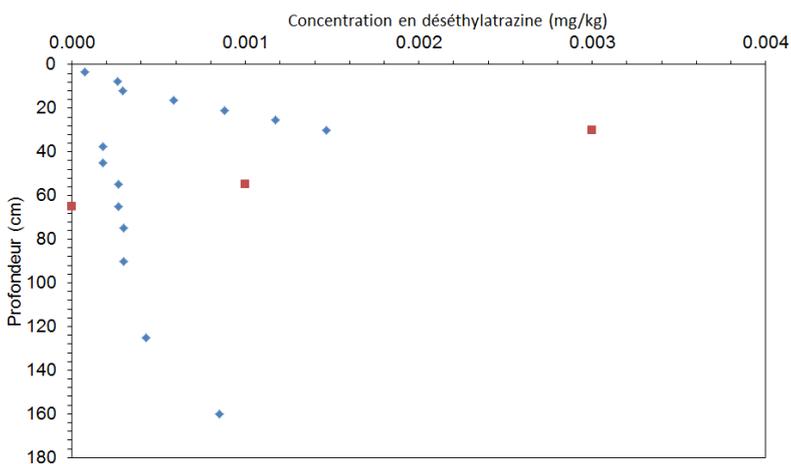
Une différence de concentrations entre l'horizon supérieur, riche en matière organique, et les autres horizons est visible bien qu'elle soit moins nette que dans le cas de l'atrazine. Cela s'explique par le fait que la DEA n'est pas appliquée depuis la surface mais est dégradée à partir de la molécule d'atrazine (molécule mère) n'importe où dans le profil. La différence entre le premier horizon et les autres est moins nette que pour l'atrazine.



Hardt Sol C1



Hardt Sol C2



Hardt Sol C4

◆ Concentration simulée
 ■ Concentration mesurée

Illustration 134 : Comparaison entre les concentrations en déséthylatrazine simulées et mesurées dans les sols Hardt

L'illustration 135 montre l'évolution des concentrations quotidiennes en déséthylatrazine. Les concentrations de déséthylatrazine simulées baissent de la même manière que celles d'atrazine en suivant les évolutions des doses d'homologation puis l'interdiction d'application. La comparaison des concentrations d'atrazine (Illustration 133) et des concentrations de déséthylatrazine (Illustration 135), montrent des valeurs assez similaires pour la plupart des sols bien que le pourcentage de dégradation depuis d'atrazine vers la DEA ne soit que de 21%. Il existe un sol pour lequel les différences entre les deux concentrations sont vraiment importantes. Il s'agit du sol de la Hardt C1. Pour la Hardt C1, les différences s'expliquent par le fait que l'atrazine traverse rapidement ce sol et a peu de temps pour se dégrader en DEA. L'atrazine traverse rapidement le sol parce qu'il est peu épais et parce que ses horizons profonds sont sableux et caillouteux.

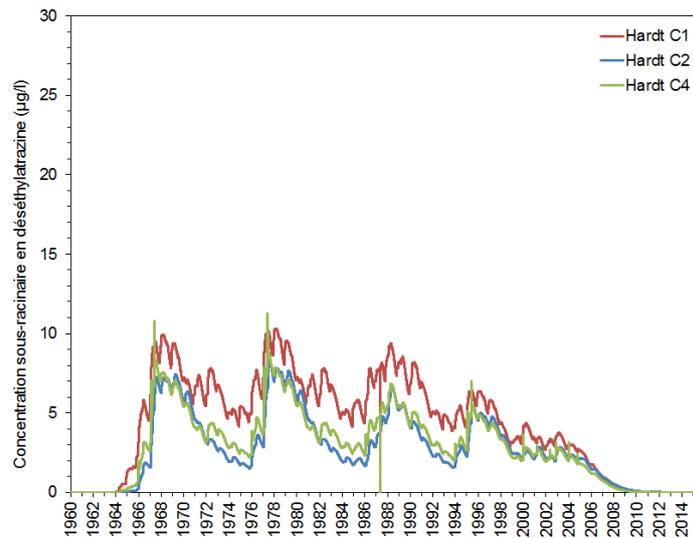


Illustration 135 : Evolution des concentrations quotidiennes de déséthylatrazine dans les sols étudiés sur la période 1960-2015

Les ratios atrazine/déséthylatrazine mesurés qui ont servi au calage sont présentés par l'illustration suivante (Illustration 136). Ces ratios ont été calculés à partir des analyses de l'inventaire régional 2003 de la nappe de la plaine d'Alsace (Région Alsace, 2008). Ils peuvent être considérés comme des indicateurs des transferts relatifs des composés en fonction des sols et renseignent donc sur les caractéristiques de chaque grande région. En général, le ratio est proche de 1. Cela s'explique par le fait que la déséthylatrazine provient de l'atrazine. Plus l'atrazine se dégrade, plus la concentration en déséthylatrazine augmente. Les transferts dans les sols de la Hardt rouge sont un cas particulier. Ces sols sont peu épais et très filtrants. L'atrazine traverse rapidement le sol et se dégrade peu, c'est pourquoi le ratio est en faveur de l'atrazine.

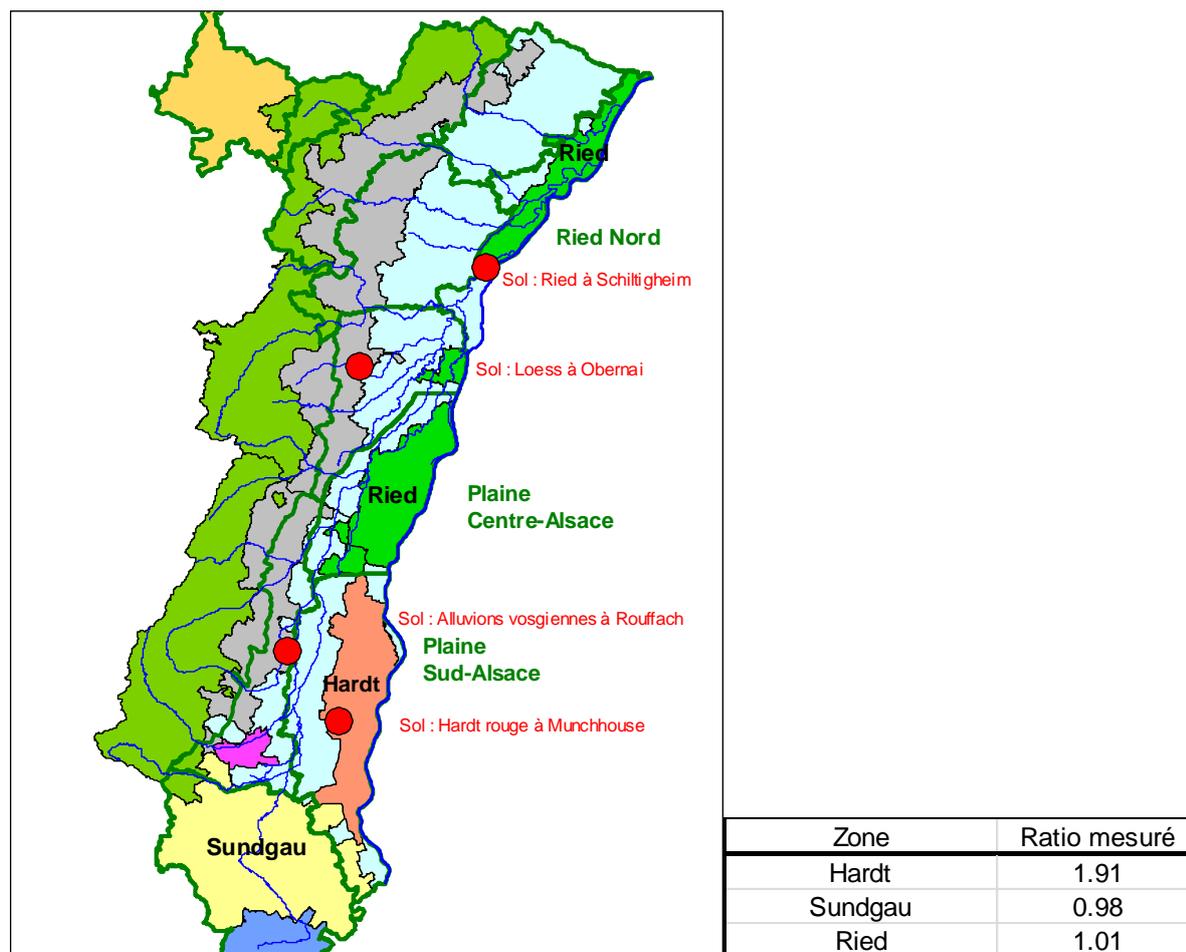


Illustration 136 : Ratios entre la concentration en atrazine / la concentration en DEA pour trois zones d'Alsace.

Les ratios des sols simulés sont présentés dans le tableau ci-dessous (Illustration 137). L'ordre de grandeur des ratios a été respecté, notamment les différences entre les zones. Un calage strict n'a pas été réalisé sur ces ratios car ils ne représentent que des indicateurs. De plus, les ratios de certains sols qui ont été simulés dans cette étude n'ont pas été calculés à partir des analyses de l'inventaire régional 2003 de la nappe de la plaine d'Alsace.

Sol	ratio
Hardt Sol C1	1.85
Hardt Sol C2	1.19
Hardt Sol C4	1.39

Illustration 137 : Ratios entre les concentrations en atrazine / les concentrations en DEA pour les sols étudiés

• Concentration en Isoproturon

En ce qui concerne l'isoproturon, aucune concentration n'a été mesurée dans le sol bien que le produit soit encore utilisé (Illustration 138). Cela peut s'expliquer par le fait que ce produit a une durée de vie relativement courte (23 jours) selon les bases de données (PPDB, 2010). Les simulations sont en accord avec les données mesurées, les concentrations prédites sont très faibles (de l'ordre de 1×10^{-10} mg/kg). Ces valeurs sont plusieurs ordres de grandeurs

inférieurs à ceux de l'atrazine. Ces valeurs sont obtenues en ne modifiant pas les valeurs des bases de données car rien ne semble indiquer que ces valeurs aient besoin d'être modifiées. En effet, dans une étude similaire, les valeurs des bases de données de l'isoproturon avaient été utilisées dans le contexte d'une parcelle drainée de l'ouest de la France et de bons résultats avaient été obtenus (Surdyk et al., 2007).

Les concentrations sortantes au bas du profil sont relativement faibles lorsqu'elles sont comparées à celles de l'atrazine. Ceci est principalement dû au temps de demi-vie de la molécule qui est plus court. Il faut néanmoins noter que pour les sols argileux, où les transferts par écoulements préférentiels sont importants, les concentrations atteintes en bas de profil peuvent tout de même être similaires à celles relevées pour l'atrazine. Les simulations montrent des concentrations de 45 µg/l/jours en sous racinaires pour le sol C4.

Les flux simulés ne sont pas du même ordre que ceux simulés pour l'atrazine. En effet, les flux annuels moyens sont compris entre 950 et 4000 mg/ha/an. Lorsque ces masses de produits phytosanitaires atteignent la nappe, elles entraîneront des concentrations moins importantes que l'atrazine dont les flux sont au minimum deux fois plus importants.

Au vu de ces caractéristiques environnementales, l'isoproturon est identifié comme une substance problématique pour les masses d'eau superficielles et toutes les zones où les parcelles sont drainées (Real et al., 2005). Des valeurs de flux importantes ont été mesurées dans des contextes de parcelles drainées. A la Jaillère (contexte de parcelle drainée), un flux de 10 000 mg/ha/an a été mesuré.

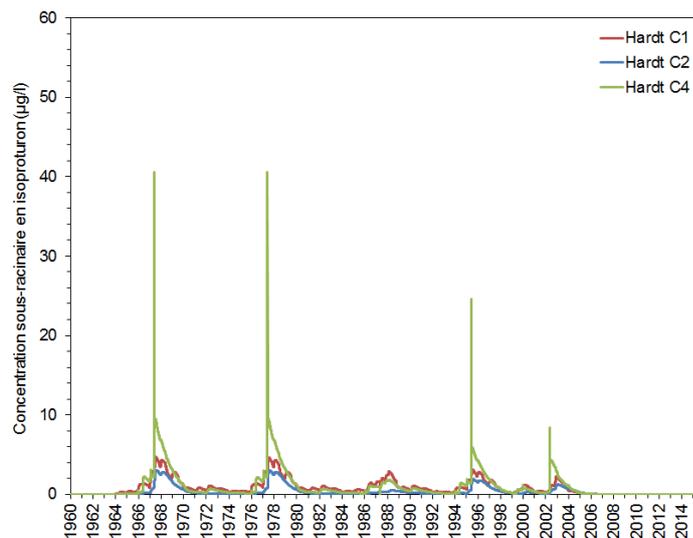


Illustration 138 : Concentrations simulées en isoproturon dans les sols de Hardt

L'étude des concentrations dans les points de captage de la commune de Mommenheim ne montre aucun point supérieur à la limite de quantification pour l'isoproturon. Cette molécule a un bien un comportement différent de l'atrazine.

c) Phytosanitaires : comparaisons des données calculées avec les données observées

Les substances phytosanitaires concernées sont l'atrazine et la déséthylatrazine. Ce sont les deux molécules majoritairement retrouvées dans les analyses réalisées. Sur la base du

couplage du modèle MACRO avec le modèle hydrodynamique décrit ci-dessus, les résultats de la simulation sont comparés avec les données existantes.

Pour la simulation, deux types de sols ont été retenus pour décrire les aires d'alimentation pour les captages telles que le conçoit le modèle hydrodynamique : un sol caillouteux typique de la partie Sud de l'Alsace comme présenté dans l'illustration 23 pour la recharge directe dans la plaine d'Alsace et un sol lœssique caractérisant l'aire associée au flux de bordure provenant majoritairement des collines du Sundgau. La simulation se concentre sur l'effet de la culture du maïs qui est prédominante localement comme pour l'ensemble de la plaine d'Alsace.

Les résultats de simulation décrivent les variations d'impact de l'atrazine dont l'utilisation en France s'arrête en 2003 après son interdiction. Bien qu'au cours de la décennie qui précède son interdiction les pratiques agricoles tendent vers une diminution des doses utilisées, les surfaces agricoles consacrées en Alsace à la culture de maïs, qui utilisaient cette substance a augmentée. En résultat de la combinaison de ces facteurs, les courbes de simulations ne présentent pas de forme type. Il reste que l'effet de l'interdiction en 2003 ne se traduit pas une chute brutale des concentrations calculées.

Avant d'être utilisées pour une comparaison avec les données observées, les simulations ont fait l'objet d'un ajustement particulier. La comparaison brute montre en effet un décalage de plus d'un facteur 10. Cependant on doit prendre en considération que dans ce secteur du sud de la plaine d'Alsace, l'emprise de la forêt de la Hardt occupe une large part de l'aire d'étude. Autrement dit la simulation doit s'appliquer à une surface plus réduite que l'emprise du modèle de la plaine : les cultures n'occupent que les bordures de la zone d'étude, en bordure des collines du Sundgau et le long du Rhin. A partir de ce postulat, un coefficient d'ajustement réduisant l'apport en Plaine d'un facteur de 8 a été appliqué à la contribution des apports directs, c'est-à-dire dans la plaine. Ce facteur d'ajustement a été choisi pour obtenir un ordre de grandeur comparable entre les observations et les simulations.

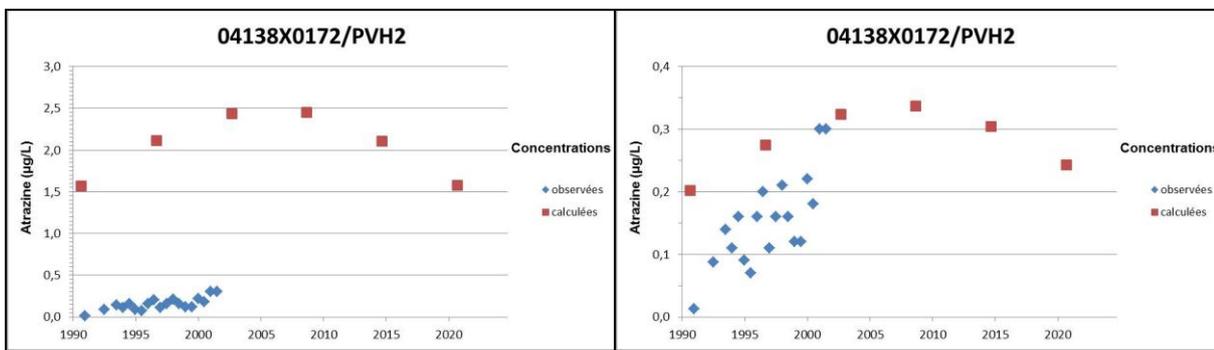


Illustration 139 : optimisation des données simulées (gauche : avant ajustement ; droite : après ajustement).

Les résultats sont commentés ci-dessous par réseau.

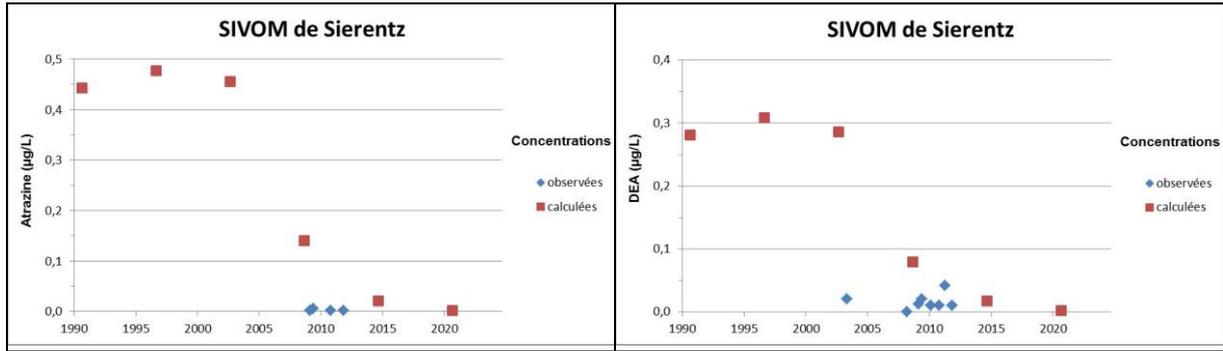
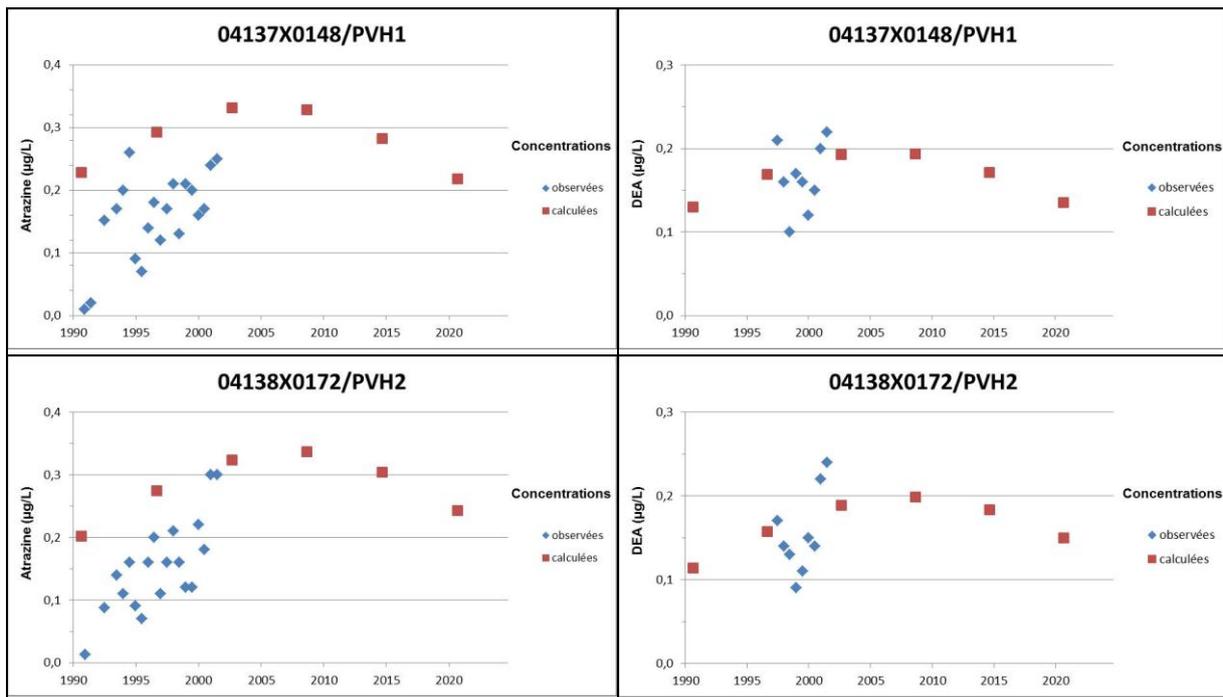
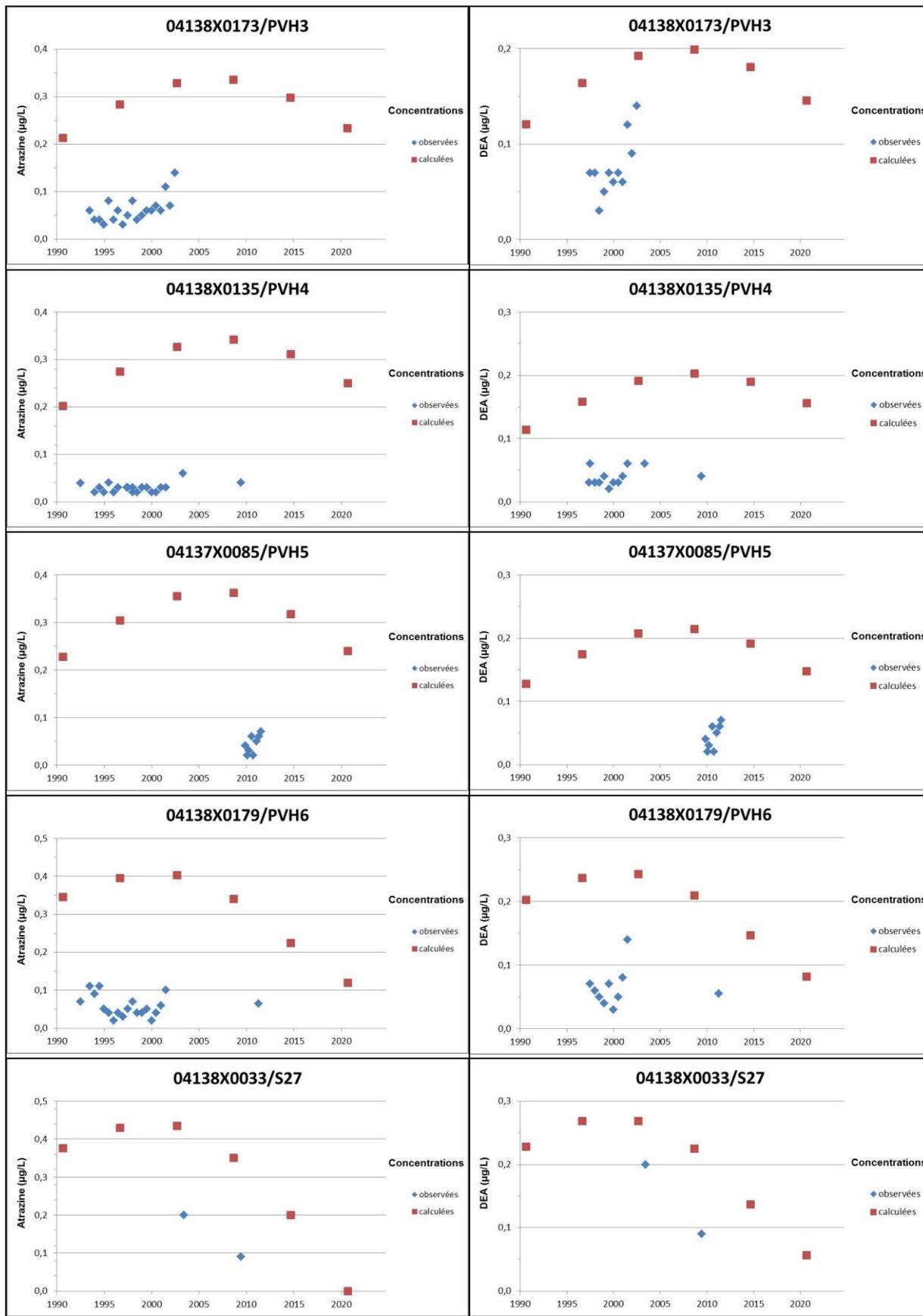


Illustration 140 : Phytosanitaires : comparaison données calculées et observées pour le captage 04138X0228/P2

L'illustration 140 présente les quelques données disponibles non seulement pour les captages même mais celles provenant des analyses du mélange des trois ouvrages du champ captant du SIVOM de Sierentz, c'est-à-dire le réseau situé le plus au sud de la zone d'étude. La similitude des ouvrages, leur proximité dans un rayon d'une centaine de mètres et l'homogénéité de l'aquifère permet l'utilisation de ces données dans une même chronique. Cependant les données disponibles ainsi cumulées ne peuvent montrer que des concentrations très faibles pour une période récente.





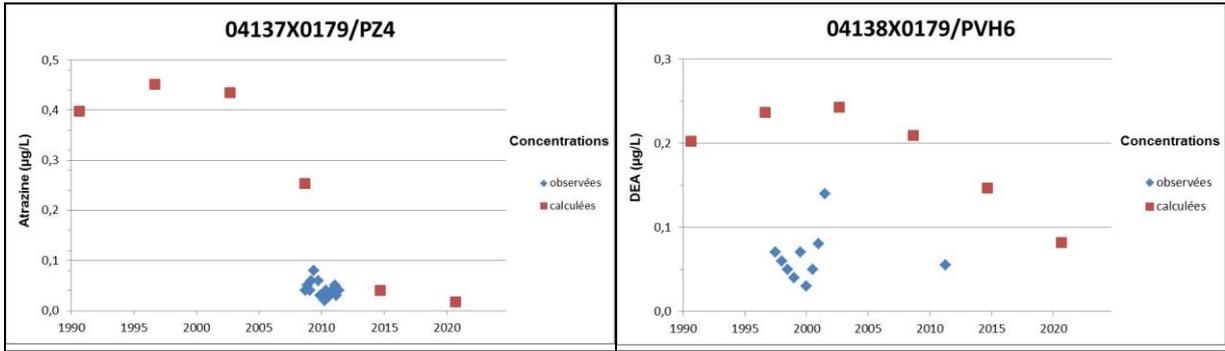
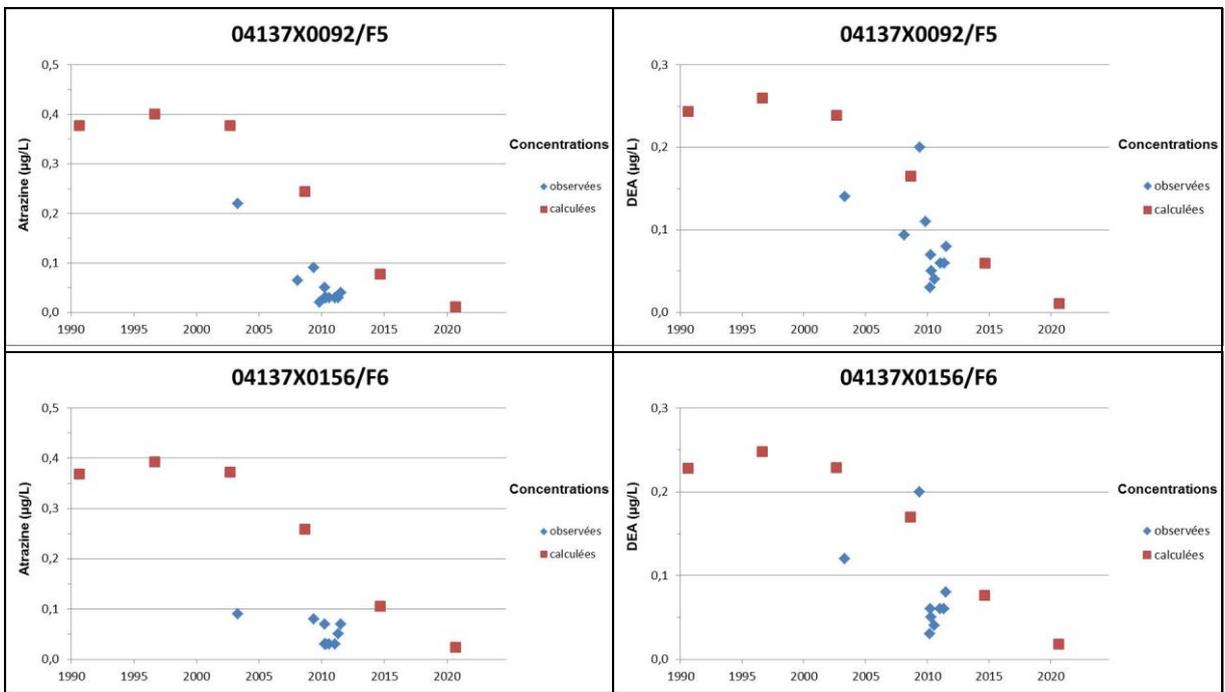


Illustration 141 : Phytosanitaires - comparaison données calculées et observées pour les ouvrages du SDE de Mulhouse

Aucun des ouvrages ne possède une chronique d'analyse permettant d'effectuer une comparaison complète avec la simulation correspondante. Toutefois on observe des similitudes, selon les captages, avec les portions de simulations correspondantes. C'est le cas pour les ouvrages 04138X0173/PVH3, 04138X0172/PVH2 et 04137X0148/PVH1 pour la tendance croissante du début des chroniques simulées. L'ouvrage 04138X0033/S27 présente pour les deux mesures disponibles une similitude avec la décroissance prévue en atrazine et DEA pour la branche décroissante de la simulation. L'ouvrage 04137X0179/PZ4 ne fait qu'attester de faibles concentrations < 0,1 µg/L pour la période récente. Les ouvrages 04138X0135/PVH4, 04137X0085/PVH5 et 04138X0179/PVH6 présentent des variations non corrélables avec les données simulées dans un intervalle de concentrations ne dépassant que rarement 0,1 µg/L.



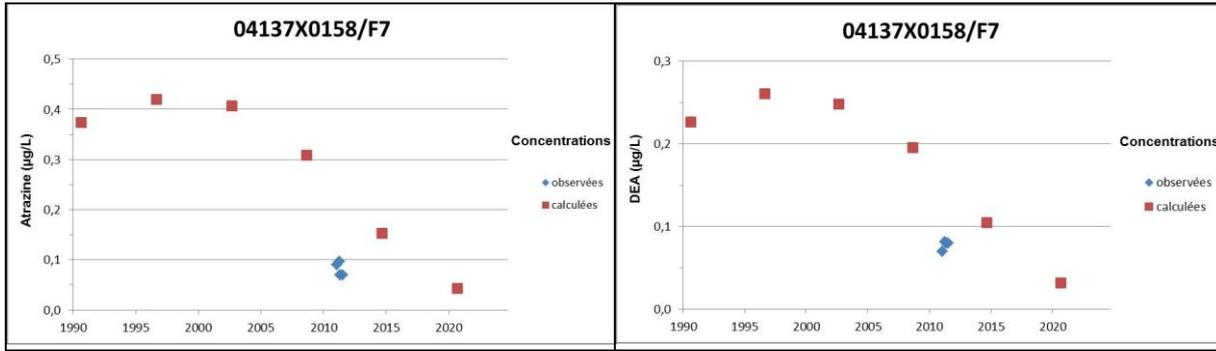


Illustration 142 : Phytosanitaires : comparaison données calculées et observées pour les ouvrages du SDE de Habsheim - Rixheim

Les trois ouvrages présentent des teneurs similaires à celles prévues par les simulations, surtout pour la DEA,. Cependant l'absence de chroniques fournies ne permet pas de valider l'allure générale de l'évolution simulée.

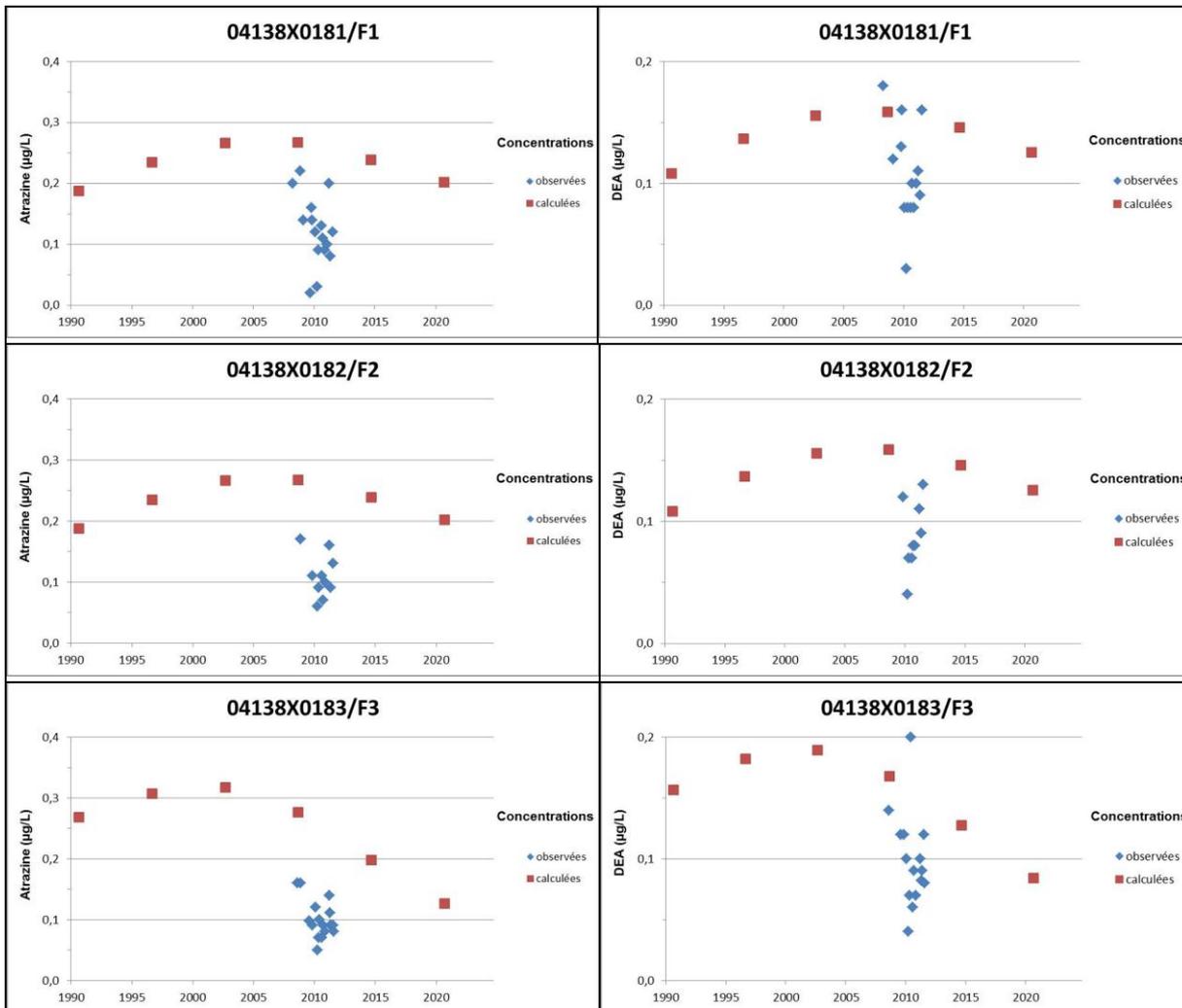


Illustration 143 : Phytosanitaires : comparaison données calculées et observées pour les ouvrages du SIVU du Bassin Potassique

Les trois ouvrages du SIVU du bassin potassique présentent des données inférieures à la simulation pour l'atrazine. Une meilleure adéquation s'observe pour la DEA. Indépendamment de ce décalage en concentration, on peut constater que les courbes de simulations présentent une plus lente réduction des concentrations que pour tous les autres ouvrages. Ces résultats sont cohérents avec les paramètres utilisés issus de la modélisation hydrodynamique qui prévoient un âge plus ancien pour la recharge des eaux captées par ces ouvrages (Illustration 119). Il s'agit également des ouvrages pour lesquels les interprétations géochimiques donnent également les âges les plus anciens (voir 4.3.5).

Or l'une des particularités des ouvrages du SIVU du bassin potassique est la persistance jusqu'à maintenant de concentrations supérieures ou égales à 0,1 µg/L (voir Illustration 102 et Illustration 111). **On pourrait donc ainsi lier la persistance de ces concentrations élevées avec un temps de recharge plus long que les autres ouvrages, ce qui s'expriment par une tendance plus lente à la décroissance des teneurs en atrazine et en DEA.**

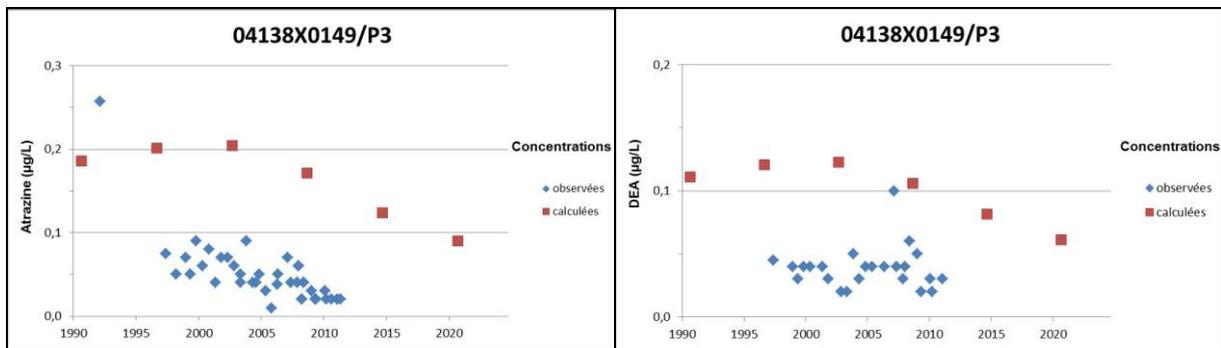


Illustration 144 : Phytosanitaires : comparaison données calculées et observées pour l'ouvrage AEP 04138X0149/P3

Ce dernier ouvrage situé au Nord du secteur d'étude n'appartient pas aux réseaux étudiés mais a l'avantage de disposer d'une longue chronique. Les données mesurées sont plus faibles que celles simulées. Cependant on peut constater une similitude de tendance entre les simulations et les observations pour l'atrazine. Pour la DEA la chronique des données observées donne l'impression d'une stabilité des valeurs alors que la simulation prévoit une lente décroissance de la concentration.

5 Conclusion

Le secteur du champ captant de Mommenheim et celui de la forêt de la Hardt subissent les mêmes types de pollutions aux nitrates et aux produits phytosanitaires. Cependant, les pressions polluantes, les contextes hydrogéologiques et hydrologiques de chacun des secteurs amènent à des situations particulières. **La zone du champ captant de Mommenheim** située dans la vallée de la Zorn se caractérise par une grande complexité à l'échelle de quelques kilomètres carrés. Il s'agit d'une zone de bordure de la nappe d'Alsace où s'additionnent les contributions de deux aquifères : celles des formations alluvionnaires de la Zorn et celles de l'aquifère plio-quadernaire. Chacune de ces deux formations aquifères a sa propre zone d'alimentation. A ce premier degré de complexité s'ajoute un deuxième : la limite qui sépare ces deux formations aquifères dans la vallée de la Zorn est plus ou moins nettement marquée par des intercalaires argileux. Dans un espace relativement réduit les échanges verticaux sont donc variables. Enfin, le champ captant se compose de sept ouvrages qui sollicitent différemment la ressource : selon les ouvrages, c'est soit l'aquifère alluvionnaire, soit l'aquifère plio-quadernaire, soit les deux qui sont captés.

Cette configuration se traduit par une évolution des principales pollutions constatées – les nitrates et les phytosanitaires - très variable d'un captage à l'autre. Les ouvrages sont éloignés seulement de quelques centaines de mètres les uns des autres mais leurs chroniques ne se ressemblent pas. Une corrélation marquante entre les nitrates et les ions chlorures pour les ouvrages du champ captant comme pour ceux des environs témoigne de l'impact de produits fertilisants spécifiques.

Pour les nitrates, on observe ainsi une forte aggravation de la pollution pour certains ouvrages alors que d'autres voient leur niveau de pollution se stabiliser voire diminuer. Dans l'ensemble la pollution phytosanitaire est principalement liée à l'atrazine et son principal métabolite, la déséthylatrazine. L'interdiction de cette substance en 2003 s'est traduite au niveau des chroniques d'analyses par une diminution de concentrations mesurées. Cependant certains ouvrages montrent encore en 2011 des valeurs en atrazine et déséthylatrazine supérieures à la norme de potabilité.

La **campagne de prélèvements** et d'analyses réalisée sur trois ouvrages du champ captant de Mommenheim amène à plusieurs conclusions :

- les ouvrages 02341X0143/F7 et 02342X0193/P8 qui fournissent plus de 70% du volume d'eau pompé capte des eaux jeunes, de 2 à 3 ans. Celle captée par le 02341X0024/F4 est légèrement plus âgée. On constate donc un renouvellement rapide pour ces ouvrages ;
- selon la profondeur le chimisme des eaux varie pour le 02341X0143/F7. Ce résultat est cohérent avec le fait que cet ouvrage capte à la fois l'aquifère des alluvions de la Zorn et celui sous-jacent du plio-quadernaire ;
- un phénomène de dénitrification s'observe pour les eaux captées par le 02341X0024/F4 ;
- les concentrations en nitrates mesurées pour 02341X0143/F7 et 02342X0193/P8 ne dépassent pas 30mg/L alors que celles pour 02341X0024/F4 atteignent 60 mg/L. Les concentrations des substances phytosanitaires restent toutes inférieures à 0,1 µg/L ;
- l'analyse complémentaire d'un puits captant l'aquifère plio-quadernaire situé en amont hydrogéologique du champ captant, c'est-à-dire au nord de Mommenheim (puits Vockt), témoigne d'un apport polluant en nitrates significatif (environ 50 mg/L) d'âge récent.

L'utilisation du **modèle hydrodynamique** issu du projet INTERREG MoNit permet de mieux cerner les origines des eaux pour chacun des captages. Ainsi, les ouvrages 02341X0143/F7 et 02342X0193/P8 sont essentiellement alimentés par l'amont proche dans la vallée de la Zorn et par les eaux superficielles issues de la rivière Zorn et du canal de la Marne au Rhin. Le 02341X0024/F4 subit lui une influence majeure des flux de bordure. Ces déterminations doivent être prises cependant comme des indications globales, car le modèle conçu à l'échelle régionale n'a pas été affiné par un calage local.

Les pressions agricoles historiques ont été reconstituées pour chacun des sept ouvrages du champ captant à l'aide des modèles de transfert de nitrates et de phytosanitaires. Les simulations réalisées à l'aide du modèle hydrodynamique ne permettent cependant pas de reproduire la réalité des chroniques de concentrations observées. Cela est particulièrement frappant pour les nitrates : les changements d'occupation des sols entre 1970 et aujourd'hui prévoyaient un accroissement suivi d'une diminution des pressions agricoles. Cette évolution n'est pas reproduite par les observations. Tout au plus peut-on estimer que les captages 02341X0143/F7 et 02342X0193/P8 présentent des chroniques de pollution dont les évolutions sont comparables avec la simulation.

En ce qui concerne les phytosanitaires, les résultats des simulations sont du même ordre de grandeur que les observations sans ajustement a posteriori. D'une manière générale les simulations sont cohérentes avec les chroniques mesurées pour décrire une réduction progressive des concentrations suite à l'interdiction de l'atrazine en 2003.

Cette réduction progressive a pu être simulée grâce à un ajustement local du modèle de transfert MACRO : des carottages effectués dans le cadre du projet dans les sols de la zone de Mommenheim ont montré la présence persistante d'atrazine et de DEA en faibles teneurs. Cette présence résiduelle explique cette réduction progressive que la simulation prévoit et que les observations montrent jusqu'en 2011.

En conclusion on peut estimer que la pollution la plus préoccupante est celle par les nitrates. Les évolutions restent imprévisibles pour la plupart des ouvrages du champ captant malgré les tentatives de simulation.

Le niveau de pollution des deux ouvrages actuellement les plus productifs, 02341X0143/F7 et 02342X0193/P8, se stabilise ou se réduit. Cette évolution est à relier avec le fait que la recharge des eaux souterraines pour ces deux ouvrages provient essentiellement des précipitations à l'amont immédiat dans la vallée de la Zorn et des infiltrations des deux cours d'eau majeurs, la rivière Zorn et le canal de la Marne au Rhin.

Le troisième ouvrage faisant l'objet de prélèvements, le 02341X0024/F4, comme les autres du champ captant, montre une évolution complexe des pollutions. Le modèle hydrodynamique suggère une contribution plus forte des flux de bordure pour ceux-ci. Ces flux de bordure sont pour l'essentiel dû à la contribution de l'aquifère plio-quadernaire provenant des collines du nord de Mommenheim. Il n'existe cependant aucun forage amont à proximité permettant de mieux cerner la structure de cet aquifère et le chimisme de ses eaux. Seul le prélèvement réalisé dans un puits privé de quelques mètres de profondeur à Mommenheim a permis de confirmer ponctuellement la présence d'eau souterraine chargée en nitrates et d'âge récent.

La délimitation d'un premier périmètre de protection dans la vallée de la Zorn par le SDEA en 2000 a permis de réduire une partie des pressions polluantes, notamment pour les deux ouvrages les plus productifs. **Pour l'avenir**, une meilleure connaissance de l'aquifère plio-quadernaire et des pressions polluantes qui s'y exercent est l'une des pistes à privilégier pour l'amélioration de la qualité des eaux de l'ensemble des ouvrages du champ captant.

Le secteur de la forêt domaniale de la Hardt est une aire d'étude plus vaste que celle du champ captant de Mommenheim puisqu'il intègre quatre champs captant distants de plusieurs dizaines de kilomètres entre eux. Cependant l'analyse hydrogéologique et les observations aboutissent à des descriptions plus simples : les ouvrages captent un aquifère relativement homogène, la nappe d'Alsace dont les caractéristiques hydrogéologiques et hydrodynamiques dans ce secteur sont bien connus.

L'étude a porté sur un ouvrage de chaque champ captant. La campagne de prélèvements et d'analyses réalisée sur ces ouvrages amène aux conclusions suivantes :

- les analyses réalisées témoignent de faibles variations verticales des caractéristiques chimiques. Il existe donc une relative homogénéité verticale de l'aquifère.
- Les pollutions en nitrates mesurées varient selon les ouvrages entre 25 et 35 mg/L.
- L'atrazine et la déséthylatrazine sont les molécules phytosanitaires majoritairement détectées. Pour deux ouvrages, la valeur seuil par substance de 0,1 µg/L est dépassée.
- L'âge des eaux captées est de quelques années. L'ouvrage du champ captant situé le plus en aval hydrogéologique (champ captant du SIVU du bassin potassique) capte les eaux les plus âgées. Pour l'essentiel la recharge est alimentée par les précipitations locales.
- Le faciès chimique est similaire pour l'ensemble des ouvrages. Cependant les analyses isotopiques indiquent une origine différente entre les eaux de l'ouvrage du champ captant le plus en aval (SIVU du bassin potassique) et celles captées par les ouvrages des autres champs captant (SDE de Mulhouse, SIAP de Habsheim-Rixheim et SIVOM du pays de Sierentz).

Le bilan des pollutions en nitrates et en phytosanitaires (atrazine) a été présenté de manière synthétique par des cartes d'état concernant 3 périodes : 1999, 2002-2003 et 2009-2010. La comparaison des états successifs amène aux conclusions suivantes :

- Entre 1999 et 2010, les cartes indiquent une baisse globale des concentrations en nitrates pour l'ensemble de la zone. Cependant des plages de fort impact, dépassant 50 mg/L, persistent jusqu'en 2009-2010 à la limite ouest de la nappe en bordure des collines du Sundgau. La synthèse cartographique met également en évidence une zone de pollution en nitrates à l'est de la zone d'étude. Cette zone indique que le champ captant du SIVU du bassin potassique est soumis aux pressions polluantes situées en amont en bordure orientale de la forêt de la Hardt. Cette particularité le différencie des trois autres champs captant qui eux subissent les pressions polluantes s'exerçant à l'ouest de la forêt de la Hardt.
- Entre 1999 et 2010 on observe une forte baisse de concentrations mesurées en atrazine. Cependant des concentrations autour de la norme de potabilité par substances (0,1µg/L) subsistent, notamment dans le champ captant du SIVU du Bassin potassique.

Le modèle hydrodynamique MoNit a été utilisé sur 16 ouvrages du secteur d'étude dont les quatre captages prélevés. Les calculs à l'aide du modèle et concernant la recharge des eaux captées indiquent une influence majeure des zones situées dans la Plaine pour l'ensemble des ouvrages pris en compte à deux exceptions près : le Rhin et les cours d'eau associés alimentent de manière non-négligeable le champ captant du SIVU du Bassin Potassique et les flux d'eau de surface et d'eau souterraine contribuent de manière non négligeable à l'alimentation des deux ouvrages situés le plus à l'ouest du secteur d'étude , en bordure du Sundgau.

L'impact des pressions agricoles historiques a été simulé pour les 16 ouvrages. La comparaison des concentrations simulées en nitrates avec les observations n'est pas probante pour la

majorité des ouvrages. La plupart des chroniques, notamment celles des ouvrages des champs captant du SDE de Habsheim – Rixheim et du SDE de Mulhouse montre des évolutions plus complexes qu'une simple augmentation suivie d'une réduction des concentrations prévues par les simulations. Les ouvrages des deux autres champs captant (SIVOM du pays de Sierentz au Sud et SIVU du Bassin potassique au Nord) montrent des corrélations entre simulation et observation.

Concernant la simulation de l'impact de l'utilisation historique de l'atrazine, les calculs se sont appuyés sur les résultats de carottages réalisés dans des sols types de l'amont des captages. Les chroniques simulées montrent après un premier ajustement une meilleure corrélation avec les observations que pour les nitrates. Cependant l'absence pour chaque ouvrage d'analyse sur plusieurs décennies ne permet pas de valider une corrélation générale entre les courbes de simulation et les observations. Qualitativement, la simulation prévoit une décroissance plus lente des teneurs en atrazine et déséthylatrazine pour les captages du champ captant du SIVU du bassin potassique que pour les ouvrages des trois autres champs captant. Cette prédiction correspond bien à la réalité décrite par la carte atrazine 2009-2010 et les résultats de la campagne d'analyse réalisée dans le cadre du projet.

En conclusion on peut estimer que la pollution en atrazine et déséthylatrazine se résorbe progressivement. Cette lente décroissance est le résultat d'une présence résiduelle de ces molécules dans les sols et du temps d'écoulement des eaux souterraines jusqu'aux captages. La persistance de concentrations avoisinant la valeur seuil de 0,1 µg/L pour ces substances dans les ouvrages situés le plus en aval est bien prévue par la modélisation.

La situation concernant les nitrates est plus contrastée. On peut estimer que la majeure partie des ouvrages est alimentée par les précipitations qui rechargent directement la nappe en amont des champs captant. Cependant, les chroniques d'analyses montrent des variations plus complexes que celles prévues par la modélisation, notamment en ce qui concerne le champ captant du SDE de Mulhouse. Les eaux souterraines captées par les ouvrages du champ captant du SIVU du Bassin potassique ont une origine sensiblement différente de celles des trois autres : ils subissent l'influence conjointes des eaux superficielles du Rhin et des canaux associées ainsi que de l'aire située à l'Est de la forêt de la Hardt.

Les flux en eau souterraines et eaux de surface provenant du Sundgau alimentent de manière non négligeable les ouvrages situés en bordure ouest de la nappe. L'impact de ces flux sur les ouvrages situés au centre de la zone d'étude est faible. Cependant cette faible contribution à la recharge de la partie centrale de la zone d'étude peut être contrebalancée par une très forte concentration en nitrates des apports.

En termes de recommandations, il faut scinder le champ captant du SIVU du Bassin potassique des trois autres.

La réduction des pollutions en nitrates concernant le champ captant du SIVU du Bassin potassique passe par des actions de prévention prioritairement ciblées sur la marge orientale de la forêt Domaniale de la Hardt située en amont hydraulique du champ captant.

Pour les champs captant du SDE de Mulhouse, du SDE de Habsheim – Rixheim et du SIVOM de Sierentz cette réduction passera par des actions prioritairement ciblées sur les zones agricoles situées entre la marge occidentale de la Forêt de la Hardt et les collines du Sundgau. Cependant il n'est pas exclu que de forts apports en nitrates provenant des eaux superficielles ou souterraines des collines du Sundgau contribuent aux impacts observés. Il convient donc de maintenir des actions de réduction la bordure orientale du Sundgau surplombant la Plaine d'Alsace.

D'une manière plus générale, il apparaît que seul un niveau de précision des outils utilisés, - notamment le modèle hydrodynamique - plus élevé associé à des données plus fines concernant les influences amont permettra de mieux rendre compte de la complexité des observations. Les résultats obtenus permettront ainsi de cibler plus finement les zones d'alimentation des captages et les pressions responsables de pollutions observées.

6 Bibliographie

ACTA (2008). Index Phytosanitaire 2008. Paris, Association de Coordination Technique Agricole. 844p.

Adams, C. D., Thurman, E. M. (1991). Formation and transport of deethylatrazine in the soil and the vadose zone. *Journal of Environmental Quality* 20(3): 540-547.

Agence de l'eau Rhin Meuse, bureau d'études Thera. (2008). Délimitation d'Aires d'alimentation de captages d'eau potable sur le territoire du bassin Rhin-Meuse. Dossier de travail explicitant la méthode de délimitation de l'aire d'alimentation.

Almaric, L., Baran, N., Jeannot, R., Martin, J. C., Mouvet, C. (2003). Les mécanismes de transfert des produits phytosanitaires du sol vers les nappes et les méthodes d'analyse des produits phytosanitaires dans les eaux. Rapport BRGM, RP-51590-FR. 116p.

ARAA (2009a). Observatoire des fuites de nitrates sous parcelles agricoles - Réalisations et observations 2008. ARAA. 43p.

ARAA (2009b). Observatoire des fuites de substances actives phytosanitaires sous parcelles agricoles. Résultats de la 2^{ème} campagne, automne-hiver 2006 printemps 2007. ARAAp.

Armstrong, A., Aden, K., Amraoui, N., Dieckrüger, B., Jarvis, N., Mouvet, C., Nicholls, P., Wittwer, C. (2000). Comparison of the performance of pesticide leaching models on a cracking clay soil: results using the Brimstone Farm dataset. *Agricultural Water Management* 44: 85-104.

Arrêté du 11 janvier 2007 relatif aux limites et références de qualité des eaux brutes et des eaux destinées à la consommation humaine mentionnées aux articles R. 1321-2, R. 1321-3, R. 1321-7 et R. 1321-38 du code de la santé publique. NOR: SANP0720201A. *In* JORF n°31 du 6 février 2007 page 2180, texte n° 17.

ATSDR (2003). (Agency for Toxic Substances & Disease Registry)- Toxicological profile for Atrazine. 262p.

Barriuso, E., Benoit, P., Dubus, I. G. (2008). Formation of pesticide nonextractable (bound) residues in soil: Magnitude, controlling factors and reversibility. *Environmental science & technology* 42(6): 1845-1854.

Benoit, P. (1994). Rôle de la nature des matières organiques dans la stabilisation des résidus de polluants organiques dans les sols. Thèse à l'INA-PG. 194p.

Beulke, S., Brown, C. D. (2001a). Evaluation of methods to derive pesticide degradation parameters for regulatory modelling. *Biology and Fertility of Soils* 33: 558-564.

Beulke, S., Brown, C. D., Dubus, I. G., Galicia, H., Jarvis, N. J., Schaefer, D., Trevisan, M. (2006). User subjectivity in Monte Carlo modeling of pesticide exposure. *Environmental Toxicology and Chemistry* 25(8): 2227-2236.

Beulke, S., Brown, C. D., Dubus, I. G., Harris, G. L. (2001b). Evaluation of uncalibrated preferential flow model against data for isoproturon movement to drains through a heavy clay soil. *Pest Management Science* 57: 537-547.

Boesten, J. (2000). Modeler subjectivity in estimating pesticide parameters for leaching models using the same laboratory data set. *Agricultural water management* 44(1-3): 389-409.

Braneyre, M., Krebs, G., Vancon, J. P. (1988). Plan d'exposition aux risques d'inondation de l'Ill et de la Bruche. Rapport BRGM, 88 SGN 497 ALS. 23p.

BURGEAP (2009). Etude diagnostic sur la contamination en produits phytosanitaires, rapport final. Volume ½ : Investigations et résultats de l'étude, Champ captant de Mommenheim (67).

Burtin, M-L. (2008). Diagnostic des pratiques phytosanitaires des agriculteurs de Sundg'eaux vives, Rapport définitif, Association pour la Relance Agronomique en Alsace.

Burtin, M-L. (2008). Evaluation des modifications de pratiques de gestion de l'azote des agriculteurs de Sundg'eaux vives, Rapport définitif, Association pour la Relance Agronomique en Alsace,

Calvet, R. (1989). Adsorption of organic chemical. *Environmental Health Perspectives* 83: 145-177.

Calvet, R., Barriuso, E., Bedos, C., Benoit, P., Charnay, M. P., Coquet, Y. (2005). Les pesticides dans les sols-Conséquences agronomiques et environnementales. Paris, Editions France Agricole. 637p.

Calvet, R., Terce, M., Arvieu, J. C. (1980a). Adsorption des pesticides par les sols et leurs constituants. I: Description du phénomène d'adsorption. *Annales agronomiques* 31: 33-62.

Calvet, R., Terce, M., Arvieu, J. C. (1980b). Adsorption des pesticides par les sols et leurs constituants. II : Les facteurs de l'adsorption. *Annales agronomiques* 31: 125-162.

Carsel, R. F., Smith, C. N., Mulkey, L. A., Dean, J. D., Jowise, P. (1984). User's manual for the Pesticide Root Zone Model (PRZM): Release 1, Report EPA-600/3-84-109, US Environment Protection Agency, Athens, GA.

Dubus, I. G., Brown, C. D. (2002). Sensitivity and first-step uncertainty analyses for the preferential flow model MACRO. *Journal of Environmental Quality* 31: 227-240.

Dubus, I. G., Brown, C. D., Beulke, S. (2003a). Sensitivity analyses for four leaching models. *Pest Management Science* 59: 962-982.

Dubus, I. G., Brown, C. D., Beulke, S. (2003b). Sources of uncertainty in pesticide fate modelling. *The Science of the Total Environment* 317: 53-72.

EEC (1991). EU-Directive 91/414/EEC. Council Directive of 15. July 1991 concerning the placing of plant-protection products on the market (OJ N° L230, 19.8.1991, Brussels).

Elsass, P., Surdyk, N. (2009). Etude prospective de l'évolution des concentrations en phytosanitaires en nappe d'Alsace. Rapport BRGM, RP-57404-FR. 67p.

FOCUS (1997). FOCUS Surface Water Modelling WorkGroup. Surface water models and EU registration of plant protection products. Guidance document 6476-VI-96, EU Commission, Directorate General for Agriculture VI B II-1, Brussels, 217 pp.

FOCUS (2000). FOCUS groundwater scenarios in the EU review of active substances. Report of the FOCUS Groundwater Scenarios Workgroup. EC Document Reference SANCO/321/2000 rev.2, 202 p.

FOCUS (2001). FOCUS Surface water scenarios in the EU evaluation process under 91/414/EEC. Report of the FOCUS Working group on surface Water scenarios. EC Document Reference SANCO/4802/2001 rev.2, 245 p.

Francaviglia, R., Capri, E., Klein, M., Hosang, J., Aden, K., Trevisan, M., Errera, G. (2000). Comparing and evaluating pesticide leaching models: results for the Tor Mancina data set (Italy). *Agricultural Water Management* 44: 135-151.

Gemin, V. (1996). Compte-rendu des travaux de réalisation d'un réseau de piezomètres de surveillance des captages de la Hardt (68). Rapport ANTEA n° A5460

Gemin V., Rose P. (1998) Etude préalable à l'instauration des périmètres de protection du puits numéro 8 à Wingersheim (67), Antea pour le Syndicat Intercommunal d'Adduction d'Eau Potable de Hochfelden et Environ s/c Service des Eaux et Assainissement du Bas-Rhin.

Harper, S. S. (1994). Sorption-desorption and herbicide behaviour in soil. *Reviews of Weed Science* 6: 207-227.

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

Hubert, P., Olive, P., Ravailleau, S (1996). Estimation pratique de l'âge des eaux souterraines par le tritium, *Revue des sciences de l'eau / Journal of Water Science*. 9, 523-533

Hyun, S., Lee, L. (2004). Hydrophilic and Hydrophobic Sorption of Organic Acids by Variable-Charge Soils: Effect of Chemical Acidity and Acidic Functional Group. *Environmental Sciences and Technology* 38: 5413-5419.

IUPAC (1972). (International Union of Pure and Applied Chemistry)-Manual of symbols and Terminology for Physico-chemical Quantities and Units, Appendix II, Definitions, Terminology and Symbols in Colloid and Surface Chemistry. D.H. Evereet Ed., Butterworths, Londres, 579-621.

Jarvis, N. J., Hollis, J. M., Nicholls, P. H., Mayr, T., Evans, S. P. (1997). MACRO-DB: a decision-support tool for assessing pesticide fate and mobility in soils. *Environmental Modelling & Software*(12): 251-265.

Jarvis, N. J., Jansson, P.-E., Dik, P. E., Messing, I. (1991). Modelling water and solute transport in macroporous soil. I. Model description and sensitivity analysis. *Journal of Soil Science* 42: 59-70.

Khan, S. U. (1978). The interaction of organic matter with pesticides. in *Developments in soil science, Soil organic matter*, Schnitzer et Khan eds. 319p.

Klein, M. (1991). PELMO: Pesticide leaching model, Fraunhofer-Institut für Umweltchemie und Ökotoxikologie, Schmallenberg, Germany.

Koskinen, W. C., Harper, S. S. (1990). The retention process: Mechanisms. In: H.H. Cheng (ed.) Pesticides in the Soil Environment: Processes, Impacts and Modeling. SSSA, Madison, WI, USA, 51-79.

Larsbo, M. (2005). An improved dual-permeability model of solute transport in structured soils: model development and parameter identification in laboratory and field experiments. Doctoral Thesis No. 2005:51 Swedish University of Agricultural Sciences Uppsala.

Mualem, Y. (1976). A new model for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated porous media. Water Resources Research 12: 513-522.

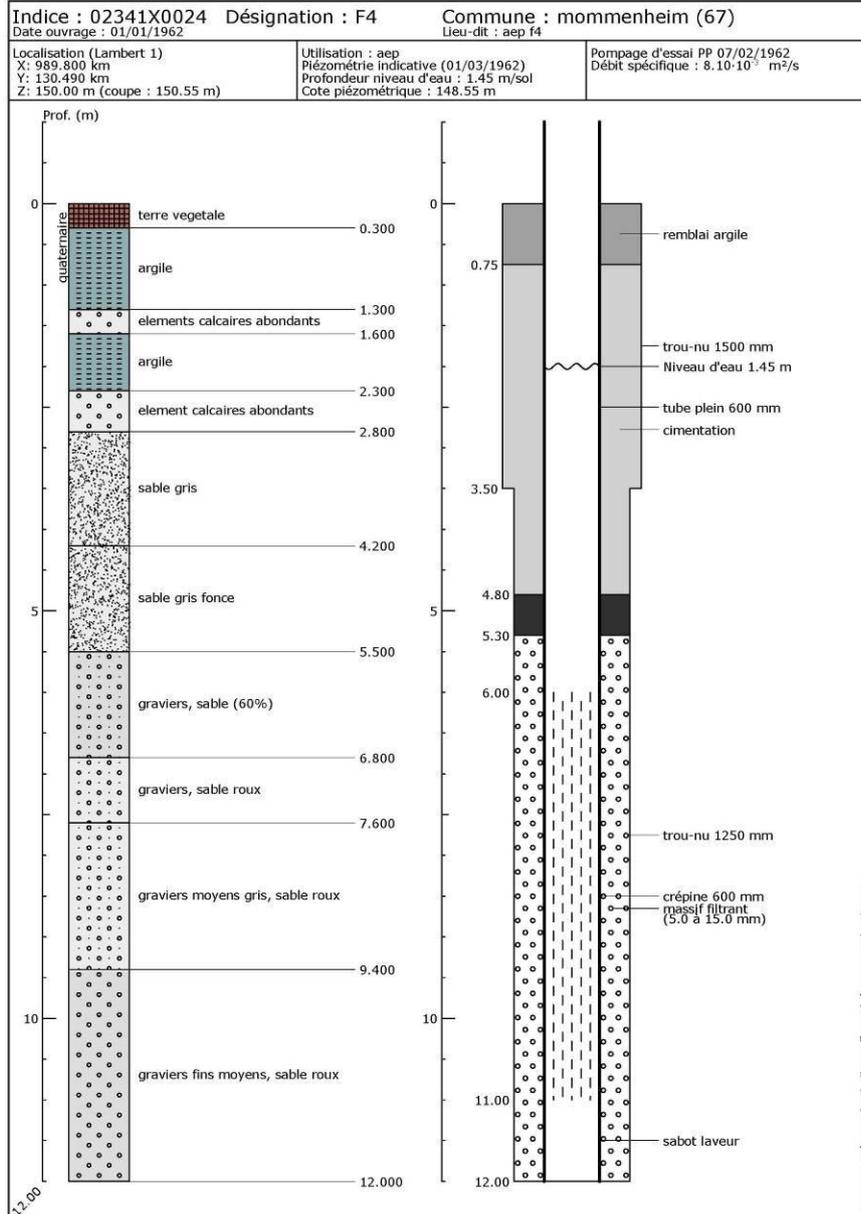
Région Alsace (1999). Guide des sols d'Alsace, Petite région naturelle Plaine Sud-Alsace n°10.

Région Alsace (2001). Guide des sols d'Alsace, petite région naturelle n°5, Collines de Brumath, du Kochersberg et de l'arrière Kochersberg.

TREDI (2001). Etude diagnostic sur la contamination en nitrates et produits phytosanitaires de la nappe rhénane sous la forêt de la Hardt.

Annexe 1

Coupes géologiques et techniques des captages étudiés

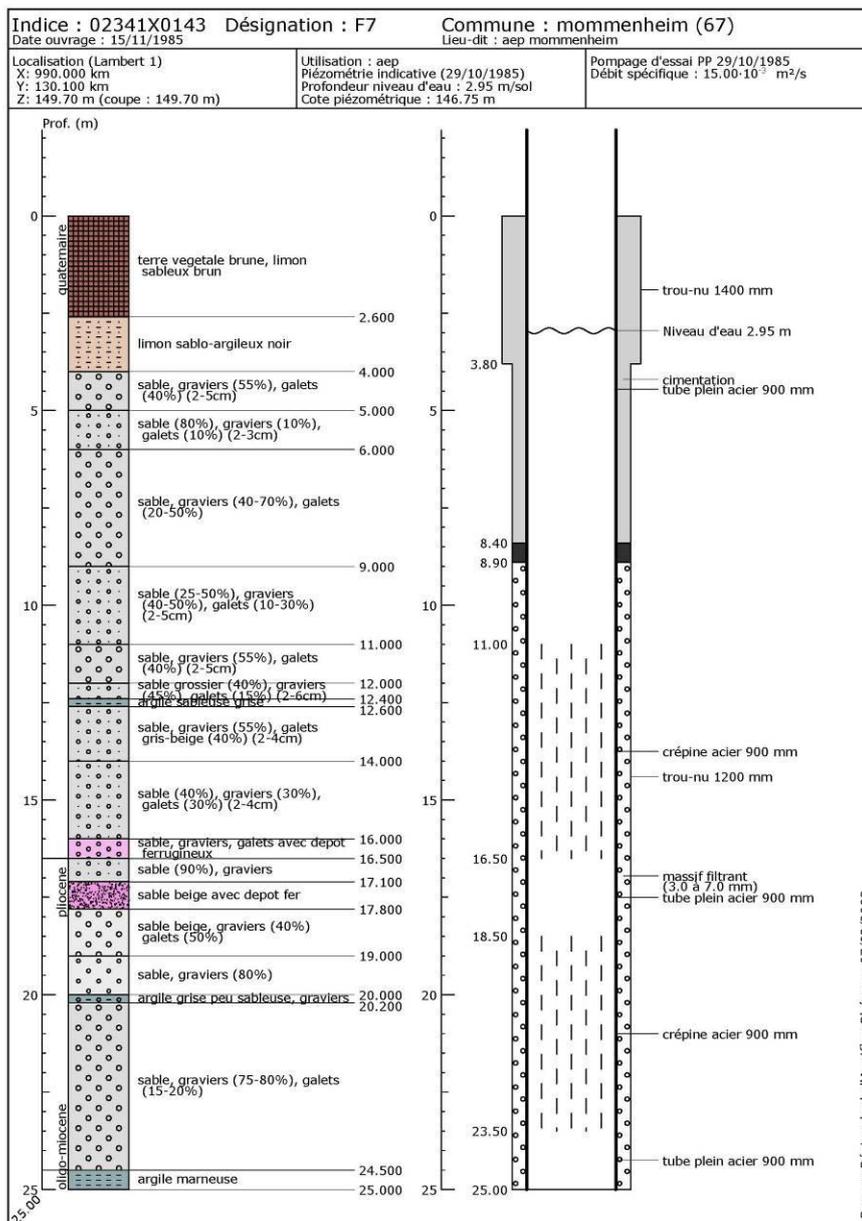


Banque Régionale de l'Aquifère Rhénan (BRAR)

Maître d'ouvrage : Région Alsace
 Opérateur : BRGM
 Partenaires financiers : BRGM, Région Alsace, Agence de l'eau Rhin-Meuse



Reproduction autorisée avec mention de la source : BRAR © Région Alsace, 2003



Banque Régionale de l'Aquifère Rhénan (BRAR)

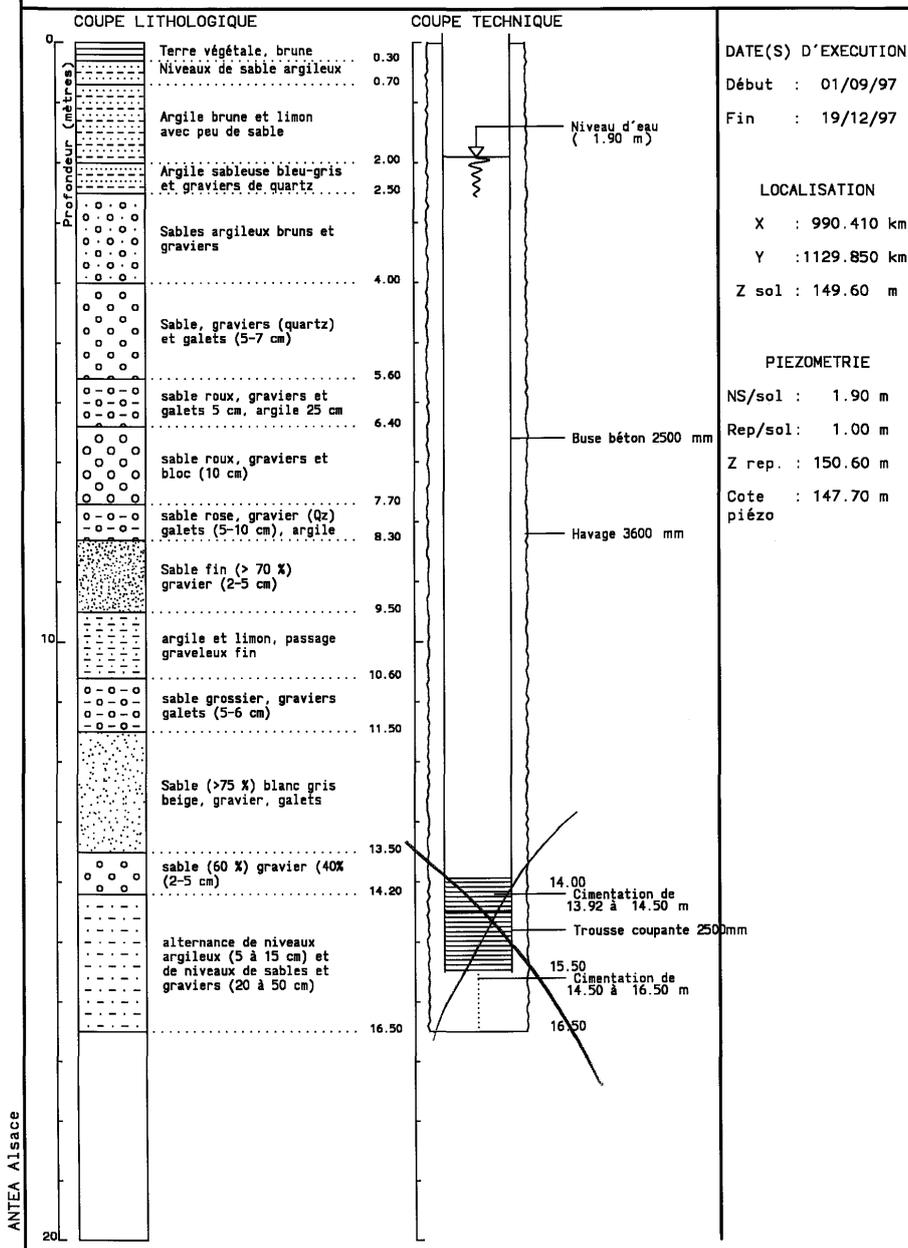
Maître d'ouvrage : Région Alsace
Opérateur : BRGM
Partenaires financiers : BRGM
 Région Alsace
 Agence de l'eau Rhin-Meuse



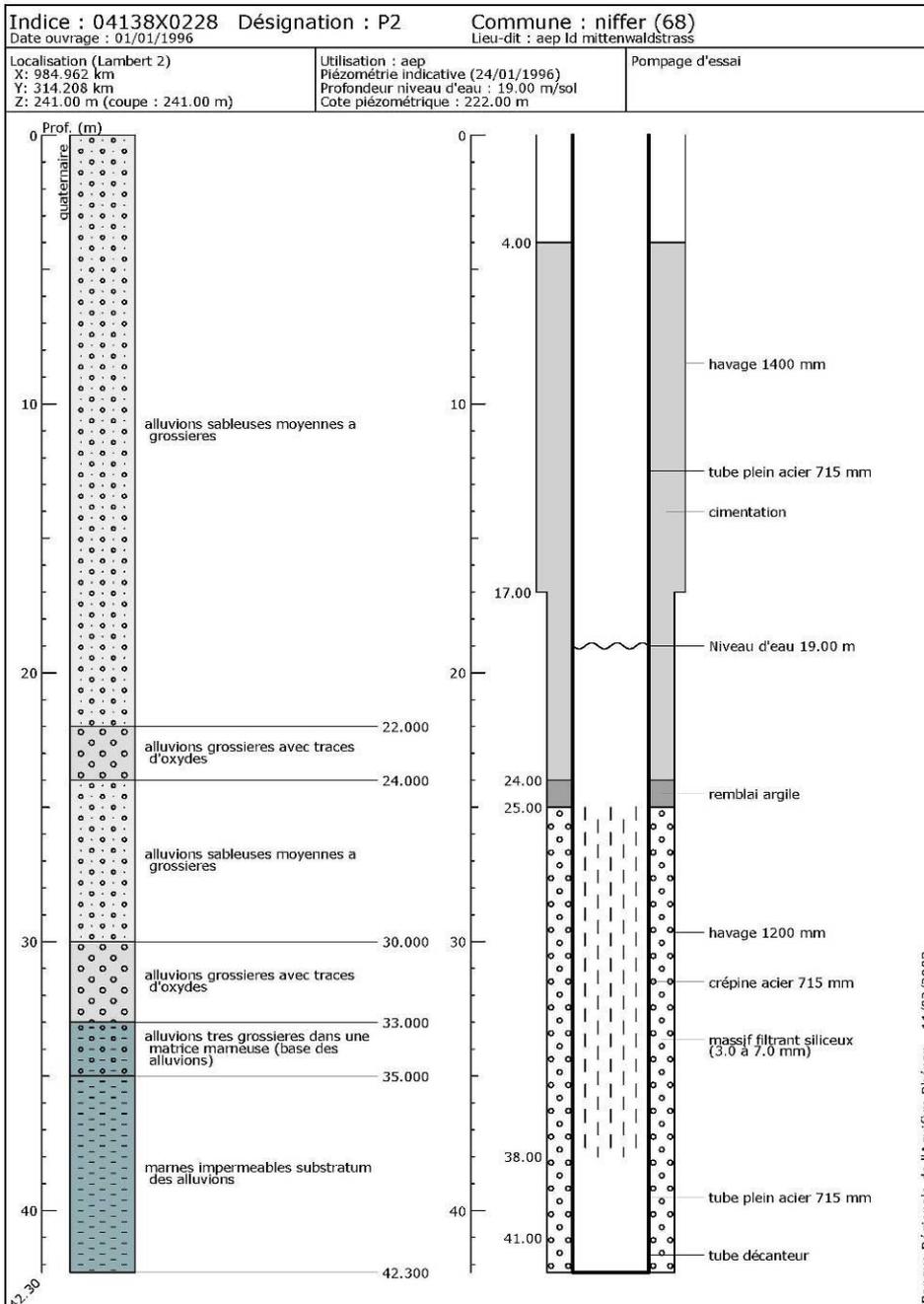
Reproduction autorisée avec mention de la source : BRAR © Région Alsace, 2003

Département : Bas-Rhin
 Commune : Wingersheim

N° classement : 0234-2X-0193
 Désignation : P 8



007399
 02342X0193

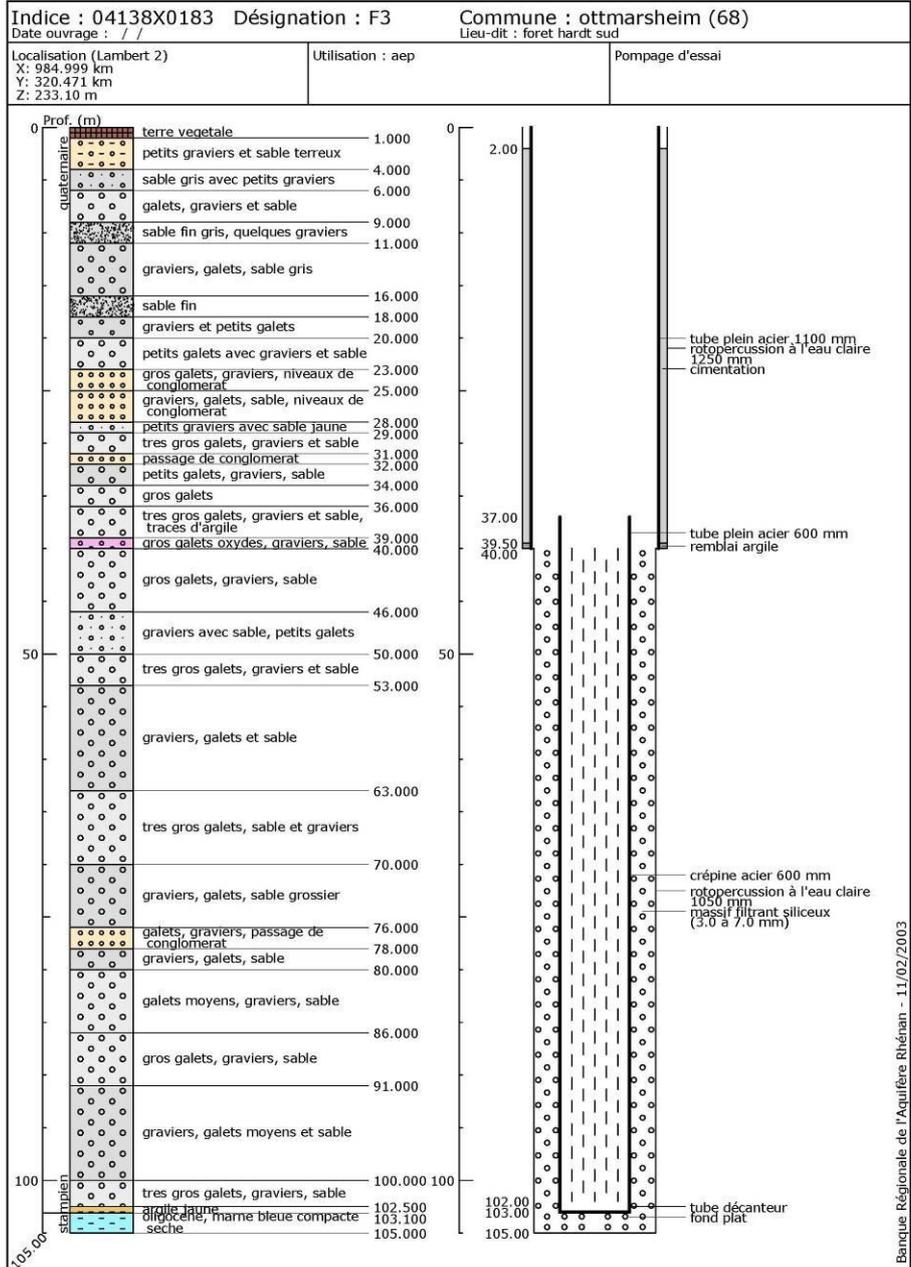


Banque Régionale de l'Aquifère Rhénan (BRAR)

Maître d'ouvrage : Région Alsace
Opérateur : BRGM
Partenaires financiers : BRGM
 Région Alsace
 Agence de l'eau Rhin-Meuse



Reproduction autorisée avec mention de la source : BRAR © Région Alsace, 2003

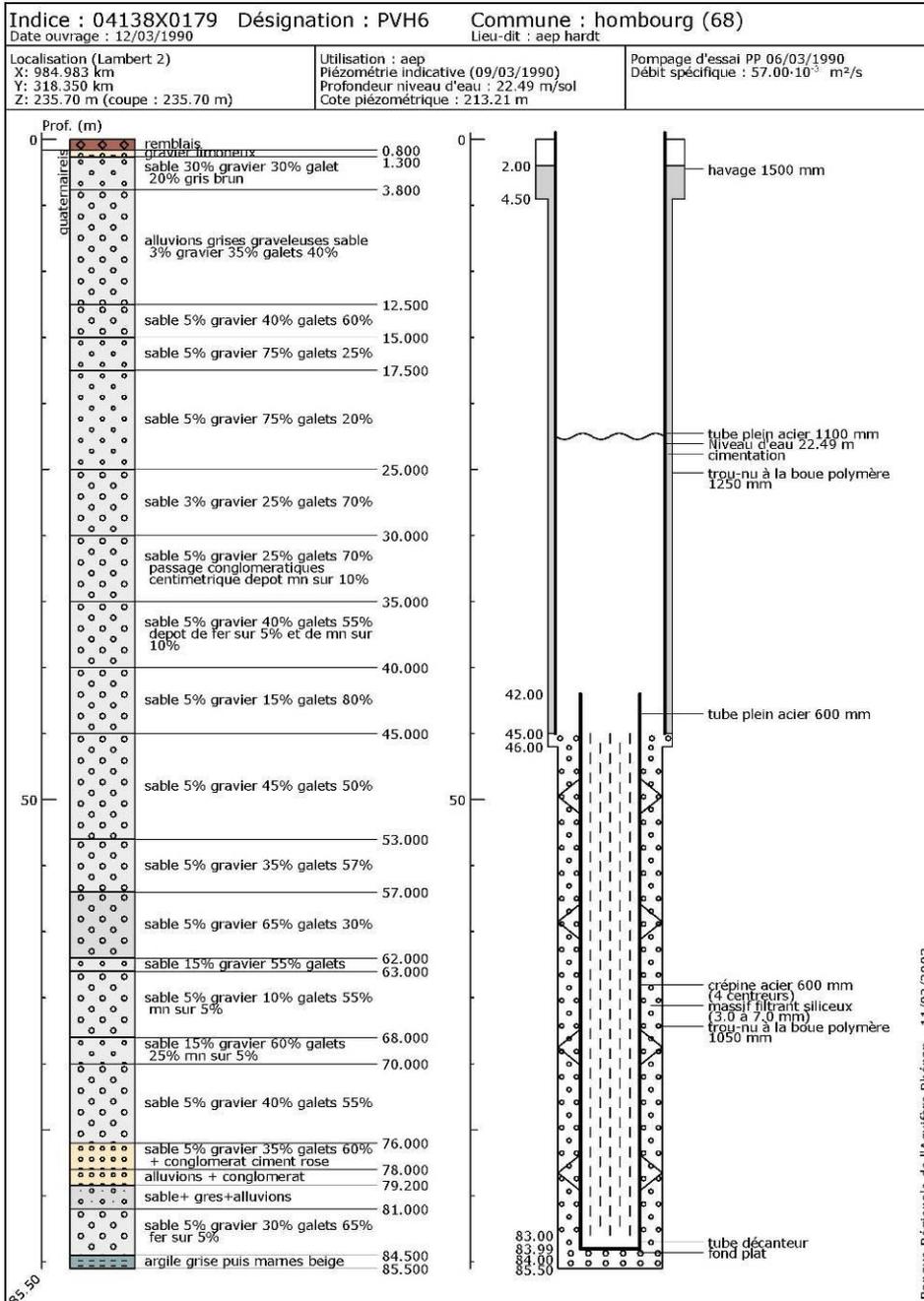


Banque Régionale de l'Aquifère Rhénan (BRAR)

Maitre d'ouvrage : Région Alsace
 Opérateur : BRGM
 Partenaires financiers : BRGM
 Région Alsace
 Agence de l'eau Rhin-Meuse



Reproduction autorisée avec mention de la source : BRAR © Région Alsace, 2003

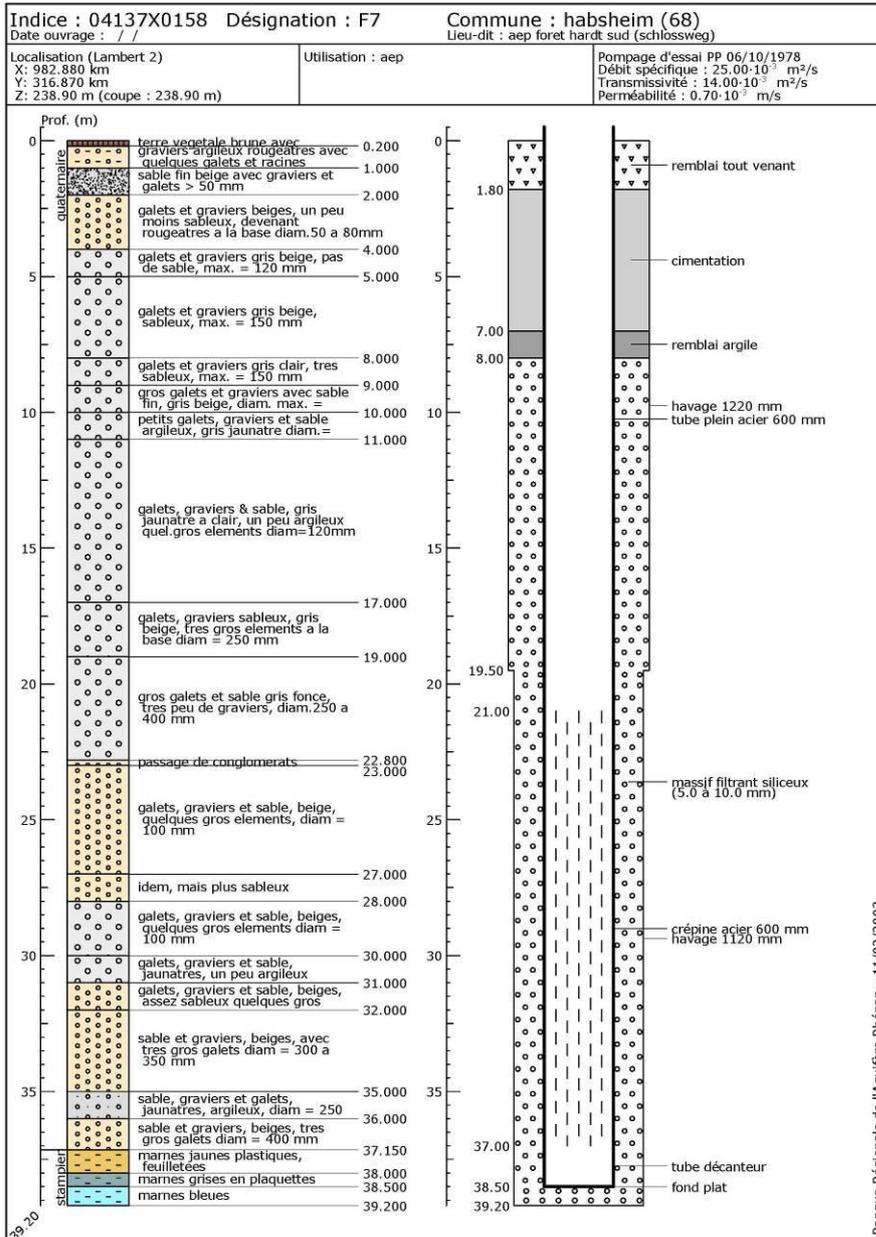


Banque Régionale de l'Aquifère Rhénan (BRAR)

Maître d'ouvrage : Région Alsace
Opérateur : BRGM
Partenaires financiers : BRGM
 Région Alsace
 Agence de l'eau Rhin-Meuse



Reproduction autorisée avec mention de la source : BRAR © Région Alsace, 2003



Banque Régionale de l'Aquifère Rhénan (BRAR)

Maitre d'ouvrage : Région Alsace
 Opérateur : BRGM
 Partenaires financiers : BRGM
 Région Alsace
 Agence de l'eau Rhin-Meuse

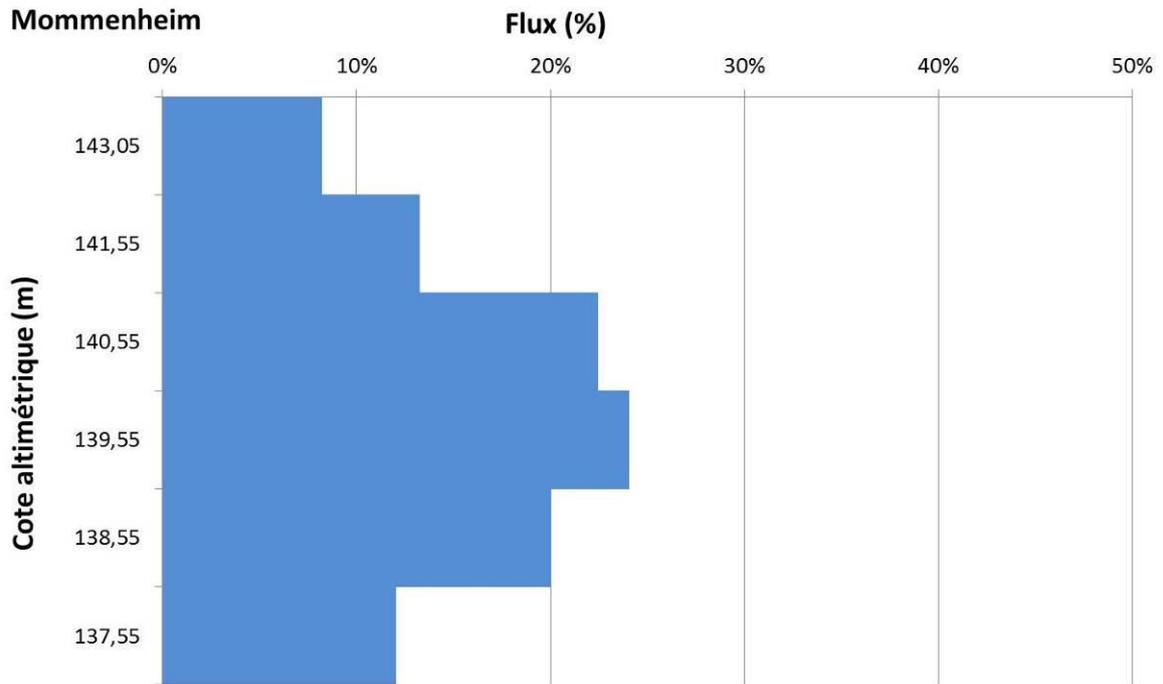
Reproduction autorisée avec mention de la source : BRAR © Région Alsace, 2003



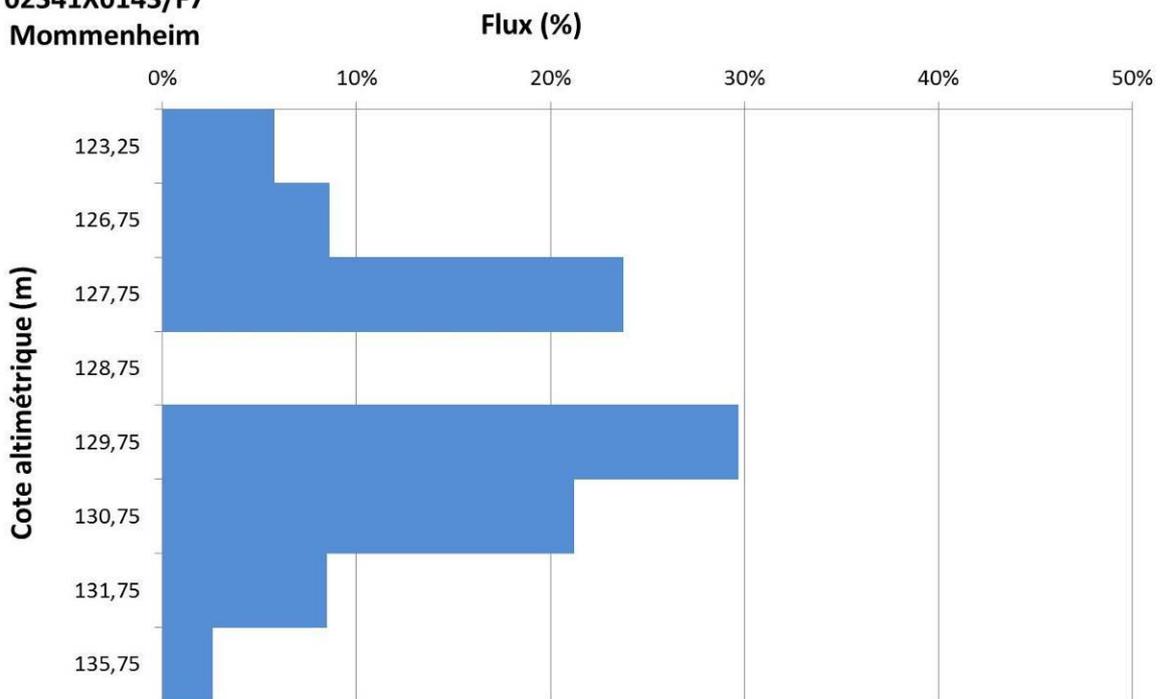
Annexe 2

Distribution des flux dans les captages étudiés

**02341X0024 /F4
Mommenheim**



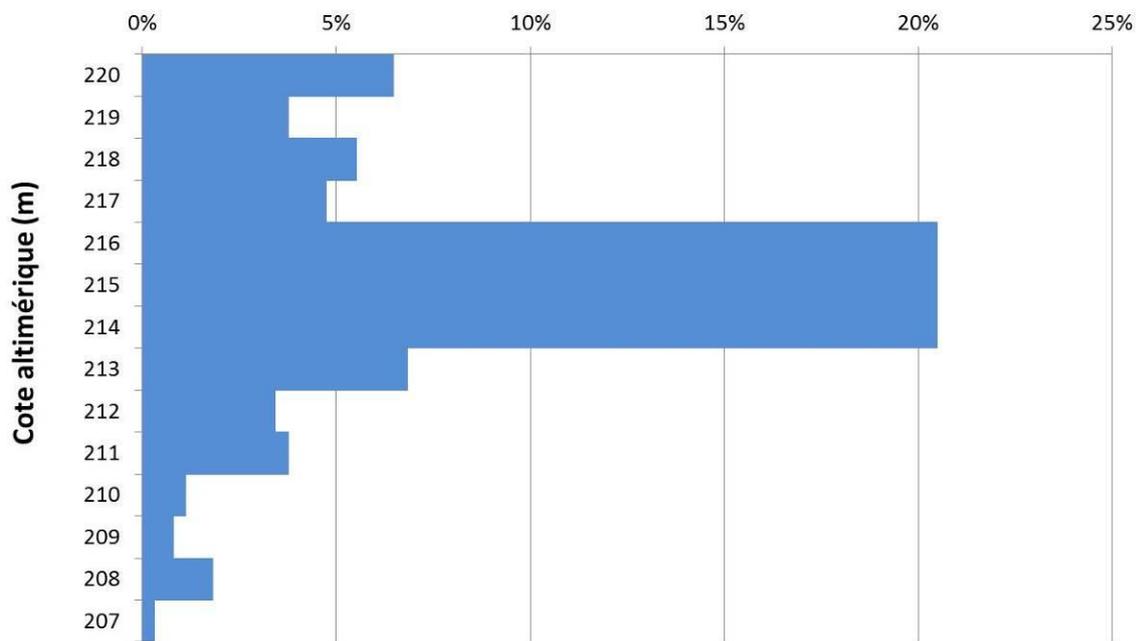
**02341X0143/F7
Mommenheim**



04137X0158/F7

Hardt

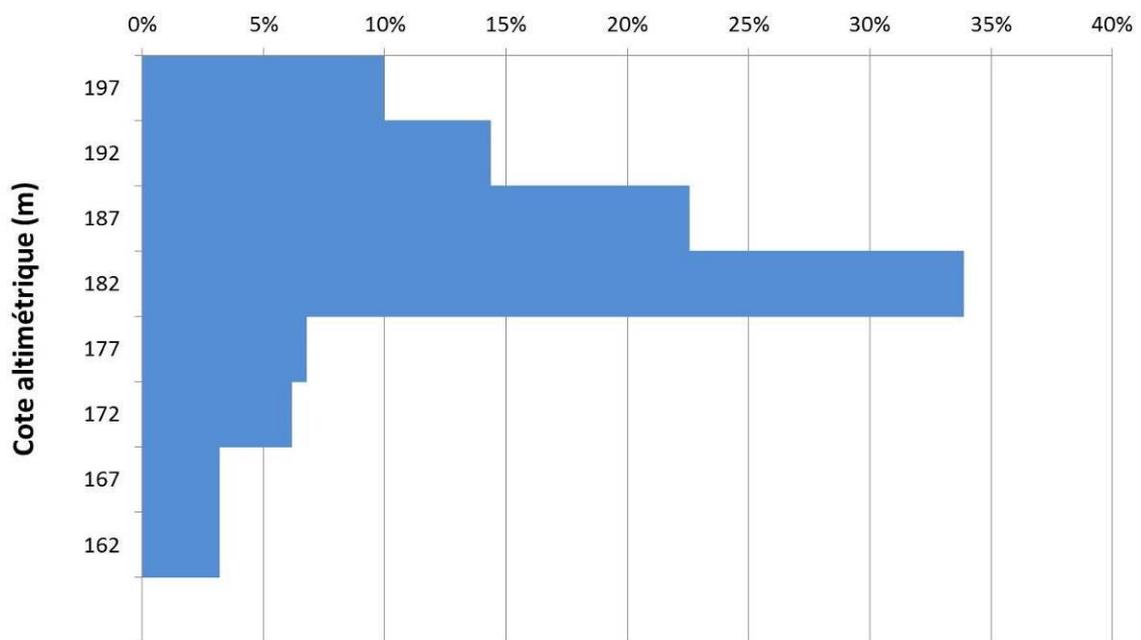
Flux (%)



04138X0179/PVH6

Hardt

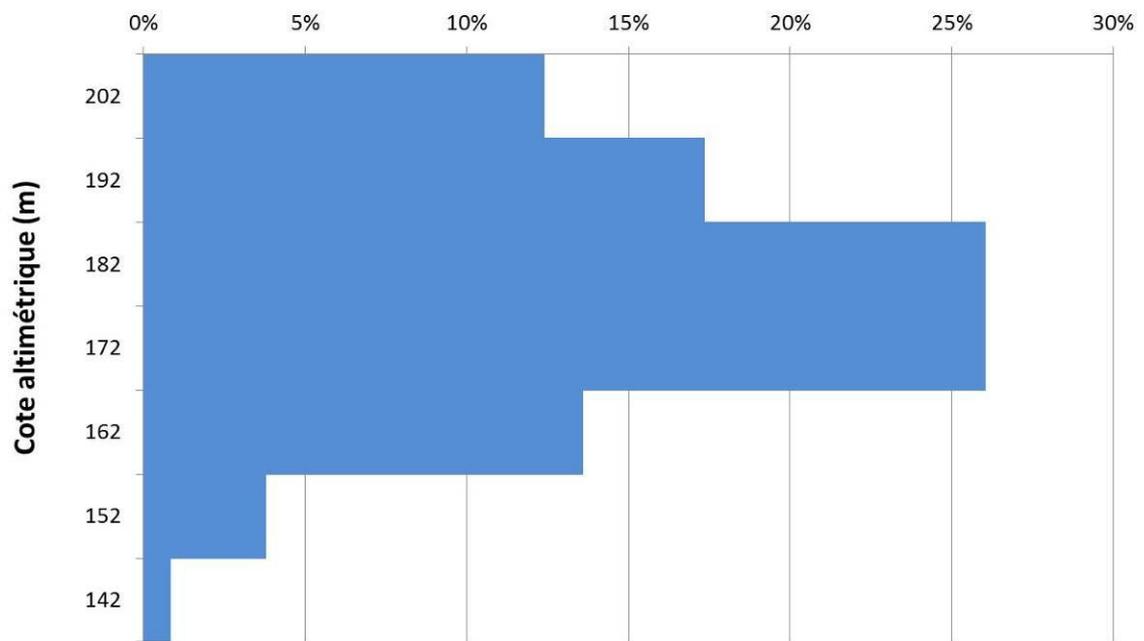
Flux (%)



04138X0183/F3

Hardt

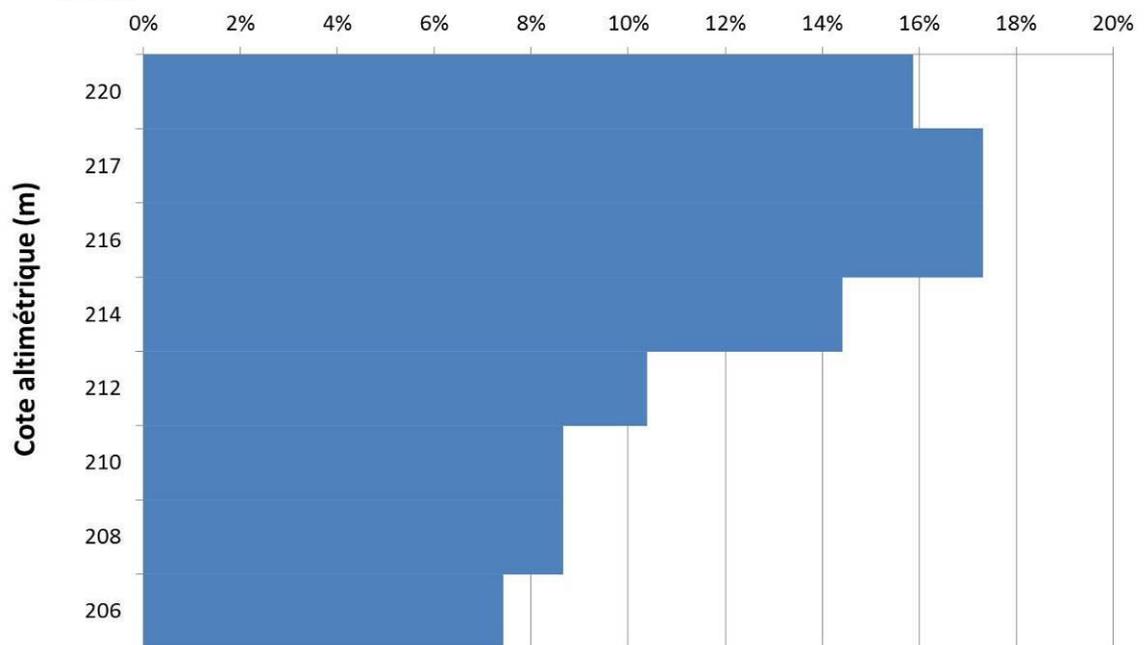
Flux (%)



04138X0228/P2

Hardt

Flux (%)



Annexe 3

Résultats d'analyse de phytosanitaires dans les carottages de sols



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

Direction régionale Alsace
Parc Activités Porte Sud
Rue Pont du Péage – Bâtiment H1
67118 GEISPOLSEIM
Tél. : 03 88 77 48 90