

Document public



Suivi de la qualité des eaux souterraines en aval des installations classées situées dans le bassin Rhin-Meuse à l'ouest des Vosges

Synthèse des contrôles 2004

BRGM/RP-54517-FR
Décembre 2009



Suivi de la qualité des eaux souterraines en aval des installations classées situées dans le bassin Rhin-Meuse à l'ouest des Vosges

Synthèse des contrôles 2004

BRGM/RP-54517-FR
Décembre 2009

Étude réalisée dans le cadre des projets
de Service public du BRGM 2005 POLA14

D. Nguyen-Thé, J-M. Hugues, B. Durendeau



Vérificateur :

Nom : B. Clozel-Leloup, R. Fabriol

Date : 23/12/2009

(Original signé)

Approbateur :

Nom : D. Midot

Date : 23/12/2009

(Original signé)

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 9001:2000.



Mots clés : installations classées pour la protection de l'environnement, sites et sols (potentiellement) pollués, qualité des eaux souterraines, bassin Rhin-Meuse, Lorraine.

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

Nguyen-Thé D., Hugues J-M., Durendeau B. (2009) – Suivi de la qualité des eaux souterraines en aval des installations classées situées dans le bassin Rhin-Meuse à l'ouest des Vosges, Synthèse des contrôles 2004. Rapport BRGM/RP-54517-FR, 131 p., 80 ill., 1 vol. hors-texte.

Synthèse

La synthèse des données de l'année 2004 relatives à la qualité des eaux souterraines en aval des installations classées (IC) et sites et sols pollués (SP) situés dans le bassin Rhin-Meuse à l'ouest des Vosges a été profondément remaniée. Elle apporte une plus-value au travail de bancarisation des résultats analytiques entrepris depuis de nombreuses années.

Les améliorations apportées concernent par exemple la taille des réseaux des qualitomètres propres à chaque site, l'évaluation de la proximité des sites par rapport aux captages d'alimentation en eau potable (AEP), l'exposition des nappes d'eau souterraine, etc.

Un travail conséquent de synthèse hydrogéologique et méthodologique a été effectué de sorte que le présent rapport soit autoportant et qu'il permette à son lecteur d'avoir à disposition les éléments théoriques lui permettant d'apprécier les résultats qui sont présentés. Il ressort à l'échelle de la zone d'étude que :

- le nombre médian de qualitomètres par site est de 3 ;
- la fréquence médiane des campagnes de prélèvements est annuelle ;
- plus de 15 000 données analytiques ont été collectées et mises en banque pour l'année 2004 ;
- le nombre total de paramètres contrôlés au cours de l'année 2004 est de 223 ;
- la médiane du nombre de paramètres suivis par site est de 10 à 15 ;
- des substances prioritaires, voire dangereuses prioritaires, dans le domaine de l'eau comme le benzène, le cadmium, les hydrocarbures aromatiques polycycliques, le nickel, les phénols et le plomb ont été détectées par les contrôles pratiqués pour plusieurs sites ;
- la zone non saturée des aquifères situés sous les IC-SP est en grande majorité de très faible épaisseur ce qui correspond à un critère défavorable d'exposition de ces aquifères ;
- les IC-SP sont implantés le plus souvent à des distances par rapport aux captages d'alimentation en eau potable qui n'excèdent pas quelques kilomètres ;
- l'indice de développement et de persistance des réseaux (IDPR) que l'on peut calculer au droit des IC-SP a une répartition relativement normale, mise à part une classe de sites engendrant des expositions très faibles des nappes et qui correspondent en partie aux installations de stockage de déchets (ISD) ;
- la moitié des sites se trouve au droit d'aquifères dont les vulnérabilités intrinsèques simplifiées sont relativement élevées.

Ces résultats médians et globaux ne rendent pas compte de la répartition des paramètres auxquels ils se rapportent et ne peuvent donc être généralisés sans un minimum de précautions. Cependant les 112 IC-SP suivis dans l'étude ont été sélectionnés au cours des différents exercices qui se sont succédés de manière quasi-aléatoire, ce qui fait qu'ils constituent en quelque sorte un échantillon représentatif de tous les sites industriels ou (potentiellement) pollués de la zone d'étude. Ces résultats peuvent ainsi avoir une certaine représentativité et ils pourraient être utilisés pour dimensionner de futures études ou pour gérer les réseaux du contrôle opérationnel.

Un examen des résultats des analyses collectées et saisies a été fait par système aquifère et par masse d'eau souterraine. Il a consisté à comparer les statistiques des données de qualité patrimoniales des masses d'eau à celles issues des résultats analytiques des IC-SP. Les différences ont été présentées. Elles reflètent le plus fréquemment des situations où les résultats relatifs aux sites ont des valeurs supérieures à celles se rapportant aux masses d'eau, mais ces différences ne sont pas nécessairement représentatives compte tenu de l'échelle de l'examen.

Un précepte important est souligné dans la synthèse : autant que faire se peut, il faut étudier chaque IC-SP de manière détaillée et à l'échelle du site pour en tirer des résultats pertinents. Des exemples pédagogiques de mises en œuvre du krigeage de la répartition d'un composé dissous ou de la modélisation du transport d'un élément dans des nappes ont été présentés dans ce sens. Des avis objectifs à l'échelle des masses d'eau souterraine concernées ont pu être formulés à partir de ces approches. Il a ainsi été constaté que plusieurs sites suivis avaient une incidence sur la qualité des nappes des grès du Trias inférieur (GTI) dans le secteur du bassin houiller ou des alluvions de la Moselle dans le Pays messin.

Sommaire

1. Présentation générale	11
1.1. INTRODUCTION	11
1.2. ETUDE DES DONNEES 2004.....	13
1.3. PRESENTATION DES RESULTATS	14
1.3.1. Tableaux de synthèse et cartes des situations.....	14
1.3.2. Fiches des sites.....	15
1.3.3. Synthèse annuelle	19
2. Bilan d'acquisition des données sur les sites pour l'ensemble des départements	21
2.1. ARDENNES	21
2.2. MEURTHE ET MOSELLE.....	22
2.3. MEUSE	22
2.4. MOSELLE	22
2.5. VOSGES.....	22
2.6. CONCLUSION SUR L'ENSEMBLE DES DEPARTEMENTS	22
3. Valorisation des résultats analytiques	25
3.1. VUE D'ENSEMBLE	25
3.1.1. Cadre hydrogéologique	25
3.1.2. Exposition potentielle des ressources en eau souterraine	29
3.2. RAPPELS THEORIQUES SUR LA QUALITE DES NAPPES D'EAU SOUTERRAINE	34
3.3. RESULTATS GLOBAUX	39
4. Examen par système aquifère	47
4.1. METHODOLOGIE.....	47
4.2. AQUIFERES DE SOCLE	49

4.3. GRES DU TRIAS INFERIEUR	51
4.3.1. Présentation du système aquifère.....	51
4.3.2. Interprétation globale des données analytiques.....	54
4.3.3. Exemple d'interprétation affinée : la répartition du sulfate au sein de la nappe des GTI	55
4.3.4. Apport des études détaillées.....	60
4.4. CALCAIRES DU MUSCHELKALK	68
4.4.1. Présentation du système aquifère.....	68
4.4.2. Interprétation des données analytiques	70
4.5. PLATEAU LORRAIN VERSANT RHIN	71
4.5.1. Présentation du système aquifère.....	71
4.5.2. Interprétation des données analytiques	71
4.6. GRES ET CALCAIRES DE GAUME, D'HETTANGE ET DU LUXEMBOURG ..	73
4.6.1. Présentation du système aquifère.....	73
4.6.2. Interprétation des données analytiques	73
4.7. ARGILES DU LIAS DES ARDENNES	74
4.7.1. Présentation du système aquifère.....	74
4.7.2. Interprétation des données analytiques	75
4.8. CALCAIRES DU DOGGER.....	76
4.8.1. Présentation du système aquifère.....	76
4.8.2. Interprétation des données analytiques	80
4.9. ARGILES DU CALLOVO-OXFORDIEN DE BASSIGNY.....	81
4.9.1. Présentation du système aquifère.....	81
4.9.2. Interprétation des données analytiques	81
4.10. ARGILES DU CALLOVO-OXFORDIEN DES ARDENNES	82
4.11. CALCAIRES DE L'OXFORDIEN ET DU KIMMERIDGIEN	83
4.12. CALCAIRES DU TITHONIEN	85
4.13. ALLUVIONS DE LA MEUSE, DE LA CHIERS ET DE LA BAR	87
4.14. ALLUVIONS DE LA MEURTHE ET DE LA MOSELLE AMONT).....	88
4.15. ALLUVIONS DE LA MOSELLE AVAL	91
4.15.1. Présentation générale	91
4.15.2. Interprétation globale des résultats analytiques de l'année 2004	91

4.15.3.	Apports des études détaillées.....	93
4.15.4.	Exemple d'étude approfondie : modélisation de la Moselle aval et de sa nappe d'accompagnement	96
5.	Conclusions	115
6.	Bibliographie.....	117

Liste des illustrations

Illustration 1 :	Carte de situation de la zone étudiée.	12
Illustration 2 :	Classification BASOL utilisée dans les tableaux de synthèse.....	15
Illustration 3 :	Exemples de coupes de qualitomètres dessinées dans des fiches.	16
Illustration 4 :	Exemple de carte rénovée de situation des qualitomètres.....	17
Illustration 5 :	Bilan d'acquisition des données pour le suivi des IC-SP, situation 2004.	21
Illustration 6 :	Liste des sites étudiés.....	23
Illustration 7 :	Localisation des sites étudiés par rapport à la BD RHF V1.....	24
Illustration 8 :	Carte géologique du Bassin Parisien.....	25
Illustration 9 :	Table stratigraphique simplifiée du bassin de Paris.	26
Illustration 10 :	Coupe géologique ouest-est du Bassin Parisien.	27
Illustration 11 :	Liste de toutes les masses d'eau de la zone d'étude.	28
Illustration 12 :	Ages des terrains aquifères ou essentiellement imperméables correspondant au masses d'eau suivies.....	28
Illustration 13 :	Répartition des valeurs des indices de développement et de persistance des réseaux calculés au droit des sites suivis.....	30
Illustration 14 :	Répartition des épaisseurs de la ZNS calculées au droit des sites suivis.....	31
Illustration 15 :	Répartition des vulnérabilités intrinsèques simplifiées au droit des sites.....	32
Illustration 16 :	Sites suivis et vulnérabilité intrinsèque simplifiée.....	32
Illustration 17 :	Histogramme des distances entre les sites et les AEP de la zone d'étude.	33
Illustration 18 :	Histogrammes des distances entre les sites et les périmètres de protections des AEP les plus proches en Lorraine.....	34
Illustration 19 :	Exemple de panache de pollution.....	35
Illustration 20 :	Exemple de l'ajustement d'un modèle statistique à une chronique de données.	36

Illustration 21 : Principe de la contamination naturelle des eaux souterraines par du cadmium et d'une solution de protection d'un captage d'eau.	37
Illustration 22 : Principe de migration d'un LNAPL.	38
Illustration 23 : Principe de migration d'un DNAPL.	38
Illustration 24 : Effet d'un pompage sur la mesure d'un paramètre.	39
Illustration 25 : Paramètres contrôlés, présentés en abrégé, en 2004.	40
Illustration 26 : Paramètres contrôlés en 2004 classés par nombre de mesures.	41
Illustration 27 : Histogramme du nombre de qualitomètres par IC-SP.	42
Illustration 28 : Distribution du nombre des paramètres contrôlés.	43
Illustration 29 : Familles des paramètres contrôlés en 2004.	43
Illustration 30 : Distinction des SP, SDP et COHV parmi les paramètres contrôlés.	44
Illustration 31 : Fréquence des contrôles.	44
Illustration 32 : Bilan sur les données de qualité des eaux souterraines bancarisées pour le bassin Rhin-Meuse à l'ouest des Vosges.	45
Illustration 33 : Synthèse des résultats analytiques concernant le socle ardennais.	50
Illustration 34 : Lithostratigraphie synthétique des grès du Trias inférieur.	51
Illustration 35 : Log lithostratigraphique des grès du Trias inférieur.	52
Illustration 36 : Coupe hydrogéologique schématique des GTI.	54
Illustration 37 : Synthèse des résultats analytiques concernant les grès du Trias inférieur.	55
Illustration 38 : Etude géostatistique des concentrations en sulfate dans la nappe des GTI.	56
Illustration 39 : Estimation géostatistique de la répartition spatiale des concentrations en sulfate dans la nappe des grès du Trias inférieur.	58
Illustration 40 : Zoom de l'estimation géostatistique sur la masse d'eau de code 2028.	59
Illustration 41 : Carte de comparaison des données patrimoniales et des données des IC-SP.	59
Illustration 42 : Carte piézométrique de la nappe des grès du Trias inférieur dans le secteur du bassin houiller.	61
Illustration 43 : Carte piézométrique de la nappe des GTI sur fond géographique.	62
Illustration 44 : Stratification hydrochimique des eaux souterraines.	66
Illustration 45 : Log lithostratigraphique schématique du système aquifère.	68
Illustration 46 : Système aquifère du Muschelkalk.	69
Illustration 47 : Synthèse des résultats analytiques concernant les calcaires du Muschelkalk.	70
Illustration 48 : Synthèse des résultats analytiques concernant le « Plateau lorrain versant Rhin »	72
Illustration 49 : Aquifère des grès du Lias inférieur.	74

Illustration 50 : Synthèse des résultats analytiques concernant les « Argiles du Lias dans les Ardennes ».	75
Illustration 51 : Variations latérales de faciès et de puissances dans le Dogger.	77
Illustration 52 : Système aquifère du Dogger.	77
Illustration 53 : Cartes piézométriques de la nappe du Dogger.	78
Illustration 54 : Coupe hydrogéologique conceptuelle du Dogger et du bassin ferrifère, avant et pendant l'exhaure.	79
Illustration 55 : Coupe hydrogéologique conceptuelle du Dogger et du bassin ferrifère, après ennoyage.	79
Illustration 56 : Synthèse des résultats analytiques concernant les calcaires du Dogger et le bassin ferrifère.	80
Illustration 57 : Synthèse des résultats analytiques concernant les argiles callovo-oxfordiennes de Bassigny.	81
Illustration 58 : Synthèse des résultats analytiques concernant les argiles callovo-oxfordiennes des Ardennes.	82
Illustration 59 : Synthèse des résultats analytiques concernant les calcaires de l'Oxfordien et du Kimméridgien.	83
Illustration 60 : Carte piézométrique de la nappe de l'Oxfordien-Kimméridgien inférieur.	84
Illustration 61 : Synthèse des résultats analytiques concernant les calcaires du Tithonien.	85
Illustration 62 : Aquifère du Tithonien.	86
Illustration 63 : Synthèse des résultats analytiques concernant les alluvions de la Meuse.	87
Illustration 64 : Capture de la Moselle.	88
Illustration 65 : Synthèse des résultats analytiques concernant les « Alluvions de la Meurthe et de la Moselle amont ».	89
Illustration 66 : Masse d'eau souterraine 2016.	92
Illustration 67 : Synthèse des résultats analytiques concernant les alluvions de la Moselle aval.	93
Illustration 68 : Emprise géographique de la zone modélisée.	97
Illustration 69 : Contexte géologique de la zone d'étude.	99
Illustration 70 : Cartes géologiques détaillées des alluvions.	100
Illustration 71 : Découpage contemporain des alluvions de la Moselle.	101
Illustration 72 : Coupe transversale de la vallée de la Moselle.	102
Illustration 73 : Morphologie de la vallée de la Moselle.	103
Illustration 74 : Analyse de l'erreur du modèle hydrodynamique.	105
Illustration 75 : Echanges nappe-cours d'eau simulés.	106
Illustration 76 : Concentrations en chlorure mesurées dans la Moselle.	107
Illustration 77 : Concentrations en chlorure dans les cours d'eau.	108

Illustration 78 : Calage hydrodispersif. Position des points de contrôle et ajustement.....	110
Illustration 79 : Concentrations en chlorure mesurées et simulées en aval de bassins de décantation de cendres volantes à Woippy.....	110
Illustration 80 : Modélisation de la concentration en chlorure dans la nappe de la Moselle.	112

Liste des annexes

Annexe 1 : Lexique des paramètres chimiques analysés	121
--	-----

1. Présentation générale

1.1. INTRODUCTION

L'Agence de l'Eau Rhin-Meuse (AERM) et les Directions Régionales de l'Industrie, de la Recherche et de l'Environnement (DRIRE) Champagne-Ardenne et Lorraine, ces dernières agissant par délégation du Ministère de l'Industrie, des Postes et Télécommunications et du Commerce extérieur, ont décidé au cours des années 1990 de faire élaborer par le BRGM un document de synthèse annuel sur les données de la qualité des eaux souterraines en milieu industriel.

Ces données de qualité sont principalement issues des réseaux d'autocontrôles réglementaires mis en place au droit des installations classées (IC) pour la protection de l'environnement. Elles peuvent aussi être acquises au niveau de sites et sols inscrits dans la base de données sur les sites et sols pollués ou potentiellement pollués (SP) appelant une action des pouvoirs publics, à titre préventif ou curatif BASOL¹. La désignation IC-SP permet depuis peu de regrouper sous un même sigle ces types d'installations et de sites ou sols.

La présente synthèse porte sur les données analytiques de l'année 2004. Elles sont d'une part relatives aux quatre départements de la région Lorraine : la Meurthe-et-Moselle, la Meuse, la Moselle et les Vosges. D'autre part, elles concernent la partie du département des Ardennes qui est située dans le bassin Rhin-Meuse. La partie du département de la Haute-Marne appartenant au bassin Rhin-Meuse n'est pas prise en compte.

Les territoires concernés par l'étude sont présentés sur l'illustration 1 qui suit. Leur superficie totale est d'environ 26 200 km². Ils sont situés à 78,5 % à la fois dans le bassin hydrologique Rhin-Meuse et en Lorraine (ce qui représente environ 20 600 km²), à 10,0 % uniquement dans le bassin Rhin-Meuse (nord-est du département des Ardennes, d'environ 2 600 km²) et à 11,5 % uniquement en Lorraine (ouest du département de la Meuse et sud du département des Vosges hors bassin Rhin-Meuse, d'environ 3 000 km²).

Ainsi, en toute rigueur, les territoires visés par l'étude concernent trois bassins versants hydrologiques (Rhin-Meuse ; Rhône-Méditerranée et Corse ; Seine-Normandie) et deux régions administratives (Champagne-Ardenne ; Lorraine).

Au total, les données d'une centaine de sites ont été rassemblées dans la présente synthèse.

¹ consultable sur le site internet du Ministère de l'Ecologie, de l'Energie, du Développement durable et de la Mer (MEEDDM), à l'adresse <http://basol.environnement.gouv.fr>.



Illustration 1 : Carte de situation de la zone étudiée (bassin Rhin-Meuse à l'ouest des Vosges et Lorraine).

1.2. ETUDE DES DONNEES 2004

Les résultats des analyses chimiques réalisées chaque année par les industriels pour l'auto-surveillance de l'impact de leurs activités sur les eaux souterraines, ou ceux acquis sur des sites et sols pollués, sont transmis aux DRIRE. Le BRGM, par l'intermédiaire du Service géologique régional Lorraine, est chargé dans le cadre de sa mission de service public et pour la synthèse en question, de collecter auprès de l'Administration et de mettre en banque ces données, puis d'élaborer un rapport annuel de synthèse du suivi de la qualité des eaux souterraines en aval des installations classées. L'Agence de l'eau Rhin-Meuse et le BRGM ont cofinancé à parts égales cette opération qui concernait les données de l'année 2004. L'opération s'est déroulée selon six étapes majeures :

1. **Collecte des données et des informations** relatives aux installations classées équipées d'un réseau de contrôle de la qualité des eaux souterraines. Ce travail a été effectué par le biais d'enquêtes auprès des DRIRE Champagne-Ardenne et Lorraine. Selon les groupes de subdivisions, les données ont été envoyées directement au Service géologique régional Lorraine, soit, le plus souvent, elles ont été collectées sur place par un agent du BRGM. Elles ont permis en particulier de mettre à jour la description du réseau de piézomètres de contrôle.
2. **Préparation des données et saisie des analyses physico-chimiques** relatives aux sites. Depuis 1993, toutes les données résultant de la surveillance des eaux souterraines ont été mises sur un support informatique (SGBD Oracle), de façon à faciliter le traitement des analyses physico-chimiques ainsi que l'impression de tableaux de résultats analytiques par point de mesure et par élément analysé. Les analyses ont seulement été saisies dans le cas où les points de prélèvement des eaux souterraines ont été identifiés avec une précision satisfaisante. Alors, la correspondance des désignations locales des points de prélèvement a été faite avec leurs codes nationaux ou codes BSS (Banques des données du Sous-Sol). Les informations nécessaires à cette identification sont de préférence les coupes géologique et technique de l'ouvrage d'eau, ses caractéristiques hydrodynamiques, un plan de localisation du point à 1/25 000^e, et un plan de masse du site agrémenté d'un repérage en coordonnées Lambert I ou II selon le cas (ces plans ont également servi pour la tâche suivante).
3. **Positionnement des sites** sur des cartes de localisation (sur un fond IGN à 1/25 000^e), avec la localisation des points de contrôle des eaux souterraines. Des plans de type cadastral ont parfois été fournis pour apprécier plus précisément la localisation des points de prélèvement.
4. **Mise à jour des fiches des sites et intégration des résultats statistiques** issus des analyses collectées et saisies (au cours de la deuxième tâche).
5. **Approche améliorée** de quelques sites. Depuis l'exercice concernant les données 2001, il a été décidé que les fiches de plusieurs sites soient étoffées afin d'enrichir les informations qu'elles comportaient. Pour la synthèse des données 2004, quinze sites ont bénéficié de l'amélioration de leurs fiches. Les critères qui ont prévalu à la sélection des quinze sites étaient le regroupement des sites (sites rapprochés dont

les éventuels impacts sur les eaux souterraines pouvaient interférer entre eux), la complexité du contexte hydrogéologique des sites (afin de mieux comprendre leurs situations), la localisation des sites sur des aquifères intéressant particulièrement le maître d'ouvrage de l'étude ou sur des aquifères qui n'avaient pas encore été concernés par les approches améliorées (en l'occurrence les grès du Trias inférieur), et la recherche d'une répartition spatiale relativement homogène des sites sur les territoires concernés par l'étude. Ainsi depuis l'exercice des données de l'année 2001, 33 fiches de site ont été améliorées. Les améliorations qui ont été apportées sur ces fiches n'excluent pas que des études hydrogéologiques spécifiques soient réalisées à l'avenir à la charge des responsables des sites correspondants, afin que des critères de dégradation significative ou de dépassement des objectifs de qualité des eaux souterraines soient fixés, dans le cadre de la mise en place de plans de gestion sur les sites et/ou de démarches d'interprétation de l'état des milieux (IEM).

6. **Réalisation de la synthèse** à l'échelle des départements et du bassin Rhin-Meuse. Cette synthèse a fait l'objet d'une refonte en profondeur, à notre initiative, afin d'améliorer son contenu et son intérêt.

1.3. PRESENTATION DES RESULTATS

Les livrables de l'étude sont des documents au format numérique qui sont restitués sur Cdrom (documents PDF, lisibles avec le logiciel gratuit Adobe® Reader®). Il s'agit :

- des fiches des 112 sites ;
- des tableaux récapitulatifs des sites inventoriés par département ;
- des cartes des situations des sites par département ;
- d'une synthèse analysant, de manière générale, la situation des IC-SP par système aquifère pour les cinq départements concernés et portant sur l'année 2004 ;

La synthèse correspond au présent rapport. Une annexe hors-texte à ce rapport est formée par l'assemblage de toutes les fiches classées par département, et précédées des tableaux récapitulatifs et des cartes de situations (document hors-texte de plus de 900 pages).

1.3.1. Tableaux de synthèse et cartes des situations

Les tableaux récapitulatifs des sites inventoriés par département établissent la liste des différents sites suivis. Ils ont été simplifiés par rapport à ceux des exercices précédents. Ils rappellent certaines informations mentionnées dans les fiches des sites : le nom du site ; sa commune d'implantation ; sa situation dans la base de données sur les sites et sols pollués ou potentiellement pollués appelant une action des pouvoirs publics, à titre préventif ou curatif BASOL ; et la formation aquifère surveillée. Les cartes départementales des situations des sites sont présentées sur un fond des systèmes aquifères du bassin Rhin-Meuse et de la région Lorraine.

La nouvelle classification de la base de données BASOL a été prise en compte dans les tableaux. Rappelons qu'en fonction des niveaux de pollution constatés (importance des concentrations des paramètres contrôlés et extension spatiale de la pollution), ou des actions en cours ou déjà réalisées, ou encore du caractère seulement préventif des contrôles de la qualité des eaux souterraines, les sites et les installations classées sont classés en cinq catégories, plus une classe hors catégorie (sites ne relevant pas de BASOL). Cette classification est présentée sur l'illustration 2 ci-dessous :

	A1	Site mis en sécurité et/ou devant faire l'objet d'un diagnostic
	A2	Site en cours d'évaluation
	A3	Site en cours de travaux
	A4	Site traité avec surveillance et/ou restriction d'usage
	A5	Site traité et libre de toute restriction
		Site non classé dans BASOL

Illustration 2 : Classification BASOL utilisée dans les tableaux de synthèse.

1.3.2. Fiches des sites

Pour chaque département, les fiches de sites synthétisent les informations recueillies depuis le début du suivi de la qualité des eaux autour de l'établissement classé ou du site. Les fiches intègrent une description des sites, avec notamment les points suivants :

- ✓ Des informations administratives (commune, raison sociale de l'entreprise, situation, activité, prescriptions réglementaires).
- ✓ La situation et l'historique des activités relatives à l'installation classée ou au site.
- ✓ La description du contexte hydrogéologique.
- ✓ La description du réseau de surveillance. En plus du travail initialement prévu, des coupes lithostratigraphiques des qualitomètres (forages d'échantillonnage des eaux souterraines) ont été réalisées et incluses dans les fiches, dès que les cotes des interfaces des différentes formations géologiques traversées par les ouvrages d'eau étaient disponibles dans la BSS (voir les exemples de l'illustration 3).
- ✓ Les types de contrôles effectués (fréquence des prélèvements, types d'analyses, opérateurs, laboratoire....), ainsi que d'éventuelles remarques.

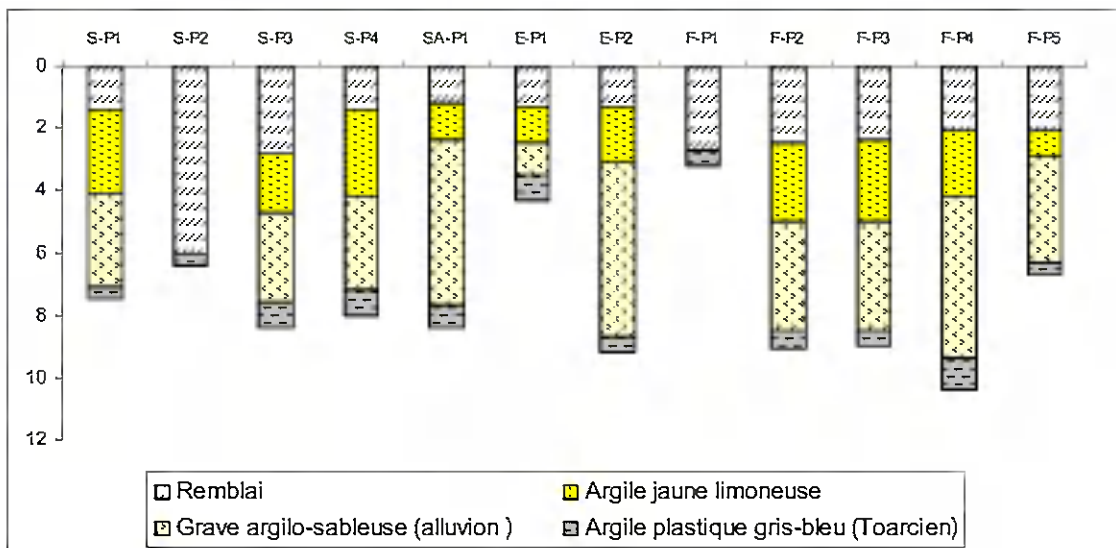
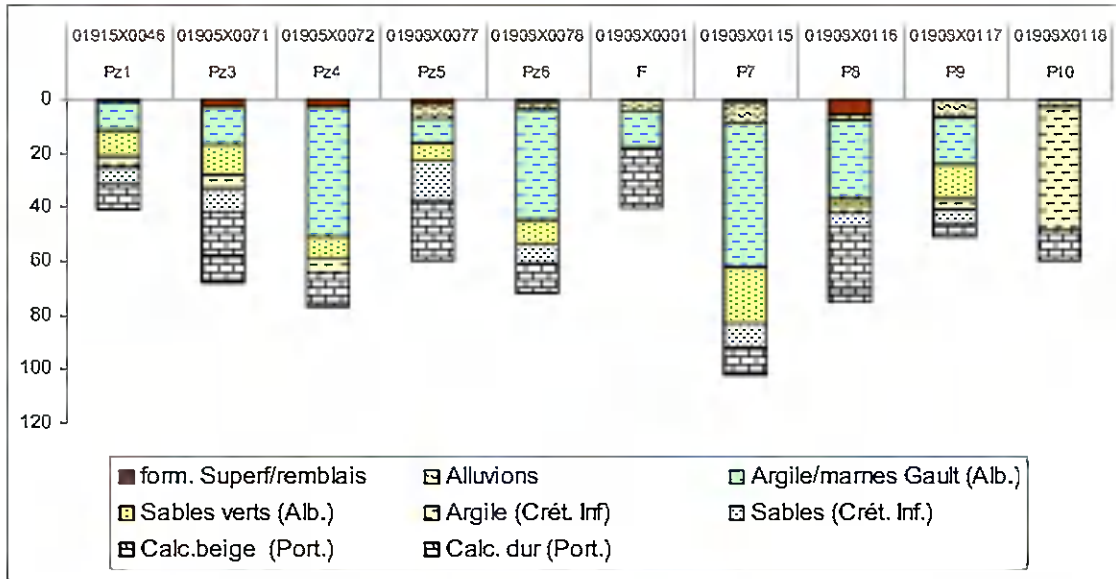


Illustration 3 : Exemples de coupes de qualimètres dessinées dans les fiches de deux sites (profondeur exprimée en mètre).

- ✓ Une carte de localisation (sur un support IGN à 1/25 000^e), avec le cas échéant le report du périmètre de l'IC-SP, le sens d'écoulement de la nappe d'eau souterraine, les points de prélèvement de la nappe, et si possible les captages d'alimentation en eau potable (AEP) les plus proches, voire leurs périmètres de protection. Pour la synthèse des données 2004, les cartes à 1/25 000^e de tous les sites étudiés ont été actualisées et ont été restituées en couleur pour permettre une meilleure visualisation (tâche initialement non prévue ; voir l'exemple de restitution obtenue sur l'illustration 4).

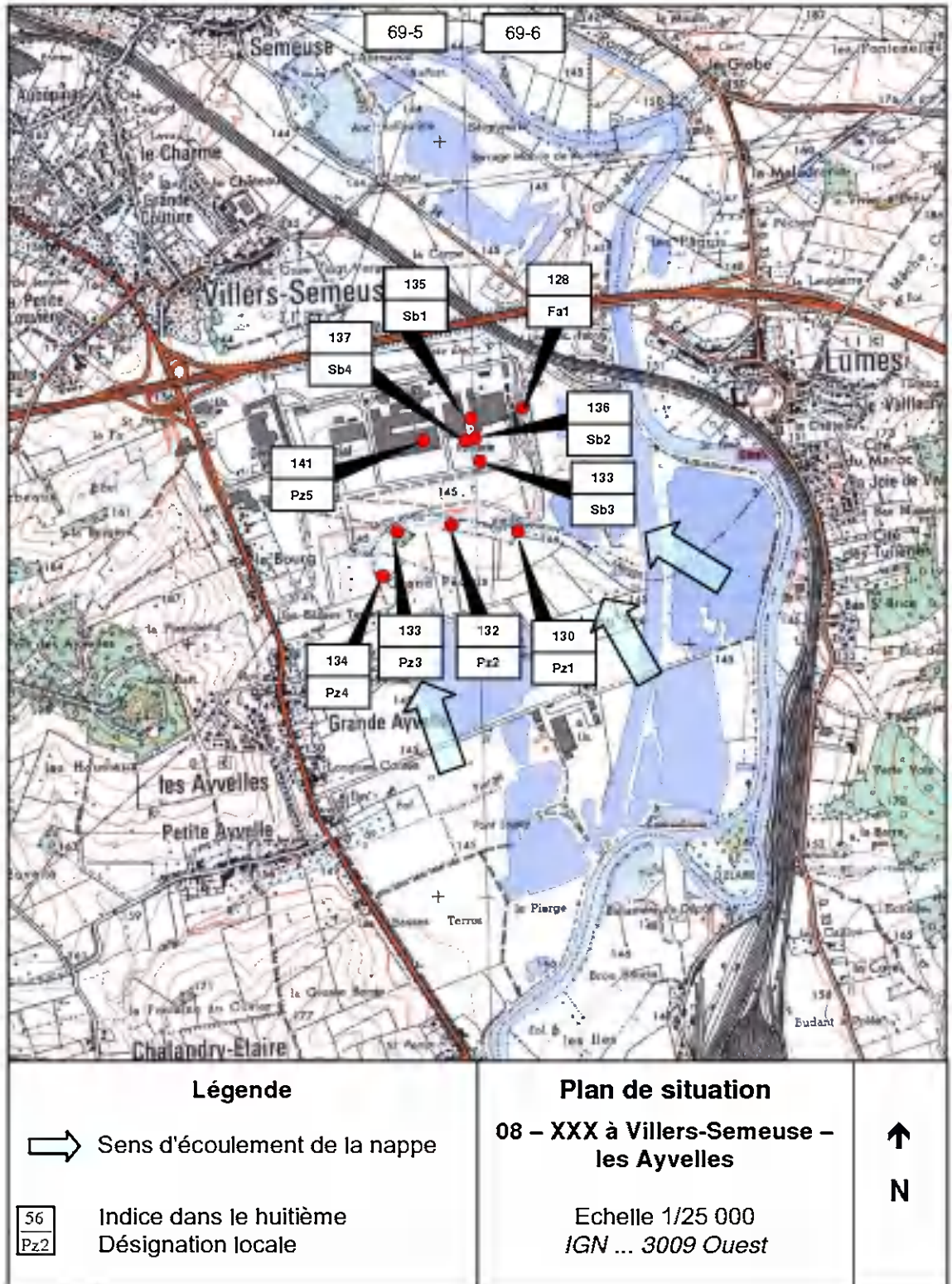


Illustration 4 : Exemple de carte rénovée de situation des qualitomètres.

- ✓ Un plan de situation plus précis et/ou une coupe géologique ou hydrogéologique du site.
- ✓ Un commentaire sur les résultats des analyses chimiques antérieurs à l'année 2004 (historique des analyses jusqu'à 2003), les valeurs des dernières analyses communiquées en 2004 n'étant pas commentées.
- ✓ Le tableau des résultats et statistiques des analyses chimiques par point de prélèvement et par élément. Le tableau indique les statistiques des concentrations et des valeurs des paramètres² contrôlés en 2004, ainsi que celles d'une période de référence de cinq ans 1999-2003. Il s'agit des valeurs minimale, maximale, médiane et du nombre de données). Le format du tableau a été une nouvelle fois amélioré pour plus de lisibilité des résultats. A titre indicatif, les valeurs médianes de l'année 2004 supérieures aux concentrations maximales admissibles² (CMA) des eaux destinées à l'eau potable ou à défaut aux valeurs guides² de l'Organisation mondiale de la Santé (WHO, pour World Health Organization), c'est-à-dire aux valeurs de référence, ont été reportées en caractères gras sur un fond orange (ex. : **270**). De même, les valeurs médianes supérieures à 80 % des valeurs de référence ont été notées en italique sur un fond jaune (ex. : *7.64*). Notons que les critères d'appréciation de la qualité des eaux VCI_{us} ou VCI_{uns} (valeurs de constat d'impact usage sensible ou usage non sensible) sont obsolètes et écartés par le MEEDDM. Enfin, la tendance d'évolution de la médiane de 2004 par rapport à celle de la période 1999-2003 a été indiquée à l'aide de symboles, avec une flèche rouge orientée vers le haut pour une augmentation (↑) et un triangle noir pointant vers le bas pour une diminution (▼).

La fiche de chaque site a fait l'objet d'une numérotation propre. Les cartouches d'entête et les pieds de page situent les fiches en précisant :

- ✓ le numéro du présent rapport BRGM et la date d'édition de la fiche.
- ✓ l'appellation du site dans le cadre de l'étude (composée par le nom de l'entreprise et par la commune sur laquelle il est situé).
- ✓ le numéro de la page consultée sur le nombre total de pages de la fiche du site.

Les fiches améliorées ont été développées et approfondies, si possible, et selon les informations collectées, à tous points de vue. Elles ont notamment été pourvues d'une nouvelle rubrique (portant sur la problématique de la qualité des eaux souterraines rencontrée au niveau du site traité) et mentionnant aussi, le cas échéant, des recommandations vis-à-vis du suivi du site (intégration d'un nouveau cartouche spécifique).

Pour les fiches améliorées, les commentaires sur l'évolution de la qualité des eaux souterraines tiennent compte des éléments d'information communiqués par les DRIRE

² la liste des paramètres analysés et leurs abréviations sont donnés dans l'annexe 1.

et mis à disposition du BRGM lors de la collecte des données. Les quinze sites dont les fiches ont été améliorées lors de l'exercice des données 2004 sont :

- ✓ sur les alluvions de la Meuse, la *Fonte Ardennaise à Haybes*.

- ✓ sur les grès du Trias inférieur (GTI) ou grès du Buntsandstein, *Charbonnages de France carrière de Merlebach à Freyming-Merlebach, Charbonnages de France centrale Emile Huchet à Porcelet-Diesen, Charbonnages de France schistier de la carrière Simon à Schoeneck, SOREPRO crassier sidérurgique à Schoeneck et Total Petrochemicals France à l'Hôpital*.

- ✓ sur les alluvions de la Moselle, *ArcelorMittal crassier de Rombas à Amnéville, ArcelorMittal crassier d'Uckange à Uckange, Cedilor CSDU à Jouy-aux-Arches, EDF parc de cendres de la centrale thermique de la Maxe à Woippy, ESKA CSDU à Marly, France Transfo à Maizières-lès-Metz, France Transfo ancienne usine à Metz, Imprelorraine à Ars-sur-Moselle, Société Lorraine de Revalorisation ancien site à Haute-Ham et Usine d'Electricité de Metz à Metz*.

Pour certains sites, aucun résultat analytique concernant l'année 2004, n'a été récupéré dans le cadre de la présente étude. Les fiches correspondantes n'ont donc pas fait l'objet d'une mise à jour des résultats d'analyse, lesquels ont été directement repris de la version antérieure de la synthèse (rapport BRGM RP-53293-FR).

Le travail important d'actualisation et de rénovation des cartes à 1/25 000^e pour la localisation des sites et des points de contrôle, et la réalisation des coupes géologiques de ces points de contrôle, entrepris pour la centaine de sites suivis dans le cadre de cette étude, a été fait à la place de la création de cinq fiches améliorées supplémentaires envisagées initialement dans le cahier des charges. Cela a permis en revanche, d'apporter une plus-value à l'ensemble de la présente synthèse.

1.3.3. Synthèse annuelle

Des synthèses ont été réalisées annuellement depuis le début de l'opération du suivi de la qualité des eaux souterraines en aval des IC-SP dans les années 1990. L'opération du suivi a été programmée jusqu'au traitement des données de l'année 2005, qui fera l'objet d'un rapport à venir distinct de celui présent. Pour les années suivantes, l'opération a été remodelée. La base des données déjà acquises a adopté une nouvelle architecture tout en passant au format SANDRE³, ce qui à terme autorisera des fonctionnalités originales et une interopérabilité avec d'autres banques de données. Des tests sont également en cours pour aboutir à une auto-déclaration des résultats des analyses chimiques de la part des industriels. Enfin, le rattrapage historique des données de la qualité des nappes en aval des autres IC-SP lorrains, qui n'ont jamais été traités lors de l'opération, va débuter prochainement.

³ Service d'Administration National des Données et Référentiels sur l'Eau.

Le présent rapport de synthèse concerne les données analytiques de l'année 2004. Il a subi de nombreuses améliorations afin, par exemple, de produire des bilans sur les résultats analytiques. Il vient en réponse à plusieurs demandes exprimées en 2007 par le comité de pilotage de l'opération. Elles concernaient notamment la taille des réseaux des qualitomètres propres à chaque site, l'évaluation de la proximité des sites par rapport aux captages d'alimentation en eau potable, l'exposition des nappes d'eau souterraine... Nous avons ainsi choisi de valoriser le plus possible les données de l'année 2004.

Un travail conséquent de synthèse hydrogéologique et méthodologique a également été effectué de sorte que le présent rapport soit autoportant et qu'il permette à son lecteur d'avoir à disposition les éléments théoriques lui permettant d'apprécier les résultats qui sont présentés. Le rapport de synthèse est ainsi hors norme et pourra servir de référence sur la qualité des nappes du bassin Rhin-Meuse à l'ouest des Vosges en contexte industriel et à une date donnée, en l'occurrence celle de l'année 2004.

2. Bilan d'acquisition des données sur les sites pour l'ensemble des départements

L'illustration 5 ci-dessous synthétise les informations qui concernent l'inventaire de la centaine d'installations classées et de sites étudiés, pour l'exercice des données analytiques de l'année 2004. Le bilan est effectué sur les fiches de sites. Les sites comptabilisés sont répertoriés par leurs noms dans les tableaux de synthèse de chaque département, au début des documents hors-texte de compilation des fiches.

Département	Nombre de fiches de sites (situation 2004)	Nombre de points de contrôle (situation 2004)	Nombre de sites avec des résultats d'analyses (en 2004)*	Nombre de sites présents dans l'inventaire BASOL	Nombre de sites A2 ou A3 dans l'inventaire BASOL
ARDENNES (08)	23	81	15	13	5
MEURTHE-ET-MOSELLE (54)	27	116	19	17	5
MEUSE (55)	15	65	12	5	4
MOSELLE (57)	30	201	25	19	10
VOSGES (88)	17	56	14	12	5
Total	112	519	85	66	29

Illustration 5 : Bilan d'acquisition des données pour le suivi des IC-SP, situation 2004 (* : récupérés dans le cadre de cette étude).

2.1. ARDENNES

Les résultats d'analyses de l'année 2004 ont été récupérés, dans le cadre de la présente étude, pour 15 sites sur les 23 sites suivis dans le département des Ardennes. Pour deux sites les données disponibles datent de l'année 2003 (*DMS DCA MORY SHIPP* à Sedan et *SA Combustibles* à Charleville-Mézières), pour trois autres sites de l'année 2000 (*EDF* à Charleville-Mézières, *EDF* à Sedan et *Fonderie l'Union* à Renwez/Ham-sur-Meuse), et pour trois derniers sites des années 1990 (*ArcelorMittal* à Glaire, *Cochaux* à Laifour et *CFP TOTAL* à Revin).

2.2. MEURTHE ET MOSELLE

Dans le département de Meurthe-et-Moselle, les données analytiques de 19 sites ont été récupérées pour l'année 2004 dans le cadre de la présente étude, sur un total de 27 sites suivis. Trois sites disposent de données pour l'année 2003 (*ArcelorMittal à Rehon, Martin Entreprise à Toul et Novacarb à Laneuveville-devant-Nancy*), deux sites pour l'année 2000 (*CSME à Varangéville et SOLVAY à Dombasle-sur-Meurthe*) et trois sites pour l'année 1998 (*Paul Calin à Tramont-Lassus, PAM crassier à Choley-Ménillot et Pétrolessence à Toul*).

2.3. MEUSE

En 2004, les résultats analytiques récupérés pour le département de la Meuse concernent 12 sites, sur 15 sites suivis. Pour deux sites, les données sont relatives à l'année 2003 (*Lotrapes à Revigny-sur-Ornain et Trefileurope à Commercy*) et pour un site à l'année 2001 (*Champagne Céréales à Gondrecourt-le-Château*).

2.4. MOSELLE

Sur les 30 sites suivis dans le département de la Moselle, les résultats d'analyses de l'année 2004 ont été récupérés pour 25 sites. Les résultats datent de l'année 2003 pour quatre sites (*ESKA à Marly, Humus Innovation à Créhange, SOREPRO à Schoeneck et ArcelorMittal à Uckange*) et de l'année 2000 pour un site (*Total à Florange-Ebange*).

2.5. VOSGES

Dans les Vosges, les données analytiques récupérées concernent 14 sites sur les 17 sites suivis dans le cadre de la présente étude. Deux sites ont des résultats d'analyses pour l'année 2003 (*Egger à Rambervillers-Jeanménil et Grupo Antolin Vosges à Rupt-sur-Moselle*) et un site pour l'année 1999 (*UID à Celles-sur-Plaine*).

2.6. CONCLUSION SUR L'ENSEMBLE DES DEPARTEMENTS

A l'issue de la phase de collecte des données physico-chimiques, il ressort que pour 85 sites, les résultats d'analyses relatifs à l'année 2004 ont été récupérés, ce qui représente 76 % des sites. Pour les autres sites, 13 d'entre eux disposent de résultats de l'année 2003, et 14 fiches de sites ne bénéficient pas d'apport de données analytiques récentes.

La comparaison de la liste des sites étudiés à la base de données BASOL sur les sites et sols pollués ou potentiellement pollués appelant une action des pouvoirs publics, à titre préventif ou curatif, est la suivante : 59 % des sites traités dans la présente synthèse sont référencés dans BASOL et 26 % le sont en tant que « *site en cours d'évaluation* » (A2) ou « *site en cours de travaux* » (A3).

Ardennes (08)	Meurthe-et-Moselle (54)	Meuse (55)	Moselle (57)	Vosges (88)
Akers à Sedan-Glaire	ArcelorMittal à Auboué	Carrières Dugny à Dugny-sur-Meuse	<i>ArcelorMittal crassier à Amnéville</i>	<i>Arjo Wiggings à Pouxoux</i>
<i>Arcavi à Eteignières</i>	ArcelorMittal à Herserange	Champagne-Céréales à Gondrecourt-le-Château	ArcelorMittal à Florange	Bodycote à Saint-Dié
ArcelorMittal à Sedan-Glaire	ArcelorMittal à Hussigny-Godbrange	Dectra à Laimont	ArcelorMittal à Hayange	Charpentes Houot à Gérardmer
Bekaert à Charleville-Mézières	ArcelorMittal à Longlaville	Dectra à Romagne-sous-Montfaucon	ArcelorMittal cokerie et usine à Moyeuvre-Grande	CSDU à Golbey
Celatex à Givet	ArcelorMittal à Longwy	Dectra à Willeroncourt	ArcelorMittal crassier Perrotin à Moyeuvre-Grande	Egger à Rambervillers
Cochaux à Laifour	ArcelorMittal à Moulaine	Fonderie de Treveray à Treveray	ArcelorMittal crassier Marspich à Seremange	<i>Grupo Antolin Vosges à Rupt-sur-Moselle</i>
Dectra à Sommauthe	ArcelorMittal à Rehon	France Déchets à Pagny-sur-Meuse	<i>ArcelorMittal crassier à Uckange</i>	<i>Norske Skog à Golbey</i>
<i>DMS à Sedan</i>	ArcelorMittal à Senelle-Herserange	Hutsman à Han-sur-Meuse	ArcelorMittal à Veymerange	Papeterie Matussière-et-Forest à Rambervillers
EdF GdF à Charleville-Mézières	<i>Brenntag à Toul</i>	<i>La Meusienne à Ancerville</i>	<i>CdF à Diesen</i>	Papeterie Mougeot à Laval-sur-Vologne
EdF GdF à Sedan	CGE à Hussigny-Godbrange	Lotrapes à Revigny-sur-Ornain	<i>CdF à Freyming-Merlebach</i>	Papeterie du Souche à Arnould
Faynot à Thilay	Cie Française du Cristal à Allamps	Sesam à Velaine	<i>CdF à Schoeneck</i>	Shepherd à Juvaincourt
Fonderie de l'Union à Renwez	<i>CSME à Varangéville</i>	SMR à Revigny-sur-Ornain	<i>Cedilor à Ars-sur-Moselle</i>	Sita à Ménarmont
Fonderie Vignon à Haraucourt	EdF à Blénod-lès-Pont-à-Mousson	<i>Trefieurope à Ancerville</i>	<i>EdF à Woippy</i>	Tubeurope à Langley
<i>Fonte Ardennaise à Haybes</i>	GdF à Cerville	Trefieurope à Commercy	Espac à Hesse	<i>UID à Celles-sur-Plaine</i>
Fonte Ardennaise à Vrine-Meuse	GSM à Atton	<i>Watco Ecoservice à Dommary-Barancourt</i>	<i>Eska à Marly</i>	Viskase à Thaon-lès-Vosges
Foseco à Donchery	Martin à Toul		Espac à Teting	<i>Vosges Injection Bois à Arches</i>
Guglielmi à la Grandville	<i>Novacarb à Laneuveville</i>		<i>France Transfo à Maizières-lès-Metz</i>	Yeramex à Vieux-Moulin
Magotteaux à Aubrives	PAM Bassins à Blénod-lès-Pt-à-Mousson		<i>France Transfo à Metz</i>	
<i>Metal Blanc à Bourg-Fidèle</i>	PAM Crassier à Blénod-lès-Pt-à-Mousson		GdF à Malancourt-la-Montagne	
<i>Ovako à Carignan</i>	PAM à Choley-Ménillot		Humus à Créhange	
PSA à Villers-Semeuse	PAM à Liverdun		<i>Imprelorraine à Ars-sur-Moselle</i>	
SA Combustibles à Charleville-Mézières	Paul Calin à Tramont-Lassus		<i>Petrochemicals à l'Hôpital</i>	
Total à Revin	Petrolessence à Toul		Sita à Flévy	
	Sablères de la Meurthe à Rosières-aux-Salines		Sita à Montois-la-Montagne	
	SLR à Lexy		Sivom à Aboncourt	
	SLR à Longlaville		<i>SLR à Haute-Ham</i>	
	<i>Solvay à Dombasle</i>		SMAE à Metz-Borny	
			<i>Sorepro Crassier à Schoeneck</i>	
			<i>Total à Florange</i>	
			<i>UEM à Metz</i>	

Illustration 6 : Liste des sites étudiés (en italique, les sites détaillés).

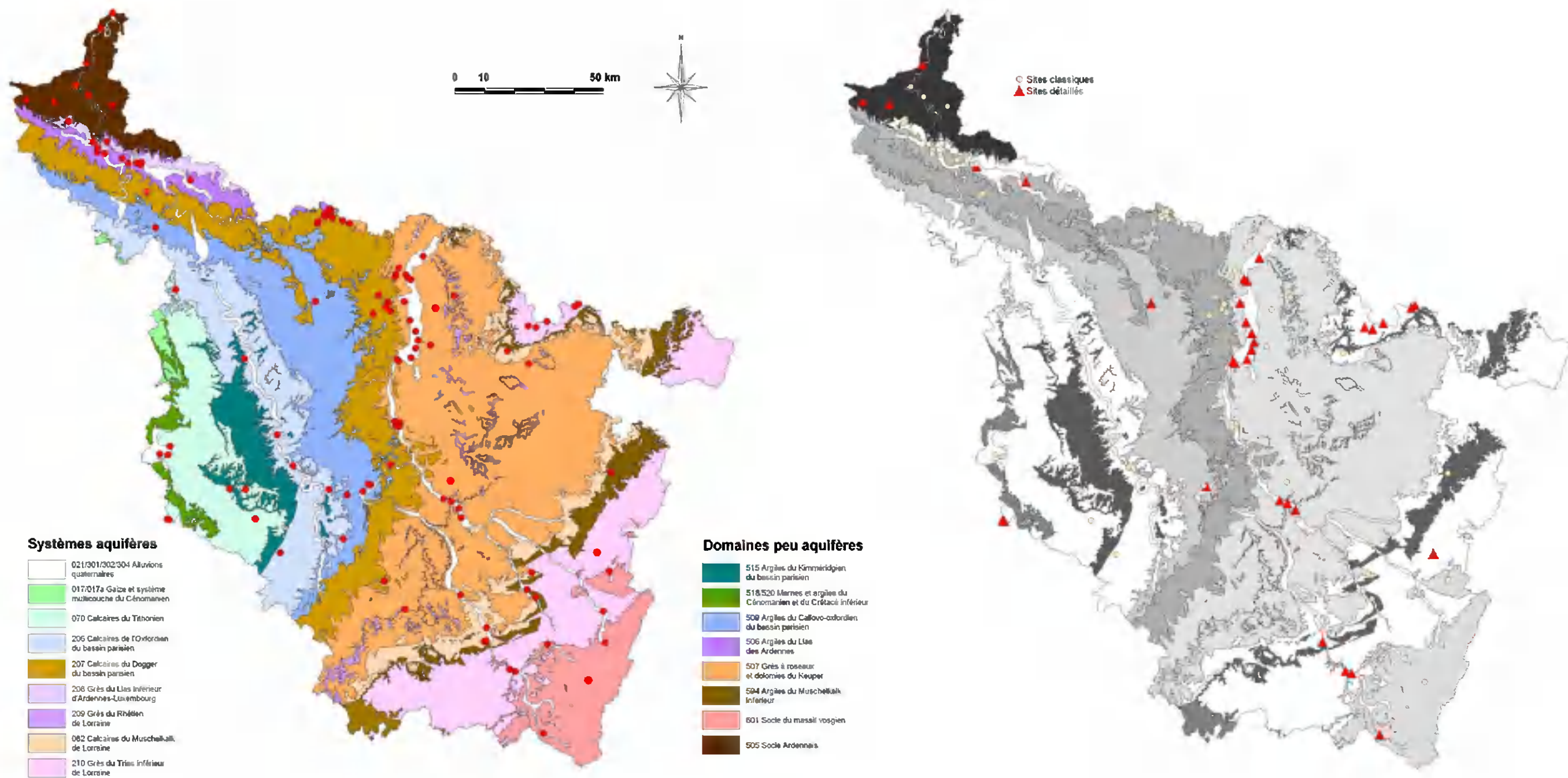


Illustration 7 : Localisation des sites étudiés par rapport à la Base de Données pour le Référentiel Hydrogéologique Français version 1 (BD RHF V1 ; sur la figure de droite, les sites détaillés sont distingués des autres sites).

3. Valorisation des résultats analytiques

3.1. VUE D'ENSEMBLE

3.1.1. Cadre hydrogéologique

Le bassin hydrographique Rhin-Meuse et la Lorraine sont situés sur la bordure orientale de la grande structure géologique du bassin de Paris. Ce bassin sédimentaire s'est formé par subsidence avec l'empilement de couches sédimentaires au cours de plusieurs centaines de millions d'années, les plus récentes reposant de fait sur les plus anciennes. Les formations les plus vieilles de la base du bassin s'appuient, à l'est, sur le massif des Vosges. Les affleurements de cet ensemble géologique s'organisent en auréoles concentriques (voir l'illustration 8 ci-dessous).

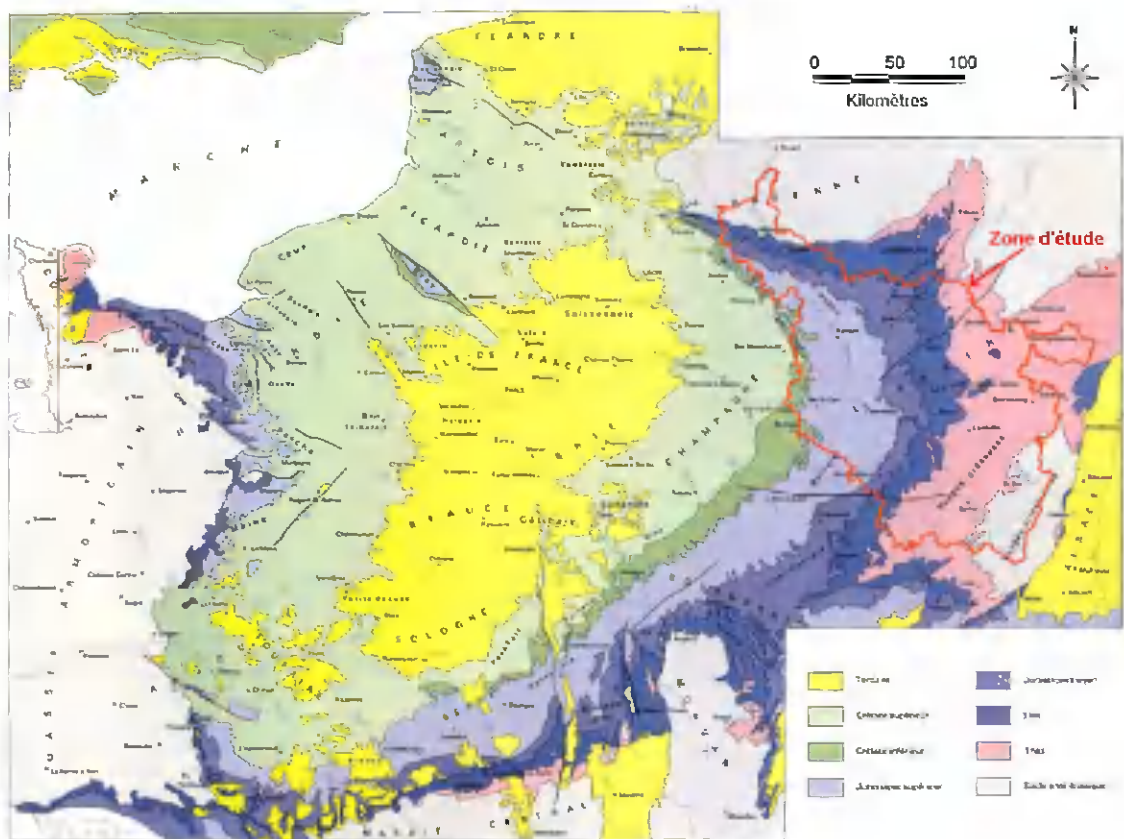


Illustration 8 : Carte géologique du Bassin Parisien (BRGM, 1980).

Les âges en millions d'années des formations sédimentaires rencontrées dans le bassin Rhin-Meuse et en Lorraine sont présentés dans leurs grandes lignes dans le tableau suivant de l'illustration 9. Ils vont du Trias inférieur, à l'est de la zone d'étude, au début du Crétacé supérieur, à l'extrémité ouest de celle-ci. Le massif vosgien est essentiellement constitué par des terrains schisteux de l'ère Primaire et par le socle granitique.

Ma	Période	Epoque	Etage / Sous-étage				
91	Crétacé	inf. à sup.	Valanginien à Cénomaniens		inf.	Lias	Toarcien
~ 135							Pliensbachien
Jurassique	sup.	Malm	Tithonien		sup.		Sinemurien
			Kimméridgien				Hettangien
			Oxfordien				Rhétien
			Callovien				Keuper
	moy.	Dogger	Bathonien		moy.		Lettenkohle
			Bajocien				Muschelkalk
			Aalénien				Buntsandstein
				205	Trias	inf.	
				230			
				240			
				245			

Illustration 9 : Table stratigraphique simplifiée du bassin de Paris au niveau du bassin Rhin-Meuse et de la Lorraine.

L'illustration 10 représente les terrains géologiques du bassin Rhin-Meuse selon une coupe ouest-est. L'exagération de l'échelle verticale d'une douzaine de fois met en évidence la direction du pendage des couches géologiques vers l'Ouest. La coupe illustre la structure dite en « pile d'assiettes » du Bassin Parisien.

A l'est du bassin sédimentaire où le pendage des séries géologiques reste modéré malgré son accentuation sur la coupe, les roches de différentes natures qui se succèdent à l'affleurement n'ont pas réagi de la même manière face aux agents d'érosion. Les plus dures sont devenues proéminentes, à la défaveur des plus tendres qui ont davantage subi l'érosion, donnant ainsi naissance à un relief dissymétrique de cuestas. On peut citer à titre d'exemple la côte de Moselle (dédoublée au niveau de Toul et Nancy avec la côte de Meurthe), dont le front et le revers correspondent à la série des calcaires du Dogger, tandis que la dépression est développée dans les formations marneuses du Lias supérieur.

Les IC-SP suivis dans le cadre de la présente étude sont implantés sur une grande variété de formations géologiques d'âges différents, parmi toutes celles présentes à l'affleurement dans le bassin Rhin-Meuse à l'ouest des Vosges et en Lorraine.

On note toutefois des implantations plus fréquentes des sites dans les vallées, qui sont naturellement et historiquement des zones favorables au développement d'activités du fait de la proximité de la main d'œuvre et des cours d'eau, et qu'elles constituent des axes privilégiés de circulation. Ces sites sont ainsi souvent situés sur des formations alluviales, qui sont pour la plupart aquifères. Au contraire, les centres de stockage de déchets ultimes (CSDU) ou installations de stockage de déchets (ISD), antérieurement désignés comme des centres d'enfouissement technique ou plus anciennement des décharges, sont implantés sur des terrains en place imperméables ou semi-perméables, c'est-à-dire sur des formations argileuses ou marneuses.

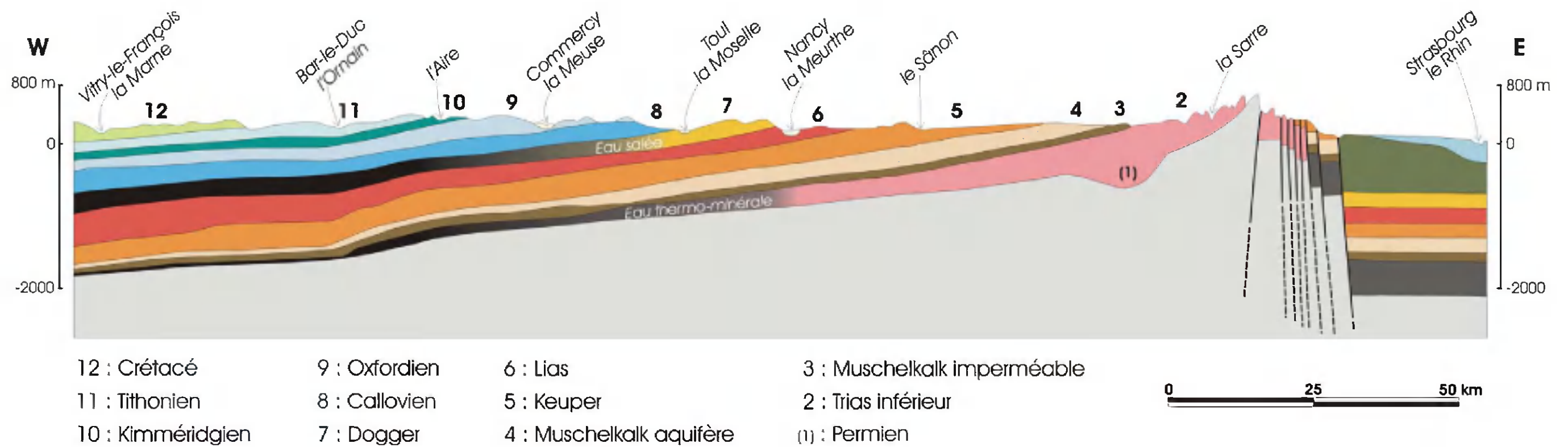


Illustration 10 : Coupe géologique ouest-est du Bassin Parisien, au niveau du bassin Rhin-Meuse et de la Lorraine (d'après Ramon et al. complété, in BRGM-AIH 2006, modifié).

- 2003 Socle vosgien
- 2004 Grès vosgien en partie libre**
- 2005 Grès vosgien captif non minéralisé**
- 2006 Calcaires du Muschelkalk**
- 2007 Plateau lorrain versant Meuse
- 2008 Plateau lorrain versant Rhin**
- 2009 Calcaires du Dogger des côtes de Meuse ardennaises**
- 2010 Calcaires du Dogger des côtes de Moselle**
- 2011 Calcaires du Dogger du plateau de Haye
- 2013 Calcaires oxfordiens**
- 2015 Alluvions de la Meuse, de la Chiers et de la Bar**
- 2016 Alluvions de la Moselle en aval de la confluence avec la Meurthe**
- 2017 Alluvions de la Meurthe et de la Moselle en amont de la confluence avec la Meurthe**
- 2018 Grès du Lias inférieur d'Hettange-Luxembourg**
- 2019 Socle ardennais**
- 2020 Argiles du Lias des Ardennes**
- 2021 Argiles du Callovo-Oxfordien de Bassigny
- 2022 Argiles du Callovo-Oxfordien de la Woëvre
- 2023 Argiles du Callovo-Oxfordien des Ardennes**
- 2024 Argiles du Muschelkalk
- 2025 Argiles du Kimméridgien
- 2026 Réservoir minier du bassin ferrifère lorrain**
- 2028 Grès du Trias inférieur du bassin houiller**
- 3005 Alluvions du Perthois**
- 3214 Albien-Néocomien libre entre Ormain et limite de district**
- 3215 Albien-Néocomien libre entre Seine et Ormain
- 3302 Calcaires tiffoniens karstiques entre Ormain et limite du district**
- 3303 Calcaires tiffoniens karstiques entre Seine et Ormain**
- 3305 Calcaires kimméridgiens-oxfordiens karstiques nord-est du district (entre Ormain et limite de district)**
- 3306 Calcaires kimmeridgiens-oxfordiens karstiques entre Seine et Ormain
- 3309 Calcaires du Dogger entre le Thon et la limite de district
- 3310 Calcaires du Dogger entre Armançon et limite de district
- 3508 Socle ardennais du bassin versant de l'Oise
- 6202 Calcaires du Muschelkalk moyen dans le bassin versant Saône
- 6217 Grès du Trias inférieur dans le bassin versant Saône
- 6506 Domaine triasique et liasique de la bordure vosgienne sud-ouest dans le bassin versant Saône
- 6618 Socle vosgien dans le bassin versant Saône-Doubs

Illustration 11 : Liste de toutes les masses d'eau de la zone d'étude (en gras celles sur lesquelles se trouvent des sites suivis).

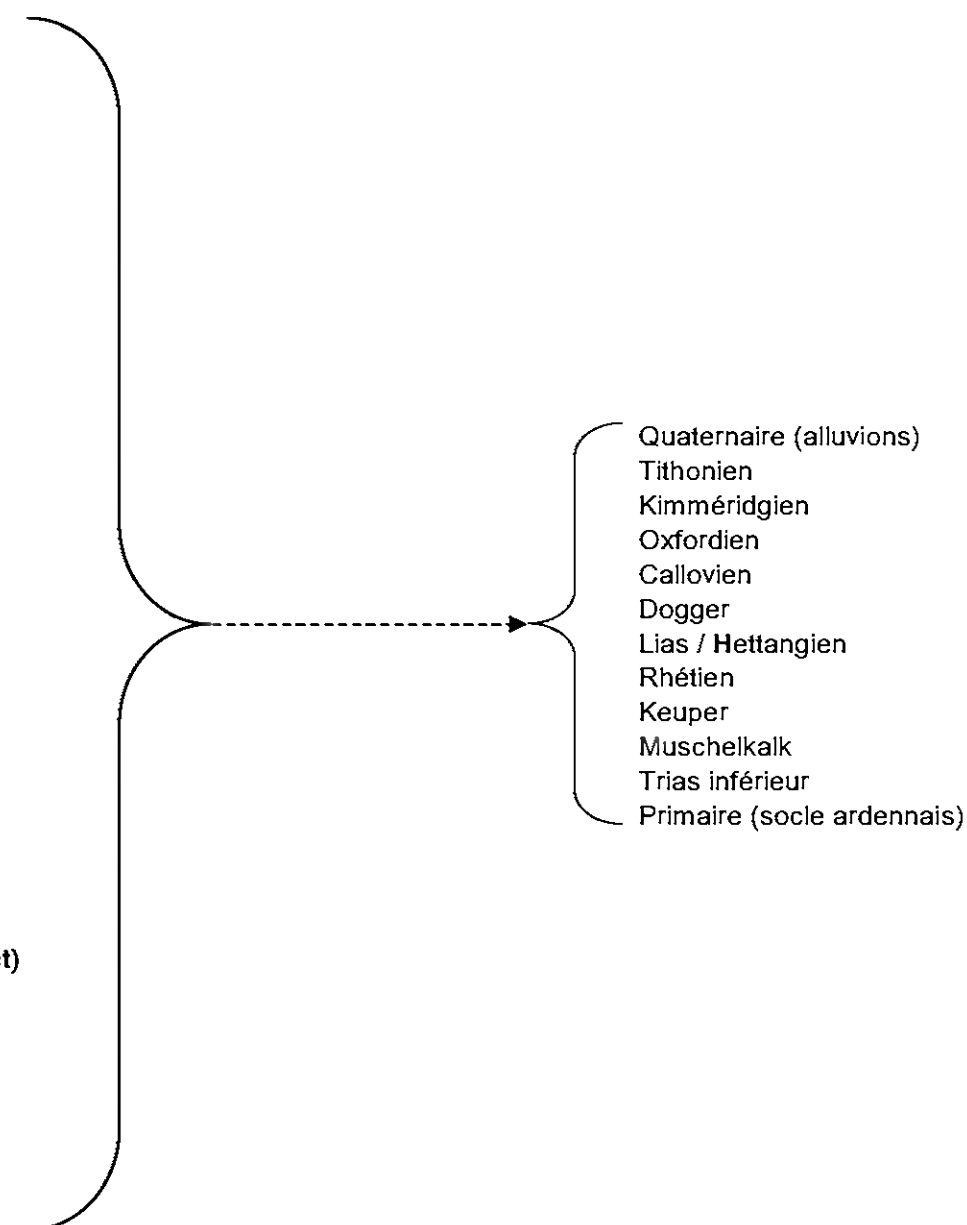


Illustration 12 : Ages des terrains aquifères ou essentiellement imperméables correspondant aux masses d'eau suivies.

Dans le cadre de la mise en œuvre de la directive 2000/60/CE (directive cadre sur l'eau), la mise en place d'un référentiel d'évaluation des ressources en eau souterraine a conduit à définir des masses d'eau souterraine sur tout le territoire français. Leur définition s'est notamment appuyée sur la BD RHF V1 (présentée sur l'illustration 7 dans le deuxième chapitre du rapport). La liste des masses d'eau rencontrées dans le bassin Rhin-Meuse à l'ouest des Vosges et en Lorraine est présentée sur l'illustration 11. Celles-ci sont identifiées par un code national à quatre chiffres, qui est en cours de complément par le MEEDDM. On peut aisément resituer ces masses d'eau souterraines unitaires sur la coupe ouest-est précédente. Celles sur lesquelles sont implantées les IC-SP suivis dans l'étude sont indiquées en gras dans la liste.

L'illustration 12 résume les âges géologiques des terrains sur lesquels sont implantés les sites. Notons que l'identification de la masse d'eau sur laquelle est implanté un site peut être difficile à réaliser, par exemple dans cette étude, pour le Primaire, les terrains correspondent essentiellement à ceux du socle ardennais (masse d'eau de code 2019). Ils peuvent aussi correspondre indirectement au socle vosgien (masse d'eau de code 2003), lorsque celui-ci est aquifère et qu'il est drainé par des alluvions sus-jacentes contrôlées par un réseau de forages d'eau. Si les alluvions sont peu développées sur le socle et sont situées en dehors de la masse d'eau 2017 des « Alluvions de la Meurthe et de la Moselle en amont de la confluence avec la Meurthe », ces alluvions sont d'ailleurs regroupées avec la masse d'eau 2003 sous-jacente. Dans la typologie des masses d'eau, il existe également des masses d'eau désignées comme des systèmes imperméables localement aquifères. C'est le cas par exemple de la masse d'eau 2008 du « Plateau lorrain versant Rhin » qui contient notamment l'aquifère des Grès rhétiens.

3.1.2. Exposition potentielle des ressources en eau souterraine

Dans une optique de gestion de la ressource en eau, il est possible de définir la notion intuitive « d'exposition potentielle » des nappes comme étant la sensibilité de celles-ci à être affectées par des pollutions émises à la surface du sol. L'estimation de cette exposition peut alors servir à déterminer par exemple quelles sont les nappes à protéger en priorité, ou quelles sont celles qui peuvent être préférentiellement captées... On recense une multitude de méthodes pour approcher ce critère.

Une d'entre elles a été choisie pour être mise en œuvre sur le territoire français. Elle permet de calculer une vulnérabilité intrinsèque simplifiée propre à chaque aquifère, indépendamment de la nature des polluants considérés. L'intérêt de cette approche est d'une part qu'elle est, dans un premier temps et avant tout ajustement, objective puisque basée uniquement sur des données descriptives des bassins (topographie, hydrographie et profondeur de la nappe phréatique) ; d'autre part, elle peut être mise en œuvre de manière homogène à l'échelle d'une région ou d'un pays, voire sur des étendues encore plus vastes.

Le principe de base de la méthode est de rendre compte indirectement de la perméabilité des terrains situés au-dessus de l'aquifère, par un indice de développement et de persistance des réseaux (IDPR). Ce dernier est issu la comparaison entre les réseaux hydrographiques et les réseaux de talwegs déduits d'un modèle numérique de terrain (MNT). Lorsque les ruisseaux sont moins denses que les

vallées, c'est que l'infiltration est favorisée (faible valeur de l'IDPR), et dans le cas contraire, le ruissellement est important (forte valeur de l'IDPR). Dans l'étude d'une pollution de sol, cet indice contribuerait à évaluer le flux vertical d'un polluant.

Pour continuer l'analogie avec l'étude d'une pollution de sol, le temps de transfert pour que la pollution de sol atteigne les eaux souterraines est envisagé en faisant intervenir, entre autres, la longueur du trajet que le polluant doit emprunter pour atteindre la nappe. Cette longueur correspond dans un cheminement vertical à l'épaisseur de la zone non saturée (ZNS). Celle-ci est calculée à partir de la profondeur des niveaux phréatiques.

La vulnérabilité intrinsèque simplifiée des aquifères et finalement obtenue en combinant les deux indices, avec des poids adaptés à chaque configuration des terrains. On peut alors la décliner par rapport à des unités fonctionnelles homogènes de territoires (même nature de terrains et d'occupations du sol). Elle fournit un indicateur d'un état général de vulnérabilité et établit une hiérarchie des systèmes unitaires.

Ce travail a été mené sur les masses d'eau souterraine du bassin Rhin-Meuse et de la Lorraine, dans le cadre de la mise en place des réseaux de contrôle demandés par la directive cadre sur l'eau (DCE). Il est intéressant de voir quels sont les indices au droit de chacun des sites suivis. La répartition des valeurs de l'IDPR trouvées au droit de chaque site est représentée sur l'illustration 13. L'histogramme est relativement symétrique, mis à part les valeurs extrêmes de faible ou de forte exposition. Celles qui sont les plus élevées dans la classe 1800 à 2000 correspondent par exemple aux indices relatifs aux CSDU, qui sont par nature implantés sur des terrains très peu perméables (comme mentionné en partie 3.1.1.).

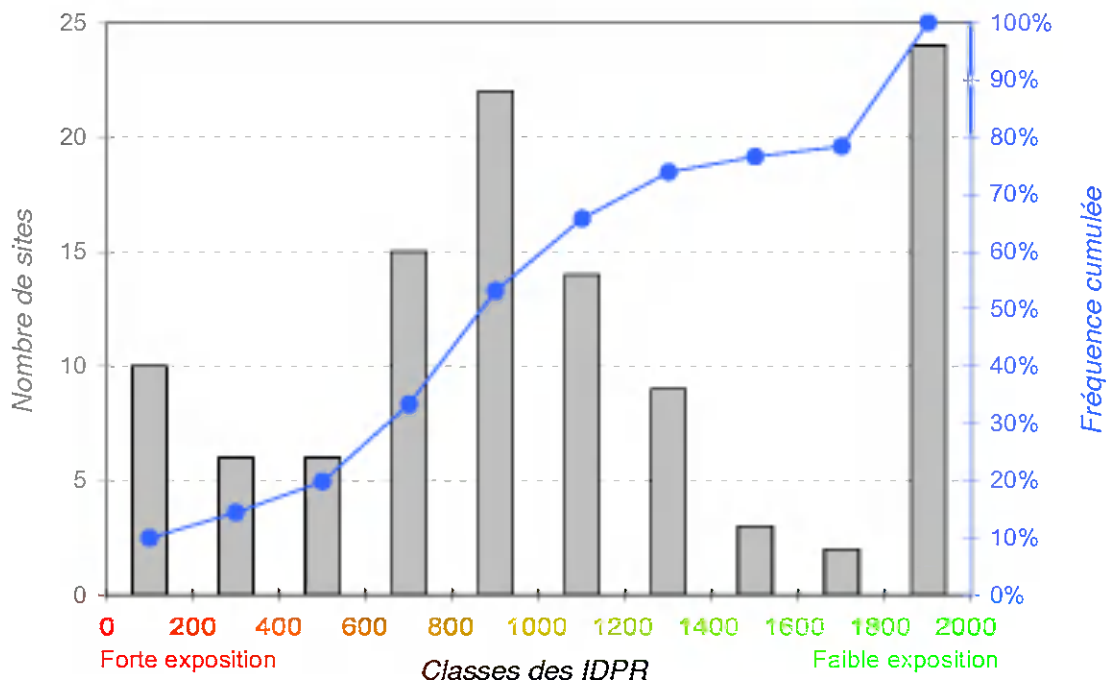


Illustration 13 : Répartition des valeurs des indices de développement et de persistance des réseaux calculés au droit des sites suivis.

La répartition de l'épaisseur de la ZNS au droit des sites est par contre dissymétrique. La population de la plus petite classe des épaisseurs (0 à 5 mètres) est très importante et représente les deux tiers de l'effectif total. Cette classe correspond à une forte exposition potentielle des eaux souterraines, puisque celles-ci sont subaffleurantes. Il pourrait même s'agir de zones humides. On retrouve par ce résultat le fait que de nombreux sites sont implantés dans les vallées, qui, lorsqu'elles sont d'une ampleur suffisante, disposent d'une couverture alluviale siège d'une nappe d'eau souterraine peu profonde. Notons toutefois que l'incertitude sur les niveaux d'eau utilisés, et donc sur l'épaisseur de la ZNS, est de l'ordre de 5 mètres. Cette incertitude est justement égale à l'amplitude de la classe. Cette classe des plus faibles ZNS pourrait ainsi éventuellement être en partie redistribuée dans la classe supérieure (5 à 10 mètres).

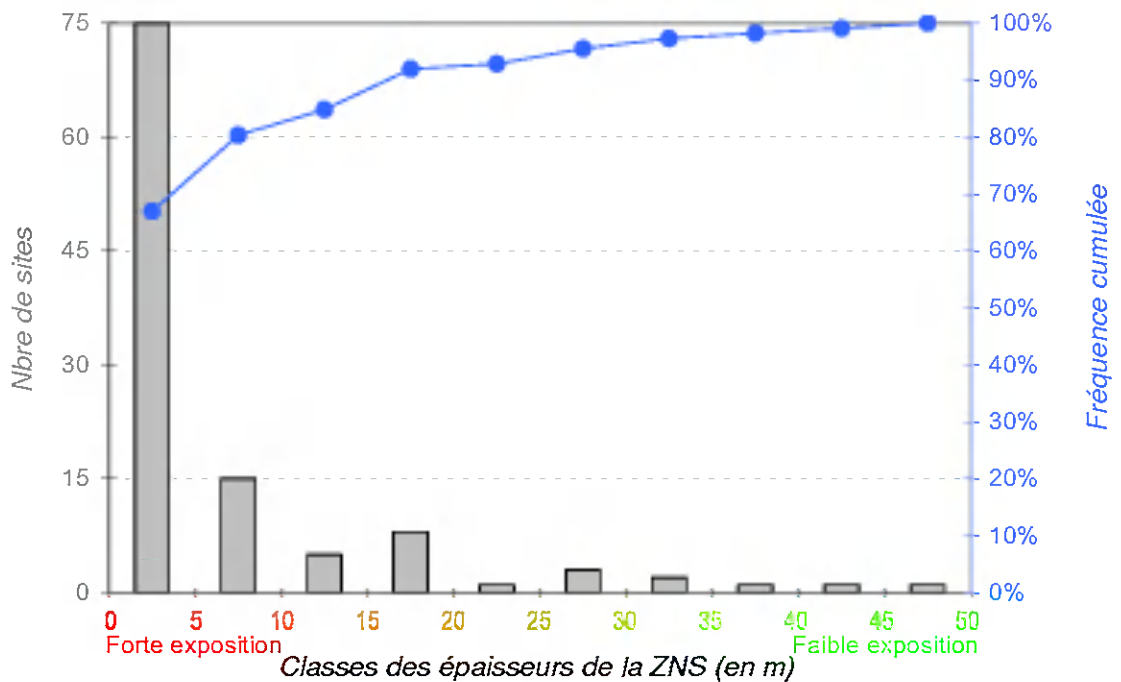


Illustration 14 : Répartition des épaisseurs de la ZNS calculées au droit des sites suivis.

L'histogramme des vulnérabilités intrinsèques simplifiées calculées au niveau de la centaine de sites, à partir de la combinaison des valeurs de l'IDPR et de la ZNS, est présenté sur l'illustration 15 qui suit. La répartition des valeurs est dissymétrique, les valeurs moyennes des vulnérabilités (entre les valeurs 40 et 60) correspondant à une part de la population totale des sites suivis allant de 67 à 94 %. Les sites sont ainsi majoritairement implantés sur des unités fonctionnelles homogènes appartenant à des classes relativement vulnérables. Et ils sont moins d'une dizaine à se trouver sur des secteurs à résilience élevée.

Ce type de croisement entre la localisation des IC-SP, qui constituent des pressions polluantes ponctuelles potentielles, et la carte de la vulnérabilité intrinsèque simplifiée des masses d'eau souterraine permet de définir les sites pour lesquels une attention particulière pourrait être apportée en priorité.

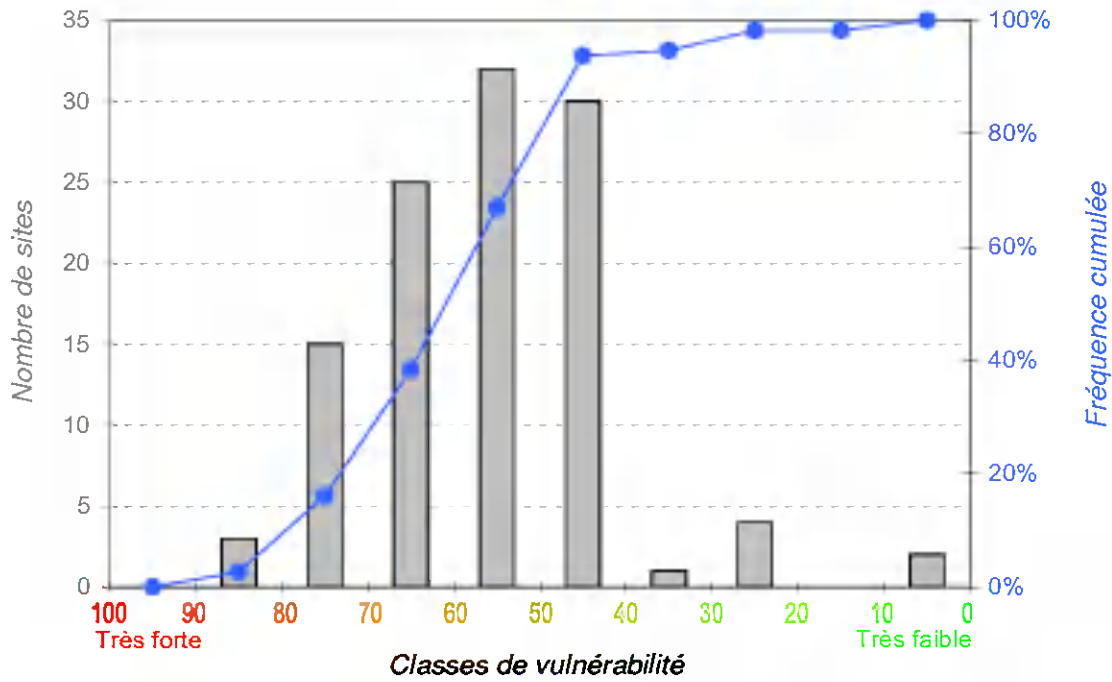


Illustration 15 : Répartition des vulnérabilités intrinsèques simplifiées au droit des sites.

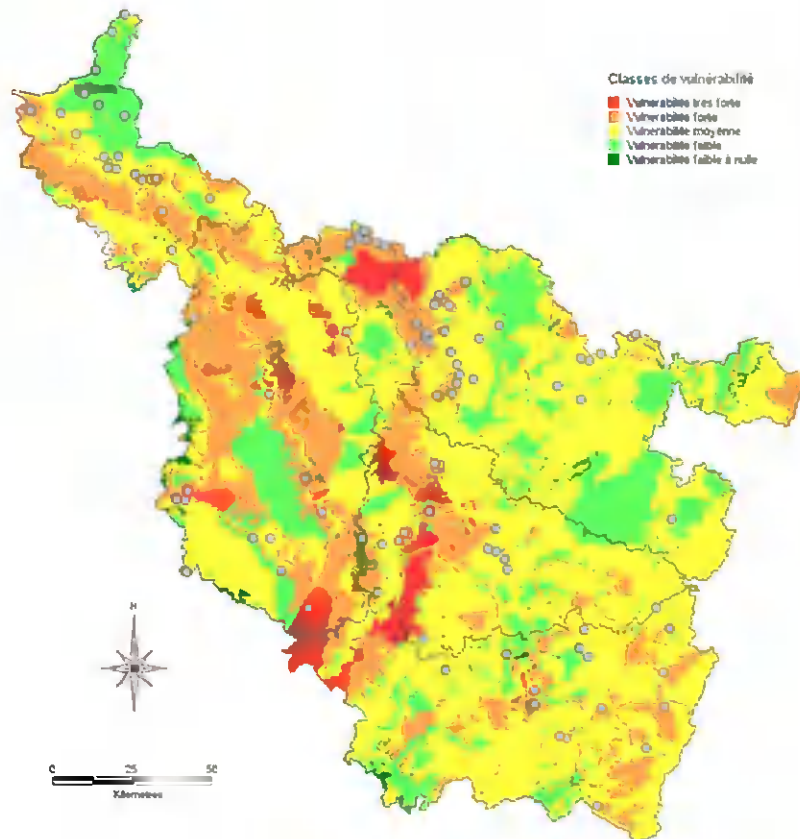


Illustration 16 : Sites suivis et vulnérabilité intrinsèque simplifiée.

La répartition spatiale des sites sur la carte de la vulnérabilité intrinsèque simplifiée (représentation en unités fonctionnelles homogènes) du bassin Rhin-Meuse à l'ouest des Vosges et de la Lorraine est présentée sur l'illustration 16 précédente.

Tout comme il était intéressant de croiser les résultats de l'exposition potentielle des masses d'eau aux pollutions, avec les implantations des sites, on peut comparer les implantations des sites aux zones à enjeux des aquifères. Un des principaux enjeux relatifs aux nappes est leur utilisation pour l'AEP. Il s'agit même d'une utilisation qui peut être prioritaire. Dans la terminologie du risque, l'archétype du dommage associé à cet enjeu est celui qui peut affecter un captage d'AEP. Ces captages devraient être pris en compte dans l'estimation rigoureuse de la vulnérabilité de la ressource en eau souterraine. En ce sens nous avons étudié quelles sont les distances entre les IC-SP et les AEP.

La répartition de ces distances est globalement du type log-normal, avec une médiane correspondant à la classe 800 à 1600 mètres (illustration 17). La moitié des sites suivis se trouve ainsi à moins de 1,6 kilomètre d'un captage d'alimentation en eau potable, ce qui représente une assez courte distance. Néanmoins, cette distance n'est qu'indicative, puisque les calculs des distances ne tiennent pas compte de la réalité des directions et sens des écoulements souterrains.

Des calculs ont aussi été faits sur les distances des sites aux périmètres de protections (éloignée ou rapprochée, voire immédiate) des captages d'AEP de la Lorraine. Leurs résultats sont reportés sur l'illustration 18. La répartition des distances est ici moins régulière que dans le cas du calcul des distances directes aux AEP. On note que dix sites se trouvent directement implantés dans des périmètres de protections.

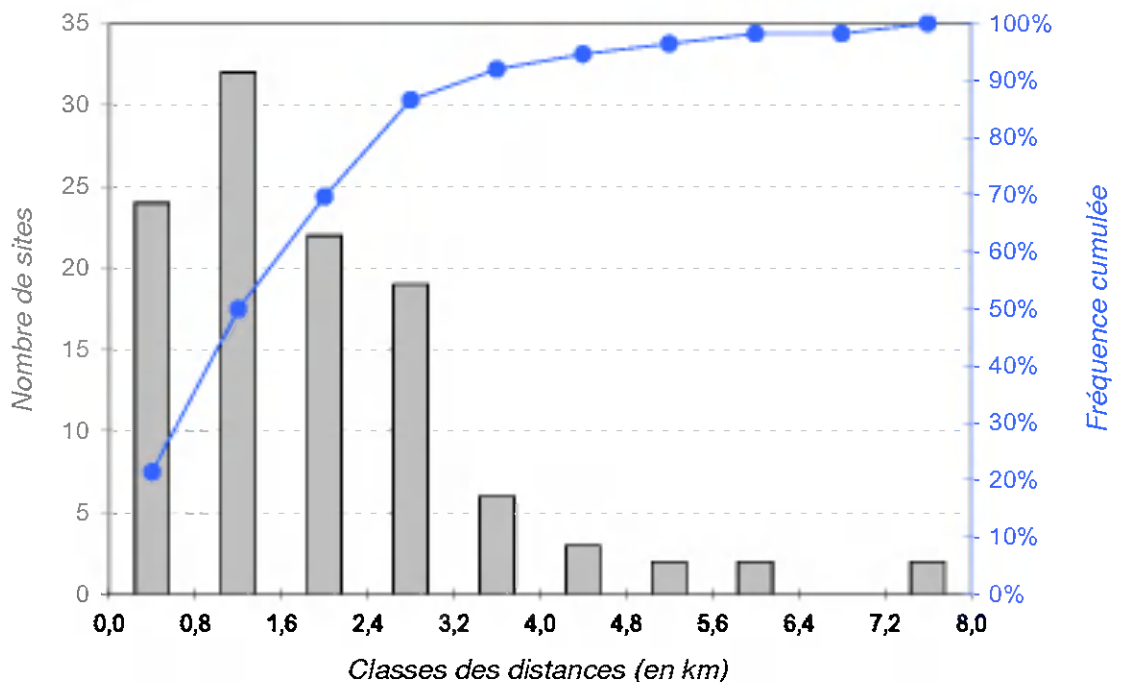


Illustration 17 : Histogramme des distances entre les sites et les AEP de la zone d'étude.

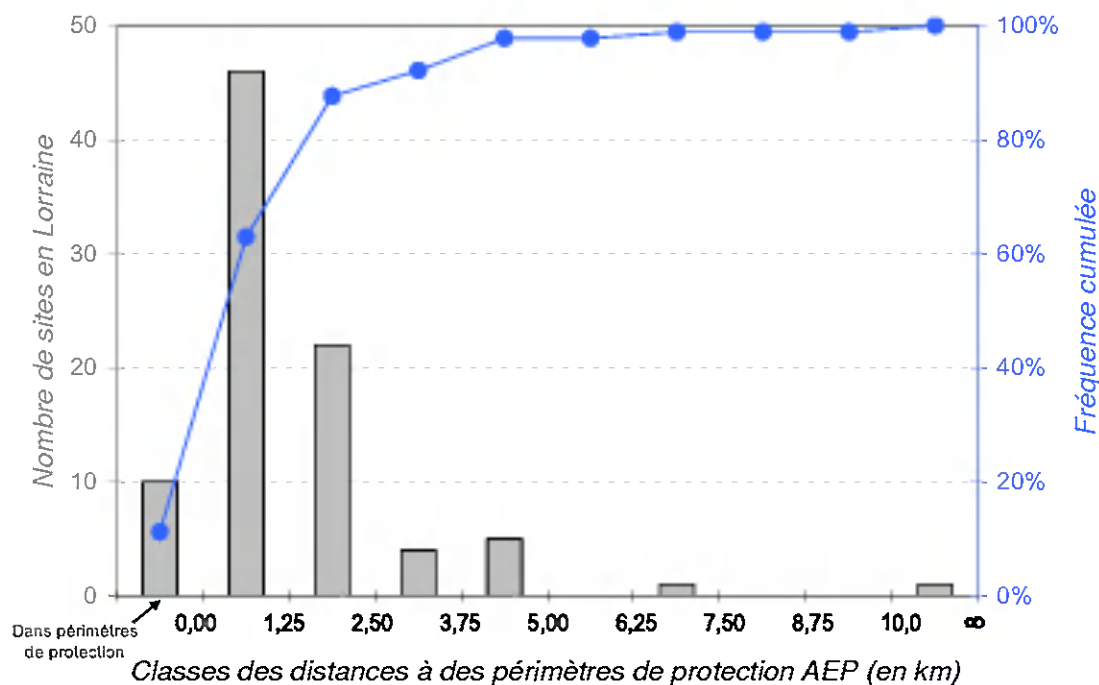


Illustration 18 : Histogrammes des distances entre les sites et les périmètres de protections des AEP les plus proches en Lorraine.

3.2. RAPPELS THEORIQUES SUR LA QUALITE DES NAPPES D'EAU SOUTERRAINE

Les études présentées précédemment dans la partie 3.1.2. relatives aux pressions polluantes que représentent les IC-SP, et faites à partir de la carte de vulnérabilité intrinsèque simplifiée des masses d'eau ou à partir des calculs des distances des IC-SP aux AEP ou à leurs périmètres de protections, n'ont pas la finesse d'une approche locale détaillée d'un site. Elles ont cependant l'avantage d'être objectives et basées sur des calculs systématiques effectués sur toute la zone d'étude. Elles peuvent ainsi permettre de classer les sites entre eux par exemple.

Pour qualifier « l'impact » ou la « dégradation / altération de la qualité des eaux », il faut se référer à des critères propres à chaque site (concentration maximale dans les eaux, concentration initiale, concentration en amont du site...), déterminés par des études spécifiques à chacun d'entre eux. Dans ce type d'étude, on peut s'attacher à prendre en compte tous les processus physiques qui entrent en jeu dans la propagation d'une pollution dans les eaux souterraines.

Le transport de soluté en milieu poreux, ou en milieu fracturé équivalent, est formalisé par l'équation du transport (*confer* par exemple de Marsily, 1994) :

$$\text{div}(\overline{\overline{D}} \cdot \overrightarrow{\text{grad}C} - C \cdot \overrightarrow{U}) = \omega \cdot R \frac{\partial C}{\partial t} \quad (1),$$

avec : $\overline{\overline{D}}$, le tenseur de dispersion
 C , la concentration en soluté
 \overrightarrow{U} , la vitesse de Darcy
 ω , la porosité du milieu
 R , le coefficient de retard dû à l'adsorption

Sa résolution, dans une approche spatialisée nécessite en premier lieu de déterminer le champ des vitesses de Darcy, qui dépend à la fois de la perméabilité de l'aquifère et du gradient de la charge hydraulique. La particularité de la charge hydraulique comme variable régionalisée, est d'être susceptible d'évoluer au cours du temps. En toute rigueur, une carte piézométrique ne peut être levée qu'à partir de données piézométriques qui ont été mesurées de manière synchrone. Cette équation peut être complétée par des termes représentant la dégradation ou la décroissance du soluté. Dès que la géométrie du système aquifère devient trop complexe pour faire appel à une solution analytique, il est nécessaire de réaliser des modèles numériques de transport pour parvenir à traiter la problématique.

Un exemple de modèle fictif aux différences finies, résolu en régime permanent, est présenté sur la figure ci-dessous. Il permet de calculer les concentrations en un composé dissous qui est injecté dans l'aquifère. Il est ainsi possible de visualiser le panache qui se développe à l'aval de la source du composé (l'unité des distances étant le mètre).

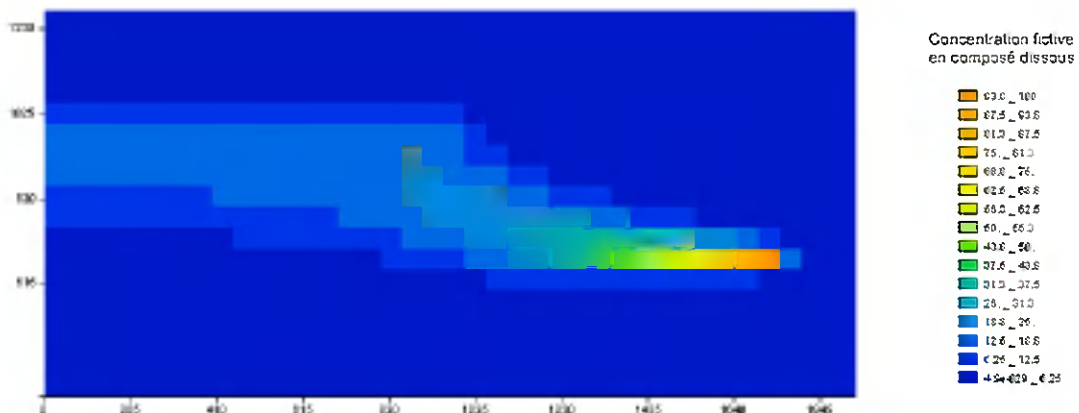


Illustration 19 : Exemple de panache de pollution (obtenu à partir d'un modèle de transport aux différences finies résolu en régime permanent).

Il existe de nombreux types de modèles. A l'inverse d'un modèle déterministe, comme celui de l'exemple reporté ci-dessus, un modèle stochastique ne représente pas la physique du système étudié, mais est basé sur une approche statistique des données à modéliser. Un exemple d'ajustement sur plusieurs années de la modélisation statistique de la conductivité mesurée dans un forage d'eau situé dans le bassin Rhin-Meuse en Lorraine est reporté sur l'illustration 20.

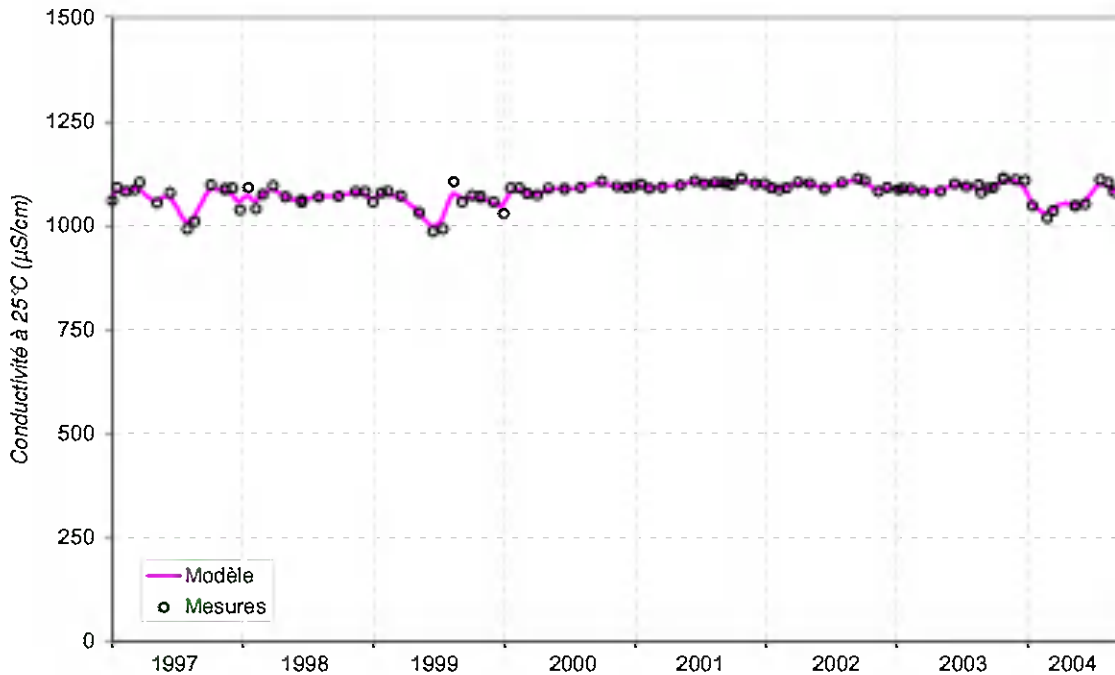


Illustration 20 : Exemple de l'ajustement d'un modèle statistique à une chronique de données.

La mise en œuvre parfois complexe de tels outils permet d'estimer l'impact éventuel d'un site sur la qualité des eaux souterraines.

Néanmoins, dans un premier temps, il convient d'exploiter toutes les données et analyses qui permettent de caractériser l'état des eaux souterraines. Parmi les données à connaître (et éventuellement à introduire lors de la phase de modélisation) pour faire l'étude spécifique d'une IC-SP, il convient de prendre en compte le fond géochimique des eaux souterraines. En effet, ces dernières peuvent parfois contenir naturellement, par exemple, des métaux à des concentrations non négligeables ou élevées.

A titre d'exemple, il a été observé une pollution des ressources en eau par le cadmium dû au lessivage naturel des formations géologiques du Trias inférieur du nord de la Lorraine, qui contiennent des minéralisations à Cu-Pb-Zn où le cadmium accompagne le zinc dans la phase minérale (illustration 21).

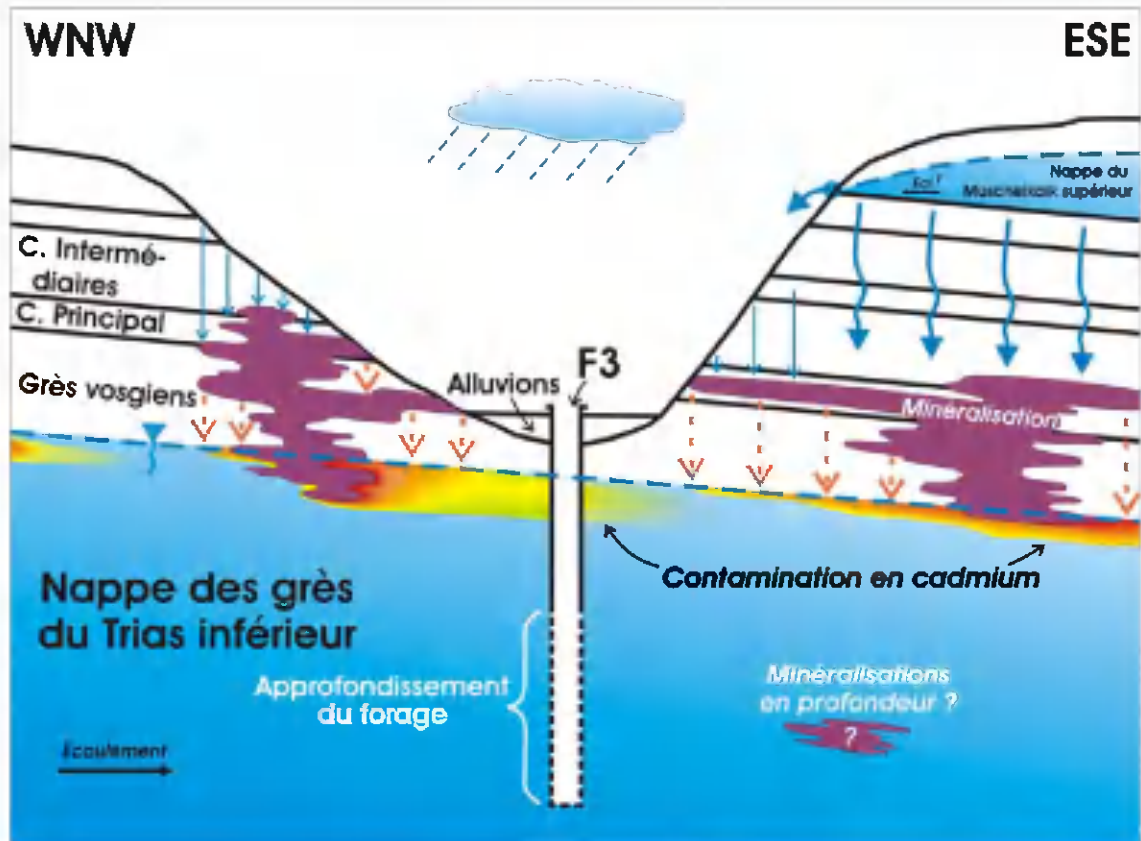


Illustration 21 : Principe de la contamination naturelle des eaux souterraines par du cadmium et d'une solution de protection d'un captage d'eau.

L'étude spécifique d'un site permet aussi de prendre en compte les particularités de chaque polluant émis et du milieu récepteur, tels que la solubilité du polluant, la possibilité d'adsorption ou de dégradation du polluant... Il est même souvent nécessaire d'en tenir compte. La densité d'un polluant joue par exemple un rôle important sur le devenir du polluant dans une nappe d'eau souterraine :

- Si $d < 1$, le polluant constitue une phase flottante. Il est désigné par le sigle LNAPL (*light nonaqueous phase liquid*). Après avoir traversé la zone non saturée de l'aquifère, le LNAPL s'étale sur la surface piézométrique et migre vers l'aval (illustration 22).
- Si $d = 1$, le polluant se dissout dans la nappe en fonction de sa solubilité.
- Si $d > 1$, le polluant constitue une phase coulante. Il s'agit d'un DNAPL (*dense nonaqueous phase liquid*). Il traverse par gravité la zone non saturée en eau de l'aquifère, puis la zone saturée, pour finir par s'épancher sur le substratum imperméable selon sa pente, et éventuellement s'écouler davantage en profondeur suivant les fractures qui peuvent affecter le mur de l'aquifère (illustration 23).

Dans le cas d'un LNAPL, une très faible partie du polluant peut également passer en solution dans l'eau à partir de la zone de contact entre la phase flottante et la phase aqueuse. C'est aussi le cas pour un DNAPL lorsqu'il traverse la nappe, puisqu'une partie minoritaire du polluant passe en solution et forme une phase dissoute. Cette phase dissoute migre alors aussi dans l'aquifère, globalement dans le sens des gradients de charge et de concentration décroissants. Enfin il subsiste dans les deux cas une pollution résiduelle dans la zone non saturée et dans la zone saturée en eau qui ont été traversées par le composé lourd (illustrations 22 et 23).

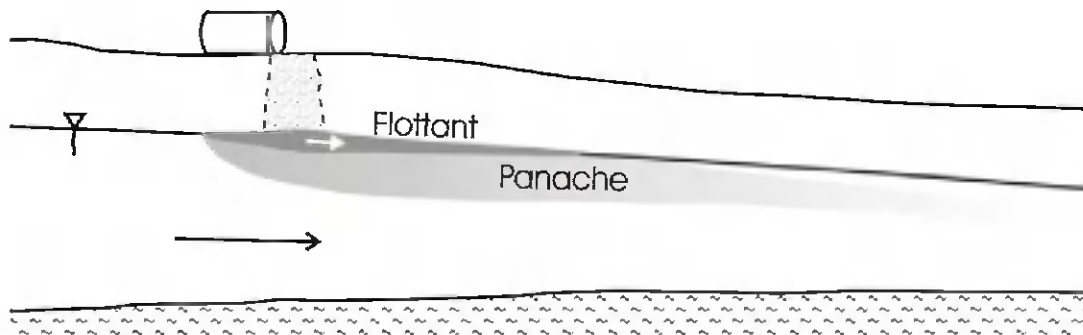


Illustration 22 : Principe de migration d'un LNAPL.

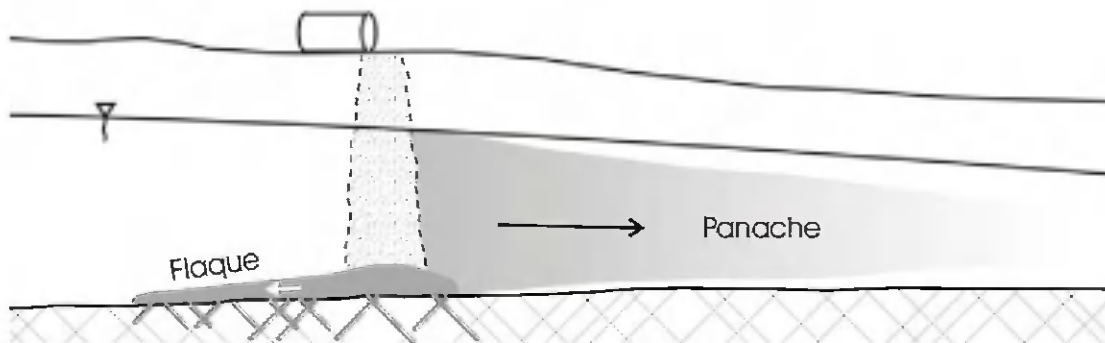


Illustration 23 : Principe de migration d'un DNAPL.

Ces différences de comportement des polluants dans les eaux souterraines montrent l'importance de la position de la zone de prélèvement d'eau.

Le protocole même du prélèvement des eaux à analyser doit aussi être pris en compte, puisqu'il peut avoir une incidence sur les analyses chimiques qui seront réalisées sur l'échantillon d'eau : le pompage nécessaire qui précède tout prélèvement d'eau dans un captage peut par exemple, dans le cas de la mise en œuvre d'un débit trop élevé,

mettre en suspension des fines. Cet effet devra être considéré lors de la critique des mesures de la turbidité (voir l'illustration 24).

Pour se prémunir de ce type d'inconvénients, les prélèvements d'eau doivent systématiquement être faits selon les règles de l'art. On peut se référer pour cela aux guides méthodologiques du MEEDDM⁴ et aux normes en vigueur.

Ces différents exemples montrent que seule une lecture critique des résultats analytiques doit être entreprise tant à l'échelle du site, qu'à l'échelle d'une nappe d'eau souterraine, pour interpréter les résultats analytiques.

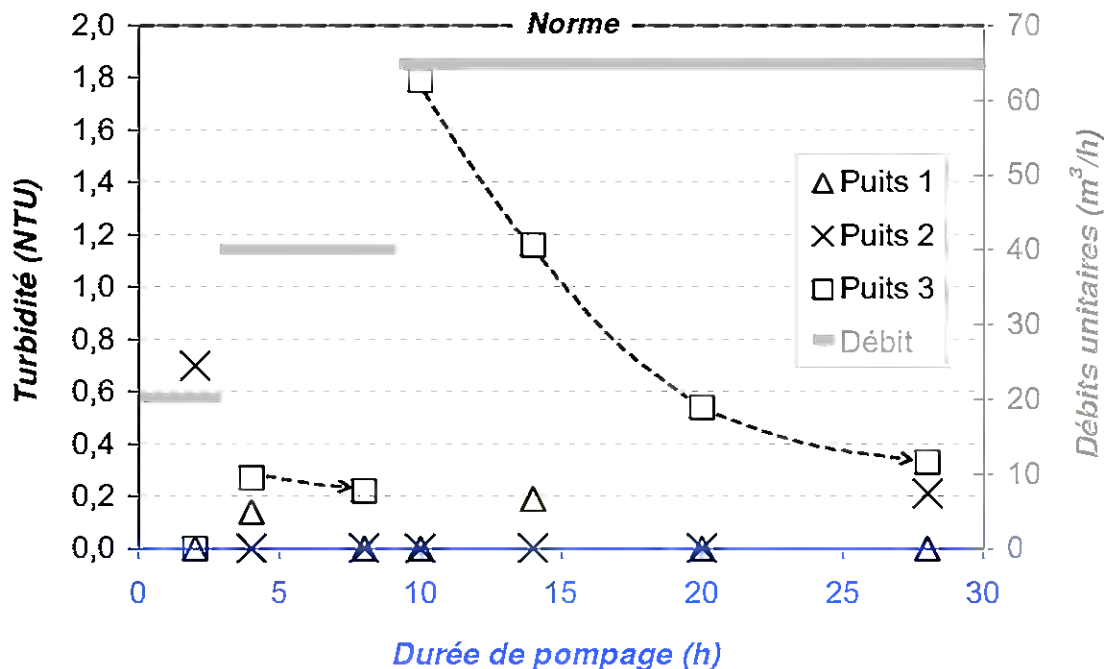


Illustration 24 : Effet d'un pompage sur la mesure d'un paramètre (observations au droit de trois puits).

3.3. RESULTATS GLOBAUX

Avant de passer en revue la qualité des principales masses d'eau de la zone d'étude, qui sont contrôlées au niveau de la centaine de sites suivis, un bilan général sur les types de contrôles qui ont été effectués au cours de l'année 2004 est fait dans les listes suivantes. Tous les paramètres, classés par ordre alphabétique, qui ont été suivis dans les eaux souterraines au droit ou à proximité des sites en 2004 sont présentés dans l'illustration 25. Ils sont au nombre de 223.

⁴ Voir en particulier la référence du MATE de l'année 2001.

15	ACENAPHT	14	CL2ET,12	14	ENDRINE	50	PCB153
13	ACENAPTY	11	CL2ET12C	1	ETBZ,T,135	50	PCB180
13	AG	17	CL2ET12T	60	ETHYLBEN	50	PCB28
19	AGENTSUR	3	CL2ETCS	170	F	50	PCB52
77	AL	31	CL2MET	146	FANTHEN	2	PCP
15	ALDRINE	3	CL2PP,11	287	FE	603	PH
1	AMETRYNE	4	CL2PP13CIS	1	FEDISSOU	34	PHENANTH
14	ANILINE	4	CL2PP13TRANS	13	FLUORENE	13	PHENOL
75	ANIO	5	CL2PPA12	125	GHPERYLE	4	PHP
16	ANTHR,AH	4	CL2PPA13	18	H2S	4	PHSIT
34	ANTHRA,A	3	CL2PPA22	19	HAP6	2	PMTRIN
48	ANTHRACE	1	CL3BZ	17	HCHA	157	PO4
100	AOX	3	CL3BZ,123	17	HCHB	213	POH
162	APYRENE	4	CL3BZ,124	1	HCHD	1	PPDDD
170	AS	34	CL3E,111	15	HCHG	1	PPDDE
2	ATRAZDE	15	CL3E,112	130	HCO3	1	PPDDT
2	ATRAZDP	2	CL3ETHEN	205	HG	2	PROMETRY
2	ATRAZINE	31	CL3ETHY	39	HPA	2	PROPAZ
14	AZTOTAL	3	CL4EA,1112	15	HPTCL	2	PROPICON
15	B	2	CL4ETHEN	15	HPTCL,EP	7	PXYLENE
4	BA	30	CL4ETHY	480	HYDD	13	PYRENE
4	BACO27	4	CL4MET	4	IND,PERM	3	RE105
4	BACO37	14	CL6BZ	159	IPYR,123	22	RE180
28	BACSEFI	1	CLPYR,E	273	K	269	REDOX
14	BACSEFI_100ML	6	CN	107	KFANTHEN	4	RES
3	BE	125	CN-L	2	LINDANE	30	RESIS
60	BENZ	83	CN-T	116	MATSU	44	SALMONEL
38	BFA,1112	17	CO	1	MESITYLE	7	SB
36	BFANT,34	4	CO2A	1	METHANOL	22	SE
111	BFANTHEN	10	CO2L	13	METOXCL	59	SEC
126	BIOTOXI	94	CO3	216	MG	1	SECBUMET
38	BPER,112	23	COLF	209	MN	11	SI
4	BR	54	COLITHT	6	MO	2	SIMAZINE
31	BR2CLMET	77	COLITOTA	7	MXYLENE	39	SIO2
15	BR2EA,12	434	COND	309	NA	50	SN
21	BR2META	67	COND25C	33	NAPHTAL	668	SO4
8	BRCLMET	191	COT	373	NH4	1	STRP
3	BROMOBENZ	330	CR	332	NI	76	STRP_100ML
34	BROMOF	104	CR6	151	NO2	3	STYRENE
1	BROMOP,E	329	CU	294	NO3	3	SULF
1	BROMOP,M	1	CUMENE	3	NTK	6	TA
225	CA	1	CUMENE,PSE	88	OH	40	TAC
76	CATIO	2	CYANAZ	1	OHAL	1	TEHYTHIF
27	CCL4	1	DBO2	1	OPDDD	113	TEMP
326	CD	283	DBO5	1	OPDDE	2	TERBUTYL
31	CHLOROF	492	DCO	1	OPDDT	234	TH
15	CHRYSENE	14	DDD,44	49	OXYA	4	THP
763	CL	14	DDE,44	180	OXYD	60	TOLUENE
19	CL2	14	DDT,24	45	OXYLENE	1	TOLUENE,ET
34	CL2BRMET	14	DDT,44	46	P	1	TRIETHYG
3	CL2BZ,12	1	DESMETRY	1	PARATH,B	29	TURBS
3	CL2BZ,13	12	DETAN	403	PB	23	V
3	CL2BZ,14	1	DIAZINON	164	PCB	37	XYLEN,MP
17	CL2EA,11	14	DIELDRIN	50	PCB101	15	XYLENE
34	CL2EA,12	14	ENDOS,A	46	PCB118	466	ZN
34	CL2ET,11	14	ENDOS,B	50	PCB138		

Illustration 25 : Paramètres contrôlés, présentés en abrégé, en 2004 (avec le nombre de mesures associées).

Cette liste est reprise sur l'illustration 26 avec un classement des paramètres en fonction du nombre croissant des mesures dont ils ont été l'objet en 2004, tous sites confondus.

1 AMETRYNE	4 BA	16 ANTHR, AH	60 TOLUENE
1 BROMOP, E	4 BACO27	17 CL2EA, 11	67 COND25C
1 BROMOP, M	4 BACO37	17 CL2ET12T	75 ANIO
1 CL3BZ	4 BR	17 CO	76 CATIO
1 CLPYR, E	4 CL2PP13CIS	17 HCHA	76 STRP_100ML
1 CUMENE	4 CL2PP13TRANS	17 HCHB	77 AL
1 CUMENE, PSE	4 CL2PPA13	18 H2S	77 COLITOTA
1 DBO2	4 CL3BZ, 124	19 AGENTSUR	83 CN-T
1 DESMETRY	4 CL4MET	19 CL2	88 OH
1 DIAZINON	4 CO2A	19 HAP6	94 CO3
1 ETBZ, T, 135	4 IND, PERM	21 BR2META	100 AOX
1 FEDISSOU	4 PHP	22 RE180	104 CR6
1 HCHD	4 PHSIT	22 SE	107 KFANTHEN
1 MESITYLE	4 RES	23 COLF	111 BFANTHEN
1 METHANOL	4 THP	23 V	113 TEMP
1 OHAL	5 CL2PPA12	27 CCL4	116 MATSU
1 OPDDD	6 CN	28 BACSF1	125 CN-L
1 OPDDE	6 MO	29 TURBS	125 GHPERYLE
1 OPDDT	6 TA	30 CL4ETHY	126 BIOTOXI
1 PARATH, B	7 MXYLENE	30 RESIS	130 HCO3
1 PPDDD	7 PXYLENE	31 BR2CLMET	146 FANTHEN
1 PPDDE	7 SB	31 CHLOROF	151 NO2
1 PPDDT	8 BRCLMET	31 CL2MET	157 PO4
1 SECBUMET	10 CO2L	31 CL3ETHY	159 IPYR, 123
1 STRP	11 CL2ET12C	33 NAPHTAL	162 APYRENE
1 TEHYTHIF	11 SI	34 ANTHRA, A	164 PCB
1 TOLUENE, ET	12 DETAN	34 BROMOF	170 AS
1 TRIETHYG	13 ACENAPTY	34 CL2BRMET	170 F
2 ATRAZDE	13 AG	34 CL2EA, 12	180 OXYD
2 ATRAZDP	13 FLUORENE	34 CL2ET, 11	191 COT
2 ATRAZINE	13 METOXCL	34 CL3E, 111	205 HG
2 CL3ETHEN	13 PHENOL	34 PHENANTH	209 MN
2 CL4ETHEN	13 PYRENE	36 BFANT, 34	213 POH
2 CYANAZ	14 ANILINE	37 XYLEN, MP	216 MG
2 LINDANE	14 AZTOTAL	38 BFA, 1112	225 CA
2 PCP	14 BACSF1_100ML	38 BPER, 112	234 TH
2 PMTRIN	14 CL2ET, 12	39 HPA	269 REDOX
2 PROMETRY	14 CL6BZ	39 SIO2	273 K
2 PROPAPZ	14 DDD, 44	40 TAC	283 DBO5
2 PROPICON	14 DDE, 44	44 SALMONEL	287 FE
2 SIMAZINE	14 DDT, 24	45 OXYLENE	294 NO3
2 TERBUTYL	14 DDT, 44	46 P	309 NA
3 BE	14 DIELDRI	46 PCB118	326 CD
3 BROMOBENZ	14 ENDOS, A	48 ANTHRACE	329 CU
3 CL2BZ, 12	14 ENDOS, B	49 OXYA	330 CR
3 CL2BZ, 13	14 ENDRINE	50 PCB101	332 NI
3 CL2BZ, 14	15 ACENAPHT	50 PCB138	373 NH4
3 CL2ETCS	15 ALDRINE	50 PCB153	403 PB
3 CL2PP, 11	15 B	50 PCB180	434 COND
3 CL2PPA22	15 BR2EA, 12	50 PCB28	466 ZN
3 CL3BZ, 123	15 CHRYSENE	50 PCB52	480 HYDD
3 CL4EA, 1112	15 CL3E, 112	50 SN	492 DCO
3 NTK	15 HCHG	54 COLITHT	603 PH
3 RE105	15 HPTCL	59 SEC	668 SO4
3 STYRENE	15 HPTCL, EP	60 BENZ	763 CL
3 SULF	15 XYLENE	60 ETHYLBEN	

Illustration 26 : Paramètres contrôlés en 2004 (classés par nombre de mesures).

Les statistiques des nombres de qualitomètres par sites suivis sont présentées sur l'illustration 27. Etant donné qu'il n'a pas été possible de récupérer de résultats analytiques pour l'année 2004 pour tous les sites suivis, l'histogramme prend en compte les qualitomètres qui concernent la dernière année disponible de chaque site. On constate que la médiane du nombre d'ouvrages de suivi de la qualité des eaux

souterraines par site est de 2 ou 3, toutes années confondues (année 2004 ou à défaut l'année antérieure). Pour les données de l'année 2004 uniquement, la médiane est inférieure puisqu'elle est de 2 qualitomètres par site. Les distributions sont du type log-normal.

Le nombre de deux forages d'eau est *a priori* le nombre minimum de qualitomètres à suivre, afin d'être en mesure de faire des contrôles de la qualité des eaux souterraines en amont et en aval d'un site. Mais cette situation sous-entend que l'on connaisse parfaitement la situation piézométrique de la nappe suivie au droit du site, afin de savoir distinguer son amont de son aval hydraulique. A cette fin, il est même le plus souvent nécessaire de mettre en place trois piézomètres pour pouvoir estimer la surface piézométrique locale – *un plan tangent à une surface étant au minimum déterminé par trois points de l'espace*. Plus les piézomètres sont nombreux, et meilleure est la précision de l'estimation piézométrique, et par là l'interprétation des résultats analytiques associée.

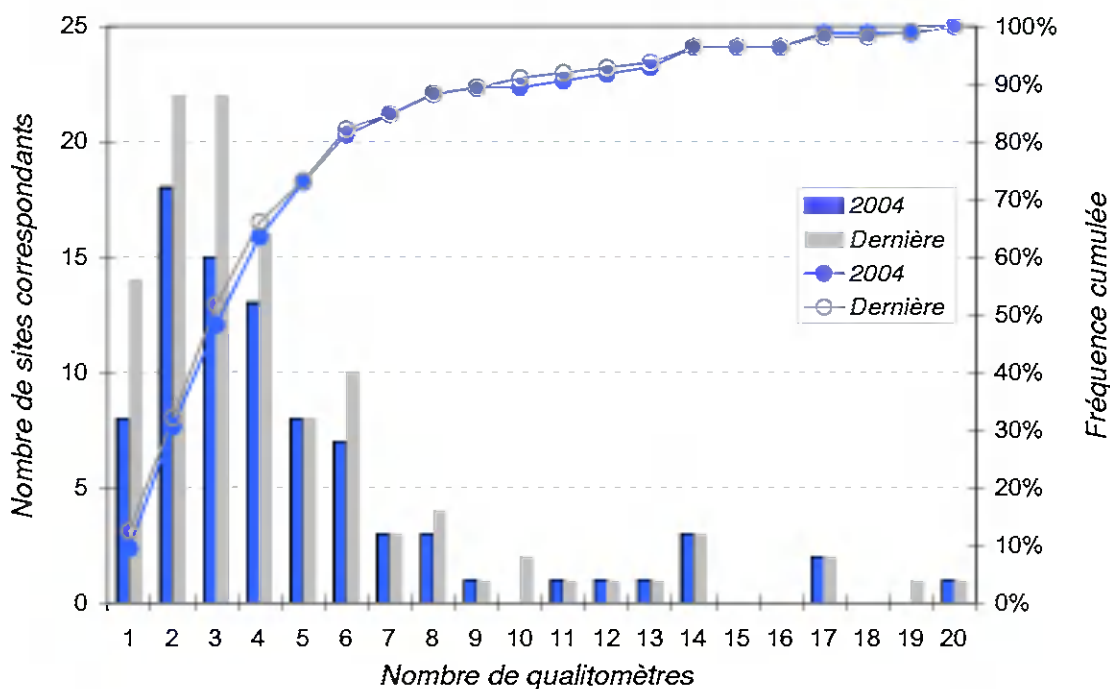


Illustration 27 : Histogramme du nombre de qualitomètres par IC-SP.

Sur l'illustration 28 est présenté l'historique des nombres de paramètres qui ont été contrôlés en 2004 ou lors de la dernière année de mesure, pour tous les sites. Quelle que soit la dernière année du contrôle, la médiane est de 5 à 10 paramètres par sites.

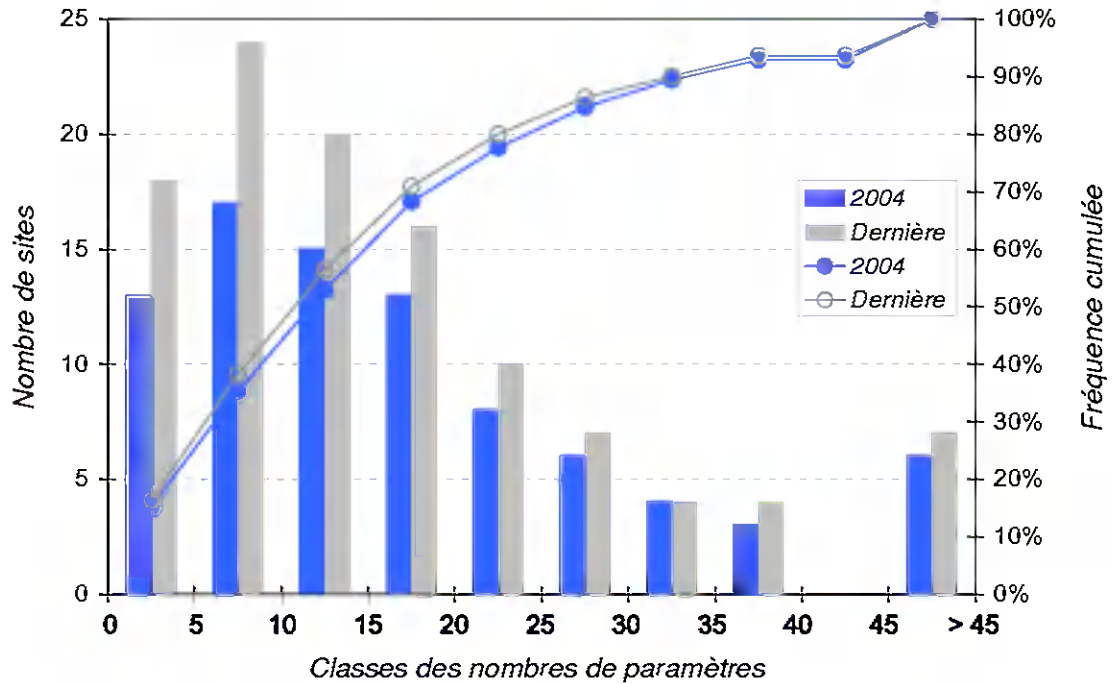


Illustration 28 : Distribution du nombre des paramètres contrôlés.

Plus précisément, les paramètres contrôlés en 2004 se répartissent dans les familles de paramètres ou de composés présentés sur l'illustration 29.

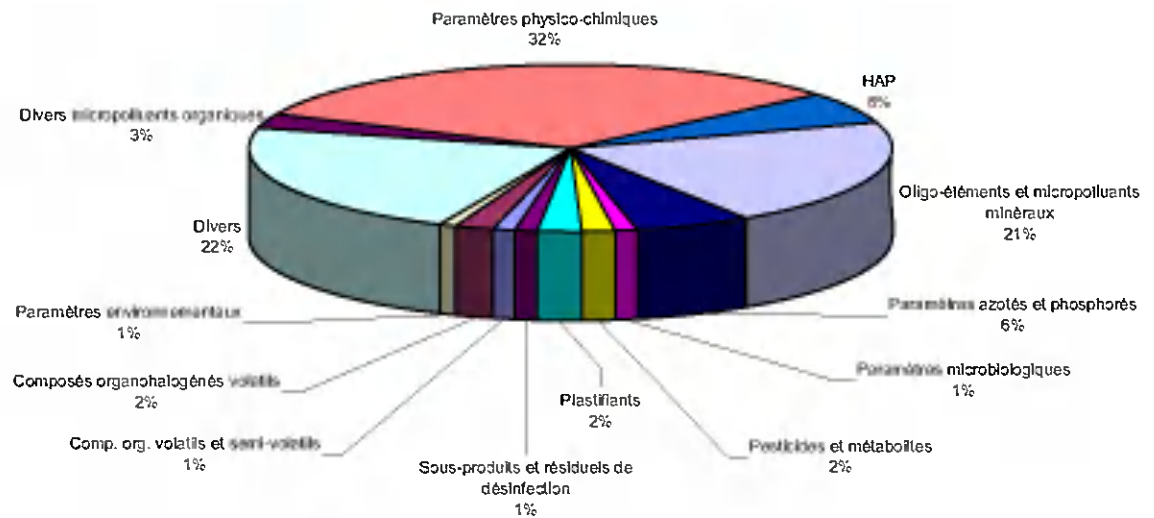


Illustration 29 : Familles des paramètres contrôlés en 2004.

Etant donné l'enjeu que représente le suivi des substances prioritaires (SP) et des substances dangereuses prioritaires (SDP) dans le domaine de l'eau, ainsi que celui des solvants chlorés, tous ces composés ont été différenciés des autres sur l'illustration 30. Ils représentent 17,7 % des contrôles qui ont été menés en 2004.

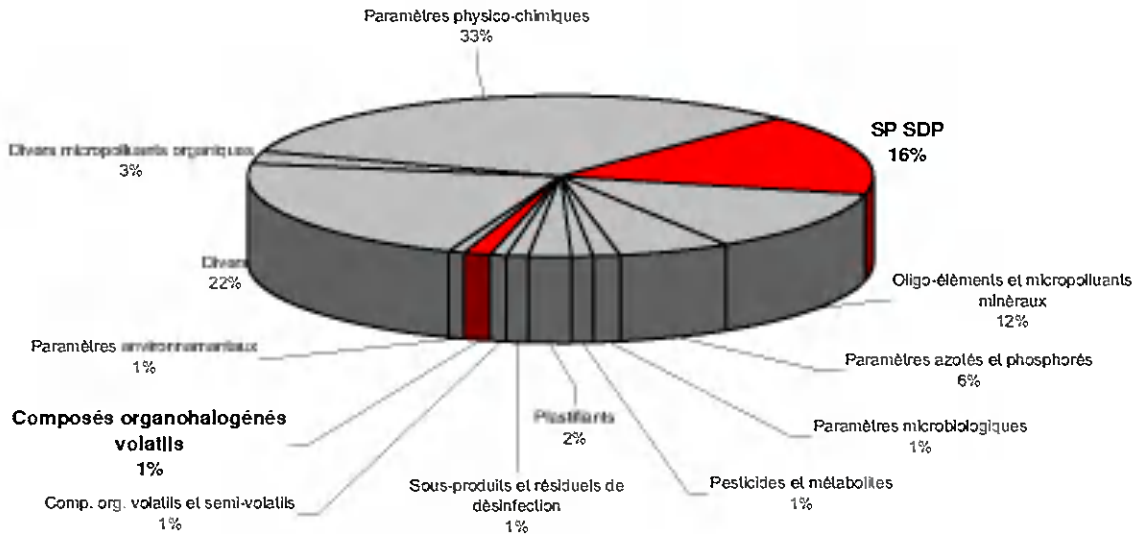


Illustration 30 : Distinction des SP, SDP et COHV parmi les paramètres contrôlés.

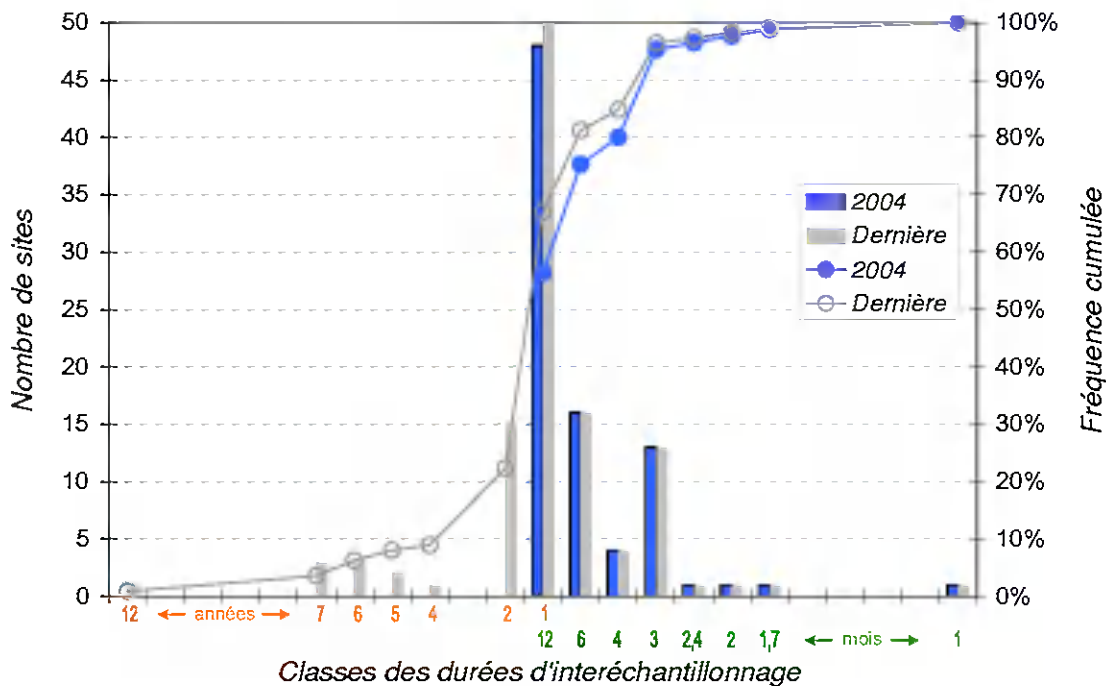


Illustration 31 : Fréquence des contrôles.

Enfin, l'illustration 31 présente l'histogramme des durées d'interéchantillonnage. La médiane de la distribution est nettement centrée sur 1 an. L'approche du suivi de la qualité des eaux souterraines doit, précisons le encore une fois, être spécifique à chaque site. Néanmoins, on constate que pour de nombreux sites la fréquence d'échantillonnage ne permet pas de caractériser la qualité des nappes au moins en basses et hautes eaux au cours d'un même cycle hydrologique, ce qui est pourtant souvent nécessaire dans le cas de nappes phréatiques. Cela pourrait signifier qu'il s'agit de suivis insuffisants de la qualité des eaux souterraines pour ces sites.

D'un point de vue global, le nombre total des résultats analytiques qui ont été bancarisés pour l'année 2004 est de plus de 15 000. Le détail des nombres d'analyses par département est présenté dans le tableau de l'illustration 32. Une comparaison est faite avec les nombres de toutes les analyses mises en banque depuis le début de l'opération au cours des années 1990.

<i>Département</i>	<i>Nombre d'analyses ICSP en 2004</i>	<i>Nombre d'analyses ICSP depuis 1970 (toutes les données)</i>	<i>Nombre de points d'eau avec analyses (ICSP, AEP, ...)</i>
08	1 434	14 051	495
54	3 553	33 642	677
55	3 929	32 940	428
57	4 424	71 366	673
88	1 874	24 209	580
Total	15 214	176 208	2 853

Illustration 32 : Bilan sur les données de qualité des eaux souterraines bancarisées pour le bassin Rhin-Meuse à l'ouest des Vosges.

En parallèle de la présente étude, tous ces résultats analytiques ont été versés dans la banque d'Accès aux Données des Eaux Souterraines (ADES, accessible gratuitement par le lien <http://bdes.brgm.fr>). Les développements actuels de cette banque de données permettront bientôt d'alimenter et valoriser plus facilement toutes ces données de qualité des eaux souterraines acquises en domaine industriel.

4. Examen par système aquifère

4.1. METHODOLOGIE

Dans les parties qui suivent, les qualités des eaux des nappes des différents systèmes aquifères du bassin Rhin-Meuse à l'ouest des Vosges et de la Lorraine, qui sont surveillées par les réseaux de contrôle des IC-SP, sont passées en revue depuis les réservoirs aquifères les plus anciens, jusqu'aux plus récents. Ces réservoirs regroupent parfois plusieurs masses d'eau souterraines.

Afin que la qualité des eaux souterraines soit commentée au regard de l'existence d'installations classées ou de sites et sols pollués et de leurs impacts potentiels, les paramètres présentés sont ceux pour lesquels il existe des différences significatives entre les valeurs représentatives des systèmes aquifères, et celles représentatives des IC-SP.

Pour caractériser chaque système aquifère dans sa globalité, le point de vue que nous avons adopté était de travailler sur toutes les données patrimoniales de qualité disponibles qui concernaient ces aquifères pour l'année 2004. Ces données ont été importées exhaustivement à partir de la base ADES. Elles correspondent aux résultats des contrôles sanitaires des Directions Départementales des Affaires Sanitaires et Sociales (DDASS) effectués sur les eaux brutes prélevées dans les captages d'alimentation en eau potable (AEP), et aux résultats relatifs au Réseau de Bassin de surveillance des Eaux Souterraines (RBES) par l'Agence de l'eau Rhin-Meuse.

Les premiers résultats ont été acquis au niveau des captages d'AEP, c'est-à-dire dans des secteurs où la qualité des eaux n'est pas dégradée au point qu'elle ne puisse être destinée à la consommation humaine (même après un éventuel traitement). Les captages d'AEP sont en effet implantés là où les eaux souterraines ne sont pas polluées et ne sont pas susceptibles de l'être (dans la mesure où un captage atteint par une pollution est fermé dès lors que son eau ne répond plus aux critères de qualité pour la consommation humaine).

Leurs eaux sont ainsi représentatives d'une partie du fond hydrochimique des nappes. Ce type de données s'appuie de plus sur un réseau très dense de captages, et a aussi de ce fait une représentativité spatiale. Par contre, il souffre de ne pouvoir caractériser l'éventuelle partie du fond hydrochimique naturel des nappes qui ne serait pas compatible avec les critères de qualité pour la consommation humaine (comme par exemple une salinité trop forte).

Les seconds résultats issus du RBES permettent de compléter les précédents, puisqu'ils ont vocation de suivre l'évolution générale de la qualité physicochimique de l'eau des nappes du bassin Rhin-Meuse. L'avantage d'utiliser les données issues de ce réseau réside également dans le fait qu'elles correspondent pour partie à des points d'eau représentatifs de l'état dégradé des aquifères. Elles peuvent ainsi être

représentatives du bruit de fond hydrochimique anthropisé des nappes d'eau souterraines. La connaissance de ce dernier est fondamentale puisqu'elle permet de replacer les données de qualité des eaux acquises dans les réseaux de contrôle des IC-SP dans leurs contextes locaux.

Les résultats analytiques des IC-SP collectés dans le cadre de l'étude ont été systématiquement rattachés à un point d'eau déclaré dans la Banque des données du Sous-Sol (comme mentionné en partie 1.2.). Pour la majorité des résultats de l'année 2004, les masses d'eau qui étaient contrôlées par les points d'eaux ont pu être identifiées relativement aisément en consultant les cartes géologiques et les fiches des sites suivis, sans avoir à reprendre les coupes techniques des ouvrages qui pourraient être conservées dans la BSS. Ainsi, moins de 5 % des résultats analytiques de l'année 2004 n'ont pas pu être rattachés à une masse d'eau. Pour les données patrimoniales, qui par contre étaient rattachées à des points d'eau, nous avons dû identifier les masses d'eau auxquelles elles se rapportaient.

Une fois toutes les analyses issues des différents réseaux patrimoniaux rapportées à une masse d'eau, il est possible de les mettre en perspective avec les données des IC-SP sur ces mêmes masses d'eau et de porter un regard plus précis sur l'état des différents systèmes aquifères.

Néanmoins, en raison de la variabilité locale toujours possible au sein d'une masse d'eau, les données patrimoniales disponibles, malgré leur nombre et leur qualité (qui a nécessité un travail considérable d'investigations sur le terrain, de laboratoire et de traitement, de la part des différents producteurs de données), restent à l'échelle d'une installation classée ou d'un site et sol pollué souvent insuffisantes (en nombre et paramètres étudiés) pour permettre des comparaisons pertinentes. Ce n'est que par des approches locales détaillées, au cas par cas, que l'on peut pressentir la contribution d'une IC-SP sur la qualité des eaux souterraines.

Ainsi pour chaque système aquifère, les résultats analytiques ont été synthétisés par masse d'eau, pour les réseaux patrimoniaux et pour les IC-SP. Rappelons que les paramètres étudiés sont ceux qui présentent un intérêt vis-à-vis du suivi de la qualité des eaux souterraines au droit ou en aval des IC-SP. En effet, bien que nous nous appuyions sur le fond hydrochimique des masses d'eau, l'objet de la présente étude n'est pas de décrire celui-ci.

Dans la (les) première(s) colonne(s) des tableaux de synthèse, les statistiques concernent les données patrimoniales de qualité. L'entête indique le(s) numéro(s) de(s) la masse(s) d'eau concernée(s). Et dans la dernière colonne, les statistiques sont relatives aux données acquises à partir des réseaux des installations classées ou des sites et sols pollués. L'entête précise là aussi qu'il s'agit d'IC-SP. Nous présentons ainsi uniquement les écarts relativement significatifs qui existent entre les statistiques patrimoniales et celles des IC-SP.

Toutes les données disponibles ont été traitées, notamment celles qui indiquent des résultats inférieurs aux limites de détection (seuil analytique) ou aux limites de quantification (seuil de fiabilité du résultat). Ces données constituent effectivement des

informations à part entière qui méritent d'être intégrées dans les statistiques, puisqu'elles peuvent en particulier être synonymes de bonne qualité des eaux (pour les polluants par exemple). Dans le cas de la limite de détection, indiquant que le paramètre contrôlé n'a pas été détecté, nous avons majoré le résultat analytique par la valeur de cette limite de détection. Et dans le cas de la limite de quantification, qui indique que la valeur du paramètre contrôlé est trop faible pour être fiable, nous avons de la même manière majoré le résultat analytique par la valeur de la limite de quantification. Cependant, pour rendre compte de l'existence de ces résultats particuliers, la fréquence de détection ou de quantification des paramètres est reportée dans le champ intitulé « Fréq. détection (%) ».

4.2. AQUIFERES DE SOCLE

Sur les illustrations 8 et 9, et en partie sur l'illustration 10, de présentation de la géologie du bassin de Rhin-Meuse et de la Lorraine, le socle affleure au-delà des terrains sédimentaires dans deux secteurs. Il s'agit des massifs anciens qui, pour l'un délimite la zone d'étude vers l'Est (Vosges cristallines), et pour l'autre se trouve à l'extrémité nord-ouest de la zone d'étude (relief des Ardennes).

Lorsque les Vosges cristallines sont fissurées (en particulier s'il s'agit de fractures subhorizontales), celles-ci peuvent être aquifères. Elles ont des propriétés hydrodynamiques contrôlées par les conditions géologiques locales comme la minéralogie, la foliation, la schistosité, la texture, etc. Ce type de ressource en eau souterraine est potentiellement important (contrairement à ce qui est généralement admis à tort) et dépasse largement les minces arènes superficielles, selon le modèle générique d'horizons fissurés stratiformes qui indique que l'épaisseur de la zone altérée du socle peut atteindre une centaine de mètres (Lachassagne *et al.*, 2005).

Toutefois, sur la zone d'étude, aucune donnée analytique de l'année 2004 ne concerne directement les eaux souterraines du socle vosgien. La qualité des eaux de la masse d'eau souterraine de code 2003 du « Socle vosgien » pourrait éventuellement être approchée de manière détournée en étudiant en détail celles des nappes alluviales qui drainent le massif vosgien. Ce pourrait par exemple être le cas pour les alluvions de la Cleurie, de la Meurthe, de la Morte, de la Moselle, de la Moselotte, du Neumé et de la Vologne.

Le « Socle ardennais » (masse d'eau souterraine de code 2019) a en revanche été suivi au cours de l'année 2004 au travers des réseaux d'autocontrôles de trois installations classées. L'analyse statistique, que nous avons menée sur les paramètres suivis, a mis en évidence des différences de qualité par rapport à la référence patrimoniale au niveau des deux sites, qui se trouvent à Aubrives et à Bourg-Fidèle. Les statistiques comparatives sont présentées sur l'illustration 33.

Les résultats présentés sont, rappelons-le, ceux pour lesquels il existe un écart significatif entre les données censées être représentatives de la masse d'eau (colonne dont l'entête est intitulé « 2019 »), et celles acquises au niveau des deux sites (colonne dont l'entête est intitulé « IC-SP »).

Statistiques				Statistiques			
	2019	IC-SP		2019	IC-SP		
Fe (µg/L)	Moyenne	28	22195	SO ₄ (mg/L)	Moyenne	6,3	251
	Médiane	14	30		Médiane	2,6	50
	Écart-type	28	46364		Écart-type	7,7	301
	Minimum	10	8,0		Minimum	2,0	3,2
	Maximum	60	130000		Maximum	18	770
	Nb. échantillons	3	15		Nb. échantillons	4	15
Fréq. détection (%)	66,7	100	Fréq. détection (%)	75,0	100		

Illustration 33 : Synthèse des résultats analytiques concernant le socle ardennais (masse d'eau 2019).

D'une part, il s'agit des concentrations en fer, dont les statistiques relatives aux installations classées correspondent à des valeurs bien plus élevées que celles patrimoniales et correspondent à des eaux de mauvaise qualité ; d'autre part, il s'agit des concentrations en sulfate, qui sont, elles aussi, plus marquées au niveau des installations classées, voire élevées.

Ces constats nécessitent toutefois, au premier abord, d'être relativisés dans la mesure où les données patrimoniales ne portent que sur un très faible nombre de valeurs (3 à 4 échantillons), selon la mise en garde énoncée précédemment. De plus, les nappes du socle ardennais sont multiples et généralement de petites dimensions, les terrains les portant étant devenus aquifères sous l'effet de l'altération et de la fracturation (comme par exemple pour les Grès d'Anor du Dévonien inférieur). La plus importante de ces nappes, d'une vingtaine de kilomètres carrés, est située dans les calcaires dévoniens de Givet. Il n'est donc pas possible de généraliser la qualité des eaux souterraines, observée en aval d'un seul site, à l'ensemble de la masse d'eau sur laquelle il se trouve. Les statistiques (moyenne, médiane, ...) présentées dans la colonne IC-SP sont donc en quelque sorte « abusives », d'autant qu'elles ne concernent que deux sites. De la même manière, les données analytiques patrimoniales concernant le socle ardennais n'ont qu'une portée localisée.

Néanmoins, l'étude spécifique et détaillée relative à chaque site permet d'attribuer ou d'écarter l'influence dudit site sur la qualité de la masse d'eau. Prenons par exemple le site de Bourg-Fidèle, dont les trois piézomètres captent le socle métamorphique altéré (phyllades et quartzites d'Anchamps du Revinien moyen, et phyllades noirs ardoisiers de la Folie et quartzites de la Roche-à-Sept-Heures du Revinien inférieur). C'est l'altération du socle ardennais qui a permis le développement d'une nappe d'eau souterraine mineure dans les premiers mètres du sous-sol.

Les concentrations en sulfate mesurées dans les eaux souterraines au niveau de ce site ont parfois été élevées en 2004, atteignant la valeur de 770 mg.L⁻¹. Dans le détail, on constate que ces concentrations sont très variables selon les piézomètres (les plus importantes sont mesurées à l'aval d'un bassin d'eau pluviale), ces derniers étant pourtant implantés dans des contextes géologiques similaires. Ainsi, même s'il existe de la pyrite (susceptible de donner du sulfate par oxydation) dans le Revinien moyen, le contrôle des concentrations en sulfate dans la masse d'eau de code 2019 paraît local et imputable au site. L'origine du sulfate est vraisemblablement liée à l'activité du site et ne devrait pas être considérée comme représentative de la qualité intrinsèque

du socle ardennais. L'installation classée a manifestement une influence locale sur la qualité de la masse d'eau de code 2019.

Parmi les autres résultats analytiques disponibles sur ce site, on remarque d'ailleurs la présence d'hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) comme l'acénaphthylène, le fluorène et le phénanthrène, ainsi que le naphthalène qui est classé comme une substance dangereuse prioritaire. Le cadmium, classé comme substance prioritaire, et le nickel et le plomb, classés comme substances dangereuses prioritaires, ont aussi été détectés dans les eaux prélevées.

4.3. GRES DU TRIAS INFERIEUR (MASSES D'EAU 2004, 2005, 2028)

4.3.1. Présentation du système aquifère

Les grès du Trias inférieur correspondent à une puissante série gréseuse, qui s'est développée au Buntsandstein, il y a 240 à 245 millions d'années, sous l'action d'un grand fleuve s'écoulant vers le Nord-Est en direction de la Mer germanique. Les principales formations géologiques qui composent les grès du Trias inférieur (désignés aussi de manière simplifiée par le sigle GTI) sont rappelées sur l'illustration 34.

Age (Ma)	Stratigraphie		Lithologie	
240	Muschelkalk	inférieur	Grès coquillier	
	Buntsandstein	supérieur	Grès à <i>Voltzia</i>	Grès bigarrés
			Couches intermédiaires (Zone-limite violette)	
		moyen	Conglomérat principal	
245	inférieur	Grès vosgien (Conglomérat inférieur)	Grès de Senones ou Grès d'Annweiler	

Illustration 34 : Lithostratigraphie synthétique des grès du Trias inférieur.

La figure suivante précise et illustre les faciès détritiques rencontrés dans les grès du Trias inférieur. Ces derniers commencent par la formation des Grès de Senones ou du Grès d'Annweiler, qui est souvent arkosique (proportion importante de feldspaths) et dont les grains sont anguleux. Son aspect buriné et tacheté est caractéristique. Au-dessus, le Grès vosgien est un grès tendre, constitué de grains bien roulés, de dimensions moyennes allant jusqu'à la taille de galets. Sa base est plus ou moins grossière et commence par des bancs conglomératiques (le Conglomérat inférieur). Il est principalement constitué par du quartz et secondairement par des feldspaths, et on y rencontre des lentilles d'argile. C'est la formation la plus épaisse des GTI. Le Conglomérat principal, qui vient par dessus, contient des galets essentiellement siliceux parfois pluri-décimétriques. Il est organisé en succession de lentilles conglomératiques. Son sommet est marqué par l'altération et la présence d'oxyde de

fer. C'est la Zone-limite violette. Les Couches intermédiaires qui suivent sont riches en feldspaths. Elles sont composées de grains grossiers, et dans leur tiers supérieur, les galets sont absents tandis que des lentilles argileuses sont rencontrées. Au-dessus, se trouvent les Grès à *Votzia* qui sont riches en débris de végétaux. Ils se décomposent en une partie inférieure massive (le Grès à meules) qui a un grain fin et contient des micas ; et une partie supérieure (le Grès argileux) constituée de grès fins argileux, parfois entrecoupés de lits d'argiles. Enfin, le Grès coquillier, qui vient coiffer la série, marque une transition majeure dans la sédimentation (transgression marine) puisqu'il correspond au premier dépôt marin du Trias moyen (Muschelkalk). Il s'agit d'un grès à ciment dolomitique riche en fossile.

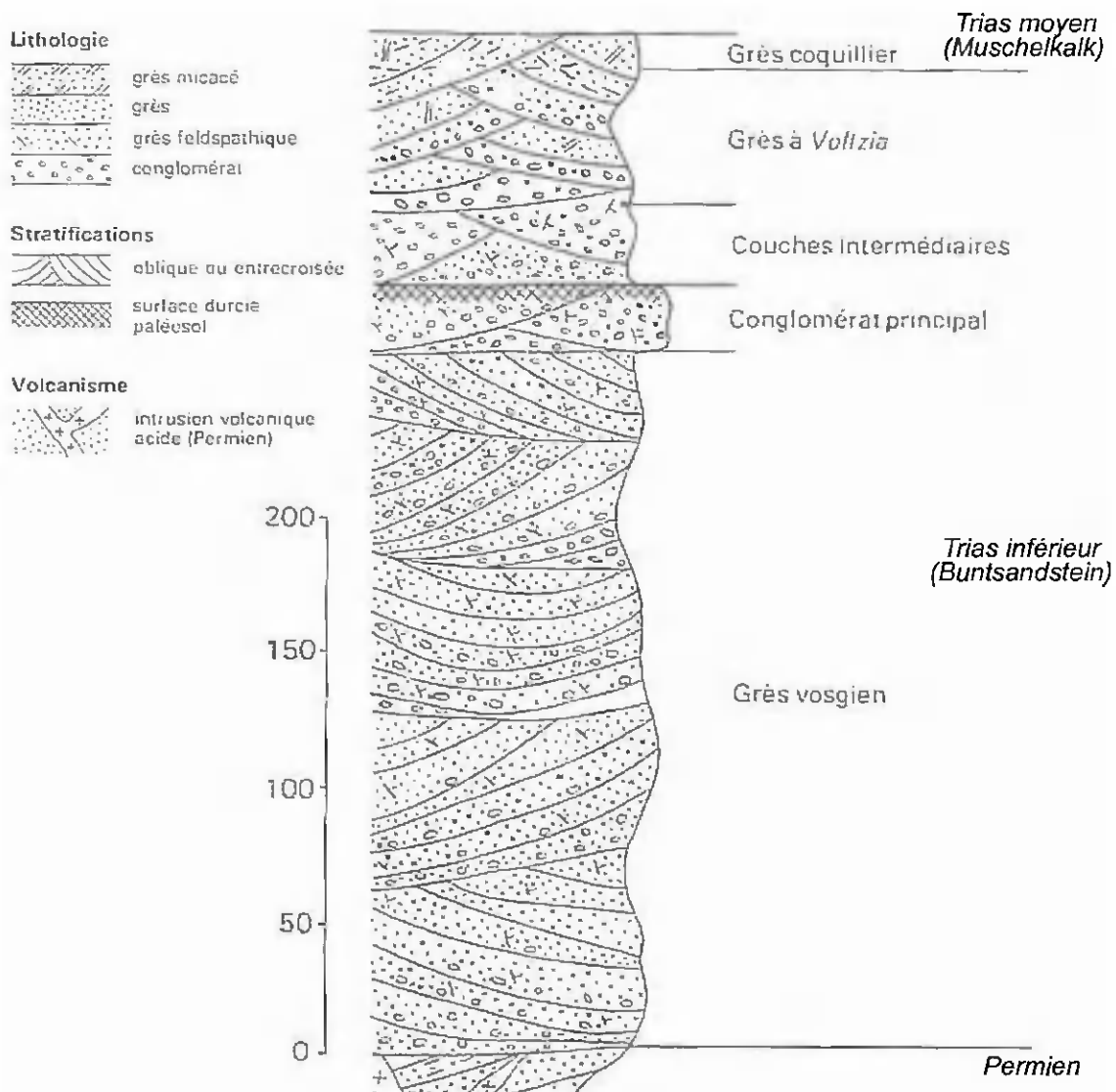


Illustration 35 : Log lithostratigraphique des grès du Trias inférieur (forage 01947X0001/HL239 ; d'après Thomas et al. 1978, modifié).

Le log ci-dessus fournit un exemple de l'épaisseur que peut avoir chaque formation géologique. Les épaisseurs relatives des formations sont dans leur ensemble constantes à l'échelle de la zone d'étude. Cependant, d'un point de vue absolu, elles sont très faibles à l'Ouest où la série disparaît et plonge en direction du centre du bassin de Paris, tandis qu'elles sont très importantes vers le Nord-Est où elles affleurent. La puissance du Grès vosgien atteint par exemple plus de 300 mètres au nord-est de la zone d'étude. L'extension des dépôts du Buntsandstein est également très ample latéralement. Les grès s'étendent à l'aplomb de pratiquement toute la zone d'étude (même s'ils n'affleurent qu'en zone orientale de celle-ci). L'étalement de la série gréseuse provient du manque de subsidence, qui a eu lieu pendant la mise en place des dépôts, et qui a entraîné une large divagation du système fluvial.

D'un point de vue hydrogéologique, les grès peuvent être aquifères depuis leur base du Buntsandstein inférieur, jusqu'à leur sommet dans le Muschelkalk inférieur. Mais globalement, leur mur de l'aquifère correspond le plus souvent au Grès vosgien, et le toit peut coïncider avec les Grès à *Voltzia*. Selon l'échelle d'étude des GTI, ceux-ci peuvent être considérés ou non comme un aquifère multicouche. On y distingue parfois deux principales nappes : la nappe supérieure des Grès à *Voltzia* ; et la nappe inférieure du Grès vosgien qui est la plus importante. Quelle que soit l'approche retenue, les niveaux intermédiaires argileux rencontrés dans la série gréseuse sont le siège de flux de drainance qui justifient de considérer les grès du Trias inférieur comme un seul et même système aquifère.

Le réservoir aquifère des GTI a une importance stratégique régionale. Il contient 180 milliards de mètres cubes d'eau douce, répartis en 30.10^9 m^3 pour la partie libre de la nappe et 150.10^9 m^3 pour sa partie captive (Laurent, 2001). Première ressource en eau souterraine de la Lorraine et du bassin Rhin-Meuse (Alsace comprise), les GTI sont surexploités pour les alimentations en eaux potable ou industrielle et pour l'embouteillage et le niveau piézométrique de leur nappe captive diminue régulièrement. Par ailleurs, dans le nord du département de la Moselle, le réservoir aquifère se déverse dans les séries carbonifères sous-jacentes suite à l'exploitation du charbon. Le régime de la nappe des GTI a ainsi été considérablement perturbé par les exhaures minières du bassin houiller. Le schéma conceptuel, de la figure suivante, permet d'illustrer les circulations souterraines complexes dans les secteurs perturbés de la nappe.

Ainsi, à partir des trois types de régimes de la nappe des grès du Trias inférieur qui ont été précités, différents secteurs ont été distingués dans les GTI. Pour mettre en place le référentiel d'évaluation des ressources en eau souterraine, les GTI ont donc été subdivisés en trois masses d'eau souterraine : la masse d'eau de code 2004 du « Grès vosgien en partie libre » ; la masse d'eau de code 2005 du « Grès vosgien captif non minéralisé » ; et la masse d'eau de code 2028 des « Grès du Trias inférieur du bassin houiller ».

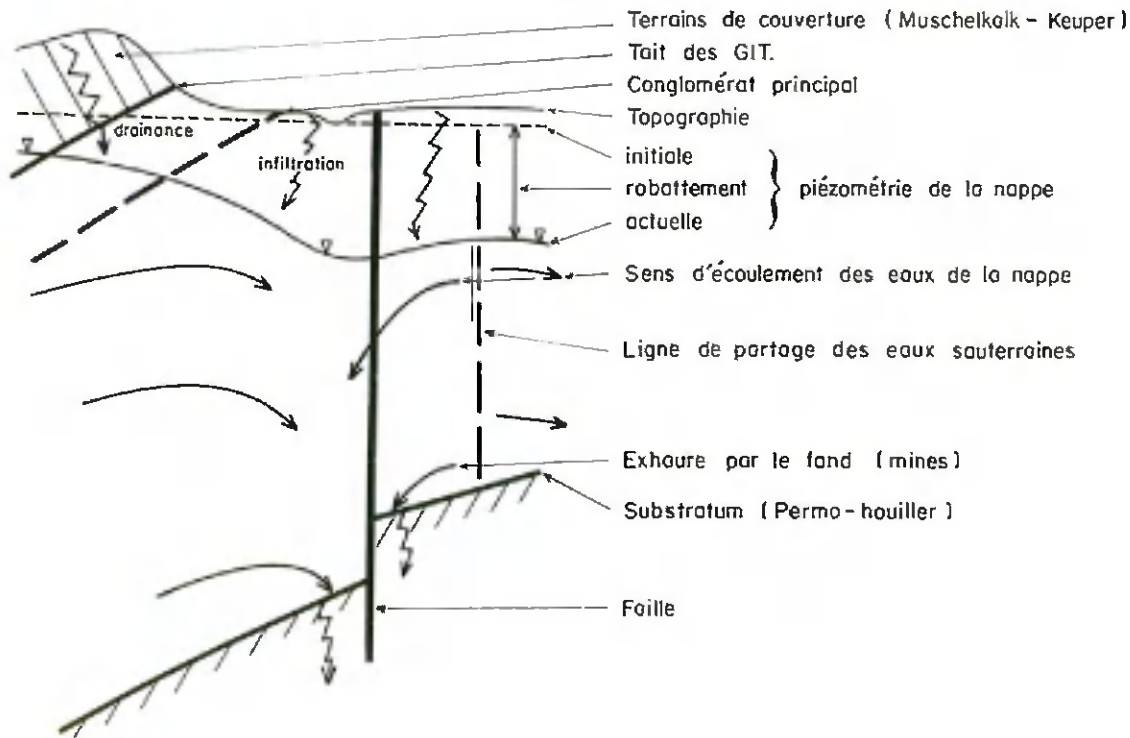


Illustration 36 : Coupe hydrogéologique schématique des GTI (Simler, 1972).

4.3.2. Interprétation globale des données analytiques

Comme pour toutes les autres masses d'eau souterraine de la zone d'étude, lorsque des qualitomètres d'IC-SP captent les grès du Trias inférieur, c'est le plus souvent quand ceux-ci affleurent, soit quand la nappe des GTI est libre. Les masses d'eau souterraine concernées devraient donc nécessairement être celles des codes 2004 et 2028. Mais en fait, pour les rares sites qui se trouvent sur la masse d'eau de code 2004, il n'existe pas de différence significative entre les données patrimoniales et celles des autocontrôles. Ainsi, les résultats d'IC-SP que nous présentons sur l'illustration 37 concernent exclusivement la masse d'eau de code 2028. Pour cette raison nous avons distingué dans les données patrimoniales celles relatives aux masses d'eau du Grès vosgien (colonnes d'entête intitulé « 2004 2005 »), de celles qui concernent le bassin houiller (colonnes d'entête intitulé « 2028 »).

Ces statistiques montrent des écarts significatifs pour plusieurs paramètres entre les données patrimoniales et celles d'IC-SP. La conductivité est nettement plus élevée pour les IC-SP et rend compte d'une minéralisation excessive (médianes de $2280 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$, contre $407 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ pour la masse d'eau 2028). Mais seules trois mesures de conductivité sont disponibles pour les sites suivis. Les contrastes des concentrations en chlorure, sodium et sulfate par rapport aux données patrimoniales confirment cependant que la minéralisation est plus importante au niveau des IC-SP. L'ammonium, représentant des polluants organiques, a des concentrations plus

élevées pour les IC-SP, et le paramètre global de la demande chimique en oxygène (DCO) est aussi plus important pour les IC-SP. Enfin, plusieurs métaux comme le fer et le manganèse, et dans une moindre mesure le nickel, ont également des concentrations supérieures au droit ou à proximité des IC-SP.

	Statistiques	2004 2005	2028	IC-SP		Statistiques	2004 2005	2028	IC-SP		Statistiques	2004 2005	2028	IC-SP
Conductivité ($\mu\text{S/cm}$ à 25°C)	Moyenne	405	452	2020	Fe ($\mu\text{g/L}$)	Moyenne	155	43	1305	NH ₄ (mg/L)	Moyenne	0,04	0,05	3,4
	Médiane	340	407	2280		Médiane	31	25	50		Médiane	0,02	0,02	0,18
	Écart-type	317	275	458		Écart-type	372	38	2558		Écart-type	0,03	0,08	7,8
	Minimum	28	158	1480		Minimum	5	5	20		Minimum	0,01	0,02	0,02
	Maximum	1594	1270	2300		Maximum	2500	100	10200		Maximum	0,28	0,43	27
	Nb. échantillons	212	25	3		Nb. échantillons	125	5	23		Nb. échantillons	212	25	27
	Fréq. détection (%)	100	100	100		Fréq. détection (%)	35,5	55,7	82,5		Fréq. détection (%)	20,3	34,5	70,4
DCO (mg/L)	Moyenne	4,5	5,3	17	Mn ($\mu\text{g/L}$)	Moyenne	27	103	1200	Ni ($\mu\text{g/L}$)	Moyenne	5,5	9,4	38
	Médiane	5	6	15		Médiane	5	23	110		Médiane	5	10	10
	Écart-type	5,0	1,5	3,5		Écart-type	54	193	2870		Écart-type	4,5	5,4	50
	Minimum	0,001	5	12		Minimum	1	2	5		Minimum	1	2	10
	Maximum	37	8	25		Maximum	310	759	10000		Maximum	39	23	270
	Nb. échantillons	233	4	21		Nb. échantillons	185	23	21		Nb. échantillons	137	21	27
	Fréq. détection (%)	12,9	50,0	100		Fréq. détection (%)	50,5	82,5	81,0		Fréq. détection (%)	13,1	71,4	51,9
Cl (mg/L)	Moyenne	29	25	511	Na (mg/L)	Moyenne	23	14	113	SO ₄ (mg/L)	Moyenne	31	55	235
	Médiane	4	14	249		Médiane	3	5	95		Médiane	13	39	155
	Écart-type	59	25	813		Écart-type	42	18	115		Écart-type	45	75	352
	Minimum	1,4	7	7		Minimum	0,3	2	5		Minimum	0,7	18	2
	Maximum	330	113	3535		Maximum	210	78	428		Maximum	270	370	2390
	Nb. échantillons	212	25	117		Nb. échantillons	159	23	17		Nb. échantillons	212	25	117
	Fréq. détection (%)	100	100	100		Fréq. détection (%)	100	100	100		Fréq. détection (%)	98,1	100	100

Illustration 37 : Synthèse des résultats analytiques concernant les grès du Trias inférieur (masses d'eau des codes 2004, 2005 et 2028).

4.3.3. Exemple d'interprétation affinée : la répartition du sulfate au sein de la nappe des GTI

Comme indiqué dans la méthodologie, cette description qualitative ne rend pas compte des éventuelles hétérogénéités spatiales qui peuvent affecter les valeurs des paramètres, en particulier s'il existe une dérive dans la structure du phénomène. Dans le cas du sulfate, les statistiques relatives aux grès du Trias inférieur indiquent que les concentrations dans le bassin houiller (masse d'eau de code 2028) sont plus élevées que dans les masses d'eau des codes 2004 et 2005, et plus faibles que celles des IC-SP. Le bruit de fond en sulfate, qui est plus important dans le bassin houiller, semble ainsi représenter une référence de qualité moins pénalisante. Mais quant est-il de la pertinence de cette référence, comme de celle de toutes les données patrimoniales que nous utilisons ?

Afin d'y répondre, nous avons étudié précisément, à titre d'exemple, la répartition spatiale de la concentration en sulfate dans la nappe des GTI (données patrimoniales des trois masses d'eau confondues). Pour faire cette étude de manière objective et rigoureuse, nous avons réalisé l'étude géostatistique des valeurs des concentrations en sulfate disponibles. Le principe de la géostatistique est d'étudier les corrélations spatiales qui existent entre les différentes valeurs prises par un paramètre dans un semis de points. L'outil de base utilisé est le variogramme expérimental, dont nous rappelons le formalisme ci-après.

$$\gamma(h) = \frac{1}{2} \frac{\sum_{i=1}^{N(h)} [Z(x_i) - Z(x_i + h)]^2}{N(h)} \quad (2) \quad \text{avec :}$$

$\gamma(h)$, variogramme à la distance h
 $Z(x_i)$, valeur mesurée au point x_i
 $Z(x_i + h)$, valeur mesurée au point $x_i + h$
 h distance entre x_i et $x_i + h$
 $N(h)$, nombre de couples de points distants de h

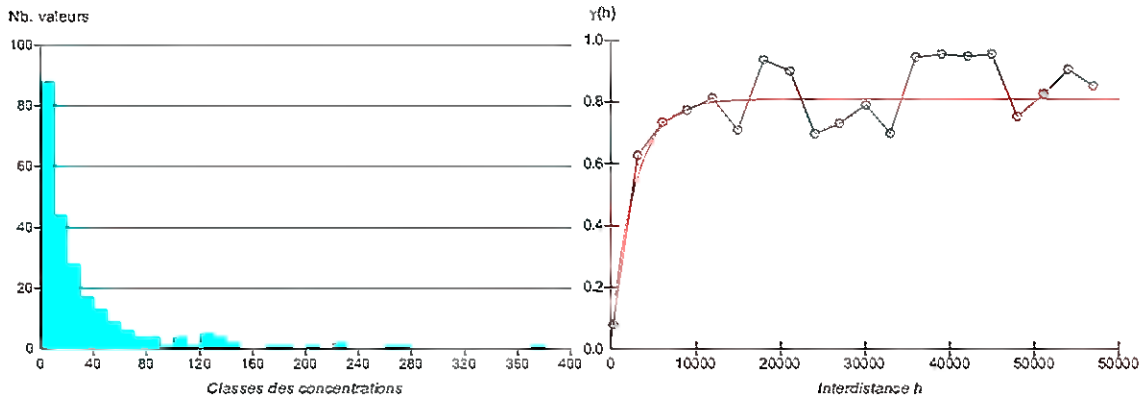


Illustration 38 : Etude géostatistique des concentrations en sulfate dans la nappe des GTI.

La distribution des concentrations en sulfate étant très dissymétrique (histogramme, à gauche sur l'illustration 38), nous avons travaillé avec le logarithme népérien des concentrations en sulfate. Le variogramme expérimental est présenté sur l'illustration 38 de droite. Nous y avons ajusté une structure exponentielle, avec un palier de 0,77, une portée de 2800 mètres (courbe en rouge) et un effet de pépite de 0,04, en utilisant une dérive d'ordre 1. Ce modèle de variogramme permet d'obtenir une estimation des concentrations en sulfate non biaisée (biais inférieur à 3,6 %).

Les résultats de l'estimation géostatistique, présentés sur l'illustration 39 suivante, sont reportés vers l'ouest jusqu'à la limite de salinité de la nappe des grès du Trias inférieur, qui a été prise à 200 mg Cl.L⁻¹ (selon la limite définie par Talbot *et al.*, 2002). Lors de la réalisation du krigeage, nous avons pris en compte la faille de Hombourg. En effet, parmi les nombreuses failles qui affectent les séries géologiques de la boutonnière du Warndt, seule cette faille est reconnue comme constituant une limite étanche dans l'aquifère des grès du Trias inférieur (les exhaures minières ont engendré un important rabattement de la nappe uniquement du côté sud-est de la faille). Sur le grossissement de l'illustration 40, la discontinuité dans la répartition des concentrations en sulfate modélisées est ainsi nettement visible au niveau de la faille de Hombourg.

Du point de vue de la répartition générale des concentrations et de leurs valeurs absolues, on constate que le bassin houiller (masse d'eau de code 2028) ne se distingue pas du reste de la nappe, mise à part au niveau de la commune de Freyming-Merlebach où des concentrations en sulfate supérieures à 200 mg.L⁻¹ sont calculées (bordure nord-ouest de la faille de Hombourg). La transition entre la masse

d'eau 2028 et les masses d'eau 2004 et 2005 paraît continue à l'échelle de toute la région d'étude.

De même, en dehors du secteur de Freyming-Merlebach, il existe d'autres secteurs à concentrations en sulfate élevées par rapport à l'ensemble de la nappe. C'est notamment le cas au nord du département de la Moselle, au niveau de la commune d'Apach qui se trouve au-delà de la limite ouest de salinité des eaux, et où la nappe est drainée par l'extrémité aval de la Moselle (la concentration en sulfate calculée atteint presque 170 mg.L^{-1} dans ce secteur, contre les valeurs respectives de 31 mg.L^{-1} et 13 mg.L^{-1} pour les moyenne générale et médiane des masses d'eau 2004 et 2005 présentées sur l'illustration 37). Ainsi, l'étude de la répartition du sulfate dans la nappe montre finalement qu'il n'y a pas lieu de distinguer la masse d'eau 2028, de celles 2004 et 2005, contrairement à l'idée préconçue que l'on pouvait avoir au vu des statistiques descriptives de l'illustration 37.

A partir de cette estimation du (bruit de) fond hydrochimique en sulfate de la nappe, nous pouvons maintenant replacer les données des autocontrôles des IC-SP acquises pour la masse d'eau de code 2028, dans leur environnement. L'illustration 41 faite à partir de la grille d'estimation des concentrations est zoomée sur la boutonnière. Les moyennes des concentrations en sulfate par qualitomètre des IC-SP sont reportées directement sur l'illustration. Les qualitomètres se répartissent *grosso modo* en trois groupes : celui de Schœneck au nord-est, celui de Freyming-Merlebach au centre, et celui de Diesen, l'Hôpital, Porcelette et Saint-Avoid à l'Ouest.

Pour le premier groupe du nord-est, la plage de couleur du fond de carte indique que la concentration en sulfate du fond hydrochimique de la nappe est d'environ 15 mg.L^{-1} , alors que la moyenne des concentrations en sulfate mesurée au seul qualitomètre présent est supérieure (73 mg.L^{-1}).

Pour le deuxième groupe au centre, la plupart des moyennes des concentrations en sulfate sont élevées, et les qualitomètres correspondants (des IC-SP) sont situés à proximité de l'anomalie en sulfate des données patrimoniales. Ainsi, il n'est pas possible de faire la distinction entre les concentrations issues du fond hydrochimique et celles liées à un éventuel impact des IC-SP.

Enfin, pour le troisième groupe de l'ouest, le fond hydrochimique en sulfate est de l'ordre de 30 à 60 mg.L^{-1} , alors que plus de 40 % des qualitomètres ont des moyennes des concentrations en sulfate supérieures à 100 mg.L^{-1} . Presque 20 % de ces derniers ont même des moyennes des concentrations en sulfate supérieures à 200 mg.L^{-1} .

Cette comparaison permet de voir que pour deux des trois groupes de qualitomètres de suivi de la qualité des eaux au droit ou en aval des IC-SP, les concentrations en sulfate sont problématiques puisqu'elles sont supérieures à celles du fond hydrochimique de la nappe. Cela permet finalement de confirmer, dans le détail, le diagnostic que nous avons pressenti sur la contribution en sulfate liée aux IC-SP, au vu des statistiques de l'illustration 37.

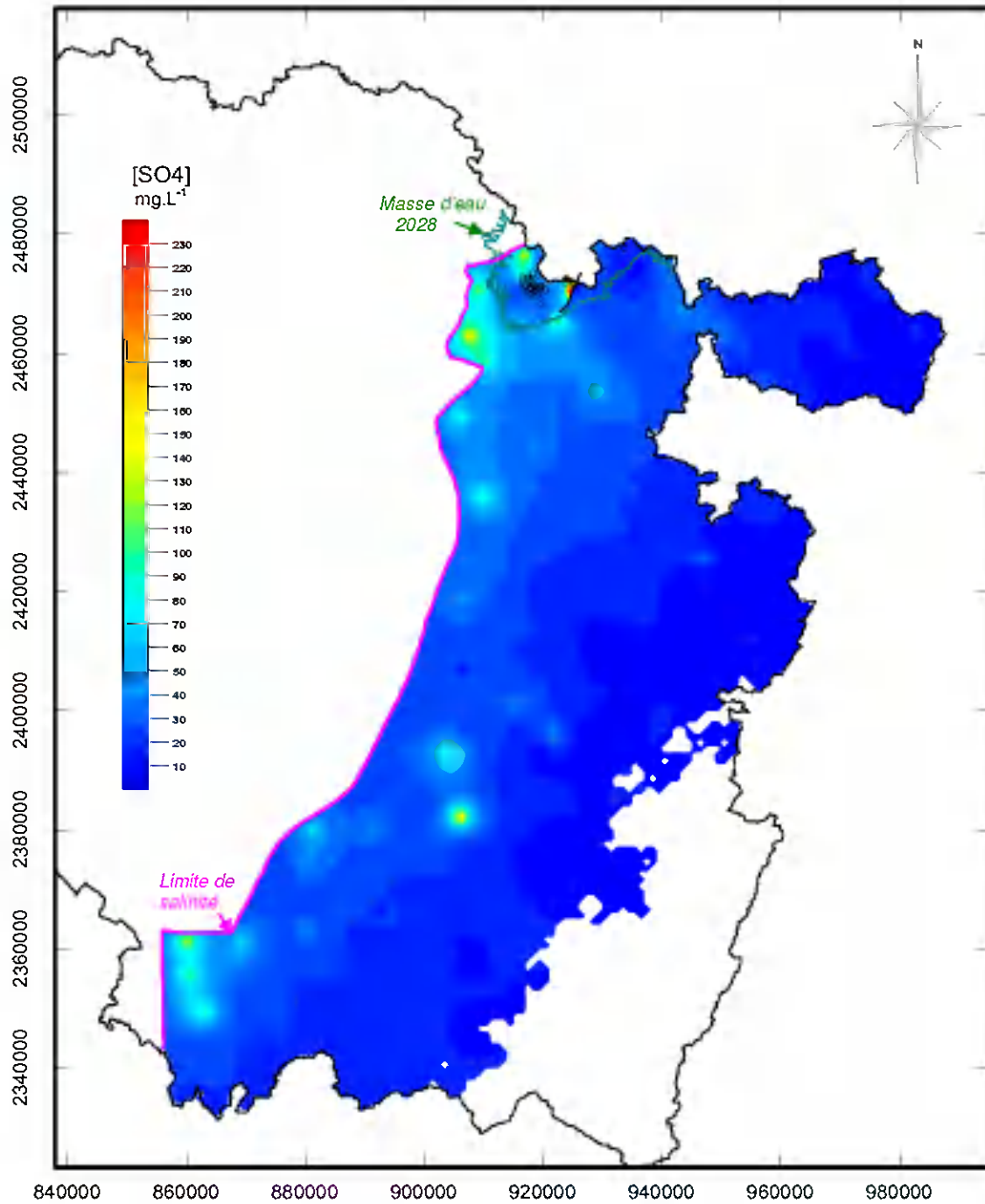


Illustration 39 : Estimation géostatistique de la répartition spatiale des concentrations en sulfate dans la nappe des grès du Trias inférieur (masses d'eau des codes 2004, 2005 et 2028 ; année 2004 ; utilisation du logiciel GDM[®] et de ses composants, développés par le BRGM).

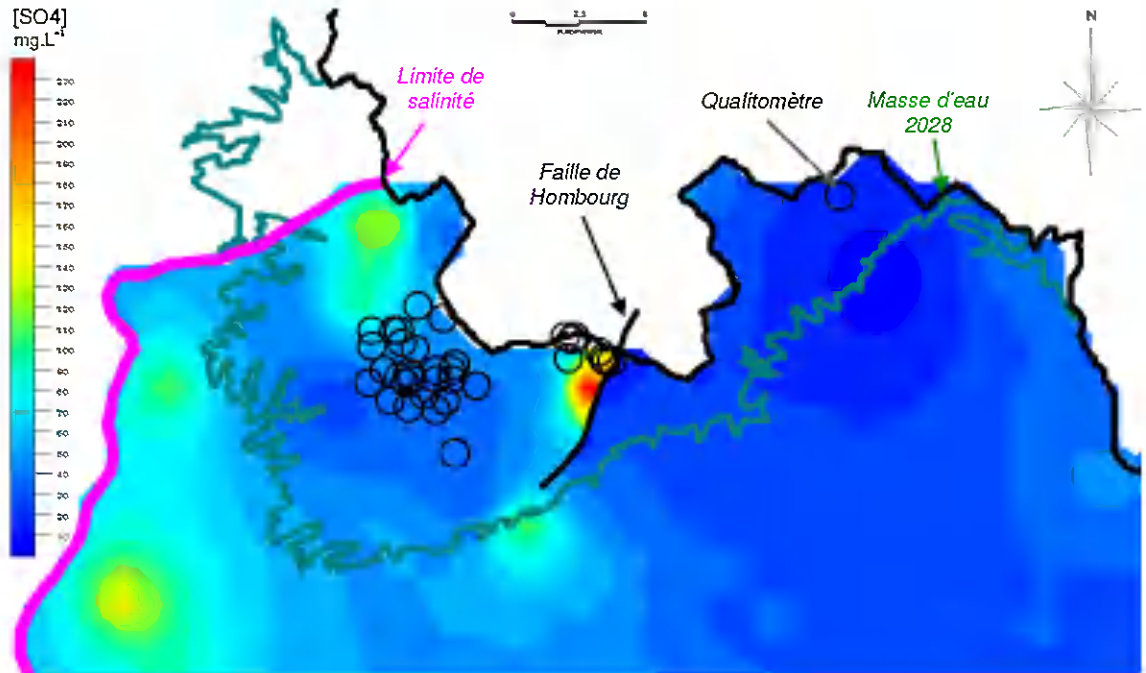


Illustration 40 : Zoom de l'estimation géostatistique sur la masse d'eau de code 2028 (concentrations en sulfate ; année 2004).

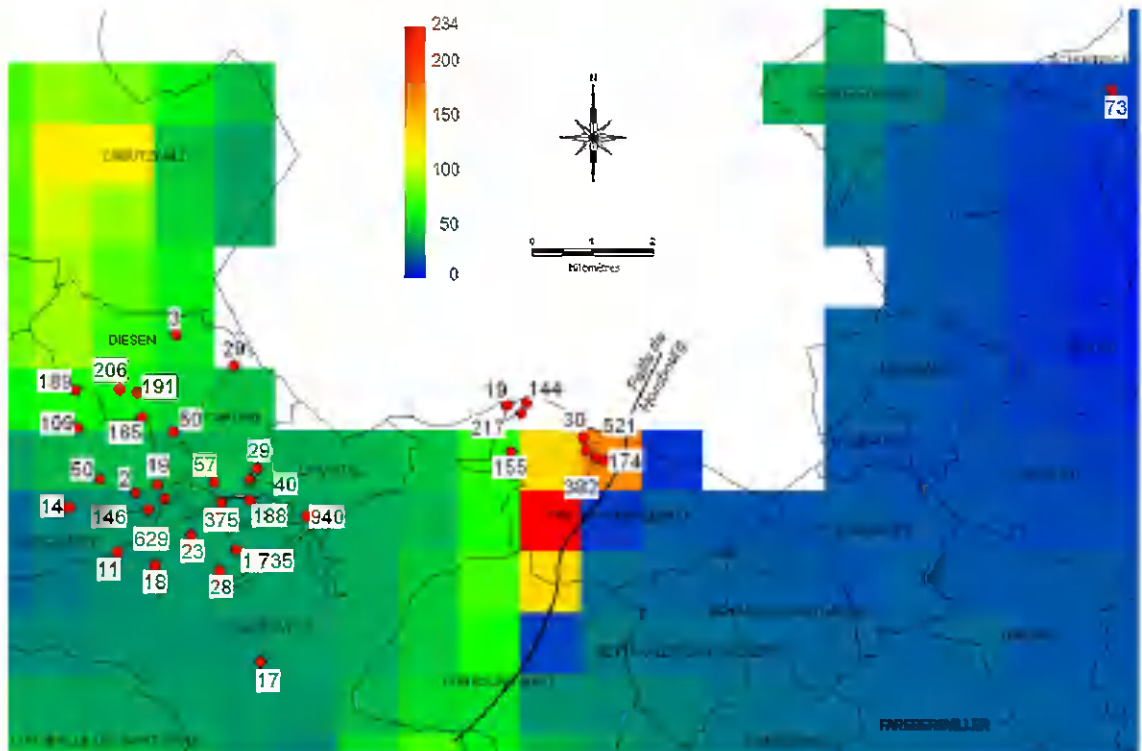


Illustration 41 : Carte de comparaison des données patrimoniales et des données des IC-SP (concentrations en sulfate en mg.L^{-1} ; le fond coloré représente les concentrations issues de la géostatistique dans la masse d'eau et les étiquettes des points rouges indiquent les concentrations dans les qualitomètres ; année 2004).

Remarquons que la précision acceptable de notre estimation vis-à-vis de l'objectif de la présente étude, fournie par l'écart-type du krigeage que nous avons calculé, pourrait être modifiée avec la densité des points d'eau disponibles qui ont des analyses. La géostatistique permet de juger de l'erreur globale d'une interpolation. En l'employant, on peut envisager le gain ou la perte dû à une augmentation ou une diminution du nombre de forages qui constituent un réseau. Cela pourrait ainsi permettre d'évaluer la pertinence d'un réseau du type « contrôle de surveillance » (RCS selon la terminologie de la Directive Cadre sur l'Eau), qui sert en particulier à surveiller l'état général d'une masse d'eau souterraine.

L'approche géostatistique nécessiterait d'être menée en fonction des différents paramètres mesurés. En effet, tous les éléments et composés n'ont pas les mêmes comportements en solution dans l'eau (voir la partie 3.2.), et même lorsqu'ils ont des origines naturelles, celles-ci peuvent aussi se différencier et donc ne pas être réparties de manière similaire. Le réseau idéal de suivi pourra par conséquent être différent.

4.3.4. Apport des études détaillées

a) Contexte hydrogéologique local

Le contexte hydrogéologique local particulier mérite d'être détaillé en raison de l'influence qu'il a et aura dans les interprétations relatives aux IC-SP présents sur la masse d'eau de code 2028.

Au sud-ouest et à l'ouest de la boutonnière du Warndt, qui s'ouvre au nord-est vers le Länder allemand de la Sarre, la bordure des affleurements des grès du Trias inférieur situés à la limite de la masse d'eau 2028 forment une saillie, avant que les grès ne plongent sous les formations géologiques du Trias moyen (Muschelkalk et Lettenkohle) ; il s'agit d'une inversion de relief.

A l'origine, avant le 19^{ème} siècle et le début des pompages d'épuisement des mines du bassin houiller lorrain et autres pompages, la morphologie des terrains géologiques devait permettre à ce léger relief (sud-ouest et ouest de la boutonnière) de coïncider avec une ligne de partage des eaux souterraines dans la nappe des GTI. Au nord-est de cette limite à flux nul, les circulations souterraines devaient être globalement orientées en direction de la rivière de la Sarre (Babot *et al.*, 1972).

Comme évoqué dans la partie 4.3.1., le régime de la nappe des grès du Trias inférieur a été extrêmement perturbé depuis la mise en œuvre des exhaures du bassin houiller. L'illustration 42 présente l'état piézométrique contemporain de la nappe (état au milieu des années 2000). Celui-ci est tiré de cartes piézométriques fournies par le Service Géologie des Charbonnages de France. Nous avons reporté sur l'illustration une délimitation simplifiée des concessions minières (selon Donsimoni *et al.*, 1981). L'illustration 43, sur fond géographique pour un repérage plus aisé, nous permet de constater que l'axe de divergence des eaux souterraines existe encore actuellement vers les communes de Bouchepon, Longeville-lès-Saint-Avold, etc. au niveau du relief du sud-ouest de la boutonnière, où la charge hydraulique dépasse 230 m NGF (données des Charbonnages de France). Le réseau hydrographique draine ainsi

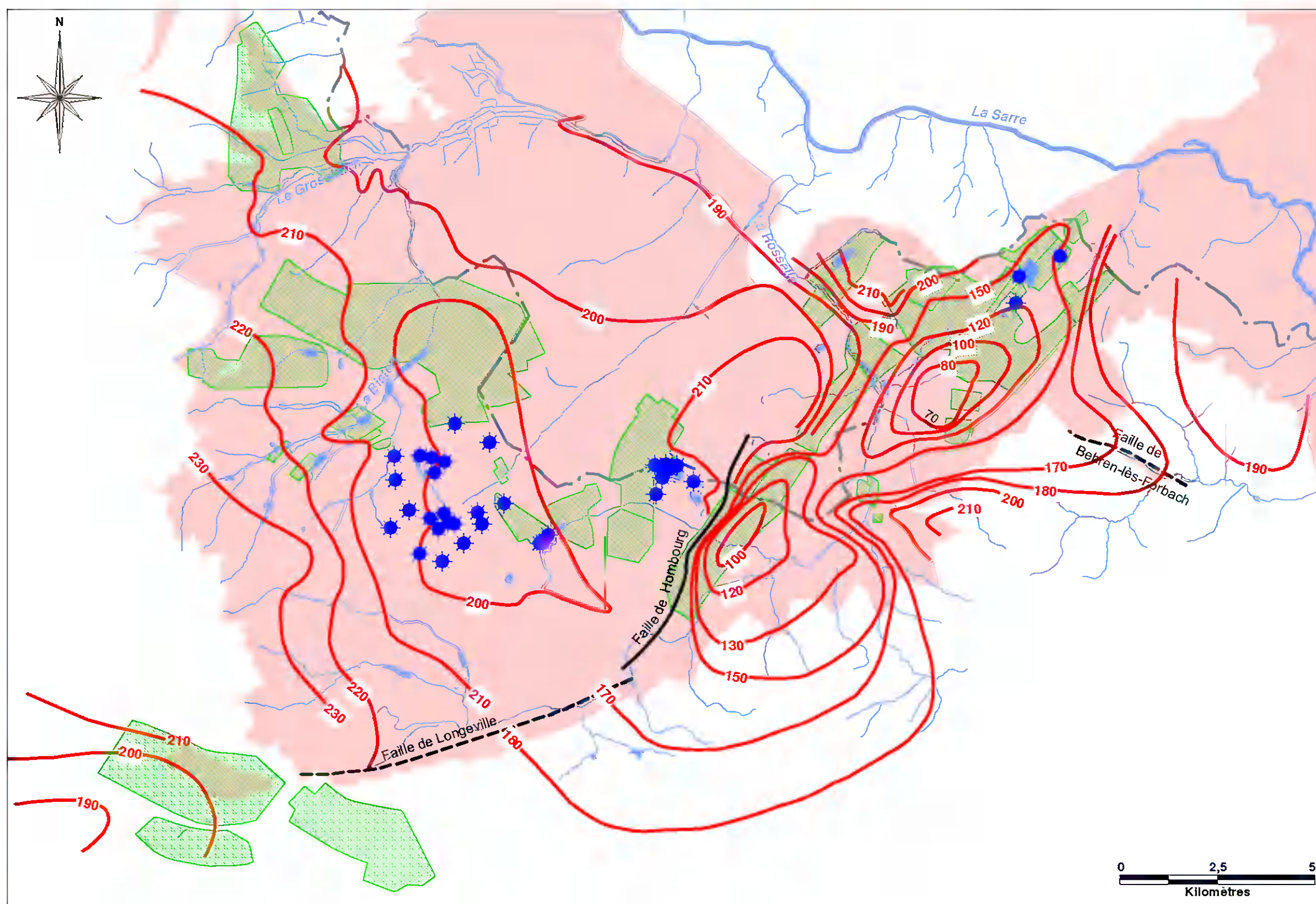


Illustration 42 : Carte piézométrique de la nappe des grès du Trias inférieur dans le secteur du bassin houiller.

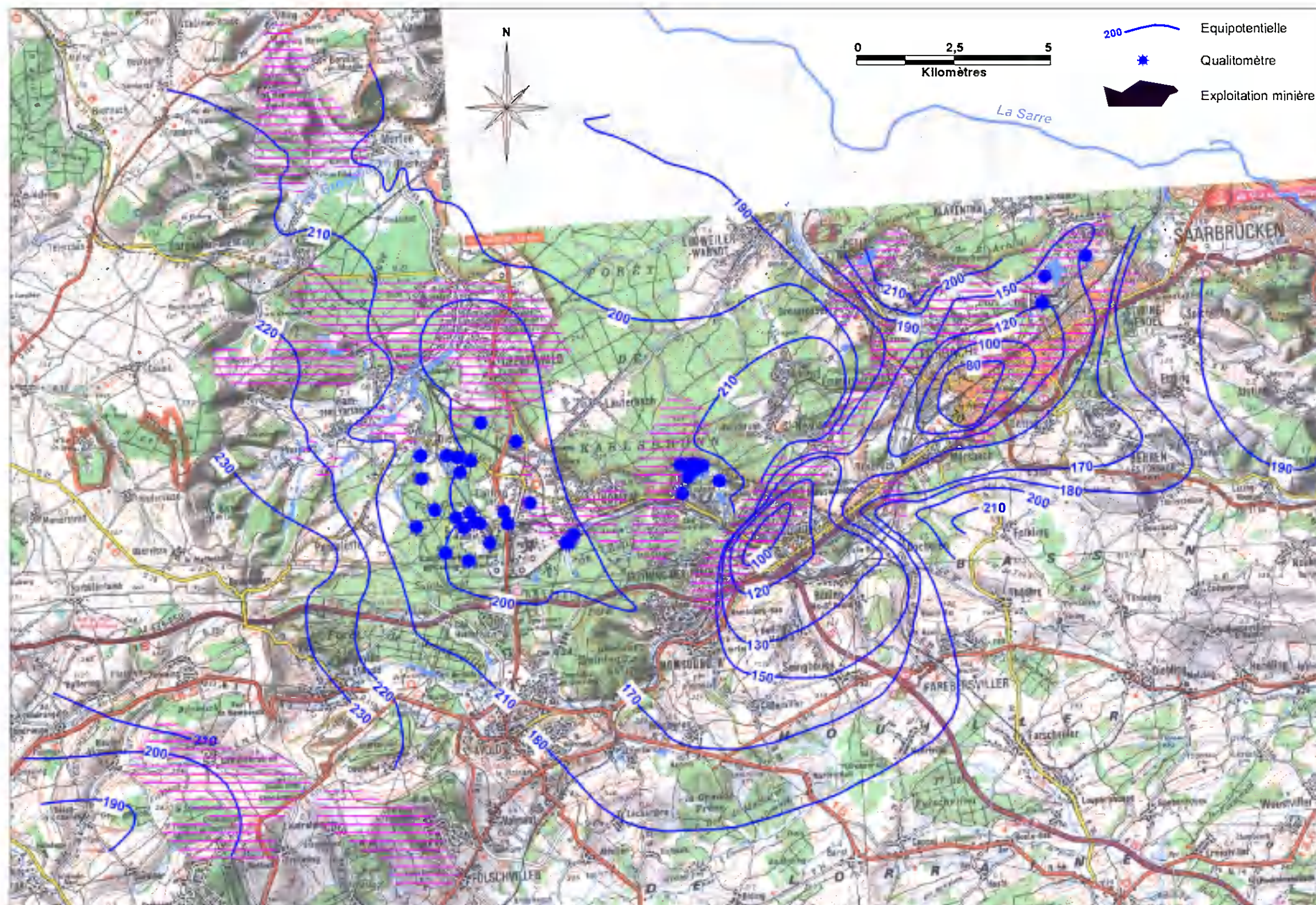


Illustration 43 : Carte piézométrique de la nappe des GTI sur fond géographique.

toujours la partie ouest et nord-ouest de la masse d'eau 2028. Cette situation est particulièrement visible au niveau de la Bisten et de son affluent le Grossbach.

Par contre, la différence majeure par rapport à l'état originel de la nappe réside dans le fait que les pompages ont engendré des cônes de dépression considérables centrés sur les communes de Freyming-Merlebach et Forbach. Ils sont respectivement dus aux exhaures des puits de Vouters et Marienau. Les rabattements de la surface piézométrique de la nappe y sont supérieurs à 100 mètres, si l'on considère que la charge hydrostatique initiale était d'au moins 200 m NGF.

Le cône de rabattement de Vouters a permis de mettre en évidence le fait que la faille de Hombourg constituait une limite étanche ; la nappe n'est rabattue qu'au sud-est de la faille. La faille de Longeville pourrait éventuellement être aussi une limite étanche puisqu'il semble y avoir un léger décalage des équipotentielles de part et d'autre cette faille sur la carte piézométrique. Par contre, le cône de rabattement de Marienau ne présente pas cette asymétrie. Il est en revanche possible qu'il mette en évidence le fait que la faille de Behren-lès-Forbach (continuité de la faille de Vuillemin-Wendel) constitue un axe préférentiel d'écoulement des eaux souterraines. La nappe semble en effet drainée au niveau de cette faille. Notons enfin que de l'autre côté du cône de dépression de Marienau, la Rosselle aval draine également la nappe des GTI vers la cote altimétrique de 190 m NGF.

Avec l'arrêt des exhaures françaises en 2006, et aussi celui des exhaures allemandes qui concernent les GTI, le régime naturel de la nappe va continuer à être profondément modifié. Il le sera pendant quelques années au cours de l'ennoyage des mines, qui a déjà commencé. Puis il le demeurera pendant la phase transitoire de remontée du niveau des eaux souterraines dans l'aquifère des GTI. La durée de toute cette période post-exhaures est évaluée à plusieurs décennies. A l'issue de la phase transitoire, les circulations souterraines dans la masse d'eau 2028 devraient à nouveau se faire globalement en direction de la Bisten et de la Rosselle, puis de la Sarre au nord-est. Les pompages résiduels de substitution pour l'AEI et l'AEP, et les nouveaux pompages prévus dans la nappe des GTI pour assurer le dénoyage des caves des habitations situées à proximité des aires d'émergence des eaux souterraines dans certaines vallées (notamment celle de la Rosselle), devraient toutefois abaisser quelque peu la piézométrie par rapport à son état d'origine.

b) Influence des IC-SP sur la masse d'eau et évolution possible

La situation piézométrique contemporaine, et la description détaillée que nous venons d'en faire, permet d'appréhender de manière synthétique quels pourraient être les secteurs de la nappe des GTI impactés par des pollutions en provenance des cinq sites d'IC-SP localisés sur la masse d'eau 2028, dont les qualimètres se répartissent en trois groupes (tels que définis dans la partie 4.3.3.). Pour les sites du groupe nord-est de la commune de Schoeneck, qui se trouvent sur le bord du cône de rabattement de Marienau, les transferts de composés dissous devraient converger vers le puits Marienau. Pour le site du groupe de Freyming-Merlebach au centre, la piézométrie étant perturbée, les directions des écoulements souterrains sont relativement

incertaines, et l'aval possible du site pourrait être vers l'ouest où l'équipotentielle 200 m NGF se referme sur elle-même. Les composés dissous issus du site pourraient donc migrer vers l'intérieur de cette équipotentielle. Enfin, pour les sites du groupe ouest des communes de Diesen, l'Hôpital, Porcellette et Saint-Avold, là-encore les écoulements souterrains devraient converger vers l'intérieur de l'équipotentielle 200 m NGF, et les composés dissous dans la nappe issus des sites devraient aussi être transportés dans cette direction.

Parmi ces trois groupes de sites, l'évolution à venir de la piézométrie de la nappe des grès du Trias inférieur devrait avoir une influence sur les migrations de polluants principalement sur le groupe du nord-est, avec la disparition progressive du cône de dépression de Marienau. Les polluants dissous issus du groupe nord-est pourraient à l'issue de la phase transitoire post-exhaures migrer vers l'est. Les deux autres groupes, situés du côté nord-est de la nappe par rapport à la faille de Hombourg, ne devraient pas ressentir l'influence de l'arrêt des exhaures minières. Cependant la modification des prélèvements faits directement dans la nappe des GTI pourra quand même avoir une influence sur la piézométrie de ce côté de la faille, comme cela a été le cas au cours des dernières décennies. Par exemple, l'équipotentielle 200 m NGF n'était pas refermée au début des années 80, les circulations souterraines au niveau de la plate-forme chimique de Carling, l'Hôpital et Saint-Avold se faisant à ce moment davantage vers l'est en direction du ruisseau du Merle (voir la fiche détaillée du site de l'Hôpital).

L'attention particulière accordée aux cinq sites concernant la masse d'eau de code 2028 (ces sites ayant fait l'objet d'analyses approfondies dans le cadre des fiches détaillées), a permis de mettre en évidence plusieurs problématiques de qualité des eaux souterraines en relation avec la présence de ces sites. Nous pouvons en particulier citer l'existence de substances prioritaires en solution dans la nappe des grès du Trias inférieur. Les composés et éléments qui y ont été observés en 2004 sont par exemple, pour les concentrations les plus élevées, le benzène à $33,7 \text{ mg.L}^{-1}$, le cadmium à $120 \text{ } \mu\text{g.L}^{-1}$, le fluoranthène (indicateur d'autres HAP plus dangereux) à $0,048 \text{ } \mu\text{g.L}^{-1}$, les hydrocarbures aromatiques polycycliques (6 molécules) à $0,2 \text{ } \mu\text{g.L}^{-1}$, et le nickel à $270 \text{ } \mu\text{g.L}^{-1}$. Remarquons que les cinq sites se trouvent dans des contextes d'activités relativement denses, et que l'origine hors site de ces composés et éléments reste possible.

L'étude bibliographique détaillée, menée pour l'un des sites de la commune de Schoeneck (groupe du nord-est), a révélé que les eaux de l'exhaure Simon qui avaient été utilisées pour l'AEP avaient bénéficié d'une dilution importante des pollutions en métaux issues du lessivage de dépôts, grâce aux grands volumes d'eau mobilisés au travers des vides miniers.

Nous avons relevé, pour l'autre site de la commune de Schoeneck pour lequel nous avons fait une étude détaillée, que le suivi de qualité effectué à partir d'un puits de mine n'était pas pertinent puisqu'il ne concernait pas seulement, loin sans faut, le site objet du contrôle. Ce cas illustre la complexité du régime de la nappe des grès du Trias inférieur au droit du bassin houiller et les difficultés qui peuvent être rencontrées pour appréhender l'évolution de la qualité de celle-ci.

c) Perspectives

L'importance de la connaissance de l'état piézométrique a aussi été mise en avant par ces études détaillées. D'une manière générale et au-delà du cas des GTI, les résultats des autocontrôles de la qualité des eaux souterraines, imposés par la réglementation en aval des sites, sont rarement accompagnés de mesures synchrones des niveaux de la nappe dans les qualimètres. La connaissance de ces dernières est pourtant le plus souvent primordiale pour interpréter correctement des données analytiques. La remontée future de la nappe des GTI au droit des cônes de rabattement de Vouters et Marienau pourrait entraîner le lessivage de la pollution résiduelle de la zone non saturée du Grès vosgien, suites aux infiltrations sous les sites. Certains sites pourront même baigner dans la nappe. Les études de leurs impacts sur la qualité des eaux, qui ont été faites pour le compte de leurs exploitants dans le cadre des procédures d'arrêt de l'activité minière, n'avaient pas vocation à être portées à notre connaissance dans le cadre de la présente étude, et ils ne l'ont donc pas été. Il n'en demeure pas moins qu'il semble que le suivi de la qualité de la nappe des GTI au droit de ces sites et à leur aval doive être poursuivi et faire l'objet d'une attention particulière.

Par ailleurs, l'évolution à venir de la piézométrie et la réorientation à venir des circulations souterraines qui va l'accompagner pourrait nécessiter l'étude de nouveaux dispositifs de suivi de la qualité des eaux souterraines en aval et au droit des sites. C'est notamment le cas des sites du groupe nord-est de Schœneck, puisque leur aval futur sera vraisemblablement réorienté vers l'est.

Dans la valorisation générale préliminaire des résultats analytique (cf. le chapitre 3.), nous avons déjà évoqué le problème de la représentativité des prélèvements et des analyses associées. La complexité lithologique des GTI et l'existence de niveaux argileux dans les grès (cf. 4.3.1.), pourrait avoir une incidence sur le transport des composés dissous dans la nappe. La multiplicité des sources potentielles de pollutions liée à la densité des activités implantées sur la masse d'eau souterraine 2028 pourrait aussi faire interférer plusieurs panaches de pollution et compliquer l'interprétation des données de qualité. Afin d'être pertinente, toute étude hydrogéologique d'une pollution de la nappe du Grès vosgien dans le secteur de la plate-forme de Carling devrait être menée à l'échelle de ce méga-site et intégrer l'ensemble des activités qui ont été développées depuis le début de son fonctionnement.

Une des cinq études détaillées qui concernent cette masse d'eau a notamment montré qu'il pouvait y avoir une stratification chimique des eaux de la nappe des grès du Trias inférieur. Nous avons reporté sur l'illustration 44 suivante le profil vertical de la concentration en ammonium qui a été levé dans un forage d'eau de la commune de l'Hôpital (de code BSS 01397X0101/F1). Selon la profondeur à laquelle le prélèvement d'eau a été effectué, la mesure de la concentration varie significativement. L'amplitude relative de la distribution des concentrations en ammonium est de 29 %. Quand bien même le prélèvement d'eau souterraine serait fait dans les règles de l'art de l'échantillonnage, avec un renouvellement suffisant de l'eau du forage avant le prélèvement, il s'avère que dans une formation aquifère où la perméabilité évolue avec la profondeur (c'est le cas des GTI), ce sont les strates les plus perméables qui

produisent la plus grande part de l'eau prélevée. A cette difficulté supplémentaire s'ajoute le problème de la qualité et de la précision de la mesure, qui renvoie aux comparaisons inter-laboratoires. L'inconvénient de la variation de la précision s'accroît d'ailleurs pour les micropolluants et les éléments-traces. Dans notre exemple courant de l'ammonium, la différence relative entre les résultats de NH_4 des deux laboratoires sollicités va jusqu'à 38 %.

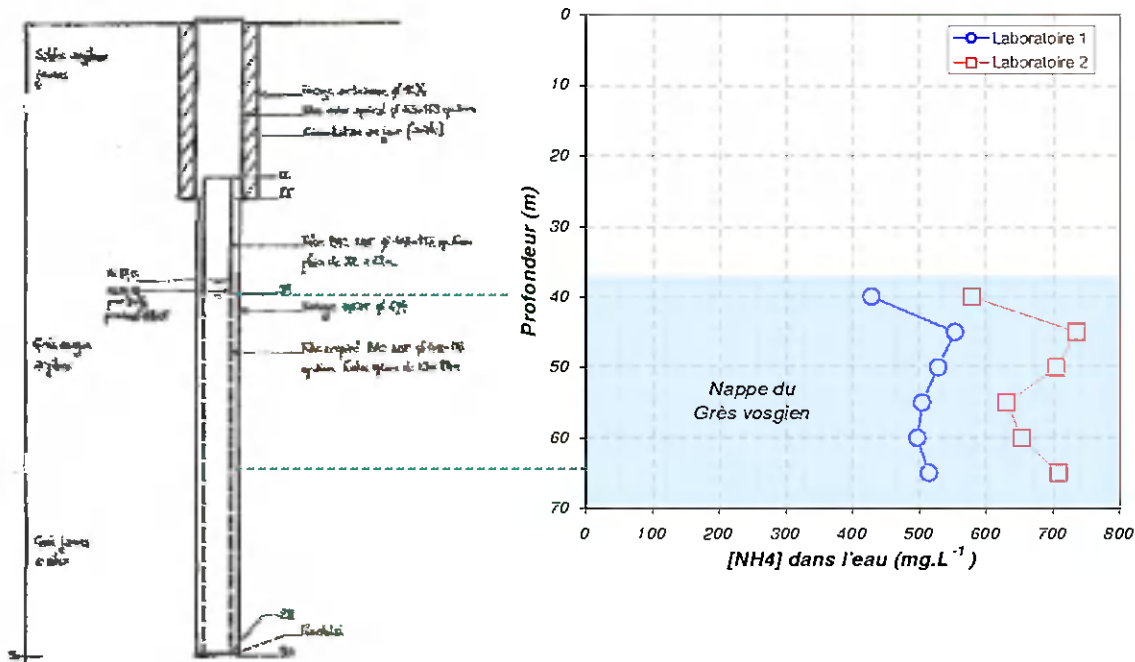


Illustration 44 : Stratification hydrochimique des eaux souterraines (forage 01397X0101/F1).

A toutes fins utiles, rappelons qu'afin d'obtenir un échantillonnage d'eau représentatif, il faut tenir compte de la complexité des circulations souterraines, qui dépendent elles-mêmes de caractéristiques parfois complexes des aquifères et des conditions d'écoulement. L'épaisseur d'un panache de pollution peut être conséquente et la reconnaissance de celle-ci est directement fonction du plan de prélèvement et du protocole d'échantillonnage. Un nombre de prélèvements insuffisant, tant latéralement que verticalement, peut entraîner une perte de résolution dans la détermination des limites et de la structure d'un panache, voire peut conduire à ne pas détecter un panache de pollution. L'épaisseur des GTI atteignant parfois plusieurs centaines de mètres, la dispersion verticale des polluants dans leur nappe peut être conséquente. Dans la partie 4.3.3. nous avons évoqué la difficulté d'estimer la répartition d'un composé en solution (en l'occurrence celle du sulfate dans la nappe des GTI par exemple). Sachant, comme nous venons de le voir, qu'il faut également intégrer la dimension verticale dans le transport des polluants dans les aquifères, la corrélation spatiale des données analytiques et *in fine* leur interprétation n'en sont que plus ardues.

Concernant la répartition du sulfate dans la nappe des grès du Trias inférieur, nous avons estimé le (bruit de) fond de sa concentration pour l'année 2004, c'est-à-dire dans le contexte piézométrique contemporain présenté sur les illustrations 42 et 43. Avec les profonds remaniements des circulations souterraines qui vont suivre, le bruit de fond en sulfate pourrait être considérablement modifié sans une gestion active de la ressource. Ce scénario théorique a été étudié précisément par les Charbonnages de France. En effet, la nappe des GTI se déverse dans le réservoir minier, via les terrains du Permien qui ont été fracturés. Une fois dans les galeries, l'eau au contact des séries houillères se minéraliserait fortement, notamment en fer et sulfate.

Tant que les exhaures étaient assurées, les flux d'échange étaient à sens unique. Ils se faisaient de l'aquifère du Grès vosgien vers le réservoir minier, et les eaux rejetées en surface ne pouvaient pas contaminer la nappe des GTI. Des études ont montré qu'avec l'arrêt des exhaures, la charge hydraulique des galeries ennoyées pourrait être supérieure à celle de la nappe pendant quelques années lors de la phase transitoire. Cela rendrait possibles des inversions locales des flux d'échange. L'importance des flux ascendants dépendrait en particulier de la conductivité hydraulique des galeries des mines. Et des panaches minéralisés se formeraient vraisemblablement dans la nappe à partir des zones d'invasion des eaux qui ont transité dans les mines (Metz *et al.*, 2003 ; Babot *et al.*, 2005). De nouvelles charges en sulfate, indépendantes des IC-SP de la surface, viendraient modifier les cartes d'estimation que nous avons réalisées (illustration 40 et 41). Pour prévenir ces intrusions minéralisées dans la nappe, des mesures ont été étudiées et planifiées. Il s'agit du dispositif de substitution des exhaures, à des débits bien moindres que ceux des pompages d'épuisement, aux puits Marie (concession de la Houve), Simon 5 (concession de de Wendel) et Vouters 2 (concession de Sarre et Moselle). Celui-ci permettra de maintenir des flux d'échange qui se feront exclusivement de la nappe vers le réservoir minier. Les eaux minéralisées pompées seront traitées avant leur rejet dans les cours d'eau.

Le portrait des grès du Trias inférieur et de sa nappe, que nous avons dressé dans la partie 4.3. montre à quel point le suivi de la qualité de ses eaux souterraines au droit et en aval des IC-SP est difficile à appréhender. La migration des polluants dans la nappe des GTI procède selon un schéma hétérodoxe, du fait des caractéristiques intrinsèques de l'aquifère (diversité de ses faciès géologiques, possibles variations de perméabilité et de porosité sur toute la puissance de la série...), et de l'existence singulière du bassin houiller lorrain sous-jacent (modification du régime des eaux souterraines). L'analyse classique simplifiée des résultats analytiques des IC-SP, disponibles pour les masses d'eau des codes 2004 et 2005 pour l'année 2004, n'a pas mis en évidence d'anomalie particulière. Par contre, la qualité de la masse d'eau 2028 est soumise à l'influence des nombreuses activités qui sont ou ont été implantées en surface, comme l'a révélé l'approche détaillée que nous avons entreprise au travers du prisme de cinq sites.

4.4. CALCAIRES DU MUSCHELKALK (MASSE D'EAU 2006)

4.4.1. Présentation du système aquifère

Le système aquifère des calcaires du Muschelkalk, représenté par la masse d'eau souterraine de code 2006, a une appellation légèrement restrictive puisqu'il est en fait constitué par les formations carbonatées du Muschelkalk et de la Lettenkohle (Trias moyen).

L'illustration 45 ci-dessous précise la succession de ces formations. Celles majeures d'un point de vue hydrogéologique sont, de bas en haut, les Calcaires à entroques et à Cératites, et les Dolomies inférieure et éventuellement limite. La Dolomie de Vittel rencontrée au sud de la Lorraine est assimilée à la Dolomie inférieure, et pourrait même représenter une subdivision de celle-ci. Leur nappe en zone minéralisée, dans le secteur de Contrexéville et Vittel, est exploitée pour l'embouteillage et l'hydrothermalisme.

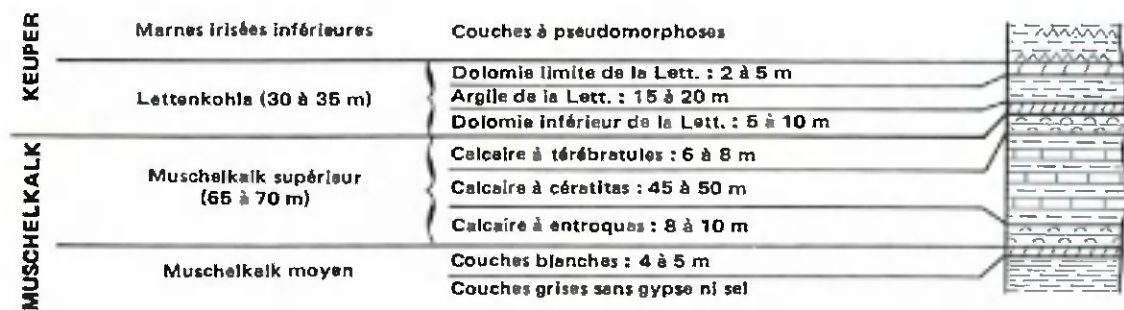


Illustration 45 : Log lithostratigraphique schématique du système aquifère (extrait de Maïaux, in BRGM, 1980).

Les affleurements du système aquifère sont présentés sur l'illustration 46, ainsi que les courbes d'égale profondeur du toit du réservoir du système aquifère du Muschelkalk, jusqu'à 200 mètres de recouvrement vers l'Ouest. En effet, la perméabilité du système aquifère provient de sa fissuration et de sa fracturation, qui diminuent avec la profondeur. L'expérience montre que les forages au Muschelkalk sous-couverture épaisse sont souvent improductifs et, qui plus est, ne permettent de soutirer que des eaux de qualité médiocre.

Dans la moitié sud de la zone d'affleurement des calcaires du Muschelkalk, des réseaux karstiques se sont développés (Chrétien *et al.*, 1974 ; Durand *et al.*, 1988 ; Laugier, 1966 ; Ménillet *et al.*, 1978 ; Minoux, 1964, 1978 ; Minoux *et al.*, 1974), ce qui expose leur nappe d'eau souterraine aux pollutions. Dans la moitié nord de la zone où ils affleurent, les calcaires sont aussi karstifiés ça-et-là. On peut par exemple citer la cavité karstique identifiée à Sarrebourg (Arnal *et al.*, 1998), ou encore les failles et diaclases qui s'apparentent à des éléments karstiques, recensées à Servigney-lès-Raville et Bouzonville (Arnal *et al.*, 1998).

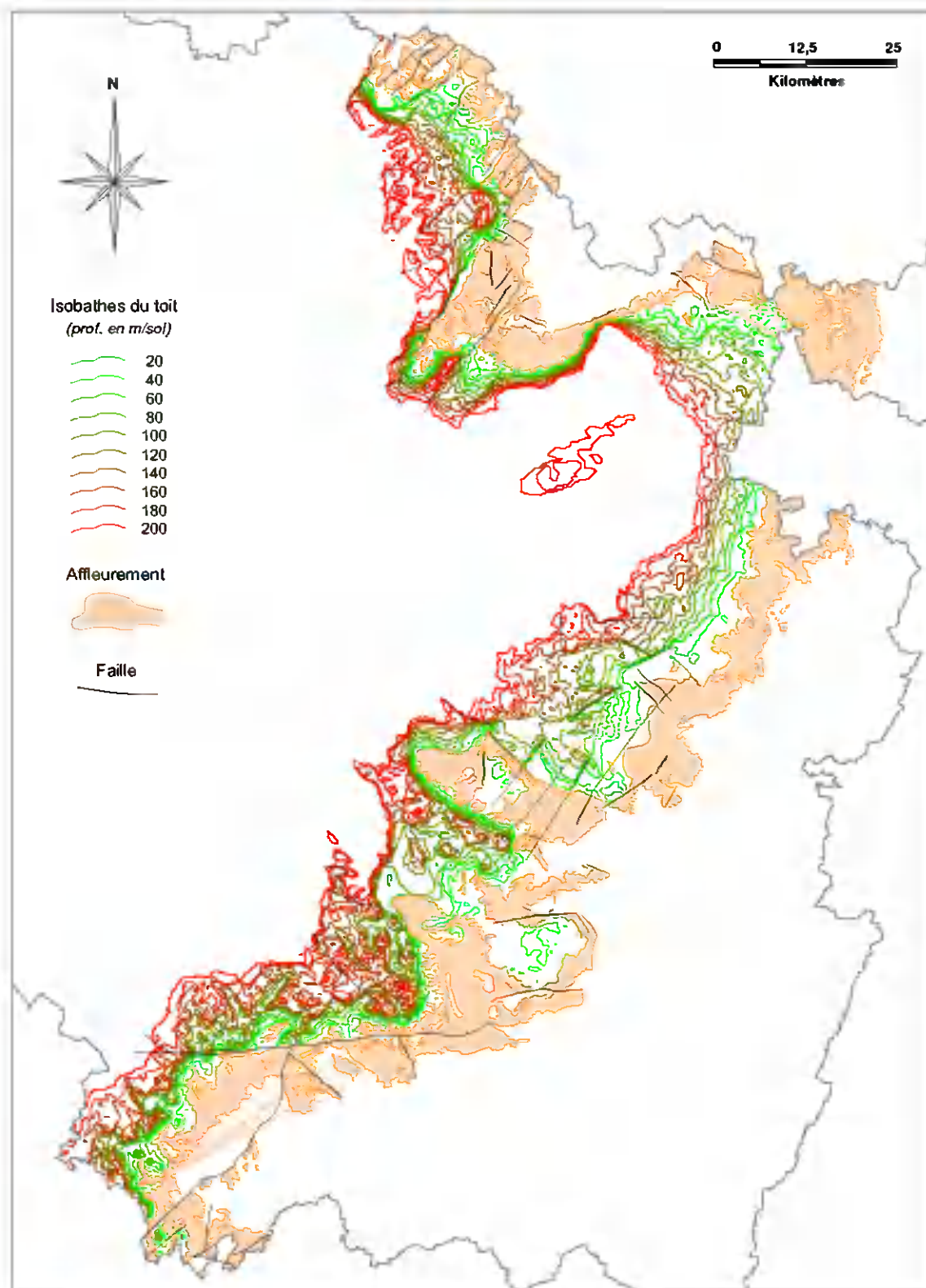


Illustration 46 : Système aquifère du Muschelkalk.

4.4.2. Interprétation des données analytiques

Les paramètres dont les statistiques présentent des divergences entre la source patrimoniale (masse d'eau de code 2006) et celle des IC-SP sont présentés sur l'illustration synthétique 47.

	Statistiques	2006	IC-SP		Statistiques	2006	IC-SP		Statistiques	2006	IC-SP
Conductivité ($\mu\text{S}/\text{cm}$ à 25°C)	Moyenne	665	830	Cl (mg/L)	Moyenne	13	44	Coliformes (pour 100 mL)	Moyenne	9	16099
	Médiane	665	819		Médiane	13	23		Médiane	0	25
	Écart-type	199	461		Écart-type	7,8	53		Écart-type	19	70169
	Minimum	251	147		Minimum	3,6	3		Minimum	0	0
	Maximum	1008	2057		Maximum	39	202		Maximum	43	330000
	Nb. échantillons	27	49		Nb. échantillons	27	37		Nb. échantillons	5	22
Fréq. détection (%)	100	100	Fréq. détection (%)	100	100	Fréq. détection (%)	100	100			
COT (mg/L)	Moyenne	0,9	2,7	K (mg/L)	Moyenne	1,8	9,2	Streptocoques (pour 100 mL)	Moyenne	1	15
	Médiane	0,7	1,9		Médiane	1,9	2,2		Médiane	0	1
	Écart-type	0,7	2,5		Écart-type	0,8	16		Écart-type	3	27
	Minimum	0,3	0,6		Minimum	0,4	0,8		Minimum	0	0
	Maximum	3,2	11,3		Maximum	4,1	55		Maximum	7	108
	Nb. échantillons	24	49		Nb. échantillons	23	22		Nb. échantillons	6	22
Fréq. détection (%)	91,7	75,5	Fréq. détection (%)	100	100	Fréq. détection (%)	100	100			
DCO (mg/L)	Moyenne	6,3	13	NO ₂ (mg/L)	Moyenne	0,008	0,3				
	Médiane	5,0	8,0		Médiane	0,01	0,1				
	Écart-type	2,2	12		Écart-type	0,006	0,5				
	Minimum	5,0	5,0		Minimum	0,001	0,1				
	Maximum	13	59		Maximum	0,02	1,8				
	Nb. échantillons	21	38		Nb. échantillons	10	22				
Fréq. détection (%)	38,1	63,2	Fréq. détection (%)	40,0	13,6						

Illustration 47 : Synthèse des résultats analytiques concernant les calcaires du Muschelkalk (masse d'eau 2006).

Les eaux prélevées au droit ou en aval des IC-SP sont un peu plus chargées que les eaux représentatives du (bruit de) fond hydrochimique de masse d'eau. La médiane de la conductivité pour les IC-SP est de $819 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$, contre $665 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ pour la masse d'eau 2006.

La demande chimique en oxygène (DCO) est plus élevée pour les IC-SP. Sa moyenne est de $13 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ et sa médiane de $8 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, alors que celles de la masse d'eau sont respectivement de $6 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ et $5 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$. Le carbone organique total (COT) est en particulier plus important pour IC-SP.

La qualité des eaux, qui se dégrade au droit ou au niveau des IC-SP, est aussi visible par l'importance des streptocoques et surtout des coliformes qui est constatée pour les IC-SP. Rappelons que les résultats d'analyses bactériologiques peuvent généralement rendre compte d'une mauvaise filtration des eaux et de circulations souterraines rapides, c'est-à-dire de l'exposition potentielle de la ressource en eau souterraine comme dans le cas de l'existence d'un karst.

4.5. PLATEAU LORRAIN VERSANT RHIN (MASSE D'EAU 2008)

4.5.1. Présentation du système aquifère

La masse d'eau de code 2008 du « Plateau lorrain versant Rhin » comprend principalement des terrains imperméables ou semi-perméables du Trias supérieur et du Jurassique inférieur (Lias). On identifie aussi dans cette masse d'eau plusieurs aquifères d'importance secondaire comme, des plus anciens au plus récents, les Grès à roseaux, la Dolomie de Beaumont, les Grès rhétiens, le Calcaire à Gryphées, le Grès médioliasique ou encore le Grès supraliasique. Leurs nappes sont intéressantes quand il n'existe pas d'autre ressource en eau exploitable localement. C'est notamment le cas des Grès rhétiens, qui sont encore appelés les Grès infraliasiques.

Le plus souvent les aquifères de la masse d'eau 2008 n'affleurent qu'en de minces liserés morcelés, au gré de la morphologie des terrains façonnée par l'érosion. C'est précisément aux affleurements que ces aquifères sont à même d'être exploités. L'ensemble de tous ces aquifères est discontinu. A l'instar des nombreuses nappes qui s'individualisent dans les socles, chacune des nappes portées par les terrains aquifères de la masse d'eau de code 2008 a ses propres caractéristiques. Leurs qualités respectives peuvent ainsi diverger.

4.5.2. Interprétation des données analytiques

Les statistiques synthétiques concernant la masse d'eau 2008 et les sites IC-SP sont présentées sur l'illustration 48. La multiplicité des aquifères distingués dans la masse d'eau devrait nous imposer de les étudier séparément. Toutefois, les examens distincts des nappes sortiraient du cadre de la présente étude. Et d'autre part le nombre de qualitomètres disponibles pour chaque nappe deviendrait insignifiant. Il n'en demeure pas moins que l'agglomération de toutes les données analytiques qui concernent la masse d'eau 2008 reste un exercice périlleux.

Les résultats des éléments majeurs présentent des écarts significatifs. Toutes les statistiques patrimoniales pour le calcium, le chlorure, le magnésium, le sodium et le sulfate, sont supérieures à celles des IC-SP. Elles valent, par exemple pour les médianes, respectivement 97 mg Ca.L⁻¹ contre 410 mg Ca.L⁻¹, 11 mg Cl.L⁻¹ contre 62 mg Cl.L⁻¹, 9 mg Mg.L⁻¹ contre 99 mg Mg.L⁻¹, 5 mg Na.L⁻¹ contre 68 mg Na.L⁻¹, et 38 mg SO₄.L⁻¹ contre 463 mg SO₄.L⁻¹.

On peut faire le même constat pour les métaux. Par exemple les moyennes respectives patrimoniales et des IC-SP sont de 51 et 607 mg.L⁻¹ pour l'aluminium, 0,4 et 3,6 mg.L⁻¹ pour le cadmium, 85 et 1286 mg.L⁻¹ pour le fer, 1,3 et 23 mg.L⁻¹ pour le potassium, 10 et 249 mg.L⁻¹ pour manganèse, et 3,6 et 20 mg.L⁻¹ pour le nickel.

Pour l'ammonium, la supériorité des valeurs des IC-SP par rapport à celles patrimoniales est moins flagrante. Elle se voit davantage par la moyenne que par la médiane.

Enfin, tout en gardant à l'esprit nos réserves préliminaires sur la portée de ces résultats, les paramètres physico-chimiques globaux présentent aussi cette tendance, puisque leurs valeurs relatives aux IC-SP sont plus élevées que celles patrimoniales ; la médiane de la conductivité pour les IC-SP de $2133 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ rend compte d'une minéralisation excessive, alors que celle patrimoniale n'est que de $741 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ et correspond à une eau de bonne qualité ; la médiane patrimoniale du COT est de $0,8 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, contre $2,2 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ pour les IC-SP ; et la médiane patrimoniale de la DCO de $5 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ est moins élevée que celle des IC-SP qui vaut $14 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$.

	Statistiques	2008	IC-SP		Statistiques	2008	IC-SP		Statistiques	2008	IC-SP
Conductivité ($\mu\text{S}/\text{cm}$ à 25°C)	Moyenne	706	2595	Cd ($\mu\text{g}/\text{L}$)	Moyenne	0,4	3,6	Mn ($\mu\text{g}/\text{L}$)	Moyenne	10	249
	Médiane	741	2133		Médiane	0,1	1		Médiane	5	155
	Écart-type	326	1717		Écart-type	0,4	4,6		Écart-type	14	406
	Minimum	108	595		Minimum	0,1	0,1		Minimum	1	2
	Maximum	1890	7081		Maximum	1	23		Maximum	70	1700
	Nb. échantillons	61	68		Nb. échantillons	29	58		Nb. échantillons	43	28
	Fréq. détection (%)	100	100		Fréq. détection (%)	3,4	5,2		Fréq. détection (%)	20,9	85,7
COT (mg/L)	Moyenne	0,9	3,8	Cl (mg/L)	Moyenne	14	175	Na (mg/L)	Moyenne	32	173
	Médiane	0,8	2,2		Médiane	11	62		Médiane	4,6	68
	Écart-type	1,0	4,2		Écart-type	9,9	434		Écart-type	75	246
	Minimum	0,3	0,5		Minimum	3,4	5		Minimum	1,8	8
	Maximum	4,9	19		Maximum	46	2700		Maximum	276	1000
	Nb. échantillons	19	67		Nb. échantillons	61	70		Nb. échantillons	47	16
	Fréq. détection (%)	84,2	98,5		Fréq. détection (%)	100	100		Fréq. détection (%)	100	100
DCO (mg/L)	Moyenne	4,6	23	Fe ($\mu\text{g}/\text{L}$)	Moyenne	85	1286	Ni ($\mu\text{g}/\text{L}$)	Moyenne	3,6	20
	Médiane	5	14		Médiane	21	480		Médiane	2	11
	Écart-type	1,9	31		Écart-type	161	2296		Écart-type	3,2	18
	Minimum	3	3		Minimum	10	71		Minimum	1	1
	Maximum	8	236		Maximum	520	9300		Maximum	10	96
	Nb. échantillons	11	70		Nb. échantillons	22	16		Nb. échantillons	29	59
	Fréq. détection (%)	27,3	20,0		Fréq. détection (%)	72,7	100		Fréq. détection (%)	20,7	55,9
Al ($\mu\text{g}/\text{L}$)	Moyenne	51	607	K (mg/L)	Moyenne	1,3	23	NH₄ (mg/L)	Moyenne	0,05	1,3
	Médiane	0,01	560		Médiane	0,5	15		Médiane	0,02	0,06
	Écart-type	90	164		Écart-type	1,6	24		Écart-type	0,06	5,0
	Minimum	0,01	440		Minimum	0,2	4,6		Minimum	0,02	0,01
	Maximum	310	940		Maximum	5,1	74		Maximum	0,31	30
	Nb. échantillons	16	10		Nb. échantillons	19	10		Nb. échantillons	61	38
	Fréq. détection (%)	50,0	100		Fréq. détection (%)	94,7	100		Fréq. détection (%)	21,3	57,9
Ca (mg/L)	Moyenne	101	414	Mg (mg/L)	Moyenne	20	106	SO₄ (mg/L)	Moyenne	104	768
	Médiane	97	410		Médiane	8,8	99		Médiane	38	463
	Écart-type	58	200		Écart-type	20	47		Écart-type	149	653
	Minimum	9,7	140		Minimum	1,7	64		Minimum	5,8	87
	Maximum	383	680		Maximum	56	160		Maximum	829	1800
	Nb. échantillons	35	10		Nb. échantillons	35	4		Nb. échantillons	61	10
	Fréq. détection (%)	100	100		Fréq. détection (%)	100	100		Fréq. détection (%)	100	100

Illustration 48 : Synthèse des résultats analytiques concernant le « Plateau lorrain versant Rhin » (masse d'eau 2008).

4.6. GRES ET CALCAIRES DE GAUME, D'HETTANGE ET DU LUXEMBOURG (MASSE D'EAU 2018)

4.6.1. Présentation du système aquifère

A l'échelle de la zone d'étude, des variations latérales de faciès sont observées dans le bassin sédimentaire de Paris. Il y a environ 200 millions d'années, un faciès marin détritique de littoral s'est justement développé localement au nord de la Lorraine et dans ses régions limitrophes septentrionales. Il est à l'origine du stratotype de l'Hettangien, à la base du Lias (Jurassique inférieur).

Du point de vue hydrogéologique, la formation gréseuse reconnue à Hettange-Grande fait partie d'un réservoir aquifère plus vaste qui va de l'Hettangien au Sinémurien, et qui comprend aussi les Grès du Luxembourg (dans lesquels on distingue les Sables de Metzert, le Calcaire sableux d'Orval, et les Grès de Florenville), le Grès de Virton et les Calcaires sableux de Romery.

Selon les secteurs, différentes appellations géologiques régionales sont données à ce réservoir, dont les plus courantes sont le Grès d'Hettange et les Grès du Luxembourg. Dans le Schéma Directeur d'Aménagement et de Gestion des Eaux (SDAGE) du bassin Rhin-Meuse, il est identifié sous le nom de Grès d'Hettange-Luxembourg. La masse d'eau souterraine de code 2018 est quant à elle intitulée « Grès du Lias inférieur d'Hettange-Luxembourg ».

En tout état de cause, ce réservoir ne porte qu'une seule et même nappe d'eau souterraine transfrontalière. Elle se subdivise en une partie belge (au sud de la province de Luxembourg), une partie luxembourgeoise (dans la moitié sud du Grand-Duché de Luxembourg) et une partie française (voir l'illustration 49). On pourrait ainsi qualifier l'aquifère par les termes de « Grès et calcaires de Gaume, d'Hettange et du Luxembourg » (comme indiqué dans le titre de cette partie du rapport), ou encore par ceux plus généraux de « grès du Lias inférieur ». C'est ce que nous allons faire dans les paragraphes suivants.

Le corps aquifère est affecté par des failles surtout dans sa partie est, autour du synclinal du Luxembourg. La représentation de l'aquifère et de sa nappe sur l'illustration 49 a été réalisée à partir d'une cartographie des principaux aquifères lorrains faite à l'échelle du 1/250 000^e (Le Nindre, 1995). Il s'agit d'une piézométrie des années 80. Les équipotentielles les plus au sud de la nappe correspondent à peu près à la limite de salinité de la nappe.

4.6.2. Interprétation des données analytiques

Un seul qualitomètre capte la nappe des grès du Lias inférieur à La Grandville, pour une unique installation classée parmi l'ensemble des sites suivis, et un seul prélèvement a été effectué pour l'année 2004. Aussi, seule une comparaison peut être succinctement engagée.

On ne relève pas d'écarts significatifs entre les données du site industriel et les statistiques patrimoniales. Les paramètres physicochimiques sont majoritairement similaires. La conductivité à 25 °C a été mesurée à 620 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ pour le site et la médiane pour 20 mesures patrimoniales est de 618 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$. De même, le pH a été mesuré pour le site à 7,2 et la médiane pour la masse d'eau pour 19 mesures vaut 7,3. La température de l'eau prélevée est bien plus élevée au site (19,5 °C) que dans le réseau patrimonial (la médiane de 19 mesures est de 11,0 °C) en 2004, ce qui n'a pas toujours été le cas par le passé. Cette différence de température pourrait être liée au protocole de prélèvement et/ou de mesure. Un niveau d'eau dans le qualitomètre du site a été enregistré dans la BSS à environ 25 mètres de profondeur, ce qui laisse à penser que la température de la nappe ne devrait pas être sensiblement influencée par la température ambiante de l'air et devrait rester proche de 11 °C.

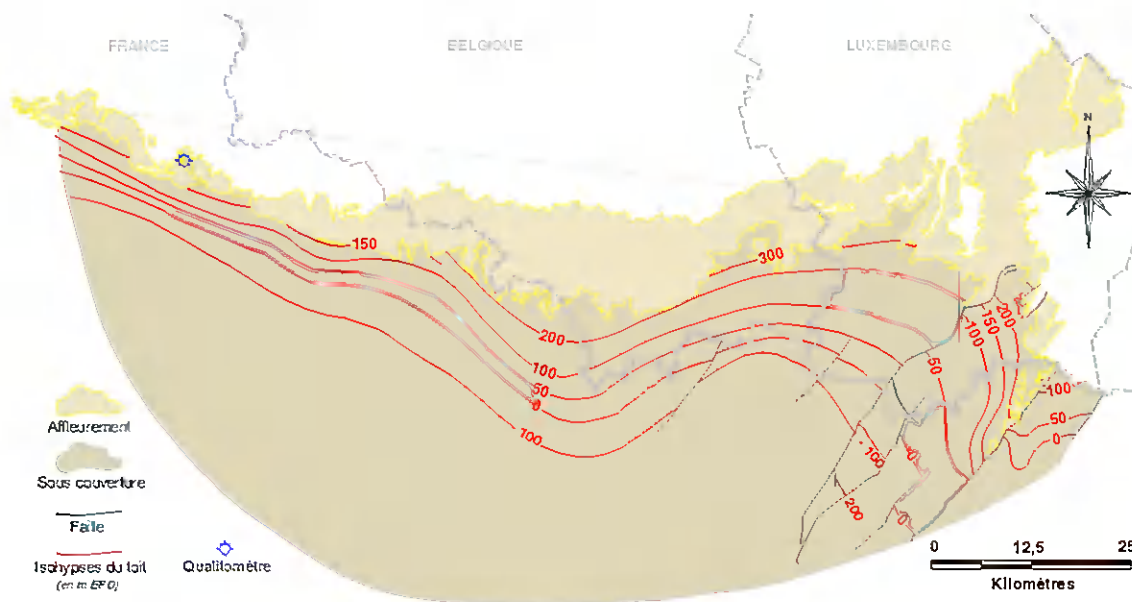


Illustration 49 : Aquifère des grès du Lias inférieur.

4.7. ARGILES DU LIAS DES ARDENNES (MASSE D'EAU 2020)

4.7.1. Présentation du système aquifère

Dans le prolongement des terrains les plus récents de la masse d'eau souterraine de code 2008, la masse d'eau de code 2020 des « Argiles du Lias des Ardennes » comporte des petites formations aquifères ou semi-perméables, comme le Grès supraliasique.

4.7.2. Interprétation des données analytiques

Trois installations classées ont des qualitomètres qui sont implantés dans cette masse d'eau à Hussigny-Godbrange et Longlville. Ces sites se trouvent dans la région du Pays Haut Lorrain en Meurthe-et-Moselle. Les écarts entre les statistiques de ces IC-SP et celles patrimoniales de la masse d'eau sont présentés dans le tableau de l'illustration 50.

Aux qualitomètres des sites IC-SP, les eaux sont très minéralisées. La médiane de la conductivité des eaux vaut $2092 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ (alors qu'elle n'est que de $497 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ pour la masse d'eau 2020). La valeur maximale mesurée pour les IC-SP atteint même $7958 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$.

Ces valeurs élevées rendent compte notamment de concentrations importantes en sulfate, avec une médiane de $355 \text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ pour les sites (et même un maximum de $1 \text{g}\cdot\text{L}^{-1}$) contre $20 \text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ pour les analyses patrimoniales, en chlorure avec une médiane de $130 \text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ (maximum de $1 \text{g}\cdot\text{L}^{-1}$) contre $6 \text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, et en sodium avec une médiane de $61 \text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ (maximum de $640 \text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$) contre $3 \text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$.

Des écarts sont aussi constatés pour les métaux comme le calcium, le magnésium, le nickel et le potassium. L'arsenic est également détecté plus fréquemment dans les eaux prélevées aux qualitomètres des sites. Le cas du nickel doit être souligné dans la mesure où il est classé comme une substance prioritaire dans le domaine de l'eau.

	Statistiques		2020	IC-SP		Statistiques		2020	IC-SP		Statistiques		2020	IC-SP
Conductivité ($\mu\text{S}/\text{cm}$ à 25°C)	Moyenne		490	2247	K (mg/L)	Moyenne		0,6	21	NH₄ (mg/L)	Moyenne		0,0	22
	Médiane		497	2092		Médiane		0,4	7,0		Médiane		0,0	0,3
	Écart-type		55	1782		Écart-type		0,5	40		Écart-type		0,0	63
	Minimum		413	238		Minimum		0,2	1,7		Minimum		0,0	0,06
	Maximum		564	7958		Maximum		1,6	210		Maximum		0,0	300
	Nb. échantillons		9	46		Nb. échantillons		6	28		Nb. échantillons		9	28
Fréq. détection (%)		100	100	Fréq. détection (%)		100	100	Fréq. détection (%)		0,0	100			
As ($\mu\text{g}/\text{L}$)	Moyenne		<2	4,7	Mg (mg/L)	Moyenne		4,6	45	Ni ($\mu\text{g}/\text{L}$)	Moyenne		1,4	21
	Médiane		<2	1,0		Médiane		1,3	48		Médiane		1,0	10
	Écart-type		0	8,1		Écart-type		5,3	27		Écart-type		0,5	28
	Minimum		<2	1,0		Minimum		1,0	2,6		Minimum		1,0	10
	Maximum		<2	28		Maximum		12	130		Maximum		2,0	150
	Nb. échantillons		6	25		Nb. échantillons		6	28		Nb. échantillons		5	33
Fréq. détection (%)		0,00	56,0	Fréq. détection (%)		100	100	Fréq. détection (%)		60,0	21,2			
Ca (mg/L)	Moyenne		91	227	Na (mg/L)	Moyenne		3,4	104	SO₄ (mg/L)	Moyenne		44	354
	Médiane		90	245		Médiane		3,4	61		Médiane		20	355
	Écart-type		10	122		Écart-type		0,4	123		Écart-type		48	224
	Minimum		84	27		Minimum		2,8	3,3		Minimum		18	3,9
	Maximum		111	663		Maximum		3,9	640		Maximum		130	1030
	Nb. échantillons		6	36		Nb. échantillons		6	36		Nb. échantillons		9	36
Fréq. détection (%)		100	100	Fréq. détection (%)		100	100	Fréq. détection (%)		100	100			
Cl (mg/L)	Moyenne		5,6	182										
	Médiane		5,8	130										
	Écart-type		2,2	229										
	Minimum		1,6	1,8										
	Maximum		9,8	1000										
	Nb. échantillons		9	46										
Fréq. détection (%)		100	100											

Illustration 50 : Synthèse des résultats analytiques concernant les « Argiles du Lias dans les Ardennes » (masse d'eau 2020).

4.8. CALCAIRES DU DOGGER

(MASSES D'EAU 2009, 2010, 2026)

4.8.1. Présentation du système aquifère

La série des calcaires aquifères du Dogger (Jurassique moyen) supporte une des principales nappes d'eau souterraine du bassin Rhin-Meuse et de la Lorraine. De nombreuses variations latérales de faciès affectent la série géologique (voir l'illustration 51). Les principaux faciès rencontrés sont des calcaires à polypiers et des calcaires oolithiques des étages stratigraphiques du Bajocien et du Bathonien. A la base de la série se trouve la formation ferrifère oolithique de l'Aalénien. L'épaisseur totale de la série aquifère varie entre 110 et 180 mètres, ce qui lui confère une transmissivité importante qui peut avoisiner la valeur de $10^{-2} \text{ m}^2 \cdot \text{s}^{-1}$.

La structure et l'extension des calcaires du Dogger sont représentées sur l'illustration 52. La formation s'étend du département des Vosges à celui des Ardennes sur plus de 200 kilomètres. Elle a un pendage orienté vers l'Ouest et est affectée par des failles dont la direction est principalement varisque (sud-ouest / nord-est).

L'aquifère a une porosité de fracture. Dans certaines conditions favorables à la karstification, des réseaux karstiques importants se sont développés dans ces calcaires. Les plus exemplaires sont le système karstique de l'Aroffe et de l'Aar, et celui du Tulois. Les réservoirs miniers ennoyés du bassin ferrifère de Briey-Longwy et du bassin ferrifère de Nancy ont une liaison hydraulique prononcée avec la nappe du Dogger.

Nous traitons ainsi conjointement les masses d'eau souterraine de code 2009 des « Calcaires du Dogger des côtes de Meuse ardennaises », de code 2010 des « Calcaires du Dogger des côtes de Moselle » et de code 2026 du « Réservoir minier du bassin ferrifère lorrain ». Des cartes piézométriques sont présentées sur l'illustration 53 pour ces masses d'eau.

Les illustrations 54 et 55 explicitent l'influence hydrogéologique des exploitations du minerai de fer. La nappe des calcaires peut à la fois alimenter par drainance le réservoir minier à travers les Marnes micacées de la base du Bajocien inférieur, mais surtout se déverser directement dans le réservoir dans les secteurs foudroyés où les marnes ont été complètement déstructurées.



Illustration 51 : Variations latérales de faciès et de puissances dans le Dogger (Le Roux modifié, in Bourguin et al. 2007).

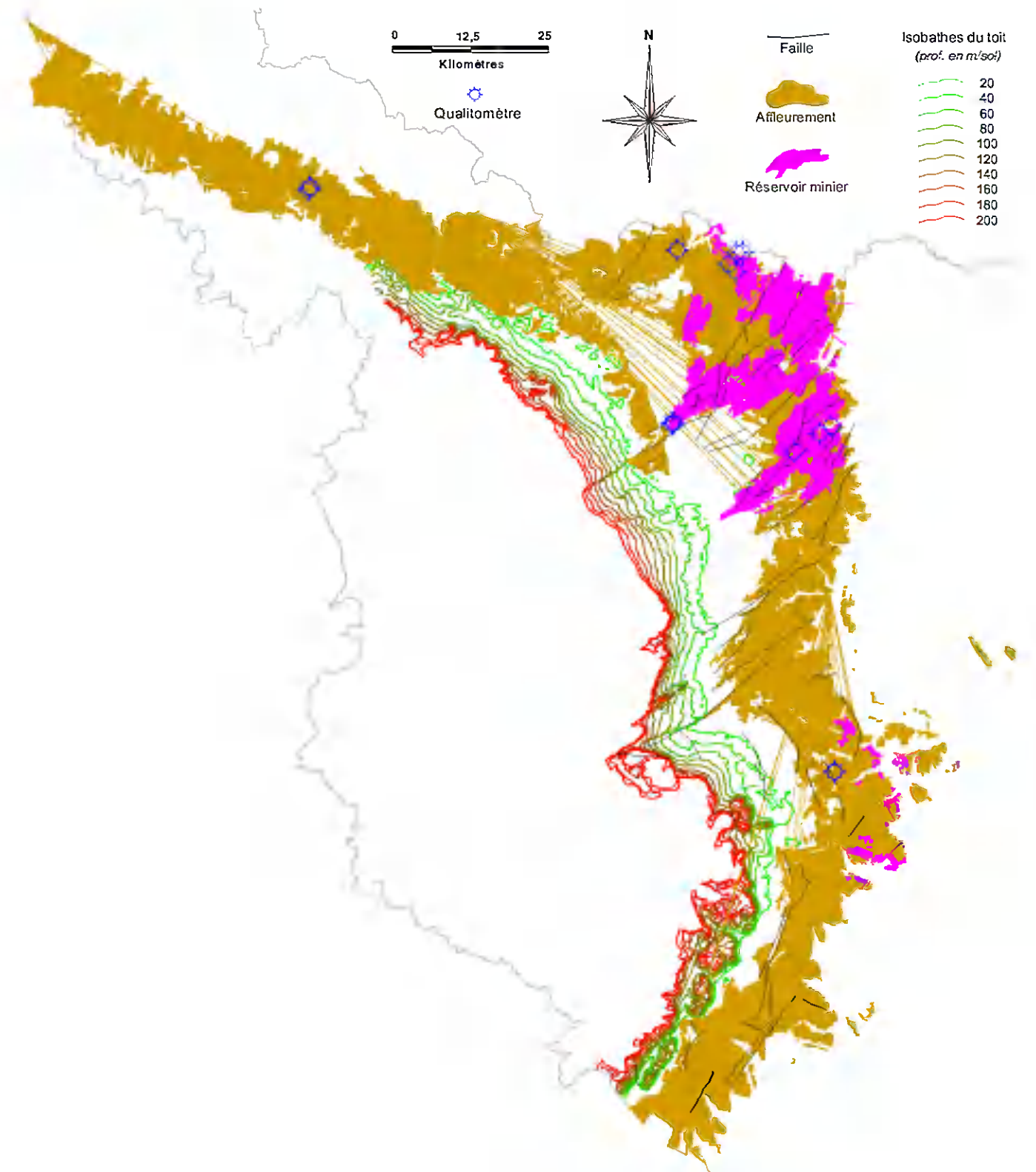


Illustration 52 : Système aquifère du Dogger.

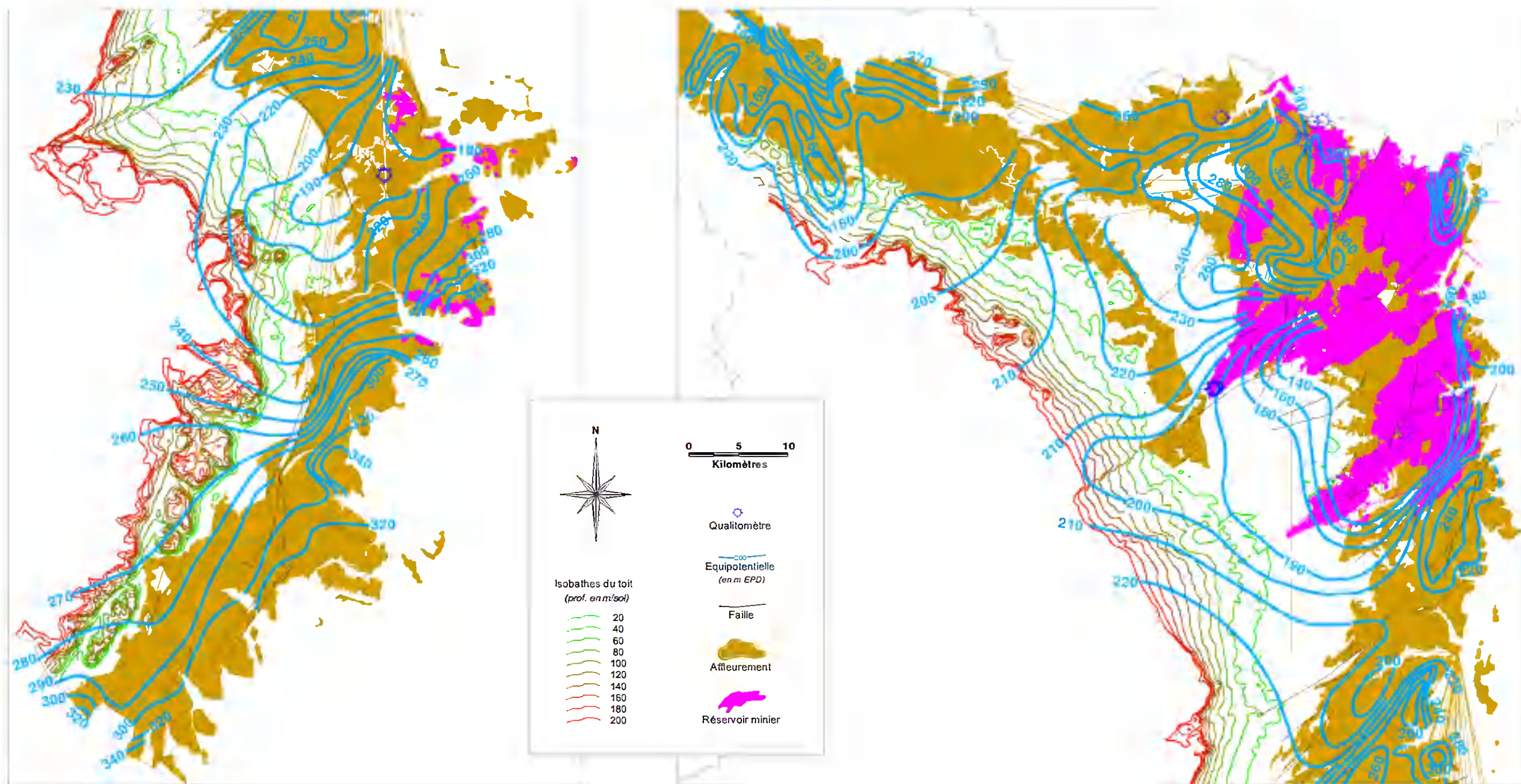


Illustration 53 : Cartes piézométriques de la nappe du Dogger.

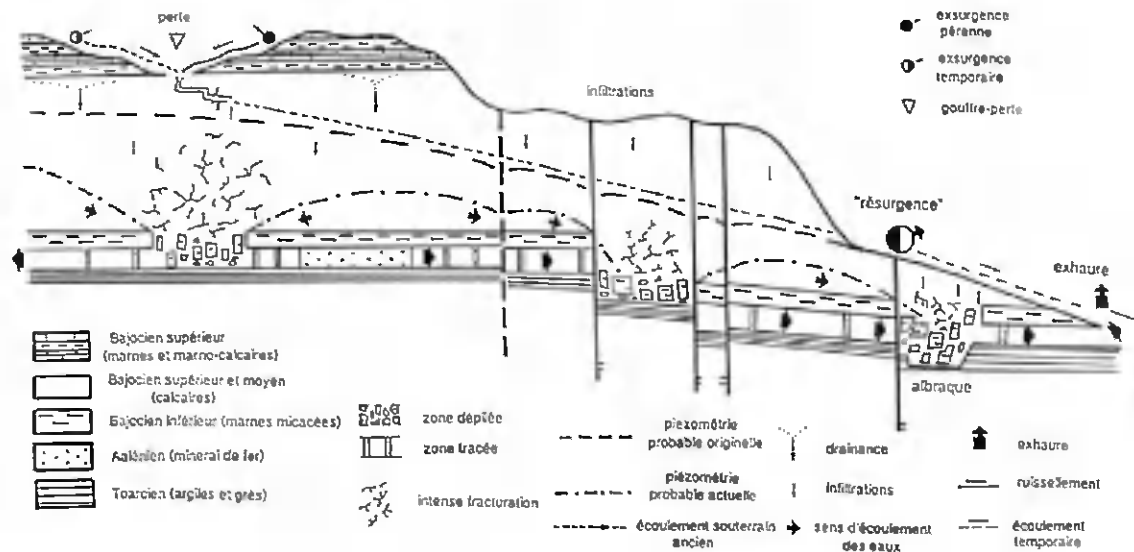


Illustration 54 : Coupe hydrogéologique conceptuelle du Dogger et du bassin ferrifère, avant et pendant l'exhaure (AERM et SCM modifié, in Durand1998).

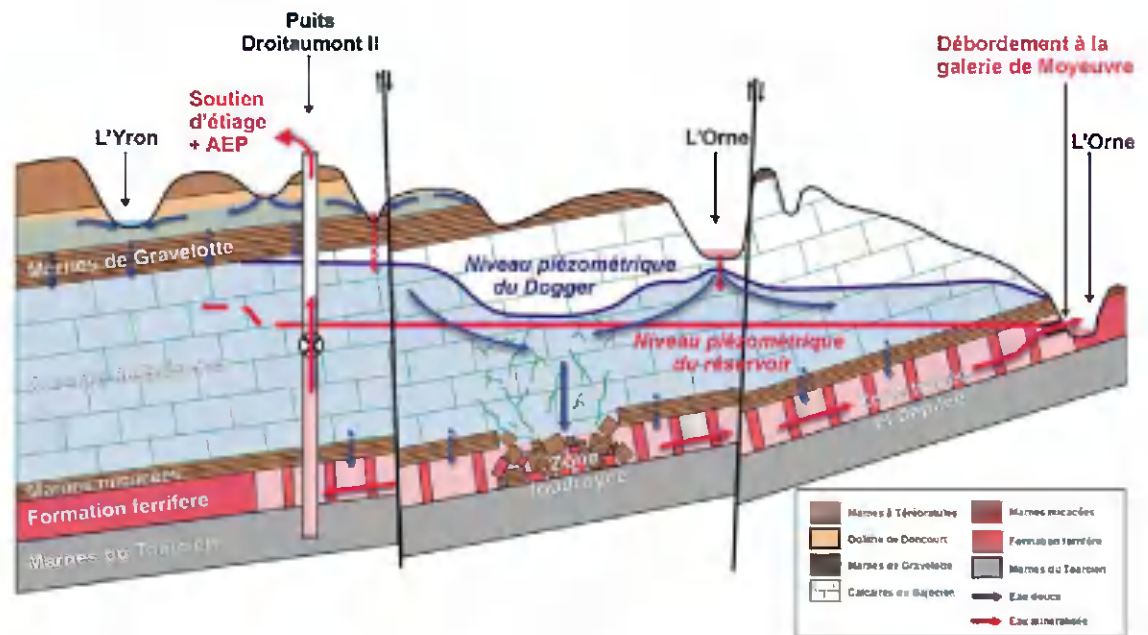


Illustration 55 : Coupe hydrogéologique conceptuelle du Dogger et du bassin ferrifère, après ennoyage (Douche modifié, in Vaute et al. 2007).

4.8.2. Interprétation des données analytiques

Les statistiques des résultats analytiques disponibles pour l'année 2004 concernant les données patrimoniales relatives aux trois masses d'eau et les statistiques des analyses chimiques acquises aux qualitomètres de huit IC-SP lors de la même année ont été comparées. Les sites se trouvent à Auboué, Dommary-Baroncourt, Haraucourt, Hussigny-Godbrange, Lexy et Réhon, Liverdun, Montois-la-Montagne, et Moyeuvre-Grande.

Les paramètres pour lesquels des écarts significatifs sont apparus sont reportés sur l'illustration 56. Il s'agit de l'ammonium, du carbone organique total, de la conductivité, de la demande chimique en oxygène, du potassium et du sulfate.

On ne peut toutefois en conclure directement une incidence des sites sur la qualité des eaux prélevées. Certains d'entre eux se trouvent en effet implantés au droit ou à proximité du bassin ferrifère lorrain. Or les exploitations minières ont une influence sur la qualité des eaux du bassin minier (masse d'eau 2026). L'oxydation de la pyrite des interbanco marneux de la formation ferrifère a entraîné une augmentation de la concentration en sulfate qui a parfois dépassé 2 g.L^{-1} (Vaute *et al.*, 2007).

Des avis sur l'incidence éventuelle des installations classées sur la qualité des eaux souterraines ne peuvent être de ce fait formulés qu'à l'issue des études détaillées de ces sites.

	Statistiques	2009	IC-SP		Statistiques	2009	IC-SP		Statistiques	2009	IC-SP
		2010	2026			2010	2026			2010	2026
Conductivité ($\mu\text{S/cm}$ à 25°C)	Moyenne	553	904	DCO (mg/L)	Moyenne	4,1	14	NH₄ (mg/L)	Moyenne	0,06	0,6
	Médiane	538	929		Médiane	3,0	6,0		Médiane	0,05	0,1
	Écart-type	209	282		Écart-type	2,8	12		Écart-type	0,1	1,9
	Minimum	306	522		Minimum	2,0	3,0		Minimum	0,02	0,01
	Maximum	2504	2297		Maximum	19	54		Maximum	0,8	10
	Nb. échantillons	302	37		Nb. échantillons	168	60		Nb. échantillons	302	28
	Fréq. détection (%)	100	100		Fréq. détection (%)	32,7	46,7		Fréq. détection (%)	8,6	89,3
COT (mg/L)	Moyenne	1,3	2,8	K (mg/L)	Moyenne	1,2	10	SO₄ (mg/L)	Moyenne	41	219
	Médiane	0,9	2,1		Médiane	0,7	6,4		Médiane	21	174
	Écart-type	2,2	1,3		Écart-type	1,6	11		Écart-type	102	153
	Minimum	0,4	2,1		Minimum	0,1	1,2		Minimum	12	130
	Maximum	28	4,4		Maximum	11	42		Maximum	1254	822
	Nb. échantillons	252	3		Nb. échantillons	221	60		Nb. échantillons	314	22
	Fréq. détection (%)	75,4	100		Fréq. détection (%)	93,6	100		Fréq. détection (%)	100	100

Illustration 56 : Synthèse des résultats analytiques concernant les calcaires du Dogger et le bassin ferrifère (masses d'eau 2009, 2010 et 2026).

4.9. ARGILES DU CALLOVO-OXFORDIEN DE BASSIGNY (MASSE D'EAU 2021)

4.9.1. Présentation du système aquifère

Le Callovien en Lorraine est représenté par la série géologique des Argiles de la Woèvre et dans les Ardennes par des formations argilo-marneuses. Cet ensemble a été découpé selon le référentiel d'évaluation des ressources en eau souterraine en trois masses d'eau distinctes (codes 2021, 2022 et 2023).

4.9.2. Interprétation des données analytiques

Une seule installation classée située à Allamps est reportée sur la masse d'eau 2021 des « Argiles du Callovo-Oxfordien de Bassigny ». En réalité, l'échelle de découpage du référentiel d'évaluation européen ne permet pas de rendre compte de la nature locale de la formation géologique sur laquelle repose le site. Il s'agit d'alluvions peu perméables, qui sont certes composées pour partie de matériaux issus du démantèlement du substratum argileux, mais qui correspondent bien à une formation terrigène fluviatile supportant une nappe d'eau souterraine.

Les statistiques des résultats des analyses chimiques acquises aux qualitomètres de l'installation classée ont été comparées à celles des analyses patrimoniales de la masse d'eau 2021. Les écarts entre les statistiques des deux origines sont présentés dans le tableau de l'illustration 57. Ils ne concernent que le sulfate. On constate que la médiane de la concentration en sulfate au site est plus de 20 fois supérieure à celle patrimoniale, ce qui en première analyse va dans le sens d'une contribution de l'IC-SP sur la qualité des eaux souterraines contrôlées.

Statistiques		2021	IC-SP
SO ₄ (mg/L)	Moyenne	24	534
	Médiane	24	489
	Écart-type	10	279
	Minimum	17	280
	Maximum	31	876
	Nb. échantillons	2	4
	Fréq. détection (%)	100	100

Illustration 57 : Synthèse des résultats analytiques concernant les argiles callovo-oxfordiennes de Bassigny (masse d'eau 2021).

4.10. ARGILES DU CALLOVO-OXFORDIEN DES ARDENNES (MASSE D'EAU 2023)

La masse d'eau 2023 des « Argiles du Callovo-Oxfordien des Ardennes » est une unité d'évaluation des ressources en eau souterraine qui n'a pas de sens d'un point de vue hydrogéologique puisqu'elle correspond à une formation géologique imperméable ou au mieux semi-perméable.

Un site est implanté sur cette masse d'eau à Sommauthe. C'est une installation de stockage de déchets non dangereux. Son emplacement a justement été choisi compte tenu de la nature *a priori* favorable des terrains, qui ont probablement une faible perméabilité.

Les qualitomètres du site permettent de prélever les eaux de saturation des argiles et marnes du sous-sol. Les statistiques de la qualité patrimoniale de la masse d'eau 2023 ont été mises en regard de celles des résultats analytiques obtenus sur les prélèvements d'eau dans ces qualitomètres pour l'année 2004. Les divergences sont présentées sur l'illustration 58.

On observe principalement une conductivité des eaux souterraines plus importante au niveau du site. Sa médiane est de $1223 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$, alors qu'elle n'est que de $479 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ pour la masse d'eau. Ce constat doit néanmoins être nuancé car ces valeurs statistiques portent sur un nombre restreint de mesures (7 pour les données patrimoniales et 12 pour le site) et concernent peu de qualitomètres (4 pour les données patrimoniales et 3 pour le site). Il n'est donc pas possible de généraliser quant à l'incidence des installations classées dans le bassin Rhin-Meuse à l'ouest des Vosges sur la qualité de la masse d'eau souterraine 2023.

	Statistiques	2023	IC-SP		Statistiques	2023	IC-SP		Statistiques	2023	IC-SP
Conductivité ($\mu\text{S}/\text{cm}$ à 25°C)	Moyenne	424	1119	Ca (mg/L)	Moyenne	85	103	NH₄ (mg/L)	Moyenne	0,0	0,8
	Médiane	479	1223		Médiane	88	130		Médiane	0,0	1,0
	Écart-type	98	264		Écart-type	16	47		Écart-type	0,0	0,3
	Minimum	316	511		Minimum	69	48		Minimum	0,0	0,4
	Maximum	514	1302		Maximum	99	130		Maximum	0,0	1,0
	Nb. échantillons	7	12		Nb. échantillons	3	3		Nb. échantillons	7	3
	Fréq. détection (%)	100	100		Fréq. détection (%)	100	100		Fréq. détection (%)	0,0	100

Illustration 58 : Synthèse des résultats analytiques concernant les argiles callovo-oxfordiennes des Ardennes (masse d'eau 2023).

4.11. CALCAIRES DE L'OXFORDIEN ET DU KIMMERIDGIEN (MASSES D'EAU 2013, 3305)

Les calcaires de l'Oxfordien et du Kimméridgien inférieur constituent l'un des principaux aquifères du bassin Rhin-Meuse et de la Lorraine. La masse d'eau correspondante est celle 2013 des « Calcaires oxfordiens ». Une particularité importante de cet aquifère est qu'il soit recouvert par les alluvions de la Meuse (fleuve), dans tout le département de la Meuse. L'aquifère calcaire se trouve drainé par l'aquifère alluvial comme il est possible de le constater à partir des équipotentielles de la carte piézométrique de l'illustration 60. Le toit des calcaires est affecté par un pendage de direction ouest.

La liaison hydraulique de l'aquifère de l'Oxfordien et du Kimméridgien inférieur avec l'aquifère des carbonates du Kimméridgien supérieur doit aussi être soulignée. Celle-ci est vraisemblablement plus importante dans la moitié nord du système aquifère, où l'aquifère multicouche des Calcaires blancs et des Marnes à exogyres du Kimméridgien supérieur surmonte directement l'aquifère oxfordien-kimméridgien inférieur. L'aquifère multicouche correspond à la masse d'eau 3305 des « Calcaires kimméridgiens-oxfordiens karstiques nord-est du district (entre Ornain et limite de district) ».

Trois installations classées sont implantées sur ces masses d'eau à Dugny-sur-Meuse, Pagny-sur-Meuse et Romagne-sous-Montfaucon. Les écarts des statistiques des résultats analytiques des ces sites avec ceux patrimoniaux des masses d'eau sont présentés dans le tableau de l'illustration 59.

	Statistiques	2013 3305	IC-SP		Statistiques	2013 3305	IC-SP		Statistiques	2013 3305	IC-SP
Conductivité ($\mu\text{S}/\text{cm}$ à 25°C)	Moyenne	479	753	Ca (mg/L)	Moyenne	97	132	NH ₄ (mg/L)	Moyenne	0,05	0,17
	Médiane	466	689		Médiane	95	133		Médiane	0,05	0,05
	Écart-type	78	251		Écart-type	17	32		Écart-type	0,02	0,43
	Minimum	299	404		Minimum	53	85		Minimum	0,02	0,01
	Maximum	677	1535		Maximum	134	230		Maximum	0,3	2,7
	Nb. échantillons	170	26		Nb. échantillons	130	58		Nb. échantillons	170	58
	Fréq. détection (%)	100	100		Fréq. détection (%)	100	100		Fréq. détection (%)	2,9	55,2
COT (mg/L)	Moyenne	1,2	2,3	Fe ($\mu\text{g}/\text{L}$)	Moyenne	28	170	Coliformes (pour 100 mL)	Moyenne	3	27192
	Médiane	1,1	2,5		Médiane	14	25		Médiane	0	160
	Écart-type	0,7	1,0		Écart-type	31	360		Écart-type	8	143399
	Minimum	0,5	1,0		Minimum	1,0	10		Minimum	0	0
	Maximum	5,7	3,2		Maximum	163	1490		Maximum	40	880000
	Nb. échantillons	125	6		Nb. échantillons	86	58		Nb. échantillons	51	38
	Fréq. détection (%)	92,0	100		Fréq. détection (%)	55,1	43,1		Fréq. détection (%)	100	89,5
DCO (mg/L)	Moyenne	3,9	18	Mn ($\mu\text{g}/\text{L}$)	Moyenne	6,7	83	Streptocoques (pour 100 mL)	Moyenne	0,8	80
	Médiane	3,0	9,0		Médiane	10	10		Médiane	0	10
	Écart-type	3,0	25		Écart-type	4,8	156		Écart-type	5,1	332
	Minimum	3,0	5,0		Minimum	1,0	2,0		Minimum	0	0
	Maximum	24	118		Maximum	31	751		Maximum	48	2000
	Nb. échantillons	72	38		Nb. échantillons	131	38		Nb. échantillons	96	37
	Fréq. détection (%)	30,6	63,4		Fréq. détection (%)	12,2	63,2		Fréq. détection (%)	100	89,2

Illustration 59 : Synthèse des résultats analytiques concernant les calcaires de l'Oxfordien et du Kimméridgien (masse d'eau 2013 et 3305).

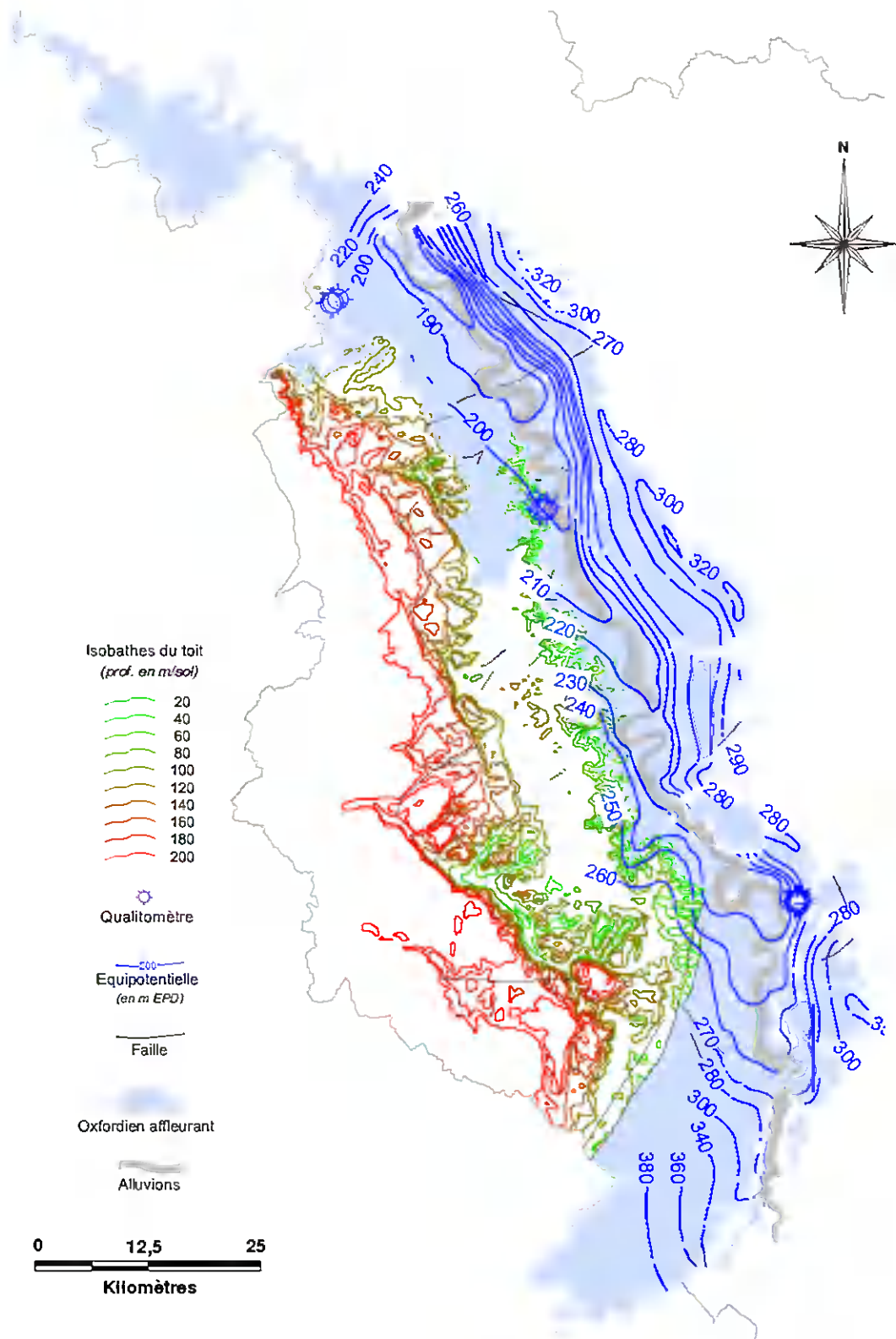


Illustration 60 : Carte piézométrique de la nappe de l'Oxfordien-Kimméridgien inférieur.

D'un point de vue global, la conductivité est plus élevée pour les IC-SP, avec une médiane de $689 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ contre $466 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ pour les données patrimoniales. Le carbone organique total et la demande chimique en oxygène sont plus importants pour les sites. La différence entre les deux types de données analytiques n'est en revanche presque pas marquée pour l'ammonium. Le calcium, le fer et le manganèse ont des concentrations supérieures dans les qualitomètres des IC-SP. Les principaux écarts de qualité concernent surtout les résultats bactériologiques pour lesquels les valeurs maximales des IC-SP sont très élevées.

4.12. CALCAIRES DU TITHONIEN (MASSES D'EAU 3302, 3303)

Le Jurassique supérieur est terminé par l'aquifère des calcaires du Tithonien. Il correspond à la masse d'eau 3302 des « Calcaires tithoniens karstiques entre Ornain et limite du district » et à celle 3303 des « Calcaires tithoniens karstiques entre Seine et Ornain ». L'aquifère tithonien est représenté sur l'illustration 62.

La comparaison des résultats des analyses chimiques patrimoniales des masses d'eau avec celles relatives à des IC-SP a fait ressortir pour l'année 2004 les écarts de qualité présentés sur l'illustration 61. Ces écarts sont relativement modérés et sont relatifs à la conductivité, à la demande chimique en oxygène, et aux concentrations en ammonium, fer et fluor.

Il est à noter que les données patrimoniales n'ont été acquises que dans un seul et même ouvrage d'eau, ce qui limite leur représentativité pour l'ensemble des masses d'eau. Les statistiques des installations classées sont plus significatives puisqu'elles concernent cinq sites implantés à Ancerville, Laimont, Treveray et Willeroncourt.

	Statistiques	3302 3303		IC-SP		Statistiques	3302 3303		IC-SP		Statistiques	3302 3303		IC-SP
Conductivité ($\mu\text{S}/\text{cm}$ à 25°C)	Moyenne	669	785		F (mg/L)	Moyenne	0,1	1,0		NH₄ (mg/L)	Moyenne	0,0	0,75	
	Médiane	668	780			Médiane	0,1	0,8			Médiane	0,0	0,78	
	Écart-type	12	221			Écart-type	0,0	0,7			Écart-type	0,0	0,54	
	Minimum	657	512			Minimum	0,1	0,1			Minimum	0,0	0,01	
	Maximum	681	1271			Maximum	0,2	1,9			Maximum	0,0	2,3	
	Nb. échantillons	3	10			Nb. échantillons	3	18			Nb. échantillons	3	54	
Fréq. détection (%)	100	100		Fréq. détection (%)	100	66,7		Fréq. détection (%)	0,0	94,4				
DCO (mg/L)	Moyenne	3,3	7,5		Fe ($\mu\text{g}/\text{L}$)	Moyenne	26	564						
	Médiane	3,0	5,0			Médiane	29	25						
	Écart-type	0,6	5,9			Écart-type	7,0	2644						
	Minimum	3,0	5,0			Minimum	18	10						
	Maximum	4,0	27			Maximum	31	14300						
	Nb. échantillons	3	45			Nb. échantillons	3	29						
Fréq. détection (%)	33,3	24,4		Fréq. détection (%)	100	48,3								

Illustration 61 : Synthèse des résultats analytiques concernant les calcaires du Tithonien (masses d'eau 3302 et 3303).

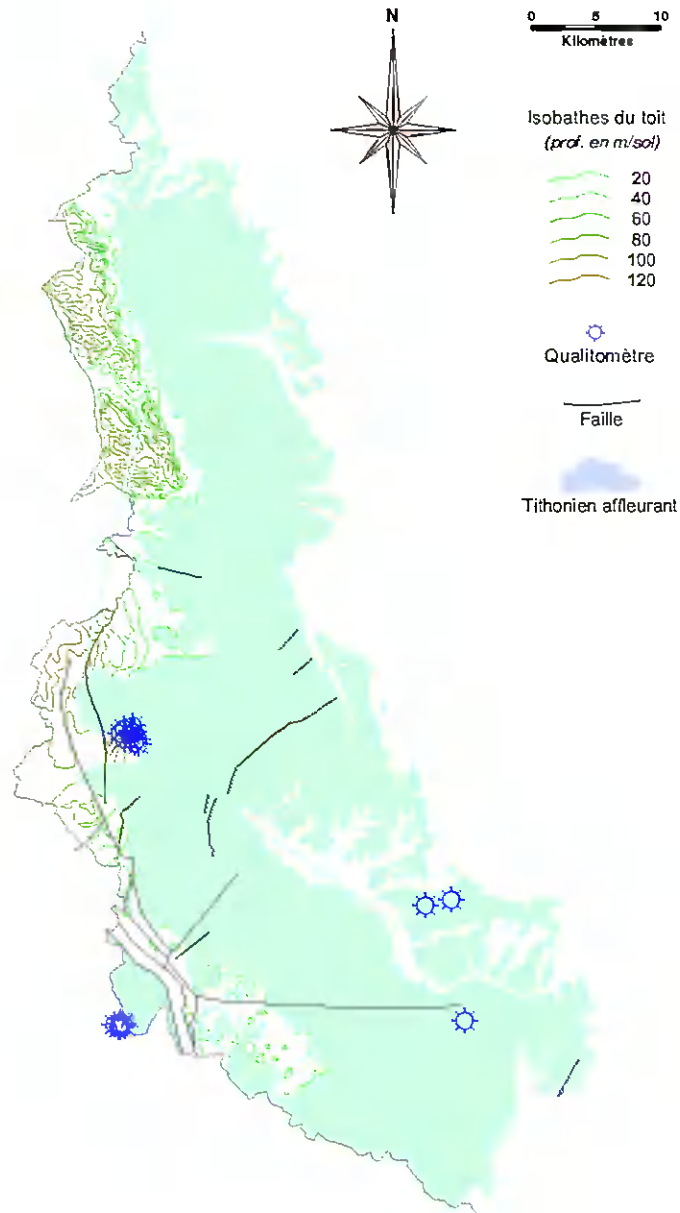


Illustration 62 : Aquifère du Tithonien.

4.13. ALLUVIONS DE LA MEUSE, DE LA CHIERS ET DE LA BAR (MASSE D'EAU 2015)

La Meuse est l'un des deux fleuves du bassin Rhin-Meuse et compte parmi ses affluents la Chiers et la Bar. Les alluvions de ces trois cours d'eau correspondent à la masse d'eau souterraine 2015 des « Alluvions de la Meuse, de la Chiers et de la Bar ».

Sur l'illustration 63, les écarts entre les statistiques de qualité des données patrimoniales de la masse d'eau et celles des données des IC-SP suivis pendant l'année 2004 sont reportés. Ces statistiques sont assez représentatives des deux types de populations puisqu'elles ont été produites à partir d'une vingtaine d'ouvrages d'eau pour la masse d'eau et ont été acquises au niveau de 10 sites, qui se trouvent à Aubrives, Carignan, Donchery, Givet, Glaire et Sedan, Han-sur-Meuse, Haybes, Villers-Semeuse, et Vrigne-Meuse.

La différence concerne essentiellement la demande chimique en oxygène qui est beaucoup plus importante pour les IC-SP. La médiane de la DCO est de 26 mg.L⁻¹ pour les sites alors qu'elle n'est que de 3 mg.L⁻¹ pour les analyses patrimoniales ; et la valeur maximale est de 287 mg.L⁻¹ pour les sites contre 11 mg.L⁻¹ pour la masse d'eau. Cet écart pourrait être l'indicateur de l'incidence globale des installations classées sur la qualité des nappes alluviales de la Meuse, de la Chiers et de la Bar.

		Statistiques		2015	IC-SP			Statistiques		2015	IC-SP
Conductivité (µS/cm à 25°C)	Moyenne			549	740	DCO (mg/L)	Moyenne			3,4	51
	Médiane			539	721		Médiane			3,0	26
	Écart-type			79	407		Écart-type			1,6	66
	Minimum			419	135		Minimum			3,0	15
	Maximum			735	1781		Maximum			11	287
	Nb. échantillons			44	17		Nb. échantillons			27	26
	Fréq. détection (%)			100	100		Fréq. détection (%)			14,8	69,2

Illustration 63 : Synthèse des résultats analytiques concernant les alluvions de la Meuse (masse d'eau 2015).

4.14. ALLUVIONS DE LA MEURTHE ET DE LA MOSELLE AMONT (MASSE D'EAU 2017)

Les alluvions de la Moselle ont été divisées en deux unités dans le référentiel d'évaluation des ressources en eau souterraine. La limite qui a été choisie est la confluence de la Moselle et de la Meurthe.

Il s'agit d'un point hydrographique singulier puisqu'il rend compte d'un événement particulier de l'histoire géologique régionale, qui est la capture de la Moselle par la Meurthe. Elle s'est opérée il y a 200 000 à 300 000 ans à la faveur du développement du système karstique toulais (voir l'illustration 64).

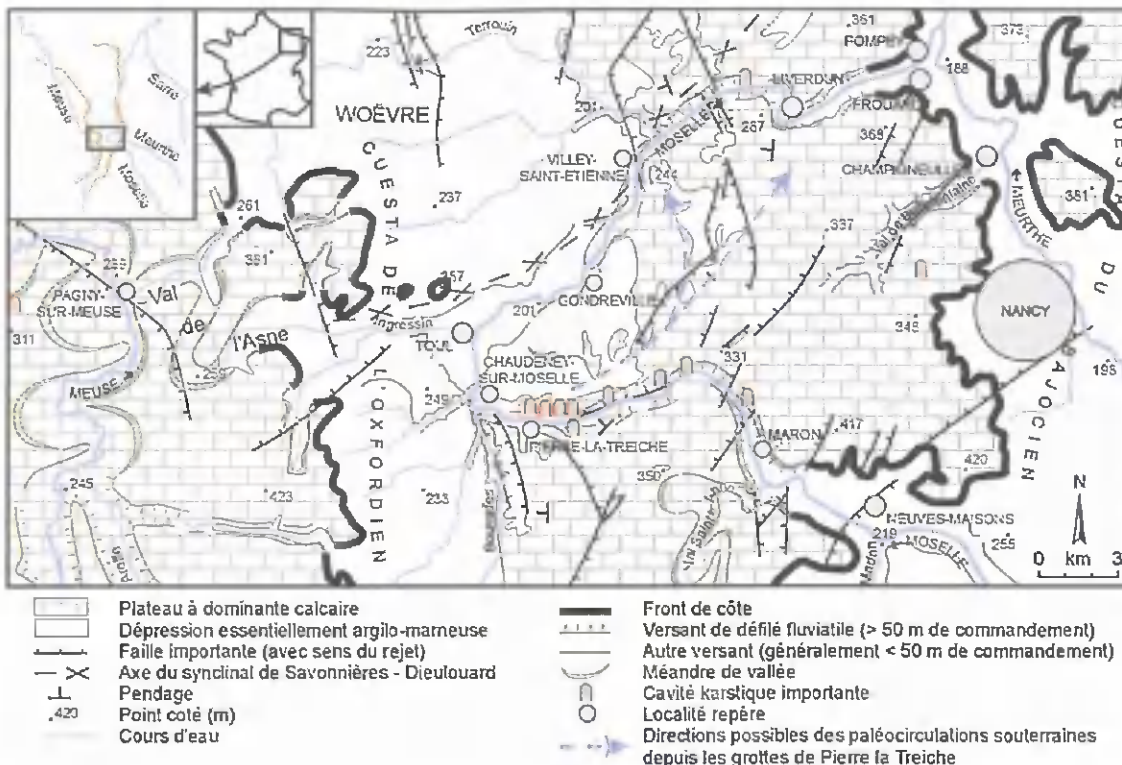


Illustration 64 : Capture de la Moselle (Losson modifié, in Cordier 2004).

La masse d'eau correspondante est celle 2017 des « Alluvions de la Meurthe et de la Moselle en amont de la confluence avec la Meurthe ». La comparaison des statistiques des données analytiques de cette masse d'eau avec les statistiques relatives aux installations classées fait ressortir les différences de qualité présentées dans le tableau de l'illustration 65.

Des installations classées sont situées sur la masse d'eau 2017 à Anould, Arches, Dombasle-sur-Meurthe, Golbey, Jeanménil et Rambervillers, Laneuveville, Langley, Laval-sur-Vologne, Pouxieux, Rosières-aux-Salines, Rupt-sur-Moselle, Saint-Dié, Saint-Nicolas-de-Port et Varangéville, Thaon-lès-Vosges, et Toul.

La minéralisation des eaux contrôlées au niveau des IC-SP est plus importante que celle des eaux caractéristiques de la masse d'eau 2017. Cela se décline notamment par la conductivité dont la médiane pour les sites est de $664 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ alors qu'elle est moitié moindre pour les résultats patrimoniaux avec $273 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$. La concentration en calcium est aussi plus élevée pour les IC-SP avec une médiane de $169 \text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ contre $31 \text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ pour les données patrimoniales.

L'écart entre les données des installations classées et celles patrimoniales se retrouve aussi sur les paramètres comme le carbone organique total et la demande chimique en oxygène. Le plomb qui est classé dans la liste des substances (dangereuses) prioritaires dans le domaine de l'eau présente également un écart significatif. La médiane de sa concentration pour les sites est de $24 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ tandis qu'elle est de $1 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ pour la masse d'eau.

	Statistiques	2017	IC-SP		Statistiques	2017	IC-SP		Statistiques	2017	IC-SP
Conductivité ($\mu\text{S}/\text{cm}$ à 25°C)	Moyenne	327	5551	Cl (mg/L)	Moyenne	18	1161	Na (mg/L)	Moyenne	13	397
	Médiane	273	664		Médiane	17	22		Médiane	13	16
	Écart-type	198	20674		Écart-type	6,3	3765		Écart-type	5,5	1171
	Minimum	35	96		Minimum	3,2	4,0		Minimum	2,2	3,0
	Maximum	866	95671		Maximum	37	16752		Maximum	27	4560
	Nb. échantillons	40	21		Nb. échantillons	40	22		Nb. échantillons	40	16
	Fréq. détection (%)	100	100		Fréq. détection (%)	100	100		Fréq. détection (%)	100	100
COT (mg/L)	Moyenne	1,5	3,9	Fe ($\mu\text{g}/\text{L}$)	Moyenne	522	14900	NH₄ (mg/L)	Moyenne	0,09	14
	Médiane	1,3	3,2		Médiane	50	165		Médiane	0,05	0,10
	Écart-type	0,9	3,2		Écart-type	1434	37201		Écart-type	0,11	58
	Minimum	0,4	0,6		Minimum	5,0	10		Minimum	0,01	0,01
	Maximum	3,8	12		Maximum	5600	137000		Maximum	0,52	259
	Nb. échantillons	20	10		Nb. échantillons	28	22		Nb. échantillons	40	20
	Fréq. détection (%)	100	90,0		Fréq. détection (%)	46,4	77,3		Fréq. détection (%)	55,0	60,0
DCO (mg/L)	Moyenne	11	16	Mn ($\mu\text{g}/\text{L}$)	Moyenne	87	554	Pb ($\mu\text{g}/\text{L}$)	Moyenne	1,5	56
	Médiane	5,0	13		Médiane	5,0	97		Médiane	1,0	24
	Écart-type	10	13		Écart-type	178	1105		Écart-type	1,0	136
	Minimum	5,0	3,0		Minimum	1,0	2,0		Minimum	1,0	1,0
	Maximum	35	55		Maximum	640	3850		Maximum	4,0	654
	Nb. échantillons	23	25		Nb. échantillons	40	23		Nb. échantillons	13	23
	Fréq. détection (%)	56,5	80,0		Fréq. détection (%)	72,5	78,3		Fréq. détection (%)	15,4	21,7
Ca (mg/L)	Moyenne	42	696								
	Médiane	31	169								
	Écart-type	36	1682								
	Minimum	5,0	6,0								
	Maximum	170	6480								
	Nb. échantillons	40	16								
	Fréq. détection (%)	100	100								

Illustration 65 : Synthèse des résultats analytiques concernant les « Alluvions de la Meurthe et de la Moselle amont » (masse d'eau 2017).

Les résultats analytiques du fer et du manganèse sont intéressants dans le sens où leurs concentrations naturelles dans la nappe peuvent déjà être élevées en fonction des conditions d'oxydoréduction. On constate que pour les installations classées, les

concentrations en fer et manganèse sont plus importantes, voire beaucoup plus importantes si l'on tient compte des valeurs extrêmes (la concentration maximale en fer pour les IC-SP est de 137 mg.L^{-1} et celle en manganèse de $3,9 \text{ mg.L}^{-1}$).

Enfin, les statistiques des IC-SP relatives au chlorure, au calcium et au sodium se différencient largement de celles patrimoniales, à cause des soudières qui sont installées sur les alluvions de la Meurthe. La concentration maximale en chlorure mesurée en 2004 y a atteint dans un des qualitomètres du suivi des installations classées $16,8 \text{ g.L}^{-1}$. Ces résultats rendent compte de l'impact de plusieurs sites sur la qualité de la masse d'eau.

4.15. ALLUVIONS DE LA MOSELLE AVAL (ME2016)

4.15.1. Présentation générale

Les vallées sont des sites de sédimentation alluviale, c'est-à-dire des lieux suffisamment aplanis comparativement aux coteaux qu'elles longent ou zones (plateaux, collines et montagnes) qu'elles traversent pour permettre le dépôt des matériaux transportés par les cours d'eau. L'accumulation étant en même temps fonction de la capacité et de la compétence des rivières. La morphologie relativement peu accidentée qui en résulte, excepté en tête de bassins où les profils en long des torrents peuvent être très pentus, a facilité l'implantation d'habitations, puis l'urbanisation des vallées. La proximité de ressources en eau de surface, facilement accessibles, que ce soit pour la consommation d'eau ou pour l'utilisation de la force hydraulique, est aussi un facteur à l'origine de la création des agglomérations riveraines. Enfin, les vallées ont toujours constitué des axes préférentiels de circulation en étant empruntées par des routes et en servant à la navigation. Ces zones attractives ont ainsi vu l'implantation de nombreuses activités, aux intérêts parfois contradictoires par rapport à la ressource en eau.

A ce titre, la vallée de la Moselle aval, et plus particulièrement le secteur où la rivière traverse le département de la Moselle, est un exemple typique (voir l'illustration 66). On y rencontre d'abord vers l'amont l'agglomération de Metz, puis plus en aval les agglomérations de Maizières-lès-Metz à Thionville. Les zones d'activités et les zones industrielles y sont également abondantes. Les matériaux alluviaux sont aussi exploités, en eux-mêmes, au travers de gravières et sablières, qui ont parfois une répartition très dense. Enfin, la nappe d'accompagnement de la Moselle est utilisée pour l'alimentation en eau industrielle, éventuellement pour des besoins agricoles ou domestiques, et surtout pour l'alimentation en eau potable. On comptabilise ainsi sur la masse d'eau souterraine 2016 des « Alluvions de la Moselle en aval de la confluence avec la Meurthe », 16 sites d'IC-SP, parmi les sites suivis dans le cadre de la présente étude. Et dans la vallée de la Moselle, située dans le département de la Moselle, on dénombre encore 12 sites d'IC-SP, ce qui rend compte de la concentration importante des sites industriels implantés sur la nappe alluviale de la Moselle.

4.15.2. Interprétation globale des résultats analytiques de l'année 2004

Les statistiques classiques établies à partir des résultats analytiques disponibles pour tous les sites de la masse d'eau 2016 sont présentées, pour partie, dans le tableau de l'illustration 67. Il s'agit des données statistiques pour lesquelles on note un écart par rapport aux valeurs statistiques obtenues avec les réseaux patrimoniaux de la masse d'eau. La charge globale, au travers de la conductivité, est plus importante au niveau des IC-SP, pour tous les indicateurs calculés. La moyenne des conductivités mesurées pour les IC-SP est 57 % supérieure de celle correspondant à la masse d'eau seulement ; pour la médiane des conductivités c'est 10 % de plus ; pour l'écart-type des conductivités, c'est-à-dire leur dispersion, c'est quatre fois plus (393 %) ; pour la

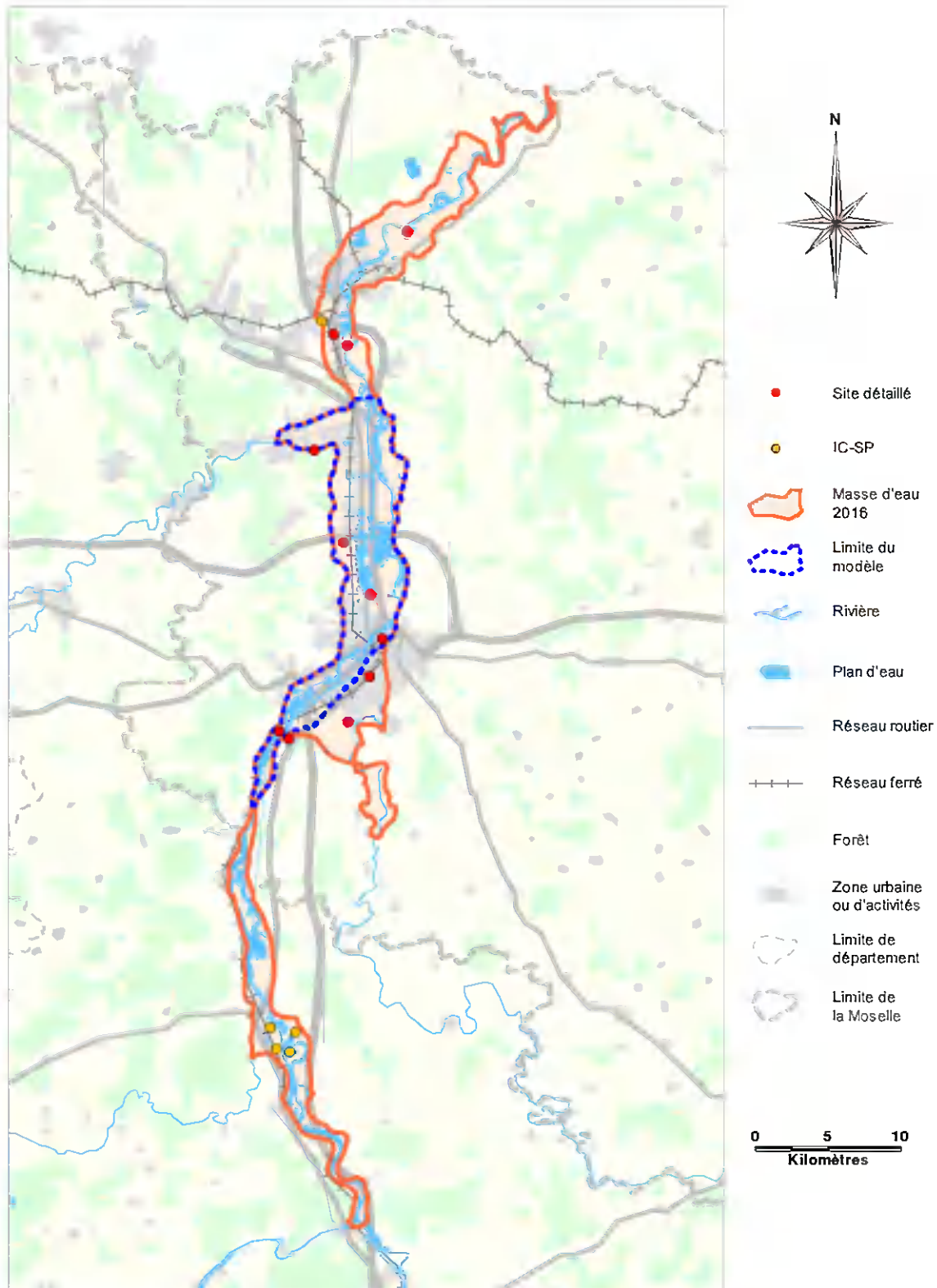


Illustration 66 : Masse d'eau souterraine 2016 (sur fond cartographique simplifié de MapInfo).

valeur minimale des conductivités c'est 41 % de plus ; et pour la valeur maximale des conductivités c'est trois fois plus (336 %).

On trouve également pour la demande chimique en oxygène des statistiques défavorables pour les IC-SP. La médiane de leurs résultats est de 12 mg.L⁻¹, contre 5 mg.L⁻¹ pour les données patrimoniales. Pour l'azote, et surtout le nitrite, les statistiques des IC-SP sont pour la plupart plus importantes que celles de la masse d'eau. Enfin, on retrouve les mêmes ordonnancements pour les métaux, et notamment pour le nickel qui est listé comme étant une substance prioritaire dans le domaine de l'eau. La médiane des concentrations en nickel pour les IC-SP est de 10 µg.L⁻¹, contre 5,9 µg.L⁻¹ pour les concentrations patrimoniales. La valeur maximale atteinte pour les IC-SP (89 µg.L⁻¹) est significativement plus élevée que celle de la masse d'eau (10 µg.L⁻¹), et dépasse la concentration maximale admissible pour les eaux potables qui est fixée à 50 µg.L⁻¹.

	Statistiques	2016	IC-SP		Statistiques	2016	IC-SP		Statistiques	2016	IC-SP
Conductivité (µS/cm à 25°C)	Moyenne	1007	1582	K (mg/L)	Moyenne	4,0	32	NH₄ (mg/L)	Moyenne	0,12	1,2
	Médiane	1032	1130		Médiane	2,6	14		Médiane	0,06	0,05
	Écart-type	316	1557		Écart-type	2,9	42		Écart-type	0,12	4,7
	Minimum	474	670		Minimum	1,4	4,0		Minimum	0,02	0,01
	Maximum	1575	6870		Maximum	11	140		Maximum	0,4	22
	Nb. échantillons	30	14		Nb. échantillons	18	9		Nb. échantillons	30	22
	Fréq. détection (%)	100	100		Fréq. détection (%)	100	100		Fréq. détection (%)	50,0	50,0
DCO (mg/L)	Moyenne	5,9	14	Mn (µg/L)	Moyenne	60	1050	NO₂ (mg/L)	Moyenne	0,0	0,17
	Médiane	5,0	12		Médiane	5	1048		Médiane	0,0	0,07
	Écart-type	1,8	7,0		Écart-type	133	1201		Écart-type	0,0	0,29
	Minimum	5,0	3,0		Minimum	2	10		Minimum	0,0	0,02
	Maximum	11	25		Maximum	460	2095		Maximum	0,0	0,96
	Nb. échantillons	15	20		Nb. échantillons	30	4		Nb. échantillons	20	10
	Fréq. détection (%)	46,7	85,0		Fréq. détection (%)	63,3	50,0		Fréq. détection (%)	0,0	20,0
As (µg/L)	Moyenne	1,3	14	Ni (µg/L)	Moyenne	5,9	17	Zn (µg/L)	Moyenne	31	1194
	Médiane	1,0	6,6		Médiane	6,5	10		Médiane	21	23
	Écart-type	0,5	15		Écart-type	4,2	24		Écart-type	33	4264
	Minimum	1,0	1,0		Minimum	1,0	1,0		Minimum	10	10
	Maximum	2,0	43		Maximum	10	89		Maximum	140	19450
	Nb. échantillons	15	21		Nb. échantillons	30	14		Nb. échantillons	15	24
	Fréq. détection (%)	60,0	71,4		Fréq. détection (%)	13,3	50,0		Fréq. détection (%)	66,7	54,2

Illustration 67 : Synthèse des résultats analytiques concernant les alluvions de la Moselle aval (masse d'eau 2016).

4.15.3. Apports des études détaillées

La densité des IC-SP implantés sur la masse d'eau 2016 induit une potentialité de pollution d'origine industrielle importante de la nappe des alluvions de la Moselle aval. Il est par ailleurs possible que les influences éventuelles des sites sur la qualité de la nappe alluviale interfèrent entre elles. Afin d'appréhender au mieux c'est éventuelles influence, nous avons étudié finement certains de ces sites. Lors de l'exercice précédent, un site qui se trouve à Florange avait déjà fait l'objet d'une approche détaillée, et au cours de l'exercice présent, nous avons entrepris des études détaillées sur dix autres sites installés sur les alluvions de la Moselle aval à Amnéville, Ars-sur-

Moselle, Haute-Ham, Jouy-aux-Arches, Maizières-lès-Metz, Marly, Metz, Uckange et Woippy.

Les études détaillées menées sur le contrôle de la qualité des eaux souterraines pour les sites de la masse d'eau 2016 ont permis d'aborder chacun de ces sites selon un point de vue spécifique, tant pour l'année 2004 que pour les années antérieures. Les principaux enseignements qu'il est possible de tirer de ces approches au cas par cas sont résumés dans les lignes suivantes. Il ressort cependant que des études hydrogéologiques détaillées de ces sites seraient parfois nécessaires pour apporter un avis précis sur leurs impacts potentiels sur la ressource en eau.

Pour ces sites, la partie superficielle des terrains est parfois constituée par des remblais. En dessous, des argiles sableuses ponctuellement graveleuses peuvent être rencontrées. Celles-ci reposent sur des alluvions graveleuses, l'ensemble constituant des alluvions modernes. Les formations alluviales sont souvent, à des échelles précises d'observation, des milieux hétérogènes où des paléochenaux peuvent constituer des zones préférentielles d'écoulement des eaux souterraines. De manière générale, l'aquifère alluvial de la Moselle ne dispose que d'une faible protection (puisque sa couche supérieure limoneuse est mince). Notons qu'un de ces sites se trouve à la marge de la nappe alluviale de la Moselle ; il est implanté précisément sur les alluvions de l'Orne (la nappe de l'Orne aval étant rattachée à la masse d'eau 2016).

Les apports d'eau de surface dans la nappe de la Moselle doivent se faire aisément, directement par infiltration ou indirectement par l'intermédiaire des gravières. Les nombreux remblais, qui dans certains cas se substituent totalement aux alluvions, peuvent accélérer les infiltrations vers la nappe alluviale.

Les écoulements souterrains sont naturellement le plus souvent dirigés vers la Moselle. Ils évoluent éventuellement au cours d'un cycle hydrologique, notamment entre les basses et les hautes eaux. Le régime de la nappe alluviale de la Moselle est soumis à de multiples influences. La nappe est très perturbée par les pompages qui l'exploitent pour l'activité industrielle et pour l'alimentation en eau potable (il existe de nombreux champs captants dans la vallée), et ponctuellement pour dépolluer la nappe. L'aménagement de la rivière a aussi une incidence prononcée sur l'hydrodynamisme de la nappe. Ainsi, des inversions des échanges nappe-rivière peuvent avoir lieu de sorte que la Moselle peut être drainée par sa nappe d'accompagnement.

En termes de représentativité des réseaux de contrôles des eaux souterraines, les situations sont variables d'un site à l'autre. Pour certains, les réseaux de qualitomètres semblent pertinents pour suivre la qualité de la nappe phréatique. Parfois, la représentativité semble assurée uniquement pour l'aval du site ou au contraire seulement pour l'amont de celui-ci. Les réseaux de suivi sont dans certains cas denses. Dans d'autres cas, seule une partie des points de contrôle est utilisée. Il arrive que les piézomètres d'un réseau ne captent pas tous le même aquifère, ce qui rend la comparaison des résultats analytiques entre ouvrages difficile. Une partie des ouvrages de surveillance peut aussi jouer le rôle de puits de fixation pour éviter la migration de polluants dans la nappe en aval du site. Enfin, les réseaux de contrôles ont évolué au cours du temps pour plusieurs sites (mise en place de piézomètres de

substitution ou implantations complémentaires de qualitomètres afin de suivre de nouvelles zones dans les sites ou en aval de ceux-ci).

La fréquence de réalisation des mesures est variable selon les sites (mensuelle, semestrielle, ou annuelle), et elle peut être différente suivant le piézomètre ou le paramètre suivi. Il est à noter qu'en fonction de la date à laquelle les prélèvements d'eau sont réalisés, les résultats analytiques peuvent varier. Les fréquences des analyses peuvent de la même manière évoluer dans le temps en fonction de la situation observée et de l'objectif recherché.

La liste des paramètres de contrôles est en principe issue des arrêtés préfectoraux qui prescrivent le suivi des eaux souterraines au niveau des IC-SP. Là encore, le nombre des paramètres contrôlés peut varier selon les années du suivi. Cela pénalise parfois l'estimation de l'évolution sur le long terme de la qualité des eaux souterraines au droit et à l'aval des IC-SP. Un cortège de mesures d'autres paramètres que ceux des arrêtés préfectoraux est parfois disponible pour certains sites, lorsqu'il s'agit de paramètres faisant partie des mêmes groupes de paramètres que ceux imposés par exemple. La connaissance de ces résultats complémentaires aide souvent à comprendre le chimisme local de la nappe. Inversement, dans plusieurs cas il n'a été effectué aucune analyse de substance prioritaire dans le domaine de l'eau, de substance dangereuse prioritaire, ou de solvant chloré. La recherche de telles substances apporte pourtant des informations importantes sur les pressions exercées sur la ressource en eau.

Du point de vue des résultats analytiques acquis sur ces sites au fil des années, les dégradations de la qualité de la nappe de la Moselle concernent notamment le chlorure ; la conductivité, la demande chimique en oxygène, la dureté et le pH des eaux souterraines ; les hydrocarbures ; les hydrocarbures aromatiques polycycliques (classés comme substances prioritaires ou SP) ; les métaux ; le nickel (SP) ; les phénols (SP) ; le plomb (SP) ; les polychlorobiphényles sous la forme de phases dissoutes dans la nappe, de phases flottantes (les PCB sont solubles dans les huiles et dans la majorité des solvants organiques, en particulier ici, ceux qui sont moins denses que l'eau) ou de phases plongeantes ; et le sulfate. Des panaches de pollution ont parfois été mis en évidence et la présence de substances dangereuses prioritaires (SDP) a aussi parfois été constatée. Mais la multiplicité des influences hydrodynamiques sur la nappe de la Moselle, tant naturelles qu'anthropiques, les fréquentes modifications des écoulements souterrains, la densité des activités industrielles passées et actuelles, et le remaniement des terrains avec la mise en place de remblais (comme des résidus de désulfuration de fonte par exemple) rendent l'estimation de l'impact effectif des sites sur la qualité des eaux souterraines délicate. Les éléments et composés parfois mesurés à des concentrations élevées à l'aval comme à l'amont des sites, montrent dans certains cas que l'origine des pollutions constatées pourrait ne pas être liée exclusivement aux sites.

Les enjeux de la nappe de la Moselle en termes de ressource en eau potable sont de première importance. On y dénombre plusieurs champs captants. Suivant les configurations, les sites sont implantés à distance ou à proximité de captages d'AEP. Dans certains cas, les captages d'AEP ne semblent pas exposés vis-à-vis des sites

étant donné que la Moselle draine sa nappe alluviale. Lorsque les captages sont situés sur les rives opposées à celles des sites, il semble aussi qu'ils ne soient pas exposés. Les débits d'exploitation de ces ouvrages d'AEP pourraient toutefois inverser localement le sens des échanges nappe-rivière ou éventuellement étendre les zones d'appel des captages jusqu'aux sites. Il est théoriquement possible que des dégradations effectives de qualité n'aient pas été constatées au niveau d'ouvrages d'AEP de lignes de puits pris individuellement, dans la mesure où leurs eaux sont fréquemment mélangées à celles de l'ensemble des eaux captées avant tous contrôles (la dilution des eaux entre elles assure la qualité de l'AEP). Cela pourrait notamment être le cas du sulfate par exemple. Les points de contrôle de la nappe situés entre les sites et les captages, ont ainsi toute leur importance pour surveiller la qualité des eaux exploitées pour l'AEP et garantir celle-ci.

Les contextes hydrogéologiques des sites de la masse d'eau sont complexes et sensibles. Une actualisation des anciennes cartes piézométriques de référence pourraient être envisagée.

4.15.4. Exemple d'étude approfondie : modélisation de la Moselle aval et de sa nappe d'accompagnement

Nous avons mis en place un modèle hydrogéologique numérique afin d'estimer de manière cohérente et dans leur ensemble le régime de la nappe alluviale de la Moselle puis les transferts de masse au sein de la nappe, dans la partie médiane de la masse d'eau souterraine 2016. L'extension de la zone modélisée par rapport à la masse d'eau a été reportée sur l'illustration 66 précédente, tandis qu'elle est précisée sur un fond cartographique détaillé sur l'illustration 68 qui suit. Le modèle commence en amont (au sud) à Corny-sur-Moselle, passe par l'agglomération messine, et s'arrête à l'aval (au nord) à Richemont. La surface de la zone modélisée est voisine de 100 km² et plus du quart de celle-ci est urbanisée.

Les pré et post-processeurs du code de calculs MARTHE[®] (Modélisation d'Aquifère par un maillage Rectangulaire en régime Transitoire pour le calcul Hydrodynamique des Ecoulements), développés par le BRGM, ont été utilisés pour construire un modèle monocouche spatialisé. L'équation de la diffusivité (3) présentée ci-après et l'équation du transport (1) dont le formalisme a été rappelé en partie 3.2. ont été résolues en régime permanent par le code en employant la méthode des différences finies.

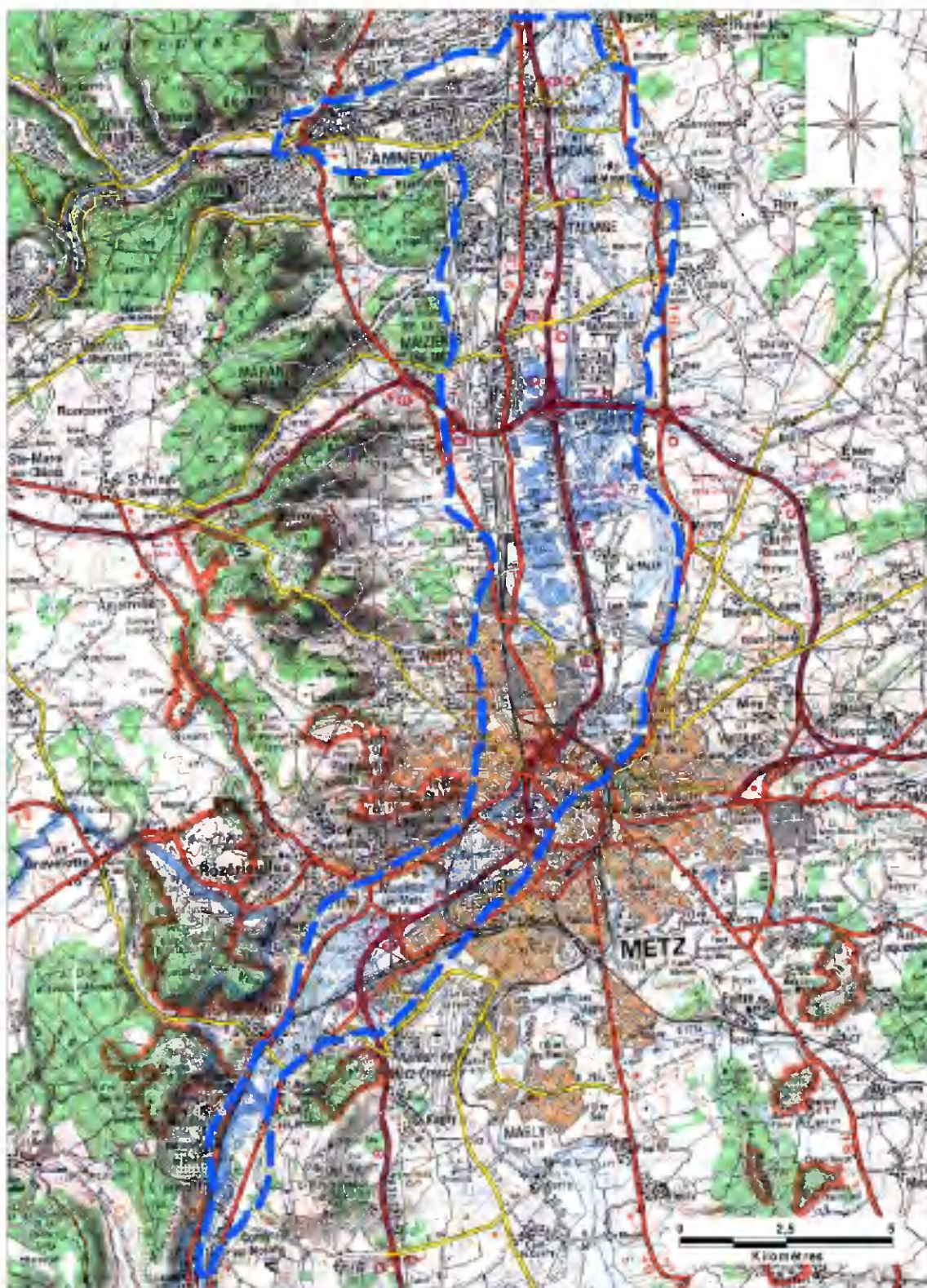


Illustration 68 : Emprise géographique de la zone modélisée.

$$\frac{\partial}{\partial x} \left[\left(\int_{\sigma}^h K_{xx} dz \right) \frac{\partial h}{\partial x} \right] + \frac{\partial}{\partial y} \left[\left(\int_{\sigma}^h K_{yy} dz \right) \frac{\partial h}{\partial y} \right] = \omega_d \frac{\partial h}{\partial t} + Q + I \quad (3)$$

h, la charge hydraulique
σ, la cote du substratum
K, la perméabilité
avec :
ω_d, la porosité de drainage
Q, les débits prélevés ou injectés
I, l'infiltration

La zone modélisée a été discrétisée en mailles carrées de 50 mètres de côté. Les échanges nappe-rivière entre la nappe alluviale et la Moselle ont été pris en compte par le code de calculs. Le calage en régime permanent ne tient pas compte des battements naturels de la nappe.

Il faut souligner qu'il s'agit d'un **modèle de compréhension** dont l'objectif est d'appréhender la qualité des eaux souterraines des alluvions de la Moselle, mais qui n'a pas vocation à produire des résultats pour la réalisation d'études d'impact à l'échelle de sites industriels ou de toute autre expertise.

a) Le modèle hydrodynamique

Les alluvions de la Moselle dans le Pays messin reposent sur des terrains jurassiques, qui affleurent et se développent de part et d'autre du lit majeur de la rivière (voir l'illustration 69 du contexte géologique). A l'est et au droit de la vallée, les formations géologiques sont du Lias (Jurassique inférieur) à dominante marneuse, tandis qu'à l'ouest, elles sont du Dogger (Jurassique moyen) à dominante calcaire. Les alluvions sont naturellement composées dans leur moitié inférieure par des sables, des graviers et des galets. Ces matériaux présentent une perméabilité de porosité. Ils sont surmontés par des limons argileux, des loëss et des colluvions qui forment une mince couverture relativement imperméable. De nombreux déblais et remblais de type variés affectent les alluvions.

Dans la formation alluviale se distinguent plusieurs corps sédimentaires selon les auteurs. L. Van Werveke en 1908 a par exemple divisé les alluvions du secteur d'étude en terrasses de Maison-Rouge, de Maizières, du Sablon, de Saint-Eloy et de Saint-Hubert, en tenant compte des altitudes relatives des terrasses par rapport à la Moselle (voir par exemple la cartographie détaillée de Castany *et al.*, 1960, reportée sur l'illustration 70 de gauche). Ce critère morphologique associé aux âges relatifs des corps a par la suite été utilisé pour établir la subdivision des alluvions anciennes en quatre terrasses situées au-dessus des alluvions récentes (illustration 70 de droite ; d'après Le Roux *et al.*, 1959 ; Maubeuge, 1964 et 1972 ; Théobald *et al.*, 1959). Les dernières recherches effectuées dans la région sur le bassin de Metz-Thionville proposent un découpage qui reprend les anciens critères de subdivision des alluvions et qui les enrichit d'autres critères basés sur des analyses sédimentologiques,

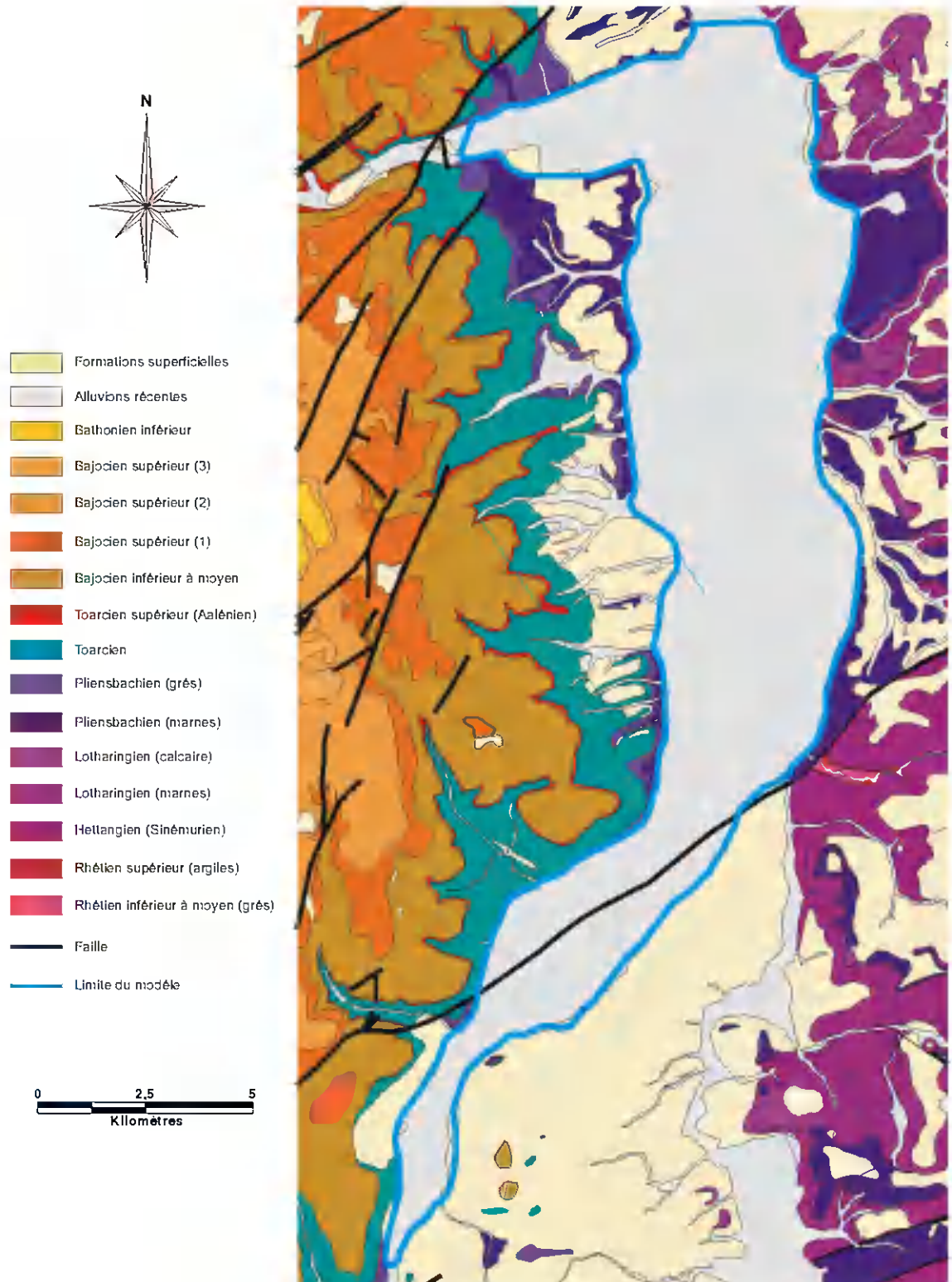


Illustration 69 : Contexte géologique de la zone d'étude (d'après les cartes vectorisées).

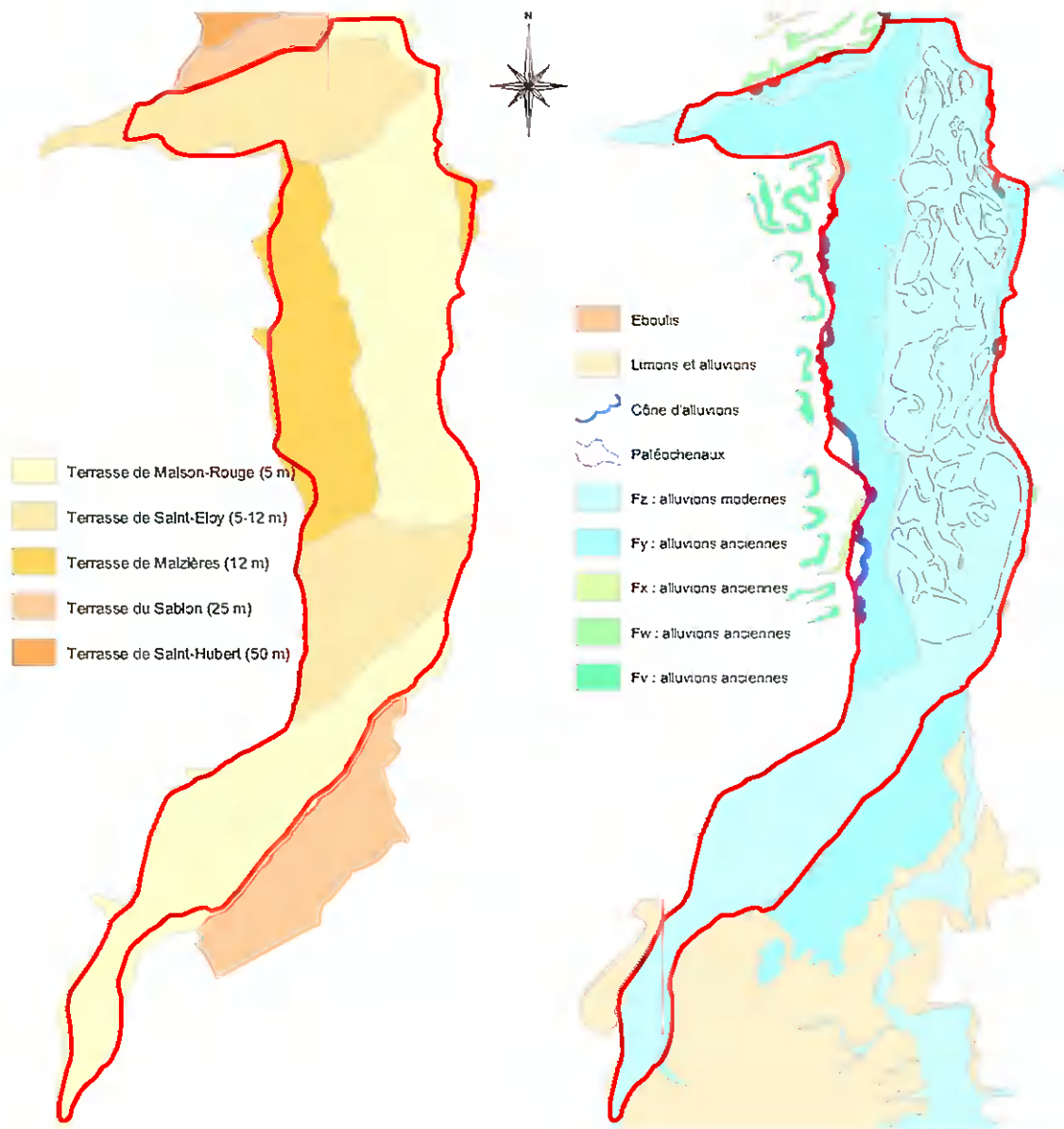


Illustration 70 : Cartes géologiques détaillées des alluvions (d'après Castany et al., 1960 ; Le Roux et al., 1959 ; Maubeuge, 1964 et 1972 ; Théobald et al., 1959).

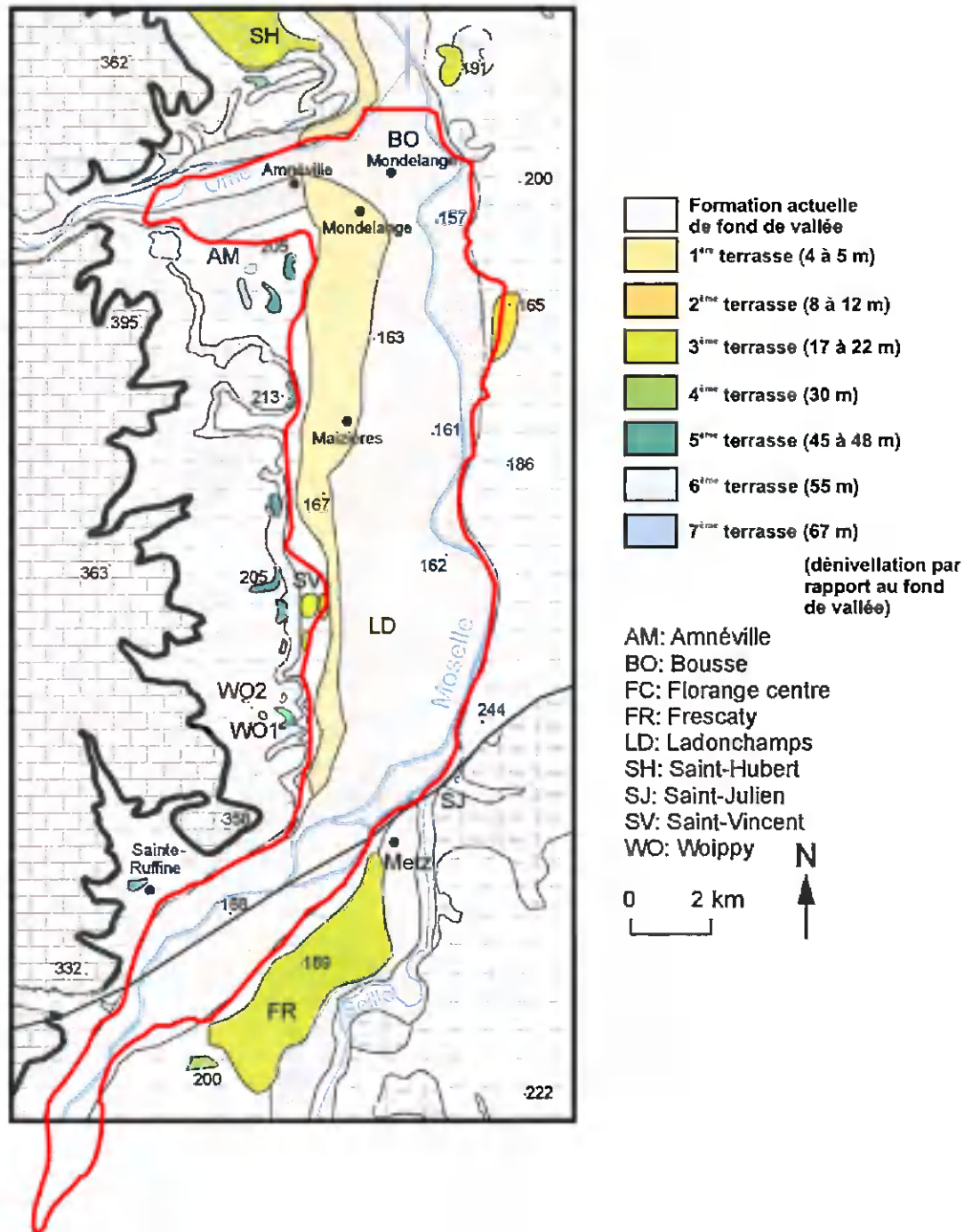


Illustration 71 : Découpage contemporain des alluvions de la Moselle (Cordier, 2004).

paléo-climatiques, paléo-dynamiques, et tectoniques (illustration 71 ; d'après Cordier, 2004).

La partie inférieure des alluvions contient une nappe d'eau souterraine qui est libre ou captive en fonction des fluctuations de sa surface piézométrique et suivant les lieux. Elle est en partie protégée par sa couverture semi-perméable lorsqu'elle n'a pas été remaniée. C'est cette couverture qui peut conférer à la nappe son état captif. Nous nous sommes intéressés au corps alluvial de la Moselle et de ses affluents proches dans lesquels se trouve une nappe d'eau souterraine continue. Les nappes marginales des terrasses qui ne sont pas en liaison hydraulique avec celle-ci n'ont pas été prises en compte dans la modélisation (illustration 72).

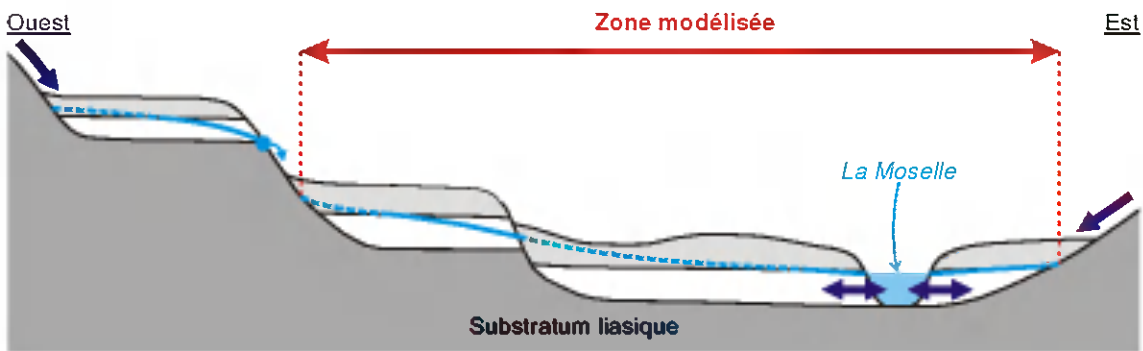
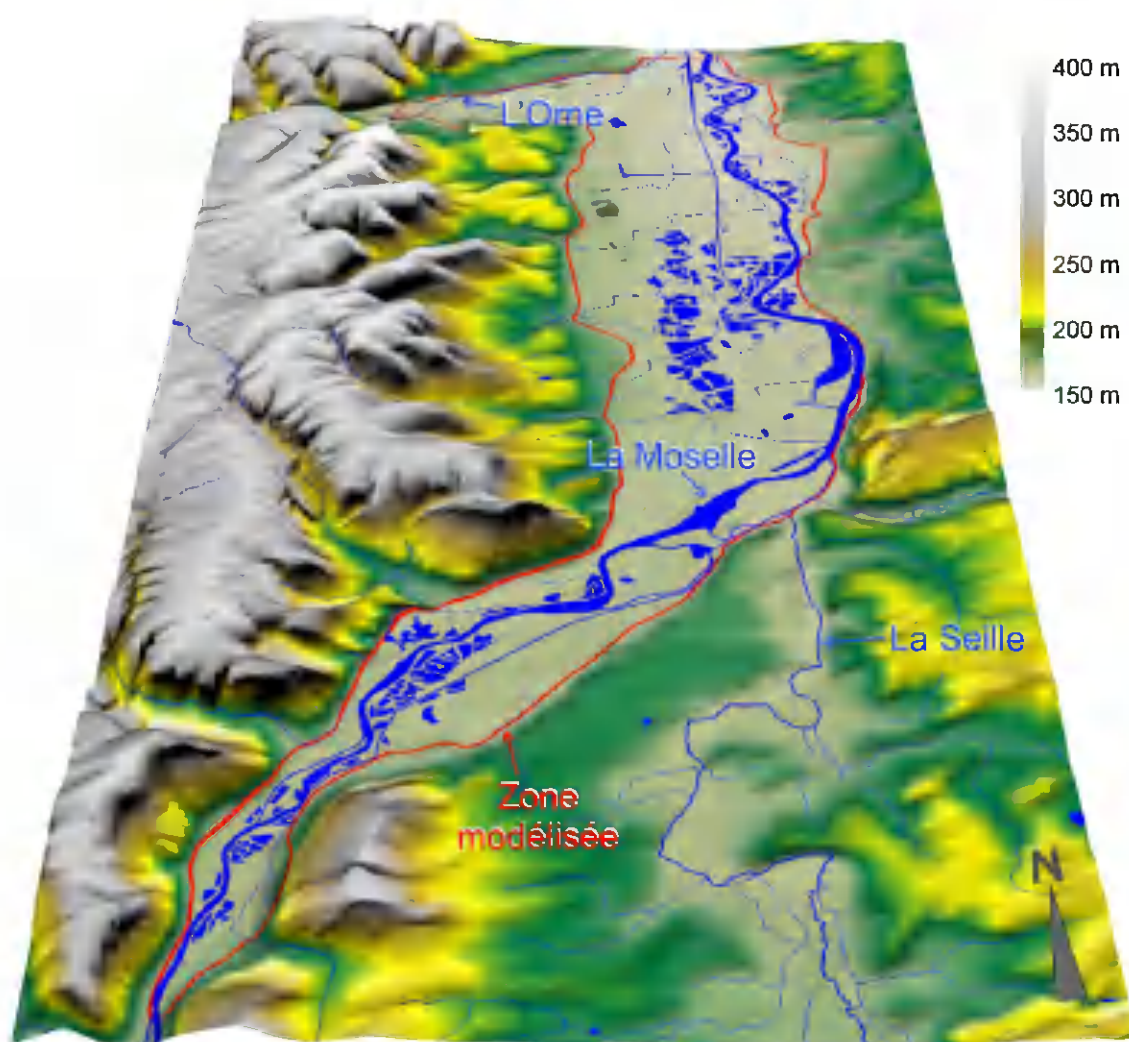


Illustration 72 : Coupe transversale de la vallée de la Moselle (d'après Castany et al. 1960, modifié).

La succession des formations géologiques affleurantes du contexte de marge de bassin sédimentaire est déclinée dans le relief par une asymétrie, comme on peut le constater sur la vue en perspective de l'illustration 73. Cette morphologie particulière a des conséquences sur l'hydrographie de la zone d'étude : au levant, le réseau d'affluents de la Moselle collecte les eaux météoriques qui ruissellent sur le revers de la cote et la dépression liasique ; au couchant les cours d'eau orthoclinaux entaillent et drainent le plateau calcaire surplombant ou reçoivent les débordements de la partie méridionale du bassin ferrifère de Briey pour alimenter également la Moselle. Les temps de réponse hydrologiques peuvent ainsi différer entre la rive droite et la rive gauche. Les premiers correspondant à du ruissellement doivent *a priori* être plus courts que les deuxièmes qui comportent une composante souterraine importante.

Ajoutons à cette description la contribution de la faible superficie du front de la cote du Dogger (ou cote de la Moselle), sur laquelle se produisent du ruissellement ou des écoulements hypodermiques dans les formations géologiques de pente, qui aboutissent dans les terrasses alluviales de la rive gauche.



*Illustration 73 : Morphologie de la vallée de la Moselle
(les nuances de couleurs indiquent les altitudes du sol).*

L'alimentation du système aquifère que nous avons modélisé est donc assurée par la pluie, les cours d'eau, et les apports latéraux de la rive gauche issus du ruissellement ou des écoulements de subsurface qui traversent éventuellement des terrasses alluviales perchées. Nous l'avons traduite en conditions de flux imposés pour l'impluvium et les apports latéraux. A noter que l'urbanisation d'une part non négligeable de la zone modélisée a contraint à la spatialisation de la recharge par la pluie, les zones urbaines ayant tendance à favoriser le ruissellement au détriment de l'infiltration. L'alimentation par les cours d'eau et *a contrario* le débit sortant de la nappe alluviale par ceux-ci ont été calculés dans le modèle par le couplage d'un réseau de rivières avec la nappe. Plusieurs biefs de la Moselle ont constitué des limites à charges imposées dans la mesure où leurs niveaux sont contrôlés des barrages. Enfin, concernant les exutoires de la nappe, les pompages pour l'AEP de la ligne de Metz-nord et du champ captant de Moulins-lès-Metz ont été imposés dans le modèle.

Dans un aquifère alluvial, une gravière peut soit constituer une zone à charge imposée, soit dans le cas où ses berges sont colmatées être une zone imperméable qui ne participe plus à l'écoulement de la nappe. L'état de colmatage des berges d'une gravière est difficile à estimer et il n'est pas possible de préjuger de sa liaison hydraulique avec la nappe sans en avoir réalisé une étude spécifique, incluant des investigations de terrain. De nombreuses gravières affectent le corps alluvial de la Moselle et, à défaut d'informations précises pour chacune d'elles, nous avons pris le parti de considérer leurs plans d'eau dans le modèle comme des zones à charges imposées.

La perméabilité de l'aquifère alluvial a été fixée à $1,3 \cdot 10^{-3} \text{ m.s}^{-1}$, ce qui est conforme aux valeurs de perméabilité mentionnées pour cet aquifère dans la littérature. Quelques zones restreintes ont fait l'objet d'un ajustement de leurs perméabilités à des valeurs inférieures ou supérieures à la précédente, afin de parfaire le calage du modèle.

b) Références de calage du modèle

Il n'existe pas à notre connaissance de synthèse publique de l'état quantitatif contemporain de la nappe de la Moselle, ce qui pose un problème pour apprécier la vraisemblance d'un modèle qui s'étend sur plusieurs dizaines de kilomètres comme le nôtre. Nous avons levé cette difficulté en utilisant les rares cartes piézométriques à grandes échelles qui ont été dressées sur la nappe au cours des années 60, ainsi que les débits de pompages qui ont été enregistrés à l'époque, pour caler notre modèle. Il s'agit de cartes piézométriques de la nappe de la Moselle à l'étiage 1967 qui couvrent principalement les bans des communes de Hauconcourt, La Maxe, Moulins-lès-Metz et Woippy. Afin d'estimer objectivement la finesse du calage, il est possible de comparer ces cartes piézométriques de références aux charges calculées par le modèle sur un diagramme de corrélation. Pour ce faire, nous avons échantillonné les points de comparaison selon un pas régulier de 1 kilomètre. Les résultats sont reportés sur l'illustration 74 où l'on constate l'alignement des points selon la première bissectrice du graphique. Le calage du modèle est de bonne qualité puisque le coefficient de corrélation entre la référence et les résultats vaut 0,98.

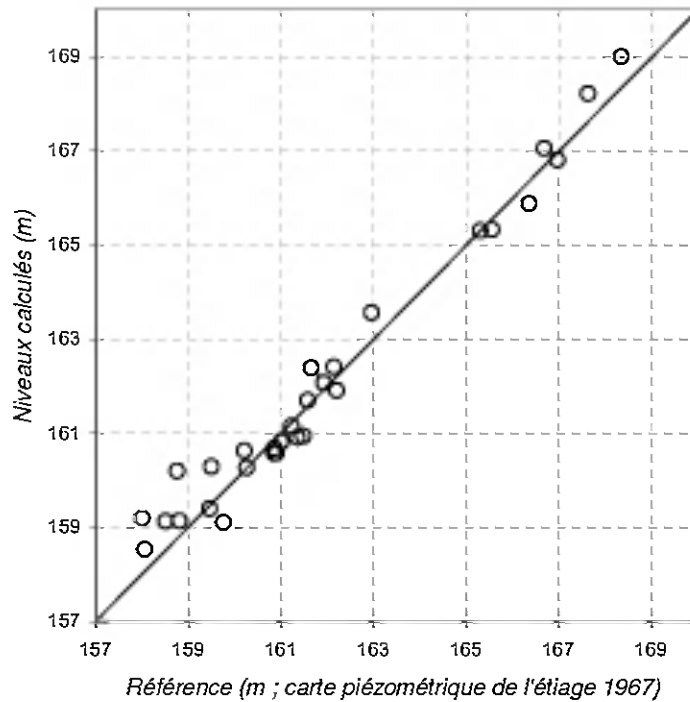


Illustration 74 : Analyse de l'erreur du modèle hydrodynamique.

Outre le fait d'être un préliminaire nécessaire aux calculs relatifs à la qualité des eaux souterraines, la modélisation hydrodynamique a comme principal intérêt d'aider à mieux comprendre quelles sont les relations entre la nappe alluviale et la Moselle. Avec l'option de couplage du réseau hydrographique qui a été mise en œuvre il a été possible de déterminer les secteurs où la nappe est drainée par les cours d'eau, et inversement, d'identifier ceux où les cours d'eau alimentent leur nappe d'accompagnement.

Nous avons plus précisément analysé la liaison hydraulique entre la nappe alluviale et la Moselle depuis l'amont jusqu'à l'embranchement du canal des Mines de Moselle, puis celle entre la nappe et le canal jusqu'à l'aval du modèle. Le canal s'intercale en effet entre la Moselle et la ligne de puits de Hauconcourt et Maizières-lès-Metz. Les résultats des calculs des échanges nappe-rivière sont présentés sur le graphique suivant.

L'incidence des aménagements hydrauliques et des pompages dans la nappe sur les échanges est mis en évidence. Les seuils (barrage ou écluse) engendrent une réalimentation de la nappe à leur amont immédiat, suivie d'un drainage de la nappe directement à leur aval. Le canal alimente la nappe alluviale du fait de sa position surélevée par rapport à la Moselle qui entaille les alluvions jusqu'à leur mur. Les champs captants peuvent entraîner une alimentation de la nappe par les cours d'eau. C'est le cas de celui de Metz sud qui est approvisionné en majorité par la Moselle. Et c'est aussi le cas de celui de Hauconcourt et Maizières-lès-Metz qui est alimenté en

partie par le canal. En revanche les champs captants de Montigny, d'une part, et de Saint-Eloy et Saint-Rémy, d'autre part, ne créent pas une alimentation de la nappe par la Moselle. Une simulation faite dans des conditions de hautes eaux fictives a montré que ces relations peuvent être quelque peu modifiées.

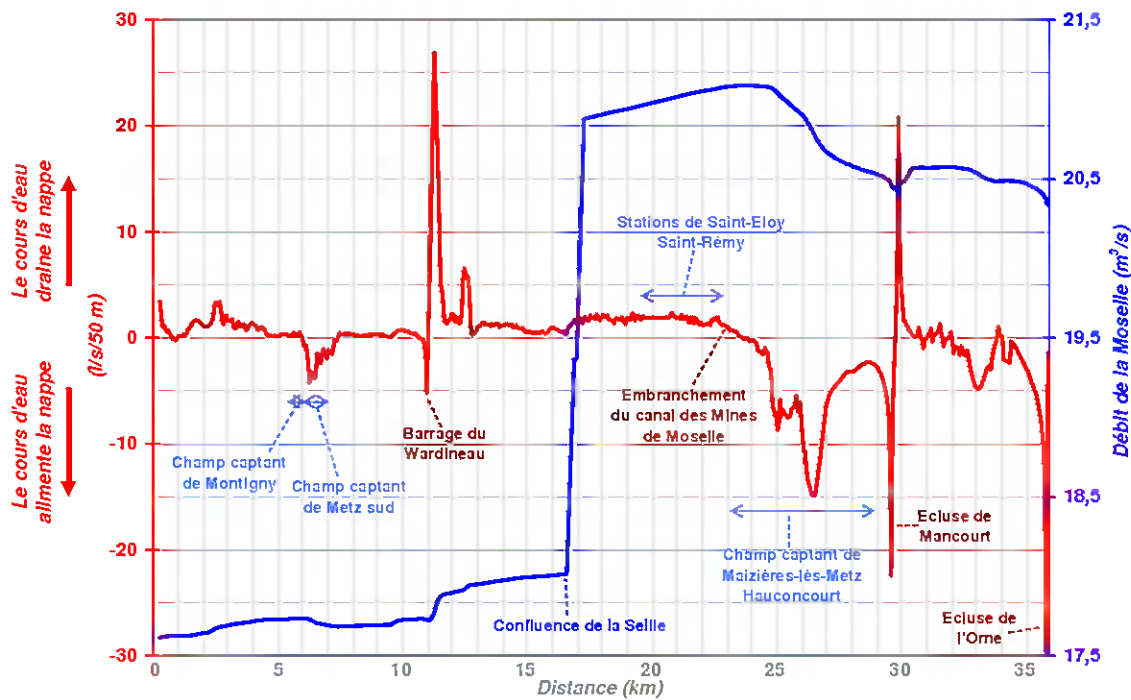


Illustration 75 : Echanges nappe-cours d'eau simulés (d'après les données disponibles de l'étiage 1967).

c) Présentation du modèle hydrodispersif

Les données exploitables pour réaliser le calage du modèle hydrodispersif se sont avérées être peu nombreuses, comme cela a été le cas avec le calage du modèle hydrodynamiques. Nous avons utilisé à la fois les données de qualité des eaux souterraines de l'Inventaire Lorraine 2003 (AERM, 2006), qui présentent l'avantage d'avoir une répartition plus dense que celles des réseaux sanitaires et de bassin, et aussi les données de qualité disponibles pour les eaux de surface dans le Système d'Information sur l'Eau Rhin-Meuse (SIERM).

Pour simplifier la modélisation du transport nous avons décidé d'étudier le chlorure qui est un élément conservatif. Cela permettait de s'affranchir des termes de calculs concernant les mécanismes d'adsorption ou de dégradation. La résolution a été faite en régime permanent.

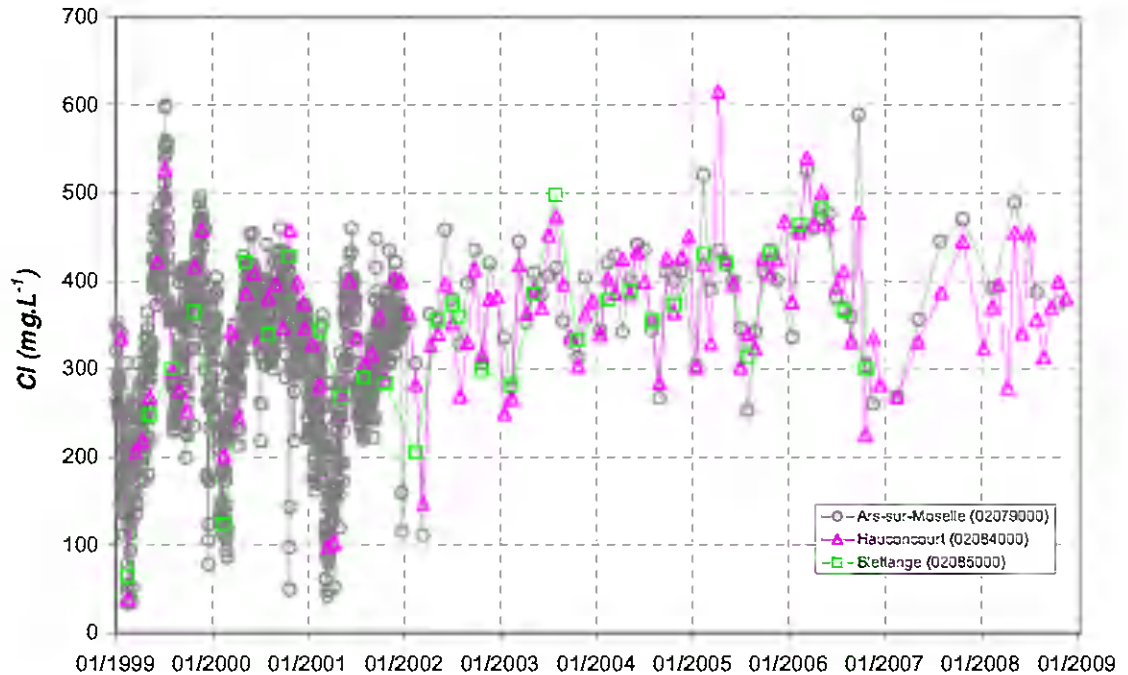


Illustration 76 : Concentrations en chlorure mesurées dans la Moselle (données issues du SIERM).

Les concentrations en chlorure mesurées dans la Moselle disponibles au droit de la zone d'étude concernent les stations d'Ars-sur-Moselle (de codes SANDRE 02079000 et 02079050), Blettange (02085000) et Hauconcourt (02084000). Elles sont reportées sur l'illustration 76 et présentent des tendances similaires (les données de la station d'Ars-sur-Moselle sont au pas journalier pour les trois premières années du suivi). Les statistiques des concentrations en chlorure mesurées aux trois stations confondues avec des pas trimestriels à mensuels pour l'année 2003 sont les suivantes :

- médiane de 369 mg.L⁻¹ ;
- moyenne de 368 mg.L⁻¹ ;
- écart-type de 61 mg.L⁻¹ ;
- minimum de 249 mg.L⁻¹ ;
- maximum de 498 mg.L⁻¹.

Etant donné l'importance des échanges nappe-rivière, nous avons choisi d'employer comme condition aux limites pour faire les calculs du transport une concentration imposée par le réseau hydrographique principal, c'est-à-dire par la Moselle, ses bras secondaires, ses canaux et les plans d'eau qui y sont connectés. *A contrario*, le fond géochimique en chlorure de la nappe de la Moselle a été implicitement considéré comme étant nul.

Les mesures de qualité des eaux souterraines de l'Inventaire Lorraine 2003 ont portées sur des prélèvements effectués dans la nappe alluviale à la fin du mois d'octobre ou au début du mois de novembre 2003. Parmi les points de mesures de l'Inventaire, ceux qui sont situés au voisinage du réseau hydrographique principal peuvent être représentatifs d'eaux provenant de ce réseau. Les temps de transfert depuis le réseau hydrographique jusqu'aux qualitomètres voisins sont probablement de l'ordre de quelques jours à quelques semaines. Aussi, pour caler le modèle sur les six points de l'Inventaire qui sont situés à proximité du réseau nous avons considéré comme concentration en chlorure imposée dans le réseau une valeur de 315 mg.L^{-1} qui correspond *grosso modo* aux concentrations du début du mois d'octobre 2003 mesurées aux trois stations de la Moselle. Les six qualitomètres de calage ont comme codes nationaux 01385X0056/F1, 01385X0336/P, 01641X0080/P1, 01641X0094/P15, 01641X0136/P31 et 01641X0187/PZ1. Leurs implantations sont présentées sur la carte de localisation de l'illustration 78 de gauche.

Les autres données de concentrations en chlorure dans les cours d'eau de la zone modélisée disponibles dans le SIERM ont été récupérées pour compléter le fond géochimique. Elles concernent l'Orne à Richemont (station de code SANDRE 02089900), le ruisseau de Saulny à Woippy (station 02082990) et le ruisseau du Billeron à Maizières-lès-Metz (*confer* la référence de l'AERM, 1978). Leurs caractéristiques et statistiques sont présentées sur l'illustration suivante. Ces valeurs ont été arrondies et imposées dans le modèle à 50 mg.L^{-1} pour l'Orne, à 25 mg.L^{-1} pour le ruisseau de Saulny et entre 30 et 60 mg.L^{-1} pour le Billeron.

Chlorure (mg.L^{-1})	L'Orne 2003	Le ruisseau de Saulny 2008 (seule année disponible)	Le Billeron 1978 (seule année disponible)
Médiane	48,3	23,5	28,4 et 59,6 (deux seules analyses dans la zone modélisée)
Moyenne	49,9	24,1	
Ecart-type	17,1	4,2	
Minimum	24,8	18,9	
Maximum	80,6	30,5	

Illustration 77 : Concentrations en chlorure dans les cours d'eau
(d'après les données et informations issues du SIERM).

En ce qui concerne les paramètres du modèle, la porosité a été fixée à 6 %, ce qui est une valeur courante pour un aquifère alluvial. Pour la diffusion moléculaire, une valeur de $10^{-9} \text{ m}^2.\text{s}^{-1}$ a été considérée. La dispersivité a servi de paramètre de calage. Une valeur initiale de 100 mètres a été prise pour la dispersivité longitudinale, compte tenu de la dimension de zone d'étude modélisée, avant d'être modifiée pour plusieurs tests de calage. Sa valeur initiale a en définitive été conservée puisqu'elle assurait la convergence du modèle. Une dispersivité transversale de 10 mètres a été retenue au final.

L'ajustement du modèle hydrodispersif aux six qualitomètres de référence est présenté sur le diagramme de corrélation de l'illustration 78 de droite. Le calage a été correctement réalisé, le coefficient de corrélation linéaire étant de 0,95.

Il existe d'autres qualitomètres captant la nappe qui sont éloignés du réseau hydrographique et pour lesquels de fortes concentrations en chlorure ont été mesurées. Etant donné leur éloignement des rivières, leurs concentrations élevées ne peuvent être dues à la Moselle. Le manque d'informations pour les représenter ne nous a pas permis de les utiliser pour réaliser le calage du modèle.

Pour mener à bien l'étude de la dispersion du chlorure dans la nappe alluviale à partir du réseau hydrographique qui soit le plus proche possible de la réalité, il aurait par ailleurs été nécessaire de connaître le bruit de fond de la nappe en chlorure. Les implantations industrielles sont nombreuses dans la vallée. A titre d'information, l'inventaire historique régional des sites industriels et activités de services, en activité ou non, qui a été fait pour le département de la Moselle (Fourniguet *et al.*, 2006), a permis de recenser plusieurs centaines de sites qui sont implantés dans la zone modélisée. Parmi ces sites, certains pourraient probablement et potentiellement libérer du chlorure dans les eaux souterraines.

Des formations évaporitiques formées à partir de roches composées de minéraux contenant des ions Cl^- et SO_4^{2-} sont présentes dans le bassin versant de la Moselle. Leur lessivage et leur exploitation industrielle ont une influence notamment sur la charge en chlorure dans le réseau hydrographique et ses nappes d'accompagnement. Ces arrivées de chlorure ont lieu en amont de la zone modélisée, dans la Seille bien avant sa confluence avec la Moselle, et dans la masse d'eau souterraine 2017 des « Alluvions de la Meurthe et de la Moselle en amont de la confluence avec la Meurthe ». Elles sont donc en revanche prises en compte implicitement avec la concentration en chlorure imposée dans le modèle, au droit de la Moselle.

Les rejets anthropiques de chlorure dans la Meurthe en amont de Nancy ont déjà faits l'objet de nombreuses réflexions pour en limiter les impacts sur la ressource en eau et les conséquences que ceux-ci impliquent sur l'alimentation en eau potable, sur l'alimentation en eau industrielle et leurs répercussions économiques... (*confer* par exemple Ramon, 1980 et 1981). Cette problématique relève typiquement d'un conflit d'usages et pourrait être appréhendée dans le cadre d'un schéma d'aménagement et de gestion des eaux.

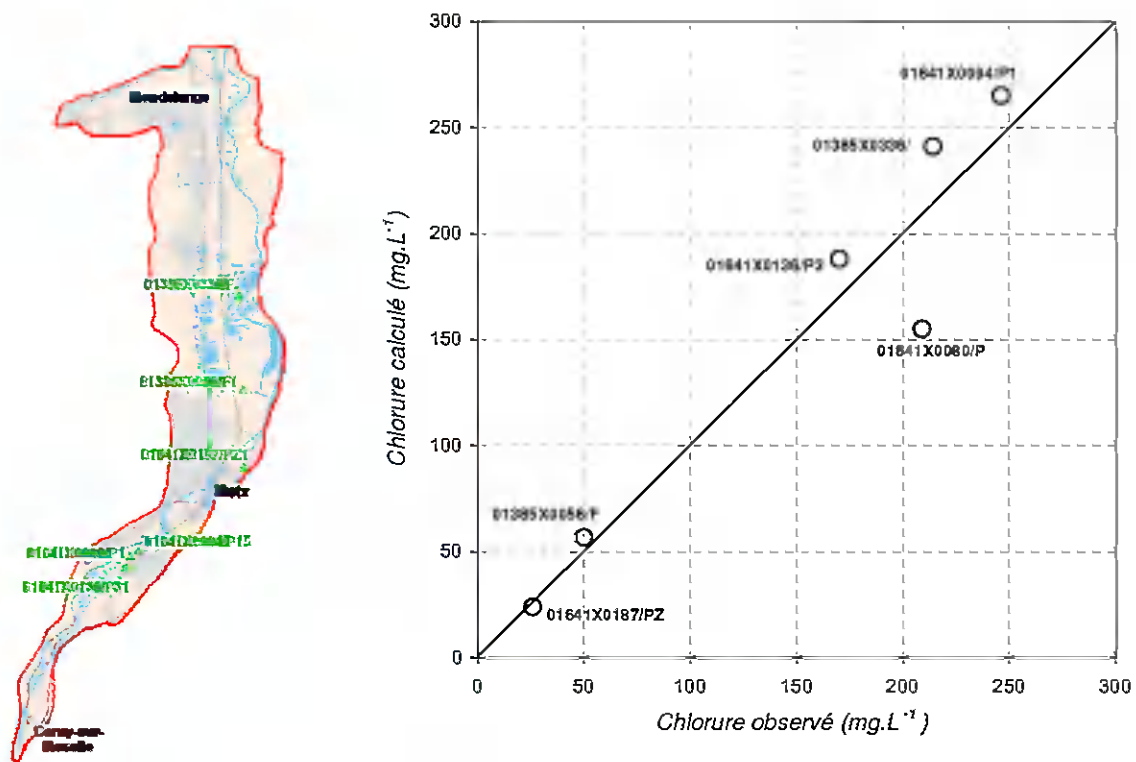


Illustration 78 : Calage hydrodispersif. Position des points de contrôle (à gauche) et ajustement (à droite).

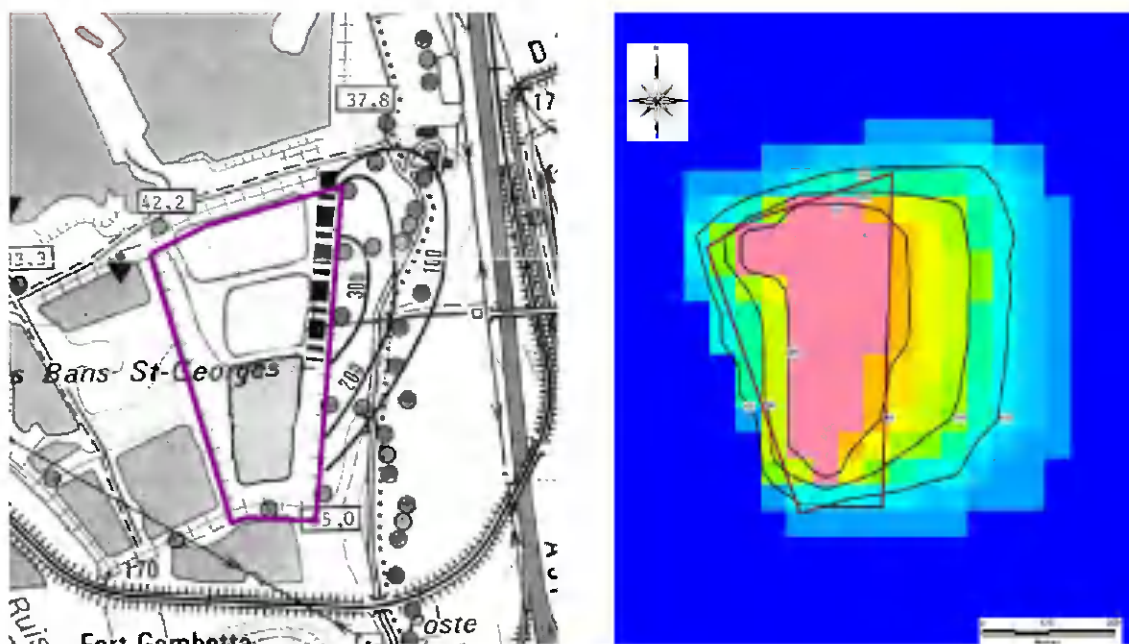


Illustration 79 : Concentrations en chlorure (en mg.L⁻¹) mesurées (à gauche ; BRGM, 1993) et simulées (à droite) en aval de bassins de décantation de cendres volantes à Woippy.

Afin de procéder à la validation du modèle de transport, notamment en termes de dispersion des composés dissous dans la nappe, nous avons examiné en l'état la représentativité de celui-ci dans un autre secteur que celui des six qualitomètres. La zone du test a été choisie sur le territoire communal de Woippy où des bassins de décantations de cendres volantes sont implantés. C'est un cas d'étude intéressant (pour lequel une fiche détaillée de site a d'ailleurs été rédigée) étant donné que les cendres sont stabilisées avec de l'eau de la Moselle. Les boues contenues dans ces bassins ont des concentrations en chlorure élevées.

Une simulation a été réalisée en imposant une concentration en chlorure de 350 mg.L^{-1} dans la nappe alluviale au droit des bassins. Il s'agit d'une concentration par défaut proche de celle de 315 mg.L^{-1} utilisée pour la Moselle, en considérant que l'évaporation dans les bassins produit une surconcentration du chlorure. La cartographie des concentrations simulées est reportée sur l'illustration 79 de droite pour être comparée à la cartographie de référence (même illustration à gauche) qui a été établie dans le cadre du suivi de l'impact des bassins (BRGM, 1993). On constate que la simulation reproduit de manière relativement satisfaisante les courbes d'isoconcentrations du chlorure, ce qui permet de valider le modèle hydrodispersif.

Rappelons que les données analytiques se rapportant à des eaux souterraines ou des eaux superficielles doivent être acquises en fonction de l'objectif de leur utilisation. Dans le cas présent, seuls les résultats de qualité des eaux souterraines du site de Woippy ont pu être utilisés par le modèle. Pour les autres sites implantés sur les alluvions de la Moselle et traités dans le cadre de la présente étude, il n'a pas été possible de réaliser des calculs de transport compte tenu que les analyses chimiques disponibles pour ceux-ci ne s'y prêtaient pas.

Les résultats des calculs du transport du chlorure dans la nappe d'accompagnement de la Moselle sont présentés sur la carte générale de l'illustration 80. Ils mettent en évidence la dispersion du chlorure dans la nappe au voisinage du réseau hydrographique. Les puits des pompages pris en compte par le modèle sont représentés en rouge. Il apparaît que leurs situations vis-à-vis des concentrations simulées sont variées. Nombre de ces ouvrages d'eau sont situés dans des secteurs où les concentrations en chlorure simulées sont faibles. C'est le cas de la plupart des puits de la ligne de Metz nord. Certains ouvrages se trouvent aussi dans des secteurs où les concentrations sont moyennes, comme plusieurs puits du champ captant de Hauconcourt et Maizières-lès-Metz. Enfin d'autres ouvrages sont situés dans des secteurs où les concentrations sont élevées. Ce sont les puits des champs captants de Metz sud et de Montigny-lès-Metz. Cela s'explique par la complexité et la variété des échanges nappe-rivière qui sont sous l'influence de multiples facteurs, comme cela a été abordé précédemment dans les paragraphes consacrés au modèle hydrodynamique.

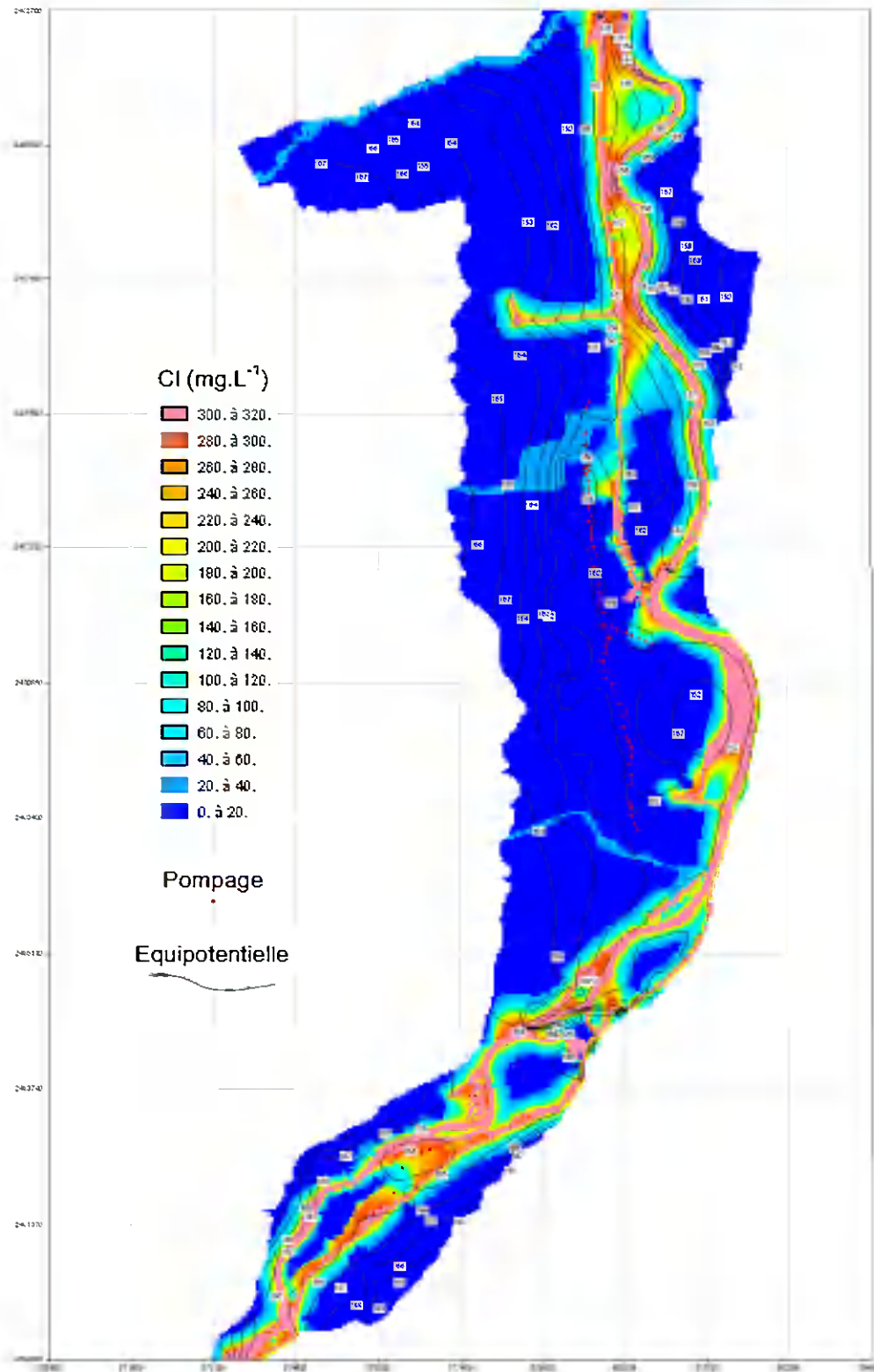


Illustration 80 : Modélisation de la concentration en chlorure dans la nappe de la Moselle.

d) Portée générale du modèle

En conclusion il faut insister sur le fait que certaines orientations des modélisations hydrodynamique et hydrodispersive ont été contraintes par les références utilisables. Les années selon lesquelles les calages ont été réalisés étaient imposées puisqu'elles étaient les seules pour lesquelles des données quantitatives et qualitatives de référence étaient disponibles.

Le modèle hydrodynamique souffre ainsi au premier abord d'un calage sur des niveaux piézométriques et des valeurs de débits désuets. L'objectif de la modélisation était cependant avant tout d'être capable de reproduire, de manière générale, le régime de la nappe quelle que soit la période de référence considérée, et il a donc été atteint.

En second lieu, on ne peut que constater l'existence d'un anachronisme entre les données quantitatives et qualitatives qui étaient utilisables et qui ont servi de références aux calages. Tous les résultats obtenus sont toutefois cohérents et permettent de justifier la représentativité du modèle de la nappe alluviale de la Moselle qui a été mis en place.

Une modélisation de la répartition du chlorure dans la nappe a été faite. Contrairement à l'exemple qui a été présenté dans la partie 4.2.3. précédente concernant la répartition d'un autre composé dans la nappe des grès du Trias inférieur, une approche par krigeage géostatistique n'a pu être menée pour ce faire, quand bien même une dérivation aurait été employée (les tests effectués n'ont pas été concluants). La densité de qualitomètres captant la nappe de la Moselle n'est pas assez élevée. Il s'est avéré initialement illusoire de chercher à établir un diagnostic de qualité de l'environnement avec le peu de données de qualité à disposition, que seul un modèle physique a permis de compléter largement.

L'intérêt final du modèle a donc été d'améliorer notre compréhension du régime de la nappe d'accompagnement de la Moselle. Il a précisé les modalités d'échanges entre la rivière et sa nappe, il a permis d'estimer les écoulements souterrains dans des secteurs où aucune référence piézométrique n'était disponible, et il a permis d'appréhender la qualité des eaux souterraines au travers de la répartition spatiale d'un polluant. En ce sens, le contexte hydrogéologique des sites, qui sont implantés dans la zone modélisée et suivis dans le cadre de la présente étude, a été mieux défini. Les fiches détaillées de ces sites ont ainsi pu être abordées de manière plus pertinente.

5. Conclusions

L'étude de la qualité des eaux souterraines au droit ou en aval des installations classées pour la protection de l'environnement ou des sites et sols (potentiellement) pollués, IC-SP, implantés dans le bassin Rhin-Meuse à l'ouest des Vosges et en Lorraine a été réorientée au cours de l'exercice du traitement des données de l'année 2004.

Une amélioration de la valorisation des données qui ont été collectées et bancarisées a été entreprise pour aboutir à la refonte en profondeur de la présente synthèse. Les résultats fournis dépassent largement le cadre de l'opération qui a été cofinancée à parité par l'Agence de l'eau Rhin-Meuse et par le BRGM au titre de sa dotation de Service public. Ils reflètent la volonté d'apporter une plus-value au travail de bancarisation des données de qualité des nappes en milieu industriel qui est effectué depuis les années 1990.

Cela s'est d'abord traduit par l'ajout et la rénovation des illustrations des fiches de la centaine de sites suivi. Puis l'effort a porté sur la réalisation de bilans objectifs sur les données analytiques et sur les réseaux des contrôles et du suivi des IC-SP. Il ressort ainsi à l'échelle de la zone d'étude que :

- le nombre médian de qualitomètres par site est de 3 ;
- la fréquence médiane des campagnes de prélèvements est annuelle ;
- plus de 15 000 données analytiques ont été collectées et mises en banque pour l'année 2004 ;
- le nombre total de paramètres contrôlés au cours de l'année 2004 est de 223 ;
- la médiane du nombre de paramètres suivis par site est de 10 à 15 ;
- des substances prioritaires, voire dangereuses prioritaires, dans le domaine de l'eau comme le benzène, le cadmium, les hydrocarbures aromatiques polycycliques, le nickel, les phénols et le plomb ont été détectées par les contrôles pratiqués pour plusieurs sites ;
- la zone non saturée des aquifères situés sous les IC-SP est en grande majorité de très faible épaisseur ce qui correspond à un critère défavorable d'exposition de ces aquifères ;
- les IC-SP sont implantés le plus souvent à des distances par rapport aux captages d'alimentation en eau potable qui n'excèdent pas quelques kilomètres ;

- l'indice de développement et de persistance des réseaux IDPR que l'on peut calculer au droit des IC-SP a une répartition relativement normale, mise à part une classe de sites engendrant des expositions très faibles des nappes et qui correspondent en partie aux installations de stockage de déchets ISD ;
- la moitié des sites se trouve au droit d'aquifères dont les vulnérabilités intrinsèques simplifiées sont relativement élevées.

Ces résultats médians et globaux ne rendent pas compte de la répartition des paramètres auxquels ils se rapportent et ne peuvent donc être généralisés sans un minimum de précautions. Cependant les 112 IC-SP suivis dans l'étude ont été sélectionnés au cours des différents exercices qui se sont succédés de manière quasi-aléatoire, ce qui fait qu'ils constituent en quelque sorte un échantillon représentatif de tous les sites industriels ou (potentiellement) pollués de la zone d'étude. Ces résultats peuvent ainsi avoir une certaine représentativité et ils pourraient être utilisés pour dimensionner de futures études ou pour gérer les réseaux du contrôle opérationnel.

Des rappels de base sur l'évaluation de la qualité des eaux souterraines ont été faits par ailleurs dans la synthèse. Une présentation physique détaillée de la zone d'étude à aussi été rendue.

Un examen des résultats des analyses collectées et saisies a été fait par système aquifère et par masse d'eau souterraine. Il a consisté à comparer les statistiques des données de qualité patrimoniales des masses d'eau à celles issues des résultats analytiques des IC-SP. Les différences ont été présentées. Elles reflètent le plus fréquemment des situations où les résultats relatifs aux sites ont des valeurs supérieures à celles se rapportant aux masses d'eau, mais ces différences ne sont pas nécessairement représentatives compte tenu de l'échelle de l'examen.

Il ressort de la synthèse un précepte important. Autant que faire se peut, il faut étudier chaque IC-SP de manière détaillée et à l'échelle du site pour en tirer des résultats pertinents. Des exemples pédagogiques de mises en œuvre du krigeage de la répartition d'un composé dissous ou de la modélisation du transport d'un élément dans des nappes ont été présentés dans ce sens. Des avis objectifs à l'échelle des masses d'eau souterraine concernées ont pu être formulés à partir de ces approches. Il a ainsi été constaté que plusieurs sites suivis avaient une incidence sur la qualité des nappes des grès du Trias inférieur dans le secteur du bassin houiller ou des alluvions de la Moselle dans le Pays messin.

6. Bibliographie

AERM (2006) – Inventaire Lorraine 2003 de la qualité des eaux souterraines. Document Agence de l'eau Rhin-Meuse et Conseil Régional Lorraine, 242 p., 3 plch.

AERM (1978) – Etude du bassin du Billeron. Rapport AERM 78/DQR/39, 22 p. 7 tabl., 3 fig.

Arnal C., Messin M. (1998) – Inventaire des cavités souterraines abandonnées du département de la Moselle. Rapport BRGM/RR-39833FR, 42 p., 3 fig., 7 tab., 2 ann.

Babot Y., Duzan A., Eckart M., Kories H., Metz M., Rengers R. (2005) – Flooding of the Saar-Lorraine coal mines: coupling of the regional model of the Lower Triassic Sandstones aquifer with a « BOX » model of the mining reservoir. Post-Mining 2005, 16-18 nov. 2005, Nancy, France, 7 p., 7 fig.

Babot Y., Mangold C., Simler L. (1972) – Etude hydrogéologique de la nappe aquifère des grès infratriasiques dans le nord-est de la France. Rapport BRGM n° 72 SGN 047 GAL, 63 p.

BRGM (1980) – Synthèse géologique du bassin de Paris, Stratigraphie et paléogéographie. Mémoire BRGM N° 101, Vol 1.

Castany G., Guillaume M., de Mautort J. (1960) – Incidence des exploitations de sable et graviers implantées dans la vallée alluviale de la Moselle sur le comportement des nappes souterraines, leur exploitation et leur protection. IRHBL, rapport BRGM A 1700, 15 p., 3 ann.

Chrétien J.C., Verbecq F., Meyer R., Jurain G. (1974) – Feuille géologique n°305 à 1/50 000^e de Rambervillers.

Cordier S. (2004) – Les niveaux alluviaux quaternaires de la Meurthe et de la Moselle entre Baccarat et Coblenche : étude morphosédimentaire et chronostratigraphique, incidences climatiques et tectoniques. Thèse, Univ. Paris-XII Val-de-Marne, 287 p.

Devos A. (1996) – Hydrologie et aménagements hydrauliques de la Saulx et de l'Ormain (Lorraine). Thèse de doctorat de l'Université de Metz, CEGUM, 443 p., 135 fig. et ann.

Donsimoni M., Bonnet J., Meunier R., Bles J.L., Mazeaud N., Ogier M., Valentin J. (1981) – Le bassin houiller lorrain, Synthèse géologique. Mémoire du BRGM n° 117, 102 p, 21 fig., 15 pl.

Durand M., Vincent P.-L., Allemmoz M., Guillaume Ch., Vogt J. (1988) – Feuille géologique n°339 à 1/50 000^e d'Epinal.

Fourniguet G., Demangeon G., Durendeau B., Nguyen-Thé D. (2006) – Inventaire historique d'anciens sites industriels du département de la Moselle. Rapport final BRGM/RP-54899-FR, 56 p., 27 ill., 4 ann.

IGN (2001) – SCAN25[®] Région Lorraine, licence n° 2001 CUFA 0141.

IGN (2001) – SCAN100[®] Région Lorraine, licence n° 2001 CUFA 0141.

Lachassagne P., Wyns R. (2005) – Aquifères de socle : nouveaux concepts, Application à la prospection et la gestion de la ressource en eau. Géosciences, n°2, pp. 32-37.

Laugier R. (1966) – Feuille géologique n°269 à 1/50 000^e de Lunéville.

Le Nindre Y.M. (1995) – Synthèse cartographique à 1/250 000^e des réservoirs aquifères du bassin Rhin-Meuse, Rapport final. Rapport BRGM/RR-38618-FR, 36 p., 2 pht.

Le Roux J., Bellowini J.P., Pironon B., Steiner P. (1959) – Feuille géologique n°137 à 1/50 000^e de Briey.

Losson B. (2003) – Karstification et capture de la Moselle (Lorraine, France) : vers une identification des interactions. Thèse de l'Université de Metz, CEGUM, 510 p., 142 fig., 39 tabl., 89 pl., 46 ann.

MATE (2001) – Guide méthodologique pour la mise en place et l'utilisation d'un réseau de forages permettant d'évaluer la qualité de l'eau souterraine au droit ou à proximité d'un site (potentiellement) pollué. Ministère de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement, Direction de la prévention des pollutions et des risques, Bureau de la pollution des sols et des pollutions radioactives, 58 p.

Ménillet F., Durand M., Maïaux C., Lougnon J. (1978) – Feuille géologique n°270 à 1/50 000^e de Cirey-sur-Vezouze.

Metz M., Babot Y. (2003) – Impacts et gestion des risques HBL (Houillères du Bassin de Lorraine) : gestion des eaux. Après-mine 2003, 5-7 fév. 2003, Nancy, France, 9 p., 3 ann.

Minoux G. (1978) – Feuille géologique n°304 à 1/50 000^e de Mirecourt.

Minoux G. (1964) – Feuille géologique n°338 à 1/50 000^e de Vittel.

Minoux G., Théobald N. (1974) – Feuille géologique n°374 à 1/50 000^e de Monthureux-sur-Saône.

Marsily de G. (1994) – Hydrogéologie : comprendre et estimer les écoulements souterrains et le transport des polluants. Ecole des Mines de Paris, 243 p.

Maubeuge P.L. (1972) – Feuille géologique n°164 à 1/50 000^e de Metz.

Maubeuge P.L. (1964) – Feuille géologique n°163 à 1/50 000^e de Chambley.

Ramon S. (1981) – Pollution des eaux par l'exploitation des mines, Le cas des rejets salins. AERM, note SR/JM du 31/03/1981, 7 p., 3 fig.

Ramon S. (1980) – Salinité de la Moselle, Aspects quantitatifs et répercussions économiques. AERM, note SR/ML du 10/11/1980, 6 p., 1 fig.

Simler L. (1972) – Etude sur modèle mathématique de la nappe aquifère des grès infratriasiques dans le secteur des H.B.L. Rapport SGAL, 60 p., 4 fig., 3 ann.

Théobald N., Heintz E., Hillard F. (1959) – Feuille géologique n°138 à 1/50 000^e d'Uckange

Vaute L., Durendeu B., Fourniguet G, Soulas C., Mathieu E. (2007) – Schéma d'aménagement et de gestion des eaux, Bassin ferrifère lorrain, Séquence n°1 : l'état des lieux. Conseil Régional Lorraine, rapport BRGM/RP-55434-FR, 237 p.

Vaute L., Gigleux S., Nguyen-Thé D (2007) – Eaux souterraines du département des Vosges : caractérisation des principales ressources exploitables et révision du modèle de gestion de la nappe des grès du Trias inférieur. Rapport BRGM/RP-55653-FR, 147 p., 62 fig., 9 tabl., 3 ann.

Annexe 1

Lexique des paramètres chimiques analysés

CODE_ELE	LIB_ELEM	UNITE	T	I	S	VALMIN	VALMAX	CODE_SANDRE	CMA
ACENAPHT	Acenaphthene	microg/l	0	0	0	0.01	100	9337	
ACENAPTY	Acenaphthylene	microg/l	0	0	0	0.01	100	9337	
ACETA.E	Acetate D'Ethyle	mg/l	0	0	0	0.1		9303	10
ACETONE	Acetone	mg/l	0	0	0	0.5		9001	20
AFANTHEN	Benzo(A)Fluoranthene	microg/l	0	0	0	0.0003		9002	30
AG	Ag (Argent)	microg/l	0	0	N	10		1368	10
AGENTSUR	Agents Surf.Bleu Met	microg/l	0	0	0	50		9267	200
AL	Al (Aluminium)	microg/l	0	0	N	10	200	1370	200
ALACHLOR	Alachlore	microg/l	0	0	0	0.01		1101	0.1
ALCALTOT	Alcalinite Total	mg/l	0	0	0	0		9238	3.3
ALDICARB	Aldicarbe	microg/l	0	0	0	0.015		1102	
ALDRINE	Aldrine	microg/l	0	0	0	0.001	0.03	1103	
ALGUES	Algues	microg/l	0	0	0	0		1066	
AMOAM	Alc Meth Oran Av Mar	mg/l CaO	N	N	N	0		9004	
AMOPM	Alc Meth Oran Ap Mar	mg/l CaO	N	N	N	0		9005	
ANIO	Anions	meq	N	N	N	0		9006	
ANTHR.AH	Dibenzo(Ah)Anthracen	microg	0	0	0	0.01	100	9337	
ANTHRA.A	Benzo(A)Anthracene	microg	0	0	0	0.01	100	9337	
ANTHRACE	Anthracene	microg/l	0	0	0	0.01	100	9337	
AOX	Cl Organ.Absorbable	microg/l	0	0	0	10		1106	
APYRENE	Benzo(A)Pyrene	microg/l	0	0	0	0.0005		1115	
AS	As (Arsenic)	microg/l	0	0	N	1	50	1369	50
ATRAZDE	Desethylatrazine	microg/l	0	0	0	0.02	0.1	1108	
ATRAZDP	Deisopropylatrazine	microg/l	0	0	0	0.02	0.1	1109	
ATRAZINE	Atrazine	microg/l	0	0	0	0.02	0.1	1107	
AZAMONI	Azote Ammoniacal	mg/l	0	0	0	0		1335	
AZINETH	Azinphos Ethyl	microg/l	0	0	0	0		1110	0.1
AZINMET	Azinphos Methyl	microg/l	0	0	0	0		1111	0.1
AZNITRE	Azote Nitreux	mg/l	0	0	0	0		9008	
AZNITRI	Azote Nitrique	mg/l	0	0	0	0		9009	
AZTOTAL	Azote Total	mg/l	0	0	0	0		1319	
B	B (Bore)	microg/l	0	0	N	0		1362	1000
B24H	Bacteries 24 Heures	Unites	0	0	0	0		1041	
B72H	Bacteries 72 Heures	Unites	0	0	0	0		1040	
BA	Ba (Baryum)	microg/l	0	0	N	0		1396	100
BACFE	Bacteries Ferrugineu	unite par litre	0	0	0	0		9013	
BACO27	Bact. Coliformes 27Ø	p.100 ml	0	0	0	0		9014	
BACO37	Bact. Coliformes 37	p.100 ml	0	0	0	0		1447	
BACO44	Bact. Coliformes 44	p.100 ml	0	0	0	0		1448	
BACSEFI	Bacteries Sulfited	p.20 ml	0	0	0	0		9266	1
BACSR	Bacteries Sulfated	p.100 ml	0	0	0	0		9015	
BE	Be (Beryllium)	microg/l	0	0	N	0.1		1377	
BENZ	Benzene	microg/l	0	0	0	0.15		1114	10
BENZANTR	Benzo (A) Anthracene	microg/l	0	0	0	0		9277	
BFA.1112	Benzo(11,12)Fluorant	microg/l	0	0	0	0		1117	
BFANT.34	Benzo (3,4) Fluorant	microg/l	0	0	0	0		1116	
BFANTHEN	Benzo(B)Fluoranthene	microg/l	0	0	0	0.0005		1116	
BIOTOXI	Test De Biototoxicite	equitox/m3	0	0	0	0		9233	
BPER.112	Benzo (1,12) Perylen	microg/l	0	0	0	0		1118	
BPYR.34	Benzo (3,4) Pyrene	microg/l	0	0	0	0		1115	0.01
BR	Brome	microg/l	0	0	N	0		1378	
BR2CLMET	Dibromochloromethane	microg/l	0	0	0	0.2		1158	
BR2EA.12	Dibromoethane.12	microg/l	0	0	0	0.5		9308	
BR3META	Tribromomethane	microg/l	0	0	0	0.5		9309	
BRCLMET	Bromochloromethane	microg/l	0	0	0	0		1121	100

Suivi de la qualité des eaux souterraines en aval des installations classées

BROMOF	Bromoforme	microg/l	O	O	O	0.4		1122	100
BUTANOL	Butanol	microg/l	O	O	O	0		9250	
BUTYC.AC	Acetate Butyglycol	microg/l	O	O	O	2		9020	
BUTYL.AC	Acetate De Butyle	microg/l	O	O	O	1		9021	
BUTYLBZ	Butylbenzene	microg/l	O	O	O	1		9333	
C13	C13 (Carbone 13)	delta pour 1000 PDB	N	N	O	-10000		1069	
C14	C14 (Carbone 14)	pour cent NBS	N	N	O	0		1077	
CA	Ca (Calcium)	mg/l	O	O	N	0		1374	100
CA.245T	2,4,5-Trichloroani.	microg/l	O	O	O	0.3		9024	
CA.246T	2,4,6-Trichloroani.	microg/l	O	O	O	0.3		9025	
CA.25D	2,5-Dichloroaniline	microg/l	O	O	O	0.3		9026	
CA.M	M-Chloroaniline	microg/l	O	O	O	0.3		9027	
CA.O	O-Chloroaniline	microg/l	O	O	O	0.2		9028	
CA.P	P-Chloroaniline	microg/l	O	O	O	0.1		9029	
CANP.O	O-Chloroan+Nitrophe	microg/l	O	O	O	0		9030	
CARBENDA	Carbendazim	microg/l	O	O	O	0.004	0.1	1129	
CARBOFU	Carbofuran	microg/l	O	O	O	0.015		1130	
CATIO	Cations	meq	N	N	N	0		9032	
CCL4	Tetrchl. Carbone	microg/l	O	O	O	0.1		1276	2
CD	Cd (Cadmium)	microg/l	O	O	N	0.3	5	1388	5
CHLORD.A	Chlordane.A	microg/l	O	O	O	0.002	0.1	9033	0.1
CHLORD.B	Chlordane.B	microg/l	O	O	O	0.0003	0.1	9214	0.1
CHLORD.G	Chlordane.G	microg/l	O	O	O	0.001	0.1	9034	0.1
CHLOROF	Chloroforme	microg/l	O	O	O	0.7		1135	200
CHLOROME	Chloromethane	microg/l	O	O	O	0		9035	
CHLOTOLU	Chlotoluron	microg/l	O	O	O	0.05	0.01	1136	
CHRYSENE	Chrysene	microg/l	O	O	O	0		9276	
CL	Cl (Chlorures)	mg/l	O	O	N	0	200000	1354	200
CL2	Cl2 Libre	mg/l	O	O	N	0.05	5	1398	
CL2BRMET	Dichlorobromomethane	microg/l	O	O	O	0.2		1167	60
CL2BZ	Dichlorobenzene	microg/l	O	O	O	0.0003		9224	
CL2BZ.12	1,2-Dichlorobenzene	microg/l	O	O	O	0.1		1165	
CL2BZ.13	1,3-Dichlorobenzene	microg/l	O	O	O	0.1		1164	
CL2BZ.14	1,4-Dichlorobenzene	microg/l	O	O	O	0.1		1166	
CL2BZP	Dichlorobenzphenone	microg/l	O	O	O	0		9252	0.1
CL2BZP44	4,4-Dichlorobzphenon	microg/l	O	O	O	0.011		9039	
CL2EA	Dichloroethane	microg/l	O	O	O	0.0003		9225	
CL2EA.11	1,1-Dichloroethane	microg/l	O	O	O	10		1160	
CL2EA.12	1,2-Dichloroethane	microg/l	O	O	O	10		1161	30
CL2EE.11	11-Dichloroethene	microg/l	O	O	O	0		9307	
CL2EE.TR	Trans-Dichloroethene	microg/l	O	O	O	0		9271	
CL2ET	Dichloroethylene	microg/l	O	O	O	0.0003		9226	
CL2ET.11	1,1-Dichloroethylene	microg/l	O	O	O	6		1162	30
CL2ET.12	1,2-Dichloroethylene	microg/l	O	O	O	11		1163	50
CL2ET.CS	Cis-Dichloroethylene	microg/l	O	O	O	0.5		9272	
CL2ET12C	1,2 Cis Dichloroethy	microg/l	O	O	O	15		9272	
CL2ET12T	1,2 Trs Dichloroethy	microg/l	O	O	O	11		9271	
CL2ETCS	Cis-Dichloroethylene	microg/l	O	O	O	0.5		9272	
CL2MET	Dichloromethane	microg/l	O	O	O	8		1168	20
CL2PP	Dichloropropene	microg/l	O	O	O	0		9227	
CL2PP.13	1,3-Dichloropropene	microg/l	O	O	O	0.7		9044	
CL2PPA12	1,2 Dichloropropane	microg/l	O	O	O	0		9275	
CL3E.111	1,1,1-Trichloroethan	microg/l	O	O	O	0.2		1284	2000
CL3E.112	1,1,2-Trichloroethan	microg/l	O	O	O	0		1285	
CL3EA	Trichloroethane	microg/l	O	O	O	0		9258	
CL3ETHY	Trichloroethylene	microg/l	O	O	O	0.2	30	1286	70
CL3MET	Trichloromethane	microg/l	O	O	O	0		1135	

CL3POH34	Trichlorophenol 234	microg/l	O	O	O	0.2		9328	
CL3POH35	Trichlorophenol 235	microg/l	O	O	O	0.2		9326	
CL3POH36	Trichlorophenol 236	microg/l	O	O	O	0.2		9327	
CL3POH45	Trichlorophenol 245	microg/l	O	O	O	0.1		9048	
CL3POH46	Trichlorophenol 246	microg/l	O	O	O	0.1		9049	
CL3PP123	123Trichloropropane	microg/l	O	O	O	0.5		9310	
CL4EA	Tetrachloroethane	microg/l	O	O	O	0		9255	
CL4ETHY	Tetrachloroethylene	microg/l	O	O	O	0.2	10	1272	40
CL4MET	Tetracloromethane	microg/l	O	O	O	0		1276	
CL4POH45	Tetrachlorophen.2345	microg/l	O	O	O	0.1		9323	
CL4POH46	Tetrachlorophen.2346	microg/l	O	O	O	0.1		9324	
CL4POH56	Tetrachlorophen.2356	microg/l	O	O	O	0.1		9325	
CL6BUTA	Hexachlorobutadiene	microg/l	O	O	O	0.001		9051	0.003
CL6BZ	Hexachlorobenzene	microg/l	O	O	O	0.002	0.01	1199	0.003
CLBENZAL	Cl De Benzalkonium	microg/l	O	O	O	5		9300	
CLBZ	Chlorobenzene Mono	microg/l	O	O	O	0.1		9052	
CLBZKON	Chlorur Benzalkonium	microg/l	O	O	O	5	100	9289	
CLNIBZT	Chloronitrobenz Tota	microg/l	O	O	O	0		9053	
CLOS	Clostridium	p. 20 ml	O	O	O	0	1	1045	
CLPOH.2	Chlorophenol 2	microg/l	O	O	O	0.1		9055	
CLPOH.3	Chlorophenol 3	microg/l	O	O	O	0.1		9056	
CLPOH.4	Chlorophenol 4	microg/l	O	O	O	0.1		9318	
CLPOH23D	Dichlorophenol 23	microg/l	O	O	O	0.1		9329	
CLPOH24D	Dichlorophenol 24	microg/l	O	O	O	0.1		9057	
CLPOH25D	Dichlorophenol 25	microg/l	O	O	O	0.1		9319	
CLPOH26D	Dichlorophenol 26	microg/l	O	O	O	0.1		9320	
CLPOH34D	Dichlorophenol 34	microg/l	O	O	O	0.1		9321	
CLPOH35D	Dichlorophenol 35	microg/l	O	O	O	0.1		9322	
CLPROP.3	Chloropropene 3	microg/l	O	O	O	0.5		9314	
CLPYR.E	Chlorpyriphos.Ethyl	microg/l	O	O	O	0.007	0.1	9058	0.1
CLVINYLE	Cl De Vinyle	microg/l	O	O	O	0.5		9306	
CMA.24	2Chloro4Methylanilin	microg/l	O	O	O	0.3		9059	
CMA.32	3Chloro2Methylanilin	microg/l	O	O	O	0.3		9060	
CMA.42	4Chloro2Methylanilin	microg/l	O	O	O	0.3		9061	
CMA.62	6Chloro2Methylanilin	microg/l	O	O	O	0.2		9062	
CMP.25	2Chloro5Methyphenol	microg/l	O	O	O	0.1		9063	
CMP.42	4Chloro2Methyphenol	microg/l	O	O	O	0.1		9064	
CMP.43	4Chloro3Methyphenol	microg/l	O	O	O	0.1		9065	
CN	Cn (Cyanures)	microg/l	O	O	N	0.5	50	1390	50
CN-L	Cn-1	mg/l	O	O	O	0.01		9235	
CN-T	Cn-Totaux	mg/l	O	O	O	0.5		1390	
CNA.24	2Chloro4Nitroaniline	microg/l	O	O	O	0.4		9067	
CNA.25	2Chloro5Nitroaniline	microg/l	O	O	O	0.3		9068	
CNA.42	4Chloro2Nitroaniline	microg/l	O	O	O	0.3		9069	
CNA.43	4Chloro3Nitroaniline	microg/l	O	O	O	0.4		9070	
CNB	Chloronitrobenzene	microg/l	O	O	O	0.002		9312	
CNB.25D	2,5-Dichloronitrobz	microg/l	O	O	O	0.1		9071	
CNB.M	M-Chloronitrobenz	microg/l	O	O	O	0.1		9072	
CNB.MP	M+P-Chloronitrobenz	microg/l	O	O	O	0.1		9073	
CNB.O	O-Chloronitrobenz	microg/l	O	O	O	0.1		9074	
CNB.P	P-Chloronitrobenz	microg/l	O	O	O	0.1		9075	
CO	Co (Cobalt)	microg/l	O	O	N	0.1		1379	
CO2	Co2 Dissous	mg/l	O	O	O	0		1344	
CO2A	Co2 Agressif	mg/l	O	O	N	0.1		9076	
CO2CARB	Co2 (Carbonate)	mg/l	O	O	O	0		9230	
CO2EQUIL	Co2 (Equilibrant)	mg/l	O	O	O	0		9231	
CO2L	Co2 Libre	mg/l	O	O	N	0.1		1344	

Suivi de la qualité des eaux souterraines en aval des installations classées

CO2TOTAL	CO2 (Total)	mg/l	O	O	O	0		9232	
CO3	Co3 (Carbonate)	mg/l	O	O	N	0		1328	
COD	Carbone Orga Dissous	mg/l	O	O	N	0		1318	
COL37	Colimétrie A 37 C	par 100 ml	N	N	N	0	1	9077	
COL44	Colimétrie A 44 C	par 100 ml	N	N	N	0	1	1448	
COLF	Coliformes Fecaux	Unites	N	N	O	0		1448	0
COLIMES	Coliformes Mesophile	Unit,s	O	O	O	0		9278	0
COLITHM	Coliformes Thermotdr	p 100 ml	N	N	O	0		1448	0
COLITHT	Colif.Thermotolerant	p 100 ml	O	O	O	0		1448	0
COLITOTA	Coliformes Totaux	p 100 ml	O	O	O	0		1447	0
COLMA	Pouvoir Colmatant	Unites Beaudrey	N	N	N	0		9081	
COLMEMFI	Coliformes Memb.Fill	p 100 ml	O	O	O	0		9279	0
COLT	Coliformes Totaux	Unites	N	N	O	0		1447	0
COND	Conductivite	Micro S.cm-1 (20d.C)	N	N	N	25		1304	400
CONDP	Conduct Apres Marbre	Micro S.cm-1 (20d.C)	N	N	N	30		9084	
COT	Carbone Orga Total	mg/l	O	O	N	0		1325	
CR	Cr (Chrome Total)	microg/l	O	O	N	30	500	1389	50
CR6	Cr6(Chrome Hexaval.)	microg/l	O	O	N	10		1371	
CRESOL	Cresol M+P	microg/l	O	O	O	0		9087	
CU	Cu (Cuivre)	microg/l	O	O	N	10	1000	1392	1000
CUMENE	Cumene	microg/l	O	O	O	1		9281	
CYANAZ	Cyanazine	microg/l	O	O	N	0		1137	
CYHNOL	Cyclohexanol	microg/l	O	O	O	0.1		9088	
CYHNON	Cyclohexanone	microg/l	O	O	O	0.1		9089	
CYHXAN	Cyclohexane	microg/l	O	O	O	0.1		9249	
CYPENTA	Cyclopentane	microg/l	O	O	O	5		9290	
CYPERME	Cypermethrine	microg/l	O	O	O	0.005		1140	
D	D (Deuterium)	delta pour1000 SMOW	N	N	O	-10000		1071	
DBO2	Dbo2	mg/l	N	N	N	0		1321	
DBO5	Dbo5	mg/l	N	O	N	1		1313	
DCO	Dco	mg/l	O	O	N	20		1314	5
DDD.24	Ddd.24	microg/l	O	O	O	0		1143	
DDD.44	Ddd.44	microg/l	O	O	O	0		1144	
DDE	Dde	microg/l	O	O	O	0		9264	
DDE.24	Dde.24	microg/l	O	O	O	0		1145	
DDE.44	Dde.44	microg/l	O	O	O	0		1146	
DDT	Ddt	microg/l	O	O	O	0		9265	
DDT.24	Ddt.24	microg/l	O	O	O	0		1147	
DDT.44	Ddt.44	microg/l	O	O	O	0		1148	
DETAN	Detergent Anionique	microg/l	O	O	O	5	200	1444	
DETCAT	Detergent Cationique	mg/l	O	O	O	0.0003		9095	
DETNIONI	Detergent Non Ioniqu	microg/l	O	O	O	0		1443	
DIAZINON	Diazinon	microg/l	O	O	O	0.001	10	1157	0.1
DICHLOR	Dichlorvos	microg/l	O	O	O	0.01		1170	0.1
DIELDRIN	Dieldrine	microg/l	O	O	O	0.005	0.03	1173	
DINITO	Dinitrotoluene	microg/l	O	O	O	0		9096	
DISULF	Disulfoton	microg/l	O	O	O	0.007	0.1	9097	0.1
DITHIOCA	Dithiocarbamates	microg/l de Cs2 libé	O	O	O	0	10000	9301	
DIURON	Diuron	microg/l	O	O	O	0.05	10	1177	
DNTPOH25	2,5 Dinitrophenol	microg/l	O	O	O	0		9098	
DP4	Dp5 Arochlor 1242	microg/l	O	O	O	0		9316	
DP5	Dp5 Arochlor 1254	microg/l	O	O	O	0		9099	
DP6	Dp6 Arochlor 1260	microg/l	O	O	O	0.02	0.5	9100	
ECOL	Escherichia Coli	p. 100 ml	N	N	O	0		1449	
EH	Eh	mV	N	N	N	-600		9101	
ENDOS.A	Endosulfan.A	microg/l	O	O	O	0.002	0.1	1178	0.1
ENDOS.B	Endosulfan.B	microg/l	O	O	O	0.002	0.1	1179	0.1

Suivi de la qualité des eaux souterraines en aval des installations classées

ENDRINE	Endrine	microg/l	O	O	O	0.005	0.1	1181	0.1
EPOH.25D	Dimethylphenol 25	microg/l	O	O	O	0		9104	
ESH	Escheria Coli	unites par ml	N	N	N	0		1449	
ETBZ.T	Trimethylbenzene	microg/l	O	O	O	0.15		9332	
ETHANOL	Ethanol	microg/l	O	O	O	5		9305	
ETHYLBEN	Ethyl Benzene	microg/l	O	O	O	0.15		9248	300
ETHYLPAR	Ethyl Parathion	microg/l	O	O	O	0.009	0.1	1232	0.1
ETRPHOS	Etirimphos	microg/l	O	O	O	0.006	0.1	9107	0.1
ETY	Bacteriophage Sh	unites par ml	N	N	N	0		1059	
ETYPOH.2	Ethyphenol 2	microg/l	O	O	O	0		9109	
ETYPOH.3	Ethyphenol 3	microg/l	O	O	O	0		9110	
F	F (Fluor)	microg/l	O	O	N	0	1500	1391	1500
FANTHEN	Fluoranthene	microg/l	O	O	O	0.001		1191	
FE	Fe (Fer Total)	mg/l	O	O	N	0.01	200	1399	0.2
FE2	Fe2 (Fer Ferreux)	mg/l	O	O	N	0		1366	
FE3	Fe3 (Fer Ferrique)	mg/l	O	O	N	0		1365	
FEDISSOU	Fe (Dissous)	microg/l	O	O	N	0	100	1399	
FENITROT	Fenitrothion	microg/l	O	O	O	0.007	0.1	1187	0.1
FENTHION	Fenthion	microg/l	O	O	O	0		1190	
FLUFENOX	Flufenoxuron	microg/l	O	O	O	0.02		9297	
FLUOBORA	Fluoborate	microg/l	O	O	O	0	0.1	9219	
FLUORENE	Fluorene	microg/l	O	O	O	0.01	100	9336	
FLURAL.T	Trifluraline	microg/l	O	O	O	0.005	0.1	1289	0.1
FMA.2T	2-Trifluoromethyla.	microg/l	O	O	O	0.2		9111	
FMA.3T	3-Trifluoromethyla.	microg/l	O	O	O	0.3		9112	
FMA.4T	4-Trifluoromethyla	microg/l	O	O	O	0.2		9113	
FOLPEL	Folpel	microg/l	O	O	O	0.02	0.1	1192	0.1
FONGI	Fongicides	en 10-6 mg	O	N	N	0		9114	
FORMOTHI	Formothion	microg/l	O	O	O	0.07	0.1	9115	0.1
FREON113	Freon 113	microg/l	O	O	O	2		1196	
GHPERYLE	Benzo(Ghi)Perylene	microg/l	O	O	O	0.005		1118	
H2S	H2S Libre	mg/l	O	O	N	0.1		1343	
H3	H3 (Tritium)	UT	N	N	O	0		1078	
HCB	Hcb	microg/l	O	O	O	0		1199	
HCH	Hch	microg/l	O	O	O	0	0.1	9253	0.1
HCHA	Hch Alfa	microg/l	O	O	O	0.001	0.1	1200	0.1
HCHB	Hch Beta	microg/l	O	O	O	0.001	0.1	1201	0.1
HCHD	Hch Delta	microg/l	O	O	O	0.001	0.1	1202	0.1
HCHG	Hch Gamma (Lindane)	microg/l	O	O	O	0.001	0.1	1203	0.1
HCO3	Hco3 (Hydrogenocarb)	mg/l	O	O	N	0		1327	
HEPTANE	Heptane	microg/l	O	O	O	5		9251	
HERBI	Herbicides	en 10-6 mg	O	N	N	0		9120	
HEXANE	Hexane	microg/l	O	O	O	5		9291	
HG	Hg (Mercure)	microg/l	O	O	N	0.1	10	1387	1
HPA	Hpa (Total)	microg/l	O	O	O	0.0003	0.2	1445	0.2
HPTCL	Heptachlore	microg/l	O	O	O	0.005	0.1	1197	0.1
HPTCL.EP	Heptachlore Epoxyde	microg/l	O	O	O	0.005	0.1	1198	0.1
HYDA	Hydrocarb. Aromatiq.	microg/l	O	O	N	0.001		1445	
HYDD	Hydrocarb. Dissous	microg/l	O	O	N	30	1000	1442	10
I	Iode	microg/l	O	N	N	0		1381	
IND.CH2	Indice Ch2	mg/l	O	O	O	0		1446	
IND.PERM	Indice Permanganate	mg/l	O	O	O	0.5		9229	
INPYRENE	Indeno Pyrene	microg/l	O	O	O	0.005		1204	
IPYR.123	Indeno(1,2,3Cd)Pyren	microg/l	O	O	O	0		1204	
ISOPROPA	Isopropanol	microg/l	O	O	O	0		9259	
ISOPROTU	Isoproturon	microg/l	O	O	O	0	0.01	1208	
K	K (Potassium)	mg/l	O	O	N	0	12	1334	12

Suivi de la qualité des eaux souterraines en aval des installations classées

KFANTHEN	Benzo(K)Fluoranthene	microg/l	O	O	O	0.0003			1117	
LEGIONEL	Legionelles	ds 1 l	O	O	O	0			1047	
LEVURES	Levures	pour 100 ml	O	O	O	0			1068	
LI	Li (Lithium)	microg/l	O	O	N	0			1364	
LINDANE	Lindane	microg/l	O	O	O	0			1203	
LINURON	Linuron	microg/l	O	O	O	0.05	0.1		1209	
MALATHIO	Malathion	microg/l	O	O	O	0.007	0.1		1210	0.1
MATORG	Matieres Organiques	mg O2/l	O	O	O	0			1021	
MATSU	Matieres Suspension	mg/l	N	O	N	0			1305	
MCPA.24	2,4 Mcpa	microg/l	O	O	O	0.015	0.1		1212	
MERCAPTO	Mercaptodimethur	microg/l	O	O	O	0.02			9298	
MESITYLE	Mesitylene	microg/l	O	O	O	1			9283	
METCETON	Methylisobutylcetone	microg/l	O	O	O	0			9261	
METCYPEN	Methylcyclopentane	microg/l	O	O	O	5			9294	
METETHYC	Methylethylcetone	mg/l	O	O	O	0.5			9304	
METHANOL	Methanol	mg/l	O	O	O	0	10		9216	
METOPROP	Methoxypropanol	microg/l	O	O	O	0			9260	
METOXCL	Methoxychlore	microg/l	O	O	O	0.02	0.1		1224	0.1
METOXURO	Metoxuron	microg/l	O	O	O	0.05			1222	
METPARAT	Methyl Parathion	microg/l	O	O	O	0.007	0.1		1233	0.1
METPEN.2	Methyl 2 Pentane	microg/l	O	O	O	5			9292	
METPEN.3	Methyl 3 Pentane	microg/l	O	O	O	5			9293	
MG	Mg (Magnesium)	mg/l	O	O	N	0	50		1372	50
MN	Mn (Manganese)	mg/l	O	O	N	0.01	50		1394	0.05
MO	Mo (Molybdene)	microg/l	O	O	O	0			1395	
MPCLAN	Metaparachloroanilin	microg/l	O	O	O	0			9133	
MTBE	Mtbe	microg/l	O	O	O	0			9134	
MXYLENE	M-Xylene	microg/l	O	O	O	0.15			1293	
N15	N15 (Azote 15)	mg/l	N	N	O	-10000			1070	
NA	Na (Sodium)	mg/l	O	O	N	0	150		1375	150
NANIS.2	2-Nitroanisol	microg/l	O	O	O	0.3			9137	
NANIS.4	4-Nitroanisol	microg/l	O	O	O	0.3			9138	
NAPHTAL	Naphtalene	microg/l	O	O	O	0.15	100		9302	
NB	Nitrobenzene	microg/l	O	O	O	0.2			9139	
NEBURON	Neburon	microg/l	O	O	O	0.004	0.1		9140	
NH3	Nh3	microg/l	O	O	O	0			1351	
NH4	Nh4 (Azote Ammoniac)	mg/l	O	O	N	0.03	0.5		1335	0.5
NI	Ni (Nickel)	microg/l	O	O	N	30			1386	50
NIPHE	Nitrophenol	microg/l	O	O	O	0			9141	
NK	Azote Kjeldahl	mg/l	O	O	O	0.1	3		1319	1
NO2	No2 (Nitrites)	mg/l	O	O	N	0.02	0.1		1339	0.1
NO3	No3 (Nitrates)	mg/l	O	O	N	0.7	50		1340	50
NONYLPOH	Nonyl Phenol	microg/l	O	O	N	20	50		9330	
NORG	Norg(Azote Organ.)	mg/l	O	O	N	0			1319	
NP.M	M-Nitrophenol	microg/l	O	O	O	0.5			9143	
NP.O	O-Nitrophenol	microg/l	O	O	O	0.3			9144	
NP.P	P-Nitrophenol	microg/l	O	O	O	0.4			9145	
NT.24D	2,4-Dinitrotoluene	microg/l	O	O	O	0.3			9146	
NT.26D	2,6-Dinitrotoluene	microg/l	O	O	O	0.3			9147	
NT.M	M-Nitrotoluene	microg/l	O	O	O	0.1			9148	
NT.O	O-Nitrotoluene	microg/l	O	O	O	0.2			9149	
NT.P	P-Nitrotoluene	microg/l	O	O	O	0.3			9150	
NTCA.M	M-Nitrotol+Chloroani	microg/l	O	O	O	0.1			9151	
NTCA.MP	M-Nitrotoluen+P-Chl.	microg/l	O	O	O	0.3			9152	
NTK	Nik	mg/l	O	O	O	0			1319	
NUM22	Numeration Tot 22 C	Unites par ml	N	N	N	0			1040	
NUM37	Numeration Tot 37 C	Unites par ml	N	N	N	0			1041	

O18	O18 (Oxygene 18)	delta pour1000 SMOW	N	N	O	-10000		1072	
OCL	Organochlores	microg/l	O	O	O	0		9258	
OCTYLPOH	Octyl Phenol	microg/l	O	O	O	50	50	9331	
OH	Hydroxyde	mg/l	O	O	O	0		9156	
OHAL	Organohalogenes	en 10-6 mg/l	N	N	N	0		9157	
OPDDD	Op Ddd	microg/l	O	O	O	0.002	0.1	1143	0.1
OPDDE	Op Dde	microg/l	O	O	O	0.001	0.1	1145	0.1
OPDDT	Op Ddt	microg/l	O	O	O	0.005	0.1	1147	0.1
OPHO	Organophosphores	en 10-6 mg/l	N	N	N	0		9161	
ORTHOPO4	Orthophosphates	mg/l	O	O	O	0		1433	
OTOLUID	O-Toluidine	microg/l	O	O	O	0		9162	
OXYA	Oxydabilite Acide	mg/l	O	O	O	0	5	1315	5
OXYB	Oxydabilite Basique	mg/l	O	O	N	0		1316	
OXYD	Oxygene Dissous	mg/l	O	O	O	0		1311	
OXYLENE	O-Xylene	microg/l	O	O	O	0.15		1292	
P	Phosphore Total	mg/l	O	O	O	0.01	5	1350	5
PARATHIO	Parathion	microg/l	O	O	O	0		1232	
PAXYPHE	Paramethoxyphenol	microg/l	O	O	O	0		9168	
PB	Pb (Plomb)	microg/l	O	O	N	3	50	1382	50
PCB	Pcb	microg/l	O	O	O	0.07		9169	0.1
PCB101	Pcb 101	microg/l	O	O	O	0.02	10	1242	0.1
PCB105	Pcb 105	microg/l	O	O	O	0.02	10	9213	0.1
PCB118	Pcb 118	microg/l	O	O	O	0.02	10	1243	0.1
PCB1248	Pcb 1248	microg/l	O	O	O	0.02	10	9285	0.1
PCB1254	Pcb 1254	microg/l	O	O	O	0.02	10	1250	0.1
PCB1260	Pcb 1260	microg/l	O	O	O	0.02	10	9228	0.1
PCB128	Pcb 128	microg/l	O	O	O	0.02	10	9212	0.1
PCB138	Pcb 138	microg/l	O	O	O	0.02	10	1244	0.1
PCB153	Pcb 153	microg/l	O	O	O	0.02	10	1245	0.1
PCB156	Pcb 156	microg/l	O	O	O	0.02	10	9211	0.1
PCB170	Pcb 170	microg/l	O	O	O	0.02	10	9210	0.1
PCB180	Pcb 180	microg/l	O	O	O	0.02	10	1246	0.1
PCB194	Pcb 194	microg/l	O	O	O	0.005	10	9299	0.1
PCB28	Pcb 28	microg/l	O	O	O	0.02	10	1239	0.1
PCB52	Pcb 52	microg/l	O	O	O	0.02	10	1241	0.1
PCP	Pentachlorophenol	microg/l	O	O	O	0.01		1235	0.01
PEST	Pesticides	microg/l	O	O	N	0	0.5	9170	
PH	Ph	Unites pH	N	N	N	2	9	1302	9
PHENANTH	Phenanthrene	microg/l	O	O	O	0.01	100	9337	
PHENOL	Phenol	microg/l	O	O	O	20		1440	0.5
PHP	Ph Apres Marbre	Unites pH	N	N	N	4		9172	
PMTRIN.C	Permethrine.Cis	microg/l	O	O	O	0.005		9287	
PMTRIN.T	Permethrine.Trans	microg/l	O	O	O	0.005		9288	
PO4	Po4 (Phosphate)	mg/l	O	O	N	0.01	5	9173	
POH	Ind.Phenol(Phenols)	microg/l	O	O	N	20	500	1440	0.5
PPDDD	Pp Ddd	microg/l	O	O	O	0.005	0.1	1144	0.1
PPDDE	Pp Dde	microg/l	O	O	O	0.007	0.1	1146	0.1
PPDDT	Pp Ddt	microg/l	O	O	O	0.005	0.1	1148	0.1
PROMETRY	Prometryne	microg/l	O	O	O	0		1254	
PROPAN-2	Propanol-2	microg/l	O	O	O	0		9315	
PROPAZ	Propazine	microg/l	O	O	O	0		1256	
PROPET	Propetempfos	microg/l	O	O	O	0.007	0.1	9178	0.1
PROPICON	Propiconazole	microg/l	O	O	O	0.02		1257	
PROPYLBZ	Propylbenzene	microg/l	O	O	O	1		9282	
PSEUDOMO	Pseudomonas	ds 100 ml	O	O	O	0		1046	
PXYLENE	P-Xylene	microg/l	O	O	O	0.15		1294	
PYRENE	Pyrene	microg/l	O	O	O	0.01	100	9337	

Suivi de la qualité des eaux souterraines en aval des installations classées

QUINTOZE	Quintozene	microg/l	O	O	O	0.001	0.1	9181	0.1
RB	Rb (Rubidium)	microg/l	O	O	N	0.1		9182	
RE105	Residus Sec 105 C	mg/l	N	N	N	0		1307	
RE180	Residus Sec 180 C	mg/l	N	N	N	0	1500	9184	1500
RE260	Residu Sec 260	mg/l	O	O	O	0		9185	
RECAL	Residus Calcine 525C	mg/l	N	N	N	0		9186	
REDOX	Redox		O	O	O	0		1330	
RES	Residus Secs	mg/l	N	N	N	0		9187	1500
RESIS	Resistivite	ohms/cm 20 d Celsius	N	N	N	0		9188	
RESULF	Residu Sulfate	mg/l	O	O	O	0		9189	
S34	S (Soufre 34)	delta pour 1000 CD	N	N	O	-10000		1073	
SALMONEL	Salmonelles	1000 ml	O	O	O	0		1451	0
SB	Sb (Antimoine)	microg/l	O	O	N	0		1376	10
SE	Se (Selenium)	microg/l	O	O	N	1	10	1385	10
SEC	Sec	mg/l	O	O	N	0		1435	0.1
SEH	Subst.Extract.Hexane	mg/l	O	O	O	0		9263	
SI	Si (Silicium)	mg/l	O	O	N	0		9244	
SIMAZINE	Simazine	microg/l	O	O	O	0.02	0.1	1263	
SIO2	Sio2 (Silice)	mg/l	O	O	N	0		1348	
SIO2IONI	Sio2 Ionique	mg/l	O	O	O	0		1348	
SIO2NION	Sio2 Non Ionique	mg/l	O	O	O	0		9221	
SN	Sn (Etain)	microg/l	O	O	O	40		1360	
SO3	So3 (Sulfites)	mg/l	O	O	O	0		9191	
SO4	So4 (Sulfates)	mg/l	O	O	N	0	250	1338	250
SR	Sr (Strontium)	microg/l	O	O	N	0		1363	
STAPHYLO	Staphylocoques Tot.	p. 100 ml	N	N	O	0	0	9286	0
STRP	Streptocoques	p. 100 ml	N	N	O	0	0	1450	0
STYRENE	Styrene	mg/l	O	O	O	0.15		9194	0.02
SULF	Sulfures	mg/l	O	O	N	0	0.05	1355	
TA	Titre Alcalimetrique	Degres Francais	O	N	N	0.1		1346	
TAC	Titre Alca. Complet	Degres Francais	N	N	N	0	50	1347	
TACAM	Titre Alca.Ap.Marbre	Degres Francais	N	N	N	0	50	9207	
TAIR	Temperature De L'Air	degres Celsius	N	N	N	-40		1409	
TEHYTHIF	Tetrahydrothiofene	mg/l	O	O	O	0	10	9218	
TEMP	Temperature De L'Eau	Degres Celsius	N	N	N	0	25	1301	
TERBUCON	Terbuconazole	microg/l	O	O	O	0.01		9206	
TERBUPHO	Terbuphos	microg/l	O	O	O	0.007	0.1	1267	0.1
TERBUT	Terbutanol	microg/l	O	O	O	0		9196	
TERBUTYL	Terbutylazine	microg/l	O	O	O	0		1268	
TH	Durete Totale	Degres Francais	N	O	N	0		1345	
THCA	Thca	degres Francais	N	O	N	0		9237	
THIMET	Thiometon	microg/l	O	O	O	0		9197	
THIOCYAN	Thiocyanates	microg/l	O	O	O	0		9242	
THP	Th Apres Marbre	Degres Francais	N	O	N	0		9198	
TI	Ti (Titane)	mg/l	O	O	O	0	1	1373	
TL	Thallium	mg/l	O	O	O	0		9199	
TOC	Toc (Carbone Organ.)	mg/l	O	O	N	0		1325	
TOLUENE	Toluene	microg/l	O	O	O	0.15		1278	700
TRES	Temp.Determ. R.Secs	Degres Celsius	N	N	N	0		9201	
TRIADIME	Triadimefon	microg/l	O	O	O	0.07	0.1	9202	0.1
TRICLANI	Trichloroaniline	microg/l	O	O	O	0		9203	
TRIETHYG	Triethylene Glycol	mg/l	O	O	O	0	10	9217	
TURBF	Turbidite Formazine	Unites Formazine	N	O	N	0		1296	
TURBJ	Turbidite Jackson	Unites Jackson	N	O	N	0		1300	
TURBM	Turbidite Mastic	Gouttes de mastic	N	O	N	0		1297	
TURBNEP	Turbidite Nephelomet	Unites NTU	N	O	O	0		1295	
TURBS	Turbidite	degres silice	N	O	O	0.09		9313	

V	V (Vanadium)	microg/l	O	O	N	0.1		1384	
VOX	Vox	microg/l	O	O	O	0.1		9311	
XYLEN.MP	Xylene (M+P)	microg/l	O	O	O	0.3		9254	500
XYLENE	Xylene	microg/l	O	O	O	0		9205	500
ZN	Zn (Zinc)	mg/l	O	O	N	0.01	5	1383	5



Géosciences pour une Terre durable

brgm

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

Service géologique régional Lorraine
1, avenue du Parc de Brabois
54500 – Vandœuvre-lès-Nancy – France
Tél. : 03 83 44 81 49